

**YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**SIZINTI SULARININ ELEKTRODİYALİZ ÖNCESİ
ELEKTROKOAGÜLASYONLA ARITIMININ
İNCELENMESİ**

Çevre Mühendisi Harun Akif KABUK

**FBE Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında
Hazırlanan**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Yaşar AVŞAR (YTÜ)

İSTANBUL, 2010

İÇİNDEKİLER

Sayfa

İÇİNDEKİLER.....	ii
KISALTIMA LİSTESİ.....	iv
ŞEKİL LİSTESİ.....	v
ÇİZELGE LİSTESİ.....	vi
ÖNSÖZ.....	vii
ÖZET	viii
ABSTRACT	ix
1. GİRİŞ.....	1
2. SIZINTI SUYU	3
2.1. Sızıntı Sularının Genel Özellikleri	3
2.2. Sızıntı Sularının Oluşumu	5
2.3. Sızıntı Suyu Oluşmasını Etkileyen Faktörler	6
2.4. Sızıntı Suyu Miktarının Hesaplanması	7
2.5. Sızıntı Sularının Kirletici Özellikleri.....	8
2.6. Ülkemizde Sızıntı Sularının Yönetimi	10
3. SIZINTI SULARININ ARITILMASI	13
3.1. Sızıntı Sularının Depo Sahasına Geri Devir Ettirilmesi	15
3.2. Biyolojik Arıtma Yöntemleri	16
3.2.1. Aerobik Biyolojik Arıtım	16
3.2.2. Anaerobik Biyolojik Arıtım	18
3.3. Sızıntı Sularının Membran Sistemleri ile Arıtılması	19
3.4. Sızıntı Sularının Kimyasal Yöntemlerle Arıtılması	20
3.5. Sızıntı Sularının Fizikokimyasal Yöntemlerle Arıtılması	21
3.5.1. Amonyak Sıyırma.....	21
3.5.2. Pıhtılaştırma-Yumaklaştırma ve Çöktürme	21
3.6. Arıtma Yöntemlerinin Karşılaştırılması	22
3.7. İstanbul’da Sızıntı Suyunun Arıtılmasına Bir Örnek	24
4. SIZINTI SULARININ ELEKTROKOAGÜLASYON YÖNTEMİYLE ARITILMASI	25
4.1. Sızıntı Sularının Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Arıtılmasında Örnek Çalışmalar...28	
5. DENEYSEL ARAŞTIRMA	30
5.1. Materyal ve Metotlar	30
5.2. Deneysel Çalışmalar ve Sonuçları	34
5.2.1. KOİ Giderimi.....	34
5.2.2. TOK Giderimi	35
5.2.3. TN Giderimi	37
5.2.4. TKN Giderimi	38

5.2.5. Amonyak Azotu Giderimi	40
5.2.6. TP Giderimi	41
5.2.7. Ortofosfat Giderimi	43
5.2.8. AKM Giderimi	44
5.3. Elektrokoagülasyon Yönteminin Optimizasyonu.....	45
5.3.1. EK Prosesiyle KOİ Gideriminin Optimizasyonu	47
5.3.2. EK Prosesiyle TOK Gideriminin Optimizasyonu	51
5.3.3. EK Prosesiyle TN Gideriminin Optimizasyonu	54
5.3.4. EK Prosesiyle TKN Gideriminin Optimizasyonu	59
5.3.5. EK Prosesiyle NH ₃ -N Gideriminin Optimizasyonu	63
5.3.6. EK Prosesiyle TP Gideriminin Optimizasyonu.....	66
5.3.7. EK Prosesiyle PO ₄ -P Gideriminin Optimizasyonu	71
5.3.8. EK AKM Gideriminin Optimizasyonu	75
6. SONUÇLAR.....	80
KAYNAKLAR.....	81
ÖZGEÇMİŞ.....	85

KISALTMA LİSTESİ

AKM	Askıda Katı Madde
ED	Elektrodiyaliz
EK	Elektrokoagülasyon
KK	Kimyasal Koagülasyon
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
NH ₃ -N	Amonyak Azotu
PO ₄ -P	Fosfat Fosforu
TKN	Toplam Kjeldahl Azotu
TN	Toplam Azot
TOK	Toplam Organik Karbon
TP	Toplam Fosfor

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2.1 Katı Atık Bileşenleri ve Sızıntı Suyu Oluşum Aşamaları (Özkaya, 2004)	3
Şekil 3.1 Sızıntı Sularının Arıtım Metotları (İlhan, 2006)	14
Şekil 3.2 Membran çeşitleri ve etkili oldukları parametreler (Akbaş, 2006)	20
Şekil 5.1 Yapılacak çalışmanın genel akım şeması	31
Şekil 5.2 Elektrokoagülasyon prosesinin şematik gösterimi	33
Şekil 5.3 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen KOİ giderim verimleri	35
Şekil 5.4 Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TOK giderim verimleri.....	36
Şekil 5.5 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TN giderim verimleri.....	38
Şekil 5.6 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TKN giderim verimleri	39
Şekil 5.7 Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen NH ₃ -N giderim verimleri	41
Şekil 5.8 Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TP giderim verimleri	42
Şekil 5.9 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen PO ₄ -P giderim verimleri	44
Şekil 5.10 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen AKM giderim verimleri.....	45
Şekil 5.11 EK ile KOİ optimizasyonu	49
Şekil 5.12 EK ile TOK giderimi optimizasyonu	53
Şekil 5.13 EK ile TN giderimi optimizasyonu	57
Şekil 5.14 EK ile TKN giderimi optimizasyonu	61
Şekil 5.15 EK ile NH ₃ giderimi optimizasyonu	65
Şekil 5.16 EK ile TP giderimi optimizasyonu	69
Şekil 5.17 EK ile PO ₄ -P giderimi optimizasyonu	73
Şekil 5.18 EK ile AKM giderimi optimizasyonu	77
Şekil 5.19 KOİ giderimi varyans analizi	79
Şekil 5.20 AKM giderimi varyans analizi	79

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 2.1 Sızıntı Suyunun Kimyasal İçeriği (El-Fadel, 1997)	4
Çizelge 2.2 Kömürçüoda ve Odayeri sızıntı sularının karakteristikleri (İSTAÇ, 2006)	11
Çizelge 3.1 Çeşitli arıtma kombinasyonlarının çeşitli parametrelerin giderimindeki etkinliği (Heyer vd. , 1999).....	23
Çizelge 5.1 Bu çalışmada kullanılan sızıntı suyuna ait karakterizasyon	30
Çizelge 5.2 EK ile sızıntı suyunun ön arıtımına ilişkin ön çalışmalar	33
Çizelge 5.3 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen KOİ giderim verimleri	34
Çizelge 5.4 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TOK giderim verimleri	36
Çizelge 5.5 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TN giderim verimleri	37
Çizelge 5.6 Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TKN giderim verimleri	39
Çizelge 5.7 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen NH ₃ -N giderim verimleri	40
Çizelge 5.8 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TP giderim verimleri	42
Çizelge 5.9 Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen PO ₄ -P giderim verimleri	43
Çizelge 5.10 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen AKM giderim verimleri	44
Çizelge 5.11 EK prosesine ilişkin seçilen işletme şartları	46
Çizelge 5.12 EK prosesine ilişkin optimizasyon çalışma seti	46
Çizelge 5.13 EK prosesine ilişkin KOİ optimizasyon çalışmaları	47
Çizelge 5.14 KOİ Giderimi için varyans analizi	50
Çizelge 5.15 EK prosesine ilişkin TOK optimizasyon çalışmaları	51
Çizelge 5.16 TOK Giderimi varyans analizi	53
Çizelge 5.17 EK prosesine ilişkin TN optimizasyon çalışmaları	55
Çizelge 5.18 TN Giderimi için varyans analizi	57
Çizelge 5.19 EK prosesine ilişkin TKN optimizasyon çalışmaları	59
Çizelge 5.20 TKN Giderimi için varyans analizi	61
Çizelge 5.21 EK prosesine ilişkin NH ₃ -N optimizasyon çalışmaları	63
Çizelge 5.22 NH ₃ -N Giderimi için varyans analizi	65
Çizelge 5.23 EK prosesine ilişkin optimizasyon TP çalışmaları	67
Çizelge 5.24 TP Giderimi için varyans analizi	70
Çizelge 5.25 EK prosesine ilişkin PO ₄ -P optimizasyon çalışmaları	71
Çizelge 5.26 PO ₄ Giderimi için varyans analizi	74
Çizelge 5.27 EK prosesine ilişkin AKM optimizasyon çalışmaları	75
Çizelge 5.28 AKM Giderimi için varyans analizi	77

ÖNSÖZ

Öncelikle bana güvenen ve beni tezimin konusuna kaynak olan 109Y285 numaralı TÜBİTAK projesine kabul eden ve bu tezimi hazırlama fırsatı veren saygı değer hocam Prof. Dr. M. Talha GÖNÜLLÜ'ye,

Tezimin konusunu belirlememde, ön çalışmalarının hazırlanmasında, yapılacak çalışmaların belirlenmesinde ve tezin hazırlanması sırasında bütün aşamalarında bilgi ve desteğini esirgemeyen saygı değer hocam Doç. Dr. Yaşar AVŞAR'a,

Tezin her aşamasında bilgi ve tecrübelerini benimle paylaşan ve beni doğru şekilde yönlendiren saygı değer hocam Arş. Gör. Fatih İLHAN'a,

Tezin yazım aşamasında benden yardımlarını esirgemeyen saygı değer hocam Arş. Gör. Dr. Tamer COŞKUN'a,

Tezin yazım aşamasında benden yardımlarını esirgemeyen arkadaşlarım Arş. Gör. Levent KUZU'ya, Büşra AKOĞLU'na ve Didem YOLSAL'a,

Beni bugünlere getiren, her zaman bana maddi manevi destek olan sevgili anneme ve babama ve kardeşlerime,

Teşekkürlerimi sunmayı bir borç biliyorum.

ÖZET

Sızıntı suları, tek bir prosesle arıtımı mümkün olmayan yoğun kirletici özelliklere sahip bir atıksu olarak bilinmektedir. Bu nedenle etkin bir ön arıtım yöntemi ile ana proseslere aktarılacak olan yükün azaltılması büyük önem taşımaktadır. Bu çalışmada elektrodializ prosesi öncesi; hızlı, ekonomik ve sızıntı suyunda yer alan kirletici parametreleri için etkin yöntem olan elektrokoagülasyon (EK) prosesinin etkinliği incelenmiştir. Ayrıca farklı kirletici parametreler (KOİ, TOK, TN, TKN, NH₃-N, TP, PO₄-P ve AKM) için ayrı ayrı değerlendirilmiştir. Yapılan çalışmalarda elde edilen arıtım verimleri incelendiğinde elektrokoagülasyon prosesinde KOİ, TOK, TN, TKN, NH₃-N, TP, PO₄-P ve AKM parametreleri için elde edilen giderim verimleri % olarak sırasıyla 62.8, 55.9, 28.9, 28.3, 28.9, 99.2, 99.0 ve 80.2 seviyelerindedir. Tezin ikinci aşamasında ise elektrokoagülasyon prosesine ilişkin optimizasyon ve modelleme çalışmaları yapılmıştır. Bu aşamada geniş işletme şartları aralığında çalışılarak optimum işletme şartlarının belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaçla akım yoğunluğu (20-60 mA/cm²), başlangıç pH değeri (5-9) ve arıtım süresi (0-60 dakika) üzerinde optimizasyon çalışmaları sürdürülmüştür. Elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde maksimum verim değil de, maliyette göz önüne alınarak optimum verime ilişkin işletme şartları belirlenmiştir. Bu açıdan bakıldığında elde edilen optimum işletme şartları verim ve ekonomi bir arada göz önüne alındığında sırasıyla pH, akım yoğunluğu ve reaksiyon süresi için 8.0, 10mA/cm² ve 60 olarak belirlenmiştir. Sonuç olarak bu tez çalışmasında elektrokoagülasyon prosesiyle sızıntı sularının kısa süre içerisinde etkin bir biçimde ön arıtımının sağlanabileceği belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Elektrokoagülasyon, sızıntı suyu, optimizasyon, ön arıtım

ABSTRACT

Leachate is known as wastewater that cannot be treated with a single process because of intensive pollutants features. Therefore, it is very important that reducing the load which transferred to main treatment process. In this study, pre-electrodialysis process, evaluated the efficiency of the electrocoagulation (EC) process which is fast, economical and effective method for the pollutant parameters of the leachate. In addition, for different pollutant parameters (COD, TOC, TN, TKN, NH₃-N, TP, PO₄-P and TSS) was evaluated separately and simultaneously. Electrocoagulation process treatment efficiencies obtained from the studies examined for COD, TOC, TN, TKN, NH₃-N, TP, PO₄-P and TSS obtained for the parameters 62.8%, 55.9, 28.9, 28.3, 28.9, 99.2, 99.0 and 80.2 respectively. In the second stage, optimization and modelling studies were carried out on electrocoagulation process that is the most appropriate treatment method. At this stage, worked in a wide range of operating conditions for determining the optimum operating conditions. For this purpose, worked on current density (20-60mA/cm²), the initial pH (5-9) and treatment time (0-40 minutes) for the optimization. If the obtained results are evaluated, optimum yield were determined to the cost of operating conditions and maximum efficiencies. From this perspective, the optimum operating conditions obtained for pH, current density and reaction time are 8.0, 10mA/cm² and 60 minutes, respectively. As a result of this thesis, determined that leachate can be pre-treated with electrocoagulation process in a short time effectively.

Keywords: Electrocoagulation, leachate, optimization, pre-treatment.

1. GİRİŞ

Katı atıklar her geçen yıl gelişmekte olan ülkelerde olduğu gibi ülkemizde de artış göstermektedir. Bu artış da beraberinde uygun katı atık yönetiminin gerekliliğini bir kat daha arttırmaktadır. Tüm dünyada olduğu gibi en fazla kullanılan yöntem olan depolama yöntemi özellikle ekonomik oluşu nedeniyle tercih edilmektedir. Ülkemizde de katı atıkların zararlı düzenli depolama adı verilen bir yöntemle bertarafı yoluna gidilmektedir. Düzenli depolama ekonomik olması nedeniyle tercih edilirken sızıntı suyu oluşumuna sebebiyet vermektedir. Sızıntı suları kompleks yapısı ve yoğun kirletici içeriği nedeniyle arıtımı en zor olan atıksuların başında gelmektedir. Bu denli zor bir atıksu olan sızıntı sularının tek bir yöntemle arıtılabilirliği mümkün olamamakta, farklı arıtım kombinasyonları ile arıtımı sağlanmaktadır. Ayrıca düzenli depolama tesisleri ilerleyen yıllara bağlı olarak farklı yaşlarda sızıntı suyu oluşumuna neden olmakta ve kirletici içerikleri büyük ölçüde değişim gösterebilmektedir. Bu nedenle ilk yıllarda uygulanan arıtım yöntemleri ilerleyen yıllar düşünülmediği takdirde atıl durumda kalabilmektedir. Bu açıdan bakıldığında en mantıklı yöntem farklı depo yaşları üzerinde de etkin prosesler ile arıtım sağlamaktır. Her ne kadar ana prosesler farklılık gösterse de ön arıtım yöntemlerinin ortak olarak seçilmesi büyük önem taşımaktadır.

Özellikle son dönemde gelişen yöntemler ile atıksu arıtımı ve geri kazanım önemli bir hal almaya başlamıştır. Elektrodializ prosesi deiyonizasyon ile yüksek giderim verimlerini çok geniş çapta bir atıksu profilinde sağlayabilmekte, aynı zamanda farklı konfigürasyonlar kullanıldığı takdirde geri kazanım imkânı da olabilmektedir. Bu çalışmada sızıntı suları, bipolar membran elektrodializ prosesiyle asit ve baz geri kazanımı sağlanmadan önce bir ön arıtım işlemine tabi tutulacaktır. Elektrodializ prosesinde kullanılacak olan membranların tıkanmaması ve prosesin etkin bir şekilde çalışması sağlanmalıdır. Bu nedenlerden dolayı membranlara gelecek olan organik, partiküler kirleticilerin yükünün azaltılması gerekmektedir. Elektrodializ prosesi daha çok iyonik kirleticiler üzerinde etkilidir. İyonik formun dışındaki kirleticilerde membranların tıkanma riski çok fazladır. Bu nedenle iyonik formun dışında kalan kirletici parametrelerin (KOİ, TOK, TN, AKM vd.) bir ön arıtım prosesi ile giderilmesi sağlanmalıdır. Ön arıtım işleminden sonra ise kalan iyonik kirleticiler ve çözünmüş kirleticiler elektrodializ prosesinde arıtılacaktır. Ön arıtım prosesleri olarak farklı kirletici türlerini eş zamanlı olarak giderebilecek geniş spektrumlu arıtım yöntemleri üzerinde durulmalıdır. Farklı kirletici türlerini yüksek oranlarda barındıran sızıntı suyu için ön arıtım prosesleriyle organik kirleticiler, azotlu bileşikler, fosforlu bileşikler ve partiküler kirleticilerin tek tek ve bir arada giderilebilirliğinin tespiti arıtılabilirlik çalışmaları için

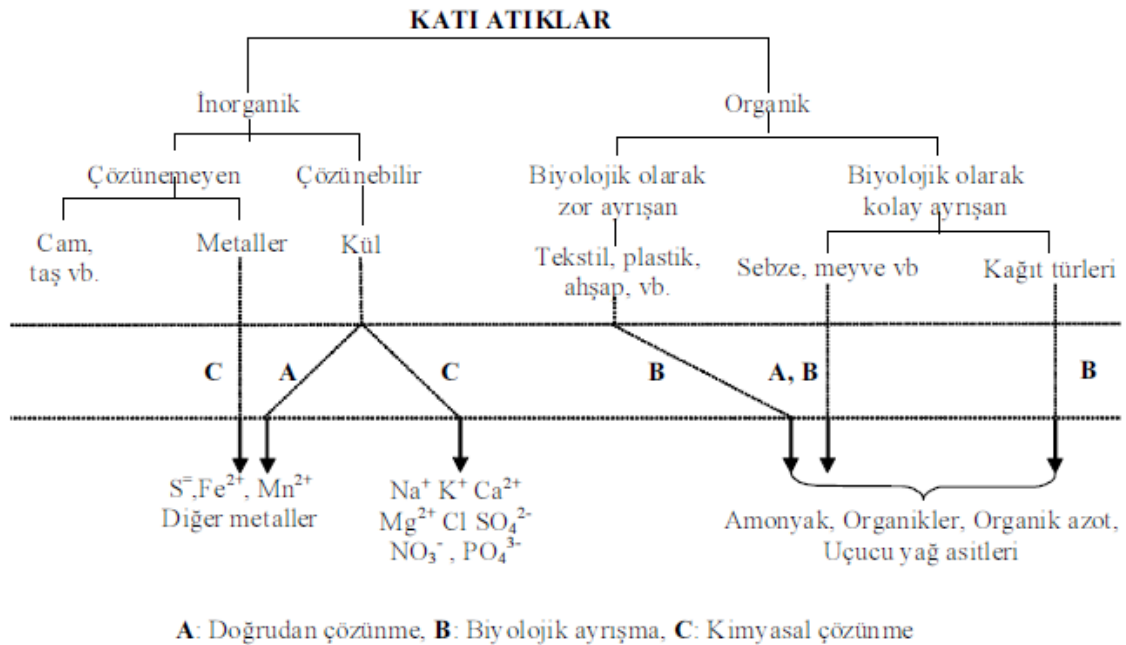
oldukça önemlidir. Uygun arıtım yöntemi için de yapılacak optimizasyon çalışması gerek maliyet açısından ve gerekse verim açısından büyük öneme sahiptir. Bu amaçla yapılan bu çalışmada sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi ile KOİ, TOK, TN, TKN, NH₃-N, TP, PO₄-P ve AKM parametrelerinin giderim verimleri ayrı ayrı incelenmiştir. Sonrasında elektrokoagülasyon üzerinde detaylı bir optimizasyon çalışması yapıp, modelleme çalışmalarıyla optimum çalışma koşullarının sağlanması yoluna gidilmiştir.

2. SIZINTI SUYU

2.1. Sızıntı Sularının Genel Özellikleri

Sızıntı suyu miktarı ve karakteristikleri önemli ölçüde değişkenlik gösterebilmektedir. Sızıntı suyu miktarı; depolamanın tekniği, depo sahasına dış ortamdan giren suların özellikleri (miktar ve bileşenler), depolanan atığın muhteviyatı (organik-inorganik, ayrışabilen-ayrışamayan, çözünebilen-çözünemeyen), örtü tabakası ve topografik özellikler, depo sahasının özellikleri (pH, sıcaklık, nem) ve atık içerisindeki fiziko-kimyasal reaksiyonlarla yakından ilgilidir. Sızıntı sularının karakterinin farklı depo sahalarında değişkenlik göstermesinin yanı sıra aynı depo sahasında da farklı zamanlarda alınan numuneler de farklılık olmaktadır. Bunlara ilave olarak depolamanın tamamlandığı bölgeler ile depolamanın devam ettiği bölgelerden alınan numunelerde farklı karakterde olmaktadır. Sızıntı sularının karakteri birbirlerinden farklı olmakla birlikte, tüm sızıntı sularında, kirletici konsantrasyonları zamana bağlı olarak azalmaktadır. (Akkaya, 2009).

Katı atıkların bileşenleri ve sızıntı suyunun oluşma aşamaları Şekil 2.1’de, sızıntı suyunun kimyasal bileşenleri ise Çizelge 2.1’de gösterilmiştir.



Şekil 2.1 Katı Atık Bileşenleri ve Sızıntı Suyu Oluşum Aşamaları (Özkaya, 2004)

Çizelge 2.1 Sızıntı Suyunun Kimyasal İçeriği (El-Fadel, 1997)

<i>Parametre</i>	<i>Konsantrasyon (mg/L)</i>	<i>Parametre</i>	<i>Konsantrasyon (mg/L)</i>
Alkalinite (CaCO ₃)	0-20850	Azot (Amonyum)	0-1250
Alüminyum	0,5-85,0	Azot (Nitrat)	0-9,8
Arsenik	0-70,2	Azot (Nitrit)	0-1,46
Baryum	0-12,5	Azot (Organik)	0-1000
Berilyum	0-0,36	Azot (Kjeldahl)	3320
BOİ ₅	0-195000	Nikel	0-7,5
Bor	0,413	Fenol	0,17-6,6
Kadmiyum	0-1,16	Toplam Fosfor	0-234
Kalsiyum	5-4080	Fosfat	0,01-154
Klorür	11375	pH	1,5-9,5
Krom	0-22,5	Potasyum	0,16-3370
KOİ	0-89520	Selenyum	0-1,85
İletkenlik (µmho/cm)	480-72500	Gümüş	0-1,96
Bakır	0-9,9	Sodyum	0-8000
Siyanür	0-6	Kalay	0-0,016
Florit	0,1-1,3	TDS	584-55000
Sertlik (CaCO ₃)	0,1-225000	TSS	140900
Demir	0-42000	TOK	335000
Kurşun	0-14,2	TUYA (asetik asit)	0-19000
Magnezyum	115600	Bulanıklık	40-500
Mangan	0,05-1400	Sülfat	0-1850
Civa	0-3	Çinko	0-1000

Bir depolama sahasının farklı bölgelerinde oluşan sızıntı suları birbirlerinden farklı özellik gösterebilir. Depo sahasındaki bazı bölgeler ayrışmanın bir aşamasında iken, diğer bölgeler farklı aşamalarda olabilir. Depolama sahasının kuruluş süresine bağlı olarak sızıntı suları genç ve yaşlı olarak sınıflandırılabilir. Genç ve yaşlı sızıntı sularının karakteristikleri birbirlerinden önemli ölçüde farklılık göstermektedir.

Sızıntı suları çeşitli mikroorganizma grupları tarafından zamanla biyolojik parçalanmaya maruz kalmaktadır. Dolayısıyla sızıntı suyunun karakteri ve içeriğindeki organik maddelerin dağılımı zamanla değişiklik arz etmektedir. Bir sızıntı suyu numunesinin KOİ, BOİ ve TOK konsantrasyonları o sızıntı suyunun yaşı hakkında önemli bilgiler içermektedir. KOİ/TOK oranları genç sızıntı sularında 4 değerlerine kadar çıkabilirken bu oran yaşlı sızıntı sularında 0,16 mertebelerine kadar düşmektedir. Diğer yandan BOİ/TOK oranı genç sızıntı sularında 0,6-1 aralığında değişirken yaşlı sızıntı sularında 0-0,3 değerleri arasında değişmektedir. Bunun en önemli sebebi, anaerobik ayrışma neticesinde parçalanabilen organik maddelerin

parçalanması ve daha zor ayrışan organik maddelerin hakim olmasıdır (Reinhart ve Grosh, 1998).

2.2. Sızıntı Sularının Oluşumu

Depolama alanları çeşitli özelliklere sahip katı atıkların konulduğu yerlerdir. Gerek yağışlar gerek depolanan atıkların sıvı içerikleri sebebiyle oluşan sızıntı suları, biyolojik süreçlerden geçtikleri ve sürekli olarak yeni atıkların gelmesi sebebiyle karakterleri değişse de her durumda organik ve inorganik muhteviyatları yüksektir (Ebin, 2004). Sızıntı suları, bu kirletici özellikleri sebebiyle atık depolama alanlarındaki en büyük sorunu oluşturmaktadır. Depolanan atıkların çeşidi nispetince sızıntı sularında her türlü kirleticiye rastlanmaktadır (Gönüllü ve Baştürk, 1987).

Oluşan sızıntı suyunun miktarı yağışla gelen sularla birlikte oldukça arttığından düzenli depo sahalarına yağış sularının girişinin engellenmesi sızıntı suyu miktarının önemli miktarda düşmesine yol açmaktadır. Genel olarak, sızıntı suları, atık içerisindeki sıvıların sıkışma sebebiyle süzülmesi ve süzülürken atıklarda bulunan bazı çözünmüş ve askıda kirleticilerin de bu akıma katılması ile oluşmaktadır. Bu maddelerin yanı sıra bazı çözünemeyen organikler de çözünür forma dönüşerek sızıntı suyuna katılabilmektedir. Depolanan atıkların çözünmüş madde içerikleri ve ayrışabilirliklerinin yanı sıra atıkların genel karakteristikleri, depo sahasının durumu ve meteorolojik faktörler sızıntı suyunun miktar ve özelliklerini etkilemektedir.

Sızıntı sularının oluşumunda; fiziksel, kimyasal ve biyolojik faaliyetlerin önemli etkileri mevcuttur. Sızıntı suyu oluşumunda adsorpsiyon ve difüzyon gibi fizikokimyasal faaliyetlerin yanı sıra, çözünmeyen özellikteki bazı bileşiklerin sızıntı suyu içerisinde çözünür hale gelmesi gibi biyolojik faaliyetler de bu etkiler arasında sayılabilir. Bu etkilerin yanı sıra; yeraltı suyunun karışması, yüzeysel akışlar, evapotranspirasyon, nem tutma kapasitesi, infiltrasyon, geçirgenlik, atığın bozunma reaksiyonları vb. etkiler de sızıntı suyu oluşumunda etkili olmaktadır.

Katı atıklar depolanmaya başlandığında nem muhtevası ıslak ağırlığa göre %20-40 arasında değişirken depo sahasına yağış sularının girmesi ve yer altı sularının karışması ile nem muhtevası artar. Sıkışma sebebiyle süzülmeye başlayan sızıntı suları depo sahasının drenaj bölümünden sızmaya başlarlar (İlhan, 2006).

Sızıntı sularının bileşenleri temel anlamda üç grupta toplanabilir. Bu bileşenler;

- Anaerobik ayrışmalar ile birlikte oluşan sızıntı suları,
- Depolanan atıkların içeriğinde bulunan sıvı materyallerin sıkışma sebebiyle katı atık bünyelerinden ayrılan sızıntı suları,
- Yağışlar neticesinde, yağış sularının depo sahasına girmesi ve daha sonra depo sahasını terk etmesi ile oluşan sızıntı suları

olarak ifade edilebilir (Heyer vd., 1999)

Depo sahalarında sızıntı suyu oluşumuna sebep olan temel parametreler şunlardır (Gönüllü vd., 1986).:

- Bölgenin iklim özellikleri,
- Bölge arazi yapısı,
- Toprağın cinsi,
- Depo yeri hidrolojisi,
- Depo altına geçirimsiz tabaka yayılması,
- Depo üstünde toprak örtü kullanılması,
- Katı atıkların muhteviyatı,

2.3. Sızıntı Suyu Oluşmasını Etkileyen Faktörler

Yağış Miktarı: Yağış sızıntı suyu miktarını arttıran temel unsurdur. Yağış sularının depo sahasına girmesi sızıntı suyu miktarını büyük ölçüde arttırmaktadır. Gelen yağış suyuyla birlikte depo sahasındaki sızıntı suyu seyrelmekte dolayısıyla kirletici konsantrasyonları azalmaktadır. Ancak yağışın az olduğu mevsimlerde süzülmenin etkisiyle kirletici konsantrasyonları artış eğilimi göstermektedir. Bu sebeple sızıntı suyunda mevsimsel olarak salınımlar olmaktadır (Gönüllü ve Baştürk, 1987)

Yüzeysel Akış: Depolama tesislerinin üzerinden geçen yağışların oluşturdukları akıma yüzeysel akış denmektedir. Yüzeysel akış değerleri; yağışların şiddetine, toprağın içerdiği neme, bölgenin morfolojik ve topografik özelliklerine bağlıdır. Sızıntı suyu miktarları hesaplanırken yüzeysel akış miktarının da dikkate alınması gereklidir. Bunun için Rasyonel Metot ve Sızma Eğrisi en sık kullanılan metotlardır.

Buharlaşma ve Terleme Kayıpları: Özellikle sıcak günlerde yığınlar içerisinde bulunan sıvı kısım buharlaşmaktadır. Sıcaklığın yanı sıra rüzgar hızı, atmosfer basıncı ve buharlaşan sıvının özgül ağırlığı da bu buharlaşma olayı üzerinde etkilidir. Sıcaklığın ve rüzgar hızının artması buharlaşmayı arttırırken, sıvının özgül ağırlığının artması buharlaşma miktarını düşürür. Porozitesi yüksek ortamlarda buharlaşma, porozitesi düşük ortamlara göre daha fazla oranlarda gerçekleşmektedir. Ayrıca depo sahasındaki organik bozunma faaliyetleri esnasındaki sıcaklık artışları da buharlaşmayı arttırmaktadır.

Depo sahalarında buharlaşmanın yanında terleme ile de su kaybı yaşanmaktadır. Terleme genel olarak; depo sahalarının nihai örtü tabakalarına bitki ekildiğinde bu bölgede gerçekleşmektedir. Ayrıca bir bölgede; zeminde bulunan su ve kar yüzeylerinden buharlaşma ve terleme sonucu oluşan su kayıpları toplamına buharlaşma ve terleme kayıpları denir.

Katı Atığın Nem Tutma Kapasitesi: Depo sahasında mevcut olan atıkların bünyelerindeki su, sıkıştırma neticesinde atığın bünyesinden ayrılarak sızıntı suyunu oluşturur. Ancak serbest haldeki sular katı atıkların nem tutma kabiliyeti sebebiyle katı atık bünyelerine alınabilir. Eğer su miktarı katı atıkların absorplayabileceği miktarı aştığı takdirde bu sular ancak sızıntı suyu olarak akışa geçerler. Atık neminin en büyük değeri özgül su tutma miktarına eşit olacaktır. Buna atığın arazi kapasitesi denilmektedir. Atığın ulaşabileceği minimum nem değerine ise solma noktası rutubeti denir. Buna göre depo sahalarında süzüntü suyunun atık tarafından absorplanacağı miktarı arazi kapasitesi ile solma noktası arasında olmaktadır. 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 (İlhan, 2006).

2.4. Sızıntı Suyu Miktarının Hesaplanması

Sızıntı suyu miktarı hesaplanırken depo alanına giren ve depo alanından çıkan su miktarlarının eşit olduğu kabul edilerek basit bir kütle dengesi yapılır (İlhan, 2006). Çöp sızıntı suyu aşağıdaki denklem ile hesaplanabilir (Yıldız, 2005):

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

Bu denklemde;

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

P : Yağış miktarını ($m^3/m^2/yıl$),

- S1 : Çöp sahası tesirli drenaj alanını (m^2),
 J : Sızıntı suyu geri devrini (m^3),
 R : Yüzeysel akışı (m^3),
 E : Evapotranspirasyon hızını ($m^3/m^2/yıl$),
 S2 : Ortalama çöp bertaraf alanını (düz. Dep) (m^2),
 B : Biyolojik bozunmada üretilen veya tüketilen su miktarını,
 U : Atığın su muhtevasını,
 W : Düzenli depolamada çöpleri sıkıştırma esnasında çöpten sızan su miktarını (m^3),
 I_w : Sıkıştırma esnasında çöpten sızan birim su miktarını (m^3/L çöp),
 W : $I_w \times Q$ değerini
 göstermektedir.

Birim yüzey alanı başına oluşan sızıntı suyu miktarı literatürde 2 – 5 m^3/ha -gün olarak verilmekteyken, ülkemizde bu değer 15 – 35 m^3/ha -gün mertebelerindedir (Yıldız, 2005). Ülkemizde bu değer literatüre göre oldukça yüksek olmasının temel sebebi depo alanlarının yetersiz olması sebebiyle depo sahalarına aşırı yükleme yapılması ve depo sahalarına yağış suyu girişinin yeterli düzeyde engellenememesidir (İlhan, 2006).

2.5. Sızıntı Sularının Kirletici Özellikleri

Sızıntı suları yüzeysel sulara, yeraltı sularına ya da denizlere karışarak bu ortamları kirletme potansiyeline sahip olduğu için kirlilik açısından önemli bir risk oluşturmaktadır. Bu etkisi nedeniyle sızıntı suları 1980'den beri çok sayıda araştırmaya konu olmuş ve bunun için yapılan çalışmalarda sızıntı sularının yeraltı sularının kirlenmesine neden olduğu belirtilmiştir (Reinhart, 1993). Sızıntı suları depo sahasının tabanına veya geçirimsiz bir tabakaya ulaştığında, buralardan geçebileceği bir yol bulmaya çalışır ve özellikle sızıntı suyu toplama sistemlerinin bulunmadığı durumlarda depo sahasının tabanındaki akiferlerin kirlenmesine yol açar. Evsel katı atıkların ayrışmasıyla ve yağmur sularının depo ortamından süzülmesi sonucu oluşan sızıntı sularının, yeraltı ve yüzeysel suları kirletmesini önlemek için deşarj edilmeden önce arıtılması şarttır (Akkaya, 2009).

Sızıntı suyu kompleks bir içeriğe sahip olduğundan çok farklı değerler almaktadır. Literatüre bakıldığında verilen sızıntı suyu karakteristikleri arasında çok büyük salınımlar olduğu görülmekte ve kompozisyonunun çok farklı kaynaklardan etkilenmiş olması, bu salınımların nedeni olduğu söylenmektedir. Bölgede yaşayan halkın genel özellikleri katı atık içeriğini etkilediği gibi sızıntı suyu içeriğini de etkilemekte, ayrıca bölgenin jeolojik yapısı da örtü malzemesine bağlı olarak sızıntı suyunu etkileyen faktörler arasında görülmektedir. Bu gibi

etkilerden dolayı aşırı salınım gösterme eğiliminde olan sızıntı suyunun içeriği günden güne değişim gösterebilmektedir.

Sızıntı suyunun karakteristiğinin bağlı olduğu başlıca parametreler şunlardır;

- Katı atık bileşenleri
- Depo yaşı
- Depo alanının hidrojeolojik durumu
- Depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler
- Katı atıktaki su miktarı
- Sıcaklık
- pH
- Redox potansiyeli
- Stabilizasyon derecesi
- Katı atık depolama yüksekliği
- Depolama sahasının işletilmesi ve iklim şartları

Sızıntı suyu içeriğinde depo yaşına bağlı olarak önemli farklılıklar görülmektedir. Bundan dolayı sızıntı suyunda bulunan herhangi bir kirletici için sabit bir konsantrasyon değerinden söz edilemezken, genel olarak bakıldığında bütün kirletici konsantrasyonlarının zamanla azalma eğiliminde olduğu söylenebilmektedir (Yıldız, 2005).

Sızıntı suyunda bulunan kirleticiler üç grupta incelenebilir.

Çözünmüş organik maddeler; KOİ, TOK, Uçucu yağ asitleri (UYA), fulvik ve humik asitler, 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^-) (İlhan, 2006)

Evsel ve endüstriyel kimyasallardan kaynaklanan ve genellikle $1mg/l$ 'den daha düşük konsantrasyonlarda mevcut olan ksenobiyotik organik bileşikler (XOC). Bu bileşikler aromatik hidrokarbonlar, fenoller, klorlu alifatikler ve pestisitler gibi bileşikler ihtiva ederler (Bilgili, 2005).

Sızıntı suyunda bulunan organik kirleticiler ise üç farklı kaynaktan oluşmaktadır. Bunlar;

- Atıkların mikroorganizmalar tarafından parçalanması ile oluşan organikler,
- Yapay olarak sentezlenmiş organik maddeler
- Depo alanlarında yanma sonucu oluşan ve ısınma amaçlı kullanılan yakıt atıklarından kaynaklanan poliaromatik yapıya sahip organiklerdir (Tor, 2000).

Organik asitler ve alkoller mikroorganizmaların atıkları parçalarken oluşturduğu organiklerdir. Oluşan alkoller metanol ve etanol mikroorganizmalarının faaliyetleri sonucu oluşmakta, bununla birlikte oluşan bütanol ise propanol ile çözücü olan atık maddelerin depolanması sonucunda oluşmaktadır (Brown vd., 1990).

Yapay organik maddelerin sızıntı suyuna geçişi ise çeşitli maddelerin (solvent atıkları, zirai mücadele ilaçları, boya atıkları ve bu maddeleri içeren ambalaj kapları) depo sahalarında depolanması sonucunda gerçekleşmektedir.

Yapay organik maddeler uçucu ve uçucu olmayan yapay organikler şeklinde iki kısma ayrılmaktadır. Uçucu olan yapay organik maddelerin mikroorganizmalar tarafından parçalanması ve bu maddelerin toprak tarafından tutulması oldukça zordur. Sızıntı suyunda en çok bulunan uçucu organiklerden bazıları; vinilklorür, trikloroetilen ve de tetrakloroetilendir (Lee vd., 1981).

İnsan faaliyetleri sonucu oluşan sızıntı sularında da askıdaki maddelere tutulu halde bulunan ve uçucu olmayan organik maddeler bulunmaktadır. İnsektisit, herbisit ve fungusit gibi pestisitlerin kullanılması bu maddelerin oluşmasına sebep olmaktadır. Endrin, pentaklorofenol, lindane ve toxaphene sızıntı suyunda bulunanların en önemlileridir (Hallbourg vd., 1992).

Sızıntı suyunda bulunan inorganik maddeler makro ve mikro olarak iki gruba ayrılmaktadır. Makro inorganik maddeler (SO_4^{-2} , PO_4^{-3} , ve NH_4^+) atıklardaki toprağın, tuzların çözünmesi ve organiklerin mineralizasyonu sonucu oluşurlar (Tor, 2000). Makro inorganik maddelerden amonyum oldukça kararsız bir yapıya sahiptir. Nitrifikasyon olayı ile önce nitrite sonra da nitrate dönüştürülür. Ayrıca, tuzların çözünmesi ile sızıntı suyuna çok miktarda klorür ve sülfat iyonu da geçebilmektedir (Tor, 2000).

2.6. Ülkemizde Sızıntı Sularının Yönetimi

Türkiye’de 81 il, 3216 Belediye ve 16 Büyükşehir Belediyesi olmasına rağmen günümüzde sadece 16 düzenli depolama tesisi bulunmaktadır. Ankara, Erzurum, Sakarya, Eskişehir ve Mersin Büyükşehir Belediyesi vahşi depolama yapmakta olup, düzenli depolama yapan

Belediyelerde sızıntı suları büyük sorunlara sebep olmaktadır. Ülkemizde sızıntı sularının arıtımı aynı şekilde yapılmakta fakat düzenli depolama sahalarında dahi tam olarak sızıntı suyu arıtımını gerçekleştirmek mümkün olamamaktadır. Ülkemizde kapasite(iki tesis toplam 3600 m³/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 (İlhan, 2006).

Çizelge 2.2 Kömürcüoda ve Odayeri sızıntı sularının karakteristikleri (İSTAÇ, 2006)

Parametre(mg/1)	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
SO ₄	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 depolanmakta olup, bu atıklardan meydana gelen sızıntı suyu miktarı ise toplam 3600 m³/gün olarak belirlenmiştir. 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 [1].

3. SIZINTI SULARININ ARITILMASI

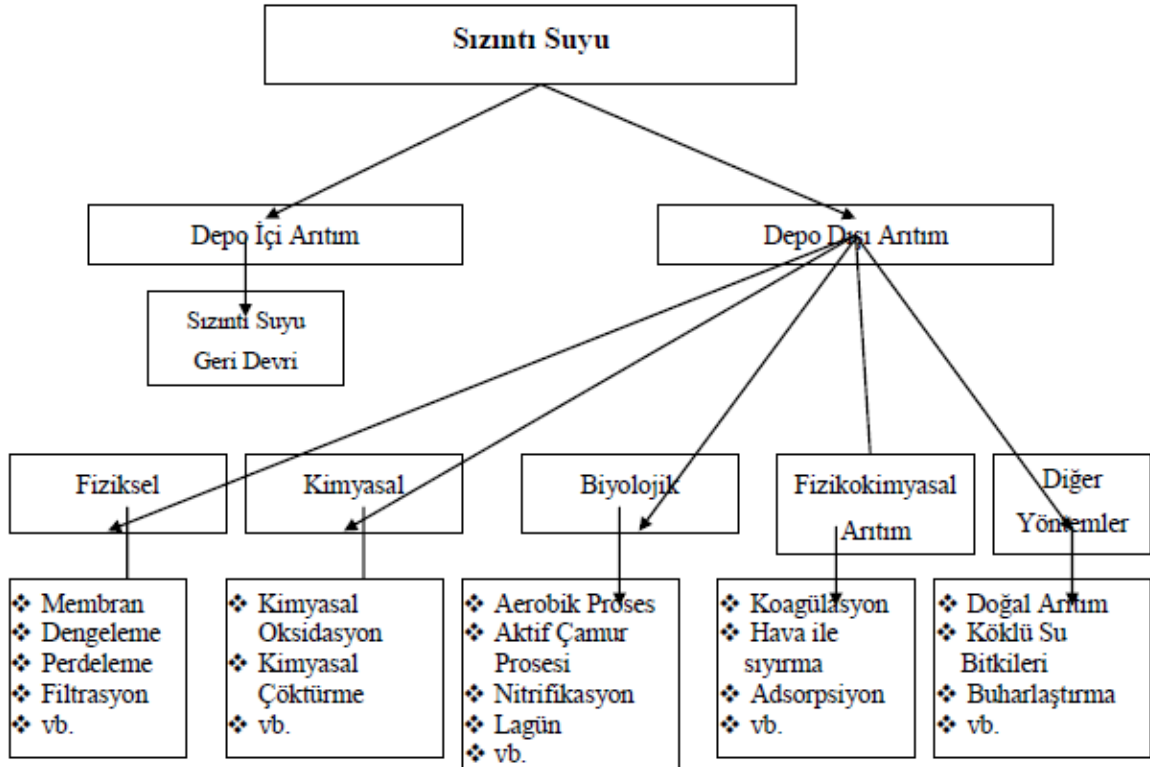
Yoğun ve karmaşık yapılarıyla bölgeden bölgeye farklılık göstermekte olan sızıntı sularının kontrolü depolama sahalarının çevre yönetiminde önemli yer tutmaktadır. Dünyanın birçok yerinde yer alan depolama sahalarının sızıntı sularının arıtımına yönelik çalışmalar halen sürmektedir (Mertoğlu vd., 2000).

Kompleks içeriğinin olması nedeniyle sızıntı sularının arıtımı zor ve pahalıdır. Sızıntı suyu içeriğine bakıldığında 60000 mg/lit'lik bir KOİ ile de karşılaşılabilir. Böyle bir atıksuyun tek kademe arıtılması çok güçtür. Üstelik KOİ yanı sıra birçok kirlilik parametresini yüksek miktarlarda içermesi arıtımını güçleştirdiği gibi bu arıtımın yapılmasını da zorunlu kılmaktadır (İlhan, 2006).

Sızıntı sularının arıtımında fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma metotları uygulanabilmektedir. Özellikle yaşlı sızıntı sularında biyolojik olarak parçalanabilir madde az olduğu için kimyasal arıtımın yapılması zorunlu olmaktadır. Karakteristiğinin sürekli değişmesi sızıntı suyu arıtımında en büyük problemi oluşturmaktadır. Bir arıtma tesisi genç bir sızıntı suyu özelliklerine göre dizayn edilirse birkaç sene sonra problemler yaşanacak, değişen sızıntı suyu karakteristiğine uygun olmayan ünitelerle verim oldukça düşecektir. Örneğin bir biyolojik arıtma tesisi düşünülürse ilerleyen yıllarda biyolojik olarak parçalanabilen organik madde miktarının düşmesi verimi büyük ölçüde etkileyeceğinden 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 yıllarda oluşabilecek atıksu karakterizasyonu göz önüne alınarak tasarım yapılmalıdır (Gönüllü ve Baştürk, 1988).

Sızıntı suyunun arıtılması etkin bir sızıntı suyu yönetiminin en önemli kademesidir. 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 olmamaktadır. Deşarj limitlerinin sağlanabilmesi için bu proseslerin birkaçının ardışık olarak kullanıldığı birleşik sistemlere ihtiyaç vardır (Kurt, 2000). Arıtımının zor olması sızıntı sularının her geçen gün araştırılan konular arasında yer almasına neden olmaktadır. Kompleks içeriği nedeniyle farklı yöntemlerin kombinasyonları şeklindeki arıtımı pahalı olduğu için yeni arıtım yöntemlerine ihtiyaç artmaktadır (İlhan, 2006).

Sızıntı sularının arıtım metotları genel olarak Şekil 3-1'de (İlhan, 2006) gösterildiği gibi sınıflandırılabilir.



Şekil 3.1 Sızıntı Sularının Arıtım Metotları (İlhan, 2006)

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 düşük oranlarda evsel atıksular ile karıştırılarak arıtımının yapılması, sızıntı suyu arıtma yöntemlerinden biri sayılmaktadır. Bu yöntemle ilgili olarak literatürdeki bir çalışmada %2-2,5 oranında bir karıştırma yapılarak evsel atıksularla birlikte mezofilik yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde arıtılabilirlik incelenmiştir. Yapılan çalışmada sırasıyla 0.76 ve 0.52 gün hidrolük alıkonma sürelerinde 0.63 ve 2 kg KOİ/m³.gün organik yükleme hızlarında %58 ile %85 oranlarında KOİ giderimi sağlanabilmiştir. Aynı çalışmada 0.52 günlük hidrolük alıkonma süresinde sızıntı suyu hem zayıf evsel atıksu ile hem de orta kuvvette bir evsel atıksu ile karıştırılarak arıtılmaya 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. Sızıntı Sularının Depo Sahasına Geri Devir Ettirilmesi

Bu yöntemle, özellikle sıcak aylarda sızıntı suyunu geri devrettirmek suretiyle, hem sızıntı suyunun hacmi azaltılmış olur hem de depo gövdesi bir biyoreaktör olarak kullanılmış olur. Bunun sonucunda da maliyet büyük oranda düşer ve sızıntı suyu hacminde buharlaşmaya bağlı olarak %50 civarında azalma meydana gelir (Demir, 2005).

Sızıntı suyu atık sahası üzerine püskürtülerek veya enjeksiyon kuyularına verilerek geri devrettirilebilir. Bu sayede sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışabilen kısmının stabilizasyonu için gereken süre azalır (15-20 yıldan 2-3 yıla kadar), biyolojik stabilizasyon hızı ve gaz üretimi artar. Bu sistemde kontrolsüz bir anaerobik filtre görevi gören depo sahası, organik ayrışmayı hızlandırmak için metanojenik koşulları destekler. Depo sahasının nem oranı kontrol edilerek sızıntı suyunun içeriğindeki inhibitör ve inatçı bileşenlerin kontrolü sağlanabilir. Bunların yanı sıra depo sahasına aşı, nütrient ve tamponlar eklenerek biyolojik aktivite desteklenebilir. Böylece depo sahası biyoreaktör olarak kullanılmış olur (Wichitsathian, 2004). Bu yöntem, sızıntı suyundaki organik bileşenleri gidermekte etkin, ancak artan amonyum konsantrasyonunu düşürmede yetersiz olmaktadır (Lee vd., 2002; Warith vd., 2001).

Sızıntı suyunun geri devrinin avantajları:

- Sızıntı suyu miktarı ve sızıntı suyunun içeriğindeki kirletici konsantrasyonları azaltılması,
- Depo gazı oluşumunun hızlandırılması,
- Sızıntı suyunun toplanması ve arıtılmasına yönelik maliyetlerin azaltılması,
- Etkili ayrışmanın sonucunda atıkların daha fazla sıkışmasının sağlanması,
- Depo sahasındaki çökmelerin daha hızlı gerçekleşmesi,
- Depolama işleminin tamamlanmasından sonraki izleme süresinin ve maliyetinin azaltılması,

şeklinde sıralanabilir (Bilgili, 2005).

Sızıntı suyunun geri devrettirilmesinin bazı dezavantajları vardır. Bunların en önemlisi geri devir sonucunda yine bir sızıntı suyu oluşmasıdır. Bu oluşan sızıntı suyu da içeriği bakımından genellikle doğrudan deşarj edilemeyecektir. Dezavantajlara rağmen, sızıntı sularının geri devrettirilerek arıtılmasına yönelik yapılan pilot ve arazi ölçekli uygulamalar başarıyla sonuçlanmıştır. Bu yöntemin uygulandığı alanlardaki tipik sızıntı suyu çıkış değerleri, 30-350 mg BOİ/L, 70-500 mg KOİ/L, 4-40 mg Fe/L ve çinko <1 mg Zn/L

şeklindedir (Kanat ve Demir, 1997).

3.2. Biyolojik Arıtma Yöntemleri

Sızıntı suları, henüz stabil olmamış atıklardan oluştuğu için, çözülmüş organik madde konsantrasyonu oldukça yüksektir. Buna bağlı olarak arıtmada biyolojik işlemlerin uygulanması daha etkilidir. Prosesin aerobik ya da anaerobik olarak işletilmesi ise atıksuyun kuvvetliliğine bağlıdır. Aerobik proseslerde mikroorganizmalar enzimler aracılığıyla elektron alıcı olarak oksijeni kullanarak enerji üretirler. Anaerobik proseslerde ise elektron alıcısı olarak karbondioksit, nitrat ve sülfat gibi inorganik maddeler kullanılır (EPA, 2000). Organik ve bazı inorganik maddeler, mikroorganizmalar tarafından yeni hücre sentezi veya enerji kazanımı amacıyla kullanılarak nihai ürünlere dönüştürülürler. Biyolojik arıtma verimi, sızıntı suyunun biyolojik olarak parçalanabilen fraksiyonuna bağlıdır. Aerobik ve anaerobik sistemler, güvenilir, basit ve düşük maliyetli olmalarından dolayı yüksek organik kirliliğe sahip sızıntı suyu arıtımında yaygın bir kullanıma sahiptir (Timur ve Öztürk, 1999; İnanç vd., 2000; Li vd., 2007).

Sızıntı suyunun biyolojik arıtımında bakılması gereken ilk parametre BOİ/KOİ oranıdır. Sızıntı suları ilk yıllarda çok yüksek organik kirliliğe sahiptir. Depo sahası stabilize oldukça yüksek organik kirlilik oranı düşer. Buna mukabil inorganik kirlilik uzun zaman yüksek oranda kalmaktadır. Bu durum, zamanla sızıntı sularının KOİ/BOİ oranının artmasına neden olur. Artan KOİ/BOİ oranı, yüksek KOİ, NH₃-N ve ağır metal konsantrasyonları sızıntı sularının biyolojik yöntemlerle arıtılmasını güçleştirmektedir (Gönüllü, 1993).

Sızıntı suyunun arıtımında aerobik ve anaerobik yöntemlerin her ikisi de belli avantajlara sahiptir. Hidrolik bekleme süreleri benzer olmasına rağmen, anaerobik arıtmada gaz üretimi ile ekonomik yönden üstünlük sağlanırken, aerobik arıtmada havalandırma için ek maliyet gerekmektedir. Buna rağmen, anaerobik arıtma daha avantajlıdır demek uygun değildir. Tesis tasarlanmadan önce ayrı bir arıtılabilirlik çalışması yapılarak karşılaştırma yapılması daha doğru olacaktır. Biyokimyasal arıtma olarak ise hem aerobik hem de anaerobik arıtma uygulanabilir. Ancak anaerobik arıtma gerek ağır metallere olan toleransı gerekse ağır metalleri gidermesi bakımından büyük oranda üstünlük sağlamaktadır (Mazlum ve Tokgöz, 1996).

3.2.1. Aerobik Biyolojik Arıtım

Sızıntı sularının içeriğindeki en yüksek kirlilik parametreleri KOİ, BOİ ve amonyaktır.

Aerobik arıtma yöntemleriyle yüksek oranda biyolojik arıtım sağlanmaktadır. Nitrifikasyon, denitrifikasyon prosesleriyle de amonyak giderimi büyük ölçüde sağlanır. Aerobik arıtma yöntemlerinin başlıcaları; aktif çamur, havalandırmalı lagünler, damlatmalı filtreler ve biyodisklerdir. Akışkan yataklı reaktörler ile membran biyoreaktörler de aerobik biyolojik arıtım kademesindedirler.

Aktif çamur yönteminde çamur yaşının 10 günden az olması durumunda çıkış suyunda amonyak konsantrasyonu 10mg/L'nin altında çıkmaktadır. Başlangıç konsantrasyonun 2000-3000mg/L olduğu göz önünde bulundurulduğunda bu çıkış değeri arıtımın verimli bir şekilde gerçekleştiğini göstermektedir (Yılmaz vd., 2001).

Aktif çamur sistemlerinde elektron vericisi olarak kullanılan organik karbon, oksijen ve nütrientler varlığında mikroorganizmalar tarafından CO₂ ve H₂O gibi nihai ürünlere ve yeni biokütle dönuşür. Aktif çamur sistemleri sızıntı suyu arıtımında amonyum azotunu gidermede yetersiz olduğundan, aktif çamur havuzları genellikle nitrifikasyon-denitrifikasyon proseslerini de kapsayacak şekilde tasarlanır (EPA, 2000).

Sızıntı suyu arıtımında aktif çamur sistemleri yaygın bir kullanıma sahiptir (Andres vd., 2004). Bu yöntemle BOİ ve KOİ giderim verimi %90-97, metal giderme verimi %80-99 aralığındadır. Bu sistemler için elde edilen en uygun aktif biokütle (UKM) konsantrasyonu 5000-10000 mg/L, substrat /mikroorganizma (F/M) oranı 0,02-0,06 gün, hidrolik bekleme zamanı 1-10 gün, çamur bekleme zamanı 15- 60 gün, besi maddesi ihtiyacı BOİ: N: P 100:3,2: 0,5'dir (Tüylüoğlu, 2001).

Sızıntı sularının arıtımında amonyak giderimi önemli bir sorundur. Bunun için kullanılan en yaygın yöntem amonyak sıyırmadır. Ancak bu yöntem, pH ayarlama ve havalandırmadan dolayı maliyeti artırmaktadır. Alternatif olarak nitrifikasyon-denitrifikasyon işlemleri düşünülebilir. Yalnız aerobik biyolojik sistemlerde de havalandırmadan kaynaklanan bir ek maliyet oluşmakta ve bu, sistemin dezavantajı olmaktadır. Bununla birlikte sızıntı suyunun içeriği nedeniyle aerobik sistemlerde genellikle çamur kabarması problemi görülmekte ve yine aynı nedenden ötürü çamuru şartlandırmak da oldukça zor olmaktadır.

Sızıntı suları içeriğinde büyük oranda ağır metal bulundurmaktadır. Ağır metaller gerek dış dünyada gerekse biyolojik arıtımı yapan mikroorganizmalar üzerinde toksik etki yapmaktadır. Literatür incelendiğinde aerobik biyolojik sistemlerle ağır metallerin kısmen giderildiği görülmektedir. Fe, Cd ve Mn daha fazla; Cr, Pb ve Ni daha az giderilmektedir. Anaerobik arıtma ile %90 oranında Zn, Cr, ve Fe giderimi; %50-90 aralığında ise Cu, Pb, Cd ve Ni

giderimi sağlanmaktadır (Kanat ve Demir, 1997).

Sonuç olarak, 5 yıldan daha az yaşlı sızıntı sularında, bozunabilir organik madde konsantrasyonu yüksek olduğundan, bu tip sızıntı sularının aerobik arıtımı mümkündür. Ancak arıtma esnasında ortama N ve P gibi besi elementlerinin eklenmesi gerekmektedir. Bununla birlikte ortamdaki ağır metaller inhibisyona neden olmaktadır (Gönüllü vd., 1986).

3.2.2. Anaerobik Biyolojik Arıtım

Biyolojik işlemler vasıtasıyla oksijenin bulunmadığı ortamlarda biyolojik olarak ayrışabilen organik maddelerin, CH_4 , CO_2 ve NH_3 gibi inorganik son ürünlere dönüştürülmesi işlemine anaerobik arıtma denir. Bu işlem 4 kademe gerçekteşir. Bunlar sırasıyla;

Hidroliz: Hidroliz safhasında yağlar, proteinler ve karbonhidratlar gibi kompleks organik bileşikler mikroorganizmalar tarafından salgılanan amilazlarla (hücre dışı enzimlerle) şeker, aminoasit ve uzun zincirli yağ asitlerine dönüşmektedir. Hidroliz yavaş bir kademedir. Protein, nişasta, sakkaroz, glikojen ve karbonhidratlar gibi çözünebilir bileşiklerin, selüloz gibi çözünmeyen bileşiklere göre hidrolize olmaları daha kolaydır. Organik maddelerin kararlı hale geçebilmesi için, arıtmada hidroliz kademesinin başarılı bir şekilde gerçekteşmesi gerekmektedir.

Asit Oluşumu: Asitojen bakteriler tarafından karbonhidratların ve aminoasitlerin propiyonik, bütirik ve valerik aside dönüştürülmesi bu kademe gerçekteşmektedir. Asit üretimi devam ettiği sırada hidrojen birçok asit oluşturan bakterileri inhibe edebilmektedir. Bu nedenle H_2 gazı asitojen bakteriler için oldukça önemlidir ve bu gazın sistemden giderilmesi gerekmektedir. Ancak H_2 gazı enerji kaynağı olarak bazı metanojenik bakteriler tarafından da kullanılıp CO_2 'in indirgenmesinde tüketilmektedir.

Asetat Oluşumu: Asit üretimi sırasında oluşan bütün uçucu asitler metanojenik bakteriler tarafından oksitlenerek asetik asit, CO_2 ve H_2 'ye dönüşmektedir. Ancak H_2 gazının kısmi basıncının düşük olması halinde bu dönüşüm gerçekteşmektedir (H_2 'nin kısmi basıncı $<10^{-4}$ olmalı).

Metan Oluşumu: Asetat CH_4 ve CO_2 'e fermente olmaktadır. Bu ve diğer safhalarda oluşan ürünler ise H_2 ile birleşerek CH_4 ve H_2O 'yu oluştururlar. Anaerobik arıtmada üretilen metanın yaklaşık olarak %28'i H_2 ve CO_2 'in; % 72'si ise asetik asidin parçalanmasından meydana gelir. pH ın 8,4 ten yukarı ve 6,0'dan aşağı olması durumunda metan üretiminde durma

gerçekleştiği için metan bakterileri pH a karşı oldukça hassasiyet göstermektedirler (İlhan, 2006)

Depolama alanı içerisinde oluşan biyolojik arıtmanın devamı niteliğinde olan bu yöntem, yüksek miktarlarda organik maddenin giderilmesini sağladığı için sızıntı sularının arıtımında en çok karşılaşılan yöntemdir. Genellikle tek bir üniteden meydana gelmeyen sızıntı suyu arıtma tesislerinde sızıntı suyunun konsantrasyon değerinin ilgili limit değerlerin altına indirilmesi bu kademedeki sonra çeşitli fizikokimyasal üniteler eklenerek yapılmaktadır. Metanojenik safhadan gelen sızıntı suyunun kanalizasyon sistemlerine deşarj edilerek kentsel atıksu arıtma tesislerinde arıtılması sağlanmaktadır (Mazlum ve Tokgöz, 1996).

Anaerobik sistemlerde giderilen organik madde miktarı aerobik sistemlere göre çok fazla değildir. %70 verimli KOİ giderimi sağlanabilmesi için sıcaklığın 37 civarında tutulması gerekmektedir. % 90'a varan BOİ₅ giderimi sağlanması için ise çamur yaşı 10 gün olarak seçilmesi gerekmektedir. Bu sistemlerden elde edilen biyogaz önemli bir avantaj olarak sayılabilmektedir. Gaz üretimi genellikle 0,4–0,6 m³/kgKOİ_{giderilen} seviyelerinde görülmektedir (Tekin, 2000).

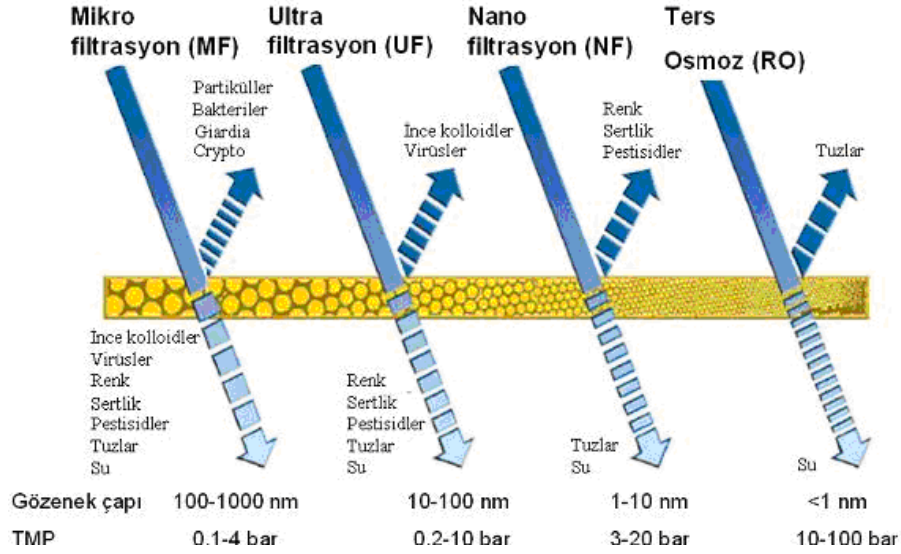
Sızıntı suyunu ardışık kesikli reaktörde arıtmayı hedefleyen bir çalışmada 2,8 kg TOK/m³.gün organik yükleme hızında, 1,5 günlük hidrolik alıkonma süresinde %73,9 oranında bir TOK giderimi sağlanabilmiştir 0,561 kg TOK/m³.gün organik yükleme hızında ve 2 günlük hidrolik alıkonma süresinde ise yalnızca %65,3 oranında bir TOK giderimi sağlanabilmiştir (Timur ve Öztürk, 1997). Anaerobik ardışık kesikli reaktörde sızıntı sularını arıtmaya çalışan başka bir çalışmada ise değişik volumetrik (0.4-9.4 KOİ/litre.gün)ve spesifik organik yükleme (0.17-1.85 g KOİ/g UAKM.gün) hızlarına bağlı olarak %64–85 oranında KOİ giderimi sağlanabilmiştir (Timur ve Öztürk, 1999).

3.3. Sızıntı Sularının Membran Sistemleri ile Arıtılması

Su arıtımında yeni teknolojilerden biri olan membran sistemler, etkin verim ve kullanım alanlarının fazla olması nedeniyle arıtım dünyasında yerini hızlı bir şekilde almaya başlamıştır. 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 ayrılması işlemidir. Membranın bir tarafından diğeri tarafına doğru akışını sağlayan belli itici kuvvetler (basınç farkı, konsantrasyon farkı, sıcaklık farkı ve elektriksel potansiyel farkı) bulunmaktadır.

Membranların farklı amaçlar için kullanabilmek üzere farklı çaplarda bulunabilir olması en

büyük avantajlarından biri olarak düşünülmektedir. Şekil 3.2’de görüldüğü üzere membranlar gözenek çaplarına ve uygulanabilir basınca göre 4’e ayrılmaktadırlar.



Şekil 3.2 Membran çeşitleri ve etkili oldukları parametreler (Akbaş, 2006)

Membran proseslerinin avantajlarının fazla olması, bu proseslerin yaygın olarak kullanılan arıtma yöntemlerinin başında yer almasını sağlamaktadır. Bu avantajlar;

- Sürekli kullanılabilir olması,
- Çok az yer ihtiyacı olması,
- Modüler olarak kullanılabilmesi,
- Çok yüksek konsantrasyonlarda kullanılabilir olması,
- İnşa maliyetinin olmaması,
- Maliyetinin giderek azalması şeklinde sıralanabilmektedir (Gönüllü, 2004)

3.4. Sızıntı Sularının Kimyasal Yöntemlerle Arıtılması

Kimyasal oksidasyon, sızıntı sularının arıtmasında uygulanan çeşitli kimyasal arıtma yöntemlerinden en çok bilinen ve yaygın olarak kullanılan arıtma metotlarında biridir. Genellikle farklı oksidantlar kullanılsa da proses aynı şekilde işlemektedir. H_2O_2 ve O_3 proste kullanılan oksidantlardan bazılarıdır. Bu güçlü oksidantlar sayesinde özellikle suda bulunan organik kirlilik büyük ölçüde giderilebilmektedir. Özellikle hidrojen peroksit ile yapılmış bir araştırma incelendiğinde %75 oranında bir KOİ giderimi sağlandığı görülmektedir (Kurt, 2000). Yaygın olarak kullanılmasının yanı sıra bu prosten yüksek verim elde edilmesi en büyük avantajlarından sayılmaktadır. Bununla beraber kimyasal çamur

oluşumu ve eklenen kimyasalların maliyetlerinin fazla olması ise yöntemin dezavantajlarında olduğunu göstermektedir.

3.5. Sızıntı Sularının Fizikokimyasal Yöntemlerle Arıtılması

3.5.1. Amonyak Sıyırma

Özellikle yüksek amonyak içeriğini azaltmak amacıyla kullanılan amonyak sıyırma yönteminde 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 gerçekleştirilmektedir. Yüksek pH'a çıkarma ve daha sonra çıkış suyunun nötrale edilmesini sağlamak başlıca problem oluşturmakta, ayrıca havalandırmada da ek bir maliyetin oluşumu bu yöntemin dezavantajlı olduğunu gösterse de etkin bir giderim verimi gerçekleştirilmesi sıklıkla kullanılan yöntemlerden biri olmasını sağlamaktadır.

Çeşitli fizikokimyasal arıtma metotlarından havayla amonyak sıyırma, sızıntı suyundan azot giderme prosesi için iyi sonuç vermektedir. Sızıntı suyundaki uçucu amonyak gazının giderilmesi için hava kullanılması yöntemi bir kütle transfer prosesidir. Sıyırma yönteminden önce amonyum yüksek çözünürlükte bulunmakta ve sıvı fazdan ayrılması için serbest amonyak gazı moleküllerine çevrilmesi gerekmektedir. Ayrıca sızıntı suyunun pH değeri 10'dan yüksek olacak şekilde ayarlanmalıdır. Bu proses bir lagünde veya bu amaç için tasarlanmış daha yüksek hava/sızıntı suyu oranları sağlanan sıyırma kulelerinde gerçekleştirilebilir [2].

3.5.2. Pıhtılaştırma-Yumaklaştırma ve Çöktürme

Birçok arıtma tesisinde, belirli maddelerin eklenmesi, karıştırılması ve bekletilmesi şeklinde komple gerçekleşen bu olay sonucunda oluşan arıtım yaygın olarak kullanılan yöntemlerdendir. $FeCl_3$ veya $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ 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 avantajı olarak görülsede nihai bir arıtımın olmaması, amonyak gibi giderilmesi zor bileşiklerin giderimine katkı sağlamaması ve belli bir kimyasal çamur oluşturması dezavantajlarının olduğunu da göstermektedir.

3.6. Arıtma Yöntemlerinin Karşılaştırılması

Sızıntı suları çok kompleks yapıda atıksular olduklarından dolayı tek bir yöntem ile arıtılmaları neredeyse imkansızdır. Sızıntı sularının arıtılması esnasında birçok proses birlikte uygulanmaktadır. Uygulanacak yöntemlerin birbiri ile uyumlu olup olmaması da genel manada arıtımı etkilemektedir. Bunun için uygulanacak proseslerin çalışma prensipleri ve diğer prosesler ile etkileşimi iyi bilinmelidir. Sızıntı suyu arıtma tesislerini karşılaştırırken dikkat edilecek hususlar aşağıda sıralanmıştır(Öztürk vd., 2005).

- Sızıntı suyu karakteri,
- Zararlılık potansiyeli,
- Deşarj alternatifleri,
- Arıtma derecesi,
- Arıtılabilirlik çalışmaları,
- İşletme,
- Maliyet,

Diğer bir çalışmada çeşitli arıtma kombinasyonları ile ne kadar verim elde edildiği incelenmiştir. Bu çalışmadaki sonuçlar Çizelge 3.2’de gösterilmiştir.

Çizelge 3.1 Çeşitli arıtma kombinasyonlarının çeşitli parametrelerin giderimindeki etkinliği (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 Osmoz + Ters Osmoz					
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 3-2’de de görüleceği üzere KOİ değer 2 mg/l mertebelerine kadar indirgenebilmiştir (İlhan, 2006).

3.7. İstanbul'da Sızıntı Suyunun Arıtılmasına Bir Örnek

Avrupa'nın en büyük çöp suyu arıtma tesisinde hergün yüksek kirlilik yükü taşıyan 3.000 m³ Çöp Sızıntı Suyu Membran Biyoreaktör + Nanofiltrasyon teknolojisiyle arıtılmaktadır.

Yüksek miktarda KOİ, BOİ, AKM, Azot, Sertlik içeren sızıntı sularının arıtımı için, Odayeri ve Kömürcüoda'da Arıtma Tesisleri inşa edilmiştir. Arıtma tesislerinde, son yıllarda su arıtımında yaygın olarak kullanılmaya başlanan membran teknolojisi kullanılmıştır.

Nihai Arıtma Tesisleri Ön Çöktürme, Membran Biyoreaktör (Nitrifikasyon-Denitrifikasyon-UF Membranları), Nanofiltrasyon Ünitesi ve Çamur Susuzlaştırma Ünitelerinden oluşmaktadır.

Sızıntı suyu ilk olarak ön çöktürmeye tabi tutulmakta, sonrasında biyolojik arıtım için Biyoreaktör Ünitesine iletilmektedir. Biyoreaktör Ünitesinde KOİ, BOİ ve Azotlu Bileşiklerin giderimi gerçekleşmektedir. Sızıntı suyu biyolojik arıttımdan sonra, biyoreaktörün dışına yerleştirilmiş Ultrafiltrasyon Membran Sistemine iletilmektedir. Çamur ayrışımı sonrasında sızıntı suyu, Nanofiltrasyon membranlarına iletilmektedir. Nanofiltrasyon membranlarında, geriye kalan KOİ nin büyük bir kısmı, organik mikro kirleticiler, ağır metaller ve diğer bileşikler (humik asitler, renk) giderilmektedir.

Tesisler, Odayeri Düzenli Depolama Sahasında kanala deşarj, Kömürcüoda Düzenli Depolama Sahasında dere deşarj standartlarına uygun olarak dizayn edilmiştir (İSTAÇ, 2010).

4. SIZINTI SULARININ ELEKTROKOAGÜLASYON YÖNTEMİYLE ARITILMASI

Günümüzde artık elektrokimyasal yöntemlerin kullanımı yaygınlaşmıştır. Bu yöntemlerden en çok karşımıza çıkan proses ise elektrokoagülasyon prosesidir. Elektrokoagülasyon esnasında diğer bir proses olan elektroflotasyon, elektrokoagülasyon uygulamasının doğal sonucu olarak ortaya çıkmaktadır. Bu sayede verimli bir proses ortaya çıkmaktadır.

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 sızıntı suyunda kirletici konsantrasyonu ve kirletici parametrelerine bağlı olarak yüksek bir giderim verimi elde edilebilmektedir (İlhan, 2006).

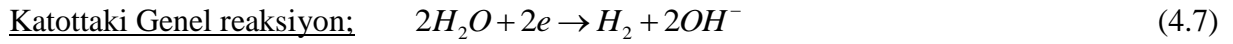
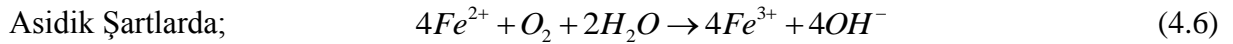
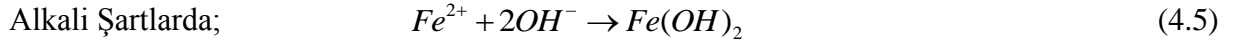
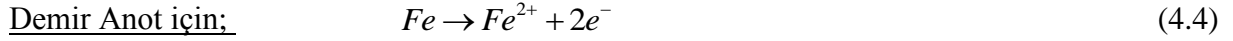
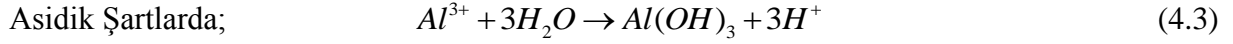
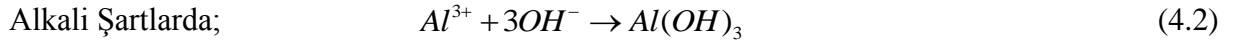
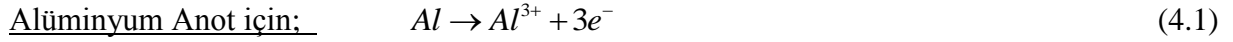
Elektrokoagülasyonda genellikle 3 temel işlem söz konusudur.

- Elektrotların yüzeyinde oluşan elektrolitik reaksiyonlar
- Sıvı fazda koagülantların (metalik iyonların) oluşumu
- Çözünebilir ya da koloidal kirleticilerin adsorpsiyonla, koagülantla, sedimantasyonla veya flotasyonla giderilmesi(Mollah vd., 2001).

Elektrokoagülasyon prosesinin genel işleyişini koagülasyon, adsorbsiyon, absorpsiyon, çöktürme ve flotasyon yöntemleri oluşturmaktadır (Ihara vd., 2004).

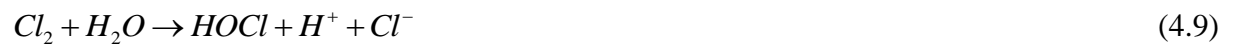
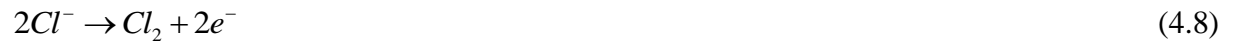
Elektrokoagülasyonla emülsifiye maddeler, askıda katı maddeler ve koloidal maddeler kararlı hale getirilir. Bu yüzden elektriksel uygulamalarda elektrotlarla partiküller uygun şekilde temas ettirildiğinde partiküller nötralize olur ve farklı partiküller kombine olarak geniş bir flok oluşturur.

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 (İlhan, 2006).

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



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

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

- Elektrokoagülasyon küçük kolloidal partiküllerin kararlı hale getirilip giderilmesinde konvansiyonel koagülasyona oranla daha etkilidir.
- Elektrokoagülasyonda daha az ve daha kararlı çamur oluşuyor.

- Elektrokoagülasyon ekipmanlarının kullanımı ve işletmesi kolaydır.
- Elektrokoagülasyonda kimyasal eklemeye gerek yoktur. Bu yüzden işletme ve bakımı kolaydır (İlhan, 2006)

Elektrokoagülasyonun yaygın olarak kullanıldığı diğer yerler ağır metal ve boya ilacı giderimi prosesleridir. Bu proseslerde çıkış suyundaki nitrat miktarı önemli ölçüde azaltılabiliyor. Bundan dolayı elektrokoagülasyon nitrat giderim metodu olarak değerlendirilebilir. Literatürde renk giderimi ile ilgili yapılan bir çalışmada tekstil atıksuyu ile 100A/m² akım yoğunluğunda 15 dakikalık bir reaksiyon süresi sonunda %99.9 oranında bir renk giderimi elde edilebilmiştir(Koby vd., 2006).

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 karardır. 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 konsantrasyonların da 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 çözülmüş 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 süspansiyon maddelerin yüksek iletkenliğe sahip olması istenir.
5. Bazı çalışmalarda çözünebilir maddeler hidroksit şeklinde çökerler (İlhan, 2006).

4.1. Sızıntı Sularının Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Arıtılmasında Örnek Çalışmalar

Daha önce yapılan çalışmalara bakıldığında yüksek KOİ içeriğine sahip bir atıksu %10 seyreltildikten sonra işletme şartları pH:6.2 ve akım yoğunluğu: 20mA/cm² iken 30 dakikalık bir arıtıma tabi tutulmuştur. Sonuçlara bakıldığında alüminyum anotlar ile %52'lik bir KOİ giderimi sağlanırken demir anot kullanıldığında ise yalnızca %42'lik bir arıtım elde edildiği görülmüştür (Inan vd., 2004).

Diğer bir çalışmada ise yerel atıksuların arıtılmasında elektrokimyasal arıtım yöntemleri uygulanmıştır. Elektrot olarak anot için Ti/Pt, katot için ise paslanmaz çelik (304) kullanılmıştır. Çalışmada oluşan reaksiyonlar sonucunda güçlü oksidant özelliklerine sahip Klor, Oksijen, Hidroksil radikali vd. kimyasallar oluşmuştur. Bunun sonucunda ise organik azot ve fosfor gibi organik kirleticiler ve nutrientler de giderilmiştir (Vlyssides vd., 2002).

Sızıntı suyu ile ilgili yapılan bir çalışmada ise katot için bakır kullanılırken anot için demir ve alüminyum çubuklar kullanılarak KOİ giderimleri karşılaştırılmıştır. Sızıntı sularında 10 volt 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 mA/cm^2 akımda bor giderimi %92-96 seviyelerinde bulunmuştur. Yapılan optimizasyon işlemleri sonrasında akım yoğunluğu 20 mA/cm^2 seçilmiş ve 20-30 dakika süre sonunda %90'lık bir bor giderim verimi elde edilmiştir. Bu şartlar için elektrik ihtiyacı ise $2,5-4,5 \text{ kw-sa/m}^3$ atıksu olarak belirlenmiştir (Sayiner, 2003).

Yapılan bir çalışmada elektrokoagülasyon ve elektrooksidasyon proseslerinden oluşan debisi $0,3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ olan bir pilot ölçekli sistemde arıtma denemeleri yapılmış ve başarılı sonuçlar elde edilmiştir. Çalışmada kullanılan elektrotlar Ti ve hidroksil radikali üreten $\text{Ti/RuO}_2 - \text{TiO}_2$ ve Pt olarak belirlenmiştir. Çalışma sonucunda yüksek miktarda AKM içeren atıksuların ön arıtımı amaçlı kullanılabileceği görülmüştür. Bu çalışma sonucunda evsel atıksularda giderim oranları şöyledir. TN %73, $\text{NH}_4\text{-N}$ %81, TP %99, KOİ %86'dır. Ayrıca alg içeren havuz sularında yapılan çalışmada ise giderimler şöyledir; TN % 83, TP %90, BOİ %92 ve AKM % 97 oranında giderilirken klorofil-a'nın tamamı giderilmiştir (Feng vd., 2003).

Diğer bir araştırmada 500 ml'lik numune hacmi ile Fe ve Al elektrotlar kullanılarak sızıntı suyunun arıtılabilirliği karşılaştırılmıştır. Çalışma sonucunda Fe elektrotlar kullanıldığında % 75 KOİ, % 65 TOK, % 95 renk ve %98 krom giderimi sağlanmıştır. Al elektrotlar kullanıldığında ise %80'lik bir KOİ giderimi elde edilirken, % 70 TOK, % 97 renk ve % 90 krom giderimi elde edilmiştir. Bu sonuçlar sızıntı suyu arıtımında elektrokoagülasyon yönteminin uygulanabileceğini ve alüminyum elektrotların sızıntı suyu için daha verimli sonuçlar verdiğini ortaya koymaktadır (Öztürk vd., 2005).

Diğer bir çalışmada battaniye üreten bir endüstrinin atıksuyunun arıtılması için çeşitli işletme şartları incelenmiştir. Çalışmanın sonunda yapılan optimizasyon sonucunda $60-80 \text{ A/m}^2$ lik bir akım yoğunluğu ve 5 dk sürede %75'lik bir KOİ giderimi ve %99'luk bir renk giderimi sağlanabilmiştir (Daneshvar vd., 2006).

Yapılan bir araştırmada yağlı atıksuların elektrokoagülasyon ile arıtımı incelenmiştir. Yapılan optimizasyon çalışmaları neticesinde işletme şartları için uygun değerler akım yoğunluğu için $10-14 \text{ A/m}^2$ süre için ise 30 dakika olarak elde edilmiştir. Yapılan çalışmada ayrıca pH 3-10 arasındaki değerlerde arıtım verimi için herhangi bir fark görülmemiştir. Optimum işletme şartlarında yapılan çalışmalarda %95 oranında bir yağ giderimi ve %75 oranında KOİ giderimi elde edilmiştir (Xu ve Zhu, 2004).

5. DENEYSEL ARAŞTIRMA

5.1. Materyal ve Metotlar

Sızıntı suyu ile yapılacak çalışma nedeniyle öncelikle sızıntı suyu temini ile ilgili konuların açıklığa kavuşturulması gerekmektedir. Bu amaçla İstanbul içerisinde sızıntı suyu alınabilecek kurum olan İSTAÇ A.Ş. ile iletişim kurulmuştur. İSTAÇ A.Ş. ile yapılan görüşmeler neticesinde düzenli olarak sızıntı suyunun temini konusunda mutabakata varılmıştır. İlk olarak, Odayeri Düzenli Depolama Sahası ziyaret edilmiş ve sızıntı suları oluşma alan ve noktaları yerinde incelenmiştir. Temsil edici numunelerin alınacağı drenaj boruları işaretlenmiş ve kaydedilmiştir. Bu inceleme ve değerlendirme sonrasında 80 L sızıntı suyu alınmış, aynı noktalardan her ay yeni sızıntı suyunun temini sağlanmıştır. Temin edilen sızıntı suları laboratuarda +4°C'deki soğutmalı odada saklanmıştır.

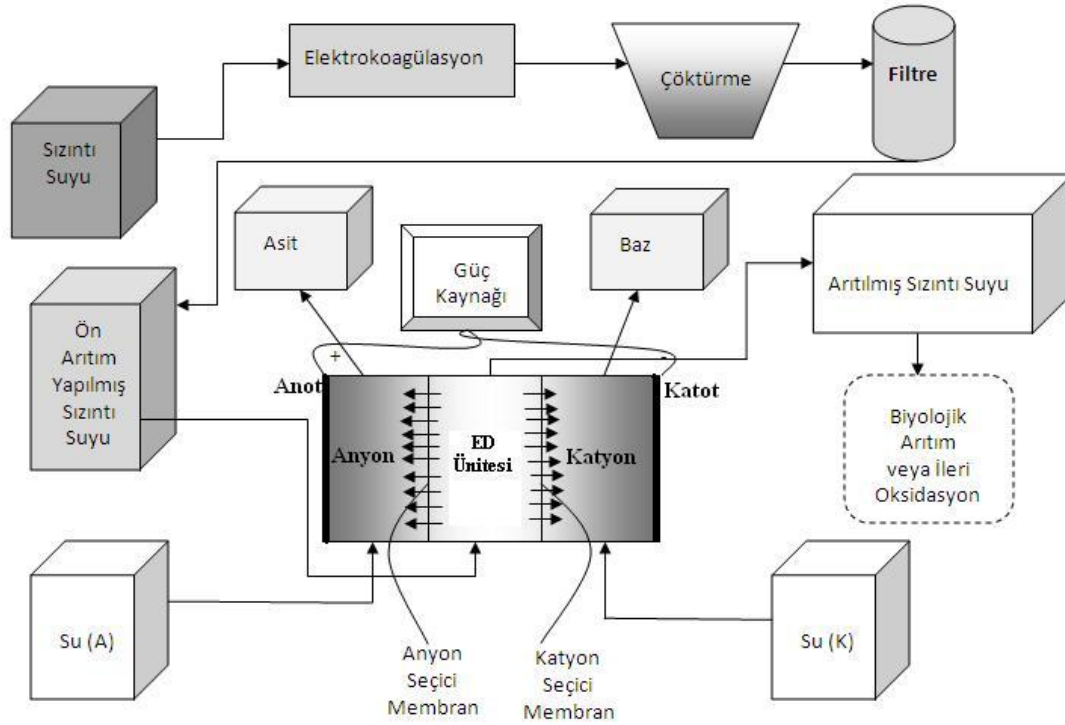
Bu çalışma kapsamında sızıntı sularının temin edilmesi ile birlikte karakterizasyon çalışmalarına başlanmıştır. Farklı zaman dilimlerinde yapılmış olan karakterizasyon verileri benzerlik göstermektedir. Çizelge 5.1'de elde edilen karakterizasyon değerleri verilmektedir.

Çizelge 5.1 Bu çalışmada kullanılan sızıntı suyuna ait karakterizasyon

Parametre	Birim	Değer
Kimyasal Oksijen İhtiyacı	mg/L	9800
Toplam Organik Karbon	mg/L	3530
Toplam Azot	mg/L	4970
Toplam Kjeldahl Azotu	mg/L	4830
Amonyak Azotu	mg/L	3710
Toplam Fosfor	mg/L	41
Ortofosfat	mg/L	23
Askıda Katı Madde	mg/L	650
pH	-	8,05
İletkenlik	mS/cm	39,80

Mevcut sızıntı suyunun karakterizasyonu sonrasında literatürdeki diğer sızıntı suları ile ilişkisi araştırılmıştır. Çünkü bilindiği üzere katı atık tipi farklı olması nedeniyle elde edilen değerler literatürdeki değerlerden farklı çıkabilmektedir. Nitekim elde edilen sonuçlar özellikle azotlu bileşikler kapsamında, literatür verilerinden yüksek çıkmıştır.

Nihai arıtım öncesinde bir ön arıtımın uygulanması, bir sonraki kademedeki son uygulanacak olana prosesin daha verimli çalışması açısından büyük bir öneme sahiptir. Gerek nihai arıtım prosesine zarar vermemesi ve gerekse verimine katkıda bulunması açısından ön arıtım alternatifinin seçimi büyük önem taşımaktadır. Bu amaçla bu çalışmada elektrodializ öncesi ön arıtım olarak elektrokoagülasyon prosesi üzerinde durulmuş ve benzer parametreler üzerinde elektrokoagülasyon için uygun çalışma koşulları belirlenmiştir. Yapılacak çalışmaya ait genel akış diyagramı Şekil 5.1’de verilmiştir.

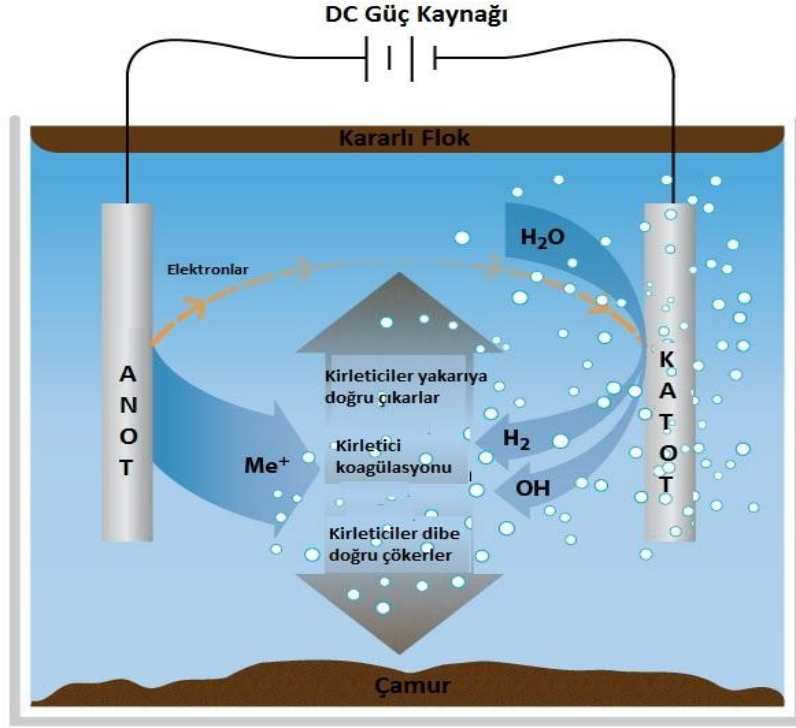


Şekil 5.1 Yapılacak çalışmanın genel akış şeması

Sızıntı suyu temini sonrasında nihai arıtım öncesi uygulanacak olan ön arıtım yöntemleri üzerinde değerlendirmeler yapılmıştır. İki açıdan bakılarak (nihai arıtım için uygun atıksu üretebilecek bir ön arıtım ve kolay uygulanabilen ekonomik bir arıtım) uygun arıtma yöntemleri üzerinde durulmuştur. Tüm bu yöntemlere ilişkin genel bilgiler ve yöntemlerin uygulandığı ön arıtım faaliyetleri sonucu elde edilen veriler sonrasında elektrokoagülasyon yönteminin uygulanmasına karar verilmiştir.

Elektrodiyaliz öncesinde uygulanması planlanan yöntem elektrokoagülasyondur (EK). Diğer açıdan bakıldığında EK prosesinin temelinde; akım yoğunluğu, pH ve reaksiyon süresi en önemli işletme parametreleri olarak göze çarpmaktadır. Bu çalışmada EK için 2 farklı akım yoğunluğu, 2 farklı pH ve 4 farklı süre ile çalışılmıştır. Seçilen akım yoğunlukları 20 mA/cm^2 ve 30 mA/cm^2 ; pH değerleri 6.0 ve 8.05; süreler ise 15 dk, 30 dk, 45 dk ve 60 dk olarak seçilmiştir. Çalışma 250 ml numuneler ile yapılmıştır. Elektrokoagülasyona ait şematik gösterim Şekil 5.2'de verilmiştir. Alınan numunelerin pH değerleri ayarlandıktan sonra çalışma kaplarına alınmıştır. Deneyde karşılıklı yerleştirilmiş olarak 2 adet $5 \text{ cm} \times 20 \text{ cm}$ alüminyum plaka kullanılmıştır. Yaygın olarak kullanılan elektrot tipleri demir ve alüminyum olmasına karşın sızıntı sularının elektrokoagülasyonun da alüminyum elektrotlarının demir elektroda oranla bariz bir üstünlüğü olduğu 2008 yılında sonuç raporu teslim edilen 106Y083 nolu TÜBİTAK projesinde açıkça belirtilmiştir. Çalışmada plakaların suya temas eden kısımları hesaplanmış, buradan hareketle gerekli akım miktarı hesaplanmıştır. Bu işlemlerden sonra akımlar verilerek belirtilen sürelerde çalışılmıştır. Arıtım sonrası numuneler çöktürmeye bırakılmıştır. Çöktürmenin akabinde duru fazlardan numuneler alınarak aşağıda belirtilen parametrelerin sonuçları incelenmiştir. Ön çalışmaya ilişkin işletme şartları Çizelge 5.2'de verilmiştir.

Seçilen ön arıtım yöntemi olan EK prosesinin optimizasyonuna ilişkin ilk adım ise işletme şartlarının seçimi olmuştur. En yaygın kullanılan işletme şartları olan akım yoğunluğu, başlangıç pH değeri ve reaksiyon süresi üzerinde optimizasyon çalışmaları yapılmıştır. Çalışma şartları belirlenirken 'MiniTab 15' adlı istatistik programı kullanılmıştır. Çizelge 5.11 ve 5.12'de optimizasyona ilişkin çalışma şartları verilmiştir. Bu çalışma setine ilişkin optimizasyon çalışmaları yapılarak her türlü işletme şartlarına karşılık elde edilebilecek kirletici verimleri belirlenmiştir. Optimizasyon yapılırken sonuçlar 'Statgraphics' adlı istatistik programı kullanılarak değerlendirilmiştir. Elde edilen sonuçlara bağlı olarak her üç parametredeki değişimlere bağlı verim grafikleri oluşturulmuştur.



Şekil 5.2 Elektrokoagülasyon prosesinin şematik gösterimi

Çizelge 5.2 EK ile sızıntı suyunun ön arıtımına ilişkin ön çalışmalar

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dak.)
1	8.05	20	15
2	8.05	20	30
3	8.05	20	45
4	8.05	20	60
5	8.05	30	15
6	8.05	30	30
7	8.05	30	45
8	8.05	30	60
9	6.0	30	15
10	6.0	30	30
11	6.0	30	45
12	6.0	30	60

Çizelge 5.2’de de görüldüğü üzere her 3 işletme şartı için de en yoğun kullanılan işletme şartları seçilmiştir. Bu çalışmalara ilişkin kirletici parametrelerin giderimiyle ilgili genel sonuçlar aşağıda maddeler halinde incelenmiştir.

5.2. Deneysel Çalışmalar ve Sonuçları

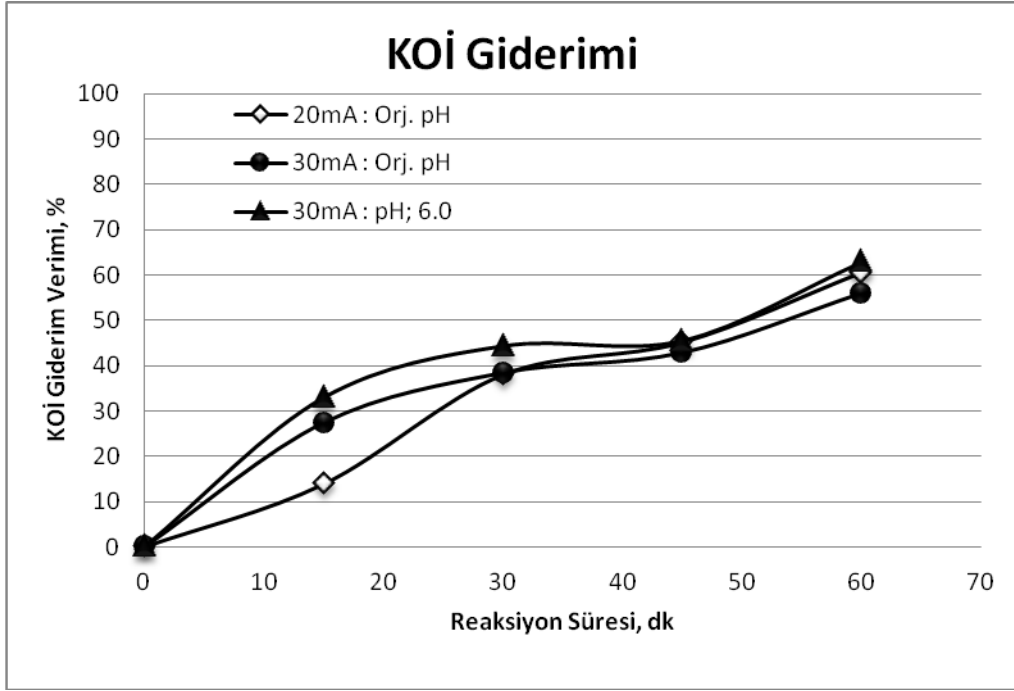
5.2.1. KOİ Giderimi

KOİ gerek sızıntı suyu ve gerekse bir çok atıksu için en önemli kirletici parametre olarak kabul edilmektedir. Organik kirliliğin yanı sıra nihai arıtım prosesleri (membran teknolojileri) ile arıtımı güç olan bir kirletici türüdür. Bu nedenle KOİ giderimi, uygulanacak nihai arıtım öncesi yapılacak arıtım prosesinin seçiminde büyük önem taşımaktadır. Elde edilen sonuçlar Çizelge 5.3’te verilmektedir.

Çizelge 5.3 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen KOİ giderim verimleri

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dak.)	KOİ Giderimi (%)
1	8.05	20	15	13,9
2	8.05	20	30	38,0
3	8.05	20	45	45,1
4	8.05	20	60	60,5
5	8.05	30	15	27,0
6	8.05	30	30	38,4
7	8.05	30	45	42,8
8	8.05	30	60	55,9
9	6.0	30	15	33,0
10	6.0	30	30	44,3
11	6.0	30	45	45,5
12	6.0	30	60	62,8

Yukarıdaki tabloya ilişkin verilerin grafiksel gösterimi ise Şekil 5.3'te verilmiştir.



Şekil 5.3 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen KOİ giderim verimleri Şekil 5.3'te görüldüğü üzere bu şartlar altında yarım saatlik bir süre için sızıntı suyu gibi organik kirliliğin yüksek oranda giderimi sağlanabilmektedir. Partiküler yapıda olmasının yanı sıra organik kirlenmelerin EK'nin temel mekanizması gereği giderimi mümkün olabilmektedir. Bu açıdan elde edilen yüksek giderim verimi tatmin edici düzeydedir.

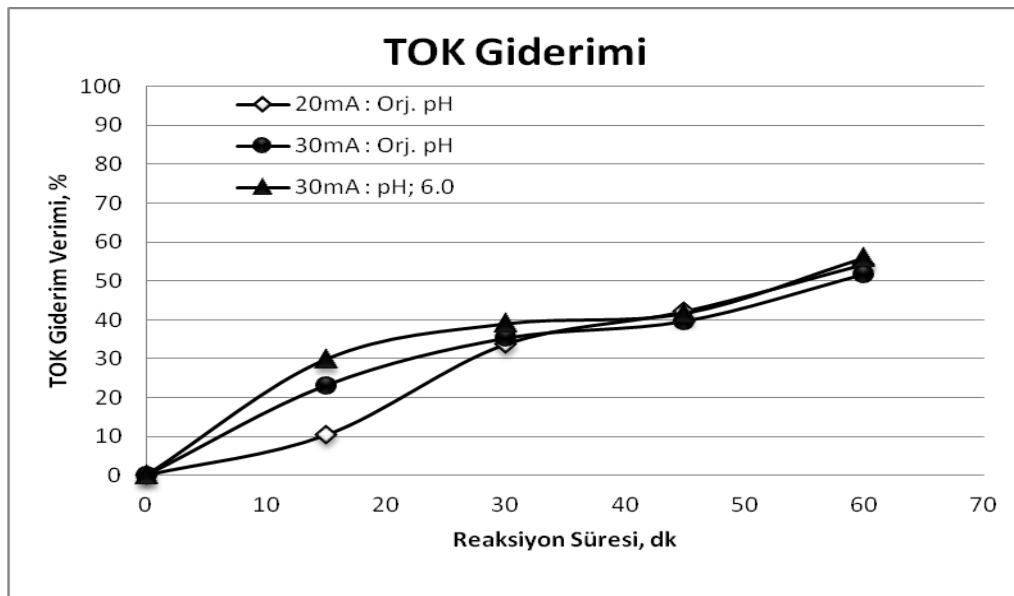
5.2.2. TOK Giderimi

Organik kirlenmelerin KOİ'nin yanı sıra temsilini sağlayan en önemli parametrelerden biri de TOK parametresidir. Tüm organik kirlenmeleri ifade eden ve sızıntı suyu gibi organik kirlenme oranı çok yüksek olan bir atıksuyun arıtılabilirliğinin tespiti için TOK analizi yapılması gerekmektedir. Çizelge 5.4'te çalışma şartlarına bağlı olarak TOK giderim verimleri ve, Şekil 5.4'te de bu verilerin grafiğe dökülmüş hali gösterilmektedir.

Çizelge 5.4 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TOK giderim verimleri

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	TOK Giderimi (%)
1	8.05	20	15	10,3
2	8.05	20	30	33,6
3	8.05	20	45	42,1
4	8.05	20	60	54,2
5	8.05	30	15	23,1
6	8.05	30	30	35,2
7	8.05	30	45	39,6
8	8.05	30	60	51,7
9	6.0	30	15	29,8
10	6.0	30	30	38,9
11	6.0	30	45	41,6
12	6.0	30	60	55,9

Yukarıdaki tabloya ilişkin verilerin şekille ifadesi de Şekil 4.11 'de verilmektedir.



Şekil 5.4 Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TOK giderim verimleri

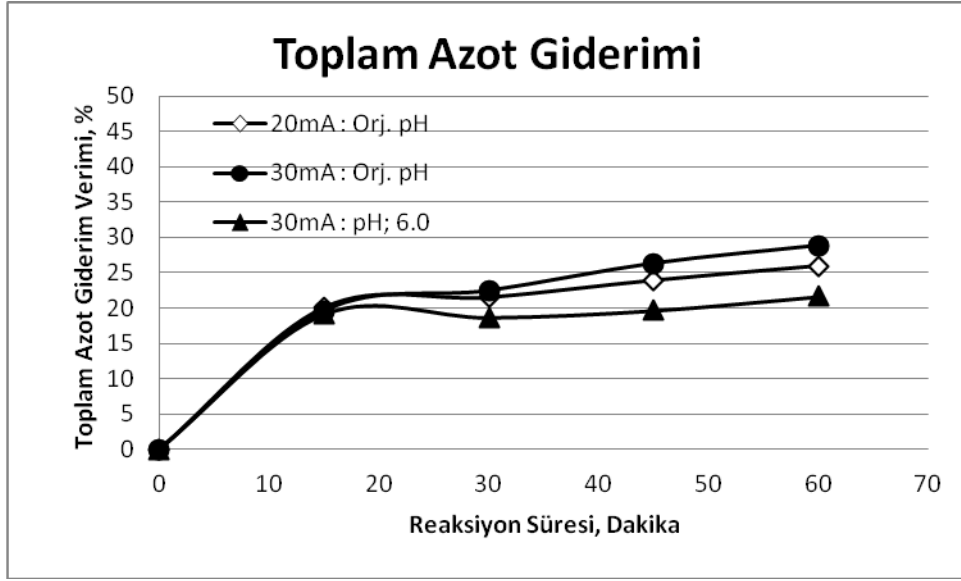
Çizelge 5.4 ve Şekil 5.4'ten de görüldüğü üzere %50'nin üzerinde bir TOK verimi elde edilirken, sonuçlar KOİ sonuçlarıyla da tutarlılık göstermiştir.

5.2.3. TN Giderimi

Sızıntı suları için KOİ sonrasında en önemli parametrelerin başında şüphesiz toplam azot gelmektedir. Evsel atıksular için yaklaşık 50 mg/L, sızıntı suları için ise maksimum 1000 mg/L olduğu literatürde verilse de ülkemiz atık karakteristiklerine bağlı olarak TN değeri 5000-6000 mg/L seviyelerine ulaşabilmektedir. Bu açıdan bakıldığında TN değerine bakılmaksızın sızıntı suyuna ilişkin arıtım yorumunda bulunmak imkânsızdır. Çizelge 5.5'te çalışma şartlarına bağlı olarak TN giderim verimleri ve, Şekil 5.5'te de bu verilerin grafiğe dökülmüş hali gösterilmektedir.

Çizelge 5.5 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TN giderim verimleri

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	TN Giderimi (%)
1	8.05	20	15	20,0
2	8.05	20	30	21,5
3	8.05	20	45	23,9
4	8.05	20	60	25,9
5	8.05	30	15	19,6
6	8.05	30	30	22,5
7	8.05	30	45	26,3
8	8.05	30	60	28,9
9	6.0	30	15	19,1
10	6.0	30	30	18,7
11	6.0	30	45	19,7
12	6.0	30	60	21,6



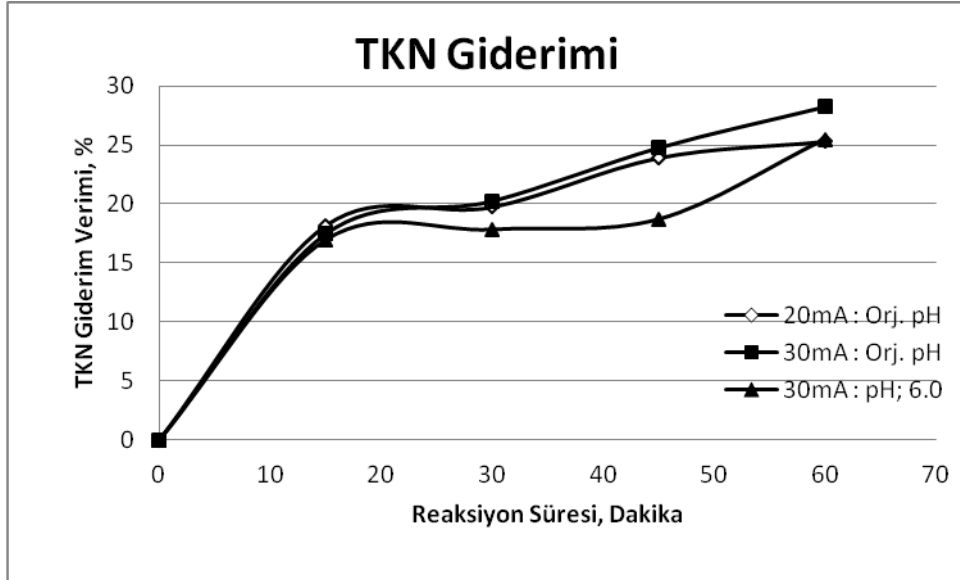
Şekil 5.5 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TN giderim verimleri Şekil 5.5'te de görüleceği gibi yüksek bir giderim verimi söz konusudur. Bunun temel nedeni TN'in çok büyük bir kısmını oluşturan amonyak azotunun giderimidir. Amonyak azotu yüksek pH değerlerinde gaz haline geçmekte ve giderimi kolaylıkla gerçekleştirilebilmektedir. Nitekim EK prosesiyle de amonyak sıyırma prosesine benzer bir mekanizmayla azotlu bileşiklerin giderimi sağlanabilmektedir. Şekilde de orijinal pH içeren numunelerde daha yüksek giderim verimi olduğu görülmektedir. Ayrıca EK prosesi süresince pH değerinin bazik değerlere doğru yükseldiği de bilinmektedir. Tüm bu noktalar dikkate alındığında yüksek giderim verimlerine ulaşılabilmiş ve TN açısından başarılı bir arıtım sağlanabilmiştir.

5.2.4. TKN Giderimi

TN parametresinin çok yüksek bir kısmı TKN olarak karşımıza çıkmaktadır. Zaten TKN ve TN arasındaki farkın $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ olduğu düşünülürse ve sızıntı suyunda da $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ parametrelerinin çok düşük olduğu göz önüne alındığında TKN parametresinin önemi de bir kat daha artmaktadır. Çizelge. 5.6'da çalışma şartlarına bağlı TKN giderim verimleri ve, Şekil 5.6'da de bu verilerin grafiğe dökülmüş hali gösterilmektedir.

Çizelge 5.6 Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TKN giderim verimleri

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	TKN Giderimi (%)
1	8.05	20	15	18,2
2	8.05	20	30	19,7
3	8.05	20	45	23,9
4	8.05	20	60	25,3
5	8.05	30	15	17,5
6	8.05	30	30	20,3
7	8.05	30	45	24,8
8	8.05	30	60	28,3
9	6.0	30	15	17,0
10	6.0	30	30	17,8
11	6.0	30	45	18,7
12	6.0	30	60	25,5



Şekil 5.6 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TKN giderim verimleri

Elde edilen sonuçlar beklenildiği gibi TN değerleriyle paralellik göstermektedir. Arıtım sürelerinin başlangıcında pH değerlerinin yükseldiği ve sürece bağlı bu yükselişin devam ettiği düşünüldüğünde TKN içerisindeki amonyumların amonyağa dönüştüğü ve amonyakların

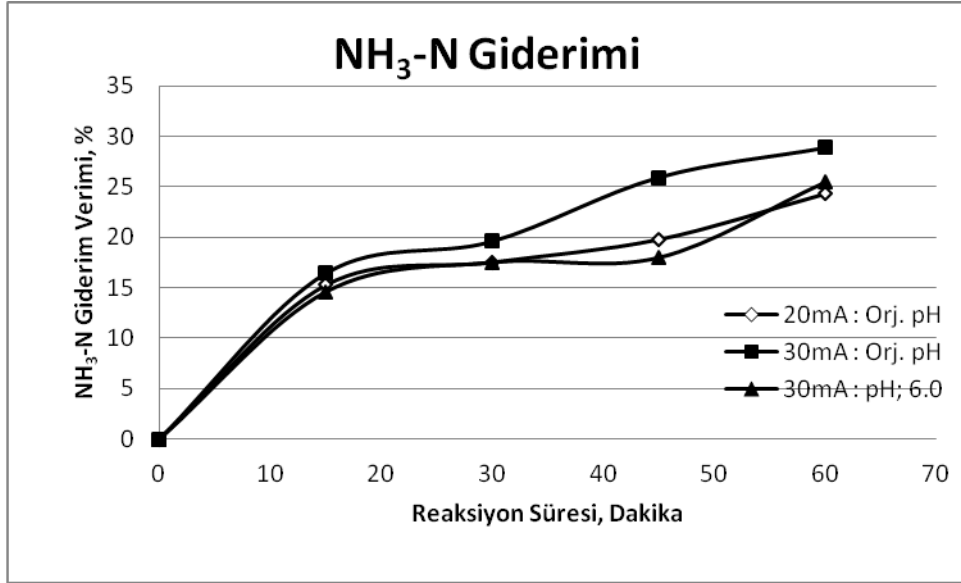
da elektrolitik reaksiyonlar neticesinde açığa çıkan H_2 gazıyla birlikte sıyrıldığı görülmektedir. Bu nedenle orijinal pH'lar daha yüksek giderim verimi sağlamaktadır. Ayrıca 30 mA/cm^2 'lik akım yoğunluğunun da 20 mA/cm^2 'lik çalışmadan daha etkin bir elektrolitik reaksiyon sağladığı ve pH yükselmesiyle sonuçlandığı düşünülürse 45. dakikadan sonra pH:6.0 lık çalışma da veriminin yükselmesi beklenen bir sonuç olarak karşımıza çıkmaktadır.

5.2.5. Amonyak Azotu Giderimi

Amonyak azotu ve TKN arasındaki yakın ilişki çalışma sonuçlarına direkt olarak yansımış durumdadır. Aynı zamanda aradaki parametre türünün organik azot olduğu düşünülür ve organik kirleticilerin de bu prosesle etkin bir şekilde giderildiği dikkate alınırsa benzer şekilde yüksek giderim verimleri sağlanması beklenilir. Bunun yanı sıra TKN'inde büyük bir kısmının amonyak azotu olduğu bilinmektedir. Bu nedenle amonyak azotu gideriminin de incelenmesi büyük önem taşımaktadır. Çizelge 5.7'de çalışma şartlarına bağlı NH_3-N giderim verimleri ve Şekil 5.7'de de bu veriler grafik olarak gösterilmektedir.

Çizelge 5.7 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen NH_3-N giderim verimleri

Çalışma N	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm^2)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	NH_3-N Giderimi (%)
1	8.05	20	15	15,3
2	8.05	20	30	17,5
3	8.05	20	45	19,8
4	8.05	20	60	24,3
5	8.05	30	15	16,4
6	8.05	30	30	19,6
7	8.05	30	45	25,9
8	8.05	30	60	28,9
9	6.0	30	15	14,6
10	6.0	30	30	17,5
11	6.0	30	45	18,0
12	6.0	30	60	25,5



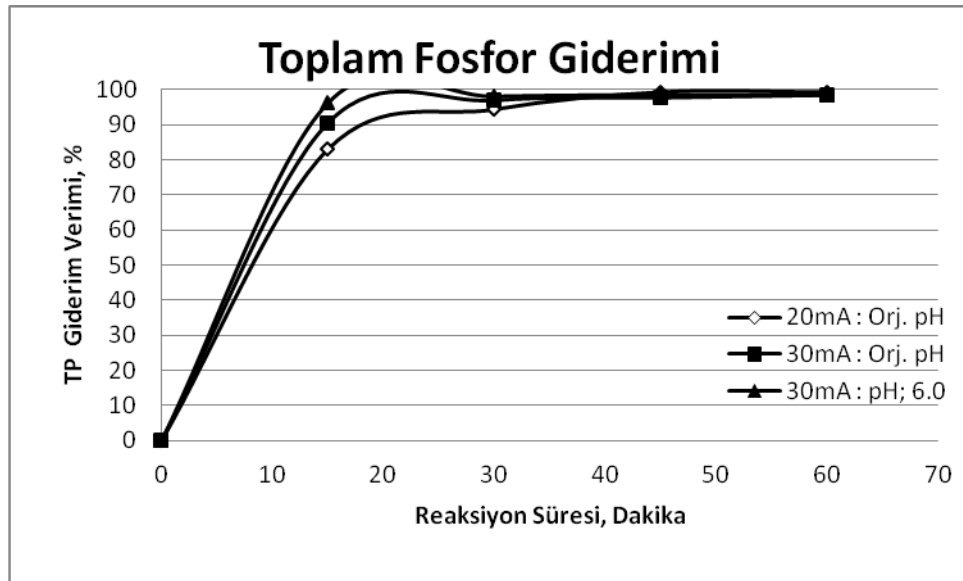
Şekil 5.7 Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen NH₃-N giderim verimleri Çizelge 5.7 ve Şekil 5.7'den de görüleceği üzere amonyak giderim verimleri benzer şekilde TKN ve TN giderim verimleriyle paralellik göstermektedir. Nitekim benzer parametreler olmaları bu konuda büyük katkı sağlamıştır. Sonuç olarak %30'luk bir giderim verimi sağlanmış olup bunun nedeni EK'nin temel mekanizması olan çökelme yoluyla değil de pH'nın artması sonucu amonyağın sıyırılması yoluyla sağlanmıştır. Ayrıca yüksek pH değerleriyle sızıntı suyu içerisinde bulunan magnezyum ve fosfatlarında birleşerek MAP prosesi ile bir çökelme sağlaması bu giderim verimine katkı sağlamıştır. Sonuç olarak her 3 işletme şartında %80 üzerinde bir giderim verimi sağlanabilmektedir.

5.2.6. TP Giderimi

Fosforlu bileşikler organik ve azotlu bileşiklerden sonra en yoğun karşılaşılan kirletici parametrelerden biri olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu açıdan TP ile ilgili olarak EK prosesinin etkisi incelenmiştir. Çizelge 5.8'de çalışma şartlarına bağlı olarak TP giderim verimleri ve, Şekil 5.8'de de bu verilerin grafiğe dökülmüş hali gösterilmektedir.

Çizelge 5.8 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TP giderim verimleri

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	TP Giderimi (%)
1	8.05	20	15	83,0
2	8.05	20	30	94,3
3	8.05	20	45	99,2
4	8.05	20	60	99,2
5	8.05	30	15	90,6
6	8.05	30	30	97,0
7	8.05	30	45	97,7
8	8.05	30	60	98,5
9	6.0	30	15	96,2
10	6.0	30	30	98,1
11	6.0	30	45	98,5
12	6.0	30	60	98,5



Şekil 5.8 Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen TP giderim verimleri

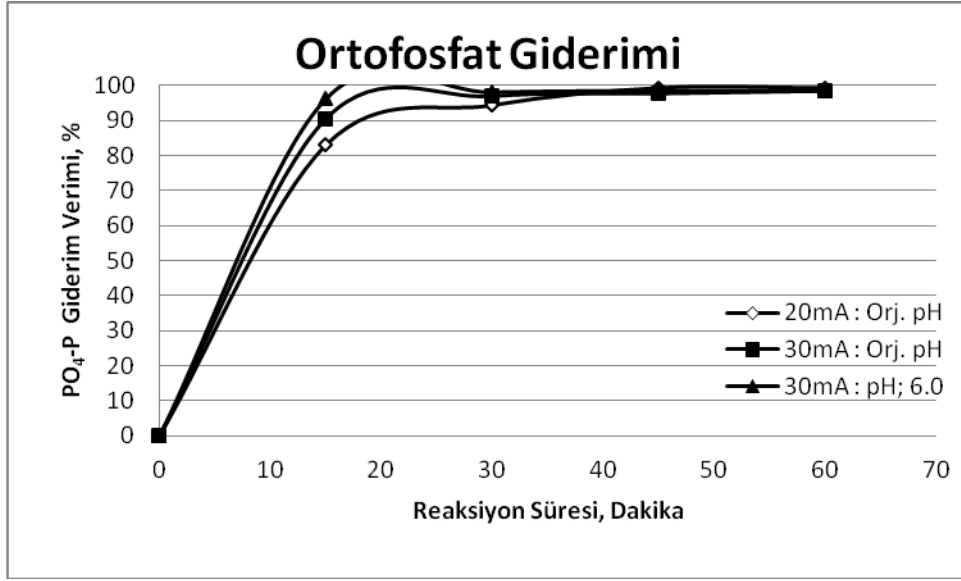
Çizelge 5.8 ve Şekil 5.8'den de görüleceği üzere fosforlu bileşiklerin tamamına yakını giderilebilmiştir. EK prosesi çökeltme mekanizmasına dayandığı gibi fosforlu bileşikler de çökeltme mekanizmasıyla kolaylıkla giderilebilmektedir. Bu açıdan bakıldığında elde edilen verimlerin %100'e yakın elde edilmesi beklenen bir sonuç olarak karşımıza çıkmaktadır.

5.2.7. Ortofosfat Giderimi

TP'nin yanı sıra fosforlu bileşikleri temsil edecek bir diğer parametre ortofosfatlardır. Nitekim büyük ölçüde ortofosfatlar şeklinde fosforlu bileşikler bulunmaktadır. Bu açıdan yalnızca tek bir tür fosforlu bileşikler üzerinde mi yoksa tüm bileşikler üzerinde mi etkin olduğunu belirlemek açısından ortofosfat giderimi de incelenmiştir. Çizelge 5.9'da çalışma şartlarına bağlı ortofosfat giderim verimleri ve, Şekil 5.9'da da bu verilerin grafiğe dökülmüş hali gösterilmektedir.

Çizelge 5.9 Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen PO₄-P giderim verimleri

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	PO ₄ -P Giderimi (%)
1	8.05	20	15	94,6
2	8.05	20	30	95,3
3	8.05	20	45	95,3
4	8.05	20	60	95,3
5	8.05	30	15	92,3
6	8.05	30	30	94,6
7	8.05	30	45	93,9
8	8.05	30	60	99,0
9	6.0	30	15	95,0
10	6.0	30	30	95,6
11	6.0	30	45	96,3
12	6.0	30	60	96,3



Şekil 5.9 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen PO₄-P giderim verimleri. Elde edilen sonuçlar incelendiğinde TP ile benzer sonuçlar elde edilmiş olup her 3 çalışmada da %95'in üzerinde bir verim elde edilerek fosforlu bileşikler etkin bir biçimde arıtılabilmektedir.

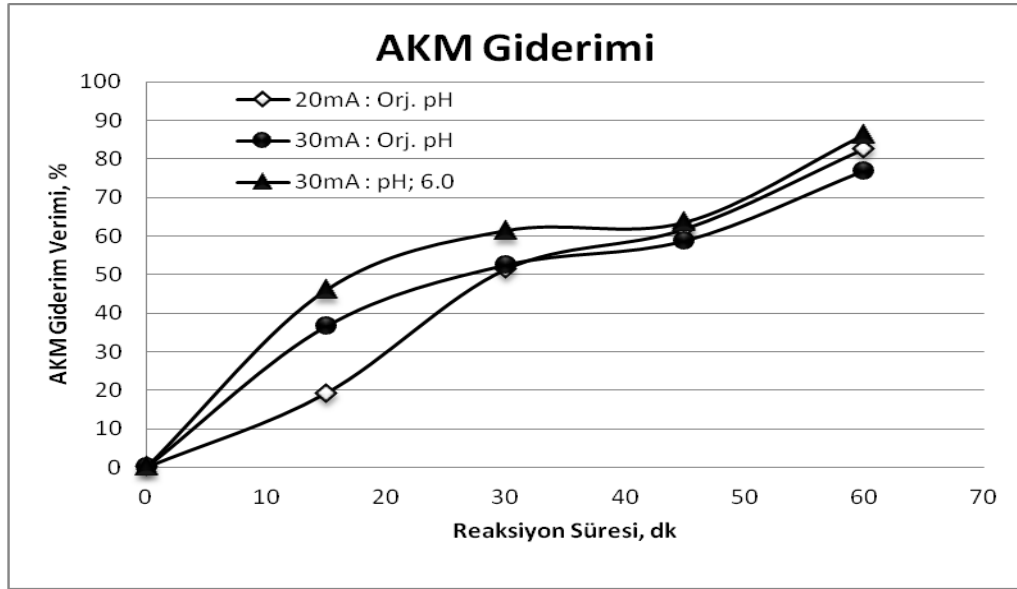
5.2.8. AKM Giderimi

Nihai arıtım öncesi için yapılması planlanan atıksu ön arıtımının kirletici giderim performansı için seçilecek kirletici parametrelerden en önemlisi AKM'dir. AKM içeriği yüksek bir atıksuyun nihai arıtım prosesiyle (özellikle membran teknolojileri) arıtımı esnasında tıkanma problemleriyle karşı karşıya kalınabilmektedir. Bu açıdan bir kirletici parametre olarak AKM'nin EK prosesiyle giderilebilirliği incelenmiştir. Çizelge 5.10'da çalışma şartlarına bağlı AKM giderim verimleri ve Şekil 5.10'da de bu verilerin grafiğe dökülmüş hali gösterilmektedir.

Çizelge 5.10 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen AKM giderim verimleri

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	AKM Giderimi (%)
1	8.05	20	15	19,2
2	8.05	20	30	51,3
3	8.05	20	45	61,8
4	8.05	20	60	82,0

5	8.05	30	15	36,5
6	8.05	30	30	52,4
7	8.05	30	45	58,7
8	8.05	30	60	76,9
9	6.0	30	15	45,9
10	6.0	30	30	61,3
11	6.0	30	45	63,5
12	6.0	30	60	86,2



Şekil 5.10 Ön Arıtım çalışmalarına ilişkin EK ile elde edilen AKM giderim verimleri. Elde edilen sonuçlar incelendiğinde oldukça yüksek giderim verimleriyle karşılaşılmıştır. Bu sonuçlar, EK partiküler kirleticiler üzerindeki etkisi için beklenen bir durumdur. Arıtım süresinin ilerlemesiyle birlikte kısmen verim düşüşü gözlenmesi, zamanla ortama geçen koagülant miktarının yükselmesi ve çökeleklerin elektrolitik reaksiyonlarla hareketlenip süpernatant kısma karışmalarından ileri gelmektedir.

5.3. Elektrokoagülasyon Yönteminin Optimizasyonu

Seçilen ön arıtım yöntemi olan EK prosesinin optimizasyonuna ilişkin ilk adım işletme şartlarının seçimi olmuştur. En yaygın kullanılan işletme şartları olan akım yoğunluğu, başlangıç pH değeri ve reaksiyon süresi üzerinde optimizasyon çalışmaları yapılmıştır.

Çalışma şartları belirlenirken 'MiniTab 15' adlı istatistik programı kullanılmıştır. Çizelge 5.11 ve 5.12'de optimizasyona ilişkin çalışma şartları verilmiştir.

Çizelge 5.11 EK prosesine ilişkin seçilen işletme şartları

İşletme Parametresi	Seviye				
	-2	-1	0	1	2
Başlangıç pH	5	6	7	8	9
Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	10	20	30	40	50
Reaksiyon Süresi (Dakika)	0	15	30	45	60

Çizelge 5.12 EK prosesine ilişkin optimizasyon çalışma seti

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)
1	6	30	15
2	6	30	30
3	6	30	45
4	6	30	60
5	7	20	15
6	7	20	30
7	7	20	45
8	7	20	60
9	8	20	15
10	8	20	30
11	8	20	45
12	8	20	60
13	8	30	15
14	8	30	30
15	8	30	45
16	8	30	60
17	5	10	15
18	5	40	15
19	5	50	15
20	9	10	30
21	9	40	30
22	9	50	30
23	5	10	45
24	5	40	45

25	5	50	45
26	9	10	60
27	9	40	60
28	9	50	60
29	8	30	30
30	8	30	30

Bu çalışma setine ilişkin optimizasyon çalışmaları yapılarak her türlü işletme şartlarına karşılık elde edilebilecek kirletici verimleri belirlenmiştir. Aşağıdaki başlıklarda her bir kirletici parametre için elde edilen optimizasyon sonuçları grafik olarak verilmiştir. Optimizasyon yapılırken sonuçlar ‘Statgraphics’ adlı istatistik programı kullanılarak değerlendirilmiştir. Elde edilen sonuçlara bağlı olarak her üç parametredeki değişimlere bağlı verim grafikleri oluşturulmuştur.

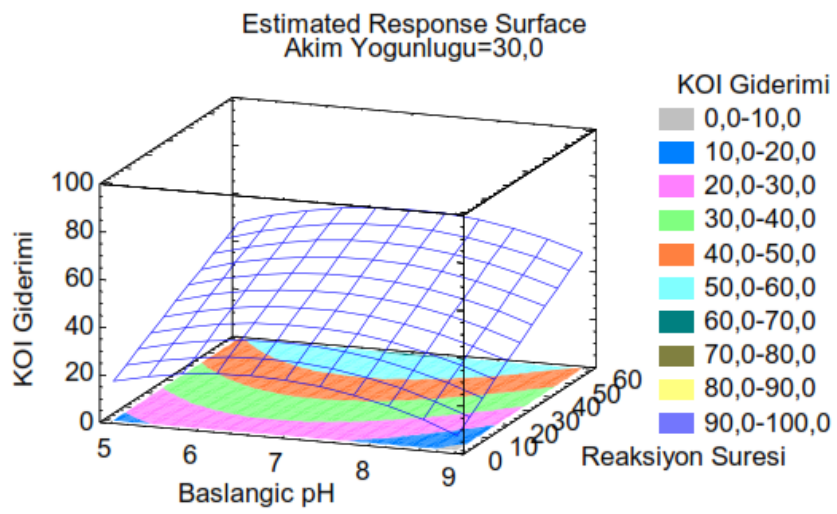
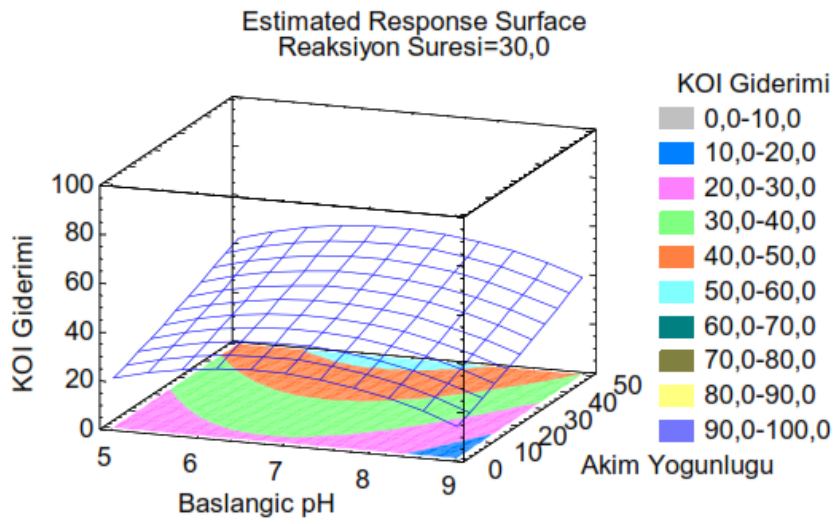
5.3.1. EK Prosesiyle KOİ Gideriminin Optimizasyonu

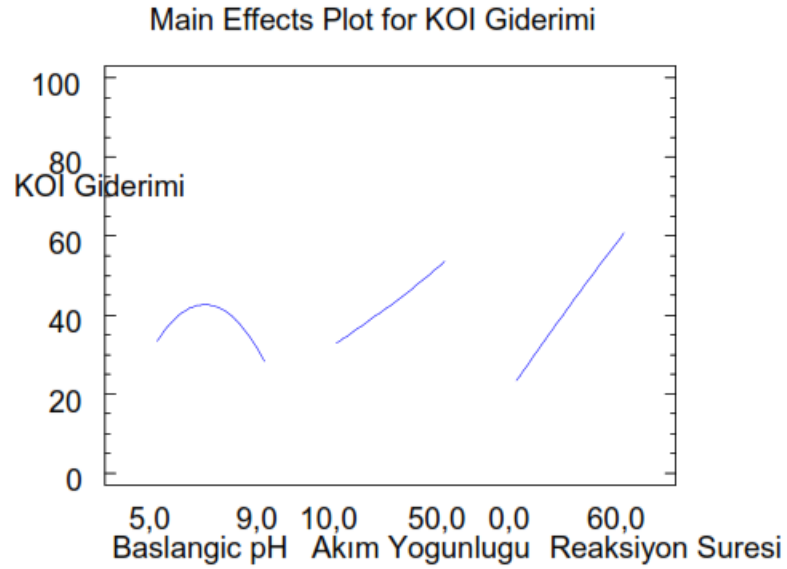
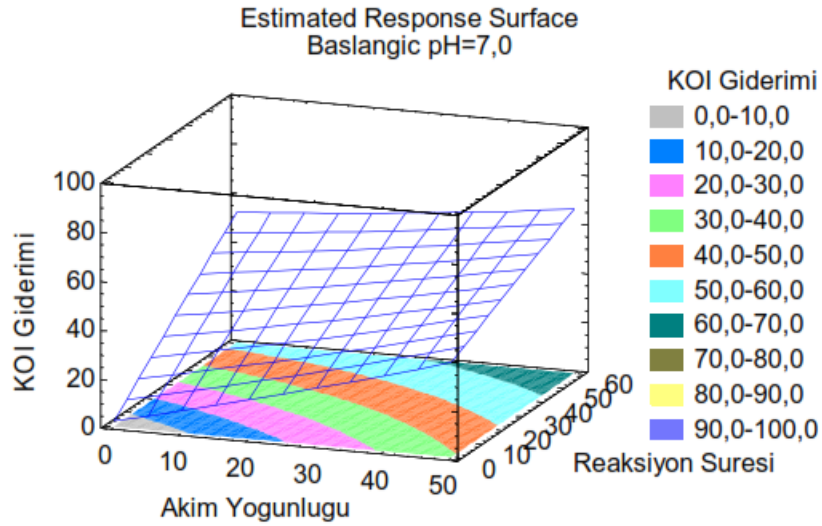
Çizelge 5.13’te çalışma şartlarına bağlı KOİ giderim verimleri verilirken, Şekil 5.11’de de bu verilerin grafik olarak gösterimi verilmiştir.

Çizelge 5.13 EK prosesine ilişkin KOİ optimizasyon çalışmaları

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	KOİ giderimi, (%)
1	6	30	15	33,0
2	6	30	30	44,3
3	6	30	45	45,5
4	6	30	60	62,5
5	7	20	15	26,6
6	7	20	30	39,5
7	7	20	45	42,6
8	7	20	60	60,6
9	8	20	15	13,9
10	8	20	30	38,0
11	8	20	45	45,1
12	8	20	60	60,5
13	8	30	15	27,4
14	8	30	30	38,4
15	8	30	45	42,8
16	8	30	60	55,9
17	5	10	15	14,8
18	5	40	15	31,6
19	5	50	15	38,2

20	9	10	30	22,6
21	9	40	30	36,8
22	9	50	30	39,5
23	5	10	45	32,6
24	5	40	45	43,2
25	5	50	45	48,7
26	9	10	60	38,2
27	9	40	60	51,3
28	9	50	60	56,5
29	8	30	30	37,6
30	8	30	30	39,1





Şekil 5.11 EK ile KOİ optimizasyonu

Yukarıdaki tablo da yer alan verilere ilişkin elde edilen model aşağıdaki gibidir.

$$\begin{aligned} \text{KOI Giderimi} = & -120,454 + 38,1502 \cdot \text{Başlangıç pH} + 0,523185 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} + \\ & 0,597104 \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 2,94204 \cdot \text{Başlangıç pH}^2 + 0,0176253 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Akim} \\ & \text{Yoğunluğu} + 0,041036 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} + 0,00163305 \cdot \text{Akim Yoğunluğu}^2 - \\ & 0,00759027 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 0,000557103 \cdot \text{Reaksiyon Süresi}^2 \end{aligned}$$

Bu modele ilişkin varyans analizi ise Çizelge 5.14'te verilmiştir.

Çizelge 5.14 KOİ Giderimi için varyans analizi

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
A:Başlangıç pH	69,5043	1	69,5043	4,49	0,0467
B:Akim Yoğunluğu	751,347	1	751,347	48,57	0,0000
C:Reaksiyon Süresi	1106,6	1	1106,6	71,54	0,0000
AA	219,51	1	219,51	14,19	0,0012
AB	3,74749	1	3,74749	0,24	0,6279
AC	15,805	1	15,805	1,02	0,3242
BB	0,777477	1	0,777477	0,05	0,8249
BC	57,8614	1	57,8614	3,74	0,0674
KK	0,311603	1	0,311603	0,02	0,8886
Total error	309,386	20	15,4693		
Total (corr.)	4339,11	29			

Elde edilen varyans analizine göre sonuçların tutarlılığına ilişkin veriler aşağıdaki gibidir.

R-squared = 92,8698 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 89,6613 percent

Standard Error of Est. = 3,9331

Mean absolute error = 2,44488

R^2 'nin %90 üzerinde olduğu görülmekle birlikte elde edilen modelin çalışmaya uygun olduğu da görülmektedir. Ayrıca bu çalışmada verimin maksimizasyonuna bağlı olarak optimum işletme şartları tanımlanmıştır. KOİ parametresine ilişkin optimum işletme şartları şöyledir.

Optimum value = 67,0765

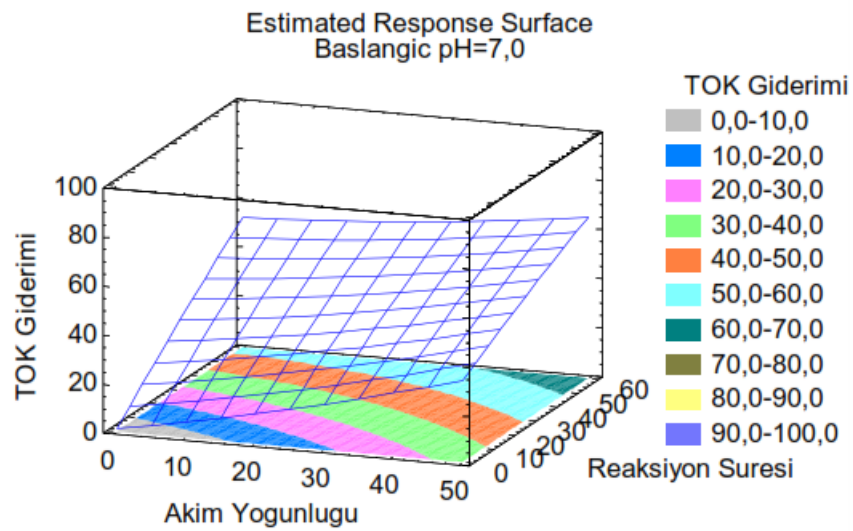
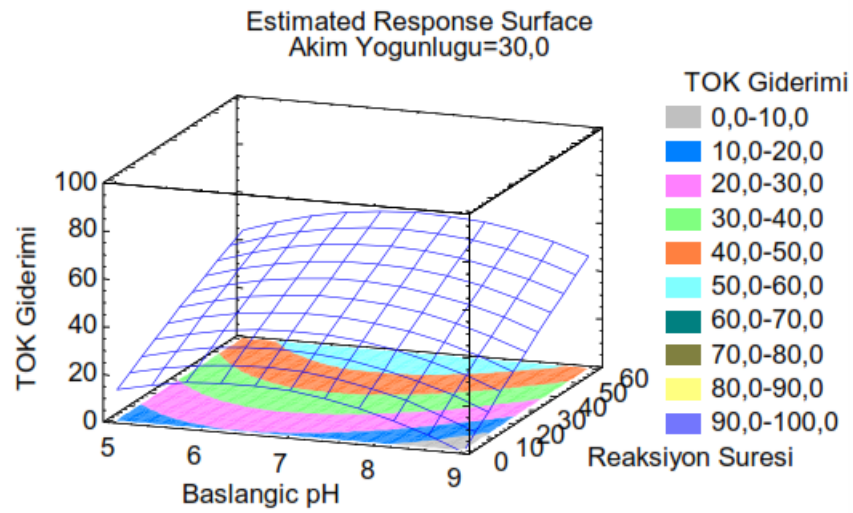
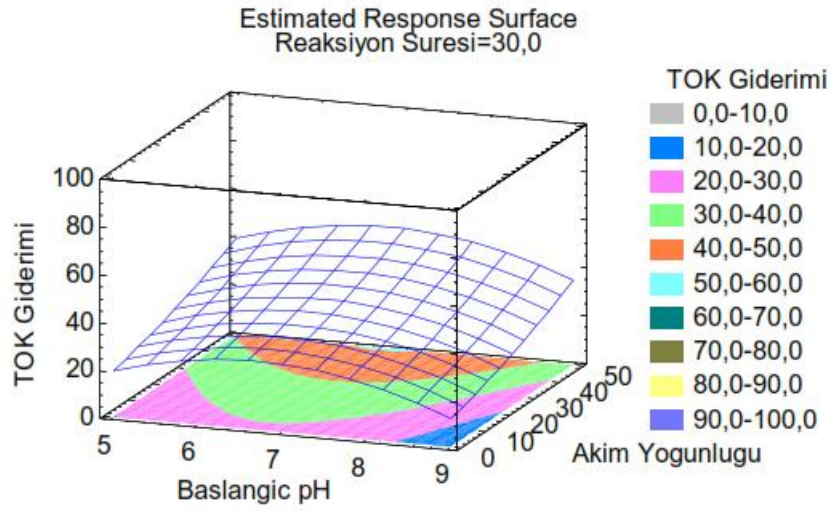
<i>Factor</i>	<i>Low</i>	<i>High</i>	<i>Optimum</i>
Başlangıç pH	5,0	9,0	7,04546
Akim Yoğunluğu	10,0	50,0	50,0
Reaksiyon Süresi	15,0	60,0	59,8533

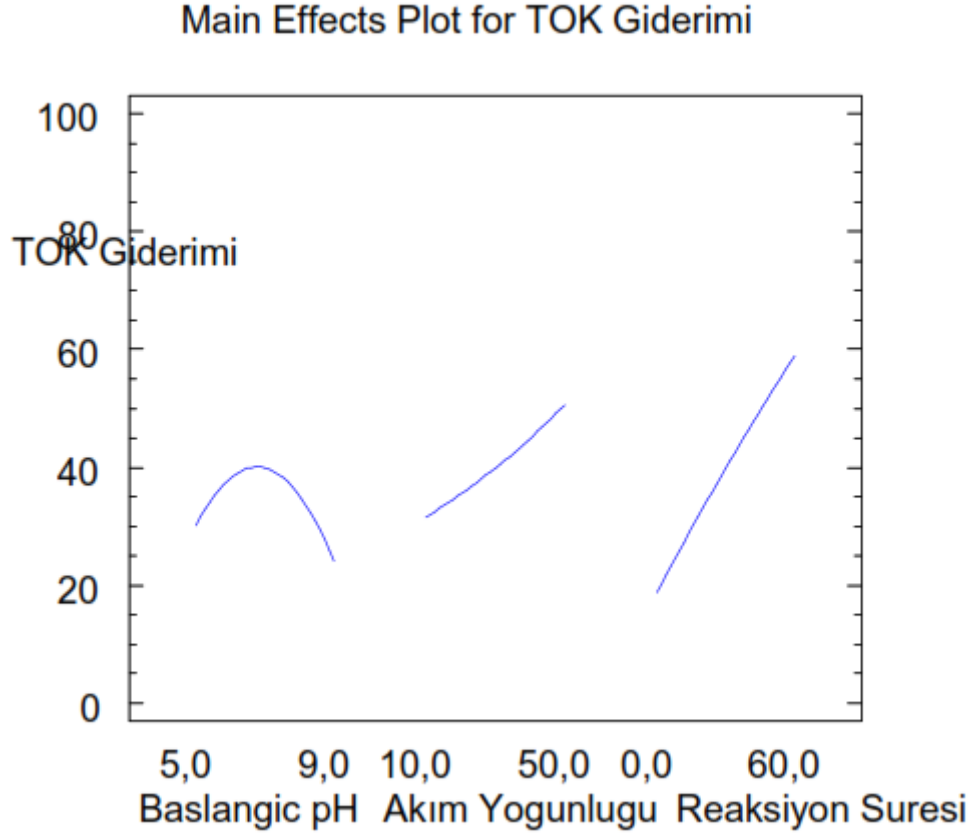
5.3.2. EK Prosesiyle TOK Gideriminin Optimizasyonu

Çizelge 5.15'te çalışma şartlarına bağlı TOK giderim verimleri verilirken, Şekil 5.12'de de bu verilerin grafiğe dökülmüş hali gösterilmektedir.

Çizelge 5.15 EK prosesine ilişkin TOK optimizasyon çalışmaları

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	TOK giderimi (%)
1	6	30	15	31,5
2	6	30	30	41,2
3	6	30	45	42,3
4	6	30	60	58,6
5	7	20	15	21,3
6	7	20	30	38,2
7	7	20	45	41,9
8	7	20	60	60,7
9	8	20	15	10,2
10	8	20	30	36,4
11	8	20	45	44,3
12	8	20	60	60,8
13	8	30	15	25,2
14	8	30	30	34,9
15	8	30	45	38,6
16	8	30	60	51,3
17	5	10	15	13,2
18	5	40	15	28,5
19	5	50	15	33,4
20	9	10	30	19,6
21	9	40	30	31,4
22	9	50	30	35,2
23	5	10	45	29,6
24	5	40	45	41,8
25	5	50	45	45,9
26	9	10	60	37,3
27	9	40	60	50,1
28	9	50	60	56
29	8	30	30	35,1
30	8	30	30	35,8





Şekil 5.12 EK ile TOK giderimi optimizasyonu

Yukarıdaki tablo da yer alan verilere ilişkin elde edilen model aşağıdaki gibidir.

$$\text{TOK Giderimi} = -127,02 + 40,5598 \cdot \text{Başlangıç pH} + 0,392286 \cdot \text{Akım Yoğunluğu} + 0,477662 \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 3,17412 \cdot \text{Başlangıç pH}^2 + 0,013399 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Akım Yoğunluğu} + 0,0652636 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} + 0,00311711 \cdot \text{Akım Yoğunluğu}^2 - 0,0065272 \cdot \text{Akım Yoğunluğu} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 0,00114422 \cdot \text{Reaksiyon Süresi}^2$$

Bu modele ilişkin varyans analizi Çizelge 5.16'da verilmiştir.

Çizelge 5.16 TOK Giderimi varyans analizi

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
A:Başlangıç pH	97,9851	1	97,9851	4,96	0,0376
B:Akim Yoğunluğu	640,761	1	640,761	32,42	0,0000
C:Reaksiyon Süresi	1279,1	1	1279,1	64,73	0,0000
AA	255,508	1	255,508	12,93	0,0018
AB	2,16577	1	2,16577	0,11	0,7441

AC	39,9765	1	39,9765	2,02	0,1704
BB	2,83265	1	2,83265	0,14	0,7090
BC	42,7886	1	42,7886	2,17	0,1567
KK	1,31447	1	1,31447	0,07	0,7991
Total error	395,24	20	19,762		
Total (corr.)	4735,23	29			

Elde edilen varyans analizine göre sonuçların tutarlılığına ilişkin veriler aşağıdaki gibidir.

R-squared = 91,6532 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 87,8972 percent

Standard Error of Est. = 4,44544

Mean absolute error = 2,81465

R^2 'nin %90 üzerinde olduğu görülmekle birlikte elde edilen modelin çalışmaya uygun olduğu da görülmektedir. Ayrıca bu çalışma da verimin maksimizasyonuna bağlı olarak optimum işletme şartları tanımlanmıştır. TOK parametresine ilişkin optimum işletme şartları şöyledir.

Optimize Response

Goal: maximize TOK Giderimi

Optimum value = 65,8715

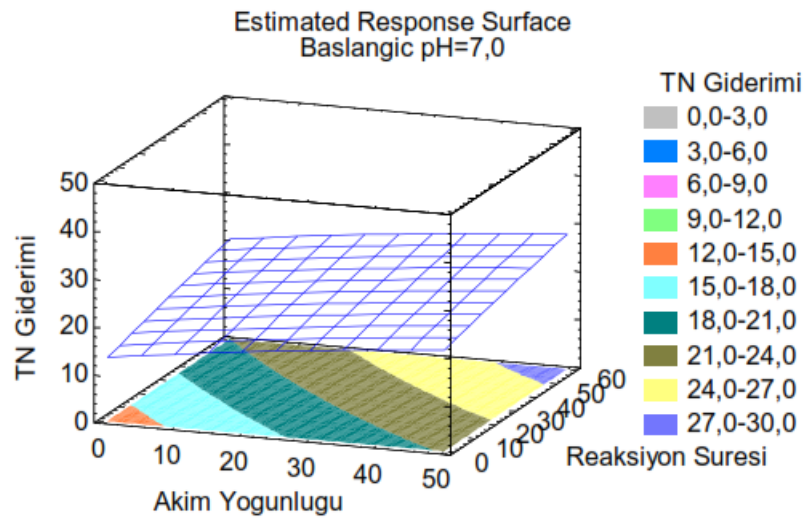
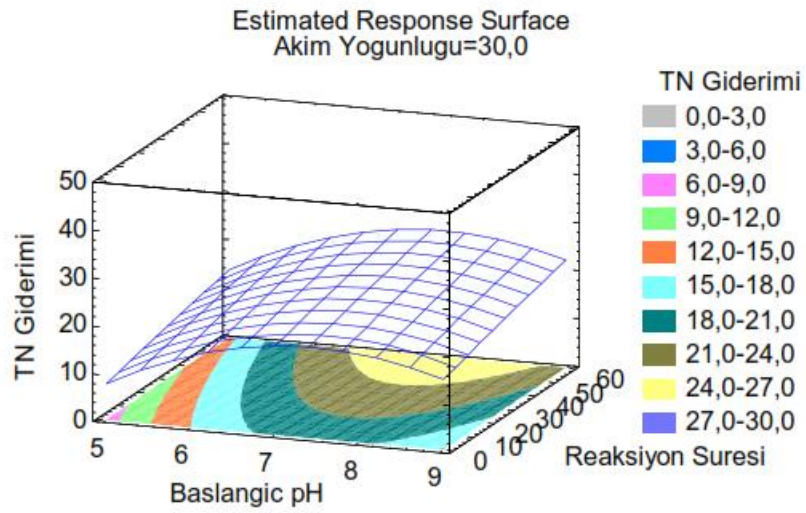
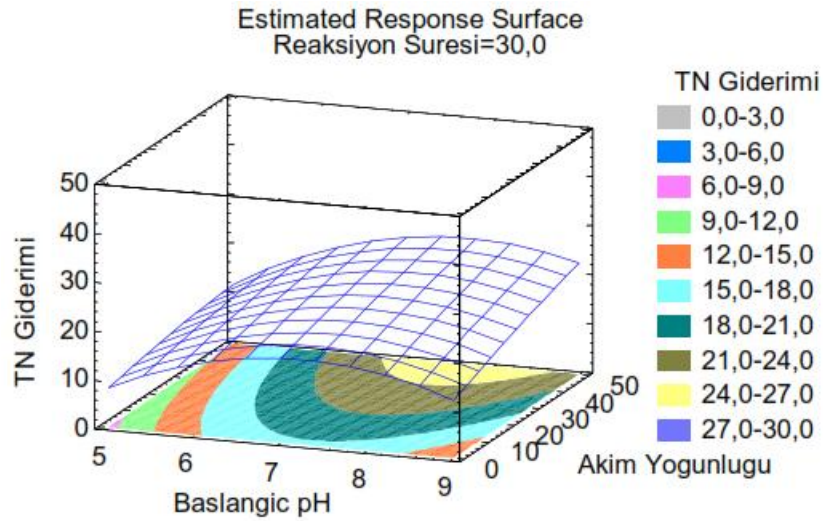
<i>Factor</i>	<i>Low</i>	<i>High</i>	<i>Optimum</i>
Başlangıç pH	5,0	9,0	7,11105
Akim Yoğunluğu	10,0	50,0	50,0
Reaksiyon Süresi	15,0	60,0	59,9982

5.3.3. EK Prosesiyle TN Gideriminin Optimizasyonu

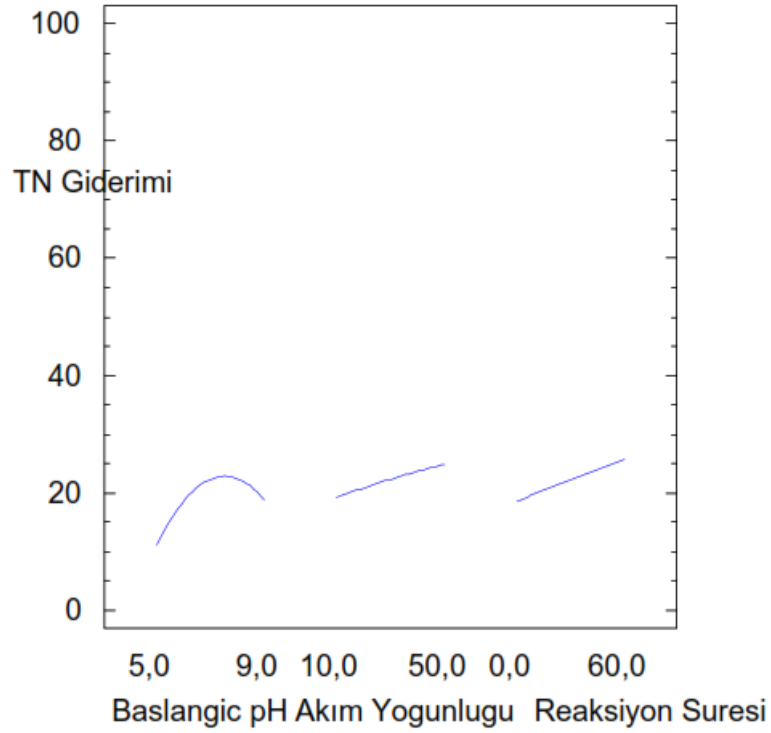
Çizelge 5.17'de çalışma şartlarına bağlı TN giderim verimleri verilirken, Şekil 5.13'te de bu verilerin grafiğe dökülmüş hali gösterilmektedir.

Çizelge 5.17 EK prosesine ilişkin TN optimizasyon çalışmaları

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	TN giderimi (%)
1	6	30	15	19,1
2	6	30	30	18,7
3	6	30	45	19,7
4	6	30	60	21,6
5	7	20	15	16,2
6	7	20	30	18,1
7	7	20	45	20,3
8	7	20	60	23,6
9	8	20	15	20,0
10	8	20	30	21,5
11	8	20	45	23,9
12	8	20	60	25,9
13	8	30	15	19,6
14	8	30	30	22,5
15	8	30	45	26,3
16	8	30	60	28,9
17	5	10	15	8,6
18	5	40	15	9,7
19	5	50	15	10,3
20	9	10	30	14,6
21	9	40	30	20,1
22	9	50	30	23,6
23	5	10	45	11,2
24	5	40	45	12,8
25	5	50	45	14,5
26	9	10	60	17,3
27	9	40	60	21,5
28	9	50	60	26,7
29	8	30	30	22,8
30	8	30	30	22,4



Main Effects Plot for TN Giderimi



Şekil 5.13 EK ile TN giderimi optimizasyonu

Yukarıdaki tablo da yer alan verilere ilişkin elde edilen model aşağıdaki gibidir.

$$\text{TN Giderimi} = -81,911 + 26,4751 \cdot \text{Başlangıç pH} - 0,0422298 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} + 0,0989599 \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 1,83715 \cdot \text{Başlangıç pH}^2 + 0,0338925 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Akim Yoğunluğu} + 0,00548611 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 0,000774959 \cdot \text{Akim Yoğunluğu}^2 - 0,000199417 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 0,000177598 \cdot \text{Reaksiyon Süresi}^2$$

Bu modele ilişkin varyans analizi Çizelge 5.18’de verilmiştir.

Çizelge 5.18 TN Giderimi için varyans analizi

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
A:Başlangıç pH	159,438	1	159,438	51,88	0,0000
B:Akim Yoğunluğu	57,1465	1	57,1465	18,60	0,0003
C:Reaksiyon Süresi	41,5236	1	41,5236	13,51	0,0015
AA	85,5952	1	85,5952	27,85	0,0000

AB	13,8571	1	13,8571	4,51	0,0464
AC	0,282483	1	0,282483	0,09	0,7649
BB	0,175084	1	0,175084	0,06	0,8138
BC	0,0399391	1	0,0399391	0,01	0,9104
KK	0,0316669	1	0,0316669	0,01	0,9202
Total error	61,4586	20	3,07293		
Total (corr.)	802,86	29			

Elde edilen varyans analizine göre sonuçların tutarlılığına ilişkin veriler aşağıdaki gibidir.

R-squared = 92,345 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 88,9003 percent

Standard Error of Est. = 1,75298

Mean absolute error = 1,09621

R^2 'nin %90 üzerinde olduğu görülmekle birlikte elde edilen modelin çalışmaya uygun olduğu da görülmektedir. Ayrıca bu çalışma da verimin maksimizasyonuna bağlı olarak optimum işletme şartları tanımlanmıştır. TN parametresine ilişkin optimum işletme şartları şöyledir.

Optimize Response

Goal: maximize TN Giderimi

Optimum value = 29,2626

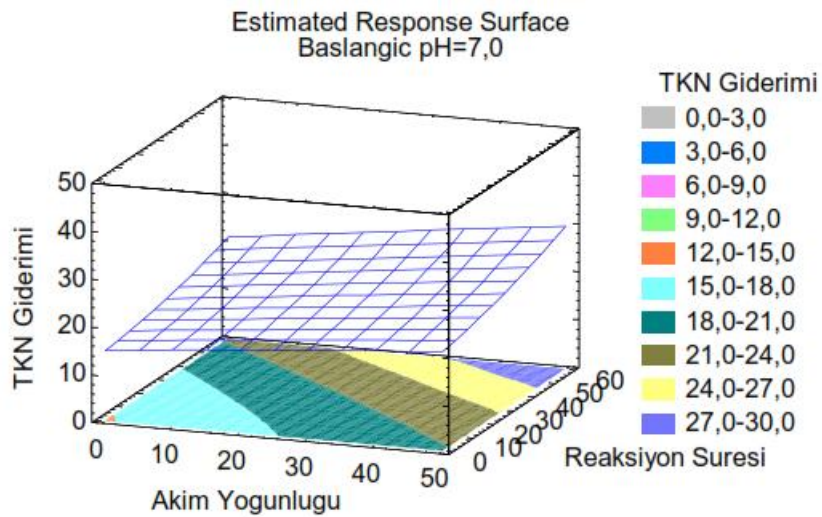
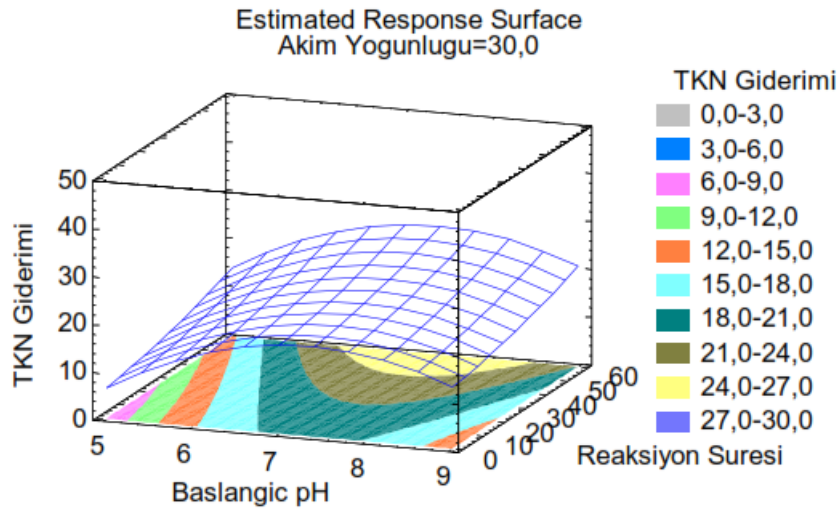
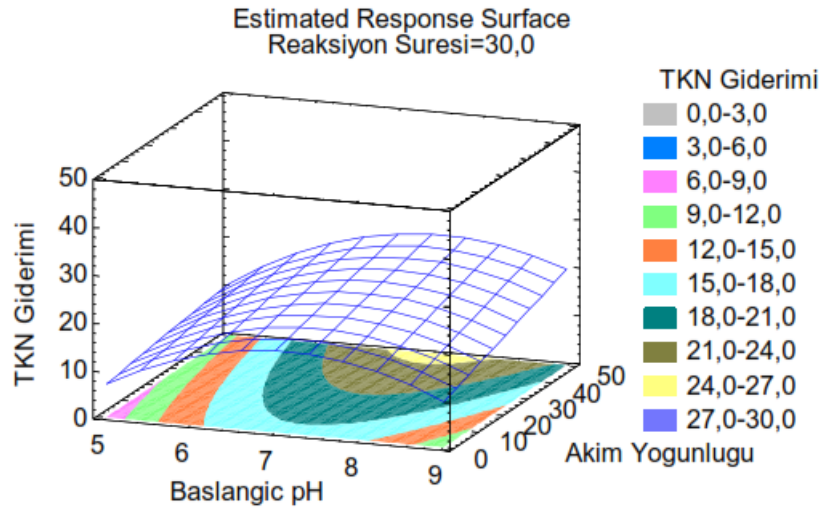
<i>Factor</i>	<i>Low</i>	<i>High</i>	<i>Optimum</i>
Başlangıç pH	5,0	9,0	7,7563
Akim Yoğunluğu	10,0	50,0	50,0
Reaksiyon Süresi	15,0	60,0	60,0

5.3.4. EK Prosesiyle TKN Gideriminin Optimizasyonu

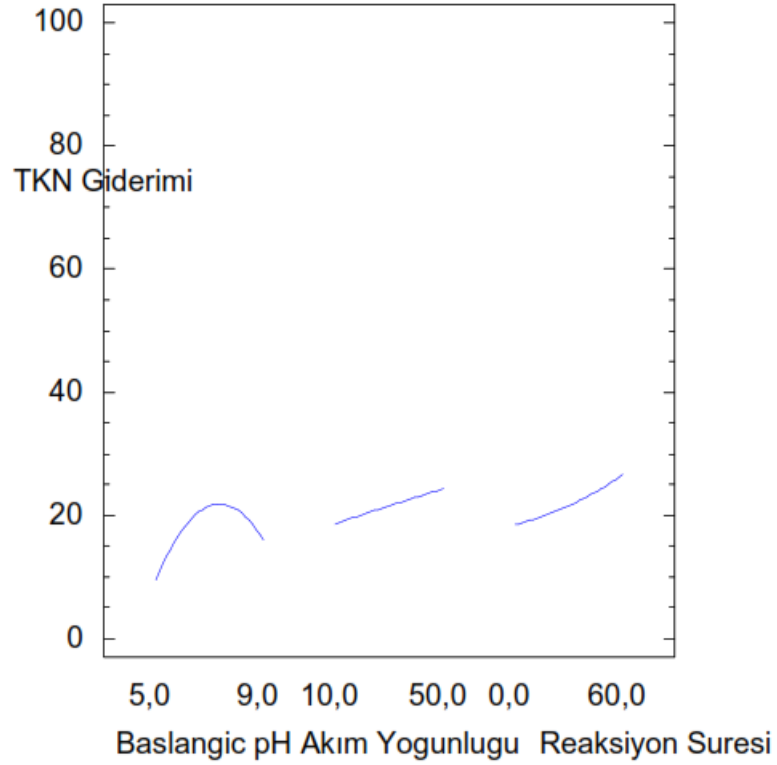
Çizelge 5.19'da çalışma şartlarına bağlı TKN giderim verimleri verilirken, Şekil 5.14'te de bu verilerin grafiğe dökülmüş hali gösterilmektedir.

Çizelge 5.19 EK prosesine ilişkin TKN optimizasyon çalışmaları

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	TKN giderimi (%)
1	6	30	15	17,0
2	6	30	30	17,8
3	6	30	45	18,7
4	6	30	60	25,5
5	7	20	15	17,2
6	7	20	30	18,5
7	7	20	45	20,4
8	7	20	60	21,9
9	8	20	15	18,2
10	8	20	30	19,7
11	8	20	45	23,9
12	8	20	60	25,3
13	8	30	15	17,5
14	8	30	30	20,3
15	8	30	45	24,8
16	8	30	60	28,3
17	5	10	15	7,6
18	5	40	15	8,3
19	5	50	15	9,1
20	9	10	30	11,6
21	9	40	30	18,2
22	9	50	30	20,9
23	5	10	45	9,6
24	5	40	45	11,6
25	5	50	45	13,6
26	9	10	60	15,8
27	9	40	60	20,1
28	9	50	60	25,8
29	8	30	30	21,4
30	8	30	30	21,2



Main Effects Plot for TKN Giderimi



Şekil 5.14 EK ile TKN giderimi optimizasyonu

Yukarıdaki tablo da yer alan verilere ilişkin elde edilen model aşağıdaki gibidir.

$$\text{TKN Giderimi} = -97,1979 + 31,413 \cdot \text{Başlangıç pH} - 0,101609 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} + 0,0363425 \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 2,20205 \cdot \text{Başlangıç pH}^2 + 0,0329891 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Akim Yoğunluğu} + 0,000947501 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 0,000187028 \cdot \text{Akim Yoğunluğu}^2 + 0,000836498 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} + 0,00110025 \cdot \text{Reaksiyon Süresi}^2$$

Bu modele ilişkin varyans analizi Çizelge 5.20’de verilmiştir.

Çizelge 5.20 TKN Giderimi için varyans analizi

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
A:Başlangıç pH	109,189	1	109,189	35,68	0,0000
B:Akim Yoğunluğu	57,6693	1	57,6693	18,85	0,0003
C:Reaksiyon Süresi	51,223	1	51,223	16,74	0,0006
AA	122,974	1	122,974	40,19	0,0000

AB	13,1282	1	13,1282	4,29	0,0515
AC	0,00842602	1	0,00842602	0,00	0,9587
BB	0,0101977	1	0,0101977	0,00	0,9545
BC	0,702755	1	0,702755	0,23	0,6370
KK	1,21538	1	1,21538	0,40	0,5357
Total error	61,2008	20	3,06004		
Total (corr.)	878,979	29			

Elde edilen varyans analizine göre sonuçların tutarlılığına ilişkin veriler aşağıdaki gibidir.

R-squared = 93,0373 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 89,9041 percent

Standard Error of Est. = 1,7493

Mean absolute error = 1,08956

R^2 'nin %90 üzerinde olduğu görülmekle birlikte elde edilen modelin çalışmaya uygun olduğu da görülmektedir. Ayrıca bu çalışmada da verimin maksimizasyonuna bağlı olarak optimum işletme şartları tanımlanmıştır. TKN parametresine ilişkin optimum işletme şartları şöyledir.

Optimize Response

Goal: maximize TKN Giderimi

Optimum value = 30,4328

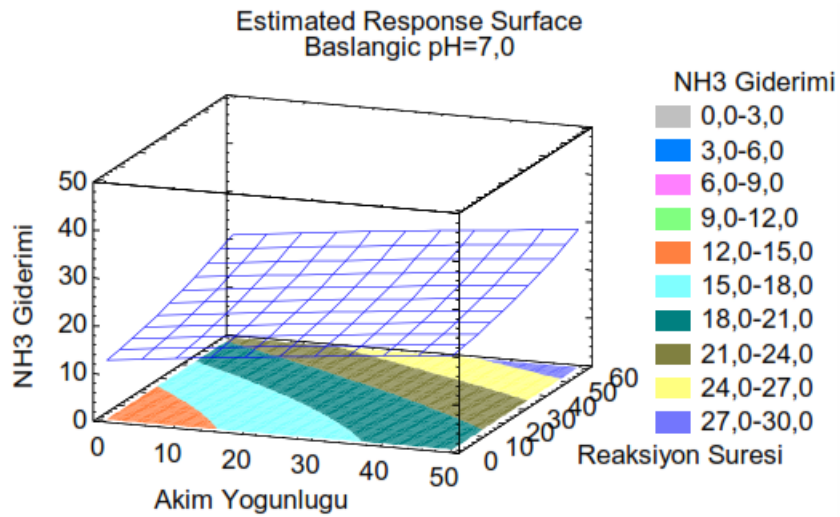
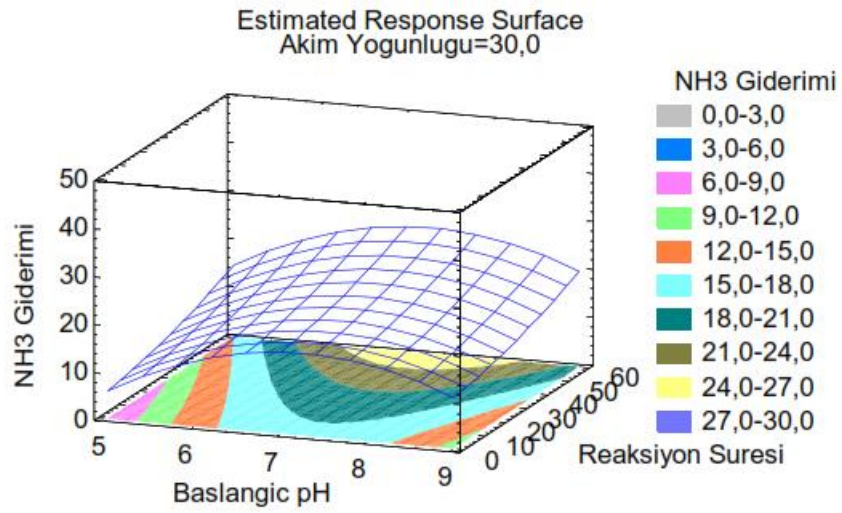
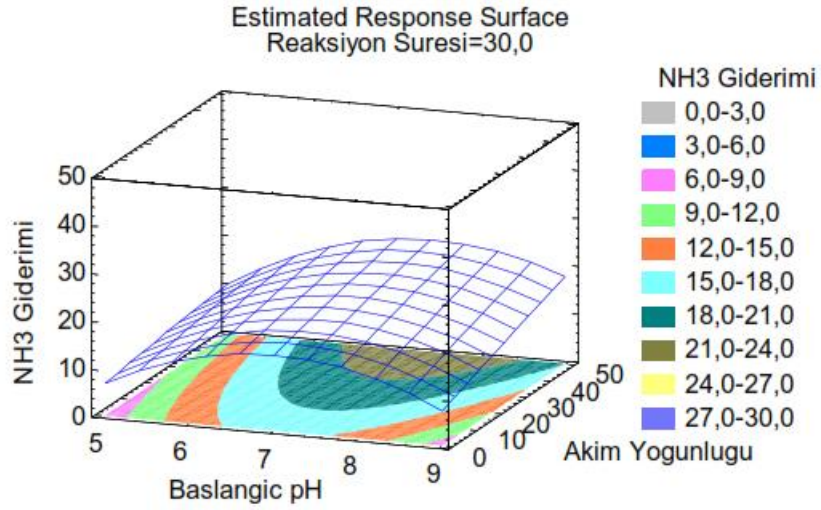
<i>Factor</i>	<i>Low</i>	<i>High</i>	<i>Optimum</i>
Başlangıç pH	5,0	9,0	7,52247
Akim Yoğunluğu	10,0	50,0	49,986
Reaksiyon Süresi	15,0	60,0	60,0

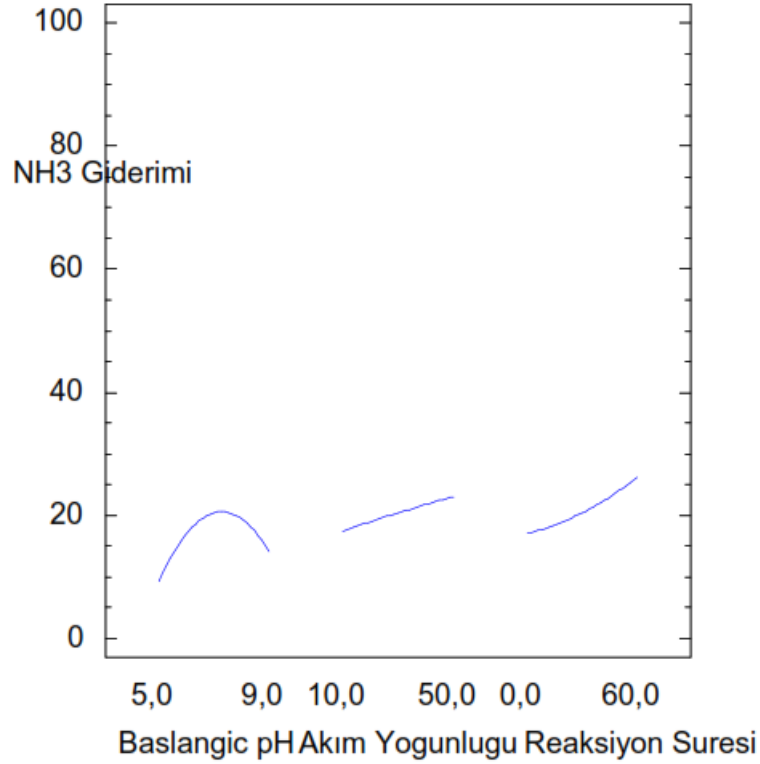
5.3.5. EK Prosesiyle NH₃-N Gideriminin Optimizasyonu

Çizelge 5.21’de çalışma şartlarına bağlı NH₃-N giderim verimleri verilirken, Şekil 5.15’te de bu verilerin grafik olarak gösterimi verilmiştir.

Çizelge 5.21 EK prosesine ilişkin NH₃-N optimizasyon çalışmaları

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	NH ₃ -N Verimi (%)
1	6	30	15	14,6
2	6	30	30	17,5
3	6	30	45	18,0
4	6	30	60	25,5
5	7	20	15	16,1
6	7	20	30	18,3
7	7	20	45	19,6
8	7	20	60	22,4
9	8	20	15	15,3
10	8	20	30	17,5
11	8	20	45	19,8
12	8	20	60	24,3
13	8	30	15	16,4
14	8	30	30	19,6
15	8	30	45	25,9
16	8	30	60	28,9
17	5	10	15	7,5
18	5	40	15	8,0
19	5	50	15	8,8
20	9	10	30	10,5
21	9	40	30	16,3
22	9	50	30	19,2
23	5	10	45	9,8
24	5	40	45	11,2
25	5	50	45	13,1
26	9	10	60	15,2
27	9	40	60	18,6
28	9	50	60	23,7
29	8	30	30	19,8
30	8	30	30	19,1



Main Effects Plot for NH₃ RemovalŞekil 5.15 EK ile NH₃ giderimi optimizasyonu

Yukarıdaki tablo da yer alan verilere ilişkin elde edilen model aşağıdaki gibidir.

$$\text{NH}_3 \text{ Giderimi} = -95,0195 + 30,617 \cdot \text{Başlangıç pH} - 0,0891637 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} + 0,0633506 \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 2,17993 \cdot \text{Başlangıç pH}^2 + 0,0360602 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Akim Yoğunluğu} + 0,00112684 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 0,000380121 \cdot \text{Akim Yoğunluğu}^2 - 1,47682\text{E-}7 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} + 0,00135853 \cdot \text{Reaksiyon Süresi}^2$$

Bu modele ilişkin varyans analizi Çizelge 5.22’te verilmiştir.

Çizelge 5.22 NH₃-N Giderimi için varyans analizi

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
A:Başlangıç pH	62,6343	1	62,6343	17,86	0,0004
B:Akim Yoğunluğu	55,4819	1	55,4819	15,82	0,0007
C:Reaksiyon Süresi	66,4731	1	66,4731	18,96	0,0003
AA	120,516	1	120,516	34,37	0,0000

AB	15,6864	1	15,6864	4,47	0,0472
AC	0,0119176	1	0,0119176	0,00	0,9541
BB	0,0421243	1	0,0421243	0,01	0,9138
BC	2,19044E-8	1	2,19044E-8	0,00	0,9999
KK	1,85298	1	1,85298	0,53	0,4757
Total error	70,1248	20	3,50624		
Total (corr.)	855,915	29			

Elde edilen varyans analizine göre sonuçların tutarlılığına ilişkin veriler aşağıdaki gibidir.

R-squared = 91,807 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 88,1202 percent

Standard Error of Est. = 1,8725

Mean absolute error = 1,0732

R^2 'nin %90 üzerinde olduğu görülmekle birlikte elde edilen modelin çalışmaya uygun olduğu da görülmektedir. Ayrıca bu çalışma da verimin maksimizasyonuna bağlı olarak optimum işletme şartları tanımlanmıştır. NH_3-N parametresine ilişkin optimum işletme şartları şöyledir.

Optimum value = 29,3048

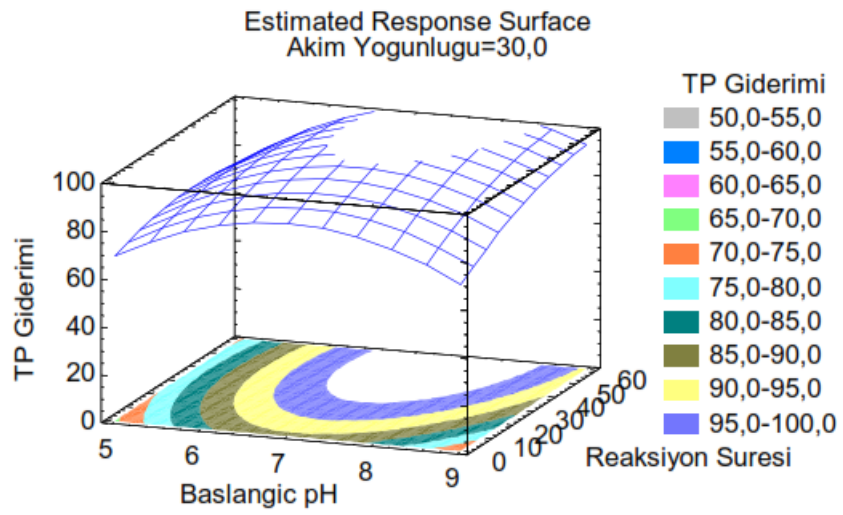
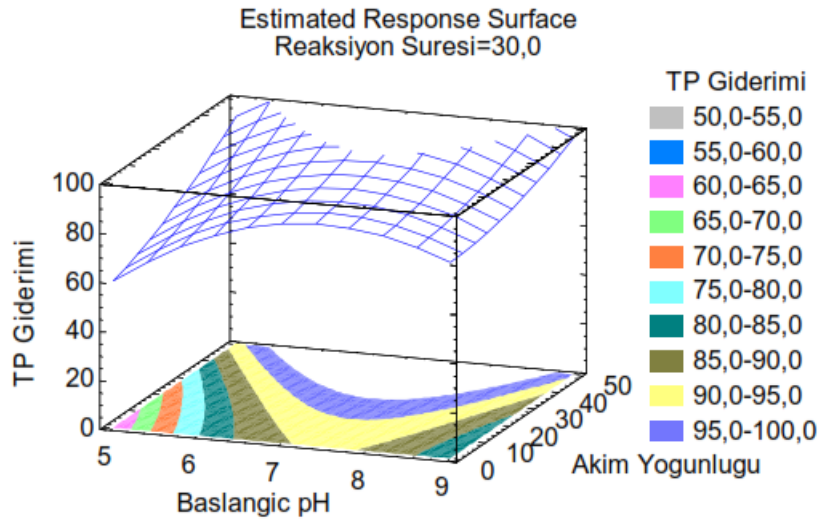
<i>Factor</i>	<i>Low</i>	<i>High</i>	<i>Optimum</i>
Başlangıç pH	5,0	9,0	7,45174
Akim Yoğunluğu	10,0	50,0	50,0
Reaksiyon Süresi	15,0	60,0	59,9998

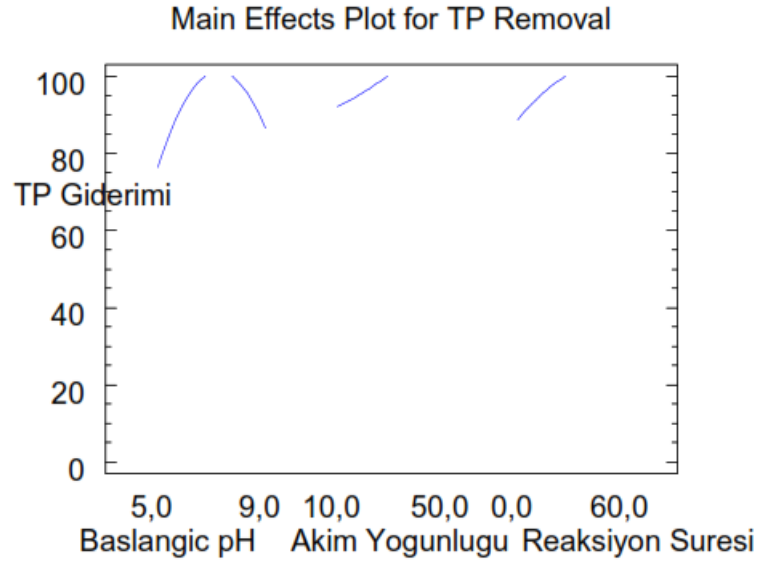
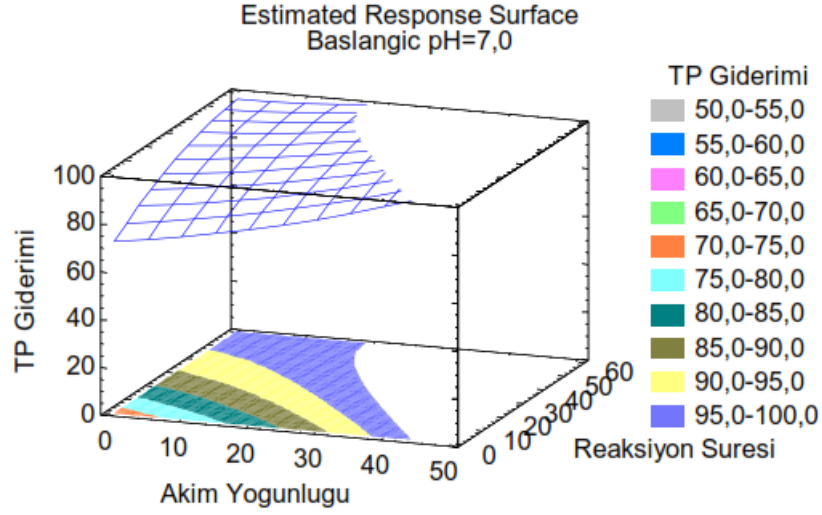
5.3.6. EK Prosesiyle TP Gideriminin Optimizasyonu

Çizelge 5.23'te çalışma şartlarına bağlı TP giderim verimleri verilirken, Şekil 5.16'da da bu verilerin grafiğe dökülmüş hali gösterilmektedir.

Çizelge 5.23 EK prosesine ilişkin optimizasyon TP çalışmaları

Çalışma No	Başlangıç pH	Akım Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	TP giderimi (%)
1	6	30	15	96,2
2	6	30	30	98,1
3	6	30	45	98,5
4	6	30	60	98,5
5	7	20	15	93,3
6	7	20	30	95,2
7	7	20	45	98,7
8	7	20	60	99,2
9	8	20	15	83,0
10	8	20	30	94,3
11	8	20	45	99,2
12	8	20	60	99,2
13	8	30	15	90,6
14	8	30	30	97,0
15	8	30	45	97,7
16	8	30	60	98,5
17	5	10	15	59,2
18	5	40	15	79,8
19	5	50	15	90,3
20	9	10	30	83,1
21	9	40	30	91,5
22	9	50	30	99,2
23	5	10	45	63,3
24	5	40	45	81,5
25	5	50	45	90,6
26	9	10	60	95,3
27	9	40	60	98,6
28	9	50	60	99,6
29	8	30	30	97,2
30	8	30	30	98,1





Şekil 5.16 EK ile TP giderimi optimizasyonu

Yukarıdaki tablo da yer alan verilere ilişkin elde edilen model aşağıdaki gibidir.

$$\begin{aligned} \text{TP Giderimi} = & -184,719 + 70,7803 \cdot \text{Başlangıç pH} + 0,954397 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} + \\ & 0,1799 \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 4,87175 \cdot \text{Başlangıç pH}^2 - 0,081054 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Akim} \\ & \text{Yoğunluğu} + 0,080251 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} + 0,00563746 \cdot \text{Akim Yoğunluğu}^2 - \\ & 0,00587357 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 0,00535102 \cdot \text{Reaksiyon Süresi}^2 \end{aligned}$$

Bu modele ilişkin varyans analizi Çizelge 5.24'te verilmiştir.

Çizelge 5.24 TP Giderimi için varyans analizi

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
A:Başlangıç pH	276,886	1	276,886	23,03	0,0001
B:Akim Yoğunluğu	847,949	1	847,949	70,53	0,0000
C:Reaksiyon Süresi	170,163	1	170,163	14,15	0,0012
AA	601,905	1	601,905	50,06	0,0000
AB	79,2528	1	79,2528	6,59	0,0184
AC	60,4454	1	60,4454	5,03	0,0364
BB	9,26522	1	9,26522	0,77	0,3905
BC	34,6481	1	34,6481	2,88	0,1051
KK	28,7478	1	28,7478	2,39	0,1377
Total error	240,465	20	12,0232		
Total (corr.)	3010,24	29			

Elde edilen varyans analizine göre sonuçların tutarlılığına ilişkin veriler aşağıdaki gibidir.

R-squared = 92,0118 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 88,417 percent

Standard Error of Est. = 3,46746

Mean absolute error = 2,28056

R^2 'nin %90 üzerinde olduğu görülmekle birlikte elde edilen modelin çalışmaya uygun olduğu da görülmektedir. Ayrıca bu çalışma da verimin maksimizasyonuna bağlı olarak optimum işletme şartları tanımlanmıştır. TP parametresine ilişkin optimum işletme şartları şöyledir.

Optimize Response

Goal: maximize TP Giderimi

Optimum value = 115,042

<i>Factor</i>	<i>Low</i>	<i>High</i>	<i>Optimum</i>
Başlangıç pH	5,0	9,0	7,20507
Akim Yoğunluğu	10,0	50,0	50,0
Reaksiyon Süresi	15,0	60,0	43,3888

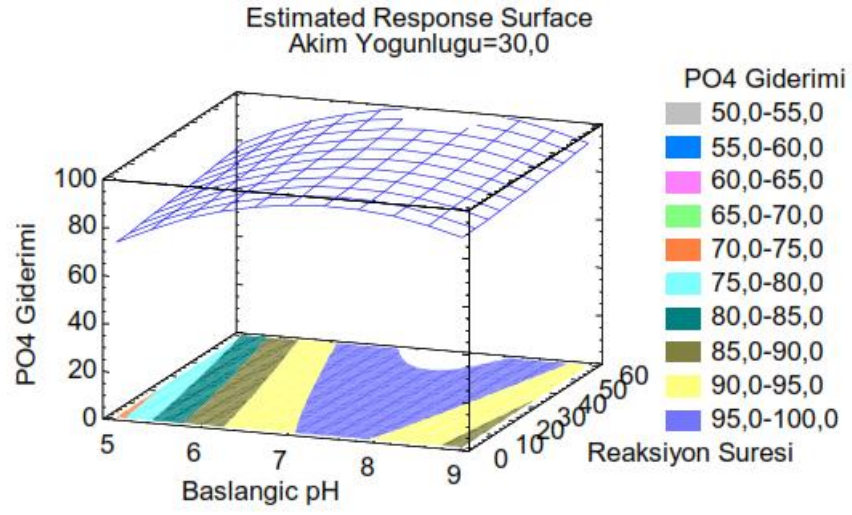
5.3.7. EK Prosesiyle PO₄-P Gideriminin Optimizasyonu

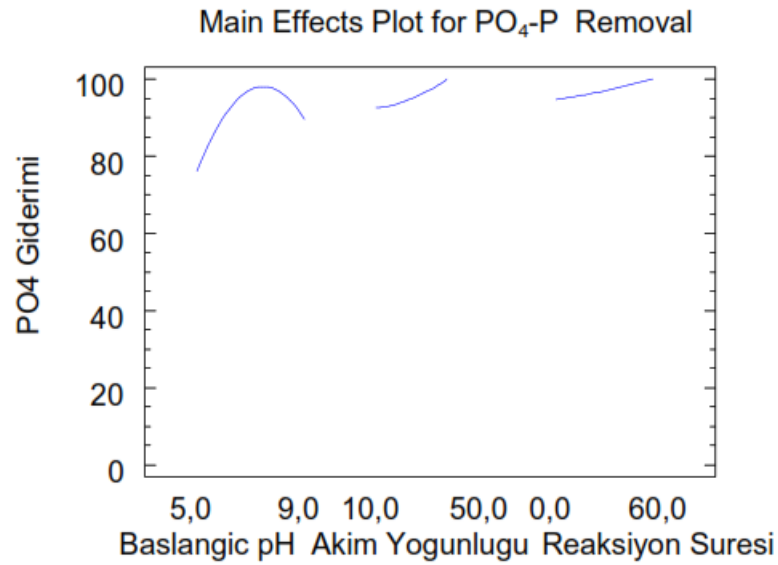
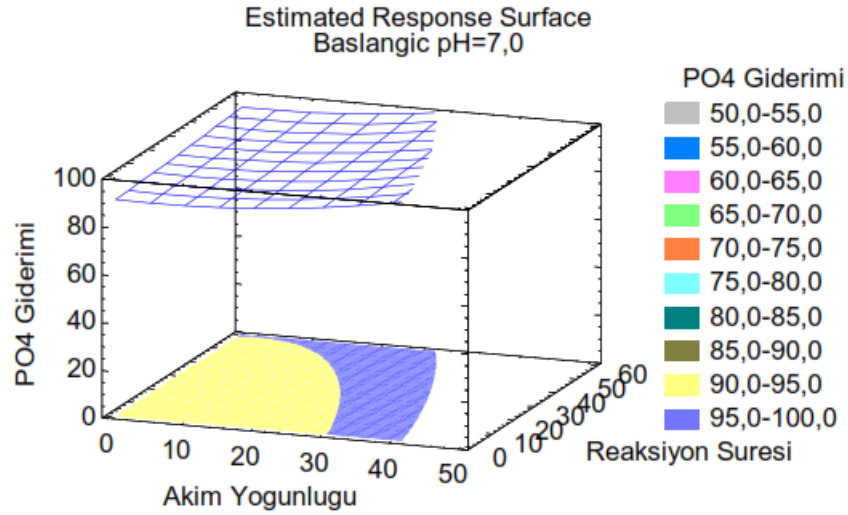
Çizelge 5.25'te çalışma şartlarına bağlı PO₄-P giderim verimleri verilirken, Şekil 5.17'de da bu verilerin grafiğe dökülmüş hali gösterilmektedir.

Çizelge 5.25 EK prosesine ilişkin PO₄-P optimizasyon çalışmaları

Çalışma No	Başlangıç pH	Akim Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	PO ₄ -P giderimi (%)
1	6	30	15	95,0
2	6	30	30	95,6
3	6	30	45	96,3
4	6	30	60	96,3
5	7	20	15	92,2
6	7	20	30	94,8
7	7	20	45	95,6
8	7	20	60	97,7
9	8	20	15	94,6
10	8	20	30	95,3
11	8	20	45	95,3
12	8	20	60	95,3
13	8	30	15	92,3
14	8	30	30	94,6
15	8	30	45	93,9
16	8	30	60	99,0
17	5	10	15	63,3
18	5	40	15	79,6
19	5	50	15	89,5
20	9	10	30	91,7
21	9	40	30	95,1
22	9	50	30	96,2
23	5	10	45	66,4
24	5	40	45	82,6
25	5	50	45	94,3
26	9	10	60	94,9

27	9	40	60	96,0
28	9	50	60	99,6
29	8	30	30	95,2
30	8	30	30	95,6





Şekil 5.17 EK ile PO₄-P giderimi optimizasyonu

Yukarıdaki tablo da yer alan verilere ilişkin elde edilen model aşağıdaki gibidir.

$$\begin{aligned} \text{PO}_4 \text{ Giderimi} = & -137,218 + 57,7462 \cdot \text{Başlangıç pH} + 0,783915 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} + \\ & 0,0911182 \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 3,59522 \cdot \text{Başlangıç pH}^2 - 0,127114 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Akim} \\ & \text{Yoğunluğu} - 0,00754674 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} + 0,00789117 \cdot \text{Akim Yoğunluğu}^2 \\ & + 0,000927041 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} + 0,00057099 \cdot \text{Reaksiyon Süresi}^2 \end{aligned}$$

Bu modele ilişkin varyans analizi Çizelge 5.26'da verilmiştir.

Çizelge 5.26 PO₄ Giderimi için varyans analizi

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
A:Başlangıç pH	483,87	1	483,87	51,81	0,0000
B:Akim Yoğunluğu	439,741	1	439,741	47,09	0,0000
C:Reaksiyon Süresi	28,6973	1	28,6973	3,07	0,0949
AA	327,802	1	327,802	35,10	0,0000
AB	194,919	1	194,919	20,87	0,0002
AC	0,534542	1	0,534542	0,06	0,8134
BB	18,1539	1	18,1539	1,94	0,1785
BC	0,863123	1	0,863123	0,09	0,7643
KK	0,327332	1	0,327332	0,04	0,8534
Total error	186,783	20	9,33914		
Total (corr.)	2076,1	29			

Elde edilen varyans analizine göre sonuçların tutarlılığına ilişkin veriler aşağıdaki gibidir.

R-squared = 91,0032 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 86,9546 percent

Standard Error of Est. = 3,056

Mean absolute error = 1,93515

R²'nin %90 üzerinde olduğu görülmekle birlikte elde edilen modelin çalışmaya uygun olduğu da görülmektedir. Ayrıca bu çalışma da verimin maksimizasyonuna bağlı olarak optimum işletme şartları tanımlanmıştır. PO₄-P parametresine ilişkin optimum işletme şartları şöyledir.

Optimize Response

Goal: maximize PO₄ Giderimi

Optimum value = 112,432

<i>Factor</i>	<i>Low</i>	<i>High</i>	<i>Optimum</i>
Başlangıç pH	5,0	9,0	7,08353
Akim Yoğunluğu	10,0	50,0	49,9992
Reaksiyon Süresi	15,0	60,0	60,0

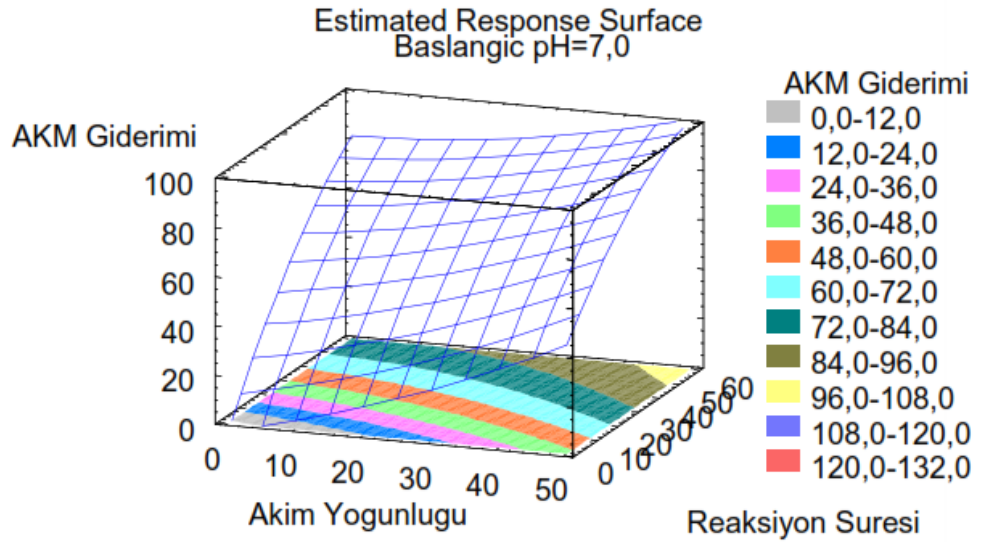
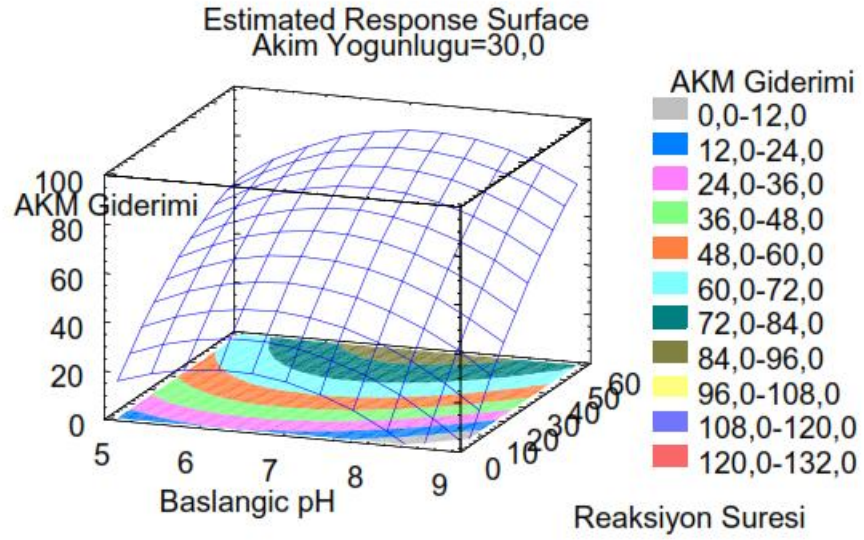
5.3.8. EK AKM Gideriminin Optimizasyonu

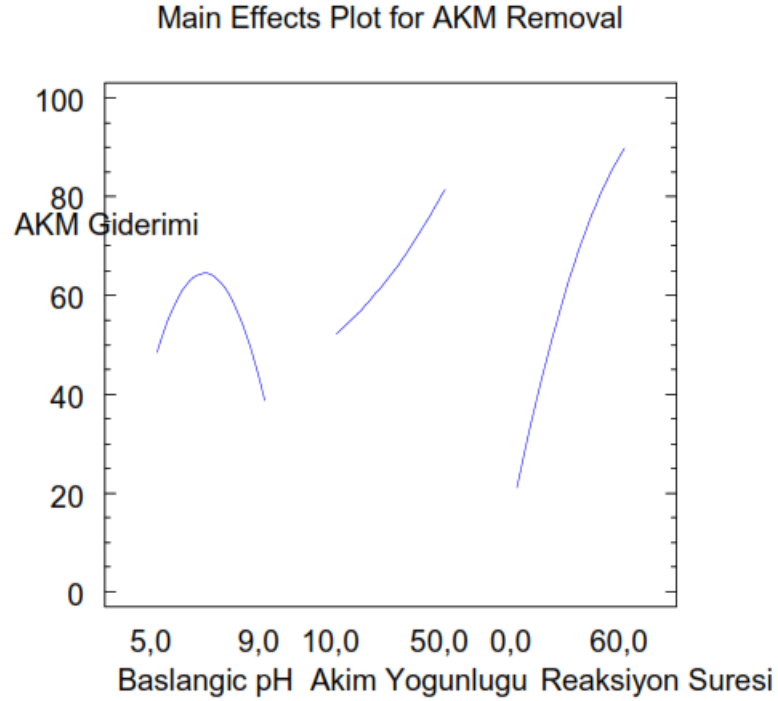
Çizelge 5.27’de çalışma şartlarına bağlı AKM giderim verimleri verilirken, Şekil 5.18’de de bu verilerin grafiğe dökülmüş hali gösterilmektedir.

Çizelge 5.27 EK prosesine ilişkin AKM optimizasyon çalışmaları

Çalışma No	Başlangıç pH	Akim Yoğunluğu (mA/cm ²)	Reaksiyon Süresi (Dakika)	AKM giderimi (%)
1	6	30	15	48,2
2	6	30	30	65,3
3	6	30	45	68,6
4	6	30	60	85,2
5	7	20	15	31,4
6	7	20	30	60,3
7	7	20	45	68,2
8	7	20	60	91,1
9	8	20	15	16,3
10	8	20	30	60,2
11	8	20	45	71,4
12	8	20	60	92,4
13	8	30	15	38,6
14	8	30	30	54,2
15	8	30	45	65,5
16	8	30	60	81,7
17	5	10	15	19,6
18	5	40	15	43,2
19	5	50	15	55,4
20	9	10	30	33,1
21	9	40	30	48,6
22	9	50	30	54,2
23	5	10	45	48,1
24	5	40	45	65,0
25	5	50	45	71,3
26	9	10	60	59,6

27	9	40	60	79,2
28	9	50	60	88,9
29	8	30	30	54,2
30	8	30	30	58,9





Şekil 5.18 EK ile AKM giderimi optimizasyonu

Yukarıdaki tablo da yer alan verilere ilişkin elde edilen model aşağıdaki gibidir.

$$\text{AKM Giderimi} = -203,499 + 64,6204 \cdot \text{Başlangıç pH} + 0,585499 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} + 0,874135 \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 5,14454 \cdot \text{Başlangıç pH}^2 + 0,00224753 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Akim Yoğunluğu} + 0,163087 \cdot \text{Başlangıç pH} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} + 0,00685613 \cdot \text{Akim Yoğunluğu}^2 - 0,00935904 \cdot \text{Akim Yoğunluğu} \cdot \text{Reaksiyon Süresi} - 0,00981113 \cdot \text{Reaksiyon Süresi}^2$$

Bu modele ilişkin varyans analizi Çizelge 5.28’de verilmiştir.

Çizelge 5.28 AKM Giderimi için varyans analizi

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
A:Başlangıç pH	253,819	1	253,819	6,96	0,0158
B:Akim Yoğunluğu	1506,43	1	1506,43	41,28	0,0000
C:Reaksiyon Süresi	3743,77	1	3743,77	102,59	0,0000
AA	671,2	1	671,2	18,39	0,0004
AB	0,0609366	1	0,0609366	0,00	0,9678
AC	249,634	1	249,634	6,84	0,0166

BB	13,704	1	13,704	0,38	0,5469
BC	87,9705	1	87,9705	2,41	0,1362
KK	96,6426	1	96,6426	2,65	0,1193
Total error	729,84	20	36,492		
Total (corr.)	11150,7	29			

Elde edilen varyans analizine göre sonuçların tutarlılığına ilişkin veriler aşağıdaki gibidir.

R-squared = 93,4547 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 90,5094 percent

Standard Error of Est. = 6,04086

Mean absolute error = 3,95802

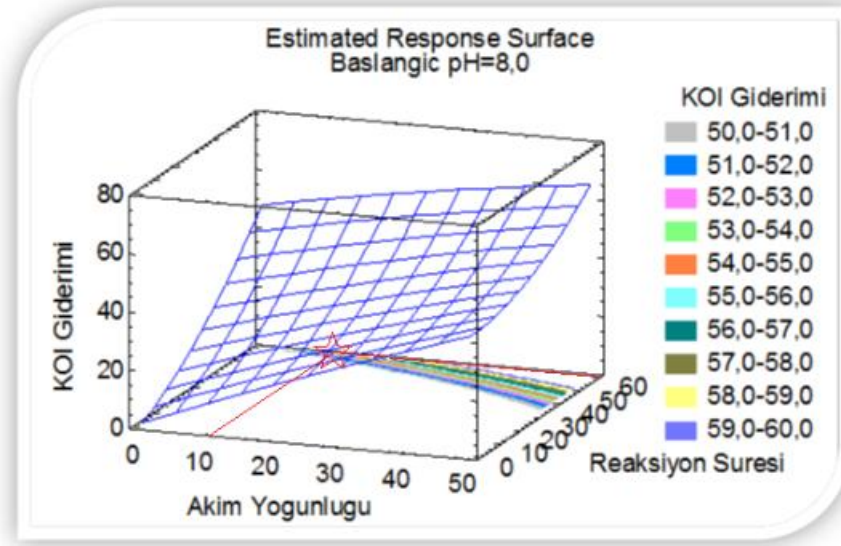
R^2 'nin %90 üzerinde olduğu görülmekle birlikte elde edilen modelin çalışmaya uygun olduğu da görülmektedir. Ayrıca bu çalışma da verimin maksimizasyonuna bağlı olarak optimum işletme şartları tanımlanmıştır. AKM parametresine ilişkin optimum işletme şartları şöyledir.

Optimize Response

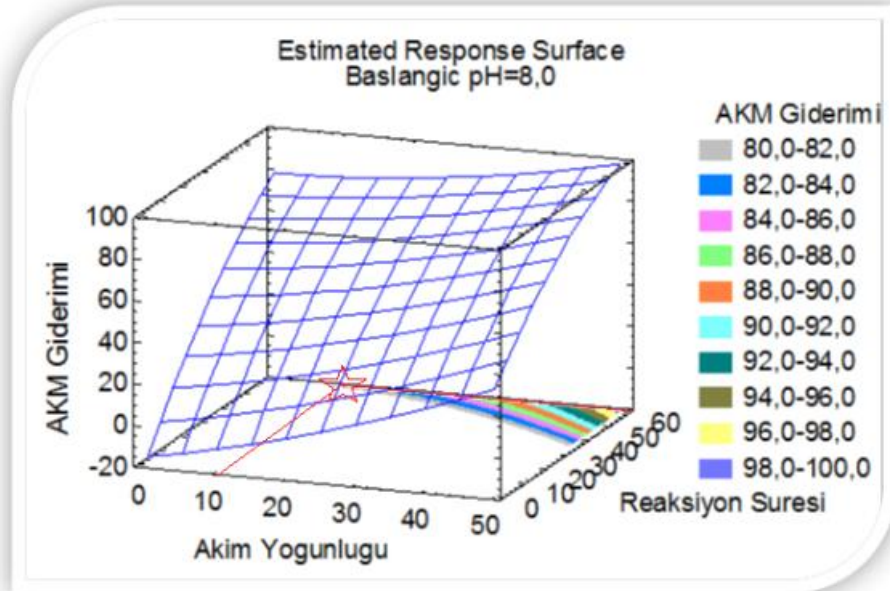
Goal: maximize AKM Giderimi

Optimum value = 101,814

<i>Factor</i>	<i>Low</i>	<i>High</i>	<i>Optimum</i>
Başlangıç pH	5,0	9,0	7,24195
Akim Yoğunluğu	10,0	50,0	50,0
Reaksiyon Süresi	15,0	60,0	60,0



Şekil 5.19 KOİ giderimi varyans analizi



Şekil 5.20 AKM giderimi varyans analizi

6. SONUÇLAR

Sızıntı sularının ön arıtım alternatifi bu tez kapsamında elektrokoagülasyon prosesi ile gerçekleştirilmiştir. Tüm parametreler için ortak bir optimizasyon yapılamayacağından dolayı nihai arıtım için en önemli olan KOİ ve AKM parametreleri üzerinde değerlendirme yapılmıştır. Yapılan formülizasyona göre verim maksimizasyonu yapıldığında KOİ için ve AKM için optimum pH sırasıyla 7.0 ve 7.2'dir. Akım yoğunluğu ve arıtım süresi ise aynı olup 50 mA/cm^2 ve süre olarak da 60 dakikadır. Ham numune için bu şartların sağlanması gerektiğinde yüksek alkalinite değeri nedeniyle pH ayarlama gibi bir masrafla karşılaşılacaktır. Ayrıca 50 mA/cm^2 'lik akımın 60 dakika süreyle sisteme besleniyor olması enerji bakımından da büyük bir maliyeti beraberinde getirecektir. Oysa kısmen daha düşük verimlere çok daha ekonomik bir şekilde ulaşılabileceği düşünülürse daha optimum olacağı söylenebilir. Çünkü nihai arıtım prosesi için olmazsa olmaz denebilecek bir ön şart (gerek AKM ve gerekse KOİ için) bulunmamaktadır. Bu amaçla öncelikle pH ayarlama maliyetinin önüne geçebilmek amacıyla çalışmalar için optimum pH olarak 8 seçilmiştir. Devamında ise KOİ için %50 AKM için de %70 üzeri sonuçlar elde edilmiştir.

Bu şekilde uygulandığında pH ayarlama maliyeti olmaksızın pH: 8,0'de maliyet için en düşük akım yoğunluğu olan 10 mA/cm^2 için 60 dakikalık sürede %50'yi aşan KOİ ve %80'i aşan AKM giderimi elde edilebilmektedir. Sadece bu küçük verim değişikliği bile pH ayarlama maliyetini sıfıra düşürürken enerji maliyetini de % 80 azaltmıştır (50 mA/cm^2 'den 10 mA/cm^2 'ye). Sonuç olarak bu çalışma ile EK'nin optimum işletme şartları verim ve ekonomisi bir arada göz önüne alındığında; sırasıyla pH, akım yoğunluğu ve reaksiyon süresi için 8.0, 10 mA/cm^2 ve 60 dakika değerleri belirlenmiştir.

Ancak ED için bir ön arıtım olarak yapılan bu çalışma sonucunda elde edilen çıkış suyunda 150 mg/l civarında AKM bulunmaktadır. ED prosesinde kullanılan membranların boyutu göz önüne alındığında partiküler maddelerin membranların tıkanmasına yol açabileceği öngörülmektedir. Bu sebeple EK prosesini takiben bir UF membran uygulaması ile kalan partiküllerin de tutulması ve diğer kirleticilerin de bir kısmını giderilmesi, bir sonraki nihai arıtım olan ED prosesinde tıkanma problemlerini ortadan kaldıracaktır.

KAYNAKLAR

Akbaş İ., (2006), “Membran teknolojisi ile tekstil atıksuyunun geri kazanımı”, İTÜ 10. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, İstanbul.

Akkaya E. (2009), “Sızıntı sularının havasız çamur yataklı reaktör ve mikrofiltrasyonlu biyoreaktör sistemi ile arıtılabilirliğinin araştırılması”, Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Alinsafi A., Khemis M., Pons M. N., Leclerc J. P., Yaacoubi A., Benhammou A. ve Nejmeddine A., (2005), “Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater”, *Chemical Engineering and Processing* 44: 461-470.

Bejankiwar R. S., (2002), “Electrochemical treatment of cigarette industry wastewater: feasibility study”, *Water Research* 36: 4386-4390.

Bilgili M. S., (2005), “Katı atık düzenli depo sahalarında atıkların aerobik ve anaerobik ayrışması üzerine sızıntı suyu geri devrinin etkileri”, Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Brown, K.W. ve Nelson, L.D. (1990), “An assessment of potential for continued contamination of groundwater by expansion of Azusu Reclamation Co. Landfill”, Azusu, California, U.S.A.

Bruggen V.D., Lejon L. ve Vandecasteele C., (2003), “Reuse, Treatment, and Discharge of the Concentrate of Pressure-Driven Membrane Processes”, *Laboratory for Environmental Technology, Department of Chemical Engineering, University of Leuven, W. de Croylaan* 46: B-3001 Heverlee, Belgium.

Daneshvar N., Oladegaragoze A. ve 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.

Demir, A., (2005), “Katı Atıklar Ders Notları”, 2005.

Ebin G. C., (2004), “Katı atık depo sahalarının rehabilitasyonu”, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

El-Fadel, M., Findikakis, A., N. ve Leckie, J. O., (1997), “Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling”, *Journal of Environmental Management* 50: 1–25.

Feng C., Sugiura N., Shimada S. ve Maekawa T., (2003), “Development of a high performance electrochemical wastewater treatment system”, *Journal of Hazardous Materials* B103: 65-78.

Gönüllü M. T. ve Baştürk A., (1987), “Katı atıklardaki organik maddelerin sızması”, Çevre’87 Sempozyumu, İzmir.

Gönüllü M. T., Baştürk A. ve San H. A., (1986), “Sızıntı suyu problemi bakımından İstanbul katı atık depo yerlerinin incelenmesi”, Çevre’86 Sempozyumu, İzmir.

Gönüllü M. T. ve Baştürk A., (1987), “Katı atıklardaki organik maddelerin sızması”, Çevre’87 Sempozyumu, İzmir.

Gönüllü M. T. ve Baştürk A., (1988), “Katı atık depo yerlerinde oluşan sızıntı suyu inorganik kirletici 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. İlimi İşbirliği Konferansı, 247-250, Almaata - Kazakistan.

Gönüllü M.T., (2004), “Endüstriyel Kirlenme Kontrolü”, Cilt 1, Birsen Yayınevi,133-171, İstanbul.

Hallbourg, R R. ve Delfina, J.J., (1992), “Organic priority pollutants in groundwater and surface water at three landfills in North Central Florida”, Water, Air and Soil Pollution, Vol 65: pp 3-4.

Heyer K. U., Erdin E. ve Tokgöz S., (1999), “Deponi Sızıntı Sularının Arıtma Teknikleri ve Örnek Tesisler”, III. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi.

Ihara I., Kanamura K., Shimada E. ve 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.

İlhan F., (2006), “Sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemiyle arıtılması”, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Inan H., Dimoglo A., Şimşek H. ve Karpuzcu M., (2004), “Olive oil mill wastewater treatment by means of electro-coagulation” Separation and Purification Technology 36, 23-31.

Inanç, B., Çallı, B. ve Saatçi, A., (2000), “Characterization and Anaerobic Treatment of Sanitary Landfill Leachate in Dstanbul”, Water Science and Technology, 41 (3): 223-230.

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

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

Koby M., Hiz H., Senturk E., Aydiner C. ve Demirbas E., (2006), “Treatment of patato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation”, Desalination, 190: 201-211.

Kurt U. (2000), “Sızıntı sularının demir katalizli hidrojen peroksit oksidasyonu ile arıtılabilirliğinin araştırılması”, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Lee, G.F. ve Jones, R.A. (1981), “Application of site specific hazard assessment testing to solid waste, Hazardous Solid Waste Testing: First Conference, ASTM/STP 760, American Society for Testing and Material, pp 331-344, Philadelphia, U.S.A.

- Lee, C. M., Lin, X. R., Lan, C. Y., Lo, S. C. L., Chan ve G. Y. S., (2002), "Evaluation of Leachate Recirculation on Nitrous Oxide Production in the Likang Landfill (China)", *J. Environ. Qual.*, 31: 1502–1508.
- Li, Z., Zhou, S. ve Qiu, J., (2007), "Combined Treatment of Landfill Leachate by Biological and Membrane Filtration Technology", *Environmental Engineering Science*, Vol. 24: Num. 9.
- Mazlum S. ve Tokgöz S., (1996), "Deponi alanlarından kaynaklanan sızıntı sularının arıtılması", *I. Uludağ Çevre Mühendisliği Sempozyumu*, Bursa.
- Mertoğlu B., Çallı B., Taş N., Aksu D., Konukçu M., Erdoğan E. ve İnanç B., (2000), "Yüksek Amonyak İçeren Katı Atık Depo Sahası Sızıntı Sularında Biyolojik Azot Giderimi", *Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi*, 10(2): 37-43.
- Mollah M. Y. A., Schennach R., Parga J. R. ve Cocke D. L., (2001), "Electrocoagulation (EC) – science and application", *Journal of Hazardous Materials B84*: 29-41.
- Özkaya, B., (2004), "Katı Atık Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Geri Devrinin Atıkların Ayırışması ve Sızıntı Suyu Üzerindeki Etkilerinin incelenmesi", *Doktora Tezi*, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Öztürk T., Veli S., Dimoglo A., Öncel S. ve Ayberk S., (2005), "İzaydaş depo alanı sızıntı suyunun elektrokoagülasyon yöntemiyle arıtımı ", *3. Ulusal Katı Atık Kongresi*, İzmir.
- Reinhart, D. R., and Grosh ve C.J., (1998), "Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality", *Florida Center For Solid and Hazardous Waste Management, Final Report 97-3*.
- Reinhart D. R., (1993), "A Review of Recent Sudies on the Sources of Hazardous Compounds Emitted from Solid Waste Landfills:A U.S. Experience", *Waste Management & Research*, 11:257-268.
- Sayiner G., (2003), "Borlu atıksuların elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılabilirliğinin incelenmesi", *Yüksek Lisans Tezi*, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli.
- Tekin U. F., (2000), "İzaydaş Deponi alanlarında oluşan sızıntı sularının incelenmesi ve arıtımı", *Yüksek Lisans Tezi*, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli.
- Timur H. ve Özturk I., (1999), "Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate", *Waster Research 33-15*: 3225-3230.
- Timur H. ve Özturk I., (1997), "Anaerobic treatment of sequencing batch reactor and hybrid bed fitler", *Water Science and Technology 36-6-7*: 501-508.
- Tor A., (2000), "Konya ili düzensiz katı atık depolama sahası sızıntı suyu karakteristiklerinin incelenmesi", *Yüksek Lisans Tezi*, Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya.
- Tsai C. T., Lin S. T., Shue Y. C. ve Su P. L., (1997), "Electrolysis of soluble organic matter in leachate from landfills", *Water Research*, 31-12: 3073-3081.
- Tüylüoğlu, B. S., (2001), "Evsel Katı Atık Sızıntı Sularının Havasız Çamur Yataklı Reaktörle Arıtımı", *Doktora Tezi*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

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

Warith, M. A., Smolkin, P. A. ve Caldwell, J. G., (2001), "Effect of Leachate Recirculation on Enhancement of Biological Degradation of Solid Waste: Case Study, Pract. Periodical Hazard. Toxic Radioact.", Waste Manage., 5: 40-46.

Wichitsathian, B., (2004), "Application of Membrane Bioreactor Systems for Landfill Leachate Treatment", PhD, Asian Institute of Technology School of Environment, Resources and Development Thailand.

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

Yangin C., Yılmaz S., Altınbas M. ve Öztürk I., (2002), "A new process for the combined treatment of municipal wastewaters and landfill leachates in coastal areas", Water Science and Technology 46-8: 111-118.

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

Yılmaz 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.

İnternet Kaynakları

[1] <http://www.istac.com.tr/>

[2] <http://www.epa.gov./>

ÖZGEÇMİŞ

Doğum tarihi 07.08.1983

Doğum yeri İstanbul

Lisans 2003-2008 Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi
Çevre Mühendisliği Bölümü

Yüksek Lisans 2008-2010 Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Bölümü

Çalıştığı kurumlar

2008-devam ediyor Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi
Araştırma Görevlisi