



**T.C.
BURSA TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ**

**POLİ(DİALİLDİMETİLAMONYUM KLORÜR)/VERMİKÜLİT KOMPOZİTİN
SENTEZİ, KARAKTERİZASYONU VE ATIK SU ARITMA
PERFORMANSININ BELİRLENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Gamze ŞENGÜL ÖZER

Polimer Malzeme Mühendisliği Anabilim Dalı

Polimer Malzeme Mühendisliği Tezli Yüksek Lisans Programı

MAYIS 2024

T.C.
BURSA TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

**POLİ(DİALİLDİMETİLAMONYUM KLORÜR)/VERMİKÜLİT KOMPOZİTİN
SENTEZİ, KARAKTERİZASYONU VE ATIK SU ARITMA
PERFORMANSININ BELİRLENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Gamze ŞENGÜL ÖZER
(20234899002)
ORCID: 0000-0003-1020-9310

Polimer Malzeme Mühendisliği Anabilim Dalı
Polimer Malzeme Mühendisliği Tezli Yüksek Lisans Programı

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Ömer Yunus GÜMÜŞ
ORCID: 0000-0002-3361-6528

MAYIS 2024

BTÜ, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü'nün 20234899002 numaralı Yüksek Lisans Öğrencisi Gamze ŞENGÜL ÖZER, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “POLİ(DİALİLDİMETİLAMONYUM KLOORÜR)/VERMİKÜLİT KOMPOZİTİN SENTEZİ, KARAKTERİZASYONU VE ATIK SU ARITMA PERFORMANSININ BELİRLENMESİ” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

Tez Danışmanı : **Doç. Dr. Ömer Yunus GÜMÜŞ**
Bursa Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri : **Doç. Dr. Ahmet AYGÜN**
Bursa Teknik Üniversitesi

Doç. Dr. Mithat ÇELEBİ
Yalova Üniversitesi

Teslim Tarihi :
Savunma Tarihi :



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

İNTİHAL BEYANI

Bu tezde görsel, işitsel ve yazılı biçimde sunulan tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uyularak tarafımdan elde edildiğini, tez içinde yer alan ancak bu çalışmaya özgü olmayan tüm sonuç ve bilgileri tezde kaynak göstererek belgelediğimi, aksinin ortaya çıkması durumunda her türlü yasal sonucu kabul ettiğimi beyan ederim.

Öğrencinin Adı Soyadı: Gamze ŞENGÜL ÖZER

İmzası :

X

ÖNSÖZ

Yüksek lisans tezimde ilgi ve desteğini esirgemeyen danışmanım Sayın Doç. Dr. Ömer Yunus Gümüş hocama teşekkür ederim.

Manevi destek ve sabrından dolayı eşim Burak Özer, oğullarım Eymen ve Egemen Özer'e çok teşekkür ederim.

Eğitim hayatım boyunca her zaman desteğini esirgemeyen annem Rukiye Şengül'e çok çok teşekkür ederim.

05.2024

Gamze ŞENGÜL ÖZER
Yüksek Kimyager

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ.....	vi
İÇİNDEKİLER	vii
KISALTMALAR.....	ix
SEMBOLLER	x
ÇİZELGE LİSTESİ.....	xi
ŞEKİL LİSTESİ.....	xii
ÖZET.....	xiii
SUMMARY	xv
1. GİRİŞ	1
1.1 Tekstil Sektöründe Atık Su Oluşum Süreçleri.....	1
1.2 Tekstil İşlem Basamaklarına Göre Atık Suyun Özellikleri	3
1.3 Tekstil Atık Sularının Arıtımının Önemi	4
1.4 Atık Su Arıtımında Kullanılan Yöntemler	6
1.4.1 Biyolojik arıtma yöntemleri	7
1.4.2 Fizikokimyasal arıtma yöntemleri	7
1.4.2.1 Koagülasyon ve flokülasyon yöntemi.....	7
1.4.2.2 Elektrokoagülasyon yöntemi.....	13
1.5 Su Arıtımında Kullanılan Killer	13
1.5.1 Kil mineralleri	14
1.5.1.1 Vermikülit	15
1.5.2 Kil-polimer nanokompozitleri (KPN).....	17
1.6 Atık Sulardan Gideriminde PDADMAK Kullanımı	19
2. MALZEME VE YÖNTEM.....	20
1.1.Malzemeler.....	20
1.2.Deneysel Çalışmalar	20
2.1.1 Vermikülit kilin hazırlanışı	20
2.1.2 Polidadmak hazırlanışı	20
2.1.3 Polidadmak/vermikülit kompozitin sentezi	21
2.2 Karakterizasyon Çalışmaları.....	21
2.3.1 Nem tayini.....	21
2.3.2 ATR-FTIR spektroskopisi.....	22
2.3.3 XRD analizleri	22
2.3.4 Taramalı elektron mikroskobu (SEM)	23
2.3.5 Jar testleri	23
2.3.6 Renk ölçümleri.....	24
3. BULGULAR	25
3.1 Karakterizasyon Çalışmaları.....	25
3.1.1 FTIR sonuçları	25
3.1.2 XRD sonuçları.....	27
3.1.3 SEM görüntüleri.....	29

3.1.4 Nem tayini sonuçları	31
3.2 Atık Su Arıtma Çalışmaları	32
4. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	35
KAYNAKLAR.....	36
ÖZGEÇMİŞ.....	41



KISALTMALAR

AA	: Akrilamid
ADCL	: (N,N-dialkilaminoetil (metil)akrilat)
APS	: Amonyum persülfat
CMC	: Karboksi metil selüloz
CR	: Kongo kırmızısı
CTS	: Glukozamin ve N-asetilglukozamin kopolimeri
DADMAK	: Diallyl dimetil amonyum klorür
DCD	: Disyandiamid
DMA	: Dimetilamin
DMAEA	: Dimetil aminoetil akrilat
DMD	: Polidisyandiamid
FRM	: Formaldehit
KC	: Kaolin kili
KPN	: Kil-polmer nanokompozit
MC	: Metilselüloz
MMT	: Organo-modifiye montmorillonit
NC	: Kitosan nanopartikülü
PAA	: Poliakrilamid
PAC	: Polialüminyumklorür
PDADMAK	: Polidadmak
SEM	: Taramalı elektron mikroskopu
V1D1	: Vermikülit: damac oranı 1:1 olan kompozit
V1D2	: Vermikülit: damac oranı 1:2 olan kompozit
V2D1	: Vermikülit: damac oranı 2:1 olan kompozit
V1D0	: Vermikülit: damac oranı 1:0 olan kompozit
V0D1	: Vermikülit: damac oranı 0:1 olan kompozit
XRD	: X-ışınları difraktomogramı

SEMBOLLER

FeCl₃	: Demir (III) klorür
FeCl₂	: Demir (II) klorür
Fe(SO₄)₂	: Demir sülfat
As (V)	: Arsenik
Cr (VI)	: Krom
K⁺	: Potasyum iyonu
H₃O⁺	: Hidronyum iyonu
Fe⁺²	: Demir (II) iyonu
Fe⁺³	: Demir (III) iyonu
Mg⁺²	: Magnezyum iyonu

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 3. 1 : Kompozitler için % katı madde sonuçları (Kil %100 lük malzeme olarak baz alınmıştır.).....	31
Çizelge 3. 2 : 150 ppm V1D2 ve 161,50 ppm PDADMAK için anlık ve 2 saat sonraki renk ve AKM değerleri.....	33
Çizelge 3. 3 : 125 ppm V1D2 için anlık ve 2 saat sonu renk ve AKM değerleri.	33
Çizelge 3. 4 : 253,50 ppm V1D1 kompozitinin 253,5 ppm deki renk ve AKM değeri.....	34
Çizelge 3. 5 : 400,00 ppm V2D1 ve 338,00 ppm V1D1 için anlık ve 2 saat sonraki renk ve AKM değerleri.....	34
Çizelge 3. 6 : Dozaj miktarlarına göre V1D2,V1D1, PDADMAK ve V2D1 için anlık ve 2 saat sonu renk giderim % leri.	34

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 1. 1 : Örgü kumaşlara uygulanan ıslak işlemler	2
Şekil 1. 2 : Dokuma Kumaşlara uygulanan ıslak işlemler	2
Şekil 1. 3 : Boyarmadde içeren atık suların arıtılmasında kullanılan yöntemler diyagramı.....	6
Şekil 1. 4 : Koagülasyon diyagramı.....	8
Şekil 1. 5 : Poliamin reaksiyonu.....	9
Şekil 1. 6 : POLİDADMAK formları	100
Şekil 1. 7 : DCD ve FRM reaksiyonu ile Polydisyandiamid (DMD) eldesi.....	100
Şekil 1. 8 : DMD nin amonyumklorür ile kuaternizasyonu.....	111
Şekil 1. 9 : Nonyonik, anyonik ve katyonik flokülantlar.....	122
Şekil 1. 10 : Farklı tip adsorpsiyon mekanizması a) Fiziksel b) Kimyasal ... Hata! Yer işareti tanımlanmamış.5	166
Şekil 1. 11 : Genleştirilmiş vermikülitin şekli.	17
Şekil 1. 12 : Farklı CPN tipleri ve yapıları.	21
Şekil 2. 1 : Polidadmak sentez düzeneği.....	21
1	
Şekil 2. 2 : Nem tayin cihazı.....	222
Şekil 2. 3 : XRD cihazı.....	222
Şekil 2. 4 : SEM cihazı.	233
Şekil 2. 5 : Jar test cihazı.	24
Şekil 2. 6 : Spektrofotometre cihazı.	24
Şekil 3. 1 : a) DADMAK, PDADMAK, vermikülit ve V1D2, V2D1, V1D1 kompozitlerine ait FTIR spektrumları, b) 1400-1500 cm ⁻¹ aralığına ait pikler, c) 800-1100 cm ⁻¹ aralığına ait pikler	26
Şekil 3. 2: Numunelere ait XRD difraktogramları.....	29
Şekil 3. 3 : Kompozitler, Polidadmak ve Vermikülit SEM görüntüleri.	30
Şekil 3. 4 : V1D2'nin 150,00 ppm olduğu seriye ait 2 saat sonraki jar görseli.....	32

**POLİ(DİALİLDİMETİLAMONYUM Klorür)/VERMİKÜLİT
KOMPOZİTİN SENTEZİ, KARAKTERİZASYONU VE ATIK SU ARITMA
PERFORMANSININ BELİRLENMESİ**

ÖZET

Tekstil, elyaftan ipliğe, iplikten kumaş üretimine, kumaştan nihai ürün üretimi aşamalarını içeren endüstri koludur. Tekstil endüstrisi atık suları insan sağlığını ve doğayı tehdit etmektedir. Tekstil endüstrisi atık suları su ortamlarında birikerek renkli olmaları sebebiyle suyun görünümünü bozup ışık geçirgenliğini azaltırlar. Işık geçirgenliğinin ve çözünmüş oksijen miktarının azalması canlılar tehdit etmekte ve su kaynaklarının tükenmesine neden olmaktadır. Çok az miktarlarda dahi renkli tekstil atık suları çok büyük su miktarının kirlenmesine neden olur. Bu nedenle renkli tekstil atık suları arıtıldıktan sonra deşarj edilmelidir. Tekstil atık sularının bileşimi işletme koşullarına ve proseste kullanılan çeşitli kimyasallara bağlı olarak değişiklik gösterir. Böylece atık sularda kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), pH, tuzluluk ve renk vb. kirlilik parametreleri yüksek değerdedir ve uygulanan her farklı işlem oluşan atık suların standart bir arıtma yöntemiyle arıtılmasını imkansız hale getirmektedir. Bu nedenle herbir tekstil atık suyu analiz edilerek uygun bir arıtma süreci belirlenmelidir.

Bu tez çalışmasında tekstil atık sularının arıtımı için vermikülit/polidadmak(PDADMAK) kompozitleri yerinde polimerleştirme yöntemi ile hazırlanmıştır. Vermikülit:dadmak oranları 1:2 (V1D2), 2:1 (V2D1) ve 1:1 (V1D1) alınarak üç farklı bileşimde kompozit hazırlanmıştır. Hazırlanan kompozitlerin yapısal karakterizasyonu FT-IR ve XRD analizleri ile incelenmiş, morfolojik yapıları ise SEM görüntüleri ile araştırılmıştır. FTIR sonuçlarından dadmak'ın yerinde polimerizasyonu ile kompozitlerin başarılı bir şekilde elde edildiği anlaşılmıştır. XRD difraktogramlarından PDADMAK $2\theta = 9^\circ$ kırılma açısında keskin kristalin pik göstermiştir. Bu pik V1D2 ve V1D1 kompozitlerinde görülmezken V2D1 kompozitinde korunduğu görülmüştür. Ayrıca kilden kaynaklı piklerin kompozitlerde görülmemesi kil tabakalarının dağılarak eksfoliye yapıda bir polimer/kil kompoziti oluşturduğunu göstermektedir. SEM görüntülerinden V1D2 ve V1D1 kompozitlerinin tipik bir polimer matriksli kil kompoziti yapısı görülürken, V2D1 de polimerin kil tanecikleri arasında bağlayıcı rolünde olduğu anlaşılmıştır. Bu sonuçlardan düşük kil oranlarında (V1D2 ve V1D1) kuvvetli polimer-kil etkileşimleri kurulurken, kil oranı yüksek olduğunda (V2D1) polimer-polimer etkileşimi daha baskın olduğu sonucuna varılmıştır. Sonrasında tekstil atık suyunun arıtımı için farklı dozajlarda muamele edilip, anlık ve 2 saat sonundaki renk ve askıda katı madde değerleri UV spektrofotometresi ile belirlenmiştir. En yüksek verim 300 ppm V1D2 kompoziti ile elde edilmiş, renk değeri 148 Pt/Co birimi ve askıda katı madde değeri ise 36 mg/L olarak ölçülmüştür. PDADMAK ile bu değerler sırasıyla 257 Pt/Co birimi ve 122 mg/L olarak belirlenmiştir. Sadece ham vermikülit kullanıldığında ise 869 Pt/Co ve

281 mg/L olmuştur. Bu sonuçlar kompozit hazırlanması sinerjik bir etki oluşturulmuş, renk gideriminde V1D2 kompozitin polimere ve kile göre sırasıyla 1,7 ve 5,8 kat daha iyi sonuç elde edilmiştir. Kompozitin askıda katı madde değeri ise polimer ve kile göre sırasıyla 3,1 ve 7,8 kat daha iyi sonuç vermiştir. Böylece tekstil atık suların arıtımında daha az maliyetli, daha çevreci ve daha etkili bir ürün geliştirilmiştir.

Anahtar kelimeler: Polidadmak, Vermikülit, Renk giderimi, Atık su, AKM, Tekstil.



SYNTHESIS, CHARACTERIZATION AND DETERMINATION OF WASTEWATER TREATMENT PERFORMANCE OF POLY(DIALLYLDIMETHYLAMMONIUM MODIFIED)/VERMICULITE COMPOSITE

SUMMARY

Textile is the industry branch that includes the stages of fiber to yarn, yarn to fabric production, and fabric to final product production. Textile industry; wastewater gives the reason for the formation of one of the important hazardous wastes that threaten the environment and people. Textile industry wastewater accumulates in aquatic environments, spoiling the appearance of colored water and reducing light penetration. The penetration of light and the structure of dissolved oxygen cause living things to cool down and restrict the storage of water. Simulations of paints are also known. Even in very small amounts, colored textile wastewater can spread over large water bodies because it has a high dispersion rate. Colored textile effluents threaten the environment when discharged without treatment. The composition of textile wastewater varies depending on operating conditions, various organic compounds used in the process, and the variety of inorganic-organic chemicals used in dyeing or other processes. Thus, COD, BOD, Ph, salinity and color etc. in wastewater. Pollution parameters are high and each different process applied makes it impossible to purify the resulting wastewater with a standard treatment method.

In this thesis study, polydadmac/vermiculite composites were prepared by in situ polymerization method for the treatment of textile wastewater. Structural characterization of the prepared composites was examined by FT-IR and XRD analyses, and their morphological structures were investigated by SEM images. Afterwards, it was treated at different dosages for the treatment of textile wastewater, and instantaneous and 2-hour color and suspended solids values were determined by UV spectrophotometer. The highest efficiency was obtained with 300 ppm composite, the color value was measured as 148 Pt/Co units and the suspended solids value was measured as 36 mg/L. With Polidadmac, these values were determined as 257 Pt/Co units and 122 mg/L, respectively. When only raw vermiculite was used, it was 869 Pt/Co and 281 mg/L. These results showed that a synergistic effect was created in the preparation of the composite, and 1.7 and 5.8 times higher results were obtained in color removal compared to raw polymer and clay, respectively. The suspended additive value of the composite was 3.1 and 7.8 times lower than the raw polymer and clay, respectively. Thus, a less costly, more environmentally friendly and more effective product has been developed for the treatment of textile wastewater.

Keywords: Polydadmac, Vermiculite, Color removal, Waste water, Textile.

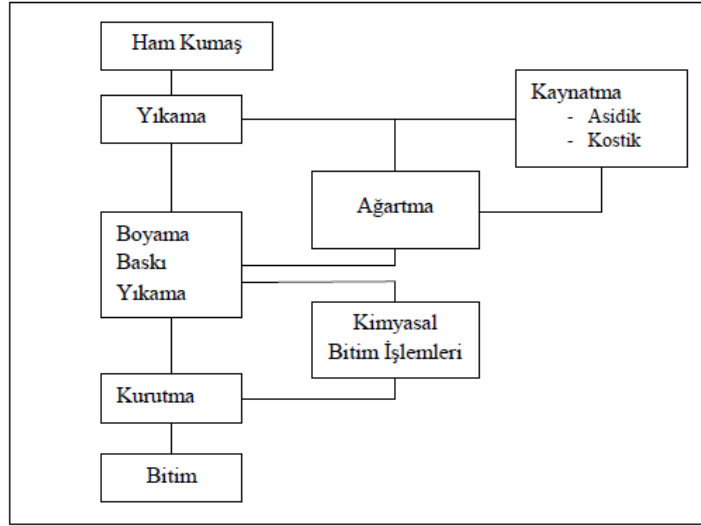
1. GİRİŞ

Tekstil, elyaftan ipliğe, iplikten kumaş üretimine, kumaştan nihai ürün üretimi aşamalarını içeren endüstri koludur. Tekstil endüstrisi; atık suları, çevreyi ve insanları tehdit eden önemli tehlikeli atıklardan birinin oluşumuna sebebiyet verir (Çınar, 2013). Tekstil endüstrisi atık suları su ortamlarında birikerek renkli olmaları sebebiyle suyun görünümünü bozup ışık penetrasyonunu azaltırlar. Işık penetrasyonunun ve çözünmüş oksijenin azalması canlıların tükenmesine neden olur ve su kaynaklarının kullanımını kısıtlar. Aynı zamanda boyaların toksik bileşikler içerdiği de bilinmekte. Çok az miktarlarda dahi renkli tekstil atık suları, yüksek miktarda dispersiyon oranına sahip olduğundan geniş su kütlelerine yayılabilmektedirler. Renkli tekstil atık suları arıtılmadan deşarj edildiğinde çevreyi tehdit eder (Namal, 2017).

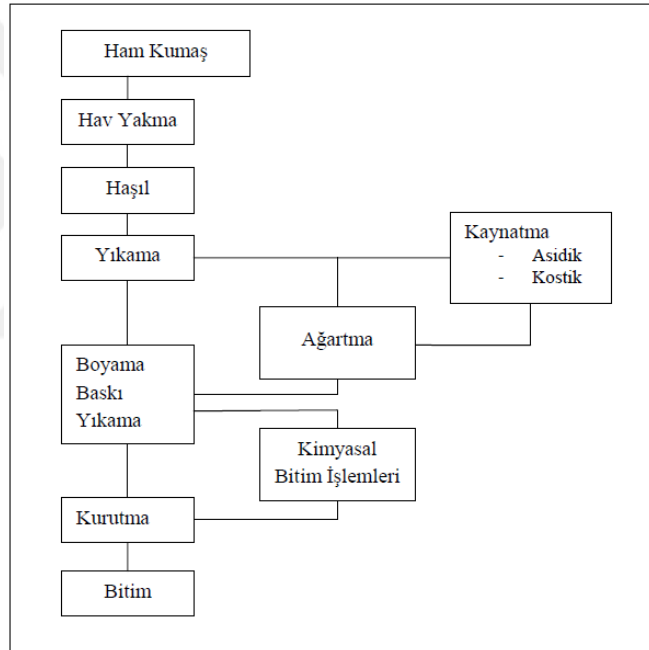
1.1 Tekstil Sektöründe Atık Su Oluşum Süreçleri

Tekstil endüstrisi, sentetik ve doğal elyaflar kullanılıp kumaş ve diğer tekstil ürünlerinin üretildiği endüstri dalıdır. Tekstilde, imalat aşamalarında boyama, terbiye, apreleme (ıslak) prosesleri ve dokuma, kurutma, fikse (kuru) gibi proseslerden faydalanılmaktadır.

Şekil 1.1. ve 1.2 Örgü ve dokuma kumaşlarda uygulanmakta olan ıslak işlemler hakkında bilgi vermektedir.



Şekil 1. 1 : Örgü kumaşlara uygulanan ıslak işlemler (Kalliala, 2000).



Şekil 1. 2 : Dokuma Kumaşlara uygulanan ıslak işlemler (Kalliala, 2000).

Tekstilde oluşan atık sular bileşim ve miktar bakımından değişkenlik gösterir. Yenilenen işletme prosesleri ve teknolojilerdeki değişiklikler, oluşan atık suyun bileşimine yansır. Örneğin, haşıllamada açığa çıkan atık su miktarı az, fakat kirlilik yükü fazla olabilir. Yıkama, ağartma, boyama işlemleri de yüksek miktarda su kullanımı gerektirdiğinden renkli, yüksek hacimli ve az organik madde içeren atık su oluşumuna sebebiyet verir.

Tekstil atık sularının bileşimi işletme koşullarına, proseste kullanılan çeşitli organik bileşiklere, boyamada yada diğer işlemlerde kullanılan inorganik-organik

kimyasalların çeşitliliğine bağlı olarak değişiklik gösterir. Böylece atık sularda KOI, BOI, Ph, tuzluluk ve renk vb. kirlilik parametreleri yüksek değerdedir ve uygulanan her farklı işlem oluşan atık suların standart bir arıtma yöntemiyle arıtılmasını imkansız hale getirmektedir.

Tekstildeki işletmede haşılama, haşıl sökme, merserizasyon, yıkama ve boyama gibi işlem prosesleri yer almaktadır. Bu işlemlerin her birinde kullanılan kimyasallar atık suyun bileşimini oluşturur.

1.2 Tekstil İşlem Basamaklarına Göre Atık Suyun Özellikleri

Tekstilde uygulanan her işlem atık suya farklı yük getirmekte ve buda tek bir prosesle suyun arıtılmasını güçleştirmektedir.

Tekstil atık sularının bileşimi proses adımlarından kaynaklı şu şekilde olmaktadır;

Haşılama ve haşıl sökme : Haşılama işlemi, iplikleri dokuma esnasında karşılaşacağı mekanik etkenlerden korumak ve ipliklere dayanım kazandırmak amacı ile yapılan işlemdir. Açığa çıkan atık sular hacimce az fakat KOI, BOI₅ ve AKM seviyeleri yüksektir.

Yıkama: Tekstilin bu işlem basamağında pamuktan yağ, vaks ve selüloz olmayan diğer bileşenler bazik ortamda, temizleme ajanları veya gliserol eterler gibi maddeler yada yıkama çözücülerini ile giderilirler. Uygulamada artık kimyasallar suya karışır, toksik madde ve kimyasal içeriği fazla bir atık su kompozisyonu oluştururlar. Atık suyun pH'ı baziktir (10-11 civarı) ve yüksek KOI ile AKM değerine sahiptir.

Yün Karbonizasyonu: Yıkama yada mekanik işlemlerle giderilemeyen yündeki kirleticilerin giderilmesi amacıyla yüksek sıcaklıkta kuvvetli asitler kullanılarak uygulanan işlemdir. Bu basamak sonunda oluşan atık suyun organik madde içeriği az fakat katı madde içeriği fazladır.

Keçeleştirme: Yün elyafa karbonizasyondan sonra uygulanan daha küçük ve mat meteryal eldesi amacıyla yapılan işlemdir. Proseste sıcak soda ve sülfürik asit kullanılmaktadır. Atık su yüksek miktarda BOI₅ içermektedir.

Haşılama prosesi: Bu proses neticesinde atık suda iplik atıkları, nişasta atıkları oluşurken, bunlar atık suyun yüksek BOI ve orda KOI değerlerine sahip olmasına neden olmaktadır.

Haşıl sökme prosesi: Bu prosesteki kirletici kaynakları enzim, nişasta ve amonyaktır ve bunlar yüksek KOI ile 70-80°C deki su eldesine sebep olur.

Piştirme prosesi: Dezenfektanlar, insektisit kalıntıları, sodyum hidroksit, sürfaktanlar ve sabunlar kirletici kaynaklarıdır. Oluşan atık suda düşük BOI değeri, yüksek pH değerli, 70-80°C sıcaklıkta, koyu renkli ve yağ asitleri içeren karakterdedir.

Ağartma : İstenmeyen renkleri kimyasallar (Sodyum hipoklorit, hidrojen peroksit, enzimler) yardımıyla giderme işlemidir. Oluşan atık su BOI₅ içeriği bakımından düşük, katı madde içeriği bakımından yüksektir.

Merserizasyon: Dokumanın parlaklığını arttırmak, boyayı daha iyi tutmayı sağlamak için sodyum hidroksit ile muamele edilme işlemidir. Sodyum hidroksit atık suyun pH değerini artırır. İşlem sonrası oluşan suyun BOI₅ ve katı madde içeriği düşüken NaOH ve doğal yağ içeriğine sahiptir.

Boyama: Lifleri renklendirme işlemidir. Boyama banyosunda ve boyama sonrasında çok su tüketimi olur. Boyanın life tutunmasını arttırmak amacıyla tuz, formaldehit, sülfür, sülfid, yüzey aktifler gibi kimyasallar kullanılabilir. Boyama sonrasında oluşan atık su yüksek renk ve düşük organik madde içeriğine sahiptir.

Baskı: Boyamada kullanılan kimyasallarla aynı kimyasallar kullanılır. Basamakların tek farkı elyafın sadece belli bölgelerinin boyanmış olmasıdır. Oluşan atık su renklidir ve boyarmadde, üre, yüzeyaktif, solvent gibi farklı kimyasallar içermektedir. Elde edilen atık su, endüstri atık suyunun KOI, renk ve azot parametrelerini arttırmaktadır (Çınar ve diğ, 2013).

Terbiye prosesi: Klorlanmış bileşikler, reçineler, yumuşatıcılar, asetat ve çözücüler kirletici kaynaklarıdır. Oluşan atık su düşük alkalinite, düşük BOI ve yüksek toksisitelidir.

1.3 Tekstil Atık Sularının Arıtımının Önemi

Tekstilde elyafını renklendirmede çeşitli boyar maddeler kullanılmaktadır. Bu boyar maddelerin bir kısmı elyafa tutunmayarak atık suya karışmakta, bu şekilde arıtılmadan deşarj edildiğinde renkli, rahatsız edici ve fotosentezi olumsuz etkileyen bir sonuç oluşturmaktadır. Ayrıca boyar maddelerin doğa için zehirleyici olmaları, insan sağlığı

üzerinde ise mutajenik ve kanserojenik olmalarından dolayı arıtılmalarını zorunlu kılmaktadır.

Boyar maddeler kromoforlardan ve oksokrom gruplarından meydana gelmektedir. Renkli görünümün elde edilmesini sağlayan atom grupları veya elektronlar kromofor olarak adlandırılır. Kromofor grupları ağırlıklı olarak azo ((-N=N-), karbonil (-C=O), metil (-CH=) ve nitro (-NO₂) gruplarını içeren kısımlardır.

Boyarmaddede bulunan, kromofor içeren aromatik halkalı bileşiklere kromojen denir. Amin(-NH₂), karboksil (-COOH), sülfonat (-SO₃H) ve hidroksil (-OH) oksokrom gruplarına örnektir. Boyar maddelerin elyafa bağlanması, hidrojen bağları, Van der Waals kuvvetleri ve hidrofobik etkileşimler gibi ikincil kuvvetler aracılığıyla gerçekleşmektedir. Boyarmadde tipine göre elyafa bağlanmayan boyalar %50 oranında olabilir.

Tekstil atık suları genelde 10 ila 20 mg/L arasında konsantrasyonda boyar madde içerir. Bundan dolayı bu atık sular oldukça renkli atık sulardır. Arıtma işlemi uygulanmadan alıcı ortama direkt şekilde deşarj edildiklerinde doğada biyoakümülyasyona neden olup, toksik etki göstermektedirler. Boyar maddeler fotolitik ve kimyasal olarak stabil olmalarından dolayı, doğada uzun süre bozunmadan kalırlar. Bu nedenlerle, tekstil atık sularının arıtılmadan bırakılması çevrede ekotoksik risk oluşturmakta ve çevresel sorunlara neden olmaktadır. Besin zincirine kadar girebilen boyar maddeler, sucul canlılar ve insan vücuduna kadar ulaşabilmektedir. Özellikle benzidin aromatik amin, o-toluidin ve fenilendiamin azo bağının indirgenmesi sonucu oluşmaktadır ve insan sağlığı için zararlı bileşiklerdir. Bağırsaklarda azo boyaların indirgenmesinin ardından açığa çıkan aromatik aminler, bağırsakta tutunur ve idrarla dışarı atılır. Ayrıca dispers boyaların egzama gibi alerjik reaksiyonlara sebep olduğu bilinmektedir.

Boyar maddeler, suda bulanıklığa neden olup güneş ışınlarının geçişini engileyip fotosentezi yavaşlatır. Ayrıca çözünmüş oksijen seviyesini düşürerek suda yaşayan canlılar arasındaki doğal dengenin bozulmasına sebep olur.

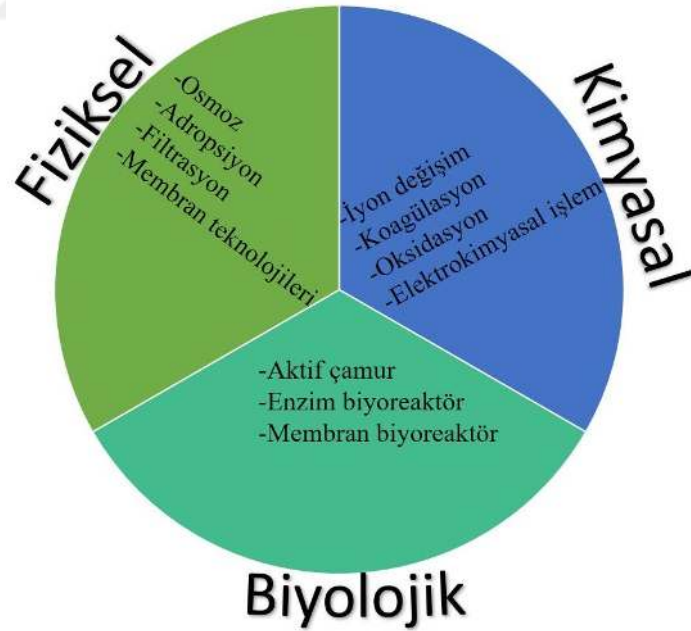
Tekstil sektöründe suyun ve kimyasalların fazla miktarda kullanımı, miktar olarak çevreyi tehdit edecek şekilde yüksek seviyededir. Küresel olarak yılda 700000 ton boya üretildiği bilinmektedir ve bir ton ürün başına tipik olarak 200-350 m³ atık su

oluştugu, bu atık suların ise ortalama kirlilik seviyesinin 100 kg KOI/ ton düzeyinde olduğu belirlenmiştir (Çınar ve diğ, 2013)..

Tekstil atık sularının arıtımı için kimyasal, biyolojik ve fiziksel yöntemler uygulanmakta, çoğu durumda da bunların kombinasyonları kullanılmaktadır. Genel olarak kullanılan biyolojik arıtma prosesleri KOI ve BOI azaltılmasında etkili olsa da renk gidermede yetersiz kalmaktadırlar (Çınar ve diğ, 2013).

1.4 Atık Su Arıtımında Kullanılan Yöntemler

Tekstil atık sularındaki renk giderimi için fizikokimyasal ve biyolojik yöntemler kullanılmaktadır. Biyolojik yöntemler kimyasal ve fiziksel yöntemlerden daha çevreci ve ekonomik olması bakımından daha avantajlıdır. Fakat bu proseslerden birinin kullanılması çoğu zaman yeterli değildir bu yüzden bir çok yöntemin birlikte kullanılması hem ekonomik hemde teknik bakımdan daha uygundur (El-Gendy ve diğ, 2020). Şekil 1.3’de boyar madde içeren atık suların arıtılmasında kullanılan yöntemler verilmektedir.



Şekil 1. 3 : Boyarmadde içeren atık suların arıtılmasında kullanılan yöntemler diyagramı (El-Gendy ve diğ, 2020).

Su tüketiminin en fazla olduğu endüstrilerin başında tekstil endüstrisi gelmektedir. Uygulanan kesikli prosesler gün içerisinde farklı karakterde atık su oluşumuna sebebiyet vermektedir. Bu atık sularda pH, renk ve KOI değeri gibi fiziksel özellikler

değişiklik göstermesi, uygulanacak farklı arıtma yöntemleri gerektirmektedir. Etkili bir arıtma için atık suların pH değeri, debi, sıcaklık ve kirletici yüklerinin mümkün olduğu kadar stabil hale getirmek için dengeleme havuzlarına alınmaktadırlar.

Kimyasal ve biyolojik arıtma yöntemleri belirli pH toleransına sahiptir bu amaçla atık suya asit veya baz ilavesi ile pH ayarlaması yapıldıktan sonra arıtma prosesi uygulanmalıdır.

Tekstil sanayi atık sularının alıcı ortama deşarj standartları Çevre ve Şehircilik Bakanlığı Su Kirliliği Kontrol yönetmeliğinde verilmektedir. Örneğin, KOI için sırasıyla 2 saatlik ve 24 saatlik olmak üzere açık elyaf, iplik üretimi ve terbiye de 350 ve 240 mg/L ; dokunmuş kumaş terbiyesi atık suyunda 400 ve 300 mg/L; pamuklu tekstil de 250 ve 200 mg/L değerleri istenmekteyken, renk gideriminde ise yine sırasıyla 2 ve 24 saatlik deşarj koşulu 280 ve 260 Pt-Co olmalıdır. (Mevzuat Bilgi Sistemi, 2004).

1.4.1 Biyolojik arıtma yöntemleri

Biyolojik arıtma, fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemlerine göre düşük maliyetli olması, az çamur üretmesi ve daha çevreci olması gibi avantajları sebebiyle tercih edilen renkli atık suların arıtılması için kullanılan arıtma teknolojileri arasında yer almaktadır. Biyolojik arıtma, mikrobiyal aktiviteler aracılığıyla renk ihtiva eden maddelerin (örn; boyar madde, lignin, melas vb.) başka bir ürüne dönüşmesi prensibine (biotransformasyon) dayanmaktadır. Biyolojik arıtmada mikroorganizmalar (bakteriler, mantarlar ve algler) önemli rol almaktadır (Harja ve diğ, 2016). Biyolojik arıtma bakteriler, mantarlar ve ya algler ile gerçekleştirilebilmektedir (Çınar ve diğ, 2013).

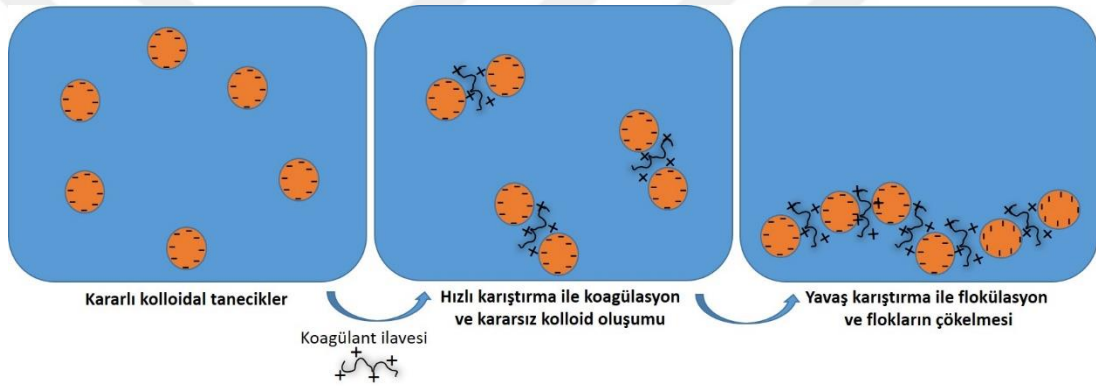
1.4.2 Fizikokimyasal arıtma yöntemleri

Tekstil atık suyularından renk giderimi için yaygın olarak kullanılan yöntemlerden birisidir. Fizikokimyasal arıtım koagülant, dekolorant, yardımcı polimer/koagülantın kullanıldığı koagülasyon-flokülasyon-çökeltim sistemi, elektrokoagülasyon vb yöntemleri içermektedir (Çınar ve diğ, 2013).

1.4.2.1 Koagülasyon ve flokülasyon yöntemi

Atık suyun özelliği ve atık sudaki boyanın özelliği göz önünde bulundurularak, düşük maliyetli olmasından dolayı tekstildeki atık sularının arıtılmasında veya ön arıtımında kullanılmaktadır. Parçacıkların ince olması ve birbirinden ayrı kalmasından dolayı filtrasyon, santrifüjleme, sedimentasyon vb yöntemlerin kullanılmadığı durumlarda, koagülasyon ve flokülasyon süspansiyonları kararsız duruma getirip katı-sıvı ayırımına müsaade eder (Zumstein ve diğ, 2022).

Koagülasyon: Koagülasyon basamağında 1 mikrometreden daha küçük çaptaki kürelere benzeyen kollaidal parçacıkların destabilizasyonu gerçekleşir. Yani su arıtımında koagülasyon, su süspansiyonlarına kimyasal reaktiflerin eklenmesi sonucunda, dağılmış haldeki kollaidal parçaların flok veya mikroflok denen daha büyük agregalar halinde bir araya gelmesidir (Zhao ve diğ, 2021).



Şekil 1. 4 : Koagülasyon diyagramı (Zhao ve diğ, 2021).

Koagülasyon, atık suyun fiziko-kimyasal arıtımı için bir ara işlemdir. Bu, asıl işlevi kollaidal parçacıkları kararsızlaştırıp, parçaların ortadan kaldırılmasındaki ilk adımdır. Partikül yüzeyindeki elektrik yükünün nötrleştirilmesi ile olur ve böylece kolloid parçaların toplanması kolaylaşır.

Kolloidlerin kökenleri farklı olabilir. Mineraller; alüvyon, killler, silika, hidroksitler ve metalik tuzlar, organikler; humik ve fulvik asitler, renkler, yüzey aktifler vb. olarak sıralanabilir.

Koagülasyon Mekanizması: Asılı parçaların kararlılığı ve kararsızlığı Van der Waals kuvvetleri, elektrostatik kuvvetler, evrensel çekim ve Brown kavramının bir sonucudur. Koagülasyon hem kimyasal hemde fiziksel süreçtir. Katyonik koagülantlar, kolloidlerin negatif yükünü nötralize eder ve mikroflok denen süngerimsi bir kütle oluşturur. Koagülasyon mekanizmasını özetlemek gerekirse;

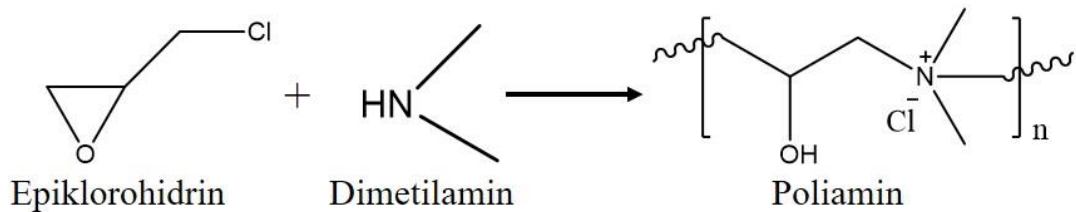
1. Kolloidler üzerindeki itme etkisi olan elektrik yüklerinin azaltılması anlamına gelen yük nötralizasyonu,
2. Parçacıkların toplanması (Zhao ve diğ, 2021).

Koagülantlar: Koagülant malzemelerin iki ana özelliği vardır. İlki kolloidler yükünü nötrleştirmek için çok yüksek katyonik yüke sahip olmaları, ikinciside ortamda ve parçaların etrafında hızlı difüzyona izin vermek için nispeten düşük molekül ağırlıklı olmaları.

Mineral koagülantlar: Bu grup en çok kullanılanlardır. Demir tuzlarına (FeCl_3 , $\text{Fe}(\text{SO}_4)_2$) yada alüminyum tuzlarına (PAC, PACS) dayalıdır. Katyonik yük, su ile temas durumunda demir hidroksitleri yada alüminyum hidroksitleri oluşturacak olan metalik iyonlar, demir yada alüminyum iyonları tarafından getirilir. Yaygın kullanım alanları ve düşük fiyatlı olmaları avantajlarıdır.

Organik koagülantlar: Katyonik yük, uzun polimer zincirindeki dört bağlı azot grubu tarafından sağlanır. Organik koagülantların avantajı daha düşük dozaj ihtiyacı ve düşük hacimli çamur üretmeleridir (Jorge ve diğ, 2023).

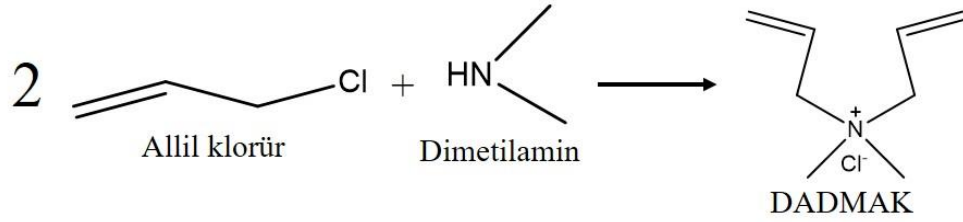
Kuaterner poliaminler: Epiklorhidrinin birincil veya ikincil aminle (genelde dimetilamin ile) reaksiyonu sonucu tüm azot atomlarının dört bağlı olduğu orta molekül ağırlıklı polimer üretilmesini sağlar (Rajala ve diğ, 2020).



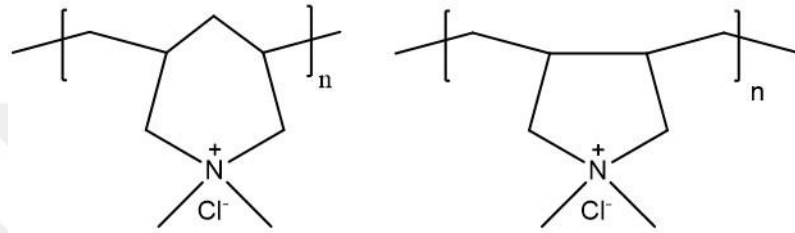
Şekil 1.5 : Poliamin reaksiyonu

Reaktöre monomer ilevesinin kontrollü olması, moleküler ağırlığının değişmesini sağlar. Poliamin ilavesi, zincirin dallanma ve toplam uzunluğunun kontrolünü sağlar. Poliaminlerin diğer polimerlerden farkı katyonik yükün ana zincirde olmasıdır. Poliaminler 10.000 ile 1.000.000 arasında moleküler ağırlığa ve %40 yada %50 lik sıvı formda olabilirler, klor kararlılıkları vardır ve inorganik koagülantlarla uyumludurlar (Busse, 2011).

Polidadmak: Diallildimetil amonyum klorür (dadmak), alilklorür ve dimetilaminin (DMA) reaksiyonundan üretilir. Dadmakın polimerizasyonu, düşük ile orta moleküler ağırlıklı suda çözünebilen siklik polimer üretir.



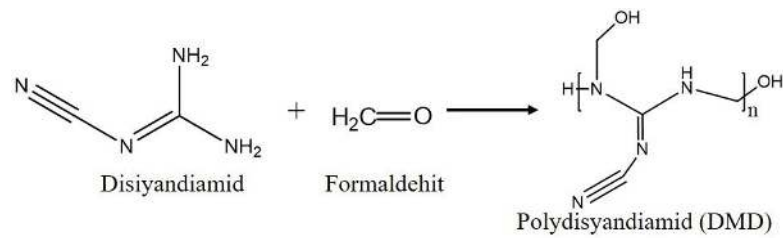
Şekil 1. 6 : Dadmak reaksiyonu



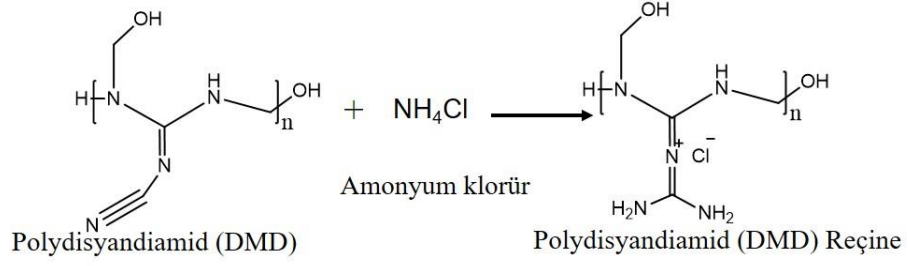
Şekil 1. 7 : Polidadmak formları

Ticari olarak Polidadmak 10.000 ile 1.000.000 arasında moleküler ağırlığa, %20 ile %100 konsantrasyonlu sıvı veya boncuk formda olabilir. Katyonik yükü yan zincirde bulunur. Ayrıca Polidadmak Çinde içme suyu için onaylanmış tek polimerdir (Girase ve diğ, 2022).

Disyandiamid Reçine: Bu reçineler, disyandiamidin (Dcd) formaldehit (Frm) ile kondenzasyonu ile elde edilir.



Şekil 1. 8 : DCD ve FRM reaksiyonu ile Polydisyandiamid (DMD) eldesi (Meng ve diğ, 2014).



Şekil 1. 9 : DMD nin amonyumklorür ile kuaternizasyonu.

DCD reçineler, molekül ağırlıkları 3.000 ile 150.000 arasında ve %40-60 konsantrasyonda sıvı formdadırlar. Çok yüksek katyonikliğe sahiptirler.

Mineral ve organik koagülant karışımları:

Bu karışımlar, tek üründe hem mineral hemde organik koagülantların avantajlarını sağlarlar. Örnek olarak PAC verilebilir.

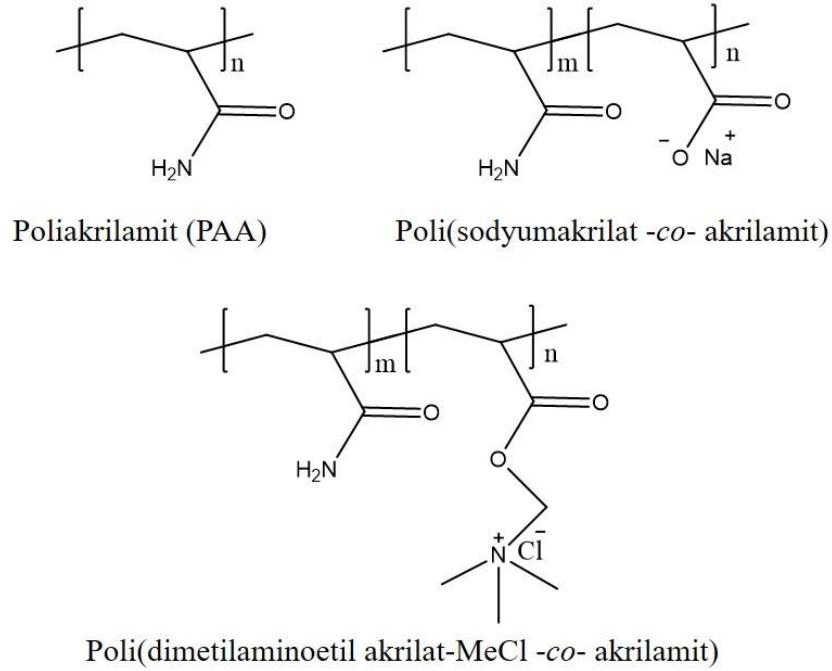
Flokülasyon: Flokülasyon, stabil halde bulunmayan kolloidal partiküllerin yada koagülasyon sonucunda oluşan partiküllerin agregalar halinde birarada bulunduğu aşamadır. Koagülasyon sonrasındaki adımdır.

Flokulantın getirdiği yük, sudaki kararsız haldeki parçaların doğasına göre seçilmelidir. Mineral partiküller için anyonik flokülant, organik partiküller için katyonik flokülant olacak şekilde seçim yapılır.

Flokülasyon mekanizması: Flokülantlar, yüksek moleküler ağırlıkları ve yük içerikleri ile polimer zinciri boyunca kararsızlaşmış parçacıkları sabitler. Ardından, flokülasyon basamağı boyunca, su fazındaki parçacıkların boyutunda artış olur buda flokların oluşmasına yol açar. Stabilize olmayan parçalarla flokülant malzeme arasında iyonik bağlar ve hidrojen bağları vardır.

Flokülantlar: Flokülantların molekül ağırlıkları 1 ile 30 milyon arasında değişir yani 14.000-420.000 monomer birimi arasında polimerizasyon derecesine sahiptirler. Hidrofilik polimerlerdir. Sudaki çözünürlükleri içerdikleri iyonik veya iyonik olmayan grupların yeterince iyi çözünmelerinden kaynaklanır, bu durumda zincirin çeşitli bölümleri ayrışır. Genelde akrilamid bazlıdır. Homopolimerleşme ile iyonik olmayan yada kopolimerizasyon yolu ile %0-100 arasında değişen iyoniklikle katyonik yada anyonik yapıya sahiptirler.

Nonyonik flokülantlar: Akrilamid (AA) homopolimeridirler. Şekil 1.10 da nonyonik flokülant olan poliakrilamidin (PAA) yapısı görülmektedir.



Şekil 1. 10 : Nonyonik, anyonik ve katyonik flokülantlar

Amit gruplarının çok az miktarda hidrolizi %1 den daha az anyonik yapı vermesine rağmen bu polimere nonyonik denir. 1,5-15 milyon arası moleküler ağırlığa sahiptirler.

Anyonik flokülantlar: Bu gruptaki polimerler, PAA zincirindeki amid gruplarının hidroliziyle yada PAA in karboksilik yada sülfonik asit tuzuyla kopolimerizasyonu yöntemiyle hazırlanırlar. En yaygın olarak akrilik asit kullanılır.

Bu kopolimerin anyonikliği monomer oranına bağlı olarak %0-100 arasında değişmektedir. Molekül ağırlıkları 3-30 milyon arasındadır, katı yada emülsiyon formda bulunabilirler.

Katyonik Flokülantlar: AA ile dimetilaminoetil akrilatın (DMAEA) kuaternize formda kopolimerizasyonu ile elde edilir. DMAEA nın metilklorür ile ilk reaksiyonu sonucu klorometillenmiş DMAEA yapısında kuaterner amonyum tuzu oluşturulur. DMAEA-MeCl'ün akrilamid ile kopolimerizasyonu katyonik polimer elde edilmesini sağlar.

Kopolimerin katyonikliği her monomerin oranıyla tespit edilebilir ve %0-100 arasında değişir. Polimerin ester grubu 6 üzerindeki pH'ya karşı hassas olduğundan amfoterik polimerler ve ardından anyonik polimer oluşarak efektinin azalmasına sebep olur.

Yani bu polimerin 5,5 luk bir ph değerinde hazırlanması önemlidir. Polimerin moleköl ağırlığı 3-10 milyon arasındadır.

Amfoterik polimerler: Hem katyonik hemde anyonik karakterdedirler. Örnek olarak akrilamid-akrilik asit-DMAEA-MeCl yada DADMAC-akrilik asit verilebilir. Zıt yüklü kısımların kuvveti ve sayısı değişebilir. Yani su arıtımında iki tip polimer düşünölür.

Organik koagölantlar, örneğin polidadmak, poliaminler vb. düşük askıda katı maddeye sahip suların arıtılmasında kullanılır ve inorganik koagölantların (alüminyumsölfat, alüminyum poliklorür ve demir klorür) tamamen veya kısmen yerini alır. Ticari olarak kullanım aralıkları 1-10 ppm dir. Organik flokülantlar, özellikle poliakrilamid ve polietilenoksitler, 0,1-10 ppm/ 1 ton konsantrasyonlarda çökeltme ve 0,5 ve 15 kg çamur arıtma için kullanılır.

1.4.2.2 Elektrokoagölasyon yöntemi

Adsorpiyon, koagölasyon, flotasyon ve çöktürme mekanizmalarının tekine veya birden fazlasına dayanır. Bu yöntemde ortama kimyasal madde ilave edilmez, koagölasyon ve flokülasyon elektrokimyasal reaktördeki elektrotlar aracılığı ile gerçekleşir.

1.5 Su Artımında Kullanılan Killer

Su kirliliği genelde endüstri atık sularının deşarjından kaynaklanmaktadır. Su kaynaklarımızı kirleticilerden korumak için farklı teknikler kullanılır. Polimerler ve kil mineralleri bunlardan biridir. Kil polimer nanokompozitlerinin (KPN), atık sudaki kirleticilerin adsorpsiyonunda verimli görev aldıkları bilinmektedir.

Ağır metaller, boyalar, pestisitler, poliklorlu bifeniller, fenoller vb. endüstrinin neden olduğu sulara bırakılan bir seri kirleticidirler. Bu kirliliklerin sudan uzaklaştırılmaları, çevremize verebilecekleri zararları önleme ve temel su ihtiyaçlarımızı karşılamamız açısından önemlidir (Xu ve diğ, 2020). Kirlilikleri sudan uzaklaştırmak için fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler kullanılabilir. Kimyasal yöntemlerin bir türü olan adsorpsiyon, yüksek etkinlik ve maliyet açısından diğler yöntemlere göre cazip yöntem olarak önce çıkmaktadır (Prasannamedha ve diğ, 2021)

Bir molekülün, sıvı fazdan katı yüzeye fiziksel kuvvetlerle yada kimyasal bağlarla transferine adsorpsiyon denir. Adsorban ve adsorbat arasındaki etkileşime göre fiziksel ve kimyasal olmak üzere iki türü mevcuttur. Fiziksel etkileşimde adsorbatlar adsorbana zayıf Van der Waals kuvvetleri tutunurlar. Kimyasal etkileşimde ise kimyasal bağlar veya elektrostatik etkileşimler söz konusudur (Zhang ve diğ, 2018). Adsorpsiyonu, adsorban dozu, kirleticinin başlangıç konsantrasyonu, temas süresi, pH ve sıcaklık etkiler. Adsorbanın etkinliği gözenekliliğinin, yüzey alanının, desorpsiyon kapasitesinin ve rejenerasyon döngülerinin sayısının ölçüsüdür (Saravanan ve diğ, 2021).

Atık sularda kirletici türüne göre aktif karbon, zeolitler, iyon değiştirici reçineler, silika jel, moleküler elekler, aktif alümina, kil minerallerinden, tarımsal atıklardan (selüloz, lignin, hemiselüloz), polimerik reçinelerden elde edilen adsorbanlar kullanılabilir. Düşük maliyet , bolluk, çevre dostu olmaları, gözenekliliği, geniş yüzey alanları ve atık sudaki ağır metalleri tutabilmeleri sebebiyle avantajlıdır. Şekil.. de iki tip adsorpsiyon mekanizması gösterilmiştir (Hnamte ve Pulikkal, 2022).

Bollukları ve ekonomik sürdürülebilirlikleri doğal kil minerallerinin avantajları iken küçük yüzey alanları, organik kirleticilere karşı zayıflıkları ve kullanım sonrası geri kazanım güçlükleri de dezavantajlarıdır (Unuabonah ve diğ, 2018). Geniş yüzey alanı, geniş gözenek yapısı, organik kirleticilere karşı afiniteleri polimerik reçinelerin avantajları, partikül boyutuna duyarlılık, pH bağımlılığı ve daha yüksek maliyetli olmaları da dezavantajlarıdır (Unuabonah ve diğ, 2014). Tüm bunlar sebebiyle, hem kil hem de polimerin avantajlarını bir araya getiren KPN'ler sentezlenmeye çalışılmıştır. KPN'ler kil yada polimerin aksine birden fazla pozitif özellik sergilemektedirler. Ayrıca çoğu KPN ekonomikliğin yanı sıra çok sayıda rejenerasyondan sonra tekrar kullanılabilir (Hnamte ve Pulikkal, 2022).

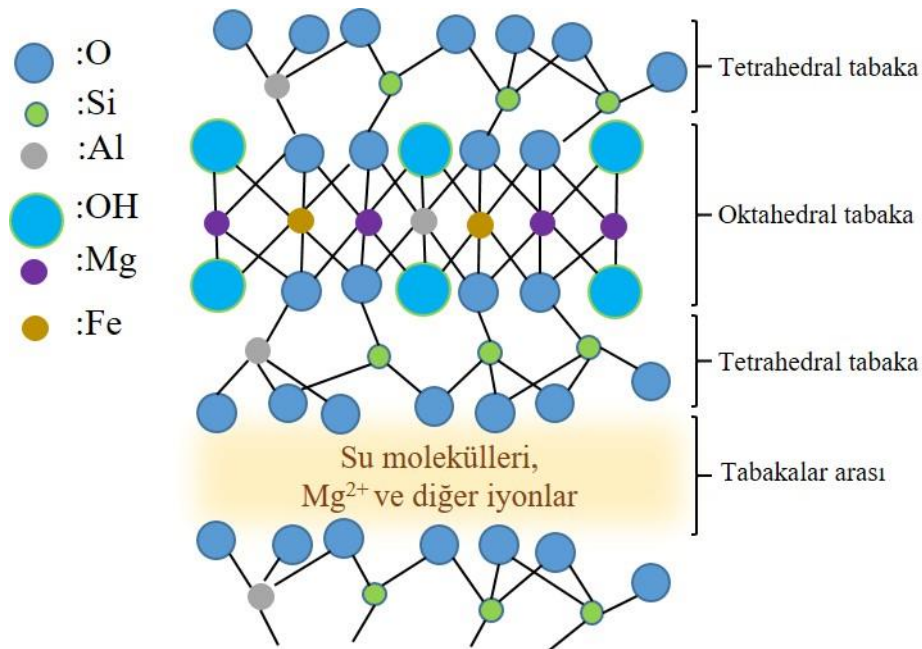
1.5.1 Kil mineralleri

Genelde bir boyutu 4µm den küçük çeşitli alüminosilikat katmanları grubudur. Esasen tetrahedral $(\text{SiO}_4)^{4-}$ ve oktahedral $[\text{Al}_2\text{O}_3(\text{OH})_3]^{3-}$ tabakalarından oluşur. Bu mineraller, Dünya yüzeyinde bulunan diğer silikat minerallerinin kimyasal olarak ayrışmasıyla oluşmaktadırlar (Miranda-Trevino ve Coles, 2003). Küçük boyutları, geniş yüzey alanı/hacim oranı vb özellikleri, kil minerallerine yüksek katyon değişim kapasitesi, katalitik yapı, ıslak veya nemliyen plastisite gibi farklı özellik verir (Huggett, 2021).

Kil mineralleri tabaka yapılarına göre 1:1 tipi ve 2:1 tipi olma üzere iki sınıfa ayrılırlar. 1:1 tipinde katmanların her biri dörtyüzlü ve sekizyüzlü tabakalar bulunurken, 2:1 tipinde iki tetrahedral tabaka arasına bir oktahedral tabaka bulunur (Hnamte ve Pulikkal, 2022). Bunun yanı sıra sudaki davranışlarına göre killeri genleşmeyen, genleşen, yüksek oranda genleşen, katyon değiştiren gibi sınıflara da ayırmak mümkündür (Hnamte ve Pulikkal, 2022).

1.5.1.1 Vermikülit

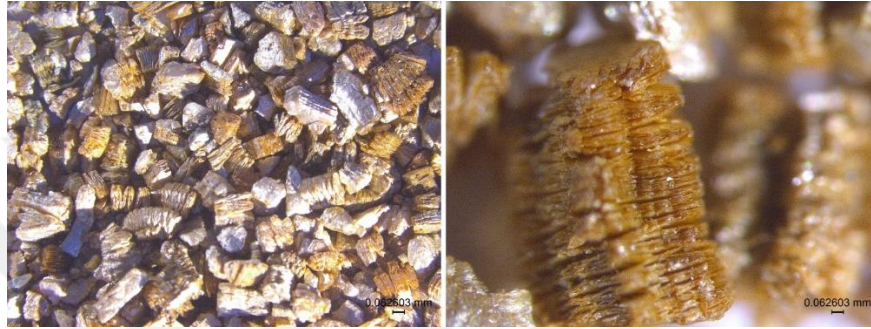
Vermikülit alüminyum, magnezyum ve demir silikat minerali içeren kahve, sarı, yeşil ve bronz renkli trioktahedral mika minerali olarak da bilinen kildir. Hızlı ısıtma ile yapraklara ayrılıp kurtçuklara benzer görünüm kazanır. Vermikülit, 2:1 genleşen ve tabaka yükü simektitden büyük olan mineraller için kullanılan Latince’de vermiculare’den türetilmiş bir terimdir. Flogopit ve biyotit minerallerini içeren kayaların hidrotermal su ile reaksiyonu sonucu K^+ yapıdan uzaklaşır H_3O^+ eklenir ve oksidasyon yoluyla da Fe^{+2} , Fe^{+3} e yükseltgenir, yapıya Mg^{+2} katılıp vermikülit oluşumu gerçekleşir. Bulunduğu ortama ve oluşum şekline göre otojenik, toprak, makroskopik ve metamorfik olarak 4 türü mevcuttur. Örneğin otojenik, toprak ve metamorfik vermikülitlere göre makroskopik vermikülitin tabaka yükü daha büyük ve kristallenme derecesi daha iyidir. Vermikülit; 2:1 katmanları arasında Mg , Fe (Fe^{3+}) veya $Al(OH)_x$ kompleksi içeren, yüksek yüklü ($0,6 < x < 0,9$) mineral olarak tanımlanabilir.



Şekil 1. 11 : Vermikülitin kristal yapısı (Ferreira ve diğ, 2021).

Şekil 1.11’de gösterildiği gibi yüzey oksijenleri ve aynı tabakadaki katyonlar birbirlerine hidrojen bağı ile bağlanırken, su moleküllerinin de bulunduğu tabakalar birbirlerine elektrostatik etkileşimler ile bağlanır (Ferreira ve diğ, 2021).

Vermikülit, çoğunlukla biyotitin bozunması ile oluştuğundan yapısal olarak benzerlik gösterirler. Her ikisi de tetrahedral tabakada silisyum yerine geçen alüminasilikat içeren minerallerdir. Aralarındaki fark ise, vermikülit kristalindeki iki silikat tabakası arasında bir molekül suyun bulunmasıdır. Bu su, vermülitin ani olarak ısıtıldığında hacminin artmasına ve akordeon gibi uzamasına sebep olmaktadır.



Şekil 1. 12 : Genleştirilmiş vermikülit görüntüsü.

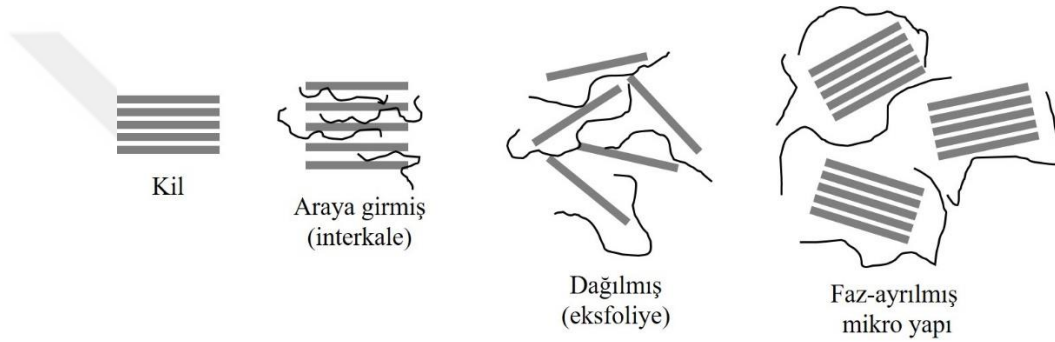
Vermikülit, suyu ve besin maddelerini tuttuğundan tarımda, hafifliği ve izolasyon özelliği sebebiyle yapı malzemelerinde yalıtım malzemesi olarak, ateş geçirmeme ve inert olduğundan paketlemede, erimiş metalin üzerinin örtülmesinde rafrakter olarak ve katyon değiştirme özellikleri sayesinde de atık sulardan ağır metallerin giderilmesinde kullanılabilir.

Örneğin Sis ve Turan (2014) yaptığı çalışmada; Zn^{+2} , Pb^{+2} ve Cr^{+3} iyonlarının vermikülit ile adsorpsiyonuna metal iyon derişimi, pH, adsorban dozajı, karıştırma süresi ve termal aktivasyon gibi parametrelerin etkilerini araştırmış ve optimum verilere dayanarak maksimum adsorplama kapasitelerini çinko için 15,32 mg/g, kurşun için 29,59 mg/g ve krom için ise 27,70 mg/g olarak bulmuştur. Ham vermikülitin genleştirilmiş vermikülite oranla adsorpsiyonda daha etkili olduğu sonucuna varmıştır.

Güney Afrika Cumhuriyetindeki Palobora bölgesi Dünyanın en büyük vermikülit sahasıdır. Türkiye’deki vermikülit yatakları ise Malatya-Kuluncak, Sivas-Yıldızeli-Karakoç, Eskişehir-Sarıcakaya ve Elazığ-Harput-Arduçluk civarındır.

1.5.2 Kil-polimer nanokompozitleri (KPN)

Bir polimere az miktarda kil minerali ($\leq 5\%$) eklendiğinde, polimerin özelliklerini önemli ölçüde iyileştirmektedir. Nano veya mikro ölçekteki bu tür malzemeler, kil-polimer nanokompozitler/kompozitler olarak adlandırılmaktadırlar ve üç çeşittirler (Bergaya ve diğ., 2013). Birinci türde polimer zincirleri biraz genişlemiş ancak formunu koruyan kil tabakalarının arasına sokulmasıyla oluşan (interkale) kompozitlerdir. İkinci türde ise kil tabakalarının düzensiz bir şekilde polimer matrisinde dağılmasıyla oluşan (eksfoliye) kompozitleridir. Üçüncüsü ise kil minerallerinin mikro boyutta polimer matriste dağılmasıyla oluşan faz-ayrılmış kompozitlerdir. Bu yapılar şekil 1.13’de gösterilmiştir.



Şekil 1.13 : Farklı KPN tipleri ve yapıları (Hnamte ve Pulikkal, 2022).

KPN olarak en yaygın kullanılan polimerlerin başında kitosan gelmektedir. Kitosan-kil nanokompozitleri atık suyun arıtılmasında verimli sonuçlar verdiği bilinmektedir. (Azzam ve diğ., 2016) düşük molekül ağırlıklı kitosan ve sodyum montmorillonit kili kullanarak nanokompozit hazırlamışlardır. Metilen mavisinin sudan arıtılması için kitosan-montmorillonit/polianilin (CTS-MMT/PANI) nanokompoziti hazırlanmıştır (Minisy ve diğ., 2021). Kitosan nanopartikülleri (NC), metil selüloz (MC) ve kaolin kili (KC) kullanılarak NC+MC ve NC+KC olacak şekilde hazırlanmış, Pb giderme verimliliği incelenmiş ve giderimin, çözeltinin başlangıç konsantrasyonuna, pH’ya, temas süresine ve adsorban miktarına bağlı olduğu bulunmuştur (Kanchana ve diğ., 2012).

Diğer bir grup KPN olarak ise organokillerin kullanımından bahsedilebilir. Bu grup atık su iyileştirilmesinde kullanılan farklı tür adsorban grubudur. Shokri ve diğ. (2016), atık sudan As (V) uzaklaştırmak amacıyla organokil içeren polisülfon nanokompozit membranlar hazırlamışlardır. Li ve diğ. (2014) atık sudan Cr (VI)

komplekslerinin uzaklaştırılması için poli(p-fenilendiamin) ve simektit kil olan montmorillonitten organik bazlı kompozit hazırlanmışlardır.

KPN’lerde farklı fiziksel özellikler kullanılarak su arıtma sonrası ayrışmada işlevsellik elde edilebilir. Bu fiziksel özelliklerden birtanesi manyetik davranıştır. Kil-polimer matris üzerine manyetik nanoparçacıklar kullanılarak manyetik özellik dahil edilmesiyle işlevsel hale getirilebilir. Manyetik kil-polimer nanokompozitlerin, zehirli ağır metalleri ve boyaları kirli sudan uzaklaştırmada etkili olduğu bulunmuştur. Örneğin Montmorillonit ile işlevselleştirilmiş Polietilenimin nanokompoziti , $FeCl_2$ ortamında hidrotermal prosesle sentezlenmiş (Fayazi ve Gahanbarian, 2020) ve ortaya çıkan hibrit kompozitin, sulu ortamda Cr(VI) giderimi için etkili adsorban olduğu bulunmuştur.

Hidrofilik ve neredeyse sıfır toksisiteye sahip doğrusal bir polisakkarit olan karboksimetilselüloz (CMC) su arıtımda geniş uygulama alanı bulmaktadır. Ayrıca zayıf mekanik mukavemeti ve suda çözünürlüğü sebebiyle adsorban olarak kullanımı sınırlıdır. Karboksimetilselüloz-akrilik asit/manyetik klorit 30B serbest radikal polimerizasyonu ile hazırlanmış ve metilen mavisi boya giderimi için etkili adsorban olarak bulunmuştur (Yadav ve diğ., 2013).

KPN’lerde biyopolimerlerin kullanımı da oldukça yaygındır. Polisakkaritler, polipeptitler, nükleotitler, proteinler ve polinükleotitler gibi doğal ve sentetik polimerler birincil yapısal monomerlerinden türetilirler. CTS (glukozamin ve N-asetilglukozamin kopolimeri) atık sudaki kirliliklerin giderilmesi için kil-biyopolimer nanokompozitlerin sentezinde kullanımları araştırılmaktadır. Boya giderimi için katyonik nişasta interkolasyonlu organo-modifiye montmorillonit (MMT) nanokompozitleri hazırlanmıştır. Bu amaçla tapyoka nişastası, bir katyonlaştırıcı ajan (3-kloro-2-hidroksipropil)trimetil amonyum klorür kullanılarak modifiye edilmiş ve ardından MMT çözeltisine 60 derecede ilave edilmiştir. Oluşan ürün santrifüjlenip kurutulmuştur. Selüloz asitle aktive edilmiş kil ile karıştırılmış ve atık sudan boya giderimi için oldukça etkili olduğu sonucuna ulaşılmıştır (Kausar ve diğ., 2020).

Hem doğal hemde sentetik adsorbanlar atık sudan kirliliklerin uzaklaştırılmasında performans olarak değerlendirilmiş ve KPN’ler daha fazla ilgi görmüştür. Doğal adsorbana örnek olarak kömür, linyit, odun ve fındık kabuğu gibi hammaddelerden geliştirilen aktif karbonlar adsorban için geniş yüzey-hacim oranına ve yüksek su

arıtma kapasitesine sahiptir (Arris ve diğ, 2012). Ayrıca, yüksek üretim maliyeti sebebiyle geniş ölçekli kullanımı olmayabilir. Boyaların, ağır metallerin vb sudan uzaklaştırılması amacıyla yeşil adsorbanlar geliştirilmiştir (Kyzas ve Kostoglou, 2014). Bu amaçla MB boya gideriminde Parthenium hysterophorus (yabani zararlı ot) adsorban hazırlanmış ve 98,06 mg/g adsorpsiyon kapasitesi göstermiştir (Chatterjee ve diğ, 2012).

Yapılan bir çalışmada düşük maliyetli fıstık kabuğu kömürü, uçucu kül ve doğal zeolitler çinko ve bakıra karşı test edilmiştir. 2 mg/g gibi düşük adsorpsiyon sergilemişlerdir (Cochrane ve diğ, 2006).

Yani diğer adsorbanlar çeşitli adsorpsiyon kapasiteleri gösterirken, KPN'ler aksine genelde iyi adsorpsiyon kapasiteleri sergilemektedirler. Bir çok adsorbanın ekonomik olarak avantajı olmasına rağmen performanslarında tutarlılık olmadığı gözlenebilmektedir. Bu gibi durumlarda KPN'ler ekonomik, çevresel ve performans açısından kullanılabilirliklerini sergilemektedirler.

1.6 Atık Sulardan Gideriminde PDADMAK Kullanımı

Atık su arıtmada PDADMAK hem yalnız başına hem de KPN olarak kullanımı oldukça yaygındır. Yasser ve arkadaşlarının yapmış olduğu çalışmada, düşük ve yüksek molekül ağırlıklı polidadmak ve bentonit kili ile kompozit hazırlanmış, yapısal, termal ve dielektrik özellikleri açısından incelenmiştir. Bu amaçla, bentonit 24 saat 80°C de suda dağıtıldıktan sonra PDADMAK 50°C de bentonite katılmıştır. Hazırlanan kompozitin birleştirilmiş nanokompozit yapıda olduğu, en yüksek termal stabilitenin yüksek molekül ağırlıklı PDADMAK ile hazırlanan kompozite ait olduğu yapılan çalışmalarla tespit edilmiştir (Assem ve diğ, 2017).

Rytwo (2012) yaptığı çalışmada organik yüklü zeytin ve şaraphane atık suyunda PDADMAK ve sepiyolit ile hazırlanan kil bazlı nanokompozitin koagülant ve flokülant olarak kullanımını incelenmiştir. Başlangıç ve 45 saniye sonundaki atık su görselleri ile desteklenen çalışmada nanokompozitin atık sudaki iyileştirme performansları değerlendirilmiştir. Çalışmada kil kullanımının partikül koagülasyonunu ve flakülasyonunu kolaylaştırdığı bu şekilde su arıtma işlemini hızlandırdığını bildirmiştir.

2. MALZEME VE YÖNTEM

1.1. Malzemeler

Sentez için, monomer olarak kullanılan %65 lik DADMAK Jiangsu Feymer Teknoloji Ltd. den, Vermikülit Organik Madencilik (Sivas, Türkiye) firmasından, başlatıcı olarak kullanılan amanyum persülfat (APS) Merck'ten, anyonik polimer olarak kullanılan Superfloc A-120 HMW Kemira Ltd'den temin edilmiştir. Renk giderimi testleri için, Bursa Telbis Tekstil firmasının reaktif boyama sonrası atık suyu kullanılmıştır.

1.2. Deneyel Çalışmalar

2.1.1 Vermikülit kilin hazırlanışı

Vermikülit killerin tanecik boyutlarının küçültülmesi için Fritsch - PULVERİSSETTE9 marka/model titreşimli disk öğütücü ile 1000 rpm hızında 3 dakika boyunca öğütülmüştür.

2.1.2 Polidadmak hazırlanışı

Sentezlerin tümünde labware marka 1000 ml lik cam deney balonu, 100 ml ve 50 ml lik 2 adet damlatma hunisi kullanılmıştır. Polimer sentezi sırasında karıştırma işlemleri ISOTEX marka manyetik karıştırıcı ve tartım işlemleri ise Radwag marka 0,1 mg hassasiyetli analitik terazi ile yapılmıştır. Polimerler saf su ile sentezlenmiştir.

Yaklaşık %50 lik Polidadmak (PDADMAK) elde etmek için deney balonuna suyun bir kısmı alınır, 90°C ye ısıtılır, DADMAK ve yaklaşık monomerin % 1'i olacak şekilde kullanılan Amonyum persülfat (APS) çözeltileri paralel şekilde 90°Cdeki suyun üzerine yaklaşık 30 dakika içinde damlatılır. Damlatma işlemi bittikten sonra 80-95°C arasında 2 saat karışması sağlanır.



Şekil 2. 1 : PDADMAK sentez düzeneği.

2.1.3 Polidadmak/vermikülit kompozitin sentezi

Homojenlik sağlanabilmesi için vermikülit bir miktar suda 2 saat süreyle karıştırılır. Ardından vermikülit:dadmak oranı 1:2 ; 2:1 ve 1:1 olacak şekilde, dadmak monomeri vermikülit çözeltisi üzerine eklenir ve 3 farklı kompozisyonda çözeltiler elde edilir. Çözeltilerin 24 saat karışması sağlanır. Süre sonunda PDADMAK sentez yönteminin aynısı kompozitlerin sentezinde uygulanır.

Sentezlenen kompozitler, vermikülit:dadmak oranına göre;

Vermikülit:dadmak; 1:2 olan için V1D2

Vermikülit:dadmak; 2:1 olan için V2D1

Vermikülit:dadmak; 1:1 olan için V1D1

şeklinde tanımlanmıştır.

2.2 Karakterizasyon Çalışmaları

2.3.1 Nem tayini

Kompozitlerin ve PDADMAK'ın kuru madde değerleri Radwag M50 nem tayin cihazı ile 150°C de yapılmıştır. Analiz için alüminyum tartım kabı üzerine numuneler 1 er gram olacak şekilde alınmış ve analiz gerçekleştirilerek sonuçlar cihaz tarafından kütlece %katı madde şeklinde verilmiştir.



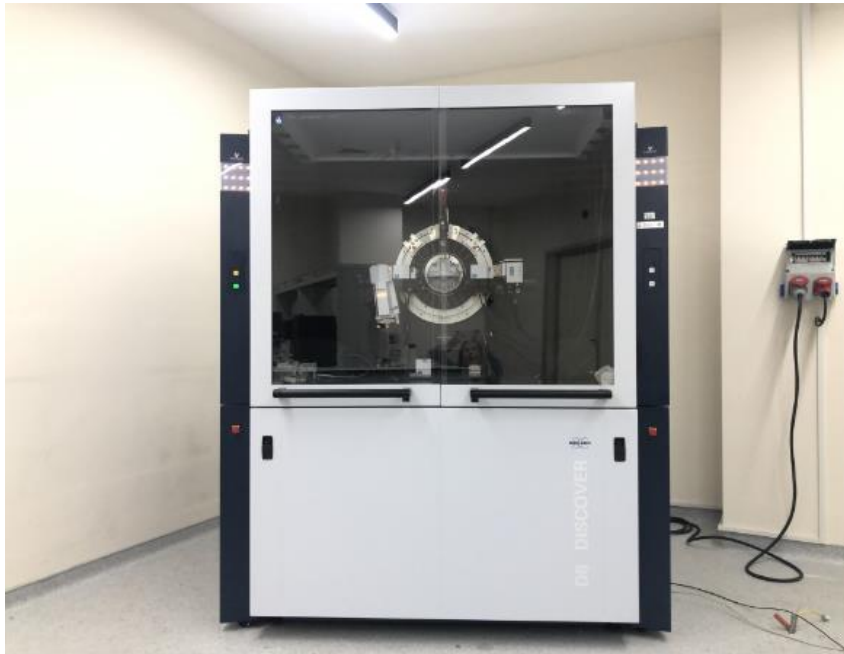
Şekil 2. 2 : Nem tayin cihazı.

2.3.2 ATR-FTIR spektroskopisi

Numunelerin yapısal karakterizasyonu Thermo Fisher/(NİCOLET/IS50) marka model ATR-FTIR spektrofotometre cihazı ile $4000-400\text{ cm}^{-1}$ dalga sayısı aralığında gerçekleştirilmiştir. Bütün spektrumlar, numuneler $150\text{ }^{\circ}\text{C}$ sıcaklıkta kurutularak yapılarındaki nem ve su uzaklaştırıldıktan sonra katı formda alınmıştır.

2.3.3 XRD analizleri

Kompozitlerin kristal yapısını tanımlamak üzere Bruker / D8 Advance marka/model cihaz kullanılarak, $0,5^{\circ}\text{dk}^{-1}$ tarama hızında, $5-90^{\circ}$ aralığında X-ışınları difraktogramı (XRD) elde edilmiştir.



Şekil 2. 3 : XRD cihazı.

2.3.4 Taramalı elektron mikroskobu (SEM)

Numunelerin yüzey morfolojisi Carl Zeiss / Gemini 301 marka/model taramalı elektron mikroskobu (SEM) ile incelenmiştir. SEM görüntü alma öncesinde numuneler Leica marka ACE600 model cihazda 20 dk süreyle altın/ paladyum ile kaplanarak yüzeyler hazırlanmıştır.



Şekil 2. 4 : SEM cihazı.

2.3.5 Jar testleri

Atık suda uygun kompozit dozajlarının tespit edilmesi amacıyla flokülatör olarak 4 gözlü CRN Kimya Ltd. Şti jar test cihazı kullanılmıştır. Dozajlamalar yapılırken Transferpette S marka 100-1000 µl aralığındaki mikropipetten yararlanılmıştır. Yapılan deneysel çalışmalar Bursa Telbis Tekstilden alınan ve reaktif blue 19 (C.I. 61200) kullanımı sonucu oluşan atık suda denenmiştir. Anyonik olarak Superfloc A-120 HMW, 10,85 olan ph değeri konsantre HCL kullanılarak 9,95 e ayarlanmıştır. İlk aşamada 120 devir/dk, ikinci aşamada 80 devir/dk karıştırma hızı, sırasıyla 200 sn ve 120 sn karıştırma süreleri ile jar test cihazı çalıştırılarak, üç koagülantın 50-400 ppm aralığında farklı dozlar için renk giderimi ve AKM ölçümleri yapılmıştır. Ölçümler yapılırken 10 ml enjektörle su yüzeyinden, behere fiziksel etki yapmadan numune alınmış ve spektrofotometrede ölçülmüştür. Hasas çalışabilmek adına sentezlenen kompozitlerin ve kilin %10 luk çözeltileri kullanılmıştır.



Şekil 2. 5 : Jar test cihazı.

2.3.6 Renk ölçümleri

Kompozitlerin renk ve AKM ölçümleri Lange DR3900 spektrofotometre cihazı ile ve 10 ml lik cam küvet (ışık yolu 30 mm) kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Renk ölçümü filitreleme işlemi yapılarak 465 nm dalga boyu kullanılmıştır. Filitreleme için Millipore Millex-HV hidrofilik PVDF 0,45µm lik filtre kullanılmıştır. AKM için ise 810 nm dalga boyu programı kullanılırken herhangi bir filitreleme işlemi yapılmamıştır. Renk birimi olarak Pt-Co, AKM için ise mg/L sonuçlar elde edilmiştir.



Şekil 2. 6 : Spektrofotometre cihazı.

3. BULGULAR

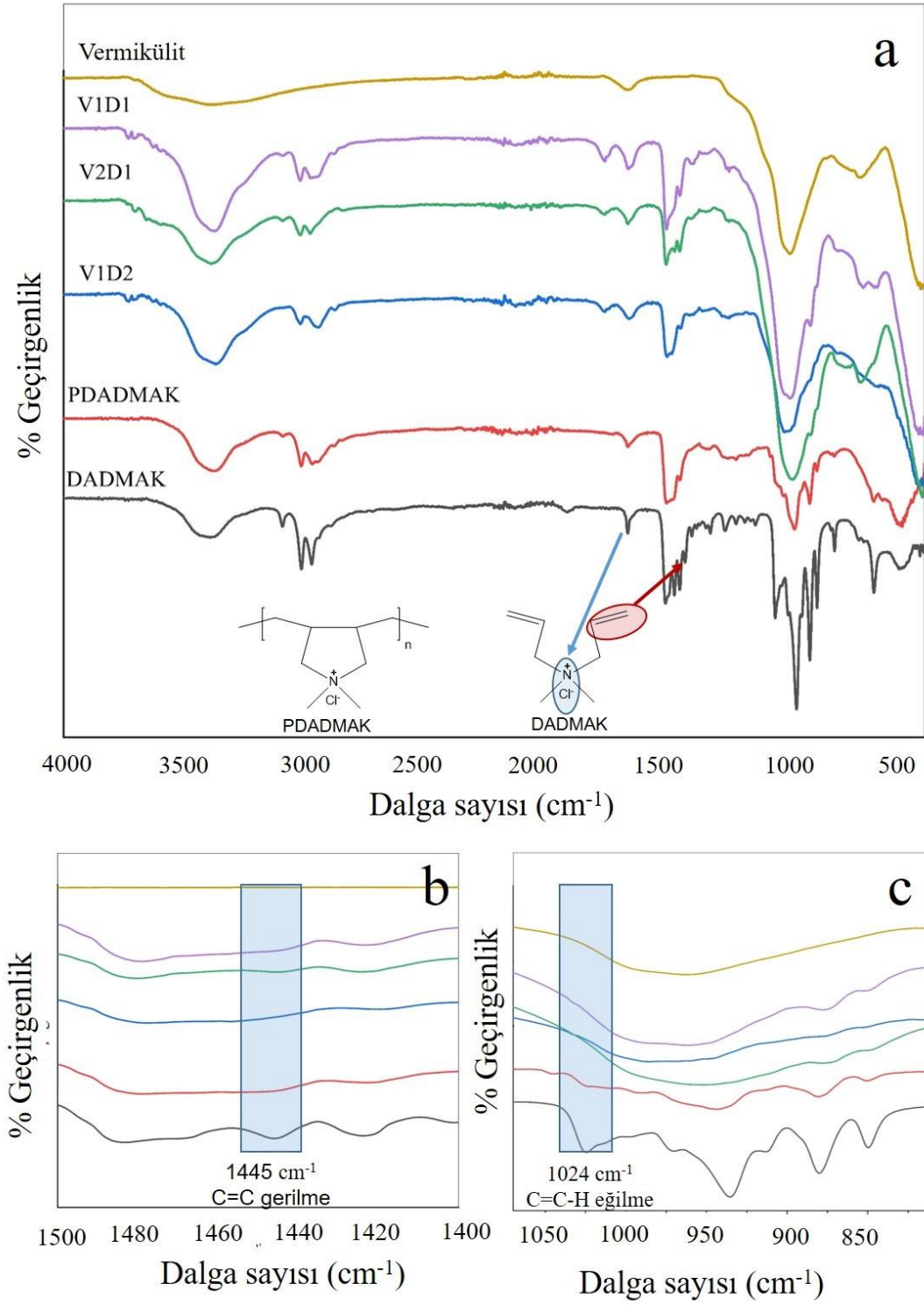
3.1 Karakterizasyon Çalışmaları

Sentezlenen PDADMAK ve kompozitler ile vermükülitin yapısal analizleri FTIR ve XRD teknikleri kullanılarak incelenmiş, morfolojileri SEM görüntüleri ile araştırılmış, toplam kuru madde miktarları nem tayini ile belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar karşılaştırmalı olarak kıyaslanmış ve literatür ile tartışılmıştır.

3.1.1 FTIR sonuçları

Şekil 3.1.'de DADMAK, PDADMAK, vermükülit ve V1D2, V2D1, V1D1 kompozitlerinin FTIR spektrumları verilerek karakteristik pikleri karşılaştırılmıştır. DADMAK spektrumu incelendiğinde --CH_2 ve --CH_3 eğilme titreşimlerine ait piklerin 2960 cm^{-1} ve 1483 cm^{-1} bandlarında çıktığı görülmektedir (Rahman, 2020). C=C-H bağına ait gerilme titreşimi 1088 cm^{-1} 'de görülmektedir (Lv ve diğ, 2018). DADMAK'ın bir diğer karakteristik piki olan kuarterner amonyum ($>\text{N}^+<$) grubuna ait pikin 1642 cm^{-1} 'de görülmektedir. DADMAK ikili bağlarına ait pikler ise C=C gerilme titreşimi için 1445 cm^{-1} ve C=C-H eğilme titreşimi için ise 1024 cm^{-1} 'de çıktığı görülmektedir. PDADMAK spektrumu incelendiğinde karakteristik piklerin görülmesinin yanısıra 2960 cm^{-1} --CH_2 , 1642 cm^{-1} 'deki $>\text{N}^+<$ gruplarına ait ve $850\text{--}1000\text{ cm}^{-1}$ aralığındaki pikler başta olmak üzere bütün piklerin yayvanlaştığı görülmektedir. Polimerleşmenin bir neticesi olan bu yayvanlaşmaların yanı sıra, 1088 cm^{-1} 'deki C=C-H bağına ait gerilme titreşiminin kaybolmuş olması polimerleşmenin bir neticesidir (Lv ve diğ, 2018). Bunlara ek olarak Şekil 3.1b'de gösterildiği gibi C=C ikili bağına ait 1445 cm^{-1} 'deki ve Şekil 3.1c'de gösterilen C=C-H bağına ait 1024 cm^{-1} 'deki piklerin PDADMAK spektrumlarında kaybolmuş olması polimerleşmenin başarılı bir şekilde gerçekleştirildiğini göstermektedir. Leng ve arkadaşların yaptığı bir çalışmada C=C-H bağının 959 cm^{-1} 'de pik verdiği ve radikalik polimerleştirilmesi sonucunda bu pikin kaybolduğu bildirilmiştir (Leng ve diğ, 2015). Bu çalışmada FTIR spektrumu DADMAK'ın %65'lik sulu çözeltisi ile alınmıştır. Bu tez çalışmasında ise

kurutulmuş katı DADMAK spektrumu alınmıştır. Pikler arasındaki farklılığın bu durumdan ileri geldiği düşünülmektedir.



Şekil 3. 1 : a) DADMAK, PDADMAK, vermikülit ve V1D2, V2D1, V1D1 kompozitlerine ait FTIR spektrumları, b) 1400-1500 cm⁻¹ aralığına ait pikler, c) 800-1100 cm⁻¹ aralığına ait pikler

Vermikült spektrumu incelendiğinde $3600-3200\text{ cm}^{-1}$ aralığındaki geniş pik yapıdaki $-\text{OH}$ gruplarının gerilme titreşimlerine aittir. Ayrıca 1645 cm^{-1} bandında çıkan pik ise $-\text{OH}$ grubunun eğilme titreşiminden kaynaklanmaktadır (Assem ve diğ, 2017). Yapıdaki Si-O, Al-O, Si-O-Si ve Al-O-Si gruplarına ait pikler sırasıyla, 1056 , 960 , 663 ve 420 cm^{-1} çıktığı görölmektedir. Benzer pikler literatürde de belirtilmiştir (Salih ve diğ, 2024).

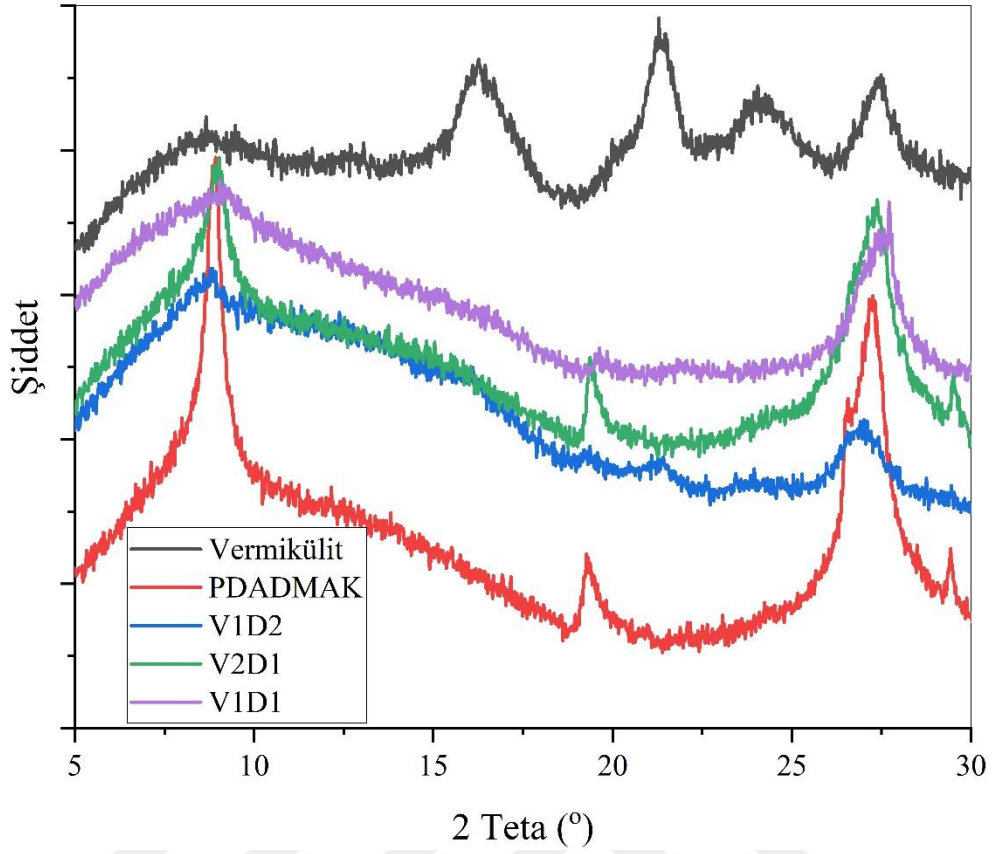
Kompozitlerin FTIR spektrumları incelendiğinde PDADMAK ve vermikülite ait piklerin bir arada bulunduğı görölmektedir. Ancak kompozitlerde diğerlerinde olmayan 1738 cm^{-1} 'de bir pikin ortaya çıktığı açıkça görölmektedir. Açığa çıkan bu yeni pik hem polimerde hem de kilde görölmediğinden polimer-kil arasında oluşan yeni bir etkileşime işaret etmektedir. Polimerin ve kilin yapıları ayrı ayrı göz önünde bulundurulduğunda bu etkileşimin polimerdeki quarterner amonyum grubu ile kilin hidroksil grubu arasında oluşabileceğı düşünölmektedir. İkisinin zıt yüklere sahip olmasından dolayı kuvvetli bir elektrostatik etkileşimin kurulması oldukça muhtemeldir. Kompozit spektrumlarında ortaya çıkan bu pikin etkileşim sonucunda bağ hareket frekanslarının değışmesinden kaynaklandığı düşünölmektedir.

3.1.2 XRD sonuçları

Malzemelerin kristal yapılarından kaynaklanan düzelemsel bölgeleri, üzerlerine düşen X-ışınını belli bir açıyla ile kırılarak saçılmasına neden olur. Madde ile ışın arasında olan bu etkileşimden faydalanılarak malzemelerin kristal yapıları hakkında bilgi elde edilebilir. Vermikülit, PDADMAK ve kompozitler ait XRD spektrumları Şekil 3.2' de verilmiştir. Vermikülit'in spektrumu incelendiğinde $2\theta = 16,4^\circ$; $21,5^\circ$; 24° ve $27,4^\circ$ kırılma açılara denk gelen pikler görölmektedir. Bu tez kapsamında genlemiş vermikülit kullanılmıştır. Vermikülit yüksek sıcaklıklarda tabakalar arasındaki suyun uzaklaştırılması ile geniştirilmesi gerçekleştirilmektedir. Genleşme için uygulanan sıcaklık genellikle 800°C ile 1000°C sıcaklık aralığındadır (Assis Neto ve diğ, 2023). Genleşme sonrasında tabakaların yapısı ve etkileşimlerinin yanı sıra tabakalar arası mesafe de değışmektedir. Yapılan bir çalışmada vermikülit 25°C ile 950°C aralığında farklı sıcaklıklarda geniştirilerek XRD difregramları incelenmiştir. Çalışmada neticesinde ısıya maruz kalmamış vermikülit $2\theta=6^\circ$ civarında karakteristik pik gösterirken sıcaklık artması ile bu pik şiddeti azalarak ve yayvanlaşarak $2\theta=10^\circ$ doğru kaydığı görölmüştür. 950°C ısıtmada ise bu pikin tamamen kaybolmaktadır (Pérez-

Maqueda ve diğ, 2003). Bu sonuçlardan genleşmiş vermikülit tabaka yapılarının değişim göstererek tabakalar arası etileşimin azaldığı söylenebilir. Bunun neticesi olarak genleşmiş vermükülitin tabaka yapıları öğütme işlemi gibi mekanik işlemlerin neticesinde de değişmektedir. Balek vd. yaptıkları çalışmada tabaka yapılarının değişimini faklı öğütme süreleri sonrasında XRD analizleri incelemişlerdir. Öğütülmemiş kilde $2\theta=6^\circ$ civarında karakteristik pik görülürken öğütme süresi arttıkça bu pikin şiddetinin azaldığı ve $2\theta=10-30^\circ$ aralığında yayvan piklerin oluştuğu görülmektedir. 10 dakika öğütmede ise bu pikin tamamen kaybolduğunu ve amorflaşmanın oluştuğunu bildirmişlerdir. Bu sonuçlardan öğütme ile kristal bölgelerin azaldığı ve düzensiz yapıların oluştuğu sonucuna varılmıştır (Balek ve diğ, 2007). Diğer killer için benzer sonuçlar literatürdeki başka çalışmalarda da bildirilmiş ve öğütme işlemi filosilikat yapılarının delaminasyonu, katman yapılarının dağılması vb. durumlarının oluşmasına neden olduğu ortaya konmuştur (Dellisanti ve Valdré, 2005). Literatürdeki bu sonuçlar değerlendirildiğinde bu çalışmada elde edilen öğütülmüş ve genleşmiş vermikülite ait XRD difregramından dağılmış katmanlardan oluşan amorf bir yapı olduğu sonucuna ulaşılmaktadır. Bu sonuç literatür ile de uyumaktadır (Balek ve diğ, 2007).

PDADMAK ait XRD kırınimleri incelendiğinde $2\theta = 9^\circ$ açıda kristalin bölgeye ait keskin bir pik görülürken $2\theta = 19,2^\circ$ ve $27,3^\circ$ açılarında yayvan amorfluk piklerinin oluştuğu görülmektedir. Kompozitler ait XRD desenlerinde kilden kaynaklı piklerin oluşmadığı görülmektedir. Bu sonuçtan polimer zincirlerinin kil yapıları arasına girerek tamamen dağılmalarına neden olduğu ve eksfoliye bir yapı oluştuğu söylenebilir. Ayrıca V1D2 ve V1D1 kompozitlerinde PDADMAK kristalin piki oluşmazken, V2D1 kompozitinde polimere ait bu pikin korunduğu görülmektedir. Polimere ait bu kristal pikin varlığı, kompozit yapısında polimer-polimer etkileşimlerinin kuvvetli olduğunu göstermektedir. Ayrıca bu pikin diğer kompozitlerde kaybolmuş olması kuvvetli kil-polimer etkileşimlerinin kurulmasından polimer-polimer etkileşimlerinin önlendiği söylenebilir. Bu sonuçlardan yola çıkarak düşük kil oranında kil-polimer etkileşimleri kurulurken, yüksek kil oranında kil-polimer etkileşimlerinin yetersiz kalmasından dolayı polimer-polimer etkileşimlerinin korunduğu anlaşılabılır. Sonuç olarak düşük kil oranında daha etkili bir kompozit oluştuğu söylenebilir.



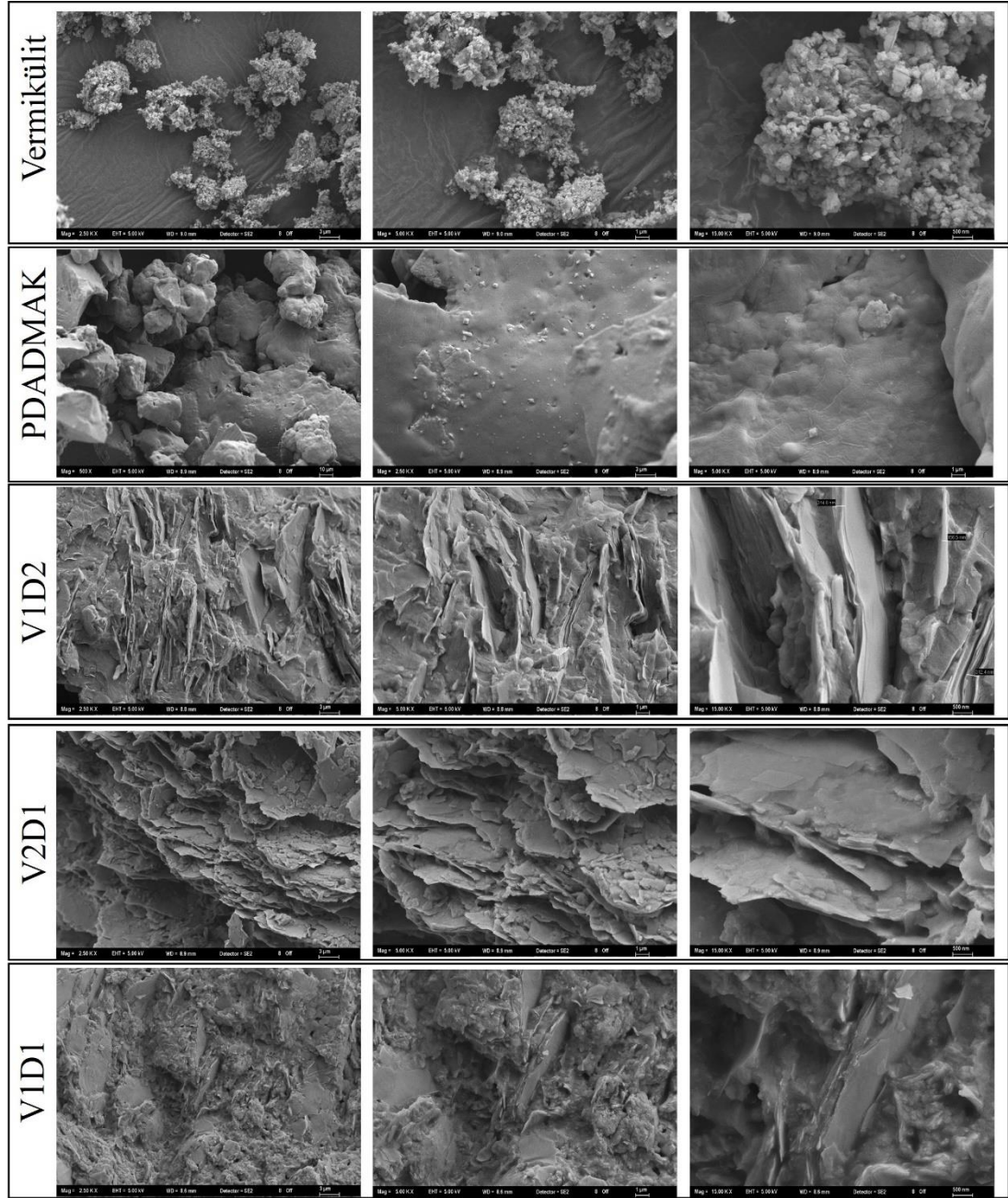
Şekil 3. 2: Numunelere ait XRD difraktogramları

3.1.3 SEM görüntüleri

Numunelerin morfolojilerini ve polimer-kil etkileşimlerini incelemek için SEM görüntüleri alınmıştır. PDADMAK, vermikülit ve V1D2, V2D1, V1D1 kompozitlerine ait farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri Şekil 3.3’ de gösterilmiştir. Vermikülit görüntüleri incelendiğine tabakalı yapıların varlığı görülmekle birlikte bu tabaka yapılarının yüzeyleri daha küçük parçacıklarla kaplandığı görülmektedir. Bu parçacıkların öğtmeden kaynaklı oluşan yapılar olduğu düşünülmektedir. PDADMAK görüntülerinden ise genel olarak tipik bir termoplastik matriks morfolojisi görülmektedir. Daha yüksek büyütmedeki görüntülerde matriks fazında dağılmış kristal yapılarının olduğu anlaşılmaktadır. Az miktara görülen bu kristallerin başlarıcı olarak kullanılan APS’ye ait olduğu düşünülmektedir.

V1D2 kompozitine ait görüntüler incelendiğinde, kil tabakaları arasına PDADMAK girdiği ve birbirinden ayrıldığı açıkça görülmektedir. Bu görüntülerden kuvvetli bir etkileşime sahip tipik bir polimer matrisli kil kompozit morfolojisi vardır. Kil tabakalarının polimatrisi içinde çok iyi bir şekilde ve homojen olarak dağıldığı

anlaşılmaktadır. Ayrıca polimer-kil arayüzlerinde hiç bir boşluğun olmaması aralarındaki yüksek etkileşimin bir göstergesidir. Kompozitlerin FTIR spektrumunda ortaya çıkan yeni pikin varlığı bu kuvvetli etkileşimi doğrular niteliktedir.



Şekil 3. 3 : Kompozitler, Polidadmak ve Vermikülit SEM görüntüleri.

V2D1 kompozite ait görüntüler incelendiğinde kil tabakalarının birbirlerine tutunmuş halde bir arada bulundukları görülmektedir. Yüksek büyütmedeki görüntülerden tabakaların yüzeylerinin PDADMAK ile kaplandığı görülmektedir. Bir diğer sonuç ise PDADMAK'ın killer arasında bir bağlayıcı vazifesi gördüğü şeklindedir. Bu morfoloji V1D2 kompozitinin aksine polimer matrisli bir kompozitten ziyade, bir polimer

kaplama yapısının olduğunu açıkça göstermektedir. Bu kompozitte kil oranının polimerin iki katı olduğu göz önünde bulundurulduğunda, oluşan morfoloji uyumludur.

V1D1 kompozitine ait görüntüler incelendiğinde yoğun bir şekilde dağılmış kil parçalarının olduğu polimer bölgeleri ve bu bölgeler arasında dağılmış kil tabakaları görülmektedir. V1D2 kompozitinin morfolojisinde kil paçacıkları görülmezken bu kompozitte polimer içinde dağılmış kil parçacıkları net olarak görülmektedir. Bunun nedeni artan kil oranıyla polimer matriksin kil ile doymuş hale gelmesi ve böylece yüzeyde görülmeye başlamasıdır.

SEM görüntüleri genel olarak değerlendirildiğinde polimerce zengin kompozitte polimer matrisli kil kompozitine ait tipik bir morfoloji oluşurken, kil ile zengin kompozitte kaplama yapısı ve polimerin yoğun kil tabakaları arasında bağlayıcı etkisi görülmektedir.

3.1.4 Nem tayini sonuçları

150°C de nem tayin cihazı ile her kompozit numunesi için iki kez yapılan ölçüm sonuçları % katı madde olarak Çizelge 3.1’de verilmiştir.

Çizelge 3. 1 : Kompozitler için % katı madde sonuçları (Kil %100 lük malzeme olarak baz alınmıştır).

Ölçüm sayısı	V1D1	V1D2	V2D1	PDADMAK
1.ölçüm	47,45	52,96	40,54	48,07
2.ölçüm	48,21	51,45	40,46	48,81
Ortalama	47,83	52,20	40,50	48,44

Bu sonuçlara göre; V1D2 nin kuru madde ortalaması 1 birim kabul edilip, diğer kompozitler için, kuru madde ortalamalarına oranlanarak elde edilen birim değeri, V1D2 nin dozaj değeri ile çarpılarak jar testinde dozajlamalar yapılmıştır.

Örneğin; V1D2’nin ortalaması % 52,20 dir. Buna göre ortalama katı madde sonucu % 40,50 olan V2D1, $52,20/40,45$ sonucuna göre 1,29 kat olarak dozajlanmıştır. Aynı şekilde, PDADMAK ise $52,20/48,44$ işlemine göre 1,08 kat olarak dozajlanmıştır.

Özet olarak numunelerin dozajlama oranları;

V1D2 : 1,00 birim,

V2D1 : 1,29 birim,

V1D1 : 1,09 birim,

PDADMAK : 1,08 birim,

Kil : 0,52 birim.

Bu oranlara göre V1D2 50,00 ppm dozajlanırken, V2D1 64,50 ppm dozajlanmıştır.

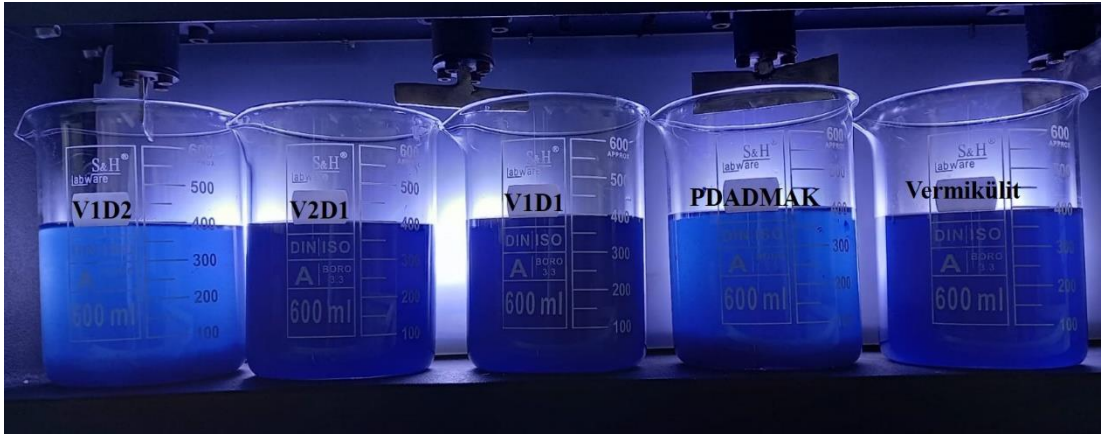
3.2 Atık Su Arıtma Çalışmaları

Atık su numunesinde, belirtilen dalga boyunda renk ve AKM ölçümleri yapıp sonuçlar elde edilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre değerlendirmeler yapılmıştır.

Kullanılan atık suyun başlangıç rengi 443 Pt-Co ve başlangıç ph değeri 9,95 dir. Herbir numune, 400 er ml lik atık suda jar testine tabi tutulmuşlardır.

Anyonik olarak kullanılan polimer, tüm jar çalışmalarında 125,00 ppm miktarında eklenmiştir.

Öncelikle V1D2, V2D1, V1D1, PDADMAK ve vermikülit için sırasıyla 50,00; 64,50; 54,50; 53,75 ve 26,10 ppm dozajlanmıştır. Bu değerlerde tüm numuneler için flok oluşumu gözlenmemiştir. Bunun üzerine dozaj miktarı yine V1D2, V2D1, V1D1, PDADMAK ve vermikülit için sırasıyla 75,00; 96,75; 82,25; 80,75 ve 39,15 ppm değerlerine çıkarılmıştır. Gözlenemeyen floklardan dolayı dozajların tekrar artırılmasına karar verilmiştir.



Şekil 3. 4 : V1D2'nin 150,00 ppm olduğu seriye ait 2 saat sonraki jar görseli

150,00; 193,50; 163,50; 161,50 ve 78,25 ppm dozajlanan V1D2, V2D1, V1D1, PDADMAK ve vermikülit de ise V1D2 ve PDADMAK de flok oluşumu gözlenmiş olup, diğer kompozitlerde flok oluşumu gözlenmemiştir. Flok oluşturan V1D2 ve

PDADMAK için renk ve AKM ölçümleri yapılmıştır. 2 saat sonraki jar görseli Şekil 3.4’de, ölçüm sonuçları ise Çizelge 3.2’de verilmiştir.

Çizelge 3. 2 : 150 ppm V1D2 ve 161,50 ppm PDADMAK için anlık ve 2 saat sonraki renk ve AKM değerleri.

Kompozit	Anlık renk (PtCo)	2 saat sonra renk (PtCo)	Anlık AKM (mg/L)	2 saat sonra AKM (mg/L)
V1D2	43	52	135	56
PDADMAK	69	72	167	70

V1D2 ve PDADMAK in koagülasyon güç farklarını ayırtedebilmek için dozaj miktarını V1D2 için flok gözlenen 150,00 ppm den az, flok gözlenmeyen 75,00 ppm den fazla dozajlamaya karar verilmiştir. Bu amaçla 125,00 ppm V1D2 için, 134,75 ppm de PDADMAK için dozajlama yapılmış, V1D2 için flok gözlenirken, PDADMAK için flok gözlenmemiştir. V1D2 nin 125,00 ppm deki renk ve AKM ölçümü Çizelge 3.3’de verilmiştir.

Aynı seriye V2D1 den 225,00 ppm, V1D1 den 200,00 ppm eklenerek jar testleri yapılmıştır. 2 dozaj için de flok gözlenmemiştir.

Çizelge 3. 3 : 125 ppm V1D2 için anlık ve 2 saat sonu renk ve AKM değerleri.

Kompozit	Anlık renk (PtCo)	2 saat sonra renk (PtCo)	Anlık AKM (mg/L)	2 saat sonra AKM (mg/L)
V1D2	46	43	292	46

Şimdiye kadar ki dozajlarda flok oluşumu hiç gözlenemeyen V2D1, V1D1 ve vermikülit için dozaj miktarları arttırılarak jar testlerine devam edilmiştir. V2D1 için 300,00 ppm, V1D1 için ise V2D1 ile % katı madde oranı eşit olabilmesi amacıyla 253,50 ppm dozajlama yapıldı. Vermikülit için ise oran kullanılmadan, 200,00 ppm dozajlama yapılarak flok oluşup oluşmadığına bakıldı. Seri içinden sadece V1D1 de flok oluşumu gözlendi. Çizelge 3.4 ise flok oluşumu gözlenen V1D1 için renk ve AKM değerlerini göstermektedir.

Dozaj miktarı V2D1 ve V1D1 için artırılarak testlere devam edildi. V2D1 için 400,00 ppm; %katı madde oranına göre verilmesi gereken dozaj miktarı 338,00 ppm V1D1 için eklenerek jar testi yapıldı. Spektrofotometre ölçüm sonuçları Çizelge 3.5’de verilmiştir.

Çizelge 3. 4 : 253,50 ppm V1D1 için anlık ve 2 saat sonu renk ve AKM değeri.

Kompozit	Anlık renk (PtCo)	2 saat sonra renk (PtCo)	Anlık AKM (mg/L)	2 saat sonra AKM (mg/L)
V1D1	56	51	432	66

Flok gözlenemeyen Vermikülit için ise dozaj miktarı 400,00 ppm e çıkarılmasına rağmen, flok oluşumu gözlenmemiştir.

Çizelge 3. 5 : 400,00 ppm V2D1 ve 338,00 ppm V1D1 için anlık ve 2 saat sonraki renk ve AKM değerleri

Kompozit	Anlık renk (PtCo)	2 saat sonra renk (PtCo)	Anlık AKM (mg/L)	2 saat sonra AKM (mg/L)
V2D1	176	168	456	442
V1D1	41	38	80	24

Renk sonuçları göz önüne alındığında, V1D2, V2D1, V1D1, PDADMAK için, atık suyun başlangıça göre anlık ve 2 saat sonundaki % renk giderim değerleri tablo halinde Çizelge 3.6'da verilmektedir. Vermikülit flok oluşturmadığından renk giderim tablosunda yer almamıştır.

Çizelge 3. 6 : Dozaj miktarlarına göre VD12,VD11, VD01 ve VD21 için anlık ve 2 saat sonu renk giderim % leri.

Kompozit	Dozaj miktarı (ppm)	Anlık renk giderimi (%)	2 saat sonra renk giderimi (%)
V1D2	125,00	90,29	88,26
PDADMAK	161,50	84,42	83,74
V1D1	253,50	87,36	88,49
V2D1	400,00	60,27	62,08

4. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu tez çalışmasında DADMAK ve vermikülit kullanılarak yerinde polimerizasyon tekniği ile vermikülit/PDADMAK kompozitleri elde edilmiştir. FTIR analizlerinden monomere ait ikili bağ piklerinin kompozit spektrumlarında gözükmemesi polimer/kil kompozitlerinin başarılı bir şekilde gerçekleştirdiği anlaşılmıştır. Polimere göre kilin ağırlıkça oranı az olan V1D2 ve eşit olan V1D1 kompozitlerine ait XRD kırınımalarında PDADMAK kristal piki çıkmazken, kil oranı fazla olan V2D1 kompozitinde polimere ait bu kristalin pik korunmuştur. Bu sonuçlardan kil oranı polimere göre az veya eşit olduğunda etkili bir polimer-kil etkileşimi kurulduğu sonucuna varılmıştır. SEM görüntülerinde V1D2 ve V1D1 kompozitleri için tipik polimer matrisli kil kompozit morfolojisi görülürken, V2D1 kompozitinde polimerin bağlayıcı olarak yapıda bulunduğu anlaşılmıştır.

Kompozitlere yapılan spektrofotometrik ölçüm sonuçlarına göre; V1D2 kompozitinin 125,00 ppm dozajlanması ile elde edilen renk giderimi %90,29 ile en yüksek sonuç vermiştir. Yani bu kompozit ile en düşük dozajla en yüksek renk giderimi % oranı elde edilmiştir. Bu sonuç, 400,00 ppm’de dahi flok oluşumu sağlayamayan vermikülit-dadma monomerinin 1:2 oranında eklenmesi ile oluşan kompozitin, yeni bir özellik kazanıp diğer kompozitler ve PDADMAK’a kıyasla en iyi koagülant görevi gösterdiğini kanıtlamaktadır.

Spektroskopik sonuçlar göz önünde bulundurulduğunda V1D2’den sonra gelen etkili koagülantlar PDADMAK, V1D1 ve V2D1 şeklinde sıralanabilir. Bu sonuçlardan polimere kil ilavesi ile sinerjik etki ile yüksek bir atık su arıtma performansı elde edilirken, kompozit yapısında artan kil miktarı ile etkinin azaldığı sonucuna ulaşılmıştır.

Sonuç olarak bu çalışma ile atık su işlemede yaygın olarak kullanılan ve petrol türevi sentetik bir polimer olan PDADMAK yapısına vermikülit ilavesi ile hazırlanan kompozitle daha çevreci, düşük maliyetli ve üstün performanslı bir ürün geliştirilmiştir. Böylece çevresel ve ekonomik açılardan iyileştirme başarıyla gerçekleştirilmiştir.

KAYNAKLAR

- Arris, S., Bencheikh, L.M., Miniai, H.A.** (2012). Preparation and characterisation of an natural adsorbent used for elimination of pollutants in wastewater. *Energy Proc.* 18, 1145–1151.
- Arslan, S., Eyvaz, M., Gürbulak, E., & Yüksel, E.** (2016). A Review of State-of-the-Art Technologies in Dye-Containing Wastewater Treatment – The Textile Industry Case. E. P. Körlü içinde, *Textile Wastewater Treatment*. InTechOpen.
- Assem, Y., Grenier, A., Agarwal, S.** (2007). Microwave-Assisted Controlled Ring-Closing Cyclopolymerization of Diallyldimethylammonium Chloride Via the RAFT Process. *Macromol. Rapid Commun.*, 1923-1928.
- Assem, Y., Khalaf, A.I., Rabia, A.M., Yehia, A.A., Zidan, T.A.** (2017). Poly(diallyldimethylammonium chloride)/clay nanocomposites: effect of molecular weight and concentration of polymer on the structural, thermal, and dielectric properties. *Polym. Bull.*, 3015-3026.
- Assis Neto, P.C.d., Sales, L.P.B., Oliveira, P.K.S., Silva, I.C.d., Barros, I.M.d.S., Nóbrega, A.F.d., Carneiro, A.M.P.** (2023). Expanded Vermiculite: A Short Review about Its Production, Characteristics, and Effects on the Properties of Lightweight Mortars. *Buildings.*, 13, 823.
- Azzam, E.M.S., Eshaq, G., Rabie, A.M., Bakr, A.A., Abd-Elal, A.A., El Metwally, A.E., Tawfik, S.M.** (2016). Preparation and characterization of chitosan-clay nanocomposites for the removal of Cu(II) from aqueous solution. *Int. J. Biol. Macromol.* 89, 507–517.
- Babu, B. P.** (2007). Textile Technology. An Overview of Wastes Produced During Cotton Textile Processing and Effluent Treatment Methods. *The Journal of Cotton*, 110-122.
- Balek, V., Pérez-Rodríguez, J.L., Pérez-Maqueda, L.A., Šubrt, J., Poyato, J.** (2007). Thermal behaviour of ground vermiculite. *J Therm Anal Calorim.*, 819-823.
- Bergaya, F., Detellier, C., Lambert, J.F., Lagaly, G.** (2013). Introduction to clay-polymer nanocomposites (CPN). In: Developments in Clay Science, second ed. *Elsevier Ltd.*
- Bisschops, I. S.** (2003). Literature review on textile wastewater characterization. *Environmental Technology*, 1399-1411.
- Busse, H.-J.** (2011). 11 - Polyamines. A. O. Fred Rainey içinde, Methods in Microbiology (s. 239-259). *Academic Press.*

- C.H. Leng, C.H., Razali, M.A.A., Rosdi, M.R.H., Ariffin, A.** (2015). Composite flocculants based on magnesium salt polydiallyldimethylammonium chloride: characterization and flocculation behaviour. *RSC Advances*, 53462-53470.
- Chatterjee, S., Kumar, A., Basu, S., Dutta, S.** (2012). Application of Response Surface Methodology for Methylene Blue dye removal from aqueous solution using low cost adsorbent. *Chem. Eng. J.* 181, 289–299.
- Cochrane, E.L., Lu, S., Gibb, S.W., Villaescusa, I.** (2006). A comparison of low-cost biosorbents and commercial sorbents for the removal of copper from aqueous media. *J. Hazard Mater.* 137, 198–206.
- Çınar, Ö., Kitiş, M., Civelekoğlu, G., Yiğit, N. Ö., Doğan, A., Harman, B. İ., Sayılğan, E.** (2013). Boyar Madde İçeren Atıksu Arıtma Tesislerinin İşletilmesine Yönelik El Kitabı. Ankara: *T.C. Çevre Ve Şehircilik Bakanlığı*.
- Dellisanti, F., Valdré, G.** (2005). Study of structural properties of ion treated and mechanically deformed commercial bentonite. *Applied Clay Science*, 233-244.
- El-Gendy, A., El-Shafie, A. S., Issa, A., Al-Meer, S., Al-Saad, K., & El-Azazy, M.** (2020). Carbon-Based Materials (CBMs) for Determination and Remediation of Antimicrobials in Different Substrates: Wastewater and Infant Foods as Examples. M. F. Mattia Bartoli içinde, *Carbon-Based Material for Environmental Protection and Remediation. InTechOpen*.
- Fayazi, M. ve Ghanbarian, M.** (2020). One-pot hydrothermal synthesis of polyethylenimine functionalized magnetic clay for efficient removal of noxious Cr(VI) from aqueous solutions. *Silicon* 12, 125–134.
- Ferreira, D.R., Phillips, G.D., Baruah, B. A.** (2021). Comparison Of The Adsorption Of Cesium On Zeolite Minerals Vs Vermiculite. *Clays Clay Miner.* 69, 663–671.
- Girase, C.D., Rajput, Y.N., Hatkar, V.M., Kulkarni R.D.** (2022). Synthesis and characterizations of cationic poly(DADMAC-co-AM) surfactant for hair care applications. *J Polym Res.* 29, 346.
- Harja, G., Nascu, I., Muresan, C., Nascu, I.** (2016). Improvements in Dissolved Oxygen Control of an Activated Sludge Wastewater Treatment Process. *Circuits Syst Signal Process*, 2259-2281.
- Hnamte, M., Pulikkal, A.K.** (2022). Clay-polymer nanocomposites for water and wastewater treatment: A comprehensive review. *Chemosphere.* 307, 2.
- Huggett, J.M.** (2021). *Clay Minerals. Encyclopedia of Geology* (Second Edition), second ed. *Elsevier Inc*, pp. 341–349.
- Jorge, N., R. Teixeira, A., Lucas, M., Peres, J.** (2023). Combined organic coagulants and photocatalytic processes for winery wastewater treatment. *Journal of Environmental Management.* 326, 116819.

- Kalliala, E. T.** (2000). Environmental profile of textile wet processing in Finland. *Journal of Cleaner Production*, 8, 143–154., 143-154.
- Kanchana, V., Gomathi, T., Geetha, V., Sudha, P.** (2012). Adsorption analysis of Pb (II) by nanocomposites of chitosan with methyl cellulose and clay. *Der Pharm. Lett.* 4, 1071–1079.
- Kausar, A., Shahzad, R., Iqbal, J., Muhammad, N., Ibrahim, S.M., Iqbal, M.** (2020). Development of new organic-inorganic, hybrid bionanocomposite from cellulose and clay for enhanced removal of Drimarine Yellow HF-3GL dye. *Int. J. Biol. Macromol.* 149, 1059–1071.
- Kyzas, G.Z., Kostoglou, M.** (2014). Green adsorbents for wastewaters: a critical review. *Materials* 7, 333–364.
- Li, T., Shen, J., Huang, S., Li, N., Ye, M.** (2014). Hydrothermal carbonization synthesis of a novel montmorillonite supported carbon nanosphere adsorbent for removal of Cr (VI) from waste water. *Appl. Clay Sci.* 93–94, 48–55.
- Meng, X.L., Nie, Y., Sun, J., Cheng, W.G., Wang, J.Q., He, H.Y., Zhang S.J.** (2014). Functionalized dicyandiamide–formaldehyde polymers as efficient heterogeneous catalysts for conversion of CO₂ into organic carbonates. *Green Chem.*, 2771-2778.
- Mevzuat Bilgi Sistemi.** (2004). Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği. Ankara: Resmî Gazete.
- Minisy, I.M., Salahuddin, N.A., Ayad, M.M.** (2021). Adsorption of methylene blue onto chitosan–montmorillonite/polyaniline nanocomposite. *Appl. Clay Sci.* 203, 105993
- Miranda-Trevino, J.C., Coles, C.A.** (2003). Kaolinite properties, structure and influence of metal retention on pH. *Appl. Clay Sci.* 23, 133–139.
- Namal, O. Ö.** (2017). Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtımında Kullanılan Proseslerin Araştırılması. *Nevşehir Bilm ve Teknoloji Dergisi* Cilt 6/ICOCEE 2017 Özel sayı, 388-396.
- Pérez-Maqueda, L.A., Balek, V., Poyato, J., Pérez-Rodríguez, J.L., Šubrt, J., Bountsewa, I. M., Beckman, I. N., Málek, Z.** (2003). Study of natural and ion exchanged vermiculite by emanation thermal analysis, TG, DTA and XRD. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 715–726.
- Prasannamedha, G., Kumar, P.S., Mehala, R., Sharumitha, T.J., Surendhar, D.** (2021). Enhanced adsorptive removal of sulfamethoxazole from water using biochar derived from hydrothermal carbonization of sugarcane bagasse. *J. Hazard Mater.* 407, 124825.
- Rahman, M. R.** (2020). Synthesis and implication of grafted polymeric adsorbent for heavy metal removal. *SN Appl. Sci.* 2, 1089.

- Rajala, K., Grönfors, O., Hesampour, M., Mikola, A. (2020).** Removal of microplastics from secondary wastewater treatment plant effluent by coagulation/flocculation with iron, aluminum and polyamine-based chemicals. *Water Research*. 183, 116045.
- Rytwo, G. (2012).** The Use of Clay-Polymer Nanocomposites in Wastewater Treatment. *The Scientific World Journal*, 498503.
- Salih, S.S., Shihab, M.A., Mohammed, H.N., Kadhom, M., Albayati, N., Ghosh, T.K. (2024).** Chitosan-vermiculite composite adsorbent: Preparation, characterization, and competitive adsorption of Cu(II) and Cd(II) ions. *Journal of Water Process Engineering*. 59, 105044.
- Saravanan, A., Senthil Kumar, P., Jeevanantham, S., Karishma, S., Tajsabreen, B., Yaashikaa, P.R., Reshma, B. (2021).** Effective water/wastewater treatment methodologies for toxic pollutants removal: processes and applications towards sustainable development. *Chemosphere* 280, 130595.
- Shokri, E., Yegani, R., Pourabbas, B., Kazemian, N. (2016).** Preparation and characterization of polysulfone/organoclay adsorptive nanocomposite membrane for arsenic removal from contaminated water. *Appl. Clay Sci.* 132, 611–620.
- Sis, H. ve Uysal, T. (2014).** Removal of heavy metal ions from aqueous medium using Kuluncak (Malatya) vermiculites and effect of precipitation on removal. *Applied Clay Science*, 95, 1-8.
- Unuabonah, E., Ugwuja, C., Omorogie, D.M., Adewuyi, A., Oladoja, N. (2018).** Clays for efficient disinfection of bacteria in water. *Appl. Clay Sci.* 151, 211–223.
- Unuabonah, E.I., Taubert, A. (2014).** Clay-polymer nanocomposites (CPNs): adsorbents of the future for water treatment. *Appl. Clay Sci.* 99, 83–92.
- Xu, X., Yang, Y., Wang, G., Zhang, S., Cheng, Z., Li, T., Yang, Z., Xian, J., Yang, Yuanxiang, Zhou, W. (2020).** Removal of heavy metals from industrial sludge with new plant-based washing agents. *Chemosphere* 246, 125816.
- Lv, X. Liu, C., Song, S., Qiao, Y., Hu, Y., Li, Z., Sun, S. (2018).** Construction of a quaternary ammonium salt platform with different alkyl groups for antibacterial and biosensor applications. *RSC Advances*, 9, 2941–2949 .
- Yadav, M., Rhee, K.Y., Jung, I.H., Park, S.J. (2013).** Eco-friendly synthesis, characterization and properties of a sodium carboxymethyl cellulose/graphene oxide nanocomposite film. *Cellulose* 20, 687–698.
- Zhang, X., Lv, L., Qin, Y., Xu, M., Jia, X., Chen, Z. (2018).** Removal of aqueous Cr(VI) by a magnetic biochar derived from Melia azedarach wood. *Bioresour. Technol.* 256, 1–10.

Zhao, C., Zhou, J., Yan, Y., Yang, L., Xing, G., Li, H., Wu, P., Wang, M., Zheng, H. (2021). Application of coagulation/flocculation in oily wastewater treatment: A review. *Science of The Total Environment*. 765, 142795.

Zumstein, M., Battagliarin, G., Kuenkel, A., Sander, M. (2022). Environmental Biodegradation of Water-Soluble Polymers: Key Considerations and Ways Forward. *Acc. Chem. Res.*, 2163–2167.



ÖZGEÇMİŞ

Ad-Soyad : Gamze ŞENGÜL ÖZER

Doğum Tarihi ve Yeri :

E-posta :

ÖĞRENİM DURUMU:

• **Lisans** : 2005, Gazi Üniversitesi, Fen Fakültesi, Kimya Bölümü

Yüksek Lisans : 2007, Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Bölümü

• **Yüksek Lisans**: 2024, Bursa Teknik Üniversitesi, Polimer Malzeme Mühendisliği

MESLEKİ DENEYİM VE ÖDÜLLER:

• **Ar-ge Laboratuvar Sorumlusu**: 2020-Devam ediyor, Mikro Teknik Kimyevi Mad. San. ve Tic. A.Ş.

TEZDEN TÜRETİLEN ESERLER, SUNUMLAR VE PATENTLER:

G. Şengül Özer Ve Ö. Y. Gümüş, “Sythesis Of Polydiallyldimethylammonium Chloride Polydadmec And Investigation Of Its Textile Wastewater Treatment Performance ,” Presented At *The International Ankara Congress On Multidisciplinary Studies-VI*, Ankara, 2023.