

ANKARA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

REMAZOL BRILLANT BLUE R ARITIMINDA KULLANILMAK ÜZERE
Chlorella vulgaris ÜRETİMİNDE GIDA
ATIKLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

Safiye Büşra NAZLI

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

ANKARA
2023

Her hakkı saklıdır

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

REMAZOL BRİLLANT BLUE R ARITIMINDA KULLANILMAK ÜZERE *Chlorella vulgaris* ÜRETİMİNDE GIDA ATIKLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

Safiye Büşra NAZLI

Ankara Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Sevgi ERTUĞRUL KARATAY

Tekstil atık suları içeriğinde barındırdığı boyalar, ağır metaller ve toksik maddeler nedeniyle hem insan hem de çevre sağlığı için ciddi tehdit oluşturmaktadır. Tekstil atık sularının arıtımı için kullanılan biyolojik yöntemlerde alglerin, geniş yüzey alanları ve bağlanma yetenekleri sayesinde en yüksek biyosorpsiyon özelliğine sahip oldukları düşünülmektedir. Bu bağlamda tez çalışmasında *Chlorella vulgaris* mikroalgal gelişimini artırmak için daha önce literatürde denenmemiş elma posası ve balkabağı atığı şekeri ile fotoheterotrofik gelişiminin değerlendirilmesi ve mikroalgin Remazol Brilliant Blue R (RBBR) biyosorpsiyonundaki potansiyelinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Tez çalışması kapsamında gerçekleştirilen deneylerde mikroalgal gelişim için öncelikle fotoototrofik ve fotoheterotrofik kültürasyon koşulları incelenmiştir. En yüksek RBBR giderim verimini elde etmek için biyosorpsiyonu etkileyen pH değeri (2 - 10), başlangıç RBBR konsantrasyonu (100 - 800 mg/L), başlangıç biyokütle konsantrasyonu (1 - 3 g/L) ve biyosorpsiyon zamanı (0-120 dakika) gibi önemli parametreler optimize edilmiştir. Çalışma sonucunda, en yüksek mikroalgal gelişim, 0.5 g/L balkabağı atığı şekeri içeren fotoheterotrofik koşulda 0.502 g/L olarak belirlenmiştir. En yüksek boya giderimi, pH 4'te, 103.38 mg/L RBBR boya konsantrasyonunda, 3 g/L biyosorbent varlığında %99.49 olarak saptanmıştır.

Tez çalışmasında, elma posası ve bal kabağı atığı şekerinin *C. vulgaris* biyokütle eldesinde kullanımı literatürde ilk kez gösterilmiştir. Gerçekleştirilen çalışma ile bu mikroalgin hem atık yönetimi hem de boya giderimi için umut vaadedden potansiyele sahip olduğu belirlenmiştir.

Haziran 2023, 53 sayfa

Anahtar Kelimeler: *Chlorella vulgaris*, zirai atık, boya giderimi, biyosorpsiyon, fotoheterotrofik gelişim

ABSTRACT

Master Thesis

EVALUATION OF FOOD WASTES IN *Chlorella vulgaris* CULTIVATION FOR REMAZOL BRILLANT BLUE R REMOVAL

Safiye Büşra NAZLI

Ankara University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Biology

Supervisor: Prof. Dr. Sevgi ERTUĞRUL KARATAY

Textile wastewater creates a serious threat to ecosystem and human health because of containing dyes, heavy metals and toxic substances. In the biological methods used for the treatment of textile wastewater, it is thought that algae are have the highest biosorption properties thanks to their large surface areas and binding abilities. In this context, in the thesis study, it was aimed to evaluate photoheterotrophic growth of *Chlorella vulgaris* microalgae with apple pomace and pumpkin waste sugar, which has not investigated before in the literature, and determine Remazol Brilliant Blue R (RBBR) biosorption potential of microalgae. In the experiments carried out within the scope of thesis study, firstly photoautotrophic and photoheterotrophic cultivation conditions were examined for microalgal growth. To obtain the highest RBBR removal yield, important parameters affecting biosorption such as pH values (2-10), initial RBBR concentrations (100 - 800 mg/L), initial biomass concentrations (1 - 3 g/L) and biosorption time (0-120 minutes) were optimized. As a result of the study, the highest microalgal growth was determined as 0.502 g/L in photoheterotrophic condition containing 0.5 g/L pumpkin waste sugar. The highest dye removal was calculated as %99.49 in the presence of 3 g/L biosorbent and 103.38 mg/L RBBR dye concentration at pH 4.

In the thesis study, the use of apple pomace and pumpkin waste sugar in the production of *C. vulgaris* biomass was shown for the first time in the literature. With the conducted study, it was determined that this microalgae has promising potential for both waste management and dye removal.

June 2023, 53 pages

Key Words : *Chlorella vulgaris*, agricultural waste, dye removal, biosorption, photoheterotrophic growth

ÖNSÖZ ve TEŞEKKÜR

Bu tezin hazırlanmasında öncelikle fikirleri, bilgeliği ve tecrübesiyle yoluma ışık tutan değerli hocam Prof. Dr. Sevgi Ertuğrul Karatay’a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Tüm deney aşamalarında sorularımı karşılıksız bırakmayan ve bana desteğini esirgemeyen sevgili arkadaşım Nazlıhan Tekin’e ve tüm laboratuvar çalışma arkadaşlarıma teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmalarım süresince her daim desteğini hissettiren fedakar eşim Hakan Nazlı’ya, hayatımıza neşe katan canım kızım Pırıl Nazlı’ya ve henüz dünyaya gözlerini açmamış anne karnındaki minik kızım Parla Nazlı’ya teşekkürlerimi sunarım.

Safiye Büşra NAZLI
Ankara. Haziran 2023

İÇİNDEKİLER

TEZ ONAY SAYFASI	
ETİK.....	i
ÖZET	ii
ABSTRACT	iii
ÖNSÖZ ve TEŞEKKÜR.....	iv
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	ix
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ	4
2.1 Tekstil Atık Suları.....	4
2.2 Tekstil Boyalarının Genel Özellikleri	4
2.3 Tekstil Boyalarının Sınıflandırılması	5
2.3.1 Asidik boyalar	5
2.3.2 Bazik boyalar	5
2.3.3 Direkt boyalar	6
2.3.4 Reaktif boyalar	6
2.3.5 Vat boyalar	6
2.3.6 Sülfür boyalar.....	7
2.3.7 Dispers boyalar.....	7
2.3.8 Azo boyalar	7
2.3.9 Pigmentler	8
2.3.10 Antrokinon boyalar.....	8
2.3.11 İndigo boyalar	8
2.3.12 Ksanten boyaları	9
2.3.13 Ftalosiyanınlar	9
2.3.14 Nitrath ve nitrozlu boyalar.....	9
2.4 Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Atık Su Arıtım Yöntemleri.....	9
2.4.1 Fiziksel yöntemler	10
2.4.1.1 Koagülasyon – flokülasyon.....	10
2.4.1.2 İyon değişimi	10
2.4.1.3 Adsorpsiyon	11
2.4.1.4 Filtrasyon	11
2.4.2 Kimyasal yöntemler	11
2.4.2.1 Kimyasal flokleştirme ve çöktürme	11
2.4.2.2 Ozanlama	12
2.4.2.3 Oksidasyon.....	12
2.4.2.4 Elektrokimyasal	12
2.4.2.5 Fotokimyasal.....	13
2.4.3 Biyolojik yöntemler.....	13
2.4.3.1 Aerobik arıtım	13
2.4.3.2 Anaerobik arıtım.....	13
2.4.3.3 Biyodegradasyon	13
2.4.3.4 Biyosorpsiyon	14
2.4.3.5 Biyobirikim	15

2.5 Tekstil Atık Su Arıtımında Kullanılan Mikroorganizmalar.....	15
2.5.1 Tekstil atık su arıtımında mikroalglerin kullanımı	16
2.5.1.1 Chlorella vulgaris’ in tekstil atık su arıtımında kullanımı.....	18
3. MATERİYAL VE YÖNTEM.....	21
3.1 Materyal	21
3.1.1 Mikroorganizma kaynağı	21
3.1.2 Biyosorpsiyon deneyinde kullanılan RBBR.....	21
3.1.3 Karbon kaynağı olarak kullanılan hammaddeler	21
3.2 Yöntem	22
3.2.1 Zirai atıkların ön muamele işlemi	22
3.2.2 Zirai atıklarla besiyeri hazırlanması.....	22
3.2.3 Zirai atık içeren besiyerinde mikroalg üretimi	22
3.2.4 RBBR stok solüsyonunun hazırlanması.....	22
3.2.5 Biyosorpsiyon deneyleri için mikroalgal biyosorbentin hazırlanması	23
3.2.6 Biyosorpsiyon deneyleri	23
3.2.7 Başlangıç pH değerinin biyosorpsiyona etkisinin araştırılması	23
3.2.8 Başlangıç boya konsantrasyonlarının biyosorpsiyona etkisinin araştırılması	23
3.2.9 Başlangıç biyosorbent konsantrasyonlarının biyosorpsiyona etkisinin araştırılması	24
3.2.10 Zamanın biyosorpsiyona etkisinin araştırılması.....	24
3.3 Analitik Yöntemler	24
3.3.1 Spektrofotometrik ölçümler	24
3.3.2 Biyosorpsiyon veriminin hesaplanması	24
4. ARAŞTIRMA BULGULARI.....	26
4.1 Farklı Kültivasyon Koşullarının Mikroalgal Gelişim Üzerindeki Etkisinin Belirlenmesi	26
4.2 Başlangıç pH Değerinin Biyosorpsiyon Üzerine Etkisinin İncelenmesi.....	27
4.3 Başlangıç RBBR Konsantrasyonunun Biyosorpsiyon Üzerine Etkisinin İncelenmesi	28
4.4 Başlangıç Biyokütle Konsantrasyonunun Biyosorpsiyon Üzerine Etkisinin İncelenmesi	31
4.5 Zamanın Biyosorpsiyon Üzerine Etkisinin İncelenmesi	35
5. TARTIŞMA VE SONUÇ.....	37
5.1 Farklı Kültivasyon Koşullarının Mikroalgal Gelişim Üzerine Etkisi	37
5.2 Başlangıç pH Değerinin Biyosorpsiyona Etkisi.....	39
5.3 Başlangıç Boya Konsantrasyonunun Biyosorpsiyon Üzerine Etkisi	41
5.4 Başlangıç Biyokütle Konsantrasyonunun Biyosorpsiyon Üzerine Etkisi	43
5.5 Zamanın Biyosorpsiyon Üzerine Etkisi	44
KAYNAKLAR	46
ÖZGEÇMİŞ.....	53

SİMGELER DİZİNİ

Al	Alüminyum
Ca	Kalsiyum
C _{ad}	Biyosorpsiyon ortamında kalan boya derişimi (mg/L)
C _f	Ortamda kalan boya konsantrasyonu (mg/L)
CH ₂	Metilen
C _o	Ortamdaki başlangıç boya konsantrasyonu (mg/L)
CO ₂	Karbondiyoksit
Cr	Krom
Fe	Demir
H ₂ O	Su
H ₂ S	Hidrojen sülfür
H ₂ SO ₄	Sülfürik asit
Mg	Magnezyum
NH ₃	Amonyak
PACl	Polialüminyum klorür
PAFCI	Polialüminyum ferrik klorür
Pb	Kurşun
PFCI	Poliferrik klorür
PFS	Poliferröz sülfat
q _m	Biyosorbent başına düşen maksimum boya alımı (mg/g)
Sn	Kalay
X _m	Kurutulmuş hücrenin çözeltideki maksimum derişimi (g/L)
Zn	Çinko

Kısaltmalar

BOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
DR 31	Direct Red 31
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
RBBR	Remazol Brilliant Blue R

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1 RBBR'nin kimyasal yapısı	21
Şekil 4.1 Elma posası ve bal kabağı şekeri varlığında fotoheterotrofik koşullarda C. vulgaris gelişiminin zamana bağlı değişimi	26
Şekil 4.2 Fotoheterotrofik koşullarda farklı bal kabağı şekeri konsantrasyonlarında C. vulgaris gelişiminin zamana bağlı değişimi	27
Şekil 4.3 Mikroalgal biyosorbent ile RBBR boya gideriminde farklı pH değerlerinin etkisi.....	28
Şekil 4.4 Artan biyosorbent konsantrasyonları ile artan RBBR boya konsantrasyonlarının biyosorpsiyonunda 15. dakikadaki qm değerlerinin karşılaştırması	35

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1 Farklı liflerde kullanılan boyalar	8
Çizelge 2.2 Mikroalgler kullanılarak azo boyaların uzaklaştırılması	17
Çizelge 4.1 Mikroalgal biyosorbent ile artan RBBR boya konsantrasyonlarının biyosorpsiyonunda C_f (mg/L), q_m (mg/g) ve giderim (%) değerleri.....	29
Çizelge 4.2 2 ve 3 g/L mikroalgal biyosorbent ile artan RBBR boya konsantrasyonlarının biyosorpsiyonunda giderim (%) değerlerinin karşılaştırması.....	32
Çizelge 4.3 2 ve 3 g/L mikroalgal biyosorbent ile artan RBBR boya konsantrasyonlarının biyosorpsiyonunda q_m (mg/g) değerlerinin karşılaştırması.....	34

1. GİRİŞ

Kimya, tarım, ilaç, tekstil ve farklı sektörlerin gelişimine yönelik yoğun talep, su ve toprak kirliliği gibi ciddi çevre sorunlarına neden olmaktadır (Sharma vd. 2021). Diğer birçok endüstri arasında, tekstil endüstrisi, üretim ve işleme ihtiyaçlarını karşılamak için büyük miktarda tatlı su tüketmektedir (Fazal vd. 2021). Birçok araştırma, tekstil endüstrisinin yaklaşık 8000 kg kumaş üretimi için günlük yaklaşık 1,6 milyon litre su kullandığını göstermektedir. Hatta tekstil endüstrisinin yüksek miktarda su ve sekiz binden fazla kimyasal kullanması, bu sektörün yer altı ve yerüstü su rezervlerinin ana kirleticilerinden biri olduğunu düşündürmektedir (Sharma vd. 2021).

Tekstil atıksuları, organik boyalar gibi kalıcı ve toksik maddeler, serbest formdaki veya askıda katı maddeler üzerine adsorbe edilen ağır metaller ve fosfat, nitrat gibi inorganik bileşikler barındırmaktadır (Fazal vd. 2018, Apanga vd. 2020). Bu endüstride yaklaşık 10.000 farklı boya kullanılmaktadır. Bu boyaların yüzde on ila on beşi çevreye salınmakta ve ciddi tehlike ortamı yaratmaktadır (Afanga vd. 2020).

Tekstil boyaları su kütlelerinin estetik görüntüsünü bozmakta, biyokimyasal ve kimyasal oksijen ihtiyacını arttırmakta, fotosentezi yavaşlatmakta, bitki büyümesini engellemekte, besin zincirine girerek biyobirikime neden olmakta, toksisiteyi, mutajeniteyi ve kanserojeniteyi artırmaktadır (Lellis vd. 2019).

Tekstil boyaları kimyasal yapılarına ve uygulandıkları alanlara göre sınıflandırılmaktadır. Kimyasal yapıları dikkate alındığında bu sınıflandırma antrakinon, azo, ftalosiyanın, kükürt, indigo, nitro, nitroso vb. fonksiyonel gruplarla belirlenmektedir. Endüstriyel ölçekte uygulanma yöntemine dayanarak ise dispers, direkt, asit, reaktif, bazik, fiçı vb. olarak gruplandırılabilirler (Berradi vd. 2019).

Boyaları uzaklaştırmak için kimyasal, fiziksel veya biyolojik yöntemler kullanılmaktadır. Kimyasal yöntemler, güçlü oksitleyici ajanlar veya fotokimyasal olarak ileri oksidasyon işlemlerini içermektedir. Fakat ömürlerinin kısa olması, bazı boyalara karşı verimsizlik ve yüksek maliyet gibi dezavantajları bulunmaktadır.

Fiziksel yöntemler ise fazla miktarda çamur üretmekle beraber düşük etkinlik ve yüksek maliyete sahip oldukları bilinmektedir. Son olarak, biyolojik yöntemler canlı ya da ölü olarak kullanılan bakteriler, mantarlar, mayalar, algler ve bitkilerin zararlı maddeleri emmesi ya da yapılarına bozmasına dayanmaktadır. Genel olarak bu işlemler ucuzdur, çevre dostudur ve çok çeşitli boyalara uygulanabilir. Fakat özellikle işlemler için gereken süre konusunda bazı dezavantajlar da göstermektedirler (Paz vd. 2017). Tekstil boyalarının suda yüksek çözünürlük göstermeleri , biyolojik bozulmaya karşı kararlı ve dirençli olmalarını sağlayan karmaşık aromatik moleküler yapıları nedeniyle geleneksel yöntemlerle giderilmesinin zor olduğu bilinmektedir (Lellis vd. 2019, Akar vd. 2009).

Biyolojik yöntemler biyodegradasyon, biyoakümülyasyon ve biyosorpsiyon olarak sınıflandırılabilir. Biyolojik giderimde sıklıkla kullanılan yöntemlerden biri olan biyosorpsiyon; canlı veya cansız biyolojik materyalin kullanımını içeren, sulu çözeltilerden kirleticileri konsantre etmek, geri kazanmak veya ortadan kaldırmak için kullanılan yöntem olarak tanımlanmaktadır (Bhatia vd. 2017, Kumari vd. 2007).

Biyolojik yöntemlerde kullanılan alglerin, geniş yüzey alanları ve bağlanma yetenekleri sayesinde atık sulardaki kirleticiler için en yüksek biyosorpsiyon özelliğine sahip oldukları bilinmektedir. Algler tarafından boyanın renksizleştirilmesi üç farklı mekanizmayı içermektedir. Öncelikle alg biyokütlesi kromoforları sayesinde CO₂ ve H₂O'yu hasat etmekte daha sonra kromofor materyalin kromofor olmayan materyale dönüştürülmesine katkıda bulunmaktadır. Son olarak ortaya çıkan kromofor alg biyokütlesi üzerine adsorbe edilmektedir (Bhatia vd. 2017). Boyama işlemi için, azo grubu boyaların %60-70'i çoğu tekstil endüstrisi tarafından kullanılmaktadır ve işlem sırasında toplam boyanın yaklaşık %15-20'si çevreye salınmaktadır (Donkadokula vd. 2020). Renk gideriminde kullanılan alglerin ürettikleri enzimlerle tekstil boyalarının bozulmasını sağladığına dair birçok çalışma rapor edilmiştir (Bhatia vd. 2017).

Gıda atıklarının mikroalg yetiştirilmesinde potansiyel bir besin ortamı olduğu bilinmektedir (Chew vd. 2018). Chlorella, uygulanabilir alg biyokütle üretim süreçlerinin yanı sıra biyokütle işleme ve lipid ekstraksiyon yöntemlerini geliştirmek

için heterotrofik, miksotrofik ve fotoototrofik koşullar altında kapsamlı bir şekilde çalışılan cinslerden biri olarak gösterilmektedir. Mikroalgler, fotoototrofik gelişimin yanı sıra heterotrofik gelişim de göstererek, hem biyokütlesini artırır hem de daha fazla lipid içeriği sağlamaktadır (Lau vd. 2014).

Bu tez çalışmasında ucuz, gıda rekabeti olmayan elma posası ve bal kabağı atığı kullanılarak, optimize edilmiş fotoheterotrofik koşullarda geliştirilen *C. vulgaris* mikroalg biyokütlesinin Remazol Brilliant Blue R (RBBR) tekstil boyasının arıtılmasında kullanımı araştırılmıştır. Bu alışma ile hem atık yönetimine hem de bu atıkların boya biyoremediasyonunda kullanılması suretiyle değerlendirilmesine katkı sağlanacaktır.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

2.1 Tekstil Atık Suları

Tekstil işleme birçok farklı adımı içermektedir. Bu adımların hemen hemen hepsinde atık su oluşmaktadır. Tekstil endüstrisi, birincil su tüketimi ve atık su üretimi ile bağlantılı olarak çevre üzerinde en büyük etkisi olan sektör olarak bilinmektedir (Bisschops ve Spanjers 2003).

Tekstil atık suları içeriğinde barındırdığı organik ve inorganik maddeler nedeniyle karmaşık bir yapıdadır. İçeriğinde boyalar, ağır metaller, klor ağartıcı, halojen taşıyıcılar, kanserojen maddeler, serbest formaldehit, tuzlar, yüzey aktif maddeler, dezenfektanlar, çözücüler, ve yumuşatıcılar bulundurmaktadır. Bunların arasında en fazla öneme sahip olanın boyalar olduğu bilinmektedir. Boyaların mevcut renklendirici sayısı 100.000'i aşması bu atık suların aşırı değişkenliğinin ana nedenlerinden biridir. Ayrıca, birçok boya sıcaklık, ışık, deterjan gibi çeşitli maddelere karşı direnç gösterdiğinden geleneksel arıtım yöntemleri ile arıtılamaz. Bunlardan bazılarının toksik, mutajenik veya sitotoksik etkiye sahip olduğu bilinmektedir (Paździor vd. 2017, Chequer vd. 2013).

2.2 Tekstil Boyalarının Genel Özellikleri

Tekstil boyaları 150 yıl öncesine kadar bitkiler, hayvanlar, mineraller gibi doğal kaynaklardan elde edilmekteydi. Bunların sentetik boyalardan daha az alerjenik, daha az toksik ve biyolojik bozunma ile arıtılabilen atık su üreten yapıya sahip oldukları bilinmektedir. Boyalardaki bu büyük değişim, Henry Perkin'in sıtma tedavisi amacıyla kinin sentezlemeye çalışırken, yeni nesil boya üretmesiyle ortaya çıkmıştır (Benkhaya vd. 2020).

Tekstil boyaları, görünür spektrum aralığındaki ışık radyasyonunu emdikten sonra radyasyonları yansıtan veya dağıtan ve daha sonra sürdürülebilir bir şekilde malzemenin ölümüne neden olan organik maddelerdir. Temelde kumaşların boyanmasından birinci

derecede sorumlu olan atom grubu, farklı fonksiyonel gruplar içeren kromoforlar, elektron alışverişinde bulunan ve aynı zamanda birçok fonksiyonel grup içeren oksokromlardan oluşmaktadır (Sharma vd. 2021).

2.3 Tekstil Boyalarının Sınıflandırılması

Tekstil boyaları kimyasal yapılarına, uygulama alanlarına, suda çözünme yeteneklerine göre sınıflandırılabilir (Sharma vb. 2021 ve Hunger 2003). Kimyasal yapılarına göre, azo boyalar, antrakinon boyalar, fitalosiyanin gibi terimler kullanan boya kimyacıları tarafından benimsenmiştir. Sonraki yaklaşımlar boya teknoloji uzmanları tarafından pamuklar için reaktif boyalar, polyesterler için dispers boyalar şeklinde uygulama alanlarına göre olmuştur. Sıklıkla bu iki yaklaşım beraberde kullanılabilmektedir (Hunger 2003).

2.3.1 Asidik boyalar

3.0-7.0 pH aralığında boyama işlemi gerçekleştiren asidik boyalar, yün, pamuk ve naylon gibi hidrofilik liflere uygulanmaktadır. Bu boyalar, toplam boya kullanımının yaklaşık %30-40' ında kullanılmaktadır. Diğer adı anyonik boyalar olan asidik boyalar genel olarak parlak renge sahiptirler. Suda çözünürlüğü sağlayan sülfonatlı grupların varlığı asidik boyaların tanımlanmasını sağlar (Sharma vd. 2021, El Harfi 2017).

2.3.2 Bazik boyalar

Organik bazlardan meydana gelen bazik boyalar su içerisinde iyonlarına ayrılarak renkli katyonlar açığa çıkarmaktadır. Katyonik boyalar adıyla da bilinen bu boyalar kağıtlara, poliakrilonitril, modifiye naylon ve polyesterlere uygulanmaktadır. Yoğunluk ve parlaklık bu boyaların öne çıkan özelliklerindendir. Bu özelliklerinden dolayı orijinal kullanımları ipek, yün üzerine olmaktadır. Bazı bazik boyalar biyolojik aktivitesinden dolayı antiseptik olarak kullanılabilmektedir (Sharma vd. 2011, Hunger 2003).

2.3.3 Direkt boyalar

Direkt boyalar genelde geniş renk skalasına sahip olması, uygulama kolaylığı ve ekonomik olması nedeniyle özellikle pamuk boyamada kullanılır. Ayrıca selüloz lifleri, pamuk, viskoz, kağıt, deri, poliamid üzerine uygulanmaktadır (Clark 2011, Benkhaya vd. 2020).

Direkt boyalar suda çözünebilen anyonik boyalardır. Anyonik azo boyalar, direkt boyaların büyük bir kısmını oluşturmaktadır. (Hunger 2003, Benkhaya vd. 2020).

2.3.4 Reaktif boyalar

Reaktif boyalar, azo, antrakinin ve ftalosiyanın ailelerinden türetilen kromofor grupları içermektedir. İsimleri, liflerle güçlü bir kovalent bağ oluşumunu sağlayan triazin veya vinilsülfon tipi reaktif bir kimyasal fonksiyonun varlığı ile bağlantılıdır. Suda çözünebilirler (Berradi vd. 2019)

Reaktif boyaların kullanımı genellikle diğer yün boyalarına kıyasla yüksek olan maliyetleriyle sınırlıdır. Reaktif boyaların molekülleri, doğrudan boyalarınkinden daha küçüktür ve buna bağlı olarak dağılma özelliği daha düşüktür. Bir boya molekülünün boyutu büyüdükçe, verdiği renk daha mat hale gelmektedir. Reaktif boya molekülleri bu nedenle boyamalara çok parlak renkler vermektedir (Ingamells 1993).

2.3.5 Vat boyalar

Vat boyaları, lifler üzerine sabitlendiklerinde suda çözünmeyen boyalardır, ancak suda çözünür löko-türevlerinde çok alkali ortamda (vat içinde) çözünür ve kalıcı hale gelebilirler. Bozunma maddelerine (yıkama ve güneş ışınları) karşı dirençleri iyidir. Pamuk, keten, yün, ipek, suni ipek boyanmasında kullanılmaktadır. Aynı zamanda kot boyamak için kullanılan indigo bu gruba yer almaktadır (Ingamells 1993) .

2.3.6 Sülfür boyaları

Yapılarında disülfid köprüsü bulunduran sülfür boyaları, güçlü boyama özellikleri yanında uygulama kolaylığı ve düşük maliyet özellikleri ile oldukça önemlidir. Ancak bu boyalar genellikle klora karşı zayıf direnç göstermektedir. Sülfür boyaları pamuk ve suni ipeğin boyanmasında kullanılmaktadır (Slama vd. 2021, Kulkarni vd. 1985).

2.3.7 Dispers boyalar

Suda çözünmeyen dispers boyalar özellikle sentetik kumaşların boyanmasında kullanılırlar (Malinauskiene vd. 2013). Boyama işlemi uzun sürdüğü için pratik değildir (Birgül 2006).

2.3.8 Azo boyalar

Azo boyalar, bir amin veya bir fenole bağlı diazotize bir aminden oluşan ve bir veya daha fazla azo bağı içeren bileşiklerdir. Aromatik aminler azo boyaların temellerindendir (Chung 2016).

Dünyada üretilen boyaların %70'i azo boyalardır. Azo boyaların başarısı, içerdiği basit sentetik prosedürlerden, büyük yapısal çeşitliliklerinden, yüksek molar yok olma katsayılarından ve hem ışık hem de ıslaklık açısından orta ila yüksek haslık özelliklerinden kaynaklanmaktadır. İlaç, mürekkep, kozmetik, gıda gibi alanlardaki boyama işlemlerinde kullanılmaktadırlar (Bafana vd. 2011).

Azo boyalar biyolojik bozunmava karşı kararlı olduğu için geleneksel arıtım yöntemleri ile atık sudan uzaklaştırılması zordur. Tekstil endüstrisinde boyama sırasında kullanılan boyaların yaklaşık %10'u liflere tutunamamakta ve bu nedenle çevreye salınmaktadır (Chung 2016).

Çizelge 2.1 Farklı liflerde kullanılan boyalar (Holkar vd. 2016)

Pamuk	Yün	İpek	Polyester	Polyester-Pamuk
Direkt Boyalar	Asit Boyalar	Asit Boyalar	Dispers Boyalar	Dispers Boyalar
Reaktif Boyalar				
Vat Boyalar		Direkt Boyalar	Azo Boyalar	Vat Boyalar
Azo Boyalar				

2.3.9 Pigmentler

Pigmentler, herhangi bir fonksiyonel grup içermeyen ve bağlayıcı olarak liflerle reaksiyona giren, suda çözünmeyen, asidik ve bazik çözücü renkli bileşikler anlamına gelmektedir. Organik pigmentler benzoik türevlerdir, inorganik pigmentler ise Mg, Ca, Sn, Pb, Al, Fe, Zn ve Cr gibi metal türevleridir (Sharma vd. 2021).

2.3.10 Antrakinin boyalar

Azo boyalardan sonra en önemli sınıftırlar. Antrasenden türetilen genel formülleri, kromofor grubunun, hidroksil veya amino gruplarının eklenebildiği akinon çekirdeği olduğunu göstermektedir. Bu grup boya molekülüne iyi bir ışık direnci sağlamaktadır (Berradi vd. 2019).

2.3.11 İndigo boyalar

İndigo, vat boyaları sınıfına ait karakteristik mavi renge sahip organik bir boyadır. Günümüzde üretilen indigo boyaların çoğu sentetik kökenlidir, ancak bazıları hala doğal olarak bitkilerden üretilmektedir. İndigo, çoğunlukla selülozik liflere (pamuk) bir alkalın

boya banyosunda löko formuna indirgendikten sonra uygulanmaktadır. Tüm vat boyaları arasında indigo boyası, organik kökenli çözücülerde büyük ölçüde çözünmektedir. Bu, indigoyu çoğu biyolojik arıtma tekniğinin uygulanmasında oldukça inatçı ve mineralleştirmeyi zorlaştıran bir duruma sokmaktadır (Bankole vd. 2017).

2.3.12 Ksanten boyaları

En iyi bilinen bileşiği floresan olan yoğun bir floresan ile donatılmıştır. Bu boyalar boyamada çok az kullanılır, ancak deniz kazalarında işaretleyici veya yeraltı nehirlerinde iz olarak işaretleme tekniğinde kullanılmaktadır (Berradi vd. 2019).

2.3.13 Ftalosiyaninler

Kromoforik grup içinde yer alan ftalosiyaninler, yeşil ve mavi boya ve pigmentlerin üretiminde kullanılmaktadır (Heinfliing vd. 1997).

2.3.14 Nitrath ve nitrozlu boyalar

Nitratlanmış ve nitroza edilmiş, sayıca çok sınırlı ve nispeten eski boya sınıflarındandır (Berradi vd. 2019).

2.4 Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Atık Su Arıtım Yöntemleri

Boyamada kullanılan organik ve inorganik kirleticilerin çeşitlerine göre, atıksuların içeriği de değişmektedir. Atık sulardaki boya gideriminin, atık suların kimyasal yapısı, içeriği ve boyama yöntemlerindeki farklılıklardan dolayı oldukça zor olduğu bilinmektedir. Bir boyama prosesi için farklı kimyasal sınıftaki boyaların birlikte kullanılabilir olması atık suyun içeriğini daha da karmaşık hale getirmektedir. Suda çözünebilen ve parlak boyalar konvensiyonel arıtma işlemlerinden etkilenmeden çıktıkları için çevre için en problemli boyalar olarak kabul edilirler (Kocaer ve Alkan 2002).

Atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılan prosesler fiziksel yöntemler, kimyasal yöntemler ve biyolojik yöntemler olarak üçe ayrılmaktadır. Aynı zamanda bu teknikler kombine halde de kullanılabilir (Jeworski ve Heinzle 2000).

2.4.1 Fiziksel yöntemler

2.4.1.1 Koagülasyon – flokülasyon

Pıhtılaşma flokülasyona dayalı fiziksel yöntemler, dispers boyalar içeren atık suyun renk giderimi için kullanışlıdır. Ayrıca reaktif ve vat boyalara sahip atık sularda da düşük renk giderme verimine sahiptir (Holkar 2016).

Proses; alüminyum, ferrik ya da kalsiyum iyonları türevindeki maddelerin boya içeren atık sulara ilave edilmesiyle gerçekleşmektedir. Çöktürme işlemi sırasında boyalar, flokların yüzeyine tutunur ya da metal hidroksitlere bağlanır. Bu yöntemin dezavantajları; son ürün olarak konsantre çamur oluşumu, düşük renk giderme verimliliği ve prosesin pH değerine bağımlılık göstermesidir (Namal 2017).

2.4.1.2 İyon değişimi

Boyaların çoğu kimyasal olarak katyonik veya anyonik karakterde olduğu için iyon değiştirici reçinelerle arıtılabilmektedir (Joshi vd 2004). İyon değiştiricilerden bazıları reçineler, kil ve toprak humusudur. İyon değiştiriciler bünyesinde çok çeşitli boyaları tutamadıkları için tekstil atık sularındaki boya gideriminde genelde tercih edilmezler. Sadece atık sudan istenmeyen katyonik veya anyonik boyaların uzaklaştırmasında kullanılmaktadırlar (Mani vd. 2019).

2.4.1.3 Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, kirletici maddenin yoğunluğunun karbon, kil gibi maddelerle arttırılması ve bu yüzeye bağlanması suretiyle, arıtım sırasında elek yüzeyinde tutulmasını prensip edinen yöntemdir (Siddique vd. 2017).

Adsorban olarak sıklıkla kullanılan aktif karbonun, gözenekli yapıya ve geniş yüzey alanına sahip olması nedeniyle gaz ve sıvı formdaki maddeleri adsorplama kapasitesinin oldukça fazla olduğu bilinmektedir. Aktif karbonun maliyetinin oldukça yüksek olması alternatif absorbanlara yönelime neden olmaktadır. Alternatif olarak uçucu kömür külü, odun, silikajel, tarımsal atıklar ve pamuk atıkları kullanılabilir ancak bu absorbantların adsorpsiyon kapasiteleri yeterince geniş değildir (Malik 2003).

2.4.1.4 Filtrasyon

Membran arıtma teknolojisi, niteliksel ve niceliksel olarak farklı yüke sahip atık suların hedeflenen su kalitesinin gereksinimlerine göre arıtılmasını sağlamaktadır. Ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve suyun geri kazanımı için ters ozmoz teknikleri bulunmaktadır. Membran filtrasyon yöntemi ile hem suyun hem de değerli atık bileşenlerini geri dönüşümü sağlanabilmektedir. Nanofiltrasyon su ve sodyum klorürün geri kazanımını sağlarken, ters ozmoz tuzu uzaklaştırmak için kullanılmaktadır. Filtre seçimi ve geçirgenliği için tekstil atık sularının içeriği ve sıcaklığı önemlidir. (Koyuncu ve Güney 2013, Holkar vd. 2016).

2.4.2 Kimyasal yöntemler

2.4.2.1 Kimyasal flokleştirme ve çöktürme

Alkali olan tekstil atık suyuna nötralizasyon için çok değerlikli katyonlar eklendikten sonra yüzen partikülleri çöktürmek ve tekstil atık suyunun rengini gidermek için koagülasyon/flokülasyon ajanları uygulanmaktadır. Alüminyum sülfat ve demir klorür,

pıhtılaşma/flokülasyon prosesinde yaygın olarak kullanılan kimyasallardır. Demir klorür ve şap eklendiğinde, atık sudaki fosforun %89'dan fazlası ve askıdaki katı maddeler uzaklaştırılmaktadır. Polialüminyum klorür (PACl) , poliferröz sülfat (PFS), poliferrik klorür (PFCİ) ve polialüminyum ferrik klorür (PAFCİ) de atık suyun pıhtılaşmasında/flokülasyonunda kullanılan etkili kimyasallardır (Pensupa vd 2017).

2.4.2.2 Ozonlama

Ozon ile kimyasal oksidasyon, çamur üretimine yol açmadan, biyobozunmaya dirençli refrakter organik maddenin eş zamanlı etkileşimi ve parçalanması ile tekstil atıklarından renk gideriminin sağlanmasıdır (Hassaan ve Nemr 2017).

2.4.2.3 Oksidasyon

Sodyum hipoklorit (katı) formunda klor kullanılarak doğrudan kimyasal oksidasyon, suda çözünür boyalar (örneğin asit, direkt, metal kompleks, reaktif boyalar) içeren tekstil atık sularının renk giderimi için uzun süredir kullanılmaktadır. Ancak suda çözünmeyen boyalar (dispers, vat boyaları) klorun renk giderimine karşı koymaktadır. Reaktif boyaların renk giderimi ise uzun bir işlem süresi gerektirmektedir (Singh ve Arora 2011).

2.4.2.4 Elektrokimyasal

Bu yöntemde, pozitif ve negatif yüklü iki elektrodun yerleştirildiği iletken çözelti ortamına doğru akım verilerek elektrik akımı oluşturulur. Bu akımla elektrokimyasal reaksiyonları başlatılıp hızlandırılır. Çamur oluşumunun az olması ve yüksek giderim sağlanabilmesi nedeniyle tercih edilmektedir. Bu yöntemde birçok madde oksidasyona uğratılarak uzaklaştırılırken, biyolojik olarak zor parçalanan bileşikler, daha kolay parçalanabilir organik bileşiklere ya da karbondioksit, su gibi son ürünlere dönüştürülmektedir (Kaygusuz 2013).

2.4.2.5 Fotokimyasal

Fotokimyasal yöntemde, hidrojen peroksit gibi bir oksidan varlığında UV ışına ile boyanın yapısının bozulması sağlanmaktadır. Kimyasal oksidasyon sayesinde boyar madde karbondioksit ve suya dönüşmektedir (Kocaer ve Alkan 2002).

2.4.3 Biyolojik yöntemler

2.4.3.1 Aerobik arıtım

Işığa ve oksidatif bozunmaya karşı direnç gösterdiği için azo boyalar gibi suda çözünür boyaların geleneksel aerobik işlemlerle uzaklaştırılması zordur. Bu tür boyaların anaerobik çamur üzerine emilimi daha kolay gerçekleşmektedir. Benzer şekilde suda çözünmeyen dispers boyaların da bu yöntemle arıtımı kolay değildir (Gonçalves vd. 2000). Genel olarak, aerobik sistemler yüksek direnç göstermeyen, düşük KOİ oranına sahip atık suların arıtımı için uygundur (Sikosana vd. 2019).

2.4.3.2 Anaerobik arıtım

Anaerobik arıtma, atık sudaki organik maddelerin oksijensiz ortamda anaerobik mikroorganizmalar tarafından biyolojik olarak parçalanarak CH_4 , NH_3 , H_2S ve CO_2 gibi ürünlere dönüşümü olarak tanımlanabilir. Çamur miktarının düşük olması, yüksek organik yüklemelerde yeterli arıtım verimini sağlaması, kesikli işletmeye uygun olması, temel besin maddesi (azot, fosfor gibi) ihtiyacının az olması ve oluşan biyogazın enerji değerinin olması anaerobik arıtımın avantajları arasında yer almaktadır (Çiftçi 2005).

2.4.3.3 Biyodegradasyon

Biyodegradasyon, aromatik aminlerin oluşmasıyla sonuçlanan azo boya yapısının yok edildiği ve bazen tam mineralizasyon, yani CO_2 , H_2O ve bazı inorganik tuzlara dönüştüğü tercih edilen bir işlemdir. Bakteriler, mantarlar, mayalar ve algler gibi mikroorganizmalar

farklı boyları parçalamak için farklı yetenekler göstermişlerdir. Mikrobiyal boya gideriminin etkili olabilmesi için seçilen mikroorganizmanın özelliğine, uygulanabilirliğine ve aktivitesine dikkat edilmelidir (Popli ve Patel 2015).

Boyaların biyodegradasyonu iki aşamada gerçekleşmektedir. İlk aşamada, anaerobik koşullar altında, boyların indirgenmesi ve pirolizi yoluyla renk giderimi gerçekleştirilir, genellikle bu aşamada zararlı aromatik aminler oluşmaktadır. İkinci aşamada, aerobik koşullar altında, aerobik bakteriler tarafından boya bozunması gerçekleşmektedir. Böylece boya molekülleri CO₂ ve NH₃ gibi küçük inorganik moleküllere ayrıştırılmaktadır. Örneğin; basit yapılara sahip bazı azo boyalar tamamen biyolojik olarak bozunabilir, ancak anaerobik koşullar altında azo boyların aromatik aminleri daha fazla bozunamaz, dolayısıyla toksik maddelerin birikmesine neden olmaktadır. Bu yüzden azo boyların uzaklaştırılması için aerobik ve anaerobik yöntemlerin birarada kullanımı atık su arıtımında çok daha etkili olmaktadır. (Gao vd. 2018).

2.4.3.4 Biyosorpsiyon

Özellikle biyolojik olarak zor parçalanan kirleticilerin (metal ve boya) sudan uzaklaştırılması için kullanılmaktadır. Bu yöntemde kirleticiler, bakteri, alg, fungus gibi biyosorbent olarak kullanılabilen biyolojik materyallere tutunmaktadır (Bozanta ve Ökmen 2011).

Biyosorpsiyon yönteminde mikroorganizmalar metal alımını hem canlı (alıştırılmış hücre) hem de ölü (biyosorpsiyon) şekilde gerçekleştirebilmektedir. Yapılan çalışmalarda pasif alım tercih edilmektedir. Bunun nedeni canlı sistemlerde ortama sık sık besin ilavesi yapılması gerekmektedir. Bu durum kimyasal oksijen ihtiyacını (KOİ) veya biyolojik oksijen ihtiyacını (BOİ) arttırmaktadır (Hamutoğlu vd. 2012).

Biyosorpsiyon kapasitesini etkileyen bir çok faktör bulunmaktadır. Biyokütle konsantrasyonu, biyokütle türü, çözeltinin pH değeri bu faktörlerden bazılarıdır (Romera vd. 2007).

Hızlı ve ekonomik olan biyosorpsiyon yönteminde adsorban seçimi oldukça önemlidir. Yoğunluğu düşük, biyolojik olarak parçalanabilen, yenilenebilen, çevre dostu ve düşük maliyetli adsorbanlar bu yöntemi daha da cazip kılmaktadır (Sharma vd. 2014).

Biyosorpsiyon metodu kullanıldığında atık suyun KOİ' si artmaz, biyokütle cansız olduğundan üreme parametreleri elimine edilebilir, canlı hücreler gibi metal toksisitesinden etkilenmezler. Biyolojik kökenli sorbent kullanılması dışında geleneksel adsorpsiyon veya iyon değişimine çok benzemektedir (Chojnacka 2010).

Yöntemin avantajları yanında bazı dezavantajları da bulunmaktadır. Hücre yüzeyi metale erken doyduğunda, daha fazla kullanım için metalin desorbe edilmesinin gerekliliği bu dezavantajlardan biridir (Modak ve Natarajan 1995). Ayrıca, metal/boya sorpsiyonu için yapılan ekstra işlemler maliyetin artmasına neden olmaktadır (Ramachandra vd. 2006).

2.4.3.5 Biyobirikim

Biyobirikim (biyoakümülyasyon), kirletici toksinlerin sulu çözeltilerden uzaklaştırılmasını sağlamak amacıyla, bu kirletici maddelerin canlı organizma içerisinde biriktirilmesini esas alan yöntemdir (Mustafa vd 2021).

Biyobirikim, iki aşamada meydana gelmektedir.Önce hızlı bir biyosorpsiyon basamağı, ardından en sık aktif taşıma sistemi olan sorbantın hücre içine taşınmasını içeren daha yavaş bir basamak gerçekleşmektedir (Chojnacka 2010).

2.5 Tekstil Atık Su Arıtımında Kullanılan Mikroorganizmalar

Tekstil atıklarının arıtılması fiziksel veya kimyasal yöntemlerle gerçekleştirilebilir. Ancak çeşitli mikroorganizmaların kullanılması hatta bu mikroorganizmalar kullanılırken fiziksel ve kimyasal yöntemlerden de faydalanılması hem maliyet açısından hem de daha verimli sonuçlar alma açısından önemlidir. Bu amaçla tekstil atık su arıtımında bakteriler, mikroalgler, funguslar,mayalar kullanılabilmektedir (Jamee ve Siddique 2019).

2.5.1 Tekstil atık su arıtımında mikroalglerin kullanımı

Mikroalgler, ökaryotik ve fotosentetik mikroorganizmalardır. Çok çeşitli habitatlarda bulunmakla birlikte özellikle sucul ekosistemlerin önemli bir parçasıdır (Hopes ve Mock 2015). Dünyada 40.000 türün ticari kullanım için incelendiği toplam 80.000 farklı mikroalg türünün var olduğu tahmin edilmektedir. (Chhandama vd. 2021).

Mikroalgler metabolik esnekliği (fotoototrofik, mikсотrofik veya heterotrofik) nedeniyle yüksek oranda biyokütle eldesi ile çeşitli atık su kaynaklarının arıtılması için umut verici biyolojik sistemleri temsil etmektedirler (Wollmann vd. 2019). Mikroalgler atık sularda bulunan organik ve inorganik kirleticilerin yanında ağır metaller ve antibiyotikler gibi kalıcı molekülleri de absorbe edebilir, yapılarını bozabilir. Mikroalgler fotosentez sırasında CO₂ kullanarak lipidler, vitaminler ve karbonhidratlar gibi önemli yan ürünler oluşturabilmektedirler (Mustafa vd. 2021, Otondo vd. 2018).

Azo boyaları suyun toksisitesini artırsada mikroalglerin gelişimini önemli oranda etkilemez. Bu sebeple mikroalgler, atık su arıtımı için iyi bir alternatiftir. Çalışmalar, algler ve siyanobakteriler gibi fotosentetik organizmaların, indüklenmiş bir azoredüktaz formu yoluyla azo boyalarını parçalayabildiğini göstermektedir. Birkaç Chlorella ve Oscillatoria cinsi, azo boyalarını aromatik aminlerine indirgeyebilir ve aromatik aminleri daha basit organik bileşiklere veya CO₂'ye dönüştürebilmektedir (Jamee ve Siddique 2019). Alglerin boyayı uzaklaştırma mekanizmaları enzimatik bozunma, adsorpsiyon veya her ikisini içerebilmektedir. Adsorpsiyonun verimi, boyanın yapısı, kullanılan alg türü ve ortamın pH'ı ile yakından ilişkilidir (Solís vd. 2012).

Çizelge 2.2 Mikroalgler kullanılarak azo boyaların uzaklaştırılması (Solis vd. 2012)

Mikroalg ve kaynak	Renk giderim prosesi,koşulları, enzimi	Boyalar, renk giderimi yüzdeliği
<i>C.vulgaris</i> koleksiyondan	Adsorpsiyon: pH 7, 150 rpm, 25 C	Supranol Red 38W, 35.62 mg boya/g biyokütle Levafix Navy Blue EBNA, 43.17 mg boya/g biyokütle Lanaset Red 2GA, 44.98 mg boya/g biyokütle
<i>Scenedesmus quadricauda</i> , gölden	Adsorpsiyon: pH 2-8, 30 °C, 150 rpm, 300 dakika	Remazol Brilliant Blue R, 43.8 mg boya/g biyokütle
<i>Spirogyra</i> sp. , orman atığından	Adsorpsiyon: pH 2-10, 20-50 °C, 180 rpm, 5 saat	(15 ppm) Direct Brown, %70 renk
Cansız <i>Spirogyra</i> sp., göletten	Adsorpsiyon: pH 2, 30 °C, 100 rpm, 8 saat	(5 ppm) Direct Brown, %80 renk
<i>C. vulgaris</i> , <i>Nostoc lincki</i> , <i>Lyngbya lagerlerimi</i> , <i>Vollox aureus</i> , <i>Elkatothrix viridis</i> , kirlenmiş alandan	Degradasyon: pH 7, 25 °C, 7 gün, azoredüktaz	(20 ppm herbiri) Methyl Red, %82 renk G-Red(FN-3G), %59 renk Orange 2, %47 renk
<i>C. ellipsoidea</i> , , <i>C. vulgaris</i> , <i>C. kessleri</i> <i>S. bijuga</i> , <i>S. bijugatus</i> , <i>S. obliquus</i> ,koleksiyondan	Degradasyon: 25 °C, 6 gün, azoredüktaz	(5 ppm) Tartrazine, %68 renk Ponceau SS, %62 renk
<i>Oscillatoria curviceps</i> , koleksiyondan	Degradasyon: pH 7, 100 rpm, 4 C, 8 gün; azoredüktaz, polifenol oksidaz ve Lac	(100 ppm) Acid Black, %84 renk

Özetle, mikroalg bazlı sistem ile atıksu arıtımı ile nitrat, fosfat, ağır metaller, inorganik karbon gibi inorganik bileşikler, toksik maddeler (organik ve inorganik), BOİ, KOİ ve atıksuda çözünen diğer kirliliklerin uzaklaştırılmasında etkilidir. (Chai vd. 2021) *Synechocystis*, *C. gloeocapsa*, *Scenedesmus*, *Lyngbya*, *O. Chroococcus*, *Chlorella* ssp., *Nannochloropsis* ssp ve *Arthrospira* ssp. ise atık suları arıtmak için sıklıkla kullanılan bazı mikroalglerdir (Mustafa vd. 2021, Wollmann vd. 2019) .

2.5.1.1 *Chlorella vulgaris*' in tekstil atık su arıtımında kullanımı

C. vulgaris, içerdiği klorofiller nedeniyle yeşil renge sahip, 2-10 mikron boyutta, hızlı bir şekilde çoğalan tek hücreli ökaryotik canlıdır. Gelişmiş bitkilerde olduğu gibi hücre duvarı, kloroplast ve mitokondrinin yanı sıra önemli miktarda hücre içi proteinler, karbonhidratlar, lipidler, C vitamini, β karotenler ve B vitaminleri (B1, B2, B6 ve B12) içermektedirler (Coronado-Reyes vd. 2020).

C. vulgaris ototrofik, heterotrofik ya da miksotrofik gelişim gösterebilmektedir. Ototrofik kültürde fotosentezle, CO_2 , H_2O ve güneş ışığını biyokütleye çevirirler. Heterotrofik kültürde ise mikroalg, herhangi bir ışık kaynağı olmadan organik karbon maddesini hem karbon kaynağı hem de enerji kaynağı hem olarak kullanmaktadır (Töre ve Işık 2020). *C. vulgaris* gelişimi için kullanılan karbon kaynakları, glikoz, asetat, gliserol ve glutamattır. *C. vulgaris*, inorganik karbon kaynağı olarak karbondioksiti ve organik karbon kaynağı olarak glikozu kullanarak hem ototrofik hem de heterotrofik tekniği birleştirerek miksotrofik olarak gelişebilmektedir (Safi vd. 2014, Vidotti vd. 2020).

C. vulgaris 'in, miksotrofik kültür koşulları ve çeşitli zorlu şartlar altında yüksek büyüme oranı, yüksek düzeyde ağır metallerle karşı toleransı nedeniyle farklı atık su kalitelerinin biyoremediasyonu için büyük potansiyele sahip olduğu bilinmektedir (Znad vd. 2018).

2019 yılında *C. vulgaris* biyokütlesinin renk giderme potansiyeli, Orange-G boyasının farklı konsantrasyonları kullanılarak incelenmiştir. Araştırma sonucunda *C. vulgaris*'in toz haline getirilmiş biyokütlesinin Orange-G boyasının uzaklaştırılmasındaki biyosorpsiyon kapasitesinin %38 olduğu, dolayısıyla *C. vulgaris*'in etkili bir biyosorbant olduğu görülmüştür (Kumar vd. 2019).

Fazal vd. (2021), *C. vulgaris* ile yaptığı çalışmada tekstil atık sularının biyoremediasyonu ile aynı anda biyodizel üretimi gerçekleştirilmesini amaçlamıştır. Çalışmada metilen mavisi içeren tekstil atık suyu kullanılmıştır. Seyreltilmiş tekstil atık suyunda metilen mavisi giderimi %99.7 iken seyreltilmiş tekstil atık suyunda %98.5 bulunmuştur.

Tectilon Yellow 2G boyasının *C. vulgaris* ile muamelesi araştırıldığında, KOİ giderim veriminin farklı konsantrasyonlarda %88, %87 ve %88'e kadar çıktığı gözlenmiştir (Acuner ve Dilek 2004).

2005 yılında yapılan çalışmada *C. vulgaris*'in Congo Red azo boyasının (CR) sulu çözeltilerden biyolojik olarak uzaklaştırılması için potansiyelini değerlendirmek ve *D. magna* ve *Ceriodaphnia dubia* ile biyolojik testler kullanılarak biyolojik olarak uzaklaştırıldıktan sonra üretilen atık suyun toksisitesini belirlemek amaçlanmıştır. 96 saatlik maruziyetten sonra, biyolojik uzaklaştırma yüzdeleri sırasıyla %83 (5 mg/L) ve %81 (10 mg/L) bulunmuş ancak bu yüzdeler boyanın daha yüksek konsantrasyonları (15, 20 ve 25 mg/L) ile %75, %72 ve %58'e düşmüştür. Boya konsantrasyonu arttıkça biyosorpsiyon etkisinin azalma nedeni olarak, düşük konsantrasyonlarda boya moleküllerinin biyosorbente bağlanmasının daha kolay olmasına dayandırılmıştır (Hernández-Zamora vd. 2015).

Hannan Omar (2008), siyanobakteri, bazı yeşil algler ve diatomların renk giderimi kapasitesini Tartrazine ve Ponceau boylarıyla değerlendirmiştir. *C. vulgaris* 'in, yukarıda belirtilen çalışmanın aksine azo boya Tartrazine'yi 5, 10 ve 15 mg/L başlangıç konsantrasyonlarından sırasıyla %48, %43 ve %20 oranında biyolojik olarak uzaklaştırabildiğini göstermiştir.

El-Sheekh vd. tarafından (2009), bazı yeşil algler ve siyanobakterilerle, Methyl Red (20 ppm), Orange II (20 ppm) , G-Red (10 ppm), Basic fuchsin (5 ppm) ve Basic cationic (20 ppm) üzerinde biyodegradasyon çalışması yapılmıştır. Alg türüne, büyüme durumuna ve boya moleküler yapısına göre boya giderim verimi değişmiştir. *C. vulgaris* 'in boya giderim performansı incelendiğinde, Basic Fuchsin için boyagiderimi 3. gün %78.26 iken, 7. gün %91.20'ye kadar artış farkedilmiştir. Diğer yandan Methyl Red 3. ve 5. gün boya giderimi gerçekleşmezken, 7. gün %4.2 giderim görülmüştür.

Aksu ve Tezer (2005), sıklıkla kullanılan reaktif boyaların (Remazol Red RR, Remazol Black B ve Remazol Golden Yellow RNL) giderimi için *C.vulgaris* ile yaptıkları çalışmada, çözelti pH değerinin, her boya için alg biyosorpsiyon kapasitesini etkilemede

önemli bir rol oynadığı görülmüştür. Kullanılan boyalar için en yüksek biyosorpsiyon pH değeri 2.0 'da görülmüştür. Sıcaklığın 35.8°C'ye kadar çıkarılmasıyla Remazol Black B boyasının biyosorpsiyonunun arttığı, Remazol Red RR ve Remazol Golden Yellow RNL boyaalarının biyosorpsiyonunun azaldığı gözlemlenmiştir.

Bu çalışmalarla mikroalglerin hızlı ve etkili bir şekilde fazla miktarlarda boya biriktirme yeteneğine sahip olduğu görülmektedir. Ayrıca, biyosorpsiyon prosesi atık suların renksizleştirilmesi için uygun maliyetli ve verimli bir yaklaşım olarak benimsenebilmektedir (Aksu ve Tezer 2005).



3. MATERYAL VE YÖNTEM

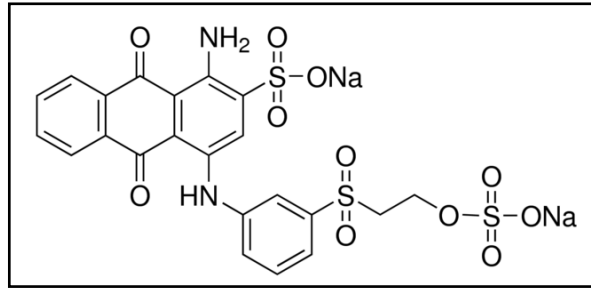
3.1 Materyal

3.1.1 Mikroorganizma kaynağı

Tez çalışmasında tekstil atık sularındaki biyosorpsiyon kapasitesinin belirlenmesi amacıyla Ankara Üniversitesi Biyoloji Bölümü Biyoteknoloji Araştırma Laboratuvarı kültür koleksiyonunda yer alan *C. vulgaris* mikroalgi kullanılmıştır. Kullanılan mikroalg BG-11 besiyerinde 30°C’de 2400 lux ışık barındıran ortamda geliştirilmiş ve saklanmıştır (Muhtaba vd. 2012).

3.1.2 Biyosorpsiyon deneyinde kullanılan Remazol Brilliant Blue R (RBBR)

RBBR 590 nm dalga boyunda ışığa gösteren, mavi renkli, hidrofobik özellikte olan antrokinon bir boyadır. Ticari amaçla kullanılmaktadır.



Şekil 3.1 RBBR kimyasal yapısı (Bouhadjar vd. 2015)

3.1.3 Karbon kaynağı olarak kullanılan hammaddeler

Karbon kaynağı olarak Sakarya bölgesindeki lokal işletmeden temin edilen bal kabağı atığı ve Aroma Bursa Meyve Suları ve Gıda Sanayi A.Ş’den temin edilen elma posası atığı kullanılmıştır. Zira atıklar 80°C sıcaklıkta etüvde kurutulmuş ardından laboratuvar tipi değirmende (Miprolab, Türkiye) öğütülerek oda sıcaklığında saklanmıştır.

3.2 Yöntem

3.2.1 Zirai atıkların ön muamele işlemi

Zirai atıkların seyreltik asit yöntemi ile ön işlemi için 100 g/L elma posası veya bal kabağı atığı içeren ortamlara %1 H₂SO₄ eklenerek 121°C’de 15 dakika otoklavlanmıştır. Böylece mikroalgin kullanabileceği monomerik şekerlerin açığa çıkması sağlanmıştır. Otoklav işlemi sonrası hidrolizatlar filtre kağıdı yardımıyla süzölmüştür. Süzöntü deneyin sonraki aşamalarında kullanılmak üzere stok olarak buzdolabında +4°C’de saklanmıştır.

3.2.2 Zirai atıklarla besiyeri hazırlanması

Tez çalışmasında *C.vulgaris*’in kültivasyonu için 0.25-1.0 g/L bal kabağı atığı veya elma posası şekerleri içeren BG-11 besiyerleri hazırlanmıştır. Hazırlanan besiyerlerinin pH değeri 7’ye ayarlanarak otoklavda steril edilmiştir. Steril edilen besiyerleri çalışma hacmi 100 ml olacak şekilde 250 ml’lik erlenlere aktarılmıştır.

3.2.3 Zirai atık içeren besiyerinde mikroalg üretimi

C.vulgaris, hazırlanan besiyerlerinde %10’luk olacak şekilde ekimi yapılmış, 30°C ‘de 2400 lux ışık varlığında 10 gün kültive edilmiştir. Biyokütle eldesi için, kültür ortamı 5000 rpm’de 10 dakika santrifüjlenmiş ve hasat edilen biyokütle 70°C’de kurutulmuştur.

3.2.4 RBBR stok solüsyonunun hazırlanması

%2’lik RBBR stok solüsyonu hazırlanarak, ışıktan korunaklı şekilde buzdolabında +4°C’de saklanmıştır.

3.2.5 Biyosorpsiyon deneyleri için mikroalgal biyosorbentin hazırlanması

Hasat sonrası kurutulan biyokütle havanda dövülmüştür. 10 g/L'lik biyosorbent solüsyonu hazırlanarak homojenizatörde 45 saniye 13400 rpm'de IKA T18 digital Ultra Turbax marka homojenizatörle homojenize edilmiştir. Buzdolabında +4°C'de saklanmıştır.

3.2.6 Biyosorpsiyon deneyleri

Tüm biyosorpsiyon deneyleri boyunca 150 ml'lik erlenlerde 50 ml'lik çalışma hacmi ile çalışılmıştır. Belirli konsantrasyonlarda boya çözeltisi ve biyosorbent içeren erlenler 100 rpm hızında 120 dakika boyunca çalkalanmıştır. İki paralel olacak şekilde belirli dakikalarda örnekler alınmıştır. Alınan örnekler 5000 rpm'de 4 dakika santrifüj edilmiştir. Santrifüj sonrası süpernatant temiz bir tüpe alınarak boya giderim verimini belirlemek için analiz edilmiştir. Belirtilen deney düzeneği ile farklı parametrelerin biyosorpsiyon verimi üzerindeki etkisi incelenmiştir.

3.2.7 Başlangıç pH değerinin biyosorpsiyona etkisinin araştırılması

Belirli bir konsantrasyonda RBBR içeren deney ortamlarının başlangıç pH değerinin biyosorpsiyona etkisi araştırılırken 2, 4, 6, 8, 10 olmak üzere beş farklı pH değeri incelenmiştir. pH değerlerinin ayarlaması 0.1 M H₂SO₄ ve 0.1 M NaOH ile yapılmıştır.

3.2.8 Başlangıç boya konsantrasyonlarının biyosorpsiyona etkisinin araştırılması

Optimum pH değerinde başlangıç boya konsantrasyonlarının biyosorpsiyona etkisi araştırılmıştır. Bu amaçla 100, 200, 400, 600, 800 mg/L olmak üzere beş farklı boya konsantrasyonu denenmiştir.

3.2.9 Başlangıç biyosorbent konsantrasyonlarının biyosorpsiyona etkisinin araştırılması

Biyosorbent konsantrasyonlarının biyosorpsiyona etkisinin araştırılması amacıyla tüm boya konsantrasyonlarında 1, 2, 3 g/L biyosorbent konsantrasyonu incelenmiştir.

3.2.10 Zamanın biyosorpsiyona etkisinin araştırılması

Zamanın biyosorpsiyon üzerine etkisinin araştırılması amacıyla biyosorpsiyon deneyleri süresince 0, 5, 15, 30 ve 120. dakikalarda örnek alınmıştır.

3.3 Analitik Yöntemler

3.3.1 Spektrofotometrik ölçümler

Deney sürecinde ekimleri yapılan *C.vulgaris* mikroalginin besiyerindeki gelişiminin incelenmesi amacıyla 10 gün boyunca 0, 48, 120, 144, 192 ve 240. saatlerinde örnek alınarak Shimadzu UV-1201V model spektrofotometrede 600 nm dalga boyunda okunmuştur.

Deneydeki biyosorpsiyon veriminin ölçülmesi amacıyla belirli aralıklarla alınan örnekler santrifüj edilmiş, elde edilen süpernatant kısmında gerekli spektrofotometrik ölçümler yapılmıştır. Spektrofotometrede okuma işlemi 590 nm dalga boyunda gerçekleştirilmiştir. Santrifüj işlemi için Hettich Rotofix 32 A model santrifüj, spektrofotometrik işlemler için Shimadzu UV-1201V model laboratuvar tipi spektrofotometre kullanılmıştır.

3.3.2 Biyosorpsiyon veriminin hesaplanması

Çalışmada kullanılan mikroalgal biyosorbentin boya giderim verimi için kullanılan formül aşağıda verilmiştir:

$$\% \text{ Boya giderimi} = \left(\frac{C_o - C_f}{C_o} \right) \times 100$$

C_o : Ortamdaki başlangıç boya konsantrasyonu (mg/L)

C_f : Herhangi bir zamanda ortamda kalan boya konsantrasyonu (mg/L)

Herhangi bir t zamanında gram cinsinden biyosorbent başına düşen maksimum spesifik boya alımı için (q_m) kullanılan formül aşağıda verilmiştir.

$$q_m = (C_o - C_f) / X_m = C_{ad} / X_m$$

X_m : Kurutulmuş hücrenin çözeltideki maksimum derişimi (g/L)

C_o : Ortamdaki başlangıç boya konsantrasyonu (mg/L)

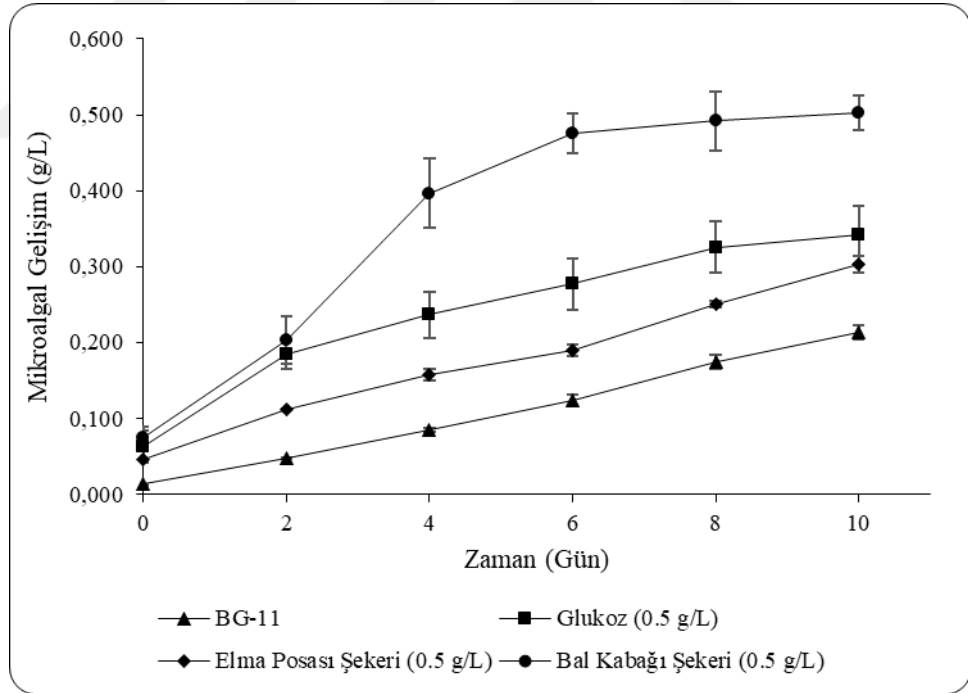
C_f : Herhangi bir zamanda ortamda kalan boya konsantrasyonu (mg/L)

C_{ad} : Herhangi bir zamanda biyosorpsiyon ortamında kalan boya derişimi (mg/L)

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

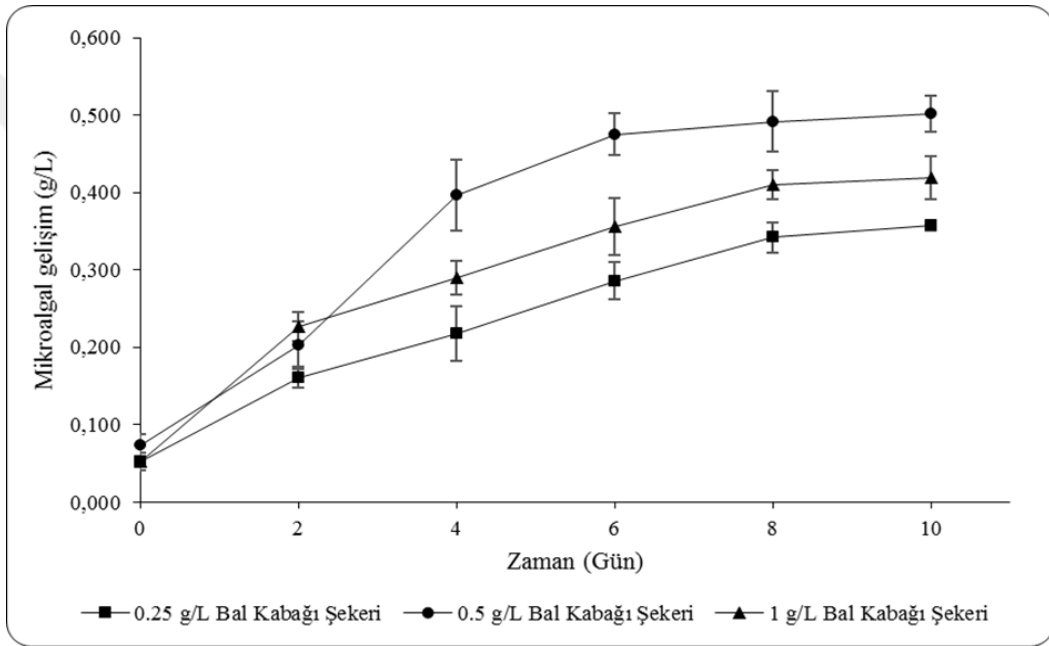
4.1 Farklı Kültivasyon Koşullarının Mikroalgal Gelişim Üzerindeki Etkisinin Belirlenmesi

Yapılan tez çalışmasında *C.vulgaris* mikroalginin BG-11 besiyerlerinde farklı gelişim koşulları incelenmiştir. Farklı gelişim koşullarında mikroalgal gelişimi incelemek için kullanılan atık maddelerden elde edilen indirgen şeker ve glukozun konsantrasyonu 0.5 g/L olacak şekilde ortama eklenmiştir. Şekil 4.1’de görüldüğü gibi sadece BG-11 içeren besiyerinde fotoototrofik koşullarda mikroalgal gelişim zamana bağlı olarak artmakla beraber 10 gün sonunda 0.214 g/L olarak belirlenmiştir. Fotoheterotrofik koşullar için ise farklı karbon kaynakları içeren BG-11 besiyerinde mikroalgal gelişim bal kabağı şekeri içeren besiyerinde 0.502 g/L, elma posası şekeri içeren besiyerinde 0.304 g/L ve glukoz içeren besiyerinde 0.342 g/L olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.1 Elma posası ve bal kabağı şekeri varlığında fotoheterotrofik koşullarda *C. vulgaris* gelişiminin zamana bağlı değişimi (BG-11 ortamı; 2400 lx; 30 °C; pH değeri 7; 10 gün)

Elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde, belirtilen kültürasyon koşullarında en yüksek mikroalgal gelişim fotoheterotrofik koşulda bal kabağı şekeri içeren BG-11’de gözlemlenmiştir. Bu değer sadece BG-11 içeren ortamdaki mikroalgal gelişime göre 2.3 katına çıkmıştır. Buna göre tez çalışmasının sonraki aşamasında bal kabağı şekeri konsantrasyonlarının mikroalgal gelişime etkisi incelenmiştir. Şekil 4.2’ de Fotoheterotrofik koşullarda farklı bal kabağı şekeri konsantrasyonlarında *C. vulgaris* gelişiminin zamana bağlı değişimi verilmiştir. Optimum bal kabağı şekeri konsantrasyonu 0.5 g/L olarak belirlenmiştir.



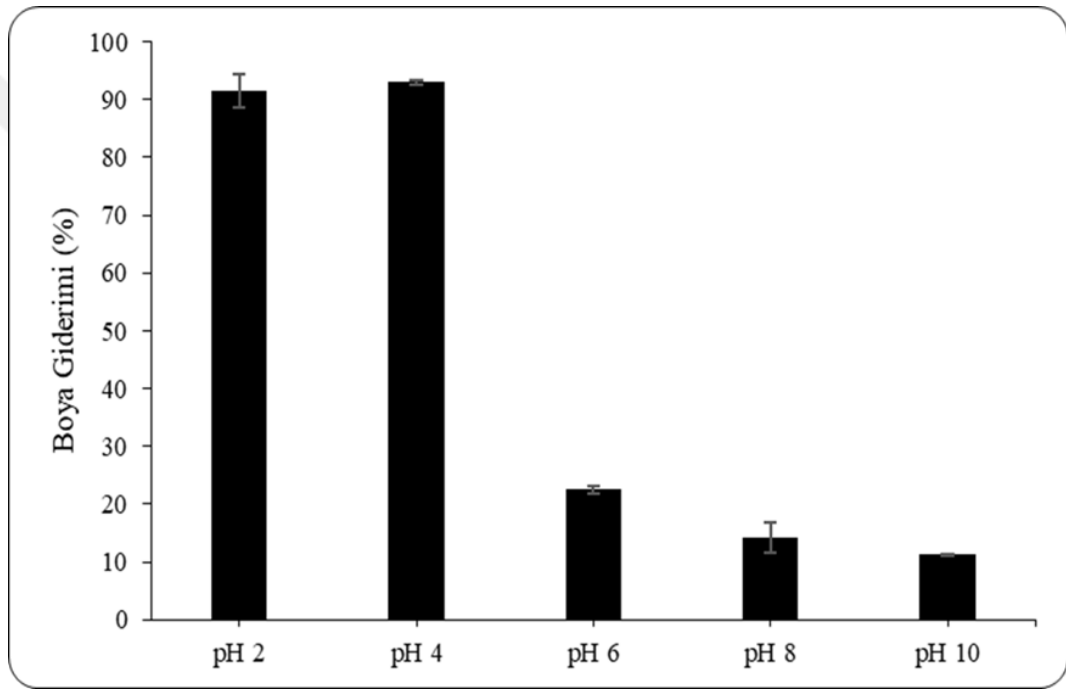
Şekil 4.2 Fotoheterotrofik koşullarda farklı bal kabağı şekeri konsantrasyonlarında *C. vulgaris* gelişiminin zamana bağlı değişimi (BG-11 ortamı; 2400 lx; 30 °C; pH değeri 7; 10 gün)

4.2 Başlangıç pH Değerinin Biyosorpsiyon Üzerine Etkisinin İncelenmesi

C.vulgaris’in biyosorbent olarak kullanıldığı deneylerde, biyosorpsiyon kapasitesinin belirlenmesi için, 100 mg/L boya konsantrasyonu sabit tutularak, 1 g/L biyosorbent konsantrasyonunda pH değerleri 2, 4, 6, 8, 10 olacak şekilde değiştirilerek analiz gerçekleştirilmiştir.

Boya konsantrasyonlarının, belirtilen değerlerde pH değerleri ayarlandıktan sonra biyosorbentleri eklenmiştir. 100 rpm çalkalama hızında belirli zamanlarda örnekleri alınarak, spektrofotometrik ölçümleri gerçekleştirilmiştir.

Şekilde belirtildiği gibi 2, 4, 6, 8, 10 pH değerlerinde, farklı zamanlardaki biyogiderim kapasitesi incelenmiştir. 120 dakika sonunda en yüksek boya gideriminin %93.06 ile pH değeri 4'te olduğu saptanmış buna bağlı olarak deneyin sonraki aşamalarında pH değeri 4 ile çalışılmıştır (Şekil 4.3).



Şekil 4.3 Mikroalgal biyosorbent ile RBBR boya gideriminde farklı pH değerlerinin etkisi (100 mg/L RBBR; 1 g/L mikroalgal biyosorbent; 30 °C; 100 rpm; 120. dakika)

4.3 Başlangıç RBBR Konsantrasyonunun Biyosorpsiyon Üzerine Etkisinin İncelenmesi

Biyosorbent konsantrasyonu 1 g/L ve pH değeri 4 olacak şekilde artan başlangıç boya konsantrasyonunun (100, 200, 400, 600, 800 mg/L) biyogiderim üzerindeki etkisi incelenmiştir. Çizelge 4.1'de farklı başlangıç boya konsantrasyonlarıyla (C_0) farklı dakikalardaki biyosorpsiyon sonucunda elde edilen verilerle, herhangi bir zamanda gram

Çizelge 4.1 Mikroalgal biyosorbent ile artan RBBR boya konsantrasyonlarının biyosorpsiyonunda C_f (mg/L), q_m (mg/g) ve giderim (%) değerleri (1 g/L mikroalgal biyosorbent; 30 °C; 100 rpm; pH değeri 4)

Zaman (dk)	C_0 (mg/L)	108.07 ±0.44			204.15 ±1.51			399.07 ±0.62			586.0 ±1.08			818.30 ±1.46		
		C_f (mg/L)	q_m (mg/g)	Giderim (%)	C_f (mg/L)	q_m (mg/g)	Giderim (%)	C_f (mg/L)	q_m (mg/g)	Giderim (%)	C_f (mg/L)	q_m (mg/g)	Giderim (%)	C_f (mg/L)	q_m (mg/g)	Giderim (%)
0		39.92 ±2.94	68.15 ±2.94	63.06 ±2.64	129.54 ±3.26	74.61 ±3.26	36.55 ±1.60	263.07 ±10.88	136.00 ±10.88	34.08 ±2.73	517.85 ±13.48	68.15 ±13.48	11.63 ±2.30	778.20 ±1.31	40.10 ±1.31	4.90 ±0.16
5		24.00 ±0.22	84.07 ±0.22	77.79 ±0.20	74.23 ±1.20	129.92 ±1.20	63.64 ±0.59	270.46 ±1.74	128.61 ±1.74	32.23 ±0.44	503.96 ±7.83	82.04 ±7.83	14.00 ±0.21	762.16 ±3.92	56.14 ±3.92	6.86 ±4.16
15		17.93 ±2.72	90.14 ±2.72	83.41 ±2.44	68.23 ±0.11	135.92 ±0.11	66.58 ±0.05	266.15 ±0.00	132.92 ±0.00	33.31 ±0.00	504.66 ±4.37	81.34 ±4.37	13.88 ±0.85	739.09 ±5.67	79.21 ±5.67	9.68 ±1.34
30		18.47 ±0.44	89.60 ±0.44	82.91 ±0.39	66.46 ±1.09	137.69 ±1.09	67.45 ±0.53	276.00 ±6.53	123.07 ±6.53	30.84 ±1.64	513.86 ±8.61	72.14 ±8.61	12.31 ±1.91	691.05 ±1.74	127.25 ±1.74	15.54 ±1.34
120		7.50 ±0.44	100.57 ±0.44	93.06 ±0.39	75.00 ±0.11	129.15 ±0.11	63.26 ±0.05	283.38 ±0.44	115.69 ±0.44	28.99 ±0.11	480.05 ±3.48	105.95 ±3.48	18.08 ±5.13	686.46 ±3.05	131.84 ±3.05	16.11 ±0.37

biyosorbent başına düşen maksimum boya alımı (q_m), ortamda kalan boya miktarı (C_f) ve herhangi bir zamanda yüzdelik olarak boya giderimi hesaplanmıştır.

100 mg/l hedeflenen deney ortamında 108.07 mg/L başlangıç boya konsantrasyonu elde edilmiş ve C_f miktarı zamana bağlı olarak azalırken, q_m ve boya giderim miktarı zamana bağlı olarak artmıştır. 120 dakika sonunda C_f değeri 7.50 mg/L, q_m değeri 100.57 mg/g bulunurken, boya giderimi diğer konsantrasyonlarla karşılaştırıldığında maksimum değer olan %93.06 olarak incelenmiştir. 200 mg/L hedeflenen deney ortamında 204.15 mg/L başlangıç boya konsantrasyonu için 120 dakika sonunda C_f değeri 75.00 mg/L, q_m değeri 129.15 mg/g bulunurken, boya giderim yüzdeliği %63.26 olarak hesaplanmıştır. 400 mg/L hedeflenerek 399.07 mg/L hazırlanan başlangıç boya konsantrasyonunda boya giderimi zamana bağlı olarak azalma gösterirken 120 dakika sonunda boya giderim yüzdesi %28.99, C_f değeri 283.38 mg/L, q_m değeri ise 115.69 mg/g olarak hesaplanmıştır. Deney ortamında 600 mg/L olarak hedeflenen 586 mg/L başlangıç boya konsantrasyonunda 30. dakika sonrası C_f ciddi bir düşüş ve buna bağlı olarak q_m değeri ise ciddi bir artış göstererek 120 dakika sonunda q_m değeri 105.95 mg/g olarak incelenmiştir. Yüzdelik boya giderimi de q_m değeri ile doğru orantılı olarak 30. dakikadan sonra göstermiş olduğu artışla 120 dakika sonunda %18.08 olarak ölçülmüştür. 800 mg/L hedeflenerek 818.30 mg/L hazırlanan başlangıç boya konsantrasyonunda q_m değeri zamana bağlı olarak doğrusal bir artış göstererek 120 dakika sonunda 131.84 mg/L hesaplanırken, aynı şekilde yüzdelik boya giderimi de doğrusal artışla 120 dakika sonunda %16.11 olarak hesaplanmış, C_f değeri 686.46 mg/L olarak ölçülmüştür (Çizelge 4.1).

RBBR boya konsantrasyonları arttıkça yüzdelik boya giderimi azalmıştır. 120 dakika sonundaki giderim yüzdelere bakıldığında 100, 200, 400, 600, 800 mg/L 'lik konsantrasyonlar için sırasıyla %93.06, %63.26, %28.99, %18.08, %16.11 şeklindedir (Çizelge 4.1).

4.4 Başlangıç Biyokütle Konsantrasyonunun Biyosorpsiyon Üzerine Etkisinin İncelenmesi

Başlangıç pH değerinin, başlangıç boya konsantrasyonunun ve zamanın biyosorpsiyon üzerine etkisi incelenirken sabit bir değer olarak kullanılan 1 g/L biyosorbent konsantrasyonu, başlangıç biyokütle konsantrasyonunun biyosorpsiyon üzerine etkisinin incelenmesi için pH değeri 4 ortamında, biyosorbent konsantrasyonu 2 g/L ve 3 g/L olarak değiştirilerek incelenmiştir. Bu deney çalışmasında farklı biyokütle konsantrasyonlarının (2 g/L, 3 g/L) farklı başlangıç boya konsantrasyonlarında (100, 200, 400, 600, 800 mg/L) zaman bağlı olarak yüzdelik boya giderim tablosu aşağıda verilmiştir (Çizelge 4.2).

2 g/L biyosorbent konsantrasyonu için 120 dakika sonunda 100, 200, 400, 600, 800 mg/L başlangıç boya konsantrasyonlarında boya giderim yüzdeleri incelenirken sırasıyla %94.77, %76.53, %46.57, %43.33, %23.92 sonuçlarına ulaşılmıştır. Bu sonuçlara göre 1 g/L biyosorbent konsantrasyonunda olduğu gibi konsantrasyon arttıkça boya giderim yüzdesi azalmıştır. En yüksek giderimin olduğu 100 mg/L boya konsantrasyonunda 1 g/L biyosorbent varlığında maksimum boya giderimi 120 dakika sonunda %93.06 olarak hesaplanırken, biyosorbent konsantrasyonu 2 g/L'ye çıkarıldığında biyogiderim zamanı 15 dakikaya kadar düşerek yüzdelik giderim %98.91 olmuş ve boya adsorbsiyonu hızlanmıştır (Çizelge 4.2).

3 g/L biyosorbent konsantrasyonu için 120 dakika sonunda 100, 200, 400, 600, 800 mg/L başlangıç boya konsantrasyonlarında boya giderim yüzdeleri incelenirken sırasıyla %97.92, %83.79, %52.27, %43.85, %21.81 sonuçlarına ulaşılmıştır. Bu sonuçlara bakıldığında 1 g/L ve 2 g/L biyosorbent konsantrasyonunda olduğu gibi konsantrasyon arttıkça boya giderim yüzdesi azalmıştır. 3 g/L biyosorbent konsantrasyonu için en yüksek boya giderimi 100 mg/L başlangıç boya konsantrasyonunda 30. dakikada %99.49 olarak hesaplanırken, benzer şekilde 15. dakikada %99.18 olarak incelenmiş olup bu değerler arasında belirgin bir değişim gözlemlenmemiştir (Çizelge 4.2).

Çizelge 4.2 2 ve 3 g/L mikroalgal biyosorbent ile artan RBBR boya konsantrasyonlarının biyosorpsiyonunda giderim (%) değerlerinin karşılaştırması (30 °C; 100 rpm; pH değeri 4)

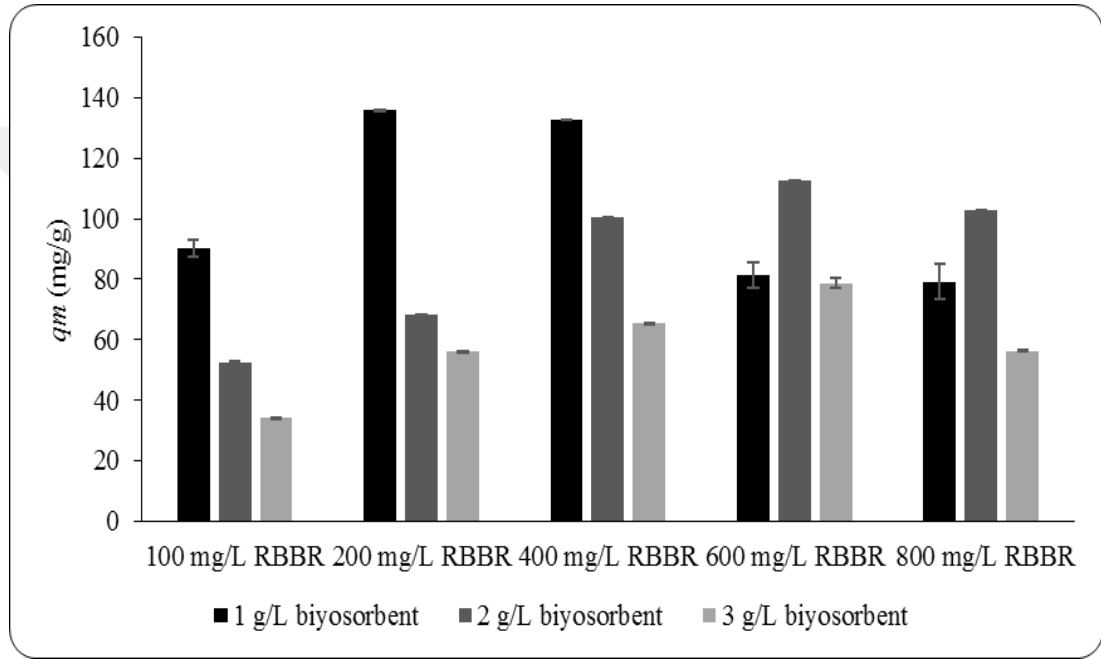
	2 g/L					3 g/L				
C_0 (mg/L)	106.00 ±1.10	196.31 ±3.14	396.62 ±2.24	595.69 ±2.31	798.77 ±5.78	103.38 ±3.54	195.54 ±0.70	395.70 ±3.40	602.00 ±11.31	800.00 ±11.49
Zaman(dk)	Giderim (%)	Giderim (%)	Giderim (%)	Giderim (%)	Giderim (%)	Giderim (%)	Giderim (%)	Giderim (%)	Giderim (%)	Giderim (%)
0	47.17 ±0.21	48.63 ±0.06	45.53 ±0.04	23.14 ±0.03	24.00 ±0.05	60.05 ±0.11	49.37 ±0.06	33.73 ±0.19	20.21 ±0.07	11.04 ±0.05
5	69.59 ±1.95	53.25 ±0.06	50.15 ±0.07	35.40 ±0.03	28.62 ±0.05	68.08 ±0.11	64.24 ±0.06	49.44 ±0.08	30.45 ±0.07	17.88 ±0.05
15	98.91 ±0.51	69.51 ±0.00	50.57 ±0.22	37.76 ±0.03	25.73 ±0.00	99.18 ±0.11	85.88 ±0.06	49.51 ±0.03	39.23 ±0.80	21.12 ±0.05
30	96.15 ±0.10	71.87 ±0.00	51.42 ±0.04	42.51 ±0.05	27.00 ±0.05	99.49 ±0.11	85.96 ±0.06	50.29 ±0.03	38.67 ±0.14	21.50 ±0.05
120	94.77 ±0.00	76.53 ±0.06	46.57 ±0.04	43.33 ±0.05	23.92 ±0.05	97.92 ±0.21	83.79 ±0.11	52.27 ±0.03	43.85 ±0.47	21.81 ±0.05

Çizelge 4.3 ‘teki 2 g/L ve 3 mg/L mikroalgal biyosorbent ile artan RBBR boya konsantrasyonlarının zamana bağlı olarak değişen q_m değerleri incelendiğinde, her bir başlangıç boya konsantrasyonunda 15. dakikaya kadar artış olduğunu gözlemlenmiştir. Sadece 2 g/L biyosorbent konsantrasyonundaki 100 mg/L boya konsantrasyonunda önemsiz bir düşüş görülmüştür. 2 g/L biyosorbent konsantrasyonunun 15. dakikadaki q_m değerlerini karşılaştırıldığında da başlangıç boya konsantrasyonu artıkça q_m değerlerinde de artış gözlenmiştir. Benzer şekilde artış 3 g/L biyosorbent konsantrasyonunda da incelenmiştir. Fakat her iki biyosorbent konsantrasyonunun 800 mg/L boya konsantrasyonundaki q_m değeri 600 mg/L boya konsantrasyonuna göre daha düşük seyretmiştir. Çizelgeye genel olarak bakıldığında 2 g/L mikroalgal biyosorbent konsantrasyonundaki q_m değerleri 3 g/L mikroalgal biyosorbent konsantrasyonuna göre daha yüksek seyretmektedir.

Çizelge 4.3 2 ve 3 g/L mikroalgal biyosorbent ile artan RBBR boya konsantrasyonlarının biyosorpsiyonunda q_m (mg/g) değerlerinin karşılaştırması (30 °C; 100 rpm; pH değeri 4)

	2 g/L					3 g/L				
C_0 (mg/L)	106.00 ±1.10	196.31 ±3.14	396.62 ±2.24	595.69 ±2.31	798.77 ±5.78	103.38 ±3.54	195.54 ±0.70	395.70 ±3.40	602.00 ±11.31	800.00 ±11.49
Zaman(dk)	q_m (mg/g)	q_m (mg/g)	q_m (mg/g)	q_m (mg/g)	q_m (mg/g)	q_m (mg/g)	q_m (mg/g)	q_m (mg/g)	q_m (mg/g)	q_m (mg/g)
0	25.00 ±0.11	47.73 ±0.05	90.30 ±0.07	68.91 ±0.08	95.85 ±0.22	20.69 ±0.04	32.18 ±0.04	44.49 ±0.25	40.56 ±0.15	29.44 ±0.15
5	36.88 ±1.03	52.27 ±0.05	99.46 ±0.14	105.42 ±0.08	114.31 ±0.22	23.46 ±0.04	41.87 ±0.04	65.21 ±0.11	61.08 ±0.15	47.69 ±0.15
15	52.42 ±0.27	68.23 ±0.00	100.28 ±0.43	112.47 ±0.08	102.77 ±0.00	34.18 ±0.04	55.97 ±0.04	65.31 ±0.04	78.72 ±1.60	56.31 ±0.15
30	50.96 ±0.05	75.12 ±0.05	101.97 ±0.07	126.62 ±0.16	107.85 ±0.22	34.28 ±0.04	56.03 ±0.04	66.33 ±0.04	77.59 ±0.29	57.33 ±0.15
120	50.23 ±0.00	70.54 ±0.00	92.34 ±0.07	129.05 ±0.16	95.54 ±0.22	33.74 ±0.07	54.62 ±0.07	68.95 ±0.04	88.00 ±0.94	58.15 ±0.15

Farklı mikroalgal biyosorbent konsantrasyonlarındaki (1, 2, 3 mg/L) 100 mg/L, 200 mg/L ve 400 mg/L başlangıç boya konsantrasyonlarında hesaplanan q_m değerleri karşılaştırıldığında, biyosorbent miktarı arttıkça q_m değerinde düşüş gözlenmiştir. Her üç boya konsantrasyonunda da en yüksek q_m değeri 1 g/L biyosorbent konsantrasyonunda izlenmiştir. 600 ve 800 mg/L boya konsantrasyonlarında ise en yüksek q_m değeri 2 g/L biyosorbent konsantrasyonunda incelenmiştir. Tüm boya konsantrasyonlarında en düşük q_m değeri 3 g/L biyosorbent konsantrasyonunda görülmüştür (Şekil 4.4).



Şekil 4.4 Artan biyosorbent konsantrasyonları ile artan RBBR boya konsantrasyonlarının biyosorpsiyonunda 15. dakikadaki q_m değerlerinin karşılaştırması (30 °C; 100 rpm; pH değeri 4)

4.5 Zamanın Biyosorpsiyon Üzerine Etkisinin İncelenmesi

Yapılan tez çalışmasında her parametre için zaman faktörü değerlendirilmiştir. Zamana bağlı olarak yüzdelik biyogiderimde görülen artışın, biyosorpsiyonun denge noktasına ulaştığında sabitlendiği görülmüştür. Denge noktasına ulaşma zamanının biyosorbent konsantrasyonu ve başlangıç boya konsantrasyonuna göre değişiklik gösterdiği saptanmıştır. 100 mg/L başlangıç boya konsantrasyonunda, 1 g/L mikroalgal biyosorbent varlığında biyogiderim yüzdeliği 120. dakikaya kadar artmış ve 120 dakika sonunda en yüksek değer olan %93.06 olarak hesaplanmıştır. 2 g/L ve 3 g/L mikroalgal biyosorbent

varlığında denge noktası 15. dakikaya kadar düşerek biyogiderim yüzdeliği sırasıyla %98.91 ve %99.18 olarak hesaplanmıştır. Mikroalgal biyosorbent konsantrasyonu arttıkça, biyosorpsiyonun dengeye ulaşması daha erken zamanda gerçekleşmiştir.



5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Tekstil atık sularının içeriğinde bulunan boyar maddeler, toksik maddeler, ağır metaller ve çeşitli inorganik maddelerin çevreye salınımı, insan ve çevre sağlığı açısından ciddi tehdit oluşturmaktadır. Tekstil atık sularının arıtımı için uygulanan fiziksel ve kimyasal yöntemler fazla miktarda çamur oluşturmaları, seçili boyalar için kullanılması, yüksek maliyet gerektirmesi alternatif yöntemlerin arayışına neden olmuştur. Bu sebeple son yıllarda ekonomik olması, çevre dostu olması, uygulanmasının kolay olması gibi nedenlerle biyolojik yöntemlere olan talep artmıştır.

Tekstil boyalarının kimyasal yapılarının birbirinden farklı olması seçilen mikroorganizmanın boyalara karşı dayanıklı olmasını gerektirmektedir. Tez çalışmasında yüksek biyosorpsiyon özelliğine sahip, kolay üretilen, çevreye zarar vermeyen ve arıtım maliyetini düşüren *C. vulgaris* mikroalgi tercih edilmiştir.

Bu tez çalışmasında biyosorbent olarak Ankara Üniversitesi Biyoloji Bölümü Biyoteknoloji Araştırma Laboratuvarı kültür koleksiyonunda yer alan *C. vulgaris* mikroalgi kullanılmıştır. Boya giderim çalışmalarında ise tekstil endüstrisinde sıklıkla yer alan RBBR boyası kullanılmıştır.

Literatürde biyosorbent olarak mikroalgler kullanılarak tekstil boyalarının biyogideriminin sağlandığı çalışma sayısı azdır. Tez çalışmasına benzer şekilde mikroalglerle yapılan boya giderim çalışmaları ve çeşitli parametrelerin bu çalışmalar üzerindeki etkileri aşağıda verilmiştir.

5.1 Farklı Kültivasyon Koşullarının Mikroalgal Gelişim Üzerine Etkisi

Alg üretimi için en önemli madde karbondur. Glukoz, asetik asit veya pepton gibi organik karbon kaynakları alg gelişiminde oldukça önemli bir yer tutar. Nitrojen ve fosfor ise diğer temel besinlerdir. Selenyum, sodyum, potasyum, magnezyum, kalsiyum gibi

elementler ise enzimatik tepkimeler için kullanılmaktadır. *C. vulgaris* yetiştirmek için kültür ortamının en iyisi tartışmalı olsa da, BG-11 en yaygın tercih edilen ortam olmuştur (Panahi vd. 2019).

Mikroalgin büyüme ortamına karbon kaynağı eklenmesinin mikroalgin gelişimini artırdığına dair birçok bilimsel çalışma vardır. Park vd. 2014 yılında yaptığı bir çalışmada *Chlorella vulgaris* OW-01'in miksotrofik gelişiminde besin kaynağı olarak portakal kabuğu atığı ekstraktının kullanımını değerlendirilmiştir. Çalışma sonucunda *C. vulgaris* OW-01'in gelişimi BG-11, BG-G ve portakal kabuğu ekstraktı içeren besiyeri ortamlarında 12 günlük inkübasyon sonrası hesaplandığında sırasıyla 36.58 mg/L, 52.69 mg/L ve 183.33 mg/L olarak bulunmuştur. Sonuçlar, hücrelerin portakal kabuğu ekstraktı içeren besiyeri ortamında BG-11 ve BG-G ortamından çok daha hızlı büyüdüğünü göstermektedir (Park vd. 2014). 2013 yılında yapılan başka bir çalışmada Salda Gölü'nden izole edilen *Ettlia texensis* mikroalginin ototrofik, heterotrofik, fotoheterotrofik koşullar altında gelişimi incelendiğinde ototrofik koşullar altında 0.05 g/Ld hesaplanan biyokütle üretkenliği, fotoheterotrofik koşullar altında 0.15 g/Ld olarak hesaplanmıştır (Isleten-Hosoglu vd. 2013).

Tez çalışmasında *C.vulgaris*'in fotoheterotrofik kültivasyonu için 0.5 g/L bal kabağı atığı veya elma posası şekeri içeren BG-11 besiyerleri hazırlanmış ve ekimi yapılarak inkübasyona bırakılmıştır. Buradaki nihai amaç ülkemizde bolca üretimleri sonucunda elde edilen bal kabağı atığı ve elma posalarından elde edilen şekerlerin kullanılması ile atık yönetimine de katkıda bulunulmasıdır.

Çalışma sonucunda mikrobiyal gelişim BG-11 besiyerinde 0.214 g/L hesaplanırken, bal kabağı atığı içeren BG-11 besiyerinde 0.502 g/l, elma posası içeren BG-11 besiyerinde 0.304 g/l olarak hesaplanmıştır. Literatürde bal kabağı atığıyla herhangi bir mikroalgin gelişiminin desteklendiğine dair çalışmaya rastlanmamıştır. Ancak bal kabağının mikroalgin gelişimini destekleyen glukoz, ksiloz, galaktoz, arabinoz gibi çok çeşitli şekerleri içermesinin yanı sıra askorbik asit, beta karoten, vitamin C gibi bileşenlere de sahip olduğu bilinmektedir (Yang vd 2007).

5.2 Başlangıç pH Değerinin Biyosorpsiyona Etkisi

Tez çalışmasında 2, 4, 6, 8, 10 olmak üzere farklı pH değerlerinde biyosorpsiyon kapasiteleri incelenmiştir. En yüksek biyogiderim değerleri arasında belirgin bir fark gözlemlenmeyen pH değeri 4 ve pH değeri 2 'de görülmüş ve çalışmaya maksimum değer elde edildiği (%93.06) pH değeri 4 ile devam edilmiştir. pH değerinin artması ile beraber biyogiderim kapasitesinde azalma görülmüştür.

Literatürde tez çalışmasıyla benzerlik gösteren ve yakın pH değerlerinde maksimum biyogiderimin hesaplandığı çalışmalara aşağıda yer verilmiştir.

2019 yılında yapılan bir çalışmada besiyerinde geliştirilen *C. pyrenoidosa* ve gelişimi biochar (biyolojik kömür) ile desteklenen *C. pyrenoidosa* ile çalışılarak Direct Red 31 (DR 31) boyasının biyosorpsiyonu araştırılmıştır. pH değerleri 1-11 arasında değişirken, başlangıç boya konsantrasyonu 50 mg/L, temas süresi 180 dakika , alg optik yoğunluğu 0.4 OD ve biochar dozajı 1 g/L'de sabit tutulmuştur. DR 31 boyasının maksimum biyosorpsiyonu iki grup içinde (biochar-*C.pyrenoidosa* ve *C.pyrenoidosa*) pH değeri 3'te görülmüştür. *C. pyrenoidosa* hücreleri DR 31 boyasını %32.74 oranında giderirken, biochar- *C.pyrenoidosa* hücreleri aynı süre içinde %80.12 oranında boyayı giderebilmiştir. Bunun nedeni düşük pH değerinde, alg yüzeyinin pozitif olarak yüklenmesi ve negatif yüklü boya ile elektrostatik çekimlere yol açması olarak yorumlanmıştır (Behl vd. 2019).

2016 yılında yapılan bir çalışmada *C. pyrenoidosa* NCIM 2738, diazo boyası DR 31'in biyolojik bozunmasını sağlamak amacıyla kullanılmıştır. Boya giderimini hesaplamak için hazırlanan deney düzeneğinde 3-11 pH değeri aralığında, 0-180 dakika zaman aralığında, 10 mg/l – 50 mg/l başlangıç boya konsantrasyonunda analiz yapılmıştır. En biyosorpsiyon oranı %78.66 olarak hesaplanmıştır. Bu yüzdelik 40 mg/l 'lik bir başlangıç boya konsantrasyonu ile 3 saatlik inkübasyon sonrasında pH değeri 3'te elde edilmiştir. Renk gideriminin pH değeri 7'ye kadar büyük ölçüde azalmamakla beraber alkalik pH

değerinde (8-11) renk giderme etkinliğinde önemli bir düşüş gözlenmiştir (Sinha vd. 2016).

Aksu ve Tezer tarafından yapılan bir çalışmada kurutulmuş *C.vulgaris*'in biyosorpsiyon kapasitesi sülfon tipi üç farklı reaktif boya (Remazol Red RR, Remazol Black B ve Remazol Golden Yellow) üzerinde incelenmiştir. Çalışmada Remazol Black B ve Remazol Red RR 20-800 mg/L, Remazol Golden Yellow RNLR için 10-200 mg/L konsantrasyon aralığı incelenmiştir. Kurutulmuş alglerin biyogiderim kapasitesine pH faktörünün etkisi, 80 mg/L başlangıç boya konsantrasyonunda 1.0–3.0 pH değeri aralığında incelenmiştir. Kurutulmuş *C. vulgaris*, dengede gram kuru biyokütle başına 55.3 ve 55.2 mg boya tutarak RB ve RR boyları için en yüksek biyogiderim kapasitesi göstermiştir. Alg biyokütlesi, tüm boyalar için 2.0 başlangıç pH değerinde en yüksek boya tutma kapasitesini sergilemiştir (Aksu ve Tezer 2005).

Ergene vd. tarafından yapılan bir çalışmada, immobilize edilmiş *Scenedesmus quadricauda* kullanılarak RBBR boyasının sulu çözeltilerden uzaklaştırılması amaçlanmıştır. Çalışmada 25–200 mg/l konsantrasyon aralığındaki RBBR' nin sulu çözeltilerden uzaklaştırılması için hareketsizleştirilmiş aktif (IASq) ve ısı ile inaktive edilmiş (IHISq) *S. quadricauda* kullanılmıştır. IASq ve IHISq biyosorbentinin biyosorpsiyon kapasitesi için 2, 4, 6, 8 pH değerleri ile çalışılmıştır. *S.quadricauda*'nın en yüksek boya tutma kapasitesi pH değeri 2 'de IASq için 45.7 mg/g, IHISq için 47.9 mg/g olarak gözlenmiştir. pH değeri 4' ten sonra biyosorpsiyon kapasitesinde ciddi bir azalma görülmüştür (Ergene vd. 2009).

Yapılan tez çalışmasında elde edilen sonuçlar literatürle uyumludur. Diğer çalışmalarda olduğu gibi anyonik karakterdeki boyalarda pH değeri 4'ün etkili olduğu bu tez çalışmasıyla gösterilmiştir. Ayrıca *C. vulgaris* biyosorbentinin etkili bir biyosorpsiyon yeteneğinin olduğu belirlenmiştir.

5.3 Başlangıç Boya Konsantrasyonunun Biyosorpsiyon Üzerine Etkisi

Tez çalışmasında başlangıç boya konsantrasyonunun biyogiderim üzerine etkisini incelemek için 100, 200, 400, 600, 800 mg/L RBBR konsantrasyonları ile çalışılmıştır. Çalışmada RBBR konsantrasyonu arttıkça yüzdelik boya gideriminin azaldığı saptanmıştır. Başlangıç boya konsantrasyonundaki artış, biyosorbent yüzeyinde adsorpsiyon için uygun alanın bulunmamasından kaynaklanan adsorpsiyon ile negatif olarak ilişkili olabilmektedir (Pathak vd. 2015).

Literatürde tez çalışmasıyla benzerlik göstererek başlangıç boya konsantrasyonu arttıkça, biyosorpsiyonun azaldığı çalışmalara örnekler aşağıda verilmiştir.

2009 yılında yapılan bir çalışmada *Spirogyra* türü kullanılarak azo boya olan Direct Brown boyasının biyogiderimi gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada farklı biyosorbent konsantrasyonları (0.2, 0.4, 0.6 g/L), başlangıç boya konsantrasyonları (5 ppm, 10 ppm, 15 ppm), inkübasyon süresi (100, 200, 300, 400 dakika), pH değeri (2-10) ve sıcaklık (20, 40, 60°C) gibi parametreler değerlendirilmiştir. En yüksek boya giderimi inkübasyon süresi sonunda yaklaşık %70'lik biyogiderim ile 5 mg/L 'de gözlemlenmiştir (Sivarajasekar 2009).

2015 yılında yapılan bir çalışmada *C. vulgaris*'in aktif ve inaktif biyokütlesi ile azo boya olan Congo Red'i uzaklaştırma potansiyeli değerlendirilmiştir. Başlangıç boya konsantrasyonu olarak 5 ve 25 mg/L seçilmiştir. Dört farklı biyosorbent konsantrasyonunda (51, 73, 108, ve 146 mg/L), 96 saatlik inkübasyon sonunda, 5 mg/L'den 25 mg/L'ye çıkarılan başlangıç boya konsantrasyonuyla biyogiderim yüzdesindeki değişimler sırasıyla şu şekildedir; 51 mg/L için %67'den 32'ye, 73 mg/L için %73'ten %44'e, 108 mg/L için %79'dan %65'e, 146 mg/L için %87'den %74'de düşüş görülmüştür. Başlangıç boya konsantrasyonunun artışı ile biyogiderim yüzdesinde azalma hesaplanmıştır. Boya konsantrasyonunun artmasıyla biyosorpsiyon etkinliğinin azalması, çözültide düşük konsantrasyonda bulunan boya moleküllerinin biyosorbent

bağlanma bölgeleriyle daha kolay etkileşime girmesi ve böylece biyosorpsiyonu kolaylaştırması olarak açıklanmıştır (Hernández-Zamora vd. 2015).

Chu vd. immobilize *C. vulgaris* UMACC 001'in Supranol Red 3BW, Levafix Navy Blue EBNA ve Lanaset Red 2GA tekstil boyalarındaki renk giderme potansiyelini araştırmıştır. *C. vulgaris* hücreleri, %1 kappa karragenan ve %2 sodyum aljinat kullanılarak immobilize edildikten sonra üç boya kullanılarak farklı parametrelerle değerlendirme yapıp biyogiderim kapasitesi incelenmiştir. En yüksek biyogiderimin sağlandığı Lanaset Red 2GA için 0, 7.25, 15, 30 and 60 mg/L başlangıç boya konsantrasyonları kullanılıp 10 günlük inkübasyon gerçekleştirilmiştir. Lanaset Red 2GA boyası için en yüksek verim %44 olarak en düşük başlangıç boya konsantrasyonu olan 7,25 mg/l' de hesaplanmıştır (Chu vd. 2009).

2019 yılında *C. vulgaris* mikroalgal biyokütlesinin renk giderme potansiyeli, Orange-G boyasının farklı konsantrasyonları kullanılarak incelenmiştir. İlk boya konsantrasyonunun (5-40 ppm) adsorpsiyon işlemi üzerindeki etkisini incelemek için pH değeri 7'de 50 mg biyosorbent ile çalışılmış olup en yüksek biyosorpsiyon 5 ppm boya konsantrasyonunda (%38) görülmüştür. Boya konsantrasyonundaki artmasıyla biyogiderimle sürekli bir azalma görülmüştür (Kumar vd. 2019).

Bayazıt vd. 2020 yılında yaptığı çalışmada biyosorbent olarak *Phormidium animale* kullanarak Remazol Black B tekstil boyası üzerinde biyosorpsiyon kapasitesini araştırmıştır. Çalışma kapsamında pH değeri, biyosorbent tipi, başlangıç boya konsantrasyonu, sıcaklık, temas süresi ve biyosorbent miktarı gibi faktörler değerlendirilmiştir. Kurutulmuş biyosorbent ile pH değeri 2 de, 25 °C sıcaklık, 1 g/L biyosorbent dozajı ile farklı başlangıç boya konsantrasyonları (65.76, 92.39, 102.83 ve 114.13 mg/L) değerlendirilmiştir. En yüksek yüzdelik biyogiderim %98.51 ile 65.76 mg/L başlangıç boya konsantrasyonunda tespit edilmiştir. Çalışmada başlangıç boya konsantrasyonu arttıkça yüzdelik biyogiderim değerinde düşüş kaydedilmiştir (Bayazıt vd. 2020).

5.4 Başlangıç Biyokütle Konsantrasyonunun Biyosorpsiyon Üzerine Etkisi

Başlangıç biyokütle konsantrasyonunun biyogiderim üzerine etkisi incelenirken pH değeri 4 ortamında farklı başlangıç boya konsantrasyonlarında (100,200,400,600,800 mg/L), biyosorbent konsantrasyonu 1 g/L, 2 g/L, 3 g/L olarak değiştirilerek incelenmiştir. Çalışmada 100 mg/L boya konsantrasyonunda biyosorbent konsantrasyonu arttıkça giderimde artmış ve maksimum seviyeye ulaşmıştır. 200 mg/L boya konsantrasyonunda benzer şekilde biyosorbent konsantrasyonu arttıkça biyogiderim de artmıştır. 400-800 mg/L de ise biyosorbent konsantrasyonu arttıkça boya giderim hafif derecede düşmüştür. Bu düşüşün nedeni biyosorbent yükünün artmasıyla daha fazla yüzey alanı (daha fazla biyosorpsiyon bölgesi) sağlansada, boyanın biyosorbentin dış yüzeyindeki tek katlı alanı kaplamasının, sabit miktarda boya kullanıldığı sürece (zaman-oran) biyosorpsiyon sistemine hakim olması olarak yorumlanabilmektedir (Tsai ve Chen 2010).

Literatürde tez çalışmasıyla benzerlik gösteren araştırmalara aşağıda yer verilmiştir.

Daneshvar vd. tarafından yapılan bir çalışmada mikroalgelere ait *Cosmarium* türlerinin, Malakit Yeşili'nin biyolojik arıtımı için biyomateriyal potansiyeli değerlendirilmiştir. Farklı parametrelerin (sıcaklık, pH değeri, boya konsantrasyonu ve alg konsantrasyonu) renk giderimi üzerindeki etkileri incelenmiştir. 10 ppm olarak ayarlanan başlangıç boya konsantrasyonu çeşitli temas süreleri ve farklı alg biyokütle konsantrasyonları ($0-7.5 \times 10^6$ hücre/ml) ile incelenmiştir. Sonuçlara bakıldığında 4.5-106 hücre/ml'lik biyokütle için %87.1 değerine ulaşana kadar biyokütle konsantrasyonundaki artışla birlikte biyosorpsiyonda ciddi oranda artmıştır. Bu biyokütle konsantrasyonundan sonra artan dozlarda önemsiz bir biyogiderim artışı gözlemlenmiştir (Daneshvar vd. 2007).

Spirogyra türlerine ait yaygın olarak bulunan yeşil alglerin, sentetik azo boya (Reactive Yellow 22) atıklarının biyolojik arıtımı için uygun biyomateriyaller olarak araştırıldığı bir çalışmada boya gideriminin başlangıç boya konsantrasyonu ve alg biyokütlesi ile doğrudan bağlantılı olduğu saptanmıştır. 100 ppm başlangıç boya konsantrasyonu ile 0.5, 1.0, 2.0 g biyokütle konsantrasyonları çalışılmıştır. Biyokütle konsantrasyonları temas

süresine göre değerlendirildiğinde mikroalgin boyaya alışması için ilk 12 saatin gerekli olduğu, 72 saate kadar biyogiderim hızının arttığı ve bu süre sonunda doyunluğa ulaşmış sonraki süreçte biyogiderim kapasitesinin sabit kaldığı belirtilmiştir. Biyokütlenin her 0,5 g artışı ile birlikte boya giderimde de %10'luk artış görülmüştür (Mohan vd. 2002).

5.5 Zamanın Biyosorpsiyon Üzerine Etkisi

Tez çalışmasının tüm aşamalarında zaman faktörü değerlendirilmiştir. Benzer çalışmaları destekler nitelikte biyosorbent ile boyanın biraraya getirilmesiyle birlikte, mikroalg tarafından boya absorpsiyonu artmaya başlar ve belirli bir süre alg biyokütlesi üzerindeki tüm bağlanma bölgeleri işgal edildiğinde dengeye ulaşılmıştır (Al-Fawwaz ve Abdullah 2016). En yüksek boya alımının görüldüğü zaman değişmekle birlikte tez çalışmasında başlangıç boya konsantrasyonuna göre değişmekle birlikte 15. dakikadan sonra dengeye ulaşılmıştır. Doyunluğa ulaştıktan sonra boya giderim yüzdesinde önemsiz bir azalma tespit edilmiştir.

2018 yılında Rosa vd. tarafından yapılan bir çalışmada *C. pyrenoidosa* mikroalginin Rhodamine B boyasını giderme kapasitesi değerlendirilmiştir. Çalışma süresince farklı başlangıç boya konsantrasyonlarında (20–500 mg/L), farklı biyosorbent konsantrasyonlarında (0.5-2 g/L) pH değeri (2, 4, 6, 8, 10), temas süresi (5, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150, 180, 240 dakika) ve sıcaklığın (25, 35 ve 45 °C) biyosorpsiyon üzerine etkilerine bakılmıştır. En yüksek biyogiderim 100 mg/L başlangıç boya konsantrasyonunda, pH değeri 8 ve 25 °C’de ölçülmüştür. Ayrıca tüm konsantrasyonlar için biyosorpsiyonun hızlı bir şekilde gerçekleştiği, biyosorpsiyonun %82-95 değer ile dengeye ilk 30 dakikada ulaştığı tespit edilmiştir. 30 dakikadan sonra biyosorpsiyon hızının dengeye ulaşana kadar düşüş gösterdiği belirlenmiştir. Bunun nedeninin; başlangıçta biyosorbent yüzeyindeki tüm aktif bölgelerin serbest olması ve hızlı bir biyosorpsiyonla sonuçlanması olarak açıklanmıştır (Rosa vd. 2018).

Sonuç olarak tez çalışmasında; tekstil endüstrisinde sıklıkla kullanılan RBBR boyasının gideriminin atık bal kabağı üzerinde geliştirilen *C.vulgaris* mikroalginin

biyosorpsiyonuyla sağlanması amaçlanmıştır. Buna bağlı olarak optimize edilen gelişim koşullarında pH değeri, başlangıç boya konsantrasyonu, başlangıç biyokütle konsantrasyonu, inkübasyon zamanı gibi parametreler değerlendirilmiştir. Tekstil atık su arıtımında kullanılan fiziksel ve kimyasal yöntemler de olmasına rağmen hızlı, ekonomik ve evre dostu sonuçlar elde edilebilmesi için biyolojik yöntemlerden biri olan biyosorpsiyon tercih edilmiştir. Çalışma sonucu değerlendirildiğinde, biyosorbent olarak kullanılan *C.vulgaris* hem atık yönetimi hem de tekstil atık suyu arıtımında umut vaatetmektedir.



KAYNAKLAR

- Acuner, E. ve Dilek, F. B. 2004. Treatment of tectilon yellow 2G by *Chlorella vulgaris*. Process Biochemistry, 39(5), 623-631.
- Afanga, H., Zazou, H., Titchou, F. E., Rakhila, Y., Akbour, R. A., Elmchaouri, A. ve Hamdani, M. 2020. Integrated electrochemical processes for textile industry wastewater treatment: system performances and sludge settling characteristics. Sustainable Environment Research, 30(1), 1-11.
- Akar, S. T., Özcan, A. S., Akar, T., Özcan, A. ve Kaynak, Z. 2009. Biosorption of a reactive textile dye from aqueous solutions utilizing an agro-waste. Desalination, 249(2), 757-761.
- Aksu, Z. ve Tezer, S. 2005. Biosorption of reactive dyes on the green alga *Chlorella vulgaris*. Process Biochemistry, 40(3-4), 1347-1361.
- Al-Fawwaz, A. T. ve Abdullah, M. 2016. Decolorization of methylene blue and malachite green by immobilized *Desmodesmus* sp. isolated from North Jordan. International Journal of Environmental Science and Development, 7(2), 95.
- Bafana, A., Devi, S. S. ve Chakrabarti, T. 2011. Azo dyes: past, present and the future. Environmental Reviews, 19(NA), 350-371.
- Bankole, P. O., Adekunle, A. A., Obidi, O. F., Olukanni, O. D. ve Govindwar, S. P. 2017. Degradation of indigo dye by a newly isolated yeast, *Diutina rugosa* from dye wastewater polluted soil. Journal of environmental chemical engineering, 5(5), 4639-4648.
- Bayazıt, G., Taştan, B. E. ve Gül, Ü. D. 2020. Biosorption, isotherm and kinetic properties of common textile dye by *Phormidium animale*. Global Nest Journal, 22(1).
- Behl, K., Sinha, S., Sharma, M., Singh, R., Joshi, M., Bhatnagar, A. ve Nigam, S. 2019. One-time cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* in aqueous dye solution supplemented with biochar for microalgal growth, dye decolorization and lipid production. Chemical Engineering Journal, 364, 552-561.
- Benkhaya, S., M'rabet, S. ve El Harfi, A. 2020. A review on classifications, recent synthesis and applications of textile dyes. Inorganic Chemistry Communications, 115, 107891.
- Berradi, M., Hsissou, R., Khudhair, M., Assouag, M., Cherkaoui, O., El Bachiri, A. ve El Harfi, A. 2019. Textile finishing dyes and their impact on aquatic environs. Heliyon, 5(11), e02711.
- Bhatia, D., Sharma, N. R., Singh, J. ve Kanwar, R. S. 2017. Biological methods for textile dye removal from wastewater: A review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 47(19), 1836-1876.
- Birgül, A. 2006. Tekstil endüstrisi atıksu arıtımında ileri oksidasyon proseslerinin kullanımı. Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 124, Bursa.

- Bisschops, I. ve Spanjers, H. 2003. Literature review on textile wastewater characterisation. *Environmental technology*, 24(11), 1399-1411.
- Bouhadjar, S. I., Deowan, S. A., Galiano, F., Figoli, A., Hoinkis, J. ve Djennad, M. H. 2016. Performance of commercial membranes in a side-stream and submerged membrane bioreactor for model textile wastewater treatment. *Desalination and water treatment*, 57(12), 5275-5285.
- Bozanta, E. ve Ökmen, G. 2011. Biyosorpsiyon ve mikroorganizmalar. *Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi*, (2), 9-77.
- Chai, W. S., Tan, W. G., Munawaroh, H. S. H., Gupta, V. K., Ho, S. H. ve Show, P. L. 2021. Multifaceted roles of microalgae in the application of wastewater biotreatment: a review. *Environmental Pollution*, 269, 116236.
- Chequer, F. D., De Oliveira, G. R., Ferraz, E. A., Cardoso, J. C., Zanoni, M. B. ve De Oliveira, D. P. 2013. Textile dyes: dyeing process and environmental impact. *Eco-friendly textile dyeing and finishing*, 6(6), 151-176.
- Chew, K. W., Chia, S. R., Show, P. L., Ling, T. C., Arya, S. S. ve Chang, J. S. 2018. Food waste compost as an organic nutrient source for the cultivation of *Chlorella vulgaris*. *Bioresource technology*, 267, 356-362.
- Chhandama, M. V. L., Satyan, K. B., Changmai, B., Vanlalveni, C. ve Rokhum, S. L. 2021. Microalgae as a feedstock for the production of biodiesel: A review. *Bioresource Technology Reports*, 15, 100771.
- Chojnacka, K. 2010. Biosorption and bioaccumulation—the prospects for practical applications. *Environment international*, 36(3), 299-307.
- Chu, W.L., See, Y.C. ve Phang, S.M. 2009. Use of immobilised *Chlorella vulgaris* for the removal of colour from textile dyes. *Journal of Applied Phycology* 21(6), 641–648.
- Chung, K. T. 2016. Azo dyes and human health: A review. *Journal of Environmental Science and Health, Part C*, 34(4), 233-261.
- Clark, M. (eds). 2011. *Handbook of textile and industrial dyeing: principles, processes and types of dyes*. Elsevier.
- Çifçi, D. İ. 2005. Evsel atıksuların doğal ortam sıcaklıklarında anaerobik arıtımı. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
- Daneshvar, N., Ayazloo, M., Khataee, A. R. ve Pourhassan, M. 2007. Biological decolorization of dye solution containing Malachite Green by microalgae *Cosmarium* sp. *Bioresource technology*, 98(6), 1176-1182.
- Donkadokula, N. Y., Kola, A. K., Naz, I. ve Saroj, D. 2020. A review on advanced physico-chemical and biological textile dye wastewater treatment techniques. *Reviews in environmental science and bio/technology*, 19(3), 543-560.
- El Harfi, S. ve El Harfi, A. 2017. Classifications, properties and applications of textile dyes: A review. *Applied Journal of Environmental Engineering Science*, 3(3), 00000-3.

- El-Sheekh, M. M., Gharieb, M. M. ve Abou-El-Souod, G. W. 2009. Biodegradation of dyes by some green algae and cyanobacteria. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63(6), 699-704.
- Ergene, A., Ada, K., Tan, S. ve Katircioğlu, H. 2009. Removal of Remazol Brilliant Blue R dye from aqueous solutions by adsorption onto immobilized *Scenedesmus quadricauda*: Equilibrium and kinetic modeling studies. *Desalination*, 249(3), 1308-1314.
- Fazal, T., Mushtaq, A., Rehman, F., Khan, A. U., Rashid, N., Farooq, W. ve Xu, J. 2018. Bioremediation of textile wastewater and successive biodiesel production using microalgae. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 3107-3126.
- Fazal, T., Rehman, M. S. U., Javed, F., Akhtar, M., Mushtaq, A., Hafeez, A. ve Rehman, F. 2021. Integrating bioremediation of textile wastewater with biodiesel production using microalgae (*Chlorella vulgaris*). *Chemosphere*, 281, 130758.
- Gao, Y., Yang, B. ve Wang, Q. 2018. Biodegradation and decolorization of dye wastewater: A review. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 178(1), 012013.
- Gonçalves, I. M. C., Gomes, A., Bras, R., Ferra, M. I. A., Amorim, M. T. P. ve Porter, R. S. 2000. Biological treatment of effluent containing textile dyes. *Coloration Technology*, 116(12), 393-397.
- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, A. B., Cansaran-Duman, D. ve Aras, S. 2012. Biosorption, adsorption, phytoremediation methods and applications. *Türk Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi*, 69(4), 235-253.
- Hassaan, M. A. ve El Nemr, A. 2017. Advanced oxidation processes for textile wastewater treatment. *International Journal of Photochemistry and Photobiology*, 2(3), 85-93.
- Heinfling, A., Bergbauer, M. ve Szewzyk, U. 1997. Biodegradation of azo and phthalocyanine dyes by *Trametes versicolor* and *Bjerkandera adusta*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 48(2), 261-266.
- Hernández-Zamora, M., Cristiani-Urbina, E., Martínez-Jerónimo, F., Perales-Vela, H. V., Ponce-Noyola, T., Montes-Horcasitas, M. D. C. ve Cañizares-Villanueva, R. O. 2015.
- Bioremoval of the azo dye Congo Red by the microalga *Chlorella vulgaris*. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(14), 10811-10823.
- Holkar, C. R., Jadhav, A. J., Pinjari, D. V., Mahamuni, N. M. ve Pandit, A. B. 2016. A critical review on textile wastewater treatments: possible approaches. *Journal of environmental management*, 182, 351-366.
- Hopes, A. ve Mock, T. 2015. Evolution of microalgae and their adaptations in different marine ecosystems. *eLS*, 1-9.
- Hunger, K. 2003. *Industrial Dyes Chemistry, Properties Applications*. 14-35.
- Ingamells, W. 1993. *Colour for textiles*. Society of Dyers and Colourists, 2-5.

- Isleten-Hosoglu, M., Ayyıldız-Tamis, D., Zengin, G. ve Elibol, M. 2013. Enhanced growth and lipid accumulation by a new *Ettlia texensis* isolate under optimized photoheterotrophic condition. *Bioresource technology*, 131, 258-265.
- Jamee, R. ve Siddique, R. 2019. Biodegradation of synthetic dyes of textile effluent by microorganisms: an environmentally and economically sustainable approach. *European Journal of Microbiology and Immunology*, 9(4), 114-118.
- Jeworski, M. ve Heinzle, E. 2000. Combined chemical-biological treatment of wastewater containing refractory pollutants, 163-196.
- Joshi, M., Bansal, R. ve Purwar, R. 2004. Colour removal from textile effluents. *Niscpr Publications*, 29(2), 239-259.
- Kaygusuz, T. 2013. Elektrokimyasal oksidasyon yönteminin tekstil atıksularının arıtılabilirliğine etkilerinin tamölçekli araştırılması. Yüksek Lisans Tezi. Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tekirdağ.
- Kocaer, F. O. ve Alkan, U. 2002. Boyarmadde içeren tekstil atıksularının arıtım alternatifleri. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 7, 47-55.
- Koyuncu, I. ve Güney, K. 2013. Membrane-based treatment of textile industry wastewaters. *Encyclopedia of Membrane Science and Technology*, 1-12.
- Kulkarni, S. V., Blackwell, C. D., Blackard, A. L., Stackhouse, C. W. ve Alexander, M. W. 1985. Textile dyes and dyeing equipment: classification, properties and environmental aspects. Washington, DC, USA: US Government Printing Office.
- Kumar, S., Ahluwalia, A. S. ve Charaya, M. U. 2019. Adsorption of Orange-G dye by the dried powdered biomass of *Chlorella vulgaris* Beijerinck. *Current Science*, 116(4), 604-611.
- Kumari, K. Ve Abraham, T. E. 2007. Biosorption of anionic textile dyes by nonviable biomass of fungi and yeast. *Bioresource Technology*, 98(9), 1704-1710.
- Lau, K. Y., Pleissner, D. ve Lin, C. S. K. 2014. Recycling of food waste as nutrients in *Chlorella vulgaris* cultivation. *Bioresource technology*, 170, 144-151.
- Lellis, B., Fávaro-Polonio, C. Z., Pamphile, J. A. ve Polonio, J. C. 2019. Effects of textile dyes on health and the environment and bioremediation potential of living organisms. *Biotechnology Research and Innovation*, 3(2), 275-290.
- Malik, P. K. 2003. Use of activated carbons prepared from sawdust and rice-husk for adsorption of acid dyes: a case study of Acid Yellow 36. *Dyes and pigments*, 56(3), 239-249.
- Malinauskiene, L., Bruze, M., Ryberg, K., Zimerson, E. ve Isaksson, M. 2013. Contact allergy from disperse dyes in textiles—a review. *Contact Dermatitis*, 68(2), 65-75.
- Mani, S., Chowdhary, P. ve Bharagava, R. N. 2019. Textile wastewater dyes: toxicity profile and treatment approaches. In *Emerging and eco-friendly approaches for waste management*. Springer, 219-244.
- Modak, J. M. ve Natarajan, K. A. 1995. Biosorption of metals using nonliving biomass—a review. *Mining, Metallurgy & Exploration*, 12, 189-196.

- Mohan, S. V., Rao, N. C., Prasad, K. K. ve Karthikeyan, J. 2002. Treatment of simulated Reactive Yellow 22 (Azo) dye effluents using *Spirogyra* species. *Waste Management*, 22(6), 575-582.
- Mujtaba, G., Choi, W., Lee, C. G. ve Lee, K. 2012. Lipid production by *Chlorella vulgaris* after a shift from nutrient-rich to nitrogen starvation conditions. *Bioresource technology*, 123, 279-283.
- Mustafa, S., Bhatti, H. N., Maqbool, M. ve Iqbal, M. 2021. Microalgae biosorption, bioaccumulation and biodegradation efficiency for the remediation of wastewater and carbon dioxide mitigation: Prospects, challenges and opportunities. *Journal of Water Process Engineering*, 41, 102009.
- Muzzaffar, S., Baba, W. N., Nazir, N., Masoodi, F. A., Bhat, M. M. ve Bazaz, R. 2016. Effect of storage on physicochemical, microbial and antioxidant properties of pumpkin (*Cucurbita moschata*) candy. *Cogent Food & Agriculture*, 2(1), 1163650.
- Namal, O. Ö. 2017. Tekstil endüstrisi atıksularının arıtımında kullanılan proseslerin araştırılması. *Nevşehir Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 6, 388-396.
- Omar, H. H. 2008. Algal decolorization and degradation of monoazo and diazo dyes. *Pak J Biol Sci*, 11(10), 1310-1316.
- Otondo, A., Kokabian, B., Stuart-Dahl, S. ve Gude, V. G. 2018. Energetic evaluation of wastewater treatment using microalgae, *Chlorella vulgaris*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 3213-3222.
- Panahi, Y., Khosroushahi, A. Y., Sahebkar, A. ve Heidari, H. R. 2019. Impact of Cultivation Condition and Media Content on *Chlorella vulgaris* Composition. *Advanced pharmaceutical bulletin*, 9(2), 182.
- Park, W. K., Moon, M., Kwak, M. S., Jeon, S., Choi, G. G., Yang, J. W. ve Lee, B. 2014. Use of orange peel extract for mixotrophic cultivation of *Chlorella vulgaris*: increased production of biomass and FAMES. *Bioresource technology*, 171, 343-349.
- Pathak, V. V., Kothari, R., Chopra, A. K. ve Singh, D. P. 2015. Experimental and kinetic studies for phycoremediation and dye removal by *Chlorella pyrenoidosa* from textile wastewater. *Journal of environmental management*, 163, 270-277.
- Paz, A., Carballo, J., Pérez, M. J. ve Domínguez, J. M. 2017. Biological treatment of model dyes and textile wastewaters. *Chemosphere*, 181, 168-177.
- Paździor, K., Wrębiak, J., Klepacz-Smółka, A., Gmurek, M., Bilińska, L., Kos, L. ve Ledakowicz, S. 2017. Influence of ozonation and biodegradation on toxicity of industrial textile wastewater. *Journal of Environmental Management*, 195, 166-173.
- Pensupa, N., Leu, S. Y., Hu, Y., Du, C., Liu, H., Jing, H. ve Lin, C. S. K. 2017. Recent trends in sustainable textile waste recycling methods: Current situation and future prospects. *Chemistry and Chemical Technologies in Waste Valorization*, 189-228.

- Popli, S. ve Patel, U. 2015. Destruction of azo dyes by anaerobic-aerobic sequential biological treatment: a review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(1), 405-420.
- Ramachandra, T. V., Ahalya, N. ve Kanamadi, R. D. 2006. Biosorption: techniques and mechanisms. *Ces TR* 110.
- Romera, E., González, F., Ballester, A., Blázquez, M. L. ve Munoz, J. A. 2007. Comparative study of biosorption of heavy metals using different types of algae. *Bioresource technology*, 98(17), 3344-3353.
- Rosa, A. L. D., Carissimi, E., Dotto, G. L., Sander, H. ve Feris, L. A. 2018. Biosorption of rhodamine B dye from dyeing stones effluents using the green microalgae *Chlorella pyrenoidosa*. *Journal of Cleaner Production*, 198, 1302-1310.
- Safi, C., Zebib, B., Merah, O., Pontalier, P. Y. ve Vaca-Garcia, C. 2014. Morphology, composition, production, processing and applications of *Chlorella vulgaris*: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 35, 265-278.
- Sharma, S., Saxena, R. ve Gaur, G. 2014. Study of removal techniques for azo dyes by biosorption: a review. *IOSR J. Appl. Chem*, 7(06).
- Sharma, J., Sharma, S. ve Soni, V. 2021. Classification and impact of synthetic textile dyes on Aquatic Flora: A review. *Regional Studies in Marine Science*, 45, 101802.
- Siddique, K., Rizwan, M., Shahid, M. J., Ali, S., Ahmad, R. ve Rizvi, H. 2017. Textile wastewater treatment options: a critical review. *Enhancing cleanup of environmental pollutants*, 183-207.
- Sikosana, M. L., Sikhwivhilu, K., Moutloali, R. ve Madyira, D. M. 2019. Municipal wastewater treatment technologies: A review. *Procedia Manufacturing*, 35, 1018-1024.
- Singh, K. ve Arora, S. 2011. Removal of synthetic textile dyes from wastewaters: a critical review on present treatment technologies. *Critical reviews in environmental science and technology*, 41(9), 807-878.
- Sinha, S., Singh, R., Chaurasia, A. K. ve Nigam, S. 2016. Self-sustainable *Chlorella pyrenoidosa* strain NCIM 2738 based photobioreactor for removal of Direct Red-31 dye along with other industrial pollutants to improve the water-quality. *Journal of Hazardous Materials*, 306, 386-394.
- Sivarajasekar, N., Baskar, R. ve Balakrishnan, V. 2009. Biosorption of an azo dye from aqueous solutions onto *Spirogyra*. *Journal of the university of chemical Technology and Metallurgy*, 44(2), 157-164.
- Slama, H. B., Chenari Bouket, A., Pourhassan, Z., Alenezi, F. N., Silini, A., Cherif-Silini, H. ve Belbahri, L. 2021. Diversity of synthetic dyes from textile industries, discharge impacts and treatment methods. *Applied Sciences*, 11(14), 6255.
- Solís, M., Solís, A., Pérez, H. I., Manjarrez, N. ve Flores, M. 2012. Microbial decolouration of azo dyes: a review. *Process Biochemistry*, 47(12), 1723-1748.
- Töre, A. K. ve I, Mustafa. 2020. Mikroalglerle Biyogaz Çamurunun Arıtımı. *Ulusal çevre bilimleri araştırma dergisi*, 3(1), 34-42.

- Tsai, W. T. ve Chen, H. R. 2010. Removal of malachite green from aqueous solution using low-cost chlorella-based biomass. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 844-849.
- Vidotti, A. D., Riaño-Pachón, D. M., Mattiello, L., Giraldi, L. A., Winck, F. V. ve Franco, T. T. 2020. Analysis of autotrophic, mixotrophic and heterotrophic phenotypes in the microalgae *Chlorella vulgaris* using time-resolved proteomics and transcriptomics approaches. *Algal Research*, 51, 102060.
- Wollmann, F., Dietze, S., Ackermann, J. U., Bley, T., Walther, T., Steingroewer, J. ve Krujatz, F. 2019. Microalgae wastewater treatment: Biological and technological approaches. *Engineering in Life Sciences*, 19(12), 860-871.
- Yang, X., Zhao, Y. ve Lv, Y. 2007. Chemical composition and antioxidant activity of an acidic polysaccharide extracted from *Cucurbita moschata* Duchesne ex Poiret. *Journal of agricultural and food chemistry*, 55(12), 4684-4690.
- Znad, H., Al Ketife, A. M., Judd, S., AlMomani, F. ve Vuthaluru, H. B. 2018. Bioremediation and nutrient removal from wastewater by *Chlorella vulgaris*. *Ecological Engineering*, 110, 1-7.