

T.C.
VAN YÜZÜNCÜ YIL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**KATI ATIK DEPOLAMA ALANI SIZINTI SULARININ
KARAKTERİZASYONU VE FENTON PROSESİYLE ARITIMININ
ARAŞTIRILMASI: VAN İLİ ÖRNEĞİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

HAZIRLAYAN: Salih TAŞCI
I. Tez Danışmanı: Dr. Öğr. Ü. Ayşe ÖZGÜVEN
II. Tez Danışmanı: Arş. Gör. Dr. Burçin YILDIZ

VAN-2021

T.C.
VAN YÜZÜNCÜ YIL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**KATI ATIK DEPOLAMA ALANI SIZINTI SULARININ
KARAKTERİZASYONU VE FENTON PROSESİYLE ARITIMININ
ARAŞTIRILMASI: VAN İLİ ÖRNEĞİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

HAZIRLAYAN: Salih TAŞCI

Bu çalışma YYÜ Bilimsel Araştırma Projeleri Başkanlığı tarafından FYL-2020-9260
No'lu proje ile desteklenmiştir

VAN-2021

KABUL VE ONAY SAYFASI

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Dr. Öğr. Ü. Ayşe ÖZGÜVEN danışmanlığında, Salih TAŞCI tarafından sunulan “Katı Atık Depolama Alanı Sızıntı Sularının Karakterizasyonu ve Fenton Prosesiyle Arıtımının Araştırılması: Van İli Örneği” isimli bu çalışma Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliği'nin ilgili hükümleri gereğince 07/06/2021 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği / oy çokluğu ile başarılı bulunmuş ve Yüksek lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Başkan: Dr. Öğr. Üyesi Dilara ÖZTÜRK

İmza:

Üye: Dr. Öğr. Üyesi Ayşegül DEMİR YETİŞ

İmza:

Üye: Dr. Öğr. Üyesi Ayşe ÖZGÜVEN

İmza:

Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun/..... tarih ve sayılı kararı ile onaylanmıştır.

İmza
Prof. Dr. Harun AKKUŞ
Enstitü Müdürü

TEZ BİLDİRİMİ

Tez içindeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edilerek sunulduğunu, ayrıca tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.

(İmza)
(Salih TAŞCI)

ÖZET

KATI ATIK DEPOLAMA ALANI SIZINTI SULARININ KARAKTERİZASYONU VE FENTON PROSESİYLE ARITIMININ ARAŞTIRILMASI: VAN İLİ ÖRNEĞİ

TAŞCI, Salih

Yüksek Lisans Tezi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Tez Danışmanı: Dr. Öğr. Üyesi Ayşe ÖZGÜVEN

Haziran 2021, 97 sayfa

Sızıntı sularının arıtımında biyolojik prosesler yeterli olmadığından uygun yöntemlerin birlikte uygulanması önem kazanmış ve ileri oksidasyon prosesleri kullanılmaya başlanmıştır. Bu çalışmada Van İli Katı Atık Depolama Sahasında oluşan sızıntı sularının karakterizasyonu yapılmış, klasik fenton ve heterojen fenton prosesleri uygulanarak arıtılabilirliği araştırılmıştır. Klasik Fenton prosesinde; reaksiyon süresi, pH, Fe^{+2} ve H_2O_2 dozajlarının optimum değerleri belirlenmiştir; pH 3, 800 mg/L Fe^{+2} dozajı, 1000 mg/L H_2O_2 dozajı ve 60 dk'lık reaksiyon süresi şartlarında ortalama %72 KOİ ve %63 TOK giderim verimleri elde edilmiştir. Heterojen fenton prosesinde ise yanıt yüzey metodolojisi ile birleştirilmiş iki seviyeli faktöriyel tasarım kullanarak, sızıntı suyunun arıtılması için heterojen fenton prosesindeki işletim parametreleri optimize edilmiştir. Sızıntı sularının heterojen fenton prosesi ile arıtımında maksimum %75'lik KOİ gideriminin elde edilebilmesi için optimum $[H_2O_2]$ ve $[Fe_3O_4]$ dozajı, çalkalama hızı ve başlangıç pH parametreleri sırasıyla 800 mg/L, 334.54 mg/L, 255 rpm ve 3.34 olarak belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar ikinci dereceden modelin heterojen fenton için uygun olduğunu ($R^2=0,9896$) ve yukarıda bahsedilen değişkenlerin KOİ giderim verimliliğini önemli ölçüde etkilediğini doğrulamıştır. Deneysel çalışmalar neticesinde, çevresel açıdan ciddi problem teşkil eden sızıntı sularının arıtılması ve alıcı ortam deşarj limitlerinin sağlanması amacıyla ileri oksidasyon yöntemlerinin uygulanabilirliği kanıtlanmıştır.

Anahtar kelimeler: Katı atık depolama alanı, Sızıntı suyu, Klasik fenton prosesi, Heterojen fenton prosesi.

ABSTRACT

CHARACTERIZATION OF LANDFILL LEACHATE AND INVESTIGATION OF TREATMENT WITH FENTON PROCESS: THE CASE OF VAN PROVINCE

TAŞCI, Salih

MSc. Thesis Environmental Engineering Department

Supervisor: Asist. Prof. Dr. Ayşe ÖZGÜVEN

June 2021, 97 pages

Since biological processes are not sufficient in the treatment of leachate, it has become important to carry out appropriate methods together and advanced oxidation processes have been used. In this study, the characterization of the leachate formed in the Van Province Landfill was made, and its treatability was investigated by applying classical fenton and heterogeneous fenton processes. In the classical Fenton process; optimum values of reaction time, pH, Fe^{+2} and H_2O_2 dosages were determined; Average 72% COD and 63% TOC removal efficiencies were obtained at pH 3, 800 mg/L Fe^{+2} dosage, 1000 mg/L H_2O_2 dosage and 60 min reaction time. In the heterogeneous fentone process, using a two-level factorial design combined with the response surface methodology, the operating parameters in the heterogeneous fenton process have been optimized for the treatment of landfill leachate. The optimum dosage of $[\text{H}_2\text{O}_2]$ and $[\text{Fe}_3\text{O}_4]$, shaking ratio and initial pH parameters were determined as 800 mg/L, 334.54 mg/L, 255 rpm and 3.34, respectively, in order to achieve maximum 75% COD removal in the treatment of leachate with heterogeneous fentone process. The results obtained confirmed that the quadratic model is suitable for heterogeneous fenton ($R^2=0.9896$) and that the variables mentioned above significantly affect the COD removal efficiency. As a result of experimental studies, the applicability of advanced oxidation methods has been proven for the treatment of leachate that pose a serious environmental problem.

Keywords: Landfill, Leachate, Classical fenton process, Heterogeneous fenton process.



ÖN SÖZ

Yüksek Lisans tez çalışmam boyunca fikirlerini, desteğini hiç esirgemeyen, bilimsel katkılarını sunan ve bilime adanmış değerli hocalarım Dr. Öğr. Üyesi Ayşe ÖZGÜVEN ve Dr. Öğr. Üyesi Dilara ÖZTÜRK'e, çalışmama farklı bir boyut kazandıran ve uygulama aşamasında bilgi ve yardımlarını esirgemeyen değerli hocam Arş. Gör. Dr. Burçin YILDIZ'a; bu çalışmanın gerçekleşmesinde destek ve katkılarından dolayı değerli arkadaşım Esra KAYA'ya sonsuz saygı ve teşekkürlerimi sunarım. Çalışmalarım boyunca hiçbir desteğini esirgemedi yanımda olan değerli eşim Derya TAŞCI'ya sonsuz minnet duygusu ile teşekkür ederim.

Ayrıca tezim ile ilgili her türlü bilgi ve belgeye ulaşmamda yardımcı olan Van Büyükşehir Belediyesi Çevre Koruma ve Kontrol Daire Başkanlığı ve Panda A.Ş. çalışanlarına teşekkür ederim.

2021

Salih TAŞCI



İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	iii
ÖNSÖZ.....	v
İÇİNDEKİLER.....	vii
ÇİZELGELER LİSTESİ.....	x
ŞEKİLLER LİSTESİ.....	xii
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	xiv
1.GİRİŞ.....	1
1.1.Atıkların Çevre ve Halk Sağlığı Üzerine Etkileri.....	3
1.2.Amaç ve Kapsam.....	3
1.3.Kuramsal Çerçeve.....	4
1.4.Yasal Çerçeve.....	7
1.5.İş Sağlığı ve Güvenliği.....	10
1.6.Sızıntı Suyu Oluşumu ve Kontrolü.....	11
1.7.Sızıntı Suyu Arıtımı.....	15
1.7.1.Fiziko-kimyasal arıtım prosesleri.....	19
1.7.2.Biyolojik arıtım prosesleri.....	21
1.8.Fenton Prosesi.....	23
1.8.1.Fenton prosesi etkileyen faktörler.....	26
1.8.2.Fenton prosesi avantaj ve dezavantajları.....	29
2.KAYNAK BİLDİRİŞLERİ.....	31
3.MATERYAL VE YÖNTEM.....	39
3.1.Van İli Katı Atık Depolama Sahası.....	39
3.2.Atık Projeksiyonu.....	47

	Sayfa
3.2.1.Atık kompozisyonu	47
3.3.Sızıntı Suyu Derişim Aralığı, Karakterizasyonu ve Yerel Sınır Değerler	48
3.3.1.Sızıntı suyu parametreleri derişim aralığı	48
3.3.2.Su ve Kanalizasyon İdaresi Genel Müdürlüğü deşarj sınır değerleri	49
3.3.3.Sızıntı suyu karakterizasyonu.....	50
3.4.Deneylerin Yürütülüşü.....	51
3.4.1.Deneysel düzenek planı.....	51
3.4.2.Klasik fenton prosesi.....	52
3.4.3.Heterojen fenton prosesi.....	57
3.5.Ölçüm ve Analiz	60
3.5.1.pH metre.....	60
3.5.2.Filtrasyon ünitesi	60
3.5.3.Jar testi.....	61
3.5.4.Manyetik karıştırıcı	61
3.5.5.KOİ reaktörü	62
3.5.6.Dijital hassas terazi.....	62
3.5.7.Santrifüj cihazı	63
3.5.8.Orbital çalkalayıcı	63
3.5.9.Spektrofotometre cihazı	64
4. BULGULAR VE TARTIşMA.....	65
4.1.Klasik Fenton Prosesi Sonuçları	65
4.1.1.Optimum reaksiyon süresinin belirlenmesi.....	65
4.1.2.Optimum pH değerinin belirlenmesi.....	66
4.1.3.Optimum Fe ⁺² konsantrasyon değerinin belirlenmesi.....	67

	Sayfa
4.1.4.Optimum H ₂ O ₂ konsantrasyon değerinin belirlenmesi	68
4.2.Heterojen Fenton Prosesi Sonuçları.....	69
4.2.1.Fe ₃ O ₄ karakterizasyonu	69
4.2.2.Plaket Burman tasarım sonuçları.....	71
4.2.3.Steepest Ascent sonuçları.....	74
4.2.4.CCD deney sonuçları	75
4.2.5.Parametrelerin optimizasyonu.....	84
5.SONUÇ.....	85
KAYNAKLAR.....	89
ÖZGEÇMİŞ.....	96

ÇİZELGELER

Çizelge	Sayfa
Çizelge 1.1. Atık bertaraf ve geri kazanım tesisleri (TÜİK, 2019).	6
Çizelge 1.2. II. sınıf düzenli depolama tesisleri için depolanabilme kriterleri (ÇŞB, 2014).	9
Çizelge 1.3. Sızıntı suyu parametrelerinin fazlara göre değişimi (Şahinci, 2014).	13
Çizelge 1.4. Sızıntı suyu arıtımında kullanılan prosesler (Tchobanoglous ve ark., 1993).	18
Çizelge 1.5. Fiziko-kimyasal arıtma proseslerinin kirlilik yüküne bağlı olarak kullanımı (Chian ve ark.,1977).	21
Çizelge 1.6. Farklı arıtma tesisi entegrasyonu (Sarı ve Yüksel, 2019).	22
Çizelge 1.7. Fenton prosesi avantaj ve dezavantajları (Gönder, 2004).	30
Çizelge 3.1. Atık karakterizasyonu.	47
Çizelge 3.2. Sızıntı suyundaki parametrelerin derişim aralığı (Duran ve ark., 2016).	48
Çizelge 3.3. Vaski deşarj limit değerleri (Vaski, 2014).	49
Çizelge 3.4. Sızıntı suyu karakterizasyonu.	50
Çizelge 4.1. Optimum reaksiyon süresinin belirlenmesi.	65
Çizelge 4.2. Optimum pH değerinin belirlenmesi.	66
Çizelge 4.3. Optimum demir konsantrasyonunun belirlenmesi.	67
Çizelge 4.4. Optimum hidrojen peroksit konsantrasyonunun belirlenmesi.	68
Çizelge 4.5. Parametre aralıkları.	72
Çizelge 4.6. PBD deneylerinin sonuçları.	72
Çizelge 4.7. Steepest Ascent deney programı.	74
Çizelge 4.8. Deneylerin tasarımı ve sonuçları.	76
Çizelge 4.9. Uygun özet.	77

Çizelge	Sayfa
Çizelge 4.10. Modelin Özet İstatistikleri.....	77
Çizelge 4.11. ANOVA için ikinci dereceden model.	78



ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil	Sayfa
Şekil 1.1. Katı atık yönetim sistemini gösteren akış diyagramı (Karpuzcu, 2012).	5
Şekil 1.2. II. sınıf düzenli depolama tesisleri taban geçirimsizlik sistemi (ÇŞB, 2014). 10	
Şekil 1.3. Atıksu arıtma tesislerinin tiplerine göre dağılımı (TÜİK, 2016).	19
Şekil 3.1. İlçelere göre konum (ETC Çevre, 2020).	40
Şekil 3.2. Gölkaşı katı atık aktarma istasyonu.	41
Şekil 3.3. Karahan aktarma istasyonu.	42
Şekil 3.4. Aşağımollahasan aktarma istasyonu.	43
Şekil 3.5. Geçici sızıntı suyu toplama havuzu.	46
Şekil 3.6. Tesis genel vaziyet planı.	46
Şekil 3.7. Deneysel düzenek planının şematik gösterimi.	51
Şekil 3.8. Reaksiyon süresinin belirlenmesi çalışması öncesi.	52
Şekil 3.9. Reaksiyon süresinin belirlenmesi çalışması sonrası.	53
Şekil 3.10. pH değerinin belirlenmesi çalışması öncesi.	54
Şekil 3.11. pH değerinin belirlenmesi çalışması sonrası.	54
Şekil 3.12. Fe^{+2} konsantrasyon değerinin belirlenmesi çalışması öncesi.	55
Şekil 3.13. Fe^{+2} konsantrasyon değerinin belirlenmesi çalışması sonrası.	55
Şekil 3.14. H_2O_2 konsantrasyon değerinin belirlenmesi çalışması öncesi.	56
Şekil 3.15. H_2O_2 konsantrasyon değerinin belirlenmesi çalışması sonrası.	57
Şekil 3.16. pH metre.	60
Şekil 3.17. Filtrasyon cihazı.	60

Şekil	Sayfa
Şekil 3.18. Jar test cihazı.	61
Şekil 3.19. Manyetik karıştırıcı.	61
Şekil 3.20. KOİ reaktörü.	62
Şekil 3.21. Hassas terazî.	62
Şekil 3.22. Santrifüj.	63
Şekil 3.23. Çalkalayıcı.	63
Şekil 3.24. Spektrofotometre cihazı.	64
Şekil 4.1. Reaksiyon süresine bağlı KOİ ve TOK değişim grafiği.	66
Şekil 4.2. pH değerlerine bağlı KOİ ve TOK değişim grafiği.	67
Şekil 4.3. Fe^{+2} konsantrasyonuna bağlı KOİ ve TOK değişim grafiği.	68
Şekil 4.4. H_2O_2 konsantrasyonuna bağlı KOİ ve TOK değişim grafiği.	69
Şekil 4.5. Fe_3O_4 nanopartiküllerine ait SEM görüntüleri. (a) ve (b) Ham Fe_3O_4 ; (c) ve (d) İşlem görmüş Fe_3O_4	70
Şekil 4.6. Fe_3O_4 nanopartiküllerine ait EDX sonuçları. (a) Ham Fe_3O_4 ; (b) İşlem görmüş Fe_3O_4	71
Şekil 4.7. Tahmini ve Gerçek bulgular. (a) Gerçek ve öngörülen değerler (b) KOİ giderimi (%).	80
Şekil 4.8. pH etkisi ve Fe_3O_4 Konsantrasyonu. a) karıştırma hızı ve Fe_3O_4 konsant. (b) KOİ giderimi (H_2O_2 : 800 mg/L, reaksiyon süresi: 48 dk).	83

SİMGELER VE KISALTMALAR

Bu çalışmada kullanılmış bazı simgeler ve kısaltmalar, açıklamaları ile birlikte aşağıda sunulmuştur.

Simgeler

Açıklama

Al	Alüminyum
As	Arsenik
Ca	Kalsiyum
Cd	Kadmiyum
CO ₂	Karbon dioksit
Cr	Krom
Cu	Bakır
°C	Santigrat derece
Fe	Demir
Hg	Cıva
H ₂ O	Su
Ni	Nikel
NO ₂ -N	Nitrit Azotu
NO ₃ -N	Nitrat Azotu
NH ₄ -N	Amonyum Azotu
Pb	Kurşun
PO ₄ -P	Fosfat
SO ₄	Sülfat
Zn	Çinko

Kısaltmalar

Açıklama

AKM	Askıda Katı Madde
BOİ ₅	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı

Kısaltmalar**Açıklama**

BOİ ₅ / KOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacının Kimyasal Oksijen İhtiyacına Oranı
ÇOK	Çözünmüş Organik Karbon
ÇŞB	Çevre ve Şehircilik Bakanlığı
dk	Dakika
EKAY	Entegre Katı Atık Yönetimi
İBB	İstanbul Büyükşehir Belediyesi
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
L	Litre
MBR	Membran Biyoreaktör
m	Metre
mm	Milimetre
ml	Mililitre
min	minutes
ppm	Parts Per Million
rpm	Revolutions Per Minute (dakikadaki devir sayısı)
TOK	Toplam Organik Karbon
TBB	Türkiye Belediyeler Birliği
TÜİK	Türkiye İstatistik Kurumu
VBB	Van Büyükşehir Belediyesi

1. GİRİŞ

Hızlı nüfus artışları ve tüketim alışkanlıklarının değişmesi yeni çevre sorunlarını da beraberinde getirmektedir. Bu sorunların en başında atıkların yönetilmesi gelmektedir. Maalesef günümüzde çeşitli nedenlere bağlı olarak tüm dünyada ve ülkemizde atıklar hala vahşi (düzensiz) depolanmaktadır. Tıbbi atıklar, her türlü atık pil, batarya, çözücü kimyasallar, çeşitli yağ, ilaç, deodorant gibi basınçlı kap niteliği taşıyan atıklar karışık belediye atıkları olarak aynı alanda depolanmaktadır. Kentsel atıkların düzensiz olarak depolanması, çöp yangınları, patlamalar, sızıntı sularının yeraltı ve yüzey sularına karışması, koku, görüntü kirliliği ve gaz salınımları ile sera etkisi yaratması gibi birçok ekolojik sorunu beraberinde getirmektedir. Vahşi depolama alanlarında izinsiz olarak yapılan kâğıt ve gıda toplamaları çeşitli hastalıkların bulaş riskinin artmasına neden olmaktadır. Ayrıca, çöp alanında bulunan vahşi hayvanlar sebebiyle toplumda yaygın ve tehlikeli olabilecek birçok hastalık gerek kara yoluyla gerekse de hava yoluyla yayılabilmektedir.

Katı atıkların, maden ocakları dâhil çeşitli alıcı ortamlarda bertaraf edilmesi dünyanın birçok ülkesinde olduğu gibi Türkiye’de de uygulanan bir uzaklaştırma biçimidir. Maliyetlerin minimize edilmesi amacıyla yapılan düzensiz depolamada (açık döküm yöntemi) öncelikli riskler sızıntı suları ile metan gazı oluşumudur. Açık döküm sahalarının üzeri açık olduğundan çeşitli sular, depolanan atığa nüfuz edip atıkta bulunan kirleticileri çözerek sızıntı suyunu oluşturmakta ve bu kirleticiler sızıntı suyu halinde alıcı ortamlara taşınmaktadır. Atık bünyesindeki biyolojik ayrışmalar nedeniyle birçok farklı gaz oluşumu söz konusudur ve metan gazı başta olmak üzere oluşan fosil gazlar hava kirliliğine neden olmakta, çöpte yangınlara yol açmakta ve biriken gazların patlama riskini doğurmaktadır (Ertürk ve Görgün, 2011).

Birçok alanda oluşan bu atıkların, alıcı ortamda oluşturabileceği toksisite riski göz önüne alındığında atıkların kaynağında ayrıştırılması ihtiyacı ortaya çıkmaktadır. Buna istinaden atıkların toplama, taşıma ve bertaraf yöntem kriterleri, çeşitli kanun, yönetmelik ve genelgeler ile belirlenmiştir. Artan nüfusa paralel olarak miktarı artan atıkların muhtevası düşünüldüğünde, atıkların teknik bir alt yapı ile kontrol altına

alınması hayati önem taşımaktadır. Ayrıca iklim değişikliği, karbon salınımları, sera etkisi yapacak gazların varlığı gibi çevresel sorunların küresel ölçekte dünya ülkelerini etkilediği çağımızda, karbondioksit göre daha zararlı olan metanın kontrol altına alınması, sızıntı suları ve çöp yangınları gibi sorunların yaşandığı vahşi çöp depolama alanlarından, daha teknik ve çözüm odaklı teknolojilere geçilmesi gerekliliği ortaya çıkmaktadır.

Düzenli depolama, yüksek miktardaki atığı ekonomik maliyetlerle bertaraf etme özelliğine sahip olması nedeniyle dünyanın her yerinde yaygın olarak kabul gören katı atık bertaraf mekanizmasıdır (Antony ve ark., 2020). Bu teknolojinin gelişmesi ile beraber atıkların yönetilmesi daha sağlıklı bir boyuta taşınmıştır. Entegre Atık Yönetiminin benimsenmesi ile atıkların toplanması, taşınması ve bertarafı teknik bir alt yapı ile sağlanmaya başlanmıştır.

Düzenli depolama alanında oluşan sızıntı suyu, kentsel katı atıkların depolanması işleminde ortaya çıkan kompleks bileşiklere ve güçlü sitotoksositeye sahip bir atıksu türüdür (Deng ve ark., 2020). Düzenli depolama sahası sızıntı suları refrakter bileşenleri, ksenobiyotik organik bileşikler, amonyak azotunu, ağır metalleri ve diğer toksik maddelerle birlikte önemli miktarda organik ve inorganik maddeleri içermektedir (Karimipourfard ve ark. 2020, Yu ve ark. 2020, Güvenç ve Varank, 2021).

Depolama alanlarında meydana gelen sızıntı sularındaki dirençli organik maddeler çoğunlukla yüksek aromatikliğe ve moleküler ağırlığa sahip olan çözünmüş organik madde formundadır ve bu sular zayıf biyobozunabilirliğe ($0,1$ 'den daha düşük $BOİ_5/KOİ$) ve yüksek $KOİ$ 'ye sahip oldukları için klasik biyolojik arıtma metotları bu tür atıksuların arıtılmasında yetersiz kalmaktadır.

Genel olarak yüksek oranlarda $KOİ$ (kimyasal oksijen ihtiyacı), $BOİ$ (biyolojik oksijen ihtiyacı), civa, sülfat, krom gibi son derece tehlikeli ağır metal vb. içermesi, çöp depolama alanlarında oluşan sızıntı sularının kontrol altına alınmasının önemini ortaya çıkarmaktadır. Ayrıca çöp sızıntı sularının optimum yöntem ile (ekonomik ve güvenilir) alıcı ortam deşarj standartlarını sağlayacak ve süreklilik arz edecek şekilde arıtılması da önem arz etmektedir. Biyolojik arıtma yöntemi, organik kirleticilerin giderilmesi noktasında en yaygın yöntem olmakla beraber, mikroorganizma formuna karşı, inhibe edici etkide bulunan toksik içeriği yüksek olan çöp sızıntı suyu gibi atık suların

arıtımında yetersiz kalmaktadır. Bu sebeple geleneksel biyolojik arıtma yöntemleri ile arıtılması zor olan bu tür atık sular için bir ön arıtma yönteminin kullanılması zorunlu hale gelmektedir. Ön arıtma metodunun seçimi de sızıntı suyunun karakterine, miktarına ve muhtevasına göre yapılmalıdır.

1.1. Atıkların Çevre ve Halk Sağlığı Üzerine Etkileri

Çöp depolama alanlarından kontrolsüz olarak ortama yayılan tozlar, sızıntı suları ve çeşitli gazlar önemli ölçüde çevresel kirliliği ortaya çıkarmaktadır. Çöp deponi alanlarında çeşitli hastalık taşıyan en önemli iki etken, sinek ve farelerdir. (Karpuzcu, 2012). Aynı şekilde depolanan bu çöplerden ortaya çıkan çeşitli kötü kokulu gazlar, rüzgârların etkisiyle yaşam alanlarına ulaşabilmekte ve rahatsızlık vermektedir. Ayrıca bu atıkların toplanma öncesi ve sonrasındaki süreçte, depolanma işlemlerinde yangın ve patlama tehlikesi oldukça yüksek olduğundan dikkatli olunması gerekmektedir.

Katı atıkların su, hava, toprak gibi önemli yaşam ekosistemlerine olası zararlarından dolayı, yerleşim alanlarından uzakta bertarafı sağlanmalıdır. Ayrıca farklı meslek alanlarından uzmanların birlikte çalışması ve çöplerin toplama, taşıma, bertarafı ile geri dönüşümünü sağlayacak istasyonların da seçilmesi gerekir.

1.2. Amaç ve Kapsam

Bu çalışmanın amacı Van İli katı atık depolama sahasında oluşan sızıntı sularının karakterizasyonun belirlenmesi ve fenton prosesi ile arıtılabilirliğinin araştırılmasıdır. Bu arıtım metodunun problemin çözümüne sağlayacağı katkının tespit edilmesi ve ekonomik olup olmadığının araştırılması da çalışmanın başlıca amaçları arasındadır.

Fenton prosesi; çöp sızıntı sularının, alıcı ortama veya biyolojik arıtma tesislerine deşarj edilmeden önce kullanılan, basit ve kısa sürede sonuç veren ekonomik bir yöntemdir.

Bu amaç çerçevesinde yapılan çalışmada;

- Atık depolama sahaları ve oluşan sızıntı suları hakkında bilgiler verilmiş,

- Sızıntı sularının arıtılması ile ilgili literatür bilgilerine değinilmiş,
- Van İli katı atık depolama alanından alınan sızıntı sularının karakterizasyon çalışmaları yapılmış,
- Sızıntı sularının arıtılması ile ilgili deneysel düzenekler kurulmuş,
- Çöp depolama alanınınından alınan sızıntı suyu numunelerine klasik fenton ve heterojen fenton prosesleri uygulanmış,
- Elde edilen sonuçlar değerlendirilmiştir.

1.3. Kuramsal Çerçeve

Atık, genelde farklı tanımlamalar yapılsa da temel olarak bertaraf edilmesi gereken malzemelerdir. Atık üreticisi gerçek veya tüzel kişilerce çevreye atılan veya bırakılan ya da atılması zorunlu olan herhangi bir madde veya materyali ifade etmektedir. (ÇŞB, 2015). Birleşmiş Milletler Çevre Programı ise atığı “sahibinin istemediği, ihtiyacı olmadığı, kullanmadığı, arıtılması ve uzaklaştırılması gerekli maddeler” şeklinde tarif etmektedir (TBB, 2019).

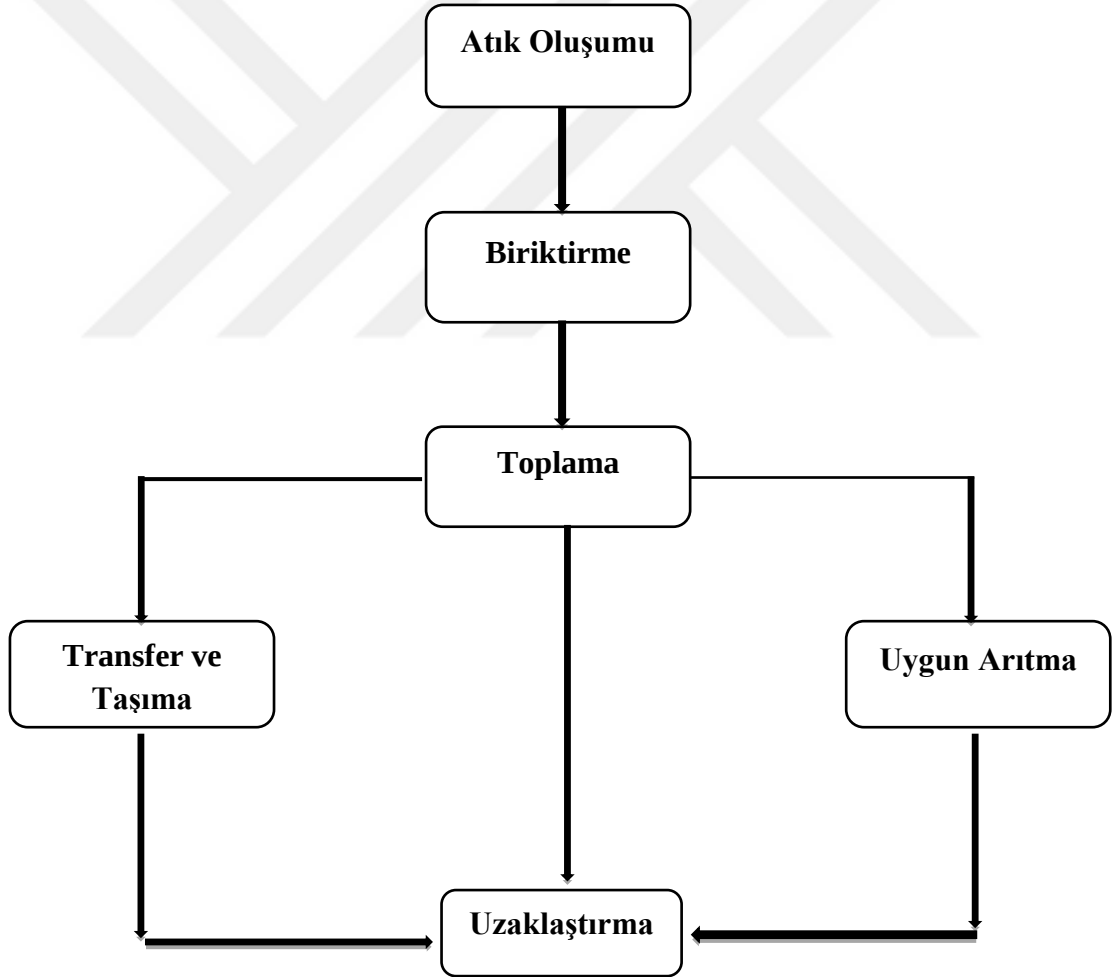
Atıklar üretildikleri yere göre çeşitli sınıflarda yer almaktadır. Bunlar; evsel atıklar, tıbbi atıklar, tehlikeli atıklar, endüstriyel atıklar, tarımsal atıklar, pestisit atıkları, maden atıkları, inşaat atıkları olarak tanımlanabilir. Bu atıkların kaynağında kontrol altına alınmasının, yeniden kullanımının, geri kazanımının ve geri dönüşümünün sağlanması önemlidir.

Katı atıkların bertaraf yöntemlerinin seçimi, planlama ve idare metotlarına bağlı olarak yapılmaktadır. Katı atıkların planlaması ve idaresi; mali durumlar, mühendislik alt yapısı, alan kullanımı, peyzaj düzenlemesi, coğrafi ve sosyal faktörler gibi birçok faktöre bağlıdır (Karpuzcu, 2012).

Atık yönetimine genel olarak bakıldığında; üretim, biriktirme, toplama ve bertaraf yöntemleri, gelişen teknoloji ile birlikte daha sağlıklı ve kullanılabilir yöntemlere dönüşmüştür. Entegre Katı Atık Yönetim sisteminde; atığın kaynağında önlenmesi, yeniden kullanımı, geri kazanımı gibi çevre ve ekonomi açısından son derece önemli aşamalar benimsenmiştir. Bu yeni yaklaşımla atıkların önemsiz, işe

yaramaz, kullanılamaz gibi olumsuz ifadelerinden vazgeçilerek, atıkların ekonomik döngüye nasıl kazandırılacağı belirlenmiştir. Atık oluşumundan, bertaraf işlemine kadar tüm çalışmaların teknik ve ekonomik olması önem arz etmektedir. Atık oluşumu, biriktirme, yerinde değerlendirme veya atık transfer istasyonları yoluyla doğru çalışma yönteminin seçimi akış diyagramı Şekil 1.1’de görülmektedir.

Entegre atık yönetimi, belli bir atık yönetimi hedefine yönelik olarak gerekli uygun yöntem, teknoloji ve yönetim programlarının seçilmesi ve uygulanması olarak tanımlanabilir. Entegre atık yönetimi aynı zamanda ilgili yasal mevzuatta öngörülen hususların sağlanmasını da kapsar (ÇŞB, 2014).



Şekil 1.1. Katı atık yönetim sistemini gösteren akış diyagramı (Karpuzcu, 2012).

Entegre atık yönetim sistemi aşamalarına bakıldığında; çevresel, ekonomik, yasal, teknik olarak değerlendirilebileceği görülmektedir. Sürekli artan ve değişen atık üretimine çözüm noktasında doğru teknoloji ile entegre atık yönetim sisteminin uygulanması ve uygulanacak yöntemlerin sayısının artırılması önem arz etmektedir. Atık muhtevasına göre atıkların hangi yöntemler ile bertaraf edileceği belirlenmektedir. Türkiye İstatistik Kurumu tarafından rutin olarak kamuoyuna sunulan Atık Bertaraf ve Geri Kazanım Tesisleri verileri Çizelge 1.1’de yer almaktadır.

Çizelge 1.1. Atık bertaraf ve geri kazanım tesisleri (TÜİK, 2019).

Tesis	2016		2018	
	Tesis Sayısı	İşlem gören atık miktarı (ton)	Tesis Sayısı	İşlem gören atık miktarı (ton)
Atık bertaraf ve geri kazanım tesisleri	1 698	80 774 248	2 223	104 452 603
Atık bertaraf tesisleri	140	44 125 262	166	56 372 769
Düzenli depolama tesisi	134	43 815 135	159	55 878 883
Yakma tesisi	6	310 127	7	493 885
Atık geri kazanım tesisleri	1 558	36 648 986	2 057	48 079 834
Kompost tesisi	7	140 497	8	138 054
Beraber yakma (ko-insinerasyon) tesisi	35	738 908	40	1 069 360
Diğer geri kazanım tesisleri	1 516	35 769 611	2 009	46 872 420

TÜİK verilerine göre 2016 yılında 1698 adet atık bertaraf ve geri kazanım tesisi varken bu sayı 2018 yılında yaklaşık %35 artış göstererek 2223’e ulaşmıştır. Aynı zamanda yine 134 adet olan Düzenli depolama tesisi 2018 yılında 159’a ulaşmıştır. İşlem gören atık miktarlarında kayda değer bir artış görülmektedir.

Bu nedenle sızıntı suyunun yapısının belirlenmesi ve zamanla meydana gelebilecek değişikliklerin önceden tahmin edilmesi, seçilecek arıtma yönteminin verimli bir şekilde kullanılması açısından çok önemlidir.

Sızıntı suları, çöp yangınları/patlamaları, kötü koku, görüntü kirliliği gibi önemli çevresel sorunlara neden olan vahşi depolama yöntemlerinden hızlıca vazgeçilerek, Entegre Katı Atık Yönetimi (EKAY) sistemlerine geçişin sağlanması oldukça önemlidir.

Vahşi depolama yönteminden, düzenli depolama yöntemine geçişte dikkat edilmesi gereken önemli hususları, deponi gazı ve sızıntı suları oluşturmaktadır. Oluşan deponi gazının, patlama vb. tehlikeli durumları ortaya çıkarmadan ekonomik olarak kazanılması sağlanmalıdır. Ayrıca oluşacak sızıntı sularının gerekli sızdırmazlık sağlanarak kontrol altına alınması son derece önemli olmaktadır. Çöp depolama alanlarında, çöpte oluşan mikrobiyal aktiviteler ve çöpe giriş yapan sıvılar neticesinde çeşitli miktarlarda sızıntı suyu oluşmaktadır. Yapılacak yüzey drenaj sistemi ile dışarıdan çöp depolama alanına gelecek sıvılar kontrol altına alınarak sızıntı suyu miktarı azaltılabilir.

Projede belirtilen süre sonunda düzenli depolama alanlarının gerekli sızdırmazlığı sağlanarak son örtü toprağı ile kapatılması sağlanmalıdır. Sahanın coğrafik konumu, eğimi gibi durumları dikkate alınarak bu araziler, doğrudan yeşil alan veya sosyal tesis alanı olarak değerlendirilebilir. Ayrıca bu alanların yenilenebilir enerji kaynaklarından olan güneş enerji sistemlerinin kullanılması açısından değerlendirilmesi ve gerekli fizibilite çalışmasının yapılması da önem arz etmektedir. Bu hususta dikkat edilmesi gereken en önemli nokta çöpün ıslah aşamasından sonra, içerde oluşan aktivitelere bağlı olarak zamanla göçmelerin yaşanabilir olmasıdır. Bu sebeple saha tamamen oturduktan sonra ihtiyaç halinde güneş enerji sistemi bağlantıları fore kazıklar ile sabitlenmeli ve daha sonra bu sabit sistem ile entegre işleminden sonra yenilenebilir enerji kaynağının aktif kullanımı sağlanmalıdır. Özellikle güneş enerjisi sistemleri gibi çok fazla alana ihtiyaç duyulan projelerde, ıslahı gerçekleştirilen alanların değerlendirilmesi noktasında fizibilite çalışmalarına önem verilmelidir.

1.4. Yasal Çerçeve

Tüketim alışkanlıklarının değişmesi ve artan nüfusa paralel olarak atık miktarlarının artması, çevre ve insan sağlığı açısından problemleri de beraberinde

getirmiştir. Vahşi depolama yöntemiyle gelişigüzel depolanan bu atıklar; çöp yangınları, patlamaları, kötü görüntü ve koku, yeraltı ve yerüstü su kirliliği, toprak ve hava kirliliğine sebep olarak hayat kalitesini olumsuz etkilemektedir. Bu durum ülkemizde kanun, yönetmelik vb. yasal çerçeve ile yeniden düzenlenmiş ve belirli kriterler getirilmiştir.

Mevzuat çerçevesinde, Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik 26.03.2010 tarih ve 27533 sayılı Resmi Gazete’de yayımlanarak yürürlüğe girmiştir. Yönetmeliğin amacı, atıkların düzenli depolama yöntemi ile bertarafı sürecinde oluşabilecek sızıntı sularının ve depo gazlarının toprak, hava, yeraltı suları ve yüzeysel sular üzerindeki olumsuz etkilerinin asgari düzeye indirilerek çevre kirliliğinin önlenmesidir. Aynı zamanda atıkların türüne göre uygun depo tabanı teknik tasarımlarının yapılmasını ve düzenli depolama tesislerinin inşa edilmesini, işletme, kapatma ve kapatma sonrası bakım süreçlerinde sera etkisi de dâhil olmak üzere çevre ve insan sağlığı açısından risk teşkil edebilecek olumsuzlukların önlenmesini sağlamaktır. Mevcut düzenli depolama tesislerinin ıslahı, kapatılması ve kapatma sonrası bakım süreçlerine ilişkin teknik ve idari hususlar ile uyulması gereken genel kuralları belirlemektir. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı 22/11/2018 tarihli 2018/5 sayılı Düzenli Depolama Tesisleri Uygulama Projesi Hazırlanmasına ilişkin genelgesinde atıkların çevre ve insan sağlığına zarar vermemesi amacıyla yeraltı ve yerüstünde belirli standartlara uygun şekilde bertarafına ilişkin teknik, idari hususlar ve gereken genel kuralları belirlemiştir. Bu genelgede sızıntı suyu drenaj planı ve detayları, oluşacak sızıntı suyu miktarları dikkate alınarak hesaplanmış ve sızıntı suyu toplama havuzu vb. yapıların depolanacak suyun içeriğine bağlı olarak herhangi bir olumsuzluğa mahal vermeden sızdırmaz olarak dizayn edilmesi gerektiği belirtilmiştir.

Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmeliğin Ek’inde bulunan II.Sınıf Düzenli Depolama Tesisleri İçin Depolanabilme Kriterleri Çizelge 1.2’de belirtilmektedir.

Çizelge 1.2. II. sınıf düzenli depolama tesisleri için depolanabilme kriterleri (ÇŞB, 2014).

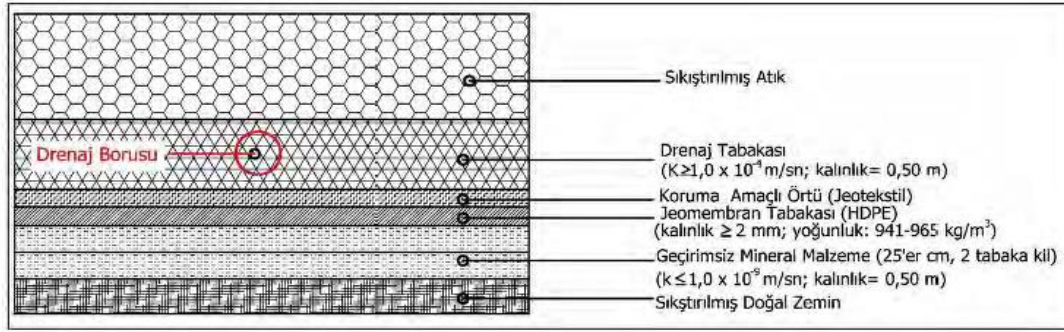
Eluat Analiz Parametreleri		
Parametre	Birim	Sınır Değer
As (Arsenik)	mg/lt	0,2
Ba (Baryum)	mg/lt	10
Cd (Kadmiyum)	mg/lt	0,1
Cr (toplam Krom)	mg/lt	1
Cu (Bakır)	mg/lt	5
Hg (Civa)	mg/lt	0,02
Mo (Molibden)	mg/lt	1
Ni (Nikel)	mg/lt	1
Pb (Kurşun)	mg/lt	1
Sb (Antimon)	mg/lt	0,07
Se (Selenyum)	mg/lt	0,05
Zn (Çinko)	mg/lt	5
Klorür	mg/lt	1500
Florür	mg/lt	15
Sülfat	mg/lt	200
ÇOK (Çözülmüş Organik Karbon)	mg/lt	80
TÇK (Toplam Çözünen Katı)	mg/lt	6000

Düzenli depolama tesisinin teşkilinde önem arz eden unsurlar;

- Taban geçirimsizliğinin sağlanması,
- Sızıntı suyu yönetiminin sağlanması,
- Yağmur suyu yönetiminin sağlanması
- Depo alanı üst örtü tabakasının teşkili,
- Depo gazı yönetiminin sağlanması şeklindedir.

Düzenli depolama tesisinin tabanı ve yan yüzeylerinde, sızıntı suyunun yeraltı suyuna karışmasını önleyecek şekilde bir geçirimsizlik tabakası teşkil edilmelidir.

Geçirimsizlik tabakasının fiziksel, kimyasal, mekanik ve hidrolik özelliklerinin depolama tesisinin toprak ve yeraltı suları için oluşturacağı potansiyel riskleri önleyecek nitelikte olmasına dikkat edilmelidir. (ETC Çevre, 2020).



Şekil 1.2. II. sınıf düzenli depolama tesisleri taban geçirimsizlik sistemi (ÇŞB, 2014).

1.5. İş Sağlığı ve Güvenliği

Çok farklı iş kollarında (tehlikeli, çok tehlikeli vb.) azami dikkat edilmesi gereken kurallara, laboratuvar ortamında da aynı hassasiyet ile yaklaşmak, çalışan personel açısından son derece önemli bir konudur. Tez aşamasında laboratuvar ortamında yapılan çalışmaların içeriğine göre gerekli önlemlerin belirlenmesi ve buna göre kişisel koruyucu donanımların kullanılması gerekmektedir. Çünkü yapılan çalışmalar biyolojik, kimyasal vb. materyallerin kullanıldığı durumlardır. Bu tez özelinde genel bir değerlendirme yapılması durumunda ise, pH değerlerinin ayarlanması için kullanılan asidik ve bazik kimyasallar, kullanılan reaktifler, sıcak yüzeyler, titreşim kaynağı olabilecek santfiruj makinesi, çalışmada kullanılan materyale dikkat edilmesi önem arz etmektedir.

Numune olarak kullanılan çöp sızıntı sularının karakterizasyon çalışmaları dikkate alındığında ağır metal, organik vb. yüksek kirletici içerikleri dolayısıyla gerekli iş güvenliği önlemlerinin alınması gerekmektedir. Standart olarak iş önlüğü, eldiven, maske kullanımı ile beraber kimyasal malzeme ile çalışıldığından koruyucu gözlük kullanımı da önemli konulardır. Özellikle tehlikeli sıvı numune veya kimyasal malzemeler ile çalışılması durumunda kaygan zemin ciddi kazalara neden

olabileceğinden ihtiyaç halinde gerekli önlemler alınmalıdır. İşyerinde alınmış olan önlemlere, yazılı talimatlara riayet etmek çalışmanın sağlıklı olarak yürütülmesi noktasında önemli olmaktadır.

Yangın durumu dikkate alınarak, duman algılayıcı dedektörlerin aktif olduğunun kontrol edilmesi ve yangın tüpü kullanım prosedürünün bilinmesi son derece önemlidir. Kimyasal veya biyolojik maddelerin malzeme güvenlik bilgi formlarında yazılan uyarıların dikkate alınması gerekmektedir. Zehirli veya yakıcı çözeltilerin pipetten ağız yoluyla çekilmesi durumunda ortaya çıkacak sorunlar hayatidir. Dolayısıyla basit bir şekilde vakum ve puvar kullanılmalıdır. Bu ve benzeri konulara azami dikkat edilmesi gerekmektedir.

1.6. Sızıntı Suyu Oluşumu ve Kontrolü

Çöp depolama alanlarında oluşan sızıntı suyunun özelliği birçok etkene bağlı olarak değişmektedir. Atığın bileşenleri, deponi alanının yaşı, fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler, atıktaki su muhtevası, sıcaklık, pH, stabilizasyon derecesi, atık depolama sahası yüksekliği, işletilmesi ve iklim etkileri gibi faktörler bu etkenlerden bazılarıdır. Sızıntı suyu karakterizasyonunun belirlemede organik ve inorganik bileşenlerin genel olarak biyolojik, kimyasal ve fiziksel özellikleri belirleyicidir. Çöp sızıntı suyu kompozisyonunda inorganik atıkların çözünürlüğü ayrıca önemli bir faktördür. Deponi alanında bulunan atıkların bileşenleri ve bunlara bağlı olarak reaksiyon ürünleri süzülerek sızıntı suyu içinde çözünmüş forma geçer veya gaz olarak dışarı doğru çıkar. Atık ve sızıntı suyu muhtevası, farklı bileşenlerin azalması ve ortamda tükenmesi ve redox potansiyeli (pE), pH, sülfidler, iyonik kuvvet gibi kimyasal etkenlerden dolayı da zamanla değişir (ÇŞB, 2014).

Herhangi bir depolama sahasında oluşan durumlar 5 basamakta değerlendirilebilir.

1. Aşama-Aerobik

Katı atıkların sahada bir hücreye doldurulmasıyla geçen birkaç günü kapsar. Gerçekleşen bu süreçte, büyük moleküllü maddeler temel bileşenlerine ayrılır. Sıcaklığın arttığı ve pH'ın düştüğü bir süreçtir.

2. Aşama-Anaerobik (asit özümseme aşaması)

Anaerobik mikroorganizmaların faaliyetleri sonucunda inorganik iyon ve uçucu asit konsantrasyonları azalır, buna bağlı olarak pH ve redox potansiyeli düşer. Mikroorganizma faaliyetleri sonucunda ortamda oluşan sülfidler, asit fermentasyonu (mayalanma) sonucu ortaya çıkan mangan, demir ve ağır metallerin çökmesine neden olmaktadır. Bu aşama, birinci aşamadan biraz daha uzun sürer. Daha uzun süren bu aşamada BOİ, BOİ/KOİ oranı ve amonyak yoğunluklarının arttığı görülür.

3. Aşama- Anaerobik / Ara anaerobiosis

Metanojen bakterilerin yavaşça üremeye başladığı bir süreçtir. Mikroorganizmaların faaliyetleri sonucunda metan üretiminin arttığı, uçucu asit yoğunluğunun azaldığı ve dolaylı olarak da pH'nın yükseldiği görülür. Ağır metal yoğunluğu da yavaşça azalır. Amonyak üretimi hızı yavaşlasa da devam etmektedir.

4. Aşama- Anaerobik

Metan oluşumunu sağlayan bakterilerin yoğun ve ağırlıklı olarak görüldüğü bir aşamadır. Temel organik maddelerin özümsemesi tamamlanmasına rağmen metan üretiminin devam ettiği bu süreçte, pH'ın genel itibariyle nötre yakın olduğu, BOİ/KOİ oranının düşük ve ağır metallerin de yoğun olduğu gözlemlenir.

5. Aşama – Aerobik / Gelişim Dönemi

Eski sahalarda gözlemlenen bu safhada metan oluşum hızının düşüklüğüne bağlı olarak havanın karışımı artar.

Deponi alanına girişim yapan yağmur suyu ve buharlaşma miktarı ile dolgu aşamasındaki sıkıştırmanın şekline bağlı olarak sızıntı suyu miktarı değişkenlik göstermektedir. Oluşan sızıntı suyu miktarı; literatürde ve sahadaki uygulamalarda

farklılık göstermektedir. Bu miktar, literatürde 2–5 m³/ha/gün olmasına karşın uygulamada 15–35 m³/ha/gün olarak belirtilmektedir. (ÇŞB, 2014).

2.aşamada yer alan asit özümseme basamağında KOİ ve BOİ oranının arttığı ve 4.Aşama olan metanojen basamağında ise bu durumunun tersi bir hal aldığı görülmektedir. Çizelge 1.3'te sızıntı suyu parametrelerinin fazlara göre derişim aralığı değerleri yer almaktadır.

Çizelge 1.3. Sızıntı suyu parametrelerinin fazlara göre değışimi (Şahinci, 2014).

Parametre	Asit Fermantasyonu Aşaması	Metan Fermantasyon Aşaması
	Aralık (mg/L)	Aralık (mg/L)
KOİ	6.000 – 60.000 Ort: 22 000	500 – 4.500 Ort: 3.000
BOİ	4.000 – 40.000 Ort: 13.000	20 – 550 Ort: 180
PO ₄ -P	0.1– 30 Ort: 6	0.1– 30 Ort: 6
Toplam Siyanür	< 10	< 10
Demir (Fe)	200 – 2.100 Ort: 780	3 – 280 Ort: 15
Kadmiyum (Cd)	0.5 – 140 Ort: 6	0.5 – 140 Ort: 6
Kurşun (Pb)	8 – 1 020 Ort: 90	8 – 1 020 Ort: 90
Kalsiyum (Ca)	10 – 2.500 Ort: 1.200	20 – 600 Ort: 60
Bakır (Cu)	4 – 1.400 Ort: 80	4 – 1.400 Ort: 80
Toplam Krom (Cr)	30 – 1.600 Ort: 300	30 – 1.600 Ort: 300
Çinko (Zn)	0.1 – 1 Ort: 0.5	0.03 – 4 Ort: 0.6
Magnezyum (Mg)	0.3 – 65 Ort: 25	0.03 – 45 Ort: 0.7
pH	0.5 – 15 Ort: 7	0.3 – 7 Ort: 1

Yaşanılabilir sağlıklı kentlerin oluşturulması aşamasında atıkların her yönüyle teknik olarak kontrol altına alınması önem arz etmektedir. Katı atık depolama alanlarında oluşan sızıntı sularının teknik çalışmaları ile çevre ve insan sağlığı açısından oluşturduğu riskler anlamlı derecede düşüş gösterecektir. Sağlıklı kentlerin oluşturulması için bu alanlarda oluşan sızıntı sularının risk değerlendirmesinin optimum

düzeyde yapılmasının önemi de ayrıca ortaya çıkmaktadır. Çünkü risk analizlerinin yapıldığı durumlarda tehlike ve oluşturduğu etkilerin boyutu sayısal veriler ışığında, hangi önlemlerin, hangi aşamada alınacağı bilgisini bizlere sunacaktır.

Reinhart ve Pohland tarafından yapılan çalışmada, katı atıkların stabilizasyonu birkaç aşamada gerçekleşmektedir. Atığın depolanmasının ardından atıktaki nem oranının artmasının, mikrobiyolojik aktivite sonucunda gaz üretim hızının artarak ortamdaki oksijenin azalmasının ve uzun vadede depo alanının olgunlaşmasının, atık stabilizasyonuna yön veren prosesler olduğu belirtilmektedir (Reinhart ve Pohland, 1991).

Nordin tarafından yapılan çalışmada, sızıntı suyunun, katı atıktan süzölmüş ve çözönmüş askıda katı maddelerin ekstrakte olan kısmı olduğu belirtilmektedir. Ayrıca çöp deponi alanlarında oluşan sızıntı sularının; atıkların bozunmasından ortaya çıkan sıvılar, yüzey drenajına bağılı olarak oluşan sıvılar ile yüzey ve yeraltısuyu gibi dış kaynaklardan meydana geldiğı belirtilmektedir (Nordin, 2006).

El-Fadel ve ark., tarafından yapılan çalışmada, herhangi bir çöp deponi alanında oluşacak sızıntı suyunun, sahanın nem tutma kapasitesi ile doğrudan ilişkili olduğu ve genel olarak depolama alanındaki su tutma kapasitesi sınırının aşıldığı anda oluşmaya başladığı belirtilmektedir (El-Fadel ve ark., 1997).

Hui tarafından yürütölen çalışmada, çöpteki biyolojik olarak parçalanabilen organik maddelerin mikrobiyal aktiviteye maruz kalması sonucu suyun açığa çıktığı ve sızıntı suyu üretimi için çöp nemine katkıda bulunduğı ifade edilmiştir. Biyokimyasal su hem aerobik hem de anaerobik su reaksiyonundan oluşur. Genel olarak, aerobik şartta bozunma, anaerobik şarttakinden daha hızlıdır (Hui, 2005).

Sang ve ark., tarafından yapılan çalışmada, katı atık deponi sahasına düşen yağmur sularının, çöp içerisinden süzölmesi esnasında bir dizi kimyasal ve biyolojik reaksiyonun gerçekleştiğı ve buna bağılı olarak organik ve inorganik bileşiklerin atıktan sızıntı suyuna nüfuz ettiğı belirtilmiştir. Çeşitli yollarla depo sahasına giren veya depo sahası içinde oluşan suların, deponi içerisinden geçerken atıkların parçalanma ürünlerini ve atıkların içindeki çözönebilen maddeleri bünyelerine alarak ilerlediğı de belirtilmiştir (Sang ve ark., 2006).

Trankler ve ark., tarafından yapılan çalışmada, depolama alanlarında sızıntı suyu oluşumu, sahaya giren su miktarı ile doğru orantılı olarak ifade edilmektedir. Ayrıca çöp deponi alanındaki sızıntı suyu miktarının, oluşan yağmur ve buharlaşma miktarına, dolgu yapılmasına, çalışmada kullanılan sıkıştırma biçimine bağlı olarak değişmekte olduğu da belirtilmiştir (Trankler ve ark., 2005).

Çöp depolama alanlarında sızıntı suyu kontrolünün istenilen düzeyde yapılabilmesi için, bu alanda girişim yapacak tüm suların doğru analiz edilmesi önemlidir. Yağmur suları, yer altı suları veya doğrudan bir kaynak suyunun alana giriş yapması oluşacak sızıntı suyu miktarını büyük oranda arttıracaktır. Dolayısıyla öncelikle hangi suların deponi alanlarına hangi noktadan girişim yapacağı tespit edilmeli ve kaynağında çözüm bulunmalıdır.

Gau ve Chow tarafından yapılan çalışmada, depo sahası su dengesi modellemelerinin depo sahası sızıntı suyu üretiminin nicel olarak değerlendirilmesinde önemli olduğu belirtilmektedir (Gau ve Chow, 1998). Yapılan çalışmalar bu modellerin kabul edilebilir düzeyde doğru sonuçlar verdiğini göstermektedir.

Sızıntı suyunun teknik olarak azaltılmasının sağlanması hem çevresel sorunları hemde ekonomik olarak yaşanacak kayıpları minimum seviyelere indirecektir. Sızıntı suyunun azaltılması özellikle ihtiyaç durumunda arıtma tesisinin daha az kapasitede projelendirilmesini sağlayacaktır.

1.7. Sızıntı Suyu Arıtımı

Katı atık sorununun çözümünde, en çok tercih edilen bertaraf yöntemi depolamadır. Bu yöntemin en önemli çevresel avantajı, zemin sızdırmazlığının sağlanması ve oluşan sızıntı sularının saha içinde toplanarak, güvenli bir şekilde arıtılmasıdır. Sızıntı suları genel olarak depolanan atığın özelliğinden, depolama tesisinin işletimine kadar tesislere göre farklılık gösterebilecen çeşitli faktörlerden yoğun şekilde etkilenmektedir. Bunun sonucunda da sızıntı suyu karakteri, her depo sahası için değişiklik göstermektedir. Ancak sızıntı suyunun yapısı, aynı tesis içinde de atık stabilizasyonuna bağlı olarak zamanla değişmektedir (Öztürk, 2006).

Kentsel atıksu arıtma tesislerinde işlem gören atık sular, sadece işletmeden kaynaklı atık suları değil tesis içi geri devir ile çöp deponi alanlarında oluşan atıksuları da ihtiva etmektedir. Katı atık depolama tesisleri sızıntı suları vidanjör vasıtasıyla kentsel atıksu arıtma tesislerine taşınabileceği gibi pompa vasıtasıyla doğrudan kanal şebekesine veya arıtma tesislerine de deşarj edilir. Geri devir proses suları ve havza dışı (sızıntı suyu vb.) atık sular, atık su arıtma tesislerinin kirlilik yüklerinin özellikle de azot ve fosfor konsantrasyonunun artmasına yol açabilir (Henze ve ark., 1995).

Çöp depolama alanlarında oluşan sızıntı suların deşarj standartlarına getirilerek, çevresel risklerinin minimize edilmesi son derece önemli bir konudur. Proses kaynaklı sızıntı sularının yanı sıra harici olarak yüzey veya yeraltı suları girişi ile bertaraf edilmesi gereken sızıntı suyu miktarında ciddi artışlar olacaktır. Bu durum arıtma tesislerinde; elektrik ve çeşitli kimyasal sarf malzeme gideri olarak ek maliyetlere neden olacaktır. Sızıntı suyu arıtımında birçok farklı prensip belirlenmiştir. Ters osmoz sistemi yaygın olarak kullanılmasına rağmen gerek ilk yatırım maliyetleri gerekse de sürekli tıkanan filtre sistemi sebebiyle farklı arıtma prensiplerinin uygulanması düşünülmüştür.

Çöp depolama alanlarında taban kaplaması üzerinde aşırı sızıntı suyu birikimi, sızıntı suyu toplama ve tahliye sisteminin iyi çalışmadığını gösterir. Genelde taban kaplamasının üzerinde birikmesine izin verilen azami su yüksekliği 30 cm'dir (Şahinci, 2014).

Biyolojik olarak ayrışabilen ve genç depolama sahalarında oluşan organik madde içeriği yüksek sızıntı sularının arıtımında biyolojik prosesler verimli olurken, oturtulmuş yaşlı depolama alanlarında ortaya çıkan çöp sızıntı sularının arıtımında etkili değildir. Yaşlı deponi alanı sızıntı sularının arıtımı noktasında fiziksel ve/veya kimyasal arıtım işlemlerine ihtiyaç duyulmaktadır (Şahinci, 2014)

Depolama alanlarında meydana gelen sızıntı sularındaki dirençli organik maddeler çoğunlukla yüksek aromatikliğe ve moleküler ağırlığa sahip olan çözünmüş organik madde formundadır ve bu sular zayıf biyobozunabilirliğe (0,1'den daha düşük BOI_5/KOI) ve yüksek KOI 'ye sahip oldukları için klasik biyolojik arıtma metotları bu tür atıksuların arıtılmasında yetersiz kalmaktadır. Bu nedenle sızıntı sularını arıtmak için koagülasyon-flokülasyon (Cotman ve ark., 2010; Teh ve ark., 2016) kimyasal çöktürme (Kurniawan ve ark., 2006), adsorpsiyon (Mohan ve ark., 2009), nanofiltrasyon

(Renou ve ark., 2008) ve ters osmoz (Labiadh ve ark., 2016) gibi fizikokimyasal yöntemler etkin bir şekilde kullanılmaktadır. Fakat bu proseslerde kirletici maddelerin gideriminden ziyade faz transferi daha çok meydana geldiğinden yeni/alternatif tekniklerin geliştirilmesi gerekliliği ortaya çıkmıştır (Antony ve ark., 2020; Göde ve ark., 2019; Niveditha ve Gandhimathiü 2020a).

Sızıntı suyunu temelde anaerobik ve aerobik olarak arıtmak mümkündür. Anaerobik yöntemin en önemli avantajı havalandırma için gereksinim duyulan enerjiden tasarruf edilmesidir. Deponi kütlesinin bir kısmı zaten anaerobik reaktör gibi işlev görmektedir. Anaerobik filtre, anaerobik çamur yatak reaktörü uygulanan teknolojilerdendir. Aerobik biyolojik arıtmada ise; havalandırmalı lagünler, aktif çamur sistemleri, biyodiskler ve damlatmalı filtreler kullanılmaktadır. Kimyasal oksidasyon, aktif karbon ile adsorpsiyon, fizikokimyasal proses (tersozmos) ve flokülasyon uygulamaları ile sızıntı suları ileri düzeyde arıtılmaktadır. Seçilecek teknolojilerin kombinasyonları ve sızıntı suyunun arıtım maliyeti de karar mekanizmalarını etkileyen önemli parametrelerdir. Bu aşamada ise sızıntı suyu miktarı önemlidir (Heyer ve ark., 1999).

Sızıntı suyu arıtımında çeşitli veriler ışığında yapılacak teknik fizibilite çalışmaları neticesinde fiziksel veya biyolojik+fiziksel arıtma prosesleri benimsenmektedir. Tchobanoglous ve ark., tarafından yürütülen çalışmada farklı arıtma yöntemlerinin ve kullanım amaçlarının gösterimi Çizelge 1.4'te yer almaktadır.

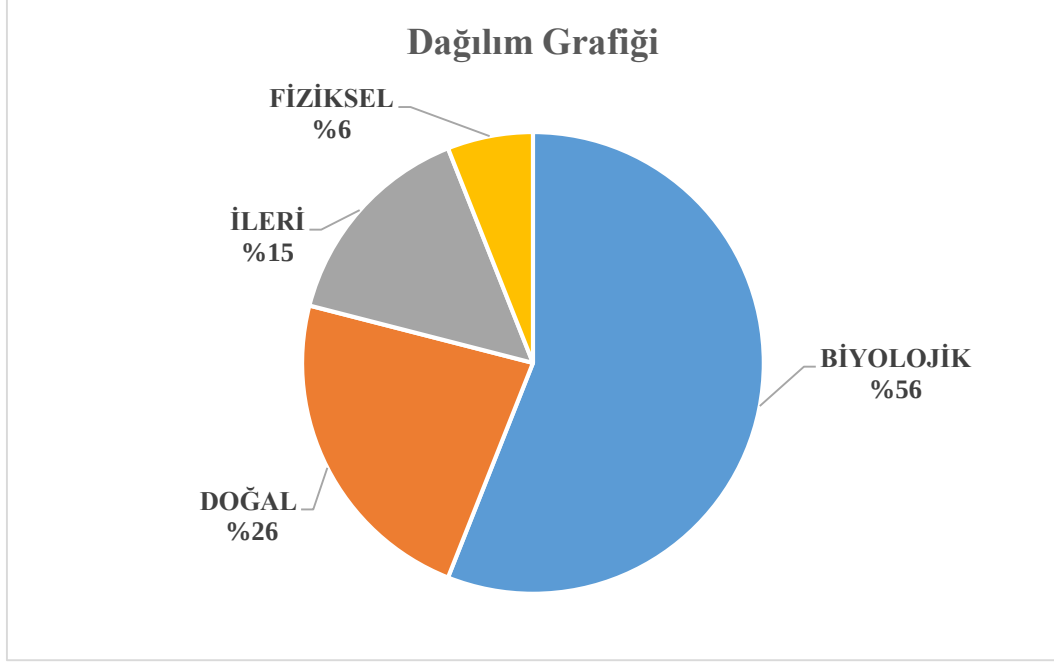
Çizelge 1.4. Sızıntı suyu arıtımında kullanılan prosesler (Tchobanoglous ve ark., 1993).

	Proses	Amaç
Fiziksel	Filtrasyon	Askıda katı madde giderimi
	Çöktürme	
	Hava ile sıyırma	Amonyak ve uçucu organik madde giderimi
	Adsorbsiyon	Organik madde giderimi
	İyon değiştirme	Çözünmüş inorganik madde giderimi
	Ters Osmoz	Organik ve inorganik madde giderimi
	Buharlaştırma/yakma	Ters osmoz konsantresi bertarafı
Kimyasal	Nötralizasyon	pH kontrolü
	Kimyasal çöktürme	Ağır metal ve anyonların giderimi
	Koagülasyon	Çökelmeyen askıda katı madde giderimi
	Kimyasal oksidasyon	Organik madde giderimi
Biyolojik	Aktif çamur	
	Ardışık kesikli reaktörler	
	Havalandırmalı lagün	
	Biyofilm sistemleri (damlatmalı, döner biyolojik diskler)	Organik karbon giderimi
	Havasız lagün ve temas tankları	
	Havasız (yukarı akışlı çamur yatağı, filtre veya hibrit) reaktörler	
	Nitrifikasyon/denitrifikasyon	Azot giderimi

Heyer ve ark., tarafından yapılan çalışmada, deponi alanlarındaki sızıntı sularının kalitesinin ve miktarının belirlenmesinin ve kontrolünün, deponinin uzun süredeki çevresel etkilerinin neler obileceğini saptamak açısından çok büyük bir önem arz etmeye olduğu ve deponi sızıntı sularının arıtımında havalandırmalı lagünlerin veya aktif çamur havuzlarının sık kullanılan pratik uygulamalardan olduğu ifade edilmektedir. Ancak, sızıntı suyu içerisindeki KOİ vb. parametreler oldukça yüksek olduğu için konvansiyonel arıtma sistemlerine alternatif olarak ya da ilave olarak fiziksel-kimyasal arıtma tekniklerinin geliştirildiği ve ayrıca deşarj standartları

sıkılaştırıldıkça sızıntı suyunun arıtılması konusundaki isteklerin de attığı belirtilmektedir (Heyer ve ark., 1999)

TÜİK tarafından sunulan ve Şekil 1.3'te yer alan verilerden de görülebileceği gibi mevcut arıtma tesislerinin %55.8'i biyolojik, %15.3'ü ileri arıtma, %22.6'sı doğal ve %6.2'si fiziksel arıtma şeklinde dağılım göstermektedir.



Şekil 1.3. Atıksu arıtma tesislerinin tiplerine göre dağılımı (TÜİK, 2016).

1.7.1. Fiziko-kimyasal arıtım prosesleri

Optimum arıtma veriminin sağlanması için kullanılacak prosesin seçiminde sızıntı suyunun karakterizasyon verileri son derece önemlidir. Sızıntı suyunun karakterizasyon çalışması yapılmadan uygulanacak arıtma proseslerinin seçilmesi ilk yatırım ve uygulama aşamasında ciddi maliyetleri beraberinde getirecektir. Elektrik enerjisi ile filtrasyon, kimyasal vb. sarf malzeme giderleri düşünüldüğünde sızıntı suyu kirlilik yüküne bağlı olarak arıtma prosesinin fayda/maliyet analizlerinin yapılmasının ve doğru prosesin seçilmesinin önemli olduğu ortaya çıkmaktadır.

Genç tarafından yapılan çalışmada ön arıtım; kimyasal, fizikokimyasal, enzimatik ve ısı oksidasyonu temel alan prosesler olabilmektedir. Ön arıtım proseslerinde işletme giderlerinin yüksek olmasından dolayı kirleticilerin kısmi oksidasyonu hedeflenir, tam oksidasyonun ise biyolojik arıtım biriminde gerçekleştiği belirtilmektedir (Genç, 2008)

Genel olarak sızıntı suyu fiziksel arıtım prosesleri arasında çöktürme, adsorbsiyon, ters osmoz, iyon değiştirme, filtrasyon, hava ile sıyırma ve buharlaştırma yer almaktadır. Ham sızıntı suyunun doğrudan arıtımı noktasında yaşanan sorunlardan dolayı bir ön arıtma prosesinin kullanılması daha uygun olmaktadır. Bonchai tarafından yürütülen çalışmada, bu prosesler biyolojik arıtma yöntemlerine alternatif olarak değerlendirilse bile fiziko-kimyasal arıtmanın ön arıtma veya son arıtma olarak kullanılması durumunda daha etkili olduğu belirtilmektedir (Boonchai, 2004).

Chain ve ark., tarafından yapılan çalışmanın özeti Çizelge 1.5'te yer almaktadır. Çizelge incelendiğinde $KOI < 500$ mg/L gibi düşük kirlilik yükleri söz konusu olduğunda ters osmoz ve aktif karbon adsorbsiyonunun daha verimli olduğu, kimyasal çökeltim prosesinin zayıf kaldığı görülmektedir. Kirlilik yükü arttıkça yani 500-10000 mg/L gibi değerlerde ters osmoz prosesi ön plana çıkmaktadır. Fakat membran prosesi kullanılması durumunda sızıntı suyu miktarına ve kompozisyonuna, membran seçimine ve membran kalitesine, tıkanma durumlarında membran temizleme teknolojisine ve oluşacak konsantre atıksuyun uzaklaştırılma yapısına dikkat edilmelidir.

Çizelge 1.5. Fiziko-kimyasal arıtma proseslerinin kirlilik yüküne bağlı olarak kullanımı (Chian ve ark.,1977).

Parametre Arıtma	KOİ (mg/l)			BOİ/ KOİ		
Yöntemi	> 10000	500-10000	< 500	0,5	0,1-0,5	0,1
Kimyasal Çöktürme	Orta	Zayıf	Zayıf	Orta	Zayıf	Zayıf
Ozon	Orta-Zayıf	Orta	Orta	Orta-Zayıf	Orta	Orta
Ters Ozmoz	Orta	İyi	İyi	Orta	İyi	İyi
Aktif Karbon Adsorpsiyonu	Orta-Zayıf	İyi-Orta	İyi	Orta-Zayıf	İyi-Orta	İyi
İyon Değiştirme	Zayıf	İyi-Orta	Orta	Zayıf	İyi-Orta	Orta

1.7.2. Biyolojik arıtım prosesleri

Biyolojik arıtma; mikroorganizmaların organik substratları oksijen varlığında karbondioksit, su, çamur ve çeşitli son ürünlere dönüştürdüğü proseslerdir (Boonchai, 2004).

Sızıntı suyu yüksek oranlarda kirlenici madde içerdiği için, bu maddelerin biyolojik arıtma proseslerindeki inhibe edici etkisi gözönünde bulundurulmalıdır. Doğrudan biyolojik arıtma prosesleri ile sızıntı sularının arıtımı yerine, gerekli şartlandırmanın sağlanacağı ön arıtma sistemlerinin entegrasyonu düşünülmelidir.

Gönüllü tarafından yapılan çalışmada, sızıntı sularının ilk yıllarda çok yüksek organik kirlilik içerdiği, deponi alanı stabilizasyonu sağlandıkça organik kirliliğin düştüğü fakat inorganik kirlilik yükünün uzun süreler boyunca yüksek kaldığı ifade edilmektedir. Bu durumun giderilecek KOİ/BOİ oranını arttırdığı, artan bu değerler ile birlikte $\text{NH}_3\text{-N}$, yüksek KOİ, ağır metal içeriği gibi faktörlerin sızıntı sularının biyolojik olarak arıtılabilirliğini zorlaştırdığı belirtilmektedir (Gönüllü, 1993).

Çizelge 1.6'da arıtma tesislerinin farklı kombinasyonları görülmektedir. Ters osmoz gibi fiziksel arıtma prensibi uygulanacağı gibi biyolojik ön arıtma+ters osmoz sistemi olan biyolojik ve ileri arıtma kombinasyonları da kullanılmaktadır. Dünya genelinde kullanılan arıtma kombinasyonları ile sızıntı sularının doğrudan biyolojik arıtım yöntemi ile arıtılması yerine fiziksel ön arıtım veya arıtma entegrasyonu ile risklerin minimize edildiği daha stabil arıtma prensipleri kullanılabilir.

Çizelge 1.6. Farklı arıtma tesisi entegrasyonu (Sarı ve Yüksel, 2019).

	Kapasite (m ³ /gün)	Proses	İşletmeye Alınma Tarihi
Shangai Düzenli Depolama Sahası/Çin	950	Membran bioreaktör	2009
Djebel Chékir/Tunus	120	Izgara+DAF Ünitesi+MBR	2011
Chi Minh City Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi/Vietnam	1000	Ters Osmoz	2007
Ecoparque La Rioja/İspanya	150	MBR	2010
Beacon Hill Deponi Sahası Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi/İngiltere	60	MBR+NF	2007
Ljubljana Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi/Slovenya	400	MBR	2010
Bukit Tagar Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi/Malezya	1000	Havalandırmalı Lagün+Reed bed	2005
Fas Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi	-	Biyolojik Ön Arıtma+Ters Osmoz	2008
Sonzay Deponi Sahası Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi/Fransa	72	MBR+Ters Osmoz	2001

Türkiye'deki farklı illerde bulunan düzenli depolama sahası sızıntı suyu arıtma tesisleri, farklı arıtma kombinasyonları ile işletilmektedir. Bu tesislerde ön arıtma sistemleri veya ileri arıtma yöntemi olan membran teknolojileri, son arıtma yöntemi olarak kullanılmaktadır.

Sızıntı suyu arıtımının gerçekleştirildiği Erzurum, Kuşadası ve Samsun Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında sızıntı suyu arıtımında ters osmoz sistemleri kullanılmaktadır. Trabzon, İstanbul Odayeri ve İstanbul Kömürcüoda Katı Atık Düzenli

Depo Sahalarında ise membran biyoreaktör (MBR) ve sonrasında Nanofiltrasyon sistemleri kullanılmaktadır. Ayrıca, Antalya ve Çanakkale depo sahalarında ise anaerobik ve aerobik sistemler sızıntı suyu arıtımı için tercih edilmiştir. Bursa’da ve Sinop’taki arıtma tesislerinde aerobik, fakültatif lagün ve ardışık kesikli reaktör (AKR) sistemleri kullanılmıştır. Didim, Marmaris ve Kocaeli Solaklar’da bulunan depo sahalarında ise sızıntı suyunun kimyasal arıtıma tabi tutulduğu belirtilmektedir (Şahinci, 2014).

Fiziksel ve biyolojik arıtma kombinasyonunun etkin ve yaygın olarak kullanıldığı membran biyoreaktör (MBR) prosesi genel olarak birkaç üniteden meydana gelmektedir. Örneğin; İstanbul’da yaklaşık 19.000 ton/gün çöpün düzenli depolama yöntemiyle bertarafı sonucu oluşan yaklaşık 3700 m³/gün sızıntı suyu, arıtma tesisinde MBR sistemi ile arıtılmaktadır. Düzenli Depolama sahalarında evsel atıksulardan 60 kat daha kirli olan çöp sızıntı suyu oluşmakta ve 2 adet çöp sızıntı suyu arıtma tesisi kararlı bir yapıya sahip şekilde %90 verimle arıtım yaparak, desarj standartlarını sağlamakta sonrasında Baltalıman ileri arıtım tesisine ve dereye deşarj edilmektedir (İBB, 2020).

1.8. Fenton Prosesi

İleri oksidasyon yöntemi olarak Fenton prosesi, biyolojik veya fizikokimyasal arıtma prosesleri ile farklı kombinasyonlar şeklinde sızıntı sularının arıtımı için kullanılmaktadır.

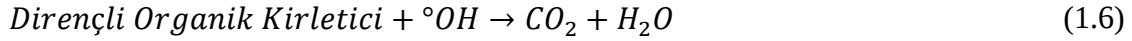
Bazı atıksularda biyolojik arıtımla yeterli oranda verim alınamamasının nedeni bu atık sularda toksik ve kalıcı organiklerin bulunmasıdır. Dolayısıyla, bu tür atık sulardan toksisitenin ve organik yükün giderilmesi için biyolojik arıtma prosesinden önce ileri oksidasyon aşamalarına dayanan kimyasal prosesler uygulanmaktadır. Fenton Prosesi, OH⁻ hidroksillerini meydana getirmek için Fe⁺²’nin H₂O₂ (hidrojen peroksit) ile reaksiyonu şeklinde ifade edilmektedir (Puzyn ve Mostrag, 2012).

Genel olarak Fenton prosesi; pH ayarlama, oksidasyon reaksiyonu, nötralizasyon işlemi ve son olarak koagülasyon ile çöktürme şeklinde dört basamaktan oluşur. Bu şekilde organik maddelerin iki aşamalı olarak oksidasyon ve koagülasyon ile giderildiği belirtilmektedir (Birgül ve Solmaz, 2007).

Son zamanlarda, çeşitli hidroksil radikali bazlı yöntemlerin kullanıldığı ileri oksidasyon prosesleri (İOP'ler), (foto-fenton, fenton benzeri, fenton ve UV/H₂O₂, ozon bazlı yöntemler) sızıntı sularının arıtılmasında kullanılmaktadır (Karimipourfard ve ark., 2020; Chen ve ark., 2020). E⁰=2.7 V'lik yüksek oksitleme kapasitesine sahip olan hidroksil radikalini ürettiği ve faz transferinden ziyade kimyasal eliminasyonu arttırdığı için Fenton prosesinin ileri oksidasyon prosesleri (İOP'ler) arasındaki en etkili proses olduğu kanıtlanmıştır. Klasik fenton prosesinde Fe²⁺ katalizörü varlığında meydana gelen hidrojen peroksit (H₂O₂) parçalanmasıyla güçlü °OH radikalleri üretilir. Bu radikaller, kirlenici ile reaksiyona girer ve CO₂ (karbondioksit) ile H₂O'ya kadar tamamen mineralize olmasını sağlar (Eş. 1.1- 1.6) (Niveditha ve Gandhimathiü 2020a). İşletiminin kolay olması (Niveditha ve Gandhimathiü 2020b), H₂O₂'nin anında ayrışması ve devamında reaksiyonun hızlı olması, reaksiyon koşullarının diğer İOP'lere kıyasla karmaşık reaktörler gerektirmemesi gibi nedenlerden dolayı Fenton prosesi atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır (Niveditha ve Gandhimathiü 2020a; Chen ve ark., 2020; Gonçalves ve ark., 2020).

Farklı yazarlar, sızıntı suyunun arıtımında klasik fentonu kullanarak 0.531 ile 6.808 arasında değişen H₂O₂/KOİ oranında ve asidik pH'da (pH ≈ 2.8) yüksek bir KOİ giderim verimi (%60-80) elde etmişlerdir (Tejera ve ark., 2019). Fenton işlemi bazen ön arıtma aşaması için ve bazen de dirençli organik madde gideriminin son işlemi için kullanılmaktadır (Guvenc ve Varank 2021).





Klasik fenton prosesinin en büyük dezavantajı demir çamurunun oluşumu, katalizörün yeniden kullanılabilirliğinin olmaması ve yüksek miktarda H_2O_2 kullanımına neden olmasıdır (Niveditha ve Gandhimathiü 2020a; Suna ve ark., 2020; Niveditha ve Gandhimathiü 2020b). Bu dezavantajların üstesinden gelmek için Fe^{2+} yerine kararlı heterojen bir katalizörün kullanıldığı heterojen fenton prosesi uygulanmaktadır (Niveditha ve Gandhimathiü, 2020a). Heterojen fenton oksidasyonu, ${}^{\circ}\text{OH}$ radikali üretmek için katı çözünür Fe (II) yerine Fe katalizörlerinin (örneğin demir mineralleri) kullanımına dayanır ve uygun fiyatlı oldukları, bol miktarda temin edilebildikleri için homojen işleme kıyasla daha avantajlı olabilir (Niveditha ve Gandhimathiü 2020a).

Manyetit (Fe_3O_4), karışık bir Fe (II)/Fe (III) oksittir ve yapıdaki Fe (II) iyonlarının heterojen fenton benzeri prosesleri aktive etmek için gerekli olduğu iyi bilinmektedir (Gonçalves ve ark., 2020). Bu sebeple siprofloksasin (Hassani ve ark., 2018) amoksisilin (Kalantary ve ark., 2018) ve katyonik tekstil boyası (Khataee ve ark., 2015) gibi çeşitli refrakter kirleticilerin etkili bir şekilde giderilebilmesi için geniş bir uygulama alanı bulmuştur. Fe_3O_4 katalizörünün kullanım nedenleri arasında (i) Yaygın olarak bulunabilir olması (Chen ve ark., 2020) (ii) H_2O_2 'nin katalizini iyileştirmesi (Niveditha ve Gandhimathiü, 2020a) (iii) manyetik doğası gereği manyetik alan ile katalizörün zahmetsizce ayrılmasını sağlaması (iv) sulu ortamda çözündüğünde çok sayıda aktif bölgeye sahip olması (Niveditha ve Gandhimathiü, 2020b) (v) toksik olmayan hem demir (II) hem de demir (III) iyonlarının bir arada bulunması (Niveditha ve Gandhimathiü, 2020a) (vi) yeniden kullanılabilir olması bulunmaktadır (Gonçalves ve ark., 2020). Fe_3O_4 gibi Fe (II) içeren mineraller, son yıllarda sızıntı suyunun arıtılmasında heterojen fenton oksidasyonunu katalize etmek için önemli oranda ilgi görmüştür (Usman ve ark., 2018). Ayrıca sızıntı sularından kirletici maddelerin gideriminde katı bir katalizör olarak demir-manganez ikili oksit yüklü zeolit, $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Zr-B}$, demir yüklü mangosten ve nano sıfır değerlikli demir de kullanılmıştır (Niveditha ve Gandhimathiü 2020b). Pham ve ark. (2018), Cu ve manyetitten (Fe_3O_4) oluşan bimetalik katalizörünü kullanarak başlangıç pH'ı 3'e ayarlayarak 30 dakika içinde

düzenli depolama sızıntı suyundaki oksitetrasiklini >%99 oranında giderebilmişlerdir. Tüm avantajlarına rağmen güçlü manyetik özellikleri nedeniyle Fe bazlı katalizörlerin topaklaşması kolaydır, bu da katalitik aktivitenin azalmasına yol açar ve Fe_3O_4 'ün kullanımını kısıtlar. Bu bağlamda, katalitik performansı ve stabilitelerini arttırmak amacıyla CeO_2 , SiO_2 , Al_2O_3 gibi diğer metal oksitler veya aktif karbon, bentonit kili vb. gibi katı katalizörler Fe_3O_4 üzerine desteklenir (Usman ve ark., 2018).

Son yıllarda, atıksulardan kirletici maddenin İOP'ler ile giderilmesinin modellenmesinde oksidasyon performansını etkileyen değişkenler arasındaki etkileşimi az sayıda deney ve minimum sürede ortaya çıkarabilmek için tepki yüzeyi metodolojisi kullanılmaktadır. RSM, değişkenlerin yanıt üzerindeki etkisini incelemek ve matematiksel bir model denklemini oluşturmak için uygulanan matematiksel bir araçtır (Niveditha ve Gandhimathi, 2020b). Birçok çalışmada fenton prosesi ile farklı atıksulardan kirletici maddelerin gideriminde ikinci dereceden polinom modellerinin tahmini için sadece tek adımda yanıt yüzeyi yöntemi (RSM) kullanılmıştır (Klis ve ark., 2019; Abedinzadeh ve ark., 2018).

1.8.1. Fenton prosesi etkileyen faktörler

1.8.1.1. pH

Fenton prosesi ile kirleticilerin giderilmesinde pH değeri önemli bir rol oynamaktadır. Fenton işlemi tipik olarak tercih edilen asidik pH değerlerinde optimum şekilde çalıştırılır. Zhang ve ark., tarafından yapılan çalışmada, pH'ın oksidanı, substratı, demir tayinini ve hidrojen peroksit ayrışmasını etkilediği belirtilmektedir (Zhang ve ark., 2006).

Fenton prosesinin verimi asidik koşullarda daha yüksektir. 3,5'ten düşük pH değerlerinde hidrojen peroksit ve Fe^{+2} daha karardır. $\text{pH} > 4$ değerlerinde Fe^{+2} iyonları kararsızdır ve Fe^{+3} iyonlarına dönüşebilir. Ayrıca hidrojen peroksit, alkali şartlarda kararsızdır ve oksitlenme kapasitesi azalarak oksijen ve suya dönüşür (Kuo, 1992).

Farklı pH değerlerinde çalışma yürütülerek optimum pH değerinin bulunması önem arz etmektedir. Fenton reaksiyonlarında maksimum degradasyon verimi için

belirlenen optimum pH değeri 2-4 aralığında olup, çoğunlukla pH 3 civarındadır (Şahinci, 2014).

Nevens ve Baeyens tarafından Fenton proses ile yapılan çalışmalarda optimum pH'ın çoğunlukla 3 olarak bulunduğu belirtilmektedir (Neyens ve ark., 2003).

Ayrıca yürütülen farklı bir çalışmada, daha düşük pH'larda $[\text{Fe}^{+2}(\text{H}_2\text{O})]^{+2}$ oluşumu meydana geldiğinden daha az hidroksil radikali üretilmiştir. $\text{pH} > 4$ olması halinde Fe^{+2} komplekslerinin oluşumundan dolayı parçalanma hızının azaldığı belirtilmiştir (Gürtekin ve Şekerdağ, 2008).

Fenton uygulamalarında optimum pH 3-6 aralığındadır. Bazik bölgede verimin düşmesi, sulu Fe^{+2} iyonunun Fe^{+3} kolloidlerine dönüşerek katalitik etkinliğini kaybetmesi şeklinde açıklanır (Kurt, 2007).

1.8.1.2. Sıcaklık

Fenton prosesi etkileyen önemli bir diğer faktör sıcaklıktır. Kurt tarafından yürütülen bir çalışmada, 40-50 °C'nin üzerindeki sıcaklık değerlerinde hidrojen peroksitin, su ve oksijene parçalanmasından dolayı oksidasyon verimliliğinin düşeceği belirtilmektedir (Kurt, 2007).

Ayrıca Arıcı tarafından yapılan farklı bir çalışmada, hidrojen peroksit dönüşüm süresinde sıcaklığın etkili olduğu, sıcaklık arttıkça reaksiyon süresinin azaldığı ve fenton prosesinde 30 °C veya 40 °C sıcaklığın iyi bir seçim olduğu belirtilmektedir (Arıcı, 2000).

1.8.1.3. Demir iyonu konsantrasyonu etkisi

Kurt tarafından yürütülen çalışmada, demir iyonu yokluğunda ortamda hidroksil radikalini üretecek temel faktör bulunmadığından fenton reaksiyonuna dayalı etkin bir oksidasyonun gerçekleşmediği ve ortamdaki demir konsantrasyonu arttıkça reaksiyon hızının arttığı tespit edilmiştir. Belli bir konsantrasyona ulaşıldığında verimin sabit kalması ile tespit edilen konsantrasyonun, organikleri içeren atıksu numunesi için fenton uygulamasındaki optimum demir dozunu ifade ettiği belirtilmektedir (Kurt, 2007).

Gürtekin ve Şekerdağ tarafından yürütülen çalışmada, demir iyonu konsantrasyonunun artmasıyla parçalanma hızının arttığı, ancak belli konsantrasyonun üzerinde ise parçalanma hızının oldukça düşük olduğu tespit edilmiştir. Hatta fazla demirin kullanılmasından dolayı çıkışta çözünmüş veya askıda demir miktarının arttığını belirtmişlerdir (Gürtekin ve Şekerdağ, 2008).

1.8.1.4. Hidrojen peroksit konsantrasyonu etkisi

Hidrojen peroksit oksidasyonun ve radikallerin oluşmasında önemli bir faktördür. Hidrojen persoksit, arıtma performansını arttırmak için tek başına kullanılabileceği gibi kombinasyon halinde diğer işlemlerde de kullanılabilir.

Hidrojen peroksit, birçok arıtma sisteminde uygulanan çok amaçlı bir oksidandır. Kullanımı kolay, yüksek oksidasyon gücüne sahip, ucuz oksitleyicilerden biridir. Hidrojen peroksit ürünleri toksin veya renk üretmemektedir ve doğrudan ya da bir katalizör ile uygulanabilmektedir (Öztürk ve ark., 2015).

Sönmez tarafından yürütülen çalışmada hidrojen peroksit dozu arttıkça oksidasyon veriminin arttığı, ancak ortamda fazla miktarda H_2O_2 bulunması durumunda hidroksil radikalleri ile reaksiyona girmesine sebep olduğu için kullanımının sınırlandığı belirtilmektedir (Sönmez, 2015).

1.8.1.5. Reaksiyon süresinin etkisi

Yapılan çalışmalarda reaksiyon süresinin, demir ve hidrojen peroksit eklenmesi ile proses verimini arttırdığı gözlenmiştir. Reaksiyon süresi optimum giderim veriminin sağlanması noktasında önemli bir etkiye sahiptir.

Reaksiyon süresinin atıksudaki kirlilik yükü ve organik madde yapılarına bağlı olarak değişebileceği ve ağır kirlilik yüküne sahip kirli sularda başlangıçtaki demir ve H_2O_2 konsantrasyonunu yüksek tutmanın reaksiyon performansı açısından fayda sağlayacağı ifade edilmektedir. Genelde reaksiyonun tamamlanabilmesi için düşük organik içerikli atık sularda 1 saatin altında başarı sağlanırken, çok yüksek organik

içerikli atık sularda ancak 10-24 saat gibi yüksek sürelerde istenilen oksidasyon verimlerine ulaşılabildiği belirtilmektedir (Kurt, 2007).

1.8.2. Fenton prosesi avantaj ve dezavantajları

İleri oksidasyon proseslerinden biri olan Fenton prosesi, diğer ileri oksidasyon prosesleriyle karşılaştırıldığında basit ve ekonomik oluşu, kısa reaksiyon zamanı gerektirmesi gibi birçok avantaja sahiptir. Fenton prosesinin, birçok farklı alanda uygulandığı belirtilmektedir (Gürtekin ve Şekerdağ, 2008).

Bir ön arıtma yöntemi olarak Fenton Prosesi kullanıldığında çamur oluşumu, ilk yatırım maliyeti ile işletme giderleri, ihtiyaç duyulan alan, bekleme süresi, teknolojik alt yapı vb. tüm etkilerin yatırım için göz önünde bulundurulması gerekir.

Düzenli depolama sahalarının işletilmesinde ortaya çıkacak olumsuz çevresel durumların teknik olarak kontrol altına alınması önem arz etmektedir. Bu tür işletmelerde en önemli husus, oluşabilecek deponi gazı ve sızıntı sularının, toprak, hava, yeraltı ve yüzeysel sulara yapabileceği etkileri asgari düzeye indirerek çevresel kirliliği önlemektir. Deponi gazının ekonomik döngüye kazandırılmasının yanı sıra oluşabilecek sızıntı sularının en uygun arıtma prensibi ile çözüme kavuşturulması gerekmektedir. Bu durumda kullanılacak arıtma yönteminin deşarj standartlarının sağlamasının yanında ekonomik olmasına dikkat edilmelidir. İlave işletme maliyetlerinin analizi, sürdürülebilirlik açısından ayrıca değerlendirilmesi gereken önemli bir konudur.

Bu bağlamda, Gönder tarafından ortaya konulan fenton prosesinin avantaj ve dezavantajları Çizelge 1.7’de yer almaktadır (Gönder, 2004).

Çizelge 1.7. Fenton prosesi avantaj ve dezavantajları (Gönder, 2004).

AVANTAJLAR	DEZAVANTAJLAR
Düşük bekletme Süresi	Çamur Oluşumu
Düşük ilk yatırım maliyeti	İlave kimyasal maliyetleri
Toksik ve parçalanması zor bileşen giderimi	Reaksiyonların gerçekleştiği şartların sürdürülebilirliğinin zor olması
Kolay işletim uygulanabilirliği	Korozyon problemi
Artan biyolojik arıtılabilirlik	Köpük kontrolü gerekliliği

2. KAYNAK BİLDİRİŞLERİ

Armağan ve ark., yaptıkları çalışmada, düzenli depolama alanlarında oluşan sızıntı sularının kompozisyonunun zaman ve mekâna bağlı olarak büyük değişkenlik gösterdiğini belirtmişlerdir. Özellikle katı atık depolama sahasına düşen yağış sularının, buradaki katı atık kütlesi arasından süzülmesi esnasında çeşitli kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar meydana gelir. Çöp ayrışması beş evre ile karakterize edilir. Bunlar; alışma, geçiş, asit oluşum, metan oluşum ve olgunlaşma evreleridir. Bu evrelerin sonucu olarak organik ve inorganik bileşikler atıktan sızıntı suyuna geçer ve depo gövdesinde gerçekleşen söz konusu bu tür karmaşık reaksiyonların son ürünleri, sızıntı suyu ve depo gazı ile taşınır. Bu maddelerin taşınması esnasında kimyasal ve biyolojik reaksiyonlara ilaveten sorpsiyon ve difüzyon gibi fiziksel prosesler gerçekleşmektedir (Armağan, 1996).

Alver ve ark., yaptıkları çalışmada, sızıntı suyu özelliğinin katı atık bileşenleri, depo yaşı, depo alanının hidrojeolojik durumu, depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler, katı atıktaki su miktarı, ısı, pH, redox potansiyeli, stabilizasyon derecesi, katı atık depolama yüksekliği, depolama sahasının işletilmesi ve iklim şartlarına göre değişmekte olduğunu belirtmiştir. Bunların içinde en önemlisi atık bileşenleridir. Organik ve inorganik bileşenlerin biyolojik, kimyasal ve fiziksel prosesleri genel olarak sızıntı suyu karakterini belirler. Yüksek miktardaki organik madde için en önemli proses biyolojik prostestir. İnorganik atıkların çözünürlüğü de sızıntı suyu kompozisyonu için önemlidir. Atık bileşenleri ve reaksiyon ürünleri depo içinde süzülerek sızıntı suyu içinde eriyik veya gaz olarak dışarı çıkar. Değişik bileşenlerin azalması, tükenmesi ve redox potansiyeli, pH, sülfürler, iyonik kuvvet gibi kimyasal çevreden dolayı da atık ve sızıntı suyu kompozisyonunun zamanla değiştiği belirtilmektedir (Alver, 2012).

Sürdürülebilir sağlıklı kentlerde atık yönetimi, temiz ve ulaşılabilir hava, toprak, su, sağlıklı ulaşım, güvenli ve gürültüden uzak kullanılabilir yeşil alanlar ile fiziksel ve ruhsal anlamda daha sağlıklı bir toplumun oluşması önemli kriterler arasında yer

almaktadır. Sürdürülebilir kent odağında katı, sıvı (tehlikeli, tehlikesiz) atıkların kontrol altına alınmasının ekonomik döngüye katkı sunması beklenmektedir.

Tchobanoglous ve ark., yaptıkları çalışmada, katı atık yönetiminin üretim kontrolü, toplama, taşıma, depolama gibi farklı çalışma alanları arasında bağlantı ve organizasyonu gerektirdiği ve katı atıkların bertarafının; halk sağlığı prensipleri, ekonomi, mühendislik, estetik ve diğer çevre koşulları ile uyumlu şekilde yapılmak zorunda olduğu belirtilmektedir (Tchobanoglous, 1993).

Diamadopoulos ve ark., depolama sızıntı suyu ve kanalizasyon alt yapısından alınarak karıştırılan atık suyun biyolojik olarak arıtılmasının fizibilitesini incelemek için bir çalışma yapmışlardır. Sızıntı suyu ile evsel atık suyun ardışık kesikli reaktörde hacimsel olarak 9/1 oranında karıştırıldığı çalışmada BOİ'nin %95, nitratın da %99 oranında giderildiği belirtilmektedir (Diamadopoulos ve ark., 1997).

Sızıntı sularının arıtımında her zaman biyolojik arıtım yöntemleri tek başına yeterli olmamaktadır. Böyle durumlarda fiziksel ve kimyasal arıtım yöntemleri biyolojik arıtmaya ek olarak kullanılmaktadır. Özellikle yaşlı depolama alanı sızıntı sularının arıtımında en etkili yöntem kimyasal arıttır (Amokrane ve ark., 1997; Lopez ve ark., 2004).

Yalılı ve ark., tarafından fizikokimyasal arıtılabilirlik kapsamında kireçle ön arıtma, demir (III) klorür ve alüminyum sülfat ile kimyasal arıtma yapıldığı belirtilmiştir. Kireçle ön arıtma ile %38 KOİ, demir (III) klorür ve alüminyum sülfat ile yapılan arıtma sonucunda sırası ile %55 ve %59 KOİ giderimi sağlanmıştır. Yapılan respirometrik ölçümlerin sonucunda kireçle ön arıtmadan geçirilen ve amonyağı sıyrılan sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabildiği sonucuna varılmıştır (Yalılı ve ark., 2006).

Şahinci tarafından yapılan çalışmada, Tekirdağ İli Katı Atık Düzenli depolama alanından alınan ham numunelerin KOİ değerlerinin sırasıyla 2572, 2238 ve 1874 mg/L olarak ölçüldüğü ve Fenton prosesinde ilk numunede en uygun H₂O₂ dozunun 13200 mg/L, en uygun FeSO₄ dozunun ise 9900 mg/L olarak bulunduğu belirtilmiştir. Bu numunede fenton işlemi ile KOİ giderim veriminin %80'ler civarında olduğu, ayrıca demir bazlı koagülantların alüminyum (Al) bazlı koagülantlara göre daha verimli olduğu sonucuna ulaşılmıştır (Şahinci, 2014).

Duran ve Cuci tarafından yürütülen çalışmada, Gaziantep ili katı atık düzenli depolama alanından sızıntı suyu numunelerinin alındığı ve alınan numunelere, farklı türde koagülant maddeler ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), Poli alüminyum klorür (PAC) uygulandığı belirtilmiştir. Flokülasyon yöntemi için anyonik, katyonik ve non-iyonik flokülantların yanı sıra HYDROFLOC 573 adlı flokülant denendiği, yapılan koagülasyon deneylerinde başlangıç pH'nın ve koagülant madde miktarının, KOİ, AKM, renk ve bulanıklık giderimi üzerindeki etkisinin araştırıldığı belirtilmiştir. En iyi giderimin pH 7'de, 1,5 g FeSO_4 koagülantı ve 1 mL PAC yardımcı koagülantıyla gerçekleştiği, yapılan deneyler sonucunda %96 oranında askıda katı madde giderimi, %84 oranında renk giderimi, %72 oranında KOİ giderimi ve %93 oranında bulanıklık giderimi olduğu belirtilmektedir (Duran ve Cuci, 2016).

Değirmenci ve ark., tarafından, Fenton prosesi ile KOİ giderim verimini arttırmak amacıyla yapılan çalışmada, Fe^{+2} konsantrasyonu, H_2O_2 konsantrasyonu ve pH parametrelerinin optimum değerleri sırasıyla 1.61 g L^{-1} , 10 g L^{-1} ve 4 olarak belirlenmiş olup bu şartlarda %88 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Fenton oksidasyon prosesinin yüksek KOİ içeren atıksularda uygulanabileceği belirtilmektedir (Değirmenci ve ark., 2014).

Öztürk ve ark., tarafından yapılan çalışmada, katı atık sızıntı sularının çevresel açıdan ciddi oranda tehlikeli olduğu ve özellikle yaşlı deponi sızıntı sularında biyolojik olarak bozunmaya dirençli organik maddelerin bulunduğu ifade edilmiştir. İleri oksidasyon yöntemi uygun arıtma yöntemi olarak değerlendirilmiş, çalışma koşulları belirlenmiş ve çeşitli kıyaslamalar yapılmıştır. Sonuç olarak ileri oksidasyon yöntemleri sızıntı suyu arıtımında çeşitli yöntemlerle birlikte kullanıldığında oldukça etkilidir. BOİ/KOİ oranını düşürmesi nedeniyle sızıntı suyunun biyolojik olarak arıtılmasına imkan sağlamaktadır. Bu yüzden son yıllarda kullanılmaya başlandığı belirtilmektedir (Öztürk ve ark., 2015).

Rao ve Shrivastava yaptıkları çalışmada, heterojen endüstriyel sektörün birleşik atık su arıtma tesisinden gelen inatçı atıklarının fotokataliz ve Fenton prosesleri kullanarak arıtılmasını incelemiştir. Bu atık suyun çok karmaşık ve genellikle yoğun renk ve değişken özelliklere sahip olduğunu belirtmişlerdir. Foto-kataliz ile renk ve KOİ'deki azalmayı sırasıyla %10 ve %5 olarak bulmuşlardır ve Fenton prosesi ile 2 saat

sonra sırasıyla %80 ve %72 değerlerini elde etmişlerdir. H_2O_2 & Fe^{2+} konsantrasyonlarının optimizasyonu, renk ve KOİ 'deki maksimum azalmanın $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ (30:1) oranında gerçekleştiğini göstermiştir (Rao ve Shrivastava, 2020).

Amiri ve Sabour, Fenton prosesinin modellenmesi ve optimizasyonu için yanıt yüzey metodolojisini, üç hedef yanıtta yani (1) genel KOİ giderimi, (2) çamur/demir oranı (SIR) ve (3) organik temizleme/çamur oranında (ORSR) çalışmışlardır. Etkili değişkenler olarak başlangıç pH, $[\text{H}_2\text{O}_2] / [\text{Fe}^{2+}]$ oranı ve Fe^{2+} dozajına bakıldığını kaydetmişlerdir. İstatistiksel analize göre, önerilen tüm modellerin yeterli olduğunu (ayarlanmış R^2 değeri 0,9116-0,9512 ile) ve önemli bir öngörü kabiliyetine sahip olduğunu belirtmişlerdir (0,9092'ye kadar R^2 tahmini ve uygun yeterli kesinlik ile). Tüm değişkenlerin, özellikle baskın oksidasyon mekanizmasında gözlenen rolleri ile yanıtlar üzerinde önemli etkilere sahip olduğunu bulmuşlardır. Bindirme grafiği ile elde edilen optimum çalışma koşullarının, başlangıç pH'nın 5,7 olduğunu, $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}]$ oranının 17,72 olduğunu ve $[\text{Fe}^{2+}]$ 'nin 195 mM olduğunu bulmuşlardır. Son olarak, $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}]$ oranının ve Fe^{2+} dozajının KOİ giderimi üzerinde önemli etkiye sahip olduğu, Fe^{2+} dozajı ve $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}]$ oranının sırasıyla SIR ve ORSR yanıtları üzerinde önemli etkileri olduğu belirtilmiştir (Amiri ve Sabour, 2014).

El Mrabet ve ark., yaptıkları çalışmada amaçları Fas şehrinin düzenli depolama sahasında oluşan ham sızıntı suyunu karakterize etmek ve bir aerobik arıtma ve ardından bir Fenton oksidasyon işlemi uygulamak için fizibiliteyi değerlendirmek olmuştur. Aerobik işlem, 60 gün boyunca süspanse edilmiş bir büyüme biyoreaktöründe gerçekleştirilmiştir. Biyoreaktörde üç gün arayla pH değişimi, kimyasal oksijen talebi (KOİ), biyokimyasal oksijen talebi (BOİ_5), bulanıklık, iletkenlik, renk, toplam askıda katı madde (TSS), nitratlar (NO_3^- -N), nitritler (NO_2^- -N) ve UV-vis spektrumunun absorbans değerleri takip edilmiştir. Çalışma sonucunda KOİ , BOİ_5 , renk, NO_2^- -N ve NO_3^- -N'de sırasıyla %41, %31, %50, %52 ve %37'lik bir giderim gözlenmiştir. Daha sonra, biyolojik ön arıtılmış sızıntı suyuna başarılı bir şekilde Fenton oksidasyon işlemi uygulanmış ve KOİ , BOİ_5 ve renk giderimleri sırasıyla %73, %99.5 ve %94 olarak belirlenmiştir (El Mrabet ve ark., 2020).

Zhang ve ark., yaptıkları çalışmada, Fenton sürecini etkileyen ana değişkenleri ve bunların en alakalı etkileşimlerini incelemek için "deney tasarımı" metodolojisini

kullandıklarını belirtmişlerdir. İki seviyeli faktöriyel tasarım sonuçları, pH, KOİ ve pH/KOİ'nin etkileşiminin olumsuz etkiler verdiğini, ancak sırasıyla Fe (II) dozajı ve H_2O_2 /Fe (II) mol oranının olumlu etki gösterdiğini açıklamışlardır. İkinci dereceden model, hem iki seviyeli faktöriyel tasarım deneyinin hem de optimum noktalarının ve merkez noktalarının sonraki çalışmalarının sonuçlarına göre türetilmiştir. Buna göre ikinci dereceden modelin tepki yüzey grafikleri elde edilmiş ve optimal koşulların ikinci dereceden modelden türetildiği ayrıca belirtilmiştir (Zhang ve ark., 2009).

Zhang ve ark., kesikli bir reaktör ile gerçekleştirilen depolama sahası sızıntı suyunun Fenton prosesi ile arıtılması konusundaki çalışmalarında; Fenton prosesinin etkinliği üzerine reaksiyon süresi, pH, H_2O_2 'nin Fe (II)'ye molar oranı, Fenton reaktif dozajı, başlangıç KOİ gücü, besleme modu, polimer türü ve sıcaklık gibi çalışma koşullarının etkisini araştırmışlardır. Sızıntı suyundaki organik materyallerin oksidasyonunun pH'a bağımlı olduğu ve optimum pH'nın 2,5 olduğu kaydedilmiştir. Uygun polimerin eklenmesi ile çamur çökeltme özelliklerinin iyileştiği ve sıcaklığın, organik madde giderimi üzerinde olumlu bir etki oluşturduğu belirtilmektedir (Zhang, 2005).

Moravia ve ark., fenton prosesi ile yaptıkları çalışmada, yüksek miktardaki refrakter organik maddenin, amonyak ve toksik bileşiklerin çöp sahası sızıntı suyunun karakteristiği olduğunu ve ileri oksidatif süreçlerin (İOP'ler), çöp sahası sızıntı suyunun arıtımı için çekici bir alternatif olduğunu belirtmişlerdir. Bununla birlikte atıksu arıtımı için tam bir çözüm sağlamayacağını ve İOP'yi bir membran ayırma işlemi (MSP) ile birleştirmenin bir dizi fayda sağlayacağını ve bu sorun için yeterli bir çözüm sunacağını belirtmişlerdir. Böylece, mikrofiltrasyon (MF) ve nanofiltrasyon (NF) ile birlikte Fenton reaktifi (İOP/Fenton) ile İOP aracılığıyla sızıntı suyu arıtılabilirliğini değerlendirmeyi amaçlamışlardır. Optimum koşullar altında İOP/Fenton prosesi ile KOİ (%63), gerçek renk (%76) ve hümkik maddelerin (%50) yüksek oranda verimli bir şekilde gideriminin gözlemlendiği belirtilmektedir (Moravia ve ark., 2013).

Deng ve Englehardt'ın yaptıkları çalışmada son yıllardaki geleneksel Fenton, foto-Fenton ve elektro-Fenton prosesleri ile sızıntı suyu arıtımı çalışmaları nedeniyle bu yöntemlerin organik kirletici madde konsantrasyonlarını ve rengi etkili bir şekilde giderebileceğini belirtmişlerdir. Ek olarak, proses sızıntı suyundaki organik bileşenlerin

biyolojik olarak parçalanabilir fraksiyonunu, özellikle olgun veya biyolojik olarak inatçı sızıntı suyunu arıtılabilir şeklinde açıklamışlardır. Başlangıç pH'sı, Fenton reaktiflerinin dozajları, havalandırma, son pH, reaktif ekleme modu, sıcaklık ve UV ışınlamasının, son işlem verimliliğini etkileyebileceğini açıklamışlardır. Yaptıkları çalışmada, Fenton proseslerinin arıtma veya ön arıtma için önemli ve rekabetçi bir teknoloji olduğu sonucuna dayanarak; laboratuvar, pilot ve tam ölçekli çalışmalarla düzenli depolama alanı sızıntı suyunun arıtılmasına yönelik Fenton proseslerinin mevcut performansı ve ekonomisi bilgileri gözden geçirilmiştir (Deng ve Englehardt, 2006).

Ismail ve Tawfik'in yaptıkları çalışmada, pasif havalandırmalı hareketsiz biyokütle reaktörünü, düzenli depolama sahası sızıntı suyunu arıtmak için incelemişlerdir. Reaktör performansı, hidrolik tutma süresinden, organik yükleme hızından, uçucu askıda katıların toplam askıda katı madde oranından (VSS volatile suspended solids/TSS-total suspended solids) ve KOI_{total}/NH_4-N oranından etkilenmiştir. HRT 16 saatten 4 saate düşürüldüğünde KOI_{total} ve NH_4-N giderme verimliliğinin $\%55 \pm 6$ 'dan $\%33 \pm 2$ 'ye ve 93 ± 8 'den $\%80 \pm 11$ 'e düştüğü kaydedilmiştir. VSS/TSS oranınının sırasıyla 0.54'ten 0.24'e düşürülmesi ile amonyak oksidasyonunun, $\%69$ 'dan 94 'e yükseldiği kaydedilmiştir. Fenton ön işleminin, KOI_{total} ($\%83 \pm 4$) ve KOI 'de çözünen ($\%83 \pm 5$) giderim verimliliğini önemli ölçüde artırdığını belirtmişlerdir. Düzenli depolama sızıntılarını arıtan PAB reaktörünün performansını değerlendirmek için tasarlanan basit ampirik modelin, tahmin edilen ve deneysel parametre değerleri arasında iyi bir uyum gösterdiğini ifade etmişlerdir (Ismail ve Tawfik, 2016).

Roudi ve ark., yaptıkları çalışmada düzenli depolama sahası sızıntı suyunun arıtılması ve özellikle toplam organik karbon (TOK) giderimi için en iyi sonucu elde etmek üzere yanıt yüzey metodolojisi (RSM) yöntemini kullanmışlardır. Toplam organik karbon gideriminde hidrolik tutma süresi, pH, Fe^{+2} konsantrasyonu ve $H_2O_2:Fe^{+2}$ oranı gibi çeşitli parametreler incelenmiştir. İyileştirme prosedürünü geliştirmek ve en önemli rolü oynayan parametreleri karakterize etmek için yanıt yüzey metodolojisi uygulanmıştır. Fe^{+2} konsantrasyonunun olumsuz bir etkisi olurken ve $H_2O_2:Fe^{+2}$ oranının organik karbonun giderilmesi üzerinde önemli bir etkisi olmamıştır. Sonuçlar, optimum toplam organik karbon gideriminin 37.31 dakika, pH 3, $H_2O_2: Fe^{+2}$ 4.75 oranında ve 634.49 mg/L Fe^{+2} şartlarında gözlendiğini göstermiştir. Toplam

organik karbon gideriminin deneysel değerleri, yanıt yüzey metodolojisi aracılığıyla ve optimum ayarlarda doğrulanmıştır, böylece toplam organik karbon gideriminin %95.16'sı gözlemlenmiş ve böylece geliştirilen modelin sonuçları doğrulanmıştır. 1'e yakın olan %95.29 katsayılı yüksek bir R^2 değeri, hem deneysel hem de model analizlerinin sonuçlarındaki bazı yakın benzerlikleri doğruladı. Roudi ve ark., oluşturduğu ampirik modelin, Fenton prosesi kullanılarak sızıntı suyundan toplam organik karbonun giderimini tahmin etmek için kullanılabileceği belirtilmiştir. (Roudi ve ark., 2020)

Göde ve ark., yaptıkları çalışmada, depolama sahası sızıntı suyunun üçüncül arıtımı için Fenton ve Fenton benzeri proseslerin performansını değerlendirmişlerdir. Çalışmada, Fenton-Benzeri işlem için demir iyonları kullanılmıştır. Renk ve toksisite azalmasını, kimyasal ve biyokimyasal oksijen ihtiyaının yanı sıra dışkı koliformlarını, amonyak, demir ve fosfor içeriklerini araştırmayı amaçlamışlardır. Sızıntı suyu renk azalmaları, Fenton ve Fenton benzeri işlemler için sırasıyla %98.17 ve %70 oranında gözlemlenmiştir. Çalışma sonucunda Fenton ve Fenton benzeri proseslerin, ham atık suyun toksisitesini azalttığı ve Fenton proses ile atık suyun gözlenen toksisitesinin önemli ölçüde daha düşük çıktığı görülmüştür. Fenton benzeri sürecin düzenli depolama sahası sızıntı suyunun üçüncül arıtımı için bir alternatif olarak değerlendirilebileceği ve performansının Fenton süreci ile karşılaştırıldığında daha düşük olduğu görülmüştür (Göde ve ark., 2019).

Liu ve ark., çöp sızıntı suyu arıtımını iyileştirmek için Fenton prosesi ile sinerjik olarak bağlanan membran elektrokimyasal reaktörünü kullanarak yaptıkları çalışmalarında iki aşamalı birleştirilmiş sistemin, sızıntı suyunun KOİ'sini %88 oranında giderdiğini bildirmişlerdir. Çamur üretiminin ağırlıkça %51, hacim olarak %12 azaldığı kaydedilmiştir. nemli bir bulgu olarak, doğrudan Fenton oksidasyonu, amonyakın yalnızca %21'ini gidermiştir. MER'in Fenton prosesi ile birleştirilmesinin, Fenton oksidasyonunun yüksek asit ve kimyasal reaktif doz gereksinimleri ve büyük miktarda çamur oluşumu gibi bazı doğal dezavantajlarını ortadan kaldıracılabileceğini göstermektedir (Liu ve ark., 2020).

Teng ve ark., depolama alanı sızıntı suyunda bulunan kalıcı organik kirleticilerin bozunması için heterojen Fenton işleminde katalizör olarak manyetit (Fe_3O_4) ile kömür

uçucu külü üzerinde stabilize edilmiş Fe₃O₄' kullanmışlardır. Fenton deneyleri kesikli olarak gerçekleştirilmiştir ve etkili KOİ giderimi için optimum çalışma koşulunu belirlemek amacıyla sızıntı suyu pH'ı, katalizörler ve H₂O₂ dozajları değiştirilmiştir. Katalizörlerin yeniden kullanılabilirliği incelenmiştir. Bozunma mekanizması ile adsorpsiyon çalışmasını anlamak için benzoik asidin Fenton oksidasyonu ve KI ve NaF ile temizleme deneyleri gerçekleştirilmiştir. Uçucu külle güçlendirilmiş Fe₃O₄'n, 100 dakikalık reaksiyon süresinde optimum pH 3, 0.05M H₂O₂ ve 1000 mg/L katalizör dozajında Fe₃O₄'ten %12.3 daha yüksek giderim verimliliğine sahip olduğu %84.7 oranında KOİ giderimi sağladığı grlmştir. Bu uçucu kül takviyeli Fe₃O₄'n, %68 TOK giderimi sağladığı ve biyolojik olarak paralanabilirlikte iyi bir artış gösterdiği kaydedilmiştir. Fenton muamele sürecinde düşük NH₃-N giderimi gözlenmiştir. Sonuçlar, uçucu kül ile zenginleştirilmiş Fe₃O₄'n, olgun sızıntı suyunun arıtılması için heterojen Fenton işleminde etkin bir katalizör olduğunu göstermiştir (Teng and ark., 2020).

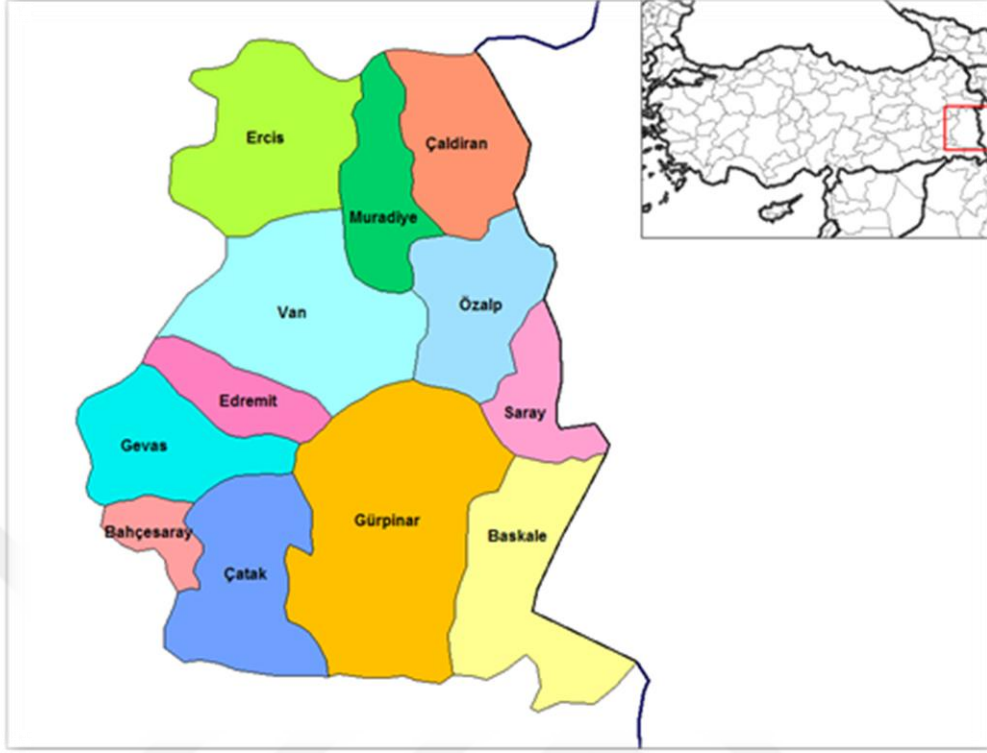
3. MATERYAL VE YÖNTEM

Oksidasyon denemelerinde ve analizlerde kullandığımız tüm kimyasallar (H_2O_2 , H_2SO_4 , $K_2Cr_2O_7$, $HgSO_4$, Ag_2SO_4) analitik saflıktadır ve Merck (Almanya)'den satın alınmıştır. KOİ analizinde H_2O_2 'nin girişimini önlemek için Talini ve Anderson (1992) ile Benatti ve ark., (2006) tarafından önerilen yöntemler kullanılmıştır. Thermo Scientific ICP-OES kullanılarak ağır metallerin analizi yapılmıştır. Toplam organik karbon ölçümünde (Shimadzu TOC-L CPH E200) yanma-kızılötesi yöntem kullanılmıştır.

pH analizi ve elektriksel iletkenlik tespiti WTW 3210 marka multiparametre cihazı ile yapılmıştır. Sızıntı suyunun pH'ı, konsantre ve seyreltik H_2SO_4 veya NaOH çözeltileri kullanılarak istenen değere ayarlanmıştır. Manyetik nanotancikleri sentezlemek için kullandığımız Demir (III) klorür heksa hidrat ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$), Demir (II) klorür tetra hidrat ($FeCl_2 \cdot 4H_2O$), NaOH analitik saflıktadır ve Merck'den temin edilmiştir ve hidroklorik asit (HCl) ise %37 saflıktadır ve Sigma'dan satın alınmıştır.

3.1. Van İli Katı Atık Depolama Sahası

Van, Türkiye'nin en kalabalık on dokuzuncu şehridir. 2020 itibarıyla 1.149.342 nüfusa sahiptir. Doğu Anadolu Bölgesi'nde yer alır. Van ili nüfus bakımından bu bölgenin en büyük ilidir. Kuzeyden Ağrı, Batıdan Bitlis, Güneybatıdan Siirt, Güneyden Hakkâri illeriyle, Doğudan da İran'la sınırı vardır. Anadolu'nun en büyük kapalı havzası olan Van Gölü kıyısında verimli toprakları, bol akarsuları mevcut olan iklim koşulları oldukça elverişli olan bir yerleşim merkezidir (Wikipedia, 2020).



Şekil 3.1. İlçelere göre konum (ETC Çevre, 2020).

İlin Yüzölçümü: 21.334 km²

İlin Nüfusu: 1.136.757 (2019 sayımı)

Başlıca Dağları: Aladağ, Tendürek, Yumru, Mengene

Başlıca Ovaları: Çaldıran Ovası, Muradiye Ovası, Hoşap Ovası, Erciş Ovası

Başlıca Akarsuları: Zılan Suyu, Bendimahi Çayı, Hoşap Suyu, Arpak Çayı

Başlıca Gölleri: Van Gölü, Erçek Gölü

İlçeleri: Edremit, İpekyolu, Gevaş, Gürpınar, Bahçesaray, Başkale, Çaldıran, Erciş, Muradiye, Özalp, Saray, Tuşba, Çatak olmak üzere 13 tane İlçesi bulunmaktadır.

İlçelerin tamamında oluşan atıkların gerekli işlemlerden geçirilerek düzenli olarak depolanması amacıyla Entegre Katı Atık projesi yürütülmektedir. Uzun soluklu olan proje alt yapı çalışmaları neticesinde, 07.11.2018 tarihinde imzalanan sözleşme ile entegre katı atık yönetim tesisi ile mevcut vahşi depolama alanlarının işletilmesi, ıslahı ve bu sahalardan enerji üretimi projesi Van Büyükşehir Belediyesi Çevre Koruma ve

Kontrol Dairesi Başkanlığı tarafından Yap-İşlet-Devret modeliyle 25 yıllığına Yüklenici firmaya verilmiştir.

Bu proje, atık kabul alanı, fiziksel ve biyolojik işlem ünitesi, enerji üretim ve değerlendirme tesisleri, atık hava temizleme ünitesi, laboratuvar, idari bina, kantar binası, yüzey ve yer altı sularını koruyacak 3,2 milyon m³ depolama alanına sahip düzenli depolama sahası ile birlikte bilişim sistem ağının güçlü kullanıldığı önemli bir projedir.

Proje ile beraber uzun zamandır çevre ve halk sağlığı sorunlarına neden olan çöp sorunu, kaynağında çözülerek ekonomik ve istihdam konusunda katkı sağlanacaktır. Oluşan atıkların bertarafının, ilçelerin tamamında yapılması hedeflenmektedir. Bu kapsamda Şekil 3.2’de görülen Gölkaşı Katı Aktarma İstasyonu ile Gevaş-Gürpınar-Çatak ilçelerinde oluşan atıklar, merkez entegre katı atık tesisinde değerlendirilmek üzere semi-treyler ile taşınmaktadır.



Şekil 3.2. Gölkaşı katı atık aktarma istasyonu.

Erciş-Çaldıran-Muradiye ilçelerinde oluşan atıklar Şekil 3.3’de görülen Karahan aktarma istasyonu ile merkez işletme sahasına taşınması planlanmaktadır.



Şekil 3.3. Karahan aktarma istasyonu.

Özalp-Saray ilçelerinde oluşan atıklar Şekil 3.4’de görülen Özalp Aşağımollahasan aktarma istasyonu ile taşınması planlanmaktadır. Geriye kalan uzak ilçeler için aynı projeler hayata geçirilerek, soruna kaynağında çözüm sağlanmış olacaktır.



Şekil 3.4. Aşğımollahasan aktarma istasyonu.

Entegre Katı Atık Proje Sahasının Van İli, Tuşba ilçesi Beyüzümü mahallesi 1806 nolu parselde yapılması planlanmaktadır. Proje kapsamında;

- Tesis Girişi (Giriş Kapısı)
- Güvenlik
- Kantar Binası
- Tekerlek Yıkama
- İdari Bina
- Laboratuvar
- Sızıntı Suyu Dengeleme Havuzu
- Gözlem Kuyuları
- Araç Parkı
- Elektrik Bakım Onarım Atölyesi
- Mekanik Bakım Onarım Atölyesi
- Yemekhane, Mutfak, Soyunma Odaları, Duş, Wc vb.
- Şalt, Trafo, Kompresör, Pompa Binası
- Yangın Söndürme Sistemi

- Atık Kabul Birimi
- II. Sınıf Düzenli Depolama Alanı
- Mekanik Ayırma Tesisi
- Biyometanizasyon Tesisi
- Depo Gazı ve Biyogazdan Elektrik Enerjisi Üretim Tesisi bulunmaktadır (ETC Çevre 2020).

Proje alanında bulunan tesis bileşenlerinden örnek vermek gerekirse;

Atık Kabul Alanı: Atık su kanalına bağlantısı bulunan, zemini ve yan duvarları sızdırmaz, üstü kapalı olarak teşkil edilen alandır.

Ön işlem Tesisi: Atık kabul alanındaki atıkların, ön ayrıştırma kabineine gönderilmesi, atığın istenmeyen maddelerinin ayrıştırılması işlemlerinin yürütüldüğü alandır.

Atık Besleme Konveyörleri: Atıkların farklı işleme alanlarına taşınmasını sağlayan yeterli uzunluktaki bantlardır.

Ön Ayrıştırma Kabini: Üstü ve yanları kapalı nitelikte olan atıkların ayrıştırılmasını sağlayacak kapalı alandır.

Otomatik Ayırma ve Balyalama Ünitesi: Ön ayırmadan gelen ve ekonomik değeri olan geri dönüşebilir malzemelerin ayrıldığı ve lisanslı firmalara verilmek üzere hazır hale getirildiği alandır.

Biyogaz Ünitesi: Organik atıkların anaerobik ortamda fermente edilerek enerji üretim amacıyla ekonomik değeri olan metan gazının üretildiği alandır.

Susuzlaştırma Ünitesi: Çürütücü tanklarda fermantasyon süresi tamamlanmış katı madde oranı %15-24 olan biyobozunur atıkların susuzlaştırıldığı ve elde edilen ürünün stabilize edilmesi ve kompost olarak kullanılması için ilgili tesise gönderildiği alandır.

Biyolojik Desülfürizasyon Ünitesi (H₂S giderme): Enerji üretim tesisine gönderilmeden önce korozyon vb. olumsuz durumlara neden olmaması için gaz içinde bulunan H₂S'in alınmasını sağlayan birimdir.

Gaz Yakma Ünitesi: Enerji üretim tesisinde olabilecek herhangi bir arızadan dolayı gelen gazın doğrudan doğaya salınımını engellemek amacıyla yakılmasını sağlayan kısımdır.

Enerji Üretim Tesis: Çöp gazının enerjiye dönüştürüleceği alandır.

Sera: Kojenarasyon sisteminde (enerji üretim tesisinde) oluşan ısıнын değerlendirileceği alandır.

Atık Hava Temizleme Ünitesi: Tesis içerisinde kapalı alanlarda oluşan kirli havanın teknik açıdan biyolojik veya kimyasal olarak ön arıtımının yapıp biyofiltreye iletildiği alandır.

Laboratuvar: İhtiyaç dâhilinde çeşitli bilimsel deneylerin yapıldığı ve verilerin izlendiği alandır.

Biyolojik Desülfürüzyon Ünitesi: Biyogazda bulunan yüksek H_2S 'in korozyona neden olmaması için kojenarasyon ünitesine gönderilmeden önce sülfürün giderildiği ünite.

Fermantasyon Üniteleri: Karışık evsel atıkların ayrıştırılmış organik atıklarının fermantasyonunu sağlayacak ünite (ETC Çevre 2020).

Sızıntı Suyu Toplama Havuzları: Entegre Katı Atık Yönetim projesi kapsamında çeşitli ünitelerden kaynaklanan ve bertaraf edilmesi gereken sızıntı sularının toplandığı alandır.

Van Entegre Katı Atık Yönetim Tesis Revizyonu ve Biyometanizasyon Tesis ÇED başvuru dosyasında deşarj standartlarının sağlanamaması durumunda ön arıtma yapılmasına karar verileceği belirtilmektedir.

Numunelerin deşarj standartlarını sağlamaması durumunda ve VASKİ'nin talebi doğrultusunda ön arıtma tesisi kurulacaktır. Ön arıtma tesisi bünyesinde kimyasal/biyolojik/ileri arıtma teknikleri kullanılarak sızıntı suyunun arıtımı gerçekleştirilecektir. Ön arıtma tesisinde uygulanacak yöntem, kirlilik yükü parametrelerinin analizi ve yapılacak jar testi kapsamında arıtılabilirlik çalışmaları ile karar verilecek ve Ön Atıksu arıtma Tesis ile ilgili olarak, Atıksu Arıtma/Derin Deniz Deşarjı Tesis Proje Onayı konulu 2018/14 Genelgesi kapsamında Üniversitelerin Çevre Mühendisliği Bölümlerince veya Çevre Araştırma/Uygulama Merkezlerine Teknik Rapor hazırlatılarak onay için Van Çevre ve Şehircilik İl Müdürlüğü'ne sunulacaktır (ETC Çevre, 2020).



Şekil 3.5. Geçici sızıntı suyu toplama havuzu.



Şekil 3.6. Tesis genel vaziyet planı.

3.2. Atık Projeksiyonu

Van Entegre Atık Yönetim Tesisi, nüfus projeksiyonu ve kişi başına düşen atık miktarı tahminleri doğrultusunda, atık kompozisyonu da baz alınarak oluşturulmuştur. Atık miktarı ve türlerine göre 2050 yılında nüfusun 1,55 milyon kişi olacağı ve üretilen atık miktarının ise yaklaşık 576.116 ton/yıl'a ulaşacağı öngörülmektedir (ETC Cevre, 2020).

3.2.1. Atık kompozisyonu

Van Büyükşehir Belediyesi ile yüklenici firma tarafından atık karakterizasyonu teknik çalışması sahada yürütülmüştür. Bu çalışma doğrultusunda atık kompozisyonu Çizelge 3.1'de yer almaktadır.

Çizelge 3.1. Atık karakterizasyonu.

Gönderileceği Tesis	Atık Türü	Atık Bileşenleri	Oran (%)	Toplam (%)
Biyometanizasyon Tesisi	Biyobozunar Atıklar	Mutfak Atıkları	42.973	49.744
		Park ve Bahçe Atıkları	4.871	
		Diğer (Hayvansal Atıklar)	1.900	
Lisanslı Geri Kazanım/Bertaraf Tesisleri	Geri Kazanımı Mümkün Atıklar	Kâğıt	2.304	24.185
		Karton	2.543	
		Hacimli Karton	4.794	
		Plastik	8.926	
		Cam	3.725	
		Metal	1.894	
		Diğer Yanabilir Hacimli Atıklar (Mobilya vb.)	0	
Lisanslı Geri Kazanım/Bertaraf Tesisleri	Tehlikeli ve Elektronik Atıklar	Tehlikeli Atık (Pil, Boya Kutusu, Deterjan Kutusu, İlaç Kutuları)	1.273	2.081
		Atık Elektrik ve Elektronik Ekipman (Telefon, Radyo vb.)	0.809	
Lisanslı Geri Kazanım/Yakma Tesisleri	Yanabilen Atıklar	Diğer Yanabilen (Kumaş, Çocuk Bezi, Ayakkabı, Yastık, Halı vb.)	5.888	5.888
II.Sınıf Düzenli Depolama Tesisi	Bakiye Atıklar	Diğer Yanmayan (taş, kül, Kum, Toz, Seramik vb.)	18.103	18.103

VBB ve Yüklenici tarafından yürütülen saha çalışmasında, 2020 yılı yaz ve kış dönemi verilerine göre genel olarak atığın %49.74'lük kısmı biyobozunur atık, %24.19'lük kısmı geri dönüşümü mümkün atık, %5.89'lük kısmı yanabilen atık, %2.08'lik kısmı tehlikeli ve elektronik atık ve son olarak %18.10'lük kısmı ise bakiye atık olarak dağılım göstermektedir. Bakiye atıkların tamamının II.Sınıf Düzenli Depolama alanında bertarafı sağlanacaktır.

3.3. Sızıntı Suyu Derişim Aralığı, Karakterizasyonu ve Yerel Sınır Değerler

3.3.1. Sızıntı suyu parametreleri derişim aralığı

Sızıntı suyundaki çeşitli maddelere ait derişim aralığı Çizelge 3.2'de yer almaktadır.

Çizelge 3.2. Sızıntı suyundaki parametrelerin derişim aralığı (Duran ve ark., 2016).

Parametre	Aralık (mg/L)
KOİ	3 000 – 60 000
BOİ	2 000 – 40 000
TOK	1 500 – 20 000
TKN	100 – 1 000
Amonyak Azotu	10 – 2 040
Alkalinite	1 000 – 10 000
Sülfat	50 – 100
Klorür	200 – 3 000
Fosfat	5 – 100
Demir	50 – 1 200
Kadmiyum	0.5 – 140
Kurşun	8 – 1 020
Bakır	4 – 1 400
Toplam Krom	30 – 1 600
Nikel	0.1 – 140
Çinko	0.1 – 1.5
pH	4.5 – 8.5

3.3.2. Su ve Kanalizasyon İdaresi Genel Müdürlüğü deşarj sınır değerleri

Kent genelinde oluşan atık suların kanalizasyon sistemine bağlanmasında uygulanacak sınır deşarj standart değerleri arıtma tesislerinin korunması açısından dikkatle izlenmesi gereken önemli bir konudur. Biyolojik arıtma tesislerine verilecek çeşitli atık suların muhtevasına bağlı olarak yüksek KOİ ve BOİ, ağır metal vb. inhibe edici etkisinin göz önünde bulundurulması gerekir. Çöp depolama alanlarında oluşan sızıntı sularının karakterizasyon çalışmaları yapılarak, atık su kalite kontrol ruhsatı düzenlenmeli ve değişen proses çıktılarına bağlı olarak numunelerin analizleri tekrarlanmalıdır. Van Su ve Kanalizasyon İdaresi Genel Müdürlüğü Atık Suların Kanalizasyona Deşarj Yönetmeliği sınır değerleri Çizelge 3.3'te yer almaktadır.

Çizelge 3.3. Vaski deşarj limit değerleri (Vaski, 2014).

Parametreler	İzin Verilebilir Üst Değer
Sıcaklık (*C)	40
pH	6.5 – 10
Askıda Katı Madde (mg/L)	500
Yağ ve Gres (mg/L)	250
Katran ve Petrol Kökenli Yağlar (mg/L)	50
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) (mg/L)	1 000
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ) (mg/L)	-
Sülfat (SO ₄) (mg/L)	1 700
Toplam Sülfür (S) (mg/L)	2
Fenol (mg/L)	20
Serbest Klor (mg/L)	5
Arsenik (As) (mg/L)	3
Toplam Siyanür (CN) (mg/L)	10
Toplam Kurşun (Pb) (mg/L)	3
Toplam Kadmiyum (Cd) (mg/L)	2
Toplam Krom (Cr) (mg/L)	5
Toplam Civa (Hg) (mg/L)	0.2
Toplam Bakır (Cu) (mg/L)	2
Toplam Nikel (Ni) (mg/L)	5
Toplam Çinko (Zn) (mg/L)	10
Toplam Kalay (Sn) (mg/L)	5
Toplam Gümüş (Ag) (mg/L)	5
Klorür (mg/L)	10 000
Metilen Mavisi ile reaksiyon veren yüzey aktif maddeleri (MBAS) (mg/L)	Biyolojik olarak parçalanması Türk Standartları Enstitüsü standartlarına uygun olmayan maddelerin prensip olarak boşaltımı yasaktır

3.3.3. Sızıntı suyu karakterizasyonu

Sızıntı suyu, Van/Türkiye’de bulunan katı atık depolama sahasından standart numune alma prosedürleri uygulanarak alınmıştır. Depolama sahası ortalama yüksekliği 40 metre olan 16 hektarlık bir alanı kaplamaktadır. Numuneler 20 litrelik plastik kaplarda alındıktan sonra doğrudan laboratuvara getirilerek karakterizasyon çalışması yapılmıştır ve sonrasında biyolojik aktiviteyi engellemek için 4 °C’de buzdolabında saklanmıştır. Tüm numuneler aynı havuzdan alınmış olup yapılan karakterizasyon çalışması Çizelge 3.4’te yer almaktadır. Sızıntı suyu karakterizasyon parametreleri su ve atıksu kirliliği yönetmeliklerinde bulunan standart yöntemlere göre laboratuvarında analiz edilmiştir.

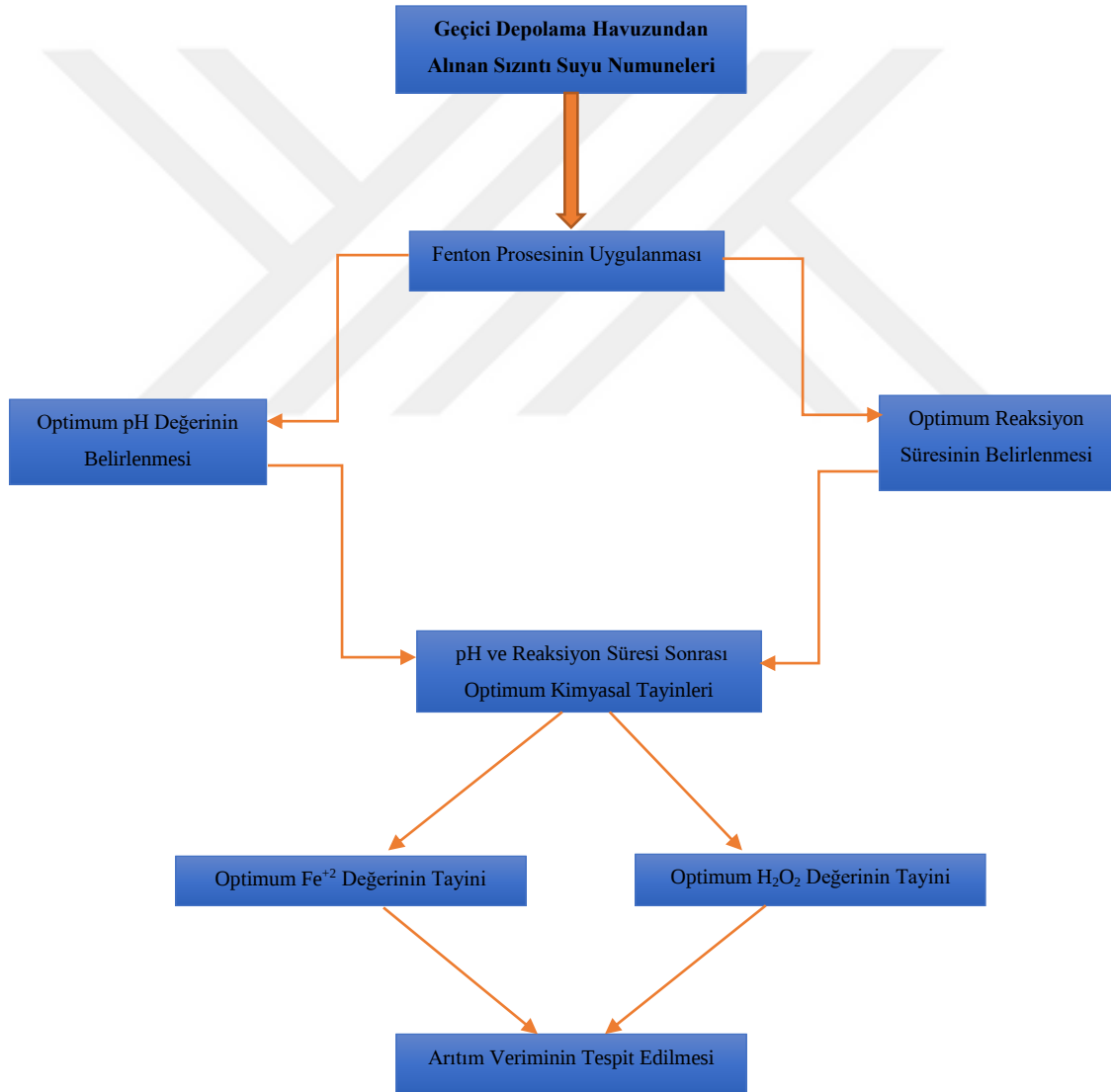
Çizelge 3.4. Sızıntı suyu karakterizasyonu.

Parametre	Analiz Sonucu	Parametre	Analiz Sonucu
Sıcaklık	18,9 *C (santigrad)	Nitrat Azotu, NO ₃ -N	13 mg/L
pH	8,35 mg/L	Amonyak Azotu, NH ₃ -N	3 mg/L
İletkenlik	22,3 ms/cm	Ca ⁺ Sertliği	350 mg/L
Toplam Sertlik	1370	Amonyum Azotu, NH ₄ -N	175 mg/L
Asidite	2 250 mg/L	Toplam Kjeldahl Azotu (TKN)	385 mg/L
Alkalinite	13 600 mg/L	Toplam Azot (TN)	400 mg/L
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	3 300 mg/L	Sülfat, SO ₄ ⁻²	2 660 mg/L
Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ)	720 mg/L	Fosfat, PO ₄ ⁻³	15 mg/L
Askıda Katı Madde (AKM)	240 mg/L	Bromür, Br ⁻	11,2 mg/L
Toplam Organik Karbon (TOK)	1 665 mg/L	Florür, F ⁻	2,1 mg/L
Toplam Katı Madde (TKM)	13 300 mg/L	Arsenik, As	0,080 mg/L
Toplam Çözünmüş Katı Madde (TÇKM)	13 000 mg/L	Kadmiyum, Cd	0,085 mg/L
Uçucu Askıda Katı Madde (UAKM)	160 mg/L	Krom, Cr ⁺⁶	0,025 mg/L
Çözünmüş Oksijen (ÇO)	0,05 mg/L	Toplam Siyanür, Cn	0,017 mg/L
Cl ⁻	4 105 mg/L	Kurşun, Pb	0,078 mg/L

3.4. Deneylerin Yürütülüşü

3.4.1. Deneysel düzenek planı

Çalışmada kullanılan numuneler, Van İli Merkez Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu Geçici Depolama havuzundan alınmıştır. Fenton Prosesiyle arıtımın araştırılması çalışmasında pH ölçer, manyetik karıştırıcı, hassas terazi ve spektrofotometre kullanılmıştır. Her bir koagülant için stok çözeltileri hazırlanmıştır.



Şekil 3.7. Deneysel düzenek planının şematik gösterimi.

3.4.2. Klasik fenton prosesi

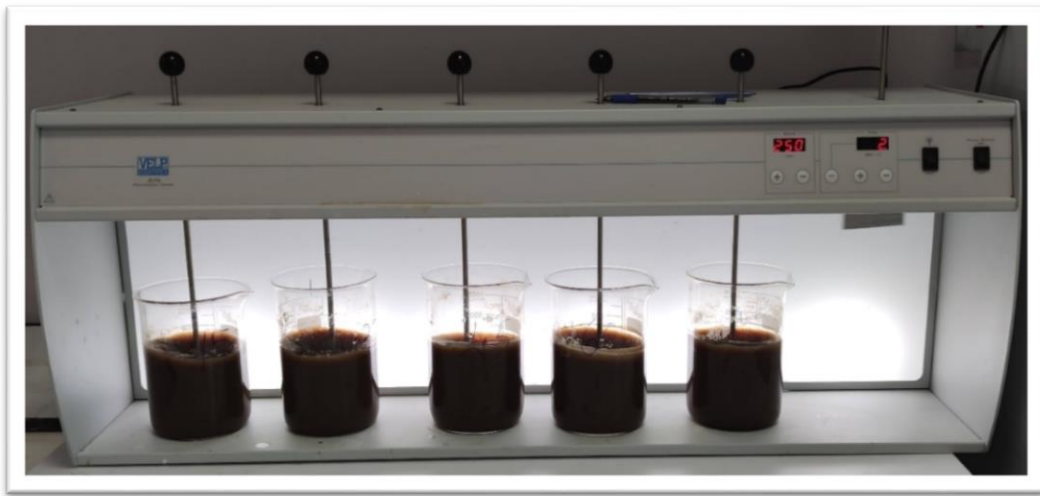
Bu çalışmada optimum pH, Fe^{+2} , H_2O_2 konsantrasyonları ve reaksiyon süresi ile KOİ ve TOK giderim oranlarının tespit edilmesi hedeflenmiştir.

Kimyasal oksijen ihtiyacının, reaksiyonda kimyasal olarak oksitlenen organik maddenin oksijen eşdeğerinin bir ölçüsü olduğu ve atık suyun asidik çözeltisine dikromat eklenerek tespit edildiği belirtilmektedir (Erkuş ve ark., 2018).

Deneyin yürütülmesi için pH metre, jar test cihazı, numunelerin süzülmesi için filtrasyon cihazı, analizler için KOİ reaktörü, reaktifler ve spektrofotometre kullanılmıştır.

3.4.2.1. Optimum reaksiyon süresinin belirlenmesi

Bu çalışmada optimum reaksiyon süresinin tespit edilmesi için numunelere eşit miktarda 800 mg/L Fe^{+2} ve 1000 mg/L H_2O_2 kimyasalları eklenerek pH 3'te çalışma başlatılmıştır. Tüm numuneler için öncelikle 250 rpm'de 5 dk hızlı karıştırma ve sonrasında 1.numune için 10 dk, 2.numune için 25 dk, 3.numune için 40 dk, 4.numune için 55 dk ve son olarak 5.numune için 85 dk, 50 rpm'de yavaş karıştırma işlemi yapılmış ve tüm numuneler çökelmeye bırakılmıştır.



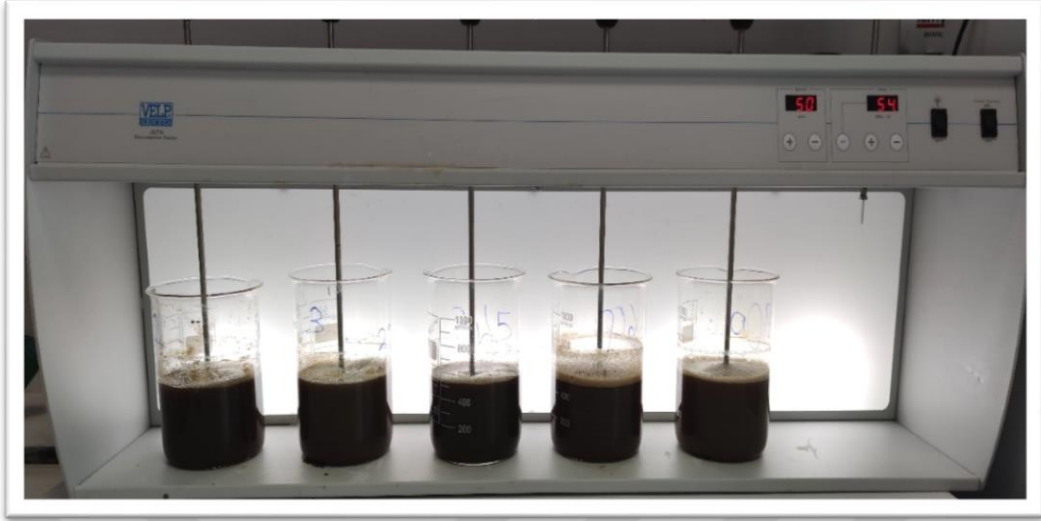
Şekil 3.8. Reaksiyon süresinin belirlenmesi çalışması öncesi.



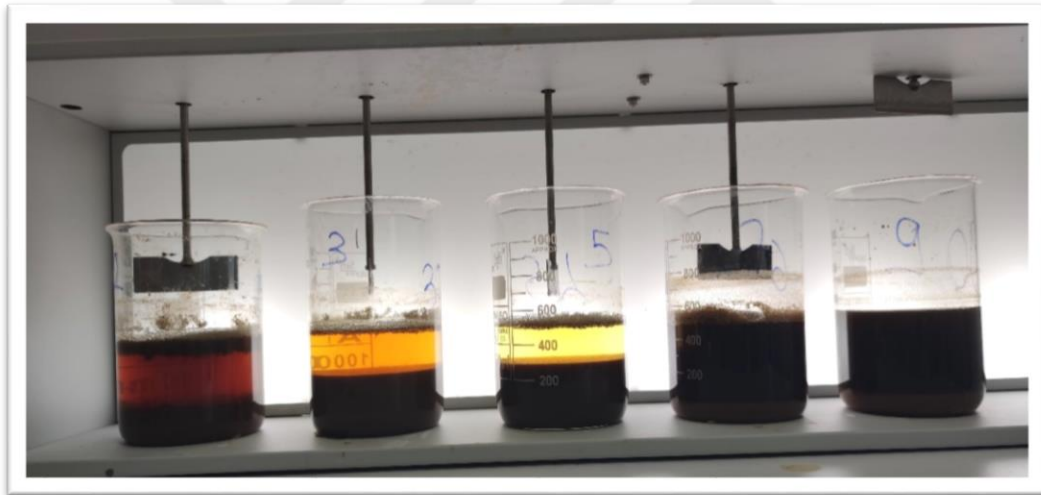
Şekil 3.9. Reaksiyon süresinin belirlenmesi çalışması sonrası.

3.4.2.2. Optimum pH değerinin belirlenmesi

Bu çalışmada optimum pH değerinin tespit edilmesi hedeflenmiştir. Numunelerin pH değerleri çeşitli normalitede NaOH ve H₂SO₄ kullanılarak ayarlanmıştır. Eşit miktarda 800 mg/L Fe⁺² (demir) ve 1000 mg/L H₂O₂ (hidrojen peroksit) kimyasalları eklenerek çalışma başlatılmıştır. 5 dk 250 rpm hızlı ve 55 dk 50 rpm yavaş olacak şekilde karıştırma işlemi yapılmış ve tüm numuneler çökmeye bırakılmıştır. KOİ analiz prosedürü uygulanarak giderim verimleri ve optimum pH belirlenmiştir.



Şekil 3.10. pH değerinin belirlenmesi çalışması öncesi.

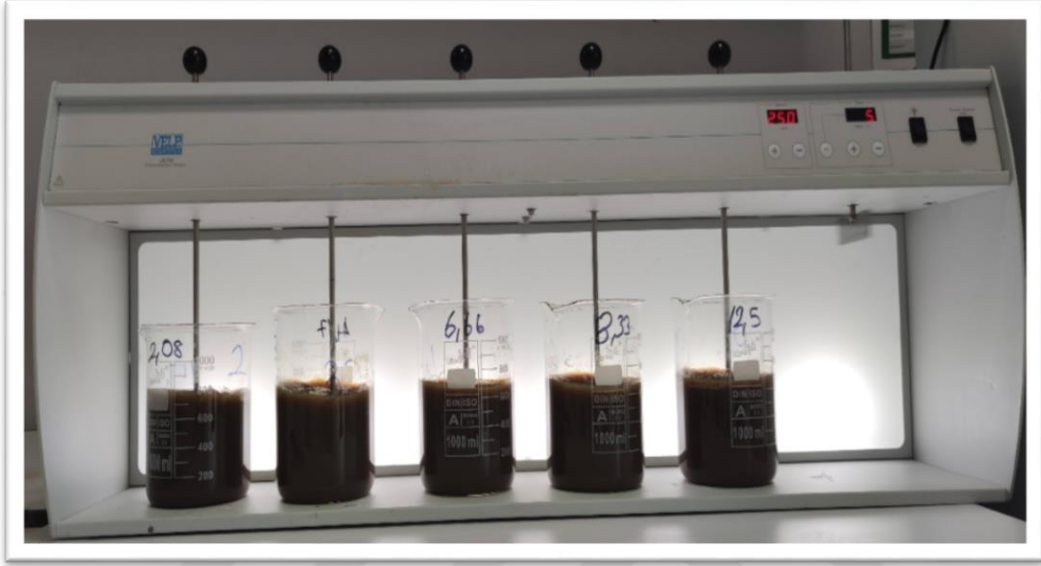


Şekil 3.11. pH değerinin belirlenmesi çalışması sonrası.

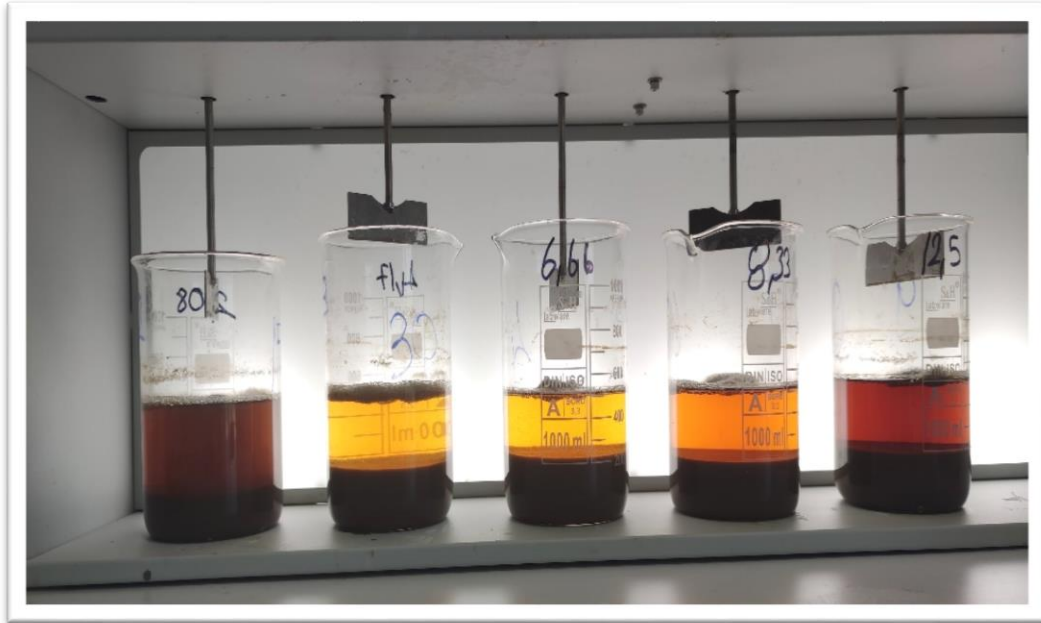
3.4.2.3. Optimum Fe^{+2} konsantrasyonunun belirlenmesi

Bu çalışmada optimum Fe^{+2} Konsantrasyonunun belirlenmesi hedeflenmiştir. Tüm numunelerin pH değeri 3'e ayarlandıktan sonra numunelere eşit miktarda 1000 mg/L H_2O_2 (hidrojen peroksit) kimyasalı eklenerek çalışma başlatılmıştır. Daha sonra 5 dk 250 rpm hızlı karıştırma ve 55 dk 50 rpm yavaş karıştırma olacak şekilde çalışma

tamamlanmış ve tüm numuneler çökelmeye bırakılmıştır. KOİ analiz prosedürü uygulanarak optimum KOİ giderim verimleri bulunmuş ve optimum Fe^{+2} konsantrasyonu tespit edilmiştir.



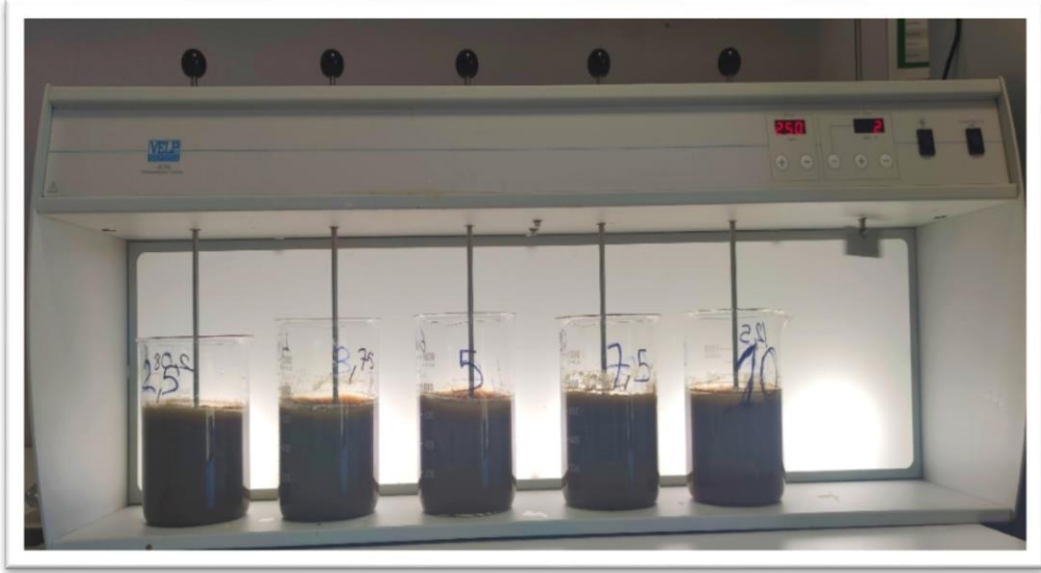
Şekil 3.12. Fe^{+2} konsantrasyon değerinin belirlenmesi çalışması öncesi.



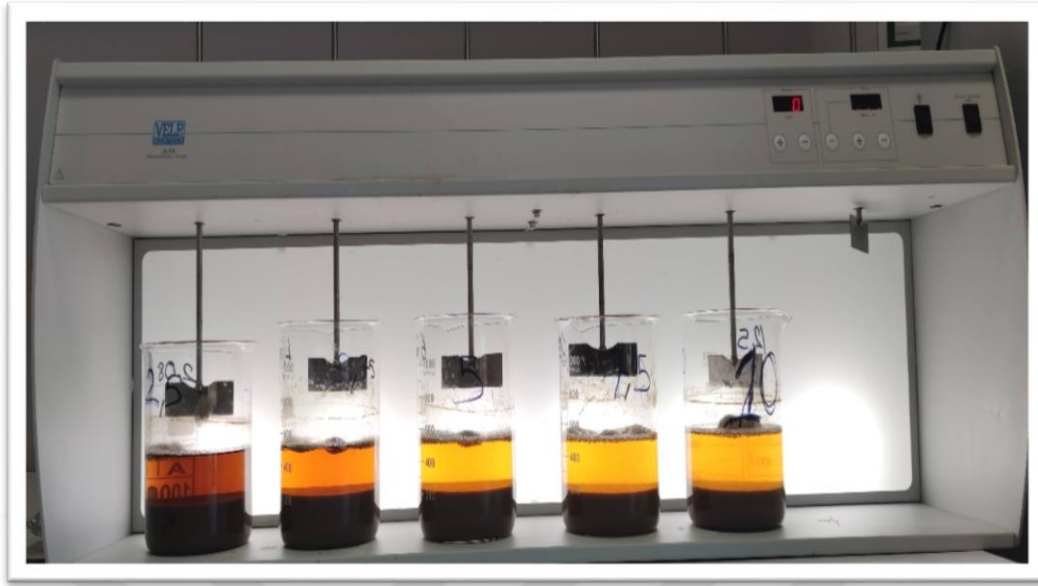
Şekil 3.13. Fe^{+2} konsantrasyon değerinin belirlenmesi çalışması sonrası.

3.4.2.4. Optimum H₂O₂ konsantrasyonunun belirlenmesi

Bu çalışmada optimum H₂O₂ Konsantrasyonunun belirlenmesi hedeflenmiştir. Tüm numunelerin pH değeri 3'e ayarlandıktan sonra numunelere eşit miktarda 800 mg/L Fe⁺² (demir) kimyasalı eklenerek çalışma başlatılmıştır. Daha sonra 250 rpm'de 5 dk hızlı karıştırma ve 50 rpm'de 55 dk yavaş karıştırma yapılmış ve tüm numuneler çökelmeye bırakılmıştır. KOİ analiz prosedürü uygulanarak giderim verimleri hesaplanmış ve optimum H₂O₂ konsantrasyon değeri belirlenmiştir.



Şekil 3.14. H₂O₂ konsantrasyon değerinin belirlenmesi çalışması öncesi.



Şekil 3.15. H_2O_2 konsantrasyon değerinin belirlenmesi çalışması sonrası.

3.4.3. Heterojen fenton prosesi

Düzenli depolama alanı sızıntı suyunun heterojen fenton reaksiyonuyla arıtılması üzerine reaksiyon süresi, başlangıç pH'ı, katalizör (Fe_3O_4) dozajı, H_2O_2 dozajı ve çalkalama hızı gibi işletim parametrelerinin etkisini belirleyebilmek amacıyla kesikli deneyler gerçekleştirilmiştir. Reaktör olarak 250 ml hacme sahip olan cam erlenmayer kullanılmıştır ve numune hacmi 150 ml olarak ayarlanmıştır. Sızıntı suyunun başlangıç pH'ı 1 N H_2SO_4 ve 1 N NaOH kullanılarak ayarlanmıştır. Analizler oda sıcaklığında ($25 \pm 1^\circ C$) ve atmosferik basınçta gerçekleştirilmiştir. RSM programı ile belirlenen parametre değerlerine göre pH değerleri ayarlandıktan sonra Fe_3O_4 ilave edilmiş, partiküllerin dağılıbilirliklerini arttırmak ve bir araya toplanmasını önlemek amacıyla 1 dakika süreyle ultrasonik banyoda (Milcrotest MUB-10) bekletilmiş, ardından H_2O_2 ilave edilerek reaktörlerin üzeri kapatılmış ve reaksiyon başlatılmıştır. Reaksiyon süresi (48 dakika) dolana kadar orbital çalkalayıcı (WiseShake SHO-2D) ile sürekli çalkalama yapılmıştır. Analiz süresi tamamlandıktan sonra numune alınmış ve bekletilmeden sırasıyla 3000 rpm'de 15 dakika santrifüj ve $0.22 \mu m$ membran filtre kağıdı ile süzme işlemleri yapılmıştır. Süzüntüye ve işlem görmemiş ham numuneye

standart metotlara göre KOİ ölçüm analiz prosedürü uygulanmış, absorbands değerleri UV-Spektrofotometre (WTW SpectroFlex 6600 VIS) ile belirlenmiştir.

3.4.3.1. Plackett-Burman tasarımı

PBD tasarımı, deneysel çalışmalar kullanarak prosesi etkileyen çok sayıda faktörden önemli faktörleri belirlemek için kullanılan etkili bir yöntemdir (Zhou ve ark., 2011). Deneyler, üç aşamalı yanıt yüzey metodolojisi ile tasarlanmıştır. CCD ile Plackett-Burman programına ait çıktılar, sızıntı sularının fenton prosesi ile artımında önemli faktörlerin etkilerini optimize etmek için RSM'de kullanılmıştır. Sızıntı sularının ileri oksidasyon prosesi ile arıtımını etkileyen bağımlı parametrelerden en önemli olanların ilk taraması PBD ile gerçekleştirilmiştir. Spesifik yanıt önemli derecede etkileyen faktörlerin belirlenmesi bu teknikle yapılmıştır. Bu teknik, aşağıdaki denklemde görüldüğü gibi birinci dereceden polinom bir modele dayanmaktadır.

$$Y = \beta_0 + \sum \beta_i X_i \quad (3.1)$$

Burada Y yanıtı göstermektedir (%KOİ giderimi), β_0 model kesişim noktasıdır, β_i doğrusal katsayıdır ve X_i bağımsız faktörün seviyesidir (Priyadharshini ve ark., 2016). PBD'ye göre, her faktör düşük seviye için -1 ve yüksek seviye için +1 olmak üzere iki seviyede hazırlanmıştır.

3.4.3.2. Steepest Ascent metodu

Tasarımın ikinci aşaması olan steepest ascent metodu optimum yanıtı doğru hareket etmek amacıyla yanıtındaki artışın yönü boyunca arka arkaya deneylerin yapılarak sonuçların alındığı bir prosedürdür (Şahan ve Öztürk, 2014). Steepest ascentin yönü yanıtın en hızlı arttığı yönedir. Genellikle steepest ascent deneylerinde parametrelerin başlama noktası belirlenirken, önemli parametreler belirlendikten sonra (bu çalışmada PBD) tespit edilen aralıkların düşük veya orta değerleri alınabilir. Steepest ascent yolu boyunca deneyler tasarlanmadan önce, önemli faktörlerin etkileşimi ve ikinci dereceden

etkisinin varlığı için birinci dereceden modelin yeterliliği araştırılır (Gebremedhin ve ark., 2018).

3.4.3.3. CCD

Deney tasarımı bağımsız değişkenlerin optimum koşullarını belirlemek için merkezi kompozit tasarım (CCD) ve yanıt yüzeyi metodolojisi (RSM) kullanılmıştır. RSM’de, CCD, ikinci dereceden bir modeli yerleştirmek için en popüler seçimdir. Yanıt yüzey metodolojisi (RSM) değişkenler ile yanıt arasındaki ilişkiyi belirlemek için kullanılan istatistiksel ve matematiksel araçların bir karışımı olarak kabul edilmektedir (Mateen ve ark., 2020). Optimizasyon sürecinde yanıt, doğrusal veya ikinci dereceden modellerle seçilen değişkenlerle ilişkilendirilebilir. İkinci dereceden bir model Eş.3.2’de verilmiştir.

$$\hat{y}_n = \beta_0 + \sum_{i=1}^n \beta_i X_i + \sum_{i=1}^n \beta_{ii} X_i^2 + \sum_{i=1}^n \sum_{j=i+1}^n \beta_{ij} x_i x_j \quad (3.2)$$

Burada $\hat{y}_n$ cevaptır, β_0 tasarım merkezindeki sabit yanıt değeridir; X_i , bağımsız faktörün seviyesidir; β_i doğrusal, β_{ii} quadratic ve β_{ij} ikinci dereceden etkileşim katsayılarıdır. Yanıt üzerindeki çift değişkenlerin ortak etkileşimlerini değerlendirmek için üç boyutlu grafikler ve ilgili kontur grafikleri kullanılmıştır. Cevaplar ve değişkenler arasındaki etkileşimi elde etmek için ANOVA verilerinin analizi Design expert software 12.0.1 deneme sürümü programı ile hesaplanmıştır ve modelin uygunluğu R^2 ile ifade edilmiştir. Ayrıca doğrusal veya ikinci dereceden terimlerin önemi yani istatistiksel anlamlılık yine aynı programda F testi ile belirlenmiştir. Değişkenlerin son alt kümesi %95 güven düzeyinde p değerine göre seçilmiştir (Biglarijoo ve ark., 2016). Regrasyon denklemlerinin yeterliliği, deneysel veriler ile denklemlerden elde edilen tahmini değerler karşılaştırılarak kontrol edilmiştir.

3.5. Ölçüm ve Analiz

3.5.1. pH metre

pH değerinin ölçülmesi ve ayarlanması amacıyla kullanılmıştır.



Şekil 3.16. pH metre.

3.5.2. Filtrasyon ünitesi

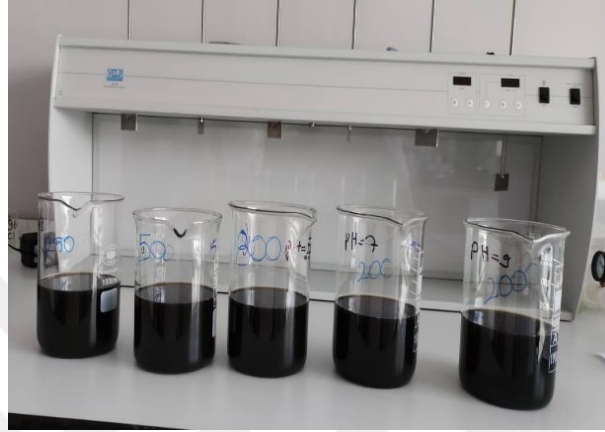
Çökelme işlemi tamamlanmış olan numunelerin süzme işlemlerinin yürütülmesi amacıyla kullanılmıştır.



Şekil 3.17. Filtrasyon cihazı.

3.5.3. Jar testi

Yumaklaştırmayı sağlamak amacıyla koagülasyon ve flokülasyon aşamalarında kullanılmıştır.



Şekil 3.18. Jar test cihazı.

3.5.4. Manyetik karıştırıcı

Kimyasal maddelerin karıştırılması amacıyla kullanılmıştır.



Şekil 3.19. Manyetik karıştırıcı.

3.5.5. KOİ reaktörü

Reaktifleri eklenmiş olan KOİ tüplerinde numunelerin reaksiyonunu sağlamak amacıyla kullanılmıştır.



Şekil 3.20. KOİ reaktörü.

3.5.6. Dijital hassas terazi

Katı kimyasalların tartımında kullanılmıştır.



Şekil 3.21. Hassas terazi.

3.5.7. Santrifüj cihazı

Numunelerin yüksek dönme devri ile çökelmesini sağlamak amacıyla kullanılmıştır.



Şekil 3.22. Santrifüj.

3.5.8. Orbital çalkalayıcı

Numunelerin optimum karışımının sağlanması için orbital çalkalayıcı (WiseShake SHO-2D) kullanılmıştır.



Şekil 3.23. Çalkalayıcı.

3.5.9. Spektrofotometre cihazı

Numunelerin absorbans değerlerinin okunması için UV-Spektrofotometre cihazı (WTW SpectroFlex 6600 VIS) kullanılmıştır.



şekil 3.24. Spektrofotometre cihazı.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Van İli Çöp Depolama alanı Sızıntı Suyunun homojen ve heterojen Fenton oksidasyonu ile arıtılabilirliğinin araştırıldığı bu çalışmada ham atıksuya uygulanan fenton prosesi sonucunda optimum reaksiyon süresi, pH, H₂O₂, Fe⁺² ve Fe₃O₄ miktarları belirlenmiştir.

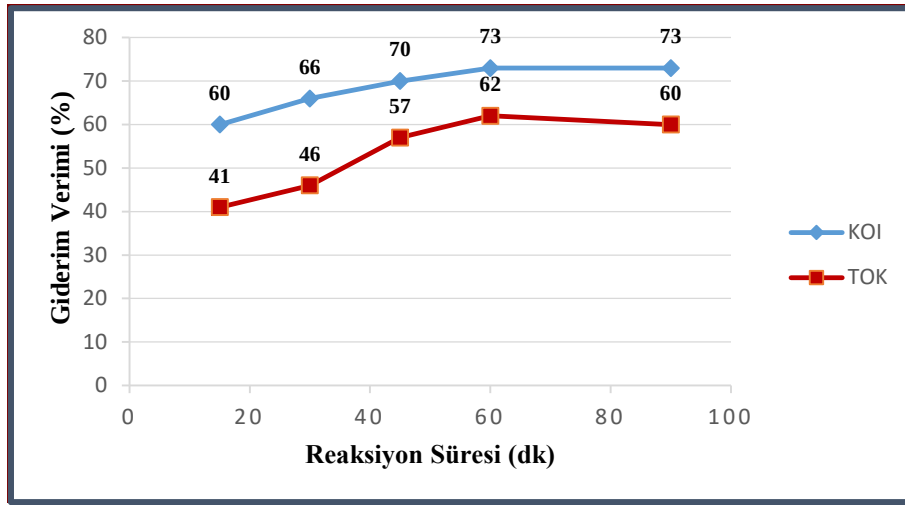
4.1. Klasik Fenton Prosesi Sonuçları

4.1.1. Optimum reaksiyon süresinin belirlenmesi

Optimum reaksiyon süresinin belirlenmesi amacıyla numunelere 15, 30, 45, 60, 90 dk aralıklarla, sabit Fe⁺², H₂O₂ ve pH'ta fenton prosesi uygulanmıştır. 60 dk'lık reaksiyon süresi sonucunda %73 KOİ ve %62 TOK giderim verimi gözlenirken, 15, 30, 45 ve 90 dk'lık reaksiyon sürelerinde KOİ için sırasıyla (%) 60, 66, 70 ve 73; TOK için ise sırasıyla (%) 41, 46, 57, 60 giderim verimleri elde edilmiştir. Sonuçlar dikkate alındığında analiz sonuçlarına göre optimum reaksiyon süresinin 60 dk olduğu sonucuna varılmıştır.

Çizelge 4.1. Optimum reaksiyon süresinin belirlenmesi.

Numune	1	2	3	4	5
pH	3	3	3	3	3
Fe ⁺² (mg/L)	800	800	800	800	800
H ₂ O ₂ (mg/L)	1000	1000	1000	1000	1000
Reaksiyon Süresi	15	30	45	60	90
KOİ (%)	60	66	70	73	73
TOK (%)	41	46	57	62	60



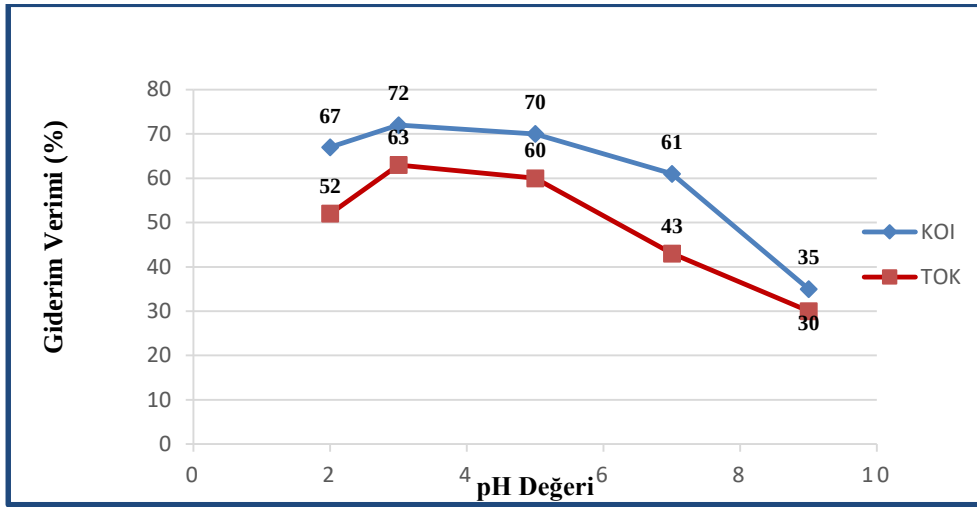
Şekil 4.1. Reaksiyon süresine bağlı KOİ ve TOK değişim grafiği.

4.1.2. Optimum pH değerinin belirlenmesi

Optimum pH değerinin belirlenmesi amacıyla 2, 3, 5, 7 ve 9 pH değerlerinde sabit Fe^{+2} , H_2O_2 ve reaksiyon süresinde (optimum 60 dk olarak tespit edilmiştir) fenton prosesi uygulanmıştır. pH:3 değeri için %72 KOİ ve %63 TOK giderim verimi gözlenirken, 2, 5, 7 ve 9 pH değerlerinde KOİ için sırasıyla (%) 67, 70, 61 ve 35; TOK için ise sırasıyla (%) 52, 60, 43 ve 30 giderim verimleri elde edilmiştir. Sonuçlar dikkate alındığında optimum pH değerinin 3 olduğu sonucuna varılmıştır.

Çizelge 4.2. Optimum pH değerinin belirlenmesi.

Numune	1	2	3	4	5
Fe^{+2} (mg/L)	800	800	800	800	800
H_2O_2 (mg/L)	1000	1000	1000	1000	1000
Reaksiyon Süresi	6	60	60	60	60
pH	2	3	5	7	9
KOİ (%)	67	72	70	61	35
TOK (%)	52	63	60	43	30



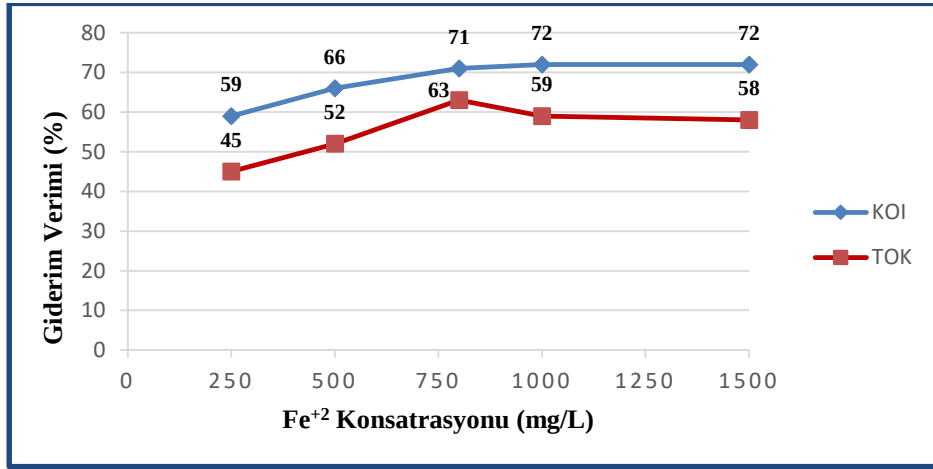
Şekil 4.2. pH değerlerine bağlı KOİ ve TOK değişim grafiği.

4.1.3. Optimum Fe^{+2} konsantrasyon değerinin belirlenmesi

Optimum Fe^{+2} konsantrasyon değerinin belirlenmesi amacıyla 250, 500, 800, 1000 ve 1500 mg/L Fe^{+2} konsantrasyonlarında sabit H_2O_2 , pH (optimum pH 3 olarak tespit edilmiştir) ve reaksiyon süresinde (optimum 60 dk olarak tespit edilmiştir) fenton prosesi uygulanmıştır. Fe^{+2} =800 mg/L konsantrasyonunda %71 KOİ ve %63 TOK giderim verimi gözlenirken, 250, 500, 1000 ve 1500 mg/L Fe^{+2} konsantrasyon değerlerinde KOİ için sırasıyla (%) 59, 66, 72 ve 72; TOK için ise sırasıyla (%) 45, 52, 59 ve 58 giderim verimleri elde edilmiştir. Sonuçlar dikkate alındığında analiz sonuçlarına göre optimum Fe^{+2} konsantrasyon değerinin 800 mg/L olduğu sonucuna varılmıştır.

Çizelge 4.3. Optimum demir konsantrasyonunun belirlenmesi.

Numune	1	2	3	4	5
pH	3	3	3	3	3
H_2O_2 (mg/L)	1000	1000	1000	1000	1000
Reaksiyon Süresi	60	60	60	60	60
Fe^{+2} (mg/L)	250	500	800	1000	1500
KOİ (%)	59	66	71	72	72
TOK (%)	45	52	63	59	58



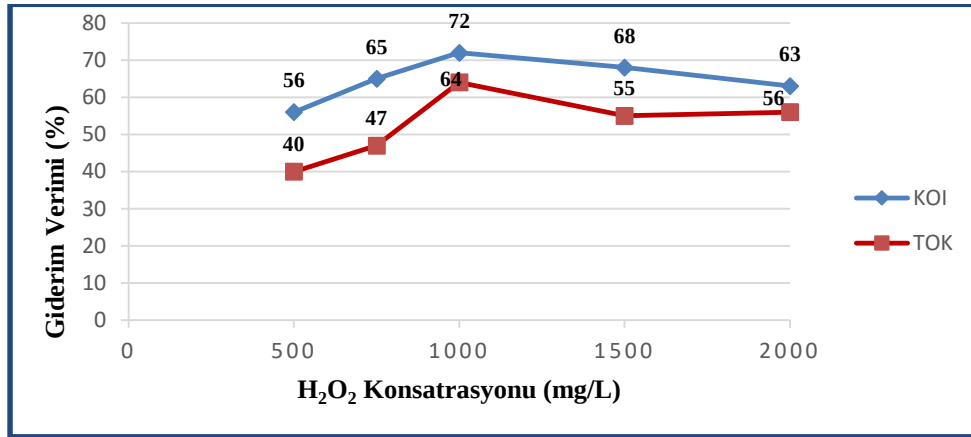
Şekil 4.3. Fe²⁺ konsantrasyonuna bağlı KOİ ve TOK değişim grafiği.

4.1.4. Optimum H₂O₂ konsantrasyon değerinin belirlenmesi

Optimum H₂O₂ konsantrasyon değerinin belirlenmesi amacıyla 500, 750, 1000, 1500 ve 2000 mg/L H₂O₂ konsantrasyonu değerlerinde sabit Fe²⁺ (optimum Fe²⁺ konsantrasyon değeri 800 mg/L olarak tespit edilmiştir), pH (optimum pH=3 olarak tespit edilmiştir) ve reaksiyon süresinde (optimum 60 dk olarak tespit edilmiştir) fenton prosesi uygulanmıştır. H₂O₂ =1000 mg/L konsantrasyonunda %72 KOİ ve %64 TOK giderim verimi gözlenirken, 500, 750, 1500 ve 2000 mg/L H₂O₂ konsantrasyon değerlerinde KOİ için sırasıyla (%) 56, 65, 68 ve 63; TOK için ise; sırasıyla (%) 40, 47, 55 ve 56 giderim verimleri elde edilmiştir. Analiz sonuçlarına göre optimum H₂O₂ konsantrasyon değerinin 1000 mg/L olduğu sonucuna varılmıştır.

Çizelge 4.4. Optimum hidrojen peroksit konsantrasyonunun belirlenmesi.

Numune	1	2	3	4	5
pH	3	3	3	3	3
Fe ²⁺ (mg/L)	800	800	800	800	800
Reaksiyon Süresi	60	60	60	60	60
H ₂ O ₂ (mg/L)	500	750	1000	1500	2000
KOİ (%)	56	65	72	68	63
TOK (%)	40	47	64	55	56

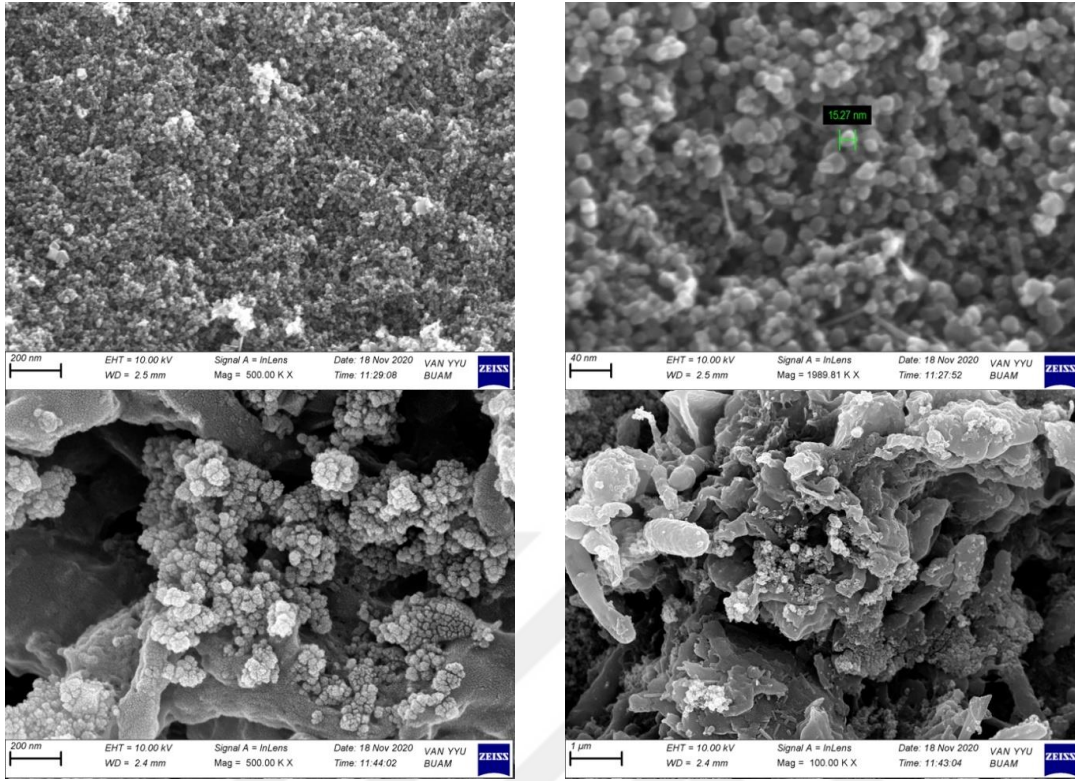


Şekil 4.4. H₂O₂ konsantrasyonuna bağlı KOİ ve TOK değişim grafiği.

4.2. Heterojen Fenton Prosesi Sonuçları

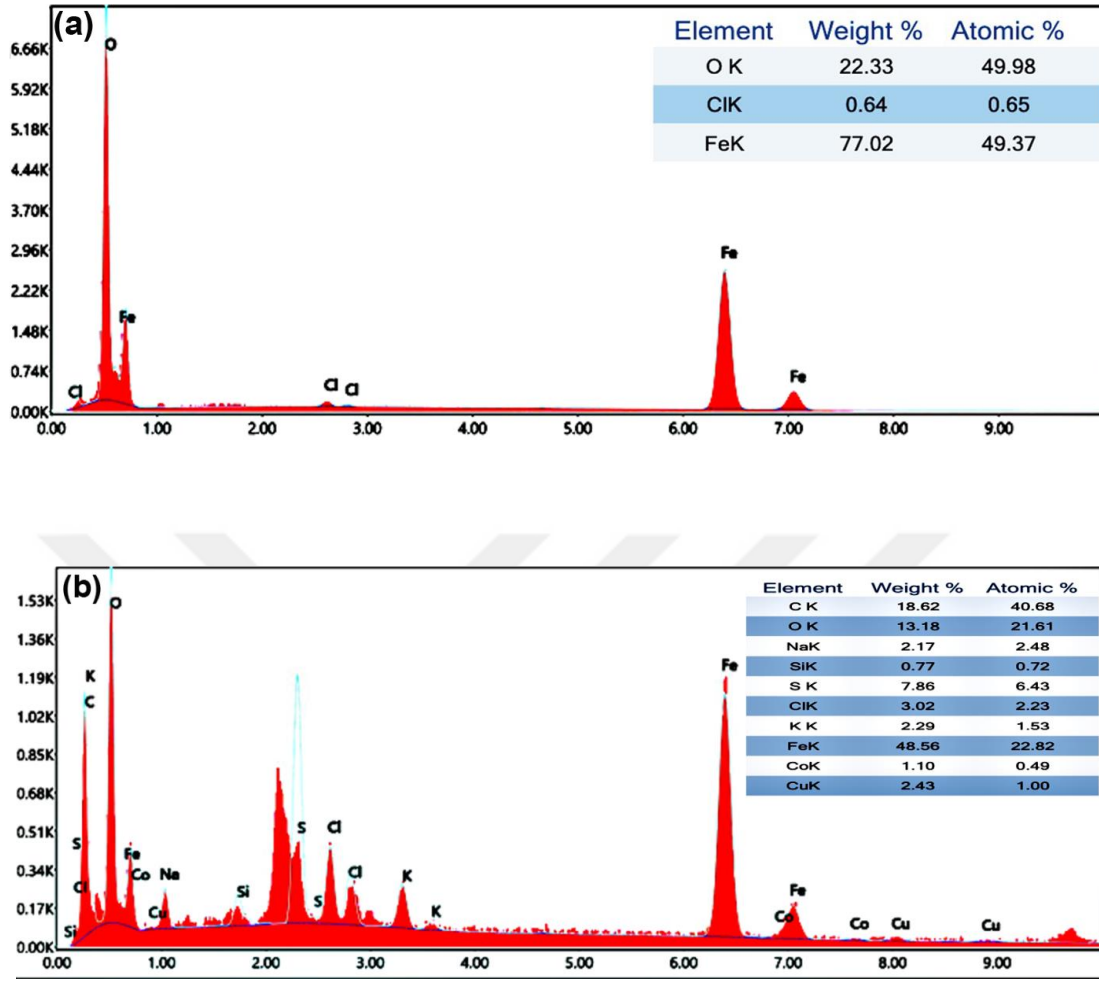
4.2.1. Fe₃O₄ karakterizasyonu

Hem sentezlenen ham Fe₃O₄ nanopartiküllerinin hem de işlem görmüş nanopartiküllerin yüzey morfolojisi SEM ile belirlenmiş ve elde edilen sonuçlar Şekil 4.5 ve Şekil 4.6’da verilmiştir. Görüntülere bakıldığında işlem görmemiş ham partikül boyutlarının ortalama olarak 15 nm civarında olduğu ve homojen bir dağılıma sahip olduğu görülmüştür. Tanecikler oldukça küre şeklindedir ve gözenekli bir yapıya sahiptir. Daha pürüzlü yüzeye sahip daha küçük parçacıklar, materyalin spesifik yüzey alanlarının daha fazla olmasını sağlamakta ve bu da reaksiyon için daha aktif alanların mevcut olması demektir (Wei ve ark., 2009; Mulak ve ark., 2002). Ayrıca sentezlediğimiz partiküller yüksek yüzey alanına sahip olduklarından ve yüzey enerjileri de yüksek olduğundan bu nanopartiküllerin bir araya toplanma eğiliminde oldukları görülmektedir (Şekil 4.5 (a) ve 4.5 (b)). İşlem görmüş yani arıtmadan sonraki nanopartiküllerin daha pürüzlü bir yapıya sahip olduğu, oksidasyona bağlı olarak yüzeyde korozyonun meydana geldiği ve arıtım reaksiyonu sonucunda kirleticilerin yüzeyde biriktiği görülmüştür (Şekil 4.5 (c) ve 4.5 (d)). Bu da Fe₃O₄’ün tekrar kullanımı sırasında daha az aktif alanın söz konusu olacağı anlamına gelmektedir.



Şekil 4.5. Fe_3O_4 nanopartiküllerine ait SEM görüntüleri. (a) ve (b) Ham Fe_3O_4 ; (c) ve (d) İşlem görmüş Fe_3O_4 .

Fe_3O_4 'ün elementel bileşimi EDX ile belirlenmiştir ve sonuçlar Şekil 4.6'da gösterilmiştir. Yeni hazırlanmış nanopartiküllerde sadece Fe (%77.02), O (%22.33) ve çok az miktarda Cl (%0.64) bulunurken (Şekil 4(a) ve (b)), işlem görmüş partiküllerde ise bu oranlar oksidasyon/redüksiyon reaksiyonunun gerçekleşmesi sebebiyle değişmekle kalmamış aynı zamanda sızıntı suyunda bulunan çok sayıdaki farklı kirletici nedeniyle yeni elementler partikül yapısına eklenmiştir. Arıtım sonrası partikülde Fe, O ve Cl sırasıyla %48.56, 13.18 ve 3.02 ağırlık oranlarına sahip olurken C (%18.62), Na (%2.17), Si (%0.77), K (%2.29), Co (%1.10) ve Cu (%2.43) elementleri de tespit edilmiştir. Partikül yüzeyindeki ağırlıkça Fe miktarının azalmasının nedeni sistemde gerçekleşen oksidasyon reaksiyonları (Eş. 1.1 - 1.6) sebebiyle Fe'nin $^{\circ}\text{OH}$ radikalini oluşturmak üzere H_2O_2 ile reaksiyona girmesidir.



Şekil 4.6. Fe₃O₄ nanopartiküllerine ait EDX sonuçları. (a) Ham Fe₃O₄; (b) İşlem görmüş Fe₃O₄.

4.2.2. Plaket Burman tasarım sonuçları

Bir yanıtı etkileyen parametreler arasından en etkili olanları belirlemek ve sonraki prosedürlere etkili parametrelerle devam etmek için bir çok metot vardır. PBD bunlardan bir tanesidir. PBD ile yanıt üzerinde önemli etkiye sahip olan faktörleri hızlı bir şekilde tanımlamak minimum deney sayısı ile sağlanmaktadır. PBD’de sistemdeki bağımsız değişkenlerin birbirleri ile etkileşimleri ihmal edilir. Bu çalışmada KOİ giderimini etkilediği düşünülen Fe₃O₄ konsantrasyonu, karıştırma hızı, pH, reaksiyon süresi ve H₂O₂ dozajı gibi parametreler bağımsız değişken olarak incelenmiştir ve

önceki çalışmalara göre seçilmiştir (Sabour ve ark., 2011; Wu ve ark., 2010). Bu parametrelerin minimum ve maksimum değerleri tecrübeler ve birkaç ön deneme sonucuna dayanarak Çizelge 4.5'teki gibi belirlenmiştir.

Çizelge 4.5. Parametre aralıkları.

Parametre	Birim	Düşük	Yüksek
Çalkalama hızı (A)	rpm	150	300
Fe ₃ O ₄ Konsant. (B)	mg/L	200	1000
H ₂ O ₂ Dozaj (C)	mg/L	100	1500
pH (D)	-	2	9
Reksiyon süresi (E)	dk	5	90

Çizelge 4.5'teki değer aralıkları için sistem tarafından dizayn edilen PBD deneyleri ve sonuçları Çizelge 4.6'da gösterilmiştir.

Çizelge 4.6. PBD deneylerinin sonuçları.

	Faktör 1	Faktör 2	Faktör 3	Faktör 4	Faktör 5	Faktör 6	Faktör 7	Faktör 8	Faktör 9	Faktör 10	Faktör 11	Tepki
Run	A	B	C	D	E	F	G	H	J	K	L	KOİ Giderim
1	300.00	1000.00	100.00	9.00	90.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	38
2	150.00	1000.00	100.00	9.00	90.00	-1.00	1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	40
3	150.00	200.00	100.00	9.00	5.00	1.00	1.00	-1.00	1.00	1.00	1.00	25
4	150.00	200.00	1500.00	2.00	90.00	1.00	-1.00	1.00	1.00	1.00	-1.00	35
5	150.00	1000.00	1500.00	9.00	5.00	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	1.00	1.00	35
6	150.00	1000.00	1500.00	2.00	90.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	65
7	300.00	200.00	100.00	2.00	90.00	-1.00	1.00	1.00	-1.00	1.00	1.00	32
8	300.00	1000.00	100.00	2.00	5.00	1.00	-1.00	1.00	1.00	-1.00	1.00	50
9	300.00	1000.00	1500.00	2.00	5.00	-1.00	1.00	-1.00	1.00	1.00	-1.00	55
10	300.00	200.00	1500.00	9.00	5.00	1.00	1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	20
11	150.00	200.00	100.00	2.00	5.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	40
12	300.00	200.00	1500.00	9.00	90.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	1.00	25

Çizelge 4.6'da görüldüğü gibi maksimum KOİ giderim verimi 6 numaralı deneyde elde edilmiştir. Bağımsız değişkenlerden H₂O₂ ve Fe₃O₄ konsantrasyonunun en yüksek ve pH'nın da 2 olduğu şartlarda KOİ giderim verimi yüksektir. Yüksek pH değerlerinde Fe (III) komplekslerinin oluşumu nedeniyle KOİ giderim verimi

azalmaktadır (Gregory ve ark., 2001). Fe iyonları, H_2O_2 'yi $OH^\bullet$ 'e indirgeyen ve organik maddeleri oksitleyen bir katalizör görevi görür (Sun ve ark., 2009).

Tıpkı CCD gibi PBD'den de model eşitliği elde edilir. Bu eşitlik bir sonraki adım olan Steepest ascent denemelerinin dizaynında kullanılabilir. PBD'den elde edilen gerçek değerler için model eşitliği Eş. 4.1'de verilmiştir.

$$\text{KOİ Giderimi (\%)} (\text{Güncel}) = 65.3789 + 0.0311111[\text{Karıştırmaoranı}] - 0.0254167[\text{Fe}_3\text{O}_4\text{Conc.}] + 0.0202381[\text{H}_2\text{O}_2\text{dozaj}] - 2.57143[\text{pH}] + 0.0313725[\text{Reaksiyonzamanı}] + 11.3333[\text{G}] + 2.5[\text{H}]6[\text{J}] + 3.33333[\text{K}] + 4.66667[\text{L}] \quad (4.1)$$

Gerçek faktörler cinsinden elde edilen denklem her faktörün belirli seviyeleri için yanıt hakkında tahminlerde bulunmak için kullanılabilir. Bu denklem, her faktörün göreceli etkisini belirlemek için kullanılmamalıdır çünkü katsayılar her faktörün birimlerini barındıracak şekilde ölçeklenir ve kesişme, tasarım alanının merkezinde değildir (Mahtab ve ark., 2021).

PBD ile “etkili parametreleri belirleme” hedefini gerçekleştirmek Analysis of Variance (ANOVA) analizi ile mümkündür. Deneysel verilere ait ANOVA analizi sonucunda (data not shown) reaksiyon süresi parametresi 0.4576'lık p değerine sahiptir ve 0.1'den büyük bir p değeri önemsiz etki olarak kabul edilir (Körbahti ve ark., 2008).

Dolayısıyla reaksiyon süresinin önemsiz bir etkiye sahip olduğu kabul edilerek bundan sonraki optimizasyon süreçlerinde 48 dakika değerinde sabit tutulmuştur. H_2O_2 dozajı 0.0523'lük p değeri ile her ne kadar önemli bir şekilde yanıtı etkilesede fenton proseslerde KOİ okumalarında girişimlere neden olması sebebi ile (Talinli ve Anderson, 1992) 800 mg/L değerinde sabit tutulmuştur. Karıştırma oranı 0.2952'lik p değeri ile her ne kadar KOİ giderimi üzerinde önemli bir etkiye sahip olmasada (fenton reaksiyonlarda önemli bir etkiye sahip olması ve kullanılan demir kaynağının kirleticiyle temasını artırması sebebi ile) bu etkinin central composite modeldeki karşılığını anlamak için bu parametre bir sonraki aşama olan Steepest ascent denemelerine dahil edilmiştir. Atıksuyun başlangıç pH parametresine ait p değeri 0.0821 olarak tespit edilmiştir. Fenton proseslerde pH en önemli etkenlerden biridir. PBD sonuçlarından da doğrulandığı üzere pH parametresi bu çalışmada önemli bir

etkiye sahiptir ve sonraki optimizasyon prosedüründe etkili parametreler arasında değerlendirilmiştir. Sonuçlar litertürle uyum içerisinde (Mohajeri ve ark., 2010). Demir konsantrasyonu parametresinin p değeri 0.0727 olarak tespit edilmiş ve bu değer 0.1'den düşük olduğu için önemli bir etkiye sahip olduğu söylenebilir. Demir konsantrasyonu da pH parametresi gibi fenton proseslerde etkili rol oynayan parametrelerden bir diğeridir (Wu ve ark., 2010). Dolayısıyla optimum noktaya yaklaşılmaya çalışılan bir diğer optimizasyon prosedürü olan Steepest ascent denemelerinde demir konsantrasyonu etkili parametreler arasına dahil edilmiştir.

4.2.3. Steepest Ascent sonuçları

Bu çalışmada orta nokta baz alınarak steepest deney dizaynı gerçekleştirilmiştir. Gerçek adım boyutu, proses bilgilerine veya diğer pratik bilgilere bağlı olarak deneyci tarafından belirlenir. Deneyler yanıtta hiçbir artış gözlenmeyinceye kadar steepest ascent yolu boyunca gerçekleştirilir. Sonuç olarak deneyci optimuma yakın bir noktaya ulaşır (Şahan ve Öztürk, 2014). Bu bilgiler doğrultusunda PBD ile elde edilen birinci derece eşitlikten faydalanılarak en dik artış deneyleri yapılmıştır. Belirlenen steepest ascent deney programı Çizelge 4.7'de verilmiştir.

Çizelge 4.7. Steepest Ascent deney programı.

Start	Fe ₃ O ₄ Konsant. (mg/L)	pH	Karıştırma hızı (rpm)	KOİ Giderimi (%)
0	600	5.5	225	53
1	520	5.01	235	55
2	440	4.52	240	58
3	360	4.03	245	60
4	280	3.55	250	65
5	200	3.06	255	69
6	120	2.57	260	57

Çizelge 4.7'deki verilerden görüleceği üzere 5 numaralı deneyden elde edilen KOİ giderim verimi %69 ile maksimum değerdedir. 6 numaralı deneyden elde edilen sonuca göre KOİ giderim veriminin düşme eğiliminde olduğu görülmektedir. Dolayısıyla 5 numaralı deney ile en dik artış görülmüş ve sonraki optimizasyon

prosedürü olan CCD aşamasında Fe_3O_4 konsantrasyonu, pH ve karıştırma oranı parametreleri sırasıyla 120-280 mg/L, 2.57-3.55 ve 250-260 rpm olacak şekilde çalışılmıştır. Bu değerler maksimum yanıtın görüldüğü denemenin üst ve alt limitleri olan değer aralıklarıdır, bu sayede giderim veriminin maksimum olduğu noktaya en yakın aralıklar ile optimizasyon prosedürünün gerçekleştirilmesi amaçlanmıştır.

4.2.4. CCD deney sonuçları

pH, Fe_3O_4 konsantrasyonu (mg/L) ve karıştırma oranı (rpm) gibi parametrelerin KOİ giderimi üzerindeki etkilerini tespit etmek için tasarlanan deneyler, steepest ascent analizi ile belirlenen ve maksimum KOİ giderimine yaklaşılacak parametre aralıklarında gerçekleştirilmiş ve sonuçlar hesaplanmıştır (Çizelge 4.8). Giriş verilerine dayanarak, KOİ giderimi için programdan elde edilen kodlanmış ve gerçek model denklemleri Eş.4.2 ve Eş.4.3'te verilmiştir. Optimizasyon sonrasında optimum yanıtı tahmin etmek için kullanılan bu model denklemlerinin geçerliliği deneysel olarak test edilmiş ve Bölüm 4.4'te sunulmuştur.

$$\text{KOİ Giderimi (\% (kodlanmış))} = 69.69 + 4.12 [A] + 5.78 [B] + 0.7123 [C] - 0.1250 [AB] - 0.6250 [AC] - 1.13 [BC] - 0.8872 [A^2] - 5.48 [B^2] - 0.7104 [C^2] \quad (4.2)$$

$$\text{KOİ Giderim (\% (gerçek))} = - 2520.16 + 0.515109 [\text{Fe}_3\text{O}_4 \text{ Conc.}] + 269.296[\text{pH}] + 16.3525 [\text{Karıştırma hızı}] - 0.00318878 [\text{Fe}_3\text{O}_4 \text{ Konsant.}][\text{pH}] - 0.0015625 [\text{Fe}_3\text{O}_4 \text{ Conc.}] [\text{Karıştırma hızı}] - 0.459184 [\text{pH}][\text{karıştırma hızı}] - 0.000138624 [\text{Fe Konsant.}^2] - 22.8379[\text{pH}^2] - 0.0284166 [\text{Karıştırma hızı}^2] \quad (4.3)$$

Çizelge 4.8. Deneylerin tasarımı ve sonuçları.

Start	A (Fe ₃ O ₄ Konsant., mg/L)	B (pH)	C (Karıştırma hızı, rpm)	KOİ Giderimi (%)
1	65.46	3.06	255.00	60
2	200.00	3.88	255.00	64
3	280.00	2.57	250.00	60
4	200.00	3.06	255.00	69
5	200.00	3.06	263.41	70
6	200.00	3.06	255.00	71
7	200.00	3.06	255.00	72
8	280.00	3.55	250.00	73
9	120.00	3.55	250.00	65
10	280.00	3.55	260.00	71
11	120.00	3.55	260.00	64
12	280.00	2.57	260.00	61
13	200.00	3.06	255.00	70
14	200.00	3.06	255.00	68
15	334.54	3.06	255.00	75
16	200.00	3.06	255.00	68
17	120.00	2.57	260.00	55
18	200.00	3.06	246.59	66
19	200.00	2.24	255.00	45
20	120.00	2.57	250.00	50

Çizelge 4.8'de açıkça görüldüğü gibi yanıt için maksimum giderim verimi 15 numaralı çalışmada gözlenmiştir. 15 numaralı deneyde Fe₃O₄ konsantrasyonu 334.54 mg/L, pH:3.06 ve çalkalama hızı:255 rpm'dir. Önceki araştırmacılar başlangıç pH'sının KOİ giderimini önemli ölçüde etkilediğini rapor etmişlerdir (Zhang ve ark., 2005; Mohajeri ve ark., 2010). Sızıntı sularının fenton prosesi ile arıtımında pH 2.0-4.5 arasında maksimum KOİ giderim veriminin elde edildiği bazı çalışmalarda da belirtilmiştir. (Deng ve Englehardt, 2006; Lopez ve ark., 2004). Fe iyonları, H₂O₂'yi OH'e indirgeyen ve organik maddeyi oksitleyen bir katalizör olduğu için fenton proseslerinde oldukça önemli bir yere sahiptir (Yılmaz ve ark., 2010). Sızıntı suyunun KOİ giderimi, Fe dozajındaki artışla belirli bir aşamaya kadar artmıştır ancak Fe iyonlarının optimum seviyenin üzerinde olması durumunda OH süpürme etkisinden dolayı KOİ giderim verimi azalabilir (Wu ve ark., 2010).

Çizelge 4.8'den elde edilen verilerin, model özet istatistikleri (Çizelge 4.9) ve Fit summary (Çizelge 4.10) yardımıyla çoklu regresyon analizi yapılmıştır. Çizelge 4.9 ve Çizelge 4.10'daki R^2 ve p değerleri gibi değerlendirme parametrelerine dayalı olarak, program kübik model olarak adlandırılan ikinci dereceden modeli önermiştir. Çizelge 4.9'dan p değerinin sadece ikinci dereceden model için 0.0001'den daha az olduğu görülmektedir. Bununla birlikte Çizelge 4.10 incelendiğinde, tahmin edilen R^2 'nin ayarlanmış R^2 ile maksimum yakınlıkta olduğu model, ikinci dereceden modeldir. Bu nedenle bu çalışmada uygulanan model 2. dereceden model olarak seçilmiştir.

Çizelge 4.9. Uygun özet.

Kaynak	Ardışık p-değeri	Uyum eksikliği p-değeri	Ayarlanmış R^2	Tahmini R^2	
Doğrusal	0.0018	0.0036	0.5223	0.3599	
2FI	0.9420	0.0020	0.4289	0.1133	
İkinci dereceden	< 0.0001	0.8149	0.9689	0.9449	öneri
Kübik	0.7497	0.5574	0.9608	0.7839	farklı

Çizelge 4.10. Modelin Özet İstatistikleri.

Kaynak	Std. Dev.	R^2	Ayarlanmış R^2	Tahmini R^2	Baskı	
Doğrusal	5.41	0.5977	0.5223	0.3599	744.11	
2FI	5.91	0.6092	0.4289	0.1133	1030.85	
İkinci dereceden	1.38	0.9836	0.9689	0.9449	64.02	öneri
Kübik	1.55	0.9876	0.9608	0.7839	251.26	farklı

İstatistikte kullanılan varyans analizi kavramı birçok istatistiksel yöntemi içinde barındıran yöntemler topluluğunun genel adıdır. Bu analiz öncelikli olarak gruplardan en az birinin diğerlerinden farklı olup olmadığını test eder (Lak ve ark., 2012). ANOVA tek başına üç veya daha fazla grubun aritmetik ortalamalarını kümülatif olarak karşılaştırır. Bu karşılaştırmalardan en az birisi anlamlı olduğunda ANOVA sonucu da anlamlı bulunur (Li ve ark., 2010). Bu çalışmada sistemi etkilediği düşünülen 3 bağımsız parametrenin sistem üzerindeki etki seviyelerinin belirlenmesinde ANOVA testi uygulanmıştır. Sonuçlar Çizelge 4.11'de gösterilmiştir.

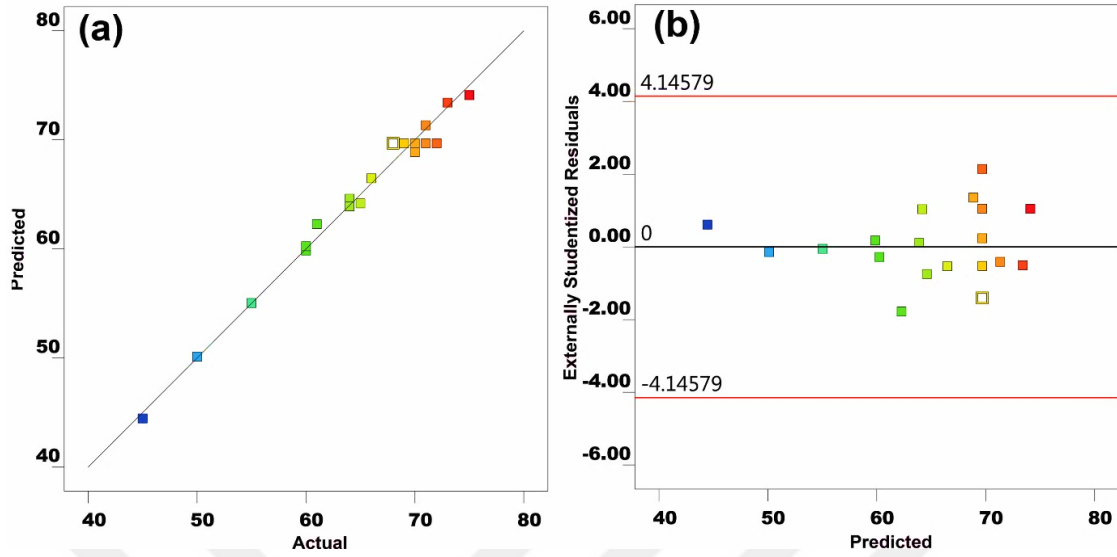
Çizelge 4.11. ANOVA için ikinci dereceden model.

Karelerin toplamı değer Ortalama kare F-değeri p-değeri						
Model	1143.54	9	127.06	66.84	< 0.0001	önemli
A- Fe ₃ O ₄ konsantrasyon	231.49	1	231.49	121.78	< 0.0001	
B-pH	456.46	1	456.46	240.12	< 0.0001	
C-karıştırma hızı	6.93	1	6.93	3.64	0.0853	
AB	0.1250	1	0.1250	0.0658	0.8028	
AC	3.13	1	3.13	1.64	0.2287	
BC	10.13	1	10.13	5.33	0.0437	
A ²	11.34	1	11.34	5.97	0.0347	
B ²	433.31	1	433.31	227.94	< 0.0001	
C ²	7.27	1	7.27	3.83	0.0790	
Artık	19.01	10	1.90			
Uyum eksikliği	5.68	5	1.14	0.4257	0.8149	Önemli değil
Saf Hata	13.33	5	2.67			
Toplam	1162.55	19				
Std. Dev.	1.38					
Ortalama	64.85					
C.V (%)	2.13					
Hassasiyet	30.4094					
Ayarlanmış R²	0.9689					
Tahmini R²	0.9449					
R²	0.9836					

Çizelge 4.11’de gözlenen 66.84 Model F değeri, modelin önemli olduğunu gösterir. Gürültü nedeniyle bu kadar büyük bir F değerinin oluşma ihtimali yalnızca %001’dir. 0.05’den küçük olan P değerleri, model terimlerinin anlamlı olduğunu gösterir. Bu durumda A, B, BC, A², B² önemli model terimleridir. 0.1000’den büyük değerler model terimlerinin önemli olmadığını gösterir. Bu durumda AB, AC ve C² parametre etkileri önemli olmayan etkiler olarak dikkate alınabilir. Bu çalışmada çok sayıda önemsiz model terimi olmadığı için model azaltma uygulanmamıştır. 0.43’lük Uyum Eksikliği F değeri, Uyum Eksikliğinin saf hataya göre önemli olmadığını gösterir (Kalantary ve ark., 2018). İstatistiki analizlerde önemsiz uyum eksikliği iyi olarak yorumlanır (Öztürk ve Yılmaz, 2020) ve bu da quadratik modelin KOİ gideriminin sayısal ifadesini tahmin etmeye uygun olduğunu gösterir. Gürültü nedeniyle bu kadar büyük bir Uygunluk Eksikliği F değerinin oluşma ihtimali %81.49’dur. Adeq. Precision

sinyal/gürültü oranını ölçer (Öztürk ve ark., 2020). 4'ten büyük bir oran makul kabul edilir (Jeirani ve ark., 2013). Çizelge 4.11'de elde edilen verilere göre 30.409 oranı yeterli bir sinyali işaret etmektedir. Bu da bu modelin, tasarım alanında gezinmek için kullanılabilir olduğu anlamına gelir. Model tarafından tahmin edilen 0.9449'luk R^2 ile 0.9689'luk düzeltilmiş R^2 değerleri arasındaki farkın 0.03'den az olduğu ve makul bir uyum içinde olduğu Çizelge 4.11'de görülmektedir. Bu da kurulan quadratik modelin yanıtları tahmin etmede ne kadar başarılı olduğunu ortaya koymaktadır. Genel olarak model regresyon katsayısının 0.85 ve üzeri olduğu sistemler uygun kabul edilir (Öztürk ve Şahan, 2015). Bu çalışmada elde edilen 0.9836 değerindeki regresyon katsayısı modelin sadece %1.64 sapma ile uygun olduğunu göstermektedir.

Deneysel verilerin sisteme tanıtılmasıyla gerçek değerlere karşılık uygulanan model tarafından yanıtlar tahmin edilir. Tahmin edilen değer, regresyon analizine dayalı olarak tahmin edilen değişkenin değeridir. Model tarafından tahmin edilen değerlerin gerçek değerlere yakınlığı o modelin geçerliliği ve yeterliliği için önemlidir. Bu çalışmada quadratik model için tahmin edilen değerlere karşılık gerçek değerler grafiği Şekil 4.7(a)'da gösterilmiştir. Bir çalışmanın istatistiksel olarak kalıntı analizi yapılırken, “kalıntılara karşı uygun grafik” en sık oluşturulan grafiklerdir. Bu, y eksenindeki kalıntıların ve x eksenindeki uydurulan değerlerin (tahmini yanıtlar) dağılım grafiğidir. Bu grafik ile hata varyansları ve aykırı değerleri tespit etmek mümkündür (Şekil 4.7(b)). İdeal bir kalıntı grafiğinde artık değerler yatay eksen çevresinde (+3 ve -3 y eksen hattında) eşit ve rastgele aralıklarla yerleşmiş olmalıdır (Öztürk ve ark., 2020).

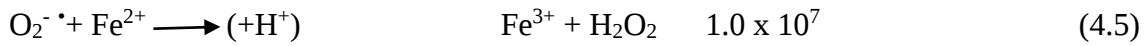
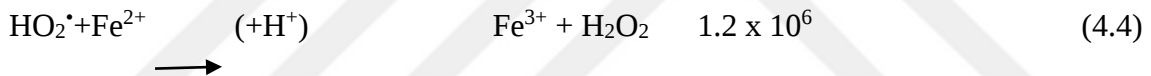


Şekil 4.7. Tahmini ve Gerçek bulgular. **(a)** Gerçek ve öngörülen değerler **(b)** KOİ giderimi (%).

Şekil 4.7(a) incelendiğinde tahmin edilen deneysel bulgular ile gerçek deneysel verilerin birbirine ne kadar yakın olduğu açıktır. Her iki ekseni simetrik bölen çizgiye bu değerler ne kadar yakın ise model deneysel verileri tahmin etmeye o kadar yakın demektir. Bu verilere göre modelin deneysel verileri tahmin etmede başarılı olduğu sonucuna varılabilir. Şekil 4.7(b)'de tasarlanan programa ait 20 deneyin tahmin edilen değerlere karşı kalıntı grafiği görülmektedir. Değerlerin birbirine simetrik, eşit ve rastgele aralıklarla dağıldığı görülmektedir. Aynı zamanda tahmin edilen değerlerin +3 ve -3 (kalıntı) hattı arasında olması grafik için tanımlanan “ideal” sınıfına girebileceği anlamına gelmektedir. Şekil 4.7'den elde edilen verilere göre kısaca söylenebilirki; önerilen model tatmin edicidir ve herhangi bir uyumsuzluktan şüphe etmek için bir neden yoktur (Öztürk ve ark., 2017). Benzer bulgular ve yorumlar literatürde mevcuttur (Öztürk ve ark., 2020; Öztürk ve Yılmaz, 2020)

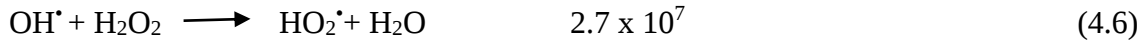
Bir sistemi etkileyen parametrelerin ikinci dereceden etkilerinin basit doğrusal regresyonunun bir varyasyonu olan Yanıt Yüzey Modelleri, değişkenlerin olası en iyi kombinasyonlarını belirlemek için kullanılan optimizasyon tekniğidir. Yukarıda ifade edilen değişkenlerin interaksiyon etkilerinin yanıt üzerindeki karşılıkları, sistem tarafından sunulan 3 boyutlu grafiklerle incelenebilir. Bu çalışmada KOİ giderimi

üzerinde etkili olduğu düşünülen Fe_3O_4 konsantrasyonu, pH ve karıştırma oranı parametrelerinin ortak etkisi Şekil 4.8’de gösterilmiştir. Şekil 4.8(a), pH ve Fe_3O_4 konsantrasyonunun, Şekil 4.8(b), karıştırma oranı ve Fe_3O_4 konsantrasyonunun KOİ giderimine olan etkisini göstermektedir. Şekil 4.8’deki yanıt grafikleri (a), (b) pH, Fe_3O_4 konsantrasyonu ve çalkama süresinin KOİ giderimi üzerindeki etkilerini göstermektedir. Birçok araştırmacı, heterojen fenton reaksiyonlarının pH’dan da etkilenebileceğini bildirmiştir. (He ve ark., 2002) Yapılan varyans analizi ile sızıntı suyundan KOİ giderimi için pH’ın önemli bir faktör olduğunu gösteren veriler elde edilmiştir. pH’ın 2.57’den 3.55’e çıkmasıyla KOİ giderme etkinliği artmaktadır. Yaklaşık %75 KOİ giderim verimi için optimum pH 3.35 olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.8(a)). Bu eğilim başka birçok araştırmacı tarafından da rapor edilmiştir (Lopez ve ark., 2004; Mohajeri ve ark., 2010). Eş.4.4 ve Eş.4.5, Fe^{2+} ’yı oksitlemek ve H_2O_2 ’yi yeniden oluşturmak için H^+ iyonlarının fazla olduğu ortamda $\text{HO}_2^\bullet$ ve $\text{O}_2^\bullet$ radikalleri ile reaksiyona girdiğini göstermektedir (Jayson ve ark., 1969; Rush ve ark., 1985)



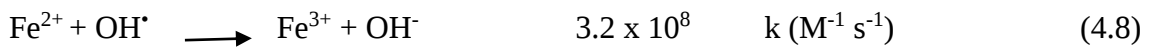
Fe_3O_4 yüzeyinde radikal $^\bullet\text{OH}$ üretimi pH 6-10 arasında sınırlanmaktadır ve bu yüksek pH değerlerinde Fe (III) komplekslerinin oluşumu nedeniyle KOİ giderim verimi azalmaktadır (Gregory ve ark., 2001). (Şekil 4.8(a))’da görüldüğü gibi Fe_3O_4 konsantrasyonu 120-280 mg/L arasında değişmektedir. Fe^{2+} iyonları, H_2O_2 ’yi OH^- ’e indirgeyen ve organik maddeleri oksitleyen bir katalizör görevi görür. H_2O_2 ’nin ayrışmasının esas olarak Fe_3O_4 nanopartiküllerinden kaynaklandığı sonucuna varılabilir (Hu ve ark., 2011). Fe^{2+} konsantrasyonu optimum seviyenin üzerine yükseltirirse OH^- süpürme etkisi (Eş.4.6 ve Eş.4.7) meydana gelir ve bu KOİ giderimini azaltabilir. (Wu ve ark., 2010). Bu durum diğer araştırmacılar tarafından doğrulanmıştır (Yılmaz ve ark., 2010; Sun ve ark., 2009). Aşırı demir dozu aynı zamanda atıksuyun toplam çözünmüş katılarını (TÇK) artırır ve bu nedenle daha fazla arıtma gerektirebilir (Koymatcik ve ark., 2018). Magnetit oktahedral yapıda olan Fe_3O_4 bileşiğinin hem Fe^{2+} hem de Fe^{3+} ’ü

bulundurması onu heterojen fenton prosesinde etkili bir katalizör yapar (Khataee ve ark., 2015). Diğer demir oksitlerle karşılaştırıldığında, manyetit (Fe_3O_4) en etkili katalizördür, çünkü muhtemelen $^{\circ}\text{OH}$ radikalının üretim oranını arttırmak için yapısında Fe (II) bulunan tek katalizördür (Kwan ve ark., 2002).

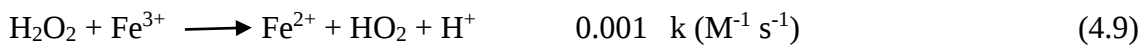


$\text{HO}_2^{\bullet}$ ve $\text{O}_2^{\bullet}$ 'nin oksidasyon potansiyelleri, $\text{OH}^{\bullet}$ 'ninkinden çok daha düşüktür. Yani $\text{HO}_2^{\bullet}$ ve $\text{O}_2^{\bullet}$ organik bileşiğin oksidasyonuna daha az katkıda bulunur (Ramirez ve ark., 2007).

Şekil 4.8(b)'de görüldüğü gibi maksimum KOİ giderim verimini elde etmek için optimum Fe_3O_4 konsantrasyonu 200 mg/L ve çalkalama hızı 255 rpm olarak belirlenmiştir. Şekil 4.8(b)'de gösterildiği gibi, Fe_3O_4 dozu arttığında KOİ giderimi iyileşmiştir. Bu gözlem, katalizör dozajının artırılmasıyla, katalizör yüzeyleri üzerinde daha yüksek sayıda aktif bölgenin mevcut olması ve bu durumun da H_2O_2 'nin $\text{OH}^{\bullet}$ 'a ayrışmasını arttırması gerçeğinden kaynaklanır. (Jiang ve ark., 2016). Bununla birlikte, belirli optimum noktanın ötesindeki Fe^{2+} dozajının KOİ gideriminde azalmaya yol açması beklenir (Mohajeri ve ark., 2010). Hidroksil radikalleri için Fe^{2+} ve organik bileşikler arasında bir rekabet vardır, bu da düşük KOİ giderme verimliliğine neden olur (Zhang ve ark., 2005). (Eş.4.8).

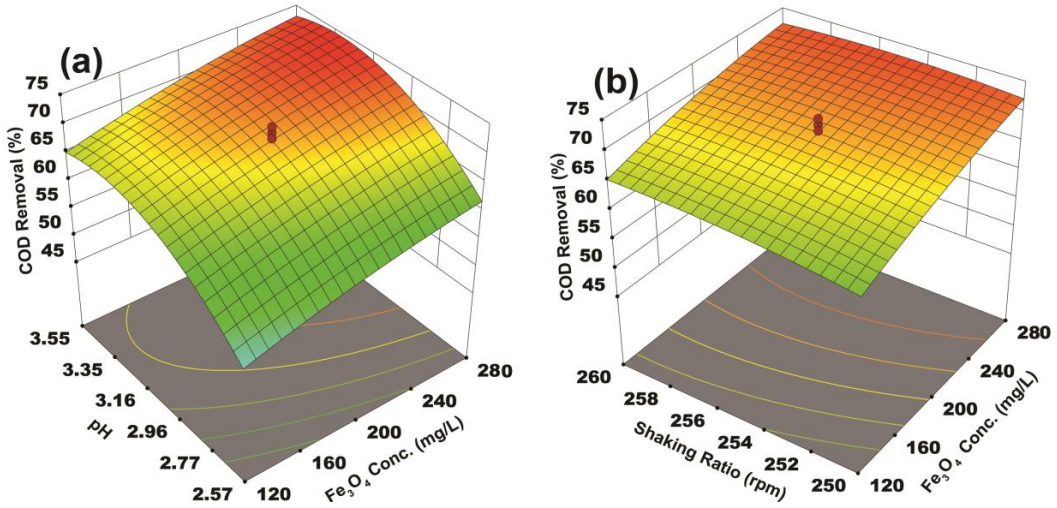


Ayrıca oluşan Fe^{3+} , çözeltide Fe^{2+} ve hidroperoksil radikalleri ($\text{HO}_2^{\bullet}$) oluşturmak için H_2O_2 (Eş.4.9) ile reaksiyona girebilir (Meriç ve ark., 2004)



Bu durum Fenton reaksiyonlarında oluşan hidroksil radikallerinin süpürücü etkisinden ve dolayısıyla kirletici maddelerin bozulmasındaki azalmadan kaynaklanmaktadır (Yılmaz ve ark., 2010).

Çalkalama hızının KOİ giderimi üzerindeki etkisine bakıldığında varyans analizi, çalkalama hızının önemli bir faktör olduğunu göstermektedir. Mevcut çalışmada bu aralık 250-260 rpm olarak alınmıştır. (Şekil 4.8(b)). Çalkalama hızının artırılmasının KOİ giderimi üzerindeki etkisi, düşük Fe_3O_4 konsantrasyonu içeren şartlarda önemli ölçüde belirgindi ancak bu eğilim daha yüksek Fe_3O_4 konsantrasyonunda daha az belirgindi. Çalkalama süresinin artırılması flok destabilizasyonuna neden olabileceğinden dolayı yüksek tutulmamıştır (Meriç ve ark., 2004). Yaklaşık 200 mg/L'yi aşan sabit bir Fe_3O_4 dozajı için çalkalama hızının artmasıyla birlikte KOİ gideriminde hafif bir düşüş görülürken, Fe_3O_4 konsantrasyonu 200 mg/L'nin altında olduğunda ters bir eğilim gözlenmiştir (Şekil 4.8(b)). Bu durumun nedeni muhtemelen demir tarafından koagüle edilemeyen bazı organik maddelerin Fe konsantrasyonunun hafif artması ile agregalardan yeniden çözünmesidir. Literatürde bulunan diğer bir çalışmada da bu durum rapor edilmiştir (Li ve ark., 2010).



Şekil 4.8. pH etkisi ve Fe_3O_4 Konsantrasyonu. a) karıştırma hızı ve Fe_3O_4 konsant. (b) KOİ giderimi (H_2O_2 : 800 mg/L, reaksiyon süresi: 48 dk).

4.2.5. Parametrelerin optimizasyonu

RSM optimizasyon konusunda deneyciye birçok alternatif sunar. Grafiksel optimizasyon, numerik optimizasyon ve Matriks yöntemi ile optimizasyon bunlardan bazılarıdır. Bu çalışmada KOİ giderimini maksimize etmek ve deney değişkenlerini optimize etmek amacıyla numerik optimizasyon yöntemi kullanılmıştır. Numerik optimizasyonda arzu edilebilirlik esasına dayanarak sistem deneyciye birden fazla optimum çözüm sunar, deneyci en iyi arzu edilebilirlik seviyesine göre (en iyi:1.00) uygun çözümü seçer ve o çözüme ait şartlar optimum şartlar olarak kabul edilir (Öztürk ve Yılmaz, 2020). Arzu edilirlık yaklaşımı, yanıt şartlarına “puan” atayan ve bu puanı en üst düzeye çıkaran faktör ayarlarını seçen bir yöntemdir (Islam ve ark., 2009). Arzu edilirlık fonksiyonu yaklaşımı, çoklu yanıt süreçlerinin optimizasyonu için endüstriyel uygulamalarda sıklıkla kullanılan yöntemlerden biridir. Bu çalışmada KOİ gideriminin maksimize edildiği 35 çözüm, sistem tarafından sunulmuştur. Bu çözümler arasından seçim yaparken ilk olarak ‘arzu edilebilirlik seviyesinin’ en yüksek olduğu çözümler ele alınmış, diğer düşük seviyede arzu edilebilirlik değeri gösteren çözümler gözardı edilmiştir. Ardından KOİ giderimini aynı oranda maksimize eden seçenekler arasından olası bir endüstriyel uygulama için sistem maliyetini azaltmak amacıyla Fe konsantrasyonunun ve karıştırma oranının minimum olduğu çözümlere odaklanılmıştır.

Tüm bu kriterler göz önüne alınarak %74.47’lik KOİ giderimi için optimum pH:3.34, Fe₃O₄ konsantrasyonu: 279.99 mg/L ve karıştırma oranı: 252.91 rpm olarak belirlenmiştir. Bu şartlarda arzu edilebilirlik 0.982’dir. Arzu edilebilirlik değerinin 1’e yakın olması sebebi ile uygulanabilir olduğu söylenebilir. Her ne kadar çoklu regresyon analizi ile oluşturulan modelin geçerliliği ve doğruluğu analiz edilse de bu bulguların deneysel olarak onaylanmaya ihtiyacı vardır. Bu sebeple yukarıda belirlenen optimum şartlarda bir deney yapılmıştır. Deney sonuçlarına göre pH:3.34, Fe₃O₄ konsantrasyonu: 279.99 mg/L ve karıştırma oranı: 252.91 rpm şartlarında KOİ giderim verimi deneysel olarak %73 olarak bulunmuştur. Deneysel veriler ile numerik optimizasyonla tahmin edilen verimler karşılaştırıldığında her iki durumda da KOİ giderim verimi birbirine yakındır ve kullanılan regresyon modelinin geçerliliği deneysel olarak da doğrulanmıştır.

5. SONUÇ

Düzenli depolama sahasında en önemli çevresel durum, zemin sızdırmazlığının sağlanması ve oluşan sızıntı sularının saha içinde toplanarak, güvenli bir şekilde arıtılmasıdır. Sızıntı suları genel olarak depolanan atığın özelliğinden, depolama tesisinin işletimine kadar tesislere göre farklılık gösterebilecek, çeşitli faktörlerden, yoğun şekilde etkilenmektedir. Bunun sonucunda da sızıntı suyu karakteri, her depo sahası için değişiklik göstermektedir. Ancak sızıntı suyunun yapısı, aynı tesis için de atık stabilizasyonuna bağlı olarak zamanla değişmektedir. Bu nedenle sızıntı suyunun yapısının belirlenmesi ve zamanla meydana gelebilecek değişikliklerin önceden tahmin edilmesi, saha sızıntı suyu ürettiği sürece seçilecek arıtma yönteminin verimli bir şekilde kullanılması açısından çok önemlidir (Öztürk, 2006).

Tez çalışmasında kullanılan tüm numuneler Van İli çöp depolama alanı sızıntı suyu toplama havuzundan alınmıştır. Bölüm 3'te bulunan Deneysel Düzenek Planına göre yapılan analizlere ve Bölüm 4'de tespit edilen sonuçlara göre çalışmanın çıktıları genel anlamda aşağıda yer almaktadır.

- Metan fermentasyon aşamasında sızıntı suyunun KOİ değeri 500 – 4.500 mg/L değeri arasında, ortalama ise 3000 mg/L'dir. KOİ değerleri açısından değerlendirildiğinde ham atık suyun, metan fermentasyon fazında olan çöp alanında olduğu değerlendirilebilir.
- Deneylerde 15 dk, 30 dk, 45 dk, 60 dk ve 90 dk, reaksiyon süreleri ile çalışma neticesinde KOİ giderim verimleri (%) sırasıyla 60, 66, 70, 73, 73 ve TOK giderim verimleri (%) sırasıyla 41, 46, 57, 62, 60 olarak tespit edilmiştir. Giderim verimleri açısından değerlendirildiğinde; optimum reaksiyon süresinin 60 dk olduğu ve reaksiyon süresinin arttırılmasının giderim verimi açısından avantaj sağlamadığı tespit edilmiştir. Enerji giderleri noktasında optimum sürelerde çalışılması ekonomik avantaj sağlayacaktır.

- Deneylerde 2, 3, 5, 7 ve 9 pH değerleri ile çalışılması neticesinde KOİ giderim verimleri (%) sırasıyla 67, 72, 70, 61, 35 ve TOK giderim verimleri (%) sırasıyla 52, 63, 60, 43, 30 olarak tespit edilmiştir. Giderim verimleri açısından değerlendirildiğinde optimum pH değerinin 3 olduğu, pH değeri arttıkça giderim veriminin azaldığı tespit edilmiştir. Bu durum, optimum pH değerinin dışındaki çalışmalarda ortamda daha az $^{\circ}\text{OH}$ radikali oluşmasına bağlı olarak oksidasyonun azalması ile açıklanabilir. Optimum pH değer aralığının üzerinde H_2O_2 'nin ayrışmasının, demir hidroksit kompleksleri ve OH^- iyonunun oluşması ile oksidasyon yeteneğinin düşmekte olduğu belirtilmektedir (Singh ve Tang, 2013).
- Deneylerde 250 mg/L, 500 mg/L, 800 mg/L, 1000 mg/L ve 1500 mg/L'lik Fe^{+2} konsantrasyonları ile çalışılması neticesinde KOİ giderim verimleri (%) sırasıyla 59, 66, 71, 72, 72 ve TOK giderim verimleri (%) sırasıyla 45, 52, 63, 59, 58 olarak tespit edilmiştir. Giderim verimleri açısından değerlendirildiğinde optimum Fe^{+2} konsantrasyon değerinin 800 mg/L olduğu, artan Fe^{+2} konsantrasyon değerlerinde giderim verimlerinin düştüğü tespit edilmiştir.

$\text{Fe}^{+2} + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{OH}^- + \text{OH}^- + \text{Fe}^{+3}$ reaksiyon denkleminde görüldüğü üzere Fe^{+2} ortamda bulunan H_2O_2 ile reaksiyona girerek $^{\circ}\text{OH}$ radikallerini oluşturmakta ve hızlıca Fe^{+3} iyonuna dönüşmektedir. Fe^{+3} iyonunun H_2O_2 ile vereceği reaksiyon nispeten daha yavaş olmaktadır. Optimum konsantrasyondan sonra ortama verilecek Fe^{+2} iyonları giderim verimi üzerinde olumsuz etki göstermeye başlamaktadır. Bu durumu Neyens ve ark., yaptıkları çalışmada şu şekilde açıklamaktadır: ileri oksidasyon yöntemi olan Fenton prosesinde Fe^{+2} iyonu, ortamda hızlı bir şekilde Fe^{+3} iyonuna dönüşür. Bu reaksiyon hızlı ve giderimin en fazla gerçekleştiği aşamadır. Bu aşamada ortamda bulunan H_2O_2 hızlıca tüketilir ve daha sonraki reaksiyon kademesinde Fe^{+3} iyonları ile H_2O_2 'nin ayrışması yavaşlar (Neyens ve ark., 2003)

Reaksiyonda $^{\circ}\text{OH}$ radikallerinin oluşması için ortamda yeterli konsantrasyonda Fe^{+2} 'nin bulunması ve işletme maliyetleri gözönünde bulundurulduğunda optimum değerlerde çalışılması tavsiye edilmektedir.

- Deneylerde 500 mg/L, 750 mg/L, 1000 mg/L, 1500 mg/L ve 2000 mg/L'lik H_2O_2 konsantrasyonları ile çalışılması neticesinde KOİ giderim verimleri (%) sırasıyla 56, 65, 72, 68, 63 ve TOK giderim verimleri (%) sırasıyla 40, 47, 64, 55, 56 olarak tespit edilmiştir. Giderim verimleri açısından değerlendirildiğinde optimum H_2O_2 konsantrasyon değerinin 1000 mg/L olduğu ve artan H_2O_2 konsantrasyon değerlerinde giderim verimlerinin düştüğü tespit edilmiştir.

Bu durum ortamda optimum değerin üzerinde bulunan H_2O_2 'nin $^{\circ}OH$ radikalleri ile reaksiyona girmeye devam etmesi, $H_2O_2 + OH^- \rightarrow H_2O + HO_2$ reaksiyonu gereğince ortamda su ve HO_2 gibi giderim verimine etkisi olmayan radikalleri oluşturması sebebiyledir. Böylece ortama verilecek fazladan H_2O_2 giderim veriminin düşmesine neden olacaktır. Bu durum yapılan çalışmalarda şu şekilde açıklanmaktadır: Hidrojen peroksit miktarı arttıkça, ekstra üretilen $^{\circ}OH$ radikallerine bağlı olarak verimin de arttığı belirtilmektedir (Tamimi ve ark., 2008). Fakat optimum miktardan daha fazla H_2O_2 'nin, $^{\circ}OH$ radikalleri ile reaksiyona girerek çok daha düşük oksidasyon potansiyeline sahip olan HO_2 radikallerinin oluşmasına sebep olduğu, OH^- radikallerinin, H_2O_2 tarafından tüketildiği ve bu durumda giderim veriminin azaldığı belirtilmektedir (Neyens ve ark., 2003).

Heterojen Fenton Prosesi ile yapılan çalışmada ise;

Yanıt yüzey metodolojisi (RSM) ile birleştirilmiş iki seviyeli faktöriyel tasarım kullanılarak sızıntı sularından KOİ giderimi için heterojen fenton işleminin etkinliği incelenmiştir. İşlem değişkenlerinin seçilen aralıkları üzerindeki tepkiyi simüle etmek için ikinci dereceden bir model elde edilmiştir. Bu çalışmada elde edilen 0.9836 değerindeki regresyon katsayısı modelin sadece %1.64 sapma ile uygun olduğunu göstermektedir. Model istatistikleri, karşılık gelen olasılık <0.0001 için 66.84 F değerine sahip anlamlı bir modelin elde edildiğini ortaya koymuştur. Model tarafından tahmin edilen 0.9449'luk R^2 ile 0.9689'luk düzeltilmiş R^2 değerlerinin arasındaki farkın 0.03'den az olduğu tespit edilmiş ve bu nedenle makul bir uyum elde edilmiştir. Gerçek ve tahmin edilen grafiklerin izin verilen hata dahilinde deneysel verilerle uyumlu olduğu bulunmuştur. 3.34 pH, 800 mg/L H_2O_2 dozajı, 334.54 mg/L Fe_3O_4 dozajı ve 48 dakikalık reaksiyon süresinde optimum %75 KOİ giderimi elde edilmiştir. Reaksiyon sürelerinin optimum aralığın ötesine uzatılmasının KOİ giderimi üzerinde çok az etkisi

olduğu veya hiç olmadığı belirlenmiştir. Heterojen fenton prosesinde kullanılan Fe_3O_4 nanopartiküllerinin %77.02 Fe içerdiği ve bu değerin oksidasyon reaksiyonlarının gerçekleşmesi ile %48.56'ya azaldığı SEM ve EDX analizleri ile doğrulanmıştır. İşlem öncesi ve sonrası karakterizasyonu yapılan nanopartiküllerin küre şeklinde olduğu, reaksiyon sırasında oksidasyon sebebiyle yüzeyde korozyonun meydana geldiği görülmüştür. Sonuçlar, depolama sahası sızıntı suyu arıtımı için heterojen fenton işleminin etkili bir teknoloji olduğunu göstermektedir.

Ham sızıntı suyu giriş KOİ değeri 3300 mg/L ve Van Su Kanalizasyon İdaresi Genel Müdürlüğü Kanal Deşarj limit değeri KOİ 1000 mg/L'dir. Fenton Proses yöntemiyle giderim verimleri değerlerine göre ortalama KOİ giderim verimi %72'dir. Giderim verimi kanal bağlantısı için sınır değerleri sağlamaktadır.

Yüksek organik yüke ve kalıcı, biyolojik olarak parçalanamayan ve toksik özelliklere sahip atık sulardan, organik madde, koku ve renk giderimi için biyolojik arıtmadan önce veya sonra ileri oksidasyon proseslerine dayanan kimyasal prosesler kullanılmaktadır. Fenton prosesi, bir ileri oksidasyon prosesi olup diğer oksidasyon proseslerine göre basit, ekonomik ve kısa reaksiyon zamanı gerektirmesi gibi birçok avantaja sahiptir. Fenton prosesi, sahip olduğu bu avantajlardan dolayı birçok alanda uygulanmakta olup, gelecekte de daha farklı alanlarda kullanılacağı ve tercih edilen bir yöntem olacağı öngörülmektedir (Gürtekin ve Şekerdağ, 2008).

Çöp sızıntı sularının alıcı ortama deşarj edilmeden önce Fenton proses yönteminin ön arıtma olarak kullanılması değerlendirildiğinde bu tür tesislerde enerji, sarf malzeme giderleri dikkate alınarak deneysel açıdan bulunan optimum parametreler ile çalışılması gerekmektedir. Örneğin; optimum pH değerinin üstünde ve altında çalışma yürütülmesi, sarf malzeme giderleri nedeniyle işletmeye ek maliyet olarak geri dönecektir. Ayrıca uygulanan proses ile deşarj standartlarının sağlanması da Van İli Katı Atık Depolama sahasında oluşan sızıntı sularının yasal çerçevelerde yönetilmesi noktasında katkı sağlayacaktır.

KAYNAKLAR

- Armağan, B., 1996. *Gelişmekte Olan Kentlerde Katı Atık Sızıntı Suyu Yönetimi Şanlıurfa Örneği*. İ.T.Ü, İnşaat Fakültesi, İstanbul.
- Arıcı, Y., 2000. *Tekstil Endüstrisinde Reaktif Boyarmaddelerden Kaynaklanan Rengin Fenton Prosesi İle Giderilmesi*. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Alver, A., 2012. *Aksaray İli Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyu Karakterizasyonu ve Elektrokimyasal Arıtılabilirliği*. Aksaray Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi.
- Amiri, A., Sabour, M. R., 2014. Multi-response optimization of Fenton process for applicability assessment in landfill leachate treatment. *Waste management*, **34**(12) :2528-2536.
- Abedinzadeh, N., Shariat, M., Monavari, S.M., Pendashteh, A., 2018. Evaluation of color and COD removal by Fenton from biologically (SBR) pre-treated pulp and paper wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*, **116**, 82–91.
- Antony, J., Niveditha, S. V., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., Nidheesh, P. V., 2020. Stabilized landfill leachate treatment by zero valent aluminium-acid system combined with hydrogen peroxide and persulfate based advanced oxidation process. *Waste Management*, **106**, 1-11
- Benatti, C.T., Tavares, C.R.G., Guedes, T.A., 2006. Optimization of Fenton's oxidation of chemical laboratory wastewaters using the response surface methodology. *Journal of environmental management*, **80**(1): 66–74.
- Birgül, A., Solmaz, S. K. A., 2007. Tekstil Endüstrisi Atıksuları Üzerinde İleri Oksidasyon Kimyasal Arıtma Prosesleri Kullanılarak KOİ ve Renk Gideriminin Araştırılması. *Ekoloji*, **15**(62): 72-80.
- Biglarijoo, N., Mirbagheri, S. A., Ehteshami, M., Ghaznavi, S. M., 2016. Optimization of Fenton process using response surface methodology and analytic hierarchy process for landfill leachate treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, **104**,150-160.
- Chian, E. S. K., DeWalle, F. B. 1977. *Evaluation of Leachate Treatment. Vol. I. Characterization of Leachate. ReportNo. EPA-600/2-77-186a*, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.
- Cotman, M., Gotvajn, A. Z., 2010. Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, **178**(1-3): 298-305.
- Chen, F., Tang, D., Wang, Y., Li, T., Ma, J., 2020. Integration of homogeneous and heterogeneous advanced oxidation processes: Confined iron dancing with cyclodextrin polymer. *Chemosphere*, **250**, 126226.
- Çevre ve Şehircilik Bakanlığı Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü, 2014. *Düzenli Depolama Tesisleri Saha Yönetimi ve İşletme Kılavuzu*.
- Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2015. *Atık Yönetimi Yönetmeliği*.

- Diamadopoulos, E., Samaras, P., Dabou X. ve Sakellaropoulos, G. P., 1997. ‘Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor’ **Water Science and Technology** 36(2-3): 61-68.
- Deng, Y., Englehardt, J. D., 2006. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. **Water research**, 40(20): 3683-3694.
- Değirmenci, G.D., Bayhan, Y.K., Değirmenci, N., 2014. Yüksek Organik Madde İçeren Endüstriyel Bir Atıksuyun Fenton Prosesi İle Arıtılabilirliğinin Araştırılması. **İğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi**, 4(2): 17-22
- Duran, E.B., Cuci, Y., 2016. Katı Atık düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyunun Kimyasal ve Elektrokimyasal Arıtım Yöntemlerle Arıtılabilirliğinin Araştırılması. **Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi**, 19(2):104-110.
- Deng, Y., Zhu, X., Chen, N., Feng, C., Wang, H., Kuang, P., Hu, W., 2020. Review on electrochemical system for landfill leachate treatment: Performance, mechanism, application, shortcoming, and improvement scheme. **Science of The Total Environment**, 140768.
- Erkuş, A., Oygün, E., Türkmenoğlu, M., Aldemir, A., 2018. Boya Endüstrisi Atıklarının Karakterizasyonu. **Yüzüncü Yıl Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi**, 23(3): 308-319.
- Ertürk, M.C., Görgün E., 2011. Türkiyede’ki Düzensiz Çöp Döküm Sahalarının Islahında Güncel Bir Örnek: Mersin Çavuşlu Çöp Depolama Sahasının Rehabilitasyonu. **Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi Sigma**, 3, 200-208
- El Mrabet I., Benzina M., Valdes H., Zaitan H., 2020. Treatment of landfill leachates from Fez city (Morocco) using a sequence of aerobic and Fenton processes. **Scientific African**, 8:e00434
- ETC Çevre, 2020. Van Entegre Katı Atık Yönetim Tesisi Revizyonu ve Biyometanizasyon Tesisi Çed Başvuru Dosyası.
- Gönüllü M. T., 1993. Farklı yaşlardaki sızan sızıntı sularının fizikokimyasal olarak arıtılması. **Türk Devletleri Arasında 2. İlmî İşbirliği Konferansı**, 247-250.
- Gregory, J., Duan, J., 2001. Hydrolyzing metal salts as coagulants. **Pure and Applied Chemistry**, 73(12):2017-2026.
- Gönder, B. Z., 2004. **Fenton Prosesi ve İyon Değişimi Kombinasyonu ile Renkli Atıksuların Arıtımı**. İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi.
- Genç, N., 2008. Atıksu Ve Arıtma Çamurlarının Biyolojik Parçalanabilirliğinin Geliştirilmesinde Ön Arıtımın Önemi. **Trakya Üniversitesi Fen Bilimleri Fakültesi**, 9(1):15-24.
- Gürtekin, E., Şekerdağ, N., 2008. Bir İleri Okisdayon Prosesi:Fenton Proses. **Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi**, 14(3): 229-236.
- Gebremedhin, M., Mishra, S., Mohanty, K., 2018. Augmentation of native microalgae based biofuel production through statistical optimization of campus sewage wastewater as low-cost growth media. **Journal of environmental chemical engineering**, 6(5): 6623-6632.
- Göde, J.N., Souza, D.H., Trevisan, V., Skoronski, E., 2019. Application of the Fenton and Fenton-like processes in the landfill leachate tertiary treatment. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 7(5):103352.

- Gonçalves, N.P., Minella, M., Fabbri, D., Calza, P., Malitesta, C., Mazzotta, E., Prevot, A.B., 2020. Humic acid coated magnetic particles as highly efficient heterogeneous photo-Fenton materials for wastewater treatments. *Chemical Engineering Journal*, **390**: 124619.
- Güvenç, S. Y., Varank, G. 2021. Degradation of refractory organics in concentrated leachate by the Fenton process: Central composite design for process optimization. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, **15**(1):1-16.
- Heyer, K.U., Erdin, E., Tokgöz, S., 1999. Deponi Sızıntı Sularının Arıtma Teknikleri ve Örnek Tesisler. *3. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi*, **2**: 1141-1144
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. C., Arvin, E., 1995. *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*: (2002) , Springer.
- He, J., Ma, W., He, J., Zhao, J., Jimmy, C. Y., 2002. Photooxidation of azo dye in aqueous dispersions of $H_2O_2/\alpha-FeOOH$. *Applied Catalysis B: Environmental*, **39**(3): 211-220.
- Hu, X., Liu, B., Deng, Y., Chen, H., Luo, S., Sun, C., Yang, P., Yang, S., 2011. Adsorption and heterogeneous Fenton degradation of 17α -methyltestosterone on nano Fe_3O_4 /MWCNTs in aqueous solution. *Applied Catalysis B: Environmental*, **107**(3-4): 274-283.
- Hassani, A., Karaca, M., Karaca, S., Khataee, A., Açıslı, Ö., Yılmaz, B., 2018. Preparation of magnetite nanoparticles by high-energy planetary ball mill and its application for ciprofloxacin degradation through heterogeneous Fenton process. *Journal of environmental management*, **211**: 53-62.
- Islam, M. A., Sakkas, V., Albanis, T. A., 2009. Application of statistical design of experiment with desirability function for the removal of organophosphorus pesticide from aqueous solution by low-cost material. *Journal of Hazardous Materials*, **170**(1): 230-238.
- Ismail S., Tawfik A., 2016. Performance of passive aerated immobilized biomass reactor coupled with Fenton process for treatment of landfill leachate. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **111**: 22-30
- İstanbul Büyükşehir Belediyesi Atık Yönetimi Müdürlüğü, 2020. <https://atikyönetimi.ibb.istanbul>
- Jayson, G. G., Keene, J. P., Stirling, D. A., Swallow, A. J., 1969. Pulse-radiolysis study of some unstable complexes of iron. *Transactions of the Faraday Society*, **65**: 2453-2464.
- Jeirani, Z., Jan, B. M., Ali, B. S., Noor, I. M., See, C. H., Saphanuchart, W., 2013. Prediction of the optimum aqueous phase composition of a triglyceride microemulsion using response surface methodology. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, **19**(4):1304-1309.
- Jiang, H., Sun, Y., Feng, J., Wang, J., 2016. Heterogeneous electro-Fenton oxidation of azo dye methyl orange catalyzed by magnetic Fe_3O_4 nanoparticles. *Water science and Technology*, **74**(5): 1116-1126.
- Kuo, W.G., 1992. Decolorizing dye wastewater with Fenton's reagent. *Water Research*, **26**(7): 881-886.
- Kwan, W. P., Voelker, B. M., 2002. Decomposition of hydrogen peroxide and organic compounds in the presence of dissolved iron and ferrihydrite. *Environmental science & technology*, **36**(7): 1467-1476.

- Kurniawan, T. A., Lo, W. H., Chan, G. Y., 2006. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, **129**(1-3): 80-100.
- Kurt, U., 2007. *Fenton ve Elektrokimyasal Yöntemlerle Evsel Atıksuların Arıtılabilirliğinin Araştırılması*. Yıldız Teknik Üniversitesi Doktora Tezi.
- Karpuzcu, M., 2012. *Çevre Kirlenmesi ve Kontrolü*. İstanbul Teknik Üniversitesi.
- Körbahti, B. K., Tanyolaç, A., 2008. Electrochemical treatment of simulated textile wastewater with industrial components and Levafix Blue CA reactive dye: Optimization through response surface methodology. *Journal of Hazardous Materials*, **151**(2-3): 422-431.
- Khataee, A., Taseidifar, M., Khorram, S., Sheydaei, M., Joo, S. W., 2015. Preparation of nanostructured magnetite with plasma for degradation of a cationic textile dye by the heterogeneous Fenton process. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, **53**: 132-139.
- Kalantary, R. R., Farzadkia, M., Kermani, M., Rahmatinia, M., 2018. Heterogeneous electro-Fenton process by Nano-Fe₃O₄ for catalytic degradation of amoxicillin: Process optimization using response surface methodology. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **6**(4): 4644-4652.
- Teng, C., Zhou, K., Zhang, Z., Peng, C., Chen, W., 2020. Elucidating the structural variation of membrane concentrated landfill leachate during Fenton oxidation process using spectroscopic analyses. *Environmental Pollution*, **256**: 113467.
- Karimipourfard, D., Eslamloueyan, R., Mehranbod, N., 2020. Heterogeneous degradation of stabilized landfill leachate using persulfate activation by CuFe₂O₄ nanocatalyst: an experimental investigation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **8**(2): 103426.
- Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A., Di Pinto, A. C., 2004. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. *Chemosphere*, **54**(7): 1005-1010.
- Li, H., Zhou, S., Sun, Y., Lv, J., 2010. Application of response surface methodology to the advanced treatment of biologically stabilized landfill leachate using Fenton's reagent. *Waste Management*, **30**(11): 2122-2129.
- Lak, M. G., Sabour, M. R., Amiri, A., Rabbani, O., 2012. Application of quadratic regression model for Fenton treatment of municipal landfill leachate. *Waste Management*, **32**(10):1895-1902.
- Labiadh, L., Fernandes, A., Ciriaco, L., Pacheco, M. J., Gadri, A., Ammar, S., Lopes, A., 2016. Electrochemical treatment of concentrate from reverse osmosis of sanitary landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, **181**, 515-521.
- Liu, X., Novak, J. T., He, Z., 2020. Synergistically coupling membrane electrochemical reactor with Fenton process to enhance landfill leachate treatment. *Chemosphere*, **247**: 125954.
- Mulak, W., Balaž, P., Chojnacka, M., 2002. Chemical and morphological changes of millerite by mechanical activation. *International Journal of Mineral Processing*, **66**(1-4): 233-240.
- Mohan, S., Gandhimathi, R., 2009. Removal of heavy metal ions from municipal solid waste leachate using coal fly ash as an adsorbent. *Journal of Hazardous Materials*, **169**(1-3): 351-359.

- Mohajeri, S., Aziz, H. A., Isa, M. H., Bashir, M. J., Mohajeri, L., Adlan, M. N., 2010. Influence of Fenton reagent oxidation on mineralization and decolorization of municipal landfill leachate. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, **45**(6): 692-698.
- Moravia, W. G., Amaral, M. C., Lange, L. C., 2013. Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by Fenton's reagent combined with membrane separation system. *Waste Management*, **33**(1): 89-101.
- Mahtab, M. S., Islam, D. T., Farooqi, I. H., 2021. Optimization of the process variables for landfill leachate treatment using Fenton based advanced oxidation technique. *Engineering Science and Technology, an International Journal*, **24**(2): 428-435.
- Mateen, Q. S., Khan, S. U., Islam, D. T., Khan, N. A., Farooqi, I. H., 2020. Copper (II) removal in a column reactor using electrocoagulation: Parametric optimization by response surface methodology using central composite design. *Water Environment Research*, **92**(9): 1350-1362.
- Neyens, E. and Baeyens, J., 2003. A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. *Journal of Hazardous Materials*, **98**(1-3): 33-50.
- Niveditha, S.V., Gandhimathi, R., 2020. Flyash augmented Fe_3O_4 as a heterogeneous catalyst for degradation of stabilized landfill leachate in Fenton process. *Chemosphere*, **242**: 125189.
- Öztürk, T., 2006., *İzmit Evsel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi Sızıntı Sularının Elektro- ve Kimyasal Koagülasyon Yöntemleri ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi*. Kocaeli Üniversitesi Doktora Tezi.
- Öztürk, M., Polat, A., Topçu, U.S., Aslan, Ş., 2015. *Katı Atık Sızıntı Suyunun İleri Oksidasyon Yöntemleriyle Arıtımı*. Sivas Üniversitesi, 2096-2104
- Öztürk, D., Şahan, T., 2015. Design and Optimization of Cu (II) Adsorption Conditions from Aqueous Solutions by Low-Cost Adsorbent Pumice with Response Surface Methodology. *Polish Journal of Environmental Studies*, **24**(4).
- Öztürk, D., Şahan, T., Bayram, T., Erkuş, A., 2017. Application of response surface methodology (RSM) to optimize the adsorption conditions of cationic basic yellow 2 onto pumice samples as a new adsorbent. *Fresenius Environmental Bulletin* **26**: 3285-5.
- Öztürk, D., Dağdaş, E., Fil, B. A., Bashir, M. J., 2020. Central composite modeling for electrochemical degradation of paint manufacturing plant wastewater: One-step/two-response optimization. *Environmental Technology & Innovation*, **21**, 101264.
- Öztürk, D., Yılmaz, A. E., 2020. Investigation of electrochemical degradation of Basic Red 13 dye in aqueous solutions based on COD removal: numerical optimization approach. *International Journal of Environmental Science and Technology*, **17**(5): 3099-3110.
- Priyadharshini, S. D., Bakthavatsalam, A. K., 2016. Optimization of phenol degradation by the microalga *Chlorella pyrenoidosa* using Plackett–Burman design and response surface methodology. *Bioresource technology*, **207**, 150-156.
- Puzyn, T., Mostrag, A. (Eds.), 2012. Organic pollutants ten years after the Stockholm convention: Environmental and Analytical Update. *BoD–Books on Demand*.

- Rush, J. D., Bielski, B. H., 1985. Pulse radiolytic studies of the reaction of perhydroxyl/superoxide O_2 -with iron (II)/iron (III) ions. The reactivity of HO_2/O_2 -with ferric ions and its implication on the occurrence of the Haber-Weiss reaction. ***The Journal of Physical Chemistry***, **89**(23): 5062-5066.
- Ramirez, J. H., Maldonado-Hódar, F. J., Pérez-Cadenas, A. F., Moreno-Castilla, C., Costa, C. A., Madeira, L. M., 2007. Azo-dye Orange II degradation by heterogeneous Fenton-like reaction using carbon-Fe catalysts. ***Applied Catalysis B: Environmental***, **75**(3-4): 312-323.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. ***Journal of hazardous materials***, **150**(3): 468-493.
- Rao, S. N., Shrivastava S., 2020. Treatment of complex recalcitrant wastewater using Fenton process. ***Materialstoday: Proceedings***, **29**: 1161-1165
- Roudi, A. M., Kamyab, H., Chelliapan, S., Ashokkumar, V., Kumar, A., Yadav, K. K., Gupta, N., 2020. Application of response surface method for Total organic carbon reduction in leachate treatment using Fenton process. ***Environmental Technology & Innovation***, **19**: 101009.
- Sun, J., Li, X., Feng, J., Tian, X., 2009. Oxone/ Co^{2+} oxidation as an advanced oxidation process: comparison with traditional Fenton oxidation for treatment of landfill leachate. ***Water research***, **43**(17): 4363-4369.
- Sabour, M. R., Lak, M. G., Rabbani, O., 2011. Evaluation of the main parameters affecting the Fenton oxidation process in municipal landfill leachate treatment. ***Waste management & research***, **29**(4): 397-405.
- Sarı, H., Yüksel, O., 2019. Tekirdağ İli çorlu İlçesi Düzensiz çöp Depolama Alanı Civarındaki Tarım Alanlarında Kirlilik Boyutunun Belirlenmesi Ve Cbs Ile Değerlendirilmesi.
- Singh, S.K., Tang, W.Z., 2013. Statistical analysis of optimum Fenton oxidation conditions for landfill leachate treatment. ***Waste Management***, **33**(1): 81-88.
- Sönmez, G., 2015. ***İleri Oksidasyon Prosesleri İle Bazı İlaç Kalıntılarının Giderimi***. Aksaray Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi.
- Şahan, T., Öztürk, D., 2014. Investigation of Pb (II) adsorption onto pumice samples: application of optimization method based on fractional factorial design and response surface methodology. ***Clean Technologies and Environmental Policy***, **16**(5): 819-831.
- Şahinci, E., 2014. ***Tekirdağ İli Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Sularının Arıtım Metotlarının İncelenmesi***. Namık Kemal Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi.
- Talinli, I., Anderson, G. K., 1992. Interference of hydrogen peroxide on the standard COD test. ***Water research***, **26**(1): 107-110.
- Tamimi, M., Qourzal, S., Barka, N., Assabbane, A. ve Ait-Ichou, Y., 2008. Methomyldegradation in aqueous solutions by Fenton's reagent and the photo-Fenton system. ***Separation and Purification Technology***, **61**,103–108
- Teh, C. Y., Budiman, P. M., Shak, K. P. Y., Wu, T. Y., 2016. Recent advancement of coagulation–flocculation and its application in wastewater treatment. ***Industrial & Engineering Chemistry Research***, **55**(16): 4363-4389.
- Tejera, J., Miranda, R., Hermosilla, D., Urrea, I., Negro, C., Blanco, Á., 2019. Treatment of a Mature Landfill Leachate: Comparison between Homogeneous and

- Heterogeneous Photo-Fenton with Different Pretreatments. *Water*, **11**(9): 1849.
- Türkiye Belediyeler Birliği, 2019. *Katı Atık Geri Dönüşüm ve Arıtma Teknolojileri El Kitabı*. Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul Teknik Üniversitesi.
- Usman, M., Byrne, J.M., Chaudhary, A., Orsetti, S., Hanna, K., Ruby, C., Haderlein, S.B., 2018. Magnetite and green rust: synthesis, properties and environmental applications of mixed-valent iron minerals. *Chemical Reviews*, **118**(7): 3251-3304.
- Van Su ve Kanalizasyon İdaresi Genel Müdürlüğü., 2014. Atıksuların Kanalizasyona Deşarj Yönetmeliği.
- Yalılı, M., Kestioğlu, K., Kırıl Mert , B., 2006. Sızıntı Sularının Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılabilirliğinin Respirometrik Yöntemle İzlenmesi. *Uludağ Üniversitesi, Mühendisli-Mimarlık Fakültesi Dergisi*. **11**(1): 65-66.
- Yılmaz, T., Aygün, A., Berktaş, A., Nas, B., 2010. Removal of COD and colour from young municipal landfill leachate by Fenton process. *Environmental Technology*, **31**(14): 1635-1640.
- Yu, M-D., Xi, B-D., Zhu, Z-Q., Zhang, L., Yang, C., Geng, C-M., He, X. S., 2020. Fate and removal of aromatic organic matter upon a combined leachate treatment process. *Chemical Engineering Journal*, **401**, 126157.
- Zhang, H., Choi, H. J., Huang, C. P., 2005. Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, **125**(1-3): 166-174.
- Zhang, H., Heung, J.C., Chin-Pao, H., 2006. Treatment of landfill leachate by Fenton's reagent in a continuons stirred tank reactor. *Journal of Hazardous Materials*, **136**(3): 618-623.
- Zhang, H., Choi, H. J., Canazo, P., Huang, C. P., 2009. Multivariate approach to the Fenton process for the treatment of landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, **161**(2-3): 1306-1312.
- Wei, L., Hu, H., Chen, Q., Tan, J., 2009. Effects of mechanical activation on the HCl leaching behavior of plagioclase, ilmenite and their mixtures. *Hydrometallurgy*, **99**(1-2): 39-44.
- Wu, Y., Zhou, S., Qin, F., Peng, H., Lai, Y., Lin, Y., 2010. Removal of humic substances from landfill leachate by Fenton oxidation and coagulation. *Process Safety and Environmental Protection*, **88**(4): 276-284.
- Wu, Y., Zhou, S., Qin, F., Ye, X., Zheng, K., 2010. Modeling physical and oxidative removal properties of Fenton process for treatment of landfill leachate using response surface methodology (RSM). *Journal of Hazardous Materials*, **180**(1-3): 456-465.
- Zhou, J., Yu, X., Ding, C., Wang, Z., Zhou, Q., Pao, H., Cai, W., 2011. Optimization of phenol degradation by *Candida tropicalis* Z-04 using Plackett-Burman design and response surface methodology. *Journal of Environmental Sciences*, **23**(1): 22-30.



ÖZGEÇMİŞ

İlkokulu, Ortaokulu, Liseyi Van’da okudu. Çukurova Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği bölümünden 2010 yılında mezun oldu. Van Büyükşehir Belediyesi Çevre Koruma ve Kontrol Daire Başkanlığı bünyesinde Çevre Mühendisi olarak vazife yapmaktadır.



T.C
VAN YÜZÜNCÜ YIL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
LİSANSÜSTÜ TEZ ORJİNALLİK RAPORU

Tarih: 05/07/2021

Tez Başlığı / Konusu:

**Katı Atık Depolama Alanı Sızıntı Sularının Karakterizasyonu Ve Fenton Prosesiyle Arıtımının
Araştırılması: Van İli Örneği**

Yukarıda başlığı/konusu belirlenen tez çalışmamın Kapak sayfası, Giriş, Ana bölümler ve Sonuç bölümlerinden oluşan toplam 58 sayfalık kısmına ilişkin, 05/07/2021 tarihinde şahsım/tez danışmanım tarafından TURNİTİN intihal tespit programından aşağıda belirtilen filtreleme uygulanarak alınmış olan orijinallik raporuna göre, tezimin benzerlik oranı % 18 (ONSEKİZ) dır.

Uygulanan filtreler aşağıda verilmiştir:

- Kabul ve onay sayfası hariç,
- Teşekkür hariç,
- İçindekiler hariç,
- Simge ve kısaltmalar hariç,
- Gereç ve yöntemler hariç,
- Kaynakça hariç,
- Alıntılar hariç,
- Tezden çıkan yayınlar hariç,
- 7 kelimeden daha az örtüşme içeren metin kısımları hariç (Limit inatch size to 7 words)

Van Yüzüncü Yıl Üniversitesi Lisansüstü Tez Orijinallik Raporu Alınması ve Kullanılmasına İlişkin Yönergeyi inceledim ve bu yönergede belirtilen azami benzerlik oranlarına göre tez çalışmamın herhangi bir intihal içermediğini; aksinin tespit edileceği muhtemel durumda doğabilecek her türlü hukuki sorumluluğu kabul ettiğimi ve yukarıda vermiş olduğum bilgilerin doğru olduğunu beyan ederim.

Gereğini bilgilerinize arz ederim.

Tarih ve İmza

Adı Soyadı: Salih TAŞCI

Öğrenci No:159101077

Anabilim Dalı: ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Programı: ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Statüsü: Y. Lisans ☒ Doktora ☐

DANIŞMAN ONAYI
UYGUNDUR

Dr. Öğr. Üyesi Ayşe ÖZGÜVEN

ENSTİTÜ ONAYI
UYGUNDUR