



**T.C.
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**



Yüksek Lisans Tezi

**MANYAS GÖLÜ'NDE MİKROSİSTİN DAĞILIMININ
ARAŞTIRILMASI**

Anıl ALGEDİK

Deniz ve İçsu Kaynakları Yönetimi Anabilim Dalı

İçsu Kaynakları ve Yönetimi Programı

**DANIŞMAN
Prof. Dr. Reyhan AKÇAALAN ALBAY**

Ocak, 2022

İSTANBUL

Bu alışma, 21.01.2022 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Deniz ve İçsu Kaynakları Yönetimi Anabilim Dalı, İçsu Kaynakları ve Yönetimi Programında Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

Prof. Dr. Reyhan AKÇAALAN ALBAY (Danışman)
İstanbul Üniversitesi
Su Bilimleri Fakültesi

Prof. Dr. Fatma ÇEVİK
ukurova Üniversitesi
Su Ürünleri Fakültesi

Doç. Dr. Zeynep DORAK
İstanbul Üniversitesi
Su Bilimleri Fakültesi

İntihal Programı Beyanı

20.04.2016 tarihli Resmi Gazete’de yayımlanan Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin 9/2 ve 22/2 maddeleri gereğince; Bu Lisansüstü teze, İstanbul Üniversitesi’nin aboneli olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Fen Bilimleri Enstitüsü’nün belirlemiş olduğu ölçütlere uygun rapor alınmıştır.

Proje Destekleri

Bu tez, 116Y406 numaralı TÜBİTAK projesi ile desteklenmiştir.



ÖNSÖZ

Yüksek lisans eğitimim süresince tez konumun seçimi, yürütülmesi ve sonuçların değerlendirilmesinde desteğini esirgemeyen danışman hocam Prof. Dr. Reyhan AKÇAALAN ALBAY'a,

Tezimin uygulama ve yazım aşamasında değerli bilgi ve deneyimlerini benimle paylaşan Dr. Latife KÖKER DEMO'ya,

Arazi ve laboratuvar çalışmaları sırasında desteklerini esirgemeyen Prof. Dr. Meriç ALBAY, Prof. Dr. Ali ERTÜRK, Doç. Dr. Zeynep DORAK, Doç. Dr. Özcan GAYGUSUZ, Dr. Öğr. Üyesi E. Gözde ÖZBAYRAM, Dr. Cenk GÜREVİN, Dr. Aydın KALELİ, Araş. Gör. Fatih AYDIN, Araş. Gör. Zuhale ZENGİN, Araş. Gör. Ayça OĞUZ ÇAM, Öğr. Gör. Enis AKAY, Burak KAYNAROĞLU ve laborant Cansu ATAR'a,

Eğitim ve öğretim dönemimde maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen sevgili anneme ve kardeşime sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Ocak 2022

Anıl ALGEDİK

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖNSÖZ	iv
İÇİNDEKİLER.....	v
ŞEKİL LİSTESİ	vii
TABLO LİSTESİ.....	viii
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ	ix
ÖZET	xi
SUMMARY	xiii
1. GİRİŞ	1
2. GENEL KISIMLAR.....	4
2.1 SİYANOTOKSİNLER	7
2.2.1 Dünyada Siyanobakteri ve Siyanotoksin Problemleri	15
2.2.2 Türkiye’de Siyanobakteri ve Toksin Problemleri	16
2.2. ÇALIŞMA ALANININ TANIMI	20
3. MALZEME VE YÖNTEM.....	21
3.1 ÖRNEKLEME	21
3.2 FİZİKSEL VE KİMYASAL ANALİZLER.....	22
3.3 MİKROSİSTİN ANALİZİ	22
3.4 CARLSON TROFİK DURUM İNDEKSİ	23
4. BULGULAR.....	25
4.1 SICAKLIK	25
4.2 Çözünmüş Oksijen.....	26
4.3 pH	27
4.4 İletkenlik	28
4.5 Askıda Katı Madde	29
4.6 Secchi Diski Derinliği	30
4.7 Çözünmüş İnorganik Azot.....	31
4.8 Orto-Fosfat (o-PO ₄)	32
4.9 Toplam Fosfor (TP).....	33
4.10 Klorofil-a (Kl-a).....	34
4.11 Trofik durum	35

4.12 Mikrosistin Konsantrasyonu.....	36
5. TARTIşMA VE SONUÇ	38
KAYNAKLAR.....	44
ÖZGEÇMİş	57



ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1: Mikrosistinin temel kimyasal yapısı	12
Şekil 4.1: Manyas Gölü yüzey suyunda sıcaklık değerinin zaman ve istasyonlara bağlı değişimi	25
Şekil 4.2: Manyas Gölü yüzey suyunda çözünmüş oksijen değerinin zamana ve istasyonlara bağlı değişimi	26
Şekil 4.3: Manyas Gölü yüzey suyunda pH değerinin zamana ve istasyonlara bağlı değişimi	27
Şekil 4.4: Manyas Gölü yüzey suyunda iletkenlik değerinin zamana ve istasyonlara bağlı değişimi	28
Şekil 4.5: Manyas Gölü yüzey suyunda askıda katı madde değerinin zamana ve istasyonlara bağlı değişimi	29
Şekil 4.6: Manyas Gölü'nde Secchi diski derinliği değerinin zamana ve istasyonlara bağlı değişimi	30
Şekil 4.7: Manyas Gölü çözünmüş inorganik azot konsantrasyonunun zamana ve istasyonlara bağlı değişimi	31
Şekil 4.8: Manyas Gölü yüzey suyunda ortofosfat konsantrasyonunun zamana ve istasyonlara bağlı değişimi	32
Şekil 4.9: Manyas Gölü yüzey suyunda toplam fosfor konsantrasyonunun zamana ve istasyonlara bağlı değişimi	33
Şekil 4.10: Manyas Gölü yüzey suyunda klorofil- <i>a</i> konsantrasyonunun zamana ve istasyonlara bağlı değişimi	34
Şekil 4.11: Manyas Gölü'nde seçilen istasyonlarda yıllara bağlı olarak Carlson trofik durum indeksi.	35
Şekil 4.12: Manyas Gölü mikrosistin konsantrasyonunun zamana ve istasyonlara bağlı değişimi	36
Şekil 4.13: Manyas Gölü'nde tespit edilen mikrosistin varyantlarının zamana ve istasyonlara bağlı yüzde dağılımı	37

TABLO LİSTESİ

	Sayfa No
Tablo 2.1: Siyanotoksinler ve etkileri.....	9
Tablo 3.1: Manyas Gölü örnekleme noktalarının koordinatları	22
Tablo 3.2: Carlson Trofik Durum İndeksi değerlendirme tablosu	24



SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler	Açıklama
----------	----------

μm	: Mikrometre
$\mu\text{g/L}$	: Mikrogram/Litre
$\mu\text{g/g}$	: Mikrogram/Gram
cm	: Santimetre
m	: Metre
mg/L	: Miligram/Litre
mL	: Mililitre
°C	: Santigrad derece
$\mu\text{S/cm}$	: MikroSimens/Santimetre

Kisaltmalar	Açıklama
-------------	----------

AKM	: Askıda Katı Madde
ATX	: Anatoksin
BMAA	: β -Methylamino-L-alanine
CYN	: Silindropermopsin
ÇİN	: Çözünmüş İnorganik Azot
ELISA	: Enzim bağlantılı immünosorbent deneyi
HPLC-PDA	: Yüksek performanslı sıvı kromatografisi- fotodiyot detektörü
KI- <i>a</i>	: Klorofil- <i>a</i>
LC-HRMS	: Sıvı kromatografisi- Yüksek çözünürlüklü kütle spektrometresi
LT	: Lipopolisakkarit
MC	: Mikrosistin
MeOH:H ₂ O	: Methanol:Su
N	: Azot
NOD	: Nodularin
o-PO ₄	: Ortofosfat
P	: Fosfor
PAR	: Fotosentetik aktif radyasyon
PPIA	: Protein fosfataz inhibisyon deneyi

PSP	: Paralitik kabuklu deniz ürünleri zehirlenmesi
SD	: Secchi diski
STX	: Saksitoksin
TDI	: Trofik durum indeksi
TN:TP	: Toplam Azot:Toplam Fosfor
TP	: Toplam fosfor



ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

MANYAS GÖLÜ'NDE MİKROSİSTİN DAĞILIMININ ARAŞTIRILMASI

Anıl ALGEDİK

İstanbul Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Deniz ve İçsu Kaynakları Yönetimi Anabilim Dalı

Danışman : Prof. Dr. Reyhan AKÇAALAN ALBAY

Manyas Gölü, 'kuş cenneti' olarak da bilinen ve RAMSAR sözleşmesi ile korunan bir sulak alandır. Birçok göçmen kuş türüne ev sahipliği yapan göl, kuş gözlemlerinin yoğun olarak yapıldığı ve sulak alanların öneminin ülkemizde anlaşılmasına öncülük eden bir ekosistemdir. Sığ bir göl olan Manyas Gölü özellikle azot ve fosfor olmak üzere besin elementlerinin yüksek konsantrasyonlarda olması nedeniyle su kalitesi açısından hiperötrofik karakterdedir. Gölde zaman zaman trofik durum ve diğer çevresel koşulların da katkısıyla dünyada ve ülkemizde sıklıkla karşılaşılan ve ikincil metabolit olarak toksin üretme kabiliyetinde olan siyanobakteri aşırı artışları meydana gelmektedir. Siyanotoksin olarak adlandırılan bu metabolitlerin bazıları hem su canlıları hem de su ile temas eden diğer canlılar üzerinde olumsuz etkiler yaratmaktadır. Siyanotoksinler farklı molekül yapılarına sahiptir ve etki ettikleri organlara bağlı olarak toksik etki gösterebilirler. Dünyada en yaygın olarak bulunan ve hepatotoksik etki gösteren siyanotoksin mikrosistindir.

Manyas Gölü'nde mikrosistin varlığını ve varyantlarını tespit etmek amacıyla seçilen dört istasyonda Ocak 2019- Aralık 2020 tarihleri arasında aylık olarak yüzey suyu örnekleme yapılmış ve toksin konsantrasyonları tespit edilmiştir. Gölün trofik durumunun ortaya konması için bazı fizikokimyasal (Sıcaklık, Çözünmüş oksijen, pH, İletkenlik, Secchi diski derinliği, Orto-fosfat, Toplam fosfor, Çözünmüş inorganik azot) ve biyolojik (klorofil-*a* konsantrasyonu) parametreler ölçülmüştür. Carlson Trofik Durum İndeks değerlerinin hiperötrofiyi temsil eden >62 değerinin üstünde olduğu tespit edilmiştir. Çalışma sonucunda gölde 0,07 µg/L ile 1.64

$\mu\text{g/L}$ arasında değişim gösteren mikrosistin konsantrasyonu ölçölmüştür. Sıvı kromatografi yüksek çözünörlöklö kütle spektrometresi (LC-HRMS) kullanılarak gölde mikrosistinin 9 varyantı (MC-LR, MC-RR, MC-YR, MC-LY, MC-LW, MC-RR-desmethylated, MC-HiLR, MC-LF, MC-LA) tespit edilmiştir. Gölde bu çalışma süresince mikrosistin konsantrasyonu Yüzme Suyu Kalitesinin Yönetimine Dair Yönetmelik'e göre yüzme suları için sınır değeri olan $20 \mu\text{g/L}$ 'nin oldukça altında olmasına karşın mikrosistinin gölde yıl boyunca bulunuşu önemli bir sulak alan olan Manyas gölünde siyanobakteri artışları ve siyanotoksin varlığına yönelik izleme çalışmalarının düzenli olarak yapılması gerektiğini ortaya koymaktadır.

Ocak 2022, 71 sayfa.

Anahtar kelimeler: mikrosistin, siyanobakteri, LC-HRMS, Manyas Gölü



SUMMARY

M.Sc. THESIS

INVESTIGATION of MICROCYSTIN DISTRIBUTION in MANYAS LAKE

Anıl ALGEDİK

İstanbul University

Institute of Graduate Studies in Sciences

Department of Marine and Freshwater Resources Management

Supervisor : Prof. Dr. Reyhan AKÇAALAN ALBAY

Lake Manyas, also known as a 'bird paradise', is a wetland protected by the RAMSAR convention. The lake, which hosts many migratory bird species, is an ecosystem where bird observations are made intensively and pioneering the understanding of the importance of wetlands in our country. Lake Manyas, which is a shallow lake, is hypereutrophic in terms of water quality due to the high concentrations of nutrients, especially nitrogen and phosphorus. From time to time, with the contribution of the trophic situation and other environmental conditions, excessive increases in cyanobacteria, which are frequently encountered in the world and in our country, and which are capable of producing toxins as secondary metabolites, occur in the lake. Some of these metabolites, called cyanotoxins, have adverse effects on both aquatic life and other living things that come into contact with water. Cyanotoxins have different molecular structures and may have toxic effects depending on the organs they affect. The most common hepatotoxic cyanotoxin in the world is microcystin. In order to detect the presence and variants of microcystin in Lake Manyas, monthly surface water sampling was carried out at four stations selected between January 2019 and December 2020, and toxin concentrations were determined. In order to reveal the trophic status of the lake, some physicochemical (Temperature, Dissolved Oxygen, pH, Conductivity, Secchi disc depth, Ortho-phosphate, Total phosphorus, Dissolved inorganic nitrogen) and biological (chlorophyll-a concentration) were measured. Carlson Trophic Status Index values were found to be above the value >62, representing hypereutrophy. As a result of the study, the concentration of microcystin in the

lake, varying between 0.07 µg/L and 1.64 µg/L, was measured. Using liquid chromatography high-resolution mass spectrometry (LC-HRMS), 9 variants of microcystin (MC-LR, MC-RR, MC-YR, MC-LY, MC-LW, MC-RR-desmethylated, MC-HiLR, MC-LF, MC-LA) were detected in the lake. Although the concentration of microcystin in the lake during this study was well below 20 µg/L, the limit value for bathing waters according to the Regulation on the Management of Bathing Water Quality, the presence of microcystin in the lake throughout the year is an essential wetland in Lake Manyas, which is a crucial wetland for monitoring for cyanobacteria increases and the presence of cyanotoxin indicates that the work should be done on a regular basis.

January 2022, 71 pages.

Keywords: microcystin, cyanobacteria, LC-HRMS, Lake Manyas

1. GİRİŞ

Gezegelimizin büyük bir kısmı su ile kaplı olmasına rağmen, yalnızca çok küçük bir kısmı olan içsu kaynakları insanlar tarafından yoğun bir şekilde kullanılmaktadır. Bu nedenle iç sular, insan nüfusunun gelecekteki büyümesi ve yaşam standardındaki artışlarla ciddi şekilde sınırlandırılacak bir kaynaktır. Su ile insan etkileşimleri çoğunlukla akarsular, göller, bataklıklar ve yeraltı sularıdır. Bu ekosistemlerin incelenmesi sucul habitatlarla ilgili daha sağlıklı kararların alınmasını sağlayacak ve gelecekteki araştırmalar için sağlam bir temel oluşturacaktır (Dodds ve Whiles, 2010).

Göl havzaları iklimin, jeolojik yapının ve biyolojik aktivitelerin sonucunda zaman içerisinde büyüklük ve derinlik olarak değişim gösterir. Klasik bir göl sisteminin zaman içerisinde oligotrofidan ötrofiye doğru geçiş yaptığı gözlemlenmiştir. Ötrofikasyon; besin tuzu girdisine bağlı olarak biyolojik aktivitenin artması ve sedimanda organik madde birikmesi sonucunda meydana gelmektedir (Carmichael, 1995). Günümüzde birçok su kütlesinin trofik durumundaki artışın (ötrofikasyon) özellikle insan kaynaklı baskılar sonucu olduğu gözlemlenmektedir. Evsel, tarımsal ve endüstriyel girdiler sonucu artan besin tuzu miktarı, su kütlesine havzadan erozyon ile taşınan yükler ve artan su çekimleri ötrofikasyonun hızlanmasına neden olur (Aimi ve diğ., 1990; Akçaalan ve diğ., 2014).

Siyanobakteriler, dünya üzerindeki pek çok farklı habitatta bulunan mikroorganizmalardır (Sciuto ve Moro, 2015; Humbert ve Fastner, 2017). Göl, gölet, nehir, deniz gibi sucul ekosistemlerin yanı sıra kayaların ışık alabilen yüzeyleri ve toprak gibi birçok farklı habitatta yaşayabillirler. Fotosentez yaparak oksijen üretmelerinden dolayı, Dünya'nın 2200–2400 milyon yıl önce aerobik atmosferinin oluşumundan sorumlu oldukları düşünülmektedir. Günümüzde de karbon, azot ve minerallerin biyolojik döngüsünün devamlılığında oldukça etkili oldukları görülmüştür. Fotosentez yapabilmelerinin yanı sıra, birçok türün azot gazını fıkse ederek amonyak ve amino asitlere dönüştürebildiği ve olumsuz çevresel koşullarda bile hayatta kalabildikleri gözlemlenmiştir (Kaplan-Levy ve diğ., 2010; Sukenik ve diğ., 2019). Siyanobakteriler ekolojik süksesyonda ilk sırada yer alırlar. Kaynakların bol olduğu zamanlarda temel besin elementlerini (fosfor, azot, karbon, demir) depolayabilir ve sınırlayıcı koşullar altında kullanarak büyümelerine devam edebilirler. Bazı türlerin olumsuz çevre koşullarında

hayatta kalmak için (yüksek tuzluluk, yüksek/düşük sıcaklık, yüksek gün ışığı radyasyonu vb.) stratejiler geliştirdikleri de gözlenmiştir (Aboal ve Puig, 2005).

Sucul ortamlarda siyanobakteriler su sütununda dağılmış olarak ve su yüzeyinde bulunabilirler veya toplu halde kayalara, sedimente ya da bitkilere tutunarak varlıklarını sürdürebilirler. Siyanobakteri popülasyonları; biyofilm oluşturabilir, aşırı artış yapabilir, sediment yüzeyinde parçalı yapılar oluşturabilir. Bu yapıların oluşumunda uygun sıcaklık, ışık, besin tuzları, suyun pH'ı gibi etmenler önemlidir. İnsan etkisinin olmadığı su kütlelerinde siyanobakterilerin aşırı çoğalması doğal jeolojik ve hidrolojik süreçlere bağlı olarak gerçekleşir (Aimi ve diğ., 1990).

Siyanobakteri türlerinin yaşam döngüsü ve üreme için gerekli olan birincil (primer) metabolitlerin yanı sıra ikincil (sekonder) metabolitler olarak adlandırılan ve yaşamları için elzem olmayan molekülleri de ürettiği gözlenmiştir. Günümüzde siyanobakterilerin ikincil metabolitler olarak ürettikleri maddelerin antiviral, antibakteriyel etkiye sahip farmasötik özellikler gösterdikleri bilinmektedir (Abed ve diğ., 2009; Al-Haj ve diğ., 2016). Bu tarz metabolit sınıflarının çoğu biyoyakıt, biyopolimerler, renklendirici boyalar, ilaçlar, gıda takviyeleri ve biyogübreler için önemli bir kaynak oluşturmaktadır (Namikoshi ve Rinehart, 1996; Welker ve von Döhren, 2006). Ancak, belirtilen biyoaktif bileşiklerin bazıları diğer canlılar için toksik özellikler göstermektedir (Sivonen, 1996). Sekonder metabolitlerin çoğu alkaloidler, terpenoidler, şikimat türevli moleküller, amino glikozitler ve peptid grubu bileşiklere aittir. Bu sınıfın içerisinde peptitler, poliketitler veya ribozomal olmayan peptitler olabilir (Welker ve von Döhren, 2006; Arnison ve diğ., 2013).

Siyanobakteriler tarafından üretilen bazı sekonder metabolitlerin bir kısmının diğer canlılar üzerinde toksik etkileri olduğu bilinmektedir. Siyanotoksinler olarak adlandırılan bu metabolitler, hepatotoksik, nörotoksik, sitotoksik ve dermatotoksik etkilere sahiptirler (Bláha ve diğ., 2009). Siyanotoksinler arasında dünyada en yaygın olarak tespit grup; mikrosistinlerdir. Mikrosistinlerin günümüzde bilinen 279 varyantı bulunmaktadır (Jaeger-Honz ve diğ., 2021). Ortamda bulunan siyanobakteri türüne bağlı olarak bu varyantlar değişebilmektedir. Siyanotoksin çalışmalarında son yıllara kadar ağırlıklı olarak MC-LR varyantı izleme çalışmalarında kullanılmıştır. Bu varyantın ilk bulunan varyant olması ve ilk analitik standart olarak kullanıma sunulması, izleme çalışmalarında diğer mikrosistin varyantlarının uzun süre LR varyantı eşdeğeri olarak ifade edilmesine yol açmıştır. Ancak, farklı varyantların toksisiteleri de farklılık göstermektedir. Bu nedenle son yıllarda bu varyantlara yönelik analitik

standartların üretilerek piyasaya sürülmesiyle beraber gelişmiş cihazların da kullanılması, farklı mikrosistin varyantlarının tespit edilmesine olanak tanımıştır (Mantzouki ve diğ., 2018).

Bu çalışmada su kalitesi açısından hiperötrofik olarak nitelenen Manyas Gölü'nde bulunan siyanobakterilerin sekonder metabolit olarak ürettiği mikrosistin ve varyantlarının zamana bağlı değişiminin izlenmesi amaçlanmaktadır.



2. GENEL KISIMLAR

Siyanobakteriler; karasal ve sucul ekosistemlerde birçok türü bulunan, fototrofik, azot fikse edebilen prokaryotik organizmalardır (Whitton, 2012). Göl, nehir, rezervuar ve denizlerin yanı sıra karada kayalarda, toprakta, bazı bitki köklerinde ve likenler ile simbiyotik olarak varlıklarını sürdürebilirler (Rai, 2018). Bu nedenle dünyadaki en büyük birincil üreticilerden biri olarak kabul edilebilirler. Tuzluluk, sıcaklık, ışık gibi çevresel faktörlerde meydana gelen değişikliklere uyum sağlayabildikleri ve bu durumun bulundukları ekosistemlerde siyanobakterilere diğer türler ile rekabette ciddi avantaj sağladığı bilinmektedir (Dantas ve diğ., 2011; Whitton, 2012). Yapılan çalışmalarda dünyanın prekambriyen (yaklaşık 2,6-3,5 milyar yıl önce) döneminde evrimleştikleri ve atmosferin oksidatif indirgenmesinde önemli rol aldıkları düşünülmektedir (Hedges ve diğ., 2001). Ayrıca, dünya üzerindeki biyojeokimyasal döngüye önemli etkileri olduğu belirtilmiştir (Häder ve diğ., 2007).

Siyanobakterilerin morfolojik özellikleri türden türe çeşitlilik göstermektedir. 1-100 µm arasında değişen farklı büyüklüklerde olmalarının yanı sıra, hücre tipi olarak; tek hücre şeklinde (*Chroococcus*), filamentli (*Anabaena*) ya da koloni (*Schizothrix*) şeklinde bulunabildikleri görülmüştür. Ayrıca, bazı türlerde tek bir hücrenin ikiye veya üçe bölünmüş halde (*Merismopedia*) olabildiği görülmüştür (Whitton ve Potts, 2007). Diğer yandan, bazı bentik siyanobakteri formlarında filamentlerin uzunluğu birkaç milimetreye kadar ulaşabilmektedir. Dünya okyanuslarında en yaygın olarak bulunan *Prochlorococcus* gibi çok küçük boyutlardaki (0,2-2 µm) siyanobakteriler pikoplankton olarak adlandırılmış ve çeşitli tatlı su ve deniz ortamlarında birincil üretimin önemli bir kısmını oluşturdıkları belirtilmiştir (Flombaum ve diğ., 2013).

Siyanobakterileri diğer bakterilerden ayıran önemli bir özellik, klorofil-*a* gibi temel fotosentetik pigmentlere ve çeşitli karotenoidlere sahip olmalarıdır. Sahip oldukları bazı pigmentlerin, klorofil-*a*'nın oksidatif hasarını azaltmak için öncelikle ışıktan koruyucu olarak görev yapmalarıdır. Ayrıca, bazı siyanobakterilerin belirli yardımcı pigmentlere, yani fikobilinlere sahip oldukları tespit edilmiştir (De Marsac, 2003). Fotosentetik pigmentler hücrede tilakoit yapısının içinde bulunur. Siyanobakterilerde hücre renklerinin, fikosiyanın, fikoeritrin, karotenoidler ve klorofil arasındaki orana bağlı olarak mavi-yeşil renk aralığından mor-kırmızıya kadar değiştiği gözlemlenmiştir. Pigmentlerin oranını ayarlayarak siyanobakterilerin

ışık enerjisinden yararlanma verimliliklerini optimize edebildiği tespit edilmiştir (MacIntyre ve diğ., 2002; Kehoe, 2010). Bu pigmentler suda çözünebilen proteinler olan fikobiliproteinlere bağlıdır ve farklı optik özelliklere sahip varyantları bulunmaktadır. Yardımcı pigmentler içerisinde fikosiyanın tüm siyanobakteriler için ortaktır ve birçok siyanobakteriye mavi-yeşil bir renk verir, bu nedenle siyanobakterilere ilk keşfedilip isimlendirildiği dönemde "mavi-yeşil algler" denmiştir. Mavimsi renk, özellikle siyanobakteri hücrelerinin parçalandığında ve çözünmüş fikosiyanın suya geçtiğinde belirgindir. Diğer yardımcı pigment olan fikoeritrin kırmızı görünür ve *Planktothrix rubescens* gibi bazı siyanobakteri türlerinin kırmızımsı veya kahverengimsi renginden sorumlu olduğu tespit edilmiştir. Hücrede fikosiyanın ve fikoeritrinler, fotosentetik olarak aktif radyasyonun (PAR) belirli dalga boylarını emer ve ışık enerjisini fotosistem II'de klorofil-*a*'ya aktarır, böylece fotosentez için gerekli ışığın sağlanmasında daha geniş dalga boyu aralığında yaşamlarını sürdürebilirler (Berman-Frank ve diğ., 2003).

Fotosentetik pigmentlere ek olarak, siyanobakterilerin hücreleri özellikle yüksek UV dalga boyu aralığındaki yoğun radyasyondan koruduğu varsayılan scytonemin gibi pigmentler üretebildiği görülmüştür. Örneğin *Scytonema* spp. tarafından üretilen siyah bir pigment olan scytonemin renk baskınlığından dolayı klorofil ve fikosiyanın rengini maskeleyerek türe koyu yeşil-siyah renk verir (Dillon ve Castenholz, 1999).

Siyanobakterilerde sadece eşeysiz üreme görülmektedir. Filamentli yapıdaki türlerde trikom fragmentasyonu veya özel hormogonyum oluşumu ile üreme gerçekleşir. Bununla birlikte, siyanobakteriler, çevresel koşullara uyum sağlamak ya da zorlu çevresel koşullar altında oluşan farklı stres koşullarına karşı bir savunma mekanizması olarak, maksimum büyümeyi ve üremeyi desteklemek için kendi morfolojilerini değiştirebilirler (Young, 2006; Young 2007). Bu adaptasyonlar, ani çevresel değişimlere uyum için hücrelerde görülen hücresel farklılaşmalar olabileceği gibi kalıtsal olarak aktarılan ve türün farklılaşmasını sağlayan değişimler gibi geniş bir yelpazede görülebilir. Filamentli siyanobakteriler, özellikle, üç farklı yaygın gelişimsel hücre tipine sahiptir. Bu hücre tipleri vejetatif hücrelerden farklılaşarak heterosist, akinet ve hormogonyum olarak adlandırılır. Heterosistler, boyut olarak vejetatif siyanobakteri hücrelerinden biraz daha büyük olan farklılaşmış hücrelerdir ve azotun sınırlı olduğu büyüme koşulları altında havadan azot fikse edebildikleri bilinmektedir (Kumar ve diğ., 2010). Akinetler ciddi bir biçimde farklılaşmış ve vejetatif hücrelerden çok daha büyük olan

spor benzeri büyük hücrelerdir (Rippka ve diğ., 1979; Kaplan-Levy ve diğ., 2010; Flores ve Herrero, 2010). Bu farklılaşma akinetlere çok zor koşullarda ve elverişsiz ortamlarda gelişmelerini sürdürebilme yeteneği kazandırır (Flores ve Herrero, 2010). Hormogonya, kayma hareketi yapan ve vejetatif hücrelerden daha küçük hücrelerden oluşan kısa siyanobakteri filamentleridir (Rippka ve diğ., 1979). Bu morfolojik değişim sayesinde kısa mesafede yer değiştirebilir ve simbiyotik bir şekilde kolonize olabilir (Meeks ve Elhai, 2002; Adams ve Duggan, 2008; Wong ve Meeks, 2002).

Siyanobakteriler, çözünmüş besin elementlerinin yetersiz olduğu durumlarda, özellikle fosfor (P) ve daha düşük bir ölçüde de azotu (N), hücre bölünmesi ve büyümesi için ihtiyaç duyacakları seviyeyi aşan miktarlarda depolayarak gelişimlerini uzun süre sürdürebilirler (Li ve Dittrich, 2019). Bu durum onları diğer fitoplankton türleri karşısında avantajlı konuma getirmektedir.

Son yıllarda, su ekosistemlerinde artan antropojenik ötrofikasyon siyanobakterilerin büyüme ve çoğalmasının hızlanmasına yol açmıştır (Bláha ve diğ., 2009). Ayrıca, küresel iklim değişikliği de siyanobakteri popülasyonlarının artışa, gelişim periyotlarının uzamasına ve türlerin yayılmasına katkı sağlamaktadır (Bláha ve diğ., 2009; Huisman ve diğ., 2018).

Siyanobakteri aşırı artışı, çeşitli yöntemler kullanılarak tespit edilip, izlenebilmektedir. Yaygın bir yaklaşım, tüm fototrofik mikroorganizmalarda bulunan birincil fotosentetik pigment olan klorofil-*a*'yı ölçmektir. Bununla birlikte, klorofil-*a* tüm alglerde bulunduğu için siyanobakterilerin diğer alglerden ayırt edilmesinde ve verilerin yorumlamasında ciddi bir kısıt oluşturmaktadır. Dolayısıyla, fikosiyanın gibi siyanobakterilere özel pigmentlerin ölçülmesi ile belirtilen sorunun çözülebilir (Brient ve diğ., 2008). Siyanobakteri artışlarını takip edebilmenin diğer yaygın yöntemi, hücrelerin mikroskop altında tanımlanması ve sayılmasıdır. Bu metodu kullanmanın avantajı, siyanobakteri türlerinin doğru bir şekilde tanımlanabilmesi ve fitoplankton topluluğundaki diğer türlere kıyasla siyanobakterilerin oranının belirlenebilmesidir. Bununla birlikte, daha fazla zamana ve nispeten üst düzeyde taksonomik uzmanlığa ihtiyaç vardır (Al-Tebrineh ve diğ., 2010). Günümüzde siyanobakteri artışlarının daha sık ve daha yoğun yaşanması, artış yapan türlerin tayini ve miktarlarının belirlenmesini gerekli hale getirmiştir. Çünkü artan siyanobakteri popülasyonları ürettikleri ikincil metabolitlerden dolayı sucul ekosistemlerde ciddi sorunlara yol açabilmektedir. Tat ve koku problemlerine neden olarak ekosistem servislerinde sorunlara neden olmaktadır (Duy ve diğ.,

2000). En önemli sorun ise ‘siyanotoksin’ olarak adlandırılan metabolitleri üretmeleridir. Siyanotoksinlerin sucul organizmaların yanı sıra insanlar, kara hayvanları ve çevre üzerinde de olumsuz etkilere neden olabildiği bilinmektedir (Codd ve diğ., 1999; Metcalf ve Codd, 2012; Janssen, 2019). Bilinen en toksik biyotoksin gruplarından biri olarak kabul edilirler ve yüksek hastalık ve ölüm riski oluşturmaları (Chorus ve Bartram, 1999; Codd ve diğ., 2005). Ancak, tüm siyanobakteriler toksin üretmez. Siyanobakterilerde toksin üretiminden sorumlu tahmini 40 cins olduğu öngörülmektedir, ancak üzerinde en çok çalışılanlar *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nostoc* ve *Oscillatoria* (*Planktothrix*) genuslarıdır (Carmichael, 2001).

2.1 SİYANOTOKSİNLER

Siyanotoksin kelimesi, kimyasal yapıları ve toksikolojik özellikleri bakımından farklı birçok bileşiği ifade etmek için kullanılmaktadır (Merel ve diğ., 2013a). Siyanobakterilerin toksik etkileri sentezledikleri sekonder metabolitler olan siyanotoksinler ile ilgilidir (Sarazin ve diğ., 2002). Siyanotoksinler her siyanobakteri türü tarafından sentezlenmediği gibi aynı türe ait bireylerin tümü de siyanotoksin üretmeyebilir. Toksin üretimi uygun genlere sahip suşlar tarafından gerçekleştirilebilir. Genel olarak, toksin üretme potansiyeline sahip suşların da her zaman toksin üretmediği, üretimin birçok çevresel koşula göre değişkenlik gösterdiği görülmüştür. Çevresel koşulların uygun olup olmamasına göre toksik suşların genlerini aktif ya da pasif duruma getirebilme yeteneği olduğu düşünülmektedir (Kurmayer ve Christiansen, 2009).

Siyanotoksinler etkilerine göre temel olarak 4 grupta sınıflandırılır (Tablo 2.1). Bunlar; Hepatotoksin, Sitotoksin, Nörotoksin ve Dermatoksinlerdir. Sınıflandırma genel olarak toksinin etki ettiği hedef organa göre yapılmıştır (Sanseverino ve diğ., 2017).

Hepatotoksinler karaciğeri hedefleyen toksinler olup "mikrosistin" ve "nodularin" bu grupta yer alır. Mikrosistinler üzerine en çok çalışma yapılan toksin türüdür ve *Microcystis* sp. ‘den izole edildiği için bu adı almıştır (Malik ve diğ., 2020). Nodularin ismi ise ilk keşfedildiği *Nodularia spumigena* türünden gelmektedir (Rinehart ve diğ., 1988).

"Silindrospermopsin" ilk defa 1992’de tanımlanmıştır (Ohtani ve diğ., 1992). Avusturalya’da, Palm adasında birçok insanın zehirlenmesi sonucu keşfedilmiştir. Bu toksini üreten siyanobakteri türünün *Raphidiopsis raciborskii* olduğu tespit edilmiştir (Byth, 1980).

"Anatoksin-a" ilk olarak Kanada'da bir *Anabaena* türü olan *Dolichospermum flosaquae* 'den izole edilmiştir (Carmichael ve diğ., 1975).

"Saksitoksinler" (STX), genel olarak yumuşakçalarda rastlandıkları için paralitik kabuklu deniz hayvanı zehirleri (PSP) olarak bilinen doğal alkaloidlerdir ve tüketimi insanların zehirlenmesine neden olmaktadır. Bu toksin grubunu üreten organizmaların, deniz mikroalgleri (*Alexandrium*, *Gymnodinium* ve *Pyrodinium*) ve tatlı su siyanobakterileri olduğu tespit edilmiştir (Testai ve diğ., 2016). 57'den fazla analog tanımlanmıştır (Watanabe ve diğ., 2019). Tüm STX'ler aynı etki mekanizmasına sahip olmakla birlikte toksisite açısından farklılık gösterdikleri belirtilmiştir (Wiese ve diğ., 2010). STX molekülünün genel etki şekli sinir hücrelerinde sinir iletimini bloke etmektir. Bu durumun sinir disfonksiyonuna sebep olduğu ve etki ettiği canlının solunumda kullandığı kasların felç geçirmesiyle canlının ölümüne kadar varan sorunlara neden olduğu bildirilmiştir (Campbell ve Hille, 1976; Lipkind ve Fozzard, 1994).

"BMAA" çeşitli siyanobakteri suşlarından rapor edilmiş, nörotoksik, protein olmayan bir amino asittir. Organizmalarda, BMAA'nın glutamat reseptörüne fiksasyon yoluyla dahil olarak motor nöronlar üzerinde etki gösterdiği gözlemlenmiştir (Banack ve diğ., 2010). Toksinin Parkinson ve Alzheimer gibi nörodejeneratif hastalıklara katkıda bulunduğu öne sürülmüştür (Merel ve diğ., 2013a). Farelerde yapılan deneyler, BMAA'nın yenidoğan döneminde uygulanmasıyla yetişkinliğe erişen farelerde bilişsel bir hasara neden olduğu gözlemlenmiştir. Erginleşmemiş farelerde ise davranışlarında, lokomotor yeteneklerinde bozulma ve hiperaktivite gözlemlendiğini göstermiştir (Banack ve diğ., 2010; Karlsson ve diğ., 2009).

Tablo 2.1: Siyanotoksinler ve etkileri (Sanseverino ve diğ., 2017'den değiştirilmiştir.)

Toksinler	Toksin	Toksin ürettiği bilinen en yaygın siyanobakteri cinsleri	Ana hedef Organ	Etkiler	Ana Hedef	Referans
Hepatotoksinler	Mikrosistin	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Anabaenopsis</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Phormidium</i>	Karaciğer	İshal, Kusma, Karaciğerde iltihap, Karaciğer Hemorajı, Zatüre, Dermatit	Serin/treonin protein fosfataz	Jochimsen ve diğ., 1998; Pearson ve diğ., 2010; Boopathi ve Ki, 2014; Weirich ve Miller, 2014
	Nodularin	<i>Nodularia</i> <i>Nostoc</i>				
Sitotoksinler	Silindrospermopsin	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Raphidiopsis</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Umezakia</i>	Karaciğer	Gastroenterit, Karaciğerde iltihap, Karaciğer Hemorajı, Zatüre, Dermatit	Protein sentezi	Humpage ve Falconer, 2003; Pearson ve diğ., 2010
Nörotoksinler	Anatoksin	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Oscillatoria</i>	Sinir Sistemi	Kas seğirmesi, Yangı, Uyuşukluk, Ölümçül Solunum Felci, Salya Sızdırma, Baş ağrısı, Baş Dönmesi	Nikotinik reseptörleri veya Asetilkolin reseptörleri	Astrachan ve diğ., 1980; Bumke-Vogt ve diğ., 1999
	Saksitoksin	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Raphidiopsis</i>			Sodyum kanalları	Strichartz, 1984; Van Apeldoorn ve diğ., 2007; Pearson ve diğ., 2010
	BMAA	<i>Nostoc</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Nodularia</i>	Sinir Sistemi	ALS/PDS ile uzun vadede ilişkilendirilen çalışmalar olsa da spesifik klinik bulgulara rastlanmamıştır	N-Metil-D-Apartat eksitotoksitesi, Reaktif oksijen türleri üretimi	Holtcamp, 2012; Jiang ve diğ., 2014

Tablo 2.1: Siyanotoksinler ve etkileri (devamı)

Toksinler	Toksin	Toksin ürettiği bilinen en yaygın siyanobakteri cinsleri	Ana hedef Organ	Etkiler	Ana Hedef	Referans
Dermatoksinler	Lipopolisakkarit	<i>Synechococcus, Microcystis, Anacystis, Oscillatoria, Schizothrix, Anabaena</i>	Deri	Deri ve Göz tahrişi, Baş ağrısı, Alerji, Astım, Ateş	Toll benzeri reseptörleri	Torokne ve diğ., 2001; Mayer ve diğ., 2011, Bláhová ve diğ., 2013
	Lyngbyatoksin	<i>Lyngbya</i>	Deri	Deri ve Göz tahrişi, Solunum Darlığı	Protein kinaz C	Arthur ve diğ., 2008; Osborne ve diğ., 2001
	Aplisiatoksin	<i>Lyngbya, Schizothrix, Oscillatoria</i>	Deri	Deri tahrişi ve Astım	Protein kinaz C	Churro ve diğ., 2012

Lipopolisakkarit (LPS), gram-negatif bakterilerin dış zar tabakasının ana moleküler bileşenidir ve burada birinci basamak savunma bariyeri görevi görebilir. LPS molekülleri aynı zamanda siyanobakterilerin dış zarının bir parçasıdır ve klasik gram-negatif LPS'ye göre yapısal farklılıkları, yaygın LPS'ye kıyasla daha düşük toksisitelerinden sorumlu görünmektedir (Gemma ve diğ., 2016). Şu anda, siyanobakteri LPS'nin tam etki mekanizması bilinmemektedir. Birçok çalışma ile biyolojik aktivitesi anlamlandırılmaya çalışılmıştır. Bu molekülün alerjiye veya solunum ve cilt hastalıklarına neden olduğunu öne süren çalışmalara ek olarak, *Oscillatoria (Planktothrix)*'ten izole edilen LPS'nin, TLR4 aracılı immün aktivasyon üzerinde antagonist bir etki gösterdiği görülmüştür (Durai ve diğ., 2015).

"Lyngbyatoksin" (LT), ilk olarak 1912'de Hawaii'de bentik siyanobakteri *Lyngbya majuscula*'dan akut kontakt dermatitin salgın bir epizodu sırasında izole edilmiş bir indol alkaloididir. Bu siyanotoksinin hafif lipofilik olduğu tespit edilmiştir. Yapılan çalışmada bir saatlik topikal maruziyetten sonra gine domuzu ve insan derisinde penetrasyonu sırasıyla %23 ve %6,2 olmuştur. Bu gözlem, vücudun *Lyngbya majuscula* ile kirlenmiş suya maruz kalmasının ciddi endişelere neden olabileceğini göstermiştir. Lyngbyatoksin'in A (LTA), B (LTB) ve C (LTC) olmak üzere üç farklı izoformu vardır (Jakubowska ve Szelag-Wasielewska, 2015). Lyngbyatoksinler ayrıca farklılaşma ve gelişme dahil olmak üzere çok çeşitli hücrel süreçlerde yer alan bir hücrel kinaz olan Protein Kinaz C'ye (PKC) bağlanarak bir tümör

promotörü gibi davrandıkları görülmüştür (Fujiki ve diğ., 1981; Fujiki ve diğ., 1982; Fujiki ve diğ., 1983).

"Aplysiatoksin", *Lyngbya majuscula* suşlarında, *Lyngbya majuscula* ile beslendiği bilinen deniz tavşanı *Stylocheilus longicauda*'da ve kırmızı alg *Gracilaria coronopifolia*'da tespit edilmiştir. Aplysiatoksin, Lyngbyatoksin (LT) gibi, şiddetli kontakt dermatitin etken maddesidir ve etkilerini Protein Kinaz C'nin (PKC) aktivasyonu yoluyla gösteren güçlü bir tümör promotörü olduğu görülmüştür (Jeffrey ve Liskamp, 1986).

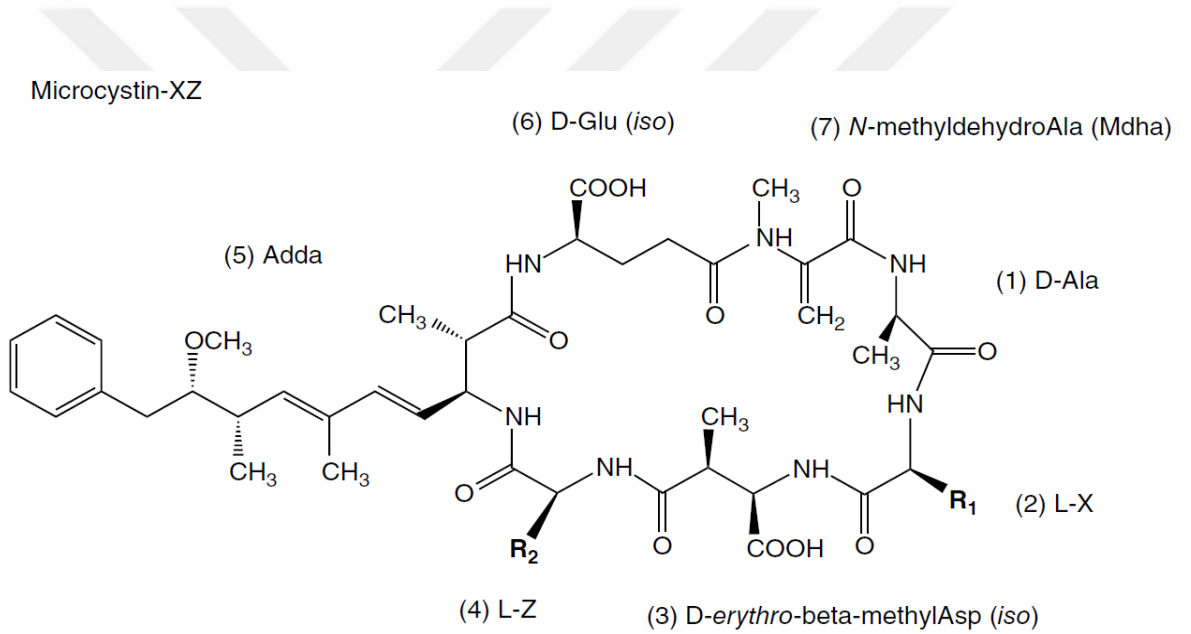
Kontamine olmuş su tüketiminden kaynaklanan hepatotoksinlere maruz kalmanın zehirlenme olaylarına neden olduğu bilinmektedir (Chen ve diğ., 2013). Ek olarak, kontamine olmuş göllerden gelen mikrosistinler yeraltı suyuna sızabilir ve kirletebilmektedir. Su arıtma tesislerindeki pompa istasyonlarında yeraltı sularının kirlilik seviyesinin toksik aşırı artış olaylarının süresi ile doğru orantılı olduğu gösterilmiştir (Messineo ve diğ., 2006, Eynard, 2000). Diğer maruz kalma yolları arasında, MC üreten siyanobakteriler bazen gıda takviyelerinde bulunur ve bu da başka bir olası insan zehirlenmesi kaynağı yaratmaktadır (Bruno ve diğ., 2006). Su'da yaşayan hayvanlara siyanobakteriyel hücrelerin yutulması veya çözünmüş bileşiklerin doğrudan alınması yoluyla girerler. Mikrosistin konsantrasyonu olan sulardaki yabancı ve çiftlik üretimi balıklarda, kas dokusunda 0.34 µg/kg (Magalhães ve diğ., 2001) ile 36.4 µg/kg (Bruno ve diğ., 2009) arasında mikrosistin tespit edilmiştir.

Siyanotoksinler üzerine yapılan çalışmalarda, dünya çapında çok sayıda hayvan zehirlenmesi ve insan sağlığı için tehdit oluşturdıkları görülmüştür. İnsanların siyanotoksinlere maruz kalma şekilleri temel olarak 3 ana kaynak altında değerlendirilmiştir. Siyanotoksin ihtiva eden sularda, suyu filtre ederek beslenen canlıların tüketilmesi ile zehirlenme vakaları bildirilmiştir (Johnson ve diğ., 2008; Rellán ve diğ., 2009). Toksik artışın görüldüğü sularda rekreasyonel aktiviteler sırasında insanlarda deri teması ve kazara soluma veya yutma yoluyla maruz kalındığı raporlanmıştır. Son olarak siyanotoksin içeren bir su kaynağının içme suyu olarak kullanılması durumunda insan sağlığı için tehdit unsuru olduğu görülmüştür (Byth, 1980; Griffiths ve Saker, 2003).

Mikrosistinler, en sık çalışılmış siyanotoksin türüdür ve dünya genelinde birçok farklı kıtada rapor edilmiştir (Fristachi ve diğ., 2008). Mikrosistinler, ilk olarak bir siyanobakteri cinsi olan *Microcystis*'den biyosentezlendiği için bu şekilde isimlendirilmiştir. Ancak, sonraki

çalışmalarda *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Anabaena*, *Anabaenopsis* vd. tarafından da üretildiği görülmüştür (Kaebernick ve Neilan, 2001).

Siyanotoksinlerin sentezleri, çevresel koşullardan etkilenen ve her bir siyanobakteri suşunun genetik özelliklerine bağlılık gösteren karmaşık bir süreçtir. Mikrosistin biyosentezinden, bazı siyanobakterilerde bulunan, *mcyA-J* gen kümesinin sorumlu olduğu bilinmektedir. *mcyA-J* gen kümesinin, peptid sentetaz ve poliketid sentaz dahil birçok multienzim kompleksini kodlayarak toksik bileşenlerin ribozoma ihtiyaç duymadan oluşmasına yardımcı olduğu raporlanmıştır (Kaebernick ve Neilan, 2001; Dittmann ve Wiegand, 2006).



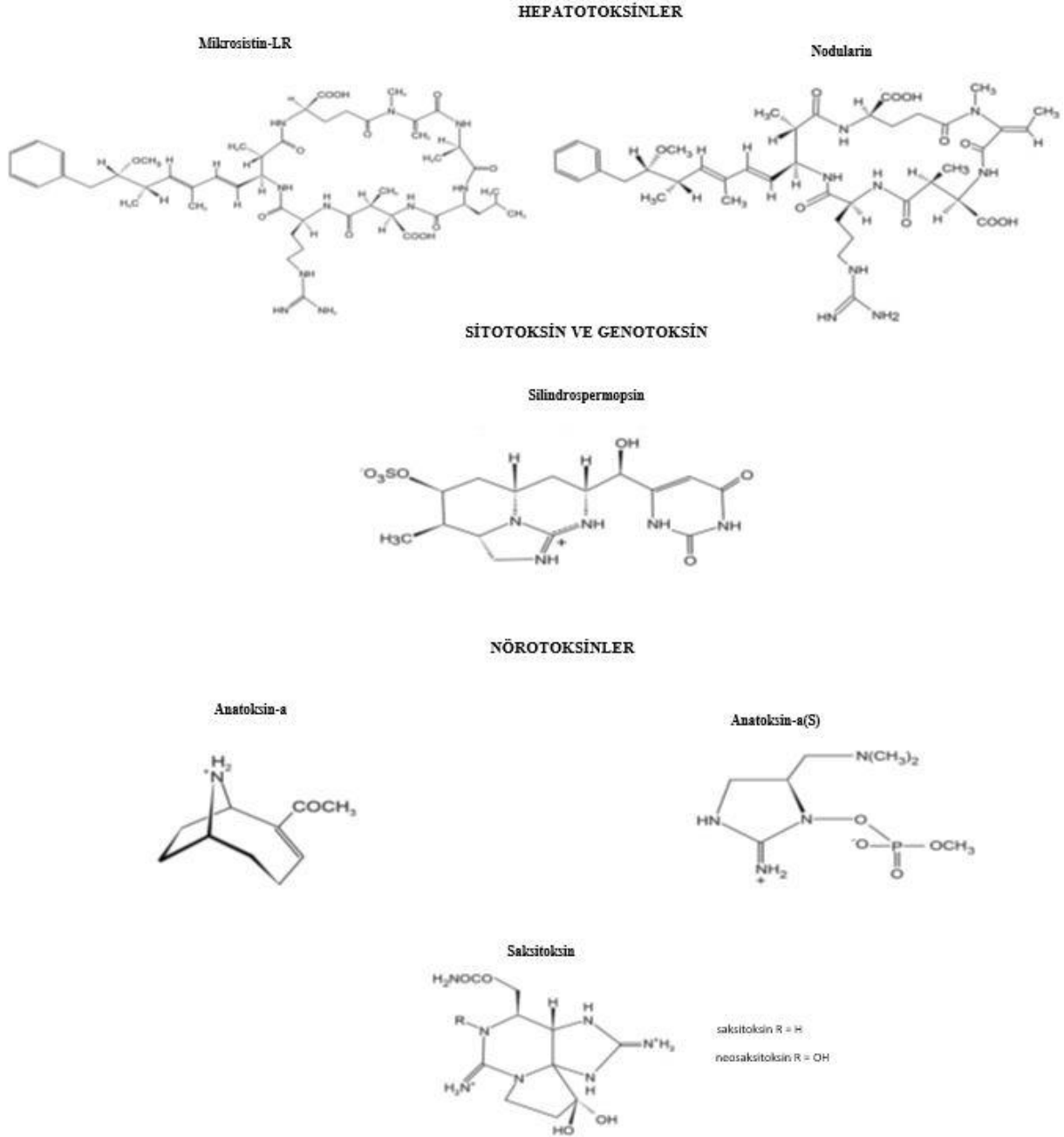
Şekil 2.1: Mikrosistinin temel kimyasal yapısı cyclo-(Dala1-X2-D-MeAsp3-Z4-Adda5-D-Glu6-Mdha7) (Meriluoto ve diğ., 2017)

Mikrosistinler, siklik heptapeptid hepatotoksin grubudur ve siyanobakterilerin çoğunda sıklıkla görülürler. Mikrosistinlerin genel kimyasal yapısı; siklo(-d-Ala-l-X-d-eritro-β-metilAsp(izo-bağ)-l-Z-Adda-d-Glu(izo-bağ)-N-metil dehidro-Ala) şeklindedir. Şekil 2.1'deki 5 numaralı ADDA bölgesinin açılımı; β-amino asit (2S,3S,8S,9S)-3-amino-9-metoksi-2,6,8-trimetil-10 fenildeka-4,6-dienoik asit'tir. L-amino asit kalıntıları olan 2 (L-X) ve 4 (L-Z) numaralı kısımlar, mikrosistinlerdeki ana değişken kısmı oluşturur ve mikrosistin varyantları bu bölgeye gelen aminoasitlere bağlı olarak iki harfli bir son ek ile gösterilir. Örneğin MC-LR, sırasıyla 2 ve 4 pozisyonlarında lösin (L) ve arginin (R) içerir (Şekil 2.2). İzo-bağ, peptid bağının yan zincirdeki

karboksil grubu aracılığıyla yapıldığını belirtir (Meriluoto ve diğ., 2017). Bununla birlikte, diğer tüm mikrosistin kalıntıları da bir dereceye kadar değişkendir, bu varyasyonlar daha sonra bir ön ek ile açıklanmaktadır. Yaygın varyasyonlar, kalıntı 3 ve 7'deki demetilasyonları ve Adda stereokimyasında doğal olarak meydana gelen değişiklikleri içermektedir (Meriluoto ve diğ., 2017). Günümüzde bilinen 279 mikrosistin varyantı bulunmaktadır (Meriluoto ve diğ., 2017; Chorus ve Welker, 2021; Jaeger-Honz ve diğ., 2021). Mikrosistinlerin genel yapısı nispeten hidrofiliktir (polar), 3, 6 numaralı pozisyonlarındaki karboksilik asitlerden ve 2, 4 numaralı pozisyonlarda sıklıkla arginin oluşumundan kaynaklanan mikrosistinler, sulu metanolde iyi çözünürler (Meriluoto ve diğ., 2017).

MC-LR, mikrosistin ailesinin ilk ve en çok çalışılan varyantını oluşturmaktadır ve en toksik olanı olarak kabul edilmektedir. Bununla birlikte, yakın tarihli bir çalışma, MC-LW ve MC-LF'nin insan hepatositleri üzerinde daha yüksek toksik etkilere sahip olduğunu tanımlamıştır.

Bu, kronik maruz kalma risklerini değerlendirmek için türdeşlere özgü MC kinetiğinin daha iyi anlaşılması ihtiyacının anlaşılmasına yol açmıştır (Meriluoto ve diğ., 2017).



Şekil 2.2: Toksinlerin moleküler yapıları (Svirčev ve diğ.;2019)

Yapılan çalışmalarda mikrosistinin organizma tarafından absorbe edildikten sonra hızla karaciğerde birikim yaptığı (Fischer ve diğ., 2000) ve karaciğerde protein fosfataza bağlandığı

tespit edilmiştir (Dawson, 1998; Gupta ve diğ., 2003; Kuiper-Goodman ve diğ., 1999; MacKintosh ve diğ., 1990). Doza ve vücut ağırlığına bağlı olarak, protein fosfatazin inhibasyonu, karaciğerde fosforile proteinlerin hızlıca birikmesine, hücre nekrozuna, yoğun kanamaya ve sonunda organizmanın ölmesine kadar gidebilmektedir. Örneğin fareler üzerinde yapılan bir çalışmada intraperitoneal enjeksiyon yöntemi ile MC-LR verilmiş ve LD50 değerinin 25 -150 µg/kg arasında olduğu görülmüştür (Kuiper-Goodman ve diğ., 1999). Bu değer mikrosistin varyantlarına göre farklılık göstermekle birlikte genel olarak MC-LR referans olarak kullanılmaktadır. Mikrosistinler potansiyel tümör promotörleri olarak kabul edilmişlerdir (Falconer, 1991; Nishiwaki-Matsushima ve diğ., 1992).

2.2.1 Dünyada Siyanobakteri ve Siyanotoksin Problemleri

Siyanobakteri artışları ile ilgili artan vakaların olmasının yanısıra bilimdeki ilerleme de son yıllarda siyanotoksinlerle ilgili yayınların sayısındaki artışa katkıda bulunmuştur. 1960'lardan itibaren ilk yayınlar STX ve ATX'e odaklanmıştır. 1980'lerde NOD ve MC hakkında makaleler daha çok yayınlanmaya başlamış, CYN ile ilgili ilk makaleler ise 1990'larda yayınlanmıştır (Merel ve diğ., 2013b).

Çoğu siyanotoksinin kimyasal yapıları son 30-40 yıldır bilinmesine rağmen, insan ve hayvanların siyanobakteri kaynaklı zehirlenmeleri ile ilgili ilk bildirilen vakalar 1800'lü yıllara dayanmaktadır (Metcalf ve Codd, 2012). 1878'de Güney Avustralya'da kitlesel hayvan ölümlerinin ilk kez rapor edilmesinden bu yana, sığır, domuz, köpek, balık ve yarası gibi hayvanlarda dünya çapında yaygın olarak ölümler rapor edilmiştir (Pitois ve diğ., 2000).

Byth (1980) tarafından yapılmış bir çalışmada Avusturalya'da bulunan Palm adasında 138'i çocuk olmak üzere 148 kişinin zehirlendiği tespit edilmiştir. Araştırma sonucu bu zehirlenmeye *Raphidiopsis raciborskii* adlı siyanobakterinin ürettiği olduğu silindrospermopsin' in sebep olduğu bildirilmiştir.

Brezilya'nın Caruaru bölgesinde Pernambuco şehrinde 1996 yılının şubat ayında toplu bir toksin zehirlenmesi vakası gerçekleşmiştir. Hemodiyaliz tedavisi uygulayan bir klinikte 13-20 Şubat 1996'da tedavi gören 131 hastanın 116'sı tedavilerini gördükten sonra; görme bozukluğu, mide bulantısı, kusma gibi rahatsızlıklar yaşadıklarını bildirmişlerdir. 100 hasta akut karaciğer yetmezliği yaşamış ve 76'sı ölmüştür. Ölen hastalardan 52'sinin "Caruaru sendromu" olarak adlandırılan tanısının günümüzde genel bir sendroma atfedilebileceği belirtilmiştir. Yapılan

araştırmada kliniğin su kaynağı arıtma sistemleri, hastalar için kullanılan serumlar ve hastaların karaciğer dokuları incelenmiş ve tüm ortamlarda 2 tip siyanobakteri toksinine rastlanmıştır. Bunların, hepatotoksik siklik peptid mikrosistin ve hepatotoksik alkaloid silindropermopsin olduğu bildirilmiştir (Pouria ve diğ., 1998; Carmichael, 2001; Azevedo ve diğ., 2002; Yuan ve diğ., 2006;). Lun ve diğ. (2002) yaptığı çalışmada içme sularındaki mikrosistinler ile kolorektal kanser arasında ilişki olabileceğini savunmuştur.

Svirčev ve diğ. (2019)'nin siyanobakteri ve toksinler hakkında dünyada yapılan çalışmaları derledikleri yayında, 2018 yılına kadar toksik siyanobakteriler ile alakalı 468 makale yayınlandığını ve bunlardan 337 tanesinin 2000'li yıllarda basıldığını bildirmiştir. Bu makalede değerlendirilen 66 farklı ülkeye ait 1118 siyanotoksin yayınının 869 tanesinin içsu ekosistemleri ile ilgili olduğu tespit edilmiştir. Bu raporlardan 699 adedi mikrosistin ile ilişkilidir. Yapılan araştırmalarda 183 yayının siyanotoksin bağlantılı zehirlenmeler ile ilgili olduğu ve bunların dünya çapındaki dağılımının; 69 vaka ile Kuzey ve Merkez Amerika, 35 vaka ile Avrupa, 25 vaka ile Avusturalya ve Yeni Zelanda, 14 vaka ile Afrika'da olduğu raporlanmıştır. Zehirlenme vakalarının 114'ü hayvanlarda görülürken 58 vakanın insanlar üzerinde etkili olduğu belirtilmiştir.

2.2.2 Türkiye'de Siyanobakteri ve Toksin Problemleri

Türkiye'de siyanotoksin üzerine çalışmalar 1990'lı yıllarda başlamıştır (Albay ve diğ.,2003a). Bu yıllara kadar yapılan çalışmalar genel olarak fitoplankton kompozisyonunun tespiti ile ilgili olmakla beraber toksin üretme potansiyeline sahip siyanobakteri türlerinin varlığı da tespit edilmiştir (Obalı, 1984). Rapor edilen ilk aşırı artış vakası 1984 yılında Mogan Gölü'nde *Microcystis* sp. aşırı artışıdır (Albay ve diğ.,2003a).

Sapanca Gölü'nde 1998 yılında meydana gelen siyanobakteri aşırı artışından dolayı balık ölümlerinin gözlenmesi üzerine Sapanca, İznik ve Taşkısığı göllerinde Mayıs-Ağustos ayları arasında mikrosistinlerin varlığını ve dağılımı konusunda bir çalışma yürütülmüştür (Albay ve diğ., 2003a). Mikrosistin konsantrasyonu HPLC-PDA, PPIA ve ELISA metotları kullanarak saptanmıştır. Sapanca Gölü'nde 10 metre derinliğe kadar mikrosistine rastlanmamıştır. Ancak 20 metre derinlikten alınan örneklerde 3,65 µg/L MC-LR eşdeğer konsantrasyonunda toksin saptanmıştır. Bu çalışmada Sapanca Gölü'nde tespit edilen mikrosistin %90'ının, 15 m ile 25 m arasında yani içme suyunun çekildiği derinlikte bulunduğu görülmüştür. HPLC-PDA ile

tespit edilen başlıca mikrosistin, MC-RR varyantı olduğu tespit edilmiş ve gölde *Planktothrix rubescens*'in baskın siyanobakteri türü olduğu gözlenmiştir. Taşkısığı Gölü yüzey numunelerinde ise 2,43 µg/L MC-LR eşdeğer konsantrasyonunda iki farklı mikrosistin varyantı tespit edilmiştir. *M. aeruginosa*'nın göldeki baskın tür olduğu gözlemlenmiştir. İznik Gölü'ndeki örneklerde ise HPLC-PDA ile herhangi bir mikrosistin varyantına rastlanmadığı bildirilmiştir (Albay ve diğ., 2003a).

İstanbul için içme su kaynağı olarak kullanılan Ömerli rezervuarında 1999 Ekim ayında rapor edilen balık ölümlerinden sonra yapılan bir çalışmada alınan su numunelerinde *Microcystis aeruginosa* aşırı artışı kaydedilmiştir. Yüzey suyundan alınan örnekte 2,1 µg/L MC-LR eşdeğeri, yüzeyden alınan yoğun siyanobakteri biyokütle örneklerinde ise 5,84 µg/L MC-LR eşdeğeri mikrosistin tespit edilmiştir (Albay ve diğ., 2003b).

Albay ve diğ. (2005) Küçükçekmece Lagünü'nde siyanobakterilerin aşırı artışlarına neden olan fiziksel, kimyasal ve biyolojik koşulları toksin konsantrasyonlarının değişimini incelemişlerdir. Aşırı artış olaylarının çoğunda baskın tür olarak *Microcystis aeruginosa* tespit edilmiştir. MC-YR ve MC-LR, HPLC-PDA ile tespit edilen başlıca mikrosistin varyantları olmuştur. Yüzey sularından filtrelenen numunelerde bulunan toksin konsantrasyonu; 0,06 ile 24,2 µg/L MC-LR eşdeğeri arasında değişmiştir. Lagünde her yıl yoğun alg artışları ile eş zamanlı oluşan yaygın balık ölümleri kaydedilmiştir. Yapılan çalışmada mikrosistin artışının; sıcaklık ve çözünmüş besin tuzlarının yüksek konsantrasyonu ile yüksek ışık yoğunluğu gibi çevresel faktörlerle ilişkili olduğunu belirtilmiştir.

ELISA yöntemi kullanılarak yapılan bir çalışmada, İngiltere (Bassenthwaite ve Elmhirst Fishing) ve Türkiye'de (İznik ve Sapanca) farklı göllerden toplanan örneklerden izole edilmiş iki *Planktothrix* türünün (*P. agardhii* ve *P. rubescens*) filamentleri incelenmiştir. *Planktothrix* türlerinin filament uzunluğu ile mikrosistin arasında bir ilişkinin var olup olmadığı ortaya konmaya çalışılmıştır (Akçaalan ve diğ., 2006). En düşük mikrosistin konsantrasyonu, Bassenthwaite Gölü'nden (İngiltere) *P. agardhii* (0,7 fg/µm⁻³)'de; en yüksek mikrosistin konsantrasyonu (2,9 fg/µm⁻³) ise İznik Gölü'nden (Türkiye) *P. rubescens*'te ölçülmüştür.

Haliç'te 1998-2000 yılları arasında toksik *Microcystis cf. aeruginosa*'nın dağılımı çalışılmıştır. *Microcystis* türünün aşırı artışlarının diğer bazı çalışmaların aksine kış aylarında gözlemlendiği

bildirilmiştir *Microcystis* sp. bolluğu ile tuzluluk, sıcaklık, çözünmüş oksijen ve yağış verileri ile korelasyon belirlenmiştir (Taş ve diğ., 2006).

Eğirdir Gölü'nde, 2006 yılında sık olarak siyanobakteri aşırı artışı gözlenmesinden sonra Sömek ve diğ. (2008) tarafından bölgede bir çalışma gerçekleştirilmiştir. Gölde *M. aeruginosa* ve *M. flos-aquae* türleri tespit edilmiştir. Gölde aşırı çoğalma gösteren başlıca tür *M. aeruginosa* olarak belirlenmiştir. *M. aeruginosa*, potansiyel olarak toksik bir tür olduğu için Eğirdir Gölü'nün siyanobakteriyel toksisite riski altında olduğu belirtilmiştir.

İznik Gölü'nde Akçaalan ve diğ. (2009), 2005 yılının yaz aylarında gölde toplam siyanobakteri bolluğunun yarısından fazlasının *Nodularia spumigena* türüne ait olduğunu bildirmişlerdir. İzole edilen *N. spumigena* filamentlerinde HPLC, ELISA, PPIA ve LC-MS ile nodularin tespit edilmiştir. Kültür koşullarına alınan türde nodularin konsantrasyonu 444,6 µg/g kuru ağırlık (ELISA) ile 578 µg/g kuru ağırlık (HPLC) seviyelerinde tespit edilmiştir.

Gürbüz ve diğ. (2009), Kovada Gölü'ndeki üç örnekleme istasyonunda sudaki hücre dışı mikrosistin konsantrasyonlarını ölçmüşlerdir. 2006 Ağustos ve Eylül aylarında *Microcystis aeruginosa*, *Synechococcus* sp., *Phormidium limosum*, *Phormidium formosa* ve *Planktothrix limnetica* baskın siyanobakteri türleri olarak tespit edilmiştir. Araştırmacılar, su örneklerinde MC-LR, MC-RR, MC-LA, MC-LW ve MC-LF olmak üzere mikrosistin varyantlarını tanımlamışlardır. Çözünmüş MC-LW'nin maksimum konsantrasyonunu, Ekim ayında 98,9 µg/L belirlemişlerdir. MC-LR ise sadece mayıs ayında 0,5 µg/L konsantrasyonunda tespit edilmiştir. Antikorun (MC10E7), bazı MC varyantlarına karşı çapraz reaktivitesi düşük olduğu için Eylül ve Ekim ayı örneklerinde ELISA ile elde edilen toksin verilerini, HPLC tarafından belirlenenlerden daha düşük saptamışlardır. ELISA ile ölçülen toplam hücre dışı MC miktarlarının 0,73 ila 48,5 µg/L MC-LR arasında değiştiğini, bazı durumlarda içme suyunda dünya sağlık örgütü (WHO, 2011) tarafından MC-LR için belirlenen sınır değerlerin aşıldığını rapor etmişlerdir.

Türkiye içsularında silindrospermopsin ilk olarak Akçaalan ve diğ. (2014) tarafından tespit edilmiştir. İznik Gölü'nde yapılan çalışmada, *Dolichospermum mendotae* ve *Chrysosporum ovalisporum* türlerinin artış yaptığı dönemde ortamda silindrospermopsin olduğu bildirilmiştir.

Nodularin varlığı ile ilgili diğer bir çalışma Kocasarı ve diğ. (2015) tarafından 2011 yılı Mayıs ve Kasım ayları arasında Burdur Gölü'nde yürütülmüştür. Bu çalışma kapsamında, su kalitesi

değerleri, *Nodularia spumigena* yoğunluğu ve alınan örneklerde nodularin konsantrasyonu incelemiştir. Çalışmada su kalitesi verileri incelenmesi ile gölün alkali, hiposalin ve Carlson Trofik Durum İndeksine göre ötrofik seviyede olduğunu belirtmişlerdir. Alınan örneklerde Nodularin konsantrasyonu 0,3 ile 4,82 µg/L aralığında tespit edilmiş, toksin konsantrasyonu ile su sıcaklığı, klorofil-*a* konsantrasyonu ve *Nodularia spumigena* yoğunluğu arasında pozitif korelasyon olduğu tespit edilmiştir.

Köker ve diğ. (2017) Türkiye genelinde 7 doğal göl, 8 rezervuar, 1 lagün ve 2 kıyı ve geçiş suyunda siyanobakteri ve siyanotoksinlerin genel dağılımlarını araştırmışlardır. Çalışma yapılan alanların, 1'inin oligotrofik, 8'inin mesotrofik, 6'sının ötrofik ve 1'inin hipertrofik olduğu belirtilmiştir. Araştırmada toplam 34 farklı siyanobakteri türü saptanmıştır. Örneklem yapılan bölgelerin 13'ünde mikrosistin türleri bulunurken 11'inde silindrospermopsin tespit edilmiştir. Mikrosistin konsantrasyonunun 0,1-29,7 µg/L ve silindrospermopsin konsantrasyonunun 0,1-9 µg/L aralığında olduğu bildirilmiştir.

Yılmaz ve diğ. (2019), sığ bir göl olan Uluabat Gölü'nde 2015 yılı Haziran ve Eylül ayları arasında aldıkları örneklerden *Microcystis aeruginosa* suşunu izole ederek mikrosistin varyantlarını incelemiştir. Mikrosistin üretme potansiyeli olan *Microcystis aeruginosa*'nın genel olarak yüksek miktarlarda olmadığını, Ağustos ayında sadece bir istasyonda artış gösterdiğini belirtmişlerdir. Bu artışın olduğu örneklemede mikrosistin miktarının da yüksek çıktığını tespit etmişlerdir. Çalışmada alınan örneklerde mikrosistin konsantrasyonunun 0,6-2,1 µg/L aralığında olduğunu bildirmişlerdir. Ayrıca çalışmada 14 Mikrosistin varyantı ve Nodularin-R tespit edilmiştir. MC-LR, MC-RR, MC-YR en çok karşılaşılan varyantlar olarak görülmüştür. Görülme sıklığına göre; MC-LF, MC-HtyR, [D-Asp³]MC-LR, [Dha⁷]MC-LR, MC-HilR, MC-WR varyantları tespit edilmiştir.

Köker ve diğ. (2021) Küçükçekmece lagün'ünde mikrosistin konsantrasyonu üzerine yürüttükleri çalışmada, lagünde %64 konsantrasyon ile siyanobakterilerin baskın grup olduğu ve grupta en çok *Microcystis* cinsinin biyokütlesine rastlandığı belirtilmiştir. Araştırma boyunca *Microcystis aeruginosa*, *M. botrys* ve *M. wesenbergii* türlerinin görüldüğü belirtilmiştir. Bu türlerin serbest ve proteine bağlı toksin konsantrasyonları incelenmiş ve çalışmada proteine bağlı mikrosistin de oldukça yüksek konsantrasyonlarda bulunduğu tespit edilmiştir.

2.2. ÇALIŞMA ALANININ TANIMI

Manyas Gölü (Kuş Cenneti) 40°11'K, 27°58'D koordinatları arasındadır. Balıkesir ilinde Bandırma ilçesine 15 km uzaklıktadır (Öztürk, 2010). Gölün yüzölçümü 164 km², deniz seviyesinden yüksekliği 15 m olup gölün en derin yeri yaklaşık 4 m, ortalama derinliği ise 1-2 m'dir (Anonim, 2007). Manyas Gölü'nün yüzölçümü ve derinliği mevsimlere göre değişiklik göstermektedir. Bahar döneminde suyun kapladığı alanda artış gözlenirken yaz döneminde gölde çekilme gözlenmektedir (Anonim, 2007). Göl, güneyden gelen Kocaçay ve Mürüvetler Deresi, kuzeyden gelen Sığırcı Deresi ve diğer küçük dereler ile beslenmektedir. Bu derelerin yanı sıra göl drenaj alanındaki yüzeysel akış ve göl alanına düşen yağışlar gölü besleyen diğer unsurlardır (Uğurluoğlu, 2017).

Manyas Gölü'nün ekolojik değeri Curt Kosswig'in bölgeyi keşfetmesiyle farkedilmiştir. İlk çalışmalar ve ulusal parkın kurulması Curt Kosswig'in çalışmaları sayesinde olmuştur (Bingöl, 2001).

Manyas Gölü, Türkiye'nin A sınıfı sulak alan diplomasına sahip olan ilk gölüdür ve her yıl yaklaşık üç milyon kuşa ev sahipliği yapmaktadır (Uğurluoğlu, 2017). Ülkenin en zengin doğal yaşamına ev sahipliği yapan göllerinden birisidir. Gerek zengin habitat çeşitliliği gerekse iklimsel dokusu göç eden kuşlar için ideal bir alan sunmaktadır. Manyas Gölü'nde toplamda 266 farklı kuş türü kayıt altına alınmıştır. Bunlardan 22 türün zaman zaman üremek için geldiği, 66 tanesinin düzenli olarak her yıl bu bölgede ürediği, 178 türün ise göç zamanında göle uğradığı bildirilmiştir (Anonim, 2007).

3. MALZEME VE YÖNTEM

3.1 ÖRNEKLEME

Manyas Gölü'nde örnekleme Ocak 2019-Aralık 2020 tarihleri arasında 116Y406 nolu TÜBİTAK projesi kapsamında aylık olarak yapılmıştır. Ancak pandemiden ötürü seyahat kısıtlamaları nedeniyle 2020 yılı Mart, Nisan ve Mayıs aylarında örnekleme yapılamamıştır. Aralık 2020 tarihinde ise kötü hava koşulları nedeniyle sadece 1. istasyondan örnekleme yapılmıştır. Gölde 3 kıyı ve 1 göl ortası olmak üzere 4 istasyon belirlenmiştir (Şekil 3.1; Tablo 3.1). Seçilen istasyonlarda örnekleme yüzey suyundan yapılmıştır.



Şekil 3.1: Manyas Gölü örnekleme istasyonları (Harita QGIs v 3.4 uygulaması ile hazırlandı)

Tablo 3.1: Manyas Gölü örnekleme noktalarının koordinatları

1. istasyon	Sığırcı deresi girişi	40°13'42.1"N, 28°02'08.5"E
2. istasyon	Göl ortası	40°11'55.7"N, 27°59'33.2"E
3. istasyon	Kocaçay girişi	40°10'03.9"N, 27°56'56.0"E
4. istasyon	Mürvetler Deresi Girişi	40°08'36.4"N, 28°02'18.6"E

3.2 FİZİKSEL VE KİMYASAL ANALİZLER

Tuzluluk, pH, iletkenlik, sıcaklık, çözülmüş oksijen, toplam çözülmüş madde örnekleme sırasında YSI marka multi parametre ölçüm cihazıyla, ışık geçirgenliği Secchi diski ile ölçülmüştür. Orto-fosfat (S.M. 4500-P), Toplam fosfor (S.M. 4500-P), Nitrat (S.M. 4500- NO₃-E), Nitrit (S.M. 4500-NO₂-B), Amonyum (S.M. 4500-NH₄-C), Askıda Katı Madde Standart metodlar (APHA, 1989)'a göre, Klorofil-*a* analizleri ISO 10260 (1992) yöntemine göre yapılmıştır. Çözülmüş inorganik azot, nitrit (NO₂-N), nitrat (NO₃-N), ve amonyum (NH₄), konsantrasyonları toplanarak hesaplanmıştır.

3.3 MİKROSİSTİN ANALİZİ

Yüzey suyundan 1 L örnek şişesine alınarak soğuk ve karanlık koşullarda aynı gün içerisinde laboratuvara getirilmiştir. Gelen örnekler laboratuvarında GF/C filtrelerden süzülerek (~250-500 ml) ve ekstraksiyon zamanına kadar derin dondurucuda (-20 °C) saklanmıştır. Ekstraksiyon için filtreler 2 mL 80:20 MeOH:H₂O karışımı eklenerek sonike edilmiştir. 10 dakika 4000 rpm'de santrüfjü edilip üst faz farklı bir tüpe aktarılmıştır. Toplanan üst faz azot gazı altında uçurulup ve 1 mL 20:80 MeOH:H₂O karışımı ile çözülmüştür. Çözelti ultrasonik banyoda 5 dakika tutulduktan sonra 0,22 µm'lik şırınga filtresinden süzülerek viyale aktarılmıştır.

Mikrosistin analizi Thermo marka LC-HRMS cihazı kullanılarak yapılmıştır. Standart olarak Enzo Life Science marka mikrosistin LR, RR, YR, HiLR, Des-LR, Des-RR, LA, LY, LW, LF varyantları kullanılmıştır.

Analizler için kromatografik ayırma Thermo Hypersil Gold kolon (50x2,1 mm, 1,9µm) sabit faz olarak kullanılmıştır. Kolon sıcaklığı 40°C olarak belirlenmiştir. Hareketli faz ise iki farklı çözücünden oluşmaktadır: A: %0.1 formik asit içeren LC-MS saflığında su, B: %0.1 formik asit içeren LC-MS saflığında asetonitril. Akış hızı 250 µL/dakika iken enjeksiyon hacmi 10 µL'dir.

Kütle spektrometresinde iyonlaşma, elektrosprey iyonlaşma tekniği ile pozitif modda yürütülmüştür.

3.4 CARLSON TROFİK DURUM İNDEKSİ

Manyas Gölü'nün trofik durumunun belirlenmesinde, su kütlesinin verimliliğine dayanan ve yaygın olarak kullanılan Carlson Trofik Durum İndeksi (CTDI) kullanılmıştır (Carlson, 1977). İndeksin hesaplanmasında gölde ölçülen, Secchi Diski Derinliği (SD), Klorofil-*a* (Kl-*a*) ve Toplam fosfor (TP) ölçümleri kullanılmaktadır (Carlson,1977). İndeks sonuçları;

$$\text{TDI Kl-}a = 9,81 \ln (\text{Kl-}a) + 30,6;$$

$$\text{TDI SD} = 60 - 14,41 \ln (\text{SD});$$

$$\text{TDI TP} = 14,42 \ln (\text{TP}) + 4,15 \text{ formüllerine göre hesaplanmıştır (Carlson, 1977).}$$

Bu üç parametrenin ortalama değerleri alınarak, gölün trofik indeksi (CTDI) hesaplanmıştır (Tablo 3.2).

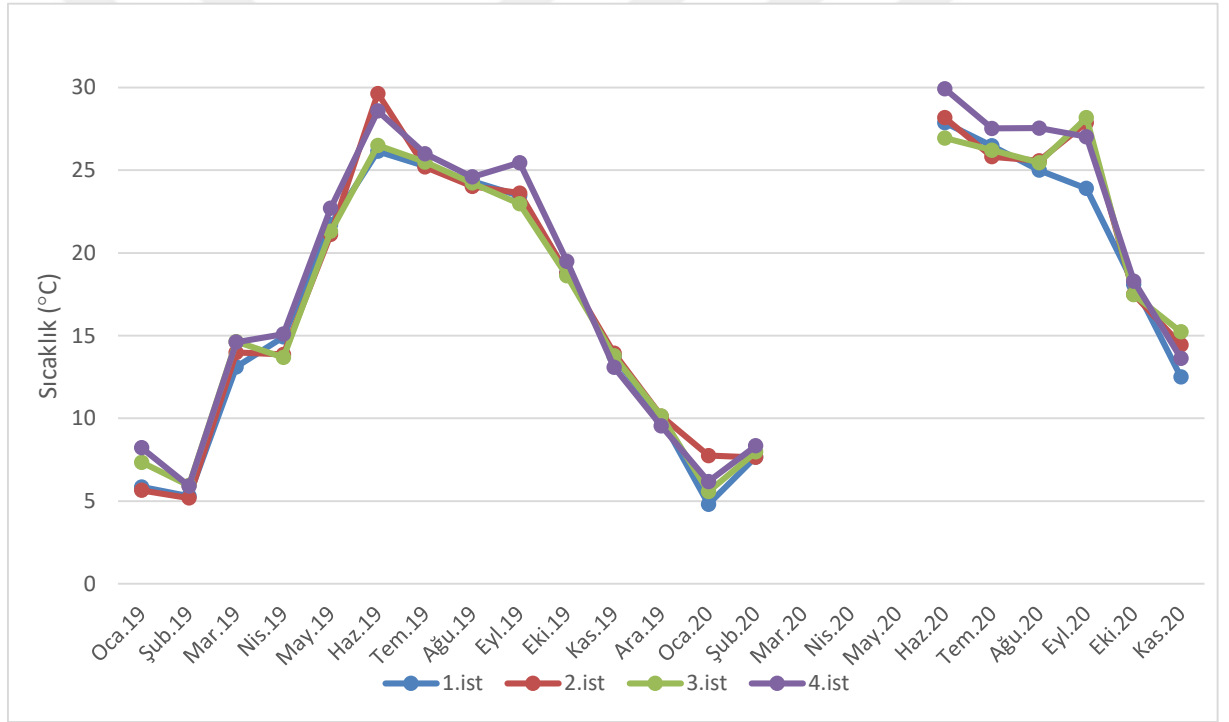
Tablo 3.2: Carlson Trofik Durum İndeksi değerlendirme tablosu (Carlson, 1977)

TDI	KI-a (µg/L)	SD (m)	TP (µg/L)	Özellikler
<30	<0,95	>8	<6	Oligotrof: Temiz su, hipolimniyonda yılboyu oksijen mevcut
30-40	0,95- 2,6	8-4	6-12	Daha sığ göllerin hipolimniyonda anoksik ortam oluşabilir
40-50	2,6-7,3	4-2	12-24	Mezotrof: Su nispeten berrak, Yaz aylarında hipolimnetik anoksi olasılığının artması
50-60	7,3-20	2-1	24-48	Ötrof: Anoksik hipolimniyon, olası makrofit problemleri
60-70	20-56	0,5-1	48-96	Mavi-yeşil alg dominant, algal artışlar ve makrofit problemleri
70-80	56-155	0,25-0,5	96-192	Hiperötrof: Işık sınırlı verimlilik, Yoğun alg ve makrofit
>80	>155	<0,25	192-384	Algal aşırı artış, az makrofit

4. BULGULAR

4.1 SICAKLIK

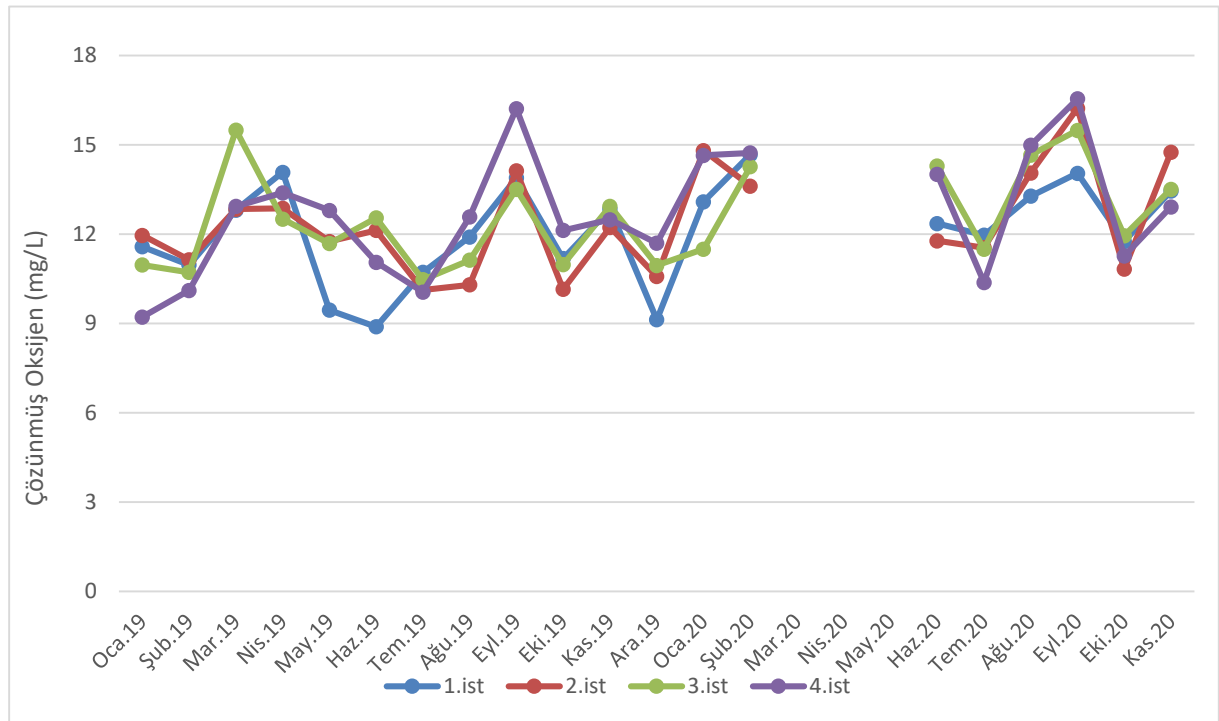
Örnekleme dönemi boyunca en düşük su sıcaklığı 2020 Ocak ayında 1. istasyonda 4,8°C olarak ölçülmüştür (Şekil 4.1). En yüksek sıcaklık değeri ise 2020 Haziran ayında 4. istasyonda 29,9°C olarak tespit edilmiştir. Sıcaklık, mevsimlere göre değişim göstermiştir. Su sıcaklığı açısından iki yıl arasında belirgin bir farklılık görülmemiştir.



Şekil 4.1: Manyas Gölü yüzey suyunda sıcaklık değerinin zaman ve istasyonlara bağlı değişimi

4.2 Çözünmüş Oksijen

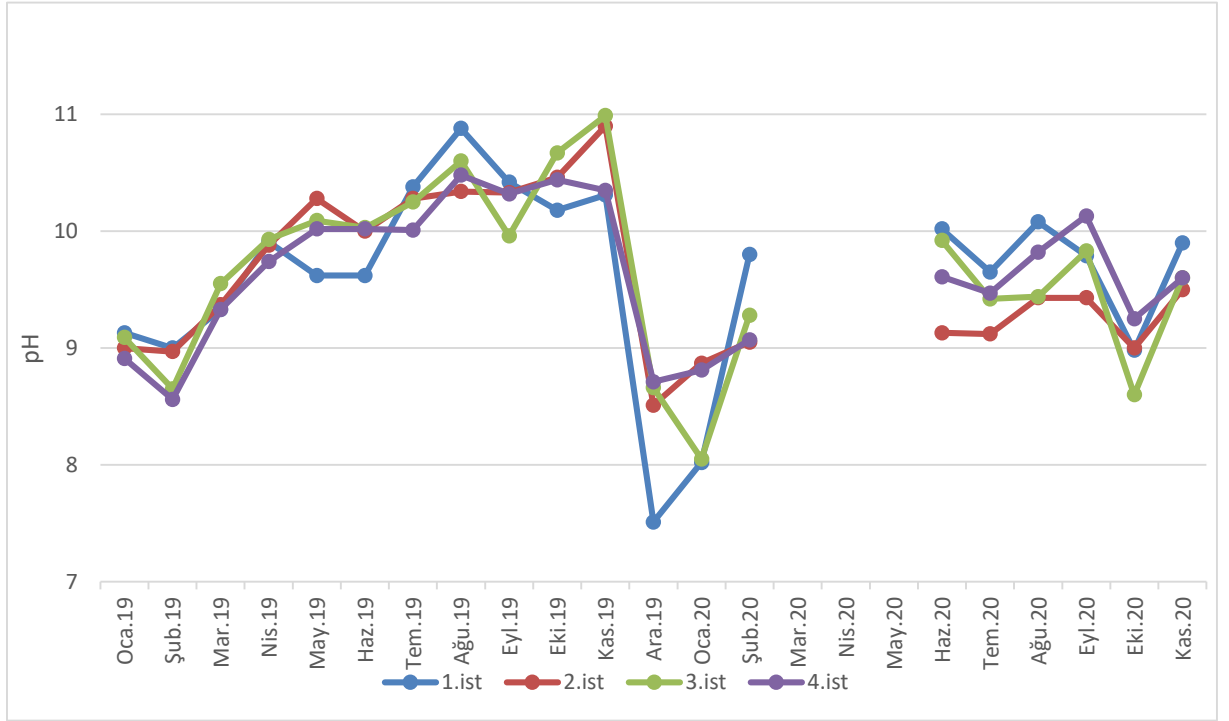
Çözünmüş oksijen değerleri yerüstü su kalitesi yönetmeliği'ne(ysky) (Resmi gazete, 2012) göre oldukça yüksek konsantrasyonda olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.2). Örnekleme süresince en yüksek çözünmüş oksijen değeri 2020 Eylül ayında 4. istasyonda 16,55 mg/L olarak ve en düşük değer ise Haziran 2019'da 1. istasyonda 8,89 mg/L olarak ölçülmüştür. Genel olarak 2019 yılında Mart, Nisan, Eylül ve Kasım aylarında, 2020 yılında ise Ağustos, Eylül ve Kasım aylarında yüksek çözünmüş oksijen konsantrasyonları tespit edilmiştir.



Şekil 4.2: Manyas Gölü yüzey suyunda çözünmüş oksijen değerinin zamana ve istasyonlara bağlı değişimi

4.3 pH

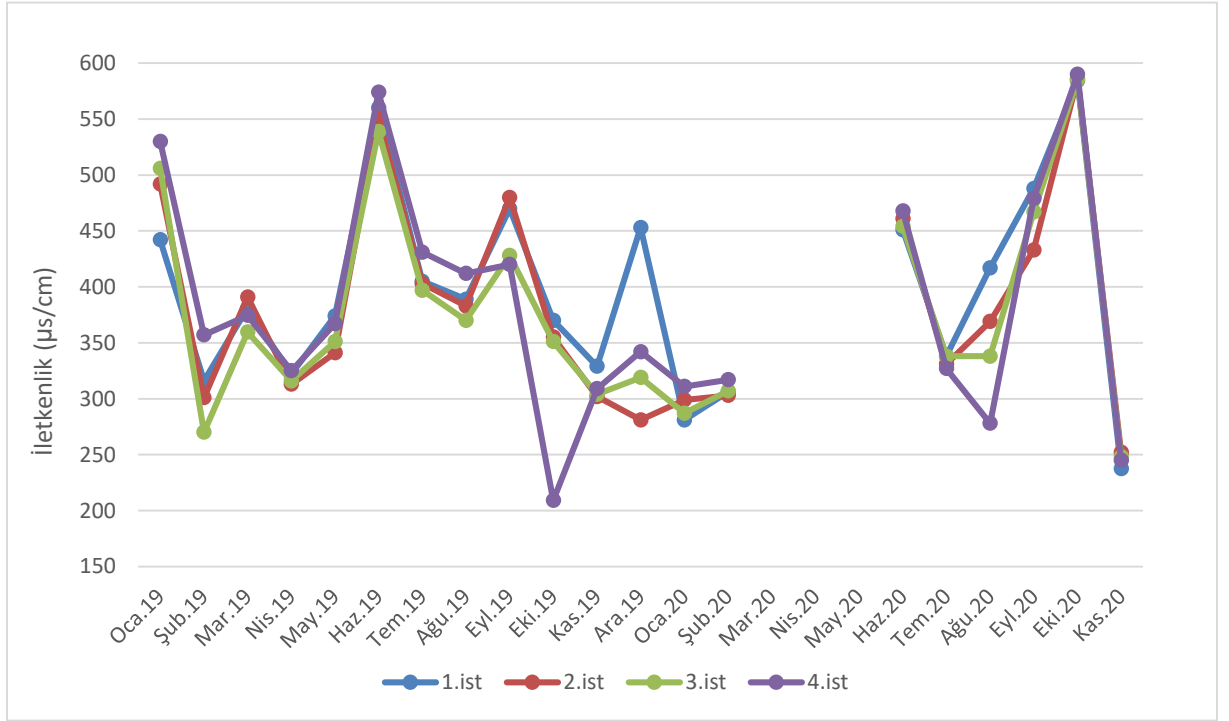
Manyas Gölü'nde pH değerleri ysky (Resmi Gazete, 2012) genel olarak yüksek değerlerde ölçülmüştür. Ancak Aralık ve Ocak 2019 ile Ekim 2020 tarihlerinde düşüş gözlemlenmiştir (Şekil 4.3). En düşük değer 2019 yılının Aralık ayında 1. istasyonda 7,01 olarak ölçülmüştür. En yüksek değer ise 2019 yılının Kasım ayında 3. istasyonda 10,49 olarak tespit edilmiştir. 2020 yılında yapılan ölçümlerde pH değeri 8'in altına düşmemiştir.



Şekil 4.3: Manyas Gölü yüzey suyunda pH değerinin zamana ve istasyonlara bağlı değişimi

4.4 İletkenlik

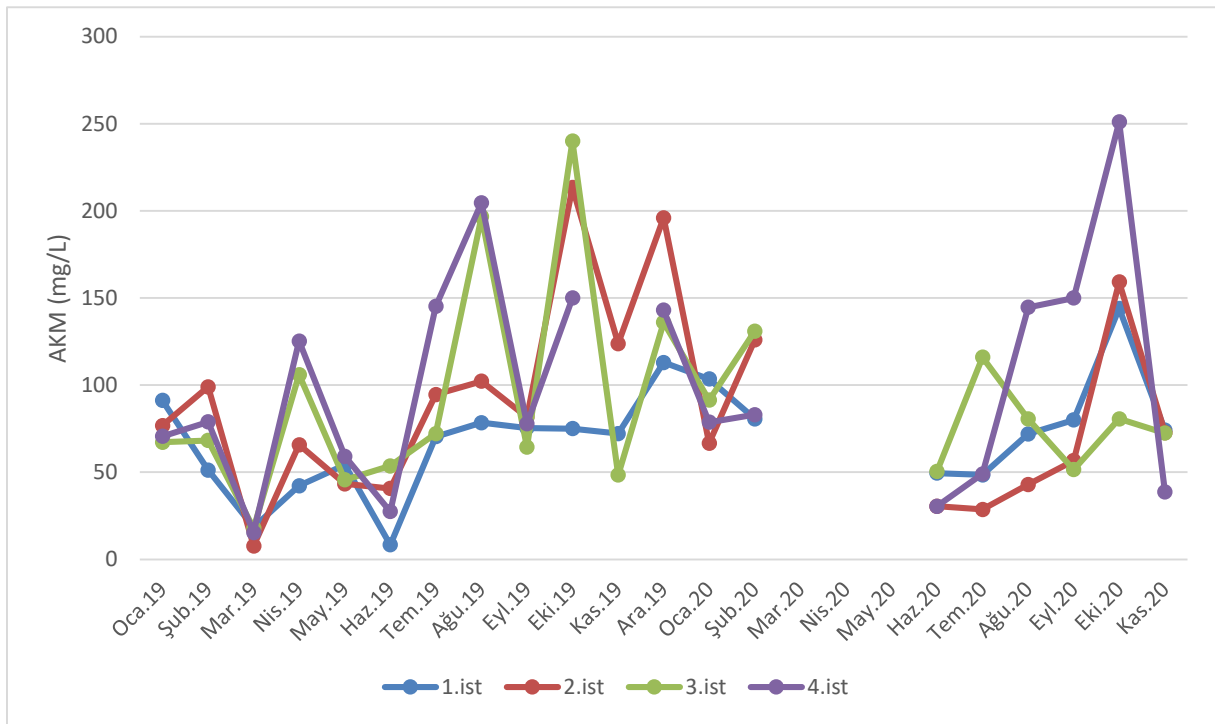
İletkenlik değerleri zamana bağlı olarak belirgin farklılıklar göstermiştir ve çalışma süresince değerler 209 ile 590 $\mu\text{S}/\text{cm}$ arasında tespit edilmiştir. En düşük değer 2019 yılı Ekim ayında 4. istasyonda ve en yüksek değer 2020 yılı Ekim ayında 4. istasyonda ölçülmüştür (Şekil 4.4). Haziran 2019 ve Ekim 2020 tarihlerinde bütün istasyonlarda iletkenlik 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'nin üzerinde tespit edilmiştir.



Şekil 4.4: Manyas Gölü yüzey suyunda iletkenlik değerinin zamana ve istasyonlara bağlı değişimi

4.5 Askıda Katı Madde

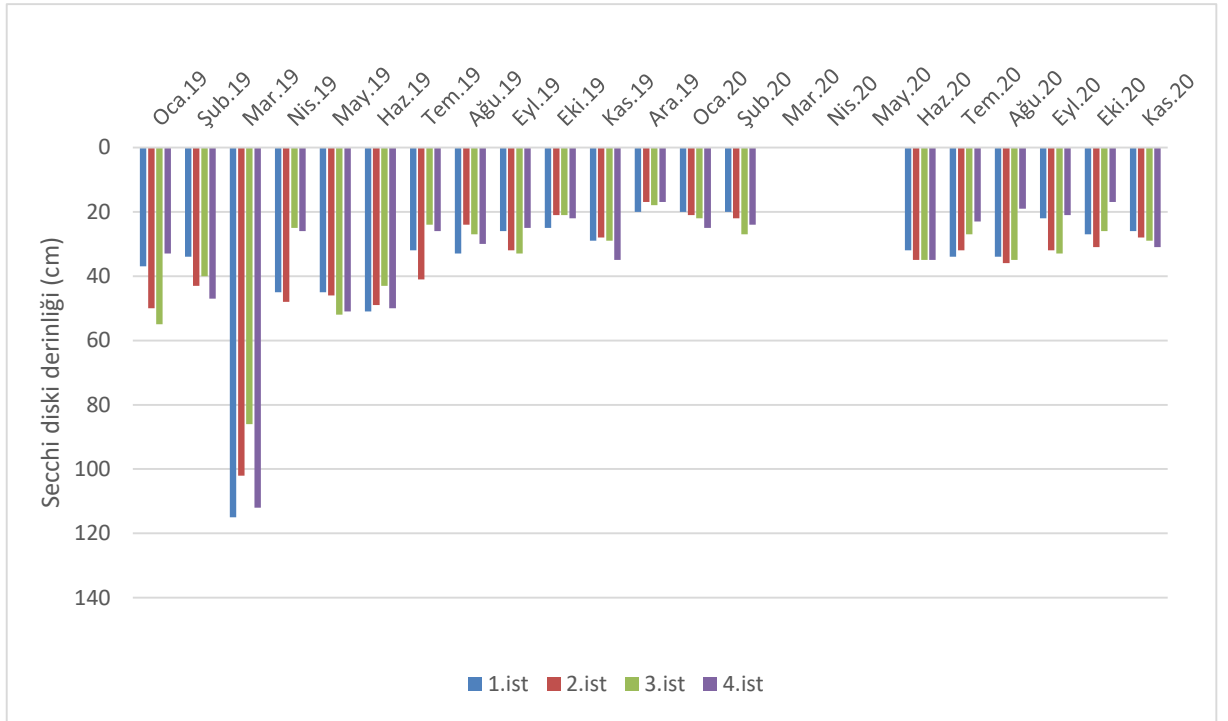
Örnekleme dönemi boyunca AKM 8,34 ile 251 mg/L arasında değişim göstermiştir. En yüksek değer 2019 yılı Mart ayında ve 2020 yılı Ekim ayında tespit edilmiştir. AKM değerleri zamana bağlı olarak ciddi değişkenlik göstermiştir. Ancak 1. istasyon diğer istasyonlar ile karşılaştırıldığında zamana bağlı AKM değişimi daha düşük seviyede olmuştur (Şekil 4.5).



Şekil 4.5: Manyas Gölü yüzey suyunda askıda katı madde değerinin zamana ve istasyonlara bağlı değişimi

4.6 Secchi Diski Derinliği

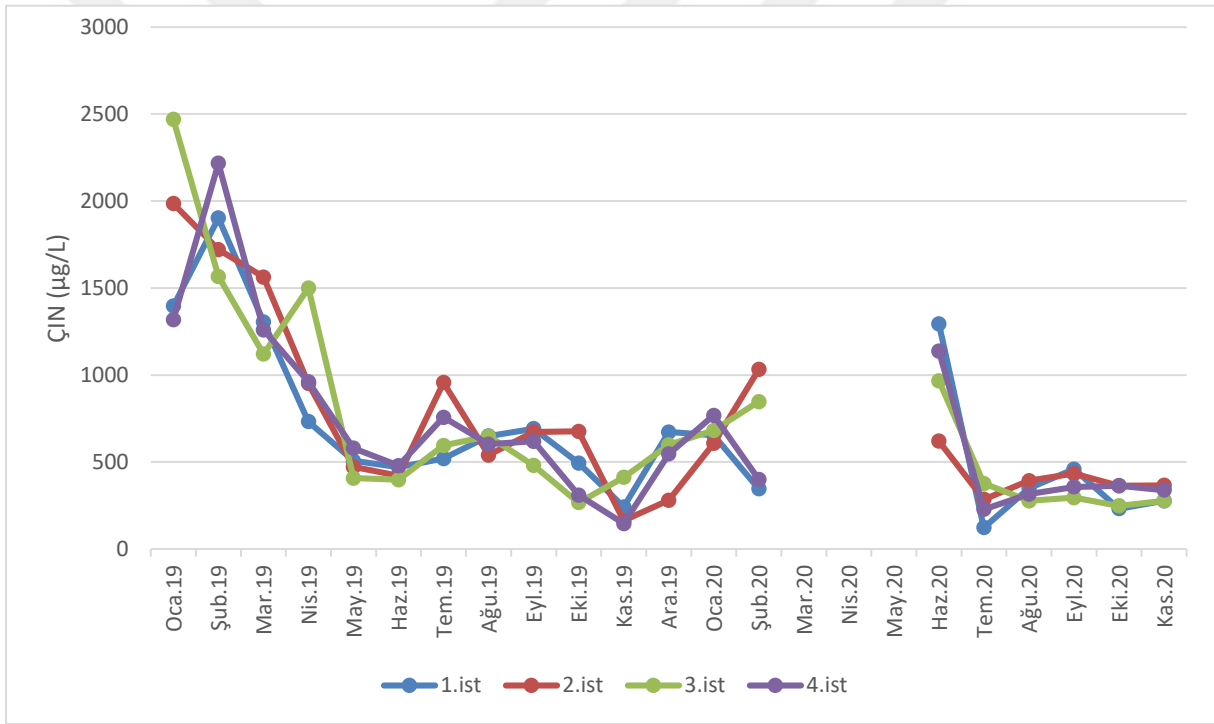
Alınan örnekler arasında en düşük değer 2019 yılı Aralık ayında görülmüştür. İstasyonlar açısından değerlendirildiğinde en düşük değerler 2019 yılı Aralık ayında 2. ve 4. istasyonda, 2020 yılı Ekim ayında ise 4. istasyonda 17 cm olarak ölçülmüştür. Çalışma boyunca en yüksek değerler ise 2019 Mart ayında tespit edilmiş ve 1. istasyonda 115 cm olarak kaydedilmiştir (Şekil 4.6).



Şekil 4.6: Manyas Gölü'nde Secchi disk derinliği değerinin zamana ve istasyonlara bağlı değişimi

4.7 Çözünmüş İnorganik Azot

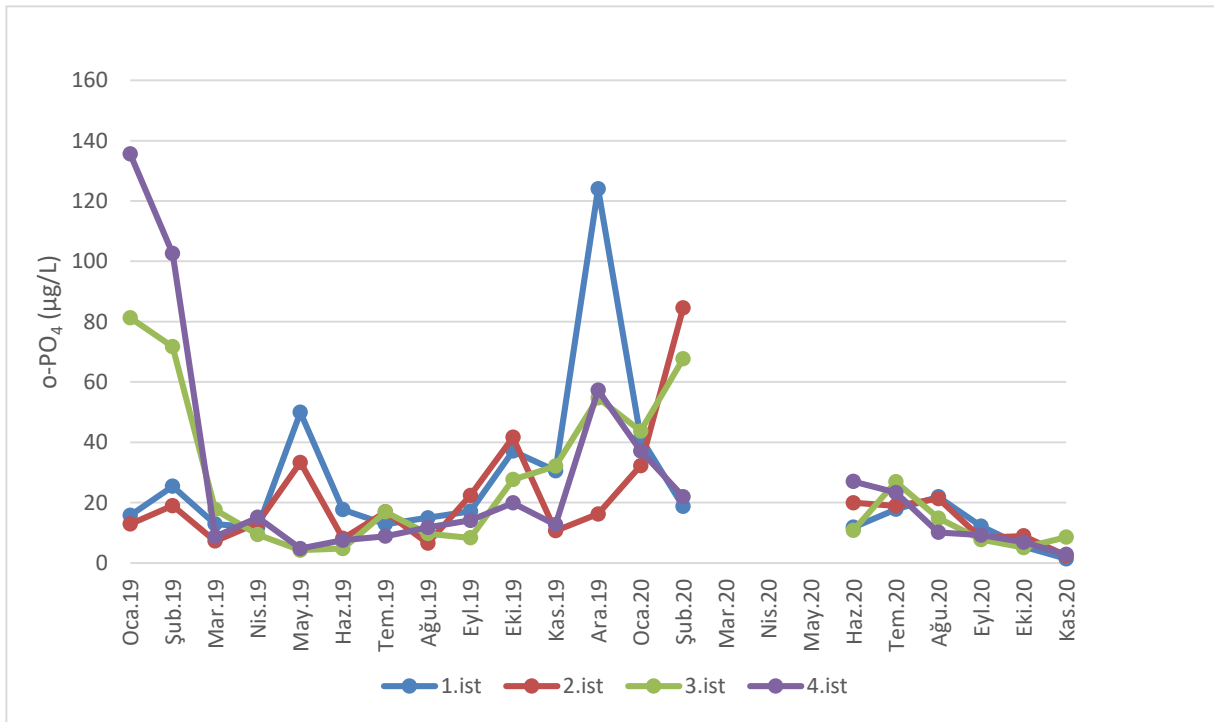
Yapılan ölçümler neticesinde gölde ortalama çözünmüş inorganik azot ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$) değeri 701,58 $\mu\text{g/L}$ olarak tespit edilmiştir. En düşük değer 2020 yılı Temmuz ayında 1. istasyonda 123,73 $\mu\text{g/L}$ olarak, en yüksek değer ise 2019 yılı Ocak ayında 3. istasyonda 2470 $\mu\text{g/L}$ olarak ölçülmüştür (Şekil 4.7). Manyas Gölü'nde örnekleme başladığı 2019 yılının ilk ayında tüm istasyonlardaki değerler oldukça yüksek olarak ölçülmüştür. Nisan 2019 tarihinden itibaren ise değerlerde genel olarak bir düşüş gözlenmiştir.



Şekil 4.7: Manyas Gölü çözünmüş inorganik azot konsantrasyonunun zamana ve istasyonlara bağlı değişimi

4.8 Orto-Fosfat (o-PO₄)

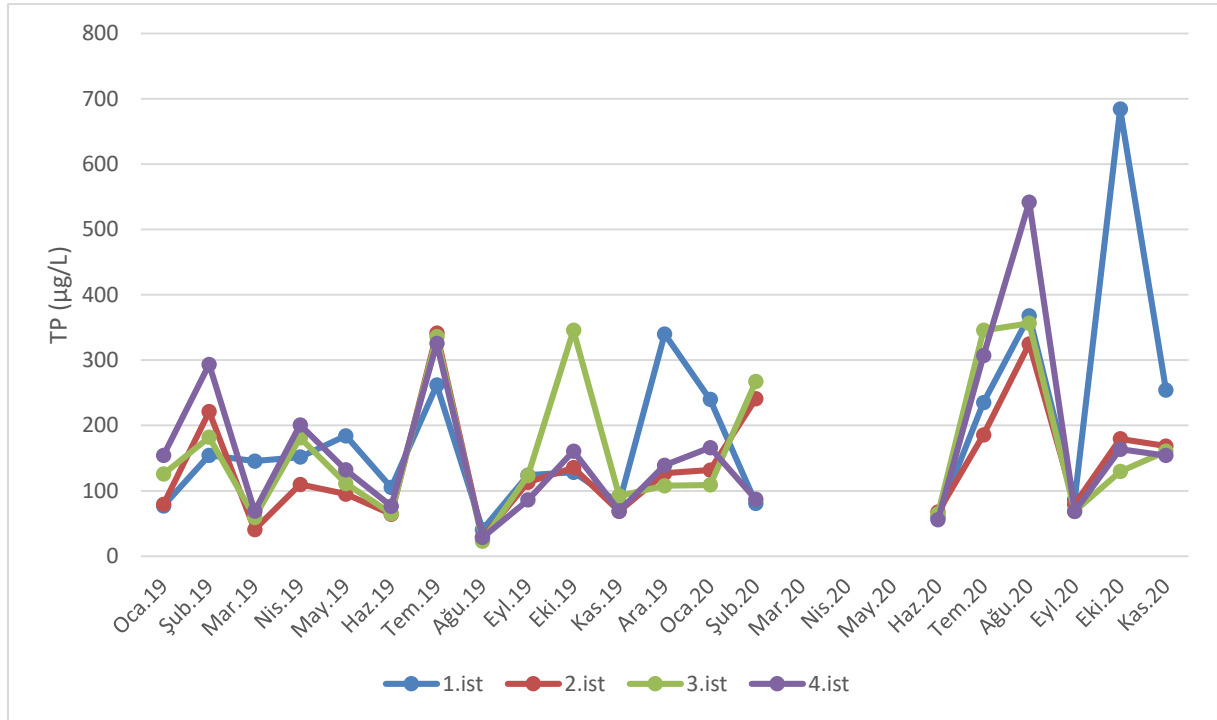
Birincil üretim için en gerekli besin tuzlarından birisi olan o-PO₄ konsantrasyonu araştırma süresince 60 µg/L'nin altında tespit edilmiştir. Bununla birlikte Ocak, Şubat ve Aralık 2019 ile Şubat 2020 tarihlerinde ise >60 µg/L konsantrasyonunun üzerine çıkmıştır. Çalışma süresince o-PO₄ konsantrasyonu 1,40 µg/L (Kasım 2020, 1. istasyon) ile 135,64 µg/L (Ocak 2019, 4. istasyon) arasında değişim göstermiş ve ortalama 24,60 µg/L olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.8).



Şekil 4.8: Manyas Gölü yüzey suyunda ortofosfat konsantrasyonunun zamana ve istasyonlara bağlı değişimi

4.9 Toplam Fosfor (TP)

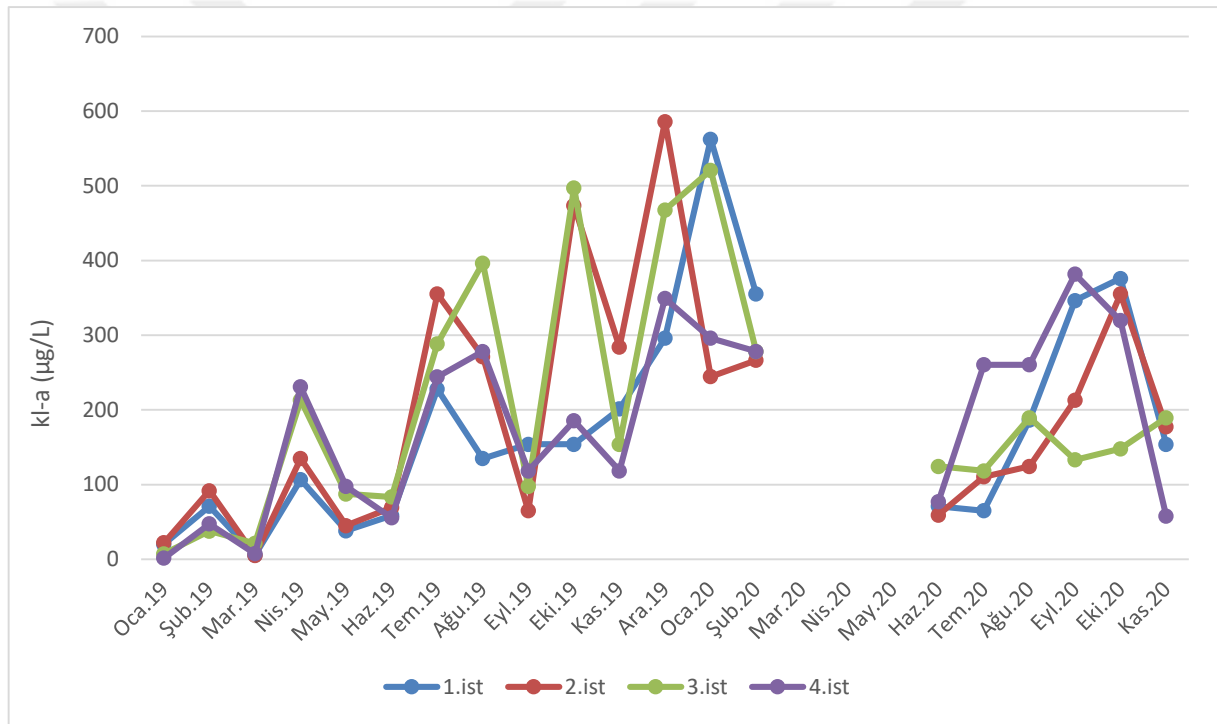
Örnekleme dönemi boyunca TP konsantrasyonu aylara bağlı olarak ciddi bir varyasyon göstermiştir. En yüksek değer 2020 yılı Ekim ayında 1. istasyonda 684,26 $\mu\text{g/L}$ olarak, en düşük değer ise 2019 yılı Ağustos ayında 3. istasyonda 22,87 $\mu\text{g/L}$ olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.9).



Şekil 4.9: Manyas Gölü yüzey suyunda toplam fosfor konsantrasyonunun zamana ve istasyonlara bağlı değişimi

4.10 Klorofil-a (Kl-a)

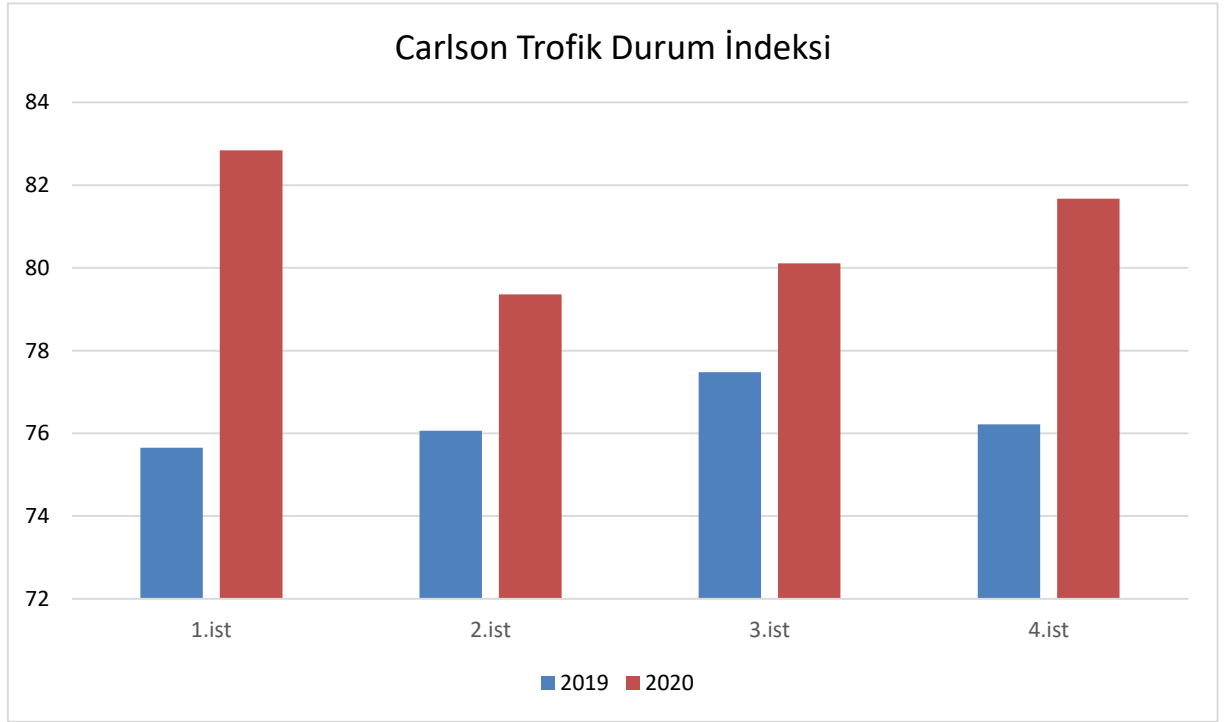
Manyas Gölü'nde çalışma süresince klorofil-a yüksek konsantrasyonda tespit edilmiştir. 2019 Ocak ayında en düşük değer 4. istasyonda 1.48 $\mu\text{g/L}$ olarak ölçülmüştür. En yüksek değer ise 2019 yılı Aralık ayında 2. istasyonda 586,08 $\mu\text{g/L}$ olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.10). Haziran 2019'da 2. istasyonda 69,26 $\mu\text{g/L}$ olan kl-a konsantrasyonu, Temmuz 2019'da ani bir artış yaparak 355,20 $\mu\text{g/L}$ değerine ulaşmıştır. Gölde genel olarak yaz aylarından kış aylarına kadar kl-a konsantrasyonunda artma eğilimi gözlenmiştir.



Şekil 4.10: Manyas Gölü yüzey suyunda klorofil-a konsantrasyonunun zamana ve istasyonlara bağlı değişimi

4.11 Trofik durum

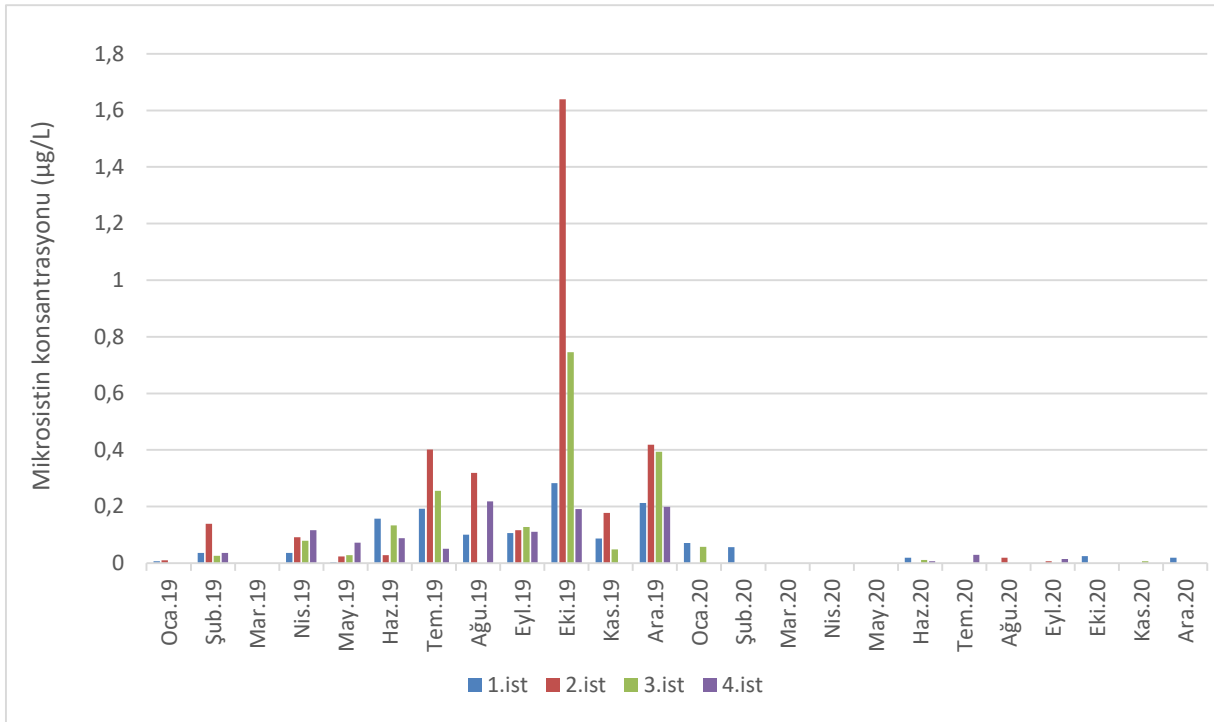
Manyas Gölü için iki yıllık süre boyunca kl-a, Secchi diski derinliği ve TP değerlerine bağlı olarak belirlenen Carlson trofik durum indeksi (CTDI) sonuçları Şekil 4.11’de verilmiştir. CTDI 2019 yılında istasyonlara göre 75-78 arasında değişirken, 2020 yılında ise artarak 79-83 arasında değişiklik göstermiştir. Her iki yılda da gölün hipertrofik karakterde olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 4.11: Manyas Gölü'nde seçilen istasyonlarda yıllara bağlı olarak Carlson trofik durum indeksi.

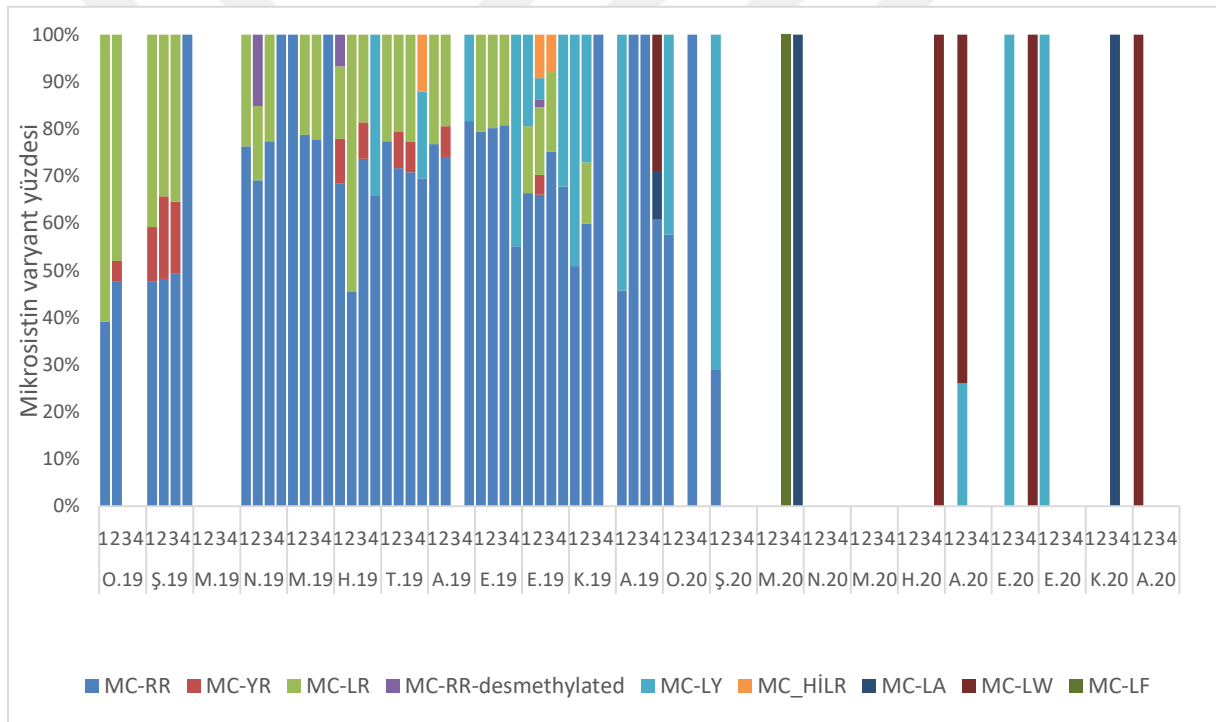
4.12 Mikrosistin Konsantrasyonu

Çalışma boyunca aylık olarak alınan örneklerde mikrosistin ölçümleri yapılmıştır. Tüm çalışma süresince mikrosistin konsantrasyonu genel olarak oldukça düşük seviyelerde tespit edilmiş, bununla birlikte 2019 yılında elde edilen değerler 2020 yılına göre daha yüksek bulunmuştur. En yüksek mikrosistin konsantrasyonu 2019 Ekim ayında 2. istasyonda 1,64 $\mu\text{g/L}$ olarak, 2020 yılında ise Ocak ayında 1. istasyonda 0,07 $\mu\text{g/L}$ olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.12).



Şekil 4.12: Manyas Gölü mikrosistin konsantrasyonunun zamana ve istasyonlara bağlı değişimi

Manyas gölünde tespit edilen mikrosistin konsantrasyonu yüksek olmamasına rağmen gölde dokuz farklı mikrosistin varyantı tespit edilmiştir. Bulunan varyantlar zamana bağlı olarak değişiklik göstermiştir. 2019 yılında baskın varyant Mikrosistin-RR (MC-RR) olarak tespit edilmiştir. Mikrosistin-LR (MC-LR) ikinci sırada yer almış ve Mikrosistin-YR (MC-YR)'da en yüksek konsantrasyonda bulunan 3. varyant olarak belirlenmiştir. MC-HiLR ve MC-DesRR sadece iki örneklemede düşük oranda tespit edilmiştir. 2020 yılında tespit edilen toksin miktarı çok düşük olmakla birlikte bir önceki yıla göre farklı varyantlar tespit edilmiştir. Özellikle MC-LW en fazla rastlanan varyant olmuştur, bunu sırasıyla, MC-LY, MC-LA ve MC-LF takip etmiştir (Şekil 4.13).



Şekil 4.13: Manyas Gölü'nde tespit edilen mikrosistin varyantlarının zamana ve istasyonlara bağlı yüzde dağılımı

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Sucul ekosistemlerde siyanobakteri aşırı artışı; bulanıklık, tat, koku, ortamda organik madde yükünün artmasına bağlı oksijensizlik ve solungaçların tıkanmasından ötürü balık ölümleri gibi birçok soruna sebep olabilmektedir (Falconer, 1999; Izaguirre ve Taylor, 2004; Uwins ve diğ., 2007; Scheffer, 1998). Ayrıca siyanobakterilerin ürettiği siyanotoksinlerin ortama karıştıktan sonra ciddi sorunlar oluşturdukları bilinmektedir. (Codd, 1995; Carmichael, 2001; Chorus 2001). Tüm dünyada siyanotoksin ile kontamine olmuş suların kullanılmasının, insan ve hayvan sağlığını olumsuz yönde etkilediği durumlar tespit edilmiştir (Carmichael, 2001; Cox ve diğ., 2003; Huisman ve Hulot., 2005; Koreivienė ve Belous, 2012; Merel ve diğ., 2013a; Pouria ve diğ., 1998; Kuiper-Goodman ve diğ., 1999; Briand ve diğ., 2003; Griffiths ve Saker, 2003).

Sucul ekosistemler için önemli bir parametre olan su sıcaklığı siyanobakteri aşırı artışlarını etkileyen faktörlerden biri olarak görülmektedir (Liikanen ve diğ., 2002; Xu ve diğ., 2012). Özellikle yüksek su sıcaklıklarının siyanobakteri aşırı artışları için uygun koşullar oluşturduğu bilinmektedir (Paerl ve diğ., 2016; Paerl ve Huisman, 2009; Visser ve diğ., 2016). Ancak, Erie Gölü'nde yapılan bir çalışmada, sıcaklığın zaman zaman siyanobakteri aşırı artışlarını destekleyici nitelikte olmasına rağmen tek başına yeterli olmadığı tespit edilmiş ve ortamı etkileyen rüzgar gibi meteorolojik koşullar ya da ekosisteme giren kirletici yükler gibi etkenlerden dolayı sıcaklığın aşırı artışlar üzerindeki etkisinin azalabileceğini belirtilmiştir (Wynne ve diğ., 2010). Manyas Gölü'nde klorofil-*a* değerlerine bakıldığında, genel olarak yıl boyunca yüksek olduğu görülmüştür. Dolayısıyla, gölde fitoplankton veya siyanobakteri türlerinin artışı, sıcaklık ile doğrusal bir ilişki göstermemiştir. Benzer şekilde, gölde tüm mevsimlerde çözünmüş oksijen seviyesi de oldukça yüksektir. Fitoplankton tarafından gerçekleştirilen fotosentezden ve gölde sürekli bir karışım olmasından dolayı ölçüm alınan zamanlarda çözünmüş oksijen değerleri 8,89 mg/L'nin altına düşmemiştir. Çalışma süresince klorofil-*a* (kl-*a*) konsantrasyonu 2019 yılında ortalama 165,8 µg/L olarak tespit edilirken 2020 yılında yapılan ölçümlerde ortalama 223,4 µg/L olarak ölçülmüştür. Tüm çalışma boyunca ortalama kl-*a* konsantrasyonu 189,3 µg/L olarak tespit edilmiştir. Dorak ve diğ. (2017) Manyas Gölü'nde yaptıkları çalışmada kl-*a* konsantrasyonlarını 0,89 µg/L ile 506,16 µg/L arasında olduğunu tespit etmişlerdir. Bu çalışmada elde edilen veriler Dorak ve diğ. (2017)'nin kl-*a* verileri ile benzerlik göstermektedir. Çelik ve Ongun (2008) tarafından yapılan çalışmada en

yüksek kl-*a* konsantrasyonu 105 µg/L ve ortalama 85 µg/L olarak ölçülmüştür. Bu durum gölde klorofil-*a* konsantrasyonunun yıllar içerisinde ciddi artış gösterdiğini ortaya koymaktadır.

Manyas Gölü en derin noktası yaklaşık 4 m olan sığ bir göldür. Bu durum, rüzgar gibi meteorolojik faktörlerden çok kolay etkilenmesine ve suyun gün içerisinde sürekli karışmasına yol açmaktadır. Bu sebeple gölde belirgin ve uzun süreli bir tabakalaşma yoktur. Yıl boyunca gölün rengi hafif bulanık olup yeşilimsidir ve ışık geçirgenliği genel olarak düşüktür. Gölde ölçülen Secchi disk derinliği en yüksek 1,15 m olarak tespit edilmiştir. Aralık 2019 tarihinde ise bu değer bütün istasyonlarda 20 cm'nin altında kaydedilmiştir. Dolayısıyla, gölde ışığın fitoplankton için sınırlayıcı bir parametre olması beklenmektedir. Ancak, suyun sürekli karışması fitoplanktonun fotosentez için gerekli ışığa ulaşmasına imkan sağlamaktadır. Sucul ekosistemlerde fitoplankton ile rekabet söz konusu olduğunda, siyanobakteriler genelde durgun ve karışımın az olduğu zamanlarda sahip oldukları hava kesecikleri sayesinde su yüzeyinde kalabildiklerinden avantajlıdırlar. Bu durum onlara ışıktan yararlanma ve fotosentezi sürdürebilme imkanı tanımaktadır. Manyas Gölü'nde çalışma süresince siyanobakteri aşırı artışı tespit edilmemiştir. Gölün sürekli rüzgar etkisi ile karışmasının bu durum üzerinde etkili olduğu düşünülmektedir.

Sucul ekosistemlerde azot ve fosfor, birincil üreticilerin aynı karasal ortamdaki yüksek bitkiler gibi ihtiyaç duyduğu temel besin elementleridir (Sönmez ve diğ. 2008). Siyanobakteriler azotu, nitrit, nitrat, amonyum veya üre gibi farklı formlar halinde kullanabilmektedirler. Oksijenli koşullar altında azot nitrat formunda bulunduğu siyanobakteriler tarafından direkt olarak kullanılabilirken, indirgenmiş formları olan amonyum ve üreyi de hızlıca bünyelerine alabilmektedirler (Gobler ve diğ., 2016). Manyas Gölü azot ve fosfor yükü bakımından zengin bir göl olduğu için siyanobakteri türlerinin besin elementleri için rekabet anlamında diğer türlere karşı avantaj sağlamaları mümkün olmamıştır.

Dünya genelinde ötrofikten hipertrofiğe doğru değişen içsu ekosistemlerinde siyanobakterilerin zaman zaman baskın olma eğiliminde oldukları ve aşırı artış yaptıkları görülmüştür (Heisler ve diğ. 2008, El-Shehawey ve diğ. 2012, Huisman ve Hulot, 2005; Paerl ve Fulton, 2006, Rastogi ve diğ., 2014). Manyas Gölü'nde yapılan çalışmalarda gölün hipertrof kategorisinde olduğu belirtilmiştir (Çelik ve Ongun, 2007; Çelik ve Ongun, 2008, Dorak ve diğ., 2017). Çalışmamızda da hesaplanan Carlson Trofik İndeksi istasyonlara göre 2019 yılında 75-78 arası,

2020 yılında ise 79-83 arasında tespit edilmiştir ve değerler gölün hipertrof kategorisinde olduğunu göstermiştir.

Orihel ve diğ. (2012) besin tuzu bakımından zengin olan Kanada Gölleri'nde mikrosistin hem azot hemde fosfor ile pozitif korelasyon gösterdiğini belirtmişlerdir. Uyguladıkları korelasyon analizlerinden yola çıkarak ötrofik ve hipertrofik sistemlerde mikrosistin ortamda bulunma ihtimalinin arttığı ve yüksek besin tuzu koşullarında bu duruma dikkat edilmesi gerektiğini belirtmişlerdir. Pip ve Bowman (2014), Winnipeg Gölü'nde yaptıkları çalışmada, azot ve fosfor gibi besin tuzlarıyla, klorofil-*a* ve mikrosistin arasında pozitif korelasyon olduğunu tespit etmişlerdir. Yapılan çalışmada yüksek mikrosistin konsantrasyonlarının bulunma ihtimalinin arttığı dönemde N:P oranının düşük olduğu bulunmuştur. Manyas Gölü'nde orta fosfat değerleri 2019 yılında ortalama 27,42 µg/L ölçülürken 2020 yılında ortalama 22,25 µg/L ölçülmüştür. Toplam fosfor ise 2019 yılında ortalama 139,7 µg/L ve 2020 yılında ortalama 207,3 µg/L olarak tespit edilmiştir. Çalışma boyunca tespit edilen çözünmüş inorganik azot değeri 2019 yılında ortalama 838,5 µg/L iken 2020 yılında ortalama 502.5 µg/L olarak tespit edilmiştir. Mantzouki ve diğ. (2018) Avrupa kıtası boyunca farklı göllerde yürüttükleri çalışmada, toplam fosfor ve toplam azot konsantrasyonlarının toksin miktarları üzerinde önemli bir etkiye sahip olmadığı sonucunu çıkarmışlardır. Manyas Gölü'nde yapılan çalışmada da besin tuzları ortamda oldukça yüksek olmasına karşın toksin konsantrasyonu seviyesi oldukça düşük çıkmıştır. Dolayısıyla, siyanotoksin varlığı siyanobakteri türleri ve bolluğu ile direkt ilişkili olduğundan, toksin konsantrasyonunun düşük olmasında siyanobakteri artışları üzerinde etkili olan besin tuzlarının yanı sıra dikey su hareketleri, türler arası rekabet gibi başka faktörlerin de etkili olabileceği düşünülmektedir.

Sucul ekosistemlerde siyanotoksin varlığı bu metabolitleri üreten siyanobakterilerin ortamda bulunması ile mümkündür. Çelik ve Ogun (2008) gölde fitoplankton komünitesini değerlendirdikleri çalışmalarında, Cyanobacteria grubundan *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena spiroides* türlerinin yaz aylarında baskın duruma geçtiğini ve 2003 yılının Temmuz ayında toplam biyokütlenin %11'inin *Anabaena spiroides* ve %10'nun *Microcystis aeruginosa* tarafından oluşturulduğunu ve Kasım ayında ise *Microcystis aeruginosa*'nın toplam biyokütlenin %25'ine ulaştığını tespit etmişlerdir. Bu çalışmada toksin analizi yapılmamıştır ancak toksin üretme potansiyeli olan siyanobakteri türlerinin varlığının gölün tamamında görüldüğü bildirilmiştir. 18 sucul ekosistemde Köker ve diğ. (2017)'nin yürüttükleri

siyanotoksin çalışmasında, en yüksek siyanobakteri biyokütlesinin Manyas Gölü'nde olduğu ve gölde *Aphanizomenon spp.*, *Cuspidothrix issatschenkoi*, *Dolichospermum flos-aquae*, *Microcystis spp.*, *Planktothrix agardhii*, *Oscillatoria sp.* türlerinin bulunduğu bildirilmiştir. Manyas Gölü'nde bu tez çalışmasının da yürütüldüğü 2019-2020 yıllarında 116Y406 nolu TUBİTAK projesi kapsamında fitoplankton ve siyanobakteri çeşitliliği de araştırılmış ve *Anabaenopsis*, *Cuspidothrix*, *Dolichospermum* ve *Microcystis* gibi toksin üretme potansiyeline sahip türlerin ortamda bulunduğu tespit edilmiştir. Ancak, gölde siyanobakterilerin fitoplankton içerisinde hiçbir zaman baskın hale gelmedikleri görülmüştür. Sadece, Ekim 2019 tarihinde toksin üretme potansiyeline sahip *Microcystis sp.* siyanobakteri türleri arasında daha yüksek bolluğa ulaşmıştır. Diğer aylarda genel olarak siyanobakteri çeşitliliği fazla olmasına rağmen, gölde ağırlıklı olarak Chlorophyta grubu dominant olmuş ve siyanobakteri biyokütlesi yüksek konsantrasyonlara ulaşmamıştır.

Siyanobakteri artışları ve siyanotoksin varlığı dünyada giderek önem kazanan bir problem olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu bağlamda, Avrupa kıtasında 137 gölden alınan örneklerde yapılan bir çalışmada incelenen bütün göl ekosistemlerinde siyanotoksin bulunduğu tespit edilmiştir. Bu çalışma ile özellikle enlem ve sıcaklık gibi siyanotoksin dağılımında etkili olan faktörler değerlendirilmiştir. Seçilen göllerde anatoksin ve silinropermopsin varlığı da araştırılmış ve en çok bulunan siyanotoksinin mikrosistin olduğu tespit edilmiştir (Mantzouki ve diğ., 2018). Türkiye'de yürütülen siyanotoksin ile ilgili çalışmalarda da ağırlıklı olarak mikrosistin varlığı ortaya konmuştur. Bu konuda yapılan ilk çalışmada, Taşkısı Gölü'nde Ağustos ayında alınan yüzey örneğinde 2,5 µg/L, Sapanca Gölünde ise 15-20 metre de ortalama 1,4 µg/L mikrosistin olduğu görülmüştür (Albay ve diğ., 2003a). Sonraki yıllarda Sapanca gölünde 79 µg/L mikrosistin varlığı tespit edilmiştir (Akçaalan ve diğ., 2014). Köker ve diğ. (2017) tarafından yapılan çalışmada ise çalışılan 18 alanda ölçülen mikrosistin konsantrasyonunun 0,1-29,7 µg/L arasında değişim gösterdiği tespit edilmiştir. Uluabat Gölü'nde 2015 yılında Yılmaz ve diğ. (2019) yaz ayları boyunca aldıkları örneklerde, mikrosistin üretme potansiyeline sahip *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* türlerinin ortamda bulunduğunu ve mikrosistin konsantrasyonunun 0,6-2,1 µg/L aralığında olduğunu ve en yüksek konsantrasyonun Ağustos 2015'te tespit edildiğini bildirmişlerdir. Manyas gölünde Ekim 2019'da toplam mikrosistin konsantrasyonu 1. istasyonda 0,28 µg/L, 2. istasyonda 1,64 µg/L, 3. istasyonda 0,75 µg/L ve 4. istasyonda 0,19 µg/L değerleri ile çalışma süresince ölçülen en yüksek değerler olmuştur. 2020 yılında ise

Temmuz ayında 4. istasyonda 0,03 µg/L ve Ekim ayında 1. istasyonda 0,025 µg/L değerleri yılın en yüksek değerleri olarak tespit edilmiştir.

Uzun süre siyanotoksin çalışmalarında referans olarak en çok MC-LR varyantı kullanılmıştır. Bu varyantın ilk üretilen analitik standart olması izleme çalışmalarında diğer mikrosistin varyantlarının LR varyantı üzerinden değerlendirilmesine yol açmıştır. Ancak, farklı varyantların toksisiteleri de farklılık göstermektedir. Son yıllarda analitik standartların varlığıyla birlikte gelişmiş cihazların da kullanılması farklı mikrosistin varyantlarının tespit edilmesine olanak tanımıştır (Díez-Quijada ve diğ. (2019)). Uluabat Gölü'nde yapılan çalışmada toplam 14 mikrosistin varyantı ve 1 nodularin varyantı tespit edilmiştir. En çok görülen mikrosistin varyantlarının MC-LR, MC-RR olduğu ve sonrasında MC-YR ve MC-LF'e sık rastlandığı belirtilmiştir (Yılmaz ve diğ., 2019). Mantzouki ve diğ. (2018) tarafından yapılan çalışmada ise Avrupa kıtası boyunca özellikle beş mikrosistin varyantının (MC-YR, MC-LR, MC-RR MC-dmLR ve MC-dmRR) yaygın olarak bulunduğu tespit edilmiştir. Manyas Gölü'nde ise en çok rastlanan mikrosistin varyantları, MC-RR, MC-LR ve MC-YR olmuştur. Bu mikrosistin varyantlarının sucul ortamlarda en çok karşılaşılan varyantlar olduğu bilinmektedir (Mahakhant ve diğ., 1998; Albay ve diğ., 2003b; dos S Vieira ve diğ., 2003; Ballot, 2004; Ballot ve diğ., 2005; Carey ve diğ., 2007; Fiore ve diğ., 2009; Major ve diğ., 2018). Mantzouki ve diğ. (2018) mikrosistin varyantlarının dağılımının göllerde farklı koşullarda baskın hale geldiğini, özellikle epilimnetik sıcaklık ile MC-LR ve MC-RR arasında pozitif ilişki olduğunu tespit etmişlerdir. Manyas gölünde 2019 yılında 2020 yılına göre hem mikrosistin konsantrasyonunun daha yüksek olduğu görülmüş hem de varyantlarının daha çeşitli olduğu tespit edilmiştir. Díez-Quijada ve diğ. (2019) de yaptıkları araştırmada, özellikle son 10 yılda MC-LR, MC-RR, MC-YR dışındaki birçok mikrosistin varyantının (MC-LA, MC-LF, MC-WR, MC-LY, MC-LW, MC-LF vd.) ekosistemlerde farklı konsantrasyonlarda tespit edildiğini ifade etmişlerdir. Yapılan çalışmalarda, bazı varyantların (MC-LW, MC-LF) toksisitesinin MC-LR' dan daha yüksek olabileceği ve bazı hayvan zehirlenme vakalarında alınan örneklerde MC-LA gibi mikrosistin varyantlarının bulunduğunu raporlanmıştır. Dünya genelinde siyanotoksin risklerini ortaya koyacak çalışmalarda diğer varyantlara da (MC-YR, MC-LA, MC-LF vb.) odaklanılması gerektiği ifade edilmiştir (Díez-Quijada ve diğ., 2019).

Bu çalışmada tespit edilen en yüksek mikrosistin miktarı (1.64 µg/L), Dünya Sağlık Örgütü'nün (WHO, 2011) ve ülkemizde 2019 yılında yürürlüğe giren İçme Suyu Temin Edilen Suların

Kalitesi ve Arıtılması Hakkında Yönetmelik'in içme suları için sınır değer olarak kabul ettiği 1 µg/L mikrosistin sınır değerini sadece bir kez geçmiştir (Resmi Gazete, 2019a). İçme suları için bu değer arıtılmış suda tespit edilen değerdir. Ayrıca, Manyas Gölü içme suyu kaynağı olarak kullanılmamaktadır, ancak göl suyu yöre halkı tarafından tarımda kullanılmakta ve göl kıyısı küçük ve büyükbaş hayvanların otlatma alanı olarak değerlendirilmektedir. Bu nedenle gölde tespit edilecek toksin miktarının insan sağlığını dolaylı olarak etkileyebileceği düşünülmektedir. Rekreatif amaçla kullanılan Manyas Gölü'nde tespit edilen toksin miktarı, ülkemizdeki Yüzme Suyu Kalitesinin Yönetimine Dair Yönetmelik 'te rekreatif amaç ile kullanılan alanlar için belirlenen değerin (20 µg/L) oldukça altında tespit edilmiştir (Resmi Gazete, 2019b).

Sonuç olarak, Manyas Gölü'nde yapılan çalışmalar kronolojik olarak incelendiğinde özellikle Sığırcı deresinden devamlı olarak atık yükünün gelmesi, zaman zaman özellikle toksin üretme potansiyeline sahip siyanobakteri türlerinde aşırı artışları ile balık ölümlerinin gerçekleşmesi ve yaz aylarında hem buharlaşma hem de gölden su çekimi ile su seviyesindeki ciddi düşüşler, insan faaliyetlerinin yarattığı baskı ile gölün trofik durumunun giderek kötüleştiğini göstermektedir. Ekolojik ve ekonomik öneme sahip olan sulak alanların maruz kaldıkları tahribat baskısı bu ekosistemlerin tamamen kullanılamaz hale gelmesi ile sonuçlanabilir. Tarımda, balıkçılıkta aktif olarak kullanılan ve Ramsar alanı olan Manyas Gölü'nde yapılan çalışmada tespit edilen çeşitli toksin varyantları, gelecek dönemlerde farklı siyanobakteri türlerinin artış yapma potansiyelleri olabileceğini ve dolayısıyla da yüksek toksin konsantrasyonlarının tespit edilme ihtimalini göstermektedir. Bu sebeplerden ötürü Manyas Gölü'nün su kalitesinin ve siyanotoksin üretimi ile biyotik ve abiyotik faktörler arasındaki ilişkilerin düzenli olarak izlenmesinin sürdürülebilir kaynak kullanımı açısından gerekli olduğu düşünülmektedir.

KAYNAKLAR

- Abed, R.M.M., Dobretsov, S., Sudesh, K., 2009, Applications of cyanobacteria in biotechnology. *J. Appl. Microbiol.* 106, 1–12.
- Aboal, M., Puig, M.-A., 2005, Intracellular and dissolved microcystin in reservoirs of the River Segura basin, Murcia, SE Spain. *Toxicon* 45 (4), 509–18.
- Adams, D.G., and Duggan, P.S., 2008, Cyanobacteria-bryophyte symbioses. *J. Exp. Bot.*, 59, 1047–1058
- Aimi, N., Odaka, H., Sakai, S. I., Fujiki, H., Suganuma, M., Moore, R. E., & Patterson, G. M. L. 1990, Lyngbyatoxins B and C, two new irritants from *Lyngbya majuscula*. *Journal of natural products*, 53(6), 1593-1596.
- Akçaalan, R., Young, F.M., Metcalf, J.S., Morrison, L.F., Albay, M., Codd, G.A. 2006, Microcystin analysis in single filaments of *Planktothrix* spp. In laboratory cultures and environmental blooms. *Water research*, 40(8): 1583-1590.
- Akçaalan, R., Mazur-Marzec, H., Zalewska, A., Albay, M. 2009, Phenotypic and toxicological characterization of toxic *Nodularia spumigena* from a freshwater lake in Turkey. *Harmful Algae*, 8(2): 273-278.
- Akçaalan, R. A., Köker, L., Gürevin, C., Albay, M., 2014, *Planktothrix rubescens*: a perennial presence and toxicity in Lake Sapanca. *Turkish Journal of Botany*, 38(4), 782-789.
- Albay, M., Akcaalan, R., Tufekci, H., Metcalf, J. S., Beattie, K. A., Codd, G. A. 2003a, Depth profiles of cyanobacterial hepatotoxins (microcystins) in three Turkish freshwater lakes. *Hydrobiologia*, 505: 89-95.
- Albay, M., Akcaalan, R., Aykulu, G., Tufekci, H., Beattie, K. A., Codd, G. A., 2003b, Occurrence of toxic cyanobacteria before and after copper sulphate treatment in a water reservoir, Istanbul, Turkey, *Algological Studies*, 109(1): 67-78.
- Albay, M., and Akcaalan, R., 2003, Comparative study of periphyton colonisation on common reed (*Phragmites australis*) and artificial substrate in a shallow lake, Manyas, Turkey. *Hydrobiologia*, 531–540.
- Albay, M., Matthiensen, A., Codd, G. A., 2005, Occurrence of toxic blue-green algae in the Kucukcekmece Lagoon (Istanbul, Turkey), *Environ. Toxicol.*, 20(3): 277-284.
- Al-Haj, L., Lui, Y., Abed, R., Gomaa, M., Purton, S., 2016, Cyanobacteria as chassis for industrial biotechnology: progress and prospects. *Life* 6, 42.
- Al-Tebrineh, J., Mihali, T. K., Pomati, F., Neilan, B. A. 2010, Detection of saxitoxin-producing cyanobacteria and *Anabaena circinalis* in environmental water blooms by quantitative PCR. *Applied and environmental microbiology*, 76(23), 7836-7842.

- Anonim, 2007, Information Sheet on Ramsar Wetlands, <https://rsis Ramsar.org/RISapp/files/RISrep/TR660RIS.pdf>, [Aralık 2021]
- APHA-AWWA WPCF, 1989, Standard methods for the examination of water and wastewater, Washington DC 17th ed.,1391.
- Arnison, P. G., Bibb, M. J., Bierbaum, G., Bowers, A. A., Bugni, T. S., Bulaj, G., ..., Van Der Donk, W. A., 2013, Ribosomally synthesized and post-translationally modified peptide natural products: overview and recommendations for a universal nomenclature. *Natural product reports*, 30(1), 108-160.
- Arthur, K., Limpus, C., Balazs, G., Capper, A., Udy, J., Shaw, G., Bennett U., Bennett, P., 2008, The exposure of green turtles (*Chelonia mydas*) to tumour promoting compounds produced by the cyanobacterium *Lyngbya majuscula* and their potential role in the aetiology of fibropapillomatosis. *Harmful Algae*, 7(1), 114-125.
- Astrachan, N.B., B.G. Archer, D.R. Hilbelink, 1980, Evaluation of the subacute toxicity and teratogenicity of anatoxin-a. *Toxicon*. 18(5-6): p. 684-8.
- Azevedo, S. M., Carmichael, W. W., Jochimsen, E. M., Rinehart, K. L., Lau, S., Shaw, G. R., & Eaglesham, G. K., 2002, Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil. *Toxicology*, 181, 441-446.
- Ballot A., 2004, Cyanobacteria and cyanobacterial toxins in three alkaline Rift Valley lakes of Kenya-Lakes Bogoria, Nakuru and Elmenteita. *J Plankton Res* 26:925–935.
- Ballot, A., Krienitz, L., Kotut, K., Wiegand, C., Pflugmacher, S., 2005, Cyanobacteria and cyanobacterial toxins in the alkaline crater lakes Sonachi and Simbi, Kenya. *Harmful algae*, 4(1), 139-150.
- Banack, S. A., Caller, T. A., Stommel, E. W., 2010, The cyanobacteria derived toxin Beta-Nmethylamino-L-alanine and amyotrophic lateral sclerosis. *Toxins* (Basel) 2, 2837-2850.
- Bingöl, G., 2001, Atatürk'ün Ölümünün 62. Yılında Cumhuriyet Türkiye'sinde Bilimsel Gelişmeler Sempozyumu, 8-10 Kasım 2000, Ankara Hacettepe Üniversitesi Basımevi ISBN: 975-491-112-6, 365 (168-169).
- Bláha L, Babica P, Maršálek B, 2009, Toxins produced in cyanobacterial water blooms-toxicity and risks. *Interdiscip. Toxicol.* 2:36-41.
- Berman-Frank I, Lundgren P, Falkowski P., 2003, Nitrogen fixation and photosynthetic oxygen evolution in cyanobacteria. *Res Microbiol.* 154:157–164.
- Bláhová, L., Adamovský, O., Kubala, L., Šindlerová, L. Š., Zouneková, R., Bláha, L., 2013, The isolation and characterization of lipopolysaccharides from *Microcystis aeruginosa*, a prominent toxic water bloom forming cyanobacteria. *Toxicon*, 76, 187-196.
- Boopathi, T. and J.S. Ki, 2014, Impact of environmental factors on the regulation of cyanotoxin production. *Toxins* (Basel), 6(7): p. 1951-78.

- Briand, J. F., Jacquet, S., Bernard, C., & Humbert, J. F., 2003, Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary research*, 34(4), 361-377.
- Brient L., M. Lengronne, E. Bertrand, D. Rolland, A. Sipel, D. Steinmann, 2008. A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies *J Environ Monit*, pp. 248-255.
- Bruno, M., Fiori, M., Mattei, D., Melchiorre, S., Messineo, V., Volpi, F., ... and Nazzari, M., 2006, ELISA and LC-MS/MS methods for determining cyanobacterial toxins in blue-green algae food supplements. *Natural product research*, 20(9), 827-834.
- Bruno, M., Melchiorre, S., Messineo, V., Volpi, F., Di Corcia, A., Aragona, I., ... and Gallo, P., 2009, Microcystin detection in contaminated fish from Italian lakes using ELISA immunoassays and LC-MS/MS analysis. *Nova Science Publishers Inc.*: New York, NY, USA, 191-210.
- Bumke-Vogt, C., W. Mailahn, Chorus I, 1999, Anatoxin-a and neurotoxic cyanobacteria in German lakes and reservoirs. *Environmental Toxicology*, 14(1): p. 117-125.
- Byth S., 1980, Palm Island mystery disease. *Med J Aust*; 2:40–2.
- Campbell, D. T. and Hille, B., 1976, Kinetic and pharmacological properties of the sodium channel of frog skeletal muscle. *Journal of General Physiology*, 67(3), 309-323.
- Carey CC, Haney JF, Cottingham KL., 2007, First report of microcystin- LR in the cyanobacterium *Gloeotrichia echinulata*. *Environ Toxicol* 22:337–339.
- Carlson, R. E., 1977, A trophic state index for lakes 1. *Limnology and oceanography*, 22(2), 361-369.
- Carmichael WW, Biggs DF, Gorham PR, 1975, Toxicology and pharmacological action of *Anabaena flos-aquae* toxin. *Science*. 187(1),542–544.
- Carmichael, W.W., 1995, Toxic microcystis and the environment, toxic microcystis, In: Watanabe, M.F., Harada, K.I., Carmichael, W.W., Fujiki, H,1, CRC press, 1-11.
- Carmichael, W. W., 2001, Health effects of toxin-producing cyanobacteria: “The CyanoHABs”. *Human and ecological risk assessment: An International Journal*, 7(5), 1393-1407.
- Chen, Y., Shen, D. and Fang, D., 2013, Nodularins in poisoning. *Clinica Chimica Acta* 425, 18–29.
- Chorus I., and Bartram J., 1999, *Toxic cyanobacteria in water: a guide for their public health consequences, monitoring and management*. Published on behalf of WHO by E&FN Spon, London
- Chorus, I., 2001, Cyanotoxin occurrence in freshwaters. In *Cyanotoxins* (pp. 5-101). Springer, Berlin, Heidelberg.

- Chorus, I., and Welker M.; eds. 2021, *Toxic Cyanobacteria in Water*, 2nd edition. CRC Press, Boca Raton (FL), on behalf of the World Health Organization, Geneva, CH.
- Churro, C., Dias, E., and Valério, E., 2012, Risk assessment of cyanobacteria and cyanotoxins, the particularities and challenges of *Planktothrix* spp. monitoring. In *Novel approaches and their applications in risk assessment. IntechOpen*.
- Codd, G. A., 1995, Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and biological significance. *Water Science and Technology*, 32(4), 149-156.
- Codd G.A., Bell S., Kaya K., Ward C., Beattie K., Metcalf J., 1999, Cyanobacterial toxins exposure routes and human health. *Eur J Phycol* 34(4):405–415
- Codd G.A., Morrison L.F., Metcalf J.S., 2005, Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicol Appl Pharmacol* 203:264–272
- Cox, P. A., Banack, S. A., ve Murch, S. J., 2003, Biomagnification of cyanobacterial neurotoxins and neurodegenerative disease among the Chamorro people of Guam. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(23), 13380-13383.
- Çelik, K., and Ongun, T., 2007, The influence of certain physical and chemical variables on the seasonal dynamics of phytoplankton assemblages of a source inlet and the outlet of the shallow hypertrophic Lake Manyas, Turkey. *Turkish Journal of Botany*, 31(6), 485-493.
- Çelik, K., and Ongun, T., 2008, Spatial and temporal dynamics of the steady-state phytoplankton assemblages in a temperate shallow hypertrophic lake (Lake Manyas, Turkey). *Limnology*, 9(2), 115-123.
- Dantas, Ê. W., Moura, A. N., & Bittencourt-Oliveira, M. D. C., 2011, Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 83, 1327-1338.
- Dawson, R. M., 1998, The toxicology of microcystins. *Toxicon*, 36(7), 953-962.
- De Marsac, N. T., 2003, Phycobiliproteins and phycobilisomes: the early observations. *Photosynthesis Research*, 76(1), 193-205.
- Díez-Quijada, L., Prieto, A. I., Guzmán-Guillén, R., Jos, A., Cameán, A. M., 2019, Occurrence and toxicity of microcystin congeners other than MC-LR and MC-RR: A review. *Food and chemical toxicology*, 125, 106-132.
- Dillon, J. G., and Castenholz, R. W., 1999, Scytonemin, a cyanobacterial sheath pigment, protects against UVC radiation: implications for early photosynthetic life. *Journal of Phycology*, 35(4), 673-681.
- Dittmann, E., & Wiegand, C., 2006, Cyanobacterial toxins—occurrence, biosynthesis and impact on human affairs. *Molecular nutrition & food research*, 50(1), 7-17.
- Dodds, K. W., Whiles, M. R. 2010, *Freshwater ecology: concepts and environmental applications of limnology* (Second Edi). ISBN 978-0-12-374724-2, 820 p.

- Dorak, Z., Koker, L., Saglam, O., Akcaalan, R., Albay, M., 2017, Determination of zooplankton community structure, biomass and trophic state of a shallow turbid lake. *Fresenius Environmental Bulletin*, 26(1-A), 834-845.
- Dos S Vieira, J. M., de P Azevedo, M. T., de Oliveira Azevedo, S. M. F., Honda, R. Y., Corrêa, B., 2003, Microcystin production by *Radiocystis fernandoi* (Chroococcales, Cyanobacteria) isolated from a drinking water reservoir in the city of Belém, PA, Brazilian Amazonia region. *Toxicon*, 42(7), 709-713.
- Durai, P., Batool, M., and Choi, S., 2015, Structure and effects of cyanobacterial lipopolysaccharides. *Marine drugs*, 13(7), 4217-4230.
- Duy, T. N., Lam, P. K., Shaw, G. R., and Connell, D. W., 2000, Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water., *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 113-185.
- El-Shehawy, R., Gorokhova, E., Fernandez-Pinas, F., del Campo, F. F., 2012, Global warming and hepatotoxin production by cyanobacteria: what can we learn from experiments?, *Water research*, 46(5), 1420-1429.
- Eynard, F., Mez, K., & Walther, J. L., 2000, Risk of cyanobacterial toxins in Riga waters (Latvia). *Water Research*, 34(11), 2979-2988.
- Falconer, I. R., 1991, Tumor promotion and liver injury caused by oral consumption of cyanobacteria, *Environmental toxicology and water quality*, 6(2), 177-184.
- Falconer, I. R., 1999, An overview of problems caused by toxic blue-green algae (cyanobacteria) in drinking and recreational water., *Environmental Toxicology: An International Journal*, 14(1), 5-12.
- Fiore, M. F., Genuário, D. B., da Silva, C. S. P., Shishido, T. K., Moraes, L. A. B., Neto, R. C., & Silva-Stenico, M. E., 2009, Microcystin production by a freshwater spring cyanobacterium of the genus *Fischerella*., *Toxicon*, 53(7-8), 754-761.
- Fischer, W. J., Hitzfeld, B. C., Tencalla, F., Eriksson, J. E., Mikhailov, A., and Dietrich, D. R., 2000, Microcystin-LR toxicodynamics, induced pathology, and immunohistochemical localization in livers of blue-green algae exposed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Toxicological Sciences*, 54(2), 365-373.
- Flombaum, P., Gallegos, J. L., Gordillo, R. A., Rincón, J., Zabala, L. L., Jiao, N., Karl D. M., William K.W.L., Lomas W.M., Veneziano D, Vera C.S, Vrugt A.J., Martiny, A. C., 2013, Present and future global distributions of the marine Cyanobacteria *Prochlorococcus* and *Synechococcus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(24), 9824-9829.
- Flores, E., and Herrero, A., 2010, Compartmentalized function through cell differentiation in filamentous cyanobacteria., *Nature Reviews Microbiology*, 8(1), 39-50.
- Fristachi, A., Sinclair, J. L., Hall, S., Berkman, J. A. H., Boyer, G., Burkholder, J., ... and Walker, S., 2008, Occurrence of cyanobacterial harmful algal blooms workgroup report,

In *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*, 45-103, Springer, New York, NY.

- Fujiki, H., Mori, M., Nakayasu, M., Terada, M., Sugimura, T., Moore, R. E., 1981, Indole alkaloids: dihydroteleocidin B, teleocidin, and lyngbyatoxin A as members of a new class of tumor promoters. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 78(6), 3872-3876.
- Fujiki, H., Suganuma, M., Nakayasu, M., Hoshino, H. O., Moore, R. E., Sugimura, T., 1982, The third class of new tumor promoters, polyacetates (debromoaplysiatoxin and aplysiatoxin), can differentiate biological actions relevant to tumor promoters. *Gann*, 73(3), 495-497.
- Fujiki, H., Sugimura, T., Moore, R. E., 1983, New classes of environmental tumor promoters: indole alkaloids and polyacetates. *Environmental Health Perspectives*, 50, 85-90.
- Gemma, S., Molteni, M., & Rossetti, C. (2016). Lipopolysaccharides in cyanobacteria: a brief overview. *Advances in Microbiology*, 6(5), 391-397.
- Gobler, C. J., Burkholder, J. M., Davis, T. W., Harke, M. J., Johengen, T., Stow, C. A., Van de Waal, D. B., 2016, The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. *Harmful Algae*, 54, 87-97
- Griffiths, D. J., and Saker, M. L., 2003, The Palm Island mystery disease 20 years on: a review of research on the cyanotoxin cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 18(2), 78-93.
- Gupta, N., Pant, S. C., Vijayaraghavan, R., Rao, P. L., 2003, Comparative toxicity evaluation of cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin variants (LR, RR, YR) in mice. *Toxicology*, 188(2-3), 285-296.
- Gürbüz, F., Metcalf, J.S., Karahan, A.G., Codd, G.A. 2009, Analysis of dissolved microcystins in surface water samples from Kovada Lake, Turkey. *Science of the Total Environment*, 407(13): 4038-4046.
- Hedges, S. B., Chen, H., Kumar, S., Wang, D. Y., Thompson, A. S., and Watanabe, H., 2001, A genomic timescale for the origin of eukaryotes. *BMC Evolutionary Biology*, 1(1), 1-10.
- Heisler, J., Glibert, P. M., Burkholder, J. M., Anderson, D. M., Cochlan, W., Dennison, W. C., ... and Suddleson, M., 2008, Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful algae*, 8(1), 3-13.
- Häder, D. P., Kumar, H. D., Smith, R. C., Worrest, R. C., 2007, Effects of solar UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change. *Photochemical & photobiological sciences*, 6(3), 267-285.
- Holtcamp, W., 2012, The emerging science of BMAA: do cyanobacteria contribute to neurodegenerative disease?, *Environ Health Perspect*, 120(3): p. A110-6.
- Huisman, J., and Hulot, F. D., 2005, Population dynamics of harmful cyanobacteria. In *Harmful cyanobacteria* (pp. 143-176). Springer, Dordrecht.

- Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M., Visser, P. M., 2018, Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471-483.
- Humbert, J. F., & Fastner, J., 2017, *Ecology of cyanobacteria*, 9-18., John Wiley & Sons, Ltd.: Chichester, UK.
- Humpage, A. R., and Falconer, I. R., 2003, Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male Swiss albino mice: determination of no observed adverse effect level for deriving a drinking water guideline value. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 18(2), 94-103.
- ISO 10260. 1992, Water Quality — Measurement of Biochemical Parameters — Spectrometric Determination of the Chlorophyll a Concentration. *International Organization for Standardization*
- Izaguirre, G., and Taylor, W. D., 2004, A guide to geosmin-and MIB-producing cyanobacteria in the United States. *Water Science and Technology*, 49(9), 19-24.
- Jaeger-Honz, S., Nitschke, J., Altaner, S., Klein, K., Dietrich, D. R., Schreiber, F., 2021, Investigation of microcystin conformation and binding towards PPP1 by molecular dynamics simulation. *Chemico-biological interactions*, 109766.
- Jakubowska, N., and Szeląg-Wasielewska, E. (2015). Toxic picoplanktonic cyanobacteria. *Marine drugs*, 13(3), 1497-1518.
- Janssen, E. M. L., 2019, Cyanobacterial peptides beyond microcystins—A review on co-occurrence, toxicity, and challenges for risk assessment. *Water Research*, 151, 488-499.
- Jeffrey, A. M., and Liskamp, R. M., 1986, Computer-assisted molecular modeling of tumor promoters: rationale for the activity of phorbol esters, teleocidin B, and aplysiatoxin. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 83(2), 241-245.
- Jiang, L., Kiselova, N., Rosén, J., Ilag, L. L., 2014, Quantification of neurotoxin BMAA (β -N-methylamino-L-alanine) in seafood from Swedish markets. *Scientific reports*, 4(1), 1-7.
- Jochimsen, E. M., Carmichael, W. W., An, J., Cardo, D. M., Cookson, S. T., Holmes, C. E., ... and Jarvis, W. R., 1998, Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *New England Journal of Medicine*, 338(13), 873-878.
- Johnson, H. E., King, S. R., Banack, S. A., Webster, C., Callanaupa, W. J., Cox, P. A., 2008, Cyanobacteria (*Nostoc commune*) used as a dietary item in the Peruvian highlands produce the neurotoxic amino acid BMAA. *Journal of ethnopharmacology*, 118(1), 159-165.
- Kaebernick, M., and Neilan, B. A. (2001). Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. *FEMS microbiology ecology*, 35(1), 1-9.
- Kaplan-Levy, R. N., Hadas, O., Summers, M. L., Rücker, J., Sukenik, A., 2010, Akinetes: dormant cells of cyanobacteria. *Dormancy and resistance in harsh environments*, 5-27.

- Karafistan, A., and Arik-Colakoglu, F., 2005, Physical, chemical and microbiological water quality of the Manyas Lake, Turkey. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 10(1), 127-143.
- Karlsson, O., Roman, E., Brittebo, E. B., 2009, Long-term cognitive impairments in adult rats treated neonatally with β -N-Methylamino-L-Alanine. *Toxicological Sciences*, 112(1), 185-195.
- Kehoe, D. M., 2010, Chromatic adaptation and the evolution of light color sensing in cyanobacteria. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(20), 9029-9030.
- Kocasari, F. S., Gulle, I., Kocasari, S., Pekaya, S., Mor, F., 2015, The occurrence and levels of cyanotoxin nodularin from *Nodularia spumigena* in the alkaline and salty Lake Burdur, Turkey. *Journal of Limnology*, 74(3).
- Koreivienė, J., and Belous, O., 2012, Methods for cyanotoxins detection. *Botanica Lithuanica*, 18(1), 58-65.
- Köker, L., Akcaalan, R., Albay, M., Neilan, B., 2017, Molecular detection of hepatotoxic cyanobacteria in inland water bodies of the Marmara Region, Turkey. *Advances in Oceanography and Limnology*, 8(1)
- Köker, L., Aydın, F., Gaygusuz, Ö., Akcaalan, R., Çamur, D., İlter, H., Albay, M., 2021, Heavy metal concentrations in *trachurus mediterraneus* and *merlangius merlangus* captured from Marmara sea, Turkey and associated health risks. *Environmental Management*, 67(3), 522-531.
- Kuiper-Goodman T, Falconer I, Fitzgerald J., 1999, Human health aspects. In: Chorus I, Bartram J, editors. *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. London, UK: E & FN Spon; 113–53.
- Kumar, K., Mella-Herrera, R. A., Golden, J. W., 2010, Cyanobacterial heterocysts. *Cold Spring Harbor perspectives in biology*, 2(4), a000315.
- Kurmayer, R., and Christiansen, G., 2009, The genetic basis of toxin production in cyanobacteria. *Freshwater reviews*, 2(1), 31-50.
- Liikanen, A. N. U., Murtoniemi, T., Tanskanen, H., Väisänen, T., Martikainen, P. J., 2002, Effects of temperature and oxygen availability on greenhouse gas and nutrient dynamics in sediment of a eutrophic mid-boreal lake. *Biogeochemistry*, 59(3), 269-286.
- Li, J., and Dittrich, M., 2019, Dynamic polyphosphate metabolism in cyanobacteria responding to phosphorus availability. *Environmental microbiology*, 21(2), 572-583.
- Lipkind, G. M., and Fozzard, H. A., 1994, A structural model of the tetrodotoxin and saxitoxin binding site of the Na⁺ channel. *Biophysical journal*, 66(1), 1-13.
- Lun, Z., Hai, Y., Kun, C., 2002, Relationship between microcystin in drinking water and colorectal cancer. *Biomed Environ Sci*, 15(2), 166-171.

- MacIntyre HL, Kana TM, Anning T, Geider RJ, 2002, Photoacclimation of photo-synthesis irradiance response curves and photosynthetic pigments in micro-algae and cyanobacteria. *J Phycol.* 38:17–38.
- MacKintosh, C., Beattie, K. A., Klumpp, S., Cohen, P., Codd, G. A., 1990, Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS letters*, 264(2), 187-192.
- Magalhães, V. F., Soares, R. M., Azevedo, S. M., 2001, Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*, 39(7), 1077-1085.
- Mahakhanth, A., Sano, T., Ratanachot, P., Tong-a-ram, T., Srivastava, V. C., Watanabe, M. M., Kaya, K., 1998, Detection of microcystins from cyanobacterial water blooms in Thailand fresh water. *Phycological Research*, 46, 25-29.
- Major, Y., Kifle, D., Spoof, L., Meriluoto, J., 2018, Cyanobacteria and microcystins in Koka reservoir (Ethiopia). *Environmental Science and Pollution Research*, 25(27), 26861-26873.
- Malik, J. K., Bharti, V. K., Rahal, A., Kumar, D., Gupta, R. C., 2020, Cyanobacterial (blue-green algae) toxins. In *Handbook of toxicology of chemical warfare agents* 467-478. Academic Press.
- Mantzouki, E., Lüring, M., Fastner, J., de Senerpont Domis, L., Wilk-Woźniak, E., Koreivienė, J., ... and Warming, T. P., 2018, Temperature effects explain continental scale distribution of cyanobacterial toxins. *Toxins*, 10(4), 156.
- Mayer, A. M., Clifford, J. A., Aldulescu, M., Frenkel, J. A., Holland, M. A., Hall, M. L., ... & Berry, J., 2011, Cyanobacterial *Microcystis aeruginosa* lipopolysaccharide elicits release of superoxide anion, thromboxane B₂, cytokines, chemokines, and matrix metalloproteinase-9 by rat microglia. *Toxicological sciences*, 121(1), 63-72.
- Meeks, J. C., and Elhai, J., 2002, Regulation of cellular differentiation in filamentous cyanobacteria in free-living and plant-associated symbiotic growth states. *Microbiology and molecular biology reviews*, 66(1), 94-121.
- Merel, S., Villarín, M. C., Chung, K., & Snyder, S., 2013a, Spatial and thematic distribution of research on cyanotoxins. *Toxicon*, 76, 118-131.
- Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E., & Thomas, O., 2013b, State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment international*, 59, 303-327.
- Meriluoto, J., Spoof, L., Codd, G. A. (Eds.), 2017, *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis*. John Wiley & Sons.
- Messineo, V., Mattei, D., Melchiorre, S., Salvatore, G., Bogialli, S., Salzano, R., ... and Bruno, M., 2006, Microcystin diversity in a *Planktothrix rubescens* population from Lake Albano (Central Italy). *Toxicon*, 48(2), 160-174.

- Metcalf J.S., and Codd G.A., 2012, *Cyanotoxins*. In: Whitton B.A. (ed) *Ecology of cyanobacteria II Their diversity in space and time*, 651–675, Springer, Dordrecht.
- Namikoshi, M., and Rinehart, K. L., 1996, Bioactive compounds produced by cyanobacteria. *Journal of Industrial Microbiology*, 17(5), 373-384.
- Nishiwaki-Matsushima, R., Ohta, T., Nishiwaki, S., Suganuma, M., Kohyama, K., Ishikawa, T., ... and Fujiki, H., 1992, Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *Journal of cancer research and clinical oncology*, 118(6), 420-424.
- Obalı, O., 1984, Mogan Gölü fitoplanktonunun mevsimsel değişimi. *Doğa Bilim Dergisi A*, 2(8).
- Ohtani, I., Moore, R. E., Runnegar, M. T., 1992, Cylindrospermopsin: a potent hepatotoxin from the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Journal of the American Chemical Society*, 114(20), 7941-7942.
- Orihel, D. M., Bird, D. F., Brylinsky, M., Chen, H., Donald, D. B., Huang, D. Y., ... and Vinebrooke, R. D., 2012, High microcystin concentrations occur only at low nitrogen-to-phosphorus ratios in nutrient-rich Canadian lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(9), 1457-1462.
- Osborne, N. J., Webb, P. M., Shaw, G. R., 2001, The toxins of *Lyngbya majuscula* and their human and ecological health effects. *Environment International*, 27(5), 381-392.
- Öztürk, M. O., 2010, Manyas Gölü (Bandırma)'ndeki *Cyprinus carpio* L.'nin *Gyrodactylus* (Monogeneoidea, Platyhelminthes) Enfeksiyonu Üzerine Bir Araştırma. *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 10(2), 105-113.
- Paerl, H. W., and Fulton, R. S., 2006, Ecology of harmful cyanobacteria. In *Ecology of harmful algae*, 95-109, Springer, Berlin, Heidelberg.
- Paerl, H. W., and Huisman, J., 2009, Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental microbiology reports*, 1(1), 27-37.
- Paerl, H. W., Gardner, W. S., Havens, K. E., Joyner, A. R., McCarthy, M. J., Newell, S. E., ... and Scott, J. T., 2016, Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*, 54, 213-222.
- Pearson, L., Mihali, T., Moffitt, M., Kellmann, R., Neilan, B., 2010, On the chemistry, toxicology and genetics of the cyanobacterial toxins, microcystin, nodularin, saxitoxin and cylindrospermopsin. *Marine drugs*, 8(5), 1650-1680.
- Pip, E., and Bowman, L., 2014, Microcystin and algal chlorophyll in relation to nearshore nutrient concentrations in Lake Winnipeg, Canada. *Environment and Pollution*, 3(2), 36.

- Pitois, S., Jackson, M. H., Wood, B. J. B., 2000, Problems associated with the presence of cyanobacteria in recreational and drinking waters. *International Journal of Environmental Health Research*, 10(3), 203-218.
- Pouria, S., de Andrade, A., Barbosa, J., Cavalcanti, R. L., Barreto, V. T. S., Ward, C. J., ... and Codd, G. A., 1998, Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *The Lancet*, 352(9121), 21-26.
- Rai, A. N., 2018, Cyanobacteria in symbiosis. In *CRC handbook of symbiotic cyanobacteria*, 1-7. CRC Press.
- Rastogi, R. P., Sinha, R. P., Incharoensakdi, A., 2014, The cyanotoxin-microcystins: current overview. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 13(2), 215-249.
- Rellán, S., Osswald, J., Saker, M., Gago-Martinez, A., Vasconcelos, V., 2009, First detection of anatoxin-a in human and animal dietary supplements containing cyanobacteria. *Food and Chemical Toxicology*, 47(9), 2189-2195.
- Resmi, Gazete, 2012, Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği. EK-5 (Değişik: RG-10/8/2016-29797) Yerüstü su kütlelerinde bazı parametreler için çevresel kalite standartları ve kullanım maksatları., (28483 mükerrer), 30, 2012.
- Resmi, Gazete, 2019a, İÇME SUYU TEMİN EDİLEN SULARIN KALİTESİ VE ARITILMASI HAKKINDA YÖNETMELİK, (30823 mükerrer), 2019.
- Resmi, Gazete, 2019b, YÜZME SUYU KALİTESİNİN YÖNETİMİNE DAİR YÖNETMELİK, (30899 mükerrer), 2019.
- Rinehart, K. L., Harada, K., Namikoshi, M., Chen, C., Harvis, C. A., Munro, M. H., ... and Beasley, V. R., 1988, Nodularin, microcystin, and the configuration of Adda. *Journal of the American Chemical Society*, 110(25), 8557-8558.
- Rippka, R., Deruelles, J., Waterbury, J. B., Herdman, M., Stanier, R. Y., 1979, Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. *Microbiology*, 111(1), 1-61.
- Scheffer, M., 1998, *Ecology of shallow lakes* (Vol. 1). London: Chapman & Hall.
- Sanseverino, I., António, D. C., Loos, R., Lettieri, T., 2017, Cyanotoxins: methods and approaches for their analysis and detection. *Centre, JR, Ed.*
- Sarazin, G., Quiblier-Llobéras, C., Bertru, G., Brient, L., Vezie, C., Bernard, C., ...and Tandeau De Marsac, N., 2002, Première évaluation du risque toxique lié aux cyanobactéries d'eau douce en France: le programme "EFFLOCYA". *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 15(1), 315-326.
- Sivonen, K., 1996, *Cyanobacteria toxins and toxin production*. *Phycologia* 35, 12-24.

- Sömek, H., Ustaoglu, M. R., Yağci, M., 2008, A case report: Algal bloom of *Microcystis aeruginosa* in a drinking-water body, Eğirdir Lake, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 8(1): 177-179.
- Sönmez, A. Y., Hisar, O., Karataş, M., Arslan, G., & Aras, M. S., 2008, Sular bilgisi. *Nobel Yayın Dağıtım AŞ Ankara*.
- Strichartz, G., 1984, Structural determinants of the affinity of saxitoxin for neuronal sodium channels. Electrophysiological studies on frog peripheral nerve. *The Journal of general physiology*, 84(2), 281-305.
- Sciuto, K., and Moro, I., 2015, Cyanobacteria: the bright and dark sides of a charming group. *Biodiversity and Conservation*, 24(4), 711-738.
- Sukenik, A., Rücker, J., Maldener, I., 2019, Dormant cells (akinetes) of filamentous cyanobacteria demonstrate a great variability in morphology, physiology, and ecological function. In *Cyanobacteria* (pp. 65-77). Academic Press.
- Svirčev, Z., Lalić, D., Savić, G. B., Tokodi, N., Backović, D. D., Chen, L., ... and Codd, G. A., 2019, Global geographical and historical overview of cyanotoxin distribution and cyanobacterial poisonings. *Archives of toxicology*, 93(9), 2429-2481.
- Tubitak, Proje No:116Y406, 2020, Manyas Gölü Havzası'nın Yönetimi için Bütünleşik Ekosistem Modelleme Odaklı Karar Destek Sisteminin Oluşturulması, 3. Gelişme Raporu.
- Taş, S., Okuş, E., and Aslan-Yılmaz, A., 2006, The blooms of a cyanobacterium, *Microcystis cf. aeruginosa* in a severely polluted estuary, the Golden Horn, Turkey. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(3-4), 593-599.
- Testai, E., Scardala, S., Vichi, S., Buratti, F. M., Funari, E., 2016, Risk to human health associated with the environmental occurrence of cyanobacterial neurotoxic alkaloids anatoxins and saxitoxins. *Critical reviews in toxicology*, 46(5), 385-419.
- Torokne, A., Palovics, A., Bankine, M., 2001, Allergenic (sensitization, skin and eye irritation) effects of freshwater cyanobacteria—experimental evidence. *Environmental toxicology*, 16(6), 512-516.
- Uğurluoğlu, A., 2017,. *Su Havzalarında Hidrolojik Modelleme: Manyas Gölü Yukarı Havzası Uygulaması*, Uzmanlık Tezi, T.C. Orman ve Su işleri Bakanlığı.
- Uwins, H. K., Teasdale, P., Stratton, H., 2007, A case study investigating the occurrence of geosmin and 2-methylisoborneol (MIB) in the surface waters of the Hinze Dam, Gold Coast, Australia. *Water Science and Technology*, 55(5), 231-238.
- Van Apeldoorn, M. E., Van Egmond, H. P., Speijers, G. J., Bakker, G. J., 2007, Toxins of cyanobacteria. *Molecular nutrition & food research*, 51(1), 7-60.
- Visser, P. M., Ibelings, B. W., Bormans, M., & Huisman, J., 2016, Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic Ecology*, 50(3), 423-441.

- Watanabe, R., Kanamori, M., Yoshida, H., Okumura, Y., Uchida, H., Matsushima, R., ...and Suzuki, T., 2019, Development of Ultra-Performance Liquid Chromatography with Post-Column Fluorescent Derivatization for the Rapid Detection of Saxitoxin Analogues and Analysis of Bivalve Monitoring Samples. *Toxins*, 11(10), 573.
- Weirich, C. A., and Miller, T. R., 2014, Freshwater harmful algal blooms: toxins and children's health. *Current problems in pediatric and adolescent health care*, 44(1), 2-24.
- Welker, M., and Von Döhren, H., 2006, Cyanobacterial peptides—nature's own combinatorial biosynthesis. *FEMS microbiology reviews*, 30(4), 530-563.
- Whitton, B. A., and Potts, M. (Eds.), 2007, *The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space*. Springer Science & Business Media.
- Whitton, B. A. (Ed.), 2012, *Ecology of cyanobacteria II: their diversity in space and time*. Springer Science & Business
- WHO, G., 2011, Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization, 216, 303-304.
- Wiese, M., D'agostino, P. M., Mihali, T. K., Moffitt, M. C., & Neilan, B. A., 2010, Neurotoxic alkaloids: saxitoxin and its analogs. *Marine drugs*, 8(7), 2185-2211.
- Wong, F. C., and Meeks, J. C., 2002, Establishment of a functional symbiosis between the cyanobacterium *Nostoc punctiforme* and the bryophyte *Anthoceros punctatus* requires genes involved in nitrogen control and initiation of heterocyst differentiation. The GenBank accession numbers for the coding regions of *ntcA*, *hetR* and *hetF* are AY038370, AF318069 and AF288130, respectively. *Microbiology*, 148(1), 315-323.
- Wynne, T. T., Stumpf, R. P., Tomlinson, M. C., Dyble, J., 2010, Characterizing a cyanobacterial bloom in western Lake Erie using satellite imagery and meteorological data. *Limnology and Oceanography*, 55(5), 2025-2036.
- Yılmaz, M., Foss, A. J., Miles, C. O., Özen, M., Demir, N., Balçı, M., & Beach, D. G. (2019). Comprehensive multi-technique approach reveals the high diversity of microcystins in field collections and an associated isolate of *Microcystis aeruginosa* from a Turkish lake. *Toxicon*, 167, 87-100.
- Young, K. D., 2006, The selective value of bacterial shape. *Microbiology and molecular biology reviews*, 70(3), 660-703.
- Young, K. D., 2007, Bacterial morphology: why have different shapes?. *Current opinion in microbiology*, 10(6), 596-600.
- Yuan, M., Carmichael, W. W., & Hilborn, E. D., 2006, Microcystin analysis in human sera and liver from human fatalities in Caruaru, Brazil 1996. *Toxicon*, 48(6), 627-640.
- Xu, L., Li, H., Liang, X., Yao, Y., Zhou, L., Cui, X., 2012, Water quality parameters response to temperature change in small shallow lakes. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 47, 128-134.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler	
Adı Soyadı	Anıl ALGEDİK
Doğum Yeri	
Doğum Tarihi	
Uyruğu	☒ T.C. ☐ Diğer:
E-Posta Adresi	
Web Adresi	

Eğitim Bilgileri	
Lisans	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Fakülte	Su Ürünleri Fakültesi
Bölümü	Su Ürünleri Mühendisliği
Mezuniyet Yılı	10.01.2017

Yüksek Lisans	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Enstitü Adı	Fen Bilimleri Enstitüsü
Anabilim Dalı	Deniz ve İçsu Kaynakları Yönetimi
Programı	İçsu Kaynakları ve Yönetimi