

T.C.
GEBZE TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

HİDRODİNAMİK KAVİTASYON (HDK) DESTEKLİ
FENTON PROSESİ İLE SIZINTI SUYU ARITIMININ İNCELENMESİ

MEHTAP DURSUN
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

GEBZE
2015

T.C.
GEBZE TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

HİDRODİNAMİK KAVİTASYON (HDK) DESTEKLİ
FENTON PROSESİ İLE SIZINTI SUYU
ARITIMININ İNCELENMESİ

MEHTAP DURSUN
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DANIŞMANI
PROF. DR. NİHAL BEKTAŞ

GEBZE

2015

T.R.
GEBZE TECHNICAL UNIVERSITY
GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES

**INVESTIGATION OF LEACHATE TREATMENT BY
HYDRODYNAMIC CAVITATION (HDC) SUPPORTED FENTON
OXIDATION**

MEHTAP DURSUN
**A THESIS SUBMITTED FOR THE DEGREE OF
MASTER OF SCIENCE**
DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING

THESIS SUPERVISOR
PROF. DR. NİHAL BEKTAŞ

GEBZE
2015



GTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun 19/06/2015 tarih ve .2015/38 sayılı kararıyla oluşturulan jüri tarafından 13/07/2015 tarihinde tez savunma sınavı yapılan Mehtap Dursun'un tez çalışması Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında YÜKSEK LİSANS tezi olarak kabul edilmiştir.

JÜRİ

ÜYE

(TEZ DANIŞMANI) :Prof.Dr.Nihal BEKTAŞ

ÜYE

:Doç.Dr.Cengiz H.YATMAZ

ÜYE

:Doç.Dr.Mahir İNCE

ONAY

Gebze Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun

...../...../..... tarih ve/..... sayılı kararı.

İMZA/MÜHÜR

ÖZET

Katı atık depolama sahalarında; atık içinde barındırdığı nem ve deponi alanına dışardan gelen sulardan kaynaklı olarak, yüksek oranda inorganik ve organik kirletici özelliğe sahip sızıntı suyu olarak tanımlayabileceğimiz sulardan oluşmaktadır. Sızıntı suları dünyada arıtılması en zor olan atıksuların başında gelmektedir. İçeriğinde mevcut bulunan farklı kirleticiler sebebiyle karışık bir atıksu olan sızıntı suyu, katı atık sahalarındaki atıkların ayrışması sonucu meydana gelmektedir ve yüksek miktarlarda organik madde, ağır metal ve inorganik madde ihtiva edebilmektedir.

Bu çalışmada sızıntı suyu üzerinden HDK ile Fenton oksidasyon arıtım sistemleri ile birlikte kullanılabilirliğinin araştırılması ve geliştirilmesi hedeflenmiştir. Öncelikle sızıntı suyunun Fenton oksidasyonundaki pH, sıcaklık ile H_2O_2 ve Fe^{+2} konsantrasyonları gibi optimum proses parametreleri belirlenmiş ve daha sonra sızıntı suyunun HDK destekli Fenton oksidasyonu prosesleri ile birlikte arıtımına yönelik ikinci aşama çalışmalarda, HDK'nun etkisi ile Fenton prosesini etkileyebilecek H_2O_2 , Fe^{+2} konsantrasyonu, pH ve sıcaklık ile kavitasyon sayısı gibi parametreler incelenmiştir. Bu aşamada giriş ve çıkış suyunun karakterizasyonu yapılmış ve izleme parametresi olarak $KOİ$, $BOİ$ ölçümleri yapılmıştır.

Bu çalışmada amaçlanan arıtım prosesi sonucunda daha az kimyasal madde tüketimi, daha az enerjiyle yüksek arıtma verimi elde etmek ve artan reaksiyon hızı ile küçük hacimlerde çalışmaya imkan sağlamak hedeflenmiştir. Kavitasyon prosesinin diğer oksidasyon prosesleriyle beraber kullanımında, bu proseslerin bireysel verimlerinden daha fazla verimlere ulaşılmıştır. Hem kimyasal madde kullanımının azaltılması hemde enerji tüketiminin azaltılması ile ulaşılan yüksek verimler, hidrodinamik kavitasyon prosesli destekli Fenton oksidasyon prosesini dikkat çeken bir arıtım yöntemi yapmaktadır. Ayrıca azalan yapım ve işletme maliyetleri ile biyolojik olarak arıtılması zor atıksuların hidrodinamik kavitasyon destekli Fenton Prosesi ile birlikte daha geniş ölçeklerde arıtımının sağlanması da hedeflenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Sızıntı suyu, Hidrodinamik Kavitasyon ,Fenton Prosesi.

SUMMARY

Water with highly inorganic and organic contaminant characteristics called leachate is formed by the humidity of waste and external waters entering to the landfill site. The leachate is one of the the most difficult wastewater which has proses to treatment. Leachate which is a complex wastewater as a result of the various pollutants in it results from the degradation of garbage in the solid waste sites and leachates could have high amount of organic matter, heavy metal and inorganic matter. Leachates cause serious pollution in the environment unless treated properly. Various methods are used to treat leachates.

In this study, it was aimed to develop and investigate HDC process with Fenton oxidation for treatment of industrial wastewater. Firstly, the optimum process parameters in Fenton oxidation such as pH, temperature, H_2O_2 and Fe^{+2} concentration have been determined. Then in the second phase the effectiveness of hydrodynamic cavitation has been investigated together with Fenton process and parameters such as the number of cavitation with pH and temperature has been investigated. At this stage, the characterization of the effluent have been determinated and then COD, BOD measurements have been analysed as monitoring parameters.

In this study, less chemical consumption, high treatment efficiency with less energy and to work in a small reactor volume with increasing reaction speed are intended as a result of use of the proposed treatment process. The use of cavitation process along with other oxidation processes has achieved higher efficiencies then individual performance of these processes.

Also, the reduction of the chemicals use and energy consumption and high yields makes HDC supported Fenton oxidation process very popular. In addition to these HDC with Fenton oxidation has many scientific and technological outcomes such as lowering construction, operational costs, amounts of chemicals and power.

Key Words: Leachate, Hydrodynamic Cavitation, Fenton Process.

TEŐEKKÖR

BaŐta, yűksek lisans eđitimimde ve akademik hayatımda desteđini ve yardımlarını hiđbir zaman esirgemeyip bilgisi ile bu çalıŐmanın oluŐmasının yolunu açan danıŐmanım Prof. Dr. Nihal BEKTAŐ'a , bűtűn çalıŐmam boyunca yanımda olan, bilgi ve tecrűbelerini benimle paylaŐan deđerli hocam Prof.Dr.Bűlent KESKİNLER'e teŐekkűrlerimi sunarım.

Ayrıca çalıŐmamda gerekli olan donanımı sađlayan 113Y425 nolu TUBİTAK projesine teŐekkűrű bir borç bilirim.

İÇİNDEKİLER

| | <u>Sayfa</u> |
|--|---------------------|
| ÖZET | v |
| SUMMARY | vi |
| TEŞEKKÜR | vii |
| İÇİNDEKİLER | viii |
| SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ | ix |
| ŞEKİLLER DİZİNİ | x |
| TABLolar DİZİNİ | xii |
| | |
| 1. GİRİŞ | 1 |
| 2. KATI ATIK | 6 |
| 2.1. Katı Atık Çeşitleri | 6 |
| 2.2. Katı Atıkların Özellikleri | 7 |
| 2.2.1. Fiziksel Özellikleri | 8 |
| 2.2.2. Katı atık miktarı | 8 |
| 2.2.3. Katı atıkların birim hacim ağırlığı | 8 |
| 2.2.4. Katı atıkların nem içeriği | 9 |
| 3. DÜZENLİ DEPOLAMA | 11 |
| 3.1. Atıkların Ayrışması | 12 |
| 3.1.1. Başlangıç fazı | 14 |
| 3.1.2. Geçiş fazı | 14 |
| 3.1.3. Asit oluşumu fazı | 15 |
| 3.1.4. Metan fazı | 16 |
| 3.1.5. Olgunlaşma Fazı | 19 |
| 4. SIZINTI SUYU | 21 |
| 4.1. Sızıntı Suyu Oluşumu | 21 |
| 4.2. Sızıntı Suyu Bileşimi | 22 |
| 4.3. Sızıntı Suyu Özellikleri | 23 |
| 4.4. Sızıntı Suyu Özelliklerini Belirleyen Faktörler | 26 |
| 4.4.1. Atığın İçeriği | 26 |

| | |
|---|----|
| 4.4.2. Atığın İşlenmesi | 26 |
| 4.4.3. Depo sahasının işletme şekli | 26 |
| 4.4.4. Depo alanının yaşı | 27 |
| 5. Sızıntı Suyu Arıtımı | 30 |
| 5.1. Sızıntı Suyu Arıtımında Kullanılan Prosesler | 31 |
| 5.1.1. Biyolojik arıtma prosesleri | 32 |
| 5.1.2. Fizikokimyasal Arıtma | 36 |
| 5.1.3. Aktif Karbon Adsorpsiyonu | 37 |
| 5.1.4. Sızıntı Sularının Evsel ve Kanalizasyon Atıkları ile Birlikte Arıtılması | 38 |
| 6. İLERİ OKSİDASYON PROSESLERİ | 40 |
| 6.1. Fenton Prosesleri | 41 |
| 6.1.1. Fenton Prosesini Etkileyen Faktörler | 43 |
| 7. KAVİTASYON | 46 |
| 7.1. Kavitasyon Oluşum Türleri | 46 |
| 8. Materyal Metod | 49 |
| 8.1. Reaktör Tasarımı | 49 |
| 8.2. Deneysel Çalışmalarda Analiz Yöntemleri | 50 |
| 8.3. İncelenen Parametreler ve Kullanılan Yöntemler | 53 |
| 8.3.1. AKM Tayini | 53 |
| 8.3.2. KOİ Tayini | 54 |
| 8.3.3. BOİ ₅ Tayini | 55 |
| 9. SAYISAL DENEYLER VE SONUÇLAR | 58 |
| 9.1. Fenton Denemeleri | 58 |
| 9.2. Kinetik Fenton Denemeleri % Giderim | 65 |
| 9.3. pH Denemesi | 68 |
| 9.4. Fenton Proses Denemeleri ve HDK Karşılaştırması | 70 |
| KAYNAKLAR | 75 |
| ÖZGEÇMİŞ | 82 |

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

| <u>Simgeler ve</u> | <u>Açıklamalar</u> |
|--------------------|------------------------------------|
| <u>Kısaltmalar</u> | |
| Ca | : Kalsiyum |
| CaCO ₃ | : Kalsiyum Karbonat |
| Cd | : Kadmiyum |
| Cr | : Krom |
| Cu | : Bakır |
| Fe | : Demir |
| Mg | : Magnezyum |
| NH ₃ -N | : Amonyum Azotu |
| Pb | : Kurşun |
| PO ₄ -P | : Fosfat |
| SO ₄ | : Sülfat |
| TN | : Toplam azot |
| Zn | : Çinko |
| L | : Litre |
| AKM | : Askıda Katı Madde |
| AOX | : Adsorbe olabilen organik halojen |
| HDK | : Hidrodinamik Kaviteasyon |
| TKN | : Toplam Kjeldahl Azotu |
| BOİ5 | : Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı |
| KOİ | : Kimyasal Oksijen İhtiyacı |
| TOC | : Toplam organik karbon |

ŞEKİLLER DİZİNİ

| <u>Sekil No:</u> | <u>Sayfa</u> |
|--|---------------------|
| 3.1: Düzenli depolama alanı ile ilgili birimler. | 12 |
| 3.2: Düzenli depo alanlarında madde dönüşümü. | 13 |
| 3.3: Düzenli depolamada katı atık ayrışma evreleri. | 14 |
| 7.1: Hidrodinamik kavitasyonda sıvı akışı ve basınç değişimi. | 48 |
| 8.1: Hidrodinamik Kavitasyon Reaktörü Şematik Gösterimi. | 49 |
| 8.2: Hidrodinamik Kavitasyon Reaktörü. | 50 |
| 8.3: Fenton oksidasyon deney düzeneği. | 51 |
| 8.4: HDKR'de kullanılacak reaksiyon diski. | 51 |
| 9.1: 5 mM Fe ⁺² ve farklı konsantrasyonlarda H ₂ O ₂ için KOİ giderim verimi. | 58 |
| 9.2: 10 mM Fe ⁺² ve farklı konsantrasyonlarda H ₂ O ₂ için KOİ giderim verimi. | 59 |
| 9.3: Farklı Fe ⁺² konsantrasyonlarında Fenton denemeleri. | 60 |
| 9.4: 7,5 mM Fe ⁺² ve farklı konsantrasyonlarda H ₂ O ₂ için KOİ giderim verimi. | 61 |
| 9.5: 3 mM Fe ⁺² ve farklı konsantrasyonlarda H ₂ O ₂ için KOİ giderim verimi. | 62 |
| 9.6: 6,75 mM Fe ⁺² ve farklı konsantrasyonlarda H ₂ O ₂ için KOİ giderim verimi. | 63 |
| 9.7: Farklı Fe ⁺² ve farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonları için KOİ giderim verimi. | 64 |
| 9.8: 5mM Fe ⁺² konsantrasyonu ve farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonları. | 65 |
| 9.9: 5mM Fe ⁺² ve farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonlarında kinetik çalışması. | 66 |
| 9.10: 5mM Fe ⁺² ve farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonlarıyla kinetik çalışması. | 66 |
| 9.11: Farklı Fe ⁺² ve 30 mM H ₂ O ₂ konsantrasyonlarıyla kinetik çalışması. | 67 |
| 9.12: Farklı Fe ⁺² ve 30 mM H ₂ O ₂ konsantrasyonlarında kinetik çalışması. | 68 |
| 9.13: Farklı pH larda Fenton denemeleri. | 69 |
| 9.14: Farklı pH larda Fenton Prosesi çalışması. | 69 |
| 9.15: 5 mM ve 2,5 mM Fe ⁺² ve 30 mM H ₂ O ₂ ile sadece HDK,sadece Fenton ve Fenton+HDK karşılaştırması. | 70 |
| 9.16: Farklı Fe ⁺² konsantrasyonlarındaki KOİ giderim verim grafiği. | 71 |
| 9.17: 5 mM Fe ⁺² ve 30 mM H ₂ O ₂ Fenton + Kavitasyon. | 71 |
| 9.18: 2.5 mM Fe ⁺² ve 30 mM H ₂ O ₂ Fenton + Kavitasyon. | 72 |

| | | |
|-------|---|----|
| 9.19: | 2.5 mM Fe ⁺² ve 30 mM H ₂ O ₂ Fenton + Kavitasyon + PAC. | 72 |
| 9.20: | 5 mM Fe ⁺² ve 30 mM H ₂ O ₂ Fenton + Kavitasyon + PAC. | 73 |

TABLolar DİZİNİ

| <u>Tablo No:</u> | <u>Sayfa</u> |
|---|---------------------|
| 2.1: Kiři bařına dūřen katı atık miktarları. | 8 |
| 2.2: Evsel katı atıkların tipik kütlesel kompozisyonu. | 9 |
| 2.3: Kentsel katı atıkların nem içeriği. | 9 |
| 3.1: Asit ve Metan Fazlarında Konsantrasyonları Değişen Parametrelerin Ortalama Değerler. | 18 |
| 3.2: Asit ve metan fazındaki çöp sızıntı sularında ortalama kirletici konsantrasyonları. | 18 |
| 4.1: Sızıntı Suyu Kompozisyonu. | 23 |
| 4.2: Sızıntı Suyu Kompozisyonunun Zamana Bağlı Değişimi. | 27 |
| 4.3: Genç ve Olgun Sızıntı Suyu Karakteri. | 28 |
| 8.1: Fenton oksidasyon deneyleri için işletme parametrelerinin değişimi. | 52 |
| 8.2: Kullanılan sızıntı suyunun karakterizasyonu. | 53 |
| 8.3: Tüplerin boyutu ve numune miktarına göre eklenecek parçalama çözeltisi miktarı. | 54 |
| 8.4: BOİ ölçüm Aralığı tablosu. | 56 |
| 9.1: Sabit 5 mM Fe ⁺² konsantrasyonu ve farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonları. | 58 |
| 9.2: Sabit 10 mM Fe ⁺² konsantrasyonu ve Farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonları. | 59 |
| 9.3: Sadece H ₂ O ₂ ve farklı konsantrasyonlarda Fe ⁺² ve H ₂ O ₂ denemeleri. | 60 |
| 9.4: Sabit 7,5 mM Fe ⁺² konsantrasyonu ve farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonları. | 61 |
| 9.5: 3 mM Fe ⁺² konsantrasyonu ve farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonları. | 62 |
| 9.6: Sabit 6,75 mM Fe ⁺² Konsantrasyonu ve Farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonları. | 62 |
| 9.7: 5mM Fe ⁺² konsantrasyonu ve farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonları. | 64 |
| 9.8: 5mM Fe ⁺² ve farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonlarıyla kinetik alışması. | 65 |
| 9.9: Sabit 30 mM H ₂ O ₂ konsantrasyonu ve farklı Fe ⁺² ile kinetik çalışması. | 67 |
| 9.10: 5 mM Fe ⁺² ve 30 mM H ₂ O ₂ ile değişik pH larda Fenton denemeleri. | 68 |
| 9.11: Farklı Fe ⁺² konsantrasyonları ve 30 mM H ₂ O ₂ Fenton Proses denemeleri ve HDK karşılaştırması. | 70 |
| 9.12: Farklı Fe ⁺² ve H ₂ O ₂ konsantrasyonlarında deney sonunda ölçülen | |

1. GİRİŞ

Nüfus artışına paralel olarak gelişen endüstriyel, evsel, tarımsal ve daha birçok alandaki yapılan faaliyetler üretim ve tüketim alışkanlığının bir sonucu oluşan atıkların miktar ve çeşidi her geçen gün artış göstermekte ve beraberinde yoğun kirlenmeyi de getirmektedir. Bu kirlenme karşısında doğal çevrenin korunmasında mevcut olan klasik arıtma teknolojileri çoğu zaman yetersiz kalmaktadır. Atıkların toplanması, taşınması ve çevreye zarar vermeden bertaraf edilmesi ya da bu atıkların azaltılması için dünyada birçok farklı yöntem kullanılmaktadır. Uygulanan bu yöntemlerin bazıları yakma, kompostlama, piroliz, düzenli depolama veya arazi doldurma şeklinde sıralanabilir.

Düzenli depolama katı atık bertarafında kullanılan en yaygın yöntemlerden biridir. Düzenli depolama yöntemi atığın kontrollü şartlar altında inert ve stabilize olmuş maddelere dönüşüncüye kadar ayrışmasına olanak sağlamaktadır. Fakat bu yöntem de sızıntı suyu oluşumuna neden olmaktadır. Katı atıklardan meydana gelen sızıntı suyu; çöplerden çıkan sıvı ve çözünmüş maddeler olarak tanımlanır. Başka bir deyişle katı atık içinde bulunan büyük miktarlardaki organik maddelerin anaerobik ve aerobik mikroorganizmalarca daha küçük parçalara ayrışmasıyla ortaya çıkan çözünmüş haldeki maddeler veya sıvıdır.

Katı atık düzenli depo sahalarındaki sızıntı suyu miktarı; yüzey suyu kontrolü, nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesi, depolanan atığın nem muhtevası, iklim şartları ve depo yaşı gibi parametrelere bağlı olarak değişir. Bu sebeple ne kimyasal ne de biyolojik arıtma prosesleri deponi alanının kullanım süresi boyunca tek başlarına uygulanmasında yeterli olmamaktadır. Sızıntı suyunun arıtımı için seçilecek yöntemin bulunmasında birçok parametre önemlidir. Bu parametreler arasında deşarj standartları, sızıntı suyunun karakteri, maliyet ve teknolojik gelişmeler başlıca etkenler olarak görülmektedir. Arıtma tesisinin verimi sızıntı suyunun karakterine bağlı olarak farklılık göstereceğinden, uygulanan sistemin güncellenebilir ve gelecek yıllarda değişen teknoloji ve deşarj standartlarını sağlayabilecek niteliklere sahip olması gerekmektedir.

Genel olarak katı atık depo sahalarındaki atıklar evsel, ticari ve karışık endüstriyel atıkların birleşiminden oluşmaktadır. Bu sebeple sızıntı suyunu farklı kirletici gruplarını içeren bir çözelti olarak tanımlayabiliriz. Bu kirleticiler, çözünmüş organik maddeler, inorganik bileşikler, ağır metaller ve organik kirleticilerden oluşmaktadır [Kjeldsen et al., 2002]. Sızıntı sularında en fazla konsantrasyona sahip organik bileşik sınıfı genelde lipidlerin, proteinlerin ve karbonhidratların ayrışması sırasında üretilen ve uçucu yağ asitleri olarak adlandırılan organik asitlerdir ve bu organik asitlerin de neredeyse %90'a kadar olan bölümü başlıca asetik, propiyonik ve bütirik asitlerden oluşmaktadır. Sızıntı suları aminoasitler, proteinler, karbonhidratlar, AOX (absorplanabilen organik halojenler), fenolik ve hidroksi aromatik bileşikler gibi bir çok spesifik bileşenleri de içinde bulundurmaktadır [Berrueta et al., 1996]. Mevcut çalışmalarda sızıntı suyunun içerdiği kolloidlerin büyük bir kısmının 0,001-0,4 µm aralığında olduğu ve kolloidal maddelerin önemli bileşeninin TOK (Toplam Organik Karbon) olduğu belirlenmiştir [Jensen and Christensen, 1999]. Sızıntı suları düşük konsantrasyonlarda fosfor içerirken yüksek miktarlarda amonyum konsantrasyonu içermektedirler. Sızıntı sularında bulunan toplam azotun %60-90'ı amonyum azotundan oluşmaktadır. Deponinin anaerobik yapısı sebebiyle sızıntı sularında nitrit ve nitrat bulunmaz. Demir ve çinko gibi ağır metaller ise sızıntı sularında yüksek konsantrasyonlarda bulunabilir. Krom, nikel, bakır, kadmiyum, kurşun ve diğer ağır metaller demir ve çinkoya nazaran daha düşük konsantrasyonlarda bulunmaktadır. Kentsel katı atık deponi sahalarında meydana gelen sızıntı sularının içerisinde birçok toksik ve organik bileşenin bulunduğu literatürdeki mevcut çalışmalarla belirlenmiş ve sızıntı sularındaki bu bileşenlerin konsantrasyonlarının genellikle litrede mikrogram mertebesinde olduğu tespit edilmiştir [Jiménez et al., 2002],[Kjeldsen et al., 2002].

Sızıntı suyu ekosistemi ve insan sağlığını doğrudan etkilediğinden dolayı deşarj edilmeden önce arıtılması gerekmektedir. Sızıntı sularının arıtımı için belirlenen yöntemler biyolojik, fiziksel, kimyasal ve ileri arıtma yöntemleridir. Bu yöntemlerden herhangi birini tek başına kullanarak yüksek oranda arıtma verimi ve çıkış suyu kalitesi elde etmek oldukça zordur. Bunun için sızıntı sularının arıtımında genellikle kimyasal, biyolojik ve fiziksel-kimyasal proseslerin kombinasyonu önerilmektedir. Sızıntı sularının arıtımında kullanılan kimyasal yöntemler kimyasal çöktürme,

koagülasyon-flokülasyon ve kimyasal-elektrokimyasal oksidasyondur. Biyolojik yöntemler ise aerobik, anoksik ve anaerobik proseslerin bir kombinasyonudur. Fiziko-kimyasal yöntemlerde genelde sızıntı suyundan biyolojik olarak giderilemesi zor olan maddeleri giderebilmek için biyolojik yöntemlerle birlikte kullanılırlar. İleri arıtma yöntemlerinde ise membran teknolojileri ve adsorpsiyon kullanılmaktadır. Bu teknolojilerin (ters osmoz, nanofiltrasyon, aktif karbon gibi) başlıca problemleri, yönetimin karmaşıklığı ve yüksek maliyettir. Çünkü bu tür sistemler, sınırlı ekonomik şartlar altında sıklıkla kullanılmayan yüksek özellikte laboratuvar şartları ve fazla maliyet gerektirir.

Atıksuların arıtılmasında son zamanlarda dikkati çeken oksidasyon proseslerinden bir tanesi de kavitasyon prosesidir. Bu proses aşırı derecede reaktif serbest radikaller, yüksek sıcaklığa sahip bölgeler oluşturması ve sıvı sirkülasyonuna dayanan turbülans sebebiyle oksidasyon işlemlerinin yapılması için etkili bir yöntem olarak görülmektedir. Mikro kabarcıkların aniden oluşup, hemen içeriye doğru çökmeleri yüksek sıcaklık ve basınç oluşumuna yol açar. Bu esnada şok dalgaları şeklinde muazzam bir enerji açığa çıkar ve bu enerji olayın hemen çevresindeki kimyasalların parçalanmalarına yol açar. Kavitasyonun son zamanlardaki en önemli uygulaması ise hidrodinamik kavitasyondur (HDK).

HDK ile klasik oksidasyon sistemlerine göre çok daha az kimyasal madde harcanmaktadır. Özellikle kütle transferindeki avantajlarından dolayı reaksiyonlar çok kısa sürede tamamlanmakta ve bu nedenle reaktör hacimleri küçülmekte ve harcanması gereken enerji miktarı da aynı oranda azalmaktadır. Dolayısıyla işletme kolaylığı, daha az kimyasal madde ve enerji sarfiyatı, daha az alan gereksinimi ve zorlu atıkların arıtılmasındaki gösterdiği başarı göz önüne alındığında, hidrodinamik kavitasyon reaktörlerin önemli bir arıtım alternatifi olabileceği düşünülmektedir.

HDK, çevre mühendisliği alanında arıtma çamurlarının dekompozisyonu, dezenfeksiyon, boyar madde ve toksik bazı kimyasalların arıtımı gibi alanlarda kullanılmaktadır. Daha önce yapılan çalışmalar genelde Hidrodinamik Kavitasyonun sadece tek bir özel maddenin (arıtma çamuru, boyar madde vb) arıtımına yöneliktir. Bu çalışmada ise biyolojik olarak güç arıtılan sızıntı suyu örneği üzerinden HDK'un diğer oksidasyon prosesleri ve arıtım sistemleri ile birlikte kullanılabilirliğinin araştırılması ve geliştirilmesi hedeflenmiştir.

Yapılan bir çalışmada Ozonlamanın Fenton prosesi ile kombinasyonu olgun katı atık depo sızıntı suyu arıtımında kullanılmıştır. Optimum işletim koşullarında verimlilik Fenton molar oranı, Fenton konsantrasyonu, pH aralığı ve reaksiyon zamanı değerlendirilmiştir [Abu Amr and Aziz, 2012].

Perlit ve Bentonit gibi doğal ve düşük maliyetli maddeler hızlandırıcı görevinde kullanılarak yapılan bir çalışmada Alum ile koagülasyon yapılan bir kimyasal arıtma prosesi kullanılmıştır [Raghab et al., 2013].

Gerçekleştirilen başka bir çalışmada ise 3 farklı KOİ konsantrasyonuna sahip atıksuyun KOİ yükleme faktörü ile seçilen uygun parametreler arasındaki korelasyonu belirlemek için KOİ giderim kinetiği, toplam KOİ giderimi, KOİ giderimi için H₂O₂ kullanımı, sızıntı suyunun biyolojik olarak bozunabilirliği ve arıtımda kullanılan kimyasal maddelerin bütün maliyeti ölçülmüş ve sızıntı suyundaki deneysel KOİ giderimi H₂O₂'de sağlanan O₂ miktarına bağlı olarak optimum KOİ yüklemesi belirlenmiştir [Singh et al., 2013].

Hidrodinamik Kaviteasyon ve İleri Arıtma Teknolojilerinin Kombinasyonunun kullanılmasına dayalı Birleşik Arıtma Teknolojisi'nin triazofos giderimi için kullanıldığı bir çalışmada sadece hidrodinamik kaviteasyon kullanılarak triazofosun maksimum bozunurluğunu sağlamak için pH 3 ve 5 bar basınçta optimum şartları sağlanmış ve hidrodinamik kaviteasyonun tek başına kullanımı triazofos için tam bir bozunma sağlayamamıştır [Gogate and Patil, 2015].

Bir dezenfeksiyon aracı olarak hidrodinamik kaviteasyonun zooplanktonlar üzerindeki etkisinin incelendiği bir çalışmada kaviteasyonun deniz suyundaki zooplanktonların %80'inden fazlasını öldürdüğü belirlenmiştir [Gogate and Kabadi, 2009]. Gram negatif ve gram pozitif bakterilerinin dezenfeksiyonu için kaviteasyon jet teknolojisinin (DYNAJETS) kullanıldığı diğer bir çalışmada ise; hidrodinamik jetin bu türlerin konsantrasyonlarının azaltılmasında etkili olduğu bulunmuştur. Nozul tasarımı ve işletme basınçlarının optimizasyonu enerji başına dezenfeksiyon oranlarını birkaç kat daha artırdığı belirtilmiştir. Enerji verimi bakımından hidrodinamik kaviteasyon jetin, ultrasonik sistemlerden 10-100 kat daha fazla verimli olduğu saptanmıştır [Lorraine et al., 2012].

Bir çalışmada aktif çamurun bozunumu için hidrodinamik kaviteasyonun yeni devir jeneratör olduğunu göstermiş olup hidrodinamik kaviteasyonla aktif çamurun

biyogaz üretiminin arttırıldığı gözlenmiştir. Ekonomik fizibiliteler de gösteriyor ki enerji tüketimi aktif çamurun bozulmasına bağlı olarak biyogaz üretim potansiyelinden kazanılabilir. Aktif çamurun daha etkin bozunmasının diğer etkileri ise:

- Aktif çamurun anaerobik çürütücüdeki daha kısa alıkonma süresi (daha küçük çürütücü hacmi ve daha az işletme maliyeti).
- Daha iyi çamur çürütmenin sağlanması (taşıma ve bertaraf sürecinde daha az maliyet ve daha kolay susuzlaştırabilme imkanı) Tüm bu etkiler atık çamur arıtma tesislerinde daha iyi atık çamur yönetimini ve işletme maliyetini düşürme imkanı sağlar.

Hidrodinamik Kavitasyon ve İleri Arıtma Teknolojilerinin kombinasyonunun kullanılmasına dayalı Birleşik Arıtma Teknolojisi'nin triazofos giderimi için kullanıldığı bir çalışmada sadece hidrodinamik kavitasyon kullanılarak triazofosun maksimum bozunurluğunu sağlamak için pH 3 ve 5 bar basınçta optimum şartlar sağlanmıştır ve hidrodinamik kavitasyonun tek başına kullanımı triazofos için tam bir bozunma sağlayamamıştır [Gogate and Patil, 2015].

2. KATI ATIK

Katı atık, ticari, evsel ve endüstriyel faaliyetler sonucu meydana gelen ve tüketicisi tarafından artık işe yaramadığı gerekçesiyle atılan fakat çevre ve insan sağlığı yanında diğer toplumsal faydalar nedeniyle düzenli biçimde uzaklaştırılması gereken maddeler olarak tanımlanabilir [Tchobanoglous et al., 1993]. Kavramın en belirleyici özelliği, üreticisinin veya kullanıcısının maddeyi gözden çıkartması ya da bu amaca sahip olmasıdır. Atık yönetimi literatüründe katı atık kavramı gaz, sıvı veya radyoaktif atıklar dışındaki atıklar için kullanılıyor olsa da, katı atıkların yeniden işleme ve üretim sürecine sokulması sebebiyle artık daha fazla atık anlamı taşımayan katı ya da yarı katı maddeler için de kullanılmaktadır [Jaffe et al., 2005].

2.1. Katı Atık Çeşitleri

- Evsel Katı Atıklar : Hem bozunabilen hem de ayrışma özelliği olmayan evsel kökenli maddelerdir.
- Evsel Katı Atık Sınıfına Girmeyen Maddeler : Aşağıdaki maddeler evsel katı atık sınıfına girmemektedirler:
 - Her türlü pil ve batarya
 - Flouresan ampul dahil her türlü ampul
 - Çözücüler
 - Pas gidericiler
 - Her türlü yağlar
 - Her türlü ilaç
 - Her türlü deodorant, sprej
 - Her türlü tarım ve haşere ilacı
 - Metal parçaları, elektrik ve sıhhi tesisat malzemeleri, vb.
- Endüstriyel Katı Atıklar : Endüstriyel işlemler sonucu oluşan atıklardır.

- Tıbbi Atıklar : Ünitelerden kaynaklanan patolojik ve patolojik olmayan, enfekte kimyasal ve farmasotik atıklar ile kesici-delici malzemeler ve sıkıştırılmış kaplar.
- Radyoaktif Atıklar : Radyoaktif maddelerden oluşan veya radyoaktif maddeler içeren maddelerdir.
- Gıda Atıkları : Gıda servisi, pişirme, hazırlama, satış, depolama ve taşıma sonucu ortaya çıkan hayvansal ve bitkisel kökenli (organik) ve ayrışabilen maddelerdir.
- Ayrışmayan Katı Atıklar : Odun, saman, kağıt, mukavva gibi yanabilen ve tuğla inşaat molozu, konserve kutuları, metal ve cam eşyalar gibi maddelerden oluşan atıklardır.
- Küller : Maddenin tamamen etkili bir şekilde yanması sonucu oluşan kalıntılardır.
- Stok Atıkları : Yol temizliğinden çıkan kısmen yanabilen, fakat ayrışmaya uygun olmayan atıklardır.
- Gübre : At, eşek, inek gibi evcil hayvanların dışkılarından oluşan maddelerdir.
- Pestisit Atıkları : İmalat, taşıma veya pestisitlerin kullanımıyla ortaya çıkan atıklardır.
- Özel Atıklar : Tehlikeli maddelerden oluşan veya bu maddeleri içeren katı ya da sıvı maddelerdir.
- Maden Atıkları : Madencilik endüstrisi prosesleri sonucu ortaya çıkan büyük miktarlarda atıklardır. İşlem görmüş ve görmemiş minerallerden oluşan yağmurla beraber taşınan, büyük kütlelerden sızan ve bünyesinde zehirli maddeleri de taşıyan, suyun yapısını da bozabilen atıklardır [Tchobanoglous et al., 1993].

2.2. Katı Atıkların Özellikleri

Katı atıkların özellikleri, alternatif donanım ihtiyaçları, sistemleri, atık geri kazanımı ve atık yönetim program ve planlarının değerlendirilmesi açısından büyük önem taşımaktadır.

2.2.1. Fiziksel Özellikleri

- Miktarı
- Kompozisyonu
- Partikül Boyutu
- Nem İçeriği

2.2.2. Katı atık miktarı

Miktar belirlenmesi, toplanan katı atıkların tartımı ve nüfus ilişkisinden yararlanılarak yapılır. Katı atıkların miktarı sosyal seviye, hayat standardı ekonomik yapı, beslenme alışkanlıkları, moda akımları gibi çeşitli faktörlere bağlı olarak değişim gösterir. Genel olarak gelişmekte olan ülkelerde kişi başına düşen atık miktarı, gelişmemiş ülkelere oranından daha fazladır [Tchobanoglous et al., 1993]. Türkiye’de kişi başına üretilen katı atık miktarları Tablo 2.1’de verilmiştir.

Tablo 2. 1. Kişi Başına Düşen Katı Atık Miktarları.

| Nüfus | Katı Atık Miktarı (kg/kişi/gün) |
|-------------------|---------------------------------|
| >1.000.000 | 0.5-2.0 |
| 100.000-1.000.000 | 0.5-1.5 |
| <1.000.000 | 0.5-1.0 |
| Turist Beldeler | 1.0-2.0 |

2.2.3. Katı atıkların birim hacim ağırlığı

Katı atık üretim hızının fazla olduğu gelişmiş ülkelerde birim hacim ağırlığı düşüktür. Bunun nedeni atık akımında yüksek oranda buluna kağıt, plastik ve cam gibi materyallerin geniş boşluk oranına ve düşük nem miktarına sahip olmasıdır [TÜRKER and Pakmaya, 2008]. Farklı yerlerde yapılan çalışmalar sonucu, evsel katı atıkların kütleli kompozisyonu aşağıdaki tablo 1.2’de verilmiştir.

Tablo 2. 2 Evsel Katı Atıkların Tipik Kütlesel Kompozisyonu.

| Bileşen | Aralık | Tipik(%) |
|------------------------|---------------|-----------------|
| Yiyecek Artıkları | 6-24 | 14 |
| Kağıt | 15-45 | 34 |
| Karton | 3-15 | 7 |
| Plastik | 2-8 | 5 |
| Tekstil | 0-4 | 2 |
| Lastik | 0-2 | 0.5 |
| Deri | 0-2 | 0.5 |
| Bahçe süprüntüsü | 0-20 | 12 |
| Tahta | 1-4 | 2 |
| Çeşitli organikler | 0-5 | 2 |
| Cam | 4-16 | 8 |
| Teneke kutular | 2-8 | 6 |
| Demir olmayan metaller | 0-1 | 1 |
| Demirli metaller | 1-4 | 2 |
| Kül ,tuğla vs. | 0-10 | 4 |

2.2.4. Katı atıkların nem içeriği

Katı Atıkların nem içeriği genellikle yaş veya kuru maddenin biçim ağırlığı başına nem ağırlığı olarak açıklanır.

Tablo 2. 3 Kentsel Katı Atıkların Nem İçeriği.

| Bileşenler | Sınır Değerleri (%) | Ortalama (%) |
|-------------------|----------------------------|---------------------|
| Yemek Atıkları | 50-80 | 70 |
| Kağıt | 4-10 | 6 |
| Mukavva | 4-8 | 5 |

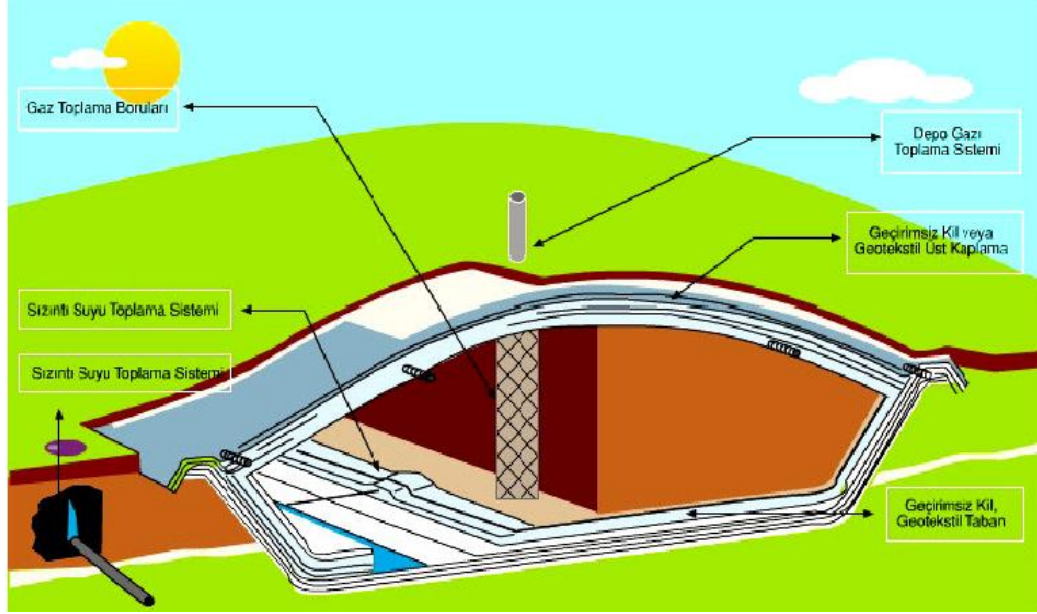
Tablo 2. 3 :Devam.

| | | |
|-----------------------------|-------|----|
| Deri | 8-12 | 10 |
| Bahçe Süsü | 30-80 | 60 |
| Plastik | 1-4 | 2 |
| Tekstil | 6-15 | 10 |
| Lastik | 1-4 | 2 |
| Odun | 15-40 | 20 |
| Cam | 1-4 | 2 |
| Teneke Kutu | 2-4 | 3 |
| Demir İçermeyen Metaller | 2-4 | 3 |
| Toz,Kül,Tuğla | 6-12 | 8 |
| Evsel Katı Atık | 15-40 | 20 |
| Demir İçeren Metaller | 2-6 | 3 |

Katı atıkların bertaraf edilmesinde atık bileşimi, içeriği ve miktarı en önemli parametrelerdir. Bundan dolayı ilk önce ele alınması gereken parametreler bunlardır. Bu parametrelerin değerlendirilmesi sonucunda, ekonomik koşullar da göz önüne alınarak giderilme yöntemi belirlenmektedir.

3. DÜZENLİ DEPOLAMA

Düzenli depolama, katı ve tehlikeli atıkların çevreye zarar vermeden arazide bertarafı için geliştirilen bir mühendislik çözüm yöntemidir. Atıkların estetiği bozucu görünüşlerini, koku çıkarmasını, hastalık taşıyıcı mikroplarının çevreye dağılarak çevre sağlığını tehdit etmesini en basit ve ucuz şekilde önlemek için yeraltına belli mühendislik prensiplerine uygun olarak gömülmesi işlemidir(Baştürk 1976). Günümüzde ise, bu tanım katı atıkların, kamu baskısını ve yer seçim kriterlerini mühendislik anlayışıyla dikkate alarak belirlenen uygun alanlarda, yeraltısuyunun ve topoğrafyanın özelliklerini göz önünde bulundurarak daha önceden belirlenmiş tekniklerle yeraltına gömülmesi, atıklardan oluşacak sızıntı suyunun ve gaz emisyonlarının kontrolü ve depolama işlemi tamamlandıktan sonra belli periyotlarda depolama alanının çevre kirliliği açısından takibi ve kontrolü işlemlerinin tümü olarak tanımlanabilir [Tchobanoglous et al., 1993]. Düzenli depolama, katı atık yönetim sisteminin ayrılmaz bir parçasıdır. Atık geri dönüşüm ve geri kazanımı ile sağlanacak azaltım oranı ne olursa olsun, kentsel katı atığın bir kısmı mutlaka atık depolama tesislerine verilmek durumundadır. Düzenli depolama, katı atık yönetiminin tarihi gelişimi süreci içinde en basit, ucuz ve yaygın bertaraf yöntemi olma özelliğini sürdürmektedir. Depolama sahasının yapısı genel hatlarıyla Şekil 3.1.'de verilmiştir.



Şekil 3. 1 Düzenli depolama alanı ile ilgili birimler.

Düzenli depolama sahasının temel yapısı Şekil 3.1.'de de görüldüğü gibi;

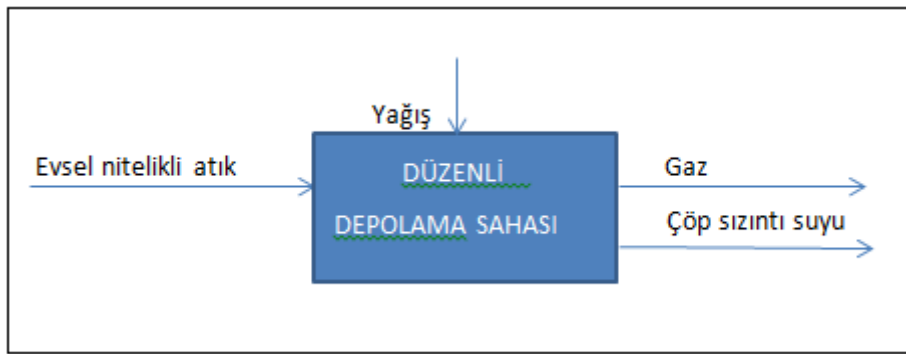
- Yüzeş suyu drenajının sağlanması
- Sıkıştırma, günlük örtü toprağı ve son örtü
- Taban geçirimsizliğinin sağlanması
- Sızıntı suyu ve gazlar için drenaj sistemleri
- Doğru işletme yapılmasından oluşur.

Düzenli depolama sahaslarının yukarıda bahsedilen ve temelini oluşturan bu yapılar , atıkların depolandığı alanlarda oluşan fiziksel, kimyasal ve biyolojik olayların ürünleri olan depo gazı ve sızıntı sularının denetimi ve gözetimi için oluşturulmaktadır. Düzenli depolama sahaslarının iyi bir şekilde projelendirilmesi ve işletilebilmesi için depo sahaslarında oluşan bu olaylar çok iyi bir şekilde bilinmeli ve durum ona göre planlanmalıdır.

3.1. Atıkların Ayrışması

Depo sahası ve katı atık özellikleri ile sızıntı suyu üretimi arasında bir bağ kurulmak istendiğinde, katı atığın stabilizasyonu ile biyolojik ayrışma fazları

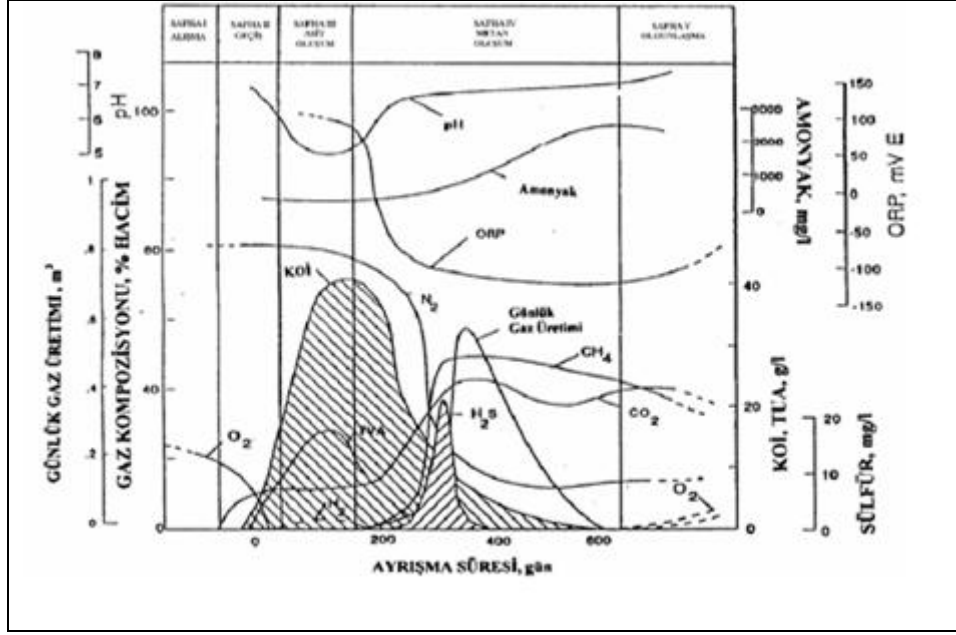
arasındaki ilişkinin tanımlanmasına ve değerlendirilmesine ihtiyaç vardır. Bu fazları tanımlayıcı olaylar, depo sahalarında değişik zamanlarda meydana gelebilir. Fazların sürelerinin tahmininde, rutubet miktarı, organik madde oranı, nutrient kullanımı, inhibitörler ve depo sahasına özgü faktörler önemli rol oynar. Gerçekte, depo sahasının her yeri aynı yaşta değildir. Farklı kısımlar yaş farklılığı nedeniyle farklı özelliklere sahiptir ve katı atığın ayrışmasındaki fazların tanımlanmasını sağlamıştır. Depo sahasının stabilizasyonu süresince sızıntı suyu ve gaz karakterindeki değişim; atığın stabilizasyon derecesini yansıtır [Küçükgül, 1999].



Şekil 3. 2 Düzenli depo alanlarında madde dönüşümü.

Düzenli depolama sahalarında meydana gelen ayrışma prosesleri çok yavaş bir şekilde gerçekleşir ve ayrışma hızı, nem, sıcaklık ve pH gibi pek çok faktöre bağlı olarak farklılık göstermektedir. Bundan dolayı depo sahalarında meydana gelen ayrışma proseslerinin hızlandırılması ve atıkların ayrışması için gerekli optimum şartların sağlanması için birçok farklı yöntem geliştirilmiştir. Nem içeriğinin biyolojik ayrışma sürecini etkileyen en önemli faktörlerden biri olması ve atıkların nem içeriğinin artırılmasının uygulama açısından daha kolay olmasından dolayı bu yöntem yaygın olarak kullanılmaktadır [Reinhart, 1996; Reinhart and Al-Yousfi, 1996].

Depo sahalarındaki biyolojik stabilizasyon, hemen hemen tamamen anaerobik ortamlarda gelişir. Bu sebeple stabilizasyon fazları, anaerobik ayrışma fazları ile birlikte incelenir. Bu fazlar katı atık depolama sahası için, başlangıç, geçiş, asit, metan ve olgunlaşma fazları olarak tanımlanmıştır [Farquhar and Rovers, 1973],[Bendz et al., 1997].



Şekil 3.2 Düzenli depolamada katı atık ayrışma evreleri

3.1.1. Başlangıç fazı

Organik maddelerin aerobik ortamda bozunması genellikle çöp sahası içerisinde mevcut oksijen miktarının yetersiz olmasına bağlı olarak ve atığın yüksek oksijen talebi nedeniyle sınırlı bir süredir. Çöp sahasının, kısmen havalı ortamda ayrışan tek bölümü üst katmandır. Burada oksijen, taze çöp arasında sıkışmış ya da yağmur suyu tarafından getirilmek sureti ile sağlanır. Bu evrede proteinlerin bozunarak aminoasitlere, böylece organik maddenin karbondioksit, su, nitrat ve sülfatlara dönüştüğü gözlenmektedir. Bu evrede biyolojik oksidasyonun dışarıya ısı vererek oluşması nedeni ile yüksek sıcaklıklara ulaşılabilir. Aerobik bozunma evresi genellikle kısadır ve bu evrede çöp sızıntı suyu oluşumu olmaz [Andreottola and Cannas, 1992].

3.1.2. Geçiş fazı

Saha kapasitesine ulaşılmaması sonucunda, stabilizasyonun ikinci fazı olan geçiş fazı başlamaktadır. Bu fazda gözlenen en önemli olay çöp sızıntı suyunun oluşmaya başlamasıdır. Aerobik şartlardan anaerobik şartlara geçilmesi sonucu, anaerobik ayrışmanın ilk kademesi olan hidroliz, bu fazda meydana gelir [Küçükgül, 1999].

Geçiş fazı olarak tanımlanan ikinci fazda oksijen tükenir ve anaerobik şartlar oluşmaya başlar. Depo sahasının anaerobik şartlara geçmesi ile biyolojik reaksiyonlar sonucu elektron alıcı olarak görev yapan nitrat ve sülfat, azot ve hidrojen sülfür gazlarına indirgenir. Anaerobik şartların başlaması oksidasyon, redüksiyon potansiyelinin ölçülmesi ile gözlemlenebilir. Potansiyelin 50-100 mV civarında olması halinde nitrat ve sülfatın indirgenmesi başlar. 150-300 mV aralığında olması halinde metan üretimi başlar. Oksidasyon redüksiyon potansiyeli azalmaya devam ettikçe organik maddeleri CH_4 ve CO_2 'ye çeviren mikroorganizmalar üç kademeli prosese başlarlar. İkinci fazda sızıntı suyunun pH'ı organik asitler ve CO_2 konsantrasyonunun artması neticesinde düşer. Başlangıçtaki yüksek sülfat içeriği, redoks potansiyeli düştükçe yavaş yavaş azalabilir. Ortaya çıkan sülfidler, asit fermantasyonu ile çözünmüş olan demir, manganez ve ağır metalleri çökeltebilir. Ph'daki azalmaya uçucu yağ asitlerinin yüksek konsantrasyonu ve yüksek CO_2 kısmi basıncı neden olur. Çöp kütlesi içerisinde mevcut kolayca çözünebilir malzemelerin çöp sızıntı suyu haline dönüşmesi ve yine kolayca bozunabilir organik maddelerin mevcut olması nedeni ile anyon ve katyonların konsantrasyonu yüksektir. Bu evrede oluşan çöp suyu yüksek BOI_5 değerleri (genellikle $>10\ 000$ mg/l), yüksek BOI_5/KOI oranları (genellikle $>0,7$) ve asidik pH değerlerinde (tipik olarak 5-6) ve amonyak (genelde 500-100 mg/l) ile karakterize edilir [Küçükgül, 1999].

3.1.3. Asit oluşumu fazı

Bu fazda ikinci fazda başlayan mikrobiyolojik aktivite kullanılarak yüksek miktarda organik asitler ve daha düşük miktarlarda da hidrojen gazı üretilir. Uc kademedeki anaerobik ayrışma prosesinin birinci kademesi yüksek moleküllü bileşiklerin enzim reaksiyonları ile mikroorganizmaların enerji ve karbon kaynağı olarak kullanabileceği boyutlara gelir. Bu kademeye hidroliz denir. Prosesin ikinci kademesinde; (asit kademesi) birinci kademedede oluşan bileşikler mikrobiyolojik dönüşüm ile daha basit yapıları ara bileşiklere dönüşür. Üçüncü fazda ortaya çıkan gazın büyük bir kısmı CO_2 'dir ve düşük oranda hidrojen gazı da üretilir. Bu dönüşümde rol alan mikroorganizmalar fakültatif ve mecburi anaerobik

bakterilerdir. Bu mikroorganizmalar asit oluşturanlar olarak da adlandırılırlar. Sızıntı suyunun pH'ı organik asit ve CO₂ nedeniyle 5'in altına düşer. Sızıntı suyunun BOİ₅, KOİ ve iletkenlik değerleri bu fazda önemli ölçüde artar. Bu artışın nedeni sızıntı suyundaki organik asitlerin çözünmesidir. Ayrıca pH'ın düşük olması nedeniyle başta ağır metaller olmak üzere inorganik bileşiklerde çözünürler. Bu aşamada sızıntı suyu nütrientler ile birlikte uzaklaştırılır, eğer sızıntı suyu geri devirli değil ise depo sahasından nütrient kaybı olur. Eğer sızıntı suyu meydana gelmemiş ise asit oluşum fazında üretilen ayrışma ürünleri depo sahasında tutunmuş bileşikler halinde ve katı atık tarafından tutulan suyun içinde kalırlar [Andreottola and Cannas, 1992]. Asidik sızıntı suyu uçabilen yağ asitlerinin, kalsiyumun, demirin, ağır metallerin ve amonyağın büyük miktarlarda ortama karışmasını sağlar. Sonraki fazda yağ asitlerinin oluşumu düşerken metan gazı üretiminde artış görülür. Sülfat miktarı düşmektedir [Küçükgül, 1999].

Asit safhasında sızıntı suyunun pH'ı 4,5-6 değerleri arasında iken, metan fazına geçişle birlikte pH nötr değerlere ulaşmaktadır [Jensen and Christensen, 1999].

Asit fazında oluşan sızıntı suyunun KOİ değerinin 6000-60000 mg/l, BOİ₅ değerinin 4000-40000 mg/l, TOK değerinin 1500-25000 mg/l, AOX değerinin 540-3450 mg/l, organik azot değeri 10-4250 mg/l, NH₄-N değeri 30-3000 mg/l ve TKA değerinin 40-3425 mg/l arasında değiştiğini ve metan fazında diğer değerler azalırken, azot bileşiklerinin aynı kaldığı ifade edilmiştir [Benz et al., 1997].

3.1.4. Metan fazı

Ara ürünlerin (Asidik fazda oluşan) CH₄ ve CO₂'e dönüşmesi, pH'ın yükselmesi ve indirgenme–yükseltgenme potansiyellerinin en düşük değerlere inmesi bu fazda gerçekleşmektedir.

Bu fazda asit fazında oluşan asetik asit ve hidrojen, metan mikroorganizmaları tarafından CH₄ ve CO₂'e çevrilir. CH₄ mikroorganizmaları mecburi anaerobiktir. Dördüncü fazda metan ve asit oluşumu aynı anda devam eder, fakat asit oluşum kısmı önemli miktarda azalmıştır. Hidrojen ve asitlerin metan ve CO₂'e dönüşmesi sonucu pH değeri genellikle nötr civarında olmak üzere 6-8 aralığında

yükselmektedir. Sızıntı suyunun pH'ı artar, BOI_5 , KOI ve iletkenlik değerleri düşer. Ph'ın yükselmesine bağlı olarak inorganik maddelerin çözünmüş fazda olan kısmı da azalır ve sonuç olarak ağır metal konsantrasyonu düşer [Küçükgül, 1999].

Dördüncü anaerobik bozunma evresi metanojenik bakteriler tarafından sağlanan metanojenik fermantasyon ile karakterize edilir. Metanojenik bakterilere uygun olan pH aralığı son derece sınırlıdır ve 6-8 aralığında değişir. Çöp suyunun kompozisyonu neredeyse nötr sayılacak pH değerleri, uçucu yağ asitlerinin ve toplam çözünmüş katı maddelerin düşük konsantrasyonu ile karakterize edilirken, biyogaz genellikle %50'den daha fazla metan içerir. Bu durum, organik maddelerin büyük bölümünün çözünebilirliğinin, katı atık stabilizasyonu sürecinin yıllarca devam edecek olmasına karşın, depo sahasının işletiminin bu evresinde azalmış olduğunu onaylamaktadır. Bu evre esnasında üretilen sızıntı suyu nispeten düşük BOI_5 ve düşük BOI_5/KOI oranları ile karakterize edilir [Andreottola and Cannas, 1992].

Son aşamada ise metan bakterilerinin faaliyetleri artar ve metan üretimi başlar. Bu aşamada iki cins metan bakteri grubu etkindir. Bunlardan asetofilik bakteriler asetik asitten elde edilen asetatı kullanarak metan üretirken hidrojenfilik bakteriler metan üretimi için hidrojeni kullanırlar

Mikrobiyolojik durumların farklılaşmasından , sülfat değerleri de etkilenmekte olup işletme içindeki depo sahalarında, asidik fazdaki yüksek organik asit, pH'ın düşmesine ve inorganik maddelerin çözünürlüğünün artmasına neden olmaktadır. Tablo 3.1'de asit ve metan fazlarında konsantrasyonları değişen parametrelerin yaklaşık değerleri ve aralıkları verilmektedir [Kulikowska and Klimiuk, 2008]. Sülfatlarda meydana gelen azalma çöp sızıntı suyunda mevcut çeşitli ağır metallerin çökmesini sağlayabilir. Depo faaliyetinin ilk fazı esnasında yüksek düzeyde organik asit üretiminin neden olduğu düşük pH değerleri yüzünden yüksek düzeyde bir metal çözünürlüğü mevcut iken, depo sahasının yası ilerledikçe, pH'ta meydana gelen artış, çözünürlüğe sebep olur. Organik bileşiklerin ayrışması eser miktarlarda bulunan metallerin çözünmesini teşvik eder. Azot, oksijen ve kükürt içeren organik bileşiklerin çoğu metaller ile çözünebilir kompleksler oluşturabilir ve böylece metal konsantrasyonlarını arttırabilirler [Andreottola and Cannas, 1992].

Tablo 3.1: Asit ve Metan Fazlarında Konsantrasyonları Değişen Parametrelerin Ortalama Değerler.

| Parametreler | Ortalama Değer | Değer Aralıkları |
|-----------------------|----------------|------------------|
| Asidik Faz | | |
| pH | 6.1 | 4.5-6.5 |
| BOİ ₅ mg/L | 13000 | 4000-40000 |
| KOİ mg/L | 22000 | 6000-60000 |
| SO ₄ mg/L | 500 | 70-1750 |
| Metan Fazı | - | - |
| pH | 8 | 7.5-9 |
| BOİ ₅ mg/L | 180 | 20-550 |
| KOİ mg/L | 3000 | 500-4500 |
| SO ₄ mg/L | 80 | 10-420 |

Tablo 3. 1 Asit ve metan fazındaki çöp sızıntı sularında ortalama kirletici konsantrasyonları.

| Parametre | Birim | Metan Fazı | Asit Fazı |
|--------------------|-------|------------|-----------|
| BOİ ₅ | mg/L | 980 | 38500 |
| KOİ | mg/L | 2200 | 43300 |
| TOK | mg/L | 1300 | 17000 |
| TKA | mg/L | 580 | 1060 |
| NH ₄ -N | mg/L | 335 | 610 |
| Toplam-P | mg/L | 19 | 43 |
| AOX | µg/L | 1280 | 1690 |
| Ca | µg/L | 230 | 2510 |
| Fe | µg/L | 40 | 650 |
| K | µg/L | 950 | 1090 |
| Mg | µg/L | 90 | 170 |
| Na | µg/L | 1000 | 1210 |
| S | µg/L | 23 | 160 |
| Al | µg/L | 2560 | 270 |

Tablo 3. 2:Devam.

| | | | |
|-----------|-----------------|------|-------|
| As | $\mu\text{g/L}$ | 40 | 83 |
| Ba | $\mu\text{g/L}$ | 430 | 130 |
| Co | $\mu\text{g/L}$ | 100 | 740 |
| Cu | $\mu\text{g/L}$ | 690 | 58 |
| Mn | $\mu\text{g/L}$ | 780 | 67500 |
| Pb | $\mu\text{g/L}$ | 370 | 10 |
| Zn | $\mu\text{g/L}$ | 1960 | 26010 |

Asit ve metan fazdaki çöp sızıntı suyunun kirletici konsantrasyonları arasındaki farkları belirlemek amacıyla yapılan çalışma sonucunda BOİ, KOİ, pH, SO₄ ve bazı metallerin konsantrasyonları çöp sızıntı suyunun asit veya metan fazda olmasına bağlı olarak farklılık göstermiştir; NH₃-N, TKA, alkalinite, fosfor, Cl ve bazı metallerin konsantrasyonları ise bir değişim göstermemiştir[Bendz et al., 1997].

3.1.5. Olgunlaşma Fazı

Biyolojik olarak ayrışabilen maddelerin karbondioksit ve metana dönüştürülmesinden sonra başlayan fazdır. Depo gazı üretim oranı kayda değer şekilde azalmaktadır. Bunun sebebi mevcut nütrientlerin çoğu metanojenik faz boyunca sızıntı suyuyla birlikte uzaklaştırılmıştır ve kalan substratlar biyolojik olarak yavaş bozunabilenlerdir. Olgunlaşma fazı boyunca, sızıntı suyu biyolojik olarak işlenmesi zor olan hümik ve fulvik asitleri içermektedir(Warith 2003). Birkaç gün kadar süren ilk aerobik safhadan sonra diğer safhalar sırasıyla, ay, yıl ve on yıl kadar sürebilir[Top et al., 2011].

Katı atık düzenli depo sahalarında meydana gelen başlıca olaylar;

- Biyobozunur maddelerin ayrışması,
- Organik ve inorganik bileşiklerin oksidasyonu,
- Gaz oluşumu,
- Suyla atıkların çözünmesi ve taşınımı
- Atık yüzeyinde tutunma,

- Suyun hidrolik hareketi,
- Depo sahasında oluşan çökmeler olarak sınıflandırılabilir [Bilgili, 2006].

4. SIZINTI SUYU

Katı atık içerisindeki birçok organik madde biyolojik olarak ayrışabilir olup aerobik ve anaerobik mikroorganizmalarca daha basit organik bileşiklere parçalanabilir ve bundan dolayı sızıntı suyu oluşur [El-Fadel et al., 1997]. Sızıntı suyu, katı atıktan süzölmüş, içinde çözünmüş ve askıda maddelerin ekstrakte olan kısmı olarak tanımlanabilir. Katı atıkların depolandığı alanlarda sızıntı suyu; yağmur, yüzey drenajı ile atıkların bozunumundan oluşan sıvılar ile yeraltısu, yeraltındaki kaynaktan giren su gibi dış kaynaklı olarak depolama alanına giren sıvılardan oluşmaktadır [Nordin and Amalina, 2006].

Sızıntı suyu ; demir, kadmiyum manganez ve kurşun gibi ağır metal içeriğine bağlı olarak toksik atıklarla7 benzer özellikte olabilir [Guerrero et al., 2013].Sızıntı suyunun flora ve fauna üzerindeki ters etkileri kadar, insan sağlığı üzerinde de kanserojen etkiler, nöro toksidite, böbrek hasarı, bağışıklık hasarı, sindirim hastalıkları gibi kötü etkilere sahiptir [Nordin and Amalina, 2006].

4.1. Sızıntı Suyu Oluşumu

Sızıntı suları yapılan her çalışmada, düşük pH değeri, yüksek biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve toksik kimyasal maddelerin bulunması ile karakterize edilmiş yüksek kirliliğe sahip atıksular olarak tanımlanmışlardır. Katı atıkların düzenli depolandığı sahalarda biyolojik, fiziksel ve kimyasal olayların oluşması sonucu katı fazdan sıvı ve gaz faza madde geçişleri olmaktadır. Sızıntı suyu katı atıklardan gelen bir su akıntısıdır ve çözünebilir veya çözünemeyen bileşiklerin çöplerden süzölmesi ve depoda meydana gelen reaksiyonlar sonucu oluşmaktadır [Alpaslan and Dölgen, 2005].

Çöp içindeki biyolojik olarak ayrışabilen organiklerin mikrobiyal bozunması sonucu su açığa çıkmaktadır. Bu durum ise sızıntı suyu üretimi için çöp nem muhtevasına katkıda bulunur. Biyokimyasal su, hem anaerobik hem de aerobik su reaksiyonundan oluşur. Genel anlamda, aerobik koşullarda ayrışma anaerobik şarttakinden daha hızlı gerçekleşmektedir [Thian, 2005].

Sızıntı suyu oluşumu; doğrudan çökeltme, su mevcudiyeti, çöp bozunması ,yüzey akış ve sıvı atıkla beraber uzaklaştırılmayı kapsamaktadır [Thian, 2005]. Çökeltme ve yüzey akış, suyun deponi örtüsünden çöp tabakaları içerisine süzülmesine yol açar. Sızıntı suyu oluşumunu etkileyen; yoğunluk, miktar, süre ve sıklık gibi 4 yağmur karakteristiği vardır [Li et al., 2015]. Yağmur suyu miktarı; haftalık ortalama, aylık ortalama, yıllık ortalama ve sezonluk ortalama yağmur verileriyle analizlenir. Yağmur yoğunluğu, yüzey toprak partikülleri üzerinde yağmur damlalarının etkisini değiştirmektedir. Böyle bir etki, sızıntı suyunun süzülme oranlarını farklılaştırarak üretilen sızıntı suyu miktarını değiştirebilir. Yağmur sıklığı ve süresi de, yüzey akış ve süzülme üzerindeki etkileriyle sızıntı suyunun meydana gelişini etkilemektedir [Thian, 2005]. Katı atık depo sahasındaki endüstriyel atıkla birlikte uzaklaştırılması sızıntı suyu üzerinde ters etki gösterebilir. Endüstriyel atığın fiziksel karakteristiği, içeriği, ve çevresel bozunma potansiyeli oldukça farklılık gösterebilir. Endüstriyel atığın eklenmesi, sızıntı suyunda, evsel çöp sızıntı suyunun başlangıç içeriğinden fazla değişik toksik elementlerin oluşmasına sebep olabilmektedir. İz metaller ve ağır metallerce yüksek olan endüstriyel çamurun eklenmesi, sızıntı suyunda, yüksek metal konsantrasyonlarına sebep olmaktadır [Thian, 2005].

4.2. Sızıntı Suyu Bileşimi

Genel anlamda sızıntı suyu, BOİ ve KOİ olarak ölçülen organik kirleticiler, halojenleştirilmiş hidrokarbonlar, amonyak ve ağır metaller tarafından yüksek miktarda kirletilmiştir [Trebouet et al., 2001]. Sızıntı sularının karakteristiğinde belirgin olarak en önemli parametreler azotlu bileşikler ve organik kirliliktir. Azot, sızıntı suyundaki önemli kirleticilerden birisidir. Sızıntı suyundaki Toplam Kjeldahl Azotu (TKN) konsantrasyonunun daha önce yapılan çalışmalarda 10-800 mg/L ve 50-5000 mg/L aralığında olduğu belirtilmiş ve ortalama 1350 mg/L seviyelerinde olduğu belirlenmiştir [Tchobanoglous et al., 1993]. NH₃, TKN'nin önemli bir kısmıdır. Sızıntı suyu ayrıca genellikle yüksek konsantrasyonlarda sodyumklorit ve karbonatlar gibi inorganik tuzları içermektedir. Bazı araştırmacılar, humik tipte maddelerin sızıntı

suyu organik maddesinin önemli bir grubunu oluşturduğu bulunmuştur [Trebouet et al., 2001].

4.3. Sızıntı Suyu Özellikleri

Sızıntı suyunun özelliği; katı atık bileşenleri, depolama alanının hidrojeolojik durumu, depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik olaylar, depo yaşı, katı atıktaki su miktarı, ısı, pH ve iklim şartlarına göre değişim göstermektedir. İçerdikleri yüksek miktardaki organik maddeler, ağır metaller, klorlanmış organik ve inorganik tuzlar ve azotlu maddelerden dolayı düzenli katı atık depolama sahalarında meydana gelen sızıntı suları toprak kirlenmesine ve yer altı sularının kirlenmesine neden olmaktadır [Wang and Zhang, 2009]. Bundan dolayı sızıntı sularının kirlilik yükünün desarj standartlarına kadar indirilmesi oldukça maliyetli olmaktadır [Yalılı et al., 2006].

Sızıntı suyunun kompozisyonu depolanan katı atığın içeriği, depolama tekniği, çöplerin tehlikeli atık ya da arıtma çamuruyla beraber depolanması, depolama sahasının yaşı, bölgenin sıcaklık ve nem koşulları gibi özelliklere bağlı olarak ciddi değişimler göstermektedir. Bu sebeple literatürde yer alan sızıntı suyunun karakteristiğine dair bilgiler geniş konsantrasyon aralıkları ile ifade edilmektedir. Tablo 4.1.'de sızıntı suyu kompozisyonu verilmektedir [Alpaslan and Dölgen, 2005].

Tablo 4.1 Sızıntı Suyu Kompozisyonu.

| Parametre | Birim | Değişim Aralığı |
|------------------|-------------------------|-----------------|
| KOİ | mg/l | 150- 100000 |
| BOİ ₅ | mg/l | 100 - 90000 |
| pH | - | 5,3 - 8,5 |
| Alkalinite | mg CaCO ₃ /l | 300 - 11500 |
| Sertlik | mg CaCO ₃ /l | 500 - 8900 |
| NH ₄ | mg/l | 1 - 1500 |
| Organik N | mg/l | 1 - 2000 |
| Toplam N | mg/l | 50 - 5000 |

Tablo 4.1:Devam.

| | | |
|-----------------|--------|------------|
| NO ₃ | mg/l | 0,1 - 50 |
| NO ₂ | mg/l | 0 - 25 |
| SO ₄ | mg/l | 10 - 1200 |
| Cl | mg/l | 30 - 4000 |
| Fe | mg/l | 0,4 - 2200 |
| Zn | mg/l | 0,05 - 170 |
| Mn | mg/l | 0,4 - 50 |
| CN | mg/l | 0,04 - 90 |
| AOX | µgCl/l | 320 - 3500 |
| Fenol | mg/l | 0,04 - 44 |
| As | µg/l | 5 - 1600 |
| Cd | µg/l | 0,5 - 140 |
| Toplam P | mg/l | 0,1 - 30 |
| PO ₄ | mg/l | 0,3 - 25 |
| Ca | mg/l | 10 - 2500 |
| Mg | mg/l | 50 - 1150 |
| Na | mg/l | 50 - 4000 |
| K | mg/l | 10 - 2500 |
| Co | µg/l | 4 - 950 |
| Ni | µg/l | 20 - 2050 |
| Pb | µg/l | 8 - 1020 |
| Cr | µg/l | 30 - 1600 |
| Cu | µg/l | 4 - 1400 |
| Hg | µg/l | 0,2 - 50 |

Sızıntı suyunun debisi ve muhtevası depo sahası ve atık içeriğinin özelliklerine göre çok fazla farklılık gösterdiği için, sızıntı suyu miktarını ve karakterini belirlemek oldukça zor olmaktadır. Amerika Birleşik Devletleri'ndeki Michigan katı atık depolama sahası içinde iki kısımda yapılan analizler sonucunda, Kadmiyum birinci sahada 0,23 mg/l, ikinci sahada 0,94 mg/l, Nikel birinci sahada 2,23 mg/l, ikinci

sahada 6,20 mg/l, Demir birinci sahada 2292 mg/l, ikinci sahada 722 mg/l, Askıda Katı Madde birinci sahada 1692 mg/l, ikinci sahada 270 mg/l olarak tespit edilmiştir. Sonuçlarda da görüldüğü gibi sızıntı suyunun özellikleri aynı depolama sahası içindeki iki ayrı bölümde bile bazı parametreler üzerinde değişiklik göstermektedir [Cameron, 1980].

Sızıntı suyu özelliğinin; katı atık bileşenleri, depo yaşı, depo sahasının hidrojeolojik durumu, depo şekli, depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler, katı atıktaki su miktarı, ısı, pH, redoks potansiyeli, stabilizasyon derecesi, katı atık depolama yüksekliği, depolama sahasının işletilmesi ve iklim şartlarına göre farklılık gösterdiği, bunların içinde ise en önemlisinin atık bileşenleri olduğu yapılan çalışmalar ile ortaya konulmuştur.

Literatürde farklı çöp depolama sahalarında yapılan çalışmalar sızıntı suyu kompozisyonlarının çok farklı olduğunu ortaya koymuştur. Çünkü katı atık depolama sahasının yaşı ve katı atığın stabilizasyon derecesi sızıntı suyu karakterine etki eden önemli faktörlerdir.

Yapılan bir çalışma sonucunda, sızıntı suyu oluşumunu etkileyen en önemli faktörlerin; yağın yağmur miktarı, yüzeysel akış, atığın depolanmadan önceki su muhtevası ve deponi sahasının derinliği olduğunu ifade etmişlerdir [El-Fadel et al., 1997].

Yapılan çalışmalarda depolama sahasında meydana gelen değişimi ve buna bağlı olarak sızıntı suyu bileşimini gösteren en önemli analitik parametrelerin BOI_5 veya KOI gibi atıksuyun kirlilik göstergeleri olduğu ve böylece asidik fazda, BOI_5/KOI oranının 0,5'den büyük, düşük pH, metan miktarı ve gaz üretiminin yüksek olduğu, metan faza geçiş ile metan üretimi ve pH'ın arttığı, fakat BOI_5 , KOI ile BOI_5/KOI oranının azaldığı ve metan fazının sonlarına doğru, BOI_5 'in KOI 'ye oranının 0,1'in altına düştüğü bunun ise organik maddelerin biyolojik bozunma hızının azalmasına neden olduğu görülmüştür .

4.4. Sızıntı Suyu Özelliklerini Belirleyen Faktörler

4.4.1. Atığın İçeriği

Katı atıklardan sızıntı suyuna kütle geçişi üç grupta incelenebilir. Bunlar;

- Katı atıkların hidrolizi ve biyolojik olarak bozunabilirlik
- Katı atıkta bulunan tuzların çözünmesi
- Belirli büyüklükteki partiküllerin taşınmasıdır.

Bu maddelerden ilk ikisinin sızıntı suyu özellikleri üzerindeki etkisi oldukça fazladır. Organik atıkların yapısı, atığın ayrışma hızını ve bundan dolayı sızıntı suyunun özelliklerini önemli ölçüde etkiler. Depo sahasındaki toksik özellikteki atığın bulunduğu ortamdaki biyolojik ayrışmanın sürecini etkiler. Sızıntı suyundaki organik ve diğer maddelerin miktarı, atıkla suyun temasına bağlı olduğu gibi pH ve katı-sıvı etkileşimindeki dengeye de bağlıdır [Andreottola and Cannas, 1992].

4.4.2. Atığın İşlenmesi

Atıkların parçalanarak veya balyalanarak depolandığı sahalardan kaynaklanan sızıntı suyunun özellikleri birbirinden farklıdır. Parçalanarak depolanmış atıklarda, geçirgenliğin azalması, yoğunluğun artması ve temas yüzeyinin fazlalaşması sağlanmaktadır. Bu şekilde bir depolamanın yapıldığı sahanın sızıntı suyundaki kirlenici madde konsantrasyonu, balya yapılarak depolanan sahadan kaynaklanan sızıntı suyundan daha yüksektir [Küçükgül, 1999].

4.4.3. Depo sahasının işletme şekli

Deponi sahasında geri devir yapılması, arıtma çamurunun veya endüstriyel atıkların sahaya kabulü, sıkıştırması, atıkların kalınlığı, depolama süresi sızıntı suyu özelliğini etkilemektedir. Geri devir yapılan sahalarda, geri devir miktarı maddelerin eriyebilirliği ve mikrobiyal parçalanmayı etkilemesinden dolayı sızıntı suyu özelliklerini de etkiler. Sıkıştırma işlemi yapılan sahalarda ise dışarıdan gelen su fazla

temasta bulunamayacağından etkileşme süresi azalır. Bu yüzden de kirletici miktarında azalış gözlenir. Depo sahasının yüksekliği, depo sahasından tabana doğru akış halinde olan su ile temas süresini artıracığından dolayı sızıntı suyu özellikleri üzerinde etkilidir. Deponi saha işletmesindeki özellikler metan faza gelmesini geciktirici bir etki yapmaktadır [El-Fadel et al ,1996].

4.4.4. Depo alanının yaşı

Yapılan bir çalışmada 1, 5 ve 16 yaşlarında farklı sızıntı sularının karakterlerini belirlemiştir [Chian and DeWalle, 1977].

Tablo 4.2 Sızıntı Suyu Kompozisyonunun Zamana Bağlı Değişimi.

| Parametre | Depo Sahasının Yaşı | | |
|--------------------|---------------------|-------|--------|
| | 1 Yıl | 5 Yıl | 16 Yıl |
| BOİ | 7500 - 28000 | 4000 | 80 |
| KOİ | 10000-40000 | 8000 | 400 |
| pH | 5,2-6,4 | 6,3 | - |
| TÇM | 10000 -14000 | 6794 | 1200 |
| AKM | 100-700 | - | - |
| Alkalinite | 800 - 4000 | 5810 | 2250 |
| Sertlik | 3500 - 5000 | 2200 | 540 |
| Toplam P | 25-35 | 12 | 8 |
| PO ₄ -P | 23-33 | - | - |
| NH ₃ -N | 56-482 | - | - |
| NO ₃ | 0,2-0,8 | 0,5 | 1,6 |
| Ca | 900 - 1700 | 308 | 109 |
| Cl | 600 - 800 | 1330 | 70 |
| Na | 450 - 500 | 810 | 34 |
| K | 295 - 310 | 610 | 39 |
| SO ₄ | 400 - 650 | 2 | 2 |
| Mn | 75 - 125 | 0,06 | 0,06 |

Tablo 4 2 :Devam.

| | | | |
|----|-----------|-------|-------|
| Mg | 160 - 250 | 450 | 90 |
| Fe | 210 - 325 | 6,3 | 0,6 |
| Zn | 10 - 30 | 0,4 | 0,1 |
| Cu | - | <0,5 | <0,5 |
| Cd | - | <0,05 | <0,05 |
| Pb | - | 0,5 | 1,0 |

Yapılan çalışmalar sonucunda, sızıntı sularında zamana bağlı olarak BOİ, KOİ ve TOK parametrelerinde azalma olduğu bulunmuştur. 8 aylık üstü kapatılmamış bir çöp depolama sahasından 71670 mg/l KOİ içeren sızıntı suyu elde edilerek aynı depolama sahasında meydana gelen sızıntı suyunun KOİ'si 17 yıl sonra 400 mg/l olarak ölçülmüştür.

Katı atık depolama sahalarının yaşı arttıkça sızıntı suyunun BOİ/KOİ oranının azaldığını belirlenmiştir [Miller, 1980]. Aynı deponi sahasının sızıntı suyunda BOİ/KOİ oranının 23 yıllık bir surede 0,47'den 0,07'e düştüğü görülmüştür. Diğer bir sızıntı suyunda 17 yıllık süre sonunda BOİ/KOİ oranı 0,8'den 0,05'e inmiştir [Chian and DeWalle, 1977].

Deponi yaşı ile sızıntı suyu özellikleri arasındaki bağıntılar literatürde birçok yerde karşımıza çıkmaktadır. Genç ve olgun çöp sızıntı suyu karakteri Tablo 4.3'de verilmiştir [Tchobanoglous et al., 1993].

Tablo 4.3 Genç ve Olgun Sızıntı Suyu Karakteri.

| Parametre | Genç çöp sızıntı suyu < 2 yıl | | Olgun çöp sızıntı suyu >10 yıl |
|------------------|-------------------------------|--------|--------------------------------|
| | Aralık | Genel | Aralık |
| BOİ ₅ | 2 000-30 000 | 10 000 | 100-200 |
| TOK | 1 500-20 000 | 6 000 | 80-160 |
| KOİ | 3 000-60 000 | 18 000 | 100-500 |
| AKM | 200-2 000 | 500 | 100-400 |

Tablo 4 3:Devam.

| | | | |
|--------------------|-------------|-------|-----------|
| PO ₄ -P | 4-80 | 20 | 4-8 |
| Alkalinite | 1 000-10000 | 3 000 | 200-1 000 |
| pH | 4,5-7,5 | 6 | 6,6-7,5 |
| Sertlik | 300-10000 | 3500 | 200-500 |
| Ca | 200-3 000 | 1 000 | 100-400 |
| Mg | 50-1 500 | 250 | 50-200 |
| K | 200-1 000 | 300 | 50-400 |
| Na | 200-2 500 | 500 | 100-200 |
| Fe | 50-1 200 | 60 | 20-200 |
| Organik-N | 10-800 | 200 | 80-120 |
| NH ₃ -N | 10-800 | 200 | 20-40 |
| NO ₃ | 5-40 | 25 | 5-10 |
| Toplam P | 5-100 | 30 | 5-10 |
| Cl | 200-3 000 | 500 | 100-400 |
| SO ₄ | 50-1 000 | 300 | 20-50 |

5. SIZINTI SUYU ARITIMI

Sızıntı suyu arıtımı, istenilen arıtma düzeyinin yapılabilmesi için bir dizi arıtma yönteminin kullanılmasını gerektirmektedir. Literatürde bu konu ile ilgili çok geniş bir yelpazeye yayılan çalışmalar mevcuttur. Ancak içerdikleri farklı kirleticiler nedeniyle her bir dümenli depolama sahasında oluşabilecek sızıntı suları kendi baslarına değerlendirilmeli ve herhangi bir kontrol veya yönetim tekniği geliştirmeden önce sızıntı sularının mevcut özellikleri ile ilgili ayrıntılı çalışma yapmak gerekmektedir.

Önemli olan sızıntı suyunun karakterine bağlı olarak sızıntı suyu için en uygun arıtım metodunun seçilmesidir. Seçilecek olan arıtım metodu; teknik olarak uygulanabilirlik, atıksu desarj standartları, maliyet, ihtiyaçlar, kısıtlamalar ve çevresel etki bakımından dikkate alınmalıdır[Kurniawan et al., 2006].

Arıtma uygulamalarının seçim ve tasarımını etkileyen önemli faktörler aşağıda sıralanmıştır[Yıldız, 2000].

- Sızıntı suyu karakteri: Organik ve inorganik madde içeriği.
- Zararlılık potansiyeli: Organik ve inorganik zehirli kimyasal maddelerin yüksek konsantrasyonları.
- Desarj alternatifleri: Yüzeysel sular, şehir atıksu kanal sistemi, arazide arıtma, depolama sahası üzerine geri devir.
- Arıtma derecesi: Sızıntı suyu bileşimi, desarj standartları.
- Arıtılabilirlik çalışmaları: Elde edilen deneysel veriler, uygulanabilir teknolojiler.
- İşletme ve Maliyet : Ekipmanların bakım ve tamiri, analitik testler , personel güvenlik eğitimi ve ihyitaç duyulan bütçenin bulunabilmesi, nihai örtü tabakası ihtiyacı.

Sızıntı suyunun arıtılmasıyla ilgili olarak bazı özel problemlerin varlığını şöyle ifade edilmiştir:

- Atığın kuvvetli bir atık olması ve kirlilik potansiyeli, güvenilir arıtma proseslerinin seçimini ve kullanımını zorunlu hale getirmektedir.
- Deponi alanına birinden diğerine gözlenen değişiklikler bir bölgede uygulanan arıtma tekniğinin, doğrudan diğer bir bölgeye uygulanabilirliğini engelleyebilir. Her bölgede uygun arıtma için mühendislik çalışması gerektirebilir.
- Sızıntı suyunun kaynağı hidrolik ve iklimsel faktörlere bağlı olarak mevsimlere göre değişir.
- Deponi alanına bırakılan katı atığın kimyasal yapısı, sızıntı suyunun kompozisyonu üzerinde önemli bir etkisi vardır.
- Kısa ve uzun sürede meydana gelen sızıntı suyu kalite ve miktarındaki dalgalanmalar arıtma tesisi tasarımında düşünülmelidir. Genç depo sahasından gelen sızıntı suyunu arıtmak için tasarlanmış proses, gelecekte depolama sahası yaşlandığında veya desarj standartları değiştiğinde sızıntı suyunu yeteri kadar arıtacak şekilde planlanmalıdır [Qasim and Chiang, 1994].

5.1. Sızıntı Suyu Arıtımında Kullanılan Prosesler

Sızıntı sularının arıtımı için geliştirilen metotlar kimyasal, fiziksel, biyolojik ve ileri arıtma yöntemleridir. Bu yöntemlerden bir tanesini tek başına kullanarak yüksek seviyede arıtma verimi ve çıkış suyu kalitesi elde etmek oldukça zordur. Bunun için sızıntı sularının arıtımında genellikle biyolojik, fiziksel ve kimyasal yöntemlerin kombinasyonu ileri arıtma yöntemlerinde ise adsorpsiyon ve membran teknolojileri kullanılmaktadır [Morawe et al., 1995],[Amokrane et al., 1997],[Petkovšek et al., 2015],[Bohdziewicz et al., 2001].Sızıntı sularının arıtımında kullanılan kimyasal yöntem koagülasyon-flokülasyon, kimyasal çöktürme ve kimyasal elektrokimyasal oksidasyonlar [Amokrane et al., 1997],[Ahn et al., 2002], [Chiang et al., 2001]. Biyolojik yöntemler ise aerobik, anaerobik ve anoksik proseslerin bir kombinasyonudur. Fizikokimyasal metotlar genellikle sızıntı suyundan biyolojik olarak giderilemeyen maddeleri gidermek için biyolojik metotlarla beraber kullanılmaktadırlar [Bohdziewicz et al., 2001; Ahn et al., 2002],

[Wiszniewski et al., 2006]'de sızıntı suyu arıtımını biyolojik, kimyasal ve fiziksel metotlar olmak üzere sınıflandırmışlardır. Yaptıkları çalışmalarda sızıntı suyunu arıtmak üzere uygulanan temel prosesleri incelemişlerdir . Sızıntı suyu transferi, biyodegradasyon, kimyasal ve fiziksel metotlar ve membran prosesler (özellikle ters osmoz) gibi farklı arıtımların avantaj ve dezavantajlarını araştırmışlardır.

5.1.1. Biyolojik arıtma prosesleri

Yapılan çalışmaların büyük çoğunluğunda, biyolojik arıtma proseslerinin sızıntı suyu arıtımında en yaygın kullanılan procestir. Karbonun sınırlayıcı besi elementi olduğu dikkate alınırca, tasarım ve işletmede önemsenmesi gereken öncelikli parametre, karbonlu maddelerin bakteriler tarafından tüketim hızı olmalıdır. Bu nedenle olarak biyokütle artış hızı da kararlı bir biyolojik çamur temini ve çamur uzaklaştırma işlemleri için belirleyici rol oynamıştır. Yani; biyolojik arıtımda ilk olarak kinetik parametrelere bakılmasının gerekli olduğu belirtilmiştir. Bunlar, maksimum özgül biyokütle çoğalma hızı (c_{max}), iç solunum hızı katsayısı (b), yarı hız sabiti (K_s) ve dönüşüm oranı (Y)'dir. Konu edilen bu kinetik parametreler Monod denkleminde kullanılmakta olup kütle denkleği yardımıyla, ortalama çamur bekletme yaşı (θ_c), hacimsel organik yük (LV) ve biyolojik yük (F/M) gibi çeşitli işletme parametrelerini belirlemek için kullanılabilir[Soyupak, 1987].

Biyolojik arıtma proses verimi yukarıda bahsedilen parametrelere bağlıdır. Arıtma verimi, BO_i , KO_i giderme oranında ve çıkış suyu kalitesini belirlemede önemlidir. Bunun yanında nitrifikasyon, denitrifikasyon, metal giderme ve çamur karakteristikleri de diğer önemli parametreler olarak gösterilmiştir[Soyupak, 1987].

5.1.1.1. Aerobik arıtım

Aerobik arıtma prosesleri genç depo sızıntı sularında $BO_i/KO_i > 0,5$ olduğu zaman etkili olduğu görülmüştür. Aerobik arıtma $\theta_c < 10$ gün için $10 \text{ mg NH}_3\text{-N/L}$ 'den küçük çıkış konsantrasyonu sağlamıştır. Karbonlu maddelerin aerobik arıtma sırasında $\theta_c = 6-10$ gün için %60-80 oranında nitrifikasyon meydana gelmektedir.

Yüksek organik madde içeren sızıntı suları, besi maddesi eklemeyen ve fazla havalandırma yapmadan düşük hidrolik bekleme süreli aerobik arıtma tesislerinde

arıtılamaz. Havalandırmalı lagünlerde arıtılan sızıntı sularının çoğu yüksek moleküler ağırlıklı biyolojik olarak arıtılması güç olan organik maddeler içerir. Aerobik arıtımın dezavantajları ve işletme kısıtlamaları aşağıda verilmiştir[Yıldız, 2000].

- Havalandırma sırasında köpük problemi oluşmaktadır.
- Bakır, çinko ve nikel gibi toksik etkisi olan metaller aerobik arıtma işletmesini etkilemektedir.
- Düşük sıcaklıklarda yeterli arıtma verimi sağlanamamaktadır.
- CaCO_3 ve/veya demir çökeltisi havalandırma ekipmanında problemler oluşturur.
- Havalandırma ekipmanında işletme zorluklarına neden olan CaCO_3 ve/veya Fe'nin çökmesi ihtimali vardır.
- Nitrifikasyondan dolayı çıkış suyunda amonyak konsantrasyonu çok düşük, nitrat konsantrasyonu çok yüksektir. Çıkış suyunda nitrat konsantrasyonu açısından bir sınırlama yapılmış ise , arıtma tesisine biyolojik denitrifikasyon unitesinin de ilave edilmesi gerekmektedir.
- Oksijen kazandırmak için gerekli enerjinin maliyeti yüksektir. İşletme ve bakım maliyeti ilk yatırım maliyetini aşmaktadır.
- BOİ:P oranı 100:1'den büyükse, etkili bir arıtma için ek Fosfor ilavesi gereklidir.

5.1.1.2. Havalandırmalı Lagünler

Havalandırmalı lagünler stabilizasyon havuzlarının mekanik havalandırıcılar tarafından havalandırılan şeklidir. Sürekli akım temeline dayalı tasarlanmış olup dipte biriken çamur zaman zaman pompalar vasıtasıyla çekilerek uzaklaştırılır. Kullanılan filtre malzemesi çakıl, granit veya plastikten yapılmış özel şekiller olabilir. Oksijen ihtiyacı filtrede bırakılan çeşitli havalandırma delikleri vasıtasıyla karşılandığı gibi özel hava üfleyicilerinden de faydalanılabilir. Ayrıca atmosfer ile atıksu ve filtre yatağı arasındaki sıcaklık farkından oluşan konveksiyon da oksijen sağlar.

Havalandırmalı lagünler hidrolik bekleme sürelerinin fazla olması nedeniyle özellikle sızıntı suyu miktarının düşük olduğu durumlarda uygundur. Yüksek hidrolik bekleme süresi nedeniyle (>10gün) lagünlerde gelişen bakteri sayısı çok olmakta ve

sistem toksik yüklere karşı direnç göstermektedir. Havalandırma genellikle yüzeysel havalandırıcılar kullanılarak temin edilmektedir. Havalandırılmalı lagünlerin çok az hidrolik bekleme sürelerinde ve düşük sıcaklıklarda işletmenin problemlili olduğu belirtilmektedir. Hidrolik bekleme süresinin 10 günden fazla ve BOI_5/KOI oranının 0,4'den büyük olduğu koşullarda %90'ın üzerinde BOI_5 giderimi elde edilebilmektedir. Geri dönüşümsüz olarak işletilen bu sitemlerin öncesinde çökeltim ünitesinin bulunmasında fayda vardır [Alpaslan and Dölgen, 2005].

5.1.1.3. Aktif Çamur Sistemleri

Aktif çamur sistemi aerobik biyolojik aktif ürünlerin (mikroorganizma) atıksu ile havalandırılarak karıştırıldığı ve oluşan biyokütlenin ayrı bir yerde çöktürüldüğü sürekli bir sistemdir. Bu sistemde üretilen biyolojik çamurun bir kısmı geri devir hattından sisteme geri devredilir.

Bu Sistem verimi organik madde yüklemesine, sıcaklığa göre değişim göstermektedir. Laboratuvar, pilot ve tam ölçekli uygulamalarda $BOI_5/KOI > 0,4$; F/M $kgBOI_5/kgMLSS.gün$ koşullarında BOI_5 giderimi %99 mertebesinde gerçekleşmiştir [Andreottola and Cannas, 1992].

5.1.1.4. Damlatmalı Filtre

Damlatmalı filtre birkaç metre yüksekliğinde, sentetik veya taş vb. malzemenin doldurulduğu bir ünedir. Atıksu yüzeyden spreyl şeklinde bu malzemenin üstüne verilmektedir. Suyun aşağı doğru hareketi sırasında gerçekleşen reaksiyonlar neticesinde arıtma gerçekleşmektedir. Havalandırma doğal olarak sağlandığı için filtre içerisinde serbest yüzeylerin bulunması önemli olmaktadır. Literatürde fazla örneği bulunmamakla birlikte yüksek kirlilik içeren sızıntı sularının bu sistemlerde tıkanma problemine sebep olabileceği belirtilmektedir. Ancak damlatmalı filtrede azot gideriminin yüksek olması gibi nedenlerden ötürü damlatmalı filtrenin sızıntı suyu arıtımı amacıyla birleşik tesislerin bir kısmı olarak düşünülmesi ya da stabilize sızıntı suyunun arıtımı amacıyla kullanılması önerilebilir [Topal et al., 2011].

5.1.1.5. Anaerobik Lagün, Çürütücü ve Filtreler

Anaerobik arıtma prosesi, atıksudaki organik bileşiklerin asit bakterileriyle anaerobik şartlar altında ilk olarak kısa zincirli organik asitlere (propiyonik ,asetik asit ve butirik asit gibi), sonrasında metan bakterileri tarafından CH_4 , CO_2 , H_2S , NH_3 gibi son ürünlere dönüştürülmesidir. Enerji değeri yüksek biogaz üretimi, az miktarda çamur oluşumu , düşük enerji ihtiyacı (havalandırma kullanılmadığı için) gibi avantajlara sahiptir. Sızıntı suyu arıtımında çok yaygın olarak kullanılan anaerobik arıtma sistemleri; anaerobik lagünler, çürütücüler ve anaerobik filtrelerdir [Topal et al., 2011].

Anaerobik lagünler genellikle tesisin başında bulunmaktadır. Böylece sızıntı suyu kalitesindeki uç noktaların aşağı çekilmesi ve daha homojen bir sızıntı suyu karakteristiğinin elde edilmesi amaçlanmaktadır. Anaerobik havuzda organik azotun amonyak azotuna hidrolizi sonucunda çıkışta ham sızıntı suyuna oranla daha yüksek amonyak konsantrasyonu elde edilmektedir. Ancak bu artış anaerobik lagünden sonra yer alan aerobik proste işletme şartları ayarlanarak nitrifikasyon/denitrifikasyon prosesleri ile azaltılabilmektedir [Topal et al., 2011].

Anaerobik çürütücülerin arıtma sistemleri lagünlerle aynıdır. Anaerobik lagünlerden farkı, kapalı ve sürekli karıştırılan sistemler olmasıdır. Çürütücü içerisinde karışım mekanik veya uygulamada genellikle yapıldığı üzere biogazın geri döndürülmesi ile sağlanmaktadır.

Anaerobik çürütücünün içerisinde dolgu yatağı teşkil edilerek biyolojik arıtma veriminin artması, büyük hacimleri küçültmesi gibi avantajlarının görülmesi üzerine çeşitli anaerobik filtreler ortaya çıkmıştır. Sabit veya akışkan yataklı, aşağı veya yukarı akımlı olarak işletilebilen filtreler modifiye edilerek yeni düzenekler geliştirilmektedir. Bunlardan bir tanesi anaerobik yukarı akımlı çamur yatağı olarak isimlendirilen UASB reaktörlerdir. Bu sistemlerin aerobik sistemlere oranla yüksek organik yüklerde çalışabilmesi, hidrolik alıkonma süresinin kısa olması bu nedenle arıtma tesisi için gerekli alan ihtiyacının az olması gibi avantajları bulunmaktadır. Bunlara ek olarak, çamur üretimi ve nutrient gereksinimi düşük olup, biogaz nedeniyle enerji kazanımı sağlamaktadır. Bu sistemlerin olumsuz yanı başlangıçta yüksek yatırım maliyetine gerek duymasındır. Ancak bunun düşük işletme gideri ve

biogazdan elde edilen enerjiyle sağlanacak tasarruf ile dengelenmesi mümkündür [Topal et al., 2011].

5.1.2. Fizikokimyasal Arıtma

Fizikokimyasal yöntemler, organik kirliliği yüksek olmayan çok yıllık depolama alanları için tek kademeli; biyolojik arıtılabilirliği yüksek genç depolama alanları için biyolojik ön arıtma işleminin ardından kullanılmaktadır. Aktif karbon adsorpsiyonu, ters osmoz, pıhtılaştırma-yumaklaştırma- çökeltim ve kimyasal oksidasyon bu tip sular için uygun olarak kullanılacak proseslerdir [Alpaslan and Dölgen, 2005].

5.1.2.1. Pıhtılaştırma-Yumaklaştırma-Çökeltim İşlemi

Pıhtılaştırma-yumaklaştırma-çökeltim işlemleri su ve atıksuda bulunan askıda veya çözülmüş formdaki kirliliklerin uzaklaştırılması için kullanılan temel arıtım işlemlerdir. Bu proseste atıksuya ilave edilen bazı kimyasal maddeler ile taneciklerin taşıdıkları yükler kırılarak destabilizasyon sağlanmakta, böylece daha kolay bir şekilde bir araya gelerek yumak oluşturmaları sağlanmakta ve oluşan yumaklar graviteyle çökeltilerek atıksudan ayırmaktadır. Bu şekilde renk ve bulanıklığa sebep olan kolloidal maddeler, suda çözülmüş formda bulunan organik maddeler, ağır metal vb. çökeltilecek floklar (çamur) formunda sudan uzaklaştırılmaktadır. Sızıntı suyu ile yapılan çalışmalarda koagülant olarak çoğunlukla Al ve Fe (+3) tuzları, kireç gibi maddeler, bunların yanı sıra çeşitli polielektrolitler, silika ve kil gibi floklaşmaya yardımcı maddeler kullanılmaktadır. Ancak, kireç, Al ve Fe tuzları kullanılarak yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlar fazla verimli olmamış, arıtma verimi %40 mertebesinde bulunmuştur. Düşük BOİ₅ konsantrasyonlarında ve BOİ₅/KOİ oranlarında, uygun pH şartlarını sağlandığında arıtma verimi %50 mertebesine yükselmiştir [Bendz et al., 1997].

5.1.2.2. Membran Prosesler

Membranlar, seçici bir şekilde ayırmanın ve taşınımın gerçekleştirildiği engeller olarak tanımlanabilir. Ayırma işlemi membranın hem kimyasal, hem de fiziksel doğasıyla belirlenmekte ve basınç farkı, kimyasal potansiyel farkı, elektriksel

potansiyel farkı ve sıcaklık farkının biri veya kombinasyonlarıyla oluşturulan itici kuvvetle gerçekleşmektedir. Ayırma işlemini gözenekli membranlar boyut, şekil, ve yük ayırımına göre, gözeneksiz membranlar ise sorpsiyon ve difüzyon modeline göre kontrol ederler. Membran performansı seçicilik ve akı parametreleriyle belirlenir [Wintgens et al., 2005]. Sızıntı suyu arıtımında kullanılan membran proseslerin başlıcaları; ters osmoz ve ultrafiltrasyondur. Ultrafiltrasyon molekül ağırlığı fazla olan bileşikler için, ters osmoz ise düşük molekül ağırlıkları için uygulanmaktadır. Yöntem, atıksuyun yarı geçirgen bir membrandan geçişi sırasında içerisinde bulunan, çözülmüş katı madde, organik ve inorganik kirleticiler gibi bazı istenmeyen maddelerin membran üzerinde tutulması ve konsantre olarak uzaklaştırılması esasına dayanmaktadır. Bu aşamalarda oluşan konsantre kirliliğin arıtımı ise çok önemli bir sorundur. Bu atık çoğu zaman depolama alanına geri verilmektedir fakat bunun tehlikeli atık olarak değerlendirilmesi ve buna göre bertaraf edilmesi gereklidir. Bugüne kadar yapılan çalışmalar sızıntı sularının membran prosesler ile arıtımından yüksek verim elde edildiğini, özellikle seri olarak kullanılması durumunda KOİ, BOİ₅, TKN giderme verimlerinin yüksek olduğunu, ağır metal gideriminde %90'dan fazla verim elde edildiğini göstermiştir [Cossu, 1992].

5.1.3. Aktif Karbon Adsorpsiyonu

Adsorpsiyon yöntemi; atıksuların içerdiği çözülmüş formdaki (organik/inorganik) bileşiklerin, klorlu bileşiklerin, metal iyonlarının vb. kirliliklerin adsorban bir maddenin ara yüzeyindeki gözeneklerde tutunarak biriktirilmesidir. Adsorban madde, tutma kapasitesi bittiği zaman yenilenmekte (rejenerasyon) ve yeniden kullanılmaktadır. Adsorban madde olarak genelde aktif karbon kullanılmaktadır. Gerekli olan adsorban miktarı 800-1200 gr aktif karbon/m³ sızıntı suyu olarak verilmektedir [Lema et al., 1988], [Topal et al., 2011]. Bunun yanı sıra kullanılan aktif karbon miktarının birim m³ sızıntı suyu için 3 kg'dan fazla olması durumunda yatırımın ekonomik olmayacağı belirtilmektedir. İşletmede adsorpsiyon ünitesinin, sızıntı suyu kalitesindeki değişimlerden kötü yönde etkileneceği düşünülerek tek başlarına kullanılması yerine diğer yöntemler ile birlikte olarak düşünülmesi (örneğin; biyolojik arıtma sisteminin ardından veya yumaklaştırma ve

çökeltim proseslerinden sonra) önerilmektedir. Ayrıca, granüler malzemenin kullanıldığı aktif karbon filtreleri yerine biyolojik havalandırma havuzlarının içerisine toz aktif karbon eklenmesi şeklindeki uygulamaları da görülmektedir [Bendz et al., 1997].

5.1.3.1. Kimyasal Oksidasyon

Kimyasal oksidasyon süreci suda bulunan kirlilikleri tamamen yok etmeyi amaçlayan, diğer fizikokimyasal süreçlerle kıyaslandığında kirliliklerin konsantrasyonu olduğu atıklar oluşturmak yerine organik maddelerin oksitlenerek CO₂, H₂O gibi ürünlere dönüştürüldüğü proseslerdir. Bu sebeple ozon, permanganat, klor bileşikleri ve hidrojen peroksit gibi kuvvetli oksidantlar kullanılmaktadır. Su ve atıksu arıtımında dezenfeksiyon yapmak için kullanılan bu maddelerin, organik maddelerin giderimi sebebiyle de kullanılması, gerekli kimyasal madde miktarının yüksek olmasından dolayı ekonomik değildir; fakat sızıntı suyu miktarının az olduğu durumlarda bu yöntem önerilebilir [Topal et al., 2011].

Sızıntı suyu ile yapılan çalışmalarda kalsiyum hipoklorit, potasyum permanganat, klor, ve ozon gibi maddeler kullanılmıştır. Kullanılan kimyasal maddelerin çoğu için gereken doz oranı fazla bulunmuş; ayrıca sertlik oluşturması, çıkışta klor miktarını arttırması gibi bazı ek sorunlara neden olmuştur. Ozon kullanılması halinde arıtılmış suda kalıntı bileşik kalmamış; ancak KOİ bazında %50 mertebesinde arıtma verimi elde edilmiştir [Alpaslan and Dölgen, 2005]. Ancak klor ve bileşiklerinin toksik etkisi düşünüldüğünde hidrojen peroksit ve ozon en uygun kimyasallar olarak belirlenmiştir [Topal et al., 2011].

5.1.4. Sızıntı Sularının Evsel ve Kanalizasyon Atıksuları ile Birlikte Arıtılması

Bir çok ülkede depolama alanlarında oluşan sızıntı sularının, evsel atıksular ile birlikte arıtılmaktadır. Tesis civarında atık su arıtma tesisi bulunması ve atık suların kolektöre bağlanmasının ekonomik olduğu durumlarda; atık su arıtma tesisi prosesini engellemeyecek şekilde ön arıtmadan geçirilmiş sızıntı suları kentsel atık su arıtma tesisine bağlanabilir.

Ancak, literatürde bu tür merkezi arıtma tesislerine ait tasarım, işletme parametreleri, arıtma verimi gibi bilgilerin yeterince bulunmaması nedeniyle belirsizlikler halen mevcuttur.

Mevcut çalışmaların sonuçları, sızıntı sularının, kentsel atıksularla birlikte arıtımın mümkün olduğunu, kentsel atıksularla karıştırılan sızıntı suyu miktarının hacim olarak %2 den az olması durumunda, arıtma tesisinin sorunsuz çalıştığını ortaya koymuştur.

- Diamadopoulos vd (1997) sızıntı suyu ile evsel atıksuyu ardışık kesikli reaktörde hacimsel olarak 9/1 oranında karıştırmışlar ve BOİ'yi %95, nitratı %99 oranında gidermişlerdir [Diamadopoulos et al., 1997].
- Yalılı vd (2006) sızıntı sularının evsel atıksularla arıtılabilirliğinin respirometrik yöntemle izlenmesi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Fizikokimyasal arıtılabilirlik kapsamında kireçle ön arıtma, demir (III) klorür ve alüminyum sülfat ile kimyasal arıtma yapılmış, kireçle ön arıtma ile %38 KOİ, demir (III) klorür ve alüminyum sülfat ile yapılan arıtma sonucunda sırası ile %55 ve %59 KOİ giderimi sağlanmıştır.

6. İLERİ OKSİDASYON PROSELERİ

Atıksu arıtımında daha ekonomik olması sebebiyle biyolojik prosesler tercih edilmektedir. Fakat, atıksuda toksik ve kalıcı özellikte organik maddelerin bulunması halinde biyolojik prosesler görevlerini yerine getirememektedir. Bu tür atıksularda BOİ ,KOİ'den çok küçüktür ve bundan dolayı biyolojik arıtım uygun değildir. Bu atıksuların arıtımında fizikokimyasal yöntemler (koagülasyon-flokülasyon, filtrasyon, aktif karbon adsorpsiyonu, hava ile sıyırma) etkili olmasına rağmen kirleticilerin bir ortamdan başka bir ortama transferi söz konusu olduğundan tercih edilmemektedir. Bunun için, özellikle biyolojik arıtmadan önce organik yük ve toksisiteyi azaltmak için ileri oksidasyon prosesleri kullanılmaktadır. İleri oksidasyon prosesleri, yüksek elektrokimyasal oksidasyon potansiyeline sahip hidroksil radikallerinin oluşumuna dayanmaktadır. Hidroksil radikalleri seçici olmayıp tüm organik maddeler ile reaksiyona girerler ve son ürün olarak CO₂ ve H₂O oluştururlar [San Sebastián et al., 2003].

İleri oksidasyon proseslerinde hidroksil radikallerinin organik madde oksidasyonundan sorumlu başlıca reaktif ara ürünler olduğu düşünülmektedir. Hidroksil radikalleri (OH[•]), suda bulunan birçok organik ve inorganik kimyasal madde ile seçici olmaksızın hızlı bir şekilde reaksiyona girerler [Sedlak and Andren, 1991]. Bu nedenle, doğal sularda diğer proseslerle bozunmaya dayanıklı olan sentetik ve doğal organik bileşikler için kuvvetli oksidandırılar [Zepp et al., 1987].

Doğal sulardaki OH[•] konsantrasyonları güneş ışınlarındaki ısıl değişimlere olduğu kadar suyun bileşimine de bağlıdır. Nitrat fotolizi, deniz suyunda önemli bir radikal kaynağıdır. Hidrojen peroksit (H₂O₂) göllerin, nehirlerin, deniz suyunun ve atmosferdeki su damlalarının bileşenidir ve bir diğer önemli OH[•] kaynağıdır. Hidrojen peroksit suda bulunan organik bileşenlerden fotokimyasal olarak meydana gelmektedir. Suda bulunan doğal hümitik maddeler oksijeni süperoksit anyonu (O₂^{•-}) vermek üzere fotokimyasal olarak indirgeyebilmekte ve daha sonra bu radikaller de H₂O₂ oluşumuna neden olmaktadır [Cooper et al., 1988]. Hidrojen peroksitin doğrudan fotolizi OH[•] oluşturmaktadır, fakat H₂O₂ güneş radyasyonunu zayıf olarak absorbladığı için bu prosesle OH[•] oluşumu nispeten yavaştır [Zepp et al., 1987].

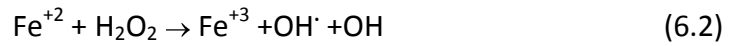


Hidroksil radikalleri, oksidasyon reaksiyonlarını gerçekleştirmede daha az seçicidirler ve hız sabitleri ozon, H₂O₂ ya da UV radyasyonu ile karşılaştırıldığında daha büyüktür. Bu prosesler çoğunlukla "ileri oksidasyon prosesleri" ya da OH• oluşumu için UV radyasyonu kullanıldığı zaman "UV/Oksidasyon Teknolojileri" olarak bilinmektedir [Topudurti et al., 1993].

İleri oksidasyon proseslerinin etkinliği; başlangıç oksidan dozajı, pH gibi bazı fizikokimyasal parametrelere ve temas süresi, ışınlama şartlarına (örn. ışınlama dozu) bağlıdır. Yöntemin başlıca avantajları ise, kirleticilerin yüksek hızlarda oksidasyonu ve su kalite değişkenlerine karşı esnek oluşudur. Dezavantajları ise, yüksek işletme maliyeti, reaktif kimyasal maddelerin (H₂O₂, ozon) kullanılmasından dolayı özel emniyet gereksinimi ve yüksek enerji kaynağı kullanılmasıdır [Kochany and Bolton, 1992].

6.1. Fenton Prosesleri

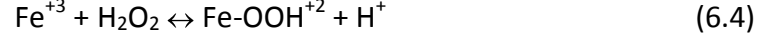
İleri oksidasyon proseslerinden biri olan Fenton yaklaşık 100 yıl önce keşfedilmiştir. Ancak, bir oksidasyon prosesi olarak kullanımı 1960'lardan sonra başlamıştır. Fenton prosesinin temeli, asidik şartlar altında Fe⁺² iyonunun hidrojen peroksit ile reaksiyonuna dayanmaktadır. Bu reaksiyon sonucu hidroksil radikalleri oluşmaktadır [Neyens and Baeyens, 2003].



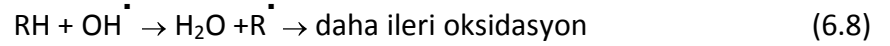
Demir iyonu, H₂O₂'in ayrışmasını başlatır; kataliz eder ve hidroksil radikalleri oluşturur. Radikallerin oluşumu sulu çözeltilerde bir kompleks reaksiyon zinciri şeklindedir.



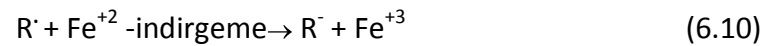
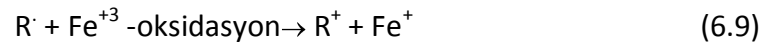
Oluşan ferrik iyonlar da hidrojen peroksiti kataliz ederek su ve oksijene ayrıştırır. Demir iyonları ve radikaller de reaksiyonlarda oluşur. Fe⁺³ iyonunun H₂O₂ ile reaksiyonu Fenton benzeri proses olarak adlandırılır.



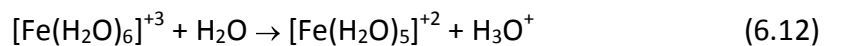
Hidroksil radikalleri protonları çıkararak organikleri okside etmektedir ve çok iyi reaktif olan organik radikaller üretilmektedir.

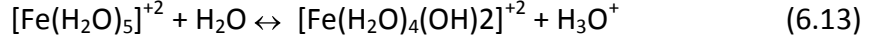


Organik serbest radikaller Fe⁺³ ile okside edilebilir, Fe⁺² ile indirgenebilir veya dimerize edilebilir.

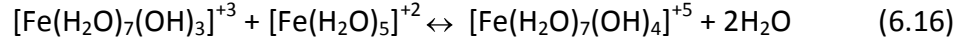
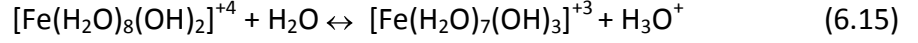
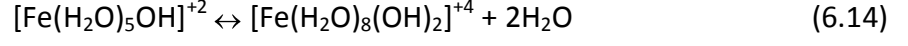


Demir iyonları, hidrojen peroksitle ferrik hidroksi kompleksler oluşturmak için reaksiyona girerler.





pH 3 ve 7 arasında yukarıdaki kompleksler aşağıda yazılan komplekslere dönüşmektedir.



Bu kompleksler, Fenton prosesinin koagülasyon kabiliyetini oluşturmaktadır[Neyens and Baeyens, 2003].

Fenton proses, genel olarak dört aşamada gerçekleşmektedir.Bu aşamalar sırasıyla; pH ayarlama, oksidasyon reaksiyonu, nötralizasyon-koagülasyon ve çöktürmedir [Bigda, 1995].

Fenton proses $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{+2}$ oranına bağlı olarak farklı arıtma fonksiyonlarına sahiptir. Fe^{+2} miktarının H_2O_2 'den fazla olması halinde arıtımda oksidasyon yerine kimyasal koagülasyon etkili olmaktadır.

Fenton prosesin başlıca avantajları şunlardır:

- Hem demir hem de hidrojen peroksitin maliyetinin olması.
- Homojen katalitik yapısından dolayı kütle transfer sınırlamasının olmaması.
- Prosesin basit olması.

6.1.1. Fenton Prosesini Etkileyen Faktörler

Fenton prosesi etkileyen faktörler; H_2O_2 , Fe^{+2} , Fe^{+3} konsantrasyonları, sıcaklık ,pH, ve organik ve inorganik kirleticilerin miktarıdır. Bu parametreler reaksiyon verimini tayin etmektedir.

6.1.1.1. pH

Fenton prosesi ile kirleticilerin parçalanmasında işletme pH'ı etkin bir parametredir. Fenton prosesle yapılan uygulamalarda genellikle optimum pH olarak 3 bulunmuştur. Daha düşük pH'larda $[Fe^{+2}(H_2O)]^{+2}$ oluşumu meydana geldiginden daha az hidroksil radikali oluşmaktadır. pH>4 olması halinde Fe^{+2} komplekslerinin meydana gelmesinden dolayı parçalanma hızı azalır.

6.1.1.2. Demir İyonu Konsantrasyonu

Demir iyon konsantrasyonu arttıkça parçalanma hızı da artar. Fakat, belli konsantrasyonun üzerinde parçalanma hızı oldukça azdır. Hatta, fazla demirin kullanılmasından dolayı çıkışta çözünmüş veya askıdaki demir miktarı artmaktadır. Bu durumda fazladan kirletici yükü oluşturur.

6.1.1.3. Hidrojen Peroksit Konsantrasyonu

Hidrojen peroksit konsantrasyonunun artmasıyla genellikle kirleticilerin parçalanma hızı artmaktadır [Kang et al., 2002]. Fakat, fazla miktarda hidrojen peroksit konsantrasyonunun kullanılması durumunda hidroksil radikalleriyle reaksiyona gireceğinden tavsiye edilmemektedir. Aynı zamanda fazla hidrojen peroksit konsantrasyonu KOİ'nin artmasına da neden olmaktadır.

6.1.1.4. Sıcaklık

Fenton prosesinde etkili olan diğer bir parametre ise sıcaklıktır. Yapılan bir çalışmada 30 °C sıcaklık optimum olarak bulunmuştur [Lin and Lo, 1997]. Sıcaklığın 10 °C'dan 40 °C'ye artmasıyla parçalanma veriminin değişmediği, 40 °C üzerinde hidrojen peroksitin su ve oksijene parçalanmasının artmasından dolayı soğutma işleminin yapılması gerektiği tavsiye edilmiştir [Rivas et al., 2001].

6.1.1.5. Kirletici Konsantrasyonu

Genelde düşük miktarda kirletici konsantrasyonları uygundur. Endüstriyel atıksular için genellikle Fenton proses ile oksidasyondan önce seyreltme

gerekmektedir. Fenton prosesle p-klorofenolün oksidasyon karakteristiginin araştırıldığı çalışmada, p-klorofenolün parçalanma ürünü olan klor iyonunun 50 mM olması halinde Fenton prosesle p-klorofenolün parçalanma veriminin oldukça azaldığı bulunmuştur [Kwon et al., 1999].

7. KAVİTASYON

Kavitasyon; mikro kabarcıkların oluşumu, gelişmesi ve daha sonra çökmesi veya boşlukların son derece küçük bir zaman aralığında (milisaniye) meydana gelmesiyle dönüşüm noktasında büyük enerji değerlerinin açığa çıkması olaylarının kombinasyonu olarak tanımlanır. Yerel olarak milyonlarca yerde meydana gelen bu olay ile oldukça yüksek enerji yoğunluğu elde edilir (birim hacim başına salınan enerji) ve olayın meydana geldiği noktalarda yüksek basınç (1000 bar) ve sıcaklık (1000-10000 K) oluşur [Lorraine, 2007], [Patil and Gogate, 2012].

Kavitasyon herhangi bir türbülans akış içinde olabilir. Türbülans, akışkanın basıncının önemli ölçüde düştüğü bir alan oluşturur ve düşük basınçtan dolayı sıvı buharlaşır. Buharlaşma olan bölgelerde çukurlar-oyuklar oluşur. Bu çukurların kenarında buharın küçük bir kısmı koparak ayrılır ve çapı 100 nm ila 3 mm arasında değişen daha küçük çukurlar meydana gelir. Bu çukurlar-oyuklar çevresindeki yüksek basınç altında içe doğru çökerler ve bu esnada enerji açığa çıkar.

Kavitasyon son derece reaktif serbest radikaller, yüksek sıcaklığa sahip bölgeler oluşturması ve sıvı sirkülasyonuna dayalı türbülans nedeniyle oksidasyon işlemleri için etkili bir yöntem olarak görülmektedir. Mikro kabarcıkların aniden oluşup, hemen içeriye doğru çökmeleri yüksek sıcaklık ve basınç oluşumuna yol açar. Bu esnada oluşan şok dalgaları şeklinde muazzam bir enerji açığa çıkar ve bu enerji olayın hemen çevresindeki kimyasalların parçalanmalarına yol açar.

7.1. Kavitasyon Oluşum Türleri

Kavitasyon genellikle üretim moduna bağlı olarak akustik, hidrodinamik, optik ve partikül olmak üzere dört gruba ayrılır. Fakat sadece hidrodinamik ve akustik kavitasyonun proses uygulamalarında fiziksel/kimyasal değişiklikleri yerine getirmek için etkili olduğu tespit edilmiştir [Gogate, 2007].

Kavitasyonun birçok nedeni vardır. Buna rağmen genel olarak aşağıdaki proseslerin suya uygulanması ile görülür;

Akış rejimi ya da harici etkiler sebebiyle sıvı akışında statik basıncın düşmesi ile hidrodinamik proseslerde kavitasyon meydana gelir. Yaygın olarak daraltılmış

veya kavisli kanallar ile gemi pervanesi gibi bir sıvı içinde cisimlerin hareket etmesi sonucu oluşur.

Ultrases içeren proseslerde kavitasyon; sıvı içinde batık nesnelerin titreşimi yada sıvı yüzeyini çevreleyen titreşimlerin etkisi ile üretilen akustik dalgaların dispersiyonu meydana gelir.

Sıvı içinde çok küçük hacimler için yüksek enerji sağlanmasıyla bu proses oluşur. Örneğin bir lazer ışını veya yoğun temel parçacıktan (proton) oluşan bir akımla üretilir. İki metotta sıvının içerisinde belirli bir noktaya kadar yerel bir enerji artışına neden olur. Bu noktada sıvı faz değiştirerek gaz durumuna geçer böylece çözülmüş gazlar açığa çıkar. Bu etkiler buhar ve gaz kabarcıkları üretir ve hidrodinamik kavitasyon meydana gelir [Gogate, 2011].

Akustik kavitasyonun çevre mühendisliğindeki uygulamalarına bakıldığında oksidasyon için oldukça etkili sonuçların alındığı görülebilmektedir. Ancak büyük hacimlerdeki uygulamalara uygun olmaması ve yüksek enerji maliyeti en önemli handikapını oluşturmaktadır [Loraine, 2007].

Hidrodinamik kavitasyon akustik kavitasyon gibi çukurların oluşması ve akabinde çökmesi ile ortaya çıkan yerel muazzam enerjiyi kullanır. Akustik kavitasyonda basınç değişimleri 16 kHz-100 mHz aralığındaki ses dalgaları ile gerçekleştirilirken, hidrodinamik kavitasyonda bu işlem sıvı hızındaki değişimlerden yola çıkılarak elde edilir. Sistemin geometrisine bağlı olarak, basınç ve kinetik enerjideki karşılıklı değişim bir orifis veya venturi içinden bir sıvının geçirilmesi sonucu oyukların üretilmesiyle başarılabılır.

Hidrodinamik kavitasyonun üretilmesi için çeşitli yollar vardır. Bunlar temel olarak sıvının bir yüksek basınç pompası tarafından basınçlandırılması ve bir orifis plaka, venturi ya da daraltma valfi gibi yapılardan geçirilirken hızının artırılıp, basıncının düşürülmesi ile kavitasyonun başarılmasıdır. Artan hız nedeniyle düşen basınç, suyun buhar basıncına kadar düştüğünde ani buharlaşma meydana gelir ve sıvı içinde oyuk denilen boşlukların oluşumuna neden olur. Meydana gelen bu oyuklar akışın kısıldığı-daraltıldığı noktadan uzaklaştıkça geri kazanılan ve artan basınç dolayısıyla içe doğru çökelerler ve bu esnada açığa enerji çıkar. Gerek akışın daralması gerekse de oluşan oyukların içe doğru çökmeleri nedeniyle daralma bölgesi çıkışında oldukça yüksek bir türbülans meydana gelir ve artan yüzey alanı

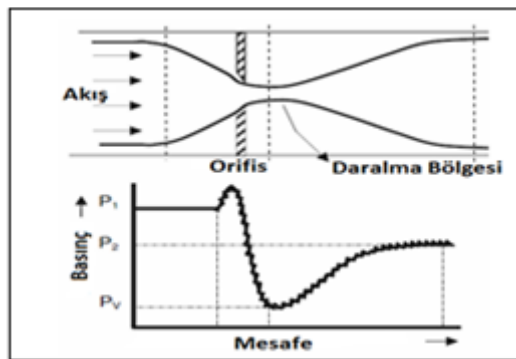
dolayısıyla da kütle transferinde artışlar sağlanır. Yüksek basınçlı homojenizatör olarak da isimlendirilen bu olayda reaktörün geometrisi ve işletme şartları kontrol edilerek istenilen fiziksel veya kimyasal değişiklikler için gerekli kavitasyon yoğunluğu maksimum enerji verimi ile sağlanır [Gogate and Kabadi, 2009].

Kavitasyon olayını açıklayabilmek için kavitasyon yoğunluğunu akış şartlarına bağlayan boyutsuz bir sayı olan kavitasyon katsayısı (CV) kullanılır.

$$C_V = (P_2 - P_V) / (1/2 \rho V_0^2) \quad (7.1)$$

Burada P2 tamamen yenilenmiş çıkış basıncı, PV sıvı buhar basıncı ve V0 ise daralmadaki sıvı hızıdır. Kavitasyon olayının başlangıcında meydana gelen CVi sayısı kavitasyon başlangıç sayısı olarak bilinmektedir. İdeal olarak CVi =1’de kavitasyon başlangıcı meydana gelir ve 1’den küçük değerler için önemli kavitsyonel etkiler oluşur. Buna rağmen sıvı ortamı içinde bulunan çözünmüş gazlar veya bazı kirlilik unsurları sebebiyle kavitasyonun daha yüksek kavitasyon sayılarında meydana gelebileceği bilinmektedir. Yüksek kavitasyon sayıları için kavitasyon olayının gerçekleştirilmesine rağmen maksimum reaktör verimi için akış şartları ve reaktör geometrisinin kavitasyon sayısının 0,1-1 aralığında olacak şekilde ayarlanmalıdır. Çok düşük kavitsayon sayılarındaki işletme buhar kitlenmesi ve kavitsyonel çöküşün olmamasıyla sonuçlanan süper kavitsayona neden olabilir [Albanese et al., 2015].

Şekil 7.1’de daralan bir orifis kesiti boyunca basınç değişimleri gösterilmektedir. Daralma bölgesi olarak adlandırılan bölge sıvı hızının maksimum, basıncın ise en düşük olduğu bölgeyi ifade etmektedir.

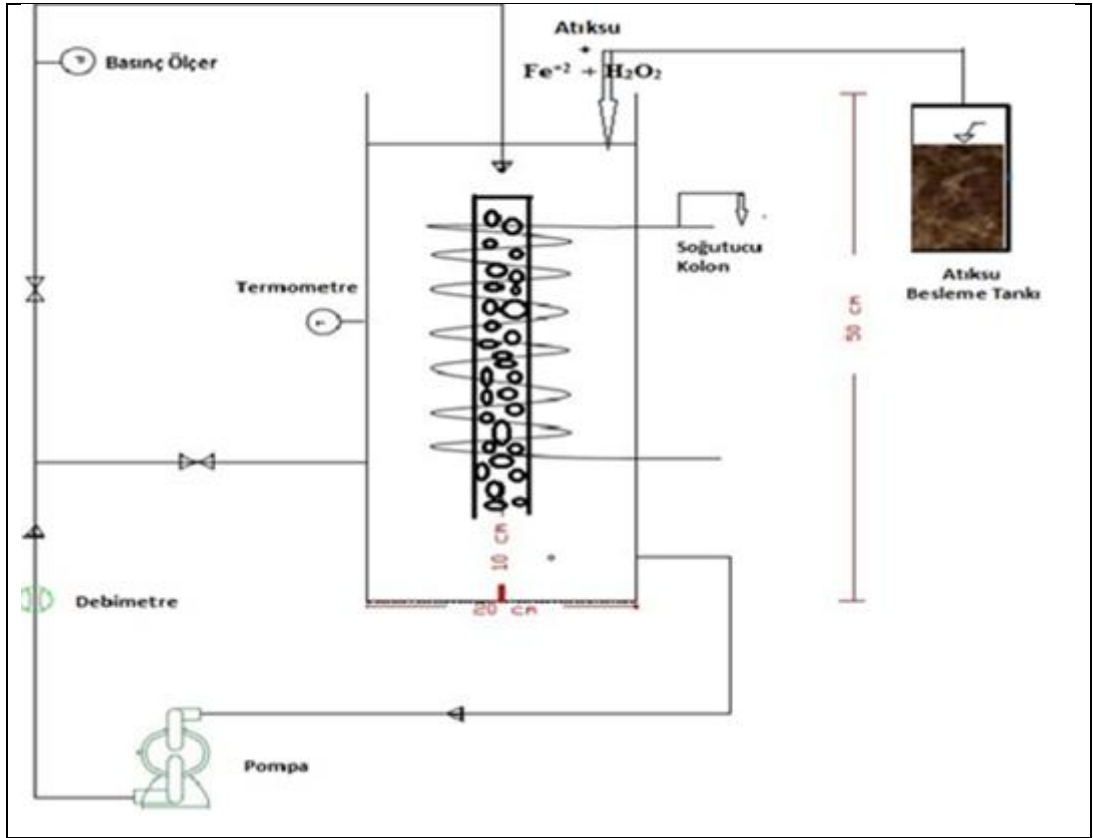


Şekil 7. 1 Hidrodinamik kavitsayonda sıvı akışı ve basınç değişimi.

8. MATERYAL METOD

8.1. Reaktör Tasarımı

Sızıntı suyu ön arıtımı amaçlı laboratuvar ölçekli hidrodinamik kavitasyon reaktörü kullanılmıştır. Bu reaktörün yüksekliği 1.9 metre çapı 20 cm ve hacmi 20 litre olup plexiglass malzemedan üretilmiştir.

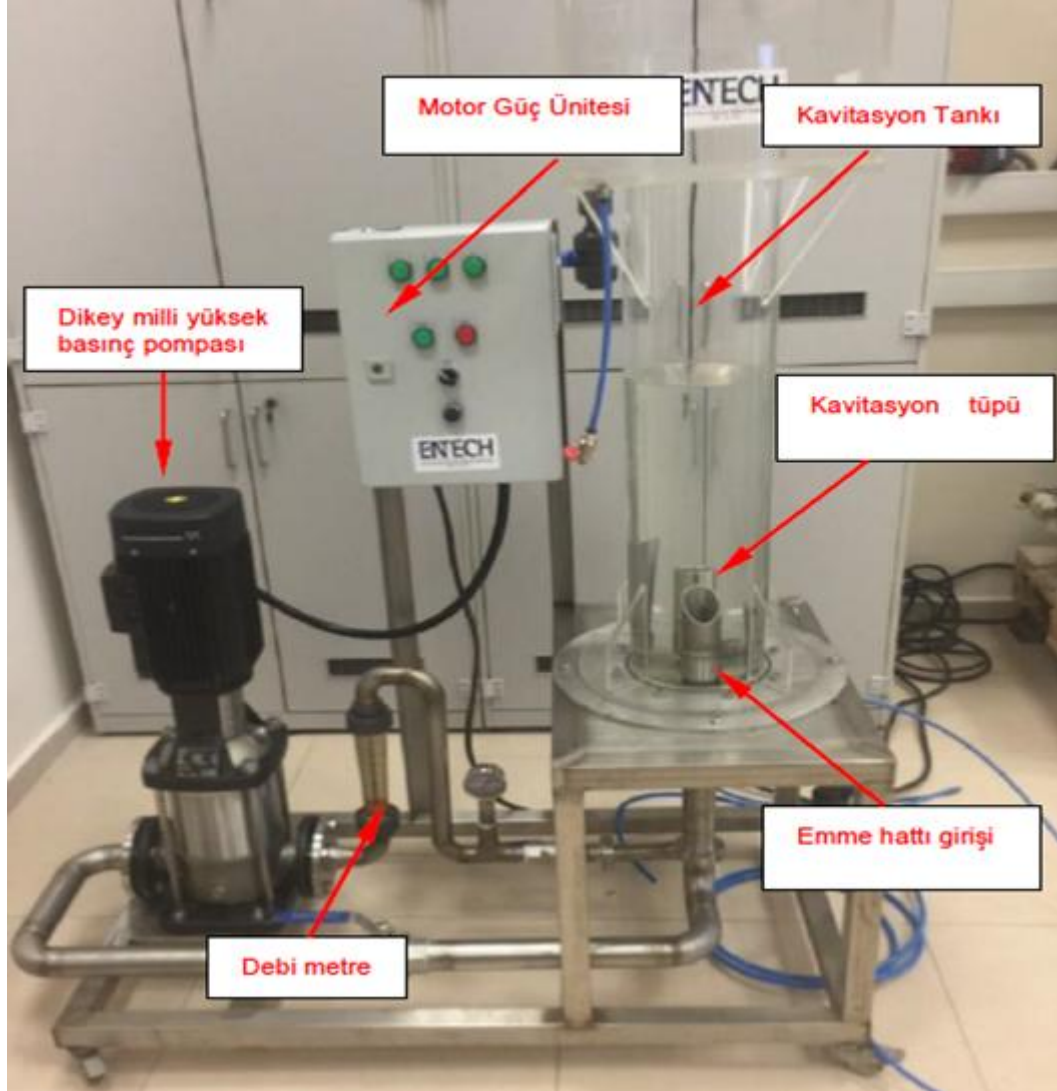


Şekil 8. 1 Hidrodinamik Kavitasyon Reaktörü Şematik Gösterimi.

Şekil 8.1 de şematik gösterimi verilen reaktörde bir adet basınç ölçer, bir adet termometre, bir adet debimetre ve bir adet pompa ve reaksiyonun gerçekleştiği tankın alt kısmında reaktörü boşaltmak için vana bulunmaktadır. Reaktörün üst kapağı atıksu beslemesi için çıkarılıp takılabilmektedir.

Bu çalışmada kullanılan HDK arıtım ünitesi 113Y425 nolu TÜBİTAK projesi ile bölümümüzde bulunan sistem kullanılmıştır.

Bu çalışmada arıtımı çalışılan sızıntı suyu İzaydaş'tan alınmıştır. Sızıntı suyu KOİ değeri 7900-8500 mg/L arasında değişmektedir. Öncelikle alınan sızıntı suyunun karakterizasyonu yapılmış KOİ, BOİ, inert KOİ, azot, fosfat ve diğer analizleri gerçekleştirilmiştir.



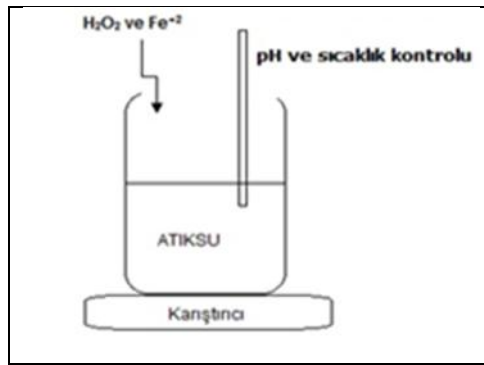
Şekil 8. 2 Hidrodinamik Kavitasyon Reaktörü.

8.2. Deneysel Çalışmalarda Analiz Yöntemleri

Yapılan deneylerde pompanın 5 mm'lik orifisten basabildiği en yüksek debinin 35 L/dak olduğu görülmüştür. Uygulanan ön çalışmalarda kavitasyon neticesinde

oluşan gaz kabarcıklarının açıkça görüldüğü ve çeşme suyu ile yapılan denemelerde uygulanan debi artıkça daha fazla kabarcığın ortaya çıktığı belirlenmiştir.

HDK deneylerine başlamadan önce atıksuyu kesikli sistemde Fenton oksidasyon deneyleri yapılmış ve optimum çalışma parametreleri belirlenmiştir. Deneyler Şekil 8.3’de verilen basit kesikli sistem kullanılarak yapılmıştır. pH, sıcaklık ile H_2O_2 ve Fe^{+2} konsantrasyonlarının optimum miktarı belirlenip, kinetik çalışmalar gerçekleştirilmiştir.



Şekil 8. 3 Fenton Oksidasyon Deney Düzenegi.

Fenton oksidasyon deneylerinde Şekil 8.3’ de gösterilen sistem kullanılarak 250 mL ham atıksu reaktöre konulmuştur. Atıksuyun pH değeri, Fenton reaksiyonlarının en iyi sonucu vereceği pH aralığına (3.5-4.5) getirilecektir ve deney sonunda uygun çökme sağlanması için pH 8 ve üstü değere getirilmiştir. Daha sonra optimum Fe^{+2} konsantrasyonu belirlemek için farklı Fe^{+2} konsantrasyonları ile çalışılmıştır. Bu konsantrasyon aralığı literatürde yapılan çalışmalardan yararlanılarak belirlenmiştir. Farklı Fe^{+2} katıldıktan sonra katalizör yüzeyi ile sıvı faz arasında fiziksel adsorpsiyon dengesinin oluşması için süspansiyon karıştırılmış ve hemen ardından belirlenen konsantrasyonda H_2O_2 çözeltisi konularak reaksiyon başlatılmıştır. Ön deneyler ile belirlenen yaklaşık 90 dakikalık deney süresince her 15dk’da numune alınıp, analizleri yapılmıştır. En yüksek verimin elde edildiği Fe^{+2} konsantrasyonu tespit edildikten sonra farklı H_2O_2 konsantrasyonları kullanılarak uygun H_2O_2 dozu bulunmuştur. Elde edilen sonuçların kinetik hesapları da yapılmıştır.

Tablo 8.1'de Fenton oksidasyon deneyleri için işletme parametrelerinin değişimi verilmiştir. Daha sonra bu tabloda verilen pH ve sıcaklık değişim aralıkları kullanılarak etkileri belirlenmiştir.

Tablo 8. 1 Fenton oksidasyon deneyleri için işletme parametrelerinin değişimi.

| Parametre | Değişim Aralığı |
|--|----------------------|
| Fe ⁺² konsantrasyonu | 2.5,5,7.5,10,15 mM/L |
| H ₂ O ₂ konsantrasyonu | 15,30,45,60,90 mM/L |
| pH | 2, 3.5, 4.5, 6 |
| Sıcaklık | 25, 35, 45 °C |

İkinci aşamada, ilk deneylerde elde edilen optimum dozlar ile HDK destekli Fenton oksidasyon çalışmaları yapılmıştır. Bunun için atıksu GTÜ, evre Mühendisliği Bölümünde bulunan HDK sisteminin 20 L'lik reaktörüne beslenmiştir. Bu reaktör 113Y425 nolu TUBİTAK projesi ile bölümümüze alınmıştır.

İlk aşamada elde edilen optimum pH, sıcaklık değerleri ile H₂O₂ ve Fe⁺² konsantrasyonları kullanılarak HDK destenli Fenton oksidasyon deneyleri 20 L'lik reaktörde zamana bağlı kinetik çalışması yapılıp uygun reaksiyon süresi belirlenmiştir. Daha sonra içinde farklı debi(maks. 30 L/dk) ve basınçlarda (maks. 5 bar) alışılarak kavitasyon sayısının etkisi tespit edilmiştir. HDK için kullanılacak reaksiyon disk fotoğrafı ve teknik izimi Şekil 8.4'de verilmiştir.



Şekil 8. 4 HDKR'de kullanılacak reaksiyon diskini.

8.3. İncelenen Parametreler ve Kullanılan Yöntemler

Tablo 8. 2 Kullanılan Sızıntı Suyunun Karakterizasyonu.

| Parametre | Birim | Miktar |
|------------------|-------|--------|
| pH | - | 7.78 |
| İletkenlik | ms/cm | 19,3 |
| KOİ | mg/L | 8220 |
| BOİ ₅ | mg/L | 4195 |
| AKM | mg/L | 440 |
| Toplam Azot | mg/L | 1330 |
| Toplam Fosfat | mg/L | 0,205 |
| Nitrat | mg/L | 0,216 |
| TOC | mg/L | 1257 |
| TKN | mg/L | 176 |

8.3.1. AKM Tayini

- Filtrasyon düzeneği kurulur.
- 105 ° C'de etüvde 1 saat bekletilip, desikatörde soğutulduktan sonra sabit tartımı alınmış filtre kâğıdı (temizsu için 0.45 µm' lik membran, atıksu için cam elyaf) filtrasyon düzeneğine yerleştirilir. Saf su ile ıslatılarak vakumdan geçirilir, daha sonra çok iyi karıştırılmış belli hacimdeki numune süzülür.
- Süzme işlemi bittikten sonra huninin cidarları saf su ile iyice yıkanır. 2 – 3 dakika kadar vakuma devam edilir.
- Filtre kâğıdı pens yardımıyla dikkatlice alüminyum veya paslanmaz çelikten bir tabla üzerine alınır ve 103–105 ° C'de etüvde 1 saat kurutulur.
- Desikatörde soğutulur ve tartılır. Bu işlemlere; kurutma, soğutma, desikatöre alma vb, sabit tartıma ulaşıncaya veya ağırlıktaki kayıp 0.5 mg'dan az oluncaya kadar devam edilir.

Hesaplama

$$AKM \quad 105^{\circ}C, \frac{mg}{L} = \frac{A-B \cdot 1000}{V} \quad (8.1)$$

- **A=** Filtre kâğıdı + kuru kalıntının tartımı (mg),
- **B=** Filtre kâğıdının tartımı (mg),
- **V=** Numune hacmi (ml) [Samsunlu, 1999], [Rand et al., 1976].

8.3.2. KOİ Tayini

2,5 ml numune kültür tüpüne dökülür ve üzerine 1,5 ml parçalama çözeltisi eklenir.(tüplerin boyutu ve numune miktarına göre eklenecek parçalama çözeltisi miktarı Tablo 8.3’de verilmiştir.

Tablo 8. 3 Tüplerin boyutu ve numune miktarına göre eklenecek parçalama çözeltisi miktarı.

| Tüp Boyutu | Örnek Hacmi (mL) | Parçalama Çözeltisi Hacmi (mL) | Sülfirik Asit Çözeltisi(mL) | Toplam Hacim |
|-----------------------------|------------------|--------------------------------|-----------------------------|--------------|
| 16x100 mm | 2,5 | 1,5 | 3,5 | 7,5 |
| 20x150 mm | 5 | 3 | 7 | 15 |
| 25x150 mm | 10 | 6 | 14 | 30 |
| Standart 10 mL’lik ampüller | 2,5 | 1,5 | 3,5 | 7,5 |

- Sülfirik asit reaktifi dikkatlice tüp içerisine dökülür.
- Tüpler sıkıca kapatılır ve karışması için birkaç defa tersyüz edilir.
- Tüpler parçalayıcıya yerleştirilerek 2saat boyunca beklenir.
- Tüpler oda sıcaklığına kadar soğutulur .

- 1-2 damla fenolfitalein belirteci eklenir ve 0,1 M standart demir amonyum sülfat (DAS) çözeltisi ile mavi-yeşil renkten kırmızı renge kadar titre edilir.
- Örnekler dışında bir erlene de 20 ml damıtık su ve çözeltiler konularak şahit hazırlanır ve yukarıdaki bütün işlemlerden geçirilir.
- DAS ayarı, bir erlene 10 ml standart bikromat çözeltisi konur, distile su ile 100 ml'ye seyreltilir. Erlen çalkalanarak azar azar 30 ml derişik sülfirik(gümüşlü sülfirik asit değil)a sit eklenir, soğutulur.
- Ferroin belirtecine karşı standart DAS çözeltisi titre edilir[Şengül et al., 1986].

Hesaplama

$$KOİ \frac{mg}{L} = \frac{A-B \cdot M \cdot 8000}{Vörnek} \quad (8.2)$$

Burada;

- **A:** Şahidin demir amonyum sülfat sarfiyatı, ml
- **B:** Numunenin demir amonyum sülfat sarfiyatı, ml
- **N:** DAS normalitesi

8.3.3. BOİ₅ Tayini

BOİ, belirli bir sürede (5 gün) ve belirli bir sıcaklıkta (20 °C) aerobik bakteriler tarafından parçalanabilen organik maddeler için tüketilen oksijen miktarıdır. BOİ, sudaki kirlilik yükünün genel bir göstergesidir. Bu test, ayrıca, hem biyolojik olarak artılabirlik kapasitesini belirlemeye hem de bir arıtma tesisinin ne ölçüde başarılı olduğunu öğrenmeye yarayan önemli bir biyoanaliz yöntemidir.

Suyun 20 derecedeki çözünürlüğü kısıtlı (9 mg/L) olduğu için numuneleri seyreltmek gerekir. Çünkü çözünmüş oksijenin tamamen tükenmemesi istenir. Bu yüzden BOİ ölçümlerinde hangi konsantrasyonlar için ne kadar seyreltme gerektiğinin hesaplanması gerekir. Numunedeki oksijen değerleri biyolojik hareketlilik yüzünden anlık olarak değişebilir ve düşük sonuçların elde edilmesiyle sonuçlanabilir.

Deneyin yapılışı

Aşı gerekli değil ise

$$\frac{\text{mg}}{\text{LBOİ}} = \frac{D1-D2}{P} \quad (8.3)$$

Aşılı seyreltme suyu kullanıldığında

$$\frac{\text{mg}}{\text{LBOİ}} = \frac{D1-D2 - B1-B2 f}{P} \quad (8.4)$$

İnkübatör şişesi örnek ile çalkalanarak temizlenir. Manyetik bar şişeye yerleştirilir. Çeşitli örnek hacimleri için ölçüm aralığı aşağıdaki tabloya göre belirlenir.

Tablo 8. 4 BOİ Ölçüm Aralığı Tablosu.

| Örnek Numune mL | Ölçüm Aralığı (mg/L) | Faktör |
|-----------------|----------------------|--------|
| 432 | 0-40 | 1 |
| 365 | 0-80 | 2 |
| 250 | 0-200 | 5 |
| 164 | 0-400 | 10 |
| 97 | 0-800 | 20 |
| 43.5 | 0-2000 | 50 |

2 adet NaOH tableti plastik korumaya konulur.

Oxitorp ölçüm başlığı şişeye takılır. Oxitorp sıfırlanır ve başlatılır.

5 gün süre ile 20 °C' de sürekli karıştırılarak bekletilir. Oxitorp 24 saatte bir otomatik olarak oksijen tüketimini kaydeder. 5 gün sonunda değer okunur.

Burada;

- **D1** : Numunenin hazırlandıktan 15 dakika sonraki çözülmüş oksijen değeri, (mg/L)
- **D2** : Seyreltik numunenin 5. gün sonundaki çözülmüş oksijen değeri, (mg/L)
- **B1** : Aşının birinci gün çözülmüş oksijen değeri, (mg/L)
- **B2** : Aşının beşinci gün çözülmüş oksijen değeri, (mg/L)

- **f** : Numunedeki aşı yüzdesinin, aşı kontrolündeki aşı yüzdesine oranı
(D1'deki % aşı / B1'deki % aşı)
- **P** : Numunenin seyreltme oranı (ondalık kesir olarak) [Şengül et al., 1986].

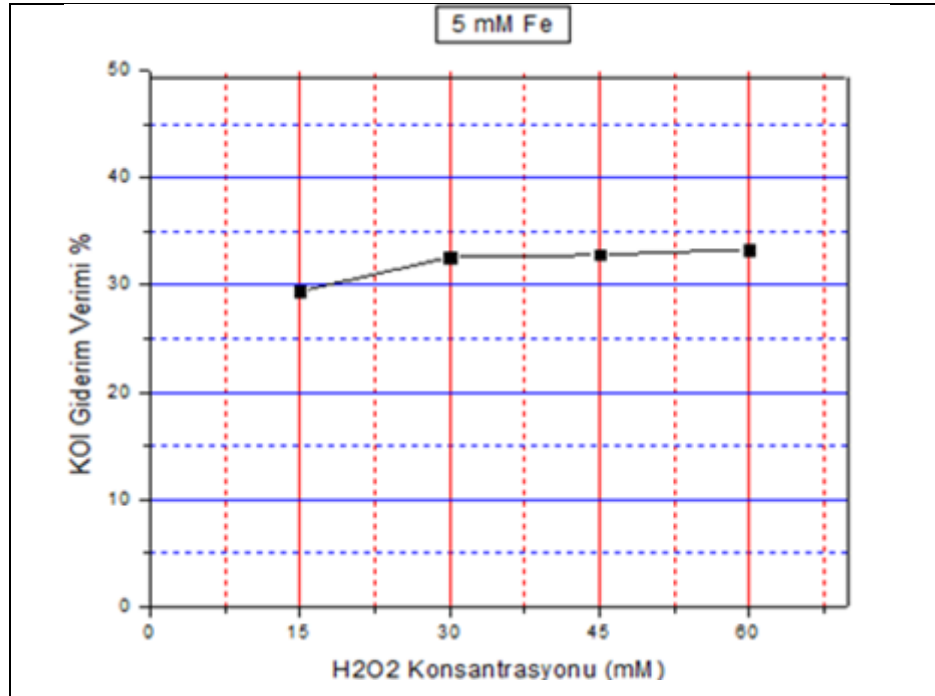
9. SAYISAL DENEYLER VE SONUÇLAR

9.1. Fenton Denemeleri

- 250 mL atıksu 4 ayrı beherde pH 3,5-4,5 arasına getirilerek 5 mM Fe⁺² konsantrasyonu sabit tutularak farklı H₂O₂ konsantrasyonlarında çalışılmıştır.120 dakika karıştırıcıda reaksiyon süresine tabi tutulmuştur.

Tablo 9. 1 Sabit 5 mM Fe⁺² konsantrasyonu ve farklı H₂O₂ konsantrasyonları.

| Fe ⁺² | H ₂ O ₂ | KOİ |
|------------------|-------------------------------|-----------|
| 5 mM | 15 mM | 5800 mg/L |
| 5 mM | 30 mM | 5520 mg/L |
| 5 mM | 45 mM | 5540 mg/L |
| 5 mM | 60 mM | 5480 mg/L |

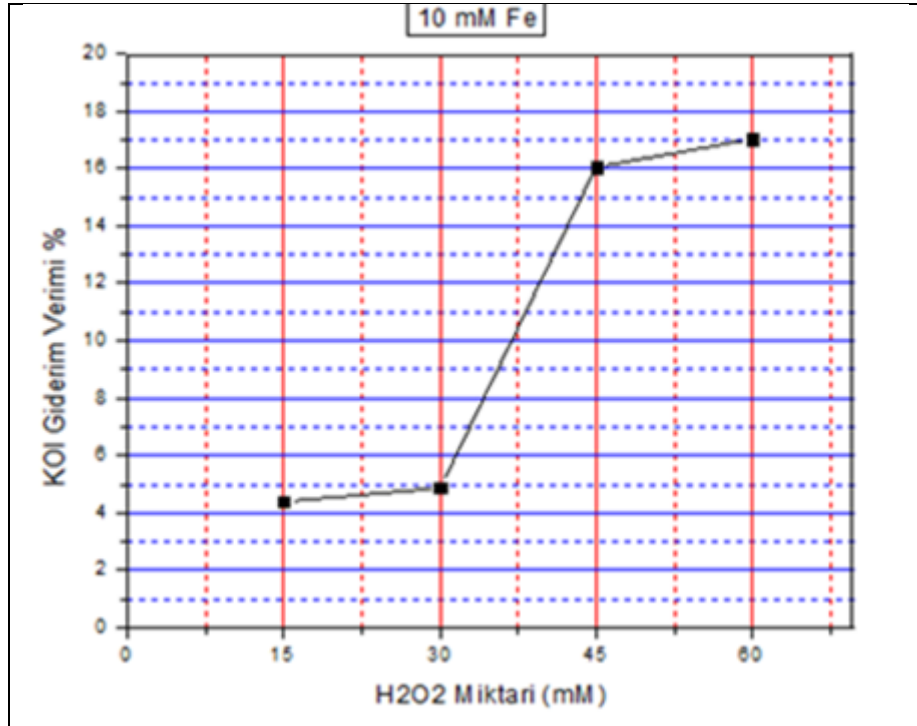


Şekil 9. 1 5 mM Fe⁺² ve farklı konsantrasyonlarda H₂O₂ için KOİ giderim verimi.

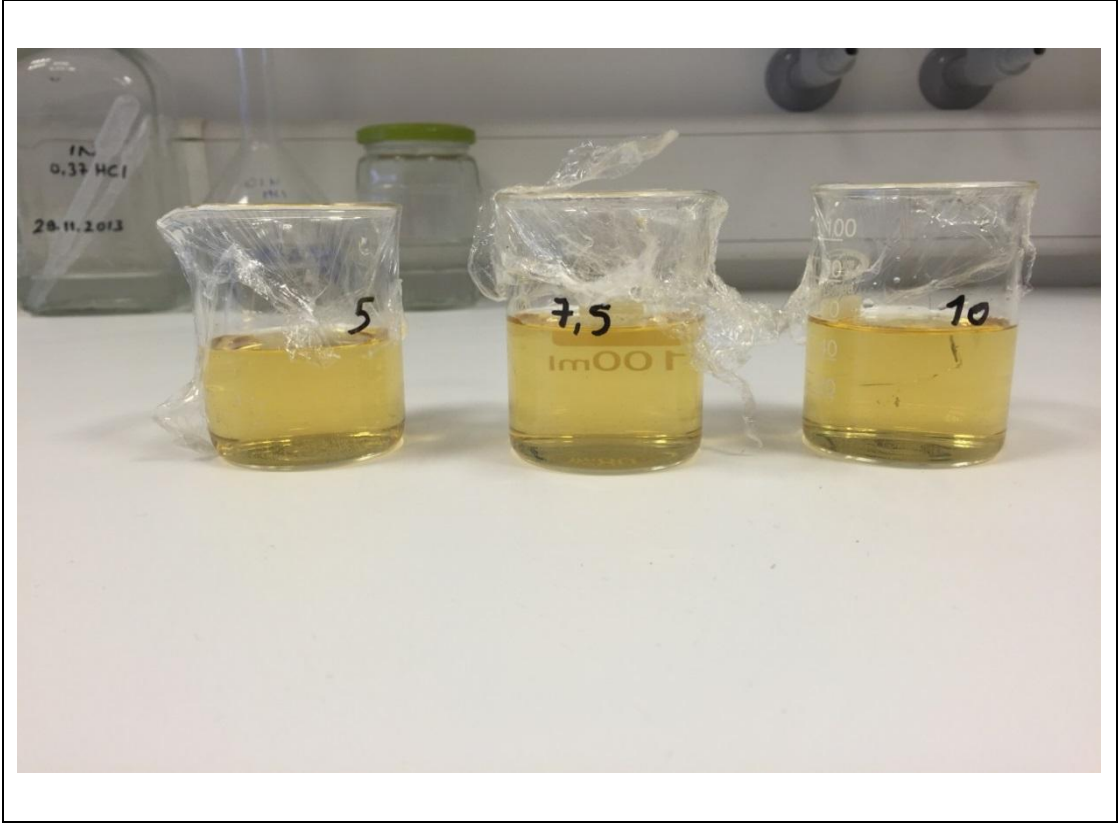
- 250 mL atıksu 4 ayrı beherde pH 3,5-4,5 arasına getirilerek 10 mM Fe⁺² konsantrasyonu sabit tutularak farklı H₂O₂ konsantrasyonlarında çalışılmıştır.120 dakika karıştırıcıda reaksiyon süresine tabi tutulmuştur.

Tablo 9. 2. Sabit 10 mM Fe⁺² konsantrasyonu ve farklı H₂O₂ konsantrasyonları.

| Fe ⁺² | H ₂ O ₂ | KOI |
|------------------|-------------------------------|-----------|
| 10 mM | 15 mM | 7860 mg/L |
| 10 mM | 30 mM | 7820 mg/L |
| 10 mM | 45 mM | 6900 mg/L |
| 10 mM | 60 mM | 6820 mg/L |



Şekil 9. 2 10 mM Fe⁺² ve farklı konsantrasyonlarda H₂O₂ için KOİ giderim verimi.



Şekil 9. 3 Farklı Fe^{+2} konsantrasyonlarında Fenton denemeleri.

- Bu deneme de ise 250 şer mL lik atıksu pH 3,5-4,5 arasına getirilerek Fe^{+2} kullanmadan sadece H_2O_2 , farklı H_2O_2 ve Fe^{+2} konsantrasyonlarında yine 120 dakikalık reaksiyon süresiyle çalışılmıştır.

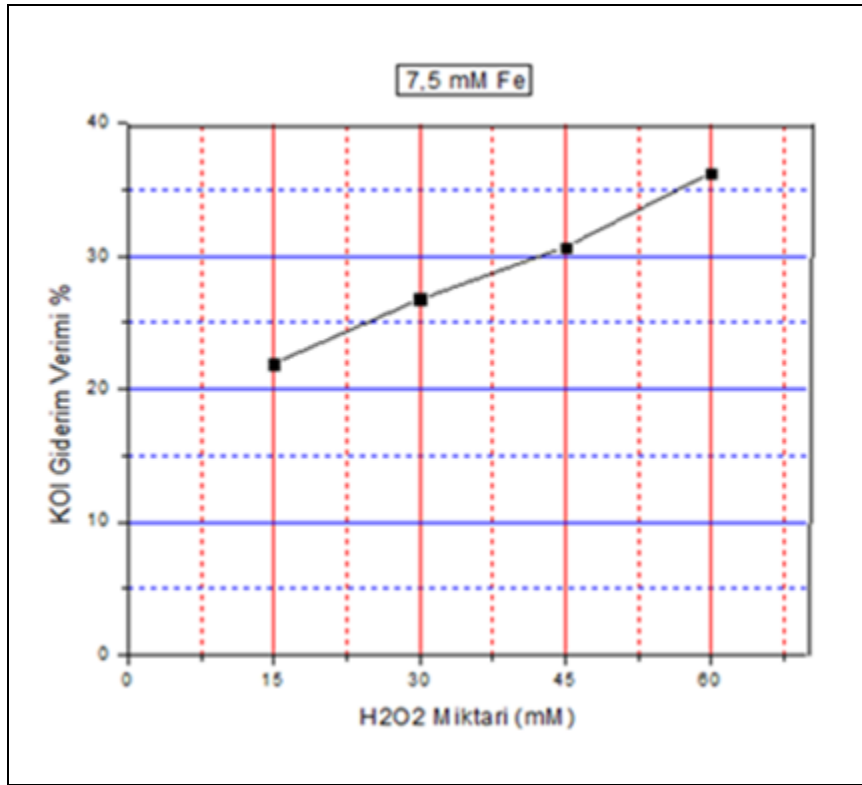
Tablo 9. 3 Sadece H_2O_2 ve farklı konsantrasyonlarda Fe^{+2} ve H_2O_2 denemeleri.

| Fe^{+2} | H_2O_2 | KOİ |
|-----------|----------|-----------|
| - | 30 mM | 8960 mg/L |
| 3 mM | 27 mM | 8540 mg/L |
| 8,3 mM | 90 mM | 8200 mg/L |

- 250 mL atıksu 4 ayrı beherde pH 3,5-4,5 arasına getirilerek 6 mM Fe^{+2} konsantrasyonu sabit tutularak farklı H_2O_2 konsantrasyonlarında çalışılmıştır.120 dakika karıştırıcıda reaksiyon süresine tabi tutulmuştur.

Tablo 9. 4 . Sabit 7,5 mM Fe⁺² konsantrasyonu ve farklı H₂O₂ konsantrasyonları.

| Fe ⁺² | H ₂ O ₂ | KOI |
|------------------|-------------------------------|-----------|
| 7,5 mM | 30 mM | 6420 mg/L |
| 7,5 mM | 60 mM | 6020 mg/L |
| 7,5 mM | 90 mM | 5700 mg/L |
| 7,5 mM | 120 mM | 5240 mg/L |

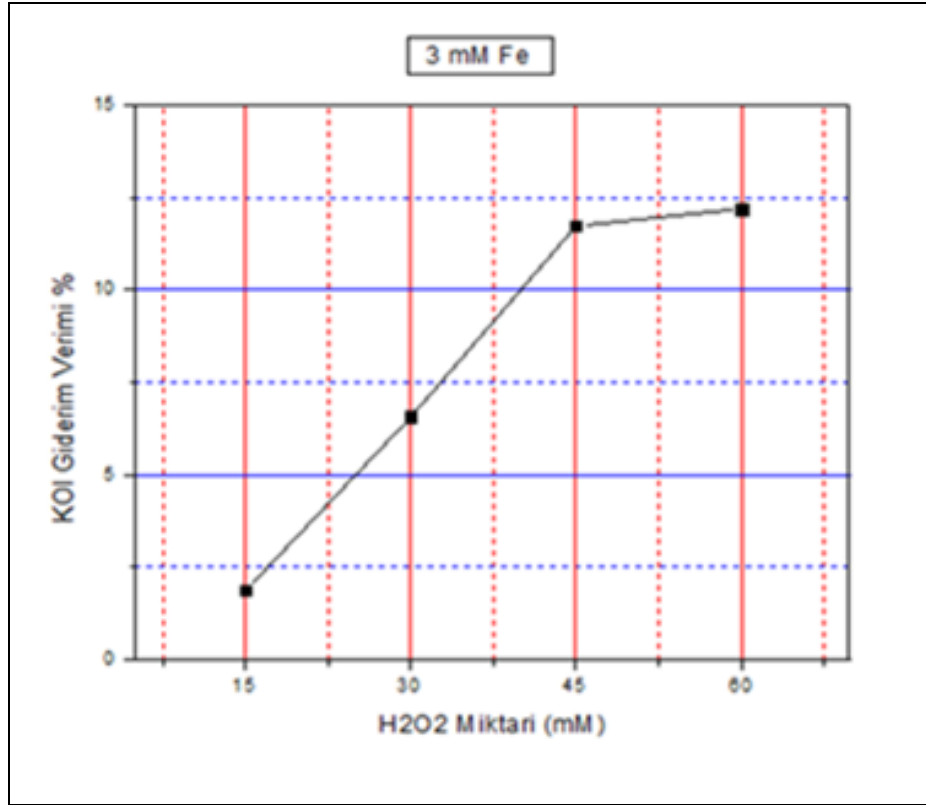


Şekil 9. 4 7,5 mM Fe⁺² ve farklı konsantrasyonlarda H₂O₂ için KOİ giderim verimi.

- 250 mL atıksu 4 ayrı beherde pH 3,5-4,5 arasına getirilerek 3 mM Fe⁺² konsantrasyonu sabit tutularak farklı H₂O₂ konsantrasyonlarında çalışılmıştır.120 dakika karıştırıcıda reaksiyon süresine tabi tutulmuştur.

Tablo 9. 5 3 mM Fe⁺² konsantrasyonu ve farklı H₂O₂ konsantrasyonları.

| Fe ⁺² | H ₂ O ₂ | KOİ |
|------------------|-------------------------------|-----------|
| 3 mM | 15 mM | 8360 mg/L |
| 3 mM | 30 mM | 7960 mg/L |
| 3 mM | 45 mM | 7520 mg/L |
| 3 mM | 60 mM | 7480 mg/L |

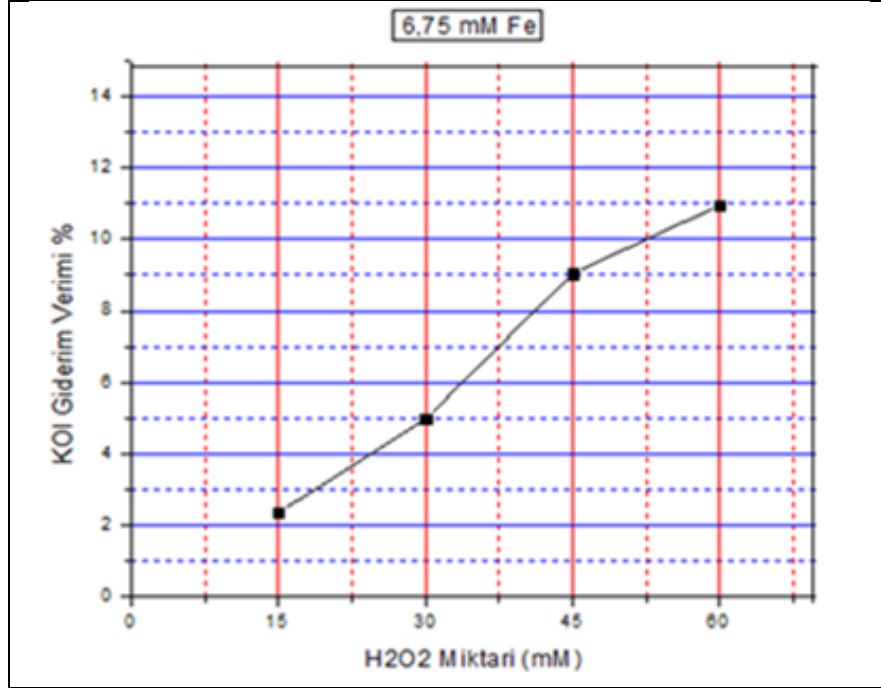


Şekil 9. 5. 3 mM Fe⁺² ve farklı konsantrasyonlarda H₂O₂ için KOİ giderim verimi.

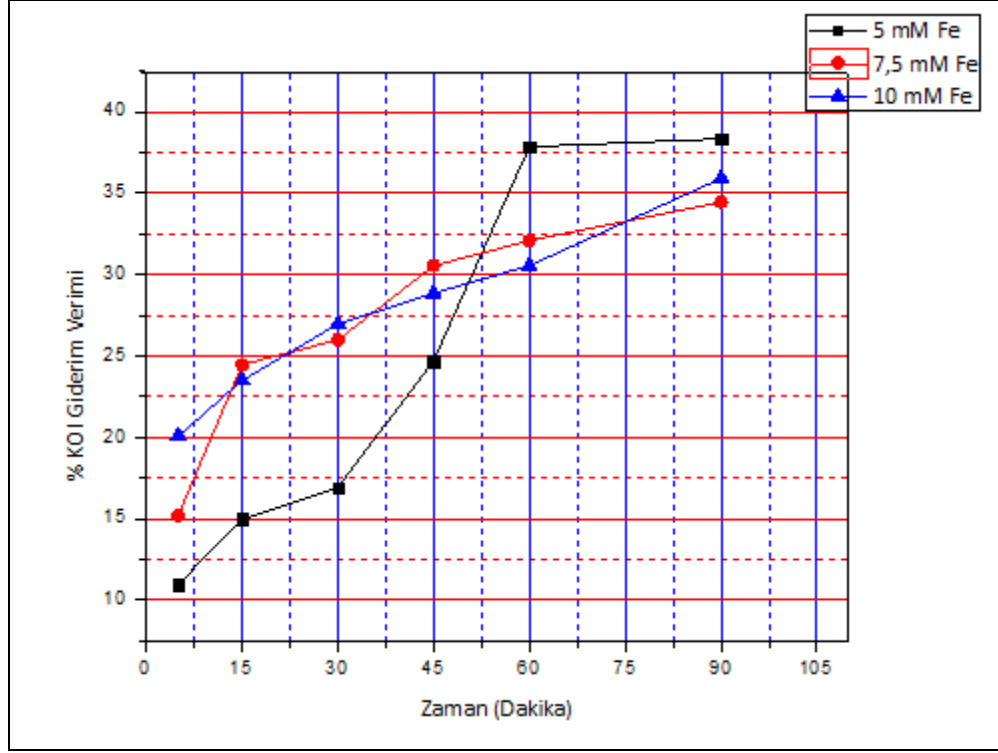
- 250 mL atıksu 4 ayrı beherde pH 3,5-4,5 arasına getirilerek 6,75 mM Fe⁺² konsantrasyonu sabit tutularak farklı H₂O₂ konsantrasyonlarında çalışılmıştır.120 dakika karıştırıcıda reaksiyon süresine tabi tutulmuştur.

Tablo 9. 6 Sabit 6,75 mM Fe⁺² konsantrasyonu ve farklı H₂O₂ konsantrasyonları.

| 6.75 mM Fe | KOİ | % Giderim |
|-------------------------------------|-----------|-------------|
| 15 mM H ₂ O ₂ | 8028 mg/L | 2,335766423 |
| 30 mM H ₂ O ₂ | 7812 mg/L | 4,96350365 |
| 45 mM H ₂ O ₂ | 7320 mg/L | 9,051094891 |
| 60 mM H ₂ O ₂ | 7476 mg/L | 10,94890511 |



Şekil 9. 6 6,75 mM Fe⁺² ve farklı konsantrasyonlarda H₂O₂ için KOİ giderim verimi.



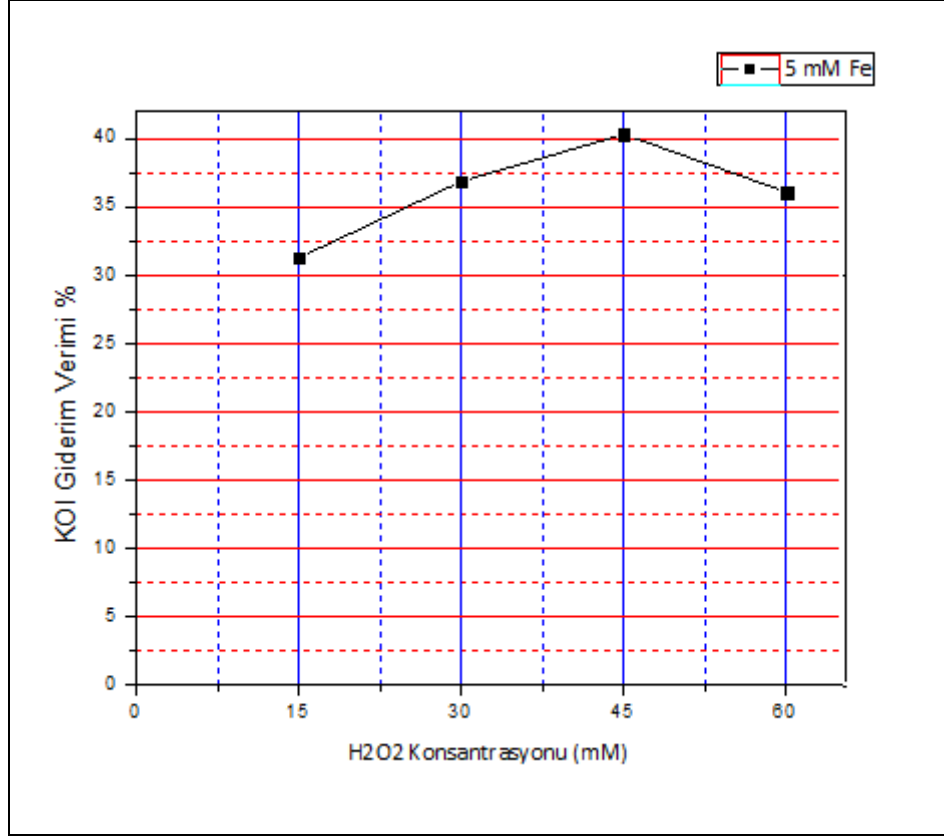
Şekil 9. 7 Farklı Fe^{+2} ve farklı H_2O_2 konsantrasyonları için KOİ giderim verimi.

Yukardaki grafikten de görüldüğü gibi Fenton denemelerinde en uygun Fe^{+2} konsantrasyonu 5 mM olarak görülmüştür.

- 5 mM Fe^{+2} konsantrasyonu bu atıksu için uygun bulunmuş ve tekrardan çalışılmıştır.

Tablo 9.7 5mM Fe^{+2} konsantrasyonu ve farklı H_2O_2 konsantrasyonları.

| Fe^{+2} | H_2O_2 | KOİ(Düzeltilmiş) | Kalıntı Peroksit |
|-----------|----------|------------------|------------------|
| 5 mM | 30 mM | 5262 mg/L | 151 mg/L |
| 5 mM | 60 mM | 5454 mg/L | 331 mg/L |
| 5 mM | 90 mM | 5227 mg/L | 574 mg/L |
| 5 mM | 120 mM | 5363 mg/L | 287 mg/L |



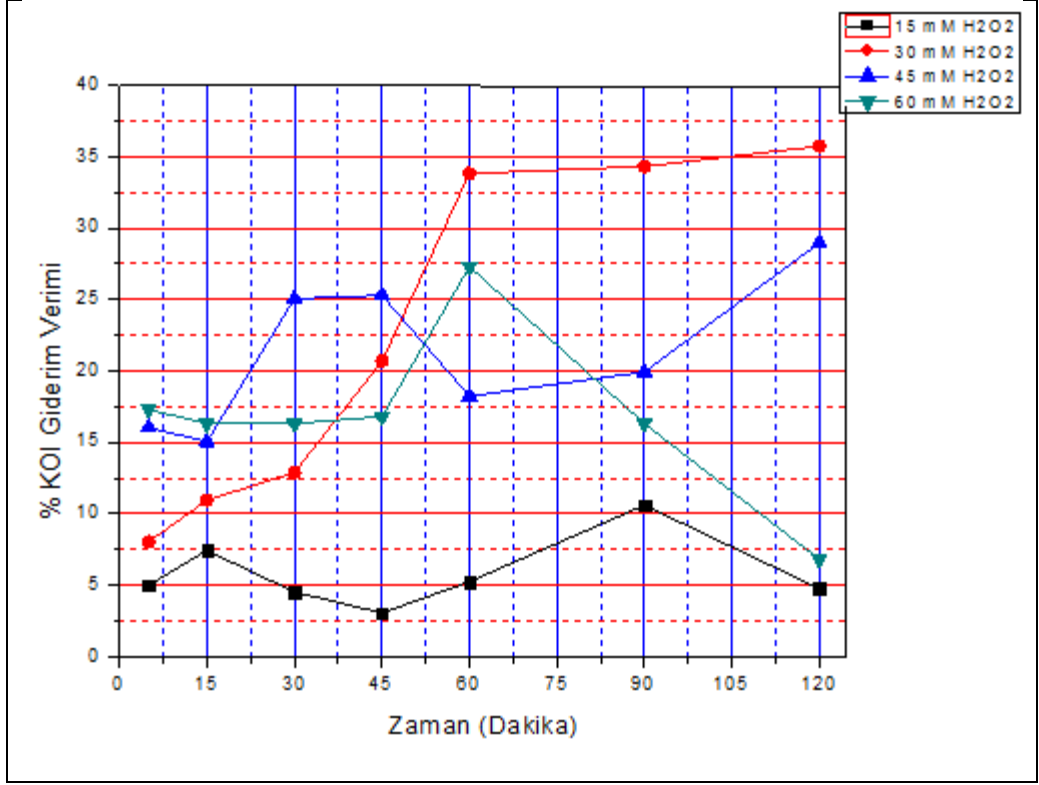
Şekil 9. 8 5mM Fe⁺² konsantrasyonu ve farklı H₂O₂ konsantrasyonları.

9.2. Kinetik Fenton Denemeleri % Giderim

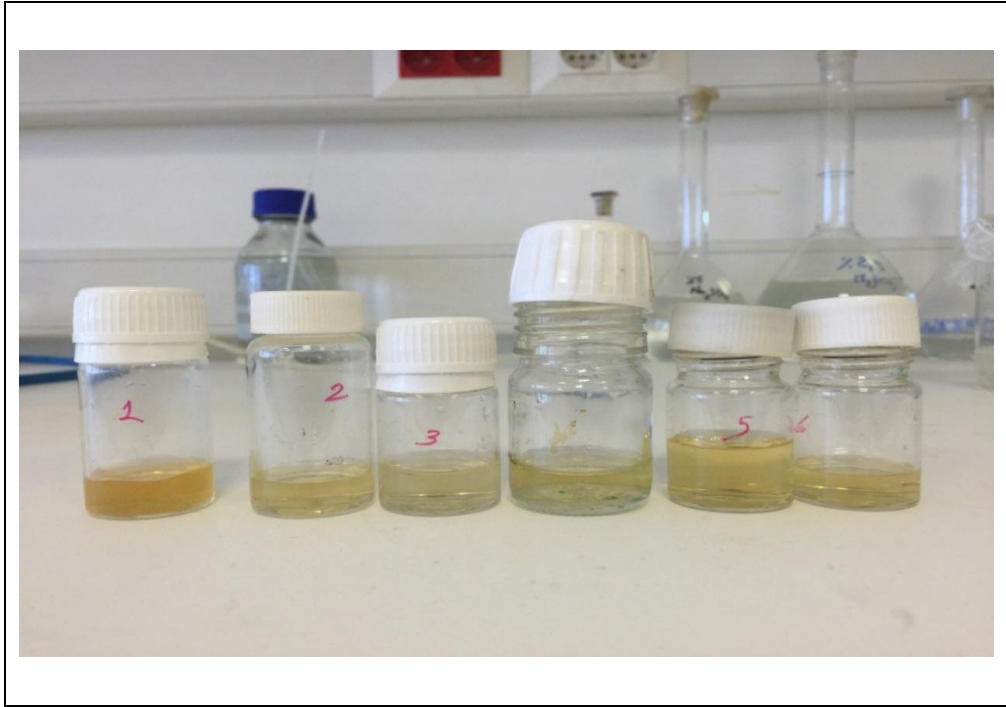
Bu çalışmada ise uygun bulunan 5 mM Fe⁺² ve farklı H₂O₂ konsantrasyonlarıyla Fenton Prosesi 5,15,30,45,60,90 dakikalık periyotlarda kinetik olarak çalışılmıştır.

Tablo 9. 8 5mM Fe⁺² ve farklı H₂O₂ konsantrasyonlarıyla kinetik çalışması.

| Zaman(Dakika) | 5 mM Fe ⁺² 15 mM H ₂ O ₂ | 5 mM Fe ⁺² 30 mM H ₂ O ₂ | 5 mM Fe ⁺² 45 mM H ₂ O ₂ | 5 mM Fe ⁺² 60 mM H ₂ O ₂ |
|---------------|---|---|---|---|
| 5 | 5.012195122 | 8.02919708 | 16.02439024 | 17.29268293 |
| 15 | 7.433090024 | 10.94890511 | 15.04878049 | 16.31707317 |
| 30 | 4.524390244 | 12.89537713 | 25.04878049 | 16.31707317 |
| 45 | 3.06097561 | 20.68126521 | 25.29268293 | 16.80487805 |
| 60 | 5.243309002 | 33.81995134 | 18.2195122 | 27.29268293 |
| 90 | 10.59610706 | 34.30656934 | 19.92682927 | 16.31707317 |
| 120 | 4.768292683 | 35.72685147 | 28.95121951 | 6.804878049 |



Şekil 9. 9 5mM Fe⁺² ve farklı H₂O₂ konsantrasyonlarında kinetik çalışması.

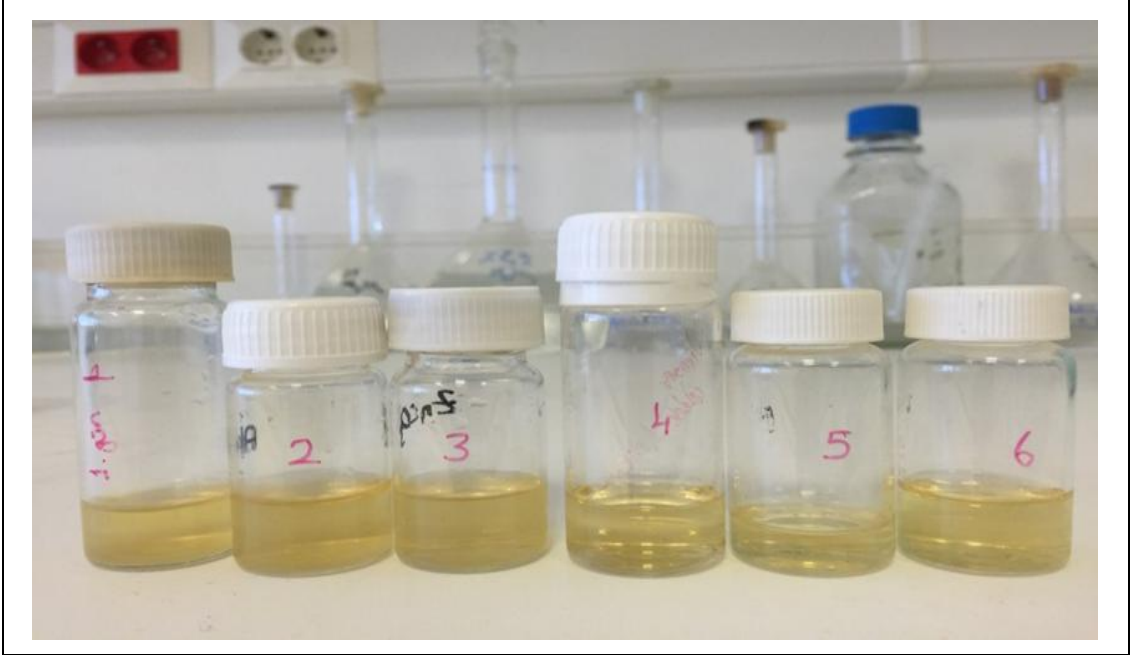


Şekil 9. 10. 5mM Fe⁺² ve farklı H₂O₂ konsantrasyonlarıyla kinetik çalışması.

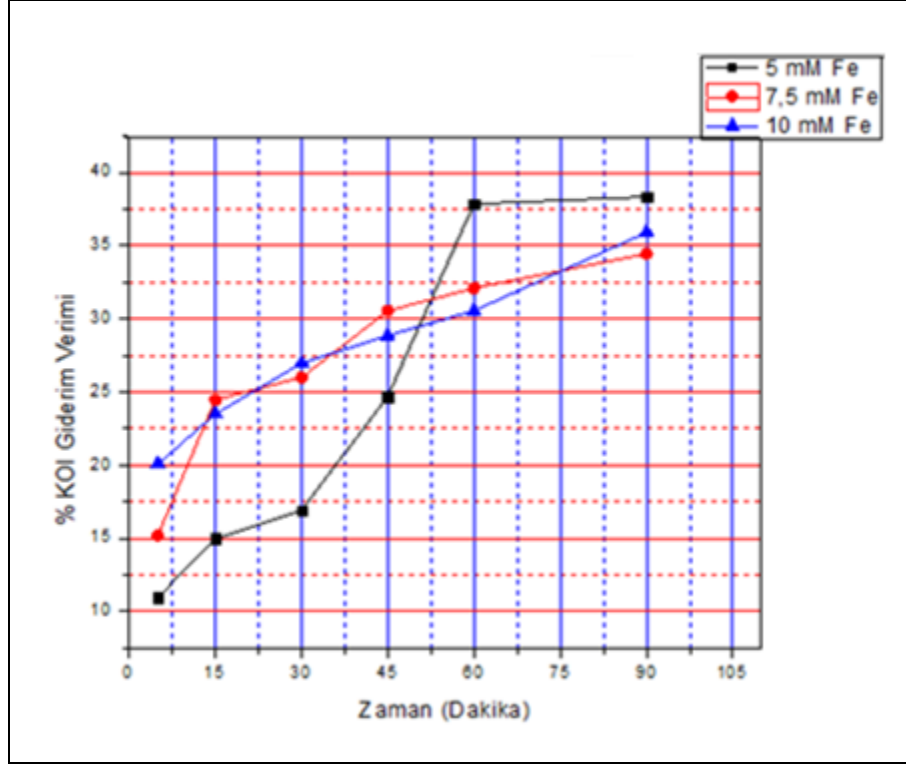
- Bu çalışmada ise uygun bulunan 30 mM H₂O₂ konsantrasyonlarıyla farklı Fe⁺² konsantrasyonları Fenton Prosesi ile 5,15,30,45,60,90 dakikalık periyotlarda kinetik olarak çalışılmıştır.

Tablo 9.9 Sabit 30 mM H₂O₂ konsantrasyonu ve farklı Fe⁺² ile kinetik çalışması.

| Dakika | 5 mM 30 mM H ₂ O ₂ | 7,5 mM 30 mM H ₂ O ₂ | 10 mM 30 mM H ₂ O ₂ |
|--------|--|--|---|
| 5 | 7160 mg/L | 6040 mg/L | 6620 mg/L |
| 15 | 6520 mg/L | 6540 mg/L | 6320 mg/L |
| 30 | 5440 mg/L | 5900 mg/L | 5600 mg/L |
| 45 | 5400 mg/L | 6400 mg/L | 6900 mg/L |
| 60 | 8320 mg/L | 5720 mg/L | 6180 mg/L |
| 90 | 7560 mg/L | 7300 mg/L | 6040 mg/L |



Şekil 9. 11 Farklı Fe⁺² ve 30 mM H₂O₂ konsantrasyonlarıyla kinetik çalışması.



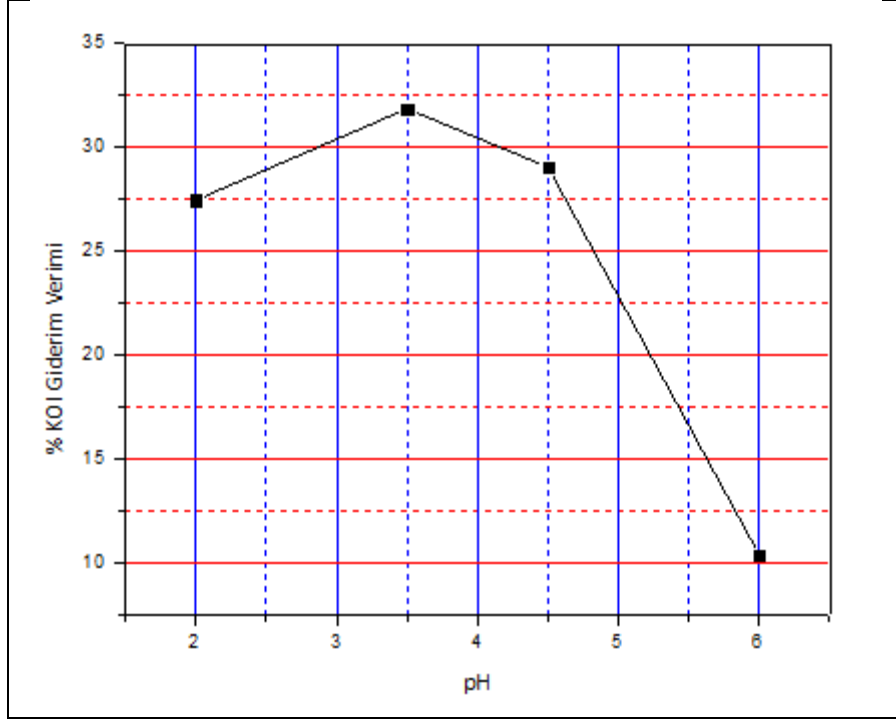
Şekil 9. 12 Farklı Fe^{+2} ve 30 mM H_2O_2 konsantrasyonlarında kinetik çalışması.

9.3. pH Denemesi

Farklı pH larda uygun bulunan Fe^{+2} ve H_2O_2 konsantrasyonları çalışılmıştır ve en uygun pH aralığı 3,5-4,5 arası olarak saptanmıştır.

Tablo 9.10 5 mM Fe^{+2} ve 30 mM H_2O_2 ile değişik pH larda Fenton denemeleri.

| pH | KOİ | % Giderim |
|-----|-----------|-------------|
| 2 | 6280 mg/L | 27.4512195 |
| 3,5 | 5920 mg/L | 31.84146341 |
| 4,5 | 6150 mg/L | 29.03658537 |
| 6 | 7680 mg/L | 10.37804878 |



Şekil 9. 13 Farklı pH larda Fenton denemeleri.

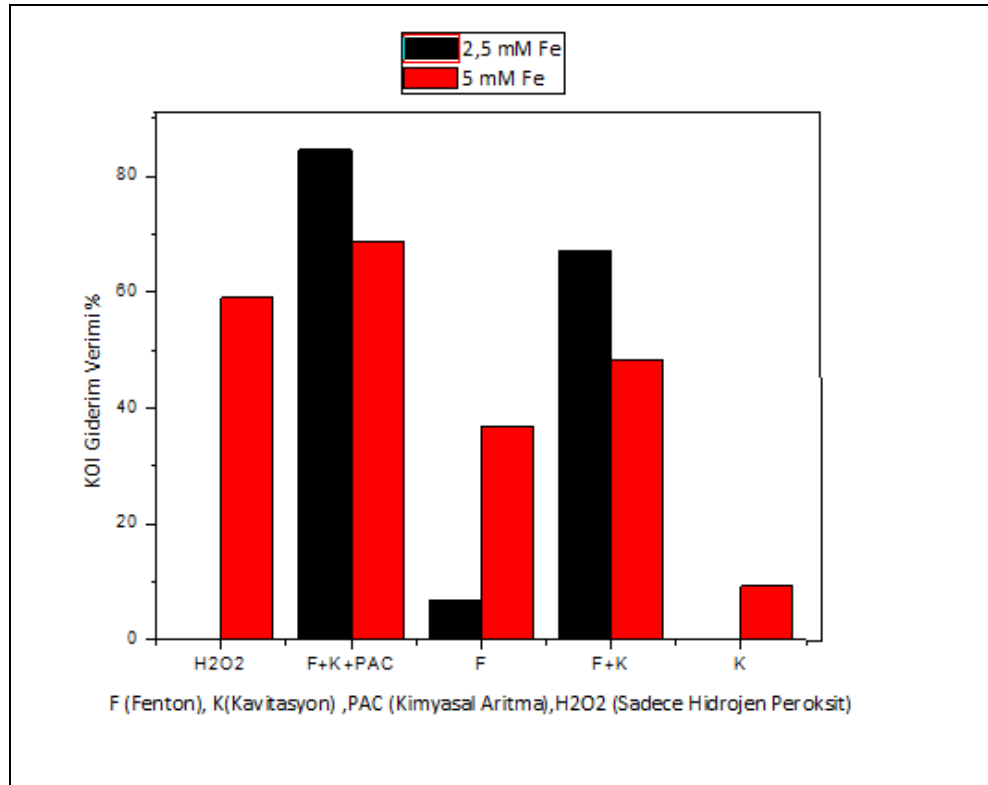


Şekil 9. 14 . Farklı pH larda Fenton Prosesi çalışması.

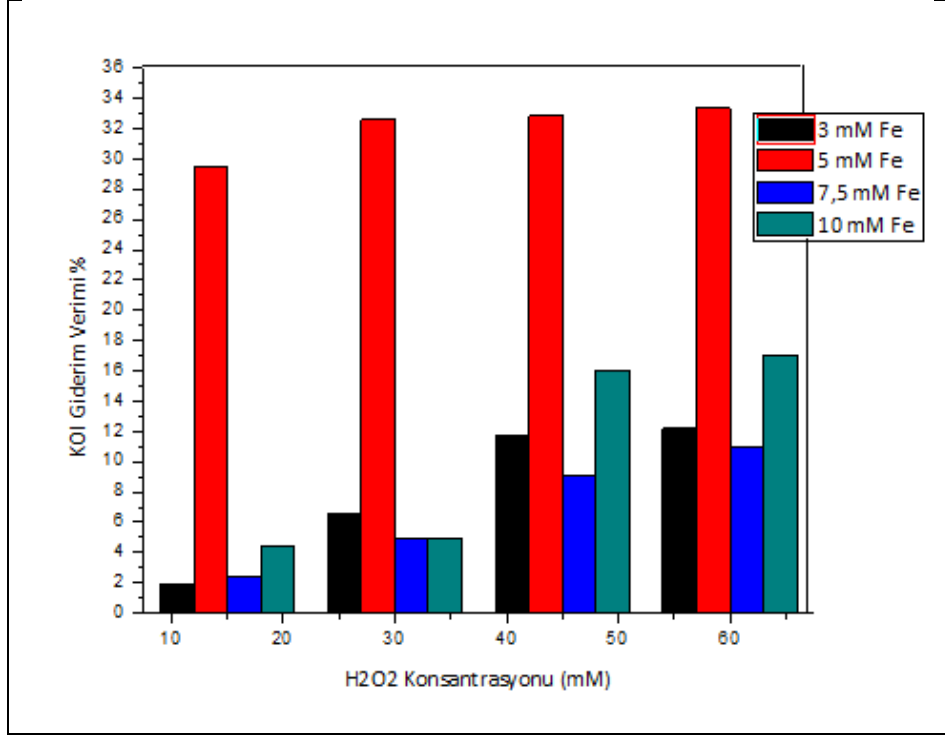
9.4. Fenton Proses Denemeleri ve HDK Karşılaştırması

Tablo 9.11 Farklı Fe⁺² konsantrasyonları ve 30 mM H₂O₂ Fenton Proses denemeleri ve HDK karşılaştırması.

| 30 mM H ₂ O ₂ | 5 mM Fe ⁺² 30 mM H ₂ O ₂ | 5 mM Fe ⁺² 30 mM H ₂ O ₂ | 5 mM Fe ⁺² 30 mM H ₂ O ₂ | - | 2,5 mM Fe ⁺² 30 mM H ₂ O ₂ | 2,5 mM Fe ⁺² 30 mM H ₂ O ₂ |
|-------------------------------------|---|---|---|-------------------|---|---|
| Kavitasyon+Hidrojen Peroksit | Fenton+Kavitasyon+Kimyasal Aritma | Fenton | Fenton+Kavitasyon | Sadece Kavitasyon | Fenton+Kavitasyon+Kimyasal Aritma | Fenton+Kavitasyon |
| 3700 mg/L | 2900 mg/L | 5520 mg/L | 4580 mg/L | 7800 mg/L | 1600 mg/L | 3040 mg/L |



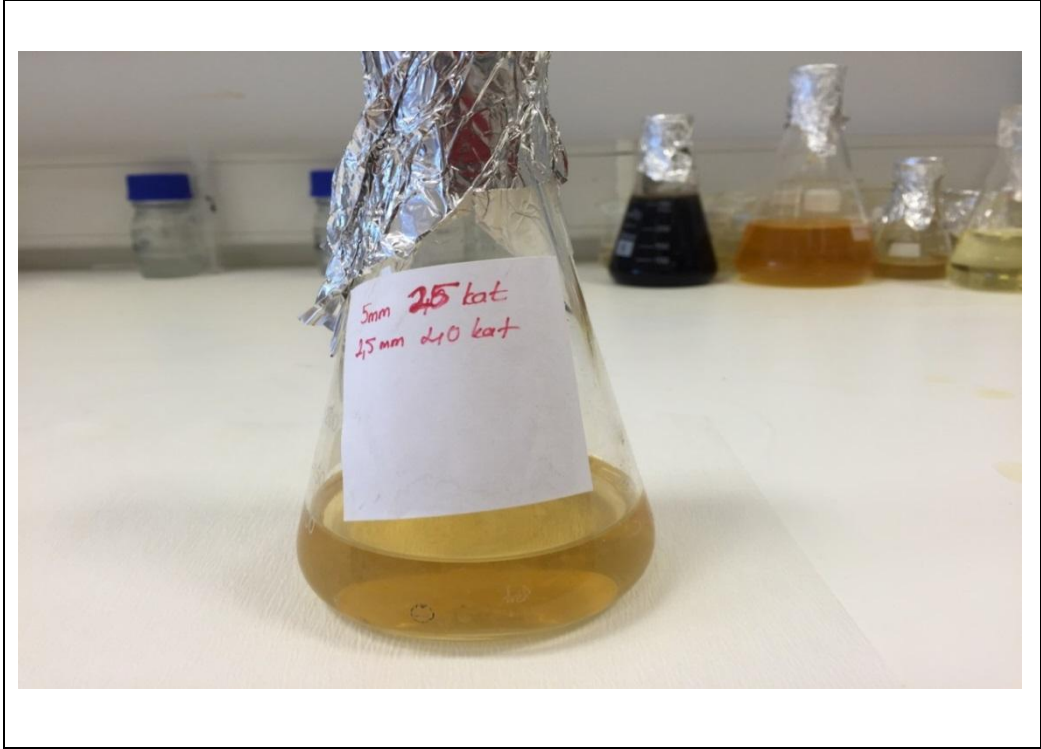
Şekil 9.15 5 mM ve 2,5 mM Fe⁺² ve 30 mM H₂O₂ ile sadece HDK, sadece Fenton ve Fenton+HDK karşılaştırması.



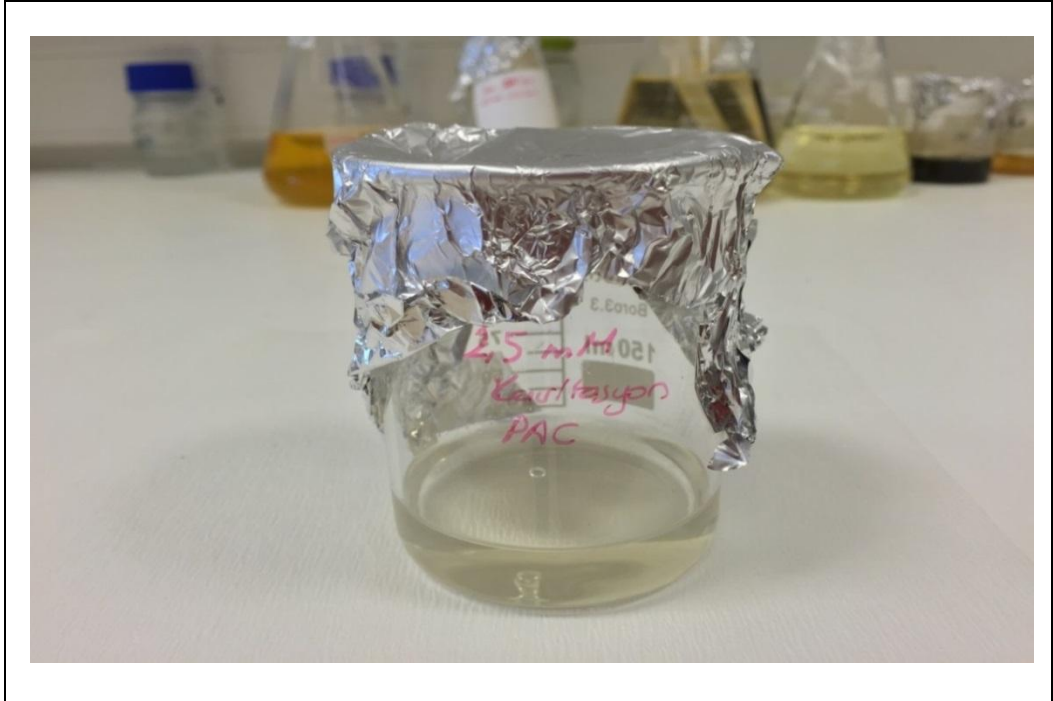
Şekil 9. 16 Farklı Fe^{+2} konsantrasyonlarındaki KOİ giderim verim grafiği.



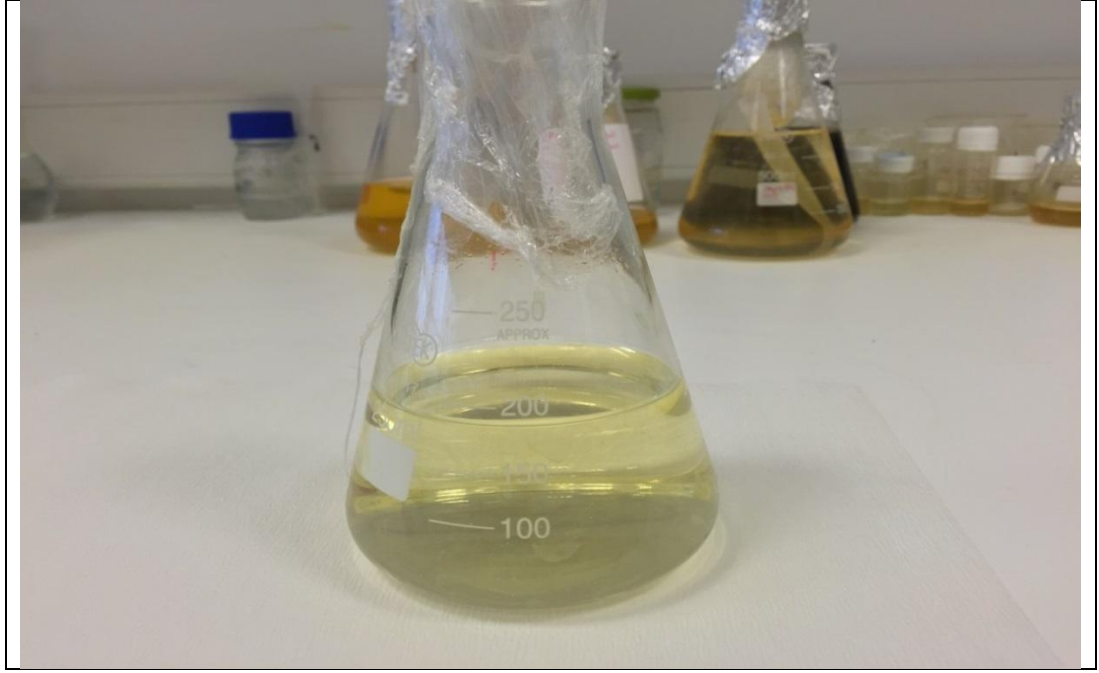
Şekil 9. 17 5 mM Fe^{+2} ve 30 mM H_2O_2 Fenton + Kavitasyon.



Şekil 9. 18 2.5 mM Fe⁺² ve 30 mM H₂O₂ Fenton + Kavitasyon.



Şekil 9. 19 2.5 mM Fe⁺² ve 30 mM H₂O₂ Fenton + Kavitasyon + PAC (Kimyasal Arıtma İşleminde %1 PAC ve %1 oranında Anyonik Polielektrolit kullanılarak yapılmıştır.).



Şekil 9. 20 5 mM Fe⁺² ve 30 mM H₂O₂ Fenton+Kavitasyon+PAC (Kimyasal Arıtma İşleminde %1 PAC ve %1 oranında Anyonik Polielektrolit kullanılarak yapılmıştır.).

Tablo 9.12 Farklı Fe⁺² ve H₂O₂ konsantrasyonlarında deney sonunda ölçülen KOİ değerleri ve hesaplanan KOİ giderim verimleri (t=120 dakika, T=25 °C).

| Fe ⁺² (mM) | H ₂ O ₂ (mM) | KOİ (mg/L) | % KOİ verimi | H ₂ O ₂ /Fe ⁺² Oranı |
|-----------------------|------------------------------------|------------|--------------|---|
| 0 | 30 | 8450 | 0,00 | - |
| 3 | 15 | 8450 | 0,00 | 5,00 |
| 3 | 27 | 8450 | 0,00 | 9,00 |
| 3 | 30 | 7960 | 3,16 | 10,00 |
| 3 | 45 | 7520 | 8,52 | 15,00 |
| 3 | 60 | 7480 | 9,00 | 20,00 |
| 5 | 15 | 5800 | 29,44 | 3,00 |
| 5 | 30 | 5520 | 32,85 | 6,00 |
| 5 | 45 | 5540 | 32,60 | 9,00 |
| 5 | 60 | 5480 | 33,33 | 12,00 |
| 6 | 30 | 6420 | 21,90 | 5,00 |
| 6 | 60 | 6020 | 26,76 | 10,00 |
| 6 | 90 | 5700 | 30,66 | 15,00 |
| 6 | 120 | 5240 | 36,25 | 20,00 |
| 6,75 | 15 | 8028 | 2,34 | 2,22 |

Tablo 9.12:Devam.

| | | | | |
|------|----|------|-------|-------|
| 6,75 | 30 | 7812 | 4,96 | 4,44 |
| 6,75 | 45 | 7320 | 10,95 | 6,67 |
| 6,75 | 60 | 7476 | 9,05 | 8,89 |
| 8,3 | 90 | 8200 | 0,24 | 10,84 |
| 10 | 15 | 7860 | 4,38 | 1,50 |
| 10 | 30 | 7820 | 4,87 | 3,00 |
| 10 | 45 | 6900 | 16,06 | 4,50 |
| 10 | 60 | 6820 | 17,03 | 6,00 |

Sonuç olarak Fenton denemelerinde uygun bulunan Fe^{+2} konsantrasyonu Kavitasyon deneyleri sırasında fazla bulunmuş ve kavitasyonun daha az kimyasala ihtiyaç duyduğu gözlenmiştir.5 mM 'lık Fe^{+2} konsantrasyonu 2,5 mM'a düşürülüp tekrardan kinetik çalışması yapılmış ve 2,5 mM Fe^{+2} için 30 mM H_2O_2 ve 120 dakikalık reaksiyon süresinde maksimum verime ulaşıldığı gözlenmiştir.

KAYNAKLAR

Abu Amr S. S., Aziz H. A., (2012), "New Treatment of Stabilized Leachate by Ozone/Fenton in The Advanced Oxidation Process", *Waste Management*, 32 (9), 1693-1698.

Ahn D.-H., Chung Y.-C., Chang W.-S., (2002), "Use of Coagulant and Zeolite to Enhance the Biological Treatment Efficiency of High Ammonia Leachate", *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 37 (2), 163-173.

Albanese L., Ciriminna R., Meneguzzo F., Pagliaro M., (2015), "Energy Efficient Inactivation of *Saccharomyces Cerevisiae* via Controlled Hydrodynamic Cavitation", *Energy Science & Engineering*, 3 (3), 221-238.

Alpaslan M., Dölgen D., (2005), "Ülkemizdeki Kentsel Atıksu Arıtma Tesisleri ve Maliyetleri Üzerine bir Araştırma", *Çevre Bilim & Teknoloji*, 2 (2), 127-137.

Amokrane A., Comel C., Veron J., (1997), "Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation", *Water research*, 31 (11), 2775-2782.

Andreottola G., Cannas P., (1992), " Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate", *Landfilling of waste: leachate*,4(2), 65.

Bendz D., Singh V., Åkesson M., (1997), "Accumulation of Water and Generation of Leachate in a Young Landfill", *Journal of Hydrology*, 203 (1), 1-10.

Berrueta J., Gutiérrez A., Fueyo G., (1996), "Anaerobic Treatment of Leachates in a Pilot-Scale UASB: Strategy of Start-up", *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 67 (3), 302-314.

Bigda R. J., (1995), "Consider Fenton`s Chemistry for Wastewater Treatment", *Chemical Engineering Progress*; 91(12); 62-66.

Bilgili M., (2006), "Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devrinin Etkileri", *Doktora Tezi*, Yıldız Teknik Üniversitesi.

Bohdziewicz J., Bodzek M., Górska J., (2001), "Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate", *Process Biochemistry*, 36 (7), 641-646.

Cameron R. D., (1980), "Toxicity of Landfill Leachates", Water Pollution Control Federation, 43 (13), 760-769.

Chian E. S., DeWalle F. B., (1977), "Characterization of Soluble Organic Matter in Leachate", Environmental Science & Technology, 11 (2), 158-163.

Chiang L.-C., Chang J.-E., Chung C.-T., (2001), "Electrochemical oxidation combined with physical-chemical pretreatment processes for the treatment of refractory landfill leachate", Environmental Engineering Science, 18 (6), 369-379.

Cooper W. J., Zika R. G., Petasne R. G., Plane J. M. C., (1988), "Photochemical formation of Hydrogen Peroxide in Natural Waters Exposed to Sunlight", Environmental Science & Technology, 22 (10), 1156-1160.

Cossu R., (1992), "3.6 Physico-Chemical Treatment of Leachate", Landfilling of waste: leachate, 1, 265.

Diamadopoulos E., Samaras P., Dabou X., Sakellaropoulos G., (1997), "Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in a Sequencing Batch Reactor", Water Science and Technology, 36 (2), 61-68.

El-Fadel M., Findikakis A. N., Leckie J. O., (1997), "Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling", Journal of Environmental Management, 50 (1), 1-25.

El-Fadel, M., Findikakis, A. N., & Leckie, J. O. (1996). Temperature Effects in Modeling Solid Waste Biodegradation. Environmental Technology, 17(9), 915-935.

Farquhar G. J., Rovers F., (1973), "Gas Production During Refuse Decomposition", Water Pollution, 2 (4), 483-495.

Gogate P., (2011), "Hydrodynamic Cavitation for Food and Water Processing", Food and Bioprocess Technology, 4 (6), 996-1011.

Gogate P. R., (2007), "Application of Cavitation Reactors for Water Disinfection: Current Status and Path Forward", Journal of Environmental Management, 85 (4), 801-815.

Gogate P. R., Kabadi A. M., (2009), "A Review of Applications of Cavitation in Biochemical Engineering/Biotechnology", Biochemical Engineering Journal, 44 (1), 60-72.

Gogate P. R., Patil P. N., (2015), "Combined Treatment Technology Based on Synergism Between Hydrodynamic Cavitation and Advanced Oxidation Processes", *Ultrasonics Sonochemistry*, 25 (0), 60-69.

Guerrero L. A., Maas G., Hogland W., (2013), "Solid Waste Management Challenges for Cities in Developing Countries", *Waste Management*, 33 (1), 220-232.

Jaffe A. B., Newell R. G., Stavins R. N., (2005), "A Tale of Two Market Failures: Technology and Environmental Policy", *Ecological Economics*, 54 (2), 164-174.

Jensen D. L., Christensen T. H., (1999), "Colloidal and Dissolved Metals in Leachates from Four Danish Landfills", *Water Research*, 33 (9), 2139-2147.

Jiménez L., Alzaga R., Bayona J. M., (2002), "Determination of Organic Contaminants in Landfill Leachates: a Review", *International Journal of Environmental & Analytical Chemistry*, 82 (7), 415-430.

Kang N., Lee D. S., Yoon J., (2002), "Kinetic Modeling of Fenton Oxidation of Phenol and Monochlorophenols", *Chemosphere*, 47 (9), 915-924.

Kjeldsen P., Barlaz M. A., Rooker A. P., Baun A., Ledin A., Christensen T. H., (2002), "Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: a Review", *Critical reviews in environmental science and technology*, 32 (4), 297-336.

Kochany J., Bolton J. R., (1992), "Mechanism of Photodegradation of Aqueous Organic Pollutants. 2. Measurement of the Primary Rate Constants for Reaction of Hydroxyl Radicals with Benzene and Some Halobenzenes Using an EPR Spin-Trapping Method Following the Photolysis of Hydrogen Peroxide", *Environmental Science & Technology*, 26 (2), 262-265.

Küçükgül O., (1999), "Katı Atık Düzenli Depolama Sahaları Sızıntı Suyu Özelliklerinin Değişimini İfade Eden Bir Matematiksel Model", *Doktora Tezi, Dokuz Eylül Üniversitesi*.

Kulikowska D., Klimiuk E., (2008), "The Effect of Landfill Age on Municipal Leachate Composition", *Bioresource Technology*, 99 (13), 5981-5985.

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), 80-100.

Kwon B. G., Lee D. S., Kang N., Yoon J., (1999), "Characteristics of p-Chlorophenol Oxidation by Fenton's Reagent", *Water Research*, 33 (9), 2110-2118.

Lema J., Mendez R., Blazquez R., (1988), "Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: a Review", *Water Pollution*, 3(4), 40.

Li P., Song Y., Wang S., Tao Z., Yu S., Liu Y., (2015), "Enhanced Decolorization of Methyl Orange Using Zero-Valent Copper Nanoparticles Under Assistance of Hydrodynamic Cavitation", *Ultrasonics Sonochemistry*, 22 (0), 132-138.

Lin S. H., Lo C. C., (1997), "Fenton Process for Treatment of Desizing Wastewater", *Water Research*, 31 (8), 2050-2056.

Loraine G., (2007), "Liquid Oxidation: Hydrodynamic Cavitation for Cost Effective Oxidation", *Filtration & Separation*, 44 (9), 16-18.

Loraine G., Chahine G., Hsiao C.-T., Choi J.-K., Aley P., (2012), "Disinfection of Gram-Negative and Gram-Positive Bacteria Using DynaJets® Hydrodynamic Cavitating Jets", *Ultrasonics sonochemistry*, 19 (3), 710-717.

Miller D. W., (1980), "Waste-Disposal Effects on Ground Water", 1st Edition, Premier Press.

Morawe B., Ramteke D. S., Vogelpohl A., (1995), "Activated Carbon Column Performance Studies of Biologically Treated Landfill Leachate", *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 34 (3), 299-303.

Neyens E., Baeyens J., (2003), "A Review of Classic Fenton's Peroxidation as an Advanced Oxidation Technique", *Journal of Hazardous Materials*, 98 (1-3), 33-50.

Nordin A., Amalina N. I., (2006), "Leachate Treatment Using Constructed Wetland with Magnetic Field", Doctoral Thesis, Universiti Teknologi Malaysia.

Patil P. N., Gogate P. R., (2012), "Degradation of Methyl Parathion Using Hydrodynamic Cavitation: Effect of Operating Parameters and Intensification Using Additives", *Separation and Purification Technology*, 95 (0), 172-179.

Petkovšek M., Mlakar M., Levstek M., Stražar M., Širok B., Dular M., (2015), "A Novel Rotation Generator of Hydrodynamic Cavitation for Waste-Activated Sludge Disintegration", *Ultrasonics Sonochemistry*, 26 (0), 408-414.

Qasim S. R., Chiang W., (1994), "Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment", 1 st Edition, CRC Press.

Raghab S. M., El Meguid A. M. A., Hegazi H. A., (2013), "Treatment of leachate from municipal solid waste landfill", HBRC Journal, 9 (2), 187-192.

Rand M., Greenberg A. E., Taras M. J., (1976), "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 1 st Edition, American Public Health Association.

Reinhart D. R., (1996), "Full-Scale Experiences with Leachate Recirculating Landfills: Case Studies", Waste Management & Research, 14 (4), 347-365.

Reinhart D. R., Al-Yousfi A. B., (1996), "The Impact of Leachate Recirculation on Municipal Solid Waste Landfill Operating Characteristics", Waste Management & Research, 14 (4), 337-346.

Rivas F. J., Beltrán F. J., Gimeno O., Frades J., (2001), "Treatment of Olive Oil Mill Wastewater by Fenton's Reagent", Journal of Agricultural and Food Chemistry, 49 (4), 1873-1880.

Samsunlu A., (1999), "Çevre Mühendisliği Kimyası", I. Baskı, Sam-Çevre teknolojileri Yayınları.

San Sebastián M., amp, x, nez N., Fernández J. F., amp, x, guls, Segura X. F., Ferrer A. S., (2003), "Pre-Oxidation of an Extremely Polluted Industrial Wastewater by the Fenton's Reagent", Journal of Hazardous Materials, 101 (3), 315-322.

Sedlak D. L., Andren A. W., (1991), "Aqueous-Phase Oxidation of Polychlorinated Biphenyls by Hydroxyl Radicals", Environmental Science & Technology, 25 (8), 1419-1427.

Şengül F., Müezzinoğlu A., Samsunlu A., (1986), "Çevre Mühendisliği Kimyası", Dokuz Eylül Üniversitesi, I.Baskı, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Yayınları.

Singh S. K., Tang W. Z., Tachiev G., (2013), "Fenton Treatment of Landfill Leachate Under Different COD Loading Factors", Waste Management, 33 (10), 2116-2122.

Soyupak S., (1987), "Biyolojik Arıtma ve Biyolojik Arıtma Tesisleri ", I. Baskı, Ertem Matbaacılık.

Tchobanoglous G., Theisen H., Vigil S., (1993), "Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues", 1 st Edition, McGraw-Hill, Inc.

Thian S. H., (2005), "Leachate Treatment by Floating Plants in Constructed Wetland", Doctoral Thesis, Universiti Teknologi Malaysia.

Top S., Sekman E., Yazıcı R., Demir A., Bilgili M. S., (2011), "Investigation of Anaerobic and Aerobic Degradation Process in Sanitary Landfill", Sigma, 3 (1), 99-108.

Topal M., Karagözoğlu B., Öbek E., (2011), "Sızıntı Sularının Doğal Arıtımı", Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi, 11 (1), 1-16.

Topudurti K. V., Lewis N. M., Hirsh S. R., (1993), "The Applicability of UV/Oxidation Technologies to Treat Contaminated Groundwater", Environmental Progress, 12 (1), 54-60.

Trebouet D., Schlumpf J., Jaouen P., Quemeneur F., (2001), "Stabilized Landfill Leachate Treatment by Combined Physicochemical–Nanofiltration Processes", Water Research, 35 (12), 2935-2942.

TÜRKER M., Pakmaya İ., 2008. Anaerobik Biyoteknoloji ve Biyogaz Üretimi Dünya’da ve Türkiye’de Eğilimler, Ulusal Temiz Enerji Sempozyumu, Türkiye/Kocaeli/İzmit, 17-19.

Wang X., Zhang Y., (2009), "Degradation of Alachlor in Aqueous Solution by Using Hydrodynamic Cavitation", Journal of Hazardous Materials, 161 (1), 202-207.

Wintgens T., Melin T., Schäfer A., Khan S., Muston M., Bixio D., Thoeye C., (2005), "The Role of Membrane Processes in Municipal Wastewater Reclamation and Reuse", Desalination, 178 (1), 1-11.

Wiszniewski J., Robert D., Surmacz-Gorska J., Miksch K., Weber J., (2006), "Landfill leachate treatment methods: A review", Environmental Chemistry Letters, 4 (1), 51-61.

Yalılı M., Kestiöğlu K., Mert B., (2006), "Sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliğinin respirometrik yöntemle izlenmesi", Uludağ Üniversitesi, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, 11 (1), 65-73.

Yıldız Ş., (2000), "Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Geçirimsiz Tabaka Olarak Kil Bariyer Kullanılması ve İstanbul Depolama Sahalarındaki Uygulamalar", Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü.

Zepp R. G., Hoigne J., Bader H., (1987), "Nitrate-Induced Photooxidation of Trace Organic Chemicals in Water", Environmental Science & Technology, 21 (5), 443-450.

ÖZGEÇMİŞ

Mehtap DURSUN 1987 yılında Ankara'da doğdu. 2009 yılında başladığı Sakarya Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünü 2013 yılında başarıyla tamamlayarak aynı yıl yüksek lisans eğitimine Gebze Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında başladı. 2013 yılından bu yana : Hidrodinamik Kaviteasyon (HDK) Destekli İleri Oksidasyon Prosesleri (İOP) ile Sızıntı Suyunun Ön Arıtımı ve Batık Membran Biyoreaktör (BMBR)+Hidrodinamik Kaviteasyon Reaktör (HDKR) Hibrit Sisteminde Arıtımını İçeren Yeni Bir Prosesin Geliştirilmesi adlı projede proje asistanı olarak çalışmaktadır.