



T.C.

AKSARAY ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

AKSARAY İLİ DÜZENLİ DEPOLAMA SAHASI

SIZINTI SUYU KARAKTERİZASYONU

VE ELEKTROKİMYASAL ARITILABİLİRLİĞİ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Alper ALVER

DANIŞMAN

Doç. Dr. Levent ALTAŞ

AKSARAY, 2012



T.C.

AKSARAY ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

AKSARAY İLİ DÜZENLİ DEPOLAMA SAHASI

SIZINTI SUYU KARAKTERİZASYONU

ve ELEKTROKİMYASAL ARITILABİLİRLİĞİ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Alper ALVER

DANIŞMAN

Doç. Dr. Levent ALTAŞ

AKSARAY, 2012

T.C.
AKSARAY ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
TEZ KABUL ve ONAY BELGESİ

Alper ALVER'in “**Aksaray İli Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyu Karakterizasyonu ve Elektrokimyasal Arıtılabilirliği**” başlıklı Yüksek Lisans tez çalışması, Aksaray Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun **11.07.2012** tarih ve **2012/26** sayılı kararı ile oluşturulan aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Yüksek Lisans tezi olarak oy birliği/~~oy çokluğu~~ ile kabul edilmiştir.

İmza

Danışman : Doç. Dr. Levent ALTAŞ (Aksaray Üniversitesi)

1. Jüri : Doç. Dr. Mustafa IŞIK (Aksaray Üniversitesi)

2. Jüri : Doç. Dr. Celalettin ÖZDEMİR (Selçuk Üniversitesi)

Tezin Savunulduğu Tarih : **30.07.2012**

ONAY

Aksaray Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun **13.8.2012** tarih ve **2012/29-OL** sayılı kararı ile **Alper ALVER**'in Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Yüksek Lisans derecesi alması onaylanmıştır.

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

Doç. Dr. Selçuk REİS

ÖNSÖZ

Düzenli depolama sahaları (deponiler) günümüzde atıkların bertarafı açısından kaçınılmaz bir uygulamadır. Bu uygulamanın yaygınlaşması ile katı atıklardan kaynaklanan çevresel problemler minimum düzeye indirgenmektedir. Bununla birlikte depolanan katı atıklardan belirli bir süreç sonunda oluşan sızıntı sularının olası etkilerinde dikkate alınması ve alıcı ortam deşarj standartlarına uygun hale getirilmesi gerekmektedir. Sızıntı suları değışken karakteri, kompleks yapısı ve yüksek kirletici içeriğı nedeniyle çevresel ortamları kirletme potansiyeli oldukça fazladır. Sızıntı suları başta organik ve azotlu bileşikler olmak üzere birçok kirleticiyi bünyelerinde barındırır. Bu nedenle tek bir yöntemle arıtımları mümkün değildir.

“Aksaray Evsel Katı Atık Düzenli Depolama Sahası”, Aksaray Belediyesi mülkiyetinde Taşpazar Mahallesi 110 pafta, 344 ada, 1 nolu parselde yer almaktadır. Tesis Aksaray İl sınırları içinde toplam 108.085 m²’lik bir alan üzerine kurulmuştur. Tesiste iki adet evsel katı atık depolama lotu bulunmaktadır. Oluşan sızıntı sularının drenaj kanalları yardımıyla sızıntı suyu toplama kanallarında biriktirilmekte ve toplama havuzuna cazibeli akış ile taşınmaktadır.

Aylık periyodlarla 13 ay boyunca toplama kanalından alınan numuneler ile sızıntı suyunun karakterizasyon çalışması yapılmıştır. Bununla birlikte elektrokoagülasyon yöntemi kullanılarak sızıntı suyunun arıtılabilirliği araştırılmıştır.

Yapılan bu tez çalışması ile Aksaray İli Deponi Sahası sızıntı suyu karakterizasyonu ortaya konulmuştur. Tezin, bu bağlamda bundan sonraki sızıntı suyu ile ilgili çalışmaları destekleyici bir kaynak olacağını düşünmekteyim.

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans ve tez çalışmalarım süresince her türlü ilgi ve yardımlarını esirgemeyen değerli hocam Doç. Dr. Levent ALTAŞ'a teşekkürlerimi sunarım.

Başta bölüm başkanımız Sayın Doç. Dr. Mustafa IŞIK olmak üzere tez çalışmalarım boyunca yardımlarını esirgemeyen tüm hocalarıma, araştırma görevlisi, uzman ve sınıf arkadaşlarıma teşekkür ederim.

Sızıntı suyu numunelerini sağlamadaki yardımlarından dolayı Ebru Temizlik İşletme Müdürü Ali İhsan IŞILDAR'a teşekkürü bir borç bilirim.

Hayatım boyunca bana hertürlü desteği veren ve hep yanımda olan sevgili aileme en derin teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

Sayfa No

ÖNSÖZ.....	i
TEŞEKKÜR	ii
ÖZET.....	v
ABSTRACT	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	viii
SİMGELER DİZİNİ	ix
KISALTMALAR DİZİNİ	ix
1. GİRİŞ	1
2. LİTERATÜR ÖZETİ	3
2.1. Katı Atıkların Düzenli Depolama Yöntemi ile Bertarafı	3
2.2. Katı Atıkların Stabilizasyonu	4
2.2.1. Aerobik parçalanma fazı	6
2.2.2. Anaerobik parçalanma fazı	7
2.2.2.1. Hidroliz	7
2.2.2.2. Asidojen Faz	8
2.2.2.3. Metanojen Faz.....	8
2.2.3. Olgunlaşma Fazı.....	9
2.3. Katı Atıkların Stabilizasyonunu Etkileyen Faktörler	10
2.4. Sızıntı Suyu Oluşumu ve Miktarı	13
2.4.1. Depo alanı hidrolojisi	14
2.4.2. Depolama sahalarında yağmur suyu yönetimi	15
2.5. Sızıntı Suyunun Özellikleri	16
2.5.1. Sızıntı Suyu Özelliklerini Etkileyen Faktörler	16
2.5.2. Depo Alanının Yaşı	18
2.6. Depo Alanı Tasarımı.....	18
2.6.1. Geçirimsizlik Tabakası	18
2.7. Sızıntı Suyu Kirliliği	19
2.8. Sızıntı Suyu Özellikleri.....	20
2.9. Sızıntı Suyu Arıtımı	21
2.10. Atıksu Arıtımında Elektrokimyasal Yöntemler	23
2.10.1. Elektrooksidasyon Prosesi	26
2.10.1.1. Dolaylı Elektrooksidasyon Prosesi	27

2.10.1.2. Anodik Elektrooksidasyon Prosesi.....	28
2.10.2. Elektroflotasyon Prosesi	29
2.10.3. Elektrobiriktirme Prosesleri	32
2.10.4. Elektrokoagülasyon Prosesi	33
2.11. Elektrokoagülasyon Verimini Etkileyen Faktörler	38
2.11.1. Akım Yoğunluğu	38
2.11.2. Tuz Varlığı	38
2.11.3. pH Değeri	39
2.11.4. Sıcaklık	39
2.12. Elektrokimyasal Reaksiyonlar	40
2.13. Faraday Kanunu	41
3. MALZEME VE YÖNTEM.....	42
3.1. Deponi Sahası.....	42
3.2. Sızıntı Suyu Örneklenmesi.....	44
3.3. Karakterizasyon Çalışmaları.....	44
3.4. Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Arıtılabilirlik Çalışmaları	44
3.4.1. Deneysel Kurgulama	45
3.5. Hesaplamalarda Kullanılan Eşitlikler	46
4. BULGULAR.....	47
4.1. Sızıntı Suyu Karakterizasyonu	47
4.2. Sızıntı Suyunun Elektrokoagülasyonu.....	53
4.2.1. Akım Yoğunluğu	53
4.2.2. Akım Yoğunluğunun KOİ Giderim Verimi Üzerine Etkisi	61
4.2.3. KOİ Giderimi Sırasında pH Değişimi	63
5. TARTIŞMA VE SONUÇLAR.....	64
KAYNAKLAR	65
ÖZGEÇMİŞ	

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

AKSARAY İLİ KATI ATIK DÜZENLİ DEPOLAMA SAHASI SIZINTI SUYU KARAKTERİZASYONU VE ELEKTROKİMYASAL ARITILABİLİRLİĞİ

Alper ALVER

T.C.

Aksaray Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Levent ALTAŞ

Sızıntı sularının değişken karakteri, kompleks yapısı ve yüksek kirletici içeriği nedeniyle çevresel ortamları kirletme potansiyeli oldukça yüksektir. Sızıntı suyu miktarı genel olarak çöp içindeki neme ve depolama sahasına düşen yağış oranına bağlı olarak değişir. Sızıntı sularının özellikleri; depolanan katı atığın niteliği yanında içerdiği yüksek organik ve azotlu maddelere, ağır metallere, organik ve inorganik tuzlara bağlı olarak değişir. Sızıntı suyu karakterizasyonu; deponi yaşı ve buna bağlı olarak işletilen arıtma tesisinin verimliliği açısından önemlidir.

Bu çalışmada, Aksaray Düzenli Katı Atık Depolama Sahası'ndan aylık periyodlarla sızıntı suyu örnekleme yapılmış ve karakterizasyon için her bir örnekte belirli parametrelerin (KOİ, BOİ, TA, TF, AKM, pH, alkalinite, sıcaklık, TKA, TOK, toplam sertlik, orto-fosfor, toplam fosfor ve ağır metaller) analizleri yapılmıştır. Sızıntı suyu analizlerine göre deponinin “genç” yaşa sahip olduğu ($BOİ/KOİ = 0.44-0.8$) bulunmuştur. Yapılan karakterizasyon çalışmalarında KOİ, BOİ ve TKA derişimlerinin mg/L cinsinden sırasıyla 8365-44000, 5500-30000 ve 630-1940 değişim gösterdiği bulunmuştur. Karakterizasyon belirleme çalışmaları esnasında ayrıca sızıntı suyu elektrokimyasal arıtmaya tabi tutulmuş ve %75'e varan KOİ giderimi elde edilmiştir.

2012, 75 Sayfa

Anahtar Kelimeler: Aksaray, Deponi Sahası, Sızıntı Suyu, Karakterizasyon, Elektrokoagülasyon

ABSTRACT

Master of Science Thesis

LANDFILL LEACHATE CHARACTERIZATION OF AKSARAY PROVINCE AND ELECTROCHEMICAL TREATABILITY

Alper ALVER

T.R.

Aksaray University, Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Levent ALTAŞ

Variable character of leachate, due to the complex structure and high pollutant content is very high potential to pollute the environmental media. The amount of the leachate general varies depending on the ratio of rain falling on the storage area and in waste of the humidity. Leachate characteristics varies depending on besides the nature of the solid waste is stored in, high organic and nitrogenous substances contained in, heavy metals, organic and inorganic salts. Characterization of the leachate is important for age of landfill area and consequently treatment plant is operated by the functionality.

In this study, course from Aksaray in a sanitary landfill leachate samples are taken monthly periods and each examples pH, temperature, COD, BOD, TSS, total alkalinity, THA, TOC, TN, total hardness, orthophosphate-phosphorus, total phosphorus and heavy metals such as the parameters were analyzed for characterization. According to the analysis of landfill, field of the leachate "young" age was found to have. The characterization studies, the concentration of COD 8365-44000 mg/L, BOD concentration 5500-30000 mg/L, the concentration of THA in the 630-1940 mg/L were. During the assessment of the characterization, leachate subjected to different amps value of electrochemical treatment and up to 75% COD removal was obtained.

2012, 75 Pages

Keywords: Aksaray, Landfill, Leachate, Characterization, Electrocoagulation

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa No
Şekil 2.1. Atık üretimi akış şeması.....	3
Şekil 2.2. Stabilizasyon fazları ve sızıntı suyu özellikleri.....	5
Şekil 2.3. Organik atıkların anaerobik parçalanma ürünleri.....	7
Şekil 2.4. Depo alanında sızıntı suyunun oluşumu.....	13
Şekil 2.5. Depo sahası için su dengesi.....	14
Şekil 2.6. Elektrokoagülasyonun oluşum mekanizması.....	24
Şekil 2.7. Elektrooksidasyon prosesinin mekanizması.....	27
Şekil 2.8. Basit bir elektroflotasyon düzeneği.....	31
Şekil 2.9. Al kolloidal partikülün yapısı.....	35
Şekil 2.10. Fe kolloidal partikülün yapısı.....	35
Şekil 3.1. Aksaray Evsel Katı Atık Düzenli Depolama Sahası.....	42
Şekil 3.2. Elektrokoagülasyon deney düzeneği.....	45
Şekil 4.1. Ağır metallerin aylık konsantrasyon değişimi.....	48
Şekil 4.2. Aylık yağış miktarına göre org. madde konsantrasyon değişimi.....	49
Şekil 4.3. Aylık sızıntı suyu askıda katı madde konsantrasyon değişimi.....	50
Şekil 4.4. Aylık sızıntı suyu toplam azot ve toplam fosfor konsantrasyon değişimi.....	50
Şekil 4.5. Aylık sızıntı suyu pH konsantrasyon değişimi.....	51
Şekil 4.6. Aylık sızıntı suyu sülfat konsantrasyon değişimi.....	52
Şekil 4.7. Başlangıç KOİ değeri 5350 mg/L olan farklı akım yoğunluklarında zamana bağlı KOİ giderimi.....	57
Şekil 4.8. Başlangıç KOİ değeri 1000 mg/L civarı olan farklı akım yoğunluklarında zamana bağlı KOİ giderimi.....	57
Şekil 4.9. Zamana bağlı olarak akım yoğunluğunun KOİ giderme verimine etkisi.....	58
Şekil 4.10. Zamana bağlı olarak akım yoğunluğunun enerji tüketimine etkisi.....	59
Şekil 4.11. Zamana bağlı olarak akım yoğunluğunun birim enerjide KOİ tüketimine etkisi.....	60
Şekil 4.12. Akım yoğunluğuna bağlı olarak kg KOİ giderimi için ortalama enerji tüketimi.....	61
Şekil 4.13. Herbir akım yoğunluğunda kg Al ile giderilen kg KOİ miktarı.....	62
Şekil 4.14. Tüm akım yoğunluklarında KOİ giderimi sırasında pH değişimi.....	63

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa No

Çizelge 2.1. Anaerobik fazda görev alan mikrobiyal gruplar.....	10
Çizelge 2.2. Depo sahalarında ayrışmayı etkileyen etkenler.....	12
Çizelge 2.3. Farklı topraklar ve katı atık için arazi kapasitesi.....	15
Çizelge 2.4. Farklı toprak ve eğimler için yüzeysel akış katsayıları.....	15
Çizelge 2.5. Atıklarda hızlı ve yavaş biyodegradasyona uğrayan organik maddeler....	17
Çizelge 2.6. Sızıntı sularının çeşitli stabilizasyon fazlarındaki karakteri.....	21
Çizelge 2.7. Elektrot ve atıksuda gerçekleşen bazı kimyasal reaksiyonlar.....	24
Çizelge 2.8. Sulu ortamda oluşan Al^{3+} hidroksi kompleks türleri.....	36
Çizelge 2.9. Sulu ortamda oluşan Fe^{3+} ve Fe^{2+} hidroksi kompleks türleri.....	36
Çizelge 2.10. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları.....	40
Çizelge 2.11. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları.....	41
Çizelge 3.1. Tesiste yıllara ait depolanan evsel atık miktarları.....	43
Çizelge 3.2. Numune alma konumlarının koordinatları.....	44
Çizelge 4.1. Sızıntı suyunda bakılan parametrelerin aylık konsantrasyonları.....	47
Çizelge 4.2. Sızıntı suyunun karakteristik özellik aralığı.....	53
Çizelge 4.3. $0,5 \text{ mA/cm}^2$ akım yoğunluğunda gerçekleştirilen denemelerin sonuçları..	55
Çizelge 4.4. $2,54 \text{ mA/cm}^2$ akım yoğunluğunda gerçekleştirilen denemelerin sonuçları.	55
Çizelge 4.5. $5,08 \text{ mA/cm}^2$ akım yoğunluğunda gerçekleştirilen denemelerin sonuçları	55
Çizelge 4.6. $1,27 \text{ mA/cm}^2$ akım yoğunluğunda gerçekleştirilen denemelerin sonuçları	56
Çizelge 4.7. $3,81 \text{ mA/cm}^2$ akım yoğunluğunda gerçekleştirilen denemelerin sonuçları	56
Çizelge 4.8. Farklı akım yoğunluklarında 5 dakikada gerçekleştirilen denemeler.....	62

SİMGELER DİZİNİ

Ek	Kimyasal Ekivalent
F	Faraday Sayısı
F/M	Substrat / Mikroorganizma
I	Akım Şiddeti
k_e	Orantı Faktörü
t	Süre
Q	Elektrik miktarı
Δm	Elektrotlardan Ayrılan Maddenin Miktarı

KISALTMALAR DİZİNİ

AKM	Askıda Katı Madde
AOX	Adsorblabilen Organik Halojenler
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
kWh	Saatte Harcanan Kilo Watt
MF	Mikrofiltrasyon
M.O.	Mikro organizma
NF	Nanofiltrasyon
NH ₄ -N	Amonyum Azotu
pH	Çözeltideki Hidrojen İyonu Konsantrasyonu
PO ₄ -P	Fosfat Fosforu
RO	Ters Osmos
SBR	Sıralı kesikli reaktörler
SKKY	Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
TA	Toplam Azot
TKA	Toplam Kjeldahl Azotu
TP	Toplam Fosfor
TOK	Toplam Organik Karbon
UF	Ultrafiltrasyon
UKM	Aktif Biokütle
VFA	Uçucu Yağ Asitleri

1. GİRİŞ

Nüfus artışına paralel bir şekilde artan katı atık miktarı, bertarafı konusundaki sorunları da beraberinde getirmektedir. Tüm dünyada olduğu gibi ülkemizde de katı atıkların bertarafında, en çok tercih edilen yöntem depolamadır. Depolama yönteminin katı atık sorunu için gerçek bir çözüm olması ancak, katı atıkların depolanmalarının ardından, bu sahalarda oluşturdıkları sızıntı suyu ve deponi gazı ile çevreyi kirletmelerinin engellenmesiyle sağlanabilir. Bu da ancak katı atıkların etkin şekilde zararsız hale getirildikleri, iyi tasarlanmış, kontrollü sahalarla mümkün olabilmektedir.

Katı atık sorununa çözüm ülkemizde yeni gündem oluşturmaya başlamıştır. Bu nedenle, çağdaş bir katı atık yönteminden bahsetmek henüz mümkün değildir. Ülkemizde katı atıkların toplanması, taşınması ve bertarafı belediyelerin sorumluluğundadır ve ülke genelinde mevcut 59 adet katı atık düzenli depolama tesisi ile yılda 756 belediyede yaklaşık 41 milyonluk nüfusa hizmet verilmektedir. İnşaatı devam eden tesislerin işletmeye alınması ile katı atık bertaraf tesisi sayısının 2012 yılı sonu itibariyle 80'e çıkarılması ve 1025 belediyede 46 milyon nüfusa hizmet verilmesi hedeflenmektedir. (Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2012)

Aksaray İlinde 2006 yılında işletmeye açılmış 901.800 m³ kapasiteye sahip 13 yıl proje ömrü olan Evsel Katı Atık Düzenli Depolama Sahası bulunmaktadır. Aksaray ilinde yaz ve kış aylarında üretilen katı atık miktarı ton/ay cinsinden yaklaşık olarak sırasıyla 150 ve 250 civarındadır. Evsel katı atıklarla birlikte çok farklı fiziksel ve kimyasal yapıdaki endüstriyel ve tehlikeli atıklar da üretilmekte ve bu atıklar deponi sahasında depolanmamaktadır.

Bu çalışmada yoğunluklu olarak evsel atıkların nihai olarak bertaraf edildiği, "Aksaray Evsel Katı Atık Düzenli Depolama Sahası" sızıntı suyu kimyasal özellikleri (pH, sıcaklık, KOİ, BOİ, TOK, AKM, Alkalinite, TKA, TOK, TA, Toplam Sertlik, As, B, Ba, Ca, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Na, Ni, Pb, Zn, Cl⁻ ve SO₄⁻²) aylık periyodlarla izlenmiştir. Sızıntı suyu karakterizasyonu ile birlikte elektrokimyasal arıtım çalışmaları gerçekleştirilmiş ve KOİ giderimini etkileyen arıtım parametrelerinin (akım şiddeti ve zaman) optimum değerleri belirlenmiştir. Arıtılabilirlik çalışması esas olarak elektrokoagülasyon ekseninde yürütülmüştür. Çalışma sonunda elde edilen veriler, sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtıma uygun olduğunu göstermektedir. Elektrokoagülasyon yöntemi ülkemiz için oldukça yeni bir arıtım teknolojisidir. Ülkemizde sınırlı sayıdaki araştırmacı bu yöntemin endüstriyel atıksu arıtımındaki kullanımıyla ilgili çalışmalar yapmıştır. Bu çalışma, elektrokoagülasyon teknolojisinden sızıntı suyu arıtımında da yararlanılabileceğini göstermesi açısından

önemlidir. Çalışmalarda sızıntı suyu karakterizasyonuna göre deponinin “genç” yaş aşamasında olduğu ve elektrokimyasal arıtımın ön ve/veya son arıtım olarak kullanılabileceği sonucuna ulaşılmıştır.

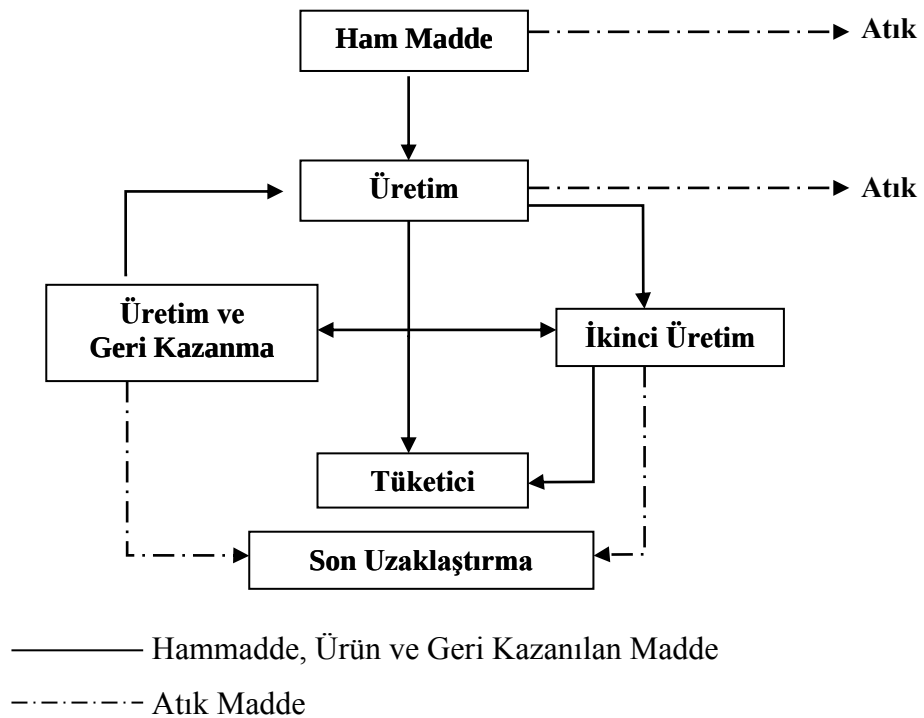
2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1. Katı Atıkların Düzenli Depolama Yöntemi ile Bertarafı

İnsanların ekonomik ve sosyal faaliyetleri sonucunda kullanılmayacak duruma gelen ve sıvı içermeyen her türlü madde katı atık olarak tanımlanmaktadır. Katı atık üretimi, hammaddenin madenden çıkarılması ile başlamakta, tüketime hazır hale dönüştürülmesi için uygulanan işlemlerin her aşamasında devam etmektedir. Teknolojik toplumlarda katı atık üretimini gösteren, madde akış diyagramı Şekil 2.1.'de verilmektedir (Tchobanoglous, 1993).

Atık maddenin yeniden kullanım ve geri kazanım oranının artması, hem hammadde tüketiminin sınırlandırılmasının, hem de katı atık miktarının azaltılmasının en iyi yoludur. Tüketim toplumlarında bu görüşün yerleşmesi oldukça zor ve zaman alıcıdır. Ancak zaman içerisinde toplumlar, katı atık yönetiminin uygulanması ve geliştirilmesi konusunda katılım sağlayabilecek düzeye erişmektedir.

Katı atık yönetimi; üretim kontrolü, toplama, taşıma, depolama gibi farklı çalışma alanları arasında bağlantı ve organizasyonu gerektirmektedir. Katı atıkların bertarafı; halk sağlığı prensipleri, ekonomi, mühendislik, estetik ve diğer çevre koşulları ile uyumlu şekilde yapılmak zorundadır (Tchobanoglous, 1993).



Şekil 2.1. Atık üretimi akış şeması

Toplumların refah seviyeleri ve tüketim alışkanlıkları, ürettikleri katı atıkların özellikleri üzerinde doğrudan etkilidir. Evler, parklar, caddeler ve ticari alanlarda üretilen katı atıklar “evsel katı atık” olarak tanımlanmaktadırlar. Bu atıklar genellikle farklı organik maddeler, yiyecekler, kağıt, ahşap ve plastik maddeler içermektedir. Bunların oranları toplumdan topluma değişiklik göstermektedir (Holmes, 1983; Berkun vd., 2005).

Evsel atıkların yanında endüstriyel üretimden, küçük işletmelerden, hastanelerden, araştırma kurumlarından kaynaklanan ve birbirinden farklı fiziksel ve kimyasal özellik taşıyan tehlikeli atıklar da bulunmaktadır. Dünya nüfusundaki artış ve tüketim alışkanlıklarındaki değişime paralel olarak büyük bir hızla üretilen katı atıklar ciddi çevresel problemlere sebep olmaktadır (Al-Yaqout, 2003). Katı atıkların bertarafı için yöntem seçimi üzerinde başta ekonomiklik, uygulanabilirlik ve atık kompozisyonu olmak üzere çeşitli faktörler etkili olmaktadır. Katı atık yönetiminde dünyanın pek çok bölgesinde en çok tercih edilen bertaraf yöntemi depolamadır (Ding ve diğ., 2001; Frascari vd., 2003; Rivas vd., 2003; Berkun vd., 2005; Moraes, 2005; Mwiganga, 2005; De La Rosa vd., 2006). Depolama yönteminin bu kadar yoğun olarak kullanılmasının temel nedeni yakma, geri kazanma gibi diğer bertaraf yöntemlerinin ardından önemli miktarda atık kalması ve bu atıkların son bertarafı için de tek metodun “depolama” olması gerçeğidir (Wilson, 1981; Osako vd., 2004). Dünyada tahmini olarak 450-500 milyon ton/yıl evsel katı atık üretilmektedir. Bu miktarın 320-350 milyon tonu (yaklaşık %70) depolama ile bertaraf edilmektedir (Slack vd., 2004). Evsel katı atıkların bertarafında yakma %25’lik, geri kazanma ve kompostlaştırma ise %5’lik dilimlere sahiptirler.

Deponi; katı atıkların depolanması için uygun şekilde tasarlanmış kontrollü sahalarda yapılan bir bertaraf işlemidir (Wilson, 1981). Bu yöntem ciddi mühendislik çalışmaları sonucunda hazırlanmış projeler doğrultusunda uygulanmalıdır (Ayberk, 2002).

2.2. Katı Atıkların Stabilizasyonu

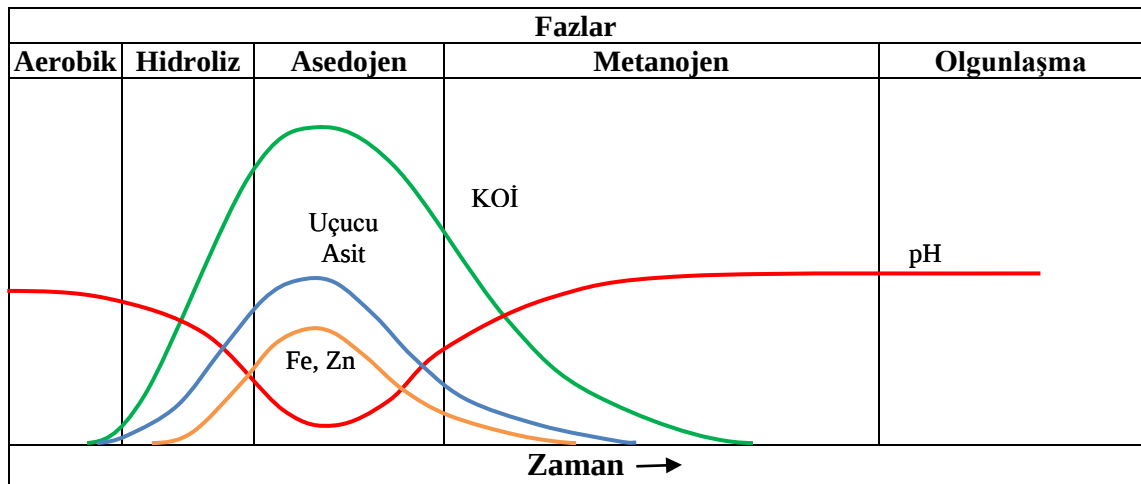
Katı atık bertarafında yaygın olarak kullanılan depolama yöntemi, bu sahalarda oluşan gazlar ve sızıntı sularından kaynaklanan bir takım çevresel riskler taşımaktadır (El-Fadel vd., 1997; Ding vd., 2001; Butt, 2003; Nissim vd., 2004; Zairi vd., 2004; Shu vd., 2006; Eshet vd., 2006). Bu nedenle depo gazı ve sızıntı suyu oluşumu, katı atık sorununun başka bir boyutta devamı olarak kabul edilebilir (Christensen vd., 2001; El-Fadel vd., 2002; Kjeldsen vd., 2002; Mwiganga, 2005). Deponilerde gaz oluşumu, saha kullanıma açıldıktan sonra ilk 20 yıl içerisinde tamamlanmaktadır. Buna karşın sızıntı

suyu oluşumu, depo alanının kullanıma kapatılmasından onlarca hatta yüzlerce yıl sonra bile devam edebilmektedir (Rivas vd., 2003).

Farklı fiziksel ve kimyasal özellikleri olan organik ve inorganik bileşiklerin kompleks karışımlarını içeren deponilerde gaz ve sızıntı suyu oluşturan etkenlerden atık stabilizasyonu, çoğunlukla mikrobiyolojik işlemler sonucu meydana gelir (White vd., 2004). Ancak literatürde, katı atıkların stabilizasyonu ve biyolojik parçalanma fazları arasındaki ilişki henüz tam olarak açıklanamamıştır. Deponilerde uzun süreli değişimlerle ilgili çalışmalar çok azdır ve stabilizasyon prosesleriyle ilgili bilgilerde boşluklar bulunmaktadır. Atığın depolanmasının ardından atıktaki nem oranının artması, mikrobiyolojik aktivite sonucunda gaz üretim hızının artarak ortamdaki oksijenin azalması ve uzun vadede depo alanının olgunlaşması, atık stabilizasyonuna yön veren proseslerdir (Reinhart, 1991).

Deponi hücrelerinde organik maddeler genelde, çözünmemiş durumda bulunurlar ve zaman içerisinde biyolojik parçalanmaya uğrarlar (Bozkurt vd., 2000).

Aerobik ve anaerobik olmak üzere atıkların mikrobiyolojik parçalanma faaliyetleri iki ayrı fazda meydana gelmektedir. Organik atıkların aerobik dekompozisyonu genellikle deponi hücresindeki mevcut oksijen miktarı ile sınırlı olduğu için kısa sürede tamamlanmaktadır (Holmes, 1983). Aerobik faz, atıkların hava ile temas ettiği ve oksijenin diffüzyon, yağmur suyu gibi çeşitli şekillerde saha içine girdiği üst tabakada gerçekleşmektedir. Anaerobik faz ise, deponide atık yığını içinde oksijenin giremediği daha alt bölgelerde meydana gelen ve aerobik faza göre çok daha uzun süreli olan fazdır. Aerobik ve anaerobik stabilizasyon fazları ve sızıntı suyu özellikleri arasındaki ilişki Şekil 2.2.'de verilmektedir (Tchobanoglous, 1993).



Şekil 2.2. Stabilizasyon fazları ve sızıntı suyu özellikleri

Şekil 2.2.'de görüldüğü gibi, sızıntı suyu özellikleri izlenerek depo sahasının hangi evrede olduğuna karar verilebilir. Örneğin KOİ değerinde düşüş gözlemlendiğinde asit fazının tamamlanmaya başladığı, CH₄ oluşumunun başlaması veya pH değerinin 7-8 aralığında sabit kaldığının belirlenmesiyle metan fazının gerçekleştiği şeklinde yorum yapılabilir. Bu parametreler deponinin kararlılığının belirlenmesinde kullanılmaktadır.

2.2.1. Aerobik parçalanma fazı

Aerobik parçalanma fazı, birinci stabilizasyon fazı olup, organik maddelerin aerobik ortamda bozunması, depo alanı içerisindeki mevcut oksijen miktarının yetersiz olması ve atığın yüksek oksijen ihtiyacı nedeniyle sınırlı bir sürede gerçekleşmektedir. Deponide bulunan oksijen miktarı, her deponide farklı olup, birkaç gün içerisinde tamamen tükenmektedir. Depo sahasının kısmen aerobik olan tek bölümü, üst tabakadır. Bu bölüme oksijen ya yeni atıkların içindeki boşluklara sıkışmış halde ya da yağmur suyu ile ulaşır. Burada oksijen, okside edici bir ajan olarak görev yapar (Bozkurt vd., 2000).

Ortamda etkili nem ve yeterli mikrobiyal popülasyon oluşana kadar, belirli bir süreye ihtiyaç vardır. Bu faz sırasında, çevresel bileşenlerdeki bazı değişiklikler, biyokimyasal dekompozisyon için ideal şartların oluşmasına neden olur (Vesilind vd., 2002).

Aerobik fazda stabil olmayan organik maddeler, mikroorganizmalar vasıtasıyla bütün aerobik proseslerdeki gibi biyolojik parçalanma reaksiyonları ile daha az zararlı maddelere dönüştürülmektedirler. Böylelikle proteinler, aminoasitlere indirgenmekte bunlardan da karbondioksit, su, nitrat ve sülfatlar oluşmaktadır. Karbonhidratlar karbondioksit, su ve yağ asitlerine hidrolize olan yağlara, gliserin ve daha küçük, basit katabolik parçalara, uçucu yağ asitlerinin orta formlarına ve alkalilere dönüşmektedirler. Selüloz, atığın organik parçalarının oluşturduğu, temel enzimlerle glukoz ve glukoz bakterilerince de karbondioksit ve suya dönüştürülür.

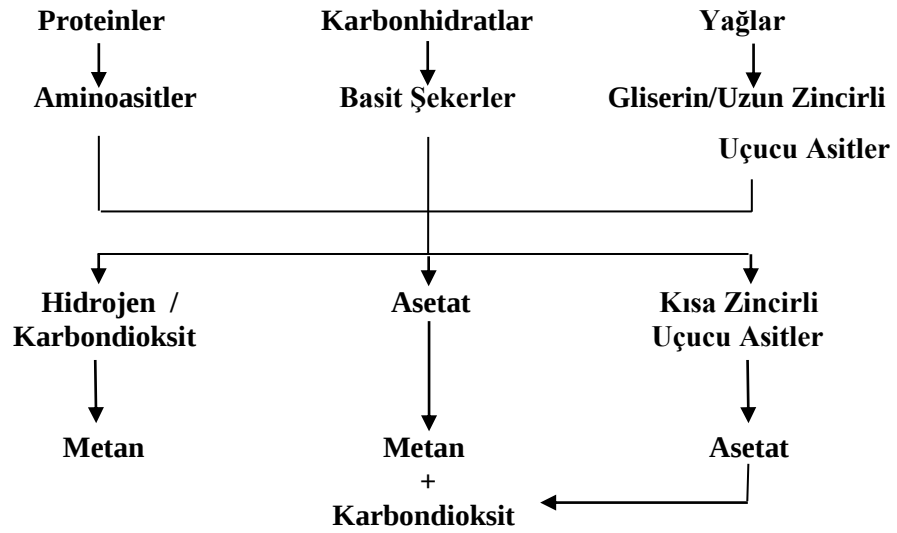
Bu fazda biyolojik parçalanma reaksiyonu, dışarıya ısı vererek oluşmakta ve deponi sıcaklığını arttırmaktadır (Martin, 1991). Aerobik bozunma evresi, genellikle hızlı ve kısadır. Aerobik fazda, yüksek miktarda sızıntı suyu üretimi gerçekleşmez. Deponun üst kısmında meydana gelen aerobik fazda, metan üretim hızı da çok yavaştır. Aerobik faz, deponide katı atık yerleştirme hızından, atığın nem içeriğinden, depo alanının doldurulması ve kapatılmasından önemli ölçüde etkilenmektedir.

2.2.2. Anaerobik parçalanma fazı

Anaerobik parçalanma fazı, katı atık stabilizasyonunun ikinci basamağıdır ve ortamda oksijen bittiği zaman başlamaktadır. Anaerobik fazda nitrat, sülfat, oksitlenmiş mangan bileşikleri ve demir bileşikleri yükseltgeyici ajan olarak görev yaparlar.

Anaerobik faz, hızlı polimer hidrolizi ve redoks potansiyelindeki düşüş ile karakterize edilmektedir (Farquhar, 1973; Barlaz vd., 1992).

Anaerobik fazın en önemli belirtisi, sızıntı suyunun oluşmaya başlamasıdır. Bu faz hidroliz, asit ve metan üretimi olmak üzere üç alt faza ayrılabilir. Organik maddelerin anaerobik parçalanma ürünleri Şekil 2.3.'de şematik olarak verilmektedir (Vesilind, 2002).



Şekil 2.3. Organik atıkların anaerobik parçalanma ürünleri

2.2.2.1. Hidroliz

Hidroliz, anaerobik parçalanma fazının ilk aşamasıdır. Bu fazda deponide oksijen tükenmiş ve aerobik ortamdan anaerobik ortama geçiş meydana gelmiştir. Deponide, oksijen yerine nitrat ve sülfatlar elektron alıcı olarak işlev görürler.

Anaerobik hidroliz fazında kompleks organik maddeler hidrolizle küçük moleküllere parçalanırlar. Bu fazda genel olarak proteinler amino asitlere, yağlar yağ asidi ve gliserine, nişasta glukoz ve dekstroza, selüloz ise glukozu hidrolize olur (Vesilind vd., 2002).

Anaerobik şartlarla yeni elektron alıcılar olan nitrat ve sülfat, biyolojik reaksiyonlar sonucunda azot ve hidrojen sülfür gazlarına indirgenirler. Anaerobik şartların başlaması, oksidasyon redüksiyon potansiyelinin ölçülmesi ile gözlenebilir. Potansiyelin 50-100 mV civarında olması halinde, nitrat ve sülfatın indirgenmesi, 150-300 mV aralığında

olması halinde ise metan üretimi başlar. Oksidasyon-redüksiyon potansiyelindeki azalma devam ettikçe, organik maddeleri metan ve karbondioksite dönüştüren mikroorganizmalar, üç aşamalı prosese başlarlar. Hidroliz fazında, sızıntı suyunun pH'sı organik asit ve karbondioksit konsantrasyonunun artması sonucunda düşer (Tchobanoglous, 1993).

Bu fazın sonunda sızıntı suyunda, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve uçucu organik bileşikler dikkat çekmeye başlarlar. Sızıntı suyu asidik pH'lı ve hoş olmayan kokuludur. pH düştükçe sızıntı suyundaki metallerin çözünürlüğü ve hareketliliği artmaktadır. Bunun sonucunda sızıntı suyu yüksek miktarda demir, mangan, çinko, kalsiyum ve magnezyum içerir (Vesilind vd., 2002).

2.2.2.2. Asidojen Faz

Anaerobik kademelerin ikinci aşaması olan asidojenik faz, hidroliz prosesinde oluşan glukoz, amino asit, yağ asidi gibi moleküllerin, valerik, bütirik, propiyonik, asetik asit gibi organik asitlere ve alkollere yani daha basit yapıli ara bileşiklere dönüşümünü içerir. Asidojenik fazda, büyük miktarda karbondioksit ve düşük miktarda hidrojen gazı ortaya çıkar. Bu dönüşümde yer alan mikroorganizmalar, fakültatif ve zorunlu anaerobik bakterilerdir. Bu mikroorganizmalar literatürde asidojen veya asit oluşturunucular olarak tanımlanırlar.

Bu fazda organik asitler ve karbondioksit nedeniyle, sızıntı suyunun pH değeri 5'in altına düşer. Organik asitlerin sızıntı suyunda çözünmesi nedeniyle BOİ, KOİ ve iletkenlik değeri gittikçe artar. Aynı zamanda asidik şartlarda, başta ağır metaller olmak üzere çeşitli inorganik bileşikler sızıntı suyunda çözünmeye başlar. Bu fazda deponideki pek çok gerekli nütrient sızıntı suyu ile uzaklaşır. Sızıntı suyu geri devredilmez ise deponide nütrient kaybı meydana gelir. Eğer sızıntı suyu oluşmamış ise, bu fazda üretilen ayrışma ürünleri, katı atık tarafından tutulan suyun içinde kalırlar (Tchobanoglous, 1993). Ortamdaki uçucu organik asitlerin yüksek konsantrasyonlara ulaşması, metal türlerinin hareketi, biyokütlenin gelişimi, substrat ve nütrientlerdeki hızlı tüketim bu fazın önemli özellikleridir (Vesilind vd., 2002).

2.2.2.3. Metanojen Faz

Metan oluşum fazında mikroorganizmalar asidojen faz ürünlerini (UYA, CO₂, H₂ vb.) metan ve karbondioksite dönüştürürler. Asit fazının sonlarına doğru gelişen bu mikroorganizmalar metan oluşturunucular veya metanojenler olarak anılırlar.

Metanojenler anaerobik organizmalar oldukları için oksijen varlığına karşı çok duyarlıdırlar. Bu fazda metan ve az miktarda asit oluşur (Pavese vd., 2006).

Hidrojen ve asitlerin, metan ve karbondioksit, sülfat ve nitratların, sülfür ve amonyağa dönüşmesi sonucu sızıntı suyunun pH değeri genellikle 6,8-8 aralığına yükselir. Bu durum, metanojenik bakterilerin gelişimini destekler. Bu fazda, sızıntı suyunun BOİ, KOİ ve iletkenlik değeri azalır. pH'ın yükselmesine bağlı olarak inorganik maddelerin çözünmüş formda olan miktarı da azalır ve sonuç olarak ağır metal konsantrasyonu düşer (Tchobanoglous, 1993; Vesilind vd., 2002). Metanojenik faz sırasında, organik maddelere bağlanmış veya kolloidler halinde suyla taşınan organik maddelerle kompleks oluşturmuş metallerin bir kısmı serbest bırakılabilir.

Atık stabilizasyonunda metan fazı, üzerinde en fazla çalışmanın yapıldığı fazdır (Bozkurt vd., 2000). Ayrıca atmosfere çeşitli kaynaklardan giren metanın %6-12'sini bu fazda üretilen metanın oluşturduğu tahmin edilmektedir (Olivier vd., 1999).

2.2.3. Olgunlaşma Fazı

Deponi stabilizasyonundaki tüm aşamalar deponideki fiziksel, kimyasal ve biyolojik faktörlere, deponinin yaşına, özelliklerine, uygulanan kontrol yöntemlerine ve özel dış koşullara bağlıdır (Vesilind vd., 2002; Ozkaya vd., 2005).

Literatür verileri, deponi alanındaki ağır metal miktarının çok az kısmının bertarafdan sonraki ilk on yıl içinde sızdığını göstermektedir (Ehrig, 1983; Christensen, 1984). Uzun süreli dönemde, deponilerdeki metaller sızıntıya uğramadan kalmakta ve birikmektedir. Deponideki kirliliğin durumu ve bunun atık prosesleriyle bağlantısı hakkındaki bilgiler henüz tatmin edici değildir ve daha fazla araştırma gerektirmektedir. Bununla beraber elde edilen veriler organik maddelerin, metal davranışlarının değişkenliği üzerindeki potansiyel etkisini ortaya koymak için yeterlidir.

Deponilerdeki degradasyon prosesleri çok uzun zaman aralığında gerçekleşir (Özkaya vd., 2005). Şimdiye kadar aerobik ve anaerobik fazlar hakkında oldukça fazla çalışma yapılmıştır (Farquhar, 1973; Ehrig, 1983). Anaerobik fazın alt fazı olan metan fazından hemen sonra başlayan ve çok uzun süre devam ettiği düşünülen faz, humik faz olarak tanımlanmaktadır. Literatürde henüz humik faz boyunca oluşan prosesler hakkında yeterli bilgi bulunmamaktadır (Bozkurt vd., 1999).

Deponilerde genel olarak parçalanmaya dirençli organik maddelerin artması, buna bağlı olarak da mikrobiyal aktivitenin düşmesi, humik faza ulaşıldığının belirtisi olarak kabul edilmektedir. Bu fazın başlaması uzun süre almaktadır.

Humik fazın başlama göstergesi olan kararlı bileşikler, düşük moleküllü organik asitler olduğu gibi yüksek moleküllü fulvik ve humik asitlerdir (Bozkurt vd., 2000). Humik ve fulvik asitler sırasıyla 5000-100.000 ve 2000-9000 mg/L aralıklarında değişebilen yüksek molekül ağırlıklı aromatik polimerlerdir. Humik asit; alkali ortamda çözünebilen fakat asidik ortamda çözünemeyen maddelerdir. Fulvik asit ise hem asidik, hem de alkali ortamda çözünebilen bileşiklerdir. Humik maddeler, karboksil, fenolik, alkolik, karbonil ve metoksi gibi fonksiyonel gruplar içermektedir. Bu maddelerin yapısında aynı zamanda azot ve oksijen taşıyan heterosiklik halkalar da bulunmaktadır (Amdur vd., 1991).

Humik faz sırasında değişen koşullar ağır metallerin hareketinde önemli değişimlere sebep olabilir. Bu değişen koşullardan en önemlisi deponiye oksijen girişi ve tekrar aerobik koşulların oluşmasıdır. Bu süreç sonunda açığa çıkan CO₂, ortamın pH değerini düşürür ve deponi hücresinde tutulan ağır metallerin anlık salıverilmesine neden olur.

Deponide humik ve fulvik asit konsantrasyonundaki artış ortamın asiditesini arttırır. Bu maddeler, metallerle çözünebilir kompleksler oluşturmakta, sonuçta ağır metallerin deponideki çözünürlüğünü ve hareketliliğini arttırmaktadırlar (Ciavatta vd., 1993) Diğer taraftan bazı durumlarda deponilerde uzun süreler içinde kararlı olan çok miktarda katı organik madde oluşmaktadır. Bu maddeler metallerin büyük bir kısmı için kuvvetli sorbentlerdir ve metalleri tutarak deponiden metal çıkışını engellemektedirler.

2.3. Katı Atıkların Stabilizasyonunu Etkileyen Faktörler

Depo alanındaki fazların başlangıcını ve bitişini, depo alanı içindeki organik maddelerin dağılımı, nütrient, atığın nem içeriği ve atıkların sıkıştırılması gibi faktörler etkilemektedir. Anaerobik fazda metan ve fermantasyon adımlarında yer alan bakteri türleri (Çizelge 2.1.) içerisinde çevresel faktörlere karşı en duyarlı olanları metan bakterileridir. Mikroorganizmaları etkileyen bu çevresel faktörler oksijen, hidrojen, pH, alkalinite, sülfat, nütrientler, inhibitörler, sıcaklık ve nem içeriğidir (Vesilind, 2002).

Çizelge 2.1. Anaerobik fazda görev alan mikrobiyal gruplar

Mikrobiyal Grup	Substrat
Amilolitik bakteriler	Nişasta
Proteolitik bakteriler	Protein
Sellülotik bakteriler	Sellüloz
Hemisellülotik	Hemisellüloz
Hidrojen oksitleyen metanojenik bakteriler	Hidrojen
Asetoklastik metanojenik bakteriler	Asetik asit
Sülfat indirgeyen metanojenik bakteriler	Sülfat

Depolama sahalarında atık stabilizasyonu, aerobik ve anaerobik prosesler sonucunda gerçekleşmektedir. Oksijen, katı atık stabilizasyonunda fazların süresini ve işleyişini belirlediği için özellikle önemlidir. Deponide oksijen sadece üst tabakada bulunur ve aerobik faz süresince bu mikroorganizmalar tarafından kısa sürede tüketilir. Ortamda serbest oksijen tüketildikten sonra, stabilizasyonun diğer aşaması olan anaerobik faz başlamaktadır. Bu fazda görev alan mikroorganizmalar, serbest oksijene karşı çok duyarlıdır. Özellikle metan bakterileri için düşük miktarlarda bulunan oksijen bile toksik etki yapmaktadır.

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

Metan bakterileri 6-8 gibi oldukça dar bir pH aralığında aktiftirler. Ortamda abiyotik şartlar nedeniyle asetik asit üretimi inhibe olur, propiyonik ve butirik asit oluşumu artarsa pH düşer ve metan oluşumunda azalma hatta durma gözlenir. Ortamda sülfat indirgeyen bakterin bulunması halinde, $pH < 5$ veya $pH > 9$ 'da organik maddelerin dekompozisyonu devam etmektedir. Bu bakteri türü metan bakterilerinden daha geniş bir pH aralığında yaşayabilmektedir (Küçükgül, 1999).

Çizelge 2.2. Depo sahalarında ayrışmayı etkileyen etkenler

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

Deponilerde pH, nötrale yakın olduğu sürece atığın kimyasında büyük değişimler beklenmez. Yapılan çalışmalar bu şartlarda pek çok toksik metalin çözünürlüğünün düşük olduğunu göstermektedir. Şimdiye kadar deponilerde pH değişimi ile atık dekompozisyon prosesi sistematik olarak açıklanamamıştır.

Ortamda sülfat bulunması saf kültür halinde bulunan metan bakterilerini etkilemez. Ancak yapılan çalışmalar, sülfatın varlığının metan oluşumunu önemli ölçüde azalttığını göstermiştir. Bunun nedeni ise ortamda sülfatın değil, sülfat indirgeyen bakterilerin varlığıdır. Çünkü sülfat indirgeyen bakteriler, metan bakterileri kadar hassas değildirler ve daha aktif davranarak, ortamdaki besin maddelerini hızla tüketerek metan bakterilerinin faaliyetini engellerler (Küçükgül, 1999).

Nütrientler, mikroorganizmalar için çok gerekli olan maddelerdir. Mikrobiyal hücrelerin kuru ağırlıklarının yaklaşık %50'i karbon, %20'i oksijen, %10-15'si azot, %8-10'nu hidrojen, %1-3'ü fosfor ve %0,5-1,5'u kükürttür. Hücre, kimyasal olarak C₅H₇NO₂ şeklinde ifade edilmektedir (Martin, 1991). Depo sahaları azot, fosfor, kalsiyum, demir, magnezyum, potasyum, çinko, molibden ve selenyum açısından oldukça zengin sistemlerdir.

Sıcaklık, bütün biyolojik sistemlerde olduğu gibi deponilerdeki biyolojik faaliyetler üzerinde de etkilidir. Özellikle anaerobik sistemlerde sıcaklık, prosese yön veren

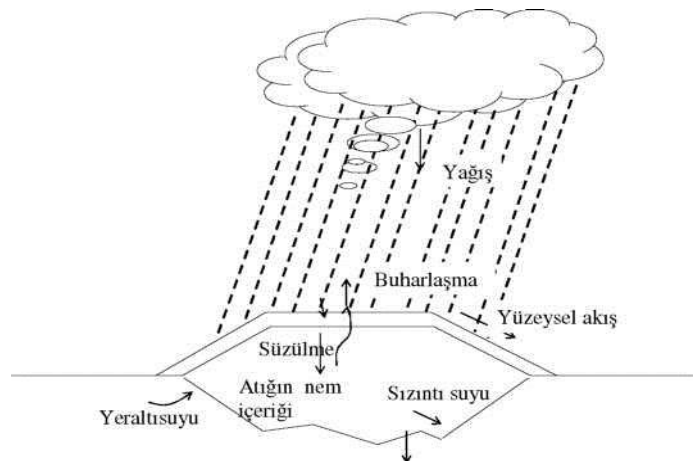
faktörlerdendir. Metan bakterilerinin en verimli olduğu sıcaklık yaklaşık olarak 37 °C olarak belirlenmiştir. Su hareketi az olan derin depo sahalarında, mikroorganizmaların faaliyeti sonucu oluşan ısı, saha içinde sıcaklık artışına neden olabilir. Bu sıcaklık ılıman iklim koşullarında 35-45 °C'ye kadar yükselebilir. Metan üretiminin yüksek olduğu depo sahalarında sıcaklığın yüksek olması beklenir (Küçükgül, 1999; San, 2001).

Bütün canlılar yaşamlarını sürdürebilmek için suya ihtiyaç duyarlar. Ortamdaki su miktarı biyolojik aktivitenin verimini etkilemektedir.

2.4. Sızıntı Suyu Oluşumu ve Miktarı

Katı atıkların depolanması sırasında ve sonrasında, atıktaki nem içeriğinin, kimyasal ve biyolojik parçalanma reaksiyonlarının ve yağmur suyunun bir sonucu olarak sızıntı suları oluşmaktadır. Çeşitli yollarla depo sahasına giren veya depo sahası içinde oluşan sular, deponi içerisinden geçerken atıkların parçalama ürünlerini ve atıkların içindeki çözünebilen maddeleri bünyelerine alarak ilerlerler (Sang vd., 2006). Herhangi bir deponide oluşabilecek sızıntı suyu, atıkların nem tutma kapasitesi ile doğrudan ilişkilidir. Genel olarak sızıntı suyu, depolama alanında su tutma kapasitesi aşıldığı anda oluşmaya başlamaktadır (El-Fadel vd., 1997).

Depo sahalarında oluşan sızıntı suyunun miktarı ise atığın bileşimine, depo alanının yaşına, depo alanının büyüklüğüne, iklim şartlarına ve nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesine göre değişir (El-Fadel vd., 2002; Chen, 1996). Depo alanında oluşacak sızıntı suyu miktarı bölgedeki yağmur ve buharlaşma miktarına, dolgu sırasındaki sıkıştırma şekline bağlı olarak değişmektedir (Trânkler vd., 2005). Depolama alanında sızıntı suyu oluşumu Şekil 2.4.'de gösterilmektedir (Vesilind vd., 2002).



Şekil 2.4. Depo alanında sızıntı suyunun oluşumu

sahasındaki üst örtü tabakasının bitkisiz olması durumunda meydana gelen buharlaşma ise evaporasyon olarak adlandırılmaktadır. Bu şekilde meydana gelen su kaybı, evapotranspirasyondan daha küçük olmaktadır.

Depo sahalarında arazi kapasitesinin aşılması durumunda deponinin içine sızan suyun akışı, atıktaki çatlaklar ve oluşan kanallar vasıtasıyla kolaylaşmaktadır. Deponi içine sızan su, öncelikle atık tarafından nem tutma kapasitesine erişilinceye kadar tutulmaktadır ve atığın nem tutma kapasitesi aşıldığında sızıntı suyu, depo tabanına doğru akmaktadır. Depo sahasında atıkların sıkıştırılması ile atık yoğunluğu arttıkça geçirgenliği azalmaktadır. Sıkıştırılmış atıklar için arazi kapasitesi atık hacminin %20-35'i kadardır. Farklı topraklar için arazi kapasiteleri Çizelge 2.3.'de (Vesilind, 2002) verilmektedir.

Çizelge 2.3. Farklı topraklar ve katı atık için arazi kapasitesi

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

Su dengesi, arazi kapasitesinin ne zaman aşılabacağını hesaplamak için uygulanan bir metottur. Sızıntı suyu ile ilgili hesaplamalar için kaba tahminlerde kullanılmaktadır. Farklı topraklar ve eğimler için yüzeysel akış katsayıları hesaplanabilmektedir. Çizelge 2.4.'de (Vesilind, 2002) yüzeysel akış katsayıları verilmektedir. Bu hesaplamalar nemin hareketi ile ilgili varsayımları baz almaktadır.

Çizelge 2.4. Farklı toprak ve eğimler için yüzeysel akış katsayıları

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

2.4.2. Depolama sahalarında yağmur suyu yönetimi

Sızıntı suyu oluşumunda en etkili olan meteorolojik faktör yağmurdur. Yağmurun frekansının, şiddetinin ve süresinin bilinmesi, oluşan sızıntı suyu miktarının belirlenmesinde önemli rol oynamaktadır. Sızıntı suyu oluşumu ve miktarı üzerinde

meteorolojik faktörlerle bağlantılı olarak, depo sahasındaki örtü malzemelerinin özellikleri de etkilidir (Ashford vd., 2000).

Depolama alanına getirilen taze atıklar, yağmur yağdığında arazi kapasitesine ulaşıncaya kadar kademeli olarak doymaktadır. Genel olarak yıllık sağnak yağışların %10-20'si sızıntı suyu olarak görülmektedir. Yağışların sızıntı suyu üretimine etkisi iyi yönetim teknikleri ile minimize edilebilmektedir.

Sızıntı suyu üretimini azaltmak için pek çok depo sahası işletim şekli ve tasarım kontrolleri bulunmaktadır (Al-Thani vd., 2004). Bunların başında atıkların depolama sahalarında, çevre ile etkileşimlerinin kontrol altında tutulabileceği hücrelere yerleştirilmeleri, atıkların üzerlerinin aktif sahalarda geçici olarak örtülmesi, kapatılmış sahalarda nihai üst örtü tabakalarına eğim verilmesi, yağışların ve yüzey sularının deponi içerisine girişini engelleyerek dışarıya kontrollü akışını sağlayan sistemlerin yapılması gelmektedir. Depolama sahalarında bu kontrol teknikleri uygulandığında sızıntı suyu üretimi minimize edilir, erozyon ve yüzeysel suların kirlenmesi önlenmiş olur.

Depolama sahalarında henüz kullanılmayan kısımlar, kullanılan hücrelerden ayrılmalıdırlar. Buralarda biriken temiz yağmur suyunun sızıntı suyuna temas etmeden ayrı olarak toplanması, saha yönetimi açısından üzerinde önemle durulması gereken bir konudur (Holmes, 1983; Vesilind, 2002).

2.5. Sızıntı Suyunun Özellikleri

Sızıntı suları, oluşum özelliklerine bağlı olarak çok sayıda bileşen içerir ve kalitesi çok değişkendir. Sızıntı suları izlenerek, depolama sahasındaki katı atığın yaşı ve durumu hakkında bilgi edinilebilmektedir (Koerner, 2000).

Depo alanlarında, sızıntı suyunun özellikleri zamana ve mekana göre büyük değişiklikler gösterir. Sızıntı suyunun kompozisyonu; katı atığın bileşimine, miktarına, sıkışma derecesine, içerdiği su miktarına, depo alanındaki atık derinliğine, ayrışma evrelerine, depo alanına düşen yağış miktarına, yaşına, geri devreden su miktarına ve depo alanının tasarım ve işletimine bağlıdır (Reinhart, 1991; Reinhart, 1993; Chen, 1996; Karnchanawong vd., 1995 El-Fadel vd., 2002).

2.5.1. Sızıntı Suyu Özelliklerini Etkileyen Faktörler

Depo sahalarında farklı özelliklere sahip büyük miktardaki atıklar birarada heterojen bir yapıda bulunmaktadır. Atık içeriği büyük ölçüde mevsime ve ekonomik duruma göre değişiklik gösterir. Depo sahalarında evsel atıkların yanı sıra, endüstriyel atıklar ve

arıtma çamurları da depolanabilmektedir. Tehlikeli atıkların evsel atıklarla depolanması yasak olmasına rağmen bu atıklara, evsel katı atık depolama sahalarında yüksek miktarlarda rastlanmaktadır.

Evsel tehlikeli atıklar arasında çeşitli pestisitler, boya ürünleri, temizlik maddeleri, çeşitli hobiler için kullanılan kimyasallar, piller ve motor yağları sayılabilir (Hallbourg vd., 1992; LaGrega vd., 1994; Polprasert, 1996; Slack vd., 2004). Bu maddeler depolanma sırasında; katı atığın yüzeyine adsorpsiyon, biyolojik ayrışma ve uçuculuk gibi taşınım ve dönüşüm olaylarına maruz kalmakta ve sonuçta sızıntı suyuna geçerek taşınımına uğramaktadırlar (Schrab vd., 1993; Kjeldsen vd., 2002; Isidori vd., 2003).

Katı atıkların önemli bir kısmını organik maddeler oluşturmaktadır. Bu organik maddelerin yaklaşık üçte ikisi biyolojik olarak parçalanabilir, üçte biri ise dirençli maddelerdir. Atıklardaki organik maddelerin biyolojik parçalanma oranları büyük ölçüde lignin içeriklerine bağlı olarak değişmektedir.

Biyodegradasyona uğrayan atıklar da kendi aralarında biyodegradasyona hazır olanlar ve kısmen biyodegradasyona hazır olanlar olarak sınıflandırılabilirler. Katı atıklarda, yavaş ve hızlı parçalanın organik maddeler Çizelge 2.5.'de (Tchobanoglous, 1993) verilmektedir. Atıklardaki biyodegrade olan maddeler sızıntı suyu oluşumunu ve suyun BOİ değerini arttırmaktadır (Tchobanoglous, 1993).

Çizelge 2.5. Atıklarda hızlı ve yavaş biyodegradasyona uğrayan organik maddeler

Hızlı Biyodegrade Olan Atıklar	Yavaş Biyodegrade Olan Atıklar
Gıda atıkları	Tekstil atıkları
Gazete kağıdı	Kauçuk atıklar
Ofis kağıdı	Deri atıklar
Karton	Ağaç kökenli atıklar
Bahçe atıkları	

Deponilerde dış ortamdan farklı bir ekosistem oluşmaktadır. Saha ekosistemi deponinin işletim özellikleri ve atığın heterojen yapısından dolayı çok çeşitlilik göstermektedir. Bu ekosistem sıcaklık, pH, toksik maddelerin varlığı, nem içeriği ve oksidasyon-redüksiyon potansiyeli gibi deponiye ait çevresel şartlardan etkilenmektedir (Vesilind, 2002).

Depo sahalarının işletimi de, sızıntı suyu kompozisyonu üzerinde etkili olmaktadır. Bazen depolama sahalarında hacim azaltmak için katı atıklara, depolanmadan önce sıkıştırma ve parçalanma gibi fiziksel işlemler uygulanmaktadır. Bu yöntemler de sızıntı suyu kompozisyonu açısından önemlidir.

2.5.2. Depo Alanının Yaşı

Depo sahalarında yaş kavramı, aktif kullanımın başlayıp sızıntı suyunun oluştuğu an itibariyle başlar. Deponiler için yaş sınıflandırması 5 yıldan küçükler için genç, 5-10 yıl arası için orta yaşlı ve 10 yıldan büyükler için yaşlı depolama sahası şeklindedir (Kang vd., 2002).

Depo sahasının yaşı, katı atık stabilizasyon süreçlerine bağlı olarak sızıntı suyu özelliklerinin değişiminde önemli rol oynar (Öman ve Hynning, 1993; Marttinen vd., 2002). Bunun temel nedeni stabilizasyon basamaklarına göre farklı reaksiyonların ve ürünlerin meydana gelmesi ve bunların sızıntı sularında belirlenmesidir. Stabilizasyon fazlarına göre sızıntı suyundaki bazı parametrelerin değişimi Çizelge 2.6.'da (Vesilind, 2002) verilmektedir. Depolama alanlarının stabilizasyon dereceleri sızıntı sularının BOİ/KOİ oranı ile de belirlenebilmektedir. BOİ/KOİ oranı, genel olarak genç, stabilize olmamış deponilerde $>0,5$; orta yaşlı deponilerde $0,1-0,5$ ve stabilize olmuş yaşlı deponilerde ise $<0,1$ olmaktadır (El-Fadel vd., 2002).

Sızıntı suları başlangıçta çok yüksek organik ve inorganik madde içerirken, zamanla stabilizasyon sonucu, organik madde içeriği azalmaktadır. Buna karşılık, inorganik madde içeriği, uzun yıllar boyunca yüksek kalmaktadır. Bu durum zaman içerisinde BOİ/KOİ oranının azalmasına sebep olmakta ve azalan BOİ/KOİ oranı nedeniyle sızıntı sularının arıtılabilirliği zorlaşmaktadır (Kargı, 2004).

Asidojenik fazdaki genç deponi alanlarında oluşan sızıntı sularında, biyolojik olarak kolay ayrışabilen uçucu yağ asitlerinin oranı yüksektir (Calli vd., 2004). Depo yaşı arttıkça biyolojik ayrışma tamamlandığından kolay ayrışabilen organik maddelerin oranı düşer.

2.6. Depo Alanı Tasarımı

Katı atık depolama alanları, sahada oluşacak sızıntı suyu ve depo gazının kontrolüne izin verecek şekilde tasarlanmalı ve inşaa edilmelidir. Deponilerin başlıca tasarım bileşenleri, zemin geçirimsizliğini sağlayacak koruyucu tabaka, sızıntı suyu toplama ve yönetim sistemi, gaz drenaj sistemi, yağmur suyu yönetimi ve nihai örtüdür (Vesilind, 2002).

2.6.1. Geçirimsizlik Tabakası

Geçirimsizlik tabakası, sahada oluşabilecek sızıntı suyunun deponideki hareketini azaltmak ve deponiden uzaklaşmasını engellemek için gereklidir. Bu tabakalar, düşük

geçirgenlikleri sebebiyle seçilmiş olan doğal malzemelerin ve/veya jeomembranların birkaç kat kullanılmalarıyla oluşturulurlar.

Geçirimsizlik tabakaları olarak, doğal kil ya da killi topraklar da kullanılmaktadır (Du ve Hayashi, 2006). Bu amaçla doğal kilin bulunamadığı durumlarda bentonit gibi ticari killeri kumla karıştırılarak kullanılmaktadırlar.

Geçirimsizliği sağlamak amacıyla kullanılan jeomembran kaplamalar, delinmedikleri sürece geçirimsiz polietilen, polivinilklorür veya diğer polimerler gibi sentetik reçinelerden oluşmuş ince tabakalardır. Bu materyallerden, sızıntı sularında bulunabilecek pek çok kimyasala karşı dirençli oldukları için en çok, yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE) tercih edilmektedir (Vesilind, 2002; Jeon vd., 2005; Jeon, 2006).

Katı atık depo sahalarında, geçirimsizliği sağlanmış depolama hücrelerinin kullanımının öncelikli amacı toprak ve yeraltı suyunu, katı atıklardan kaynaklanan kirlenmeden korumaktır (Slack vd., 2004). Geçirimsiz tabaka, bozunmuş atıkla toprak tabakası arasında bir bariyer olarak görev yapar ve deponi tarafından üretilen sızıntı suyunu toplar.

Kum, çakıl ve jeosentetik malzemeden oluşmuş etkin drenaj tabakasının kullanımı, sızıntı suyunun deponinin alt kısımlarındaki noktalara doğru yönlendirilmesini sağlar. Sızıntı suyunu toplamak için depo hücresinin alt noktalarına delikli borular yerleştirilir ve bu boruların eğimi suyu deponiden uzaklaştıracak şekilde düzenlenir. Deponilerde oluşan sızıntı suyu, en kısa sürede toplanmalı ve deponiden uzaklaştırılmalıdır. Depolama sahalarındaki, sızıntı suyu toplama sistemi başlıca aşağıdaki bileşenleri içerir.

- Koruma ve drenaj tabakaları
- Delikli toplama yüzeyi ve ana borular
- Büyük pompa istasyonu
- Sızıntı pompaları
- Pompa kontrolleri

Depolama sahalarında oluşan sızıntı suları toplanarak yeniden deponiye verilmek üzere ya da arıtım için alan dışına transfer edilene kadar geçici olarak depolanır. Sızıntı suyunun depolanması debi ve kirlilik yükü salınımlarından doğabilecek sorunların önlenmesi açısından önemlidir (Vesilind, 2002).

2.7. Sızıntı Suyu Kirliliği

Depolama alanlarında, katı atıkların parçalanma reaksiyonları sonucu oluşan ürünlerin, ortamda çeşitli nedenlerle bulunan su akışına katılmaları ile genel olarak kirlilik problemi ortaya çıkmaktadır (Baba, 2004). Deponilerin büyük çoğunluğunun

tasarımında, tesisin maruz kalacağı hidrolik yük dikkate alınmamaktadır. Burada esas olan, alana düşen yağmur suyunun kirlilikle temas etmeden önce, alandan uzaklaştırılmasıdır. Bu da ancak suyun deponiye girişinin önlenmesi ile gerçekleşir.

Kimyasal kirleticiler ve toksik maddelerin yüksek konsantrasyonlarda ihtiva eden sızıntı sularının yönetimi ancak suyun içeriğinin bilinmesi ile sağlanabilmektedir (Trankler vd., 2005). Sızıntı sularının yönetiminde, suyun deponiye tekrar verilmesi, suya ön arıtım uygulandıktan sonra merkezi arıtım için kanala deşarj edilmesi veya arazide arıtım gibi pek çok yöntem kullanılmaktadır (Holmes, 1983).

2.8. Sızıntı Suyu Özellikleri

Sızıntı suyu özelliği; katı atık bileşenleri, depo yaşı, depo alanının hidrojeolojik durumu, depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler, katı atıktaki su miktarı, ısı, pH, redox potansiyeli, stabilizasyon derecesi, katı atık depolama yüksekliği, depolama sahasının işletilmesi ve iklim şartlarına göre değişir. Bunların içinde en önemlisi atık bileşenleridir. Organik ve inorganik bileşenlerin biyolojik, kimyasal ve fiziksel proseslerigenel olarak sızıntı suyu karakterini belirler. Yüksek miktardaki organik maddeler için en önemli proses biyolojik prosestir. İnorganik atıkların çözünürlüğü de sızıntı suyu kompozisyonu için önemlidir. Atık bileşenleri ve reaksiyon ürünleri depo içinde süzülerek sızıntı suyu içinde eriyik veya gaz olarak dışarı çıkar. Değişik bileşenlerin azalması, tükenmesi ve redox potansiyeli, pH, sülfürler, iyonik kuvvet gibi kimyasal çevreden dolayı da atık ve sızıntı suyu kompozisyonu zamanla değişir.

Katı atık depolama alanına geri devir ettirilen suyun miktarı maddelerin çözünürlüğünü ve mikrobiyal parçalanmayı etkilediğinden sızıntı suyu kalitesini değiştirir. Düşük hızlı filtrasyonda, anaerobik mikrobiyolojik aktivite sızıntı suyu organik madde konsantrasyonunu azaltan önemli bir faktördür. Fakat yüksek debili akımlarda ise çözünebilir organikler ve hatta mikrobiyal hücreler yüksek debili sızıntı suyu ile dışarı sürüklenebilirler. Bu gibi durumlarda mikrobiyolojik aktivite, sızıntı suyu kirletici konsantrasyonlarının azalmasında fazla bir rol oynamaz.

Sızıntı suyu karakteri çöp depo sahasındaki stabilizasyonunun derecesine bağlıdır. Sızıntı suyu karakterizasyonunu oluşturan önemli parametreler TOK, BOİ, KOİ ve UYA'dır. Depodaki stabilizasyonunun belirlenmesi için belirli indikatör parametreler kullanılır. Fiziksel, kimyasal ya da biyolojik olan bu parametreler çöp sahası içindeki reaksiyonların derecelerini belirler. Örneğin pH ve ORP (oksidasyon-redüksiyon potansiyeli) parametreleri, asit-baz ve yükseltgenme-indirgenme dengesiyle ilgili

belirleyici ölçümlerdir. Bunlar da asit oluşumu ve metan oluşumu derecelerini belirler. BOİ ve KOİ, biyolojik ayrışabilirlik; azot ve fosfor ise belirli fazlardaki aerobik/anaerobik durumu ve nütrient yeterliliğini gösterir. Benzer şekilde alkalinite, tampon kapasitesini; ağır metal, potansiyel inhibisyonu; iletkenlik, iyonik kuvveti ve aktiviteyi; bakteri ve virüsler, sağlığa zararlılık derecesini; nitrat ve sülfatlar, oksidasyon derecesini belirler. Sızıntı sularının çeşitli stabilizasyon (ayırışma) fazlarındaki karakteri Çizelge 2.6.'da verilmiştir (Şenol Y., 2006).

Çizelge 2.6. Sızıntı sularının çeşitli stabilizasyon fazlarındaki karakteri

Parametre (mg/L)	Biyolojik Stabilizasyon Fazları			
	Hidroliz Fazı	Asit Fazı	Metan Fazı	Humik Faz
BOİ ₅	100-10900	1000-57500	600-3400	4-120
KOİ	480-18000	1500-71100	580-9760	31-960
TOK	100-3000	500-27700	300-2230	70-260
UYA	100-300	3000-18800	250-4000	-
BOİ ₅ /KOİ	0,23-0,87	0,4-0,8	0,17-0,64	0,002-0,013
KOİ/TOK	4,3-4,8	2,1-3,4	2,0-3,0	0,4-2,0
TKA	180-860	14-1970	25-82	7-490
NO ₃ -N	0,1-5,1	0,05-19	Yok	0,5-0,6
NH ₃ -N	120-125	2-1030	6-430	6-430
NH ₃ -TKA	0,1-0,9	0-0,98	0,1-0,84	0,5-0,97
T. Fosfor	0,6-1,7	0,2-120	0,7-1,4	0,2-14
Alkalinite	200-2500	140-9650	760-5050	200-3520
TKM	2450-2050	4120-55300	2090-6410	1460-4640
pH	6,7	4,7-7,7	6,3-8,8	7,1-8,8
ORP.pot (mv)	(+40)-(+80)	(+80)-(-80)	(-70)-(-240)	(+97)-(+163)
Cu	0,085-0,39	0,005-2,2	0,03-0,18	0,02-0,056
Fe	68-312	90-2200	115-336	4-20
Pb	0,001-0,004	0,01-1,44	0,01-0,1	0,01-0,1
Mg	66-96	3-1140	81-505	81-190
Mn	0,6	0,6-41	0,6	0,6

Azot miktarı depo yaşını belirleyen en önemli faktördür. Amonyak azotu (NH₃-N) ve organik azot (org-N) organik maddelerin biyolojik indirgenmesinden meydana gelir ve anaerobik ortamda stabil haldedir. Nitrat azotu ise anaerobik ortamda tüketilir.

2.9. Sızıntı Suyu Arıtımı

Sızıntı sularının bileşimi ve kirleticilerin konsantrasyonu depolanan atıklara ve depo sahasının yaşına büyük oranda bağlılık göstermektedir (Lopez vd., 2004). Toprak ve yeraltı suları üzerinde oluşturdıkları risk nedeniyle, sızıntı sularının arıtımı oldukça önemlidir (Ding vd., 2001; Sang vd., 2006; Tauchert vd., 2006).

Deponi yönetiminde, sızıntı suyu arıtımı başlıca masraf oluşturan unsurdur. Arıtım deponinin sadece aktif olarak çalıştığı zamanlarda değil, deponinin kullanıma kapatılmasından sonraki dönemde de belirgin bir periyotta devam etmektedir.

Sızıntı suyu arıtımında en çevreci ve maliyet bakımından en uygun alternatifin seçilmesine önem verilmelidir. Sızıntı suyu için en uygun arıtım çözümü, yeni teknolojilere veya düzenlemelere paralel olarak zamanla değişmektedir. Bunların yanında arıtım yöntemi seçiminde esas alınan sızıntı suyunun özellikleri, arazinin yaşının bir fonksiyonudur ve zamana göre değişmektedir. Buna bağlı olarak arıtım yöntemi de değişecektir (Trankler vd., 2005).

Sızıntı suyu için arıtım yöntemi seçiminde, en önemli faktör suyun yapısıdır (Tatsi ve Zouboulis, 2002). Sızıntı suyu bileşiminin pek çok nedene bağlı olarak deponiden deponiye göre değişmesi farklı arıtma proseslerinin uygulanmasına neden olur (Al-Yaqout ve Hamoda, 2003).

Sızıntı suyu yönetiminde, suyun alanda arıtılarak alıcı ortama deşarjı veya merkezi atıksu arıtma tesisinde arıtılmak üzere kanala deşarjı, son uzaklaştırma için yaygın olarak kullanılan yöntemlerdir. Bazı durumlarda bunların her ikisi de uygulanabilir ve alanda ön arıtmadan geçirildikten sonra merkezi atıksu arıtma tesisine verilebilirler.

Sızıntı suları genellikle arıtımı zor, yüksek kirlilik içeren sulardır. Bu sular içerdikleri organik maddelerin biyodegradasyon çeşitliliği ve direncine, bileşimine, üretim hızına ve düşük fosfor içeriğine bağlı olarak arıtmaları güç olan sulardır. Düşük fosfor içeriği, sızıntı suyunun biyolojik arıtımı düşünüldüğünde önemli olmaktadır.

Sızıntı sularının arıtımı pek çok araştırmacının üzerinde çalışmalar yaptığı bir konudur. Genellikle sızıntı suyu yönetiminde yerinde arıtım ve deşarjın seçildiği durumlarda mevcut kirleticilerin giderimi için birkaç aşamalı birim prosesler kullanılır. Ön arıtım, sızıntı suyunun arıtmada problemlere neden olacak spesifik kirleticilerin bulunması durumunda tercih edilir.

Endüstriyel atıksu arıtımında uygulanan pek çok yöntem sızıntı sularının arıtımında da kullanılabilir. Farklı aerobik ve anaerobik arıtma teknikleri de çoğunlukla uygulanan arıtma yöntemlerindendir. Bu arıtma proseslerinin verimi, debi ve sızıntı suyunun yaşına bağlı olarak bileşiminden, büyük oranda etkilenmektedir. Biyolojik arıtma prosesleri, dirençli organikleri gidermekte yetersiz kalmaktadır. Bu nedenle sızıntı sularının arıtımında farklı proseslere ihtiyaç duyulmaktadır ve fiziko-kimyasal yöntemler bu proseslerin başında gelmektedir (Li vd., 1999; Öztürk, 2003).

Sızıntı suyunun karakteri arıtma yönteminin seçiminde belirleyici rol oynamaktadır. Bu suların arıtımında amonyak ve organik maddelerin giderimi için, nitrifikasyon ve

denitrifikasyon prosesleri (Hoilijoki vd., 2000; Im vd., 2001; Jokela vd., 2002), ileri oksidasyon prosesleri (Gau, 1996; Bae vd., 1997; Kang, 2000), hava sıyırma (Cheung vd., 1997; Martinen vd., 2002; Silva vd., 2004), iyon değiştirme, ozonlama (Steense, 1997; Silva vd., 2004; Wu vd., 2004), membran (Bohdziewicz vd., 2001; Di Palma vd., 2002; Wang vd., 2002; Lopes de Morais, 2005) ve fenton prosesleri (Koyama, 1994; Gau, 1996; Bae vd., 1997; Kim vd., 1997; Steensen vd., 1997; Kwong vd., 1999; Rivas vd., 2001; Zhu vd., 2001) kullanılan arıtma yöntemlerindendir.

2.10. Atıksu Arıtımında Elektrokimyasal Yöntemler

Atıksu arıtımında, elektrik akımının kullanımı ilk olarak, 1889 yılında İngiltere’de gerçekleşmiştir. Alüminyum ve demir elektrotları ile elektrokoagülasyon, 1909 yılında Amerika’da tescillenmiştir. İçme suyu arıtımında elektrokoagülasyon, ilk olarak geniş ölçekte 1946 yılında Amerika’da kullanılmıştır. Geçmişte elektriğin, gerek yatırım gerekse kullanım maliyetinin yüksek olması sebebiyle elektrokimya teknolojisinin su ve atıksu arıtımında, geniş çaplı uygulama alanı bulması mümkün olmamıştır. Günümüzde, içme suyu standartlarındaki sınırlamalar ve atıksu değarjı konusundaki yasal düzenlemeler, bu teknolojilerin önemini arttırmıştır.

Elektrokimya teknolojisi, içme suyu ve atıksu arıtımında etkin ve verimli sonuçlar alınmasını sağladığı için son yıllarda yaygın kullanım alanı bulmaya başlamıştır (Murugananthan, vd., 2004; Panizza, 2004; Rajkumar, 2004; Bergmann, 2005).

Bazı durumlarda, elektrokimya teknolojisi atıksu içindeki dirençli kirleticiler için vazgeçilmez bir arıtma basamağı haline gelmiştir (Chen, 2004). Özellikle tekstil (Vlyssides vd., 2000; Kim vd., 2002; Gonçaves vd., 2005; Sakalis vd., 2005; Sakalis vd., 2006), gıda (Chen vd., 2000), yağ (Inan vd., 2004; Panizza ve Cerisola, 2006), metal (Panizza vd., 1999; Solisio vd., 1999; Gao vd., 2005; Hunsom vd., 2005), galvaniz ve petrokimya endüstrisi (Meng vd., 2002) atıksularının arıtımında başarıyla uygulanmaktadır.

Elektrokimyasal arıtım yöntemleri, çeşitli avantajları olan, geniş perspektifli yöntemler olarak kabul edilmektedirler. Ekipman ihtiyacının az oluşu, arıtma işleminin kısa sürede gerçekleşmesi, kimyasal madde ilavesine ihtiyaç duymaması, dolayısıyla klasik koagülasyona oranla daha az çamur oluşturmaması (Bergmann vd., 2003; Hu vd., 2003; Kim vd., 2003; Larue vd., 2003; Bektaş vd., 2004; Gao vd., 2005) gelecekte su ve atıksu arıtımında daha geniş yer bulmalarına neden olacaktır.

Elektrokimyasal proseslerde meydana gelen reaksiyonların mekanizması, kısmen aydınlatılmış olup (Scott, 1995; Antropov, 1977), elektrotlarda ve atıksuda gerçekleşen

ve yem endüstrileri, gübre sanayi ve yan kuruluşları, petrol rafinerileri ve petrokimya sanayi gibi atıksu problemi olan endüstrilerde, elektrokimyasal arıtım yöntemlerinin uygulanması, bu problemin çözümünde kolaylık sağlayacaktır.

Elektrokimya teknolojisi diğer teknolojilerle sadece maliyet açısından değil, yeterlilik ve verimlilik açısından da karşılaştırılmaktadır. Dirençli kirleticiler içeren atıksuların arıtımında elektrokimya teknolojisini kullanmak zorunlu bir adım haline gelmiştir (Chen, 2004).

Elektrokimyasal yöntemleri kirlilik problemlerini çözmede ve önlemede ön plana çıkaran esas kriterler aşağıdaki şekilde özetlenebilir:

Çok Yönlülük. Elektrokimyasal prosesler birçok çevre probleminin çözümünde doğrudan ve dolaylı olarak kullanılabilir. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme sonucunda çözeltilerin seyreltilmesi veya derişik hale getirilmesi, yani faz ayrımı sağlanmaktadır. Bu teknoloji ile kirleticiler çok düşük konsantrasyonlara kadar atıksudan ayrılabilir.

Enerji Verimliliği. Elektrokimyasal prosesler, klasik proseslere göre daha düşük sıcaklıklarda ilerleyebilir. Proseslerde düşük elektriksel akım dağılımları, voltaj düşmeleri ve yan reaksiyonların neden olduğu güç kayıpları, uygulanan elektrot ve hücre dizaynları ile minimize edilmekte ve enerji verimleri artırılabilir. Böylece klasik sistemlere göre daha az enerji tüketimi ortaya çıkmaktadır.

Otomasyona Uyum. Elektrokimyasal proseslerde, elektriksel değişkenler (voltaj ve akım gibi) genellikle veri elde etmeyi kolaylaştıran, proses kontrolü ve otomasyonunu sağlayan özelliklere sahiptirler.

Çevreye Uyum. Elektrokimyasal proseslerde ana reaktif elektrotlardır. Proseste, genellikle çok fazla ekstra reaktife gerek duyulmamaktadır. Bunun sonucunda da bu proseslerin bir çoğunda ikincil ürünlerin oluşumu gözlenmemektedir.

Maliyeti. Elektrokimyasal ekipmanların üretimi, işletilmesi ve kontrolünün tasarlanması basit ve ucuzdur. Klasik arıtma ekipmanlarına göre daha az alan işgal etmektedirler (Özgürses, 2003; Mollah vd., 2004).

En çok kullanılan elektrokimyasal teknikler; elektrobiriktirme, elektrokoagülasyon, elektroflotasyon, elektrooksidasyon, elektrodekantasyon ve elektrokinetik remediasyondur (Mollah vd., 2001; Mollah vd., 2004).

Elektrokimyasal atıksu arıtma proseslerini birbirinden ayıran en önemli özellik, kirleticilerin giderilmesini sağlayan elektrokimyasal prosesin şekli ve yapısıdır. Prosesin şeklini ve yapısını belirleyen ise kullanılan elektrotların özellikleridir.

Elektrooksidasyon ve elektroflotasyon proseslerinde ortama karşı dayanıklı, çözünmeyen, metal alaşımlarından yapılmış elektrotlar kullanılmaktadır. Ortam özelliklerinin çok önemli olduğu bu sistemlerde, elektrotlardan çıkan gazlar (O_2 ve H_2) ile organik maddelerin oksidasyonu gerçekleşmektedir. Elektroflotasyonda ise oksidasyondan çok, çıkan gazlar yardımıyla kirleticilerin reaktör yüzeyinde toplanarak ayrılması sağlanmaktadır. Elektrokoagülasyonda ise çözünen metal elektrotlar (Al ve Fe) kullanılmaktadır. Bu elektrotlardan çözünen metal iyonları, ortam koşullarına göre metal-polimer kompleksleri oluşturarak kirleticileri adsorplayıp, koagüle etmektedirler. Elektrokoagülasyon prosesinde, kirleticilerin kısmen de olsa elektrooksidasyonu gerçekleşmektedir. Elektrokoagülasyonun diğer proseslerden farkı, ortamdan kirleticilerin gideriminde oksidasyon, koagülasyon ve flotasyon proseslerinin birlikte etkili olmasıdır. Ancak elektrokoagülasyon prosesinde kirleticilerin oksidasyonu pek açık olmayıp ortamın şartlarına bağlıdır.

Elektrokimyasal arıtım sistemlerinde, elektriksel iletkenliği arttırmak ve kirletici bileşiklerin oksitlenmesini sağlamak için ortama destek elektrolitler ilave edilir. Bu elektrolitlerden en çok tercih edilenler; NaCl, $AlCl_3$, $FeCl_3$ gibi tuzlardır.

Atıksularda pek çok anyon ve katyon bulunacağından dışarıdan bu sistemlere elektrolit ilavesi çoğu zaman gerekmemektedir. Bu durum atıksuların elektrokimyasal prosesler ile arıtımında avantaj teşkil etmektedir (Özgürses, 2003).

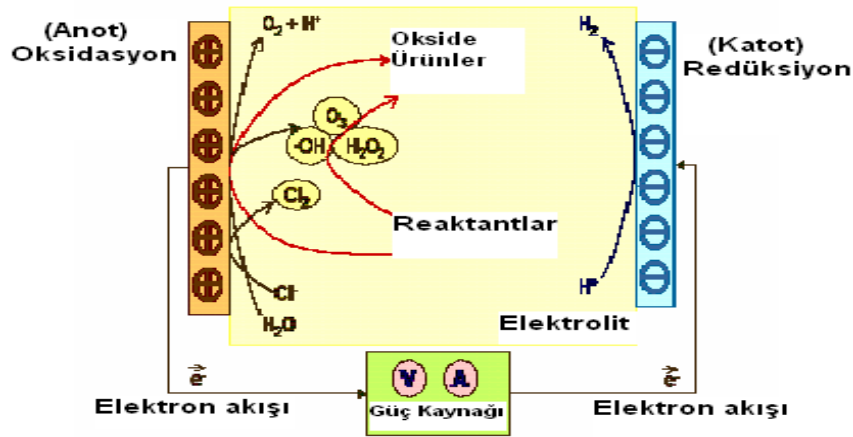
Elektrokimyasal teknikler, minimum miktarda kimyasal maddeye ihtiyaç duyarlar. Su ve atıksu arıtımında basit değişikliklerle elektrokimyasal teknikler kolayca uygulanabilir. Bu teknoloji, büyük havuz ve tankları, çok sayıda kimyasalı gerektiren tipik arıtma tesislerinin yerine geçme potansiyeli taşımaktadırlar. Sonuç olarak çok az ekonomik sermaye ile basit bir yer değiştirme yapılabilir (Mollah vd.,2004).

2.10.1. Elektrooksidasyon Prosesi

Çözünmeyen metal/metal oksit elektrotlar ile ortamdaki kirleticilerin okside olduğu prosesler, elektrooksidasyon prosesleri olarak tanımlanırlar. Son yıllarda araştırmacılar, farklı elektrotlar üzerinde değişik kirleticilerin oksidasyon verimlerini, elektrokatalitik aktivitede meydana gelen iyileşmeyi ve elektrot materyallerinin elektrokimyasal stabiliteğini, proses performansını gözönüne alarak incelemişlerdir (Chen, 2004; Panizza, 2004).

Elektrooksidasyonda en iyi sonuçlar metal oksit anotlarla elde edilmiştir (Scott, 1995). RuO_2 , Co_3O_4 ve MnO_2 'in titanyum üzerine uygulanması ile oluşturulan anodun, diğer

anotlara göre daha iyi katalitik aktivite gösterdiği belirlenmiştir (Azzam vd., 2000; Kim vd., 2003). Bununla beraber kurşun ve grafit anotlarla da verimli sonuçlar alınmıştır.



Şekil 2.7. Elektrooksidasyon prosesinin mekanizması

Elektrotların bulunduğu ortam, prosesin ilerleyişi açısından çok önemli olup, iki tip oksidasyon söz konusudur. Bunlar anodik (direk) oksidasyon ve dolaylı (indirek) oksidasyondur (Özgürses, 2003). Oksidasyon prosesinin süresi; bileşiklerin konsantrasyonuna, kararlılığına, kullanılan NaCl'ün konsantrasyonuna, pH değerine, anodun boyutuna, uygulanan akım ve voltaja bağlı olarak değişmektedir (Vlyssides vd., 2000). Eğer anodun yeteri kadar yüksek katalitik aktivite potansiyeli varsa, atıksuda bulunan klorür iyonları kloro dönüşebilir veya organik bileşiklerin doğrudan oksidasyonu gibi ikincil reaksiyonlar da ayrıca oluşabilir.

İdeal bir elektrooksidasyon prosesinden, arıtma veriminin yüksek olmasının yanısıra yeni teknolojilere uygunluğu da beklenmektedir. Bu proseslerde, arıtma sonucunda toksik maddelerin oluşmamasına dikkat edilmelidir. Atıksularda, elektrooksidasyon prosesi ile uygun deşarj standartları sağlanabilmektedir. Aynı zamanda dirençli kirleticilerin, elektrooksidasyon prosesi ile biyolojik olarak parçalanabilen ikincil ürünlere dönüştürülmesi sağlanmaktadır (Scott, 1995).

2.10.1.1. Dolaylı Elektrooksidasyon Prosesi

Toksik ve biyolojik parçalanabilirliği düşük kirleticilerin arıtımında dolaylı oksidasyon tercih edilmektedir. Dolaylı elektrooksidasyon yönteminde, anodik olarak oluşan klor ve hipoklorürün kullanılması çok yaygındır. Bu teknikte, yüksek klorür konsantrasyonunda birçok organik ve inorganik kirleticinin oksitlenmesi sağlanmaktadır. Ara ve son ürün olarak klorlu organik bileşiklerin oluşması, bu teknolojinin uygulama alanlarını sınırlar.

Kirleticiler, elektrokimyasal yöntemlerle elde edilen, hidrojenperoksit yardımıyla da parçalanabilirler. Bu sistemde katot, gözenekli karbon-politetrafloroetilen (PTFE)'den anot ise Pb/PbO₂, Ti/Pt/ PbO₂ veya Pt'den yapılmaktadır. Fe²⁺ tuzları, elektro-fenton reaksiyonlarını gerçekleştirmek için atıksuya eklenir veya çözülen Fe, anottan elde edilir.

Atıksu arıtımında, elektrik akımıyla elde edilen ozon da kullanılmaktadır. Elektrooksidasyon, atıksuda metal iyonlarını uzaklaştırmak için de kullanılmaktadır. Bu proseste metal iyonları anot üzerinde okside olup, stabil hale gelirler. Oluşan hidroksil radikalleri, organik kirleticilerin parçalanmasını hızlandırır. Anot üzerinde metal iyonlarının tekrar oluşumu sık sık görülen bir durumdur. Bilinen ara ürünler Ag²⁺, Co³⁺, Fe³⁺, Ce⁴⁺ ve Ni²⁺'dir. Ara madde oluşturan elektrooksidasyon, genellikle asidik şartlarda gerçekleşmektedir. Ağır metallerden kaynaklanan kirleticiler prosesin en önemli dezavantajıdır (Chen, 2004).

Elektrooksidasyon reaksiyonları oldukça karmaşıktır ve tam olarak bilinmemektedir. Bu proseste sadece oluşan ürünler (Cl₂, ClO₂, O₃, O•, OH•, ClOH•, H₂O₂, O₂, H₂, CO₂) üzerinden tahminler yapılabilmektedir. Dolaylı oksidasyonda, radikallerin yeniden yapılanması sonucunda oluşan birincil (Cl₂, ve O₂) ve ikincil (ClO₂, O₃, H₂O₂) oksidantlar, uzun ömürlüdürler ve oksidasyon sürecinde elektrotlardan uzak alanlara doğru diffüze olmaktadır (Vlyssides vd., 1999; Vlyssides vd., 2000).

Dolaylı oksidasyon hızı, sıcaklık, pH ve atıksu içindeki ikincil oksidantların diffüzyon hızına bağlıdır (Vlyssides vd., 2000).

2.10.1.2. Anodik Elektrooksidasyon Prosesi

Proses, genellikle anodik oksidasyon veya direk oksidasyon olarak tanımlanmaktadır. Anodik oksidasyon, kirletici mializasyonunda kolaylık sağlayan teknolojilerden biridir. Anodik oksidasyonda atıksuya çok fazla kimyasal eklemeye ve katodu oksijen ile beslemeye gerek yoktur. Bu avantajlar anodik oksidasyonu, diğer oksidasyon proseslerine göre daha avantajlı hale getirmektedir.

Anodik oksidasyonda en önemli nokta anot materyalidir. Anot materyali olarak camsı karbon, Ti/RuO₂, Ti/Pt-Ir, fiber karbon, MnO₂, Pt-karbon siyahı, gözenekli karbon, paslanmaz çelik kullanılır. Fakat bunların hiçbiri yeterli düzeyde aktiviteye ve stabiliteye sahip değildir. Yaygın olarak kullanılan anotlar grafit, Pt, PbO₂, IrO₂, TiO₂ ve SnO₂'dir (Chen, 2004; Kim vd., 2003; Vlyssides vd., 1999; Vlyssides vd., 1999).

Anodik oksidasyonda, OH•, O• ve ClOH• gibi radikaller, yüksek oksidasyon potansiyeline sahiptirler ve kısa ömürlüdürler. Proses sırasında bu radikaller ya Cl₂, O₂,

ClO₂, O₃ ve H₂O₂ gibi diğer oksidantlara dönüşürler ya da organik bileşikleri okside ederler (Vlyssides vd., 2000).

Anodik oksidasyon ile atıksulardaki istenmeyen organik bileşiklerin elektrooksidasyonu, elektrokimyasal dönüşümü ve elektrokimyasal ayrıştırması gerçekleşmektedir. Elektrokimyasal dönüşüm; toksik ve/veya biyolojik olarak parçalanamayan kirleticilerin, biyolojik olarak parçalanabilir hale dönüştürülmesi olup, elektrooksidasyondan sonra biyolojik arıtım gerektirmektedir. Elektrokimyasal ayrıştırmada ise CO₂ ve H₂O açığa çıkmaktadır. Anodik oksidasyon ile organik maddelerin tam oksidasyonunun gerçekleşmesi daha kolay olmaktadır. Çünkü dolaylı oksidasyon prosesi tüm organikleri H₂O ve CO₂'ye çevirmede yetersiz kalmaktadır. Yapılan çalışmalar, anodik oksidasyon sürecinde yan ürün olarak asidik ortamlarda oksijen, serbest klor, az miktarda ozon ve kloroksitlerin oluştuğunu göstermektedir (Vlyssides vd., 2000).

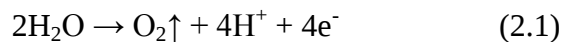
Kirleticilerin anodik oksidasyonu, doğrudan elektrotlarda yükseltgenme reaksiyonları ile gerçekleşmektedir. Yüksek molekül ağırlığına sahip organik maddelerin tam oksidasyonu için daha fazla elektron ve enerji ihtiyacı, prosesin yatırım ve işletme maliyetini arttırmaktadır (Özgürses, 2003).

Atıksu içerisindeki organik bileşiklerin anodik elektrooksidasyon hızı; anodun katalitik aktivitesi, uygulanan akım yoğunluğu ve anodun aktif noktalarındaki organik bileşiklerin diffüzyon hızına bağlıdır (Vlyssides vd., 2000).

2.10.2. Elektroflotasyon Prosesi

Atıksu arıtımında en fazla kullanılan elektrokimyasal arıtım proseslerinden biri elektroflotasyondur ve flotasyondan (yüzdürme) ayrıldığı temel nokta kabarcık üretim mekanizmasıdır. Bu yöntem, elektrolitik şartlara göre oluşan gaz kabarcıkları (H₂ ve O₂) tarafından kolloidal partiküllerin adsorplanıp, su yüzeyine doğru hareket ettirilmesi ve yüzeyden toplanması işlemidir (Khelifa vd., 2005). Elektrotlarda üretilen kabarcıklar oldukça iyi niteliklidir, ünlformlardır ve çok yavaş yükselirler. Bu gazların oluşum reaksiyonları aşağıda verilmiştir (Özgürses, 2003).

Anotta:



Katotta:



Flotasyon (yüzdürme) prosesleri genel olarak akışkanlardan askıda katı maddeleri ayırmak için kullanılmaktadır. Elektroflotasyonda bu olay boyut sınırlandırması

olmaksızın gerçekleşir. Prosesde gaz kabarcıkları, askıda katılara tutunarak bunları sıvının yüzeyine doğru hareket ettirir. Yüzeyden çamur olarak toplanan askıda katı maddeler böylece sıvı fazdan ayrılmış olur. Bu proses atıksu arıtımında kullanıldığında kolloidal maddelerin ayrılması için, koagülasyon/flokülasyonun veya adsorpsiyonun, flotasyondan önce gelmesi tavsiye edilir.

Elektroflotasyon prosesinde üretilen kabarcıklar, genellikle 5-100 μm çapında olup, yüksek dispersiyona sahiptirler. Kabarcıkların sayısı elektrotların yüzey alanına bağlı olarak (10-20 milyon adet/ cm^2) değişmektedir. Elektroflotasyon hücrelerinde, yüzeyde toplanan yumaklar, köpük sıyrıcılar yardımıyla sıyrılarak filtrasyona gönderilir.

Elektroflotasyonun verimi, oluşan kabarcıkların hacmine ve sayısına bağlıdır. Kabarcıkların boyutu ise akım yoğunluğuna, elektrodun cinsine ve şekline bağlıdır (Poon, 1997). Kabarcıkların sayısı akım yoğunluğu, elektrot materyali, pH ve sıcaklık değiştirilerek kontrol edilmekte, böylece elektroflotasyonun hızı arttırılabilmektedir.

Atıksudan, askıdaki katı maddelerin, yağların ve diğer organik maddelerin ayrılması, arıtımın başlıca işlemleridir. Flotasyon genellikle çökelmeden daha hızlı bir ayırım sağlamaktadır. Flotasyon tekniği, hidrofobik yüzeylerin oluşması veya varlığına bağlıdır. Bunun sağlanması için yüzey aktif maddeler kullanılmaktadır. Bu maddeler hava kabarcıkları ile temasta olan kirletici partiküllerin biraraya toplanmasını kolaylaştırır. Partikül yoğunluğundaki değişim, disperse partiküllerin flokülör yüzeyine çıkarılarak köpük tabakasında kalması sağlar. Bu tabaka sonra mekanik olarak sıyrılır.

Flotasyonda 20 μm 'den küçük boyuttaki partiküllerin gideriminde sorunyaşanmaktadır. Bu sorun, elektroflotasyonla oluşturulan ince gaz kabarcıkları ile çözümlenebilir. Elektroflotasyon, çözeltilerden çözünmüş hava flotasyonuna oranla daha küçük boyuttaki partiküllerin ayrılmasını sağlamaktadır. Elektroflotasyonda uygulanan akım yoğunluğu değiştirilerek, farklı boyutlarda gaz kabarcıkları oluşturulabilir. Böylelikle daha büyük bir yüzey alanı sağlanır, bu da ayırma verimi ve etkinliğinin artacağı anlamına gelir.

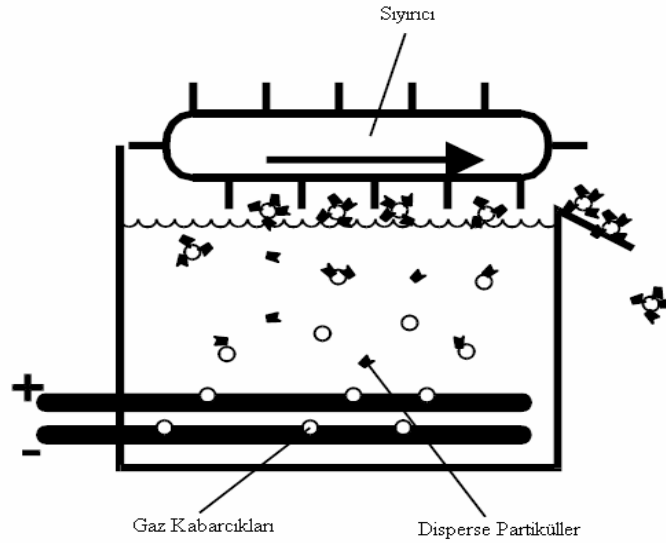
Elektroflotasyon hücresinde tercih edilen akım yoğunluğu genellikle 0,1-10 mA/cm^2 'dir. Hücre potansiyeli 10 V değerine çıktığında enerji tüketimi 0,2-0,4 kWh/m^3 aralığında olmaktadır. Elektroflotasyon hücrelerinin kapasiteleri genellikle küçük olup, maksimum arıtım debisi 150 m^3/st civarındadır (Özgürses, 2003).

Elektroflotasyon yönteminde performansı, kirletici uzaklaştırma verimi ve güç tüketim miktarı yansıtır. Kirletici uzaklaştırma verimi genellikle oluşan kabarcık boyutuna

bağlıdır. Güç tüketimi için ise hücre dizaynı, elektrot materyali ve işletme şartları (akım yoğunluğu, su iletkenliği) önemlidir (Poon, 1997; Khelifa vd.,2005).

Elektroflotasyonda, proses verimi üzerinde pH önemli derecede etkilidir. Oluşan kabarcıkların boyutları suyun pH'ına ve elektrot materyaline bağlıdır. Hidrojen kabarcıkları pH 7'de en küçük boyuttadır. Oksijen kabarcıkları ise pH ile birlikte artar. Katot ve anot materyalleri de hidrojen kabarcıklarının boyutlarını etkilemektedir. Yapılan bir çalışmada pH 3-4 aralığında hidrojen kabarcık boyutlarının 16 μm , pH 6'da 27 μm , pH 2'de ise 23 μm olduğu saptanmıştır. Bu prosesde oksijen ve hidrojen birbirlerinden ayrılmaktadırlar. Katot bölgesindeki pH artışı ile anot bölgesindeki pH düşüşü tampon çözelti kullanılmadığı durumlarda çok hızlı olmaktadır (Chen, 2004).

Elektroflotasyon prosesinde oluşan gaz kabarcıkları, akım yoğunluğuna bağlıdır. Yüzey şartları partikül boyutunu etkilemektedir. Kabarcığın boyutunun yanısıra, kabarcık akışı da flotasyon hücresinde bulunan gaz kabarcıklarının sayısını tanımlar ve flotasyonda farklı boyutlardaki partiküllerin geri kazanılmasında önemli rol oynar. Gaz kabarcıklarının boyutundaki azalma, akım yoğunluğunun artması ile sonuçlanır (Burns vd., 1997).



Şekil 2.8. Basit bir elektroflotasyon düzeneği

Elektroflotasyonda, hücre içinde elektrotların yerleştirilme biçimi, prosesin işleyişi açısından önemlidir. Elektroflotasyon hücresinde anot, genellikle alt kısma yerleştirilir. Paslanmaz çelikten yapılan katot ise, anodun 10-50 mm üstüne yerleştirilir (Poon, 1997). Elektrotların bu şekilde düzenlenmesi, anotta oluşan toksijen kabarcıklarının dağılımını yavaşlatmaktadır.

Elektroflotasyon prosesinde atıksuyun iletkenliği düşükse, enerji tüketimi çok artmaktadır. Anot ve katodun aynı düzlemde olduğu farklı hücre tasarımları da

bulunmaktadır. Kabarcıkların hızlı dağılımları, küçük kabarcıkların oluşması kadar önemlidir.

Konvansiyonel elektrot sisteminde atıksu akışı ile katodun üst yüzeyi temas ederken, alt kısımdaki anot doğrudan temas etmemektedir. Bu nedenle alt kısımdaki anotta oluşan oksijen kabarcıkları atıksu içinde hızlı bir şekilde dağılmamaktadır.

Prosesde bazen oksijen kabarcıkları, birleşerek büyük kabarcıklar oluşturma eğilimi gösterirler bu da verimin düşmesine neden olur. Büyük kabarcıklar hem küçük kabarcıkların miktarını azaltır, hem de daha önceden oluşan flokların kırılma olasılığını artırır.

Katot ve anot aynı seviyeye getirildiği zaman, hem anot hem de katot atıksu akışı ile direk temas eder. Her iki elektrot üzerinde oluşan kabarcıklar atıksu içinde hızlı bir şekilde dağılır ve floğun üzerine bağlanır, böylece flotasyonda yüksek verim elde edilir. Konvansiyonel elektrot sisteminde, elektrotlar arasında kısa devre olma ihtimali bu aralığın küçük tutulmasını engellemektedir (Chen, 2004).

Elektroflotasyon yağ-su emülsiyonları, metal kaplama atölyeleri, mandıra, yiyecek, kağıt, tekstil, boya, kimya, deri endüstrisi atıksularının arıtımında kullanılmaktadır. Bunların yanı sıra bu yöntem gemi sintine sularının arıtımında, maden cevherleri ve atıklarından değerli metallerin eldesinde, deniz suyundan magnezyum eldesinde, radyoaktif ve toksik metal atıksularının arıtımında tercih edilen verimli bir yöntemdir (Özgürses, 2003).

2.10.3. Elektrobiriktirme Prosesleri

Elektrokimyasal teknolojiler, metallerin geri kazanılmasında ve metal yüzeylerin cilalanmasında yaygın olarak kullanılmaktadır. Elektrokimyasal yöntemlerle metallerin geri kazanılma mekanizması oldukça basittir. Bu proses temelde katodik bir biriktirmedir.



Bu prosesle metallerin geri kazanımı, ekonomik ve teknik olarak tüm metallere uygulanamamaktadır. Metallerin elektrokimyasal olarak geri kazanımı iki basamaktan oluşur. Bu basamaklardan birincisi metallerin toplanması, ikincisi ise toplanan metallerin ayrıştırılmasıdır.

Günümüz teknolojisinde metal tozları, karbon katot üzerinde toplanmaktadır ve ayrılmasında fiziksel metotlar yeterlidir. Metal geri kazanımı tamamen yüksek saflıkta gerçekleşmektedir. Madencilik endüstrisinde metal geri kazanımı oldukça verimli bir prosesdir.

Metal geri kazanımında tank, levha, kafes ve döner hücreler olmak üzere birkaç tip reaktör kullanılmaktadır. Bunlar içerisinde en çok tercih edilen tank tipi hücrelerdir. Prosesin yüküne göre reaktör hacmi kolaylıkla değiştirilebilmektedir. Bu tip reaktörler yüksek konsantrasyonlu proses akımlarından metalin geri kazanılmasında kullanılmaktadırlar. Elektrotlar mono-polar ve bi-polar şekilde düzenlenebilir. Bu proseslerde elektrot sayısı 10-100 arasında değişir.

Elektrobiriktirme proseslerinde levha ve kafes tipi reaktörler de kullanılmaktadır. Bu tip reaktörler genellikle anyon, kation ve membran kısımlarından oluşmaktadırlar. Bu modüler sistem reaktörün dizaynını ve çalıştırılmasını daha kolay hale getirmektedir. Bölmelerden elektrot yüzeyine kütle transferini arttırmak ve katotta biriken metal tozlarını uzaklaştırmak için döner katot hücreleri dizayn edilmiştir. Metaller elektrik akımı ile kazanılır ve toz şeklinde sıyrılır. Katodun yüzeyinde metal birikimi olduğundan, verimi arttırmak için spesifik yüzey alanını arttırmak gerekir. Bundan dolayı akışkan yataklı elektrotlar dizayn edilmiştir (Chen, 2004).

2.10.4. Elektrokoagülasyon Prosesi

Elektrokoagülasyon en yaygın kullanım alanı bulan elektrokimyasal arıtım basamağıdır (Chen vd., 2002). Suların içerisinde yer çekiminin etkisiyle çökelemeyecek farklı büyüklüklerde kirleticiler bulunmaktadır. Bu maddelerin çökebilir formlara dönüştürülmesi işlemi kogülasyon olarak tanımlanmaktadır.

Koagülasyon işlemi suya kimyasal madde ilave edilerek, kimyasal koagülasyon ile sağlanabileceği gibi suya elektrik akımı verilerek, elektrokoagülasyon ile de gerçekleştirilebilmektedir. Elektrokoagülasyon, su veya atıksuya iyon kazandırabilmek için tükenebilir elektrotların kullanıldığı birçok kimyasal ve fiziksel olguyu içeren karmaşık ve etkili bir arıtım prosesidir (Hu ve di.ğ, 2003; Mollah vd., 2001; Mollah vd., 2004). Elektrokoagülasyon prosesinde kimyasal koagülasyondan farklı olarak koagülant, uygun anot materyalinin elektrolitik oksidasyonu sonucunda oluşur. Bu proseste, anottan çözünmüş olan metal iyonları, metal hidroksit floklarını oluşturmaktadır. Çözeltideki elektrokimyasal proses mekanizması oldukça kompleksdir. Elektrokoagülasyonprosesi genelde elektroflotasyon ve elektrooksidasyon ile birlikte yürümektedir. Elektrokoagülasyon prosesinde anotta yükseltgenme katotta indirgenme meydana gelmektedir (Mollah vd., 2001). Elektrokoagülasyon üç aşamada gerçekleşmektedir.

- Elektrotların elektrolitik oksidasyonu ile koagülantların oluşması,

- Kirleticilerin destabilizasyonu, yük nötralizasyonu (Anodun oksidasyonu ile oluşan iyonların etkileşimleri sonucu, yüklü türlerin oluşan iyonlar etrafındaki dağınık çift tabakanın sıkıştırılmasını sağlaması) ve emülsiyonların kırılması,
- Destabilize fazın birleşerek floklar oluşturması,

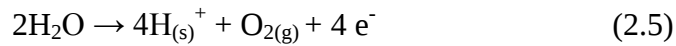
Kirleticilerin destabilizasyonu, partikül emisyonu ve emülsiyon kırılması aşağıdaki şekilde özetlenebilmektedir .

- Anodun elektrokimyasal olarak çözülmesiyle üretilen zıt yüklü iyonların, sudaki mevcut iyonik türlerin nötralizasyonunu sağlaması. Bu zıt yüklü iyonların, partiküller arası itme kuvvetlerini, sahip oldukları Van Der Waals kuvvetleri kadar azaltarak koagülasyonu sağlaması,
- Koagülasyonun sonunda, suda kalan kolloidal partiküllerin birleşmesi ve birbirine tutunması ile flokların oluşması (Mollah vd., 2004),

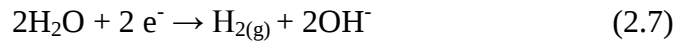
Elektrokoagülasyon prosesinin mekanizması, ortamın kimyasal özelliğine ve iletkenliğe önemli ölçüde bağlıdır. Bunun yanında pH, ortamdaki kolloidal partiküllerin boyutları ve kimyasal türlerin konsantrasyonu gibi özellikler de elektrokoagülasyon prosesi üzerinde etkilidir. (Mollah vd., 2001).

Basit bir elektrokoagülasyon reaksiyonu, bir anot ve bir katottan oluşmaktadır. M metalinin anot olduğu kimyasal reaksiyonlar aşağıdaki gibidir.

Anotta:



Katotta:



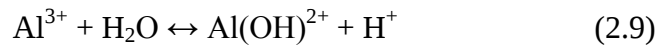
Elektrokoagülasyon prosesinde alüminyum ve demir en çok tercih edilen elektrot materyalidir (Mameri vd., 1998; Chen vd., 2002; Holt ve diğ., 2005). Tipik demir ve alüminyumdan yapılmış metal anotların kullanıldığı proses sonucu iki ayrı reaksiyon oluşmaktadır.

- Demir/alüminyum anotta çözünerek, derhal polimerik demir ve alüminyum hidroksitler meydana getiren metal iyonlarını oluşturur. Bu polimerik hidroksitler, mükemmel koagülasyon maddeleridir. Tükenebilir metal anotları, anot etrafında sürekli polimerik hidroksitler oluşturmak için kullanılır.

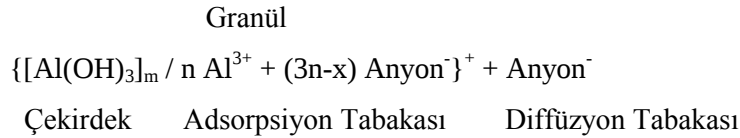
Atıksuda bulunan kirleticiler, elektrotlarda meydana gelen süreçler sonucu oluşan kollidal maddelere fiziksel ve kimyasal olarak bağlanmak suretiyle giderilirler. Daha sonra bu kirleticiler, elektroflotasyon/çökeltme ve filtrasyonla sistemden uzaklaştırılırlar.

Böylece klasik koagülasyon proseslerinde olduğu gibi koagülantların dışarıdan sisteme eklenmesi yerine, sistem içerisinde üretilmesi sağlanmış olmaktadır. Sistemde paralel reaksiyonlarla anotta oksijen, katotta hidrojen kabarcıkları oluşmaktadır. Bu gaz kabarcıkları da floküle olmuş kirleticileri su yüzeyine çıkarmaktadır.

Elektrokoagülasyon yönteminde, genellikle su arıtımında alüminyum, atıksu arıtımında ise demir elektrotlar tercih edilmektedir (Chen, 2004). Demir veya alüminyum elektrotlar kullanıldığında oluşan demir ve alüminyum iyonları, hidroksitleri ve polihidroksitleri oluşturmak üzere hemen reaksiyona girerler (Mollah vd., 2004). Alüminyum elektrot kullanıldığında anotta;

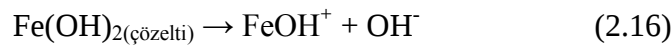
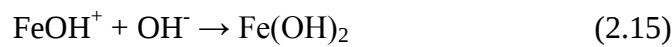


reaksiyonları meydana gelir. Reaksiyonlar sonucu sucul ortamda koagülasyon işlevini gerçekleştiren bir Al kolloidal partikül oluşur (Şekil 2.9.).

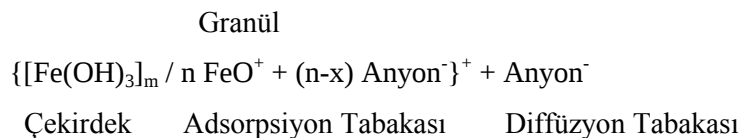


Şekil 2.9. Al kolloidal partikülün yapısı (İnan vd., 2004).

Demir elektrot kullanıldığında ise anotta aşağıdaki reaksiyonlar meydana gelmektedir.



Reaksiyonlar sonucu koagülasyon işleminde etkin bir Fe kolloidal partikülü meydana gelir (Şekil 2.10.).



Şekil 2.10. Fe kolloidal partikülün yapısı (Inan vd., 2004).

Elektrokoagülasyonda sık kullanılan demir ve alüminyum elektrotların, sulu ortamda oluşturacağı kompleksler çok önemlidir. Sulu ortamda Al^{3+} 'ün oluşturduğu hidroksil grupları ve bu komplekslerin oluşum sabitleri Çizelge 2.8.'de verilmektedir (Özgürses, 2003). Bu reaksiyonlardan da anlaşılacağı gibi sudaki hidroksil iyonları elektrotlardan çözünmüş olan Al^{3+} iyonları ile birleşerek ortamın pH değerine göre kompleksler meydana getirmektedir.

Çizelge 2.8. Sulu ortamda oluşan Al^{3+} hidroksi kompleks türleri

Reaksiyon	LogK
$Al^{3+} \leftrightarrow Al(OH)^{2+} + H^+$	-5,02
$2Al^{3+} \leftrightarrow Al_2(OH)_2^{4+} + 2H^+$	-6,27
$Al^{3+} \leftrightarrow Al(OH)_4^- + 4H^+$	-23,57
$Al(OH)_{3(s)} \leftrightarrow Al^{3+}_{(s)} + 3OH^-_{(s)}$	-32,34
$6Al^{3+} \leftrightarrow Al_6(OH)_{15}^{3+} + 15H^+$	-47,00
$8Al^{3+} \leftrightarrow Al_8(OH)_{20}^{4+} + 20H^+$	-68,70
$13Al^{3+} \leftrightarrow Al_{13}(OH)_{34}^{5+} + 34H^+$	-97,39

Alüminyum elektrotların elektrolitik çözeltideki ürünleri, düşük pH değerlerinde katyonik tek moleküllü Al^{3+} ve $Al(OH)_2^+$ gibi türlerdir. Bunlar pH değerlerine bağlı olarak önce $Al(OH)_3$ 'e sonrada $Aln(OH)_{3n}$ 'e polimerleşirler. Bununla birlikte yine ortam pH değerine bağlı olarak $Al(OH)^{2+}$, $Al_2(OH)_2^{4+}$ ve $Al(OH)_4^-$ gibi diğer iyonik türler de sistemde mevcut olabilir (Modirshahla vd., 2006).

Alüminyum elektrotlarda olduğu gibi demir elektrotların kullanılması durumunda da benzer şekilde elektrokimyasal oksidasyon sonucumonomerik iyonlar ve ortamın pH değerine bağlı olarak polimerik hidroksi komplekslerimeydana gelir.

Sulu ortamda Fe^{3+} 'ün oluşturduğu hidroksil grupları ve bu komplekslerin oluşum sabitleri de Çizelge 2.9.'da verilmektedir (Özgürses, 2003). Sudaki hidroksil iyonları elektrotlardan çözünmüş olan Fe^{3+} iyonları ile birleşerek ortam pH değerine göre farklı kompleksler oluştururlar.

Çizelge 2.9. Sulu ortamda oluşan Fe^{3+} ve Fe^{2+} hidroksi kompleks türleri

Reaksiyon	LogK
$Fe_3^+ \leftrightarrow Fe(OH)^{2+} + H^+$	-3,00
$Fe_3^+ \leftrightarrow Fe(OH)_2^{4+} + 2H^+$	-3,10
$Fe_3^+ \leftrightarrow Fe(OH)_2^+ + 2H^+$	-6,40
$Fe_2^+ \leftrightarrow Fe(OH)^+ + H^+$	-8,30
$Fe_3^+ \leftrightarrow Fe(OH)_3 + 3H^+$	-13,10
$Fe_2^+ \leftrightarrow Fe(OH)_2 + 2H^+$	-17,20
$Fe_3^+ \leftrightarrow Fe(OH)_4^- + 4H^+$	-23,50
$Fe_2^+ \leftrightarrow Fe(OH)_3^- + 3H^+$	-32,00
$Fe_2^+ \leftrightarrow Fe(OH)_4^{2-} + 4H^+$	-46,40

Demir anotların elektrolitik çözeltideki ürünleri, düşük pH değerinde anyonik Fe(OH)_4^- gibi türlerdir ve bunlar uygun pH değerlerinde önce Fe(OH)_3 ’e sonrada $\text{Fe}_n(\text{OH})_{2n}$ veya $\text{Fe}_n(\text{OH})_{3n}$ ’e polimerleşirler (Modirshahla vd., 2006).

Bu hidroksit/polihidroksit ve polihidroksimetallik bileşenler, suda dağılmış partiküllerle karşılıklı güçlü bir çekim oluşturarak koagülasyon işlemini; elektrotlarda oluşan gaz kabarcıkları ise koagüle olan materyalin flotasyonunu gerçekleştirirler.

Elektrokoagülasyon prosesi katot ve anotta sırasıyla üretilen hidrojen ve oksijen kabarcıklarının elektroflotasyonu ile beraber gerçekleşmektedir.

Elektrokoagülasyon prosesinin verimli olabilmesi için geniş yüzey alanlı elektrotların kullanılması gerekmektedir. Bu nedenle iki elektrotlu elektrokoagülasyon hücrelerinin kullanımı genelde tercih edilmez. Paralel ve seri bağlı aynı kutuplu elektrotlardan oluşturulan hücrelerin kullanılması performansı arttırmaktadır (Mollah vd., 2004).

Elektrokoagülasyon proseslerinde genellikle doğru akım ve doğru akım güç sağlayıcıları kullanılmaktadır. 1980’li yılların başında alternatif akım kullanan elektrokoagülasyon sistemleri üzerine çalışmalar yapılmıştır. Özellikle maden endüstrisinde oluşan kömür partikülleri ve süspanse killerin kararlılığının kırılmasında alternatif akımlı elektrokoagülasyon sistemleri kullanılmıştır.

Elektrokoagülasyon yöntemi, içme suyu arıtımında ve son dönemlerde kağıt, kağıt hamuru, metal, maden, gıda, yağ, tekstil, deterjan endüstrisi atıksularının arıtımında kullanılmaktadır (Özgürses, 2003). Proses, basit ekipmanlarga gerektirdiğinden kolay işletim şartlarına sahiptir. Sistemde değişmeyen kısımların bakımının ucuz olması dolayısıyla yatırım maliyetinin yanında işletim maliyeti de düşüktür.

Elektrokoagülasyon prosesinde sisteme ayrıca kimyasal madde eklenmesi gerekmediği için ikincil kirlilik, yani çamur oluşumu minimum düzeydedir. Oluşan çamur ise metal oksit ve metal hidroksitlerden oluştuğu için kolaylıkla stabil hale getirilir ve susuzlaştırılabilir. Arıtma sırasında oluşan floklar daha büyük floklar oluşturma eğilimindedirler ve az miktarda bağlı su içermektedirler. Floklar asidik ortamda dirençli ve stabil olup, filtrasyon işlemiyle verimli bir şekilde tutulabilirler.

Arıtılan atıksu renksiz, kokusuz ve berraktır. Kimyasal arıtma ile karşılaştırıldığında elektrokoagülasyon çıkış suyu daha az çözünmüş katı içerir. Bu sistemde kollidal partiküller klasik kimyasal ve biyolojik tekniklere göre daha verimli şekilde giderilirler.

Proses için gerekli olan elektrik, kırsal alanlarda prosese ilave edilen güneş panellerinden temin edilebilir. Düşük akımlar kullanıldığından, bu proses güneş enerjisi, rüzgar enerjisi ve yakıt hücreleri gibi yeşil prosesler arasında sayılabilir.

Avantajlarının yanısıra elektrokoagülasyon prosesi çeşitli dezavantajlara sahiptir. Bu sistemlerde de tükenebilir elektrotlar kullanıldığı için, anotlar, periyodik olarak değiştirilmelidir. Organik maddelerin giderilmesi durumunda parçalanması zor bazı toksik klorlu organik bileşikler meydana gelebilirler. Yüksek oranda hümik ve fulvik asit içeren atıksularda trihalometanların oluşma ihtimali yüksektir.

İşletim esnasında katot materyali üzerinde verimi düşüren geçirimsiz bir film tabakası oluşabilir. Atıksuyun iletkenliğinin yüksek olması verim açısından çok önemlidir (Mollah vd., 2004). Ayrıca elektrik fiyatlarının yüksek olduğu yerlerde, prosesin işletme maliyeti de yüksek olabilir.

2.11. Elektrokoagülasyon Verimini Etkileyen Faktörler

2.11.1. Akım Yoğunluğu

Elektrokoagülasyon prosesinde, akım her bir elektrottan çıkan Al^{3+} ve Fe^{2+} iyonlarının miktarı ile belirlenmektedir. Alüminyum için elektrokimyasal eşdeğer kütle 335,6 mg/A.st'dir. Demir için bu değer 1041 mg/A.st'dir. Elektrotların verimli çalışabileceğinden daha fazla enerji sarf edilmesi KOİ giderim verimini etkilemez, buda akım veriminde önemli bir düşüşe neden olur.

Elektrokoagülasyon prosesinde kurulum süreci hariç, çok uzun bir periyotta sistemin çalıştırılabilmesi için, akım yoğunluğunun 20-25 A/m² arasında olması önerilmektedir. Akım yoğunluğunun seçimi pH, sıcaklık ve akış hızı gibi işletme parametreleri gözönüne alınarak belirlenmelidir.

Alüminyum için yüksek akım verimi özellikle klor iyonu varlığında korozyona neden olur. Akım verimi, akım yoğunluğuna ve anyonların türüne bağlıdır (Kovatchva vd., 1999).

Elektrokoagülasyon prosesinde atıksuyun arıtımı üretilen iyonların miktarına, üretilen akıma ve zamana bağlı olarak değişmektedir.

2.11.2. Tuz Varlığı

Elektrokoagülasyon prosesinde tuz, ortamın iletkenliğini arttırmak için kullanılır. Bu tuzlar, elektrik yükü taşıyarak iyonik destek sağlamalarının yanısıra, HCO_3 ve SO_4 gibi anyonların olumsuz etkilerini de önemli ölçüde azaltırlar.

Karbonat ve sülfat iyonlarının varlığı, elektrotların yüzeyinde Ca^{2+} ve Mg^{2+} iyonlarının çökerek yalıtılmış bir tabaka oluşturmaya neden olur. Bu yalıtkan tabaka, elektrotlar arasındaki potansiyel farkını arttırarak, akım verimini önemli ölçüde düşürür. Yalıtkan

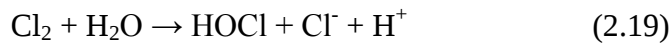
tabaka oluşumunun engellenerek, prosesin verimli çalışmasının sağlanması için, sistemde bulunan anyonların en az %20'sinin klorür olması gerekmektedir.

Proses dışarıdan NaCl eklenmesi, iletkenliğin artmasını sağladığı için güç tüketiminde azalmaya neden olur. Bunun yanında elektrokimyasal yollarla oluşan klor, atıksuyun dezenfeksiyonu açısından önemlidir (Chen, 2004).

2.11.3. pH Değeri

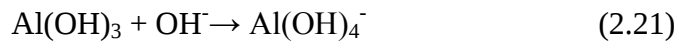
Su ve atıksu arıtımında, elektrokoagülasyon prosesine pH'ın etkisi, akım verimi ve metal hidroksitlerin çözünürlüğü ile belirlenir. Genellikle alüminyum elektrotların kullanıldığı proseslerde akım verimi, nötrale göre asidik ve bazik ortamlarda daha yüksektir.

Arıtım verimi kirleticinin niteliğine bağlıdır. Genellikle en yüksek giderim verimi pH 7'de sağlanmaktadır. Güç tüketimi, iletkenlikteki değişim nedeniyle nötr pH'da daha yüksektir. İletkenliğin yüksek olduğu durumlarda pH'ın etkisi çok önemli değildir. Elektrokoagülasyon prosesi ile arıtmadan sonra çıkış pH'ı asidik karakterli atıksu için artarken, bazik karakterli atıksu için azalır. Bu durum prosesin avantajlarından biridir. Asidik şartlardaki pH'ın artışı, katot üzerindeki hidrojen oluşumundan kaynaklanmaktadır. Anot çevresinde Al(OH)_3 oluşumu H^+ iyonlarını serbest bırakarak pH'ın düşmesine sebep olmaktadır. Ortamda klorür varlığında aşağıdaki reaksiyonlar gerçekleşmektedir.



Proses sırasında pH değerindeki artış, hidrojen iyonu oluşturan reaksiyonlarla dengelenmektedir. Asidik atıksulardaki pH artışı, hidrojen kabarcıklarından CO_2 açığa çıkmasına, Al^{3+} ile birlikte diğer anyonların çökmesine ve H^+ açığa çıkartan reaksiyonlar için eşitliğin sola doğru kaymasına bağlanmaktadır.

Alkali şartlarda pH'ın düşüşü ise, diğer katyonlarla oluşan hidroksitin çökmesine ve Al(OH)_4^- oluşmasına bağlanmaktadır. Alüminyum elektrotların kullanıldığı proseslerde nötr şartlarda da yüksek giderim verimi alınmaktadır (Chen vd., 2000).



2.11.4. Sıcaklık

Elektrokoagülasyon yönteminin atıksu arıtımında kullanımı, özellikle son yıllarda yaygınlaşmasına rağmen sıcaklığın, bu proses üzerindeki etkisi çok fazla

incelenmemiştir. Yapılan çalışmalar, prosesde akım veriminin 60 °C'ye kadar arttığını, sıcaklığın daha fazla artması durumunda ise, akım veriminde düşüş meydana geldiğini ortaya koymaktadır. Sıcaklıkla birlikte akım verimindeki bu artış, elektrot yüzeyinde meydana gelen alüminyum oksit filmlerinin parçalanmasına bağlanmaktadır. Ancak prosesde sıcaklığın iletkenlik ve akım verimi üzerindeki etkisi farklı olmaktadır. İletkenliğin sıcaklıkla birlikte artması aynı zamanda enerji tüketiminin azalmasını sağlamaktadır (Chen, 2004).

2.12. Elektrokimyasal Reaksiyonlar

Elektrokimyasal tepkimeler, elektrolitten ayrılan iyonik bileşiklerin, anot ve katotta yükseltgendiği veya indirgendiği heterojen iyon transferi tepkimeleridir. Anot ve katot olarak genellikle metal, karbon veya yarı iletken elektrot kullanılmaktadır. (Özgürses, 2003). Bir elektroliz işleminin gerçekleşebilmesi için, anot ve katot arasında bir bağlantı ve elektroliz çözeltisinde belli bir iletkenlik olması gerekir.

Elektrokimyasal reaksiyonlar, sıvı-katı ara yüzeyinde uygun yük transferi ile başlayan yüzey işlemleridir. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları Çizelge 2.10.'da verilmektedir.

Elektrot ile çözelti ara yüzeyinde oluşabilen elektrokimyasal reaksiyon tipleri elektrokimyasal reaksiyon, heterojen elektrokataliz, heterojen redoks elektrokataliz ve homojen redoks katalizdir.

Çizelge 2.10. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları

Anot reaksiyonları	Katot reaksiyonları
•Anot elektron verir.	•Katot elektron alır.
•Anotta yükseltgenme olur.	•Katotta indirgenme olur.
•Anodik çözünme: $(Al \rightarrow Al^{3+} + 3e^-)$	•Katodik birikme: $(Cu^{2+} + 2e^- \rightarrow Cu)$
•Anyonlar anotta toplanır.	•Katyonlar katotta toplanır.
•Anolit bölge oluşur.	•Katodik bölge oluşur.
•Anotta oksijen: $(2H_2O - 4e^- \rightarrow O_2 \uparrow + 4H^+)$	•Katotta hidrojen: $(2H_2O + 2e^- \rightarrow H_2 \uparrow + 2OH^-)$
•Ortamda klor var ise: $(2Cl - 2e^- \rightarrow Cl_2 \uparrow)$	•Gazın indirgenmesi: $(O_2 + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O)$

Elektrokimya teknolojisi Çizelge 2.11'de görüldüğü gibi oldukça geniş kullanım alanları nasıhtırlar (Zito, 1999; Wieckowski, 1999; Bard ve Faulkner, 2001).

Çizelge 2.11. Eletrokimya teknolojisinin kullanım alanları ve kapsamaları

Elektrosentez •İnorganik kimyasallar •Organik kimyasallar •Metaller ve alarımları •Yarı iletkenler •İletken polimerler •Kompozitler	Metal ve Malzeme İşlemleri •Elektrosekillendirme •Asitle metallerin üzerine sekil olusturma •Asitle yarı iletkenlerin üzerine sekil olusturma •Elektroforetik boyama •Elektrokaplama ve anotlastırma
Elektriksel Güç Depolamave Dönüştürme •Yakıt hücreleri •Redoks pilleri •Güneş hücreleri	Arıtma ve Geri Dönüşüm •Metal giderimi •İnorganik ve organik kirleticilerin giderimi •Su saflastırma •Kimyasalların ve metallerin geri kazanımı •Elektroflotasyon, elektrooksidasyon ve elektrokoagülasyon
Sensörler ve İzleme •İyon seçici elektrotlar •Polarografi •Elektrokimyasal tespit •Biyomedikal uygulamaları •in-vivo sensörler ve izleme	Korozyon •Koruma •Önleme •izleme •Kontrol

2.13. Faraday Kanunu

Elektrokimyasal proseslerde “Faraday Kanunu” esas alınmaktadır. Faraday, çeşitli elektroliz tepkimelerini inceleyerek iki kanun ortaya koymuştur. Birinci Faraday Kanunu; bir elektrolit çözeltisinden geçen elektrik miktarı ile elektrotta serbest hale geçen madde miktarı arasındaki bağıntıyı verir. Elektrotlardan ayrılarak serbest hale geçen madde miktarı, çözeltiden geçen elektrik miktarı ile doğru orantılıdır.

$$\Delta m = E_k \cdot It \quad (2.22)$$

$$\Delta m = E_k \cdot It / F \quad (2.23)$$

$$\Delta m = A \cdot It / 96500 \cdot Z \quad (2.24)$$

$$\Delta m = k_e \cdot Q \quad (2.25)$$

$$Q = I \cdot t \quad (2.26)$$

$$E_k = F \cdot k_e \quad (2.27)$$

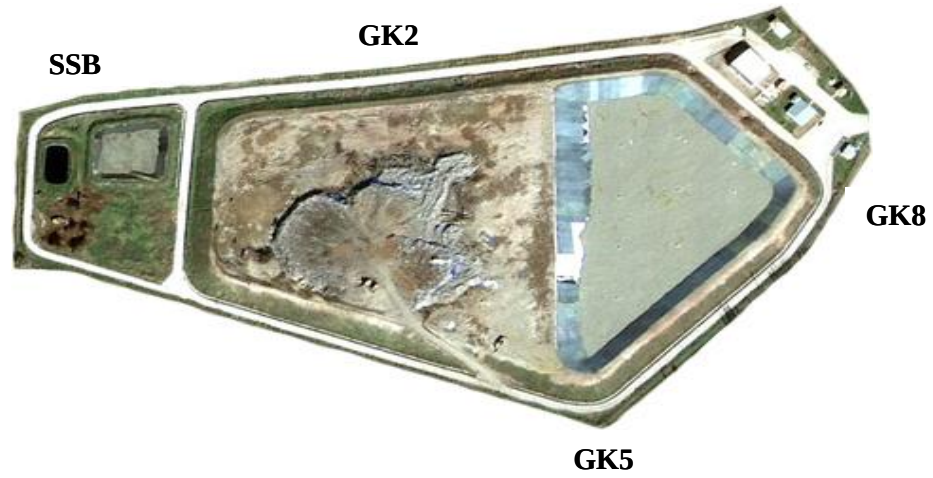
İkinci Faraday Kanunu; değişik elektrolit çözeltilerinden aynı elektrik miktarının geçmesiyle, elektrotlarda serbest hale geçen madde miktarları arasındaki bağlantıyı verir. Aynı elektrik miktarı, birden fazla farklı elektrolit çözeltilerden geçtiği takdirde elektrotlarda bir ekivalent sayıda maddenin ayrılması için 96496 amper saniye ya da kulona (yaklaşık olarak 96500 kulon) ihtiyaç vardır. Bu miktara “1 faraday” denir (Özgürses,2003).

3. MALZEME VE YÖNTEM

3.1. Deponi Sahası

“Aksaray Evsel Katı Atık Düzenli Depolama Sahası”, Aksaray Belediyesi mülkiyetinde Taşpazar Mah. 110 pafta, 344 ada, 1 nolu parselde, Aratol ile Aksaray Belediye sınırları arasında kalmaktadır.

Tesis toplam 108.085 m²'lik bir alan üzerine kurulmuştur (Şekil 4.1.). Projenin ekonomik ömrü 13 yıl olduğundan; 32.000 m² I. etap ve 21.300 m² II. etap olmak üzere toplam 57.200 m²'lik alanda, 900.000 m³ evsel, 10.800 m³ endüstriyel atık olmak üzere toplam 910.800 m³ atık depolanacaktır.



Şekil 3.1. Aksaray Evsel Katı Atık Düzenli Depolama Sahası

Aksaray katı atık depo sahasına, Aksaray İl Özel İdaresi, Aksaray, Acıpınar, Sultanhanı, Taşpınar, Yeşilova, Doğanlar, Kutlu, Sağlık, Sevinçli, Topakkaya, Yuva, Altınkaya, Akçakent, Armutlu, Helvadere, İncesu, Karkın, Ulukışla, Yenikent, Yeşiltepe, Eskil, Eşmekaya, Gülağaç, Saratlı, Güzelyurt, İhlara, Ilısu, Selime, Çiftevi ve Ozancık Belediyeleri katı atıklarını getirmektedirler. Eşmekaya, Acıpınar, Selime Belediyelerinde transfer istasyonları bulunmaktadır.

Depolama alanının taban sızdırmazlığı Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'ne uygun olarak sağlanmıştır. Evsel ve tehlikeli atık lotlarında oluşan sızıntı suları lot içindeki yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE) borularla toplanmakta ve lot dışındaki toplama bacasına iletilmektedir. Buradan sızıntı suları toplama havuzuna yönlendirilmektedir.

Projenin ekonomik ömrü 13 yıldır. Bu süre sonunda depolama işlemi tamamlandı, alan yeşillendirilerek Çevre ve Şehircilik Bakanlığı'na iade edilecektir.

Depo alanının taban geçirimsizliğinin sağlanması amacıyla, yönetmeliğe uygun olarak lot tabanına sırasıyla filtre malzemesi, geotekstil, sıkıştırılmış kil, geomembran, beton

kumu, geotekstil, yıkanmış çakıl, geotekstil ve yıkanmış çakıl serilmiştir. Sıkıştırılmış kil tabakasının üzerine serilen koruma tabakası ile geçirimsizliği sağlanmış olan tabana, sızıntı sularının toplanması amacıyla drenaj boruları döşenmiştir. Bu dren borularının çevresine filtre malzemesi yerleştirilmiştir.

Atık dökümü, serme ve sıkıştırma düzenli depolamanın en önemli aşamasını oluşturmaktadır. İşletmeye başladıktan sonra atık kütesinin ilk 2 metrelik yüksekliğine erişene kadar evsel atıklar seçilerek ayrılmış ve bahçe atıkları, kaba ağaç dalları, moloz vb. malzemeler geçirimsiz tabaka ve dren borularını oluşturantabakanın üstündeki tabakada kullanılmıştır. Bu dönemde doğrudan katı atık sahasına dökülmeyen atıklar uygun bir bölümde istiflenerek 2-4 m yüksekliğindeki diğer atık tabakasına serilmiştir. Bu dönemde kompaktör kullanılmamıştır. Atıklar boşaltıldıktan sonra mümkün mertebe hafif bir iş makinası ile düzenlenmiştir. 2 metrelik yükseklik tamamlandıktan sonra kompaktör kullanıma alınmıştır. Çevre ve Şehircilik Bakanlığının 2012 verilerine göre yıllara ait depolanan evsel atık miktarları Çizelge 3.1.'de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Tesiste yıllara ait depolanan evsel atık miktarları

Yıl	Atık (ton)
2007	112.319
2008	113.462
2009	114.630
2010	115.823
2011	116.810
2012	117.819
Toplam	1.564.944

Depo sahasının işletiminde, atıkların belli kurala göre yerleştirilmesi, etkili bir şekilde sıkıştırılması ve atıkların üzerinin gün boyunca toprakla örtülmesi büyük önem taşımaktadır. Günlük örtü malzemesi olarak saha yapılırken çıkarılan ve depo yakınında stoklanan hafriyat kullanılmaktadır. Gün boyunca oluşan atık yığınlarının üzerine örtü malzemesi serilerek, atıkların rüzgarla dağılması ve oluşabilecek koku önlendiği gibi saha estetiği de sağlanmaktadır. Atıklar lotlara yerleştirilirken beraberinde gaz toplama bacaları da kurulmaktadır.

Depolama işleminin tamamlanmasından sonra veya şevlerde dolgu sırasında, depo sahası görünüş olarak çevreyi rahatsız etmeyecek ve arazinin tekrar kullanılabilir hale gelmesi için yeşillendirme, ağaçlandırma, deponun en üstüne ve şevlere tarım toprağı serme işlemi yapılacaktır. (Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliğı, 2005)

3.2. Sızıntı Suyu Örneklenmesi

Sızıntı suyu Aksaray'ın yaklaşık 4 km kuzeybatısında Boduroğlu Dere üzerinde yer alan Aksaray Katı Atık Depolama Sahasından örneklenmiştir. İldeki katı atıklar, Merkez İlçe Belediyeleri tarafından genellikle 1-2 günde bir, bazı bölgelerde 2-3 günde bir toplanarak depolama tesisine getirilmektedir. Düzenli depolama sahası 2006 yılında işletmeye alınmıştır ve yılda 112.000-118.000 ton atık depolamak üzere tasarlanmıştır. Aksaray Katı Atık Depolama Sahası sızıntı suyu karakterizasyonunu için Nisan 2010–Nisan 2011 tarihleri arasında aylık periyodlarla örnekleme yapılmıştır. Numune alınan sızıntı suyu bacası ve gözlem kuyularının koordinatları aşağıdaki Çizelge 3.2.'de verilmiştir.

Çizelge 3.2. Numune alma konumlarının kordinatları

Konum	Kordinat (X)	Kordinat (Y)
Gözlem Kuyusu 2	38°22'36.04"	33°58'4.55"
Gözlem Kuyusu 5	38°22'27.68"	33°58'6.85"
Gözlem Kuyusu 8	38°22'33.61"	33°58'13.13"
Sızıntı Suyu Bacası	38°22'34.45"	33°57'53.60"

3.3. Karakterizasyon Çalışmaları

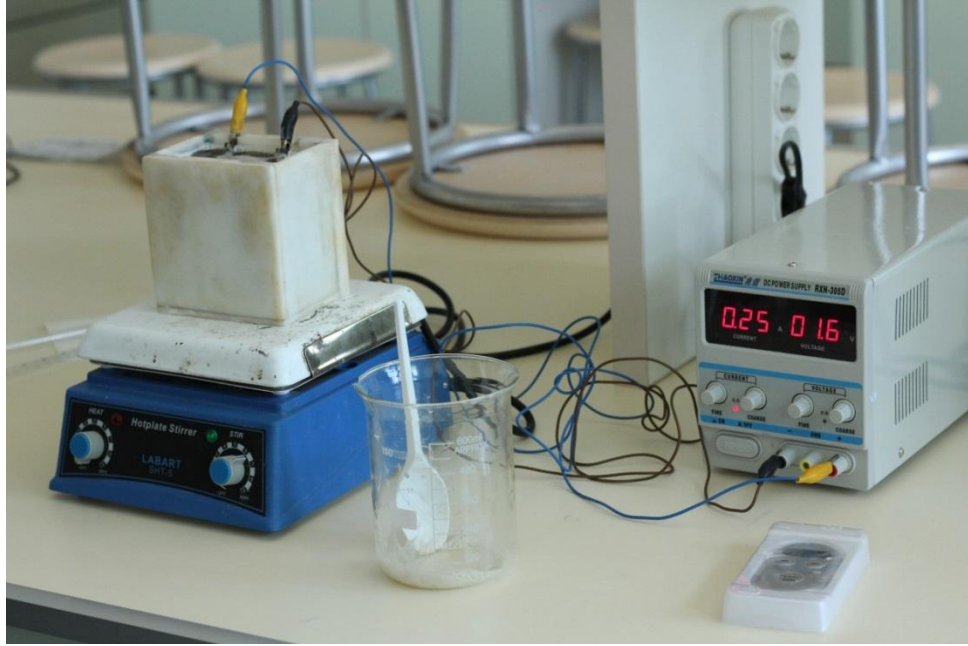
Numuneler Çizelge 3.2.'de koordinatları verilen sızıntı suyu bacası'ndan alınmıştır. Numunelerde pH (SM 4500-H⁺), sıcaklık (SM 2550 B), KOİ (SM 5220 B), BOİ₅ (SM 5210 B), TOK (SM 5310 B), AKM (SM 2540 B), Alkalinite (SM 2320 B), TKA (SM 4500 Norg B), TA (EN ISO 11905-1), Toplam Sertlik (SM 2540 C), Toplam Fosfor (SM 4500 P), Metal Analizleri (SM 3120 B), Cl⁻ (SM 4110 B) ve SO₄²⁻ (SM 4110 B) analizleri gerçekleştirilmiştir. Deneyler 3 tekrarlı ve doğrulamalı olarak yapılmıştır.

3.4. Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Arıtılabilirlik Çalışmaları

Arıtılabilirlik çalışmaları, her ayın ilk haftasında yağışın çok fazla olmadığı günlerde anlık alınan numunelerle gerçekleştirilmiştir.

Elektrokoagülasyon işlemi 10 cm x 10 cm boyutlarında çift cidarlı elektrolitik reaktör plexiglass'tan yapılmış, ve 900 mL elektrolit alma kapasitesine sahip reaktörde gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.2). Elektrolitik reaktörde 3 anot 3 katot olmak üzere toplam 6 adet monopolar paralel bağlı elektrot kullanılmıştır. Elektrotlar yaklaşık 1 cm aralıklarla yerleştirilmiş ve tamamen elektrolite batmış durumdadır. Elektrot materyali olarak 4,5 x 7,5 cm boyutlarında toplam 393,48 cm² aktif yüzey alanına sahip demir ve alüminyum plakalar kullanılmıştır. Akım; voltaj ve akım kontrollü Zhaoxin RXN-305D

marka güç kaynağı ile sağlanmıştır. Reaktördeki karıştırma işlemi LABART SHT-5 marka magnetik karıştırıcı ile gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.2. Elektrokoagülasyon deney düzeneği

3.4.1. Deneysel Kurgulama

Bütün deneyler oda sıcaklığında gerçekleştirilmiştir. Farklı amper değerlerinin her biri için deney süresi 60 dakika olarak belirlenmiştir. Güç kaynağı istenilen akıma getirilip çalıştırıldıktan sonra her 5 dakikada bir sıcaklık, pH, iletkenlik, KOİ ve voltaj değişimleri okunmuştur. KOİ ölçümleri için numuneler reaktörün köpük ve çamur tabakası arasında kalan sıvı kısmından alınmıştır. Numuneler analiz edilmeden önce santrifüjlenmiştir.

Deney öncesi elektrot yüzeyleri aseton ile yıkanmıştır. Deney süresince elektrot yüzeyindeki birikintileri gidermek için, elektrotlar, önceden hazırlanan temizleme çözeltisinde 5 dakika bekletilmiş ve zımparalanmıştır. Temizleme işlemi %35' lik 100 mL HCl ve %2.8' lik 200 mL hekzametil tetramin $[(CH_2)_6N_4]$ çözeltisi karışımıyla yapılmıştır. Ayrıca deney sırasında tükenen anot ve katot miktarını hesaplamak için, elektrotlar deney öncesi ve sonrası hassas terazide tartılmıştır. Elektrokoagülasyon çalışmalarında anot olarak alüminyum katot olarak demir elektrotlar kullanılmıştır. Sistem verimi etkileyen parametrelerin değerlendirilmesinde ölçüt olarak KOİ parametresi dikkate alınmıştır.

3.5. Hesaplamalarda Kullanılan Eşitlikler

Akım Yoğunluğu: Katodun yüzeyinden birim olarak geçen akıma denilir. Akım yoğunluğu aşağıdaki eşitlikle hesaplanmıştır.

$$J = \frac{I}{A}$$

Burada; J: Akım yoğunluğu, mA/cm², I: Akım şiddeti, mAmper, A: Aktif anot yüzey alanı, cm²‘dir.

Akım Verimi: Anotta çözünecek maddenin mol miktarı elektrolizin faraday kanunuyla hesaplanır ve m ile gösterilir.

$$m = \frac{I * t}{n * F}$$

Burada; I: akım şiddeti, amper, t: zaman, s, n: iyon yükü (alüminyum için 3+, demir için 2+) , F: Faraday sabiti (96485 C mol⁻¹) olarak tanımlanır. Anod pasif bir tabakayla örtülmüş ise çözünme yavaşlayacak hatta duracaktır bu durumda anodik akımı verimi sıfır olacaktır. Buna göre gerçekte çözünen anod miktarının teorik olarak çözülen miktarına oranına anodik akım verimi denilir.

M_A: molekül ağırlığı (alüminyum için 26,982 gram, demir için 55,845 gram) ‘dır.

$$E = \frac{M_A}{M_{ATe}}$$

Anot elektrottaki teorik çözünme miktarı, M_{ATe} (g) hesaplanır.

$$M_{ATe} = m * (M_A)$$

Bu eşitlikte; E: Akım verimi, M_A: Pratikte anot elektrottaki çözünme miktarı (g)'dır.

Toplam Çözünen Elektrot Miktarı (MT): Toplam çözünen elektrot miktarı aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır:

$$MT = M_A + M_K$$

Bu eşitlikte; M_K: pratikte katot elektrottaki çözünme miktarı (g)'dır.

Enerji Tüketimi: Harcanan elektrik enerjisi Watt-saat (Wh) cinsinden aşağıdaki gibi hesaplanmıştır;

$$E = V * I * t$$

Burada; E: Elektrik enerjisi (Wh) ,V: volt, I: akım şiddeti (A), t. zaman (saat) ‘dir.

Faraday/m³: Faraday aşağıdaki eşitlik ile hesaplanır.

$$\frac{\text{Fraday}}{m^3} = \frac{I * t}{F * v}$$

Burada, I: Akım şiddeti, Amper, t: Zaman, s, v: Elektrolit hacmi, m³

4. BULGULAR

Aksaray Evsel Katı Atık Düzenli Depolama Sahası'ndan alınan ham sızıntı sularının karakterizasyon ve elektrokoagülasyon yöntemiyle arıtılabilirlik çalışması gerçekleştirilmiştir.

4.1. Sızıntı Suyu Karakterizasyonu

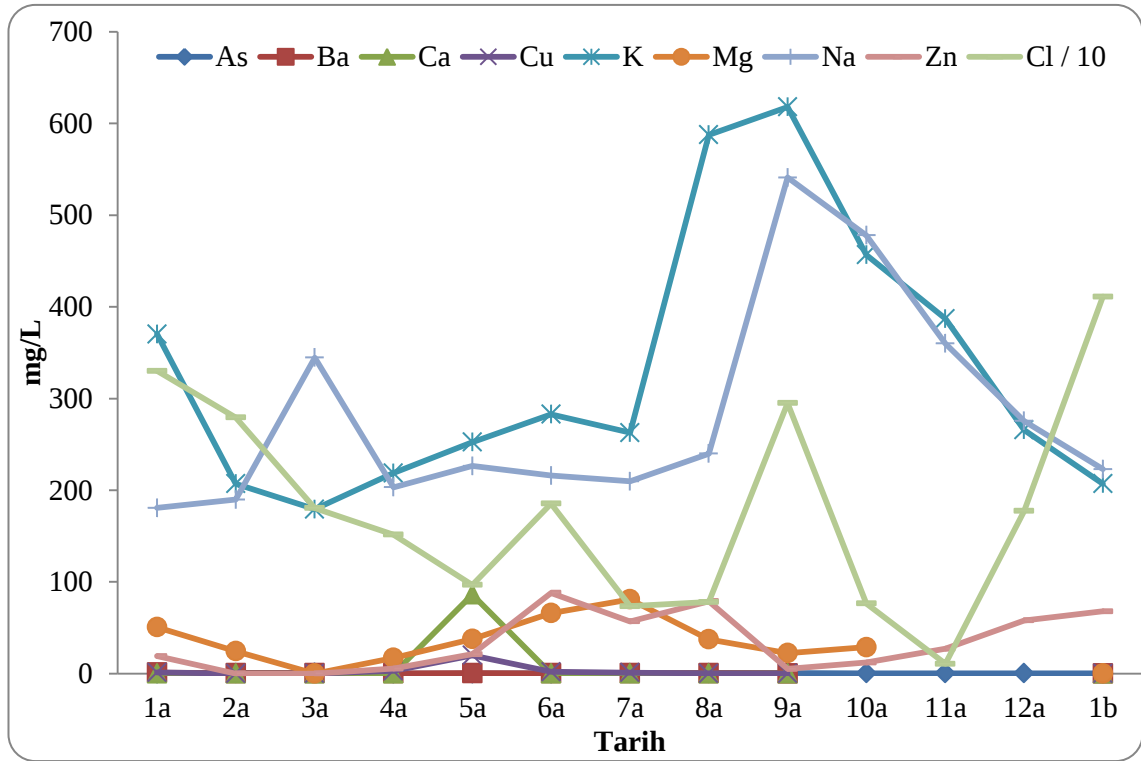
Aksaray düzenli depolama alanından oluşan sızıntı suları hakkında literatürde bugüne kadar yapılmış bir çalışma bulunmamaktadır. Sızıntı suyu karakterizasyonu ile ilgili yapılan analizler derlenmiş Çizelge 4.1.'de verilmiştir. .

Çizelge 4.1. Sızıntı suyunda bakılan parametrelerin aylık konsantrasyonları

No	Tarih	Parametreler (mg/L)							
		KOİ	BOİ ₅	TF	TA	TKA	pH	Alk.	Sıcaklık
1a	Nis.10	10150	6900	77	1870	1740	7,8	9000	19
2a	May.10	10500	6500	32	1850	1760	7,7	10500	20,4
3a	Haz.10	8365	5500	29	2170	1830	7,8	10000	23,2
4a	Tem.10	10500	7200	15	2080	1820	7,5	11500	24,3
5a	Ağu.10	9300	5800	25	2100	1840	7,8	9595	24,4
6a	Eyl.10	18420	9660	28	2350	1940	7,7	10550	23,8
7a	Eki.10	44000	30000	36	2050	1950	6,9	8500	22,3
8a	Kas.10	31600	19000	27	2035	2010	6,8	9700	19,2
9a	Ara.10	21000	15000	25	1345	630	7,2	9850	17,5
10a	Oca.11	26900	18500	45	2350	1435	7,3	11000	13,5
11a	Şub.11	29200	23000	8,5	1610	1360	7,3	10600	15,1
12a	Mar.11	18000	11000	10	1710	1650	7,5	9250	14,8
1b	Nis.11	19000	12800	22	1700	1600	7,5	9250	18,1

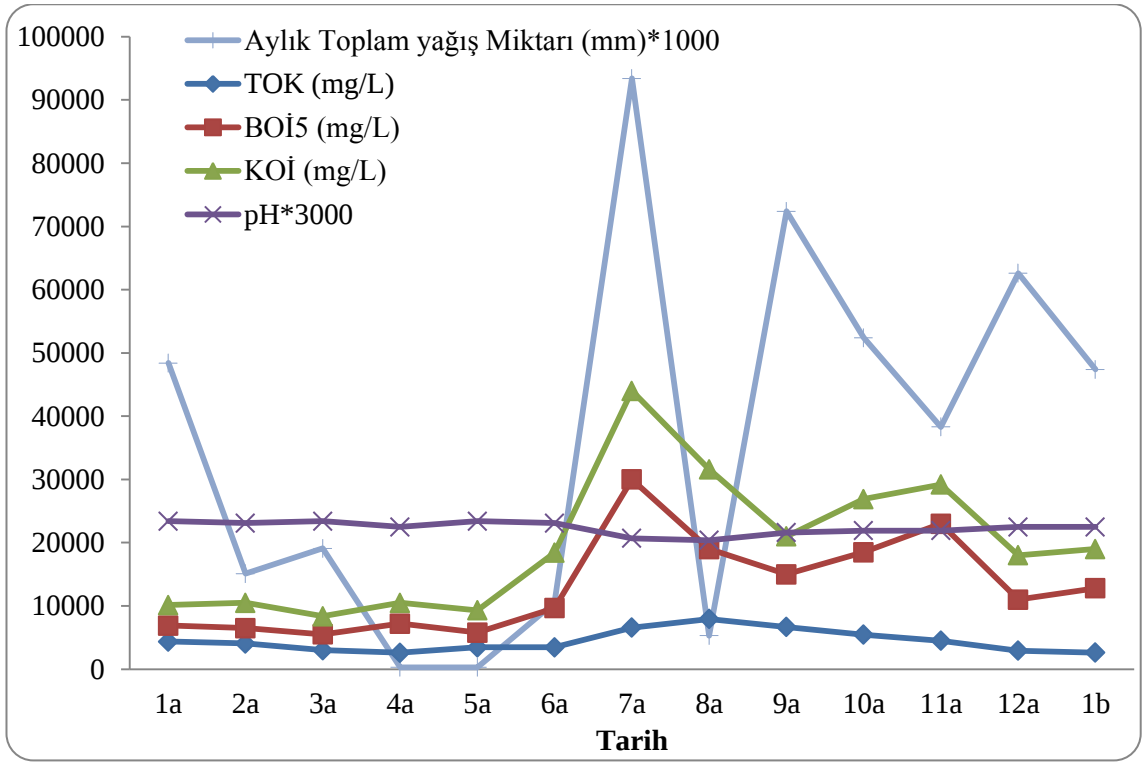
Yapılan karakterizasyon çalışmaları değerlendirildiğinde aydan aya değerlerin farklılıklar gösterdiği gözlenmektedir. Çizelge 4.1.'de 2010 yılının farklı aylarındaki KOİ değerine bakılacak olursa 10150, 10500, 8365 mg/L gibi farklı KOİ değerleri bulunmuştur. Bu değerler arasındaki farklılık numunenin kompozit olup olmamasından kaynaklanabilir, bir yandan sızıntı suyu stabil hale gelirken bir yandan da yeni sızıntı suları gelmekte, ayrıca mevsimsel etkenler yağış, buharlaşma vs. gibi etkenlerde sızıntı suyunun karakterini etkilemektedir. Ayrıca deponi sahasından sızıntı sularını toplamaya yarayan kanalların herbiri aynı toplama kanalında birleşmektedir. Bütün lotlardan toplanan sızıntı suyu aynı kanalda birleşip daha sonra havuza aktarılmaktadır. Bu durum farklı fazlardaki sızıntı sularının birbiriyle karışmasını ve yeni bir karakter meydana getirmesini sağlamaktadır. Çizelgedeki değerlerden de görüleceği üzere beklenenin aksine yaz aylarında yüksek orandaki organik maddelerden dolayı, KOİ değeri en yüksek değerini bu aylarda alamamış ayrıca kış aylarında ise düşük

organikmadde ve yüksek inorganik madde'den (kül) dolayı KOİ değeri nispeten daha düşmemiş aksine en yüksek değerini bu aylarda almıştır. Sızıntı suyunda karakterizasyonunda bir diğer önemli etkende metallardır (Şekil 4.1).



Şekil 4.1. Ağır metallerin aylık konsantrasyon değişimi

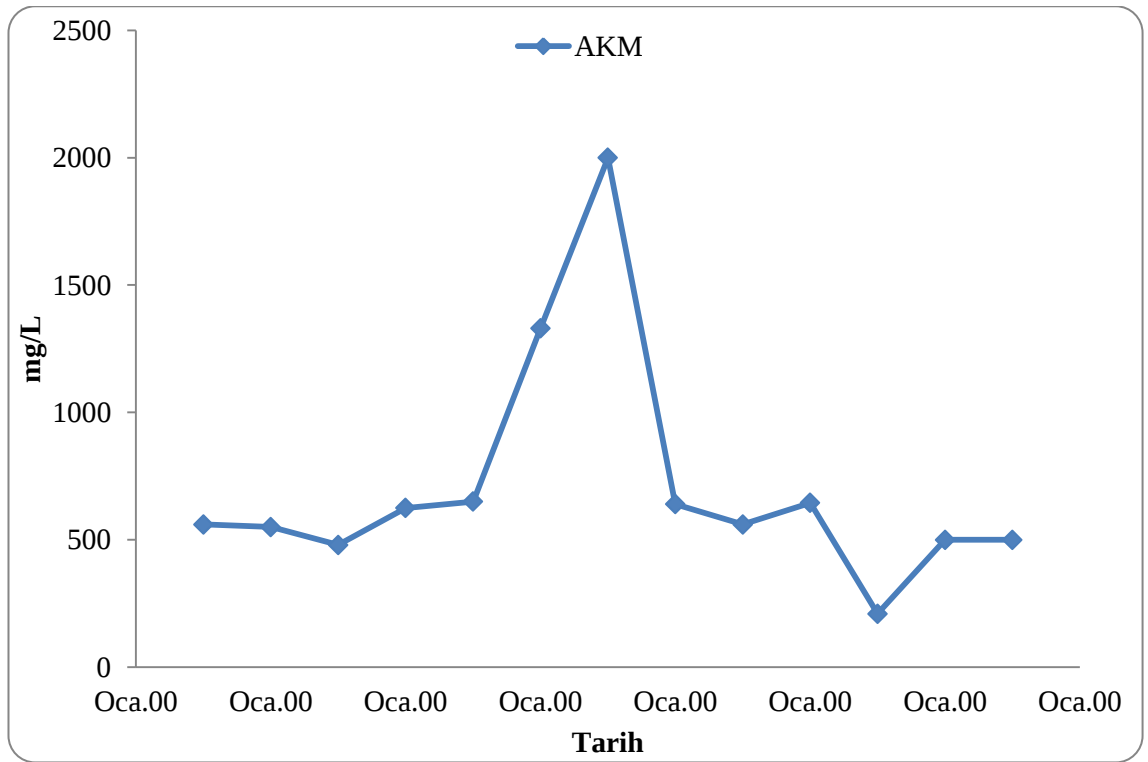
Şekil 4.1.'de görüldüğü gibi karakterizasyon çalışmaları sırasında mevcut yöntemlerle Cd, Cr, Co, Fe, Hg, Ni ve Pb ağır metallerinin olmadığı tespit edilmiştir. Diğer yandan genel olarak ağır metal konsantrasyonlarının asidik fazdaki çözünmeyle birlikte artmaya başladığı yada nötrale yakın olduğu sürece pek çok toksik metalin çözünürlüğünün düşük olduğu söylenebilir. pH düştükçe (Ekim 2010 ve Ocak 2011 arası) sızıntı suyundaki metallerin çözünürlüğü ve hareketliliği artmaktadır. Bunun sonucunda da sızıntı suyunda kalsiyum ve magnezyum miktarları artmaktadır.



Şekil 4.2. Aylık yağış miktarına göre organik madde konsantrasyon değişimi

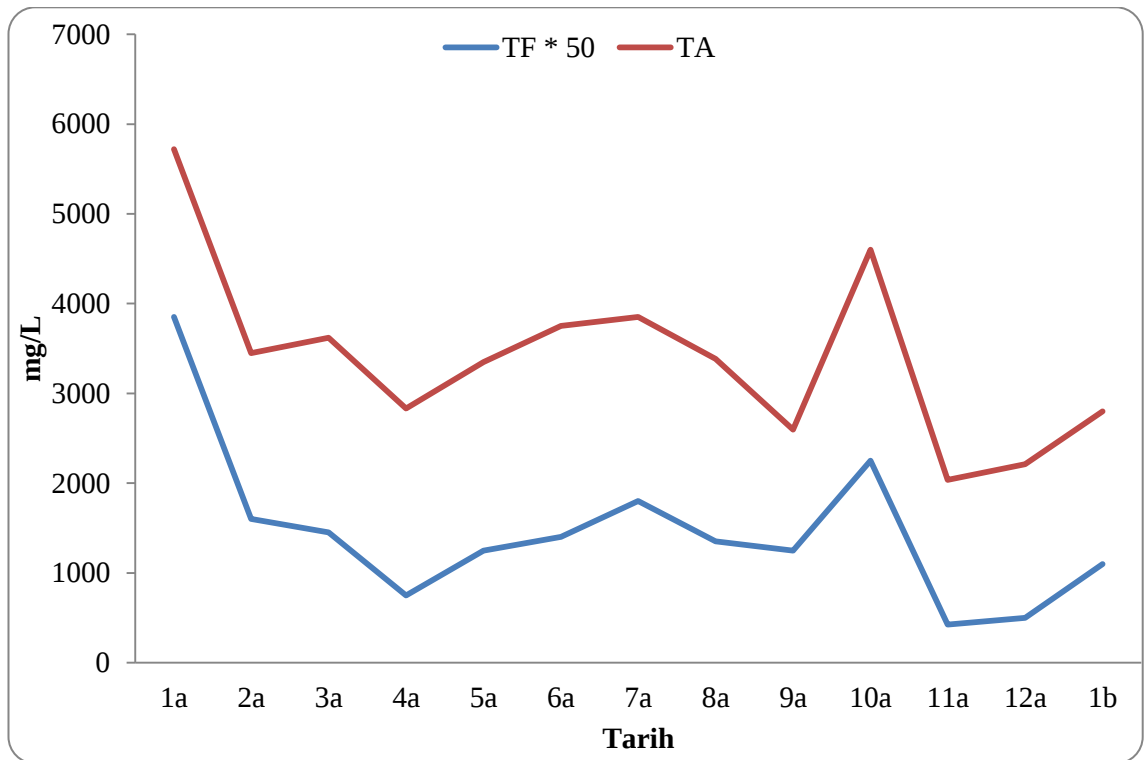
Aylık ortalama yağış verilerinin ay sonunu ve o ayın toplam yağış miktarını temsil ettiğini göz önünde bulundurursak, numune alınan ayın temsili değerlerini bir önceki ayın yağış miktarıyla ilişkilendirmek daha mantıklıdır. Şekil 4.2.'de görüldüğü gibi sızıntı suyu miktarlarına ait grafik incelendiğinde sonbahar ve kış aylarında KOİ, BOİ ve TOK kirlilik yüklerinin, yaz aylarına oranla daha fazla olduğu, bu durumun yağış miktarlarıyla tam manasıyla bir paralellik göstermediği görülmektedir. Deponi sahasının yağış almasıyla birlikte Ayrıca yazın buharlaşmanın artması da sızıntı suyu miktarını etkilemektedir. Yaz aylarında yağış miktarı azalmasına rağmen sızıntı suyu miktarı çok azalmamaktadır, bu durum yaz aylarındaki sebze meyve atıklarının içerisindeki nemin fonksiyonu ile açıklanabilir.

Yağış miktarının artmasıyla birlikte sızıntı suyu içerisindeki askıda katı madde oranıda yükselmektedir. Şekil 4.3.'de askıda katı madde konsantrasyonlarının aylık değişim grafiği görülmektedir.



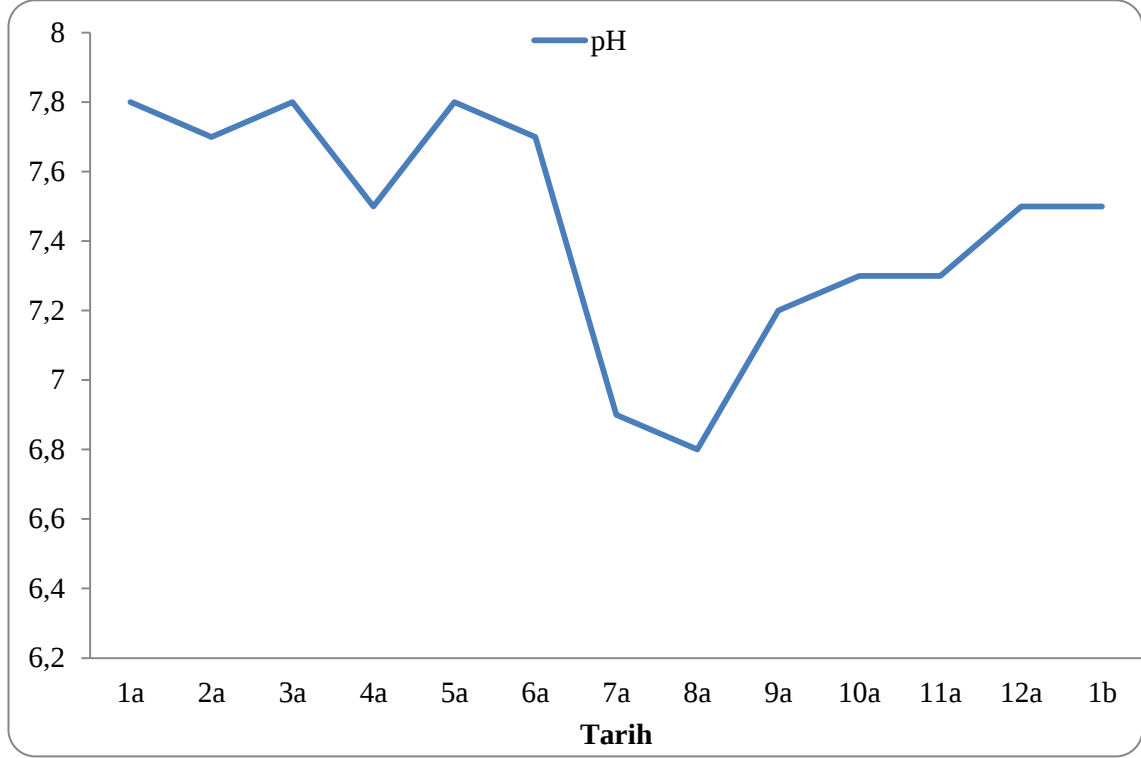
Şekil 4.3. Aylık sızıntı suyu askıdaki madde konsantrasyon değişimi

Şekil 4.4.'de azot ve fosfor miktarları verilmektedir. Azot ve fosfor miktarı, belirli fazlardaki aerobik/anaerobik durumu ve nütrient yeterliliği hakkında fikir vermektedir.



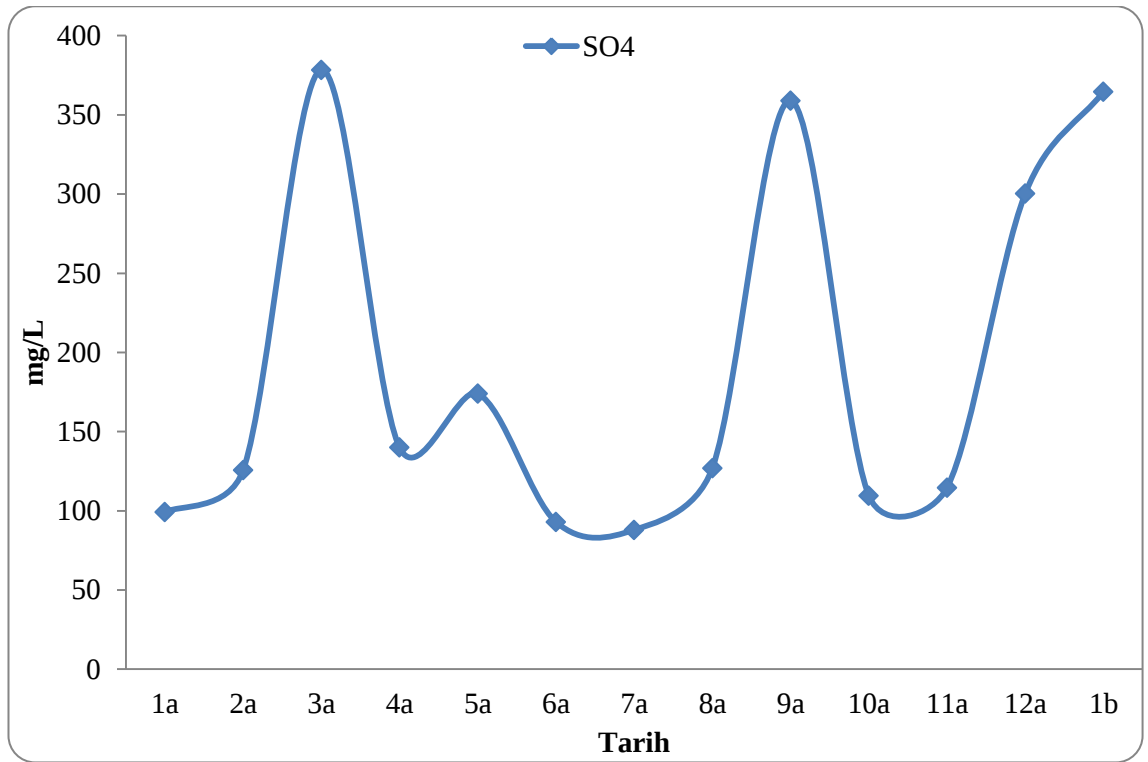
Şekil 4.4. Aylık sızıntı suyu toplam azotve toplam fosfor konsantrasyon değişimi

Azot miktarı depo yaşını belirleyen en önemli faktördür. Organik azot (org-N) organik maddelerin biyolojik indirgenmesinden meydana gelir ve anaerobik ortamda stabil haldedir. Şekil 4.4.'deki grafiğe baktığımızda azot miktarında çok fazla bir salınım olmadığını görmekteyiz buda deponi sahasının genel olarak anaerobik fazda olduğunu göstergesidir. Nutrientler, mikroorganizmalar için çok gerekli olan maddelerdir. Azot ve fosfor miktarlarının düşmesi mikroorganizma faaliyetlerinin arttığının göstergesidir.



Şekil 4.5. Aylık sızıntı suyu pH konsantrasyon değişimi

Şekil 4.5.'de sızıntı suyunun aylık pH konsantrasyon değişimi grafiği görülmektedir. Sızıntı suyunun pH değerinin genel olarak 6-8 aralığında olduğu görülmektedir. Bu pH aralığında metan bakterileri aktiftirler. Ortamda pH değeri düştüğü zaman abiyotik şartlar nedeniyle asetik asit üretimi inhibe olur, propiyonik ve butirik asit oluşumu artar ve metan oluşumunda azalma hatta durma gözlenir. pH değeri $pH < 5$ veya $pH > 9$ olmadığı için organik maddelerin dekompozisyonu devam etmemekte ve ortamda sülfat indirgeyen bakterilerin hakim olmadığı söylenebilmektedir. Bu bakteri türü metan bakterilerinden daha geniş bir pH aralığında yaşayabilmektedir.



Şekil 4.6. Aylık sızıntı suyu sülfat konsantrasyon değişimi

Sülfat miktarının artmasıyla metan oluşumu önemli ölçüde azalmaktadır. Bunun nedeni ise ortamda sülfatın değil, sülfat indirgeyen bakterilerin varlığıdır. Çünkü sülfat indirgeyen bakteriler, metan bakterileri kadar hassas değildirler ve daha aktif davranarak, ortamdaki besin maddelerini hızla tüketerek metan bakterilerinin faaliyetini engellerler.

Çizelge 4.2. Sızıntı suyunun karakteristik özellik aralığı

Parametre	En Düşük	En Yüksek	Ortalama
pH	6,8	7,8	7,0
KOİ (mg/L)	8365	44000	26183
BOİ ₅ (mg/L)	5500	30000	17750
BOİ ₅ /KOİ	0,52	0,79	0,66
TA (mg/L)	1345	2350	1848
AKM (mg/L)	210	2000	1105
TP (mg/L)	8,5	77	43
Alkalinite (mg/L)	8500	11500	10000
TOK (mg/L)	2589	7947	4436
KOİ/TOK	2,32	7,26	4,49
As (mg/L)	0	0,7	0,35
B (mg/L)	0	520	234,77
Ba (mg/L)	0	1	0,52
Cu (mg/L)	0	20	3,06
K (mg/L)	179,3	618	330,44
Mg (mg/L)	17	81	34,94
Na (mg/L)	180,8	541	306,77
Zn (mg/L)	0	79	30,5
Klorür (mg/L)	736	4111	1878,19
Sülfat (mg/L)	88	378,41	190,253

Yaklaşık 400 günlük bir periyodu kapsayan karakterizasyon çalışması kapsamında yapılan parametre analizleri Çizelge 4.2.'de özetlenmiştir. Her bir parametre için maksimum, minimum ve ortalama değerleri çizelgede verilmiştir. Ortalama KOİ değeri 26183 mg/L iken, ortalama BOİ₅ değeri 17750 mg/L bulunmuştur.

Alkali metallerin yüksek konsantrasyonlarda olduğu, bunlar arasında en yüksek değerlerin K ve Na metallerinin olduğu görülmektedir. Diğer metallerde ise yaklaşık ortalama 0-35 mg/L arası ile Mg en yüksek konsantrasyondadır. Mn, Zn ve Cu dışındaki diğer metallerin konsantrasyonları ise 1 mg/L'den düşük değerlerdedir.

4.2. Sızıntı Suyunun Elektrokoagülasyonu

4.2.1. Akım Yoğunluğu

Elektrokoagülasyon işleminde arıtma verimini etkileyen önemli etkenlerden birisi olan akım yoğunluğunun etkisi ortaya konulmaya çalışılmıştır. Akım yoğunluğu değiştirilerek belirli zaman aralıklarında sistemin KOİ giderim verimi başta olmak üzere sıcaklık, pH, ve iletkenlik parametrelerinin değişimleri incelenmiştir. Deneyler 60 dk boyunca gerçekleştirilmiş ve her 5 dk.'lık zaman aralıklarında parametrelerdeki değişim takip edilmiştir. Alüminyum elektrotlarla yapılan deneylerde aşırı köpük

oluşumu ve su sıcaklığındaki artış nedeniyle 60 dk işlem süresinin üzerine çıkılamamıştır. Deney şartları ve sonuçları Çizelge 4.3.- 4.7.'de gösterilmiştir. Elde edilen sonuçlardan tüm akım yoğunlukları için zamanla giderim veriminin arttığı görülmüştür. 60 dakika boyunca hızlı bir artış gözlemlenmiştir. Enerji tüketimleri ve maliyetlerde göz önünde bulundurularak 5 dk. işlem süresi optimum süre olarak kabul edilebilir. Denemelerde en yüksek verimin 60. dakikada 0,75 amper'de elde edildiği gözlemlenmiştir. KOİ giderim verimi en düşük sürede (5 dakika) farklı akım yoğunlukları için %11,58-62,71 iken, en yüksek sürede (60 dakika) %70,38-78,13'e artmıştır. Tüm akım yoğunlukları için giderilen KOİ miktarı, arıtımın başlangıcında fazla miktardadır arıtma süresi uzadıkça giderilen KOİ miktarında azalmaktadır. Bu yüzden ana giderim ilk 5 dakika olduğu söylenebilir. En kısa süre olan 5 dakika işlem süresinde, 0,5 mA/cm² akım yoğunluğunda %45, 1,27 mA/cm² için %23, 2,54 mA/cm² için %12, 3,81 mA/cm² için %29 ve 5,08 mA/cm² için %63'lük KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. Enerji tüketimleri ve KOİ giderim verimleri arasında bir ilişki kurulacak olursa; 0,2-0,3 Wh enerji tüketim aralığında 0,5 mA/cm² akım yoğunluğunda %49,54, 1,27 mA/cm² için %54,95, 2,54 mA/cm² için %24,56, 3,81 mA/cm² için %28,97 ve 5,08 mA/cm² için %62,71'lik KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. Buda işletme şartlarının en iyi olduğu kısa süreli arıtmalarda en iyi verimin 5,08 mA/cm² akım yoğunluğunda alındığını açıkça göstermektedir.

Eşit çözelti iletkenliği, eşit akım yoğunluğu ve farklı sürelerde yapılan denemelerde süredeki artışa bağlı olarak her bir deney için enerji tüketimi farklı gerçekleşmiştir. Tüm akım yoğunluklarında süre arttıkça enerji tüketimi de artmıştır. Zaman enerji tüketimini doğrudan etkilemektedir.

Bunun yanında KOİ giderme verimine etkisinden dolayı, kg KOİ giderimi için enerji tüketimi de Şekil 4.3.'de de görüldüğü gibi; 0,5 mA/cm² akım yoğunluğunda zaman 15 dakikadan 60 dakikaya artarken 0,002 kWh/kgKOİ'den 0,087 kWh/kgKOİ'ye değişmektedir. Başlangıç KOİ konsantrasyonları yakın olan farklı akım yoğunluklarının zamana bağlı enerji tüketimi Çizelge 4.3.-4.7.'de verilmiştir.

Çizelge 4.3. 0,5 mA/cm² akım yoğunluğunda gerçekleştirilen denemelerin sonuçları

Süre (dk)	KOİ (mg/L)	Giderilen KOİ (mg/L)	KOİ Gid. Verimi	Anlık Voltaj (Volt)	Enerji Tüketimi (Wh)	kWh /KgKOİ	pH	İletkenlik (mS/cm)
0	9690	-	-	-	-	-	7,371	12,95
5	5350	4340	0,45	1,4	0,012	0,003	7,470	13,17
10	4890	460	0,50	1,5	0,025	0,054	7,500	12,87
15	4730	160	0,51	2,5	0,063	0,391	7,555	13,03
20	3960	770	0,59	2,5	0,083	0,108	7,582	13,15
25	3650	310	0,62	2,4	0,100	0,323	7,608	13,62
30	3490	160	0,64	2,5	0,125	0,781	7,662	13,48
45	3030	460	0,69	2,5	0,188	0,408	7,744	13,71
60	2870	160	0,70	2,5	0,250	1,563	7,770	13,56

Çizelge 4.4. 2,54 mA/cm² akım yoğunluğunda gerçekleştirilen denemelerin sonuçları

Süre (dk)	KOİ (mg/L)	Giderilen KOİ (mg/L)	KOİ Gid. Verimi	Anlık Voltaj (Volt)	Enerji Tüketimi (Wh)	kWh /KgKOİ	pH	İletkenlik (mS/cm)
0	10790	-	-	-	-	-	7,484	9,89
5	9540	1250	0,12	2,0	0,083	0,067	7,585	9,31
10	8610	930	0,20	2,0	0,083	0,090	7,664	9,09
15	8140	470	0,25	2,0	0,083	0,177	7,746	9,27
20	5970	2170	0,45	2,1	0,088	0,040	7,817	9,35
25	5040	930	0,53	2,1	0,088	0,094	7,881	9,45
30	4270	770	0,60	2,1	0,088	0,114	7,926	9,50
45	3650	620	0,66	2,0	0,250	0,403	8,025	9,74
60	2870	780	0,73	2,0	0,250	0,321	8,151	9,86

Çizelge 4.5. 5,08 mA/cm² akım yoğunluğunda gerçekleştirilen denemelerin sonuçları

Süre (dk)	KOİ (mg/L)	Giderilen KOİ (mg/L)	KOİ Gid. Verimi	Anlık Voltaj (Volt)	Enerji Tüketimi (Wh)	kWh /KgKOİ	pH	İletkenlik (mS/cm)
0	10620	-	-	-	-	-	7,534	9,05
5	3960	6660	0,63	2,6	0,217	0,033	7,624	9,33
10	3800	160	0,64	2,6	0,217	1,354	7,714	9,34
15	3650	150	0,66	2,6	0,217	1,444	7,781	9,35
20	3650	0	0,66	3,0	0,250	0	7,891	9,39
25	3490	160	0,67	2,9	0,242	1,510	7,957	9,46
30	3340	150	0,69	2,9	0,242	1,611	8,026	9,50
45	3030	310	0,71	2,7	0,675	2,177	8,169	9,51
60	2560	470	0,76	2,8	0,700	1,489	8,339	9,41

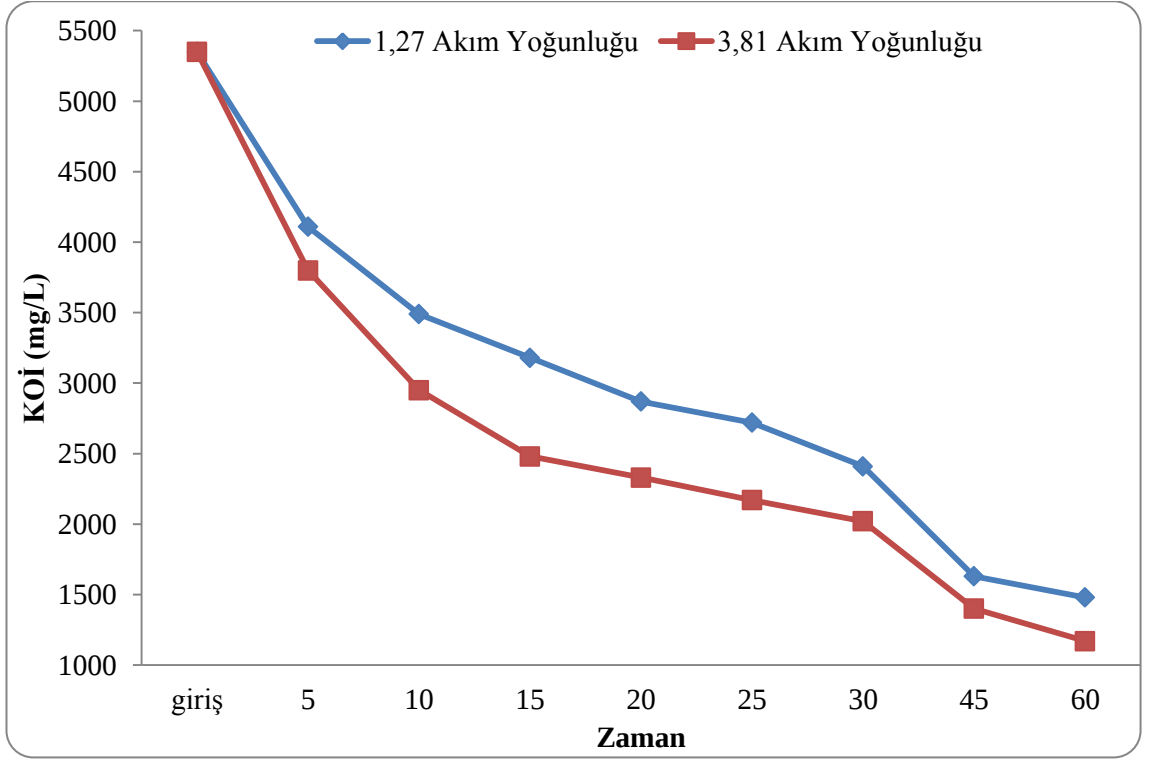
Çizelge 4.6. 1,27 mA/cm² akım yoğunluğunda gerçekleştirilen denemelerin sonuçları

Süre (dk)	KOİ (mg/L)	Giderilen KOİ (mg/L)	KOİ Gid. Verimi	Anlık Voltaj (Volt)	Enerji Tüketimi (Wh)	kWh /KgKOİ	pH	İletkenlik (mS/cm)
0	5350	-	-	-	-	-	7,442	10,36
5	4110	1240	0,23	1,6	0,033	0,027	7,534	10,23
10	3490	620	0,35	1,6	0,033	0,054	7,584	10,12
15	3180	310	0,41	1,6	0,033	0,108	7,654	10,14
20	2870	310	0,46	1,5	0,031	0,101	7,664	10,36
25	2720	150	0,49	1,6	0,033	0,222	7,721	10,34
30	2410	310	0,55	1,6	0,033	0,108	7,753	10,29
45	1630	780	0,70	1,7	0,113	0,145	7,813	10,21
60	1480	150	0,72	1,7	0,106	0,708	7,915	10,37

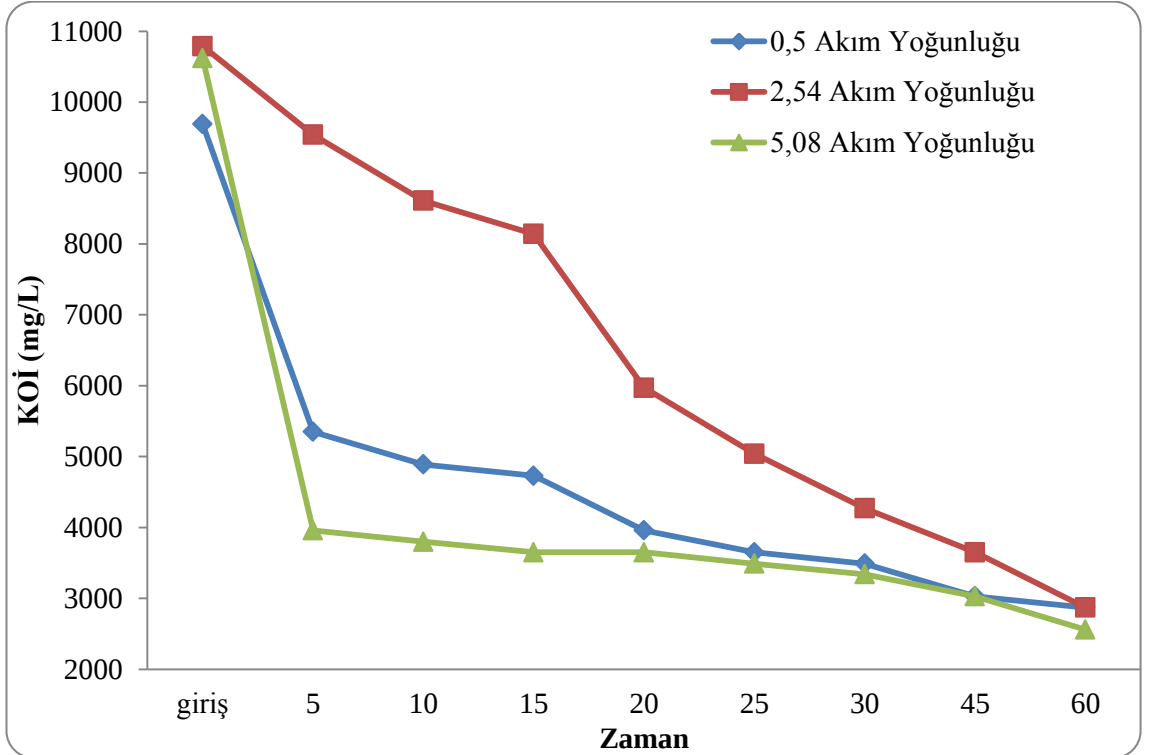
Çizelge 4.7. 3,81 mA/cm² akım yoğunluğunda gerçekleştirilen denemelerin sonuçları

Süre (dk)	KOİ (mg/L)	Giderilen KOİ (mg/L)	KOİ Gid. Verimi	Anlık Voltaj (Volt)	Enerji Tüketimi (Wh)	kWh /KgKOİ	pH	İletkenlik (mS/cm)
0	5350	-	-	-	-	-	7,411	10,08
5	3800	1550	0,29	3,1	0,194	0,125	7,521	10,24
10	2950	850	0,45	3,2	0,200	0,235	7,656	10,04
15	2480	470	0,54	3,4	0,213	0,452	7,745	10,21
20	2330	150	0,56	3,4	0,213	1,417	7,827	10,09
25	2170	160	0,59	3,5	0,219	1,367	7,898	10,11
30	2020	150	0,62	3,4	0,213	1,417	7,962	10,14
45	1400	620	0,74	3,4	0,638	1,028	8,144	10,11
60	1170	230	0,78	3,3	0,619	2,690	8,261	9,99

Başlangıç KOİ konsantrasyonu aynı yada yakın olan arıtma sistemlerinde farklı akım yoğunluklarında zamana bağlı olarak giderilen KOİ miktarlarının grafiği Şekil 4.7. ve Şekil 4.8.'de verilmiştir. KOİ gideriminin hızlı başladığı daha sonra süre arttıkça verimliliğin azaldığı ayrıca akım yoğunluğuna bağlı olarak giderilen KOİ miktarının değiştiği görülmektedir.

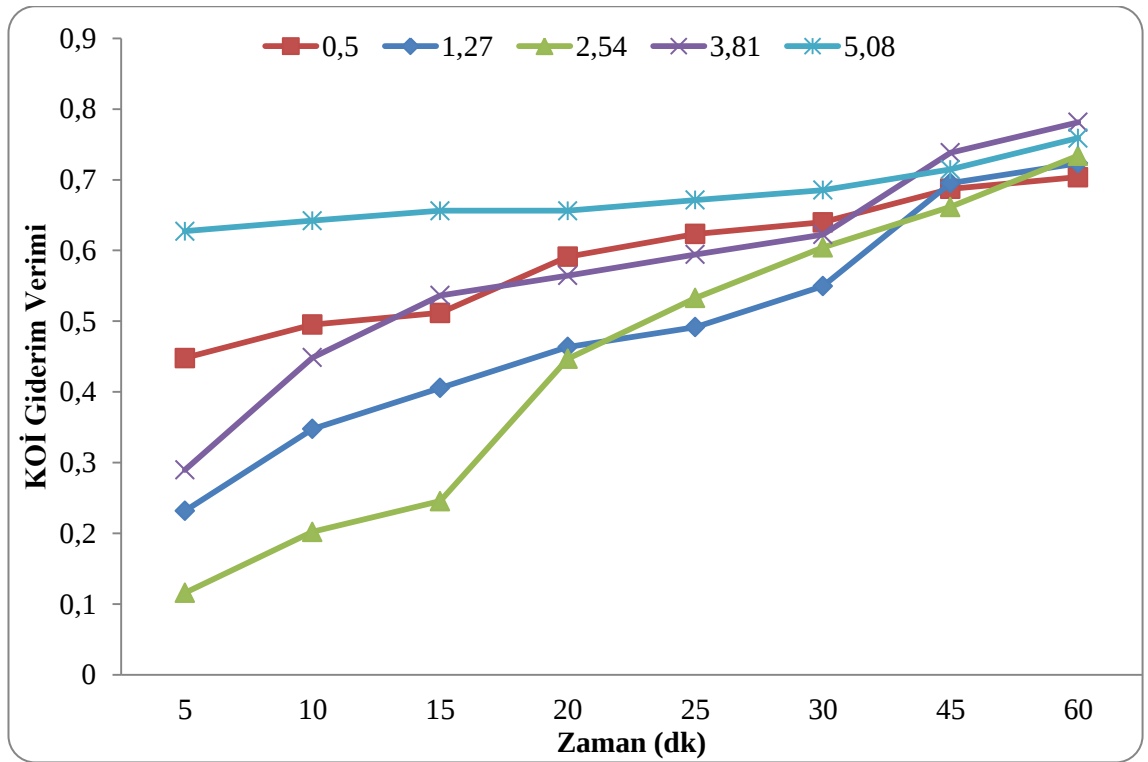


Şekil 4.7. Başlangıç KOİ değerleri 5350 mg/L olan farklı akım yoğunluklarında zamana bağlı KOİ giderimi



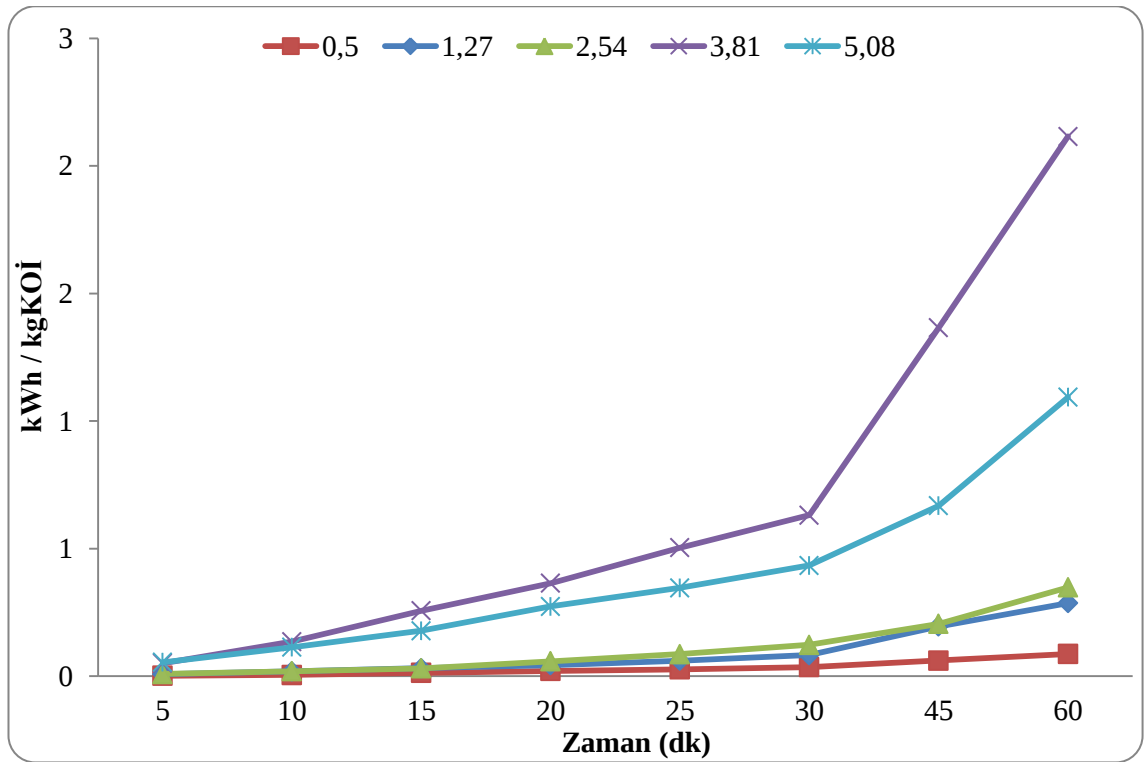
Şekil 4.8. Başlangıç KOİ değerleri 10000 mg/L civarı olan farklı akım yoğunluklarında zamana bağlı KOİ giderimi

Al elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon çalışmasında zamana bağlı KOİ giderim verimleri Şekil 4.9.'da gösterilmektedir.



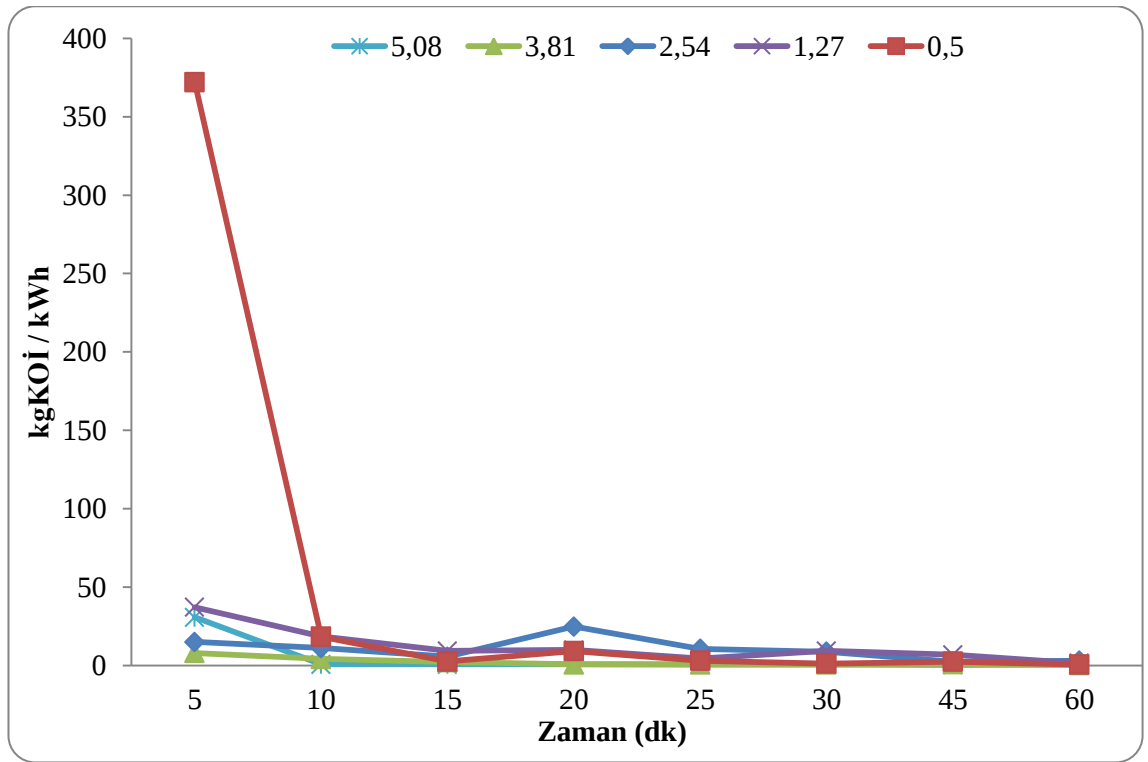
Şekil 4.9. Zamana bağlı olarak akım yoğunluğunun KOİ giderim verimine etkisi

Ham sızıntı sularının arıtımında farklı akım yoğunluklarında KOİ giderim verimleri sırasıyla %45-70, %23-72, %12-73, %29-78 ve %63-76 arasında değişmektedir. KOİ giderim verimlerinde 60 dakika sonunda en yüksek değer 3,81 mA/cm² akım yoğunluğunda elde edilmiştir. Kısa süredeki KOİ giderim verimliliği göz önüne alındığında 5 dakika sonunda 5,08 mA/cm² akım yoğunluğunda %63 KOİ giderim verimi elde edilmiştir.



Şekil 4.10. Zamana bağlı olarak akım yoğunluğunun enerji tüketimine etkisi

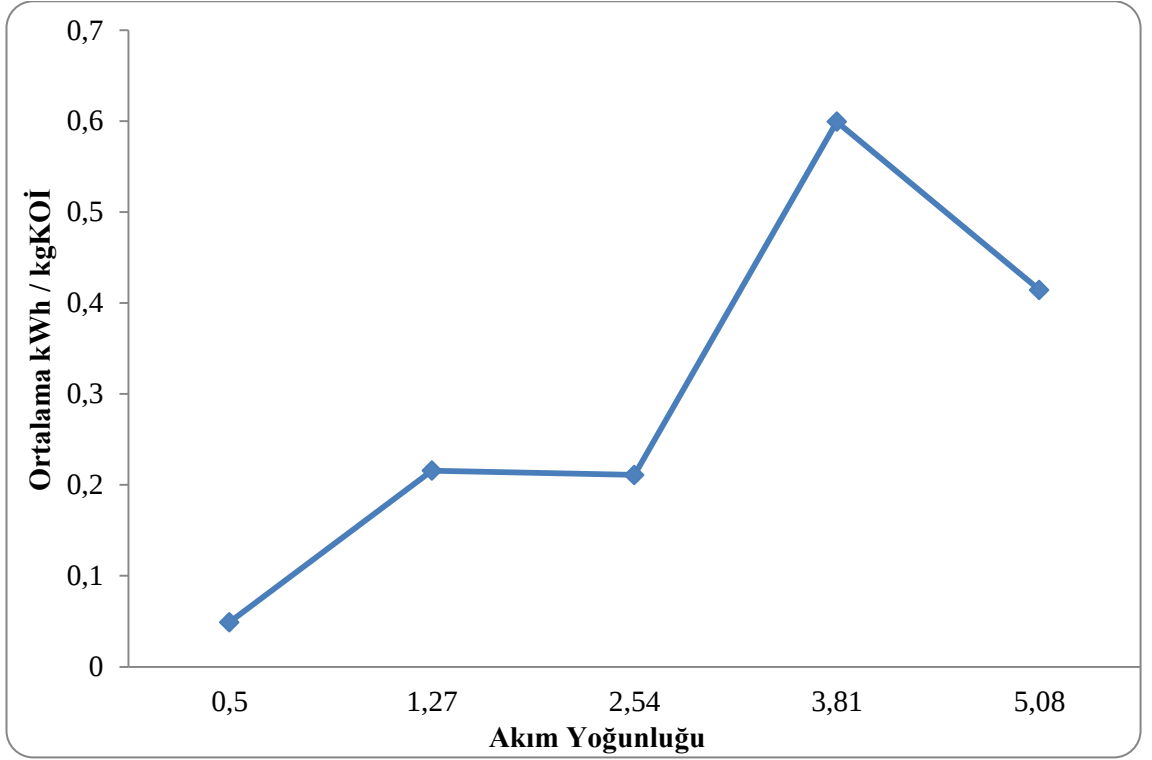
Şekil 4.10.'da farklı akım yoğunlukları için 1 kg KOİ'yi giderebilmek için gerekli enerji miktarlarının (KWh) grafiği verilmiştir. Farklı akım yoğunlukları için 1 kg KOİ'yi giderebilmek için gerekli enerji miktarları sırasıyla 0,002-0,087, 0,008-0,287, 0,009-0,348, 0,051-2,115 ve 0,055-1,094 olduğu görülmektedir. En yüksek değerin 3,81 mA/cm²akım yoğunluğunda 60 dakika sonunda elde edilmiştir. Genel olarak akım yoğunluğu ve süre arttıkça 1 kg KOİ'yi giderebilmek için gereken enerji ihtiyacıda artmaktadır fakat en yüksek akım yoğunluğu olan 5,08 mA/cm² akım yoğunluğunda enerji ihtiyacı 3,81 mA/cm²akım yoğunluğuna göre daha düşüktür buda 5,08 mA/cm² akım yoğunluğunun verimliliğini göstermektedir.



Şekil 4.11. Zamana bağlı olarak akım yoğunluğunun birim enerjide KOİ tüketimine etkisi

Şekil 4.11.'de her akım yoğunluğu için aynı enerji miktarında 1 kg KOİ giderim miktarları yer almaktadır. Bu grafikte açıkça anlaşıyor ki 5 dakika sürede en verimli sonuca 5,08 mA/cm² akım yoğunluğunda ulaşılmıştır.

Her bir akım yoğunluğu için toplam süre sonunda ortalama olarak 1 kg KOİ'yi gidermek için gereken ortalama enerji miktarları (kWh) Şekil 4.12'de verilmektedir.



Şekil 4.12. Akım yoğunluğuna bağlı olarak kg KOİ giderimi için ortalama enerji tüketimi

Şekil 4.12.'de görüldüğü üzere genel olarak 1 kg KOİ'yi gidermek için gereken ortalama enerji miktarının akım yoğunluğu arttıkça arttığı fakat 3,81 mA/cm² akım yoğunluğundan 5,08 mA/cm² akım yoğunluğuna geçildiğinde bu değer düşüğü görülmüştür. Toplam süre sonunda en yüksek KOİ giderim verimliliğiyle en az enerji miktarının ihtiyaç duyulduğu akım yoğunluğu 5,08 mA/cm²'dir.

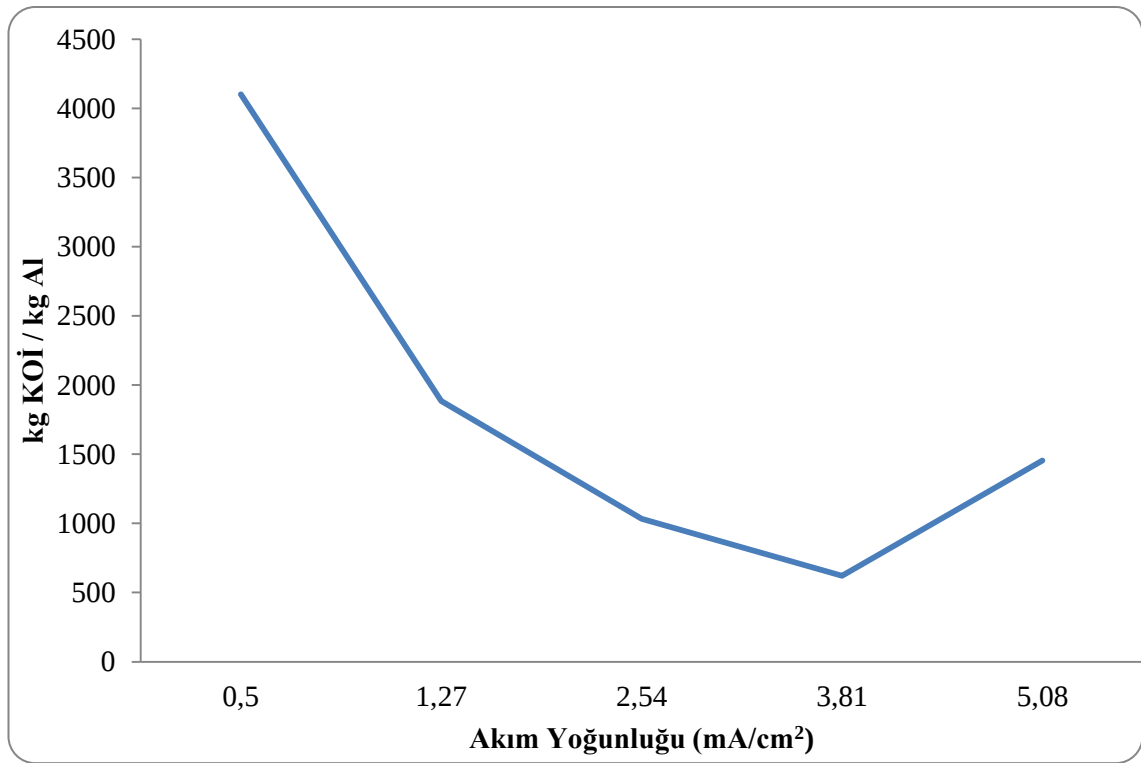
4.2.2. Akım Yoğunluğunun KOİ Giderim Verimi Üzerine Etkisi

Bu bölümde farklı akım yoğunluklarının arıtma verimi üzerine etkisi araştırılmıştır. Deneyler sırasında elektrokoagülatöre 0,5-5,08 mA/cm² aralığında çeşitli akım yoğunlukları uygulanmıştır. Deney şartları ve sonuçları Çizelge 4.8.'de ve Şekil 4.13.'de gösterilmiştir. Sonuçlardan da görüleceği gibi genel olarak akım yoğunluğu arttıkça KOİ giderim verimi de artmaktadır. 5,08 mA/cm² akım yoğunluğunda kısa sürelerde bile diğer akım yoğunluklarına nazaran arıtım veriminin yüksekliği göze çarpmaktadır. Bunun yanı sıra 5,08 mA/cm² akım yoğunluğunda 5 dakika süre sonunda sağlanan %63 KOİ giderim veriminin sağlanması sırasında tüketilen enerji miktarı 0,055 Wh iken, aynı KOİ arıtım verimi 0,5 mA/cm² akım yoğunluğunda yaklaşık 28 dk sonunda 0,030 Wh enerji tüketilerek elde edilmektedir. Maliyet açısından 0,5 mA/cm² akım yoğunluğunu daha uygun iken, zaman açısından 5,08 mA/cm² akım yoğunluğu daha

hızlı arıtım sağlamaktadır. En yüksek verimin 3,81 mA/cm² akım yoğunluğunda ve 60 dk sürede elde edildiği fakat en verimli sonuçların 5,08 mA/cm² akım yoğunluğunda ve 5 dk sürede elde edildiği gözlemlenmiştir. 0,5-5,08 mA/cm² arasında değişen akım yoğunluklarında KOİ giderim verimi 5 dk sürede %12-63 iken süre 60 dk'ya çıkarıldığında %70-78'lere ulaşmıştır. Bu kıyaslamadan hareketle, enerji tüketimleri ve KOİ giderim verimliliği göz önüne alınarak optimum akım yoğunluğu 5,08 mA/cm² ve optimum süre 5 dakika olarak belirlenmiştir.

Çizelge 4.8. Herbir akım yoğunluğunda 5 dakikada gerçekleştirilen denemeler

Akım Yoğ. (mA/cm ²)	0,5	1,27	2,54	3,81	5,08
Akım (Amper)	0,1	0,25	0,5	0,75	1
Voltaj (Volt)	1,4	1,6	2,0	3,1	2,6
KOİ Gid. Verimi	0,45	0,23	0,12	0,29	0,63
Enerji Tüketimi (wh)	0,012	0,033	0,083	0,194	0,217
Kwh/KgKOİ	0,003	0,027	0,067	0,125	0,033

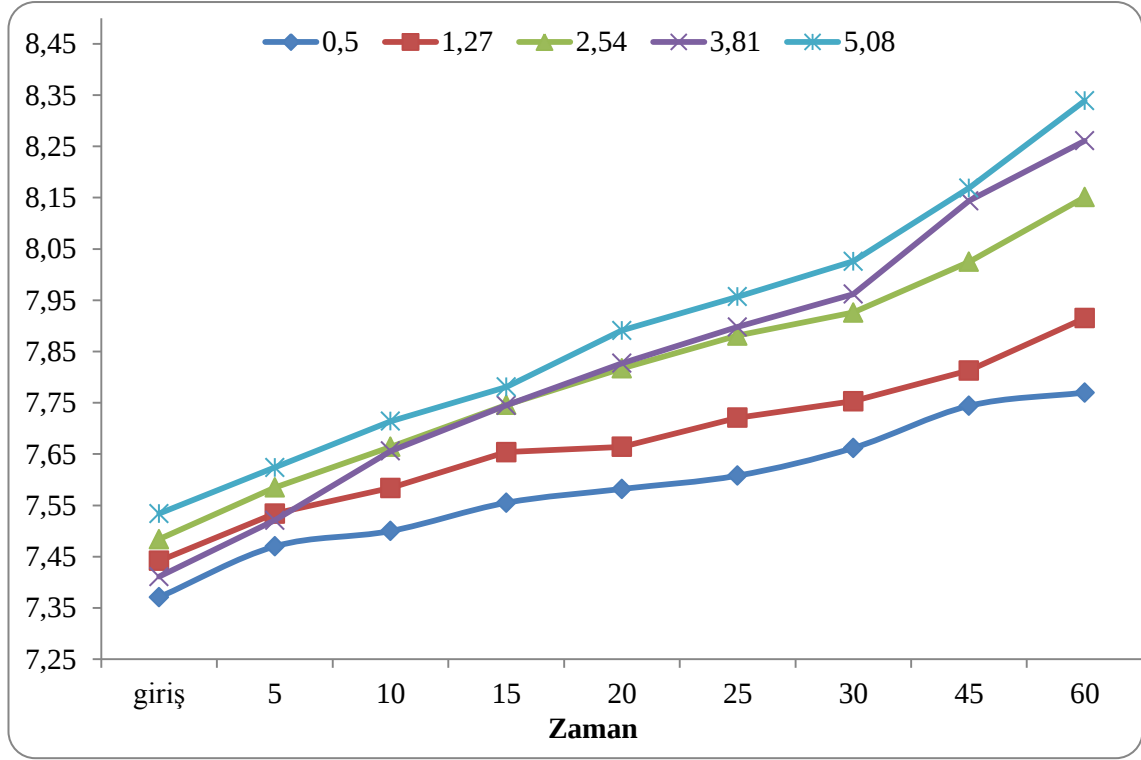


Şekil 4.13. Herbir akım yoğunluğunda kg Al ile giderilen kg KOİ miktarı

Şekil 4.13.'de çalışmalarda denenmiş tüm akım yoğunluklarının 1 kilogram alüminyum ile kilogram KOİ giderme kapasitesine etkisi gösterilmiştir. Buradan da akım yoğunluğunun artışıyla alüminyumun giderme kapasitesinin giderek yükseldiği görülmüştür.

4.2.3. KOİ Giderimi Sırasında pH Değişimi

Bu bölümde sızıntı suyu pH'sının KOİ giderim verimi üzerine etkisi araştırılmıştır. Deney şartları ve sonuçlar Şekil 4.14.'de gösterilmiştir. Elektrokoagülasyon işlemi sırasında, farklı akım şartlarında pH değişimleri incelenmiştir. Sızıntı suyunun pH'ı tamamen doğal koşullarda izlenmiştir.



Şekil 4.14. Tüm akım yoğunluklarında KOİ giderimi sırasında pH değişimi

Şekil 4.14.'den de görüleceği gibi tüm denemelerin sonunda çözelti pH'sının arttığı gözlemlenmiştir, buda arıtım mekanizmasının adsorbsiyon üzerine olduğunu bir göstergesidir.

5. TARTIŞMA VE SONUÇLAR

Oluşan sızıntı suları genç sızıntı suyu özelliğinde olup BOİ/KOİ oranı 0.44-0.8 aralığındadır. Yapılan karakterizasyon çalışmalarında KOİ konsantrasyonunu 8365-44000 mg/L, BOİ konsantrasyonunun 5500-30000 mg/L, TKA konsantrasyonunun ise 630-1940 mg/L olduğu görülmüştür. Deponi sahasının karakterizasyonu için toplanan 13 aylık veriler ışığında saha yaşının artmasıyla birlikte sahasının genç evreden olgun evreye doğru yavaş bir geçiş yaptığına ve kirlilik yükü konsantrasyonları göz önüne alındığında ise asidojenik fazın tamamlanmasıyla birlikte metan fazına doğru geçiş aşamasında olduğu söylenebilir. Ayrıca deponi sahası lotlarının 2011 senesi itibariyle tamamen dolması neticesinde sahanın üstü toprak örtüsüyle tamamen kapatılmıştır, bu gelişme sızıntı suyu karakterinin daha stabil hale geçmesine etki edecektir. Elde edilen düşük konsantrasyonların deponi sahasının yaşının artmasıyla birlikte daha stabil hale dönüşmesinden ayrıca yağışların oluşturduğu seyrelmeden kaynaklandığı belirlenmiştir. Aksaray İli Düzenli Katı Atık Depolama Sahası'ndan alınan orijinal sızıntı suyu numuneleri üstünde yapılan elektrokoagülasyonla arıtım çalışmaları sırasında elektrokimyasal arıtım mekanizmalarından elektroflotasyon ve elektrooksidasyon mekanizmalarında işlediği tespit edilmiştir. Akım yoğunluğunun artmasıyla birlikte arıtma veriminde arttığı tespit edilmiştir. Her bir akım yoğunluğunda arıtma verimi ivmesinin, arıtım süresi arttıkça azaldığı gözlenmiştir. Bunun neticesinde reaksiyon hızının başlarda hızlı süre uzadıkça logaritmik olarak azaldığı söylenebilir. Optimum arıtma verimi KOİ giderim verimi ve ekonomik maliyet açısından düşünüldüğünde 5,08 mA/cm² akım yoğunluğunda 5 dakika olduğuna karar verilmiştir fakat SKKY Çizelge 20.6'da yer alan Katı Artık Değerlendirme ve Bertaraf Tesisleri için Atık Suların Alıcı Ortama Deşarj Standartları'nın sağlanamayacağı görülmüştür. Hiçbir işlem görmemiş sızıntı suyu numunelerinde deşarj standartları için yeterli olmasada hayli uygun bir arıtım verimi gösteren elektrokoagülasyon metodunun öncesinde yada sonrasında bir arıtım uygulanması halinde deşarj standartlarının tutturulabileceği düşünülmektedir. Bir diğer arıtım metodu ise evsel atık sularla düşük oranlarda sızıntı sularının karıştırılıp birlikte arıtılmasıdır. %10'nun altındaki sızıntı suyu oranına sahip sızıntı suyu ve evsel atık su karışımının farklı akım yoğunluklarında elektrokoagülasyonla arıtımı sonucu %50-60 BOİ ve KOİ giderimi ile %80 civarında AKM giderimi elde edilmiştir (Uğur vd., 2012). Bu yöntemde ikincil bir arıtım gereksinimi duymaktadır.

KAYNAKLAR

- Al-Thani, A.A., Beaven R.P., White, J.K., 2004. Modelling Flow to Leachate Wells in Landfills, *Waste Management*, Vol:24, No:3, 271-276.
- Al-Yaqout, A.F., Hamoda, M.F., 2003. Evaluation of Landfill Leachate in Arid Climate a Case Study, *Environment International*, Vol:29, 593-600.
- Amdur, M.O., Doull, J., Klaassen, C.D., 1991. Casarett and Doull's Toxicology Pergamon Press, 4th ed., USA, 874-875.
- Antropov, L., 1977. Theoretical Electrochemistry, Mir Publishers, Moscow.
- Asakura, H., Matsuto, T., Tanaka, N., 2004. Behavior of Endocrine-Disrupting Chemicals in Leachate from MSW Landfill Sites in Japan, *Waste Management*, Vol:24, No:6, 613-622.
- Ashford, S.A., Visvanathan, C., Husain, N., Chamsurin, C.H., 2000. Design and Construction of Engineered Municipal Solid Waste Landfills in Thailand, *Waste Management and Research*, Vol:18, 462-470.
- Ayberk, S., 2002. Katı Atıklar ve Kontrolü, Kocaeli Üniv. Yayınları, No:28, 52 s.
- Azzam, M.O., Al-Tarazi, M., Tahboub, Y., 2000. Anodic Destruction of 4-Chlorophenol Solution, *Journal of Hazardous Materials*, B75, No:1, 99-113.
- Baba, A., Kaya, A., 2004. Leachate Characteristics of Solid Wastes from Thermal Power Plants of Western Turkey and Comparison of Toxicity Methodologies, *Journal of Environmental Management*, Vol:73, 199-207.
- Bae, J.H., Kim, S.K., Chang, H.S., 1997. Treatment of Leachates Ammonia Removal Via Nitrification and Denitrification and Further COD Reduction Via Fenton's Treatment Followed by Activated Sludge, *Water Science and Technology*, Vol:36, 341-348.
- Bard, A.J., Faulkner, L.R., 2001. *Electrochemical Methods: Fundamentals and Applications*, Wiley.
- Barlaz, M.A., Ham, R.K., Schaefer, D.N., 1992. Microbial, Chemical and Methane Production Characteristics of Anaerobically Decomposed Refuse with and without Leachate recycling, *Waste Management Research*, Vol:10, 257-267.
- Bektaş, N., Akbulut, H., Inan, H., Dimoglo, A., 2004. Removal of Phosphate from Aqueous Solution by Electro-Coagulation, *Journal of Hazardous Materials*, Vol:106B, No:2-3, 101-105.
- Belevi, H., Baccini, P., 1989. Long-Term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills, *Waste Management Research*, Vol:7, 43-56.
- Bendz, D., Singh, V.P., Akesson, M., 1997. Accumulation of Water and Generation of Leachate in a Young Landfill, *Journal of Hydrology*, Vol:203, No:1-4, 1-10.

- Bergmann, H., Rittel, A., Iourtchouk, T., Schoeps, K., Bouzek, K., 2003. Electrochemical Treatment Cooling Lubricants, Chemical Engineering and Processing, Vol:42, No:2, 105-119.
- Bergmann, H., Koparal, S., 2005, 2005. The Formation of Chlorine Dioxide in the Electrochemical Treatment of Drinking Water for Disinfection, Electrochimica Acta, Vol:50, No:25-26, 5218-5228.
- Berkun, M., Aras, E., Nemlioglu, S., 2005. Disposal of Solid Waste in Istanbul and Along the Black Sea Coast of Turkey, Waste Management, Vol:25, No:8, 847-855.
- Bohdziewicz, J., Bodzek, M., Gorska, J., 2001. Application of Pressure-Driven Membrane Techniques to Biological Treatment of Landfill Leachate, Process Biochemistry, Vol:36, 641-646.
- Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks I., 1999. Long-Term Fate of Organics in Waste Deposits and its effect on Metal Release, The Science of The Total Environment, Vol:228, No:2-3, 135-152.
- Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks, I., 2000. Long-Term Processes in Waste Deposits, The Science of the Total Environment, Vol:250, No:1-3, 101-121.
- Brock, T.D., Smith, D.W., Madigan, M.T., 1984. Biology of Microorganisms, Prentice-Hall Inc., 4^h, USA, 250-255.
- Burns, S.E., Yiaccoumi, S., Tsouris, C., 1997. Microbubble Generation for Environmental and Industrial Separation, Separation and Purification Technology, Vol:11, No:3, 221-232.
- Butt, T.E., Oduyemi, K.O.K., 2003. A Holistic Approach to Concentration Assessment of Hazards in the Risk Assessment of Landfill Leachate, Environment International, Vol:28, 597-608.
- Calli, B., Mertoglu, B., Inanc, B., 2004. Landfill Leachate Managemant in Istanbul Applications and Altenatives, Chemosphere, Vol:59, 819-829.
- Chen, P.H., 1996. Assesment of Leachates from Sanitary Landfills, Impact of Age Rainfall and Treatment, Environment International, Vol:22, 225-237.
- Chen, X., Chen, G.H., Yue, P.L., 2000. Separation of Pollutants from Restaurant Wastewater by Electrocoagulation, Separation and Purification Technology, Vol:19, No:1-2, 65-76.
- Chen, X., Chen, G., Yue, P.L., 2002. Investigation on the Electrolysis Voltage of Electrocoagulation, Chemical Engineering Science, Vol:57, 2449-2455.
- Chen, G., 2004. Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment, Separation and Purification Technology, Vol:38, No:1, 11-41.
- Cheung, K.C., Chu, L.M., Wong, M, H., 1997. Ammonia Stripping as a Pre-treatment for Landfill Leachate, Water Air and Soil Pollution, Vol:94, 209-221.

- Christensen, T.H., Tjell, J.C., 1984. Leaching from Land Disposed Municipal Compost, *Waste Management Research*, Vol:2, 347-357.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., 2001. Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes, *Applied Geochemistry*, Vol:16, No:7-8, 659-718.
- Ciavatta, C., Govi, M., Pasotti, L., Sequi, P., 1993. Evaluation of Heavy Metals During Stabilization of Organic Matter in Compost Produced with Municipal Solid Wastes, *Bioresource Technolog*, Vol:43, 147-153.
- De La Rosa, D.A., Velasco, A., Rosas, A., Volke-Sepulveda, T., 2006. Total Gaseous Mercury and Volatile Organic Compounds Measurements at Five Municipal Solid Waste Disposal Sites Surrounding the Mexico City Metropolitan Area, *Atmospheric Environment*, Vol:40, No:12, 2079-2088.
- Di Palma, L., Ferrantelli, P., Merli, C., Petrucci, E., 2002. Treatment of Industrial Landfill Leachate by Means of Evaporation and Reverse Osmosis, *Waste Management*, Vol:22, 951-955.
- Ding, A., Zhang, Z., Fu, Jiamo, Cheng, L., 2001. Biological Control of Leachate from Municipal Landfills, *Chemosphere*, Vol:44, 1-8.
- Du, Y.J., Hayashi, S., 2006. A Study on Sorption Properties of Cd^{+2} on Ariake Clay for Evaluating Its Potential Use as a Landfill Barrier Material, *Applied Clay Science*, Vol:32, No:1-2, 14-24.
- Ehrig, H.J., 1983. Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate, *Waste Management Research*, Vol:1, 54-68.
- El-Fadel, M., Fındıkakis, A.N., Leckie, O.J., 1997. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling, *Journal of Environmental Management*, Vol:50, 1-25.
- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., Alayli, B., 2002. Temporal Variation of Leachate Quality from Pre-Sorted and Baled Municipal Solid Waste with High Organic and Moisture Content, *Waste Management*, Vol:22, No:3, 269-282.
- Eroğlu, V., 1999. Su Tasfiyesi, İstanbul Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi, ISBN:975-561-136-3, No:1609, 80-81.
- Eshet, T., Ayolan, O., Shechter, M., 2006. Valuation of Externalities of Selected Waste Management Alternatives a Comparative Review and Analysis, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol:46, No:4, 335-364.
- Farquhar G. J., Rovers, F. A., 1973. Gas Production During Refuse Decomposition, *Water Air and Soil Pollution*, Vol:2, 483-495.
- Frasconi, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G., Nocentini, M., 2003. Long- Term Characterization, Lagoon Treatment and Migration Potential of Landfill Leachate A Case Study in an Active Italian Landfill, *Chemosphere*, Vol:54, 335-343.

- Gao, P., Chen, X., Shen, F., Chen, G., 2005. Removal of Chromium (VI) from Wastewater by Combined Electrocoagulation-Electroflotation without a Filter, Separation and Purification Technology, Vol:43, No:2, 117-123.
- Gau, S.H., Chang, F.S., 1996. Improved Fenton Method to Remove Recalcitrant Organics in Landfill Leachate, Water Science and Technology, Vol:34, 455-462.
- Gau, S.H., Chow, J.D., 1998. Landfill Leachate Characteristics and Modelin of Municipal Solid Wastes Combined with Incinerated Residuals, Journal Hazardous Materials, Vol:58, 249-259.
- Gonçalves, M., Joyce, A., Alves, M., Correia, J.P., Marques, I.P., 2005. Anodic Oxidation of Oleate for Wastewater Treatment, Desalination, Vol:185, 351-355.
- Hallbourg, R.R., Delfina, J.J., Miller, W.L., 1992. Organic Priority Pollutants in Groundwater and Surface Water at Three Landfills in North Central Florida, Water, Air and Soil Pollution, Vol:65, 307-322.
- Hoilijoki, T.H., Kettunen, R.H., Rintala, J.A., 2000. Nitrification of Anaerobically Pretreated Municipal Landfill Leachate at Low Temperature, Water Research, Vol:34, 1435-1446.
- Holmes, J.R., 1983. Practical Waste Management, John Wiley & Sons, ISBN:0 471 104911, 209-352.
- Holt, P.K., Barton, G.W., Mitchell, C.A., 2005. The Future for Elelctrocoagulation as a Localised Water Treatment Technology, Chemosphere, Vol:59, 355-367.
- Hu, C.Y., Lo, S.L., Kuan, W.H., 2003. Effects of Co-Existing Anions on Fluoride Removal in Electrocoagulation (EC) Process Using Aluminum Electrodes, Water Research, Vol:37, No:18, 4513-4523.
- Hunsom, M., Pruksathorn, K., Damronglerd, S., Vergnes, H., Duverneuil, P., 2005. Electrochemical Treatment of Heavy Metals (Cu^{+2} , Cr^{+6} , Ni^{+2}) from Industrial Effluent and Modeling of Copper Reduction, Water Research, Vol:39, No:4, 610-616.
- Im, J.H., Woo, H.J., Choi, M.W., Han, K.B., Kim, C.W., 2001. Simultaneous Organic and Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate Using an Anaerobic-Aerobic System, Water Research, Vol:35, 2403-2410.
- Inan, H., Dimoglo, A., Şimşek, H., Karpuzcu, M., 2004. Olive Oil Mill Wastewater Treatment by Means of Elektro-Coagulation, Separation and Purification Technology, Vol:36, No:1, 23-31, (2004).
- Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A., Parrella, A., 2003. Toxicity Identification Evaluation of Leachates from Municipal Solid Waste Landfills a Multispecies Approach, Chemosphere, Vol:52, 85-94.
- İzaydaş, 1999. İzmit Entegre Çevre Projesi Klinik ve Tehlikeli Atık Yakma ve Enerji Üretim Tesis Deneme Yakma Planı, İzmit Büyükşehir Belediyesi, Kocaeli.

- Jeon, H.Y., Cho, S.H., Mun, M.S., Park, Y.M., Jang, J.W., 2005. Assessment of Chemical Resistance of Textile Geogrids Manufactured with PET High-Performance Yarn, *Polymer Testing*, Vol:24, No:3, 339-345.
- Jeon, H.Y., 2006. Chemical Resistance and Transmissivity of Nonwoven Geotextiles in Waste Leachate Solutions, *Polymer Testing*, Vol:25, No:2, 176-180.
- Jokela, J.P.Y., Kettunen, R.H., Sormunen K.M., Rintala, J.A., 2002. Biological Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate, Low-Cost Nitrification in Biofilters and Laboratory Scale In-Situ Denitrification, *Water Research*, Vol:36, 4079-4087.
- Karnchanawong, S., Ikeguchi, T., Koottatep, S., 1995. Characteristics of Leachate Produced from Simulated Landfill in Tropical Country, *Water Science and Technology*, Vol:31, No:9, 119-127.
- Kang, Y.W., Hwang, K.Y., 2000. Effects Reaction Conditions on the Oxidation Efficiency in the Fenton Process, *Water Research*, Vol:34, 2786-2790, (2000).
- Kang, K.H., Shin, H.S., Park, H., 2002. Characterization of Humic Substances Present in Landfill Leachates with Different Landfill Ages and Its Implications, *Water Research*, Vol:36, 4023-4032.
- Kargı, F., Pamukoglu, M.Y., 2004. Repeated Fed-Batch Biological Treatment of Pre-Treated Landfill Leachate by Powdered Activated Carbon Addition, Enzyme and Microbial Technology, Vol:34, No:5, 422-428.
- Khelifa, A., Moulay, S., Naceur, A.W., 2005. Treatment of Metal Finishing Effluents by the Electroflotation Technique, *Desalination*, Vol:181, No:1-3, 27-33.
- Kim, S.K., Matsui, S., Pareek, S., Shimizu, Y., Matsuda, T., 1997. Biodegradation of Recalcitrant Organic Matter under Sulfate Reducing and Methanogenic Conditions in Landfill Column Reactors, *Water Science and Technology*, Vol:36, 91-98.
- Kim, S., Geissen, S., Volgepohl, A., 1997. Landfill Leachate Treatment by a Photoassisted Fenton Reaction, *Water Science and Technology*, Vol:35, No:4, 239-248.
- Kim, T.H., Park, C., Lee, J., Shin, E.B., Kim, S., 2002. Pilot Scale Treatment of Textile Wastewater by Combined Process (Fluidized Biofilm Process-Chemical Coagulation Electrochemical Oxidation), *Water Research*, Vol:36, No:16, 3979-3988.
- Kim, S., Kim, T.H., Park, C., Shin, E.B., 2003. Electrochemical Oxidation of Polyvinyl Alcohol Using a RuO₂/Ti Anode, *Desalination*, Vol:155, 49-57.
- 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, *Environmental Science and Technology*, Vol:32, No:4, 297-336.

- Koerner, R.M., Soong, T.Y., 2000. Leachate in Landfills the Stability Issues, Geotextiles and Geomembranes, Vol:18, 293-309.
- Kovatchva, V.K., Parlapanski, M.D., 1999. Sono-Electrocoagulation of Iron Hydroxides”, Colloids and Surfaces A, Vol:149, No:1-3, 603-608.
- Koyama, O., Kamagata, Y., Nakamura, K., 1994. Degradation of Chlorinated Aromatics by Fenton Oxidation and Methanogenic Digester Sludge, Water Research, Vol:28, 895-899.
- Kurniawan, T.A., Lo, W.H., Chan, G.Y.S., 2006. Physico-Chemical Treatments for Removal of Recalcitrant Contaminants from Landfill Leachate, Journal of Hazardous Materials, Vol:B129, No:1-3, 80-100.
- Küçükgül, O., 1999. Katı Atık Düzenli Depolama Sahaları Sızıntı Suyu Özelliklerinin Değişimini İfade Eden Bir Matematiksel Model, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Kwong, B.G., Lee, D.S., Kang, N., Yoon, J., 1999. Characteristics of p-Chlorophenol Oxidation by Fenton’s Reagent, Water Research, Vol:33, 2110-2118.
- LaGrega, M.D., Buckingham, P.L. ve Evans, J.C., 1994. Hazardous Waste Management, McGraw-Hill International Editions, Civil Engineering Series, ISBN:0-07- 019552-8, 22-23.
- Larue, O., Vorobiev, E., Vu, C., Durand, B., 2003. Electrocoagulation and Coagulation by Iron of Latex Particles in Aqueous Suspension, Separation and Purification Technology, Vol:31, No:2, 177-192.
- Li, X.Z., Zhao, Q.L., Hao, X.D., 1999. Ammonium Removal from Landfill Leachate by Chemical Precipitation”, Waste Management, Vol:19, No:6, 409-415.
- Li, X.Z., Zhao, Q.L., 2001. Efficiency of Biological Treatment Affected by High Strength of Ammonium-Nitrogen in Leachate and Chemical Precipitation of AmmoniumNitrogen as Pre-Treatment, Chemosphere, Vol:44, 37-43.
- Lopes de Moraes, J., Zamora, P.P., 2005. Use of Advanced Oxidation Processes to Improve the Biodegradability of Mature Landfill Leachates, Journal Hazardous Materials, Vol:123, No:1-3, 181-186.
- Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A., Di Pinto, A.C., 2004. Fenton’s Pre-Treatment of Mature Landfill Leachate, Chemosphere, Vol:54, 1005-1010.
- Mameri, N., Yeddou, A.R., Lounici, H., Belhocine, D., Grib, H., Bariou, B., 1998. Defluoridation of Septentrional Sahara Water of North Africa by Electrocoagulation Process Using Bipolar Aluminium Electrodes, Water Research, Vol:32, No:5, 1604-1612.
- Martin, A.M., 1991. Biological Degradation of Wastes, Elsevier Applied Science, London and New York, ISBN:1-85166-635-4, 234-235.

- Martinen, S.K., Kettunen, R.H., Sormunen, K.M., Soimasuo, R.M., Rintala, J.A., 2002. Screening of Physical-Chemical Methods for Removal of Organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates, *Chemosphere*, Vol:46, 851-858.
- Meng, X., Bang, S., Korfiatis, G.P., 2002. Removal of Selenocyanate from Water Using Elemental Iron, *Water Research*, Vol:36, No:15, 3867-3873.
- Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R., Cocke, D.L., 2001. Electrocoagulation (EC)- Science and Applications, *Journal Hazardous Materials*, Vol:B84, No:1, 29-41.
- Mollah, M.Y.A., Morkovsky, P., Gomes, J.A.G., 2004. Fundamentals, Present and Future Perspectives of Electrocoagulation, *Journal Hazardous Materials*, Vol:B114, No:1-3, 199-210.
- Moraes, B.P., Bertazzoli, R., 2005. Electrodegradation of Landfill Leachate in a Flow Electrochemical Reactor, *Chemosphere*, Vol:58, 41-46.
- Murugananthan, M., Raju, G.B., Prabhakar, S., 2004. Separation of Pollutants from Tannery Effluents by Electroflotation, *Separation and Purification Technology*, Vol:40, No:1, 69-75.
- Mwiganga, M., Kansiime, F., 2005. The Impact of Mpererwe Landfill in Kampala Uganda, on the Surrounding Environment, *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol:30, 744-750.
- Nissim, I., Shohat, T., Inbar, Y., 2004. From Dumping to Sanitary Landfills Solid Waste Management in Israel, *Waste Management*, Vol:25, No:3, 323-327.
- Olivier, J.G.J., Bouwman, A.F., Berdowski, J.J.M., Veldt, C., Bloos, J.P.J., Visschedijk, A.J.H., 1999. Sectoral Emission Inventories of Greenhouse Gases for 1990 on a per Country Basis as well as on 1x1, *Environmental Science Policy*, Vol:2, No:3, 241-263.
- Osako, M., Kim, Y.J., Sakai, S.I., 2004. Leaching of Brominated Flame Retardants in Leachate from Landfills in Japan, *Chemosphere*, Vol:57, 1571-1579.
- Ozkaya, B., Demir, A., Bilgili M.S., 2005. Mathematical Simulation and Long-Term Monitoring of Leachate Components from Two Different Landfill Cells, *Journal Hazardous Materials*.
- Öman, C., Hynning, P.A., 1993. Identification of Organic Compounds in Municipal Landfill Leachates, *Environmental Pollution*, Vol:80, 265-271.
- Özgürses, M.T., 2003. Elektrokoagülasyon ile Reaktif Tekstil Boya Çözeltilerinin Arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Kocaeli, 39-75.
- Panizza, M., Solisio, C., Cerisola, G., 1999. Electrochemical Remediation of Copper (II) from an Industrial Effluent Part II: Three-Dimensional Foam Electrodes, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol:27, No:4, 299-307.

- Panizza, M., Cerisola, G., 2004. Influence of Anode Material on the Electrochemical Oxidation of 2-Naphthol Part 2. Bulk Electrolysis Experiments, *Electrochimica Acta*, Vol:49, 3221-3226.
- Panizza, M., Cerisola, G., 2006. Olive Mill Wastewater Treatment by Anodic Oxidation with Parallel Plate Electrodes, *Water Research*, Vol:40, No:6, 1179-1184.
- Pavese, N.S., Bodrossy, L., Reichenauer, T.G., Weilharter, A., Sessitsch, A., 2006. 16rRNA Based T-RFLP Analysis of Methane Oxidising Bacteria Assessment, Critical Evaluation of Methodology Performance and Application for Landfill Site Cover Soils, *Applied Soil Ecology*, Vol:31, No:3, 251-266.
- Polprasert, D., Liyanage L.R.J., 1996. Hazardous Waste Generation and Processing, Resources, Conservatoin and Recycling, Vol:16, 213-226.
- Poon, C.P.C., 1997. Electroflotation for Groundwater Decontamination, *Journal Hazardous Materials*, Vol:55, No:1-3, 159-170.
- Rajkumar, D., Palanivelu, K., 2004. Electrochemical Treatment of Industrial Wastewater, *Journal Hazardous Materials*, Vol:B113, No:1-3, 123-129.
- Reinhart, D.R. ve Pohland, F.G., 1991. The Assimilation of Organic Hazardous Wastes by Municipal Solid Waste Landfills, *Journal Industrial Microbiology*, Vol:8, 193-200.
- Reinhart, D.R., 1993. A Review of Recent Studies on the Sources of Hazardous Compounds Emitted from Solid Waste Landfills a US Experience, *Waste Management Research*, Vol:11, No:3, 257-268.
- Rivas, F.J., Beltran, F.J., Frades, J., Buxeda, P., 2001. Oxidation of p-Hydroxybenzoic Acid by Fenton's Reagent, *Water Research*, Vol:35, 387-396.
- Rivas, F.J., Beltran, F.J., Gimeno, O., Acedo, B., Carvalho, F., 2003. Stabilized Leachates Ozone-Activated Carbon Treatment and Kinetics, *Water Research*, Vol:37, 4823-4834.
- Rivas, F.J., Beltran, F.J., Gimeno, O., Frades, J., Carvalho, F., 2006. Adsorption of Landfill Leachates onto Activated Carbon Equilibrium and Kinetics, *Journal Hazardous Materials*, Vol:B131, No:1-3, 170-178.
- Sakalis, A., Mpoulmpasakos, K., Nickel, U., Fytianos, K., Voulgaropoulos, 2005. Evaluation of a Novel Electrochemical Pilot Plant Process for Azodyes Removal from Textile Wastewater, *Chemical Engineering Journal*, Vol:111, No:1, 63-70.
- Sakalis, A., Fytianos, K., Nickel, U., Voulgaropous, A., 2006. A Comparative Study of Platinised Titanium and Niobe/Synthetic Diamond as Anodes in the Electrochemical Treatment of Textile Wastewater, *Chemical Engineering Journal*, Vol:119, No:2-3, 127-133.
- San, I., Onay, T.T., 2001. Impact of Various Leachate Recirculation Regimes on Municipal Solid Waste Degradation, *Journal Hazardous Materials*, B87, 259-271.

- Sang, N., Li, G., Xin, X., 2006. Municipal Landfill Leachate Induces Cytogenetic Damage in Root Tips of *Hordeum Vulgare*, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol:63, 469-473.
- Schrab, G.E., Brown, K.W., Donnelly, K.C., 1993. Acute and Genetic Toxicity of Municipal Landfill Leachate, *Water Air and Soil Pollution*, Vol:69, 99-112.
- Scott, K., 1995. *Electrochemical Processes for Clean Technology*, The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, 12-62.
- Shu, H.Y., Fan, H.J., Chang, M.C, Hsieh, W.P., 2006. Treatment of MSW Landfill Leachate by a Thin Gap Annular UV/H₂O₂ Photoreactor with Multi-UV Lamps, *Journal Hazardous Materials*, Vol:B129, 73-79.
- Slack, R.J., Gronow J.R. ve Voulvoulis, N., 2004. House Hazardous Waste in Municipal Landfills: Contaminants in Leachate, *Science of the Total Environment*, Vol:337, 119-137.
- Slack, R.J., Gronow J.R., Voulvoulis, N., 2004. Hazardous Components of Household Waste, *Environmental Science & Technology*, Vol:34, 419-445.
- Silva, A.C., Dezotti, M., Sant'Anna, G.L., 2004. Treatment and Detoxification of Sanitary Landfill Leachate, *Chemosphere*, Vol:55, 207-214.
- Solisio, C., Panizza, M., Paganelli, P., Cerisola, G., 1999. Electrochemical Remediation of Copper (II) from an Industrial Effluent Part I: Monopolar Plate Electrodes, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol:26, No:2, 115-124.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WPCF, 1997. 19th ed., Washington, DC.
- Steensen, M., 1997. Chemical Oxidation for the Treatment of Leachate-Process Comparison and Results from Full Scale Plants, *Water Science and Technology*, Vol:35, 249-256.
- Tauchert, E., Schneider, S., Lopes de Moraes, J., Peralta-Zamora, P., 2006. Photochemically Assisted Electrochemical Degredation of Landfill Leachate, *Chemosphere*. 212-214.
- Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I., 2002. A Field Investigation of the Quantity and Quality of Leachate from a Municipal Solid Waste Landfill in a Mediterranean Climate, *Advances in Environmental Research*, Vol:6, 207-219.
- T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2012. Aksaray İli Çevre Durum Raporu, Ankara.
- T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2005. Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, 25777 sayılı değişiklik, 9 s.
- Tchobanoglous, G., Theise, H., Vigil S., 1993. *Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues*, Mc-Graw-Hill Inc., Singapore, 6-389.

- Trânkler, J., Visvanathan, C., Kuruparan, P., Tubtimthai, O., 2005. Influence of Tropical Seasonal Variations on Landfill Leachate Characteristics Result from Lysimeter Studies, *Waste Management*, Vol:25, No:10, 1013-1020.
- Uğur K., Fatih İ., N. Cemre B., Kübra U., M. Talha G., 2012. Sızıntı Sularının Evsel Atıksularla Birlikte Elektrokoagülasyon Prosesiyle Arıtılabilirliğinin İncelenmesi, 8 s.
- Vesilind, P.A., Worrell, W.A., Reinhart, D.R., 2002. *Solid Waste Engineering*, Brooks-Cole/Thomson Learning, ISBN:0-534-37814-5, 17-153.
- Vlyssides, A.G., Karlis, P.K., Zorpas, A.A., 1999. Electrochemical Oxidation of Noncyanide Strippers Wastes, *Environment International*, Vol:25, No:5, 663-670.
- Vlyssides, A.G., Loizidou, M., Karlis, P.K., Zorpas, A.A., Papaioannou, D., 1999. Electrochemical Oxidation of a Textile Dye Wastewater Using a Pt/Ti Electrode, *Journal of Hazardous Materials*, B70, No:1-2, 41-52.
- Vlyssides, A.G., Papaioannou, D., Loizidou, M., Karlis, P.K., Zorpas, A.A., 2000. Testing an Electrochemical Method for Treatment of Textile Dye Wastewater, *Waste Management*, Vol:20, 569-574.
- Wang, Z., Zhang, Z., Lin, Y., Deng, N., Tao, T., Zhuo, K., 2002. Landfill Leachate Treatment by a Coagulation-Photooxidation Process, *Journal Hazardous Materials*, Vol:95, No:1-2, 153-159.
- White, J., Robinson, J., Qingchao, R., 2004. Modelling the Biochemical Degradation of Solid Waste in Landfills, *Waste Management*, Vol:24, No:3, 227-240.
- Wieckowski, A., 1999. *Interfacial Electrochemistry: Theory, Experiment and Applications*, Dekker.
- Wilson, D.C., 1981. *Waste Management Planning, Evaluation, Technologies*, Clarendon Press Oxford, ISBN:019 859001 6, 192-235.
- Wu, J.J., Wu, C.C., Ma, H.W., Chang, C.C., Treatment of Landfill Leachate by Ozone Based Advanced Oxidation Processes, *Chemosphere*, Vol:54, 997-1003.
- Yasuhara, A., Shiraishi, H., Nishikawa, M., Yamamoto, T., Uehiro, T., Nakasugi, O., 1997. Determination of Organic Components in Leachates from Hazardous Waste Disposal Sites in Japan by Gas Chromatography-Mass Spectrometry, *Journal Chromatography A*, Vol:774, 321-332.
- Zairi, M., Ferchichi, M., Ismail, A., Jenayeh, M., Hammami, H., 2004. Rehabilitation of El Yahoudia Dumping Site Tunisia, *Waste Management*, Vol:24, No:10, 1023-1034.
- Zhu, W., Yang, Z., Wang, L., 2001. Application of Ferrous Hydrogen Peroxide for Treatment of DSD Acid Manufacturing Process Wastewater, *Water Research*, Vol:35, 2087-2091.

- Zito, R., 1999. "Electrochemical approaches to Water Processing", Technology Research Laboratories.
- Canizares P., Martinez F., Jimenez C., Lobato J., Rodrigo M.A., 2006. Comparison of the aluminum speciation in chemical and electrochemical dosing processes, Ind. Eng. Chem. Res., 45 s.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Alper ALVER

Doğum Yılı : 1986

Eğitim Bilgileri

Lisans : Aksaray Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü ; 2009

Yüksek Lisans : Aksaray Üniversitesi, Çevre Mühendisliği A.B.D.

İletişim Bilgileri

Adres : Aksaray Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü
68100 Merkez Kampüs / AKSARAY

Telefon : 0 543 386 7680

e-posta : alperalver@gmail.com