



T.C.

TOKAT GAZİOSMANPAŞA ÜNİVERSİTESİ

LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

SU ÜRÜNLERİ MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

**ATAKÖY BARAJ GÖLÜ TROFİK DURUMUNUN
MODELLENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ÖZLEM BAKLAN

Danışman: Dr.Öğretim Üyesi Ekrem BUHAN

**TOKAT
ARALIK - 2024
Her Hakkı Saklıdır.**

ETİK SÖZLEŞME

Tokat Gaziosmanpaşa Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü tez yazım kılavuzuna göre, Dr.Öğretim Üyesi Ekrem BUHAN danışmanlığında hazırlamış olduğum “Ataköy Baraj Gölü Trofik Durumunun Modellenmesi” adlı Yüksek Lisans tezinin bilimsel etik değerlere ve kurallara uygun, özgün bir çalışma olduğunu, aksinin tespit edilmesi halinde her türlü yasal yaptırımını kabul edeceğimi beyan ederim.

27/12/2024
Özlem BAKLAN



Özlem BAKLAN tarafından hazırlanan ‘**Ataköy Baraj Gölü Trofik Durumunun Modellenmesi**’ adlı tez çalışmasının savunma sınavı 29.11.2024 tarihinde yapılmış olup aşağıda verilen Jüri tarafından Oy Birliği ile Tokat Gaziosmanpaşa Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Su Ürünleri Mühendisliği Ana Bilim Dalı’nda Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri

İmza

Danışman Dr.Öğretim Üyesi Ekrem BUHAN

Üye Prof.Dr.Nihat YEŞİLAYER

Üye Doç.Dr. Zafer KARSLI

ONAY

...../...../.....

Doç.Dr.Ercan ÇAÇAN

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Müdürü

ÖNSÖZ

Tez çalışmam sırasında yanımda olan değerli danışman hocam Dr.Öğretim Üyesi Ekrem BUHAN'a teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca değerli bilgilerini bizlerle paylaşmaktan çekinmeyen ve su kalitesi çalışmaları için Prof.Dr. Fatih POLAT'a, CBS model çalışmaları için Doç.Dr.Orhan Mete KILIÇ'a minnet duygularıyla saygılarımı sunarım.

Tez çalışmalarım boyunca sabırla beni destekleyen sevgili eşime ve biricik oğluma sevgilerimi sunarım.

Özlem BAKLAN

ÖZET

ATAKÖY BARAJ GÖLÜ TROFİK DURUMUNUN MODELLENMESİ

Baklan, Özlem

Yüksek Lisans, Su Ürünleri Mühendisliği Ana Bilim Dalı

Tez Danışmanı: Dr.Öğretim Üyesi Ekrem BUHAN

Aralık 2024, x + 94 sayfa

Ataköy Baraj Gölü su sıcaklığı ve seki disk derinliği değerlerine göre gölün oligotrof özellikte olması beklenirken; gölün ana su kaynağının Almus Baraj Gölü olması nedeniyle, bu gölün karakterine uygun bir trofik durum ortaya çıkmıştır. Trofik durum indeksi 28 -50 arasında değişmiş ve ortalama 41 TSI değeri bulunmuştur. Göl yüksek oligotrof ve düşük mesotrof aralığında trofik durum sergilemiştir. Ataköy Baraj Gölü su kalitesi alabalık yetiştiriciliği açısından son derece uygun olmakla birlikte; su sıcaklığının 4-12 °C arasında olması, ayrıca yüzey alanının düşüklüğü nedeniyle pazar boyu yetiştiriciliği ekonomik olmayacaktır. Ancak alabalık kuluçkahanesi kurulması ve ön büyütme yapılarak; fingerling boyutundaki balıkların bitişikteki Almus Baraj Gölünde kurulu olan işletmelere satılması ekonomik bir uygulama olacak ve ekolojik açıdan bir sorun teşkil etmeyecektir.

Anahtar Kelimeler: Ataköy Baraj Gölü, Trofik Durum, TSI, CBS

ABSTRACT

MODELING OF TROPHIC STATUS OF THE ATAKÖY DAM LAKE

Baklan, Özlem

Master's Thesis, Department of Animal Science

Advisor: Asst.Prof.Dr. Ekrem BUHAN

December 2024, x + 94 page

The trophic status of Ataköy Dam Lake is expected to be oligotrophic based on the water temperature and secchi disk depth values; however, due to the lake's primary water source being Almus Dam Lake, the trophic status has aligned with the characteristics of this lake. The Trophic State Index (TSI) ranged between 28 and 50, with an average value of 41, classifying the lake's trophic status between high oligotrophic and low mesotrophic. While the water quality of Ataköy Dam Lake is highly suitable for trout farming, the water temperature, which ranges from 4-12°C, along with the relatively small surface area, makes market-size production economically unfeasible. However, establishing a trout hatchery and performing early-stage growth to sell fingerlings to the nearby operations at Almus Dam Lake would be an economically viable practice and would not pose any ecological issues.

Keywords: Ataköy Dam Lake, Trophic Status, TSI, CBS, Modeling

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 2.7.1. Göllerdeki Trofik Seviyeleri	30
Çizelge 2.7.2. TSI Sınıflandırmaları	31
Çizelge 2.7.3. Göller ve Rezervuarlar için Trofik Kategoriler.....	33
Çizelge 2.7.4. Su kütlelerinin trofik durum sınıflandırması.....	34
Çizelge 2.7.5. Toplam fosfor, klorofil a ve su şeffaflığı değerlerine denk göl trofik sınıfları	35
Çizelge 4.1. Ataköy Baraj Gölünde ölçülen suyun fizikokimyasal değerleri	56
Çizelge 4.2. Ataköy Baraj Gölünde ölçülen besleyici element değerleri (mg/l).....	58
Çizelge 4.3. Ataköy Baraj Gölü ötrofikasyon parametrelerinin özet değerleri.....	59
Çizelge 4.4.1. Ataköy Baraj Gölü Ötrofikasyon parametrelerinin TSI değerleri.....	60
Çizelge 4.4.2. Ataköy Baraj Gölü istasyonlara göre mevsimsel TSI değerleri.....	61
Çizelge 5.1. Ataköy Baraj Gölü su kalitesinin ulusal mevzuata göre değerlendirmesi	64
Çizelge 5.2. Xu ve ark., 2001'in önerdiği ötrofikasyon seviye değerleri.....	65
Çizelge 5.3. Sucul yaşamı etkileyen değişkenler ve kalite sınıfları	65
Çizelge 5.4. Değişik Ülkelerde Sucul Yaşam ve Balıkçılık İçin Yüzey Suyu Kalite Kriterleri	66
Çizelge 5.5. OECD trofik sınıflandırma sistemi ile Karşılaştırma parametreleri	66
Çizelge 5.6. OECD' nin göllerin trofi düzeyleri için sınır değerleri.....	66
Çizelge 5.7. Göllerin trofi düzeyleri için sınır değerler	67
Çizelge 5.8. Farklı trofik kategorilerdeki göllerin karakteristik özellikleri	67
Çizelge 5.9. Göllerin Trofi Durumları	67
Çizelge 5.10. Göl, Gölet ve Baraj Göllerinde Trofik Sınıflandırma Sistemi	68
Çizelge 5.11. Ataköy Baraj Gölü TSI değerlerinin Carlson TSI değerleri ile karşılaştırılması ..	68
Çizelge 5.12. Göllerin trofik durum sınıflandırılması ve ötrofikasyon değişkenlerinin	69
Çizelge 5.13. TSI farkları ve birbirleri ile ilişkilerinin anlamları	71
Çizelge 5.14. Toplam azot ve toplam fosfor besleyici element oranları ve alg kütlelerini.....	71
Çizelge 5.15.Çeşitli ülkelerde göllerin trofi seviyeleri	74

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1.1. Tatlı su ekosistemi tipleri arasındaki ilişkilere ve etkileşimlere arazi perspektifi	6
Şekil 2.1.2. Nehir kolu boyunca baraj etkileşimleri ve kanal morfolojisinin kavramsal modeli ..	7
Şekil 2.2.1. Nehir hidrolojik faktörlerinin besleyici element maddelerinin göçü	10
Şekil 2.3.1. Bir rezervuardaki azotun biyojeokimyasal dönüşüm mekanizması	13
Şekil 2.3.2. Bir rezervuardaki fosforun göç ve dönüşüm süreçleri	14
Şekil 2.4. Göllerde termal tabakalaşma.....	18
Şekil 2.5.1. Ötrofikasyonun temel elemanları	19
Şekil 2.5.2. Ötrofikasyonun kaynakları.....	20
Şekil 2.6.1. Göllerin yaşlanma süreçleri 1	25
Şekil 2.6.2. Göllerin yaşlanma süreçleri 2	25
Şekil 2.7.1. Oligotrof göllerin genel tanıtımı	28
Şekil 2.7.2. Mesotrof göllerin genel tanıtımı	29
Şekil 2.7.3. Ötrofik göllerin genel tanıtımı	30
Şekil 2.7.4. Göl trofik sınıflama diyagramı.....	35
Şekil 2.8.1. Bir gölde besleyici element birikim kalıpları.....	38
Şekil 2.8.2. Su sütununda azot ve fosfor dönüşümü	39
Şekil 3.1. Çalışma Bölgesi Almus ve Ataköy Baraj Gölleri Coğrafik Konumu	52
Şekil 4.1.1. Sıcaklık ve çözünmüş oksijen değerlerinin aylık dağılımları	56
Şekil 4.1.2. pH ve bulanıklık değerlerinin aylık dağılımları	57
Şekil 4.2.1. Ataköy Baraj Gölünde besleyici element değerlerinin aylık dağılımları	58
Şekil 4.4.1. Tüm parametreler bazında yıllık ortalama trofik durum dağılımı	60
Şekil 4.4.2. İstasyonlara göre mevsimsel TSİ değerleri CBS modelleri	62
Şekil 5.1. TSI(KLo)-TSI(TP) ile TSI(KLo)-TSI(SD) fark grafiği.....	70
Şekil 5.2. TSI(KLo)-TSI(TP) ile TSI(KLo)-TSI(SD) fark grafiği genel özellikleri	70
Şekil 5.3. Çin- İç Moğolistan Rewalsar Gölü'ndeki üretkenliği yöneten faktörleri	73

KISALTMALAR VE SİMGELER

KISALTMA

AÇIKLAMA

Klo-a/Chl-a	Klorofil-a
COD	Kimyasal oksijen ihtiyacı
BOD	Biyolojik oksijen ihtiyacı
TSI	Trofik Durum indeksi
TLI	Trofik seviye indeksi
SD	Seki diski derinliği
TP	Toplam fosfor
TN	Toplam azot
CBS	Coğrafik Bilgi Sistemleri
UA	Uzaktan Algılama
SKKY	Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
EPA	Amerikan Çevre Ajansı
AB / EU	Avrupa Birliği
ABD / US	Amerika Birleşik Devletleri
APHA	Amerikan Halk Sağlığı Birliği
DEFRA	İngiltere Çevre Gıda ve Kırsal İşler Bölümü
DWAF	Güney Afrika Su İşleri ve Orman Bölümü

SİMGELER

AÇIKLAMA

T	sıcaklık
mg	miligram
µg	mikrogram
C	karbon
N	azot
P	fosfor
NH ₄ -N	Amonyum azotu
NO ₂ -N	nitrit azotu
NO ₃ -N	nitrat azotu
PO ₄ -P	çözünmüş reaktif fosfor

İÇİNDEKİLER

ETİK SÖZLEŞME.....	i
ÖNSÖZ.....	iii
ÖZET	iv
ABSTRACT	v
ÇİZELGE LİSTESİ.....	vi
ŞEKİLLER LİSTESİ.....	vii
KISALTMALAR VE SİMGELER	viii
İÇİNDEKİLER	ix
1. GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER VE LİTERATÜR BİLDİRİŞLERİ	5
2.1. Göller ve Rezervuarların Genel Özellikleri.....	5
2.2. Rezervuarların Akarsu Ekosistemine Zararları	8
2.3. Rezervuarlarda besleyici element taşınması ve dönüşümü	11
2.3.1. Rezervuarlardaki azot döngüsündeki değişim ve dönüşüm.....	12
2.3.2. Rezervuarlardaki fosfor döngüsündeki değişim ve dönüşüm	14
2.4. Göllerde ve Rezervuarlarda Tabakalaşma	16
2.5. Göllerde ve Rezervuarlarda Ötrofikasyon	19
2.5.1. Doğal ötrofikasyon	21
2.5.1. Kültürel ötrofikasyon.....	21
2.6. Göllerin yaşlanması.....	24
2.7. Göl ve Rezervuarlarda Trofik Durum ve İndeksleri	26
2.8. Göl ve Rezervuarlarda Besleyici Elementler	36
2.9. Trofik durum indeksi sapması ve sınırlayıcı element	41
2.10. Türkiye ve diğer ülkelerde yapılan konuyla ilgili çalışmalar	43
3. MATERYAL ve METOT	52
3.1. Materyal.....	52
3.2. Metot	53
3.2.1. Su örneklerinin analizi.....	54
3.2.2. Trofik durum indeksi hesabı.....	54
3.2.3. Değerlendirme ve İstatistik Yöntemleri	54
3.2.4. Coğrafik Bilgi Sistemleri ve Modelleme.....	55
4. BULGULAR	56
4.1. 4.1. Fizikokimyasallar	56

4.2.Besleyici elementler	57
4.3.Ötrofikasyon Parametreleri	58
4.4. Ataköy Baraj Gölünün Trofik Durumu.....	27
5. TARTIŞMA ve SONUÇ	63
6. KAYNAKÇA	80
7. ÖZGEÇMİŞ.....	94



1. GİRİŞ

Dünyadaki suyun % 97'i denizlerde (tuzlu su) iken, sadece % 3'ü tatlı sudur. Tatlı suyun, % 79'u kutuplardaki ve dağlardaki buzullarda , % 20'si akiferlerde veya toprak neminde ve sadece % 1'i yüzey suyu olarak çoğunlukla göl ve nehirlerdedir (Brusseau ve ark.,2019). Küresel iklim değişiklikleri, kentleşme ve çevre kirliliği nehir ekosistemleri üzerinde muazzam bir baskıya neden olmuştur (Battle ve ark.,2016). Artan su kıtlığı ve su kirliliği nehir yaşam alanlarının küçülmesine, biyolojik çeşitliliğin azalmasına ve ekosistemlerin bozulmasına yol açmıştır. Sonuç olarak nehir ekosistemlerinin yapısının, işlevlerinin ve biyotik bütünlüğünün bozulması, hasar görmesi ve yok olması su güvenliğine yönelik sağlık risklerini artırmaktadır (Zhang ve ark.,2018). İklim değişikliğinin olası etkileri , insan nüfusundaki ve ekonomik kalkınmadaki sürekli artışlarla birleşince, tatlı su kaynaklarının gelecekteki sürdürülebilirliği konusunda kritik bir endişeye yol açmaktadır (Brusseau ve ark.,2019). Yedi buçuk milyarı aşan aşırı nüfus, özellikle hızlı kentleşme altında yerel çevreleri büyük ölçüde etkilemektedir (Liao ve ark., 2020). Şu anda dünya çapında en az 1 MW kapasiteli 3.700'den fazla hidroelektrik santrali planlanmış veya inşa halindedir (Grill ve ark., 2019). Dünya çapında içme suyu temini, hidroelektrik üretimi, sulama ve taşkın kontrolü gibi hizmetleri sağlamak için 800.000'den fazla baraj inşa edilmiştir (Friedl ve Wüest, 2002). Baraj yapımının birçok işlevi olmasına rağmen, havzanın orijinal durumunu değiştirecektir (Song ve ark., 2018). Önceki çalışmalara göre, dünyadaki büyük nehirlerin yarısından fazlasının bağlantısı barajlardan etkilenmiştir (Van Cappellen ve Maavara, 2016) ve bu sayı 2030 yılına kadar %93'e yükselmesi beklenmektedir(Glibert, 2020). Baraj yapımının taşkın rejimini düzenlediği, akış aşağısını değiştirdiği ve toplam akışı etkileyerek nehir ağızlarının ve yakındaki deniz alanlarının hidrolojik koşullarında değişikliklere yol açtığı bildirilmiştir (Baumgartner ve ark., 2022). Su, enerjiden daha kritiktir çünkü alternatif enerji kaynakları bulunmaktadır oysaki suyun başka bir alternatifi yoktur. Bu nedenle, göller gibi değerli su kaynaklarını korumak için ekolojik olarak sağlam yollar bulmak gerekmektedir. Aslında, gölün su kalitesinin sürekli izlenmesi ve değerlendirilmesi, sürdürülebilir koruma ve yönetim için çok önemli bir konudur (El-Serehy ve ark.,2018).

İklim değışikliği, su kalitesini yüksek düzeyde değıştirme potansiyeli olan yüzyılımızın en büyük sorunlarından birini temsil etmektedir ve bu nedenle uygun çözümlerin bulunması bir zorunluluk haline gelmiştir (Dumitran ve ark.,2020).

Göllerin ötrofikasyonu başta olmak üzere su kirliliği, dünya çapında aciliyetli bir çevre sorunu haline gelmiştir. Su Araştırma Komisyonu'nun istatistiklerine göre, Asya, Avrupa, Kuzey Amerika ve Afrika'daki göllerin sırasıyla %54'ü, %53'ü, %46'sı ve %28'i ötrofikasyon sorunlarıyla karşı karşıyadır (Nyenje ve ark., 2010). Göllerin ötrofikasyonu doğal faktörler ve insan faaliyetlerinin birleşik etkisi altında meydana gelir ve büyük miktarda alg çoğalmasına yol açar. Ötrofikasyonun nedenleri karmaşıktır, çünkü ötrofikasyon çeşitli ekolojik, sosyal, ekonomik ve diğer faktörlerden etkilenir (Álvarez ve ark. 2017). Ötrofikasyon, göller, rezervuarlar, nehirler, haliçler ve diğer habitatlar gibi iç sularda zararlı bir çevresel olgudur (Rigosi ve ark., 2014) ve özellikle azot ve fosfor olmak üzere besleyici element maddelerinin konsantrasyonunun artması nedeniyle oluşur (Wilkinson, 2017). Ormanların yok edilmesi, tarımsal faaliyetler ve kentleşme sıklıkla dünyanın yüzey özelliklerini değıştirir, su akış hacminde ve su sıcaklığında değışikliklere, alg çoğalmalarına neden olarak su kaynaklarındaki oksijen düşüklüğüne yol açılır (Ding ve ark., 2015). Bu ötrofikasyon olgusu, fosfor (P) ve azot (N) gibi besleyici element maddelerinin su ortamına girmesinin sonucu olarak su kütlelerinde doğal olarak oluşur. Nehir havzalarındaki tarımsal uygulamalar ve arıtılmamış, tarımsal ve endüstriyel atık suların girişı de dahil olmak üzere antropojenik faaliyetler, bu besleyici elementlerin aşırı miktarda su kaynaklarına girmesine neden olur ve ötrofikasyonu hızlandırabilir (Lundberg, 2013). Göllerin oligotrofikten ötrofiğe doğal evrimi yavaştır, ancak insan müdahalesi altında hızlanmıştır. Göllerdeki ötrofikasyon yalnızca yerel ekosistemleri olumsuz etkilemekle kalmaz, aynı zamanda halk sağlığı için potansiyel riskler de oluşturur (Lin ve ark., 2020). Bu nedenle, su kalitesini değlendirmek ve potansiyel risk kaynaklarını belirlemek için bilimsel bir yöntem kullanmak, ekolojik ve çevresel yönetimi güçlendirmek gerekmektedir (Straskraba ve Tundisi, 1999; Ortiz-Reyes ve Anex, 2018).

Göller de dahil olmak üzere su ekosistemlerinin çevre sağlığını sağlamak için bölgeler ve dünya çapında farklı düzenleyici araçlar mevcuttur. 2000 /60/EC sayılı Su Çerçeve

Direktifi , Avrupa Birliği (AB) üye devletlerinden göl sularının ekolojik durumunu değerlendirmelerini talep eden örneklerden biri olup, diğer ülkeler içinde özendirici ve yol gösterici olmuştur (Phillips ve ark., 2013). Bu protokoller gölleri ötrofik, mezotrofik veya oligotrofik olarak sınıflandırır (Gholizadeh ve ark., 2016 ; El-Serehy ve ark.,2018). Gölün trofik durumu, gölün fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerini bütünleştiren önemli bir ekosistem özelliğidir (Meyer ve ark.,2024). İlk olarak Naumann (1919) tarafından önerilen trofik durum kavramı, göl biyolojik üretkenliğine dayanmaktadır ve gölün biyolojik yapısı üzerindeki etkilerinden dolayı alg biyokütlesinin tahminiyle ölçülür. Trofik durum çeşitli indeksler kullanılarak formüle edilmiştir; en iyi bilineni Carlson (1977) tarafından oluşturulmuştur. Onun çalışmasına dayanarak önemli ölçüde değişen çok sayıda sınıflandırma sistemleri geliştirilmiştir (Nojavan ve ark.,2019). Göllerin ve rezervuarların ötrofikasyonu uzun zamandır araştırmacılar tarafından incelenmektedir, bu da çok sayıda ötrofikasyon modelinin geliştirilmesine ve bu ortamların trofik durumlarına göre kategorilendirilmesine imkân sağlamaktadır. Geleneksel olarak, trofik kategoriler göldeki besleyici element yükü ve/veya besleyici element konsantrasyonu ile ilişkilidir (Chalar ve ark., 2011). Trofik Durum Endeksi (TSI), literatürdeki diğer birçok teknik ve araç arasında ekosistem durumunu değerlendirmek için yaygın olarak kullanılan bir araçtır (Uddin ve ark.,2024).

Sucul ekosistemlerdeki klorofil a ve diğer fitoplanktonların üretkenlik oranıyla yakından ilişkili olan alg patlamaları , ötrofikasyonun önemli göstergeleridir (Devlin ve ark.,2011). Zamanla, sucul ekosistemlerdeki çeşitli işlevsel aktivite olumsuzlukları nedeniyle durum daha karmaşık hale gelmiştir. Bu nedenle, su ortamlarını yönetmek için ekosistemlerin trofik sağlığını izlemek ve değerlendirmek esastır. Ötrofikasyon için su ortamının izlenmesi ve değerlendirilmesi, olumsuz çevresel ve ekonomik etkileri azaltmak veya önlemek için gereklidir (Devlin ve ark, 2011; El-Serehy ve ark.,2018). Doğal göller ve baraj gölleri, geometrileri ve akarsu özellikleri nedeniyle kirliliğe daha fazla maruz kalmaktadır. Rezervuar ötrofikasyonu üzerine birçok çalışma yapılmıştır. Bu tür çalışmalar, esas olarak bu sistemlerde su kalitesi izlemenin birincil adımlarıdır ve bu da nihayetinde bu kaynakların kalitesini iyileştirmek için pratik stratejilerle sonuçlanabilir (Li X ve ark.,2015). P ve N, alg çoğalması için birincil sınırlayıcı besleyici elementlerdir. Toplam N (TN) ve toplam P (TP) kütle oranı; bu iki elementin kullanılabilirliğini,

mekansal ve zamansal olarak önemli ölçekler oluşturarak ekolojik değerlendirmek için iyi bir ölçüdür (Smith,1982). Yapay rezervuarlar çoğunlukla enerji üretimi için inşa edilir. Ancak bu rezervuarlar su temini, sulama, taşkın kontrolü, rekreasyon ve balıkçılık gibi diğer amaçlar için de kullanılır. Tarımsal ve kentsel akıştan gelen aşırı besleyici element girdileriyle ilişkili antropojenik ötrofikasyon, dünyadaki farklı su kullanımlarını tehdit etmektedir (Cunha ve ark. 2013). Halihazırda etkilenmiş göllerde ötrofikasyonu azaltmayı ve çevre koşullarını iyileştirmeyi amaçlayan etkili göl yönetimi stratejilerini formüle etmek ve uygulamak için gölün su kalitesini ve altta yatan süreçleri belirlememiz gerekir (Zawiska ve ark.,2023). İlk adım, göl suyu kalitesinin barometresi görevi gören trofik durumun değerlendirilmesini içerir. Araştırmacılar seki derinliği (SD), klorofil a konsantrasyonu ve toplam fosfor konsantrasyonu (TP) ölçümelerini içeren Carlson (Carlson,1977) tarafından geliştirilen Trofik Durum İndeksini (TSI) veya toplam azot (TN) belirlenmesini içeren Kratzer ve Brezonik (1981) tarafından önerilen yöntemi kullanabilirler. Bu şekilde elde edilen bilgiler, besleyici element azaltma hedeflerinin ve yöntemlerinin geliştirilmesine yardımcı olur (Nędzarek ve ark., 2024).

Bu çalışmada, ötrofikasyon parametreleri olarak toplam fosfor, toplam azot, klorofil-a ve seki derinliği ele alınmıştır. Bu parametrelerden yola çıkarak gölün ötrofikasyon durumu; trofik durum indeksi (TSI) ve sınırlayıcı besleyici element (N:P) temelli açıklanmıştır. Trofik durum indeksini kullanarak gölün su kalitesini değerlendirmek ve başta balıkçılık olmak üzere sürdürülebilir yönetimi için öneriler geliştirilmek tez çalışmasının temel amacını oluşturmuştur.

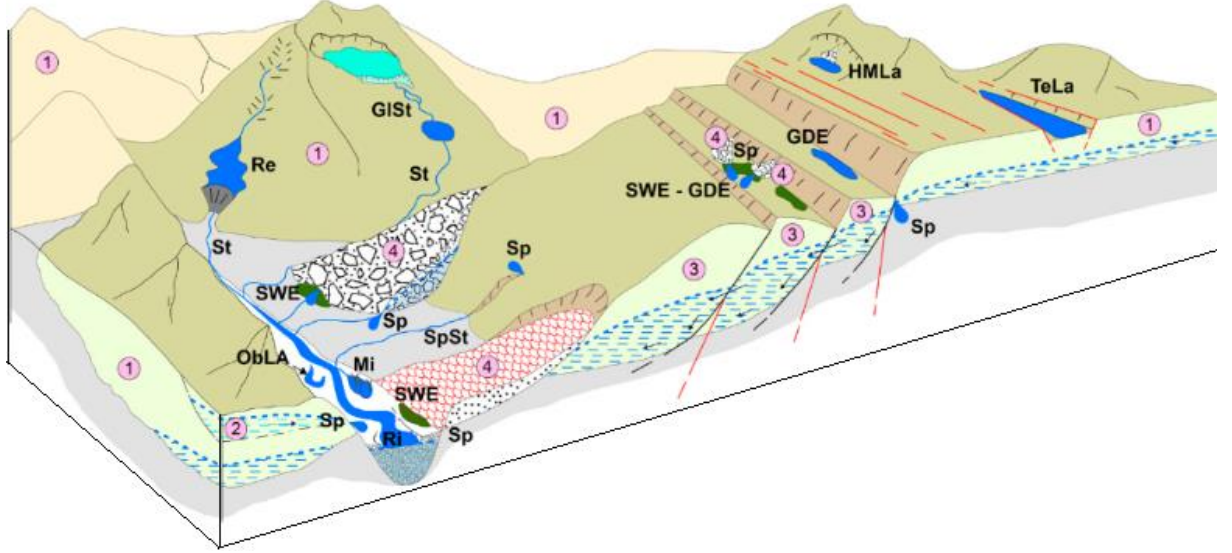
2. GENEL BİLGİLER VE LİTERATÜR BİLDİRİŞLERİ

2.1.Göller ve Rezervuarların Genel Özellikleri

Göller ve rezervuarları sınıflandırmanın birkaç yolu vardır: köken, ekolojik bölge, şekil ve boyut, karışım rejimi ve tabakalaşma. Göller ve rezervuarlar arasındaki temel fark, ilkinin doğal kökenlere sahip olması, ikincisinin ise antropojenik ihtiyaçlar için insanlar tarafından üretilmesidir. Her ikisi de lentik sistemlerdir ve bu nedenle bazı ortak özelliklere sahiptirler. (Brusseau ve ark.,2019). Göller, buzulların araziye ovaladığı yerlerde baskındır. Diğer durumlarda, tektonik aktivite yarıklar oluşturarak veya doğal nedenlerle başka bir çöküntü oluşmuş ve bu çöküntüleri dolduracak yeterli yeraltı veya yüzey suyu girişi oluşmuştur (Şekil 2.1.1). Öte yandan rezervuarlar, göllerin bol olmadığı ve suyun insan kullanımı için gerekli olduğu yerlerde inşa edilir. Rezervuarlar genellikle büyük doğal göllerin bol olmadığı kurak ve yarı kurak bölgelerde daha fazla bulunur. Kurak bölgelerde inşa edilen çok sayıda rezervuar, genellikle ya doğrudan su tutma (örneğin barajlar) ya da su tutmanın neden olduğu su kimyasında bir değişiklik yoluyla lotik habitatların feda edilmesi anlamına gelir. (Brusseau ve ark.,2019). Akarsularda ve nehirlerde yaşayan endemik su organizmaları, habitatın su tutması ve büyük barajların altındaki çevre koşullarındaki değişiklikler nedeniyle gezegendeki en tehlike altındaki türler arasındadır (Brusseau ve ark.,2019).

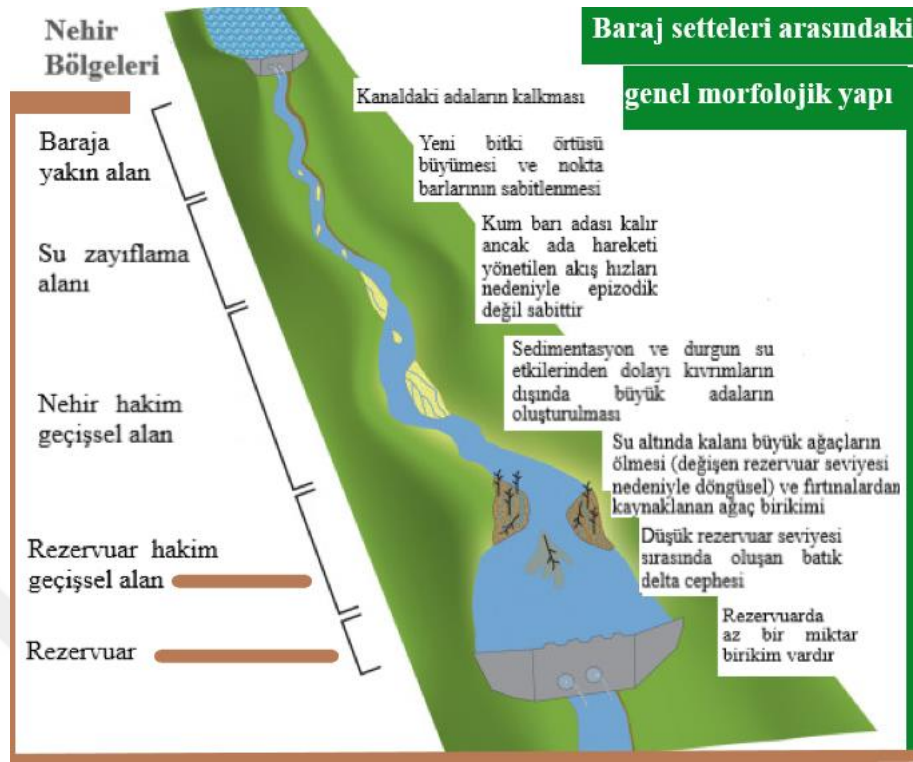
Tatlı su rezervuarları, içme suyu temini, sulama, ulaşım, endüstriyel ve soğutma suyu temini, güç üretimi, taşkın kontrolü veya rekreasyon gibi çeşitli ekosistem hizmetleri sağladıkları için özel ilgi gören yapay su kütleleridir (Şekil 2.1.2). Rezervuarın amacı genellikle rezervuar içindeki hidrolojik rejimi güçlü bir şekilde etkiler. Aynı zamanda, barajları nehirlerin ekolojik bağlantısını bozduğundan rezervuarların önemli bir çevresel etkisi vardır, rezervuarların su depolama ve salım kalıpları ise aşağı akışların miktarını, kalitesini ve zamanlamasını etkiler (Lehner ve ark.,2011). Rezervuarlar, özellikle bir nehir vadisini barajlayarak inşa edilen ve lotik ve lentik sistemler arasında bir geçişi temsil eden çok yaygın kanyon şeklindeki rezervuarlar olmak üzere, doğal göllerden birkaç önemli açıdan farklılaşır (Thornton, 1990). Doğal göllerle karşılaştırıldığında, bu

rezervuarlar uzunlamasına bir morfolojiye, daha kısa su kalma süresine, belirgin su seviyesi dalgalanmalarına ve çeşitli tabakalardan fark edilebilen düzensiz su çekilmesine sahiptir (Wetzel,2001).



Şekil 2.1.1. Tüm tatlı su ekosistemi tipleri arasındaki ilişkilere ve etkileşimlere odaklanmayı amaçlayan genelleştirilmiş hidrolojik döngünün arazi perspektifi (şematik çizim). Etiketler: GDEs = yeraltı suyu ve bağımlı ekosistemler, Sp = kaynaklar, SpSt = kaynak beslemeli akarsular, GISt = buzul akarsuları, St = akarsular, Ri = nehirler, TeLa = tektonik göller, HMLa = yüksek dağ gölleri, ObLA = yay gölleri, Re = rezervuarlar, Mi = bataklıklar, SWE = küçük sulak alan ekosistemleri (Cantonati ve ark.,2020'den değiştirilerek).

Rezervuarlardaki biyolojik çeşitliliğe yönelik başlıca tehditler, birbiriyle etkileşim halinde olan birkaç kategori altında gruplandırılabilir: aşırı kullanım; su seviyesindeki dalgalanmalar nedeniyle kıyı bölgesinin ortadan kalkmasıyla habitat bozulması; ötrofikasyon veya asitlenme gibi süreçler de dahil olmak üzere su kirliliği; uygunsuz yönetim uygulamaları (örneğin, balıkların aşırı stoklanması); iklim değişikliği ve karışım rejimindeki müteakip değişimler, yağış ve akış desenlerindeki değişiklikler, rüzgar hızı, yerli olmayan türlerin istilası ve daha fazlası. Rezervuar su seviyesindeki belirgin dalgalanmalar, kıyı bölgesinde hayati işlevleri yerine getiren yapılandırılmış makrofit bitki örtüsünün gelişimini engeller. Bu tür değişmiş hidrolojinin doğal tatlı su sistemlerinde karşılığı yoktur, çünkü çok az bitki türü belirli yönlerine adaptasyon gösterir (Cronk ve ark., 2001).



Şekil 2.1.2. Nehir kolu boyunca baraj etkileşiminden kaynaklanan kanal morfolojisinin kavramsal modeli (Skalak ve ark., 2013'ten alınmıştır). Adaların kaldırılması barajın hemen altında Baraj Yakın Bölgesi'nde gerçekleşir (yatak bozulması ve kıyı erozyonu da olasıdır). Aşınmış tortu yerel olarak yeni adalar ve aşağı akıştaki kum setlerinde birikebilir. Bu kum setleri ve adalar bbaraj zayıflatma bölgelerinde stabildir ancak barajdan kontrollü salınımlar nedeniyle aşınma ve birikinti muhtemelen daha az epizodiktir. Geçiş bölgelerinde yerel olarak birikmemiş tüm tortu burada birikecektir. Bu, büyük dağıtım adaları ve büyük odun birikimi ile sonuçlanır. Son olarak, aşağı akıştaki rezervuarda, tarihi kanal tamamen su altında kalır. Skalak ve ark.2013'den yeniden üretilmiştir (Pöpl ve ark.,2015).

Evsel atık suların artan deşarjı ve tarımsal uygulamalar ile kentsel gelişimden kaynaklanan yayılı kirlilik son zamanlarda aşırı besleyici element yüklenmesine yol açmış olup rezervuar ötrofikasyonunun başlıca itici güçlerinden biri olarak kabul edilmektedir (Smith,2003). Uzun rezervuarlardaki ötrofikasyon etkileri, su kütlelerinin giriş-geçiş-göl kısımlarında hipertrofi den oligotrofiye doğru gradyanlar oluşabildiğinden, mekansal olarak oldukça değişken olabilir. Besleyici element zenginleşmesi, suda yaşayan makrofitler arasındaki ve makrofitler ile epifitik ve/veya planktonik algler arasındaki ışık rekabetini etkiler (Hilton ve ark.,2006). Başlangıçta, makrofitler en derin ve kollara yakın kısımlardan kaybolur; süreç kötüleştiğinde, tüm su altı bitkileri sonunda rezervuardan kaybolur ve genellikle siyanobakteriyel veya alg patlamaları yaşayan fitoplanktonların hakim olduğu rezervuar haline gelir. Günümüzde

zararlı (toksik, besleyici element ağını değiştiren, hipoksi oluşturan) fitoplankton patlamaları, birçok ötrofik rezervuarın ekolojik bütünlüğünü ve sürdürülebilirliğini tehdit etmektedir (Huisman ve ark.,2018).

2.2. Rezervuarların Akarsu Ekosistemine Zararları

Nehir barajları, Dünya'nın doğal su ve madde döngülerindeki birincil antropojenik bozulmalardan biridir (Gilbert ve ark., 2020). Su seviyesi, akışı ve hızı gibi fiziksel faktörler, rezervuar inşasından sonra önemli değişiklikler gösterir. Örneğin, su hızı baraja yaklařtıķa azalır ve sistemi doğal bir "nehirden" yapay bir "gle" dönüştürür (Winton ve ark., 2019). Fiziksel parametrelerdeki bu değişiklikler biyojeokimyasal döngüleri daha da etkileyerek su kalitesini etkiler ve aşağı akıştaki bölgelerdeki ve bitişik sulak alanlardaki ekosistemleri tehlikeye atar (Wang ve ark., 2022).İnsan toplumunun gelişmesiyle birlikte baraj yapımı, grtmi, su kaynaklarının kullanımı, navigasyon ve taşkın kontrolü uygulamalarından dolayı hızla gelişmiştir. 19. yüzyılın sonunda Avrupa ve Amerika Birleşik Devletleri, temiz, verimli ve istikrarlı bir enerji kaynağı olarak hidroelektrik santrallerinin geliştirilmesinde ilk patlamayı başlattı. 21. yüzyılda, baraj yapımında ikinci bir patlama yaşandı; bu patlama çoğunlukla gelişmekte olan ülkelerde yaşandı; bunların arasında Asya, 15 GW'den fazla kurulu kapasiteye sahip sıcak bir noktaydı (Glibert, 2020). şu anda dünya çapında en az 1 MW kapasiteli 3.700'den fazla hidroelektrik santrali planlanmış veya inşa halindedir (Grill ve ark., 2019).

Son yıllarda, baraj yapımı nehir düzenlemesi için en önemli antropojenik aktivitelerden biri haline geldi ve rezervuarlar biyojeokimyasal döngü için önemli noktalar haline geldi. Barajların inşası nehir hidrolojik koşullarını değiştirir ve nehirlerin fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini değiştirir ve sonunda besleyici element döngüsünde önemli değişikliklere yol açar (Wang ve ark., 2022). Baraj yapımının birçok işlevi olmasına rağmen, havzanın orijinal durumunu değiştirecektir (Song ve ark., 2018). nceki çalışmalara göre, dünyadaki büyük nehirlerin yarısından fazlasının bağlantısı barajlardan etkilenmiştir (Van Cappellen ve Maavara, 2016) ve bu sayı 2030 yılına kadar %93'e yükselmesi beklenmektedir(Glibert, 2020).Baraj yapımının nehir suyu akışı ve hızı gibi hidro-fiziksel faktörler üzerindeki doğrudan etkilemekte ve bu da ana besleyici element

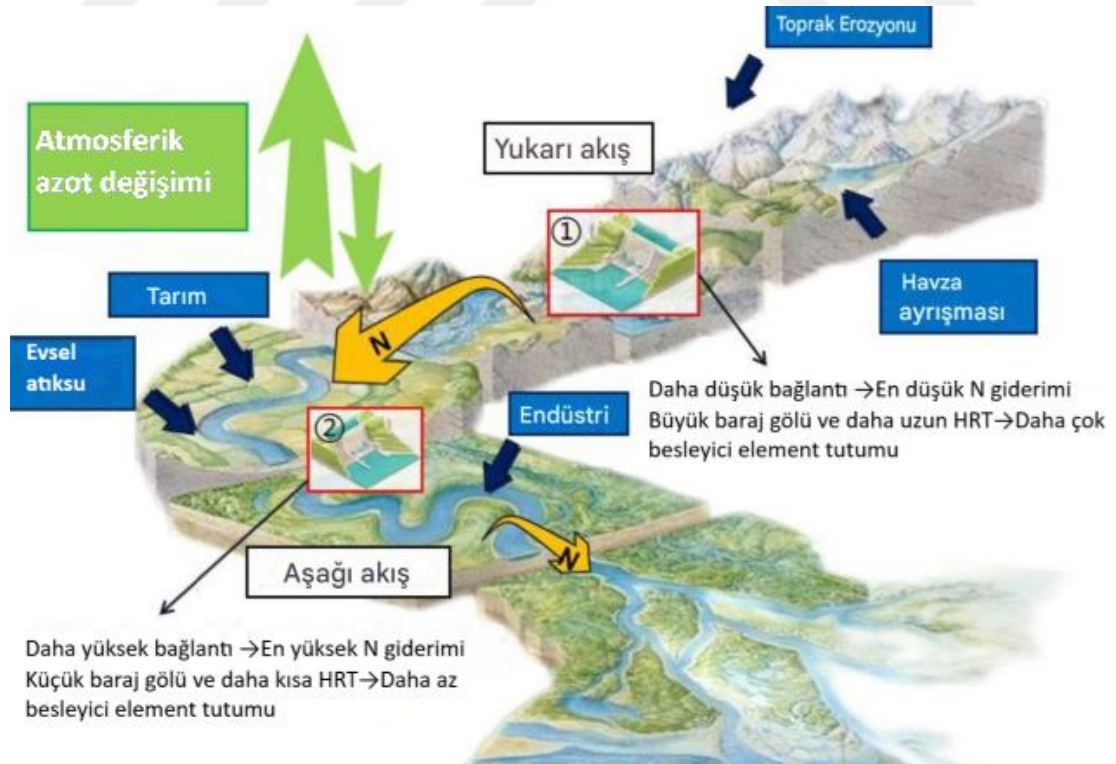
maddelerinin (N, P, Si ve C) akışlarının dengesini etkilemektedir. **Besleyici element konsantrasyonlarındaki değişiklikler nedeniyle, farklı besleyici element maddelerinin stokiometrik oranlarının büyüklüğü değişir ve bu da rezervuarlarda ötrofikasyon ve aşağı akış sularında oligotrofikasyon riskini tetikler.** Ek olarak, barajlama sera gazı emisyonunda artışa yol açar ve böylece özellikle kademeli rezervuarlarda küresel ısınmayı kötüleştirir (Wang ve ark., 2022).

Baraj su tutma, nehir ortamı boyunca su, organizmalar, besleyici element elementler ve enerjinin hareketini ve değişimini kısıtlar. HRT (hidrolik su tutulma süresi), besleyici element tutma ile önemli ölçüde pozitif korelasyona sahiptir ve bu da kademeli rezervuarlarda tek rezervuarlara göre daha fazla su ve besleyici element tutulmasına neden olur. Dahası, insan faaliyetlerinden kaynaklanan dışsal girdiler besleyici element taşınımı ve dengesi üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. Barajlamanın etkisi altında, mikrobiyal toplulukların mekansal ve zamansal ardışıklığındaki değişiklikler besleyici element döngüsüyle ilgili mikrobiyal işlevleri etkileyerek besleyici element taşınımı ve dönüşümünü daha da etkiler (Wang ve ark., 2022).

Baraj yapımının taşkın rejimini düzenlediği, akış aşağısını değiştirdiği ve toplam akışı etkileyerek nehir ağızlarının ve yakındaki deniz alanlarının hidrolojik koşullarında değişikliklere yol açtığı bildirilmiştir (Baumgartner ve ark., 2022). Barajların ekosistemler üzerindeki etkileri, azalan nehir akışı, azalan sediment akışı, değişen su sıcaklığı, değişen haliç deltası ve nehir bölümlerinde ve bitişik denizlerde tıkanan göç yolları yoluyla meydana gelir (Zhang ve ark., 2022). Dahası, baraj yapımı nehir ve deniz ekosistemlerindeki madde ve enerji akışlarını değiştirir ve bu da besleyici element biyojeokimyası üzerinde doğrudan bir etkiye sahiptir (Liermann ve ark., 2012). Barajlar ve rezervuarlar, nehir ağlarındaki biyojeokimyasal aktivite için sıcak noktalardır. İnsan düzenlemesinin nehir biyokütlesinin dolaşımına müdahalesi, nehir biyokütlesinin göç ve dönüşüm özelliklerini ve suyun ötrofikasyon tepkisini etkiler. Besleyici element akışına ek olarak, besleyici element oranları da etkilenir. Besleyici element içeriği ve oranındaki değişiklikler, nehir ekosistemlerini ve bu ekosistemlerdeki mikrobiyal toplulukları etkiler (Wang ve ark., 2022).

Barajlamanın besleyici element döngüleri üzerindeki etkileride barajlamada önemli bir konusudur. Konum, su akışını, bağlantısını ve şeklini değerlendirmek için en önemli

fiziksel parametredir (Schmadel ve ark., 2018). Bir nehrin akış ve hız gibi hidrolojik özellikleri büyük ölçüde nehir ağının konumu tarafından belirlenir. Su sıcaklığı, DO ve hidrolik kalma süresi gibi çevresel faktörleri ve sonuç olarak besleyici element döngüsünü etkiler (Lautz ve Fanelli, 2008). Suyun, organizmaların, besleyici elementlerin ve enerjinin nehir ortamı boyunca akabileceğinin temel bir güvencesi, nehrin bağlantısının bütünlüğüdür (Grill ve ark., 2019). Örneğin, bir nehir ağının bağlantı düzeyi, azot giderimindeki değişkenliği etkileyebilir. Şekil 2.2.1. besleyici element maddelerinin göçünü ve dönüşümünü etkileyen birleşik faktörleri tasvir etmektedir. Bağlantı açısından, daha düşük bağlantı daha az N giderimi anlamına gelir, bu nedenle akış aşağısında N taşınması daha fazla olacaktır. İyi bağlantılı rezervuarlar daha fazla azot giderir çünkü bu rezervuarların iyi karışma olasılığı daha yüksektir ve azotu daha etkili bir şekilde giderebilirler (Worman ve Kronnas, 2005). Bunun nedeni, besleyici element seviyelerinin kontrolünün büyük ölçüde rezervuarın şekline, özellikle de yüzey alanına bağlı olmasıdır (Seitzinger ve ark., 2002). Besleyici elementlerindeki değişiklikler biyolojik süreçleri daha da etkiler; bu nedenle, rezervuarların yerini ve bağlantısını incelemek gerekir (Wang ve ark., 2022).



Şekil 2.2.1. Nehir hidrolojik faktörlerinin besleyici element maddelerinin göçü ve dönüşümü üzerindeki etkisi. HRT, hidrolik tutulma süresi. (Wang ve ark., 2022).

2.3. Rezervuarlarda besleyici element taşınması ve dönüşümü

Nehir ekosistemlerindeki en temel dört besleyici element döngüsü olan azot (N), fosfor (P), silisyum (Si) ve karbon (C) döngüsü, suda yaşayan biyolojik dengeyi korumak için hayati öneme sahiptir (Atkins, 2020). Baraj inşaatı, nehirlerin trofik durumundaki değişiklikleri yapay olarak karmaşıklaştırır (Winemiller ve ark., 2016). Besleyici element yükü akışlarındaki ve kimyasal bileşimlerindeki değişiklikleri tam olarak anlamak için, baraj yapımından sonra besleyici element döngüsü değişimini ve ilgili mekanizmayı gözden geçirmek gerekir(Wang ve ark., 2022).

Barajlar rezervuarlardaki büyük miktarda sedimenti tutar ve nehir hızındaki azalma nedeniyle askıda kalan parçacıklar çöktüğü için rezervuar içindeki akış yönü boyunca parçacık boyutunda genel bir azalma olur (Tang ve ark., 2018). İri parçacıklar kolayca birikir, oysa ince parçacıklar akış aşağı doğru uzun mesafeler kat edebilir. İnce parçacıklar genellikle iri parçacıklardan daha yüksek bir adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğundan (Pan vd., 2013), tortudaki toplam azot ve organik karbon, rezervuarın yukarisından aşağısına doğru artacaktır. Bu arada, barajların neden olduğu daha yavaş akış hızları, tortunun kaymasını ve şiddetli bir şekilde süspansiyonunu sınırlayabilir ve rezervuarlardaki tortulardan besleyici element maddelerinin salınmasını azaltabilir (Van Cappellen ve Maavara, 2016).

Rezervuar inşaatı ayrıca dikey termal tabakalaşmaya da neden olabilir çünkü yüzeyde güneş ısıtmasıyla oluşan rezervuar suyunun yoğunluk gradyanı, su sıcaklığının karışmasını etkili bir şekilde önler (Noori ve ark., 2021). Termal tabakalaşma, çözünmüş oksijen (DO) içeriğini dolaylı olarak etkiler (Winton ve ark., 2019). Kısacası, rezervuar alanının hidrodinamik olarak zayıflaması, su sıcaklığına ve DO tabakalaşmasına neden olarak biyolojik reaksiyonları etkiler (Wang ve ark., 2022).

Rezervuarlardaki sediment tutulması ve termal tabakalaşma, döngüsel besleyici element dönüşümünü daha da etkileyebilir ve nehir sisteminin trofik durumunu değiştirebilir; bu da nehir sistemlerinin trofik durumu için hem faydalar hem de dezavantajlar sunar. Baraj yapımından sonra besleyici element tutulması, aşağı akış alanlarında ötrofikasyon riskini azaltarak alıcı suya fayda sağlayabilir; ancak rezervuarda ötrofikasyon riskini artırır (Maavara ve ark., 2020a). Nehir besleyici elementlerini yönetmek için, barajlamanın dört

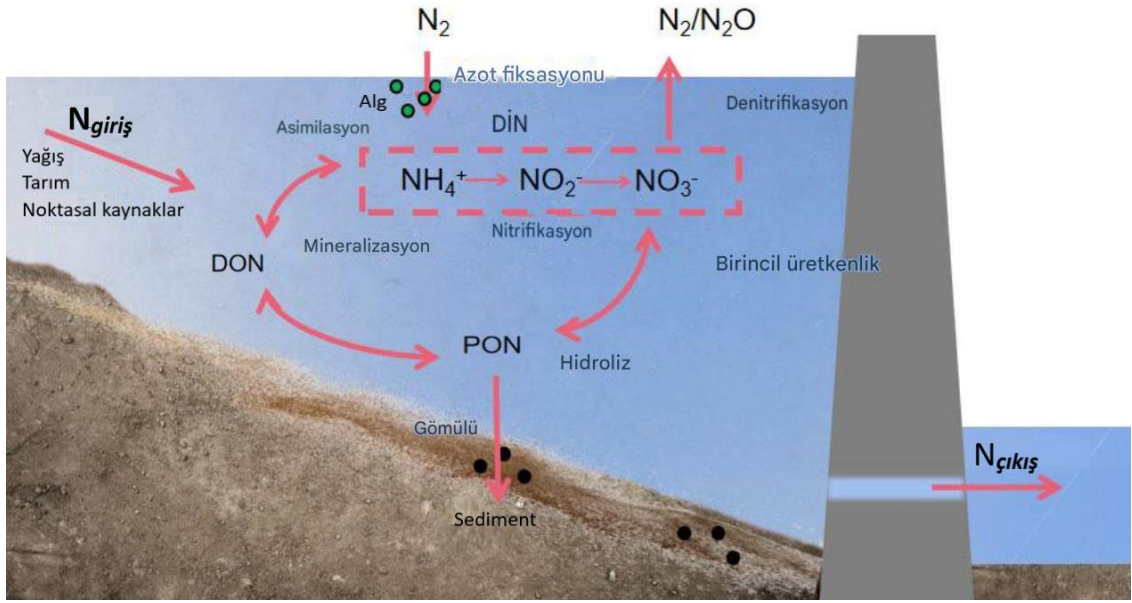
temel besleyici element maddesini “N, P, Si ve C” nasıl etkilediğini anlamak çok önemlidir(Wang ve ark., 2022).

2.3.1. Rezervuarlardaki azot döngüsündeki değişim ve dönüşüm

Azot, nehir sistemlerinde önemli bir besleyici elementtir. Azot dönüşümü ve taşıma süreçleri amonifikasyon, nitrifikasyon, azot fiksasyonu, denitrifikasyon, ayrışma ve organik azot sentezini içerir (Kreiling ve ark., 2021). Azotun biyojeokimyasal döngüsü, özellikle azot akışı ve konsantrasyonu açısından baraj yapımından etkilenir (Nair ve Yu, 2020; Wang ve ark., 2022). Atmosferik birikim, akış yukarısı girişi ve biyolojik azot fiksasyonu, rezervuarlardaki azot girişinin başlıca kaynaklarıdır (Horvath ve ark., 2013). Rezervuarlardaki azot yüküne katkıda bulunan atmosferik birikim yüzdesi iklimsel yağışla değişir ve yağmurlu mevsimlerde daha yüksektir (Liu ve ark., 2019). Tarımsal deşarj, akış yukarı girişinin baskın kaynağıdır. Azot fiksasyonu (N_2 'nin NH_4^+ 'ya dönüşümü) - azot üretiminin tek biyolojik yolu - rezervuar içindeki su sütunundaki azotun %39-47'sine katkıda bulunur (Maavara ve ark., 2020a). Akıntı ve gaz emisyonları, rezervuarlardan taşınan azotun çoğunluğunu oluşturur. Amonyak uçuşması ve denitrifikasyon bu gaz emisyonlarından ikisidir (Wei ve ark., 2022). Sudaki azot akışının bir rezervuardan geçtikten sonra büyük ölçüde azaldığı bulunmuştur (Wollheim ve ark., 2008). 1990'ların ortalarından beri küresel rezervuarlar yılda 464 Gmol N'yi ortadan kaldırmıştır (Harrison ve ark., 2009 ; Van Cappellen ve Maavara, 2016). Rezervuarlardaki ana azot giderme mekanizması olan denitrifikasyon, toplam giderimin yaklaşık %58-59'una katkıda bulunur (Zhu ve ark., 2022 ; Wang ve ark., 2022).

Rezervuar gelişimi azot akışlarını değiştirir ve azotun reaktif oranını farklılaştırır. Örneğin, son yıllarda yapılan baraj inşaatı rezervuarlardaki azot fiksasyonunu önemli ölçüde artırarak rezervuarlardaki birincil üretimi ve nitrifikasyon ile azot asimilasyon oranını arttırmıştır (Grantz ve ark., 2014). Rezervuarın üç azot biyojeokimyasal süreci (Şekil 2.3.1) - amonifikasyon, nitrifikasyon ve denitrifikasyon - nehir ekosistemleri üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. Baraj yapımı, azot tutulması ve fiksasyonu yoluyla rezervuarlardaki azot konsantrasyonunu artırır ve sonuçta ötrofikasyona neden olur (Moutinho ve ark., 2021). Ancak, N:P oranındaki değişiklikler alıcı suda N sınırlamasını

azaltabilir. Baraj rezervuarlarda azot fiksasyonu nedeniyle küresel olarak nehirlerdeki N:P oranını artırarak sudaki N sınırlamasını azaltır (Akbarzadeh ve ark., 2019). Rezervuarlarda denitrifikasyon ve gömülme nedeniyle sudaki azot konsantrasyonundaki azalma, azotu sudaki birincil üretkenliği sınırlayan ana değişkenlerden biri haline getirir (Vanni ve ark., 2011). Bu nedenle, azotun çeşitli biyolojik etkilerinin yararlı ve zararlı etkilerini anlamak, su sütunundaki besleyici element dengesi sorunlarını belirlemek ve ele almak için çok önemlidir(Wang ve ark., 2022).



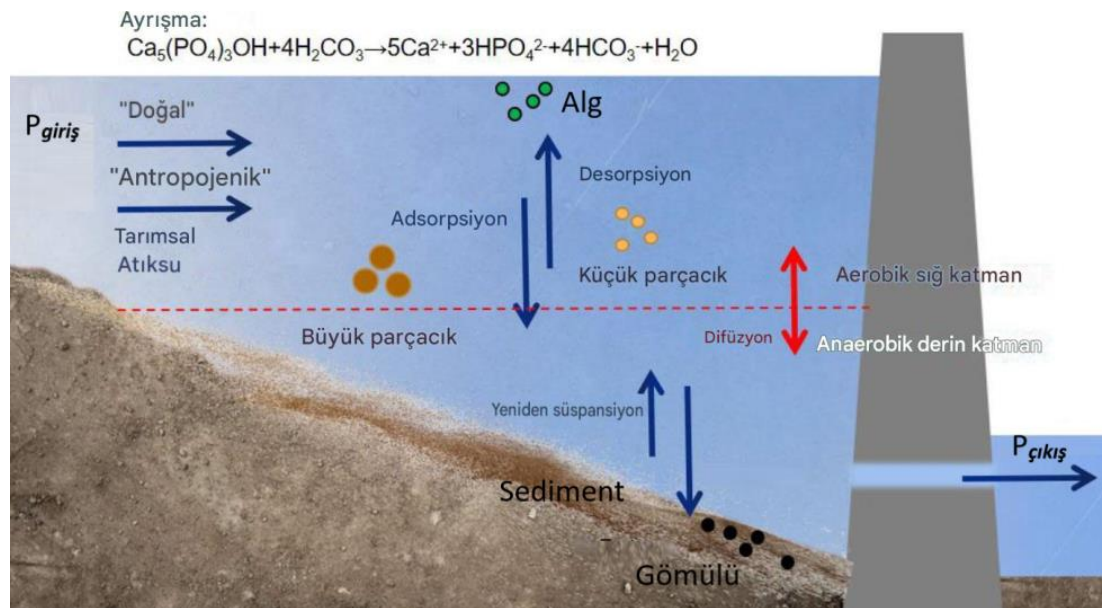
Şekil 2.3.1. Bir rezervuardaki azotun biyojeokimyasal dönüşüm mekanizması. DON: çözülmüş organik azot; PON: partiküler organik azot; DIN: çözülmüş inorganik azot (Wang ve ark., 2022’den değiştirilmiştir).

Üçüncü en uzun ömürlü sera gazı N_2O 'dur; bu nedenle iklim değişikliği büyük ölçüde N_2O üretiminden etkilenir. Rezervuarlar, denitrifikasyon sırasında N_2O üretebildiği için sera gazı emisyonlarını önemli ölçüde artırır (Hansen ve ark., 2016). Küresel olarak, doğal göller ve rezervuarlar yılda $4,5 \pm 2,9$ Gmol N_2O üretir (Zhang ve ark., 2022) ve rezervuarlar tüm akışların neredeyse %50'sini oluşturur, ancak rezervuarların alanı tüm durgun suyun yalnızca %9'unu oluşturur. Ek olarak, rezervuar inşasından sonra, su seviyesi yükseldikçe kıyı bölgesi genellikle azalır, bu da aynı büyüklükteki su seviyesi değişimi için denitrifikasyon bölgesinin genişlemesine neden olabilir (Turner ve ark., 2016). Üstelik, barajlama rezervuar su seviyelerinde dalgalanmalara neden olur, bu da ıslak ve kuru döngüler arasında değişir (Shi ve ark., 2020a) ve kıyı yüzeyine nitrat getirir.

Bu döngüsel kuru-ıslak süreç, oksijen infiltrasyonunu, azot substratını ve karbon bulunabilirliğini kontrol ederek kıyı denitrifikasyon sürecini önemli ölçüde hızlandırabilir (Wang ve ark., 2018).

2.3.2. Rezervuarlardaki fosfor döngüsündeki değişim ve dönüşüm

Fosfor kaynakları doğal ve antropojenik olmak üzere ikiye ayrılır. Doğal kaynaklar esas olarak erozyon ve aşınma yoluyla su döngüsüne katılan fosfat kayalarındır. Antropojenik kaynaklar ise noktasal ve yayılı kaynaklar olmak üzere iki gruba ayrılır; evsel kanalizasyon deşarjı ve tarımsal gübreler (Huang ve ark., 2015). Rezervuarlardaki P taşınımı ve dönüşümü (Şekil 2.3.2) esas olarak tortu adsorpsiyonu, desorpsiyonu ve yeniden süspanse etme süreçlerini, farklı fazlar (su-partikül-tortu) arasındaki dönüşümü, organizmaların asimilasyonu ve Emilimini ve ayrışmadan salıverilmesini içerir ve bunların hepsi P'nin formunu ve dağılımını belirler (Withers ve Jarvie, 2008). Adsorbe edilen P, askıdaki tortu parçacıklarıyla hareket ederken, çözünmüş P konvektif difüzyonla taşınır (Huang ve ark., 2015). Adsorbe edilen P, tortu birikimi nedeniyle nehir yatağı yüzeyinde birikebilir ve daha sonra tortunun yeniden süspanse edilmesi sırasında salınabilir.



Şekil 2.3.2. Bir rezervuardaki fosforun göç ve dönüşüm süreçleri (Wang ve ark., 2022).

Rezervuar inşaatı hidrolojik ve çevresel koşulları değiştirir ve P'nin nehirlerde nasıl taşındığını, dönüştüğünü ve tutulduğunu anlamayı zorlaştırır. P'nin taşınması, konvektif difüzyon, adsorpsiyon-desorpsiyon ve biriktirme-yeniden süspanse etme gibi çeşitli fiziksel ve kimyasal süreçleri içerir (Şekil 2.3.2). Ancak, barajlar suyun akış hızını yavaşlatır, parçacıklar tarafından adsorbe edilen P'nin kolayca çökmesine ve tortulaşmasına neden olur, rezervuarlarda P tutulumunu artırır ve böylece akış aşağısındaki P akışını azaltır (Harrison ve ark., 2010). Dikey fizikokimyasal ve biyolojik tabakalaşma olayları P formlarını daha da değiştirir (Friedl ve Wuest, 2002). Örneğin, termal tabakalaşma rezervuarın alt katmanında anaerobik koşullara yol açar ve bu da tortu P'nin salınmasını kolaylaştırır. Rezervuarlar çoğunlukla alt katmandan boşaltıldığı için, barajın aşağı akışına yüksek konsantrasyonlarda P sızmasına neden olur (Keitel ve ark., 2016 ; Wang ve ark., 2022).

Genel olarak, P tutulumu rezervuar inşasıyla önemli ölçüde artar. Rezervuar geniş bir durgun su alanına sahip olduğundan, nehrin akışını azaltır ve büyük miktarda P'yi hapseder. Önceki çalışmalara göre, Fransa'daki Yukarı Seine Nehri havzasındaki rezervuar barajları, sediment parçacıkları ve bentik organizmalar tarafından adsorbe edilen fosfatın %60'ını tutmuştur (Yan ve., 2021). Amerika Birleşik Devletleri'nin orta batısındaki nehir ağlarına ilişkin karşılaştırmalı çalışmalara göre, rezervuar inşasından sonra akış aşağısındaki suda toplam P'nin yıllık akışı yaklaşık %20 oranında azalmıştır (Powers ve ark., 2015). Daha fazla baraj ve rezervuar inşa edildikçe, nehirlerdeki P tutulumu küresel olarak artmaya devam etmektedir. Baraj inşasındaki artış nedeniyle, toplam P (TP) 1970 ile 2000 arasında yaklaşık iki katına çıkarak küresel nehir TP yükünün %12'sini oluşturmuştur (Maavara ve ark., 2015 ; Wang ve ark., 2022).

Rezervuarlar P emici olarak hizmet verebilmelerine ve akış aşağısındaki alıcı sulara besleyici element maddesi yüklenmesini azaltabilmelerine rağmen, P rezervuarın çalışma süresi arttıkça tortuda birikir. Yaz sel koşullarında, dip tortusu kolayca aşınır ve P üstteki suya salınır, bu da ciddi çevre sorunlarına neden olur (Huang ve ark., 2015). Ayrıca, rezervuar tutulması akış aşağısındaki kirlilik yükünü azaltabilir; ancak besleyici element seviyesi daha düşük nehirlerde, akış aşağısı alanlarında besleyici element maddesi tükenmesine yol açabilir (Wang ve ark., 2022).

2.4. Göllerde ve Rezervuarlarda Tabakalaşma

Göllere mevsimsel olarak sıcaklığa bağlı değişim yaşar, (Anonim,2024b). Su, katı haldeyken sıvı halde olduğundan daha az yoğun olduğu için diğer bileşiklerden farklıdır. Sonuç olarak buz yüzer, su ise donma noktasının hemen üzerindeki sıcaklıklarda batar. Çoğu bileşik sıvıdan katıya dönüşürken moleküller daha sıkı bir şekilde paketlenir ve sonuç olarak bileşik katı haldeyken sıvı haldekenden daha yoğun olur. Buna karşın su, 4°C'de en yoğun haldedir ve hem daha yüksek hem de daha düşük sıcaklıklarda daha az yoğun hale gelir. Tatlı suyun yoğunluk/sıcaklık ilişkisi Şekil 2.4'te gösterilmiştir. Bu yoğunluk-sıcaklık ilişkisi nedeniyle ılıman iklimlerdeki birçok göl tabakalaşmaya, yani belirgin katmanlara ayrılmaya eğilim gösterir (Anonim,2024c).

İlkbahar Göl Tabakalaşma Durumu: Ortabatı'nın üst kesimlerindeki ve daha yüksek rakımlardaki göllerde, gölün buz örtüsü ilkbaharda erimeden hemen önce gölün dibine yakın su genellikle 4°C olur. Bu katmanın üstündeki su daha soğuk olur ve buzun hemen altında 0°C'ye yaklaşır. Hava ısındıkça buz erir. Yüzey suyunun sıcaklığı (yoğunluğu) dip suyuna eşit olduğunda, gölü tamamen karıştırmak için çok az rüzgar enerjisi gerekir. Buna devir denir . Bu bahar devrinden sonra , yüzey suyu ısıyı emmeye ve ısınmaya devam eder. Sıcaklık arttıkça, su alttaki sudan daha hafif hale gelir. Bir süre rüzgarlar gölü dipten yukarıya doğru karıştırmaya devam edebilir, ancak sonunda üst su çok sıcak ve daha yoğun olan daha derin suyla tamamen karışamayacak kadar yüzer hale gelir. Şekil 3'te görüldüğü gibi, daha yüksek sıcaklıklardaki nispeten büyük yoğunluk farkları karışmayı önlemede çok etkilidir. Suyu daha derine karıştırmak için çok fazla enerji gerekir. (Anonim,2024c).

Yaz Göl Tabakalaşma Durumu: Yaz ilerledikçe, üst ve alt su katmanları arasındaki sıcaklık (ve yoğunluk) farkları daha belirgin hale gelir. Derin göller genellikle epilimnion , metalimnion ve hipolimnion olarak bilinen üç tanımlanabilir katmana fiziksel olarak tabakalaşır (Şekil 2.4). Epilimnion üstteki sıcak katmandır ve genellikle iyi karışmıştır. Epilimniyonun altında, sıcaklığın derinlikle hızla azaldığı bir su katmanı olan metalimnion veya termoklin bölgesi bulunur. Hipolimniyon, metalimnion tarafından epilimniyondan izole edilen daha soğuk suyun alt katmanıdır. Metalimniyondaki yoğunluk değişimi, yaz boyunca birkaç ay boyunca üst ve alt katmanların karışmasını önleyen fiziksel bir bariyer görevi görür (Anonim,2024c).

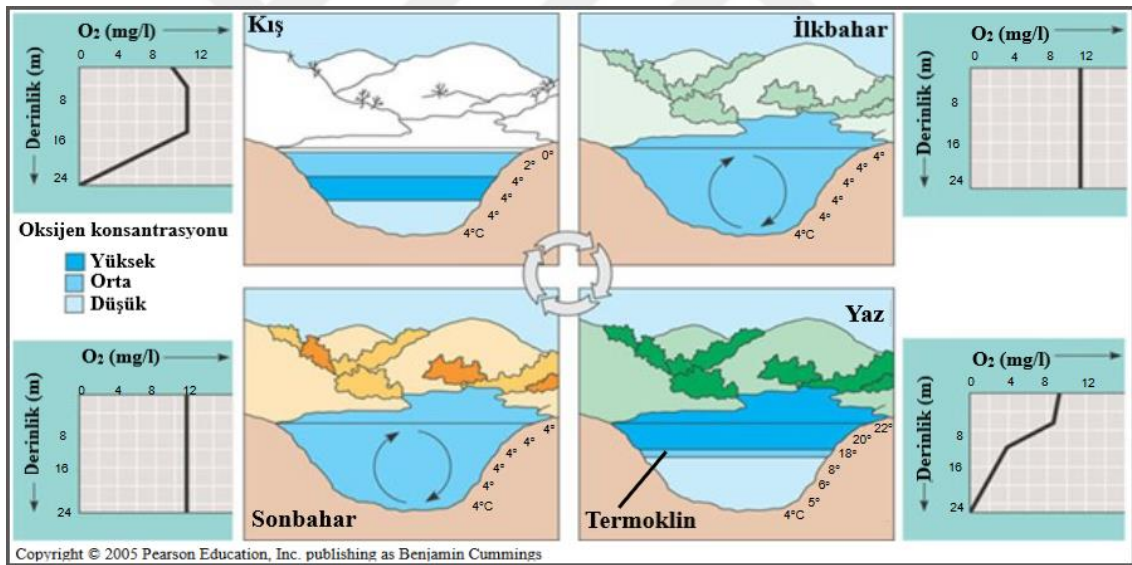
Karışmanın derinliği kısmen gölün rüzgara maruz kalmasına (getirisi) bağlıdır , ancak en çok gölün boyutuyla ilgilidir. Daha küçük ila orta büyüklükteki göllerin (50 ila 1000 dönüm) makul bir şekilde tabakalaşması ve kuzey ılıman iklimlerde 3-7 metre derinliğe kadar iyi karışması beklenebilir. Daha büyük göller yazın 10-15 metre derinliğe kadar iyi karışabilir (örneğin, Duluth, MN yakınlarındaki Western Lake Superior). (Anonim,2024c).

Sonbahar Göl Tabakalaşma Durumu: Sonbaharda hava soğudukça, epilimnion da soğur ve bu da onunla hipolimnion arasındaki yoğunluk farkını azaltır (Şekil 2.4). Zaman geçtikçe, rüzgarlar gölü daha büyük derinliklere karıştırır ve termoklin giderek derinleşir. Yüzey ve dip suları aynı sıcaklık ve yoğunluğa yaklaştığında, sonbahar rüzgarları tüm gölü karıştırabilir; gölün "tersine döndüğü" söylenir. Atmosfer soğudukça, yüzey suyu donana kadar soğumaya devam eder. Kışın buzun altında yaz aylarında görülenden daha az belirgin bir yoğunluk tabakalaşması gelişir. Su sütununun çoğu, buzun hemen altındaki daha soğuk ve daha hafif sudan daha yoğun olan 4°C sıcaklıkta izotermaldir. Bu durumda, tabakalaşma çok daha az kararlıdır, çünkü 0°C ile 4°C su arasındaki yoğunluk farkı oldukça küçüktür. Ancak, su sütunu buz örtüsüyle rüzgar kaynaklı türbülansdan izole edilmiştir. Bu nedenle, katmanlaşma kış boyunca devam eder (Anonim,2024c).

Genel olarak; bu desen (ilkbahar dönüşümü - yaz tabakalaşması - sonbahar dönüşümü - kış tabakalaşması) ılıman göller için tipiktir. İki karışım periyoduna sahip bu desene sahip göllere dimiktik denir . Ancak birçok sığ göl yaz aylarında tabakalaşmaz veya yaz boyunca sadece kısa süreler için tabakalaşır. Bir yaz boyunca sayısız kez tabakalaşan ve tabakalaşmayan göllere polimiktik göller denir . Hem polimiktik hem de dimiktik göller Minnesota'da yaygındır. (Anonim,2024c).

Çok daha az yaygın olan göller, eksik dolaşıma sahip olup durgun kalan bir dip suyu tabakasıyla sonuçlanan göllerdir. Bunları holomiktik (yukarıdan aşağıya karışan) göllerden ayırmak için, bu kısmen karışan göllere meromiktik denir. Kısmen karışır, yani hipolimniyona oldukça derinlere inen kapsamlı karışma dönemlerine sahip olabilirler, ancak tamamen dönmezler ve bir dip suyu tabakası yıllarca durgun ve anoksik kalır. Karışmayan dip tabakası monimolimnion olarak bilinir ve kemoklin tarafından miksolimniondan (yılda en az bir kez tamamen karışan bölge) ayrılır (Şekil 2.4). Durgun ve tipik olarak anaerobik monimolimnion, miksolimniyona kıyasla yüksek

konsantrasyonda çözülmüş katı maddeye sahiptir. Genel olarak, meromiktik göllerin büyük görelî derinlikleri vardır. Bu göller tipik olarak küçüktür ve havzalarının morfolojisi nedeniyle rüzgardan korunmaktadır . Bu durumda, sıcaklığın neden olduğu yoğunluk farkları, monimolimnionun yüksek çözülmüş katılar (tuzlar) konsantrasyonu nedeniyle oluşan yoğunluk farklarından daha küçüktür. Nadiren donan büyük göller de tipik olarak monomiktiktir, sonbahar, kış ve ilkbahar boyunca karışır ve yazın tabakalaşır. (Anonim,2024c). İlkbaharda, ılıman iklimlerde buzların erimesinden hemen sonra , su sütunu soğuktur ve derinlikle neredeyse izotermaldir . İlkbaharın yoğun güneş ışığı su sütunu tarafından emilir ve havanın günlük ortalama sıcaklığı arttıkça su sütunu da ısınır. Rüzgar olmadığında, derinlikle birlikte bir sıcaklık profilinin Şekil 2.4'e benzemesi beklenebilir (Işık bölümüne bakın), derinlikle birlikte üssel olarak azalır. Ancak, suyun bir diğer fiziksel özelliği olan yoğunluk , bu deseni değiştirmede önemli bir rol oynar. (Anonim,2024c).



Şekil 2.4. Göllerde termal tabakalaşma (Anonim,2024b'den değiştirilerek);

-Kışın, göldeki en soğuk su (0 °C) yüzey buzunun hemen altında uzanır; su giderek gölün daha derin seviyelerinde daha sıcaktır, genellikle dipte 4-5 °C civarında bulunur. (Anonim,2024b),

-İlkbaharda, güneş buzu erittikçe, yüzey suyu 4 °C'ye kadar ısınır ve hemen altındaki daha soğuk katmanların altına batar, böylece termal tabakalaşma ortadan kalkar. İlkbahar rüzgârları suyu tüm derinliğe kadar karıştırarak, oksijeni (O₂) dip sularına ve besleyici elementleri yüzeye taşır (Anonim,2024b),

-Yazın, göl; sıcak yüzeyin soğuk dip suyundan **termoklin** adı verilen dar bir dikey hızlı sıcaklık değişimi bölgesi ile ayrıldığı belirgin bir termal profile kavuşur. (Anonim,2024b),

-Sonbaharda, yüzey suyu hızla soğudukça, alttaki katmanların altına batar, yüzey donmaya başlayana ve kış sıcaklık profili yeniden kurulana kadar suyu yeniden karıştırır (Anonim,2024b).

2.5. Göllerde ve Rezervuarlarda Ötrofikasyon

Ötrofikasyon, büyük ölçüde antropojenik faaliyetlerle ilişkili aşırı besleyici element maddeleri nedeniyle, son yıllarda su ekosistemleri için ciddi bir sorun oluşturmuştur (Nojavan ve ark.,2019). Ötrofikasyon, 20. yüzyılın ortalarında Avrupa ve Kuzey Amerika'daki göller ve rezervuarlarda bir kirlilik sorunu olarak kabul edilmiş olup, günümüzde su kalitesini etkileyen en ciddi sorunlardan biri olarak kabul edilmiştir (Wetzel, 2001) . Ötrofikasyon süreci genellikle besleyici element maddelerinin biyolojik üretim potansiyelini artıracak, su hacmini azaltacak ve çözünmüş oksijeni (DO) tüketecek kadar yüksek oranlarda göllere ve rezervuarlara yüklenmesini ifade eder (Rodhe,1969). İnsan faaliyetleri, tarımsal veya kentsel kaynaklardan havzaya salınarak besleyici element maddelerinin ekosistemlere girme hızını hızlandırabilir (Cooke ve ark.,2005). Ötrofikasyonun ana etkileri bulanıklığın artması, suyun renginde, kokusunda ve tadında değişiklikler, çözünmüş oksijenin tükenmesi ve fitoplankton biyokütlesinin artmasıdır (Le Moal ve ark.,2019). Ayrıca, birincil üretimin uyarılması biyolojik çeşitliliğin azalması, tür kompozisyonu ve baskınlığında değişiklikler ve toksisite etkileri gibi ekolojik etkiler yaratabilir (Lee ve Liu, 2018; Dumitran ve ark.,2020).

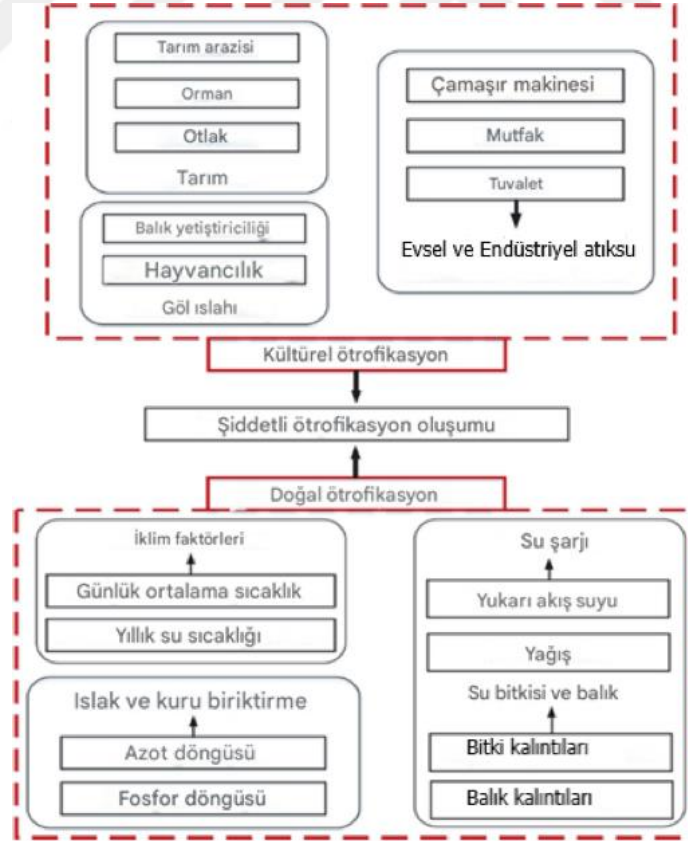


Şekil 2.5.1. Ötrofikasyonun temel elemanları (Anonim,2007'den değiştirilerek)

Göllerde ötrofikasyonu tetikleyen potansiyel kaynaklar karmaşıktır ve doğal etkenler ve insan müdahalesi etkenleri olarak sınıflandırılabilen çeşitli tipte faktörleri içerir (Srinivasan ve ark. 2013; Häder ve ark. 2020). Şekil 2.5.2.'de, insan müdahalesiyle ilgili birincil kaynaklar, tarım arazilerinde aşırı azot ve fosfat bazlı gübrelerin kullanımı, tarımsal perspektiflerde metal pestisitleri veya herbisitler, evsel atık su, yerel fabrikalardan gelen endüstriyel kanalizasyon ve yetiştirme endüstrisinden gelen atık sudur (Shang ve ark. 2012; Wang ve ark. 2017a). İnsan müdahalesine ek olarak, doğal

etkenler de bir göldeki ötrofikasyon sürecinde önemlidir. Çoğu besleyici element, özellikle azot ve fosfor, esas olarak kırsal ve kentsel alanlardan kaynaklanmaktadır (Lin ve ark.,2020).

Göllerde ötrofikasyonu tetikleyen potansiyel kaynaklar karmaşıktır ve doğal etkenler ve insan müdahalesi etkenleri olarak sınıflandırılabilen çeşitli tipte faktörleri içerir (Srinivasan ve ark. 2013; Häder ve ark. 2020). Şekil 2.5.2'de, insan müdahalesiyle ilgili birincil kaynaklar, tarım arazilerinde aşırı azot ve fosfat bazlı gübrelerin kullanımı, tarımsal perspektiflerde metal pestisitleri veya herbisitler, evsel atık su, yerel fabrikalardan gelen endüstriyel kanalizasyon ve yetiştirme endüstrisinden gelen atık sudur (Shang ve ark. 2012; Wang ve ark. 2017a). İnsan müdahalesine ek olarak, doğal etkenler de bir göldeki ötrofikasyon sürecinde önemlidir. Çoğu besleyici element, özellikle azot ve fosfor, esas olarak kırsal ve kentsel alanlardan kaynaklanmaktadır (Lin ve ark.,2020).



Şekil 2.5.2. Ötrofikasyonun kaynakları (Lin ve ark.,2020'den)

2.5.1. Doğal ötrofikasyon

Günlük ortalama su sıcaklıklarının artması da dahil olmak üzere belirli meteorolojik koşullar ötrofikasyonu kolaylaştırabilir. Uygun bir su sıcaklığı, alg büyümesi için daha iyi çevresel koşullar sağlar. Ek olarak, göldeki besleyici element konsantrasyonu ötrofikasyon sürecini yoğunlaştırmak için yeterlidir. İklim değişikliğine ek olarak, göllere salınan su besleyici element konsantrasyonuna katkıda bulunur. Sedimentlerdeki besleyici elementler, belirli koşullar altında su kütlesine kolayca salınabilir. Doğal koşullar altında, su bitkilerinin ve balıkların ayrışması yavaş kalır. Ancak, göllerdeki besleyici element miktarları, çürüten döküntülerden su sütununa salınan besleyici elementler nedeniyle artmıştır. Atmosferik ıslak ve kuru birikimler de ötrofikasyona yol açabilir ve besleyici elementlerin göllere taşınmasında önemli bir yol olup ötrofikasyonu önemli ölçüde etkiler. Yağış, ıslak besleyici element birikiminin ana biçimleyicisidir (Lin ve ark.,2020).

2.5.2.Kültürel ötrofikasyon

İnsan faaliyetlerinin neden olduğu ötrofikasyon kültürel ötrofikasyon olarak kabul edilebilir (David ve ark. 2020). Bir havzada, besleyici element içeren aşırı miktarda gübre ve pestisit göllere taşınır ve azot, fosfor ve diğer besleyici element maddeleri içeren önemli miktarda endüstriyel kanalizasyon ve evsel atık su üretilir. Dahası, tarımsal faktörler (Ortiz-Reyes ve Anex, 2018), tarım arazileri, ormanlar ve otlaklar besleyici element kaybının noktasal olmayan kaynaklarıdır (Xue ve ark. 2017). Ormanlar ve bitki örtüsü insan faaliyetleri tarafından yok edildikçe toprak erozyonu artar. Ek olarak, tarım arazileri, ormanlar, otlaklar ve sulak alanlardaki topraklardaki besleyici elementler su sütununa taşınabilir. Evsel kanalizasyondan kaynaklanan su kirliliğine gelince, evsel suyun birincil kirlilik kaynakları tuvaletler, mutfaklar ve çamaşır makineleridir (Huang ve ark., 2017). Sodyum troposferik asit içeren deterjanlar veya deterjan tozları geniş çapta kullanılırsa ötrofikasyona katkıda bulunur (Kogawa ve ark., 2017). Evsel atık sudaki besleyici elementler yeraltı suyu ve yüzey akışı yoluyla göllere aktarılabilir (Khan ve Jhariya, 2017).Yakındaki fabrikalardan gelen endüstriyel kanalizasyon da birincil bir azot ve fosfor kaynağıdır (Rajasulochana ve Preethy, 2016). Ek olarak, endüstriyel egzoz gazı,

duman ve toz yağmur yoluyla suya taşınır. Göz ardı edilemeyecek bir diğer kirlilik kaynağı da göl kenarlarında kümes hayvancılığı ve göllerdeki balık yetiştiriciliği gibi hayvancılık faaliyetleridir. Göl kenarlarında yetiştirilen hayvancılık ve kümes hayvanları için yemdeki azotun %50-70'i dışkı yoluyla atılır (Lyu, 1998). Besleyici elementlerin yalnızca yaklaşık %20'si organizmalar tarafından emilir ve proteine dönüştürülür ve kalan besleyici elementlerin çoğu suya girer veya sedimentlere yerleşerek endojen kirleticiler oluşturur (Ni ve ark., 2016). Son araştırmalara göre (Zhang ve ark., 2019), tarım arazilerinden, ormanlık alanlardan ve kentsel alanlardan gelen göllerdeki su kalitesi için TP yükleri sırasıyla %61, %21 ve %18'dir. Tarım arazileri toplam havza alanının %15'ini kapladığında göllere TP yükleri %50 artacaktır. Antropojenik P yüklerinin yaklaşık %2-9'u yerel yağış oranlarına bağlı olan ilgili nehir sistemlerinden girmektedir (Zhang ve ark. 2017). Genel olarak, yayılı kaynaklı TP ve TN yükleri artan insan nüfusu ve sosyoekonomik gelişme nedeniyle hızla artmıştır. Özellikle, hızlı kentleşme sırasında yoğun çiftçilik ve gecikmiş çevre yönetimi, yayılı ve noktasal kaynaklı girdilerdeki artıştan sorumludur (Zhang ve ark. 2019a ; Lin ve ark.,2020).

Ötrofikasyon, suyun uygulanmasını ve tüketimini sınırlar. Algler, rafinerilerdeki filtrasyon ekipmanlarını ve emme borularını tıkar, suyun tadını ve kokusunu değiştirir ve hatta bazı hastalıklara neden olur (Smith ve ark.,2005; Domagalski ve ark.,2007). Ayrıca, Alg ve su bitkilerinin aşırı büyümesi, çözünmüş oksijen (DO) miktarını azaltır ve balık ölümüne neden olur (Zhang ve ark.,2005;). Azot (N) ve Fosfor (P), alg büyümesini ve klorofil-a artışını doğrudan etkileyen ana besleyici elementlerdir (Arheimer ve ark., 2004; Zhang ve ark.,2005). Bir su kütesindeki ötrofikasyon oranına bağlı olarak, N veya P sınırlayıcı faktör olabilir. Ötrofikasyonla göl ve rezervuar kalitesi üzerine etkileri aşağıda maddelenmiştir (Anonim,2007; Brown ve Simpson, 2024);

- Aşırı makrofit büyümesi (açık suyun kaybı),
- Zararlı alg patlamaları-özellikle yazın- (köpükler, mavi-yeşiller, tat ve koku, görsel),
- Netliğin kaybı (seki derinliği azalır),
- Makrofitlerin olası kaybı (algler ve perifiton tarafından ışık sınırlaması yoluyla),
- Düşük çözünmüş oksijen (balık ve balık yemi için yaşam alanı kaybı),
- Aşırı organik madde üretimi (yumurta ve böceklerin boğulması),
- Bazı zooplanktonlar tarafından yenilemeyen mavi-yeşil algler (besleyici element zinciri verimliliğinin azalması),

- Dip suyundaki "zehirli" gazlar (amonyak, H₂S) (balık yaşam alanlarının daha fazla kaybı),
- Bazı mavi-yeşil alg türlerinden kaynaklanan muhtemel toksinler,
- Göl kıyısındaki mülk sahipleri veya yöneticileri tarafından kimyasal işlem yapılması gerekebilir (bakır, dikuat, 2,4-D, vb.),
- Arıtma dezenfeksiyon yan ürünlerinden kaynaklanan içme suyu bozulması,
- Kloroform gibi kanserojenler (artan organik maddelerin klor gibi dezenfektanlarla reaksiyona girmesiyle),
- Gölün dibinde çözünmüş oksijenin azalması,
- Düşük çözünmüş oksijen nedeniyle balık ölümleri,
- İçme suyunda tat ve koku sorunları,
- Su kaynaklarında THM'lerin ve diğer dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu,
- İçme suyunu arıtmanın artan maliyeti,
- Azalan su berraklığı,
- Balık topluluğunda azalma,
- Alg matları tarafından giriş yollarının tıkanması,
- Tekne gezisi, balıkçılık ve yüzme deneyiminin kalitesinin azalması,
- Göl kıyısındaki mülk değerlerinde düşüş,
- Yüzen alg matları ve/veya çürüyen alg kümeleri,
- Sığ alanlarda su algarının yoğunluğunun artması.

2.5.3. Ötrofikasyonun göl sistemi üzerindeki etkileri

Ötrofikasyonun belirgin bir özelliği, fitoplankton miktarının (özellikle alglerin) hızla artmasıdır. Fitoplankton yapısındaki ve tür çeşitliliğindeki değişiklikler, su kalitesindeki çeşitliliği yansıtabilir. Bir gölün dibindeki ışık yoğunluğu esas olarak şu üç faktör (güneş radyasyonu yoğunluğu, su derinliği ve ışık zayıflama yoğunluğu) tarafından belirlenir. Bir gölün ötrofikasyonu su şeffaflığının azalmasına yol açar ve ışık yoğunluğu su derinliğinin artmasıyla hızla azalır. Son olarak, bir gölün dibindeki su altındaki su bitkileri tarafından yalnızca az miktarda ışık elde edilebilir. Böylece, aşağıdaki koşullar altında ekosistemin kısır döngüsü meydana gelir. Gölün yüksek su seviyelerinde su şeffaflığında bir azalma olur (Fu ve ark., 2013). Göldeki aşırı besleyici element maddeleri yeterli ışık yoğunluğunda zamanında emilememektedir. Bu durum fitoplanktonların hızla büyümesine neden olmaktadır (Lin ve ark., 2020).

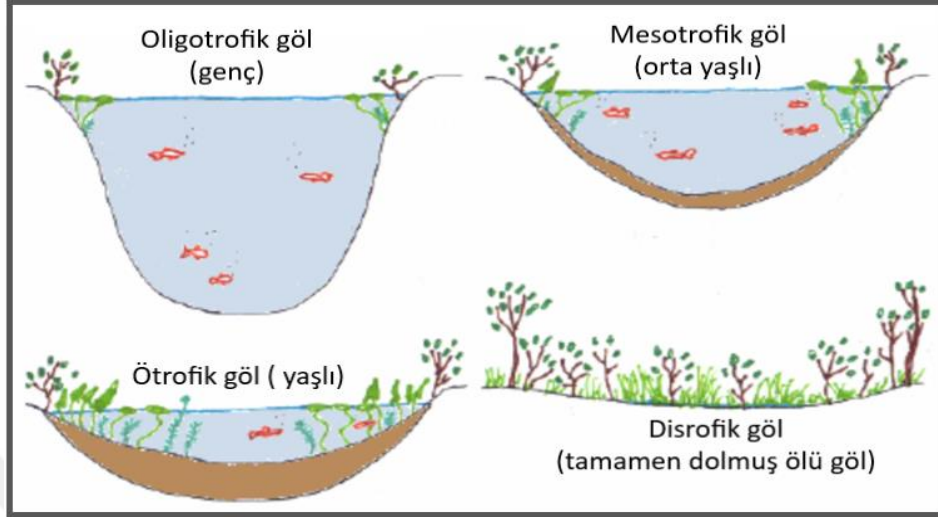
Ötrofikasyonun daha ayrıntılı etkileri karmaşık ve birbiriyle ilişkilidir. Su bitkileri ve siyanobakterilerin aşırı büyümesi, ekosistem üzerinde çok sayıda etkiye sahiptir. Spesifik etkiler, hangi bitkilerin büyümeye teşvik edildiğine bağlıdır. Makrofit istilaları, alg ve

siyanobakteriyel (mavi-yeşil) çiçeklerin kendisi ekosisteme doğrudan etki eder. Bununla birlikte, bunların varlığı bir dizi başka ekolojik etkiye neden olmaktadır. Kritik kaygı, ötrofikasyonun biyolojik çeşitlilik üzerindeki etkisidir. Makrofit istilası diğer su bitkilerinin büyümesini engeller veya kaldırır. Benzer şekilde, algal ve siyanobakteriyel çoğalmalar, mevcut besleyici element elementlerini tüketerek ve ışık girişkenliğini azaltarak diğer türlerle rekabette öne çıkarlar. Ötrofikasyonun suçul hayvansal biyolojik çeşitliliği üzerindeki etkileri de endişe vericidir. Genel olarak bir ekosistemin ekolojik bütünlüğünü parçalanarak sadece daha hoşgörülü hayvan türleri yaşayabileceği bir ortam oluşur (DWAF, 2002).

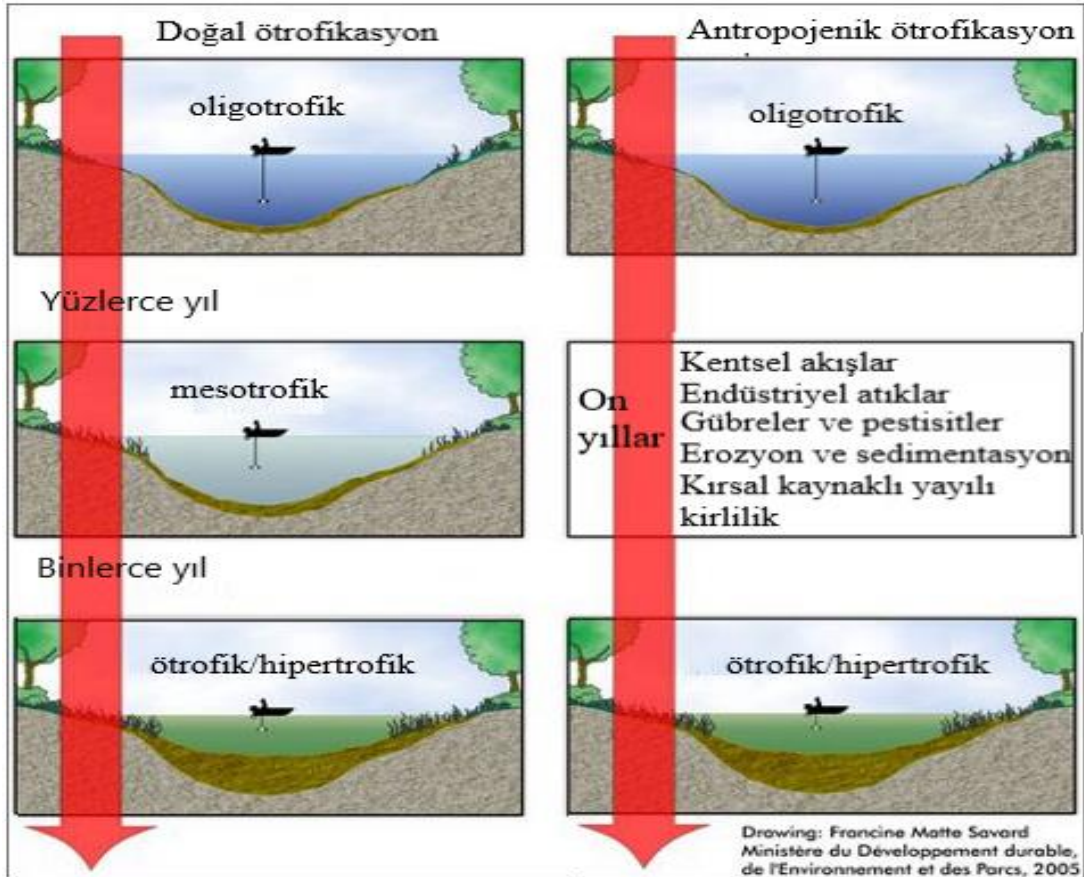
2.6. Göllerin yaşlanması

Göller, sediment ve organik maddeyle doldukça; genç oligotrofik göllerden yaşlı ötrofik olanlara doğal olarak geçiş yapabilirler. İnsanların etkisi olmadan, bu geçiş çok yavaş, tipik olarak binlerce yıl boyunca gerçekleşir. Bir gölün ötrofikasyonu, havadaki insan faaliyetleri tarafından hızlandırılır. Çeşitli kirlilik kaynakları artmış besleyici element girdileriyle sonuçlanan; birkaç on yıl içinde bozulmamış oligotrofik bir gölün ötrofik hale gelmesine neden olabilir. Oligotrofik, mezotrofik ve ötrofik göller arasındaki farkları anlamak, ister rekreasyon, ister araştırma veya politika oluşturma amacıyla olsun, bu su sistemleriyle ilgilenen herkes için önemlidir. Her türün ekolojik rolünü, zayıflıklarını ve daha geniş ekosistemlere katkılarını belirleyen benzersiz özellikleri vardır (Cushman,2023). Göller doğal olarak yaşlanır ve bu evrim normalde yüzlerce veya binlerce yılda gerçekleşir. Ötrofikasyon adı verilen bu olay, bir gölün oligotrofik durumdan (besleyici elementçe fakir) ötrofik duruma (besleyici elementçe zengin) dönüşmesiyle oluşan kademeli besleyici element zenginleştirme sürecidir (Şekil 2.6.2). Bu zenginleştirme biyolojik üretkenliği artırır ve mikroskobik alglerin (fitoplankton) ve su bitkilerinin bolluğunun artmasına neden olur. Bu artan üretkenlik, çökelti ve organik maddenin daha fazla birikmesi, çözünmüş oksijenin azalması ve canlı organizmaların yeni koşullara daha iyi uyum sağlayan türlerle değiştirilmesi gibi göl özelliklerinde meydana gelen bir değişiklik ile ilişkilidir. Doğal ötrofikasyon, kıyı şeridi gelişimi ve havadaki insan faaliyetleriyle hızlandırılabilir. Bu faaliyetler göllerdeki besleyici element girdilerinin artmasına katkıda bulunmaktadır. Erken yaşlanma, tarım ve kentleşme alanlarında bulunan rekreasyonel gölleri ve diğer gölleri etkileyen temel

sorunlardan biridir (RSVL-Gouvernement du Québec, 2024). Göller sedimentle doldukça yaşlanır ve "ölmeden" önce üç farklı trofik durumdan geçerler (Şekil 2.6.1).



Şekil 2.6.1. Göllerin yaşlanma süreçleri (Anonim,2024 'den değiştirilerek).



Şekil 2.6.2 . Göllerin yaşlanma süreçleri(RSVL-Gouvernement du Québec, 2024'den).

2.7. Göl ve Rezervuarlarda Trofik Durum ve İndeksleri

İlk olarak Naumann (1919) tarafından önerilen trofik durum kavramı , göl üretimine dayanmaktadır ve gölün biyolojik yapısı üzerindeki etkilerinden dolayı alg biyokütlesinin tahminiyle ölçülür. Naumann (1919), göl üretimindeki bölgeler arası farklılıklar nedeniyle trofik duruma bölgesel bir yaklaşımı vurgulamıştır. Trofik durum çeşitli indeksler kullanılarak formüle edilmiştir; en iyi bilineni Carlson (1977) tarafından oluşturulmuştur . Onun çalışmasına dayanarak diğerleri, sınıflandırma, değişken seçimi ve kategori sayılarına yaklaşımları önemli ölçüde değişen çok sayıda sınıflandırma şeması geliştirdiler (Nojavan ve ark.,2019).

20. yüzyılın başlarından beri göller trofik durumlarına göre sınıflandırılmıştır. " **Trofik** " beslenme veya büyüme anlamına gelir. **Ötrofik** ("iyi beslenmiş") bir gölde yüksek besleyici element ve yüksek bitki büyümesi vardır. **Oligotrofik** bir gölde düşük besleyici element konsantrasyonları ve düşük bitki büyümesi vardır. **Mezotrofik** göller ötrofik ve oligotrofik göller arasında bir yerde yer alır. Göller birkaç trofik sınıfa ayrılabilirken, her gölün trofik durumuna katkıda bulunan benzersiz bir takım özellikler vardır. Bir gölün trofik durumunu düzenleyen üç ana faktör vardır (Anonim,2007);

1.Besleyici element tedarik oranı

- Havzanın temel kaya jeolojisi
- Topraklar
- Bitki örtüsü
- İnsan arazi kullanımları ve yönetimi

2.İklim

- Güneş ışığı miktarı
- Sıcaklık
- Hidroloji (yağış + göl havzası devir süresi)

3.Göl havzasının şekli (morfometri)

- Derinlik (maksimum ve ortalama)
- Hacim ve yüzey alanı
- Havza/göl yüzey alanı oranı ($A_w:A_o$)

Trofik durum, gölleri sınıflandırmak ve göl süreçlerini sistemin **üretkenliği** açısından tanımlamak için kullanışlı bir araçtır . Kısır topraklara sahip havzalar nispeten az azot ve **fosfor** salarak **oligotrofik** veya **mezotrofik** olarak sınıflandırılan daha az üretken

göllere yol açar . Zengin organik topraklara sahip havzalar veya gübrelerle zenginleştirilmiş tarım bölgeleri çok daha yüksek besleyici element yükleri verir ve bu da daha üretken, **ötrofik** (hatta hiperötrofik) göllerle sonuçlanır .

Lentik sistemlerin elemanları genellikle köken olarak ya yerli ya da allokton olarak sınıflandırılır. Allokton (Yunancadan, "topraktan veya karadan başka" anlamına gelir) malzeme, havzanın başka bir yerinden lentik sisteme ithal edilen her şeydir. Bu malzeme yükleme açısından düşünülebilir. Yerli (Yunancadan, "topraktan veya karadan" anlamına gelir) malzeme, göl veya rezervuar içinde geri dönüştürülen malzemedir. Her iki kaynak da bir lentik sistemin trofik durumunda rol oynar. Bir gölün veya rezervuarın trofik durumu, büyük ölçüde bir su kütlelerinin ekolojik durumunu iletmenin bir yoludur. Trofik durum, belirli bir konum ve zamanda bir su kütleindeki canlı biyolojik materyalin veya biyokütlenin toplam ağırlığına dayanır. Zaman ve konuma özgü ölçümler, trofik durumun su kütlesi seviyesi tahminlerini üretmek için birleştirilebilir. Trofik durum, karbonun sabitlenme oranı olan birincil üretime eşdeğer değildir (genellikle g C sabit gün/ m³ olarak ifade edilir). Çok boyutlu bir olgu olan trofik durum, altta yatan kavramını yeterli şekilde ölçen tek bir trofik göstergeye sahip değildir. Trofik durumun başlıca fiziksel, kimyasal ve biyolojik ifadelerini tek bir endekste birleştirmek, bireysel göstergelerle ilişkili değişkenliği azaltır ve bir su kütleindeki trofik koşulların makul bir bileşik ölçüsünü sağlar (Brusseau ve ark.,2019).

Basit ve sabit bir sınıflandırma sisteminin avantajı kolay uygulanabilir olmasıdır. Ancak, trofik terminolojinin yanlış kullanıma geçmişi de bulunmaktadır. Örneğin, bir gölü ötrofik olarak değerlendirmek otomatik olarak su kalitesinin düşük olduğu anlamına gelmez. Su kalitesi ve trofik durum kavramları ilişkili olsa da, bunlar birbirinin yerine kullanılmamalıdır. Trofik durum, bir su kütlelerinin biyolojik durumunu tanımlayan mutlak bir ölçektir. Trofik ölçek, trofik durumun tanımında kullanılan değişkenlerin bir bölümüdür ve gözlemcinin tutumu veya önyargıları nedeniyle değişime tabi değildir. Oligotrofik veya ötrofik bir göl, suyun kullanımı veya gölün konumu ne olursa olsun sabit kalan üretim özelliklerine sahiptir. Trofik durum terimlerinin anlam kazanması için, trofik durumun söz konusu su kütlelerinin biyolojisinin çeşitli yönlerinden sadece biri olduğu akılda tutularak, herhangi bir durum ve konumda uygulanabilir olmaları gerekir. Öte yandan su kalitesi, bir su kütlelerinin insan ihtiyaçları veya değerleriyle ilişkili durumunu

tanımlamak için kullanılan bir terimdir. Başka bir deyişle, kalite terimi mutlak bir terim olmaktan ziyade öznel ve genellikle kullanıcının suyun farklı kullanımları için kendi değerlendirmesini "İyi" veya "zayıf" su kalitesi terimleri yalnızca kullanıcıya göre anlam ifade eder. Oligotrofik bir göl yüzmek için "iyi" su kalitesine sahip olabilir ancak balık tutmak için "zayıf" su kalitesine sahip olabilir. Trofik durum su kalitesinin yerine kullanıldığında karışıklık yaşanabilir (Brusseau ve ark.,2019).

Oligotrofik - Berrak Issızlar: Bu göller genellikle soğuk ve derindir, besleyici element akışının az olduğu bölgelerde bulunurlar; genellikle yoğun insan popülasyonlarından uzakta bulunurlar. Bu göller ayrıca inanılmaz derecede berrak, bozulmamış suya sahip olarak nitelendirilirler. Ek ayrıntılar şunlardır (Cushman,2023);

- Düşük besleyici element konsantrasyonları ve çok az bitki büyümesi,
- Toprakların az besleyici element içerdiği bölgelerde bulunur,
- Genellikle berrak (berraklık > 4 m) ve soğuk su,
- Su kimyası parametreleri: (Klorofil-a: <3 µg/L, Fosfor: <15 µg/L, Azot: <400 µg/L)
- Bu göller derin olma eğilimindedir,
- Koşullara bağlı olarak, %100'e yakın çözünmüş oksijen seviyeleri tüm yıl boyunca su sütununda kalabilir,
- Oligotrofik göllerde bulunan balıklar arasında göl alabalığı, levrek vb. bulunur.

Kristal berraklığındaki suyu nedeniyle "Sibiryalı'nın İncisi" lakabını alan Baykal Gölü, oligotrofik bir gölün mükemmel bir örneğidir. Dünyanın en derin, en eski ve en büyük (hacim olarak) gölü olduğu için etkileyici göl kaydına girmiştir. Ayrıca, yaklaşık yarısı dünyanın başka hiçbir yerinde bulunamayan 2.000 aşkın hayvan türüyle yaban hayatı için bir cennettir (Cushman,2023).



Şekil 2.7.1. Oligotrof göllerin genel tanıtımı

Dünyada 117 milyondan fazla göl bulunmaktadır ve bunlar biyolojik üretkenlik durumuna göre derecelendirilebilir. Gölleri ayırt etmek için trofik durumları kullanarak su kaynağı yöneticileri ekosistem sağlığını değerlendirebilir, restorasyona ihtiyaç duyan su kütlelerini belirleyebilir, politikalar ve düzenlemeler oluşturabilir. Ayrıca, trofik durum bir gölün yüzmek ve balık tutma gibi aktiviteler için uygun olup olmadığını

gösterebildiğinden, rekreasyoncular için de yararlı bir bilgidir. TSI sistemi, trofik durumu belirlemek için su berraklığını ve su kimyası parametreleri olan toplam azot, toplam fosfor ve/veya klorofili dikkate alır. Bu verilere dayanarak genelleme yaparsak göller temel de üç genel sınıfa ayrılır. Bunlar Şekil 2.2.1-3’de verilmiştir (Cushman,2023).



Toronto Şehri ve Ontario Gölü, mezotrofik bir gölün mükemmel bir örneğidir (Cushman,2023'den).

Mezotrofik - Orta Düzeyde Verimlilik:

Bu göller orta derecede üretkendir ve hem oligotrofik hem de ötrofik göllerin özelliklerine sahiptir. Bu göller hala nispeten berraktır, ancak sediment ve besleyici element birikimi olabilir. Ek ayrıntılar şunlardır (Cushman,2023);

- Oligotrofik ve mezotrofik göller arasında geçişlidirler,
- Orta düzeyde üretken yapı,
- Genellikle berrak (berraklık = 2,5 - 4 m),
- Su kimyası parametreleri: (Klorofil: 3-7 µg/L, Fosfor: 15-25 µg/L, Azot: 400-600 µg/L),
- Bu göllerdeki balıklar arasında misk balığı, kuzey turna balığı ve İtali su levreği bulunur,
- Genellikle çeşitli balık ve su bitkisi popülasyonlarına ev sahipliği yaparlar.

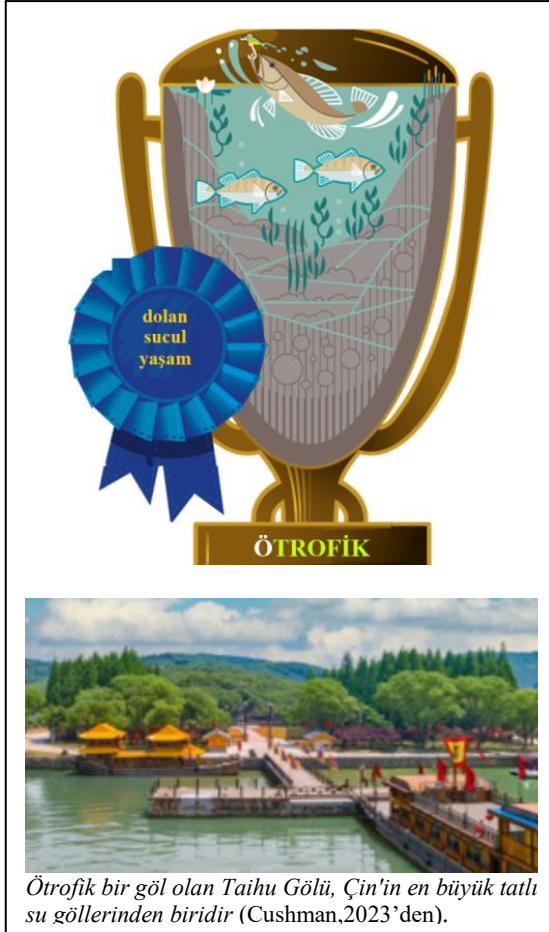
Ontario Gölü, Büyük Göller'in en küçüğüdür (yüzey alanına göre), ancak ortalama derinlikte ikinci sırada yer alır. Bu benzersiz özellikler, Ontario'nun mezotrofik bir göl statüsüne katkıda bulunur.

Şekil 2.7.2. Mesotrof göllerin genel tanıtımı

Göller genellikle, suda bulunan alg biyokütlesi miktarına göre ölçülen gölün ne kadar "yeşil" olduğunu tanımlayan bir terim olan trofik durumlarına göre sınıflandırılır. Göller giderek daha yeşil hale geldikçe tanımlamak için üç trofik durum kategorisi kullanılır: oligotrofik, mezotrofik ve ötrofik. Ancak, su havzası yöneticileri genellikle doğrudan alg biyokütlesini ölçerek trofik durumu belirlemezler. Bunun yerine, aşağıdakileri yaparak dolaylı olarak değerlendirirler (Brown ve Simpson, 2024);

(1) Göldeki besleyici element elementleri ve klorofil a seviyelerinin ölçülmesi (bitki hücrelerinde bulunan birincil fotosentetik pigment)

(2) Seki diski kullanılarak göl suyu berraklığının ölçülmesi Bu ölçümleri kullanarak, göl yöneticileri gölü yaşam döngüsünde bildirilen fosfor, azot, klorofil-a ve seki derinlik değerleri için tipik aralıklara göre sınıflandırabilirler (Çizelge 2.7.1).



Ötrofik - Yüksek Besleyici Elementli Ortamlar:

Bu göller, insanların önemli bir çevresel etkiye sahip olduğu alanlarda baskın olan sıg, besleyici element açısından zengin su kütleleridir. Bu göller, iklim değişikliği ve yeni kirlilik kaynakları tarafından daha da kötüleştirilen sık alg/plankton çoğalmalarıyla boğuşabilir. Birçok ötrofik göl kirlilik nedeniyle sağlıksız olsa da, bir gölün ötrofik olması her zaman su kalitesinin düşük olduğu anlamına gelmediğini belirtmek önemlidir. Örneğin, ötrofik bir göl levrek ve yayın balığı tutmayı sevenler için hoş bir peyzajdır. Ötrofik göller hakkında ek bilgiler şunlardır(Cushman,2023);

- Yüksek besleyici element konsantrasyonları ve çok fazla bitki çoğalması - verimlilik çok yüksektir,
- Zengin topraklara sahip su havzalarında ve/veya gübre kullanılan tarım alanlarında bulunurlar,
- Bu göller genellikle sıgıdır. Alt tabaka özellikle yaz aylarında anoksik olabilir (DO = 0 mg/L),
- Işık su sütununa çok fazla nüfuz etmiyor (berraklık = 1 - 2,5 m),
- Su kimyası parametreleri: (Klorofil: 7-40 µg/L, Fosfor: 25-100 µg/L, Azot: 600-1500 µg/L),
- Birçoğu sonunda bataklık, turba veya diğer sulak alan alanlarına dönüşecek,
- Kötü havza yönetimi göllerin giderek daha fazla ötrofik hale gelmesine neden olabilir,
- Bu göllerdeki balıklar arasında tatlı su levreği, yayın balığı ve sazan balığı bulunur.

Şekil 2.7.3. Ötrofik göllerin genel tanıtımı

Çizelge 2.7.1. Göllerdeki Trofik seviyelerle ilişkili değişken değerlerinin aralıkları (Vollenweider ve Kerekes, 1980'den uyarlanmıştır).

Trofik değişkenler	Oligotrof	Mesotrof	Ötrof
Toplam fosfor (µg/l)	8 (3-18)	27 (11-96)	84 (16-390)
Toplam azot (µg/l)	660 (310-11 600)	750 (360-1400)	1900 (390-6100)
Klorofil a (µg/l)	1,7 (0,3-4,5)	4,7 (3-11)	14 (2,7-78)
Seki derinliği (m)	9,9 (5,4-28)	4,2 (1,5-8,1)	2,4 (0,8-7,0)

Trofik durum indeksi (TSI), veri gruplandırma ve organizasyonu sağlayarak su kaynakları yönetimine yardımcı olur (Yang ve ark. 2012). TSI göl ekosistemlerini üç temel türe ayırır: oligotrofik, mezotrofik ve ötrofik. Klorofil-a TSI (Klo-a), toplam fosfor TSI (TP), toplam azot TSI (TN) ve seki derinliği TSI (SD) gibi çeşitli TSI'ler, su kütlelerinin trofik durumunun sayısal ölçümünü sağlamak için öne sürülmüştür (Carlson,1977 ; Kratzer ve Brezonik 1981). TSI ilk olarak Carlson (1977) tarafından ılıman bölgelerdeki göllerde klorofil (Klo-a), toplam fosfor (TP) ve seki derinliği (SD) arasındaki ilişkileri belirlemek için önerildi (Carlson,1977). Carlson indeksi araştırmacılar ve hükümet kurumları tarafından alg biyokütlesini dolaylı olarak tahmin etmek ve lentik sistemlerin ötrofikasyon derecesini göstermek için yaygın olarak kullanılır. Bu indeks, tropikal/subtropikal rezervuarlarda en yüksek verimli mevsimlerin ilkbahar ve yaz dönemleri olduğunu dikkate alır. Ancak, bu indeks aynı zamanda araştırmacılar tarafından kuru, yağmurlu ve ara dönemleri kapsayan mevsimsel değişkenliği de hesaba katan şekilde geliştirilmiştir. TSI bir süreklilik boyunca gerçekleştiğini ve önemli bir göl "tipi" olmadığını varsayar (Carlson ve Havens 2005). Bu endeks, çeşitli göl yönetim programlarında ve özellikle gölleri farklı ötrofik sınıflara sınıflandırmak (Baban, 1993) için kullanıldığında güvenilir bir performans ortaya koymaktadır (Bilgin,2020). Bu sınıflama Çizelge 2.7.2’de sunulmaktadır.

Çizelge 2.7.2.TSI Sınıflandırmaları (Carlson,1977; Kratzer ve Brezonik,1981; Bilgin,2020’den)

Trofi Seviye	TSI	SD (m)	TP (µg /l)	Klo-a (µg/l)	TN (mg /l)
Ultra oligotrofik	0	64	0,75	0,04	0,02
	10	32	1,50	0,12	0,05
	20	16	3,00	0,34	0,09
Oligotrofik	30	8	6,00	0,94	0,18
	40	4	12	2,60	0,37
Mezotrofik	45	2,80	17	5,00	0,52
	50	2.00	24	6,40	0,74
Ötrofik	53	1,60	30	10	0,92
	60	1,00	48	20	1,47
Hiperötrofik	70	0,50	96	56	2,94
	80	0,25	192	154	5,89
	90	0,12	384	427	11,70
	100	0,062	768	1183	23,60

Göl trofik durum değerlendirmesi, göl suyundaki besleyici element konsantrasyonlarının ölçülmesi ve zaman içinde su kalitesi ve biyolojik topluluklarda meydana gelen değişikliklerin izlenmesi yoluyla gerçekleştirilir. En sık kullanılan parametreler şunlardır(RSVL -Gouvernement du Québec, 2024);

- Toplam fosfor , göllerde doğal olarak az bulunan besleyici elementtir ve bu nedenle su bitkileri ve alglerin büyümesini sınırlandırır. Fosfor insan faaliyetleri sonucunda çok fazla miktarda bulunduğunda bitki ve alglerin büyümesini teşvik eder. Fosfor konsantrasyonu, göl verimliliği ve trofik düzey arasında doğrudan bir ilişki vardır. Ötrofik göller yüksek fosfor konsantrasyonlarına sahiptir.
- Klorofil a , bir gölde bulunan mikroskobik alglerin biyokütlesinin (miktarının) bir göstergesidir. Klorofil konsantrasyonu besleyici element konsantrasyonu ile birlikte artar. Artan klorofil a ile gölün trofik seviyesi arasında bir ilişki vardır. Ötrofik göller büyük miktarlarda alg üretir.
- Suyun şeffaflığı , göle giren ışığın miktarını gösterir. Seki diski kullanılarak ölçülür. Göl alg biyokütlesinin artmasıyla şeffaflık azalır. Suyun şeffaflığı ile trofik düzey arasında bir ilişki vardır. Ötrofik göller düşük su şeffaflığı ile karakterize edilir. Su şeffaflığı göl suyunun renginden önemli ölçüde etkilenebilir. Çözünmüş organik karbon (DOC), bitki veya hayvan materyalinin ayrışması sonucu suda çözünen organik materyalin genel bir tanımını verir. Göl suyunun sarı veya kahverengimsi rengine neden olan hümik maddelerin varlığını değerlendirmek için kullanılır. Bu hümik maddeler bataklıklar gibi sulak alanlarda yaygındır. Su şeffaflığı ve dolayısıyla seki diski derinliği, çözünmüş organik karbon konsantrasyonunun artmasıyla azalır. Böylece DOC'nin düzenli olarak ölçülmesiyle sulu rengin şeffaflık sonuçları üzerindeki etkisi değerlendirilebilir. Kil veya organik parçacıklar gibi askıda katı maddeler de özellikle sığ göllerde suyun şeffaflığını azaltabilir.
- Termal olarak tabakalı bir gölün derin sularındaki (hipolimniyon) çözünmüş oksijen konsantrasyonu; düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonları genellikle algler ve su bitkileri gibi ölü organizmalardan kaynaklanan büyük miktarlarda ayrışan organik maddeyle ilişkilidir. Bu nedenle ötrofik göller hipolimniyonda genellikle oksijenden yoksundur.
- Kıyı bölgesinde su bitkilerinin bolluğu - güneş ışığının dibe ulaştığı bir gölün kuru arazisi ile açık suyu arasındaki sığ geçiş bölgesi; Sığ su, bol ışık ve besleyici element açısından zengin çökelti, suda yaşayan bitkilerin büyümesi için ideal koşulları sağlar. Su bitkilerinin bolluğu ve alan örtüsü, gölün trofik seviyesinin bir göstergesi olarak hizmet eder. Ötrofik göller genellikle oligotrofik göllere göre su bitkilerini daha bol miktarda bulundurur.
- Bir gölün kıyısındaki kayalarda perifiton bolluğu . Perifiton, batık kayalara, dallara, iskele kazıklarına ve tortu tabakasının yüzeyine yapışan mikroskobik

algleri ifade eder. Göllerin besleyici element zenginleşmesiyle birlikte perifitonun varlığı ve bolluğu artar.

En geniş anlamıyla, bir göl veya rezervuarın trofik durumu genellikle Çizelge 2.7.3'de sunulan kategorilere ayrılır (Brusseau ve ark.,2019).

Çizelge 2.7.3. Göller ve Rezervuarlar için Trofik Kategoriler (Brusseau ve ark.,2019).

Trofik Durum	Klorofil <i>a</i> (µg/L)	Seki Disk Derinliği (m)	Toplam P (µg/L)	Nitelikleri
<30	<0.95	>8	<6	Oligotrofi: Berrak su, yıl boyunca hipolimniyonda çözülmüş oksijen bulunur.
30–40	0.95–2,6	8–4	6–12	Daha sık göllerin hipolimnisi anoksik hale gelebilir.
40–50	2.9–7,3	4–2	12–24	Mesotrofi: Su orta derecede berraktır; yaz aylarında hipolimnetik anoksi ihtimali artar.
60–60	7.3–20	2–1	24–48	Ötrofi: Aşırı birincil üretimle ilgili sorunlar başlar. Tabakalı göllerde/rezervuarlarda anoksik hipolimni oluşur.
60–70	20–56	0,5–1	48–96	Fitoplanktona siyanobakteriler hakimdir. Anoksiyle ilgili artan sorunlar bulunur.
>70	56–155	0,25–0,5	96–192	Hiper-ötrofi: Birincil üretim yalnızca ışıkla sınırlıdır. Alg ve/veya su bitkilerinin yoğun büyümesi mevcuttur. Anoksinin su sütununda yaygındır. Balık ölümleri muhtemeldir
>80	>155	<0,25	192–384	Su bitkisi veya diğer yaşam formları düşüktür. Uzun süreli anoksi dönemleri yaşanır

Trofik durum indeksi (TSI) yöntemleri ötrofikasyon değerlendirmesinde yaygın olarak kullanılır. Carlson'ın TSI'sinde, üç parametre, yani metre cinsinden seki diski (SD) derinliği, litre başına toplam fosfor (TP) mikrogramı, litre başına Klorofil *a* konsantrasyonu, dikkate alınır. Su şeffaflığı, ötrofikasyonun önemli bir göstergesidir. Metre cinsinden SD derinliği, su şeffaflığının bir ölçüsüdür (Zou ve ark., 2020). Bu bağlamda, su şeffaflığı, su bitkilerinin birincil üretkenliğini ve sudaki mikroorganizmaların aktivitelerini doğrudan yansıtan önemli bir parametredir. Çizelge 2.7.4'de çeşitli ülkelerde kullanılan trofik durum sınıflandırmaları verilmektedir. Gölün trofik düzeyini belirlemek için su kalitesi sonuçları trofik ölçekte konumlandırılır. Bu sınıflandırma, fosfor ve klorofil *a* konsantrasyonlarının yanı sıra su şeffaflığı ölçümleri için referans değerleri (Çizelge 2.7.5 ve şekil 2.7.4) kullanılarak yapılabilir. Geniş trofik sınıflar (ultraoligotrofik, oligotrofik, mezotrofik, ötrofik ve hiperötrofik) için benimsenen referans değerleri, en iyi bilinen ve kullanılan sınırlara karşılık gelir (RSVL -Gouvernement du Québec, 2024).

Çizelge 2.7.4. Su kütlelerinin trofik durum sınıflandırması için uluslararası kabul görmüş kriterler (El-Serehy ve ark.,2018’den alınmıştır).

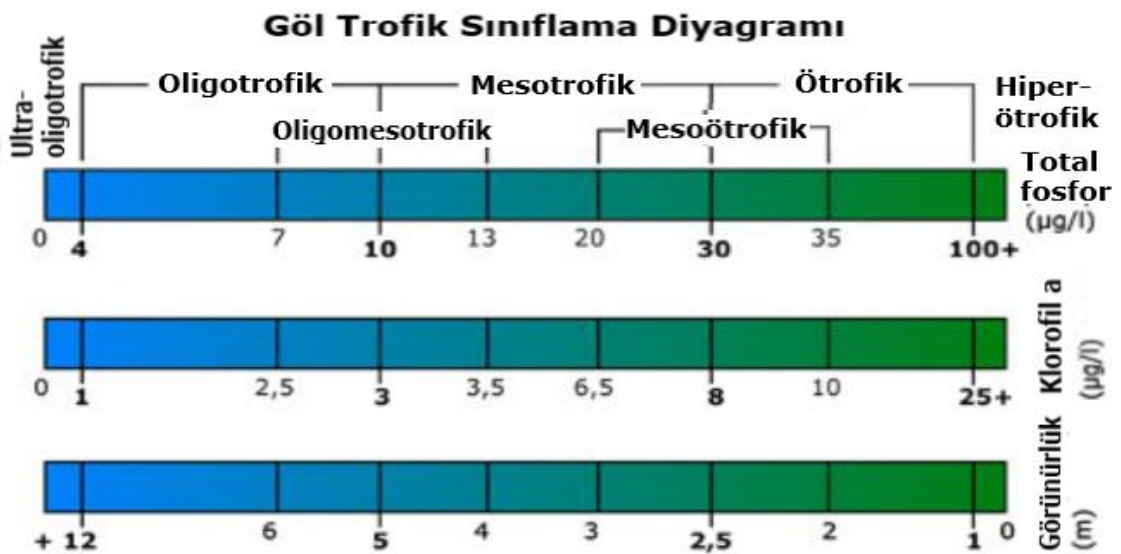
Trofik durum	TP (µg/l)	Klorofil <i>a</i> (µg/l)		Seki derinliği (m)	
		Ortalama	Maksimum	Ortalama	Maksimum
<i>OECD kriterleri</i> (Ryding and Rast, 1994)					
Ultra oligotrofik	<4	<1	<2,5	>6	>12
Oligotrofik	<10	<2,5	<8	>3	>6
Mezotrofik	10–35	2,5–8	8–25	1,5–3	3–6
Ötrofik	35–100	8–25	25–75	0,7–1,5	1,5–3
Hiperötrofik	>100	>25	>75	<0,7	<1,5
<i>Kanada kriterleri</i> (Environment Canada, 2004)					
Ultra oligotrofik	<4	<1	<2,5	>6	>12
Oligotrofik	4–10	<2,5	<8	>3	>6
Mezotrofik	10–20	2,5–8	8–25	1,5–3	3–6
Mezo-ötrofik	20–35	–	–	–	–
Ötrofik	35–100	8–25	25–75	0,7–1,5	1,5–3
Hiperötrofik	>100	>25	>75	<0,7	<1,5
<i>Quebec kriterleri</i> (MDDEP, 2007)					
Oligotrofik	4–10	1–3	–	5–12	–
Mezotrofik	10–30	3–8	–	2,5–5	–
Ötrofik	30–100	8–25	–	1–2,5	–
Hiperötrofik	–	–	–	–	–
<i>Nürnberg kriterleri</i> (Nürnberg, 2001)					
Oligotrofik	<10	<3,5	–	–	–
Mezotrofik	10–30	3,5–9	–	–	–
Ötrofik	31–100	9,1–25	–	–	–
Hiperötrofik	–	–	–	–	–
<i>İsveç kriterleri</i> (University of Florida , 1983)					
Oligotrofik	<15	<3	–	>3,96	–
Mezotrofik	15–25	3–7	–	2,43–3,96	–
Ötrofik	25–100	7–40	–	0,91–2,43	–
Hiperötrofik	>100	>40	–	<0,91	–

Çizelge 2.7.5. Toplam fosfor, klorofil *a* ve su şeffaflığı değerlerine karşılık gelen göl trofik sınıfları (RSVL -Gouvernement du Québec, 2024'den)

Trofik Sınıf		Toplam Fosfor (µg/l)	Klorofil a (µg/l)	Şeffaflık/seki disk derinliği (m)
Ana sınıf	İkincil sınıf (geçiş)	Ortalama	Ortalama	Ortalama
	Ultraoligotrofik	<4	< 1	> 12
Oligotrofik		4 - 10	1 - 3	12 - 5
	Oligomezotrofik	7 - 13	2,5 - 3,5	6 - 4
Mezotrofik		10 - 30	3 - 8	5 - 2,5
	Mezötrofik	20 - 35	6,5 - 10	3 - 2
Ötrofik		30 - 100	8 - 25	2,5 - 1
Hiperötrofik		> 100	> 25	< 1

¹ derin göllerde üst ve alt su katmanları arasında termal tabakalaşmanın meydana geldiği döneme karşılık gelen yaz ortalama değerleri

Gölleri sınıflandırmak için kullanılan parametrelerde gözlenen değişiklikler, temel olarak fiziksel ve morfolojik özelliklerdeki farklılıklar nedeniyle gölden göle değişiklik göstermektedir. Ötrofikasyon belirtileri de göller arasında da farklılık göstermektedir. Bu nedenle “özellikle de göl oligomezotrofik veya mezoötrofik geçiş kategorilerine girdiğinde” bir gölün trofik durumu dikkatle yorumlanmalıdır (Şekil 2.7.4). Bu iki kategori ötrofikasyonun nasıl aşamalı bir süreç olduğunu göstermektedir (RSVL - Gouvernement du Québec, 2024).



Şekil 2.7.4. Göl trofik sınıflama diyagramı (RSVL -Gouvernement du Québec, 2024'den).

2.8. Göl ve Rezervuarlarda Besleyici Elementler

Su organizmaları çevredeki ortamın kimyasını etkiler (ve bundan etkilenir). Örnek, fitoplanktonlar sudaki besleyici elementleri kullanır ve zooplanktonlar fitoplanktonlarla beslenir. Ölü planktonlar yavaş yavaş daha düşük derinliklere battıkça ve ayrıştıkça besleyici elementler üst sudan göl tabanına yeniden dağıtılır. Yeniden dağıtım, planktonların aktif dikey göçüyle kısmen dengelenir (Anonim,2007).

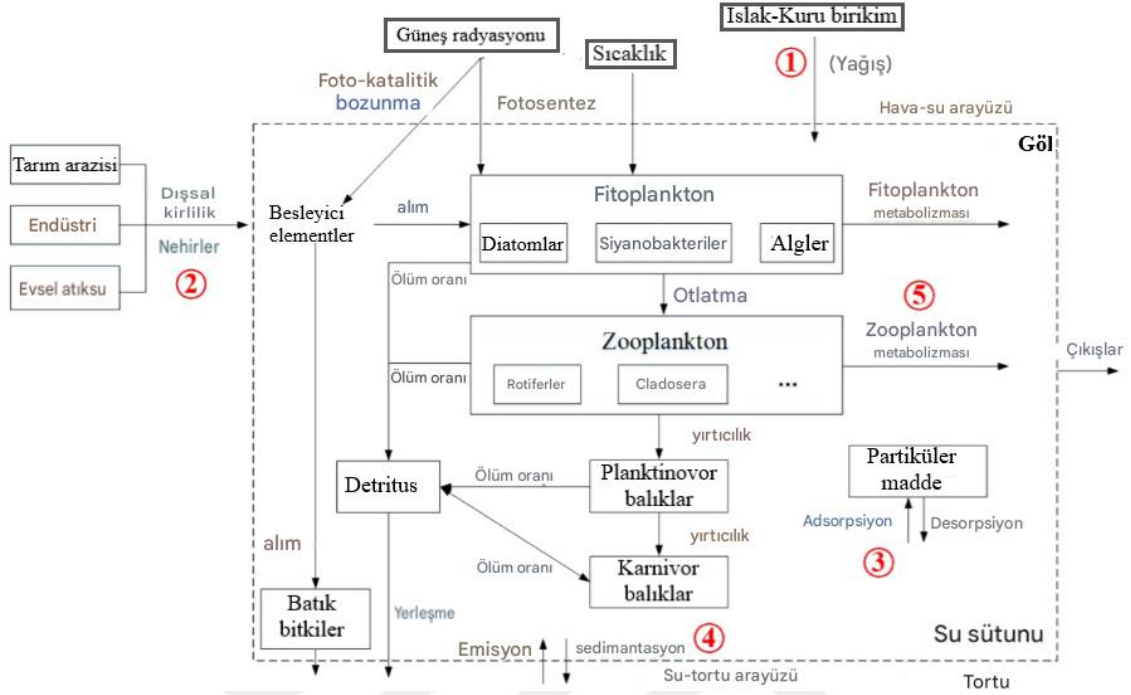
DO'nun aksine, **fosfor ve azotun biyoyararlanabilir** formları (çözünmüş fosfat, nitrat ve amonyum) gibi temel besleyici elementler genellikle ilkbaharda kar erimesi akışından ve **ilkbahar devri** sırasında dipten biriken besleyici elementlerin karışmasından dolayı artar . Konsantrasyonlar genellikle yaz **tabakalaşması** sırasında **epilimnionda** azalır çünkü besleyici elementler algler tarafından alınır ve sonunda algler ölüp çöktüğünde **hipolimniona** taşınır . Bu dönemde, üst suya herhangi bir "yeni" besleyici element girişi, bir alg "çoğalmasına" neden olabilir. Bu tür girdiler, sağanak yağışlardan sonra yukarı akış kollarından, su bitkilerinin ölmesinden, kentsel yağmur suyunun girişlerinden, çim gübresinin doğrudan akışından veya sızdıran göl kıyısı septik sistemlerinden olabilir. Yağmur veya kar erimesi olmadığında, besleyici element enjeksiyonu, hipolimnionun besleyici element açısından zengin üst sularının bir kısmını epilimnionla karıştıran şiddetli rüzgarlardan kaynaklanabilir. Daha az üretken sistemlerde, yağış veya kar yağışı olayları (**ıslak birikim**) ve daha az belirgin aerosol ve toz parçacıkları birikimi (**kuru birikim**) sırasında önemli miktarda kullanılabilir azot birikebilir. Kuru serpinti ve ıslak yağıştaki azot ve fosfor ayrıca tozdan, ince toprak parçacıklarından ve tarım alanlarından gelen gübreden de gelebilir (Anonim,2007).

Bir göl her örneklendiğinde **su sütununda** bulunan düzinelerce **alg** türünün derinlemesine mikroskopik sayımı, çoğu izleme programı için aşırı derecede maliyetli ve teknik olarak imkansızdır. Dahası, birçok gölde alg **biyokütlesinin** büyük bir kısmı çoğu uzman tarafından tanımlanamayabilir. Ancak, **klorofil -a** konsantrasyonunu ölçmek çok daha kolaydır ve alg biyokütlesinin makul bir tahminini sağlar. Klorofil-a, bir bitkinin güneş ışığını CO₂'yi karbonhidratlara **sabitlemek için gereken kimyasal enerjiye dönüştürme yeteneğinden sorumlu olan yeşil pigmenttir. Klorofil-a'yı ölçmek için,**

belirli bir derinlikten gelen bir su hacmi, yaklaşık 1 mikrondan (milimetrenin 1/ 1000'i) daha büyük tüm partikül materyali toplamak için ince bir cam elyaf filtreden süzülür. Daha sonra bu maddedeki klorofil-a bir **çözücü** (aseton veya alkol) ile ekstrakte edilir ve bir spektrofotometre veya florometre kullanılarak miktarı belirlenir (Anonim,2007).

Hem klorofil-a hem de seki derinliği göllerdeki alg miktarını tahmin etmek için uzun zamandır kabul görmüş yöntemlerdir. Seki derinliğini belirlemek çok daha kolay ve daha az masraflıdır. Ancak, dere deşarjından gelen silt veya yeniden askıya alınmış dip tortusu gibi alg olmayan partikül materyallerin potansiyel etkisi nedeniyle seki verilerini yorumlarken dikkatli olunmalıdır. Ayrıca, bataklıklardan gelen çözünmüş organik maddelerden kaynaklanan bazı göllerin çay rengi de seki derinliği okumalarını etkileyebilir. Klorofil-a ölçülse bile, tür karışımı göl yönetimi kararlarını etkileyebileceğinden, zaman zaman alg topluluğunu mikroskobik olarak incelemek de önemli olabilir (Anonim,2007).

Ötrofikasyon, aşırı besleyici elementlerin depolanmasının bir sonucudur. Aşırı besleyici element maddeleri depolanması, su ortamında ve biyolojik topluluklarda bir dizi değişikliğe yol açacaktır. Örneğin, oksijen alglerin ayrışması nedeniyle tükendiğinden aerobik aşamadan anaerobik aşamaya dönüşüm olur (Nyenje ve ark. 2010). Su bitkilerinin bozulması ve şiddetli su patlamaları biyolojik yapı üzerindeki baskın etkilerdir. Bu açıdan, besleyici element zincirindeki birincil üreticilerin çeşitliliği tüketicilere yönelik itici faktörler haline gelir ve ayrıştırıcıların toplulukları geri bildirim mekanizması nedeniyle değişir (Guo ve ark. 2020). Şekil 2.8.1. aşırı besleyici element bir gölde derinliklerinde ve zeminde olası örüntüler yoluyla birikebileceğini; bunun sonucunda ötrofikasyona neden olabileceğini göstermektedir (Lin ve ark.,2020). Aşırı besleyici element maddeleri bir gölde birikebilir ve böylece ötrofikasyona neden olabilir. İlk olarak, besleyici elementler (azot ve fosfor) atmosferden kuru ve ıslak birikim yoluyla göllere girer ve su sütununda kalır . Yağış, su kalitesine katkıda bulunan yaygın bir ıslak birikim türüdür (Zhang ve ark. 2020). Azot ve fosfor çoğunlukla ıslak ve kuru birikimle küçük parçacıklar halinde biriktirilir ve daha sonra çözülür. Bu nedenle, azot ve fosfor fitoplankton ve diğer su bitkileri tarafından daha kolay emilebilir veya kullanılabilir (Yang ve ark., 2016).



Şekil 2.8.1. Bir gölde besleyici element birikim kalıpları (Lin ve ark.,2020).

İkinci olarak, besleyici elementler kollar veya içeri akan su (Zhao ve ark., 2013) tarafından sağlanabilir, örneğin nehirler ve çoğunlukla kimyasal tesislerden, tarım arazilerinden ve evsel atık sudan kaynaklanır. Bu işleme ekzojen girdi denir. Üçüncüsü, besleyici elementler partikül madde ve su kolonu arasında adsorpsiyon veya desorpsiyon yoluyla değişir (Li ve ark., 2014). Dördüncüsü, besleyici elementler tortular ve su kolonu arasında değişir (Yan ve ark., 2018). Son olarak, besleyici element maddeleri fitoplankton ve zooplankton metabolizmasından sonra göllerden taşınır ve besleyici element zincirinde (fitoplankton-zooplankton) depolanır ve besleyici element bütçesinin önemli bir kısmı tortuda birikir. Fotokatalitik bozunma, ötrofikasyonda önemli bir kimyasal reaksiyondur, çünkü sadece çözülmüş organik maddeleri parçalamakla kalmaz, aynı zamanda partikül azot, fosfor ve biyolojik kalıntıların çözünür durumlara dönüştürülmesiyle ilgili süreçleri de hızlandırır (Li ve ark., 2017a). Ek olarak, güneş radyasyonu ve sıcaklık fotosentezi kolaylaştırır. Yukarıdaki örüntülerden birinde bir müdahale olursa, göllerde alglerin büyümesini teşvik eden besleyici element birikimi meydana gelir. Yukarıdaki örüntüler su sütununda, sedimentte ve su-sediment arayüzünde gözlemlenebilir (Lin ve ark.,2020).

The diagram illustrates the biological treatment process, showing the flow of organic matter and nutrients through various stages and components. The process is divided into several main sections: **Biyolojik depolama** (Biological Storage), **Azot döngüsü** (Nitrogen Cycle), and **Fosfat döngüsü** (Phosphorus Cycle).

Biological Storage: This section includes **Balık** (Fish) and **Zooplankton**, which are part of the **Biyolojik depolama** process. They are connected to the **Azot döngüsü** and **Fosfat döngüsü** cycles.

Nitrogen Cycle (Azot döngüsü): This cycle involves the transformation of nitrogen. It starts with **N₂** (Nitrogen gas) entering the system. **Denitrifikasyon** (Denitrification) converts **N₂** into **inorganik nitrojen** (Inorganic nitrogen). **Nitrifikasyon** (Nitrification) converts **inorganik nitrojen** into **Nitrat (NO₃)** and **Amonyak (NH₄)**. **Nitrat (NO₃)** is then converted back into **N₂** through **Denitrifikasyon**. **Amonyak (NH₄)** is converted into **Nitrat (NO₃)** through **Nitrifikasyon**. **Emilir ve taşınır** (Absorbed and transported) indicates the movement of **inorganik nitrojen** into the **partiküler madde** (Particulate matter) box.

Phosphorus Cycle (Fosfat döngüsü): This cycle involves the transformation of phosphorus. **Emilir ve taşınır** (Absorbed and transported) indicates the movement of **inorganik nitrojen** into the **partiküler madde** (Particulate matter) box. **partiküler madde** is then converted into **DIP** (Dissolved inorganic phosphorus) through **Emilir ve taşınır**. **DIP** is then converted into **DOP** (Dissolved organic phosphorus) through **Ayrışma** (Decomposition). **DOP** is then converted back into **DIP** through **Emisyon** (Emission). **DIP** is also converted into **Fitoplankton** (Phytoplankton) through **alım** (Uptake). **Fitoplankton** is then converted into **DOP** through **Ölüm oranı** (Mortality rate). **DOP** is then converted back into **DIP** through **Emisyon** (Emission). **DIP** is also converted into **Fitoplankton** through **alım** (Uptake).

Other Components: The diagram also shows the flow of **Su sütunu** (Water column) and **Tortu** (Sludge). **Su sütunu** is connected to **Balık** and **Zooplankton**. **Tortu** is connected to **Fitoplankton** and **DON**. **Fitoplankton** is connected to **DON** through **Ayrışma** (Decomposition). **DON** is connected to **Mineralizasyon** (Mineralization). **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon** (Emission). **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler** (Submerged plants). **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme** (Settling). **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi** (Water-sediment exchange). **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon** (Suspension). **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to **Emisyon**. **Emisyon** is connected to **su batık bitkiler**. **su batık bitkiler** is connected to **Birikirme**. **Birikirme** is connected to **Su-tortu değişimi**. **Su-tortu değişimi** is connected to **Tortu**. **Tortu** is connected to **Süspansiyon**. **Süspansiyon** is connected to **DON**. **DON** is connected to **Mineralizasyon**. **Mineralizasyon** is connected to

39

Genel olarak göller, epilimnion, ortalama ve maksimum su derinliklerine göre sığ, geçiş ve derin olarak kategorize edilebilir (Qin ve ark., 2020). Sığ göllerde, azotun denitrifikasyonu güçlenir ve fosforun zayıflamış birikimi hidrodinamik bozulmalarla birleşerek sudaki fosfor miktarını artırır ve sonuçta azot/fosfor oranını azaltır (Grantz ve Haggard, 2014). Bu durum genellikle azot sınırlaması olarak tanımlanır. Sınırlamanın türlerini belirleyen azot-fosfor oranı ile değerlendirilebilir Ancak, derin göllerdeki süreç sığ göllerdekinin tersidir. Azot-fosfor oranı daha yüksektir ve bu fosfor sınırlaması olarak tanımlanır (Qin ve ark., 2020; Lin ve ark.,2020).

Qin ve ark.,(2020) gölleri aşağıdaki gibi kategorize etmiştir;

- Sığ göller : (epilimniyon derinliği > maksimum derinlik)
- Geçiş gölleri: (ortalama derinlik $\leq$ epilimniyon derinliği $\leq$ maksimum derinlik)
- Derin göller : (epilimniyon derinliği < ortalama derinlik)

Qin ve ark.,(2020) göllerdeki sınırlayıcı elementleri belirlemede kullanılan N:P oranını aşağıdaki gibi belirtmiştir;

- $TN:TP < 9$ = sadece N sınırlayıcı
- $9 \leq TN:TP < 22,6$ = N ve P eş-sınırlayıcı
- $22,6 \leq TN:TP$ = sadece P sınırlayıcı

Dünya çapındaki göllerin maksimum derinlikleri arttıkça TN, TP ve K_l-a konsantrasyonları azalmaktadır (Qin ve ark. 2020); bu da sığ göllerin derin göllere göre ötrofikasyona ve siyanobakteriyel patlama salgınlarına daha yatkın olduğunu göstermektedir. Genel olarak, ötrofikasyon ve siyanobakteriyel patlamalar sıklıkla maksimum su derinliği 20 metreden az olan göllerde meydana gelmiştir. Fosforun sınırlayıcılığı göllerde yaygın, azot sınırlamasının ise çok az gölde gözlenir. Dahası, ötrofik göllerin N ve P ile eş-sınırlaması daha sık meydana gelmektedir (Lin ve ark.,2020). Göl besleyici element seviyeleri arttıkça, fosfor sınırlaması olasılığı artarken, azot sınırlaması olasılığı azalmıştır. Fosforu kontrol etmek çoğu gölde ötrofikasyon seviyesini azaltabilse de, ötrofikasyonu ve alg patlamalarını yönetmek için hem azot hem de fosfor aynı anda kontrol edilmelidir. Göl su kolonları için, birincil üretimin ve göl ötrofikasyonunun kontrolünde, göllerin derinlikleri ve su kolonu özellikleri dikkate alınarak farklı stratejiler benimsenmelidir (Lin ve ark.,2020).

Bir gölün tabanındaki sediment, önemli bir besleyici element deposudur (Zhao ve ark. 2013). Organik veya inorganik partikül madde formunda, yerçekiminin etkisi altında tortunun yüzeyine biriktirildiğini göstermektedir. Ekzojen girdilerden ithal edilen farklı çözülmüş azot bileşikleri, organizmalar (su bitkileri, algler ve diğer organizmalar) tarafından emilir veya kullanılır ve besleyici element zincirinde dolaştırılır. Bu biyolojik süreçlerin kalıntıları en sonunda tortuya biriktirilir ve gömülür. Besleyici elementler tortudaki gözenek suyuna girer ve daha sonra tortudaki gözenek suyu ile su sütunu arasında değiş tokuş edilir, bu da farklı konsantrasyon gradyanları altında biyolojik döngülerde besleyici elementler için önemli bir yoldur (Wang ve ark., 2017).

2.9. Göl ve Rezervuarlarda Trofik durum indeksi sapması ve sınırlayıcı element

Göllerin ve rezervuarların limnolojisi, su toplama havzası özelliklerinden büyük ölçüde etkilenir. Özellikle, tarımsal arazi kullanımının kapsamı su kalitesini etkiler. Tarımdan gelen besleyici element girdisi genellikle birincil üretimi artırır (Jones ve ark., 2004). Su toplama havzasındaki tarım ayrıca göllerdeki N:P oranını değiştirir (Arbuckle ve Downing, 2001) ve fitoplankton sınırlamasını N'den P'ye kaydırabilir (Vanni ve diğerleri, 2011). Trofik dinamikler ve biyojeokimyasal süreçler temelde birbirine bağlıdır. Barajların neden olduğu çeşitli elementlerin (C, N, P, Si, vb.) stokiyometrik oranlarındaki dengesizlikler, ekosistemler üzerinde birincil üretkenliği değiştirmekten su homeostazını bozmaya kadar kısa ve uzun vadeli sonuçlara yol açar (Vitousek ve ark., 2010). Örneğin, fitoplankton topluluğunun yapısı değişir ve rezervuar suyunda DSI ve çözülmüş inorganik nitrojen (DSI: DIN) oranı < 1 ise zararlı algler baskın tür haline gelebilir (Zervoudaki ve ark., 2009), su ortamı için risklere neden olur. Sonuç olarak, ekosistem değişiklikleri rezervuarlardaki besleyici element maddelerinin geri dönüşümünü etkileyebilir. Besleyici element döngüsü, bulanıklık, akış, ışık, oksijen, pH ve substrat bulunabilirliği gibi habitatın fiziksel özelliklerini değiştirerek de değiştirilebilir (Gao ve ark., 2012). Örneğin, ötrofik rezervuarlarda, alg üretkenliğindeki artış, DO'da bir azalmaya neden olur ve bu da N ve P döngüsünü etkileyebilir (Wurtsbaugh, 2020; Wang ve ark., 2022).

Göl trofik durumunun ve sınırlayıcı faktörlerin tanısında ve klorofil ve besleyici element konsantrasyonunu etkileyen süreçlerin yorumlanmasında sıklıkla kullanılan iki boyutlu grafiksel yaklaşımlar (Carlson, 1977; Carlson ve Havens, 2005; Lee ve ark. 2010). Ayrıca, TSI (TP), TSI (TN) veya TSI (SD)'nin TSI'dan (Klo-a) çıkarılmasıyla elde edilen TSI değerleri arasındaki sapma, besleyici element maddesi sınırlamasının türünü ve derecesini değerlendirmek ve tahmin modellerini ayarlamak için kullanılabilir (Carlson ve Havens 2005). Teoride, tüm endekslerin hesaplanan değeri aynı olmalıdır. Ancak pratikte, TSI (Klo-a) ve SD derinliği veya *P* ve *N* endeksleri arasında sıklıkla sapmalar olur. Göllerde genellikle *N* sınırlaması $TSI (Klo-a) - TSI (TN) > 0$ ve $TSI (TN) - TSI (TP) < 0$ olduğunda gösterilirken, *P* sınırlaması $TSI (Klo-a) - TSI (TP) > 0$ ve $TSI (TN) - TSI (TP) > 0$ olduğunda gösterilir. $TSI (Klo-a) < TSI (SD)$ ve $TSI (Klo-a) < TSI (TP)$ ve $TSI (TN)$ olduğunda alg dışı bulanıklık kısıtlayıcı bir faktör haline gelir (Havens, 1995; Wetzel 2001 ; Jarosiewicz ve ark. 2012; Matthews ve ark. 2002).

Düşük klorofil a konsantrasyonu , birincil üretimi sınırlayan faktörlerin varlığını gösterir. En yaygın olarak analiz edilenler, ayrı ayrı veya birlikte alg üretkenliğini sınırlayabilen azot ve fosforun etkileridir (Maberly ve ark.,2020). Toplam azotun (TN) toplam fosfora (TP) oranının (Redfield oranı) artmasıyla fosforun sınırlayıcı etkisinin arttığı kabul edilmektedir (Zhao ve ark.,2023). Genel olarak, göller daha ötrofik hale geldikçe TN:TP oranlarının önemli ölçüde azaldığı da gösterilmiştir (Zhou ve ark.,2022) (Nędzarek ve Budzyński, 2024).TN ve TP oranı (TN/TP) sıklıkla göllerdeki *N* ve *P* sınırlayıcı besleyici elementleri belirlemek için bir indeks olarak önerilmiştir (Canfield, 1983 ; Guildford ve Hecky, 2000). Genel olarak, göllerde ve rezervuarlarda *N* ve *P* konsantrasyonları ile pozitif bir korelasyon vardır. Ancak, oligotrofik göller genellikle ötrofik göllere kıyasla daha yüksek TN:TP oranlarına sahiptir ve göl, trofik durumlarına göre tutarlı bir şekilde değişir (Downing ve McCauley 1992). Azot (*N*) ve Fosfor (*P*), alg çoğalmasını ve klorofil-a artışını doğrudan etkileyen ana besleyici elementlerdir Bir su kütlesindeki ötrofikasyon oranına bağlı olarak, *N* veya *P* sınırlayıcı faktör olabilir (Zhang ve ark.,2007). Rezervuarlar dört ana besleyici element maddesinin hepsinde tutma etkisine sahip olsa da, farklı tutma verimleri besleyici elementlerin stokiometrik oranını değiştirebilir, bu da farklı besleyici element maddesi sınırlamalarına yol açabilir ve sonuçta rezervuarların trofik durumunu etkileyebilir. 2000 yılından beri barajlar ortalama

%21 biyogenik silika, %43 reaktif fosfor ve %35,5 toplam azot tutmuştur (Maavara ve ark., 2020a). Rezervuar inşaatı, akış aşağısına giren biyogenik materyalin miktarını ve besleyici element maddesi oranlarını değiştirir çünkü rezervuarlar tercihen fosfor ve azotu ortadan kaldırır ve azottan daha etkili bir şekilde fosforu tutar (Calic ve ark., 2013). Tatlı suda, fosfor sıklıkla sınırlayıcı element olarak kabul edilirken, azot kıyı ve deniz ortamlarında sınırlayıcı element olarak kabul edilir (Elser ve ark., 2022). Günümüzde gübre ve atık su deşarjı N ve P zenginleşmesine yol açmakta ve ormansızlaşma ve tarımsal üretim sırasında Si açısından zengin bitkilerin uzaklaştırılması, baraj yapımının etkileriyle birleşince, daha önce olduğundan önemli ölçüde daha yüksek N: Si ve P: Si oranlarına yol açarak, aşağı akışta Si sınırlamasına neden olmakta ve bu da aşağı akışta ötrofikasyona yol açarak zararlı alglerin büyümesini teşvik edebilmektedir (Clymans ve ark., 2011 ;Wang ve ark., 2022).

2.10. Türkiye ve diğer ülkelerde yapılan konuyla ilgili çalışmalar

Türkiyede göllerin ötrofik durumunu açıklamak için yapılmış çalışmalar bulunmaktadır. Bunlar: Kavurt (1993); Eber ve Karamık (Afyon) göllerinin trofik seviyeleri üzerinden ötrofikasyon durumunu açıklamaya çalışmıştır. Özden (2002); Köyceğiz Gölü'nün Trofik Seviyesini çalışmış; gölü 1998 yılı için % 2 oligotrofik, % 42 mezotrofik, % 52 ötrofik, % 4 hiperötrofik, 1999 yılı için ise % 1 oligotrofik, % 32 mezotrofik, % 59 ötrofik, % 8 hiperötrofik şeklinde bildirmiştir. Manav (2003)'de Ankara- Mogan Gölü'nün trofik seviyesini belirlemek amaçlı çalışmasında gölün mezotrofik ile ötrofik arasında bir yapıya sahip olduğunu bildirmiştir. Ertosun ve ark., (2010), Üçpınar Baraj Gölü'nün (Uşak) trofik durumu, su kalitesinin bazı parametreleri, fitoplankton ve zooplanktonu çalışmışlar. Sonuç olarak elde edilen fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametreler ile baskın zooplankton ve fitoplankton türlerine göre Üçpınar Baraj Gölü'nün ötrofik olduğunu bildirmişlerdir (Ertosun ve ark., 2010). Ayvaz ve ark., (2001)'de Manisa-Afşar Baraj Gölünün trofik durumunun belirlenmesi amacıyla yaptığı çalışmada klorofil-a ve seki-disk değerlendirmelerine göre OECD kriterlerine ve Carlson trofik indeksinin ölçeğinde gölün ötrofik seviyede olduğu bildirmiştir. Mangıt (2008) Ankara-Mogan Gölünün trofik durumunu belirleme amaçlı çalışmasında, gölün 2003 yılında mezotrofik ve ötrofik arası olan yapısının 2008 yılında hiperötrofiye kaydığını bildirmiştir. Polat ve Özmen (2011); Tokat Almus Baraj Gölünde (2008 - 2009) toplam fosfor ve seki derinliği

parametreleri sonuçlarını OECD trofik seviye sınıflandırması değerlerine göre toplam fosfor açısından mezotrofik, seki derinliği açısından ötrofik bir yapıya sahip olduğu bildirmişlerdir. Zeybek ve ark. (2012); İsparta- Eğirdir Gölü'ne bağlantılı Kovada Gölü'nün trofik durumunu Carlson'un trofik indeksi sınıflamasına göre ; toplam fosfora göre hiperötrofik, klorofil-a'ya göre ise mezotrof şeklinde bildirmişlerdir. Akyüz Şahin ve ark. (2013); Sakarya-Büyük Akgöl'ün fitoplankton türlerine göre belirlenen trofik seviyesinin ileri derecede ötrofik olduğunu bildirmişlerdir. Varol (2013); Batman Gölü trofik seviyesinin Carlson indeks sınıflamasına göre mezotrofik bir yapıda olduğunu bildirmiştir. Ortalama TN:TP oranına göre ise gölün fitoplankton gelişiminin fosfor ve azot tarafından birlikte sınırladığını tespit etmişlerdir. Dalkıran ve ark. (2016); Bursa-Uluabat Gölünün (2006- 2007) fitoplanktonik Nygaard'ın Trofik Durum İndeksi (Nygaard, 1949) için gölün ötrofik karakterde olduğu bildirmişlerdir. Ankara Mogan Gölü mesotrofik ve ötrofik geçişli tespit edilmiştir (Manav ve Yerli, 2008). Avşar ve ark.(2012) Manisa-Afşar Gölü'nün trofik seviyesini OECD kriterlerine ve Carlson trofik indeksi sınıflamasına göre klorofil-a ve seki derinliği değerlerine göre gölün ötrofik seviyede olduğu bildirmişlerdir. Redfield (1934), yaptığı çalışmalarda suyun sahip olduğu karbon : azot : fosfat oranları ile fitoplanktonun bünyesindeki karbon : azot : fosfat oranlarının birbirine çok benzer olduğu tespit etmiş ve bu oranlar (C:N:P) 106:16:1 şeklinde vermiştir. Bu oran esas alındığında ve Liebig'in Minimum Kanunu gereğince Avşar Baraj Gölü'nde fitoplanktonun gelişiminde sınırlayıcı elementin azot olduğu tespit edilmiştir. Buhan ve ark., (2015) ve Buhan ve ark.,(2018); Tokat Zinav Gölünü ötrofik bildirmişlerdir. Tepe ve ark.,(2018), Karkamış Baraj Gölü'nün TSIC göre TP, TN ve klorofil-a üzerinden trofik durumunu oligotrofik sınıftan mezotrofik sınıfa geçiş gösterdiğini, TN/TP'de fosforun sınırlayıcı besleyici element olduğunu bildirmişlerdir.

Kutlu ve ark. (2017) Tunceli- Uzunçayır Baraj Gölünün Trofik Durumunun Carlson İndeks sınıflamasına göre oligotrofik olduğunu bildirmişlerdir. Uzunçayır Baraj Gölü'nün trofik durumunu belirlemek amacıyla yürütülen bu çalışmada seki derinliğinin klorofil-a ile negatif korelasyon gösterdiği de bulunmuştur. TN:TP oranına göre fitoplankton gelişiminin azot tarafından sınırlandığı belirlenmiştir . Carlson's TSI ortalama değerine göre baraj gölü oligotrofiktir.

Bulut ve Kubilay (2018); ülkemizin 2. büyük tatlısu gölü Eğirdir Gölünün su kalitesinin trofik durum indeksleriyle belirlenmesi (2013-2014/mevsimsel) için gölde belirlenen 9 istasyonda çözünmüş oksijen, toplam fosfor, seki derinliği, klorofil-a ve toplam azot ölçmüşlerdir. Eğirdir Gölü'nün Carlson trofik durum indeksi (TSI) değerlerini, OECD indeksinin ve Yerüstü Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği değerlerine ile karşılaştırarak gölün; mezotrofik seviyede (TSI: 42) olduğu sonucuna varmışlardır (Bulut ve Kubilay, 2018).

Kocaeli Yuvacık Baraj Gölü'nün bazı fiziko-kimyasal özellikleri ve trofik durumunu (2016 - 2017) ; ötrofikasyon kriterlerine göre gölün trofik düzeyi toplam azot (TN) ve toplam fosfor (TP) açısından mezotrofik, klorofil-a bakımından oligotrofik ve seki görünürlüğü açısından mezotrofiktir. Ortalama Trofik Durum İndeksi (TSİ) değeri 44,1 olarak hesaplanmış ve gölün trofik düzeyinin mezotrofik olduğu belirlenmiştir (Kalıpcı, ve ark., 2020).

Akdeniz (2005), Bursa Uluabat Gölü'nde yapılan çalışmada gölün trofik seviyesinin ötrofik ve hiperötrofik seviyeler arasında değiştiği belirlenmiştir. Trofik seviyenin belirlenmesinde, OECD standartlar tablosundan, trofik seviye dağılım grafiklerinden, Volfenweider (1975) modelinden ve Carlson (1977) Trofik Seviye İndeksi (TSI)'inden yararlanılmıştır. Elde edilen tüm sonuçlar, Uluabat Gölü'nün önemli baskılar altında kaldığını göstermektedir (Akdeniz, 2005).

Zeybek ve ark.,(2012); Eğirdir Gölü ve Kovada Kanalı'nda çalışmış klorofil a ve toplam fosfor (TP) analizleri yapılmış, ayrıca seki diski derinliği ölçülmüştür. Çalışma alanının trofik statüsünün belirlenmesi için Carlson Trofik Durum İndeksi kullanılmıştır. Sonuçlara göre; Eğirdir Gölü klorofil a açısından oligotrof, toplam fosfor ve seki diski derinliğine göre mezotrof; Kovada Kanalı TP'ye göre hiperötrof, klorofil a miktarına göre mezotrof karakterdedir (Zeybek ve ark.,2012).

Batı Anadolu'nun dağlık alanlarında yer alan Saklıgöl, Karagöl, Gökçeova Göleti, Kartal Gölü olmak üzere 4 gölden fitoplankton ve yüzey suyu örneklemeleri yapılmıştır. Ortalama trofik durum indeksleri 45-52 aralığında değişmiştir (Sömek ve Ustaoglu,2016). Alkış,(2019) dört gölde yapmış olduğu çalışmada; Carlson indeksi'nin referans değerlerinde TSI TP göre, Manyas, Büyük Akgöl ve Bafa gölleri ötrofik olarak

sınıflandırılmıştır. TSI SD göre, Manyas ve Büyük Akgöl'de ötrofik, Bafa gölü'nde mezotrofik olarak sınıflandırılmıştır. TSI K_{lo}-a göre ise, Manyas ve Bafa gölü ötrofik, Büyük Akgöl mezotrofik olarak sınıflandırılmıştır (Alkış,2019).

Tokat ili Almus ilçesinde bulunan Almus Baraj Gölü'nde toplam fosfor ve seki disk derinliği parametreleri mevsimsel olarak belirlenmiş ve sonuçlar OECD tarafından belirlenen trofik seviye sınıflandırılma değerleri ile karşılaştırılarak, gölün trofik seviyesi tespit edilmiştir. Göl OECD tarafından verilen sınır değerlere göre toplam fosfor açısından mezotrofik, seki derinliği açısından ötrofik bir yapıya sahiptir (Polat ve Özmen, 2011). Yine aynı göl için Buhan ve ark.,(2010) ise aynı göl için, su kalitesi ve balık türlerine göre; OECD (1982) ve Hakanson and Jansson(1983)'in kategorilerine doğrultusunda ağırlıklı mesotrofik yapıda kışın oligotrofiye yazın ise ötrofiye kaydığını belirtmişlerdir (Buhan ve ark.,2010).

Türkiye'nin Orta Anadolu Bölgesi'ndeki Mamasin Baraj Gölü'ndeki 2002 - 2003 tarihleri arasında yapılan çalışmada göl; özellikle yaz aylarında fitoplankton yoğunluğu , sıcaklık ve sığ yapıları ötrof göllere benzerdir (Atıcı ve Alaş,2012). Isparta ili Yalvaç ilçesi sınırları içerisinde, Orta Akdeniz (Antalya) havzasında yer alan Sücüllü Baraj Gölünde Mayıs 2017 - Nisan 2018 arasında yapılan çalışma ile Sücüllü Baraj Gölü'nün trofik durumunun belirlenmesi amaçlanmıştır. Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği trofik durum indeksine göre Sücüllü Baraj Gölü'nün suyu toplam fosfor ve sekii disk derinliği açısından ötrofik karakter gösterirken, K_{lo}-a ve çözünmüş oksijen açısından oligotrofik karakter gösterir. Carlson Trophic State indeksine göre K_{lo}-a (37) TSI değeri oligotrofik iken seki diski derinliği (59), toplam fosfor (58) ve ortalama TSI (51) ötrofik olarak belirlendi. Muhtemelen yerleşim ve tarım alanlarından gelen yüzey suyu ve kafes balıkçılığı, Sücüllü Baraj Gölü'nün trofik durumunu etkilemekte olduğu bildirildi (Aslantürk ve Çetinkaya, 2022).

Maraşlıoğlu ve Gönülol (2014); Yedikır Baraj Gölü 2004–2006 tarihleri arasında, fitoplanktonu'nun kompozisyonu, fonksiyonel sınıflandırılması ve trofik durumunu çalışılmışlardır. Baraj gölünde tür sayısı bakımından Kloorophyta ve Bacillariophyta üyeleri yoğun iken, tür yoğunluğu bakımından Cyanophyta ve Kloorophyta tipi

fitoplanktona rastlanmıştır. **16 µg/ L olan ortalama klorofil konsantrasyonuna göre baraj gölünün trofik derecesi ötrofik düzeyi göstermektedir.** Klorofil *a* ve seki diski derinliği bağlı gölün trofik durum indeksi değerleri birbirine yakın olup toplam fosfat indis değerinden yüksek olmuştur. Trofik yapı indeks değerlerine göre Yedikır Baraj Gölü ötrofik kategoridedir TSI (Seki 65, Klorofil *a* 56, TP 53). Gerek bazı fonksiyonel gruplar gerekse indeks değerlerine göre göl suyundaki ışığın, besleyici elementler ve fosfatın azlığı baraj gölündeki fitoplankton yapısını sınırlamaktadır. İncelenen yıl boyunca klorofil *a* konsantrasyonu, seki derinliği ve toplam fosfora dayalı ortalama TSI değerleri Yedikır Baraj Gölü'nde ötrofi koşullarını göstermektedir. Carlson'a (1983) göre bu, Baraj Gölü'ndeki alg biyokütlesinin muhtemelen fosforla sınırlı olduğunu gösterebilir (Maraşlıoğlu ve Gönülol, 2014).

Aydin ve Ahiska, (2011); Sarımsaklı Baraj Gölü'ndeki 2001-2002 tarihleri arasında yapmış oldukları bir çalışmada gölün trofik durumu belirlenmişlerdir. Ayrıca suyun fiziksel parametreleri olan sıcaklık, çözünmüş oksijen, elektriksel iletkenlik (EC), pH, ışık geçirgenliği sahada ölçülmüş ve yüzey aktif madde, kükürt, nitrit, nitrat, toplam azot, fosfat, toplam fosfat, oksijen saturasyonu durumları analiz edilmiştir. Işık geçirgenliği, temel su kalite parametreleri ve baskın zooplankton türlerinin sonuçları incelenen gölün ötrofik olduğunu göstermiştir. Ayrıca biyotik indeks de bu sonucu doğrulamıştır. Çalışma alanında incelenen göl, insan faaliyetlerinden etkilendiği için farklı kaynaklarla kısmen kirlenmiştir. Kirlilik önlenmezse, gelecekte buradaki canlı organizmaların yaşamlarını tehlikeye atabilir denmektedir (Aydin ve Ahiska,2011).

Bilgin (2020); Çoruh Nehri Havzası'ndaki Borçka Baraj Gölü'nün besleyici elementlerle trofik durumu arasındaki ilişkiler, trofik durum indeksi (TSI), trofik düzey indeksi (TLI) ve istatistiksel analiz kullanılarak değerlendirilmiştir. Çalışmada; klorofil-*a* (Klorofil-*a*), toplam fosfor (TP), toplam azot (TN) ve seki diski (SD) açısından analiz edilmiştir. Değerlendirmede, TSI' TLI ve Türk mevzuatına göre rezervuar, su kalitesinin TP, TN verileri açısından mezotrofik olarak değerlendirilmiştir. TSI (Klorofil-*a*) < TSI (SD), TSI (Klorofil-*a*) < TSI (TP) ve TSI (TN) sonuçları alg dışı bulanıklığı göstermektedir. Baraj gölündeki alg dışı parçacıklar, tarım alanı ve insan yerleşimlerinden kaynaklanan yüzey akışı ve toprak erozyonu nedeniyle oluşabilir. Besleyici element maddeleri ile Klorofil-*a* arasındaki ilişkiyi belirlemek için regresyon analizi yapıldı. Klorofil-*a* konsantrasyonunun

TN, TP ve TN/TP konsantrasyonları ile ilişkisi zayıftır. Bu, yüksek su altı ışık mevcudiyetine sahip inorganik askıda katıların olduğunu desteklemektedir (Bilgin, 2020).

Diğer ülkelerde de göllerin trofik durumu ile ilgili çok sayıda çalışma yapılmıştır. Bunlar:

Yu ve ark., (2023); İç Moğolistan'ın soğuk ve kurak bir bölgesinde bulunan sığ bir göl olan Wuliangsuhai Gölü'nün trofik durumundaki (trofik seviye endeksi; TLI) uzun vadeli (2011-2020) değişikliklerini incelemişler. Sonuçlara göre, çalışma süresi boyunca Wuliangsuhai Gölü'nün ötrofikasyonunda önemli bir azalma olduğunu, TLI'nin 2011'de 61,7'den (orta derecede ötrofik) 2020'de 49,9'a (mezotrofik) düştüğünü göstermiştir. Wuliangsuhai Gölü'nün N/P oranı küttele 22,6'yı aşmıştır ve bu durum tipik bir fosfor sınırlı göl statüsünü göstermektedir (Qin ve ark., 2020). Wuliangsuhai Gölü'nün N/P oranı 2011 ile 2020 arasında artmış, N/P 2011'de 28,02'den 2020'de 37,49'a çıkmıştır. Wuliangsuhai Gölü'nde azot ve fosfor konsantrasyonu yüksektir, bu nedenle besleyici elementler çoğu zaman klorofil-a için sınırlayıcı bir faktör değildir (Yu ve ark., 2023).

Taneri ve ark., (2016); İran-Ekbatan Baraj Gölü'nün trofik durumunu araştırmıştır. Mevcut araştırmada, barajın arkasındaki suyun kalitesi Temmuz ve Ocak aylarında incelenerek rezervuarın iki farklı mevsimdeki (kuru ve ıslak) trofik durumu ve zonlanması karşılaştırıldı. Rezervuardaki ötrofikasyon oranını belirlemek için rezervuardan seki diski, nitrat, fosfat ve klorofil-a ölçüldü. Daha sonra, *Carlson'ın Trofik Durum İndeksi* kullanılarak, ötrofikasyon oranı tüm noktalar için tahmin edildi. Ayrıca, su kalitesi parametrelerinin GIS bölgelemesi ve TSI (Trofik Durum İndeksi) kullanılarak, değer iki farklı mevsimde değerlendirildi. Temmuz ayında gölün farklı istasyonlarında TSI'nin 35,7 ile 50,7 arasında değiştiğini gösterdi. Aynı zamanda, Ocak ayında farklı noktalarda 55,13 ile 58,6 arasında değiştiği belgelendi. Ayrıca, sonuçlar gölün trofik durumunun Temmuz ayında farklı istasyonlarda oligotrofikten ötrofiğe doğru olduğunu, Ocak ayında ise tüm noktalarda ötrofik olduğunu ortaya koydu. Mevcut araştırma, ötrofikasyonun Ekbatan rezervuarında ciddi bir sorun olduğunu gösterdi (Taneri ve ark., 2016).

Asadian ve ark., (2020); yönetim ve endüstriyel faaliyetler için tatlı su sağlayan Zayendeh Nehri Baraj gölünde (İran) trofik durumunun belirlenmesi için 2017 ilkbahar ve yaz

aylarında çalışmışlardır. Örneklerde elektro-iletkenlik, sıcaklık, pH, kapasitelik, toplam askıda katılar, toplam çözünmüş katılar, nitrat, fosfat, çözünmüş oksijen, biyolojik oksijen tüketimi ve ayrıca klorofil-a ölçümleri ölçülmüştür. Trofik durum indeksi (TSI) maksimum değeri Mayıs ayında, minimum değeri ise Eylül ayında düzenlenmiştir. TSI'ye göre göl, ilkbahar ve yaz aylarında oligotrofik bulunmuştur. Ancak, Mayıs ayında gölde, tarım arazilerinin drenajı nedeniyle mezotrofik durum oluşmuştur. Yaz aylarındaki yüksek sıcaklıklar ve biyolojik aktivite nedeniyle nitrat ve fosfat verimleri artar. Haziran'dan Eylül'e kadar oligotrofik bulunmuştur (Asadian, ve ark., 2020).

Shekka ve ark. (2017); Irak'ın Duhok şehrinde bulunan Duhok Gölü Barajı'nın trofik durumunu belirlemek amacıyla 2011 yılında üç gözlem noktasından mevsimsel olarak çalışmışlardır. Su kalitesini ve trofik durum seviyesini değerlendirmek için (su sıcaklığı, pH, EC, TDS, DO, BOD₅, besleyici elementler maddeleri, seki diski derinliği ve klorofil *a* ölçülmüştür. Trofik durum, su tipinin sonbahar mevsiminde mezotrofik olarak sınıflandırıldığını, diğer mevsimlerde ise ötrofik olarak kabul edildiğini göstermektedir. TDN/TDP oranı, fosforun alg büyümesi için sınırlayıcı bir faktör olduğunu göstermektedir (Shekka ve ark., 2017).

Taheri Tizro ve ark.(2016) İran Ekbatan Gölünde trofik durumu belirlemek amacıyla yapmış oldukları bir çalışmada klorofil-a, TP ve SD olmak üzere üç parametreye göre farklı örnekleme noktaları için TSI değerinin temmuz ayında 35,7 ile 50,7 arasında ve ocak ayında 53,48 ile 58,6 arasında değiştiği bildirmişlerdir (Taheri Tizro ve ark.,2016). İran Zayendeh Nehri baraj gölü, tarımsal ve endüstriyel faaliyetleri için tatlı su sağlamaktadır. Trofik durumu belirlemek için göldeki 2017 yılında su örnekleme yapılmıştır. TSI maksimum değeri Mayıs ayında, minimum değeri ise Eylül ayında kaydedilmiştir. TSI'ye göre göl, ilkbahar ve yaz aylarında oligotrofiktir. Ancak, Mayıs ayında göl, muhtemelen seller, yüzey akışı ve tarım arazilerinin drenajı nedeniyle mezotrofik durumdaydı. Yaz aylarındaki yüksek sıcaklıklar ve biyolojik aktivite nedeniyle nitrat ve fosfat ayrışması artmıştır. Öte yandan, tarımsal faaliyetler ilkbahara kıyasla azalmış, özellikle nitrat olmak üzere besleyici element maddelerinin konsantrasyonunda azalmalara neden olmuştur. Bu nedenle göl, Haziran'dan Eylül'e kadar oligotrofik durumdadır (Asadian ve ark.,2020). Cheraghpour-Ahmadmahmoodi ve ark.,(2024); Orta Doğu'nun en büyük çift kemerli barajı olan ve İran'da bulunan Karun-4 Baraj Gölü'ndeki su kalitesindeki ve fitoplankton topluluklarındaki mevsimsel

dalgalanmaları araştırılmış; özellikle ilkbahar ve yaz aylarında besleyici element açısından zengin koşulların gösterilmiş olup, gölde **ötrofik** durum (Carlson TSI: sırasıyla 59,43 ve 53,96) bulunmuştur.

Mısır Timsah Gölü su kalitesinin kantitatif değerlendirmesi için üç farklı yaklaşım uygulandı: trofik durum indeksi (TST); trofik seviye indeksi (TLI) ve su kalitesi indeksi (WQI). Trofik durum ve trofik seviye indekslerinin (TSI ve TLI) uygulanması, Timsah Gölü'nün TSI ve TLI için sırasıyla **60 ve 5,2 trofik indekse** sahip olduğunu ortaya koydu. Her iki indeks de göl sularının ötrofik durumunu yansıttı ve ötrofikasyonun Timsah Gölü'nde büyük bir tehdit olduğunu doğruladı (El-Serehy ve ark.,2018). Bu çalışma, Kızıl Deniz bağlantılı Acı Göller'in trofik durumunun çeşitli trofik durum indeksleri, biyotik ve abiyotik parametreler kullanılarak araştırılmasını ve böylece Göl ekosisteminin sağlığının uluslararası kabul görmüş sınıflandırma kriterlerine göre raporlanmasını amaçlamıştır. Çalışma kapsamındaki göllere trofik durum indeksi (TSI) uygulandığında, Acı Göller'in 40'ın altında bir indekse sahip olduğu kaydedilmektedir. Acı Göller'de TN/TP oranları yüksek olup minimum ve maksimum oranlar sırasıyla 147,4 ve 184,7 olarak kaydedildi. Bu değerler Acı göllerde sınırlayıcı besleyici element maddesinin fosfor olduğunu göstermekte ve Acı Göllerin oligotrofik durumunu doğrulamaktadır. İkinci sonuç, ışığın nüfuz edebildiğini ve dolayısıyla alglerin > 13 m derinliğe kadar fotosentez yapabildiğini gösteren Secchi diski su berraklığı ölçümleriyle desteklenmektedir. Dolayısıyla bu çalışma, Süveyş Kanalı'ndaki Acı Göllerin, temiz su, düşük verimlilik ve alg çoğalmasının olmadığı oligotrofik koşullar sergilediğini göstermiştir (El-Serehy ve ark.,2018).

Jarosiewicz ve ark., (2011), Polonya'nın kuzeyinde yer alan göllerin (Czarne Rybiec, Niezabyszewskie, Jeleń , Chotkowskie, Obłęże, Pólnocny, Jasień Południowy, Jasień) trofik durumunu Carlson TSI'ini (SD,Klo a, TP,TN) incelemişler, sonuç olarak göllerin trofik seviyesinin mezotrofik ve ötrofik durumlar sergilediğini, göllerde fosforun algal üretkenliği sınırlayan bir faktör olduğunu bildirmişlerdir.

Nędzarek ve Budzyński, (2024) Kuzeybatı Polonya'daki Niesłysz Gölü'nü (i) azot ve fosforun birincil üretim üzerindeki etkisi, (ii) Trofik Durum Endeksi (TSI) ve (iii) hidromorfolojik özellikler ve havza özellikleri açısından araştırmıştır. Termal koşulları, çözünmüş oksijeni, organik maddeyi ve seçilmiş azot ve fosfor formları, TSI, Seki

derinliği (SD), klorofil *a* , toplam fosfor (TP) ve toplam azot (TN) kullanılmıştır. Yaz aylarında hipolimnetik anoksi gözlenmiş; TN:TP oranı >30 iken TIN:TRP <10 idi. Klorofil *a* , SD ve TP için **TSI'ler 42 ile 59** arasında değişmiş ve TN için >145'ti. **Toplam trofik durum indeksi (T-TSI) 72'yi aştı**. Sonuç olarak, Niesłysz Gölü'nün bozulmaya karşı ortalama bir direncinin olduğu ve havzanın biyogenik maddenin göle salınması ve taşınması üzerinde çok az etkisi vardır. Birincil üretim için sınırlayıcı besleyici element maddesi fosfordu, ancak azotun ortak değişkenliğinin etkisi göz ardı edilemez. Hipolimniyondaki oksijen koşullarına bağlı olarak gölün ötrofik olarak sınıflandırılması gerekmektedir. TSI'ların çođu mezotrofik aralıktayken, TN ve T-TSI için TSI'ler gölü hipertrofik olarak sınıflandırdı. Sonuçlar, Niesłysz Gölü'nün řu anda giderek artan bozulmanın kritik bir aşamasında olduğunu ve koruyucu önlemlerin derhal geliştirilip uygulanmasının tavsiye edildiğini önermişlerdir (Nędzarek ve Budzyński, 2024).

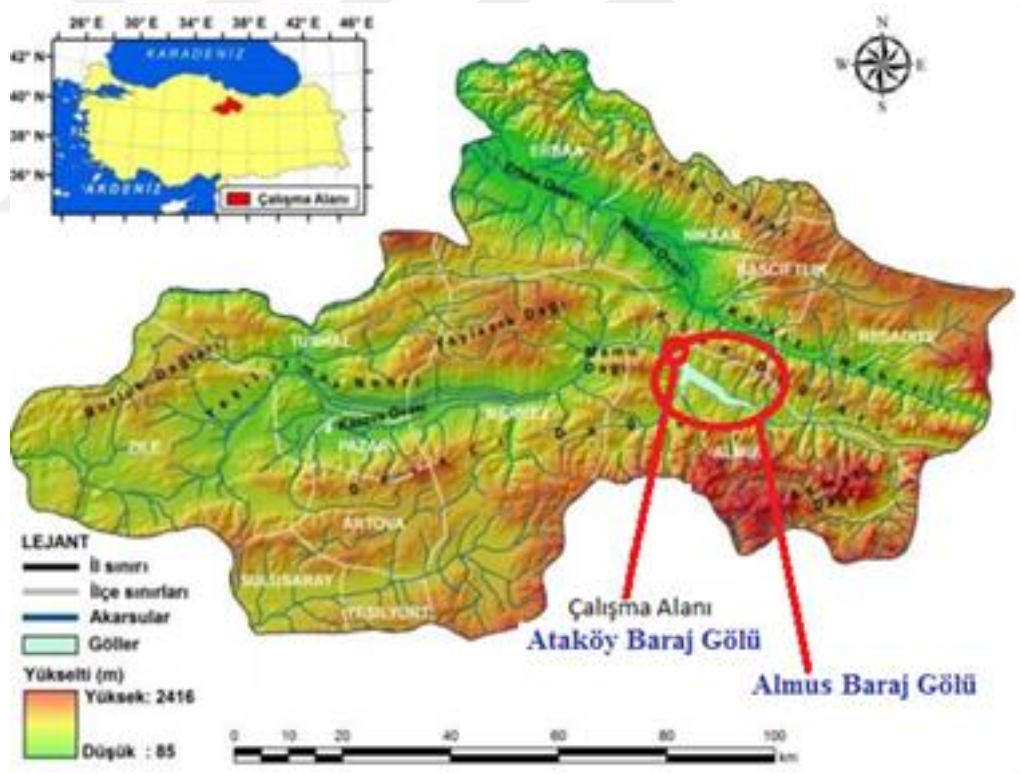
FAS MBAK Baraj Gölü sulama, elektrik üretimi ve içme suyu temini için inşa edilmiştir. Ekolojik mekanizmaları ve ötrofikasyonu koşullandıran faktörleri daha iyi anlamak için bu baraj üzerinde bir çalışma yürütölmüştür. Trofik durum, TSI ve Vollenweider sınıflandırmasına göre gölü **mezotrofik** olarak sınıflandırır. Toplam fosfor ve şeffaflık parametreleri barajı ötrofik bir durumda sınıflandırırken, klorofil (*a*) onu mezotrofik bir durumda sınıflandırır. Genel olarak, MBAK barajının trofik durumu **ötrofik** bir duruma karşılıklı gelir (Elouahlive ark., 2022).

Dumitran ve ark.,(2020); Romanya'daki en önemli rezervuarlardan biri olan Stanca-Costesti rezervuarında çalışmışlar; besleyici element konsantrasyonları nedeniyle hipertrofik bir duruma dönuştüğünü göstermektedir . Çalışma sonuçlarına göre 2008-2017 dönemi için Stanca-Costesti rezervuarının genel sınıflandırması mezotrofik-ötrofik aşamadır (Dumitran ve ark.,2020).

3. MATERYAL ve METOT

3.1. Materyal

Bu çalışma Orta Karadeniz Bölgesinde bulunan Tokat İline bağlı Almus İlçesindeki Almus Baraj gölü alt havzası bağlantılı Ataköy Baraj Gölünde beş adet istasyonda aylık yürütülmüştür. Ataköy Barajı, Yeşilırmak nehrinin üst havzasında; nehrin üzerinde hidroelektrik enerji üretimi amacı ile 1975-1977 yılları arasında inşa edilmiştir. Toprak gövde dolgu tipli barajın gövde hacmi 600.000 m³, akarsu yatağından yüksekliği 26 metre, normal su kotunda göl hacmi 2,80 hm³, normal su kotunda göl alanı 0,50 km²'dir (<https://tr.wikipedia.org>).



Şekil 3.1. Çalışma Bölgesi Almus ve Ataköy Baraj Gölleri Coğrafik Konumu

3.2. Metot

3.2.1. Su örneklerinin analizi

Sıcaklık, pH, çözülmüş oksijen ve oksijen doygunluğu, elektriksel iletkenlik, tuzluluk, çözülmüş katı madde ve ORP 20 metre problu YSI 556 MPS model çoklu ölçüm cihazı ile gölde yerinde ölçülmüştür. Seki diski derinliği, 20 cm çaplı Wilco marka parçalı ve Hydrobios marka yuvarlak delikli iki tip seki diski ile her istasyonda doğrudan ölçülmüştür. Bulanıklık ise, Hach 2100 Q model taşınabilir ölçüm cihazı ile laboratuvarında doğrudan ölçülmüştür. Toplam fosfor analizinde Lange LCK 349 metodu, toplam azot analizinde Lange LCK-138 LATON (1-16 mg/l) metodu, kullanan; Standart Metotlara göre ayarlı Hach-Lange hazır kitler kullanılmış ve Hach 2800 Marka spektrofotometre ile okunmuştur (Lange, 2006). Su analizlerinde kullanılan yöntemler EPA tarafından kabul gören metotlara göre ayarlıdır (EPA, 2007). Klorofil-*a*, su örneğin geçirildiği filtrelerin sulu alkali asetonla ekstraksiyonu sonunda; Dr 2800 Hach model spektrofotometrede absorbansı ölçülerek (Wetzel ve Likens, 1991) ve monokromatik yöntemle hesaplanmıştır (Lorenzen, 1967) .

$$\text{Klorofil } a \text{ } [\mu\text{g/L}] = \frac{(k)(F)(E_{665o} - E_{665a})(v)}{(V)(Z)}$$

- k = klorofil *a*'nın absorpsiyon katsayısı, (11.0)
 F = absorbanstaki azalmayı eşitleme faktörü (2.43)
 E_{665o} = asidifikasyondan önce 665 nm dalga boyunda bulanıklığı düzeltilmiş absorpsiyon
= $A_{665o} - A_{750o}$
 E_{665a} = asidifikasyondan önce 665 nm dalga boyunda bulanıklığı düzeltilmiş absorpsiyon
= $A_{665a} - A_{750a}$
 v = ekstrakt hacmi (mL)
 V = filtre edilen örnek hacmi (L)
 Z = küvetin ışın yolu uzunluğu (cm)

3.2.2. Trofik durum indeksi hesabı

Trofik Durum İndeksi (TSI) hesaplamalarında Carlson Trofik Durum İndeksi (Carlson, 1977). Bu indeks seki disk derinliği (SD) , Klorofil a (Klo-a) ve toplam fosfor (TP) konsantrasyonlarından hesaplanmıştır. Kratzer and Brezonik (1981) tarafından geliştirilen toplam azot (TN) konsantrasyonuna dayalı dördüncü indeks de hesaplamalara dahil edilmiş; her parametre için ayrı indeksler çıkartılmış daha sonra bu indekslerin aritmetik ortalaması alınarak ortalama TSI bulunmuştur. TSI (Ort); dört parametrenin ortalamasının TSI'sini ifade eder. Bu denklemler aşağıda sunulmuştur;

$$TSI (TP) = 14,42 * \ln(TP) + 4,15 \quad (3.2.1)$$

$$TSI (Klo) = 9,81 * \ln (Klo) + 30,6 \quad (3.2.2)$$

$$TSI (SD) = 60 - 14,41 * \ln (SD) \quad (3.2.3)$$

$$TSI (TN) = 54,45 + 14,43 * \ln(TN) \quad (3.2.4)$$

$$TSI (Ort) = [TSI(SD) + TSI(Klo) + TSI(TP) + TSI(TN)] / 4 \quad (3.2.5)$$

Burada SD = Seki Derinliği (m), TP = Toplam Fosfor ($\mu\text{g/l}$), TN = Toplam Azot $\mu\text{g/l}$, Klo-a = Klorofil ($\mu\text{g/l}$). Hesaplanan TSI değeri 40'ın altında ise oligotrofik; 40~50 ise mezotrofik; 50~70 ise ötrofik; TSI 70'in üzerindeyse buna da hiperötrofik denir (Carlson,1977; Kratzer ve Brezonik,1981).

3.3. Değerlendirme ve İstatistik Yöntemleri

İstatistiki analizlerde Statistica 7.0, SPSS 13.0, SAS 3.0, CANOCA 5.0 paket programları ile MS Excel programlarından yararlanılmıştır. Keza temel istatistiksel analizler ile Shapiro-Wilk ve Spearman Korelasyon Analizleri için GraphPad Prism sürüm 7.0 istatistik yazılımlarından da yararlanılmıştır. Veri seti MS Excel dosyasında toplanmış, istatistik yazılımı kullanılarak veri setinde temel istatistiksel analizlerden, en düşük, en yüksek, medyan, ortalama ve standart sapma değerleri belirlenmiş ve temel verilerin gösterilmesinde kutu-sakal grafikleri kullanılmıştır. Veri setinin dağılımının normalliği parametrik olmayan Shapiro-Wilk testi kullanılarak belirlenmiştir. Veri seti normal dağılım göstermediğinde, verilerin varyansı parametrik olmayan Kruskal-Wallis

(K-W) testi kullanılarak belirlenmiştir. K-W testi istatistik sonucu ki-kare (χ^2) ve anlamlılığı (p) kullanılarak gösterilmiştir. Daha büyük ki-kare değeri karşılaştırılan gruplar arasında daha büyük farklılığı temsil etmektedir. Varyans analizinde anlamlı sonuçlar elde edilmesi durumunda farklılığın kaynağı Dunn çoklu karşılaştırma testi kullanılarak belirlenmiştir. K-W ve Dunn's testleri için farklılığın anlamlılığı $p < 0,05$ olan değerler için istatistiksel olarak önemli, $p < 0,01$ olan değerler için çok önemli ve $p < 0,001$ olan değerler için oldukça önemli ifadesi kullanılmıştır.

3.2.4. Coğrafi Bilgi Sistemleri ve Modelleme

Su değişkenlerinin uzaysal veri tabanının oluşturulması, arazi çalışmaları sonucunda elde edilen ve XYZ veri tabanına işlenen su kalitesi verilerinin alansal dağılım haritalarına başka bir deyişle kareler ağı (raster veya grid) haritalarına dönüştürülmesi sürecidir. Bu çalışmada elde edilen XYZ veri tabanının raster haritalarına dönüştürülme işlemi ARCGIS 9.1 (ESRI 2004, 2005) CBS yazılımında gerçekleştirilmiştir. Raster haritaların oluşturulmasında enterpolasyon metodu olarak Kriking metodu (spherical semivariogram) ve piksel çözünürlüğü olarak 1 m çözünürlük kullanılmıştır.

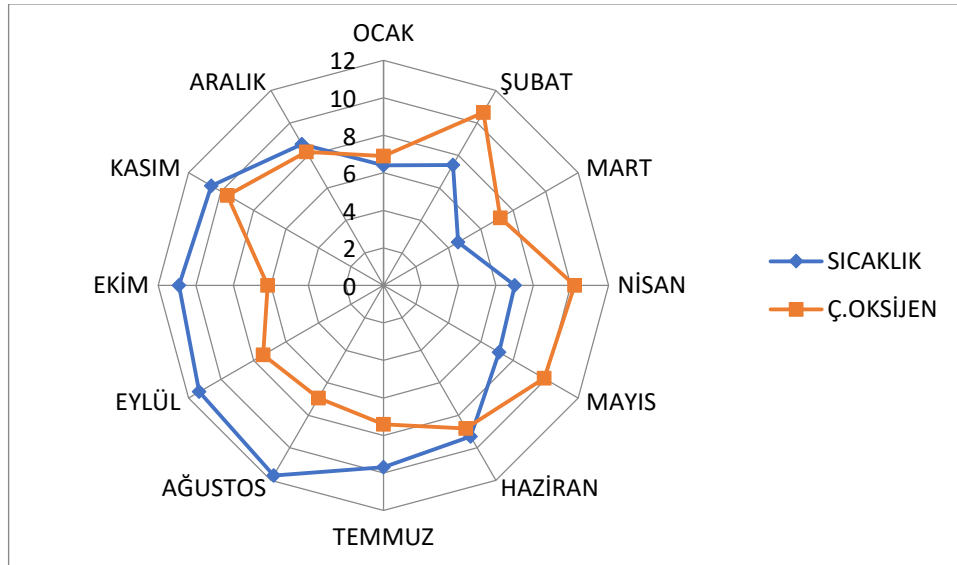
4. BULGULAR

4.1.Fizikokimyasallar

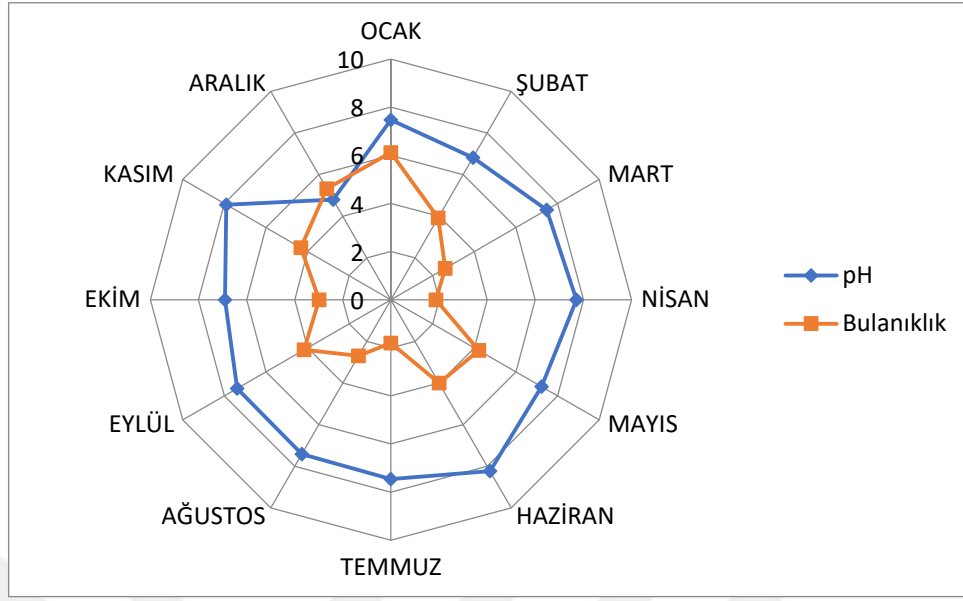
Göl suyunun **sıcaklık** değerlerinin ortalama 8.70 ± 2.70 ve 4.6 ile 11.7 °C arasında dağılım gösterdiği en yüksek değer ağustos ayında, en düşük değerin ise mart ayında gerçekleştiği, **çözünmüş oksijen** değerlerinin ortalama 8.30 ± 1.60 ve 6.17 ile 10.7 mg/l arasında dağılım gösterdiği en yüksek değerin şubat ayında olup, en düşük değerin ise ekim ayında gerçekleştiği, pH değerlerinin ortalama 7.20 ± 1.00 ve 4.8 ile 8.23 arasında dağılım gösterdiği en yüksek değerlerin kasım ayında, en düşük değerlerin ise aralık ayında gerçekleştiği, elektriksel iletkenlik değerleri ise ortalama 299 ± 33 ve 230 ile 338 $\mu\text{S/cm}$ arasında, bulanıklık değerlerinin ortalama 3.67 ± 1.40 ve 1.8 NTU ile 6.11 NTU arasında dağılım gösterdiği en yüksek değerin mayıs ayında, en düşük değerlerin ise nisan ayında gerçekleştiği saptanmıştır (Çizelge 4.1, Şekil 4.1.1-2).

Çizelge 4.1. Ataköy Baraj Gölünde ölçülen suyun fizikokimyasal değerleri

	Sıcaklık °C	Ç.Oksijen mg/l	pH	E.iletkenlik $\mu\text{S/cm}$	Bulanıklık-NTU
Ortalama	8,70	8,30	7,20	299	3,67
En az	4,60	6,17	4,80	230	1,80
En fazla	11,70	10,65	8,23	338	6,11
S.sapma	2,40	1,60	1,00	33	1,40



Şekil 4.1.1. Sıcaklık ve çözünmüş oksijen değerlerinin aylık dağılımları



Şekil 4.1.2. pH ve bulanıklık değerlerinin aylık dağılımları

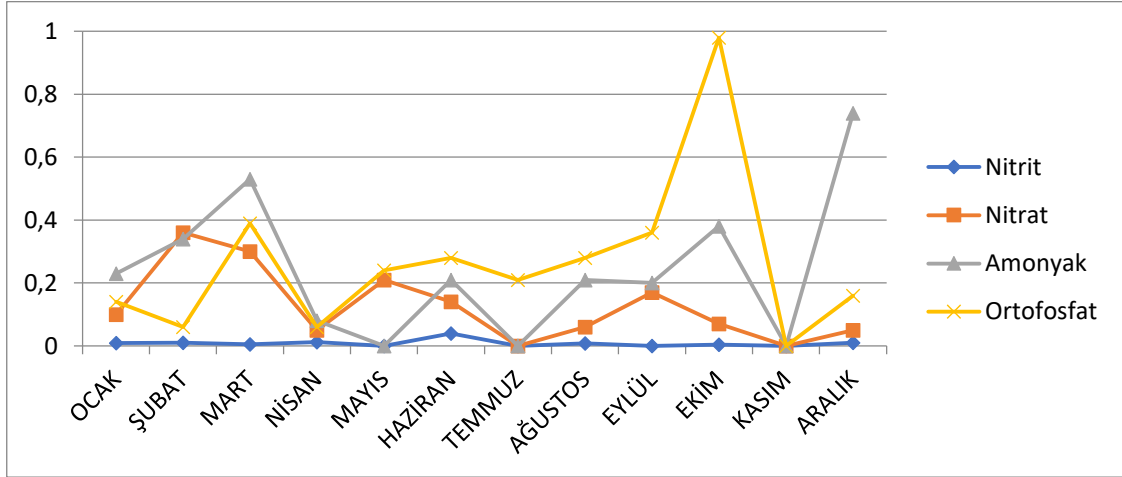
Sıcaklık, çözülmüş oksijen, pH, elektriksel iletkenlik, bulanıklık değerlerinin kendi değerleri içerisinde istasyonlar arasında gösterdiği farklılıklar istatistiki açıdan önemli bulunmazken (K-W test; $p > 0.05$); aylık değişimlerinde sıcaklık (K-W test; $\chi^2 = 144$; $p < 0.001$), çözülmüş oksijen (K-W test; $\chi^2 = 103$; $p < 0.001$), pH (K-W test; $\chi^2 = 47$; $p < 0.001$), elektriksel iletkenlik (K-W test; $\chi^2 = 37$; $p < 0.001$), bulanıklık (K-W test; $\chi^2 = 38$; $p < 0.001$) değerlerinin kendi içlerindeki varyasyonları istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

4.2.Besleyici elementler

Göl suyunun **nitrit azotu** değerlerinin ortalama $0,012 \pm 0,013$ ve $0,004$ ile $0,04$ mg/l arasında dağılım gösterdiği en yüksek değerlerin haziran ayında, en düşük değerlerin ise eylül ayında gerçekleştiği, nitrat azotu değerlerinin ortalama $0,015 \pm 0,12$ ve $0,05$ ile $0,36$ mg/l arasında dağılım gösterdiği en yüksek değerlerin şubat ayında, en düşük değerlerin ise Nisan ayında gerçekleştiği, amonyum azotu değerlerinin ortalama $0,32 \pm 0,23$ ve $0,08$ (Temmuz) ile $0,74$ mg/l (aralık) arasında dağılım gösterdiği, ortofosfat fosforu değerlerinin ortalama $0,37 \pm 0,62$ ve $0,06$ ile $1,89$ mg/l arasında dağılım gösterdiği en yüksek değerlerin ekim ayında, en düşük değerlerin ise kasım ayında gerçekleştiği saptanmıştır (Çizelge 3 ve Şekil 9).

Çizelge 4.2. Ataköy Baraj Gölünde ölçülen besleyici element değerleri (mg/l)

mg/l	Nitrit azotu	Nitrat azotu	Amonyum azotu	Ortofosfat fosforu
Ortalama	0,012	0,150	0,32	0,37
En az	0,004	0,050	0,08	0,06
En fazla	0,040	0,360	0,74	1,89
S.sapma	0,013	0,120	0,23	0,62



Şekil 4.2.1. Ataköy Baraj Gölünde besleyici element değerlerinin aylık dağılımları (mg/l).

Nitrit-azotu, nitrat-azotu, amonyum-azotu ve ortofosfat fosforu değerlerinin kendi değerleri içerisinde istasyonlar arasında gösterdiği farklılıklar istatistiki açıdan önemli bulunmazken (K-W test; $p > 0.05$); aylık değişimlerinde nitrit-azotu (K-W test; $x^2 = 28$; $p < 0.001$), nitrat-azotu (K-W test; $x^2 = 53$; $p < 0.001$), amonyum-azotu (K-W test; $x^2 = 14$; $p < 0.001$), ve ortofosfat fosforu (K-W test; $x^2 = 14$; $p < 0.001$), değerlerinin kendi içlerindeki varyasyonları istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

4.3.Ötrofikasyon Parametreleri

Göl suyunun **toplam azot** değerlerinin ortalama $0,53 \pm 0,17$ ve $0,23$ ile $0,94$ mg/l arasında dağılım gösterdiği en yüksek değer nisan ayında, en düşük değerin ise ocak ayında gerçekleştiği, **toplam fosfor** değerlerinin ortalama $7,86 \pm 3,87$ ve $1,01$ ile $28,80$ $\mu\text{g/l}$ arasında dağılım gösterdiği en yüksek değerin ocak ayında olup, en düşük değerin ise ağustos ayında gerçekleştiği, **klorofil-a** değerlerinin ortalama $6,10 \pm 1,44$ ve $3,99$ ile $9,09$

mg/l arasında dağılım gösterdiği en yüksek değerlerin haziran ayında, en düşük değerlerin ise şubat ayında gerçekleştiği, seki disk derinliği değerleri ise ortalama $4,71 \pm 1,12$ ve 3,71 m ile 8,00 m arasında dağılım gösterdiği en yüksek değerin şubat ayında, en düşük değerlerin ise nisan ayında gerçekleştiği saptanmıştır (Çizelge 4.3).

Çizelge 4.3. Ataköy Baraj Gölü ötrofikasyon parametrelerinin özet değerleri

	TN (mg/l)	TP (µg/l)	Klo- <i>a</i> (mg/l)	SD (m)
Ort.	0,53	7,86	6,10	4,71
Min.	0,23	1,01	3,99	8,00
Maks.	0,94	28,80	9,09	3,71
S.Sp.	0,17	3,87	1,44	1,12

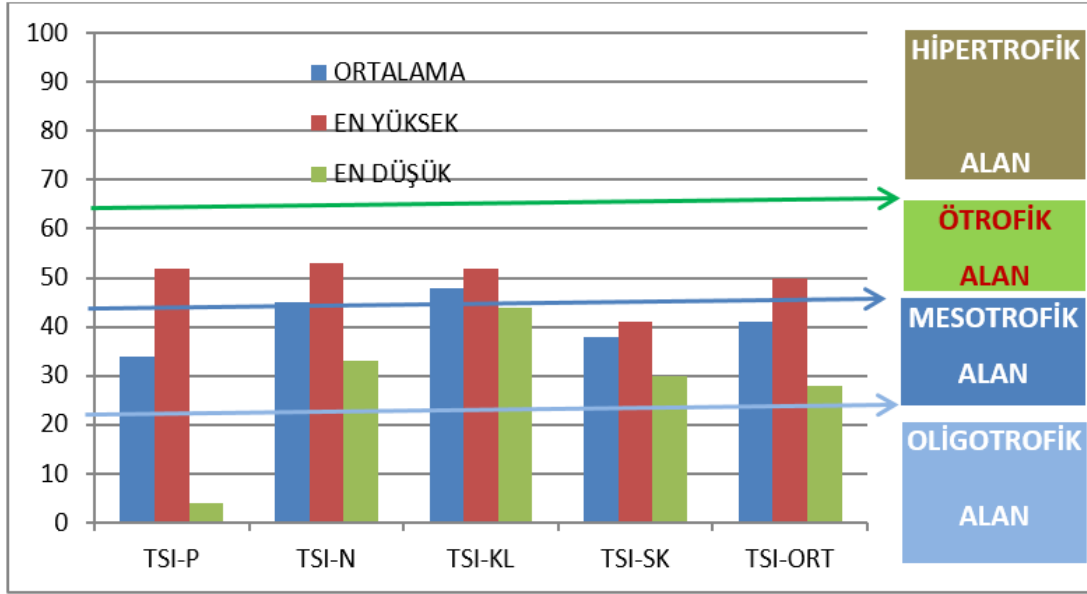
Toplam azot, toplam fosfor, klorofil-*a* ve seki derinliği değerlerinin kendi değerleri içerisinde istasyonlar arasında gösterdiği farklılıklar istatistiki açıdan önemli bulunmazken (K-W test; $p > 0.05$); aylık değişimlerinde toplam azot (K-W test; $x^2 = 11.4$; $p < 0.001$), toplam fosfor (K-W test; $x^2 = 12.4$; $p < 0.001$) ve klorofil-*a* (K-W test; $x^2 = 38.7$; $p < 0.001$), seki derinliği (K-W test; $x^2 = 16.3$; $p < 0.001$) değerlerinin kendi içlerindeki varyasyonları istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

4.4. Ataköy Baraj Gölünün Trofik Durumu

Bu çalışmada Ataköy Baraj Gölünün trofik durumunu dört parametrelili (TP, TN, klorofil-*a* ve seki derinliği) Carlson Trofik Durum İndeksi (TSI) kullanılarak istasyonlar bazında mevsimsel olarak hesaplanmıştır. Ataköy Barajında 1 yıl boyunca 5 farklı istasyondan alınan su örnekleri incelenmiştir ve bunun sonucunda mevsimsel olarak toplam azot, toplam fosfor, klorofil-*a*, seki diski sonuçları aşağıda verilmiştir. Çizelge 4.4.1-2 ve Şekil 4.1' de sunulan veriler ve bu hesaplamaların sonucunda ortalama mevsimsel TSI değeri 41 ± 27 , en düşük ortalama TSI 27.9, en yüksek ortalama TSI ise 49.72 ile temsil edilmiştir. İstasyonlar bazında ise en düşük değer sonbahar mevsiminde göl 2. istasyonda 32,35 değeri ile temsil edilirken en yüksek değer 48.50 değeri ile kış mevsiminde göl 3. istasyonda hesaplanmıştır (Çizelge 4.4.1-2). İstasyonlara göre mevsimsel TSI değerlerinden CBS modelleri oluşturulmuştur (Şekil 4.2).

Çizelge 4.4.1. Ataköy Baraj Gölü Ötrofikasyon parametrelerinin TSİ değerleri

	TSI-P	TSI-N	TSI-KL	TSI-SD	TSI-ORT
Ortalama	34,20	44,90	48,30	37,70	41,27
En yüksek	52,20	53,40	52,20	41,10	49,72
En düşük	4,20	33,20	44,20	30,00	27,90
S.Sapma	19,00	7,30	2,50	3,70	8,12



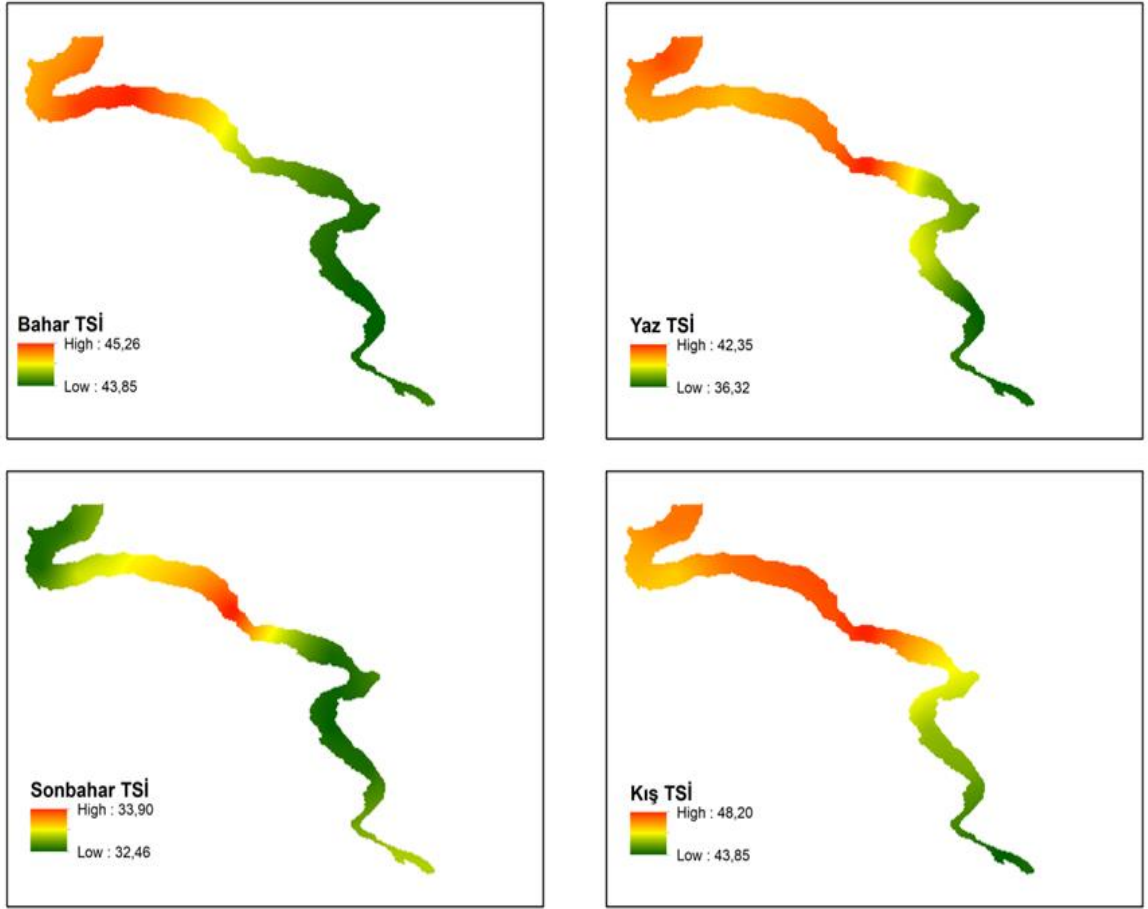
Şekil 4.4.1. Tüm parametreler bazında yıllık ortalama trofik durum dağılımı

Toplam fosfor TSI değeri ortalama $34,20 \pm 19,00$; en düşük 4,20, en yüksek 52,20 olarak hesaplanmıştır. Toplam azot TSI değeri ortalama $44,90 \pm 7,30$; en düşük 33,20, en yüksek 53,40 olarak hesaplanmıştır. Klorofil-a ortalama TSI değeri $48,30 \pm 2,50$; en düşük 44,20, en yüksek 52,20 olarak temsil edilmiştir. Seki derinliği ortalama TSI değeri ise $37,70 \pm 3,70$; en düşük 37,70, en yüksek 41,10 olarak hesaplanmıştır. Bu değerler Tablo 4.57 ve Tablo 4.58’ de gösterilmiştir. Parametrelerin TSI büyüklük sıralaması; $TSI(Kla=66) > TSI(TN=45) > TSI(SD=38) > TSI(TP=34)$ olarak gerçekleşmiştir.

Ortalama TSI değerlerinin mevsimler arasındaki istatistikî fark önemli (K-W test; $\chi^2=11.20$; $p<0.05$), ancak istatistikî olarak istasyonlar arasında birbirinden önemli düzeyde farklılık ayırt edilememiştir (Dunn’s test; $p>0.05$).

Çizelge 4.4.2. Ataköy Baraj Gölü istasyonlara göre mevsimsel TSİ değerleri

İLKBAHAR					
İSTASYON	TSİ(N)	TSİ(P)	TSİ(KLO)	TSİ(SD)	TSİ(ORT)
1.İSTASYON	51,4	46,60	44,20	32,00	43,54
2.İSTASYON	49,71	46,61	44,20	34,18	43,67
3.İSTASYON	53,21	49,36	48,18	40,39	47,79
4.İSTASYON	50,41	52,20	48,18	39,32	47,55
5.İSTASYON	41,58	45,83	48,18	39,67	43,81
YAZ					
İSTASYON	TSİ(N)	TSİ(P)	TSİ(KLO)	TSİ(SD)	TSİ(ORT)
1.İSTASYON	33,20	34,10	48,18	30,0	36,40
2.İSTASYON	46,10	32,20	48,18	32,0	39,61
3.İSTASYON	42,60	35,80	51,00	40,0	42,36
4.İSTASYON	38,50	34,10	48,18	40,0	40,20
5.İSTASYON	45,00	34,10	48,18	40,0	41,84
SONBAHAR					
İSTASYON	TSİ(N)	TSİ(P)	TSİ(KLO)	TSİ(SD)	TSİ(ORT)
1.İSTASYON	36,1	4,20	51,00	40,8	32,00
2.İSTASYON	33,9	4,20	51,00	40,4	32,35
3.İSTASYON	40,1	4,20	52,15	41,1	34,39
4.İSTASYON	38,5	4,20	51,00	39,7	33,32
5.İSTASYON	35,0	4,20	51,00	39,3	32,37
KİŞ					
İSTASYON	TSİ(N)	TSİ(P)	TSİ(KLO)	TSİ(SD)	TSİ(ORT)
1.İSTASYON	53,4	49,4	44,20	32,0	44,73
2.İSTASYON	52,3	49,4	44,20	34,2	45,00
3.İSTASYON	53,2	52,2	48,18	40,4	48,50
4.İSTASYON	52,3	50,6	48,18	39,3	47,58
5.İSTASYON	51,9	50,6	48,18	39,7	47,59



Şekil 4.4.2. İstasyonlara göre mevsimsel TSİ değerleri CBS modelleri

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Baraj gölleri, su ekonomisi sistemleri içerisinde, örneğin insanlara su temini, tarımsal sulama, rekreasyon ve eğlence amaçlı rezervuarlar ve sanayi tedariki gibi çeşitli işlevleri yerine getirir ve genellikle çok işlevli olma potansiyeline sahiptirler (Simainga, 2006). Çoğu durumda bir rezervuarın işlevini tam olarak yerine getirebilmesi için yüksek kalitede su içermesi gerekir. Bu nedenle rezervuar suyunun (Ziemińska-Stolarska, ve ark.,2018) parametrelerinin izlenmesi gereklidir . Bir rezervuarın trofik durumunun belirlenmesi, bir rezervuardaki su kalitesinin kapsamlı bir şekilde değerlendirilmesi için kullanılan çok pratik bir önlemdir (Siemieniuk ve ark., 2016). Dört ana trofik durum vardır: oligotrofik (en düşük doğurganlık), mezotrofik, ötrofik ve hipertrofik (en yüksek doğurganlık). Trofik durum genellikle bir rezervuarın kalitesindeki uzun vadeli eğilimleri gösterir, dolayısıyla koruma ve yeniden yetiştirme programlarının formülasyonunun temelini oluşturabilir (Jachniak ve Jaguś, 2023).

Baraj rezervuarları da dahil olmak üzere iç suların verimliliği çeşitli yöntemlerle belirlenebilmektedir. Yöntemler genellikle suyun fiziksel ve kimyasal parametrelerinin veya canlı organizmaların biyolojik parametrelerinin analizinden oluşur (Suchora ve ark.,2017). Su için en sık aşağıdaki parametreler kullanılır: toplam fosfor ve fosfat konsantrasyonu, toplam azot ve nitrat konsantrasyonu, çözünmüş oksijen ve klorofil konsantrasyonunun yanı sıra suyun pH'ı, iletkenliği ve şeffaflığı (seki diskinin görünürlüğü). Çeşitli organizmaların özellikleri aynı zamanda trofik durumu da gösterir: makroomurgasızlar, ihtiyofauna, makrofitler ve fitoplankton (planktonik algler). Örneğin OECD-Ekonomik İşbirliği ve Kalkınma Örgütü (Vollenweider ve Kerekes,1982) ve EEA-Avrupa Çevre Ajansı (Nixon ve ark.,1998) tarafından trofi sınıflandırması için dünya çapında bir yöntem önerilmiştir (Jachniak ve Jaguś, 2023).

Trofik durum indeksi (TSI), veri gruplandırma ve organizasyonu sağlayarak su kaynakları yönetimine yardımcı olur (Yang ve ark. 2012). TSI göl ekosistemlerini üç temel türe ayırır: oligotrofik, mezotrofik ve ötrofik. Klorofil-a TSI (Klo-a), toplam fosfor TSI (TP), toplam azot TSI (TN) ve seki derinliği TSI (SD) gibi çeşitli TSI'ler, su kütlelerinin trofik durumunun sayısal ölçümünü sağlamak için öne sürülmüştür (Carlson

1977 ; Kratzer ve Brezonik 1981). TSI ilk olarak Carlson (1977) tarafından ılıman bölgelerdeki göllerde klorofil (Klo-a), toplam fosfor (TP) ve seki derinliği (SD) arasındaki ilişkileri belirlemek için önerilmiştir (Carlson 1977). Carlson indeksi araştırmacılar ve hükümet kurumları tarafından alg biyokütlesini dolaylı olarak tahmin etmek ve lentik sistemlerin ötrofikasyon derecesini göstermek için yaygın olarak kullanılır.

Ataköy Baraj Gölü su kalitesinin yıllık ortalama değerlerinin AB SÇD (2000/60/EC) ile uyumlu Türk Mevzuatı (YSKY) ‘ na göre değerlendirdiğimizde Çizelge 5.1’ de gösterildiği üzere azot ve fosfor değerleri açısından II. sınıf (orta), diğer parametreler ise I.(iyi) sınıf su kalitesi kategorilerinde değerlendirilmiştir. Bu parametrelerin ötrofikasyon parametreleri olması ve “hassas alan” kapsamında değerlendirilmesi gerekeceğinden ayrıca önem arz etmektedir.

Çizelge 5.1. Ataköy Baraj Gölü su kalitesinin ulusal mevzuata göre değerlendirmesi

Su Kalite Parametreleri	Su Kalite Sınıfları				Ataköy Baraj Gölü değerleri	
	I	II	III	IV		
Genel Şartlar						
Sıcaklık (°C)	≤ 25	≤ 25	≤ 30	> 30		8,70 (4,60- 11,70) °C
pH	6,5-8,5	6,5-8,5	6,0-9,0	< 6,0 > 9,0		7,20 (4,80 – 8,23)
İletkenlik (µS/cm)	< 400	1000	3000	> 3000		299 (230 - 338)
(A) Oksijenlendirme Parametreleri						
Oksijen doygunluğu (%)	>90	70	40	< 40		94 (88-104)
Çözülmüş oksijen (mg O ₂ /L)	> 8	6	3	< 3		8,30 (6,17-10,70) mg/l
Biyokim.oks iht(BOİ ₅) (mg/L)	< 4	8	20	> 20		
(B) Nutrient (Besin Elementleri) Parametreleri						
Amonyum azotu (mg NH ₄ ⁺ -N/L)	< 0,2	1	2	> 2	0,32(0,08-0,74) mg/l	
Nitrat azotu (mg NO ₃ ⁻ -N/L)	< 5	10	20	> 20	0,015 (0,05-0,36) mg/l	
Nitrit azotu (mg NO ₂ ⁻ -N/L)	< 0,01	0,06	0,12	> 0,3	0,012 (0,004-0,04) mg/l	
Toplam kjeldahl-azotu (mg N/L)	< 0,5	1,5	5	> 5	0,53(0,23- 0,94) mg/l	
Toplam fosfor (mg P/L)	< 0,03	0,16	0,65	> 0,65	0,079 (0,01-0,29) mg/l	

Çizelge 5.2’ de sunulan Xu ve ark. (2001)’ in geliştirdiği ötrofikasyon seviye değerleri ile Ataköy Baraj Gölü ötrofikasyon parametrelerini karşılaştırdığımızda ise Ataköy Baraj Gölü seki derinliğine ve toplam azot değerlerine göre düşük mesotrof, klorofil-a değerine göre mesotrof, toplam fosfor değerine göre oligotrof yapı sergilemiştir.

Çizelge 5.2. Xu ve ark., 2001’in önerdiği ötrofikasyon seviye değerleri ile Ataköy Baraj Gölü ötrofikasyon parametrelerinin karşılaştırılması

Ötrofikasyon Seviyesi	TP (mg/l)	TN (mg/l)	SD (m)	Chl-a (mg/m3)
Oligotrof	0.0004	0.010	48	0
	0.0009	0.070	27	0.1
	0.0020	0.150	15	0.26
	0.0046	0.300	8.0	0.66
Düşük-mesotrof	0.0100	0.600	4.4	1.60
Mesotrof	0.0230	1.000	2.4	4.10
Yüksek –mesotrof	0.0500	1.500	1.3	10.0
Ötrofik	0.1100	2.000	0.73	20.0
Hiperötrofik	0.2500	3.000	0.22	100
Uç-hipertrofik	1.200	10.00	0.12	200
Ataköy Baraj Gölü	0.008	0.53	4.71	6.10

Ataköy Baraj Gölü ve akarsu sisteminin su kalitesinin yıllık ortalama değerlerinin uluslararası kriterlerle değerlendirdiğimizde; Çizelge 5.3’ de sunulan EPA (2000) standartlarına göre oksijen rejimi I.sınıf, ötrofikasyon parametreleri (toplam azot, toplam fosfor ve klorofil-a) I.sınıf olarak değerlendirilmiştir. Değişik ölkelerde “Sucul Yaşam ve Balıkçılık” için Yüzey Suyu Kalite Kriterleri (US.EPA, 2000), (Pearce ve ark., 1999) değerlendirmesine göre Çizelge 5.4’de sucul yaşam ve balıkçılık açısından bir sorun gözükmemektedir.

Çizelge 5.3. Sucul yaşamı etkileyen değişkenler ve kalite sınıfları(US.EPA, 2000).

Sınıflar	I	II	III	IV	V	Ataköy BG
Oksijen rejimi						
DO (%)	90-70	70-50	50-30	30-10	< 10	94
DO (mg/l)	>7	7-6	6-4	4-3	< 3	8,30
Ötrofikasyon						
Toplam P (mg/l)	<10	10-25	25-50	50-125	>125	0,079
Toplam N (mg/l)	<300	300-750	750-1.500	1.500-2.500		0,53
Klorofil-a (µg/l)	<2.5	2.5-10	10-30	30-110	>110	6,10
Asitifikasyon						
pH (ölçü sadece <9.0)	9.0-6.5	6.5-6.3	6.3-6.0	6.0-5.3	<5.3	7,20

Çizelge 5.4. Değişik Ülkelerde Sucul Yaşam ve Balıkçılık İçin Yüzey Suyu Kalite Kriterleri (Pearce ve ark.,1999; US.EPA,2000).

Parametreler	AB	Kanada	Rusya	Ataköy BG
pH	6,0-9,0	6,5-9,0		7,20 (4,80 – 8,23)
Çözünmüş oksijen (mg/l)	5,0-9,0	5,0-9,5	4,05-6,0	8,30 (6,17-10,70)
Amonyak azotu (mg/l)	0,005-0,025	1,37-2,26	0,05	0,32(0,08-0,74)
Nitrat azotu (mg/l)			4,0	0,015 (0,05-0,36)
Nitrit azotu (mg/l)	0,01-0,03	0,06	0,08	0,012 (0,004-0,04)

Çizelge 5.5. OECD trofik sınıflandırma sistemi ile Ataköy Baraj Gölü ötrofikasyon parametrelerinin karşılaştırılması.

Parametreler Ort. (min-maks.)	Oligotrofik	Mesotrofik	Ötrofik	Hipertrofik	Ataköy Baraj Gölü
Toplam fosfor µg P litre ⁻¹	8,0 4,85-13,3	26.7 14.5-49	84.4 48-189	- 75-1200	7,86 (1,01-28,80)
Toplam azot µg N litre ⁻¹	661 371-1180	753 185-1170	1875 861-4081	- -	530 (230-940)
Klorofil-a mg litre ⁻¹	1.7 0.8-3.4	4.7 3.0-7.4	14.3 6.7-31	- 100-150	6,10 (3,99-9,09)
Seki derinliği (m)	9.9 5.9-16.5	4.2 2.4-7.4	2.45 1.5-4.0	- 0.4-0.5	4,71 (3,71-8,00)

Ataköy Baraj Gölünün ötrofikasyon parametrelerini tarafından bildirilen OECD ötrofikasyon parametreleri (Ryding ve Rast, 1989) ile karşılaştırıldığında göl; Çizelge 5.4 ve 5.5 da' gösterildiği gibi toplam azot için toplam fosfor için oligotrof , klorofil-a değerleri, seki derinliği değerleri açısından mesotrofik karakterdedir.

Çizelge 5.6. OECD' nin göllerin trofi düzeyleri için sınır değerleri

Trofi Seviyesi	T. Fosfor (µg/l)	Klorofil-a(µg/l)		Seki derinliği (m)	
	Ortalama	Ortalama	En yüksek	Ortalama	En düşük
Ultra-oligotrofik	4	1	2.5	12	6
Oligotrofik	10	2.5	8	6	3
Mezotrofik	10-35	2.5-8	8-25	3-6	1.5-3
Ötrofik	35-100	8-25	25-75	1.5-3	0.7-1.5
Hiperötrofik	100	25	75	1.5	0.7
Ataköy Baraj Gölü değerleri	7.86	6.10	9.09	4.71	3.71

Çizelge 5.6' de gösterilen Hakanson ve Jansson (1983)'in OECD temelli kategorilerine göre ise gölün ağırlıklı mesotrofik yapıda olduğunu görülmektedir. Ataköy Baraj Gölünde alabalıklardan başka balık bulunmadığından dolayı Hakanson ve Jansson (1983)'un kategorizasyonundaki balık türleri baskınlığına göre yine gölün oligotrofik karakterde olduğu ortaya çıkmaktadır.

Çizelge 5.7. Göllerin trofi düzeyleri için sınır değerler (OECD, 1982).

Trofi Seviyesi	T. Fosfor (µg/l)	Klorofil-a(µg/l)		Seki derinliği (m)	
	Ortalama	Ortalama	En yüksek	Ortalama	En düşük
Ultra-oligotrofik	4	1	2,5	12	6
Oligotrofik	10	2,5	8	6	3
Mezotrofik	10-35	2,5-8	8-25	3-6	1,5-3
Ötrofik	35-100	8-25	25-75	1,5-3	0,7-1,5
Hiperötrofik	100	25	75	1,5	0,7
Ataköy Baraj Gölü	7,86	6,10	9,09	4,72	3,71

Çizelge 5.8. Farklı trofik kategorilerdeki göllerin karakteristik özellikleri ile Ataköy Baraj Gölü ötrofikasyon parametrelerinin karşılaştırılması.

Trofik Seviye	Sekki (m)	Klo-a (mg/m ³)	Top-P (mg/l)	Top-N (mg/l)	Baskın Balık Türleri
Oligotrofik	>5	<2.5	<0.01	<0.35	Alabalık, Beyazbalık
Mesotrofik	3-6	2-8	0.008-0.025	0.3-0.5	Beyazbalık, Sudak
Eutrofik	1-4	6-35	0.02-0.1	0.35-0.6	Sudak, Kızılgöz
Hipertrofik	0-2	30-400	>0.08	>0.6	Kızılgöz, Çapak
Ataköy Baraj Gölü	4.71	6.10	0.0079	0.53	Alabalık

Çizelge 5.9’ verildiği üzere Thomann ve ark. (1987)’ nın geliştirdiği sınıflamaya göre ve Çizelge 5.11’de sunulan Carlson ve Simpson (1996) değerleri ile Ataköy Baraj Gölü ötrofikasyon parametrelerinden karşılaştırıldığında toplam fosfor, klorofil-a ve hipolimnetik oksijen doygunluğu açısından mesotrofik ve oligotrofik yapıdadır.

Çizelge 5.9. Göllerin Trofi Durumları

Ötrofikasyon değişkeni	Oligotrofik	Mesotrofik	Ötrofik	Ataköy Baraj Gölü
Toplam fosfor (µg/l)	<10	10-20	>20	7.86
Klorofil-a (mg/l)	<4	4-10	>10	6.10
Bulanıklık (NTU)	<25	25-30	>30	1.8-6.11
Hipolimnetik oksijen (%)	>80	10-80	<10	70-80

Çizelge 5.10’ da sunulan ulusal mevzuatımız olan “Yüzey Suları Kontrolü Yönetmeliğindeki göllerinin trofik sınıflandırma sistemi sınır değerleri (YSKY, 2016) ile Ataköy Baraj Gölü ötrofikasyon parametreleri değerlerini karşılaştırdığımızda Ataköy Baraj Gölü klorofil-a ve seki disk değerlerine göre oligotrof, toplam fosfor ve toplam azot değerlerine göre ise mesotrofik karakterdedir.

Çizge 5.10. Göl, Gölet ve Baraj Göllerinde Trofik Sınıflandırma Sistemi Sınır Değerleri'nin Ataköy Baraj Gölü Değerleri ile Karşılaştırılması

Trofik seviye	Toplam P (µg/L)	Toplam N (µg/L)	Klorofil <i>a</i> (µg/L)	Seki Disk Derinliği (m)
Oligotrofik	< 10	< 350	< 3.5	> 4
Mezotrofik	10-30	350-650	3.5-9.0	4-2
Ötrofik	31-100	651-1200	9.1-25.0	1.9-1
Hipertrofik	> 100	> 1200	> 25.0	< 1
Ataköy Baraj Gölü	7.86	530	6.10	4.71

Çizelge 5.11. Ataköy Baraj Gölü TSI değerlerinin Carlson TSI değerleri ile karşılaştırılması

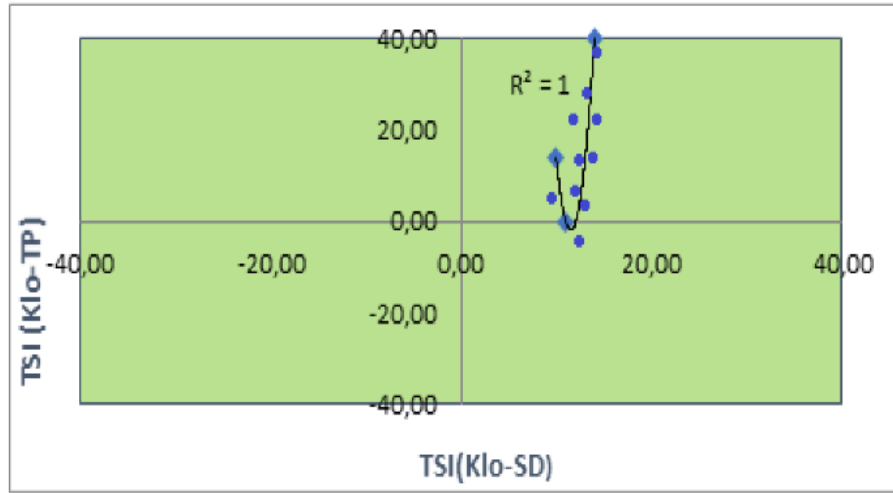
	TSI-P	TSI-N	TSI-KL	TSI-SD	TSI-ORT	Trofik Durum
Ataköy Baraj Gölü (bu çalışma)	34 (4-52)	45 (33-53)	48 (44-52)	38 (30-41)	41 (28-50)	
Carlson and Simpson, 1996	0-12		0-2.6		<30-40	Oligotrofik
	12-24		2.6-7.3		40-50	Mesotrofik
	24-96		7.3-56		50-70	Ötrofik
	96-384+		56-155+		70-100+	Hipertrofik
Carlson, 1977					<30	Oligotrofik
					40-50	Mesotrofik
					50-70	Ötrofik
					70<	Hipertrofik

Yukarıda belirtilen gerek ulusal gerekse ulusları mevzuat ve araştırmacıların değerlerine göre Ataköy Baraj Gölü mesotrofiye kayan oligotrofik bir göl olarak değerlendirilebilir. DWAF (2002) trofik durum sınıflamasına göre ; TSI sınırları; ultra oligotrofi (0-20), oligotrofi (20-40), mesotrofi (40-50), ötrofi (50-70) hipertrofi (> 70) şeklindedir Şekil 4.1' de sunulduğu üzere Ataköy Baraj Gölü bu sınıflamaya göre ortalama 41 TSI değeri ile mesotrofiye kayan oligotrofik karakterli bir göldür.

Çizelge 5.12. Göllerin trofik durum sınıflandırılması ve ötrofikasyon değişkenlerinin ve TSI'nin sınır değerlerinin Ataköy Baraj Gölü TSI değerleri ile karşılaştırılması.

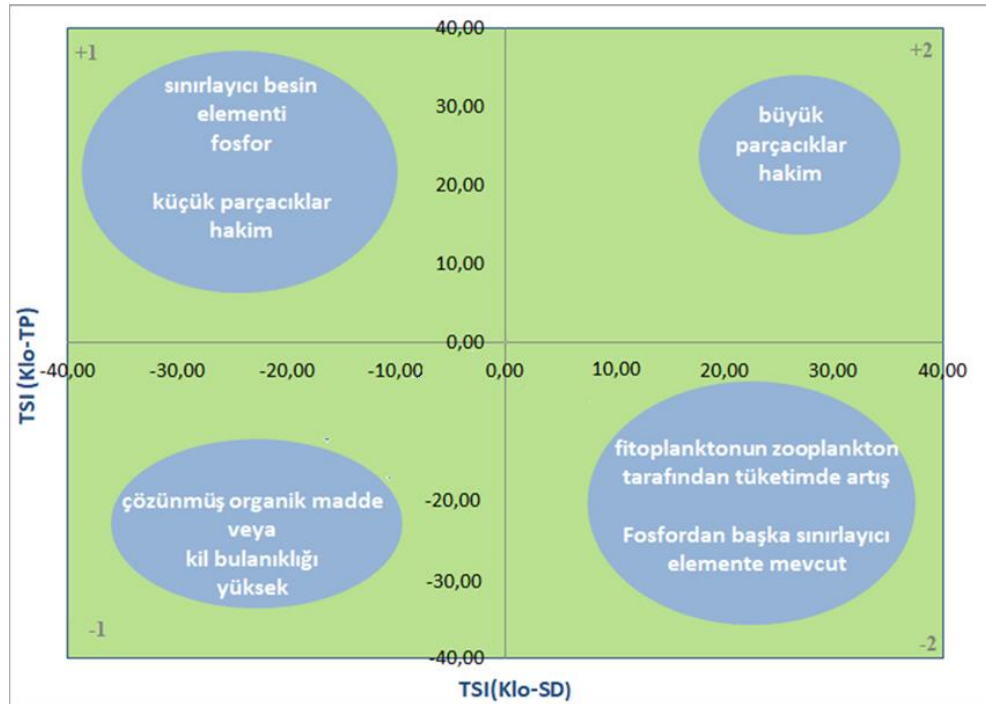
Su Temini	Balıkçılık ve Rekreasyon	Niteliği	TP (µg/L)	SD (m)	Chl (µg/L)	TSI
Su arıtılmadan içme ve evsel amaçla kullanılabilir	Alabalıklar baskın	Oligotrofik: berrak su, yıl boyunca hipolimniyonda bol oksijen mevcut	<6	>8	<0.95	<30
	Alabalıklar sadece derin göllerde mevcut	Sığ göllerde hipolimniyon anoksik olabilir	6-12	8-4	0.95-2.6	30-40
Tat ve koku problemleri; arıtmadan evsel kullanıma sunulamaz, Mn ve Fe mevcut	Hipolimnetik anoksia salmonidlerin kaybolmasına neden olur	Mezotrofik: Su kısmen berrak; yaz süresince hipolimniyonda anoksik tabakada artış	12-24	4-2	2.6-7.3	40-50
	Yalnızca sıcak su balıkları baskın ve tatlısu levreği görülür	Ötrofi: hipolimniyon anoksik, makrofit sorunu gözlelenebilir	24-48	2-1	7.3-20	50-60
Tat ve koku problemleri	Yoğun makrofitler, alg yığınları köpükleri ve düşük ışık geçirgenliği su sporlarını engeller	Mavi-yeşil algler baskın, alg yığınları ve makrofit problemleri vardır	48-96	0.5-1	20-56	60-70
		Hipertrofi: Verimlilik ışıkla sınırlanır. Yoğun alg ve makrofit mevcut	96-192	0.25-0.5	56-155	70-80
	Geniş toleranslı balıklar mevcut ve yazın balık ölümleri görülür	Alg yığınları ve köpük hakim, az miktarda makrofit mevcut	192-384	<0.25	>155	>80
Ataköy Baraj Gölü değerleri						

Ataköy Baraj Gölünde ortalama toplam azot ve toplam fosfor değerlerine göre ortalama yıllık N:P değeri 55 (32-230) hesaplanmıştır.



Şekil 5.1. Ataköt Baraj Gölünün TSI(Klo)-TSI(TP) ile TSI(Klo)-TSI(SD) Fark Grafiği

TSI(KLO)-TSI(TP) ile TSI(KLO)-TSI(SD) farkları arasındaki ilişki seviyesi gölün beslenme durumu hakkında bilgi vermektedir (Carlson and Havens, 2005; Akyüz 2016). Çizelge 5.13 özellik ve Şekil 5.1’de bu fark grafiği verilmiştir. Bu grafik incelendiğinde fosforun sınırlayıcı element olduğu, büyük parçacıklı planktonların mevcudiyetini söz konusu olabilir.



Şekil 5.2. Göl TSI(Klo)-TSI(TP) ile TSI(Klo)-TSI(SD) Fark Grafiği Genel Özellikleri (Carlson and Havens, 2005).

Çizelge 5.13. TSI farkları ve birbirleri ile ilişkilerinin anlamları (Carlson and Havens, 2005).

TSİ (Klo)=TSİ (SD)	Alg baskınlığı ve düşük ışık; TN:TP ~ 33:1
TSİ (Klo)>TSİ (SD)	Büyük partiküller hakim örn. <i>Aphanizomenon</i>
TSİ(TP)=TSİ(SD)>TSİ (Klo)	Işıktaki düşme ve algal olmayan çözünmüş partiküllerin hakimiyeti
TSİ (SD)=TSİ (Klo)>=TSİ (TP)	Fosfor algal biyomas artışında anahtar sınırlayıcı (TN/TP>33:1)
TSİ (TP)>TSİ (Klo)=TSİ (SD)	Zooplankton otlanması hakim, fosfor yerine azot yada başka sınırlayıcı mevcut, toksinler algal biyoması sınırlayabilir

Ataköy Baraj gölü TSI büyüklük sıralaması; $TSI(TP=7,86) > TSI(Klo=6,10) > TSI(SD=4,71) > TSI(TN=0,53)$ olarak gerçekleşmiştir. Zinav Gölünün Carlson and Havens (2005) tarafından geliştirilen TSI farkları ve birbirleri ile ilişkileri yaklaşımında Ataköy Gölü sıralaması $TSİ (Klo) > TSİ (SD)$ kısmen uymakta olup; büyük partiküller (örn. *Aphanizomenon* gibi siyanobakteriler) hakim; fosforun sınırlayıcı element varlığı, TN/TP oranlarının 30'u aşması ve Şekil 5.1. Ataköy Baraj Gölü'nün $TSI(Klo)-TSI(TP)$ ile $TSI(Klo)-TSI(SD)$ fark grafiği ile uyum içerisindedir.

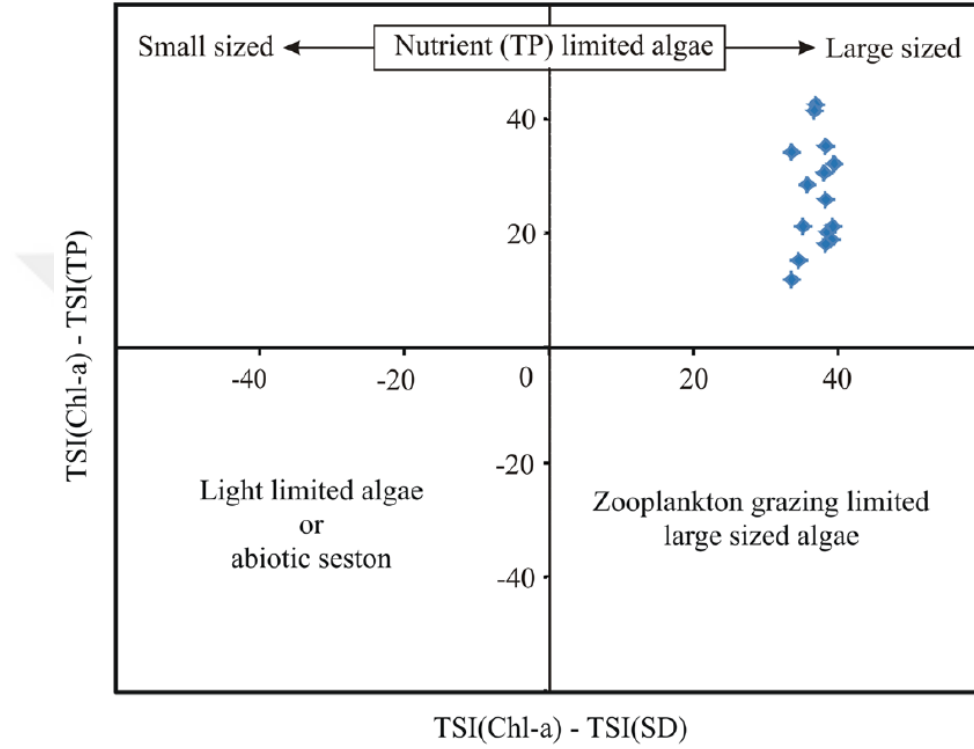
Çizelge 5.14. Toplam azot ve toplam fosfor besleyici element oranları ve alg kütlelerini ve tür kompozisyonunu etkileyen çeşitli durumlar (Zipper ve ark.,2004).

Oran ve seviye	Önemi
$N/P = 7$	“Redfield Oranı”
$4 < N/P < 23$	Algal hücrel N/P eş oranlarının aralığı
$N/P < 5$	N sınırlaması göstereç
$N/P < 10$	N sınırlaması göstereç (uygulanan oran su girişleri)
$5 < N/P < 20$	N ve P ile eş sınırlamanın göstereçi
$TN/TP < 30$	Azot sınırlayıcı
$N/P = 10 - 15$	N sınırlamalarına cevap olarak N fikse edicilerin geliştiği sistemlerde N / P dengesi
$N/P > 22$	22'nin üzerindeki N / P 'de nadiren mavi-yeşil alg çoğalması ortaya çıkar. Çoğalma riski N/P = 22 'nin altındadır.
$TP < 30 \mu g/L$	Siyanobakteriyel baskınlık riski < % 10
$TP = 30 - 70 \mu g/L$	Siyanobakteriyel baskınlık riski ~ 40%
$TP \sim 100 \mu g/L$	Siyanobakteriyel baskınlık riski ~ 80%

Toplam fosfor besleyici element bulunabilirliğini belirler ve klorofil-a biyokütleyi temsil eder; seki diski şeffaflığı ise genellikle alglerden, makrofitlerden ve organik renkten etkilenen göldeki görünürlüğü ölçer. Carlson (1991) tarafından TSI(SD) ve TSI(Klo-a) eşitse, alglerin varlığı nedeniyle ışık nüfuzunun azaldığı, $TSI(Klo-a) < TSI(SD)$ olduğu ise şeffaflık algal olmayan parçacıklardan etkilenmektedir (Haven,2000) Bunun dışında $TSI(Klo-a) \geq TSI(TP)$, besleyici element zenginleşmesinin (TP) göllerdeki alg büyümesinin arkasında önemli bir rol oynadığını gösterir. Bununla birlikte, $TSI(Klo-a) < TSI(TP)$, TP mevcudiyetine kıyasla alglerin daha az çoğaldığını gösterir, dolayısıyla diğer kaynakların etkisini akla getirir (Haven,2000; Kumar ve Mahajan,2020) . Ayrıca Edmondson (1980) ve Carlson (1991) ayrıca, yüksek besleyici element elementi içeren göllerdeki $TSI(Klo-a) < TSI(SD)$ 'nin, birim biyokütle başına daha fazla yüzey alanına sahip piko-planktonun varlığından kaynaklanabileceği sonucunu da çıkarmışlardır. Mikro planktonla karşılaştırıldığında küçük hücreler daha fazla ışığı azaltır (Haven,2000; Kumar ve Mahajan,2020).

Kumar ve Mahajan,(2020); Çin- İç Moğolistan Rewalsar Gölü'ndeki üretkenliği yöneten faktörleri, $TSI(Klo-a)$ - $TSI(SD)$ 'nin x eksenine doğru ve $TSI(Klo-a)$ - $TSI(TP)$ 'nin y eksenine doğru karşılaştırmasını tanımlayan bir dağılım grafiği kullanılarak yorumlamış; (Şekil 5.3) (Carlson,1977; Kumar ve ark.,2019); Dağılım grafiği "büyük boyutlu algleri sınırlandıran besleyici elementlerin (TP)" Rewalsar Gölü'ndeki trofik durum indeksinin daha yüksek değeri için düzenleyici faktör olduğunu göstermektedir; bu nedenle durum olarak hiper-ötrofik olarak ilan edilmiştir. Rewalsar Gölü'ndeki toplam fosfor konsantrasyonu azalırsa, klorofil-a konsantrasyonu da azalacak ve dolayısıyla görünürlük artacaktır (Kumar ve Mahajan,2020). Şekil 5.3'de verilen grafik yapısı ile Ataköy Baraj Gölü sonuçlarına (Şekil 5.1) benzemektedir. Ancak Ataköy Baraj Gölünün oligotrafik yapısı; bağlantılı üst havzadaki üst mesotrof karakterli (Buhan ve ark.,2010) Almus Baraj Gölünün alt akıştaki Ataköy Baraj Gölünü oligotrofikasyona tabi tutmasıyla ilişkili görülmektedir. Besleyici element konsantrasyonlarındaki değişiklikler nedeniyle, farklı besleyici element maddelerinin stokiyometrik oranlarının büyüklüğü değişir ve bu da rezervuarlarda ötrofikasyon ve aşağı akış sularında oligotrofikasyon riskini tetikler. Ek olarak, barajlama sera gazı emisyonunda artışa yol açar ve böylece özellikle kademeli rezervuarlarda küresel ısınmayı kötüleştirir (Wang ve ark., 2022).

Toplam fosfor (TP), Matthews ve ark. tarafından Whatcom (ABD), Uluabat (Türkiye), Poyang (Çin) ve Renuka Gölü'nde (Hindistan) alglerin besleyici element zenginleşmesi ve büyümesinde ana düzenleyici faktör olarak da gözlemlenmiştir (Kumar ve Mahajan,2020).



Şekil 5.3. Çin- İç Moğolistan Rewalsar Gölü'ndeki üretkenliği yöneten faktörleri (Kumar ve Mahajan,2020).

Gölde hesaplanan Redfield Oranı (N/P) değerinin 55 (32-230) olması ve 30'un üzerinde bir değerde çıkması fosforun sınırlayıcı element olduğunu işaret etmektedir. Düşük klorofil a konsantrasyonu , birincil üretimi sınırlayan faktörlerin varlığını gösterir. En yaygın olarak analiz edilenler, ayrı ayrı veya birlikte alg üretkenliğini sınırlayabilen azot ve fosforun etkileridir (Maberly ve ark.,2020). Toplam azotun (TN) toplam fosfora (TP) oranının (Redfield oranı) artmasıyla fosforun sınırlayıcı etkisinin arttığı kabul edilmektedir (Zhao ve ark.,2023). Genel olarak, göller daha ötrofik hale geldikçe TN:TP oranlarının önemli ölçüde azaldığı da gösterilmiştir (Zhou ve ark.,2022; Nędzarek ve Budzyński, 2024).

Bu değer Polonya Niesłysz Gölü'nde TN:TP oranı 33 civarındaydı. Buna karşılık yaz aylarında TN:TP oranı 58 ve 55'i aşmaktaydı, bu durum fosforun Niesłysz Gölü'nde sınırlayıcı bir besleyici element olduğunu göstermektedir. (Nędzarek ve Budzyński, 2024). Kumar ve Mahajan (2020) bildirişine göre birçok ülkede göllerin çoğunun trofi durumu ötrofik ve hiper-ötrofik hale geldiği anlaşılmaktadır (Çizelge 5.1).

Çizelge 5.15.Çeşitli ülkelerde göllerin trofi seviyeleri (Kumar ve Mahajan,2020'dan)

Gölün adı	Ülke	TSI	Trofik durum
Trikonis	Yunanistan	36.4	Oligotrofik
Naroch	Beyaz Rusya	38.9	Oligotrofik
Myastro	Beyaz Rusya	49	Mezotrofik
Mansar	Hindistan	67	Ötrofik
Surinsar	Hindistan	61	Ötrofik
Tsomoriri'li	Hindistan	53	Ötrofik
Mullankere	Hindistan	66,9	Ötrofik
Akkamahadevi	Hindistan	54,75	Ötrofik
Krajwelek	Polonya	60,5	Ötrofik
Kamendul	Polonya	56	Ötrofik
Udziejek	Polonya	62	Ötrofik
Dr. Joao Penido	Brezilya	53,5	Ötrofik
Batorino	Beyaz Rusya	58.8	Ötrofik
Timsah	Mısır	60	Ötrofik
Tso Kar	Hindistan	86	Hiper-ötrofik
Veli	Hindistan	76	Hiper-ötrofik
Akkulam	Hindistan	80	Hiper-ötrofik
Upper Lake	Hindistan	71,6	Hiper-ötrofik
Renuka	Hindistan	79,16	Hiper-ötrofik
Rewalsar	Hindistan	83,62	Hiper-ötrofik

Özden (2002); Köyceğiz Gölü'nün Trofik Seviyesini çalışmış; gölü 1998 yılı için % 2 oligotrofik, % 42 mezotrofik, % 52 ötrofik, % 4 hiperötrofik, 1999 yılı için ise % 1 oligotrofik, % 32 mezotrofik, % 59 ötrofik, % 8 hiperötrofik şeklinde bildirmiştir. Manav

(2003)'de Ankara- Mogan Gölü'nün mezotrofik ile ötrofik arasında bir yapıya sahip olduğunu bildirmiştir. Ertosun ve ark., (2010), Üçpınar Baraj Gölü'nün (Uşak) trofik durumu, ötrofik olduğunu bildirmişlerdir (Ertosun ve ark., 2010). Ayvaz ve ark., (2007)'de Manisa-Afşar Baraj Gölünün trofik durumunun ötrofik seviyede olduğunu bildirmiştir. Mangıt (2008) Ankara-Mogan Gölünün trofik durumunu mezotrofik ve ötrofik arası ve hiperötrofiye kaydığını bildirmiştir. Polat ve Özmen (2011); Tokat Almus Baraj Gölünü mezotrofik, seki derinliği açısından ötrofik bir yapıya sahip olduğunu bildirmişlerdir. Zeybek ve ark. (2012); İsparta- Eğirdir Gölü'ne hiperötrofik, ve mezotrof şeklinde bildirmişlerdir. Akyüz Şahin ve ark. (2013); Sakarya-Büyük Akgöl'ün ötrofik olduğunu bildirmişlerdir (Cirik ve Cirik, 1995). Varol (2013); Batman Gölü trofik seviyesinin Carlson indeks sınıflamasına göre mezotrofik bir yapıda olduğunu bildirmiştir. Ortalama TN:TP oranına göre ise gölün fitoplankton gelişiminin fosfor ve azot tarafından birlikte sınırladığını tespit etmişlerdir. Dalkıran ve ark. (2016); Bursa-Uluabat Gölünün (2006- 2007) fitoplanktonik Nygaard'ın Trofik Durum İndeksi (Nygaard, 1949) için gölün ötrofik karakterde olduğunu bildirmişlerdir. Avşar ve ark.(2012) Manisa-Afşar Gölü'nün trofik seviyesini ötrofik seviyede olduğunu bildirmişlerdir. Redfield (1934) oranlarını (C:N:P) 106:16:1 şeklinde vermiştir. Kutlu ve ark. (2017) Tunceli- Uzunçayır Baraj Gölünün Trofik Durumunun TN:TP oranına göre fitoplankton gelişiminin azot tarafından sınırlandırıldığı belirlenmiştir. Carlson's TSI ortalama değerine göre baraj gölü oligotroftiktir. Bulut ve Kubilay (2018); Eğirdir Gölünün su kalitesinin trofik durum mezotrofik seviyede (TSI: 42) olduğu sonucuna varmışlardır Kocaeli Yuvacık Baraj Gölü'nün ortalama (TSİ) değeri 44,1 olarak hesaplanmış ve gölün trofik düzeyinin mezotrofik olduğu belirlenmiştir (Kalıpcı, ve ark., 2020). Akdeniz (2005), Bursa Uluabat Gölü'nde trofik seviyesinin ötrofik ve hiperötrofik seviyeler arasında değiştiği belirlenmiştir. Batı Anadolu'nun dağlık alanlarında yer alan Saklıgöl, Karagöl, Gökçeova Göleti, Kartal Gölü ortalama trofik durum indeksleri 45-52 aralığında değişmiştir (Sömek ve Ustaoglu,2016). Alkış,(2019) dört gölde yapmış olduğu çalışmada; Carlson indeksi'nin referans değerlerinde TSI TP göre, Manyas, Büyük Akgöl ve Bafa gölleri ötrofik olarak sınıflandırılmıştır. TSI SD göre, Manyas ve Büyük Akgöl'de ötrofik, Bafa gölü'nde mezotrofik olarak sınıflandırılmıştır. TSI Klo-a göre ise, Manyas ve Bafa gölü ötrofik, Büyük Akgöl mezotrofik olarak sınıflandırılmıştır (Alkış,2019).Tokat ili Almus ilçesinde bulunan Almus Baraj Gölü'nde

mesotrofik yapıda kışın oligotrofiye yazın ise ötrofiye kaydığını belirtmişlerdir (Buhan ve ark.,2010). Türkiye'nin Orta Anadolu Bölgesi'ndeki Mamasin Baraj Gölü'ndeki yapı ötrof göllere benzerdir (Atıcı ve Alaş,2012). Isparta ili Yalvaç ilçesi sınırları içerisinde, Orta Akdeniz (Antalya) havzasında yer alan Sücüllü Baraj Gölü oligotrofik karakter gösterir. Carlson Trophic State indeksine göre K_{lo-a} (37) TSI değeri oligotrofik iken seki diski derinliği (59), toplam fosfor (58) ve ortalama TSI (51) ötrofik olarak belirlenmiştir (Aslantürk ve Çetinkaya, 2022). Maraşlıoğlu ve Gönülol (2014); Yedikır Baraj Gölü **trofik derecesi ötrofik düzeyi göstermektedir**. Aydın ve Ahiska, (2011); Sarımsaklı Baraj Gölü'ndeki gölün ötrofik olduğunu göstermiştir. Buhan ve ark., (2015); ve Buhan ve ark.,(2018); Tokat Zinav Gölünü ötrofik bildirmişlerdir. Bilgin (2020); Çoruh Nehri Havzası'ndaki Borçka Baraj Gölü'nün mezotrofik olarak değerlendirilmiştir. TSI (K_{lo-a}) < TSI (SD), TSI (K_{lo-a}) < TSI (TP) ve TSI (TN) sonuçları alg dışı bulanıklığı göstermektedir (Bilgin, .2020).

Diğer ülkelerde de göllerin trofik durumu ile ilgili çalışmalarda; Toplam fosfor (TP) ve klorofil- a (k_{lo-a}) temelinde, Kanada Alberta'daki örneklenen göllerin ve rezervuarların yarısından fazlası (%54 ve %57) üretkendir ve ötrofik veya hiperötrofik olarak sınıflandırılır. Seki derinliği temelinde, ötrofik veya hiperötrofik olarak sınıflandırılan göl ve rezervuarların yüzdesi %78'e çıkar (Anonim,2024e). Yu ve ark.,(2023); İç Moğolistan'nın sık bir gölü olan Wuliangsuhai Gölü'nün trofik durumundaki 61,7'den (orta derecede ötrofik) 2020'de 49,9'a (mezotrofik) düştüğünü göstermiştir. Wuliangsuhai Gölü'nün N/P oranı kütlice 22,6'yı aşmıştır ve bu durum tipik bir fosfor sınırlı göl statüsünü göstermektedir (Qin ve ark., 2020). Taneri ve ark., (2016); İran-Ekbatan Baraj Gölü'nün TSI'nin 35,7 ile 50,7 arasında değiştiğini gösterdi. Aynı zamanda, Ocak ayında farklı noktalarda 55,13 ile 58,6 arasında değiştiği bildirdi. Asadian ve ark., (2020); yönetim ve endüstriyel faaliyetler için tatlı su sağlayan Zayendeh Nehri Baraj gölünde (İran) trofik durumunun TSI'ye göre göl, ilkbahar ve yaz aylarında oligotrofik bulunmuştur. Ancak, mayıs ayında gölde, tarım arazilerinin drenajı nedeniyle mezotrofik durum oluşmuştur. Shekka ve ark. (2017); Irak'ın Duhok şehrinde bulunan Duhok Gölü Barajı'nın trofik durumunu sonbahar mevsiminde mezotrofik olarak sınıflandırıldığını, diğer mevsimlerde ise ötrofik olarak kabul edildiğini göstermektedir. TDN/TDP oranı, fosforun alg büyümesi için sınırlayıcı bir faktör olduğunu göstermektedir (Shekka ve ark., 2017). Taheri Tizro ve ark.(2016) İran Ekbatan Gölünde trofik durumu TSI değerinin

temmuz ayında 35,7 ile 50,7 arasında ve ocak ayında 53,48 ile 58,6 arasında değiştiği bildirmişlerdir (Taheri Tizro ve ark.,2016). İran Zayendeh Nehri baraj gölü, trofik durumu, ilkbahar ve yaz aylarında oligotrofiktir. Ancak, mayıs ayında göl, mezotrofik durumdaydı(Asadian ve ark.,2020). Cheraghpour-Ahmadmahmoodi ve ark.,(2024); İran'da bulunan Karun-4 Baraj Gölü'ndeki gölde **ötrofik** durum (Carlson TSI: sırasıyla 59,43 ve 53,96) bulunmuştur. Mısır Timsah Gölü TSI ve TLI için sırasıyla **60 ve 5,2 trofik indekse** sahip olduğunu ortaya koydu. Acı Göller'in 40'ın altında bir indekse sahip olduğu kaydedilmektedir. Acı Göller'de TN/TP oranları yüksek olup minimum ve maksimum oranlar sırasıyla 147,4 ve 184,7 olarak kaydedildi. Bu değerler Acı göllerde sınırlayıcı besleyici element maddesinin fosfor olduğunu göstermektedir(El-Serehy ve ark.,2018). Jarosiewicz ve ark., (2011), Polonya'nın kuzeyinde yer alan göllerin (Czarne Rybiec, Niezabyszewskie, Jeleń , Chotkowskie, Obłęże, Pólnocny, Jasień Południowy, Jasień) trofik durumunu Carlson TSI'ini (SD,Klo a, TP,TN) incelemişler, sonuç olarak göllerin trofik seviyesinin mezotrofik ve ötrofik durumlar sergilediğini, göllerde fosforun algal üretkenliği sınırlayan bir faktör olduğunu bildirmişlerdir.Nędzarek ve Budzyński, (2024) Kuzeybatı Polonya'daki Niesłysz Gölü'nü TN:TP oranı >30 iken , **TSI'ler 42 ile 59** arasında değişmiş Birincil üretim için sınırlayıcı besleyici element maddesi fosfordu, gölün ötrofik olarak sınıflandırılması gerekmektedir(Nędzarek ve Budzyński, 2024).FAS MBAK Baraj Gölü bazen **mezotrofik**, genel olarak, MBAK barajının trofik durumu **ötrofik** bir duruma karşılık gelir (Elouahlive ark., 2022). Dumitran ve ark.,(2020); Romanya'daki en önemli rezervuarlardan biri olan Stanca-Costesti rezervuarında mezotrofik-ötrofik aşamada bildirmiştir (Dumitran ve ark.,2020).

Bir gölün trofik durumu oligotrofikten mezotrofik ve ötrofiğe doğru kademeli bir ilerlemedir ve bu durumu uzun vadede izlemek gerekir. Ancak bazen bir gölün trofik durumu aydan aya değişir (Mahesh ve ark.,2014). Gerek yurtiçi gerekse yurt dışı göllerin trofik durumları, redfield oranları ve sınırlayıcı elementleri öncelikle göl havzalarındaki antropolojik baskılara bağlıdır. Keza ekolojik yapıları (akıntı, seviye değişimi, yükselti, enlem, morfoloji, jeoloji vb) da etkili olmaktadır. Ancak dünya genelinde insan baskısı ve iklim değişimininde etkisi ile göller gittikçe ötrofikleşmektedir.

Sonuç olarak; Ataköy Baraj Gölü su sıcaklığı ve seki disk derinliği değerlerine göre gölün oligotrof özellikte olması beklenirken; gölün ana su kaynağının Almus Baraj

Gölünden geliyor olması nedeniyle, bu gölün besleyici element karakterine uygun bir trofik durum ortaya çıkmıştır. Trofik durum indeksi ortalama 41 TSI ve TSI değeri 28 - 50 arasında değişmiştir. Göl trofik durumu yüksek oligotrof ve düşük mesotrof aralığında bir durum sergilemiştir. Ataköy Baraj Gölü su kalitesi alabalık yetiştiriciliği açısından uygun olmakla birlikte; su sıcaklığının 4-12 °C arasında olması, ayrıca yüzey alanının düşüklüğü nedeniyle pazar boyu yetiştiricilik için ekonomik olmayacaktır.

Besleyici element maddelerini etkili bir şekilde kontrol etmek için iyi bir yönetim yaklaşımı tasarlanmalıdır. Deneysel bir gölde 37 yıllık araştırmanın ardından, tek bir besleyici element maddesi giderme yaklaşımının ekosistemin stokiyometrik olarak dengesizleşmesine neden olabileceği belirlenmiştir (Schindler vd., 2008). Alg patlamalarını kontrol etmede N veya P'nin kontrolü etkisizdir; ötrofikasyonu etkili bir şekilde yönetmek için bu besleyici element maddelerinin ortak kontrolü esastır (Mebane ve ark., 2021; Wang ve ark., 2022). Trofik durum, bir göldeki biyolojik üretkenliğin genel seviyesini ifade eder ve su kalitesinin temel bir özelliğidir. Çeşitli insan kaynaklarından gelen besleyici element maddelerinin artması, Birçok yüzey suyunda artan alg üretimine neden oluyor ve bağımlı olduğumuz su ekosistemlerini ve suyu tahrip etmektedir. Trofik durum, göller ve rezervuarlar için önemli bir su kalitesi göstergesidir (Anonim,2024e).Trofik durum, hem halkla iletişim aracı olarak hem de gölün karakteri ve ötrofikasyonun bilimsel uyumunu sağlamak için bir yönetim aracı olarak kullanılabilir(Nojavan ve ark.,2019).

Ataköy Baraj Gölü, su sıcaklığı ve seki disk derinliği değerlerine göre oligotrof yapıda; buna karşılık toplam azot, toplam fosfor ve klorofil-*a* değerlerine göre ise mesotrof karakterde bir yapı olarak tespit edilmiştir. Bu durum gölün ana su kaynağının Almus Baraj Gölü olması nedeniyle, baraj göllerinin akış aşağı bölgelerde oligotraflaşma yaptığı sonuçları ile uyumlu çıkmıştır. Trofik durum indeksi 28-50 arasında değişmiş ve ortalama 41 TSI değeri bulunmuştur. Çalışmada gölün trofik durum indeks değerleri yüksek oligotrof ve düşük mesotrof aralığında bir yapı sergilemiştir.

Ataköy Baraj Gölü'nün su kalitesi alabalık yetiştiriciliği açısından uygun olmakla birlikte; su sıcaklığının 4-12 °C aralığında seyretmesi, su salınımlarındaki hızlı değişiklikler ve göl yüzey alanının düşüklüğü nedeniyle yoğun üretim kısıtlamaları gibi

nedenlerle pazar boyuna kadar alabalık yetiştiriciliği ekonomik olmayacaktır. Ancak göl üzerine yüzer alabalık kuluçkahanesi kurulması ve ön büyütme ile fingerling boyutundaki alabalıkların “bitişik üst havzada yeralan mesotrof karakterli Almus Baraj Gölünde” kurulu olan ağ kafes balık işletmelerinin yavru balık ihtiyacının karşılanması durumu; ekolojik açıdan bir sorun teşkil etmeyecek ve ekonomik bir uygulama olacaktır.

Nehirleri barajlama sera gazı emisyonunda artışa yol açar ve böylece özellikle Almus-Ataköy gibi kademeli rezervuarlarda küresel ısınma etkilerini kötüleştirir. Baraj gölleri hem insan kullanımı hem de aşağı akış ekosistemleri için su kaynakları sağlamada önemli bir rol oynar. Ancak, etkileri su kalitesinde değişikliklere yol açabilir ve bu nedenle suyun korunması ve izlenmesini gerekmektedir. Ataköy ve Almus Baraj göllerinin küresel kuraklığın artış gösterdiği dönemlerde Tokat ve Amasya İllerinin yaklaşık 500 bin nüfusun temel su kaynağı olacaktır. Konunun hayati öneminden dolayı bu iki göl için ötrofikasyon izleme ağı kurulmalıdır.

Ataköy Baraj Gölü suyunu Almus Baraj Gölünden almaktadır. Bu nedenle iki baraj gölünün çevresel yönetimi birlikte düşünölmelidir. İklim değişimi yaşadığımız günümüzde üst mesotrof karakterli Almus Baraj Gölünün evsel, tarım (özellikle büyük baş hayvancılık) ve su ürünleri yetiştiriciliğinden gelen besleyici element baskısı nedeniyle ötrofikasyon yaşaması olasıdır. Bu durumun önüne geçmek üzere söz konusu sektörlerin sürdürölebilir üretim şekillerine dönüştürölmesi, yerleşimlerin atıksularının da arıtılması gerekmektedir.

6. KAYNAKÇA

- Akyüz Şahin, P., Morkoyunlu Yüce A., Soylu, E. 2013. Büyük Akgöl (Sakarya) Fitoplankton Kompozisyonu ve Mevsimsel Değişimleri , Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi, 9(2): 14-21.
- Akbarzadeh, Z., Maavara, T., Slowinski, S., and Van Cappellen, P. ,2019. Effects of damming on river nitrogen fluxes: A global analysis. *Global Biogeochemical Cycles* 33 (11), 1339–1357. doi: 10.1029/2019gb006222.
- Akdeniz, S. ,2005. Uluabat gölü su kalitesinin değerlendirilmesi ve coğrafi bilgi sistemi ortamında analizi. Yüksek lisans tezi. Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Akyüz, D.E., 2016. Trofik durum indeksi ile anahtar sınırlayıcı parametrelerin değerlendirilmesi: Taihu gölü örneği, Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 7(Ek Sayı 1), 194-201.
- Alkış, A., 2019. Göller için yeni bir trofik seviye İndeksi geliştirilmesi, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü,
- Álvarez, X., Valero, E., Santos, R.M.B. et al., 2017. Anthropogenic nutrients and eutrophication in multiple land use watersheds: Best management practices and policies for the protection of water resources, *Land Use Policy*, 69, 1-11.
- Anonim, 2007. Ötrofikasyon, Erişim tarihi: 09.08.2024, <https://waterontheweb.org/under/lakeecology/17eutrophication.html>.
- Anonim, 2016. Yerüstü su kalitesi yönetimi yönetmeliği, 10 Ağustos 2016 tarih 29797 sayılı Resmi Gazete, Ankara.
- Anonim, 2024. The Life of a Lake, (<https://nhlakes.org/wp-content/uploads/3-Lake-Ecology-The-Life-of-a-Lake-NH-LAKES.pdf>, Erişim tarihi: 11.10.2024).
- Anonim, 2007. https://waterontheweb.org/under/lakeecology/09_nutrients.html (erişim tarihi: 11.10.2024).
- Anonim, 2024b. Habitats and Terrestrial Biomes, (<http://www.bio.utexas.edu/faculty/sjasper/Bio213/aquahab.html>, Erişim tarihi: 11.10.2024).
- Anonim, 2024c. Göllerde Yoğunluk Tabakalaşması, Erişim tarihi: 11.10.2024).
- Anonim, 2024e. Water indicators – Lake trophic status, (<https://www.alberta.ca/water-indicators-lake-trophic-status> , Erişim tarihi: 10.10.2024.
- Arbuckle, K. E. and Downing, J. A., 2001. The influence of watershed land use on lake N:P in a predominantly agricultural landscape. *Limnol. Oceanogr.* 46: 970–975.
- Arheimer B, Torstensson G, Wittgren H.B., 2004. Landscape planning to reduce coastal eutrophication: agricultural practices and constructed wetlands. *Landscape and Urban Planning* 67(1-4):205–215.
- Asadian, N., Chamani, A., & Abolhasani, M. H. (2020). The trophic status of the Zayandeh River dam lake in the spring and summer, 2017. *International Journal of Aquatic Biology*, 8(3), 209–215.
- Aslantürk, A., & Çetinkaya, O., 2022. Sücüllü Baraj Gölü'nün (Isparta) Trofik Durumunun Belirlenmesi. *Acta Aquatica Turcica*, 18(1), 1-12.
- Atıcı, T., & Alaş, A., 2012. A Study on the Trophic Status and Phytoplanktonic Algae of Mamasin Dam Lake (Aksaray-Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12(3).
- Atkins, E., 2020. Contesting the 'greening' of hydropower in the Brazilian Amazon. *Political Geogr.* 80, 102179. doi: 10.1016/j.polgeo.2020.102179.
- Aydin, D. & Ahiska, S., 2011. Determination of trophic situation of Sarımsaklı Dam Lake (Kayseri-Turkey). *African Journal of Biotechnology*. 8. 10.5897/AJB09.1316.
- Ayvaz, M., Tenekecioglu, E., Koru, E., 2011. Determination of Trophic Status of Afsar (Manisa-Turkey) Dam Lake. *Ekoloji*. 20. 37-47. 10.5053/ekoloji.2011.816.

- Baban, S. M. J. ,1993. Detecting water quality parameters in the norfolk broads, U.K., using landsat imagery. *International Journal of Remote Sensing*. <https://doi.org/10.1080/01431169308953955>.
- Battle, L.; Chang, H.Y.; Tzeng, C.S.; Lin, H.J. , 2016. The impact of dam removal and climate change on the abundance of the Formosan landlocked salmon. *Ecol. Model.* 339, 23–32.
- Baumgartner, L. J., Marsden, T., Duffy, D., Horta, A., and Ning, N. ,2022. Optimizing efforts to restore aquatic ecosystem connectivity requires thinking beyond large dams. *Environ. Res. Lett.* 17 (1), 014008.
- Bilgin A.,2020. Trophic state and limiting nutrient evaluations using trophic state/level index methods: a case study of Borçka Dam Lake. *Environmental monitoring and assessment*, 192(12), 794.
- Brookes, J. D.,and Carey, C. C.. 2011. Resilience to blooms. *Science* 333: 46–47.
- Brown, T and Simpson J., Managing Phosphorus Inputs to Urban Lakes, *Urban Lake Management* . Erişim tarihi. 9.10.2024. <https://www.obvcapitale.org/wp-content/uploads/Determining-the-trophic-state-of-your-lake.pdf>.
- Brusseau, M. L., Walker, D. B., & Fitzsimmons, K., 2019. *Physical-Chemical Characteristics of Water. Environmental and Pollution Science*, 23–45.
- Buhan E.,Akin, S., Kaymak, N.,Turan, H., 2018. Trophic Pathways from Pelagic and Littoral Sources Supports Food Web in an Eutrophic Natural Lake (Lake Zinav, Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 19(2), 99-107.,
- Buhan, D.S, ,Bektaş, N., Koçer, M.A.T., Dogan H.M., Buhan E., Polat, F., 2015. Trophic Status and Risks of Zinav Lake Tokat Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(1A), 203-207.
- Buhan, E., Koçer, M.A., Polat, F., Doğan, H.M., Dirim, S., Neary, E., 2010. AlmusBaraj Gölü su kalitesinin alabalık yetiştiriciliği açısından değerlendirilmesi ve taşıma kapasitesinin tahmini. *GOÜ Ziraat Fakültesi Dergisi*, 27 (1): 57-65.
- Bulut, C., & Kubilay, A., 2018. Eğirdir Gölü Su Kalitesinin Trofik Durum İndeksleriyle Belirlenmesi. *Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*, 14(4), 324-
- Calic, M., Caric, M., Krsinic, F., Jasprica, N., and Pecarevic, M. ,2013. Controlling factors of phytoplankton seasonal succession in oligotrophic Mali ston bay (south-eastern Adriatic). *Environ. Monit. Assess.* 185 (9), 7543–7563.
- Canfield, D. E. Prediction Of Kloorophyll A concentrations in Florida Lakes: the importance of phosphorus and nitrogen. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*.
- Cantonati, M., Poikane, S., Pringle, C. M., Stevens, L. E., Turak, E., Heino, J., Richardson, J. S., Bolpagni, R., Borrini, A., Cid, N., Čvrtlíková, M., Galassi, D. M. P., Hájek, M., Hawes, I., Levkov, Z., Naselli-Flores, L., Saber, A. A., Cicco, M. D., Fiasca, B., ... Znachor, P. , 2020. Characteristics, Main Impacts, and Stewardship of Natural and Artificial Freshwater Environments: Consequences for Biodiversity Conservation. *Water*, 12(1), 260.
- Carlson E. Robert. 1977. A tropical state index for lakes. *Limnology and oceanography*, 22:363-369.
- Carlson, R. E., & Havens, K. E.,2005. Simple graphical methods for the interpretation of relationships between trophic state variables. *Lake and Reservoir Management*. <https://doi.org/10.1080/07438140509354418>.
- Carlson, R. E., 1983. Discussion on using differences among Carlson's trophic state index values in regional water quality assessment. *Water Resources Bulletin*. 19:307-309.
- Carlson, R.E. Estimating trophic state. *Lake Line* 2007, 27, 25–28. (Google Scholar)
- Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. 1;22(2):361–369.

- Chalar, G., Arocena, R., Pacheco, J. P., & Fabián, D., 2011. Trophic assessment of streams in Uruguay: a trophic state index for benthic invertebrates (TSI-BI). *Ecological Indicators*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.004>
- Cheraghpour-Ahmadm Mahmoodi, N., Saadat, M., Zamani-Ahmadm Mahmoodi, R. *et al.*, 2024.. A four-season exploration of surface water quality and trophic status in the highly dynamic waters of Karun-4 Dam Lake, SW Iran. *Appl Water Sci* 14, 158
- Cirik, Ş., Cirik S., Benli, H.A., 1991. Beyşehir Gölü Su Florası ve Mevsimsel Değişimleri. *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*. 8, 31-32 :155-174, İzmir
- Clymans, W., Struyf, E., Govers, G., Vandevenne, F., and Conley, D. J. , 2011. Anthropogenic impact on amorphous silica pools in temperate soils. *Biogeosciences* 8 (8), 2281–2293.
- Cooke, D.; Welch, E.; Peterson, S.; Nichols, S. , 2005. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*, 3rd ed.; Taylor & Francis Group: New York, NY, USA.
- Cottingham, K. L., H. A. Ewing, M. L. Greer, C. C. Carey, and Weathers, K. C., 2015. Cyanobacteria as biological drivers of lake nitrogen and phosphorus cycling. *Ecosphere* 6(1):1.
- Cronk, J.K.; Fennessy, M.S., 2001. *Wetland Plants, Biology and Ecology*; CRC Press: Boca Raton, FL, USA,; pp. 1–462.
- Cushman, C., 2023. Exploring Limnology: Understanding Trophic States (<https://www.ysi.com/ysi-blog/water-blogged-blog/2023/09/limnology-101-understanding-trophic-states> , Erişim tarihi: 11.10.2024).
- Dalkıran, N., 2016. Uluabat Gölü Fitoplankton'unun Tür kompozisyonu ve Zamansal-Mekansal Değişimi, *Limnofish-Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research* 2(3): 121-135.
- David, V., Tortajada, S., Savoye, N., Breret, M., Lachaussée, N., Philippine, O., Robin, F.X., Dupuy, C. , 2020. Impact of human activities on the spatio-seasonal dynamics of plankton diversity in drained marshes and consequences on eutrophication, *Water Research*, 170, 115287, 0043-1354.
- Devlin, M., S. Bricker, S. Painting, 2011. Comparison of five methods for assessing impacts of nutrient enrichment using estuarine case studies, *Biogeochemistry* (2011), pp. 8-9.
- Ding, J., Jiang, Y., Fu, L., Liu, Q., Peng, Q., & Kang, M., 2015. Impacts of land use on surface water quality in a subtropical river basin: a case study of the dongjiang river basin, Southeastern China. *Water (Switzerland)*. <https://doi.org/10.3390/w7084427>.
- Ding, L., Chen, L., Ding, C., and Tao, J. (2019). Global trends in dam removal and related research: A systematic review based on associated datasets and bibliometric analysis. *Chin. Geographical Sci.* 29 (1), 1–12. doi: 10.1007/s11769-018-1009-8.
- Dodson, S. I., Lillie, R. A. and Will-Wolf, S., 2005. Land use, water chemistry, aquatic vegetation, and zooplankton community structure of shallow lakes. *Ecol. Appl.* 15: 1191–1198.
- Domagalski J, Lin C, Luo Y, Kang J, Wang S, Brown LR, Munn MD. , 2007. Eutrophication study at the Panjiakou-Daheiting Reservoir system, Northern Hebei Province, People's Republic of China: Kloorophyll-a model and sources of phosphorus and nitrogen. *Agricultural water management*; 94(1-3):43-53.
- Downing, J. A., & McCauley, E. , 1992. The nitrogen: phosphorus relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.5.0936>
- Dumitran, G. E., Vuta, L. I., Popa, B., & Popa, F. , 2020. Hydrological Variability Impact on Eutrophication in a Large Romanian Border Reservoir, Stanca–Costesti. *Water*, 12(11), 3065. <https://doi.org/10.3390/w12113065>
- DWAF (Department of Water Affairs and Forestry) . 2002. South African National Water Quality Monitoring Programmes Series National Eutrophication Monitoring Programme". (www.dwaf.gov.za/iwqs/eutrophication/.../EutrophicationMonitoringProgramme.pdf).
- Elouahli, A., Barcha, S. E. I., Sammoudi, R., & Fekhaoui, M., 2022. Trophic status and impact of the filling rate on eutrophication of the MBAK dam. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*, 15(2), 1067-1082.

- Elser, J. J., Devlin, S. P., Yu, J., Baumann, A., Church, M. J., Dore, J. E., et al. ,2022. Sustained stoichiometric imbalance and its ecological consequences in a large oligotrophic lake. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 119 (30).
- El-Serehy, H. A., Abdallah, H. S., Al-Misned, F. A., Al-Farraj, S. A., & Al-Rasheid, K. A. , 2018. Assessing Water Quality and Classifying Trophic Status for Scientifically Based Managing the Water Resources of the Lake Timsah, the Lake with Salinity Stratification along the Suez Canal. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 25, 1247-1256.
- El-Serehy, H.A., H.S. Abdallah, F.A. Al-Misned, R. Irshad, S.A. Al-Farraj, Almalki E.S. , 2018. Aquatic ecosystem health and trophic status classification of the Bitter Lakes along the main connecting link between the Red Sea and the Mediterranean, *Saudi J. Biol. Sci.*, 25 pp. 204-212.
- Environment Canada, 2004. National guidelines and standard office. Water policy and coordination directorate. Canadian Guidance Framework for the management of phosphorus in freshwater system. Report No. 1–18.
- EPA, 2007. Environmental Protection Agency, 2007, Aquatic biodiversity—Carlson’s Trophic State Index.
- Ertosun, Banu & Altındağ, Ahmet & Ahiska, Seyhan. (2010). The Determination Trophic Status of Ucpinar Dam Lake (Usak, Turkey). *Journal of Animal and Veterinary Advances - J Anim Vet Adv.* 9. 491-495.
- Fiedl, G., and Wuest, A. ,2002. Disrupting biogeochemical cycles - consequences of damming. *Aquat. Sci.* 64 (1), 55–65. doi: 10.1007/s00027-002-8054-0
- Friese, K., Schultze, M., Boehrer, B., Büttner, O., Herzsprung, P., Koschorreck, M., Kuehn, B., Röncke, H., Tittel, J., Wendt-Potthoff, K., Wollsklöger, U., Dietze, M. and Rinke, K., 2014. Ecological response of two hydro-morphological similar pre-dams to contrasting land-use in the Rappbode reservoir system (Germany). *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 99: 335-349.
- Fu, H., Yuan, G.X., Cao, T., Zhong, J.Y., Zhang, X.L., Guo, L.G., Zhang, M., Ni, L.Y., Wang, S.R., 2013. Succession of submerged macrophyte communities in relation to environmental change in Lake Erhai over the past 50 years. *Journal of Lake Science.* 25(6): 854-861.
- Gao, Y., Cornwell, J. C., Stoecker, D. K., and Owens, M. S.,2012. Effects of cyanobacterial-driven pH increases on sediment nutrient fluxes and coupled nitrification-denitrification in a shallow fresh water estuary. *Biogeosciences* 9 (7),2697–2710.
- Gholizadeh, M.H., A.M. Melesse, Reddi, L., 2016. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques, *Sensors*, 16 (1298) (2016), pp. 1-43
- Gilbert, M. C., Akama, A., Fernandes, C. C., and Albertson, R. C. ,2020. Rapid morphological change in multiple ciKloid ecotypes following the damming of a major clearwater river in Brazil. *Evolutionary Appl.* 13 (10), 2754–2771.
- Goldman, C. R., & Horne, A. J. , 1983. *Limnology*. McGraw-Hill Book Co., New York, 464 p.
- Grant, G.E., 2012. The geomorphic response of gravel-bed rivers to dams:perspectives and prospects. In: Church, M., Biron, P.M ., Roy, A.G. (Eds.), *Gravel-Bed Rivers: Processes, Tools, Environments*. John Wiley and Sons, Chichester,UK, pp. 165–181.
- Grantz, E. M., Haggard, B. E., and Scott, J. T. ,2014.Stoichiometric imbalance in rates of nitrogen and phosphorus retention, storage, and recycling can perpetuate nitrogen deficiency in highly-productive reservoirs. *Limnology Oceanography* 59 (6), 2203–2216.
- Grantz, E. M., Haggard, B. E., Scott, J. T.,2014. Stoichiometric imbalance in rates of nitrogen and phosphorus retention, storage, and recycling can perpetuate nitrogen deficiency in highly-productive reservoirs. *Limnology and Oceanography.* 59, 2203- 2216, DOI: 10.4319/lo.2014.59.6.2203.
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., et al. ,2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature* 569 (7755), 215–21+.

- Guildford, S. J., & Hecky, R. E. ,2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: is there a common relationship? *Limnology and Oceanography*. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.6.1213>.
- Guo, M.L., Li, X.L., Song, C.L., Liu, G.L., Yiyong Zhou, Y.Y. , 2020. Photo-induced phosphate release during sediment resuspension in shallow lakes: A potential positive feedback mechanism of eutrophication, *Environmental Pollution*, 58, 113679.
- Häder, D.P., Banaszak, A.T., Villafañe, V.E., Narvarte, M.A., González, R.A., Helbling, E.W., 2020. Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications, *Science of The Total Environment*, 713, 136586, 0048-9697,
- Hakanson, L. and Jansson, M., 1983. *Principles of lake Sedimentology*, -Springer, 316 p., Berlin.
- Han, H.J., Los, F.J., Burger, D.F., Lu, X.X., 2016. A modelling approach to determine systematic nitrogen transformation in a tropical reservoir. *Ecological Engineering*. 94: 37-49.
- Hansen, E., Chan, K. S., Jones, C. S., and Schilling, K. ,2016. Assessing the relative importance of nitrogen-retention processes in a large reservoir using timeseries modeling. *J. Agric. Biol. Environ. Stat* 21 (1), 152–169.
- Harrison, J. A., Bouwman, A. F., Mayorga, E., and Seitzinger, S. ,2010..Magnitudes and sources of dissolved inorganic phosphorus inputs to surface fresh waters and the coastal zone: A new global model. *Global Biogeochemical Cycles* 24, GB1003.
- Harrison, J. A., Maranger, R. J., Alexander, R. B., Giblin, A. E., Jacinthe, P. A., Mayorga, E., et al. (2009). The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry* 93 (1-2), 143–157.
- Havens, K. E.,1995. Secondary nitrogen limitation in a subtropical lake impacted by non-point source agricultural pollution. *Environmental Pollution*. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)00076-P](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)00076-P).
- Havens, K.E., 2000.Using trophic state index (TSI) values to draw inferences regarding phytoplankton limiting factors and seston composition from routine water quality monitoring data. *Korean J Limnol* 33:187–196
- Hilton, J.; O'Hare, M.; Bowes, M.J.; Jones, J.I., 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Sci. Total Environ.* 365, 66–83.
- Hoffmann, M. D. and Dodson, S. I., 2005. Land use, primary productivity, and lake area as descriptors of zooplankton diversity. *Ecology* 86: 255–261.
- Huang J., Xu C.-C., Ridoutt B.G., Wang X.-C., Ren P.-A. , 2017. Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. *Journal of Cleaner Production*, 159: 171-179.
- Huang, L., Fang, H. W., and Reible, D. ,2015. Mathematical model for interactions and transport of phosphorus and sediment in the three gorges reservoir. *Water Res.* 85, 393–403.
- Hudnell, H. K., 2010. The state of US freshwater harmful algal blooms assessments, policy and legislation. *Toxicon* 55: 1024–1034.
- Huisman, J.; Codd, G.A.; Paerl, H.W.; Ibelings, B.W.; Verspagen, J.M.H.; Visser, P.M., 2018. Cyanobacterial blooms. *Nat. Rev. Microbiol.* , 16, 471–483.
- Jachniak, E., Jaguś, A. ,2023. Assessment of the trophic state of the Soła River dam cascade, Polish Carpathians: a comparison of the methodology. *Sci Rep* 13, 5896.
- Jarosiewicz, A., Ficek, D., & Zapadka, T. , 2011. Eutrophication parameters and Carlson-type trophic state indices in selected Pomeranian lakes, *Limnological Review*, 11(1) 15–23. DOI:<https://doi.org/10.2478/v10194-011-0023-3>
- Jones, J. R., Knowlton, M. F. Obrecht, D. V. and Cook, E. A. ,2004.Importance of landscape variables and morphology on nutrients in Missouri reservoirs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 1503–1512.
- Kalıpcı, E., Varol, S., & Cüce, H., 2020. Yuvacık (Kocaeli-Türkiye) İçme Suyu Barajı Rezervuarındaki Su Kalitesi ve Trofik Durumunun Değerlendirilmesi. *Muğla Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 6(2), 128-139.

- Katsiapi, M., Mazaris, A. Charalampous, E. and Moustaka-Gouni, M., 2012. Watershed land use types as drivers of freshwater phytoplankton structure. *Hydrobiologia* 698: 121–131.
- Kavurt, C., 1993. Investigation of eutrophication and trophic level in Lake Eber and Karamık. (Yüksek Lisans Tezi), Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul.
- Keitel, J., Zak, D., and Hupfer, M., 2016. Water level fluctuations in a tropical reservoir: The impact of sediment drying, aquatic macrophyte dieback, and oxygen availability on phosphorus mobilization. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (7), 6883–6894.
- Khan, R., Jhariya, D.C., 2017. Groundwater quality assessment for drinking purpose in Raipur City, Chhattisgarh using water quality index and geographic information system. *Journal Geology Society of India*. 90: 69-76.
- Klapper, H., 1991. Control of Eutrophication in Inland Waters. Ellis Horwood Limited, Chichester.
- Knoll, L. B., Vanni, M. J. and Renwick, W. H., 2003. Phytoplankton primary production and photosynthetic parameters in reservoirs along a gradient of watershed land use. *Limnol. Oceanogr.* 48: 608–617.
- Knowlton, M. F. and Jones, J. R., 1995. Temporal and spatial dynamics of suspended sediment, nutrients, and algal biomass in Mark Twain Lake, Missouri. *Arch. Hydrobiol.* 135: 145–178.
- Kogawa, A.C., Cernic, B.G., Couto, D.L.G., Salgado, H.R.N., 2017. Synthetic detergents: 100 years of history. *Saudi Pharmaceutical Journal*. 25: 934-938.
- Kratzer, C. R., & Brezonik, P. L., 1981. A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida Lakes. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1981.tb01282.x>.
- Kreiling, R. M., Bartsch, L. A., Perner, P. M., Hlavacek, E. J., and Christensen, V. G., 2021. Riparian forest cover modulates phosphorus storage and nitrogen cycling in agricultural stream sediments. *Environ. Manage.* 68 (2), 279–293.
- Kumar, P., Mahajan, A.K., 2020. Trophic status and its regulating factor determination at the Rewalsar Lake, northwest Himalaya (HP), India, based on selected parameters and multivariate statistical analysis. *SN Appl. Sci.* 2, 1266.
- Kutlu, B., Serdar, O., Aydın, R., Danabaş, D., 2017. Determination of Trophic Status Carlson Index Induced on Uzunçayır Dam Lake (Tunceli). *Aquaculture Studies*, 17(1), 83-92.
- Lautz, L., and Fanelli, R., 2008. Seasonal biogeochemical hotspots in the streambed around restoration structures. *Biogeochemistry* 91 (1), 85–104.
- Le Moal, M.; Gascuel-Oudoux, C.; Ménesguen, A.; Souchon, Y.; Étrillard, C.; Levain, A.; Moatar, F.; Pannard, A.; Souchu, P.; Lefebvre, A.; et al., 2019. Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Sci. Total Environ.*, 651, 1–11.
- Lee, J. H., Kim, J. M., Kim, D. S., Hwang, S. J., & An, K. G., 2010. Nutrients and Kloorophyll-a dynamics in a temperate reservoir influenced by Asian monsoon along with in situ nutrient enrichment bioassays. *Limnology*. <https://doi.org/10.1007/s10201-009-0289-1>.
- Lee, T.C.; Liu, C.C.K., 2018. Assessing Eutrophication Potential of a Freshwater Lake by Relating its Bioproductivity and Biodiversity: A Case Study of Lake Wilson on Central Oahu, Hawaii. *Water*, 10, 296.
- Lehner, B.; Liermann, C.R.; Revenga, C.; Vörösmarty, C.; Fekete, B.; Crouzet, P.; Döll, P.; Endejan, M.; Frenken, K.; Magome, J.; et al., 2011. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Front. Ecol. Environ.* 9, 494–502.
- Li, J., Hansson L.A. ve Persson K.M. 2018. Nutrient Control to Prevent the Occurrence of Cyanobacterial Blooms in a Eutrophic Lake in Southern Sweden, Used for Drinking Water Supply'', *Water* 2018, 10, 919.
- Li, J., Parkefelt L., Persson K.M. ve Pekar H., 2017. Improving cyanobacteria and cyanotoxin monitoring in surface waters for drinking water supply'', *J. Water Secur.* 2017, 3.

- Li, X., Xu Y., Zhao G., Shi C., Wang ZL., Wang Y. , 2015. Assessing threshold values for eutrophication management using Bayesian method in Yuqiao Reservoir, North China. *Environmental Monitoring and Assessment* 187(3): 186-195.
- Li, P., Li, D., Sun, X., Chu, Z., Xia, T., & Zheng, B., 2022. Application of Ecological Restoration Technologies for the Improvement of Biodiversity and Ecosystem in the
- Li, Q.C., Zhang, L., Wang, S.R., Cao, C.C., Zhao, H.C., Li, Y.P., Li, W.Z., Xi, Y., 2017. Influence of light on DON characteristics in overlying water and its environmental implication. *Environmental Chemistry*. 36(03):521-531.
- Li, S.S., Peng, C.R., Cheng, T.S., Wang, C., Guo, L.L., Li, D.C., 2019. Nitrogen cycling microbial community functional potential and enzyme activities in cultured biofilms with response to inorganic availability. *Journal of Environmental Sciences*. 76: 89-99.
- Li, Y.P., Wang, S.R., Zhang, L., Zhao, H.C., Jiao, L.X., Zhao, Y.L., He, X.S., 2014. Composition and spectroscopic characteristics of dissolved organic matter extracted from the sediment of Erhai Lake in China. *Journal of Soils and Sediments*. 14: 1599-1611.
- Liao, S.J., Wu, Y., Wong, S.W., Shen, L.Y. , 2020. Provincial perspective analysis on the coordination between urbanization growth and resource environment carrying capacity (RECC) in China, *Science of The Total Environment*, 730.
- Liermann, C. R., Nilsson, C., Robertson, J., and Ng, R. Y. , 2012. Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *Bioscience* 62 (6), 539–548.
- Lin, S.-S., Shen, S.-L., Zhou, A., & Lyu, H.-M., 2020. Assessment and management of lake eutrophication: A case study in Lake Erhai, China. *Science of The Total Environment*, 141618.
- Lin, S.S., Shen, S.L., Zhou, A.N., Lyu, H.M. (2020). Sustainable development and environmental restoration in Lake Erhai, China. *Journal of Cleaner Production*, 258(2020), 120758.
- Lin, S.S., Shen, S.L., Zhou, A.N., Lyu, H.M. , 2020. Sustainable development and environmental restoration in Lake Erhai, China. *Journal of Cleaner Production*, 258(2020), 120758. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120758>.
- Liu, C., Du, Y.H., Chen, K.N., Ma, S.Z., Chen, B.F., Lan, Y.M. , 2019. Contrasting exchanges of nitrogen and phosphorus across the sediment–water interface during the drying and re-inundation of littoral eutrophic sediment, *Environmental Pollution*, 255, Part 3, 113356.
- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of Klorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations, *Limnol. Oceanogr.* 12, 343-346.
- Lundberg, C. , 2013. Eutrophication, risk management and sustainability. The perceptions of different stakeholders in the northern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.09.031>.
- Lyu, Y., 1998. Non-point pollution of nitrogen in agricultural eco-system. *Agroenvironmental Protection*. 17(1): 35-38.
- Maavara, T., Akbarzadeh, Z., and Van Cappellen, P. , 2020a. Global dam-driven changes to riverine N:P:Si ratios delivered to the coastal ocean. *Geophysical Res. Lett.* 47 (15), e2020GL088288.
- Maavara, T., Parsons, C. T., Ridenour, C., Stojanovic, S., Duerr, H. H., Powley, H. R., et al. , 2015. Global phosphorus retention by river damming. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 112 (51), 15603–15608.
- Maberly, S.C.; Pitt, J.A.; Davies, P.S.; Carvalho, L., 2020. Nitrogen and Phosphorus Limitation and the Management of Small Productive Lakes. *Inland Water* 10, 159–172.
- Mahesh S, Srikantha H, Mohan Kumar S, Vathsala S., 2014. Eutrophication Assessment for the Dantaramakki Lake of Chikmagalur City Using GIS Technique. *International Journal of ChemTech Research*; 6(1):440-449.
- Manav, E., & Yerli, S., 2008. An assessment on the trophic status of Lake Mogan, Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*. 17. 3-8.
- Manav, E., 2003. Mogan Gölü Trofik Statüsünün Belirlenmesi, Hacettepe Üniv. Fen Fak. Yayını, 112 s.

- Mangıt, F., 2008. Mogan Gölü trofik statüsünün izlenmesi. (Yüksek Lisans Tezi) Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü/Biyoloji Anabilim Dalı
- Maraşlıoğlu, F. and Gönülol, A. , 2014. Phytoplankton community, functional classification and trophic state indices of Yedikir dam lake (Amasya). J. Biol. Environ. Sci., 8(24), 133-141.
- McCluney, K.E., Poff, N.L., Palmer, M.A., Thorp, J.H., Poole, G.C., Williams, B.S., Williams, M.R., Baron, J.S., 2014. Riverine macrosystems ecology: sensitivity, 54
- MDDEP (Ministere de developpement durable, environment et parcs), 2007. (http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm).
- Mebane, C. A., Ray, A. M., and Marcarelli, A. M. ,2021.Nutrient limitation of algae and macrophytes in streams: Integrating laboratory bioassays, field experiments, and field data. PloS One 16 (6), e0252904.
- Meyer, M.F., Topp, S.N., King, T.V. et al. ,2024. National-scale remotely sensed lake trophic state from 1984 through 2020. Sci Data 11, 77 .
- Moss, B., 1998. *Ecology of Freshwaters, Man and Medium, Past to Future*, 3rd ed.; Blackwell Science: Oxford, UK,; ISBN 978-1-444-31342-0.
- Moutinho, F. H. M., Marafao, G. A., Calijuri, M. D., Moreira, M. Z., Marcarelli, A. M., and Cunha, D. G. F. ,2021. Environmental factors and thresholds for nitrogen fixation by phytoplankton in tropical reservoirs. Int. Rev. Hydrobiology, 106 (1), 5–17.
- Muñoz-Colmenares, M.E., Soria, J.M. & Vicente, E.,2021. Can zooplankton species be used as indicators of trophic status and ecological potential of reservoirs?. Aquat Ecol 55, 1143–1156.
- Murphy, G. P.; Shivalingaiah; Leelaja, B. C. and Hosmani, S. P. , 2008. Trophic state index in conservation of lake ecosystems. The 12thWorld Lake Conference:840-843.
- Nair, A. A., and Yu, F. ,2020. Quantification of atmospheric ammonia concentrations: A review of its measurement and modeling. Atmosphere 11 (10),1092.
- Naumann,E., 1919. Några synpunkter angående limnoplanktons ökologi med särskild hänsyn till fytoplankton. *Svensk Botanisk Tidskrift*. 13:129–163.
- Nędzarek, A., and Budzyński M., 2024. Trophic Status of Lake Niesłysz (Poland) and Related Factors" *Water* 16, no. 12: 1736. <https://doi.org/10.3390/w16121736>
- Ni, Z.K., Wang, S.R., Wang, Y.M., 2016. Characteristics of bioavailable organic phosphorus in sediment and its contribution to lake eutrophication in China. Environmental Pollution. 219: 537-544.
- Nixon, S., Grath, J., Bogestrand, J. , 1998. EUROWATERNET—The European Environment Agency’s monitoring and information network for inland water resources. Technical Report no. 7 of the European Environment Agency. EEA, Copenhagen
- Nojavan, A.F., Kreakie, B.J., Hollister, J.W., Qian, S.S., 2019. Rethinking the lake trophic state index, PeerJ, 10.7717/peerj.7936.
- Noori, R., Ansari, E., Bhattacharai, R., Tang, Q., Aradpour, S., Maghrebi, M., et al. ,2021.Complex dynamics of water quality mixing in a warm mono-mictic reservoir. Sci. Total Environ. 777, 146097
- Nürnberg, G., 2001. Eutrophication and Trophic State LAKELINE, pp. 29-33. University of Florida., 1983. Trophic state: A Waterbody’s Ability to support plants and fish.
- Nyenje, P. M., Foppen, J. W., Uhlenbrook, S., Kulabako, R., Muwanga, A., 2010. Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-saharan Africa-a review. Science of the Total Environment. 408(3), 447-455.
- Nygaard, G., 1949. Hydrobiological studies in some ponds and lakes. Part II: The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. Kgl. Danske. Vidensk. Selsk. Biol. Skrifter 7(1):1-293.
- OECD , 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control, 154 pp. Paris:Organisation for Economic Co-Operation and Development.

- Ortiz-Reyes, E., Anex, R.P., 2018. A life cycle impact assessment method for freshwater eutrophication due to the transport of phosphorus from agricultural production. *Journal of Cleaner Production*, 177, 474-482.
- Özden, B.G., 2002. Köyceğiz Gölü'nün su kalitesinin belirlenmesi ve Vollenweider modeline göre ötrofik seviyenin irdelenmesi. Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Yayınları, 1-132, Ankara.
- Pan, G., Krom, M. D., Zhang, M. Y., Zhang, X. W., Wang, L. J., Dai, L. C., et al. ,2013. Impact of suspended inorganic particles on phosphorus cycling in the yellow river (China). *Environ. Sci. Technol.* 47 (17), 9685–9692.
- Pearce E.D., Smith C.G., 1984. “The World Water Guide”, Hutchinson & Co. Ltd., London.
- Phillips, G., A. Lyche-Solheim, B. Skjelbred, U. Mischke, S. Drakare, G. Free, M. Järvinen, C. de hoyos, G. Morabito, S. Poikane, Carvalho L., A phytoplankton trophic index to assess the status of lakes for the Water Framework Directive
- Polat, F., Özmen, H., 2011. Almus Baraj Gölü'nde trofik seviyenin belirlenmesi ve gölün fosfor taşıma kapasitesinin araştırılması. *Ekoloji*, 20(78): 53-59.
- Pöppel, R., Keesstra, S.D. and Hein, T., 2015. The geomorphic legacy of small dams - An Austrian study. *Anthropocene*. 10. 10.1016/j.ancene.2015.09.003.
- Portielje R., Van Der Molen D. ,1999. Relationships between eutrophication variables: from nutrient loading to transparency. *Shallow Lakes' 98. Hydrobiologica*
- Posch, T., O. Koster, M. M. Salcher, and Pernthaler, J., 2012. Harmful filamentous cyanobacteria favoured by reduced water turnover with lake warming. *Nature Climate Change* 2: 809–813.
- Powers, S. M., Tank, J. L., and Robertson, D. M. ,2015. Control of nitrogen and phosphorus transport by reservoirs in agricultural landscapes. *Biogeochemistry* 124 (1-3), 417–439.
- Qin B., Zhu G., Gao G. Zhang Y., Wei L., Paerl H.W. ve Carmichael W.W., 2010. A drinking water crisis in Lake Taihu, China: Linkage to climatic variability and lake management'', *Environ. Manag.* 2010, 45, 105–112.
- Qin, B., Zhou J., Elser, J. J., Gardner, W. S., Deng, J.; Brookes, J. D. , 2020. Water depth underpins the relative roles and fates of nitrogen and phosphorus in lakes.e- *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05858>.
- Rajasulochana, P., Preethy, V., 2016. Comparison on efficiency of various techniques in treatment of waste and sewage water- A comprehensive review. *Resources- Efficient Technologies*. 2: 175-184.
- Rechow, K.H., 1983. A method for the reduction of lake model prediction error. *Water Res.*, 17: 911-916 pp.
- Redfield, A. C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*. 46:205-221.
- Ren, X., Yu, R., Liu, X. *et al.* ,2023. Spatial changes and driving factors of lake water quality in Inner Mongolia, China. *J. Arid Land* 15, 164–179
- Rigosi A., Carey C.C., Ibelings B.W., Brookes J.D. , 2014. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnology and Oceanography*, 59: 99-114.
- Rodhe, W., 1969. Crystallization of eutrophication concepts in North Europe. In *Eutrophication, Causes, Consequences, Correctives*; National Academy of Sciences: Washington, DC, USA, (Google Scholar)
- RSVL- Gouvernement du Québec, 2024. Volunteer Lake-Monitoring Program, Quebec Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, (<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes-en.htm>, Erişim tarihi:11.10.2024).
- Ryding, S.O., Rast, W., 1994. The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs. UNESCO, 281pp.
- Schidler, D. W.; Hecky, R. E.; Findlay, D. L.; Stainton, B. R.; Parker, M. J.; Paterson, K. G.; Lyng, B. M. and Kasian, S. E. M. , 2008. Eutrophication of lakes cannot

- be controlled by reducing nitrogen inputs: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. National Academy of Science. 105(32): 11254-11258.
- Schmadel, N. M., Harvey, J. W., Alexander, R. B., Schwarz, G. E., Moore, R. B., Eng, K., et al., 2018. Thresholds of lake and reservoir connectivity in river networks control nitrogen removal. *Nat. Commun.* 9, 2779.
- Seitzinger, S. P., Styles, R. V., Boyer, E. W., Alexander, R. B., Billen, G., Howarth, R. W., et al., 2002. Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern USA. *Biogeochemistry* 57 (1), 199–237.
- Shekha, Y.A.; Ali, L.A.A.; Toma, J.T., 2017. Assessment of Water Quality and Trophic Status of Duhok Lake Dam. *Baghdad Science Journal*. 14. 335-342. 10.21123/bsj.14.2.335-342.
- Shi, W. Q., Chen, Q. W., Zhang, J. Y., Liu, D. S., Yi, Q. T., Chen, Y. C., et al., 2020a. Nitrous oxide emissions from cascade hydropower reservoirs in the upper Mekong river. *Water Res.* 173, 115582.
- Siemieniuk, A., Szczykowska, J. & Wiater, J., 2016. Eutrophication as a priority issue of water quality in small retention reservoirs. *J. Ecol. Eng.* 17(3), 143–147.
- Simainga, M., 2006. Redesigning existing large dams for multipurpose. In: *Dams and Reservoirs, Societies and Environment in the 21st Century*, Vols 1–2, 317–323. International Symposium on Dams in the Societies of the 21st Century, Barcelona
- Skalak, K.J., Benthem, A.J., Schenk, E.R., Hupp, C.R., Galloway, J.M., Nustad, R.A., Wiche, G.J., 2013. Large dams and alluvial rivers in the anthropocene: the impacts of the Garrison and Oahe Dams on the Upper Missouri River. *Anthropocene* 2, 51–64.
- Smith DR, Haggard BE, Warnemuende EA, Huang C., 2005. Sediment phosphorus dynamics for three tile fed drainage ditches in Northeast Indiana. *Agricultural Water management*; 71(1):19-32.
- Smith V.H., 1983. Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton'', *Science* 1983, 221, 669–671.
- Smith V.H., 2003. Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems a Global Problem'', *Environmental Science and Pollution Research*, 10, 126-139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>.
- Sömek, H. & Ustaoglu M.R., 2016. Summer phytoplankton composition and trophic state index values of some mountain lakes in Western Anatolia (Denizli- Muğla) . *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 33(2): 121-128 .
- Sömek, H. ve Balık, S., 2009. Seasonal variation of Algal flora and Environmental conditions of Karagöl (A Mountain Lake, İzmir-Turkey) (in Turkish with English abstract). *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 26(2): 121-128.
- Song, C. H., Gardner, K. H., Klein, S. J. W., Souza, S. P., and Mo, W. W., 2018. Cradle-to-grave greenhouse gas emissions from dams in the united states of America. *Renewable Sustain. Energy Rev.* 90, 945–956.
- Song, K., Burgin, A.J., 2017. Perpetual Phosphorus Cycling: Eutrophication Amplifies Biological Control on Internal Phosphorus Loading in Agricultural Reservoirs. *Ecosystems* 20, 1483–1493.
- Srinivasan, V., Seto, K.C., Emerson, R., Gorelick, S.M., 2013. The impact of urbanization on water vulnerability: A coupled human–environment system approach for Chennai, India, *Global Environmental Change*, 23, 1, 229-239.
- Straskraba, M. and Tundisi, J.G., 1999. Reservoir water quality management: guidelines of lake management. Kusatsu, Japan: International Lake Environmental Committee, 9.
- Suchora, M., Szczyrowska, A. & Niedźwiecki, M., 2017. Trophic state indexes and phytoplankton in the trophic status assessment of waters of a small retention reservoir at an early stage of operation. *J. Ecol. Eng.* 18(5), 209–215.
- Taheri Tizro A, Ghashghaie M, Nozari H., 2016. Assessment of Carson Trophic Index in Dam Lake: a Case Study of Ekbatan Dam. *Iran J Health Sci*, 4 (4) :25-33.

- Tang, X. Q., Wu, M., and Li, R. ,2018. Distribution, sedimentation, and bioavailability of particulate phosphorus in the mainstream of the three gorgesreservoir. *Water Res.* 140, 44–55.
- Taş, B. ve Gönülol, A.,2007. Planktonic algae of Derbent Dam Lake (Samsun, Turkey). *Journal of FisheriesSciences.com*,1 (3): 111-123.
- Tepe, R., Karakaya, G., Şahin, A. G., Sesli, A., ve ark., 2018. Karkamış Baraj Gölü Trofik Durumu. *International Journal of Innovative Engineering Applications*, 2(1), 1-3.
- Thornton, K.W. ,1990. Perspectives on reservoir limnology. In *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*; Thornton, K.W., Kimmel, B.L., Payne, F.E., Eds.; John Wiley & Sons: New York, NY, USA,; pp. 1–13.
- Turner, P. A., Griffis, T. J., Baker, J. M., Lee, X., Crawford, J. T., Loken, L. C., et al.,2016. Regional-scale controls on dissolved nitrous oxide in the upper Mississippi river. *Geophysical Res. Lett.* 43 (9), 4400–4407.
- Uddin, M. G., Nash, S., Rahman, A., Dabrowski, T., & Olbert, A. I. , 2024. Data-driven modelling for assessing trophic status in marine ecosystems using machine learning approaches. *Environmental research*, 242, 117755.
- US EPA. ,2000. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual Lakes and Reservoirs. EPA-822-B00-001. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology, Washington, DC.
- Van Cappellen, P., and Maavara, T.,2016. Rivers in the anthropocene: Global scale modifications of riverine nutrient fluxes by damming. *Ecohydrology Hydrobiology* 16 (2), 106–111.
- Vanni, M. J., Renwick, W. H. Bowling, A. M. Horgan, M. J. and Christian, A. D. , 2011. Nutrient stoichiometry of linked catchment-lake systems along a gradient of land use. *Freshwater Biol.* 56: 791–811.
- Varol, M., 2013. Batman Baraj Gölü’nün Trofik Durumunun Belirlenmesi, *Anadolu Doğa Bilimleri Dergisi* 4(2): 51 -59.
- Vitousek, P. M., Porder, S., Houlton, B. Z., and Chadwick, O. A..2010. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogenphosphorus interactions. *Ecol. Appl.* 20 (1), 5–15.
- Vollenweider, R.A. and Kerekes, J.J.. 1980. Background and Summary Results of the OECD Cooperative Program on Eutrophication. In: *Proceedings of an International Symposium on Inland Waters and Lake Restoration*. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/5-81-010. pp. 26-36.
- Wang, S.R., Zhao, H.C., Li, Y.P., Zhang, L., Jiao, L.X., Li, L.X., Gu, Y.T., 2017. Transportation of dissolved carbon, nitrogen and phosphorus in Lake Erhai. The Science Publishing Company.
- Wang, X., Chen Y, Yuan Q, Xing X, Hu B, Gan J, Zheng Y and Liu Y., 2022. Effect of river damming on nutrient transport and transformation and its countermeasures. *Front. Mar. Sci.* 9:1078216.
- Wei, R., Zhang, W. C., and Peng, S. J. , 2022. Energy and greenhouse gas footprints of China households during 1995-2019: A global perspective. *Energy Policy* 164, 112939.
- Wetzel, R. G. ve Likens, G. E., 1991.*Limnological Analysis*, Second Edition,391 pp.
- Wetzel, R. G., 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Wilkinson G.M. ,2017. Eutrophication of Freshwater and Coastal Ecosystems. *Encyclopedia of Sustainable Technologies*, 145-152.
- Williamson, C. E., W. Dodds, T. K. Kratz, and Palmer, M. A. 2008. Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 247–254.
- Wilson, M. A., and Carpenter, S. R., 1999. Economic valuation of freshwater ecosystem services in the United States: 1971–1997. *Ecological Applications* 9: 772–783.

- Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., et al., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351 (6269), 128–129.
- Winton, R. S., Calamita, E., and Wehrli, B., 2019. Reviews and syntheses: Dams, water quality and tropical reservoir stratification. *Biogeosciences* 16 (8), 1657–1671.
- Wollheim, W. M., Vorosmarty, C. J., Bouwman, A. F., Green, P., Harrison, J., Linder, E., et al., 2008. Global N removal by freshwater aquatic systems using a spatially distributed, within-basin approach. *Global Biogeochemical Cycles* 22 (2), GB2026.
- Worman, A., and Kronnas, V., 2005. Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. *J. Hydrology* 301 (1-4), 123–138. doi: 10.1016/j.jhydrol.2004.08.011.
- Wurtsbaugh, W. A. (2020). Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum (vol 6, e1373, 2019). *Wiley Interdiscip. Reviews-Water* 7 (4).
- Xu, F. L., Shu, T., Dawson, R. W., and Li, B. G., 2001. A GIS-based method of lake eutrophication assessment. *Ecological Modelling*, 144, 231–244.
- Xue, Y. Y., Yu, Z., Chen, H. H., Yang, J. R., Liu, M., Liu, L. M. A., et al., 2017. Cyanobacterial bloom significantly boosts hypolimnetic anammox bacterial abundance in a subtropical stratified reservoir. *FEMS Microbiol. Ecol.* 93 (10).
- Yan, X., Thieu, V., and Garnier, J., 2021. Long-term assessment of nutrient budgets for the four reservoirs of the seine basin (France). *Sci. Total Environ.* 778, 146412.
- Yan, X.C., Zhang, Z.Q., Ming, J., Wang, M.Y., Ran, S.S., Xu, X.G., Wang, G.X., 2018. Concentration of dissolved greenhouse gas and its influence factors in the summer surface water of eutrophic lake. *Journal of Lake Science*. 30(5): 1420- 1428.
- Yang, J., Yu, X., Liu, L., Zhang, W., & Guo, P., 2012. Algae community and trophic state of subtropical reservoirs in southeast Fujian, China. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0683-1>.
- Yang, L.K., Zhao, X.H., Peng, S., Li, X., 2016. Water quality assessment analysis by using combination of Bayesian and genetic algorithm approach in an urban lake, China, *Ecological Modelling*, 339, 77-88.
- YSKY, 2016. (Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği) Resmî Gazete, 10 Ağustos 2016, Sayı : 29797.
- Yu, G.Y., Yang, C.L., Liu, K., Yang, H.Y., Zhang, J.L. (2017). Atmosphere deposition of nitrogen and phosphorus in Lake Yangzonghai, Yun Province. *Journal of Lake Science*. 29(5): 1134-1142. DOI: 10.18307/2017.0511.
- Yu, Haifeng & Shi, Xiaohong & Wang, Shihuan & Zhao, Shengnan & Sun, Biao & Liu, Yu & Yang, Z., 2023. Trophic status of a shallow lake in Inner Mongolia: long-term, seasonal, and spatial variation. *Ecological Indicators*. 156. 111167. 10.1016/j.ecolind.2023.111167.
- Yu, H., Shi, X., Wang, S., Zhao, S., Sun, B., Liu, Y., Yang, Z., 2023. Trophic status of a shallow lake in Inner Mongolia: long-term, seasonal, and spatial variation. *Ecological Indicators*. 156. 111167. 10.1016/j.ecolind.2023.111167.
- Zawiska, I.; Jasiewicz, J.; Rządziejewicz, M.; Woszczyk, M., 2023. Relative impact of environmental variables on the lake trophic state highlights the complexity of eutrophication controls. *J. Environ. Manag.*, 345, 118679.
- Zervoudaki, S., Nielsen, T. G., and Carstensen, J., 2009. Seasonal succession and composition of the zooplankton community along an eutrophication and salinity gradient exemplified by Danish waters. *J. Plankton Res.* 31 (12), 1475–1492.
- Zeybek, M., Kalyoncu H., Ertan, Ö. O., 2012. Eğirdir ve Kovada göllerini bağlayan Kovada kanalı ile göllerin kanala yakın bölümünde trofik durumun belirlenmesi. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Dergisi*. Doi: 10.12714/egejfas.2012.29.3.06
- Zhang J, Liu SM, Ren JL, Wu Y, Zhang GL., 2007. Nutrient gradients from the eutrophic Changjiang (Yangtze River) Estuary to the oligotrophic Kuroshio waters and re-evaluation of budgets for the East China Sea Shelf . *Progress in Oceanography* 74(4): 449- 478.

- Zhang M., Dolatshah A., Zhu W. ve Yu G. , 2018. Case Study on Water Quality Improvement in Xihu Lake through Diversion and Water Distribution. *Water* 2018, 10, 333.
- Zhang, F.; Xue, B.; Cai, Y.; Xu, H.; Zou, W., 2023. Utility of Trophic State Index in lakes and reservoirs in the Chinese Eastern Plains ecoregion: The key role of water depth. *Ecol. Indic.* 148, 110029. (Google Scholar) (CrossRef)
- Zhang, F.L., Wang, S.R., Yang, S.W., Jin, X.C., Yao, Y.F., Zhang, L.Y., 2009. Effects of different submerged macrophytes on migration and transformation of phosphorus in sediments. *Ecology and Environmental Sciences*. 18(6): 2081- 2085.
- Zhang, G.Q., Chen, W.F., Li, G., Yang, W., Yi, S., Luo, W. ,2020a. Lake water and glacier mass gains in the northwestern Tibetan Plateau observed from multisensory remote sensing data: Implication of an enhanced hydrological cycle, *Remote Sensing of Environment*, 237,111554, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111554>.
- Zhang, J., Liu SM, Ren JL, Wu Y, Zhang GL., 2007. Nutrient gradients from the eutrophic Changjiang (Yangtze River) Estuary to the oligotrophic Kuroshio waters and re-evaluation of budgets for the East China Sea Shelf . *Progress in Oceanography* 2007; 74(4): 449-478.
- Zhang, L. W., Xia, X. H., Liu, S. D., Zhang, S. B., Li, S. L., Wang, J. F., et al. , 2020. Significant methane ebullition from alpine permafrost rivers on the East qinghai- Tibet plateau. *Nat. Geosci.* 13 (5), 349–354. ,
- Zhang, L. W., Zhang, S. B., Xia, X. H., Battin, T. J., Liu, S. D., Wang, Q. R., et al.,2022. Unexpectedly minor nitrous oxide emissions from fluvial networks draining permafrost catchments of the East Qinghai-Tibet Plateau. *Nat. Commun.* 13 (1), 950. doi: 10.1038/s41467-022-28651-8.
- Zhang, L., Wang, S.R, Wu, Z.H., 2014. Coupling effect of pH and dissolved oxygen in water column on nitrogen release at water-sediment interface of Erhai Lake, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 149: 178-186.
- Zhang, L., Wang, S.R., Imai, A., 2015. Spatial temporal variations in sediment enzyme activities and their relationship with the trophic status of Erhai Lake. *Ecological Engineering*. 75: 365-369.
- Zhang, L., Xu, K.C., Wang, S.R., Wang, S.G., Li, Y.P., Li, Q.C., Meng, Z., 2018. Characteristics of dissolved organic nitrogen in overlying water of typical lakes of Yunnan Plateau, China. *Ecological Indicators*. 84: 727-737.
- Zhang, W.S., Li, H.P., Li, Y.L. , 2019a. Spatio-temporal dynamics of nitrogen and phosphorus input budgets in a global hotspot of anthropogenic inputs, *Science of The Total Environment*, 656, 1108-1120.
- Zhang, W.S., Pueppke, S.G., Li, H.P., Geng, J.W.et al. ,2019. Modeling phosphorus sources and transport in a headwater catchment with rapid agricultural expansion, *Environmental Pollution*, 255, Part 2, 113273.
- Zhang, W.S., Swaney, D.P., Hong, B., Howarth, R.W. ,2017. Anthropogenic phosphorus inputs to a river basin and their impacts on phosphorus fluxes along its upstream- downstream continuum. *Journal of Geophysical Research*. <https://doi.org/10.1002/2017JG004004>.
- Zhang, X., Duan, B., He, S., Lu, Y., 2022. Simulation study on the impact of ecological water replenishment on reservoir water environment based on Mike21——Taking Baiguishan reservoir as an example. *Ecol. Ind.* 138, 108802.
- Zhang, X., Fang, C., Wang, Y., Lou, X., Su, Y., and Huang, D.,2022. Review of effects of dam construction on the ecosystems of river estuary and nearby marine areas. *Sustainability* 14 (10), 5974.
- Zhang, X.; Meng, Y.; Xia, J.; Wu, B.; She, D. , 2018. A combined model for river health evaluation based upon the physical, chemical, and biological elements. *Ecol. Indic.*, 84, 416–424.
- Zhang, Y., Li, C., Zhang, S., Shi, X., Li, W., 2011. Analysis on polluting characteristics in Hulun Lake during ice-on period and its application in field of water treatment. *Ecology and Environmental Sciences* 20 (8–9), 1289–1294.

- Zhang, Y.F., Liang, J., Zeng, G.M., Tang, W.W., Lu, Y., Luo, Y., Xing, W.L., Tang, N., Ye, S.J., Li, X., Huang, W. ,2020. How climate change and eutrophication interact with microplastic pollution and sediment resuspension in shallow lakes: A review, *Science of The Total Environment*, 705, 135979,
- Zhang, Y.X., Zhang, Y.C., Zhou, W., Zhang, M., Ma, R.H., 2018. Inherent optical properties of typical cyanobacteria in eutrophic lakes. *Journal of lake sciences*. 30(6): 1681-1692.
- Zhang, Z.Y., Abuduwaili, J.L.L., Jiang, F.Q., 2015. Heavy metal contamination, sources, and pollution assessment of surface water in the Tianshan Mountains of China. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187(2): 33.
- Zhao, L.; Zhu, R.; Zhou, Q.; Jeppesen, E.; Yang, K. Trophic status and lake depth play important roles in determining the nutrient-Kloorophyll a relationship: Evidence from thousands of lakes globally. *Water Res.* 2023, 242, 120182.
- Zhao, Y.L., Jiao, L.X., Wang, S.R. et al., 2013. Bioavailability of dissolved organic nitrogen in the surface sediments of Erhai Lake. *Research of Environmental Science*. 26(3): 262-268.
- Zhou, J.; Han, X.; Brookes, J.D.; Qin, B., 2022. High probability of nitrogen and phosphorus co-limitation occurring in eutrophic lakes. *Environ. Pollut.* 292, 118276
- Zhu, X., Chang, K., Cai, W., Zhang, A., Yue, G., and Zhao, X. (2022). Response of runoff and nitrogen loadings to climate and land use changes in the middle fenhe river basin in northern China. *J. Water Climate Change* 13 (7), 2817–2836.
- Ziemińska-Stolarska, A. et al., 2018. Surface water quality monitoring in a large dam reservoir, Poland. *Desalin. Water Treat.* 101, 130–142.
- Zipper, C.E., E.F. Benfield, T.A. Dillaha III, T. J. Grizzard, Jr., C.H. Hershner, Jr., H.I. Kator, W.-S. Lung, J.J. Ney, L.A. Shabman, E.P. Smith, L.A. Smock, J.L. Walker, E.R. Yagow, and T. Younos., 2004. Report of the Academic Advisory Committee to Virginia Department of Environmental Quality — Freshwater Nutrient Criteria. July 20, 2004. Virginia Water Resources Research Center, Blacksburg, VA. 77 pp.
- Zou, W., Zhu, G.W., Cai, Y.J., Vilmi, A., Xu, H., Zhu, M.Y., Gong, Z.J., Zhang, Y.L., Qin, B.Q. ,2020. Relationships between nutrient, Kloorophyll a and Secchi depth in lakes of the Chinese Eastern Plains ecoregion: Implications for eutrophication management, *Journal of Environmental Management*, 260, 109923.

7. ÖZGEÇMİŞ

