

**II.SINIF KATI ATIK DÜZENLİ DEPOLAMA ALANLARINDAN  
OLUŞAN SIZINTI SULARININ KİMYASAL KOAGÜLASYON İLE  
ARITIM PERFORMANSININ İNCELENMESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**AHMET BURAK ERDEMİR**

**MERSİN ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ  
ANABİLİM DALI**

**MERSİN  
OCAK - 2020**

**II.SINIF KATI ATIK DÜZENLİ DEPOLAMA ALANLARINDAN  
OLUŞAN SIZINTI SULARININ KİMYASAL KOAGÜLASYON İLE  
ARITIM PERFORMANSININ İNCELENMESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**AHMET BURAK ERDEMİR**

**MERSİN ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

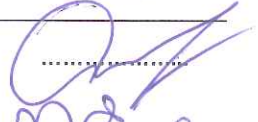

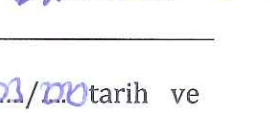
**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ  
ANABİLİM DALI**

**Danışman  
Doç. Dr. Nadir DİZGE**

**MERSİN  
OCAK - 2020**

## ONAY

Ahmet Burak ERDEMİR tarafından Doç. Dr. Nadir DİZGE danışmanlığında hazırlanan "II.SINIF KATI ATIK DÜZENLİ DEPOLAMA ALANLARINDAN OLUŞAN SIZINTI SULARININ KİMYASAL KOAGÜLASYON İLE ARITIM PERFORMANSININ İNCELENMESİ" başlıklı çalışma aşağıda imzaları bulunan jüri üyeleri tarafından 06.01.2020 tarihinde yapılan Tez Savunma Sınavı sonucunda oy birliği ile Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Görevi	Ünvanı, Adı ve Soyadı	İmza
Başkan	Doç.Dr. Nadir DİZGE	
Üye	Prof.Dr. Mehmet ERDEM	
Üye	Doç.Dr. Mehmet Ali KURT	

Yukarıdaki Jüri kararı Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun 13.03/2020 tarih ve 2020-12/399 sayılı kararıyla onaylanmıştır.



Prof. Dr. Canit BİLİM  
Enstitü Müdürü

*Bu tezde kullanılan özgün bilgiler, şekil, tablo ve fotoğraflardan kaynak göstermeden alıntı yapmak 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunu hükümlerine tabidir.*

## ETİK BEYAN

Mersin Üniversitesi Lisansüstü Eğitim-Öğretim Yönetmeliğinde belirtilen kurallara uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada,

- Tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- Görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlâk kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- Başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
- Atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak kullandığımı,
- Kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- Bu tezin herhangi bir bölümünü Mersin Üniversitesi veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı,
- Tezin tüm telif haklarını Mersin Üniversitesi'ne devrettiğimi

beyan ederim.

## ETHICAL DECLARATION

This thesis is prepared in accordance with the rules specified in Mersin University Graduate Education Regulation and I declare to comply with the following conditions:

- I have obtained all the information and the documents of the thesis in accordance with the academic rules.
- I presented all the visual, auditory and written informations and results in accordance with scientific ethics.
- I refer in accordance with the norms of scientific works about the case of exploitation of others' works.
- I used all of the referred works as the references.
- I did not do any tampering in the used data.
- I did not present any part of this thesis as an another thesis at Mersin University or another university.
- I transfer all copyrights of this thesis to the Mersin University.

06./09./2020

Ahmet Burak ERDEMİR

## ÖZET

### II.SINIF KATI ATIK DÜZENLİ DEPOLAMA ALANLARINDAN OLUŞAN SIZINTI SULARININ KİMYASAL KOAGÜLASYON İLE ARITIM PERFORMANSININ İNCELENMESİ

Sızıntı sularının değişkenlik gösteren karakteristik özellikleri, karmaşık yapıda olması ve yüksek kirlenici parametrelere sahip olmasından dolayı toprak, su ve havayı kirlenme ihtimali oldukça fazladır. Sızıntı suyu miktarını atık içinde ki nem ve deponi alana düşen yağmur miktarına bağlıdır. Sızıntı suyunun özelliği; depo edilen katı atığın içeriğine ve yanı sıra yüksek organik ve azotlu maddeler ile ağır metallere, organik ve inorganik tuzlara bağlı olarak değişir. Sızıntı suyu içeriği ile depo alanının yaşı; işletmeye alınan veya alınacak olan arıtma tesisi verimliliği açısından oldukça önem taşımaktadır.

Bu çalışmada, Mersin katı atık düzenli depolama alanında oluşan sızıntı suyunun pH, İletkenlik, KOİ, TF kirlenici parametreleri incelenmiştir. Bu maksatla, standart metotlar kullanılarak giriş suyu ve arıtım sonrası sudaki parametreler hesaplanmıştır. Sızıntı Sularının farklı koagülantlar ile arıtımı denenerek yapılmış olduğumuz çalışma sonucunda elde edilen sonuçlar. Çözelti Konsantrasyonu %4 olmak koşulu ile Mersin iline ait sızıntı suyunun KOİ arıtım sonuçları Alum için %55 , PAC17 için %41, FeSO<sub>4</sub> için %21, FeCl<sub>3</sub> için %19 olarak bulunmuştur. Aynı Konsantrasyon için Fenol giderimi sırasıyla %44, %64, %13, %27 olarak bulunmuştur.

Sabit konsantrasyonlarda bulunan değerler sonrası Alum ve PAC 17 için yapılan pH çalışmalarında en uygun pH 10 olarak belirlenmiş olup; Bu pH da ki KOİ arıtım verimi Alum için %31, PAC17 için %36 olarak bulunmuştur. Yine aynı numune için fenol giderimi sırasıyla %27, %63 olarak bulunmuştur.

**Anahtar Kelimeler:** Kimyasal Koagülasyon, Koagülant, Sızıntı Suyu.

**Danışman:** Doç.Dr. Nadir DİZGE, Mersin Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Mersin.

## ABSTRACT

### INVESTIGATION OF TREATMENT PERFORMANCE OF LEACHATE WATER THROUGH CLASS II LANDFILL AREAS

Due to the variable characteristics of leachate, complex structure and high pollutant parameters, the possibility of polluting soil, water and air is quite high. The amount of leachate depends on the moisture in the waste and the amount of rain falling on the landfill. Characteristics of leachate; It varies depending on the content of solid waste stored as well as high organic and nitrogenous substances and heavy metals, organic and inorganic salts. Leachate content and age of storage area; It is very important for the efficiency of the treatment plant that is taken into operation or will be taken into operation.

In this study, pH, Conductivity, COD, TF pollutant parameters of leachate in Mersin Solid Waste Landfill were investigated. For this purpose, the parameters in the inlet water and post-treatment water were calculated using standard methods. The results of our study by trying the treatment of leachate with different coagulants. COD treatment results of the leachate of Mersin province were 55% for Alum, 41% for PAC17, 21% for  $\text{FeSO}_4$  and 19% for  $\text{FeCl}_3$ , provided that the solution concentration was 4%. Phenol removal for the same concentration was 44%, 64%, 13%, 27% respectively.

After the values found in fixed concentrations, the most suitable pH was determined as 10 for Alum and PAC 17; The COD treatment efficiency at this pH was 31% for Alum and 36% for PAC17. For the same sample, phenol delivery was found to be 27% and 63%, respectively.

**Keywords:** Chemical Coagulation, Coagulant, leachate.

**Advisor:** Assoc. Nadir DİZGE, Department of Environmental Engineering, University of Mersin, Mersin.

## TEŞEKKÜR

Bu tezin hazırlanmasında büyük emeği geçen, bilgi ve teŐvikleri ile bana yon veren ve daima destek olan tez danıŐmanım, Sn. Hocam Doç. Dr. Nadir DİZGE' ye en içten teŐekkürlerimi sunarım.

GerçekleŐtirmiŐ olduğum tez çalıŐmalarım boyunca, yardımlarını benden esirgemeyen Yüksek Lisans Öğrencisi Sn. ZelaI IŐIK'a , Sn. Araştırma Görevlisi Yasin ÖZAY'a, ve ayrıca; dostlukları ve yardımları için bölümümüz öğrencilerine, burada ismini sayamadığım tüm hocalarıma ve mesai arkadaşlarıma teŐekkürü bir borç bilirim.

Lisansımı tamamladığım Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Hocalarım Prof. Dr. Halil Hasar, Prof. Dr. Mehmet ERDEM, Yrd. Doç. Dr. Nilüfer NACAR KOÇER ve Danışman Hocam Rahmetli Doç. Dr. YUSUF SAATÇI'ye emekleri için teşekkür ederim.

Her zaman yanımda olan, bana her türlü desteğini esirgemeyen sevgili hayat arkadaşım, eŐim Sevinç Kader ERDEMİR'e sonsuz teŐekkürlerimi sunarım.



## İÇİNDEKİLER

	Sayfa
İÇ KAPAK	ii
ONAY	iii
ETİK BEYAN	iv
ÖZET	v
ABSTRACT	vi
TEŞEKKÜR	vii
İÇİNDEKİLER	viii
TABLolar DİZİNİ	ix
ŞEKİLLER DİZİNİ	x
KISALTMALAR VE SİMGELER	xi
<b>1. GİRİŞ</b>	1
<b>2. KAYNAK ARAŞTIRMALARI</b>	11
2.1. Sızıntı Sularının Oluşumu ve Özellikleri	11
2.2. Sızıntı Suyunun Kirletici Özellikleri	16
2.3. Önceki Çalışmalar	17
<b>3. MATERYAL ve YÖNTEM</b>	20
3.1. Materyal	20
3.1.1. Kimyasal Materyaller	20
3.2. Kimyasal Koagülasyon ve Flokülasyon	21
<b>4. BULGULAR ve TARTIŞMA</b>	23
4.1. Bulgular	23
4.2. Tartışma	25
4.2.1 Arıtım Performansında Koagülant Çeşidi	25
4.2.2 Değişken pH'da Arıtım Performansı	26
4.2.3 Arıtım Performansında Koagülant Değişiminin Etkileri	27
<b>5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER</b>	28
KAYNAKLAR	29
ÖZGEÇMİŞ	33

## TABLolar DİZİNİ

	<b>Sayfa</b>
Tablo 1.1. Anaerobik Fazda Görev Alan Mikroorganizmalar	8
Tablo 1.2. Depo Sahalarında Ayrışmayı Etkileyen Etmenler	9
Tablo 2.1. Katı Atık ve Farklı Topraklar İçin Arazi Kapasitesi	13
Tablo 2.2. Farklı Toprak-Eğim İçin Akış Katsayıları	13
Tablo 2.3. Çalışma Özetleri	19
Tablo 3.1. Laboratuvar Ekipmanları	20
Tablo 4.1.1. Alüm Koagülantı KOİ ve TF Giderimi	23
Tablo 4.1.2. PAC17 Koagülantı için KOİ ve TF Giderimi	23
Tablo 4.1.3. FeSO <sub>4</sub> Koagülantı için KOİ ve TF Giderimi	23
Tablo 4.1.4. Farklı pH'larda Alüm Koagülantı İçin KOİ ve TF Giderim Tablosu	24
Tablo 4.1.5. Farklı pH'larda PAC17 Koagülantı İçin KOİ ve TF Giderim Tablosu	24



## ŞEKİLLER DİZİNİ

	<b>Sayfa</b>
Şekil 1.1. Mersin Katı Atık Düzenli Depolama Alanı	2
Şekil 1.2. Atık Üretimi Akış Şeması	3
Şekil 1.3. Stabilizasyon Fazları ve Sızıntı Suyu Özellikleri	4
Şekil 1.4. Organik Maddenin Anaerobik Fazda Parçalanma Ürünleri	6
Şekil 2.1. Depolama Alanında Sızıntı Suyunun Oluşumu	11
Şekil 2.2. Su Dengesi Metodu	12
Şekil 2.3. Düzenli Depolama Alanı Teşkili	15
Şekil 3.1.1. Kimyasal Koagülasyon Deney Düzeneği (Jar Testi)	20
Şekil 3.2.1. Kimyasal Koagülasyon İşlemi	21
Şekil 3.2.2. Jar Testi Düzeneği	21
Şekil 3.2.3. Jar Testi Faz Farkı Gözlemi	22
Şekil 4.1. Farklı Koagülantlar ile KOİ Giderim Verimi Sonuçları	23
Şekil 4.2. Farklı Koagülantlar ile TF Giderim Verimi Sonuçları	24
Şekil 4.3. Farklı pHlarda KOİ Giderim Verimi Sonuçları	25
Şekil 4.4. Farklı pHlarda TF Giderim Verimi Sonuçları	25
Şekil 4.5. Kullanılan Koagülantlara Göre Arıtım Performansı Grafiği	26
Şekil 4.6. Farklı pH Değerlerinde Arıtım Performansı Grafiği	27
Şekil 4.7. Alüm Koagülantı Farklı Derişim Değerlerinde Arıtım Performansı	27

## KISALTMALAR VE SİMGELER

Kısaltma/Simgesi	Tanım
Al	Alüminyum
Fe	Demir
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
AKM	Askıda Katı Madde
mV	miliVolt
Cl	Klor
pH	Hidrojenin Gücü (Power of Hydrogen) – Çözelti asidik veya bazik birimi
Cr	Krom
Cd	Kadmiyum
ml	Mililitre
L	Litre
UV	Ultra - Viyole
TF	Toplam Fenol
dk.	Dakika
°C	Santigrad Derece
mg/ml	Miligram / mililitre
ppm	Milyonda bir birim (Parts per million)
mg/L	Miligram / Litre
cm	Santimetre
rpm	Dakikada Devir Sayısı (Revolutions Per Minute)
%	Yüzde Oranı
CH <sub>4</sub>	Metan
CO <sub>2</sub>	Karbondioksit
H <sub>2</sub>	Hidrojen
ATM	Atmosfer Basıncı
C <sub>5</sub> H <sub>7</sub> NO <sub>2</sub>	Etil siyanoasetat
>	Büyüktür İşareti
<	Küçüktür İşareti
SO <sub>4</sub>	Sülfat
S	Sülfür
FeCl <sub>3</sub>	Demir Klorür
NaOH	Sodyum Hidrooksit
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Sülfirik Asit
Al <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Alüminyum Sülfat
H <sub>2</sub> O	Su
pAC	Poli Alüminyum Klorür
mS/cm	Milli Siemens / santimetre

## 1. GİRİŞ

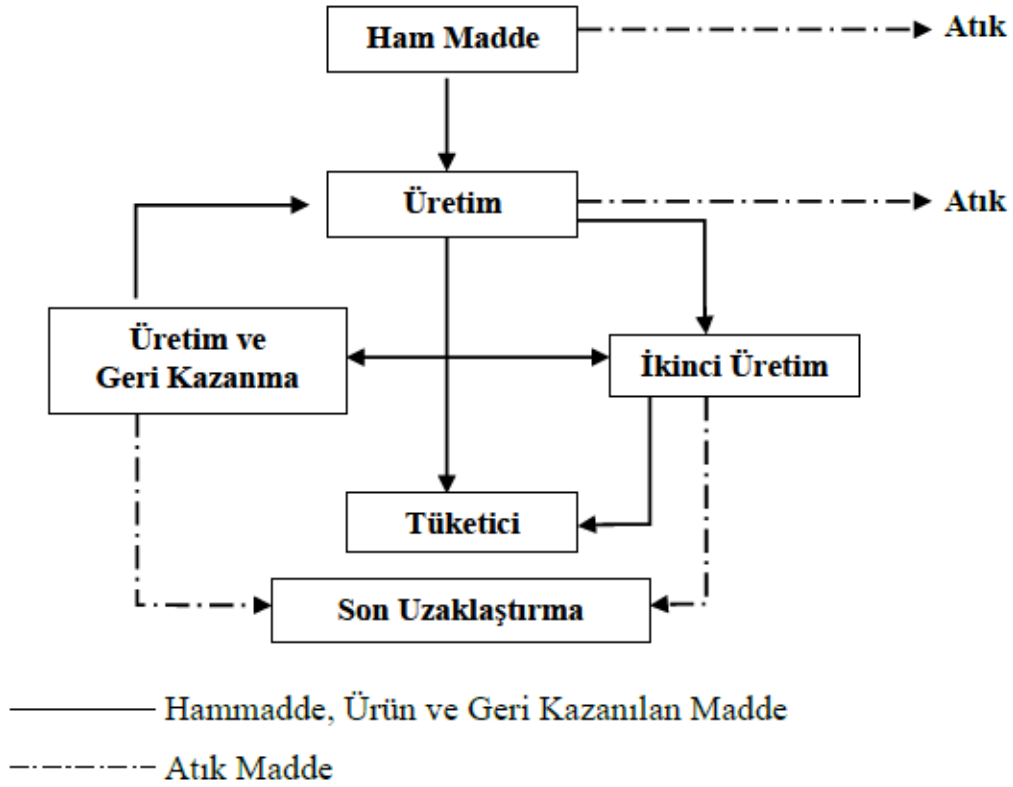
Üretici tarafından kullanım ömrünü tamamlayan ve toplumun huzuru ile özellikle çevrenin korunması bakımından, düzenli bir şekilde bertaraf edilmesi gereken katı maddeleri ve arıtma çamurunun tümüne birden katı atık denilmektedir [1]. Katı atığın bertarafı gelişim göstermekte olan ülkelerde problemlere neden olur. Bu sebepten ortaya çıkan ihtiyaçlardan dolayı birden fazla katı atık bertaraf metodu ortaya çıkmıştır. Bu metotlardan en uygun olan ve atıkların büyük bir kısmına uygulanması sebebiyle en yaygın yöntem düzenli depolama tekniğidir. Halen tüm dünyada oluşan katı atıkların bertarafının yaklaşık %70'i depolama yöntemiyle sağlanmaktadır. Dünyada yıllık yaklaşık olarak 450-500 milyon ton evsel katı atık meydana gelmektedir. Bu miktarın 320 ila 350 milyon tonu ise katı atık depo sahalarına gömülmektedir [2]. Ülkemizde genel olarak düzensiz (vahşi) depolama gerçekleştirilmektedir. Düzensiz depolama metodunu birçok dezavantajı vardır. Bunun yanı sıra yüksek kirlilik potansiyeli olan bu atıklar rüzgâr vb. etkenler sonucunda çevreye yayılarak, kirliliğin geniş alanlara yayılmasına sebep olurlar. Düzensiz depolama metodunda koku oluşur ve yeraltı su kaynaklarının kirlenmesine, haşerelerle ve kuşların bu atıklara teması bulaşıcı hastalıkların yayılmasına ve ortaya çıkan metan gazının patlama riskinin yüksek olması başlıca problemler arasında yer alır. Düzenli depolama tekniği ise bahsedilen tüm riskleri asgari düzeye indirmektedir. Düzenli depolama metodunun faydalarının ortaya çıkmasıyla birlikte, düzenli depolama kullanımı yaygınlaşmaya başlamıştır [3]. Her işletmede olduğu gibi düzenli depolama alanlarında da farklı sorunlar bulunmaktadır. Bu sahalarda oluşan en temel sorun ise sızıntı (çöp) sularındır. Katı atıkların yüksek organik madde muhtevası, yağış, nem ve kapatma işlemi sonrası alanın anaerobik bir reaktör görevi göreceği olmasıyla birlikte oluşacak olan metan gazı muhtevası da ciddi problemler arasında yer almaktadır [4]. Sızıntı sularının arıtım prensipleri arasında fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtım yöntemleriyle yüksek verimli arıtmalar gerçekleştirilebilmektedir. Tek başına bu yöntemler yüksek verimler sağlamıyor olsa da birleşik sistemlerde verim oldukça yüksek bir biçimde arttırılabilmektedir [5].



**Şekil 1.1.** Mersin Katı Atık Düzenli Depolama Alanı

Atığın tekrar kullanılması veya geri kazanılma oranının da artması, çıkan atık miktarının ve hammadde tüketiminin azaltılmasına sebep olur. Tüketim hastalığına yakalanan yenedünya düzeninde geri dönüşüm alışkanlığını oturtmak oldukça zordur. Ancak geçen süre içerisinde toplumumuz gerek katı atık kontrol yönetmeliği gerekse çeşitli sosyal sorumluluk projeleriyle bu olgunluğa erişmektedir.

Katı atık yönetimi; üretim kontrolü, toplama, taşıma, depolama gibi farklı çalışma alanları arasında bağlantı ve organizasyonu gerektirmektedir. Katı atıkların bertarafı; halk sağlığı prensipleri, ekonomi, mühendislik, estetik ve diğer çevre koşulları ile uyumlu şekilde yapılmak zorundadır [6].



Şekil 1.2. Atık Üretimi Akış Şeması

Toplumlarda gelir seviyeleri ve tüketim alışkanlığı, depolama alanına gelen katı atıklarında içeriğinde oldukça belirleyicidir. Kimyasal veya tıbbi atıkla temas etmeyen ve insanların yaşam alanlarında ortaya çıkan katı atıklar “evsel nitelikli katı atık” olarak tanımlanmaktadır. Bu atıklar genel olarak park-bahçe atıkları, yiyecek, karton, kağıt, ahşap ve plastik madde içerir. Bunların muhteva oranı toplumlara göre değişiklik göstermektedir [7].

Evsel nitelikli katı atıkların yanı sıra bazı özel işletmeler, hasta haneler, küçük veya büyük ölçekli işletmelerden kaynaklı ve farklı kimyasal yada biyolojik kirletici içeren atık yapılarına tehlikeli atık denmektedir. Nüfus artışına bağlı olarak bu ve benzeri alışkanlıklar ve tüketim artış gösterip buda çevre sağlığını ciddi anlamda etkilemektedir [8].

Katı atık bertarafın da yöntem seçimi oldukça önem arz etmektedir. Yöntem seçiminde en önemli kriter başta ekonomik oluşu ve bunun yanında atık kompozisyonu gelir. Dünya genelinde en yaygın metot düzenli depolama metodudur [9]. Depolama yöntemi yakma, geri kazanma gibi diğer bertaraf yöntemleri sonrası yüksek oranda yan ürün kalması ve bunların nihai bertarafı için de tek yolun “depolama” olması gerçeğidir [10]. Dünyada tahmini olarak 450-500 milyon ton/yıl evsel katı atık üretilmektedir. Bu miktarın 320-350 milyon tonu (yaklaşık %70) depolama ile bertaraf edilmektedir [11].

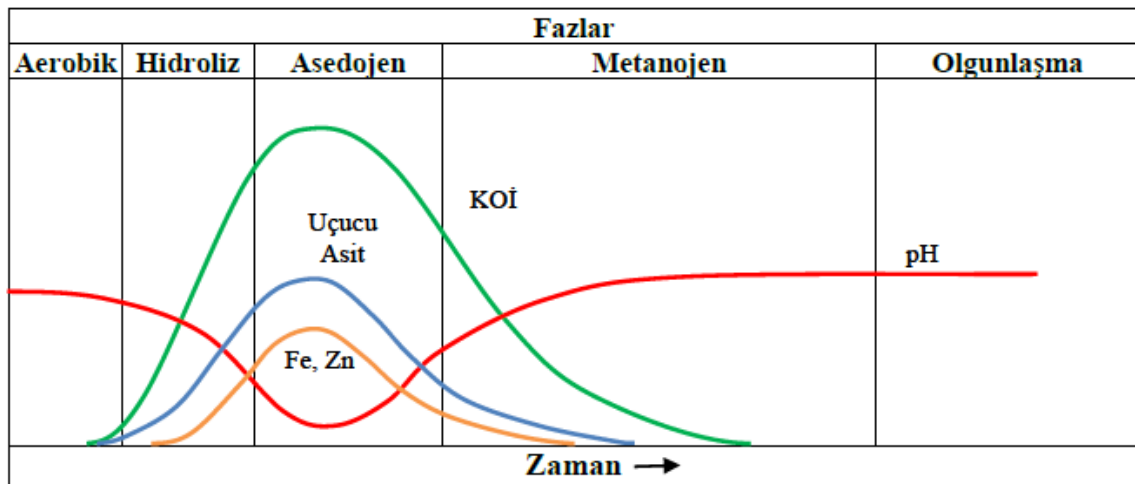
Depolama alanları; uygun şekilde dizayn edilmiş kontrollü bir şekilde bertaraf işlemlerinin gerçekleştiği alanlardır [12].

Katı Atık sahalarında oluşan sızıntı suyu ve kirletici gazlar yüksek risk taşımaktadır [13]. Bundan sebeple sızıntı suyu ve gaz yönetimi düzenli depolama alanlarında başlıca önemli sorunlar arasındadır [14]. Deponilerde gaz oluşumu, saha kullanıma açıldıktan sonra ilk 20 yıl içerisinde tamamlanmaktadır. Bu kirletici parametreler saha kapatılsa dahi uzun yıllar boyunca üretime devam etmektedir [15].

Farklı yapılar içeren organik ve inorganik yapıların sızıntı suyu ve gaz oluşturmaları farklı mikrobiyolojik reaksiyonlar sonucu ortaya çıkar [16]. Ancak literatürde, katı atıkların stabilizasyon ile biyolojik fazlarının süreçleri açıklanmamaktadır. Depolama Alanlarının başlangıçlarından itibaren belirli süre aralığında ki değişimleri ile ilgili çalışmalar oldukça azdır. Atık depolama işlemi sonrası örtü toprağı altındaki atığın nem muhtevası, mikrobiyolojik faaliyetler ve depo yaşı oluşan gaz kompozisyonunu önemli seviyede etkiler [17]. Depolama alanında bulunun hücrelerde yer alan organik maddeler zaman içerisinde mikrobiyolojik bozulmaya uğrarlar [18].

Depolama alanı hücresinde organik maddeler genelde, çözünmemiş haldedir ve zamanla biyolojik olarak çözünme gerçekleşir [19].

Mikrobiyolojik parçalanmalar iki ayrı faz olarak gerçekleşir. Bu fazlar aerobik ve anaerobik fazlardır. Organik atıkların aerobik parçalanmaları genel olarak depolama alanı hücrelerinde mevcut oksijen miktarı ile sınırlı olduğu için kısa sürede tamamlanmaktadır [20]. Aerobik faz, atıkların hava ile temasının olduğu ve oksijenin difüzyon, yağmur suyu gibi çeşitli biçimlerde saha içine girdiği üst bölümde gerçekleşmektedir. Anaerobik faz ise, depolama alanında atık içinde oksijenin giremediği daha alt bölümlerde meydana gelen ve aerobik faza göre çok daha uzun süreli olan fazdır. Aerobik ve anaerobik stabilizasyon fazları ve sızıntı suyu özellikleri arasındaki ilişki şekil 1.3."de verilmektedir [21].



Şekil 1.3. Stabilizasyon Fazları Ve Sızıntı Suyu Özellikleri [21].

Şekil 1.3."de görüldüğü gibi, sızıntı suyu özellikleri izlenerek depolama alanının hangi seviyede olduğuna karar verilir. Örneğin KOİ değerinde düşüş olduğu esnada asit fazının neredeyse tamamlanmasının gerçekleştiği, CH<sub>4</sub> oluşumu başladığı veya pH değerinin 7-8 aralığında sabit kaldığının gözlenmesiyle metan oluşumunun başladığı yorumlanır. Bu unsurlar depolama alanın kararlılığın ölçümünde kullanılır.

Aerobik (oksijenli) parçalanma fazı, ilk durağanlaştırma fazıdır. Organik maddeler oksijenli ortamda depolama alanı içinde bulunan oksijen miktar azlığı ve atığın yüksek oranda oksijene ihtiyaç duyması nedeniyle kısıtlı bir zamanda gerçekleşir. Depolama alanında sadece aerobik şartları sağlayan kısım, üst katmandır. Burada oksijen, okside edici bir ajan olarak görev yapar [22].

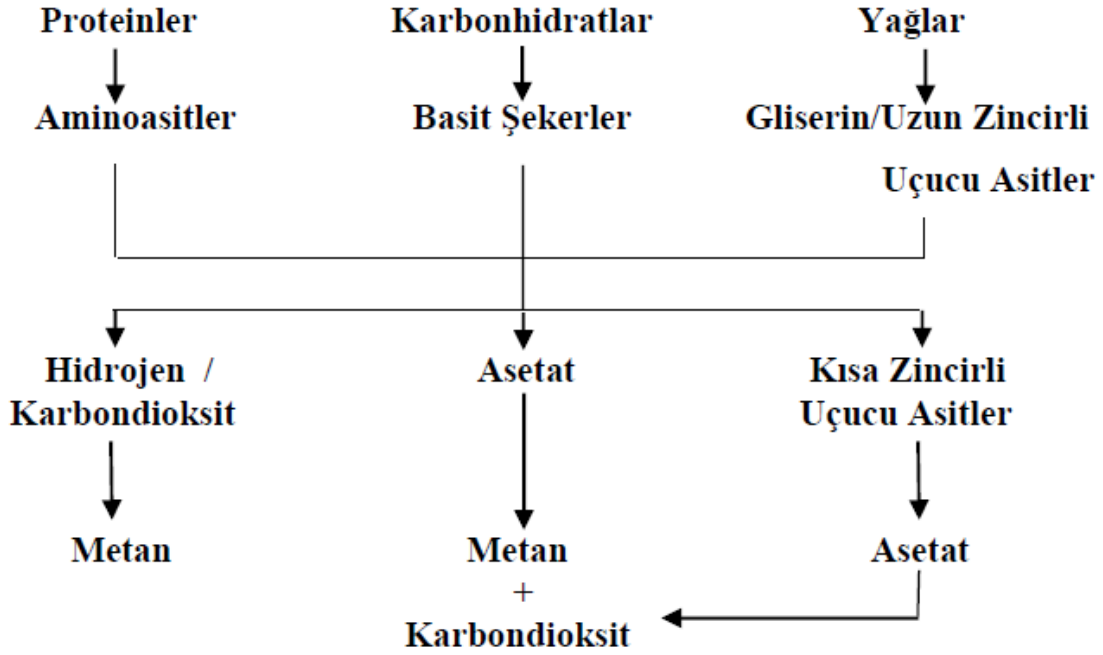
Bu alanda yeteri miktarda nem ve mikrobiyolojik için zamana ihtiyaç duyulur. Gelişmesi beklenen olay esnasında, çevresel etmenlerdeki değişiklikler, biyokimyasal olaylar için uygun ortamın sağlanmasına katkıda bulunur [23].

Aerobik fazda hareketli halde bulunan organik maddeler, mikroorganizmalar yardımıyla zarar etkisi düşürülecek şekilde parçalanırlar. Bu yolla proteinler, aminoasitlere indirgenmekte böylece de karbondioksit, su, nitrat ve sülfatlar oluşmaktadır.

Bu fazda biyolojik parçalanma reaksiyonu, endotermik bir reaksiyon olup depolama alanın sıcaklığını yükseltir [24].

Anaerobik faz ise, stabilizasyon da ikinci kademedir ve ortamda oksijen tamamen tükendiğinde başlar. Anaerobik fazda nitrat, sülfat, oksitlenmiş mangan ve demir bileşikleri yükseltgeyici ajan olarak bulunurlar. Anaerobik parçalanma, hızlı polimer hidrolizi ve redoks potansiyelindeki düşüş ile karakterize edilmektedir [25].

Anaerobik parçalanmanın önemli göstergesi, sızıntı suyunun oluşumudur. Bu kısım hidroliz, asit ve metan üretimi olmak üzere üç alt kısma bölünebilir. Süreç Şekil 1.4. te verilmiştir [26].



**Şekil 1.4.** Organik Maddenin Anaerobik Fazda Parçalanma Ürünleri [26].

Hidroliz, anaerobik kısmın ilk aşamasıdır. Bu fazda depolama alanında oksijen bitmiş ve tamamen oksijensiz ortama geçiş sağlanmıştır. Depolama alanında, oksijen yerini nitrat ve sülfatlar ile elektron alıcı olarak değiştirirler.

Anaerobik fazda karmaşık yapıda ki organik maddeler hidrolizle daha küçük yapılara ayrılırlar. Bu fazda genel olarak proteinler amino asitlere, yağlar yağ asidi ve gliserine, niçasta glukoz ve dekstroza, selüloz ise glukozu hidrolize olur [27].

Anaerobik şartlar yeni elektron alıcıları olarak görev yapan nitrat ve sülfat, biyolojik tepkimeler sonucu azot ve hidrojen sülfür gazlarına indirgenirler. Oksidasyon-redüksiyon potansiyelinde düşüş devam ettikçe, organik yapılar metan ve karbondioksite dönüşümünü sağlayan mikroorganizmalar, üç kademeli prosese başlar. Hidroliz fazında, sızıntı suyunun pH'sı organik asit ve karbondioksit konsantrasyonunun artması sonucunda düşer [28].

Bu fazın sonunda sızıntı suyunda, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve uçucu organik bileşikler dikkat çekmeye başlamaktadır. Sızıntı suyunun pH değeri düşer ve kötü koku oluşumu ortaya çıkar [29].

Anaerobik kademenin ikinci aşaması da asidojenik fazdır. İlk aşamada meydana çıkan glukoz, amino asit, yağ asidi gibi moleküllerin, çok daha basit yapıdaki ara ürünlere dönüşümünü sağlar. Asidojenik fazda, yüksek oranda karbondioksit ve az miktarda hidrojen gazı ortaya çıkar. Bu fazda yer alan mikroorganizmalar, fakültatif ve zorunlu anaerobik bakterilerdir. Bu aşamada organik asitler ve karbondioksit gazından dolayı pH 5 in altında okunur. Organik asitlerin sızıntı suyunda çözünmesi sebebiyle BOİ, KOİ ve iletkenlik değerleri

gittikçe artar. Aynı zamanda asidik şartlarda, başta ağır metaller ile bazı inorganik maddelerin sızıntı suyu içinde çözünmesine neden olur. Bu fazda depolama alanı içinde gerekli olan besi maddeleri atık su ile sistemden çıkar. Sızıntı suyu geri devredilmez ise depolama alanında besi maddesi kaybı meydana gelir. Eğer sızıntı suyu oluşmadı ise, bu fazda üretilen ayrışma ürünleri, katı atık tarafından tutulan suyun içinde kalırlar [30]. Ortamdaki uçucu organik asitlerin yüksek konsantrasyonlara ulaşması, metal türlerinin hareketi, biyokütlenin gelişimi, substrat ve nütrientlerdeki hızlı tüketim bu fazın önemli özellikleridir [31].

Metan oluşum fazında mikroorganizmalar asidojen faz ürünlerini (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> vb.) metan ve karbondioksite dönüştürürler. Asit fazının sonlarına doğru gelişen bu mikroorganizmalar metanojenler olarak anılırlar. Metanojenler anaerobik organizmalar olduklarından oksijen varlığına karşı çok duyarlıdırlar. Bu fazda metan ve az miktarda asit oluşur [32].

Hidrojen ve asitlerin, metan ve karbondioksite, sülfat ve nitratların, sülfür ve amonyağa dönüşmesi sonucu sızıntı suyunun pH değeri genellikle 6,8-8 aralığına yükselir. Bu durum, metanojenik bakterilerin gelişimini destekler. Bu fazda, sızıntı suyunun BOİ, KOİ ve iletkenlik değeri azalır. pH'ın yükselmesine bağlı olarak inorganik maddelerin çözülmüş formda olan miktarı da azalır ve sonuç olarak ağır metal konsantrasyonu düşer [33]. Metanojenik faz sırasında, organik maddelere bağlanmış veya kolloidler halinde suyla taşınan organik maddelerle kompleks oluşturmuş metallerin bir kısmı serbest bırakılabilir.

Atık stabilizasyonunda metan fazı, üzerinde en fazla çalışmanın yapıldığı fazdır [34]. Ayrıca atmosfere farklı kaynaklardan giren metanın %6-12'sini bu fazda üretilen metanın oluşturduğu varsayılmaktadır [35].

Depolama alanında stabilizasyonundaki tüm aşamalar alanda fiziksel, kimyasal ve biyolojik unsurlara, depo alan yaşına, özelliklerine, uygulanan kontrol yöntemlerine ve bazı dış etmenlere bağlıdır [36].

Literatür verileri, depolama alanındaki ağır metal miktarının çok az kısmının bertaraf sonrası ilk on yıl içinde sızdığını göstermektedir [37]. Uzun süreli dönemde, depolama alanlarında metaller sızıntıya uğramadan kalmakta ve birikmektedir. Depolama Alanındaki kirliliğin durumu ve bunun atık prosesleriyle bağlantısı hakkındaki bilgiler henüz verimli olmaması ve daha fazla araştırma gerektirmektedir. Bununla beraber elde edilen veriler organik maddelerin, metal davranışlarının değişkenliği üzerindeki potansiyel etkisini ortaya koymak için yeterlidir.

Depolama Alanlarındaki degradasyon yöntemleri oldukça uzun zaman zarfında gerçekleşir [38]. Bugüne kadar aerobik ve anaerobik fazlar hakkında oldukça çok çalışma yapılmıştır [39]. Anaerobik fazın alt fazı olan metan fazından hemen sonra başlayan ve çok uzun süre devam ettiği düşünülen faz, humik faz olarak tanımlanmaktadır. Literatürde henüz humik faz boyunca oluşan prosesler hakkında yeterli bilgi bulunmamaktadır [40].

Depolama alanlarında genel olarak parçalanmaya dirençli organik maddelerin çoğalmasa, buna bağılı olarak da mikrobiyal aktivitenin düştüğü, humik faza ulaşıldığının belirtisi olarak kabul edilmektedir. Bu fazın başaması uzun süre almaktadır. Humik fazın başlangıcı olan kararlı bileşikler, düşük molekülü organik asitler olduğu gibi yüksek molekülü fulvik ve humik asitlerdir [41]. Humik ve fulvik asitler sırasıyla 5000-100.000 ve 2000-9000 mg/L aralıklarında değışebilen yüksek molekül ağırlıklı aromatik polimerlerdir. Humik asit; alkali ortamda çözünebilen fakat asidik ortamda çözünemeyen maddelerdir. Fulvik asit ise hem asidik, hem de alkali ortamda çözünebilen bileşiklerdir. Humik maddeler, karboksil, fenolik, alkolik, karbonil ve metoksi gibi fonksiyonel gruplar içermektedir. Bu maddelerin yapısında aynı zamanda azot ve oksijen taşıyan heterosiklik halkalar da bulunmaktadır [42].

Humik faz esnasında değışen şartlar ağır metallerin hareketinde önemli farklılıklara neden olabilir. Bu farklı koşullar içerisinde en önemlisi depolama alanına oksijen girdisi ve tekrar aerobik faaliyetlerin oluşmasıdır. Bu süre esnasında açığa çıkan CO<sub>2</sub>, ortamın pH değıerini azaltır ve depolama alanı hücrelerinde hapsedilen ağır metallerin salıverilmesine sebep olurlar.

Depolama Alanında hümik ve fulvik asit konsantrasyonundaki yükselme ortamın asiditesini de yükseltir. Bu maddeler, metallerle çözünebilir kompleksler oluşturur, sonuçta ağır metallerin depolama alanında çözünlüğü ve hareketliliğini attırır [43]. Diğer taraftan bazı durumlarda depolama alanında uzun süreler içinde kararlı olan çok miktarda katı organik madde oluşmaktadır. Bu maddeler metallerin büyük bir kısmı için kuvvetli sorbentlerdir ve metalleri tutarak depolama alanında metal çıkışı engeller.

Depo alanındaki kısımların başlangıcını ve bitişini, depo alanı içindeki organik maddelerin dağılımı, nütrient, atığın nem içeriğı ve atıkların sıkıştırılması gibi faktörler etkilemektedir. Anaerobik fazda metan ve fermantasyon adımlarında yer alan bakteri türleri (Tablo 1.) içerisinde çevresel faktörlere karşı en duyarlı olanları metan bakterileridir. Mikroorganizmaları etkileyen bu çevresel faktörler oksijen, hidrojen, pH, alkalinite, sülfat, nütrientler, inhibitörler, sıcaklık ve nem içeriğıdir [44].

**Tablo 1.1** Anaerobik Fazda Görev Alan Mikroorganizmalar [44].

<b>Mikrobiyal Grup</b>	<b>Substrat</b>
Amilolitik bakteriler	Niçasta
Proteolitik bakteriler	Protein
Sellülotik bakteriler	Sellüloz
Hemisellülotik	Hemisellüloz
Hidrojen oksitleyen metanojenik bakteriler	Hidrojen
Asetoklastik metanojenik bakteriler	Asetik asit
Sülfat indirgeyen metanojenik bakteriler	Sülfat

Düzenli Depolama Alanlarında atık stabilizasyonu, aerobik ve anaerobik aşamaların ardından gerçekleşir. Oksijen, katı atık stabilizasyonunda aşamaların zamanını ve görevlerini belirlediği için çok önem arz eder. Depolama alanında oksijen sadece üst katmandadır ve aerobik faz süresince bu mikroorganizmalar tarafından kısa sürede tüketilir. Ortamda serbest oksijen tüketildikten sonra, stabilizasyonun diğer aşaması olan anaerobik faz başlamaktadır. Bu fazda görev alan mikroorganizmalar, serbest oksijene karşı çok duyarlıdırlar. Özellikle metan bakterileri için az miktarda bulunan oksijen bile toksik etki yapmaktadır.

Depolama alanlarında hidrojen, biyokimyasal reaksiyonlar üzerinde etkili olduğu için önemlidir. Depo alanında hidrojen, fermantatif ve asidojenik bakteriler tarafından üretilmekte, metanojenik ve sülfat indirgeyen bakteriler tarafından tüketilmektedir. Fermantatif bakteriler, düşük hidrojen basıncında; hidrojen, karbondioksit ve asetik asit, yüksek hidrojen basıncında ise; hidrojen, karbondioksit, etanol, butirik asit ve propiyonik asit üretir. Hidrojen basıncı çok yüksek değil ise etanol, butirik asit ve propiyonik asit daha çok asidojenik bakteriler tarafından üretilir.

Metan bakterileri 6-8 gibi oldukça dar bir pH aralığında aktiftirler. Ortamda abiyotik şartlar nedeniyle asetik asit üretimi inhibe olur, propiyonik ve butirik asit oluşumu artarsa pH düşer ve metan oluşumunda azalma hatta durma gözlenir. Ortamda sülfat indirgeyen bakterin bulunması halinde,  $pH < 5$  veya  $pH > 9$ 'da organik maddelerin dekompozisyonu devam etmektedir. Bu bakteri türü metan bakterilerinden daha uzunca pH aralığında yaşayabilmektedir [45].

**Tablo 1.2.** Depo Sahalarında Ayrışmayı Etkileyen Etmenler [45].

Etkileyen Faktör	Kriter /Yorum	
Nem	Optimum nem içeriği %60 ve üzeri	
Oksijen	Metan oluşumu için optimum redoks potansiyeli	-200mV -300mV
pH	Metan oluşumu için optimum pH	6-8 6,4-7,2
Alkalinite	Metan oluşumu için optimum alkalinite	2000 mg/l
	Metan oluşumu için maksimum organik asit derişimi	300 mg/l
	Metan oluşumu için en yüksek asetik asit/alkalinite oran	0,8
Sıcaklık	Metan oluşumu için optimum sıcaklık	40 – 41 °C
Hidrojen	Asetik asit oluşumu için hidrojen kısmi basıncı	$<10^{-9}$ atm
Nütrientler	Bölgesel heterojenlikler hariç çoğu depolama sahasında yeterli besin bulunmaktadır.	
Sülfat	Sülfat artışı metan oluşumunu engeller	
	İnhibasyon oluşturan kation derişimleri (ppm)	
	Sodyum	3500-5500
	Potasyum	2500-4500
	Kalsiyum	2500-4500
	Magnezyum	1000-1500
	Amonyum(toplam)	1500-3000
İnhibitörler	Ağır metaller; Depo sahasında önemli bir etkisi yoktur.	
	Org. bileşikler; Yüksek miktarlarda engelleyici etkisi vardır.	

Depolama Alanlarında pH=7'ye yakın olduğu sürece atığın kimyasal içeriğinde büyük değişiklikler görülmez. Birçok çalışmada bu durumda pek çok toksik metalin çözünürlüğünün düşük olduğu görülmektedir. Bugüne kadarki çalışmalara bakıldığında düzenli depolamada pH değişimi ile atık dekompozisyon prosesi sistematik olarak izah edilememiştir.

Ortamda ki sülfat varlığı bakterileri neredeyse hiç etkilemez. Çünkü sülfat indirgeyen bakteriler, metan bakterileri kadar hassas değildirler ve daha aktif davranış göstererek, ortamdaki besini hızla harcayarak metan bakterilerinin çalışmalarını engellerler [46].

Nütrientler, mikroorganizmalar için çok gerekli olan maddelerdir. Mikrobiyal hücrelerin kuru ağırlıklarının yaklaşık %50'i karbon, %20'i oksijen, %10-15'si azot, %8-10'nu hidrojen, %1-3'ü fosfor ve %0,5-1,5'u kükürttür. Hücre, kimyasal olarak  $C_5H_7NO_2$  şeklinde ifade edilmektedir [47]. Depolama alanları azot, fosfor, kalsiyum, demir, magnezyum, potasyum, çinko, molibden ve selenyum açısından oldukça zengin alanlardır.

Sıcaklık, bütün biyolojik sistemlerde olduğu gibi depo sahasında ki biyolojik süreçlerde de etki gösterir. Özellikle anaerobik sistemlerde sıcaklık, prosese yön vere etmenlerdendir. Metan bakterilerinin en verimli olduğu sıcaklık yaklaşık olarak 37°C olarak belirlenmiştir. Su hareketi az olan derin depolama alanlarında, mikroorganizmaların faaliyeti sonucu oluşan ısı, saha içinde sıcaklık artışına neden olabilir. Bu sıcaklık ılıman iklim koşullarında 35-45°C' ye kadar yükselebilir. Metan üretiminin yüksek olduğu depo sahalarında sıcaklığın yüksek olması beklenir [48].

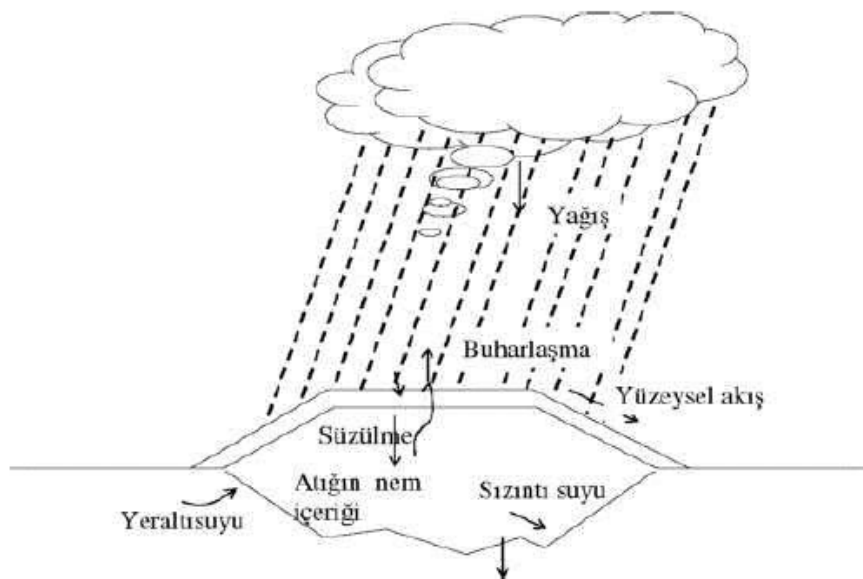
Bütün canlılar yaşamlarını sürdürebilmek için suya ihtiyaç duyarlar. Ortamdaki su miktarı biyolojik sürecinde veriminde etki gösterir.

## 2. KAYNAK ARAŞTIRMALARI

### 2.1. Sızıntı Sularının Oluşumu ve Özellikleri

Düzenli depolama alanlarında ortaya çıkan çöp suları katı atığın içerisinde ki nem ve alana düşen yağmur sularının kil tabakayı ve örtü toprağını geçmesi sonucu oluşan ve yüksek kirletici parametrelere sahip atık sulardır. Oluşan atık suyun muhtevası bertaraf edilen atığın içeriğine göre değişmekle birlikte, kaliteli bir arıtım sistemi teşkil edilmezse toprak, yer altı ve yer üstü su kirliliğine sebep olabilmektedir. Oluşan her atık suda ki parametreler farklılık gösterebilir [49].

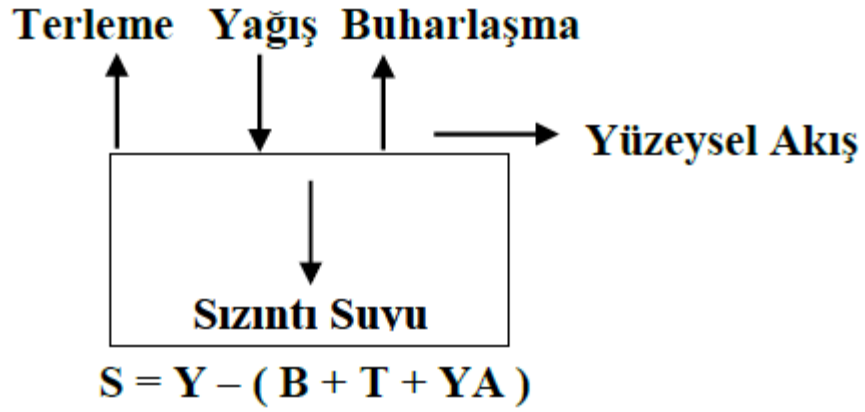
Katı atığın depolanması esnasında ve sonraki süreçlerinde, atık içerisindeki nem muhtevası, kimyasal ve biyolojik parçalanma tepkimeleri ve yağmur suyunun bir sonucu olarak sızıntı suları meydana gelir. Farklı yollarla depolama alanına gelen veya depo alanı içerisinde oluşan sular, depolama hücresi içerisinde geçerken atıkların parçalanma ürünlerini ve atıkların içindeki çözünebilen maddeleri bünyelerine alarak ilerlerler [50]. Herhangi bir depolama hücresinde oluşacak sızıntı suyu, atıkların nem tutma oranlarıyla direk olarak ilişkilendirilir. Sızıntı suları, depolama hücresinde ki su tutma kapasitesi tamamlandığında oluşum gösterir [51]. Depo sahalarında oluşan sızıntı suyunun miktarı ise atığın bileşimine, depo alanının yaşına, depo alanının büyüklüğüne, iklim şartlarına ve nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesine göre değişir[52]. Depolama alanında oluşacak sızıntı suyu miktarı bölgedeki yağmur ve buharlaşma miktarlarına, örtü toprağı esnasında sıkıştırma biçimine bağlı olarak değişiklik gösterir [53]. Depolama alanında sızıntı suyu oluşumu şekil 2.1.1“de gösterilmektedir [54].



Şekil 2.1. Depolama Alanında Sızıntı Suyunun Oluşumu

Depolama Alanında sızıntı suyu oluşumunun deneysel olarak değerlendirilebilmesi için depolama hücresi su dengesi modelleri geliştirilmiştir [55]. Yapılan çalışmalar bu modellerin kabul edilebilir düzeyde doğru sonuçlar verdiğini göstermektedir. Bu modellemelerde yeni dizayn edilmesini planlanan alanlar için geçerli sonuçlar verebilmektedir.

Katı atık depo alanlarında oluşan sızıntı suyu üretimi, ampirik veriler sayesinde veya “su dengesi metodu” ile hesaplanır. En iyi sonucun elde edildiği su dengesi metodunda depolama sahasındaki yağış, buharlaşma, yüzeysel akış ve toprağın nem tutma kapasitesine önem verilerek kütle dengesi oluşturulmaya çalışılır. Şekil 2.1.2 “de depo alanı su dengesi gösterilmektedir. Bu metot sadece düzenli depolama alanları için uygulanabilir bir yöntemdir [56].



Şekil 2.2. Su Dengesi Metodu [56].

Genellikle düzenli depolama alanına gelen yağış, sızıntı suyu oluşumundaki en önemli faktördür. Bu yağışların bir kısmı depolama alanı içine sızmadan alan yüzeyinden eğimden dolayı sahadan çıkar. Depolama alanlarında oluşan bu yüzeysel su kaybı, sızıntı suyu üretimini etki etmez. Yağışların yüzeysel akışa dönüşme oranında; yağış şiddeti, depolama alanındaki toprak nem içeriği, sahanın topoğrafik yapısı ve toprağın morfolojik özelliği etkili olur.

Depolama alanında yüzeysel akış haline gelmeyen sudan bir bölümü yerçekimi sebebiyle depo hücresi tabanına süzülmeden toprak tarafından tutulma eğilimindedir. Toprak tarafından tutulan bu maksimum nem, arazi kapasitesi olarak tanımlanmaktadır ve depo sahası maksimum nem kapasitesine ulaşana kadar suyu toplamaktadır. Bundan sonra eklenecek herhangi bir miktardaki su, depo alanı içinde alt tabakalara doğru harekete geçmektedir.

Depolama alanlarında atıklar sıkıştırılmak suretiyle atık yoğunluğu yükseldikçe geçirgenliği düşer. Sıkıştırılmış atıklar için arazi kapasitesi atık hacminin %20-35'i kadardır. Farklı topraklar için arazi kapasiteleri Şekil 2.3."de verilmektedir [57]. Su dengesi, arazi kapasitesinin ne zaman aşılacağını hesaplamak için uygulanan bir metottur.

**Tablo 2.1.** Katı Atık ve Farklı Topraklar İçin Arazi Kapasitesi

Malzeme	Arazi Kapasitesi mm su/m toprak
İnce kum	120
Kumlu toprak	200
Siltli toprak	300
Killi toprak	375
Kil	450
Katı atık	200-350

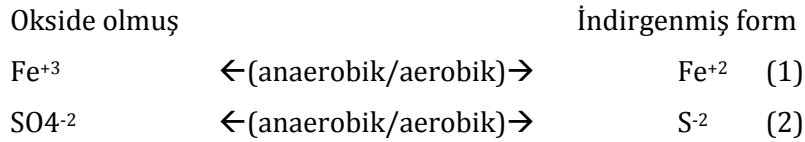
Su dengesi, arazi kapasitesinin aşılacağı zamanı hesaplamada kullanılır. Sızıntı suyu ile yapılan tüm hesaplar kaba hesaplamalar olarak kalır. Değişik toprak ve eğimlerde farklı yüzeysel akış katsayıları hesaplanır. Şekil 2.1.4."de yüzeysel akış katsayıları verilmektedir [58]. Bu hesaplamalar nemin hareketleriyle ilgili olasılıkları temel almaktadır.

**Tablo 2.2.** Farklı Toprak – Eğim İçin Akış Katsayılar

Yüzey	Eğim	Yüzeysel Akış Katsayısı
Kumlu toprak	%2	0,05-0,10
Kumlu toprak	%2-7	0,01-0,15
Kumlu toprak	%7<	0,15-0,20
Ağır toprak	%2	0,13-0,11
Ağır toprak	%2-7	0,18-0,22
Ağır toprak	%7<	0,25-0,35

Çöp alanlarında, fiziksel, kimyasal ve biyolojik olayların olduğu ve bu şekilde katı atığın yapısının değişmesine neden olan iki ucu açık bir boru gibi düşünülebilir. Çöp sahasına yağmur suyu gelmesi ve çöplerin biyokimyasal ve fiziksel bölünmesi sonrası organik ve inorganik yükü fazla olan bir atık su oluşumuna sebep olmaktadır [59]. Düzenli depo metodunda oluşan en ciddi problem sabit akım şiddetinde atık su oluşmasıdır. Bu alanlarda oluşan suyun kirletici yükleri evsel nitelikli atıksulara nazaran 100 kat daha kirletici parametrelere sahip olmasıdır [60]. Bu atık suların oluşmasında yağmur sularının fazla katkı sağlamasından dolayı bu alanlarda yağmur suyunun geçirimsizliğinin azaltılması sızıntı suyu oluşmasının azalmasını sağlar. Bu depolama metodunda atık su oluşması, depo hücrelerinde çöplerin içerisindeki akıcı içerikte olan maddelerin sıkıştırılmasından dolayı süzülmesiyle oluşmaktadır. Meydana gelen oluşum esnasında atıkta ki genel su muhtevasına çöp içinde bulunan çözünmüş madde konsantrasyonları da atık suyu daha karmaşık bir yapıya dönüştürür. Bununla birlikte alan hücrelerinde meydana gelen anaerobik ortama bağlı çözünme göstermeyen organik atıkların bir bölümü çözünerek atık su kirletici parametrelerini arttırabilir. Katı atıkta çözünen madde muhtevası, geri dönüştürülebilirliği ve geniş spektrumlu karakteristik özellikleri, atık su içeriğinin de büyük seviyede etkilidir. Bununla beraber alanın spesifik kullanımı ve hali iklimsel faktörlerde etki gösterir. Atık suyun oluşmasında indirgenme ve yükseltgenme reaksiyonları da oldukça etkilidir.. Bu reaksiyonlardan bazıları aşağıda gösterilmiştir [61].

Oksidasyon-Redüksiyon Reaksiyonları;



Atık suyun oluşumunu etkileyen önemli etmenler yağmur suları ile atık içerisinde ki su muhtevası olmasına rağmen yapılacak olan inceleme işleminde fiziksel, kimyasal ve biyolojik olaylarında büyük derecede önemli olduğu görülmektedir.



## 2.2. Sızıntı Suyunun Kirletici Özellikleri

Bu atıksular incelendiği zaman yüksek organik kirliliğe, koyu renge, rahatsız edici kokuya, yüksek ağır metal içeriğine sahip olan kompleks yapıda olduğu ve bir çok farklı kirletici yapıda parametrenin içinde bulunduğu bu nedenle arıtımının oldukça zor ve mecbur olan kirletici kanağıdır [64].

Karmaşık yapıya sahip olan atıksuyun kirletici parametreleride çok farklı değerler alır. Literatür incelendiğinde verilen Atıksu parametreleri arasında farklı salınımlar görülür. Bu farklılıkların en büyük nedeni içeriği farklı olan kayaklardan etkilenmesidir. Atık kaynağında yaşayan halkın farklı alışkanlıkları atığın içeriğine etki ettiğinden dolayı atıksuyun içeriğine de etki eder. Bunun dışında depolamanın kurulduğu bölgede ki jeolojik yapı ve örtü toprağında atıksuyu etkileyen etmenler arasında yer alır [65].

Atık Sızıntı suyunda içeriğinin bağlı olduğu başlıca maddeler şunlardır;

- 1) Atık Bileşenleri
- 2) Depo yaşı
- 3) Depo alanının hidrojeolojik durumu
- 4) Depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler
- 5) Katı atıktaki su miktarı
- 6) Sıcaklık
- 7) pH
- 8) Redox potansiyeli

Sızıntı sularında bileşim ve kirletici yoğunluğu alana gelen atıklara ve depo yaşına bağlıdır [66]. Toprak ve yer altı suları üzerinde oluşturdukları riskten dolayı, sızıntı suyu arıtımı oldukça önem arz eder [67].

Depolama Alanlarının yönetim esasında, sızıntı suyu arıtılması en büyük maliyete neden olan unsurdur. Arıtma depolama alanına sadece atık kabulünün gerçekleştiği dönemlerde değil saha ömrünü tamamlayıp kapatılmasının ardında devam etmelidir.

Sızıntı suyunun arıtım esasında çevreye minimum zarar ve maliyet açısından en doğru arıtım biçiminin seçilmesine özen gösterilmelidir. Sızıntı suyunun arıtılması için uygun çözümlü, gelişen teknolojilere ve düzenlemelere uygun olarak değiştirmek esastır. Bu gelişmelerin yanı sıra depolama alanı ve bulunduğu bölge ayrıca yaşam tarzı ve kalitesi de iyi incelenmelidir. Tüm bu etmenlere bağlı olarak arıtma yöntemi de farklılık gösterecektir [68].

Sızıntı Suyunun arıtma metodunu seçerken yardımcı olacak en önemli etmen atık suyun yapısıdır [69]. Sızıntı suyu içeriği çok farklı sebeplerden dolayı değişiklik gösterdiğinden dolayı seçilecek olan arıtma tipide bu etmenlere bağlı olarak değişiklik gösterir [70].

Arıtılan su depolama alanında geri devir için kullanılabilir, evsel nitelikli atıksu arıtma tesisine gönderilebilir yada Su Kalitesi Kontrolü Yönetmeliğine uygun hale geldiyse alıcı ortama verilebilir.

Sızıntı suları yüksek kirletici parametreleri bulunduran ve arıtılması zor sulardır. Sızıntı Sularının içerisinde organik maddelerin biyodegradasyon çeşitliliği ve direncine, bileşimine, üretim hızına ve düşük fosfor içeriğine bağlı olarak arıtımları güç olan atık sudur. Düşük fosfor içeriği, sızıntı suyu ileri biyoloji arıtımı düşünüldüğünde önemli olmaktadır [71].

Sızıntı suyu arıtımı üzerine birçok bilim insanının çalıştığı bir konudur. Sızıntı Suyu için yerinde arıtım ve deşarjın tercih edildiği durumlarda mevcut kirletici giderimi için kademeli prosesler kullanılır. Kimyasal arıtım olarak tabir edilen ön arıtma, atık suyun arıtılırken sorun çıkaracağı düşünülen kirletici parametreler için uygulanır.

Endüstriden kaynaklı atık su için uygulanan bir çok proses sızıntı sularının arıtımında da kullanılır. Farklı kirleticiler olduğundan farklı arıtma metotlarına ihtiyaç duyulur bunların en önemlisi fiziko-kimyasal arıttır [72].

Sızıntı suyunun karakteri arıtma yönteminin seçiminde belirleyici rol oynamaktadır. Bu suların arıtımında amonyak ve organik maddelerin giderimi için, nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri [73], ileri oksidasyon prosesleri [74], hava sıyırma [75], iyon değiştirme, ozonlama [75], membran [76] ve fenton prosesleri [77] kullanıma uygun bazı arıtım metodlarıdır.

### 2.3. Önceki Çalışmalar

Diamadopoulos ve diğerleri; katı atık düzenli depolama alanında oluşan sızıntı suyunu kireç, alüm ve demir klorür kullanarak farklı koagülant konsantrasyonlarında ve pH düzenlemesi yapmadan kimyasal arıtma işlemi ile KOİ giderimi incelenmiştir. Kireç ile % 18, alüm ile % 39 ve demir klorür ile % 40 oranında KOİ giderimi gözlemlemişlerdir [78].

Amokrane ve diğerleri; katı atık düzenli depolama alanındaki sızıntı suyuna koagülasyon-flokülasyon işlemleri uygulayarak KOİ giderimi incelenmiştir. Alümden % 42 ve demir klorürden % 55 KOİ giderimi gözlemlemişlerdir [79].

Tatsi ve diğerleri; koagülasyon-flokülasyon ile sızıntı suyundan KOİ gideriminin yanı sıra ağır metal giderimlerinde incelemişlerdir. 5 dk hızlı karıştırma ve 200 rpm, 55 dk yavaş karıştırma ve 60 rpm de jar testi düzeneğinde deneysel çalışmalar gerçekleştirmişlerdir. Koagülant olarak Alüminyum Sülfat kullanılmış ve pH ayarlamaları yapılmıştır. pH ayarlamalarında kireç kullanılmıştır. Çalışma sonrası % 45 oranında KOİ giderimine ulaşılmıştır. Fe,Cd,Cr gibi ağır metal giderim oranları ise % 90 oranındadır. pH 10'da FeCl<sub>3</sub>

ilavesi ile % 25 KOİ giderimi elde edilmiştir. Alüm dozajlamasıyla ve pH ayarlanması ile % 66 KOİ giderimi sağlanmıştır [80].

Wang ve diğerleri; kimyasal koagülasyon ve fotooksidasyon işlemlerini kombine ederek sızıntı suyu arıtımı incelenmiştir. FeCl<sub>3</sub> koagülant olarak kullanmışlardır. NaOH ile pH ayarlamasını gerçekleştirmişlerdir. Bu işlemler sonucu optimum dozu 500 mg/L bulmuşlardır. Bu kombine sistem ile % 90 renk, % 64 KOİ giderimi elde etmişlerdir. Sadece Fotooksidasyon ile % 70 renk ve % 31 KOİ giderim oranlarına ulaşmışlardır [81].

Cuci Y. ve diğerleri; Koagülasyon-flokülasyon gibi fizikokimyasal proseleri ile katı atık sızıntı suyunun arıtımını incelemişlerdir. Gaziantep İline hizmet veren düzenli depolama alanından alınan numunelere, Alüm, Demir II Sülfat, Demir Klorür, Poli alüminyum klorür (pAC) kullanılmıştır. Flokülasyon işlemi için anyonik, katyonik ve non-iyonik arındırıcı ajanların dışında HYDROFLOC 573 adli flokülant uygulanmıştır. Yapılan kimyasal koagülasyon deneylerinde başlangıç pH 'inin ve koagülant madde miktarının, KOİ, AKM, renk ve bulanıklık giderimi üzerindeki etkileri araştırılmış. Bunlara bağlı olarak; koagülasyon prosesinin optimum koşulları belirlenmiştir. En iyi giderimin pH= 7 de, 1,5 g Demir Sülfat koagülantı ve 1 mL pAC yardımcı koagülantiyle gerçekleştiği gözlenmiştir. Uygulanan deneyler sonucunda % 96 oranında AKM giderimi, % 84 oranında renk giderimi , % 72 oranında KOİ giderimi ve %93 oranında bulanıklık giderimi olduğu gözlenmiştir [82].

Zong-ping Wang ve diğerleri; Bu deneysel çalışma, depolama sızıntı suyunun arıtılmasının etkisini araştırmak için yapılmıştır. Pıhtılaşma - fotooksidasyon işlemi değişik dozajlarda pıhtılaştırıcı ve farklı etkileri Pıhtılaşma süreçlerinde pH değerleri karşılaştırılmış. Farklı konsantrasyonların etkisi arıtma işlemindeki sodyum oksalat ve demir klorür koagülantları kullanılarak yapılmıştır. Deneysel sonuçlar, 3-8 pH aralığında, arıtma veriminin daha yüksek olduğu gözlenmiştir. % 24 KOİ giderimi (kimyasal oksijen 1000 mg 1 ± 1 demir klorür ilavesi ile talep halinde mg (O<sub>2</sub>) -1) elde edilebilir. % 31 kaldırılması KOİ, sadece 4 saatlik ışınlamadan sonra % 64'lük bir KOİ giderimi elde edilebilir [83].

**Tablo 2.3.** Çalışma Özetleri

<b>Çalışma</b>	<b>Kirletici</b>	<b>Verim (%)</b>	<b>Kaynak</b>
Characterization and Treatment of Recirculation-Stabilized Leachate	<i>KOİ</i>	40	[78]
Landfill Leachates Pretreatment by Coagulation-Flocculation	<i>KOİ</i>	55	[79]
Coagulation-Flocculation Pretreatment of Sanitary Landfill Leachates	<i>KOİ</i> Fe Cd Cr	66 90 90 90	[80]
Landfill Leachate Treatment by a Coagulation-Photooxidation Process	<i>KOİ</i> <i>Renk</i>	64 90	[81]
Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyunun Kimyasal ve Elektrokimyasal Arıtım Yöntemlerle Arıtılabilirliğinin Araştırılması	<i>KOİ</i> AKM Renk Bulanıklık	72 96 84 93	[82]
Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process	<i>KOİ</i>	64	[83]

### 3. MATERYAL ve YÖNTEM

#### 3.1. Materyal

Yapılan bu çalışma Mersin ili için gerçekleştirilmiş olup alınan atık su numuneleri Mersin Büyükşehir Belediyesi Katı Atık Düzenli Depolama alanından temin edilmiştir. Yapılan çalışmalar Standart Metotlar kitabı temel alınarak aşağıda yer alan cihazlar ve kimyasallar ile gerçekleştirilmiştir. Numuneler uygun şartlarda saklanmıştır.

**Tablo 3.1.** Laboratuvar Ekipmanları

Adı	Markası	Bulunduğu Yer
Hassas Terazı	UHAUS CORP ADVENTURE	Mersin Üniversitesi
Mekanik Karıştırıcı	GK Heller Dual-Shaft Mikser	Mersin Üniversitesi
Buzdolabı	C-Pantene	Mersin Üniversitesi
UV-Visspektrofotometre	T 90	Mersin Üniversitesi
Manyetik Karıştırıcı	EdmündBühlerGmbH	Mersin Üniversitesi
pH Metre	Probecond HQ40D	Mersin Üniversitesi
Santrifüj	Hettich Micro 22 R	Mersin Üniversitesi
KOİ Reaktörü	HeachCompany 45600-00 COD Reaktör	Mersin Üniversitesi
İletkenlik Ölçer	Hach HQ40d multi	Mersin Üniversitesi

#### 3.1.1. Kimyasal Materyaller

NaOH: Pharma Kimya Sodyum Hidroksit SIVI %48 NaOH 90 kg Chem Pure

H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>: Sülfürik Asit 2.5 L - Sulfuric Acid 95-97% Gr For Analysis iso Merck

FeSO<sub>4</sub>: Pharma Kimya Demir Sülfat FeSO<sub>4</sub> Demir Tuzu Ekstra Saf 50 kg Chem Pure

Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>: Aromel Kimya Alüminyum Sülfat.

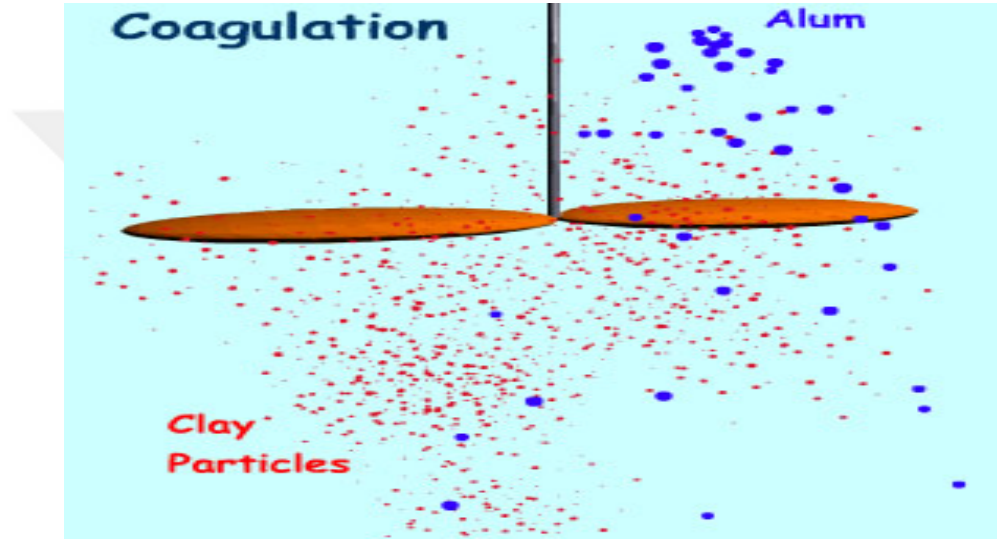
pAC17: Lab Supplies Aromel Yoğunluk: 2.4 Safılık: %98. Alüminyum Klorür



**Şekil 3.1.1.** Kimyasal Koagülasyon Deney Düzeneği (Jar Testi)

### 3.2. Kimyasal Koagülasyon ve Flokülasyon

Atıksu numunesinden 500 mL bir behere alınarak mekanik karıştırıcı ünitesine yerleştirildi. Daha sonrasında öncesinde 5 dakika yavaş 25 dakika hızlı karıştırma işlemine tabi tutuldu. Bu işlem esnasında giderim verimlerine bakılacak koagülantlar eklendi. Karıştırma işlemi tamamlandıktan sonra 30 dakika boyunca dinlendirilen atıksuyun duru fazından numuneler alınarak KOİ, TF, pH, iletkenliklerine bakılarak farklı koagülantlar için arıtım verimleri hesaplandı. Yapılan tüm deneyler ve sonuç hesaplamaları Standart Metodlara uygun olarak hazırlanmıştır.



Şekil 3.2.1. Kimyasal Koagülasyon işlemi



Şekil 3.2.2. Jar Testi Düzeneği



Şekil 3.2.3. Jar Testi Faz Farkı Gözlemi

Dinlendirme işleminden sonra falcon tüplere alınan 10mL duru faz numuneleri santrifüjlenerek 2.5 mL atıksu numunesinden alınarak üzerine 1.5 mL Potasyum Dikromat ve 3.5 mL Gümüş Sülfat eklemesi yapıldı. Oluşan karışım 2 saat boyunca KOİ reaktöründe ısıtıldı. İşlem sonrası soğutulan numuneler Demir Amonyum Sülfat ile titre edilerek sonuç okumaları ve hesaplamaları yapıldı. İndikatör olarak ise Ferroin kullanılmıştır.(KOİ Fahrettin bey-föyden)

Toplam Fenol ölçümü kalibre edilen spektrofotometre de değerler okunarak hesaplanmıştır. pH ölçüm pH metre ile iletkenlik ise hach iletkenlik ölçüm cihazı ile ölçülmüştür.

## 4. BULGULAR ve TARTIŞMA

### 4.1. Bulgular

**Tablo 4.1.1** Alüm Koagülantı KOİ ve TF Giderim

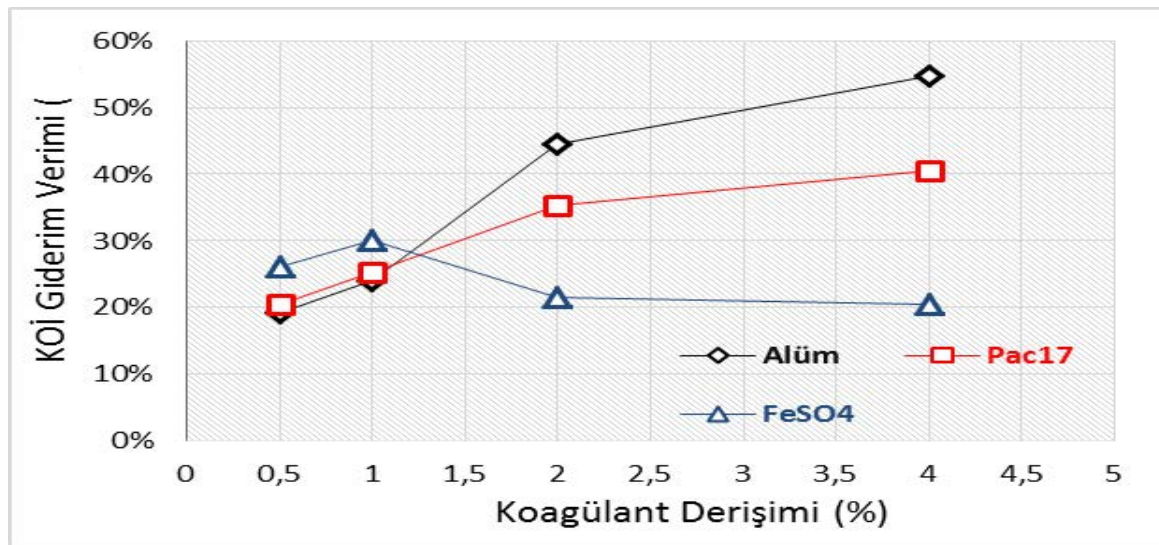
Alüm Koagülant						
Çözelti Koagülant Derişimi (%)	Ph	KOİ (mg/ml)	TF (mg/ml)	İletkenlik (mS/cm)	KOİ Giderim Verimi	TF Verim
Giriş	7,84	10000	280	19,78		
0,5	7,14	8080	162	20,59	19%	42%
1	6,65	7600	124	20,91	24%	56%
2	6,42	5560	65	20,62	44%	77%
4	6,35	4520	156	20,71	55%	44%

**Tablo 4.1.2** PAC 17 Koagülantı KOİ ve TF giderimi

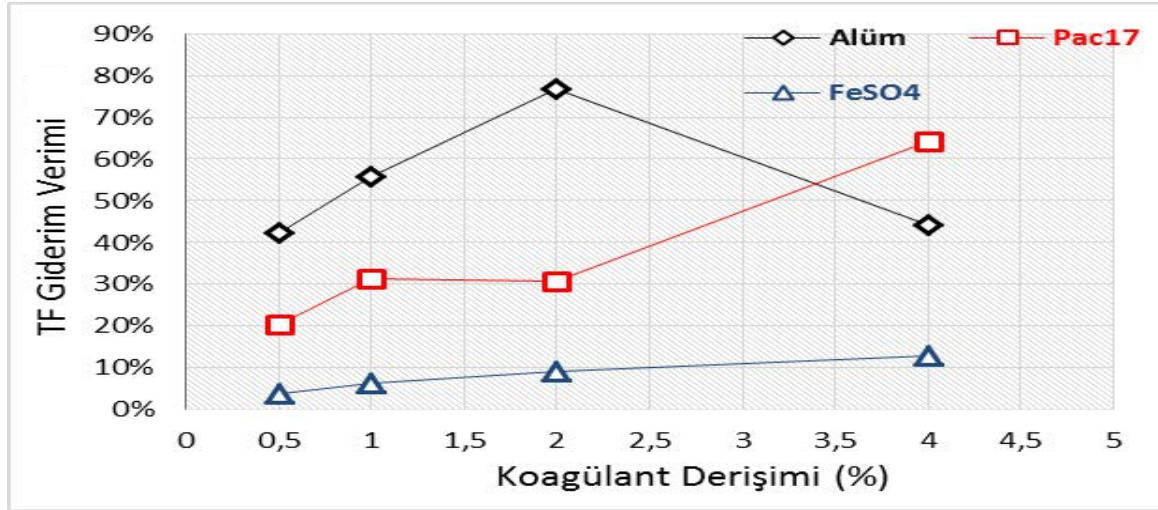
PAC17 Koagülant						
Çözelti Koagülant Derişimi (%)	Ph	KOİ (mg/ml)	TF (mg/ml)	İletkenlik (mS/cm)	KOİ Giderim Verimi	TF Verim
Giriş	7,91	10760	284	21,05		
0,5	8,59	8560	226	20,71	20%	20%
1	8,33	8040	195	22,32	25%	31%
2	6,85	6960	197	21,58	35%	31%
4	6,81	6400	102	21,05	41%	64%

**Tablo 4.1.3** FeSO<sub>4</sub> Koagülantı KOİ ve TF giderimi

FeSO <sub>4</sub> Koagülant						
Çözelti Koagülant Derişimi (%)	Ph	KOİ (mg/ml)	TF (mg/ml)	İletkenlik (mS/cm)	KOİ Verim	TF Verim
Giriş	7,84	9260	275	21,1		
0,5	7,91	6840	265	20,58	26%	4%
1	7,82	6480	258	20,62	30%	6%
2	7,7	7280	250	20,69	21%	9%
4	7,53	7360	240	21,03	21%	13%



**Şekil 4.1.** Farklı Koagülantlar İle KOİ Giderim Verimi Sonuçları



Şekil 4.2. Farklı Koagülantlar İle TF Giderim Verimi Sonuçları

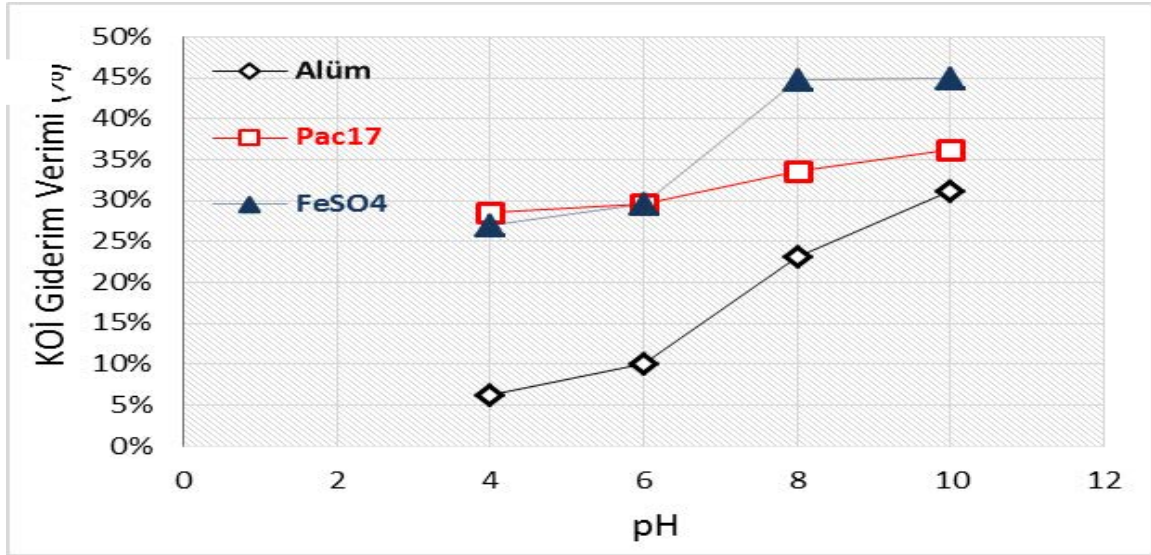
%4'lük derişimde farklı pH değerleri için Alüm koagülantının giderim değerleri incelenmiştir.

Tablo 4.1.4 Farklı pH larda Alüm koagülantı için KOİ ve TF giderim tablosu

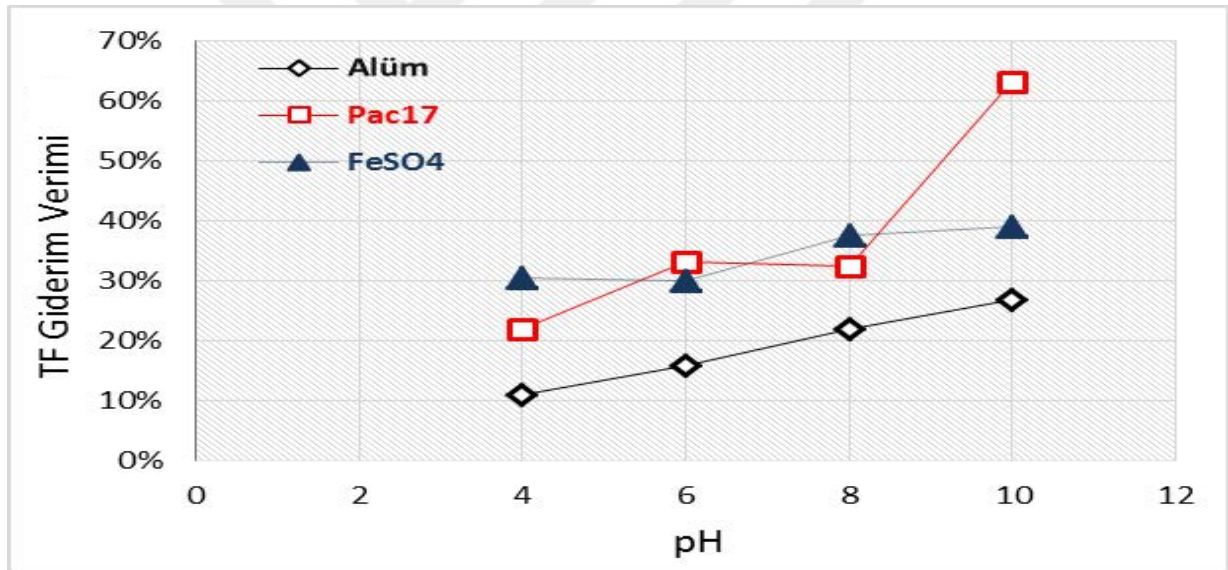
Alüm %4 Koagülant						
Çözelti Koagülant Derişimi (%)	Ph	KOİ (mg/ml)	TF (mg/ml)	İletkenlik (mS/cm)	KOİ Verim	TF Verim
Giriş	0	9520	210	19,86		
4	4	8920	187	33,24	6%	11%
4	6	8560	177	23,22	10%	16%
4	8	7320	164	22,11	23%	22%
4	10	6560	154	21,49	31%	27%

Tablo 4.1.5 Farklı pH larda PAC17 koagülantı için KOİ ve TF giderim tablosu

PAC17 %4 Koagülant						
Çözelti Koagülant Derişimi (%)	Ph	KOİ (mg/ml)	TF (mg/ml)	İletkenlik (mS/cm)	KOİ Verim	TF Verim
Giriş	0	9520	265	21,05		
4	4	6800	207	40,7	29%	22%
4	6	6712	177	34,5	29%	33%
4	8	6320	179	29,4	34%	32%
4	10	6080	98	32,4	36%	63%



Şekil 4.3. Farklı pH'larda KOİ Giderim Verimi Sonuçları

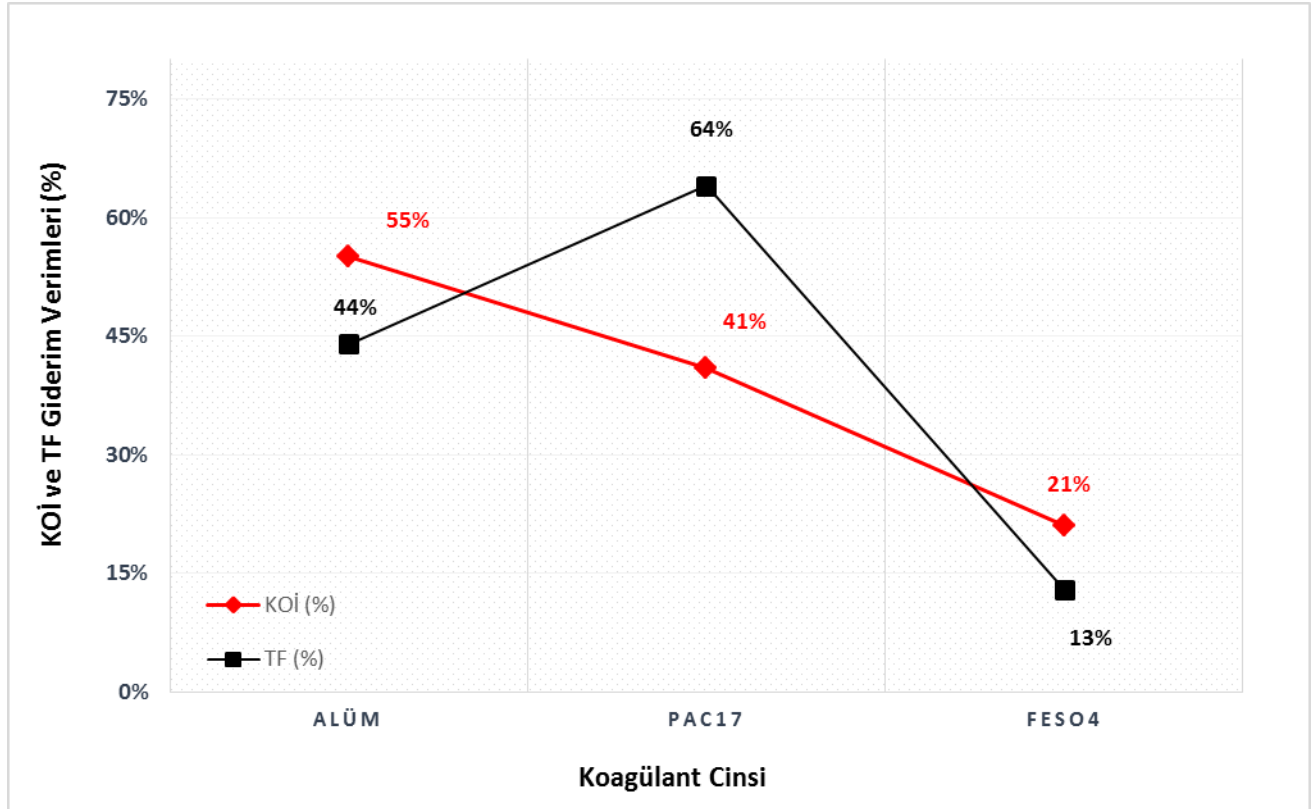


Şekil 4.4. Farklı pH'larda TF Giderim Verimi Sonuçları

## 4.2. Tartışma

### 4.2.1 Arıtım Performansında Koagülant Çeşidi

Yapılan çalışmalar sonucunda kullanılan koagülantların en yüksek giderim verimleri incelendiğinde aşağıda tablo ve grafikler elde edilmiştir.

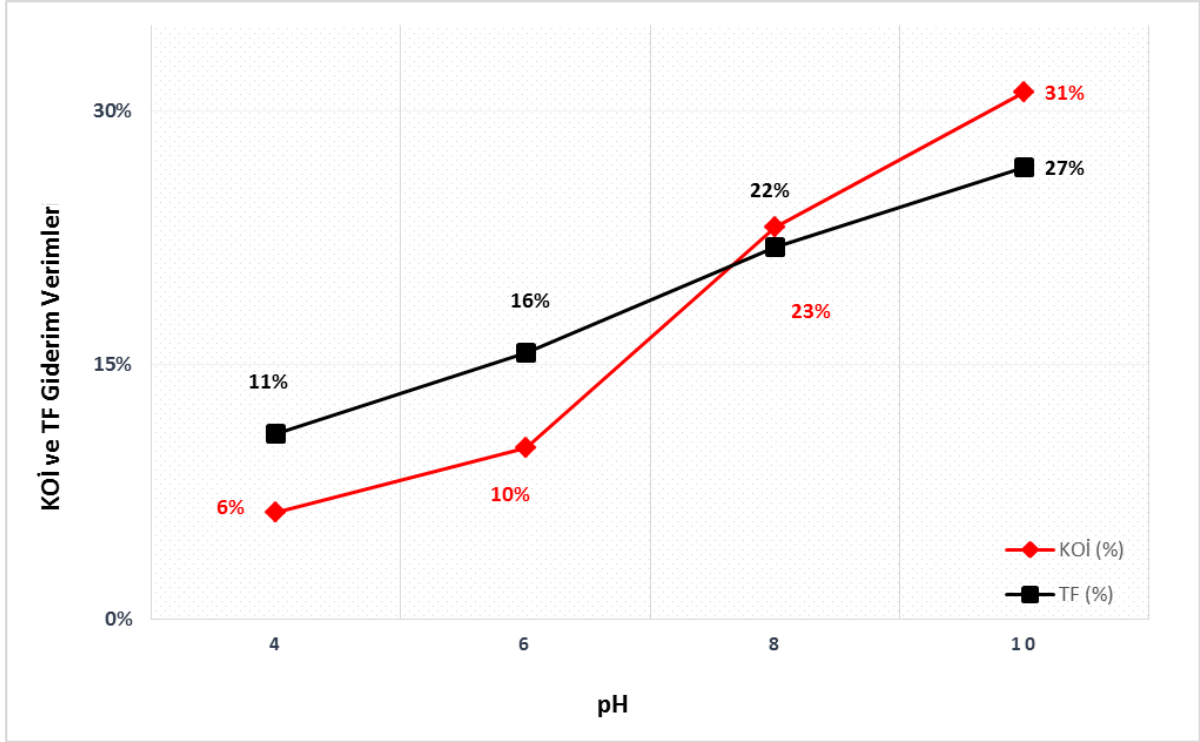


**Şekil 4.5.** Kullanılan Koagülantlara Göre Arıtım Performansı Grafiği

Yapmış olduğumuz deneyler sonucunda en yüksek giderim verimi konsantrasyonu %4'lük koagülantlarda tespit edilmiştir. Tabloda verildiği üzere bu ppm de en yüksek KOİ giderim verimi Alum koagülantında %55 olarak okunmuştur. En yüksek Fenol giderimi ise %64 ile PAC17 de okunmuştur. KOİ ciddi kirlilik parametresi olarak kabul edilmesi nedeniyle en yüksek KOİ giderim veriminin olduğu konsantrasyon seçilmiştir.

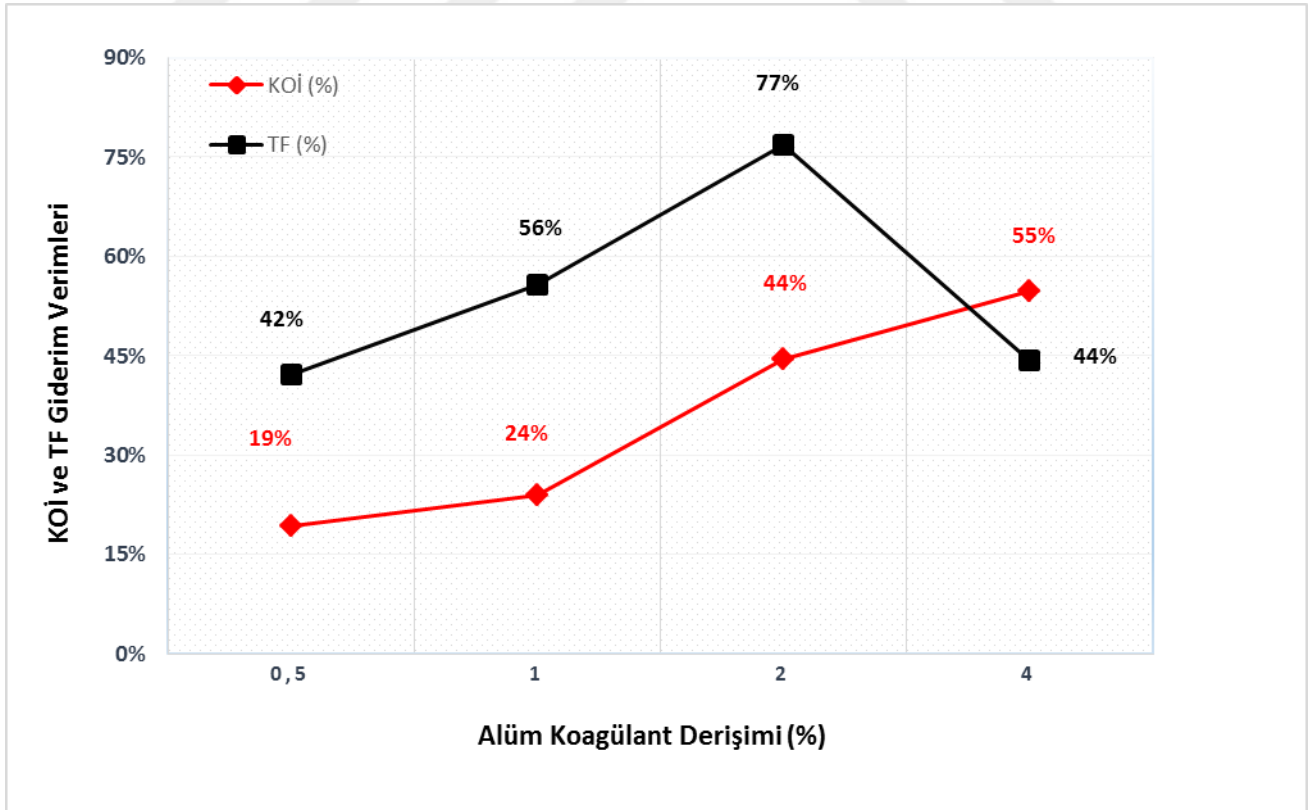
#### 4.2.2 Değişken pH'da Arıtım Performansı

Arıtım değerlerine bakıldığında en yüksek giderimi sağlayan koagülantların Alum ve PAC17 olduğu görülmektedir. Arıtım verimi nasıl etkilediğinin görülmesi açısından bu iki koagülant için 4, 6, 8 ve 10 pH ları NaOH ve H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> kimyasalları yardımıyla ayarlanarak %4 lük ppmelerde sabit çözeltiler hazırlanarak sonuçlar okunmuş ve karşılaştırmaları aşağıda yapılmıştır.



Şekil 4.6. Farklı Ph Değerlerinde Arıtım Performansı Grafiği

#### 4.2.3 Arıtım Performansında Koagülant Derişiminin Etkileri



Şekil 4.7. Alüm Kogülant'ın Farklı Derişim Değerlerinde Arıtım Performansı.

## 5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Katı atık düzenli depolama alanlarında atıksu arıtılmasını etkileyen bir çok faktör vardır. Arıtmada uygulanacak hemen her yöntem farklı ve yüksek maliyetlere neden olacaktır. Yeni kurulmuş olan düzenli depolama alanlarının tam oturmayan atık su karakteristik özelliklerinde daha kompleks arıtım yollarının seçilmesine neden olabilir.

Sızıntı suyunun arıtılmasında; fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtım metotlarının kullanıldığı ve tek başına hiçbir yöntemin tam manasıyla verim vermeyeceği anlaşılmaktadır. Bu çalışmada esasen kimyasal arıtmıla ön işleme tabi tutularak ileri arıtım metotları için hangi koagülantların etkili olabileceği araştırılmıştır.

Kimyasal koagülasyon işlemi yapmış olduğumuz çalışma sonucunda elde edilen sonuçlar şu şekildedir. Çözelti Konsantrasyonu %4 olmak koşulu ile Mersin iline ait sızıntı suyunun KOİ arıtım sonuçları Alüm için %55 , PAC17 için %41, FeSO<sub>4</sub> için %21, FeCl<sub>3</sub> için %19 olarak bulunmuştur. Aynı Konsantrasyon için Fenol giderimi sırasıyla %44, %64, %13, %27 olarak bulunmuştur.

Sabit konsantrasyonlarda bulunan değerler sonrası Alüm ve PAC 17 için yapılan pH çalışmalarında en uygun pH 10 olarak belirlenmiş olup; Bu pH da ki KOİ arıtım verimi Alüm için %31, PAC17 için %36 olarak bulunmuştur. Yine aynı numune için Fenol giderimi sırasıyla %27, %63 olarak bulunmuştur.

Ancak ekstra maliyet doğurması sebebiyle pH çalışması yapılmadan ham atık su üzerinden yapılan arıtmada Alüm Koagülantı verimi sebebiyle tercih edilmiştir.

## KAYNAKLAR

- [1]. Yahılı, M., Kestioğlu, K., Kırıl M. B. (2006). Sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliğinin respirometrik yöntemle izlenmesi. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik- Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 11(1).
- [2]. T.C. Çevre Ve Şehircilik Bakanlığı, Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü Sızıntı Suyu Yönetimi İhtisas Komisyonu Taslak Çalışma Raporu. Prof. Dr. İzzet Öztürk/Komisyon Başkanı, Prof. Dr. Turgut T. Onay/Komisyon Bşk. Yrd. , Doç. Dr. Barış Çallı/ Komisyon Üyesi Doç. Dr. Bülent Mertoğlu/ Komisyon Üyesi, Şenol Yıldız /Komisyon Üyesi .( Ağustos 2010).
- [3]. Topal, M., Karagözoğlu. B., ve Öbek, E. (2012). Sızıntı sularının doğal arıtımı. *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*.
- [4]. Apaydın, S., Ertuğrul, T., Berktaş, A. (2016). Katı Atık Depolama Sahası Genç Sızıntı Sularının Ön Arıtımı. *Selçuk Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 19(2), 104-110.
- [5]. Samsunlu, A. (2013). *Çevre mühendisliği kimyası*. İstanbul: Birsen Yayınevi.
- [6]. *Ground Water And Leachate Treatment Systems, Center For Environmental Research Information Office Of Research And Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, Ohio 45268 (January 1995).*
- [7]. Topal M., Karagözoğlu B., Öbek E., (2011). Sızıntı sularının doğal arıtımı. *Akü Febid* 025401 1-16.
- [8]. İlhan, F., Kurt, U., Apaydin, U., ve M. Talha Gonullu. (2008). Treatment Of Leachate By Electrocoagulation Using Aluminum And Iron Electrodes, *Journal Of Hazardous Materials* 1(54), 381-389.
- [9]. Kennedy K.J., Lentz E.M., (2000). *Treatment Of Landfill Leachate Using Sequencing Batch And Continuous Flow Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Uasb) Reactors, Water Res.* 34 (3640-3656).
- [10]. Al-Thani, A.A., Beaven R.P., White, J.K., (2004). Modelling flow to leachate wells in landfills, *Waste Management*, 24(3), 271-276.
- [11]. Al-Yaqout, A.F., Hamoda, M.F., (2003). Evaluation of landfill leachate in arid climate a case study, *Environment International*, 29, 593-600.
- [12]. Amdur, M.O., Doull, J., Klaassen, C.D., (1991). Casarett and Doull's Toxicology Pergamon Press, 4th ed., USA, 874-875.
- [13]. Antropov, L., (1977). *Theoretical Electrochemistry*, Mir Publishers, Moscow.
- [14]. Asakura, H., Matsuto, T., Tanaka, N., (2004). Behavior of Endocrine-Disrupting Chemicals in Leachate from MSW Landfill Sites in Japan, *Waste Management*, 24(6), 613-622.
- [15]. Ashford, S.A., Visvanathan, C., Husain, N., Chamsurin, C.H., (2000). Design and Construction of Engineered Municipal Solid Waste Landfills in Thailand, *Waste Management and Research*, 18, 462-470.
- [16]. Ayberk, S., (2002). *Katı atıklar ve kontrolü*. Kocaeli: Kocaeli Üniv. Yayınları.
- [17]. Azzam, M.O., Al-Tarazi, M., Tahboub, Y., (2000). Anodic Destruction of 4-Chlorophenol Solution, *Journal of Hazardous Materials*, B75, 1, 99-113.
- [18]. Baba, A., Kaya, A., (2004). Leachate Characteristics of solid wastes from thermal power plants of Western Turkey and comparison of Toxicity Methodologies, *Journal of Environmental Management*, 73, 199-207.
- [19]. Bae, J.H., Kim, S.K., Chang, H.S., (1997). Treatment of Leachates Ammonia Removal Via Nitrification and Denitrification and Further COD Reduction Via Fenton's Treatment Followed by Activated Sludge, *Water Science and Technology*, 36, 341-348.
- [20]. Bard, A.J., Faulkner, L.R., (2001). *Electrochemical Methods: Fundamentals and Applications*. New Jersey: Wiley.

- [21]. Barlaz, M.A., Ham, R.K., Schaefer, D.N., (1992). Microbial, Chemical and Methane Production Characteristics of Anaerobically Decomposed Refuse with and without Leachate recycling, *Waste Management Research*, 10, 257-267.
- [22]. Bektaş, N., Akbulut, H., Inan, H., Dimoglo, A., (2004). Removal of Phosphate from Aqueous Solution by Electro-Coagulation, *Journal of Hazardous Materials*, 106(2-3), (101-105).
- [23]. Belevi, H., Baccini, P., (1989). Long-Term behaviour of municipal solid waste landfills, *Waste Management Research*, 7, 43-56.
- [24]. Bendz, D., Singh, V.P., Akesson, M., (1997). Accumulation of water and generation of leachate in a young landfill, *Journal of Hydrology*, 203(1-4), 1-10.
- [25]. Cotmana M., Gotvajn A.Z., (2010). Comparison of different Physico-Chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate, *Journal Of Hazardous Materials*, 178, 298.
- [26]. Bergmann, H., Rittel, A., Iourtchouk, T., Schoeps, K., Bouzek, K., (2003). Electrochemical treatment cooling lubricants, *Chemical Engineering and Processing*, 42(2), 105-119.
- [27]. Bergmann, H., Koparal, S., (2005). The Formation of Chlorine Dioxide in the electrochemical treatment of drinking water for disinfection, *Electrochimica Acta*, 50(25-26), 5218-5228.
- [28]. Berkun, M., Aras, E., Nemlioglu, S., (2005). Disposal of solid waste in Istanbul and along the Black Sea Coast of Turkey, *Waste Management*, 25(8), 847-855.
- [29]. Bohdziewicz, J., Bodzek, M., Gorska, J., (2001). Application of Pressure-Driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate, *Process Biochemistry*, 36, 641-646.
- [30]. Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks I., (1999). Long-Term Fate of organics in waste deposits and its effect on Metal Release, *The Science of The Total Environment*, 228(2-3), 135-152.
- [31]. Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks, I., (2000). Long-Term processes in waste deposits, *The Science of the Total Environment*, 250(1-3), 101-121.
- [32]. Brock, T.D., Smith, D.W., Madigan, M.T., (1984). *Biology of Microorganisms*. USA:Prentice-Hall Inc.
- [33]. Burns, S.E., Yiaccoumi, S., Tsouris, C., (1997). Microbubble generation for environmental and industrial separation, *Separation and Purification Technology*, 11(3), 221-232.
- [34]. Butt, T.E., Oduyemi, K.O.K. (2003). A Holistic approach to concentration assessment of hazards in the risk assessment of landfill leachate, *Environment International*, 28, 597-608.
- [35]. Calli, B., Mertoglu, B., Inanc, B., (2004). Landfill leachate management in Istanbul applications and alternatives, *Chemosphere*, 59, 819-829.
- [36]. Chen, P.H., (1996). Assesment of leachates from Sanitary Landfills, impact of age rainfall and treatment, *Environment International*, 22, 225-237.
- [37]. Chen, X., Chen, G.H., Yue, P.L., (2000). Separation of pollutants from restaurant wastewater by Electrocoagulation, *Separation and Purification Technology*, 19(1-2), 65-76.
- [38]. Chen, X., Chen, G., Yue, P.L., (2002). Investigation on the Electrolysis voltage of Electrocoagulation, *Chemical Engineering Science*, 57, 2449-2455.
- [39]. Chen, G., (2004). Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment, Separation and Purification Technology, 38(1), 11-41.
- [40]. Cheung, K.C., Chu, L.M., Wong, M, H., (1997). Ammonia Stripping as a Pre-treatment for Landfill leachate, *Water Air and Soil Pollution*, 94, 209-221.
- [41]. Gao, P., Chen, X., Shen, F., Chen, G., (2005). Removal of Chromium (VI) from Wastewater by Combined Electrocoagulation-Electroflotation without a Filter, *Separation and Purification Technology*, 43(2), 117-123.
- [42]. Gau, S.H., Chang, F.S., (1996). Improved Fenton Method to Remove Recalcitrant Organics in Landfill Leachate, *Water Science and Technology*, 34, 455-462.
- [43]. Gau, S.H., Chow, J.D., (1998). Landfill Leachate Characteristics and Modelin of Municipal Solid Wastes Combined with Incinerated Residuals, *Journal Hazardous Materials*, 58, 249-259.

- [44]. Gonçalves, M., Joyce, A., Alves, M., Correia, J.P., Marques, I.P., (2005). Anodic Oxidation of Oleate for Wastewater Treatment, *Desalination*, 185, 351-355.
- [45]. Hallbourg, R.R., Delfina, J.J., Miller, W.L., (1992). Organic Priority pollutants in groundwater and surface water at three landfills in North Central Florida, *Water, Air and Soil Pollution*, 65, 307-322.
- [46]. Hoilijoki, T.H., Kettunen, R.H., Rintala, J.A., (2000). Nitrification of Anaerobically Pretreated Municipal Landfill Leachate at Low Temperature, *Water Research*, 34, 1435-1446.
- [47]. Holmes, J.R., (1983). *Practical Waste Management*, John Wiley & Sons, ISBN:0 471 104911, 209-352.
- [48]. Holt, P.K., Barton, G.W., Mitchell, C.A., (2005). The future for Electrocoagulation as a localised water treatment technology, *Chemosphere*, 59, 355-367.
- [49]. Hunsom, M., Pruksathorn, K., Damronglerd, S., Vergnes, H., Duverneuil, P., (2005). Electrochemical Treatment of heavy metals (Cu+2, Cr+6, Ni+2) from Industrial Effluent and modeling of Copper Reduction, *Water Research*, 39(4), 610-616.
- [50]. Jeon, H.Y., Cho, S.H., Mun, M.S., Park, Y.M., Jang, J.W., (2005). *Assessment of Chemical Resistance of Textile Geogrids Manufactured with PET High-Performance Yarn*, *Polymer Testing*, 24(3), 339-345.
- [51]. Jeon, H.Y., (2006). Chemical Resistance and Transmissivity of Nonwoven Geotextiles in Waste Leachate Solutions, *Polymer Testing*, 25(2), 176-180.
- [52]. Jokela, J.P.Y., Kettunen, R.H. Sormunen K.M., Rintala, J.A., (2002). Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate, low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification, *Water Research*, 36, 4079-4087.
- [53]. Karnchanawong, S., Ikeguchi, T. Koottatep, S. (1995). Characteristics of leachate produced from simulated landfill in Tropical Country, *Water Science and Technology*, 31(9), 119-127.
- [54]. Kang, Y.W., Hwang, K.Y. (2000). Effects Reaction Conditions on the Oxidation Efficiency in the Fenton Process, *Water Research*, 34, 2786-2790.
- [55]. Kang, K.H., Shin, H.S., Park, H. (2002). Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications, *Water Research*, 36, 4023-4032.
- [56]. Kargı, F., Pamukoglu, M.Y. (2004). Repeated Fed-Batch biological treatment of Pre-Treated landfill leachate by powdered activated carbon addition, *Enzyme and Microbial Technology*, 34(5), 422-428.
- [57]. Khelifa, A., Moulay, S., Naceur, A.W. (2005). *Treatment of Metal Finishing Effluents by the Electroflotation Technique*, *Desalination*, 181(1-3), 27-33.
- [58]. Kim, S.K., Matsui, S., Pareek, S., Shimizu, Y., Matsuda, T. (1997). Biodegradation of recalcitrant organic matter under sulfate reducing and methanogenic conditions in landfill column reactors, *Water Science and Technology*, 36, 91-98.
- [59]. Kwong, B.G., Lee, D.S., Kang, N., Yoon, J., (1999). Characteristics of p-Chlorophenol Oxidation by Fenton's Reagent, *Water Research*, 33, 2110-2118.
- [60]. LaGrega, M.D., Buckingham, P.L. ve Evans, J.C., (1994). *Hazardous waste management*, Civil engineering series. New Jersey: McGraw-Hill
- [61]. Larue, O., Vorobiev, E., Vu, C., Durand, B., (2003). Electrocoagulation and coagulation by Iron of Latex Particles in Aqueous Suspension, *Separation and Purification Technology*, 31(2), 177-192.
- [62]. Li, X.Z., Zhao, Q.L., Hao, X.D., (1999). Ammonium removal from landfill leachate by Chemical precipitation, *Waste Management*, 19(6), 409-415.
- [63]. Li, X.Z., Zhao, Q.L., (2001). Efficiency of Biological treatment affected by high strength of Ammonium-Nitrogen in leachate and Chemical precipitation of AmmoniumNitrogen as Pre-Treatment, *Chemosphere*, 44, 37-43.

- [64]. Lopes de Morais, J., Zamora, P.P., (2005). Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates, *Journal Hazardous Materials*, 123(1-3), 181-186.
- [65]. Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A., Di Pinto, A.C., (2004). Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate, *Chemosphere*, (54), 1005-1010.
- [66]. Mameri, N., Yeddou, A.R., Lounici, H., Belhocine, D., Grib, H., Bariou, B., (1998). Defluoridation of septentrional Sahara water of North Africa by electrocoagulation process using Bipolar Aluminium electrodes, *Water Research*, 32(5), 1604-1612.
- [67]. Martin, A.M., (1991). Biological degradation of wastes, Elsevier Applied Science, *London and New York*, 4, 234-235.
- [68]. Yiğit, S. (2010). Treatment alternatives for reverse Osmosis Concentrate of landfill leachate, *Thesis for the Degree of Master of Science in Environmental Engineering Programme*.
- [69]. Olivier, J.G.J., Bouwman, A.F., Berdowski, J.J.M., Veldt, C., Bloos, J.P.J., Visschedijk, A.J.H., (1999). Sectoral Emission inventories of greenhouse gases for 1990 on a per country Basis as well as on 1x1, *Environmental Science Policy*, 2(3), 241-263.
- [70]. Osako, M., Kim, Y.J., Sakai, S.G., (2004). Leaching of brominated flame retardants in leachate from landfills in Japan, *Chemosphere*, 57, 1571-1579.
- [71]. Ozkaya, B., Demir, A., Bilgili M.S., (2005). Mathematical Simulation and Long-Term Monitoring of Leachate Components from Two Different Landfill Cells, *Journal Hazardous Materials*.
- [72]. Öman, C., Hynning, P.A., (1993). Identification of Organic Compounds in Municipal Landfill Leachates, *Environmental Pollution*, 80, 265-271.
- [73]. Özgürses, M.T., (2003). Elektrokoagülasyon ile Reaktif tekstil boya çözeltilerinin arıtımı, Yüksek Lisans tezi, Kocaeli Üniversitesi, Kocaeli.
- [74]. Pavese, N.S., Bodrossy, L., Reichenauer, T.G., Weilharter, A., Sessitsch, A., (2006). 16rRNA Based T-RFLP analysis of methane oxidising bacteria assessment, critical evaluation of methodology performance and application for landfill site cover soils, *Applied Soil Ecology*, 31(3), 251-266.
- [75]. Polprasert, D., Liyanage L.R.J., (1996). Hazardous Waste Generation and Processing, Resources, Conservation and Recycling, 16, 213-226.
- [76]. Yasuhara, A., Shiraishi, H., Nishikawa, M., Yamamoto, T., Uehiro, T., Nakasugi, O., (1997). Determination of organic components in leachates from hazardous waste disposal sites in Japan by gas chromatography-mass spectrometry, *Journal Chromatography A*, 774, 321-332.
- [77]. Zairi, M., Ferchichi, M., Ismail, A., Jenayeh, M., Hammami, H., (2004). Rehabilitation of El Yahoudia Dumping Site Tunisia, *Waste Management*, 24(10), 1023-1034.
- [78]. Diamadopoulos, E., (1994). Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate, *Water Research*, 28(12), 2439-2445.
- [79]. Amokrane, A., Comel, C., Veron, J., (1997). Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation, *Water Research*, 31(11), 2775-2782.
- [80]. Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I., Matis, K.A., Samaras, P., (2003). Coagulation-Flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates, *Chemosphere* 53,737-744.
- [81]. Wang, Z., Zhang, Z., Lin, Y., Deng N., Tao, T., Zhuo, K., (2002). Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process, *Journal of Hazardous Materials B95*, 153-159.
- [82]. Cuci, Y.; Duran, E.B. (2016). Katı atık düzenli depolama sahası sızıntı suyunun Fizikokimyasal arıtım yöntemleriyle arıtılabilirliğinin araştırılması, *KSU Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 19(2), 104-110.
- [83]. Wang, Z., Zhang, Z., Lin, Y., Deng N., Tao, T., Zhuo, K., (2002). Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process, *Journal of Hazardous Materials B95*, 153-159.

## ÖZGEÇMİŞ

**Adı ve Soyadı** : Ahmet Burak ERDEMİR

**Doğum Tarihi** : 01/01/1990

**E-mail** : ahmeterdemir44@gmail.com

**Öğrenim Durumu** :

Derece	Bölüm/Program	Üniversite	Yıl
Lisans	Çevre Mühendisliği	Fırat Üniversitesi	2015
Yüksek Lisans	Çevre Mühendisliği	Mersin Üniversitesi	2019

**Görevler** :

Görev Ünvanı	Görev Yeri	Yıl
Çevre Mühendisi	Mersin Büyükşehir Belediyesi	2015-....

## ESERLER (Makaleler ve Bildiriler)

1. Çöp Sızıntı Suyu Ön Arıtımının Membran Performansı Üzerine Etkilerinin İncelenmesi, 1.Uluslararası İçme Suyu ve Atık Sempozyumu, Afyonkarahisar, 6-7 Aralık 2018.