

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ * FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**“İZMİT EVSEL VE TEHLİKELİ KATI ATIK DÜZENLİ
DEPOLAMA TESİSİ” SIZINTI SULARININ ELEKTRO- VE
KİMYASAL KOAGÜLASYON YÖNTEMLERİ İLE
ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ**

DOKTORA TEZİ

Çevre Yük. Müh. Tûba ÖZTÜRK

**Anabilim Dalı: Çevre Mühendisliği
Danışman: Yrd. Doç. Dr. Sevil VELİ**

KOCAELİ, 2006

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ * FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**“İZMİT EVSEL VE TEHLİKELİ KATI ATIK DÜZENLİ
DEPOLAMA TESİSİ” SIZINTI SULARININ ELEKTRO- VE
KİMYASAL KOAGÜLASYON YÖNTEMLERİ İLE
ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ**

DOKTORA TEZİ

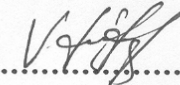
Çevre Yük. Müh. Tûba ÖZTÜRK

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih: 04.08.2006

Tezin Savunulduğu Tarih: 03.11.2006

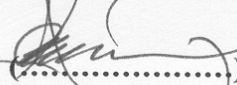
Tez Danışmanı

Yrd.Doç.Dr.Sevil VELİ


(.....)

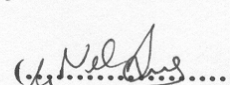
Üye

Prof.Dr.Savaş AYBERK


(.....)

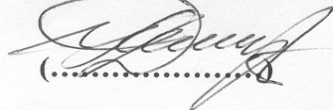
Üye

Yrd.Doç.Dr.Nilüfer HİLMİOĞLU


(.....)

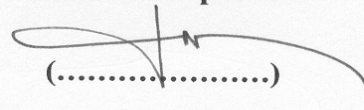
Üye

Prof.Dr.Anatoly DİMOGLO


(.....)

Üye

Prof.Dr.Recep İLERİ


(.....)

KOCAELİ, 2006

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Sızıntı suları, atıksular içerisinde ayrıcalıklı bir yerde bulunmakla birlikte, sahip oldukları özelliklerden dolayı pek çok araştırmanın konusunu oluşturmaktadır. Bu suların arıtımında çoğunlukla, atıksu arıtımında kullanılan yöntemlerden yararlanılmaktadır. Son yıllarda dünyada, içmesuyu ve atıksu arıtımında, etkin giderim verimleri ve maliyetleri nedeniyle elektrokimyasal yöntemler, geniş kullanım alanı bulmaya başlamıştır. Bu yöntemlerin gelecekte su ve atıksu arıtımında daha geniş yer bulacakları düşünülmektedir. Ülkemizde ise elektrokimya teknolojisinden içme suyu, evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında yararlanılmasına yönelik çalışmalar henüz çok yetersiz kalmaktadır.

Tüm akademik hayatımda önemli bir yeri olan, çalışmam boyunca ise karşılaştığım zorluk ve çıkmazlara karşı gösterdikleri çözüm yolları ve destekleri ile her zaman yanımda olan çok değerli hocam Sayın Prof. Dr. Savaş AYBERK'e,

Çalışmamın başından itibaren gösterdikleri emek, destek ve ilgiyle çalışmanın gerçekleşmesi ve ilerlemesini sağlayan danışman hocam Sayın Yrd. Doç. Dr. Sevil VELİ'ye, anlayış ve katkılarından dolayı Sayın Prof. Dr. Eşlen VELİ'ye,

Doktora tez çalışmam sırasında bana GYTE'deki tüm laboratuvar imkanlarını açan, engin bilgi ve tecrübeleriyle çalışmayı yönlendiren hocam Sayın Prof. Dr. Anatoly DİMOĞLU'na ve manevi desteklerinden dolayı Sayın Nataly DİMOĞLU'na,

Çalışmam sırasında her zaman beni teşvik eden ve yol gösteren hocam Sayın Yrd. Doç. Dr. Lale KIRLI'ya,

Çalışmamın yönlendirilmesinde katkı ve desteklerini esirgemeyen Sayın Yrd. Doç. Dr. Nilüfer HİLMİOĞLU'na, Yrd. Doç. Dr. Ertan DURMUŞOĞLU'na, Yrd. Doç. Dr. Aykan KARADEMİR'e ve Yrd. Doç. Dr. Beyhan PEKEY'e,

Çalışmayı gerek tesisle ilgili bilgi ve tecrübeleriyle, gerekse numune alınması sırasındaki yardımlarıyla destekleyen başta Depo Alanı Sorumlusu Özlem ERKAL olmak üzere Mahmut KILDİZE ve tüm İyadaş personeline,

Laboratuvar çalışmalarım süresince yardım ve katkıları için Sayın Yrd. Doç. Dr. Salim ÖNCEL'e, bu çalışma sırasında tanıma fırsatı bulduğum, dostluklarını, desteklerini sürekli yanımda hissettiğim GYTE Çevre Mühendisliği Bölümü'ndeki Uzman ve Araştırma Görevlisi dostlarım İpek AKIN, İnci TÜRK, Şeyda KORKUT, Derya KÖSEOĞLU, Aras GEZER ve Murat EYVAZ'a,

Çalışmam sırasındaki samimiyet, destek ve teşvikleri için başta Şenay ÇETİN ve Bilge ALYÜZ olmak üzere, İsmail ÖZBAY, Esra CAN DOĞAN ve tüm çalışma arkadaşlarıma,

Tüm eğitim ve kariyer hayatım boyunca karşılaştığım her türlü sıkıntıyı benimle birlikte yaşayan, sınırsız sevgi ve emeği ile hep yanımda olan biricik annem Beyhan ÖZTÜRK'e, destekleri ve gösterdikleri sabırdan dolayı ağabeyim Tolga ÖZTÜRK ve kardeşim İbrahim Bahadır ÖZTÜRK'e,

Sonsuz teşekkürlerimi sunuyorum.

Çevre Yük. Müh. Tuba ÖZTÜRK

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR	i
İÇİNDEKİLER.....	iii
ŞEKİLLER DİZİNİ	vi
TABLolar DİZİNİ.....	ix
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	x
ÖZET	xi
İNGİLİZCE ÖZET	xii
1. GİRİŞ	1
2.KATI ATIK DEPOLAMA SAHALARINDA SIZINTI SULARININ OLUŞUM MEKANİZMASI VE ÖZELLİKLERİ	3
2.1. Katı Atıkların Düzenli Depolama Yöntemi ile Bertarafı	3
2.2. Katı Atıkların Stabilizasyonu	5
2.2.1. Katı atık stabilizasyonunda aerobik parçalanma fazı.....	7
2.2.2. Katı atık stabilizasyonunda anaerobik parçalanma fazı	8
2.2.2.1. Hidroliz.....	9
2.2.2.2. Asit oluşumu	10
2.2.2.3. Metan üretim fazı	11
2.2.2.4. Humik faz	12
2.3. Katı Atıkların Stabilizasyonunu Etkileyen Faktörler.....	15
2.4. Sızıntı Suyu Oluşumu ve Miktarı	17
2.4.1. Depo alanı hidrolojisi	19
2.4.2. Depolama sahalarında yağmur suyu yönetimi.....	21
2.5. Sızıntı Suyunun Özellikleri	23
2.5.1. Sızıntı suyunun özelliklerini etkileyen faktörler.....	23
2.5.2. Depo alanının yaşı.....	26
2.6. Depo Alanı Tasarımı	27
2.6.1. Geçirimsizlik tabakası	27
2.6.2. Sızıntı suyunun toplanması ve depolanması.....	28
2.7. Sızıntı Suyu Kirliliği	29
2.8. Sızıntı Suyu Arıtımı	29
2.8.1. Sızıntı sularının arazide arıtım yöntemleri	32
2.8.2. Sızıntı sularının depo sahasına geri devrettirilerek arıtımı.....	32
2.9.3. Sızıntı sularının biyolojik yöntemlerle arıtımı.....	34
2.9.4. Sızıntı suyu arıtımında fiziksel ve kimyasal yöntemler	35
2.9.4.1. Sızıntı suyu arıtımında kimyasal koagülasyon yöntemi.....	36
3. ELEKTROKİMYASAL ARITIM YÖNTEMLERİ	42
3.1. Elektrokimyasal Reaksiyonlar	42
3.2. Faraday Kanunu	44
3.3. Atıksu Arıtımında Elektrokimyasal Yöntemler.....	46
3.3.1. Elektrooksidasyon prosesi	50

3.3.1.1. Dolaylı elektrokoksidasyon prosesi	51
3.3.1.2. Anodik elektrokoksidasyon prosesi	52
3.3.2. Elektroflotasyon prosesi	53
3.3.3. Elektrokimyasal membran prosesleri	57
3.3.3.1. Elektrodializ.....	57
3.3.3.2. Elektroliz	58
3.3.3.3. Bipolar membran prosesler.....	59
3.3.3.4. Elektrozmoz prosesi	59
3.3.3.5. Elektroforez prosesi.....	60
3.3.4. Elektrobiriktirme prosesleri	60
3.3.5. Elektrokoagülasyon prosesi	61
3.3.5.1. Akım yoğunluğunun elektrokoagülasyon üzerindeki etkisi	69
3.3.5.2. NaCl varlığının elektrokoagülasyon üzerindeki etkisi	70
3.3.5.3. pH'ın elektrokoagülasyon üzerindeki etkisi	70
3.3.5.4. Sıcaklığın elektrokoagülasyon üzerindeki etkisi	72
4. İZMİT EVSEL VE TEHLİKELİ KATI ATIK DÜZENLİ DEPOLAMA TESİSİ	73
4.1. Uygulama Alanının Tanıtılması	73
4.1.1. Evsel katı atık lotu	76
4.1.2. Tehlikeli katı atık lotu	79
5. MALZEME VE YÖNTEM.....	84
5.1. Evsel ve Tehlikeli Katı Atık Lotu Sızıntı Sularının Elektro- ve Kimyasal Koagülasyon Yöntemi ile Arıtımı.....	84
5.2. Arıtılabilirlik Çalışmasında Kullanılan Analiz Yöntemleri	90
5.2.1. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizi.....	90
5.2.2. Toplam organik karbon (TOK) analizi.....	92
5.2.3. Askıda katı madde (AKM) analizi	93
5.2.4. Sülfat (SO_4^{-2}) analizi	95
5.2.5. Fosfat (PO_4^{-3}) analizi	97
5.2.6. Renk analizi	99
5.2.7. Bulanıklık analizi	99
5.2.8. pH analizi.....	100
5.2.9. İletkenlik analizi.....	101
5.2.10. Alüminyum analizi (Al^{+3}).....	102
5.2.11. Demir analizi (Fe^{+2}).....	103
6. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	105
6.1. Evsel Katı Atık Lotu Sızıntı Sularının Elektro- ve Kimyasal Koagülasyon Yöntemi ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi	105
6.1.1. Elektrokoagülasyon yönteminde Fe plakaların kullanılması	105
6.1.2. Elektrokoagülasyon yönteminde Al plakaların kullanılması	110
6.1.3. Kimyasal koagülasyon yönteminde $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 'nun koagülant olarak kullanılması	114
6.1.4. Kimyasal koagülasyon yönteminde $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ 'nun koagülant olarak kullanılması	118
6.2. Tehlikeli Katı Atık Lotu Sızıntı Sularının Elektro- ve Kimyasal Koagülasyon Yöntemi ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi	124

6.2.1. Elektrokoagülasyon yönteminde Fe plakaların kullanılması	124
6.2.2. Elektrokoagülasyon yönteminde Al plakaların kullanılması	129
6.2.3. Kimyasal koagülasyon yönteminde $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 'nun koagülant olarak kullanılması	133
6.2.4. Kimyasal koagülasyon yönteminde $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ 'nun koagülant olarak kullanılması	137
6.3. Evsel Katı Atık Lotu Sızıntı Sularının Deniz Suyu Katkılı Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Artılabilirliğinin İncelenmesi	142
6.3.1. Deniz suyu katkıli elektrokoagülasyon yönteminde Fe plakaların kullanılması	142
6.3.2. Deniz suyu katkıli elektrokoagülasyon yönteminde Al plakaların kullanılması	146
6.4. Tehlikeli Katı Atık Lotu Sızıntı Sularının Deniz Suyu Katkılı Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Artılabilirliğinin İncelenmesi	151
6.4.1. Deniz suyu katkıli elektrokoagülasyon yönteminde Fe plakaların kullanılması	151
6.4.2. Deniz suyu katkıli elektrokoagülasyon yönteminde Al plakaların kullanılması	155
7. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	160
KAYNAKLAR	173
EKLER	186
EK-A	186
EK-B	187
ÖZGEÇMİŞ	188

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1.	Atık üretimi akış şeması	4
Şekil 2.2.	Stabilizasyon fazları ve sızıntı suyu özellikleri	7
Şekil 2.3.	Organik atıkların anaerobik parçalanma ürünleri.	9
Şekil 2.4.	Depo alanında sızıntı suyunun oluşumu.....	18
Şekil 2.5.	Depo sahası için su dengesi.	19
Şekil 2.6.	Kolloid ve kolloidi çevreleyen yüklü tabakalar.	39
Şekil 3.1.	Al kolloidal partikülün yapısı.	65
Şekil 3.2.	Fe kolloidal partikülün yapısı.	65
Şekil 4.1.	İzmit Evsel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama ile Klinik ve Tehlikeli Atık Yakma Tesisi.....	74
Şekil 4.2.	İzmit Evsel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama ile Klinik ve Tehlikeli Atık Yakma Tesisi Planı.	75
Şekil 4.3.	Kocaeli ili evsel katı atık bileşimi ve miktarı.	76
Şekil 4.4.	Evsel katı atık lot planı	77
Şekil 4.5.	Evsel atık lotu taban kesiti.....	78
Şekil 4.6.	Tesiste depolanan tehlikeli atığın sektörel dağılımı ve miktarı.	80
Şekil 4.7.	Tehlikeli katı atık lot planı.....	81
Şekil 4.8.	Tehlikeli atık lotu taban kesiti.....	82
Şekil 4.9.	Yeraltı tabakası kesiti.	83
Şekil 5.1.	Fe elektrotlu elektrokoagülasyon reaktörü.	86
Şekil 5.2.	Fe anotlu elektrokoagülasyon reaktörüne ait akım-Fe iyonu konsantrasyon ilişkisi.	87
Şekil 5.3.	Al elektrotlu elektrokoagülasyon reaktörü.	88
Şekil 5.4.	Al anotlu elektrokoagülasyon reaktörüne ait akım-Al iyonu konsantrasyon ilişkisi.	88
Şekil 5.5.	Kimyasal koagülasyon reaktörü.....	89
Şekil 5.6.	Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon sistemi.....	90
Şekil 5.7.	Sülfat kalibrasyon eğrisi.	96
Şekil 5.8.	Fosfat kalibrasyon eğrisi.....	98
Şekil 6.1.	Elektrokoagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.....	106
Şekil 6.2.	Elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.....	107
Şekil 6.3.	Elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.....	107
Şekil 6.4.	Elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.	108
Şekil 6.5.	Elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.....	108
Şekil 6.6.	Elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.....	109
Şekil 6.7.	Elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.	109
Şekil 6.8.	Elektrokoagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.....	110
Şekil 6.9.	Elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.....	111
Şekil 6.10.	Elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.....	111
Şekil 6.11.	Elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.	112
Şekil 6.12.	Elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.....	112
Şekil 6.13.	Elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.....	113

Şekil 6.14. Elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.	113
Şekil 6.15. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.	115
Şekil 6.16. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.	115
Şekil 6.17. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.	116
Şekil 6.18. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.	116
Şekil 6.19. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile renk giderimi.	117
Şekil 6.20. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.....	117
Şekil 6.21. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.	118
Şekil 6.22. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.	119
Şekil 6.23. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.	119
Şekil 6.24. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.	120
Şekil 6.25. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile renk giderimi.	120
Şekil 6.26. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.....	121
Şekil 6.27. Elektrokoagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.....	125
Şekil 6.28. Elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.....	125
Şekil 6.29. Elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.....	126
Şekil 6.30. Elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.	126
Şekil 6.31. Elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.	127
Şekil 6.32. Elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.....	127
Şekil 6.33. Elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.	128
Şekil 6.34. Elektrokoagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.....	129
Şekil 6.35. Elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.....	130
Şekil 6.36. Elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.....	130
Şekil 6.37. Elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.	131
Şekil 6.38. Elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.....	131
Şekil 6.39. Elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.....	132
Şekil 6.40. Elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.	132
Şekil 6.41. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.	133
Şekil 6.42. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.	134
Şekil 6.43. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.	134
Şekil 6.44. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.	135
Şekil 6.45. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile renk giderimi.	135
Şekil 6.46. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.....	136
Şekil 6.47. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.	137
Şekil 6.48. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.	138
Şekil 6.49. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.	138
Şekil 6.50. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.	139
Şekil 6.51. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile renk giderimi.	139
Şekil 6.52. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.....	140
Şekil 6.53. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.	143
Şekil 6.54. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.	143
Şekil 6.55. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.	144
Şekil 6.56. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.	144

Şekil 6.57. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.	145
Şekil 6.58. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.	145
Şekil 6.59. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.	146
Şekil 6.60. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.	147
Şekil 6.61. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.	147
Şekil 6.62. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.	148
Şekil 6.63. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.	148
Şekil 6.64. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.	149
Şekil 6.65. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.	152
Şekil 6.66. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.	152
Şekil 6.67. Deniz suyu katkılı elektro-koagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.	153
Şekil 6.68. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.	153
Şekil 6.69. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.	154
Şekil 6.70. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.	154
Şekil 6.71. Deniz suyu katkılı elektro-koagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.	155
Şekil 6.72. Deniz suyu katkılı elektro-koagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.	156
Şekil 6.73. Deniz suyu katkılı elektro-koagülasyon yöntemi ile sülfat giderim.	156
Şekil 6.74. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.	157
Şekil 6.75. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.	157
Şekil 6.76. Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.	158

TABLolar DİZİNİ

Tablo 2.1. Anaerobik fazda görev alan mikrobiyal gruplar.	15
Tablo 2.2. Farklı topraklar ve katı atık için arazi kapasitesi.	20
Tablo 2.3. Farklı toprak ve eğimler için yüzeysel akış katsayıları.	21
Tablo 2.4. Atıkların lignin içerikleri ve biyodegradasyon oranları.	24
Tablo 2.5. Atıklarda hızlı ve yavaş biyodegradasyona uğrayan organik maddeler.	25
Tablo 2.6. Stabilizasyon fazları ve sızıntı suyu özellikleri.	26
Tablo 3.1. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları.	43
Tablo 3.2. Elektrokimyanın uygulama alanları.	44
Tablo 3.3. Elektrotlarda ve atıksuda oluşan bazı kimyasal reaksiyonlar.	47
Tablo 3.4. Sulu ortamda oluşan Al^{+3} hidroksi kompleks türleri.	66
Tablo 3.5. Sulu ortamda oluşan Fe^{+3} ve Fe^{+2} hidroksi kompleks türleri.	67
Tablo 4.1. Depo alanındaki lotların alan ve hacimleri.	77
Tablo 4.2. Tesiste yıllara ait depolanan evsel atık miktarları.	79
Tablo 4.3. Hücrelerin alan ve hacimleri.	81
Tablo 4.4. Tesiste depolanan yıllara ait tehlikeli atık miktarları.	83
Tablo 5.1. Evsel katı atık lotu sızıntı suyunun aylara göre karakteristik özellikleri.	85
Tablo 5.2. Tehlikeli katı atık lotu sızıntı suyunun aylara göre karakteristik özellikleri.	85
Tablo 5.3. Deniz suyunun karakteristik özellikleri.	86
Tablo 6.1. Evsel katı atık ham sızıntı sularının elektro- ve kimyasal koagülasyon yöntemleri ile arıtım sonuçları.	123
Tablo 6.2. Tehlikeli katı atık ham sızıntı sularının elektro- ve kimyasal koagülasyon yöntemleri ile arıtım sonuçları.	141
Tablo 6.3. Evsel katı atık ham sızıntı sularının deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtım sonuçları.	150
Tablo 6.4. Tehlikeli katı atık ham sızıntı sularının deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtım sonuçları.	159

SİMGELER DİZİNİ

Δm	:Elektrotlardan ayrılan madde miktarı (g)
k_e	:Orantı faktörü
I	:Akım şiddeti (A)
T	:Elektroliz süresi (sn)
\bar{E}_k	:Kimyasal ekivalent
F	:Faraday sayısı (96500 kulon)

Kısaltmalar

AKM	:Askıda Katı Madde
DAS	:Demir Amonyum Sülfat
EDTA	:Etilendiamintetraasetikasit
HDPE	:High Density Polyethylene
HELP	:Hydrologic Evaluation of Landfill Performance
HZ	:HAZEN Birimi
KOİ	:Kimyasal Oksijen İhtiyacı
NTU	:Nephelometric Turbidity Unit
TC	:Toplam Karbon
TIC	:Toplam İnorganik Karbon
TOK	:Toplam Organik Karbon

**İZMİT EVSEL VE TEHLİKELİ KATI ATIK
DÜZENLİ DEPOLAMA TESİSİ SIZINTI SULARININ ELEKTRO- VE
KİMYASAL KOAGÜLASYON
YÖNTEMLERİ İLE ARITILABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ**

Tüba ÖZTÜRK

Anahtar Kelimeler: Katı atık, düzenli depolama, sızıntı suyu, elektrokimyasal yöntemler, elektrokoagülasyon, kimyasal koagülasyon (pıhtılaştırma), deniz suyu, İzmit.

Özet: Sızıntı suları, katı atık depolama yönteminin en önemli çevresel risklerinden birisidir. Oluşum şekilleri gözönüne alındığında, katı atık sorununun başka bir boyutta devamı olarak da kabul edilebilirler. Bu suların, saha içinde yalıtılarak toplanmaları ve verimli şekilde arıtılmaları, toprak ve su kaynakları üzerinde oluşturdukları potansiyel kirlilik tehlikesi açısından, büyük önem taşımaktadır.

Sızıntı suyunun oluşumundan, arıtılıp deşarj edilmesine kadar geçen süreci kapsayan sızıntı suyu yönetimi ancak düzenli depolama tesisleri için söz konusu olmaktadır. Sahip olduğu yaklaşık 363 bin m² alan ve toplam 4 milyon m³ hacim ile ülkemizin en önemli düzenli depolama tesislerinden birisi, “İzmit Evsel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi”dir. Tesiste yılda ortalama 174 bin ton evsel ve 10 bin ton tehlikeli katı atık depolanmaktadır.

Bu çalışma ile tesisin evsel ve tehlikeli atık lotlarında oluşan sızıntı sularının yapısı, genel özellikleri ile belirlenmiş ve uygun arıtma yöntemi araştırılmıştır. Arıtılabilirlik çalışması elektrokoagülasyon yönteminin, sızıntı suyu arıtımı için uygunluğunun araştırılması temeline dayanmıştır. Bu amaçla öncelikle klasik kimyasal koagülasyon (pıhtılaştırma) yöntemi, elektrokoagülasyon yöntemi ile karşılaştırılarak değerlendirilmiş ve tüm parametreler için elektrokoagülasyon ile arıtımda daha yüksek verim alındığı görülmüştür. Ayrıca yöntemin kimyasal maddeye ihtiyaç duymaması ve daha az çamur oluşumu gibi avantajları sızıntı suyu arıtımında, alternatif bir arıtma yöntemi olarak düşünülmesi gerektiğini ortaya koymuştur.

Elektrokoagülasyon yöntemi diğer tüm elektrokimyasal yöntemlerde olduğu gibi, prosesin işleyişine müdahale edilerek verimin arttırılabileceği, gelişime açık sistemlerdir. Çalışmada yöntemin bu özelliğine dayanılarak, sistem deniz suyu ile zenginleştirilmiş ve deniz suyunun arıtma verimine etkisi araştırılmıştır. Farklı oranlarda kullanılan deniz suyunun, çoğu parametre için giderim verimini arttırdığı ancak daha etkin kullanılabilmesi için bu yöndeki çalışmaların geliştirilerek devam etmesine gerek duyulduğu belirtilmiştir.

TREATMENT OF LEACHATE FROM IZMIT MUNICIPAL AND HAZARDOUS SOLID WASTE LANDFILL USING ELECTRO- AND CHEMICAL COAGULATION METHODS

Tüba ÖZTÜRK

Key Words: Solid waste, landfill, leachate, electrochemical methods, electrocoagulation, chemical coagulation, sea water, Izmit.

Abstract: Leachate generation is one of the most important environmental problems of waste disposal. Leachate is usually considered another solid waste problem in different dimension with respect to their formation types. Collection and effective treatment of leachate are important for potential pollution risks of soil and water sources.

Leachate management from formation to the treatment and discharge of leachate could be valid only for landfills. “Izmit Municipal and Hazardous Solid Waste Landfill” having approximately 363.000 m² area and 4 million m³ volume is one of the important landfills in Turkey. In the landfill, 174.000 ton municipal and 10.000 ton hazardous solid waste are stored annually.

In this study, characterization and properties of leachate from municipal and hazardous waste lots are studied, and an appropriate treatment method is investigated. Treatment studies are conducted in order to investigate the usability of the electrocoagulation method for leachate treatment. First, classical chemical coagulation method is compared with the electrocoagulation method. It is concluded that the electrocoagulation method is more effective than classical chemical coagulation method for treating all parameters. Furthermore, the electrocoagulation method is considered as a good alternative treatment method for leachate treatment since it has several advantages such as having no chemical requirement and less sludge formation.

Like other electrochemical methods, the electrocoagulation method is open for development and gives the opportunity for interference to process in order to increase the efficiency. With respect to this property, the system is enriched with sea water, and the effect of sea water on the treatment efficiency is investigated. It is concluded that sea water addition with different ratios has increased the removal efficiencies of most of the parameters. However, further investigations are required for more efficient usability of sea water.

BÖLÜM 1. GİRİŞ

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

Katı atık sorunu, ülkemizde yeni yeni gündeme gelmeye başlamış bir konudur. Bu nedenle, çağdaş bir katı atık yönteminden bahsetmek henüz mümkün değildir. Ülkemizde katı atıkların toplanması, taşınması ve bertarafı belediyelerin sorumluluğundadır ve yılda yaklaşık 25,37 milyon ton katı atık belediyeler tarafından toplanmaktadır. Toplanan bu atık miktarının, yalnızca %27,8'i düzenli depolama tesisleri yoluyla bertaraf edilmekte, geri kalanı ise açık sahalarda gelişigüzel depolanmaktadır.

Çevre ve Orman Bakanlığı verilerine göre, ülkemizde 3215 belediyeden sadece 11 tanesinde düzenli depolama tesisi bulunmaktadır (Özeler ve diğ., 2006). Bu tesislerden en önemlisi Kocaeli il sınırları içerisinde yaklaşık 363 bin m²'lik bir alan üzerinde kurulu olan "İzmit Eysel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi"dir. Kocaeli, ülkemizin İstanbul'dan sonra gelen ikinci büyük sanayi metropolüdür. Yaklaşık 20 yıldır, ülke üretiminde bulunduğu yere bağlı olarak ilde, evsel katı atıklarla birlikte çok farklı fiziksel ve kimyasal yapıdaki endüstriyel ve tehlikeli atıklar da üretilmektedir. Kocaeli İlinin sahip olduğu bu özellikler, ilde 1997 yılında hizmete giren evsel ve tehlikeli katı atık düzenli depolama tesisinin önemini daha da arttırmaktadır.

Bu çalışmada da öncelikle, “İzmit Evsel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi”nin evsel ve tehlikeli katı atıklarına ait sızıntı suyu özelliklerinin KOİ, TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk, bulanıklık, pH ve iletkenlik parametreleri izlenerek belirlenmesi, ardından da sızıntı suyunun yapısına uygun arıtma yönteminin araştırılması amaçlanmıştır. Arıtılabilirlik çalışması esas olarak klasik kimyasal koagülasyon (pıhtılaştırma) ve elektrokoagülasyon ekseninde yürütülmüş olup, bu çalışmaya paralel olarak deniz suyunun elektrokoagülasyona etkisi araştırılmıştır. Çalışma sonunda elde edilen veriler, sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtma uygun olduğunu ve deniz suyunun arıtma verimi üzerine olumlu katkı sağladığını göstermektedir.

Elektrokoagülasyon yöntemi ülkemiz için oldukça yeni bir arıtım teknolojisidir. Ülkemizde sınırlı sayıdaki araştırmacı bu yöntemin endüstriyel atıksu arıtımındaki kullanımıyla ilgili çalışmalar yapmıştır. Tarafımızdan yapılan bu çalışma, elektrokoagülasyon teknolojisinden sızıntı suyu arıtımında da yararlanılabileceğini göstermesi açısından önemlidir. Ayrıca çalışma, elektrokimyasal arıtma proseslerinde, deniz suyundan faydalanılabileceğini ve bu konuda detaylı araştırmalara ihtiyaç duyulduğunu ortaya koymaktadır. Üç tarafı denizlerle çevrili ve sanayisinin büyük bir kısmı denize yakın yerlerde kurulu olan ülkemizde, deniz suyunun elektrokoagülasyon verimini arttırıcı desteği de ayrıca dikkat çekicidir.

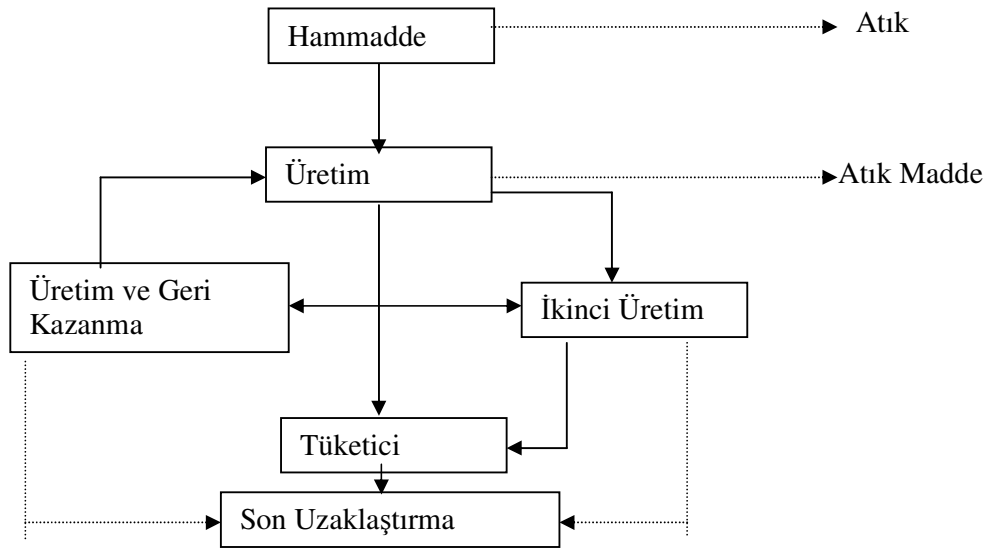
BÖLÜM 2. KATI ATIK DEPOLAMA SAHALARINDA SIZINTI SULARININ OLUŞUM MEKANİZMASI VE ÖZELLİKLERİ

2.1. Katı Atıkların Düzenli Depolama Yöntemi ile Bertarafı

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

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

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



————— Hammadde, Ürün ve Geri Kazanılan Madde

..... Atık Madde

Şekil 2.1: Atık üretimi akış şeması (Tchobanoglous, 1993).

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

Evsel atıkların yanında endüstriyel üretimden, küçük işletmelerden, hastanelerden, araştırma kurumlarından kaynaklanan ve birbirinden farklı fiziksel ve kimyasal özellik taşıyan tehlikeli atıklar da bulunmaktadır. Tehlikeli özelliği bulunan katı atıkların önemli bir kısmı evsel kullanımdan kaynaklanmaktadır (Polprasert ve Liyanage, 1996).

Dünya nüfusundaki artış ve tüketim alışkanlıklarındaki değişime paralel olarak büyük bir hızla üretilen katı atıkların, bertarafı da ciddi bir çevre problemi olarak ortaya çıkmaktadır (Al-Yaqout ve Hamoda, 2003). Katı atıkların bertarafı için

yöntem seçimi üzerinde başta ekonomiklik, uygulanabilirlik ve atık kompozisyonu olmak üzere çeşitli faktörler etkili olmaktadır. Katı atık yönetiminde dünyanın pek çok bölgesinde en çok tercih edilen bertaraf yöntemi depolamadır (Ding ve diğ., 2001; Frascari ve diğ., 2003; Rivas ve diğ., 2003; Berkun ve diğ., 2005; Moraes ve Bertazzoli, 2005; Mwiganga ve Kansiiime, 2005; De La Rosa ve diğ., 2006). Depolama yönteminin bu kadar yoğun olarak kullanılmasının temel nedeni yakma, geri kazanma gibi diğer bertaraf yöntemlerinin ardından önemli miktarda atık kalması ve bu atıkların son bertarafı için de tek metodun “depolama” olması gerçeğidir (Wilson, 1981; Osako, ve diğ., 2004). Dünyada tahmini hesaplarla yıllık olarak 450-500 milyon ton evsel katı atık üretilmektedir. Bu miktarın 320-350 milyon tonu, yaklaşık %70’i depolama ile bertaraf edilmektedir (Slack ve diğ., 2004). Evsel katı atıkların depolama ile bertarafını %25 yakma, %5 geri kazanma ve kompostlaştırma yöntemleri takip etmektedir. Tehlikeli katı atıklar da çoğunlukla evsel katı atıklarla veya ayrı depolanarak bertaraf edilmekte, bunu yakılarak bertarafı izlemektedir (Polprasert ve Liyanage, 1996).

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

2.2. Katı Atıkların Stabilizasyonu

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

Buna karşın sızıntı suyu oluşumu, depo alanının kullanıma kapatılmasından onlarca hatta yüzlerce yıl sonra bile devam etmektedir (Rivas ve diğ., 2003).

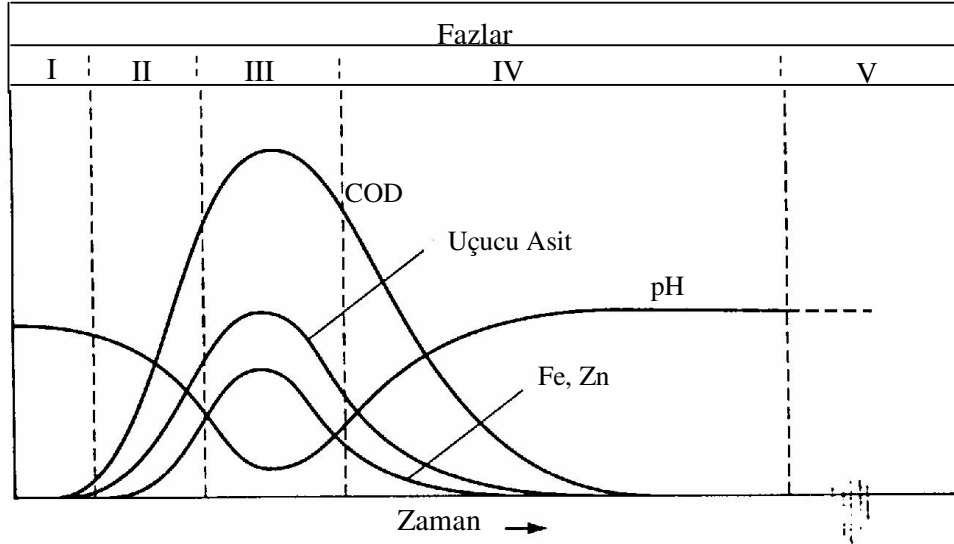
Depo sahalarındaki gaz ve sızıntı suyu oluşumunun etkenlerinden olan atık stabilizasyonu, çoğunlukla mikrobiyolojik işlemler sonucu oluşur (White ve diğ., 2004). Ancak literatürde, katı atıkların stabilizasyonu ve biyolojik parçalanma fazları arasındaki ilişki henüz tam olarak açıklanamamıştır. Atık deponilerinde uzun süreli değişimlerle ilgili çalışmalar çok azdır ve bu proseslerin tayiniyle ilgili bilgilerde boşluklar bulunmaktadır. Uzun zaman aralığında oluşan prosesleri sistematize etmeye, anlamaya ve nicel olarak belirlemeye ihtiyaç vardır.

Katı atık depo sahaları, farklı fiziksel ve kimyasal özellikleri olan organik ve inorganik bileşiklerin kompleks karışımlarını içerir (Asakura ve diğ., 2004). Deponilerde bulunan atıkların yapısında, zamanla büyük değişimler meydana gelmektedir. Bu değişimler çeşitli mekanizmalara bağlı olarak gerçekleşmektedir.

Depo sahalarındaki organik maddeler çoğunlukla, çözünmemiş durumda bulunurlar ve zaman içerisinde biyolojik parçalanmaya uğrarlar (Bozkurt ve diğ., 2000). Katı atıkların stabilizasyonu birkaç aşamada gerçekleşmektedir. Atığın depolanmasının ardından atıktaki nem oranının artması, mikrobiyolojik aktivite sonucunda gaz üretim hızının artarak ortamdaki oksijenin azalması ve uzun vadede depo alanının olgunlaşması, atık stabilizasyonuna yön veren proseslerdir (Reinhart ve Pohland, 1991).

Genel olarak atıkların mikrobiyolojik parçalanma faaliyetleri iki ayrı fazda meydana gelmektedir. Bunlar aerobik ve anaerobik parçalanma fazlarıdır. Organik atıkların aerobik dekompozisyonu genellikle depolama sahası içindeki mevcut oksijen miktarı ile sınırlı olduğu için kısa sürede tamamlanmaktadır (Holmes, 1983). Aerobik faz, atıkların hava ile temas ettiği ve oksijenin diffüzyon, yağmur suyu gibi çeşitli şekillerde saha içine girdiği üst tabakada gerçekleşmektedir. Anaerobik faz ise, deponide atık yığını içinde oksijenin giremediği daha alt bölgelerde meydana gelen ve aerobik faza göre çok daha uzun süreli olan fazdır. Aerobik ve anaerobik

stabilizasyon fazları ve sızıntı suyu özellikleri arasındaki ilişki Şekil 2.2’de verilmektedir.



Şekil 2.2: Stabilizasyon fazları ve sızıntı suyu özellikleri (Tchobanoglous, 1993).

- I-Aerobik faz
- II-Anaerobik faz (Hidroliz)
- III-Anaerobik faz (Asit Oluşumu)
- IV-Anaerobik faz (Metan Üretimi)
- V-Olgunlaşma fazı (Humik faz)

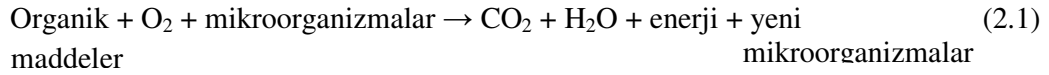
2.2.1. Katı atık stabilizasyonunda aerobik parçalanma fazı

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

Aerobik parçalanma fazı, katı atığın deponiye ilk yerleşimi ve deponideki nemin birikimi ile yakından ilgilidir. Ortamda etkili nem ve yeterli mikrobiyal popülasyon oluşana kadar, belirli bir süreye ihtiyaç vardır. Bu faz sırasında, çevresel

bileşenlerdeki bazı değişiklikler, biyokimyasal dekompozisyon için ideal şartların oluşmasına neden olur. (Vesilind ve diğ., 2002).

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

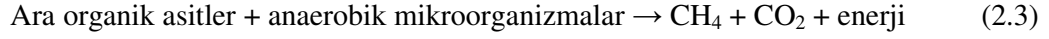
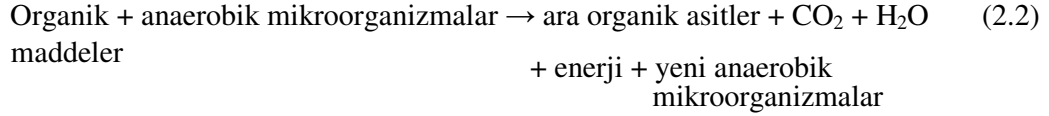


Bu fazda biyolojik parçalanma reaksiyonu, dışarıya ısı vererek oluşmakta ve deponi sıcaklığını arttırmaktadır (Martin, 1991). Aerobik bozunma evresi, genellikle hızlı ve kısadır. Aerobik fazda, yüksek miktarda sızıntı suyu üretimi gerçekleşmez. Deponun üst kısmında meydana gelen aerobik fazda, metan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

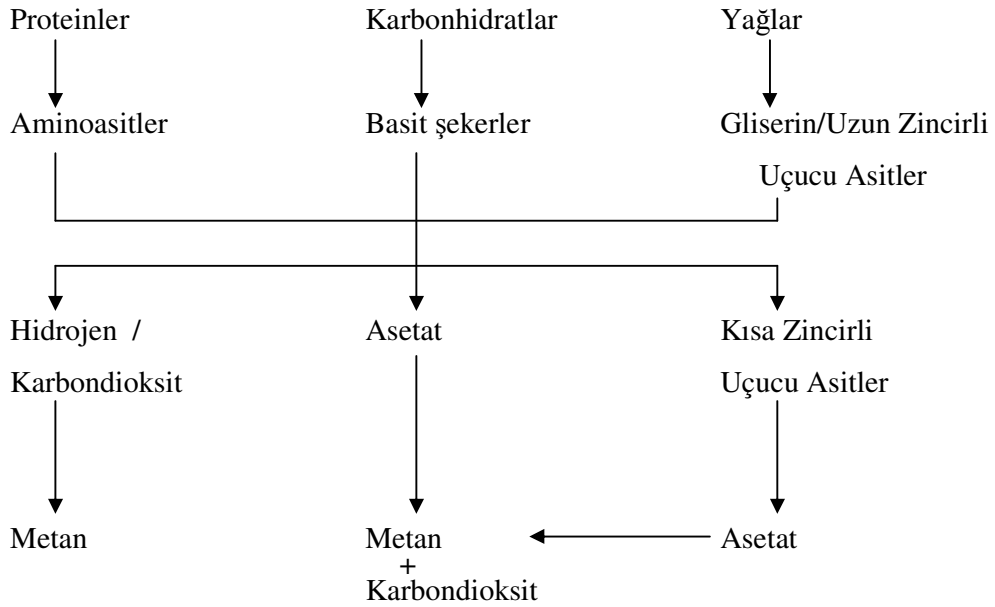
2.2.2. Katı atık stabilizasyonunda anaerobik parçalanma fazı

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

Anaerobik faz, hızlı polimer hidrolizi ve redoks potansiyelindeki düşüş ile karakterize edilmektedir (Farquhar ve Rovers, 1973; Barlaz ve diğ., 1992). Anaerobik bir çevrede aşağıdaki reaksiyonlar meydana gelmektedir.



Anaerobik fazın en önemli belirtisi, sızıntı suyunun oluşmaya başlamasıdır. Bu faz hidroliz, asit ve metan üretilen faz olarak üç alt faza ayrılabilir. Organik maddelerin anaerobik parçalanma ürünleri Şekil 2.3’de şematik olarak verilmektedir.



Şekil 2.3: Organik atıkların anaerobik parçalanma ürünleri (Vesilind, 2002).

2.2.2.1. Hidroliz

Hidroliz, anaerobik parçalanma fazının ilk aşamasıdır. Bu fazda deponide oksijen tükenmiş ve aerobik ortamdaki anaerobik ortama geçiş meydana gelmiştir. Deponide, oksijen yerine nitrat ve sülfatlar elektron alıcı olarak görev yapacakları için indirgenme koşullarına doğru bir eğilim oluşmaktadır.

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

Anaerobik şartlarla yeni elektron alıcılar olan nitrat ve sülfat, biyolojik reaksiyonlar sonucunda azot ve hidrojen sülfür gazlarına indirgenirler. Anaerobik şartların başlaması, oksidasyon redüksiyon potansiyelinin ölçülmesi ile gözlenebilir. Potansiyelin 50-100 mV civarında olması halinde, nitrat ve sülfatın indirgenmesi başlar. 150-300 mV aralığında olması halinde ise metan üretimi başlar. Oksidasyon-redüksiyon potansiyelindeki azalma devam ettikçe, organik maddeleri metan ve karbondioksite dönüştüren mikroorganizmalar, üç aşamalı prosese başlarlar. Hidroliz fazında, sızıntı suyunun pH'sı organik asit ve karbondioksit konsantrasyonunun artması sonucunda düşer (Tchobanoglous, 1993).

Bu fazın sonunda sızıntı suyunda, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve uçucu organik bileşikler ölçülebilir konsantrasyonlara ulaşırlar. Sızıntı suyu asidik pH'lı ve hoş olmayan kokuludur. pH düştükçe sızıntı suyundaki metallerin çözünürlüğü ve hareketliliği artmaktadır. Bunun sonucunda da sızıntı suyunda yüksek derecede demir, mangan, çinko, kalsiyum ve magnezyum bulunmaktadır (Vesilind ve diğ., 2002).

2.2.2.2. Asit oluşumu

Prosesin ikinci aşaması olan asidojenik faz, bir önceki aşamada hidrolize uğrayan polimerik bileşiklerden oluşan glukoz, amino asit, yağ asidi gibi moleküllerin, mikrobiyolojik dönüşüm ile valerik, bütirik, propiyonik, asetik asit gibi organik asitlere ve alkollere yani daha basit yapıya ara bileşiklere dönüşümünü içerir. Asidojenik fazda, büyük miktarda karbondioksit ve düşük miktarda hidrojen gazı ortaya çıkar. Bu dönüşümde yer alan mikroorganizmalar, fakültatif ve zorunlu anaerobik bakterilerdir. Bu mikroorganizmalar literatürde asidojen veya asit oluşturucular olarak tanımlanırlar.

Bu fazda organik asitler ve karbondioksit nedeniyle, sızıntı suyunun pH'sı beşin altına düşer. Organik asitlerin sızıntı suyunda çözünmesi nedeniyle biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), iletkenlik değerleri gittikçe artar. Aynı zamanda asidik pH'da, başta ağır metaller olmak üzere çeşitli inorganik bileşikler sızıntı suyunda çözünmeye başlar. Bu fazda deponideki pek çok gerekli nütrient sızıntı suyu ile uzaklaşır. Sızıntı suyu geri devredilmez ise deponide nütrient kaybı meydana gelir. Eğer sızıntı suyu oluşmamış ise, bu fazda üretilen ayrışma ürünleri, katı atık tarafından tutulan suyun içinde kalırlar (Tchobanoglous, 1993).

Katı atıkların devamlı hidrolizi ile ortamdaki uçucu organik asitlerin yüksek konsantrasyonlara ulaşması, pH değerindeki düşüşle ilişkili olarak metal türlerinin hareketi, biyokütlenin gelişimi, substrat ve nütrientlerdeki hızlı tüketim bu fazın önemli özellikleridir (Vesilind ve diğ., 2002).

2.2.2.3. Metan üretim fazı

Asit fazında asit oluşturucular tarafından asetik asit ve hidrojen gazı üretilirken, bu fazda mikroorganizmalar tarafından, önceki fazın ürünleri, metan ve karbondioksite dönüştürülür. Bu mikroorganizmalar, asit fazının sonlarına doğru gelişirler. Bunlar literatürde, metan oluşturucular veya metanojenler olarak tanımlanırlar. Metanojenler anaeroblardır ve oksijenin varlığına karşı çok duyarlıdırlar. Bu fazda metan ve az miktarda asit oluşur (Pavese ve diğ., 2006).

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

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

2.2.2.4. Humik faz

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

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

Deponilerdeki degradasyon prosesleri çok uzun zaman aralığında gerçekleşir (Ozkaya ve diğ., 2005). Şimdiye kadar aerobik ve anaerobik fazlar hakkında oldukça fazla çalışma yapılmıştır (Farquhar ve Rovers, 1973; Ehrig, 1983; Barlaz ve diğ., 1992). Anaerobik fazın alt fazı olan metan fazından hemen sonra başlayan ve çok uzun süre devam ettiği düşünülen faz, humik faz olarak tanımlanmaktadır. Literatürde henüz humik faz boyunca oluşan prosesler hakkında yeterli bilgi bulunmamaktadır (Bozkurt ve diğ., 1999).

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

Humik fazın başlama göstergesi olan kararlı bileşikler, düşük moleküllü organik asitler olduğu gibi yüksek moleküllü fulvik ve humik asitlerdir (Bozkurt ve diğ., 2000).

Humik ve fulvik asitler sırasıyla 5000-100.000 ve 2000-9000 aralıklarında değişebilen yüksek molekül ağırlıklı aromatik polimerlerdir. Humik asit; alkali ortamda çözünebilir fakat asidik ortamda çözünemeyen maddelerdir. Fulvik asit ise hem asidik, hem de alkali ortamda çözünebilir bileşiklerdir. Humik maddeler, karboksil, fenolik, alkolik, karbonil ve metoksi gibi fonksiyonel gruplar içermektedir. Bu maddelerin yapısında aynı zamanda azot ve oksijen taşıyan heterosiklik halkalar da bulunmaktadır (Amdur ve diğ., 1991).

Humik faz sırasında deponiye giren oksijen, organik bileşiklerle kolayca reaksiyona girer. Sonuçta organik madde tükenir ve reaksiyonlar deponiye giren oksijeni tüketmek için yetersiz kaldığından aerobik koşullar oluşur. Deponinin pH ve redoks şartları, deponiye giren oksijence zengin yağmur suyu, deponiye nüfuz eden oksijen, katıların tamponlama kapasitesi ve yavaş reaksiyonlar tarafından belirlenmektedir.

Deponideki koşullar ve sızıntı sularının bileşimi zamanla değişmektedir. Yapılan çalışmalar anaerobik fazın sonunda metallerin büyük bir kısmının deponide bulunduğunu göstermektedir (Belevi ve Baccini, 1989).

Humik faz sırasında değişen koşullar ağır metallerin hareketinde önemli değişimlere sebep olabilir. Bu değişen koşullardan en önemlisi deponiye oksijen girişi ve tekrar aerobik koşulların oluşmasıdır. Böylelikle organik maddelerin oksidasyonu sonucunda karbondioksit açığa çıkar ve ortamın pH'nın düşmesine neden olur. Literatür verilerine göre, bu durum birikmiş ağır metallerin anlık tahliyesine neden olmaktadır. Deponilerdeki bu değişimler bazen kazı gibi insan aktiviteleri ile hızlanmaktadır.

Humik faz sırasında, deponideki mevcut koşulların değişmesi bu fazda oluşan humik ve fulvik asit gibi kararlı bileşiklerin özelliklerinden kaynaklanmaktadır. Bu bileşiklerin sudaki çözünürlükleri farklıdır. Fakat genellikle molekül ağırlığı arttıkça

sudaki çözünlükleri azalmaktadır. Deponide bu maddelerin konsantrasyonunun artması ile ortamın asiditesi artmaktadır. Bu maddeler, metallerle çözünebilir kompleksler oluşturmakta, sonuçta ağır metallerin deponideki çözünlülüğünü ve hareketliliğini arttırmaktadırlar (Ciavatta ve diğ., 1993) Diğer taraftan bazı durumlarda deponilerde uzun süreler içinde kararlı olan çok miktarda katı organik madde oluşmaktadır. Bu maddeler metallerin büyük bir kısmı için kuvvetli sorbentlerdir ve metalleri tutarak deponiden metal çıkışını engellemektedirler.

Katı atık dekompozisyonunda metan, ekonomik değeri olan bir yan ürün olduğu için, çalışmalar metanojenik faz üzerinde odaklanmıştır. Bu nedenle, literatürde deponilerdeki pH değişikliklerine bağlı atık dekompozisyon prosesinin sistematik süreci hakkında yeterli bilgi bulunmamaktadır. Humik faz süresince, koşullarda meydana gelen değişiklikler oksijen açısından zengin yağmur suyu, deponiye nüfuz eden karbondioksit ve katıların tamponlama kapasiteleri ile açıklanmaktadır. Karbondioksit aynı zamanda deponideki organik maddelerin degradasyonu ile de üretilmektedir.

Organikler bittiği zaman veya reaksiyonlar atmosferden geçen oksijeni tüketmek için yavaş kaldığında deponi aerobik ve asidik hale gelir. İnorganik bileşiklerin tamponlama kapasitesi azalırsa metaller suda çözünebilir ve deponinin içinden sızıntı suyu ile uzaklaşabilirler. Deponiye oksijen girmesinin sonucu olarak, organik maddeler ve sülfürler parçalanabilirler ve bunlara bağlı metalleri salıverirler (Bozkurt ve diğ., 2000).

Ağır metallerin hareketliliği pH, redoks şartları ve metalleri adsorbe eden maddelere bağlıdır. Bu özellikleri etkileyen faktörler arasında, özellikle atığın organik kısmını içeren prosesler büyük önem taşımaktadır. Çalışmalar pek çok toksik metalin çözünlülüğünün ve serbest bırakılmasının genellikle yeni kapatılmış veya aktif olan deponi şartları altında düşük olduğunu göstermektedir (Ciavatta ve diğ., 1993).

2.3. Katı Atıkların Stabilizasyonunu Etkileyen Faktörler

Depo alanındaki fazların başlangıcını ve bitişini, depo alanı içindeki organik maddelerin dağılımı, nütrient, atığın nem içeriği ve atıkların sıkıştırılması gibi faktörler etkilemektedir.

Katı atıkların biyolojik degradasyonunda en önemli faz anaerobik fazdır ve bu faz hidroliz, asit oluşumu ve metan üretimi olmak üzere üç temel basamaktan oluşmaktadır. Anaerobik fazda metan ve fermantasyon adımlarına, yedi mikrobiyal grup katılmaktadır ve gruplar Tablo 2.1’de verilmektedir. Tüm bu bakteri türleri içerisinde çevresel faktörlere karşı en duyarlı olanları metan bakterileridir. Mikroorganizmaları etkileyen bu çevresel faktörler oksijen, hidrojen, pH, alkalinite, sülfat, nütrientler, inhibitörler, sıcaklık ve nem içeriğidir (Vesilind, 2002).

Tablo 2.1: Anaerobik fazda görev alan mikrobiyal gruplar (Vesilind, 2002).

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

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

Depolama sahalarında hidrojen, biyokimyasal reaksiyonlar üzerinde etkili olduğu için önemlidir. Depo alanında hidrojen, fermantatif ve asetojenik bakteriler

tarafından üretilmekte, metanojenik ve sülfat indirgeyen bakteriler tarafından tüketilmektedir. Fermantatif bakteriler, düşük hidrojen basıncında; hidrojen, karbondioksit ve asetik asit, yüksek hidrojen basıncında ise; hidrojen, karbondioksit, etanol, butirik asit ve propiyonik asit üretir. Hidrojen basıncı çok yüksek değil ise etanol, butirik asit ve propiyonik asit daha çok asetojenik bakteriler tarafından üretilir.

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

Depo sahalarında pH, nötrale yakın olduğu sürece atığın kimyasında büyük değişimler beklenmez. Yapılan çalışmalar bu şartlarda pek çok toksik metalin çözünürlüğünün düşük olduğunu göstermektedir.

Şimdiye kadar deponilerde pH değişimi ile atık dekompozisyon prosesi sistematik olarak açıklanamamıştır. Humik faz süresince pH ve redoks potansiyeli, deponiye sızan oksitlenmiş yağmur suyu, oksijen ve deponiye nüfuz eden karbondioksit ve katıların tamponlama kapasitesi ile tayin edilmektedir (Bozkurt ve diğ., 2000).

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

Nütrientler, mikroorganizmalar için çok gerekli olan maddelerdir. Mikrobiyal hücrelerin kuru ağırlıklarının yaklaşık %50'i karbon, %20'i oksijen, %10-15'si azot, %8-10'nu hidrojen, %1-3'ü fosfor ve %0,5-1,5'u kükürttür. Hücre, kimyasal olarak

$C_5H_7NO_2$ şeklinde ifade edilmektedir (Martin, 1991). Depo sahaları azot, fosfor, kalsiyum, demir, magnezyum, potasyum, çinko, molibden ve selenyum açısından oldukça zengin sistemlerdir.

Sıcaklık, bütün biyolojik sistemlerde olduğu gibi deponilerdeki biyolojik faaliyetler üzerinde de etkilidir. Özellikle anaerobik sistemlerde sıcaklık, prosese yön veren faktörlerdendir. Metan bakterilerinin en verimli olduğu sıcaklık yaklaşık olarak $37^{\circ}C$ olarak belirlenmiştir. Su hareketi az olan derin depo sahalarında, mikroorganizmaların faaliyeti sonucu oluşan ısı, saha içinde sıcaklık artışına neden olabilir. Bu sıcaklık ılıman iklim koşullarında $35-45^{\circ}C$ 'ye kadar yükselebilir. Metan üretiminin yüksek olduğu depo sahalarında sıcaklığın yüksek olması beklenir (Küçükgül, 1999; San ve Onay, 2001).

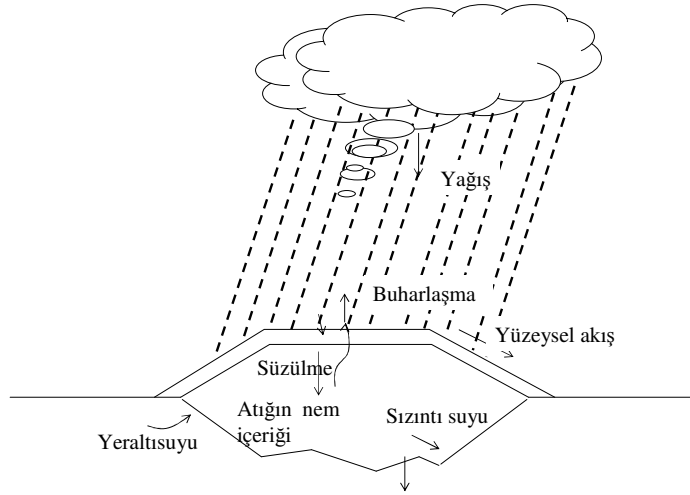
Bütün canlılar yaşamlarını sürdürebilmek için suya ihtiyaç duyarlar. Su farklı ortamlarda farklı miktarlarda bulunur. Mikroorganizmalar çeşitli maddelerin çözüldüğü, su aktivitesi düşük bir ortamda bulduklarında, yaşamak için çözeltilen suyu almayı başarmalıdır. Böyle durumlar genellikle düşük büyüme hızı ve az miktardaki büyüme ürünü ile karakterize edilir (Brock ve diğ., 1984). Bu durum bütün çevre ortamlarında olduğu gibi depo sahalarında da geçerlidir. Ortamdaki su miktarı biyolojik aktivitenin verimini etkilemektedir. Etkin biyolojik aktivite atık stabilizasyonunun kısa sürede gerçekleşmesini sağlamaktadır (Bendz ve diğ., 1997).

2.4. Sızıntı Suyu Oluşumu ve Miktarı

Katı atıkların depolanması sırasında ve sonrasında, atıktaki nem içeriğinin, kimyasal ve biyolojik parçalanma reaksiyonlarının, yağmur suyunun, yeraltı su seviyesinin yükselmesinin bir sonucu olarak sızıntı suları oluşmaktadır. Çeşitli yollarla depo sahasına giren veya depo sahası içinde oluşan sular, deponi içerisinden geçerken atıkların parçalanma ürünlerini ve atıkların içindeki çözünebilir maddeleri bünyelerine alarak ilerlerler (Sang ve diğ., 2006). Herhangi bir deponide oluşabilecek sızıntı suyu, sahanın nem tutma kapasitesi ile doğrudan ilişkilidir. Genel olarak

sızıntı suyu, depolama alanında su tutma kapasitesi aşıldığı anda oluşmaya başlamaktadır (El-Fadel ve diğ., 1997).

Depo sahalarında oluşan sızıntı suyunun miktarı ise atığın bileşimine, depo alanının yaşına, depo alanının büyüklüğüne, iklim şartlarına ve nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesine göre değişir (El-Fadel ve diğ., 2002; Chen, 1996). Depolama alanında sızıntı suyu oluşumu Şekil 2.4’de gösterilmektedir.



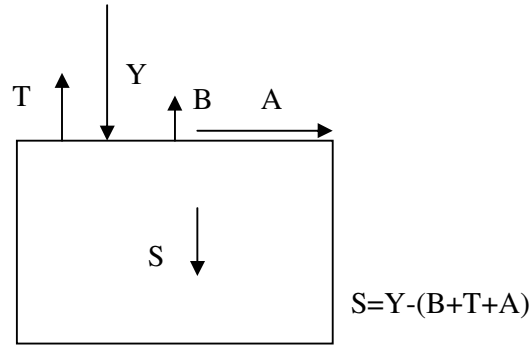
Şekil 2.4: Depo alanında sızıntı suyunun oluşumu (Vesilind ve diğ., 2002).

Depolama alanlarında sızıntı suyu oluşumu, sahaya giren su miktarı ile doğru orantılıdır. Depo alanında oluşacak sızıntı suyu miktarı bölgedeki yağmur ve buharlaşma miktarına, dolgu sırasındaki sıkıştırma şekline bağlı olarak değişmektedir (Tränkler ve diğ., 2005).

Depo sahası sızıntı suyu üretiminin nicel olarak değerlendirilmesi için depo sahası su dengesi modelleri geliştirilmiştir (Gau ve Chow, 1998). Yapılan çalışmalar bu modellerin kabul edilebilir düzeyde doğru sonuçlar verdiğini göstermektedir. Bu modellerden, katı atık depolama sahalarının projelendirilmeleri aşamalarında yararlanılmaktadır.

2.4.1. Depo alanı hidrolojisi

Katı atık depolama sahalarında oluşan sızıntı suyu üretim miktarı, ampirik veriler kullanılarak veya “su dengesi metodu” ile hesaplanabilmektedir. Depo alanındaki kirlilik potansiyelini ve meteorolojik parametreleri de kullanarak depo alanı içindeki nem miktarını belirlemede en iyi sonuç veren metot, “su dengesi metodu”dur. Su dengesi metodu ile deponideki yağış, buharlaşma, yüzeysel akış ve toprağın nem tutma kapasitesi göz önünde bulundurularak deponi alanı ve çevresi arasındaki nem alış-verişi analiz edilmektedir. Şekil 2.5’de depolama sahası için su dengesi verilmektedir. Bu metot ancak taban geçirimsizliği sağlanmış kontrollü depolama sahaları için kullanılmaktadır.



Şekil 2.5: Depo sahası için su dengesi (Holmes, 1983).

S: Sızıntı suyu

Y: Yağış

B: Buharlaşma

T: Terleme

A: Yüzeysel akış

Genel olarak depo sahasına düşen yağışlar, sızıntı suyu oluşumundaki en önemli etkidir. Bu yağışların bir kısmı deponinin içine sızmadan alan yüzeyinden akarak sahayı terk eder. Depo sahalarında meydana gelen bu yüzeysel akış, sızıntı suyu üretimini hiçbir şekilde etkilemez. Yağışların yüzeysel akışlara dönüşme oranında; yağış şiddeti, deponi sahasındaki toprağın nem içeriği, sahanın topoğrafik özellikleri ve toprağın morfolojik özellikleri gibi faktörler etkili olmaktadır.

Depo sahasında yüzeysel akışa dönüşmeyen suyun bir kısmı yerçekiminin etkisiyle depo tabanına süzülmeden toprak tarafından tutulma eğilimindedir. Toprak tarafından tutulan bu maksimum nem, arazi kapasitesi olarak tanımlanmaktadır ve depo sahası maksimum nem kapasitesine ulaşıncaya kadar suyu toplamaktadır. Bundan sonra eklenecek herhangi bir miktardaki su, depo alanı içinde alt tabakalara doğru harekete geçmektedir.

Depo sahalarında bulunan bu nemin bir kısmı da buharlaşma ile atmosfere geri dönmektedir. Deponideki üst örtü tabakasında bitki bulunmasının meydana getirdiği buharlaşma, evapotranspirasyon olarak adlandırılır. Bu durumda sahada meydana gelen su kaybı, bitkinin topraktaki nemi alarak terleme ile atmosfere geri vermesi şeklinde olmaktadır. Böylelikle topraktaki nem, arazi kapasitesine daha uzun sürede ulaşmaktadır. Depo sahasındaki üst örtü tabakasının bitkisiz olması durumunda meydana gelen buharlaşma ise evaporasyon olarak adlandırılmaktadır. Bu şekilde meydana gelen su kaybı, evapotranspirasyondan daha küçük olmaktadır. Bu da arazi kapasitesine daha kısa sürede ulaşılmasına yol açmaktadır.

Depo sahalarında arazi kapasitesinin aşılması durumunda deponinin içine sızan suyun akışı, atıktaki çatlaklar ve oluşan kanallar vasıtasıyla kolaylaşmaktadır. Deponi içine sızan su, öncelikle atık tarafından nem tutma kapasitesine erişilinceye kadar tutulmaktadır ve atığın nem tutma kapasitesi aşıldığında sızıntı suyu, depo tabanına doğru akmaktadır. Depo sahasında atıkların sıkıştırılması ile atık yoğunluğu arttıkça geçirgenliği azalmaktadır. Sıkıştırılmış atıklar için arazi kapasitesi atık hacminin %20-35'i kadardır. Farklı topraklar ve atıklar için arazi kapasiteleri Tablo 2.2'de verilmektedir.

Tablo 2.2: Farklı topraklar ve katı atık için arazi kapasitesi (Vesilind, 2002).

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

Su dengesi, arazi kapasitesinin ne zaman aşılabacağını hesaplamak için uygulanan bir metottur. Sızıntı suyu ile ilgili hesaplamalar için kaba tahminlerde kullanılmaktadır. Farklı topraklar ve eğimler için yüzeysel akış katsayıları hesaplanabilmektedir. Tablo 2.3’de yüzeysel akış katsayıları verilmektedir. Bu hesaplamalar nemin hareketi ile ilgili varsayımları baz almaktadır.

Tablo 2.3: Farklı toprak ve eğimler için yüzeysel akış katsayıları (Vesilind, 2002).

Yüzey	Yüzeysel Akış Katsayısı
Kumlu toprak %2 eğim	0,05-0,10
Kumlu toprak %2-7 eğim	0,01-0,15
Kumlu toprak %7< eğim	0,15-0,20
Ağır toprak %2 eğim	0,13-0,17
Ağır toprak %2-7 eğim	0,18-0,22
Ağır toprak %7< eğim	0,25-0,35

Günümüzde depolama sahalarında üretilen sızıntı suyu miktarı tahminleri için yaygın olarak bir bilgisayar programı olan “Deponi İşleyişini Hidrolojik Değerlendirme” (HELP) modeli kullanılmaktadır. Bu modelde su dengesi için, deponinin bulunduğu yer, sahanın büyüklüğü, eğim, yağış, buharlaşma, sıcaklık, rüzgar, sahanın geçirimsizliği, filtrasyon hızı gibi spesifik bilgilere ihtiyaç duyulmaktadır. HELP modeli çoğunlukla, çeşitli tasarım alternatiflerini karşılaştırma ve uzun süreli sızıntı suyu üretim miktarını tahmin etmek için yararlıdır. Günlük sızıntı suyu üretim miktarı tahminleri için ise yetersiz kalmaktadır (Vesilind, 2002; Butt ve Oduyemi, 2003; Bendz ve diğ., 1997).

2.4.2. Depolama sahalarında yağmur suyu yönetimi

Depo sahalarında oluşan sızıntı suyu miktarı; yağışlara, yeraltı suyundan depo alanına su geçişine ve katı atığın nem içeriğine bağlı olarak değişir. Sızıntı suyu oluşumunda en etkili olan meteorolojik faktör yağmurdur. Yağmurun frekansının, şiddetinin ve süresinin bilinmesi, oluşan sızıntı suyu miktarının belirlenmesinde önemli rol oynamaktadır. Sızıntı suyu oluşumu ve miktarı üzerinde meteorolojik

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

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

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

Aktif depo sahalarında yağışlar sonucu oluşan yüzeysel akışın yönü saptırılarak deponilere su girişi azaltılabilir. Yağmur sularının bir drenaj sistemine doğru yönlendirilmelerini sağlayacak eğim veya atıkların sahaya dökülme biçimi tasarlanabilir. Akışı kontrol etmek amacıyla depo sahası etrafına kanal ve hendekler inşa edilmektedir. Depolama sahalarında atıkların üzeri, çakıl ve kumlu malzeme yerine, yüksek kil içerikli malzeme ile örtülmelidir. Böylelikle su, örtü tabakası tarafından emilmeyerek verilen eğim ile depo sahasından uzaklaştırılabilmektedir. Depolama işleminin tamamlandığı sahalarda üst örtü tabakasının bitkilendirilmesi, depo sahasında nemi, saha dışında tutacağı için sızıntı suyu üretimini azaltacaktır. Çimen, buğday ve yulaf, ağaçlardan daha fazla su tüketmektedir. Sızıntı suyu kontrolü sahanın şartlarına bağlı olarak değişmektedir.

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

2.5. Sızıntı Suyunun Özellikleri

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

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

2.5.1. Sızıntı suyu özelliklerini etkileyen faktörler

Depo sahalarında farklı özelliklere sahip büyük miktardaki atıklar birarada heterojen bir yapıda bulunmaktadır. Atık içeriği büyük ölçüde mevsime ve ekonomik duruma göre değişiklik gösterir. Depo sahalarında evsel atıkların yanısıra, endüstriyel atıklar ve arıtma çamurları da depolanabilmektedir. Tehlikeli atıkların evsel atıklarla depolanması yasak olmasına rağmen bu atıklara, evsel katı atık depolama sahalarında yüksek miktarlarda rastlanmaktadır. Yapılan araştırmalar önemli miktarda tehlikeli atığın evsel kullanımdan kaynaklandığını göstermektedir.

Evsel tehlikeli atıklar arasında çeşitli pestisitler, boya ürünleri, temizlik maddeleri, çeşitli hobiler için kullanılan kimyasallar, piller ve motor yağları sayılabilir (Hallbourg ve diğ., 1992; LaGrega ve diğ., 1994; Polprasert ve Liyanage, 1996;

Slack ve diğ., 2004). Bu maddeler depolanma sırasında; katı atığın yüzeyine adsorpsiyon, biyolojik ayrışma ve uçuculuk gibi taşınım ve dönüşüm olaylarına maruz kalmakta ve sonuçta sızıntı suyuna geçerek advektif taşınımına uğramaktadırlar (Schrab ve diğ., 1993; Kjeldsen ve diğ., 2002; Isidori ve diğ., 2003).

Katı atıkların önemli bir kısmını organik maddeler oluşturmaktadır. Bu organik maddelerin yaklaşık üçte ikisini biyodegrade olan atıklar, üçte biri ise biyodegradasyona dirençli atıklar oluşturmaktadır. Atıklardaki organik maddelerin biyolojik parçalanma oranları büyük ölçüde lignin içeriklerine bağlı olarak değişmektedir. Atıkların lignin içerikleri ve biyodegradasyon oranları Tablo 2.4'de verilmektedir.

Tablo 2.4: Atıkların lignin içerikleri ve biyodegradasyon oranları (Tchobanoglous, 1993).

Organik Atıklar	Lignin İçeriği (%)	Biyodegradasyon Oranları (%)
Gıda Atıkları	0,4	0,82
Gazete Kağıdı	21,9	0,22
Ofis Kağıdı	0,4	0,82
Karton	12,9	0,47
Bahçe Atıkları	4,1	0,72

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

Tablo 2.5: Atıklarda hızlı ve yavaş biyodegradasyona uğrayan organik maddeler (Tchobanoglous, 1993).

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

Depolama sahalarında kompleks fiziksel, kimyasal ve biyolojik parçalanma reaksiyonları ardışık olarak meydana gelmektedir. Bu prosesler sonucunda atıkların parçalanması ve yeni maddelerin oluşması gerçekleşir. Parçalanma reaksiyonlarının süresi, sızıntı suyunun karakterini belirlemektedir (Yasuhara ve diğ., 1997).

Sahadaki atıkların çoğunluğu organik maddelerden meydana geldiği için sızıntı suyu karakteri üzerinde en önemli proses, biyolojik proses olmaktadır (El-Fadel ve diğ., 2002; White ve diğ., 2004).

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

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

2.5.4. Depo alanının yaşı

Depo sahalarında yaş kavramı, sahanın aktif olarak kullanılmaya ve sızıntı suyu üretmeye başladığı andan itibaren oluşmaktadır. Genel olarak depo sahaları için yaş sınıflandırması <5 yıl için genç, 5-10 yıl için orta yaşlı ve 10< için yaşlı depolama sahası şeklinde olmaktadır (Kang ve diğ., 2002).

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

Tablo 2.6: Stabilizasyon fazları ve sızıntı suyu özellikleri (Vesilind, 2002).

Parametre	Hidroliz Fazı	Asit Fazı	Metan Fazı	Humik Faz
KOİ (mg/L)	480-18000	1500-71000	580-9760	31-900
TUA (mg/L)	100-3000	3000-18800	250-4.000	0
Amonyak (mg/L-N)	120-125	2-1030	6-430	6-430
pH	6,7	4,7-7,7	6,3-8,8	7,1-8,8
İletkenlik (µS/cm)	2450-3310	1600-17100	2900-7700	1400-4500

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

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

2.6. Depo Alanı Tasarımı

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

2.6.1. Geçirimsizlik tabakası

Geçirimsizlik tabakası, sahada oluşabilecek sızıntı suyunun deponideki hareketini azaltmak ve deponiden uzaklaşmasını engellemek için gereklidir. Bu tabakalar, düşük geçirgenlikleri sebebiyle seçilmiş olan doğal malzemelerin ve/veya jeomembranların birkaç kat kullanılmalarıyla oluşturulurlar.

Geçirimsizlik tabakaları olarak, doğal kil ya da killi topraklar da kullanılmaktadır (Du ve Hayashi, 2006). Bu amaçla kullanılmak üzere doğal kilin bulunamadığı durumlarda ticari killer (bentonit) kumla karıştırılabilirler.

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

2.6.2. Sızıntı suyunun toplanması ve depolanması

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

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

Sızıntı suyu deponiden, yerçekimi kuvvetinden yararlanarak ya da pompalanarak uzaklaştırılır. Depolama sahalarındaki, sızıntı suyu toplama sistemi başlıca aşağıdaki bileşenleri içerir.

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

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

2.7. Sızıntı Suyu Kirliliği

Depolama alanlarında, katı atıkların parçalanma reaksiyonları sonucu oluşan ürünlerin, ortamda çeşitli nedenlerle bulunan su akışına katılmaları ile genel olarak kirlilik problemi ortaya çıkmaktadır (Baba ve Kaya, 2004). Depo alanlarında oluşan kirlilik, alanın içinden geçen yağmur suyunun kirlenmesi ve kirliliğin bu akış vasıtasıyla taşınması şeklinde olmaktadır (Kurniawan ve diğ., 2006).

Depo alanlarının çok azının yapımında, tesisin maruz kalacağı hidrolik yük gözönünde bulundurulmakta ve tesis tasarlanırken önlem alınmaktadır. Burada esas olan, alana düşen yağmur suyunun kirlilikle temas etmeden önce, alandan uzaklaştırılmasıdır. Bu da ancak suyun deponiye girişinin önlenmesi ile gerçekleşir.

Kimyasal kirleticiler ve toksik maddelerin yüksek konsantrasyonlarda bulunduğu sızıntı sularının yönetimi ancak suyun içeriğinin bilinmesi ile sağlanabilmektedir (Tränkler ve diğ., 2005).

Sızıntı sularının yönetiminde, suyun deponiye tekrar verilmesi, suya ön arıtım uygulandıktan sonra merkezi arıtım için kanala deşarj edilmesi veya arazide arıtım gibi pek çok yöntem kullanılmaktadır (Holmes, 1983).

2.8. Sızıntı Suyu Arıtımı

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

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

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

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

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

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

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

Sızıntı suyu arıtımı çoğunlukla zor olduğu gibi pahalı da bir arıtım gerektirir. Bu özelliği, potansiyel kirliliği gidermede yeni teknolojilerin geliştirilmesine ve çeşitli araştırmalar yapılmasına neden olmaktadır (Vesilind, 2002).

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

Sızıntı suyunun karakteri arıtma yönteminin seçiminde belirleyici rol oynamaktadır. Bu suların arıtımında amonyak ve organik maddelerin giderimi için, nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri (Hoilijoki ve diğ., 2000; Im ve diğ., 2001; Jokela ve diğ., 2002), ileri oksidasyon prosesleri (Gau ve Chang, 1996; Bae ve diğ., 1997; Kang and Hwang, 2000), hava sıyırma (Cheung ve diğ., 1997; Marttinen ve diğ., 2002; Silva ve diğ., 2004), iyon değiştirme, ozonlama (Steense, 1997; Silva ve diğ., 2004; Wu ve diğ., 2004), membran (Bohdziewicz ve diğ., 2001; Di Palma ve diğ., 2002; Wang ve diğ., 2002; Lopes de Moraes ve Zamora, 2005) ve fenton prosesleri (Koyama ve Nakamura, 1994; Gau ve Chang, 1996; Bae ve diğ., 1997; Kim ve diğ., 1997; Steensen ve diğ., 1997; Kwong ve diğ., 1999; Rivas ve diğ., 2001; Zhu ve diğ., 2001) kullanılan arıtma yöntemlerindedir.

Genel olarak, sızıntı suyu kontrolü, toplanması ve arıtımında farklı metotlar kullanılmaktadır (Al-Thani ve diğ., 2004). Sızıntı suyu yönetimi drenaj sistemi, arıtma maliyetinin düşürülmesi ve ileri teknolojik arıtma sistemlerine imkan tanınması bakımından oldukça önemlidir. Arıtma tesisi projesi, sadece giriş yükü dikkate alınarak değil, aynı zamanda oluşacak katı atık miktarı, yeni kirlilik potansiyeli ve enerji ihtiyacı gözönünde bulundurularak hazırlanmalıdır.

2.8.1. Sızıntı sularının arazide arıtım yöntemleri

Arazide arıtım yöntemi, depo sahalarında oluşan sızıntı sularının toplanıp, uygun şekilde araziye verilmesi esasına dayanmaktadır (Klomjek ve Nitorisavut, 2005). Bu yöntemde arıtım için özel olarak hazırlanmış ıslak alanlar kullanılmakta olup, etkili bir arıtım sağlanmaktadır. Ancak bu sistemler çoğunlukla az miktardaki sızıntı suyu için boyutlandırılabilir. Arazide arıtım yöntemi yüksek sızıntı suyu debileri için büyük araziler gerektirmektedir, bu da yöntemin uygulama alanını sınırlandırmaktadır.

Yöntemin verimi, başta meteorolojik özellikler olmak üzere ıslak alan olarak kullanılacak toprağın, yetiştirilecek bitki ve ağaçların cinsi gibi çok çeşitli dış şartlardan büyük ölçüde etkilenmektedir.

2.8.2. Sızıntı sularının depo sahasına geri devrettirilerek arıtımı

Sızıntı suyunun depo sahasına geri devrettirilerek arıtılması uzun süreden beri uygulanan bir metottur. Bu yöntemde depo alanı, sızıntı suyu arıtımı için hazır biyolojik reaktör olarak kullanılmaktadır. Depo alanı taban geçirimsizliğinin sağlanması, geri devir ve gaz yönetim sisteminin oluşturulmasının ardından reaktöre dönüştürülebilir. Bu şekilde alt yapısı hazırlanmış deponiler, atıkların hızlandırılmış biyokimyasal dönüşümü ve sızıntı suyunun etkin arıtımı için uygundur (San ve Onay, 2001).

Birçok düzenli depolama sahası klasik olarak hazırlanmaktadır. Bu deponilerde sızıntı suyu toplanır ve uzaklaştırılır. Bu şekilde tasarlanmış depo alanlarında atıkların stabilizasyonu için uzun yıllar gerekmektedir. Asit oluşumu ve metan fermentasyonu uzun süreler sonunda oluşur. Bu şartlar altında atığın dekompozisyonu tam olarak tamamlanmaz ve metan gazının ticari olarak geri kazanımı engellenir. Depo alanının gelecekte yeniden kullanımı ve kapatılması zorlaşır.

Geleneksel mantıkla tasarlanmış depolama alanlarında sızıntı suyu toplanmalı ve deşarjdan hemen önce arıtılmalıdır. Sızıntı sularının geri devrine uygun olarak tasarlanmış depo alanlarında mikrobiyal popülasyon daha hızlı gelişmekte ve biyolojik aktiviteler hızlanmaktadır. Organik bileşiklerin stabilizasyonu için gerekli olan süre 15-20 yıldan 2-3 yıla kadar düşmektedir. Sızıntı suyunun geri devri deponiyi dinamik biyolojik reaktöre dönüştürür. Böylece organik maddelerin son ürünlere dönüşümü hızlanır (Garcia de Cortazar ve Monzon, 2006).

Sızıntı suyunun deponiye geri devrettirilmesi, özellikle tam ölçekli geri dönüşüm uygulamaları son zamanlarda oldukça artmıştır. Sızıntı sularının deponiye dönüşünde, nemin uniform olarak dağıtılması çok önemlidir ve bu amaçla çeşitli teknikler kullanılmaktadır. Bunlar depo yüzeyine sızıntı suyunun, spreyleme yöntemiyle verilmesi ya da sızıntı suyunun dikey kolonlarla veya yatay borularla deponi içine enjekte edilmesi şeklinde olmaktadır. Depolama sahalarına ait gaz yönetim sistemleri, sızıntı suyu toplama sistemleri, geçirimsizliği sağlamak amacıyla kullanılan koruyucu tabakalar ve nihai üst örtü tabakası gibi diğer deponi bileşenleri deponilerin biyolojik reaktör olarak işletiminde önemlidir.

Sızıntı sularının deponiye geri devrettirildiği alanlarda reaktör şartlarını optimize etmek amacıyla deponinin nem oranı kontrol edilmelidir. Yapılan çalışmalar nem kontrolü için gerekli ampirik değerlerin yaklaşık olarak 2-4 m³/gün olduğunu göstermektedir. Deponiye geri döndürülen sızıntı suyu sahaya ilave yük getirmektedir. Bu ilave akım, sahaların tasarımı sırasında dikkate alınmalıdır. Özellikle yağışlı havalardan sonra yüksek miktarda sızıntı suyu oluşmaktadır ve bazı durumlarda oluşan sızıntı suyu geri dönüşüm için ihtiyaç duyulandan fazla olmaktadır. İyi şekilde tasarlanmış sahalarda, yağışla oluşan sızıntı salınımları minimize edilmelidir. Ayrıca sahaya düzenli olarak sızıntı suyu dönüşümünü sağlamak amacıyla etkili sızıntı suyu depolaması yapılmalıdır. Depolama sahası tasarımı yapılırken zaman zaman geri dönüşümde aksamalar yaşanabilir, böyle durumlar için gerekli planlamaların yapılması gerekmektedir (Vesilind, 2002).

2.9.3. Sızıntı sularının biyolojik yöntemlerle arıtımı

Sızıntı sularının arıtımında en çok kullanılan arıtım yöntemi biyolojik arıttır (Kargı ve Pamukoglu, 2004). Özellikle genç depo sahaları sızıntı suları, yüksek oranda biyolojik olarak kolay parçalanabilen organik maddeler içermektedir ve bu maddelerin biyolojik arıtma ile gideriminde yüksek verim elde edilmektedir (Im ve diğ., 2001; Rivas ve diğ., 2006). Ancak sızıntı sularının bileşiminde depo sahalarından kaynaklanan toksik maddelerin bulunma ihtimali çok yüksektir. Bu maddelerin biyolojik aktiviteye zarar vermesini önlemek için suların öncelikle ön arıttan geçirilmesi tavsiye edilmektedir.

Yaşlı depo sahaları sızıntı suları, genç sızıntı sularına oranla daha yüksek miktarlarda biyolojik paçalanmaya direnç gösteren maddeler içermekte ve bu maddelerin biyolojik arıtma ile gideriminde yeterli verim sağlanamamaktadır. Bu nedenle yaşlı depolama sahası sularının kimyasal yöntemlerle arıtımı daha uygun görülmektedir (Bohdziewicz ve diğ., 2001; Li ve Zhao, 2001; Ntampou ve diğ., 2006).

Sızıntı suyunun biyolojik arıtımında aerobik ve anaerobik yöntemler kullanılmaktadır. Genel olarak zayıf sızıntı sularına aerobik biyolojik arıtma, kuvvetli sızıntı sularına anaerobik biyolojik arıtma uygulanmaktadır. Sızıntı suyu arıtımında aerobik biyolojik arıtma metotlarından en yaygın olarak kullanılanları aktif çamur, havalandırılmalı lagünler, damlatmalı filtre ve döner disklerdir.

Kuvvetli sızıntı suları, yüksek miktarda organik madde içeren sulardır. Bu suların arıtımında aerobik sistemlerin kullanımı, arıtım verimi ve maliyeti açısından uygun değildir. Çünkü yüksek organik madde içeren bu sular fazla miktarda havalandırmaya ihtiyaç duyarlar. Bu özellikteki suların, havalandırmaya ihtiyaç duymayan daha ekonomik anaerobik yöntemler ile arıtımı uygun ve etkilidir. (Kim ve diğ., 1997; Timur ve Ozturk, 1999)

Sızıntı sularının arıtımında anaerobik yöntemler etkili bir proses olmalarına rağmen, çıkış suyu standartlarını sağlaması için bu arıtmadan sonra aerobik arıtım da uygulanmalıdır (Borzacconi ve diğ., 1999). Sızıntı suyu arıtımında yaygın olarak kullanılan anaerobik arıtma yöntemleri havasız çamur yataklı ve sabit film yataklı sistemlerdir (Vesilind, 2002; Holmes, 1983).

2.9.4. Sızıntı suyu arıtımında fiziksel ve kimyasal yöntemler

Sızıntı sularının arıtımında her zaman biyolojik arıtım yöntemleri tek başına yeterli olmamaktadır. Böyle durumlarda fiziksel ve kimyasal arıtım yöntemleri biyolojik arıtmaya ek olarak kullanılmaktadır. Özellikle yaşlı depolama alanı sızıntı sularının arıtımında en etkili yöntem kimyasal arıtmadır (Lopez ve diğ., 2004; Amokrane ve diğ., 1997). Çünkü biyolojik olarak zor parçalanabilen organik maddeleri içeren yaşlı deponi sızıntı suları düşük BOİ/KOİ ile karakterize edilmektedirler (Irene ve Lo, 1997; Kargi ve Pamukoglu, 2004). Ayrıca biyolojik arıtma öncesi sızıntı sularından toksik maddelerin ve ağır metallerin giderimi, çıkış suyu kalitesini yükseltmektedir. Başlıca fiziko-kimyasal arıtma yöntemleri yumaklaştırma, çöktürme, kimyasal oksidasyon, iyon değiştirme, aktif karbonla adsorpsiyon ve membran filtre yöntemleridir (Morawe ve diğ., 1995; Bohdziewicz ve diğ., 2001; Trebouet ve diğ., 2001; Rivas ve diğ., 2003). Bu yöntemlerden, kimyasal yumaklaştırma ve çöktürme yöntemi ile Fe, Zn, Cr gibi ağır metaller ve amonyum giderimi sağlanmaktadır (Li ve diğ., 1999; Li ve Zhao, 2001). Kimyasal oksidasyon yöntemi ise sızıntı suyu arıtımında önemli bir arıtım yöntemi olarak kullanılmaktadır (Steensen, 1997). İyon değiştirme yöntemi ile %10-70 KOİ ve metal giderimi sağlanmaktadır. Adsorpsiyon metodu, biyolojik veya kimyasal arıtmadan sonra uygulandığında %30-70 KOİ giderimi elde edilmektedir.

Son yıllarda sızıntı sularının arıtımında pek çok yeni arıtım teknikleri uygulama alanı bulmaya başlamıştır. Bu yeni arıtım teknikleri aşağıda kısaca anlatılmaktadır.

Ters ozmoz, yarı geçirgen bir membrandan akışkanı geçirmek için kullanılan prosesdir. Bu prosesde moleküller, boyut ve şekle bağlı olarak ayrılırlar. Bu yöntem,

çözünmüş katıları ayırmada kullanılmaktadır. Yüksek basınçlı bir pompa, sızıntı suyunu membrana doğru iterek ozmotik basıncın üzerine çıkılmasını sağlar. Su molekülleri membrandan geçerken kirleticiler membranın yüzeyinde kalır. Prosesin giderim verimi %75-90'dır.

Direk ozmoz, yarı geçirgen membran vasıtasıyla kirleticilerin sızıntı suyundan ayrıldığı proseslerdir. Bu amaçla genellikle %10'luk tuzlu su tabakası kullanılır. Yarı geçirgen tabaka suyun, sızıntı suyundan tuz tabakasına geçişini sağlar. Sızıntı suyundaki kirleticiler yarı geçirgen tabakayı geçemezler. Proses ilerledikçe tuzlu su tabakası seyrelir. Bu proses, membranın her iki tarafındaki su konsantrasyonu eşitlenene kadar devam eder.

Buharlaştırma, sızıntı suyundan su bileşenini uzaklaştırmak amacıyla kullanılır. Bu teknoloji sayesinde sızıntı suyunun hacmi önemli oranda azalmaktadır. Bu yöntemden farklı olarak diğer teknolojiler (ters ozmoz, ultra/mikrofiltrasyon ve konvansiyonel arıtım sistemleri) atıksu akımını iki bileşene ayırırlar (Vesilind, 2002).

2.9.4.1. Sızıntı suyu arıtımında kimyasal koagülasyon yöntemi

Sulardaki kirleticiler, askıda veya çözünmüş formlarda olmak üzere çeşitli boyutlarda bulunabilirler. Sulara dağılmış halde bulunan bu maddelerin gideriminde çoğunlukla çöktürme işlemi kullanılmaktadır. Fakat bu katıların bir kısmı kendiliğinden çökemeyecek kadar küçüktürler ve klasik fiziksel arıtma yöntemleri ile giderilemezler. Bu maddeler 0,001-1 µm boyutundadırlar ve kolloid olarak tanımlanmaktadırlar.

Sulardan askıda ve kolloid formda bulunan maddelerin giderilmesi koagülasyon (pıhtılaştırma) işlemi ile sağlanmaktadır. Koagülasyon genel olarak, kolloidlerin ve askıdaki maddelerin sulara kimyasal madde ilave edilerek daha iyi çökebilen yapılara dönüştürülmesi işlemidir.

Kolloidlerin tane boyutu küçük olmasına rağmen birim hacimdeki yüzey alanı çok büyüktür. Bu özelliklerinden dolayı su ve bazı iyonlara absorbe olmaya yönelirler. Sudaki kolloidler hidrofobik ve hidrofilik olmak üzere iki sınıfa ayrılırlar. Genellikle organik yapıya sahip olan kolloidler hidrofilik, inorganik yapıya sahip olanlar ise hidrofobiktirler. Hidrofobik kolloidler sıvı ortama yatkınlık göstermezler ve elektrolitik ortamda kararsızdırlar. Bunlar kolayca koagüle olabilirler. Proteinler gibi hidrofilik kolloidler ise suya yatkınlık gösterirler. Bu kolloidleri çevreleyen su, flokülasyonun gecikmesine neden olur. Bu yüzden etkin bir koagülasyon için özel işlem gerektirirler (Şengül ve Küçükgül, 1995).

Kolloidal maddeler elektriksel özelliğe sahiptirler ve bu özellikleri davranışlarını etkilemektedir. Yüzeylerindeki elektriksel yük, itici güç oluşturarak biraraya toplanmayı ve çökmeyi engellemektedir. Kolloidal maddelerin kararlılığı itici güçlere, hidrofilik kolloid durumunda ise, koagülasyonu engelleyen su tabakasında çözünmeye bağlıdır. Kolloid maddelerin kararlılığı önemli ölçüde elektrostatik yüke bağlı olduğundan, flokülasyon ve koagülasyonun sağlanması için bu yükün nötralizasyonu gerekir.

Kolloidal maddelerin yüzeyindeki elektriksel yükler, birincil yük olarak adlandırılırlar ve iki nedene bağlı olarak meydana gelirler. Birinci neden, kolloidin yapısında uç kısımlarda bulunan reaktif grupların ayrılması, ikinci neden ise su içerisinde bulunan iyonların, absorpsiyon ile kolloidin yüzeyinde toplanmasıdır.

Stabil kolloidler belli bir hızla agregat oluşturan dönüşümsüz kolloidlerdir. Metal oksitler, killer ve mikroorganizmalar dönüşümsüz kolloidlerdir. Sabun, deterjan, protein ve nişasta ise dönüşümlü kolloid olarak tanımlanırlar.

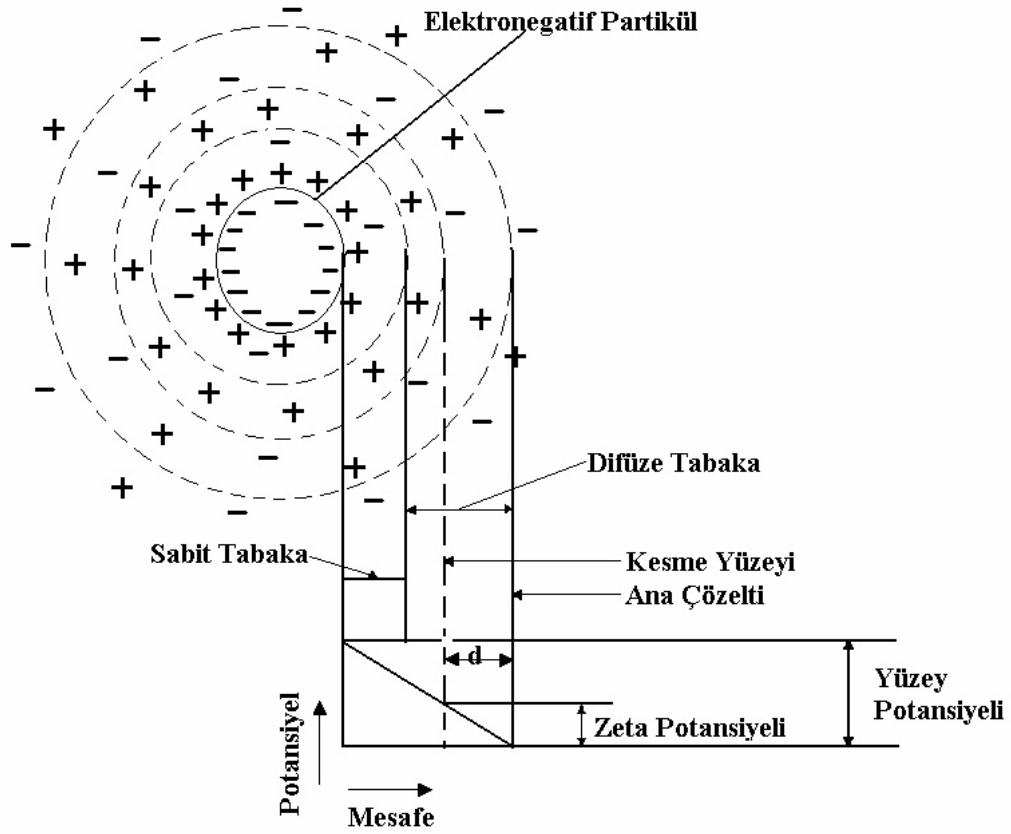
Su arıtımında koagülasyon (pıhtılaştırma) işlemi, stabil kolloidlerin agregasyonu ile ilgilidir. Koagülasyon işlemi kolloidal sistemlerin, agregat oluşturma hızlarını arttırmak için kullanılan bir prosedir.

Sıvı ortamda bulunan katı kolloidal tanecikler, bir elektriksel alanda hareket ederler. Genellikle su ve atıksulardaki kolloidlerin birincil yükleri negatiftir. Birincil yükün

işareti ve büyüklüğü ortamın pH ve iyon miktarı ile yakından ilgilidir. Kolloidal sistemin tamamı gözönüne alındığında, sistemin net bir elektrik yüküne sahip olmadığı görülmektedir. Yani kolloidlerin birincil yükleri ile sıvı fazdaki yük ters işaretlidir. Böylelikle kolloid ile su arasındaki ara yüzeyde bir elektriksel çift tabaka oluşur. Bu tabaka yüklü kolloid ile bu kolloidin yüzeyine yakın olan ters yüklü iyonların oluşturduğu bir tabakadır.

Kolloidal partikül üzerindeki birincil yük, çözeltideki ters yüklü iyonları çeker. Eğer birincil yük yeterince büyük ise partikülü çevreleyen yüklü iyonların bir karşıt yüklü tabaka oluşturması ile kısmen denge şartları sağlanmaktadır. Bu kararlı tabaka, sabit veya stern tabakası olarak tanımlanır. Bu tabakayı çevreleyen tabaka ise difüze tabaka adını alır. Her iki tabaka da artı, eksi yüklü iyonları içerir ve elektriksel potansiyele sahiptir (Walter ve Weber, 1972; Şengül ve Küçükgül, 1995).

Partikül yüzeyinde zıt yüklü iyonların derişimi maksimum seviyededir. Yüzeyden uzaklaştıkça zıt yüklü iyonların derişimi azalır. Tanecik yüzeyi ile sıvı çözelti arasında da bir elektriksel potansiyel oluşur. Bu potansiyel, zeta potansiyeli olarak adlandırılır. Kolloid ve kolloidi çevreleyen yüklü tabakalar Şekil 2.6'de şematik olarak verilmektedir. Zeta potansiyeli; elektrostatik yükün büyüklüğü, dolayısıyla stabilizasyonun derecesi ile ilgilidir. Kolloidal bir çözeltide, stabilizasyonun bozulması ve çökmenin sağlanması için zeta potansiyelinin düşürülmesi gerekir. Optimum koagülasyon, zeta potansiyeli sıfır olduğunda ortaya çıkar. Bu izoelektrik noktası olarak adlandırılır.



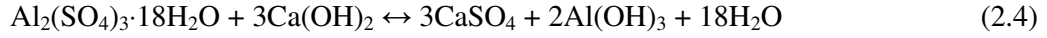
Şekil 2.6: Kolloid ve kolloidi çevreleyen yüklü tabakalar (Eroğlu, 1999).

Koagülasyon başka bir ifade ile kolloidlerin stabiliteilerinin (kararlılıklarının) bozulması işlemidir. Kolloidlerin kararlılıkları taşıdıkları elektriksel yükün ortadan kaldırılmasıyla bozulur ve bu olay kolloidlerin destabilizasyonu olarak tanımlanır. Destabilizasyonun sağlanması için sistemin zeta potansiyelinin azaltılması gerekmektedir. Bu da sistemin pH'ının, izoelektrik noktaya kaydırılması ile gerçekleştirilebilir. Zeta potansiyelini azaltmanın bir diğer yolu, sisteme ters yönde iyon veya kolloid eklemektir. Eklenen iyonun değeri arttıkça etki artar.

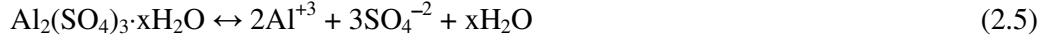
Hidrofilik kolloidlerin dengesini bozmak için sadece zeta potansiyelini düşürmek yeterli olmaz, kolloid üzerindeki bağlı suyun da uzaklaştırılması gerekmektedir. Bu amaçla suya yoğun tuz çözeltisi ilave edilir. Bunların en etkilileri SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , I^- anyonları içerenlerdir.

Bu iyonlar suya karşı duyarlı olup, bağlı suyu bünyelerine alırlar. Bağlı su bir yalıtkan gibi davranarak parçacıkların birleşmesine engel olmaktadır.

Su ve atıksu arıtımında kolloidlerin destabilizasyonu, koagülant türlerinin adsorpsiyonu ile veya hidroksit ve karbonat çökelekleri içine alınma ile gerçekleşir. Atıksu arıtımında en çok kullanılan koagülant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ 'dur. Alkalinite bulunan bir ortamda suya alüm ilave edildiğinde aşağıdaki reaksiyon oluşur.



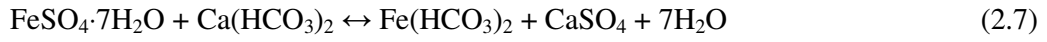
Alüminyum sülfatın hidroliz reaksiyonları;



Alüminyum iyonlarının hidroksil iyonları ile reaksiyonu;



Alkalinite bulunan bir ortamda suya ferro sülfat ilave edildiğinde aşağıdaki reaksiyon oluşur.



Demir III hidroksitin hidroliz reaksiyonları;



Ortamda anyonların bulunması flokülasyon derecesini etkiler. Sülfat iyonu, asit aralığında flokülasyonu yükseltir, alkali aralığında ise düşürür. Klorür iyonu hem asidik, hem de bazik pH'da flokülasyonu biraz yükseltir.

Alüminyum ve demir tuzlarının polimerleri vasıtasıyla destabilizasyonda koagülant dozu, pH ve kolloid derişimi etkili faktörlerdir. Koagülasyon için gereken doz, agregat haline getirilecek kolloidin derişiminin bir fonksiyonudur. Böyle sistemlerde koagülant dozu ve pH önemli faktörlerdir.

İzoelektrik noktasının altındaki pH değerlerinde metal hidroksitler, demir hidroksit ve alüminyum hidroksit oluşacaktır. pH izoelektrik noktanın altına düştükçe, ortamda pozitif yüklü metal türleri artmaya başlar. Sonuç olarak hem yük nötralizasyonu ile hem de aşırı dozlamadan dolayı destabilizasyon meydana gelir.

Kireç gerçek bir koagülant değildir. Ancak bikarbonat alkalitesi ile birleşerek kalsiyum karbonat, ortofosfat ile birleşerek kalsiyum hidroksiapatit oluşturur. Magnezyum hidroksit ($Mg(OH)_2$) yüksek pH seviyelerinde çöker. İyi ayırma için ortamda bir miktar jelatinimsi $Mg(OH)_2$ olması gerekir. Ancak bu durumda oluşan çamurun susuzlaştırılması zorlaşır. Kireç çamuru genellikle sıkıştırılabilir ve tekrar kullanım için kalsiyum karbonatı kirece dönüştürmek üzere kalsinleştirilir.

Koagülantların yanısıra sisteme bazı kimyasallar eklenerek daha hızlı çöken flok oluşumu sağlanır, böylelikle koagülasyon hızlanır. Aktifleştirilmiş silika, çok ince alüminyum hidrat parçacıklarını birbirine bağlayan, kısa zincirli bir polimerdir. Silika yüksek dozlarda, elektronegatif özelliğinden dolayı flok oluşumunu engeller. En uygun doz 5-10 mg/L'dir.

Polielektrolitler, yüksek molekül ağırlıklı polimerlerdir ve yardımcı koagülant olarak kullanılırlar. Polielektrolitler, doğal ve sentetik olarak iki gruba ayrılırlar. Önemli doğal polielektrolitler, biyolojik esaslı polimer ve selüloz türevlerinden, nişasta ürünlerinden elde edilirler. Sentetik polielektrolitler, basit monomerlerin, yüksek molekül ağırlıklı maddelere polimerize olması ile üretilirler. Polielektrolitler içeriklerindeki adsorplanabilen gruplardan dolayı, partiküller veya yüklü floklar arasında köprü oluştururlar. Alüm veya demir klorür ile birlikte düşük dozlarda (1-5 mg/L) polielektrolit ilavesi, büyük flokların (0,3-1 mm) oluşmasına neden olur. Polielektrolitler, pH'dan etkilenmeksizin kolloidin etkin yükünü azaltarak koagülasyonu sağlarlar. Üç tip polielektrolit vardır. Katyonik polielektrolitler, negatif kolloid veya flokları adsorplarlar. Anyonik polielektrolitler, kolloid parçacıklarda anyonik gruplarla yer değiştirerek kolloid ve polimer arasında hidrojen bağına izin verirler. İyonik olmayan polielektrolitler ise katı yüzeyleri ile polimerdeki polar gruplar arasında hidrojen bağı ile parçacıkları adsorplayarak floklaşmayı sağlarlar (Şengül ve Küçükgül, 1995).

BÖLÜM 3. ELEKTROKİMYASAL ARITIM YÖNTEMLERİ

3.1. Elektrokimyasal Reaksiyonlar

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

Elektrokimyasal reaksiyonlar, sıvı-katı ara yüzeyinde uygun yük transferi ile başlayan yüzey işlemleridir. Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları Tablo 3.1’de verilmektedir.

Elektrot ile çözelti ara yüzeyinde oluşabilen elektrokimyasal reaksiyon tipleri aşağıda verilmiştir.

- Elektrokimyasal reaksiyon,
- Heterojen elektrokataliz,
- Heterojen redoks elektrokataliz,
- Homojen redoks kataliz.

Tablo 3.1: Elektrokimyasal yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları (Özgürses, 2003).

Anot reaksiyonları	Katot reaksiyonları
<ul style="list-style-type: none">•Anot elektron verir.•Anotta yükseltgenme olur.•Anodik çözünme: $(Al \rightarrow Al^{+3} + 3e^-)$•Anyonlar anotta toplanır.•Anolit bölge oluşur.•Anotta oksijen: $(2H_2O - 4e^- \rightarrow O_2 \uparrow + 4H^+)$•Ortamda klor var ise: $(2Cl^- - 2e^- \rightarrow Cl_2 \uparrow)$	<ul style="list-style-type: none">•Katot elektron alır.•Katotta indirgenme olur.•Katodik birikme: $(Cu^{+2} + 2e^- \rightarrow Cu)$•Katyonlar katotta toplanır.•Katodik bölge oluşur.•Katotta hidrojen: $(2H_2O + 2e^- \rightarrow H_2 \uparrow + 2OH^-)$•Gazın indirgenmesi: $(O_2 + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O)$

Elektrokimya teknolojisi; elektrosentez, metal ve malzeme işlemleri, elektriksel güç, depolama ve dönüştürme, arıtma ve geri dönüşüm, sensörler ve izleme ile korozyon gibi oldukça geniş kullanım alanları olan bir konudur (Zito, 1999; Wieckowski, 1999; Bard ve Faulkner, 2001). Elektrokimya teknolojisinin kullanım alanları ve kapsamı Tablo 3.2’de verilmektedir.

Tablo.3.2: Elektrokimyanın uygulama alanları (Bard ve Faulkner, 2001).

Elektrosentez <ul style="list-style-type: none">•İnorganik kimyasallar•Organik kimyasallar•Metaller ve alaşımları•Yarı iletkenler•İletken polimerler•Kompozitler	Metal ve Malzeme İşlemeleri <ul style="list-style-type: none">•Elektroşekillendirme•Asitle metallerin üzerine şekil oluşturma•Asitle yarı iletkenlerin üzerine şekil oluşturma•Elektroforetik boyama•Elektrokaplama ve anotlaştırma
Elektriksel Güç Depolama ve Dönüştürme <ul style="list-style-type: none">•Yakıt hücreleri•Redoks pilleri•Güneş hücreleri	Arıtma ve Geri Dönüşüm <ul style="list-style-type: none">•Metal giderimi•İnorganik ve organik kirleticilerin giderimi•Su saflaştırma•Kimyasalların ve metallerin geri kazanımı•Elektroflotasyon, elektrooksidasyon ve elektrokoagülasyon
Sensörler ve İzleme <ul style="list-style-type: none">•İyon seçici elektrotlar•Polarografi•Elektrokimyasal tespit•Biyomedikal uygulamaları•in-vivo sensörler ve izleme	Korozyon <ul style="list-style-type: none">•Koruma•Önleme•İzleme•Kontrol

3.2. Faraday Kanunu

Elektrokimyasal proseslerde “Faraday Kanunu” esas alınmaktadır. Faraday, çeşitli elektroliz tepkimelerini inceleyerek iki kanun ortaya koymuştur:

1. Faraday Kanunu; bir elektrolit çözeltisinden geçen elektrik miktarı ile elektrotta serbest hale geçen madde miktarı arasındaki bağıntıyı verir.

Elektrotlardan ayrılarak serbest hale geçen madde miktarı, çözeltiden geçen elektrik miktarı ile doğru orantılıdır.

$$\Delta m = k_e \cdot \dot{I} \cdot t \quad (3.1)$$

$$\Delta m = \bar{E}_k \cdot \dot{I} \cdot t / F \quad (3.2)$$

$$\Delta m = A \cdot \dot{I} \cdot t / 96500 \cdot Z \quad (3.3)$$

$$\Delta m = k_e \cdot Q \quad (3.4)$$

$$Q = \dot{I} \cdot t \quad (3.5)$$

$$\bar{E}_k = F \cdot k_e \quad (3.6)$$

Burada,

Δm :Elektrotlardan ayrılan maddenin miktarı (g),

k_e :Orantı faktörü,

i :Akım şiddeti (A),

t :Elektroliz süresi (sn),

\bar{E}_k :Kimyasal ekivalent,

F :Faraday sayısı (96500 kulon),

Q :Elektrik miktarı (kulon).

2. Faraday Kanunu; değişik elektrolit çözeltilerinden aynı elektrik miktarının geçmesiyle, elektrotlarda serbest hale geçen madde miktarları arasındaki bağlantıyı verir.

Aynı elektrik miktarı, birden fazla farklı elektrolit çözeltilerden geçtiği takdirde elektrotlarda bir ekivalent sayıda maddenin ayrılması için 96496 amper-saniye ya da kulona (yaklaşık olarak 96500 kulon) ihtiyaç vardır. Bu miktara “1 faraday” denir (Özgürses, 2003).

3.3. Atıksu Arıtımında Elektrokimyasal Yöntemler

Atıksu arıtımında, elektrik akımının kullanımı ilk olarak, 1889 yılında İngiltere’de gerçekleşmiştir. Alüminyum ve demir elektrotları ile elektrokoagülasyon, 1909 yılında Amerika’da tescillenmiştir. İçme suyu arıtımında elektrokoagülasyon, ilk olarak geniş ölçekte 1946 yılında Amerika’da kullanılmıştır. Fakat o tarihlerde elektrik, gerek yatırım gerekse kullanım maliyeti açısından pahalı bir teknik olduğu için elektrokimya teknolojisinin su ve atıksu arıtımında dünyada, geniş çaplı uygulama alanı bulması mümkün olmamıştır. Günümüzde, içme suyu standartlarındaki sınırlamalar ve atıksu deşarjı konusundaki yasal düzenlemeler, bu teknolojilerin önemini arttırmıştır.

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

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

Elektrokimyasal arıtım yöntemleri, çeşitli avantajları olan, geniş perspektifli yöntemler olarak kabul edilmektedirler. Ekipman ihtiyacının az oluşu, arıtma işleminin kısa sürede gerçekleşmesi, kimyasal maddeye ihtiyaç duyulmaması, buna bağlı olarak da daha az çamur oluşması (Bergmann ve diğ., 2003; Hu ve diğ., 2003; Kim ve diğ., 2003; Larue ve diğ., 2003; Bektaş ve diğ., 2004; Gao ve diğ., 2005) gelecekte su ve atıksu arıtımında daha geniş yer bulmalarına neden olacaktır.

Elektrokimyasal proseslerde meydana gelen reaksiyonların mekanizması, kısmen aydınlatılmış olup (Scott, 1995; Antropov, 1977), elektrotlarda ve atıksuda oluşan kimyasal reaksiyonlar Tablo3.3’de verilmiştir. Proses aşağıdaki şekilde gerçekleşir.

Tablo 3.3: Elektrotlarda ve atıksuda oluşan bazı kimyasal reaksiyonlar (Inan ve diğ., 2004).

Anot	Katot
$4OH^- - 4\bar{e} = 2H_2O + O_{2(g)}$	$2H_3O^+ + 2\bar{e} = H_{2(g)} + 2H_2O$ (asidik çözeltilerde)
$2H_2O - 4\bar{e} = O_{2(g)} + 4H^+$	$2H_2O + 2\bar{e} = H_{2(g)} + 2OH^-$ (bazik çözeltilerde)
$2Cl^- - 2\bar{e} = Cl_{2(g)}$	$O_2 + 2H_2O + 4\bar{e} = 4OH^-$
$Cl_{2(g)} + H_2O = HOCl + H^+ + Cl^-$	
<u>Al-anot</u>	
$Al_{(s)} - 3\bar{e} = Al_{(aq)}^{+3}$	$Al_{(s)} + 4OH^- = [Al(OH)_4]^- + 3\bar{e}$ (yüksek pH)
$Al_{(aq)}^{+3} + 3H_2O = Al(OH)_3 + 3H^+$	
<u>Fe-anot</u>	
$Fe_{(s)} - 2\bar{e} = Fe_{(aq)}^{+2}$	$Fe(OH)_3 + OH^- = [Fe(OH)_4]^-$
$Fe_{(aq)}^{+2} + 2H_2O = Fe(OH)_2 + 2H_2O$	$[Fe(OH)_4]^- + 2OH^- = [Fe(OH)_6]^{3-}$ (yüksek pH)
$Fe(OH)_2 + HOCl = Fe(OH)_3 + Cl^-$	
$Fe^{+2} - \bar{e} = Fe^{+3}$	
$Fe^{+3} + 3H_2O = Fe(OH)_3 + 3H^+$	

Elektrokimya teknolojisinden yaklaşık 20 yıldır kirlilik kontrolünde yoğun şekilde yararlanılmaktadır (Moraes ve Bertazoli, 2005). Ülkemizde ise bu sistemlerin içme suyu, evsel ve endüstriyel atıksuların arıtmada kullanılmasına yönelik çalışmalar çok yetersiz kalmaktadır. Ülkemizin endüstri bölgelerinde atıksu arıtımı ve suların geri kazanımı en temel çevre problemlerindedir. Özellikle metal endüstrisi, galvaniz sanayi, tekstil endüstrisi, gıda ve yem endüstrileri, gübre sanayi ve yan kuruluşları, petrol rafinerileri ve petrokimya sanayi gibi atıksu problemi olan endüstrilerde, elektrokimyasal arıtım yöntemlerinin uygulanması, bu problemin çözümünde kolaylık sağlayacaktır.

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

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

➤ Çok yönlülük

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

➤ Enerji verimliliği

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

➤ Otomasyona uyumu

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

➤ Çevreye uyumu

Elektrokimyasal proseslerde ana reaktif elektrotlardır. Prosesle, genellikle çok fazla ekstra reaktif gerektirilmemektedir. Bunun sonucunda da bu proseslerin bir çoğunda ikincil ürünlerin oluşumu gözlenmemektedir.

➤ Maliyeti

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

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

Atıksu arıtımında yararlanılan elektrokimyasal prosesler, birlikte veya ayrı ayrı bir sistem içerisinde kullanılabilirler. Bu proseslerde kirleticiler okside olarak, adsorbe olarak veya reaktör yüzeyinde birikerek atıksudan ayrılırlar.

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

Elektrooksidasyon ve elektroflotasyon proseslerinde ortama karşı dayanıklı, çözünmeyen, metal alaşımlarından yapılmış elektrotlar kullanılmaktadır. Ortam özelliklerinin çok önemli olduğu bu sistemlerde, elektrotlardan çıkan gazlar (O_2 ve H_2) ile organik maddelerin oksidasyonu gerçekleşmektedir. Elektroflotasyonda ise oksidasyondan çok, çıkan gazlar yardımıyla kirleticilerin reaktör yüzeyinde toplanarak ayrılması sağlanmaktadır. Elektrokoagülasyonda ise çözünen metal elektrotlar (Al ve Fe) kullanılmaktadır. Bu elektrotlardan çözünen metal iyonları, ortam koşullarına göre metal-polimer kompleksleri oluşturarak kirleticileri adsorplayıp, koagüle etmektedirler.

Elektrokoagülasyon prosesinde, kirleticilerin kısmen de olsa elektrooksidasyonu gerçekleşmektedir. Elektrokoagülasyonun diğer proseslerden farkı, ortamdaki kirleticilerin gideriminde oksidasyon, koagülasyon ve flotasyon proseslerinin birlikte etkili olmasıdır. Ancak elektrokoagülasyon prosesinde kirleticilerin oksidasyonu pek açık olmayıp ortamın şartlarına bağlıdır.

Elektrokimyasal arıtım sistemlerinde, elektriksel iletkenliği arttırmak ve kirletici bileşiklerin oksitlenmesini sağlamak için ortama destek elektrolitler ilave edilir. Bu elektrolitlerden en çok tercih edilenler; NaCl, AlCl₃, FeCl₃ gibi tuzlardır.

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

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

3.3.1. Elektrooksidasyon prosesi

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

Elektrooksidasyonda en iyi sonuçlar metal oksit anotlarla elde edilmiştir (Scott, 1995). RuO₂, Co₃O₄ ve MnO₂'in titanyum üzerine uygulanması ile oluşturulan anodun, diğer anotlara göre daha iyi katalitik aktivite gösterdiği belirlenmiştir (Azzam ve diğ., 2000; Kim ve diğ., 2003). Bununla beraber kurşun ve grafit anotlarla da verimli sonuçlar alınmıştır.

Elektrotların bulunduğu ortam, prosesin ilerleyişi açısından çok önemli olup, iki tip oksidasyon söz konusudur. Bunlar anodik (direk) oksidasyon ve dolaylı (indirek)

oksidasyondur (Özgürses, 2003). Oksidasyon prosesinin süresi; bileşiklerin konsantrasyonuna, kararlılığına, kullanılan NaCl'ün konsantrasyonuna, pH'a, anodun boyutuna, uygulanan akım ve voltaja bağlı olarak değişmektedir (Vlyssides ve diğ., 2000).

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

3.3.1.1. Dolaylı elektrooksidasyon prosesi

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

Kirleticiler, elektrokimyasal yöntemlerle elde edilen, hidrojenperoksit yardımıyla da parçalanabilirler. Bu sistemde katot, gözenekli karbon-politetrafloroetilen (PTFE)'den anot ise Pb/PbO₂, Ti/Pt/ PbO₂ veya Pt'den yapılmaktadır. Fe⁺² tuzları, elektro-fenton reaksiyonlarını gerçekleştirmek için atıksuya eklenir veya çözülen Fe, anottan elde edilir.

Atıksu arıtımında, elektrik akımıyla elde edilen ozon da kullanılmaktadır. Elektrooksidasyon, atıksuda metal iyonlarını uzaklaştırmak için de kullanılmaktadır. Bu proseste metal iyonları anot üzerinde okside olup, stabil hale gelirler. Oluşan hidroksil radikalleri, organik kirleticilerin parçalanmasını hızlandırır. Anot üzerinde metal iyonlarının tekrar oluşumu sık sık görülen bir durumdur. Bilinen ara ürünler

Ag^{+2} , Co^{+3} , Fe^{+3} , Ce^{+4} ve Ni^{+2} 'dir. Ara madde oluşturan elektrooksidasyon, genellikle asidik şartlarda gerçekleşmektedir. Ağır metallere kaynaklanan kirleticiler prosesin en önemli dezavantajıdır (Chen, 2004).

Elektrooksidasyon reaksiyonları oldukça karmaşıktır ve tam olarak bilinmemektedir. Bu süreçte sadece oluşan ürünler (Cl_2 , ClO_2 , O_3 , $O\bullet$, $OH\bullet$, $ClOH\bullet$, H_2O_2 , O_2 , H_2 , CO_2) üzerinden tahminler yapılabilmektedir. Dolaylı oksidasyonda, radikallerin yeniden yapılanması sonucunda oluşan birincil (Cl_2 ve O_2) ve ikincil (ClO_2 , O_3 , H_2O_2) oksidantlar, uzun ömürlüdürler ve oksidasyon sürecinde elektrotlardan uzak alanlara doğru diffüze olmaktadır (Vlyssides ve diğ., 1999; Vlyssides ve diğ., 2000).

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

3.3.1.2. Anodik elektrooksidasyon süreci

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

Anodik oksidasyonda en önemli nokta anot materyalidir. Anot materyali olarak camsı karbon, Ti/RuO_2 , $Ti/Pt-Ir$, fiber karbon, MnO_2 , Pt -karbon siyahı, gözenekli karbon, paslanmaz çelik kullanılır. Fakat bunların hiçbirisi yeterli düzeyde aktiviteye ve stabiliteye sahip değildir. Yaygın olarak kullanılan anotlar grafit, Pt , PbO_2 , IrO_2 , TiO_2 ve SnO_2 'dir (Chen, 2004; Kim ve diğ., 2003; Vlyssides ve diğ., 1999; Vlyssides ve diğ., 1999).

Anodik oksidasyonda, $\text{OH}\bullet$, $\text{O}\bullet$ ve $\text{ClOH}\bullet$ gibi radikaller, yüksek oksidasyon potansiyeline sahiptirler ve kısa ömürlüdürler. Proses sırasında bu radikaller ya Cl_2 , O_2 , ClO_2 , O_3 ve H_2O_2 gibi diğer oksidantlara dönüşürler ya da organik bileşiklerini okside ederler (Vlyssides ve diğ., 2000).

Anodik oksidasyon ile atıksulardaki istenmeyen organik bileşiklerin elektrooksidasyonu, elektrokimyasal dönüşümü ve elektrokimyasal ayrıştırması gerçekleşmektedir. Elektrokimyasal dönüşüm toksik, biyolojik olarak parçalanamayan kirleticilerin, biyolojik olarak parçalanabilir organiklere dönüştürülmesi olup, elektrooksidasyondan sonra biyolojik arıtım gerektirmektedir. Elektrokimyasal ayrıştırmada ise CO_2 ve H_2O açığa çıkmaktadır. Anodik oksidasyon ile organik maddelerin tam oksidasyonunun gerçekleşmesi daha kolay olmaktadır. Çünkü dolaylı oksidasyon prosesi tüm organikleri H_2O ve CO_2 'ye çevirmede yetersiz kalmaktadır. Yapılan çalışmalar, anodik oksidasyon prosesinde yan ürün olarak asidik ortamlarda oksijen, serbest klor, az miktarda ozon ve kloroksitlerin oluştuğunu göstermektedir (Vlyssides ve diğ., 2000).

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

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

3.3.2. Elektroflotasyon prosesi

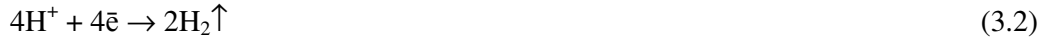
Atıksu arıtımında en fazla kullanılan elektrokimyasal arıtım proseslerinden biri elektroflotasyondur ve flotasyondan (yüzdürme) ayrıldığı temel nokta kabarcık üretim mekanizmasıdır. Bu yöntem, elektrolitik şartlara göre oluşan gaz kabarcıkları (H_2 ve O_2) tarafından kolloidal partiküllerin adsorplanıp, su yüzeyine doğru hareket

ettirilmesi ve yüzeyden toplanması işlemidir (Khelifa ve diğ., 2005). Elektrotlarda üretilen kabarcıklar oldukça iyi niteliklidir, uniformlardır ve çok yavaş yükselirler. Bu gazların oluşum reaksiyonları aşağıda verilmiştir (Özgürses, 2003).

Anotta:



Katotta:



Flotasyon (yüzdürme) prosesleri genel olarak akışkanlardan askıda katı maddeleri ayırmak için kullanılmaktadır. Elektroflotasyonda bu olay boyut sınırlandırması olmaksızın gerçekleşir. Prosesde gaz kabarcıkları, askıda katılara tutunarak bunları sıvının yüzeyine doğru hareket ettirir. Yüzeyden çamur olarak toplanan askıda katı maddeler böylece sıvı fazdan ayrılmış olur. Bu proses atıksu arıtımında kullanıldığında koloidal maddelerin ayrılması için, koagülasyon/flokülasyonun veya adsorpsiyonun, flotasyondan önce gelmesi tavsiye edilir.

Elektroflotasyon prosesinde üretilen kabarcıklar, genellikle 5-100 µm çapında olup, yüksek dispersiyona sahiptirler. Kabarcıkların sayısı elektrotların yüzey alanına bağlı olarak, 10-20 milyon/cm² arasında değişmektedir. Elektroflotasyon hücrelerinde, yüzeyde toplanan yumaklar, köpük sıyrıcılar yardımıyla sıyrılarak filtrasyona gönderilir.

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

Atıksudan, askıdaki katı maddelerin, yağların ve diğer organik maddelerin ayrılması, arıtımın başlıca işlemleridir. Flotasyon genellikle çökelmeden daha hızlı bir ayırım sağlamaktadır. Flotasyon tekniği, hidrofobik yüzeylerin oluşması veya varlığına

bağlıdır. Bunun sağlanması için yüzey aktif maddeler kullanılmaktadır. Bu maddeler hava kabarcıkları ile temasta olan kirletici partiküllerin biraraya toplanmasını kolaylaştırır. Partikül yoğunluğundaki değişim, disperse partiküllerin flokülatör yüzeyine çıkarılarak köpük tabakasında kalması sağlar. Bu tabaka sonra mekanik olarak sıyrılır.

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

Elektroflotasyon hücresinde tercih edilen akım yoğunluğu genellikle 0,1-10 mA/cm²'dir. Hücre potansiyeli 10 V değerine çıktığında enerji tüketimi 0,2-0,4 kWh/m³ aralığında olmaktadır. Elektroflotasyon hücrelerinin kapasiteleri genellikle küçük olup, maksimum arıtım debisi 150 m³/h civarındadır (Özgürses, 2003).

Elektroflotasyon yönteminde performansı, kirletici uzaklaştırma verimi ve güç tüketim miktarı yansıtır. Kirletici uzaklaştırma verimi genellikle oluşan kabarcık boyutuna bağlıdır. Güç tüketimi için ise hücre dizaynı, elektrot materyali ve işletme şartları (akım yoğunluğu, su iletkenliği) önemlidir (Poon, 1997; Khelifa ve diğ., 2005).

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

artışı ile anot bölgesindeki pH düşüşü tampon çözelti kullanılmadığı durumlarda çok hızlı olmaktadır (Chen, 2004).

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

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

Elektroflotasyon prosesinde atıksuyun iletkenliği düşükse, enerji tüketimi çok artmaktadır. Anot ve katodun aynı düzlemde olduğu farklı hücre tasarımları da bulunmaktadır. Kabarcıkların hızlı dağılımları, küçük kabarcıkların oluşması kadar önemlidir.

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

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

Katot ve anot aynı seviyeye getirildiği zaman, hem anot hem de katot atıksu akışı ile direk temas eder. Her iki elektrot üzerinde oluşan kabarcıklar atıksu içinde hızlı bir şekilde dağılır ve floğun üzerine bağlanır, böylece flotasyonda yüksek verim elde

edilir. Konvansiyonel elektrot sisteminde, elektrotlar arasında kısa devre olma ihtimali bu aralığın küçük tutulmasını engellemektedir (Chen, 2004).

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

3.3.3. Elektrokimyasal membran prosesleri

Elektrokimyasal membran proseslerinde iyon transferi, iyon seçici membranların kullanılmasıyla sağlanmaktadır. Bu uygulama, elektrokimyasal proseslerde mikro ve ultra filtrasyonun da gerçekleşmesi anlamına gelmektedir.

3.3.3.1. Elektrodializ

Elektrodializ prosesi ile çözeltilerin konsantrasyonları kontrol edilir, çözeltilerin deiyonizasyonu ve seyreltilmesi sağlanır. Elektrodializ yöntemi, özellikle deniz suyundan tuzun giderilerek içme suyunun elde edilmesinde kullanılır. Bunun dışında yiyecek, bira, ilaç, metal işleme endüstrisi atıksularının arıtımında, meyve suyu ve tuz çözeltilerinin rejenerasyonunda yararlanılan bir yöntemdir.

Elektrodializde ana kural, katyonik membrandan “+” yüklerin geçmesine, anyonik membrandan da “-” yüklerin geçmesine izin verilmesidir. Direk elektrik akımının, anyonlara geçirgen, katyonlara geçirgen olmayan (anyonik) ve katyonlara geçirgen, anyonlara geçirgen olmayan (katyonik) iyon seçimli membranlar üzerinden, iyonları taşıması esasına dayanır. Membranlar su ve diğer solventlerin geçişine izin vermezler.

Anot ve katodu ayırmak için yaklaşık 0,5-0,2 mm kalınlığında ince plastik ayırıcılar kullanılır. Ayırıcılar iki tiptir. Bunlar;

- Levha veya plastikten yapılan akım ayırıcılar
- Termoplastik levhalardan yapılan dönen akım ayırıcıları

Elektrik akımı uygulandığında anyonlar anoda doğru gider, anyon değişimli membranlardan geçer ve katyon değiştirici membran tarafından tutulurlar. Katyonlar da katoda doğru gider ve anyon değiştirici membran tarafından tutulurlar. Sonuç olarak, konsantre ve seyreltik bölümler meydana gelir. Bir konsantre ve bir seyreltik bölümün birleşimi, bir hücre çiftini oluşturur. Bir elektrodializ hücresinde en az 300 hücre çifti bulunur. Membranların yüzey alanı 0,5-0,2 m² ve akım yoğunluğu ise 200-2000 A/m² arasındadır.

Uygulamalarda, membranın seçici geçirgenliği nedeni ile çözülmüş madde birikimi veya tüketimi membran üzerinde olur. Bu durumda bir konsantrasyon değişikliği yapılır ve çözülmüş maddenin difüzyonu, verimi belirlemede kullanılır. Buna polarizasyon da denir. Polarizasyon etkisiyle hücre voltajı yükselir ve diğer türlerin taşınımı sağlanır. Bu türler, katyon değiştirici membranlarda H⁺ iyonları ve anyon değiştirici membranlarda OH⁻ iyonlarıdır. Anyon ve katyonlardaki hareket nedeniyle çözelti içinde pH değişikliği meydana gelir.

3.3.3.2. Elektroliz

Elektroliz yöntemi, sodyum sülfattan membranlar yardımıyla sülfürik asit ve soda üretmek için kullanılır. Bu amaçla kullanılan elektroliz hücresi, genellikle üç bölmeli olarak tasarlanmaktadır. Bu hücrelerde, orta bölmeye sodyum sülfat konulur. Sodyum iyonları katyon değişimli membranlardan geçer ve katotta üretilen OH⁻ iyonları ile birleşir. Sülfat iyonları da anyon değiştirici membrandan geçer ve H⁺ iyonları ile birleşerek sülfürik asit oluştururlar. Sülfürik asit yüksek konsantrasyonlarda, düşük akım verimi ve anyon değiştirici membranların zayıf seçiciliğine neden olur.

Elektrohidrolizde, alternatif olarak iki bölmeli hücreler de kullanılmaktadır. İki bölmeli hücreler, anyon değiştirici membranların zayıflığını önler ve %15'in üzerindeki sülfürik asit konsantrasyonlarında yüksek akım verimi sağlar.

Elektrohidroliz yöntemi, sodyum sülfattan amonyum sülfat ve sodyum hidroksit üretiminde de kullanılmaktadır. Proses üç bölmeli hücrelerde gerçekleştirilmektedir. Hücrenin orta bölmesine sodyum sülfat beslemesi yapılır ve sülfat iyonları anyon değişimli membrandan anoda doğru hareket eder. Prosesde hücreye amonyak verilir.

3.3.3.3. Bipolar membran prosesler

Bipolar membranlar, tuz ayırımı için kullanılan yeni proseslerdir. Bu proseslerde anyonik ve katyonik iyon değiştirici membran kullanılmaktadır. Hücrede protonlar, katyonik tabakaya doğru hareket ederken, hidroksil iyonları anyonik tabakaya doğru hareket ederler.

Bu prosesde iki veya üç bölmeli hücreler kullanılmaktadır. Bipolar membranlar yüksek oranda suyun difüzyonunun sağlandığı, yüksek seçiciliğe sahip, uzun ömürlü ve kimyasal stabilite açısından avantajlı, çoğunlukla kimya endüstrisinde kullanılan proseslerdir.

3.3.3.4. Elektrozmoz prosesi

Membran bazlı bir ayırma prosesidir. Elektrozmoz, membranın iki tarafı arasında elektriksel potansiyel fark meydana gelmesiyle oluşur. Bu potansiyel fark, iyonların taşınımına ve sıvının membran gözeneklerinden geçişine yardımcı olur.

Membranın sulu çözeltiye daldırıldığında yük kazanabilme yeteneğine bağlı olarak, bu mekanizma yüzeyde bir elektriksel çift tabaka oluşumunu gerektirir. Bu tabaka, zıt yüklü, hareketli difüze tabakasının yüzeyine yakın bir yerde oluşmaktadır.

Elektroozmoz prosesi, atıksudan koloidal maddelerin uzaklaştırılmasında ve susuzlaştırma işlemlerinde de kullanılmaktadır.

3.3.3.5. Elektroforez prosesi

Elektroforez, elektriksel potansiyel esasına dayanan bir ayırma prosesidir. Bu proses, genellikle atıksulardan koloidal maddelerin uzaklaştırılmasında ve çamur yoğunlaştırmada kullanılmaktadır. Suya ve iyonik maddelere geçirgen, koloidal maddelere ise geçirgen olmayan membranlar kullanılarak arıtım gerçekleştirilmektedir.

Elektroforez prosesinden, metal maddelerin üzerine kaplama yapılmasında da yararlanılmaktadır (Zito, 1999; Wieckowski, 1999; Bard ve Faulkner, 2001).

3.3.4. Elektrobiriktirme prosesleri

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



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

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

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

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

3.3.5. Elektrokoagülasyon prosesi

Elektrokoagülasyon en yaygın kullanım alanı bulan elektrokimyasal arıtım basamağıdır (Chen ve diğ., 2002). Suların içerisinde farklı büyüklüklerde kirleticiler bulunmaktadır. Bu kirleticilerin pek çoğu yerçekimi ile çökemeyecek kadar küçüktür. Bu maddelerin çökebilir formlara dönüştürülmesi işlemi koagülasyon olarak tanımlanmaktadır.

Koagülasyon işlemi suya kimyasal madde ilave edilerek, kimyasal koagülasyon ile sağlanabileceği gibi suya elektrik akımı verilerek, elektrokoagülasyon ile de gerçekleştirilebilmektedir. Elektrokoagülasyon, su veya atıksuya iyon kazandırabilmek için tükenebilir elektrotların kullanıldığı birçok kimyasal ve fiziksel olguyu içeren karmaşık ve etkili bir arıtım prosesidir (Hu ve diğ., 2003; Mollah ve diğ., 2001; Mollah ve diğ., 2004). Elektrokoagülasyon prosesinde kimyasal koagülasyondan farklı olarak koagülant, uygun anot materyalinin elektrolitik oksidasyonu sonucunda oluşur. Bu prosesde, yüklü iyon türleri ile anottan çözünmüş

olan metal iyonları, metal hidroksit floklarını oluşturmaktadır. Çözeltideki elektrokimyasal proses mekanizması oldukça kompleksdir.

Bu sistemde genellikle elektrokoagülasyon, elektroflotasyon ve elektrooksidasyon olmak üzere üç önemli proses birlikte yürütülmektedir. Elektrokoagülasyon prosesinde anotta yükseltgenme katotta indirgenme meydana gelmektedir (Mollah ve diğ., 2001). Bu prosesde koagülasyon aşağıda belirtilen üç aşamada gerçekleşmektedir.

- Elektrotların elektrolitik oksidasyonu ile koagülantların oluşması,
- Kirleticilerin destabilizasyonu, partiküllerin süspansiyonu ve emülsiyonların kırılması,
- Destabilize fazın birleşerek floklar oluşturması,

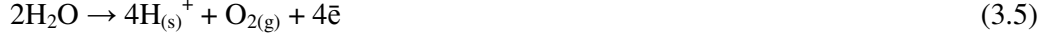
Kirleticilerin destabilizasyonu, partikül emisyonu ve emülsiyon kırılması aşağıdaki şekilde özetlenebilmektedir .

- Anodun oksidasyonu ile oluşan iyonların etkileşimleri sonucu, yüklü türlerin oluşan iyonlar etrafındaki dağınık çift tabakanın sıkıştırılmasını sağlaması,
- Anodun elektrokimyasal olarak çözülmesiyle üretilen zıt yüklü iyonların, sudaki mevcut iyonik türlerin nötralizasyonunu sağlaması. Bu zıt yüklü iyonların, partiküller arası itme kuvvetlerini, sahip oldukları Van Der Waals kuvvetleri kadar azaltarak koagülasyonu sağlaması,
- Koagülasyonun sonunda, suda kalan koloidal partiküllerin birleşmesi ve birbirine tutunması ile flokların oluşması (Mollah ve diğ., 2004),

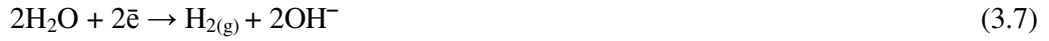
Elektrokoagülasyon prosesinin mekanizması, ortamın kimyasal özelliğine ve iletkenliğe önemli ölçüde bağlıdır. Bunun yanında pH, ortamdaki koloidal partiküllerin boyutları ve kimyasal türlerin konsantrasyonu gibi özellikler de elektrokoagülasyon prosesi üzerinde etkilidir. (Mollah ve diğ., 2001).

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

Anotta:



Katotta:



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

- Demir/alüminyum anotta çözünerek, derhal polimerik demir ve alüminyum hidroksitler meydana getiren metal iyonlarını oluşturur. Bu polimerik hidroksitler, mükemmel koagülasyon maddeleridir. Tükenebilir metal anotları, anot etrafında sürekli polimerik hidroksitler oluşturmak için kullanılır. Negatif partiküllerle birleşen metal katyonları, elektroforetik hareketlerle anodun etrafına taşındığında koagülasyon oluşur.

Atıksu akımı içerisindeki kirleticiler kimyasal/ön çökeltme veya elektrotların aşınmasıyla oluşan kollidal maddelere fiziksel ve kimyasal olarak, bağlanmak suretiyle giderilirler. Daha sonra bu kirleticiler, elektroflotasyon/çökeltme ve filtrasyonla sistemden uzaklaştırılırlar. Böylece konvansiyonel koagülasyon proseslerinde olduğu gibi koagülasyon maddelerinin dışarıdan sisteme eklenmesi yerine, bu maddelerin sistem içerisinde üretilmesi sağlanmış olmaktadır.

- Sistemde paralel reaksiyonlarla anotta oksijen, katotta hidrojen kabarcıkları oluşmaktadır. Bu gaz kabarcıkları da floküle olmuş kirleticileri su yüzeyine çıkarmaktadır.

Elektrokoagülasyon reaktöründe farklı fiziko-kimyasal reaksiyonlar meydana gelmektedir. Bunlar;

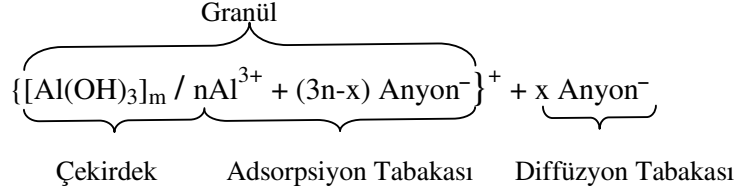
- Su ve atıksuda bulunan katodik maddelerin katodik indirgenmesi,
- Çözeltideki iyonların elektroforetik yerdeğiştirmesi,
- Katotta metal iyonlarının indirgenmesi,
- Diğer kimyasal ve elektrokimyasal proseslerdir (Mollah ve diğer., 2004).

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

Al elektrodun çözülmesi;



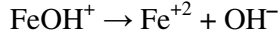
Bu reaksiyonlar kolloidal partikül oluşumu ile sonuçlanmaktadır. Şekil 3.1’de bir Al kolloidal partikülün yapısı verilmektedir.



Şekil 3.1: Al koloidal partikülün yapısı (Inan ve diğ., 2004).

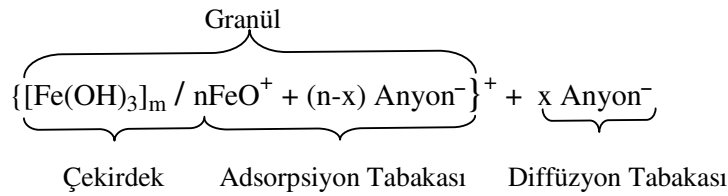
Demir elektrot kullanıldığında ise anotta aşağıdaki reaksiyonlar meydana gelmektedir.

Fe elektrodun çözülmesi;



(3.17)

Şekil 3.2’de çekirdek ve etrafını saran adsorpsiyon, diffüzyon tabakası ile bir Fe koloidal partikülün yapısı verilmektedir.



Şekil 3.2: Fe koloidal partikülün yapısı (Inan ve diğ., 2004).

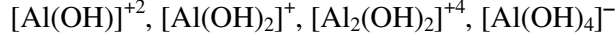
Elektrokoagülasyonda sık kullanılan demir ve alüminyum elektrotların, sulu ortamda oluşturacağı kompleksler çok önemlidir. Sulu ortamda Al^{+3} ’ün oluşturduğu hidroksil grupları ve bu komplekslerin oluşum sabitleri Tablo 3.4’de verilmektedir. Bu reaksiyonlardan da anlaşılacağı gibi sudaki hidroksil iyonları elektrotlardan çözünmüş olan Al^{+3} iyonları ile birleşerek ortamın pH’ına göre kompleksler meydana getirmektedir.

Tablo 3.4: Sulu ortamda oluşan Al^{+3} hidroksi kompleks türleri (Özgürses, 2003).

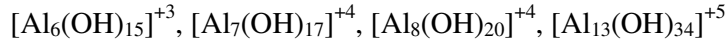
Reaksiyon	LogK
$Al^{+3} \leftrightarrow Al(OH)^{+2} + H^+$	-5,02
$2Al^{+3} \leftrightarrow Al_2(OH)_2^{+4} + 2H^+$	-6,27
$6Al^{+3} \leftrightarrow Al_6(OH)_{15}^{+3} + 15H^+$	-47,00
$8Al^{+3} \leftrightarrow Al_8(OH)_{20}^{+4} + 20H^+$	-68,70
$13Al^{+3} \leftrightarrow Al_{13}(OH)_{34}^{+5} + 34H^+$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

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

Monomerik alüminyum türleri:



Polimerik alüminyum türleri:



Alüminyum elektrotlarda olduğu gibi demir elektrotlarında benzer şekilde elektrokimyasal oksidasyonu ile oluşan monomerik iyonları ve sıvı ortamın pH'ına bağlı olarak polimerik hidroksi kompleksleri bulunmaktadır.

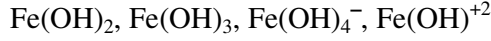
Sulu ortamda Fe^{+3} 'ün oluşturduğu hidroksil grupları ve bu komplekslerin oluşum sabitleri de Tablo 3.5'de verilmektedir. Sudaki hidroksil iyonları elektrotlardan çözülmüş olan Fe^{+3} iyonları ile birleşerek ortamın pH'ına göre kompleksler meydana getirmektedir.

Tablo 3.5: Sulu ortamda oluşan Fe⁺³ ve Fe⁺² hidroksi kompleks türleri (Özgürses, 2003).

Reaksiyon	LogK
Fe ³⁺ ↔ Fe(OH) ⁺² + H ⁺	-3,00
Fe ³⁺ ↔ Fe(OH) ₂ ⁺ + 2H ⁺	-6,40
Fe ³⁺ ↔ Fe(OH) ₂ ⁺⁴ + 2H ⁺	-3,10
Fe ³⁺ ↔ Fe(OH) ₃ + 3H ⁺	-13,10
Fe ³⁺ ↔ Fe(OH) ₄ ⁻ + 4H ⁺	-23,50
Fe ²⁺ ↔ Fe(OH) ⁺ + H ⁺	-8,30
Fe ²⁺ ↔ Fe(OH) ₂ + 2H ⁺	-17,20
Fe ²⁺ ↔ Fe(OH) ₃ ⁻ + 3H ⁺	-32,00
Fe ²⁺ ↔ Fe(OH) ₄ ⁻² + 4H ⁺	-46,40

Demir anotlarının elektrolitik çözeltideki ürünleri, düşük pH'da anyonik Fe(OH)₄⁻ gibi türlerdir ve bunlar uygun pH değerlerinde önce Fe(OH)₃'e sonrada Fe_n(OH)_{2n} veya Fe_n(OH)_{3n}'e polimerleşirler (Modirshahla ve diğ., 2006).

Monomerik demir türleri:



Polimerik demir türleri:



Bu hidroksit/polihidroksit ve polihidroksimetallik bileşenler, suda dağılmış partiküllerle karşılıklı güçlü bir çekim oluşturarak koagülasyona neden olmaktadır. Elektrotlarda oluşan gazlar ise koagüle olan materyale etki ederek flotasyona neden olurlar.

Elektrokoagülasyon prosesi katot ve anotta sırasıyla üretilen hidrojen, oksijen kabarcıkları nedeniyle elektroflotasyonla birlikte gerçekleşmektedir. Elektrokoagülasyon prosesi ve buna bağlı olarak da elektroflotasyon prosesinin başarısı, kabarcıkların büyüklüğüne ve atıksu ile kabarcıkların birbiriyle tam olarak karışmasına bağlıdır. Küçük kabarcıklar geniş yüzey alanı yaratarak, sıvıda dağılmış partiküllerin yapışmasını, böylece daha iyi ayrılarak elektroflotasyon prosesinin veriminin artmasını sağlar.

Elektrokoagülasyon prosesinin verimini arttırmak için, zaman zaman farklı kutuplu elektrotların yerlerini değiştirmek gerekebilir. Bununla birlikte metal çözünmesinin sağlanması için geniş yüzey alanlı elektrotların kullanılması gerekmektedir. Bu nedenle iki elektrotlu elektrokoagülasyon hücrelerinin kullanılması uygun değildir. Paralel ve seri bağlı aynı kutuplu elektrotlardan oluşturulan elektrokoagülasyon hücrelerinin kullanılması performansı arttırmaktadır (Mollah ve diğ., 2004).

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

Elektrokoagülasyon yöntemi, içme suyu arıtımında ve son dönemlerde kağıt, kağıt hamuru, metal, maden, gıda, yağ, tekstil, deterjan endüstrisi atıksularının arıtımında kullanılmaktadır (Özgürses, 2003). Arıtım prosesleri içerisinde elektrokoagülasyon, çevresel seçenekler bakımından ayrıcalıklı bir yerde bulunmaktadır. Prosesde, basit ekipmanlar kullanılmaktadır dolayısıyla kolay işletim şartlarına sahiptir. Sistemde değişmeyen kısımların bakım maliyeti düşüktür. Böylelikle prosesin kurulum maliyeti gibi işletim maliyeti de düşük olmaktadır.

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

Arıtılan atıksu renksiz, kokusuz ve berraktır. Kimyasal arıtma ile karşılaştırıldığında elektrokoagülasyon çıkış suyu daha az çözünmüş katı içerir. Bu sistemde kollidal partiküller konvansiyonel kimyasal ve biyolojik tekniklere göre daha verimli şekilde giderilirler. Çünkü cihazların uyguladığı elektrik alan, küçük kollidal parçacıkların daha hızlı hareket etmesini sağlayarak koagüle olmalarını kolaylaştırır.

Elektroliz sırasında üretilen gaz kabarcıkları, kirleticileri çözelti yüzeyine taşıyarak daha kolay ayrılmalarını sağlar. Proses için gerekli olan elektrik, kırsal alanlarda prosese ilave edilen güneş panellerinden temin edilebilir. Düşük akımlar kullanıldığından, bu proses güneş enerjisi, rüzgar enerjisi ve yakıt hücreleri gibi yeşil prosesler arasında sayılabilir.

Bütün bu avantajlarının yanısıra elektrokoagülasyon prosesinin de birtakım dezavantajları bulunmaktadır. Bu sistemlerde de tükenen elektrotlar kullanıldığı için, anotlar, periyodik olarak değiştirilmelidir. Organik maddelerin giderilmesi durumunda bazı toksik klorlu organik bileşikler, klor içeriğinden dolayı parçalanamayabilirler. Yüksek oranda hümik ve fulvik asit içeren atıksularda trihalometanların oluşma ihtimali yüksektir.

Prosesde katot üzerinde geçirimsiz bir film tabakası oluşabilir ki bu da verimi düşürebilir. Bunun önlenmesi için kutupların değiştirilmesi gerekir. Atıksuyun iletkenliğinin yüksek olması verim açısından çok önemlidir (Mollah ve diğ., 2004). Ayrıca elektrik fiyatlarının yüksek olduğu yerlerde, prosesin işletme maliyeti de yüksek olabilir.

3.3.5.1. Akım yoğunluğunun elektrokoagülasyon üzerindeki etkisi

Elektrokoagülasyon prosesinde, akım her bir elektrottan çıkan Al^{+3} ve Fe^{+2} iyonlarının miktarı ile belirlenmektedir. Alüminyum için elektrokimyasal eşdeğer kütle 335,6 mg/Ah'dir. Demir için bu değer 1041 mg/Ah'dir. Fazla akım, küçük elektrokoagülasyon ünitesi anlamına gelmektedir. Daha önemlisi çok yüksek akım yoğunluğu, akım veriminde önemli bir düşüşe neden olmaktadır.

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

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

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

3.3.5.2. NaCl varlığının elektrokoagülasyon üzerindeki etkisi

Elektrokoagülasyon prosesinde tuz, su ve atıksuyun iletkenliğini arttırmak için kullanılır. Bu tuzlar, elektrik yükü taşıyarak iyonik destek sağlamalarının yanısıra, HCO_3^- ve SO_4^{2-} gibi anyonların olumsuz etkilerini de önemli ölçüde azaltırlar.

Karbonat ve sülfat iyonlarının varlığı, elektrotların yüzeyinde Ca^{+2} ve Mg^{+2} iyonlarının çökerek yalıtılmış bir tabaka oluşturmasına neden olur. Bu yalıtkan tabaka, elektrotlar arasındaki potansiyeli arttırarak, akım verimini önemli ölçüde düşürür. Yalıtkan tabaka oluşumunun engellenerek, prosesin verimli çalışmasının sağlanması için, sistemde bulunan anyonların en az %20'sinin klor iyonu olması gerekmektedir.

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

3.3.5.3. pH'in elektrokoagülasyon üzerindeki etkisi

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

Arıtım verimi kirleticinin niteliğine bağlıdır. Genellikle en yüksek giderim verimi pH 7’de sağlanmaktadır. Güç tüketimi, iletkenlikteki değişim nedeniyle nötr pH’da daha yüksektir. İletkenliğin yüksek olduğu durumlarda pH’ın etkisi çok önemli değildir.

Elektrokoagülasyon prosesi ile arıtmadan sonra çıkış pH’ı asidik karakterli atıksu için artarken, bazik karakterli atıksu için azalır. Bu durum prosesin avantajlarından biridir. Asidik şartlardaki pH’ın artışı, katot üzerindeki hidrojen oluşumundan kaynaklanmaktadır. Anot çevresinde Al(OH)_3 oluşumu H^+ iyonlarını serbest bırakarak pH’ın düşmesine sebep olmaktadır. Sistemde klor iyonlarının varlığında aşağıdaki reaksiyonlar gerçekleşmektedir.



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

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



3.3.5.4. Sıcaklığın elektrokoagülasyon üzerindeki etkisi

Elektrokoagülasyon yönteminin atıksu arıtımında kullanımı, özellikle son yıllarda yaygınlaşmasına rağmen sıcaklığın, bu proses üzerindeki etkisi çok fazla incelenmemiştir. Yapılan çalışmalar, prosesde akım veriminin 60⁰C'ye kadar arttığını, sıcaklığın daha fazla artması durumunda ise, akım veriminde düşüş meydana geldiğini ortaya koymaktadır. Sıcaklıkla birlikte akım verimindeki bu artış, elektrot yüzeyinde meydana gelen alüminyum oksit filmlerinin parçalanmasına bağlanmaktadır. Ancak prosesde sıcaklığın iletkenlik ve akım verimi üzerindeki etkisi farklı olmaktadır. İletkenliğin sıcaklıkla birlikte artması aynı zamanda enerji tüketiminin azalmasını sağlamaktadır (Chen, 2004).

BÖLÜM 4. İZMİT EVSEL VE TEHLİKELİ KATI ATIK DÜZENLİ DEPOLAMA TESİSİ

4.1. Uygulama Alanının Tanıtılması

“İzmit Evsel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi”, İzmit’in 15 km doğusunda, Solaklar-Durhasan köyü yakınında yer almaktadır.

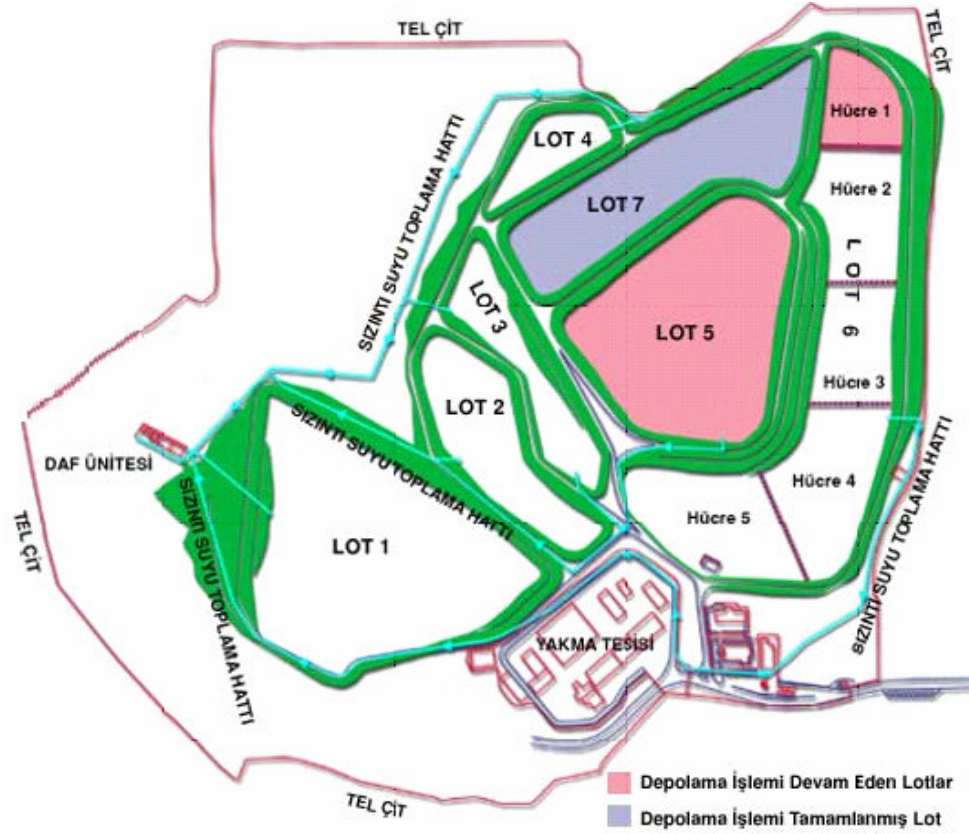
Tesisin bulunduğu yerde Marmara Bölgesi iklim özellikleri hakimdir. İlkbahar ve sonbahar ayları yağışlı olup, kış aylarında yoğun sağnak yağışlar görülmektedir. Yıllık ortalama sıcaklık 14,7⁰C, yağış miktarı ise 876,6 mm’dir (Yalçın ve Demirer, 2002).

Tesis Kocaeli il sınırları içinde toplam 800.000 m²’lik bir alan üzerine kurulmuştur (Şekil 4.1). Bu alanın 31.841 m²’sinde Klinik ve Tehlikeli Atık Yakma Tesisi bulunmaktadır. Yaklaşık 362.557 m²’lik alan ise evsel ve tehlikeli katı atıkların depolanması için ayrılmıştır.



Şekil 4.1: İzmit Eysel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama ile Klinik ve Tehlikeli Atık Yakma Tesisi (İzaydaş, 1999)

Katı atıkları depolanması için ayrılan alanda, toplam hacmi $4.132.919 \text{ m}^3$ olan farklı hacimlerde 7 adet lot bulunmaktadır ve depolama işlemi bu lotlarda yapılmaktadır. Şekil 4.2’de tesisin planı verilmektedir. Depo alanına günde yaklaşık 500 ton atık depolanmak üzere kabul edilmektedir.



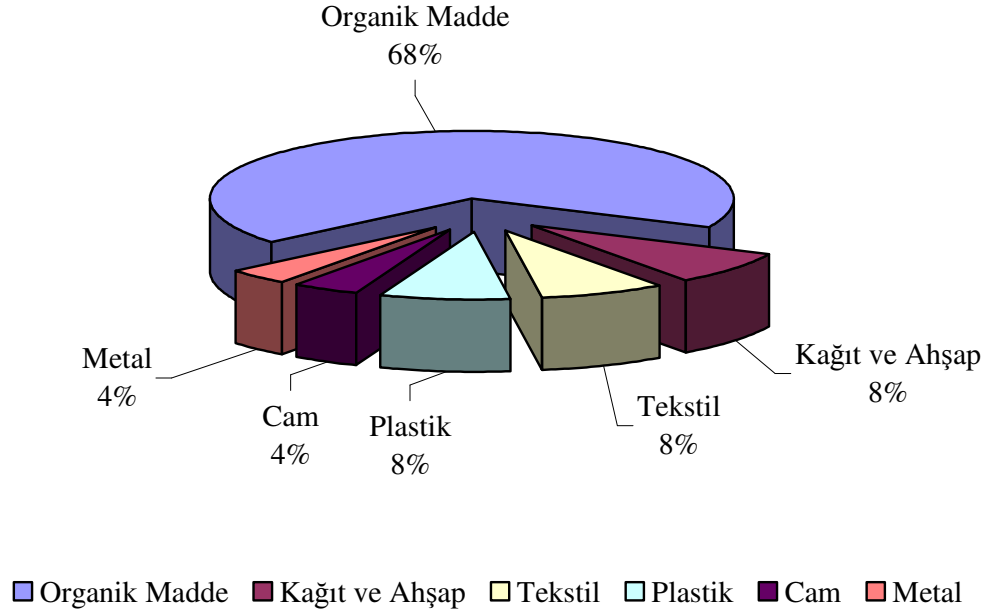
Şekil 4.2: İzmit Evsel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama ile Klinik ve Tehlikeli Atık Yakma Tesisi Planı (İzaydaş, 1999)

Depolama alanının taban sızdırmazlığı Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'ne uygun olarak sağlanmıştır. Evsel ve tehlikeli atık lotlarında oluşan sızıntı suları lot içindeki yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE) borularla toplanmakta ve lot dışındaki toplama bacasına iletilmektedir. Depolama alanının sızıntı suyu, toplama bacasından HDPE borular ile arıtma tesisine iletilmektedir.

Depolama tesisi 25-32 yıl arasında hizmet verecek şekilde tasarlanmıştır. Bu süre sonunda depolama işlemi tamamlanınca, alan yeşillendirilerek Çevre ve Orman Bakanlığı'na iade edilecektir (İzaydaş, 1999).

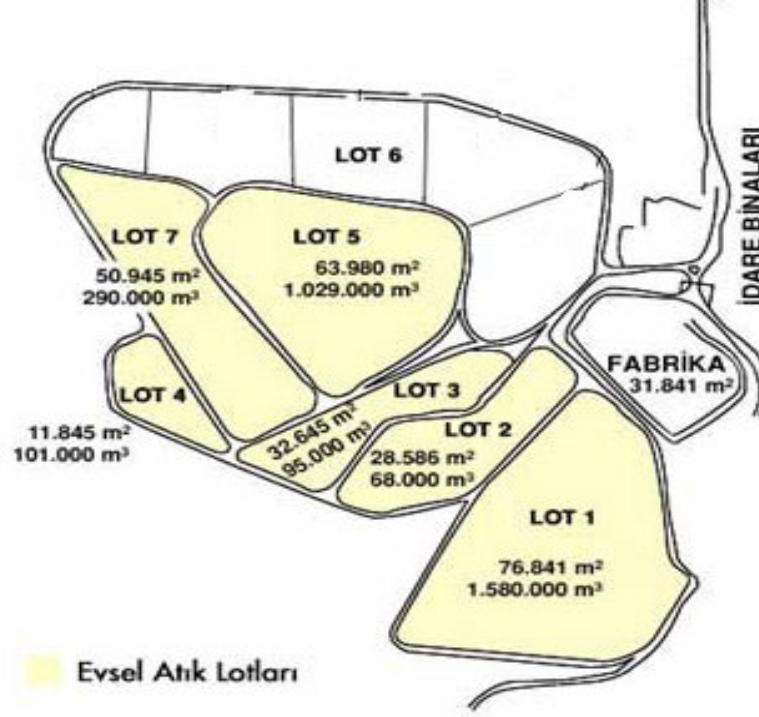
4.1.1. Evsel katı atık lotu

Evsel katı atıkların miktar ve özellikleri, halkın sosyal ve ekonomik durumu, iklim, kullanılan yakıt cinsi gibi pek çok faktöre bağlı olarak değişmektedir. Kocaeli ilinde toplanan evsel katı atığın bileşimi ve miktarı Şekil 4.3’de verilmektedir. Yapılan çalışmalar Kocaeli iline ait katı atıkların kalorifik değerinin 950-1300 Kcal/kg arasında değiştiğini göstermektedir (T.C. Kocaeli Valiliği, 2003).



Şekil 4.3: Kocaeli ili evsel katı atık bileşimi ve miktarı (T.C. Kocaeli Valiliği, 2003).

Tesiste depolama işleminin gerçekleştirildiği 7 adet lottan 6 tanesi evsel katı atıklar için ayrılmıştır. Tesise ait evsel katı atık lot planı Şekil 4.4’de verilmektedir.



Şekil 4.4: Evsel katı atık lot planı (İzaydaş, 1999)

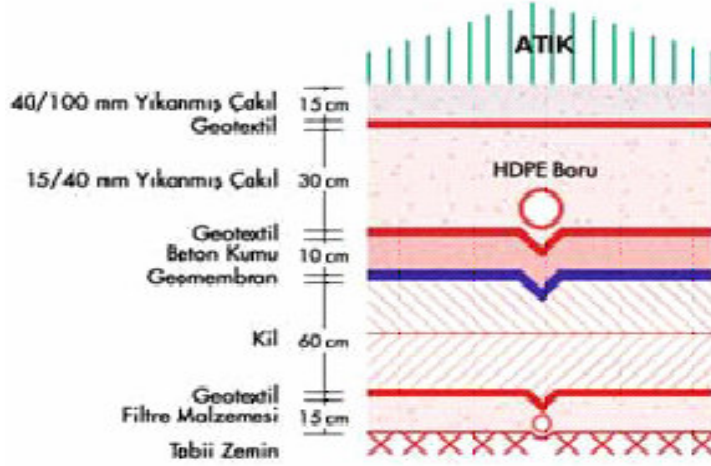
Bu lotların toplam alanı 264.392 m² ve toplam hacmi 3.163.000 m³'dür. Her bir lotun taban alanı ve hacmi Tablo 4.1'de verilmektedir.

Tablo 4.1: Depo alanındaki lotların alan ve hacimleri (İzaydaş, 1999)

Lot No	Alan (m ²)	Hacim (m ³)
1	76.841	1.580.000
2	28.586	68.000
3	32.645	95.000
4	11.845	101.000
5	63.980	1.029.000
7	50.495	290.000
Toplam	264.392	3.163.000

Depo alanının taban geçirimsizliğinin sağlanması amacıyla, yönetmeliğe uygun olarak lot tabanına sırasıyla filtre malzemesi, geotekstil, sıkıştırılmış kil, geomembran, beton kumu, geotekstil, yıkanmış çakıl, geotekstil ve yıkanmış çakıl serilmiştir. Sıkıştırılmış kil tabakasının üzerine serilen koruma tabakası ile

geçirimsizliği sağlanmış olan tabana, sızıntı sularının toplanması amacıyla dren boruları döşenmiştir. Bu dren borularının çevresine filtre malzemesi yerleştirilmiştir. Evsel katı atık lotunun taban kesiti Şekil 4.5’de verilmiştir.



Şekil 4.5: Evsel atık lotu taban kesiti (İzaydaş, 1999)

Tesisin evsel katı atık depolama alanına İzaydaş ile sözleşmesi olan yaklaşık 30 yerel yönetimden ve özel sektörden gelen evsel nitelikli katı atıklar, evsel arıtma çamurları ve evsel katı atıklarla depolanabilen endüstriyel katı atıklar kabul edilmektedir (İzaydaş, 1999).

Depolama tesisi 1997 yılında hizmete alınmıştır. Evsel katı atık lotlarında depolama işlemi, ilk olarak 7 nolu lotta yapılmıştır. Bu lot 2000 yılının ilk aylarında tamamen dolarak kapatılmış ve depolama işlemi için 5 nolu lot kullanılmaya başlanmıştır. Tesiste 1997 yılından itibaren depolanan evsel atık miktarı Tablo 4.2’de verilmektedir.

Tablo 4.2: Tesiste yıllara ait depolanan evsel atık miktarları

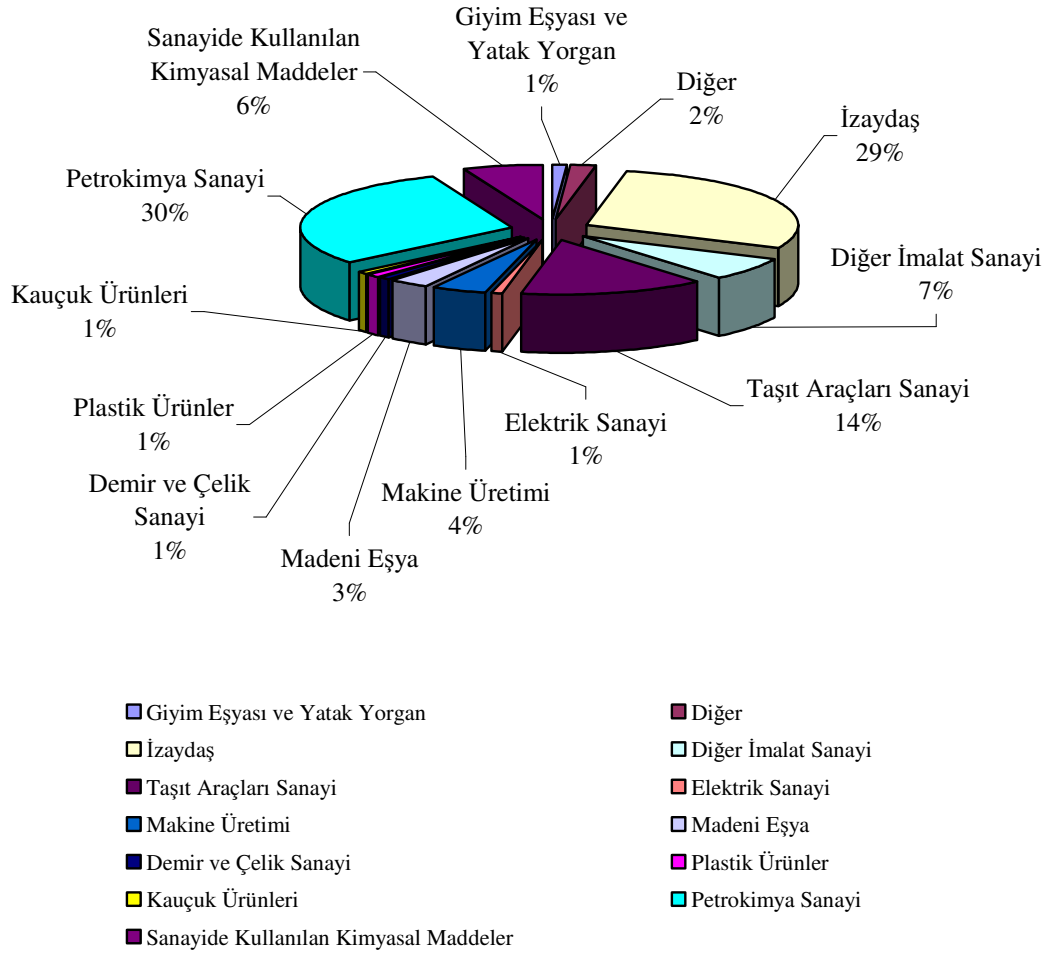
Yıl	Atık (ton)
1997	51.064
1998	152.708
1999	163.950
2000	188.540
2001	183.840
2002	184.170
2003	187.288
2004	190.093
2005	263.291
Toplam	1.564.944

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

Depolama işlemi tamamlandıktan sonra evsel atık lotunun üzerine Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği 1991'e uygun olarak tarım toprağı serilecektir. Toprağın kalınlığı yetiştirilmek istenen bitkinin kök derinliğine göre seçilecektir (Türk Çevre Mevzuatı, 1991).

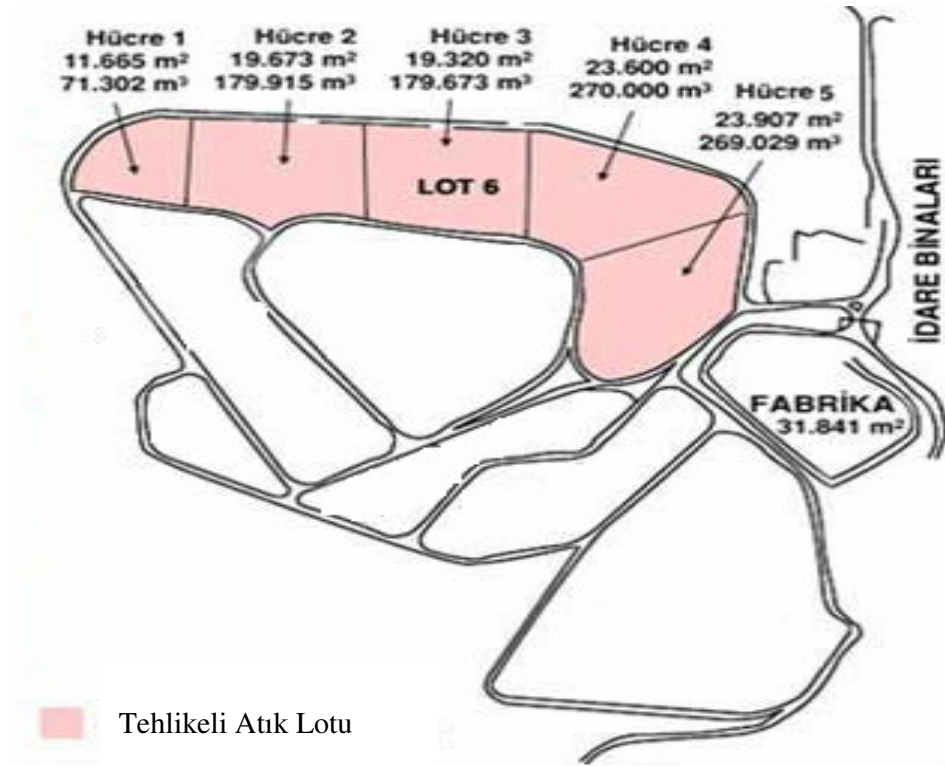
4.1.2. Tehlikeli katı atık lotu

Tehlikeli atık lotuna kalorifik değeri 2500 kcal'nin altında olan tehlikeli atıklar, filtrepres kekleri, yakma tesisinde yanma sonucu oluşan kül, cüruf ve inert atıklar kabul edilmektedir. Depolanan tehlikeli atığın sektörel dağılımı ve miktarı yaklaşık olarak Şekil 4.6'de verilmektedir.



Şekil 4.6: Tesiste depolanan tehlikeli atığın sektörel dağılımı ve miktarı
(T.C. Kocaeli Valiliği, 2003)

Depolama tesisindeki 6 nolu lot klinik ve tehlikeli atıklar için ayrılmıştır. Bu lot yaklaşık 98.165 m² alan ve 969.919 m³ hacime sahiptir. Tesise ait tehlikeli katı atık lot planı Şekil 4.7’de verilmektedir.



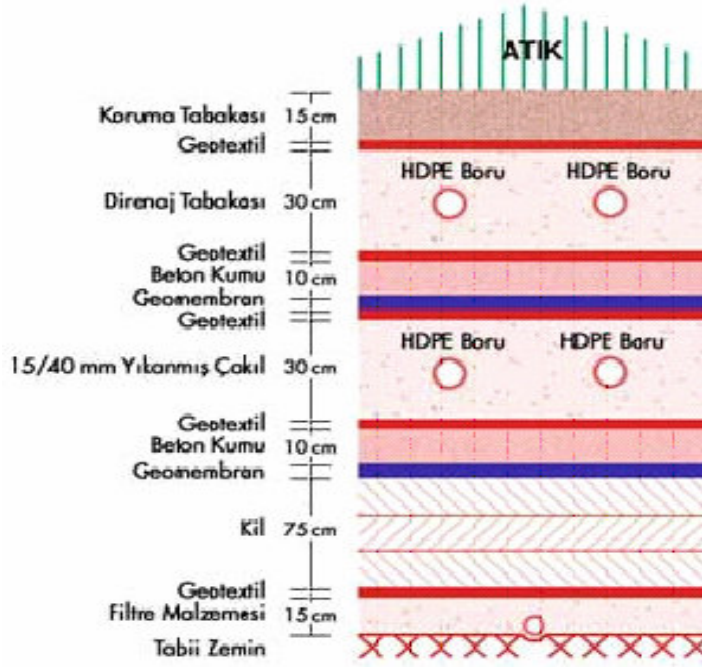
Şekil 4.7: Tehlikeli katı atık lot planı (İzaydaş, 1999)

Klinik ve tehlikeli atık lotu revize edilerek hazırlanan proje kapsamında 5 hücreye bölünmüştür. 6 nolu lotdaki hücrelerin alan ve depolama kapasiteleri Tablo 4.3'de verilmektedir.

Tablo 4.3: Hücrelerin alan ve hacimleri (İzaydaş, 1999)

Hücre No	Alan (m ²)	Hacim (m ³)
1 nolu hücre	11.665	71.302
2 nolu hücre	19.673	179.915
3 nolu hücre	19.320	179.673
4 nolu hücre	23.600	270.000
5 nolu hücre	23.907	269.029
Toplam	98.165	969.919

Tehlikeli atık lot tabanı evsel katı atık lot tabanından farklı olarak 75 cm'lik sıkıştırılmış kil tabakası ve 2 kat sızıntı suyu toplama sistemi içermektedir. Ayrıca ilave geomembran ve koruma tabakası serilmiştir (Şekil 4.8).



Şekil 4.8: Tehlikeli atık lotu taban kesiti (İzaydaş, 1999)

Tehlikeli atık depolama alanının yeraltı yapısının incelenmesi amacıyla yapılan çalışmalarda, yüzeyde yaklaşık 80 cm kalınlığında kireçtaşı parçacıkları içeren bir toprak tabakasının bulunduğu saptanmıştır. Bu tabakanın altında ise 4 m kalınlığında bir kiltası katmanı yer almaktadır. Daha alt tabakada ise sert siltli kiltaları bulunmaktadır. Kiltalarının kalınlığı 100 m'yi geçmektedir. Yeraltı tabakası kesiti Şekil 4.9'de verilmektedir.



Şekil 4.9: Yeraltı tabakası kesiti (İzaydaş, 1999)

Tehlikeli atık lotlarında depolama işlemi, tesisin hizmete alındığı 1997 yılından itibaren devam etmektedir. Depolama işlemi 2005 yılı Haziran ayına kadar 1 nolu hücrede yapılmış, bu hücrenin dolarak kapatılmasından sonra, 2 nolu hücre kullanılmaya başlanmıştır. Tesiste yıllara göre depolanan tehlikeli atık miktarları Tablo 4.4’de verilmektedir.

Tablo 4.4: Tesiste depolanan yıllara ait tehlikeli atık miktarları

Yıl	Atık (ton)
1997	864
1998	2.006
1999	1.938
2000	13.848
2001	9.111
2002	10.645
2003	23.072
2004	15.892
2005	14.466
Toplam	91.842

BÖLÜM 5. MALZEME VE YÖNTEM

5.1. Evsel ve Tehlikeli Katı Atık Lotu Sızıntı Sularının Elektro- ve Kimyasal Koagülasyon Yöntemi ile Arıtımı

Çalışmada uygulama alanı olarak “İzmit Evsel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi” seçilmiştir. Bu tesisin evsel ve tehlikeli atık lotlarından alınan sızıntı sularının elektro- ve kimyasal koagülasyon yöntemleri ile arıtılabilirliği incelenmiştir. Ayrıca sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtımında, elektrolit olarak deniz suyu kullanımının arıtma verimi üzerindeki etkisi araştırılmıştır.

Çalışmalar uzun süreli olduğu ve farklı yöntemler içerdiği için evsel ve tehlikeli atık lotlarından farklı aylarda numuneler alınmıştır.

Yağışlı havalarda sızıntı suyunda meydana gelebilecek seyrelmeler gözönünde bulundurularak arıtılabilirlik çalışmalarında, farklı seyrelme oranları kullanılmıştır. Bu nedenle reaktörlere, seyreltilmemiş, %50 ve %25 seyreltilmiş olmak üzere üç farklı şekilde sızıntı suyu girişi yapılmıştır.

Tesiste 1-5 ve 7 nolu lotlar olmak üzere, 6 adet lot evsel katı atık depolama işlemi için ayrılmıştır. Bu lotlardan 7 nolu lot tamamen dolduğundan, depolama işlemine kapatılmıştır. Çalışmada, halen depolama işleminin devam ettiği 5 nolu lota ait sızıntı suları kullanılmıştır. Numuneler, evsel atık lotundan 2004 yılının Eylül, Kasım ve 2005 yılının Mayıs ayında alınmıştır. Bu aylara ait sızıntı sularının karakteristik özellikleri Tablo 5.1’de verilmektedir.

Tablo 5.1: Evsel katı atık lotu sızıntı suyunun aylara göre karakteristik özellikleri

Parametreler	Konsantrasyonlar		
	Eylül	Kasım	Mayıs
KOİ (mg/L)	3700	4023	4032
TOK (mg/L)	1372	1295	1574
AKM (mg/L)	920	810	790
Sülfat (mg/L)	274	233	224
Fosfat (mg/L)	196	223	181
Renk (HZ)	2325	2700	2450
Bulanıklık (NTU)	473	522	550
pH	7,86	7,81	8,15
İletkenlik (mS/cm)	24	25	21

Tesiste bir adet lot, tehlikeli katı atık depolama işlemi için ayrılmıştır. 6 nolu lot olarak tanımlanan bu lot yönetmeliğe uygun olarak kendi içinde beş adet hücreye ayrılmıştır. Depolama işlemi 2005 yılının Haziran ayına kadar sadece 1 nolu hücrede yapıldığından, çalışmada bu hücreye ait sızıntı suları kullanılmıştır. Belirtilen tehlikeli atık lotundan, 2005 yılının Şubat, Mart ve Haziran aylarında sızıntı suları alınmıştır. Bu aylara ait sızıntı sularının karakteristik özellikleri Tablo 5.2’de verilmektedir.

Tablo 5.2: Tehlikeli katı atık lotu sızıntı suyunun aylara göre karakteristik özellikleri

Parametreler	Konsantrasyonlar		
	Şubat	Mart	Haziran
KOİ (mg/L)	1247	1370	1624
TOK (mg/L)	441	480	544
AKM (mg/L)	650	620	620
Sülfat (mg/L)	1210	1523	1843
Fosfat (mg/L)	6	5	5
Renk (HZ)	59	54	63
Bulanıklık (NTU)	30	20	46
pH	7,75	7,94	7,71
İletkenlik (mS/cm)	16	17	18

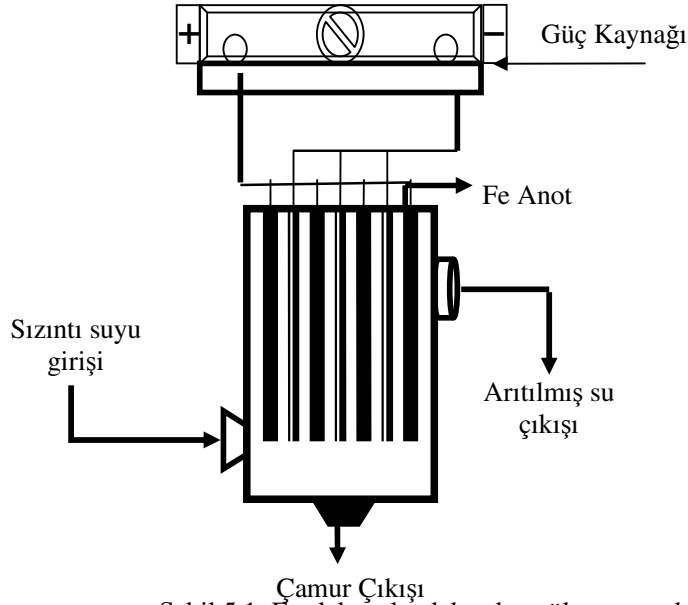
Çalışmanın son aşamasında iletkenliği arttırıcı özelliğinden dolayı, deniz suyu elektrolit olarak kullanılmıştır. Kullanılan deniz suyu Marmara Deniz’i, Pendik sahilinden alınmış ve karakteristik özellikleri belirlenmiştir (Tablo 5.3).

Tablo 5.3. Deniz suyunun karakteristik özellikleri

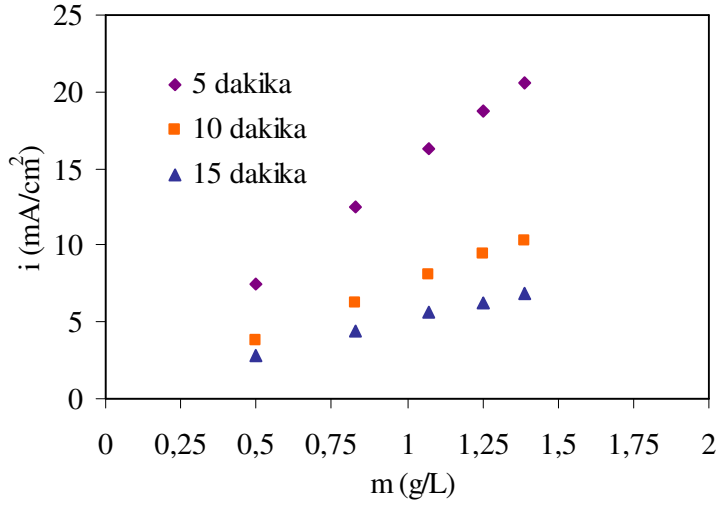
Parametreler	Konsantrasyonlar
TOK (ppb)	338
AKM (mg/L)	1350
Sülfat (mg/L)	1433
Fosfat (mg/L)	0,39
Renk (HZ)	1
Bulanıklık (NTU)	1
pH	7,4
İletkenlik (mS/cm)	32

Çalışmada elektrokoagülasyon yöntemi ile sızıntı suyunun arıtımı incelenirken, Fe ve Al olmak üzere iki farklı malzemeden yapılmış elektrotlar anot olarak kullanılmıştır.

Elektrokoagülasyon yöntemi için kullanılan Fe elektrotlu reaktör, 2 mm kalınlığında paslanmaz çelikten yapılmıştır. Reaktörün boyutları; 16 cm x 15 cm x 20 cm ve hacmi 2 L'dir. Reaktörde karşılıklı 7 adet Fe elektrot bulunmaktadır. Elektrotların herbiri 3 mm kalınlığındadır ve boyutları; 14 cm x 18 cm'dir. Pilot tesis, arıtılacak atıksuyun iletkenliğine bağlı olarak 6-12 V ve 1-8 A'lik akım şartları altında çalıştırılmaktadır Şekil 5.1'de kullanılan Fe elektrotlu elektrokoagülasyon reaktörü şematik olarak verilmektedir.

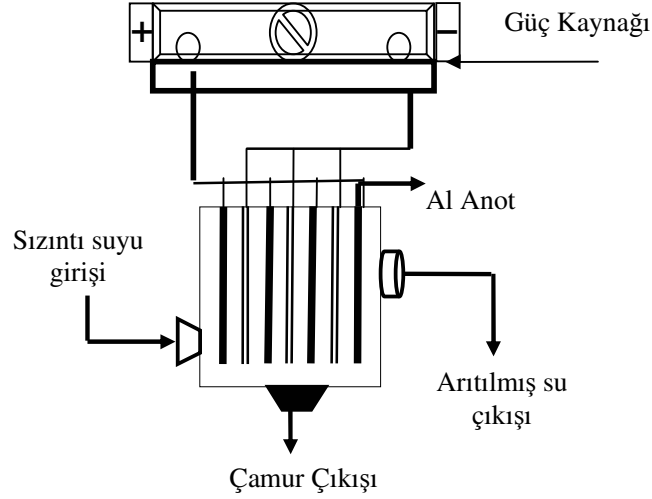


Artım çalışmasında öncelikle, kullanılan Fe elektrotlu reaktöre ait zamana bağlı akım-Fe iyonu konsantrasyon ilişkisi belirlenmeye çalışılmıştır. Çalışma sonucuna göre hazırlanan grafik Şekil 5.2’de verilmektedir.



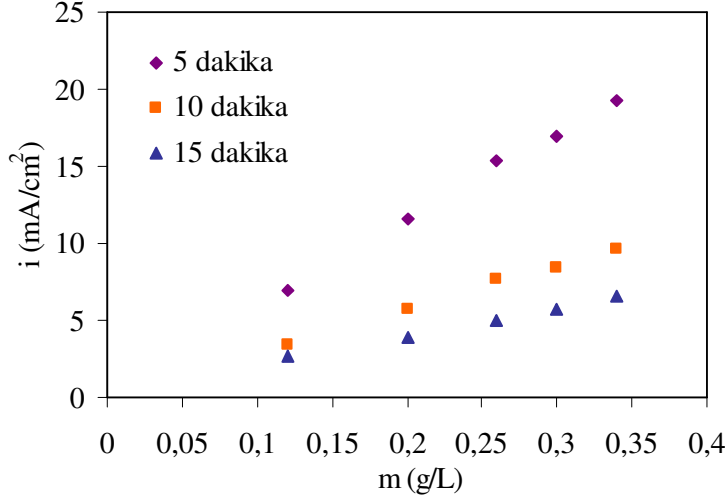
Şekil 5.2: Fe anotlu elektrokoagülasyon reaktörüne ait akım-Fe iyonu konsantrasyon ilişkisi

Elektrokoagülasyon yöntemi için kullanılan Al elektrotlu reaktör, 8 mm kalınlığında pleksiglas (organik cam) malzemedен yapılmıştır. Reaktörün boyutları; 14 cm x 16 cm x 19 cm ve hacmi yaklaşık olarak 2 L’dir. Reaktörde karşılıklı 7 adet Al elektrot bulunmaktadır. Elektrotların herbiri 2 mm kalınlığındadır ve boyutları; 9 cm x 15 cm’dir. Pilot tesis, arıtılacak atıksuyun iletkenliğine bağlı olarak 6-12 V ve 1-8 A’lik akım şartları altında çalıştırılmaktadır. Şekil 5.3’de kullanılan Al elektrotlu elektrokoagülasyon reaktörü şematik olarak verilmektedir.



Şekil 5.3: Al elektrotlu elektrokoagülasyon reaktörü

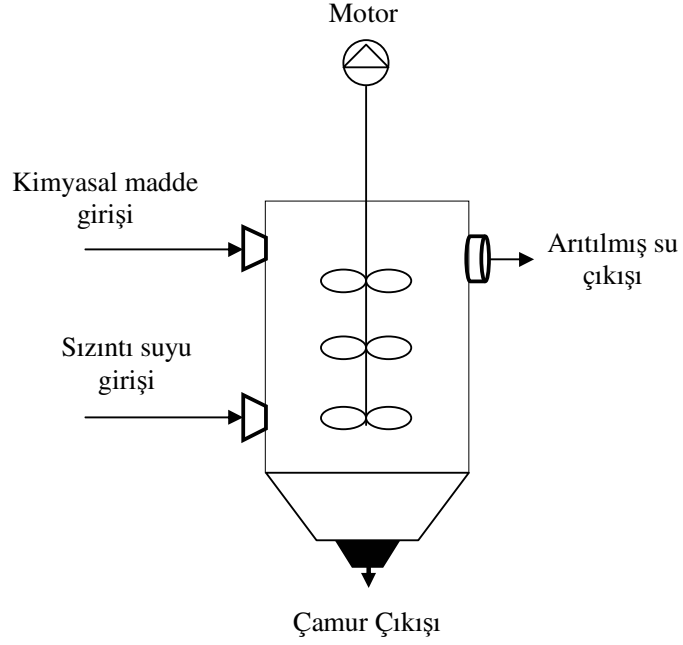
Al elektrotlu reaktöre ait zamana bağlı akım-Al iyonu konsantrasyon ilişkisi belirlenmeye çalışılmıştır. Çalışma sonucuna göre hazırlanan grafik Şekil 5.4'de verilmektedir.



Şekil 5.4: Al anotlu elektrokoagülasyon reaktörüne ait akım-Al iyonu konsantrasyon ilişkisi

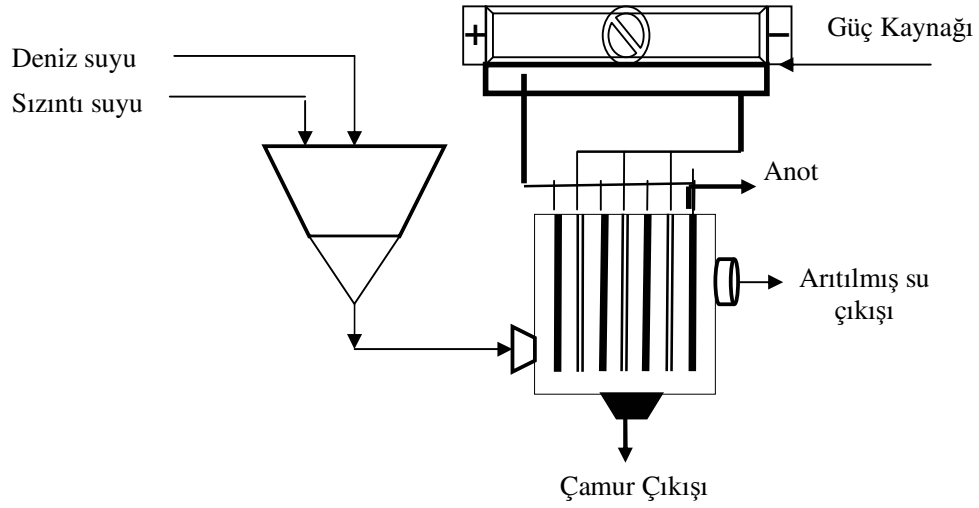
Sızıntı suyunun elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtımı incelenirken, aynı zamanda kimyasal koagülasyon yöntemi ile de arıtılabilirliği araştırılmıştır. Bu amaçla elektrokoagülasyon için seçilen metallerin tuzları ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ ve $FeSO_4 \cdot 7H_2O$) koagülant olarak kullanılmıştır. Kimyasal koagülasyon tankı 2 mm kalınlığında

paslanmaz çelik malzemeden yapılmıştır. Silindirik yapılı tankın yarıçapı 5 cm ve yüksekliği 0,25 m'dir. Tankın 0,05 m yarıçap ve 0,05 m yüksekliğe sahip konik tabanı ile toplam hacmi 2 L'dir. Şekil 5.5'de kullanılan kimyasal koagülasyon tankı şematik olarak verilmektedir.



Şekil 5.5: Kimyasal koagülasyon reaktörü

Çalışmanın son aşamasında deniz suyunun elektrolit olarak, elektrokoagülasyon üzerindeki etkisi belirlenmeye çalışılmıştır. Bu amaçla farklı oranlarda deniz suyu, sızıntı suyu ile elektrokoagülasyon reaktörüne verilmiştir. Şekil 5.6'da sistem şematik olarak gösterilmektedir.



Şekil 5.6: Deniz suyu katkılı elektro koagülasyon sistemi

5.2. Arıtılabilirlik Çalışmasında Kullanılan Analiz Yöntemleri

Çalışmada sızıntı suyunun arıtılabilirliği incelenirken; Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), Toplam Organik Karbon (TOK), Askıda Katı Madde (AKM), sülfat (SO_4^{-2}), fosfat (PO_4^{-3}), renk, bulanıklık, pH ve iletkenlik parametreleri izlenmiştir.

5.2.1. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizi

Kimyasal oksijen ihtiyacı, bir su örneğinin kuvvetli bir kimyasal oksitleyici ile oksitlenebilen organik madde miktarının oksijen eşdeğeri cinsinden ifadesidir. KOİ analizinde, çoğu organik bileşiklerin teorik oksijen ihtiyacı değerinin %95-100'ü oranında kimyasal oksidasyon gerçekleştirilebilmektedir.

➤ Kullanılan çözeltiler

Standart Potasyum Dikromat Çözeltisi, (0,0167M):

103 °C'ye ayarlı etüvde 2 saat kurutulmuş olan 4,913 g $K_2Cr_2O_7$ yaklaşık 500 mL distile suda çözülür. Daha sonra 167 mL konsantre H_2SO_4 ile 33,3 g $HgSO_4$ eklenerek çözülür. Çözelti oda sıcaklığında 1L'ye tamamlanır.

Gümüşlü sülfürik asit reaktifi:

Deneyde kullanılacak gümüşlü sülfürik asit 5,5 g Ag_2SO_4/kg H_2SO_4 oranı doğrultusunda hazırlanmalıdır. Bunun için konsantre H_2SO_4 'e Ag_2SO_4 eklenir ve Ag_2SO_4 'ın çözünmesi için 1-2 gün bekletilir.

Ferroun indikatör çözeltisi:

1,485 g 1,10-fenantrolin monohidrat ve 695 mg $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ distile suda çözülür ve distile su ile 100 mL'ye tamamlanır.

Standart demir amonyum sülfat (DAS) çözeltisi (0,10 M):

39,2 g $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ suda çözülür ve üzerine 20 mL konsantre H_2SO_4 eklenir. Soğuduktan sonra distile su ile 1 L'ye tamamlanır. Demir amonyum sülfat çözeltisinin kullanıldığı gün, standart potasyum dikromat çözeltisine karşı ayarlanarak molaritesine bakılmalıdır.

Standart 10 mL'lik tüplere 2,5 mL distile su konulur ve üzerine 1,5 mL potasyum dikromat, 3,5 mL sülfürik asit çözeltisi eklenerek iyice karıştırılır. Tüp oda sıcaklığına kadar soğutularak 1-2 damla ferroun indikatörü damlatılarak DAS ile titre edilir.

$$DASM = \frac{\text{Titre edilen } 0,0167 \text{ M } K_2Cr_2O_7 \text{ 'in hacmi (mL)}}{\text{Titasyonda harcanan DAS'in hacmi (mL)}} \times 0,10M \quad (5.1)$$

➤ Deneyin yürütülüşü

Deneyde kullanılacak olan standart tüpler önceden %20'lik H₂SO₄ çözeltisi ile yıkanır. Tüpe 2,5 mL numune veya distile su konulur. Numunenin üzerine 1,5 mL standart potasyum dikromat çözeltisi ve 3,5 mL sülfürik asit çözeltisi ilave edilir. KOİ deneyinde sağlıklı sonuç alabilmek için şahit deney yürütülür. Şahit deney numune ile aynı koşullarda ancak numune yerine distile su kullanılarak yapılır. Tüpler KOİ ısıtıcısında 150 °C sıcaklıkta 2 saat süreyle ısıtılır. 2 saat sonunda alınan numuneler oda sıcaklığına gelene kadar soğutulur. Numune ve şahit çözeltisine 2-3 damla ferroin indikatörü damlatılarak, DAS çözeltisi ile renk mavi-yeşilden kırmızıya dönene kadar titre edilir. Titrasyon sonunda harcanan DAS hacminden KOİ hesaplanır (Standard Method 1995).

$$KOİ (mg / L) = \frac{(A - B) \cdot M \cdot 8000}{V} \quad (5.2)$$

A=Şahit için kullanılan DAS hacmi (mL)

B=Numune için kullanılan DAS hacmi (mL)

M=DAS çözeltisinin molaritesi

V=Kullanılan numune hacmi (mL)

Çalışmada KOİ analizi Standart Metotlar'da verilen 5220 C "Close Reflux, Titrimetric Method" başlıklı metoda uygun olarak yapılmıştır. Deneyin yapılışında KOİ için termoreaktör (Velp-Eco 16) ve otomatik büret (Digitrat-Isolab) kullanılmıştır.

5.2.2. Toplam organik karbon (TOK) analizi

Genel olarak toplam organik karbon analiz cihazı organik bileşiklerin, UV radyasyonu ve kimyasal oksitleme ajanı kullanılarak CO₂ formuna dönüştürülmesi esasına dayanır. Cihazda CO₂, iletkenlik kontrollü seçici bir membran ile hassas

şekilde ölçülmektedir. Organik bileşiklerin oksidasyonundan sonra, inorganik karbon türevlerinin konsantrasyonu tanımlanır ve TOK aşağıdaki formül göre hesaplanır.

$$TOK = TC - TIC \quad (5.3)$$

TC=Toplam karbon

TIC=Toplam inorganik karbon

➤ Deneyin yürütülüşü

Çalışmada numuneler seyreltilerek analiz edilmişlerdir. Ölçüm sonucu cihazdan iki ölçümün ortalaması şeklinde direk olarak okunmuştur. TOK cihazındaki ölçüm aralığı 0,05-50000 ppb'dir.

Çalışmada TOK analiz cihazı (Sievers-2244 AP) kullanılmıştır.

5.2.3. Askıda katı madde (AKM) analizi

Askıda katı madde, su numunesi içerisindeki çökebilen ve çökemeyen maddelerin toplamıdır. Genellikle sediment maddeleri, kaya zerreleri, çamur veya kil mineralleri, koloidal organik madde parçaları ve planktonlardan ibarettir. İnsan faaliyetleri sonucu yüzey sularındaki askıdaki katı maddelerin miktarı artabilir. Aynı zamanda tarım arazilerinde meydana gelen erozyon da askıda katı madde miktarını artırır. Askıda katı madde belli bir miktardan sonra genellikle suyun fiziksel olarak kirlenmesine sebep olur. Dolayısıyla suyun bulanıklaşmasını, yoğunlaşmasını, toksisitesini artırabileceği gibi ışık geçirgenliğini ve oksijen miktarını azaltarak fauna ve flora üzerine çökmesine ve su canlılarına zarar vermesine neden olur. Askıda katı maddelerin etki derecesi, içerdiği maddelerin türüne, miktarına, su canlılarının cinsi ve büyüklüğüne göre değişmektedir.

Askıda katı madde miktarı gravimetrik tayin esasına dayanan bir yöntem ile belirlenir. Su numunesinin askıda katı madde miktarı, standart cam elyafı filtre kağıdı üzerinde kalan kısmın 103-105 °C'de 1 saat kurutulması ve desikatörde soğutulup tartılmasıyla belirlenir.

➤ Deneyin yürütülüşü

Filtre düzeneği kurulur. Filtre kağıdı vakum uygulanarak 3 defa 20'şer mL distile suyla yıkanır. Yıkanan filtre kağıdı, etüvde 103-105 °C'de 1 saat kurutulur. Kurutulan filtre kağıdının, havanın neminden etkilenmeden soğuması için desikatörde 30 dakika bekletilir. Sabit tartıma gelmiş olan filtre kağıdı desikatörden alınarak tartılır. Saf su ile ıslatılarak hafifçe vakumlanır, daha sonra çok iyi karıştırılmış belli hacimdeki numune süzülür. Numune hacmi, kurutma işleminden sonra en az 10 mg kalıntı bırakacak şekilde ayarlanır.

Süzme işlemi bittikten sonra huninin cidarları saf su ile iyice yıkanır. 2-3 dakika kadar vakuma devam edilir. Filtre kağıdı pens yardımıyla alüminyum veya paslanmaz çelikten bir kap üzerine alınır ve 103-105 °C'de etüvde 1 saat kurutulur. Desikatörde soğutulur ve tartılır (Standart Method 1995).

$$AKM (mg / L) = \frac{(A - B) \cdot 1000}{V} \quad (5.4)$$

A=Filtre kağıdı + Kalıntı ağırlığı (mg)

B=Filtre kağıdının darası (mg)

V=Numune hacmi (mL)

Çalışmada AKM analizi; Standart Metotlar'da verilen 2540 B "Total Solids Dried at 103-105 °C" başlıklı metoda uygun olarak yapılmıştır. Deneyin yapılışında, filtre kağıdı (Millipore-AP40), AKM düzeneği (Sartorius) etüv (Venticell-MMM) ve hassas terazi (Sartorius-BA210S) kullanılmıştır.

5.2.4. Sülfat (SO_4^{-2}) analizi

Sülfat iyonu doğal sularda çok sık rastlanan ve konsantrasyonu litrede birkaç mg'dan, birkaç bin mg'a kadar değişen bir iyondur. Yeraltısuyunda bulunan sülfatın başlıca kaynağı jipsdir. Ayrıca piritin oksidasyonu ile de sülfat oluşabilir. Jips suda çok çözünen bir maddedir. Soğuk suda 2000 mg/L'ye kadar çözünebilir.

Sülfat konsantrasyonu 0,1 mg/L'nin üstündeki numuneler için iyon kromatografi metodu uygundur. Gravimetrik metodlar 10 mg/L'den daha fazla sülfat iyonu içeren numuneler için seçilebilir. Türbidimetrik metod ise 1-40 mg/L arasındaki konsantrasyonlar için uygundur. Daha yüksek oranda sülfat içeren numunelerde seyreltme yapılabilir.

Analiz, SO_4^{-2} iyonunun, asetik asitli ortamda BaCl ile BaSO_4 kristallerine dönüştürülmesi esasına dayanır. BaSO_4 süspansiyonunun oluşturduğu bulanıklık spektrofotometrede okunarak standartların eğiminden SO_4^{-2} konsantrasyonu belirlenir.

➤ Kullanılan çözeltiler

Tampon Çözelti (A):

30 g $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 5 g $\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, 1 g KNO_3 ve 20 ml CH_3COOH (%99)
500 ml saf suda çözülerek 1 litreye tamamlanır.

Baryum Klorür:

20-30 mesh büyüklüğünde BaCl_2 kristalleri.

Standart Sülfat Çözeltisi (1 ml=100 μg SO_4^{-2}):

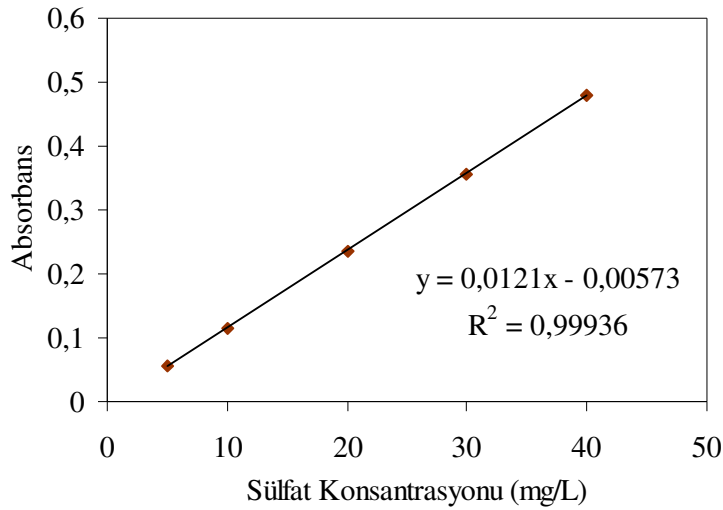
0.1479 g susuz Na_2SO_4 distile suda çözülerek 1 litreye tamamlanır.

➤ Deneyin yürütülüşü

100 mL numune üzerine 20 mL tampon çözeltisi eklenerek karıştırılır. Numuneye karıştırma esnasında yaklaşık 1 g BaCl₂ kristali eklenir ve karıştırma sonunda 5 dakika içerisinde, fotometrede 420 nm’de ölçüm yapılarak absorbands belirlenir. Deneyde numunenin analizinden önce fotometrenin sıfırlanması için şahit kullanılır. Şahit, numune ile aynı koşullarda ancak numune yerine distile su kullanılarak hazırlanır.

➤ Kalibrasyon

Standart sülfat çözeltisi ile 0-40 mg/L aralığındaki farklı konsantrasyonlarda sülfat içeren bir seri numune hazırlanır. Bu numuneler fotometrede 420 nm dalga boyunda okunur ve elde edilen absorbands değerleri sülfat konsantrasyonuna karşı grafiğe geçirilerek bir kalibrasyon eğrisi elde edilir. Bu eğri yardımıyla absorbands değerine karşı gelen sülfat konsantrasyonu belirlenir. Kalibrasyon için 40 mg/L’nin üzerindeki sülfat konsantrasyonunda metodun hassasiyeti azalmaktadır (Standard Method 1995). Kalibrasyon eğrisi Şekil 5.7’de verilmektedir.



Şekil 5.7: Sülfat kalibrasyon eğrisi

Çalışmada sülfat analizi Standart Metotlar'da verilen 4500-SO₄⁻² E "Turbidimetric Method" başlıklı metoda uygun olarak yapılmıştır. Deneyin yapılışında fotometre (Merck-SQ 118) kullanılmıştır.

5.2.5. Fosfat (PO₄⁻³) analizi

Fosfor, mikroorganizmaların yapısındaki temel elementlerden biridir. Fosfor analizi, fosfor türlerinin kolorimetrik olarak, ortofosfat cinsinden ölçülmesi esasına dayanır. Numune üzerinde doğrudan kolorimetrik ölçüm yapılırsa toplam ortofosfat miktarı belirlenir. Numune kuvvetli bir asit ile işlem görürse, polifosfatlar hidrolize uğrayarak, ortofosfatlara dönüşür. Numune işleme tabi tutulursa organik fosfor türleri ortofosfat formunda ölçülebilmektedir.

➤ Kullanılan çözeltiler

Çözelti A:

25 g (NH₄)₆Mo₇O₂₄·4H₂O 300 mL distile suda çözülür.

Çözelti B:

1,25 g NH₄VO₃ 300 mL kaynatılmış distile suda çözülür. Soğutulur ve üzerine 330 mL konsantre HCl eklenir. Oda sıcaklığında çözelti A, çözelti B'ye eklenerek karıştırılır ve 1L'ye tamamlanır.

Standart Fosfat Çözeltisi (1 ml=50 µg PO₄⁻³-P):

219,5 mg susuz KH₂PO₄ distile suda çözülerek 1 litreye tamamlanır.

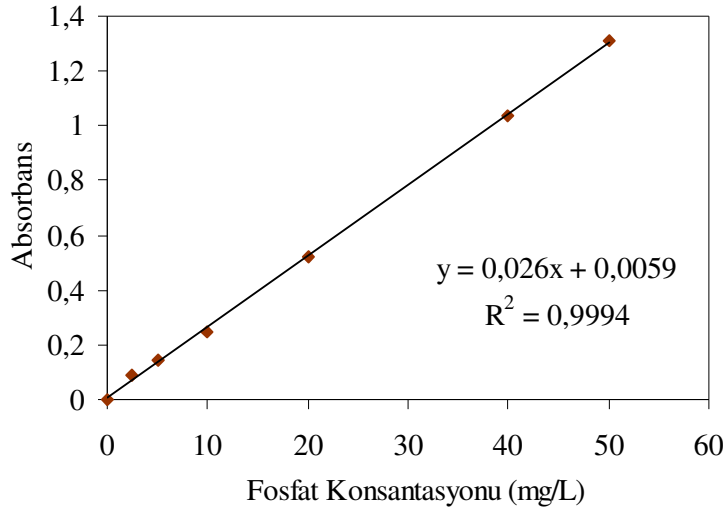
➤ Deneyin yürütülüşü

35 mL numune üzerine 10 mL vanadyum molibdat çözeltisi eklenir ve distile su ile 50 mL'ye tamamlanır. 10 dakika sonra fotometrede, 446 nm'de ölçüm yapılarak

absorbans değeri belirlenir. Deneyde numunenin analizinden önce fotometrenin sıfırlanması için şahit kullanılır. Şahit, numune ile aynı koşullarda, ancak numune yerine distile su kullanılarak hazırlanır.

➤ Kalibrasyon

Standart fosfat çözeltisi ile 0-50 mg/L aralığında, farklı konsantrasyonlarda fosfat içeren bir seri numune hazırlanır. Bu numunelerin absorbans değerleri fotometrede 446 nm dalga boyunda okunur ve elde edilen değerler fosfat konsantrasyonuna karşı grafiğe geçirilerek bir kalibrasyon eğrisi elde edilir. Bu eğri yardımıyla absorbans değerine karşı gelen fosfat konsantrasyonu belirlenir (Standard Method 1995). Kalibrasyon eğrisi Şekil 5.6'da verilmektedir.



Şekil 5.8: Fosfat kalibrasyon eğrisi

Çalışmada fosfat analizi Standart Metotlar'da verilen 4500-P C "Vanadomolybdophosphoric Acid Colorimetric Method" başlıklı metoda uygun olarak yapılmıştır. Deneyin yapılışında fotometre (Merck-SQ 118) kullanılmıştır.

5.2.6. Renk analizi

Demir, mangan gibi doğal metalik iyonlar, humus, çürümüş bitkiler, planktonlar, zararlı otlar ve endüstriyel atıklar, sularda renk oluştururlar. İçme suyu veya endüstriyel uygulamalarda kullanılacak suyun rengi kullanım öncesi giderilmelidir. Renkli endüstriyel atıksulara deşarj edilmeden önce renk giderme işlemi uygulanmalıdır.

Renk, kirlenmeyi gösteren kesin bir delil değildir. Birçok organik boyanın çok düşük miktarları bile kalitesini bozmadan, sulara yoğun renk verebilmektedir. Renk tek başına zararlı değildir. Endüstriyel atıksularda renk, sulardaki koloidal ve askıdaki maddelerden de kaynaklanmaktadır (Standart Method 1995).

➤ Deneyin yürütülüşü

Fotometrik renk analizinde öncelikle cihaz, şahit olarak kullanılan distile su ile sıfırlanır. Numune iyice çalkalanıp hücrede belirtilen çizgiye kadar doldurulur ve direk okunan değer renk miktarını HZ cinsinden verir. Fotometrede renk için ölçüm aralığı 2-200 HZ' dir.

Çalışmada renk analizi, fotometrede (Merck-SQ 118) direk HZ cinsinden okunarak gerçekleştirilmiştir.

5.2.7. Bulanıklık analizi

Sulardaki bulanıklık; kil, silt, parçalanmış organik ve inorganik maddeler, çözünmüş renkli organik bileşikler, plankton ve mikroskobik organizmaların meydana getirdiği askıdaki katı maddelerden kaynaklanır. Suların berraklığı, insanların ihtiyaçlarını karşılama ve pek çok endüstriyel işlem için önemlidir. Bulanıklık, çözültide ışığın saçılma ve absorbe olmasına neden olan optik bir özelliktir. Sularda askıda katı

madde konsantrasyonu ve partikül boyutları ile bulanıklığın korelasyonu oldukça karmaşıktır. Çünkü partiküllerin boyutu, şekli ve ışığı kırma indeksi süspansiyonun ışığı dağıtma özelliğini etkilemektedir.

Suların bağıl bulanıklığı; bulanıklık derişimiyle doğrusal olarak değişen ve bulanıklık şiddeti ölçümünde kullanılan NTU birimine uygun, standart bir maddenin değişik derişimlerdeki süspansiyonları ile numunenin doğrudan karşılaştırılmasıyla veya kolorimetrik metotla tayin edilebilir (Standart Method 1995).

➤ Deneyin yürütülüşü

Fotometrik bulanıklık analizinde cihaz öncelikle, şahit olarak kullanılan distile su ile sıfırlanır. Numune iyice çalkalanıp hücrede belirtilen çizgiye kadar doldurulur ve direk okunan değer bulanıklık miktarını NTU cinsinden verir. Fotometrede bulanıklık için ölçüm aralığı 10-400 NTU'dur.

Çalışmada bulanıklık analizi, fotometrede (Merck-SQ 118) direk NTU cinsinden okunarak gerçekleştirilmiştir.

5.2.8. pH analizi

pH ölçümü su kimyasında sıklıkla kullanılan çok önemli bir analizdir. Belli bir sıcaklıkta çözeltinin asidik veya bazik karakterde olduğu “pH” veya “hidrojen iyonlarının aktivitesi” ile belirtilir. Bir suda çözülmüş olan hidrojen iyonu konsantrasyonunun eksi logaritması pH olarak isimlendirilir.

$$\text{pH} = -\log \text{H}^+ \quad (5.5)$$

Suların pH değeri pH-metre veya pH kağıtları ile ölçülür. pH-metreler standart bir hidrojen elektrodu (cam elektrot) ve referans elektrodu içerirler. Aletin esası,

potansiyometrik olarak hidrojen iyonlarının aktivitesinin ölçümüne dayanır (Standart Method 1995).

➤ Deneyin yürütülüşü

pH ölçümü için öncelikle pH-metre, pH 7.00 ve 9.00 standart çözeltilerine karşı kalibre edilir. Sonra elektrotlar yıkanıp kurularak, numunenin içine batırılır ve pH değeri ölçülür Her ölçümden sonra elektrotlar yıkanıp kurularak koruma çözeltisi içinde muhafaza edilir.

Çalışmada pH ölçümü için pH-metre (Solomat-520 C) kullanılmıştır.

5.2.9. İletkenlik analizi

İletkenlik, sulu bir çözeltinin elektriği iletme yeteneğinin sayısal bir ifadesidir. Platinlenmiş iki elektrot su içine daldırıldığı zaman, bu elektrotlar arasında uygulanan elektromotor kuvvet altında, çözeltideki iyonlar, elektrotlara doğru hareket ederek elektrik akımını iletirler. Bu durum suyun iletkenliği veya direnci olarak tanımlanır. İçerisinde iyon bulunduran su da bir iletkenidir. Suyun iletkenliği; sudaki iyonların toplam ve bağıl konsantrasyonlarına, hareketliliğine, değerliklerine ve ölçüm sıcaklığına bağlıdır. İletkenlik, iyon miktarıyla doğru orantılı olmasına rağmen klorür, sülfat, kalsiyum, magnezyum gibi bazı iyonlar için bu orantı aynı değildir (Standart Method 1995).

➤ Deneyin yürütülüşü

İletkenlik ölçümde problar yıkanıp kurularak numunenin içine batırılır. Numunede iletkenlik ölçümü cihazla direk mS/cm cinsinden okunarak gerçekleştirilmiştir.

Çalışmada iletkenlik ölçümü için pH-metre (Solomat-520 C) kullanılmıştır.

5.2.10. Alüminyum analizi (Al^{+3})

Alüminyum toprak yüzeyinde, minerallerin oluşumunda, kayalar ve killerin yapısında en çok bulunan üçüncü elementtir. Alüminyum miktarı yer kabuğunda %8,1, toprakta %0,9-6,5 ve akarsularda 400 µg/L'dir. Bu geniş dağılımı nedeniyle, çözünebilir tuz, bir kolloid veya çözünmeyen bir bileşen olarak bütün doğal sularda bulunur. Alüminyum içme suyunda bulunması istenmeyen bir elementtir (Standart Method 1995).

➤ Deneyin yürütülüşü

10 mL numune üzerine A1-1A kodlu reaktiften 2 spatül konulur. 2,4 mL A1-A2 kodlu çözültiden ve 12 damla A1-4A kodlu çözültiden ilave edilerek karıştırılır. Numune ile aynı koşullarda ancak numune yerine distile su kullanılarak şahit hazırlanır ve cihaz sıfırlanır. Numunedeki alüminyum miktarı fotometrede direk olarak mg/L cinsinden okunur. Fotometrede Al için ölçüm aralığı 0,2-1,5 mg/L'dir.

Çalışmada alüminyum analizi fotometre (Merck-SQ 118) kullanılarak yapılmıştır.

5.2.11. Demir analizi (Fe⁺²)

Demir yerkabuğunda % 6,22 ve toprakta % 0,5-4,3 oranında bulunmaktadır. Akarsularda bulunan demir miktarının yaklaşık olarak 0,7 mg/L olduğu, yeraltı sularında ise miktarının 0,1-10 mg/L aralığında değiştiği belirtilmektedir. Doğada demir hematit, magnetit, ve pirit mineralleri şeklinde bulunur. Yaygın olarak çelik ve diğer metal alaşımları sanayide kullanılır. (Standart Method 1995).

➤ Kullanılan çözeltiler

Titriplex III Etilendiamintetraasetikasit (EDTA) (0,1 M):

37,2 g C₁₀H₁₄N₂Na₂O₈·2H₂O (EDTA) distile suda çözülür ve yine distile su ile 1L'ye tamamlanır.

5-SülfosalisikAsit İndikatörü:

5 g 5-sülfosalisik asit distile suda çözülür ve 250 mL'ye tamamlanır.

Potasyum Permanganat Çözeltisi (0,1 M):

7,9 g KMnO₄ distile suda çözülür ve 500 mL'ye tamamlanır.

Tartarik Asit (C₄H₆O₆)

➤ Deneyin yürütülüş

Fe (III) tayini: 100 mL numune alınır ve pH 2,5'a ayarlanır. Numunenin üzerine 1mL 5-sülfosalisik asit ilave edilir. Renk, konsantrasyona göre açık pembeden bordoya döner ve EDTA ile titrasyon yapılır. Titrasyona numune şeffaf renge dönene kadar devam edilir. EDTA sarfiyatı kaydedilir.

$$Fe(III) = \frac{EDTA \text{ sarfiyat (mL)} \times 5,6 (mg)}{1 (mL)} \quad (5.6)$$

Toplam demir tayini: 100 mL numune alınır ve üzerine 1-2 damla KMnO_4 damlatılır. Stapül ucu ile tartarik asit ilave edilir ve pH 2,5'a ayarlanır. Numunenin üzerine 1mL 5-sülfosalisik asit ilave edilir ve EDTA ile titrasyon yapılır. Renk değişimi sağlanınca EDTA sarfiyatı kaydedilir.

$$\text{Toplam Fe} = \frac{\text{EDTA sarfiyat (mL)} \times 5,6 \text{ (mg)}}{1 \text{ (mL)}} \quad (5.7)$$

Fe (II) tayini: Toplam demir ile demir (III) miktarları arasındaki fark numunedeki demir (II) miktarını verir (Gülensoy, 1984).

$$\text{Fe(II)} = \text{Toplam Fe} - \text{Fe(III)} \quad (5.8)$$

Çalışmada Fe (II) analizi “Kompleksometrik Titrasyon” metoduna uygun olarak yapılmıştır.

BÖLÜM 6. BULGULAR VE TARTIŞMA

6.1. Evsel Katı Atık Lotu Sızıntı Sularının Elektro- ve Kimyasal Koagülasyon Yöntemi ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi

Çalışmanın ilk aşamasında, evsel katı atık sızıntı sularının anodun elektrolitik oksidasyonuna dayanan, elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılabilirliği incelenmiştir. Fe ve Al anotların kullanılması ile iki basamaklı olarak yürütülen çalışmada KOİ, TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk ve bulanıklık parametreleri izlenmiştir.

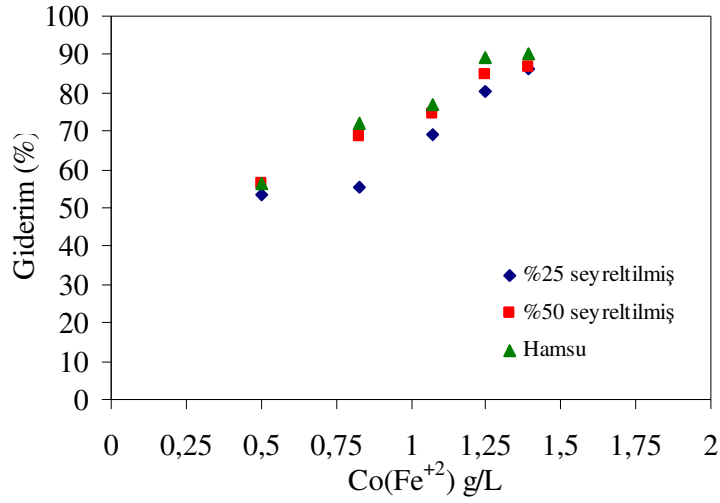
Çalışmanın ikinci aşaması olan kimyasal koagülasyon yönteminde, evsel katı atık sızıntı sularına elektrokoagülasyonda kullanılan metallerin tuzları ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) koagülant olarak eklenmiştir. Kimyasal koagülasyon çalışması da farklı tuzların kullanılmasıyla iki basamaklı ve KOİ, TOK, AKM, fosfat, renk, bulanıklık parametreleri izlenerek gerçekleştirilmiştir.

6.1.1. Elektrokoagülasyon yönteminde Fe plakaların kullanılması

Evsel katı atık sızıntı sularının arıtımı, Fe plakaların kullanıldığı elektrokoagülasyon reaktöründe 15 dakika süre ile $2,81\text{-}6,88 \text{ mA/cm}^2$ 'lik akım ve $6\text{-}12 \text{ V}$ 'luk gerilim şartları altında gerçekleştirilmiştir. Uygulanan akım yoğunluğuna paralel olarak Fe anotlardan çözünen Fe^{+2} iyonları, $0,5\text{-}1,39 \text{ g/L}$ aralığında değişen konsantrasyonlarda sızıntı suyuna karışmıştır. Elektrokoagülasyon işlemi sırasında oluşan, absorpsiyon ve adsorpsiyon kapasitesi çok yüksek olan metal hidroksitlerin, sudaki kirleticilerle pH $8,5\text{-}9$ aralığında oluşturduğu flokların çökerek, su fazından ayrılmaları için sızıntı suyu 20 dakika bekletilmiştir. Arıtım işlemi için sızıntı suları reaktöre %25, %50 seyreltilmiş ve seyreltilmemiş olarak verilmiştir. Farklı oranlarda verilen sızıntı

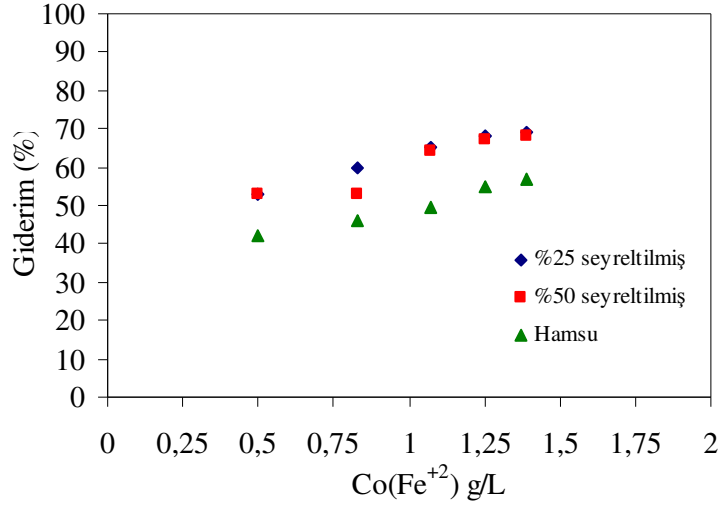
suları için KOİ, TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk ve bulanıklık gibi parametrelerin arıtım verimleri incelenmiştir.

Fe elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon çalışmasında KOİ, TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk, bulanıklık giderim verimleri sırasıyla, Şekil 6.1-6.7'de verilmektedir.



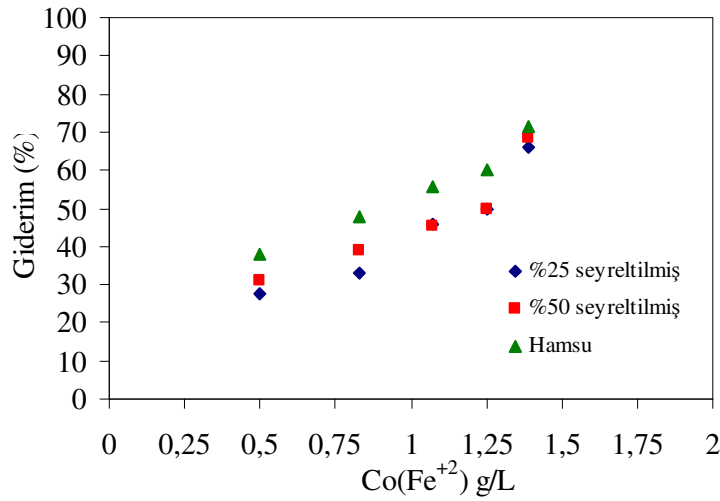
Şekil 6.1: Elektrokoagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında KOİ giderim verimleri sırasıyla %53-86; %56-87 ve %56-90 arasında değişmektedir (Şekil 6.1). KOİ giderimde en yüksek verim, seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



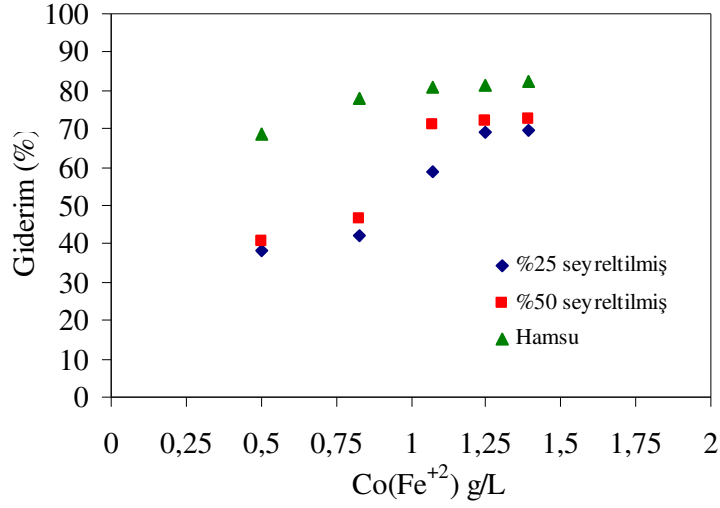
Şekil 6.2: Elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında TOK giderim verimleri sırasıyla %53-69, %53-68, %42-57 arasında değişmektedir (Şekil 6.2). TOK gideriminde en yüksek verim, %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



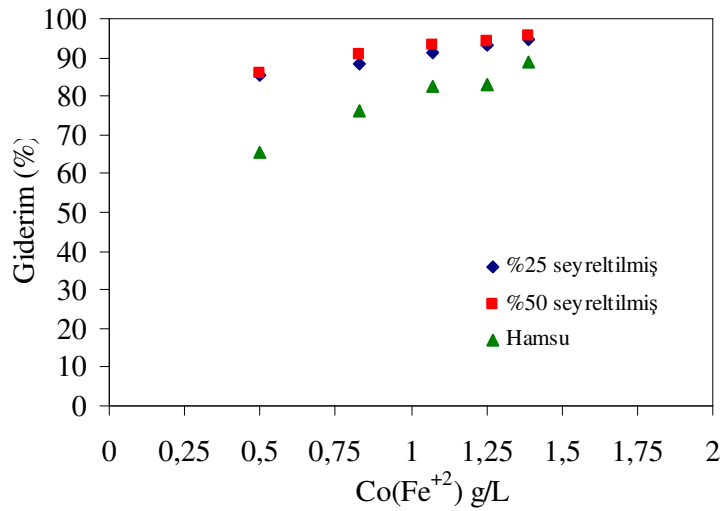
Şekil 6.3: Elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında AKM giderim verimleri sırasıyla %28-66, %31-69, %38-71 arasında değişmektedir (Şekil 6.3). AKM gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



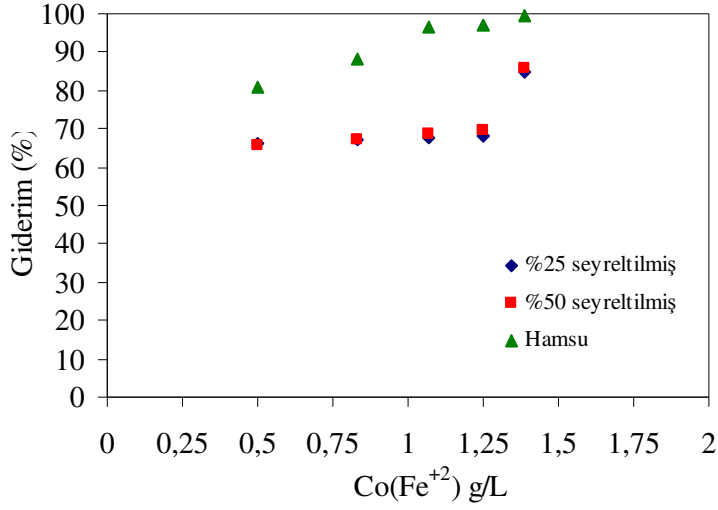
Şekil 6.4: Elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında sülfat giderim verimleri sırasıyla %38-70, %41-73 ve %69-82 arasında değişmektedir (Şekil 6.4). Sülfat gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



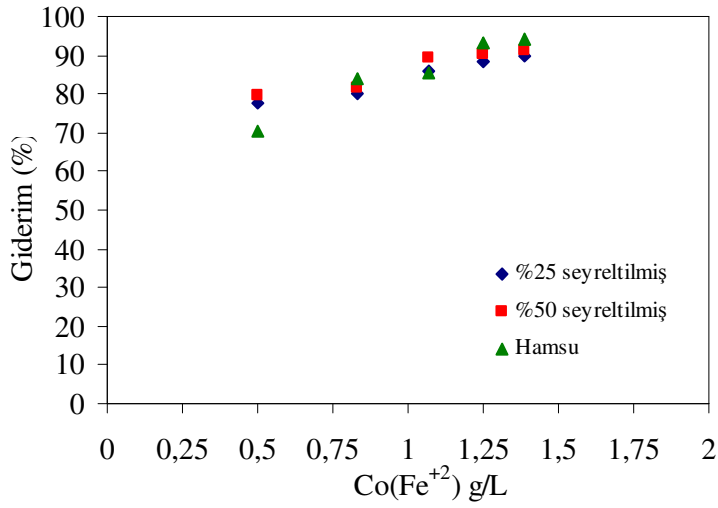
Şekil 6.5: Elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında fosfat giderim verimleri sırasıyla %86-95; %86-96 ve %65-89 arasında değişmektedir (Şekil 6.5). Fosfat gideriminde en yüksek verim, %50 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



Şekil 6.6: Elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında renk giderim verimleri sırasıyla %66-85, %66-86 ve %81-99,65 arasında değişmektedir (Şekil 6.6). Renk gideriminde en yüksek verim, seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



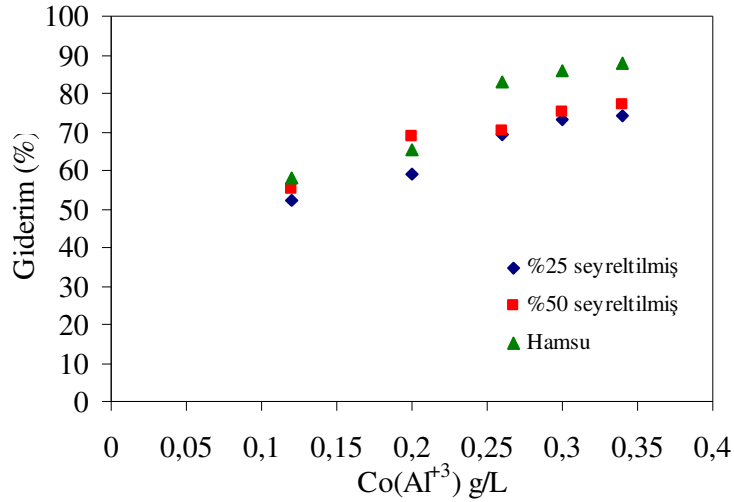
Şekil 6.7: Elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında bulanıklık giderim verimleri sırasıyla %78-90, %80-91 ve %71-94 arasında değişmektedir (6.7). Bulanıklık gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyu arıtımında elde edilmiştir.

6.1.2. Elektrokoagülasyon yönteminde Al plakaların kullanılması

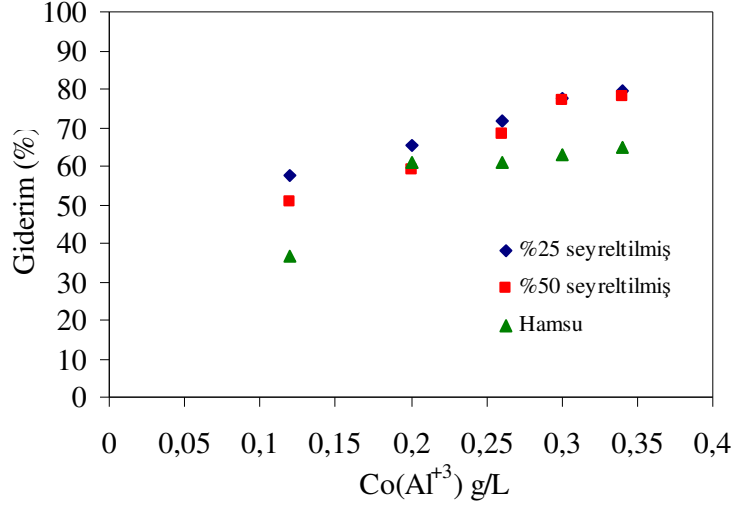
Evsel katı atık sızıntı sularının, Al plakaların kullanıldığı elektrokoagülasyon reaktöründeki arıtımı ise 15 dakika süre ile 2,69-6,54 mA/cm²lik akım ve 6-12 V'luk, gerilim şartları altında gerçekleştirilmiştir. Uygulanan akım yoğunluğuna paralel olarak Al anotlardan, evsel atık sızıntı suların, 0,12-0,34 g/L aralığında değişen konsantrasyonlarda Al⁺³ iyonları karışmıştır. Arıtım işlemi sırasında pH 7,5-8 aralığında oluşan flokların çökmesi için sızıntı suyu 20 dakika reaktörde bekletilmiştir. Çalışmada sızıntı suları reaktöre %25, %50 seyreltilmiş ve seyreltilmemiş olarak verilmiş ve farklı parametrelerin arıtım verimleri incelenmiştir.

Al elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon çalışmasında KOİ, TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla Şekil 6.8-6.14'de verilmektedir.



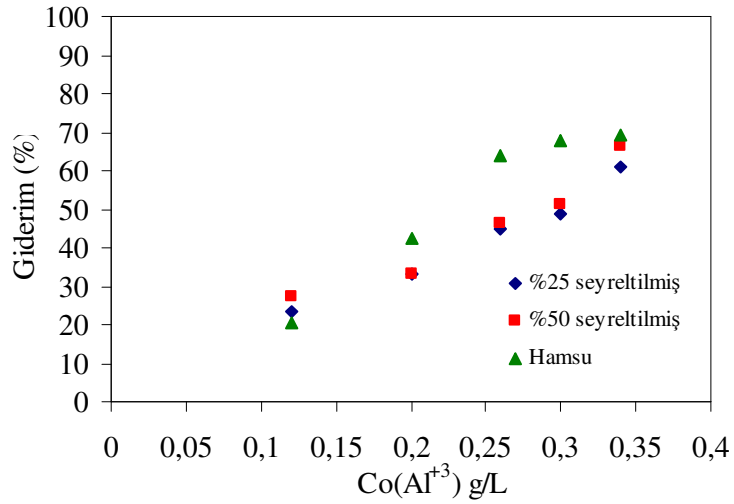
Şekil 6.8: Elektrokoagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında KOİ giderim verimleri sırasıyla %52-74, %55-77 ve %58-88 arasında değişmektedir (Şekil 6.8). KOİ gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



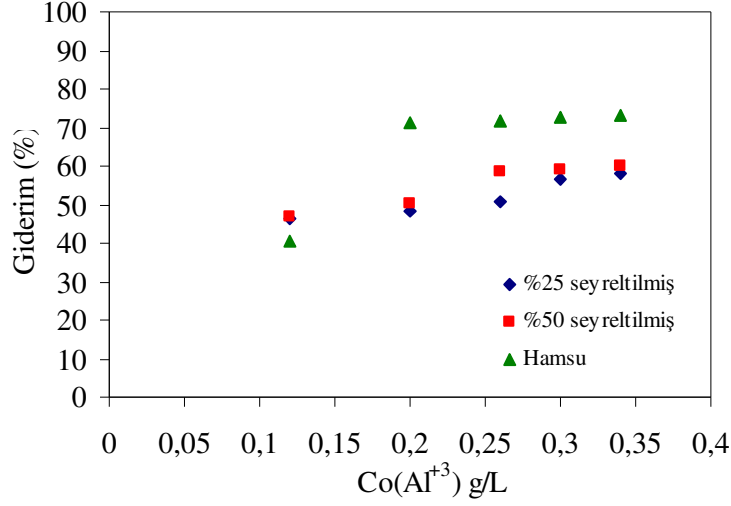
Şekil 6.9: Elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında TOK giderim verimleri sırasıyla %58-80, %51-78 ve %37-65 arasında değişmektedir (Şekil 6.9). TOK gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



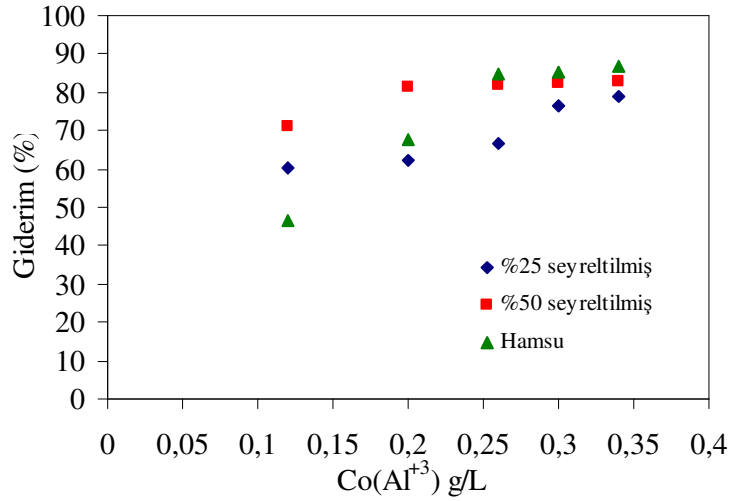
Şekil 6.10: Elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında AKM giderim verimleri sırasıyla %23-61, %27-66 ve %21-69 arasında değişmektedir (Şekil 6.10). AKM gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



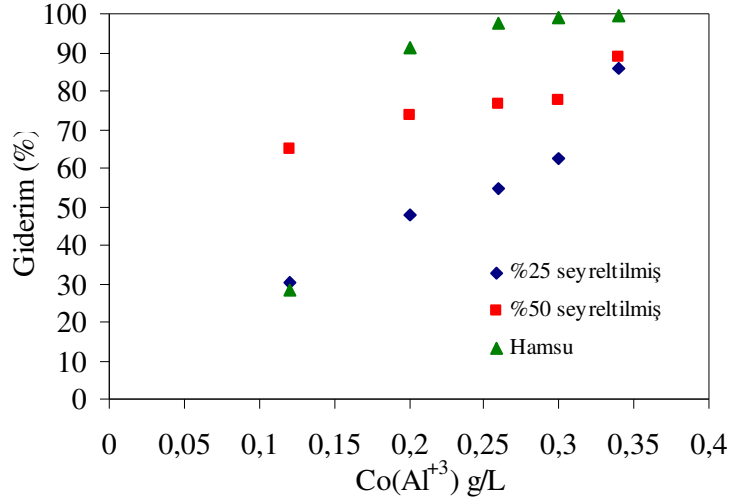
Şekil 6.11: Elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında sülfat giderim verimleri sırasıyla %46-58, %47-60 ve %40-73 arasında değişmektedir (Şekil 6.11). Sülfat gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



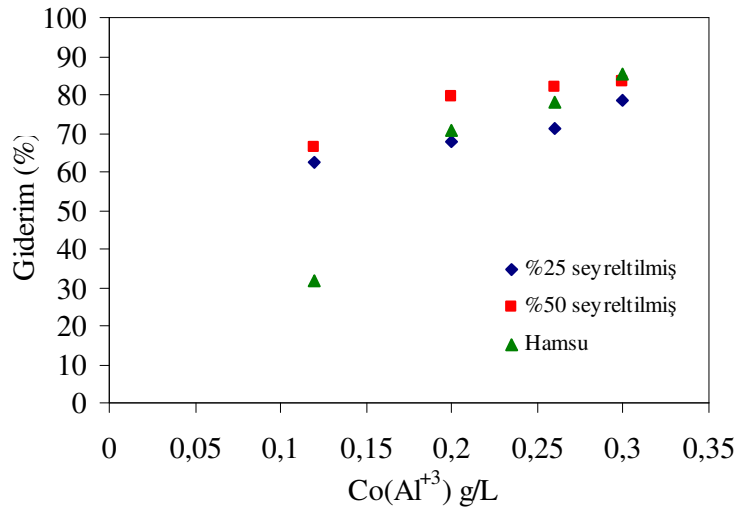
Şekil 6.12: Elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında fosfat giderim verimleri sırasıyla %60-79, %71-83 ve %47-87 arasında değişmektedir (Şekil 6.12). Fosfat gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



Şekil 6.13: Elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında renk giderim verimleri sırasıyla %30-86, %65-89 ve %28-99,72 arasında değişmektedir (Şekil 6.13). Renk gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



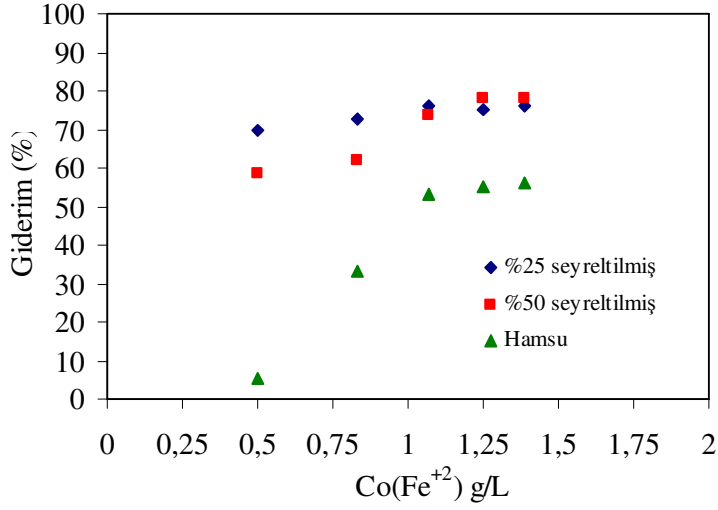
Şekil 6.14: Elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında bulanıklık giderim verimleri sırasıyla %62-80, %66-84 ve %32-86 arasında değişmektedir (Şekil 6.14). Bulanıklık gideriminde en yüksek verimi seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.

6.1.3. Kimyasal koagülasyon yönteminde FeSO₄·7H₂O'nun koagülant olarak kullanılması

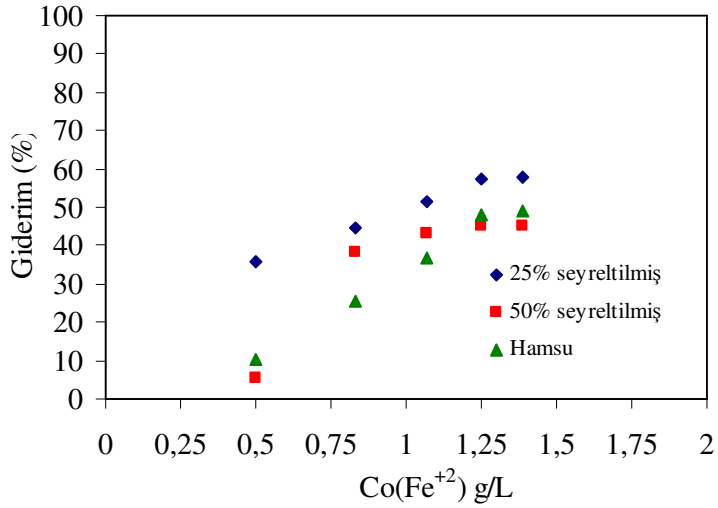
Kimyasal koagülasyon yönteminde, evsel sızıntı sularına Fe⁺² iyonları FeSO₄·7H₂O şeklinde verilmiştir. Kimyasal koagülasyon çalışması FeSO₄·7H₂O'ın 2,48-6,9 g/L aralığında değişen konsantrasyonlarda sızıntı suyuna ilave edildiği arıtım şartları altında ve pH 8,5-9 aralığında gerçekleştirilmiştir. Uygulanan koagülant dozajına bağlı olarak 0,5-1,39 g/L aralığında Fe⁺² iyonu sızıntı suyuna katılmıştır. Reaktöre kimyasal maddelerin eklenmesi sırasında, sızıntı suyu ile koagülantların karışması ve flokların oluşması için 30 sn hızlı karıştırma, oluşan flokların parçalanmadan büyümesinin sağlanması için ise, 30 sn yavaş karıştırma uygulanmıştır. Koagülasyon ve flokülasyonun ardından sızıntı suları, reaktörde 20 dakika çöktürmeye bırakılmıştır. Kimyasal koagülasyon reaktörüne sızıntı suları %25, %50 seyreltilmiş ve seyreltilmemiş olarak verilmiş ve farklı parametrelerin arıtım verimleri incelenmiştir.

FeSO₄·7H₂O'ın kullanıldığı kimyasal koagülasyon çalışmasında KOİ, TOK, AKM, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla Şekil 6.15-6.20'de verilmektedir.



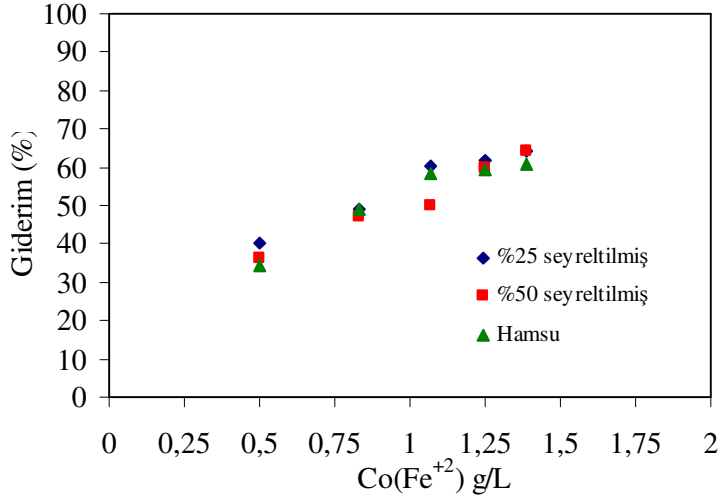
Şekil 6.15: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında KOİ giderim verimleri sırasıyla %70-76, %58-78 ve %6-56 arasında değişmektedir (Şekil 6.15). KOİ gideriminde en yüksek verim %50 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



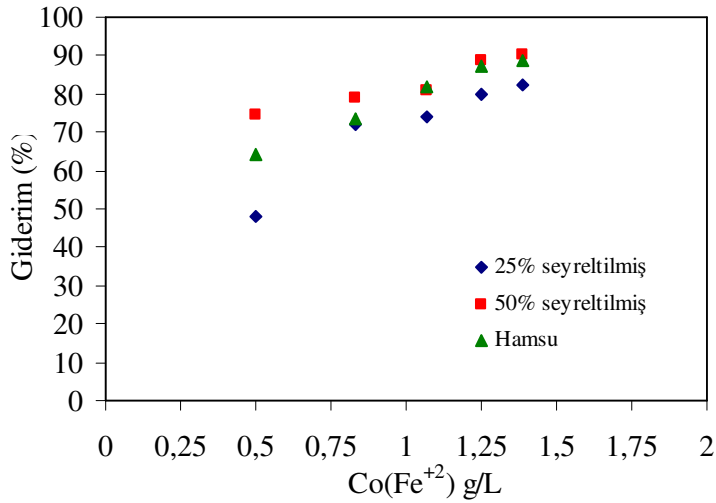
Şekil 6.16: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında TOK giderim verimleri sırasıyla %36-58, %6-45 ve %10-49 arasında değişmektedir (Şekil 6.16). TOK gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



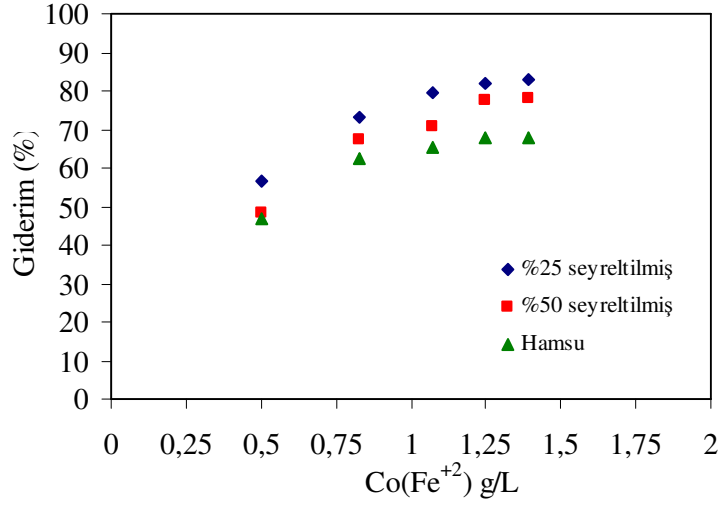
Şekil 6.17: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında AKM giderim verimleri sırasıyla %40-64, %36-64 ve %34-61 arasında değişmektedir (Şekil 6.17). AKM gideriminde en yüksek verim seyreltilmiş sızıntı sularının arıtımında elde edilmiştir.



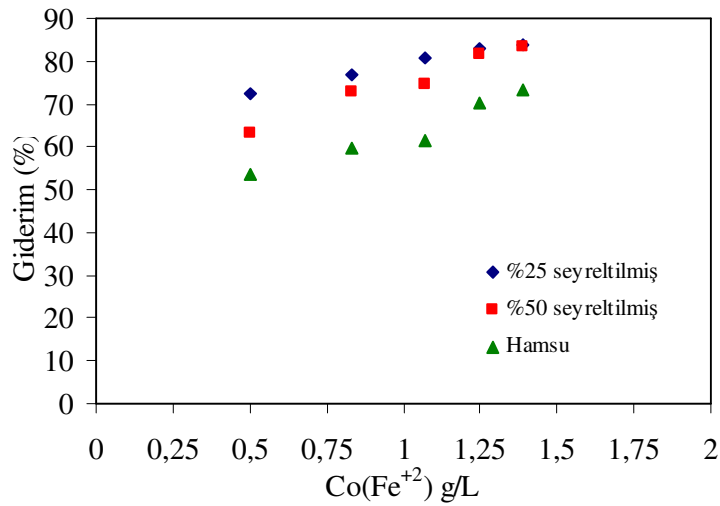
Şekil 6.18: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında fosfat giderim verimleri sırasıyla %48-83, %75-90 ve %64-89 arasında değişmektedir (Şekil 6.18). Fosfat gideriminde en yüksek verim %50 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



Şekil 6.19: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile renk giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında renk giderim verimleri sırasıyla %57-83, %48-78 ve %47-68 arasında değişmektedir (Şekil 6.19). Renk gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunda elde edilmiştir.



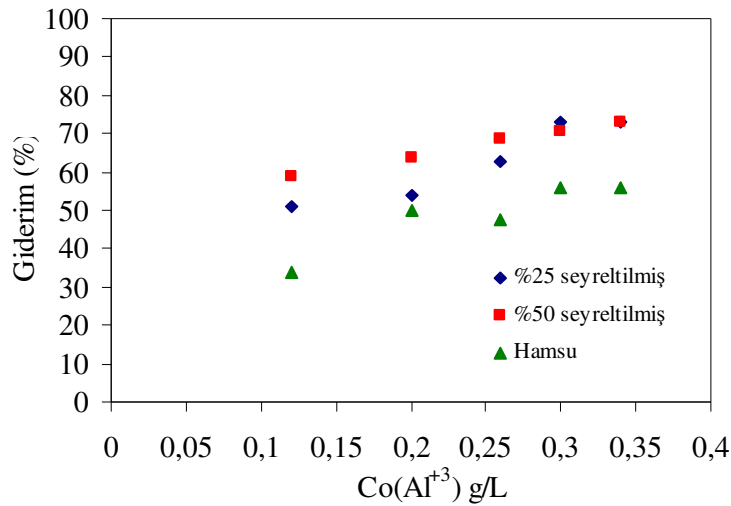
Şekil 6.20: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında bulanıklık giderim verimleri sırasıyla %73-84, %63-83 ve %54-73 arasında değişmektedir (Şekil 6.20). Bulanıklık gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.

6.1.4. Kimyasal koagülasyon yönteminde $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ 'nun koagülant olarak kullanılması

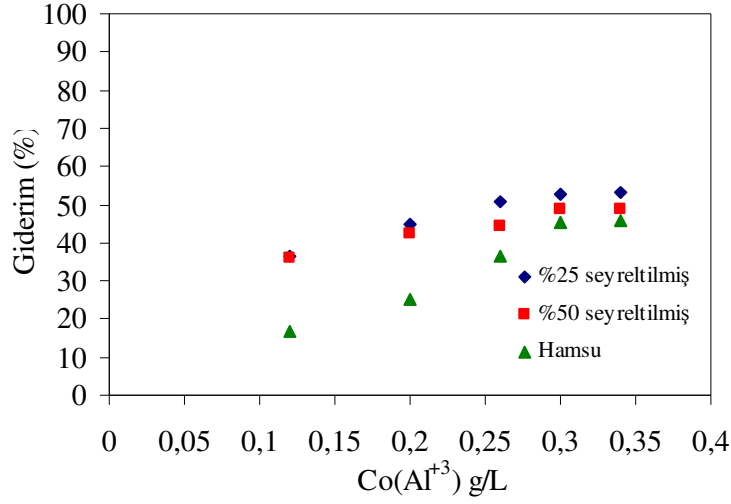
Kimyasal koagülasyon yönteminde, evsel sızıntı sularına Al^{+3} iyonları $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ şeklinde verilmiştir. Kimyasal koagülasyon çalışması $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ 'ın 1,48-4,19 g/L aralığında değişen konsantrasyonlarda sızıntı suyuna ilave edildiği arıtım şartları altında ve pH 7,5-8 aralığında gerçekleştirilmiştir. Uygulanan koagülant dozajına bağlı olarak 0,12-0,34 g/L aralığında Al^{+3} iyonu sızıntı suyuna katılmıştır. Reaktörde sızıntı sularına 30 sn hızlı ve 30 sn yavaş karıştırma uygulanmış, ardından 20 dakika çöktürmeye bırakılmıştır. Kimyasal koagülasyon reaktörüne sızıntı suları %25, %50 seyreltilmiş ve seyreltilmemiş olarak verilmiş ve farklı parametrelerin arıtım verimleri incelenmiştir.

$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ kullanıldığı kimyasal koagülasyon çalışmasında KOİ, TOK, AKM, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla Şekil 6.21-6.26'da verilmektedir.



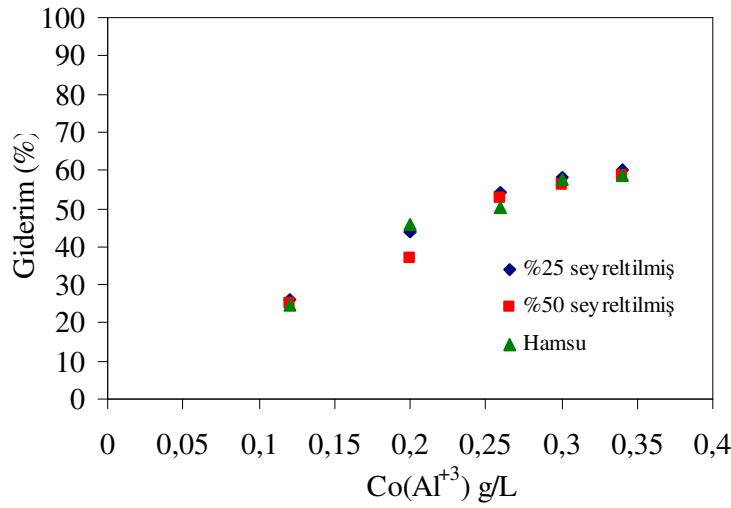
Şekil 6.21: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında KOİ giderim verimleri sırasıyla %51-73, %59-73 ve %34-56 arasında değişmektedir (Şekil 6.21). KOİ gideriminde en yüksek verim seyreltilmiş sızıntı sularının arıtımında elde edilmiştir.



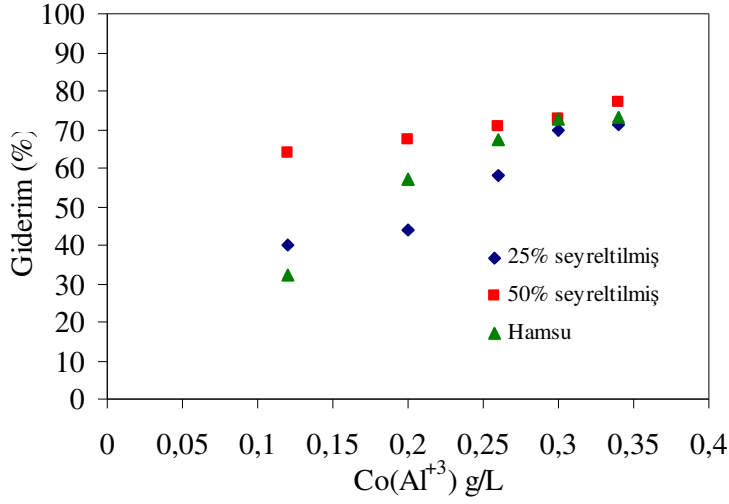
Şekil 6.22: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında TOK giderim verimleri sırasıyla %36-53, %36-49 ve %17-46 arasında değişmektedir (Şekil 6.22). TOK gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunda elde edilmiştir.



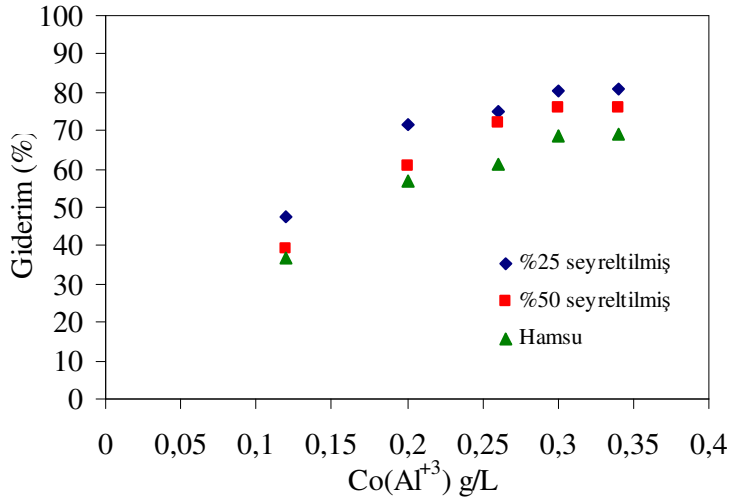
Şekil 6.23: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında AKM giderim verimleri sırasıyla %26-60, %25-59 ve %25-59 arasında değişmektedir (Şekil 6.23). AKM gideriminde ve en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



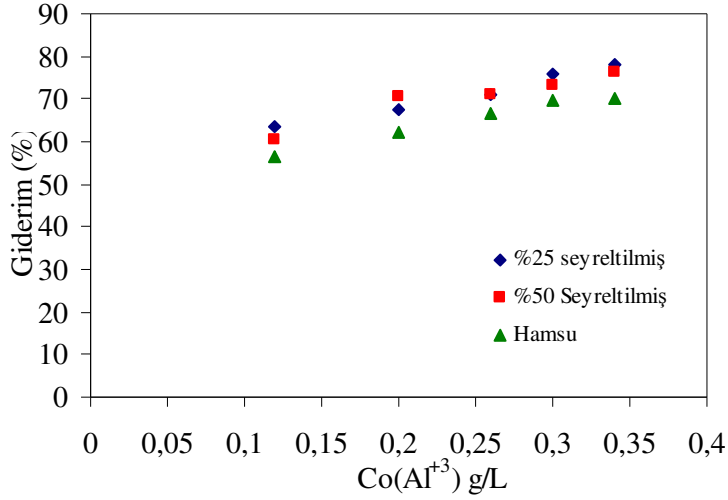
Şekil 6.24: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında fosfat giderim verimleri sırasıyla %40-71, %64-77 ve %32-73 arasında değişmektedir (Şekil 6.24). Fosfat gideriminde en yüksek verim %50 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



Şekil 6.25: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile renk giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında renk giderim verimleri sırasıyla %48-81, %39-76 ve %37-69 arasında değişmektedir (Şekil 6.25). Renk gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



Şekil 6.26: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında bulanıklık giderim verimleri sırasıyla %64-78, %61-76 ve %56-70 arasında değişmektedir (Şekil 6.26). Bulanıklık gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.

Evsel katı atık sızıntı sularının elektro- ve kimyasal koagülasyon yöntemleri ile arıtımında elde edilen verim, parametre ve seyrelme oranlarına bağlı olarak değişmektedir. Kimyasal koagülasyon yönteminde çoğunlukla seyreltilmiş sızıntı sularının arıtımında, elektrokoagülasyon yönteminde ise seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında daha yüksek verim elde edilmiştir. Çalışmada incelenen evsel sızıntı sularının iletkenliğinin yüksek olması, bu suların elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtıma uygunluğunu göstermektedir. Bunun yanında seyreltilmemiş sızıntı sularında kolloid derişiminin yüksek olması, bu kolloidlerin birbirleriyle temasını dolayısıyla da koagülasyonu kolaylaştırarak arıtma verimini arttırmaktadır. Ayrıca koagülasyon sırasında oluşan ağ yapısındaki flokların seyreltilmemiş sızıntı sularında çökerken, beraberlerinde daha fazla kirletici maddeyi çöktürmeleri de elektrokoagülasyon yönteminin arıtım veriminin bu sulara daha yüksek olmasına neden olmaktadır.

Evsel katı atık sızıntı sularının arıtımında KOİ gideriminde TOK giderimine göre daha yüksek verim sağlandığı belirlenmiştir. KOİ esas olarak organik ve inorganik maddeleri ifade eden bir parametredir. Buna karşılık TOK sadece organik maddeleri belirtmek için kullanılmaktadır. Genellikle inorganik maddeler hidrofobik yapıya sahiptirler, organik maddeler ise hidrofilik yapıdadırlar ve suya yatkinlık gösterirler. Suya yatkinlıkları koagülasyonu zorlaştırıcı bir etki oluşturmakta yani arıtma verimini düşürmektedir. Buna bağılı olarak da KOİ gideriminde daha yüksek verim elde edilirken TOK gideriminde verim daha düşük olmaktadır.

Evsel katı atık sızıntı sularının (seyreltilmemiş), elektro- ve kimyasal koagülasyon yöntemleri ile arıtları sonucunda elde edilen giderim verimleri Tablo 6.1'de verilmektedir.

Tablo 6.1: Evsel katı atık ham sızıntı sularının elektro- ve kimyasal koagülasyon yöntemleri ile arıtım sonuçları

Evsel Katı Atık Ham Sızıntı Suyu					
Giderim Verimleri (%)		Fe ⁺²		Al ⁺³	
		Elektro K.	Kimyasal K.	Elektro K.	Kimyasal K.
KOİ	Co ₁	56	6	58	34
	Co ₂	90	56	88	56
TOK	Co ₁	42	10	37	17
	Co ₂	57	49	65	46
AKM	Co ₁	38	34	21	25
	Co ₂	71	61	69	59
Sülfat	Co ₁	69		40	
	Co ₂	82		73	
Fosfat	Co ₁	65	64	47	32
	Co ₂	89	89	87	73
Renk	Co ₁	81	47	28	37
	Co ₂	99,65	68	99,72	69
Bulanıklık	Co ₁	71	54	32	56
	Co ₂	94	73	86	70

Evsel sızıntı sularının arıtılabilirliğinin araştırıldığı çalışmada, tüm parametreler için elektrokoagülasyon yönteminde, kimyasal koagülasyon yöntemine göre daha yüksek verim alındığı görülmektedir. Sonuçlar incelendiğinde sülfat gideriminden sadece elektrokoagülasyon yönteminde bahsedilebilmektedir. Bu parametre için elektrokoagülasyon yardımıyla %82 (Fe anotlar) ve %73 (Al anotlar) gibi yüksek giderim verimleri sağlanırken, kimyasal koagülasyonda koagülant dozajına bağlı olarak, sızıntı suyundaki sülfat miktarında artış olduğu belirlenmiştir. Arıtım sonunda oluşan çamur miktarları karşılaştırıldığında ise kimyasal koagülasyonda oluşan

çamur miktarının elektrokoagülasyonda oluşan çamurun yaklaşık iki katı kadar olduğu görülmüştür. Çamur miktarları, arıtım sonunda reaktörde oluşan çamurun kaba filtreden süzülerek 105⁰C’de yaklaşık 2 saat kurutulması ile hesaplanmıştır.

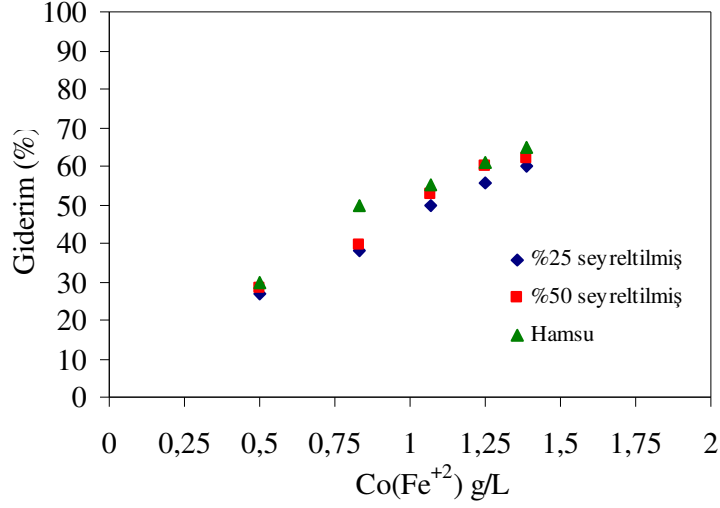
6.2. Tehlikeli Katı Atık Lotu Sızıntı Sularının Elektro- ve Kimyasal Koagülasyon Yöntemi ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi

Tehlikeli katı atık sızıntı sularının arıtılabilirliğinin incelendiği çalışmada, elektrokoagülasyon yöntemi Fe ve Al elektrotların kullanılmasıyla, kimyasal koagülasyon yöntemi ise FeSO₄.7H₂O ve Al₂(SO₄)₃.18H₂O tuzlarının kullanılmasıyla, iki basamaklı olarak gerçekleştirilmiştir. İki yöntemde de KOİ, TOK, AKM, fosfat, renk, ve bulanıklık parametreleri izlenmekle birlikte elektrokoagülasyonda kimyasal koagülasyondan farklı olarak sülfat giderimi de değerlendirilmiştir.

6.2.1. Elektrokoagülasyon yönteminde Fe plakaların kullanılması

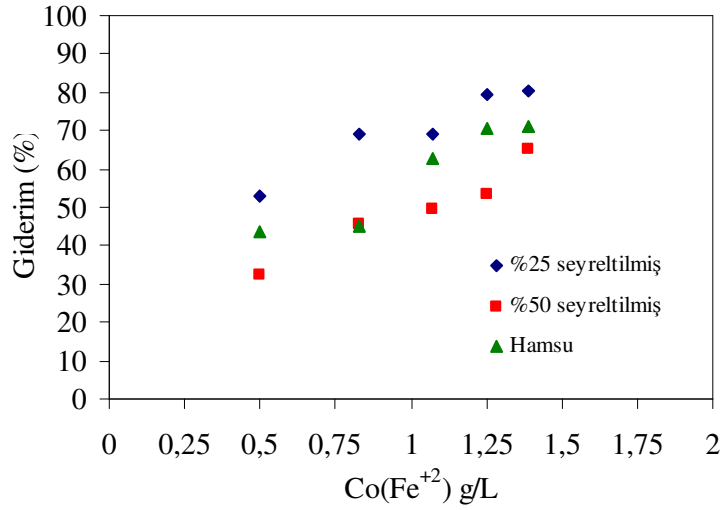
Tehlikeli katı atık sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtımı, evsel sızıntı sularının arıtımı ile aynı çalışma şartlarında gerçekleştirilmiştir. Fe plakaların kullanıldığı elektrokoagülasyon reaktöründe tehlikeli atık sızıntı suları, 15 dakika süre ile 2,81-6,88 mA/cm²’lik akım, 6-12 V’luk gerilim şartları altında ve pH 8,5-9 aralığında arıtılmıştır. Flokların çökerek sudan ayrılmaları için sızıntı suyu 20 dakika reaktörde bekletilmiştir. Arıtım işlemi için sızıntı suları reaktöre %25, %50 seyreltilmiş ve seyreltilmemiş olarak verilmiş ve farklı parametrelerin arıtım verimleri incelenmiştir.

Fe elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon çalışmasında KOİ, TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla Şekil 6.27-6.33’de verilmektedir.



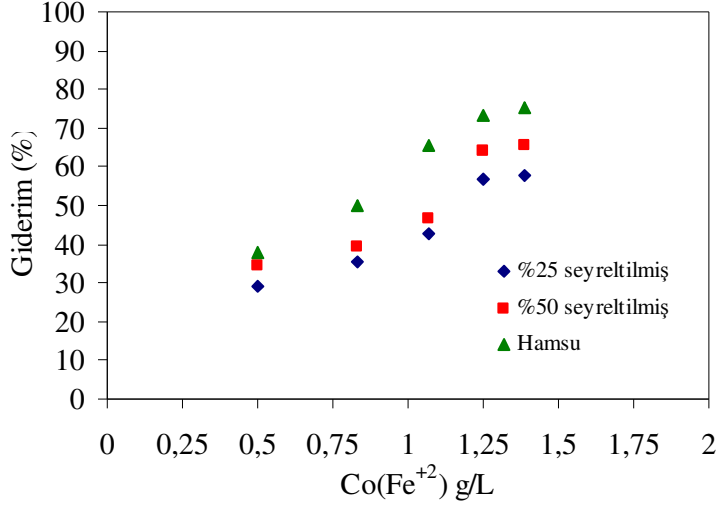
Şekil 6.27: Elektrokoagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında KOİ giderim verimleri sırasıyla %27-60, %28-62, %30-65 arasında değişmektedir (Şekil 6.27). KOİ gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



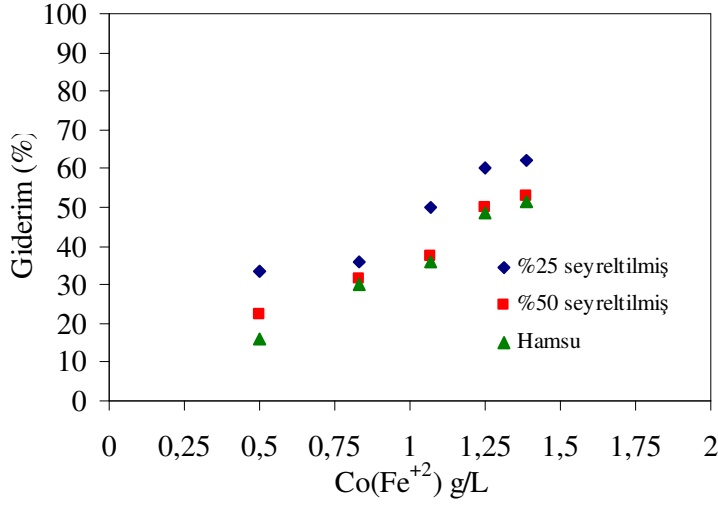
Şekil 6.28: Elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında TOK giderim verimleri sırasıyla %53-80, %32-65, %44-71 arasında değişmektedir (Şekil 6.28). TOK gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



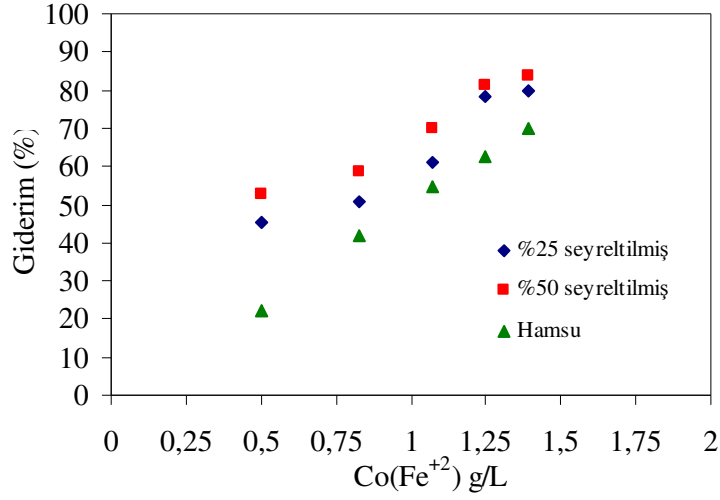
Şekil 6.29: Elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında AKM giderim verimleri sırasıyla %29-58, %34-66, %38-75 arasında değişmektedir (Şekil 6.29). AKM gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



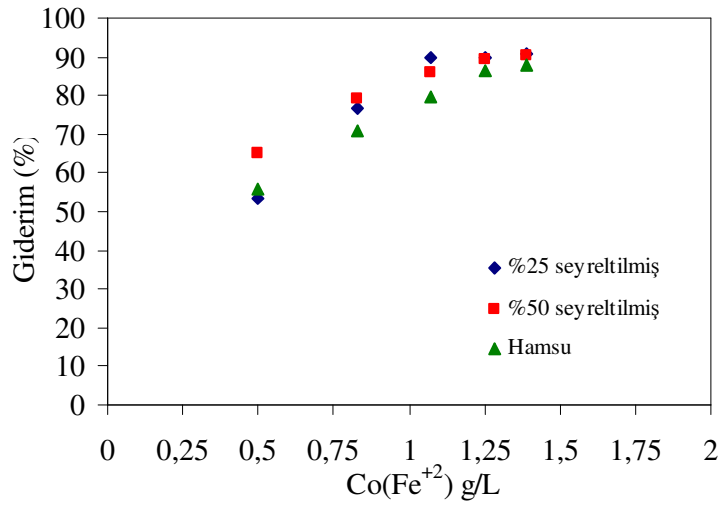
Şekil 6.30: Elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında sülfat giderim verimleri sırasıyla %33-62, %22-53, %16-52 arasında değişmektedir (Şekil 6.30). Sülfat gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



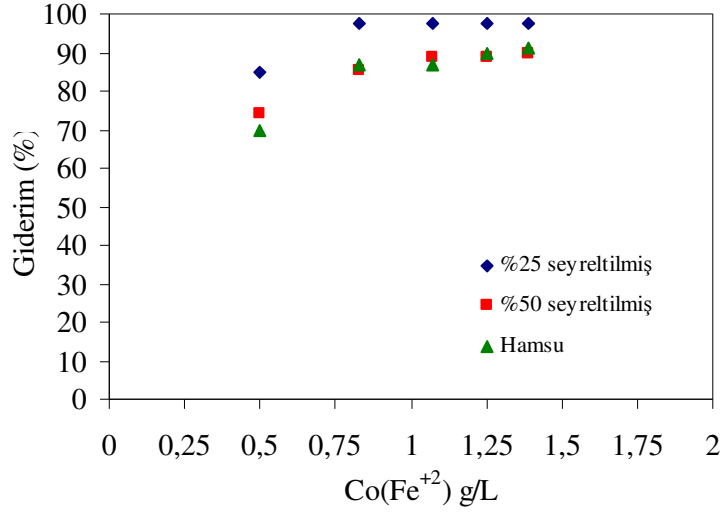
Şekil 6.31: Elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında fosfat giderim verimleri sırasıyla %45-80, %53-84, %22-70 arasında değişmektedir (Şekil 6.31). Fosfat gideriminde en yüksek verim %50 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



Şekil 6.32: Elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında renk giderim verimleri sırasıyla %53-91, %65-90, %56-88 arasında değişmektedir (Şekil 6.32). Renk gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyu arıtımında elde edilmiştir.



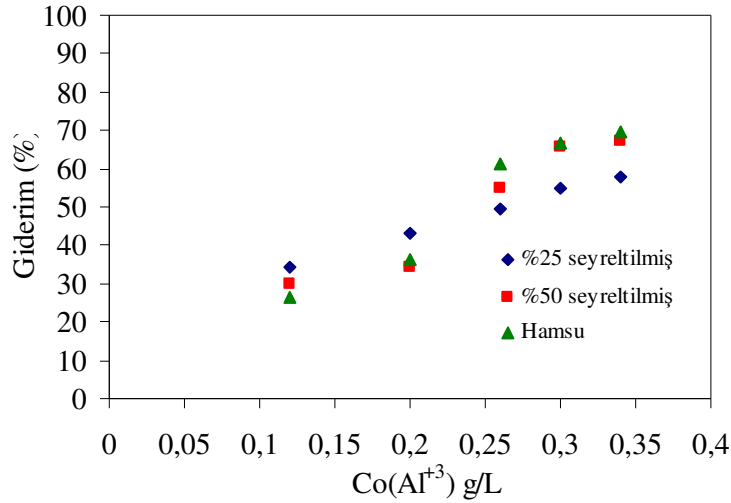
Şekil 6.33: Elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında bulanıklık giderim verimleri sırasıyla %85-98, %74-90, %70-91 arasında değişmektedir (Şekil 6.33). Bulanıklık gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.

6.2.2. Elektrokoagülasyon yönteminde Al plakaların kullanılması

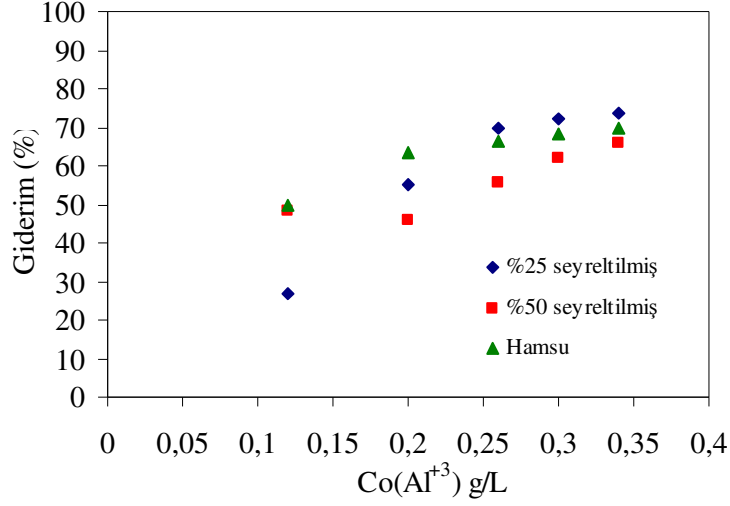
Tehlikeli katı atık sızıntı sularının, Al plakaların kullanıldığı elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtımı, evsel sızıntı sularının arıtımı ile aynı şartlar altında yani 15 dakika süre ile 2,69-6,54 mA/cm²'lik akım ve 6-12 V'luk gerilim şartları altında, pH 7,5-8 aralığında gerçekleştirilmiştir. Elektrokoagülasyonun ardından sızıntı suyu reaktörde 20 dakika çöktürülmüştür. Arıtım işlemi için sızıntı suları reaktöre %25, %50 seyreltilmiş ve seyreltilmemiş olarak verilmiş ve farklı parametrelerin arıtım verimleri incelenmiştir..

Al elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon çalışmasında KOİ, TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimleri Şekil 6.34-6.40'da verilmektedir.



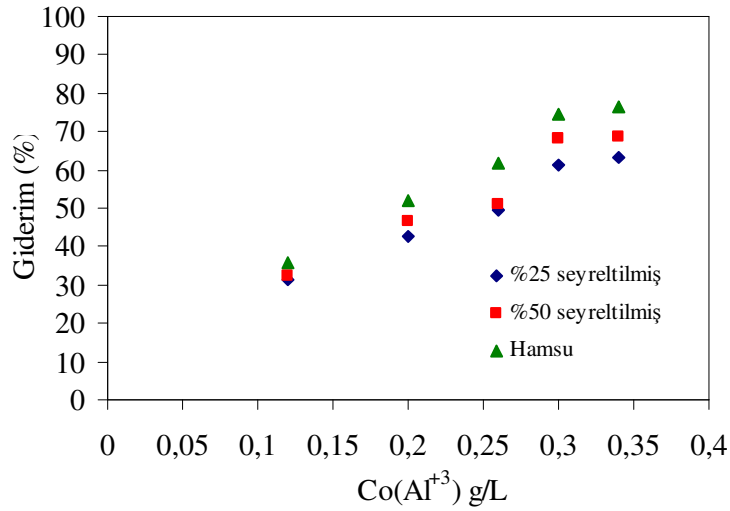
Şekil 6.34: Elektrokoagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında KOİ giderim verimleri sırasıyla %34-58, %30-67, %27-70 arasında değişmektedir (Şekil 6.34). KOİ gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



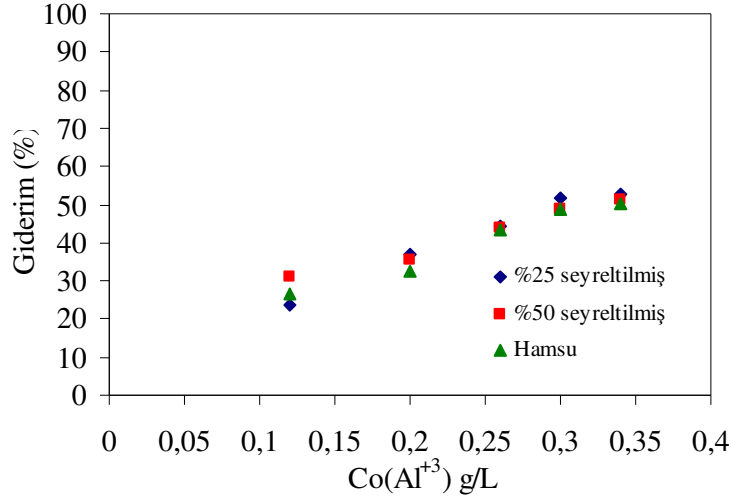
Şekil 6.35: Elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında TOK giderim verimleri sırasıyla %27-74, %48-66, %50-70 arasında değişmektedir (Şekil 6.35). TOK gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



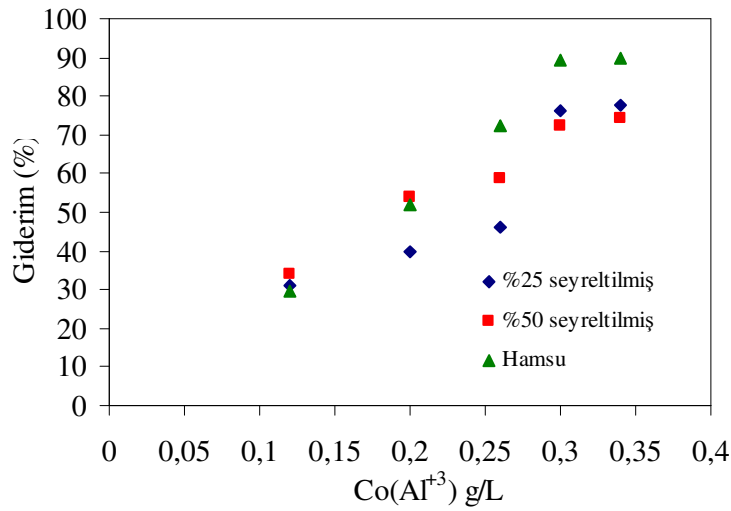
Şekil 6.36: Elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında AKM giderim verimleri sırasıyla %31-63 %32-69, %36-76 arasında değişmektedir (Şekil 6.36). AKM gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



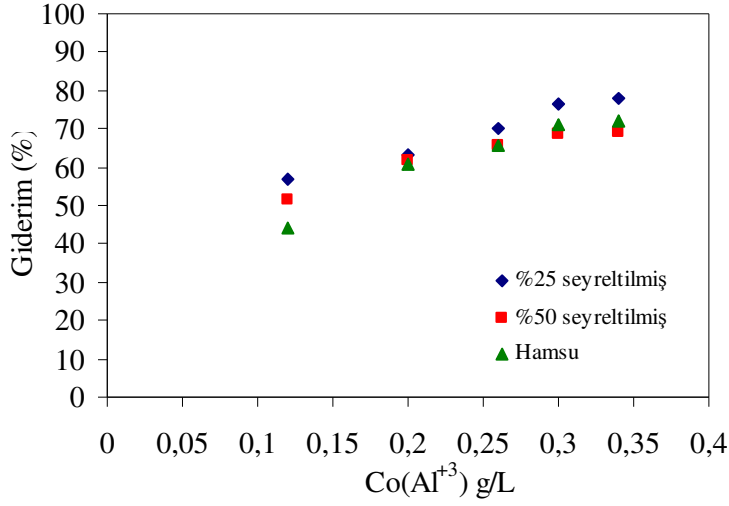
Şekil 6.37: Elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında sülfat giderim verimleri sırasıyla %24-53, %31-51, %27-50 arasında değişmektedir (Şekil 6.37). Sülfat gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



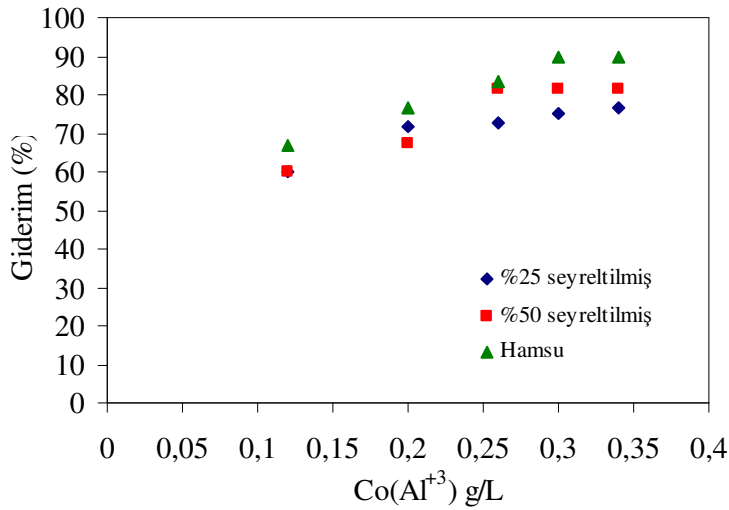
Şekil 6.38: Elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında fosfat giderim verimleri sırasıyla %31-78, %34-74, %29-90 arasında değişmektedir (Şekil 6.38). Fosfat gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



Şekil 6.39: Elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında renk giderim verimleri sırasıyla %57-78, %51-69, %44-72 arasında değişmektedir (Şekil 6.39). Renk gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyu arıtımında elde edilmiştir.



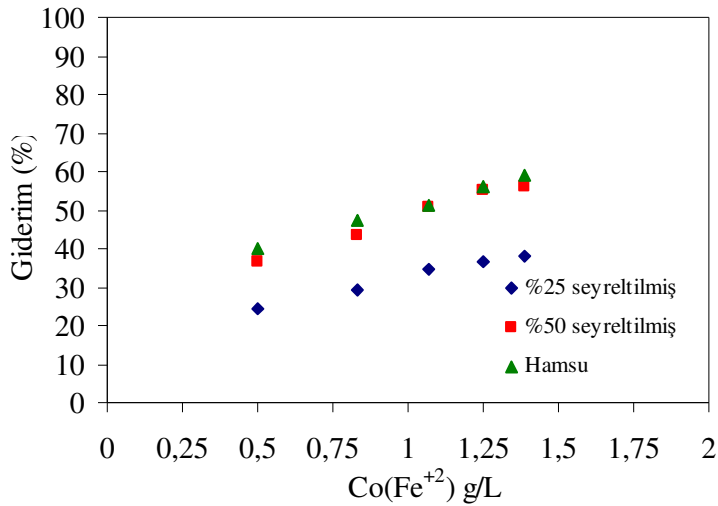
Şekil 6.40: Elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında bulanıklık giderim verimleri sırasıyla %60-77, %60-82, %67-90 arasında değişmektedir (Şekil 6.40). Bulanıklık gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyu arıtımında elde edilmiştir.

6.2.3. Kimyasal koagülasyon yönteminde $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 'nun koagülant olarak kullanılması

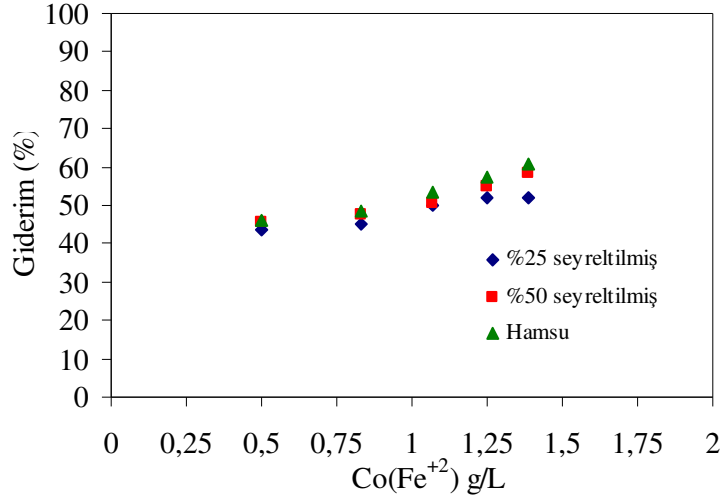
Tehlikeli katı atık sızıntı sularının, kimyasal koagülasyon yöntemi ile arıtımı, evsel sızıntı sularının arıtımdaki gibi 2,48-6,9 g/L arasında değişen $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ dozajı ve pH 8,5-9 aralığındaki arıtma şartlarında gerçekleştirilmiştir. Sızıntı sularına 30 sn hızlı karıştırma ve 30 sn yavaş karıştırma uygulanmış ardından 20 dakika çöktürülmüştür. Kimyasal koagülasyon reaktörüne sızıntı suları %25, %50 seyreltilmiş ve seyreltilmemiş olarak verilmiş ve farklı parametrelerin arıtım verimleri incelenmiştir.

$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 'ın kullanıldığı kimyasal koagülasyon çalışmasında KOİ, TOK, AKM, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla Şekil 6.41-6.46'da verilmektedir.



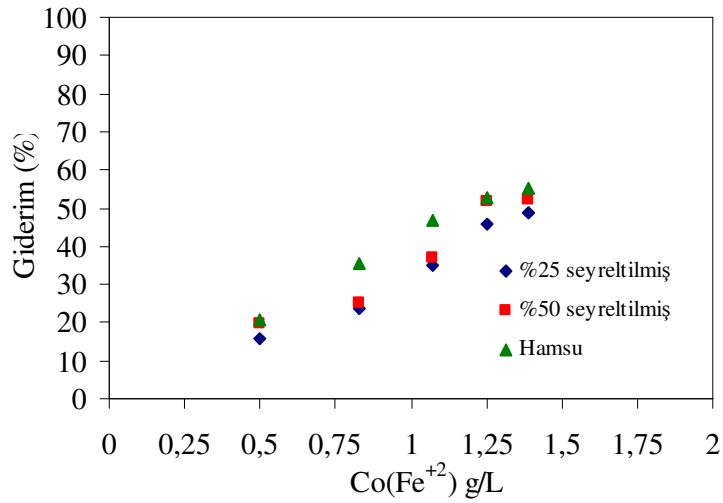
Şekil 6.41: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında KOİ giderim verimleri sırasıyla %25-38, %37-56 ve %40-59 arasında değişmektedir (Şekil 6.41). KOİ gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



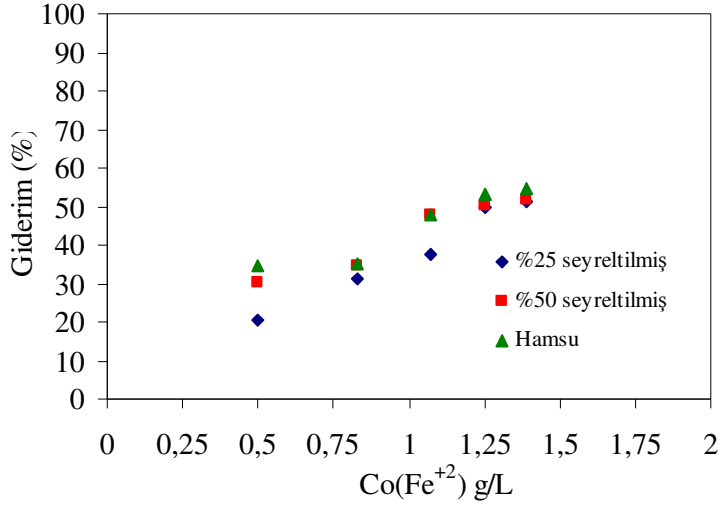
Şekil 6.42: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında TOK giderim verimleri sırasıyla %44-52, %46-58 ve %46-61 arasında değişmektedir (Şekil 6.42). TOK gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyu arıtımında elde edilmiştir.



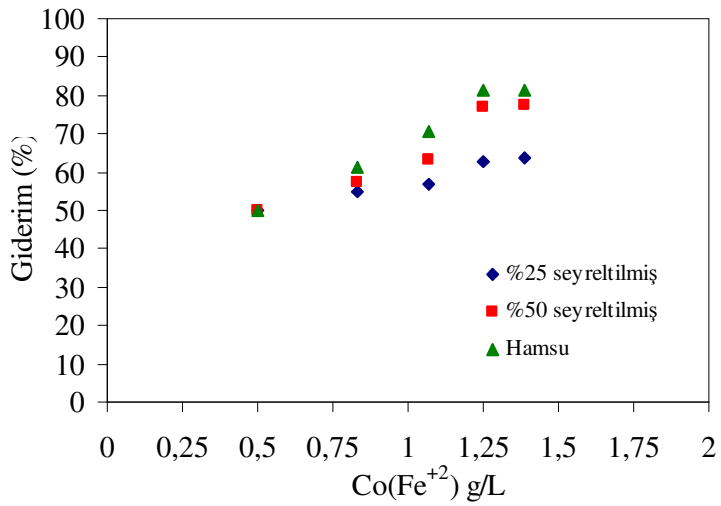
Şekil 6.43: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında AKM giderim verimleri sırasıyla %16-49, %20-52 ve %21-55 arasında değişmektedir (Şekil 6.43). AKM gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



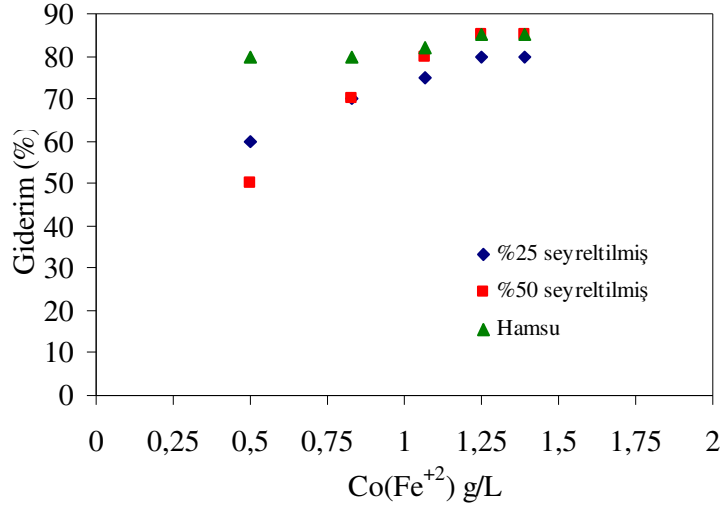
Şekil 6.44: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında fosfat giderim verimleri sırasıyla %21-51, %30-52 ve %35-55 arasında değişmektedir (Şekil 6.44). Fosfat gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyu arıtımında elde edilmiştir.



Şekil 6.45: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile renk giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında renk giderim verimleri sırasıyla %50-64, %50-77 ve %50-82 arasında değişmektedir (Şekil 6.45). Renk gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyu arıtımında elde edilmiştir.



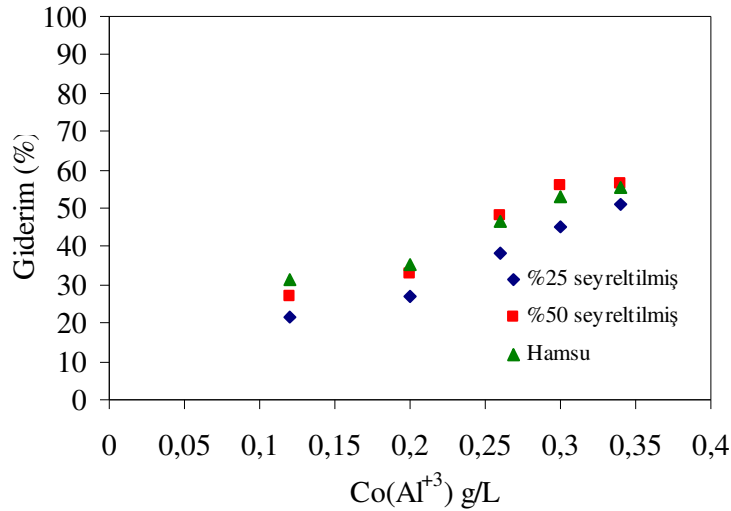
Şekil 6.46: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında bulanıklık giderim verimleri sırasıyla %60-80, %50-85 ve %80-85 arasında değişmektedir (Şekil 6.46). Bulanıklık gideriminde en yüksek verim %50 seyreltilmiş ve seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.

6.2.4. Kimyasal koagülasyon yönteminde $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ 'nun koagülant olarak kullanılması

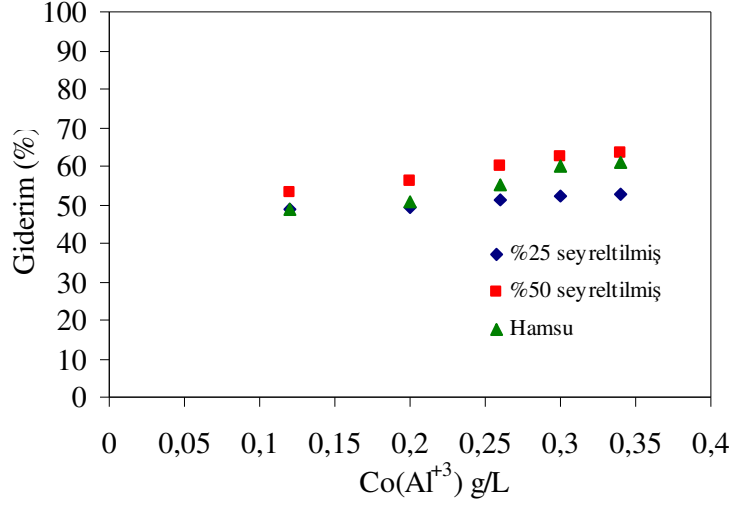
Tehlikeli katı atık sızıntı sularının, kimyasal koagülasyonu 1,48-4,19 g/L arasında değişen $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ dozajı ve pH 7,5-8 aralığındaki arıtma şartlarında gerçekleştirilmiştir. Sızıntı sularına 30 sn hızlı karıştırma ve 30 sn yavaş karıştırma uygulanmış ardından 20 dakika çöktürülmüştür. Kimyasal koagülasyon reaktörüne sızıntı suları %25, %50 seyreltilmiş ve seyreltilmemiş olarak verilmiş ve farklı parametrelerin arıtım verimleri incelenmiştir.

$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ kullanıldığı kimyasal koagülasyon çalışmasında KOİ, TOK, AKM, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimleri Şekil 6.47-6.52'de verilmektedir.



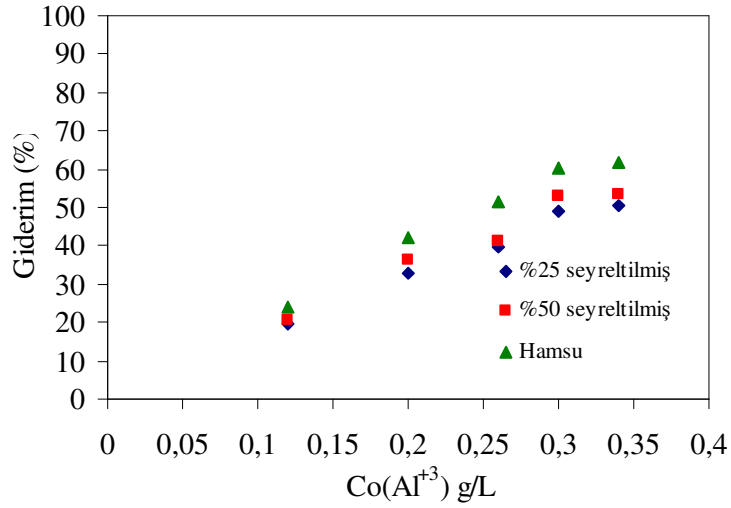
Şekil 6.47: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile KOİ giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında KOİ giderim verimleri sırasıyla %22-51, %27-56 ve %31-55 arasında değişmektedir (Şekil 6.47). KOİ gideriminde en yüksek verim %50 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



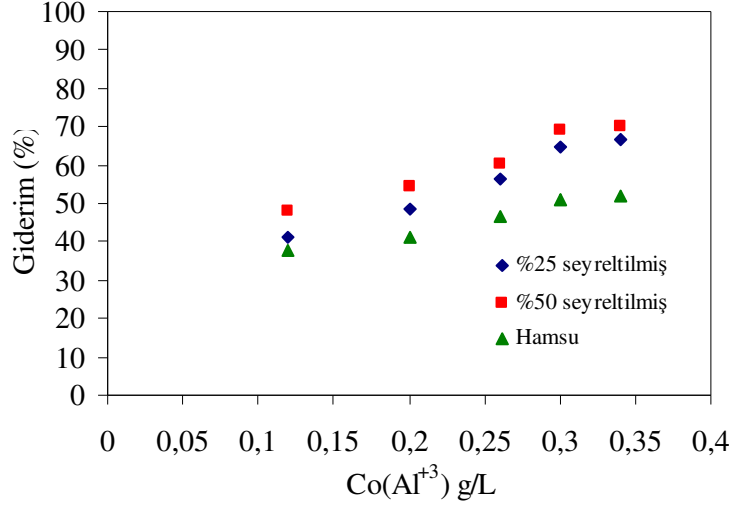
Şekil 6.48: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında TOK giderim verimleri sırasıyla %49-53, %53-63 ve %49-61 arasında değişmektedir (Şekil 6.48). TOK gideriminde en yüksek verim %50 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



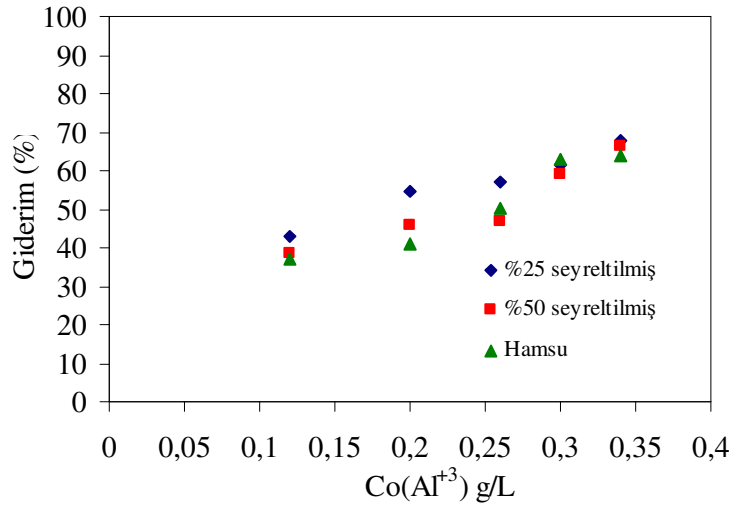
Şekil 6.49: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında AKM giderim verimleri sırasıyla %20-51, %20-53 ve %24-62 arasında değişmektedir (Şekil 6.49). AKM gideriminde en yüksek verim seyreltilmemiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



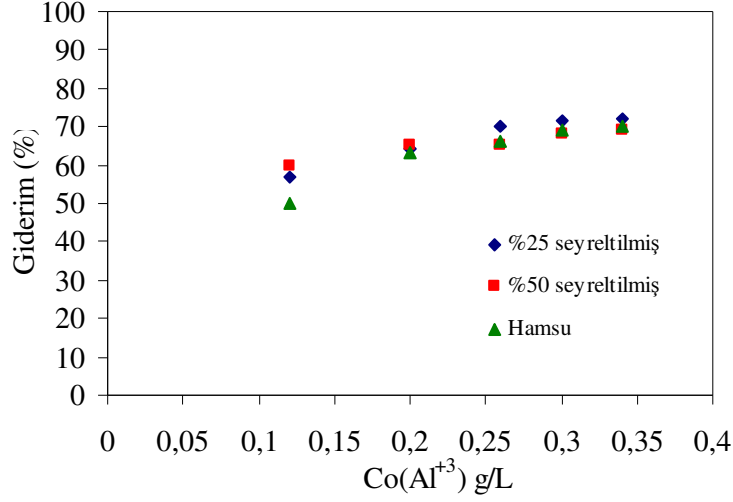
Şekil 6.50: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında fosfat giderim verimleri sırasıyla %41-67, %48-70 ve %38-52 arasında değişmektedir (Şekil 6.50). Fosfat gideriminde en yüksek verim %50 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



Şekil 6.51: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile renk giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında renk giderim verimleri sırasıyla %43-68, %39-66 ve %37-64 arasında değişmektedir (Şekil 6.51). Renk gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.



Şekil 6.52: Kimyasal koagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.

%25 ve %50 seyreltilmiş sızıntı suları ile seyreltilmemiş sızıntı sularının arıtımında bulanıklık giderim verimleri sırasıyla %57-72, %60-69 ve %50-70 arasında değişmektedir (Şekil 6.52). Bulanıklık gideriminde en yüksek verim %25 seyreltilmiş sızıntı suyunun arıtımında elde edilmiştir.

Tehlikeli katı atık sızıntı sularının arıtımlarında da verim her iki yöntem için parametre, seyrelme oranı ve koagülanta göre değişiklik göstermektedir. Ancak tehlikeli katı atık sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtımında, evsel katı atık sızıntı sularından farklı olarak çoğunlukla seyreltilmiş sızıntı sularında daha yüksek verim elde edilmiştir. Bu da tehlikeli katı atık sızıntı sularının iletkenliğinin evsel sızıntı sularından daha düşük olmasına ve bu suların özelliğinin farklı sanayilerden gelen ve birbirinden çok farklı fiziksel ve kimyasal özelliğe sahip katı atıklara bağlı olarak, yöntemlere farklı tepki göstermesine bağlanabilir.

Tehlikeli katı atık sızıntı sularının arıtımında evsel sızıntı sularının arıtımından farklı olarak TOK giderim veriminin KOİ giderim verimine yakın olduğu görülmektedir. Bu da tehlikeli atık lotunda depolanan kimyasal arıtma çamurlarına bağlı olarak sızıntı suyundaki sülfat miktarının fazla olmasından kaynaklanmaktadır. Sülfat anyonu, organik maddeleri çevreleyerek flokülasyonu geciktiren bağlı sudan, kolloidin ayrılmasına yardımcı olmaktadır.

Tehlikeli katı atık sızıntı sularının (seyreltilmemiş), elektro-ve kimyasal koagülasyon yöntemleri ile arıtmaları sonucunda elde edilen giderim verimleri Tablo 6.2’de verilmektedir.

Tablo 6.2: Tehlikeli katı atık ham sızıntı sularının elektro- ve kimyasal koagülasyon yöntemleri ile arıtım sonuçları

Tehlikeli Katı Atık Ham Sızıntı Suyu					
Giderim Verimleri (%)		Fe ⁺²		Al ⁺³	
		Elektro K.	Kimyasal K.	Elektro K.	Kimyasal K.
KOİ	Co ₁	30	40	27	31
	Co ₂	65	59	70	55
TOK	Co ₁	44	46	50	49
	Co ₂	71	61	70	61
AKM	Co ₁	38	21	36	24
	Co ₂	75	55	76	62
Sülfat	Co ₁	16		27	
	Co ₂	52		50	
Fosfat	Co ₁	22	35	29	38
	Co ₂	70	55	90	52
Renk	Co ₁	56	50	44	37
	Co ₂	88	82	72	64
Bulanıklık	Co ₁	70	80	67	50
	Co ₂	91	85	90	70

Tehlikeli sızıntı sularıyla yapılan arıtım çalışmasında, tüm parametreler için elektrokoagülasyon yönteminde kimyasal koagülasyona göre çok daha yüksek verim elde edilmiştir. Ayrıca tehlikeli sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtımında %52 (Fe anotlar) ve %50 (Al anotlar) gibi oranlarda sülfat giderimi

sağlanırken, kimyasal koagülasyonda koagülant dozajına bağlı olarak sülfat miktarında artış belirlenmiştir. Tehlikeli sızıntı sularının arıtımında da iki yöntem oluşan arıtma çamuru miktarına göre değerlendirilirse, kimyasal koagülasyonda kullanılan koagülant miktarına bağlı olarak elektrokoagülasyona göre daha fazla çamur oluştuğu görülmektedir.

6.3. Eysel Katı Atık Lotu Sızıntı Sularının Deniz Suyu Katkılı

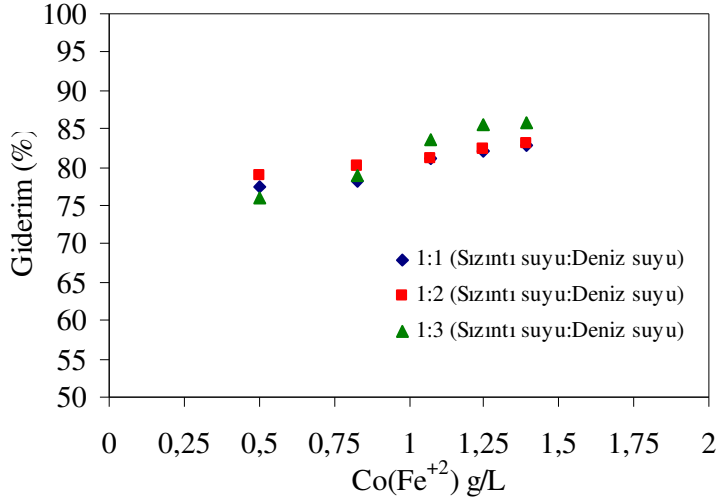
Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi

Çalışmanın bu aşamasında, elektrokoagülasyon yöntemi üzerinde, deniz suyunun etkisi araştırılmıştır. Bu amaçla farklı oranlarda deniz suyu, evsel sızıntı suyu ile karıştırılarak, sistemin arıtma verimi değerlendirilmiştir. Tüklenen elektrot olarak Fe ve Al anotların kullanıldığı çalışma, iki basamaklı gerçekleştirilmiştir. İlk olarak evsel katı atık sızıntı sularının arıtımının incelendiği çalışmada TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk ve bulanıklık parametreleri izlenmiştir.

6.3.1. Deniz suyu katkı elektrokoagülasyon yönteminde Fe plakaların kullanılması

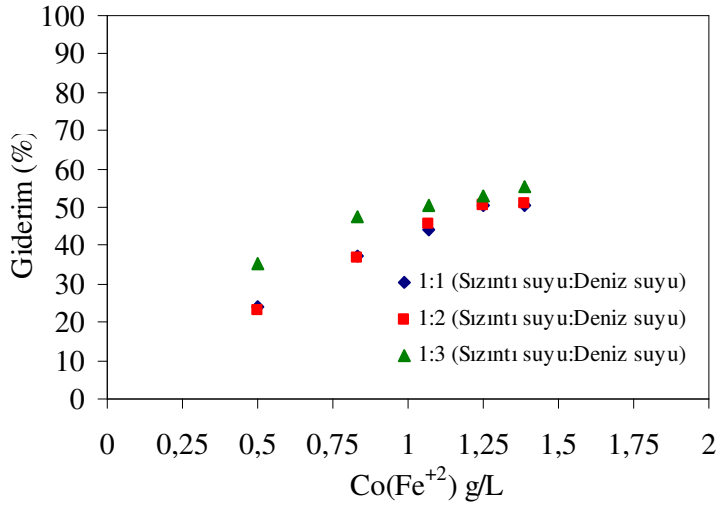
Eysel katı atık sızıntı suları, Fe elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon reaktöründe farklı oranlarda deniz suyu ile karıştırılmıştır. Arıtım işlemi 15 dakika süre ile 2,81-6,88 mA/cm²'lik akım ve 6-12 V'luk gerilim şartları altında, pH 8,5-9 aralığında gerçekleştirilmiştir. Arıtımın ardından sızıntı suları çöktürme için 20 dakika reaktörde bekletilmiştir. Çalışmada sızıntı suyu 1:1, 1:2, 1:3 oranlarında deniz suyu ile karıştırılarak reaktöre verilmiş ve farklı parametrelerin arıtım verimleri incelenmiştir.

Fe elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon çalışmasında TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimleri Şekil 6.53-6.58'de verilmektedir.



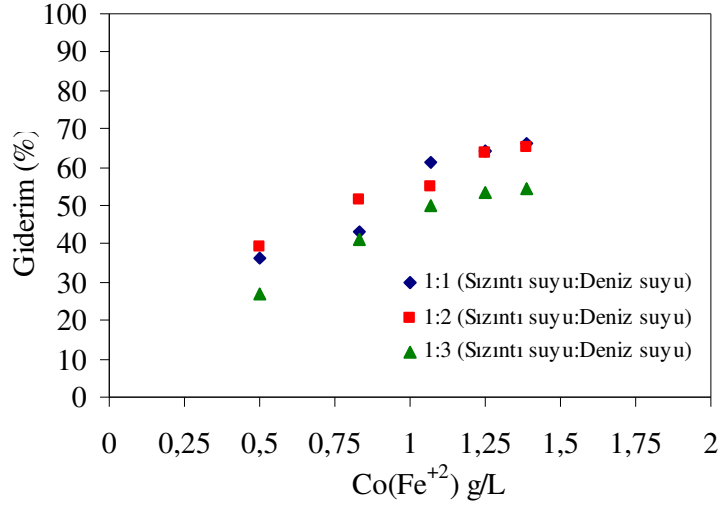
Şekil 6.53: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, TOK giderim verimleri sırasıyla, %78-83, %79-83 ve %76-86 arasında değişmektedir (Şekil 6.53). TOK gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



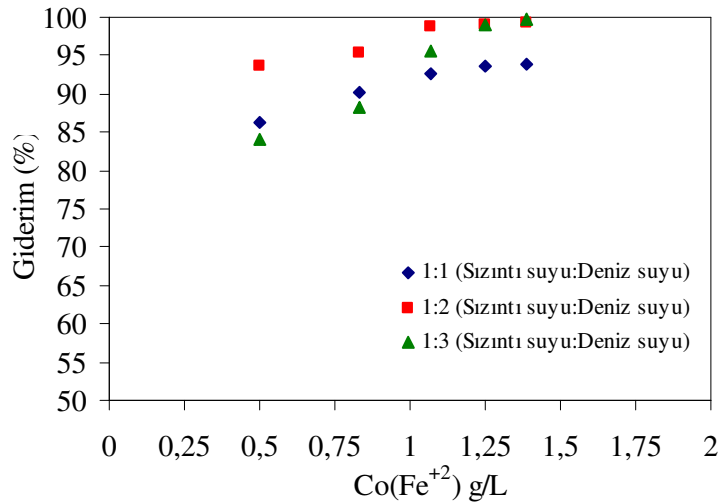
Şekil 6.54: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, AKM giderim verimleri sırasıyla, %24-51, %23-51 ve %35-55 arasında değişmektedir (Şekil 6.54). AKM gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



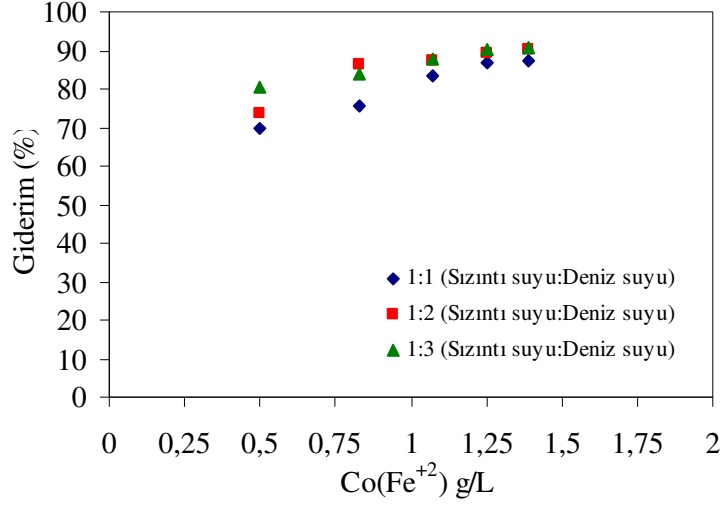
Şekil 6.55: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, sülfat giderim verimleri sırasıyla, %36-66, %39-65 ve %27-54 arasında değişmektedir (Şekil 6.55). Sülfat gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:1 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



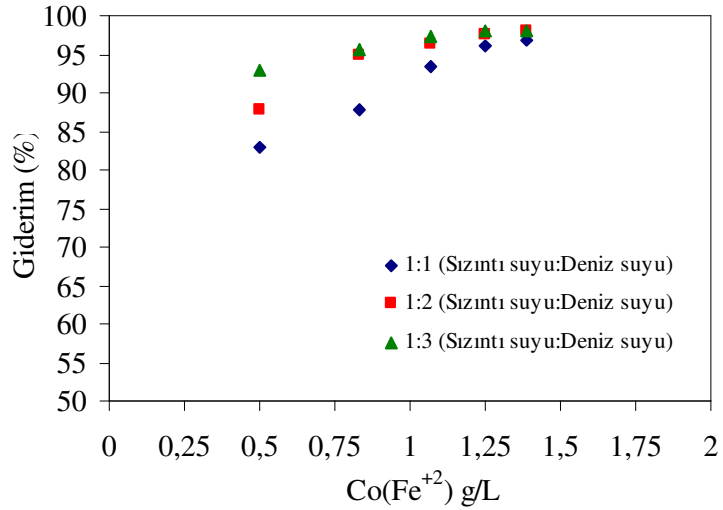
Şekil 6.56: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, fosfat giderim verimleri sırasıyla, %86-94, %94-99,23 ve %84-99,67 arasında değişmektedir (Şekil 6.56). Fosfat gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



Şekil 6.57: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, renk giderim verimleri sırasıyla, %70-87, %74-90 ve %80-91 arasında değişmektedir (Şekil 6.57). Renk gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



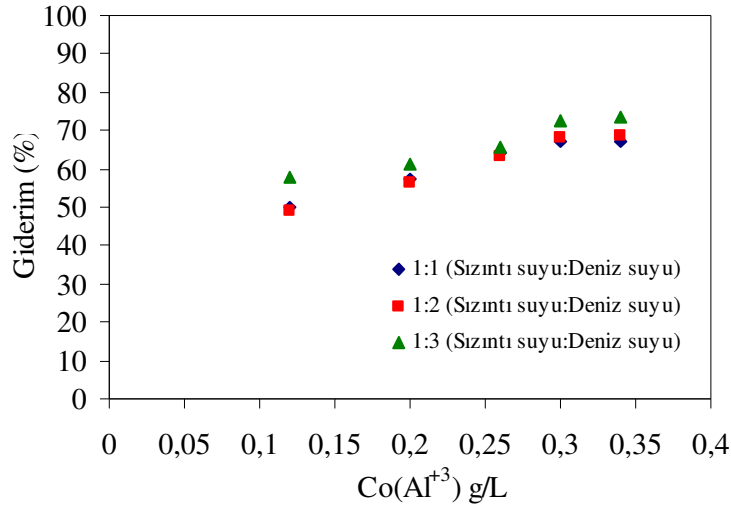
Şekil 6.58: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, bulanıklık giderim verimleri sırasıyla, %83-97, %88-98 ve %93-98 arasında değişmektedir (Şekil 6.58). Bulanıklık gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu deniz suyu oranının 1:2 ve 1:3 olduğu çalışmalarda sağlanmıştır.

6.3.2. Deniz suyu katkıli elektrokoagülasyon yönteminde Al plakaların kullanılması

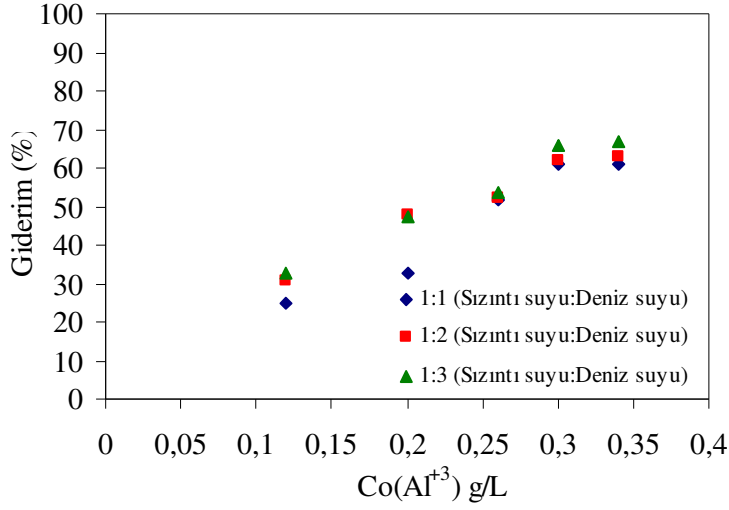
Evsel katı atık sızıntı suları, Al elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon reaktöründe farklı oranlarda deniz suyu ile karıştırılmıştır. Arıtım işlemi 15 dakika süre ile $2,69-6,54 \text{ mA/cm}^2$ 'lik akım ve $6-12 \text{ V}$ 'luk, gerilim şartları altında, pH 7,5-8 aralığında gerçekleştirilmiştir. Sızıntı suları reaktörde 20 dakika çöktürülmüştür. Çalışmada sızıntı suyu 1:1, 1:2, 1:3 oranlarında deniz suyu ile karıştırılarak reaktöre verilmiş ve farklı parametrelerin arıtım verimleri incelenmiştir.

Al elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon çalışmasında TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimleri Şekil 6.59-6.64'de verilmektedir.



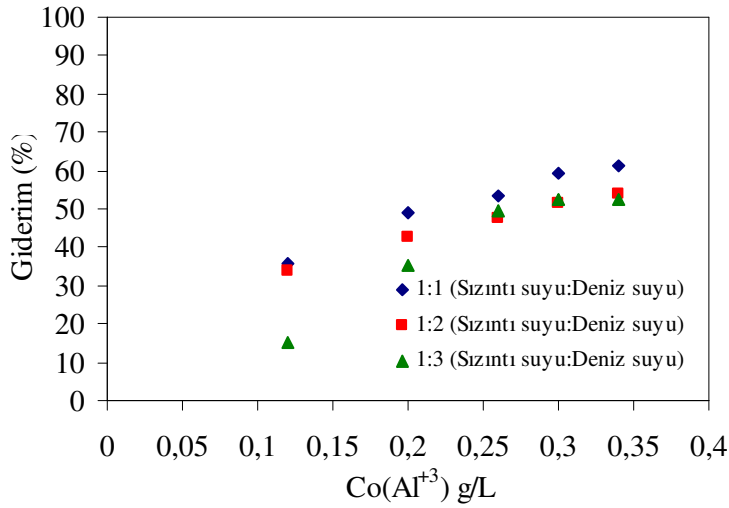
Şekil 6.59: Deniz suyu katkıli elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, TOK giderim verimleri sırasıyla, %50-67, %49-69 ve %58-74 arasında değişmektedir (Şekil 6.59). TOK gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



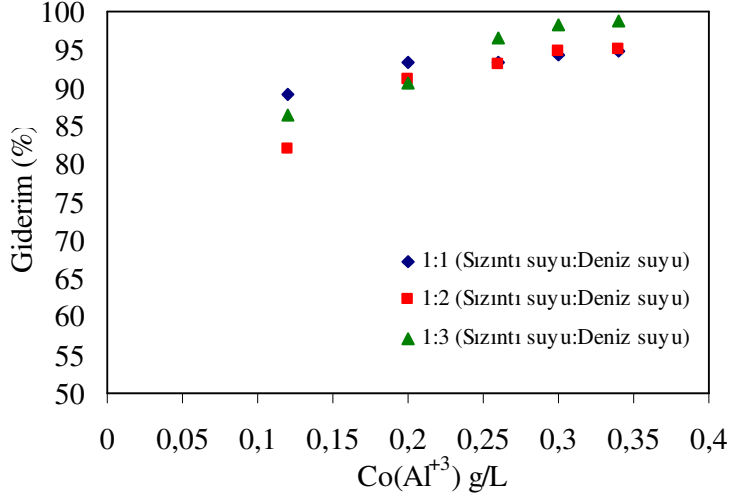
Şekil 6.60: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, AKM giderim verimleri sırasıyla, %25-61, %31-63 ve %33-67 arasında değişmektedir (Şekil 6.60). AKM gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



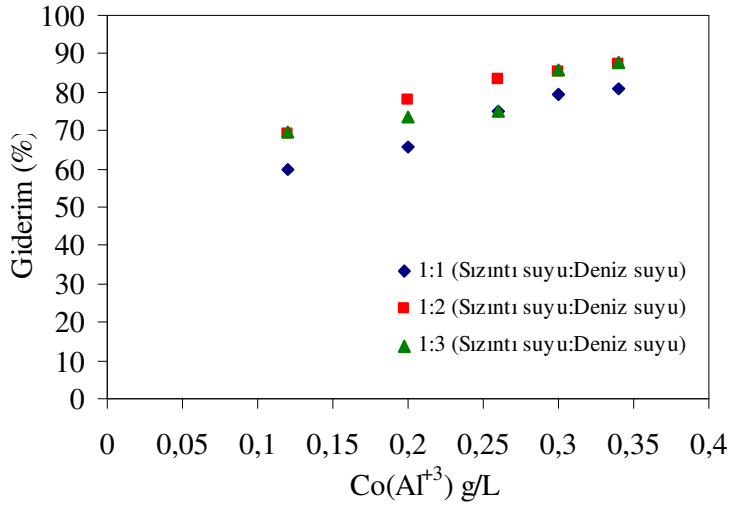
Şekil 6.61: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, sülfat giderim verimleri sırasıyla, %36-61, %34-54 ve %15-53 arasında değişmektedir (Şekil 6.61). Sülfat gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:1 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



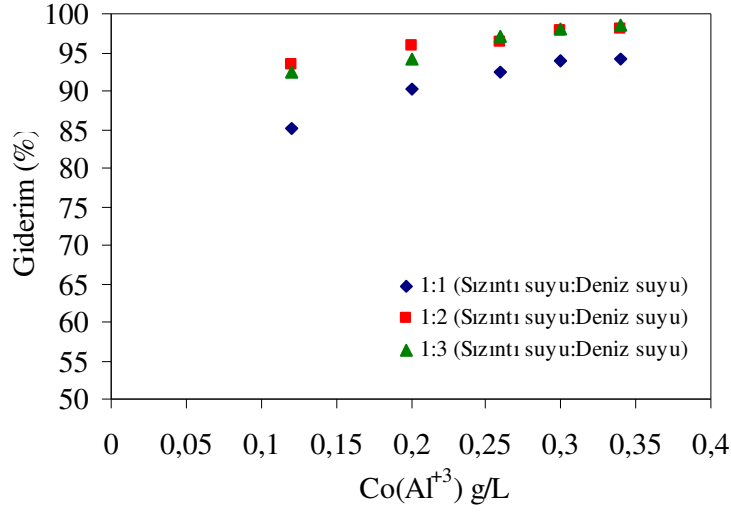
Şekil 6.62: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, fosfat giderim verimleri sırasıyla, %89-95, %82-95 ve %87-99 arasında değişmektedir (Şekil 6.62). Fosfat gideriminde en yüksek verimi, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



Şekil 6.63: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, renk giderim verimleri sırasıyla, %60-81, %69-87 ve %69-88 arasında değişmektedir (Şekil 6.63). Renk gideriminde en yüksek verimi, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



Şekil 6.64: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, bulanıklık giderim verimleri sırasıyla, %85-94, %93-98 ve %93-99 arasında değişmektedir (Şekil 6.64). Bulanıklık gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.

Farklı oranlarda deniz suyunun kullanıldığı elektrokoagülasyon çalışmasında, evsel sızıntı sularına ait arıtım verimleri Tablo 6.3’de verilmektedir.

Tablo 6.3: Evsel katı atık ham sızıntı sularının deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtım sonuçları

		Evsel Katı Atık Ham Sızıntı Suyu-Deniz Suyu						
Giderim Verimleri (%)		Fe ⁺²	1-Co=0,5 (g/L) 2-Co=1,39 (g/L)			Al ⁺³	1-Co=0,12 (g/L) 2-Co=0,34 (g/L)	
		1:1	1:2	1:3	1:1	1:2	1:3	
TOK	Co ₁	78	79	76	50	49	58	
	Co ₂	83	83	86	67	69	74	
AKM	Co ₁	24	23	35	25	31	33	
	Co ₂	51	51	55	61	63	67	
Sülfat	Co ₁	36	39	27	36	34	15	
	Co ₂	66	65	54	61	54	53	
Fosfat	Co ₁	86	94	84	89	82	87	
	Co ₂	94	99,23	99,67	95	95	99	
Renk	Co ₁	70	74	80	60	69	69	
	Co ₂	87	90	91	81	87	88	
Bulanıklık	Co ₁	83	88	93	85	93	93	
	Co ₂	97	98	98	94	98	99	

Evsel sızıntı sularının 1:1, 1:2 ve 1:3 oranında deniz suyu ile karıştırıldığı elektrokoagülasyon çalışmasında elde edilen giderim verimleri incelendiğinde, değerlerin birbirine çok yakın olduğu görülmektedir. TOK, AKM, fosfat, renk ve bulanıklık parametreleri için sisteme eklenen deniz suyu miktarı arttıkça giderim veriminde de artış olduğu gözlenmiştir. Ancak sülfat için deniz suyu miktarı arttıkça giderim veriminin azaldığı yani en yüksek arıtım veriminin diğer parametrelerin aksine sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:1 olduğu çalışmada elde edildiği belirlenmiştir.

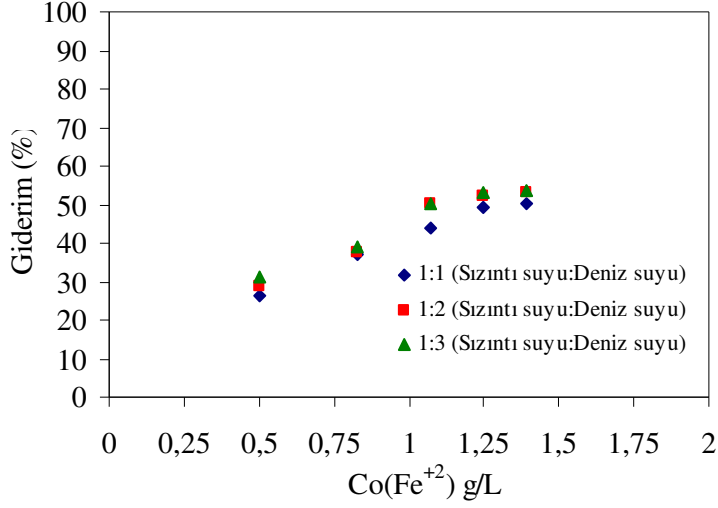
6.4. Tehlikeli Katı Atık Lotu Sızıntı Sularının Deniz Suyu Katkılı Elektrokoagülasyon Yöntemi ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi

Tehlikeli katı atık sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtımına deniz suyunun etkisinin araştırıldığı çalışma, Fe ve Al elektrotların kullanıldığı önceki çalışmalar ile aynı arıtım şartları altında, aynı parametreler izlenerek gerçekleştirilmiştir.

6.4.1. Deniz suyu katkılı elektro-koagülasyon yönteminde Fe plakaların kullanılması

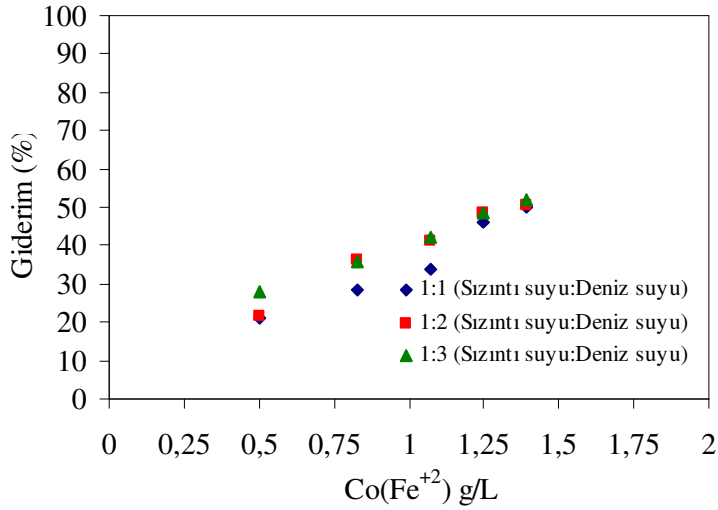
Tehlikeli katı atık sızıntı suları, Fe elektrotlu elektrokoagülasyon reaktöründe, 15 dakika süre ile 2,81-6,88 mA/cm²'lik akım ve 6-12 V'luk gerilim şartları altında pH8,5-9 aralığında arıtılmıştır. Elektrokogülasyon işleminin ardında sızıntı suları reaktörde 20 dakika çöktürülmüştür. Çalışmada sızıntı suyu 1:1, 1:2, 1:3 oranlarında deniz suyu ile karıştırılarak reaktöre verilmiş ve farklı parametrelerin arıtım verimleri incelenmiştir.

Fe elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon çalışmasında TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimleri Şekil 6.65-6.70'de verilmektedir.



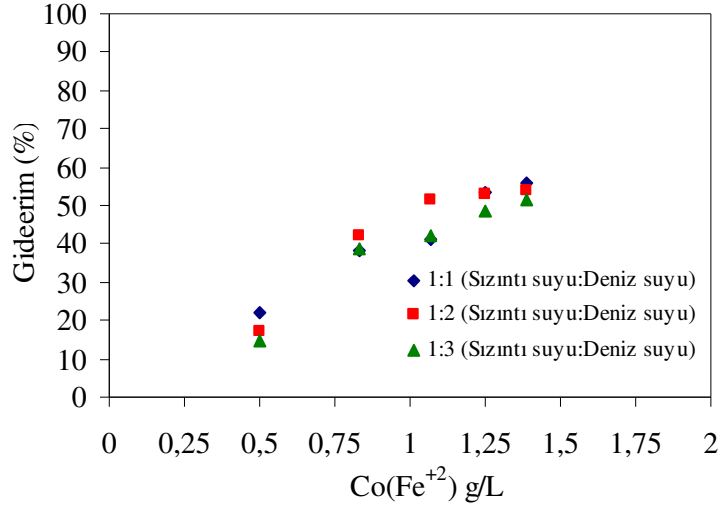
Şekil 6.65: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, TOK giderim verimleri sırasıyla, %26-50, %29-53 ve %31-54 arasında değişmektedir (Şekil 6.65). TOK gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



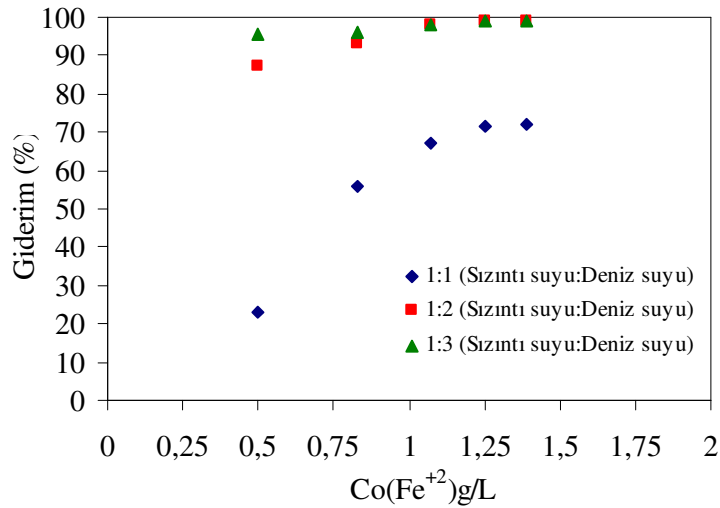
Şekil 6.66: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, AKM giderim verimleri sırasıyla, %21-50, %21-51 ve %28-52 arasında değişmektedir (Şekil 6.66). AKM gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



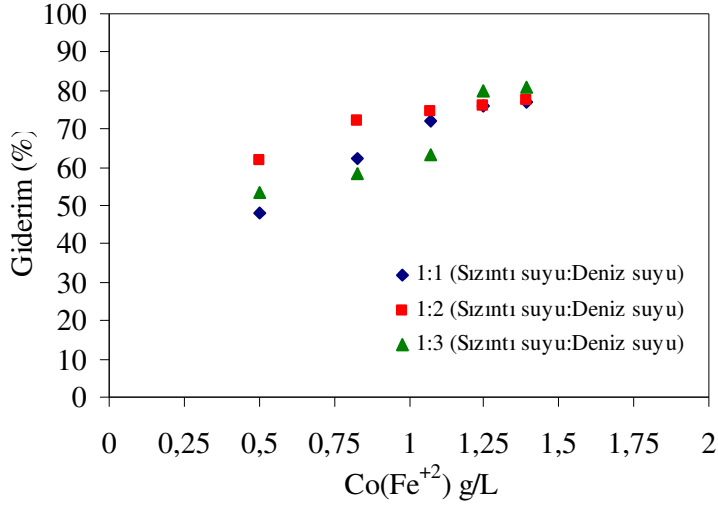
Şekil 6.67: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, sülfat giderim verimleri sırasıyla, %22-56, %17-54 ve %15-52 arasında değişmektedir (Şekil 6.67). Sülfat gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:1 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



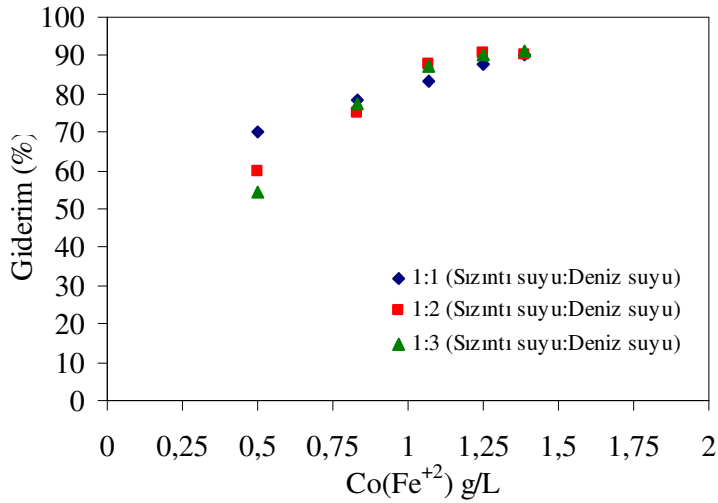
Şekil 6.68: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, fosfat giderim verimleri sırasıyla, %23-72, %87-99 ve %96-99 arasında değişmektedir (Şekil 6.68). Fosfat gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:2 ve 1:3 olduğu çalışmalarda sağlanmıştır.



Şekil 6.69: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, renk giderim verimleri sırasıyla, %48-77, %62-78 ve %53-81 arasında değişmektedir (Şekil 6.69). Renk gideriminde en yüksek verimi, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



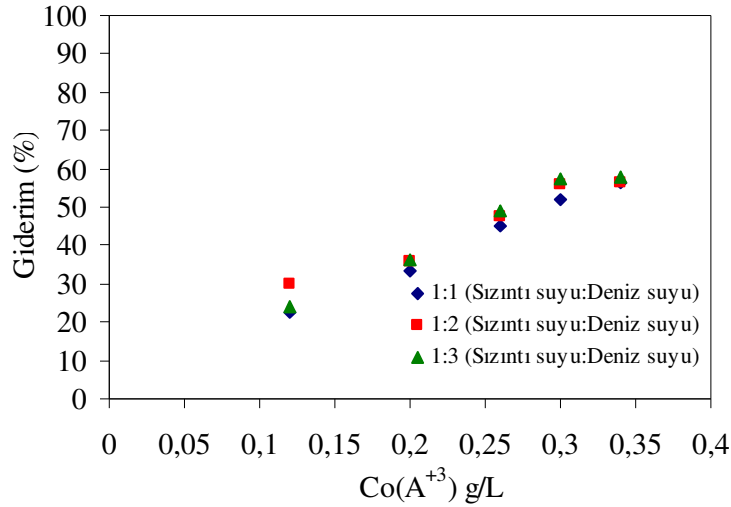
Şekil 6.70: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, bulanıklık giderim verimleri sırasıyla, %70-90, %60-90 ve %55-91 arasında değişmektedir (Şekil 6.70). Bulanıklık gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.

6.4.2. Deniz suyu katkıli elektrokoagülasyon yönteminde Al plakaların kullanılması

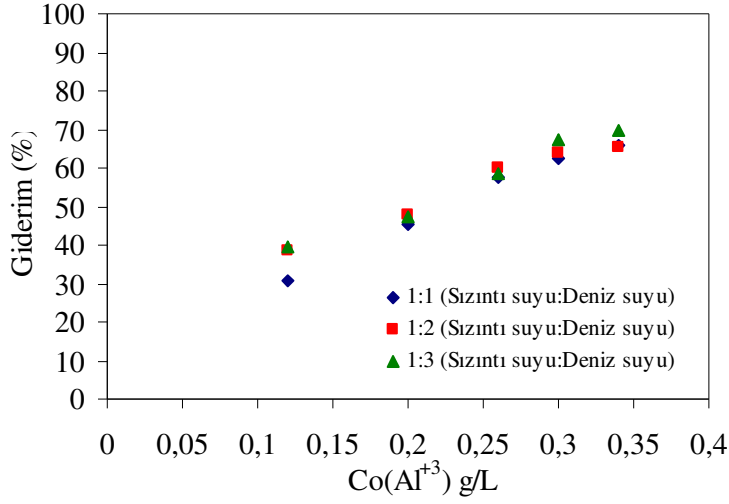
Tehlikeli katı atık sızıntı suları, Al elektrotlu elektrokoagülasyon reaktöründe 15 dakika süre ile 2,69-6,54 mA/cm²'lik akım ve 6-12 V'luk, gerilim şartları altında, pH 7,5-8 aralığında arıtılmıştır. Sızıntı suları reaktörde 20 dakika çöktürülmüştür. Çalışmada sızıntı suyu 1:1, 1:2, 1:3 oranlarında deniz suyu ile karıştırılarak reaktöre verilmiş ve farklı parametrelerin arıtım verimleri incelenmiştir.

Al elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon çalışmasında TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimleri Şekil 6.71-6.76'da verilmektedir.



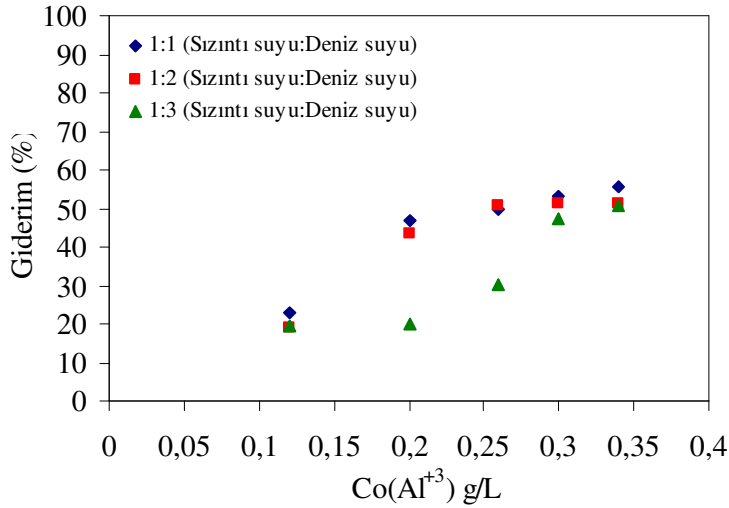
Şekil 6.71: Deniz suyu katkıli elektrokoagülasyon yöntemi ile TOK giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, TOK giderim verimleri sırasıyla, %22-57, %30-56 ve %24-58 arasında değişmektedir (Şekil 6.71). TOK gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



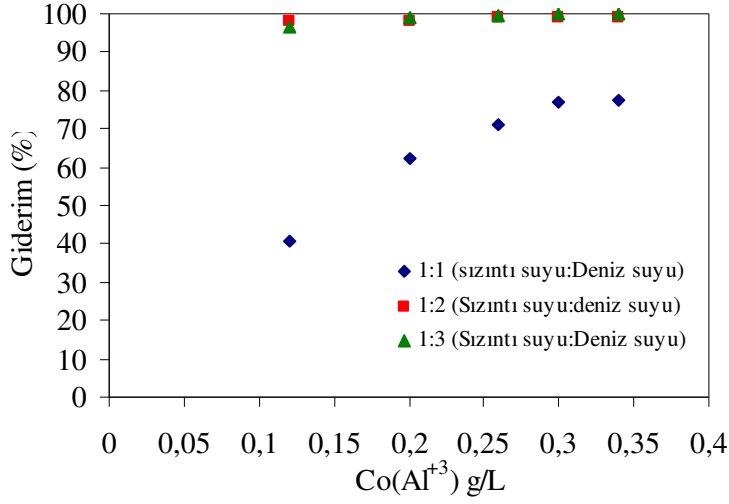
Şekil 6.72: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile AKM giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, AKM giderim verimleri sırasıyla, %31-66, %38-66 ve %39-70 arasında değişmektedir (Şekil 6.72). AKM gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



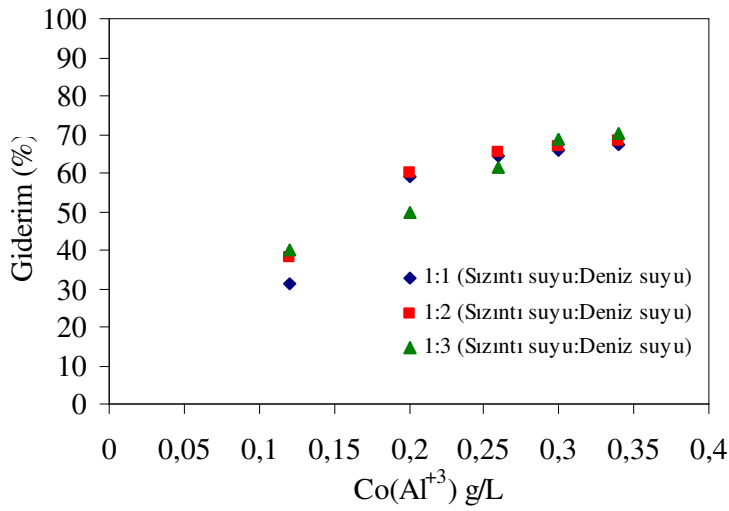
Şekil 6.73: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile sülfat giderim.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, sülfat giderim verimleri sırasıyla, %23-55, %19-51 ve %19-51 arasında değişmektedir (Şekil 6.73). Sülfat gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:1 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



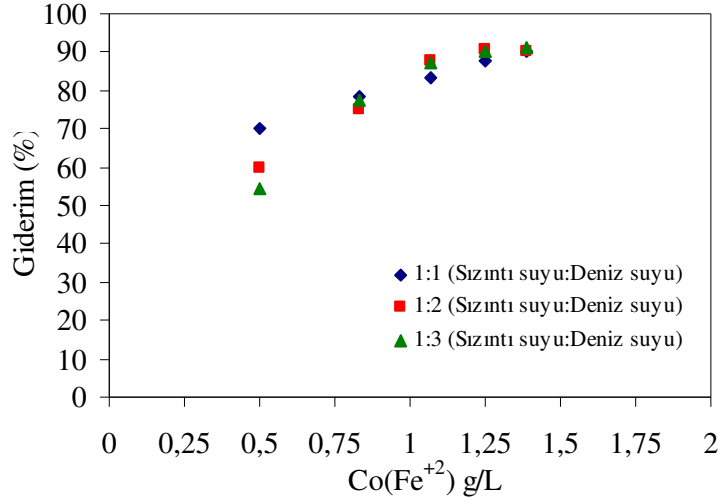
Şekil 6.74: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile fosfat giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, fosfat verimleri sırasıyla, %41-78, %98-99 ve %97-99,89 arasında değişmektedir (Şekil 6.74). Fosfat gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



Şekil 6.75: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, renk giderim verimleri sırasıyla, %31-67, %38-68 ve %40-70 arasında değişmektedir (Şekil 6.75). Renk gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.



Şekil 6.76: Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon yöntemi ile bulanıklık giderimi.

Sızıntı suyunun deniz suyuna oranı; 1:1, 1:2, 1:3 olduğunda, bulanıklık giderim verimleri sırasıyla, %60-80, %70-80 ve %67-84 arasında değişmektedir (Şekil 6.76). Bulanıklık gideriminde en yüksek verim, sızıntı suyu:deniz suyu oranının 1:3 olduğu çalışmada sağlanmıştır.

Farklı oranlarda deniz suyunun kullanıldığı elektrokoagülasyon çalışmasında, tehlikeli sızıntı sularına ait artım verimleri Tablo 6.4'de verilmektedir.

Tablo 6.4: Tehlikeli katı atık ham sızıntı sularının deniz suyu katkıli elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtım sonuçları

Tehlikeli Katı Atık Ham Sızıntı Suyu-Deniz Suyu								
Giderim Verimleri (%)		Fe ⁺²	Co ₁ =0,5 (g/L) Co ₂ =1,39 (g/L)			Al ⁺³	Co ₁ =0,12 (g/L) Co ₂ =0,34 (g/L)	
			1:1	1:2	1:3		1:1	1:2
TOK	Co ₁	26	29	31	22	30	24	
	Co ₂	50	53	54	57	56	58	
AKM	Co ₁	21	21	28	31	38	39	
	Co ₂	50	51	52	66	66	70	
Sülfat	Co ₁	22	17	15	23	19	19	
	Co ₂	56	54	52	55	51	51	
Fosfat	Co ₁	23	87	96	41	98	97	
	Co ₂	72	99	99	78	99	99,89	
Renk	Co ₁	48	62	53	31	38	40	
	Co ₂	77	78	81	67	68	70	
Bulanıklık	Co ₁	70	60	55	60	70	67	
	Co ₂	90	90	91	80	80	84	

Tehlikeli sızıntı sularının, 1:1, 1:2 ve 1:3 oranında deniz suyu ile karıştırıldığı çalışmada TOK, AKM, fosfat, renk ve bulanıklık parametreleri için, sisteme eklenen deniz suyu miktarı arttıkça, giderim verimlerinin de az da olsa arttığı gözlenmiştir. Ancak sülfat gideriminde deniz suyu miktarının, arıtma verimi üzerinde olumsuz etkisi olduğu belirlenmiştir.

BÖLÜM 7. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Katı atık sorununun çözümünde, en çok tercih edilen bertaraf yöntemi depolamadır. Bu yöntemin en önemli çevresel sorumluluğu, zemin sızdırmazlığının sağlanması ve oluşan sızıntı sularının saha içinde toplanarak, güvenli bir şekilde arıtılmasıdır. Sızıntı suları genel olarak depolanan atığın özelliğinden, depolama tesisinin işletimine kadar tesislere göre farklılık gösterebilecek, çeşitli faktörlerden, yoğun şekilde etkilenmektedir. Bunun sonucunda da sızıntı suyu karakteri, her depo sahası için değişiklik göstermektedir. Ancak sızıntı suyunun yapısı, aynı tesis için de atık stabilizasyonuna bağlı olarak zamanla değişmektedir. Bu nedenle sızıntı suyunun yapısının belirlenmesi ve zamanla meydana gelebilecek değişikliklerin önceden tahmin edilmesi, seçilecek arıtma yönteminin saha sızıntı suyu ürettiği sürece verimli bir şekilde kullanılması açısından çok önemlidir.

Bu çalışmada ülkemizin en önemli düzenli depolama tesislerinden birisi olan “İzmit Eysel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi” sızıntı suyu özellikleri, evsel ve tehlikeli atıklar için ayrı ayrı belirlenmeye çalışılmıştır. Ayrıca tesise ait sızıntı sularının, elektro- ve kimyasal koagülasyon yöntemleri ile arıtılabilirlikleri incelenerek, alternatif arıtma yöntemleri araştırılmıştır.

“İzmit Eysel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi”ne günde yaklaşık 500 ton katı atık depolanmak üzere kabul edilmektedir. Eysel katı atık lotunda Kocaeli il sınırları içerisindeki tesisle anlaşması olan 30 belediyeden ve özel sektörden gelen evsel nitelikli katı atıklar, evsel arıtma çamurları ve evsel katı atıklarla depolanabilen endüstriyel katı atıklar depolanmaktadır. Tesiste, kullanıma açıldığı 1997 yılından günümüze kadar yaklaşık 1.564.944 ton evsel katı atık depolanmıştır. Bu atık miktarının yaklaşık 367.722 tonu kapatılmış olan 7 nolu lotta bulunmaktadır. Deneylerde kullanılan evsel sızıntı sularının alındığı 5 nolu lotta ise, çalışmaların yapıldığı tarihe kadar yaklaşık 1.065.577 ton katı atık depolanmıştır.

Tesisin tehlikeli atık lotunda, kalorifik değeri 2500 kcal'nin altında olan tehlikeli atıklar, filtrepres kekleri, yakma tesisinde yanma sonucu oluşan kül, cüruf ve inert atıklar depolanmaktadır. Tesiste çalışmanın yapıldığı tarihe kadar yaklaşık 84.609 ton tehlikeli atık depolanmıştır.

“İzmit Evsel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi” orta yaşlı olarak tanımlanan depo sahası sınıfına girmektedir (Kang ve diğ., 2002). Tesisin evsel ve tehlikeli atık lotlarına ait sızıntı sularının genel özellikleri ortalama KOİ, TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk, bulanıklık, pH ve iletkenlik değerleri göz önüne alınarak belirlenmeye çalışılmıştır. Tesiste KOİ, TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk, bulanıklık, pH ve iletkenlik değerleri evsel sızıntı suları için sırasıyla 3918 mg/L, 1414 mg/L, 840 mg/L, 244 mg/L, 200 mg/L, 2492 HZ, 515 NTU, 7,94 ve 23 mS/cm; tehlikeli sızıntı suları için ise 1414 mg/L, 488 mg/L, 630 mg/L, 1525 mg/L, 5 mg/L, 59 HZ, 32 NTU, 7,80 ve 17 mS/cm olmaktadır.

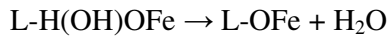
Sonuçlar incelendiğinde tesisin evsel ve tehlikeli katı atık sızıntı suları organik madde içeriğinin düşük olduğu görülmektedir. Sızıntı suları başlangıçta çok yüksek organik madde içeriğine sahipken, depo yeri zamanla stabilize oldukça organik madde içeriği azalmaktadır. Bu durum sızıntı sularının pH değerleri de göz önünde bulundurularak değerlendirildiğinde, depo sahasının metanojenik stabilizasyon basamağında olduğu anlaşılmaktadır (Vesilind, 2002).

“İzmit Evsel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi”nin evsel, tehlikeli katı atık lotlarına ait sızıntı sularının arıtılabilirlik çalışması üç aşamada gerçekleştirilmiştir. Birinci aşamada, her iki nitelikteki sızıntı suyunun da elektrokoagülasyon yöntemi ile, ikinci aşamada ise kimyasal koagülasyon yöntemi ile arıtımı incelenmiştir. Çalışmanın son aşamasında ise sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtımına, elektrolit olarak deniz suyunun katkısı incelenmiştir.

Elektrokoagülasyon çalışması Fe ve Al olmak üzere iki farklı elektrodun kullanılmasıyla, kimyasal koagülasyon çalışması ise $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ olmak üzere iki farklı koagülantın kullanılmasıyla iki adımda gerçekleştirilmiştir.

Elektrokoagülasyon prosesi, suya kısa süreli elektrik akımının verildiği ve işlem sırasında pozitif tarafta anodik, negatif tarafta katodik reaksiyonların meydana geldiği, elektrokimyasal temellere dayanan bir arıtım yöntemidir. Bu prosede koagülasyon, uygun anot malzemesinin elektrolitik oksidasyonu ile sağlanmaktadır. Proses sırasında elektrokoagülasyon, elektroflotasyon ve elektrooksidasyon olmak üzere üç mekanizma birlikte ilerlemektedir. Çözünen elektrotların elektrolitik oksidasyonu sonucunda üretilen Al ve Fe iyonları, partiküllerin yükünü nötralize ederek koagülasyon işleminin başlamasını sağlamaktadır. Elektrotlardan çözünen bu iyonların oluşturduğu metal hidroksit flokları, çökerek veya flotasyonla reaktör yüzeyine çıkarak sudan ayrılmaktadırlar. Elektrokoagülasyon sırasında oluşan elektriksel alan veya anot ve katot reaksiyonları sonucunda oluşacak serbest radikal türler, reaktör içindeki su ve bileşiklerin fiziksel ve kimyasal özelliklerini değiştirebilmektedir. Bu karmaşık işlemler sonucunda kirleticiler sudan ayrılmakta, parçalanmakta ya da daha az çözünen formlara dönüşmektedirler.

Çalışmada, Fe elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon aşamasında sisteme, $2,81-6,88 \text{ mA/cm}^2$ aralığında giderek artan akım yoğunlukları uygulanmıştır. Buna karşılık sızıntı suyuna, $0,5-1,39 \text{ g/L}$ aralığında Fe iyonları katılmıştır. Literatürde uygulanan akım sonucunda elektrotlardan çözünen Fe iyonlarının, sudaki hidroksil iyonları ile birleşerek kompleksler oluşturduğu belirtilmektedir. Ayrıca elektrostatik çekicilik veya kompleksleşme ve takip eden koagülasyon yoluyla atıksudan kirleticileri ayıran $\text{Fe}(\text{OH})_n$ 'in jelatinimsi bir süspansiyon meydana getirdiği ve kompleksleşme sırasında kirleticilerin $\text{Fe}(\text{OH})_n$ 'e kimyasal olarak bağlanan bir ligand gibi davrandığı bildirilmektedir.



Elektrokoagülasyonun Fe elektrotların kullanıldığı uygulamalarında, genellikle 20 dakika içinde hidroksil iyonları yeşil çökelti meydana getirmektedirler. Elektrokimyasal arıtım sonunda ise bu yeşil çökelti çözünmüş oksijen varlığında Fe^{+2} iyonunun Fe^{+3} 'e oksidasyonu ile hızla kırmızıya dönmektedir (Meunier ve diğ., 2006).

Çalışmanın Al anotların kullanıldığı bölümünde ise, elektrotlara 2,69-6,54 mA/cm² aralığında akım yoğunlukları uygulanmış, suya karışan Al iyon miktarı da akım yoğunluğuna paralel olarak 0,12-0,34 g/L aralığında değişmiştir. Fe iyonları gibi Al iyonları da partiküler flok oluşumu için uygun koagülantlardır. Literatürde hidrolize olmuş Al iyonlarının, Al-O-Al-OH şeklinde geniş bir ağ yapısı oluşturdukları ve bu yapının, kirleticileri kimyasal olarak adsorpladığı belirtilmektedir (Chen, 2004).

Elektrokoagülasyon yönteminin arıtım sonuçları incelendiğinde, akım yoğunluğu arttıkça giderim veriminin de arttığı görülmektedir. Çalışmada Fe ve Al elektrotlara uygulanan akım yoğunlukları elektrotların boyutlarından dolayı farklılık göstermektedir. Evsel sızıntı sularında Fe elektrotlarla KOİ giderim verimi 2,81-6,88 mA/cm² akım yoğunluğuna karşı %56-90, Al elektrotlarla 2,69-6,54 mA/cm² akım yoğunluğuna karşı %58-88 olmuştur. Tehlikeli sızıntı sularında ise aynı parametre için giderim veriminin Fe elektrotlarla 2,81-6,88 mA/cm² akım yoğunluğuna karşı %30-65, Al elektrotlarla 2,69-6,54 mA/cm² akım yoğunluğuna karşı %27-70 olduğu ve tüm parametrelerde uygulanan akım yoğunluğu arttıkça giderim veriminin de arttığı görülmüştür. Elektrokoagülasyonda uygulanan akım yoğunluğu, koagülant dozaj miktarını ve hızını belirlediği gibi flok oluşum hızı ve büyüklüğü üzerinde de doğrudan etkilidir. Akım yoğunluğu aynı zamanda, kabarcık üretim hızı ve büyüklüğünü de belirlediği için elektrokoagülasyon sırasında meydana gelen flotasyon prosesinin verimini de etkilemektedir. Bunlara bağlı olarak da akım yoğunluğunun elektrokoagülasyonda kirletici giderimi yani yöntemin arıtma verimi üzerinde doğrudan etkili olduğu görülmektedir (Modirshahla ve diğ., 2006).

Evsel katı atık sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtım sonuçları incelendiğinde Fe elektrotlarla KOİ, TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimlerinin sırasıyla %90, %57, %71, %82, %89, %99,65 ve %94 olduğu Al elektrotlarla aynı parametreler için giderim verimlerinin sırasıyla %88, %65, %69, %73, %87, %99,72, %86 olduğu görülmektedir.

Tehlikeli katı atık sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtımında ise Fe elektrotlarla KOİ, TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla %65, %71, %75, %52, %70, %88 ve %91; Al elektrotlarla aynı parametrelerin giderim verimleri sırasıyla %70, %70, %76, %50, %90, %72 ve %90'dır.

Elektrokoagülasyon çalışmasında Fe ve Al elektrotlara uygulanan akım yoğunluğu dolayısıyla da açığa çıkan iyon miktarı farklıdır. Bu nedenle bu iki metale ait kirlilik giderim verimlerinin değerlendirilmesi Fe ve Al iyonu birim miktarı ve uygulanan akım yoğunluğu başına giderilen kirletici miktarı olarak iki farklı şekilde yapılmıştır.

Evsel katı atık sızıntı sularının, elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtımı çalışmasında Fe ve Al elektrotlara ait metal iyonu birim miktarı başına giderilen kirletici miktarı KOİ için 2396 mg/g Fe iyonu ve 9577 mg/g Al iyonu; TOK için 563 mg/g Fe iyonu ve 2623 mg/g Al iyonu, AKM için 472 mg/g Fe ve 1870 mg/g Al iyonu, sülfat için 162 mg/g Fe iyonu ve 662 mg/g Al iyonu, fosfat için 125 mg/g Fe iyonu ve 499 mg/g Al iyonu, renk için 1667 mg/g Fe iyonu ve 6819 mg/g Al iyonu, bulanıklık için 320 mg/g Fe iyonu ve 1198 mg/g Al iyonu'dur.

Çalışmada elde edilen veriler Fe ve Al elektrotlara uygulanan akım yoğunluğuna (mA/cm^2) karşılık giderilen kirletici miktarı olarak değerlendirilecek olursa, KOİ için Fe elektrotlarla 484 mg/L ve Al elektrotlarla 498 mg/L, TOK için Fe elektrotlarla 114 mg/L ve Al elektrotlarla 136 mg/L, AKM için Fe elektrotlarla 95 mg/L ve Al elektrotlarla 97 mg/L, sülfat için Fe elektrotlarla 33 mg/L ve Al elektrotlarla 34 mg/L, fosfat için Fe elektrotlarla 25 mg/L ve Al elektrotlarla 26 mg/L, renk için Fe elektrotlarla 337 mg/L ve Al elektrotlarla 355 mg/L, bulanıklık için Fe elektrotlarla 65 mg/L ve Al elektrotlarla 62 mg/L olmaktadır.

Tehlikeli katı atık sızıntı sularının elektrokoagülasyonla arıtımında ise durumun Fe ve Al elektrotlara ait metal iyonu birim miktarı başına giderilen kirletici miktarının KOİ için 583 mg/g Fe iyonu ve 2552 mg/g Al iyonu; TOK için 226 mg/g Fe iyonu ve 908 mg/g Al iyonu, AKM için 351 mg/g Fe ve 1458 mg/g Al iyonu, sülfat için 449 mg/g Fe iyonu ve 1785 mg/g Al iyonu, fosfat için 3 mg/g Fe iyonu ve 15 mg/g Al iyonu, renk için 37 mg/g Fe iyonu ve 125 mg/g Al iyonu, bulanıklık için 20 mg/g Fe iyonu ve 79 mg/g Al iyonu olduğu belirlenmiştir.

Uygulanan akım yoğunluğuna (mA/cm^2) karşılık giderilen kirletici miktarı KOİ için Fe elektrotlarla 118 mg/L ve Al elektrotlarla 133 mg/L, TOK için Fe elektrotlarla 46 mg/L ve Al elektrotlarla 47 mg/L, AKM için Fe elektrotlarla 71 mg/L ve Al elektrotlarla 76 mg/L, sülfat için Fe elektrotlarla 91 mg/L ve Al elektrotlarla 93 mg/L, fosfat için Fe elektrotlarla 0,58 mg/L ve Al elektrotlarla 0,78 mg/L, renk için Fe elektrotlarla 8 mg/L ve Al elektrotlarla 7 mg/L, bulanıklık için Fe elektrotlarla 4 mg/L ve Al elektrotlarla 4 mg/L olmaktadır.

Elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtım çalışmasında, evsel ve tehlikeli olmak üzere iki farklı nitelikteki sızıntı suyu için, Fe ve Al elektrotlara ait sonuçlar, gerek metal iyonu birim miktarı ve gerekse uygulanan akım yoğunluğu başına giderilen kirletici miktarı olarak değerlendirildiğinde, en yüksek arıtma veriminin Al elektrotlarla sağlandığı görülmüştür. Literatürde genellikle su arıtımında Al, atıksu arıtımında ise Fe elektrotların tercih edildiği belirtilmektedir (Chen, 2004).

Çalışmanın ikinci aşaması olan kimyasal koagülasyon ise elektrokoagülasyonda kullanılan metallerin tuzlarının kullanılması ile yine iki basamaklı olarak gerçekleştirilmiştir. Kimyasal koagülasyonda elektrokoagülasyon çalışmasındaki ile aynı miktarda metal iyonu $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ şeklinde sızıntı suyuna katılmıştır.

Kimyasal koagülasyon da elektrokoagülasyon gibi yüklü iyonların karşı yüklü iyonları nötralize etmesi ve floklar oluşturarak çökmesi kimyasal temeline dayanmaktadır.

Sızıntı sularının, kimyasal koagülasyon yöntemi ile arıtımında da kirletici giderim verimlerinin suya ilave edilen koagülant miktarına bağlı olarak değiştiği, koagülant miktarı arttıkça giderim veriminin de arttığı görülmüştür. Evsel sızıntı suyundan $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ile KOİ giderim verimi 2,48-6,9 g aralığındaki koagülant miktarına karşı %6-56, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ile ise 1,48-4,19 g koagülant miktarına karşı %34-56 olmuştur. Tehlikeli sızıntı sularında ise aynı parametre için giderim veriminin 2,48-6,9 g aralığındaki $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ miktarına karşılık %40-59, 1,48-4,19 g aralığındaki $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ miktarına karşılık ise %31-55 olduğu ve tüm parametrelerde koagülant miktarı arttıkça giderim veriminin de arttığı görülmüştür.

Evsel katı atık sızıntı sularının kimyasal koagülasyon ile arıtım sonuçları incelendiğinde $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ile KOİ, TOK, AKM, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimlerinin sırasıyla %56, %49, %61, %89, %68 ve %73 olduğu $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ile aynı parametreler için giderim verimlerinin sırasıyla %56, %46, %59, %73, %69 ve %70 olduğu belirlenmiştir.

Tehlikeli katı atık sızıntı sularının kimyasal koagülasyon ile arıtımında ise $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ile KOİ, TOK, AKM, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimleri sırasıyla %59, %61, %55, %55, %82 ve %85 olduğu, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ile aynı parametreler için giderim verimlerinin sırasıyla %55, %61, %62, %52, %64 ve %70 olduğu görülmektedir.

Kimyasal koagülasyon çalışmasında da $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ olarak sızıntı sularına ilave edilen koagülant miktarları farklıdır. Bu nedenle bu iki koagülanta ait verim karşılaştırması Fe ve Al iyonu başına giderilen kirletici miktarı ve sızıntı sularına ilave edilen birim koagülant miktarı başına giderilen kirletici miktarı olarak yapılmıştır.

Evsel katı atık sızıntı sularının kimyasal koagülasyon yöntemi ile arıtımı çalışmasında koagülant olarak kullanılan $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ 'a ait metal iyonu birim miktarı başına giderilen kirletici miktarı KOİ için 1621 mg/g Fe iyonu ve 6625 mg/g Al iyonu; TOK için 457 mg/g Fe iyonu ve 1752 mg/g Al iyonu,

AKM için 354 mg/g Fe ve 1395 mg/g Al iyonu, fosfat için 142 mg/g Fe iyonu ve 480 mg/g Al iyonu, renk için 1321 mg/g Fe iyonu ve 5479 mg/g Al iyonu, bulanıklık için 276 mg/g Fe iyonu ve 1075 mg/g Al iyonu'dur.

Çalışmada elde edilen veriler, kullanılan koagülant miktarlarına göre değerlendirilecek olursa birim koagülant miktarı başına giderilen kirletici miktarı KOİ için 327 mg/g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve 538 mg/g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, TOK için 92 mg/g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve 1422 mg/g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, AKM için 71 mg/g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve 113 mg/g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, fosfat için 29 mg/g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve 39 mg/g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, renk için 266 mg/g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve 445 mg/g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, bulanıklık için 56 mg/g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve 87 mg/g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ olmaktadır.

Tehlikeli katı atık sızıntı sularının kimyasal koagülasyonla arıtımında ise koagülant olarak kullanılan $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ 'a ait metal iyonu birim miktarı başına giderilen kirletici miktarı KOİ için 581 mg/g Fe iyonu ve 2224 mg/g Al iyonu; TOK için 210 mg/g Fe iyonu ve 862 mg/g Al iyonu, AKM için 246 mg/g Fe ve 1124 mg/g Al iyonu, fosfat için 2 mg/g Fe iyonu ve 8 mg/g Al iyonu, renk için 32 mg/g Fe iyonu ve 101 mg/g Al iyonu, bulanıklık için 12 mg/g Fe iyonu ve 41 mg/g Al iyonu'dur.

Kullanılan koagülant miktarlarına göre değerlendirilecek olursa birim koagülant miktarı başına giderilen kirletici miktarı KOİ için 117 mg/g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve 181 mg/g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, TOK için 42 mg/g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve 70 mg/g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, AKM için 50 mg/g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve 91 mg/g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, fosfat için 0,42 mg/g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve 0,66 mg/g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, renk için 6 mg/g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve 8 mg/g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, bulanıklık için 3 mg/g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve 3 mg/g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ olmaktadır.

Kimyasal koagülasyon yöntemi ile arıtım çalışmasında evsel ve tehlikeli atık sızıntı sularının $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ 'a ait giderim sonuçları incelendiğinde en yüksek arıtma veriminin $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ 'ın kullanıldığı çalışmalarda sağlandığı görülmüştür. Kullanılan bu tuzlar su ve atıksu arıtımında en yaygın kullanılan koagülantlardır.

Evsel ve tehlikeli atık sızıntı sularının, elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon yöntemleri ile arıtmaları incelendiğinde, evsel sızıntı suları için elektrokoagülasyonla KOİ, TOK, AKM, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimlerinin sırasıyla %90, %57, %71, %89, %99,65 ve %94 olduğu; kimyasal koagülasyonda ise aynı parametreler için giderim verimlerinin sırasıyla %56, %49, %61, %89, %68 ve %73 olduğu görülmektedir. Tehlikeli atık sızıntı suları için ise elektrokoagülasyonla KOİ, TOK, AKM, fosfat, renk ve bulanıklık giderim verimlerinin sırasıyla %65, %71, %75, %70, %88 ve %91 olduğu, kimyasal koagülasyon için ise aynı parametrelerin giderim verimlerinin sırasıyla %55, %61, %62, %52, %64 ve %70 olduğu görülmektedir.

Elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon yöntemleri karşılaştırıldığında, iki yöntem için de kullanılan aynı miktardaki Fe ve Al iyonuna karşılık her iki nitelikteki sızıntı suyu için, elektrokoagülasyon yönteminin arıtma veriminin, kimyasal koagülasyona göre çok daha yüksek olduğu görülmektedir. Elektrokoagülasyonda da, demir ve alüminyum elektrotlar kullanılarak disperse partiküllerin destabilizasyonları sözkonusu olup, koagülant oluşum mekanizması kimyasal koagülasyondaki mekanizmaya benzemektedir. Her iki prosesinde de çeşitli demir ve alüminyum hidroksit polimer kompleksleri ve çökeltileri meydana gelmektedir. Ancak kirleticiler, elektrokoagülasyon prosesinde konvansiyonel kimyasal koagülasyona göre daha verimli bir şekilde giderilirler. Elektrokoagülasyonda, koagülasyonu gerçekleştiren koagülantlar, sızıntı suyuna Fe ve Al iyonları şeklinde doğrudan verilirken, kimyasal koagülasyonda bu iyonlar $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ bileşikleri şeklinde verilmektedir. Elektrokoagülasyonda Fe ve Al iyonları, hidroksitleri ve polihidroksitleri oluşturmak üzere hemen reaksiyona girerken, kimyasal koagülasyonda önce $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ bileşiklerinin hidrolizi gerekmektedir. Bu prosesin flok oluşumunu geciktirdiği için, prosesin ilerleyişini etkilemektedir. Ayrıca elektrokoagülasyonda kirleticiler oluşan elektrik alanının etkisiyle daha hızlı hareket ederek koagüle olmaktadır (Mollah 2004). Elektrokoagülasyon prosesinin ilerleyişi sırasında eş zamanlı olarak elektroflotasyonda gerçekleşmektedir. Bu proses sırasında meydana gelen redoks reaksiyonları sonucunda, anotta oksijen ve katotta hidrojen gazı oluşmaktadır. Bu gaz kabarcıkları, çözünmüş veya askıdaki maddeleri ya da floküle

olmuş partikülleri, suyun yüzeyine taşıyarak, flotasyonu sağlamakta böylece giderim verimi üzerine doğrudan etki etmektedirler (Modirshahla ve diğ., 2006). Elektrokoagülasyon prosesinde en küçük koloidal parçacıklar bile giderilebilmektedir. Çünkü uygulanan elektrik akımı, küçük kolloidlerin hareket etmesini ve diğer partiküllerle temasını sağlayarak koagülasyonu kolaylaştırmaktadır (Mollah ve diğ., 2004).

Ayrıca elektrokoagülasyon ile evsel ve tehlikeli sızıntı sularının artımında, yüksek verimle sülfat giderimi sağlandığı halde, kimyasal koagülasyon ile sızıntı sularının artımında, kullanılan koagülant miktarına bağlı olarak sülfat miktarında artış olduğu gözlenmiştir. Bu da kimyasal koagülasyonun, ilave kimyasal madde gereksiniminden kaynaklanan dezavantajı olarak değerlendirilmektedir.

Elektrokoagülasyon işleminin net bir biçimde açıklanması oldukça zordur. Ancak literatürde polimerik Fe ve Al bileşikleri tarafından kirleticilerin adsorpsiyonun yanında absorpsiyonunun da gerçekleştirildiği belirtilmektedir (Modirshahla ve diğ., 2006).

Elektrokoagülasyon çalışmasında, kimyasal koagülasyon çalışmasına göre daha yüksek arıtım verimi elde edilmesine karşılık, oluşan çamur miktarı daha azdır. Çalışmada evsel sızıntı sularının Fe elektrotlarla elektrokoagülasyonunda 5 kg/m^3 , $\text{Fe}(\text{SO}_4) \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ile kimyasal koagülasyonunda 8 kg/m^3 çamur oluşmuştur. Evsel sızıntı sularının Al elektrotlarla elektrokoagülasyonunda 3 kg/m^3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ile kimyasal koagülasyonunda 6 kg/m^3 çamur oluşmuştur. Tehlikeli sızıntı sularının Fe elektrotlarla elektrokoagülasyonunda 4 kg/m^3 , $\text{Fe}(\text{SO}_4) \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ile kimyasal koagülasyonunda 7 kg/m^3 çamur oluşmuştur. Tehlikeli atık sızıntı sularının Al elektrotlarla elektrokoagülasyonunda 3 kg/m^3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ile kimyasal koagülasyonunda 5 kg/m^3 çamur oluşmuştur.

Elektrokoagülasyonda oluşan flok, kimyasal koagülasyon ile oluşan floktan daha büyüktür, daha az bağlı su içerir ve daha kararlıdır. Bu yöntemle oluşan çamurun çökmesi ve suyunu bırakması daha kolay olmaktadır. Elektrokoagülasyon yönteminde kimyasal madde kullanılmaması, daha az çamur oluşmasının temel

nedenidir. Kimyasal koagülasyondaki gibi yüksek miktarlarda kullanılan kimyasal maddelerden kaynaklanan ikincil kirlenme sorunu, elektrokoagülasyonda yoktur (Mollah ve diğ., 2001).

Elektrokoagülasyon prosesinin en önemli özelliklerinden birisi de ekonomik olmasıdır. Prosesde elektrik sarfiyatı en önemli gideri oluşturmaktadır. Çalışmadaki enerji tüketimi hesaplandığında, Fe elektrotlar için 5,63-13,75 KWh/m³, Al elektrotlar için 3,50-4,25 KWh/m³ arasında değiştiği görülmüştür. Buna bağlı olarak da 1 m³ sızıntı suyu artımı için elektrik maliyetinin Fe elektrotlarla 0,72-1,75 YTL, Al elektrotlarla 0,45-1,10 YTL arasında olduğu belirlenmiştir. Kimyasal koagülasyon çalışmasında ise, 1 m³ sızıntı suyu arıtımı için gerekli kimyasal madde maliyetinin Al₂(SO₄)₃ 18H₂O için 0,8-2,21 YTL, FeSO₄ 7H₂O için 0,8-2,20 YTL arasında olduğu belirlenmiştir.

Çalışmanın son aşamasında evsel ve tehlikeli sızıntı sularının elektrokoagülasyon ile arıtımlarında, sistem dışarıdan elektrolit ilavesi ile desteklenmiştir. Bu aşamada elektrolit olarak deniz suyu kullanılmıştır. Evsel ve tehlikeli sızıntı suları farklı oranlarda deniz suyu ile karıştırılarak, arıtım verimi üzerine, deniz suyunun etkisi araştırılmıştır.

Deniz suyu katkılı elektrokoagülasyon çalışması da Fe ve Al anotlarla, çalışmanın önceki aşamalarındaki deneysel şartlarda gerçekleştirilmiştir. Evsel sızıntı sularının Fe anotlarla arıtımında TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk, bulanıklık giderim verimleri, sızıntı suyunun deniz suyuna oranı 1:1 olduğunda sırasıyla %83, %51, %66, %94, %87, %97 olmakta, sızıntı suyunun deniz suyuna oranı 1:2 olduğunda %83, %51, %65, %99,23, %90, %98 olmakta, sızıntı suyunun deniz suyuna oranı 1:3 olduğunda ise %86, %55, %54, %99,67, %91, %98 olmaktadır. Al anotlarla arıtımında TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk, bulanıklık giderim verimleri sızıntı suyunun deniz suyuna oranı 1:1 olduğunda sırasıyla %67, %61, %61, %95, %81, %94; sızıntı suyunun deniz suyuna oranı 1:2 olduğunda %69, %63, %54, %95, %87, %98; sızıntı suyunun deniz suyuna oranı 1:3 olduğunda %74, %67, %53, %99, %88, %99 olmaktadır.

Tehlikeli sızıntı sularının Fe anotlarla arıtımında TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk, bulanıklık giderim verimleri sızıntı suyunun deniz suyuna oranı 1:1 olduğunda sırasıyla %50, %50, %56, %72, %77, %90 olmakta sızıntı suyunun deniz suyuna oranı 1:2 olduğunda %53, %51, %54, %99, %78, %90 olmakta sızıntı suyunun deniz suyuna oranı 1:3 olduğunda %54, %52, %52, %99, %81, %91 olmaktadır. Al anotlarla arıtımında TOK, AKM, sülfat, fosfat, renk, bulanıklık giderim verimleri sızıntı suyunun deniz suyuna oranı 1:1 olduğunda sırasıyla %57, %66, %55, %78, %67, %80; sızıntı suyunun deniz suyuna oranı 1:2 olduğunda %56, %66, %51, %99, %68, %80; sızıntı suyunun deniz suyuna oranı 1:3 olduğunda %58, %70, %51, %99,89, %70, %84 olmaktadır.

Giderim verimlerindeki değişim incelendiğinde, sonuçlar birbirine yakın olmakla birlikte iki nitelikteki sızıntı suyu için de, sülfat dışındaki tüm parametreler için deniz suyu oranının yüksek olduğu çalışmalarda, verimin de yüksek olduğu görülmektedir. Sülfat miktarının sisteme eklenen deniz suyu oranına bağlı olarak artması, deniz suyundaki yüksek sülfat konsantrasyonunun (1433 mg/L) doğal bir sonucu olarak karşımıza çıkmaktadır.

Elektrokimyasal arıtma proseslerinde iletkenlik çok önemli bir faktördür. Çünkü bu prosesler hem elektrot yüzeyinden çözültüye hem de çözültü içindeki heterojen iyon transferine dayanmaktadır. İletkenlik, elektrotlar arasındaki potansiyele etki ettiğinden enerji tüketimini de dolaylı olarak etkilemektedir. Elektrokoagülasyon yönteminde sisteme sıklıkla prosesin pH değişimine ve iletkenliğe katkısından dolayı NaCl ilave edilmektedir. Prosesin verimli çalışması için sistemde bulunan anyonların en az %20'sinin klor iyonu olmasının sağlanması gerekmektedir. Deniz suyu ile yapılan çalışmada bu amaçla dışarıdan sisteme NaCl eklenmesine gerek kalmamıştır.

Deniz suyunda başta Cl^- , Br^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , F^- , $H_2BO_3^-$, Mg^{+2} , Ca^{+2} , Sr^{+2} , K^+ , Na^+ olmak üzere pek çok anyon ve katyon bulunmaktadır (Mason, 1958). Katyon ve anyon sayısının fazla olması ortam direncinin düşmesine, iletkenliğin dolayısıyla da iyon transferinin artmasına neden olmaktadır. Böylece iyonlar daha kolay ve hızlı hareket ederler ve daha fazla flok oluştururlar. Bu da elektrokoagülasyon prosesinin daha hızlı ilerlemesini sağlamaktadır (Modirshahla ve diğ., 2006). Ayrıca deniz

suyunda bulunan Na, Ca, Mg gibi elementler, sudaki hidroksil iyonları ile birleşerek, hidroksit floklarını oluşturmaktadırlar. Bu durumda koagülasyonu arttırarak, kirleticilerin giderilmesini kolaylaştırmaktadır.

Sızıntı sularının arıtımında genel olarak atıksu arıtımında kullanılan yöntemlerden yararlanılmaktadır. Ancak sızıntı suları, oluşum şekilleri göz önüne alındığında atıksulardan farklılık göstermektedir. Sızıntı sularının arıtımı için yöntem seçiminde esas alınan sızıntı suyu özellikleri, sahanın yaşının bir fonksiyonudur ve zamana göre değişmektedir. Bu nedenle sızıntı sularının arıtımı için en uygun arıtma yöntemi, zamanla hem bu suların yapısındaki değişimlere hem de yeni teknoloji ve düzenlemelere paralel olarak meydana gelebilecek değişimlere uyum sağlayabilmelidir.

Elektrokimyasal teknolojiler ve özellikle elektrokoagülasyon, dünyada yaygın olarak kullanılan arıtma yöntemleri olmalarına rağmen bu teknolojilerin ülkemizdeki kullanımı çok yeni ve sınırlıdır. Yöntemlerin özellikle gelişime açık olma özellikleri dikkate alındığında, ülkemizde de atıksu ve sızıntı suyu arıtımında alternatif olarak geliştirilerek değerlendirilmeleri gerekmektedir.

KAYNAKLAR

Al-Thani, A.A., Beaven R.P., White, J.K., “Modelling Flow to Leachate Wells in Landfills”, *Waste Management*, **Vol:24, No:3**, 271-276, (2004).

Al-Yaqout, A.F., Hamoda, M.F., “Evaluation of Landfill Leachate in Arid Climate a Case Study”, *Environment International*, **Vol:29**, 593-600, (2003).

Amdur, M.O., Doull, J., Klaassen, C.D., “Casarett and Doull’s Toxicology” *Pergamon Press*, **4th ed.**, USA, 874-875, (1991).

Amokrane, A., Comel, C., Veron, J., “Landfill Leachates Pretreatment by Coagulation-Flocculation”, *Water Research*, **Vol:31, No:11**, 2775-2782, (1997).

Antropov, L., “Theoretical Electrochemistry”, *Mir Publishers*, Moscow, (1977).

Asakura, H., Matsuto, T., Tanaka, N., “Behavior of Endocrine-Disrupting Chemicals in Leachate from MSW Landfill Sites in Japan”, *Waste Management*, **Vol:24, No:6**, 613-622, (2004).

Ashford, S.A., Visvanathan, C., Husain, N., Chamsurin, C.H., “Design and Construction of Engineered Municipal Solid Waste Landfills in Thailand”, *Waste Management and Research*, **Vol:18**, 462-470, (2000).

Ayberk, S., “Katı Atıklar ve Kontrolü”, *Kocaeli Üniv. Yayınları*, **No:28**, 52, (2002).

Azzam, M.O., Al-Tarazi, M., Tahboub, Y., “Anodic Destruction of 4-Chlorophenol Solution”, *Journal of Hazardous Materials*, **B75, No:1**, 99-113, (2000).

Baba, A., Kaya, A., “Leachate Characteristics of Solid Wastes from Thermal Power Plants of Western Turkey and Comparison of Toxicity Methodologies”, *Journal of Environmental Management*, **Vol:73**, 199-207, (2004).

Bae, J.H., Kim, S.K., Chang, H.S., “Treatment of Leachates Ammonia Removal Via Nitrification and Denitrification and Further COD Reduction Via Fenton’s Treatment Followed by Activated Sludge”, *Water Science and Technology*, **Vol:36**, 341-348, (1997).

Bard, A.J., Faulkner, L.R., “Electrochemical Methods: Fundamentals and Applications”, *Wiley*, **2nd ed.**, (2001).

Barlaz, M.A., Ham, R.K., Schaefer, D.N., “Microbial, Chemical and Methane Production Characteristics of Anaerobically Decomposed Refuse with and without Leachate recycling”, *Waste Management Research*, **Vol:10**, 257-267, (1992).

- Bektaş, N., Akbulut, H., Inan, H., Dimoglo, A., “Removal of Phosphate from Aqueous Solution by Electro-Coagulation”, *Journal of Hazardous Materials*, **Vol:106B, No:2-3**, 101-105, (2004).
- Belevi, H., Baccini, P., “Long-Term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills”, *Waste Management Research*, **Vol:7**, 43-56, (1989).
- Bendz, D., Singh, V.P., Akesson, M., “Accumulation of Water and Generation of Leachate in a Young Landfill”, *Journal of Hydrology*, **Vol:203, No:1-4**, 1-10, (1997).
- Bergmann, H., Rittel, A., Iourtchouk, T., Schoeps, K., Bouzek, K., “Electrochemical Treatment Cooling Lubricants”, *Chemical Engineering and Processing*, **Vol:42, No:2**, 105-119, (2003).
- Bergmann, H., Koparal, S., 2005, “The Formation of Chlorine Dioxide in the Electrochemical Treatment of Drinking Water for Disinfection”, *Electrochimica Acta*, **Vol:50, No:25-26**, 5218-5228, (2005).
- Berkun, M., Aras, E., Nemlioğlu, S., “Disposal of Solid Waste in Istanbul and Along the Black Sea Coast of Turkey”, *Waste Management*, **Vol:25, No:8**, 847-855. (2005).
- Bohdziewicz, J., Bodzek, M., Górska, J., “Application of Pressure-Driven Membrane Techniques to Biological Treatment of Landfill Leachate”, *Process Biochemistry*, **Vol:36**, 641-646, (2001).
- Borzacconi, L., Lopez, I., Ohanian, M., Vinas, M., “Anaerobic-Aerobic Treatment of Municipal Solid Waste Leachate”, *Environmental Technology*, **Vol:20**, 211-217, (1999).
- Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks I., “Long-Term Fate of Organics in Waste Deposits and Its effect on Metal Release”, *The Science of The Total Environment*, **Vol:228, No:2-3**, 135-152, (1999).
- Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks, I., “Long-Term Processes in Waste Deposits”, *The Science of the Total Environment*, **Vol:250, No:1-3**, 101-121, (2000).
- Brock, T.D., Smith, D.W., Madigan, M.T., “Biology of Microorganisms”, *Prentice-Hall Inc.*, 4th, 250-255, USA, (1984).
- Burns, S.E., Yiaccoumi, S., Tsouris, C., “Microbubble Generation for Environmental and Industrial Separation” *Separation and Purification Technology*, **Vol:11, No:3**, 221-232, (1997).
- Butt, T.E., Oduyemi, K.O.K., “A Holistic Approach to Concentration Assessment of Hazards in the Risk Assessment of Landfill Leachate”, *Environment International*, **Vol:28**, 597-608, (2003).

Calli, B., Mertoglu, B., Inanc, B., "Landfill Leachate Management in Istanbul Applications and Alternatives", *Chemosphere*, **Vol:59**, 819-829, (2004).

Chen, P.H., "Assesment of Leachates from Sanitary Landfills, Impact of Age Rainfall and Treatment", *Environment International*, **Vol:22**, 225-237, (1996).

Chen, X., Chen, G.H., Yue, P.L., "Separation of Pollutants from Restaurant Wastewater by Electrocoagulation", *Separation and Purification Technology*, **Vol:19, No:1-2**, 65-76, (2000).

Chen, X., Chen, G., Yue, P.L., "Investigation on the Electrolysis Voltage of Electrocoagulation", *Chemical Engineering Science*, **Vol:57**, 2449-2455, (2002).

Chen, G., "Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment", *Separation and Purification Technology*, **Vol:38, No:1**, 11-41, (2004).

Cheung, K.C., Chu, L.M., Wong, M. H., "Ammonia Stripping as a Pre-treatment for Landfill Leachate", *Water Air and Soil Pollution*, **Vol:94**, 209-221, (1997).

Christensen, T.H., Tjell, J.C., "Leaching from Land Disposed Municipal Compost", *Waste Management Research*, **Vol:2**, 347-357, (1984).

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., "Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes", *Applied Geochemistry*, **Vol:16, No:7-8**, 659-718, (2001).

Ciavatta, C., Govi, M., Pasotti, L., Sequi, P., "Evaluation of Heavy Metals During Stabilization of Organic Matter in Compost Produced with Municipal Solid Wastes", *Bioresource Technolog*, **Vol:43**, 147-153, (1993).

De La Rosa, D.A., Velasco, A., Rosas, A., Volke-Sepúlveda, T., "Total Gaseous Mercury and Volatile Organic Compounds Measurements at Five Municipal Solid Waste Disposal Sites Surrounding the Mexico City Metropolitan Area", *Atmospheric Environment*, **Vol:40, No:12**, 2079-2088, (2006).

Di Palma, L., Ferrantelli, P., Merli, C., Petrucci, E., "Treatment of Industrial Landfill Leachate by Means of Evaporation and Reverse Osmosis", *Waste Management*, **Vol:22**, 951-955, (2002).

Ding, A., Zhang, Z., Fu, Jiamo, Cheng, L., "Biological Control of Leachate from Municipal Landfills", *Chemosphere*, **Vol:44**, 1-8, (2001).

Du, Y.J., Hayashi, S., "A Study on Sorption Properties of Cd²⁺ on Ariake Clay for Evaluating Its Potential Use as a Landfill Barrier Material", *Applied Clay Science*, **Vol:32, No:1-2**, 14-24, (2006).

Ehrig, H.J., "Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate", *Waste Management Research*, **Vol:1**, 54-68, (1983).

- El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, O.J., "Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling", *Journal of Environmental Management*, **Vol:50**, 1-25, (1997).
- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., Alayli, B., "Temporal Variation of Leachate Quality from Pre-Sorted and Baled Municipal Solid Waste with High Organic and Moisture Content", *Waste Management*, **Vol:22, No:3**, 269-282, (2002).
- Eroğlu, V., "Su Tasfiyesi", *İstanbul Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi, ISBN:975-561-136-3, No:1609*, 80-81, (1999).
- Eshet, T., Ayolan, O., Shechter, M., "Valuation of Externalities of Selected Waste Management Alternatives a Comparative Review and Analysis", *Resources, Conservation and Recycling*, **Vol:46, No:4**, 335-364, (2006).
- Farquhar G. J., Rovers, F. A., "Gas Production During Refuse Decomposition", *Water Air and Soil Pollution*, **Vol:2**, 483-495, (1973).
- Frasconi, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G., Nocentini, M., "Long- Term Characterization, Lagoon Treatment and Migration Potential of Landfill Leachate A Case Study in an Active Italian Landfill", *Chemosphere*, **Vol:54**, 335-343, (2003).
- Gao, P., Chen, X., Shen, F., Chen, G., "Removal of Chromium (VI) from Wastewater by Combined Electrocoagulation-Electroflotation without a Filter", *Separation and Purification Technology*, **Vol:43, No:2**, 117-123, (2005).
- Garcia de Cortazar, A.L., Monzon, I.T., "Modulo 2: A New Version of an Integrated Simulation Model for Municipal Solid Waste Landfills", *Environmental Modelling & Software*, 1-14, (2006), (basım aşamasında).
- Gau, S.H., Chang, F.S., "Improved Fenton Method to Remove Recalcitrant Organics in Landfill Leachate", *Water Science and Technology*, **Vol:34**, 455-462, (1996).
- Gau, S.H., Chow, J.D., "Landfill Leachate Characteristics and Modelin of Municipal Solid Wastes Combined with Incinerated Residuals", *Journal Hazardous Materials*, **Vol:58**, 249-259, (1998).
- Gonçalves, M., Joyce, A., Alves, M., Correia, J.P., Marques, I.P., "Anodic Oxidation of Oleate for Wastewater Treatment", *Desalination*, **Vol:185**, 351-355, (2005).
- Gülensoy, H., "Kompleksometrinin Esasları ve Kompleksometrik Titrasyonlar", *Fatih yayınevi*, İstanbul, (1984).
- Hallbourg, R.R., Delfina, J.J., Miller, W.L., "Organic Priority Pollutants in Groundwater and Surface Water at Three Landfills in North Central Florida", *Water, Air and Soil Pollution*, **Vol:65**, 307-322, (1992).

- Hoilijoki, T.H., Kettunen, R.H., Rintala, J.A., "Nitrification of Anaerobically Pretreated Municipal Landfill Leachate at Low Temperature", *Water Research*, **Vol:34**, 1435-1446, (2000).
- Holmes, J.R., "Practical Waste Management", *John Wiley & Sons*, ISBN:0 471 10491 1, 209-352, (1983).
- Holt, P.K., Barton, G.W., Mitchell, C.A., "The Future for Electrocoagulation as a Localised Water Treatment Technology", *Chemosphere*, **Vol:59**, 355-367, (2005).
- Hu, C.Y., Lo, S.L., Kuan, W.H., "Effects of Co-Existing Anions on Fluoride Removal in Electrocoagulation (EC) Process Using Aluminum Electrodes", *Water Research*, **Vol:37, No:18**, 4513-4523, (2003).
- Hunsom, M., Pruksathorn, K., Damronglerd, S., Vergnes, H., Duverneuil, P., "Electrochemical Treatment of Heavy Metals (Cu^{+2} , Cr^{+6} , Ni^{+2}) from Industrial Effluent and Modeling of Copper Reduction", *Water Research*, **Vol:39, No:4**, 610-616, (2005).
- Im, J.H., Woo, H.J., Choi, M.W., Han, K.B., Kim, C.W., "Simultaneous Organic and Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate Using an Anaerobic-Aerobic System", *Water Research*, **Vol:35**, 2403-2410, (2001).
- Inan, H., Dimoglo, A., Şimşek, H., Karpuzcu, M., "Olive Oil Mill Wastewater Treatment by Means of Elektro-Coagulation", *Separation and Purification Technology*, **Vol:36, No:1**, 23-31, (2004).
- Irene, M., Lo, C., "Characteristics and Treatment of Leachates from Domestic Landfills", *Environment International*, **Vol:22**, 433-442, (1997).
- Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A., Parrella, A., "Toxicity Identification Evaluation of Leachates from Municipal Solid Waste Landfills a Multispecies Approach", *Chemosphere*, **Vol:52**, 85-94, (2003).
- İzaydaş, "İzmit Entegre Çevre Projesi Klinik ve Tehlikeli Atık Yakma ve Enerji Üretim Tesisi Deneme Yakma Planı", *İzmit Büyükşehir Belediyesi*, Kocaeli, (1999).
- Jeon, H.Y., Cho, S.H., Mun, M.S., Park, Y.M., Jang, J.W., "Assessment of Chemical Resistance of Textile Geogrids Manufactured with PET High-Performance Yarn", *Polymer Testing*, **Vol:24, No:3**, 339-345, (2005).
- Jeon, H.Y., "Chemical Resistance and Transmissivity of Nonwoven Geotextiles in Waste Leachate Solutions", *Polymer Testing*, **Vol:25, No:2**, 176-180, (2006).
- Jokela, J.P.Y., Kettunen, R.H., Sormunen K.M., Rintala, J.A., "Biological Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate, Low-Cost Nitrification in Biofilters and Laboratory Scale In-Situ Denitrification", *Water Research*, **Vol:36**, 4079-4087, (2002).

- Karnchanawong, S., Ikeguchi, T., Koottatep, S., "Characteristics of Leachate Produced from Simulated Landfill in Tropical Country", *Water Science and Technology*, **Vol:31, No:9**, 119-127, (1995).
- Kang, Y.W., Hwang, K.Y., "Effects Reaction Conditions on the Oxidation Efficiency in the Fenton Process", *Water Research*, **Vol:34**, 2786-2790, (2000).
- Kang, K.H., Shin, H.S., Park, H., "Characterization of Humic Substances Present in Landfill Leachates with Different Landfill Ages and Its Implications", *Water Research*, **Vol:36**, 4023-4032, (2002).
- Kargı, F., Pamukoglu, M.Y., "Repeated Fed-Batch Biological Treatment of Pre-Treated Landfill Leachate by Powdered Activated Carbon Addition", *Enzyme and Microbial Technology*, **Vol:34, No:5**, 422-428, (2004).
- Khelifa, A., Moulay, S., Naceur, A.W., "Treatment of Metal Finishing Effluents by the Electroflotation Technique", *Desalination*, **Vol:181, No:1-3**, 27-33, (2005).
- Kim, S.K., Matsui, S., Pareek, S., Shimizu, Y., Matsuda, T., "Biodegradation of Recalcitrant Organic Matter under Sulfate Reducing and Methanogenic Conditions in Landfill Column Reactors", *Water Science and Technology*, **Vol:36**, 91-98, (1997).
- Kim, S., Geissen, S., Volgepohl, A., "Landfill Leachate Treatment by a Photoassisted Fenton Reaction", *Water Science and Technology*, **Vol:35, No:4**, 239-248, (1997).
- Kim, T.H., Park, C., Lee, J., Shin, E.B., Kim, S., "Pilot Scale Treatment of Textile Wastewater by Combined Process (Fluidized Biofilm Process-Chemical Coagulation Electrochemical Oxidation)", *Water Research*, **Vol:36, No:16**, 3979-3988, (2002).
- Kim, S., Kim, T.H., Park, C., Shin, E.B., "Electrochemical Oxidation of Polyvinyl Alcohol Using a RuO₂/Ti Anode", *Desalination*, **Vol:155**, 49-57, (2003).
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., "Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate", *Environmental Science and Technology*, **Vol:32, No:4**, 297-336, (2002).
- Klomjek, P., Nitisoravut, S., "Constructed Treatment Wetland a Study of Eight Plant Species under Saline Conditions", *Chemosphere*, **Vol:58, No:5**, 585-593, (2005).
- Koerner, R.M., Soong, T.Y., "Leachate in Landfills the Stability Issues", *Geotextiles and Geomembranes*, **Vol:18**, 293-309, (2000).
- Kovatchva, V.K., Parlapanski, M.D., "Sono-Electrocoagulation of Iron Hydroxides", *Colloids and Surfaces A*, **Vol:149, No:1-3**, 603-608, (1999).

- Koyama, O., Kamagata, Y., Nakamura, K., "Degradation of Chlorinated Aromatics by Fenton Oxidation and Methanogenic Digester Sludge", *Water Research*, **Vol:28**, 895-899, (1994).
- Kurniawan, T.A., Lo, W.H., Chan, G.Y.S., "Physico-Chemical Treatments for Removal of Recalcitrant Contaminants from Landfill Leachate", *Journal of Hazardous Materials*, **Vol:B129, No:1-3**, 80-100, (2006).
- Küçükgül, O., "Katı Atık Düzenli Depolama Sahaları Sızıntı Suyu Özelliklerinin Değişimini İfade Eden Bir Matematiksel Model", Doktora Tezi, *İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü*, İstanbul, (1999).
- Kwong, B.G., Lee, D.S., Kang, N., Yoon, J., "Characteristics of *p*-Chlorophenol Oxidation by Fenton's Reagent", *Water Research*, **Vol:33**, 2110-2118, (1999).
- LaGrega, M.D., Buckingham, P.L. ve Evans, J.C., "Hazardous Waste Management", *McGraw-Hill International Editions, Civil Engineering Series, ISBN:0-07-019552-8*, 22-23, (1994).
- Larue, O., Vorobiev, E., Vu, C., Durand, B., "Electrocoagulation and Coagulation by Iron of Latex Particles in Aqueous Suspension", *Separation and Purification Technology*, **Vol:31, No:2**, 177-192, (2003).
- Li, X.Z., Zhao, Q.L., Hao, X.D., "Ammonium Removal from Landfill Leachate by Chemical Precipitation", *Waste Management*, **Vol:19, No:6**, 409-415, (1999).
- Li, X.Z., Zhao, Q.L., "Efficiency of Biological Treatment Affected by High Strength of Ammonium-Nitrogen in Leachate and Chemical Precipitation of Ammonium-Nitrogen as Pre-Treatment", *Chemosphere*, **Vol:44**, 37-43, (2001).
- Lopes de Morais, J., Zamora, P.P., "Use of Advanced Oxidation Processes to Improve the Biodegradability of Mature Landfill Leachates", *Journal Hazardous Materials*, **Vol:123, No:1-3**, 181-186, (2005).
- Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A., Di Pinto, A.C., "Fenton's Pre-Treatment of Mature Landfill Leachate", *Chemosphere*, **Vol:54**, 1005-1010, (2004).
- Mameri, N., Yeddou, A.R., Lounici, H., Belhocine, D., Grib, H., Bariou, B., "Defluoridation of Septentrional Sahara Water of North Africa by Electrocoagulation Process Using Bipolar Aluminium Electrodes", *Water Research*, **Vol:32, No:5**, 1604-1612, (1998).
- Martin, A.M., "Biological Degradation of Wastes", *Elsevier Applied Science, London and New York, ISBN:1-85166-635-4*, 234-235, (1991).
- Marttinen, S.K., Kettunen, R.H., Sormunen, K.M., Soimasuo, R.M., Rintala, J.A., "Screening of Physical-Chemical Methods for Removal of Organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates", *Chemosphere*, **Vol:46**, 851-858, (2002).

- Mason, B., "Principles of Geochemistry", *John Wiley&Sons Inc, London and New York*, 186-192, (1958).
- Meng, X., Bang, S., Korfiatis, G.P., "Removal of Selenocyanate from Water Using Elemental Iron", *Water Research, Vol:36, No:15*, 3867-3873, (2002).
- Meunier, N., Drogui, P., Montane, C., Hausler, R., Mercier, G., Blais, J.F., "Comparison Between Electrocoagulation and Chemical Precipitation for Metal Removal from Acidic Soil Leachate", *Journal of Hazardous Materials*, (2006).
- Modirshahla, N., Behnajady, M.A., Kooshaiian, S., "Investigation of the Effect of Different Electrode Connections on the Removal Efficiency of Tartrazine from Aqueous Solutions by Electrocoagulation", *Dyes and Pigments*, 1-9, (2006), (basım aşamasında).
- Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R., Cocke, D.L., "Electrocoagulation (EC)-Science and Applications", *Journal Hazardous Materials, Vol:B84, No:1*, 29-41, (2001).
- Mollah, M.Y.A., Morkovsky, P., Gomes, J.A.G., "Fundamentals, Present and Future Perspectives of Electrocoagulation", *Journal Hazardous Materials, Vol:B114, No:1-3*, 199-210, (2004).
- Moraes, B.P., Bertazzoli, R., "Electrodegradation of Landfill Leachate in a Flow Electrochemical Reactor", *Chemosphere, Vol:58*, 41-46, (2005).
- Morawe, B., Ramteke, D.S., Vogelpohl, A., "Activated Carbon Column Performance Studies of Biologically Treated Landfill Leachate", *Chemical Engineering and Processing, Vol:34*, 299-303, (1995).
- Muruganathan, M., Raju, G.B., Prabhakar, S., "Separation of Pollutants from Tannery Effluents by Electroflotation", *Separation and Purification Technology, Vol:40, No:1*, 69-75, (2004).
- Mwiganga, M., Kansiime, F., "The Impact of Mpererwe Landfill in Kampala Uganda, on the Surrounding Environment", *Physics and Chemistry of the Earth, Vol:30*, 744-750, (2005).
- Nissim, I., Shohat, T., Inbar, Y., "From Dumping to Sanitary Landfills Solid Waste Management in Israel", *Waste Management, Vol:25, No:3*, 323-327, (2004).
- Ntampou, X., Zouboulis, Samaras, P., "Appropriate Combination of Physico-Chemical Methods (Coagulation/Flocculation and Ozonation) for the Efficient Treatment of Landfill Leachates", *Chemosphere, Vol:62, No:5*, 722-730, (2006).
- Olivier, J.G.J., Bouwman, A.F., Berdowski, J.J.M., Veldt, C., Bloos, J.P.J., Visschedijk, A.J.H., "Sectoral Emission Inventories of Greenhouse Gases for 1990 on a per Country Basis as well as on 1x1", *Environmental Science Policy, Vol:2, No:3*, 241-263, (1999).

- Osako, M., Kim, Y.J., Sakai, S.İ., “Leaching of Brominated Flame Retardants in Leachate from Landfills in Japan”, *Chemosphere*, **Vol:57**, 1571-1579, (2004).
- Ozkaya, B., Demir, A., Bilgili M.S., “Mathematical Simulation and Long-Term Monitoring of Leachate Components from Two Different Landfill Cells”, *Journal Hazardous Materials*, (2005), (basım aşamasında).
- Öman, C., Hynning, P.A., “Identification of Organic Compounds in Municipal Landfill Leachates”, *Environmental Pollution*, **Vol:80**, 265-271, (1993).
- Özeler, D., Yetis, Ü., Demirer, G.N., “Life Cycle Assessment of Municipal Solid Waste Management Methods: Ankara Case Study”, *Environment International*, **Vol:32**, 405-411, (2006).
- Özgürses, M.T., “Elektrokoagülasyon ile Reaktif Tekstil Boya Çözeltilerinin Arıtımı”, Yüksek Lisans Tezi, *Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü*, Kocaeli, 39-75, (2003).
- Öztürk, I., Altınbaş, M., Koyuncu, I., Arkan, O., Gomec-Yangın, Ç., “Advanced Physico-chemical treatment Experiences on Young Municipal Landfill Leachates”, *Waste Management*, **Vo:23, No:5**, 441-446, (2003).
- Panizza, M., Solisio, C., Cerisola, G., “Electrochemical Remediation of Copper (II) from an Industrial Effluent Part II: Three-Dimensional Foam Electrodes”, *Resources, Conservation and Recycling*, **Vol:27, No:4**, 299-307, (1999).
- Panizza, M., Cerisola, G., “Influence of Anode Material on the Electrochemical Oxidation of 2-Naphthol Part 2. Bulk Electrolysis Experiments”, *Electrochimica Acta*, **Vol:49**, 3221-3226, (2004).
- Panizza, M., Cerisola, G., “Olive Mill Wastewater Treatment by Anodic Oxidation with Parallel Plate Electrodes”, *Water Research*, **Vol:40, No:6**, 1179-1184, (2006).
- Pavese, N.S., Bodrossy, L., Reichenauer, T.G., Weilharter, A., Sessitsch, A., “16rRNA Based T-RFLP Analysis of Methane Oxidising Bacteria Assessment, Critical Evaluation of Methodology Performance and Application for Landfill Site Cover Soils”, *Applied Soil Ecology*, **Vol:31, No:3**, 251-266, (2006).
- Polprasert, D., Liyanage L.R.J., “Hazardous Waste Generation and Processing”, *Resources, Conservation and Recycling*, **Vol:16**, 213-226, (1996).
- Poon, C.P.C., “Electroflotation for Groundwater Decontamination” *Journal Hazardous Materials*, **Vol:55, No:1-3**, 159-170, (1997).
- Rajkumar, D., Palanivelu, K., “Electrochemical Treatment of Industrial Wastewater”, *Journal Hazardous Materials*, **Vol:B113, No:1-3**, 123-129, (2004).

Reinhart, D.R. ve Pohland, F.G., "The Assimilation of Organic Hazardous Wastes by Municipal Solid Waste Landfills", *Journal Industrial Microbiology*, **Vol:8**, 193-200, (1991).

Reinhart, D.R., "A Review of Recent Studies on the Sources of Hazardous Compounds Emitted from Solid Waste Landfills a US Experience", *Waste Management Research*, **Vol:11, No:3**, 257-268, (1993).

Rivas, F.J., Beltran, F.J., Frades, J., Buxeda, P., "Oxidation of *p*-Hydroxybenzoic Acid by Fenton's Reagent", *Water Research*, **Vol:35**, 387-396, (2001).

Rivas, F.J., Beltran, F.J., Gimeno, O., Acedo, B., Carvalho, F., "Stabilized Leachates Ozone-Activated Carbon Treatment and Kinetics" *Water Research*, **Vol:37**, 4823-4834, (2003).

Rivas, F.J., Beltran, F.J., Gimeno, O., Frades, J., Carvalho, F., "Adsorption of Landfill Leachates onto Activated Carbon Equilibrium and Kinetics", *Journal Hazardous Materials*, **Vol:B131, No:1-3**, 170-178, (2006).

Sakalis, A., Mpoulmpasakos, K., Nickel, U., Fytianos, K., Voulgaropoulos, "Evaluation of a Novel Electrochemical Pilot Plant Process for Azodyes Removal from Textile Wastewater", *Chemical Engineering Journal*, **Vol:111, No:1**, 63-70, (2005).

Sakalis, A., Fytianos, K., Nickel, U., Voulgaropoulos, A., "A Comparative Study of Platinised Titanium and Niobe/Synthetic Diamond as Anodes in the Electrochemical Treatment of Textile Wastewater", *Chemical Engineering Journal*, **Vol:119, No:2-3**, 127-133, (2006).

San, I., Onay, T.T., "Impact of Various Leachate Recirculation Regimes on Municipal Solid Waste Degradation", *Journal Hazardous Materials*, **B87**, 259-271, (2001).

Sang, N., Li, G., Xin, X., "Municipal Landfill Leachate Induces Cytogenetic Damage in Root Tips of *Hordeum Vulgare*", *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **Vol:63**, 469-473, (2006).

Schrab, G.E., Brown, K.W., Donnelly, K.C., "Acute and Genetic Toxicity of Municipal Landfill Leachate", *Water Air and Soil Pollution*, **Vol:69**, 99-112, (1993).

Scott, K., "Electrochemical Processes for Clean Technology", *The Royal Society of Chemistry*, Cambridge, UK, 12-62, (1995).

Shu, H.Y., Fan, H.J., Chang, M.C, Hsieh, W.P., "Treatment of MSW Landfill Leachate by a Thin Gap Annular UV/H₂O₂ Photoreactor with Multi-UV Lamps", *Journal Hazardous Materials*, **Vol:B129**, 73-79, (2006).

Slack, R.J., Gronow J.R. ve Voulvoulis, N., “House Hazardous Waste in Municipal Landfills: Contaminants in Leachate”, *Science of the Total Environment*, **Vol:337**, 119-137 (2004).

Slack, R.J., Gronow J.R., Voulvoulis, N., “Hazardous Components of Household Waste”, *Environmental Science & Technology*, **Vol:34**, 419-445, (2004).

Silva, A.C., Dezotti, M., Sant’Anna, G.L., “Treatment and Detoxification of Sanitary Landfill Leachate”, *Chemosphere*, **Vol:55**, 207-214, (2004).

Solisio, C., Panizza, M., Paganelli, P., Cerisola, G., “Electrochemical Remediation of Copper (II) from an Industrial Effluent Part I: Monopolar Plate Electrodes”, *Resources, Conservation and Recycling*, **Vol:26, No:2**, 115-124, (1999).

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, **19th ed.**, *APHA, AWWA, WPCF*, Washington, DC., (1995).

Steensen, M., “Chemical Oxidation for the Treatment of Leachate-Process Comparison and Results from Full Scale Plants”, *Water Science and Technology*, **Vol:35**, 249-256, (1997).

Şengül, F., Küçükgül, E.Y., “Çevre Mühendisliğinde Fiziksel-Kimyasal Temel İşlemler ve Süreçler”, *DEÜ Mühendislik Fakültesi*, **No:153**, 7.1-7.23, (1995).

Tauchert, E., Schneider, S., Lopes de Morais, J., Peralta-Zamora, P., “Photochemically Assisted Electrochemical Degredation of Landfill Leachate”, *Chemosphere*, (2006), (basım aşamasında).

Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I., “A Field Investigation of the Quantity and Quality of Leachate from a Municipal Solid Waste Landfill in a Mediterranean Climate”, *Advances in Environmental Research*, **Vol:6**, 207-219, (2002).

T.C. Kocaeli Valiliği İl Çevre ve Orman Müdürlüğü, “Kocaeli İli Çevre Durum Raporu”, 394-404, (2003).

Tchobanoglous, G., Theise, H., Vigil S., “Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues”, *Mc-Graw-Hill Inc.*, Singapore, 6-389, (1993).

Timur, H., Ozturk, I., “Anaerobic Sequencing Batch Reactor Treatment of Landfill Leachate”, *Water Research*, **Vol:33**, 3225-3230, (1999).

Tränkler, J., Visvanathan, C., Kuruparan, P., Tubtimthai, O., “Influence of Tropical Seasonal Variations on Landfill Leachate Characteristics Result from Lysimeter Studies”, *Waste Management*, **Vol:25, No:10**, 1013-1020, (2005).

Trebouet, D., Schlumpf, J.P., Jaounen, P., Quemeneur, F., “Stabilized Landfill Leachate Treatment by Combined Physicochemical-Nanofiltration Processes”, *Water Research*, **Vol:35**, 2935-2942, (2001).

Türk Çevre Mevzuatı, “Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği”, *Türkiye Çevre Vakfı Yayınları, Cilt:1*, 855-956, (1991).

Vesilind, P.A., Worrell, W.A., Reinhart, D.R., “Solid Waste Engineering”, *Brooks-Cole/Thomson Learning, ISBN:0-534-37814-5*, 17-153, (2002).

Vlyssides, A.G., Karlis, P.K., Zorpas, A.A., “Electrochemical Oxidation of Noncyanide Strippers Wastes”, *Environment International, Vol:25, No:5*, 663-670, (1999).

Vlyssides, A.G., Loizidou, M., Karlis, P.K., Zorpas, A.A., Papaioannou, D., “Electrochemical Oxidation of a Textile Dye Wastewater Using a Pt/Ti Electrode”, *Journal of Hazardous Materials, B70, No:1-2*, 41-52, (1999).

Vlyssides, A.G., Papaioannou, D., Loizidou, M., Karlis, P.K., Zorpas, A.A., “Testing an Electrochemical Method for Treatment of Textile Dye Wastewater”, *Waste Management, Vol:20*, 569-574, (2000).

Walter, J., Weber, J.R., “Physicochemical Processes for Water Quality Control”, *Wiley-Interscience, ISBN:0-471-92435-0*, 61-103, (1972).

Wang, Z., Zhang, Z., Lin, Y., Deng, N., Tao, T., Zhuo, K., “Landfill Leachate Treatment by a Coagulation-Photooxidation Process”, *Journal Hazardous Materials, Vol:95, No:1-2*, 153-159, (2002).

White, J., Robinson, J., Qingchao, R., “Modelling the Biochemical Degradation of Solid Waste in Landfills”, *Waste Management, Vol:24, No:3*, 227-240, (2004).

Wieckowski, A., “Interfacial Electrochemistry: Theory, Experiment and Applications”, *Dekker*, (1999).

Wilson, D.C., “Waste Management Planning, Evaluation, Technologies”, *Clarendon Press Oxford, ISBN:0 19 859001 6*, 192-235, (1981).

Wu, J.J., Wu, C.C., Ma, H.W., Chang, C.C., “Treatment of Landfill Leachate by Ozone Based Advanced Oxidation Processes”, *Chemosphere, Vol:54*, 997-1003, (2004).

Yalçın, F. ve Demirer, G. N., “Performance Evaluation of Landfills with the HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) Model: Izmit Case Study”, *Environmental Geology, Vol:42, No:7*, 793-799, (2002).

Yasuhara, A., Shiraishi, H., Nishikawa, M., Yamamoto, T., Uehiro, T., Nakasugi, O., “Determination of Organic Components in Leachates from Hazardous Waste Disposal Sites in Japan by Gas Chromatography-Mass Spectrometry”, *Journal Chromatography A, Vol:774*, 321-332, (1997).

Zairi, M., Ferchichi, M., Ismail, A., Jenayeh, M., Hammami, H., “Rehabilitation of El Yahoudia Dumping Site Tunisia”, *Waste Management*, **Vol:24, No:10**, 1023-1034, (2004).

Zhu, W., Yang, Z., Wang, L., “Application of Ferrous Hydrogen Peroxide for Treatment of DSD Acid Manufacturing Process Wastewater”, *Water Research*, **Vol:35**, 2087-2091, (2001).

Zito, R., “Electrochemical approaches to Water Processing”, *Technology Research Laboratories*, (1999).

EKLER

EK A: ÇALIŞMADA KULLANILAN CİHAZLARIN LİSTESİ

Fotometre (Merck-SQ118)

pH-metre (Solomat-520C)

Etüv (Venticell-MMM)

Güç Kaynağı (Mersan)

KOİ Termoreaktör (Velp-Eco16)

Otomatik Büret (Digitrat-Isolab)

Atomik Absorpsiyon Spektrometresi (Perkin Elmer-SIMAA 6000)

Mikrodalga Fırın (Milestone-Ethos 1600)

Yazıcı (Milestone-Terminal 240)

TOK Ölçüm Cihazı (Sievers-2244 AP)

Hassas Terazı (Sartorius-BA210S)

AKM Düzeneği (Sartorius)

Filtre Kağıdı (Millipore-AP40 047 05)

EK B: ÇALIŞMADA KULLANILAN KİMYASAL MADDELERİN LİSTESİ

$\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$: Baker
KNO_3	: Baker
$\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$: Merck
CH_3COOH (%99-100)	: Baker
$\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$: Carlo Erba
Na_2SO_4	: Fluka
NaOH	: Merck
H_2SO_4 (%95-97)	: Merck
HCl (%36-38)	: Baker
HNO_3 (%65)	: Merck
H_2O_2 (%30)	: Merck
KMnO_4	: Carlo Erba
$\text{C}_4\text{H}_6\text{O}_6$ (tartarik asit)	: Merck
$\text{C}_7\text{H}_6\text{O}_6\text{S} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$: Merck
$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$: Baker
NH_4VO_3	: Acros
KH_2PO_4	: Merck
Ag_2SO_4	: R.P. Normapur
$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$: Merck
$(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$: Merck
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$: Merck
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$: Merck
HgSO_4	: Merck
Al	: Merck
$\text{C}_{10}\text{H}_{14}\text{N}_2\text{Na}_2\text{O}_8 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$: Merck

ÖZGEÇMİŞ

1975 yılında İstanbul'da doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini İstanbul'da tamamladı. 1993 yılında girdiği Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden, 1997 yılında Çevre Mühendisi olarak mezun oldu.

1997 yılında Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda başladığı Yüksek Lisans Öğrenimini 2000 yılında tamamladı.

1998 yılında Kocaeli Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü'nde Arş. Gör. olarak başladığı görevine halen devam etmektedir.