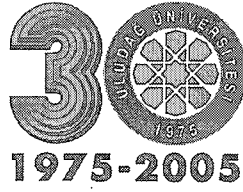


168203



T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**SIZINTI SULARININ FİZİKSEL, KİMYASAL VE İLERİ ARITMA
(ADSORPSİYON) YÖNTEMLERİ İLE ARITILMASI VE ARITMA
SONUÇLARININ KARŞILAŞTIRILMASI**

Melike YALILI

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

BURSA - 2005



**T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**SIZINTI SULARININ FİZİKSEL, KİMYASAL VE İLERİ ARITMA
(ADSORPSİYON) YÖNTEMLERİ İLE ARITILMASI VE ARITMA
SONUÇLARININ KARŞILAŞTIRILMASI**

Melike YALILI

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI**

BURSA – 2005




T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ


SIZINTI SULARININ FİZİKSEL, KİMYASAL VE İLERİ ARITMA
(ADSORPSİYON) YÖNTEMLERİ İLE ARITILMASI VE ARITMA
SONUÇLARININ KARŞILAŞTIRILMASI


Melike YALILI

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

Bu tez 28.06.2005 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oybirliği ile kabul edilmiştir.


Prof.Dr. Kadir KESTİOĞLU
(Danışman)


Doç.Dr. M. Abdülhalik İSKENDER
(Üye)


Yrd.Doç.Dr. Seval Kutlu AKAL SOLMAZ
(Üye)

ÖZET

Bu araştırma kapsamında, sızıntı sularının oluşum mekanizmaları incelenmiş, sızıntı sularının karakterizasyonu belirlenmiş ve sızıntı sularının arıtımında kullanılmakta olan teorik arıtma yöntemlerinden fiziko-kimyasal arıtma yöntemleri, biyolojik arıtma yöntemleri ve ileri arıtma yöntemlerinin genel ilkeleri verilmiştir.

Sızıntı sularının arıtımına ışık tutabilecek fiziko-kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları (kireç, alümin ve $FeCl_3$), amonyak sıyırma sistemleri, ileri arıtma yöntemleri (fenton reaktifi, adsorpsiyon, ozonlama ve UV- H_2O_2) ve evsel atıksularla birlikte arıtım yöntemleri uygulanmış ve sızıntı sularının kirlilik giderimine ait veriler elde edilmiştir.

Fiziko-kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları ile KOİ değerleri 39300 mg/L'den 10970 mg/L'ye düşürülmüş, ileri arıtma yöntemleri ile de KOİ 3240 mg/L mertebelerine kadar indirilmiştir. Arıtılabilirlik çalışmaları sonuçlarına göre oluşturulabilecek olan arıtma alternatifleri ortaya konmuştur.

Elde edilen bulguların irdelenmesi sonucunda, kireçle ön arıtma + evsel atıksularla birlikte arıtma min maliyetli en uygun arıtma alternatifi seçilmiş ve bu alternatifte KOİ hariç kanalizasyona deşarj kriterleri sağlanabilmiştir. Kanalizasyona deşarj şartını sağlayan kimyasal arıtma + fotooksidasyon prosesi ve arıtma tesisi bulunmayan beldeler için yüzeysel suya deşarj edilebilecek fiziko-kimyasal arıtma + adsorpsiyon arıtma ünitelerini içeren arıtma alternatifi de sunulmuş ve sunulan bütün alternatifler boyutlandırılmıştır. Boyutlandırılan ünitelerin yatırım ve işletme maliyetleri de ortaya konarak önerilen metotlar karşılaştırılmıştır.

KOİ hariç kanalizasyona deşarj kriterlerini sağlayan bir arıtma tesisi kurulduğunda günümüz şartlarına göre 61000 \$ ilk yatırım maliyetinin ve 5 \$ / m^3 işletme maliyetinin olabileceği, kanalizasyona deşarj kriterlerini sağlayan bir arıtma tesisi kurulduğunda 167000 \$ ilk yatırım maliyetinin ve 8.8 \$ / m^3 işletme maliyetinin olabileceği, yüzeysel sulara deşarj kriterlerini sağlayan bir arıtma tesisi kurulması istediğinde ise 134000 \$ ilk yatırım maliyetinin ve 18 \$ / m^3 işletme maliyetinin olabileceği ortaya konmuştur.

Anahtar Kelimeler : Sızıntı suyu, fizikokimyasal arıtma, ileri arıtma, respirometrik metotlar, arıtma maliyeti, boyutlandırma.

ABSTRACT

In this research, production mechanisms, wastewater and flow characteristics of leachate of solid waste dumping sites were investigated and determined. Fundamentals of physicochemical, biological and advanced treatment methods using in leachate treatment were given in this report as theoretically.

For the treating of leachate, different alternative treatment methods such as physicochemical treatment (lime, ferric chloride and aluminium sulphate) and air stripping systems, advanced treatment methods (fenton reaction, ozonation, adsorption and UV/H₂O₂) and combined with domestic wastewater treatment methods were investigated and pollutant removal efficiencies of these processes were determined.

In physicochemical and advanced treatability studies, COD was reduced from 39300 mg/L to 10970 mg/L and 3240 mg/L respectively. In the light of treatability studies, alternative treatment flow diagrams were assessed.

At the end of the investigation of collected data, prior treatment with lime + combined with domestic wastewater treatment methods which cost's are min were selected and suitable for sanitation discharge, but in this alternative COD parameter wasn't obtained for sanitation discharge. Chemical treatment + fotooksidation processes were suitable for sanitation discharge and physicochemical treatment and adsorption methods are possible treatment alternative for small communities, which does not have the central wastewater treatment plant, for the discharge to the surface waters of leachate. These treatment alternatives were designed and capital and operational costs and applicability of these alternatives were determined and discussed.

Capital and operational costs of treatment alternatives for sanitation discharge (COD except discharge obtaining alternative), sanitation discharge and surface water discharge were determined as 61000 USD and 5 USD/m³, 167000 USD and 8.8 USD/m³ and 134000 USD and 18 USD/m³ respectively.

Key Words : Leachate, physicochemical treatment, advanced treatment, respirometric methods, treatment cost, design.

İÇİNDEKİLER

	Sayfa No
ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
İÇİNDEKİLER.....	iii
SİMGELER DİZİNİ.....	v
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xi
1- GİRİŞ.....	1
2- KAYNAK ARAŞTIRMASI.....	4
2.1. Katı Atıkların Tanımı.....	4
2.2. Katı Atıkların Bertaraf Yöntemleri.....	7
2.3. Düzenli Katı Atık Depolama Tesislerinde Sızıntı Suyu Toplama Sistemleri..	12
2.4. Sızıntı Suyu Oluşumu ve Miktarı.....	15
2.5. Sızıntı Suyu Özellikleri ve Karakterizasyonu.....	22
2.5.1. İlk Düzenleme Aşamasındaki Sızıntı Suyu.....	26
2.5.2. Geçiş Aşamasındaki Sızıntı Suyu.....	26
2.5.3. Asit Oluşum Aşamasındaki Sızıntı Suyu.....	26
2.5.4. Metan Fermantasyon Aşamasındaki Sızıntı Suyu.....	27
2.5.5. Olgunlaşma Aşamasındaki Sızıntı Suyu.....	27
2.6. Sızıntı Suyu Arıtma Olanakları.....	35
2.6.1. Fiziko-Kimyasal Arıtma Yöntemleri.....	35
2.6.2. Biyolojik Arıtma Yöntemleri.....	41
2.6.3. İleri Arıtma Yöntemleri.....	50
2.6.4. Respirometrik Yöntemle Sızıntı Sularının Biyolojik Arıtılabilirliğinin Araştırılması.....	61
2.6.4.1. Respirometre Tanımı ve Çalışma Prensipleri.....	61
2.6.4.2. Respirometrik Ölçümlerle Atıksu Toksisitesinin Belirlenmesi.....	61
3- MATERYAL ve YÖNTEM.....	64
3.1. Materyal.....	64
3.1.1. Bursa İli Hamitler Vadisi Düzenli Katı Atık Depolama Tesisleri.....	64
3.2. Deneysel Metot.....	65
3.2.1. Atıksu Karakterizasyonu.....	65
3.2.2. Fiziko-Kimyasal Arıtılabilirlik Çalışmaları.....	68
3.2.2.1. Kireçle Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları.....	68
3.2.2.2. Alüminyum Sülfat ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) Kullanılarak Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları.....	70

3.2.2.3. Demir (III) Klorür (FeCl_3) Kullanılarak Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları.....	71
3.2.2.4. Amonyak Sıyırma Sistemleri.....	73
3.2.3. İleri Arıtma Yöntemleri İle Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları.....	74
3.2.3.1. Fenton Reaktifi ($\text{Fe}(\text{SO}_4) \cdot 7\text{H}_2\text{O} + \text{H}_2\text{O}_2$) ile Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları.....	74
3.2.3.2. Adsorpsiyon ile Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları.....	77
3.2.3.3. Ozonlama ile Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları.....	80
3.2.3.4. UV – H_2O_2 Prosesi ile Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları.....	81
3.2.4. Sızıntı Suyunun Arıtımına Yönelik Olarak Yapılan Respirimetrik Çalışmalar.....	84
3.2.4.1. Sızıntı Suyu ile Respirimetrik Ölçümlerin Yapılması.....	85
3.3. Uygulanabilir Sızıntı Suyu Arıtma Tesislerinin Önerilmesi.....	93
3.3.1. Kimyasal Arıtma ve Amonyak Sıyırma Sonrası Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılabilme Alternatifi (KOİ Hariç Deşarj Kriterini Sağlayan Alternatif).....	93
3.3.2. Kanalizasyona Deşarj Kriterini Sağlayan Arıtma Tesisi Akım Şemasının Oluşturulması.....	96
3.3.3. Yüzeysel Sulara Deşarj Kriterini Sağlayan Arıtma Tesisi Akım Şemasının Oluşturulması.....	98
3.3.4. Önerilen Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi Akım Şemalarının Boyutlandırılması.....	101
3.3.4.1. Kimyasal Arıtma ve Amonyak Sıyırma Sonrası Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılabilme Alternatifinin Boyutlandırılması (KOİ Hariç Deşarj Kriterini Sağlayan Alternatif).....	101
3.3.4.2. İkinci Kademe Sızıntı Suyu Arıtma Tesisinin Boyutlandırılması.....	132
3.3.4.3. Üçüncü Kademe Sızıntı Suyu Arıtma Tesisinin Boyutlandırılması.....	134
3.3.5. Önerilen Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi Akım Şemalarının Maliyet ve Arıtma Verimleri Yönünden Karşılaştırılması.....	144
4- ARAŞTIRMA SONUÇLARI ve TARTIŞMA.....	147
KAYNAKLAR.....	149
TEŞEKKÜR.....	155
ÖZGEÇMİŞ.....	156

SİMGELER DİZİNİ

Al(OH)_3	Alüminyum hidroksit
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	Alüminyum sülfat
As	Arsenik
Ca	Kalsiyum
Ca(OCl)_2	Kalsiyum hipoklorit
Ca(OH)_2	Kalsiyum hidroksit
CaCO_3	Kalsiyum karbonat
CaSO_4	Kalsiyum sülfat
Cd	Kadmiyum
CH_4	Metan
Cl_2	Klor
Cl^-	Klorür
C / N	Karbon / Azot
CN^-	Siyanür
CO	Karbonmonoksit
CO_2	Karbondioksit
Co	Kobalt
Cr	Krom
Cu	Bakır
F	Florür
Fe	Demir
FeCl_3	Demir (III) klorür
Fe(OH)_3	Demir hidroksit
FeSO_4	Demir sülfat
F / M	Substrat / mikroorganizma
H	Hidrojen
Hg	Civa
H_2O	Su
H_2O_2	Hidrojen peroksit
H_2SO_4	Sülfirik asit

K	Potasyum
Mg	Magnezyum
Mn	Mangan
N	Azot
Na	Sodyum
NaOCl	Sodyum hipoklorit
NH₃-N	Amonyak azotu
NH₄-N	Amonyum azotu
Ni	Nikel
NO₃-N	Nitrat azotu
O₃	Ozon
OH	Hidroksil
Q	Debi
P	Fosfor
Pb	Kurşun
Ph	Fenol
SO₄	Sülfat
USD (\$)	Dolar
Zn	Çinko

Kısaltmalar

AÇ	Aktif çamur
AKR	Ardışık kesikli reaktör
AOX	Adsorplanabilen organik halojen
BOİ	Biyokimyasal oksijen ihtiyacı
Ç.O.	Çözünmüş oksijen
GAC	Granül aktif karbon
HDPE	Yüksek yoğunluklu polietilen
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı
MLSS (AKM)	Askıda katı madde
MLVSS	Uçucu askıda katı madde

NŞA	Normal şartlar altında
OUR	Oksijen tüketim hızı
SS	Sızıntı suyu
TAKM	Toplam askıda katı madde
TALK	Toplam alkalinite
TDS	Toplam çözünmüş katı madde
TH	Toplam sertlik
TKM	Toplam katı madde
TKN	Toplam Kjendhal azotu
TKR	Tam karışimli kesikli reaktör
TOK	Toplam organik karbon
TUA	Uçucu organik asit
UASB	Anaerobik çamur yataklı reaktör
UV	Ultraviöle
WHO	Dünya Sağlık Örgütü

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa No
Şekil 2.1 Düzenli depolama sahasının alan yöntemiyle doldurulması.....	10
Şekil 2.2. Deponilerde sızıntı suyu ve gaz sızdırmazlık sistemi.....	11
Şekil 2.3. Sızıntı suyu toplama sistemi en kesiti.....	14
Şekil 2.4. Çift borulu sızıntı suyu toplama sistemi.....	14
Şekil 2.5. Eğimli teras yöntemiyle sızıntı suyu toplama sistemi.....	15
Şekil 2.6. Sızıntı suyu oluşumu ve katı atıklardan sızıntı suyuna kirletici geçişi.....	16
Şekil 2.7. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları.....	17
Şekil 2.8. Bir depo yerinde su kütle dengesi.....	19
Şekil 2.9. Alıcı ortama deşarj için arıtma alternatifleri.....	57
Şekil 2.10. Alıcı ortama deşarj için arıtma alternatifleri.....	58
Şekil 2.11. Alıcı ortama deşarj için arıtma alternatifleri.....	59
Şekil 2.12. Alıcı ortama deşarj için arıtma alternatifleri.....	60
Şekil 2.13. Çözünmüş oksijenin zamana bağlı değişimi (OUR hesaplanması).....	63
Şekil 3.1. Amonyakın zamana bağlı giderimi.....	74
Şekil 3.2. Langmuir izoterm grafiği.....	78
Şekil 3.3. Adsorpsiyon ünitesi şematik gösterimi.....	79
Şekil 3.4. Adsorpsiyon kolonlarının şematik gösterimi.....	79
Şekil 3.5. Ozonlama düzeneği şematik gösterimi.....	80
Şekil 3.6. Ozonlama ile KOİ giderim değerleri.....	81
Şekil 3.7. UV- H ₂ O ₂ prosesi için kullanılan düzenek.....	82
Şekil 3.8. T = 10°C, 200 mg / L H ₂ O ₂ için KOİ giderimi.....	83
Şekil 3.9. T = 10°C, pH = 3 için KOİ giderimi.....	84

Şekil 3.10. Solunum aktivite ölçüm sistemi.....	86
Şekil 3.11. Aktif çamurun solunum aktivite eğrisi.....	86
Şekil 3.12. 1/1 oranında seyreltilen ham sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi.....	86
Şekil 3.13. 1/2 oranında seyreltilen ham sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi.....	87
Şekil 3.14. 2/1 oranında seyreltilen ham sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi.....	87
Şekil 3.15. % 2 oranında seyreltilen ham sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi.....	87
Şekil 3.16. % 5 oranında seyreltilen ham sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi.....	88
Şekil 3.17. % 10 oranında seyreltilen ham sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi... ..	88
Şekil 3.18. Kireçle arıtılan ve 1/1 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi.....	88
Şekil 3.19. Kireçle arıtılan ve 1/2 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi.....	89
Şekil 3.20. Kireçle arıtılan ve 2/1 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi.....	89
Şekil 3.21. Kireçle arıtılan, amonyağı sıyrılan ve % 5 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi.....	89
Şekil 3.22. Kireçle arıtılan, amonyağı sıyrılan ve % 10 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi.....	90
Şekil 3.23. Kireçle arıtılan, amonyağı sıyrılmayan ve % 5 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi.....	90
Şekil 3.24. Kireçle arıtılan, amonyağı sıyrılmayan ve % 10 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi.....	90
Şekil 3.25. Sızıntı suyu ve evsel atıksu arıtma tesisi akım şeması.....	94
Şekil 3.26. Kimyasal arıtma, amonyak sıyırma ve UV-H ₂ O ₂ fotooksidasyon işlemlerini gösteren arıtma tesisi akım şeması.....	97
Şekil 3.27. Kimyasal arıtma, amonyak sıyırma ve adsorpsiyon tekniklerinin birlikte uygulandığı arıtma tesisi akım şeması.....	99
Şekil 3.28. Dengeleme tankı şematik gösterimi.....	106
Şekil 3.29. pH ayarlama ve hızlı karıştırma tankı şematik gösterimi.....	108

Şekil 3.30. Yavaş karıştırma tankı şematik gösterimi.....	110
Şekil 3.31. Kimyasal çöktürme tankı şematik gösterimi.....	111
Şekil 3.32. Amonyak sıyırma tankı şematik gösterimi.....	115
Şekil 3.33. Nötralizasyon tankı şematik gösterimi.....	117
Şekil 3.34. Ön çökeltim tankı şematik gösterimi.....	122
Şekil 3.35. Dengeleme tankı şematik gösterimi.....	124
Şekil 3.36. Havalandırma tankı şematik gösterimi.....	129
Şekil 3.37. Son çökeltim tankı şematik gösterimi.....	131
Şekil 3.38. Fotooksidasyon ünitesi şematik gösterimi.....	133
Şekil 3.39. Adsorpsiyon kolonunun şematik gösterimi.....	136



ÇİZELGELER DİZİNİ

	Sayfa No
Çizelge 2.1. Türkiye’de bazı illerdeki evsel katı atık bileşenleri.....	7
Çizelge 2.2. Asidik ve metanojenik sızıntı suyunun genel kompozisyonu.....	24
Çizelge 2.3. Sızıntı suyu kompozisyonu.....	25
Çizelge 2.4. Sızıntı suyu kompozisyonunun ayrışma aşamalarına bağlı değişimi.....	28
Çizelge 2.5. Sızıntı suyu özelliklerinin depo yaşı ile değişimi.....	29
Çizelge 2.6.a) Sızıntı suyu kirlilik yüklerinin sınıflandırılması.....	29
Çizelge 2.6.b) Sızıntı suyu kirlilik yüklerinin sınıflandırılması.....	30
Çizelge 2.7. Sızıntı suyu karakterizasyonları.....	31
Çizelge 2.8. Ülkemizde yapılan çalışmalarda tespit edilen sızıntı suyu karakterizasyonları.....	33
Çizelge 2.9.a) Anaerobik arıtmada ağır metal giderimi.....	44
Çizelge 2.9.b) Anaerobik toprak alkali metal giderimi.....	44
Çizelge 2.10. Sızıntı suyu arıtma işlemlerinin verimi.....	49
Çizelge 3.1. Hamitler Katı Atık Düzenli Depolama Sahası, 01.07.2000 ile 29.09.2000 tarihleri arasındaki sızıntı suyu karakterizasyonu.....	65
Çizelge 3.2. 1998, 1999 ve 2000 yıllarına ait ortalama sızıntı suyu analiz sonuçları.....	66
Çizelge 3.3. Alınan sızıntı suyu numunelerine ait özellikler.....	67
Çizelge 3.4. Alınan sızıntı suyu numunelerinin karakterizasyonu.....	67
Çizelge 3.5. Kireçle arıtılmış I no’lu ham sızıntı suyunun karakterizasyonu ve giderme verimleri.....	69
Çizelge 3.6. Kireçle arıtılmış III no’lu ham sızıntı suyunun karakterizasyonu ve giderme verimleri.....	70
Çizelge 3.7. Alüm ile yapılan deney sonuçları.....	71
Çizelge 3.8. Demir (III) klorür ile yapılan deney sonuçları.....	72

Çizelge 3.9. 15.06.2004 tarihinde alınan sızıntı suyu numunesinin karakterizasyonu.....	73
Çizelge 3.10. %20'lik Ca(OH) ₂ kullanılarak yapılan arıtılabilirlik çalışmaları.....	74
Çizelge 3.11. 1500 mg / L FeSO ₄ dozuna karşılık H ₂ O ₂ dozlarıyla yapılan fenton deneyleri.....	75
Çizelge 3.12. 2500 mg / L FeSO ₄ dozuna karşılık H ₂ O ₂ dozlarıyla yapılan fenton deneyleri.....	76
Çizelge 3.13. Langmuir izotermi hesap değerleri.....	78
Çizelge 3.14. Ozonlama ile elde edilen KOİ giderim değerleri.....	81
Çizelge 3.15. 200 mg / L H ₂ O ₂ , T = 10°C ve pH = 3, 5 ve 7 için KOİ giderim değerleri.....	82
Çizelge 3.16. T = 10°C, pH = 3, H ₂ O ₂ = 200, 250, 300 ve 400 mg / L için KOİ giderim değerleri.....	85
Çizelge 3.17. Hamitler Kent Katı Atık Düzenli Depolama Sahası sızıntı sularının solunum aktivite değişim oranları.....	91
Çizelge 3.18. Fiziko-kimyasal arıtma ve amonyak sıyırma için kullanılan kimyasal maddeler, oluşan çamur miktarları ve gerekli ekipmanlar.....	95
Çizelge 3.19. Kimyasal arıtma, amonyak sıyırma ve UV- H ₂ O ₂ prosesi ile sızıntı sularının arıtımında kullanılan kimyasal maddeler, oluşan çamur miktarları ve gerekli ekipmanlar.....	98
Çizelge 3.20. Fiziko-kimyasal arıtma, amonyak sıyırma ve adsorpsiyon yöntemleri ile sızıntı sularının arıtımında kullanılan kimyasal maddeler, oluşan çamur miktarları ve gerekli ekipmanlar.....	100
Çizelge 3.21. Maksimum kirliliğin olduğu 1998 yılına ait ortalama sızıntı suyu analiz sonuçları ve yük değerleri.....	105
Çizelge 3.22. Dengeleme tankı tasarım değerleri.....	107
Çizelge 3.23. pH ayarlama ve hızlı karıştırma tankı tasarım değerleri.....	108
Çizelge 3.24. Yavaş karıştırma tankı tasarım değerleri.....	110
Çizelge 3.25. Kimyasal arıtmaya gelen atıksu karakteri.....	112
Çizelge 3.26. Kimyasal çöktürme tankı tasarım değerleri.....	113

Çizelge 3.27. Amonyak sıyırma tankı tasarım değerleri.....	115
Çizelge 3.28. Nötralizasyon tankı tasarım değerleri.....	117
Çizelge 3.29. Kaba ızgara tasarım değerleri.....	121
Çizelge 3.30. Ön çökeltim tankı tasarım değerleri.....	122
Çizelge 3.31. Dengeleme havuzu tasarım değerleri.....	124
Çizelge 3.32. Biyolojik arıtma tasarım değerleri.....	129
Çizelge 3.33. Son çökeltim tankı tasarım değerleri.....	131
Çizelge 3.34. Fotooksidasyon ünitesi tasarım değerleri.....	133
Çizelge 3.35. Adsorpsiyon kolonu tasarım değerleri.....	136
Çizelge 3.36. Kimyasal arıtma sonucu oluşan çamur miktarları.....	139
Çizelge 3.37. Çamur yoğunlaştırıcı tasarım değerleri.....	142
Çizelge 3.38. Belt filtrenin tasarım değerleri.....	142
Çizelge 3.39. Filtrepres tasarım değerleri.....	143
Çizelge 3.40. Her üç alternatif akım şeması için oluşturulan ekipman maliyet değerleri.....	145
Çizelge 3.41. Her bir alternatif akım şemasının inşaat, ekipman ve işletme maliyetleri.....	146

1- GİRİŞ

Sanayileşmenin gelişimine paralel olarak kent nüfusu gün geçtikçe artmaktadır. Kent nüfusunun artışı ve buna bağlı olarak kullanılıp çevreye atılan katı atıklar da oldukça büyük sorun yaratmaktadır. Şehirlerden kaynaklanan katı atıkların günlük olarak toplanıp ortamdaki uzaklaştırılması gerekir. Aksi takdirde, sokaklarda çöp yığınları oluşur ve patolojik hastalıklara neden olur. Günümüz Türkiye'sinde belediyeler ve bağlı şirketlerle çöpler toplanmakta ve uzaklaştırılmaktadır.

Çöplerin toplanıp uzaklaştırılması bir esas dahilinde yapılmakta, bir çok çöp uzaklaştırma yöntemi yanında düzenli katı atık depolama alanları da oluşturulmaktadır. Düzenli depolama alanları inşaatı ve işletimi bakımından diğer katı atık bertaraf yöntemlerine göre daha ekonomik olmasına rağmen, düzenli depolama alanlarından kaynaklanan sızıntı sularının ve deponi gazlarının kontrol altına alınması zorunluluğu vardır.

Bu araştırmanın amacı, düzenli depolama alanlarından kaynaklanan sızıntı sularının daha önce yapılan arıtılabilirlik çalışmalarıyla karşılaştırılarak günümüz şartlarında Türkiye için en ekonomik olabilecek sızıntı suyu arıtma sistemlerinin ortaya konmasıdır.

Düzenli katı atık depolama sahalarından kaynaklanan sızıntı suları, içerdikleri yüksek miktardaki organik maddeler, azotlu maddeler, ağır metaller, klorlanmış organik ve inorganik tuzlardan dolayı hem toprak kirlenmesine hem de yeraltı sularının kirlenmesine neden olmaktadır (Wang ve ark. 2002). Bu nedenle sızıntı sularının deşarj kriterlerine kadar arıtılması yüksek maliyet gerektirmektedir.

Sızıntı sularının arıtımı için geliştirilen metotlar fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotlarıdır. Bu metotlardan herhangi birini tek başına kullanarak yüksek oranda arıtma verimi ve çıkış suyu kalitesi elde etmek zordur. Bunun için sızıntı sularının arıtımında genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotların kombinasyonu, ileri arıtma metotlarında ise ileri oksidasyon prosesleri (Kang ve Hwang 2000), adsorpsiyon (Morawe ve ark. 1995, Rodriguez ve ark. 2004) ve membran teknolojileri kullanılmaktadır (Amokrane ve ark. 1997, Bohdziewicz ve ark. 2001, Marttinen ve ark. 2002, Di Palma ve ark. 2002, Chianese ve ark. 1999, Pirbazari ve ark. 1996). Sızıntı sularının arıtımında kullanılan kimyasal metotlar koagülasyon-flokülasyon (Amokrane

ve ark. 1997, Ahn ve ark. 2002), kimyasal çöktürme ve kimyasal-elektrokimyasal oksidasyonlar (Altınbaş ve ark. 2002, Li ve ark. 1999, Chiang ve ark. 2001), biyolojik metotlar ise aerobik, anaerobik ve anoksik proseslerin bir kombinasyonudur (Im ve ark. 2001). Fiziko-kimyasal metotlar genellikle sızıntı suyundan biyolojik olarak giderilemeyen maddeleri gidermek için biyolojik metotlarla beraber kullanılırlar (Bohdziewicz ve ark. 2001, Ahn ve ark. 2002).

Tatsi ve ark. (2003) sızıntı sularının arıtımı için alüminyum sülfat, demir (III) klorür ve kireç kullanarak fiziko-kimyasal arıtma yapmışlar ve demir (III) klorür koagülant olarak kullanıldığında, % 80 oranında KOİ giderimi elde etmişlerdir. Wang ve ark. (2002) sızıntı suları için önce demir (III) klorür kullanarak % 24 oranında KOİ giderimi sağlamışlar, daha sonra pH = 3'te 500 mg/L demir (III) klorür dozunda 4 saat fotokimyasal prosesi uygulayarak % 64 oranında KOİ giderimi elde etmişlerdir.

Trebut ve ark. (2001), stabil hale gelmiş olan sızıntı sularında demir (III) klorür ile kimyasal arıtmadan sonra iki organik membran içeren nanofiltrasyon yöntemini uygulamışlar ve KOİ değerini deşarj limitinin altına düşürmüşlerdir.

Kargı ve Pamukoğlu (2003), yüksek KOİ içeriğine sahip sızıntı sularında koagülasyon-flokülasyonun ardından pH = 12'de amonyak sıyırma ile ön arıtım gerçekleştirmişler, daha sonra toz aktif karbon (PAC) kullanarak yaptıkları biyolojik arıtmada 2 g/L PAC ile KOİ ve NH₄-N'da sırasıyla yaklaşık olarak % 86 ve % 26 oranlarında giderme verimi elde etmişlerdir.

Lopez ve ark. (2004), Koh ve ark. (2004) ve Rivas ve ark. (2003) sızıntı sularının arıtımına yönelik olarak sırasıyla fenton prosesini, fotooksidasyon + aktif çamur arıtma sistemini ve ozonlama + adsorpsiyon yöntemlerini uygulayarak KOİ değerini deşarj limitlerine indirmişlerdir.

Henry ve ark. (1987) yaptıkları çalışmada, 14000 mg/L olan KOİ'yi anaerobik filtre kullanarak % 90 oranında gidermişlerdir.

Öztürk ve ark. (2003) anaerobik olarak ön arıtımı yapılan sızıntı suyunda amonyak sıyırma, kimyasal çöktürme ve membran filtrasyonu (ultrafiltrasyon ve ters osmoz) tekniklerini uygulamışlar, membran filtrasyonu ile KOİ'yi % 89-99 oranında gidermişler, magnezyum amonyum fosfat kullanarak amonyumu 2240 mg/L'den 250 mg/L'ye düşürmüşler ve amonyak sıyırma ile de 17 saat havalandırma sonucunda

amonyumu % 85 oranında gidermişlerdir. Cheung ve ark. (1997) ise sızıntı sularındaki amonyağı 24 saat havalandırma yaparak % 65-74 oranlarında gidermişlerdir.

Diamadopoulos ve ark. (1997) sızıntı suyu ile evsel atıksuyu ardışık kesikli reaktörde hacimsel olarak 9/1 oranında karıştırmışlar ve BOİ'yi % 95, nitrati % 99 oranında gidermişlerdir.

Düzenli depolama alanlarından kaynaklanan sızıntı sularının deşarj kriterlerine kadar arıtılabilmesi için yukarıda da açıklandığı gibi bir çok araştırmacı çalışmış ve hem klasik hem de ileri arıtma metotlarını kullanarak deşarj kriterlerine ulaşmışlardır. Ancak araştırmacılar ilk kuruluş ve işletme maliyetleri üzerinde durmamışlardır. Sızıntı sularının içerdikleri toksik madde ve alkalinite yüzünden deşarj kriterlerine kadar arıtılması çok yüksek maliyet gerektirmektedir ve bu maliyeti hem kuruluş hem de işletme aşamasında yerel yönetimlerin karşılaması güçtür. Uygulamalarda sızıntı suyu arıtma tesisleri kurulsada dahi işletilmediğine şahit olunmaktadır.

Bu çalışmada incelenen sızıntı suyundaki alkalinite ve toksik maddeler (ağır metaller) kireçle ön arıtma ile giderildikten ve amonyak sıyırma yapıldıktan sonra, sızıntı sularına kimyasal arıtma, fenton reaktifi, adsorpsiyon, ozonlama ve UV-H₂O₂ ile ileri arıtma ve evsel atıksularla birlikte arıtma yöntemleri ayrı ayrı uygulanmış ve bu yöntemlerin arıtma verimleriyle arıtma maliyetleri ortaya konmuştur.

2- KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Katı Atıkların Tanımı

Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'ne göre, üreticisi tarafından atılmak istenen ve toplumun huzuru ile özellikle çevrenin korunması bakımından düzenli bir şekilde bertaraf edilmesi gereken katı maddeler ve arıtma çamurları katı atık olarak tanımlanmaktadır.

Atık yöneticisi, bir şehirde oluşan atıkların güvenli bir şekilde bertarafını sağlayabilmek için bu atıkların kaynaklarını ve miktarlarını bilmek zorundadır. Belediyeler içinde yönetilmeleri gereken atıkların on ana kaynağı vardır (Rushbrook ve Pugh 1999).

a) Evsel Atıklar

Evsel atıklar, insanların evlerinden oluşan ve düzenli olarak evlerden uzaklaştırılması gereken katı atıklardır. Yemek hazırlama, pişirme ve yeme işlemleri sonucunda oluşan yiyecek atıkları, ısınma amaçlı kullanılan yakıt atıkları, eski ve bozulmuş eşyalar, giysiler ve mobilyalar, kağıt, karton, plastik, tekstil, cam vb. ambalaj atıkları, bahçe atıkları gibi bileşenlerden oluşmaktadır.

Az gelirli ülkelerde evsel atıklar büyük oranda yiyecek ve kül atıklar içerirken, orta ve yüksek gelirli ülkelerde çoğunlukla kağıt, plastik, metal ve cam gibi atıklar içermektedir (Rushbrook ve Pugh 1999).

b) Ticari Atıklar

Ticari atıklar, ofisler, dükkanlar, bankalar, oteller, lokantalar, yemekhane ve kafeteryalar, imalathane ve her türlü atölyeler, satış mağazaları, gıda pazarları gibi işyerlerinde oluşurlar. Çoğunlukla evsel katı atık özelliği taşıdıkları için evsel katı atıklarla beraber toplanıp, bertaraf edilirler.

Az gelirli ülkelerde yiyecek marketlerinin atıkları ticari atıkların çoğunu oluşturmaktadır (Rushbrook ve Pugh 1999).

c) Kurum Atıkları

Kurum atıkları; okullar, hastaneler, devlet daireleri ve askeri tesislerden kaynaklanan atıklardır. Evsel ve ticari atık özellikleri taşırlar, ancak yiyecek atıklarına nazaran büyük oranda kağıt atıkları içermektedirler. Ayrıca hastanelerden bol miktarda enfekte olmuş bandaj, serum hortumları ve şişeleri, ameliyat artıkları, sargı ve pansuman atıkları gibi tehlikeli atık özelliği taşıyan atıklar da oluşur. Bu atıklarda önemli olan tehlikeli ve tehlikesiz atıkları birbirinden ayırarak sağlık risklerini azaltabilmektir (Rushbrook ve Pugh 1999). Askeri tesislerden ise patlayıcı, parlayıcı ve radyoaktif tehlikeli atık özelliği taşıyan atıklar oluşabilir.

d) Endüstriyel Atıklar

Endüstriyel atıkların özellikleri ve miktarları sektörün ürün tipine bağlı olarak değişmektedir. Endüstrilerden kaynaklanan atıklar evsel nitelikli olabileceği gibi tehlikeli atık sınıfına da girebilirler. Bir çok endüstriyel atık kurumsal ve evsel atıklara benzerlik gösterir ve ambalaj atıkları, plastik, kağıt ve metal parçalardan oluşur. Ancak bazı endüstrilerin atıkları tehlikeli olabilir. Tehlikeli atıklar kimyasal, biyolojik yanabilir, yanıcı ve patlayıcı özelliklere sahiptirler. Tehlikeli atıkların bertarafı evsel nitelikli olanlardan oldukça farklı olmakla birlikte özelliklerine göre de değişiklik göstermektedir (Rushbrook ve Pugh 1999).

e) Park-Bahçe ve Yeşil Alan Atıkları

Bu atıklar; park bahçe, büyük alanlar, oyun sahaları, plajlar, rekreasyon amacıyla kullanılan yerlerdeki bitki, çiçek ve ağaçların bakımları sırasında kesilen, sökülen ve toplanan bitki ve yapraklardan kaynaklanan organik yapıda atıklardır (Buenrosto ve ark. 2001).

f) Cadde Süprüntüleri

Bu atıklar; cadde kaplaması ve araba lastiklerinin aşınması sonucu oluşan tozlar, ağaçların yaprak ve dalları, evlerin ve iş yerlerinin bacalarından çıkan küller ve sokaklara atılan (kağıt, sigara izmariti vb. gibi) çöplerin yanı sıra hayvan gübreleri ve dökülen evsel atıkları içermektedir (Buenrosto ve ark. 2001).

g) İnşaat ve Yıkım Atıkları

Bu atıkların bileşenleri yöresel olarak kullanılan inşaat malzemelerinin özelliklerine göre değişiklik göstermekle beraber, çoğunlukla inorganik yapıda olup, bina materyalleri, taş, toprak, kil, seramik, metal, tahta parçaları, beton ve kiremit vb. maddelerden oluşmaktadır. Bu atıkların bazılarının bertaraf edilmeleri gerekirken, bir kısmı farklı inşaat alanlarında kullanılarak geri kazanılabilir (Rushbrook ve Pugh, 1999).

h) Zirai Atıklar

Bu tip atıklar çiftliklerden, tarlalardan, bağlardan vb. zirai alanlardan kaynaklanan ve genelde bitkisel ve hayvansal atıkları içerirler (Buenrosto ve ark. 2001).

ı) Mezbaha Atıkları

Mezbahada kesimi yapılan hayvanların kemik, boynuz, tırnak, bağırsak ve benzeri parçaları katı atık olarak çıkmaktadır (Buenrosto ve ark. 2001).

i) Arıtma Faaliyetlerinden Kaynaklanan Çamurlar

Atıksu arıtma tesislerinin ızgaralarından, kum tutucularından ve çökeltim tanklarından çıkan atıklardır. Bu atıkların özellikleri arıtılan suyun karakteristiğine ve arıtma proseslerine bağlı olarak değişiklik gösterir. Tehlikeli atık özelliği de taşıyabilirler (Rushbrook ve Pugh 1999).

Devlet İstatistik Enstitüsünün yaptığı araştırmada evsel katı atık bileşenlerinin yüzdesel dağılımı Çizelge 2.1’de verilmiştir.

Çizelge 2.1. Türkiye’de bazı illerdeki evsel katı atık bileşenleri

Evsel Katı Atık Bileşenleri	İstanbul (%)	Ankara (%)	İzmir (%)	Bursa (%)	Adana (%)	Samsun (%)
Yaş Evsel Atık	80.53	80.50	84.02	77.16	75.42	83.32
Geri Kazanılan Katı Atık	18.18	16.77	14.85	19.51	22.91	15.00
Kül ve Cüruf	1.29	2.74	1.13	3.33	1.66	1.68

Kaynak : ŞEN, M. 2004. Mustafakemalpaşa İlçesi Meskun Bölgelerinden Kaynaklanan Katı Atıkların Sınıflandırılması ve Sınıflandırılan Katı Atıkların Ekonomik Yönden Değerlendirilmesi.

2.2. Katı Atıkların Bertaraf Yöntemleri

Kaynağında ayrı veya karışık toplanan katı atıklar, özelliklerine uygun olarak bertaraf edilmelidirler. Katı atıkların bertaraf metodunu belirlerken, halk sağlığını olumsuz etkilememesi, yeraltı ve yerüstü suları ile hava ve toprak kirliliğine yol açmaması, bitki örtüsünü ve canlıları olumsuz etkilememesi ve çevreye estetik açıdan zarar vermemesi, belediyeye olan maliyeti ve geri kazanılacak maddelerin pazarlanması gibi durumların göz önüne alınması gerekmektedir. Meskun bölgelerden kaynaklanan katı atıkların bertaraf edilmesi ve değerlendirilmesinde kullanılan yöntemler, düzensiz depolama, kompostlaştırma, yakma, piroliz, geri kazanım ve düzenli depolamadır.

- Düzensiz Depolama

Türkiye’de yaygın şekilde kullanılan bu yöntemde çöpler hiçbir önlem alınmadan bir alana atılıp bırakılmaktadır. Çağdaşıktan uzak olan düzensiz depolama yeraltı sularını kirliletmekte, rahatsız edici kokulara ve yangınlara neden olmakta, sinek vs. gibi problemler doğurmaktadır, buradan beslenen kuşlar ve diğer hayvanlar bulaşıcı hastalıkların yayılmasına sebep olmaktadır. Bu nedenle bu yaklaşımdan en kısa zamanda vazgeçilmesi gerekmektedir (Kocasoy 2001).

- Kompostlaştırma

Kompostlaştırma, katı atıkların hacimlerini azaltmak, stabilizasyonunu sağlamak ve patojenleri gidermek amaçlarıyla yapılan katı atık dönüştürme ve uzaklaştırma teknolojisidir. Kompostlaştırma sürecinde katı atık bünyesindeki organik maddeler biyokimyasal oksidasyon ile humus içeren bir kütleye dönüşmektedir. Kompostlaştırma teknolojileri organik maddelerin mikroorganizmalarca ayrıştırılması esasına dayanmaktadır. Elde edilen kompost tarım alanlarında gübre olarak kullanılabilir. Kompostlaştırma teknolojisinin uygulanabilmesi için katı atığın bu teknolojiye elverişli olması gerekir. Katı atığın su içeriğinin % 45-55 arasında olması, C/N (Karbon/Azot) oranının da 20-50 arasında olması gerekmektedir (Arıkan ve ark. 1999).

- Yakma

Evsel nitelikli katı atıkların bünyesinde bulunan organik maddelerin oksijenli ortamda termik olarak oksitlenmesi olayıdır. WHO'nun katı atıklar sözlüğünde yakma, yanabilir katıların yüksek sıcaklıkta yanarak inert atıklar haline getirilmesi olarak tanımlanmaktadır. Yakma ile çöplerin hacimlerinin azalması ve bazı zararlı (organik ve bakteriyel) maddelerin yok edilmesi sağlanmaktadır. Yakma işleminin yan ürünleri, kül ve gazlar, zararlı gazlar, partiküller ve ısı enerjisidir. Yakmanın diğer katı atık bertaraf metodlarına göre avantajları; katı atık hacminin büyük oranda azaltılmasını sağlaması, yakma sonucu açığa çıkan enerjiden, küllerden ve demir içerikli bileşiklerden değişik alanlarda faydalanılması ve yüksek nüfus yoğunluğuna sahip alanlarda sıklıkla kullanılan bir yöntem olmasıdır. Yakma sisteminin dezavantajları ise, yüksek işletme ve bakım maliyeti, kalifiye personel ihtiyacı, hava ve su kirlenmesini önlemek için gerekli kontrol sistemlerinin pahalı olmasıdır. Belediyeye ait yerel yakma tesisleri, maliyeti kabul edilebilir seviyede olmak şartıyla büyük ölçekli ve yoğun bir işletme gereksinimi olan yerlerde kurulabilir. Katı atıkların hacimlerinde % 80 kadar bir azalma sağlamak mümkündür. Yalnız, çöp hacminin % 9.5 – 30'u kadar cüruf oluşur (Buekens ve Patrick 1985). Huhtala (1999) yılında yaptığı çalışmada, katı atıkların hacmini % 24 seviyelerine kadar düşürülmekte ve depolama sahasında % 76 ve üzeri katı atıklar için yer tasarrufu sağlamakta olduğunu belirtmiştir.

- Piroliz

Çok yaygın olmayan bir katı atık bertaraf etme metodu olan piroliz, katı atıkların oksijensiz bir ortamda ısıtılarak meydana gelen ısıl parçalanma olayıdır. Yakma sisteminden farkı; oksijensiz ortamda gerçekleşmesi, endotermik bir reaksiyon olması, katı atığın bileşimine ve ısıl değerine daha az duyarlı olmasıdır. Evsel nitelikli katı atıklar piroliz işleminden geçirildikten sonra gaz kısmından; hidrojen (H), metan (CH₄), karbonmonoksit (CO), karbondioksit (CO₂), sıvı kısmından; içinde asetik asit, metil alkol ve aseton bulunan katran ve yağ içeren sıvı, katı kısmından; saf karbon ile inert madde ürünleri oluşmaktadır (Peavy ve ark. 1985).

- Geri Kazanım

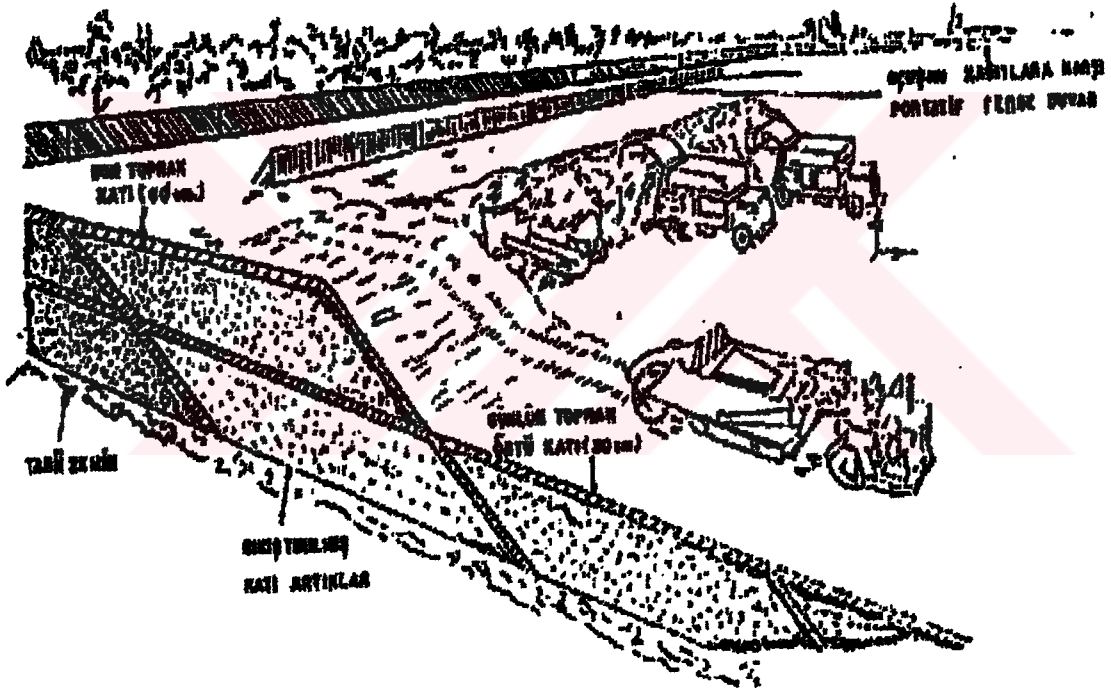
Tekrar kullanım ve geri dönüşüm kavramlarını da kapsayan geri kazanım, atıkların özelliklerinden yararlanılarak içindeki bileşenlerin fiziksel, kimyasal veya biyokimyasal yöntemlerle başka ürünlere ve enerjiye çevrilmesidir.

Geri kazanım performansını etkileyen iki ana etmen vardır. Bunlar geri kazanım planına katılma oranı ve plana göre geri dönüşen madde miktarlarıdır. Tüm hanehalkı katı atıkların geri kazanım kapasitesi % 80'dir (Tucker ve ark. 1998). Yapılan bir karakterizasyon çalışmasında geri kazanılabilir katı atıkların oranı % 20 olarak hesaplanmıştır. Ancak uygulamada ise bu geri kazanım oranı sadece % 8 civarında olmuştur. Bunun nedeni yüksek seviyedeki ıslak katı atıkların geri kazanılabilir katı atıklarla karışması sonucu meydana gelmesidir (Chan 1998). Türkiye şartlarında % 30 kağıt, % 25-30 cam, % 30-35 metal ve % 30 plastik gibi geri kazanılabilir katı atıklar ekonomiye geri dönüştürülmektedir (Kirkitsos ve ark. 2002).

- Düzenli Depolama

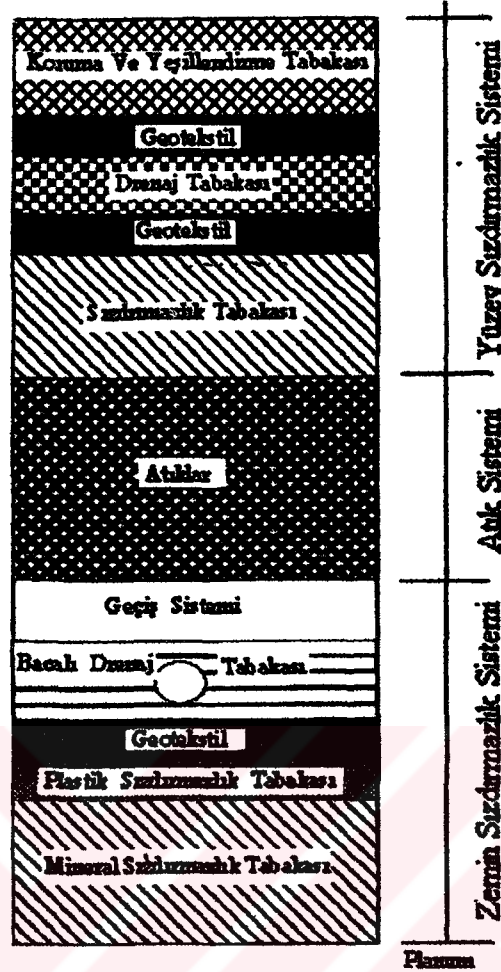
Katı atık bertaraf yönteminin temeli düzenli depolamadır. Düzenli depolama katı atıkların en ekonomik, en basit ve en yaygın bertaraf etme metodudur. Düzenli depolama, katı atıkların sızdırmazlığı sağlanmış büyük alanlara dökülüp, çeşitli ekipmanlarla sıkıştırıldıktan sonra üzerleri örtülerek tabii biyolojik reaktör haline getirilmesi işlemidir. Depolama işleminin düzenli depolama olarak tanımlanabilmesi

için açığa çıkacak olan sızıntı suyu ile biyogazın toplanarak ortamdaki uzaklaştırılması ve tasfiye/değerlendirme tedbirlerinin alınması da gereklidir (Orakçı 2003). Hangi bertaraf yöntemi uygulanacak olursa olsun depolama sahasına taşınacak katı atık oluşacaktır. Bu nedenden dolayı düzenli depolama nihai bir bertaraf metodudur (Tosun ve Beyhan 2001). Diğer metotlardan farkı proses sonucunda bir katı atık sorununun kalmamasıdır. Genellikle evsel katı atıklar için düzenli depolama alanları kullanılmaktadır (Şen 2004). Düzenli depolama sahasının alan yöntemiyle doldurulması Şekil 2.1’de, deponilerde sızıntı suyu ve gaz sızdırmazlık sistemi ise Şekil 2.2’de gösterilmiştir.



Şekil 2.1 Düzenli depolama sahasının alan yöntemiyle doldurulması

Kaynak : TCHOBANOGLOUS, G., H.THEISEN ve S.A.VIGIL. 1993. Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues.



Şekil 2.2. Deponilerde sızıntı suyu ve gaz sızdırmazlık sistemi

Kaynak : ORAKÇI, B. 2003. Katı Atık Düzenli Depolama Tesislerinin Tasarlanması ve İşletilmesi.

Düzenli Depolamanın Avantajları

Yeterli büyüklükte ve uygun alanlar bulunduğu takdirde ve tekniğine uygun olarak inşa edildiği müddetçe kullanılan düzenli depolama yönteminde çevreye olan olumsuz etkiler minimize edilirken, atıkların kontrol altında ayrışarak inert ve kararlı maddeler haline dönüşümü sağlanır. Düzenli depolama diğer metotlara göre ilk yatırım ve işletme maliyeti düşük olduğundan ekonomiktir. Nihai imha metodudur ve her türlü katı atık için uygulanabilir. Katı atık miktarına göre kapasite kolaylıkla arttırılabilir (Orakçı, 2003).

Düzenli depolama ile tüm katı atık türlerinin elden çıkarılması mümkündür. Düzenli depolama atıkların düzensiz boşaltımından daha az alana ihtiyaç duymaktadır. Çünkü atıklar orijinal hacimlerinin % 40 ve % 50'si arasında sıkıştırılmakta ve hendekler kazılarak daha büyük derinliklere depolanabilmektedir.

Düzenli depolama yöntemi, diğer katı atık bertaraf yöntemlerinin ihtiyaç duyduğu gibi herhangi bir tesisin kurulmasını gerektirmez. Çok sık rastlanılmayan malzemeler ve iri hacimli parçalar genellikle operasyonda sıkıntıya neden olmaz. Kullanımı sona erip, kapatılmasından sonra da araziden park, yeşil alan, spor tesisleri vb. rekreasyon amaçlarıyla istifade edilmesi mümkündür. Diğer bertaraf metotlarının her birinin kullanılması durumunda bile yararlanılamayan kısımlar kalmakta ve mutlaka bu atıklar için düzenli depolama gerekmektedir. Yani düzenli depolama olmadan bir katı atık bertarafı düşünmek mümkün değildir (Anonim 1998).

Düzenli Depolamanın Dezavantajları

Düzenli depolama yönteminde büyük alanlara ihtiyaç duyulmaktadır. Uygun koşulları sağlayacak alan bulmakta güçlük çekilebilir. Kalabalık yörelerde, ekonomik taşıma mesafesi içinde uygun yer bulmak zor olabilir. Yerleşim yerlerine yakın deponi alanları için, halkın muhalefeti ile karşılaşılabilir.

Sıvı ve gaz sızıntıları kontrol edilmezse, yeraltı suyu kirliliği, yangın ve patlama gibi sakıncalı durumlar ortaya çıkabilir. Ayrıca yeraltı suyu kirlenmesinin önlenmesi pahalıya mal olabilir.

Kış aylarında işletmede bazı zorluklarla karşılaşılabilir. Tamamlanmış deponi alanlarında göçük ve yerel çökmeler olabileceğinden devamlı bakım gereklidir (Anonim 1998).

2.3. Düzenli Katı Atık Depolama Tesislerinde Sızıntı Suyu Toplama Sistemleri

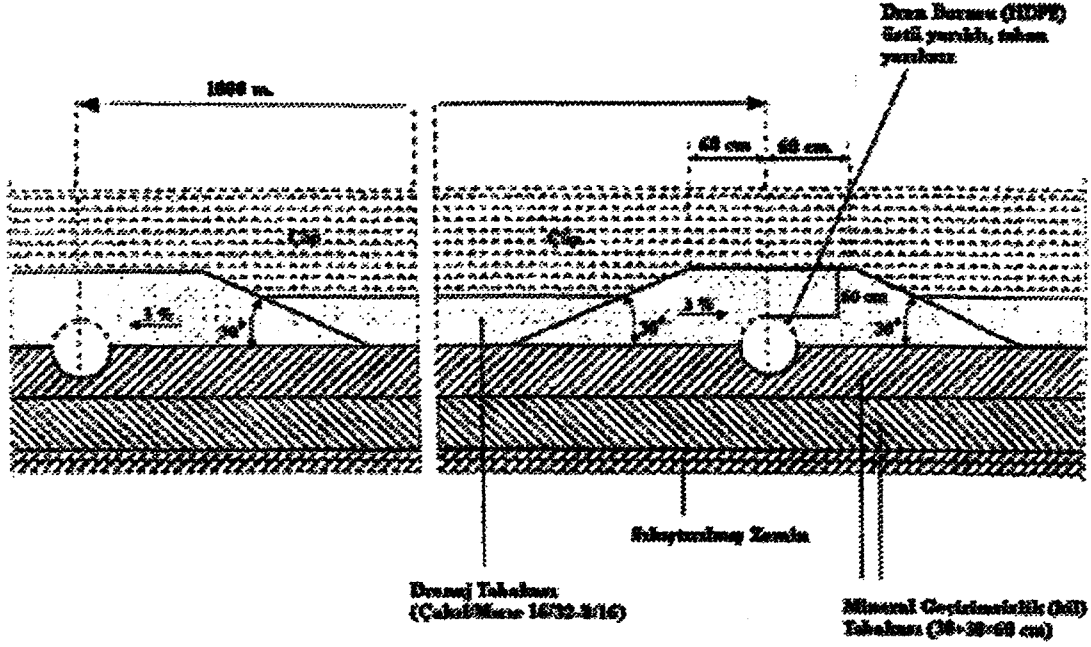
Katı atık depolama alanlarında oluşan sızıntı sularının toplanabilmesi için öncelikle depo tabanının geçirimsiz olarak oluşturulması gerekmektedir. Daha sonra sızıntı suları depo sahası tabanında oluşturulan geçirimsiz tabaka üzerine döşenen bir dren sistemi ile toplanmakta ve depo tabanından uzaklaştırılmaktadır (Alpaslan 2001).

Kullanılan dren borularının minimum çapı 100 mm ve minimum eğimi % 1 olmalıdır. Dren boruları münferit borular şeklinde ve mümkün mertebe yatayda ve dikeyde kıvrım yapmadan depo gövdesine çıkarılarak sızıntı suları bir noktada toplanır (Orakçı 2003).

Depo tabanına döşenen dren borularının üst kısmı delikli, taban kısmı ise deliksiz olmalıdır. Delik alanının boru yüzey alanının % 30'u mertebesinde olması tavsiye edilmektedir. Uygulama açısından basınca dayanıklı (10-16 Atü iç basınç) yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE) borular tercih edilmedir (Alpaslan 2001).

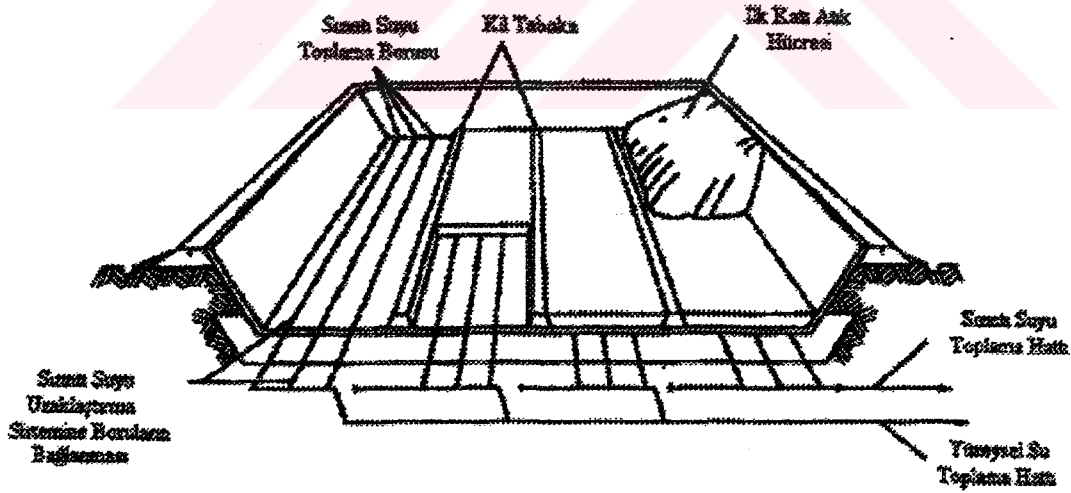
Depoya dolgu yapılması sırasında ilk katı atık tabaka yüksekliği 2 m olmadan sıkıştırma araçları sahaya girmemelidir. Böylece depo tabanı ve dren borularının zarar görmesi önlenmiş olur. Dren boruları çevresine kum-çakıl filtre yerleştirilmelidir. Bu filtrenin yüksekliği boru sırtından itibaren minimum 30 cm olmalıdır (Orakçı 2003). Drenaj sisteminde kullanılan çakıl veya mıcırın çapı 16/32 veya 8/16 ve kireç oranı da % 30'dan az olmamalıdır (Alpaslan 2001).

Kontrol ve toplama bacaları rahatlıkla girilip çıkılabilecek boyutlarda olmalı, ölçüm yapılabilmesi ve numune alınabilmedir (Orakçı 2003). Sızıntı suyu toplama sistemi en kesiti Şekil 2.3'de ve çift borulu sızıntı suyu toplama sistemi Şekil 2.4'de ve eğimli teras yöntemiyle sızıntı suyu toplama sistemi Şekil 2.5'de gösterilmiştir. Yağışın sızıntı suyu miktarında önemli bir faktör olması nedeniyle çeşitli önlemler alınarak sızıntı suyu oluşumunun asgari düzeye indirilmesi gerekmektedir.



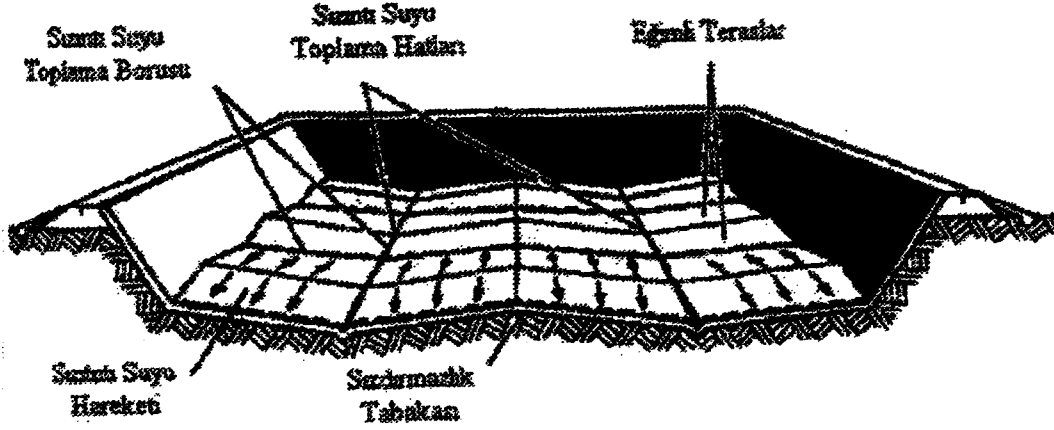
Şekil 2.3. Sızıntı suyu toplama sistemi en kesiti

Kaynak : ORAKÇI, B. 2003. Katı Atık Düzenli Depolama Tesislerinin Tasarlanması ve İşletilmesi.



Şekil 2.4. Çift borulu sızıntı suyu toplama sistemi

Kaynak : TCHOBANOGLOUS, G., H.THEISEN ve S.A.VIGIL. 1993. Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues.



Şekil 2.5. Eğimli teras yöntemiyle sızıntı suyu toplama sistemi

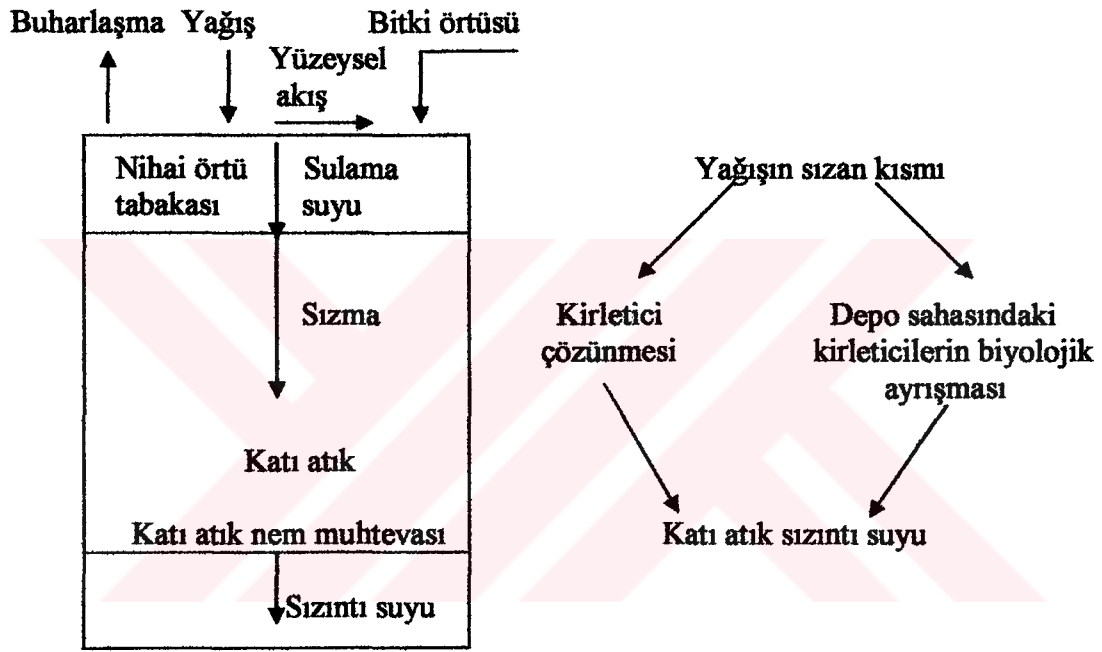
Kaynak : TCHOBANOGLIOUS, G., H.THEISEN ve S.A.VIGIL. 1993. Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues.

2.4. Sızıntı Suyu Oluşumu ve Miktarı

Sızıntı suyu, depolanmış katı atıkların içinden süzülerek tabana doğru hareket eden ve bu hareketi sırasında çözülmüş ya da süspanse maddeleri de beraberinde sürükleyen sıvı olarak tanımlanmaktadır (Anonim 2001).

Sızıntı suyu oluşumu iki farklı şekilde gerçekleşir. Bunlardan birincisi yöreye düşen ve drenaj yoluyla depolama sahasına giren yağmur sularının depolanmış büyük katı atık kütleleri arasından geçerken kirlenmesidir. Önemli mevsimsel nitelik ve nicelik değişimi gösteren bu sular bölge hidrolojisi ve hidrojeolojisi ile yakından ilgilidir. Bunun yanında, yeraltı ve yerüstü sularının depolama sahasına girişi de sızıntı suyu oluşumuna etki etmektedir. İkincisi ise, katı atık kütlelerinin içinde meydana gelen reaksiyonlar sonucu sızıntı suyu oluşumudur. Bu şekilde oluşan sızıntı suları ilk oluşuma oranla daha yüksek organik kirlilik yükü içerirler ve yörenin sıcaklık ve nem koşullarına, depolama tekniğine, depolanan katı atığın özelliğine, özellikle de su içeriğine bağlı olarak farklılıklar gösterirler. Sonuçta düzenli depolama alanlarından gerek birinci gerek ikinci, çoğu kez de iki oluşumun belli oranlarda süperpozisyonuna bağlı olarak sızıntı suyu açığa çıkmaktadır (Dölgen 1998).

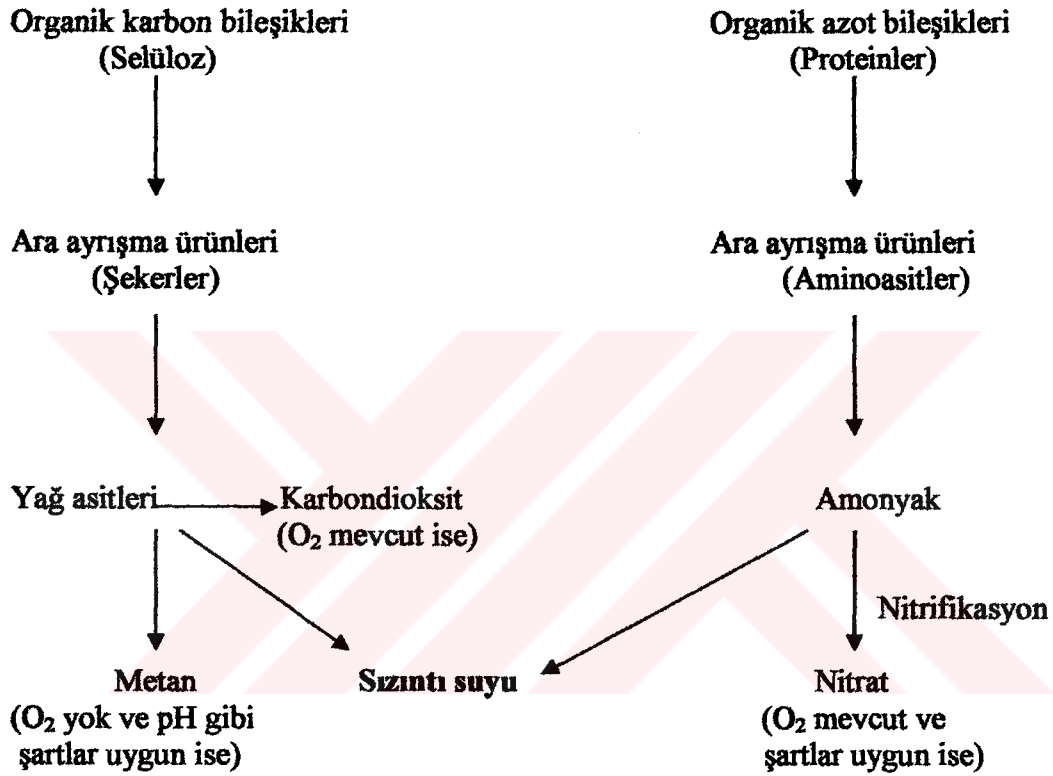
Sızıntı suyunu oluşturan, katı atık depo sahasına düşen yağış sularının, buradaki katı atık kütlesi arasından süzülmesi sırasında çeşitli kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar meydana gelir. Bunun sonucu olarak inorganik ve organik bileşikler atıktan sızan suya geçer. Katı atık ve sızıntı suyu arasındaki bu etkileşim Şekil 2.6'da gösterilmiştir (Öztürk 1999). Depo gövdesinde gerçekleşen bu tür karmaşık reaksiyonların son ürünleri, sızıntı suyu veya depo gazı ile taşınır. Bu maddelerin taşınımı sırasında kimyasal ve biyolojik reaksiyonlara ek olarak sorpsiyon ve difüzyon gibi fiziksel prosesler de gerçekleşir (McBean ve ark. 1995).



Şekil 2.6. Sızıntı suyu oluşumu ve katı atıklardan sızıntı suyuna kirletici geçişi

Kaynak : ÖZTÜRK, İ. 1999. Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları.

Sızıntı suları katı atıkların ana bileşenlerinden kaynaklanan çok sayıdaki element ve bileşiklerden meydana gelmektedir. Sızıntı suyu oluşumunda etkili olan en temel işlem, doğrudan suda çözünebilir bileşiklerin suya geçmesidir. Çözünmeyen organik maddelerin aerobik ve anaerobik ayrışma ile çözünebilir bileşiklere dönüşmesi, sızıntı suyundaki organik bileşiklerin kaynağını teşkil eder. Karbonlu ve azotlu maddelerin biyokimyasal ayrışma adımları ve sızıntı suyu oluşum basamakları Şekil 2.7’de gösterilmiştir (Alp 1998).



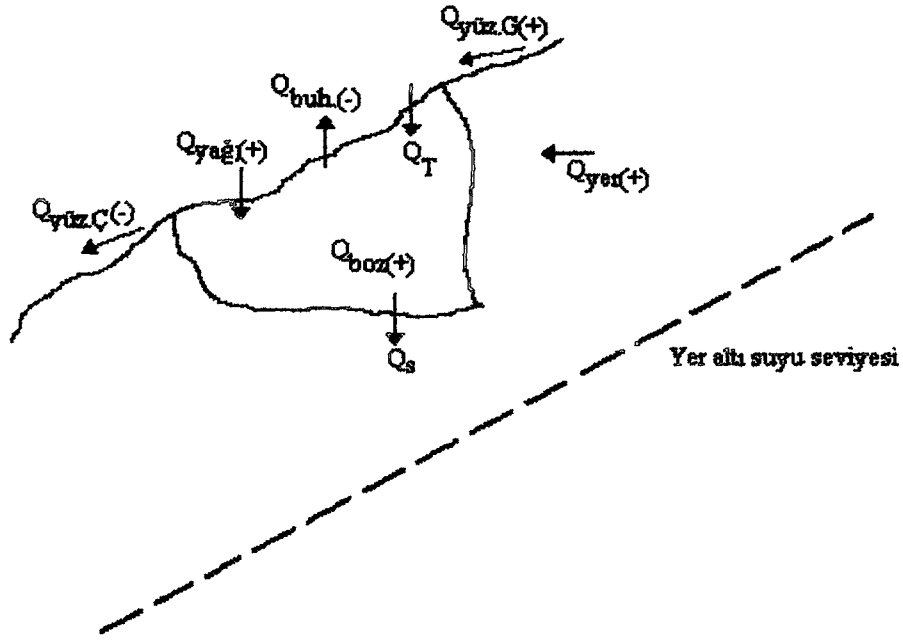
Şekil 2.7. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları

Kaynak : ALP, K. 1998. Sızıntı Suyunun Havasız Çamur Yatağı Reaktörle Arıtımı.

Yukarıdaki şekil deponi alanındaki katı atık yığınları içerisindeki karbonlu ve azotlu maddelerin mikrobiyolojik ayrışmasını ifade etmektedir. Burada görülen biyokimyasal dönüşüm anaerobik bir süreçtir. Bu anaerobik ayrışma sürecinde oluşan safhalar üç kademede açıklanabilir:

- Kısa bir aerobik procesten sonra hidroliz olma,
- Asitleşme safhasında hidroliz olmuş organik maddelerin (proteinler, karbonhidratlar ve yağlar) bakteri ve enzimler aracılığı ile yağ asitlerine, karbonhidrat ve hidrojene dönüşmesi,
- Metanlaşma safhasında yağ asitlerinin metan bakterileri tarafından CH_4 , CO_2 ve suya dönüştürülmesidir (Mazlum ve Tokgöz 1996).

Düzenli depolama tesislerinin tasarımında karşılaşılan en önemli sorunlardan birisi oluşacak sızıntı suyunun miktarı ve niteliği ile ilgili bir tahmin yürütebilmektir. Bu konuda yapılmış birçok çalışmayı literatürden bulmak mümkündür. Bu çalışmalardan yararlanarak yeni planlanan bir yörede oluşacak sızıntı suyunun miktarı ve kalitesi hakkında kestirim yapmak da yaklaşımlardan birisidir (Dölgen 1998). Bu amaçla bir katı atık depolama sahasında, sızıntı suyu oluşumunun genel bir modeli ve bu modele ilişkin su kütle dengesinin cebirsel ifadesi Şekil 2.8'de gösterilmiştir.



$$Q_S = Q_{Yağ} + Q_{Yüz.G.} + Q_{Yer} - Q_{Buh} - Q_{Yüz.Ç} - Q_T$$

- Q_S : Sızıntı suyu akımı
 $Q_{Yağ}$: Yağış
 $Q_{Yüz.Ç.}$: Yüzeysel akışla su çıkışı
 Q_T : Kıta atık kütlelerinde tutulan su
 $Q_{Yüz.G.}$: Yüzeysel akışla su girişi
 Q_{Boz} : Biyolojik bozunma
 Q_{Yer} : Yer altı suyu girişi

Şekil 2.8. Bir depo yerinde su kütle dengesi

Kaynak : GÖNÜLLÜ, T., A.BAŞTÜRK ve H.A.SAN. 1986. Sızıntı Sularının Uzaklaştırma İmkanları ve Arıtılabilirliği.

Kıta atık düzenli depolama tesisi sızıntı suyu miktarı; nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesi, iklim şartları, kıta atık bileşimi, depo yaşı gibi faktörlere bağlı olarak değişir. Çeşitli ülkelerde yapılan araştırmalar, sızıntı suyu miktarının kurak ve sıcak iklimli yerlerde düşük, yağışlı bölgelerde ise yüksek olduğunu göstermektedir (Öztürk 1999). Depolama sahasında meydana gelen sızıntı suyu miktarının azaltılması için aşağıdaki hususlara dikkat edilmelidir.

- Sızıntı suyunun kaynağı öncelikle saha üzerine düşen yağmurlardır. Yağmurun kısa sürede depo gövdesini terk etmesi için dolgu üstüne eğim vermek gerekmektedir. Bu eğim % 3'den küçük olmamalıdır.
- Sahanın etrafındaki yüzey sularının depolama sahasına girmesi önlenmelidir. Bunun için saha kenarlarına drenaj hendekleri açılır. Buradaki sular depolama sahasındaki sızıntı sularına karıştırılmadan ayrıca drene edilirler. Bu kanallar yüzey sularının tamamını taşıyabilecek kapasiteye sahip olmalıdır.
- Ayrıca sahanın yakınındaki arazide yüzey sularının akış yönü değiştirilerek depo sahasına girmesi önlenir.
- Depo sahası önceden belirlenmiş etaplar halinde işletilmeli, her bir etap tamamen doldurulmadan bir sonraki etap doldurulmamalıdır.
- Etaplar atık boşaltma sahasının en yüksek kısmından başlayarak sıra ile birbirini izlemelidir. Böylece dolum yapılan bölgeden kaynaklanan sızıntı sularının, sahanın diğer bölgelerine düşen yağmur sularına karışması önlenir.
- Bütün atıklar tabakalar halinde sıkıştırılmalıdır (Orakçı 2003).

Katı atık depolama sahalarının işletimi süresince, yağmur suyunun infiltrasyonundan kaynaklanan sızıntı suyu miktarının, kullanılan alana düşen toplam yağışın % 15-40'ı arasında değiştiği görülmektedir. Sahaların kapatılmasından sonra bu değer kullanılan örtü malzemesine bağlı olarak % 4-30 arasındadır (Ehrig 1983). Buna göre sızıntı suyu miktarı, açık alanlar için yağış miktarının % 30'u, kapalı alanlar için % 10'u olarak kabul edilebilir.

Bazı yapılan çalışmalarda sızıntı suyu debisi,

$$Q_s = K_s - K_g - K_b$$

denklemleri ile hesaplanmaktadır. Bu denklemlerde,

Q_s : Sızıntı suyu debisini

K_s : Atığın su içeriğini

K_g : Gaz oluşumu sırasında tüketilen suyu

K_b : Katı atıkta kalan bağlı suyu

ifade etmektedir.

Sızıntı suyu debisinin hesaplanmasında en geçerli ve uygulanabilir boyuttaki hesap yöntemi bölgeye düşen yağış miktarını esas alan yöntemdir. Bu yöntemle hem minimum sızıntı suyu debisi hem de maksimum sızıntı suyu debisi hesaplanmaktadır. Bu yöntemde sızıntı suyu ortalama debisi,

$$C_{ort} = (A * 0.3) + (B * 0.1)$$

denklemleri ile hesaplanmaktadır. Bu denklemlerde,

C_{ort} : Sızıntı suyu ortalama debisini ($m^3 / yıl$)

A : Açık kısma düşen yağış miktarını ($m^3 / yıl$)

B : Kapalı kısma düşen yağış miktarını ($m^3 / yıl$)

ifade etmektedir.

Açık kısma düşen yağış miktarı (A),

$A (m^3 / yıl) = \text{Açık kısmın alanı } (m^2) * \text{Yıllık ortalama yağış miktarı } (mm / yıl) / 1000$ ifadesi ile hesaplanır.

Kapalı kısma düşen yağış miktarı (B),

$B (m^3 / yıl) = \text{Kapalı kısmın alanı } (m^2) * \text{Yıllık ortalama yağış miktarı } (mm / yıl) / 1000$ ifadesi ile hesaplanır.

Maksimum sızıntı suyu debisi kış aylarında oluşmaktadır. Bu debi,

$$C_{max} = \left[\begin{array}{cc} \text{Açık} & \text{Kış ayı} \\ \text{Kısımın} * \text{Max.} & / 1000 \end{array} \right] * 0.3 + \left[\begin{array}{cc} \text{Kapalı} & \text{Kış ayı} \\ \text{Kısımın} * \text{Max.} & / 1000 \end{array} \right] * 0.1$$

$$\begin{array}{cc} \text{Alanı} & \text{Yağış} \\ (m^2) & (mm / yıl) \end{array} \quad \begin{array}{cc} \text{Alanı} & \text{Yağış} \\ (m^2) & (mm / yıl) \end{array}$$

denklemleri ile hesaplanmaktadır.

Minimum sızıntı suyu debisi yaz aylarında oluşacağından bu debi,

$$C_{max} = \left[\begin{array}{cc} \text{Açık} & \text{Yaz ayı} \\ \text{Kısımın} * \text{Min.} & / 1000 \end{array} \right] * 0.3 + \left[\begin{array}{cc} \text{Kapalı} & \text{Kış ayı} \\ \text{Kısımın} * \text{Min.} & / 1000 \end{array} \right] * 0.1$$

$$\begin{array}{cc} \text{Alanı} & \text{Yağış} \\ (m^2) & (mm / yıl) \end{array} \quad \begin{array}{cc} \text{Alanı} & \text{Yağış} \\ (m^2) & (mm / yıl) \end{array}$$

denklemleri ile belirlenmektedir (Orakçı 2003).

2.5. Sızıntı Suyu Özellikleri ve Karakterizasyonu

Sızıntı suları kaynağına göre inorganik sızıntı suyu (% 5'den az organik madde içeren atık yığınlarından kaynaklanan) ve organik sızıntı suyu (% 5'den fazla organik madde içeren atık yığınlarından kaynaklanan) olmak üzere iki sınıfa ayrılabilir.

Organik sızıntı suyu ise, organik maddenin anaerobik ayrışma safhalarına göre; asitleşme safhasını tamamlamış sızıntı suları ve metanlaşma safhasını geçirmiş sızıntı suları olmak üzere ikiye ayrılır.

Asitleşme safhasını tamamlamış sızıntı sularının özellikleri;

- Düşük pH değerleri; $\text{pH} = 5.5-6.5$
- Yüksek oksijen ihtiyacı; $\text{KOİ} = 15000-40000 \text{ mg / L}$
- $\text{KOİ} / \text{BOİ}$ oranı = 1.5-3.0
- Yüksek ağır metal miktarları; 3-30 mg / L, (çoğunlukla çinkodan oluşur)

olarak sıralanabilir.

Metanlaşma safhasını geçirmiş sızıntı sularının özellikleri;

- Nispeten daha yüksek bir pH değeri = 7-8
- Daha düşük oksijen ihtiyacı; $\text{KOİ} = 3000-7000 \text{ mg / L}$
- $\text{KOİ} / \text{BOİ}$ oranı > 5
- Daha az miktarda ağır metal içeriği < 5 mg / L olmasıdır (Mazlum ve Tokgöz 1996).

Sızıntı suları bahsedilen bu kirleticilerin dışında ayrıca yüksek oranda azot ve tuz muhtevalarına da sahiptir. Anaerobik koşullar nedeniyle evsel katı atıklardaki azot kaynağı olan proteinler asit fazından önce yapı taşları olan aminoasitlere sonra da amonyağa dönüşürler. Bu nedenle sızıntı suyunda azotun büyük bir kısmı çözülmüş olarak amonyak formundadır. Amonyak ise pH'a bağlı olarak amonyum iyonu veya serbest amonyak olarak bulunur (Çallı ve ark. 2000). Sızıntı suyu içeriğinde bulunan en

önemli tuzlar klorlar ve sülfatlardır. Fosfat muhtevası genelde düşük miktarlardadır (50 mg/L) (Mazlum ve Tokgöz 1996).

İyi planlanmış bir deponi alanında sıkışma nedeniyle aerobik ayrışma safhası oldukça kısadır (birkaç gün ya da ay kadar). Kısa bir hidroliz döneminden sonra atığın asidifikasyonu 1-7 yıl kadar bir süre devam edebilir. Metanojenik safhaya ulaşılmasıyla kirlilik düzeyi (gaz oluşumu) azalacaktır.

Çeşitli nedenlerle çoğu atık yığınları kademeler halinde oluşturulur ve her kademedede en fazla 1-2 yıl süreli atık depolanması tavsiye edilir. Bu kademeleri atık cinsine göre düzenlemek suretiyle asitleşmiş ve metanlaşmış sızıntı sularını ayrı ayrı toplamak ve arıtmak mümkün olabilmektedir. Bu durum sızıntı suyuna ilişkin arıtma teknolojisinin seçiminde önemli bir başlangıç noktasını oluşturmaktadır. Nispeten yüksek pH değerinde (6.5'den itibaren) metanojenik bakterilerin faaliyetleri için koşullar uygundur. Özellikle, asidifikasyon safhası sırasında oluşmuş olan uçucu yağ asitleri, metan ve karbondioksite indirgenir, metallerin yıkanması (sızması, taşınması) yüksek pH nedeniyle azalır. Dolayısıyla sızıntı suyunun özellikle çinko, kurşun ve kadmiyum içeriği azalır. Asidik ve metanojenik sızıntı suyunun genel kompozisyonu Çizelge 2.2'de verilmiştir.

Çizelge 2.2. Asidik ve metanojenik sızıntı suyunun genel kompozisyonu

Parametre	Birim	Asidik Sızıntı Suyu	Metanojenik Sızıntı Suyu	İnorganik Sızıntı Suyu
pH	-	5.5-6.5	6.5-8	7-11
Elektriksel İlet.	Ms / cm	12-30	5-20	10-35
KOİ	mg / L	15000-40000	1500-5000	< 1000
BOİ	mg / L	10000-30000	100-500	< 100
TKN	mg / L	500-1500	500-2000	< 50
Klor	mg / L	1000-3000	1000-3000	1000-5000
Sülfat	mg / L	100-500	100-500	100-2000
Kalsiyum	mg / L	500-2000	50-200	50-3000
Demir (II)	mg / L	500-3000	50-300	50-3000
Çinko	mg / L	3000-30000	500-5000	
Kurşun	mg / L	100-1000	50-500	
Nikel	mg / L	100-500	50-500	
Bakır	mg / L	50-500	50-500	
Krom	mg / L	100-500	50-500	
Arsenik	mg / L	10-100	10-100	
Kadmiyum	mg / L	10-100	5-20	
Civa	mg / L	< 5	< 5	
Uçucu Aromatikler	mg / L	100-1000	100-1000	
Fenoller	mg / L	500-5000	500-5000	
Polisilik Aromat	mg / L	1-100	1-100	

Kaynak : MAZLUM, S. ve S.TOKGÖZ. 1996. Deponi Alanlarından Kaynaklanan Sızıntı Sularının Arıtılması.

Sızıntı suyu kendine özel bir kokusu olan, organik ve inorganik bileşiklerin kompleks bir karışımından ibarettir. Sızıntı suyu karakteristiklerini belirlemek için pek çok çalışma yapılmıştır. Bu çalışmalara bakıldığında, kompozisyonun çeşitli parametreler için çok geniş bir aralıkta değiştiği görülmüştür. Bu tür çalışmaların bir kısmı katı atık depo yerlerinde, bazıları da bu depo yerlerine benzetilmiş arazi ve laboratuvar deney modellerinde yapılmıştır. Literatürdeki sızıntı suyu kompozisyonunu gösteren değerler Çizelge 2.3'de özetlenmiştir.

Çizelge 2.3. Sızıntı suyu kompozisyonu

Parametre	Birim	Aralık	Genel
BOİ ₅	mg / L	2000-30000	10000
TOK	mg / L	1500-20000	6000
KOİ	mg / L	3000-45000	18000
T.Süspansiyon Madde	mg / L	200-1000	500
Organik Azot	mg / L	10-600	200
Amonyak Azotu	mg / L	10-800	200
Nitrat	mg / L	5-40	25
Toplam Fosfor	mg / L	1-70	30
Ortofosfat Fosforu	mg / L	1-50	20
Alkalinite	mg / L	1000-10000	3000
pH	-	5.3-8.5	6.0
T.Sertlik	mg / L	300-10000	3500
Kalsiyum	mg / L	200-3000	1000
Magnezyum	mg / L	50-1500	250
Potasyum	mg / L	200-2000	300
Sodyum	mg / L	200-2000	500
Klorür	mg / L	100-3000	500
Sülfat	mg / L	100-1500	300
Toplam Demir	mg / L	50-600	60

Kaynak : TCHOBANOGLOUS, G., H.THEISEN ve S.A.VIGIL. 1993. Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues.

Sızıntı suyunun kompozisyonunda günden güne dahi büyük ölçüde değişimin olduğu gözlenmiştir. Bu kadar geniş aralıklarda değişme iki sebepten olmaktadır. Birincisi, sızıntı suyu akımından yani katı atıkların özellikleri, depo yerinin hidrojeolojisi, iklim, depo yaşı, depo yüksekliği, depo mikrobiyolojisi, örtü toprağının kullanılması ve kompozisyonu, katı atıkların rutubeti, sıkıştırma ve öğütmenin uygulanması gibi faktörlerdir. İkincisi ise, sızıntı suyu numunesinin alınması ve korunmasının iyi yapılamaması ve çok kompleks durumdaki sızıntı suyunun kendisinden gelen girişimlerdir.

Çeşitli depolama sahası araştırma çalışmalarında, atığın stabilizasyonunun birbirini izleyen beş farklı aşama halinde devam ettiği kabul edilmiştir (Karakoç 2002).

2.5.1. İlk Düzenleme Aşamasındaki Sızıntı Suyu

Aerobik mikroorganizmalar organik malzemeleri CO₂, H₂O ve kısmen ayrılmış kalıntı organik maddeler olarak ayrıştırır ve bu sırada önemli oranda ısı üretirler. Atık içinde sınırlı miktarda oksijenin gömülü olması ve depolama sahasına hava taşımalarının sınırlı olması nedeniyle, aerobik ayrışma, depolama sahası içinde meydana gelen biyolojik ayrışmanın ancak küçük bir kısmını oluşturur. Bu aşama sırasında oluşan sızıntı suyunun en belirgin özelliği, tanecikli maddelerin ortaya çıkması, depolama sahasında bulunan kolay çözülebilir tuzların çözülmesi ve aerobik ayrışmadan gelen nispeten küçük miktarlarda organik türlerin varlığıdır (Anonim 2000).

2.5.2. Geçiş Aşamasındaki Sızıntı Suyu

Bu aşamada, alanın kapasitesi çoğu kez aşılır ve aerobik ortamdan anaerobiğe doğru bir geçiş meydana gelir. Elektron alıcıların oksijenden nitratlara ve sülfatlara geçmesine ve oksijenin karbondioksitle yer değiştirmesine uygun olarak, indirgeme koşullarına doğru bir eğilim oluşur. Bu aşamanın sonunda sızıntı suyunda nispeten yüksek yoğunluklarda KOİ ve uçucu organik asitler gözlemlenebilir (Anonim 2000).

2.5.3. Asit Oluşum Aşamasındaki Sızıntı Suyu

Asit aşaması anaerobik biyolojik indirgeme prosesleri, anaerobik ve fakültatif mikroorganizmalardan oluşan karma bir anaerobik populasyon (asetojenik bakteriler) tarafından yürütülür. Fakültatif mikroorganizmalar, maddelerin ayrışmasına yardımcı olur ve metanojenik bakterilerin büyüebilmesi için redoks potansiyelini azaltır. pH değerlerinde çoğu kez bir azalma gözlenir ve sızıntı suyunun kimyasal açıdan agresif olması ile sonuçlanan metal türlerinin mobilizasyonu ile birlikte gerçekleşir (Anonim 2000).

Asit oluşum aşamasının tamamlanması yıllar hatta on yıllar alabilir. Bu aşamada üretilen sızıntı suyu, yüksek BOİ, yüksek BOİ / KOİ oranlarına, yüksek amonyak konsantrasyonuna sahip, pH değeri 5-6 civarında, keskin ve kötü kokuludur (McBean ve ark. 1995).

2.5.4. Metan Fermantasyon Aşamasındaki Sızıntı Suyu

Bu aşama boyunca, metanojenik bakteriler bir önceki aşamada oluşan sızıntı suyunun karakteristik özelliğini meydana getiren çözülmüş organik bileşikleri (çoğunlukla yağlı asitler) tüketmek üzere etkin hale gelirler. Bu bakteriler oksijen yokluğunda gelişirler ve çözülmüş organik bileşikleri metan ve karbondioksit çevirirler.

Bu aşamanın en belirgin özelliği indirgeme reaksiyonlarının yoğun bir şekilde gerçekleşmesidir. İnorganik ayrışma ile demir, sodyum, potasyum, klor ve sülfat gibi inorganik bileşikler sızıntı suyu içinde çözülmeye devam etmektedir. Ayrışma sonrasında meydana gelen indirgeme ile inorganik maddelerin çözünebilirliği azalır ve bu maddelerin ayrışması çökeltme ile sonuçlanır. Bu aşamada oluşan sızıntı suyu, karakteristik olarak düşük BOİ konsantrasyonuna ve düşük BOİ / KOİ oranına sahiptir (McBean ve ark. 1995).

Bu aşamanın bir diğer özelliği de biyogaz oluşumudur. Yukarıdaki indirgeme reaksiyonlarının devamında maddelerin çoğu biyogazlara dönüşür. Bu olay sızıntı suyunun KOİ ve BOİ konsantrasyonlarında meydana gelen azalmanın temel sebebidir (Anonim 2000).

2.5.5. Olgunlaşma Aşamasındaki Sızıntı Suyu

Bu son aşamada besi maddeleri ve alt tabaka sınırlayıcı hale gelir. Sonuç olarak biyolojik aktivite nispeten hareketsiz hale geçer. Gaz üretimi büyük ölçüde azalır ve sızıntı suyu miktarı, çok düşük yoğunluklarda sabit halde kalır. Oksijen ve oksitlenmiş türler yavaş yavaş tekrar ortaya çıkabilir. Ancak dirençli organik bölümlerin yavaş yavaş ayrışmaları, humik benzeri maddelerin üretimiyle devam eder (Anonim 2000).

Yukarıda bahsedilen bu ayrışma aşamalarının özelliklerine bağlı olarak sızıntı suyu ve depo gazı kompozisyonları değişir. Bazı indikatör parametrelerin, ayrışma aşamalarına bağlı olarak değişimi Çizelge 2.4'de verilmiştir.

Çizelge 2.4. Sızıntı suyu kompozisyonunun ayrışma aşamalarına bağlı değişimi

Parametre	Geçiş Aşaması	Asit Oluşum Aşaması	Metan Oluşum Aşaması	Olgunlaşma Aşaması
BOİ (mg/L)	100-10000	1000-57000	600-3400	4-120
KOİ (mg/L)	480-18000	1500-71000	580-9760	31-900
TUA (mg/L)* Asetik asit	100-3000	3000-18800	250-4000	0
BOİ / KOİ	0.23-0.87	0.4-0.8	0.17-0.64	0.02-0.13
NH ₃ (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 ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	2450-3310	1600-17100	2900-7700	1400-4500

*TUA : Uçucu Organik Asit

Kaynak : REINHART, D.R. 1997. Landfill Bioreactor Design and Operation.

Bu ayrışma aşamalarının özellikleri yanında, sızıntı suyu kompozisyonuna etki eden başka faktörler de bulunmaktadır. Bunlar;

- Katı atığın kompozisyonu
- Çöpün yaşı
- Depolama sahasının işletilmesi
- İklim
- Hidrojeolojik şartlar ve depolama alanının çevresi
- Depolanmış atığın içerisindeki, kimyasal ve biyolojik aktiviteler, nem oranı, sıcaklık, pH ve stabilizasyon derecesi koşullarıdır (Mazlum ve Tokgöz 1996).

Depo yaşı, depo sahasındaki anaerobik ayrışma kademesine bağlı olarak, sızıntı suyu karakterini etkileyen en önemli faktörlerden biridir. Genç depo alanlarında oluşan sızıntı sularında biyolojik olarak kolay ayrışabilen uçucu yağ asitleri oranı yüksektir. Depo yaşı arttıkça biyolojik ayrışma tamamlandığından kolay ayrışabilen organik maddelerin oranı düşer. Bu sebeple genç depo alanlarındaki sızıntı sularında $\text{BOİ}/\text{KOİ} > 0.5$ iken, yaşlı depo alanlarındaki sızıntı sularında $\text{BOİ}/\text{KOİ} < 0.2$ 'dir. Sızıntı suyu özelliklerinin depo yaşı ile değişimi Çizelge 2.5'de verilmiştir.

Çizelge 2.5. Sızıntı suyu özelliklerinin depo yaşı ile değişimi

Parametre	Birim	1.Yıl	5.Yıl	16.Yıl
pH	-	5.2-6.4	5.0-6.6	5.6-6.1
KOİ	mg / L	10000-40000	8000	400
BOİ ₅	mg / L	7500-28000	4000	80
TOK	mg / L	7300-16350	83-9150	108-3080
NH ₄ -N	mg / L	56-482	36	10
Toplam P	mg / L	25-35	12	8
Toplam Katılar	mg / L	10000-33000	718-18400	1920-5350
Toplam Uçucu Katılar	mg / L	5350-20330	124-10300	770-3300
Alkalinite	mg / L	600-800	1330	70
Klorür	mg / L	620-1880	5.3-730	115-193
Cd	mg / L	-	< 0.05	< 0.05
Mn	mg / L	75-125	0.06	0.06
Cu	mg / L	-	< 0.5	< 0.5
Fe	mg / L	210-325	6.3	0.6
Pb	mg / L	-	0.5	1.0
SO ₄	mg / L	400-650	2	2
Zn	mg / L	10-30	0,4	10

Kaynak : ÖZTÜRK, İ., M.ALTINBAŞ ve O.ARIKAN. 1999. Katı Atık Sızıntı Suyu Kirliliğinin Boyutları ve Arıtma Teknikleri.

2-3 yıllık depo alanlarında özellikle organik maddeler, mikroorganizma türleri ve inorganik kirlilik yükleri maksimuma ulaşır. Sızıntı suyu, organik ve inorganik iyonlar ile metaller dışında mikrokirleticileri de içermektedir. Sızıntı suları zayıf, orta, kuvvetli olmak üzere üç bölümde incelenebilir. Genellikle üst limitler (pH ve okside olmuş azot için düşük değerler) genç depo alanlarının kuvvetli sızıntı suyunu karakterize eder. Kuvvetli sızıntı suyunun en tipik özelliği BOİ₅ değerinin yüksek olmasıdır (Öztürk 1999). Sızıntı suyu kirlilik yüklerinin sınıflandırılması Çizelge 2.6.a ve 2.6.b'de verilmiştir.

Çizelge 2.6.a) Sızıntı suyu kirlilik yüklerinin sınıflandırılması

Sızıntı Suyu Grubu	KOİ (mg/L)	BOİ (mg/L)
Zayıf	<1000	220-750
Orta	1000-10000	750-1500
Kuvvetli	10000	1500-36000

Kaynak : ÖZTÜRK, İ. 1999. Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları.

Çizelge 2.6.b) Sızıntı suyu kirlilik yüklerinin sınıflandırılması

Sızıntı Suyu Grubu	BOİ₅ / KOİ	KOİ / TOK
Zayıf	< 0.5	< 2,0
Orta	0.50-0.75	2.0-3.0
Kuvvetli	> 0.75	> 3.0

Kaynak : ÖZTÜRK, İ. 1999. Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları.

Türkiye’de ve değişik ülkelerde yapılan çalışmalarda tespit edilen sızıntı suyu karakterizasyonları Çizelge 2.7 ve 2.8’de verilmiştir.

Çizelge 2.7. Sızıntı suyu karakterizasyonları

Parametre	Birim	Tchobanoglous ve ark. 1993	Anonim 2000	Keramchemie GmbH 2000	Hohl 1992	Hegerty ve ark. 1973
pH	-	5.3-8.5	4-8	3.5 - 9	4.5-7.5	6-6.5
BOI ₅	mg / L	2000-30000	-	100-45000	4000-40000	21700-30300
KOI	mg / L	3000-45000	1000-90000	500-60000	6000-60000	-
TOK	mg / L	1500-20000	200-30000	-	100-5000	-
TAKM	mg / L	200-1000	-	-	-	-
TDS	mg / L	-	5000-40000	-	-	-
TKN	mg / L	20-1400	18-800	20-4000	50-5000	-
NH ₃ - N	mg / L	10-800	8-800	16-2470	30-3000	-
NO ₃ - N	mg / L	1-9	0.02-2.3	< 11	-	-
NH ₄ - N	mg / L	-	-	-	-	0.22-480
TP	mg / L	1-70	-	0.01-10	-	0.3-29
Orto - P	mg / L	1-50	1-100	-	-	-
TALK	mg CaCO ₃ / L	1000-10000	500-30000	-	-	730-9500
TH	mg CaCO ₃ / L	300-10000	-	-	-	890-7600
Ca ⁺²	mg / L	200-3000	100-3000	-	10-2500	240-2330

Kaynak : KARANACAK, O. 2002. Düzenli Depolama Alanlarından Kaynaklanan Atıksuların Arıtılabilirlik Çalışmaları.

Çizelge 2.7. (Devam) Sızıntı suyu karakterizasyonları

Parametre	Birim	Tchobanoglous ve ark. 1993	Anonim 2000	Keramchemie GmbH 2000	Hohl 1992	Hegerty ve ark. 1973
Mg ²⁺	mg / L	50-1500	100-1500	-	-	64-410
Na ⁺	mg / L	200-2000	200-1300	-	-	85-1700
K ⁺	mg / L	200-2000	200-1000	-	-	28-1700
Cl ⁻	mg / L	100-3000	300-3000	100-15000	-	96-2350
SO ₄ ²⁻	mg / L	100-1500	10-1000	50-3000	70-1750	84-730
Toplam Fe	mg / L	50-600	1-1000	1-1000	20-2100	6.5-220
Mn	mg / L	-	0.01 - 100	-	-	-
Cu	mg / L	-	< 10	0.01-1	4-1400	-
Ni	mg / L	-	0.01-1	0.02-2	-	0.15-0.81
Zn	mg / L	-	0.1-100	0.1-10	0.1-120	0.03-129
Pb	mg / L	-	< 5	0.02-1	8-1020	-
Hg	mg / L	-	< 0.2	< 0.05	-	-
As	mg / L	-	-	< 1	-	-
Cd	mg / L	-	-	< 0.1	0.5-140	-
Toplam Cr	mg / L	-	-	0.02-15	30-16000	-

Kaynak : KARANACAK, O. 2002. Düzenli Depolama Alanlarından Kaynaklanan Atıksuların Arıtılabilirlik Çalışmaları.

Çizelge 2.8. Ülkemizde yapılan çalışmalarda tespit edilen sızıntı suyu karakterizasyonları

Parametre	Birim	İstanbul - K. Burgaz ve Şile Depolama Sahası (Anonim 2000)	İstanbul - Kömürçüda Depolama Sahası (Çalh ve ark. 2000)	İstanbul Depo Sahaları (Kanat ve Demir 2000)	İzmir Harmandalı Depolama Sahası (Pala ve Şirin 2001)
pH	-	5.6-6.5	6.2-8.2	5.6-6.5	8.2
BOİ ₅	mg / L	18300-40000	6820-38500	21000-31000	-
KOI	mg / L	18300-70000	12350-47800	40000-70000	38950-18642
TKM	mg / L	-	-	19630-60000	-
TAKM	mg / L	-	940-4720	-	1442-137
TDS	mg / L	19630-60000	-	-	-
TKN	mg / L	375-1900	1275 - 2984	375 - 1900	-
Amonyak Azotu	mg / L	149-1800	1230 -2690	150 - 1800	--
Nitrat Azotu	mg / L	6.3	-	6.3	-
Fenol	mg / L	-	-	6-7	-
TP	mg / L	2.2-18	0.1-6.4	2-8.8	4.3-12
TALK	mg CaCO ₃ / L	5000-18900	6300-12000	5000-18900	-
TH	mg CaCO ₃ / L	12900	-	12900	-
Sodyum	mg / L	495-2900	-	-	-

Kaynak : KARANACAK, O. 2002. Düzenli Depolama Alanlarından Kaynaklanan Atıksuların Artılabirlik Çalışmaları.

Çizelge 2.8. (Devam) Ülkemizde yapılan çalışmalarda tespit edilen sızıntı suyu karakterizasyonları

Parametre	Birim	İstanbul - K. Burgaz ve Şile Depolama Sahası (Anonim 2000)	İstanbul - Kömürçüoda Depolama Sahası (Çalı ve ark. 2000)	İstanbul Depo Sahaları (Kanat ve Demir 2000)	İzmir Harmandalı Depolama Sahası (Pala ve Şirin 2001)
Potasyum	mg / L	11-130	-	-	-
Klor	mg / L	-	725-8500	-	-
Sülfat	mg / L	0.08	-	495-2900	-
Toplam Demir	mg / L	-	4.91-365.3	11-130	-
Mangan	mg / L	-	0.27-21.1	-	-
Bakır	mg / L	0.5-2	0.1-0.42	0.2-0.5	0.6-0.1
Nikel	mg / L	-	0.36-2.23	-	-
Çinko	mg / L	-	0.25-3.61	0.7-0.8	3.1-1.5
Kurşun	mg / L	0.01-0.06	0.18-3.57	0.08	0.7-0.3
Civa	mg / L	0.7-0.8	-	0.01-0.06	-
Kadmiyum	mg / L	0.2-0.5	0.03-0.21	-	0.2-0.06
Toplam Krom	mg / L	-	0.07-0.91	0.5-2.2	2.4-1.0

Kaynak : KARANACAK, O. 2002. Düzenli Depolama Alanlarından Kaynaklanan Atıksuların Arıtılabilirlik Çalışmaları.

2.6. Sızıntı Suyu Arıtma Olanakları

Sızıntı suları, günümüzde arıtılması en zor ve pahalı atık sularındandır. Özellikle katı atıkların herhangi bir ön ayırma ve etkili bir geri kazanma işlemine tabi tutulmaksızın karışık olarak toplandığı durumlarda sızıntı suyunun organik ve inorganik yükleri son derece yüksektir. Deponun ilk yıllarında, genç depo sızıntı sularında organik kirleticiler çok yüksektir. İleriki yıllarda ise, depo yaşlandıkça organik madde miktarında hızlı bir azalma, inorganik maddelerde ve zor ayrışan organiklerde artma gözlenir. Sızıntı suyu özelliklerindeki bu değişim arıtma yöntemlerini de etkiler. Genç depo sızıntı sularında biyolojik arıtmanın ağırlıkta olmasına karşılık, yaşlı depo sızıntı sularında fiziko-kimyasal arıtma daha belirleyici olur (Alp 1998). Depo sahalarına gelen katı atıkların bileşenlerinin farklı yapıda olması ve mevsimsel değişimler de arıtma yönteminin seçimini etkiler. Sızıntı sularının arıtılması için, endüstriyel atıksuların arıtımında kullanılan fiziksel-kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma yöntemleri kullanılmaktadır (Anonim 1995).

2.6.1. Fiziko-Kimyasal Arıtma Yöntemleri

Fiziksel kimyasal arıtma prosesleri, biyolojik arıtmadan önce bir ön kademe olarak biyolojik arıtmaya zararlı metalleri önemli miktarda gidermede bazen de diğer arıtma kademelerinin sonrasında yüzeysel suya verilebilecek sızıntı suyunun kalitesini düzeltmek üzere sisteme eklenmiştir. Ayrıca yaşlı depo yeri sızıntı sularının tam arıtımında verimli olarak kullanılmaktadır (Borat 1995).

Poroz bir ortamdan sızarak oluşan sızıntı sularında iri katı maddeler genellikle bulunmadığından, ızgara, kum tutucu ve ilk çöktürme operasyonlarına gerek yoktur. Akımı ve konsantrasyonları dengelemek için kullanılan bir havuz ayrıca bu uygulamalara gerek bırakmayacaktır (Gönüllü ve ark. 1986).

Çeşitli kimyasal maddelerin kullanıldığı pıhtılaştırma-yumaklaştırma deneylerinde organik maddelerin iyi giderilmediği, fakat metallerin çok iyi giderildiği görülmüştür. Koagülant olarak kireç, alüm, ferriklorür ve ferrosülfat kullanılmaktadır. Laboratuvar Jar Test deneylerinden ve gerçek tesislerde elde edilen tecrübelerden kireç ile en iyi sonuçlar elde edilmiştir. Literatürde uygulanmış koagülant dozların çok yüksek olduğu

dikkati çekmektedir. Bu haliyle büyük bir çamur problemi doğurmaktadır. Koagülant olarak kireç uygulaması ile havalandırma ile amonyak giderimini sağlayacak yüksek pH'ın elde edilmesi avantajı da ayrıca kazanılmaktadır.

Kimyasal oksidantlarla yapılan çalışmalarda, çok yüksek dozajların kullanılmasına karşın organik madde giderimi düşük seviyelerde gerçekleşmekte, ancak renk ve demir gideriminde etkili olmaktadır (Gönüllü ve ark. 1986).

A. NH_4^+ 'ın Hava İle Sıyırılması

Air Stripping, amonyak ve VOC gibi uçucu organik maddelerin hava ile temas eden kirli suyu, yüzeyinin büyük ölçüde artırılması ile sızıntı suyundan ayrılmasını içeren tam kapsamlı bir teknolojidir (Anonim 2000).

Amonyak sıyırma prosesinin esası yüksek pH'da iyon formunda bulunan amonyağın gaz formuna geçirilerek havalandırma ile sıvı fazdan uzaklaştırılmasıdır (Eyiz 2000).

Başlıca havalandırma tipleri olarak, dolgu kule difüzörle havalandırma, tablalı havalandırma ve spreyci havalandırma sayılabilir (Anonim 2000).

Proses, tipik olarak bir kulede ya da havalandırma tankında gerçekleşmektedir. Tipik dolgu kule hava sıyırıcısı, kulenin üstünde kirli suyu kuledeki dolgu maddesi üzerine dağıtan bir spreyci meme, havayı suyun akış istikametinin tersine zorlayan bir fan ve temizlenmiş suyu kulenin altında toplayan bir haznedir oluşmaktadır. Ana hava sıyırıcısına eklenebilecek ek ekipman olarak giderim verimini arttıracak bir hava ısıtıcısı, hazne seviye şalterleri ihtiva eden otomatik kontrol sistemi ve aktif karbon üniteleri, katalitik veya termik oksitleyiciler gibi hava emisyonu artırma ve kontrol sistemi sayılabilir (Anonim 2000).

Havalandırma tankları, uçucu maddeleri kirli suyun içinden geçtiği tanka hava köpürterek sıyırılmaktadır. Hava-su kontaklarını garantiye almak için bir tazyikli hava bloweri ve dağıtma manifoldu dizayn edilmiştir. Havalandırma tanklarının avantajları, yüksekliğin problem olabildiği dolgu kulelerden daha düşük profilli olmaları ve performansının modifiye edilmesindeki kolaylıklar ya da besleme oranlarındaki değişikliklere daha kolay adapte olmaları olarak özetlenebilir. Havalandırma

tanklarından çıkan hava emisyonları dolgu kule emisyonlarının artırılmasında kullanılan teknolojiyle artırılmaktadır.

Hava sıyırıcıları sürekli ya da bir toplanma tankından aralıklı olarak beslenen kesikli sistemlerle işletilebilir. Kesikli sistem, istikrarlı sıyırma garanti etmektedir ve sürekli işletimlerde, enerji tüketimi açısından daha verimlidir. Bunun başlıca sebebi, stok tanklarındaki karıştırma işleminin besleme suyu bileşimindeki tutarsızlıkları elimine etmesidir. Prosesin uygulanabilirliği ve verimliliği aşağıdaki faktörlerle sınırlanmıştır:

- Ekipmanın biyolojik olarak kirlenmesi ve bunun sonucu ön arıtma veya periyodik kule temizliğine ihtiyaç duyulabilir.
- Sadece uçucu organik bileşikler ve yarı uçucu maddelerle kirlenmiş sular için etkilidir.
- Kulede kullanılan dolgunun tipine ve miktarına dikkat edilmelidir.
- Prosesin enerji maliyeti yüksektir.
- Ortam sıcaklığındaki düşük uçuculuktaki bileşikler ön ısıtma gerektirebilirler.
- Gazlı NH_3 havaya bırakılmalıdır.
- Çıkış suyunun deşarjdan önce asitleştirilmesi gerekir.

Spesifik kullanımlar için uygun olarak dizayn edilmiş kuleyi ve dolgu maddesini seçmek için, besleme suyu debi aralığı, su ve hava sıcaklıkları aralığı, kulenin sürekli ya da aralıklı çalışması, kule besleme ve deşarj sistemleri, kule için yükseklik sınırlamaları, giriş suyu kirleticinin tanımlanması ve yüklerin belirlenmesi, mineral içerik, pH, çıkış suyu kirletici yükleri koşulları ve kule hava emisyonları sınırlamaları gibi bilgilere ihtiyaç vardır (Anonim 2000).

Kuleler için tipik giderme verimi % 99 civarındadır. Giderme verimleri birinciye seri olarak ikinci bir sıyırıcı ekleyerek, kirli suyu ısıtarak ya da dolgu maddesinin konfigürasyonunu değiştirerek artırabilir (Anonim 2000).

B. Kimyasal Koagülasyon, Flokülasyon, Çökelme

Koagülasyon, flokülasyon ve çökelme, günümüzde çeşitli endüstriyel proseslerde, çözünür ağır metallerin ve çözünmüş organikler gibi çökebilir maddelerin ve askıda kolloid maddelerin bertarafı gibi atıksu arıtımı uygulamalarında kullanılan, gelişimi tamamlanmış proseslerdir. Sızıntı suyu arıtımı uygulamalarında, metal çöktürme prosesi, çoğunlukla, diğer arıtma teknolojileri için bir ön arıtma olarak kullanılır. Bunun en önemli nedeni metallerin varlığında, diğer arıtma proseslerinin aksamasıdır.

Kirlenmiş sulardan metallerin çöktürülmesi, çözünür yapıdaki ağır metal tuzlarının, çöktürülecek olan çözünmeyen yapıdaki tuzlara dönüştürülmesini içerir. Oluşan tuzlar, daha sonra arıtılmış sudan çökeltme ya da filtrasyon gibi fiziksel metotlarla giderilebilir. Proses genellikle pH uygunluğu, kimyasal çöktürücü ilavesi ve flokülasyonu işlemlerinden oluşur. Tipik olarak metaller, çözüldüden, hidroksitler, sülfidler ya da karbonatlar olarak ayrılırlar. Belirli metal kirleticilerin çözünürlüğü ve gerekli arıtma standartları, kullanılan prosesi belirler. Bazı durumlarda, proses dizaynı, metallerin geri kazanılması için geri dönüşüm ünitelerine gönderilebilecek olan çamurun üretimine izin verir.

Çöktürme prosesinde, partiküllerin bir araya gelmesi sırasında partiküllerin boyutunu arttırmak için, kimyasal çöktürücüler, koagülantlar ve pıhtılaştırıcılar kullanılır. Koagülantların üç ana tipi, inorganik elektrolitler (demir II sülfat, demir III klorür, kireç ve alüm gibi), organik polimerler, anyonik ve katyonik işlevsel grupları ile beraber sentetik polielektrolitlerdir. Koagülantların ilavesinden sonra, partiküller arası temasın gerçekleşmesine yardımcı olmak amacıyla flokülatör içinde yavaş karıştırma gerçekleştirilir. Böylece flokülant çöktürmesi adı verilen sedimantasyon olayı sırasında partiküllerin büyümesine izin verilir (Anonim 2000).

Flokülant çöktürmesi, sedimantasyon işlemi sırasında bir araya gelmiş ya da floküle olmuş partiküllerin oldukça seyreltik süspansiyonunu içerir. Bir araya gelme ya da flokülasyon oluşurken partiküller kütle içerisinde artar ve daha hızlı bir oranda çöker. Partiküller arasındaki temas fırsatına bağlı olarak meydana gelen flokülasyonun miktarı, partikül boyutlarının dağılımı, partikül konsantrasyonu, sistemdeki hız gradyanı, havuz derinliği ve yüzey yükü ile değişir (Anonim 2000).

Kullanılan kimyasal maddelerin hiçbiri, gerek ham sızıntı suyunun gerekse biyolojik arıtmadan geçmiş sızıntı suyunun KOİ'sini % 30'dan fazla düşürememektedir. Fiziksel-kimyasal arıtmanın, biyolojik arıtmadan geçmiş sızıntı sularına uygulanması halinde, gerekli olan kimyasal madde miktarı azalmaktadır (Alp 1998).

Metallerin çöktürülmesinin dezavantajları şunlar olabilir:

- Çeşitli metal türlerinin varlığı, farklı bileşiklerin amfoterik doğasının bir sonucu olarak giderim zorluklarına yol açabilir.
- Deşarj standartları daha sıkı hale geldikçe, daha ileri arıtma gerekebilir.
- Çözünür heksavalent krom (Cr^{+6}), flokülasyon ve koagülasyondan önce ilave bir arıtma gerektirir.
- Reaktif ilavesi, arıtma çıkışında uygun olmayan konsantrasyonları engellemek için dikkatlice kontrol edilmelidir.
- Sistemin etkisi, uygun katı ayırma teknolojilerine bağlıdır (örneğin; çökeltme, flokülasyon ve filtrasyon)
- Proses, tam olarak bertarafını gerektiren toksik çamur üretebilir.
- Prosesin maliyeti, sistemin işletimindeki gerekli operatör içeriğine, sistem kontrollerine ve kullanılan reaktiflere bağlı olarak yüksek olabilir.
- Çözünmüş tuzlar, pH uygunluğunun bir sonucu olarak artırılmış suya ilave edilebilir.
- Polimerlerin, katıların elverişli bir biçimde çökmesini sağlamak için suya ilave edilmesi gerekir.
- Artırılmış su sık sık pH uygunluğunu gerektirecektir.
- Kompleksler aracılığı ile çözültide tutulan metallerin çöktürülmesi zordur (Anonim 2000).

Laboratuvar ölçekli artırılabilirlik testleri, karakteristiklere ve işletme parametrelerine karar vermek amacı ile yapılabilir. Böylece, reaktif tipi ve dozajı optimum pH, bekleme süresi, akış hızı, sıcaklık, karıştırma gereksinimleri, polimer seçimi, askıda katı madde, çöktürme ve filtrasyon hızları, çamur hacmi ve karakteristikleri gibi hususlar kesin olarak belirlenebilir.

Kullanılan kimyasal maddelerin hiç biri, gerek ham sızıntı suyunun gerekse biyolojik arıtmadan geçmiş sızıntı suyunun KOİ'sini % 30'dan fazla düşürmemektedir. Fiziksel-kimyasal arıtmanın, biyolojik arıtmadan geçmiş sızıntı sularına uygulanması halinde, gerekli olan kimyasal madde miktarı azalmaktadır (Alp 1998). Bu arıtma seçeneği, metaller için yüksek giderim düzeyleri, nispeten düşük düzeyde KOİ, BOİ ve TKN giderimi (% 10-30), 2-10 \$ / m³ atıksu maliyet ile karakterize edilir (Mazlum ve Tokgöz 1996).

C. Kimyasal Oksidasyon

Kimyasal oksidasyon, siyanürlerin, fenollerin ve diğer organik maddelerin yok edilmesi ve bazı metallerin çöktürülmesi için kullanılır. Büyük ölçüde endüstriyel uygulamaları için arıtma teknolojisi yeterince oluşmuş durumdadır. Oksidasyon indirgemesi veya redoks reaksiyonları, en az bir reaktifin oksitlenme durumu yükselirken bir diğerinin düştüğü durumlardır. Kimyasal oksidasyon, zararlı maddeleri içeren seyreltik sulu akımlar için veya arıtma sonrasında kirleticilerin yerleşik kalıntılarının giderilmesi için düşünülmelidir. Kimyasal oksidasyon, başka arıtma yöntemlerine uygun olmayan bileşikler içerdiğinde ilk adım olarak veya temel arıtmadan sonra kirletici kalıntılarının giderilmesi için son adım olarak düşünülmelidir (Anonim 2000).

Kimyasal oksidasyon prosesine ilişkin proses zinciri, solüsyon pH'ının ayarlanmasını içerir. Oksitleyici madde aşamalı olarak eklenir ve iyice karıştırılır. Oksitleyici madde, gaz (ozon ve klor gibi), sıvı (hidrojen peroksit gibi) veya katı madde (potasyum permanganat gibi) formunda olabilir. Bir miktar ısının serbest bırakılması sebebiyle, konsantre solüsyonların soğutulması gerekebilir ve şiddetli reaksiyonların önlenmesi için dikkatle izlenmesi ve işlenmesi gerekli olabilir. Endüstriyel atıklar için uygulama, seyreltik atık akımlarında organik ve inorganik maddelerin oksitlenmesi için iyi geliştirilmiş durumdadır. Zararlı maddelerin giderilmesi için halen oluşturulmuş uygulamalara ek olarak, klorlu hidrokarbonların ve böcek ilaçlarının seyreltik akımlardan uzaklaştırılması için kimyasal oksidasyon kullanılabilir. Laboratuvar ve pilot çalışmalar, zararlı atık akımlarının arıtılmasında kimyasal oksidasyon potansiyelini ortaya koymuştur (Anonim 2000).

Sızıntı suyu içindeki organik bileşiklerin kimyasal oksidasyonu, klor, kalsiyum hipoklorit, sodyum hipoklorit, potasyum permanganat ve ozon kullanılarak gerçekleştirilmektedir. Genellikle KOİ giderimi için kullanılan kimyasal oksidasyon süreçleri, kimyasal koagülasyon ve çöktürme süreçlerine göre daha iyi sonuç vermesine rağmen, elde edilen veriler uygulamada yetersiz kalmaktadır. 200 mg / L dozajındaki NaOCl, Ca(OCl)₂ ve Cl₂ ile % 10-30 arasında KOİ giderimi sağlanmaktadır. Kimyasal oksidasyonun biyolojik arıtmaya tabi tutulmuş sızıntı sularına uygulanması KOİ giderim veriminin artırılmasına yardımcı olmaktadır. Kimyasal oksitleyiciler, biyolojik proses çıkışında var olan zor ayrışan organik atıkları giderebilmektedir. Böylece kullanılacak olan oksitleyici miktarında önemli oranda tasarruf sağlanmaktadır (Alp 1998).

2.6.2. Biyolojik Arıtma Yöntemleri

Anaerobik arıtma (UASB reaktörleri kullanarak) ve aerobik arıtma (nitrifikasyon / denitrifikasyon ünitelerini içeren) uygulamak suretiyle sızıntı sularının biyolojik olarak arıtılması mümkündür (Mazlum ve Tokgöz 1996).

BOİ / KOİ oranının 0.5 civarında olması sızıntı suyunun organik kısmının biyolojik olarak iyi ayrışacağını gösterir. Dolayısıyla bu sularda biyolojik arıtma tavsiye edilmektedir. Yapılan çalışmalar, hem aerobik hem de anaerobik proseslerin genç sızıntı sularının arıtılmasında etkili olduğunu göstermiştir. Yaşlı depo alanlarından kaynaklanan sızıntı suları, bünyelerindeki organik maddelerin zor ayrıştığını gösteren düşük BOİ / KOİ oranlarına sahiptirler (< 0.1). Bu yüzden klasik biyolojik atıksu arıtma sistemleri bu tür zor ayrışan organik maddeleri gidermede başarı sağlayamamaktadır.

Sızıntı suyunun biyolojik arıtılabilirliği ile ilgili yapılmış çalışmalar, sızıntı suyunun biyolojik yollarla arıtılabileceğini ve anaerobik biyolojik arıtmanın yüksek kirliliğe sahip sızıntı sularının arıtımında en etkili yöntem olduğunu göstermektedir. Anaerobik biyolojik arıtma KOİ'nin 10000 mg / L'nin üzerindeki değerlerinde aerobik arıtmaya göre daha başarılı uygulanmaktadır.

Yeni depolanmış katı atıklardan oluşan sızıntı suyu biyolojik yöntemlerle kolaylıkla arıtılabilecek uçucu yağ asitlerini içermektedir. Yaşlı çöplüklerden oluşan

sızıntı suyunun ise organik kısmı biyolojik olarak zor ayrışacağından, bu sızıntı sularına biyolojik arıtma uygulamaları nispeten daha az uygundur (Alp 1998).

A. Anaerobik Arıtma

Katı atık depolama sahası sızıntı sularının arıtımı için anaerobik prosesler de kullanılmıştır. Özellikle sızıntı suyunda organik madde (biyolojik açıdan indirgenebilir) konsantrasyonları yüksek olan yeni çöp sahalarında, organik maddenin önemli ölçüde giderilmesini sağlamak için en etkin yöntem anaerobik arıtmadır.

Anaerobik sistemin tasarım ve işletilmesi açısından, aşağıdaki faktörlere dikkat edilmelidir.

- Anaerobik proseslerde, aerobik proseslere nazaran daha az çamur oluşur.
- Anaerobik çürütme sırasında, önemli oranda metal giderimi ve makul ölçüde AOX giderimi gerçekleşir.
- Belirli bir tesis için akış hızı sıcaklığa göre belirlenir. 25 kg KOİ / m³-gün'de yaklaşık % 80 giderim verimliliği sağlamak için, en az 30 °C sıcaklık gerekir. Daha yüksek KOİ giderim verimliliği için daha yüksek sıcaklıklar (35-37 °C) tavsiye edilir.
- Sızıntı suyunun ısıtılmasında (25-35 °C sıcaklığa kadar) hızlı ayrıştırma gerçekleşir. Depolama sahası, genellikle enerji ihtiyaçları açısından kendine yeterli derecede imkan veren oranda metan üretir. Biyogazın hacimce metan içeriği ortalama % 70'dir ve özgül biyogaz üretim oranı, BOİ'nin yok edilmesiyle 500 L biyogaz / kg stokiyometrik değere yaklaşır.
- Anaerobik sistemler, değişken organik yükleme ve sızıntı suyu dayanımları altında daha esnektir.
- Besi maddesi düzeltmesi gerekli değildir.
- Anaerobik arıtma, organik olarak indirgenebilen konsantrasyonlar yüksek olduğu sürece kullanılabilir.
- Anaerobik arıtmadan sonra BOİ ve KOİ konsantrasyonları hala yüksektir (KOİ değeri 1000-4000 mg / L, BOİ / KOİ oranı ≥ 0.3) ve dolayısıyla, sızıntı suyunun

aerobik ve/veya fiziksel-kimyasal yöntemlerle artırılarak son düzeylerine getirilmesi gerekir.

- Hızlı anaerobik proseslerde başlıca işletme problemi, kalsiyum ve demir çökmesi sonucunda ekipman parçalarının tıkanmasıdır.
- Anaerobik proseslerin diğer bir dezavantajı, organik madde stabilizasyonunun düşük olmasıdır.
- Bu sistemde NH_4^+ giderimi yapılamaz (Anonim 2000).

Anaerobik sistemlerde organik madde giderimi aerobik sistemler kadar fazla değildir. Sıcaklık 37 °C civarında tutulursa % 70 verimle KOİ giderimi de elde edilebilmektedir. $\theta = 10$ gün için % 90'a varan BOİ₅ giderimi sağlanmıştır. Bu sistemlerden elde edilen biyogaz önemli bir avantajdır. Gaz üretimi, giderilen KOİ'nin kilogramı başına 0.4 – 0.6 m³ veya giderilen BOİ'nin kilogramı başına 0.8 – 0.9 m³'tür (Kanat ve Demir 2000). Ayrıca bu sistem ağır metallerin etkisi bakımından aerobik sistemlere göre daha dayanıklıdır. Girişteki pik organik yükleri tolere edebilmesi de diğer bir avantajıdır (Karakoç 2002).

Sızıntı suyu arıtımında anaerobik arıtma yöntemleri aerobik arıtmaya göre birçok üstünlüğe sahiptir. Örneğin yan ürün olarak metan üretilir, oluşan çamur miktarı çok daha azdır ve havalandırma ihtiyacı yoktur. Ayrıca anaerobik arıtma sistemleri düşük organik yüklü çıkış suyu verir. Anaerobik ayrışmada sülfatın biyolojik indirgenmesiyle oluşan H₂S metallerin çökmesini sağlar.

Anaerobik arıtma sistemlerinin dezavantajı, mikroorganizmaların (özellikle metan bakterilerinin) asidik pH değerlerine karşı hassas olmasıdır.

Çamur yaşının 10 günden büyük olduğu durumlarda çıkış suyu BOİ₅ konsantrasyonu 500 mg / L'nin ve KOİ konsantrasyonu ise 750 mg / L'nin altına düşmektedir. Bu da yaklaşık olarak % 85 – 90 giderme oranına karşılık gelmektedir (Alp 1998). 10 – 60 gün gibi yüksek çamur yaşındaki sistemlerde KOİ'de % 97 oranında giderime ulaşılabileceği görülmüştür (Borat 1995).

Endüstriyel atıksulardakine benzer şekilde, ağır metaller, siyanür, klorlu organik bileşikler, alkali ve toprak alkali metaller, amonyum, hidrojen iyonları ve uçucu asitler gibi çok çeşitli maddeler metan bakterileri için inhibisyon ve zehirlilik etkisi göstermektedir.

Fe ve Zn dışındaki çıkış suyu ağır metal konsantrasyonları 1 mg / L'den daha az olarak gerçekleşmektedir. Aerobik proseslere benzer şekilde Zn, Fe ve Cr giderim yüzdeleri % 90'ın üzerinde gerçekleşmektedir. Cu, Pb, Cd ve Ni giderimleri % 50 – 90 aralığında değişmektedir. Alkali ve toprak alkali metaller anaerobik proseslerden oldukça az etkilenmektedir (Alp 1998). Anaerobik arıtma metal giderim verimleri Çizelge 2.9.a ve 2.9.b'de verilmiştir.

Çizelge 2.9.a) Anaerobik arıtmada ağır metal giderimi

Ağır Metaller	Giriş konsantrasyonu (mg / L)	Giderme Verimi (%)	Ortalama Verim (%)
Cd	0.03-0.1	0-99	14
Cr	0.22-1.7	0-90	73
Cu	0.03-5.6	38-88	60
Fe	245-810	80-99	95
Pb	0.12-1.4	0-84	13
Mn	6 – 18	69-92	81
Ni	0.19-1.2	10-86	68
Zn	5-15	80-99	96

Kaynak : ALP, K. 1998. Sızıntı Suyunun Havasız Çamur Yatağı Reaktörle Arıtımı.

Çizelge 2.9.b) Anaerobik toprak alkali metal giderimi

Alkali ve Toprak Alkali Metaller	Giriş Konsantrasyonu (mg / L)	Giderme Verimi (%)	Ortalama Verim (%)
Ca	315-1330	30-31	31
Mg	70-120	7-10	9
K	347-530	0-6	3
Na	315-530	0-4	2

Kaynak : ALP, K. 1998. Sızıntı Suyunun Havasız Çamur Yatağı Reaktörle Arıtımı.

– Anaerobik Çamur Yataklı Reaktörler

Sızıntı suyunun anaerobik koşullar altında arıtılması gelişmekte olan bir teknolojidir. Pek çok gelişmiş ülkede bu arıtma seçeneği işletme aşamasında bulunmaktadır. Bu amaçla, BOİ'nin giderimi için özellikle yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı (UASB) reaktörler kullanılmaktadır (Mazlum ve Tokgöz 1996). Bu reaktörler; yüksek organik yükleme kapasiteleri, kısa bekleme süresi ihtiyaçları sebebiyle sızıntı suyu arıtımında da tercih edilen sistemlerdir. Nutrient ihtiyacı düşük olan bu sistemlerin, dezavantajı ise yatırım maliyetinin yüksek olmasıdır (Alp 1998).

Yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör sisteminin karakteristik özellikleri aşağıdaki gibidir:

- Yüksek BOİ ve KOİ yükü 5 – 20 kg / m³-gün, % 70 – 90 oranında KOİ giderimi; sızıntı suyunun kalitesine bağlı olarak 3000-5000 mg / L düzeylerinde KOİ giderimi elde edilebilir. Bu değerler metanojenik safhadan elde edilen bir sızıntı suyu ile aynı değerdedir,
- Özellikle asidifikasyon safhasından gelen sızıntı suları için uygundur; metanojenik safhadan gelen sızıntı sularının KOİ değerinin giderimine etkisi oldukça düşüktür,
- Reaktör için gerekli alan oldukça azdır,
- Asidifikasyon safhasından gelen sızıntı suyunun kimyasal şartlandırılması işletme problemlerini önlemek için oldukça gereklidir,
- Ön arıtma ile birleştirildiğinde ağır metallerin gideriminde oldukça etkilidir (özellikle % 60-90 oranında çinko giderimi sağlar),
- Azot giderimi sağlamaz,
- Metan oluşumu biyogazın % 70'i dolayındadır,
- Az miktarda çamur üretimi söz konusudur,
- Reaktörün ısıtılması gereklidir (35 °C): bu amaçla genellikle sızıntı suyundan elde edilen biyogaz kullanılır,
- Günde 50-100 m³ sızıntı suyu arıtımı için işletme maliyeti 8 – 10 \$ / m³ düzeyindedir (Mazlum ve Tokgöz 1996).

Yukarı akışlı reaktörlerde yüksek giderim oranları $< 10 \text{ kg KOİ} / \text{m}^3\text{-gün}$ yükleme oranlarında sağlanmaktadır. Gaz dönüşüm oranı $0.4 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{kg KOİ}$ 'dir (Alp 1998).

– Ardışık Kesikli Reaktörler (AKR)

Anaerobik ardışık kesikli reaktörler, aynı reaktör içerisinde hem katıların tutulmasını hem de organik maddelerin giderilmesini sağladıkları için ayrıca çöktürme havuzu gerektirmezler. AKR sistemlerinin ana prensipleri klasik doldur boşalt mekanizmasına çok benzemektedir. İlk olarak atıksu tanka beslenerek bir önceki çevrim sonunda çökmüş olarak tankta bulunan biyokütle ile karıştırılır (doldurma). Daha sonra biyolojik reaksiyon için yeterli süre sağlanır (reaksiyon) ve mikroorganizmalar bu işlem sonunda çöktürülerek (çökeltme) arıtılmış sudan ayrılır (boşaltma). Arıtılmış su boşaltıldıktan sonra sistem bir sonraki doldurma fazına kadar dinlenmeye bırakılır (dinlenme). Bu fazların toplamı ise bir çevrimin toplam süresini ifade eder. Anaerobik proseslerde katı – sıvı ayrımı genellikle büyük problem oluşturur. Beslenme periyodu tamamlandıktan hemen sonra hangi mikroorganizma konsantrasyonunda olursa olsun F/M oranı yüksektir. Bu, metabolik aktiviteyi artırıcı bir itici güç ve atığın biyogaza dönüşümü için yüksek reaksiyon hızları sağlar. Reaksiyon periyodunun sonlarına doğru substrat konsantrasyonu, biyokütle flokülasyonu için düşük F/M oranı sağlayacak şekilde en düşük seviyededir. Böylece anaerobik ardışık kesikli proses, ilave işlemlere ihtiyaç olmaksızın sistemdeki yavaş çoğalan metan bakterilerini koruyabilmektedir (Eyiz 2000).

Öztürk (1999) yüksek oranda organik madde içeren (TOK = $5000 \text{ mg} / \text{L}$, KOİ = $19000 \text{ mg} / \text{L}$) sızıntı suyunun, laboratuvar ölçekli olarak $35 \text{ }^\circ\text{C}$ 'de 1 litre hacmindeki anaerobik ardışık kesikli reaktörde anaerobik arıtımını incelemiştir. Anaerobik ardışık kesikli reaktörde, 1.5 günlük hidrolik bekletme süresi ve $2.8 \text{ kg TOK} / \text{m}^3\text{-gün}$ organik yükleme ile % 73.9'lık TOK giderimi sağlanmıştır. Aynı sürede $0.561 \text{ kg TOK} / \text{kg UAKM-gün}$ 'lük maksimum özgül yükleme oranında elde edilen TOK giderme verimi % 65.2'dir. Ortalama metan dönüşüm oranı, $0.742 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{kg}$ giderilen TOK (NŞA), maksimum organik yükleme sonucunda elde edilen maksimum metan üretim oranı ise $1.79 \text{ CH}_4 / \text{m}^3\text{-gün}$ 'dür.

B. Aerobik Arıtma

Nispeten düşük maliyetli bir proses olan aerobik arıtma, organik maddeleri esas olarak karbondioksit, su ve biyokütle haline indirger. Özellikle BOİ değeri düşük olan eski sızıntı sularında nitrifikasyon ve denitrifikasyon da sağlanabilir.

Aerobik arıtma proseslerinin tasarımı ve işletilmesinde aşağıdaki faktörler göz önünde bulundurulmalıdır (Anonim 2000, Kestioğlu 2001a):

- Belirli dönemlerde köpük üretilir.
- Düşük sızıntı suyu sıcaklığı ve ağır metallerin önleyici etkisi nedeniyle, reaktörlerde bekleme süresi uzundur.
- Sızıntı suyundaki fosfor konsantrasyonunun düşük olması durumunda, besi maddelerinin eklenmesi gerekebilir (işletme koşulları için tavsiye edilen konsantrasyonlar BOİ : N : P = 100 : 10 : 1'dir).
- Çökelme ve tıkanma sorunları vardır (özellikle borularda ve hava temin ekipmanlarında).
- Aktif çamur tesislerinde ve lagünlerdeki düşük sıcaklıkların, arıtma verimliliği üzerinde önemli bir etkisi olabilir. Ekipmanın yalıtılması veya depolama sahası gazını kullanarak ısıtma yapılması gerekebilir.
- Çamurda ağır metallerin birikmesi, son çamur bertarafında sorunlara neden olabilir (Anonim 2000).

Anaerobik arıtma prosesleri yüksek organik yük içeren kuvvetli sızıntı sularının arıtımında verimli olmazlar. Orta kuvvetteki ($KOİ < 10000 \text{ mg / L}$) sızıntı sularının arıtımında aerobik sistemler tek başına biyolojik arıtma yöntemi olarak düşünülebilir. Anaerobik arıtmadan çıkan sızıntı suları için ikinci kademe biyolojik arıtma sistemi olarak da uygulanır. Ancak aerobik sistem yüksek seviyede havalandırma enerjisi sarfiyatı ve büyük hacim ihtiyacı gibi dezavantajlara sahiptir (Alp 1998).

Sızıntı suyu arıtımı için uygulanan aerobik arıtmanın tipik karakteristikleri aşağıdaki gibidir:

- Yüksek BOİ giderimi (% 95'e kadar),
- Sınırlı BOİ ve KOİ yükü ve yüksek bekletme süresi (10-20 gün),

- Yüksek KOİ / BOİ oranı nedeniyle relatif olarak çıkış suyunda yüksek KOİ değeri (metanojenik sızıntı suyuna kıyasla 5 kat fazla),
- Anaerobik arıtmaya kıyasla yüksek miktarda çamur üretimi,
- Enerji üretimi (biyogaz) yerine havalandırma için enerji tüketimi,
- Asidifikasyon safhasından gelen sızıntı sularının köpürme ve koku problemleri,
- 10 m³ / saat debi için arıtma maliyeti 4 - 6 \$ / m³'dür (Mazlum ve Tokgöz 1996).

Biyoreaktörler, sabit veya askıdaki biyolojik sistemler vasıtasıyla, sudaki kirleticileri mikroorganizmalarla indirger. Aktif çamur, akışkan yataklar veya ardışık kesikli reaktörler gibi askıda büyüme sistemlerinde, sızıntı suyu, mikroorganizma popülasyonunun organik maddeleri ayrıştırdığı ve CO₂, H₂O ve yeni hücreler ürettiği bir havalandırma havuzunda sirküle edilir. Hücreler, durultucuda çökebilen bir çamur oluşturur ve havalandırma havuzuna yeniden sirküle edilir veya uzaklaştırılır. Yukarı akışlı sabit film biyoreaktörleri, döner biyolojik reaktörler (RBD) ve damlatmalı filtreler gibi bağlı büyüme sistemlerinde, su kirleticilerin aerobik olarak ayrıştırılması için atıl bir destek yüzeyinde mikroorganizmalar oluşturulur (Anonim 2000).

Veri gereksinimleri, kirleticileri ve konsantrasyonlarını, pH'ı, mikroorganizmalar için toksik bileşiklerin varlığını, kirleticinin biyolojik indirgenebilirliği, BOİ₅'i, KOİ'yi, askıda katı maddeleri, akış hızını, sıcaklık ve besi maddesi konsantrasyonlarını içerir (Anonim 2000). Yapılan birçok çalışmaya ait sızıntı suyunun aerobik ve anaerobik arıtma işlemlerinin verimleri Çizelge 2.10'da verilmiştir.

Çizelge 2.10. Sızıntı suyu arıtma işlemlerinin verimi

ARITMA İŞLEMLERİ	BOİ ₅		KOİ		Toplam Azot		Fe		Zn		Ni		Açıklama
	Verim %	Çıkış mg / L	Verim %	Çıkış mg / L	Verim %	Çıkış mg / L	Verim %	Çıkış mg / L	Verim %	Çıkış mg / L	Verim %	Çıkış mg / L	
Aerobik Arıtma İşlemleri													
Aktif Çamur	95	100	95	500	70-95	10-100	96-99	10-40	96-99	3-10	60	0,25	$\theta_c = 6-10$ gün
Kanalizasyonla Arıtma	94-99	3-15	92-98	25-60	-	-	-	-	-	-	-	-	Oran < % 5
Havalandırılmalı Lagün	99	5-60	92-98	300-800	40-70	40-80	99	0-2	-	-	-	-	$\theta_c > 10$ gün
Stabilizasyon Havuzu	93-99	10-100	99	100-400	70-99	4-100	80-99	1-100	-	-	-	-	T > 40 gün
Anaerobik Arıtma İşlemleri													
Sabit Yataklı	85-98	100-900	75-95	200-1000	-	-	80-99	5-25	80-99	0,5-10	10-80	0,1-1	$\theta_c > 10$ gün
Askıda Yatak	85-98	100-900	75-95	200-1000	-	-	80-99	5-25	80-99	0,5-10	10-80	0,1-1	$\theta_c > 5$ gün
Sızıntı Suyu Geri Çevrimi	-	< 100	-	< 5	-	20-1000	-	5-50	-	0,2-1,0	-	-	$\theta_c > 500$ gün

Kaynak : KANAT, G. ve A.DEMİR, 2000. Sızıntı Suyu Arıtım Yöntemleri ve Kömürçüoda Katı Atık Depo Sahası İçin Havasız Arıtma Deney Çalışması.

2.6.3. İleri Arıtma Yöntemleri

A. Aktif Karbon Adsorpsiyonu

Sıvı faz karbon adsorpsiyonu kirli suyun, çözülmüş organik bileşiklerin adsorbe edildiği aktif karbon dolu bir veya birden fazla kazandan geçirilerek pompalandığı tam ölçekli bir teknolojidir. Yataktan gelen çıkış suyundaki kirleticilerin yükleri belirli bir seviyeyi geçtiğinde, karbon yerinde tekrar üretilir, bertaraf edilir ve saha dışı bir yerde tekrar üretilir veya bertaraf edilir ve uzaklaştırılır. Aktif karbon adsorpsiyonu evsel, endüstriyel ve tehlikeli atıkların arıtımında uzun yıllardan beri kullanılmaktadır (Anonim 2000).

Yapılan çalışmalarda genellikle biyolojik ve kimyasal olarak arıtılmış sızıntı suları üzerinde durulmuştur. Aktif karbon sürekli akışlı proseslerde 1-15 dakikalık bekletme sürelerinde çıkış suyundaki KOİ ve TOK'un % 30-70'ini gidermektedir. Giderme verimleri, kimyasal arıtma çıkış sularına göre daha az olmaktadır (Alp 1998).

Karbon adsorpsiyon sistemlerinde en sık kullanılan reaktör konfigürasyonları sabit yatak ve darbeli ya da hareketli yatak tipleridir. Arıtılması düşünülen akımlardan kaynaklanan ve giderilmesi gereken askıda katı maddelerin ön arıtımı, üzerinde dikkatle durulması gereken bir dizayn unsurudur. Giderilmedikleri takdirde, sıvı akıntıdaki askıda katı maddeler kolon boyunca toplanır ve basınç düşmesinde artma olur. Basınç düşmesi çok artarsa, toplanan katı maddeler örneğin geri yıkama ile bertaraf edilmelidir (Anonim 2000).

Karbon adsorpsiyonunda hedeflenen kirletici grupları; hidrokarbonlar, yarı-uçucu organik bileşikler ve patlayıcılar olmaktadır. Halojenli organik bileşiklerde ve pestisitlerde ise sınırlı derecede sonuç alınabilmektedir. Sıvı faz karbon adsorpsiyonu düşük yüklerdeki (10 mg / L'den daha az) kirleticilerin her debideki sulardan ve daha yüksek kirletici yüklerinde düşük debideki sulardan (dakikada 2-4 litre) ayrıştırılmasında etkilidir. Karbon adsorpsiyonu ön arıtma metotlarından gelen çıkış sularının yönetmeliklere uyması için son arıtma olarak etkilidir. Kurulması kolay ve kirletici bertaraf verimi yüksektir. Lojistik ve ekonomik dezavantajları ise nakil ve harcanan karbonun temizlenmesidir (Anonim 2000). Aşağıdaki faktörler prosesin uygulanabilirliğini ve verimliliğini etkileyebilmektedir:

- Birden fazla tip kirleticilerin var olması proses performansını etkileyebilir.
- Yüksek miktarda askıda katı madde ($> 50 \text{ mg / L}$) ve yağ / kum ihtiva eden akımlar karbonun kirlenmesine neden olabilir ve daha sık arıtma ihtiyacı doğurabilir. Bu gibi durumlarda, ön arıtma gerekli olmaktadır.
- Yüksek konsantrasyonda kirletici ihtiva eden atık akımlarında, birinci derece arıtma olarak kullanıldığında maliyetler yüksektir.
- Karbonun tipi, gözenek boyutu, kalitesi ve işletme sıcaklığı prosesin performansını etkilemektedir.
- Suda çözünen bileşikler ve küçük moleküller yeterli derecede adsorbe edilemezler.
- Harcanan tüm karbon son olarak düzenli bir şekilde uzaklaştırılmalıdır.
- Yeniden üretim (sıcak havayla sıyırma) başka bir yerde gerçekleştirilmelidir.

Aktif karbon adsorpsiyonunun maliyeti, atıksuyun debisine, kirletici tipine, yüküne, kütle yüküne, istenen çıkış suyu konsantrasyonuna, yer ve zamanlama ihtiyaçlarına bağlıdır. Maliyetler belirli kirletici tipleri için düşük yüklerde ve yüksek debilerde daha az olmaktadır (Anonim 2000).

B. Membran Prosesler

Membran teknolojisi dünyada giderek yaygın olarak kullanılmaya başlanan ve sızıntı suyu arıtımında standart arıtma yöntemi olma eğilimi gösteren bir ileri arıtma teknolojisidir. Sızıntı sularının, membran teknolojisi ile arıtılması öncelikle, sızıntı suyu kalitesi, miktarı, membrandan süzöldükten sonra sızıntı suyunu belli kalitede tutmak için gerekli konsantrasyon faktörü, membran modül tipi, membran malzemesi, membran temizleme prosedürü, işletme parametreleri, oluşan konsantre akımın uzaklaştırılma türü gibi bilgilere ihtiyaç vardır (Koyuncu ve Topacık 1999).

Bu proste, organik ve inorganik bileşiklerin sudan uzaklaştırılması için seçici yarı geçirgen membranlar kullanılır. Ters osmoz, direkt osmoz veya geleneksel membran ayırmanın kullanıldığı yarı geçirgen membranlar, suyun geçmesine izin verir, ancak diğer bileşikleri geçirmez. Bununla birlikte, süzölen su üretiminin kalitesinin düşmesi ile performansın yeniden sağlanması için membran üzerinden bir temizleme

solüsyonunun sirküle edilmesi gerekir. Birkaç yıl sonra membran değiştirilmelidir (Anonim 2000).

Kullanılan membranlara bağlı olarak, membranlarda tıkanma ve biyolojik kirlenmenin en aza indirilmesi için ön arıtma gerekebilir.

Prosesin tamamlanmasından sonra, sonuçtaki konsantre atık akımının aşağıdaki yöntemlerle uzaklaştırılması gerekir:

- Konsantrenin gömülü atığa geri sürküle edilmesi,
- Konsantrenin buharlaştırılması,
- Talaş, uçucu kül veya kireç gibi bir yoğunlaştırma maddesi kullanılarak konsantrenin katılaştırılması ve katı malzemenin atıkla birlikte gömülerek uzaklaştırılması (Anonim 2000).

Membran proseslerin en çok kullanılanları basınç uygulamalı olanlarıdır. Bunlar basınca göre, ters osmoz, nanofiltrasyon, ultrafiltrasyon, ve mikrofiltrasyondan oluşmaktadır (Koyuncu ve Topacık 1999).

1. Ters Osmoz

Ters osmoz, hem ham sızıntı suyuna hem de daha önce arıtmaya tabi tutulmuş sızıntı sularına uygulanabilmektedir. Yöntem, sızıntı suyundaki iyonların ve organik maddelerin filtre edilmesi için membranlardan geçirilmesi esasına dayanmaktadır. Membranların katılar, kolloid maddeler ve demir hidroksitler tarafından tutulmasını önlemek için bir ön arıtma kademesine gerek duyulmaktadır. Ters osmoz, havalandırılmalı lagün, aktif karbon ve iyon değiştirici çıkış sularından TOK giderimi amacıyla denenmiştir. Havalandırılmalı lagün ve iyon değiştirici çıkış sularında % 94-95 arasında TOK giderimi sağlanmaktadır. Membranlardan geçirilen sızıntı suyu, ağır metal konsantrasyonundaki önemli azalmalarla birlikte toplam çözünmüş katı seviyelerinde % 85-89 arasında bir düşüş meydana getirmektedir (Alp 1998).

Ters osmoz, çözülebilir bileşenleri molekül büyüklüklerine ve şekillerine göre ayırır. Sızıntı suyu, yüksek basınçlı bir pompa kullanılarak, membran üzerinden bir su akımına (süzüntü veya ürün) ve konsantre tuzlu su atık akımına geçmeye zorlanır.

Uygulamaya bağlı olarak birçok tipi olan membranları içeren modül, kirleticileri içermeyen suyun geçmesine izin verir. Membranlardan geçemeyen kirleticileri içeren su, ek arıtma için pervaporasyon modülüne geri sirküle edilir. Burada organik buharlar vakumla çıkarılır, yoğuşturulur ve kondansatörün alt kısmına verilir ve böylece hava tahliyeleri minimize edilir. Geri kazanılan temiz su miktarı, % 75-90 arasındadır (Anonim 2000).

Asidifikasyon safhasından gelen sızıntı suyunun yüksek elektrik iletkenliği ve osmotik basıncı nedeniyle doğrudan ters osmoz ünitesine verilmesi uygun değildir. Bu nedenle sadece metanojenik safhadan gelen sızıntı suları ters osmoz işlemine tabi tutulabilmektedir. Ters osmoz sayesinde;

- Spiral ve tüp membranlar kullanılması durumunda % 99'un üzerinde KOİ ve BOİ giderimi sağlanabilir,
- TKN giderimi tek kademedede % 60 – 70, ikinci kademenin uygulanmasıyla % 95 düzeyine kadar yükselebilir,
- % 99 mertebesinde metal giderimi sağlanabilir,
- 10 m³ / saat debi için 5 – 6 \$ / m³ maliyet değerlerine ulaşılabilir (Mazlum ve Tokgöz 1996).

Ters osmoz sistemi için başlıca ekipman, destek sistemi, ön arıtma sistemi, yüksek basınçlı pompa ve boruları olan bir membran modülü ile tuzlu su işleme ve bertaraf sistemini içerir. Ters osmoz sistemleri için dizayn parametreleri: ön arıtma prosesleri, ortalama proje debisi, ürün geri kazanım oranı, reddetme oranı ve membrana giren suyun kalitesidir (Anonim 2000).

2. Ultrafiltrasyon

Ultrafiltrasyon, ters osmoza benzer bir prosestir. Büyük boyutlu çözülmüş parçacıkları (0,002-10 µm arasında) uzaklaştırır. Ultrafiltrasyon, gerçekte nispeten kaba bir membran kullanan fiziksel ızgara prosesidir. Uygulanan basınç normal olarak 1000 kN / m²'nin altındadır (Anonim 2000).

C. Fotooksidasyon Yöntemleri

1. UV – H₂O₂

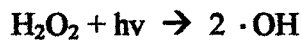
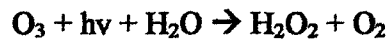
Hidroksil radikallerinin üretilmesindeki en temel proseslerden birisi UV/H₂O₂ prosesidir. Bu proseste (.OH) radikalının oluşumunu aşağıdaki denklemle açıklamak mümkündür:



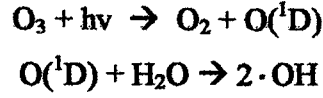
Düşük basınçlı civa buharlı UV lambaları (254 nm'lik pik emisiyona sahip) tipik olarak UV radyasyonu üretmek amacı ile kullanılır. Bu proses esnasında UV ışığı ile hidrojen peroksitteki O-O bağı kopartılarak çok kararsız olan hidroksil radikalının oluşumu sağlanmış olur. Burada esas önemli faktör ışık şiddeti ve ortamdaki hidrojen peroksit miktarıdır. Bu noktadan itibaren reaksiyonun ikinci kademesi olan hidroksil radikalleri ile organik maddelerin parçalanma reaksiyonu başlar. Bu reaksiyon neticesinde de organik maddenin büyük oranda kararlı nihai ürünler olan karbondioksit ve suya kadar indirgenmesi mümkün olabilmektedir (Yonar 2002).

2. UV – O₃

Fotokimyasal proseslerde kullanılan bir diğer yaygın proses ise UV/O₃ prosesleridir. Bu proseste, ozonun suda UV ile fotolizi sonucunda hem hidrojen peroksitin oluşumu gerçekleşir, hem de ozon UV radyasyonu ile reaksiyona girerek .OH radikalının oluşumu sağlanır. Reaksiyonlar aşağıda verilmiştir:



Ozonun bir diğerk reaksiyonu da yine başka bir radikali oluşturur. Bu radikal tek oksijen (singlet oxygen) atomudur ve bu da fotoliz ile $\cdot\text{OH}$ radikali de aşağıdaki şekle dönüşmektedir:



Reaksiyon sonucu oluşan hidroksil radikalleri de yukarıda bahsedildiği gibi organik madde ile reaksiyona girer (Yonar 2002).

3. Fenton Prosesi

Hidroksil radikalının oluşturulmasındaki en temel reaksiyonlardan biri ise ferrüz demirin (Fe(II)) hidrojen peroksit ile karmaşık reaksiyonudur ve bu reaksiyon Fenton reaksiyonu olarak bilinmektedir. Bu reaksiyon aşağıdaki şekilde gerçekleşmekte ve 100 yıldan fazla bir süredir uygulanmaktadır.

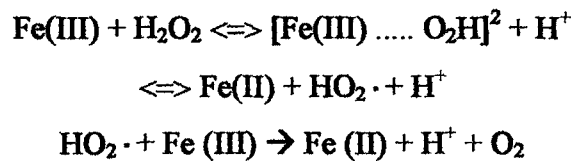


Oluşan $\cdot\text{OH}$ radikali aynı zamanda Fe(II) ile reaksiyon vererek Fe(III) formasyonunu oluşturabilir



veya sudaki organik kirleticilerin birincil derecede oksidasyonu da reaksiyon verebilmektedir. Bu proses pH'ın 3'ten küçük olduğu seviyelerde etkilidir.

Hidrojen peroksitin dekompozisyonu Fe(III) tarafından da katalizlenmektedir (Walling 1975). Bu proste hidrojen peroksit, su ve O_2 moleküllerine dekompoze edilmiş ve Fe(II)'nin kararlı hal konsantrasyonu bu dekompozisyon esnasında sağlanmıştır. Reaksiyon;

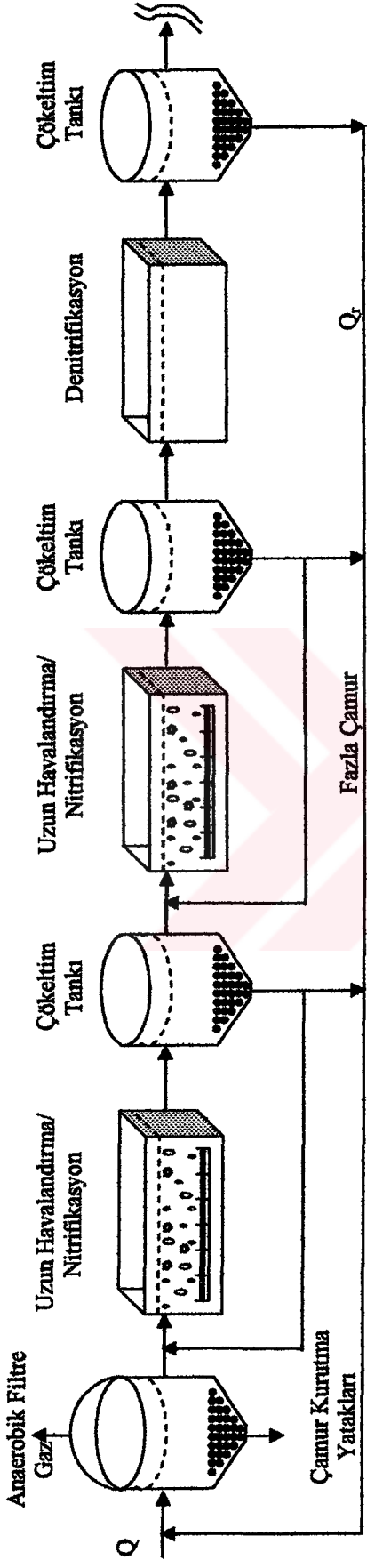


Fe(II) iyonları H_2O_2 ile reaksiyona girdiğinde $\cdot OH$ radikalini meydana getirir. Bu iyonlar da daha sonra sudaki organik bileşenleri oksitlerler. Buna karşın Fe(III) / H_2O_2 sistemi de aynı işi yapmasına karşın Fe(II) / H_2O_2 sisteminin reaksiyon hızı daha yüksektir. Bu proses de düşük pH düzeylerinde (2.8) etkilidir (Yonar 2002).

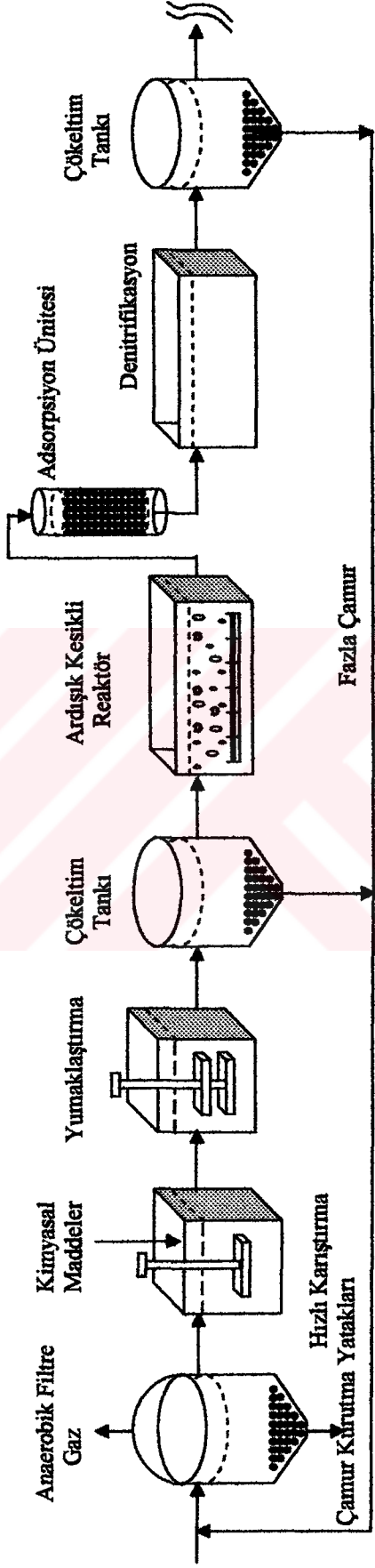
4. Ozonlama

Ozon normal koşullarda ve sıcaklıkta gaz fazda bulunan bir maddedir. Ozon üretimi genellikle iki şekilde gerçekleşir. Birincisi oksijen veya hava akımı geçirilen bir ortama, yüksek elektrik şarjı ile oksijenden ozon eldesi şeklindedir. Bu en yaygın olan tekniktir. Diğer teknik ise UV ışınımı ile oksijenden ozon eldesi şeklindedir. Ancak günümüzde en kullanışlı teknik elektrik arki ile oksijenden ozon üretimidir. Ozonun sudaki çözünürlüğü oksijendekine benzer şekilde sıcaklığa, kısmi basınca ve pH'a bağlı olarak değişir. Ozonun kararsız oluşu ve ayrışmasının hızı sıcaklık ve pH ile artar. Ozonun parçalanması sudaki hidroksit iyonları ile de artar. Ayrıca sudaki organik içerik, toprak alkaliler ve benzeri maddelerden de etkilenmektedir. Ozonun doymuş hidrokarbonlar ve alifatik halojenler üzerindeki oksidasyon etkisi ise çok zayıftır. Ancak bu reaksiyon son yıllarda gelişen ve ozonlama ile birlikte oldukça etkili ayrışma mekanizmalarına neden olan ultrason ve UV ışığı gibi ilave enerji kaynakları yardımıyla etkili hale gelmektedir (Eckenfelder 1989).

Yukarıda anlatılan fiziko-kimyasal, aerobik-anaerobik ve ileri arıtma tesislerinin arıtma alternatifleri sızıntı sularının arıtımına bir ışık tutabilmesi amacıyla, anaerobik, aerobik ve anaerobik arıtmalarla sağlanan deşarj kriteri alternatifi Şekil 2.9.a'da, anaerobik, kimyasal arıtma, anaerobik, adsorpsiyon ve anaerobik arıtmalarla sağlanan deşarj kriteri alternatifi Şekil 2.9.b.'de, anaerobik arıtma, aerobik arıtma, adsorpsiyon ve ters osmozla sağlanan deşarj kriteri alternatifi Şekil 2.10.a'da, kimyasal arıtma, mikrofiltrasyon ve ters osmozla sağlanan deşarj kriteri alternatifi Şekil 2.10.b'de, kimyasal arıtma ve adsorpsiyonla sağlanan deşarj kriteri alternatifi Şekil 2.11.a'da, kimyasal arıtma, aerobik arıtma ve adsorpsiyonla sağlanan deşarj kriteri alternatifi Şekil 2.11.b'de, kimyasal arıtma, amonyak sıyırma, anaerobik ve aerobik arıtmalarla sağlanan deşarj kriteri alternatifi Şekil 2.12.a'da, kimyasal arıtma ve fotokimyasal oksidasyonla sağlanan deşarj kriteri alternatifi Şekil 2.12.b'de şematik olarak gösterilmiştir.



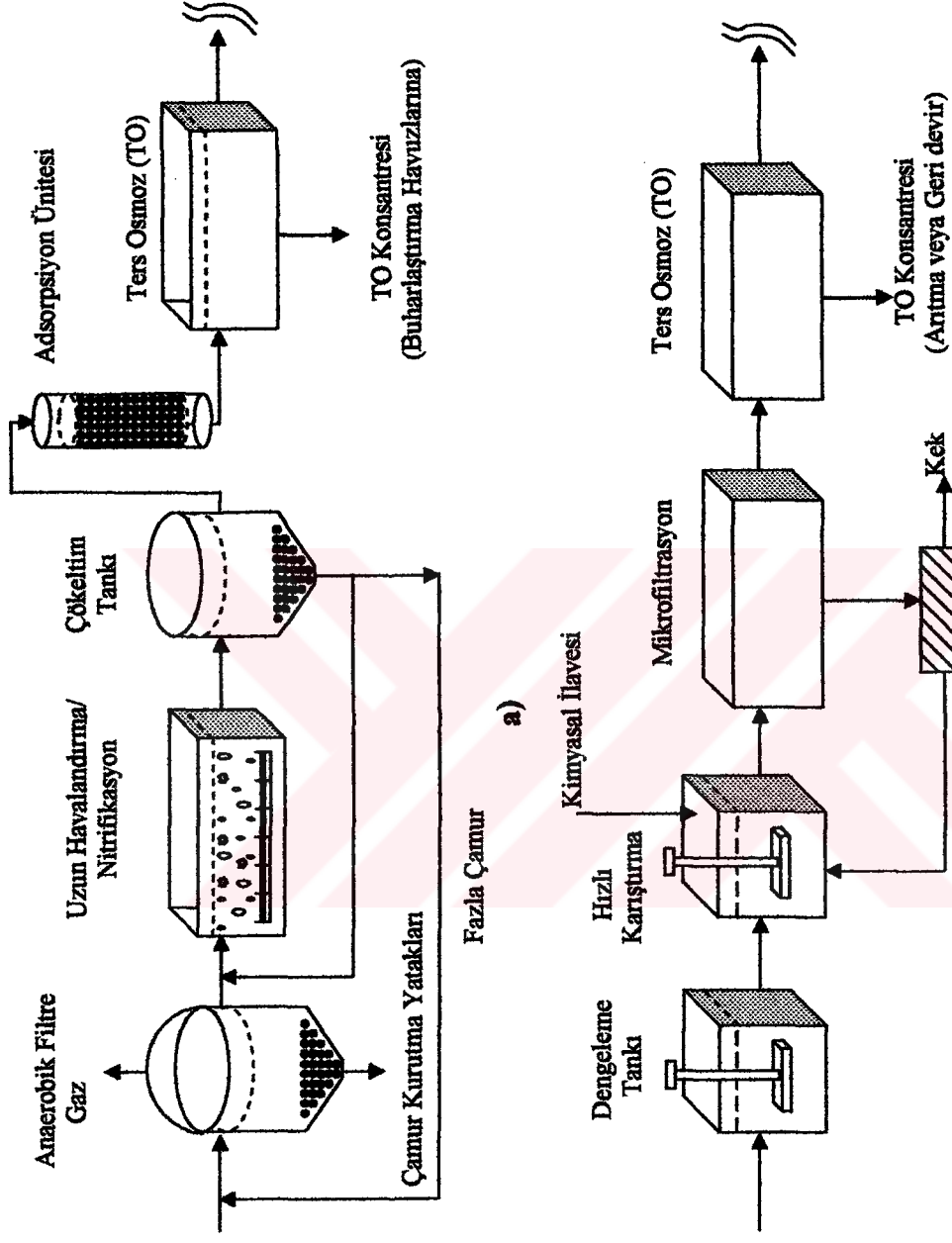
a)



b)

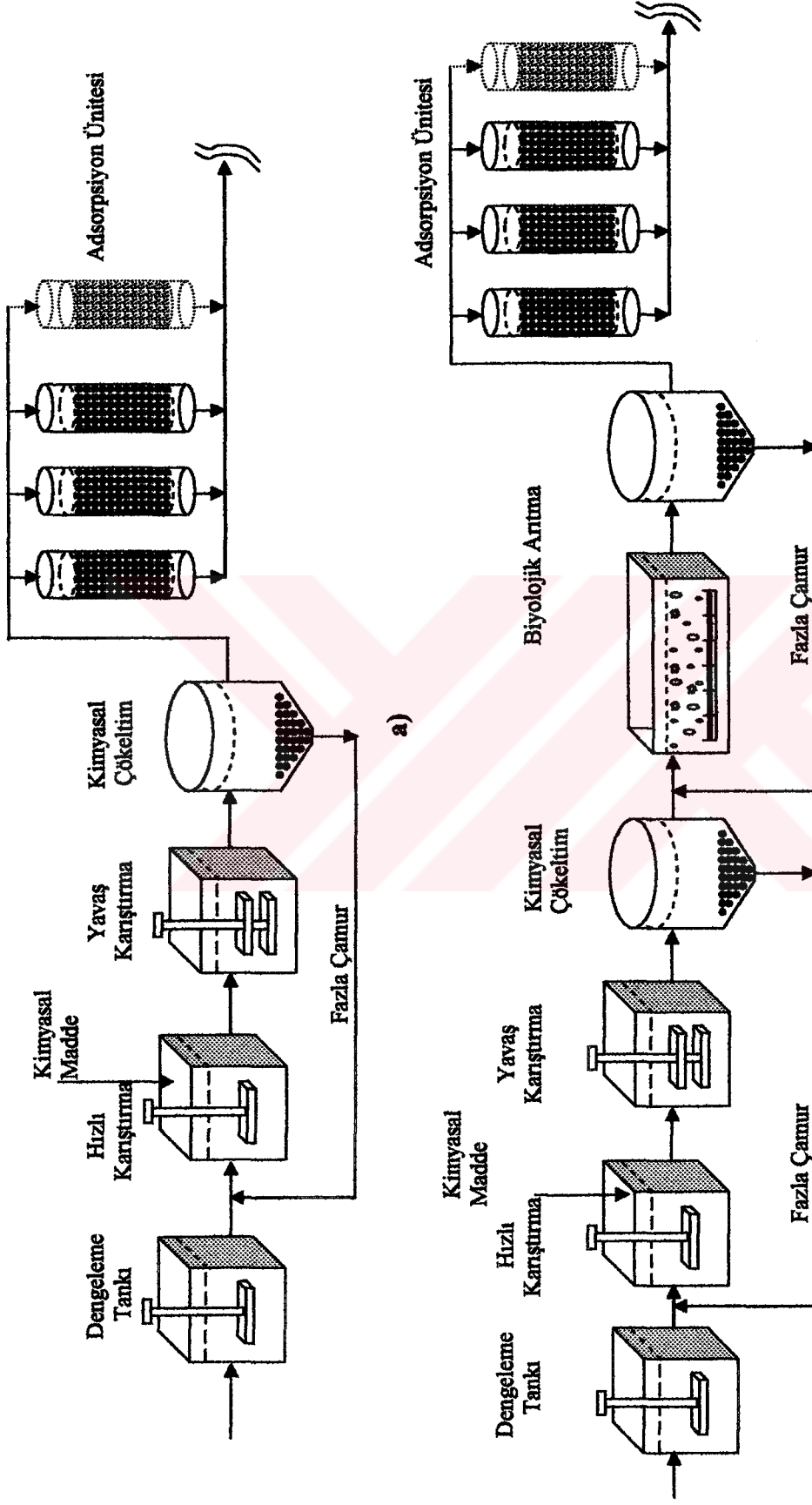
Şekil 2.9. Alıcı ortama deşarj için arıtma alternatifleri

Kaynak : ÖZTÜRK, İ., M.AL TINBAŞ ve O.ARIKAN. 1999. Katı Atık Sızıntı Suyu Kirliliğinin Boyutları ve Arıtma Teknikleri.



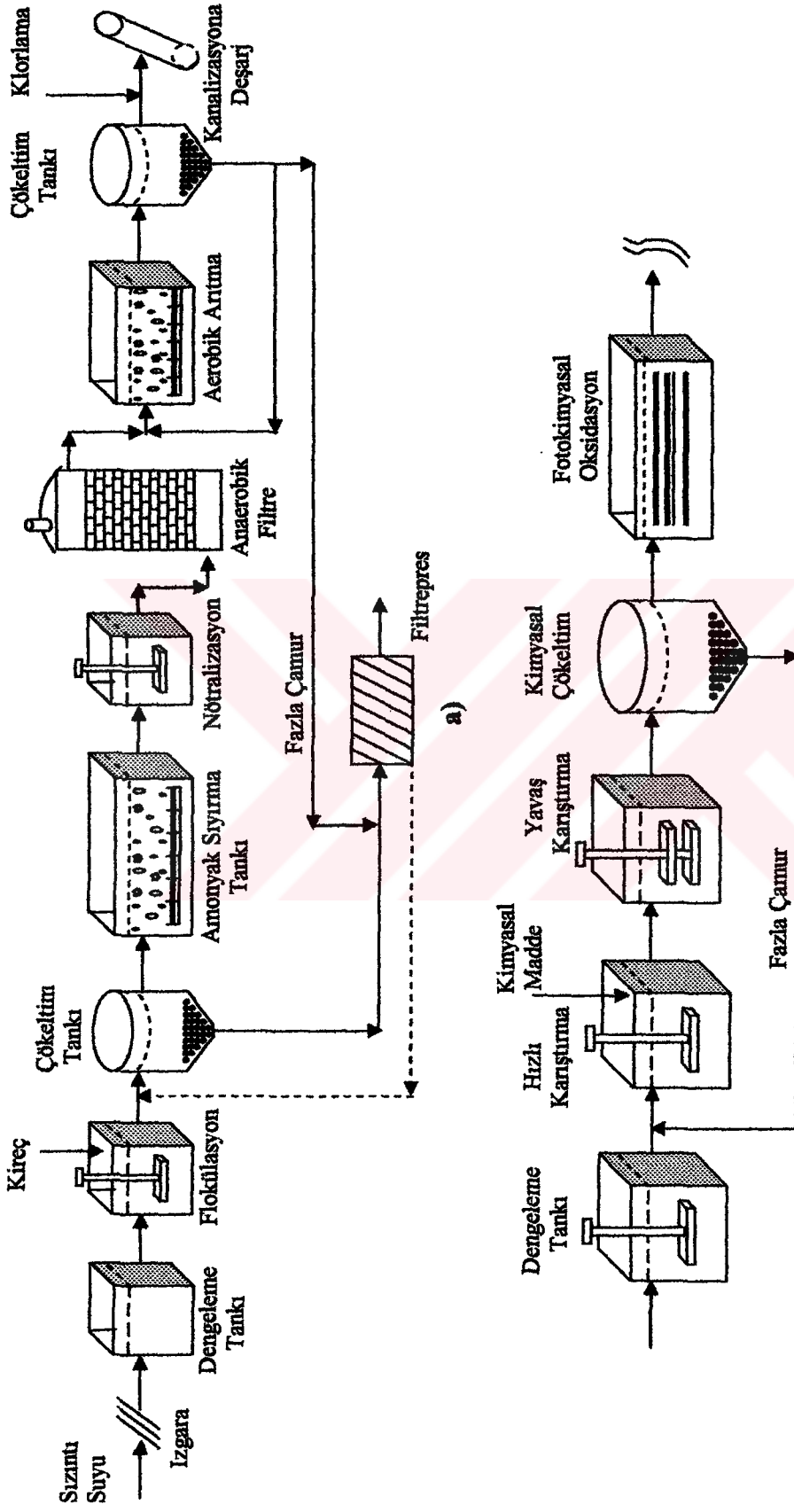
Şekil 2.10. Alıcı ortama deşarj için arıtma alternatifleri

Kaynak : ÖZTÜRK, İ., M.ALTINBAŞ ve O.ARIKAN. 1999. Katı Atık Sızıntı Suyu Kirliliğinin Boyutları ve Arıtma Teknikleri.



Şekil 2.11. Alıcı ortama deşarj için arıtma alternatifleri

Kaynak : K. KESTİOĞLU, K., S.K.AKAL SOLMAZ, T.YONAR, M.YALILI, M.ŞEN, G.E.ÜSTÜN ve B.KIRIL. 2004. Çöp Depolama Alanlarından Kaynaklanan Atıksuların (Sızıntı Sularının) Arıtılabilirlik Çalışmaları.



Şekil 2.12. Alıcı ortama deşarj için arıtma alternatifleri

Kaynak : K KESTİOĞLU, K., S.K.AKAL SOLMAZ, T. YONAR, M. YALILI, M.ŞEN, G.E.ÜSTÜN ve B.KIRIL. 2004. Çöp Depolama Alanlarından Atıksuların (Sızıntı Sularının) Arıtılabilirlik Çalışmaları.

2.6.4. Respirometrik Yöntemle Sızıntı Sularının Biyolojik Arıtılabilirliğinin Araştırılması

2.6.4.1. Respirometre Tanımı ve Çalışma Prensipleri

Respirometri, mikrobiyal popülasyonlar tarafından tüketilen oksijen miktarının ölçümüdür (Mahendraker ve Viraraghavan 1995). Birçok durumda tüketilen oksijen miktarının atıksulardan kirleticileri giderme yeteneklerine bağlı olarak ölçülür. Zaman birimi başına tüketilen oksijen miktarına respirasyon oranı, bunu ölçen cihazlara ise respirometre denir.

Bazı durumlarda arıtma tesislerindeki havalandırma tankları respirometre görevi görür. Tüm respirometrelerin ortak özelliği (özel koşullar hariç) biyoması, substratı vb. bir arada içeren bir reaktör olmalarıdır ve bu özellikleri ile de aktif çamur tanklarından ayrılırlar (Spanjers ve ark. 1996).

Respirometreler önceleri BOI'nin belirlenmesine yönelik olarak geliştirilmelerine karşın, zaman geçtikçe respirometrelerin kullanıldıkları alanlarda farklılıklar arz etmiştir. Bu kullanım alanlarından bazıları; aktif çamur sistemlerinin on-line kontrolü, inhibitör ve inhibitör olmayan maddelerin biyokinetik sabitlerinin belirlenmesi, proses simulasyon modellerinin oluşturulması, bir proses içindeki inhibitör maddenin kritik büyüme hızı ve kritik substrat konsantrasyonunun belirlenmesi, çıkış özelliğinin tahmini, mevcut biyolojik prosese ilave edilecek yeni atıksuyun etkisinin belirlenmesi, toksisite ve çıkış bileşenlerinin, belirlenmesi, yüksek sertlikteki yeraltı sularının arıtılabilirlik çalışmaları, sediment oksijen ihtiyacının belirlenmesi, aquatik organizmaların respirasyon analizleri, anaerobik ayrışma kinetik analizlerinin belirlenmesidir (Spanjers ve ark. 1996).

2.6.4.2. Respirometrik Ölçümlerle Atıksu Toksisitesinin Belirlenmesi

Respirometrik ölçümlerle atıksu toksisitesi belirlenirken, tam karıştırmalı kesikli reaktörlerde (TKR) oksijen tüketim hızı (OUR) ile mevcut Ç.O. arasında diferansiyel denklem oluşturulmakta ve bu denklemin çözümünden yararlanılarak elde edilen (OUR) değerleri tespit edilmektedir (Yoong ve ark. 2000).

Sistemde çözülmüş halde bulunan oksijen ile tüketilen oksijen arasında,

$$\left(\frac{dC}{dt}\right)V = Q_{gir} \cdot C_o - Q_{çık} \cdot C_e + V \cdot k_2 (C^i - C) - V \cdot (OUR) \quad (2.1)$$

bağıntısını yazmak mümkündür (Tam karışımli kontrollü sistemler için). Bu bağıntıda ,

Q : Debiyi

C_o : Giriş Ç.O. derişimini (mg / L)

C_e : Çıkış Ç.O. derişimini (mg / L)

V : Reaktör hacmini (L)

k₂ : Oksijen transfer katsayısını (sa⁻¹)

Cⁱ : Doymuş Ç.O derişimini (mg / L)

C : Reaktörlerdeki Ç.O. derişimini (mg / L)

OUR : Oksijen tüketim hızını (mg O₂ / L-sa) ifade etmektedir.

(2.1) no'lu denklemde reaktör kesikli çalıştığından giriş ve çıkış debileri olmadığından, birinci ve ikinci terimler düşer, üçüncü terim ihmal edilebilir düzeydedir. (Yoong ve ark. 2000). Bu durumda (2.1) no'lu denklem

$$\left(\frac{dC}{dt}\right)V = -V \cdot (OUR)$$

şeklini alır. Birinci derecedeki diferansiyel denklem t = 0, C = 0, t = t ve C = C sınır şartlarında integre edilirse,

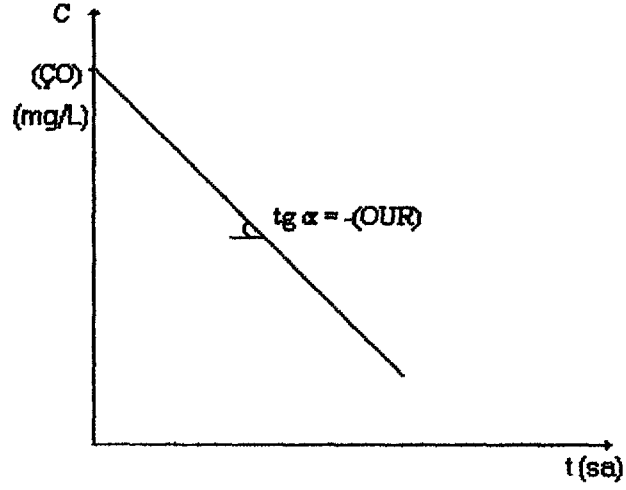
$$\frac{dC}{dt} = -(OUR)$$

$$\int_{C_o}^C dC = -(OUR) \int_0^t dt$$

$$C = C_o - (OUR) \cdot t \quad (2.2)$$

bağıntısı elde edilir. (2.2) azalan lineer bir denklemdir. Bu denklemin eğimi (OUR) değerini vermektedir. Değişik (t) değerlerine karşı Ç.O. değerleri ölçülür ve (C-t) grafiğine çizilir, oluşan eğrinin eğiminden (OUR) değerleri hesaplanır (Şekil 2.13).

Böylece endüstriyel atıksularda elde edilen (OUR) değerleri ile aktif çamurun (OUR) değerleri karşılaştırılarak, inhibisyonun olup olmadığı ortaya konmaktadır.



Şekil 2.13. Çözünmüş oksijenin zamana bağlı değişimi (OUR hesaplanması)

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

Bu çalışma kapsamında Bursa Büyükşehir Belediyesi Hamitler Kent Katı Atık Düzenli Depolama Sahası çöp sızıntı suyunun arıtılabilirliği araştırılmıştır.

3.1.1. Bursa İli Hamitler Vadisi Düzenli Katı Atık Depolama Tesisleri

Hamitler vadisi, Bursa Büyükşehir Belediyesinin kuzeybatısında şehre 12 km uzaklıkta olup, Mudanya Yolu'nun doğusunda yer almaktadır. Bursa Büyükşehir Belediyesi, 1996 yılında Tahal – Antel grubunca yapılan fizibilite çalışmasının ardından, bu alanın yeni düzenli katı atık depolama sahası olmasına karar vermiştir. Depolama sahası 77 hektar genişliğinde, dört yan ve bir ara vadiden oluşmaktadır. 20 milyon ton depolama kapasitesi ile sahanın 2025 yılına kadar hizmet vermesi planlanmaktadır.

Asıl vadinin dört komşu vadisi X, Y, T ve Z olarak adlandırılmaktadır. Çöp sızıntı suyunun akış doğrultusuna göre, X ve Y vadileri solda, T ve Z vadileri ise sağ taraftadır.

Düzenli katı atık depolama sahası, aşağıdaki şekilde beş kademe halinde projelendirilmiştir.

- **Kademe 1** Mevcut X vadisi ve T vadisinin tanımlanması
- **Kademe 2** Belirli bir kota kadar ana vadinin menba kısmı
- **Kademe 3** Y vadisi dahil mansap kısmına doğru ve ana vadinin menba kısmının daha üst kotları
- **Kademe 4** Z vadisi dahil olarak ana vadi
- **Kademe 5** Depolama sahasının nihai olarak düzenlenmesini içeren son aşama

X vadisinde katı atıkların depolanmasına Ağustos 1995'de başlanmış ve Ekim 1996'da depolama tamamlanmıştır. Bu vadi için planlanan toplam katı atık miktarı 1.100.000 ton'dur. Ancak, sahanın üzerinden geçen yüksek gerilim nakil hattı nedeniyle sadece 210.000 ton atık depolanmıştır. Bu alan 3.74 ha genişliğindedir.

Yakın zamanlarda tamamlanmış olan diğer vadi 8.8 ha alana sahip olan T vadisidir. Dört yıllık bir dönem boyunca bu alanda ortalama günlük oranı 1.000 ton olmak üzere, yaklaşık 1.358.956 ton katı atık depolanmıştır.

16 ha yüz ölçümüne sahip 2. Kademe, Kasım 2000'de işleme alınmıştır. Bu kademedeki 1.100.000 ton katı atığın depolanması planlanmaktadır. Diğer iki kademe yaklaşık 48.5 ha'lık bir alanı kaplar ve 17.850.000 ton katı atık depolama kapasitesine sahiptir (Anonim 2000).

3.2. Deneysel Metot

3.2.1. Atıksu Karakterizasyonu

Hamitler Kent Katı Atık Düzenli Depolama Sahası üzerinde daha önceden yapılan çöp sızıntı suyunun arıtılabilirlik çalışmaları incelendiğinde, sızıntı suyunun karakterizasyonun Çizelge 3.1'de verilen maksimum ve minimum değerler arasında değiştiği görülmektedir. Bursa Büyükşehir Belediyesi ve İMECE Firması tarafından Hamitler Düzenli Katı Atık Depolama Sahası'ndan 1998, 1999 ve 2000 yıllarında alınan sızıntı sularının ortalama analiz sonuçları Çizelge 3.2'de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Hamitler Katı Atık Düzenli Depolama Sahası, 01.07.2000 ile 29.09.2000 tarihleri arasındaki sızıntı suyu karakterizasyonu

Parametre	Birim	Minimum Değer	Maksimum Değer
KOİ	mg / L	13000	46300*
AKM	mg / L	1940	2880
pH	-	7.10	7.33
Demir (Fe)	mg / L	24.4	62.8
Bakır (Cu)	mg / L	12.80	32.20
Kadmiyum (Cd)	mg / L	İhmal edilebilir seviyelerde	
Çinko (Zn)	mg / L	4.80	40.80
Kurşun (Pb)	mg / L	2.10	16.0
Krom (Cr ⁺⁶)	mg / L	6.20	18.30
Toplam CN ⁻	mg / L	1.50	8.30
Toplam Fosfor	mg / L	22.20	60.20

*Üç aylık çalışmayı kapsayan bu ölçümler 13 numuneyi temsil etmektedir.

Kaynak : EYİZ, S. 2000. Katı Atık Depolama Alanlarında Meydana Gelen Sızıntı Sularının Arıtma Alternatiflerinin İncelenmesi.

Çizelge 3.2. 1998, 1999 ve 2000 yıllarına ait ortalama sızıntı suyu analiz sonuçları

Parametre	Birim	1998 Yılı Ortalama Değeri	1999 Yılı Ortalama Değeri	2000 Yılı Ortalama Değeri	Üç Yılın Ortalama Değeri
BOİ	mg / L	22904	11894	15373	16724
KOİ	mg / L	32957	19048	24373	25459
AKM	mg / L	18250	1429	2024	7234
pH	-	7.13	7.13	7.37	7.21
Demir	mg / L	100.3	42.49	32.6	58.46
Bakır	mg / L	15.15	11.59	15.46	14.07
Kadmiyum	mg / L	2.815	0.059	0.16	1.01
Çinko	mg / L	49.77	49.58	27.20	42.18
Kurşun	mg / L	56.73	7.03	9.18	24.31
Krom (+6)	mg / L	7.03	6.61	7.41	7.02
Florür	mg / L	14.07	4.081	7.72	8.62
Toplam Kromat	mg / L	8.95	7.43	8.79	8.39
Siyanür	mg / L	2.41	-	-	2.41
Top. Siyanür	mg / L	8.085	4.36	3.02	5.155
Top. Fosfat	mg / L	38.39	-	-	38,39
Magnezyum	mg / L	1318	-	-	1318
Klorür	mg / L	2529	-	-	2529
Amonyum Azotu	mg / L	72.83	-	-	72.83
Fenol	mg / L	89	-	-	89
Sertlik Derecesi	Fr	750	-	-	750
Yağ ve Gres	mg / L	1429	-	-	1429
Toplam Fosfor	mg / L	-	17.98	25.29	21.635
İletkenlik	ms / cm	4.765	-	348.98	176.87

*1998 ortalama değeri 68 adet örneğin ortalaması

*1999 ortalama değeri 49 adet örneğin ortalaması

*2000 ortalama değeri 38 adet örneğin ortalaması

Kaynak : KESTİOĞLU, K., S.K.AKAL SOLMAZ, T.YONAR, M.YALILI, M.ŞEN, G.E.ÜSTÜN ve B.KIRIL. 2004. Çöp Depolama Alanlarından Kaynaklanan Atıksuların (Sızıntı Sularının) Arıtılabilirlik Çalışmaları.

Bu çalışmada arıtılabilirlik çalışmaları için, 20 L'lik numune kapları ile Hamitler Kent Katı Atık Düzenli Depolama Sahası'ndan farklı tarihlerde toplam üç numune alınmış ve Standart Metotlara (APHA, AWWA, WPCF, 1998) göre analizlenmiştir.

Alınan numunelere ait sızıntı suyu özellikleri Çizelge 3.3'de ve karakterizasyonu Çizelge 3.4'de verilmiştir.

Çizelge 3.3. Alınan sızıntı suyu numunelerine ait özellikler

Numune No	I	II	III
Numunenin Alındığı Yer	2. Kademe	2. Kademe	2. Kademe
Numunenin Miktarı	40 Litre	20 Litre	20 Litre
Numunenin Alındığı Tarih	20.03.2002	02.05.2002	30.05.2002
Fiziksel Özellikler	Siyah renkli, pis kokulu, az tortulu	Siyah renkli, pis kokulu, az tortulu	Koyu yeşil renkli, az kokulu, köpüklü, tortusuz

Çizelge 3.4. Alınan sızıntı suyu numunelerinin karakterizasyonu

Parametre	Birim	Numune I	Numune II	Numune III
BOİ	mg / L	*	18450	13450
KOİ	mg / L	39300	28600	23700
AKM	mg / L	5025	1925	1850
pH	-	7.13	7.48	7.57
Demir (Fe)	mg / L	42.4	34.3	23.2
Bakır (Cu)	mg / L	5.6	18	10,4
Kadmiyum (Cd)	mg / L	0	0	0
Çinko (Zn)	mg / L	48.4	74.2	59.4
Kurşun (Pb)	mg / L	12.9	10.4	3.1
Krom (Cr ⁺⁶)	mg / L	6.75	8.3	7.6
Florür (F)	mg / L	4.95	3.3	3.7
Fenol	mg / L	68.8	*	*
Sülfat (SO ₄ ⁻²)	mg / L	3900	890	1240
Sülfür	mg / L	0.4	0.4	0.4
Amonyum Azotu	mg / L	805	1242	1140
Toplam Azot	mg / L	6400	10600	4540
Toplam Alkalinite	mg CaCO ₃ / L	9700	4520	7300
Toplam Krom	mg / L	7,65	12.7	9.8
Toplam Siyanür	mg / L	2.35	3	1.4
Toplam Fosfor	mg / L	7.65	18.5	20.8
İletkenlik	^m S	58.8	42.3	35.2

* işaretli parametrelere ait ölçümler yapılmamıştır.

Kaynak : KARANACAK, O. 2002. Düzenli Depolama Alanlarından Kaynaklanan Atıksuların Arıtılabilirlik Çalışmaları.

3.2.2. Fiziko-Kimyasal Arıtılabilirlik Çalışmaları

Sızıntı suyu kalitesi oldukça değişken olup, bir çok endüstriyel atıksuya göre daha geniş bir aralıkta kirlilik yüküne sahiptir. Çizelge 3.4 incelendiğinde, sızıntı suyunun yüksek konsantrasyonlarda pek çok ağır metal ve toksik madde içerdiği görülmektedir. Ayrıca bir aylık periyotlarla alınan numunelerdeki KOİ, BOİ, toplam azot, alkalinite ve ağır metallerdeki salınımların yüksek olması sızıntı suyunun doğrudan kanalizasyona deşarjını veya biyolojik arıtma prosesleri ile arıtımını engellemektedir. Bu nedenle sızıntı sularının kimyasal olarak arıtımı bu yöntemlerin uygulanabilirliğini kolaylaştırmaktadır.

3.2.2.1. Kireçle Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları

Optimum kireç dozunun belirlenmesi amacıyla bir reaktöre 2.5 litre ham sızıntı suyu alınmıştır. İlk olarak % 10'luk kireç çözeltisi ile pH \cong 9 civarına ayarlanmış ve 5 dakika sonunda altta bir çökelme, üstte koyu renkli bulanık bir supernatant oluşumu gözlenmiştir. Bu üst sıvının pH'ının yetersiz olması sebebiyle tam çökelmediği düşünülerek pH \cong 10 civarına yükseltilmiştir. Numune bir önceki sonuca benzer reaksiyon göstermiş, ancak farklı olarak dipteki çökelmenin çok hızlı olduğu ve üst sıvının renginin değişmediği gözlenmiştir. pH \cong 11'e yükseltildiğinde ise flokları büyük, hızlı çökebilen siyah renkli bir çamur ve açık sarı renkli, berrak ve kokusuz özellikte bir supernatant oluşmuştur. pH'ın yükseltilmesine devam edilmesi durumunda numunede fiziksel bir değişiklik gözlenmemiş, ancak çamur renginin açılarak fazlalaştığı görülmüştür. Bu da pH > 11 değerlerinin sızıntı suyu için yeterli olduğunu göstermiştir. Sonuç olarak; sızıntı sularının öncelikle pH = 11'e yükseltilip, bir kimyasal ön arıtıma tabi tutulmasının uygun olacağı kanaatine varılmıştır.

Sızıntı sularında pH değerinin 11'in üzerine çıkartılmasının esas gayesi, sızıntı suyunda mevcut olan alkalitenin (Toplam alkalinite 7300 mg CaCO₃ / L) ortamdan uzaklaştırılmasıdır. Sızıntı sularının pH değeri 4.5-7.5 arasında değişmektedir. Bu pH aralığında mevcut olan alkalinite HCO₃⁻ formundadır. Oluşan çamur bağıntısını aşağıdaki şekilde yazmak mümkündür:



Kireçle arıtılabilirlik çalışmaları kapsamında, I no'lu numunenin pH değeri % 10'luk kireç (20 g / L) kullanılarak 11'e çıkarılmış, 4 saat bekletildikten sonra supernatant sifonlanarak çamurdan ayrılmıştır. Üst sıvı fazın analizlenmesiyle bulunan sonuçlar Çizelge 3.5'de verilmiştir. Kireçle kimyasal ön arıtma sonrası oluşan çamurun su muhtevası % 18 olarak belirlenmiştir.

Çizelge 3.5. Kireçle arıtılmış I no'lu ham sızıntı suyunun karakterizasyonu ve giderme verimleri

Parametre	Birim	Ham Su	Arıtılmış Su	Giderme Verimi (%)
KOI	mg / L	39300	28630	27
AKM	mg / L	5025	323	94
pH	-	7.13	10.8	-
Demir (Fe)	mg / L	42.4	1,85	96
Bakır (Cu)	mg / L	5.6	0	100
Kadmiyum (Cd)	mg / L	0	0	-
Çinko (Zn)	mg / L	48.4	20.2	58
Kurşun (Pb)	mg / L	12.9	1	92
Krom (Cr ⁺⁶)	mg / L	6.75	2,9	57
Florür (F)	mg / L	4.95	0	100
Fenol (Ph)	mg / L	68.8	67.6	2
Sülfat (SO ₄ ⁻²)	mg / L	3900	3200	18
Sülfür	mg / L	0.4	0	100
Amonyum Azotu	mg / L	805	1164	- 45
Toplam Azot	mg / L	6400	4600	28
Toplam Alkalinite	mg CaCO ₃ / L	9700	11700	- 21
Toplam Krom	mg / L	7.65	3.35	56
Toplam Siyanür	mg / L	2.35	1.45	38
Toplam Fosfor	mg / L	7.65	1.35	82
İletkenlik	mS	58.8	35.2	40

Aynı işlemler III no'lu sızıntı suyu için de uygulanmıştır. Öncelikle % 10'luk kireç çözeltisi kullanılarak (21 g / L) pH 11'in üstüne çıkarılmış, 2 saat bekletildikten sonra oluşan çamur çökeltiştir. Üst sıvı fazın analizlenmesiyle bulunan sonuçlar Çizelge 3.6'da verilmiştir. Çizelge 3.6 incelendiğinde, sızıntı suyunda bulunan ağır metallerin büyük bir kısmının, mevcut sülfürün % 100'ünün ve KOI'nin de % 19'unun ortamdaki uzaklaştırıldığı görülür. Kireçle kimyasal ön arıtma sonrası oluşan çamurun su muhtevası % 20 olarak belirlenmiştir.

Çizelge 3.6. Kireçle arıtılmış III no'lu ham sızıntı suyunun karakterizasyonu ve giderme verimleri

Parametre	Birim	Ham Su	Arıtılmış Su	Giderme Verimi (%)
BOİ	mg / L	13450	*	-
KOİ	mg / L	23700	19200	19
AKM	mg / L	1850	345	82
pH	-	7.57	0,84	-
Demir (Fe)	mg / L	23.2	2.65	89
Bakır (Cu)	mg / L	10.4	2.5	76
Kadmiyum (Cd)	mg / L	0	0	-
Çinko (Zn)	mg / L	59.4	21.2	64
Kurşun (Pb)	mg / L	3.1	0.5	84
Krom (Cr ⁺⁶)	mg / L	7.6	5.95	22
Florür (F)	mg / L	3.7	-	100
Fenol (Ph)	mg / L	*	43.2	-
Sülfat (SO ₄ ⁻²)	mg / L	1240	17500	-1300
Sülfür	mg / L	0.4	-	100
Amonyum Azotu	mg / L	1140	451	60
Toplam Azot	mg / L	4540	4230	7
Toplam Alkalinite	mg CaCO ₃ / L	7300	Asidik	-
Toplam Krom	mg / L	9.8	6.2	37
Toplam Siyanür	mg / L	1.4	0.75	46
Toplam Fosfor	mg / L	20.8	3.4	84
İletkenlik	mS	35.2	74.6	-112

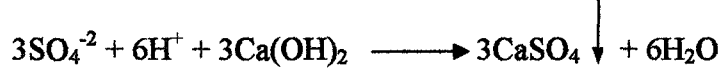
* işaretli parametrelerin ölçümü yapılmamıştır.

3.2.2.2. Alüminyum Sülfat (Al₂(SO₄)₃.18H₂O) Kullanılarak Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları

Alümle fiziko-kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları kapsamında kireçle ön arıtması yapılan III no'lu sızıntı suyu kullanılmıştır. % 10'luk Ca(OH)₂ kullanılarak kimyasal arıtmaya tabi tutulan sızıntı sularının üst kısmından sifonlanarak 1 litrelik beherlere 500 ml supernatant alınmış ve pH = 7.5'de 1000 mg / L, 2000 mg / L ve 3000 mg / L alüm ilave edilerek Jar Testi uygulanmıştır. Alümle Jar Testi yapabilmek için, öncelikle % 98'lik H₂SO₄ kullanılarak pH = 7.5 mertebelerine düşürülmüş, daha sonra yukarıda belirtilen alüm dozları ilave edilmiştir. Alüm ilavesinden sonra sızıntı sularının pH değerleri aşağıda belirtilen reaksiyon gereği düşmüştür.



Bu bağıntıda görüldüğü gibi $\text{Al}(\text{OH})_3$, kolloid maddeleri de beraberinde sürükleyerek çökerken ortamın pH değerini düşürür. Hem pH değerini yükseltmek, hem de alümden gelen sülfatı ortamdan uzaklaştırmak için % 10'luk $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ilave edilir ve $\text{pH} = 7.5$ mertebelerine yükseltilir.



Daha sonra 1 dakika hızlı, 45 dakika yavaş karıştırılarak kimyasal floklar oluşturulmuş ve 2 saat çökeltiye bırakılarak üst kısmında bulanıklık ve KOİ ölçümleri yapılmış ve bulunan değerler Çizelge 3.7'de verilmiştir.

Çizelge 3.7. Alüm ile yapılan deney sonuçları

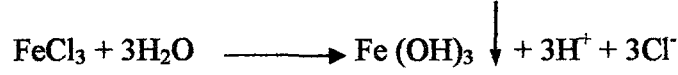
Jar Test No	Alüm Dozu (mg/L)	pH	Bulanıklık (Ntu)		Bulanıklık Giderme Verimi (%)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderme Verimi (%)	
			Giriş Değeri	Çıkış Değeri			Ham Suyu Göre	Kireçli Supernatanta Göre
1	1000	7.5	4	0.76	81	10970	54	43
2	2000	7.5	4	1.16	71	13333	44	31
3	3000	7.5	4	2.43	39	16000	33	17

Alüm kullanılarak yapılan deney sonucunda 1000 mg / L dozlama sonrasında beyaz renkli, orta boy flok oluşumu gözlenmiştir. 2000 mg / L ve 3000 mg / L dozlamalarda ise yine beyaz renkli, küçük flok ve nispeten bulanık supernatant oluşumu gözlenmiştir. Çizelge 3.7'nin incelenmesi neticesinde $\text{pH} = 7.5$ 'de 1000 mg / L alümin yeterli olduğu ve bu dozda % 81 oranında bulanıklık ve % 54 oranında da KOİ giderme veriminin elde edildiği görülmüştür.

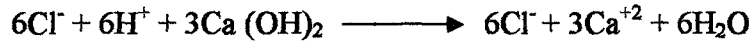
3.2.2.3. Demir (III) Klorür (FeCl_3) Kullanılarak Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları

FeCl_3 ile fiziko-kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları kapsamında kireçle ön arıtması yapılan I no'lu sızıntı suyu kullanılmıştır. Alümle arıtılabilirlik çalışmalarında anlatıldığı gibi, % 10'luk $\text{Ca}(\text{OH})_2$ kullanılarak kimyasal arıtmaya tabi tutulan sızıntı

sularının üst kısmından sifonlanarak 1 litrelik beherlere 500 ml supernatant alınmış, pH derişik H₂SO₄ ile pH = 9'a ayarlanmış ve her bir behere 1000 mg / L, 2000 mg / L ve 3000 mg / L'lik dozlarda FeCl₃ ilave edilmiştir. FeCl₃ ilavesinden sonra sızıntı sularının pH değerleri aşağıda belirtilen reaksiyon gereği düşmüştür.



Mevcut pH değerini yükseltmek için % 10'luk kireç kullanılmış ve aşağıdaki bağıntı gereği pH değeri yükseltilmiştir.



Jar Testi sonucunda numuneler 1.5 saat dinlendirildikten sonra, üst sıvıdan örnekler alınarak, bulanıklık ve KOİ değerleri ölçülmüş ve elde edilen sonuçlar Çizelge 3.8'de verilmiştir.

Çizelge 3.8. Demir (III) klorür ile yapılan deney sonuçları

Jar Test No	FeCl ₃ Dozu (mg/L)	pH	Bulanıklık (Ntu)		Bulanıklık Giderme Verimi (%)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderme Verimi (%)	
			Giriş Değeri	Çıkış Değeri			Ham Suya Göre	Kireçli Supernatanta Göre
1	1000	9	4.3	4.6	-7	20270	48	29
2	2000	9	4.3	2.72	37	18130	54	37
3	3000	9	4.3	1.43	67	11733	70	59

Demir (III) klorür kullanılarak yapılan deney sonucunda 1000 mg / L dozlama sonrasında siyah renkli, iri (pul pul) flok oluşumu gözlenmiştir. 2000 mg / L ve 3000 mg / L dozlamalarda ise sırasıyla gri ve kahverengi, küçük flok ve bulanık supernatant oluşumu gözlenmiştir. Çizelge 3.8 incelendiğinde 3000 mg / L FeCl₃ dozunda % 67 oranında bulanıklık, % 70 oranında da KOİ gideriminin mevcut olduğu görülmüştür.

3.2.2.4. Amonyak Sıyırma Sistemleri

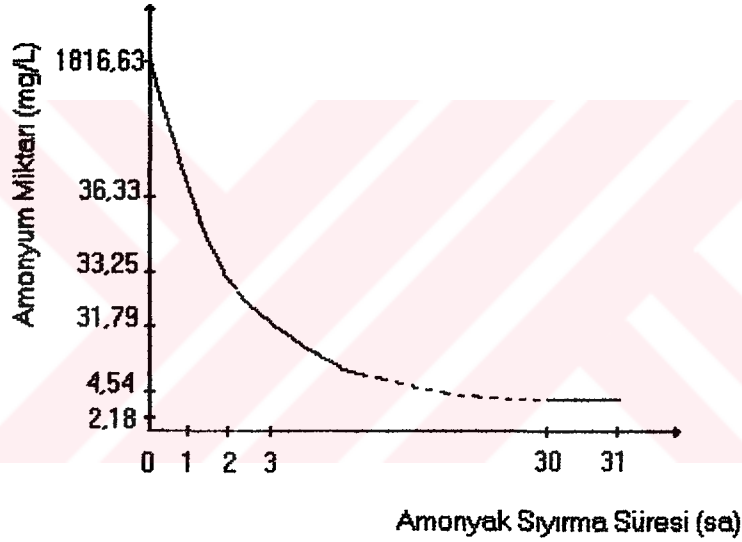
Yukarıda uygulanan kimyasal arıtmalarla KOİ = 11000 mg / L seviyelerine kadar indirilebildiğinden direkt olarak yüzeysel sulara vermek için uygun değildir. KOİ parametresini gidermek için biyolojik arıtmanın yapılma gereği vardır. Ancak sızıntı sularında bulunan amonyak biyolojik arıtmayı engellediğinden kireçle ön arıtmadan sonra amonyak sıyırmanın uygulanması gerekmektedir. Bu bağlamda Hamitler Düzenli Katı Atık Depolama Sahasından 15.06.2004 tarihinde yeni bir sızıntı suyu numunesi alınmış, Standart Metotlara göre (APHA, AWWA, WPCF, 1998) analizlenmiş ve bulunan değerler Çizelge 3.9'da verilmiştir. % 20'lik Ca(OH)₂ kullanılarak pH değeri 12'ye çıkarılan kireçle ön arıtma sonrasındaki sızıntı suyu, 2 saat bekletilmiş ve oluşan çamur çökeltmiştir. Sifonlanarak alınan üst sıvıda yapılan analizler ve elde edilen giderme verimleri Çizelge 3.10'da verilmiştir. 3 saatlik amonyak sıyırma sonrasında amonyak değeri 32 mg / L, 30 saat sonra ise 4.5 mg / L mertebelerine düşürülmüştür (Şekil 3.1). Amonyak giderimi sağlanan atıksular belli oranlarda aktif çamurla karıştırılarak respirometrik ölçümlere tabi tutulmuştur.

Çizelge 3.9. 15.06.2004 tarihinde alınan sızıntı suyu numunesinin karakterizasyonu

Parametre	Birim	Değer
pH	-	7.02
KOİ	mg / L	39360
AKM	mg / L	600
Nikel	mg / L	6.6
Çinko	mg / L	70.3
Kadmiyum	mg / L	16.88
Demir	mg / L	20.17
Amonyum Azotu	mg / L	2827.44
Nitrat Azotu	mg / L	706.86
Toplam Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	7300

Çizelge 3.10. %20'lik Ca(OH)₂ kullanılarak yapılan arıtılabilirlik çalışmaları

Parametre	Birim	Ham Su	% 20'lik Ca(OH) ₂ İle Ön Arıtma	Giderme Verimi (%)
pH	-	7.02	12.03	-
KOİ	mg / L	39360	25504	35.2
AKM	mg / L	600	400	33.33
Nikel	mg / L	6.6	2	69.7
Çinko	mg / L	70.3	20.1	71.41
Kadmiyum	mg / L	16.88	0.5	97.04
Demir	mg / L	20.17	0.2	99
Amonyum Azotu	mg / L	2827.44	1816.63	35.75



Şekil 3.1. Amonyağın zamana bağlı giderimi

3.2.3. İleri Arıtma Yöntemleri İle Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları

3.2.3.1. Fenton Reaktifi (Fe(SO₄),7H₂O + H₂O₂) ile Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları

Hidrojen peroksit (H₂O₂), demir (II) tuzları ile asidik ortamda reaksiyona girerek "Fenton reaktifi" olarak adlandırılan kuvvetli bir oksidantı oluşturur (Kuo ve Lo 1999). Demir (II) iyonunun varlığında H₂O₂ oksidantı ortama hidroksil radikalleri (•OH) vermektedir. Bu radikal, flor gazından (F₂) sonra gelen en kuvvetli oksitleyici özelliği

taşımaktadır. Elektron alış verişine dayanan Fenton reaksiyonu aşağıda verildiği gibi oluşur (Kurt ve Gönüllü 2001).



Arıtılabilirlik çalışması laboratuvarında 1 litrelik beherlerde Jar Testi düzeneğinde yapılmıştır. Çalışmalarda % 10'luk FeSO_4 ve % 35'lik H_2O_2 kullanılmış ve önceki çalışmaların aksine kireçle ön arıtımı yapılmış sızıntı suyu yerine ham sızıntı suyu kullanılmıştır. III no'lu sızıntı suyu ile yapılan çalışmada, önce 1 litrelik beherlere 500 ml ham sızıntı suyu alınarak iki kademeli çöktürme işlemi yapılmıştır. İlk olarak pH derişik H_2SO_4 ile 3'e indirilmiş ve farklı dozlarda $\text{FeSO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$ ilave edilmiştir. İkinci olarak ilk kademedен elde edilen supernatantlar ayrı beherlere alınarak % 20'lik kireç çözeltisi ile pH 11'e yükseltilmiş ve tekrar çökmesi beklenmiştir. Yapılan deneyde pH değerleri sabit tutularak, sadece FeSO_4 ve H_2O_2 dozları değiştirilmiş ve bulanıklık ile KOİ giderim verimleri tespit edilmeye çalışılmıştır. Yapılan ilk çalışmada 1500 mg / L sabit FeSO_4 dozajına karşılık farklı H_2O_2 dozları denenmiş ve bulunan sonuçlar Çizelge 3.11'de verilmiştir.

Çizelge 3.11. 1500 mg / L FeSO_4 dozuna karşılık H_2O_2 dozlarıyla yapılan fenton deneyleri

Jar Test No	Fenton Dozu	Kireç Dozu (mg/L)	Bulanıklık (Ntu)		Bulanıklık Giderme Verimi (%)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderme Verimi (%)
			Giriş Değeri	Çıkış Değeri			
1	1500 mg / L FeSO_4 + 5000 mg / L H_2O_2	17600	3.73	0.56	85	16000	33
2	1500 mg / L FeSO_4 + 7500 mg / L H_2O_2	20000	3.73	0.51	86	13760	42
3	1500 mg / L FeSO_4 + 10000 mg / L H_2O_2	29600	3.73	0.45	88	13280	44

Fenton reaktifi kullanılarak yapılan deneylerde reaktif ilavesi sonrasında koyu kahverengi flok ve bulanık kahverengi supernatant oluşumu gözlenmiştir. 30 dakikalık bekleme süresi sonunda supernatant çamurdan ayrılarak pH'ı 11'e yükseltilmiştir. Bu aşamada krem rengi, yoğun flok ve renksiz, berrak supernatant oluşumu gözlenmiştir. Kireç ilavesi sonrasında köpük oluşumu ve yoğun gaz çıkışı meydana gelmiştir. 5000 mg / L H₂O₂ dozunun denendiği beherde yoğun gaz çıkışı nedeniyle çamur kabarmış ve çökelen çamur supernatanta karışmıştır. Ancak bir süre sonra tekrar faz ayrımı ve berrak supernatant oluşumu gözlenmiştir. Fenton reaktifi kullanılarak yapılan Jar Testi sonucunda 1500 mg / L sabit FeSO₄ dozajında eklenen H₂O₂ miktarı arttıkça KOİ ve bulanıklık gideriminin de arttığı belirlenmiştir. En yüksek KOİ ve bulanıklık giderme verimi 1500 mg / L FeSO₄ + 10000 mg / L H₂O₂ dozunda elde edilmiştir.

İkinci deneyde 2500 mg / L sabit FeSO₄ dozajına karşılık ilk deneyde kullanılan H₂O₂ dozları denenmiştir. Yine iki kademeli olarak yapılan deneyde fiziksel olarak ilk deneydekine benzer supernatant ve flok oluşumu gözlenmiştir. Bu deneyde de 7500 mg / L H₂O₂ dozunun denendiği beherde çamur kabarması görülmüştür. Elde edilen sonuçlar Çizelge 3.12'de verilmiştir.

Çizelge 3.12. 2500 mg / L FeSO₄ dozuna karşılık H₂O₂ dozlarıyla yapılan fenton deneyleri

Jar Test No	Fenton Dozu	Kireç Dozu (mg/L)	Bulanıklık (Ntu)		Bulanıklık Giderme Verimi (%)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderme Verimi (%)
			Giriş Değeri	Çıkış Değeri			
1	2500 mg / L FeSO ₄ + 5000 mg / L H ₂ O ₂	29600	3.73	0.59	84	16480	31
2	2500 mg / L FeSO ₄ + 7500 mg / L H ₂ O ₂	32800	3.73	0.53	86	14080	41
3	2500 mg / L FeSO ₄ + 10000 mg / L H ₂ O ₂	33600	3.73	0.44	88	13280	44

Fenton reaktifi kullanılarak yapılan Jar Testi sonucunda 2500 mg / L sabit FeSO₄ dozajında eklenen H₂O₂ miktarı arttıkça KOİ ve bulanıklık gideriminin de arttığı belirlenmiştir. En yüksek KOİ giderme verimi 2500 mg / L FeSO₄ + 10000 mg / L H₂O₂ dozunda elde edilmiştir. Bu deneyde elde edilen sonuçlar bir önceki deney ile kıyaslandığında FeSO₄ dozajındaki artışın KOİ giderme verimine etki etmediği görülmüştür.

3.2.3.2. Adsorpsiyon ile Yapılan Arıtilabilirlik Çalışmaları

Sızıntı suyunun granül aktif karbon (GAC) ile adsorpsiyon çalışmalarında, fiziko-kimyasal arıtma çıkışından numuneler alınmış, pH = 5.5 seviyesine getirilmiş ve sırasıyla 455, 750, 2516, 5025 ve 10970 mg / L KOİ içeren örnekler hazırlanmıştır. 1 litrelik her bir örneğe 10 g 0.5-1 mm boyutunda Jakobi marka GAC ilave edilmiş, 36 saat 80 devir / dak hızla karıştırılmış, karıştırma sonucunda 2 saat dinlendirilmiş, Wattmann 40 süzgeç kağıdından süzülerek KOİ ölçümleri yapılmıştır (Kestioğlu 1990).

Adsorplama değerlerinden yararlanarak,

$$q_e = \frac{(Q^o * b * C_e)}{(1 + b * C_e)} \quad (3.1)$$

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{Q^o * b} + \frac{1}{Q^o * C_e} \quad (3.2)$$

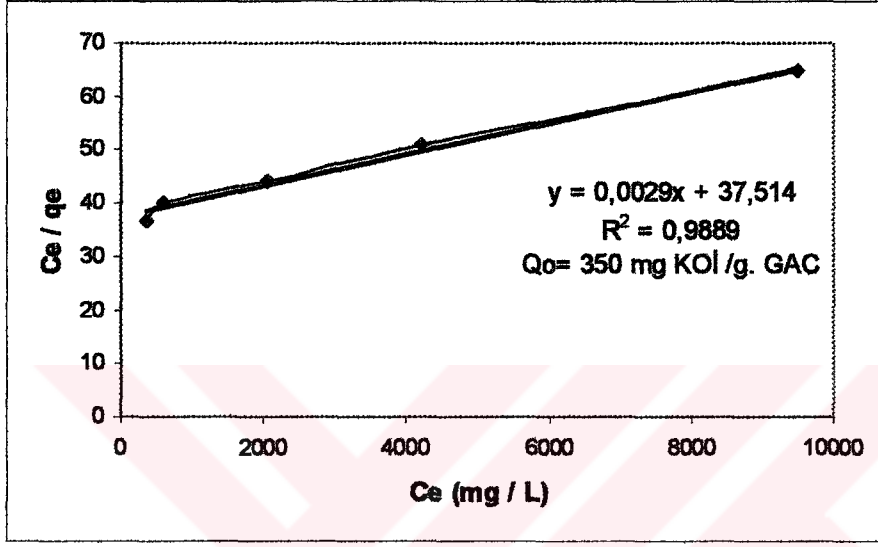
Langmuir Bağlıları uyarınca Çizelge 3.13 oluşturulmuş ve bu değerlerden hareketle Langmuir İzoterm grafiği çizilmiştir (Şekil 3.2).

(3.1) ve (3.2) bağıntılarında;

- q_e : (C₀ - C_e) / W eşitliğini,
 - W : GAC derişimini (g GAC / L)
 - C₀ : Giriş KOİ derişimini (mg KOİ / L)
 - C_e : Çıkış KOİ derişimini (mg KOİ / L)
 - Q^o : Adsorplama kapasite değerini (mg KOİ / g GAC)
 - b : Langmuir adsorplama sabitini
- ifade etmektedir (Kestioğlu 1990).

Çizelge 3.13. Langmuir izotermi hesap değerleri

C_0 (mg / L)	C_e (mg / L)	$C_0 - C_e$	$Q_e = (C_0 - C_e) / w$	C_e / q_e
10970	9500	1468.3	146.83	64.7
5025	4200	825.1	82.51	50.9
2520	2050	465.9	46.59	44
750	600	150	15	40
455	358	97.2	9.72	36.8



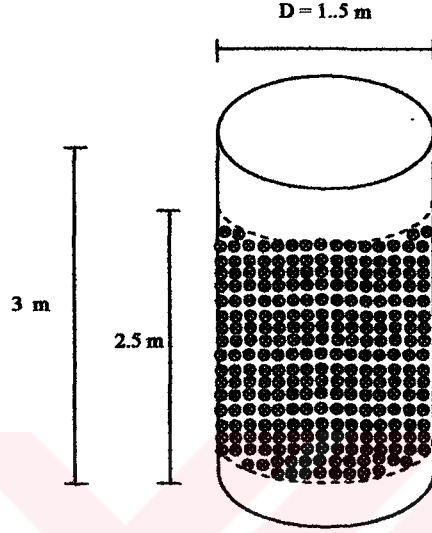
Şekil 3.2. Langmuir izoterm grafiği

Sızıntı sularında adsorpsiyonla yapılan arıtılabilirlik çalışmaları sonucunda adsorplama kapasite değeri, $Q^o = 350$ mg KOİ / g GAC olarak bulunmuştur. Bursa Hamitler Katı Atık Düzenli Depolama Sahası'ndan kaynaklanan sızıntı sularının debisi 350 m³ / Gün, KOİ giriş ve çıkış değerleri sırası ile $10970 - 160$ mg / L, $Q^o = 350$ mg KOİ / g GAC olarak alınmış ve bu verilere göre adsorplama kolonları boyutlandırılmıştır ($V_f = 10$ m / sa, Rejenerasyon süresi = 1 gün). Boyutlandırma sonucunda, 1.5 m çapında 3 m yüksekliğinde (Şekil 3.3) 6 adet asıl + 2 adet yedek, toplam 8 adet adsorplama kolonuna gereksinme duyulduğu ortaya konmuş (Şekil 3.4), bu kolonlar için 28 m³ GAC'e ihtiyaç olduğu bulunmuş ve günümüz şartlarında 28 m³ GAC'ın 47600 USD olduğu belirlenmiştir.

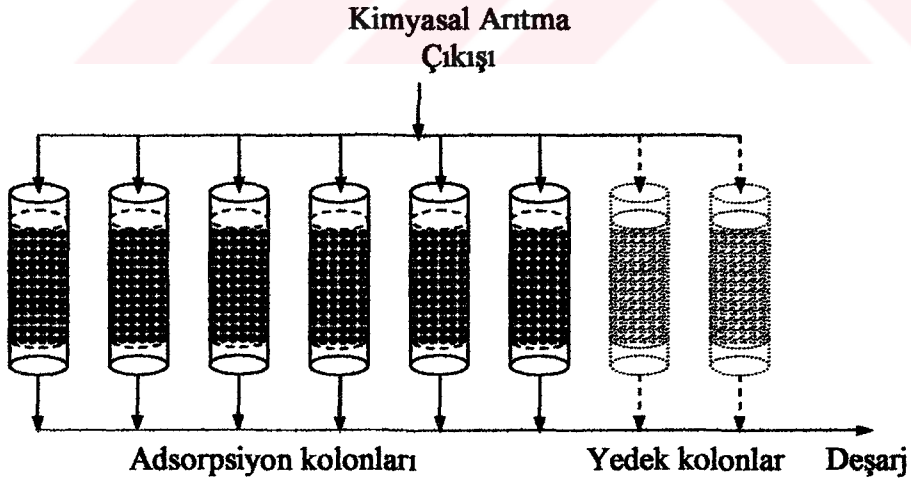
$$y = 0.0029x + 37.514$$

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{Q^0 * b} + \frac{1}{Q * C_e}$$

$$R^2 = 0.9889$$



Şekil 3.3. Adsorpsiyon ünitesi şematik gösterimi

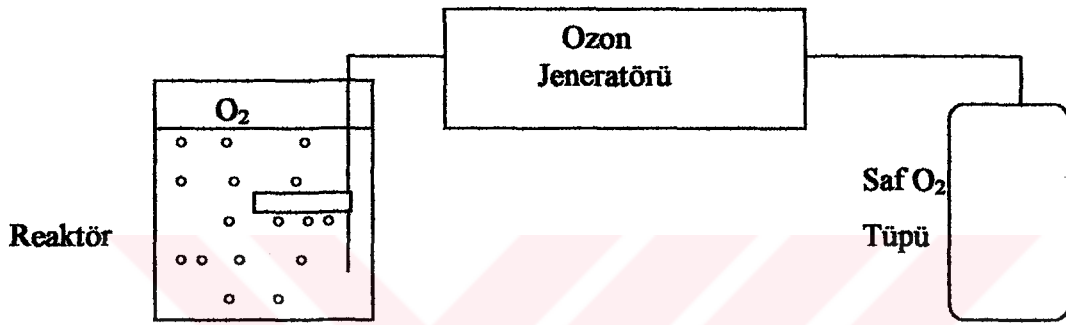


Şekil 3.4. Adsorpsiyon kolonlarının şematik gösterimi

3.2.3.3. Ozonlama ile Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları

Ozon kuvvetli bir oksidant olup ileri oksidasyon yöntemlerinde tercih edilmektedir. O_3 , 2.07 eV oksidasyon potansiyeline sahiptir (Kestioğlu ve ark. 2004).

Ozonla yapılan arıtılabilirlik çalışmasında, kireçle ön arıtımı yapılan III no'lu sızıntı suyu kullanılmıştır. Ozonlama işleminde Şekil 3.5'deki gibi bir düzenek kullanılmış ve bu düzenekteki ozon jeneratörü ile saf oksijenden ozon üretilmiştir. Ozon jeneratörünün kapasitesi 2 g O_2 / saat'tir.

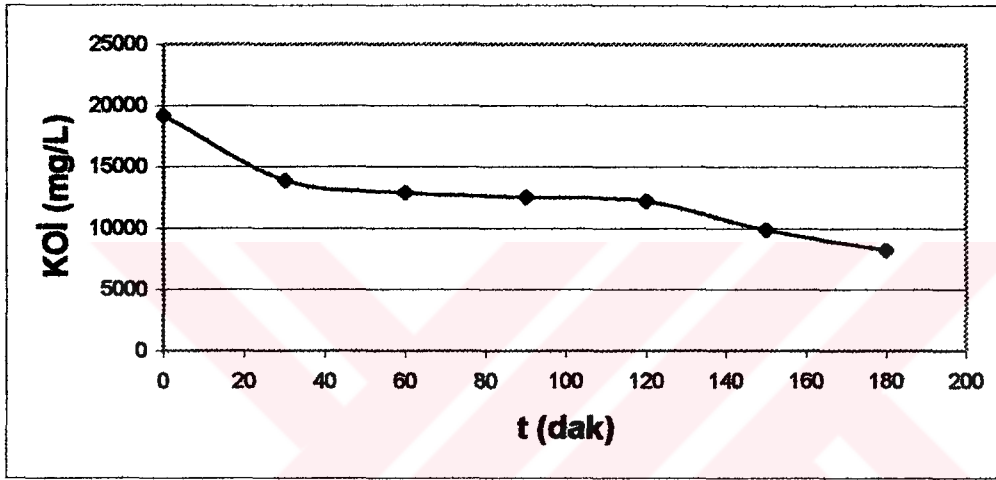


Şekil 3.5. Ozonlama düzeneği şematik gösterimi

Sifonlanan sızıntı suyundan 2.5 L alınmış, ağzı kapalı ve ozon jeneratörü ile bağlantısı olan reaktör içerisine konulmuştur. Asit ilave edilerek pH = 9'a ayarlanmış ve ozon jeneratöründe üretilmiş olan ozon sızıntı suyu içerisine dozlanmıştır. Ozonlama işlemine başladıktan sonra her 30 dakikada bir numuneler alınmış ve KOİ değerleri ölçülmüştür. 3 saatlik bir süre ile sızıntı suyu içerisine ozon dozlanmasıyla devam edilen deneyin sonunda bulunan değerler Çizelge 3.14'de verilmiş ve KOİ giderim verimlerindeki değişim Şekil 3.6'da gösterilmiştir.

Çizelge 3.14. Ozonlama ile elde edilen KOİ giderim değerleri

T (dak)	KOİ (mg/L)	KOİ Giderme Verimi (%)
0	19200	-
30	13870	27.76
60	12870	32.97
90	12510	34.84
120	12205	36.43
150	9880	48.54
180	8220	57.19



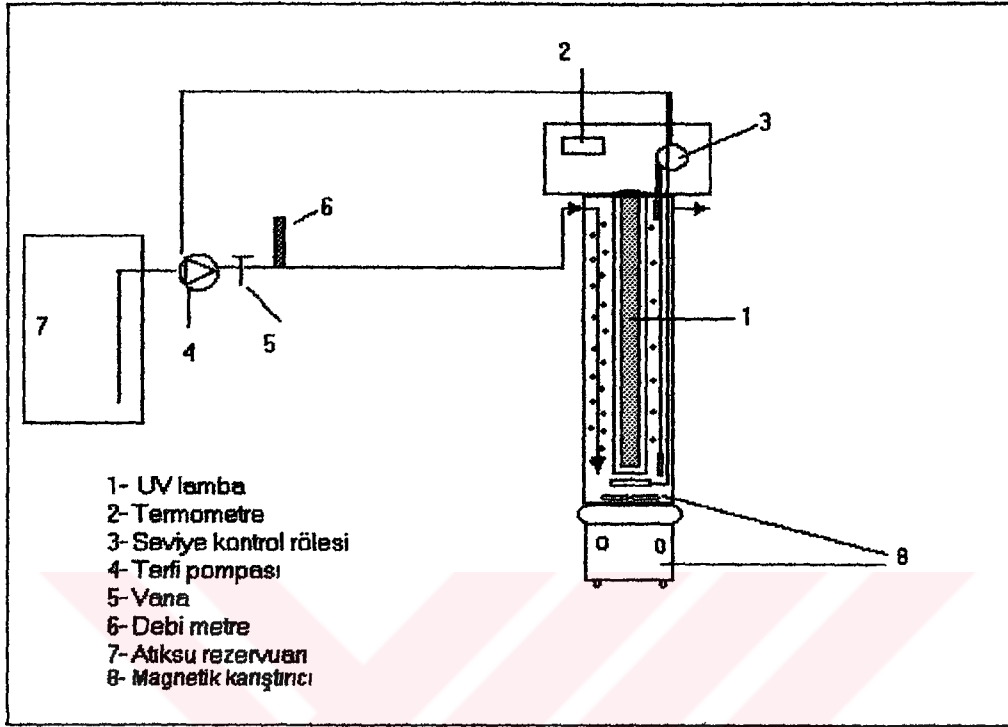
Şekil 3.6. Ozonlama ile KOİ giderim değerleri

3.2.3.4. UV – H₂O₂ Prosesi ile Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları

Ozonlama ile yapılan arıtılabilirlik çalışmalarında, kireçle ön arıtımı yapılmış olan sızıntı suyunda % 57 oranında KOİ giderimi kanalizasyona deşarj standartlarını sağlamadığından, Şekil 3.7’de gösterilen düzenekte UV – H₂O₂ prosesi denenmiştir.

Kireçle ön arıtımı yapılan sızıntı suyundan 2.8 L numuneler alınarak üç reaktörün her birine konulmuştur. Asit ilave edilerek reaktörlerin pH’ı sırasıyla 3, 5 ve 7’ye ayarlanmış ve 200 mg / L H₂O₂ dozlanmıştır. Karıştırma yapıldıktan sonra her biri için t = 10° C’de ayrı ayrı fotooksidasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Bu proseste 254 nm dalga boyundaki UV ışınları H₂O₂ tarafından absorbe edilerek •OH radikalleri üretilmiştir. Üretilen •OH radikalleri de sızıntı suyu içerisindeki organik maddeleri parçalamıştır. 3 saatlik bir sürede gerçekleştirilen bu çalışmada, deney başlatıldıktan

sonra her 30 dakikada bir numuneler alınmış ve KOİ değerleri ölçülmüştür. Deney sonunda elde edilen farklı pH değerlerindeki KOİ değerleri Çizelge 3.15’de verilmiş ve KOİ giderim verimindeki değişim Şekil 3.8’de gösterilmiştir.

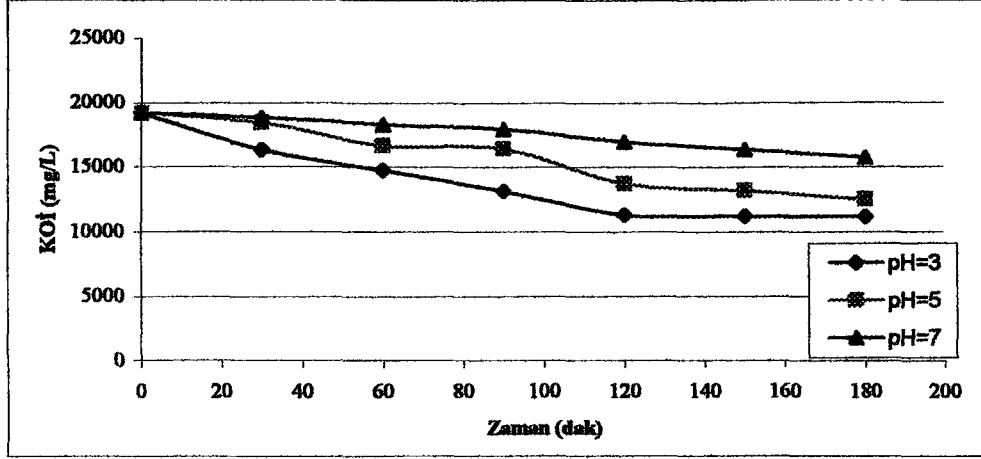


Şekil 3.7. UV- H₂O₂ prosesi için kullanılan düzenek

Kaynak : KESTİOĞLU, K., T.YONAR ve N.AZBAR. 2005. Feasibility of Physico-Chemical Treatment and Advanced Oxidation Processes (AOPs) as a Means of Pretreatment of Olive Mill Effluent (OME).

Çizelge 3.15. 200 mg / L H₂O₂, T = 10°C ve pH = 3, 5 ve 7 için KOİ giderim değerleri

T (dak)	pH = 3 İçin KOİ Değeri (mg / L)	pH = 5 İçin KOİ Değeri (mg / L)	pH = 7 İçin KOİ Değeri (mg / L)
0	19200	19200	19200
30	16350	18475	18890
60	14790	16690	18320
90	13150	16450	17960
120	11300	13750	17020
150	11210	13180	16400
180	11170	12515	15775

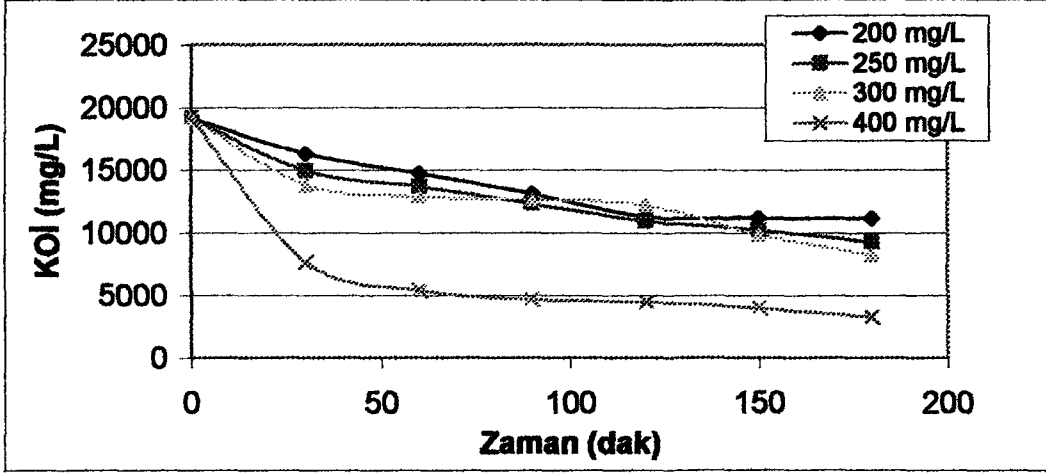


Şekil 3.8. T = 10°C, 200 mg / L H₂O₂ için KOİ giderimi

Çizelge 3.15 incelendiğinde pH = 3'te daha fazla KOİ giderim verimi elde edildiği görülmüştür. H₂O₂ dozunun KOİ giderim verimi üzerinde etkisini görmek için yeni bir çalışma yapılmıştır. Bu çalışmada; dört reaktörden her birine 2.8 litre kireçle ön arıtımı yapılan sızıntı suyundan alınmış, her biri için asit ilave edilerek pH'ı 3'e ayarlanmıştır. Her bir reaktöre 200, 250, 300 ve 400 mg / L dozlarındaki H₂O₂ dozlanarak, karıştırma yapılmış ve her biri için ayrı ayrı fotooksidasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. 3 saatlik bir sürede gerçekleştirilen bu çalışmada, yine proses başlatıldıktan sonra her 30 dakikada bir numune alınmış ve KOİ değerleri ölçülmüştür. Deney sonunda ölçülen KOİ değerleri Çizelge 3.16'da verilmiş ve KOİ giderim verimlerindeki değişim Şekil 3.9'da gösterilmiştir.

Çizelge 3.16. T = 10°C, pH = 3, H₂O₂ = 200, 250, 300 ve 400 mg / L için KOİ giderim değerleri

T (dak)	200 mg / L H ₂ O ₂ için KOİ Değerleri (mg / L)	250 mg / L H ₂ O ₂ için KOİ Değerleri (mg / L)	300 mg / L H ₂ O ₂ için KOİ Değerleri (mg / L)	400 mg / L H ₂ O ₂ için KOİ Değerleri (mg / L)
0	19200	19200	19200	19200
30	16350	14945	13870	7680
60	14790	13700	12870	5400
90	13150	12300	12660	4670
120	11300	10950	12205	4460
150	11210	10235	9880	3995
180	11170	9290	8220	3240



Şekil 3.9. T = 10°C, pH = 3 için KOİ giderimi

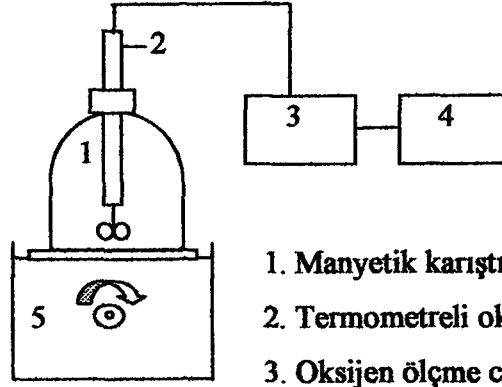
Çizelge 3.16 incelendiğinde H₂O₂ dozunun artırılmasının KOİ giderim verimine olumlu yönde etki ettiği görülmüştür. En yüksek KOİ giderme verimi 400 mg / L H₂O₂ dozunda elde edilmiştir.

3.2.4. Sızıntı Suyunun Arıtımına Yönelik Olarak Yapılan Respirometrik Çalışmalar

Sızıntı sularının kireçle ön arıtma yapılarak evsel atıksularla birlikte arıtılıp arıtılmayacağı araştırılması aşamasında, laboratuvar ölçekli respirometrik düzenek oluşturulmuş ve yukarıda ön arıtması ve kimyasal arıtması yapılmış olan sızıntı suları Organize Sanayi Bölgesi'nden alınan, 24 saat süreyle içsel solunuma bırakılan ve 3940 mg / L MLSS içeren aktif çamurla belirli oranlarda karıştırılarak sistemin solunum aktivite değerleri ölçülmüş ve aktif çamurun solunum aktivite değerleriyle karşılaştırılarak sızıntı suyunun biyolojik olarak parçalanıp parçalanmadığına karar verilmiştir. Respirometrik ölçümleri için tam karışimli kesikli reaktör kullanılmış ve kesikli reaktördeki çözünmüş oksijenin zamana bağlı değişiminin kütleli dengesi oluşturulmuş ve bu denklemden yararlanılarak OUR değerleri belirlenmiştir (Yoong ve ark. 2000).

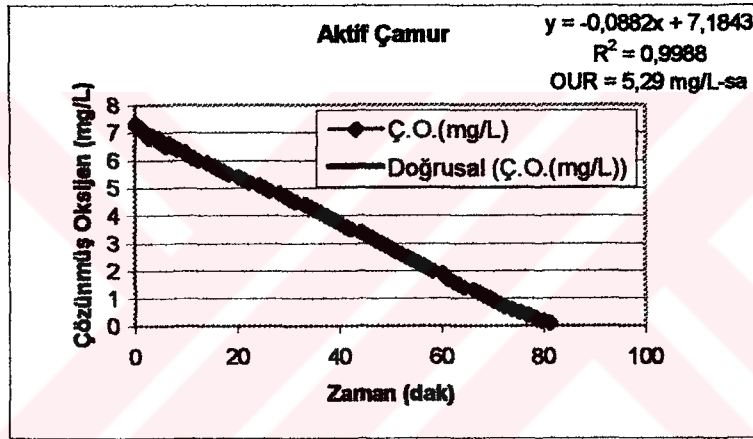
3.2.4.1. Sızıntı Suyu ile Respirometrik Ölçümlerin Yapılması

Kireçle ön arıtma ve kimyasal arıtmanın biyolojik arıtmaya olabilecek etkilerini görebilmek için önce hiçbir işlem uygulanmayan sızıntı suları ile respirometrik ölçümler yapılmıştır. Ham suyla yapılan respirometrik ölçümlerinde 1 birim sızıntı suyu 1 birim aktif çamur, 1 birim sızıntı suyu 2 birim aktif çamur, 2 birim sızıntı suyu 1 birim aktif çamur karışımları ve hacimsel olarak % 2'lik ham sızıntı suyu, % 5'lik ham sızıntı suyu ve % 10'luk ham sızıntı suyu olacak şekilde karışımlar yapılmış ve Şekil 3.10'da gösterilen düzenekte zamana bağlı solunum aktivite değerleri belirlenmiş ve ham suda dahi minimum % 230 oranında aktif çamura oranla bir artış sağlanmıştır. Daha sonra kireçle ön arıtımı yapılan ve amonyağı sıyrılan sızıntı suyu alüm ve $FeCl_3$ ile kimyasal olarak arıtılmıştır. Respirometrik ölçümlerde ise, kireçle ön arıtımı yapılan ve amonyağı sıyrılan sızıntı suyu 1/1, 1/2, 2/1, % 5 ve % 10 oranlarında, kireçle ön arıtımı yapılan ve amonyağı sıyrılmayan sızıntı suyu % 5 ve % 10 oranlarında, kireçle ön arıtımı + alümle kimyasal arıtımı yapılan sızıntı suyu 1/1, 1/2 ve 2/1 oranlarında ve kireçle ön arıtımı + demir (III) klorür ile kimyasal arıtımı yapılan sızıntı suyu 1/1, 1/2 ve 2/1 oranlarında aktif çamurla karıştırılarak solunum aktivite değerleri tespit edilmiştir. Ham suyla ve kireçle ön arıtması gerçekleştirilen sızıntı suyuyla yapılan respirometrik ölçümlerin şekilsel gösterimi Şekil 3.11-3.24'de, kireçle ön arıtma, alüm ve $FeCl_3$ ile yapılan kimyasal arıtma sonucunda elde edilen sızıntı suları ile aktif çamur arasında yapılan seyreltmeler ile elde edilen ölçümler ve solunum aktivite değişimleri özet olarak Çizelge 3.17'de verilmiştir.

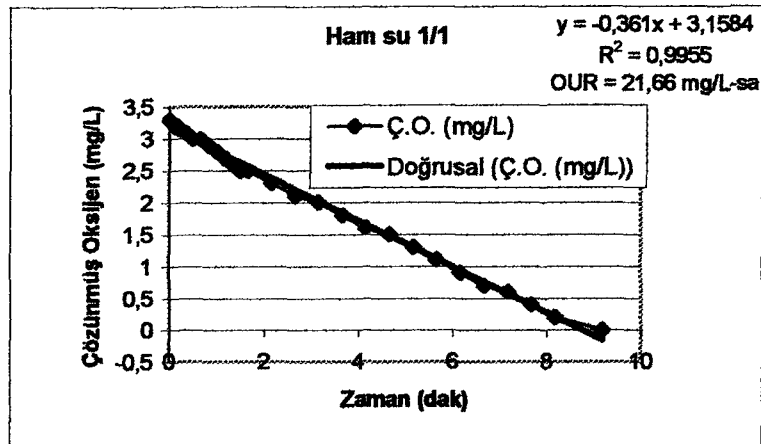


1. Manyetik karıştırıcı
2. Termometreli oksijen elektrodu
3. Oksijen ölçme cihazı
4. Oksijen kaydetme cihazı
5. Magnetik karıştırıcı

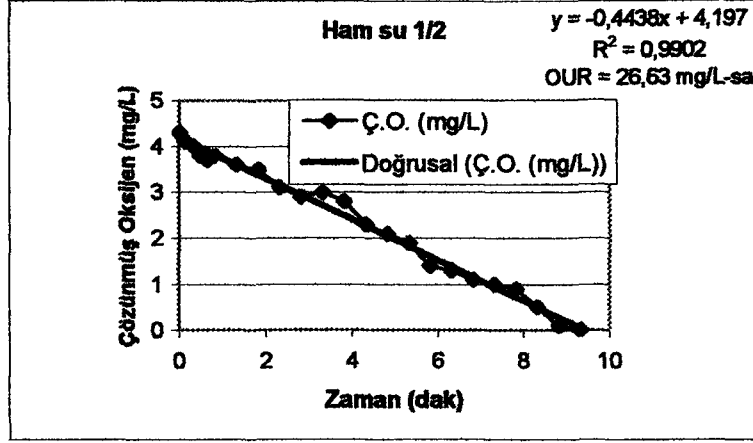
Şekil 3.10. Solunum aktivite ölçüm sistemi



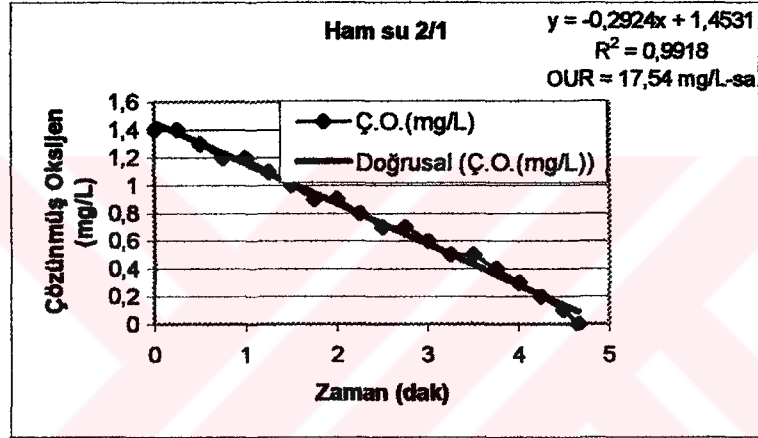
Şekil 3.11. Aktif çamurun solunum aktivite eğrisi



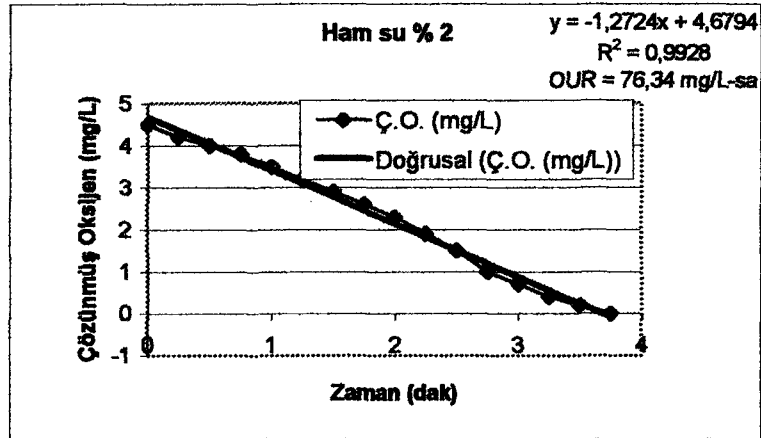
Şekil 3.12. 1/1 oranında seyreltilen ham sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi



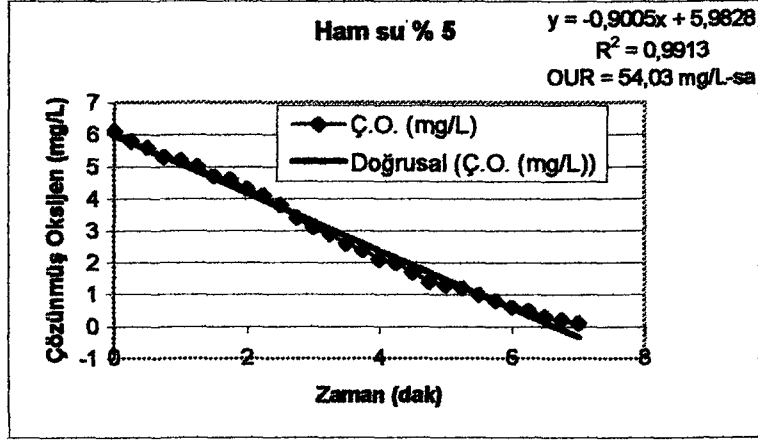
Şekil 3.13. 1/2 oranında seyreltilen ham sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi



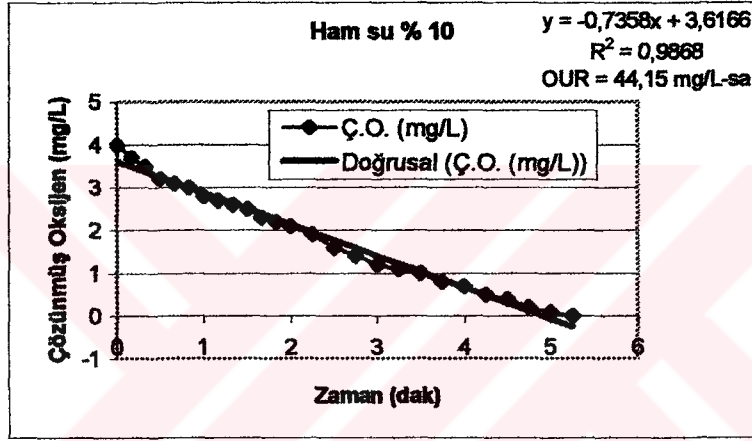
Şekil 3.14. 2/1 oranında seyreltilen ham sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi



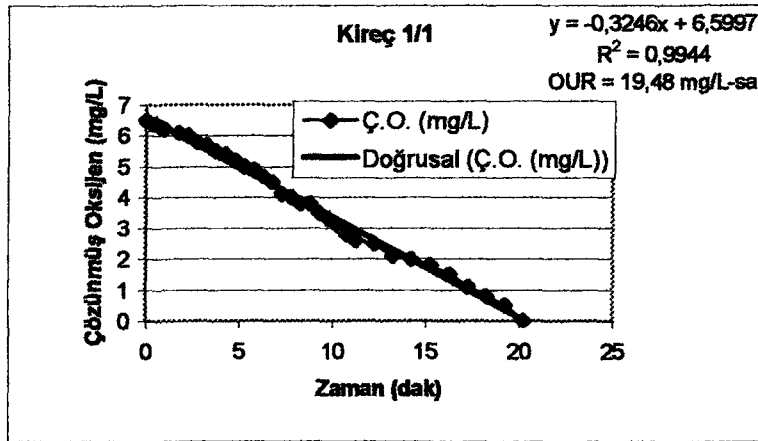
Şekil 3.15. % 2 oranında seyreltilen ham sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi



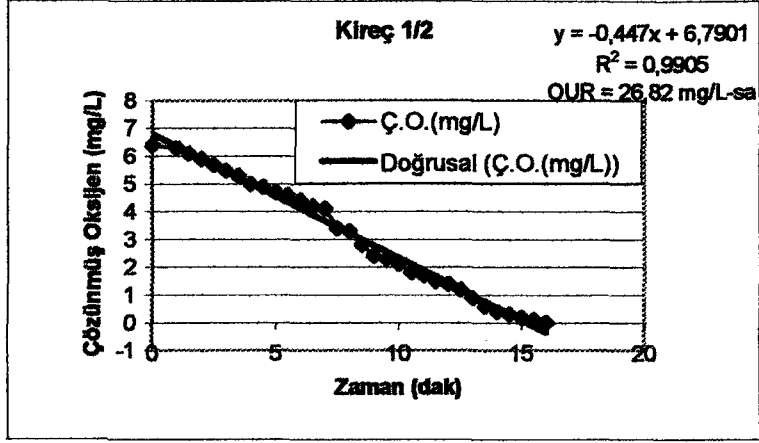
Şekil 3.16. % 5 oranında seyreltilen ham sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi



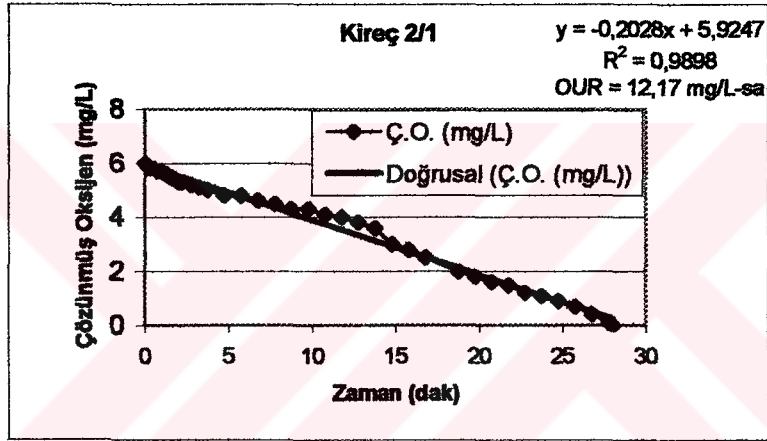
Şekil 3.17. % 10 oranında seyreltilen ham sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi



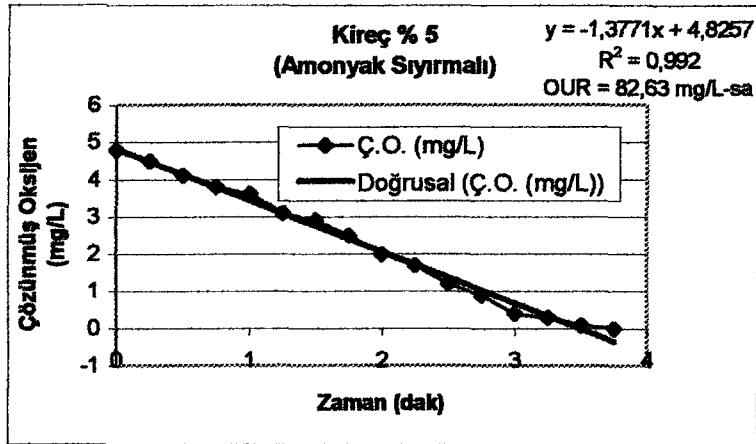
Şekil 3.18. Kireçle arıtılan ve 1/1 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi



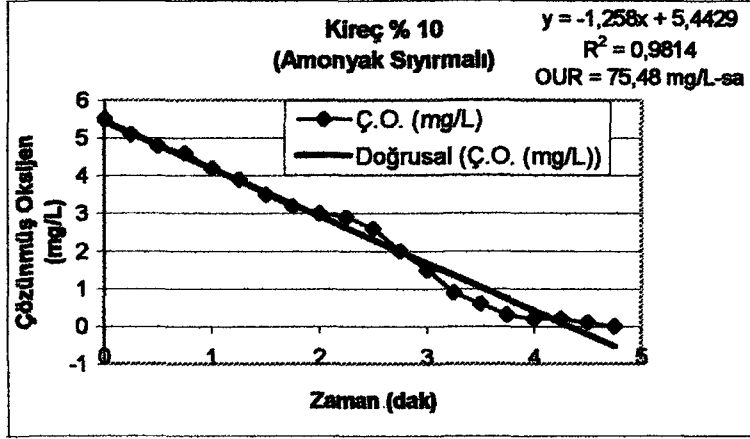
Şekil 3.19. Kireçle arıtılan ve 1/2 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi



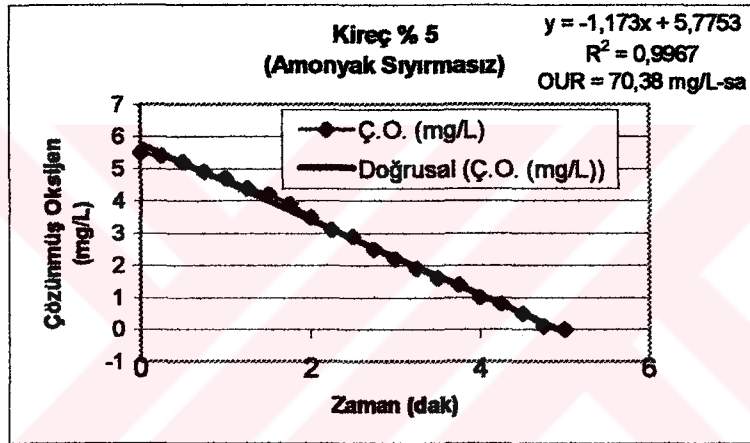
Şekil 3.20. Kireçle arıtılan ve 2/1 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi



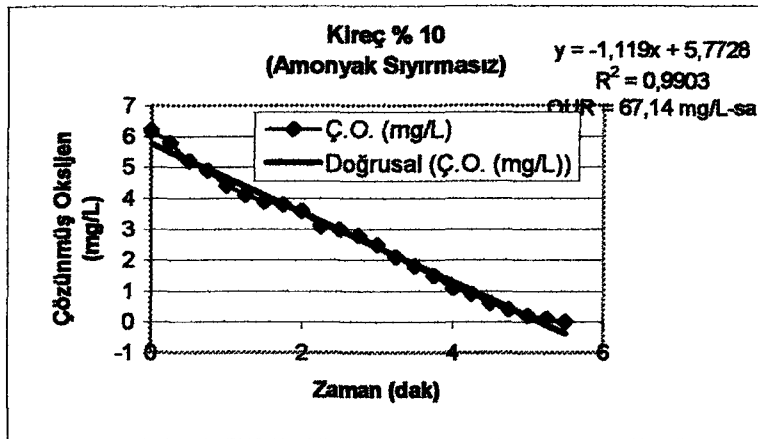
Şekil 3.21. Kireçle arıtılan, amonyağı sıyrılan ve % 5 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi



Şekil 3.22. Kireçle arıtılan, amonyağı sıyırılan ve % 10 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi



Şekil 3.23. Kireçle arıtılan, amonyağı sıyrılmayan ve % 5 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi



Şekil 3.24. Kireçle arıtılan, amonyağı sıyrılmayan ve % 10 oranında seyreltilen sızıntı suyunun solunum aktivite eğrisi

Çizelge 3.17. Hamitler Kent Katı Atık Düzenli Depolama Sahası sızıntı sularının solunum aktivite değişim oranları

Sızıntı Suyu + Aktif Çamur (SS / AÇ)	İncelenen Parametreler	Aktif Çamurun Solunum Aktivitesi (MLSS = 3940 mg / L MLVSS = 3150 mg / L) (mg O ₂ / L-sa)	Seyrelme Oranlarına Göre Aktif Çamur + Sızıntı Suyunun Solunum Aktivite Değerleri (mg O ₂ / L-sa)	Aktif Çamur + Sızıntı Suyunun Solunum Aktivite Değişim Oranları (%)
(1/1) Ham Sızıntı Suyu		5.29	21.66	+309.45
(1/2) Ham Sızıntı Suyu		5.29	26.63	+403.4
(2/1) Ham Sızıntı Suyu		5.29	17.54	+231.57
% 2'lik Ham Sızıntı Suyu		5.29	76.34	+1343.1
% 5'lik Ham Sızıntı Suyu		5.29	54.03	+921.36
% 10'luk Ham Sızıntı Suyu		5.29	44.15	+734.59
(1/1) Kireç (Amonyak Sıyırnalı) + AÇ		5.29	19.48	+268.24
(1/2) Kireç (Amonyak Sıyırnalı) + AÇ		5.29	26.82	+407
(2/1) Kireç (Amonyak Sıyırnalı) + AÇ		5.29	12.17	+130.06
% 5'lik Kireç (Amonyak Sıyırnalı) + AÇ		5.29	82.63	+1462
% 10'luk Kireç (Amonyak Sıyırnalı) + AÇ		5.29	75.48	+1326.84
% 5'lik Kireç (Amonyak Sıyırmasız) + AÇ		5.29	70.38	+1230.43
% 10'luk Kireç (Amonyak Sıyırmasız) + AÇ		5.29	67.14	+1169.19
(1/1) Alüm + AÇ		5.29	17.35	+227.98
(1/2) Alüm + AÇ		5.29	20.35	+284.69
(2/1) Alüm + AÇ		5.29	14.96	+182.8
(1/1) FeCl ₃ + AÇ		5.29	15.46	+192.25
(1/2) FeCl ₃ + AÇ		5.29	20.03	+278.64
(2/1) FeCl ₃ + AÇ		5.29	10.65	+101.32

Çizelge 3.17'nin incelenmesi neticesinde şu sonuçlara varılabilir:

1. Ham sızıntı suyunun 1/1, 1/2, 2/1, % 2, %5 ve % 10 oranlarında aktif çamur ile karıştırılması halinde solunum aktivitesinde sırasıyla % 309.45, % 403.4, % 231.57, % 1343.1, % 921.36 ve % 734.59'luk bir artma meydana gelmiştir. Bu sonuçlara göre ham sızıntı suyunun bu karışım oranlarında biyolojik olarak artırılabilirliği mümkün gözükmemekte olup, en yüksek verim % 2'lik karışım oranında elde edilmiştir.

2. Kireçle yapılan ön arıtma çıkış suları 1/2, 1/2 ve 2/1 oranlarında aktif çamur ile karıştırıldıklarında, solunum aktivitesinde sırasıyla % 268.24, % 407, % 130.06'lık bir artma meydana gelmiştir. En yüksek solunum aktivitesinin elde edildiği (% 1462)

kireçle % 5'lik karışım oranı, aynı zamanda yapılan tüm respirometrik çalışmalar içerisinde en iyi biyolojik arıtılabilirliğin sağlandığı orandır.

3. Sızıntı sularındaki amonyağın respirometrik ölçümlere etkisini görebilmek amacıyla, kireçle ön arıtımı yapılan sızıntı sularındaki ilk çalışmada amonyak sıyrılmış, ikinci çalışmada ise amonyak sıyrılmamıştır. Kireçle ön arıtımı yapılan ve amonyağı sıyrılan sızıntı suları % 5 ve % 10 oranında aktif çamurla karıştırıldığında solunum aktivitesinde sırasıyla % 1462 ve % 1326.84'lük bir artma, kireçle ön arıtımı yapılan ve amonyağı sıyrılmayan sızıntı suları % 5 ve % 10 oranında aktif çamurla karıştırıldığında solunum aktivitesinde sırasıyla % 1230.43 ve % 1169.19'lük bir artma meydana gelmiştir. Her iki çalışmada da solunum aktivite değerlerindeki artmanın birbirine yakın değerlerde olduğu görülmektedir.

4. Kireçli ön arıtma çıkış suyuna uygulanan alümlü kimyasal arıtma çıkış sularında en yüksek solunum aktivite değeri 1/2 oranında % 284.69 olarak, kireçli ön arıtma çıkış suyuna uygulanan $FeCl_3$ ile kimyasal arıtma çıkış sularında ise en yüksek solunum aktivite değeri yine 1/2 oranında % 278.64 olarak bulunmuştur.

5. Çizelge 3.17 incelendiğinde bütün solunum aktivite değişim oranlarının (+) değerlerde olduğu, dolayısıyla sızıntı sularının evsel atıksularla karıştırılmalarında biyolojik olarak arıtılabilirliklerinin mümkün olduğu anlaşılmaktadır. Ham sızıntı suyunun % 2 oranında aktif çamurla karışımından elde edilen % 1343.1'lik solunum aktivite değeriyle, kireçle ön arıtımı yapılan ve amonyağı sıyrılan sızıntı suyunun % 5 oranında aktif çamurla karışımından elde edilen % 1426'lık solunum aktivite değeri birbirine çok yakın değerlerdir. Kireçle yapılan ön arıtmada kullanılan kirecin maliyeti, çıkan çamurun bertarafı gibi nedenlerle sızıntı suyunun hiçbir arıtıma tabi tutulmadan hacimsel olarak % 2 oranında aktif çamurla karıştırılmasında biyolojik arıtımın mümkün olduğu, bunun da ekonomik açıdan daha avantajlı olduğu kanaatine varılmıştır. Yapılan araştırmalar incelendiğinde sızıntı sularına hiçbir işlem uygulanmadan % 2 oranında evsel atıksularla birlikte (2 kısım sızıntı suyu + 98 kısım evsel atıksu) karıştırılmalarında biyolojik olarak arıtılabilirliklerinin mümkün olduğu belirtilmektedir (Christensen ve ark. 1992).

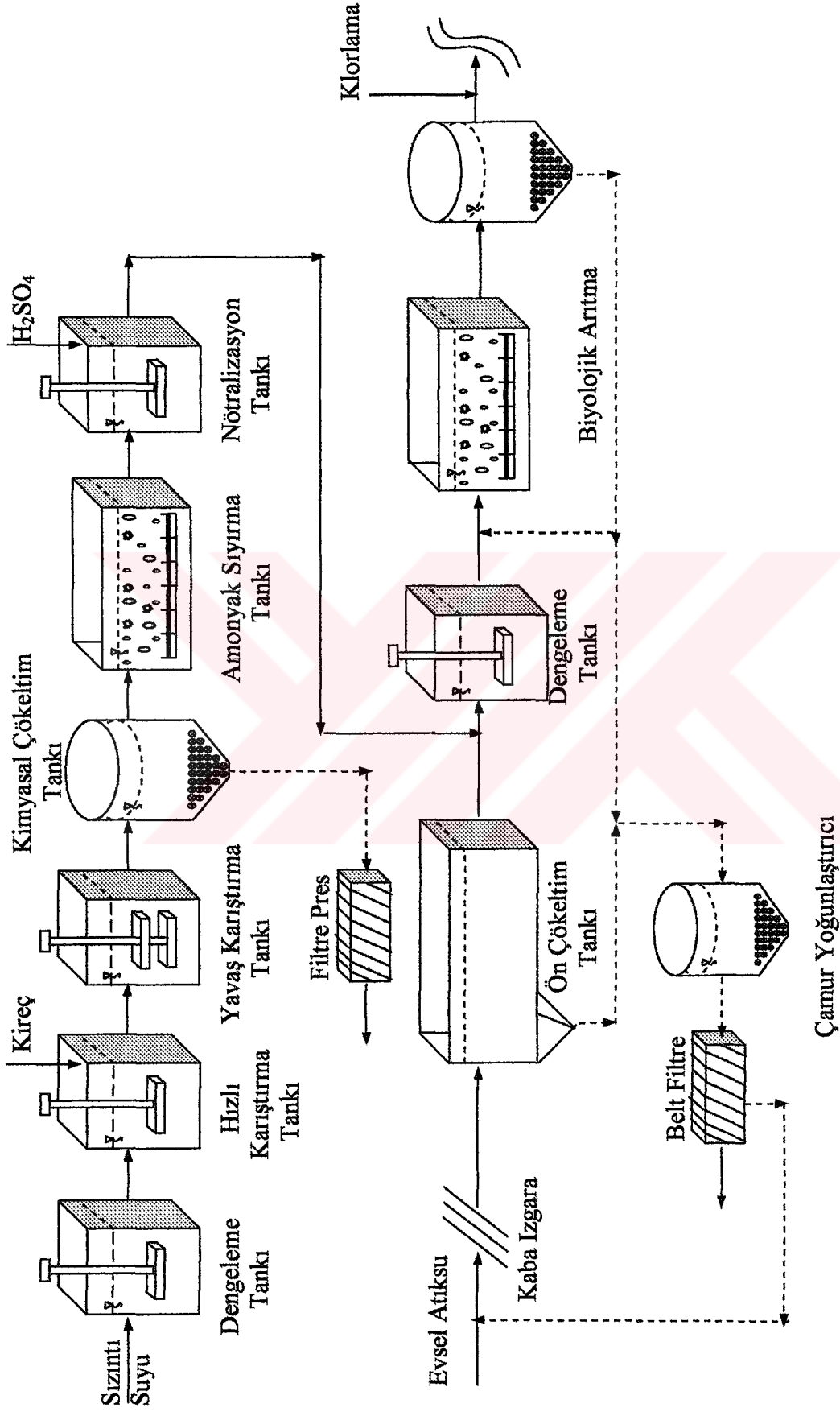
3.3. Uygulanabilir Sızıntı Suyu Arıtma Tesislerinin Önerilmesi

3.3.1. Kimyasal Arıtma ve Amonyak Sıyırma Sonrası Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılabilme Alternatifi (KOİ Hariç Deşarj Kriterini Sağlayan Alternatif)

Sızıntı sularını deşarj kriterlerine kadar arıtmak ekonomik yönden incelendiğinde oldukça yüksek maliyetler gerektirmektedir. Ancak bu sızıntı sularının bir şekilde arıtılması zorunludur. Olaya bu şekilde bakıldığında birçok arıtma tesisini önermek ve bunlardan sonuç almak mümkündür. Şekil 3.25’de görüldüğü gibi, kireçle ön arıtması yapılan, amonyağı sıyrılan ve nötralize edilen sızıntı suları % 2’lik evsel atıksularla karıştırıldığı zaman solunum aktivite değişim oranının % 1350 mertebelerinde arttığı tespit edilmiştir.

Mevcut yönetmeliklere göre kanalizasyon deşarj kriterlerinde $KOİ \leq 4000 \text{ mg / L}$ ’dir (SKKY, Tablo 25) (Anonim 1999). Ancak bu arıtma sistemiyle deşarj kriterlerine ulaşamadığından, daha ileri arıtma sistemlerine ihtiyaç ortaya çıkmaktadır. Bu konudaki önerimiz daha sonraki akım şemasında tartışılacaktır.

Sızıntı sularının fiziko-kimyasal arıtımı bundan sonra önerilecek tüm akım şemalarında mevcut olacaktır. Bu bağlamda, fiziko-kimyasal arıtma, amonyak sıyırma ve nötralizasyon için kullanılan kimyasal maddeler, oluşan çamur miktarları ve gerekli ekipman hesaplanarak özet olarak Çizelge 3.18’de verilmiştir.



Şekil 3.25. Sızıntı suyu ve evsel atıksu arıtma tesisi akım şeması

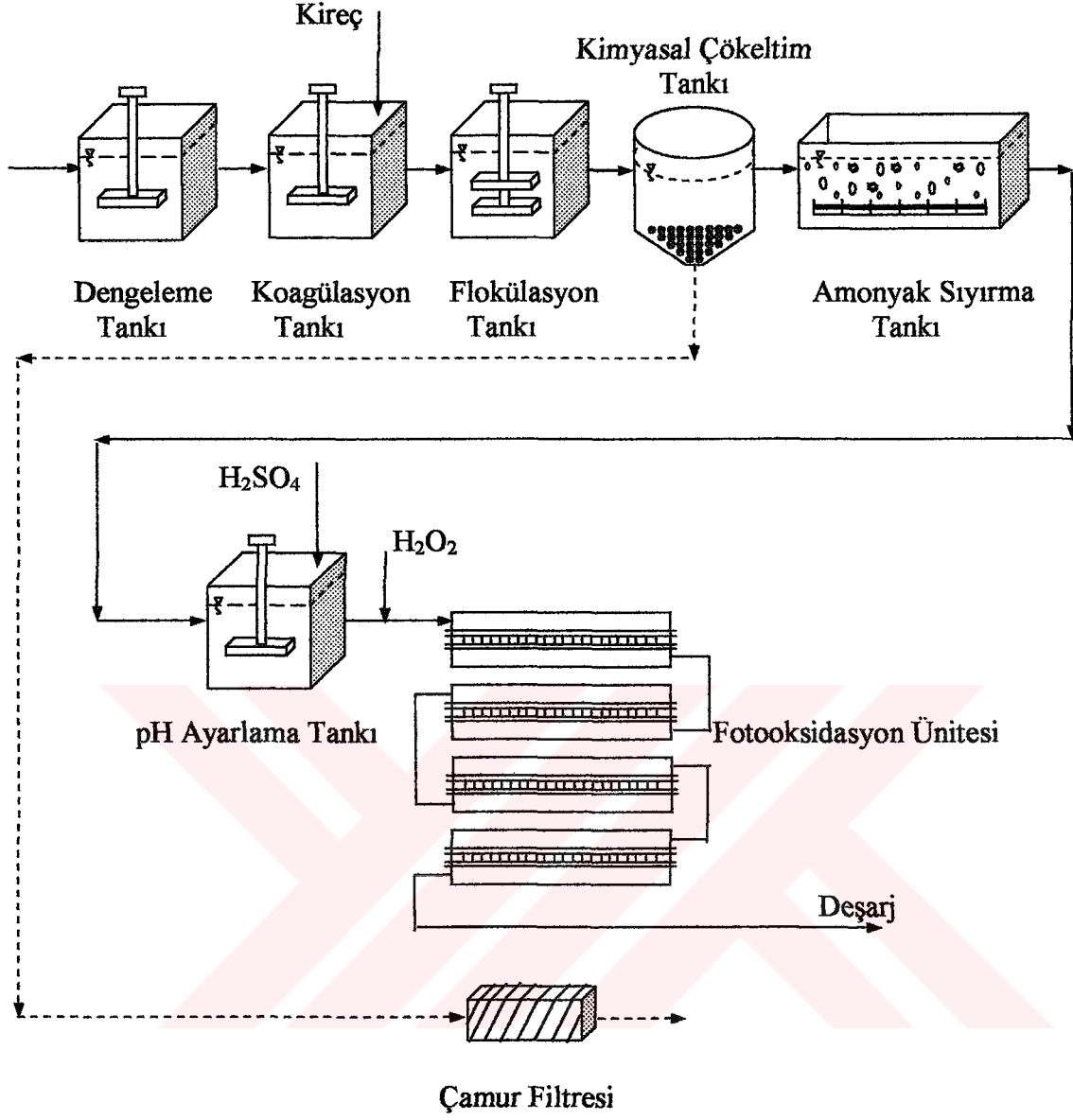
Çizelge 3.18. Fiziko-kimyasal arıtma ve amonyak sıyırma için kullanılan kimyasal maddeler, oluşan çamur miktarları ve gerekli ekipmanlar

Kullanılan Kimyasal Madde	Dozaj (g / m³)	Tüketim (kg / Gün)
Kireç	30000	10500
Parametre	Birim	Ölçülen Konsantrasyon
Çamur Miktarı	kg / Gün	
Çamur Miktarı	m ³ / Gün	127.98
Su Muhtevası	%	90
Katı Madde Miktarı	%	10
Yoğunluk	g / cm ³	1.02
Kullanılan Ekipman Adı	Adet	
Ön Çökeltim Sıyırıcısı	6	
Terfi Pompası	2	
Hızlı Karıştırıcı	3	
Yavaş Karıştırıcı	1	
Kireç Dozaj Pompası	1	
Kireç Hazırlama Silosu	1	
Asit Dozaj Pompası	1	
Çamur Pompası	1	
Difüzör	23305	
Biyolojik Çökeltim Sıyırıcısı	16	
Kimyasal Çökeltim Sıyırıcısı	7	
Blower	30	
pH metre	3	
Klor Dozaj Pompası	1	
Filtre Pres	1	
Filtre Pres Pompası	1	
Belt Filtre	1	
Belt Filtre Pres Pompası	1	
Elektrik ve otomasyon	2	
Borulama	2	

3.3.2. Kanalizasyona Deşarj Kriterini Sağlayan Arıtma Tesisi Akım Şemasının Oluşturulması

Fiziko-kimyasal arıtma ve amonyak sıyırma işlemleri kanalizasyona deşarj şartlarını sağlayamadığından, bu arıtmaya ilave olarak UV-H₂O₂ prosesi uygulanırsa yapılan hesaplamalar kanalizasyon deşarj şartını sağlayacak bir arıtmanın olabileceğini göstermektedir. Bu işlemde, fiziko-kimyasal arıtmadan sonra ekstra bir çamur oluşmamakta ve 180 dakika sonucunda KOİ \cong 3000 mg / L mertebelerine inmektedir (Çizelge 3.16). KOİ'nin 3000 mg / L seviyelerine inmesi, yüzeysel suya deşarj kriterinin sağlanmadığının bir göstergesidir ve bu arıtma önerisinin ancak kanalizasyona deşarj gerektiren yöreler için uygulandığı görülmektedir.

Fiziko-kimyasal arıtmaya ilave olarak, UV-H₂O₂ fotooksidasyon işleminin uygulanmasında büyük bir enerji gereksinimi ortaya çıkmakta ve günümüz şartlarında pek ekonomik olmayacağı görülmektedir. Bu konuda önerilen akım şeması Şekil 3.26'da gösterilmiştir. Bu proses hem toksik maddeleri gidermekte hem de organik kirlilik yönünden kanalizasyon deşarj şartlarını sağlamaktadır. Kimyasal arıtma, amonyak sıyırma ve UV-H₂O₂ prosesi ile sızıntı sularının arıtımında kullanılan kimyasal maddeler, oluşan çamur miktarları ve gerekli olan ekipman miktarları özetlenerek Çizelge 3.19'da verilmiştir.



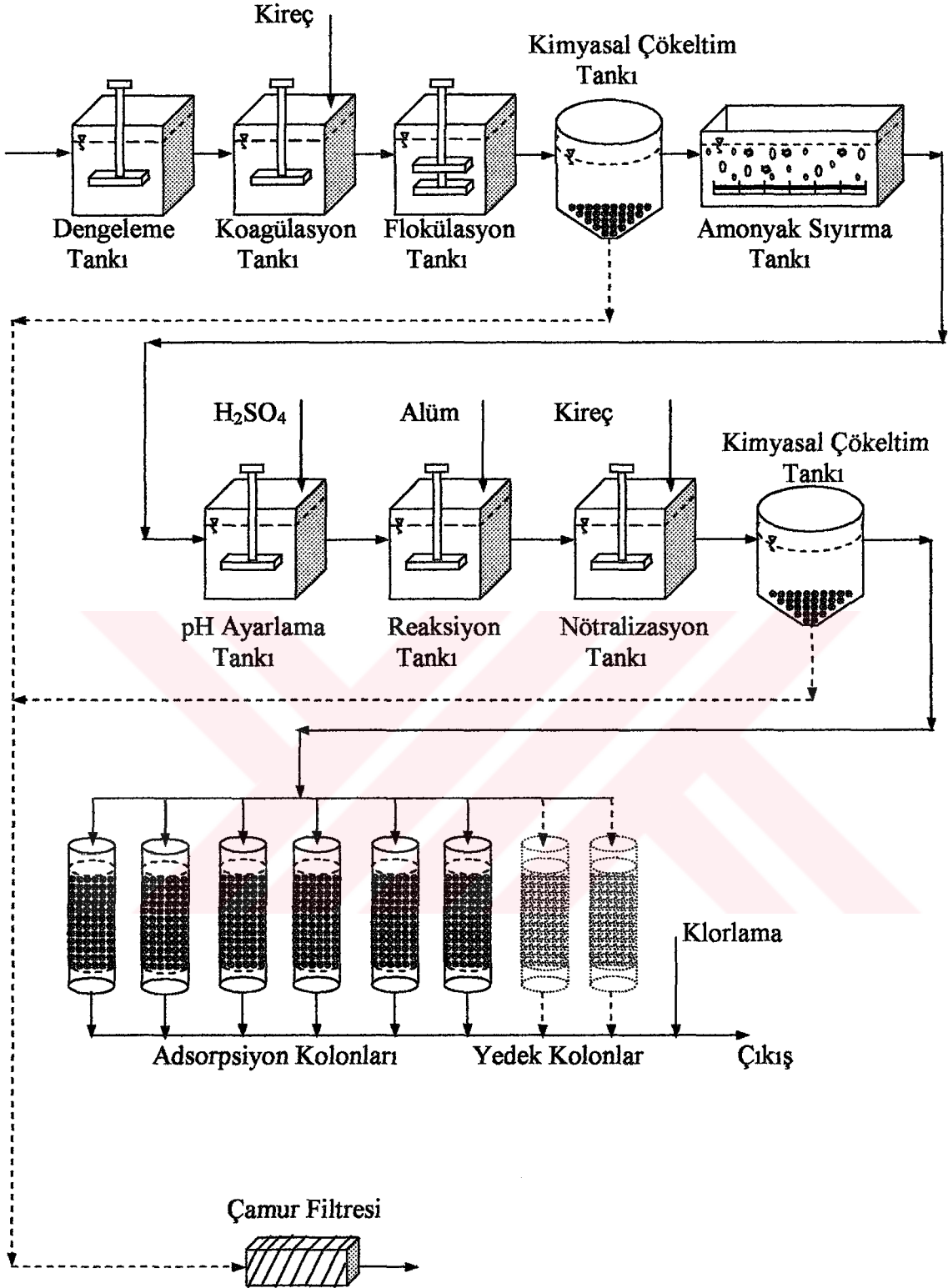
Şekil 3.26. Kimyasal arıtma, amonyak sıyırma ve UV- H_2O_2 fotooksidasyon işlemlerini gösteren arıtma tesisi akım şeması

Çizelge 3.19. Kimyasal arıtma, amonyak sıyırma ve UV- H₂O₂ prosesi ile sızıntı sularının arıtımında kullanılan kimyasal maddeler, oluşan çamur miktarları ve gerekli ekipmanlar

Kullanılan Kimyasal Madde	Dozaj (g / m³)	Tüketim (kg / Gün)
Kireç	30000	10500
Hidrojen Peroksit	400	140
Parametre	Birim	Ölçülen Konsantrasyon
Çamur Miktarı	kg / Gün	13054
Çamur Miktarı	m ³ / Gün	127.98
Su Muhtevası	%	90
Katı Madde Miktarı	%	10
Yoğunluk	g / cm ³	1.02
Kullanılan Ekipman Adı	Adet	
Terfi Pompası	2	
Hızlı Karıştırıcı	3	
Yavaş Karıştırıcı	1	
Kireç Dozaj Pompası	2	
Kireç Silosu	1	
Asit Dozaj Pompası	2	
Blower	1	
pH metre	4	
Klor Dozaj Pompası	-	
Filtre Pres	1	
Monopomp	1	
Elektrik ve Otomasyon	1	
Borulama	1	

3.3.3. Yüzeysel Sulara Deşarj Kriterini Sağlayan Arıtma Tesisi Akım Şemasının Oluşturulması

Sızıntı suyuna fiziko-kimyasal arıtmadan sonra adsorpsiyon tekniği uygulamak ve yüzeysel suya deşarj kriterini sağlamak mümkündür. Ancak bu durumda, adsorpsiyon kolonlarına yüksek oranda organik kirlilik geleceğinden adsorplama kolonlarının kısa sürede adsorplama kapasitelerinin dolması söz konusu olur ve daha erken bir rejenerasyon gereği ortaya çıkar. Bu duruma karar verebilmek için yörenin deşarj şartları (kanalizasyon veya yüzeysel suya deşarj) ve sızıntı suyunun miktarı önem kazanmaktadır. Her iki durumun da ayrı ayrı fizibiliteleri yapıldıktan sonra değerlendirilmeye alınmalıdır. Oluşturulan akım şeması Şekil 3.27'de gösterilmiştir.



Şekil 3.27. Kimyasal arıtma, amonyak sıyırma ve adsorpsiyon tekniklerinin birlikte uygulandığı arıtma tesisi akım şeması

Çizelge 3.20. Fiziko-kimyasal arıtma, amonyak sıyırma ve adsorpsiyon yöntemleri ile sızıntı sularının arıtımında kullanılan kimyasal maddeler, oluşan çamur miktarları ve gerekli ekipmanlar

Kullanılan Kimyasal Madde	Dozaj (g / m³)	Tüketim (kg / Gün)
Kireç	30000	10500
Alüm	1000	350
Parametre	Birim	Ölçülen Konsantrasyon
Çamur Miktarı	kg / Gün	13054
Çamur Miktarı	m ³ / Gün	127.98
Su Muhtevası	%	90
Katı Madde Miktarı	%	10
Yoğunluk	g / cm ³	1.02
Kullanılan Ekipman Adı	Adet	
Terfi Pompası	5	
Hızlı Karıştırıcı	5	
Yavaş Karıştırıcı	1	
Kireç Dozaj Pompası	4	
Kireç Silosu	1	
Asit Dozaj Pompası	2	
Blower	1	
pH metre	6	
Klor Dozaj Pompası	1	
Filtre Pres	1	
Monopomp	1	
Elektrik ve Otomasyon	1	
Borulama	1	
Adsorpsiyon Ünitesi	8	

3.3.4. Önerilen Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi Akım Şemalarının Boyutlandırılması

3.3.4.1. Kimyasal Arıtma ve Amonyak Sıyırma Sonrası Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılabilme Alternatifinin Boyutlandırılması (KOİ Hariç Deşarj Kriterini Sağlayan Alternatif)

Bu kademedeki bulunan arıtma ünitelerinin (Şekil 3.25) özellikleri ve boyutlandırma değerleri aşağıda verilmiştir.

Arıtma Üniteleri ve Özellikleri:

Arıtma Üniteleri:

- 1. Dengeleme tankı
- pH ayarlama ve hızlı karıştırma tankı
- Yavaş karıştırma tankı
- Kimyasal çökeltim tankı
- Amonyak sıyırma tankı
- Nötralizasyon tankı
- Filtre pres
- Kaba ızgara
- Ön çökeltim tankı
- 2. Dengeleme tankı
- Havalandırma tankı
- Son çökeltim tankı
- Çamur yoğunlaştırıcı
- Belt filtre

Arıtma Ünitelerinin Özellikleri

a) 1. Dengeleme Tankı

Sahadan gelen atıksular kirlilik ve debi yönünden dengelenir. Dengeleme tankında karışım batık karıştırıcılar yardımı ile sağlanır.

b) pH Ayarlama ve Hızlı Karıştırma Tankı

Dengeleme tankında debi ve kirlilik bakımından dengelenen atıksular kireç dozlaması eşliğinde pH'ı 12'nin üzerine çıkartılarak suda bulunan ağır metal vb. toksik bileşenlerin çökebilir hale gelmesi için karıştırılır.

c) Yavaş Karıştırma Tankı

Hızlı karıştırma işlemi ile oluşan flokların daha iri tanecikler haline gelebilmesi için atıksular daha düşük devirlerde karışımın sağlanabilmesi için yavaş karıştırma tankına alınır.

d) Kimyasal Çökeltim Tankı

Oluşan flokların yerçekimi etkisi altında sakin bir ortamda çökerek sudan uzaklaşmasının sağlanabilmesi için atıksular kimyasal çökeltim tankına alınır.

e) Amonyak Sıyırma Tankı

Kirlilik yükünün önemli kısmından arınmış olarak kimyasal çökeltimden çıkan atıksular, suyun bünyesinde çok yüksek miktarda bulunan azot formlarının giderimi için amonyak sıyırma tankına alınır. Burada sızıntı suyunun pH'ı 12'nin üzerindedir ve azot formlarının büyük bir kısmının amonyak formunda olmasından faydalanılarak sudan gaz halinde ayrılması sağlanır. Bu işlemin hızlanması için de suya blowerlar yardımı ile hava verilir.

f) Nötralizasyon Tankı

Bu kısımda sızıntı sularının KOİ haricindeki tüm parametrelerinde istenilen seviyede arıtımı sağlanmıştır. Bu noktada sızıntı suları sadece nötralize edilip kanalizasyona verilmek sureti ile bertaraf edilebilir. Ancak şu an için mevzuatın buna

müsaade etmemesinden dolayı SKKY Tablo 25'e göre kanalizasyon deşarjını sağlayan arıtma alternatifi arıtma şemasına geçilecektir.

g) Filtre Pres

Kimyasal çökeltimden çamur filtre preste kek haline getirilerek susuzlaştırılır.

h) Kaba Izgara

Evsel atıksuyun içindeki kağıt, bez, mukavva, tahta vb. kaba maddelerin alınır.

k) Ön Çökeltim Tankı

Evsel atıksulardaki kum, çakıl, mil gibi kendiliğinden çökebilen maddelerin çökmesi sağlanır.

l) 2. Dengeleme Tankı

Evsel atıksularla kireçle ön arıtımı gerçekleştirilen sızıntı suları 2. dengeleme tankında karıştırılır, kirlilik ve debi yönünden dengelenir.

m) Biyolojik Arıtma

Havalandırma tankında atıksu içindeki organik maddeler mikroorganizmalar tarafından oksijen kullanılarak karbondioksit, su ve yeni organizmaya dönüştürülmektedir. Havalandırma tankında aktif çamur tarafından kirletici unsurları giderilen atıksu, aktif çamurdan ayrılmak üzere son çökeltim tankına gönderilir. Son çökeltim tankında çöken çamurun bir kısmı havalandırma tankına yeni mikroorganizma üremesi için geri devredilirken, kalan kısım çamur yoğunlaştırıcıya gönderilir.

n) Çamur Yoğunlaştırıcı ve Belt Filtre

Çamur yoğunlaştırma tankında ön çökeltim ve son çökeltimden gelen çamurlar suyunu bırakmakta ve pompayla belt filtreye gönderilmektedir. Belt filtrede çamur katı kek haline getirilmektedir.

Atıksu arıtma tesislerinin boyutlandırılmasında en önemli parametre debidir. Eğer debi zamana bağlı olarak belirlenmezse sistem tamamen çöker. Sızıntı sularının arıtılmasında en zor olan kısım sızıntı sularının debisinin belirlenmesidir. Sızıntı sularında debi hem mevsimsel hem de yıllara bağlı olarak değişiklik göstermektedir ve kesin debi belirlemek de oldukça zordur. Debi her proje için yörenin yağış durumu göz önüne alınarak belli kabullere bağlı olarak hesaplanmaktadır. Bu çalışmada, Hamitler Düzenli Katı Atık Depolama Sahası halen çalışır vaziyette olduğu için debisi ilgililerce ölçülmüş ve $350 \text{ m}^3 / \text{Gün}$ 'lük bir debinin boyutlandırmaya esas olabileceği belirtilmiştir. Debiler depolama sahasının durumuna göre değişiklik gösterdiğinden, bu çalışmada boyutlandırmaya esas olabilecek debi olarak kabul edilmiş ve önerilen arıtma alternatifleri boyutlandırılmıştır.

Arıtma tesislerinin boyutlandırılmasında debinin yanında atıksu karakteristiğinin de ortaya konması gerekmektedir. Bu konuda yapılan çalışmalar daha önceki bölümlerde detaylı bir şekilde verildiğinden bu bölümde, üç yıllık bir periyot içinde en kirli olarak belirlenen 1998 yılı ortalama kirlilik değerleri esas alınarak (Çizelge 3.21), bu değerlerin deşarj kriterlerine kadar artabilecek arıtma tesisleri boyutlandırılmıştır.

Çizelge 3.21. Maksimum kirliliğin olduğu 1998 yılına ait ortalama sızıntı suyu analiz sonuçları ve yük değerleri

Parametre	1998 Ortalama Konsantrasyon Değerleri (mg / L)	Yük (kg / Gün)
BOİ ₅	22904	8015
KOİ	32957	11535
AKM	18250	6388
pH	7.13	2.5
Demir	100.3	35.1
Bakır	15.15	5.3
Kadmiyum	2.815	0.98
Çinko	49.77	17.4
Kurşun	56.73	19.7
Krom (+6)	7.03	2.46
Florür	14.07	4.92
Toplam Kromat	8.95	3.13
Siyanür	2.41	0.85
Toplam Siyanür	8.085	2.83
Toplam Fosfat	38.39	13.79
Magnezyum	1318	461.3
Klorür	2529	885.15
Amonyum Azotu	72.83	25.5
Fenol	89	31.15
Sertlik Derecesi	750	262.5
Yağ ve Gres	1429	500
Toplam Fosfor	-	-
İletkenlik	4.765	1.68

Dengeleme Tankı

Arıtma tesisine gelen debi değerlerinin saatlik salınımları belli olmadığından 6 saatlik bekleme süresi esas alınarak tasarım yapılmıştır.

$$Q_{\text{ort}} = 350 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

$$\text{Bekleme süresi} = 6 \text{ saat}$$

Tank boyutları

$$V = Q * \theta$$

$$V = 15 * 6 = 90 \text{ m}^3$$

Su derinliği 3.0 m seçilirse;

$$A = V / h$$

$$A = 90 / 3$$

$$A = 30 \text{ m}^2$$

$$B = 4 \text{ m seçilirse } L = 7,5 \text{ m olur.}$$

$$\text{Tank hacmi} = 4 * 7,5 * 3 = 90 \text{ m}^3$$

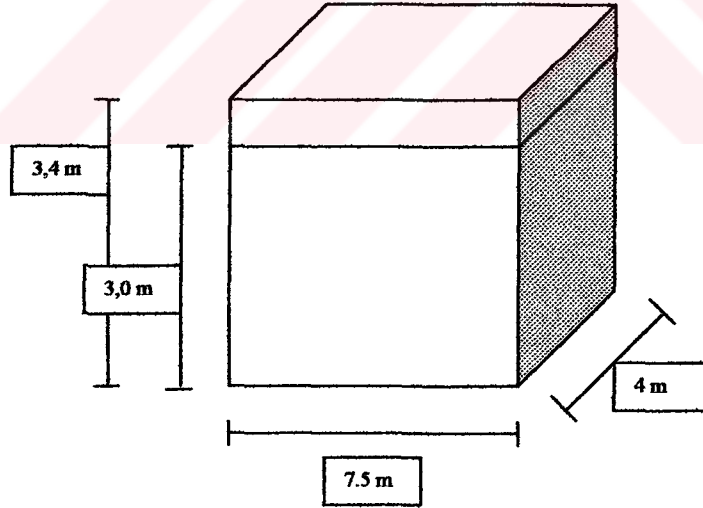
$$\text{Tank yüksekliği} = 0,4 \text{ m hava payı} + 3 \text{ m} = 3,4 \text{ m}$$

Gerekli karıştırıcı

$$\text{Karışım için gerekli enerji } 7 \text{ W / m}^3$$

$$\text{Gerekli mikser gücü} \Rightarrow 90 * 7 = 630 \text{ W}$$

Şekil 3.28'de şematik olarak gösterilen dengeleme tankı için bulunan tasarım değerleri Çizelge 3.22'de verilmiştir.



Şekil 3.28. Dengeleme tankı şematik gösterimi

Çizelge 3.22. Dengeleme tankı tasarım değerleri

Tasarım Değerleri	Birim	Değer
Ortalama Debi	m ³ / sa	15
Bekleme Süresi	saat	6
Tank Hacmi	m ³	90
Su Derinliği	m	3.0
Hava Payı	m	0.4
Tank Yüzey Alanı	m ²	30
Tank Eni	m	4
Tank Boyu	m	7.5
Tank Sayısı	adet	1
Gerekli Hava Miktarı	m ³ / saat	7
Gerekli Karıştırıcı Kapasitesi	kW	0.75
Gerekli Karıştırıcı Gücü	watt	630
Gerekli Karıştırıcı Sayısı	adet	1+1

Kimyasal Arıtma Üniteleri**pH Ayarlama ve Hızlı Karıştırma Tankı**

$$Q_{ort-1} = 15 \text{ m}^3 / \text{sa}$$

$$\theta = 5 \text{ dak}$$

$$V = Q_{ort} * \theta$$

$$V = 15 * 5 / 60$$

$$V = 1.25 \text{ m}^3$$

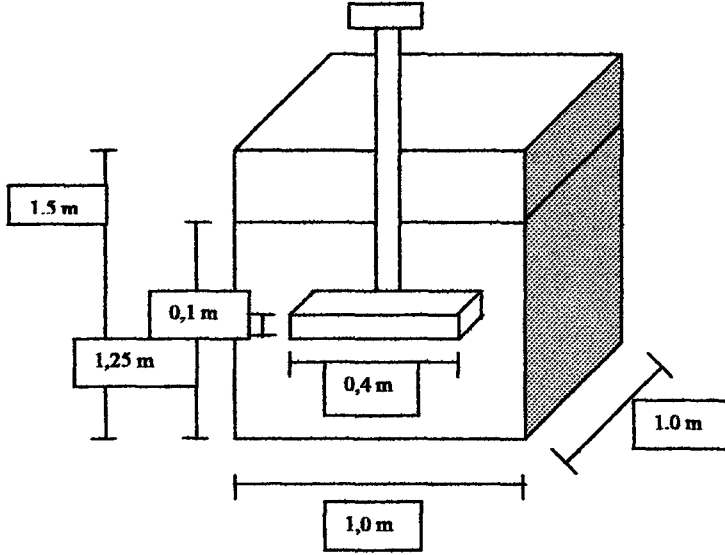
Nötralizasyon tankında su derinliği 1.25 m seçilip 0.25 m hava payı bırakılırsa;

$$A = V / h \Rightarrow A = 1.25 / 0.25 = 5 \text{ m}^2 \text{ bulunur.}$$

Bu durumda L = 1 m B = 1 m alınır.

Tank boyutları 1.0 * 1.0 * 1.5 m

Şekil 3.29'da şematik olarak gösterilen pH ayarlama ve hızlı karıştırma tankı için elde edilen tasarım değerleri Çizelge 3.23'de verilmiştir.



Şekil 3.29. pH ayarlama ve hızlı karıştırma tankı şematik gösterimi

Çizelge 3.23. pH ayarlama ve hızlı karıştırma tankı tasarım değerleri

Tasarım Değerleri	Birim	Değer
Ortalama Debi	m^3 / sa	15
Gerekli Asit Miktarı	L / Gün	10
Kalış Süresi	dak	5*
Tank Hacmi	m^3	1.25
Su Derinliği	m	1.25
Hava Payı	m	0.25
Tank Yüzey Alanı	m^2	1.0
Tank Derinliği	m	1.5
Tank Boyu	m	1.0
Tank Eni	m	1.0
Asit Dozaj Pompası	L / s	0.4

* Degremont, 1991

Yavaş Karıştırıcı Tasarımı

Flokülasyon tankı 1 adet olacak şekilde tek gözlü betonarme inşa edilecektir.

$$Q_{ort} = 15 \text{ m}^3 / sa$$

$$\text{Bekleme süresi} = 20 \text{ dak}$$

$$G = 60 \text{ sn}^{-1}$$

Tank boyutları

$$V = Q_{\text{ort}} * HBS$$

$$V = 15 * 20 / 60$$

$$V = 5 \text{ m}^3$$

Su yüksekliği 2 m seçilirse;

$$A = 2.5 \text{ m}^2 \text{ bulunur.}$$

$$B = L = 1.6 \text{ m bulunur.}$$

$$\text{Tank derinliği} = 2.0 \text{ m} + 0.3 \text{ m hava payı} = 2.3 \text{ m}$$

Tank boyutları 1.6 * 1.6 * 2.3 m olarak bulunur.

Gerekli karıştırıcı gücü

$$P = G^2 * \mu * V$$

$$P = 3600 * 10^{-3} * 6$$

$$P = 21,6 \text{ watt}$$

Palet hızı

Palet alanı (L = 1.3 m B = 0.25 m) kabul edilerek palet hızı bulunacaktır.

$$A = 1.3 * 0.25 = 0.325 \text{ m}$$

$$P = C_D * \rho * A * V_r^3 / 2$$

$$21,6 = 1.2 * 1000 * 0.325 * V_r^3 / 2$$

$$V_r = 0.48 \text{ m / s}$$

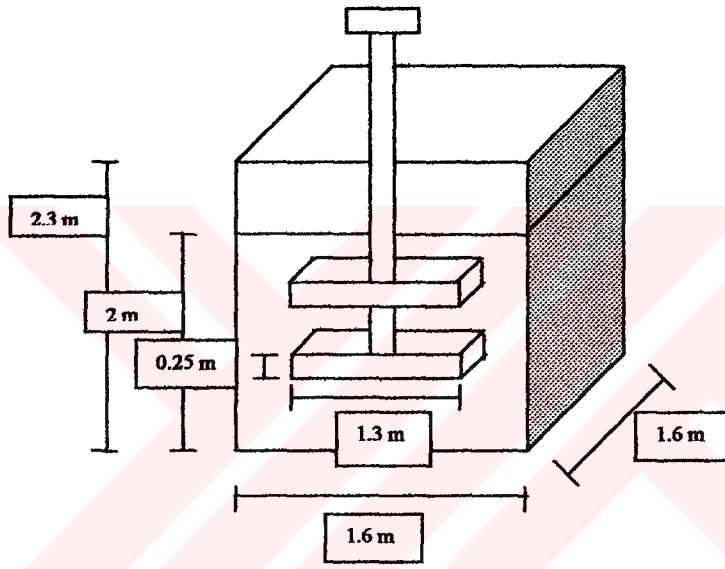
$$V = V_r / 0.7 \rightarrow V = 0.69 \text{ m / s}$$

Şekil 3.30'da şematik olarak gösterilen yavaş karıştırma tankı tasarım değerleri Çizelge 3.24'de verilmiştir.

Çizelge 3.24. Yavaş karıştırma tankı tasarım değerleri

Tasarım Değerleri	Birim	Değer
Ortalama Debi	m ³ / sa	15
Bekleme Süresi	dak	20*
Tank Hacmi	m ³	6
Su Derinliği	m	2.0
Tank Derinliği	m	2.3
Tank Eni	m	1.6
Tank Boyu	m	1.6
Tank Sayısı	adet	1
Gerekli Karıştırıcı	adet	1

* Metcalf and Eddy, 1991



Şekil 3.30. Yavaş karıştırma tankı şematik gösterimi

Kimyasal Çöktürme Tankı

Kimyasal çöktürme tankı, $Q_{ort} = 15 \text{ m}^3 / \text{sa}$ kapasiteli 1 adet inşa edilecektir.

$$S_0 = 1.1 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{sa}$$

$$Q_{ort} = 15 \text{ m}^3 / \text{sa}$$

Taban alanı

$$A = Q_{ort} / S_0$$

$$A = 15 / 1,1$$

$A = 13.63 \text{ m}^2 \cong 14 \text{ m}^2$ alınarak hesaplara devam edilecektir.

$$A = \pi * D^2 / 4$$

$$14 = 3.14 * D^2 / 4 \rightarrow D = 4.2 \text{ m}$$

Su yüksekliği 2.0 m seçilip 0.5 m hava payı bırakılırsa

$$V = 14 * 2.5$$

$$V = 35 \text{ m}^3$$

Bekleme süresi

$$\theta = V / Q_{\text{ort}}$$

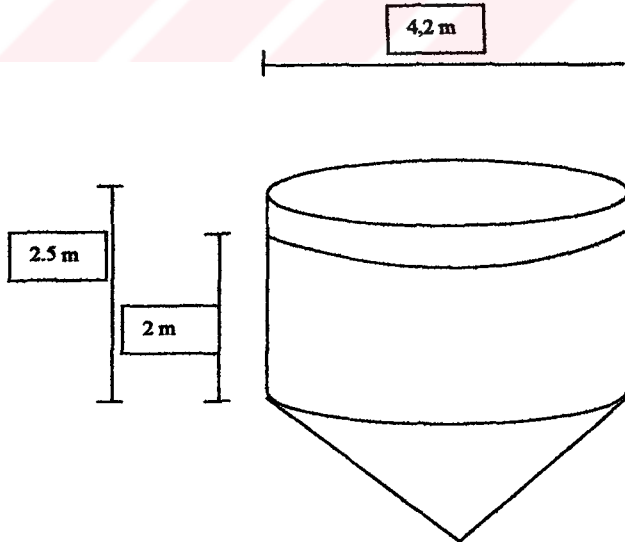
$$\theta = 35 / 15$$

$$\theta = 2.4 \text{ sa}$$

Savak uzunluğu $\Rightarrow D * \pi = 4.2 * 3.14 = 13.2 \text{ m}$

Savak Yüğü $\Rightarrow Q_{\text{ort}} / \text{Savak uzunluğu} = 15 / 13.2 = 1.14 \text{ m}^3 / \text{m-sa}$

Şekil 3.31'de şematik olarak gösterilen kimyasal arıtmaya gelen atıksu karakterleri Çizelge 3.25'de, bu atıksu karakterleri esas alınarak boyutlandırılan kimyasal çöktürme tankına ait tasarım değerleri Çizelge 3.26'da verilmiştir.



Şekil 3.31. Kimyasal çöktürme tankı şematik gösterimi

Çizelge 3.25. Kimyasal arıtmaya gelen atıksu karakteri

Parametre	Birim	Değer
Debi	m ³ / Gün	350
İletkenlik	ms / cm	5.02
BOİ ₅	mg / L	22,904
KOİ	mg / L	32,957
AKM	mg / L	18,250
pH	-	7.13
Fe ⁺²	mg / L	100.3
Cu ⁺²	mg / L	15.15
Cd ⁺²	mg / L	2.815
Zn ⁺²	mg / L	49.77
Pb ⁺²	mg / L	56.73
Cr ⁺⁶	mg / L	7.03
F ⁻	mg / L	14.07
Top CrO ₄ ⁻²	mg / L	8.95
CN ⁻	mg / L	2.41
Top CN ⁻	mg / L	8.085
Top PO ₄ ⁻⁴	mg / L	38.39
Mg ⁺²	mg / L	1318
Cl ⁻	mg / L	2539
NH ₄ -N	mg / L	72.83
Fenol	mg / L	89
Sertlik (FR)	mg / L	750
Yağ ve Gres	mg / L	1429

Çizelge 3.26. Kimyasal çöktürme tankı tasarım değerleri

Tasarım Değerleri	Birim	Değer
Ortalama Debi	m ³ / sa	15
Kalış Süresi	saat	2.4
Tank Hacmi	m ³	35
Su Derinliği	m	2.0
Hava Payı	m	0.5
Tank Yüzey Alanı	m ²	14
Tank Çapı	m	4.2
Tank Sayısı	adet	1
Yüzey Yüklemesi	m ³ / m ² -sa	1.1*
Savak Uzunluğu	m.	13.2
Savak Yüğü	m ³ / m-sa	1.14
KOI giderme verimi	%	27
AKM giderme verimi	%	94
Fe giderme verimi	%	96
Cu giderme verimi	%	100
Cd giderme verimi	%	80
Zn giderme verimi	%	58
Pb giderme verimi	%	92
Cr ⁺⁶ giderme verimi	%	57
F giderme verimi	%	100
Top CrO ₄ ⁻² giderme verimi	%	56
CN ⁻ giderme verimi	%	25
Top CN ⁻ giderme verimi	%	38
Top P giderme verimi	%	82
Fenol giderme verimi	%	2
NH ₄ -N giderme verimi	%	-
İletkenlik	%	38

* Kestioğlu 2001b

Amonyak Sıyırma Tankı

Tank içerisinde 3 mg / L çözülmüş oksijen konsantrasyonu istenmektedir. Tankın boyutlandırması bu değere göre yapılacaktır.

$$Q_{ort} = 15 \text{ m}^3 / \text{sa}$$

$$\theta = 6 \text{ sa}$$

Tank hacmi

$$V = Q_{ort} * \theta$$

$$V = 15 * 6 = 90 \text{ m}^3$$

Su derinliği 2 m seçilip, 0.5 m hava payı bırakılırsa;

Taban alanı $\cong 45 \text{ m}^2$ bulunur.

Bu durumda tank boyutları $6.7 * 6.7 * 2.5 \text{ m}$ olur

Oksijen ihtiyacı

$$3 \text{ mg / L} = 3 \text{ g / m}^3$$

$$\Rightarrow Q_{\text{ort}} * \text{O}_2 \text{ kons.} = 15 * 3 = 45 \text{ g / sa}$$

Gerekli hava ihtiyacı

Havadaki oksijen oranı $0.28 \text{ kg O}_2 / \text{m}^3$ hava olarak kabul edilir ve oksijenlendirme verimi % 5 olarak kabul edilirse;

$$\Rightarrow 0.28 \text{ kg O}_2 / \text{m}^3 \text{ hava} * 0.05$$

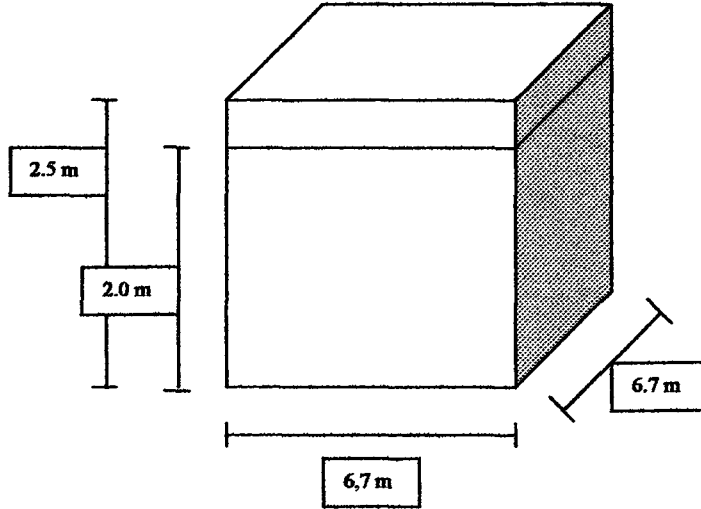
$$\Rightarrow 0.014 \text{ kg. O}_2 / \text{m}^3 \text{ hava}$$

$$\begin{aligned} \text{Buradan gerekli hava ihtiyacı} &= 45 \text{ g / sa} / 0.014 \text{ kg O}_2 / \text{m}^3 \text{ hava} \\ &= 3.21 \text{ m}^3 \text{ hava / sa} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Gerekli saatlik hava miktarı} &= 3.21 * 1.5 = 4.82 \text{ m}^3 \text{ hava / saat} \\ &\cong 5 \text{ m}^3 \text{ hava / saat bulunur.} \end{aligned}$$

Bu durumda 1 m^3 hava kapasiteli 5 adet difüzör seçilir.

Şekil 3.32'de şematik gösterimi verilen amonyak sıyırma tankına ait tasarım değerleri Çizelge 3.27'de verilmiştir.



Şekil 3.32. Amonyak sıyırma tankı şematik gösterimi

Çizelge 3.27. Amonyak sıyırma tankı tasarım değerleri

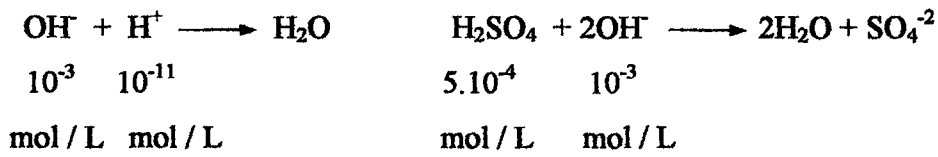
Tasarım Değerleri	Birim	Değer
Ortalama Debi	m ³ / sa	15
Gerekli Hava Miktarı	m ³ hava / sa	3.21
Tank Hacmi	m ³	90
Kalış Süresi	saat	6
Hava Payı	m	0.5
Su Derinliği	m	2.0
Tank Yüzey Alanı	m ²	45
Tank Eni	m	6.7
Tank Boyu	m	6.7
Blower Kapasitesi	m ³ hava / sa	1.5
Blower Sayısı	adet	2
Difüzör Sayısı	adet	5
Tank Sayısı	adet	1

Nötralizasyon Tankı

$$Q_{\text{ort}} = 15 \text{ m}^3 / \text{sa}$$

$$\text{pH} = 11$$

$$\theta = 5 \text{ dak}$$



$$5 \cdot 10^{-4} \text{ mol / L} = 5 \cdot 10^{-1} \text{ mol / m}^3 \text{ H}_2\text{SO}_4$$

Günlük asit miktarı => Q_{ort} * stokiyometrik asit miktarı

$$= 350 \text{ m}^3 / \text{Gün} * 5.10^{-1} \text{ mol} / \text{m}^3 * 98 \text{ g} / \text{mol}$$

$$= 17.15 \text{ kg} / \text{Gün}$$

% 96'lık asit kullanıldığı kabul edilirse gerekli asit miktarı;

$$\Rightarrow 17.15 / 0.96 = 17.85 \text{ kg} / \text{Gün}$$

Günlük asit ihtiyacı

Sülfirik asidin yoğunluğunu $d = 1.8 \text{ gr} / \text{cm}^3$ olarak kabul edersek

$$d = m / V$$

$$1.8 = 17.85 / V$$

$$V \cong 10 \text{ L} / \text{Gün}$$

Tank hacmi

$$V = Q_{ort} * \theta$$

$$V = 15 * 5 / 60$$

$$V = 1.25 \text{ m}^3$$

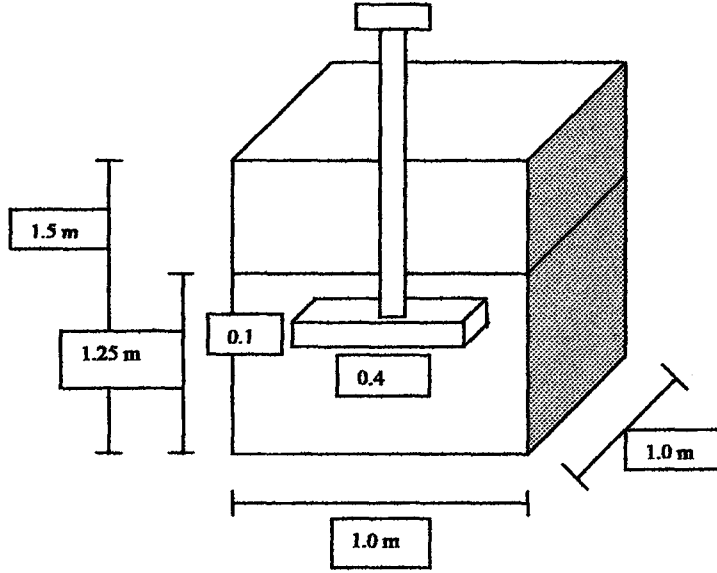
Nötralizasyon tankında su derinliği 1.25 m seçilip 0.25 m hava payı bırakılırsa;

$$A = V / h \Rightarrow A = 1 \text{ m}^2 \text{ bulunur.}$$

Bu durumda $L = 1 \text{ m}$ $B = 1 \text{ m}$ alınır.

Tank boyutları $1.0 * 1.0 * 1.5 \text{ m}$

Nötralizasyon tankı şematik gösterimi Şekil 3.33'de ve bu tanka ait tasarım değerleri Çizelge 3.28'de verilmiştir.



Şekil 3.33. Nötralizasyon tankı şematik gösterimi

Çizelge 3.28. Nötralizasyon tankı tasarım değerleri

Tasarım Değerleri	Birim	Değer
Ortalama Debi	m^3 / sa	15
Gerekli Asit Miktarı	L / Gün	10
Kalış Süresi	dak	5
Tank Hacmi	m^3	1.25
Su Derinliği	m	1.25
Hava Payı	m	0.25
Tank Yüzey Alanı	m^2	1.0
Tank Derinliği	m	1.5
Tank Boyu	m	1.0
Tank Eni	m	1.0
Asit Dozaj Pompası	L / s	0.4

Kaba Izgaraların Boyutlandırılması

Nüfus = 1.500.000 kişi

$q = 150 \text{ L / N-Gün}$

$Q_{\text{evsel}} = 150 * 1.500.000 = 225.000 \text{ m}^3 / \text{Gün}$

Bir beldenin evsel atıksu debisi aşağıda verilen formüllerle hesaplanır (Kestioğlu 2001b).

$$Q_{\max} = Q_{ev} / 12$$

$$Q_{\max} = 225000 / 12 = 18750 \text{ m}^3 / \text{saat}$$

$$Q_{\min} = Q_{ev} / 37$$

$$Q_{\min} = 225000 / 37 = 6081 \text{ m}^3 / \text{saat}$$

$$Q_{ort} = Q_{ev} / 24$$

$$Q_{ort} = 225000 / 24 = 9375 \text{ m}^3 / \text{saat}$$

Kaba ızgaralardaki çubuk aralıkları 25 - 100 mm arasında değişmektedir (Kestioğlu 2001b).

Yaklaşım Kanalının Boyutlandırılması

Izgara yaklaşım kanalı genellikle dikdörtgen en kesitli inşa edilmektedir.

$$Q_{\max} = 18750 \text{ m}^3 / \text{saat} = 18750 / 3600 = 5,2 \text{ m}^3 / \text{s}$$

$Q_{\max} > 1,5$ olduğundan 4 tane ızgara boyutlandırılacaktır.

$$Q_1 = 5,2 / 4 = 1,3 \text{ m}^3 / \text{s}$$

$$Q = \frac{1}{n} * R^{2/3} * J^{1/2} * A$$

$$1,3 = \frac{1}{0,013} * \left(\frac{1 * h_{\max}}{1 + 2h_{\max}} \right)^{2/3} * (0,001)^{1/2} * h_{\max}$$

$$h_{\max} = 1,09 \text{ m}$$

Bulunan max. yüksekliğe göre yaklaşım kanalındaki hız hesaplanır.

$$V_{\max} = Q_{\max} / (B * h_{\max})$$

$V_{\max} = 1,3 / (1 * 1,09) = 1,2 \text{ m} / \text{s} \rightarrow (0,4 < V < 3,06 \text{ m} / \text{sn}$ olduğundan bulunan hız uygundur) (Kestioğlu 2001b).

$$Q_{\min} / 4 = 6081 / 4 = 1520,25 \text{ m}^3 / \text{saat} = 0,42 \text{ m}^3 / \text{s}$$

$$0.42 = \frac{1}{0.013} * \left(\frac{1 * h_{\max}}{1 + 2h_{\max}} \right)^{2/3} * (0.001)^{1/2} * h_{\min \alpha}$$

$$h_{\min} = 0,45 \text{ m}$$

$$V_{\min} = Q_{\min} / (B * h_{\min}) = 0,42 / (1 * 0.45) = 0.93 \text{ m / s}$$

($0.4 < V < 3.06 \text{ m / s}$ olduğundan bulunan değer doğrudur) (Kestioğlu 2001b).

Kaba Izgara Boyutlandırma Kriterleri

Kaba ızgaralar boyutlandırılırken kabuller yapılır.

Izgara çubuk aralığı, 30 mm (30 – 100 mm)

Çubuk boyutları 10 * 50 mm

Izgara çubukları arasındaki geçiş hızı $V_{\min} = 0.3 \text{ m / s}$ kabul edilirse;

$$Q = V * A_s$$

$$A_s = \text{Çubuklar arası serbest mesafe (m}^2\text{)}$$

Minimum debide çubuklar arası serbest mesafe;

$$A_s = 0.42 / 0.3 = 1.4 \text{ m}^2$$

Maksimum debide çubuklar arası hız;

$$V_{\max} = Q_{\max} / A_s$$

$$V_{\max} = 1.3 / 1.4 = 0.93 \text{ m / s} \quad (0.4 < V < 1 \text{ m / s} \text{ olduğundan bulunan değer doğrudur})$$

(Kestioğlu 2001b).

Yaklaşım kanalındaki su yüksekliği aynen kabul edilir. Bu değer $h_{\max} = 1.09 \text{ m}$

$$A_s = 1.4 \text{ m}^2$$

$$B_u = 1.4 / 1.09 = 1.3 \text{ m}$$

Bu aynı zamanda çubuklar arası mesafedir. Bu uzunluk dikkate alınarak gerekli olan ızgara aralık sayısını aşağıdaki bağıntı ile hesaplamak mümkündür.

$$n = B^1 / w$$

$$B^1 = \text{Boşluk uzunluğu, (m)}$$

$$n = \text{Izgara aralık sayısı}$$

$$w = \text{Izgara aralıkları uzunluğu, (m)}.$$

$B_u = 1.3$ m ve ızgara aralık uzunluğu (30 mm = 0.03 m) alınmıştır.

Izgara aralık sayısı = $1.3 / 0.03 = 44$ adet

Izgaralar boyutlandırılırken, n çubuk sayısı ise $n + 1$ aralık sayısıdır. Aralık sayısı 44 ise çubuk sayısı $44 - 1 = 43$ bulunur. Her bir çubuğun genişliği 10 mm seçildiğine göre;

Çubuklar için toplam genişlik = $43 * 10 = 430$ mm'dir.

Tüm kanal için gerekli olan genişlik = Boşluk uzunluğu + Toplam ızgaralar (çubuklar) için gerekli olan uzunluk

Toplam ızgara kanal genişliği = $1300 + 430 = 1730$ mm

Yapım kolaylığı bakımından toplam ızgara kanal genişliğini 2 m seçmek mümkündür. Su taşmalarını önlemek için ızgara yüksekliği kanallarda olduğu gibi 50 cm emniyet payı ilave edilir. Bu durumda gerekli olan kanal yüksekliği =

$h_{max} + 50$ cm = $109 + 50 = 159$ cm ~ 160 cm kabul etmek mümkündür. Izgaraların mekanik olarak temizleneceği kabul edilirse; ızgara çubuklarının eğimi, 30° seçilebilir (Kestioğlu 2001b).

$$L = h / \sin \alpha$$

L = Izgara uzunluğu, (m)

h = Izgara yüksekliği, (m)

α = Izgara çubuklarının zeminle yaptığı açı, ($^\circ$)

$$L = 1.6 / \sin 30 = 3.2$$
 m

Izgaralarda oluşan yük kaybı $h_k = (V_s^2 - V^2) / (0.7 * 2g)$

h_k = Yük kaybını, (m)

V_s = Izgara çubukları arasındaki su hızı, (m / s)

V = Izgara yaklaşım kanalındaki hız (m / s)

$$h_k = \frac{V_s^2 - V^2}{0.7 * 2 * g} = \frac{0.93^2 - 1.2^2}{0.7 * 2 * 9.81} = -0.042$$
 m

Kaba ızgara tasarım değerleri Çizelge 3.29'da verilmiştir.

Çizelge 3.29. Kaba ızgara tasarım değerleri

Kaba ızgara	Birim	Toplam
Max Debi	m ³ / saat	18750
Ortalama Debi	m ³ / saat	9375
Minimum Debi	m ³ /saat	6081
Izgara Aralığı	mm	30
Çubuk Boyutları	mm	10 * 50
Min. Debide Seçilen Izgara Geçişinde Hız	m / s	0.3
Gerekli Toplam Izgara Geçit Alanı	m ²	1.4
Maksimum Debide Izgara Geçişinde Hız	m / s	0.93
Kanaldaki Seçilen Max. Su Yüksekliği	cm	109
Gerekli Çubuklar Arasındaki Toplam Genişlik	mm	1300
Gerekli Izgara Aralık Miktarı	adet	44
Seçilen Izgara Aralığı	adet	43
Toplam Çubuk Genişliği	mm	430
Toplam Izgara Kanalı Genişliği	mm	1730
Kabul Edilen Izgara Genişliği	m	2
Izgara Çubuk Uzunluğu	m	3.2
Izgara Çubuk Eğimi	°	30
Izgara Kanalı Yüksekliği	cm	160

Ön Çökeltim Tankının Boyutlandırılması

$$Q_{\max} = 18750 \text{ m}^3 / \text{saat}$$

$$S_0 = 4.5 \text{ m}^3 / \text{m}^2\text{-saat (Kestioğlu 2001b).}$$

Ön çökeltim tankı için yüzeysel hidrolik yük aynı zamanda partiküllerin çökeltme hızına eşit olacağından;

$$V_s = S_0 = Q_{\max} / A$$

$$A = 18750 / 4.5 = 4167 \text{ m}^2$$

$$A = 4167 \text{ m}^2 / 2 = 2084 \text{ m}^2 \rightarrow 2 \text{ tane ön çökeltim havuzu boyutlandırılır.}$$

$$L = 90 \text{ m kabul edilirse; (Kestioğlu 2001b)}$$

$$B = 2084 / 90 \cong 24 \text{ m olarak bulunur.}$$

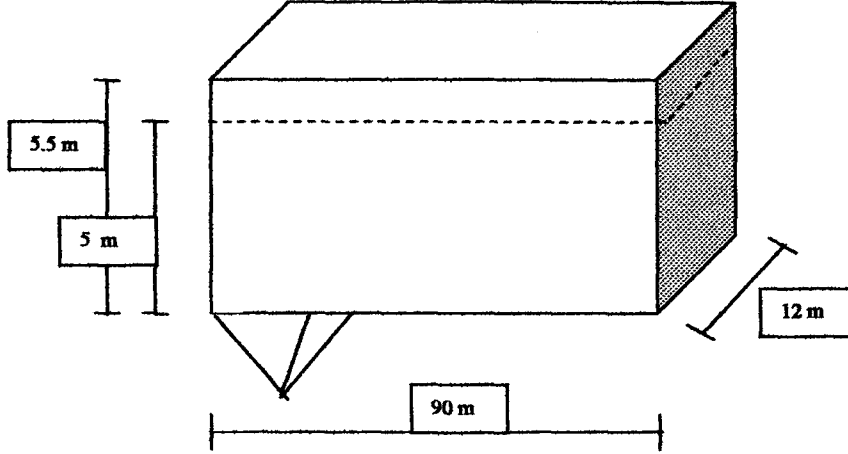
Çökeltim havuzlarının temizlenmesini sağlamak ve istenen genişlik değerine ulaşmak için 12 m genişliğinde 2 adet ön çökeltim havuzu tercih edilir.

Tank derinliği 5 m, hava payı ise 0.5 m kabul edilir.

$$V_T = 6 * 5 * 12 * 90 = 32400 \text{ m}^3$$

$$Q_H = 32400 / 18750 = 1.73 \text{ saat}$$

Şekil 3.34'de şematik olarak gösterilen ön çökeltim tankı için bulunan tasarım değerleri Çizelge 3.30'da verilmiştir.



Şekil 3.34. Ön çökeltim tankı şematik gösterimi

Çizelge 3.30. Ön çökeltim tankı tasarım değerleri

Ön Çöktürme Tankı	Birim	Toplam
Maksimum Debi	m ³ / saat	18750
Yüzey Yüklemesi	m ³ / m ² -saat	4.5
Tank Yüzey Alanı	m ²	1080
Su Derinliği	m	5
Hava Payı	m	0.5
Tank Derinliği	m	5.5
Hidrolik Bekleme süresi	saat	1.73
Tank Boyutları	m * m	12 * 90
Tank Hacmi	m ³	5940
Tank Sayısı	adet	6

Dengeleme Havuzu Ünitesinin Boyutlandırılması

Max. debide yaklaşık 6 saatlik bekleme süreleri kabul edilir. $\theta = 6$ saat (Kestioğlu 2001b).

$$V = Q * \theta$$

$$Q_{\max} = 18750 \text{ m}^3 / \text{saat}$$

$$V = 18750 * 6 = 112500 \text{ m}^3$$

Hacim çok büyük olduğundan 6 havuz yapar;

$$112500 / 6 = 18750 \text{ m}^3$$

Dengeleme havuzu yüksekliği $h = 5.5 \text{ m}$ kabul edilirse ve bu yüksekliğin 0.5 m 'si hava payı olarak alınacağından havuzdaki su yüksekliği $h = 5 \text{ m}$ olur.

$$A = V / h_{\text{su}} = 18750 / 5 = 3750 \text{ m}^2$$

$B = 50 \text{ m}$ ve $L = 75 \text{ m}$ alınır.

$$\text{Gerekli hava miktarı} = 1.5 \text{ m}^3 \text{ hava} / \text{m}^2\text{-saat} * 18750 \text{ m}^2 = 28125 \text{ m}^3 \text{ hava} / \text{saat}$$

$$\text{Gerekli blower kapasitesi} = 2000 \text{ m}^3 / \text{sa}'\text{lik} 14 \text{ asıl} + 2 \text{ yedek} = 16 \text{ adet blower seçilir.}$$

$$\text{Difüzör kapasitesi} = 7.5 \text{ m}^3 \text{ hava} / \text{adet-saat seçilirse,}$$

$$\text{Difüzör sayısı} = 28125 / 7.5 = 3750 \text{ adet}$$

$$\text{Seçilen difüzör sayısı} = 3800 \text{ adet}$$

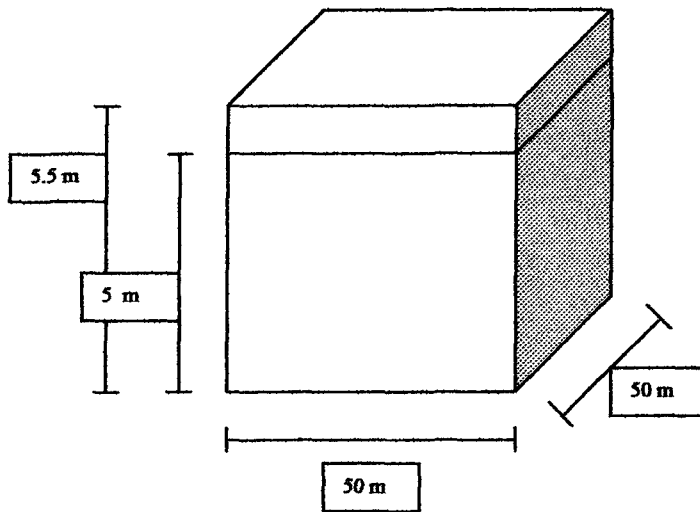
Ayrıca karışım ve çökelmeyi önlemek için dipte batık karıştırıcılar konulur.

$$\text{Karışım için gerekli birim enerji} = 5 \text{ W} / \text{m}^3$$

$$\text{Toplam gereken enerji} = 5 \text{ W} / \text{m}^3 * 18750 \text{ m}^3 = 93.75 \text{ kW}$$

10 kW'lık 10 karıştırıcı sisteme yeterlidir.

Bu veriler doğrultusunda dengeleme tankının şematik gösterimi Şekil 3.35'de ve dengeleme tankı için bulunan tasarım değerleri Çizelge 3.31'de verilmiştir.



Şekil 3.35. Dengeleme tankı şematik gösterimi

Çizelge 3.31. Dengeleme havuzu tasarım değerleri

Tasarım Değerleri	Birim	Toplam
Maksimum Debi	m ³ / saat	18750
Hacim	m ³	112500
Tank Sayısı	adet	6
Tank Derinliği	m	5.5
Su Derinliği	m	5
Yüzey Alanı	m ²	3750
Tank Boyutları	m * m	50 * 75
Gerekli Hava Miktarı	m ³ hava / m ² -sa	1.5
Gerekli Hava Miktarı	m ³ / saat	28125
Blower Kapasitesi	m ³ / saat	2000
Blower Basıncı	mbar	450
Gerekli Blower Sayısı	adet	14 + 2
Difüzör Kapasitesi	m ³ hava / adet-sa	7.5
Gerekli Difüzör Sayısı	adet	3750
Seçilen Difüzör Sayısı	adet	3800
Karıştırıcı İçin Gerekli Birim Enerji	W / m ³	5
Karışım Gerekli Enerji	kW	93.75
Dalgıç Karıştırıcı Sayısı	adet	10

Biyolojik Arıtma Ünitelerinin Boyutlandırılması

Seyrelme Hesapları

$$Q_{sızıntı} = 350 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

$$Q_{evsel} = 225000 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

$$\text{Sızıntı suyunun BOİ'si} = 22904 \text{ mg / L}$$

$$\text{Evsel atıksuyun BOİ'si} = 500 \text{ mg / L}$$

$$\frac{(Q_{su} * C_{su}) + (Q_{evsel} * C_{evsel})}{(Q_{su} + Q_{evsel})}$$

C_{su} : Sızıntı suyunun BOİ konsantrasyonu

C_{evsel} : Evsel atıksuyun BOİ konsantrasyonu

$$BOİ = \frac{(350 * 22904) + (225000 * 500)}{(350 + 225.000)} = 535 \text{ mg / L}$$

$$S_o = BOİ = 535 \text{ mg / L} = 0.535 \text{ kg / m}^3$$

$$BOİ \text{ yükü} = Q * S_o = 225350 * 0.535 = 120562.25 \text{ kg BOİ / Gün}$$

Gerekli havuz hacmi;

$$\text{Hacimsel yükleme} = 0.64 \text{ kg BOİ / m}^3\text{-Gün (Kestioğlu 2001b)}$$

$$V = \text{Giriş BOİ Yükü} / \text{Hacimsel Yükleme} = 120562.25 / 0.64 = 188379 \text{ m}^3$$

$$\text{Hidrolik bekleme süresi} = 188379 / 225350 = 0.84 \text{ gün}$$

0,84 Gün * 24 sa / 1 Gün = 20 saat (Uzun havalandırılmalı aktif çamur sistemlerinde alıkonma süresi 18 – 36 saattir) (Metcalf ve Eddy 1991).

$$V_p = (225350 / 24) * 20 = 187792 \text{ m}^3$$

$$\text{Hacimsel Akısı} = 120562.25 \text{ kg BOİ / Gün} / 187792 \text{ m}^3 = 0.64 \text{ kg BOİ / m}^3\text{-Gün}$$

(0.5 – 1.5 arası olduğundan uygundur).

$$X = \frac{\theta_c * Y * (S_o - S)}{\theta * (1 + k_d * \theta)}$$

bağintısında; $\theta = V / Q$ yazılırsa;

$$V = \frac{\theta_c * Q * Y * (S_o - S)}{X * (1 + k_d * \theta)}$$

elde edilir.

$$V = \frac{15 * 225350 * 0.5 * (535 - 200)}{4000 * (1 + 15 * 0.06)} = 74500 \text{ m}^3$$

$$\theta = 74500 / 225350 = 0.33 \text{ Gün} = 7.92 \text{ saat (bulunan bu bekleme süresi düşüktür).}$$

Havuzdaki mikroorganizma kons. ;

$$X = \frac{15 \cdot 0.5 \cdot (535 - 200)}{0.84 \cdot (1 + 15 \cdot 0.06)} = 1574 \text{ mg / L}$$

r_{su} hızının belirlenmesi ;

$$\frac{1}{\theta_c} = \frac{-Y \cdot r_{su}}{X} - k_d$$

$$\frac{1}{15} = \frac{-0.5 \cdot r_{su}}{1574} - 0.06$$

$r_{su} = -399 \text{ mg / L}$ olarak hesaplanır.

Geri devir oranının hesaplanması;

$$\theta_c = \frac{V \cdot X}{Q_w \cdot X_r + Q_E \cdot X_E} \Rightarrow 15 = \frac{187792 \cdot 1574}{Q_w \cdot 8000 + 4000 \cdot 160} \Rightarrow Q_w = 2383 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

$$r_{su} = -\frac{k \cdot X \cdot S}{K_s + S}$$

bağıntısında $k = \mu_m / Y$ dönüşümü yapılırsa denklem aşağıdaki hali alır.

$$r_{su} = -\frac{\mu_m \cdot X \cdot S}{Y \cdot (K_s + S)}$$

Gerekli değerler yerine konulursa,

$$-399 = -\frac{\mu_m \cdot 1574 \cdot 200}{0.5 \cdot (100 + 200)} \Rightarrow \mu_m = 0.19 \text{ Gün}^{-1}$$

Net spesifik büyüme hızı ;

$\mu^l = \mu_m \cdot \frac{S}{K_s + S} - k_d$ bağıntısından ve gerekli değerleri yerine koyarsak ;

$$\mu^l = 0.19 \cdot \frac{200}{100 + 200} - 0.06 = 0.067 \text{ Gün}^{-1} \text{ bulunur.}$$

Net bakteriyel büyüme hızı ;

$r_g^l = \mu_m \cdot \frac{X \cdot S}{K_s + S} - k_d \cdot X$ denklemini kullanılırsa ve bütün değerler yerine konursa ;

$$r_g^l = 0.19 \cdot \frac{1574 \cdot 200}{100 + 200} - 0.06 \cdot 1574 = 105 \text{ mg / L-Gün}$$

Gözlenen net bakteriyel büyüme hızı ;

$$Y_{obs} = -\frac{r_g^l}{r_{su}} = -\frac{105}{399} = 0.263 \text{ kg}\Delta X / \text{kg}\Delta S$$

Üretilen çamur miktarı ;

$$P_x = Y_{obs} \cdot Q \cdot (S_o - S) = 0,263 \cdot 225350 \cdot (535 - 200) = 19855 \text{ kg / G}$$

Havalandırma havuzunda bulunan organik maddeler için gerekli oksijen miktarı;

$$O_c = [Q \cdot (S_o - S) / f] - 1.42 \cdot P_x$$

$$O_c = [225350 \cdot (535 - 200) / (1000 \cdot 0,68)] - (1.42 \cdot 19855) = 82824 \text{ kg Oksijen /Gün}$$

Gerekli hava miktarı

$$V_{hava} = 82824 / (1.2 \cdot 0.232) = 297500 \text{ m}^3 \text{ hava / Gün}$$

Oksijen transfer verimi % 8 olarak kabul edilirse;

$$V_{g-hava} = 297500 / 0.08 = 3718750 \text{ m}^3 \text{ hava / Gün}$$

Havuz Boyutlarının Belirlenmesi

$$V = 187792 \text{ m}^3$$

Tank yüksekliği $h = 4.5 \text{ m}$ olarak alınacaktır. 0.5 m hava payı bırakılırsa su yüksekliği 4 m olacaktır.

Bu durumda havuzun yüzey alanı:

$$A = V / h = 187792 / 4 = 46948 \text{ m}^2$$

$$16 \text{ havuz yapılırsa} : 46948 / 16 = 2935 \text{ m}^2$$

$$L = 75 \text{ m alınır}$$

$$B = 2935 / 75 = 40 \text{ m}$$

Difüze havalandırıcı sisteminin tasarımı;

Gerekli havalandırıcı kapasitesinin hesabı

$$\text{Gerekli hava miktarı} = 3718750 \text{ m}^3 \text{ hava / G}$$

$$\text{Gerekli saatlik hava miktarı} = 3718750 / 24 = 154948 \text{ m}^3 \text{ hava / saat}$$

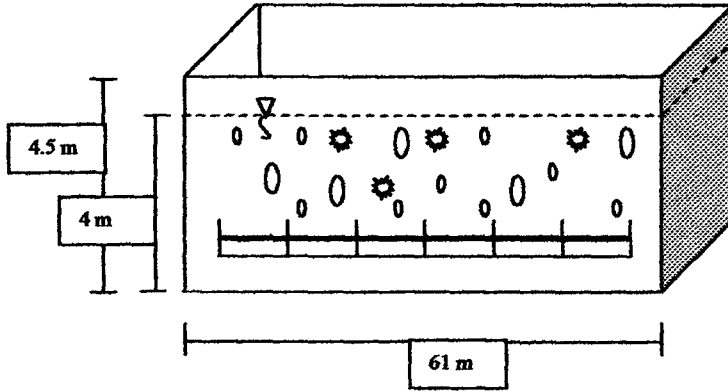
Yük kayıplarına karşı % 50 güvenlik artışı alınır;

$$\text{Gerekli saatlik hava miktarı} = 154948 * 1.5 = 232422 \text{ m}^3 \text{ hava / saat}$$

$$\cong 233000 \text{ m}^3 \text{ hava / saat bulunur.}$$

Bu durumda $10000 \text{ m}^3 \text{ hava / sa}$ kapasiteli 25 adet havalandırıcı seçilir (bir tanesi yedek). Birim difüzör kapasitesi $10 \text{ m}^3 \text{ hava / saat}$ kabul edilirse, bir blower için 1000 adet olmak üzere, 23300 adet difüzör bulunur.

Şekil 3.36'da şematik olarak gösterile havalandırma tankı Çizelge 3.32'de verilmiştir.



Şekil 3.36. Havalandırma tankı şematik gösterimi

Çizelge 3.32. Biyolojik arıtma tasarım değerleri

Tasarım Değerleri	Birim	Değer
Debi	$m^3 / \text{Gün}$	225350
Hacimsel Yükleme	$kg \text{ BOI} / m^3 \text{-Gün}$	0.64
Girişte BOİ Miktarı	$kg / \text{Gün}$	535
Tank Hacmi	m^3	187792
Kalış Süresi	saat	20
Su Derinliği	m	4
Hava Payı	m	0.5
Tank Sayısı	adet	16
Yüzey Alanı	m^2	2935
Tank Boyutları	B * L	40 * 75
Çamur Konsantrasyonu	mg / L	1574
Aktif Çamur Miktarı	$kg \text{ AKM}$	36000 - 50000
F / M Oranı	$kg \text{ BOI} / kg \text{ AKM}$	0.23 - 0.3
Artık Çamur Oluşum Hızı	$kg \text{ AKM} / kg \text{ BOI}_{gid}$	0,5
Artık Çamur Miktarı (P_x)	$kg \text{ AKM} / gün$	26337,3
Çamur Yaşı	gün	15
Geri Devir Oranı	-	0.01
Gerekli Hava Miktarı	$m^3 \text{ hava} / \text{saat}$	233000
Gerekli Blower Kapasitesi	m^3 / saat	10000
Gerekli Blower Sayısı	adet	25
Difüzör Kapasitesi	m^3 / saat	10
Gerekli Difüzör Sayısı	adet	23300

Son Çökeltim Tankının Boyutlandırılması

$$Q_{ort} = 9390 \text{ m}^3 / \text{saat}$$

Yüzeysel hidrolik yük $0.53 \text{ m}^3 / \text{m}^2\text{-saat}$ seçilirse ($0.34 - 1.35 \text{ m}^3 / \text{m}^2\text{-saat}$) (Kestioğlu 2001b).

$$\text{Tank Alanı} = Q / A_s$$

Debi çok büyük olduğundan 6 tane son çökeltim tankı yapalım.

$$Q_1 = 9390 / 6 = 1565 \text{ m}^3 / \text{saat}$$

$$\text{Tank Alanı} = 1565 / 0.53 = 2953 \text{ m}^2$$

Tank derinliği 3 m ve hava payı 0.6 m seçilirse;

$$V_T = 2.4 * 2953 = 7088 \text{ m}^3$$

Bekleme Süresi = $V_T / Q = 7088 / 1565 = 4.5$ saat (Son çökeltim tanklarında bekleme süresi 2 – 6 saat arasında değiştiğinden bu değer uygundur).

Tank çapı ;

$$A = \pi D^2 / 4 = 2953 \text{ m}^2$$

$$D = 61 \text{ m}$$

Çökeltim Havuzuna Giren Çamur Miktarının Hesaplanması

$Q_r = Q$ kabul edilirse;

Çökeltim tankına gelen çamur miktarı; ($X = 3.5 \text{ kg MLSS} / \text{m}^3$)

$$\begin{aligned} L_{\text{ç}} &= (9390 \text{ m}^3 / \text{saat} + 9390 \text{ m}^3 / \text{saat}) * 3.5 \text{ kg MLSS m}^3 * 24 \text{ saat} / \text{Gün} \\ &= 1577520 \text{ kg MLSS} / \text{Gün} \end{aligned}$$

Bulunan bu değere göre sistemdeki katı madde yükü;

$$\text{kg MLSS} / \text{Gün-m}^2 = (\text{Son çökeltim tankına giren MLSS} / \text{Gün}) / A_T$$

$$= 1577520 \text{ kg MLSS} / \text{Gün} / (6 * 2953 \text{ m}^2)$$

$$= 89 \text{ kg MLSS} / \text{m}^2\text{-Gün} = 3.7 \text{ kg MLSS} / \text{m}^3\text{-saat}$$

(Sınır değerler 3 – 6 kg MLSS / m²-saat olduğundan bulunan değer uygundur).

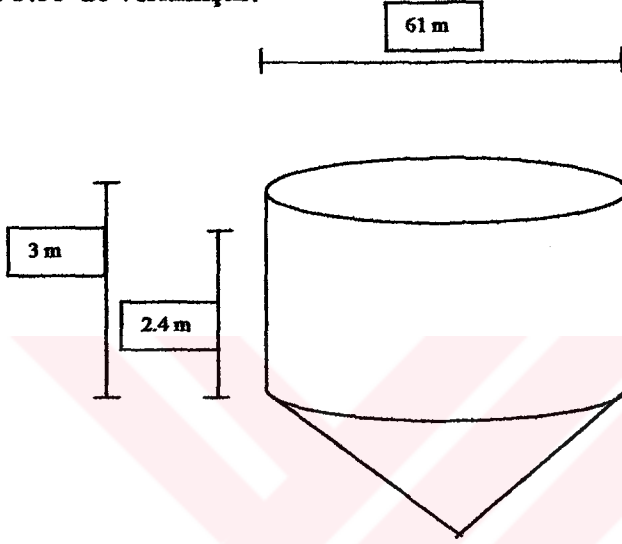
Savak Boyunun Bulunması

Çökeltim havuzlarında savak boyu tank çapıyla (π) sayısının çarpılmasıyla bulunur (Kestioğlu 2001b).

$$\text{Savak boyu} = \pi * D = \pi * 61 = 192 \text{ m}$$

$$\text{Savak boyu} = Q / \text{Savak boyu} = 1565 / 192 = 8.15 \text{ m}^3 / \text{m}^2\text{-saat}$$

Şekil 3.37'de şematik olarak gösterilen son çökeltim tankı tasarım değerleri Çizelge 3.33'de verilmiştir.



Şekil 3.37. Son çökeltim tankı şematik gösterimi

Çizelge 3.33. Son çökeltim tankı tasarım değerleri

Tasarım Değerleri	Birim	Değer
Debi	m^3 / saat	9390
Yüzey Yükleme	$\text{m}^3 / \text{m}^2\text{-saat}$	0.53
Tank Sayısı	adet	6
Tank Yüzey Alanı	m^2	2953
S.Ç'ye Giren A.Ç. Miktarı	kg MLSS / kg	1577520
Katı Madde Yükleme	$\text{kg} / \text{m}^2\text{-saat}$	3.7
Su Derinliği	m	2.4
Hava Payı	m	0.6
Tank Hacmi	m^3	7088
Kalış Süresi	saat	4.5
Tank Çapı	m	61
Savak Boyu	m	192
Savak Yüğü	$\text{m}^3 / \text{m}^2\text{-saat}$	8.15

3.3.4.2. İkinci Kademe Sızıntı Suyu Arıtma Tesisinin Boyutlandırılması

Bu kademede uygulanan arıtma üniteleri, özellikleri ve sayısal boyutlandırma değerleri aşağıda verilmiştir.

Arıtma Tesisi Üniteleri:

- Dengeleme tankı
- pH ayarlama ve hızlı karıştırma tankı
- Yavaş karıştırma tankı
- Kimyasal çöktürme tankı
- Amonyak sıyırma tankı
- Nötralizasyon tankı
- Fotooksidasyon ünitesi
- Çamur filtre presi

o) Nötralizasyon Tankı

Amonyak sıyırmadan gelen sızıntı sularındaki yüksek pH değeri fotooksidasyon ünitesinin optimum pH değeri olan 3'e indirilmelidir. Bunun için pH ayar tankında pH metre ile pH'ı 3'e ayarlanan atıksular fotooksidasyon ünitesine geçirilir.

p) Fotooksidasyon Ünitesi

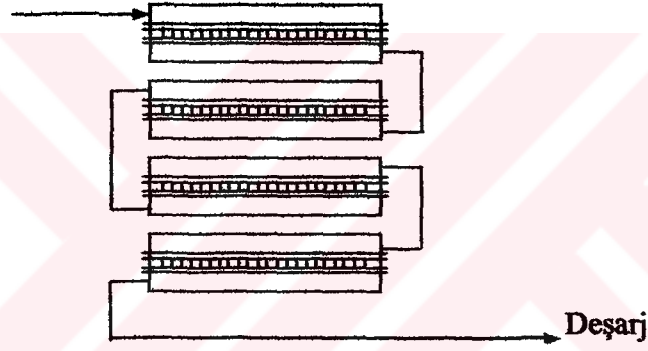
pH'ı 3'e ayarlanmış olarak gelen sızıntı suları fotooksidasyon ünitesinde, UV-C (254 nm) bandındaki lambaların ve ortama ilave edilen H_2O_2 'nin reaksiyonu sonucu oluşan hidroksil radikallerinin sızıntı suları içerisinde bulunan organik maddelerle reaksiyona girmesini ve bu reaksiyon sonucunda organik maddelerin CO_2 ve H_2O 'ya oksitlenmesine neden olur. Buradan atıksular kanalizasyona deşarj kriterine uygun hale geldiğinden deşarj edilir.

İkinci Kademedeki Verilen Arıtma Ünitelerinin Boyutlandırılması

Arıtma tesisi kademelere ayrılmış ancak, gerçekte tek bir arıtma tesisi olarak tasarlanmıştır. İkinci kademe olarak adlandırılan arıtma tesisinin boyutlandırılmasında, birinci kademedeki açıklanan boyutlandırma değerleri aynen alınacak ve fotooksidasyon prosesine ait boyutlandırma değerleri ile birleştirilerek tek atıksu arıtma tesisi olarak sunulacaktır. Bu nedenle bu bölümde birinci kademeye ilave edilen fotooksidasyon ünitesi kirlilik yüküne ve gerekli olan watt cinsinden ışık miktarına bağlı olarak boyutlandırılmıştır.

Fotoooksidasyon ünitesinin şematik gösterimi Şekil 3.38’de ve bu üniteye ait tasarım değerleri Çizelge 3.34’de verilmiştir.

pH ayarlama tankı çıkışı



Şekil 3.38. Fotooksidasyon ünitesi şematik gösterimi

Çizelge 3.34. Fotooksidasyon ünitesi tasarım değerleri

Tasarım Değerleri	Birim	Değer
Ortalama Debi	m ³ / sa	15
Gerekli H ₂ O ₂ Miktarı	L / Gün	700
Kalış Süresi	sa	3
Tank Hacmi	m ³	45
Su Derinliği	m	1.5
Hava Payı	m	0.5
Tank Yüzey Alanı	m ²	0.25
Tank Derinliği	m	2
Tank Çapı	m	0.56
H ₂ O ₂ Dozaj Pompası	L / sa	60

3.3.4.3. Üçüncü Kademe Sızıntı Suyu Arıtma Tesisinin Boyutlandırılması

Bu kademede verilen arıtma alternatifi yüzeysel suya deşarj kriterini sağlayan bir alternatiftir. Bu arıtmada yukarıda anlatılan ilk iki kademeye ilave olarak adsorpsiyon teknolojisi uygulanmaktadır.

Arıtma Tesisi Üniteleri:

- Dengeleme tankı
- pH ayarlama ve hızlı karıştırma tankı
- Yavaş karıştırma tankı
- Kimyasal çöktürme tankı
- Amonyak sıyırma tankı
- Nötralizasyon tankı
- Adsorpsiyon üniteleri
- Klorlama ünitesi
- Çamur filtre presi

r) Adsorpsiyon Tankı

Burada, adsorpsiyon tanklarında suyun bünyesindeki kirleticiler kolonlara yerleştirilen GAC ile temas ettirilerek istenilen seviyede arıtımı sağlanmaktadır. Buradan da sular yüzeysel sulara deşarj edilebilmektedirler.

Üçüncü Kademede Verilen Arıtma Ünitelerinin Boyutlandırılması

Birinci ve ikinci kademelerde önerilen arıtma ünitelerine, yüzeysel deşarj kriterini sağlayabilmek için adsorpsiyon ünitesi ilave edilmiş ve istenen deşarj kriterleri sağlanmıştır. Adsorpsiyon dışındaki üniteler yukarıda boyutlandırıldığından üçüncü kademede sadece adsorpsiyon kolonları boyutlandırılmıştır.

Adsorpsiyon Tankı Tasarımı

$$Q = 350 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

$$V_f = 10 \text{ m} / \text{sa}$$

$$\rho_{\text{GAC}} = 0.5 \text{ ton} / \text{m}^3$$

$$C_0 = 10970 \text{ mg} / \text{L}$$

$$C_e = 160 \text{ mg} / \text{L}$$

$$Q^o = 350 \text{ mg KOİ} / \text{g GAC}$$

$$A_k = Q / V_f = 15 / 10 = 1.5 \text{ m}^2$$

$$A = \pi D^2 / 4 = 1.5 \text{ m}^2$$

$$D = 1.38 \text{ m} \cong 1.5 \text{ m}$$

1 günde giderilmesi gereken KOİ miktarı ;

$$Q * (C_0 - C_e) = 350 * (10970 \text{ g} / \text{m}^3 - 160 \text{ g} / \text{m}^3) = 3783.5 \text{ kg KOİ} / \text{Gün}$$

$$\text{Gerekli GAC miktarı} = (3783.5 \text{ kg KOİ} / \text{Gün}) / (350 \text{ kg KOİ} / 1 \text{ ton GAC})$$

$$= 10.81 \text{ ton GAC} / \text{Gün}$$

$$V_{\text{GAC}} = 10.81 / 0.5 = 21.62 \text{ m}^3 \text{ GAC} / \text{Gün}$$

GAC'ın %50 şişeceği kabul edilirse;

Gerekli kullanılabilir kolon hacmi ;

$$V_k = 21.62 * 3/2 = 32.43 \text{ m}^3$$

$$A_k = \pi D^2 / 4$$

$$= \pi * 1.5^2 / 4 = 1.77 \text{ m}^2$$

$$H_t = V/A = 32.43 / 1.77 = 18.3 \text{ m}$$

H = 3 m seçilirse,

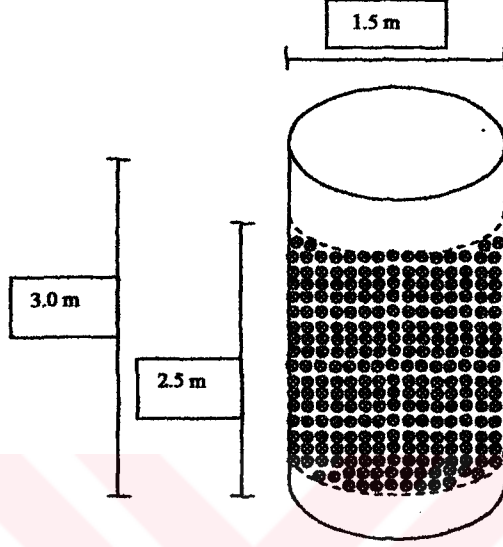
$$N_{\text{kolon}} = 18.3 / 3 = 6 \text{ adet} + 2 \text{ adet yedek}$$

Toplam kolon = 8 adet

$$V_{GAC} = 1.77 * 3 * 2/3 = 3.5 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{toplām GAC}} = 8 * 3.5 = 28 \text{ m}^3 \text{ GAC}$$

Şekil 3.39'da şematik olarak gösterilen adsorpsiyon kolonunun tasarım değerleri Çizelge 3.35'de verilmiştir.



Şekil 3.39. Adsorpsiyon kolonunun şematik gösterimi

Çizelge 3.35. Adsorpsiyon kolonu tasarım değerleri

Tasarım Değerleri	Birim	Değer
Ortalama Debi	m^3 / sa	15
Kalış Süresi	saat	1
Kolon Hacmi	m^3	32.16
GAC Hacmi (toplām)	m^3	28
Hava Payı	m	0.5
Kolon Yüzey Alanı	m^2	1.77
Kolon Çapı	m	1.5
Kolon Sayısı	adet	6 + 2
Filtre Hızı	m / sa	10
KOI giderme verimi	-	% 94

Atıksu Arıtma Tesisinde Oluşan Çamur Miktarları

Atıksu arıtma tesisinde oluşan çamur miktarları aşağıda verilmiştir.

Kimyasal Arıtma Ünitesinde Oluşan Çamur Miktarları

Kimyasal arıtmada % 98 AKM giderilmektedir. Kimyasal arıtmada oluşan çamur, giderilen AKM ve ilave edilen kireçten ve alümden oluşmaktadır.

a. AKM'den oluşan çamur miktarı

$$\text{AKM} = 6282.5 \text{ kg / Gün}$$

$$\begin{aligned} V_{\text{AKM}\text{çamuru}} &= \frac{6282.5 \text{ kg / Gün}}{1000 * 0.1 * 1.02} \\ &= 61.6 \text{ m}^3 / \text{Gün} \end{aligned}$$

b. Kireç Çamuru

Arıtılabilirlik çalışmalarında 30000 mg / L kireç kullanılmıştır. Bu kirecin % 40'ı çözünüp % 60'ı reaksiyona girmeden çökeleceğinden hesaba bu değer esas teşkil etmektedir. Buna göre,

$$\begin{aligned} V_{\text{kireç}\text{çamuru}} &= \frac{6300 \text{ kg / Gün}}{1000 * 0.1 * 1.02} \\ &= 61.76 \text{ m}^3 / \text{Gün} \end{aligned}$$

Ancak yapılan deneysel çalışmalarda 1 L atıksuya karşılık 375 ml çamur oluştuğu gözlenmiştir. Buna göre günlük çamur hacmi hesaplanırsa;

$$V_{\text{çamur}} = 0,375 \text{ m}^3 \text{ çamur} / \text{m}^3 \text{ atıksu} * 350 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

$$= 131.25 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

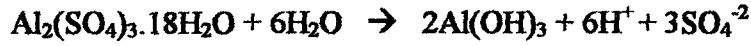
$$\text{Hesapla bulunan} = V_{\text{AKM}} + V_{\text{kireç}} = 61.6 + 61.76 = 123.36 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

$$\text{Aradaki fark} = 7.89 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

Bu değer de kireçle su bünyesindeki bileşenlerin oluşturduğu çamur hacmi kabul edilebilir.

c. Alüm Çamuru

Arıtılabilirlik çalışmalarında 1000 mg / L alüm kullanılmıştır. Buna göre,



666.7 g	156 g
1000 mg / L	x

$$x = 234 \text{ mg} / \text{L} \text{ Al}(\text{OH})_3$$

$$\text{Oluşan alüm çamuru} = 234 \text{ mg} / \text{L} * 350 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

$$= 81.9 \text{ kg} / \text{Gün}$$



156 g	222 g	408 g
234 mg / L	x	x ¹

$$x = 333 \text{ mg} / \text{L} \text{ Ca}(\text{OH})_2 \quad x^1 = 612 \text{ mg} / \text{L} \text{ CaSO}_4$$

Bu kirecin % 40'ı çözünüp % 60'ı reaksiyona girmeden çökeleceğinden hesaba bu değer esas teşkil etmektedir.

$$333 \text{ mg} / \text{L} / 0.4 = 832.5 \text{ mg} / \text{L} \text{ Ca}(\text{OH})_2 \text{ (ilave edilmesi gereken kireç miktarı)}$$

$$832.5 - 333 = 499.5 \text{ mg} / \text{L} \text{ Ca}(\text{OH})_2 \text{ (çökelen kireç)}$$

$$499.5 \text{ mg} / \text{L} * 350 \text{ m}^3 / \text{Gün} = 175 \text{ kg} / \text{Gün} \text{ Ca}(\text{OH})_2$$

$$612 \text{ mg / L CaSO}_4 * 350 \text{ m}^3 / \text{Gün} = 214.2 \text{ kg / Gün CaSO}_4$$

$$\text{Alüm ve kireçten oluşan çamur} = 81.9 + 175 + 214.2 = 471.1 \text{ kg / Gün}$$

$$\text{Valüm}_{\text{çamuru}} = \frac{471.1 \text{ kg / Gün}}{1000 * 0.1 * 1.02}$$

$$= 4.62 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

$$\text{Toplam kimyasal çamur hacmi} = 61.6 + 61.76 + 4.62 = 127.98 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

$$\text{Toplam kimyasal çamur miktarı} = 6282.5 + 6300 + 471.1 = 13054 \text{ kg / Gün}$$

Kimyasal arıtma sonucu oluşan çamur miktarları Çizelge 3.36'da verilmiştir.

Çizelge 3.36. Kimyasal arıtma sonucu oluşan çamur miktarları

Parametre	Birim	Ölçülen Konsantrasyon
Çamur Miktarı	kg / Gün	13054
Çamur Hacmi	m ³ / Gün	127.98
Su Muhtevası	%	90
Katı Madde Miktarı	%	10
Yoğunluk	g / cm ³	1.02

Biyolojik Arıtmadan Oluşan Çamur Miktarı

Biyolojik arıtma ünitelerinde oluşan çamur yükü;

$$L_x = Q * Y_{\text{obs}} * (S_0 - S)$$

$$L_x = 225350 * 0.263 * (535 - 200) = 19855 \text{ kg MLVSS / Gün}$$

$$\text{V}_{\text{biy.çamur}} = \frac{19855 \text{ kg / Gün}}{1000 * 1.01 * 0.008}$$

$$= 2457.3 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

Ancak bu yöntemle hesaplanan biyolojik arıtma çamurları yoğunlaştırıcıya gitmemektedir. Çamur yoğunlaştırıcıya giden çamur miktarları, günlük atılan çamurdur ve

$$\theta_c = \frac{V * X}{Q_w * X_r + Q_e * X_e} \text{ bağıntısıyla hesaplanır.}$$

Bu bağıntıda $X_r \gg X_e$ olduğundan X_e değeri ihmal edilebilir. Bu durumda bağıntı;

$$\theta_c = \frac{V * X}{Q_w * X_r} \text{ şeklini alır. Buradan günlük atılan çamur miktarı;}$$

$$L_x = Q_w * X_r = \frac{V * X}{\theta_c} \text{ ile hesaplanır.}$$

$$L_x = (187792 * 1574) / 15 = 19706 \text{ kg / Gün}$$

$$\begin{aligned} V_{\text{biy.çamur}} &= \frac{19706 \text{ kg / Gün}}{1000 * 1.01 * 0.008} \\ &= 2439 \text{ m}^3 / \text{Gün} \end{aligned}$$

Kimyasal çökeltimden gelen çamur ile son çökeltim çamuru borularda karıştırılarak çamur yoğunlaştırıcıya, oradan da filtrepres verilecektir.

Çamur Bertaraf Ünitelerinin Tasarımı

Çamur Yoğunlaştırıcı Tasarımı

Yoğunlaştırıcıya kimyasal ve biyolojik çamur gelmektedir.

$$\text{Kimyasal çamur miktarı} = 13054 \text{ kg / Gün}$$

$$\text{Biyolojik çamur miktarı} = 19706 \text{ kg / Gün}$$

$$\text{Yoğunlaştırıcıya gelen toplam çamur miktarı} = 32760 \text{ kg / Gün}$$

$$\text{Gelen toplam çamur hacmi} = 2567 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

$$A = L_c / \text{KM yükü}$$

$$A = 32760 \text{ kg / Gün} / 70 \text{ kg / m}^2\text{-Gün} = 468 \text{ m}^2$$

$$A = \frac{\pi * D^2}{4} = 468 \text{ m}^2 \text{ ise, } D = 25 \text{ m bulunur.}$$

Çamur yoğunlaştırıcı tasarımında, giren katı maddelerin sıkışma bölgesinde toplandığı ve sıkışma bölgesindeki KM yüzdesinin, yoğunlaşmış çamurun KM yüzdesinin 0.75 katı olduğu kabul edilirse (Kestioğlu 2001b);

Sıkışma bölgesindeki çamur debisi;

$$Q_{SB} = \frac{L_q}{1000 * S_c * \%KM * 0.75}$$

$$Q_{SB} = \frac{32760}{1000 * 1.01 * 0.05 * 0.75} = 865 \text{ m}^3 / \text{Gün} = 36 \text{ m}^3 / \text{sa}$$

$$V_{SB} = Q_c * \theta = 36 * 36 = 1296 \text{ m}^3$$

$$h_{SB} = V_{SB} / A = 1296 / 468 = 2.8 \text{ m}$$

Yoğunlaştırıcıdan çıkan çamur debisi;

$$Q_{SB} = \frac{32760}{1000 * 1.01 * 0.05} = 649 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

Çamur debisindeki azalma = Giren çamur debisi – Çıkan çamur debisi

$$\text{Çamur debisindeki azalma} = 2567 - 649 = 1918 \text{ m}^3 / \text{Gün}$$

$$\text{Çamurdaki yüzde hacim azalması} = (2567 - 649) / 2567 = \% 75$$

Çamur yoğunlaştırıcı ünitesinin tasarım değerleri Çizelge 3.37'de verilmiştir.

Çizelge 3.37. Çamur yoğunlaştırıcı tasarım değerleri

Tasarım Değeri	Birim	Toplam
Yoğunlaştırıcıya Giren Çamur Debisi	m ³ / Gün	2567
Yoğunlaştırıcıya Giren KM Miktarı	kg KM / Gün	32760
Karışım Sonucundaki KM Miktarı	%	2
Yoğunlaştırıcı Çıkışındaki KM Yüğü	%	5
Yoğunlaştırıcı Yüzey Alanı	m ²	468
Yoğunlaştırıcı Çapı	m	25
Sıkışma Bölgesi Hacmi	m ³	1296
Sıkışma Bölgesi Bekleme Süresi	sa	36
Duru Su Yüksekliğı	m	1
Küreme Bölgesinin Yüksekliğı	m	0.2
Yoğunlaştırıcının Toplam Hacmi	m ³	1728
Yoğunlaştırma Çıkış Debisi	m ³ / Gün	649
Hacim Azalması	%	75

Belt Filtre Tasarımı

Filtreye gelen katı madde miktarı = 32760 kg KM / Gün

Filtreye gelen çamur debisi = 2567 m³ / Gün = 107 m³ / sa

Filtreden çıkan katı madde miktarı = % 25 KM

Çıkacak kek miktarı = (1500 kg KM / m-sa * 24 sa / Gün) / (1000 kg / m³ * 0.25 * 1.07)
= 135 m³ / Gün

Belt filtre ünitesinin tasarım verileri Çizelge 3.38'de verilmiştir.

Çizelge 3.38. Belt filtrenin tasarım değerleri

Tasarım Değeri	Birim	Toplam
Toplam Çamur Miktarı	kg KM / Gün	32760
Max. Çamur Miktarı	kg KM / sa	1365
Seçilen Belt Kapasitesi	m ³ / sa	150
Belt Filtre İçin Seçilen KM Yüğü	kg KM / m-sa	500
Belt Filtre Adedi	adet	4
Toplam Belt Filtre KM Yüğü	kg KM / m-sa	1500
Kek Kuru Madde Miktarı	%	25
Çıkacak Kek Miktarı	m ³ / Gün	135

Filtrepres Tasarımı

Kimyasal çökeltimden gelen çamurun su içeriği % 10 olduğundan çamur yoğunlaştırıcıya ihtiyaç duyulmamış ve çamur direkt olarak filtre prese verilmiştir.

Filtre pres çıkış katı madde oranı = %35

Bir plaka hacmi = 30 L (100 cm x 100 cm plaka)

$$\begin{aligned} \text{Yoğun çamur hacmi} &= \frac{13054 \text{ kg / Gün}}{1000 * 1.02 * 0.35} \\ &= 37 \text{ m}^3 / \text{Gün} \end{aligned}$$

Günlük Filtre Pres Şarj Sayısı = 4

Plaka sayısı = $37 / (4 * 0.03) = 309$ plaka

Bu sayıda plakalı filtre pres yapılamayacağından 100 plakalı filtre prestin 4 adet alınacaktır. Buna göre ünite tasarım değerleri Çizelge 3.39'da verilmiştir.

Çizelge 3.39. Filtre pres tasarım değerleri

Tasarım Değeri	Birim	Toplam
Çamur Debisi	m ³ / Gün	127.98
Filtre Pres Adedi	adet	4
Çıkış KM Oranı	%	35
Şarj Sayısı	adet	4
Plaka Boyutları	cm x cm	100 x 100
Çıkış Çamur hacmi	m ³ / Gün	37

3.3.5. Önerilen Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi Akım Şemalarının Maliyet ve Arıtma Verimleri Yönünden Karşılaştırılması

Yapılması planlanan tesis maliyetleri üç ayrı alternatif için ayrı ayrı genel kalemler halinde verilmiştir. Bunun için önce ekipman maliyetleri hesaplanmış ve Çizelge 3.40'da verilmiştir. (KOİ hariç kanalizasyona deşarj kriterlerini sağlayan alternatifte ekipman maliyetleri sadece sızıntı suyu arıtımı için hesaplanmış, evsel atıksu arıtımı için hesaba katılmamıştır). Verilen fiyatlar yaklaşık piyasa değerleri olup kesin rakamları ifade etmemektedir.

Ayrıca oluşturulan maliyetlerin daha iyi anlaşılabilmesi ve tam ilk yatırım maliyetleri ile işletme maliyetlerinin de iyice ortaya konabilmesi için bu değerler de Çizelge 3.41'de özetlenmiştir.



Çizelge 3.40. Her üç alternatif akım şeması için oluşturulan ekipman maliyet değerleri

Ekipman Adı	KOİ Hariç Kanalizasyon Deşarjı Alternatif Akım Şeması		SKKY Tablo 25 Alternatif Akım Şeması		SKKY Tablo 20.6 Alternatif Akım Şeması	
	Adet x Birim Fiyat	Fiyat	Adet x Birim Fiyat	Fiyat	Adet x Birim Fiyat	Fiyat
Terfi Pompası	2 * 750	1500	2 * 750	1500	5 * 750	3750
Hızlı Karıştırıcı	3 * 500	1500	3 * 500	1500	5 * 500	2500
Yavaş Karıştırıcı	1 * 750	750	1 * 750	750	1 * 750	750
Kireç Dozaj Pompası	1 * 3500	3500	2 * 3500	7000	4 * 3500	14000
Kireç Silosu	1 * 5000	5000	1 * 5000	5000	1 * 5000	5000
Asit Dozaj Pompası	1 * 300	300	2 * 300	600	2 * 300	300
Blower	1 * 2500	2500	1 * 2500	2500	1 * 2500	2500
pH Metre	3 * 750	2250	4 * 750	3000	6 * 750	4500
Klor Dozaj Pompası	1 * 200	200	-	-	1 * 200	200
Filtre Pres	1 * 6000	6000	1 * 6000	6000	1 * 6000	18000
Monopomp	1 * 1500	1500	1 * 1500	1500	1 * 1500	1500
Elektrik ve Otomasyon	1 * 3000	3000	1 * 3000	3000	1 * 3000	3000
Borulama	1 * 3000	3000	1 * 3000	3000	1 * 3000	3000
Adsorpsiyon Ünitesi	-	-	-	-	8 * 4000	32000
Fotooksidasyon Ünitesi	-	-	1 * 95000	95000	-	-
Toplam	31000 USD + KDV	-	130350 USD + KDV	95000	91000 USD + KDV	-

Çizelge 3.41. Her bir alternatif akım şemasının inşaat, ekipman ve işletme maliyetleri

	KOİ Hariç Kanalizasyona Deşarj Kriterini Sağlayan Alternatif Akım Şeması	SKKY Tablo 25 Alternatif Akım Şeması	SKKY Tablo 20.6 Alternatif Akım Şeması
İnşaat Maliyeti	30000 USD + KDV	37000 USD + KDV	43000 USD + KDV
Ekipman ve Montaj Maliyeti	31000 USD + KDV	130350 USD + KDV	91000 USD + KDV
Toplam İlk Yatırım Maliyeti	61000 USD + KDV	167350 USD + KDV	134000 USD + KDV
İşletme Maliyeti	5 USD / m³	8.8 USD / m³	18 USD / m³

Yukarıdaki verilerden de görüleceği üzere sistemlerin ilk yatırım maliyetleri karşılanamaz düzeyde olmamakla birlikte esas sorun işletme giderlerinde karşımıza çıkmaktadır. Buradaki en dikkat çekici gider ise kimyasal ve elektrik sarfiyatlarıdır. Bu nedenle bu sistemlerin işletimi oldukça güç görünmektedir.

4- ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA

Sızıntı sularında kirliliği oluşturan esas parametreler KOİ, toksik maddeler, azotlu maddeler ve alkalinitedir. Toksik maddeler ve azotlu maddeler biyolojik arıtmayı inhibe ederken yüksek içerikli alkalinite de sızıntı sularının iletimini güçleştirmektedir.

Yapılan çalışmalarda kireçle ön arıtmada, KOİ % 19-35, AKM % 82-94, toksik maddeler % 70-99, azotlu maddeler ise % 36-60 mertebelerinde giderilmiştir.

Kimyasal arıtmalardaki iyileşmeleri görebilmek için alüm ve $FeCl_3$ ile yapılan kimyasal arıtmalarda ham suya nazaran % 33-70 mertebelerinde bir KOİ giderimi sağlanmış, ancak buna ilave olarak aşırı çamur oluşmuş (alümle yapılan arıtmada 1 L atıksu için 333 ml kimyasal çamur oluşmuştur) ve kireçle ön arıtmaya ek alüm ve $FeCl_3$ ile yapılan kimyasal arıtmanın uygun olmadığına karar verilmiştir.

Amonyak sıyırma ilk 3 saatlik süre için % 98 oranında amonyak giderimi sağlanmış, ancak % 100 giderimin 31 saat mertebelerinde olduğu görülmüş ve projelendirme çalışmalarında 6 saatlik sürenin yeterli olduğu literatür değerleri olarak saptanmıştır (Kestioğlu ve diğ., 2004).

Sızıntı sularının ileri arıtma yöntemleriyle arıtımında fenton reaktifi ile arıtma, GAC ile adsorpsiyon, ozonla oksidasyon ve UV- H_2O_2 prosesleri ayrı ayrı denenmiş, KOİ değeri fenton reaktifi ile arıtılabilirlik çalışmasında 13000 mg / L, adsorpsiyon yönteminde 160 mg / L, ozonla oksidasyonda 8000 mg / L, UV- H_2O_2 prosesinde 3000 mg / L mertebelerine kadar indirilmiştir. Bu denemelerden, fenton reaktifi ile yapılan arıtılabilirlik çalışmasında ve ozonla oksidasyon yönteminde KOİ değerinin deşarj kriterlerinin çok üstünde olduğu görülmüştür. Sızıntı sularına kireçle ön arıtma sonrası uygulanan UV- H_2O_2 ve adsorpsiyon proseslerinde sırasıyla, kanalizasyona ve yüzeysel sulara deşarj kriterleri sağlanmıştır.

Sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliğinin solunum aktivite değerleriyle belirlenmesi aşamasında, yapılan respirometrik ölçümlerinde ham suda dahi % 230 mertebelerinde bir artışın olması sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliğinin bir kanıtıdır. Literatür değerlerinde (Christensen ve diğ., 1992) hacimsel olarak % 2-5 arasında (SS/AÇ) sızıntı suyunun evsel atıksularla birlikte arıtılabilmesi belirtilmesine rağmen, 2/1 (SS/AÇ) (% 66) karışım oranında % 200 mertebelerinde bir solunum aktivite artışı olduğu saptanmış, bunun anlamı evsel

atıksularla sızıntı suları karıştırıldığında toksisitenin azalmakta olduğu ve biyolojik olarak parçalanabilirliğinin mevcut olmasıdır.

Yapılan araştırmada sızıntı sularının doğrudan kanalizasyona verilmesi amaçlanmayıp, % 20'lik kireçle ön arıtmadan sonra kanalizasyona verilmesi gerekliliği üzerinde durulmuş ve kireçle ön arıtmadan geçirilmiş, amonyağı sıyrılmış sızıntı sularının solunum aktivite değerleri ölçüldüğünde %130 oranında solunum aktivite değerinin arttığı saptanmıştır (Çizelge 3.17). Respirometrik ölçümlerin sonunda sızıntı sularının belirli seyreltmeler neticesinde evsel atıksularla arıtılabileceğinin mümkün olabileceği sonucuna varılmıştır.

KOİ hariç kanalizasyona deşarj kriterlerini sağlayan bir arıtma tesisi kurulduğunda günümüz şartlarına göre 61000 \$ ilk yatırım maliyetinin ve 5 \$ / m³ işletme maliyetinin olabileceği, kanalizasyona deşarj kriterlerini sağlayan bir arıtma tesisi kurulduğunda 167000 \$ ilk yatırım maliyetinin ve 8.8 \$ / m³ işletme maliyetinin olabileceği, yüzeysel sulara deşarj kriterlerini sağlayan bir arıtma tesisi kurulması istediğinde ise 134000 \$ ilk yatırım maliyetinin ve 18 \$ / m³ işletme maliyetinin olabileceği ortaya konmuştur.

Dış kaynak sağlanarak inşa edilen arıtma tesisleri beldelerdeki maddi yetersizlik nedeniyle işletilememekte ve sızıntı suları hiçbir işlem görmeden kanalizasyona direkt deşarj edilmektedir. Gerekli denetimler ilgililerce yapılamadığından hem binlerce dolar boşa gitmekte, hem de çevre kirlenmeye devam edilmektedir.

Bu çalışmada, Türkiye şartlarına uygun sızıntı sularının arıtılması için bir arıtma tesisi akım şemasının ortaya konması amaçlanmıştır. SKKY'ne göre sızıntı sularının ya kanalizasyona (KOİ = 4000 mg / L) ya da yüzeysel sulara (KOİ = 160 mg / L) deşarjı öngörülmektedir. Bu kriterleri sağlamak yukarıda açıklandığı gibi hem oldukça zordur, hem de ekonomik olarak rantabil değildir. Ama bunun yerine Şekil 3.25'de önerdiğimiz alternatif uygulandığında sızıntı sularının kireçle bir ön arıtmadan geçirilip, amonyağı sıyrıldıktan ve klorlandıktan sonra KOİ değerine bakılmaksızın (tüm toksik maddeler giderilmekte) kanalizasyona deşarj edilebileceği açık bir şekilde görülmüştür. KOİ'nin fazlalığının evsel atıksularla seyreltilme imkanı bulunduğundan biyolojik arıtmaya olumsuz hiçbir etkisi olmayacağı düşünülmektedir. Mevcut SKKY'de bu çalışmaya yönelik bir değişiklik yapılması Türkiye'nin sızıntı suyu problemini çözmüş, ayrıca büyük miktarda ekonomik gelir sağlamış olacaktır.

KAYNAKLAR

AHN, D.H., C.YUN-CHUL ve C.WON-SEOK. 2002. Use of Coagulation and Zeolite to Enhance the Biological Treatment Efficiency of High Ammonia Leachate, *Journal of Environmental Science and Health, A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 37(2), 163-173.

ALP, K. 1998. Sızıntı Suyunun Havasız Çamur Yatağı Reaktörle Arıtımı, İTÜ.

ALPASLAN, M.N. 2001. Katı Atıkların (Çöplerin) Arazide Depolanması. Katı Atık Araştırma ve Denetimi Türk Milli Komitesi, 12-17 Nisan 2001 Seminer Notları, İstanbul.

ALTINBAŞ, M., C.YANGIN ve İ.ÖZTÜRK. 2002. Struvite Precipitation from Anaerobically Treated Municipal and Landfill Wastewaters, *Water Science and Technology*, 46(9), 271-278.

AMOKRANE, A., C.COMEL ve J.VERON. 1997. Landfill Leachate Pretreatment by Coagulation-Flocculation, *Water Research*, 31(11), 2775-2782.

ANONİM. 1995. Türkiye'nin Çevre Sorunları, Türkiye Çevre Vakfı Yayını.

ANONİM. 1998. Belediyeler Çevre Rehberi, Çevre Bakanlığı, Ankara.

ANONİM. 1999. Türk Çevre Mevzuatı, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Türkiye Çevre Vakfı Yayını, Ankara.

ANONİM. 2000. T.C. Bursa Büyükşehir Belediyesi Çevre Koruma Daire Başkanlığı Katı Atık Yönetim Şube Müdürlüğü Çöp Suyu Arıtma Tesisi (Sadan Projesi) Müşavirlik Hizmetleri Fizibilite Raporu.

ANONİM. 2001. Adapazarı Katı Atık Projesi, Proje Açılma ve Fizibilite Raporu, Er-Ge Proje Müh. Müşav. ve Tic.Ltd.Şti. Adapazarı.

APHA, AWWA, WCPF, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th Edition American Public Health Association, Washington D.C.

ARIKAN, O., D.ÖZKAN, S.YÖN ve İ.ÖZTÜRK. 1999. İstanbul Evsel Katı Atıkların Aerobik Kompostlaşabilirliği. Kent Yönetimi İnsan ve Çevre Sorunları Sempozyumu'99 Bildirisi. İstanbul, 17-19 Şubat 1999, sayfa 462 – 469. Çevre Yönetimi ve Kontrolü Cilt 3 Kitabı, İstaç Yayını No:6/3, Lale Matbaası, İstanbul. 687 s.

BOHDZIEWICZ, J., M.BODZEK ve J.GORSKA. 2001. Application of Pressure-Driven Membrane Techniques to Biological Treatment of Landfill Leachate, *Process Biochemistry*, 36(7), 641-646.

BORAT, M. 1995. Çöp Sızıntı Sularının Arıtılabilirliği, İTÜ, İstanbul

BUEKENS, A. ve P.K. PATRICK. 1985. Incineration. In Suess MJ (Ed) Solid Waste Management: Selected Topics, World Health Organisation, Copenhagen.

BUENROSTRO, O., G.BOCCO ve S.CRAM. 2001. Classification of Sources of Municipal Solid Wastes in Developing Countries, Resources, Conservation and Recycling, 32(1), 29-41.

CHAN, K. 1998. Mass Communication and Pro- Environmental Behaviour: Waste Recycling in Hong Kong. Journal of Environmental Management, 52:317-325.

CHEUNG, K.C., L.M.CHU ve M.H.WONG. 1997. Ammonia Stripping as a Pre-Treatment for Landfill Leachate, Water Air and Soil Pollution, 94, 209-221.

CHIANESE, A., R.RANAURO ve N.VERDONE. 1999. Treatment of Landfill Leachate by Reverse Osmosis, Water Research, 33(3), 647-652.

CHIANG, L., J.CHANG ve C.CHUNG. 2001. Electrochemical Oxidation Combined with Physical-Chemical Pretreatment Processes for the Treatment of Refractory Landfill Leachate, Environmental Engineering Science, 18(6), 369-378.

CHRISTENSEN, T.H., R.COSSU ve R.STEGMANN. 1992. Landfilling of Waste Leachate, Elsevier Science Publishers Ltd.

ÇALLI, B., D.ERGENE, N.DÜZOVA, D.ÖZKAN, B.MERTOĞLU ve B.İNANÇ, 2000. Yüksek Amonyak İçeren Katı Atık Depo Sahası Sızıntı Sularının Anaerobik Arıtımı ve Reaktör Tipinin Etkisi, Cilt 10, Sayı 2, s. 45 – 51

DEGREMONT, 1991. Water Treatment Handbook, Vol. 1-2.

DIAMADOPOULOS, E., P.SAMARAS, X.DABOU ve G.P.SAKELLAROPOULOS. 1997. Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in a Sequencing Batch Reactor, Water Science and Technology, 36(2-3), 61-68.

DI PALMA, L., P.FERRANTELLI, C.MERLI ve E.PETRUCCI. 2002. Treatment of Industrial Landfill Leachate by Means of Evaporation and Reverse Osmosis, Waste Management, 22, 951-955.

DÖLGEN, D. 1998. Sızıntı Suyu Kalite Kestirimi, DEÜ. Katı Atık ve Çevre, BÜ, sayı 31.

ECKENFELDER, Jr. W.W. 1989. Industrial Water Pollution Control, McGraw-Hill Book Company, ISBN 0-07-100206-5.

EHRIG, HJ. 1983. Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate, Waste Management & Research, 1(1), 53-68.

EYİZ, S. 2000. Katı Atık Depolama Alanlarında Meydana Gelen Sızıntı Sularının Arıtma Alternatiflerinin İncelenmesi, Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi, Bursa.

GÖNÜLLÜ, T., A.BAŞTÜRK ve H.A.SAN. 1986. Sızıntı Sularının Uzaklaştırma İmkanları ve Arıtılabilirliği, Sempozyum, E.Ü. Kültür Merkezi, İzmir.

HEGERTY, D.J., J.L.PAVONİ ve J.E.HEER. 1973. Solid Waste Management University of Louisville, USA. s. 200-205

HENRY, J.G., D.PRASAD ve H.YOUNG. 1987. Removal of Organics from Leachates by Anaerobic Filter, Water Research, 21(11), 1395-1399.

HUHTALA, A. 1999. How Much do Money, Inconvenience and Pollution Matter? Analysing Households' Demand for Large-Scale Recycling and Incineration. Journal of Environmental Management, 55(1)27-38.

İM, J. H.WOO, M.CHOI, K.HAN ve C.KIM. 2001. Simultaneous Organic and Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate Using an Anaerobic-Aerobic System, Water Research, 35(10), 2403-2410.

KANAT, G. ve A.DEMİR. 2000. Sızıntı Suyu Arıtım Yöntemleri ve Kömürçüoda Katı Atık Depo Sahası İçin Havasız Arıtma Deney Çalışması, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul, Türkiye, s. 491-499

KANG, Y.W. ve K.Y.HWAN. 2000. Effects Reaction Conditions on the Oxidation Efficiency in the Fenton Process, Water Research, 34(10), 2786-2790.

KARAKOÇ, T. 2002. Katı Atık Deponi Alanı Sızıntı Sularında Arıtılabilirlik Çalışmaları: Bursa İli Örneği, Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi, Bursa.

KARANACAK, O. 2002. Düzenli Depolama Alanlarından Kaynaklanan Atıksuların Arıtılabilirlik Çalışmaları, Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi, Bursa.

KARGI, F. ve M.Y.PAMUKOĞLU. 2003. Powdered Activated Carbon Added Biological Treatment of Pre-treated Landfill Leachate in a Fed-batch Reactor, Biotechnology Letters, 25(9), 695-699.

KESTİOĞLU, K. 1990. Fındık Kabuğundan Üretilen Aktif Karbonun Atıksu Arıtımına Uygulanması, Doktora Tezi, İzmir.

KESTİOĞLU, K. 2001a. Atıksu Arıtımında Biyokimyasal Prosesler, ISBN 975-564 110-6, Bursa.

KESTİOĞLU, K. 2001b. Endüstriyel Atıksu Arıtma Tesisi Boyutlandırma Kriterleri, ISBN 975-564-114-9, Bursa.

KESTİOĞLU, K., S.K.AKAL SOLMAZ, T.YONAR, M.YALILI, M.ŞEN, G.E.ÜSTÜN ve B.KIRIL. 2004. Çöp Depolama Alanlarından Kaynaklanan Atıksuların (Sızıntı Sularının) Arıtılabilirlik Çalışmaları, T.C. Uludağ Üniversitesi Araştırma Fonu İşletme Müdürlüğü, 2001/32 No'lu Proje Nihai Raporu, Bursa.

KESTİOĞLU, K., T.YONAR ve N.AZBAR. 2005. Feasibility of Physico-Chemical Treatment and Advanced Oxidation Processes (AOPs) as a Means of Pretreatment of Olive Mill Effluent (OME), *Process Biochemistry*, 40, 2409-2416.

KIRKITSOS, P., A.DALAMAGAS., F.TOKSÖZ., A.EROZTÜRK., P.LOUTSİ., E.METİN ve T.HOPKİNS. 2002. Strategic Planning for the Implementation of an Integrated Solid Waste Management and Recycling Program of Large Coastal Cities of Turkey in the Aegean, ISWA 2002 Article. İstanbul, 8-12 July 2002, page 1-9. Boğaziçi University Publication, Volume 1, İstanbul. 721 p.

KOCASOY, G. 2001. Katı Atıkların Tanımlanması ve Sınıflandırılması, Katı Atık Araştırma ve Denetimi Türk Milli Komitesi 12-17 Nisan 2001 Seminer Notları, İstanbul.

KOH, I., X.CHEN-HAMACHER, K.HICKE ve W.THIEMANN. 2004. Leachate Treatment by the Combination of Photochemical Oxidation with Biological Process, *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 162(2-3), 261-271.

KOYUNCU, İ. ve D.TOPACIK. 1999. Sızıntı Sularının Membran Teknolojisi İle Arıtımı, Kent Yönetimi İnsan ve Çevre Soruları Sempozyumu' 99, Çevre Yönetimi ve Kontrolü Cilt 3. İstanbul, 17-19 Şubat 1999, İSTAÇ Yayını: 6/3, Lale Matbaacılık, İstanbul, s. 414-423.

KUO, C.Y. ve S.LO. 1999. Oxidation of Aqueous Chlorobipheniyls with Photo-Fenton Process *Chemosphere*, 38(9), 2041-2051.

KURT, U. ve M.T.GÖNÜLLÜ. 2001. Sızıntı Sularının Fenton Reaksiyonu İle Arıtılabilirliğinin Araştırılması, 1. Ulusal Katı Atık Kongresi 2001 İzmir, 18-21 Nisan 2001, 9. Oturum, Dokuz Eylül Üniversitesi, İzmir, Türkiye, 21 s.

LI, X.Z., Q.L. ZHAO ve X.D.HAO. 1999. Ammonium Removal from Landfill Leachate by Chemical Precipitation, *Waste Management*, 19, 409-415.

LOPEZ, A., M.PAGANO, A.VOLPE ve A.C.DI PINTO. 2004. Fenton's Pre-treatment of Mature Landfill Leachate, *Chemosphere*, 54, 1005-1010.

MAHENDRAKER, V. ve T.VIRARAGHAVAN. 1995. Respirometry in Enviromental Engineering, *Journal of Environmental Science Health A*, 30(4), 713-734.

MARTTINEN, S.K. R.H.KETTUNEN, K.M.SORMUNEN, R.M.SOIMASUO ve J.A.RINTALA. 2002. Screening of Physical-Chemical Methods for Removal of Organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates, *Chemosphere*, 46(6), 851-858.

MAZLUM, S. ve S.TOKGÖZ. 1996. Deponi Alanlarından Kaynaklanan Sızıntı Sularının Arıtılması, I. Uludağ Üniversitesi Çevre Mühendisliği Sempozyumu, Bursa 24-26 Haziran 1996.

MCBEAN, E., F.ROVERS ve G.FARQUHAR. 1995. Solid Waste Landfill Engineering and Design.

METCALF ve EDDY. 1991. Wastewater Engineering; Treatment, Disposal, Reuse, Third Eddition, New York.

MORAWE, B., A.VOGELPOHL ve D.S.RAMTEKEJUNE. 1995. Activated Carbon Column Performance Studies of Biologically Treated Landfill Leachate, Chemical Engineering Process., 34(3), 299-303.

ORAKÇI, B. 2003. Katı Atık Düzenli Depolama Tesislerinin Tasarlanması ve İşletilmesi, Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa.

ÖZTÜRK, İ. 1999. Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları, İTÜ, İstanbul.

ÖZTÜRK, İ., M.ALTINBAŞ ve O.ARIKAN. 1999. Katı Atık Sızıntı Suyu Kirliliğinin Boyutları ve Arıtma Teknikleri, Kent Yönetimi İnsan ve Çevre Sorunları Sempozyumu'99, Çevre Yönetimi ve Kontrolü Cilt 3. İstanbul.

ÖZTÜRK, İ., M.ALTINBAŞ, İ.KOYUNCU, O.ARIKAN ve Ç.GÖMEÇ-YANGIN. 2003. Advanced Physicochemical Treatment Experiences on Young Municipal Landfill Leachates, Waste Management, 23, 441-446.

PALA, A. ve G.ŞİRİN. 2001. Deponi Sızıntı Sularının Kimyasal Koagülasyon ve Oksidasyonla Ön Arıtımı, 1. Ulusal Katı Atık Kongresi 2001 İzmir, 18-21 Nisan 2001, 9. Oturum, Dokuz Eylül Üniversitesi, İzmir, Türkiye, 21 s.

PEAVY, H.S., D.R.ROWE ve G.TCHOBANOGLIOUS. 1985. Environmental Engineering, McGraw-Hill, New York. p.573-615

PIRBAZARI, M., V.RAVINDRAN, B.N.BADRIYHA ve S.H.KIM. 1996. Hybrid Membrane Filtration Process for Leachate Treatment, Water Research, 30(11), 2691-2706.

REINHART, D.R. 1997. Landfill Bioreactor Design and Operation, Lewis Publishers, ISBN : 1566702593 New York.

RIVAS, F.J., F.BELTRAN, O.GIMENO, B.ACEDO ve F.CARVALHO. 2003. Stabilized Leachates: Ozone-Activated Carbon Treatment and Kinetics, Water Research, 37(20), 4823-4834.

RODRIGUEZ, J., L.CASTRILLON, E.MARANON, H.SASTRE ve E.FERNANDEZ. 2004. Removal of Non-biodegradable Organic Matter from Landfill Leachates by Adsorption, Water Research, 38, 3297-3303.

RUSHBROOK, P. ve M.PUGH. 1999. Solid Waste Landfills in Middle-and Lower-Income Countries A Technical Guide to Planning, Design and Operation, World Bank Technical Paper, Published No:426, Washington. p.15-26

SPANJERS, H., P.VANROLLEGHEM, G.OLSSON ve P.DOLD. 1996. Respirometry in Control of the Activated Sludge Process: Water Science and Technology, 34(3-4), 117-126.

ŞEN, M. 2004. Mustafakemalpaşa İlçesi Meskun Bölgelerinden Kaynaklanan Katı Atıkların Sınıflandırılması ve Sınıflandırılan Katı Atıkların Ekonomik Yönden Değerlendirilmesi, Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa.

TATSI, A.A., A.I.ZOUBOULIS, K.A.MATIS, ve P.SAMARAS. 2003. Coagulation-Flocculation Pretreatment of Sanitary Landfill Leachates, Chemosphere, p. 737-744, 2003.

TCHOBANOGLIOUS, G., H.THEISEN ve S.A.VIGIL. 1993. Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues, McGraw-Hill, New York.

TOSUN, İ. ve M.BEYHAN. 2001. Turistik Alanlarda Oluşan Katı Atık Özelliklerinin Belirlenmesi: Manavgat (Antalya) Örneği. 1.Ulusal Katı Atık Kongresi (UKAK 2001) Bildirisi. İzmir, 18-21 Nisan 2001, 8.oturum, sayfa 19-30. Dokuz Eylül Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü ve Çevre Araştırma ve Uygulama Merkezi (ÇEVMER) Yayını, İzmir.

TREBUET, D., J.P.SCHLUMPF, P.JAOUEN ve F.QUEMENUR. 2001. Stabilized Landfill Leachate Treatment by Combined Pyhsicochemical-Nanofiltration Process, Water Research, 35(12), 2935-2942.

TUCKER, P., G.MURNEY ve J.LAMONT. 1998. Predicting Recycling Scheme Performance: A Process Simulation Approach. Journal of Environmental Management, 53:31-48.

WALLING, C. 1975. Fenton's Reagent Revititet Accounts of Chemical Research, Volume 8, p.125-131.

WANG, Z., Z.ZHANG, Y.LIN, N.DENG, T.TAO ve K.ZHUO. 2002. Landfill Leachate Treatment by a Coagulation-Photooxidation Process, Journal of Hazardous Materials, 95(1-2), 153-159.

YONAR, T. 2002. Fotokimyasal Oksidasyon Yöntemiyle Organik Kirliliklerin Giderilmesi ve Bu Yöntemin Küçük Yerleşim Bölgelerinden Kaynaklanan Atıksulara Uygulanması 1. Doktora Tez Gelişim Raporu.

YOONG, E.T., P.A.LANT ve P.F.GREENFIELD. 2000. In Situ Respirometry in an SBR Treating Wastewater with High Phenol Concentrations, Water Research, 34(1), 239-245.

TEŞEKKÜR

Bu çalışmanın gerçekleştirilmesinde göstermiş olduğu destek ve anlayıştan, bilgi ve tecrübesinden yararlandığım danışmanım Prof.Dr. Kadir KESTİOĞLU 'na,

Çalışmalarım sırasında yaptığım analizlerde ekipmanlarıyla ve bilgisiyle bana destek olan Arş.Gör. Taner YONAR'a,

Eğitim hayatım boyunca maddi ve manevi açıdan her zaman yanımda olan değerli aileme teşekkürlerimi bir borç bilirim.



ÖZGEÇMİŞ

İlkokul öğrenimini Bursa Balabanbey İlkokulunda, orta öğrenimini Bursa Çelebi Mehmet Lisesinde tamamlayan Melike YALILI, 2001 yılında Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölüm birincisi olarak mezun olmuştur. 2002 yılında Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Yüksek Lisans yapmaya hak kazanmış ve aynı yıl Araştırma Görevlisi olarak çalışmaya başlamıştır.

