

**YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**SIZINTI SULARININ ELEKTROKOAGÜLASYON
YÖNTEMİYLE ARITILMASI**

Çevre Mühendisi Fatih İLHAN

**FBE Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında
Hazırlanan**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Tez Danışmanı : Prof. Dr. M. Talha GÖNÜLLÜ

İSTANBUL, 2006

İÇİNDEKİLER

İÇİNDEKİLER	ii
KISALTMA LİSTESİ	iv
ŞEKİL LİSTESİ	v
ÇİZELGE LİSTESİ	viii
ÇİZELGE LİSTESİ	viii
ÖNSÖZ	ix
ÖZET	x
ABSTRACT	xi
1. GİRİŞ	1
2. SIZINTI SULARI	3
2.1 Sızıntı Suyunun Oluşumu	3
2.2 Sızıntı Suyun Oluşum Miktarları	5
2.2.1 Sızıntı Suyunun Miktarını Etkileyen Faktörler	7
2.2.2 Sızıntı Suyu Miktarının Hesaplanması	8
2.3 Sızıntı Suyunun Kirletici Özellikleri	9
2.4 Sızıntı Sularının Zararları ve Yönetimi	12
2.5 Ülkemizde Sızıntı Sularının Yönetimi	14
3. SIZINTI SULARININ ARITILMASI	16
3.1 Depo İçi Arıtım	18
3.1.1 Sızıntı Suyu Geri Devri	18
3.2 Depo Dışı Arıtım	19
3.2.1 Biyolojik Arıtım	20
3.2.2 Fiziksel Arıtım	24
3.2.3 Kimyasal Arıtım	26
3.2.4 Fizikokimyasal Arıtım	27
3.2.5 Diğer Yöntemler	28
3.3 Sızıntı Sularının Arıtım Yöntemlerinin Karşılaştırılması	30
3.4 Ülkemizde Sızıntı Sularının Arıtımı	34
3.5 Sızıntı Sularının Arıtımına Yeni Bir Alternatif	35
4. ELEKTROKİMYASAL ARITMA YÖNTEMLERİ VE ELEKTROKOAGÜLASYON	36
4.1 Elektrokimyasal Arıtım Yöntemleri	37
4.1.1 Elektrooksidasyon	37

4.1.2	Elektroflotasyon.....	37
4.1.3	Elektrokoagülasyon	39
4.2	Sızıntı Sularının Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Arıtılması	50
5.	DENEYSEL ARAŞTIRMA	54
5.1	Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	54
5.2	Materyal ve Metotlar	54
5.3	Deneysel Çalışma Sonuçları ve Değerlendirilmesi	58
5.3.1	pH Değişimi.....	58
5.3.2	Sıcaklık – İletkenlik Değişimi	63
5.3.3	Elektrokoagülasyon ile Kimyasal Koagülasyonun Karşılaştırılması	68
5.3.4	EK İşletme Parametrelerinin Optimizasyon Çalışmaları.....	76
5.3.5	Ekonomik Analiz	93
6.	SONUÇLAR.....	97
KAYNAKLAR.....		100
ÖZGEÇMİŞ.....		104

KISALTMA LİSTESİ

TOK	Toplam Organik Karbon
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
NH ₃ -N	Amonyak Azotu
AKM	Askıda Katı Madde
Al	Alüminyum (elektrot)
Fe	Demir (elektrot)
Ti	Titanyum (elektrot)
Ru	Rutenyum (elektrot)
Pt	Platinyum (elektrot)
Ti/RuO ₂	Titanyum Üzerine Oksitlenmiş Rutenyum Kaplı Elektrot
Ti/SnO ₂	Titanyum Üzerine Oksitlenmiş Kalay Kaplı Elektrot
BDD	Borlanmış Elmas Elektrot
V	Volt
A	Amper
W	Watt
EK	Elektrokoagülasyon
KK	Kimyasal Koagülasyon

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2.1 Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyuna geçme durumları	4
Şekil 3.1 Sızıntı sularının arıtım metotları	17
Şekil 3.2 Sızıntı suyu arıtım kombinasyonları	20
Şekil 3.3 Membran çeşitleri ve uygulama alanları	25
Şekil 3.4 Membran tipleri ve geçirgenlik değerleri	25
Şekil 4.2 Paralel bağlı monopolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli elektrokoagülasyon reaktörü	48
Şekil 4.3 Seri bağlı monopolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli elektrokoagülasyon reaktörü	49
Şekil 4.4 Paralel bağlı bipolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli elektrokoagülasyon reaktörü	49
Şekil 4.5 Laboratuvar ölçekli elektrokoagülasyon reaktör sistemi.....	50
Şekil 5.1 Deneyisel çalışma düzeneğinin şematik gösterimi.....	56
Şekil 5.2 12,56W'lık (8V-1,57A) çalışmada elektrotlara bağlı olarak pH değişimi.....	60
Şekil 5.3 19,60W'lık (10V-1,96A) çalışmada elektrotlara bağlı olarak pH değişimi.....	60
Şekil 5.4 28,32W'lık (12V-2,32A) çalışmada elektrotlara bağlı olarak pH değişimi.....	61
Şekil 5.5 39,76W'lık (14V-2,84A) çalışmada elektrotlara bağlı olarak pH değişimi.....	61
Şekil 5.6 Farklı akım değerlerinde alüminyum elektrotlar kullanıldığında pH değişimi.....	62
Şekil 5.7 Farklı pH ve alüminyum konsantrasyonlarında Alüminyum formlarının dağılımı ve çalışma şartlarında ortamda bulunan alüminyum türü.....	63
Şekil 5.8 12,56W'lık (8V – 1,57A) çalışmada Sıcaklık ve İletkenlik değişimi	64
Şekil 5.9 19,6W'lık (10V – 1,96A) çalışmada Sıcaklık ve İletkenlik değişimi	65
Şekil 5.10 28,32W'lık (12V – 2,36A) çalışmada Sıcaklık ve İletkenlik değişimi	65
Şekil 5.11 39,76W'lık (14V – 2,84A) çalışmada Sıcaklık ve İletkenlik değişimi	66
Şekil 5.12 Farklı akım değerlerinde alüminyum elektrotlar kullanıldığında sıcaklık değişimi	67
Şekil 5.13 Farklı akım değerlerinde alüminyum elektrotlar kullanıldığında iletkenlik değişimi	67
Şekil 5.14 Koagülant olarak Demir kullanıldığında KOİ Giderimi bakımından EK – KK yöntemlerinin karşılaştırılması.....	70
Şekil 5.15 Koagülant olarak Alüminyum kullanıldığında KOİ Giderimi bakımından EK – KK yöntemlerinin karşılaştırılması.....	70
Şekil 5.16 Koagülant olarak Demir kullanıldığında Sülfat değişimi bakımından EK – KK yöntemlerinin karşılaştırılması.....	72
Şekil 5.17 Koagülant olarak Alüminyum kullanıldığında Sülfat değişimi bakımından EK – KK yöntemlerinin karşılaştırılması.....	72

Şekil 5.18 Koagülant olarak demir kullanıldığında çamur oluşumu bakımından EK – KK yöntemlerinin karşılaştırılması.....	74
Şekil 5.19 Koagülant olarak alüminyum kullanıldığında çamur oluşumu bakımından EK – KK yöntemlerinin karşılaştırılması.....	74
Şekil 5.20 Elektrokoagülasyonda elektrot tiplerine bağlı olarak çamur oluşumu.....	75
Şekil 5.21 12,56W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak KOİ Giderimi.....	77
Şekil 5.22 12,56W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak NH ₃ -N Giderimi.....	78
Şekil 5.23 19,6W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak KOİ Giderimi.....	78
Şekil 5.24 19,6W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak NH ₃ -N giderimi.....	79
Şekil 5.25 28,32W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak KOİ giderimi	79
Şekil 5.26 28,32W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak NH ₃ -N giderimi.....	80
Şekil 5.27 39,76W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak KOİ giderimi	80
Şekil 5.28 39,76W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak NH ₃ -N giderimi.....	81
Şekil 5.29 39,76W'lık çalışmada karıştırmaya bağlı olarak KOİ giderimi	83
Şekil 5.30 39,76W'lık çalışmada karıştırmaya bağlı olarak NH ₃ -N giderimi	83
Şekil 5.31 12,56W'lık çalışmada pH ayarlayanın ve havalandırmanın NH ₃ -N giderimine etkisi	85
Şekil 5.32 12,56W'lık çalışmada zamana bağlı olarak KOİ giderimi.....	87
Şekil 5.33 19,6W'lık çalışmada zamana bağlı olarak KOİ giderimi.....	87
Şekil 5.34 28,32W'lık çalışmada zamana bağlı olarak KOİ giderimi.....	88
Şekil 5.35 39,76W'lık çalışmada zamana bağlı olarak KOİ giderimi.....	88
Şekil 5.36 12,56W'lık çalışmalarda zamana bağlı olarak KOİ ve NH ₃ -N giderimi.....	90
Şekil 5.37 19,6W'lık çalışmalarda zamana bağlı olarak KOİ ve NH ₃ -N giderimi.....	90
Şekil 5.38 28,32W'lık çalışmalarda zamana bağlı olarak KOİ ve NH ₃ -N giderimi.....	91
Şekil 5.39 39,76W'lık çalışmalarda zamana bağlı olarak KOİ ve NH ₃ -N giderimi.....	91
Şekil 5.40 Farklı Elektriksel güç uygulamalarında elde edilen KOİ giderimi	92
Şekil 5.41 Farklı Elektriksel güç uygulamalarında elde edilen NH ₃ -N giderimi	92
Şekil 5.42 Farklı elektriksel güç uygulamalarında giderilen KOİ miktarı	93
Şekil 5.43 Farklı elektriksel güç uygulamalarında arıtılan atıksu miktarına bağlı olarak enerji tüketimi	94
Şekil 5.44 Farklı elektriksel güç uygulamalarında giderilen KOİ başına enerji tüketimi	94
Şekil 5.45 Farklı elektriksel güç uygulamalarında arıtılan atıksu miktarına bağlı olarak enerji maliyeti	95

Şekil 5.46 Farklı elektriksel güç uygulamalarında giderilen KOİ miktarına bağlı olarak enerji maliyeti	95
--	----

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 2-1 Biyolojik stabilizasyon fazları esnasında sızıntı suyunun karakteristik durumu ..	12
Çizelge 2-2 Kömürcüoda ve Odayeri sızıntı sularının karakteristikleri	15
Çizelge 3-1 Arıtma sistemlerinin kirlilik parametreleri üzerinde giderim performanslarının karşılaştırılması	31
Çizelge 3-2 Sızıntı suları için farklı arıtım yöntemlerinin kirletici parametreleri üzerindeki giderim verimleri	32
Çizelge 3-3 Çeşitli arıtma kombinasyonlarının sızıntı suyundaki bazı kirlilik parametrelerinin gideriminin karşılaştırılması	33
Çizelge 4-1 Elektrotlarda oluşan reaksiyonların mekanizmaları.....	44
Çizelge 5-1 Çalışmada kullanılan sızıntı suyunun genel özellikleri.....	55
Çizelge 5-2 Çalışmada kullanılan gerilim kuvveti, akım, elektriksel güç ve akım yoğunluğu değerleri	58

ÖNSÖZ

Öncelikle bu tezin hazırlanmasında, tüm aşamalardaki değerli yardımlarından dolayı tez danışmanım, saygıdeğer hocam Prof. Dr. M. Talha GÖNÜLLÜ'ye,

Bu tezi yapabilmem için gerekli altyapıyı oluşturmamı sağlayan saygıdeğer hocalarıma,

Tezin her aşamasında katkılarını benden esirgemeyen saygıdeğer hocalarım Uzman Uğur KURT ve Dr. Ömer APAYDIN'a,

Tezin yazımı konusunda yardımlarını benden esirgemeyen değerli arkadaşım Selami DEMİR'e,

Manevi desteklerinden ötürü tüm araştırma görevlisi arkadaşlarıma,

Bugünlere gelmemin başlıca sebebi olan sevgili aileme, maddi manevi destekleri ve gösterdikleri anlayıştan dolayı teşekkürü bir borç bilirim.

Fatih İLHAN

ÖZET

Karmaşık yapısı ve karakteristik özelliklerinin depo yaşına bağlı olarak değişimleri nedeniyle, sızıntı suları arıtımı zor atıksuların başında gelmektedir. Gelişen teknolojilere paralel olarak sızıntı suyunun arıtımı için daha yüksek verimli ve düşük maliyetli arıtma metotlarına olan arayışlar artarak devam etmektedir. Günümüzde elektrokoagülasyon yöntemi ise ileri arıtım metotları içerisinde çeşitli avantajları ile ortaya çıkmaktadır. Bu çalışmada elektrokoagülasyon yöntemi kullanılarak sızıntı suyunun kısa süre içerisinde daha düşük maliyetler ile arıtılabilirliği araştırılmıştır.

Çalışma süresince sızıntı suyu numuneleri Odayeri Düzenli Depolama Sahası'ndan (İstanbul) tedarik edilmiştir. İlk olarak koagülasyon ve elektrokoagülasyon KOİ giderim hızı, çamur oluşumu ve sülfat konsantrasyonunun değişimi bakımından karşılaştırılmıştır. Çalışma boyunca pH, sıcaklık ve spesifik iyonik iletkenlik sürekli olarak izlenmiştir. Alüminyum ve demir elektrotlar kullanılarak amonyak azotu ve KOİ giderim verimleri yükseltilmeye çalışılmıştır. Daha sonra akım yoğunluğu ve karıştırma uygulamasının optimum giderim verimi üzerine etkileri incelenmiştir. Bunun yanı sıra optimum reaksiyon süresi 1 saatlik akım uygulama süresi için araştırılmıştır. Farklı akım yoğunlukları ile elektrokoagülasyon için ihtiyaç duyulan enerji miktarları belirlenmiştir. Çalışmalar sonucunda; 1, 5, 15 ve 30. dakikalar için sırasıyla %8,8, %9,6, %11,2 ve %14,6'lık amonyak azotu giderimi elde edilmiştir. Elektrokoagülasyonda amonyak giderimini arttırmak için hava ile sıyırma ve pH ayarlama uygulamaları da yapılırken, verim %24,4 seviyelerine kadar yükseltilebilmiştir. Aynı süreler boyunca KOİ giderim verimlerinin sırasıyla %45,5, %49,2, %53,6 ve %59,1 seviyelerinde olduğu belirlenmiştir. 30 dakikalık çalışma süresi sonunda pH değeri 8,2'den 9,6'ya, sıcaklık ise 23,7°C'den 29,7°C'ye yükselmiştir. Yapılan analizler neticesinde elektrokoagülasyon yöntemiyle sızıntı sularının bir ön arıtma kademesi olarak arıtma sağlayabileceği belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Sızıntı suyu, elektrokimyasal arıtım, elektrokoagülasyon, KOİ, amonyak azotu, karıştırma, havalandırma, optimizasyon

ABSTRACT

Having complex structure and characteristics dependent on the age of landfill, leachate is one of those wastewaters difficult to treat. Along with developing technology, the search for higher-efficiency- and lower-cost-treatment techniques for leachate treatment is of priority. Today, electrocoagulation method with a number of advantages is encountered among advanced treatment techniques. In this study, the treatability of leachate in a shorter period of time with lower costs was investigated.

Leachate samples were obtained from Odayeri Sanitary Landfill Site (Istanbul) during the study. Conventional coagulation and electrocoagulation were first compared in the aspects of COD removal rate, sludge production and sulfate concentration change. During the study, pH, temperature and specific ionic conductivity were continuously observed. Ammonium nitrogen and COD removal efficiencies were tried to be increased by the use of aluminum and iron electrodes. Only after then was investigated the effects of current density and mixing operation on optimal removal efficiencies. Besides, optimum reaction time was investigated for one-hour-current application. The energy need of electrocoagulation and different current densities were determined. The results showed that, for 1, 5, 15 and 30 minutes, ammonium nitrogen removal efficiencies were 8,8%, 9,6%, 11,2% and 14,6%, respectively. When ammonia stripping and pH adjustment are applied to increase ammonia removal, the efficiency reached 24,4%. COD removal efficiencies for the same reaction times were 45,5%, 49,2%, 53,6% and 59,1%, respectively. After 30 min of operation, pH of leachate increased from 8,2 to 9,6 and temperature increased from 23,7°C to 29,7°C. The results of the study revealed that electrocoagulation method can be used as a preliminary treatment method for leachate treatment.

Keywords: Leachate, electrochemical treatment, electrocoagulation, COD, ammonium nitrogen, mixing, aeration, optimisation.

1. GİRİŞ

Üreticisi tarafından atılmak istenen ve toplumun huzuru ile özellikle çevrenin korunması bakımından, düzenli bir şekilde bertaraf edilmesi gereken katı maddeleri ve arıtma çamurunun tümüne birden katı atık denilmektedir (Katı Atık Kontrolü Yönetmeliği,1991).

Katı atıkların giderilmesi özellikle gelişmekte olan ülkelerde büyük sorunlar oluşturmaktadır. Bu nedenle doğan ihtiyaçlardan ötürü birçok katı atık bertaraf yöntemi geliştirilmiştir. Bu yöntemlerden en ekonomik olanı ve atık maddelerin büyük bir çoğunluğuna uygulanabilirliği nedeniyle en çok kullanılan yöntem depolamadır. Halen tüm dünyada oluşan katı atıkların bertarafının yaklaşık %70'i depolama yöntemiyle sağlanmaktadır. Dünyada tahmini hesaplarla yıllık olarak 450-500 milyon ton evsel katı atık meydana gelmektedir. Bu miktarın 320 ila 350 milyon tonu ise katı atık depo sahalarına gömülmektedir (Kanat ve Demir, 1997). Ülkemizde depolama yöntemi çoğunlukla vahşi depolama şeklinde gerçekleşmektedir. Vahşi depolamanın birçok dezavantajı bulunmakta, bu alanların yakınlarında çok büyük sağlık problemleri oluşmaktadır. Ayrıca büyük bir kirletici potansiyeline sahip olan bu katı atıklar rüzgâr vb. etkenler sonucunda çevreye yayılım göstererek, büyük bir kirlilik oluşmaktadır. Vahşi depolama ile kötü kokular oluşmakta, özellikle yeraltı suları kirlenmekte, sinek ve kuşların bu atıklarla teması ile bulaşıcı hastalıkların taşınması ve oluşan metan gazının kontrollü bir şekilde toplanmamasından ileri gelen patlama riskleri en büyük sorunları oluşturmaktadır. Halen birçok yerde vahşi depolamanın uygulanıyor oluşu sağlığımızın ve çevremizin büyük ölçüde tehdit altında olmasına neden olmaktadır. Vahşi depolamada bu gibi sorunlar ortaya çıkarken düzenli depolama adı verilen kontrollü depolama ile bu sorunların büyük bir çoğunluğu ortadan kalkabilmektedir. Düzenli depolama yöntemi kullanılarak rüzgâr ile bu atıkların taşınması önlenmektedir. Ayrıca yukarıda belirtilen diğer sorunlar düzenli depolama yönteminin kullanılmasıyla en aza indirgenmiş olur. Düzenli depolama yöntemine duyulan ihtiyacın anlaşılmasının artmasıyla, düzenli depolama kurulması artmıştır. Düzenli depolama yönteminin en önemli avantajı ve uygulanmasındaki neden ise maliyetinin diğer bertaraf yöntemlerine oranla çok daha düşük olmasıdır. Depolama yönteminin en büyük dezavantajı çok yüksek kirletici özelliklerine sahip kompleks bir yapıdaki sızıntı suyu oluşumudur. Düzenli depolama yöntemiyle, atıklar kontrollü bir şekilde stabilize olmuş maddelere dönüşünceye kadar ayrılmaktadır. Yüksek organik içeriği nedeniyle örtü malzemesi örtüldükten sonra doğal bir şekilde anaerobik reaktör özelliği göstermektedir. Dolayısıyla zamana bağlı olarak Depo alanı hücresi içerisinde belirli oluşumlar gerçekleşmektedir. Sonuç olarak atıkların sıvı içeriği ve diğer depoya giren su içeriğinin

katkılarıyla sızıntı suyu oluşumu söz konusudur. Ayrıca oluşan anaerobik reaktör davranışları sonucu metan gazı da açığa çıkmaktadır. Bu gazında kontrollü bir şekilde ortamdaki alınması gerekir. Aksi takdirde %5-15 oranında oksijen ile temas ettiği takdirde grizu gazı oluşmaktadır. Düzenli depolama sahalarında katı atıklardan süzülerek çeşitli olaylar sonucunda oluşan sızıntı suyu, toplama kanalları ile depo sahasından ayrılmalı ve sızıntı suyu toplama havuzuna ulaştırılmalıdır. Böylece bu havuzda biriken sızıntı sularının arıtımı yapılabilmektedir. Sızıntı suyu çok kompleks ve yüksek kirlilik potansiyeline sahiptir. Katı atıkların kompozisyonu zamana ve bölge şartlarına bağlı olarak değişebildiğinden bu atıklardan sızıntı suyu karakteristiği de büyük ölçüde değişebilmektedir. Sızıntı sularının karakteristik özellikleri, artan depo yaşına, örtü malzemesinin özelliğine, bölgedeki katı atık karakterizasyonuna ve meteorolojik şartlara bağlı olarak salınım göstermektedir. Bu nedenle bu suyun arıtılabilmesi için inşa edilecek tesis, karakteristik özelliklerdeki salınımlarda istenilen verimi elde edilecek şekilde planlanmalı ve dizayn edilmelidir. Sızıntı suyu arıtma tesislerinin büyük bir çoğunluğu bu koşul düşünülmediği için, ilerleyen yıllarda düşünüldüğü kadar iyi hizmet veremeyip düşük bir arıtım verimi ile sızıntı sularının arıtımı gerçekleştirilmektedir. Kompleks içeriği nedeniyle arıtımı en zor suların başında sızıntı suları gelmektedir. Bu nedenle tek bir arıtım yöntemi ile nihai bir arıtım sağlamak sızıntı suları için pek mümkün değildir. Özellikle endüstrilerde kimyasal yöntemler kullanılmak suretiyle biyolojik olarak ayrışması zor bileşikler ilk olarak sudan uzaklaştırılır daha sonra biyolojik arıtım ile nihai bir arıtım sağlanabilmektedir. Benzer içeriğe sahip sızıntı sularında da böyle bir uygulama söz konusu olabilir. Son yıllarda popülaritesi giderek artan elektrokimyasal arıtım yöntemleri kısa sürede etkili verim sağlamalarıyla arıtım dünyasında saygın bir yer kazanmaya başlamıştır. Elektrokimyasal arıtım kendi içinde 3 gruba ayrılmakla birlikte en çok kullanılan yöntem elektrokoagülasyondur.

Bu tez çalışmasının amacı, güncel ileri arıtım metotlarından elektrokimyasal arıtımın önde gelen uygulamalarından elektrokoagülasyon yöntemi ile sızıntı sularının ön arıtılabilirliğini belirlemeye çalışmak ve bunu sağlamak için elektrokoagülasyonla ilgili çeşitli işletme şartlarına bağlı olarak en uygun arıtma imkânlarını tespit etmektir.

2. SIZINTI SULARI

2.1 Sızıntı Suyunun Oluşumu

Depolama alanları, fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerin gerçekleştiği ve böylelikle atıkların yapılarının değiştiği ve bozunmaya uğradıkları bir reaktör olarak düşünülebilir. Depolama alanına yağmur suyu girmesi ve atıkların biyokimyasal ve fiziksel parçalanması sonucunda organik ve inorganik kirlilik derecesi yüksek bir sızıntı suyu oluşur (Ebin, 2004). Depolama tekniğinin en büyük dezavantajı belirli debide sızıntı suyunun oluşumudur. Depo yerlerinde oluşan ve evsel atıksuların 100 mislinden daha kirletici olabilen bu sızıntı sularında her türlü kirleticiye üst düzeyde rastlanabilmektedir (Gönüllü ve Baştürk, 1987). Sızıntı suyu oluşumunda yağış sularının çok büyük katkısının olması nedeniyle düzenli depolama sahalarında yağış sızmasının önlenmesi sızıntı suyu oluşumunu azaltır. Düzenli depolamada sızıntı suyunun oluşumu, depolama hücresinde atıkların sıvı içeriğinin sıkışma sonucunda süzülmesiyle oluşur. Bu oluşum sırasında atığın genel su içeriğine atıklarda bulunan çözünmüş maddelerin de girmesi oluşan sızıntı suyun daha da kompleks bir hale getirir. Ayrıca depo hücresinde olduğu bilinen anaerobik duruma bağlı olarak çözünemeyen organiklerin bir kısmı çözünebilir forma dönüşerek sızıntı suyu bileşimine katkıda bulunabilmektedir. Atığın çözünmüş madde içeriği, ayrışabilirliği ve atığın genel karakteristik özellikleri, sızıntı suyu bileşiminin oluşumunda birinci derecede etkilidir. Ayrıca depo sahasının durumu ve meteorolojik faktörler de sızıntı suyu oluşumunda etkin rol oynarlar. Sızıntı suyu oluşumunda redoks reaksiyonlarının etkisi de büyüktür. Bu reaksiyonlara örnek olarak bir kaç aşağıda verilmektedir.

Oksidasyon-Redüksiyon Reaksiyonları:

Okside olmuş İndirgenmiş form

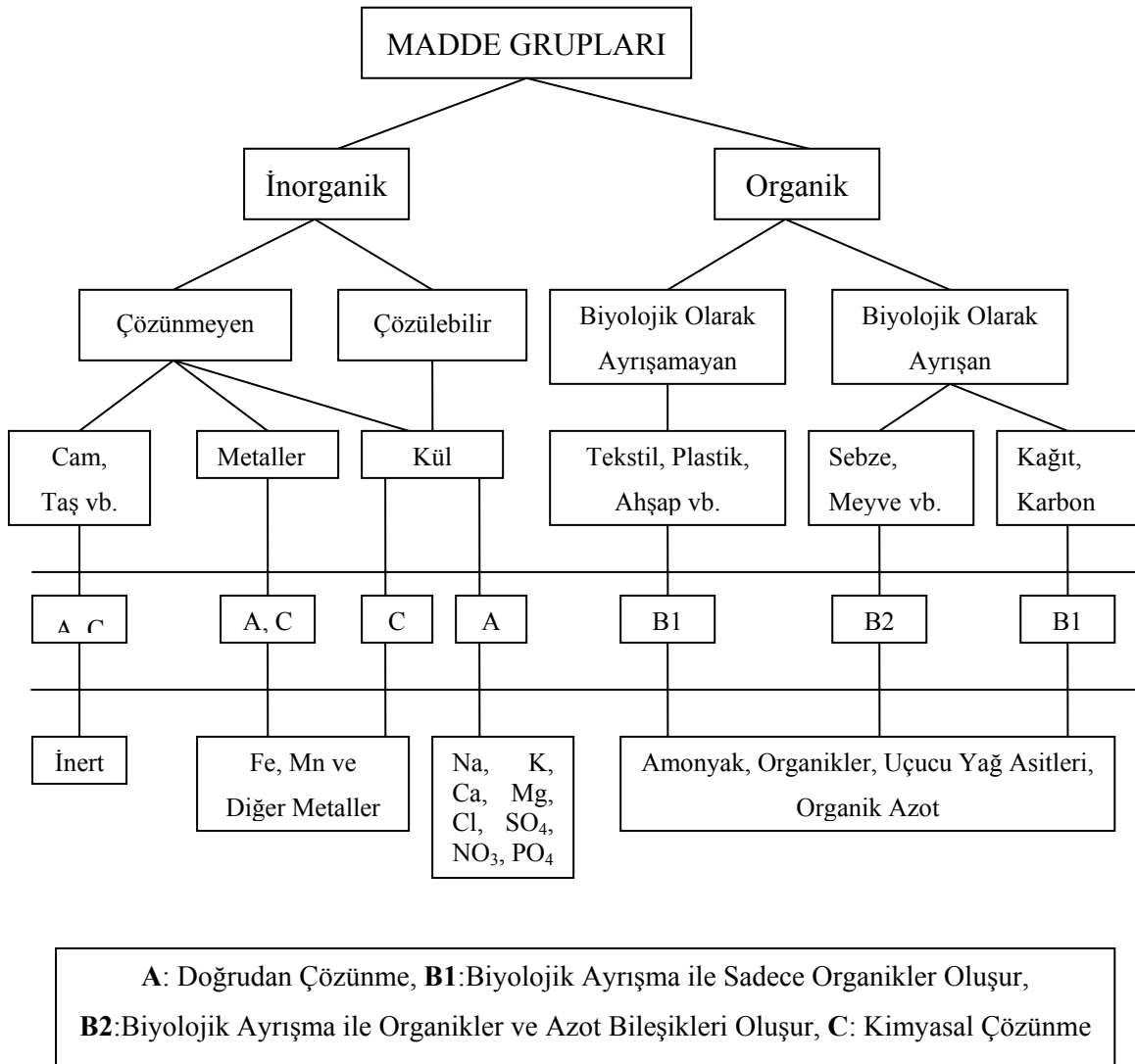


şeklinde özetlenebilir (Yıldız, 2005).

Sızıntı suyunu oluşturan etmenlerin başlıcaları yağış ve katı atık su içeriği olmasına karşın sızıntı suyu oluşumu incelendiğinde fiziksel, kimyasal ve biyolojik faaliyetlerin önemli ölçüde etkilerinin olduğu açığa çıkmaktadır. Biyolojik faaliyetler ile sızıntı suyu içindeki

çözünemeyen özellikteki bileşiklerin çözünür forma getirilmesi söz konusu olmaktadır. Ayrıca sızıntı suyunun oluşum mekanizması iyice incelendiğinde, adsorpsiyon ve difüzyon gibi fizikokimyasal faaliyetlerinde söz konusu olduğu açıkça görülmektedir. Bunlara ilave olarak, yüzeysel akışlar, yeraltı suyunun karışması, atığın bozunma reaksiyonları, evapotranspirasyon, nem tutma kapasitesi, infiltrasyon, geçirgenlik vb. faktörler de etkilidir.

Katı atık bileşimine bağlı olarak meydana gelen sızıntı suyu bileşenleri Şekil 2-1’de şematize edilmiştir.



Şekil 2.1 Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyuna geçme durumları (Bilgili, 2005)

Atıklar ilk depolandıklarında %20-40 arasında nem içerirler (ıslak ağırlık). Depo sahasına yüzeysel ya da yeraltı sularının girmesi veya yağışların infiltrasyonu sonucunda depodaki su

miktarı artar. Atıkların sıkışması ile aşağılara sızan sular depo tabanına doğru atıktan serbest sızacak durumda olduklarından, depo dreninden sızmaya başlarlar.

Sızıntı suyunun bileşenlerini temel anlamda üç grupta toplamak mümkündür. Bunlar;

- 1) Depo sahalarında anaerobik ayrışmalar sırasında oluşan sızıntı suyu,
- 2) Depo sahasına dökülen ve sıkıştırılan katı atığın su içeren bileşiklerinin sıkıştırılmasından oluşan sızıntı suyu,
- 3) Depo sahası yüzeyine düşen yağış kontrol altına alınmamışsa, depo sahası kütlesinden geçerek oluşturduğu sızıntı suyu,

olarak ifade edilebilir (Heyer vd., 1999).

Depo sahalarında sızıntı suyu oluşumuna neden olan birçok parametre vardır. Bunlar genel olarak;

- 1) Bölge iklimi,
- 2) Bölge topografyası,
- 3) Toprak cinsi,
- 4) Depo yeri hidrolojisi,
- 5) Depo altına geçirimsiz tabaka yayılması,
- 6) Depo üstünde toprak örtü kullanılması,
- 7) Katı atıkların cinsi,

gibi faktörlerden ibarettir (Gönüllü vd., 1986).

Depolanın atığın su içeriği yanı sıra birçok atık bileşeni sızıntı suyunun oluşumuna etki eder ve bu suretle karakteristiğinin değişimi de söz konusu olur. Farklı karakteristikteki sızıntı sularının yönetiminde; büyük ölçüde farklı olacağından dolayı, sızıntı suyu oluşumu mekanizmalarını iyi bilmek, arıtılabilirliğini belirlemek ve uygun yöntemlerin seçimi için büyük önem taşımaktadır.

2.2 Sızıntı Suyun Oluşum Miktarları

Sızıntı sularının arıtımında, arıtma tesisinin tasarımı çok dikkatle yapılmalıdır. İlerleyen

yıllarda oluşacak şartlara göre tesisin dizayn edilmesi gerekir. Arıtma tesisinde kullanılacak arıtma yöntemleri belirlenmesi kadar sızıntı suyunun debisinin belirlenmesi de önemlidir. Çok karmaşık olaylar sonucunda oluşan sızıntı suyunun miktarının belirlenmesi oldukça zordur. Özellikle birkaç sene sonra oluşacak sızıntı suyu debisini belirlemek için çok dikkatli davranmak gerekir. Çöplerin sıvı içeriği yüksek olmasının yanı sıra, tüm sıvıyı absorplayacak niteliği bulunmaması ve sızdırması sızıntı suyu miktarının arttıran önemli etmenlerdendir.

Genel olarak bakıldığında sızıntı suyu miktarı bölgeye düşen yağış miktarı ile doğru orantılıdır. Hatta daha gerçekçi bir tabirle sahaya giren su miktarıyla sızıntı suyu miktarı orantılıdır. Ayrıca sızıntı suyu miktarı sıkıştırma şekline ve bölgenin buharlaşma miktarına da önemli ölçüde bağlıdır.

Sızıntı suyu miktarının ve kirletici içeriğinin düşük olması için dikkat edilmesi gerek bazı hususlar vardır. Bunlardan birkaçı aşağıda verilmiştir(Çevre Bakanlığı, 2002);

- 1) İyi sıkıştırma ekipmanı (kompaktör)
- 2) Atıkların ince tabakalar halinde yüklenmesi
- 3) Dipteki 2 m'lik atık (çöp) tabakasının aerobik şekilde bozuşmasını bekledikten sonra sıkıştırılıp üstüne yeni atıkların (çöplerin) dökülmesi

Sızıntı suyunun miktarının belirlenmesi her ne kadar önemli olsa da tam olarak belirlemek imkânsızdır. Bir bakıma tahmin yöntemi kullanılmaktadır. Yine de yaklaşık bir sonuç bile elde etmek çok zordur. Bunun nedenleri (Yıldız, 2005);

- 1) Evsel atıklar heterojendir ve bölgelere bağlı olarak değişiklik gösterirler.
- 2) Büyük hacimli ve tam olarak temsili numune almak zordur.
- 3) Bu konuda yeterli standart yoktur.
- 4) Atıkların özellikleri zamana ve işletmeye bağlı olarak aynı depolama sahasında bile farklılık göstermektedir.
- 5) Sahada ölçümleri takip eden personelin konuyla ilgili tecrübe ve eğitimi ölçüm sonuçlarını etkilemektedir.

Tüm bu nedenlerden dolayı belirlemek zorunda olduğumuz sızıntı suyu miktarını tam olarak belirleyememekteyiz. Bu nedenle sızıntı suyu yönetimi için bu kademe ayrı bir önem taşımaktadır.

Sızıntı suyunun miktarını etkileyen bir çok faktör vardır. Sızıntı suyu miktarını belirlemeden önce bu faktörlerin iyice irdelenip dikkate alınması gerekmektedir. Sızıntı suyunun miktarını etkilen faktörleri aşağıda incelenmiştir:

2.2.1 Sızıntı Suyunun Miktarını Etkileyen Faktörler

- 1) Yağış Miktarı: Yağış miktarı sızıntı suyu oluşumunu etkileyen faktörler arasında ilk sırada yer alır. Bunun temel nedeni yağışla birlikte depo alanı üzerine gelen su, sızmalar sonucu sızıntı suyu olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu nedenle sızıntı suyu oluşumunda yağmur sularından kaynaklanan miktarın belirlenmesi oldukça önemlidir. Organik karbon, azot ve fosfor türleri yağışlarla giderek seyrelme vasıtasıyla azalmaktadır. Konsantrasyonların azalması kurak mevsimlerde durmakta, hatta konsantrasyonlarda belirli oranda tekrar yükselme gözlenebilmektedir. Bu, mevsimlik yağış farklılıklarının konsantrasyon salınımları meydana getirdiğini ortaya koymaktadır (Gönüllü ve Baştürk, 1987)
- 2) Yüzeysel Akış: Depolama tesislerinin üzerinden yağış ile geçen sıvının oluşturduğu akıma genel olarak yüzeysel akış denmektedir. Yüzeysel akış değerleri yağış şiddetine, toprağın içerdiği neme, bölgenin morfolojik ve topografik özelliklerine bağlıdır. Sızıntı suyunun oluşumunun hesaplanmasında yüzeysel akış miktarının da belirlenmesi gerekir. Bu amaçla Rasyonel Metot ve Sızma Eğrisi kullanımı en yaygın metotların başında gelir.
- 3) Buharlaşma ve Terleme Kayıpları: Çoğu su içeren ortamda olduğu gibi depolama sahalarında da zemin nemi ve yağışın oluşturduğu nem uygun şartlar altında buharlaşır. Buharlaşmaya etki eden başlıca faktörler olarak sıcaklık, rüzgâr hızı, buharlaşma yüzeyi ile hava basıncı arasındaki farkı, atmosfer basıncı ve buharlaşacak olan sıvının özgül ağırlığı sayılabilir. Buharlaşacak olan bir sıvının özgül ağırlığı ne kadar yüksek olursa buharlaşma miktarı da o derece düşer. Ayrıca porozitesi yüksek ortamlarda (Toprak ya da depo sahası) düşük poroziteli ortamlara oranla daha fazla buharlaşma gerçekleşir. Buharlaşma için önemli olan bir diğer unsur ise zeminin üst tabakalarındaki nem ve zeminin su iletme kapasitesidir.

Depo sahalarının nihai örtü tabakalarına bitki ekildiğinde o bölgede terleme sonucu bir su kaybı gerçekleşecektir. Bir bölgede; zeminden su ve kar yüzeylerinden buharlaşma ve terleme ile meydana gelen toplam su kayıplarına buharlaşma ve terleme kayıpları denir. Nihai örtüler kil içerdiği takdirde kuraklaşma sonucu depo sahası yüzeyinde çatlaklar oluşabilir. Bu şekilde oluşan çatlaklar vasıtasıyla olası bir su girişi ile direkt olarak sızıntı suyu oluşumuna karışır ve bu durum buharlaşma ve terleme kayıplarını büyük ölçüde

azaltır. Depo yerinde organiklerin biyolojik bozunması sırasında oluşan sıcaklık, depo gazı ile beraber su buharlarının da ortamdan uzaklaşmasına neden olur.

- 4) Katı Atığın Nem Tutma Kapasitesi: Depo sahasına gelen katı atıkların sıkıştırma işlemi sonrasında bünyelerinde bulunan su yerçekiminin etkisiyle serbest hale gelir. Bu su doygun halde olmayan atıklar tarafından arazi kapasitesine ulaşınca kadar absorbe edilir geriye kalan su ise sızıntı suyu olarak akışa geçer. Atıkların sıkıştırılması sayede daha az geçirgen bir çöp tabakası oluşur. Atık neminin en büyük değeri özgül su tutma miktarına eşittir. Buna atığın arazi kapasitesi adı verilir. Atığın ulaşabileceği minimum nem değerine ise solma noktası rutubeti denir. Buna göre depo sahalarında üst örtüden sızan suyun atık tarafından absorplanacağı miktarı arazi kapasitesi ile solma noktası arasındaki fark kadar olacaktır. Evsel katı atıkların kapiler kuvvet olarak bilinen depo sahasında oluşan sıvının fiziksel absorpsiyonu ve boşluk yüzeyindeki absorpsiyon olmak üzere iki temel nem tutma mekanizması vardır. Absorplama kapasitesi, atığın yoğunluğuna atığın sıkıştırılıp sıkıştırılmadığına, ve yağış yoğunluğuna bağlıdır.

2.2.2 Sızıntı Suyu Miktarının Hesaplanması

Sızıntı suyu miktarını yaklaşık olarak hesaplayabilmek için basit kütle denkliği kullanılabilir. Kütle denkliği dikkate alındığında depo alanına giren su miktarı ile çıkan su miktarının eş miktarda olduğu kabul edilecektir. Bu yöntemde en önemli nokta tüm su giriş çıkışlarını göz önünde tutmaktır.

Kütle denkliğinin bir uygulaması ise aşağıda verilmiştir(Yıldız, 2005).

L : Çöp sızıntı suyu oluşumu ($m^3/yıl$)

P : Yağış miktarı($m^3/m^2/yıl$)

S1: Çöp sahası tesirli drenaj alanı (m^2)

J :Sızıntı suyu geri devri (m^3)

R :Yüzeysel akış (m^3)

E : Evapotranspirasyon hızı ($m^3/m^2/yıl$)

S2 =Ortalama çöp bertaraf alanı (düz. Dep) (m^2)

B = Biyolojik bozunmada üretilen veya tüketilen su miktarı

U = Atığın su muhtevası

W = Düzenli depolamada çöpleri sıkıştırma esnasında çöpten sızan su (m^3)

$W = I_w \times Q$

I_w = Sıkıştırma esnasında çöpten sızan birim su (m^3/lt çöp) (

İtalya’da 0.017 m³/lt çöp)

Kütle denkliğinden yola çıkarsak;

$$L = P \times S1 + W + J - E \times S2 - R \pm B \pm U$$

şeklinde bulunabilir.

Sızıntı suyu miktarları literatürde 2 – 5 m³/ha/gün olarak göze çarpmaktadır. Ülkemizde ise fiili durum 15 – 35 m³/ha/gün mertebelerindedir(Yıldız, 2005). Bunun en genel nedeni depo alanlarının yetersiz olması nedeniyle aşırı yüklemekten ve yağışların yeterli düzeyde engellenememesidir.

2.3 Sızıntı Suyunun Kirletici Özellikleri

Sızıntı suları genel olarak bakıldığında yüksek organik kirlilik içeriğine sahip, koyu renkli, kokulu, yüksek ağır metal içeriğine sahip kompleks ve hemen hemen her türlü kirletici parametrenin içeriğinde bulunması nedeniyle arıtılması güç ama zorunlu olan bir kirletici kaynağıdır.

Kompleks bir içeriğe sahip olan sızıntı suyunun içeriği çok farklı değerler almaktadır. Literatür incelendiğinde verilen sızıntı suyu karakteristikleri arasında çok büyük salınımlar olmaktadır. Bunun başlıca nedeni kompozisyonunun çok farklı kaynaklardan etkilenmesine dayanmaktadır. Bölgede yaşayan halkın genel özellikleri katı atık içeriğini etkilediği gibi sızıntı suyu içeriğini de etkilemektedir. Ayrıca bölgenin jeolojik yapısı da örtü malzemesine bağlı olarak sızıntı suyunu etkileyen faktörler arasındadır. Bu gibi nedenlerden dolayı aşırı salınım gösterme eğiliminde olan sızıntı suyunun içeriği gün be gün değişebilmektedir.

Sızıntı suyunun karakteristiğinin bağlı olduğu başlıca parametreler şunlardır;

- 1) Katı atık bileşenleri
- 2) Depo yaşı
- 3) Depo alanının hidrojeolojik durumu
- 4) Depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler
- 5) Katı atıktaki su miktarı
- 6) Sıcaklık
- 7) pH

- 8) Redox potansiyeli
- 9) Stabilizasyon derecesi
- 10) Katı atık depolama yüksekliği
- 11) Depolama sahasının işletilmesi ve iklim şartları.

Sızıntı suyu bileşimi depo yaşına bağlı olarak önemli değişiklikler göstermektedir. Bu nedenle, sızıntı suyunda herhangi bir kirletici için sabit bir konsantrasyon değerinden söz etmek mümkün değildir. Ancak genel olarak bütün kirletici konsantrasyonlarında zamana bağlı olarak bir azalma eğiliminden söz edilebilir(Yıldız, 2005).

Sızıntı suyundaki kirleticiler dört grup altında incelenebilir.

- 1) Çözülmüş organik maddeler; KOİ, TOK, Uçucu yağ asitleri (UYA), fulvik ve humik asitler.
- 2) İnorganik makro bileşenler; kalsiyum (Ca^{+2}), magnezyum (Mg^{+2}), amonyum (NH_4^+), sodyum (Na^+), potasyum (K^+), demir (Fe^{+2}), mangan (Mn^{+2}), klorür (Cl^-), sülfat (SO_4^{-2}) ve bikarbonat (HCO_3^-)
- 3) Evsel ve endüstriyel kimyasallardan kaynaklanan ve genellikle 1mg/l'den daha düşük konsantrasyonlarda mevcut olan xenobiyotik organik bileşikler (XOC). Bu bileşikler aromatik hidrokarbonlar, fenoller, klorlu alifatikler ve pestisitler gibi bileşikler ihtiva ederler (Bilgili, 2005).

Tipik bir sızıntı suyu karakteristik çizelgesi incelendiğinde birçok parametre ile karşılaşılacaktır. Sızıntı suyunun kirlilik potansiyelini ve arıtılabilirliğini temsil edecek parametreler, önde gelen parametrelerdir. Sızıntı suyu özelliklerini belirten ana parametreler şunlardır;

- 1) Toplam Organik Karbon (TOK) : Sızıntı suyu içerisinde bulunan karbonlu bileşiklerin tamamını belirten bir parametredir. Özellikle KOİ ile belirlenemeyen organik kirliliği tam olarak belirleyebilen kesin sonuç alınabilen bir parametredir.
- 2) Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ) : Sızıntı suyu içerisinde bulunan biyolojik olarak parçalanabilen organik maddelerin bir göstergesidir. Bu parametrenin bilinmesiyle sızıntı suyundaki kirlilik potansiyelinin zamanla ne ölçüde değişebildiği kısmen belirlenebilir ve çeşitli çözüm önerileri türetilir.

- 3) Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) : Gerek atıksularda ve gerekse sızıntı sularında kirlilik potansiyelini belirlemede en sık kullanılan parametredir. Su içerisinde bulunan organik kirliliği ifade etmekte kullanılmaktadır.
- 4) Azot Bileşikleri: Sızıntı suyunda gidermenin en zor olduğu parametrelerin başındadır. Oldukça yüksek konsantrasyonlarda bulunması giderimini daha da zorlaştırmaktadır.
- 5) Uçucu Yağ Asitleri: Sızıntı sularının karakteristiği için önemli bir parametredir. Depo alanı içinde gerçekleşen biyolojik aktivitelerin boyutunu belirleyebilmek amacıyla önemlidir(Yıldız, 2005).

Ayrıca sızıntı suyu karakteristiğini ve kirlilik potansiyelini tam anlamıyla belirleyebilmek için KOİ/TOK ya da BOİ/TOK oranlarının bilinmesine de ihtiyaç vardır. Bu parametreler arasındaki ilişki incelendiğinde depo sahasının o anki durumu hakkında bir ön bilgi edinebiliriz. Sızıntı suyunda KOİ/TOK değerleri incelendiğinde genç sızıntı sularında bu değer 4,0 mertebelerine kadar çıkabilirken yaşlı sızıntı sularında bu değer 0,16 gibi bir değere kadar düşmektedir. Bu da karbonlu bileşiklerin zamanla değiştiği ve organik kirliliğin türünün kısmen değiştiğini göstermektedir. BOİ/TOK parametresinde de benzer bir durum söz konusudur. BOİ/TOK parametresinde genç sızıntı suları incelendiğinde elde edilen değer 0,6-1 değerleri arasında değişirken yaşlı sızıntı sularında bu değer 0 – 0,3 değerleri arasında olmaktadır. Bunun başlıca nedeni ise depo alanında gerçekleşen anaerobik ortam neticesinde biyolojik bir ayrışma oluşması ve biyolojik olarak parçalanabilir organik maddelerin zamanla ortamdaki giderilmesi olarak gösterilebilir. Sonuç olarak sızıntı sularında BOİ, KOİ ve TOK parametreleri kendi içlerinde önemli oldukları kadar birbirleriyle orantıları da çok önemli bir hal almaktadır. Bu oranlardan da anlaşılacağı üzere yıllara bağlı olarak depo içindeki biyolojik faaliyetler neticesinde büyük ölçüde kompozisyon değişimleri oluşmaktadır. (Reinhart ve Grosh, 1998).

Sızıntı suları incelendiğinde depo alanında gerçekleşen biyolojik aktivitenin aşamalarının değişimine göre karakteristiği değişim göstermektedir. Bu amaçla yapılan bir araştırma sonuçları Çizelge 2-1’de verilmiştir.

Çizelge 2-1 Biyolojik stabilizasyon fazları esnasında sızıntı suyunun karakteristik durumu(Yıldız, 2005)

Parametre	Biyolojik Stabilizasyon Fazları				
	Geçiş Fazı	Asit Fazı	Metan Fazı	Stabilizasyon Fazı	Aralık Değeri
BOİ ₅	100–10900	1000–57500	600–3400	4 – 120	4 – 57700
KOİ	480–18000	1500–71100	580–9760	31 – 900	31 – 71700
TOK	100–3000	500 – 27700	300–2230	70 - 260	70 – 27700
UYA	100–300	3000-18800	250-4000	-	0 – 18800
BOİ ₅ / KOİ	0,23–0,87	0,4 – 0,8	0,17–0,64	0,002 – 0,13	0,02 – 0,87
KOİ / TOK	4,3–4,8	2,1 – 3,4	2,0–3,0	0,4 – 2,0	0,4 – 4,8
TKA	180–860	14 – 1970	25–82	7 – 490	7 - 1970
NO ₃ – N	0,1–5,1	0,05 – 19	Yok	0,5 – 0,6	0,5 – 1
NH ₃ – N	120–125	2 – 1030	6–430	6 – 430	2 – 1030
NH ₃ – TKN	0,1–0,9	0 – 0,98	0,1–0,84	0,5 – 0,97	0 – 1,0
T. Fosfor	0,6–1,7	0,2 – 120	0,7–14	0,2 – 14	0,2 – 120
Pb	0,001–0,004	0,01 – 1,44	0,01 – 0,1	0,01 – 0,1	0,001 – 1,44
Mg	66 - 96	3 - 1140	81 – 505	81 – 190	3 – 1140
Mn	0,6	0,6 – 41	0,6	0,6	0,6 – 41
Alkalinite	200–2500	140 – 9650	760–5050	200 – 3520	140 – 9650

Sızıntı suyu karakteristiğindeki bu önemli değişimlerin en büyük etkeni ilerleyen zamana bağlı olarak depo alanı içinde gerçekleşen biyolojik arıtmıdan kaynaklanmaktadır.

Genel olarak dikkat edildiğinde kirlilik parametreleri ilerleyen yıllarda azalır gibi görünse de, kirliliklerin daha dirençli olan giderilemeyen kısımların kalması nedeniyle bu suların arıtımı çok daha zordur. Literatürde giderilemeyen KOİ ismini alan durumdaki kirleticilerin yoğun olduğu bu dönem sızıntı sularını istenilen seviyeye çekmek biyolojik arıtmıla mümkün olmamaktadır. Zaten BOİ/KOİ oranının çok düşük olması bunun bir kanıtıdır. Bu şekildeki sızıntı sularının arıtımı için kimyasal arıtım daha uygun düşmektedir. Atık yaşı ile sızıntı suyunda bulunan organik kirliliğin azalmasının daha çok mikrobiyolojik olarak refraktöre bileşiklerin son ürünleri ile hidrolize olabilen organiklerin fermentasyonundan dolayı olduğuna inanılır(Şahin ve Öncel, 2005).

2.4 Sızıntı Sularının Zararları ve Yönetimi

Sızıntı sularının temel karakteristikleri incelendiğinde birçok toksik maddeye ve kirleticiye

yoğun bir şekilde rastlanmaktadır. Etkin bir sızıntı suyu yönetimi sağlanmadığı takdirde başta bölge halkı olmak üzere büyük bir çevrenin etkilenmesi söz konusu olur. Bu etkilenme sağlık konusunda olabileceği gibi çevre kirliliği açısından da gerçekleşebilmektedir. Sızıntı sularının oluşturması en büyük problem yeraltına sızmadır. Özellikle yeraltı sularına oluşabilecek muhtemel bir sızma çok büyük sorunlara yol açmaktadır. İçme sularının en büyük kaynağının yeraltı suyu olduğunu düşünürsek bu çok büyük sorunlara davetiye çıkarabilir. Bu nedenle mevcut düzenli depolama tesislerinde periyodik olarak yeraltı suyu kirliliğinin incelenmesi olası bir sızmanın belirlenmesi için çok önemlidir. Bu nedenle tesiste uygun kısımlarda yeraltı suyu kontrol bacası inşa edilmeli ve periyodik olarak yeraltı suyu kalitesi incelenmelidir. Ayrıca sızıntı suyu drenajı iyi sağlanmalı sızdırmazlık için kullanılan materyaller özenle seçilmelidir. Ayrıca sızıntı suyu drenajı iyi sağlanmalı sızdırmazlık için kullanılan materyaller özenle seçilmelidir. Yaygın olarak kullanılan yöntem en alt kısım için geotekstil ve geomembranlar kullanımıdır. Bu kısımda geotekstillerin amacı suyun geçişini sağlamak yalnız kum, kil ve silt gibi geomembranlara zarar verici maddelerin geçişini engellemektir. Geomembranların genel yapısı ise kimyasal maddelere yüksek direnç gösteren, çekme mukavemeti yüksek, geçirgenliği düşük, delinme ve çatlamalara karşı son derece dayanıklıdır. Bu özelliklerinden dolayı sızmalara karşı üstün bir performans sağlar.

Sızıntı sularının toplandıktan sonra deşarj etmeden önce uygun yöntemlerle arıtılması gerekir. Aksi takdirde direkt kanalizasyona verilirse kanalizasyonlarda büyük kirletici yükü salınımları gerçekleşecek ve arıtım sistemlerinin verimi düşecektir. Organik kirliliğin artışı yanı sıra gelecek toksik maddelerin çokluğu da arıtma tesisinin verimini düşürecektir. Bu nedenlerden ötürü uygun limitlere çekilmeden kanalizasyona deşarj çok doğru kabul edilmemektedir. Ayrıca sızıntı suları yüksek miktarda H_2S ve HS içerdiklerinden kanalizasyon sistemine ve oradaki işçilerin sağlığına zararlı etkiler yapabilmektedir. Sızıntı suları kanalizasyona deşarj edildiğinde bu suların BOI_5 değerleri yüksek olduğundan oksijen tüketimi yüksek mertebelere ulaşmaktadır. Ayrıca NH_3-N konsantrasyonunun yüksek olması balıklar ve diğer su canlılarını zehirleyebilmektedir. Sızıntı suları bunlardan farklı olarak lagünlerde depolanacak ise de yüksek miktarda H_2S oluşumu yüzünden koku problemi oluşturmaktadır(Tekin, 2000)

Sızıntı sularının yüzeysel sulara direkt deşarjı da büyük sorunlar oluşturur. Organik kirliliğin yüksek olması sudaki çözülmüş oksijeni tüketebileceği gibi içerdiği bileşenler ile yüzeysel sularda toksik etki oluşturabilmektedir. Bu şekilde bir deşarj sonucunda ekolojik yaşam büyük ölçüde tehlikeye düşecektir.

Sızıntı suyunun zararlı etkilerinin en aza indirgenmesi için etkin bir sızıntı suyu yönetimi

sağlanmalıdır. Etkin bir sızıntı suyu yönetimi için şu noktalara dikkat edilmelidir(Katı Atıkların Kontrolü yönetmeliği, 1991);

- 1) Depolama sahasının tabanı, tabii yeraltı suyunun max. seviyesinden en az 1 m yüksekte olmalıdır.
- 2) Yüksek düzeyde kirli bir sızıntı su oluşmasını önlemek için de depolama sahasının en alt tabakasını ön ayırıştırırmadan geçirilmiş malzemeden oluşturmak gerekir.
- 3) Depo sahası tabanı geçirimsiz hale getirilir. Bunun için depo sahasının tabanı en az 60 cm kil zemin sıkıştırılır. Sıkıştırılmış zemin geçirimsizlik katsayısı en az 1×10^{-7} ile 10 m/sn olmalıdır. Derinliği en az 10 m ve az çatlaklı zeminlerde bu değer $1 \times 10^{-10} \text{ m/sn}$ olur.
- 4) Geçirimsiz hale getirilen taban üzerine drenaj boruları döşenerek sızıntı suları bir noktada toplanır. Hidrolik ve statik olarak hesaplanması gereken drenaj borularının çapı en az 100 mm ve minimum eğim %1 olmalıdır. Dren boruları münferit borular şeklinde, yatayda ve düşeyde kıvrım yapmadan doğrusal olarak depo sahası dışına çıkar. Depo tesisi çıkışında kontrol bacaları bulunur. Dren boruları çevresine kum, çakıl, filtre yerleştirilir. Bu filtrenin boru sırtından itibaren yüksekliği minimum 30 cm olur.
- 5) Toplanan sızıntı suları su kirliliği kontrol yönetmeliğinde verilen deşarj limitlerini sağlayacak şekilde arıtılmalıdır.

2.5 Ülkemizde Sızıntı Sularının Yönetimi

Ülkemizde 3216 Belediye, 81 il ve 16 Büyükşehir Belediyesi bulunmasına rağmen günümüzde yalnızca 16 adet düzenli depolama tesisi bulunmaktadır. 16 adet Büyükşehir Belediyelerinden Ankara, Erzurum, Sakarya, Eskişehir ve Mersin şu anda vahşi depolama yapmaktadır. Düzenli depolama yapan Belediyelerde ise şüphesiz en büyük sorunu sızıntı suları oluşturmaktadır. Ülkemizde mevcut sızıntı sularının arıtmaları benzer şekilde yapılmaktadır. Ne yazık ki halen daha bu düzenli depolama sahalarında dahi tam anlamıyla sızıntı suyu arıtımı mümkün olmamaktadır. Ülkemizde kapasite(iki tesis toplam $3600 \text{ m}^3/\text{gün}$) ve gelişmişlik bakımından önde gelen örnekler olarak İstanbul'da bulunan Kömürcüoda ve Odayeri Düzenli Depolama Sahaları incelenecektir. Çizelge 2-2'de Kömürcüoda ve Odayeri Düzenli Depo Sahasında oluşan sızıntı sularının karakteristik özelliği verilmektedir.

Çizelge 2-2 Kömürcüoda ve Odayeri sızıntı sularının karakteristikleri (İSTAÇ, 2006)

Parametre(mg/l)	Odayeri	Kömürcüoda
pH	5.6–6,5	7.0
KOİ	40000–50000	51060
BOİ ₅	21000–25000	40000
AKM	2630–3930	305
UAKM	1860–2730	125
TÇM	17000–21000	35700
TKN	375–410	1900
NH ₃ -N	150–170	1800
Organik Azot	205–260	-
NO ₃ -N	-	6.3
NO ₂ -N	-	-
Toplam Fosfor	5–6	8.8
S ₀₄	495–950	2900
Cr	1.3–2,2	<0.5
Cu	0.5	<0.5
Fe	100–130	11
Cd	0.2	<0.2
Zn	0.7	-
Hg	0.04–0.06	0.01
Pb	0.08	-
Ni	0,9–1,3	0.75
Fenol	6–7	6.8
Klorür	-	5300
Tuzluluk (%)	21	-

İstanbul genelinde günde yaklaşık 12,000 ton evsel atık depolama sahalarında depolanmaktadır. Bu atıklardan meydana gelen sızıntı suyu miktarı ise toplam 3600 m³/gün dür. Odayeri Depolama Sahasında 2200 m³/gün, Kömürcüoda Depolama Sahasında 1400 m³/gün sızıntı suyu oluşmaktadır. Kemerburgaz ve Şile’de kurulan arıtma tesisleri ile sızıntı suyu ön arıtmadan geçirilerek deşarj edilmektedir(İSTAÇ, 2006).

3. SIZINTI SULARININ ARITILMASI

Sızıntı suları, yoğun ve karmaşık yapılarıyla, bölgeden bölgeye farklılık göstermektedir. Bu nedenle sızıntı sularının kontrolü depolama sahalarının çevre yönetiminde önemli yer tutmaktadır. Dünyanın birçok yerinde yer alan depolama sahalarının sızıntı sularının artımına yönelik çalışmalar halen sürmektedir (Mertoğlu vd., 2000).

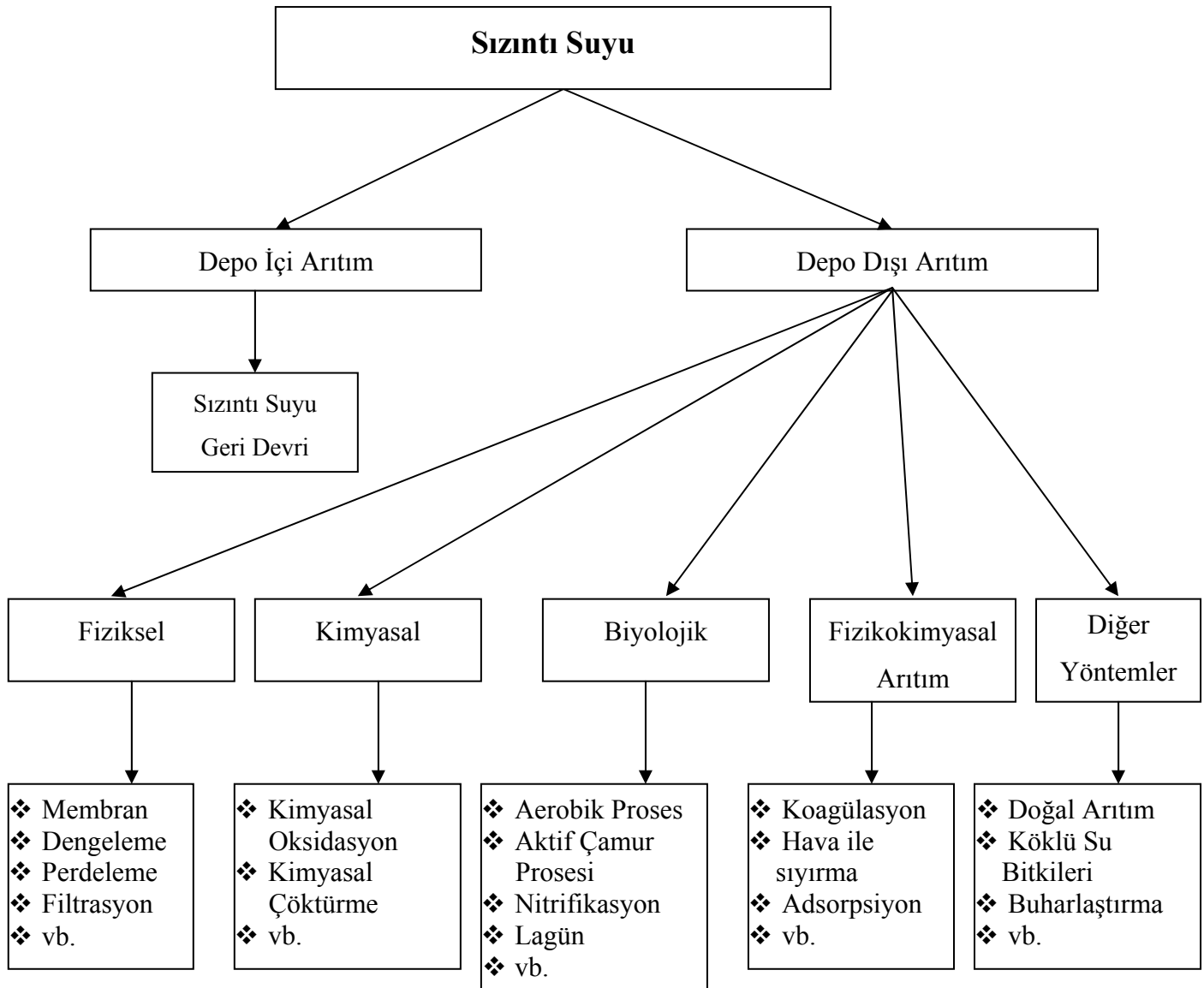
Sızıntı sularının kompleks içeriği nedeniyle arıtımı oldukça zor ve pahalı olan bir arıtıma ihtiyacı vardır. Sızıntı suyu içeriğine bakıldığında 60000 mg/l't'lik bir KOİ ile de karşılaşabilmektedir. Böyle bir atıksuyun tek kademedede arıtılması çok güçtür. Üstelik KOİ yanı sıra birçok kirlilik parametresini yüksek miktarlarda içermesi arıtımını güçleştirmekle birlikte bir o kadar zorunlu kılmaktadır.

Sızıntı sularının arıtımında fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım metotları uygulanabilmektedir. Özellikle yaşlı sızıntı sularında biyolojik olarak parçalanabilir madde azlığından dolayı kimyasal arıtım kaçınılmazdır. Sızıntı suyu arıtımındaki en büyük problem şüphesiz karakteristiğinin sürekli değişiminden kaynaklanmaktadır. Genç bir sızıntı suyu özellikleri göz önüne alınarak dizayn edilen bir arıtım tesisinde birkaç sene sonra problemler oluşacak değişen sızıntı suyu karakteristiğine hitap etmeyen ünitelerle verim oldukça düşecektir. Örneğin bir biyolojik arıtma tesisi düşünülürse ilerleyen yıllarda biyolojik olarak parçalanabilen organik madde miktarının düşmesi verimi büyük ölçüde etkileyecektir. Bu nedenle o tesise ek olarak kimyasal arıtım tesisleri projeye dâhil edilecektir. Bu zamandan sonra kurulmuş olan biyolojik arıtım ünitesi atıl bir şekilde ömrünü tamamlayacaktır. Dolayısıyla sızıntı suları için bir arıtma tesisi inşa ederken çok dikkatli davranıp gelecek yıllardaki atıksu karakterizasyonu göz önüne alınarak tasarım yapılmalıdır (Gönüllü ve Baştürk, 1988).

Etkin bir sızıntı suyu yönetiminin de en önemli kademesi sızıntı sularının arıtımıdır. Sızıntı suları için arıtma yöntemi seçimi basit bir olgu değildir. Sızıntı sularının arıtılmasında bilinen biyolojik(aerobik ve anaerobik) veya kimyasal (kimyasal çöktürme, oksitleme, adsorpsiyon, ters osmoz) arıtma yöntemleri tek başlarına yeterli gelmemektedir. Deşarj limitlerinin sağlanması için bu proseslerin birkaçının ardışık olarak kullanıldığı birleşik sistemlere ihtiyaç vardır(Kurt, 2000). İçeriği nedeniyle arıtımı en zor sularında başında gelen sızıntı sularının arıtımı konusunda her geçen gün yeni araştırmalar yapılmaktadır. Kompleks içeriği nedeniyle farklı yöntemlerin kombinasyonları şeklindeki arıtım oldukça pahalı olmaktadır. Bu nedenle yeni arıtım yöntemlerine ihtiyaç artmaktadır.

Genellikle yapılan arıtma tesislerinde biyolojik arıtım organik maddelerin arıtılması amacıyla, kimyasal ve fiziksel arıtım ise daha çok inorganik maddelerin giderilebilmesi amacıyla yapılmaktadır.

Sızıntı sularının arıtım metotları genel olarak Şekil 3-1’de gösterildiği gibi sınıflandırılabilir.



Şekil 3.1 Sızıntı sularının arıtım metotları

Etkin bir sızıntı suyu yönetimi için sızıntı suyu için tüm uygun arıtım yöntemleri bilinip, irdelenmelidir.

Arıtma sistemi seçiminde sızıntı suyu karakteristiğinin belirlenmesi, drenaj standartları,

yatırım ve işletme maliyetleri, kalifiye eleman ihtiyacı, tamir ve bakım hizmetleri, bölgenin iklimi, arazi ve zemin yapısı büyük önem taşımaktadır(Tekin, 2000)

Sızıntı suyunun arıtım yöntemlerinden biri de düşük oranlarda evsel atıksular ile karıştırılarak arıtılması şeklidir. Literatürde konu ile ilgili bir çalışmada, %2-2,5 oranında bir karıştırma yapılarak evsel atıksularla birlikte mezofilik yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde arıtılabilirliği incelenmiştir. Yapılan çalışmada sırasıyla 0.76 ve 0.52 gün hidrolik alıkonma sürelerinde 0.63 ve 2 kgKOİ/m³.gün organik yükleme hızlarında %58 ile %85 oranlarında KOİ giderimi sağlanabilmiştir. Aynı çalışmada 0.52 günlük hidrolik alıkonma süresinde sızıntı suyu hem zayıf evsel atıksu ile hem de orta kuvvette bir evsel atıksu ile karıştırılarak arıtmaya çalışılmıştır. Zayıf evsel atıksuyun arıtımında %64 gibi bir KOİ giderim verimi elde edilebilirken orta kuvvetteki evsel atıksuya karıştırılmış sızıntı suyu numunesinde ise %86 gibi bir verim elde edilebilmiştir(Yangin vd., 2002)

3.1 Depo İçi Arıtım

Genellikle küçük yerleşim bölgelerinde daha çok kullanılır. Uygulamanın çok ekonomik oluşu ve kolay uygulanabilir olması en büyük avantajıdır. Bu gibi yöntemlerde arıtım depo sahasının içinde gerçekleşir.

3.1.1 Sızıntı Suyu Geri Devri

Bu yöntemde toplanan sızıntı suyu tekrar depo alanına üstten geri verilir. Geri devir sonucunda tekrar ortama giren sızıntı suyu katı atıkların daha çabuk parçalanıp stabil hale gelmesine yardımcı olur. Geri devir şekli farklı çeşitlerde olabilir, bazen bu yöntemde pulvarize halde püskürtmek suretiyle sızıntı suyunun buharlaşması ve daha kolay kirliliklerden arındırılması sağlanabilmektedir. Özellikle küçük yerleşim bölgelerinde ekonomik imkânların diğer yöntemlerin uygulanmasına hizmet vermediğinde kullanılır. Yalnız önemli bir dezavantajı ilerleyen yıllarda verim düşmektedir. Bu nedenle tasarlanan projede bu yöntem uygulanacak ise ilerleyen yıllarda fiziksel/kimyasal arıtım için imkân tanınmalıdır. Özellikle yeni ve küçük depolama sahası kurulan alanlarda ideal bir yöntemdir. Ülkemizde kısa zamanda birçok düzenli depolama tesisinin yapılması planlandığına göre bu kadar tesisi için sızıntı suyu arıtım ünitesine ayrılacak yeterli bütçe bulunamayacaktır. O halde en geçerli yöntem bir süre için oluşan sızıntı suyunun geri devrinin sağlanması olacaktır.

Sızıntı suyu geri devir uygulamasının avantajları;

- 1) Sızıntı suyu kirleticili konsantrasyonlarının ve sızıntı suyu miktarının azaltılması, sızıntı

suyu toplama ve arıtma maliyetinin azaltılması,

- 2) Depo gazı oluşumunun hızlandırılması,
 - 3) Daha etkili bir ayrışmanın sonucu olarak atıkların daha fazla sıkışmasının sağlanması,
 - 4) Depo sahasında meydana gelecek çökmelerin daha hızlı gerçekleşmesi,
 - 5) Depolamanın tamamlanmasından sonraki izleme süresi ve izleme maliyetinin azaltılması,
- şeklinde özetlenebilir (Bilgili, 2005).

Yalnız sızıntı suyunun geri devrinin bariz dezavantajları da bulunmaktadır. Bunlardan en önemlisi sonuç olarak yine bir sızıntı suyunun oluşumudur. Geri devir sonrası elde edilen sızıntı suyu da özellikleri bakımından genellikle direkt olarak deşarj edilemeyecektir. Sızıntı suyunun tekrar depo sahasına geri devrettirilerek arıtılması literatürdeki pilot ve arazi uygulamalarında başarıyla sonuçlanmıştır. Bu metodun uygulandığı alanlarda sızıntı suyu çıkış değerleri, tipik olarak 30-350 mg BOİ/L, 70-500 mg KOİ/L, 4-40 mg Fe/L ve çinko <1 mg Zn/L değerlerinde olmaktadır. Sızıntı suyunun geri çevrimi ayrıca biyolojik olarak parçalanabilen maddelerin stabilizasyon süresini oldukça azaltmaktadır. Geri çevrimin yapılmadığı çöp sahalarında stabilizasyon için 15-20 yıl gerekirken geri çevrimin yapıldığı sahalarda bu süre 2-3 yıla düşmektedir(Kanat ve Demir, 1997).

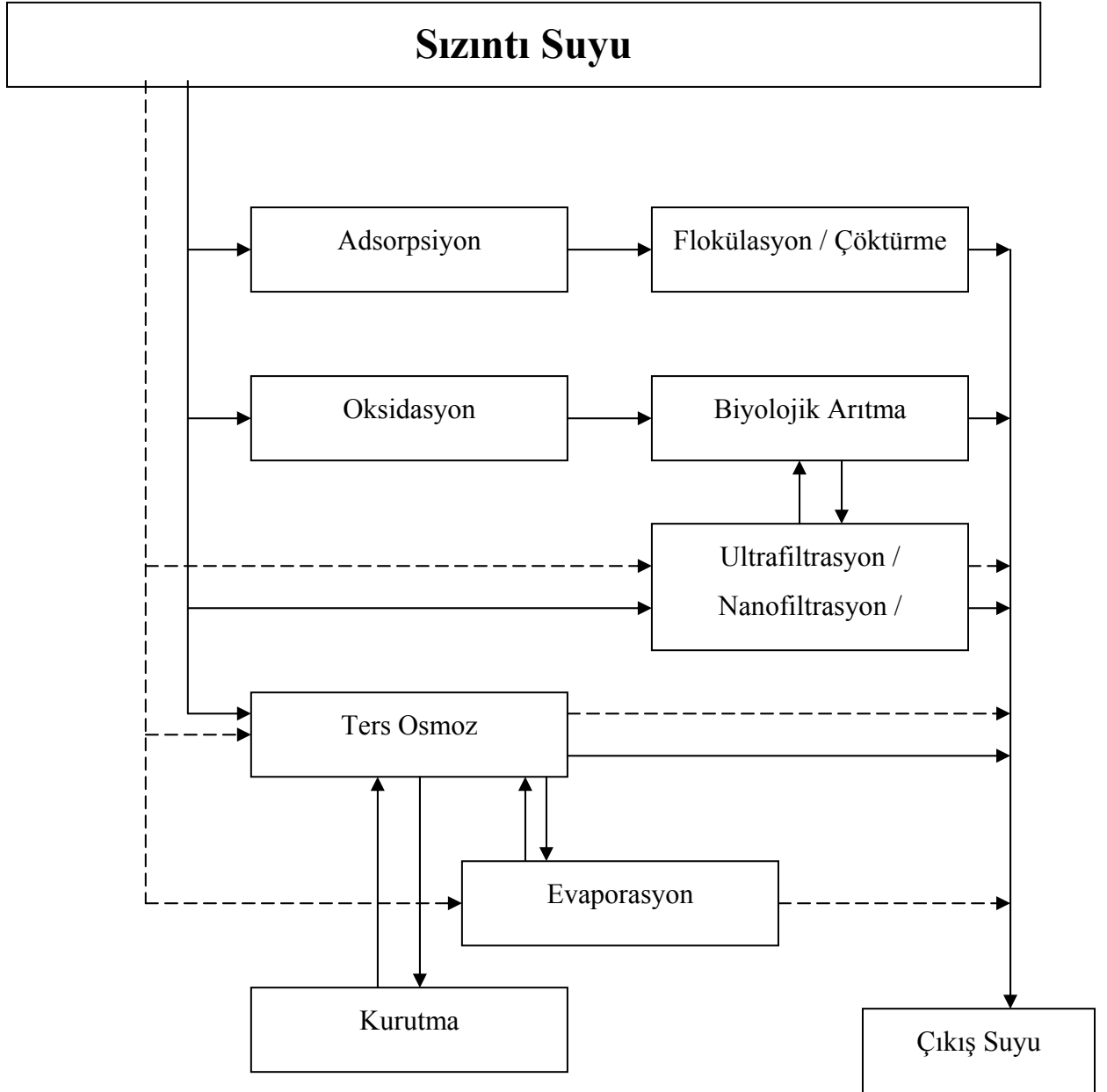
3.2 Depo Dışı Arıtım

En çok kullanılan yöntemdir. Bu tip düzenli depolama tesislerinde sızıntı suyu toplanılır ve kurulan arıtma tesisine verilir. Bu arıtım tesisi fiziksel, kimyasal ya da biyolojik olarak istenilen değerlere indirgeyecek kadar arıtım yapmak üzere tasarlanmaktadır. Genellikle tek bir arıtım yöntemi değil kombine arıtım yöntemleri kullanılır.

Yaygın olarak kullanılan yöntemler biyolojik arıttır. Yalnız biyolojik arıtımın yaşlı sızıntı sularının arıtımında çok etkili olamayışı ve veriminin düşmesi en büyük dezavantajdır. Ayrıca sızıntı sularında çok miktarda biyolojik olarak parçalanamayan atığın bulunması da kimyasal bir arıtmı kaçınılmaz kılmaktadır.

Saha dışı arıtım yöntemlerinde arıtım dizaynı yapmadan önce belirli parametrelerin çok iyi incelenmesi gerekmektedir. Bunlardan bir BOİ/KOİ parametresidir. İncelendiğinde özellikle biyolojik arıtımın uygunluğu ve ne ölçüde başarılı olabileceği belirlenmiş olur. Nispeten diğer verilerde başka arıtım yöntemleri için ipucu vermektedir. Bu nedenle dizayn öncesi iyi bir

araştırma yapmak gerekir. Şekil 3-2’de farklı saha dışı arıtım yöntemlerinin kombinasyonlarını görmekteyiz.



Şekil 3.2 Sızıntı suyu arıtım kombinasyonları (Heyer vd., 1999)

3.2.1 Biyolojik Arıtım

Sızıntı suyu arıtımında biyolojik arıtım kullanılacaksa ilk olarak bakılması gereken parametre BOİ/KOİ oranıdır. Sızıntı suları ilk yıllarda çok yüksek organik kirliliğe sahiptir. İlerleyen yıllarda depo yeri stabilize oldukça yüksek organik kirlilik oldukça düşmektedir. Buna karşılık inorganik kirlilik uzun süreler boyunca yüksek kalmaktadır. Bu durum zaman içinde

sızıntı sularının KOİ/BOİ oranının giderek artmasına sebep olmaktadır. Artan KOİ/BOİ oranı ve yüksek KOİ, $\text{NH}_3\text{-N}$ ve ağır metal içerikleri gibi faktörler, sızıntı sularının biyolojik arıtılabilirliğini zorlaştırmaktadır (Gönüllü, 1993).

Sızıntı suyunda aerobik mi yoksa anaerobik biyolojik arıtımın karşılaştırılması düşünülürse her ikisinin de belli üstünlükleri söz konusudur. Hidrolik alıkonma süreleri benzer olmalarına karşın anaerobik arıtımda gaz eldesi sağlanarak ekonomik bir üstünlük sağlanırken, aerobik arıtımda ise havalandırma ek bir maliyet getirmektedir. Bu nedenle her ne kadar anaerobik daha mantıklı gibi görünse de yine de tesis dizaynından önce ayrıca bir arıtılabilirlik çalışması ve karşılaştırma yapılması daha uygun olacaktır. Biyokimyasal arıtma olarak, aerobik ve anaerobik arıtmanın her ikisinin uygulanması söz konusudur. Ancak anaerobik arıtma gerek ağır metallere olan toleransı, gerekse ağır metalleri gidermesi yönünden büyük ölçüde üstünlük sağlamaktadır (Mazlum ve Tokgöz, 1996).

3.2.1.1 Aerobik Biyolojik Arıtım

Sızıntı sularının içeriği bakımından en yüksek derecede kirlilik parametreleri şüphesiz KOİ, BOİ ve amonyaktır. Aerobik biyolojik arıtım yöntemleriyle yüksek oranda biyolojik bir arıtım sağlanmakta ve bunun yanı sıra nitrifikasyon, denitrifikasyon prosesleri sayesinde de büyük ölçüde amonyak giderimi sağlanmaktadır. Başlıca aerobik arıtım yöntemleri aktif çamur, havalandırma lagünler, damlatmalı filtreler ve biyodisklerdir. Ayrıca akışkan yataklı reaktörler ve membran biyoreaktörlerde aerobik biyolojik arıtım kademesine girmektedirler.

Aktif çamur yönteminde çamur yaşı 10 günden az olduğu zamanlarda çıkış suyundaki amonyak konsantrasyonu 10 mg/lt seviyesinin altında çıkmaktadır. Bu da 2000–3000 mg $\text{NH}_3\text{/lt}$ başlangıç konsantrasyonu için oldukça iyi bir arıtım demektir (Yılmaz vd., 2001).

Sızıntı sularının aktif çamur metoduyla arıtılması sonucu oluşan çamuru şartlandırmak için normal çamurdan daha fazla kimyasal madde gerekir. Ayrıca bu suların arıtılması sonucu oluşan çamur çok problemlidir. Bunun yanı sıra sızıntı sularının arıtıldığı aktif çamur tesislerinde çamur kabarması problemleri ile karşılaşilmektedir (Tekin, 2000).

Sızıntı suyu arıtımında genellikle amonyak giderimi büyük sorunlar oluşturmaktadır. Literatürde yaygın şekilde uygulanan yöntem amonyak sıyırmasıdır. Yalnız bu yöntemle gerek pH ayarlama ve gerekse havalandırma maliyetleri çok üst düzeyde çıkmakta, ekonomik anlamda büyük kayıp oluşmaktadır. Bu yöneme alternatif olarak nitrifikasyon-denitrifikasyon işlemi çok daha mantıklıdır. Yalnız aerobik biyolojik sistemlerde de bir havalandırma

maliyeti gerekmede bu da bu yöntemlerin dezavantajları arasında yer almaktadır. Ayrıca aerobik biyolojik arıtmada genellikle sızıntı suyunun içeriği nedeniyle çamur kabarması söz konusudur. Ayrıca içerdiği kompleks bileşikler nedeniyle çamuru şartlandırmak da oldukça güç olmaktadır.

Literatürde ve uygulamalarda konu ile ilgili yapılmış birçok çalışma mevcuttur. Çalışmalar incelendiğinde organik bileşikler için %95'in üzerinde bir verim sağlandığı görülmektedir.

Aerobik arıtım sistemlere havalandırılmalı lagünlerde örnek olarak verilebilir. Havalandırılmalı lagünlerde sızıntı suyu arıtımı yaygın olarak kullanılan bir metot değildir. Çünkü havalandırılmalı lagünlerde hem bekleme süresi çok uzun hem de organik yükleme hızı düşük seviyelerdedir. Sıcaklığın düşük olmadığı bölgelerde belli oranda organik maddenin giderimi sağlanılabilir. Bunun yanı sıra bu lagünlerde nitrifikasyonda sağlanabilmektedir.

Çok sık olmasa da damlatılmalı filtreler ve biyodisklerde sızıntı suyu arıtımı amacıyla kullanılmaktadır. Bu sistemlerde organik madde giderilebildiği uygun şartlar altında nitrifikasyonda gerçekleşmektedir. Yalnız böyle bir tesiste kontrolün iyi yapılması gerekir. Çünkü sızıntı suyu kullanımı ile damlatılmalı filtreleri sık sık tıkanabilmektedir.

Sızıntı sularının önemli bir içeriği ise şüphesiz ağır metal alanındadır. Zaten gerek dış dünyada ve gerekse biyolojik arıtımı gerçekleştiren mikroorganizmalar üzerinde oluşan toksik etkinin kaynağı ağır metallerden kaynaklanır. Literatür incelendiğinde aerobik biyolojik arıtma ile kısmen ağır metallerin giderimi sağlanabilmektedir. Arıtım derecesinde bir sıralama yapmak gerekirse Zn, Fe, Cd ve Mn daha fazla; Cr, Pb ve Ni daha az giderilmektedir. Havasız arıtmada Zn, Cr, ve Fe %90 civarında; Cu, Pb, Cd ve Ni ise %50-90 aralığında arıtılabilmektedir(Kanat ve Demir, 1997).

Sonuç olarak özellikle 5 yıldan daha az yaşlı depo yeri sızıntı sularında daha çok dekompoze olabilir organik maddeler bulunduğundan bunları aerobik olarak arıtımı kolay olmaktadır. Arıtım sırasında N ve P gibi besin elementlerinin ilavesi gerekmektedir. Ayrıca ağır metaller nedeniyle inhibisyon oluşması da söz konusudur (Gönüllü vd., 1986).

3.2.1.2 Anaerobik Biyolojik Arıtım

Biyolojik olarak ayrışabilen organik maddelerin oksijensiz ortamlarda biyolojik işlemler vasıtasıyla CH_4 , CO_2 ve NH_3 gibi inorganik son ürünlere dönüştürülmesine anaerobik arıtma diyoruz. Anaerobik arıtma 4 kademeyle gerçekleşir. Bunlar;

- 1) **Hidroliz:** Hidroliz hücre dışı enzimlerle, yani mikroorganizmalar tarafından salgılanana

amilazlarla yağlar, proteinler ve karbonhidratlar gibi maddelerin şeker, aminoasit ve uzun zincirli yağ asitlerine dönüştürüldüğü yavaş bir kademedir. Çözünebilir proteinler (nişasta, sakaroz, glikojen ve karbonhidratlar) çözünemeyenlere (selüloz) nazaran daha kolay hidrolize olurlar. Arıtmada hidroliz kademesi başarılamazsa organik maddelerin kararlı hale geçmesi mümkün olamamaktadır.

- 2) **Asit Oluşumu:** Bu kademedeki karbonhidratlar ve aminoasitler asitojen bakterileri tarafından propiyonik, bütirik ve valerik aside dönüşmektedir. H_2 gazı asitojen bakterileri için oldukça önemlidir. Asit üretimi devam ettiğinde hidrojen; birçok asit oluşturuca bakterileri inhibe edebilir. Bundan dolayı H_2 gazı sistemden giderilmelidir. Ancak H_2 gazı bazı metanojenik bakteriler tarafından enerji kaynağı olarak kullanıldığından hızlı bir şekilde CO_2 'nin meydana indirgenmesinde tüketilmektedir.
- 3) **Asetat Oluşumu:** Asit üretimi esnasında oluşan bütün uçucu asitler metanojenik bakteriler tarafından oksitlenerek asetik aside, CO_2 ve H_2 'ye dönüşür. Bu oluşum ancak H_2 gazının kısmi basıncının düşük olması halinde gerçekleşir. (H_2 'nin kısmi basıncı $< 10^{-4}$ olmalı)
- 4) **Metan Oluşumu:** Asetat CH_4 ve CO_2 'e fermente olur. Bu ve diğer safhalarda oluşan ürünler ise H_2 ile birleşerek CH_4 ve H_2O 'yu oluşturur. Anaerobik arıtmada üretilen metanın yaklaşık olarak %28'i H_2 ve CO_2 'in; % 72'si ise asetik asidin parçalanmasından meydana gelir. Metan bakterileri pH a karşı oldukça hassasiyet gösterirler. pH ın 8,4 ten yukarı ve 6,0'dan aşağı olması durumunda metan üretimi durmaktadır.

olarak sıralanabilirler.

Bu yöntem sızıntı sularının arıtımında en çok karşılaşılan yöntemdir. Zaten depolama alanı içerisinde oluşan biyolojik arıtımın bir devamı niteliğinde yüksek miktarda organik madde giderimi sağlar. Genellikle tek bir üniteden meydana gelmeyen sızıntı suyu arıtma tesislerinde bu kademedi sonra çeşitli fizikokimyasal üniteler eklenerek sızıntı suyunun konsantrasyon değeri ilgili limit değeri altına iner. Hatta metanojenik safhadan gelen sızıntı suyu kanalizasyon sistemine deşarj edilerek, kentsel atıksu arıtma tesisinde arıtılabilir (Mazlum ve Tokgöz, 1996)

Anaerobik biyolojik arıtımın en büyük avantajı şüphesiz aerobik arıtmaya göre havalandırma maliyetinin olmayışıdır. Bir diğer önemli unsur ise arıtım süresince gerçekleşen gaz çıkışı değerlendirilerek ekonomik bir katkı sağlanmasıdır.

Anaerobik sistemlerde organik madde giderimi aerobik sistemler kadar fazla değildir. Sıcaklık

37 °C civarında tutulursa %70 verimli KOİ giderimi elde edilebilmektedir. Çamur yaşı 10 gün olarak seçilirse %90'a varan BOİ₅ giderimi sağlanmıştır. Bu sistemlerden elde edilen biyogaz önemli bir avantaj sayılabilir. Gaz üretimi genellikle 0,4 – 0,6 m³/kgKOİ_{giderilen} seviyelerindedir (Tekin, 2000).

Yapılan bir çalışmada ise ardışık kesikli bir reaktörde sızıntı suyu arıtmaya çalışılmıştır. 2,8 kgTOK/m³.gün organik yükleme hızında, 1,5 günlük hidrolik alıkonma süresinde %73,9 oranında bir TOK giderimi sağlanabilmiştir. Buna rağmen 0,561 kgTOK/m³.gün organik yükleme hızında ve 2 günlük hidrolik alıkonma süresinde yalnızca %65,3 oranında bir TOK giderimi sağlanabilmiştir (Timur ve Öztürk, 1997). Yapılan başka bir çalışmada ise anaerobik ardışık kesikli reaktörde sızıntı suları arıtmaya çalışılmıştır. Değişik volümetrik (0.4-9.4 KOİ/litre.gün) ve spesifik organik yükleme (0.17-1.85 g KOİ/gUAKM.gün) hızlarına bağlı olarak %64 – 85 oranında KOİ giderimi sağlanabilmiştir (Timur ve Öztürk, 1999).

Aerobik biyolojik arıtmıla karşılaştırıldıklarında verimi kısmen daha düşük olsa da anaerobik arıtım hem ekonomik anlamda hem de hassasiyet (Debi salınımları, karakterizasyon değişiklikleri, toksik maddeler vb.) anlamında daha kullanışlıdır. Yalnız anaerobik arıtım bir dezavantajı, ısıya ihtiyaç duyulmasıdır. Çünkü anaerobik arıtmıda etkin bakterilerin optimum yaşama sıcaklığı 35 °C mertebelerindedir.

Özellikle genç sızıntı suları, yüksek miktarda amonyum içeriğine sahiptir. Bu yüzden deşarj standartlarına indirgenebilmesi için sızıntı sularının etkin bir arıtmıya tabi tutulması gerekmektedir. Yaygın olarak kullanılan yöntemlerden biri de nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleridir. Sızıntı suyundan amonyumun giderilebilmesi için çeşitli biyolojik yöntemler (sürekli karıştırılmalı, ardışık kesikli, 4 aşamalı vb.) uygulanmaktadır (Calli vd., 2003). Bu amaçla yapılan çalışmalardan birinde Ardışık kesikli reaktörler kullanılmış ve etkin bir şekilde amonyumun giderilebildiği belirlenmiştir. Denitrifikasyon prosesinde karbon kaynağı olarak ortama Ca(CH₃COO)₂ eklenmiş ve sonuç olarak %90'ın üstünde bir amonyum verimi elde edilmiştir (Yalmaz ve Öztürk, 2001).

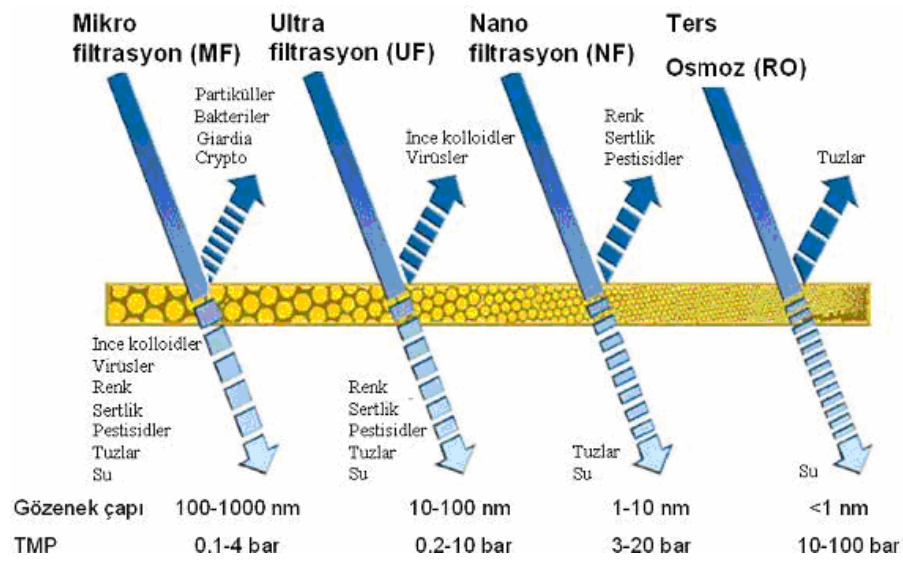
3.2.2 Fiziksel Arıtım

3.2.2.1 Membran Prosesleri

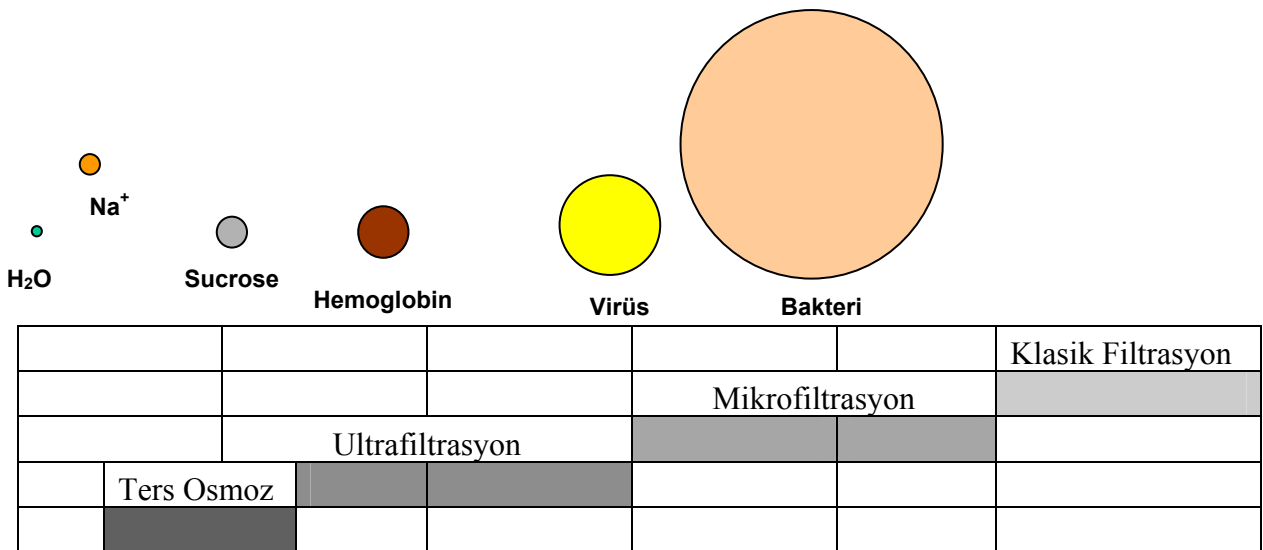
Su arıtımında yeni teknolojilerden biri olmasının yanı sıra etkin verim ve kullanım alanlarının geniş olması nedeniyle arıtım dünyasında hızla yerini almıştır/almaktadır. Membran filtrasyonu bir akışkanın yarı geçirgen bir bariyer (membran) tarafından biri daha konsantre

(konsentrat, retentat), diğeri ise daha seyreltik (filtrat, permeat) olan iki ayrı akıma ayrılmasıdır. Membranın bir tarafından diğeriye akışın oluşmasını sağlayan belli itici kuvvetler vardır, bunlar; basınç farkı, konsantrasyon farkı, sıcaklık farkı ve elektriksel potansiyel farkı olarak sınırlandırılabilir.

Membranların en büyük avantajlarından biri de çok farklı amaçlar için kullanabilmek üzere farklı çaplarda membranların bulunmasıdır. Membranlar gözenek çaplarına ve uygulanabilir basınca göre 4'e ayrılırlar. Şekil 3-3'de bunları açıkça görmekteyiz. Şekil 3-4'de de membranların tiplerine göre geçirgenliği daha iyi şekilde görülmektedir.



Şekil 3.3 Membran çeşitleri ve uygulama alanları (Akbaş, 2006)



Şekil 3.4 Membran tipleri ve geçirgenlik değerleri (Akbaş, 2006)

Membran prosesleri birçok avantajı nedeniyle yaygın olarak kullanılan arıtma yöntemlerinin başında gelir. Membranların başlıca avantajları(Gönüllü, 2004);

- 1) Sürekli kullanılabilir olması,
- 2) Çok az yer ihtiyacı olması,
- 3) Modüler olarak kullanılabilmesi,
- 4) Çok az yer ihtiyacının olması,
- 5) Modüler olması
- 6) Çok yüksek konsantrasyonlarda kullanılabilir olması,
- 7) İnşa maliyetinin olmaması,
- 8) Maliyetinin giderek azalması.

Sızıntı suları arıtımında membran prosesleri çok yaygın olmasa da çeşitli avantajları nedeniyle kullanılmaktadır. Genellikle ters osmoz kullanılmakla birlikte en büyük dezavantaj olan enerji maliyeti depo gazlarından elde edileceği için uygundur. Bunun yanı sıra konsentratın da giderimi büyük sorun oluşturmakta iken sızıntı sularının arıtımında bu konsentratın depolama alanına geri devri sağlanarak arıtımı kolaylaştırır. Bu gibi avantajlı uygulamaları ile ters osmoz üniteleri sızıntı suyunda kullanabilir. Yalnız çeşitli materyallerin membrana zarar vermesi gibi olasılıklarda bulunduğu için bu metot uygulanmadan önce biyolojik arıtım, aktif karbon adsorbsiyonu veya iyon değiştirme yapılması gerekmektedir. Bu gibi arıtım üniteleri sonrası yüksek verimli bir nihai arıtım olarak bu yöntem karşımıza çıkmaktadır.

3.2.3 Kimyasal Arıtım

3.2.3.1 Kimyasal Oksidasyon

Yaygın şekilde kullanılan arıtım metotlarından biri olmakla birlikte yüksek verim elde edilmesi de en büyük avantajlarındanıdır. Genellikle farklı oksidantlar kullanılsa da proses aynı şekilde işler. Kullanılan oksidantlardan bazılarına örnek olarak H_2O_2 ve O_3 verilebilir. Bu güçlü oksidantlar vasıtasıyla özellikle suda bulunan organik kirlilik büyük ölçüde giderilebilmektedir. Yüksek verim gibi avantajlarının yanı sıra kimyasal çamur oluşumu ve eklenen kimyasal maliyeti de bu yöntemin dezavantajları olarak görülmektedir.

Özellikle bu konu ile ilgili olarak hidrojen peroksit ile yapılmış bir araştırma incelendiğinde

%75 oranında bir KOİ giderimi sağlandığı görülmektedir (Kurt , 2000).

3.2.4 Fizikokimyasal Arıtım

3.2.4.1 Hava ile Sıyırma

Özellikle yüksek amonyak içeriğini azaltmak amacıyla sıklıkla kullanılan bir yöntemdir. Temel prensip sızıntı suyunun pH'nın yükseltilmesiyle su içerisinde bulunan amonyumun amonyak formuna dönüşmesini sağlamaktır. Bu sayede de uçucu özelliği yüksek olan amonyak uçurulmak vasıtasıyla sızıntı suyundan giderilmesi sağlanmış olur. Özellikle yüksek pH'a çıkarma ve daha sonra çıkış suyunun nötralize edilmesini sağlamak en büyük problemlerin başında gelir. Ayrıca bu maliyetlerin yanı sıra havalandırma da ek bir maliyet oluşturur. Tüm bu nedenlerden dolayı dezavantajlı gibi görünse de etkin bir giderim verimi sağlaması nedeniyle sıklıkla kullanılan yöntemlerden biridir.

Sızıntı suyunda bulunan yüksek oranda amonyum miktarı çeşitli sorunlar teşkil etmektedir. Amonyum kimyasal olarak magnezyum amonyum fosfat şeklinde çökebileceği gibi pH'ın yükseltilmesiyle amonyumun amonyağa dönüşümü sonucu amonyağında havalandırılmasıyla ortamdan uzaklaştırılması şeklinde de giderilebilir. Literatürde bu şekilde yapılan bir çalışma incelendiğinde her iki şekilde de sızıntı suyundan belli ölçüde amonyağın giderilebileceği belirlenmiştir. Başlangıç konsantrasyonu 2240 mg/L olan bir çalışmada magnezyum, amonyum ve fosfat oranları eşit olacak şekilde ayarlandıktan sonra pH:9,2 iken %85 oranında bir amonyum giderimi sağlanabilmiştir. pH 12 seviyelerine çıkarıldığında 2 saatlik bir havalandırma sonrasında ise %72'lik bir amonyum giderimi sağlanabilmiştir. Yapılan çalışma da havalandırma yerine mekanik karıştırma (120 devri/dakika) uygulanıp pH 11,5 seviyelerinde 24 saatlik bir hidrolik alıkonma süresinde %90'ın üzerinde bir amonyum giderimi sağlanabilmiştir. Ekonomik açıdan değerlendirilmek gerekirse amonyak sıyırma daha ekonomik bir yöntem olarak göze çarpmıştır (Ozturk vd., 2003). Yine başka bir çalışmada benzer özellikteki bir sızıntı suyuna amonyak sıyırma ve magnezyum amonyum fosfat şeklinde çöktürme (Stokiyometrik oranları – 1,1,1- sağlamak için magnezyum klorür ve sodyum hidrojen fosfat eklenmiştir) ile amonyum giderimi araştırılmıştır. Yapılan çalışmada MAP prosesi ile % 90 gibi bir amonyum giderim verimi elde edilebilirken amonyak sıyırma prosesi (pH:12, Hidrolik alıkonma süresi 24 saat, 7.6 l/dk hava debisi, 1 L numune hacmi) için bu değer %85 seviyelerinde kalmıştır(Kabdaslı vd., 2000). Sonuç olarak MAP prosesi ve amonyak sıyırma prosesleri ile yüksek oranlarda amonyak giderimi elde etmek mümkündür (Kabdaslı vd. 2000; Altınbaş vd., 2002; Ozturk vd., 2003)

3.2.4.2 Aktif Karbon Adsorpsiyonu

Aktif karbon adsorpsiyonu sızıntı suları için bir son arıtım kademesidir. Yüksek poroz yapısıyla oldukça verimli çalışmasına karşın kompleks bir içeriğe sahip sızıntı suyuna direkt uygulanamaz. Sızıntı sularına bağlı olarak çok değişken bir maliyet oluşturmakla birlikte genellikle pahalı bir arıtım yöntemidir. Bu nedenle sızıntı suyu arıtımında çok fazla tercih edilmemektedir. Genellikle organik maddelerin ve hidrofobik materyallerin giderimini sağlamakla birlikte yüksek verimler elde edilmektedir. Ayrıca aktif karbonun rejenerasyonu da yapılmalıdır. Bu da ek bir maliyet getirmekle birlikte rejenerasyon veriminin %100 mertebelerinde olmaması belirli kayıplara yol açmaktadır.

3.2.4.3 Koagülasyon, Flokülasyon ve Çökelme

Belirli maddelerin eklenmesi, karıştırılması ve bekletilmesi şeklinde komple gerçekleşen bu olay sonucunda oluşacak bir arıtım söz konusudur. Birçok arıtma tesisinde yaygın olarak kullanılır. FeCl_3 veya $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ile koagülasyon olayı gerçekleştirildikten sonra karıştırma işleminin yardımıyla floklar oluşturulur ve son aşama olarak bu flokların çökmesi sağlanır. Genellikle kolay giderilebilen organik maddelerin giderimi için kolay ve basit bir yöntemdir. Eklenen bileşiklerin çok maliyetli olmaması avantajlarından biridir. Yalnız nihai bir arıtım olmaması ve amonyak gibi giderilmesi zor bileşiklerin giderimine katkı sağlamaması ise dezavantajlarının başında gelmektedir. Ayrıca belli bir kimyasal çamur oluşur. Bu çamurunda ortadan kaldırılması bu prosesin bir diğer dezavantajıdır.

Bu yöntemlerin yanı sıra birçok fizikokimyasal yöntemlerle sızıntı suyunun arıtımı mümkün olmaktadır. Gerek membran sistemleri olsun gerek buharla sıyırma sistemleri olsun sık olmasa da uygulanan bir diğer fizikokimyasal yöntemlerdir. Membran yöntemlerinin gelecekleri parlak olması münasebetiyle bu çalışmada biraz daha önem sarf edilecektir.

3.2.5 Diğer Yöntemler

Bu başlıklar altında tam olarak yer bulamayan bazı yöntemler bulunmaktadır.

3.2.5.1 Doğal Arıtma

Özellikle son yıllarda rağbet gören bir diğer arıtım metodu ise doğal arıtma adı verilen sistem olup özel şekilde kurulabileceği gibi bulunan araziden de faydalanılabilir. Genellikle arazide yetişen bitkiler kullanılır. Son yıllarda bu konudaki araştırmaların sayısı artsa da uygulamalar konusunda henüz yaygınlaştığının söylemek doğru olmaz. Yalnız tek bir arıtım yöntemi

olarak sızıntı sularının arıtılması mümkün olmaz. En çok kullanılan yöntem şüphesiz ilk olarak biyolojik arıtım uygulanıp daha sonra köklü su bitkileri ile kirlilik parametrelerinin değerlerini en aza indirmektedir. Bu sistemin sızıntı sularında kullanımı mümkün olmaktadır. Ülkemizde henüz böyle bir tesis olmamasına karşın yurtdışında bu prensiple çalışan tesisler bulunmaktadır. Doğal arıtım yöntemlerinin başlıca avantajları şunlardır;

- 1) Yatırım maliyeti düşüktür,
- 2) İkincil veya üçüncül arıtma olarak kullanıldığında yüksek verim elde edilebilir,
- 3) Yüzeysel ve yüzeyaltı akışlı tipte olmak üzere inşa edilebilirler,
- 4) Organik maddeler ve azot biyolojik mekanizmalarla, fosfor ise adsorpsiyonla ve çökelme ile giderilebilir.

Bu sistemin bu avantajlarına karşın en büyük dezavantajı şüphesiz soğuk iklimlerde kullanımı pek mümkün olmamaktadır. Bitkiler üzerinde sızıntı suyunun toksik etki oluşturması nedeniyle sızıntı suyu arıtımında yüksek giderim verimi elde edilememektedir. Sızıntı sularının araziye uygulanmadan önce mutlaka ön arıtmadan geçirilmeleri ve yağmur suları ile seyreltilerek karakterizasyonlarında düzeltme yapılmış olması da gerekmektedir. Aksi halde aşırı yüklenme ile toprakta tıkanmalar ve bozulmalar meydana gelmektedir (Gönüllü vd., 1986).

3.2.5.2 Buharlaştırma (Evaporasyon)

Henüz çok yaygınlaşmayan bir arıtım yöntemidir. Temel prensip atık suyun buharlaştırılması ile uçucu bileşiklerin ortamdan giderilmesidir. Yalnız buhar maliyetinin çok yüksek oluşu ve KOİ'yi gidermesine karşın yok etmemesi başlıca dezavantajlarıdır. Sonuç olarak deşarj edilebilecek bir su kalitesine erişilemez. Genel olarak bakıldığında çok kuru bölgeler hariç kullanılması maliyeti ve diğer dezavantajları yönünden kullanılması tavsiye edilmez. Temel proses suyun su geçirmez havuzlara konularak buharlaştırılması prensibine dayanır. Bu işlemlerde buharlaşma hızı sıcaklığa, rüzgâr hızına, havadaki nem miktarına ve yağış miktarına bağlı olarak değişir.

Buharlaştırmanın sızıntı suyunun arıtılması için kullanılmaya başlaması oldukça yenidir ve özellikle ters osmoz prosesinden gelen konsantre suyun arıtılmasında oldukça etkindir. Gelişmiş ülkelerde bu teknolojiye ilişkin inşa aşamasında olan pek çok tesis bulunmaktadır. Buharlaştırma sayesinde, tuz ve inorganik kirleticiler %20-60 katı madde içeriğine kadar konsantre hale gelecektir. Ama amonyak ve uçucu organiklerin buharlaştırma ile

ayrıştırılması mümkün değildir (Mazlum ve Tokgöz, 1996)

3.3 Sızıntı Sularının Arıtım Yöntemlerinin Karşılaştırılması

Sızıntı suyu kompleks yapısı nedeniyle tek bir yöntemle arıtılamadığı gibi bir çok kombinasyonla arıtılması mümkündür. Her bir prosesin belli parametreler üzerinde etkin olduğunu düşünürsek arıtım sağlanabilir. Yalnız mühendislik kavramının bir diğer yanı gereği bölgeye ve sızıntı suyu karakteristiğine ve eldeki imkânlarla bağlı olarak en uygun yöntemler kombinasyonunun belirlenmesi gerekir. Bu amaçla ilk aşamada yöntemlerin birbiri üzerindeki verim farklılıklarını çeşitli kombinasyonların nasıl çalıştığını bilmek lazımdır. Sızıntı suyu arıtma tesislerini karşılaştırırken dikkat edilecek hususlar aşağıda sıralanmıştır(Öztürk vd., 2005).

- 1) Sızıntı suyu karakteri,
- 2) Zararlılık potansiyeli,
- 3) Deşarj alternatifleri,
- 4) Arıtma derecesi,
- 5) Arıtılabilirlik çalışmaları,
- 6) İşletme,
- 7) Maliyet,

Sızıntı suyu çok farklı yöntemlerle veya çok farklı kombinasyonlarla arıtılabileceği için uygun arıtım yöntemini belirlemek çok önemlidir. Özellikle ilerleyecek zamana bağlı sızıntı suyu karakteristiğinde oluşabilecek mevcut kalite değişiklikleri göz önüne alınmalı ve buna göre bir tesis tasarlanmalıdır. Arıtma sistemlerinin sızıntı suyu içerisindeki başlıca parametreleri giderim performansı Çizelge 3-1’de verilmektedir.

Çizelge 3-1 Arıtma sistemlerinin kirlilik parametreleri üzerinde giderim performanslarının karşılaştırılması (Yıldız, 2005)

Parametre Proses	BOİ (mg/l)	KOİ (mg/l)	Top. N (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	Ağır Metaller	AOX (mg/l)	Balık Zehirliliği	
Biyolojik	✓	✓ 2	✓	✓	×	×	7	
Adsorpsiyon		✓ 3	×	×		✓	7	
Flotasyon	×	×	×	×	×	×	7	
Hızlı/Yavaş		✓ 3	×	×	✓ 5	✓	7	
Filtrasyon	×	×	×	×	×	×	7	
Ters Osmoz	✓ 1	✓ 1	✓	✓	✓	✓ 1	7	
Membran	✓ 1	✓ 1	✓	✓	✓	✓ 1	7	
Havalandırma	×	×		✓	×	×	6	7
Kim.		✓	×	×	×	✓ 4	7	
Evaporasyon		✓ 4	✓	×	✓	✓	7	
Yakma	×	×	×	×	×	×	7	

✓ : Uygun

×

 : Uygun değil

1 : Küçük moleküllerin giderilmesinde verim az

2 : İnert olan kısım giderilemiyor

3 : Ayrışabilir organiklerin giderilmesinde verim az

4 : Uçucu organiklerin giderilmesinde verim az

5 : Bütün ağır metaller için aynı verimde değil

6 : Düşük Uçucu organiklerin giderilmesinde verim az

7 : Uygunluğu belli değil

Her bir prosesin başlıca avantaj ve dezavantajları vardır. Etkin ir sızıntı suyu yönetimi için uygulanacak arıtım yöntemlerinin artıları ve eksilerinin çok iyi bilinmesi gerekmektedir. Bu nedenle prosesler bazında genel bir karşılaştırma olması açısından proseslerin ayrı ayrı tanımlanıp kısaca değerlendirilmesi Çizelge 3-2’de verilmektedir.

Çizelge 3-2 Sızıntı suları için farklı arıtım yöntemlerinin kirletici parametreleri üzerindeki giderim verimleri (Tekin, 2000)

Arıtım İşlemleri	BOİ ₅		KOİ		T. Azot		Fe		Zn		Ni		Açıklama
	Verim (%)	Çıkış (mg/l)	Verim (%)	Çıkış (mg/l)	Verim (%)	Çıkış (mg/l)	Verim (%)	Çıkış (mg/l)	Verim (%)	Çıkış (mg/l)	Verim (%)	Çıkış (mg/l)	
AEROBİK ARITIM İŞLEMLERİ													
Aktif Çamur	95	100	95	500	70 – 95	10– 100	96 – 99	10 – 40	96 – 99	3 – 10	60	0,25	$\theta_c < 6 - 10$ gün
Kanalizasyonla Arıtım	94 – 99	3 – 15	92 – 98	25 – 60	-	-	-	-	-	-	-	-	Oran < %5
Havalandırmalı Lagün	99	5 – 60	92 – 98	300-800	40 – 70	40 – 80	99	0 – 2	-	-	-	-	$\theta_c > 10$ gün
Stabilizasyon Havuzu	93 - 99	10– 100	99	100-400	70 – 99	4 – 100	80 - 99	1 - 100	-	-	-	-	T > 40 gün
ANAEROBİK ARITIM İŞLEMLERİ													
Sabit Yataklı	85 – 98	100-900	75 – 95	200-	-	-	80 – 99	5 – 25	80 – 99	0,5 – 10	10 – 80	0,1 – 1	$\theta_c < 10$ gün
Askıda Yatak	85 – 98	100-900	75 – 95	1000	-	-	80 – 99	5 – 25	80 – 99	0,5 – 10	10 – 80	0,1 – 1	$\theta_c < 5$ gün
Çamur Çökürme Çamuru	-	≤100	-	200-	-	20	-	5 - 50	-	0,2 –	-	-	$\theta_c < 500$ gün
FİZİKOKİMYASAL İŞLEMLER													
Koagülasyon	-	-	12	100-	-	-	95 – 99	2 – 17	75 – 98	<1	-	-	Kireç, Alum,
Oksidasyon	-	-	10 – 50	1000	-	-	95	<1	90	<1	-	-	FeCl
Ters Osmoz	-	-	60 – 90	1000-8000	-	-	-	-	-	-	-	-	O ₃ , Cl ₂ ,KMnO ₄
İyon Değiştirme	-	-	40 – 70	< 10	-	-	40 – 80	1 – 10	20 -96	<1	14 – 96	<1	Ham SS*
Ters Osmoz	-	-	75 – 99	100–	-	-	65 - 95	2 - 15	-	-	-	-	Ön Arıtılmış

* : (SS) Sızıntı suyu

Sızıntı suyu arıtma tesislerinde genellikle çeşitli arıtma kombinasyonları kullanılır. Arıtma kombinasyonlarının değişik kirlilik parametreleri üzerinde farklı ölçüde etkinlikleri bulunur. Bu nedenle kesin önerilen bir yöntem bulunmaz. Bölgenin sızıntı suyu karakteristiği tam olarak belirlendikten sonra bu gibi kararlar verilmelidir. Yalnız giderim parametrelerinin yanı sıra maliyette çok önemli bir kısıttır. Bu gibi değerler dikkate alınarak en uygun arıtma yöntemi / kombinasyonu seçilerek uygulamaya başlanır. Arıtma kombinasyonlarının belirli kirlilik parametreleri üzerine etkilerinin karşılaştırılması Çizelge 3-3'de verilmektedir.

Çizelge 3-3 Çeşitli arıtma kombinasyonlarının sızıntı suyundaki bazı kirlilik parametrelerinin gideriminin karşılaştırılması (Heyer vd., 1999)

KOİ (mg/L)		NH ₄ -N (mg/L)		AOX (mg/L)	
Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
Biyolojik + Aktif karbon + Flokülasyon / Çökeltim + Nötralizasyon					
1571	76	579	0,09	1,45	0,18
686	51	528	0,7	1,65	0,23
Biyolojik + Ultrafiltrasyon + Aktif karbon					
1000–12000	< 200	400–800	< 10	1–2,5	0,1–0,7
Biyolojik + Kimyasal Oksidasyon (Ozon - UV)					
320–5796	30–137	125–1350	0,4–36,2	-	-
Biyolojik + Kimyasal Oksidasyon (Ozon - UV) + Biyolojik					
1200–4000	18–150	600–1900	0,1–9	1–3,8	0,04–0,18
Biyolojik + Kimyasal Oksidasyon (Ozon - UV) + Biyolojik + Aktif karbon					
7,58–1332	1–85	375–885	0,1–0,6	0,85–2,1	0,17–0,43
Ters Osmoz					
4124	20	577	8	-	-
1550	68	750	7	1,4	< 0,01
Ters Osmoz + Ters Osmoz					
1590–2980	4–25	900–1800	4,4–8,8	1,5–1,9	0,002–0,02
Biyolojik + Ters Osmoz					
446–872	5,3 - 27	80–396	0,03–10,1	0,4 – 1,4	< 0,01 – 0,05
Biyolojik + Ters Osmos + Ters Osmos					
1366 - 3010	<2	130 -854	6,3	1,09 – 2,24	0,045

Yukarıdaki sonuçlar incelendiğinde çeşitli kombinasyonların ne derece etkili oldukları açıkça görülüyor. Membran proseslerin verimi üst düzey olmasına rağmen ekonomik açıdan daha avantajlı olmaları sebebiyle biyolojik arıtım çok daha fazla kullanılmaktadır. Özellikle ters osmozun kullanıldığı bir arıtma kombinasyonunda Çizelge 3-3'de de görüleceği üzere KOİ değer 2 mg/lit mertebelerine kadar indirgenebilmiştir.

3.4 Ülkemizde Sızıntı Sularının Arıtımı

Ülkemizde düzenli depolama alanı fazla bulunmamakla birlikte il bazında en büyük düzenli depolama sahası alanı ve en yüksek debili sızıntı suyu arıtma tesisi İstanbul'da bulunmaktadır Kemerburgaz / Odayeri Depolama Sahasında 2200 m³/gün, Şile / Kömürcüoda Depolama Sahasında 1400 m³/gün sızıntı suyu oluşmaktadır. Depolama sahası içinde bulunana sızıntı suyu arıtma tesisleri ile bu atıksuların tamamı arıtılarak deşarj edilmektedir. Görüldüğü üzere en yüksek debili sızıntı suyu oluşumu Odayeri Düzenli Depolama Sahasında oluşmaktadır. Bu tesiste genel olarak Kimyasal ve Biyolojik arıtım ile bir ön arıtım söz konusudur. Hali hazırda işler vaziyetteki sızıntı suyunun artıma kademeleri sırasıyla aşağıdaki gibidir.

- 1) Ön Havalandırma ve akabinde ön çöktürme
- 2) Kimyasal arıtma ve pH ayarlama
- 3) Amonyak sıyırma
- 4) Anaerobik arıtma (UASB)
- 5) Çamur susuzlaştırma (Belt Presler)

Bu şekilde bir arıtım ünitesiyle Odayeri'nde bulunan sızıntı sularında %70-80 oranında bir KOİ giderimi ve %70 oranında bir amonyak giderimi söz konusudur. Daha sonra ise çıkış suyu İSKİ'nin atıksu kanalına deşarj edilmektedir. Görüldüğü üzere halen daha çok yüksek bir verimle arıtım sağlanabilmiş değildir. Bu tesiste hali hazırda ön arıtım bulunmasına rağmen yeni projeler sürmektedir. İlerleyen yıllarda uygulamaya geçecek olan yöntemle ön arıtım sonrasında Membran biyoreaktör (MBR) ünitesi ile arıtım gerçekleşecek, daha sonra ise sırasıyla nanofiltrasyon ünitesi ve aktif karbon ünitelerinden geçirilmek suretiyle nihai arıtım sağlanacaktır (istac.com.tr).

Bir diğer tesis ise İzaydaş katı atık depolama merkezinde bulunan sızıntı suyu arıtma tesisidir. Bu tesiste genel olarak aynı anlayışla bir arıtım gerçekleştirilmektedir. İlk olarak döner elekler vasıtasıyla katı maddeler (0,75mm'den büyük maddeler) sızıntı suyundan ayrılır. Daha sonra

dengeleme havuzuna alınan sızıntı suyu sırayla hızlı karıştırma ve yavaş karıştırmaya tabii tutulduktan sonra çözünmüş hava flotasyonu (DAF) ünitesiyle ön arıtımı sağlanarak İzaydaş Endüstriyel ve Atıksu Arıtma Tesisine verilmektedir.

Ülkemizde işler halde bulunan az sayıdaki sızıntı suyu arıtma tesislerinde nihai arıtmadan çok ön arıtım gerçekleştirilmek suretiyle atıksu arıtma tesislerine gönderilmektedir.

3.5 Sızıntı Sularının Arıtımına Yeni Bir Alternatif

Sızıntı suyu içeriği nedeniyle çok farklı yöntemlerle kısmen arıtılabilmektedir. Arıtılabilirliğin en önemli şartı şüphesiz etkin verim ve uygulanabilirliktir. Sızıntı suyunun arıtım maliyeti diğer sulara oranla çok daha yüksek olmasından dolayı sızıntı suyunda etkin verim elde edilebilecek daha ekonomik yöntemler için arayış devam etmektedir. Bu yöntemlerden biri de son yıllarda hızla gelişim gösteren ve avantajlarıyla diğer yöntemlerden sıyrılmayı başaran elektrokimyasal yöntemlerdir. Son yıllarda elektrokoagülasyon prosesi çevreye uyumlu ve çok yönlü bir arıtım prosesi olmasından dolayı atıksu arıtımında oldukça dikkat çekmektedir. Her hangi bir kirlilik ya da korozyon oluşturmamasından dolayı çevreye dost bir arıtım yöntemidir. Bu yöntemin konvansiyonel koagülasyona oranla daha basit, daha kısa süreli, kimyasal madde eklenmemesi, hızlı sedimentasyon ve daha az çamur oluşumu gibi avantajları bulunmaktadır. Bu yüzden atıksulardan kirlilik giderimi için etkin ve güvenilir bir yöntemdir. En önemlisi bu yöntem ile anyon ve tuzluluk miktarı atıksu içerisinde artmamaktadır (Kobya vd., 2006). Özellikle koagüle olabilecek kirleticilerin fazla olduğu atıksular için en elektrokimyasal yöntemler içinde en uygunu elektrokoagülasyondur. Bu amaçla yapılmış olan bu çalışma da sızıntı sularının elektrokimyasal yöntemlerden elektrokoagülasyon yöntemiyle arıtılabilirliği üzerinde çalışılmış ve uygulanabilirliği tartışılmıştır.

4. ELEKTROKİMYASAL ARITMA YÖNTEMLERİ VE ELEKTROKOAGÜLASYON

Türkiye’de ve dünyada özellikle endüstrinin gelişmesine bağlı olarak endüstriyel atıksu arıtımı gün geçtikçe daha büyük bir sorun oluşturmaktadır. Bununla birlikte halihazırda kullanılan atıksu arıtım metotlarına oranla daha düşük maliyetli ve daha yüksek verimli arıtım metotları için bir arayışa girilmiştir. Üstelik her geçen yıl artan nüfusa ve endüstriye oranla atıksular büyük oranda artış göstermektedir. Bu atıksu artışına paralel olarak her geçen gün yeni arıtım teknikleri ortaya çıkmaktadır. Araştırmalar sonucu geliştirilmeye çalışılan bu yeni tekniklerin gelişen dünyaya ayak uydurabilecek seviyede verimli ve uygulanabilir olması ilk dikkat edilmesi gereken noktadır. Son yıllarda su arıtma metotlarına bir yenisi eklenerek elektrokimyasal arıtım metotları da artık literatürde yerini almaya başlamıştır. Elektrokimya; elektrosentez, metal ve malzeme işlemleri, elektriksel güç depolama ve dönüştürme, arıtma ve geri dönüşüm, sensörler ve izleme ile korozyon gibi oldukça geniş kullanım alanları olan bir konudur (Akbulut, 2000). Avrupa’da kullanım alanı bulmasına karşın ülkemizde henüz bazı çalışmalarla geliştirilme aşamasındadır. Özellikle kimyasal koagülasyona oranla yüksek verim elde edilmesi ve işletme kolaylığı gibi birçok avantajı sayesinde yakın gelecekte çok daha fazla kullanım alanı bulacağı tahmin edilmektedir. Prosesin avantajlarından dolayı bu yeni arıtım tekniği çok çeşitli dallarda kullanılabilir. Elektrokimyasal arıtım yöntemi günümüzde evsel atıksularda, atık yağların, boyaların, askıda katı maddelerin, sızıntı sularında organik madde atıklarının, sentetik atık suların, ağır metallerin gideriminde ve suların deflorinasyonu gibi birçok dalda uygulanmaktadır.

Elektrokimyasal prosesler içinde en çok kullanılanlar; elektrokoagülasyon, elektrooksidasyon ve elektroflotasyondur. Elektrokimyasal proseslerde kirlenici parametrelerin giderim yöntemi adsorbsiyon, oksidasyon, çöktürme ve flotasyon şeklindedir. Elektrokimyasal proseslerin en önemli farklılıkları prosesin şekli ve yapısıdır(Elektrot tipi, uygulanan akım, elektriksel gerilim ve prosesin tipi). Özellikle elektrot tipi sistemin elektrokoagülasyonu mu yoksa elektrooksidasyonu mu tetikleyeceğini belirleyen unsurların başında gelmektedir. Her ne kadar sistemde bir gaz çıkışı oluşarak elektroflotasyon kısmen gerçekleşse dahi, flotasyonun tam anlamıyla oluşabilmesi için difüzörlerle ortama hava da verilebilir. Bu sistemler tek tek çalışabildiği gibi bazı sistemlerde birkaç elektrokimyasal proses aynı anda, kombine şekilde kullanılabilir. Mesela tüm elektrokoagülasyon proseslerin anot bölgelerinde kısmen bir elektrooksidasyon gerçekleşmektedir. Elektrokimyasal arıtım yöntemlerinin etkilerini arttırabilmek için elektrot tipleri ile ilgili bazı değişiklikler yoluna gidilmelidir.

4.1 Elektrokimyasal Arıtım Yöntemleri

4.1.1 Elektrooksidasyon

Elektrooksidasyon yönteminde ana prensip çözünmeyen elektrotlar (Ti, Ru, Pt, paslanmaz çelik vb.) kullanılarak elektrotlar vasıtasıyla çıkan gazlar (O₂ ve H₂) ile istenilen oksidasyon sağlanmasıdır. Bu işlemle birlikte birçok madde oksidasyona uğratılabilirken biyolojik olarak parçalanabilirliği zor olan bileşikler, biyolojik olarak kolay parçalanabilir organik bileşiklere veya CO₂ ve H₂O gibi son ürünlere dönüştürülür. Elektrooksidasyon prosesinde aktif rolü oynayan elektrot olarak anot göze çarpar. Bundan dolayı bu proseste etkili olan parametrelerin başında anodun katalitik aktivitesi gelir. Ayrıca akım, sıcaklık, pH ve organik bileşiklerin ve diğer oksidantların difüzyon hızı etkilidir. Eğer anodun yeteri kadar yüksek potansiyeli varsa, atıksuda bulunan klorür iyonları veya organik bileşiklerin direkt oksidasyonu gibi ikincil reaksiyonlarda oluşabilir.



Klorun oluşmasıyla, güçlü oksidant yapısı bazı organik bileşikleri okside edebilir. Yapılan çalışmalarda atıksu tipine bağlı olarak farklılık gösterse dahi ortalama % 90 oranında bir KOİ giderimi söz konusudur. Bir başka deyişle elektrokimyasal arıtımda anot bölgesinde oluşan reaksiyonların katot bölgesine oranla daha baskın geliştiği tip arıtıma elektrooksidasyon diyoruz.

Elektrooksidasyon proseslerini incelediğimizde literatürde genellikle Ti, Pt, Ru, BDD vb. anotlar kullanıldığını görebilmekteyiz. Etkili giderim ve çamur oluşumunun çok az olması nedeniyle tercih edilen bir yöntem olarak elektrokimyasal yöntemler arasında yer bulmaktadır. Arıtımın yanı sıra metal geri kazanımında da bu yöntem son yıllarda kullanılmaya başlamıştır (Chmielewski vd., 1997). Elektrooksidasyon sızıntı sularının arıtımı için etkili ve geleceği parlak bir yöntemdir. Elektrooksidasyon ile önemli ölçüde KOİ giderimi sağlanırken hemen hemen tüm amonyak azotu ve özellikle renk giderilebilir. Tüm giderim verimleri ve enerji tüketimi özellikle akım yoğunluğu, iletkenlik(gerekirse elektrolit ilave edilmeli), pH, anot materyali ve ön arıtımla çok yakından ilgilidir (Deng vd., 2006).

4.1.2 Elektroflotasyon

Atıksu arıtımında kullanım alanı bulan bir diğer elektrokimyasal arıtım yöntemi ise elektroflotasyondur. Genellikle tek başına değil de bir diğer elektrokimyasal prosesle birlikte kullanılan bu yöntem; prosesin gereği elektrotlardan açığa çıkan gaz kabarcıkların kirleticileri adsorbe etmesiyle yüzeye çıkarması sonucu kirliliğin giderilmesi esasına dayanır.

Elektrokoagülasyon prosesi esnasında da gerçekleşen bu proses sonucu giderim literatürde yaygın şekilde bilinen flotasyona benzemektedir. Yalnızca prosesin gereği sonucu eklenmesi gereken gaz elektroflotasyonda belli ölçüde kendinden oluşmaktadır. Elektroflotasyonda elektrotlarda oluşan reaksiyonlar şu şekildedir.



Elektroflotasyonda oluşan gaz kabarcıklarının boyutları çok küçük olmasına rağmen çok yüksek dispersiyona sahiptir. Bu proseste gaz kabarcıklarının rolü çok büyüktür. Bu nedenle gaz kabarcıklarının optimum yoğunluğunu belirlemek amacıyla etkili olan parametreler üzerinde oynamalar yapılarak optimizasyon çalışmaları yapmak gerekir. Elektrotun cinsi ve yüzey alanı en önemli parametre olmakla birlikte, akım yoğunluğu ve reaktör tipi de çok önemlidir. Genel olarak elektroflotasyon prosesinin işletme şartlarının optimizasyonunda ise akım, elektrot tipi, pH ve sıcaklık gibi parametreler üzerinde çeşitli oynamalar yaparak sistem için optimum işletme şartları belirlenmelidir.

Yapılan bir çalışmada pH'a bağlı olarak hidrojen gazlarının oluşturdukları kabarcıkların boyutlarının değişimi incelendi. Bu çalışmaya göre pH 2 iken demir elektrotun oluşturduğu hidrojen kabarcıkları 20-80 µm iken bu değer pH 7'de 5-45µm, pH 12'de ise 17-60 µm olarak belirlenmiştir. Diğer elektrotlar üzerinde denenen çalışmalarda da aynı değerler gözlenmiştir. Bu sonuçlara elektroflotasyonun giderim verimi asidik ya da bazik bir ortamda nötral bir ortama göre daha yüksek olmaktadır (Chen, 2004).

Elektrokimyasal arıtım türlerinde önemli bir yeri olan elektroflotasyonun bazı avantajları ve dezavantajları bulunmaktadır. Bunlar kısaca şöyle özetlenebilir(Akbulut, 2000);

Avantajları:

- 1) Kabarcık sayısını ve boyutunu kontrol etmek için olarak akım yoğunluğu kullanılabilir,
- 2) Yüklenmiş olan kabarcıklar bir bütün halini almazlar,
- 3) Yüksek flok stabilitesini bozmaz,
- 4) Yüksek sıcaklıklar kabul edilebilir,
- 5) Daha az kimyasal kullanılır,

6) Anodik klor dezenfektan gibi davranır,

Dezavantajları:

- 1) Doğru akım (DC) gücü gerektirir,
- 2) Substrat çözeltileri iletkenlik için yeterliliği sağlayabilir,
- 3) Tank yüksekliği 1m'den azdır,
- 4) Elektrot korozyonu oluşur,
- 5) Elektrot pasivasyonu oluşur,
- 6) Yüksek spesifik yoğunluklu materyallere göre daha zayıf performans sağlar.

Atıksulardan elektroflotasyon yöntemiyle giderilen kirleticiler daha çok yağ ve emülsiyonlar gibi düşük yoğunluklu maddeler olabildiği gibi askıda katı maddelerde yüksek bir verimle giderilebilmektedir. Özellikle bazı tesislerde problem oluşturan giderilemeyen KOİ'nin bir kısmı da bu yöntemle giderilmiş olur. Bu gibi özelliklerinden dolayı elektroflotasyon çeşitli sanayilerde kullanılmaktadır. Bu sanayilere örnek olarak metal kaplama, tekstil, boya ve kimya endüstrisi verilebilir. Ayrıca giderilemeyen KOİ'nin sızıntı sularında da önemli bir problem oluşturduğunu düşünürsek bu yöntemin sızıntı suyuna uygulanabilirliğinin araştırılması gerektiği açıkça görülmektedir.

4.1.3 Elektrokoagülasyon

En yaygın olarak kullanılan elektrokimyasal proses elektrokoagülasyondur. Aynı zamanda belirli ölçüde elektroflotasyon da oluştuğundan dolayı kirletici giderim verim üst düzeydedir. Bu verim çeşitli işletme şartlarını optimizasyonu ile daha da artırılabilir.

Bir elektrokimyasal proseste en önemli şartlardan biri elektrot cinsidir. Elektrokoagülasyonda yaygın olarak alüminyum (Al^{+3}) ve demir (Fe^{+3} , Fe^{+2}) elektrotlar kullanılmaktadır. Bu elektrotların prosesin işletme aşamasında suyla reaksiyona girerek $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_2$ ve $Fe(OH)_3$ gibi metal hidroksitler oluşacaktır. Sistemde arıtım bundan sonra başlar. Adsorpsiyon kapasitesi çok yüksek olan metal hidroksitlerin sudaki değişik kirletici parametreleri adsorbe ederek çökme yoluyla sudan uzaklaştırma prensibine dayanan bu arıtım metodu günümüzde birçok yerde kullanım alanı bulmuştur. Bu işlem esnasında elektrotlarda oluşan elektrokimyasal işlemler sonucu sudan çok küçük gaz kabarcıkları çıkmaya başlar. Bu gaz kabarcıklarının da elektroflotasyonun temelini oluşturduğunu düşünürsek bazı

kirleticilerde elektrokoagülasyon esnasında elektroflotasyon yöntemiyle sudan uzaklaştırılır. Başka bir deyişle ortak olarak oluşan bu reaksiyon topluluğu neticesinde suyunda kirletici konsantrasyonu ve kirletici parametrelerine bağlı olarak yüksek bir giderim verimi elde edilebilmektedir.

4.1.3.1 Elektrokoagülasyon Teorisi

Kirli suların arıtımında elektrokoagülasyon prosesi başarıyla uygulanmaktadır. Fizikokimya'dan daha temel bilgiler gerektiren bir prosestir. Katotta hidrojen tepkimesi olurken aynı zamanda anotlarda çeşitli temel işlemler sonucu yüksek bir verim oluşur. Elektrot tipleri değiştirilerek farklı sistemlerde reaktörler çalıştırılarak giderilmesi istenen parametrelere uygun yöntem belirlenebilir(Mollah vd., 2001).

Arıtılacak çözeltinin içine aşınan elektrotların kattığı aktif koagülant perkürsörlerinin (Genellikle alüminyum ve demir katyonları) katkısıyla bir elektrokimyasal metot olan elektrokoagülasyon ile arıtım sağlanmış olur. Katottaki elektroliti reaksiyonlara gazlarda (genellikle hidrojen kabarcıkları) eşlik eder.

Elektrokoagülasyon yüksek oranda giderilen kimyasala ve iletkenliğe bağlı olmasının yanı sıra pH, partikül büyüklüğü ve girişteki kimyasal bileşik konsantrasyonuna bağlıdır.

Elektrokoagülasyon teknikleri ile tekstil atık suyu arıtımında yüksek verim elde edilebildiğinden tercih edilmektedir(Koby vd., 2006; Can vd., 2006). Spesifik uygulamalarda, içme sularının deflorinasyonunda, endüstriyel sulardan ağır metal gideriminde, yağ içeren sularda, besin içeren atıksuların arıtımında, sızıntı sularından organik madde gideriminde, atıksulardan askıda katı madde gideriminde, kimyasal ve mekanik boyama atıklarının gideriminde, sulardan askıdaki katıları ayırmada, atıksulardan nitrat gideriminde, fenolik bileşiklerin geri kazanımında, arsenik gideriminde, poliaromatik organik kirliliğin, ligninin ve organik kirliliğin gideriminde elektrokoagülasyon yöntemi kullanılabilmektedir. Elektrokoagülasyon deneylerinde, oksitlerin öncelikli olarak oluştuğunu, çünkü sistemden verilen enerjinin, bunların oluşumu için gerekli aktivasyon enerjisini aştığını bulmuştur. Bu reaksiyonlar çözünmüş kirleticileri birleştirerek aside dayanıklı moleküler formda çökelti oluştururlar (Sayiner, 2003)

Elektrokoagülasyonda genellikle 3 temel işlem söz konusudur.

- 1) Elektrotların yüzeyinde oluşan elektrolitik reaksiyonlar
- 2) Sıvı fazda koagülantların (metalik iyonların) oluşumu

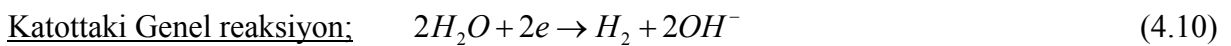
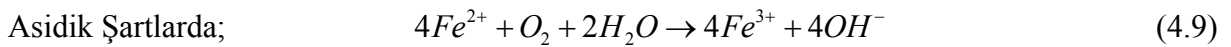
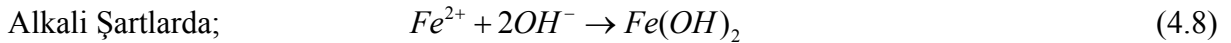
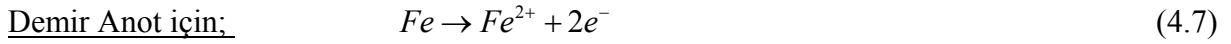
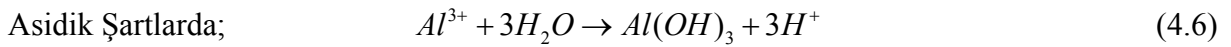
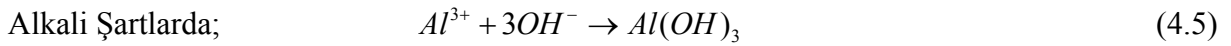
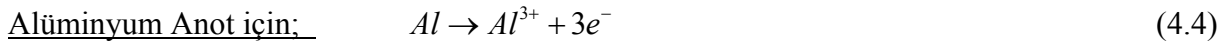
- 3) Çözünebilir ya da koloidal kirleticilerin adsorpsiyonla, koagülantla, sedimentasyonla veya flotasyonla giderilmesi(Mollah vd., 2001)

Elektrokoagülasyon prosesin genel mekanizmasında koagülasyon, adsorbsiyon, absorbsiyon, çöktürme ve flotasyon prosesleri bulunur(Ihara vd., 2004).

Elektrotlardaki ana reaksiyonlar şunlardır.

Elektrokoagülasyonla emülsifiye maddeler, askıda katı maddeler ve koloidal maddeler kararlı hale getirilir. Bu yüzden elektriksel uygulamalarda elektrotlarla partiküller uygun şekilde temas ettirildiğinde partiküller nötralize olur ve farklı partiküller kombine olarak geniş bir flok oluşturur.

Reaksiyonlar şöyledir,



Elektrokoagülasyon prosesi yüksek oranda sulu ortamın kimyasına, özellikle iletkenliğine bağlıdır. Ayrıca pH, partikül büyüklüğü, ortamın kimyası da önemli parametreler arasındadır (Mollah vd., 2001). Bununla birlikte elektrot tipi, reaksiyon süresi, etkin elektrot yüzey alanı gibi parametrelerde göz ardı edilmemelidir.

Eğer anodun yeteri kadar yüksek potansiyeli varsa, atıksuda bulunan klor iyonları veya organik bileşiklerin direkt oksidasyonu gibi ikincil reaksiyonlarda(8, 9, 10) oluşabilir(Panizza ve Cerisola, 2003).



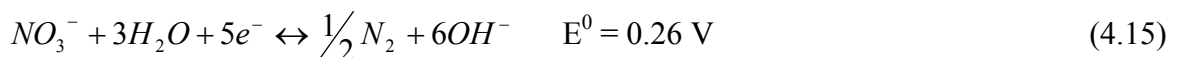
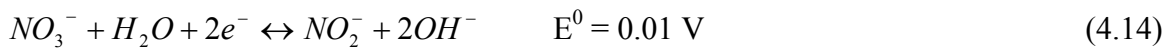
Burada gerçekleşen oksidasyon su içerisinde klorürün klora dönüşerek hipoklorit formuna geçmesiyle gerçekleşir ki amonyak giderimi büyük ölçüde bu şekilde gerçekleşir(Cossu vd., 1998).

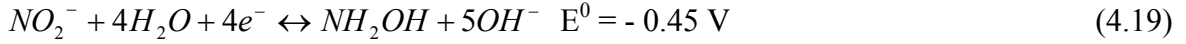
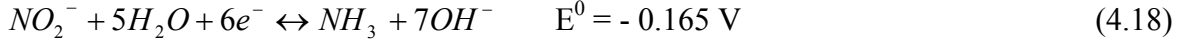
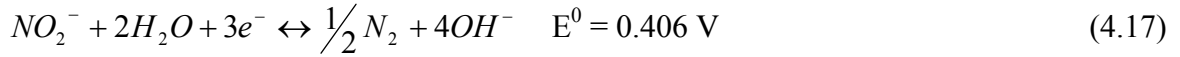
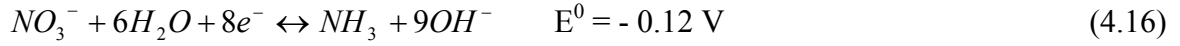
Genellikle elektrokoagülasyon prosesinde alüminyum ya da demir elektrotlar kullanılmaktadır. Bunun nedeni metalik iyonların adsorpsiyon kapasitesi yüksek olduğu için iyi bir koagülant olmasından kaynaklanır. Dağınık haldeki partiküllerin elektrokoagülasyon prosesiyle sudan arındırılabilir ve kararlı bir çamur elde edebiliriz. Yapılan bir çalışmada elektrokoagülasyonla hızlandırılmış bir şekilde flok oluşumu sağlandığından dolayı, kimyasal şartlara alternatif olarak gösterilebilir sonucu çıktı (Larue vd., 2003).

Konvansiyonel koagülasyona göre elektrokoagülasyonun birçok avantajı vardır(Alinsafi vd., 2005).

- 1) Elektrokoagülasyon küçük kolloidal partiküllerin kararlı hale getirilip giderilmesinde konvansiyonel koagülasyona oranla daha etkilidir.
- 2) Elektrokoagülasyonda daha az ve daha kararlı çamur oluşuyor.
- 3) Elektrokoagülasyon ekipmanlarının kullanımı ve işletmesi kolaydır.
- 4) Elektrokoagülasyonda kimyasal eklemeye gerek yoktur. Bu yüzden işletme ve bakımı kolaydır.

Elektrokoagülasyon nitrat gideriminde kullanılabilen bir yöntemdir. Kimyasal eklenmesi ve sonrasında bir arıtım gerektirmediği gibi, az miktarda çamur oluşumu, az alana ihtiyaç duyulması ve düşük maliyetiyle göze çarpmaktadır. Bu metotlarla elektrokimyasal redüksiyon sonucu nitrat iyonları N_2 ve amonyuma dönüşür. Ana katodik reaksiyonlar elektrokimyasal redüksiyonla nitrit ve nitrat iyonlarının nitrojen ve amonyuma dönüşmesi;





Katottaki ana reaksiyon sonucu H_2 oluşur.



Anottaki ana reaksiyon sonucu ise oksijen oluşur.



Ayrıntılı elektrokimyasal reaksiyon ise;



şeklinde gerçekleşir(Koparal ve Öğütveren, 2002).

Ağır metal ve boya ilacı gideriminde elektrokoagülasyon yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu uygulamalarda nitrat içeriği çıkış suyunda önemli ölçüde azalabiliyor. Bundan dolayı elektrokoagülasyon nitrat giderim metodu olarak değerlendirilebilir. Literatürde renk giderimi ile ilgili yapılan bir çalışmada tekstil atıksuyu ile $100A/m^2$ akım yoğunluğunda 15 dakikalık bir reaksiyon süresi sonunda %99.9 oranında bir renk giderimi elde edilebilmiştir(Koby vd., 2006).

Elektrokoagülasyon basit ve verimli bir yöntem olarak birçok su ve atıksu arıtımında kullanılmaktadır. Bu yöntemin son yıllarda kullanımı artmakla birlikte son yıllarda üzerinde birçok çalışma yapılmaya başlanmıştır.

Elektrotlarda oluşan reaksiyonların mekanizması genel olarak Çizelge 4-1’de özetlenmiştir.

Çizelge 4-1 Elektrotlarda oluşan reaksiyonların mekanizmaları (Akbulut, 2000)

ELEKTROLİZ ÖRNEKLERİ		
Elektrot	Katot (Elektron alma)	Anot (Elektron verme)
Tepkimeler (Genel olarak)	Redüksiyon Reaksiyonu $Oks + ze^- \rightarrow Red$	Oksidasyon Reaksiyonu $Red - ze^- \rightarrow Oks$
Suyun Elektrolizi $H_2O \leftrightarrow H^+ + OH^-$	Hidrojen Oluşması $H^+ + e^- \rightarrow H$ $H + H \rightarrow H_{2(g)}$	Oksijen Oluşması $4OH^- - 4e^- \rightarrow 2H_2O + O_{2(g)}$
Anyon	$NO_3^- + 2H^+ + 2e^- \rightarrow NO_2^- + H_2O$	$CN^- + 2OH^- - 2e^- \rightarrow CNO^- + H_2O$
Kasyon	$Zn^{+2} + 2e^- \rightarrow Zn$ $Cu^{+2} + 2e^- \rightarrow Cu$ $Fe^{+3} + e^- \rightarrow Fe^{+2}$	$Cu^+ - e^- \rightarrow Cu^{+2}$ $Fe^{+2} - e^- \rightarrow Fe^{+3}$
Metal	Yok	$Cu - 2e^- \rightarrow Cu^{+2}$ $Fe - 2e^- \rightarrow Fe^{+2}$ $Fe^{+2} - e^- \rightarrow Fe^{+3}$ $Al - 3e^- \rightarrow Al^{+3}$
İnorganik Molekül	$O_2 + 2e^- + 2H^+ \rightarrow H_2O_2$ $2H_2O + 2e^- \rightarrow H_2 + 2OH^-$	$2H_2O - 4e^- \rightarrow O_2 + 4H^+$
Organik Madde	$CH_2O + 2e^- + 2H^+ \rightarrow CH_3OH$ Formaldehit Metil Alkol	$C_6H_8O_2 - 2e^- + 2H_3O^+ \rightarrow C_6H_{10}O_2 + 2H_2O$ Kinon Hidrokinon

Oks : Oksidan, Red: Redüktan

Elektrokoagülasyonun diğer arıtım yöntemlerine oranla bazı önemli avantajları vardır. Bunlar genel olarak şöyledir(Mollah vd., 2001);

Avantajları:

- 1) Basit araç gereç gerekmektedir. Ayrıca kolay işletme parametreleri ile iyi bir verim sunar.

- 2) Atık suların elektrokoagülasyon metoduyla arıtılmasıyla renk ve koku giderim iyi derecede sağlanır.
- 3) Elektrokoagülasyonun flok formları kimyasal floklara benzemesine rağmen elektrokoagülasyon flokları daha büyük olur ve daha kararlıdır. Ayrıca filtrasyonla da daha kolay ayrışabilirler.
- 4) Elektrokoagülasyon sonucu oluşan çamur formu çoğunlukla metal hidroksitler şeklindedir.
- 5) Elektrokoagülasyon sonucu oluşan toplam çözünmüş katıların içeriği kimyasal arıtıma oranla daha düşüktür. Eğer bir su yeniden kullanılacaksa toplam çözünmüş katının az olması maliyetin daha az olması yönünden iyidir.
- 6) Birçok kontaminantı bir arada giderir. Yani alternatif proseslerde belli kontaminantları gidermede birkaç proses artarda kullanılır. Ancak elektrokoagülasyon bu kontaminantları tek bir prosesle giderebilmektedir.
- 7) Elektrokoagülasyon prosesi küçük kolloidal partiküllerin üzerinde kimyasal arıtıma oranla daha verimlidir.
- 8) Elektrokoagülasyon prosesinde kimyasal madde kullanılmazken, nötralizasyon esasına göre çöktürülür. Yüksek kirletici konsantrasyonlarında eklemesi yapılabilir.
- 9) Gaz kabarcıkları elektroliz süresince kirleticileri taşıyarak daha küçük konsantrasyonları bile flotasyon şeklinde giderebilir.
- 10) Elektrokoagülasyon prosesi düşük bir bakım maliyeti ve iş gücü gerektirir.
- 11) Düşük bir enerji ihtiyacından dolayı gereken enerji kolayca karşılanabilir.

Dezavantajları:

- 1) Elektrot atık su içindeki çözünmüş maddelerin oksidasyonu sonucu oksitlenebilir.
- 2) Birçok yerde elektrik kullanımı pahalıdır (Yalnız kullanılması gereken enerji çok düşük olduğundan yüksek bir maliyet oluşturmaz).
- 3) Elektrokoagülasyon birimindeki verim kaybı ilk olarak katot formlarının oksitlenmesinden kaynaklanır.

4) Atıksudaki süspanse maddelerin yüksek iletkenliğe sahip olması istenir.

5) Bazı çalışmalarda çözünabilir maddeler hidroksit şeklinde çökerler.

Elektrokoagülasyon içme sularında, besin ve protein içerikli atıksularda, restaurant atıksularında, bira mayası atıksuyunda, kentsel atıksularda, katran, toprak ve yağ atık sularında, nitrat içerikli atıksularda ve arsenik içerikli atıksularda uygulanmaktadır.

4.1.3.2 Elektrokoagülasyon Reaktörleri

Elektrokoagülasyon reaktörlerinin dizaynında en önemli fark besleme şekli olup sürekli veya kesikli şekilde dizayn edilebilirler. Genellikle normal şartlar altında sürekli reaktörler kullanılır. Bu tip reaktörlerin en önemli avantajı, oluşmasını istediğimiz koagülantlar dizayn ve operasyona bakmadan su içinde oluşacaktır.

Elektrokoagülasyon ünitelerinde sadece koagülasyon oluşacağı gibi entegre olarak flotasyonda eklenerek elektroflotasyon da yapılabilir.

Alternatif reaktör dizaynlarında ikinci en önemli fark ise flotasyonun rolüdür. Reaktörlerde kirlilik elektrokimyasal arıtımla birlikte gaz kabarcıklarının vasıtasıyla giderilebilir.

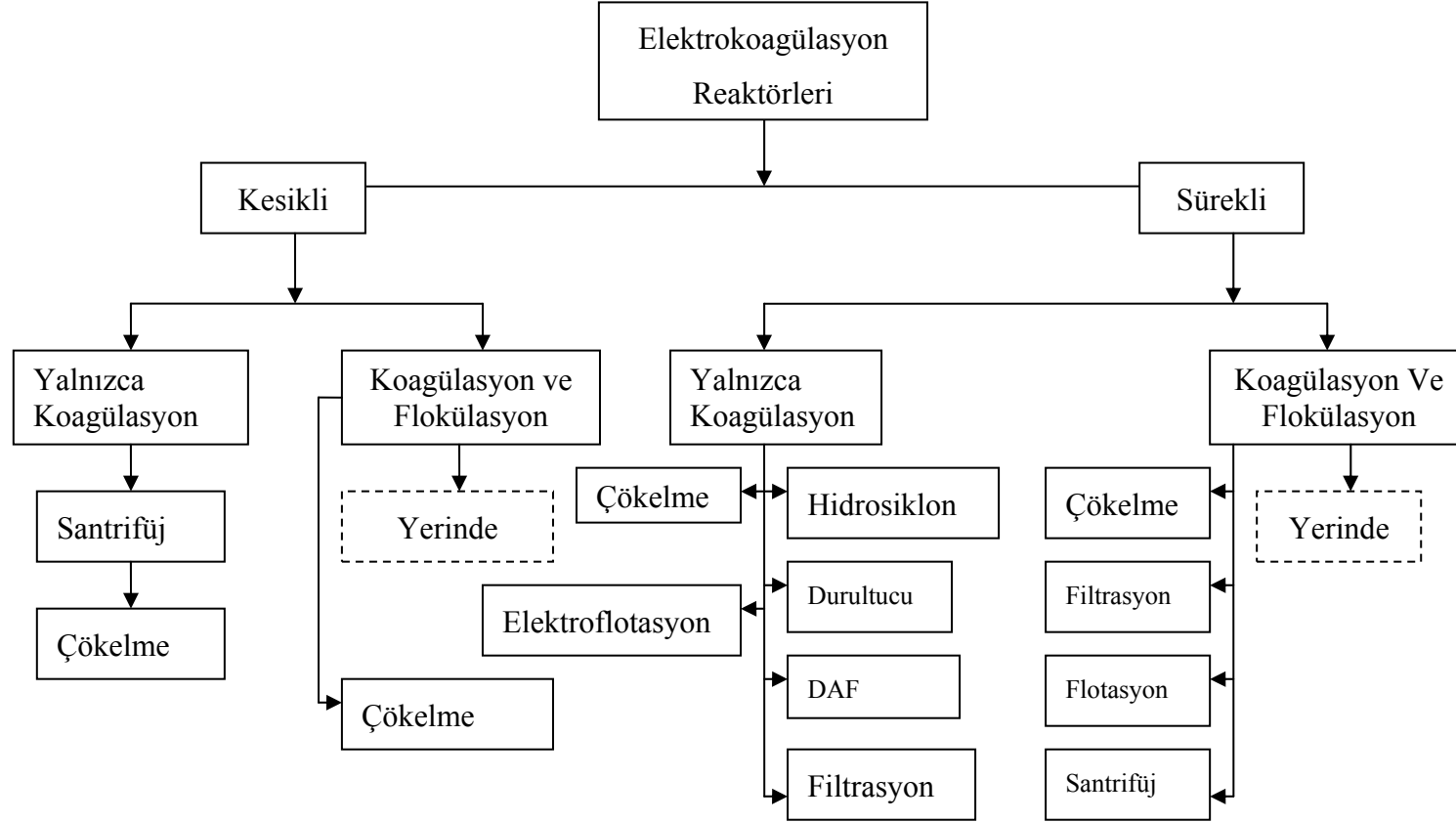
Elektrokoagülasyon çok önemli ayırma teknolojileri ile DAF (Çözünmüş Hava Flotasyonu), elektroflotasyon, filtrasyon ve berraklaştırma işlemlerini kapsar.

Elektrokoagülasyon ünitelerinin dizaynında aşağıdakiler göz önünde bulundurulmalıdır(Holt vd. 2005).

- 1) Kesikli ya da sürekli işlem,
- 2) Elektrolitik gaz kabarcıklarının rolü,
- 3) Su içindeki kirleticilerin sudan ayrılması

Konu ile ilgili literatür incelendiğinde endüstriyel ölçekteki reaktörlerin tasarımı için en önemli parametreler akım yoğunluğu, voltaj, reaksiyon kinetiği ve verim olduğu göze çarpmaktadır. Bununla birlikte denge potansiyeli ve akım ve deneysel kinetik veriler fizibilite için büyük önem taşımaktadır(Francesco ve Costamagna, 2004).

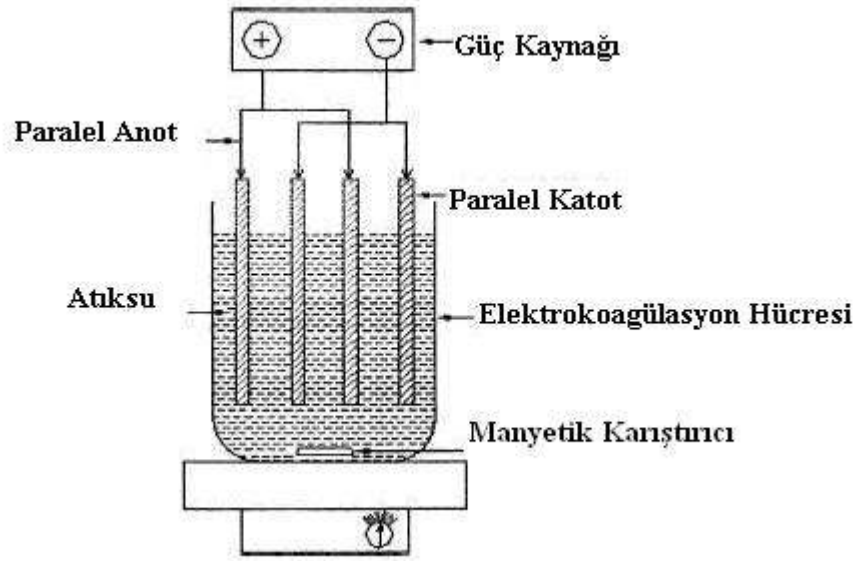
Günümüzde elektrokoagülasyon için çok fazla reaktör dizayn çeşidi yoktur. Bu konudaki yayınlar incelendiğinde elektrokoagülasyonun dizaynı ile ilgili sınıflandırma Şekil 4-2’de verilmektedir.



Şekil 4.1 Elektrokoagülasyon reaktör tiplerinin sınıflandırılması (Holt vd., 2005)

4.1.3.3 Elektrokoagülasyonda Kullanılan Elektrot Tipleri

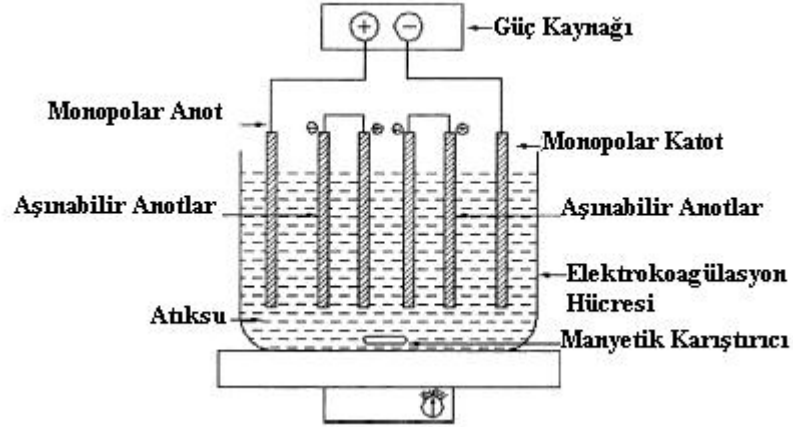
Elektrokoagülasyon prosesinin çalışma prensibi genel olarak bir reaktörün içinde anot ve katot gruplarının uygun bir şekilde yerleştirilerek daha sonra bu elektrotlardan akım geçirilmesi suretiyle olur. Deneysel çalışmalarda çoğunlukla suyun reaktör içerisinde homojen olarak karışması için manyetik karıştırıcı kullanılır. Örnek bir elektrokoagülasyon düzeneği çok basitleştirilmiş bir biçimde Şekil 3.9’de gösterilmektedir.



Şekil 4.2 Paralel bağlı monopolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli elektrokoagülasyon reaktörü (Mollah vd., 2001)

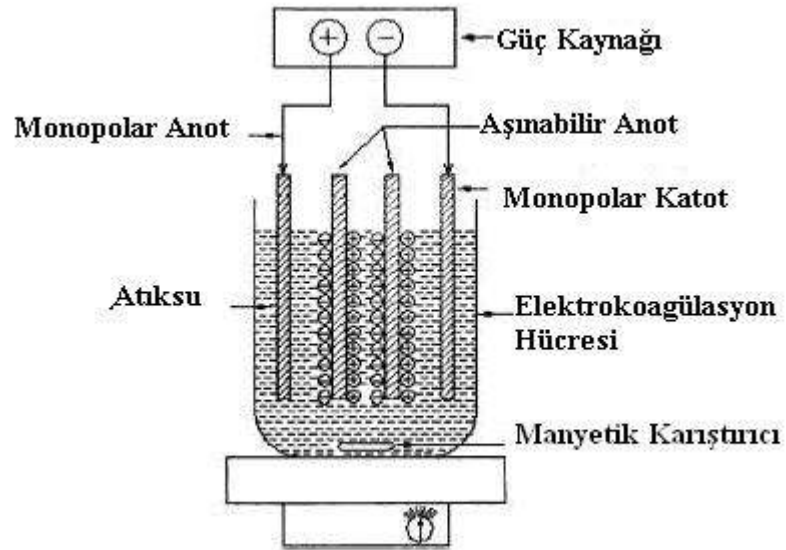
Şekil 4-2’de bir çift iletken metal plakanın arasına iki paralel plaka yerleştirilip bir güç kaynağı eklenerek reaktör oluşturulabilir. Bu deneysel düzene ile gerçek akımlarda akım zamanı ve akım yoğunlukları incelenerek optimizasyon yapılmalıdır. Giderim verimi optimizasyonda su karakteristikleri gibi pH, oksidasyon-redüksiyon potansiyeli ve iletkenlik, kirlenmelerin giderim oranının belirlenmesinde çok önemli parametrelerdir. Gerekli çalışmalarda bu parametrelerin incelenmesi de verimi önemli ölçüde değiştirebilmektedir.

Kullanılan bir diğer tip elektrokoagülasyon reaktörü ise seri bağlı elektrotlar şeklindedir. Bu tip bir reaktör örneğini de Şekil 4-3’de görmekteyiz.



Şekil 4.3 Seri bağlı monopolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli elektrokoagülasyon reaktörü(Mollah vd., 2001)

Elektrotlara bağlı olarak değişik bir tip olarak ortaya çıkan bir diğer elektrot dizaynı ise dipolar elektrotlarla oluşur. Bu tip bir reaktörün biçimi ise basit bir şekilde şematik olarak Şekil 4-4’de gösterilmektedir.

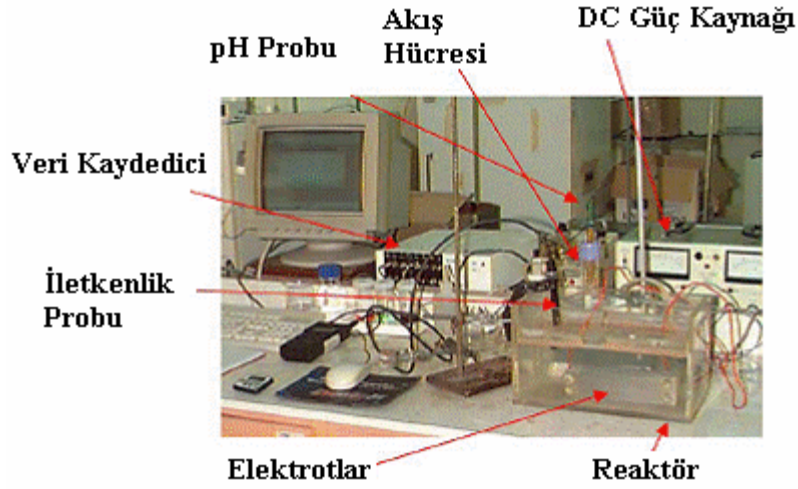


Şekil 4.4 Paralel bağlı bipolar elektrotlarla laboratuvar ölçekli elektrokoagülasyon reaktörü (Mollah vd., 2001)

Bu düzenek basit bir şekilde kurulabilir ve kolaylıkla düşük bakım ihtiyaçları ile kullanılabilir.

Elektroliz süresince anodik reaksiyonlar altında pozitif, katodik reaksiyon ise negatif olarak

karşılaşır. Genellikle demir ve alüminyum gibi elektrotlar kullanılır. Şekil 3.12’de laboratuvar ölçekli örnek bir elektrokoagülasyon reaktör sistemi görülmektedir.



Şekil 4.5 Laboratuvar ölçekli elektrokoagülasyon reaktör sistemi (Holt vd., 2005)

4.2 Sızıntı Sularının Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Arıtılması

Genel olarak düşündüğümüzde gelişmekte olan ülkelerin birçoğunda katı atıkların bertarafı düzenli depolama şeklinde gerçekleşmektedir. Bu giderim yöntemi sayesinde kirlilik potansiyeli çok yüksek bir atık su oluşuyor olup bu sızıntı suyunun istenilen ölçüde arıtımı büyük zorlukları da beraberinde getiriyor. Literatürde özellikle son zamanlarda elektrokoagülasyon üzerine birçok çalışma yapılmasına karşın çoğunlukla endüstriyel atık su arıtımı üzerinde bir yoğunlaşma mevcuttur. Sızıntı suyunun elektrokoagülasyonla arıtılabilirliği üzerine yapılmış olan çalışmalar kısıtlı sayıda olup bu konu hakkında yeterince çözüm önerisi vermemektedir. Bu çalışmada sızıntı suyundaki kirletici parametrelerin giderilebilirliği araştırılacak olup işletme şartları üzerinde bir optimizasyon çalışmasıyla da uygulanabilirliğinin sağlanması amaçlanmıştır. Sızıntı suyunda her ne kadar elektrokoagülasyon çok fazla uygulanmasa da diğer atıksu tiplerinde yapılmış olan bazı çalışmalar mevcuttur.

Literatüre bakıldığında yüksek KOİ içeriğine sahip bir atıksu %10 seyreltikten sonra 30 dakikalık bir arıtım süresinde (pH:6.2, Akım Yoğunluğu: 20mA/cm²) Alüminyum anotlar ile %52’lik bir KOİ giderimi sağlanırken Demir anot kullanıldığında ise yalnızca %42’lik bir arıtım elde edilebilmiştir(Inan vd., 2004).

Yapılan başka bir çalışmada ise yerel atıksuların arıtılmasında elektrokimyasal arıtım

teknikleri kullanılmıştır. Elektrot olarak anot kısım için Ti/Pt, katot için ise paslanmaz çelik (304) kullanılmıştır. Çalışma sonunda güçlü oksidasyon potansiyeline sahip kimyasallar (Klor, Oksijen, Hidroksil radikali ve diğer oksidantlar) oluşarak organik kirleticiler ve nutrientlerde (organik azot, fosfor) giderilebilmiştir (Vlyssides vd., 2002).

Sızıntı suyu ile ilgili yapılan bir çalışmada ise katot bakır olmak üzere demir ve alüminyum anotlar denenerek KOİ giderimleri belirlenmiştir. Sızıntı sularında 10V ile 20 dakika süren bir çalışmada Fe-Cu elektrot çifti ile %41,8 TOC giderimi sağlanırken bu değer Al-Cu elektrot çifti için %39,6 mertebelerindedir(Tsai vd., 1997).

Borlu atıksuların arıtımı için yapılan bir çalışmada ise 50 dakikalık süre sonunda $30\text{mA}/\text{cm}^2$ akımda bor giderimi %92-96 seviyelerinde bulunmuştur. Gerekli optimizasyon sonrasında ise akım yoğunluğu $20\text{mA}/\text{cm}^2$ seçilmiş ve 20-30 dakika süre sonunda %90'lık bir bor giderimi söz konusu olmuştur. Bu şartlar için elektrik ihtiyacı ise $2,5-4,5\text{kw-sa}/\text{m}^3$ atıksu olarak belirlenmiştir(Sayiner, 2003).

Literatürde yapılan incelemelerde pH elektrokoagülasyon prosesinin performansını etkileyen önemli işletme parametrelerinden biri olduğu açıkça göze çarpmaktadır(Can vd., 2006). Bu amaçla yapılan bir çalışmada pH değeri 6'nın altında iken %65'lik bir KOİ verimi elde edilirken pH değeri 6 tan yukarı çıkarıldığında verimin giderek düştüğü gözlemlendi(Kobya vd., 2003). Bu da Elektrokimyasal arıtmada alüminyum anot için optimum pH değerlerini nötral yada zayıf asidik ortamların sağlayabildiğini göstermektedir.

Yapılan bir çalışmada 500 ml numune hacminde Fe ve Al elektrotlar sızıntı suyunun arıtımı açısından karşılaştırılmıştır. Çalışma sonucunda Fe elektrotlar kullanıldığında %75 KOİ, %65 TOK, %95 renk ve %98'de Krom giderimi sağlanmıştır. Al elektrotlar kullanıldığında ise %80'lik bir KOİ giderimi elde edilirken, %70 TOK, %97 renk ve %90 krom giderimi elde edilebilmiştir. Bu sonuçlar sızıntı suyu arıtımında elektrokoagülasyon yönteminin uygulanabileceğini ve alüminyum elektrotların sızıntı suyu için genel itibariyle daha verimli sonuçlar verdiğinin göstermektedir (Öztürk vd., 2005)

Bir arıtım işleminde verim kadar maliyette önemlidir. Bu amaçla literatürde yapılmış ekonomik analizler de incelendi. Elektrokoagülasyon ile ilgili yapılan bir çalışmada toplam işletme maliyeti açısından değerlendirildiğinde demir elektrotlar için $0,015\$/\text{kg}$ KOİ ile karşılaştırırken bu değer alüminyum için $0,027\$/\text{kg}$ KOİ mertebelerinde olarak belirlenmiştir(Bayramoğlu vd., 2006).

Yapılan bir çalışmada elektrokoagülasyon ve elektrooksidasyon prosesleri olan pilot ölçekli bir ($0,3\text{m}^3.\text{h}^{-1}$) sistem üzerinde çalışılmış olup başarılı sonuçlar elde edilmiştir. Kullanılan elektrotlar Ti ve hidroksil radikali üreten $\text{Ti/RuO}_2 - \text{TiO}_2$ ve Pt olarak belirlenmiştir. Yapılan çalışmada verimler göz önüne alınarak elektrokimyasal arıtımın yüksek konsantrasyonda askıda katı madde bulunan atıksularda ön arıtım olarak kullanılabilirliği sonucuna varılmıştır. Bu çalışma sonucunda evsel atıksularda giderim oranları şöyledir. T-N %73, $\text{NH}_4\text{-N}$ %81, T-P %99, KOİ %86'dır. Ayrıca alg içeren havuz sularında yapılan çalışmada ise giderimler şöyledir; T-N % 83, T-P %90, BOİ %92 ve AKM % 97 oranında giderilirken klorofil-a'nın tamamı giderilmiştir diyebiliriz (Feng vd., 2003).

Yapılan başka bir çalışmada 1L'lik bir reaktörde 30V'luk elektriksel gerilim uygulayarak demir, alüminyum ve titanyum plakalarla 2 saat boyunca arıtım sağlanmıştır. 2 saatlik süre sonunda ise 30 dakika çökmeye bırakılmış. Bu çalışma da Al-Al, Fe-Fe, Al-Fe, Ti-Al, Ti-Fe elektrot çiftleri ile çalışılmıştır. Yapılan incelemelerde KOİ giderimi bazında en iyi sonucu %88,4'lük giderim verimi ile Al-Al elektrot çifti sağlamıştır. Daha sonra %75,4 ile Fe-Al elektrot çifti gelirken diğer elektrot çiftleri ile KOİ bazında daha düşük verimler elde edilebilmiştir. Bunun yanı sıra renk giderim için yapılan çalışmalarda Fe-Fe ve Fe-Al elektrot çiftleri iyi sonuç verirken Al-Al elektrotları bu açıdan çok başarılı sonuçlar vermemiştir. Al-Fe elektrot çifti kullanıldığında 100 dakikadan daha kısa bir sürede %99'luk bir bakır giderimi ve %96,5 oranında bir bulanıklık giderimi sağlamıştır(Lai ve Lin, 2003).

Yapılan başka bir çalışma da ise bir battaniye fabrikası atıksuyundan organik kirliliğin giderimi ve renk giderimi açısından çeşitli işletme şartlarının etkisi belirlenmeye çalışılmıştır. İletkenliği yeterli olmadığı için NaCl ilave edilen bu çalışmada sonuç olarak 5 dakikalık bir arıtım süresinde $60\text{-}80\text{A/m}^2$ akım yoğunluğunda %75'lik bir KOİ giderimi ve %99'luk bir renk giderimi sağlanabilmiştir(Daneshvar vd., 2006).

Daneshvar'ın yapmış olduğu çalışmada 5 dakikada iyi bir verim elde edilebilirken zeytin yağı endüstrisi atıksuyu ile ilgili yapılan başka bir çalışmada ise 240 dakikalık bir arıtım süresi sonunda bile %40'ın üstünde bir KOİ giderim verimi gözlenememiştir(Gotsi vd., 2005). Bu da farklı atıksu tiplerinde arıtım performansının ne ölçüde değişebildiğinin önemli bir göstergesidir.

Kimyasal çöktürme fosfor gideriminde uygulanan bir yöntemdir. Alüminyum sülfat ya da ferriklorür ile fosfor giderimi sağlanabilir. Yalnız kimyasal koagülasyonda çamur oluşumu, kalifiye eleman ihtiyacı ve işletme bakım masrafları daha fazla olmakta ve kimyasal ilavesi

yapılmaktadır. Buna karşın elektrokoagülasyon prosesi boyunca demir ve alüminyum elektrotlar kullanıldığında nötral, asidik ya da alkali şartlarda çökelme gerçekleşebilmektedir. Ayrıca biyolojik arıtım öncesi bu zararlı maddelerin giderilmesi sağlanırken kimyasal dozlaması yapılmaması da önemli bir avantajdır. Yapılan çalışmalarda farklı formlarda fosforların elektrokoagülasyonla giderilebildiği belirlenmiştir. Konu ile ilgili yapılan bir çalışmaya göre başlangıç pH değerine bağlı olarak değişiklik göstermesine rağmen %80'lik bir fosfor giderimi söz konusu olmuştur (Bektaş vd., 2004).

Literatürde yağlı atıksularla yapılan bir çalışmada optimum işletme şartları belirlenirken akım yoğunluğu $10-14 \text{ A/m}^2$ olarak ayarlanıp 30 dakikalık bir arıtım uygulanmıştır. Elektrokoagülasyon performansı incelenirken pH'ın 3-10 aralığında elektrokoagülasyon prosesi için çok önemli bir etkisi olmadığı belirlenmiştir. Optimum işletme şartlarında yapılan arıtım sonucunda ise %95 oranında bir yağ giderimi ve %75 oranında ise KOİ giderimi sağlanabilmiştir (Xu ve Zhu, 2004).

Yapılan başka bir çalışmada ise kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon bir arada kullanılmıştır. Bu çalışmada iki farklı sistem kurulup birinde EK takiben KK uygulamış, diğerinde ise ilk olarak KK uygulayıp daha sonra EK uygulayarak giderim verimlerini KOİ, BOİ ve AKM bakımından belirlemiştir. Bu çalışmada ilk olarak EK-KK prosesi uygulandığında %74.62 AKM giderimi, %81.4 KOİ giderimi ve %95.7 BOİ giderimi sağlanmıştır. Benzer şekilde KK-KK uygulamasında ise %80.6 oranında AKM giderimi, %71.0 oranında KOİ giderimi ve %89.6 oranında BOİ giderimi elde edilebilmiştir. Bu iki yöntem karşılaştırıldığında ise KOİ ve BOİ verimlerinin sırasıyla %10 ve %6'lık fark nedeniyle EK sonrası KK uygulamanın daha mantıklı olduğu belirlenmiştir. EK sonrası KK uygulamasında yalnızca EK uygulaması ile %15.2 oranında AKM giderimi %61.8 oranında KOİ giderimi ve %83.9 oranında BOİ giderimi sağlandığı da belirlenmiştir (Bejankiwar vd., 2002).

5. DENEYSEL ARAŞTIRMA

5.1 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu çalışma ile son yıllarda kullanımı hızla artan ileri arıtım teknolojilerinden elektrokoagülasyon yöntemiyle kompleks bir yapısı bulunan sızıntı suyunun laboratuvar ölçekli bir reaktör ile arıtılabilirliği belirlenmiş, çeşitli işletme şartları için optimizasyon yapılmıştır.

5.2 Materyal ve Metotlar

Yapılan çalışmada ilk olarak sızıntı suyunun elektrokoagülasyonu için uygun reaktör belirlendi. Daha sonra yapılan deneysel çalışmalarla oluşan reaksiyonlar hakkında bilgi verici parametreler incelendi. Bu aşamadan sonra kimyasal koagülasyonla elektrokoagülasyonun karşılaştırılması yapılmıştır. Daha sonra elektrot seçimi, reaksiyon süresi, uygulanacak akım değeri gibi işletme parametreleri üzerinde optimizasyon yapılmıştır. Bunun yanı sıra bu işletme şartlarındaki ekonomik analizde yapılmıştır. Tüm bu çalışmalara ek olarak bazı modifikasyonlar(pH ayarlama, karıştırma ve difüzörlerle hava verme) ile verim artırma çalışmaları da yapılmıştır. Bu bölümde gerçekleştirilen işlemlerin nasıl yapıldığı hakkında daha detaylı bilgiler verilmiştir.

Yapılan çalışmada sızıntı suyu numuneleri ayda bir olmak üzere İSTAÇ A. Ş.'e bağlı Odayeri Düzenli Depolama Sahası'ndan getirilmektedir. Bu depo sahasında farklı depo hücrelerinden gelen sızıntı suları bulunmaktadır. Ana sızıntı suyu havuzunda değişimler oluşabileceği için, sızıntı suları ayrı bir hücreden ana havuza dökülmeden önce alınmaktadır. Bu nedenle bu hücrelerden orta yaşlı sızıntı suyu karakteristik özelliği gösteren biri belirlenip, çalışma süresince tüm sızıntı suları aynı hücreden alınmıştır. Bu nedenle Odayeri depo sahası genel karakteristik özellikleri ile çalışmada kullanılan sızıntı suyunun karakteristik özellikleri aynı değildir. Bu alınan numunelerde önce genel bir karakterizasyon çalışması yapılmakla birlikte her çalışma öncesi ilgili parametreler bazında ölçümler yapılmıştır. Sızıntı suyunun yaşına, o an depolanan çöpün genel özelliğine ve kullanılan örtü malzemesine de bağlı olarak değişebildiği için her numunenin eş konsantrasyon göstermesi mümkün olamamaktadır. Buna rağmen yapılan analizler sonucunda bu değerler belli değerler arasında salınım göstermektedir. Çizelge 5-1'de alınan sızıntı suyu örneklerinin karakterizasyonu, ortalama değerler olarak verilmektedir.

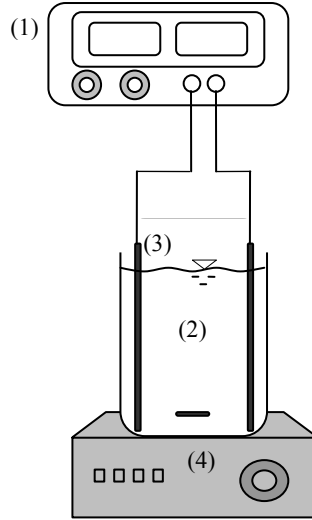
Çalışmalar süresince 9 cm çapında, 12 cm boyunda, 500 ml ölçülü bir reaktör (cam beher)

kullanılmış olup bu reaktörde kesikli olarak çalışılmıştır. Çalışma boyunca demir ve alüminyum elektrotlar kullanılmıştır. Kullanılmış olan elektrotların boyutları da 18 cm x 5 cm x 0.5 cm'dir. Yapılan çalışmalar süresince elektrotlar arası mesafe 6.5 cm'dir. Yapılan çalışmalarda elektrotun tamamı değil 9 cm'lik bir kısmı su içinde bırakılmıştır. Bu nedenle yapılan analizler ve hesaplamalar etkin yüzey alanına göre yapılmıştır. Bu açıdan bakıldığında elektrotların etkin yüzey alanı (9cm x 5 cm) 45 cm²'dir. Reaktöre besleme çalışma öncesinde yapılmaktadır.

Çizelge 5-1 Çalışmada kullanılan sızıntı suyunun genel özellikleri

Parametre	Birim	Konsantrasyon
KOİ	mg/L	12860 (± 345)
BOİ ₅	mg/L	5270 (± 185)
BOİ / KOİ	-	0,41 (± 0,01)
pH	-	8,2 (± 0,15)
TKN – N	mg/L	2580 (± 85)
NH ₃ – N	mg/L	2240 (± 65)
AKM	mg/L	345 (± 15)
Klorür	mg/L	3100 (± 90)
Sülfat	mg/L	32 (± 5)
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	8700 (± 70)
İletkenlik	mS	19,62 (± 0,18)
Sıcaklık	°C	23,9 (± 0,6)
Bulanıklık	NTU	1340 (± 55)

Her bir çalışma süresi ayrı setler halinde çalışılmıştır. Çalışma süresi sonunda elektrik akımı kesilmiş aynı hücrede 1 saat çökelmeye bırakılmıştır. Daha sonra duru fazdan numune alınarak gerekli analizler bu numune üzerinde gerçekleştirilmiştir. Ayrıca her bir çalışma için ham su değerleri sürekli olarak takip edilmiş, olası karakteristik salınımların deney sonuçları üzerindeki etkilerinin önüne geçilmiştir. Çalışmaya ait deneysel bir kurgu Şekil 5-1'de gösterilmektedir. Ayrıca deneysel çalışmaya ait reaktörün ve düzeneğin resmi de Resim -1 de verilmiştir.



Şekil 5.1 Deneysel çalışma düzeneğinin şematik gösterimi (1- DC Güç Kaynağı, 2- Elektrokimyasal hücre, 3- Elektrotlar, 4- Manyetik Karıştırıcı)



Resim 1 Deney düzeneği ve reaktörün genel görünüşü

Yapılan tüm çalışmalarda süre bazında 1 – 5 – 15 ve 30. dakikalar dikkate alındı. Bunun temel nedeni elektrokoagülasyonun kısa süre içerisinde gerçekleşmesine rağmen sızıntı suyunun çok kompleks bir içeriğe sahip olması nedeniyle uzun süreli arıtmalara duyulan ihtiyaçtır. Evsel atıksuların arıtılması için 10 dakika bile yeterli olurken bu değer sızıntı suyu daha fazla olmaktadır. Bu nedenle ilgili sürelerle 45. ve 60. dakikalarda eklenmiş ve verimler incelenmiştir. Optimum reaksiyon süresi göz önüne alındığında çalışmaların 30 dakika

sürmesi yeterli olduğu belirlenmiştir. Bu nedenlerden ötürü çalışmaların geneli 1, 5, 15 ve 30 dakika sürdürülmüştür. Çalışma düzeni 1, 5, 15 ve 30. dakikalarda numune alımı şeklinde yapılmamış, örneğin ilk denemede 500 ml numune alınıp 1 dakika arıtıma maruz bırakılıp daha sonra 1 saat çökelmeye bırakılıp bu süre sonunda gerekli analizler yapılmıştır. Benzer uygulamalar ayrı olarak 5, 15 ve 30. dakikalarda da yapılmıştır.

Alınan sızıntı suyu örnekleri karakterizasyon çalışmasından sonra 500 ml'lik bir reaktörde elektrokoagülasyona maruz bırakılmıştır. Bu aşamada birçok kez işletme parametresi değiştirilerek olası değişimler belirlenmiş ve arıtım performansı üzerindeki etkileri incelenmiştir.

İlk olarak sızıntı suyunun elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon metotlarıyla arıtılabilirlikleri test edilmiş ve KOİ verimi, çamur oluşumu ve anyon (SO_4^{2-}) oluşumları bakımından değerlendirilmiştir. Bu amaçla 500 ml'lik 4 adet numune elektrokoagülasyonda 2A akım sağlanacak şekilde arıtıma maruz bırakılmış ve sırayla 1 dakika, 5 dakika, 15 dakika ve 30 dakika süreyle arıtım sürdürülmüştür. Daha sonra Faraday kanunu ile suya teorik olarak geçen demir ve alüminyum miktarları sürelerle bağlı olarak belirlenmiştir. Bu olaylar sonucunda suya geçen demir miktarını eşdeğer olarak sağlayan Demirsülfat($\text{FeSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) ve alüminyum miktarını eşdeğer olarak sağlayan Alüminyum Sülfat çözeltisi ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) her bir arıtım süresi için hazırlanmıştır. Elektrokoagülasyonla kimyasal koagülasyon karşılaştırılmak amacıyla eşdeğer oranda koagülantın suya geçirilmesi için yine aynı hacimde 4 numune elektrokoagülasyon sonucu çözünen koagülant miktarına eşdeğer olarak koagülant ilave edilip jar testte kimyasal koagülasyona maruz bırakılmıştır. Bu süre zarfında 2 dakika hızlı karıştırma(200 rpm) ve 45 dakika yavaş karıştırma(30 rpm) uygulanmıştır. Bu süre sonunda ise çökeltme için 1 saat süreyle beklenmiştir. Bu süre sonunda alınan numuneler KOİ, çamur oluşumu ve anyon miktarının değişimi bakımından değerlendirilmiştir.

EK-KK karşılaştırması için demir ve alüminyum elektrotlar için tüm sürelerde teorik olarak çözünen metal iyonları belirlenip, aynı dozda metal iyonu içeren koagülant eş hacimde bir numuneye eklenerek KK'a maruz bırakıldı.

Elektrokoagülasyon prosesinin daha iyi anlaşılabilmesi için suyun pH değişiminin çok iyi takip edilmesi gerekmektedir. Özellikle anot ve katot bölgelerinde oluşan reaksiyonlar sonucunda pH değeri sürekli olarak değişim göstermektedir. Bu nedenle yapılan çalışmalarda ilgili süreler sonunda pH değerleri incelenmiştir. Oluşan reaksiyonlara bağlı olarak da değerlendirilmesi yapılmıştır. pH ölçümleri için Jenway 3040 marka bir pHmetre

kullanılmıştır. Arıtım süreleri(1., 5., 15., ve 30. dakikalar) sonunda pH değerleri ölçülmüş ve kaydedilmiştir. Sıcaklık ve iletkenlik değerleri ise AGB-1001 marka bir cihaz ile ölçülmüştür

Yapılan çalışmada Good Will Instek 3030DD Model güç kaynağı kullanılmıştır. 8 – 10 – 12 – 14 V olmak üzere çeşitli elektriksel gerilimler uygulanmıştır. Bu elektriksel gerilime bağlı olarak suda oluşan akım değerleri, elektriksel güç değerleri ve akım yoğunluğu değerleri Çizelge 5-2’de verilmiştir.

Çizelge 5-2 Çalışmada kullanılan gerilim kuvveti, akım, elektriksel güç ve akım yoğunluğu değerleri

Parametre Çalışma	Gerilim Kuvveti (V)	Akım (A)	Elektriksel Güç (W)	Akım Yoğunluğu (A/m ²)
1. Çalışma	8	1,57	12,56	348,9
2. Çalışma	10	1,96	19,60	435,6
3. Çalışma	12	2,36	28,32	524,4
4. Çalışma	14	2,84	39,76	631,1

Elektrot tipi seçiminde farklı elektrotlar kullanılarak(demir ve alüminyum) amonyak azotu ve KOİ giderimi baz alınarak değerlendirmeler yapılmıştır. Optimum reaksiyon süresinin belirlenmesi çalışmasında ise reaksiyon süresi 1 saate kadar çıkarılıp yine KOİ ve amonyak azotu bakımından giderim verimleri incelenmiştir. Daha sonra karıştırma uygulamak suretiyle giderim verimlerine olan etkisi yine KOİ ve amonyak azotu giderim verimleri göz önüne alınarak değerlendirme yapılmıştır. Bu aşamada Chiltern marka cihaz kullanılmış olup, çalışma süresince 225 rpm hızında karıştırma uygulanmıştır. Son olarak amonyak azotu giderim verimini arttırmak için pH ayarlaması ve hava ilavesi yapılmıştır. Bu aşamada da 6N NaOH ile pH 9,6’nın üzerine getirilmiş(bu pH’ta amonyumlar amonyak formuna dönüşür) ve 5µm poroz çapına sahip hava taşı kullanılarak Resun marka AC-9906 model bir hava pompası yardımıyla 0,25 l/dk debide özellikle katot bölgesi havalandırmaya tabii tutulmuştur.

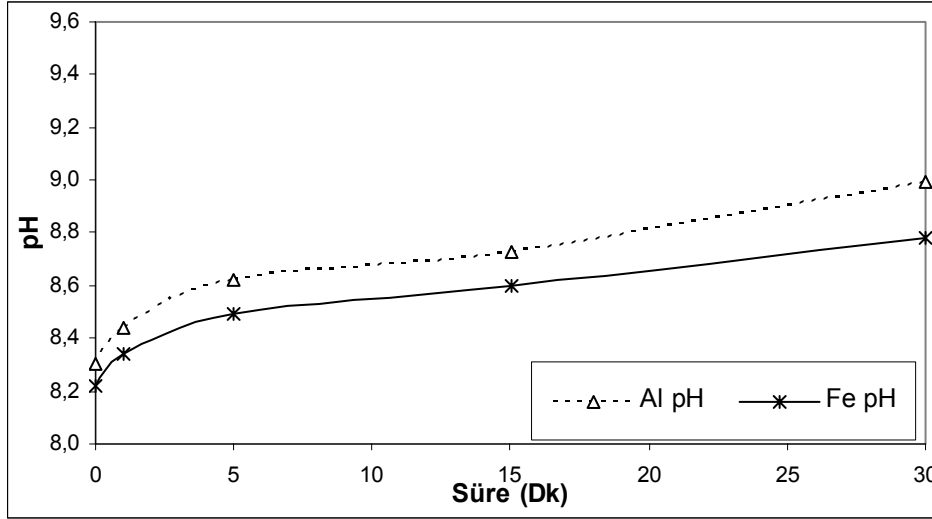
5.3 Deneysel Çalışma Sonuçları ve Değerlendirilmesi

5.3.1 pH Değişimi

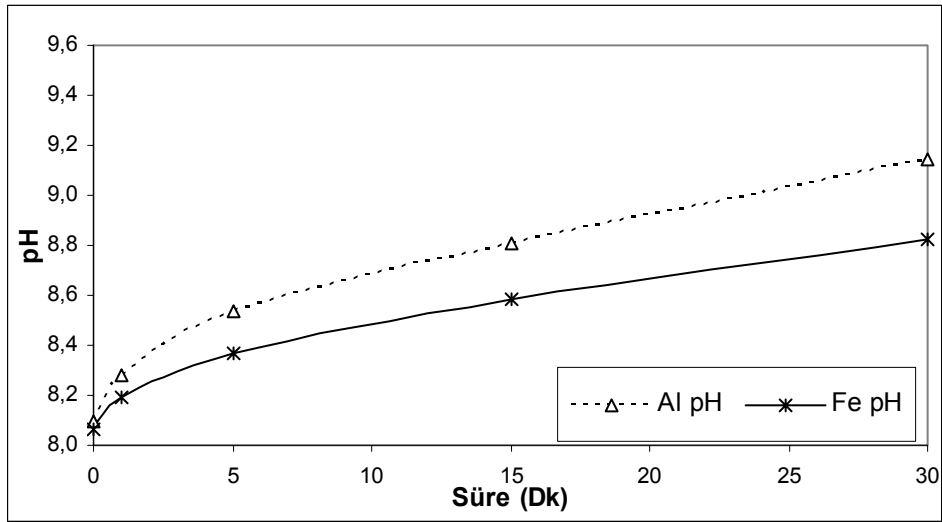
Elektrokimyasal arıtım süresince reaksiyonların daha iyi anlaşılabilmesi için pH verileri büyük önem taşır. Elektrotlar vasıtasıyla oluşturulan elektriksel akım ile birlikte su içinde çeşitli reaksiyonlar gerçekleşmektedir. Özellikle çözünen elektrotlar kullanıldığında (Demir ve alüminyum gibi) suya geçen bu katyonlar koagülant etki göstererek elektrokoagülasyon

gerçekleşmiş olur. Ayrıca arıtım esnasında elektriksel akım eşliğinde yavaş bir karışım su içerisinde gerçekleştiği için bu koagülasyon daha hızlı bir şekilde oluşmaktadır. pH ile çalışma süresince elektrooksidasyonun mu yoksa elektrokoagülasyonun mu daha baskın rol oynadığı açıkça gözlenebilmektedir. Çünkü suda gerçekleşen reaksiyonlar neticesinde anot bölgesinde pH'nın düşeceği bunun yanı sıra katot bölgesinde ise pH'nın artacağı gözlemlenmektedir. Bu bakımdan suda aynı anda iki farklı reaksiyon gerçekleşmiş olacaktır. Sonuç olarak suyun pH'ı düşüyor ise arıtımda genel olarak elektrooksidasyon baskındır diyebiliriz. Bunun yanı sıra suyun pH değeri giderek yükseliyorsa bu reaksiyon için suda elektrokoagülasyon baskındır denilebilir. Anot ve katot bölgesinde oluşan reaksiyonlar denklem 4-4, 4-5, 4-6, 4-7, 4-8, 4-9, 4-10, 4-11, 4-12 ve 4-13'de verilmiştir. Reaksiyonlar incelendiğinde de açıkça görüleceği üzere pH'nın anot bölgesinde giderek düşmesi katot bölgesinde ise giderek artması gerekmektedir. Yalnız suyun genel pH değişimini göz önüne alırsak suyun arıtımında hangi elektrokimyasal arıtım tipinin hâkim olduğunu anlayabiliriz.

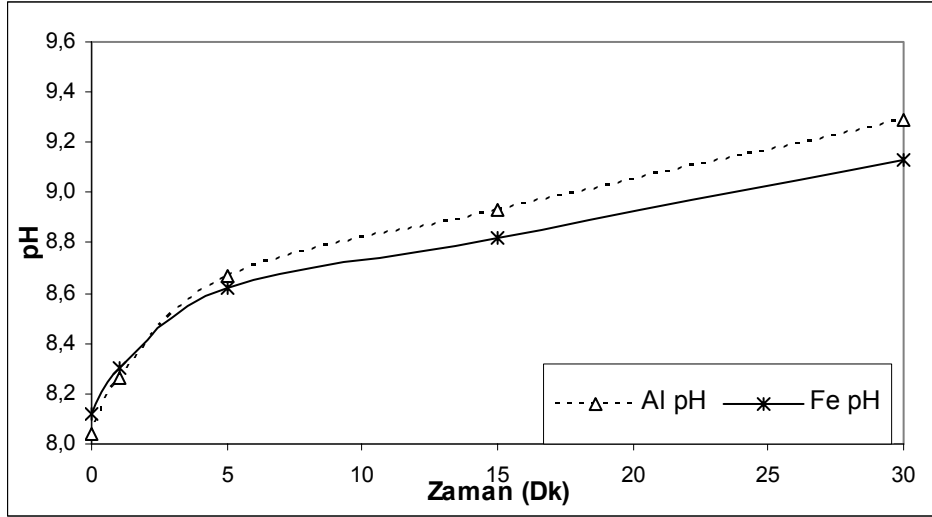
Bu çalışmada pH sürekli olarak izlenmiş ve elektrokoagülasyonun baskın olduğu gözlemlenmiştir. Bu baskınlığın en önemli nedeni kullanılan elektrot tipidir. Elektrot tiplerine bağlı olarak pH'nın artması ya da azalması başka bir deyişle elektrooksidasyonun baskın ya da elektrokoagülasyonun baskın olması sağlanabilir. Literatürde yapılmış olan çalışmalarda incelendiğinde zaman zaman elektrooksidasyon prosesinin gerçekleştirildiği ve çözünmeyen elektrotların kullanıldığı gözlemlenmiştir. Bu çalışmada ise zaten elektrokoagülasyon hedeflendiği için çözünür elektrotların da kullanılmasıyla katodik aktivite daha baskın hale getirilip, genel anlamda bir elektrokoagülasyon prosesi gerçekleştirilmiştir. Zaten izlenen pH değerleri de bu sonuçları açıkça göz önüne sermektedir. İzlenen pH değerleri elektriksel akımlara da bağlı olarak değişebilmektedir. Bunun temel nedeni elektriksel akımın reaksiyonların yoğunluğunu arttırıp ya da azaltabilmesidir. Bu nedenle her farklı elektriksel güç uygulandığında ve farklı elektrotlar ile çalışıldığında pH değerleri değişiklik göstermektedir. Çalışma boyunca farklı elektriksel güç uygulamalarında ve demir ve alüminyum elektrotlar kullanıldığında izlenen pH değerleri Şekil 5-1, 5-2, 5-3 ve 5-4'te verilmektedir.



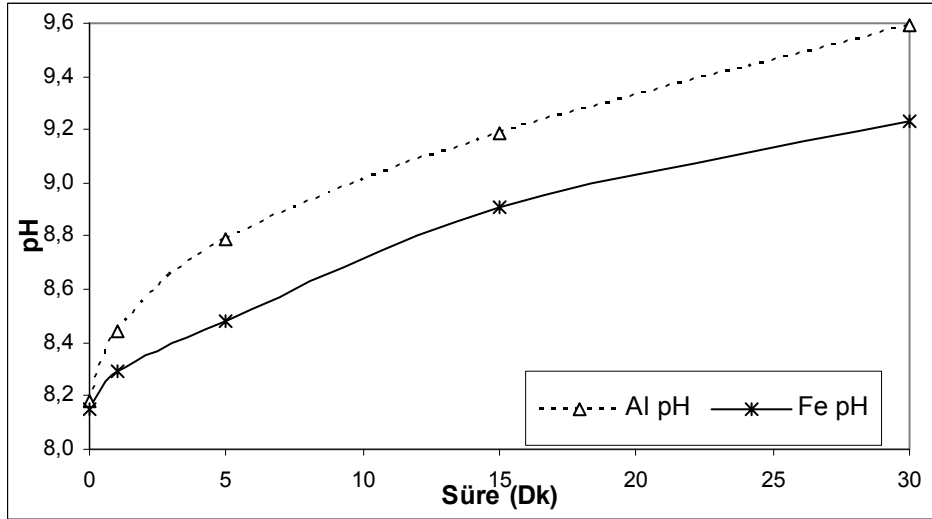
Şekil 5.2 12,56W'lık (8V-1,57A) çalışmada elektrotlara bağlı olarak pH değişimi



Şekil 5.3 19,60W'lık (10V-1,96A) çalışmada elektrotlara bağlı olarak pH değişimi



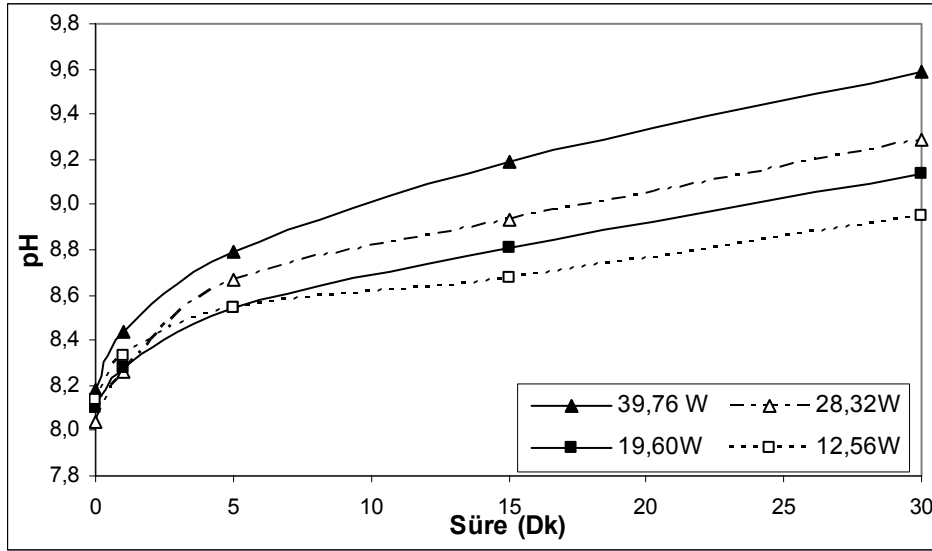
Şekil 5.4 28,32W'lık (12V-2,32A) çalışmada elektrotlara bağlı olarak pH değişimi



Şekil 5.5 39,76W'lık (14V-2,84A) çalışmada elektrotlara bağlı olarak pH değişimi

Şekil 5-2, 5-3, 5-4 ve 5-5'den de açıkça görüleceği üzere genel olarak pH'da bir artış gerçekleşmektedir. Akım yoğunluklarına ve elektrot tiplerine bağlı olarak farklı değişim oranları oluşmaktadır. Ayrıca eşit elektriksel güç uygulamalarındaki pH değişimleri farklı olmaktadır. 39,76W'lık çalışmada demir elektrot kullanıldığında başlangıç pH'sı 8,15 olan numunenin 30 dakikalık arıtım süresi sonundaki pH değeri 9,23 olmaktadır. Eşit şartlarda alüminyum elektrot kullanıldığında ise bu değerler 8,18 ile 9,59 olarak karşımıza çıkmaktadır. Buradan da anlaşılabileceği üzere alüminyum elektrotlar kullanıldığında daha yoğun reaksiyonlar gerçekleşmektedir. Bu verilerden hareketle genel arıtım proseslerinde alüminyum elektrotların demir elektrotlara oranla daha yüksek verim elde edilmesi beklenir. pH değişimindeki

farkın daha iyi anlaşılabilmesi için alüminyum elektrotlarda daha yüksek değişim olduğundan dolayı alüminyum elektrotların farklı akım değerlerindeki pH değişimi aynı grafikte Şekil 5-6'da verilmektedir.

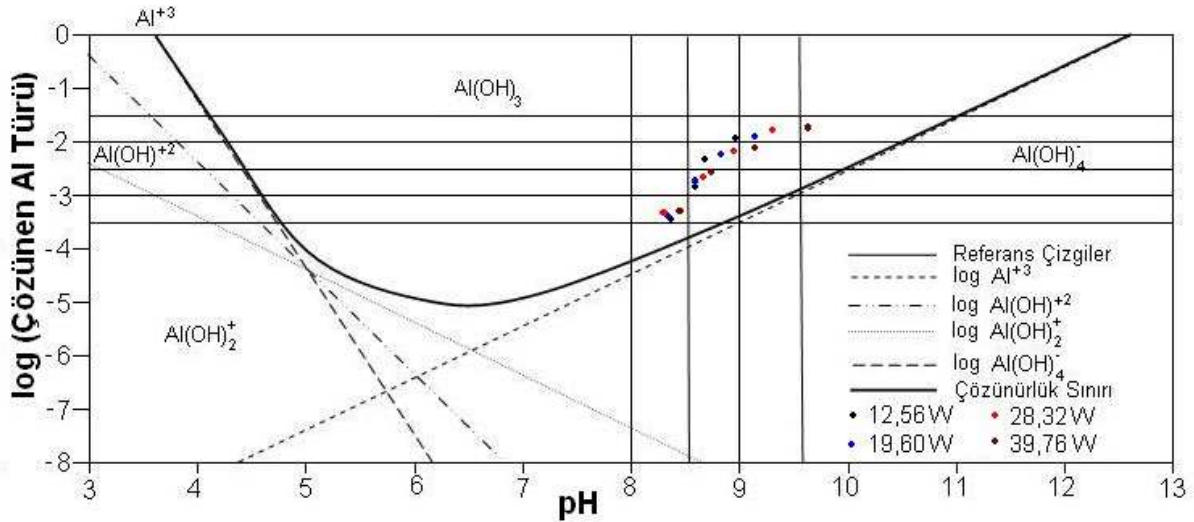


Şekil 5.6 Farklı akım değerlerinde alüminyum elektrotlar kullanıldığında pH değişimi

Dikkat edildiği zaman artan akım değerlerinde daha yüksek değişim oranları görülmektedir. Örneğin; başlangıç pH'sı 8,30 olan alüminyum elektrotlu 12,56W'lık çalışmada 30. dakika sonunda pH 8,99 olmuştur. Aynı elektrotlarda aynı süre sonunda 39,76W'lık çalışmada başlangıç pH'sı 8,18 iken 9,59'a kadar ilerlemiştir. Aradaki bu yüksek değişimin temel nedeni uygulanan elektriksel güce bağlı olarak reaksiyonların yoğunluğunun büyük oranda değişiminden kaynaklanmaktadır. Aynı durum elektrotlar için de geçerli olmaktadır ki bu şekilde de hangi tip elektrotun daha yoğun reaksiyonlar gerçekleştirdiği belirlenebilir. Literatürde yapılan bir çalışmada da 100A/m^2 akım yoğunluğuyla 10 dakika süreyle elektrokoagülasyon uygulanan bir ham suda %50'lik bir KOİ giderimi elde edilirken başlangıç pH'sı 6,9 iken arıtım sonrası pH 7,8'e yükselmiştir. (Can vd., 2006).

Tüm çalışmalar boyunca kullanılan sızıntı sularının ortalama pH'sı 8,2 olarak belirlenmiştir. EK prosesi esnasında katodik faaliyetler sonucu pH yükselerek 9,5 seviyesini aşan değerlere erişilmiştir. Oysa koagülant olarak gözlenen $\text{Al}(\text{OH})_3$, pH 8,5'dan sonra yavaş yavaş çözünmeye ve yerini ise $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ kompleks bileşiğine bırakmaktadır. Koagülantın çözünmesi pH'ın yanı sıra ortamdaki alüminyum konsantrasyonuna bağlı olarak da değişmektedir.

Çalışma süresince pH 9,5'a varılmasına rağmen koagülasyon olduğu gözlenmiştir. Şekil 5-7'de pH ve bu çalışmalarda gerçekleşen anot çözünmesiyle oluşan alüminyum konsantrasyonuna bağlı olarak, solüsyondaki alüminyum bileşiklerinin dağılımı gösterilmiştir. Bu durumda alüminyum flok oluşturacak kadar solüsyonda bulunduğu ifade edilebilir. Bu solüsyonlarda alüminyum kompleksleri oluşmasının ihmal edilebileceği görülmektedir.



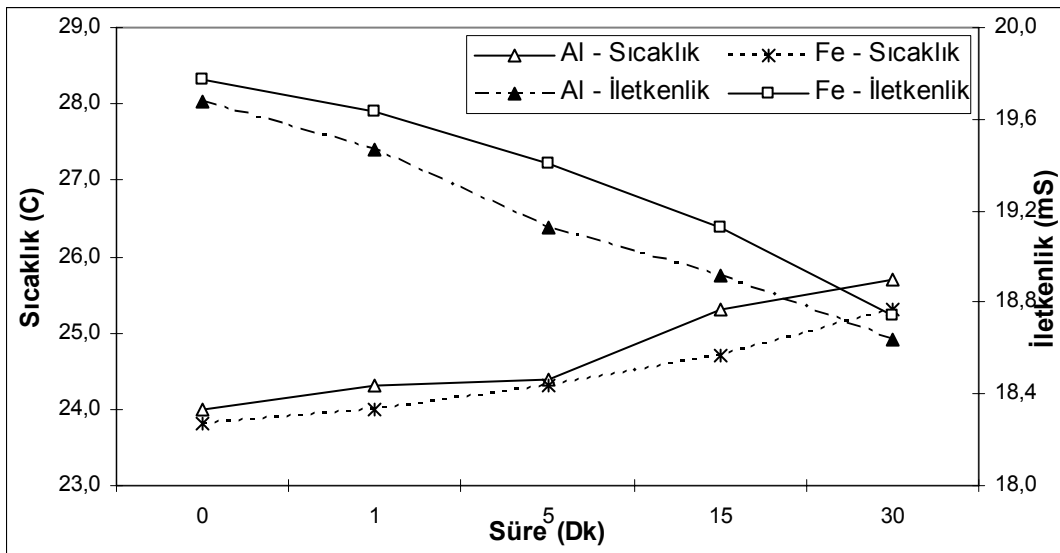
Şekil 5.7 Farklı pH ve alüminyum konsantrasyonlarında Alüminyum formlarının dağılımı ve çalışma şartlarında ortamda bulunan alüminyum türü

Sonuç olarak pH elektrokimyasal arıtım performansının incelenmesinde çok önemli bir parametredir. Hem elektrokimyasal arıtım tipini belirlemek adına ve hem de reaksiyonların yoğunluğunu belirleme adına sürekli takip edilmelidir. Yapılan incelemeler sonunda bir elektrokoagülasyon gerçekleştirilmiş olup bu elektrokoagülasyonda alüminyum elektrotların demir elektrotlara oranla daha yoğun reaksiyonları tetiklediği belirlenmiştir.

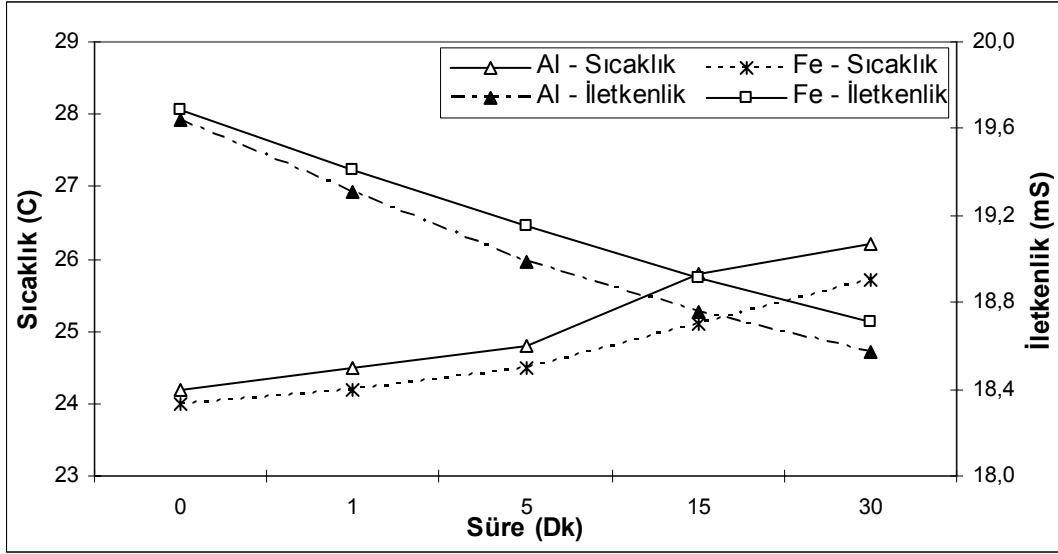
5.3.2 Sıcaklık – İletkenlik Değişimi

İletkenlik değerleri elektrokimyasal arıtım için çok önemlidir. Elektrokimyasal arıtım yöntemleri iletkenliği yüksek olan sularda çok daha etkin sonuçlar vermektedir. Bunun temel nedeni iletkenliği yüksek olan sulara uygulanan elektriksel gerilime bağlı olarak akım değerleri de yüksek olmasıdır. Akım değerinin de yüksek olması daha verimli sonuçlar elde edilmesi için önemlidir. Her ne kadar elektriksel gerilim kuvveti yükseltildiğinde akım değeri yükselse de elektriksel gerilimin artırılması ek bir maliyet gerektirdiğinden istenmez. Oysa suyun iletkenlik değeri arttırıldığında ya da yüksek olduğunda elektriksel gerilim değeri değişmese bile akım değeri artacak dolayısıyla daha etkin bir arıtım gerçekleşmiş olacaktır. Bu nedenle suyun iletkenlik değeri elektrokimyasal arıtım için çok önemlidir. Sızıntı suyunun

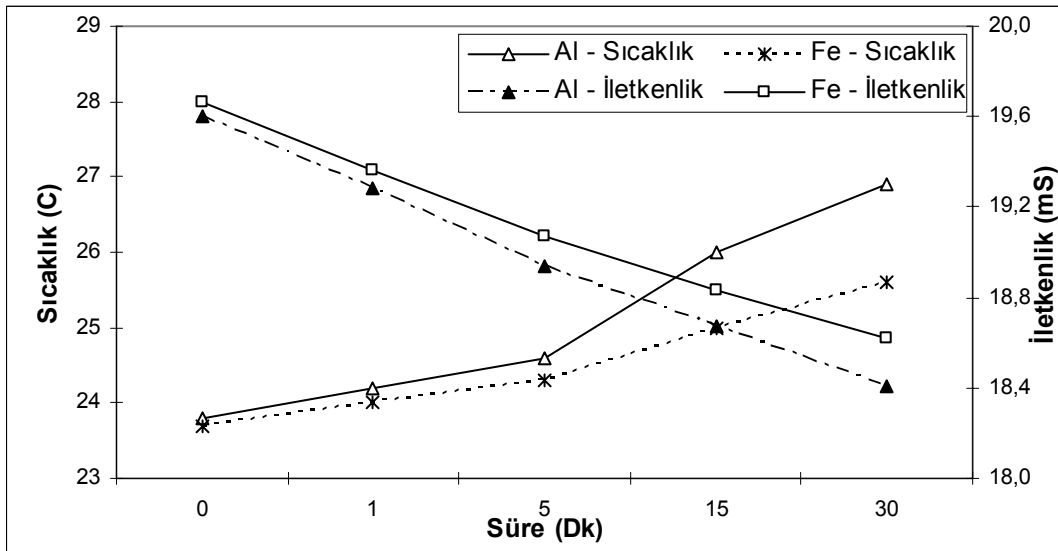
iletkenlik değeri diğer atıksulara oranla çözünmüş katıları fazla içerdiğinden dolayı yüksek olması bu yöntemin sızıntı suyu için uygulanabilirliğinin bir ölçüsü sayılabilir. Yeterli oranda iletkenlik içermeyen sulara ise iletkenliği arttırmak için genellikle sodyum klorür (NaCl) eklenir. Literatürde yapılan bir çalışmada iletkenliği arttırmak amacıyla NaCl eklenip NaCl konsantrasyonu 3 g/L'ye çıkarılmıştır. Bu şekilde yapılan çalışmada alüminyum elektrodun çözünme hızı %150 oranında arttırılmıştır (Calvo vd., 2004). Sıcaklık değeri ise hem iletkenliğin sıcaklığa bağlı olarak değişmesi bakımından ve hem de elektrokimyasal arıtımda sıcaklık değişimleri de pH değişimleri gibi reaksiyon yoğunluğunun bir göstergesi olması bakımından önem taşımaktadır. Bu nedenle sıcaklık değeri ne kadar artarsa o esnada daha yoğun reaksiyonların gerçekleştiği belirtilebilir. İletkenlik değerleri reaksiyon yoğunluğu arttıkça azalırken sıcaklık değerleri bundan farklı olarak giderek artmaktadır. Şekil 5-8, 5-9, 5-10 ve 5-11'de zaman bağlı olarak farklı akım değerlerinde sıcaklık ve iletkenlik değerlerinin değişimi görülmektedir.



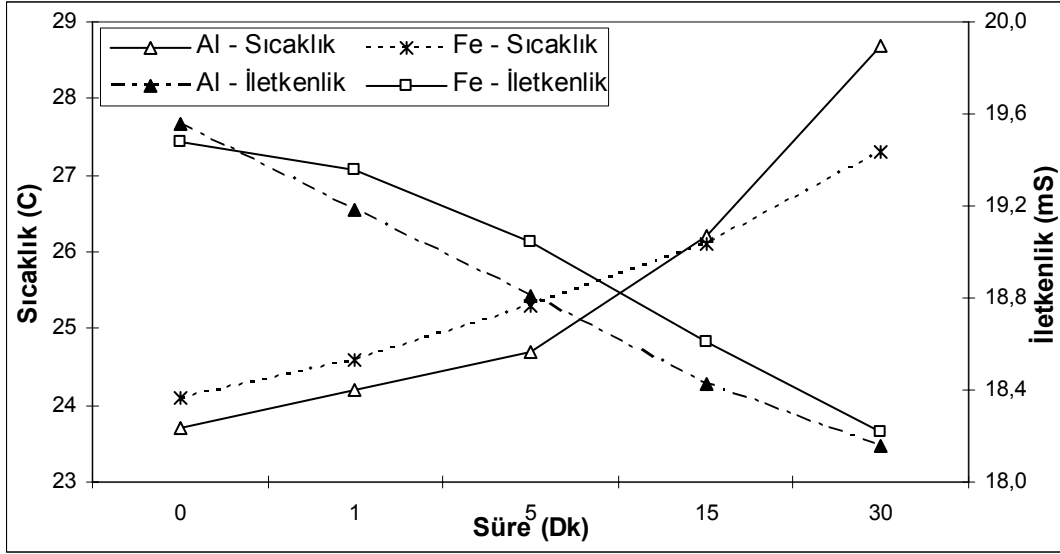
Şekil 5.8 12,56W'lık (8V – 1,57A) çalışmada Sıcaklık ve İletkenlik değişimi



Şekil 5.9 19,6W'lık (10V – 1,96A) çalışmada Sıcaklık ve İletkenlik değişimi

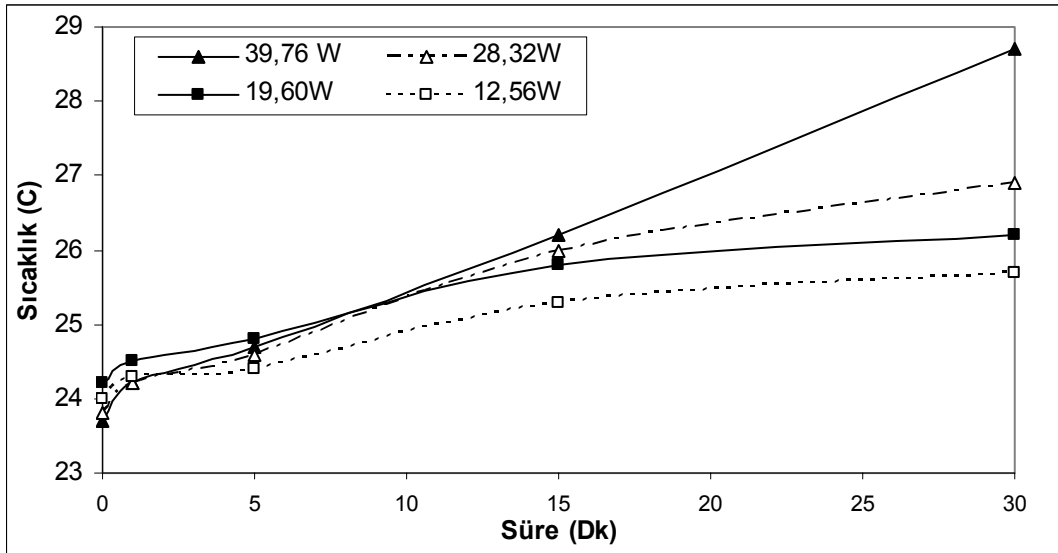


Şekil 5.10 28,32W'lık (12V – 2,36A) çalışmada Sıcaklık ve İletkenlik değişimi

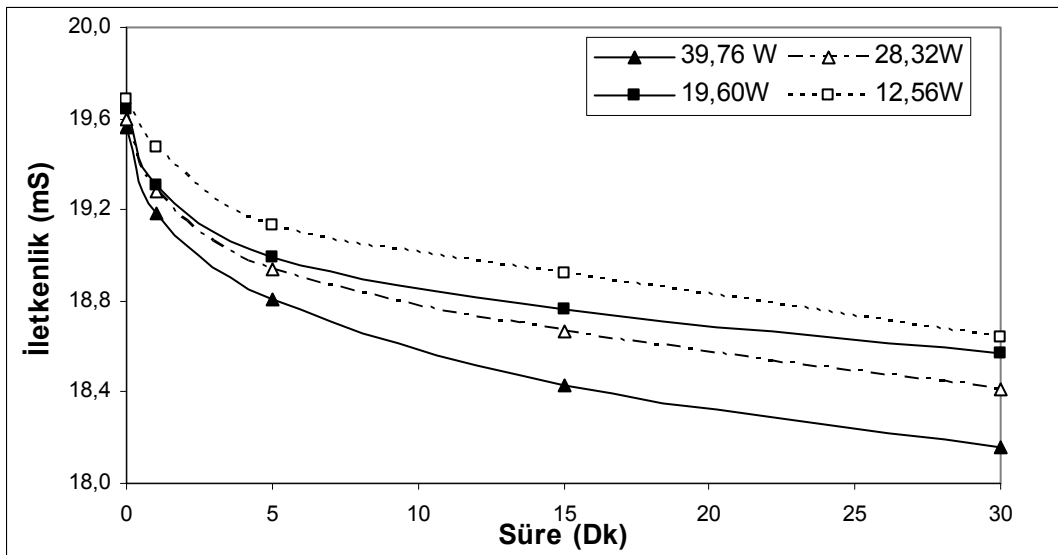


Şekil 5.11 39,76W'lık (14V – 2,84A) çalışmada Sıcaklık ve İletkenlik değişimi

Şekil 5-8, 5-9, 5-10 ve 5-11'e dikkat edildiğinde zamana bağlı olarak sıcaklığın arttığı ve buna bağlı olarak iletkenliğin düştüğü görülmektedir. Bu zaten elektrokimyasal arıtmalarda beklenen bir sonuçtur. Reaksiyon yoğunluğu ne kadar fazla ise hem sıcaklık o denli yükselmekte hem de iletkenlik değeri bir o kadar azalmaktadır. Demir ve alüminyum elektrotların reaksiyon yoğunluğuna olan etkileri de gözlenebilmektedir. Şekil 5-8, 5-9, 5-10 ve 5-11 incelendiğinde alüminyum elektrotlar kullanıldığında demir elektrotlara oranla başlangıç değerleri ile 30 dakikalık süre sonunda daha yüksek sıcaklık farkları ve iletkenlik farkları gözlenmektedir. Örneğin Şekil 5-11 incelendiğinde; 39,76W'lık çalışmada demir elektrotlu çalışmada başlangıç sıcaklığı 23,7 °C iken 30 dakikalık reaksiyonu süresi sonunda bu değer 28,7 °C'ye yükselmiştir. Benzer şekilde demir elektrotlu çalışmada ise başlangıç sıcaklığı 24,1 iken 30 dakikalık reaksiyon süresi sonunda bu değer 27,3°C'ye yükselmiştir. Burada alüminyum elektrotlu çalışmada 5°C gibi bir sıcaklık farkı oluşurken demir elektrotlu çalışmada bu değer 4,2°C'dir. Aradaki fark ise alüminyum elektrotlu çalışmada daha yoğun reaksiyonların gerçekleştiğinin bir göstergesidir. Bu noktadan hareketle genel arıtım performansı için alüminyum elektrotların demir elektrotlara oranla daha etkili bir verim sağlayacağı kanaatine varılabilir. Sıcaklık ve iletkenlik değişimlerindeki farkın daha iyi anlaşılabilmesi için alüminyum elektrotlarda daha yüksek değişim olmasından dolayı alüminyum elektrotların farklı akım değerlerindeki sıcaklık ve iletkenlik değişimi aynı grafikte Şekil 5-12 ve 5-13'de verilmiştir.



Şekil 5.12 Farklı akım değerlerinde alüminyum elektrotlar kullanıldığında sıcaklık değişimi



Şekil 5.13 Farklı akım değerlerinde alüminyum elektrotlar kullanıldığında iletkenlik değişimi

Şekil 5-12 ve 5-13'den açıkça görüleceği üzere artan akım değerleri sıcaklığın artışı ve iletkenliğin azalmasında başrolü oynamaktadır. Bu çalışmaların tamamı alüminyum elektrotlu çalışmalar olması nedeniyle elektrotlardan kaynaklanan herhangi bir fark söz konusu değildir. Sayı ile ifade etmek gerekirse 12,56W'lık çalışmada sıcaklık değeri başlangıçta 24,0 °C iken 30 dakikalık arıtım süresi sonunda bu değer 25,7°C'ye yükselmiş olup 1,7°C fark etmiştir. Aradaki sıcaklık farkları 19,6W'lık çalışmada 2,0°C iken 28,32 W'lık çalışmada da 3,1°C'dir. 39,76 W'lık çalışmada ise başlangıç sıcaklık değeri 23,7 °C iken 30 dakikalık arıtım süresi

sonunda bu değer 28,7°C'ye yükselmiş aradaki fark 5,0°C olmuştur. İletkenlik değerleri artım süresince azda olsa düşmektedir. Bunun nedeni suyun içerisinde bulunan iletkenliği arttırıcı çözünmüş katıların çökelerek ya da gaz haline dönüşerek ortamda azalmasıdır

Sonuç olarak gerek sıcaklık gerekse iletkenlik elektrokimyasal artımın performansının belirlenmesinde önemli birer parametredir. Üstelik iletkenlik değerinin sıcaklığa bağlı olarak değişmesi de bu parametrenin izlenmesi gerekliliğini bir kat daha arttırmaktadır. Bu çalışmada yapılan analizler neticesinde artan akım değerleri ile daha yoğun reaksiyonların gerçekteştiği gibi alüminyum elektrotlu çalışmalarda demir elektrotlu çalışmalara oranla daha yoğun reaksiyonlar gözlemlenmiştir. Bu nedenle genel artım performansı açısından değerlendirmek gerekirse alüminyum elektrotlu çalışmaların demir elektrotlu çalışmalara oranla daha verimli sonuçlar verdiği görölmektedir.

5.3.3 Elektrokoagölasyon ile Kimyasal Koagölasyonun Karşılaştırılması

Kimyasal koagölasyon bir koagölant madde ilavesi ile suda bulunana koloidal ve askıda katı maddelerin yumaklaşmasını sağlayarak çökelmesi esasına dayanan bir kimyasal artım yöntemidir. Elektrokoagölasyon, ismini kısmen bu artım yöntemine benzerliği ile almıştır. Elektrokoagölasyonda kullanılan elektrotlar vasıtasıyla suya bir elektrik akımı verilir ve bu akım sonucunda elektrotlarında çözünür özelliğiyle birlikte suya bir elektrot malzemesinden geçiş olur. Örneğin demir elektrot kullanılan bir çalışmada suya demir geçişi olur ve bu demir atıksu içerisinde koagölant etki gösterir. Her ne kadar benzer prensipte bir artım gerçekteştirseler de EK ile KK arasında bir karşılaştırma söz konusu olabilir. Bu amaçla yapılmış olan çalışma EK için demir elektrot (karşılık olarak kullanılan koagölant $\text{Fe}_2\text{SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ve alüminyum elektrot (karşılık olarak kullanılan koagölant $(\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O})$ kullanılmıştır. Karşılaştırmanın geçerli olabilmesi için gerekli tüm şartlar eşit olarak sağlanmışır. Örnek vermek gerekirse, öncelikle 2A akım altında 1 dakikalık bir elektrokoagölasyon gerçekteştirilmiştir. Bu süre sonunda 1 saatlik bir çökelmeye bırakılmışır. Benzer uygulamalar farklı setler halinde 5. dakika, 15. dakika ve 30. dakikada da gerçekteştirilmiştir. Aynı uygulama her iki elektrot tipi içinde yapılmıştır. 1., 5., 15. ve 30. dakikalar için demir ve alüminyum elektrotlar kullanıldığında suda çözünen demir ve alüminyum miktarı Faraday kanunua göre hesaplanarak aynı miktarda metal iyonları içeren koagölant, numunelere eklenerek KK'a maruz bırakılmışır. Tüm bu süreler sonunda numunelerde KOİ analizleri, SO_4 analizleri gerçekteştirilmiştir. Ayrıca çamur oluşumu bakımından da EK ve KK karşılaştırılmış ve değerler yorumlanmışır. Örnek olarak suya geçen demir miktarı ve eklenen koagölant miktarının hesaplanması aşağıda verilmiştir.

2A akım altında 30 dakika sonunda suya geçen demir miktarı:

$$\Delta m = \frac{A \times I \times t}{96500 \times Z}$$

$$\Rightarrow Fe \Leftrightarrow \frac{A}{Z} = \frac{56}{2} = 28 \text{ eşdeğer gram/mol}$$

$$\Rightarrow I = 2A$$

$$\Rightarrow t = 30dk \times 60sn / dk = 1800sn$$

$$\Rightarrow \Delta m = \frac{28 \times 2 \times 1800}{96500} = 1,0446gr \text{ Fe}$$

Bu demir miktarını sağlayan demir sülfat miktarı:

Kullanılan koagülant : $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 7H_2O$

526 gr $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 7H_2O$

112 gr Fe içeriyor ise

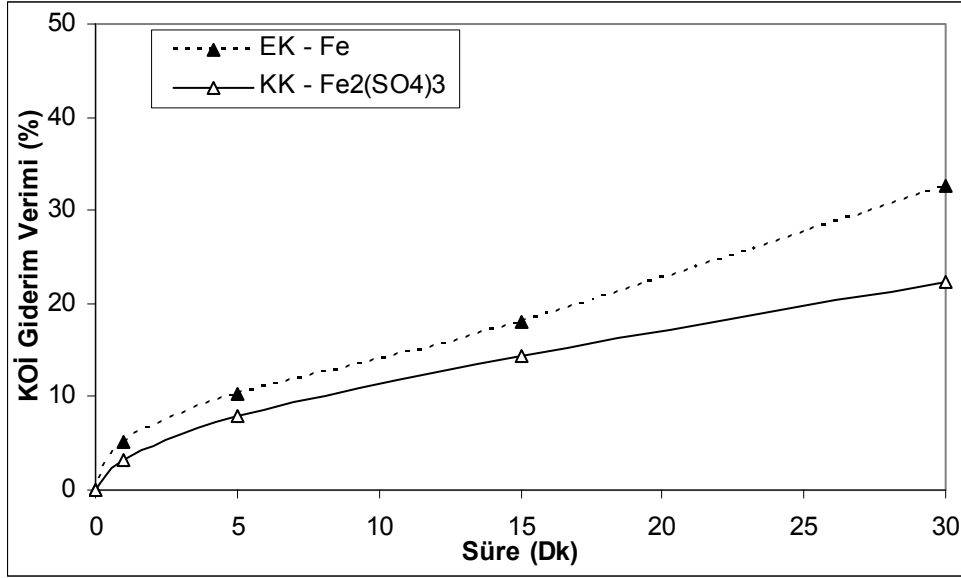
$$\frac{x}{1,0446 \text{ gr Fe}}$$

$$\Rightarrow x = 4,9059gr \text{ } Fe_2(SO_4)_3 \cdot 7H_2O \text{ gerekir}$$

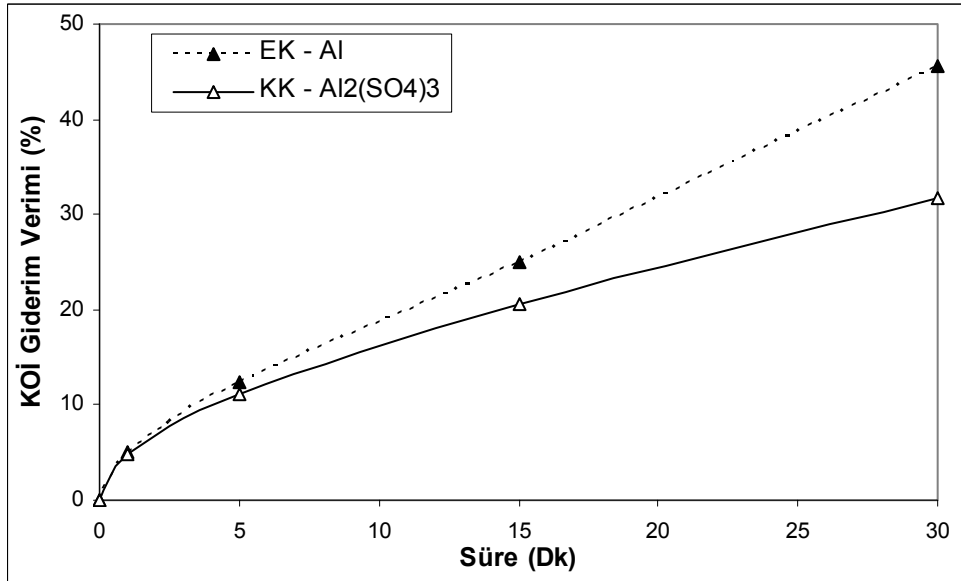
Demir ve alüminyum elektrotlar için tüm sürelerde teorik olarak çözünen metal iyonları belirlenip, aynı dozda metal iyonu içeren koagülant eş hacimde bir numuneye eklenerek KK maruz bırakıldı. EK-KK karşılaştırması amaçlı yapılan çalışmaların tamamı EK'da 2A akım altında ve KK'da eşdeğer miktarda koagülant ile gerçekleştirildi.

5.3.3.1 KOİ Giderimi

İki arıtım metodunun karşılaştırılmasında en önemli araç şüphesiz kirlenici giderim verimidir. Sızıntı sularında organik kirliliğin giderebilmesi için karşılaştırmada KOİ parametresi seçilmiştir. Gerek sızıntı suyunun organik kirlenici içeriğinin çok yüksek olması ve gerekse kirliliğin genel göstergesi olarak kabul edilebilirliği nedeniyle bu parametre seçilmiştir. Demir ve alüminyum için elde edilen veriler Şekil 5-14 ve 5-15'de verilmiştir.



Şekil 5.14 Koagülant olarak Demir kullanıldığında KOİ Giderimi bakımından EK – KK yöntemlerinin karşılaştırılması)



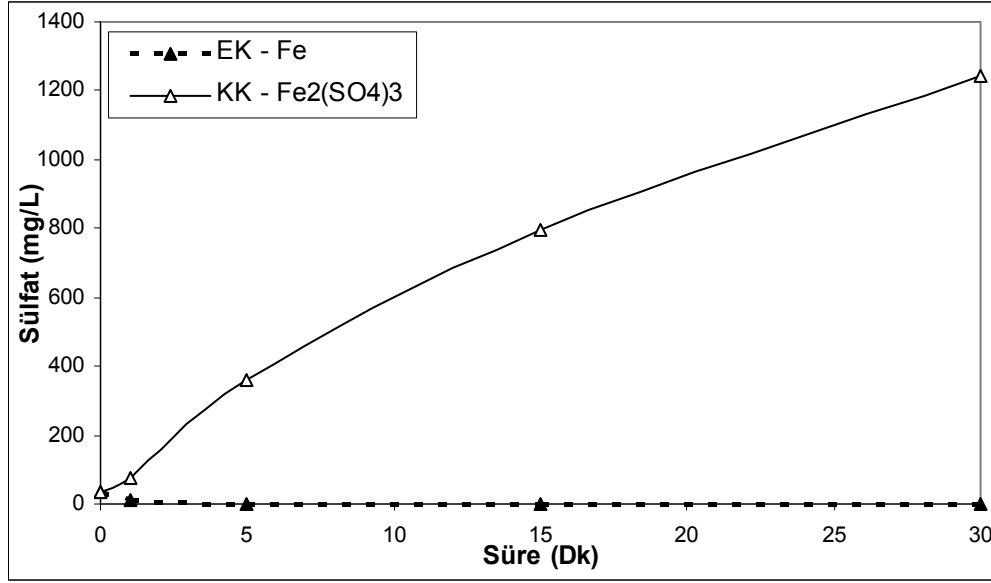
Şekil 5.15 Koagülant olarak Alüminyum kullanıldığında KOİ Giderimi bakımından EK – KK yöntemlerinin karşılaştırılması

Şekil 5-14 ve 5-15’den görüleceği üzere koagülant olarak gerek demirli çalışmada gerekse alüminyumlu çalışmada elektrokoagülasyonda, kimyasal koagülasyona oranla daha verimli sonuçlar elde edilmiştir. Koagülant olarak demirin kullanıldığı çalışmada 30 dakikalık süre sonunda elektrokoagülasyonda %32,7’lik bir giderim verimi elde edilirken bu değer kimyasal koagülasyon için % 22 değerlerinde kalmıştır. Koagülant olarak alüminyumun kullanıldığı

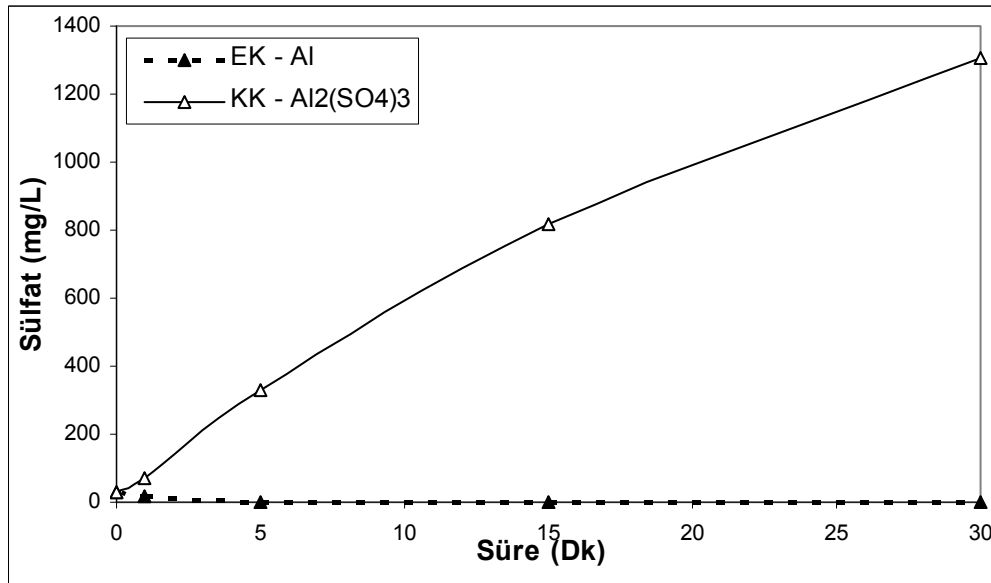
çalışmada ise elektrokoagülasyonda %45,6'lık bir giderim verimi elde edilirken kimyasal koagülasyonda yalnızca %31,8'lik bir giderim verimi elde edilebilmiştir. Bunun temel nedeni her ne kadar anot olarak demir ya da alüminyum kullanılsa da elektrokoagülasyonda yalnızca koagülasyon gerçekleşmeyip aynı zamanda elektrooksidasyon ile oksidasyon ve elektroflotasyon yoluyla flotasyonun da gerçekleşmesidir. Bu şekilde daha yüksek verim elde edilmiştir. Ayrıca elde edilen değerler incelendiğinde daha önce pH, sıcaklık ve iletkenlik değişimleri yardımıyla tahmin edilen elektrot performans değerleri konusunda haklı çıkmıştır. Aynı şartlarda demir elektrot kullanıldığında %32,7'lik bir KOİ giderimi elde edilebilirken bu değer alüminyum kullanıldığında %45,6 gibi bir değere yükselmesi alüminyumun daha etkin reaksiyonlar gerçekleştirdiğinin bir göstergesidir.

5.3.3.2 Sülfat İyonu Değişimi:

Sızıntı sularında bulunan yaklaşık sülfat miktarı 20-1000 mg/L seviyelerindedir (Tchobanoglous vd., 1993). Buna karşılık kimyasal koagülasyon ile suya önemli miktarda bir sülfat girişi söz konusu olmaktadır. Karşılaştırma için eklenen koagülant miktarları düşünüldüğünde ortama büyük bir sülfat girişi yapılmaktadır. Her ne kadar sucul ortamlar için çok önemli bir kirlilik parametresi gibi görünmese de 1000 – 2000 mg/L'lerdeki bir konsantrasyon sülfat miktarı için yüksek bir değerdir. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde de maksimum sülfat konsantrasyonu 1500 mg/L olarak verilmektedir. Oysa elektrokoagülasyon uygulamalarında ise suya sadece koagülant madde girişi metal iyonları şeklinde yapılmakla birlikte herhangi bir anyon ilavesi sözkonusu olmamaktadır. Buda elektrokimyasal arıtımın kimyasal koagülasyona oranla bir avantajı olarak değerlendirilebilir. Şekil 5-16 ve 5-17 koagülant olarak demir ve alüminyum kullanıldığında elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon için sülfat değişimi verilmektedir.



Şekil 5.16 Koagülant olarak Demir kullanıldığında Sülfat değişimi bakımından EK – KK yöntemlerinin karşılaştırılması



Şekil 5.17 Koagülant olarak Alüminyum kullanıldığında Sülfat değişimi bakımından EK – KK yöntemlerinin karşılaştırılması

Şekil 5-16 ve 5-17'den anlaşılabacağı üzere sülfat miktarı kimyasal koagülasyon uygulanan çalışmada başlangıç değerine oranla çok yüksek değerlere ulaşmaktadır. Kimyasal koagülasyonda her iki koagülantla çalışılan durumda da sülfat konsantrasyonu 1200 mg/L değerini aşmaktadır. Bu durum elektrokoagülasyonda ise gözlenmiyor olup zaman bağılı olarak sülfat giderimini dahi sağlayan elektrokoagülasyon yöntemi daha avantajlı

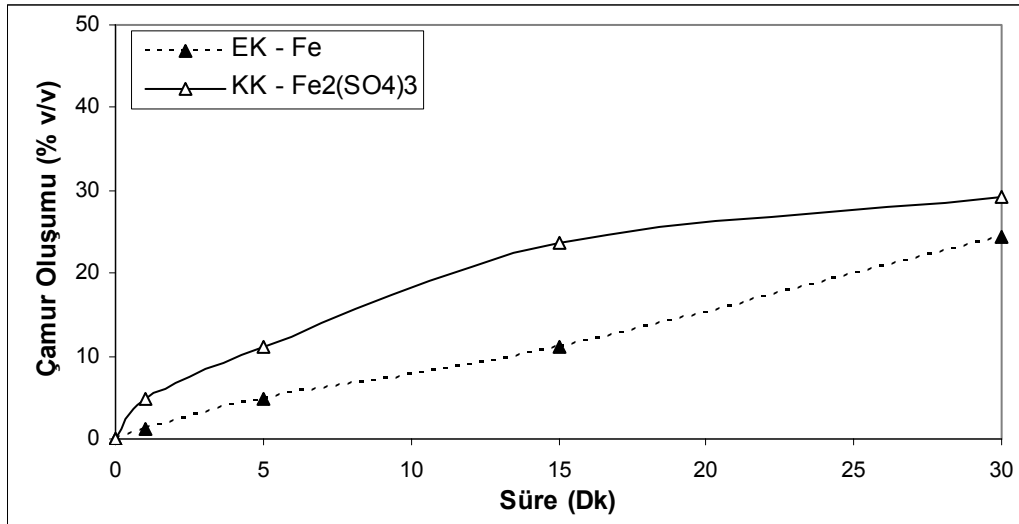
görülmektedir.

Literatüre bakıldığında nötral pH'da elektrokoagülasyon yöntemiyle 62mA/cm^2 akım yoğunluğu altında 5 dakika içerisinde Al anot ile %67 demir anot ile %65 oranında bir sülfat giderimi sağlanmıştır. Yapılan analizlerde sülfür ve sülfat giderimi bu değerlerin daha da üstünde çıkmıştır (Murugananthan vd., 2004). Bu sonuç özellikle elektrokoagülasyonun kimyasal koagülasyonla karşılaştırılmasında çok önemlidir. Kimyasal koagülasyonla sulara anyon (genellikle SO_4) ilavesi söz konusuysa elektrokimyasal arıtmada tersine sülfat giderimi de sağlanabilmektedir.

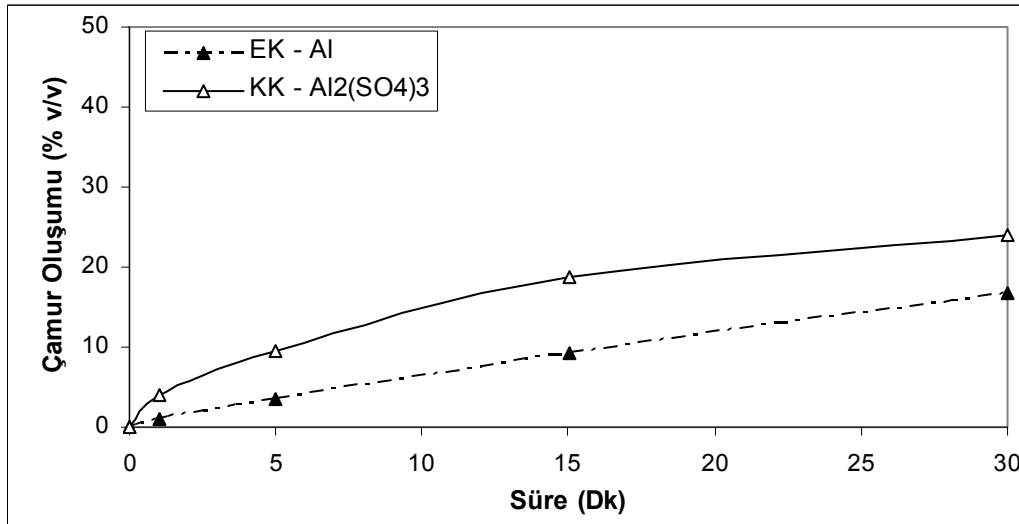
Sonuç olarak kimyasal koagülasyon uygulanan çalışma da sülfat miktarı $1250 - 1300 \text{ mg/l't'e}$ ulaşırken daha uzun sürelerde daha yüksek konsantrasyonlarla karşı karşıya kalınabilecektir. Elektrokoagülasyonda suya geçen madde yalnızca koagülant olduğu için herhangi bir anyon geçişi söz konusu değildir. Bu bakımdan elektrokoagülasyon yönteminin kimyasal koagülasyona oranla daha avantajlı olduğu ifade edilebilir.

5.3.3.3 Çamur Oluşumu

Kimyasal koagülasyonda karşılaşılan en büyük sorunlardan biri oluşan çamur miktarıdır. Çok miktarda çamur oluşumu ve kimyasal içeriğinin yüksek olması nedeniyle büyük problem teşkil etmektedir. Bu çamur oluşumu elektrokoagülasyonda da söz konusudur. Hatta KOİ giderimi bakımından daha yüksek verim elde edildiği için ilk bakışta daha yüksek çamur oluşacakmış gibi beklenebilir. Çamur oluşumu testlerinde arıtım süresi sonunda yalnızca 1 saat beklenmiş olup daha fazla beklenildiğinde daha düşük değerler çıkabilmektedir. Yalnız tüm setlerin aynı süre bekletilmesi ile mukayesesi yapılabilir. Bu konuyla ilgili yapılan çalışmada elde edilen sonuçlar Şekil 5-18 ve 5-19'da verilmektedir.



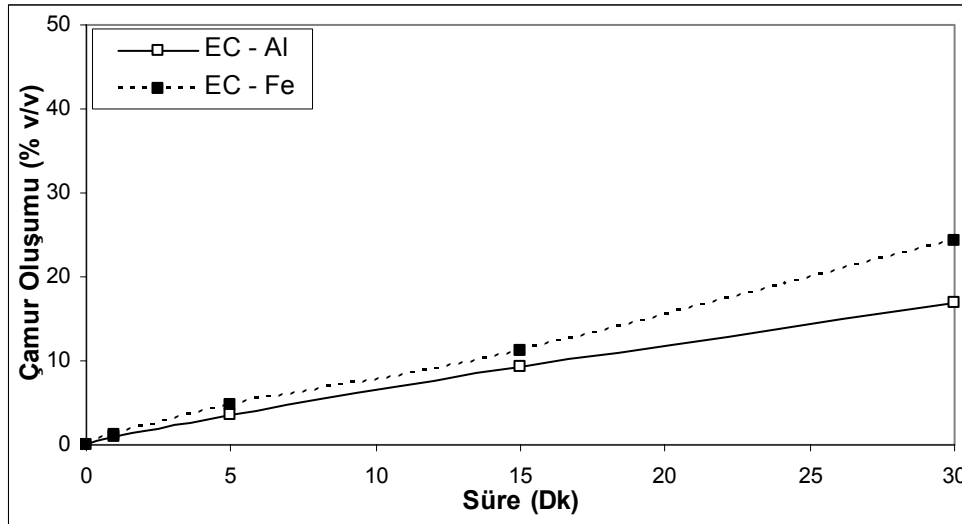
Şekil 5.18 Koagülant olarak demir kullanıldığında çamur oluşumu bakımından EK – KK yöntemlerinin karşılaştırılması



Şekil 5.19 Koagülant olarak alüminyum kullanıldığında çamur oluşumu bakımından EK – KK yöntemlerinin karşılaştırılması

Şekil 5-18 ve 5-19'dan açıkça görüleceği üzere elektrokoagülasyonda kimyasal koagülasyona oranla daha düşük oranda bir çamur oluşumu söz konusudur. Bunun temel nedeni koagülant maddenin elektrokoagülasyonda süreye yayılarak en optimum şekilde verilmesinden kaynaklanır. Kimyasal koagülasyonda bu dozlama kısa bir süre içerisinde gerçekleştirildiği için hem verim daha düşük çıkmakta ve hem de çamur oluşumu daha fazla olmaktadır.

Çamur oluşumu arıtım yöntemleri için önemli bir parametre olup, bu açıdan elektrot tiplerinin karşılaştırılması 2A akım kullanılan çalışma için Şekil 5-20'de verilmektedir.



Şekil 5.20 Elektrokoagülasyonda elektrot tiplerine bağlı olarak çamur oluşumu

Alüminyum elektrotlu çalışmalarda demir elektrotlu çalışmalara oranla daha yüksek verim elde etmekteyiz. Buna rağmen alüminyum elektrotlu çalışmalarda daha düşük oranda bir çamur oluşumu gözlenmesi şaşırtıcı olmasının yanı sıra demir elektrotlu çalışmalara oranla alüminyum elektrotlu çalışmaların çok daha avantajlı olduğunu göstermektedir. Yapılan çalışmalarda 2A'lık akım altında 30 dakikalık süre boyunca arıtıma maruz bırakılmış olan çalışma setinde alüminyum elektrotlu çalışmada hacimce %16,8'lik bir çamur oluşumu gözlenirken, demir elektrot için %24,4 seviyelerindedir.

Sonuç olarak yapılan karşılaştırmada çamur oluşumu bakımından da elektrokoagülasyonun kimyasal koagülasyona oranla daha avantajlı olduğu gözlenmiştir. Bunun yanı sıra elektrot bazında yapılan değerlendirmede ise alüminyum elektrotlu çalışma daha avantajlı sonuçlar vermiştir. Ayrıca literatürde yapılan çalışmalar incelendiğinde alüminyum elektrot kullanılarak elde edilen metal hidroksit çamurları ile ilgili bir adsorpsiyon çalışması yapılmıştır. Bu çalışmada pH: 7.0'de 60 dakikalık bir adsorpsiyon sonunda %51,8'lik bir boya giderimi sağlanabilmiştir(Golder vd., 2006). Bu da elektrokoagülasyonun bir diğer avantajı olarak göz önüne alınabilir.

5.3.3.4 EK ve KK'nın Karşılaştırılması ile İlgili Çalışmaların Genel Değerlendirilmesi

Gerek KOİ giderimi, gerek sülfat değişimi ve gerekse çamur oluşumu bakımından değerlendirmeye tabii tutulan elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon işlemi yapılan analizlerle karşılaştırılmıştır. Bu işletme parametreleri ile yapılan tüm analizlerde elde edilen sonuçlar elektrokoagülasyonun kimyasal koagülasyona oranla çok daha verimli olduğunu

göstermektedir. Üstelik arıtım süresi bakımından da düşünüldüğü takdirde elektrokoagülasyon daha kısa sürede arıtımı gerçekleştirerek yine avantajlı çıkmaktadır.

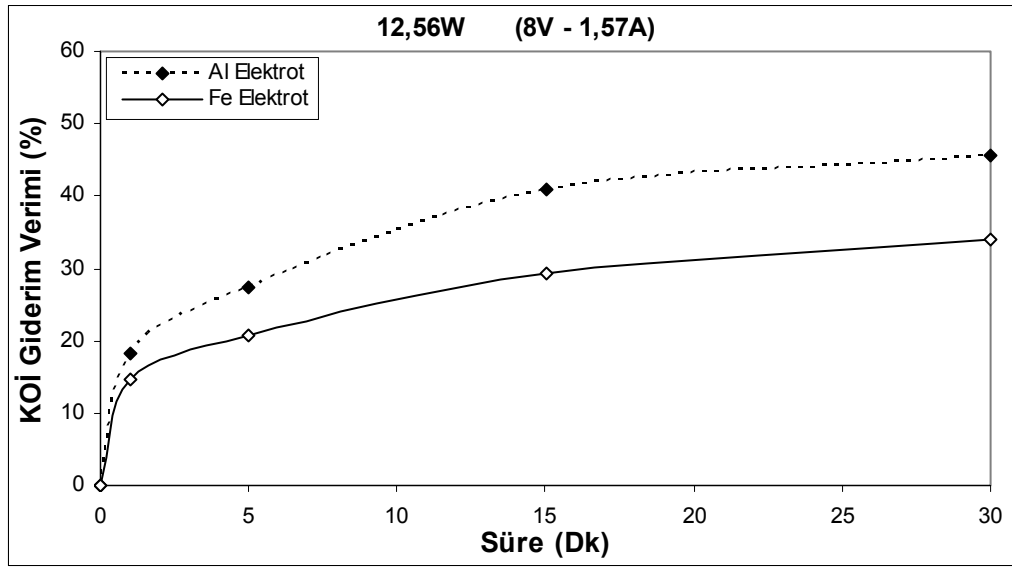
Yukarıdaki çalışmalarda elektrokoagülasyon uygulamaları genel olarak ele alınmıştır. Bu aşamadan sonra işletme parametreleri içerisinde değerlendirme yapılarak optimizasyon yapılacaktır. Tüm parametrelerin tek tek değiştirilerek yapılacak bir optimizasyon matrislerin çokluğu nedeniyle oldukça uzun sürecektir. Bu nedenle işletme parametreleri üzerinde ilk olarak tek değişken uygulanıp bu değişkenlerin kendi içinde değerlendirilmesi yapılmıştır. Uygun olmayan işletme şartı elenerek bu matris ortadan kaldırılacak ve optimizasyon çalışması eliminasyon şeklinde gerçekleştirilmiştir. Bu amaçla yapılan çalışmalarda sırasıyla elektrot tipi seçimi, karıştırmanın etkinliği, havalandırma ve pH ayarlamasının etkinliği, optimum arıtım süresi ve akım yoğunluklarına bağlı olarak giderim performansları belirlenmiştir. Yapılan karşılaştırmalarda sızıntı suyu için en önemli parametreler olan KOİ ve $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi baz alınmıştır. Tüm bu çalışmalardan sonra elde edilen optimum koşullarda da bir ekonomik analiz yapıp uygulanabilirliği tartışılacaktır.

5.3.4 EK İşletme Parametrelerinin Optimizasyon Çalışmaları

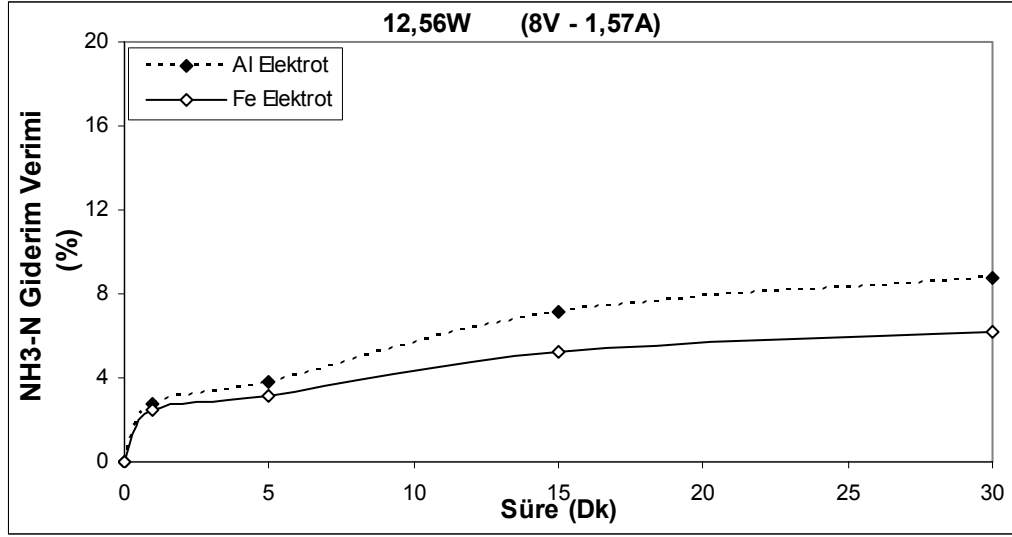
5.3.4.1 Elektrot Tipi Seçimi

Elektrokimyasal arıtım uygulamalarında en önemli işletme parametrelerinden biri şüphesiz elektrot tipidir. Elektrokimyasal arıtım teknolojilerine göre çok çeşitli elektrot tipleri kullanılabilir. Elektrot tipine göre arıtım şekli (elektrooksidasyon, elektrokoagülasyon) değişebildiği gibi giderim performansları da büyük ölçüde değişebilmektedir. Bu çalışmada uygulanan yöntem, elektrokoagülasyon olarak seçildiği için çözünür tip elektrotlar kullanılmalıdır. Bu konuda yaygın olarak kullanılan elektrot tipleri olarak demir ve alüminyumdur. Bu çalışmada ilk olarak elektrot tipleri karşılaştırılmak suretiyle optimizasyona başlanılmıştır. Demir ve alüminyum elektrotların karşılaştırılması için giderim performansları bakımından karşılaştırılacak olan kirlilik parametreleri sızıntı suyu için en önemli parametreler olan KOİ ve $\text{NH}_3\text{-N}$ 'dir. Elektrokoagülasyonla yüksek oranda KOİ giderimi sağlanması mümkün olsa da sızıntı suyu gibi çok yüksek miktarda KOİ içeren bir atıksuda aynı giderim performansını beklemek doğru olmaz. Zaten sızıntı suyu için yaklaşık olarak 30 dakikalık bir arıtım süresi sonunda nihai bir arıtım gerçekleşmesi günümüz şartlarında beklenemez. Yine de elektrotların KOİ giderim performansını belirlemek için bu çalışma yapılmıştır. Karşılaştırma için uygulanan bir diğer parametre ise amonyak azotudur. Sızıntı suyunda çok yüksek oranda bulunan bu kirlilik parametresinin giderimi her zaman

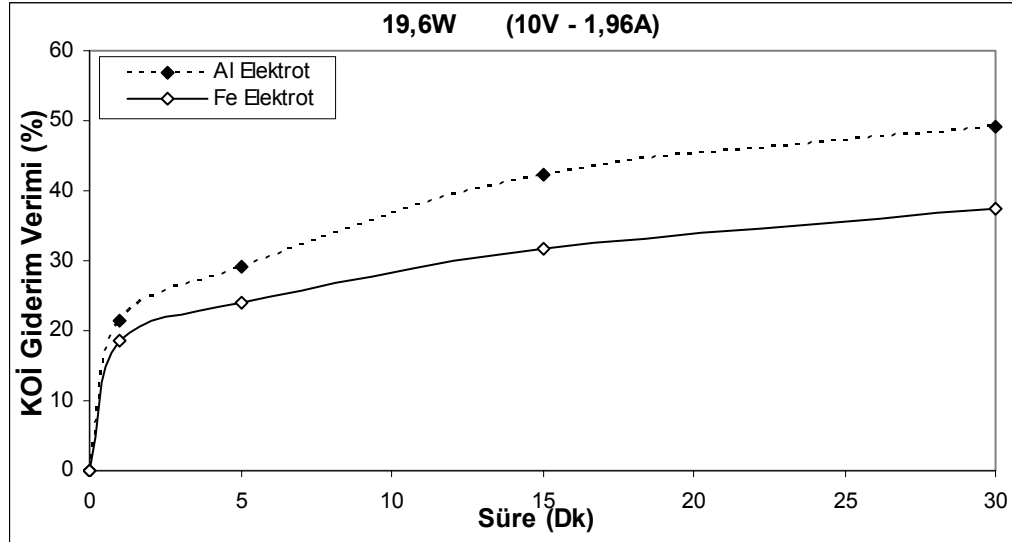
büyük sorun oluşturmuştur. Koagülasyon temel prensibine (kimyasal çöktürme) göre giderimi mümkün olmasa dahi pH'ın yükselmesi ve amonyum formundan amonyak formuna dönüşen azotlu bileşiklerin su fazından katot bölgesinden çıkan gazlar ile ortamdan ayrılması prensibine göre kısmen bir arıtım gerçekleşebilir. Çok yüksek bir verimle giderim söz konusu olmasa bile sızıntı suyu için çok önemli bir kirlilik parametresi olması nedeniyle bu parametreye de çalışma süresince yer verilmiştir. Şekil 5-21, 5-22, 5-23, 5-24, 5-25, 5-26, 5-27 ve 5-28'de farklı elektrot tipleri, farklı elektriksel güç uygulamaları için KOİ ve NH₃-N giderimi bakımından karşılaştırılmıştır.



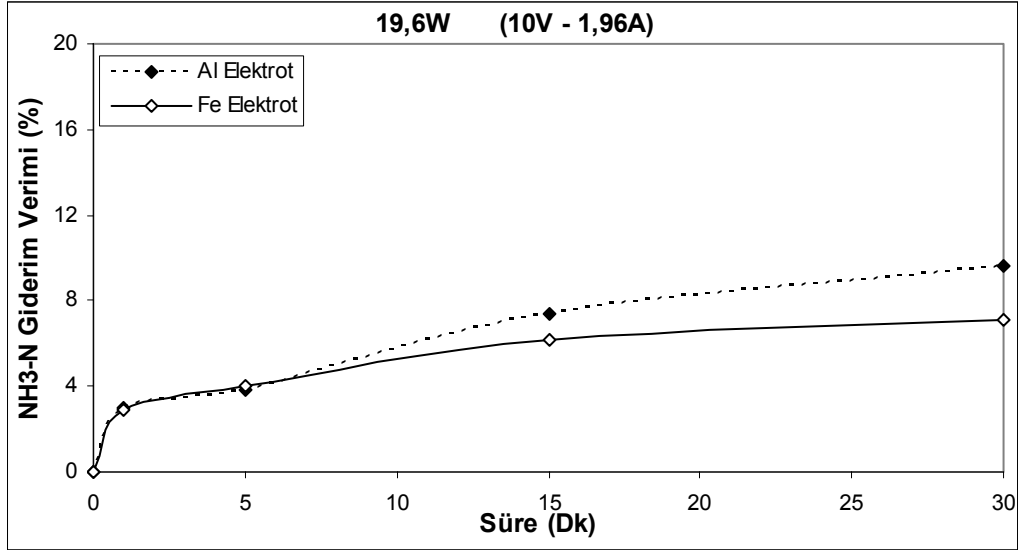
Şekil 5.21 12,56W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak KOİ Giderimi



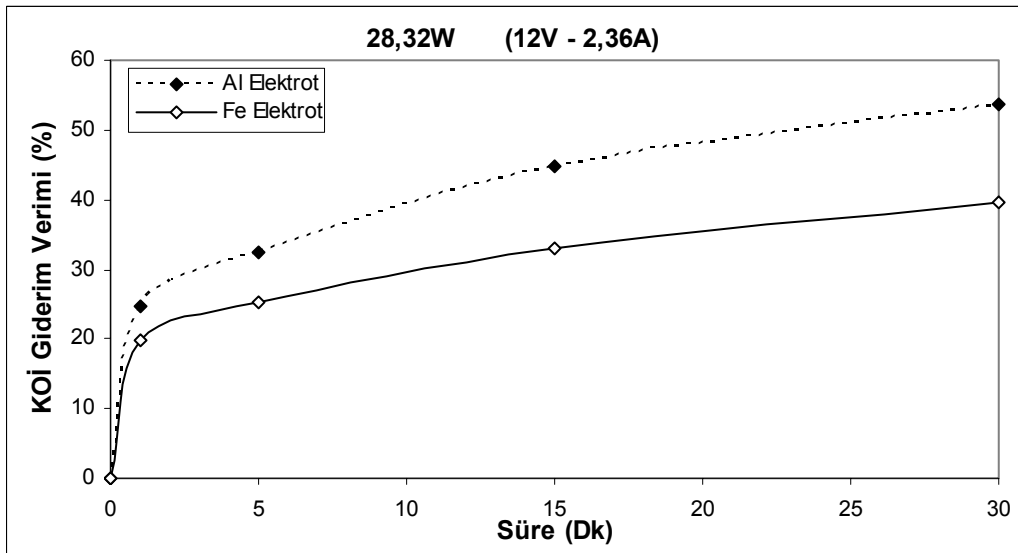
Şekil 5.22 12,56W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak NH₃-N Giderimi



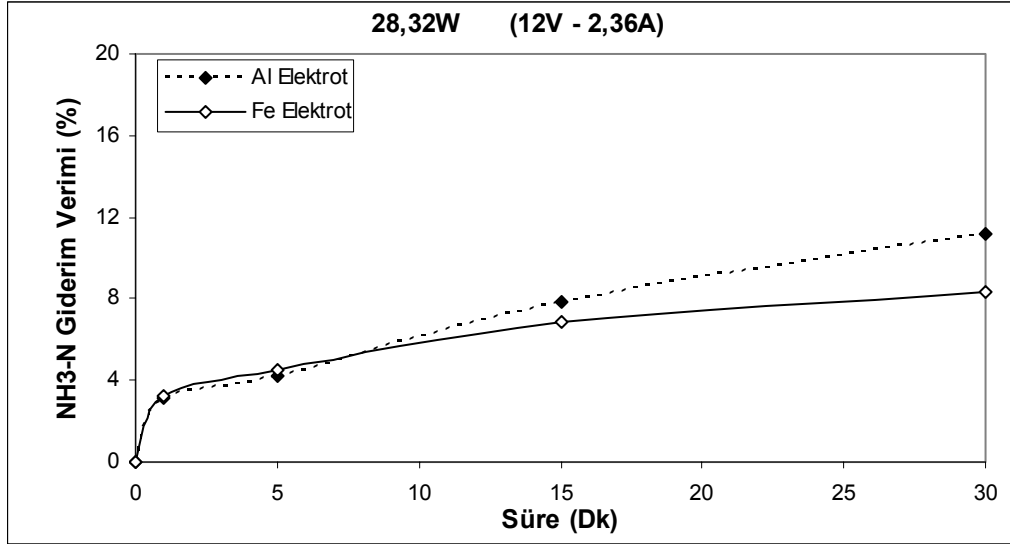
Şekil 5.23 19,6W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak KOİ Giderimi



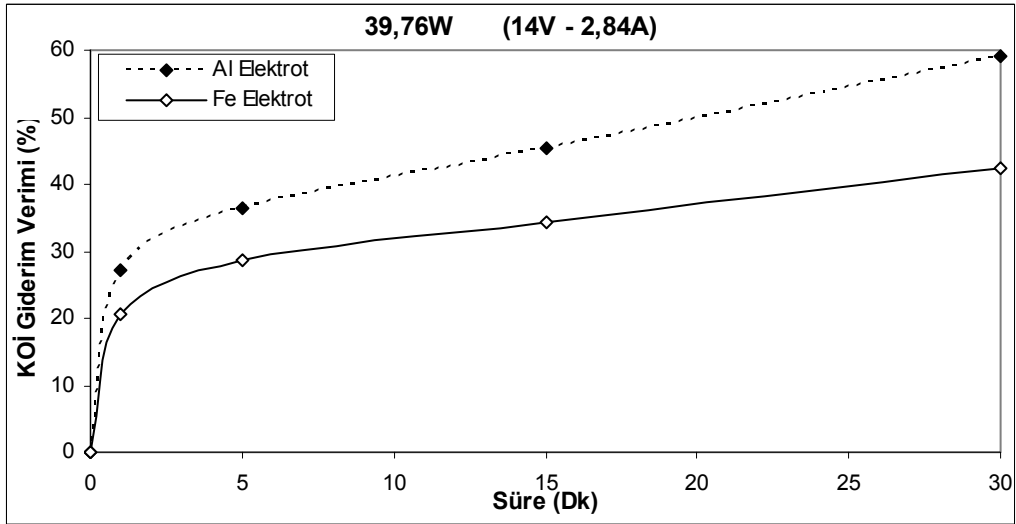
Şekil 5.24 19,6W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak NH₃-N giderimi



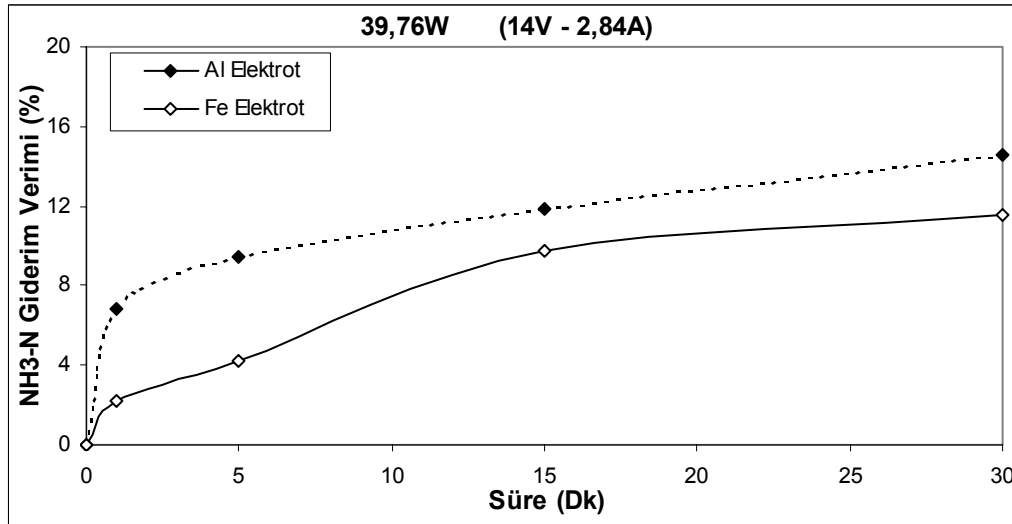
Şekil 5.25 28,32W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak KOİ giderimi



Şekil 5.26 28,32W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak NH₃-N giderimi



Şekil 5.27 39,76W'lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak KOİ giderimi



Şekil 5.28 39,76W’lık çalışmada elektrot tiplerine bağlı olarak NH₃-N giderimi

Şekil 5-21, 5-22, 5-23, 5-24, 5-25, 5-26, 5-27 ve 5-28 incelendiğinde farklı akımlar uygulanan tüm çalışmalarda amonyak azotu ve KOİ giderimleri bakımından alüminyum elektrot demir elektroda oranla daha verimli sonuçlar vermiştir. Yukarıda sunulan çamur oluşumu çalışmasında da alüminyum elektrot daha avantajlı sonuçlar vermişti. Kêza, gerek pH değişimlerinde ve gerekse sıcaklık – iletkenlik değişimlerinde alüminyum elektrotla yapılan çalışmalarda arıtım ortamında daha yoğun reaksiyonların gerçekleştiği belirlenmişti. Kısacası alüminyum elektrot demir elektroda oranla daha olumlu sonuçlar vermiştir. Yapılan analiz sonuçlarına göre 12,56W’lık çalışmada alüminyum elektrot kullanıldığında 30 dakikalık arıtım süresi sonunda %45,5’lik bir KOİ giderimi ve % 8,8’lik bir NH₃-N giderimi gerçekleşmiştir. Aynı şartlar altında, demir elektrot kullanıldığında % 34,1’lik bir KOİ giderimi ve %6,2’lik bir NH₃-N giderimi gerçekleşmiştir. Sonuçlar incelendiğinde alüminyum elektrotlar kullanıldığında demir elektroda oranla fazladan %11’lik bir KOİ giderimi gerçekleşmektedir. Bunu demirin giderdiği KOİ miktarına oranlarsak, alüminyum elektrotlar demir elektroda oranla (45,5 / 34,1) %33,4 daha etkin verim sağlamaktadır. Bu farklar 39,76W’lık çalışmada daha da açık görülmektedir. 39,76W’lık çalışmada demir elektrotla elde edilen KOİ Verimi %42,3 iken aynı şartlar altında alüminyum elektrotla elde edilen KOİ verimi %59,1’dir. Bu verilere göre %16,8’lik bir giderim farkı söz konusudur. Bu sonucu demirin giderdiği KOİ miktarına oranladığımızda, alüminyum elektrotlar demir elektroda oranla (59,1 / 42,3) %39,7’ daha etkili bir arıtım sağlamaktadır.

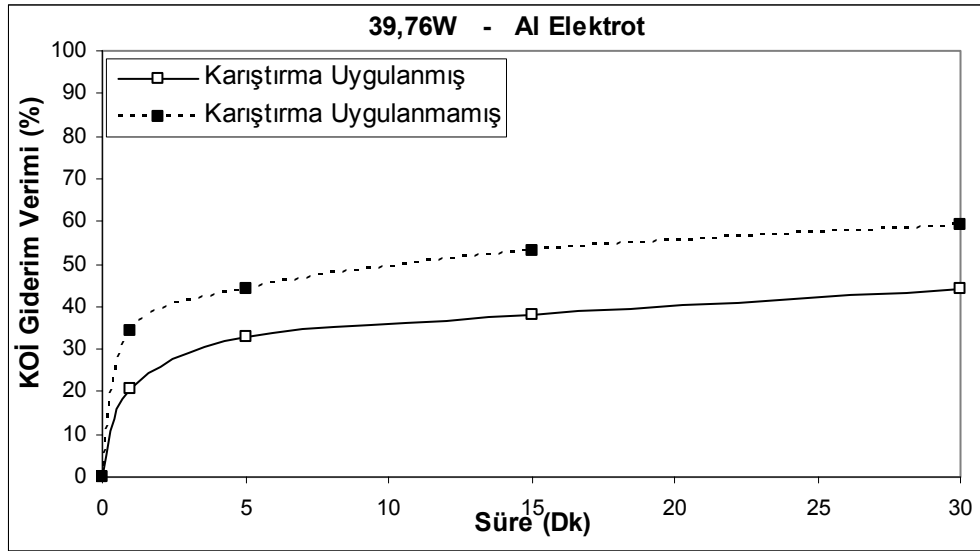
Sonuç olarak tüm bu deneysel giderim değerleri göstermiştir ki sızıntı suları için yapılacak olan çalışmada alüminyum elektrotlar demir elektrotlara oranla çok daha etkili sonuçlar

vermektedir.

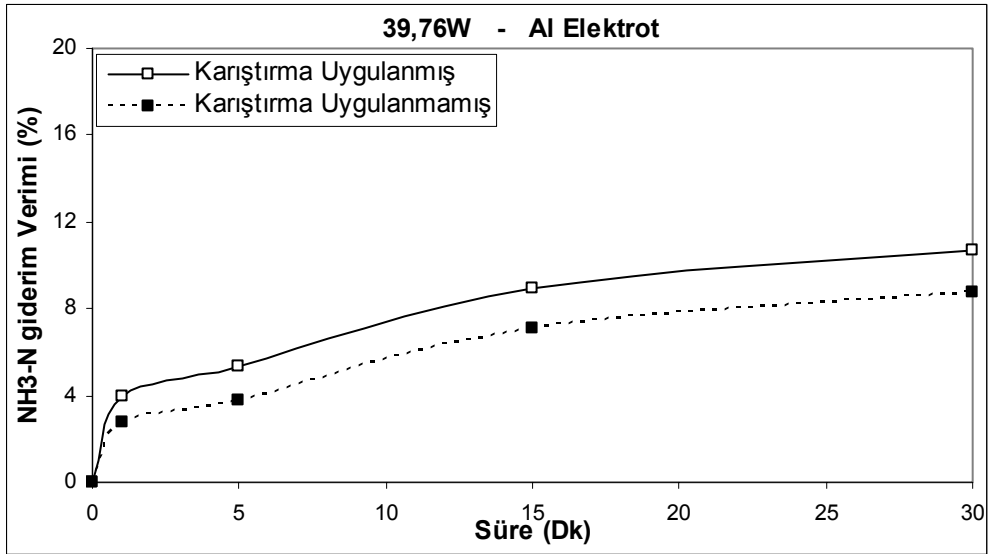
Elde edilen bu sonuç gereğince, çalışmanın bu noktasından itibaren yapılan tüm optimizasyon deneyleri yalnızca alüminyum elektrotlar için gerçekleştirilmiştir.

5.3.4.2 Karıştırmanın Etkisi

Karıştırma genellikle çalışmalarda homojen bir ortam elde etmek ya da koagülasyon için koagülant madde ile askıda katı maddelerin veya kolloidal maddelerin birleşebilmesi için gerekli bir unsurdur. Literatürde yapılan çalışmalar irdelendiğinde bu gibi nedenlerden ötürü genellikle bir karıştırma uygulandığı görülmüştür. Yalnız elektrokimyasal arıtım esnasında su içerisinde iyonların hareketi karıştırma ile engellenebilmektedir. Ayrıca karıştırma uygulandığında ortamda herhangi bir çökeltme meydana gelemeyeceği için oluşan flokların tamamı yine ortamda hareket edecek ve iyon hareketlerini engelleyebileceklerdir. Bunun yanı sıra karıştırma hızına bağlı olarak oluşan flokların parçalanabilmesi de söz konusudur. Ayrıca sızıntı suyunda bulunan yüksek organik kirliliğin diğer atıksulara oranla sızıntı sularını daha ayrı bir yere koymaktadır. Tüm bu nedenlerden ötürü karıştırmanın giderim verimine olan etkisini incelemek için tüm işletme şartları aynı bırakılarak karıştırmanın etkisi incelendi. Bu amaçla bir manyetik karıştırıcı kullanılarak öncelikle arıtım esnasında karıştırma uygulandı. Arıtım sonrası numune 1 saatlik bir çökelmeye bırakılıp bu süre sonunda da gerekli analizler yapıldı. Benzer uygulama karıştırma yapılmayan bir çalışma şeklinde de gerçekleştirildi. Bu karşılaştırmanın sızıntı suyu için geçerli olacağı göz önüne alınarak yine bu atıksu için en önemli parametreler olan KOİ ve NH₃-N göz önüne alınmıştır. Bu amaçla yapılan çalışmada (Alüminyum elektrotlar kullanılarak 39,76W'lık bir çalışma) KOİ ve NH₃-N için elde edilen sonuçlar Şekil 5-29 ve Şekil 5-30'da verilmektedir.



Şekil 5.29 39,76W'lık çalışmada karıştırmaya bağlı olarak KOİ giderimi



Şekil 5.30 39,76W'lık çalışmada karıştırmaya bağlı olarak NH3-N giderimi

Şekil 5-30 incelendiğinde amonyak azotu giderim veriminin karıştırma uygulandığında daha yüksek olduğu görülmektedir. Bunun temel nedeni elektrokimyasal arıtım ile zamana bağlı olarak pH yükselir ve atıksu içerisindeki amonyum, amonyak formuna dönüşür. Bu amonyağın su içerisinde oluşan hareketler ile atmosfere geçişi kolaylaşır. Zaten amonyağın giderilmesi için uygulanan yöntemlerden amonyak sıyrmanın temel prensibi de budur. Bu nedenle karıştırma uygulanan çalışmada amonyak giderim verimi daha yüksek olmuştur.

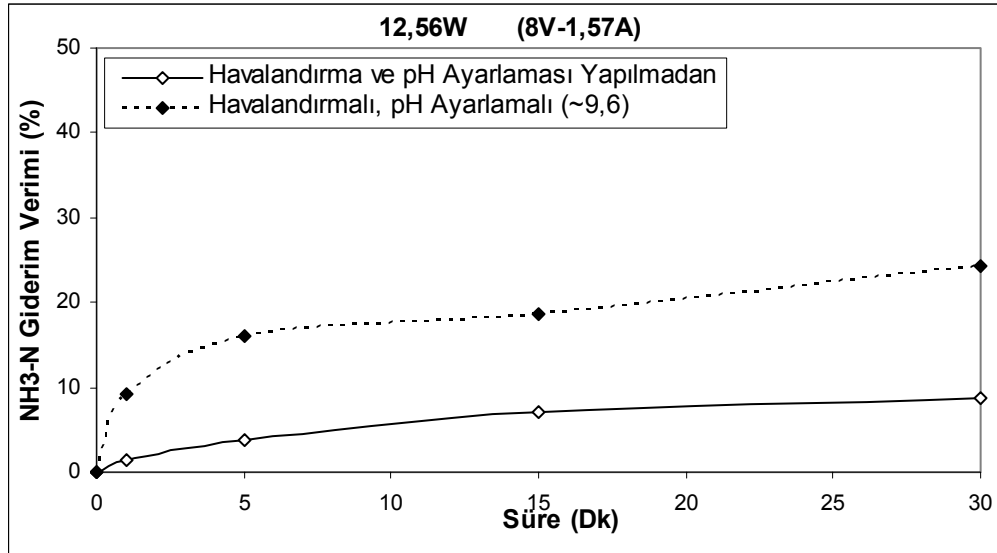
Karıştırmanın etkisiyle amonyak formuna dönüşen azotlu bileşiklerin ortamdan ayrılması daha kolay gerçekleşmiştir. Diğer çalışma ile arasında çok yüksek bir farkın olmamasının nedeni ise elektrokimyasal reaktörlerde herhangi bir karıştırma olmasa dahi elektrotların yüzeyinde oluşan reaksiyonlarla belli bir gaz çıkışı gözlenir. pH'ın yükselmesi sonucu amonyak formuna geçen azotlu bileşiklerin atmosfere geçişi bu gaz çıkışı ile birlikte kısmen de olsa gerçekleşir. Karıştırma uygulandığı takdirde elbette ki verim artacaktır. Yalnız sadece gaz çıkışı bile belli ölçüde amonyakın giderilmesi için yeterlidir. Zaten elde edilen sonuçlarda bu konuyu açıklığa kavuşturacak niteliktedir. Yalnız Şekil 5-28 incelendiğinde karıştırma uygulandığında KOİ giderim veriminin karıştırma uygulanmayan çalışmaya oranla daha düşük verimli sonuçlar elde edilmiştir. Yapılan analizler sonucunda karıştırma uygulandığında %44,1'lük bir KOİ giderimi elde edilirken bu değer karıştırma uygulanmadığı zaman %59,2 seviyelerine yükselmiştir. Bu %15,1'lik giderim farkının birkaç nedeni vardır. İlk olarak karıştırma ile sudaki iyonların hareketi kısmen de olsa engellenebilmektedir. Anot bölgesinden katoda hareket eden bir iyon karıştırma sonucu oluşan vorteks şeklindeki bir hareketten sıyrılarak katoda gitmesi, karıştırma uygulanmayan bir çalışmaya oranla daha uzun sürede gerçekleşir. Bu da reaksiyonların yoğunluğunu etkileyebilmektedir. Bunun diğer bir nedeni ise elektrokoagülasyon sonucu oluşan flokların çökmemesi nedeniyle arıtım ortamında kalmaları gerek iyon hareketlerini yavaşlatabilmektedir. Bir diğer neden ise oluşan flokların çökmemesiyle karıştırmanın etkisi de birleşerek flokların dağılmasına yol açılması olabilir. Tüm bu nedenlerden ötürü karıştırma işlemi elektrokoagülasyon hücresinde uygulanmaması gereken bir işlem olarak karşımıza çıkmaktadır.

Sonuç olarak sızıntı sularında yapılacak olan elektrokimyasal uygulamalarda Amonyak azotu için olsa bile KOİ giderimi açısından karıştırma uygun bir yöntem değildir. Buna alternatif olarak sürekli çalışılan reaktörlerde elektrokimyasal hücrenin çıkışına bir hücre daha konularak burada karıştırma sağlanabilir. Bunun sonucu olarak hem koagülant etki arttırılmış olur hem de elektrokimyasal hücre içerisinde neden olduğu negatif etkiler engellenmiş olur. Numunenin elektrokimyasal hücrede homojen bir karışımla bulunması için ise elektrokimyasal hücre öncesi bir karıştırma uygulanabilir. Nitekim Alinsafi'de yaptığı çalışmada böyle bir uygulama yoluna gitmiştir(Alinsafi vd., 2005).

Elde edilen bu sonuçlardan sonra yapılan çalışmalarda elektrokimyasal hücre içerisinde karıştırma uygulanmamıştır.

5.3.4.3 Havalandırma ile Amonyak Giderimi:

Yapılan çalışmalar incelendiğinde elektrokoagülasyon ile çok sınırlı bir oranda amonyak giderimi gerçekleştirilebilmiştir. Bunun temel nedeni şüphesiz elektrokoagülasyonun temel prensibiyle amonyağın gideriminin mümkün olmamasıdır. Bir koagülant ilavesi ile kimyasal bir çöktürme mantığına dayanan elektrokoagülasyon prosesi ile amonyak azotu giderimi mümkün olmayacaktır. Yalnız elektrokoagülasyonun etkisiyle doğal olarak gerçekleşen pH'nın yükselmesi olayı ve elektrot yüzeylerindeki reaksiyonlar sonucu gerçekleşen gaz çıkışı ile az da olsa bir amonyak giderimi söz konusu olabilmektedir. Yükselen pH'nın kullanılmasıyla elektrokoagülasyonun gerçekleştiği hücrede gaz çıkışını arttırmak amonyak giderim verimini arttırmak anlamına gelebilir. Bu nedenle yaygın olarak kullanılan azot giderim yöntemlerinden biri olan havayla sıyırma prosesinin aynı anda elektrokimyasal hücrede gerçekleştirilmesinin amonyak verimine olan etkisi araştırılmak istenmiştir. Bu amaçla özellikle pH'nın yükseldiği katot bölgesinde bir difüzör yardımıyla hava verilmiştir. pH'nın doğal olarak yükselmesinin yanı sıra 6N NaOH ilavesiyle pH 9,6'nın üstüne çıkarılmıştır. Bu pH'ta havanın da yardımı ile oluşan amonyağın sıyırılması yoluna gidilmiştir. Alüminyum elektrotlarla yapılan bu çalışmada elde edilen sonuçlar Şekil 5-31'de verilmiştir.



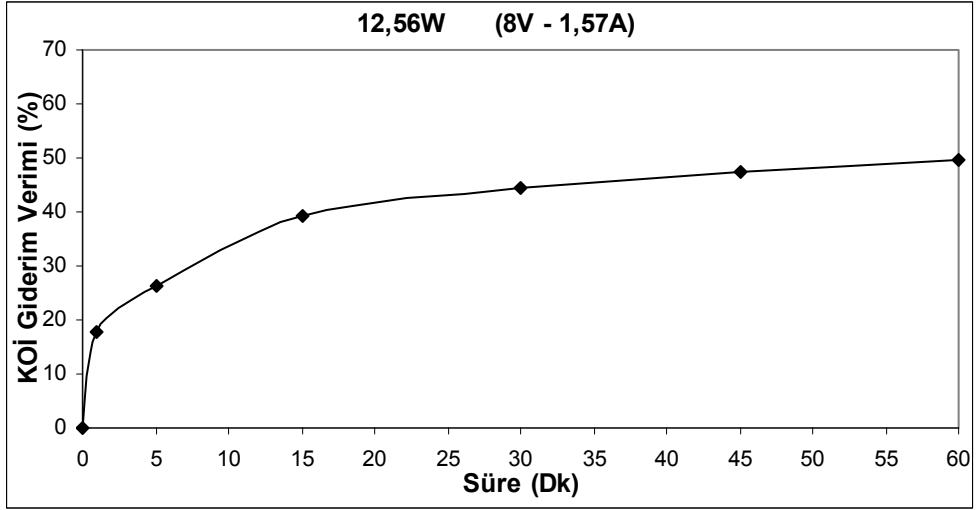
Şekil 5.31 12,56W'lık çalışmada pH ayarlamasının ve havalandırmanın NH₃-N giderimine etkisi

Şekil 5-31 incelendiğinde havalandırma ile yapılacak olan bir uygulamada amonyak gideriminin sağlanabileceği yalnız yüksek bir verim elde edilmesi için daha uzun bir süre ve

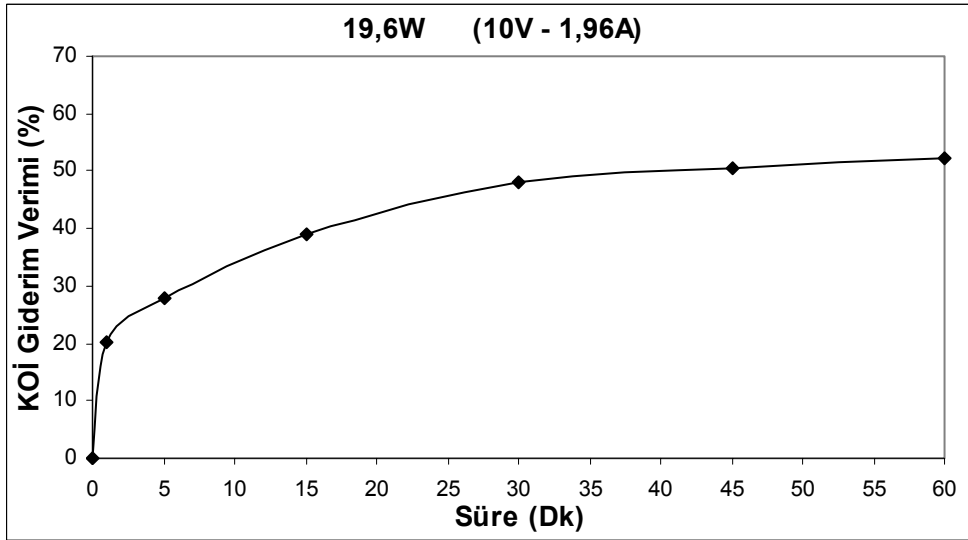
daha fazla miktarda baz ilavesi yapılması gerektiği kanaatine varılmıştır. Yine de 30 dakika gibi kısa bir sürede yapılan arıtım çalışmasıyla normalde %8,8'lik bir giderim sağlanırken pH ayarlaması yapıldıktan sonra ve havalandırmanın da etkisiyle %24,4'lik bir $\text{NH}_3\text{-N}$ giderimi sağlanmıştır. Tüm bu sonuçlar değerlendirildiğinde benzer uygulamalar daha da geliştirilerek kısmi bir azot giderimi sağlanabileceği görüşüne varılmıştır.

5.3.4.4 Optimum Arıtım Süresi

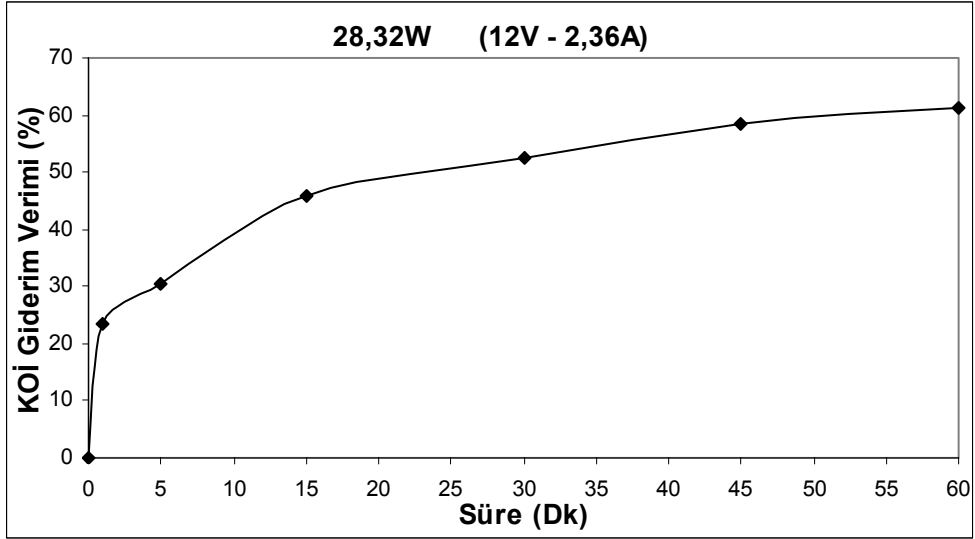
Arıtma metotlarının optimizasyonunda önemli unsurlardan bir diğeri arıtım süresidir. Uzun süreli arıtım etkili olsa bile çok masraflı olabilirken kısa süreli arıtmalar ise etkili verim sağlayamaz. Bunun ara noktası çok iyi tespit edilip uygulanmalıdır. Bu tespit için en iyi yöntem zamana bağlı olarak giderim veriminin grafiğinin çizilip en uygun noktanın belirlenmesi olacaktır. Elektrokoagülasyon prosesi literatürde incelendiğinde kısa süreli bir arıtım yöntemi olduğu görülebilir. Yalnız bu kısa süre sızıntı suyu gibi kompleks bir yapıya sahip atıksular için çok bağlayıcı olmayabilir. Bazı atıksularda birkaç dakika süre sonunda arıtım işi önemli ölçüde bitirilebileceği gibi sızıntı suyu gibi kompleks yapıli atıksularda bu süre daha da uzayabilir. Bunun için dikkat edilmesi gereken en önemli nokta maliyet ve verimin zaman göre değişimidir. Bu nedenle optimum arıtım süresinin belirlenebilmesi için bir çalışma yapılmıştır. Arıtım süresi 1, 5, 15, 30, 45 ve 60 dakika olan farklı setler halinde bir çalışma yapılmıştır. Öncelikle arıtım süresi boyunca EC uygulanmış daha sonra 1 saat kadar kendi halinde çökmeye bırakılmıştır. Bu süre sonunda gerekli analizler yapılarak optimum süre tayin edilmeye çalışılmıştır. Bu amaçla bakılan kirlilik parametreleri diğcr çalışmalarda olduğu gibi KOİ ve $\text{NH}_3\text{-N}$ olarak belirlenmiştir. Farklı elektriksel güç uygulamaları ile yapılan çalışmalar sonucu alüminyum elektrotlarla elde edilen veriler Şekil 5-32, 5-33, 5-34 ve 5-35'de verilmektedir.



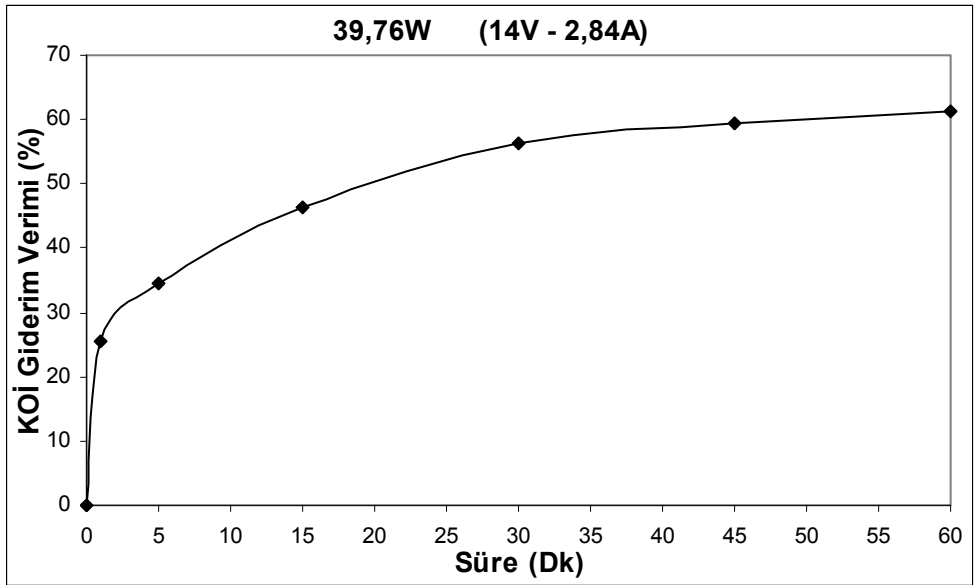
Şekil 5.32 12,56W'lık çalışmada zamana bağlı olarak KOİ giderimi



Şekil 5.33 19,6W'lık çalışmada zamana bağlı olarak KOİ giderimi



Şekil 5.34 28,32W'lık çalışmada zamana bağlı olarak KOİ giderimi



Şekil 5.35 39,76W'lık çalışmada zamana bağlı olarak KOİ giderimi

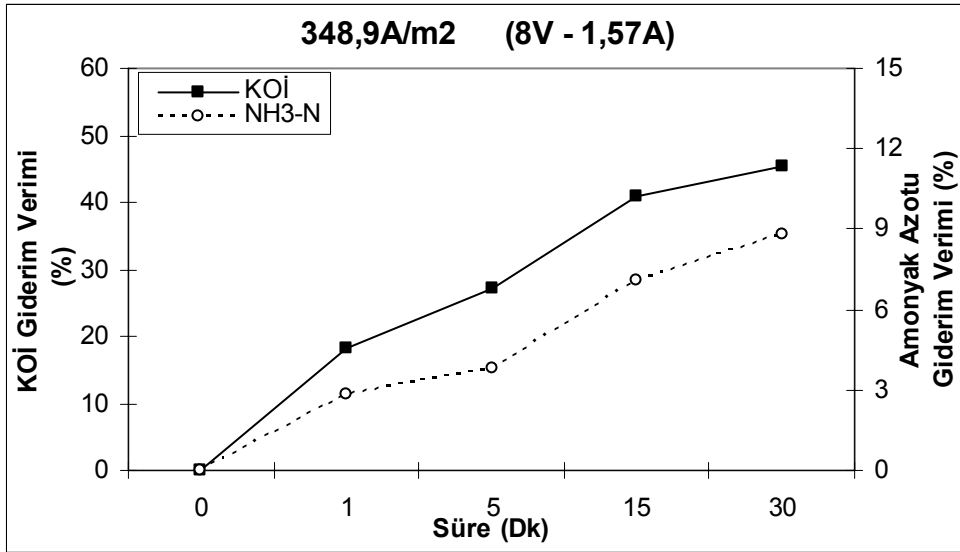
Şekil 5-32, 5-33, 5-34 ve 5-35 incelendiğinde genel olarak artan bir eğri görülmektedir. Bunun nedeni artan zamana bağlı olarak hem atıksuya koagülant girişi olmakta hem de elektriksel akıma bağlı olarak reaksiyonlar sürmektedir. Buna bağlı olarak geçen zaman içerisinde verimin artması beklenen bir olaydır. Yalnız artış eğrisinin azalmaya başladığı nokta optimizasyon için çok önemlidir. Literatürde yapılan bir çalışma incelendiğinde 5 saatlik bir arıtım süresi sonunda sızıntı suyu KOİ'si 10 mg/L'ye kadar indirgemişlerdir. Bu

çalışmada bir elektrokoagülasyon ünitesi, bir adet magnetik ayırıcı ve son olarak bir de elektrokoagülasyon ünitesi mevcuttur. Çalışma incelendiğinde 80A akım altında 5 saatlik bir akım süresi sonunda KOİ'nin 10mg/L mertebelerine indiği belirlenmiştir (Ihara vd., 2004). Yalnız bu uzun üretim süresi ve çok yüksek amper hem maliyet açısından hem de sistemin oluşturacağı yan ürünler (Çamur oluşumu vb.) açısından oldukça sorunlu olabilir. Bu nedenle arıtım süresinin iyi seçilmesi çalışma açısından büyük önem taşır. Şekiller incelendiğinde genel olarak 15. dakikadan itibaren artışın oldukça yavaşladığını görmekteyiz. Örneğin; 39,76W'lık çalışmada 15. dakikada elde edilen verim %46,33 iken aynı, 30. dakika sonunda bu değer %56,25'e ilerlemiştir. Bu noktadan sonra ise 45. dakika da elde edilen verim %59,43 olurken, 1 saatlik bir süre sonunda elde edilen giderim verimi %61,21'dir. Tüm bu değerler karşılaştırıldığında 15. dakika sonunda arıtım bir 45 dakika daha devam ettirilirse yaklaşık %15'lik bir arıtım sağlanacağı belirtilmiştir. Yalnızca %15'lik bir arıtım için 45 dakika arıtım süresini (3 kat daha arttırmak) uzatmak hiçte mantıklı bir çözüm olmayacaktır. Bu nedenle sonuçlar yorumlandığında optimum reaksiyon süresi olarak 15 dakika uygun görülmüştür.

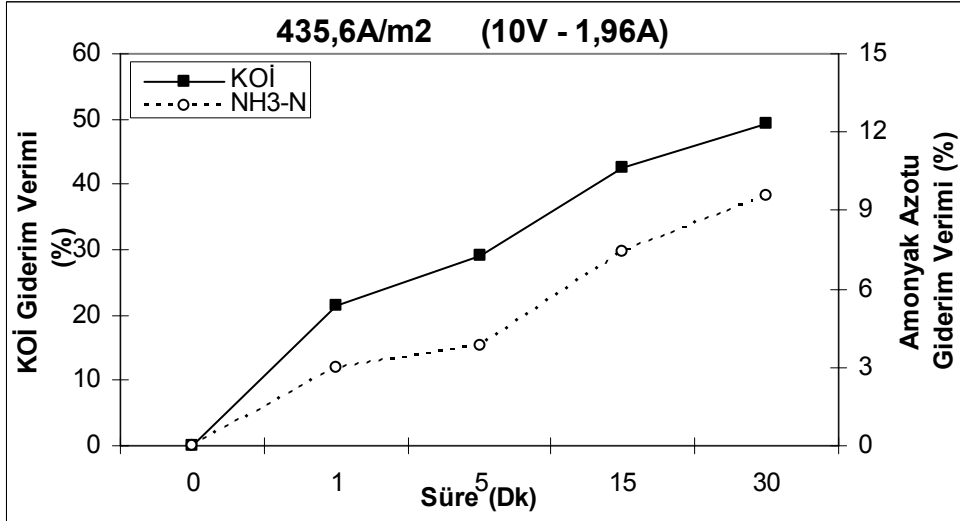
5.3.4.5 Akım Yoğunluğu

Elektrokoagülasyon için en önemli parametrelerden bir diğeri de şüphesiz uygulanacak akım yoğunluğudur. Özellikle direkt olarak maliyete ve verime etki etmesi mühendislik açısından bu parametreyi çok önemli kılmaktadır. Elektrolizdeki akım yoğunluğu, öncelikle elektrotlar arası mesafeye, atıksudaki iletkenliğe, uygulanan elektriksel gerilime ve elektrot yüzey alanına bağlıdır (Chen vd., 2002). Genellikle 5V gibi bir elektriksel gerilim ile arıtım gerçekleştirilebilirken sızıntı suyu kompleks içeriği ile daha yüksek elektriksel gerilimlere ihtiyaç duymaktadır. Bu amaçla ilk olarak çeşitli volt aralıklarında çalıştıktan sonra optimizasyon yapılacak elektriksel gerilim kuvvetleri olarak 8, 10, 12 ve 14V olarak belirlenmiştir. Bu aşamada elektrotlar arası mesafe çok önemlidir. Çalışma süresince elektrotlar arası mesafe 6,5 cm olarak çalışılmıştır. Elektrotlar arası mesafe uygulanan akım değerini etkilediği için çalışma süresince değiştirilmemiştir. Genel olarak elektrokoagülasyonun çalışma prensiplerinde artan akım değerleri arıtım verimlerini arttırdığı gibi arıtım süresini de kısaltabilmektedir. Yalnız uygulanan elektriksel gerilimin yüksek olması bu yöntemi diğer arıtım yöntemlerine göre daha pahalı yapılmaktadır. İşletme maliyetinin düşük olabilmesi için elektrokimyasal proseslerde optimum akım yoğunluğuna karar verilirken kısa sürede maksimum kirletici giderimi dikkate alınır (Rajkumar vd., 2006). Bu amaçla yapılmış olan çalışmada öncelikle uygulanan elektriksel gerilim değerleri, akım yoğunluğuna çevrilmiş olarak ifade edilmektedir. Ayrıca alüminyum elektrot kullanılan

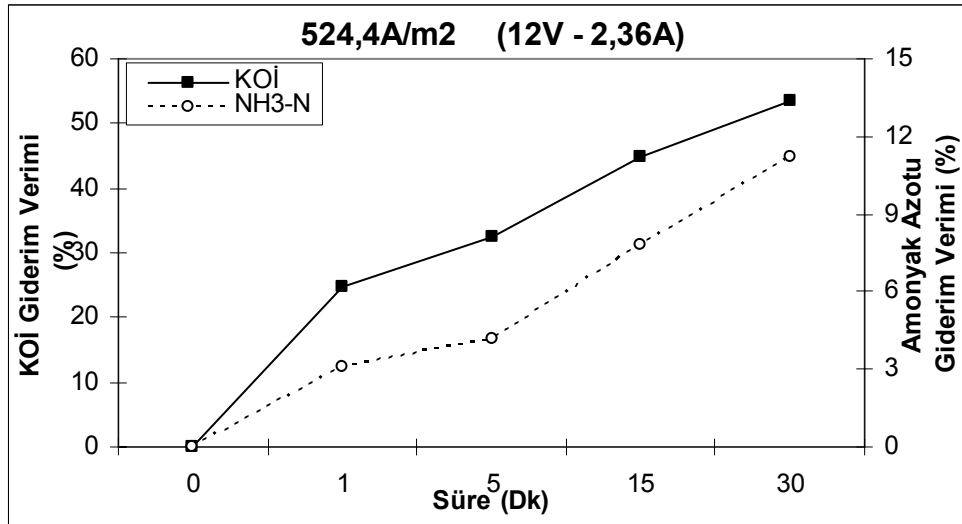
çalışmalarda akım yoğunluğuna bağlı olarak KOİ ve NH₃-N giderim verimleri Şekil 5-36, 5-37, 5-38 ve 5-39’da verilmiştir.



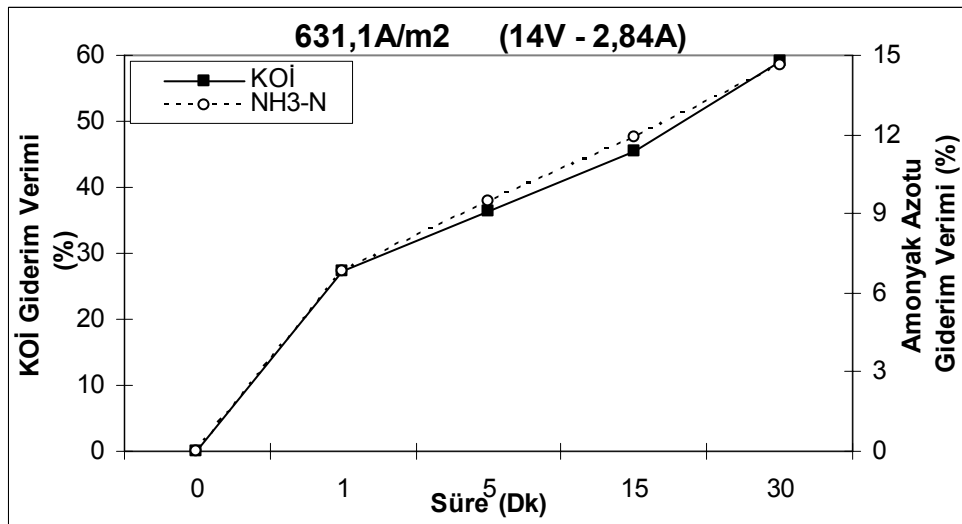
Şekil 5.36 12,56W’lık çalışmalarda zamana bağlı olarak KOİ ve NH₃-N giderimi



Şekil 5.37 19,6W’lık çalışmalarda zamana bağlı olarak KOİ ve NH₃-N giderimi

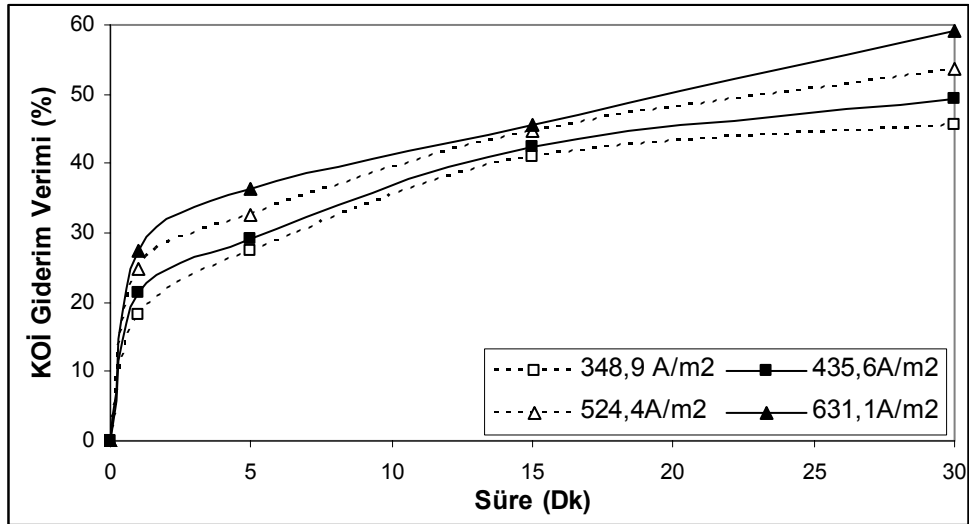


Şekil 5.38 28,32W'lık çalışmalarda zamana bağlı olarak KOİ ve NH₃-N giderimi

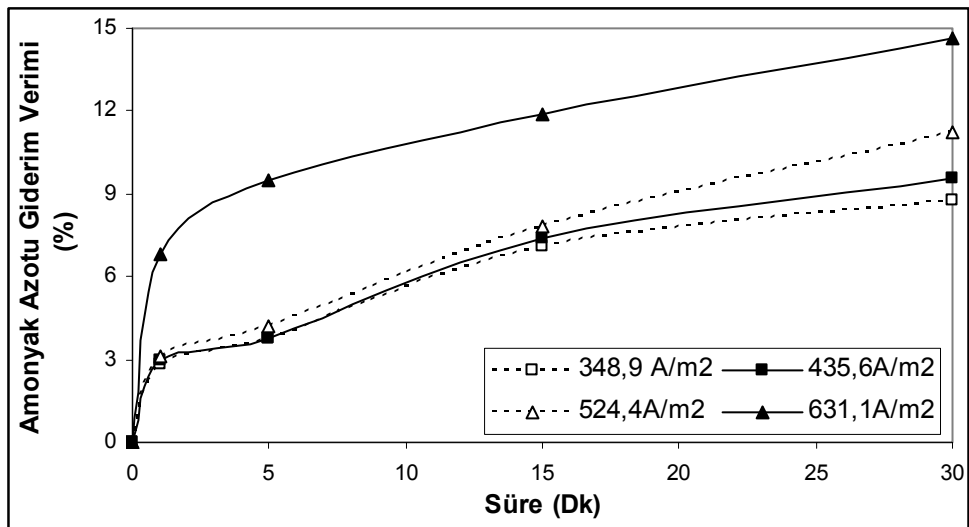


Şekil 5.39 39,76W'lık çalışmalarda zamana bağlı olarak KOİ ve NH₃-N giderimi

Her bir elektriksel güç uygulaması için elde edilen değerler incelendiğinde az çok bir fikir sahibi olursa da tüm elektriksel güç uygulamalarının topluca karşılaştırılması daha iyi bir fikir verecektir. Bu amaçla tüm elektriksel uygulamalar sonucu elde edilen KOİ ve NH₃-N giderim verimlerinin mukayesesi Şekil 5-40'da verilmiştir.



Şekil 5.40 Farklı Elektriksel güç uygulamalarında elde edilen KOİ giderimi



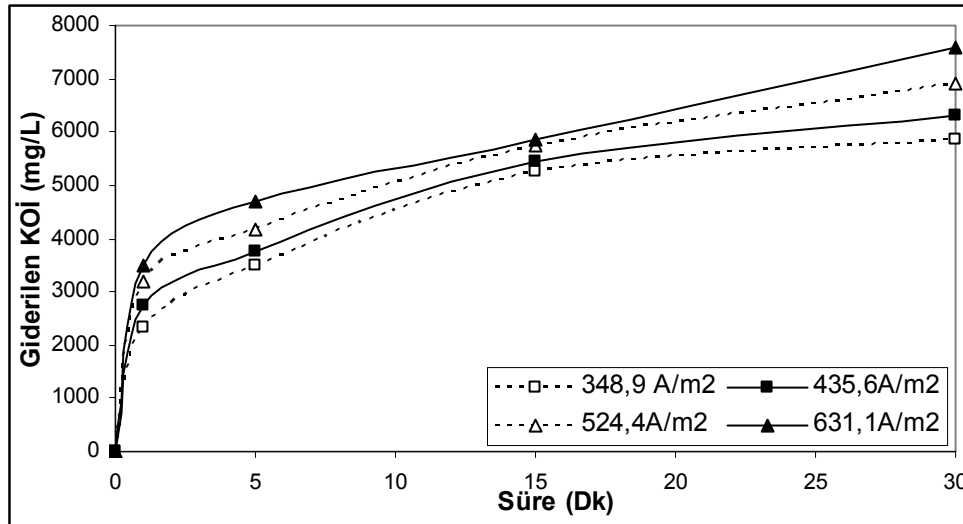
Şekil 5.41 Farklı Elektriksel güç uygulamalarında elde edilen NH₃-N giderimi

Şekil 5-40 ve 5-41 incelendiğinde KOİ ve NH₃-N giderimi için farklı sonuçlar elde edilmiştir. KOİ giderimi için verimler birbirlerine yaklaşık olmakla birlikte maliyet açısından karşılaştırıldıklarında oldukça fark etmektedir. Bu nedenle bu şekillerden yola çıkılarak kesin bir sonuç belirtmek doğru olmaz. Bu yöntem sonrası uygulanacak arıtım tipine bağlı olarak bir yorum getirmek daha mantıklı olur. Bunun nedeni eğer %41'lik (12,56W'lık çalışma, 15.dakika sonunda) bir verim yeterli ise en mantıklısı düşük elektriksel güç ihtiyacı olan

çalışmayı kullanmaktır. Eğer yüksek verim gerekiyor ise 39,76W'lık çalışma kullanılabilir yalnız maliyeti açısından çok uygun olmayabilir. Etkili bir karar verebilmek için ekonomik analiz yapılması gerekmektedir.

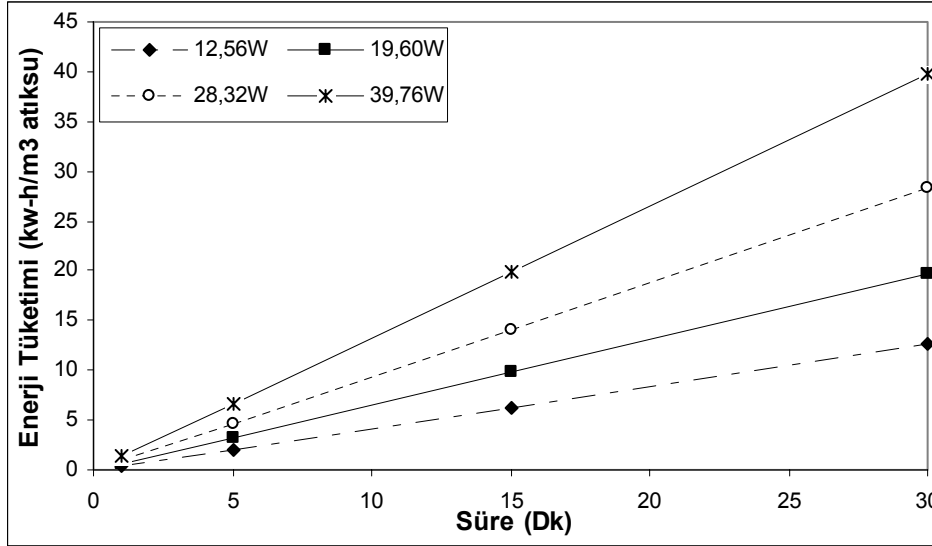
5.3.5 Ekonomik Analiz

Ekonomik analiz amacıyla yapılmış olan çalışmada öncelikle farklı elektriksel gerilim uygulamalarında elde edilen KOİ giderim verimleri ve giderilen KOİ değerleri elde edilmiştir. Bu sonuçlar Şekil 5-42'de verilmektedir. Daha sonra her bir elektriksel gerilim uygulaması için süreye bağlı olarak atıksu miktarı başına ihtiyaç duyulan elektriksel güç belirlenmiştir. Ayrıca giderilen KOİ başına ihtiyaç duyulan enerji miktarı belirlenerek optimum akım yoğunluğu değeri de belirlenmiştir.

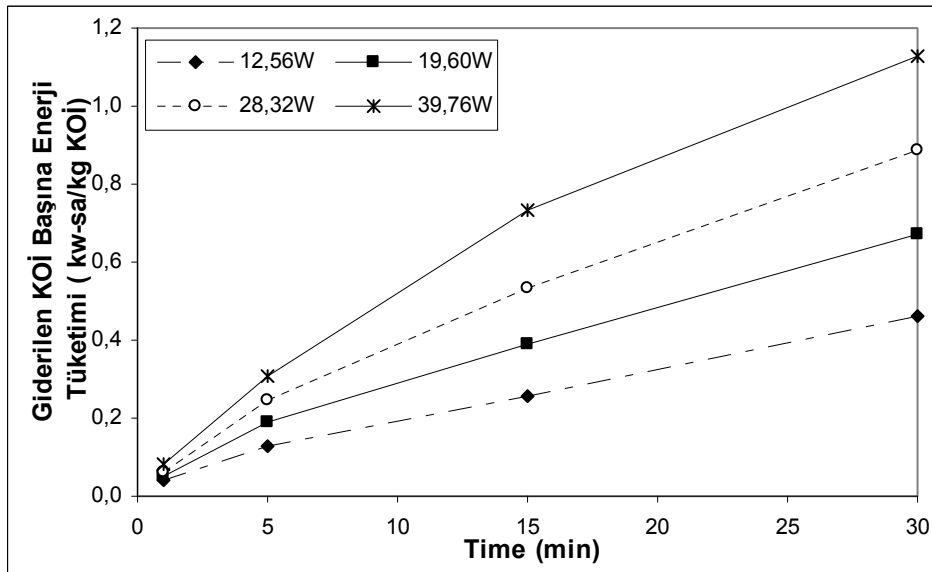


Şekil 5.42 Farklı elektriksel güç uygulamalarında giderilen KOİ miktarı

Şekil 5-42'den görüldüğü üzere elektrokoagülasyonla giderilen KOİ miktarı oldukça yüksektir. Özellikle yarım saatlik bir süre sonunda 7600 mg/L'lik bir KOİ giderimi oldukça yüksek bir değer olarak göze çarpmaktadır. Bir arıtım yönteminin maliyeti büyük önem taşımaktadır. Bu nedenle arıtılan atıksu başına ve giderilen kirletici miktarına bağlı olarak ne kadar enerji tüketildiği bilinmesi gerekir. Bu amaçla yapılan çalışmada elde edilen veriler Şekil 5-43 ve Şekil 5-44'de verilmektedir.

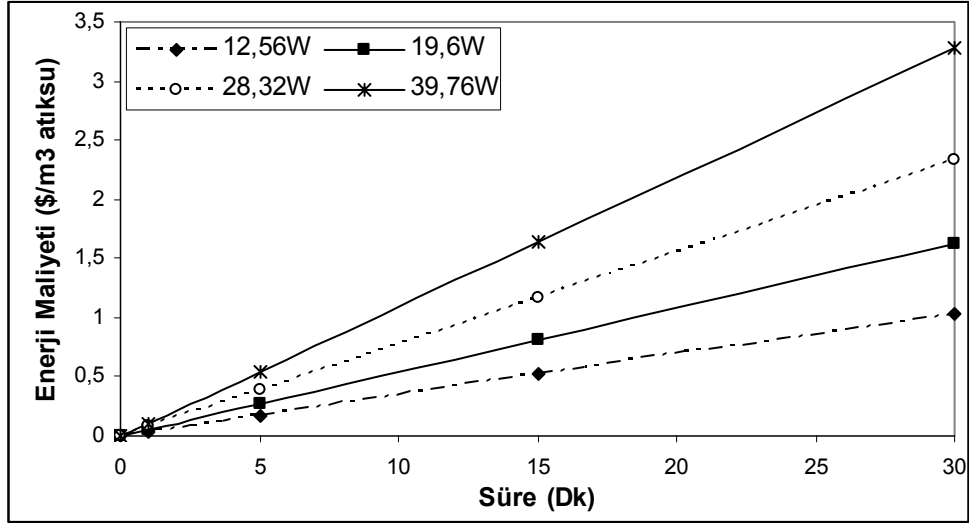


Şekil 5.43 Farklı elektriksel güç uygulamalarında arıtılan atıksu miktarına bağlı olarak enerji tüketimi



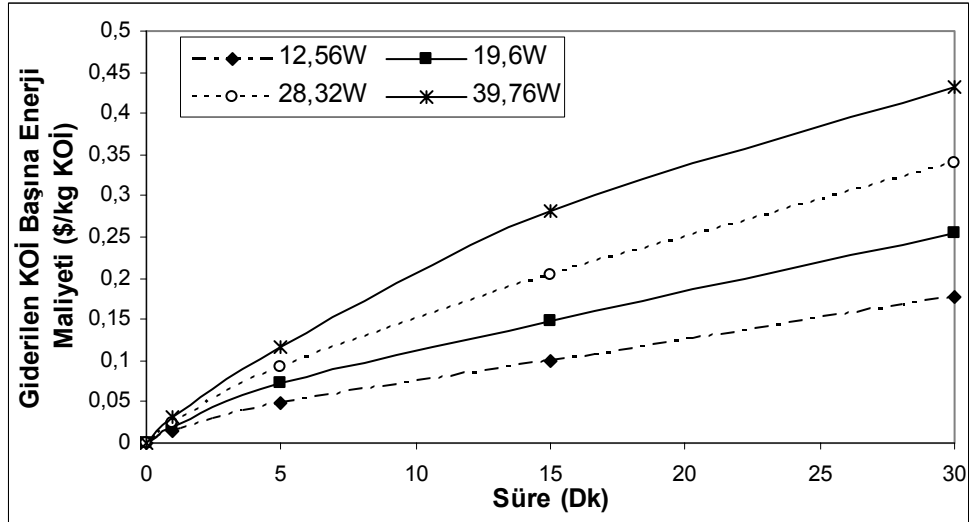
Şekil 5.44 Farklı elektriksel güç uygulamalarında giderilen KOİ başına enerji tüketimi

Arıtılacak her m^3 atıksu başına kullanılan enerji miktarının belirlenmesi maliyet açısından çok önemlidir. Bu amaçla Şekil 5-45'de arıtılan m^3 atıksu başına enerji maliyetleri sunulmuştur(tedas.gov.tr).



Şekil 5.45 Farklı elektriksel güç uygulamalarında arıtılan atıksu miktarına bağlı olarak enerji maliyeti

Elektriksel güç uygulamaları arasında fayda–maliyet açısından bir kıyaslama yapılacak olursa giderilen KOİ başına tüketilen enerji miktarının bilinmesi gerekir. Enerji tüketimlerinin belirlenmesindeki en önemli amaç maliyeti belirleyebilmektir. Sızıntı sularının elektrokoagülasyonu sonucunda giderilen KOİ başına oluşacak maliyet Şekil 5-46’te verilmektedir(tedas.gov.tr).



Şekil 5.46 Farklı elektriksel güç uygulamalarında giderilen KOİ miktarına bağlı olarak enerji maliyeti

Şekil 5-45 ve 5-46 incelendiğinde giderilen KOİ başına en yüksek enerji tüketimi ve maliyeti açık farkla 39,76W’lık çalışmadadır. 12,56 W’lık çalışmada 15 dakikalık arıtım süresi

sonunda giderilen KOİ başına tüketilen enerji miktarı 1,19 kw-sa/kgKOİ (Enerji maliyeti 0,10\$/kg KOİ) iken bu değer 39,76W'lık çalışmada 3,40kw-sa/kg KOİ'dir (Enerji maliyeti 0,285\$/kg KOİ). Bu verilerden yola çıkılarak 39,76W'lık çalışmada aynı oranda KOİ giderimi için 2,85 kat maliyete ihtiyaç duyulduğunu görmekteyiz. Bu şekilden görüleceği üzere giderim verimi biraz düşük olsa da maliyet açısından en uygun yöntem 12,56W'lık çalışmadır. Yine de kesin karar arıtım öncesi imkânlar değerlendirilerek yapılmalıdır. Gerek diğer arıtım kademeleri ve gerekse ihtiyaç duyulan verim gibi tüm parametreler belirlendikten sonra en uygun yöntem seçilebilir. Benzer bir ön arıtım maksatlı elektrokimyasal çalışma için ekonomik analiz yapılmaması nedeniyle gerçekçi bir karşılaştırma yapmak mümkün olmamaktadır. Her ne kadar çok farklı olsa da bazı biyolojik arıtım yöntemleriyle de benzer oranda (%55 - %75) KOİ giderimleri için 4-5 \$/m³ atıksu gibi değerlerle karşılaştırılmıştır(istac.com.tr). Bu bağlamda bir ön arıtım olarak ekonomik bir yöntem olduğu söylenebilir.

6. SONUÇLAR

Sızıntı suyu kompleks yapısı ve depo yaşına bağlı olarak karakteristik özelliğinin sürekli olarak değişmesi nedeniyle arıtımı en zor atıksuların başında gelmektedir. Yüksek maliyetin önüne geçebilmek için her geçen gün yeni arıtım uygulamaları sızıntı suyu arıtımı için denenmekte, yeni arayışlara girilmektedir. Özellikle son yıllarda elektrokoagülasyon yöntemi birçok avantajı ile diğer ileri arıtım yöntemlerine göre sıyrılmış durumdadır. Literatürde henüz elektrokoagülasyon yönteminin arıtılabilirliğine ilişkin yeterli sayıda çalışma bulunmamaktadır. Bu nedenle bu çalışmada ileri arıtım tekniklerinden elektrokoagülasyon yöntemiyle sızıntı suyunun ön arıtılabilirliği üzerine bir çalışma yapıp, çeşitli işletme parametreleri üzerinde değerlendirme yapılmıştır. Ayrıca bazı modifikasyonlarla arıtım verimi yükseltilmeye çalışılmıştır.

Sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi kullanılarak arıtılması konusunda yapılan çalışma 500 ml'lik bir reaktörde (cam beher) yapılmıştır. Yapılan çalışmada elektrokoagülasyon için başlıca işletme şartları üzerinde (elektrot tipi, reaksiyon süresi, akım yoğunluğu vb.) optimizasyon yapıldı ve sonuçlar ekonomik analize tabi tutulmuştur. Bunun yanı sıra bazı uygulamalar ile (Karıştırma, havalandırma, pH ayarlama vb.) KOİ ve NH₃-N parametreleri üzerinde giderim verimi arttırılmaya çalışılmıştır. Ayrıca yapılan pH, sıcaklık ve iletkenlik ölçümleri ile de reaksiyonların etkileri üzerinde tahminler yapılmıştır.

Elektrot tipi seçiminde, elektrokoagülasyon prosesi üzerinde çalışmalar yapıldığı için aynı şartlar altında demir ve alüminyum elektrotlar değerlendirmeye tabii tutuldu. Yapılan analizler sonucunda (12,56W) alüminyum elektrotla uygulanan çalışmalarda KOİ bazında %45,5 gibi bir verim elde edilirken aynı şartlar altında demir elektrotla yapılan çalışmada elde edilen verim %34,1'dir. Farklı bir akım (39,76W) altında yapılan çalışmalarda ise alüminyum elektrot uygulanan çalışmada %59,1 gibi bir verim elde edilebilirken demir elektrot kullanılan çalışmalarda %42,3 gibi bir verim elde edilebilir. Maliyet açısından büyük bir fark olmadığı da göz önüne alındığında giderme verimi bakımından alüminyum elektrot demir elektroda oranla çok daha avantajlıdır.

Elektrokoagülasyon prosesi için bir diğer önemli parametre reaksiyon süresidir. Kirlilik potansiyeline göre farklı sürelerde arıtım gerçekleştirse bile elektrokoagülasyonda genel olarak arıtım kısa sürelerde gerçekleşmektedir. Sızıntı suyunun kompleks yapısı nedeniyle bu süre biraz daha uzamaktadır. Uzun süre arıtmaya maruz kalması maliyet açısından sorun teşkil edeceği için optimum reaksiyon süresinin saptanması çok önemlidir. Bu amaçla yapılan

Çalışmalarda 15. dakika sonunda %46,3'lük bir KOİ giderim verimi sağlanırken 30. dakika sonunda bu değer %56,3, 45. dakika sonunda bu değer %59,4 ve 60. dakika sonunda bu değer %61,2 olarak belirlendi. Bu değerler dikkate alındığında 15. dakika sonunda artışın azaldığı gözlemlenmiş ve bu nedenle optimum süre 15 dakika olarak belirlenmiştir.

Elektrokimyasal arıtlımlarda genel olarak en önemli parametrelerden biri şüphesiz uygulanan elektriksel gerilim, ya da maruz bırakılan akımdır. Elektrokoagülasyonda akımı arttırmak verimi arttırabileceğı gibi suya daha fazla koagülant madde geçişini tetikler. Bunun sonucu olarak çamur miktarı artmaktadır. Önemli olan en az çamurla en yüksek verimi elde etmektir. Bir diğer kıstas ise maliyettir. Yapılan ekonomik analiz sonucu giderilen KOİ başına tüketilen enerji miktarları ile ilgili elde edilen değerlere bakıldığında optimum arıtım süresi olan 15 dakikalık bir arıtım süresi sonunda 12,56W'lık çalışmada 1,19kw-sa/kgKOİ gerekirken, 19,60W için bu değer, 1,80 kw-sa/kgKOİ mertebelerindedir. Yine aynı şekilde 28,32W için bu değer 2,46 kw-sa/kgKOİ iken 39,76W'lık uygulama için 3,40 kw-sa/kgKOİ'dir. Tüm bu değerler karşılaştırıldığında 12,56W'lık çalışma en ekonomik görünmekle birlikte 39,76W'lık çalışmaya oranla 2,86 kat ($3,40/1,19$) daha ekonomiktir. Bu açıdan dikkate alındığında 12,56W'lık alışma (8V-1,57A) en uygun akım değeridir. Yalnız arıtlımda bir diğer önemli kıstas ihtiyaç duyulan verimdir. Bu açıdan dikkate alındığında 12,56W'lık çalışma ile KOİ bazında %40,9 gibi bir giderim verimi elde edilebilirken bu değer 39,76W'lık çalışma için %45,5 seviyelerindedir. Arada belirli bir verim farkı söz konusudur. Bu nedenle uygun akım değerliğı uygulanacak sistemin ihtiyaçlarına göre belirlenmelidir diyebiliriz.

Yapılan çalışmada tamamıyla optimizasyon ve ekonomik analiz çalışması yanı sıra bazı verimi arttırma çalışmaları da yapılmıştır. Bu aşamada karıştırmanın olası etkisi ve havalandırma ile beraber pH ayarlamasının amonyak giderimine etkisi belirlenmiştir. Karıştırmanın denendiğı çalışmada elektrokimyasal hücreye arıtım esnasında manyetik karıştırıcı yardımıyla karıştırma uygulanmıştır. Karıştırmanın etkisi incelenirken KOİ ve amonyak azotu parametrelerinden faydalanılmıştır. Karıştırma yapılan çalışmada 30 dakikalık süre sonunda %44,13'lük bir KOİ giderim verimi elde edilirken %10,71 lik bir amonyak azotu giderimi saptanmıştır. Buna rağmen karıştırma uygulanmayan çalışmada ise %59,22'lik bir KOİ giderimi sağlanırken %8,75'lik bir Amonyak azotu giderimi gözlenmiştir. Dikkat edildiğinde her iki parametre için farklı sonuçlar çıkmıştır. Yalnız genel olarak amonyak azotunun giderim verimi çok düşük olduğı için ve sızıntı suyunda asıl giderilmesi düşünölen parametre KOİ olduğı için, bu çalışmada KOİ baz alınmıştır. Bu nedenle karıştırma uygulamamanın daha verimli olacağı görüşüne varılmıştır.

Bir diğerk çalışmada ise havalandırma ve pH ayarlaması yapılmasının amonyak azotu giderim verimini ne ölçüde etkileyeceğı belirlenmiştir. Bu amaçla çalışma öncesi pH 9,6'nın üzerine getirilerek (pH>9,6 'da amonyum iyonları amonyak formuna dönüşür) çalışma sonuna kadar havalandırma uygulanmıştır. PH vasıtasıyla amonyak formuna dönüşen bileşiklerin havalandırma ile ortamdan uzaklaştırılması amaçlanmıştır. Bu amaçla yapılan çalışmada elde edilen sonuçlara göre havalandırma ve pH ayarlaması yapıldığında %24,4'lik bir amonyak giderimi söz konusu olurken bu değerk hiçbir ayarlama yapılmadığı takdirde %8,8'de kalmaktadır. Verimin bu tip bir uygulama ile yaklaşık 3 kat artması iyi bir gelişmedir. Bu havalandırma uygulaması biraz daha devam ettiği takdirde verim daha da arttırılabilmektedir. Amonyak giderimini de daha iyi ölçüde sağlamak istiyorsak difüzörler ile hava ilavesine devam edebiliriz.

Sonuç olarak tüm bu çalışmalar irdelendiğinde elektrokoagülasyonun sızıntı suyunun nihai arıtımından çok bir ön arıtımın sağlayabileceğı sonucuna varılmıştır. Zaten bu kadar kısa bir sürede tek bir yöntemle sızıntı suyunu tam anlamıyla arıtmak günümüz teknolojisinde mümkün değildir. Yine de 15 dakikalık bir süre sonunda farklı akım yoğunluklarında 12860 mg/L KOİ içeren bir sızıntı suyunu %40,9 - 45,5 oranında arıtabilmek ve 2240 mg/L amonyak azotu içeren bir sızıntı suyunu %7,1 - 11,9 oranında arıtabilmek mümkündür.

KAYNAKLAR

- Akbaş İ., (2006), “Membran teknolojisi ile tekstil atıksuyunun geri kazanımı”, İTÜ 10. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, İstanbul.
- Akbulut H. Y., (2000), “Siyanür ve krom(VI) içeren galvanik atıksuların elektrokimyasal yöntemler kullanılarak arıtılması”, GYTE-MFBE.
- Altınbaş M., Yangin C., Ozturk I., (2002), “Struvite precipitation from anaerobically treated municipal and landfill wastewaters”, *Water Science and Technology* 46-9, 271-278.
- Alinsafi A., Khemis M., Pons M. N., Leclerc J. P., Yaacoubi A., Benhammou A., Nejmeddine A., (2005), “Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater”, *Chemical Engineering and Processing* 44, 461-470.
- APHA, AWWA, and WPCF. (1995), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th Ed., Washington, DC.
- Bayramoglu M., Kobya M., Eyvaz M., Senturk E., (2006), “Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewtaer”, *Separation and Purification Technology* 51, 404-408.
- Bejankiwar R. S., (2002), “Electrochemical treatment of cigarette industry wastewater: feasibility study”, *Water Research* 36, 4386-4390.
- Bektaş N., Akbulut H., Inan H., Dimoglo A., (2004), “Removal of phosphate from aqueous solutions by electro-coagulation”, *Journal of Hazardous Materials*, 106B, 101-105.
- Bilgili M. S., (2005), “Katı atık düzenli depo sahalarında atıkların aerobik ve anaerobik ayrışması üzerine sızıntı suyu geri devrinin etkileri”, YTÜ-FBE.
- Calli B., Tas N., Mertoglu B., Inanc B., Ozturk I., (2003), “Molecular analysis of microbial communities in nitrification and denitrification reactors treating high ammonia leachate”, *Journal of Environmental Science and Health A38-10*, 1997-2007.
- Calvo L. S., Leclerc J.P., Tanguy G., Cames M.C., Paternotte G., Valentin G., Rostan A., Lapique F., (2002), “An Electrocoagulation unit fort he purification of soluble oil wastes of high COD”, *Environmental Progress* 22, 57-65.
- Can O. T., Kobya M., Demirbas E., Bayramoglu M., (2006), “Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation”, *Chemosphere* 62, 181-187.
- Chen X., Chen G., Yue P.L., (2002), “Investigation On The Electrolysis Voltage Of Electrocoagulation”, *Chemical Engineering Science* 57, 2449-2455.
- Chen G., (2004), “Electrochemical Technologies in wastewater treatment”, *Separation and Purification Technology* 38, 11-41.
- Chmielewski A. G., Urbański, Migdal W., (1997), “Separation Technologies for metals recovery from industrial wastes”, *Hydrometallurgy* 45, 333-344.
- Cossu R., Polcaro A. M., Lavagnolo M. C., Mascia M., Palmas S., Renoldi F., (1998), “Electrochemical treatment of landfill leachate: oxidation at Ti/PbO₂ and Ti/SnO₂ anodes”, *Environmental Science and Technology* 32, 3570-3573.

- ÇB, (2002), “Düşük ve Yüksek Bütçeli Belediyeler için Katı Atık Depolama Sahalarının Standart Olarak Planlanması ve Tasarımı Raporu, Çevre Bakanlığı
- Daneshvar N., Oladegaragoze A., Djafarzadeh N., (2006), “Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters”, *Journal of Hazardous Materials* 129, 1-3, 116-122.
- Deng Y., Englehardt J. D., (2006), “Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment”, *Waste Management (Basım aşamasında)*
- Ebin G. C., (2004), “Katı atık depo sahalarının rehabilitasyonu”, YTÜ – FBE.
- Feng C., Sugiura N., Shimada S., Maekawa T., (2003), “Development of a high performance electrochemical wastewater treatment system”, *Journal of Hazardous Materials B103*, 65-78.
- Francesco M., Costamagna P., (2004), “On the design of electrochemical reactors for the treatment of polluted water”, *Journal of Cleaner Production* 12, 159-163.
- Golder A. K., Samanta A. N., Ray S., (2006) “Anionic reactive dye removal from aqueous solution using a new adsorbent-Sludge generated in removal of heavy metal by electrocoagulation”, *Chemical Engineering Journal (Basım aşamasında)*
- Gotsi M., Kalogerakis N., Psillakis E., Samaras P., Mantzavinos D., (2005), “Electrochemical oxidation of olive oil mill wastewaters”, *Water Research* 39, 4177-4187.
- Gönüllü M. T., Baştürk A., San H. A., (1986), “Sızıntı suyu problemi bakımından İstanbul katı atık depo yerlerinin incelenmesi”, *Çevre’86 Sempozyumu, İzmir.*
- Gönüllü M. T., Baştürk A., (1987), “Katı atıklardaki organik maddelerin sızması”, *Çevre’87 Sempozyumu, İzmir.*
- Gönüllü M. T., Baştürk A., (1988), “Katı atık depo yerlerinde oluşan sızıntı suyu inorganik kirlenme özelliklerinin zamanla değişiminin modellenmesi”, *7. Türk-Alman Çevre Mühendisliği Sempozyumu’88*, 221-237.
- Gönüllü M. T., (1993), “Farklı yaşlardaki sızan sızıntı sularının fizikokimyasal olarak arıtılması”, *Türk Devletleri Arasında 2. İlmi İşbirliği Konferansı*, 247-250, Almaata – Kazakistan.
- Gönüllü M.T., (2004), “Endüstriyel Kirlenme Kontrolü”, *Cilt 1, Birsen Yayınevi*, 133-171, İstanbul.
- Heyer K. U., Erdin E., Tokgöz S., (1999), “Deponi Sızıntı Sularının Arıtma Teknikleri ve Örnek Tesisler”, *III. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi.*
- Holt P. K., Brton G. W., Mitchell C. A., (2005), “The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology”, *Chemosphere* 59, 355-367.
- Ihara I., Kanamura K., Shimada E., Watanabe T., (2004), “High Gradient Magnetic Separation Combined With Electrocoagulation and Electrochemical Oxidation for the Treatment of Landfill Leachate”, *Ieee Transactions On Applied Superconductivity* 14-2, 1558-1560.
- Inan H., Dimoglo A., Şimşek H., Karpuzcu M., (2004), “Olive oil mill wastewater treatment by means of electro-coagulation” *Separation and Purification Technology* 36, 23-31.
- Kabdaslı I., Tünay O., Öztürk İ., Yılmaz S., Arıkan O., (2000), “Ammonia removal from

young landfill leachate by magnesium ammonium phosphate precipitation and air stripping”, *Water Science and Technology* 41-1, 237-240.

Kanat G., Demir A., (1997), “Sızıntı suyu arıtım yöntemleri ve Kömürcüoda Katı Atık Depo Sahası anaerobik arıtma deney çalışması”, Türkiye’de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu, Kocaeli.

Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, 1991

Kobyas M., Hiz H., Senturk E., Aydiner C., Demirbas E., (2006), “Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation”, *Desalination*, 190, 201-211.

Kobyas M., Demirbas E., Can O. T., Bayramoglu M., (2006), “Treatment of levafix orange textile dye solution by electrocoagulation”, *Journal of Hazardous Materials*, B132, 183-188.

Koparal A. S., Ogutveren B. U., (2002), “Removal of nitrate from water by electrocoagulation”, *Journal of Hazardous Materials* 89-1, 83-94.

Kurt U., (2000), “Sızıntı sularının demir katalizli hidrojen peroksit oksidasyonu ile arıtılabilirliğinin araştırılması”, YÜ-FBE.

Lai C.L., Lin S. H., (2003), “Electrocoagulation of chemical mechanical polishing (CMP) wastewater from semiconductor fabrication”, *Chemical Engineering Journal* 95, 205-211.

Larue O., Vorobiev E., Vu C., Durand B., (2003), “Electrocoagulation and coagulation by iron of latex particles in aqueous suspensions”, *Separation and Purification Technology* 31, 177-192.

Mertoğlu B., Çallı B., Taş N., Aksu D., Konukçu M., Erdoğan E., İnanc B., (2000), “Yüksek Amonyak İçeren Katı Atık Depo Sahası Sızıntı Sularında Biyolojik Azot Giderimi”, *Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi*, 10(2), 37-43.

Murugunathan M., Raju G. B., Prabhakar S., (2004), “Removal of sulfide, sulfate and sulfite ions by electro coagulation”, *Journal of Hazardous Materials*, B109, 37-44.

Mazlum S., Tokgöz S., (1996), “Deponi alanlarından kaynaklanan sızıntı sularının arıtılması”, I. Uludağ Çevre Mühendisliği Sempozyumu, Bursa.

Mollah M. Y. A., Schennach R., Parga J. R., Cocke D. L., (2001), “Electrocoagulation (EC) – science and application”, *Journal of Hazardous Materials* B84, 29-41.

Ozturk I., Altınbaş M., Koyuncu I., Arıkan O., Yangin C. G., (2003), “Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates”, *Waste Management* 23, 441 – 446

Ozturk T., Veli S., Dimoglo A., Oncel S., Ayberk S., (2005), “İzaydaş depo alanı sızıntı suyunun elektrokoagülasyon yöntemiyle arıtımı ”, 3. Ulusal Katı Atık Kongresi, İzmir.

Öztürk İ., Altınbaş M., Arıkan O., (1999), “Katı atık sızıntı suyu kirliliğinin boyutları ve arıtma teknikleri”, *Kent Yönetimleri, İnsan ve Çevre Sorunları Sempozyumu’99*, 393-403, İstanbul.

Panizza M., Cerisola G., (2003), “Electrochemical processes for wastewater treatment”, *ICheaP-6*, Pisa, 895-900.

Rajkumar D., Palanivelu K., (2004), “Electrochemical treatment of industrial wastewater”, *Journal of Hazardous Materials* B113, 123-129.

Reinhart R. D., Grosh C. J., (1998), Analysis of Florida MSW landfill leachate quality”, Solid and Hazardous Waste Management, Report, #97-3.

Sayiner G., (2003), “Borlu atıksuların elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılabilirliğinin incelenmesi”, GYTE-MFBE

Şahin T. İ., Öncel M. S., “Gebze Katı Atıklarının Dökümden Önce ve Sonra Oluşan Sızıntı Sularının karakteristiklerinin belirlenmesi”, 3. Ulusal Katı Atık Kongresi, İzmir.

Tchobanoglous G., Theisen H., Vigil S. A., (1993), “Integrated solid waste management”, 418.

Tekin U. F., (2000), “İzaydaş Deponi alanlarında oluşan sızıntı sularının incelenmesi ve arıtımı”, GYTE-MFBE.

Timur H., Öztürk I., (1997), “Anaerobic treatment of sequencing batch reactor and hybrid bed fitler”, Water Science and Technology 36-6-7, 501-508.

Timur H., Öztürk I., (1999), “Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate”, Waster Research 33-15, 3225-3230.

Tsai C. T., Lin S. T., Shue Y. C., Su P. L., (1997), “Electrolysis of soluble organic matter in leachate from landfills”, Water Research, 31-12, 3073-3081.

Vlyssides A.G., Karlis P. K., Rori N., Zorpas A. A., (2002), “Electrochemical treatment in relation pH of domestic wastewater using Ti/Pt electrodes”, Journal of Hazardous Materials B95, 215-226.

Xu X., Zhu X., (2004), “Treatment of refractory oily wastewater by electro-coagulation process”, Chemosphere 56, 889-894.

Yalmaz ve Öztürk, (2001), “Biological ammonia removal from anaerobically pre-treated landfill leachate in sequencing batch reactors(SBR)”, Water Science and Technology 43-3, 307-314.

Yangin C., Yılmaz S., Altınbas M., Ozturk I., (2002), “A new process fort he combined treatment of municipal wastewaters and landfill leachates in coastla areas”, Water Science and Technology 46-8, 111-118.

Yıldız Ş., (2005), “Sızıntı Suyu Yönetimi”, Seminer, YTÜ, İstanbul.

Yılmaz C., Özer Z., Kumbur H., (2001), “Mersin Büyükşehir Belediyesi Katı Atık Depolama Alanı Sızıntı Sularının Kimyasal ve Ağır Metal İçerikleri Bakımından Araştırılması”, IV. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, 585-590.

İnternet Kaynakları

<http://www.istac.com.tr/>

<http://www.tedas.gov.tr/>

ÖZGEÇMİŞ

Doğum tarihi 18.05.1983

Doğum yeri Trabzon

Lise 1996-1999 Esenler İbrahim Turhan Lisesi

Lisans 2000-2004 Ondokuz Mayıs Üniversitesi Mühendislik Fak.
Çevre Mühendisliği Bölümü

Yüksek Lisans 2004-2006 Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Bölümü

Çalıştığı kurumlar

2005-Devam ediyor YTÜ İnşaat Fakültesi Araştırma Görevlisi