

**KATI ATIK DÜZENLİ DEPOLAMA  
SAHALARINDA OLUŞAN ÇÖP SIZINTI SULARI VE  
ARITILMASI ÜZERİNE İNCELEMELER**

**Saygısen KESER**

**Y.Lisans Tezi  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**

**Yrd. Doç. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN**

**2008**

**Her hakkı saklıdır**

ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Y.LİSANS TEZİ

**KATI ATIK DÜZENLİ DEPOLAMA SAHALARINDA OLUŞAN  
ÇÖP SIZINTI SULARI VE ARITILMASI ÜZERİNE  
İNCELEMELER**

SAYGISEN KESER

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ERZURUM

2008

Her hakkı saklıdır

Yrd. Doç. Dr. Yalçın K. BAYHAN danışmanlığında, Saygısen KESER tarafından hazırlanan bu çalışma 26 / 09 / 2008 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

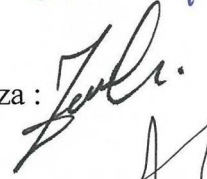
Başkan: Yrd. Doç. Dr. Yalçın K. BAYHAN

İmza :



Üye: Yrd. Doç. Dr. Zeynep ÇELİK

İmza :



Üye: Yrd. Doç. Dr. Beyhan KOCADAĞISTAN

İmza :



**Yukarıdaki Sonucu onaylıyorum**

(İmza)

Prof. Dr. Ömer AKBULUT

**Enstitü Müdürü**

## ÖZET

Y. Lisans Tezi

### KATI ATIK DÜZENLİ DEPOLAMA SAHALARINDA OLUŞAN ÇÖP SIZINTI SULARI VE ARITILMASI ÜZERİNE İNCELEMELER

Saygısen KESER

Atatürk Üniversitesi  
Fen Bilimleri Enstitüsü  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN

Dünya nüfusunun ve tüketimin hızla artması sonucu katı atık miktarlarındaki artışa paralel olarak özellikle kentlerde önemli çevre sorunları yaşanmaktadır. Katı atık yönetim süreci içerisinde düzenli depolama sahaları vazgeçilmez nihai uzaklaştırma yöntemidir. Katı atıkların düzensiz depolanması sonucunda, çok büyük kirletici potansiyele sahip sızıntı suları oluşmaktadır. Sızıntı suları yüksek miktarda organik ve inorganik kirleticiler içermekte, sızma ve/veya yüzeysel akış ile yeraltı sularına ve yüzeysel sulara karışarak çevre ve insan sağlığı açısından tehlike oluşturmaktadır. Dolayısıyla çöp depolama sahalarının planlama, dizayn ve işletilmesinde sızıntı sularının kontrolü ve arıtılması önemli bir sorun teşkil etmektedir. Sızıntı suları dünyada arıtılması en zor olan atıksuların başında gelmektedir. Türkiye’deki çöp sızıntı sularının Avrupa’daki çöp sızıntı suları ile karşılaştırıldığında kirlilik parametreleri açısından çok daha kirli atıksular olduğu görülmektedir. Bunun nedeni çöpün ayrı ayrı toplanmaması, içeriğindeki organik madde, plastik vb. atıkların çözünerek çöp sızıntı suyuna karışmasıyla kirlilik parametrelerinin artmasıdır. Bu çalışmada katı atık depolama sahalarındaki atıkların stabilizasyonu, oluşan sızıntı suyu ve arıtılması üzerine genel bir değerlendirme yapmak amacıyla konu ile ilgili çalışmalar incelenmiştir. Dünyada ve ülkemizde çok büyük problem olan sızıntı sularının kirlilik parametreleri araştırılarak gerekli arıtma yöntemleri değerlendirilmiştir.

**2008, 194 sayfa**

**Anahtar Kelimeler:** Katı Atık, Sızıntı suyu, Atıksu Arıtımı

## **ABSTRACT**

MS Thesis

### **REVIEW ON THE SOLID WASTE LANDFILL LEACHATE AND TREATMENT**

Saygısen KESER

Atatürk University

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Asst. Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN

Increasing world population and consumption causes growing solid waste quantity that occurs serious environment problems especially in cities. Solid waste landfill areas are indispensable final removal method in solid waste management proses. The leachate that has extreme pollutive potential take places as a result of desultory solid waste landfill. The leachate contains much organic and inorganic pollutives, it endangers environment and people health by flow into ground waters and surface waters by way of infiltration and/or surface flows. Consequently, control and treatment of leachate is an important problem for planning, design and management of solid waste landfill areas. The leachate is one of the waste waters which has the most difficult proses to treatment. The leachate in Turkey is more polluted in terms of pollution parameters by comparison with the leachate in European countries. These are the reasons; collect the solid waste non-separately and by way of some materials in its content as organic materials, plastics ext. contaminate the leachate by resolving. In this study; for the purpose of assessment about solid waste landfill areas stabilization, leachate and leachate treatment; related studies are researched. Pollution parameters of leachate that is a big problem for the world and Turkey are searched and essential treatment methods are argued.

**2008, 194 pages**

**Keywords:** Solid Waste, Leachate, Wastewater Treatment

## **TEŞEKKÜR**

Bu çalışmanın yönetimini üstlenerek, geçen süre içerisinde araştırma konusunun seçiminden değerlendirilmesine kadar her aşamasında yardımlarını esirgemeyen, değerli fikirlerinden yararlandığım Sayın hocam Yrd. Doç. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN'a ilgi ve desteklerinden dolayı teşekkürlerimi bir borç bilirim.

Çalışmalarım esnasında görmüş olduğum sonsuz ilgi ve desteğinden dolayı eşim Serkan KESER'e sevgilerimi sunarım.

**Saygısen KESER**

**Temmuz, 2008**

## İÇİNDEKİLER

|                                                                                                      |           |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| ÖZET.....                                                                                            | i         |
| ABSTRACT.....                                                                                        | ii        |
| TEŞEKKÜR.....                                                                                        | iii       |
| SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ .....                                                                 | vii       |
| ŞEKİLLER DİZİNİ.....                                                                                 | viii      |
| ÇİZELGELER DİZİNİ .....                                                                              | ix        |
| <b>1. GİRİŞ .....</b>                                                                                | <b>1</b>  |
| 1.1. Katı Atık Tanımı, Çeşitleri ve Özellikleri.....                                                 | 1         |
| 1.1.1. Çevre ve insan sağlığı sorunu olarak katı atıklar .....                                       | 8         |
| 1.1.2. Yönetim sorunu olarak katı atıklar.....                                                       | 9         |
| 1.1.2.a. Entegre katı atık yönetimi .....                                                            | 10        |
| 1.1.2.b. Sürdürülebilir atık yönetimi .....                                                          | 11        |
| 1.2. Katı Atık Düzenli Depolama Sahaları .....                                                       | 14        |
| 1.3. Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarındaki Stabilizasyon Fazları .....                            | 20        |
| 1.3.1. Başlangıç fazı.....                                                                           | 21        |
| 1.3.2. Geçiş fazı.....                                                                               | 22        |
| 1.3.3. Asit oluşumu fazı .....                                                                       | 22        |
| 1.3.4. Metan fazı.....                                                                               | 23        |
| 1.3.5. Olgunlaşma fazı .....                                                                         | 28        |
| 1.4. Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Stabilizasyon Fazlarını Belirleyen<br>Parametreler ..... | 29        |
| <b>2. KATI ATIK DÜZENLİ DEPOLAMA SAHALARINDA ÇÖP SIZINTI SUYU<br/>OLUŞUMU VE MİKTARI .....</b>       | <b>33</b> |
| 2.1. Sızıntı Suyu Oluşumu .....                                                                      | 33        |
| 2.1.1. Sızıntı suyu miktarını etkileyen faktörler.....                                               | 35        |
| 2.1.2. Katı atık düzenli depolama sahası hidrolojisi .....                                           | 37        |
| 2.1.3. Sızıntı suyu toplama ve uzaklaştırma sistemleri .....                                         | 40        |
| 2.1.3.1. Toplama ve uzaklaştırmanın gerekliliği.....                                                 | 40        |

|                                                                                             |           |
|---------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 2.1.3.2. Çöp sızıntı suyu drenajının hidrolik özellikleri.....                              | 43        |
| <b>3. ÇÖP SIZINTI SUYU KARAKTERİZASYONU .....</b>                                           | <b>48</b> |
| 3.1. Sızıntı Suyu Özellikleri.....                                                          | 48        |
| 3.2. Sızıntı Suyu Özelliklerini Etkileyen Faktörler.....                                    | 58        |
| 3.2.1. Atığın içeriği .....                                                                 | 58        |
| 3.2.2. Atığın işlenmesi .....                                                               | 60        |
| 3.2.3. Depolama sahası işletme şeklinin etkileri.....                                       | 60        |
| 3.2.4. Depolama sahasının yaşı .....                                                        | 62        |
| 3.2.5. Fiziksel ve kimyasal reaksiyonlar .....                                              | 63        |
| 3.2.6. Sıcaklık.....                                                                        | 63        |
| 3.3. Sızıntı Suyunun Kirlilik Parametreleri.....                                            | 64        |
| 3.3.1. Organik karbon bileşikleri.....                                                      | 64        |
| 3.3.2. Azot bileşikleri .....                                                               | 65        |
| 3.3.3. Metaller ve ametaller.....                                                           | 66        |
| 3.4. Katı Atık Depolama Sahalarında Oluşan Sızıntı Sularının Yeraltı Sularına Etkileri..... | 73        |
| 3.5. Sızıntı Suyu Modelleme Çalışmaları .....                                               | 77        |
| <b>4. SIZINTI SUYU ARITIMI.....</b>                                                         | <b>85</b> |
| 4.1. Sızıntı Suyu Arıtımında Kullanılan Prosesler .....                                     | 86        |
| 4.1.1. Biyolojik arıtma prosesleri.....                                                     | 88        |
| 4.1.1.a. Aerobik arıtım .....                                                               | 89        |
| 4.1.1.b. Anaerobik arıtım .....                                                             | 106       |
| 4.1.2. Fiziko-kimyasal arıtma.....                                                          | 123       |
| 4.1.2.1. Yumaklaştırma ve çöktürme .....                                                    | 124       |
| 4.1.2.2. Kimyasal oksidasyon .....                                                          | 130       |
| 4.1.2.3. İyon değiştirme.....                                                               | 143       |
| 4.1.2.4. Aktif karbonla adsorpsiyon .....                                                   | 144       |
| 4.1.2.5. Membran filtre yöntemi .....                                                       | 149       |
| 4.1.2.6. Buharlaştırma ve kurutma.....                                                      | 158       |
| 4.1.2.7. Hava ile amonyak sıyırma.....                                                      | 159       |
| 4.1.2.8. Kırılma noktası klorlaması.....                                                    | 161       |
| 4.1.3. Sızıntı sularının evsel ve kanalizasyon atıksuları ile birlikte arıtılabilirliği...  | 161       |



|                                                                                   |            |
|-----------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 4.1.4. Sızıntı suyu arıtımında tesis uygulamaları ve doğal arıtma sistemleri..... | 165        |
| <b>5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER .....</b>                                              | <b>171</b> |
| KAYNAKLAR .....                                                                   | 175        |
| ÖZGEÇMİŞ .....                                                                    | 195        |

## SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

|       |                                                       |
|-------|-------------------------------------------------------|
| AKM   | Askıda Katı Madde                                     |
| Alk.  | Alkalinite                                            |
| AOX   | Zehirli Organikler                                    |
| BOİ   | Biyolojik Oksijen İhtiyacı                            |
| DOC   | Çözünmüş Organik Karbon                               |
| F/M   | Substrat/Mikroorganizma                               |
| HMBC  | Ağır Metal Bağlama Kapasitesi                         |
| KOİ   | Kimyasal Oksijen İhtiyacı                             |
| MLVSS | Toplam Uçucu Askıda Katı Madde                        |
| Oks.  | Oksitlenmiş                                           |
| Org.  | Organik                                               |
| ORP   | Oksidasyon-Redüksiyon Potansiyeli                     |
| OTH   | Oksijen Tüketim Hızı                                  |
| Ox-N  | Okside Olmuş Azot Bileşikleri                         |
| PLCRS | Birincil Sızıntı Suyu Toplama ve Uzaklaştırma Sistemi |
| SLCRS | İkincil Sızıntı Suyu Toplama ve Uzaklaştırma Sistemi  |
| TAKM  | Toplam Askıda Katı Madde                              |
| TCU   | Toplam Renk                                           |
| TÇM   | Toplam Çözünmüş Madde                                 |
| TKA   | Toplam Khijeldah Azotu                                |
| TKM   | Toplam Katı Madde                                     |
| TND   | Toplam Bulanıklık                                     |
| TOK   | Toplam Organik Karbon                                 |
| Top.  | Toplam                                                |
| U.    | Uçucu                                                 |
| UAKM  | Uçucu Askıda Katı Madde                               |
| UYA   | Uçucu Yağ Asitleri                                    |
| WOP   | Islak Oksidasyon Prosesi                              |

## ŞEKİLLER DİZİNİ

|                                                                                                                                                                                   |     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <b>Şekil 1.1.</b> Katı Atık Depo Tabanı Kesiti .....                                                                                                                              | 16  |
| <b>Şekil 1.2.</b> Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Girdi ve Çıktıları .....                                                                                                      | 19  |
| <b>Şekil 1.3.</b> pH, O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , Asetik Asit, Çözünmeyen Tuzlar ve<br>Redoks Potansiyelinin Değişimini İçeren İndirgenme Eğrileri ..... | 29  |
| <b>Şekil 1.4.</b> Bozunma Reaksiyonları ve Bunların Sonucunda Oluşan<br>Fazların Besin ve Bakteriyel Grupları.....                                                                | 31  |
| <b>Şekil 2.1.</b> Tamamlanmış Depolama Sahasında Su Dengesi .....                                                                                                                 | 38  |
| <b>Şekil 2.2.</b> Katı Atık Depolama Tesisinde Sıvıların Yönetimi Anlayışıyla<br>Yerleştirilmiş Değişik Drenaj Tabakalarından Oluşan Sistem .....                                 | 41  |
| <b>Şekil 2.3.</b> (a) Malzeme Düzlemi Boyunca, (b) Malzeme Düzlemine Dik Akım Kabulü<br>ile Drenaj Ağı Tasarımı.....                                                              | 44  |
| <b>Şekil 2.4.</b> Toplama Boruları Arası (a) Uniform Şev, (b) Engebeli<br>Şev Olması Halinde Borular Arası Boşluğun Bulunması<br>İçin Yapılan Tasarım Modeli .....                | 45  |
| <b>Şekil 2.5.</b> Çöp Sızıntı Suyunu Uzaklaştırmada Kullanılabilecek Üç Sistem .....                                                                                              | 46  |
| <b>Şekil 3.1.</b> Sızıntı Suyu Kompozisyonunun Zamanla Değişimi .....                                                                                                             | 72  |
| <b>Şekil 3.2.</b> Compton Bassett Depolama Sahasında Sızıntı<br>Suyu Kompozisyonunun Zamanla Değişimi .....                                                                       | 73  |
| <b>Şekil 3.3.</b> Sızıntı Suyundaki KOİ'nin Zamana Göre Değişimi .....                                                                                                            | 83  |
| <b>Şekil 4.1.</b> Sızıntı Suyu Aerobik Arıtma Sistemi Örneği.....                                                                                                                 | 104 |
| <b>Şekil 4.2.</b> Sızıntı Suyu Anaerobik Arıtma Sistemi Örneği.....                                                                                                               | 107 |
| <b>Şekil 4.3.</b> Membran Giriş ve Çıkış Akımları.....                                                                                                                            | 150 |
| <b>Şekil 4.4.</b> Çözünmüş Oksijenin Zamana Bağlı Değişimi .....                                                                                                                  | 163 |

## ÇİZELGELER DİZİNİ

|                      |                                                                                                                |    |
|----------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Çizelge 1.1.</b>  | Değişik Ülkeler İçin Yüzde Olarak Evsel Katı Atık Bileşenleri.....                                             | 4  |
| <b>Çizelge 1.2.</b>  | Asit ve Metan Fazlarında Konsantrasyonları Değişen<br>Parametrelerin Ortalama Değerleri .....                  | 25 |
| <b>Çizelge 1.3.</b>  | Asit ve Metan Fazındaki Çöp Sızıntı Sularında<br>Ortalama Kirletici Konsantrasyonları .....                    | 26 |
| <b>Çizelge 1.4.</b>  | Çöp Sızıntı Sularında Kirletici Konsantrasyonlarının Asit ve Metan<br>Safhalarında Değişimi .....              | 27 |
| <b>Çizelge 1.5.</b>  | Çöp Sızıntı Sularında Fazlar Arasında Değişim Göstermeyen<br>Parametrelerin Konsantrasyonları .....            | 27 |
| <b>Çizelge 2.1.</b>  | Sızıntı Suları ve Atıksuların Organik Kirlilik Yükleri .....                                                   | 34 |
| <b>Çizelge 2.2.</b>  | Katı Atıklarda Bulunan Elementlerin Dağılımı .....                                                             | 35 |
| <b>Çizelge 3.1.</b>  | Sızıntı Suyu Kompozisyonu.....                                                                                 | 48 |
| <b>Çizelge 3.2.</b>  | Bursa B.B. Depolama Sahasından Kaynaklanan<br>Sızıntı Suyu Değerleri .....                                     | 49 |
| <b>Çizelge 3.3.</b>  | İstanbul Avrupa Yakası Depolama Sahası Sızıntı Suyu Analizleri .....                                           | 49 |
| <b>Çizelge 3.4.</b>  | İstanbul Asya Yakası Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu<br>Analizleri .....                                | 50 |
| <b>Çizelge 3.5.</b>  | Michigan Katı Atık Depolama Sahasındaki İki Kısımdan<br>Alınan Sızıntı Suyu Örneklerinin İçeriği .....         | 51 |
| <b>Çizelge 3.6.</b>  | Çöp Sızıntı Suyunun Yaşı ile Kirletici Parametrelerin<br>Konsantrasyonları Arasındaki İlişki .....             | 53 |
| <b>Çizelge 3.7.</b>  | Çöp Sızıntı Suyu Kompozisyonu .....                                                                            | 53 |
| <b>Çizelge 3.8.</b>  | Dört Yıllık Periyotta Çöp Sızıntı Suyu Karakteri .....                                                         | 54 |
| <b>Çizelge 3.9.</b>  | Genç ve Olgun Çöp Sızıntı Suyu Karakteri .....                                                                 | 55 |
| <b>Çizelge 3.10.</b> | Evsel Çöp Yakma Tesisi Kül ve Cüruf Deponisinden<br>Sızan Sıvı ve Emisyon Değerleri .....                      | 57 |
| <b>Çizelge 3.11.</b> | İngiltere'deki 16 Farklı Depolama Sahasından Alınan<br>23 Numune ile Bulunan Sızıntı Suları Kompozisyonu ..... | 67 |

|                      |                                                                                          |            |
|----------------------|------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>Çizelge 3.12.</b> | <b>İzmir Düzenli Depolama Sahalarında Çöp</b>                                            |            |
|                      | Sızıntı Suyu Karakterizasyonu .....                                                      | 69         |
| <b>Çizelge 3.13.</b> | <b>Değişik Kaynaklarda Azot Konsantrasyonları .....</b>                                  | <b>71</b>  |
| <b>Çizelge 3.14.</b> | <b>Lizimetreye Konulan Çöp ve Kimyasal Miktarları.....</b>                               | <b>81</b>  |
| <b>Çizelge 4.1.</b>  | <b>Almanya’da Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi Çıkış Suyu Sınır Değerleri .....</b>            | <b>87</b>  |
| <b>Çizelge 4.2.</b>  | <b>Arıtma Teknolojilerinin Kombinasyonu Halinde Sızıntı</b>                              |            |
|                      | Suyu Giriş ve Çıkış Değerleri .....                                                      | 87         |
| <b>Çizelge 4.3.</b>  | <b>Aerobik Reaktörde Kullanılan Sızıntı Suyu Özellikleri .....</b>                       | <b>91</b>  |
| <b>Çizelge 4.4.</b>  | <b>Aerobik Arıtım Proseslerinin Performansları .....</b>                                 | <b>105</b> |
| <b>Çizelge 4.5.</b>  | <b>Kimyasal Arıtma ile Ağır Metal ve Toprak Alkali Giderimleri .....</b>                 | <b>125</b> |
| <b>Çizelge 4.6.</b>  | <b>Bastwold Depolama Sahasında Elde Edilen Arıtım Verimleri .....</b>                    | <b>139</b> |
| <b>Çizelge 4.7.</b>  | <b>Ihlenberg Düzenli Depo Sahası Ters Osmoz Tesisi Sonuçları .....</b>                   | <b>157</b> |
| <b>Çizelge 4.8.</b>  | <b>Triper Ters Osmoz Sistemi İle A, B, C ve D Düzenli Depo</b>                           |            |
|                      | Sahalarında Yapılmış Deney Sonuçları .....                                               | 158        |
| <b>Çizelge 4.9.</b>  | <b>%20’lik Ca(OH)<sub>2</sub> Kullanılarak Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları .....</b> | <b>162</b> |
| <b>Çizelge 4.10.</b> | <b>Lemna ve Stenotaphrum İçin KOİ Giderme Verimleri .....</b>                            | <b>167</b> |
| <b>Çizelge 4.11.</b> | <b>Eichornia ve Myrophilium İçin KOİ Giderme Verimleri .....</b>                         | <b>168</b> |
| <b>Çizelge 4.12.</b> | <b>Dört Tür İçin NH<sub>4</sub>-N Giderme Verimleri.....</b>                             | <b>169</b> |
| <b>Çizelge 4.13.</b> | <b>Esval ve Bolstad Arıtma Tesisi Tasarım Parametreleri .....</b>                        | <b>170</b> |

## 1. GİRİŞ

### 1.1. Katı Atık Tanımı, Çeşitleri ve Özellikleri

Katı atık, en yalın anlatımıyla evsel, ticari ve endüstriyel işlevler sonucu oluşan ve tüketicisi tarafından artık işe yaramadığı gerekçesiyle atılan ancak çevre ve insan sağlığı yanında diğer toplumsal faydalar nedeniyle düzenli biçimde uzaklaştırılması gereken maddeler olarak tanımlanabilir (Erdin 1996). Kavramın belirleyici özelliği, kullanıcısının ya da üreticisinin maddeyi gözden çıkartması veya bu amaca sahip olmasıdır. Atık yönetimi literatüründe katı atık kavramı sıvı, gaz veya radyoaktif atıklar dışında katı atıklar için kullanılsa da, söz konusu katı atıkların yeniden üretim ve işleme sürecine sokulması nedeniyle artık daha fazla atık anlamı taşımayan katı ya da yarı katı maddeler için de kullanılmaktadır (Zachary 1995). Curi (1997), katı atıkları yok edilmesi gereken maddelerden çok geri kazanılması gereken zenginlik olarak gören anlayışla çöpü, arzu edilmeyen yerlerde bulunan kıymetli maddeler; Bartone (1990) ise benzer bir anlatımla atıkları yanlış yerde bulunan kaynaklar biçiminde tanımlamaktadır.

Kentsel katı atık kavramı özellikle zararlı ve tehlikeli katı atık kapsamına girmeyen atıklar için kullanılmaktadır (Palabıyık 2001). Kavram: Başta evsel nitelikli atıklar olmak üzere bu nitelikteki endüstriyel, ticari, kurumsal ve kentsel işlevler sonucu ortaya çıkan atıkları kapsamaktadır (Anonymous 1989a). Kentsel katı atık kavramı, literatürde, yerel yönetimlerce ya da onlar adına yürütülen hizmetlerle toplanıp uzaklaştırılan atıklar için sıkça kullanılmaktadır. Katı atıklar, genel olarak, insan ve çevre sağlığına etkileri bakımından zararlı ve tehlikeli atıklar ile zararsız atıklar biçiminde iki grupta incelenmektedir (Palabıyık 2001).

**Zararlı ve Tehlikeli Atıklar:** Atıkların çevre ve insan sağlığına yönelik potansiyel ve/veya olası olumsuz etkilerini önlemek amacıyla uzaklaştırma sürecinde özel işlemler gerektiren biyolojik, kimyasal ve fiziksel özellikte yanıcı-yakıcı, zehirleyici, yok edici veya diğer bir madde ile etkileşimi sonucu zararlı ve tehlikeli olabilen asit, kurşun, civa,

arsenik bileşikleri, kendiliğinden tepkimeye yatkın reaktif atıklar, tarım ilaçları, kadmiyum bileşikleri ve radyoaktif maddelerdir (Palabıyık 2001).

**Zararsız Atıklar:** Zararlı ve tehlikeli atık kapsamına girmeyen organik ve inorganik maddelerdir. Mutfak ve yemek atık ve artıkları, karton, kağıt, kül, metal, cam, plastik, inşaat ve hafriyat atıkları ile diğer sentetik maddeler bu gruptan sayılabilir (Palabıyık 2001).

Katı atıklar, kaynaklarına göre gruplandırılmıştır:

**a) Evsel Atıklar:** Evsel faaliyetlerden oluşan atık ve artıklardır. Genellikle çöp olarak bilinen ve çoğunlukla zararsız atık grubuna ait atıklar olmakla birlikte evsel atıklar pil, boya vb. zararlı ve tehlikeli atıkları da içerebilmektedir (Palabıyık 2001).

**b) Endüstriyel Atıklar:** Endüstriyel faaliyetler sonucu oluşan atıklardır. Endüstriyel işlemler sırasında ve/veya endüstriyel işlemler sonucunda oluşan atıkları kapsamaktadır. Endüstriyel katı atık yönetimi konusunda doğal kaynakların ve çevrenin korunması anlamında geri kazanım ve arıtma tesisi uygulamaları önem taşımaktadır (Palabıyık 2001).

**c) Ticari ve Kurumsal Atıklar:** Ticari işletmelerden ve kurumlardan ortaya çıkan atıklardır. Genel olarak evsel atıklar kadar organik madde içermeyen atıklardır (Palabıyık 2001).

**d) Belediyesel İşlevler ile İlgili Atıklar:** Sokak süprüntüleri, park bahçe, toptancı halleri, plaj ve mesire yerlerinden toplanan atıklar, araba hurdaları, hayvan ölüleri, su arıtma tesislerinden ortaya çıkan çamurlar bu özelliكتedir (Palabıyık 2001).

**e) Özel Atıklar:** Uzaklaştırılması özel önem taşıyan atıklardır. Radyoaktif atıklar, tehlikeli ve zararlı endüstriyel atıklar, evsel atıklar içerisindeki boya, temizlik

maddeleri, piller vb, lastik tekerlekler, atıksu çamurları, inşaat ve yıkıntı atıkları ile hastane atıkları bu gruptandır (Palabıyık 2001).

**f) Tarımsal Atıklar:** Bitkisel ve hayvansal ürün elde edilmesi ve işlenmesi sonucunda ortaya çıkan atık ve artıklardır. Üretilen katı atıkların miktarı ve içerik özellikleri topluluk ya da toplumların sosyoekonomik özellikleri, beslenme alışkanlıkları, gelenekler, coğrafya, meslekler ve iklim gibi değişik şartlardan etkilenmektedir (Palabıyık 2001).

1988 yılı EPA verilerine göre, belediye atıklarının %50'sini kağıt, kağıt ürünleri ve ahşap, %40'ını metaller, yiyecek ve plastikler, %10'unu deri, tekstil ve muhtelif inorganikler oluşturmaktadır. Ayrıca evlerden toplanan temizlik malzemeleri, tinerler veya pestisitler de depo sahalarına gelmektedir. Bunların %0,5 ile %1 oranındaki kısmını tehlikeli atıklar oluşturmaktadır. Kurşun-asit piller, solventler ve kuvvetli asitler veya alkali atıkların yaklaşık olarak %5 ile %16'sı yine belediye atıkları ile birlikte depolara boşaltılmaktadırlar. Evsel atıkların %0,24'ünü tehlikeli atıklar oluşturmaktadır (Rovers and Farquhar 1973; Corbitt 1990).

Katı atık içerisinde bulunan maddelerin cins ve miktarını bilmek nelerin geri kazanılabileceğini ve bunlardan sağlanacak takribi gelirin ne olacağını hesaplamaya yardımcı olmaktan başka, en uygun imha ve uzaklaştırma yönteminin tespiti için de önem taşımaktadır (Curi 1988).

Katı atıkların miktar ve özellikleri ülkeden ülkeye değiştiği gibi aynı ülkede bölgeden bölgeye hatta aynı şehirde semtten semte değişebilmektedir. Bu değişim insanların sosyoekonomik yapısı ile yakından alakalı olmakla beraber en çok gelir seviyesi ile tüketim ve kullanım alışkanlıklarına bağlıdır (Demir ve Tüylüoğlu 1999). Sonuç olarak, bir toplumdaki atık miktarı; nüfus ve hayat standardıyla doğru, madde tasarrufu ve tekrar kullanımı sağlayan teknolojilerin gelişmesiyle ters orantılıdır (Güzel 2000).



Ülkemizde kişi başına çöp üretimi 0,61 kg/kişigün iken bu değer Avrupa ülkelerinde 1,5 kg/kişigün ABD’de 3 kg/kişigün’dür. Ülkemizdeki bu değer çok değişken olup bazı kırsal kesimlerde sıfıra yaklaşırken bazı yerleşimlerde 2-3 kg/kişigün’e kadar çıkmaktadır. Nihai bertarafa giden atık içerisinde bulunan maddeler, o bölgede uygulanan atık toplama ve yönetim sistemi ile yakından ilgilidir. Bazı ülkeler için katı atık bileşenleri Çizelge 1.1’de verilmiştir (Demir vd 1999).

**Çizelge 1.1.** Değişik Ülkeler İçin Yüzde Olarak Evsel Katı Atık Bileşenleri (Demir vd 1999)

| Ülke         | Kağıt ve Karton | Plastik | Cam   | Metal | Yiyecek ve Bahçe | Tekstil | Diğer |
|--------------|-----------------|---------|-------|-------|------------------|---------|-------|
| Avusturya*   | 21,90           | 9,80    | 7,80  | 5,20  | 29,80            | 2,20    | 23,30 |
| Belçika*     | 30,00           | 4,00    | 8,00  | 4,00  | 45,00            | -       | 9,00  |
| Bulgaristan* | 8,60            | 6,90    | 3,80  | 4,80  | 36,70            | -       | 39,20 |
| Fransa*      | 32,00           | 10,00   | 12,00 | 6,00  | 25,00            | 4,00    | 12,00 |
| Almanya*     | 17,90           | 5,40    | 9,20  | 3,20  | 44,00            | -       | 20,30 |
| Yunanistan*  | 22,00           | 10,50   | 3,50  | 4,20  | 48,50            | -       | 11,30 |
| İtalya*      | 23,00           | 7,00    | 6,00  | 3,00  | 47,00            | -       | 14,00 |
| Portekiz*    | 23,00           | 4,00    | 3,00  | 4,00  | 60,00            | -       | 6,00  |
| İspanya**    | 20,00           | 7,00    | 8,00  | 4,00  | 49,00            | 1,60    | 10,40 |
| İngiltere**  | 34,80           | 11,30   | 9,10  | 7,30  | 19,80            | 2,20    | 10,00 |
| İsveç*       | 44,00           | 7,00    | 8,00  | 4,00  | 49,00            | 1,60    | 10,40 |
| İsviçre*     | 31,00           | 15,00   | 8,00  | 6,00  | 30,00            | 3,10    | 6,90  |
| Türkiye*     | 37,00           | 10,00   | 9,00  | 7,00  | 19,00            | -       | 18,00 |

\*: 1990 İstatistikleri, \*\*: 1992 İstatistikleri

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK)’nin 2001, 2002 ve 2003 yıllarında 3215 belediye ve 2004 yılında 1911 belediyede uyguladığı anket çalışması sonuçlarının yer aldığı Belediye Katı Atık İstatistikleri’ne göre, ülkemizde katı atık hizmeti verilen nüfusun toplam nüfusa oranı %76-%77 düzeyindedir. 2002 yılı itibari ile ise, belediyelerin %92’si katı atık toplama hizmeti vermektedir. Ancak nispeten yüksek bu değerler, katı atık yönetimi ile ilgili ülkemizdeki gerçek durumu yansıtmamaktadır. Çünkü bu istatistiklerde, katı atıkların sadece toplanması ve düzensiz olarak dere yataklarına veya boş sahalara dökülmesi katı atık hizmeti olarak değerlendirilmektedir. Bugün birçok yerleşim biriminde, katı atıklar yönetmeliklere uygun şekilde bertaraf edilmemektedir.

TÜİK (2005)'de yer alan rakamlara göre, ülkemizde sadece 16 adet düzenli depolama sahası, 3 adet yakma ve 5 adet kompostlaştırma tesisi bulunmaktadır. Bu tesislerde 2004 yılı içinde bertaraf edilen yıllık toplam katı atık miktarları, düzenli depolama için 6 991 000 ton/yıl, yakma için 14 000 ton/yıl ve kompostlaştırma için 349 000 ton/yıl'dır. Aynı yıl içinde, katı atık hizmeti veren belediyelerce toplanan katı atık miktarı ise, yaklaşık olarak 26 milyon ton/yıl'dır (TÜİK 2005). Bu rakamlar, toplanan katı atığın yaklaşık olarak %30'luk bir kısmının (7,4 milyon ton/yıl) yönetmeliklere uygun olarak bertaraf edildiğini ve gerçek katı atık hizmet oranının %30'lar mertebesinde olduğunu göstermektedir. Ülke genelinde toplanan katı atıkların ortalama olarak %70'lik bir kısmı ise, yönetmeliklere uygun olmayan yöntemlerle bertaraf edilmektedir (Dölgen vd 2005; Özgür ve Azaklı 1999).

Ülkemizde düzenli depolama tesisleri, özellikle katı atık miktarındaki artışa paralel olarak artan çevre sorunları nedeniyle nüfus yoğunluğu yüksek büyük kentlerde kurulmuştur. Hali hazırda düzenli depolama tesisine sahip belediyeler, İzmir, İstanbul, Bursa, Mersin, Kocaeli, Gaziantep, Balıkesir, Denizli, Antalya, Marmaris, Ankara, Samsun ve Didim (Aydın)'dir (Anonim 2005).

Metin vd (2003) tarafından bildirildiğine göre, bugün ülkemizde kentsel katı atıklardan geri kazanılan toplam malzeme miktarının yılda 1 000 000 ton'u aştığı tahmin edilmektedir.

Belediyeler ihtiyaç duydukları altyapı tesislerine finansman sağlamak amacı ile mevcut mevzuat çerçevesinde İller Bankası'ndan kredi kullanabilmektedirler. Ancak, bu şekilde İller Bankası'na borçlanan belediyeler gelirlerinin azlığından dolayı zamanı geldiğinde mevcut borçlarını ödemede zorlanmaktadırlar. Öz kaynak olarak nitelendirilebilecek kaynakların yanısıra uluslararası finans kuruluşlarından sağlanan krediler de söz konusudur. Yerel yönetimlere Dünya Bankası ve Avrupa Yatırım Bankası gibi uluslararası finans kaynaklarından ve hükümetler arası antlaşmalar çerçevesinde Alman Yatırım ve Kalkınma Bankası (KfW), Japon Uluslararası İşbirliği Bankası (JBIC) ve

İspanyol Hükümet kredisi gibi kaynaklardan dış kredi sağlanabilmektedir (Alpaslan ve Dölgen 2005).

Evsel atıkların kompozisyonu bölgesel değişikliklere, geri dönüşüm miktarına, toplanma sıklığına, mevsimlere, kültürel etkinliklere ve kullanılan teknolojiye göre değişir. Katı atıkların zararsız hale getirilmesi bugün yerel bir problem olmayıp tüm dünyanın problemidir. İstanbul'da günde 7-8 (Yunanistan'ın gündelik biriktirmesine eşdeğer) bin ton katı atık meydana gelmekte olup, bu atıklar daha birkaç yıl öncesine kadar, 15-20 senedir kullanılmakta olan vahşi depo sahalarına gömülmekteydi. Ülkemizde sayılı bir kaç istisna dışında evsel (bazı durumlarda sanayi atıklarını da ihtiva eden) atıklar, vahşi depolama olarak isimlendirilen ve hiçbir mühendislik işleminin uygulanmadığı yöntemlerle uzaklaştırılmaktadır. Bu tür depolama yöntemleri bilhassa sanayileşmiş bölgelerimizde, değişik maksatlarla kullanılan kısıtlı sayıdaki su kaynaklarını tehdit etmektedir. Basitliği ve ucuzluğu sebebiyle gelişmekte olan ülkelerde tavsiye edilen düzenli depolama yöntemi, yakın gelecekte miktarının 2-3 kat artacağı tahmin edilen İstanbul katı atıkları için de tercih edilmiş uygun bir yöntemdir (Anonim 1992). İstanbul için yapılan katı atık yönetimi fizibilite çalışmasında katı atıkların bertarafı için kullanılan teknolojiye göre 1 ton atığın bertaraf maliyeti aşağıdaki gibi belirlenmiştir (Anonim 1992).

Bir ton atık için bertaraf maliyeti (\$) (Anonim 1992)

|                  |       |
|------------------|-------|
| Geri Kazanım     | 2,19  |
| Düzenli Depolama | 8,5   |
| Kompostlaştırma  | 10,49 |
| Yakma            | 80,97 |

Yerleşim birimlerinde katı atıkların etkin ve verimli bir biçimde toplanması, taşınması, değerlendirilmesi, uygun bir yöntemle zararsız hale getirilmesi ve yeniden kullanım faaliyetlerinin düzenlenmesine ihtiyaç duyulmaktadır (Uluatam 1984; Gay *et al.* 1993). Bu faaliyetlerin çevreyi ve ekolojik dengeyi olumsuz yönde etkilemesini önlemek için, katı atık üretim ve bertaraf aşamalarında prensip ve politika programlarının belirlenmesi gereklidir (Anonim 1991).

Yüksek oranda organik madde içeren yerleşim yeri atıklarının bileşimindeki maddelerin geri kazanımı ve atıkların sahip olduğu enerjinin kullanılabilir hale getirilebilmesi için yoğun bilimsel ve teknolojik çalışmalar yapılmaktadır. Bu çalışmalar çevre kirlenmesinin önlenmesi, doğal kaynakların dengeli kullanılması ve hammadde tasarrufu sağlamanın yanı sıra, atık maddelerin bünyesinde bulunan organik maddelerin sahip olduğu enerjiden yararlanılarak, yeni ve temiz enerji kaynaklarının temin edilmesini de içermektedir (Alyanak vd 1996; Lea and Tittlebaum 1993). Bu işlemin avantajları ekonomiye olan katkısından başka, taşınacak ve imha edilecek katı atık miktarının azaltılmış olması, düzenli depolama sahasının ömrünün uzaması, sanayi için gerekli hammaddenin bir kısmının temin edilmesi açısından önemlidir (Kocasoy 1990).

Katı atıkların uzaklaştırılması ve giderilmesinde seçilecek yöntem; katı atıkların toplanması ve yok edilmesindeki hizmet yetersizliklerini ortadan kaldırmayı, artan ihtiyacı karşılamayı, sağlık açısından riskleri azaltmayı, çevreyi daha iyi hale getirmeyi, malzemeleri geri kazanabilmeyi ve uzun süreli yok etmeyi amaçlamalıdır (Curi vd 1986). Yerleşim sahalarında, üretimden tüketime kadar geçen süreç içerisinde önemli bir sorun oluşturan katı atıklardan kaynaklanan problemleri en aza indirmek için, hammadde temininden itibaren başlayan üretimden, tüketim sonucu ortaya çıkan katı atıkların giderilmesine kadar geçen süreçte çevreye en az zarar verecek uygulamaların tercih edilmesi gerekmektedir (Toröz ve Arıkan 1999).

Katı atıkların uzaklaştırılması ve giderilmesi özellikle kentsel bölgelerde büyük problem teşkil etmektedir. Günümüzde kentsel katı atıkların giderilmesi; düzenli depolama, yakma, kompostlaştırma, geri kazanım gibi teknolojilerin birinin ya da birkaçının birlikte uygulanması suretiyle gerçekleştirilmektedir. Bu teknolojiler arasında düzenli depolama; katı atıkların uzaklaştırılmasında dünyada en çok kullanılan ve diğer metotlara nazaran ucuz oluşu yanında atığın kontrollü şartlar altında inert ve stabilize olmuş maddelere dönüşünceye kadar ayrışmasına da imkan vermesi açısından ekonomik bir yöntemdir (Robinson *et al.* 1997). Avrupa Birliği üye ülkelerinin büyük

çoğunluğunda da katı atıkların uzaklaştırılmasında düzenli depolama kullanılmaktadır (Çay vd 2006, 2007).

Koçer ve Kırımhan (2002) tarafından yapılan çalışmada, Doğu ve Güneydoğu Anadolu Bölgelerinde yer saha Elazığ, Malatya, Bingöl, Diyarbakır, Gaziantep, Şanlıurfa kent merkezlerinde belediyelerin yapmış olduğu uygulamaları belirlemek üzere Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'ne göre toplama, taşıma, uzaklaştırma ve en uygun giderme yöntemleri ile ilgili anket formları hazırlanarak, seçilen kent merkezlerindeki belediyelerin her birine ayrı ayrı uygulanmış ve kent merkezlerindeki belediyeler arasında yapılan uygulamalar arasında fark olup olmadığı istatistiksel olarak değerlendirilmiştir.

#### **1.1.1. Çevre ve insan sağlığı sorunu olarak katı atıklar**

Dünya nüfusunun son yıllarda şehirlerde yoğunlaşması ve tüketim toplumu zihniyetinin yaygınlaşması sonucunda, miktarı hızlı bir artış gösteren katı atıkların uzaklaştırılması ve bertarafı bilhassa şehirlerimizde büyük bir problem oluşturmaya başlamıştır. Üretim ve dolayısıyla tüketimin artması sonucunda her geçen gün yeni ürünler keşfedilmekte ve en ufak ürünlerin dahi paketlenmesi yoluna gidilmektedir. Bu durum ise mevcut çöp sorununu ağırlaştırmaktadır. Sanayileşmekte olan ülkelerde çevre bilincinin artmasıyla birlikte çöplerin bertarafında daha sıkı standartlar uygulanmaya başlanmıştır. Günümüzde geliştirilen teknolojilere rağmen birçok atık türünün yeniden üretime kazandırılması, öncelikle ekonomik olarak mümkün olmamaktadır. Dünyada tahmini hesaplarla yıllık olarak 450-500 milyon ton evsel katı atık meydana gelmektedir. Bu miktarın 320-350 milyon tonu ise katı atık depolama sahalarına gömülmektedir (Nozhernikova *et al.* 1993).

Dünya Sağlık Örgütü, sağlık kavramını sadece hastalıklardan uzak olma anlamında değil insanın fiziksel, zihinsel ve sosyal iyilik hali olarak tanımlamaktadır (Palabıyık 2001). Sağlıklı olmanın temel koşullarından birisi de sağlıklı çevredir. Katı atıklar, atık döngüsü içinde, üretildikleri andan son uzaklaştırma aşamasına kadar çevre ve insanla

doğrudan ya da dolaylı etkileşim içindedir. Katı atıklar, gerek içeriklerindeki hastalık yapıcı veya bulaştırıcı maddelerle doğrudan; gerekse fare, sinek vb diğer canlılar için beslenme ve üreme kaynağı olması nedeniyle dolaylı olarak çevre ve insan sağlığını olumsuz etkileyebilmektedir (Tokgöz ve Sarmaşık 1982; Güler ve Çobanoğlu 1996; Anonymous 1997).

Katı atıkların çevreye etkileri biyolojik, kimyasal ve fiziksel nitelikte olabilmektedir. Doğrudan veya ara hayvanlarla bulaşabilen cüzam, veba, kolera, dizanteri, tüberküloz, kuduz, sıtma gibi hastalıklar biyolojik olumsuzluklara örnek olurken; çöp depolama sahalarında oluşan sızıntı suları ve gazlar, kimyasal ve biyolojik olumsuzluklara neden olmakta; çevreye sorumsuzca bırakılan atıklar insanlara fiziksel zararlar verebilmektedir. Yetersiz temizlik ve atık yönetimi uygulamaları ile çevre ve insan sağlığı arasındaki ilişki kalkınmamış ve/veya kalkınmakta olan ülkelerde açıkça gözlemlenmektedir (Palabıyık 2001).

### **1.1.2. Yönetim sorunu olarak katı atıklar**

Toplumların kalkınmışlık düzeylerine, siyasal ve toplumsal örgütlenme özelliklerine bağlı olmayan çevre sorunları, özellikle su ve hava kirliliğinden sonra üçüncü kirlilik olarak adlandırılan katı atık sorunu (Hagerty *et al.* 1973), çevrenin daha geniş anlamda canlıların yaşadıkları doğal çevre anlamında, habitat, çevre sorunlarının ise yaşanabilirlik, habitability, kavramlarıyla ilişkilendirilmesine uygun anlayışla yerel, ulusal ve uluslar arası gündemlere konu olmaktadır (Palabıyık 2001).

Atık yönetimi, sistem yaklaşımıyla ele alınması gereken bir konudur. Sistem yaklaşımı; atık yönetiminin atık oluşumu, toplama, işleme ve uzaklaştırma gibi temel unsurların yanında enerji, çevre koruma, kaynakların korunması, verimlilik artışı, istihdam gibi konularla bütünlük içinde ele alınmasını gerektirir. Atık yönetiminde sistem yaklaşımı, katı atıkların sadece insan çevresinden uzaklaştırılmasını değil; çevre ve insan sağlığının korunarak geliştirilmesiyle birlikte ekonomik kalkınmanın sağlanmasına da olumlu katkılar sağlayacaktır (Agrawal 1990).

Kentsel çevre yönetiminin önemli parçası olan katı atık yönetim hizmetlerine özellikle kalkınmamış ve/veya kalkınmakta olan ülkelerde yerel yönetim bütçelerinin %10-40'ının ayrılmasına rağmen hizmetler istenen düzeyde sunulamamakta (Bartone 1997); kalkınmakta olan ülkelerdeki büyük kentsel saha nüfusunun ancak yarısına katı atık yönetimi hizmetleri sunulabilmektedir (Bartone 1991). Katı atıkların çevre ve insan sağlığına olumsuz etkileri ile birlikte yönetim sorunu olarak ele alınması: Atıkların toplanması, taşınması ve uzaklaştırılması hizmetlerinin yaşanan hızlı kentleşme ve endüstrileşme ile birlikte geliştirilmesine; sorumlu aktör, kurum ve kuruluşların bilinçlendirilerek güçlendirilmesine; yeni yönetsel yaklaşım ve modellerin uygulanmasına bağlıdır. Katı atık hizmetlerinin görülmesini hedefleyen yönetsel yapılanmalarda temel amaç, toplum tarafından üretilen atıkların en uygun ekonomik şartlarda çevresel, teknik ve sosyal anlamda etkin ve verimli biçimde toplanması ve uzaklaştırılmasıdır (Palabıyık 2001).

Katı atık yönetimi kavramı, katı atıkların insan ve çevre sağlığı, ekonomi, mühendislik, kaynakların korunması, estetik ve diğer çevresel konularla ilgili biçimde toplumun üretim ve tüketim alışkanlıklarını da dikkate alarak atık miktarının kontrolü, toplama, biriktirme, taşıma-aktarma, işleme ve son uzaklaştırma aşamalarını kapsayan disiplin olarak tanımlanabilir (Tchobanoglous and Kreith 2002). Katı atık yönetim hizmetlerinin kalkınmakta olan ülkelerde gerektiği gibi verimli ve etkin bir şekilde yerine getirilip getirilmediği tartışmaları sürmektedir (Cointreau and Coad 2000).

Kentsel katı atık yönetiminin günümüzde kazandığı çağdaş anlam bağlamında entegre katı atık yönetimi ve sürdürülebilir atık yönetimi kavramlarının incelenmesi gerekmektedir.

#### **1.1.2.a. Entegre katı atık yönetimi**

Dajani ve Warner (1980)'e göre entegre katı atık yönetimi kavramı, kentsel katı atık yönetiminde etkinlik ve güvenliğin sağlanması amacıyla, insan ve çevre sağlığı üzerinde en az etkili olabilecek katı atıkların azaltımı, kaynağında azaltma, geri kazanma, tekrar

kullanım, kompostlaştırma ve enerji kazanımı için yakma ve depolama gibi katı atık yönetimi uygulamalarının birlikte kullanılmasını anlatmaktadır. Entegre katı atık yönetim planlaması ise katı atıkların miktar ve içeriği, yerel-bölgesel hatta ulusal ekonomik, sosyal ve çevresel özellikler dikkate alınarak toplama, taşıma, işleme ve son uzaklaştırma süreçlerini kapsayan entegre planlama biçimidir (Palabıyık 2001; Anonymous 1989b).

Entegre katı atık yönetiminin temel amacı, birden fazla program ve teknolojinin rasyonel ve eşgüdüm içerisinde kullanımının katı atık yönetiminde çevresel ve ekonomik anlamda başarıyı sağlamasıdır (Palabıyık 2001).

#### **1.1.2.b. Sürdürülebilir atık yönetimi**

Sürdürülebilir atık yönetimi; çevresel, ekonomik ve sosyal yönleriyle gerçekleştirilmek istenen sürdürülebilir kalkınmanın önemli bir parçasıdır. Atıklar, sürdürülebilirlik bakımından iki önemli etkiye sahiptir. İlk olarak, oluşan atıklar kaynakların ne derece etkin ya da verimli kullanıldığının bir göstergesidir; ikinci olarak ise, atıkların çevreye duyarlı ve ekonomik biçimde uzaklaştırılması gereğidir. Sürdürülebilir atık yönetiminin hedefi, kaynakların kullanımında döngüsel sürece geçerek nihai tüketim sonucunda oluşan atıkların faydalı amaçlar doğrultusunda tekrar kullanılmasıdır. Sürdürülebilir atık yönetimi, önem sırasına göre dört aşamalı karar sürecini gerektirmektedir: Atık üretiminden olabildiğince kaçınılması; atık üretimi kaçınılmaz olduğunda atıkların geri kazanılması; geri kazanımın mümkün olmadığı durumlarda, atıkların enerji üretiminde kullanılması; tüm bu aşamalar geçildiğinde, atıkların son uzaklaştırma için en uygun çevresel seçeneğin geliştirilerek uygulanmasıdır (Palabıyık 2001).

Ülkemizde katı atık yönetimi planlaması ve değerlendirmesine en büyük katkıyı yapabilecek temel veri tabanı yeterli değildir. Türkiye’de katı atıkların sistematik olarak incelendiği, veri tabanının oluşturulduğu herhangi bir belediye bulunmamaktadır (Curi vd 1998).



Katı atık yönetim sisteminde atık toplama maliyeti %65-95 arasında bir paya sahiptir (Armağan ve Demir 2005). Dünyadaki kaynakların sınırlı olması ve katı atık bertaraf maliyetinin sürekli artmasıyla katı atık yönetimi daha fazla önemiyet kazanmaktadır. Katı atık yönetiminde başlıca yöntemler; kaynakta azaltma, yeniden kullanma, geri dönüşüm, geri kazanım, düzensiz depolama, düzenli depolama, kompostlaştırma ve yakmadır (Palabıyık 2001):

**a) Kaynakta Azaltma:** Bu yöntemde amaç atık oluşturmamaktır. Kullanılan madde miktarı azaltılarak daha az atığın ortaya çıkması sağlanır. Bu yöneme paketleme için daha az ürün kullanımı, ürünlerin geri dönüştürülebilir kısmının artırılması, kullanılıp atılan ürünler yerine tekrar kullanılabilen ürünlerin üretilmesi örnek verilebilir (Palabıyık 2001).

**b) Geri Dönüşüm:** Atıkların fiziksel ve/veya kimyasal işlemlerden geçirildikten sonra ikinci hammadde olarak üretim sürecine sokulmasıdır (Palabıyık 2001).

**c) Geri Kazanım:** Tekrar kullanım ve geri dönüşüm kavramlarını da kapsayan, atıkların özelliklerinden yararlanılarak içindeki bileşenlerin fiziksel, kimyasal ya da biyokimyasal yöntemlerle başka ürünlere veya enerjiye çevrilmesidir. Türkiye’de çöp muhtevası bölgelere ve mevsime göre değişmektedir ve atıkların %35’i geri kazanılabilir malzemelerdir (Palabıyık 2001). İstanbul’da 1992 yılı itibariyle çöp muhtevasına ait ortalama değerler aşağıda görülmektedir (Anonim 1992).

|                             | % Yaş Ağırlık |
|-----------------------------|---------------|
| Organik Madde               | 45            |
| Kağıt                       | 14            |
| Plastik                     | 9             |
| Tekstil                     | 5             |
| Cam                         | 4             |
| Metal                       | 3             |
| Seramik, tuğla, inert madde | 5             |
| Kül                         | 15            |

**d) Düzensiz Depolama:** Katı atıkların, yerleşim alanı dışında açık alan ve/veya deniz ve ırmaklara hiçbir önlem alınmadan gelişigüzel biçimde atılarak insan çevresinden uzaklaştırılmasıdır (Palabıyık 2001).

**e) Düzenli Depolama:** Katı atıkların depolama yöntemiyle uzaklaştırılması, atıkların çevre ve insan sağlığına olumsuz etkilerinin anlaşılması ve bu alanda teknik uygulamaların gelişmesi sonucunda depolama merdiveni biçiminde adlandırılan düzensiz depolama, kontrollü depolama, mühendisli depolama, düzenli depolama gelişme çizgisini takip etmiştir (Rushbrook 1998). Katı atıkların bertarafı için değişik teknolojiler kullanılsa da sonuçta bir miktar atığın nihai olarak depolanması gerekmektedir. Gerek bu tür ve gerekse diğer atıkların nihai bertarafı amacıyla düzenli depolama sahaları hazırlanmakta ve kullanılmaktadır. Yeterli büyüklükte ve uygun sahalar bulunduğu müddetçe kullanılan düzenli depolama yönteminde, çevreye olan olumsuz etkiler minimize edilirken, atıkların kontrol altında ayrışarak inert ve kararlı maddelere dönüşümü sağlanır (Palabıyık 2001).

**f) Kompostlaştırma:** Organik esaslı katı atıkların oksijenli ortamda ayrıştırılması işlemidir. Kompostlaştırma, atıklar içerisindeki organik maddelerin ayıklanması, boyut küçültme, nemlendirme, havalı şartlarda kararlı hale getirme ve kullanıma hazırlama işlemlerinden oluşur. Kompostlaştırma yöntemi özellikle park, bahçe ve mutfak atıklarının uzaklaştırılmasını tarımsal olarak verimli kılmaktadır (Palabıyık 2001).

**g) Yakma:** Katı atıkların özel olarak projelendirilmiş tesislerde hacim olarak azaltma ve/veya enerji elde etmek amacıyla yakılarak uzaklaştırma ve enerji kazanım yöntemidir. Temel amacı depolama ile uzaklaştırılacak atık miktarının azaltılması olan yakma yöntemi ile katı atıklar hacimce %80-90, ağırlık bakımından %75-80 oranında azaltılabilir (O'reilly 1991).

Katı atık uzaklaştırılmasında ülkemizde en yaygın uygulanan yöntem düzenli/düzensiz depolamadır. Avrupa Birliği üye ülkelerinin büyük çoğunluğunda da katı atıkların uzaklaştırılmasında düzenli depolama kullanılmaktadır. Bir depolama alanı yeri

seçiminde çok sayıda faktörün göz önüne alınması gerekirken, maalesef ülkemizde rastgele veya bir karar vericinin birkaç faktörü düşünerek verdiği karar ile katı atık depolama alanı yerleri seçilebilmektedir.

## 1.2. Katı Atık Düzenli Depolama Sahaları

Evsel katı atıkların bertarafında en ekonomik ve en basit yöntem düzenli depolamadır. Depo yerlerinin belirlenmesinde üzerinde çalışılması gerekli ana konular (Baran 1995):

- Ulaşım ve meskun mahal durumu
- Meteorolojik durum
- Jeomorfolojik durum
- Jeolojik - Hidrojeolojik durum
- Jeoteknik inceleme olarak sayılabilir.

**Ulaşım ve Meskun Mahal Durumu:** Depolama sahasına ulaştırılacak katı atıklar; optimum uzaklıklara çevreyi etkilemeyecek şekilde uygun yol ve güzergahlardan özel araçlarla taşınmalıdır. Bunun ulaşım ekonomisi açısından önemi vardır. Depolama sahalarının meskun mahallerle uzaklığı 1 km'den daha az olmamalı, depo yerleri kötü manzara etkisi yaratmayacak noktalarda bulunmalı ve görüntü kirliliğine yol aılmamalıdır. Örneğin Mamak (Ankara) eski çöp depolama sahasına 1960-1979 yılları arasında çöp dökülmüş olup bugün üzerinde yoğun bir gecekondulaşma mevcuttur (şengüler 1994). Çevresel olumsuzlukların yaşanmaması için çöp depolama sahası seçimlerinde şehircilik açısından da çok iyi planlama gerekmektedir (Baran 1995).

**Meteorolojik Durum:** Katı atık depolama tesisinin tasarımında sıcaklık, yıllık yağış miktarı, buharlaşma değerleri ve rüzgar yönlerinin bilinmesi gereklidir. Rüzgar yönleri koku etkisi bakımından önemlidir, bu nedenle hakim rüzgar yönleri ile meskun mahallerin aynı doğrultuda bulunduğu sahalarda depo yeri seçilmemelidir (Baran 1995). Depolama sahasından kaynaklanan koku probleminin bir rneği Erzurum İli'nde görülmektedir. Rüzgar yönlerinin yol açtığı koku etkisi, Erzurum Katı Atık Düzenli Depolama Saha'sı için sorun teşkil etmektedir.

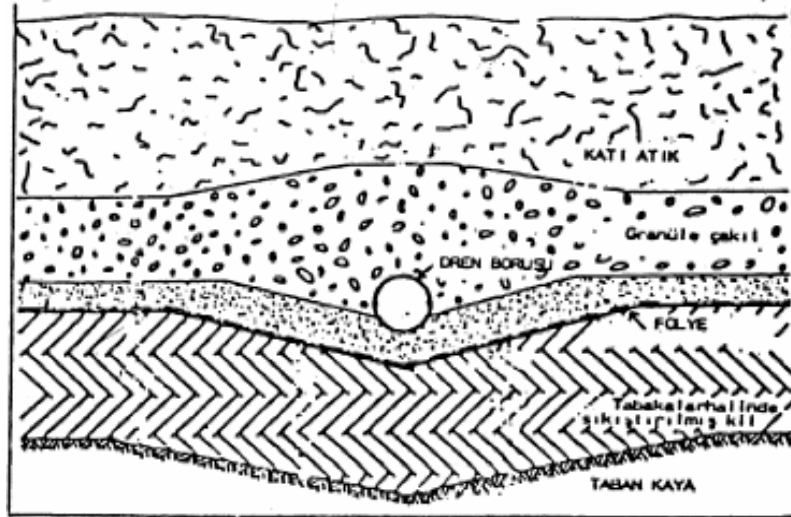
**Jeomorfolojik Durum:** Depo inşa edilecek saha; mümkün olduğunca su toplama havzaları dışında tutulmalı, sürekli ve süreksiz yüzeysel akışlardan etkilenmeyecek yerlerde seçilmeli özellikle dere yataklarından kaçınılmalıdır. Heyelan, sel ve çığ tehlikesi açısından yüzey eğimi çok önemlidir. Bu nedenle katı atık depolama yerleri için çöp depolama sahaları drenaj ağının kurulabileceği en az eğime sahip sahalar olmalıdır (Baran 1995).

**Jeolojik-Hidrojeolojik Durum:** Barkowski (1985) yukardaki durumların optimum şartlarla ele alınıp sentezlenmesiyle belirlenecek alternatif sahaların 1/5000 ölçekli jeolojik ve hidrojeolojik detay etüdlerinin yapılması gerektiğini ifade etmiştir. Depo yeri seçiminde temel husus yeraltı ve yerüstü su kirliliğine yol açılmamasıdır. Bunun için yörede mevcut kayaçların litolojik, tektonik özellikleri belirlenmeli fay, çatlak sistemleri gibi kırıklı yapılar değerlendirilerek riskli yerlerden kaçınılmalıdır. Akifer niteliği taşıyan formasyonlar üzerinde kurulan katı atık depolama sahasından oluşabilecek muhtemel kaçaklar yeraltı sularına karışmakta ve kirlilik oluşturmaktadır (Baran 1995).

**Jeoteknik İnceleme:** Yeri belirlenen katı atık depolama yerinde depo hacmi ve kapasitesi dikkate alınarak yeterli zemin sondajı yapılmalıdır. Kayaçların mekanik ve diğer mühendislik özellikleri sayısal olarak ortaya konulmalı zemin taşıma kapasitesi belirlenip depremsellik dikkate alınarak depo tasarım ve inşaatı gerçekleştirilmelidir. Bütün bu çalışmalara ek olarak depo yeri ve çevresinin su kimyası belirlenmelidir. Bunun sonradan meydana gelebilecek değişiklikleri anlamada büyük önemi vardır (Baran 1995).

**Depolama Sahası İnşaatı ve İşletmesi Sırasındaki Önlemler:** Depolama sahasının işletmesi sırasında depo üzerine düşen yağışlardan ve/veya katı atığın kendi bünyesinden oluşabilecek kirli suyun yeraltı ve yüzey sularını kirlletmesine engel olmak için özellikle sızıntı suyu miktarını azaltmak, bu suyun zemine sızmasını önleyerek drene etmek ve toplanan suları arıtmak gerekmektedir. Ayrıca uygun zemin koşulları

oluşturulan depo tabanı özel bir izolasyon tasarımıyla inşaa edilmektedir (Anonim 1993).



**Şekil 1.1.** Katı Atık Depo Tabanı Kesiti (Anonim 1993)

Katı atık depolama sahalarının gerek işletmesi sırasında, gerekse depo tamamlanıp kapatıldıktan sonra yeraltı sularının kirlenip kirlenmediği hidrolik önlemler çerçevesinde denetlenmelidir (Baran 1995).

Aktaş (1993) bu nedenle depo sahası yakın çevresine açılacak monitör kuyular aracılığıyla yeraltı su durumunun kontrol edilmesi ve periyodik numuneler alınarak kimyasal analize tabi tutulması gerektiğini belirtmiştir (Baran 1995). Yine depo yakınında açılması gerekli kuyulardan yüksek debili pompaj yapılarak yeraltı su seviyesi düşürülmeli ve kirliliğinin yayılmasının önüne geçilmelidir (Baran 1995). Bir düzenli depolama sahası projelendirilirken aşağıdaki parametreler dikkate alınmalıdır (Yıldız 2000):

- Optimum depolama kapasitesi, sahaya atık giriş miktarları (özellikle 3 yıl içerisindeki miktar)
- Eski sahayla yeni saha arasındaki ilişki

- Yeraltı suyu seviyesi ve geçirimsizlik tabakası teşkili, çöp suyu toplama sistemi ve ölçüm imkanları
- Çöp suyu toplama sistemi kontrol bacaları
- Gaz toplama ve gazın erken eldesi sistemleri
- Depolama sahasına su giriş kontrol sistemleri (çevre hendekleri, örtü vb.)
- Çöp sızıntı suyunun deşarj limitlerine uygun arıtılması
- Ön arıtmaya tabi tutulmamış organik atıkların hızlı bozunmasının temini sistemi
- Ekipman, periyodik kontrol, çevresel kontrol ve görüntüleme sistemleri
- Deponide kullanılacak malzemelerin bölgede mevcudiyeti

Katı atık depolama sahaları yer seçiminde Coğrafi Bilgi Sistemleri (CBS) Uygulaması son yıllarda büyük önem taşımaktadır (Çay vd 2007). CBS, birçok problemin hızlı ve etkili bir şekilde çözülmesinde önemli bir araç haline gelmiştir; çevre problemlerinin çözümünde kullanımı en güçlü ve en başarılı uygulama sahalarından biri olmuştur (Goodchild *et al.* 1993).

Environmental Protection Agency (EPA), 1987 yılında Ulusal Coğrafi Bilgi Sistemi Programı'nı kurmuş, CBS'nin çevre problemlerinin çözümünde kullanımı ile ilgili olarak 1994 ve 1999 yıllarında iki ulusal konferans düzenlemiştir. Çevre problemlerinin tanımlanmasında, değerlendirilmesinde ve çözümünde CBS'nin nasıl kullanılabileceği tartışılmıştır (Anonymous 1995, 1999).

Higgs (2006), katı atık yeri seçiminde CBS ve çoklu kriter tekniklerinin birlikte kullanılabileceğini belirtmiştir. Vatalis ve Manoliadis (2002), Makedonya'da yeni bir katı atık depolama sahası yeri seçiminde karar destek sistemi olarak CBS'nin kullanıldığı çalışmada, ilk aşamada farklı yer seçimi kriterleri için overlay (bindirme) tekniği kullanılarak uygun yer seçimi yapılmış, ikinci aşamada ise çevresel ve ekonomik kriterler de kullanılarak en uygun alternatifin seçimine gidilmiştir.

Kim vd (1994), Geo-Spatial Bilgi Sistemi (GSIS) kullanarak uygun bir katı atık depolama sahası seçmek için bir çalışma yapmışlardır ve buna bağlı olarak uygun bir yer seçilmiştir (Çay vd 2007).

Türkiye’de mevcut 3215 Belediyeden sadece 15 adetinde düzenli katı atık depolama sahası mevcuttur. Katı atık depolama sahası projesinde ise ilk adım yer seçimidir. Doğru yer seçimi kararları alabilmek için bütün dünyanın da kullandığı CBS teknolojilerinden faydalanılmalıdır (Çay vd 2007).

Depolama sahalarının gelecekteki yerleri araştırılırken çok fazla kriter dikkate alınmak zorundadır. Çok fazla sayıda veri mümkün olan kısa zamanda değerlendirilmek zorundadır. Bu CBS yardımıyla yapılabilir. Depo kapasitesi, kesişme ve geometrik veri, olası araştırma alanlarının tanımlanmasında pozitif alanlar, negatif alanlar ve kişisel değerlendirme alanlarının belirlenmesi için çok önemlidir (Dorhofer and Siebert 1998).

Çay vd (2007), Türkiye’de katı atık depolama sahası yer seçiminde CBS teknolojisini kullanarak ilk kapsamlı çalışmayı yapmışlardır. Çalışma alanı olarak Konya il merkezinin 47 km güneyinde yer alan Çumra ilçesi seçilmiştir. Bu çalışmada; katı atık depolama sahalarının yer seçiminde çevresel faktörler, sosyal ve kültürel faktörler açısından minimum etki ve mühendislik/ekonomik faktörler açısından maksimum fayda sağlayacak deponi yeri seçiminde kullanılabilecek harita katmanları incelenmiş ve katı atık depolama sahalarının yer seçiminde bir karar destek mekanizması olarak CBS’nin etkili bir şekilde nasıl kullanılabileceği Çumra İlçesi örneğinde ortaya konulmuştur. Endüstriyel alanlar, havaalanları, sel baskınları, toprak tipleri, jeolojik ve hidrojeolojik özellikler, rüzgar yönü ve diğer sosyal ve ekonomik faktörlerinde değerlendirilmesiyle katı atık depolama sahası için en uygun bölgenin ilçenin kuzey ve kuzey doğusunda olması gerektiği belirlenmiştir.

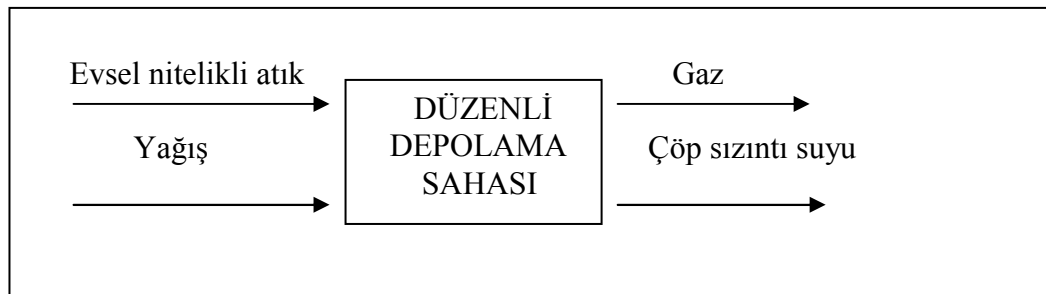
Katı atık düzenli depolama sahalarının zeminleri sızıntı sularının tutulması, toplanması ve buna bağlı olarak yeraltı sularına kirletici bir unsur olmasını engellemeleri açısından önemlidir. Zeminler doğal olarak geçirgen olmayabilirler. Ya da sonradan depo

zeminine yayılan yapay veya doğal maddelerle bunu sağlamak mümkündür. Ayrıca bir zemin tutucu madde askıda veya çözünmüş olarak bulunan kirleticileri de tutabilir. İdeal bir maddenin hidrolik iletkenliği  $10^{-7}$  cm/s veya daha az olmalıdır. Sentetik olarak genelde çimento, asfalt, plastik maddeler veya membran kullanılır. En çok kullanılan doğal madde ise killi özelliğe sahip alanlardır. Bazen kil sızıntı suyu içinde bulunan kimyasallar tarafından çözünebilir veya kil direkt partiküler olarak çöp sızıntı suyuna geçer. Ancak bu miktar çok az olduğu için göz ardı edilebilir (Dass and Tamke 1977; Miller 1980).

Literatürde katı atık depolarındaki şilte sistemlerinde kullanılabilecek malzemelerin geçirimsizlik özelliklerine kimyasal çözeltilerin etkisi üzerine çeşitli çalışmalar yapılmıştır. NaCl tuzunun 0,01; 0,1; 0,6 ve 2 M konsantrasyonlarında (Petrov and Rowe 1997); 0,6 M konsantrasyonunda (Shackelford *et al.* 2000); 0,005; 0,01; 0,025; 0,1 ve 1 M konsantrasyonlarında (Jo *et al.* 2001) ve 0,1 M konsantrasyonunda (Jo *et al.* 2005) laboratuvar geçirimsizlik deneyleri yapılmıştır.

Bu çalışmalardan farklı olarak Rao ve Mathew (1995), killerin geçirimsizliğine  $\text{Na}^+$  iyonunun etkisini araştırmışlardır. Yapılan bu çalışmalar sonucunda NaCl çözeltisinin kilin yapısını bozduğu ve konsantrasyonun artmasıyla geçirimsizliğin de artış eğilimi gösterdiği belirlenmiştir.

Bir düzenli depolama sahasının girdi ve çıktıları Şekil 1.2'deki gibi gösterilebilir (Yıldız 2000).



**Şekil 1.2.** Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Girdi ve Çıktıları (Yıldız 2000)



Yılmaz vd (2008) katı atık depolama sahalarının tasarımında ana malzemenin düşük geçirimsizlik özelliğinden dolayı yüksek plastisiteli (geçirimsiz) killerden oluşan şilteler olduğunu belirtmişlerdir. Bu şilteler, katı atıkların içinden süzülen ve bir takım kimyasal, biyolojik ve fiziksel olaylara maruz kalarak oluşan sızıntı suyundan etkilenir. Bu çalışmada, iki farklı adet CL (Düşük-orta plastisiteli inorganik kil, çakıllı kil, kumlu kil, siltli kil, yağlı kil) ve bir adet CH (Yüksek plastisiteli inorganik kil, yağlı kil) sınıfı kil üzerinde sızıntı suyunu temsilen NaCl çözeltileri kullanılarak laboratuvar geçirimsizlik deneyleri yapılmıştır. Deney sonuçları, NaCl konsantrasyonunun artmasıyla CH sınıfı kilin geçirimsizliğinin arttığını ve CL sınıfı killerde ise geçirimsizlikte belirgin bir değişimin olmadığını göstermiştir.

Sızıntı sularında yüksek miktarda bulunan klorür, tüm doğal veya kullanılmış sularda bulunan iyon türüdür ve doğada sodyum, potasyum ve kalsiyum tuzları (NaCl, KCl, CaCl<sub>2</sub>) olarak yaygın şekilde bulunur. Klorür suyun iletkenliğini artırdığı için korozyonu kolaylaştırır (Samsunlu 2005)

### **1.3. Katı Atık Depolama Sahalarındaki Stabilizasyon Fazları**

Depo sahası ve katı atık özellikleri ile sızıntı suyu üretimi arasında bir bağ kurulmak istendiğinde, katı atığın stabilizasyonu ile biyolojik ayrışma fazları arasındaki ilişkinin tanımlanmasına ve değerlendirilmesine ihtiyaç vardır. Bu fazları tanımlayıcı olaylar, depo sahalarında değişik zamanlarda meydana gelebilir. Fazların sürelerinin tahmininde, rutubet miktarı, organik madde oranı, nutrient kullanımı, inhibitörler ve depo sahasına özgü faktörler önemli rol oynar. Gerçekte, depo sahasının her yeri aynı yaşta değildir. Farklı kısımlar yaş farklılığı nedeniyle farklı özelliklere sahiptir. Pohland (1995) tarafından yapılan çalışmalar, katı atığın ayrışmasındaki fazların tanımlanmasını sağlamıştır. Depo sahasının stabilizasyonu süresince sızıntı suyu ve gaz karakterindeki değişim; atığın stabilizasyon derecesini yansıtır (Küçükgül 1999).

Düzenli depolama sahalarında meydana gelen ayrışma prosesleri çok yavaş bir şekilde gerçekleşir ve ayrışma hızı, nem, sıcaklık ve pH gibi pek çok faktöre bağlı olarak

değişmektedir. Bu sebeple, depo sahalarında meydana gelen ayrışma proseslerinin hızlandırılması ve atıkların ayrışması için gerekli optimum şartların sağlanması için çeşitli yöntemler geliştirilmiştir. Nem muhtevasının biyolojik ayrışma proseslerini etkileyen en önemli faktörlerden biri olması ve atıkların nem muhtevalarının arttırılmasının uygulama açısından basit olması sebebiyle bu yöntem yaygın olarak kullanılmaktadır (Reinhart 1996; Reinhart and Al-Yousfi 1996).

Depo sahalarındaki biyolojik stabilizasyon, hemen hemen tamamen anaerobik ortamlarda gelişir. Bu nedenle stabilizasyon fazları, anaerobik ayrışma fazları ile incelenir. Bu fazlar katı atık depolama sahası için, başlangıç, geçiş, asit, metan ve olgunlaşma fazları olarak tanımlanmaktadır (Farquhar and Rovers 1973; Ehrig 1984).

### **1.3.1. Başlangıç fazı**

Bu fazı etkileyen başlıca faktörler şunlardır (Küçükgül 1999):

- Atık yerleştirme hızı ve birincil nem tutumu
- Depo sahanın doldurulması ve kapatılması
- Çevresel parametrelerdeki değişiklikler

Organik maddelerin havalı ortamda bozunması genellikle çöp sahası içerisinde mevcut oksijen miktarının yetersiz olmasına bağlı olarak ve atığın yüksek oksijen talebi nedeniyle sınırlı bir süredir. Çöp sahasının, kısmen havalı ortamda ayrışan tek bölümü üst katmandır. Burada oksijen, taze çöp arasında sıkışmış ya da yağmur suyu tarafından getirilmek sureti ile sağlanır. Bu evrede proteinlerin bozunarak aminoasitlere, böylece organik maddenin karbondioksit, su, nitrat ve sülfatlara dönüştüğü gözlenmektedir. Bu evrede biyolojik oksidasyonun dışarıya ısı vererek oluşması nedeni ile yüksek sıcaklıklara ulaşılabilir. Aerobik bozunma evresi genellikle kısadır ve bu evrede çöp sızıntı suyu oluşumu olmaz (Andreottola and Cannas 1992).

### 1.3.2. Geçiş fazı

Saha kapasitesine ulaşılması sonucunda, stabilizasyonun ikinci fazı olan geçiş fazı başlamaktadır. Bu fazda gözlenen en önemli olay çöp sızıntı suyunun oluşmaya başlamasıdır. Aerobik şartlardan anaerobik şartlara geçilmesi sonucu, anaerobik ayrışmanın ilk kademesi olan hidroliz, bu fazda meydana gelir (Küçüköl 1999).

Geçiş fazı olarak tanımlanan ikinci fazda oksijen tükenir ve anaerobik şartlar oluşmaya başlar. Depo sahasının anaerobik şartlara geçmesi ile biyolojik reaksiyonlar sonucu elektron alıcı olarak görev yapan nitrat ve sülfat, azot ve hidrojen sülfür gazlarına indirgenir. Anaerobik şartların başlaması oksidasyon, redüksiyon potansiyelinin ölçülmesi ile gözlenebilir. Potansiyelin 50-100 mV civarında olması halinde nitrat ve sülfatın indirgenmesi başlar. 150-300 mV aralığında olması halinde metan üretimi başlar. Oksidasyon redüksiyon potansiyeli azalmaya devam ettikçe organik maddeleri  $CH_4$  ve  $CO_2$ 'ye çeviren mikroorganizmalar üç kademeli prosese başlarlar. İkinci fazda sızıntı suyunun pH'ı organik asitler ve  $CO_2$  konsantrasyonunun artması neticesinde düşer. Başlangıçtaki yüksek sülfat içeriği, redoks potansiyeli düştükçe yavaş yavaş azalabilir. Ortaya çıkan sülfidler, asit fermantasyonu ile çözünmüş olan demir, manganez ve ağır metalleri çökeltebilir. Ph'daki azalmaya uçucu yağ asitlerinin yüksek konsantrasyonu ve yüksek  $CO_2$  kısmi basıncı neden olur. Çöp kütlesi içerisinde mevcut kolayca çözünebilir malzemelerin çöp sızıntı suyu haline dönüşmesi ve yine kolayca bozunabilir organik maddelerin mevcut olması nedeni ile anyon ve katyonların konsantrasyonu yüksektir. Bu evrede oluşan çöp suyu yüksek  $BOI_5$  değerleri (genellikle >10 000 mg/l), yüksek  $BOI_5/KOI$  oranları (genellikle >0,7) ve asidik pH değerleri (tipik olarak 5-6) ve amonyak (sıklıkla 500-100 mg/l) ile karakterize edilir (Gönüllü vd 1986).

### 1.3.3. Asit oluşumu fazı

Bu fazda ikinci fazda başlayan mikrobiyolojik aktivite kullanılarak büyük ölçüde organik asitler ve daha küçük miktarda da hidrojen gazı üretilir. Üç kademedeki

anaerobik ayrışma prosesinin birinci kademesi yüksek moleküllü bileşiklerin enzim reaksiyonları ile mikroorganizmaların enerji ve karbon kaynağı olarak kullanabileceği boyutlara gelir. Bu kademeye hidroliz denir. Prosesin ikinci kademesinde; (asit kademesi) birinci kademede oluşan bileşikler mikrobiyolojik dönüşüm ile daha basit yapıları ara bileşiklere dönüşür. Üçüncü fazda ortaya çıkan gazın büyük bir kısmı CO<sub>2</sub>'dir ve düşük oranda hidrojen gazı da üretilir. Bu dönüşümde rol alan mikroorganizmalar fakültatif ve mecburi anaerobik bakterilerdir. Bu mikroorganizmalar asit oluşturanlar olarak da adlandırılırlar. Sızıntı suyunun pH'ı organik asit ve CO<sub>2</sub> nedeniyle 5'in altına düşer. Sızıntı suyunun BOİ<sub>5</sub>, KOİ ve iletkenlik değerleri bu fazda önemli ölçüde artar. Bu artışın nedeni sızıntı suyundaki organik asitlerin çözünmesidir. Ayrıca pH'ın düşük olması nedeniyle başta ağır metaller olmak üzere inorganik bileşiklerde çözünürler. Bu aşamada sızıntı suyu ile nutrientler de uzaklaştırılır, eğer sızıntı suyu geri devredilemez ise depo sahasından nutrient kaybı olur. Eğer sızıntı suyu oluşmamış ise üçüncü fazda üretilen ayrışma ürünleri depo sahasında tutunmuş bileşikler olarak ve katı atık tarafından tutulan suyun içinde kalırlar (Andreottola and Cannas 1992). Asidik sızıntı suyu uçabilen yağ asitlerinin, kalsiyumun, demirin, ağır metallerin ve amonyanın büyük miktarlarda ortama karışmasını sağlar. Sonraki fazda yağ asitlerinin oluşumu düşerken metan gazı üretiminde artış görülür. Sülfat miktarı düşer (Küçükgül 1999).

Asit safhasında sızıntı suyunun pH'ı 4,5-6 değerleri arasında iken, metan fazına geçişle birlikte pH nötr değerlere ulaşır (Gujer and Zehnder 1998).

Ehring (1990), asit fazında oluşan sızıntı suyunun KOİ değerinin 6000-60000 mg/l, BOİ<sub>5</sub> değerinin 4000-40000 mg/l, TOK değerinin 1500-25000 mg/l, AOX değerinin 540-3450 mg/l, organik azot değeri 10-4250 mg/l, NH<sub>4</sub>-N değeri 30-3000 mg/l ve TKA değerinin 40-3425 mg/l arasında değiştiğini ve metan fazında diğer değerler azalırken, azot bileşiklerinin aynı kaldığını ifade etmiştir (Heyer vd 1999).

#### **1.3.4. Metan fazı**

- Ara ürünlerin (Asidik fazda oluşan) CH<sub>4</sub> ve CO<sub>2</sub>'e dönüşmesi

- pH'nın yükselmesi
- İndirgenme–yükseltgenme potansiyellerinin en düşük değerlere inmesi

Bu fazda asit fazında oluşan asetik asit ve hidrojen, metan mikroorganizmaları tarafından  $\text{CH}_4$  ve  $\text{CO}_2$ 'e çevrilir.  $\text{CH}_4$  mikroorganizmaları mecburi anaerobiktir. Dördüncü fazda metan ve asit oluşumu aynı anda devam eder, fakat asit oluşum kısmı önemli ölçüde azalmıştır. Hidrojen ve asitlerin metan ve  $\text{CO}_2$ 'e dönüşmesi sonucu pH değeri genellikle nötr civarında olmak üzere 6-8 aralığında yükselir. Sızıntı suyunun pH'ı yükselir,  $\text{BOI}_5$ ,  $\text{KOI}$  ve iletkenlik değerleri düşer. Ph'nın yükselmesine bağlı olarak inorganik maddelerin çözünmüş fazda olan kısmı da azalır ve sonuç olarak ağır metal konsantrasyonu düşer (Küçükgül 1999).

Dördüncü anaerobik bozunma evresi metanojenik bakterilerin sağladığı metanojenik fermantasyon ile karakterize edilir. Metanojenik bakterilere uygun olan pH aralığı son derece sınırlıdır ve 6-8 aralığında değişir. Çöp suyunun kompozisyonu neredeyse nötr sayılacak pH değerleri, uçucu yağ asitlerinin ve toplam çözünmüş katı maddelerin düşük konsantrasyonu ile karakterize edilirken, biyogaz genellikle %50'den daha fazla metan içerir. Bu durum, organik maddelerin büyük bölümünün çözünebilirliğinin, katı atık stabilizasyonu sürecinin yıllarca devam edecek olmasına karşın, depo sahasının işletiminin bu evresinde azalmış olduğunu onaylamaktadır. Bu evre esnasında üretilen sızıntı suyu nispeten düşük  $\text{BOI}_5$  ve düşük  $\text{BOI}_5/\text{KOI}$  oranları ile karakterize edilir (Andreottola and Cannas 1992). Son aşamada metan bakterilerinin faaliyetleri artar ve metan üretimi başlar. Bu fazda iki cins metan bakteri grubu etkindir. Bunlardan asetofilik bakteriler asetik asitten elde edilen asetatı kullanarak metan üretirken hidrojenfilik bakteriler metan üretimi için hidrojeni kullanırlar (Thomas *et al.* 1990).

Mikrobiyolojik şartların değişmesinden, sülfat değerleri de etkilenmektedir. İşletmedeki depo sahalarında, asidik fazdaki yüksek organik asit, pH'nın düşmesine ve inorganik maddelerin çözünürlüğünün artmasına sebep olmaktadır. Çizelge 1.2 asit ve metan fazlarında konsantrasyonları değişen parametrelerin ortalama değerlerini ve aralıklarını vermektedir (Ehrig 1984). Sülfatlarda meydana gelen azalma çöp sızıntı suyunda

mevcut çeşitli ağır metallerin çökmesini sağlayabilir. Depo faaliyetinin ilk fazı esnasında yüksek düzeyde organik asit üretiminin neden olduğu düşük pH değerleri yüzünden yüksek düzeyde bir metal çözünürlüğü mevcut iken, depo sahasının yaşı ilerledikçe, pH'ta meydana gelen artış, çözünürlüğe sebep olur. Organik bileşiklerin ayrışması eser miktarlarda bulunan metallerin çözünmesini teşvik eder. Azot, oksijen ve kükürt içeren organik bileşiklerin çoğu metaller ile çözünebilir kompleksler oluşturabilir ve böylece metal konsantrasyonlarını arttırabilirler (Andreottola and Cannas 1992).

**Çizelge 1.2.** Asit ve Metan Fazlarında Konsantrasyonları Değişen Parametrelerin Ortalama Değerleri (Ehrig 1984)

| <b>Parametreler</b>     | <b>Ortalama değerler</b> | <b>Değer aralıkları</b> |
|-------------------------|--------------------------|-------------------------|
| <b>Asidik faz</b>       |                          |                         |
| pH                      | 6,1                      | 4,5 - 7,5               |
| BOİ <sub>5</sub> (mg/l) | 13000                    | 4000 - 40000            |
| KOİ (mg/l)              | 22000                    | 6000 - 60000            |
| SO <sub>4</sub> (mg/l)  | 500                      | 70 - 1750               |
| <b>Metan fazı</b>       |                          |                         |
| pH                      | 8                        | 7,5 - 9                 |
| BOİ <sub>5</sub> (mg/l) | 180                      | 20 - 550                |
| KOİ (mg/l)              | 3000                     | 500 - 4500              |
| SO <sub>4</sub> (mg/l)  | 80                       | 10 - 420                |

Çizelge 1.3'de asit ve metan fazındaki çöp sızıntı sularında ortalama kirletici konsantrasyonları verilmiştir.

**Çizelge 1.3.** Asit ve Metan Fazındaki Çöp Sızıntı Sularında Ortalama Kirletici Konsantrasyonları (Kylefors and Lagerkvist 1997)

| Parametre          | Birim | Metan Fazında | Asit Fazında |
|--------------------|-------|---------------|--------------|
| BOİ                | mg/l  | 980           | 38500        |
| KOİ                | mg/l  | 2200          | 43300        |
| TOK                | mg/l  | 1300          | 17000        |
| TKA                | mg/l  | 580           | 1060         |
| NH <sub>4</sub> -N | mg/l  | 335           | 610          |
| Toplam-P           | mg/l  | 19            | 43           |
| AOX                | µg/l  | 1280          | 1690         |
| Ca                 | mg/l  | 230           | 2510         |
| Fe                 | mg/l  | 40            | 650          |
| K                  | mg/l  | 950           | 1090         |
| Mg                 | mg/l  | 90            | 170          |
| Na                 | mg/l  | 1000          | 1210         |
| S                  | mg/l  | 23            | 160          |
| Al                 | µg/l  | 2560          | 270          |
| As                 | µg/l  | 40            | 83           |
| Ba                 | µg/l  | 430           | 130          |
| Co                 | µg/l  | 100           | 740          |
| Cu                 | µg/l  | 690           | 58           |
| Mn                 | µg/l  | 780           | 67500        |
| Pb                 | µg/l  | 370           | 10           |
| Zn                 | µg/l  | 1960          | 26010        |

Asit ve metan fazdaki çöp sızıntı sularının kirletici konsantrasyonları arasındaki farkları belirlemek üzere yapılan çalışma sonucunda BOİ, KOİ, pH, SO<sub>4</sub> ve bazı metallerin konsantrasyonları çöp sızıntı suyunun asit veya metan fazda olmasına bağlı olarak değişiklik sergilemiştir; NH<sub>3</sub>-N, TKA, alkalinite, fosfor, Cl ve bazı metallerin konsantrasyonları değişim göstermemiştir (Ehrig 1988). Çizelge 1.4’de çöp sızıntı sularındaki kirletici konsantrasyonların asit ve metan safhalarında değişimi ve Çizelge 1.5’de ise fazlar arasında değişim göstermeyen parametrelerin konsantrasyonları verilmiştir.

**Çizelge 1.4.** Çöp Sızıntı Sularında Kirletici Konsantrasyonların Asit ve Metan Safhalarında Değişimi (Ehrig 1988)

| Parametre*            | Asit Fazı    |          | Parametre *           | Metan Fazı |          |
|-----------------------|--------------|----------|-----------------------|------------|----------|
|                       | Aralık       | Ortalama |                       | Aralık     | Ortalama |
| pH                    | 4,5 - 7,5    | 6,1      | pH                    | 7,5 - 9    | 8,0      |
| BOİ <sub>5</sub>      | 4000 - 40000 | 13000    | BOİ <sub>5</sub>      | 20 - 550   | 180      |
| KOİ                   | 6000 - 60000 | 22000    | KOİ                   | 500 - 4500 | 3 000    |
| BOİ <sub>5</sub> /KOİ | -            | 0,58     | BOİ <sub>5</sub> /KOİ | -          | 0,06     |
| SO <sub>4</sub>       | 70 - 1750    | 500      | SO <sub>4</sub>       | 10 - 420   | 80       |
| Ca                    | 10 - 2500    | 1200     | Ca                    | 20 - 600   | 60       |
| Mg                    | 50 - 1150    | 470      | Mg                    | 40 - 350   | 180      |
| Fe                    | 20 - 2100    | 780      | Fe                    | 3 - 280    | 15       |
| Mn                    | 0,3 - 65     | 25       | Mn                    | 0,03 - 45  | 0,7      |
| Zn                    | 0,1 - 120    | 5        | Zn                    | 0,03 - 4   | 0,6      |
| Sr                    | 0,5 - 15     | 7        | Sr                    | 0,3 - 7    | 1        |

\* pH ve BOİ<sub>5</sub>/KOİ dışındaki tüm birimler mg/l cinsindendir.

**Çizelge 1.5.** Çöp Sızıntı Sularında Fazlar Arasında Değişim Göstermeyen Parametrelerin Konsantrasyonları (Ehrig 1988)

| Parametre       | Aralık      | Ortalama | Parametre | Aralık     | Ortalama |
|-----------------|-------------|----------|-----------|------------|----------|
| Cl              | 100 - 5000  | 2100     | AOX*      | 320 - 3500 | 2000     |
| Na              | 50 - 4000   | 1350     | Fenol     | 0,04 - 44  | -        |
| K               | 10 - 2500   | 1100     | As*       | 5 - 1600   | 160      |
| Alkalinite**    | 300 - 11500 | 6700     | Cd*       | 0,5 - 140  | 6        |
| NH <sub>4</sub> | 30 - 3000   | 750      | Co*       | 4 - 950    | 55       |
| Organik N       | 10 - 4250   | 600      | Ni*       | 20 - 2050  | 200      |
| TKA             | 50 - 5000   | 1250     | Pb*       | 8 - 1020   | 90       |
| NO <sub>3</sub> | 0,1 - 50    | 3        | Cr*       | 30 - 1060  | 300      |
| NO <sub>2</sub> | 0 - 25      | 0,5      | Cu*       | 4 - 1400   | 80       |
| Toplam P        | 0,1 - 30    | 6        | Hg*       | 0,2 - 50   | 10       |
| CN              | 0,04 - 90   | -        |           |            |          |

\* İşaretli parametreler µg/l, diğer parametreler mg/l cinsindendir.

\*\* CaCO<sub>3</sub> olarak.

Kylefors ve Lagerkvist (1997), yaptıkları çalışmada azot ve fosfor bileşenleri ile sodyum, potasyum gibi elementlerin konsantrasyonlarının, çöp sızıntı suyunun asit veya metan fazda olmasına bağlı olarak değiştiğini ifade etmişlerdir. Bu çalışmada organik



maddeler, azot, fosfor ve birçok elementin konsantrasyonu asit fazdaki çöp sızıntı suyunda metan fazdakine göre daha yüksek bulunmuştur. Bunun yanında kurşun, bakır, baryum ve alüminyum konsantrasyonları metan fazdaki çöp sızıntı suyunda daha yüksek ölçülmüştür.

### 1.3.5. Olgunlaşma fazı

Bu fazın en önemli göstergeleri;

- Sızıntı suyu oluşumunda ve biyolojik stabilizasyonda bir duraklama oluşması,
- Nutrientlerin sınırlı hale gelmesi,
- Gaz oluşumunun kesilmesi,
- Az miktarda bulunan besinlerin yok olmasıdır (Küçükgül 1999).

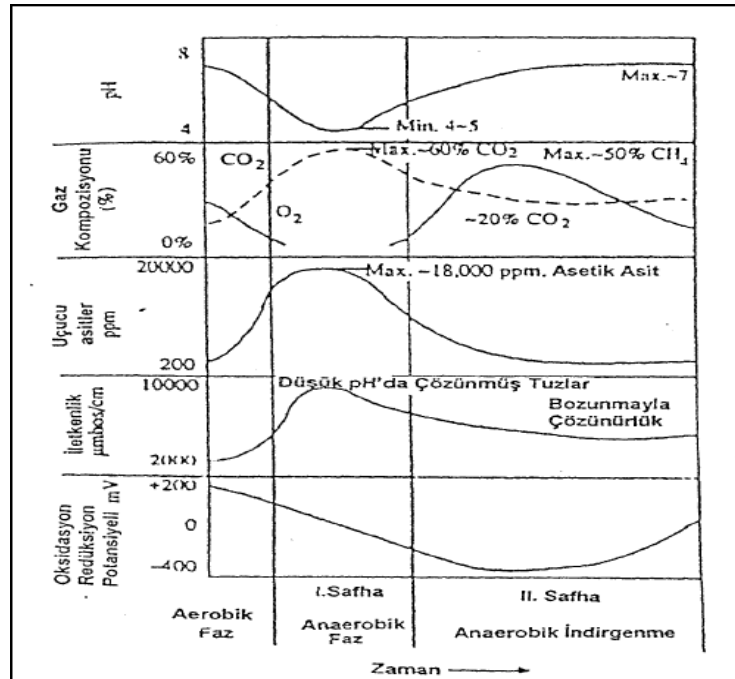
Beşinci faz yani olgunlaşma fazı kolay ayrışabilen organik maddelerin dördüncü fazda  $\text{CH}_4$  ve  $\text{CO}_2$ 'e dönüştürülmesinden sonra başlar. Nem atık içinde ilerledikçe daha önce çözünmemiş olan ayrışabilir maddeler çözünerek ayrıştırılırlar. Katı atık içindeki nutrientler daha önceki fazlarda sızıntı suyu ile uzaklaştırıldığından ve depo sahasında kalan substratlar zor ayrıştığından beşinci fazda gaz oluşumu önemli ölçüde azalır. Bu fazda oluşan gaz esas olarak  $\text{CH}_4$  ve  $\text{CO}_2$  ihtiva eder. Depo sahası örtüsünün tipine bağlı olarak depo gazında küçük miktarlarda azot ve oksijen bulunabilir. Olgunlaşma fazında meydana çıkan sızıntı suyu biyolojik olarak ayrışması zor olan fulvik ve hümik asitler ihtiva eder (Küçükgül 1999).

Yaşı ilerlemiş depolama sahalarında, yalnızca daha refrakter olan organik karbon çöp katmanları arasında bulunduğu zaman, ikinci havalı (aerobik) evre çöp yığınının üst katmanında meydana gelir. Bu evrede metan oluşum oranı o kadar düşüktür ki hava atmosferden nüfuz eder, havalı bölge oluşmasına neden olur ve bu bölgelerin metan oluşturmak için redoks potansiyelleri çok yüksektir (Andreottola and Cannas 1992).

#### 1.4. Katı Atık Depolama Sahalarında Stabilizasyon Fazlarını Belirleyen Parametreler

Depo sahasındaki fazların başlangıcını ve bitişini depo sahası içindeki organik maddelerin dağılımı, nutrient varlığı, atığın nem oranı ve depo sahası içindeki hareketi ve çöpün sıkıştırılması gibi faktörler belirler. Sızıntı suyu oluşumu başladığı zaman, bunların bazıları sızıntı suyu analizleri için kullanılırlar. Örnek olarak pH, indirgenme-yükseltgenme potansiyeli,  $BOI_5$  ve  $KOI$  gibi parametreler verilebilir. Bunlar asit oluşumu ve metan fermantasyon fazlarının gelişiminde kritik rol oynarlar. Azot ve fosfor, nutrient ihtiyacı ve aerobik-anaerobik durumların tanımlanmasında önemlidir. Benzer şekilde tampon kapasitesi (alkalinite), ağır metaller, nitrat, sülfatlar ve iletkenlik de önemli belirleyici parametrelerdir (Ehrig 1984; Buivid *et al.* 1981).

Qasim ve Burchinal (1970) ve Tchobanoglous vd (1993) katı atık sahası içindeki parçalanmanın (ayrışma) üç fazda oluştuğunu belirtmişlerdir. Şekil 1.3'de bu fazlara göre pH, oksijen, karbondioksit, metan, asetik asit, çözülmüş tuzlar ve redoks potansiyelinin değişimini içeren indirgenme eğrileri verilmiştir.



**Şekil 1.3.** pH,  $O_2$ ,  $CO_2$ ,  $CH_4$ , Asetik Asit, Çözünmeyen Tuzlar ve Redoks Potansiyelinin Değişimini İçeren İndirgenme Eğrileri (Qasim and Burchinal 1970; Tchobanoglous *et al.* 1993)

Mikrobiyal bozunmada asıl olan anaerobik faz, temel olarak, karmaşık yapılu organiklerin enzim reaksiyonları ile alkol ve hidrojen oluşumu, asit forma geçiş ve metan faza geçiş olmak üzere üç reaksiyon zincirine sahiptir. Bu fazları gerçekleştiren mikroorganizmalar şunlardır (Thomas *et al.* 1990):

- Fermantasyon bakterileri
- Hidrojen üreten asit bakterileri
- Hidrojen kullanan bakteriler
- Karbondioksit indirgeyen bakteriler
- Asetoklastik bakteriler
- Metan bakterileri

Tüm bu bakteri grupları içinde dış etkilere en hassas grup metan bakterileridir. Nem oranı, oksijen miktarı, hidrojen oranı, sülfat, nutrientler, inhibitörler, sıcaklık, pH ve alkalinite bu etkenlerin içinde en önemli olanlarıdır. Metan bakterileri mecburi anaerobik mikroorganizmalar grubu içindedir. Bunun anlamı ortamda kesinlikle oksijen bulunmaması gerektiğidir. Az miktardaki oksijen bile bu bakteriler için toksiktir. Depo sahası ne kadar iyi kapatılırsa kapatılsın, atmosferden daima bir oksijen girişi söz konusu olacaktır. Ancak depo sahasının üst katmanlarında yer alan aerobik bakteriler bu oksijenin tüketilmesine yol açarlar ve alt kısımlarda anaerobik bir tabakanın oluşmasını sağlarlar (Küçükgül 1999).

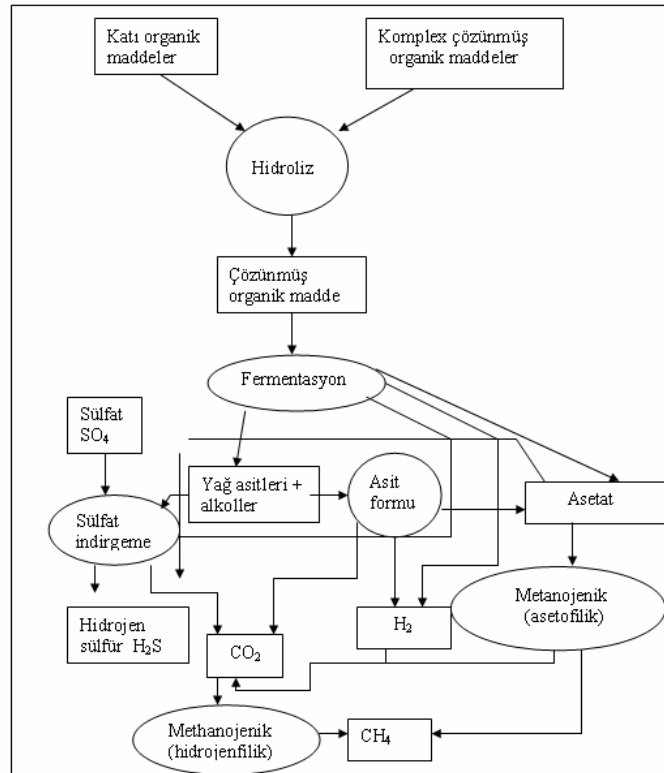
Ortamda bulunan hidrojenin mikroorganizmalar üzerine etkisi, sahip olduğu basıncın biyokimyasal reaksiyonları etkilemesidir. Hidrojen, ortama fermentatif ve asetojenik bakterilerin üretimi ile girer (Küçükgül 1999).

Metan bakterileri oldukça dar bir pH aralığında aktiftirler (~6-8). Şayet ortamda diğer abiyotik etkiler dolayısıyla asetik asit üretimi inhibe olup, propiyonik asit ve bütirik asit oluşumu artarsa ortamda pH düşmesi ve metan oluşumunda azalma hatta durma gözlenir. Ortamda sülfat indirgeyen bakteriler varsa, organik maddelerin bozunması pH'nın 5'in altına düşmesi veya dokuzun üzerine çıkması durumunda da devam edebilir.

Zira bu bakteri türü yaşayabilmek için metan bakterilerinden daha geniş bir pH aralığına sahiptir (Küçükgül 1999).

Ortamda sülfat bulunması saf kültür halinde bulunan metan bakterilerini etkilemez. Ancak eğer ortamda metan bakterileri haricinde sülfat indirgeyen bakteriler de varsa, bunlar dış etmenlere karşı metan bakterilerden daha az hassas oldukları için, daha aktif davranarak ortamdaki besin maddelerinin ve nutrientlerin tüketimini hızlandırıp metan bakterilerinin faaliyet hızını düşürürler (Küçükgül 1999).

Nutrientler, mikroorganizmalar için çok önemli olan maddelerdir. Bu maddeler genelde hücrelerin çoğalmaları için gerekli olan RNA ve DNA sentezi için gerekli olan bazı maddelerin üretiminde kullanılırlar. Depolama sahalarında azot, fosfor, kalsiyum, demir, magnezyum, potasyum, çinko, molibden ve selenyum gibi gerekli nutrientlerin çoğu bol miktarda bulunur (Küçükgül 1999).



**Şekil 1.4.** Bozunma Reaksiyonları ve Bunların Sonucunda Oluşan Fazların Besin ve Bakteriyel Grupları (Küçükgül 1999)

Diğer mikrobiyolojik faaliyetler gibi anaerobik ortamda atık indirgeme fazı da sıcaklıktan etkilenmektedir. Metan bakterileri takriben 37°C’de en verimli halde bulunurlar. Yavaş ve cılız su akışı olan çok derin depo sahalarında, depo içinde mikroorganizmaların faaliyeti sonucu oluşan ısı etrafa yayılmayabilir. Bu, saha içinde sıcaklık yükselmesine yol açar. Bu sıcaklık ılıman iklim koşullarında 35-45 dereceye kadar yükselebilir. Metan üretiminin yüksek olduğu depo sahalarında sıcaklığın yüksek olması beklenir (Zinder 1990; Metry and Cross 1976).

## **2. KATI ATIK DÜZENLİ DEPOLAMA SAHALARINDA ÇÖP SIZINTI SUYU OLUŞUMU VE MİKTARI**

### **2.1. Sızıntı Suyu Oluşumu**

Sızıntı suları yapılan her çalışmada, düşük pH değeri, yüksek biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve toksik kimyasal maddelerin bulunması ile karakterize edilmiş yüksek kirliliğe sahip atıksular olarak tanımlanmışlardır.

Katı atıkların düzenli depolandığı sahalarda biyolojik, fiziksel ve kimyasal olayların oluşması sonucu katı fazdan sıvı ve gaz faza madde geçişleri olmaktadır. Sızıntı suyu katı atıklardan gelen bir su akıntısıdır ve çözünabilen veya çözünemeyen bileşiklerin çöplerden süzülmesi ve depoda meydana gelen reaksiyonlar sonucu oluşmaktadır (Özkıdık 1995; Alpaslan 2005). Sızıntı suyu katı atıkların içinden süzülerek bir takım kimyasal, biyolojik ve fiziksel olaylara maruz kalarak oluşur ve sızıntı suyu toplama sistemleri ile dışarı alınır. Katı atıkların içinden süzülen sızıntı suyu, katı atıkların muhtevassından kaynaklanan çok sayıdaki element ve bileşiği içerir. Sızıntı suyu oluşumu katı atık bileşimi, depo sahasının işletme şartları, iklim, depo sahasındaki hidrojeolojik şartlar, depo sahasındaki kimyasal ve biyolojik faaliyetler, nem, sıcaklık, pH ve depo sahasının yaşı gibi faktörlerden etkilenmektedir (Johansen and Carlson 1976).

Yağan yağmur suyunun deponilerdeki etkisi deponinin işletme durumuna göre değişmektedir. Uzun süredir kullanılan deponinin toprakla örtülmüş kısımları olacağı gibi, çimlendirilmiş ve yeşillendirilmiş kısımları da olacaktır. Ayrıca, işletme binaları ve işletme sahası içinde kullanılan yollar ve alanlar, halen kullanılan çöp depolama sahaları ve henüz kapatılmış sahalara gibi tüm bu farklılıkları göz önünde tutarak bir deponi sahasından oluşabilecek sızıntı suyu miktarını hesaplamak mümkündür (Heyer vd 1999).

Amprık hesaplarda deponideki inşaa halindeki çöp yığınları (su içeriğinden doygun olmayan tarla kapasitesine kadar) için açık kısma gelen yağmur suyunun %25'inin sızıntı suyuna geçtiği kabul edilir. Doygun olanlar da bu değer %50-60'lara ulaşır. Genelde, arazi ölçümlerine göre de bu değer %4 ile %22 arasında olduğu saptanmıştır. Buradan hareketle; birim hektar alan başına günlük sızıntı suyu miktarı  $q=0,8-8,6 \text{ m}^3/\text{hagün}$  yaklaşık olarak bulunur. Genelde hesaplamalarda ortalama bir değer olarak;  $5 \text{ m}^3/\text{hagün}$  değeri alınmaktadır. Günlük yağış miktarının 4 mm'den az olması durumunda bu değer altındaki günler için sızıntı suyu miktarı ihmal edilebilir. Deponi yüzeyi otlarla kaplı olsa ve bitkilendirilmiş olsa bile, bunlardan da suyun sızdığı ve yaklaşık olarak yağışın sızıntıya geçen oranının da, ortamdaki tarla kapasitesi sağlandıktan sonra, %35-40 civarında olduğu kabul edilir. Zira, yeşil örtü suyu tutmakta ve yüzeysel akışa geçmesini engellemektedir. Dolayısı ile sızma oranı artmaktadır. Deponi inşa halinde iken açık kısma gelen yağmurun %24'ü sızıntı suyunu oluşturmaktadır. Arazi çalışmaları yapılan çok sayıdaki ölçümlere göre bu değer %3,3 ile 21,6 arasındadır. Bu da;  $q_s=0,7-5,9 \text{ m}^3/\text{hagün}$ 'e eşdeğerdir. Yönetmeliklerde  $q_s=0,9-8,6 \text{ m}^3/\text{hagün}$  olarak verilmektedir. Hesaplar için ortalama olarak;  $q_s=5 \text{ m}^3/\text{hagün}$  değeri alınmaktadır. Sızıntı suyunun organik kirlilik içeriği Çizelge 2.1'de verilmektedir (Heyer vd 1999).

**Çizelge 2.1.** Sızıntı Suları ve Atıksuların Organik Kirlilik Yükleri (Heyer vd 1999)

| Parametreler           | Eysel çöpten gelen sızıntı suyu |             | Eysel atıksu | Silaj suyu |
|------------------------|---------------------------------|-------------|--------------|------------|
| (mg O <sub>2</sub> /l) | Yeni deponi                     | Eski deponi |              | (pancar)   |
| KOİ                    | 4000 - 60000                    | 250 - 10000 | 500 - 800    | > 30000    |
| BOİ <sub>5</sub>       | 3000 - 45000                    | 80 - 5000   | 300 - 500    | > 20000    |
| TOK                    | 2000 - 20000                    | 1000 - 5000 | 200 - 350    | > 10000    |

Sızıntı suyu oluşumunda etkili en temel işlem, doğrudan suda çözünebilir bileşiklerin suya geçmesidir. Çizelge 2.2'de evsel atıklarda bulunan elementlerin dağılımı görülmektedir (Yıldız 2000).

**Çizelge 2. 2. Katı Atıklarda Bulunan Elementlerin Dağılımı (Rees 1980)**

| Organik Elementler | Konsantrasyon % Kuru Ağırlık | İnorganik Elementler | Konsantrasyon % Kuru Ağırlık | Ağır Metaller | % Kuru Ağırlık |
|--------------------|------------------------------|----------------------|------------------------------|---------------|----------------|
| C                  | 34                           | Cl                   | 0,5                          | Cr            | 40-70          |
| O                  | 20                           | Na                   | 0,4                          | Ni            | 50             |
| H                  | 3,4                          | Mg                   | 0,2                          | Cu            | 80             |
| N                  | 0,5                          | K                    | 0,5                          | Zn            | 600-           |
| S                  | 0,2                          | Ca                   | 3,3                          | Cd            | 1800           |
|                    |                              | Mn                   | 0,15                         | Pb            | 4-30           |
|                    |                              | Diğer                | ~30                          | Fe            | 400            |
| Toplam             | 60                           | Σ                    | ~40                          | Σ             | <0,3           |

Demir ve manganın çözünmeyen yapıdan çözünebilen hale dönüşmesi, bu bileşiklerin sızıntı suyunda yüksek konsantrasyonlara ulaşmasını sağlar. Metallerin kirletici olarak önem taşımalarının yanında, sızıntı suyu aerobik şartlara maruz kaldığında çözünmeyen metal bileşikleri oluşur. Bunun sonucu olarak tıkanmalar oluşabilir. Çözünmeyen inorganik bileşenlerin sızıntı suyunda çözünebilir bileşiklere dönüşmesi kimyasal indirgeme ile meydana gelir (Yıldız 2000).

### 2.1.1. Sızıntı suyu miktarını etkileyen faktörler

Depolama sahası sızıntı suyu üretiminin nicelik olarak değerlendirilmesi için depolama sahası su dengesi modelleri geliştirilmiştir. Bu modeller, bir dizi deney ölçekli ve gerçek depo sahasında sızıntı suyu üretimini tahmin etmek için kullanılmaktadır. Bu modellerdeki basitleştirmelerden kaynaklanan sınırlamalara rağmen, makul düzeyde doğru sonuçlar verdiği görülmekte ve katı atık yönetiminde planlama aracı olarak kullanılmaktadır (Blakey 1992).

Depolama sahasına yerleştirilmiş haldeki özgül ağırlığı 0,6-0,8 t/m<sup>3</sup> olan katı atıklarda, kuru ağırlığın %35'i kadar ilk neme sahip olması durumunda, önemli miktarda sızıntı suyu üretimi başlamadan önce, genellikle katı atıkta ton başına 0,16-0,27 m<sup>3</sup> su absorbe etme kapasitesi mevcuttur. Deneysel veriler katı atıktaki ilk nem oranının kuru



ağırlığının %35'inden fazla olması durumunda doyma noktasına çok daha çabuk ulaşıldığını göstermektedir. Bu şartlar altında, katı atığın nem tutma kapasitesinden yararlanılamaz ve böylece depo sahasının işletilmesi sırasında sızıntı suyu oluşumu geciktirilemez ve azaltılamaz. Sızıntı suyunun miktarını, örtü malzemesi özelliklerinin yanı sıra katı atığın özellikleri ve meteorolojik faktörler de etkilemektedir (Blakey 1992).

Sızıntı suyunun hacmi yağışlardan ve yeraltı suyundan depo sahasına eklenen ve çöpün içinde mevcut olan nem miktarına bağlıdır. Bu nemin önemli bir bölümünün dışarıdan sızmadan, az bir kısmının çöplerin depolanmasından ve bir kısmının da biyolojik ayrışmadan oluştuğu kabul edilmektedir (Farquhar and Sykes 1980). Gelişmekte olan ülkelerde özellikle yaz aylarında çöpün kendi bünyesindeki nem miktarı yaklaşık %60-80 civarına çıkmaktadır. Bu yüzden de çöpün dökme ve sıkıştırılması sırasında ani olarak sıvı faza bir geçiş gözlenir (Curi 1988).

Meteorolojik faktörler arasında sızıntı suyu oluşumuna en fazla etki yapan yağmurdur. Yağmurun frekansı, şiddeti ve süresinin bilinmesi oluşan sızıntı suyu miktarını saptamada önemli rol oynar. Bu yağış çöp içindeki kirleticilerin sıvı halde uzaklaşmasını sağlarken aynı zamanda biyolojik aktivitenin oluşması için gerekli olan nem oranını da sağlar. Eğimli arazilerde hafif yağmur yağdığında özellikle tepelerde büyük miktarda infiltrasyon oluşur. Diğer taraftan şiddetli ve kısa aralıklı yağmur yağdığında örtü tabakasının çok çabuk doyması nedeniyle küçük miktarda ama net bir infiltrasyon oluşur (Lu *et al.* 1985; Mulkey *et al.* 1989).

Fenn (1975) yılın her dönemi oluşan sızıntı suyu debisinin sabit kalmadığını, kışın çok soğuk geçtiği iklimlerde sahanın ve suyun donması yüzünden infiltrasyonun minimuma düştüğünü ifade etmiştir. Yaz ayları çok sıcak olan yerlerde de bu kez buharlaşma ve terlemeden dolayı yine infiltrasyonun oldukça düştüğü görülmüştür. Sonbaharda yağış oranının artması ve ilkbaharda kar ve donan kesimlerin erimeye başlaması ile sızıntı suyu üretimi, maksimuma çıkmıştır. Bunların haricinde iklime bağlı olan havadaki nem

miktarı, rüzgar ve hava basıncı da sızıntı suyu oluşumunu doğrudan ve dolaylı olarak etkilemiştir (Küçükgül 1999).

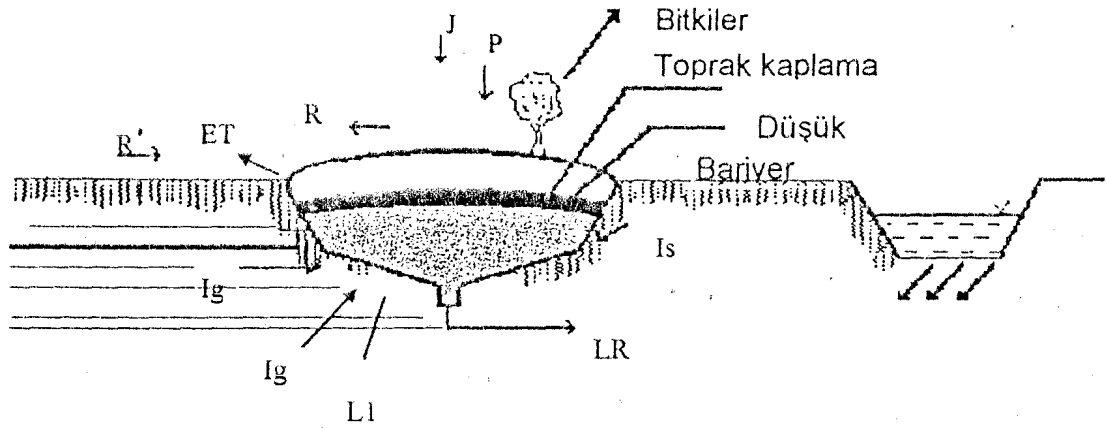
### **2.1.2. Katı atık düzenli depolama sahası hidrolojisi**

Depolama sahasındaki kirlilik potansiyelini ve meteorolojik parametreleri de kullanarak depo sahası içindeki nem miktarını tahmin etmede en iyi sonuç veren metot su dengesi metodudur (Küçükgül 1999).

Genellikle depo sahası tasarımı yapılırken örtü tabakasının doğal nemi veya sızıntı suyunun geri dönüşümü ile oluşan nem miktarı göz önüne alınır. Çünkü çöpün sıvıyı tutma veya absorbe etme kapasitesi oldukça düşüktür. Yine de çöp, bünyesinde oldukça büyük miktarda sıvı ihtiva eder (Küçükgül 1999).

Blight (1992), yılda toplam olarak 750 mm'den fazla yağış alan yerlerde bulunan depolama sahalarının doğal olarak sızıntı suyu ürettiklerini, kurak bölgelerde yıllık olarak 325 mm'den az yağış alan yerlerdeki depolama sahalarından hiç sızıntı suyu kaynaklanmadığını belirtmiştir. Saxon (1983), yıllık yağışın 400 mm'nin altında olduğu iklimlerde, doğal olarak tüm yağışın buharlaşma ile transfer olacağı ve eğer depolama sahasının bulunduğu bölgede yıllık olarak net bir su açığı söz konusu ise, çöp sahasının tabanında çok az miktarda sızıntı suyunun mevcut olacağını hatta hiç bulunmayacağını ileri sürmüştür (Küçükgül 1999).

Ayrıca, depolama sahasının iyi projelendirilmesi ve iyi işletilmesi durumunda, potansiyel buharlaşmanın üzerinde yağış olsa dahi, çöp kütlesindeki yıllık su açığı sürdürülebilmektedir. Bu, katı atık kütlesinin içerisine su sızmasını azaltmak sureti ile gerçekleştirilebilir ve çöp sahasındaki uygun bir eğim ve örtü tabakasının dikkatli bir biçimde su geçirmez olarak yapılması ile başarılabılır (Blight 1992).



**Şekil 2.1.** Tamamlanmış Depolama Sahasında Su Dengesi (Küçükgül 1999)

P = Yağış

J = Sızıntı suyu geri dönüşümü veya göçü

R = Yüzeysel akış

$R^*$  = Dış araziden gelen akış

ET = Asıl direk buharlaşma

$U_s$  = Topraktaki su içeriği

$U_w$  = Çöpün su içeriği

S = Atık çamurlaral gelen su

$I_s$  = Doğal ortamdan gelen su

$I_g$  = Doğal ortamdan gelen su

L = Toplam sızıntı suyu oluşumu

L1 = Doğal su kaynaklarına giden infiltrasyon

LR = Toplama kanallarında toplanan sızıntı suyu olarak tanımlanmaktadır.

Su dengesi, verilen bir zamanda deponun belli bir katmanının birim sahasına giren su kütlesinin girmesi, çıkması ve harcanması göz önüne alınarak hesaplanır. Sızıntı suyunun verilen zaman aralığında oluşup oluşmayacağı su tutma kapasitesi ile karşılaştırılarak bulunur. Eğer su tutma kapasitesi değeri su miktarından az ise sızıntı suyu oluşur (Küçükgül 1999).

Atık kütlesi belirli özelliklere sahip (örneğin yüksek konsantrasyonlu bozunabilir maddeler) olduğundan, toprak için kullanılan genel parametreler (özgül ağırlık, yoğunluk, su muhtevası) atık için de kullanılabilir (Küçükgül 1999).

Cancelli ve Cossu (1985) depolama yüzeyinden sızan suyun atık tarafından saha kapasitesine erişilinceye kadar absorbe edilme eğiliminde olduğunu, suyun infiltrasyonunun bu değerin üstüne çıktığı zaman önceleri doymamış koşullarda, sonunda ise yeterli su varsa doygun koşullarda, atık içindeki su hareketinin başladığını ifade etmişlerdir (Küçükgül 1999).

Lu vd (1982) akışkanların toprak içindeki hareketini tanımlamak amacıyla, kapsamlı çalışmalar yapılmasına ve su akışını belirten formüller üretilmesine rağmen, suyun atık içindeki hareketini inceleyen az sayıda araştırma yapıldığını, bunların geçirgenlik ve yoğunluk arasında bağıntı kurulmasına yeterli olmadığını belirtmişlerdir (Küçükgül 1999).

Katı atığın geçirgenliği pek çok araştırmacı tarafından araştırılmıştır. Oweis ve Khera (1990) belediye katı atıkları için yaptıkları çalışmada doymuş geçirgenliklerin 10-3'den 10-5 cm/s aralığında değiştiğini saptamışlardır (Küçükgül 1999). Korfiatis vd (1984) laboratuvar da test edilen örnekler için 10-1,9'dan 10-2,1 cm/s'e kadar doymuş geçirgenlik aralığı bulmuşlardır. Bleiker vd (1995) tarafından yapılan bir araştırma Kanada'da, Toronto ve Ontario'dan alınan örneklerde 10-4,2'den 10-7,7'ye kadar olan bir geçirgenlik aralığı hesaplamışlardır. Bu çalışma da yoğunluk arttıkça yani sıkıştırmanın artması ile geçirgenliğin azaldığını göstermiştir. Korfiatis vd (1984) ve Demetracopoulos vd (1986), depolanan her atık katmanı için yerleştirilecek ve suyu ya da sızıntı suyunu drene edecek sistem ile suya doygun bölgelerin oluşmasının engellenebileceğini ve atık, su ile doygun durumda değil ise, sıvı akımının, doymamış gözenekli ortamda akıyormuş gibi düşünülerek modellenilebileceğini ifade etmişlerdir.

Çöp suyu en az dirençli olan ve daha düşük seviyede bulunan sahalara doğru akar. Çok büyük kütleler üzerindeki ağırlıklar için adeta bir köprü işlevi gördüklerinden, çöp suyunun akışı bu köprülerin altında oluşan kanallar yolu ile gerçekleşir. Zeiss ve Major (1993) üzerine üniform biçimde sıvı uygulanan ezilmiş sac kutuların karıştırıldığı çöp kütlesi kullanarak laboratuvar ölçeğinde bir çalışma yapmışlardır. Çöp kütlesi içerisine yerleştirilen nem ölçme sensörleri, kanalize edilen çöp suyu ile ilgili olarak, belli bir çöp

suyu uygulama metodunun verimliliğini önemli ölçüde etkileyeceğini göstermiştir (Küçükgül 1999). Korfiatis vd (1984) yalnızca akış kanallarına yakın olan çöpün nemlendiğini belirtmişlerdir. Bu da çöp suyunun depolanması ve biyolojik aktivitenin artırılması avantajlarının azalacağını göstermiştir (McCreanor and Reinhart 1997).

### **2.1.3. Sızıntı suyu toplama ve uzaklaştırma sistemleri**

#### **2.1.3.1. Toplama ve uzaklaştırmanın gerekliliği**

Bir katı atık depolama tesisinin başarılı olarak çalışabilmesi, tesisin atık depolama ünitesi içinde oluşacak çöp sızıntı suyunu toplayabilecek, uygun şekilde dağıtabilecek ya da uzaklaştırabilecek sistemin bulunması ve çalışması oranında gerçekleşecektir (Kutay 1994).

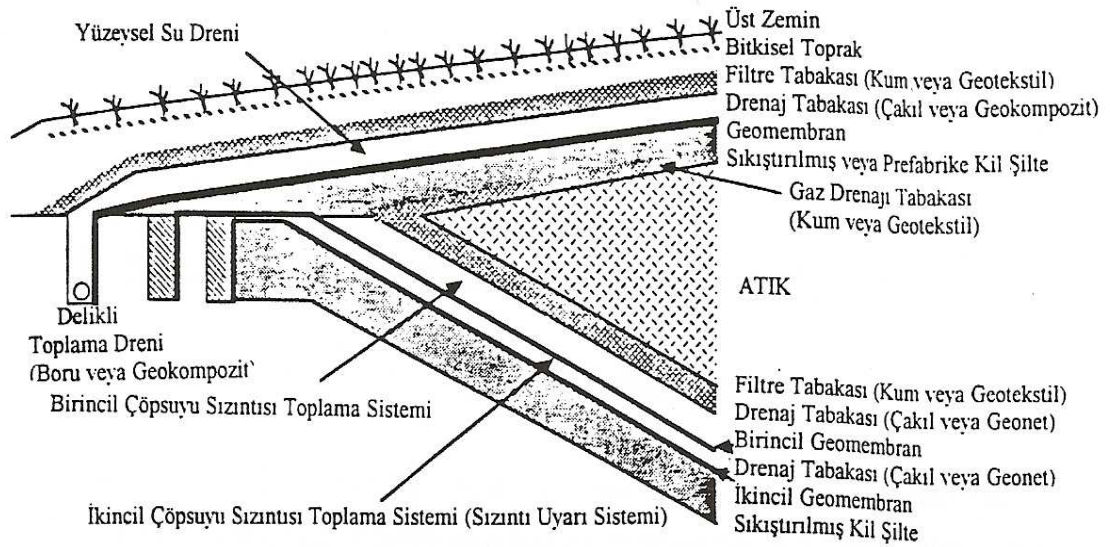
Burada atıklardan oluşan sıvıların yönetimi kavramından söz etmek yerinde olacaktır. Bu kavram, atık içinde zamanla oluşacak çöp sızıntı suyunun dağılmadan toplanması, uzaklaştırılması ve yeterli temizleme işlemine sokulmasının aşamalarını ve planlaması işini anlatmaktadır (Kutay 1994).

Sıvı genelde atmosferden yağış halinde yeryüzüne düşmektedir. Katı atık depolama tesislerinde ise atığın kendi iç tepkimeleri sonucu serbest kalan çöp sızıntı suyu biçiminde dolguda bulunabilmektedir. Çöp sızıntı suyunun boşluklardan sızması ve zamana bağlı davranışı, özelliklerine bağlı olarak değişik biçimlerde olmaktadır (Kutay 1994).

Tesise atığın yerleştirilmesinin ardından, çöp sızıntı suyu yerçekimi doğrultusunda, birincil toplama sistemiyle karşılaşınca kadar süzülecektir (Şekil 2.2). Bu birincil tabaka, genellikle çakıldan oluşan bir drenaj tabakasını, kum ya da geotekstilden oluşan filtreyi içermektedir. Çöp sızıntı suyu yerçekimsel akımı drenaj malzemesinin içine doğru olmalıdır. Drenaj tabakası suyu, birikeceği kuyuya doğru iletmeli, biriken su dalgıç pompanın yardımıyla menholden veya geniş çaplı borulardan toplanmalıdır.

Drenaj ve filtre tabakaları, biriktirme çukuru, çekme menholü, boru sistemi birincil çöp sızıntı suyu toplama ve uzaklaştırma sisteminin parçalarını oluşturmaktadır (Kutay 1994).

Bazı hallerde katı atık depolama tesisleri, çifte şilteye sahip olabilmektedir (Örneğin birincil ve ikincil çöp sızıntı suyu toplama sistemlerinde). İkincil çöp sızıntı suyu toplama sistemleri iki tabaka arasında bulunmaktadır (Şekil 2.2) (Kutay 1994).



**Şekil 2.2.** Katı Atık Depolama Tesisinde Sıvıların Yönetimi Anlayışıyla Yerleştirilmiş Değişik Drenaj Tabakalarından Oluşan Sistem (Kutay 1994)

İkincil çöp sızıntı suyu toplama sistemlerine, genelde sızıntı kaçağı erken uyarı tabakası veya drenaj izleme tabakası da denilmektedir. İlk kısmı geomembrandan oluşmakta, diğer geçirimli kısımları çakıl veya geonet olabilmektedir. Eğer birincil sızıntı suyu toplama sistemi, kompozit malzemeden inşa edilmişse, İkincil kısımda geonetler ve filtre ayırıcı tabakalar yapılmalıdır. Doğal şiltelerin kullanıldığı hallerde kum ve filtre için çakıldan tabakalar oluşturmak, homojen ortam ve uyumlu çalışma temin etmek için gerekmektedir (Kutay 1994).

Birincil tabakayı aşabilen çöp sızıntı suyu yerçekimi etkisiyle düşey doğrultuda süzülmesi ve toplanıp uzaklaştırılacağı alana doğru hareket etmesi sağlanmalıdır. İkincil kısma sızacak su miktarı nispeten düşük olacağından, uzaklaştırma boruları küçük çaplı seçilebilecektir (Kutay 1994).

Atığın üzerini atmosferden ve yağışla sızacak sudan ayıran bir yüzeysel örtü tabakası bulunmaktadır (Örtü Sistemi). Yüzey sularının toplanması ve drenajını sağlayacak bu kısım, geçirimsizlik temini için örtülen geomembran tabakası ile birlikte bir çeşit kapak görevi görecek, yüzeysel örtü sistemi oluşturmaktadır. Drenaj için çakıldan veya geokompozit yaprak drenden tabakalar yapılabilmektedir. Tüm drenaj tabakalarının üzeri, altta bulunan yapının korunması için yeterli kalınlıkta kumla ve/veya geotekstil serilerek kaplanmalıdır. En üste örtü toprağı yayılarak, uyumlandırma ve bitkisel örtü tabakası oluşturulması sağlanabilmektedir. Drenaj tabakası malzemesi olarak çakıl kullanılan durumlarda filtre tabakasının kum ya da geotekstilden, geokompozitle yapıldığı durumlarda sadece geotekstilden oluşturularak homojenliğinin sağlanması gerektiği belirtilmektedir. Drenaj tabakasına sızan yüzey suları, yerçekimi etkisiyle uç birikme noktalarında toplanmaktadır. Oradan delikli borular yardımıyla geokompozit uç drenlere iletilen su, doğal yeraltı suyu sistemine bırakılmak üzere uzaklaştırılmaktadır. Drenaj, filtre ve uzaklaştırma sistemlerinden oluşan bu kısma yüzey suyu toplama ve uzaklaştırma sistemi denmektedir (Kutay 1994).

Katı atık depolama tesisinin içinde oluşan gazların atılması ve havalandırma yapılması gerekmektedir. Dolgu içinde oluşan gaz üst kaplamada yer alan geomembranın altındaki drenaj tabakasında cepler biçiminde toplanmaktadır. Bu toplanmanın yol açabileceği tehlikeler büyük olmaktadır. Gazın birikmesini engellemek için, uygun toplama ve havalandırma sistemi kurulmalıdır. Kumdan veya kalın geotekstillere oluşturulacak drenaj tabakalarıyla gazın toplanması sağlanmalıdır. Drenaj tabakası boyunca birikerek yükselen gaz, kil/geomembran engelin altında yığılabilmektedir. Biriken gazların uygun aralıklarla açılan deliklerde kurulan havalandırma bacalarıyla, dışarıya atılması sağlanmalıdır (Koerner 1993).

Yukarıda anlatılan dört ana kısımdan oluşan sıvı/gaz toplama ve uzaklaştırma sistemlerinde görev alan doğal zeminden malzemelerin en önemli alternatiflerinin geosentetik ürünler olduğu unutulmamalıdır (Parker *et al.* 1993). Teknik şartnameler ve yönetmelikler, zeminin görevini eşdeğer olarak yürütebileceklerinin gösterilebilmesi durumunda geosentetiklerin kullanılabileceğini belirtmektedirler (Kutay 1994).

Yapılan maliyet karşılaştırmaları geosentetiklerin, doğal zeminden malzemelere üstünlükleri sebebiyle iyi birer alternatif olabileceklerini göstermektedir. Araştırmalar çok kalın çakıl, kum veya kil tabakalar yerine daha ince geosentetik elemanların, sadece düşey kesitte kazandırdıkları sahanın çok değerli olduğunu göstermiştir (Kutay 1994).

#### 2.1.3.2. Çöp sızıntı suyu drenajının hidrolik özellikleri

Yüksek miktarda akım geçirebilen geonet, geokompozitler ve uç dren geokompozitlerde oluşan akımın laminar koşulları sağlamadığı saptanmıştır (Fluet 1987). Bu nedenle geleneksel Darcy kanununa ait, permeabilite ve hidrolik özelliklerin tasarımda kullanılamayacağı öne sürülmüştür. Türbülanslı akım koşullarının geçerli olduğu bu durumlarda, bilinen hidrolik eğim altında akım oranının açıkça belirlenmesi gerektiği belirtilmiştir. Önce değişik drenaj tasarımlarında uygulanmak üzere, malzeme düzlemi boyunca akım kabulü yapılmıştır (Şekil 2.3). Eğer geotekstil kullanılacaksa veya zemin ortamda olduğu gibi laminar akım koşulları söz konusu ise, aşağıdaki bağıntılar geçerli olacaktır (Kutay 1994):

$$q = K i A = K i (W \cdot t) = (kt) i W = (\theta) i W$$

$$Q^1 = q / W = \theta i$$

$$q = \text{Akım oranı}$$

$$Q^1 = \text{Birim genişlik için akım oranı}$$

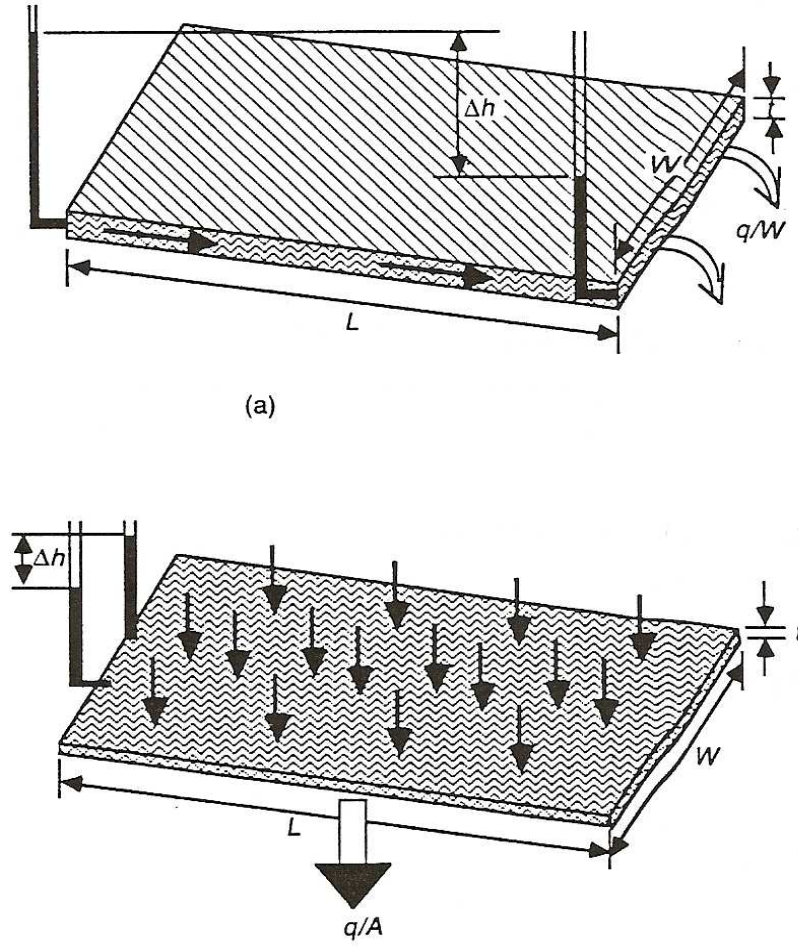
$$k = \text{Permeabilite katsayısı}$$

$$i = \text{Hidrolik eğim}$$

$$W, L, t = \text{Değişik geometrik büyüklükler}$$

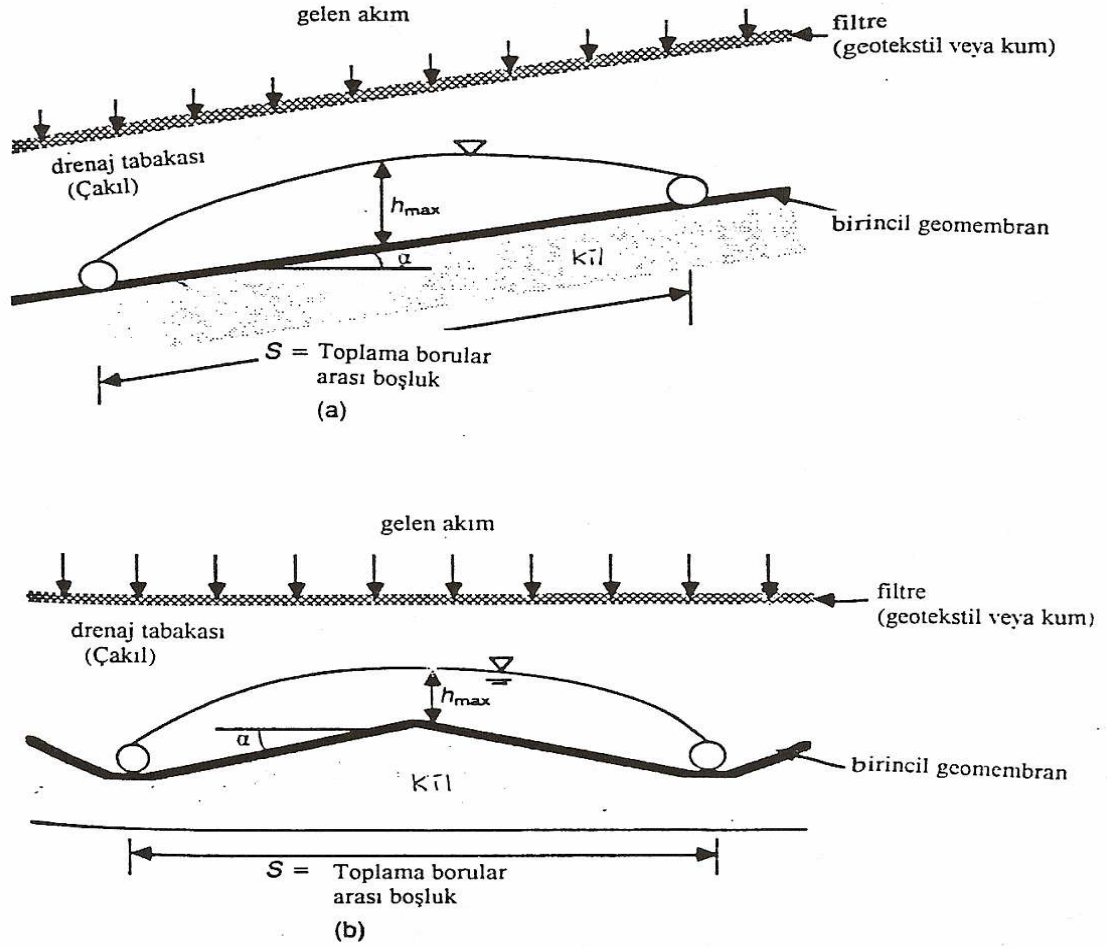
$$\theta = (kt) = \text{Geçirgenlik}$$





**Şekil 2.3.** (a) Malzeme Düzlemi Boyunca, (b) Malzeme Düzlemine Dik Akım Kabulü ile Drenaj Ağı Tasarımı (Kutay 1994)

Birincil çöp sızıntı suyu toplama ve uzaklaştırma sistemi Şekil 2.4’de gösterildiği gibi birincil geomembranın üzerinde yer almakta ve genellikle çakıldan oluşturulan drenaj tabakası, delikli borulardan oluşan çöp sızıntı suyu toplama sistemi, uzaklaştırma sistemi ve koruyucu filtre tabakasından oluşmaktadır (Kutay 1994).

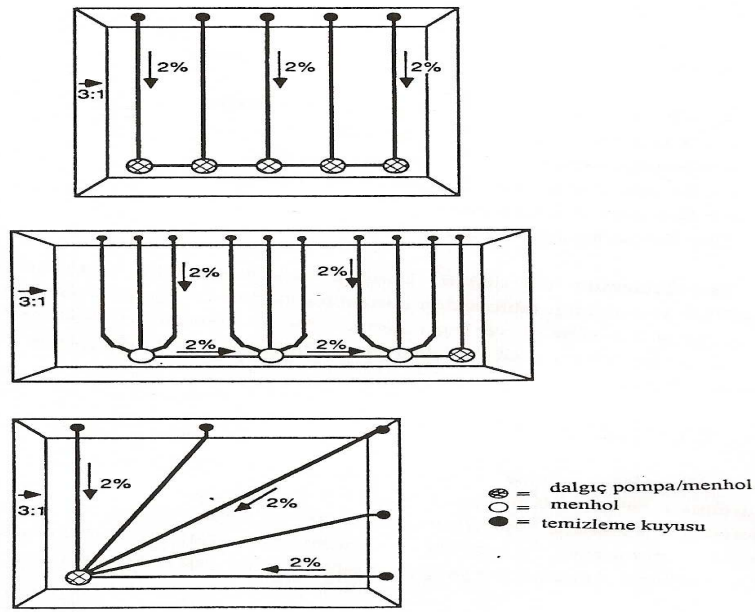


**Şekil 2.4.** Toplama Boruları Arası (a) Uniform Şev, (b) Engebeli Şev Olması Halinde Borular Arası Boşluğun Bulunması İçin Yapılan Tasarım Modeli (Kutay 1994)

Hücrelerin altında farklı biçimlerde toplama ve uzaklaştırma şebekelerinin kurulması tasarlanabilmektedir (Şekil 2.5). Şebekelerin, hemen hemen tamamı yerçekimsel drenajla çöp sızıntı suyunu bir hat yada noktaya toplamaktadır. Ardından nokta pompajla menholler vasıtasıyla uzaklaştırma gerçekleştirilmektedir. Uzaklaştırma sistemlerinin yapıları, aşağıdaki gibi çok farklı olabilmektedir (Moore 1983).

- Atığın içinde düşey yönde yükselen menholler ile uzaklaştırma.
- Yamaç şevlerindeki geomembran hattının tam üstüne doğru yükselen boruların uçlarından çöpsuyu sızıntısının çekilmesi.
- Katı atık depolama tesisi altında, her bir hücre grubunun şilteleri boyunca eğimli boru şebekesi oluşturularak yapılmış bir uzaklaştırma sistemi gibi (Kutay 1994).

Kurak olmayan bölgelerde çöp sızıntı suyunu tanklara, temizleme ünitelerine, kanalizasyona iletilmesi işi için genellikle dalgıç pompalar kullanılmaktadır. Toplanan sıvıların yukarıda anlatılan biçimlerde uzaklaştırılması yapılabileceği gibi, isteğe ve mali koşullara bağlı olarak biyolojik arıtma tesisleri yapmak ve temizlemeyi gerçekleştirmekte tercih edilebilecek bir yöntemdir (Kutay 1994).



**Şekil 2.5.** Çöp Sızıntı Suyunu Uzaklaştırmada Kullanılabilecek Üç Sistem (Kutay 1994)

Birincil çöp sızıntı suyu toplama ve uzaklaştırma sistemleri katı atık depolama tesislerinin en önemli parçalarıdır. Bu kısımların tipik servis ömürleri 30-40 yıl seçilmektedir. Bu süre içerisinde tesisteki hücrelerin tamamlanmasının ardından, sistemde tıkanma riskine karşı yeterli önlem alınmalı ve periyodik kontroller yapılmalıdır. Tıkanma, çöp suyunun boruların içinde korozyon etkisiyle tortular bırakmasından, biyolojik mikroorganizmalardan dolayı olabilmektedir (Moore 1983).

İkincil çöp sızıntı suyu toplama ve uzaklaştırma sistemi, birincil ve ikincil şilte sistemleri arasında, meydana gelebilecek sızıntıların erken uyarıyla tespitini sağlamak için yer almaktadır. Oluşabilecek sızıntı, uzaklaştırma menhollerine doğru toplanacak ve periyodik kontrollerle sistemin yeterliliği denetlenebilecektir (Kutay 1994).

İkincil çöp sızıntı suyu toplama ve uzaklaştırma sistemine gelebilecek çöp sızıntı suyu miktarının, birincil çöp sızıntı suyu toplama ve uzaklaştırma sistemine oranla oldukça düşük olacağı saptanmıştır. Sistemde doğal malzeme kullanıldığı takdirde, üstteki birincil çöp sızıntı suyu toplama ve uzaklaştırma sisteminde yamaç şevi ve boru döşenmesi problemleri ile karşılaşilmektedir (Kutay 1994).

Depolamanın tamamlanmış olduğu katı atık tesisleri geçici veya sürekli şilte sistemleriyle kaplandıktan sonra, yüzeysel akışın tesise girmesini engellemek ve akış rejimini düzenlemek için yüzey suyu toplama ve uzaklaştırma sistemi oluşturulmalıdır (Koerner 1993). Tesisin içindeki drenaj ağının ve geçirimsizlik sağlayacak kısımların düşük akım oranlarına cevap verebilecek biçimde tasarlandığı, yüksek debilerle zorlanmanın beklenen işlevselliğin karşılanamamasına sebep olacağı unutulmamalıdır (Kutay 1994).

Drenaj söz konusu olduğunda, genellikle U.S.EPA'nın yayınladığı tehlikeli atık tesisleri için minimum teknoloji kılavuzundaki koşulların sağlanması istenilmektedir (Anonymous 1985, 1989b):

- En az 30 cm kalınlıkta olmalıdır.
- 0,01 cm/sn ya da daha yüksek permeabilite değerine sahip olmalıdır.
- En çok %3'lük yüzey eğimi olmalıdır.

Yüzeysel drenaj için genelde doğal malzemelerin kullanımı yaygın olmaktadır. Yüzeyde yeralan sistemin 30 cm'den az olamayacağı şartı geokompozitlerin kullanılmamasına sebep olmuştur. Bununla beraber, dış etkilere doğrudan maruz kalacak olan bir tabakanın, kalınca yapılmasının uygun olacağı belirtilmektedir. Ayrıca geomembran üst örtünün stabilitesi için üzerinde yeterince ağır bir tabakanın bulunması gerekmektedir (Kutay 1994).

### 3. SIZINTI SUYU KARAKTERİZASYONU

#### 3.1. Sızıntı Suyu Özellikleri

Sızıntı suyu özelliği; katı atık bileşenleri, depo yaşı, depolama alanının hidrojeolojik durumu, depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler, katı atıktaki su miktarı, ısı, pH ve iklim şartlarına göre değişir (Yıldız 2000). İçerdikleri yüksek miktardaki organik maddeler, azotlu maddeler, ağır metaller, klorlanmış organik ve inorganik tuzlardan dolayı düzenli katı atık depolama sahalarından kaynaklanan sızıntı suları hem toprak kirlenmesine hem de yer altı sularının kirlenmesine neden olmaktadır (Wang *et al.* 2002). Bu nedenle sızıntı sularının deşarj kriterlerine kadar arıtılması yüksek maliyet gerektirmektedir (Yalılı vd 2006).

Sızıntı suyunun kompozisyonu depolanan katı atığın özellikleri, depolama teknikleri, depolama sahasının yaşı, çöplerin arıtma çamurları ya da tehlikeli atıklarla beraber depolanması, yörenin sıcaklık ve nem koşulları gibi faktörlere bağlı olarak önemli farklılıklar göstermektedir. Bu nedenle literatürde yer alan sızıntı suyunun karakteristiğine dair bilgiler geniş konsantrasyon aralıkları ile ifade edilmektedir. Çizelge 3.1’de sızıntı suyu kompozisyonu verilmektedir (Özkıdık 1995; Alpaslan 2005).

**Çizelge 3.1.** Sızıntı Suyu Kompozisyonu (Özkıdık 1995; Alpaslan 2005)

| Parametre        | Birim                   | Değişim Aralığı | Parametre       | Birim  | Değişim Aralığı |
|------------------|-------------------------|-----------------|-----------------|--------|-----------------|
| KOİ              | mg/l                    | 150 - 100000    | SO <sub>4</sub> | mg/l   | 10 - 1200       |
| BOİ <sub>5</sub> | mg/l                    | 100 - 90000     | Cl              | mg/l   | 30 - 4000       |
| pH               |                         | 5,3 - 8,5       | Fe              | mg/l   | 0,4 - 2200      |
| Alkalinite       | mg CaCO <sub>3</sub> /l | 300 - 11 500    | Zn              | mg/l   | 0,05 - 170      |
| Sertlik          | mg CaCO <sub>3</sub> /l | 500 - 8900      | Mn              | mg/l   | 0,4 - 50        |
| NH <sub>4</sub>  | mg/l                    | 1 - 1500        | CN              | mg/l   | 0,04 - 90       |
| Organik N        | mg/l                    | 1 - 2000        | AOX             | µgCl/l | 320 - 3500      |
| Toplam N         | mg/l                    | 50 - 5000       | Fenol           | mg/l   | 0,04 - 44       |
| NO <sub>3</sub>  | mg/l                    | 0,1 - 50        | As              | µg/l   | 5 - 1600        |
| NO <sub>2</sub>  | mg/l                    | 0 - 25          | Cd              | µg/l   | 0,5 - 140       |

**Çizelge 3.1.** (devam)

|                 |      |           |    |      |           |
|-----------------|------|-----------|----|------|-----------|
| Toplam P        | mg/l | 0,1 - 30  | Co | µg/l | 4 - 950   |
| PO <sub>4</sub> | mg/l | 0,3 - 25  | Ni | µg/l | 20 - 2050 |
| Ca              | mg/l | 10 - 2500 | Pb | µg/l | 8 - 1020  |
| Mg              | mg/l | 50 - 1150 | Cr | µg/l | 30 - 1600 |
| Na              | mg/l | 50 - 4000 | Cu | µg/l | 4 - 1400  |
| K               | mg/l | 10 - 2500 | Hg | µg/l | 0,2 - 50  |

Ülkemizde yer alan depolama sahalarından kaynaklanan sızıntı suları üzerinde yapılan çalışmalar neticesinde elde edilen sonuçlar Çizelge 3.2 (Kestioğlu vd 2004; Anonim 1998), Çizelge 3.3 ve Çizelge 3.4’de (Öztürk vd 1995) verilmiştir.

**Çizelge 3.2.** Bursa B.B. Depolama Sahasından Kaynaklanan Sızıntı Suyu Değerleri (Kestioğlu vd 2004; Anonim 1998)

| Parametreler | Maksimum | Minimum | Ortalama |
|--------------|----------|---------|----------|
| KOİ          | 47909    | 11200   | 25230    |
| Sülfat       | 1989     | 838     | 910      |
| Kurşun       | 77,1     | 0,1     | 1,55     |
| pH           | 8,68     | 6,45    | -        |

**Çizelge 3.3.** İstanbul Avrupa Yakası Depolama Sahası Sızıntı Suyu Analizleri (Öztürk vd 1995)

| Parametre (mg/l)   | İTÜ (1995)    | İSKİ (1995) |
|--------------------|---------------|-------------|
| pH                 | 5,5 - 6,5     | 6           |
| KOİ                | 40000 - 50000 | 70000       |
| BOİ <sub>5</sub>   | 21000 - 25000 | 31000       |
| AKM                | 2630 - 3930   | 1950        |
| UAKM               | 1860 - 2730   | -           |
| TÇM                | 17000 - 21000 | -           |
| TKA                | 375 - 410     | 1630        |
| NH <sub>3</sub> -N | 150 - 170     | -           |
| Organik Azot       | 205 - 260     | -           |
| Toplam Fosfor      | 5 - 6         | -           |
| SO <sub>4</sub>    | 495 - 950     | -           |
| Cr                 | 1,3 - 2,2     | 2           |

**Çizelge 3.3.** (devam)

|              |             |     |
|--------------|-------------|-----|
| Cu           | 0,5         | -   |
| Fe           | 100 - 130   | -   |
| Cd           | 0,2         | 0,2 |
| Zn           | 0,7         | -   |
| Hg           | 0,04 - 0,06 | -   |
| Pb           | 0,08        | 0,8 |
| Ni           | 0,9 - 1,3   | -   |
| Fenol        | 6 - 7       | -   |
| Tuzluluk (%) | 21          | -   |

**Çizelge 3.4.** İstanbul Asya Yakası Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu Analizleri (Öztürk vd 1995)

| Parametre (mg/l)               | Analiz Sonuçları |
|--------------------------------|------------------|
| pH                             | 7                |
| AKM                            | 305              |
| UAKM                           | 125              |
| Toplam Çözünmüş Madde          | 35700            |
| U. Top. Çöz. Madde             | 15870            |
| Çökebilir Madde                | 0                |
| Sülfat                         | 2900             |
| Klorür                         | 5300             |
| Alkalinite                     | 18900            |
| Kalsiyum                       | 3210             |
| Top. Sertlik CaCO <sub>3</sub> | 12900            |
| KOİ                            | 51060            |
| Çöz. KOİ                       | 45700            |
| BOİ <sub>5</sub>               | 40000            |
| Top. Azot                      | 1900             |
| Amonyak Azotu                  | 1800             |
| Top. Fosfor                    | 8,8              |
| Orto Fosfat                    | 3,5              |
| Fenol                          | 6,8              |
| Sodyum                         | 3145             |
| Potasyum                       | 2400             |
| Top. Demir                     | 11               |
| Krom                           | <0,5             |
| Bakır                          | 0,75             |
| Nikel                          | <0,5             |
| Kadmiyum                       | 0,01             |

Öman ve Junestedt (2008), çöp sızıntı suyunun kimyasal karakterizasyonunu belirlemek amacıyla çalışmalar yapmışlardır. Sızıntı suyu yüksek oranda birçoğu henüz tespit edilememiş tehlikeli bileşikler içermektedir. İsveçteki 12 kentsel katı atık depolama sahasından alınan sızıntı suyu örnekleri üzerinde yapılan çalışmalar sonucunda 90'dan fazla organik ve metal organik bileşikler ve 50 adet inorganik element tespit edilmiştir. Tehlike boyutu çok yüksek olan bu bileşiklerin sızıntı suyunda yüksek oranda bulunduğu görülmüştür. Bunun için gelecekteki önemli etkilere karşı depolama sahası sızıntı suyunun mutlaka risk değerlendirmesinin yapılması gerektiği ve sızıntı suyu arıtım metotlarının geliştirilmesi gerektiği sonucuna varılmıştır.

Sızıntı suyunun debisi ve içeriği depolama sahası ve atığın özelliklerine göre çok fazla değişkenlik gösterdiği için, sızıntı suyu miktarını ve karakterini belirlemek oldukça zor olmaktadır. Amerika Birleşik Devletleri'ndeki Michigan katı atık depolama sahası içinde iki kısımda yapılan analizler sonucunda, kadmiyum birinci sahada 0,23 mg/l, ikinci sahada 0,94 mg/l, nikel birinci sahada 2,23 mg/l, ikinci sahada 6,20 mg/l, demir birinci sahada 2292 mg/l, ikinci sahada 722 mg/l, askıda katı madde birinci sahada 1692 mg/l, ikinci sahada 270 mg/l olarak tespit edilmiştir. Sonuçlardan anlaşıldığı üzere (Çizelge 3.5), sızıntı suyu özellikleri aynı depolama sahası içindeki iki ayrı kısımda bile bazı parametrelerde farklılık gösterebilmektedir (Cameron and Koch 1980).

**Çizelge 3.5.** Michigan Katı Atık Depolama Sahasındaki İki Kısımdan Alınan Sızıntı Suyu Örneklerinin İçeriği (Cameron and Koch 1980)

| Parametreler      | Birim | 1. Saha | 2. Saha |
|-------------------|-------|---------|---------|
| BOİ <sub>5</sub>  | mg/l  | 17080   | 14700   |
| Çinko             | mg/l  | 38,6    | 52      |
| Kadmiyum          | mg/l  | 0,23    | 0,94    |
| Bakır             | mg/l  | 0,23    | 0,15    |
| Siyanür           | mg/l  | 0,002   | 0,04    |
| Nikel             | mg/l  | 2,23    | 6,2     |
| pH                |       | 5,8     | 5,7     |
| Demir             | mg/l  | 2292    | 722     |
| Askıda katı madde | mg/l  | 1692    | 270     |
| Kurşun            | mg/l  | 0,5     | 0,57    |
| Fosfor            | mg/l  | 0,69    | 0,5     |



Sızıntı suyu özelliğinin; katı atık bileşenleri, depo yaşı, depo sahasının hidrojeolojik durumu, depo şekli, depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler, katı atıktaki su miktarı, ısı, pH, redoks potansiyeli, stabilizasyon derecesi, katı atık depolama yüksekliği, depolama sahasının işletilmesi ve iklim şartlarına göre değiştiği, bunların içinde en önemlisinin atık bileşenleri olduğu yapılan çalışmalar ile belirlenmiştir (Öztürk vd 1999; Kjeldsen and Christophersen 1999).

Benzer yağış ve süzülme koşullarına sahip çöp depolama sahalarından daha derin olanlarda meydana gelen sızıntı suları, daha fazla katı atıkla daha uzun süre etkileşimde bulunduğundan kirletici konsantrasyonları daha yüksektir (Öztürk vd 1999; Kjeldsen and Christophersen 1999).

Literatürde değişik çöp depolama sahalarında yapılmış çalışmalar çöp sızıntı suyu kompozisyonlarının çok farklı olduğunu göstermiştir. Zira katı atık depolama sahasının yaşı ve katı atığın stabilizasyon derecesi sızıntı suyu karakterine etki eden en önemli faktörlerdir. Lu vd (1984), yaptıkları çalışmada çöp sızıntı suyunun yaşı ile kirletici parametrelerin değişimi arasındaki ilişkiyi kurmuşlardır. Bu çalışma sonucu elde edilen bağıntılar Çizelge 3.6'da verilmektedir. Sızıntı suyu özelliklerinin değişimini Lu vd (1984),  $C = C_0 \cdot e^{-kt}$  şeklinde ifade etmişlerdir (Şafak 2001):

$C_0$  = Başlangıçtaki konsantrasyon (mg/l)

$k$  = Ampirik bir sabit (1/gün)

$C$  =  $t$  anındaki kirletici konsantrasyonu (mg/l)

$t$  = zaman (gün)

**Çizelge 3.6.** Çöp Sızıntı Suyunun Yaşı ile Kirletici Parametrelerin Konsantrasyonları Arasındaki İlişki (Lu *et al.* 1984)

| Eşitlik                       | Birim         | Sabit, k |
|-------------------------------|---------------|----------|
| $BOİ_5 = 47500.10^{-k.t}$     | mg/l          | 0,043    |
| $KOİ = 89500.10^{-k.t}$       | mg/l          | 0,0454   |
| $TOK = 1600.10^{-k.t}$        | mg/l          | 0,040    |
| $UAKM = 24000.e^{-k.t}$       | mg/l          | 0,185    |
| $TÇM = 16000.e^{-k.t}$        | mg/l          | 0,075    |
| $Org - N = 130.e^{-k.t}$      | mg/l          | 0,185    |
| $NH_3-N = 12000.e^{-k.t}$     | mg/l          | 0,10     |
| $Alkalinite = 1400.10^{-k.t}$ | mg/l $CaCO_3$ | 0,040    |
| $Ca = 9360.10^{-k.t}$         | mg/l          | 0,050    |
| $K = 3800.10^{-k.t}$          | mg/l          | 0,095    |
| $Na = 1805.10^{-k.t}$         | mg/l          | 0,038    |
| $SO_4 = 1560.10^{-k.t}$       | mg/l          | 0,040    |
| $Cl = 4200.10^{-k.t}$         | mg/l          | 0,050    |
| $Cr = 330.e^{-k.t}$           | µg/l          | 0,90     |
| $Cu = 10.e^{-k.t}$            | mg/l          | 0,20     |
| $Cd = 160.e^{-k.t}$           | µg/l          | 0,125    |

Chian ve DeWalle (1976, 1977a) çalışmalarında 1, 5 ve 16 yaşlarında farklı çöp sızıntı sularının karakterlerini belirlemişlerdir.

**Çizelge 3.7.** Çöp Sızıntı Suyu Kompozisyonu (Chian ve DeWalle 1976, 1977a)

| Parametre*                 | Depo Sahasının Yaşı |       |        |
|----------------------------|---------------------|-------|--------|
|                            | 1 Yıl               | 5 Yıl | 16 Yıl |
| BOİ                        | 7500 - 28000        | 4000  | 80     |
| KOİ                        | 10000 - 40000       | 8000  | 400    |
| pH                         | 5,2-6,4             | 6,3   | -      |
| TÇM                        | 10000 - 14000       | 6794  | 1200   |
| AKM                        | 100 - 700           | -     | -      |
| Alkalinite<br>( $CaCO_3$ ) | 800 - 4000          | 5810  | 2250   |
| Sertlik ( $CaCO_3$ )       | 3500 - 5000         | 2200  | 540    |
| Toplam P                   | 25 - 35             | 12    | 8      |
| $PO_4-P$                   | 23 - 33             | -     | -      |

**Çizelge 3.7. (devam)**

|                    |            |       |       |
|--------------------|------------|-------|-------|
| NH <sub>3</sub> -N | 56 - 482   | -     | -     |
| NO <sub>3</sub>    | 0,2 - 0,8  | 0,5   | 1,6   |
| Ca                 | 900 - 1700 | 308   | 109   |
| Cl                 | 600 - 800  | 1330  | 70    |
| Na                 | 450 - 500  | 810   | 34    |
| K                  | 295 - 310  | 610   | 39    |
| SO <sub>4</sub>    | 400 - 650  | 2     | 2     |
| Mn                 | 75 - 125   | 0,06  | 0,06  |
| Mg                 | 160 - 250  | 450   | 90    |
| Fe                 | 210 - 325  | 6,3   | 0,6   |
| Zn                 | 10 - 30    | 0,4   | 0,1   |
| Cu                 | -          | <0,5  | <0,5  |
| Cd                 | -          | <0,05 | <0,05 |
| Pb                 | -          | 0,5   | 1,0   |

\* pH dışındaki tüm parametreler mg/l cinsindendir.

Çizelge 3.8’de Keenan vd (1983) tarafından dört yıllık periyotta incelenen çöp sızıntı suyunun karakteri verilmiştir.

**Çizelge 3.8. Dört Yıllık Periyotta Çöp Sızıntı Suyu Karakteri (Keenan *et al.* 1983)**

| Parametre*                      | 1. Yıl | 2. Yıl | 3. Yıl | 4. Yıl |
|---------------------------------|--------|--------|--------|--------|
| BOİ <sub>5</sub>                | 4460   | 13000  | 11359  | 10907  |
| KOİ                             | 11210  | 20032  | 21836  | 18533  |
| AKM                             | 1994   | 549    | 1730   | 1044   |
| TÇM                             | 11190  | 14154  | 13181  | 13029  |
| pH                              | 7,1    | 6,6    | 7,3    | 6,9    |
| Alkalinite (CaCO <sub>3</sub> ) | 5685   | 5620   | 4830   | 5404   |
| Sertlik (CaCO <sub>3</sub> )    | 5116   | 4986   | 3135   | 4652   |
| Ca                              | 651    | 894    | 725    | 818    |
| Mg                              | 652    | 454    | 250    | 453    |
| PO <sub>4</sub> -P              | 2,8    | 2,6    | 3      | 2,7    |
| SO <sub>4</sub>                 | 114    | 683    | 428    | 462    |
| Cl                              | 4816   | 4395   | 3101   | 4240   |
| Na                              | 1177   | 1386   | 1457   | 1354   |
| K                               | 969    | 950    | 968    | 961    |
| Cd                              | 0,04   | 0,09   | 0,1    | 0,09   |
| Cr                              | 0,16   | 0,43   | 0,22   | 0,28   |

**Çizelge 3.8.** (devam)

|    |       |       |       |       |
|----|-------|-------|-------|-------|
| Cu | 0,44  | 0,39  | 0,32  | 0,39  |
| Fe | 245   | 378   | 176   | 312   |
| Ni | 0,53  | 1,98  | 1,27  | 1,55  |
| Pb | 0,52  | 0,81  | 0,45  | 0,67  |
| Zn | 8,7   | 31    | 11    | 21    |
| Hg | 0,007 | 0,005 | 0,011 | 0,007 |

\* pH dışındaki tüm parametreler mg/l cinsindendir.

2 ve 10 yaşlarındaki çöp sızıntı suyunda yapılan karakterizasyon çalışmaları Çizelge 3.9'da gösterilmiştir (Tchobanoglous *et al.* 1993).

**Çizelge 3.9.** Genç ve Olgun Çöp Sızıntı Suyu Karakteri (Tchobanoglous *et al.* 1993)

| Parametre*                      | Genç Çöp Sızıntı Suyu ( <2 yıl) |       | Olgun Çöp Sızıntı Suyu ( >10 yıl) |
|---------------------------------|---------------------------------|-------|-----------------------------------|
|                                 | Aralık                          | Genel | Aralık                            |
| BOİ <sub>5</sub>                | 2000-30000                      | 10000 | 100-200                           |
| TOK                             | 1500-20000                      | 6000  | 80-160                            |
| KOİ                             | 3000-60000                      | 18000 | 100-500                           |
| AKM                             | 200-2000                        | 500   | 100-400                           |
| Organik-N                       | 10-800                          | 200   | 80-120                            |
| NH <sub>3</sub> -N              | 10-800                          | 200   | 20-40                             |
| NO <sub>3</sub>                 | 5-40                            | 25    | 5-10                              |
| Toplam P                        | 5-100                           | 30    | 5-10                              |
| PO <sub>4</sub> -P              | 4-80                            | 20    | 4-8                               |
| Alkalinite (CaCO <sub>3</sub> ) | 1000-10000                      | 3000  | 200-1000                          |
| pH                              | 4,5-7,5                         | 6     | 6,6-7,5                           |
| Sertlik (CaCO <sub>3</sub> )    | 300-10000                       | 3500  | 200-500                           |
| Ca                              | 200-3000                        | 1000  | 100-400                           |
| Mg                              | 50-1500                         | 250   | 50-200                            |
| K                               | 200-1000                        | 300   | 50-400                            |
| Na                              | 200-2500                        | 500   | 100-200                           |
| Cl                              | 200-3000                        | 500   | 100-400                           |
| SO <sub>4</sub>                 | 50-1000                         | 300   | 20-50                             |
| Fe                              | 50-1200                         | 60    | 20-200                            |

\* pH dışındaki tüm birimler mg/l cinsindendir.

Chian ve DeWalle (1976, 1977a) ve Chian (1977) tarafından yapılan çalışmalar sonucunda, çöp sızıntı sularında zamana bağlı olarak BOİ, KOİ ve TOK parametrelerinde azalma olduğu belirlenmiştir. 8 aylık üstü kapatılmamış bir çöp depolama sahasından 71670 mg/l KOİ içeren sızıntı suyu elde edilmiş aynı depolama sahasında oluşan sızıntı suyunun KOİ'si 17 yıl sonra 81 mg/l olarak ölçülmüştür.

Miller (1980), katı atık depolama sahalarının yaşı arttıkça sızıntı suyunun BOİ/KOİ oranının azaldığını ifade etmiştir. Aynı çöp depolama sahasının sızıntı suyunda BOİ/KOİ oranının 23 yıllık bir sürede 0,47'den 0,07'e düştüğü belirlenmiştir. Diğer bir çöp sızıntı suyunda 17 yıllık süre sonunda BOİ/KOİ oranı 0,8'den 0,05'e inmiştir (Chian ve DeWalle 1976, 1977b).

Katı atık depolama sahasına ilave edilen (geri devir ettirilen) suyun miktarı maddelerin eriyebilirliği ve mikrobiyal parçalanmayı etkilediğinden sızıntı suyu kalitesini etkilemektedir. Düşük hızlı filtrasyonda, anaerobik mikrobiyolojik aktivite sızıntı suyu organik madde konsantrasyonunu azaltan önemli bir faktördür. Fakat yüksek debili akımlarda ise çözünebilir organikler ve hatta mikrobiyal hücreler yüksek debili sızıntı suyu ile dışarı sürüklenebilmektedir. Bu gibi durumlarda mikrobiyolojik aktivite, sızıntı suyu kirletici konsantrasyonlarının azalmasında fazla bir rol oynamamaktadır (Straub and Lynch 1982a, b).

Leckie vd (1997) yaptıkları çalışma sonucunda, sızıntı suyu oluşumunu etkileyen en önemli faktörlerin; yağın yağmur miktarı, yüzeysel akış, atığın depolanmadan önceki su muhtevası ve depolama sahasının derinliği olduğunu ifade etmişlerdir.

Toprağa uygulanan çamur-uçucu kül karışımlarının sızıntı suyu özelliklerine etkisini incelemek amacıyla yapılan çalışmada, Orhaneli Termik Santrali'nde yan ürün olarak ortaya çıkan alkali karakterli uçucu kül, gıda endüstrisi orijinli bir arıtma çamuruyla belli oranlarda karıştırılmış ve toprak kolonlarına uygulanarak çöp sızıntı suyu özelliklerinde kül dozuna bağlı olarak meydana gelen değişimler incelenmiştir. Araştırma sonuçları kül içeren ve içermeyen çamur uygulamasının, sızıntı sularının pH

değerinde önemli bir değişikliğe yol açmadığını, iletkenlik değerlerini ise belirgin şekilde artırdığını göstermiştir. Yağmurlama süresince sızıntı sularında belirlenen amonyum ve nitrat azotu konsantrasyonları incelendiğinde, çalışma şartları altında muhtemelen nitrifikasyon prosesinin hakim olduğu ve organik maddenin parçalanması sonucu açığa çıkan amonyum azotunun hızla nitrat azotuna dönüştüğü izlenimi edinilmiştir. Yürütülen çalışma sonuçları %0, %40, %80 ve %120 oranında kül içeren çamurların toprağa uygulanmasıyla büyük miktarda bakterinin 60 cm'lik toprak kolonundan çöp sızıntı suyuna geçebileceğini göstermiştir. Sızıntı sularındaki bakteri sayıları genel olarak artan kül oranlarına paralel bir azalma eğilimi gösterse de, belirlenen sayılar kontrol seviyelerinin oldukça üzerindedir (Kocaer vd 2005).

Katı atıkların bertaraf yöntemlerinden yakma prosesinin uygulanması durumunda kül ve cüruf deponilerinden kirlilik konsantrasyonu yüksek atıksu oluşmaktadır. Bu atıksuya ait ortalama değerler Çizelge 3.10'da verilmektedir (Heyer vd 1999).

**Çizelge 3.10.** Evsel Çöp Yakma Tesisi Kül ve Cüruf Deponisinden Sızan Sıvı ve Emisyon Değerleri (Heyer vd 1999)

| Parametreler                                  | Değerleri     | Parametreler                  | Değerleri     |
|-----------------------------------------------|---------------|-------------------------------|---------------|
| Görünümü; kokusu sarı, berrak; şiddetli       |               | pH-değeri                     | 6-10          |
| Elektriksel iletkenlik, $\mu\text{S cm}^{-1}$ | 19000 - 53000 | Buharlaştırma kalıntısı, mg/l | 15000 - 34000 |
| Amonyum, mg/l                                 | 10 - 140      | Klorür, mg/l                  | 6500 - 20000  |
| Sülfat, mg/l                                  | 70 - 1300     | Nitrat, mg/l                  | 0,10 - 183    |
| Sülfür, hidrojen sülfür, mg/l                 | <0,2          | TOK, mg/l                     | 10 - 44       |
| Sodyum, mg/l                                  | 2000 - 8200   | Potasyum, mg/l                | 2000 - 10000  |
| Magnezyum, mg/l                               | 10 - 80       | Kalsiyum, mg/l                | 100 - 1400    |
| Kurşun, mg/l                                  | < 0,1 - 0,9   | Krom (Toplam), mg/l           | < 0,05 - 0,10 |
| Bakır, mg/l                                   | < 0,05 - 0,30 | Çinko, mg/l                   | < 0,05 - 0,30 |
| Kadmiyum, mg/l                                | < 0,02 - 0,15 | Nikel, mg/l                   | < 0,05 - 0,60 |

Kentsel katı atık depolama sahası sızıntı sularının ağır metal bağlama kapasitesini (HMBC), biyolojik olarak kullanılabilirliğini ve metal toksisitesini tanımlamak amacıyla çalışmalar yapılmıştır. Toplanan sızıntı suları geniş bir fiziksel ve kimyasal karaktere sahip sulardır. Sızıntı suyu düşük bir toksisite sergilemiştir. Sızıntı suyunun

ağır metal bağlama kapasitesi bakır, çinko ve civa ile incelenmiştir. HMBC değerleri; HMBC-Cu<sup>+2</sup> için 3-115, HMBC-Zn<sup>+2</sup> için 5-93, HMBC-Hg<sup>+2</sup> için 4-101 olarak elde edilmiştir. Direnci yüksek sızıntı suyu yüksek bağlama kapasitesi göstermiştir (Ward *et al.* 2005).

Başka bir çalışmada sızıntı suyundaki B, Cr, Se, As, Pb, Cd ve Mo'in davranışları incelenmiştir. Deneyler, tüm elementleri içeren kontrollü solüsyonlara ek olarak modelleştirilmiş atık sızıntı suyu kullanılarak yapılmıştır. Ph'ın olabilecek etkisine karar vermek için kireçle arıtım gerçekleştirilmiştir. Sonuçlar, sızıntı suyundan B, Se ve Cr'un giderilebildiğini göstermiştir. B'nin giderimi monosulfoaluminat göz önünde tutularak açıklanabilmektedir (Saikia *et al.* 2006).

Yapılan çalışmalarda depolama sahasında oluşan değişimi ve buna bağlı olarak sızıntı suyu bileşimini yansıtan en önemli analitik parametrelerin BOİ<sub>5</sub> ya da KOİ gibi atıksu kirlilik göstergeleri olduğu; asidik fazda, BOİ<sub>5</sub>/KOİ oranının 0,5'den büyük, düşük pH, metan miktarı ve gaz üretiminin yüksek olduğu, metan faza geçiş ile metan üretimi ve pH'ın arttığı, fakat BOİ<sub>5</sub>, KOİ ile BOİ<sub>5</sub>/KOİ oranının azaldığı ve metan fazının sonlarına doğru, BOİ<sub>5</sub>'in KOİ'ye oranının 0,1'in altına düştüğü bunun da organik maddelerin biyolojik bozunma hızının düşmesine sebep olduğu görülmüştür (Ehrig 1984).

### 3.2. Sızıntı Suyu Özelliklerini Etkileyen Faktörler

#### 3.2.1. Atığın içeriği

Katı atıklardan sızıntı suyuna kütle transferi olmaktadır. Bu transfer mekanizması üç grupta incelenmektedir (Küçükgül 1999):

- Katı atığın hidrolizi ve biyolojik bozunma
- Katı atıkta bulunan tuzların çözünmesi
- Belirli büyüklükteki partiküllerin uzaklaştırılması

İlk iki mekanizmanın çöp sızıntı suyunun kalitesi üzerinde büyük etkiye sahip olduğu ifade edilmiştir (Andreottola and Cannas 1992). Evsel atıkların önemli bir kısmını kağıt oluşturmaktadır. Bunun dışında organik madde, cam, metaller, plastikler, tekstil, kül vb. maddeler bulunmaktadır. Evsel çöplerin içinde endüstriyel atıklar, arıtma sistemlerinden gelen çamurlar, kanalizasyon çamurları vb. bazı atıklar da bulunmaktadır. Bu içerik mevsime ve ekonomik duruma göre değişim göstermektedir. Örneğin son 20 yılda katı atıklarda bulunan kağıt ve plastik oranı oldukça artmıştır (Özkıdık 1995; Aller *et al.* 1987).

Atık maddenin çöp sızıntı suyuna kütle transferini oluşturan çökelme, çözünme, redoks ve sorpsiyon gibi fiziksel ve kimyasal süreçler pH tarafından etkilenmektedir. Genel olarak, katı atığın anaerobik (havasız) ayrışmasının ilk aşamasındaki asidik koşullar kimyasal çözünürlüğü arttırmakta ve çöpün atık madde tutma kapasitesini düşürmektedir (Andreottola and Cannas 1992).

Organik atıkların yapısı atığın depo sahasında ayrışma hızını ve bu nedenle de çöp sızıntı suyunun kalitesini önemli ölçüde etkilemektedir. Bakteriler için toksik olan maddelerin varlığı biyolojik ayrışma süreçlerini yavaşlatmakta ya da engellemektedir. Çöp sızıntı suyundaki organik ve diğer maddelerin miktarı, organik madde ile çöp suyu oluşturacak suyun temasına olduğu kadar pH ve katı-sıvı etkileşimindeki dengeye de bağlıdır. Özellikle, metallerin büyük bir bölümü asidik koşullar altında çözünmektedirler (Andreottola and Cannas 1992).

Raveh ve Avnimelech (1979), atıkların fiziksel ve kimyasal yapılarına göre süzülebilme özelliğine sahip olduklarını, farklı özelliklere sahip atıkların depolandıkları saha içinde temasta bulunduklarında birbirlerini etkileyebildiklerini ifade etmişlerdir. Örneğin atıkların içinde bulunan bir toksik madde solventi, bu toksik madde ile temasa geçtiğinde onu sıvı halde sızıntı suyu içine geçirebilmektedir.



### 3.2.2. Atığın işlenmesi

Sızıntı suyu özelliklerini parçalama ve sıkıştırma olmak üzere iki adet işleme yöntemi etkilemektedir (Williams *et al.* 1987; Mulkey *et al.* 1989).

**i) Parçalama:** Parçalara ayırarak küçültme, yoğunluğun artması, bozunma oranı ve sızıntı suyuyla olan temas yüzeyini etkilemektedir. Fungarolli ve Steiner'in 1971'de yaptıkları çalışmalarda, özgül yüzey sahanın ve buna bağlı olarak biyolojik ayrışma hızının artmasının, sızıntı suyundaki maddelerin konsantrasyonlarının artmasına sebep olduğunu birim katı atık hacmi başına düşen kirletici miktarının arttığını ifade etmişlerdir (Küçükgül 1999).

**ii) Sıkıştırma:** Birim hacme düşen kirletici kütlesi sıkıştırılmamış atıktan daha düşük olmaktadır. Sıkıştırılarak yoğunlaştırılmış atıkların nem tutma kapasitesi, sıkıştırılmamışlardan daha az olduğu için dışarıdan gelen su ile fazla temasta bulunmamaktadırlar (Küçükgül 1999).

### 3.2.3. Depolama sahası işletme şeklinin etkileri

Çöp sızıntı suyu oluşumunu etkileyen işletme şartları şu şekilde ifade edilmiştir (Williams *et al.* 1987):

- Depo sahasına su eklenmesi
- Sızıntı suyunun geri devri
- Atıksu çamuru ile karışık depolama
- Kireç eklenmesi
- Kontrolsüz atık kompostlanması
- Atıkların sıkıştırılması
- Atık tabakalarının kalınlığı
- Depo dolma süresi

Su veya kireç eklenmesi gibi işlemler sadece laboratuvarlarda ve pilot ölçekteki deneylerde kullanılmıştır. Sonuçların diğer dezavantaj ve maliyet ile bir araya geldiğinde mükemmel olmadığı görülmüştür (Williams *et al.* 1987).

Atık çamuru ile beslenmesi, tamamen farklı sonuçlar getirmiştir. İsviçre'deki bir depoda kısa bir sürede organik madde miktarı düşmüştür. Buna rağmen, pilot ölçekte çamurun depo sahasına dağıtım şekline göre, sonuçlar iniş ve çıkış göstermiştir (Williams *et al.* 1987).

Çöp sızıntı suyunun depo yüzeyine resirkülasyonu çok kullanılan bir işletme şekli olmuştur. Küçük depolama sahaları üzerinde yapılmış deney sonuçları, gelen katı atığın nem muhtevasına da bağlı olarak, organik madde muhtevasında çok keskin bir düşüş göstermiştir. Çöp sızıntı suyunun yeniden sirküle edilmesi, çöp suyunun bulunduğu sahada arıtılması ve katı atığın ayrışmasının hızlandırılması için iyi bir mühendislik tekniği olarak değerlendirilmiştir (Williams *et al.* 1987).

Resirkülasyon, depolama sahalarında tabaka yüksekliği yılda 2 m'yi aştığında, sızıntı suyu oluşumunu etkilememiştir. Sızıntı suyu resirkülasyonu dışında, ince tabakalar ile çöp depolanması halinde, metan faza geçişin daha kısa sürede olduğu görülmüştür. Depo işletmesindeki modifikasyonlar sadece metan faza geçişi geciktirmektedir, fakat uzun süreli dönemlerde etkileri gözlenememiştir. Katı atıkta bulunan bozunabilir maddelerin sızıntı suyuna geçişini belirlemek ve sızma kontrolü, öğütme ve sıkıştırma gibi işletme parametrelerinin sızıntı suyu oluşumu ve konsantrasyonlarına tesirlerini incelemek amacıyla yapılan çalışmada; aerobik ortamda fazla sıkıştırılmamış katı atıklarda, humuslaşmanın olduğu, sıkıştırmanın olduğu ortamlarda ise ortam anaerobik ve asidik olduğu için çözünme reaksiyonunun etkili olduğu tespit edilmiştir (Raveh and Avnimelech 1979).

### 3.2.4. Depolama sahasının yaşı

Depolama sahasının yaşı, atıkların ayrışmaya başlaması veya sızıntı suyunun ilk ortaya çıkışından itibaren geçen süre olarak ifade edilmiştir. Depolama sahasının yaşı, katı atık stabilizasyon süreçlerine bağlı olarak sızıntı suyu özelliklerinin değişiminde önemli rol oynamaktadır. Sızıntı suyu bileşimindeki değişiklikler depo sahasının yaşına değil aynı zamanda atık maddenin stabilizasyon derecesine ve çöp yığını arasına sızan su miktarına da bağlı olmaktadır (Andreottola and Cannas 1992).

Depo sahasının yaşı çöp sızıntı suyu karakterinin ölçümü ve izlenmesinde kolaylık sağladığından, birçok çalışmada sızıntı suyunun kalitesi depo yaşının bir fonksiyonu olarak tanımlanmıştır. Çöp sızıntı sularında genelde depolama sahasının ilk 2-3 yıllık döneminde kirletici konsantrasyonları en yüksek seviyeye ulaşmakta, sonrasında zamana bağlı olarak kirletici konsantrasyonları azalmaktadır. Asidik fazdaki (genç) çöp sızıntı suları yüksek organik madde konsantrasyonu ile karakterize edilmekte ve bu fazda BOİ/KOİ oranı genellikle 0,4~0,5 civarında veya daha yüksek bir değer almaktadır. Metan fazındaki (yaşlı) çöp sızıntı sularının organik madde konsantrasyonu daha düşüktür. Diğer bir ifadeyle yaşlı çöp sızıntı sularında BOİ/KOİ oranı 0,1~0,3 veya daha düşük değerlere inmektedir (Tchobanoglous *et al.* 1993).

Sızıntı suyu içinde bulunan organik bileşiklerin ortaya çıkması ve konsantrasyonu depo sahası yaşına bağlı olarak önemli ölçüde değişmektedir. İlk birkaç yıl içinde organiklerin konsantrasyonlarında ani bir çıkış görülmektedir. Bazen birkaç ay içinde konsantrasyonlar maksimum değerlere ulaşmaktadır. Altı ile sekiz yıllık peryotlar içinde bu konsantrasyonların hemen hemen sabit kaldığı görülmüştür. 20 yıl sonunda neredeyse sıfıra yakın bir değer almıştır. Virüslerin ve patojenlerin de aktiviteleri benzer bir seyir izlemiştir (Anonymous 1980, 1982).

Yaşlı depolama sahalarındaki sızıntı suları, organik maddelerin biyolojik ayrışabilirliğinin azlığını ifade eden düşük BOİ<sub>5</sub>/KOİ oranları (genellikle 0,1'in altında) ile karakterize edilmektedir. Bu sebeple konvansiyonel biyolojik arıtma sistemleri,

sızıntı suyundaki bozunmayan organiklerin arıtımında tek başına etkili olamamaktadır. Bozunmayan organiklerin çoğunluğunu hümik maddeler oluşturmaktadır (Bull *et al.* 1983).

Yaşlı depolama sahalarında oluşan sızıntı suları genellikle, yeraltı ve yüzeysel suların kirlenmesine yol açan, yüksek miktarda amonyum azotu içermektedirler. Carley ve Mavinic (1991), düşük BOİ/KOİ (0,08) oranına ve yüksek amonyak konsantrasyonuna (200 mg/l NH<sub>3</sub>-N) sahip yaşlı bir sızıntı suyunun, ilave karbon kaynağı kullanmak suretiyle tek kademedeki nitrifikasyon ve denitrifikasyonu üzerine çalışmışlardır. İlave karbon kaynağı olarak metanol, glikoz, asetat ve maya atıkları kullanılmıştır. Çalışma sonucunda tüm karbon kaynakları için amonyak azotu giderimi, nitrifikasyon tamamıyla gerçekleşikten sonra %98'den büyük bulunmuştur.

### 3.2.5. Fiziksel ve kimyasal reaksiyonlar

Fiziksel olarak sızıntı suyunu etkileyen faktörler filtrasyon, dispersiyon ve bazı bileşiklerin uçucu özelliklerinden dolayı havaya geçmeleridir (Fungarolli and Steiner 1971). Bu faktörlerden bileşiklerin uçucu özelliklerinden dolayı havaya geçmelerini etkileyen unsurların; buhar basıncı, suda çözünübilirlik, toprağın nem oranı, uçuculuk, rüzgar hızı, sıcaklık, zaman ve yüzeyden olan uzaklık olduğu verilmiştir. Kimyasal olarak etkileyen faktörler ise; yükseltgenme/indirgenme potansiyeli, asit/baz reaksiyonları, bileşiklerin daha kompleks hale geçmeleri, emme ve yoğunlaşma/çözünme tepkimeleri olarak ifade edilmiştir (Küçükgül 1999).

### 3.2.6. Sıcaklık

Sıcaklık çözünürlüğün ve kimyasal tepkimelerin oranını ve hızını etkilemektedir. Ayrıca biyolojik faaliyetlerin daha kolay oluşmasına yol açmaktadır. Aerobik bozunma süresince sıcaklık yükselir ve maksimum değerine ulaşmakta ve anaerobik bozunmanın başlaması ile de düşmektedir. Sıcaklık, belli bir derinlikte mevsimsel dalgalanma göstermektedir (Fungarolli and Steiner 1971; Mulkey *et al.* 1989).

Mevsimlere göre değişen infiltrasyon hızının; sızıntı suyu üretimi ve kompozisyonu, gaz üretimi, sıcaklık değişimi ve depolama sahasında meydana gelen çökmeler üzerindeki etkisi araştırılmıştır. İnfiltrasyonun fazla olduğu durumlarda; gaz üretimi ve çökmenin, katı atıkların yerleştirilmesinden hemen sonra da sıcaklığın arttığı gözlenmiştir (Rovers and Farquhar 1973).

### 3.3. Sızıntı Suyunun Kirlilik Parametreleri

#### 3. 3. 1. Organik karbon bileşikleri

**a) Toplam organik karbon (TOK):** Bu parametre, organik bileşiklerin yakılması sonucu oluşan karbondioksiti ölçmek suretiyle elde edilen karbonlu organik madde konsantrasyonunu ifade etmektedir. Toplam organik karbon, organik maddelerin en güvenilir ölçüsü olarak belirtilmiştir (Yıldız 2000).

**b) Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ):** Mikroorganizmaların biyolojik olarak ayrışabilen organik maddeleri ayrıştırması için gereken oksijen ihtiyacını ifade etmektedir. Bu parametre, 5 günlük standart bir deneyle yapıldığı için bazen BOİ<sub>5</sub> şeklinde de gösterilmiştir. Sızıntı suyundaki bazı yüksek konsantrasyonlu bileşikler mikroorganizmaların aktivitesini inhibe ettiğinden dolayı BOİ değerleri düşük çıkabilmektedir. Ancak BOİ deneyi, inhibisyonu ortadan kaldıracak şekilde seyreltme yapılarak tekrar edildiğinde bu hata azalmaktadır. Bazı durumlarda da mikroorganizmaların karbonlu organik bileşenlerden ziyade amonyağı okside edebileceğı de göz önünde bulundurulmalıdır (Yıldız 2000).

**c) Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ):** Hemen hemen tüm karbonlu bileşiklerin ve okside olabilir inorganik bileşiklerin kuvvetli bir oksitleyici ile reaksiyona girmesi sonucu ölçülen oksijen ihtiyacını ifade etmektedir. Amonyak bu deney esnasında oksitlenmemektedir (Yıldız 2000).

**d) Uçucu yağ asitleri (UYA):** Kısa zincirli karboksilik asitler olarak anılan ve genellikle asetik, propiyonik ve bütirik asitten oluşan zayıf organik asitlerin konsantrasyonunu ifade etmektedir. Bu asitler katı atıkların içindeki organik bileşiklerin anaerobik ayrışması sonucu ortaya çıkmaktadır (Yıldız 2000).

### 3.3.2. Azot bileşikleri

Sızıntı suyundaki azot bileşikleri amonyak azotu, organik azot ve okside olmuş azot bileşikleri olarak gruplandırılmıştır (Yıldız 2000).

**Amonyak Azotu ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ):** Çözünmüş amonyağı ( $\text{NH}_3$ ) ve amonyum iyonunu ( $\text{NH}_4$ ) ihtiva etmekte ve litredeki miligram azot ( $\text{mg NH}_3\text{-N/l}$ ) olarak ifade edilmektedir. Bu parametre azot bileşiklerinin en büyük değerine sahiptir (Yıldız 2000).

**Organik Azot (Org-N):** Amino asit gibi organik maddelerin içinde bağlı bulunan azotu ihtiva etmektedir. Bu parametre proteinlerin amonyağa ayrışma derecesini belirler. Yalnız burada aerobik arıtma sonucunda azotlu bileşiklerin mikroorganizma bünyesindeki hücrelerde de organik halde tutulduğu göz önünde bulundurulmalıdır (Yıldız 2000).

**Okside Olmuş Azot Bileşikleri (Ox-N):** Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) ve nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) bileşiklerini ihtiva eder. Bu yapılar normalde anaerobik sızıntı sularında mevcut değildir. Bu bileşiklerin varlığı sızıntı suyunun aerobik oksidasyon şartlarına maruz kaldığını göstermektedir. Her iki azot formu amonyağın bakteriler vasıtasıyla nitrifikasyonu ile okside olması sonucunda meydana gelmektedir (Yıldız 2000).

**Toplam Kjeldahl Azotu (TKA):** Bu parametre amonyak ve organik azot bileşiklerinin toplamını ifade etmektedir (Yıldız 2000).

### 3.3.3. Metal ve Ametaller

Sızıntı suyu; alkali ve toprak alkali metaller (Na, Mg, K, Ca), zehirli olmayan metaller (Mn, Fe), zehirli ağır metaller (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Co) ihtiva eder. Ağır metaller, enzimlerin aktif yüzeylerini kapatarak enzim faaliyetlerine engel olmakta bunun sonucunda reaksiyon hızını düşürerek inhibisyona neden olmaktadır.

Kentsel katı atık depolama sahası sızıntı suyunda bulunan metallerin boyut (büyüklük) yükü fraksiyonu üzerine çalışmalar yapılmıştır. Katı atık depolama sahası sızıntı sularının fraksiyonunu bulmak amacıyla 0,45  $\mu\text{m}$ 'den büyük tanecik şeklinde ve kolloidal madde, 0,45  $\mu\text{m}$ 'den küçük serbest anyonlar/kararsız olmayan kompleksler ve 0,45  $\mu\text{m}$ 'den küçük serbest katyonlar/kararsız kompleksler olmak üzere, boyut yükü fraksiyonu yapılmıştır. Fraksiyon Cd ve Zn ve özellikle Cu ve Pb 0,45  $\mu\text{m}$ 'dan büyük tanecik şeklinde ve kolloidal madde olarak %63-98 oranında bulunmaktadır. Cr, Co ve Ni tersine, 0,45  $\mu\text{m}$ 'dan küçük kararsız olmayan kompleksler olarak çoğunlukla %69-79 oranında bulunmaktadır. As ve Mo 0,45  $\mu\text{m}$ 'dan küçük serbest anyonlar/kararsız olmayan kompleksler olarak %70-90 gibi geniş bir oranda bulunurken, Ca, Mg, K ve Mn gibi temel katyonlar 0,45  $\mu\text{m}$ 'dan küçük serbest katyonlar/kararsız kompleksler olarak bulunmaktadır. Alüminyum 0,45  $\mu\text{m}$ 'dan küçük serbest katyonlar/kararsız kompleksler olarak bulunmaktadır. Başlıca 0,45  $\mu\text{m}$ 'dan büyük tanecik şeklinde ve kolloidal madde inorganiktir; bu fraksiyonda bulunan metallerin göstergesi inorganik bileşikler olarak sınırlanmıştır. Serbest ağır metallerin, oksijen varlığında sızıntı suyunun depolanması süresince kısmen hareketsizleştirildiği görülmüştür. En önemli etkiler Cd ve Zn için gözlenmiştir. Aynı zamanda 0,45  $\mu\text{m}$ 'dan büyük tanecik şeklinde ve kolloidal madde olarak bulunan As ve Cr boyutunun arttığı da gözlenmiştir (Qygard *et al.* 2007).

İngiltere'deki çöp depolama sahalarında yapılan bir araştırma sonucunda, sızıntı suyunun bileşimindeki değişim Çizelge 3.11'de verilmiştir. Konsantrasyonların çöp sahasının özelliklerine göre değiştiği çizelgeden de görülmektedir. Çizelgedeki değişim aralıklarına bakılarak çalışılacak sızıntı suyunun seyreltik (zayıf) ya da kuvvetli olduğu

tespit edilebilir. Genellikle üst limitler (pH ve okside olmuş azot için düşük değerler) yeni depolama sahalarının kuvvetli sızıntı suyunu karakterize eder. Kuvvetli sızıntı suyunun en tipik özelliği  $BOI_5$  değerinin yüksek olmasıdır (Robinson *et al.* 1982; Robinson and Maris 1985).

**Çizelge 3.11.** İngiltere’deki 16 Farklı Depolama Sahasından Alınan 23 Numune ile Bulunan Sızıntı Suları Kompozisyonu (Robinson *et al.* 1982; Robinson and Maris 1985)

| BİLEŞENLER                    |                               | KONSANTRASYON (mg/l) |                     |
|-------------------------------|-------------------------------|----------------------|---------------------|
|                               |                               | ORTALAMA             | ARALIK              |
| pH                            |                               | 7                    | 6,2-7,6             |
| Org. Karbon Bileşikleri       | KOI                           | 700                  | 66-11600            |
|                               | BOİ                           | 430                  | <2-8000             |
|                               | TOK                           | 240                  | 21-4400             |
|                               | UYA (C olarak)                | 130                  | <1-3700             |
| Azot Bileşikleri              | Org.N                         | 8                    | 0,9-160             |
|                               | Amonyak (N olarak)            | 77                   | 5-730               |
|                               | Oks.azot                      | ≤0,5                 | ≤0,5-5,2*           |
| Anyonlar                      | Cl <sup>*</sup>               | 290                  | 43-2800             |
|                               | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | 0,08                 | <0,02-4,4           |
|                               | SO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | 220                  | 55-460 <sup>+</sup> |
| Alkali ve Toprak Alkali Metal | Na                            | 350                  | 43-2500             |
|                               | Mg                            | 55                   | 12-480              |
|                               | K                             | 140                  | 20-650              |
|                               | Ca                            | 280                  | 130-1200            |
| Zehirli olmayan Metal         | Mn                            | 2,6                  | 0,19-26             |
|                               | Fe                            | 12                   | 0,09-380            |
| Zehirli ağır Metal            | Cr                            | 0,03                 | ≤0,005-0,14         |
|                               | Ni                            | 0,04                 | ≤0,02-0,16          |
|                               | Cu                            | 0,01                 | ≤0,004-0,15         |
|                               | Zn                            | 0,13                 | ≤0,02-0,95          |
|                               | Cd                            | 0,005                | ≤0,002-0,13         |
|                               | Pb                            | 0,06                 | ≤0,003-0,22         |

\*85 mg/l’lik bir değer hariç tutulmuştur.

<sup>+</sup> Veriler sadece 5 numuneyle elde edilmiştir.

Arslanoğlu ve Koçer (2002) yaptıkları çalışmada Elazığ katı atık depolama sahasında önemli bir kirlilik yükü oluşturan sızıntı suyunun; organik madde, katı madde, azot,



fosfor, klorür, demir(II), nikel(II), krom(VI) ve kadmiyum(II) iyonlarının konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Yapılan çalışmada altı aylık ortalama pH; 8,2 olarak belirlenmiştir. Çalışma boyunca pH değerinde aylara bağlı olarak ani değişimler görülmemiş ve pH değeri hep bazik bölgede kalmıştır. KOİ değeri, Ağustos ayında S3 örnekleme noktasında 4300 mg/l ile en yüksek, Kasım ayında S5 örnekleme noktasında 200 mg/l ile en düşük değerine ulaşmıştır. Yaz mevsiminde yağışın olmaması nedeni ile sızıntı suyu miktarı azalmış ve kirletici madde konsantrasyonları artış göstermiştir. Yılın en düşük KOİ değerleri örnekleme noktaları içerisinde zemin yüzeyi ile en fazla temas halinde olan S5 örnekleme noktasında gözlenmiştir. Sızıntı suyunda yüksek konsantrasyonda bulunan klorür, amonyak, toplam katı madde ve demir(II) iyonu konsantrasyonları yeraltı suyunda artış göstermiştir. Elde edilen sonuçlara göre evsel atıksulara göre kirlilik yükü çok daha yüksek olan sızıntı sularının, depolama sahasından çok uzaklarda bulunan kuyuların bile kullanılmasını sınırlandırabileceği görülmüştür.

Taiwan'da sızıntı suyu karakterlerini incelemek amacıyla çalışmalar yapılmıştır. Kapalı depo sahası A, karışık depo sahası B (kentsel katı atıkların yakılması sonucu oluşan küllerin alt tarafta depolandığı bir depolama sahası), katı atıkların direk depolandığı C (sadece kentsel katı atıkların depolandığı depolama sahası) olmak üzere üç tip depolama sahası belirlenmiştir. Bu çalışmada sızıntı suyundaki şu özellikler araştırılmıştır: Depo yaşı, pH, BOİ, KOİ, mevsimler, metaller (Pb, Ca, Cd, Hg, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Zn), hümkik maddeler (hümkik asit, fulvik asit ve nonhümkik madde), aromatiklik ve toksisite. Sonuçlar göstermiştir ki, aktif depolar B ve C önemli ve yüksek konsantrasyonlarda KOİ, TOK ve iletkenlik değerlerine sahiptirler. B deposu C deposundan daha yüksek Na, Ca, Mg ve iletkenlik içermektedir. C deposu bu depolar arasında en yüksek Fe, Cr, Ni ve akut toksisite değerine sahiptir (Fan *et al.* 2006).

Depolama sahasındaki stabilizasyonun belirlenmesi için belirli indikatör parametreler kullanılmaktadır. Fiziksel, kimyasal ya da biyolojik olan bu parametreler çöp sahası içerisindeki reaksiyonların derecelerini belirlemektedir. Örneğin, pH ve ORP (oksidasyon-redüksiyon potansiyeli) parametreleri, asit-baz ve yükseltgenme-indirgenme dengesiyle ilgili belirleyici ölçümlerdir. Bunlar da asit oluşumu ve metan oluşumu derecelerini belirlemektedir. BOİ ve KOİ, biyolojik ayrışabilirlik; azot ve

fosfor ise belirli fazlardaki aerobik/anaerobik durumu ve nütrient yeterliliğini göstermektedir. Benzer şekilde alkalinite, tampon kapasitesini; ağır metal, potansiyel inhibisyonu; iletkenlik, iyonik kuvveti ve aktiviteyi; bakteri ve virüsler, sağlığa zararlılık derecesini; nitrat ve sülfatlar, oksidasyon derecesini belirlemektedir (Yıldız 2000). İzmir Düzenli Depolama Sahaları'ndaki çöp sızıntı suyu karakterizasyonu  izelge 3.12'de verilmiştir.

**Çizelge 3.12.** İzmir Düzenli Depolama Sahalarında   p Sızıntı Suyu Karakterizasyonu (Timur 1996)

| Parametre                            | Değer Aralığı |
|--------------------------------------|---------------|
| pH                                   | 7,3-7,8       |
| KOİ (mg/l)                           | 14900-19980   |
| BOİ <sub>5</sub> (mg/l)              | 6900-11000    |
| AOX (mg/l)                           | 784-823       |
| TOK (mg/l)                           | 4550-6000     |
| T M (mg/l)                           | 15590-22570   |
| TKA (mg/l)                           | 1350-2650     |
| NH <sub>3</sub> -N (mg/l)            | 1120-2580     |
| Alkalinite (mg/l CaCO <sub>3</sub> ) | 7040-13050    |
| U ucu Asitler (mg/l)                 | 7730-9830     |
| PO <sub>4</sub> -P (mg/l)            | 48-79         |
| SO <sub>4</sub> (mg/l)               | 142-352       |
| Cu (mg/l)                            | 0,02-0,13     |
| Fe (mg/l)                            | 14,2-44       |
| Cd (mg/l)                            | <0,01         |
| Zn (mg/l)                            | 0,38-1,06     |
| Pb (mg/l)                            | <0,04         |
| Ni (mg/l)                            | 0,32-0,45     |
| F (mg/l)                             | 460-650       |
| Cl <sup>-</sup> (mg/l)               | 5620-6330     |
| Bulanıklık (NTU)                     | 137           |
| Mg (mg/l)                            | 363,8-640     |
| Mn (mg/l)                            | 0,11-5,3      |
| Ca (mg/l)                            | 97-787,5      |
| Cr (mg/l)                            | <0,02-0,78    |

Mamak kentsel katı atık vahşi depolama sahası sızıntı suyunun karakterizasyonu ve İmrahor çayına etkisi üzerine yapılan çalışmada ele alınan Mamak Kentsel Katı Atık Vahşi Depolama Sahası, yaklaşık 20 yıldır faaliyettedir. Yapılan çalışmalar sızıntı suyunun yaklaşık 2,75 l/sn'lik bir debiye sahip olduğunu, nötre yakın pH değerinde olduğu, yüksek miktarda amonyumla bağlantılı TKA değeri (1800 mg/l civarı) ve yüksek KOİ (6000 mg/l), düşük BOİ (300 mg/l) değeriyle biyolojik yöntemlerle arıtımının zor olduğu, özellikle sahada yürütülen bilinçsiz çalışmaların ve sürekli düzensiz çöp dökümünün de etkisiyle, giderek artan bir oranda ağır metal içerdiği sonuçlarına varılmıştır. Bu çalışma sonucunda; yüzey sızıntı suyunun acilen temel bir işleminden geçirilerek kanalizasyon şebekesine verilmesi, bu şekilde hem sızıntı suyunun zararlı etkilerinin giderilebileceği hem de İmrahor Çayı'nın Ankara için doğal bir su kaynağı olarak kullanılabilmesinin mümkün olabileceği sonucuna varılmıştır (Arıkan vd 2004).

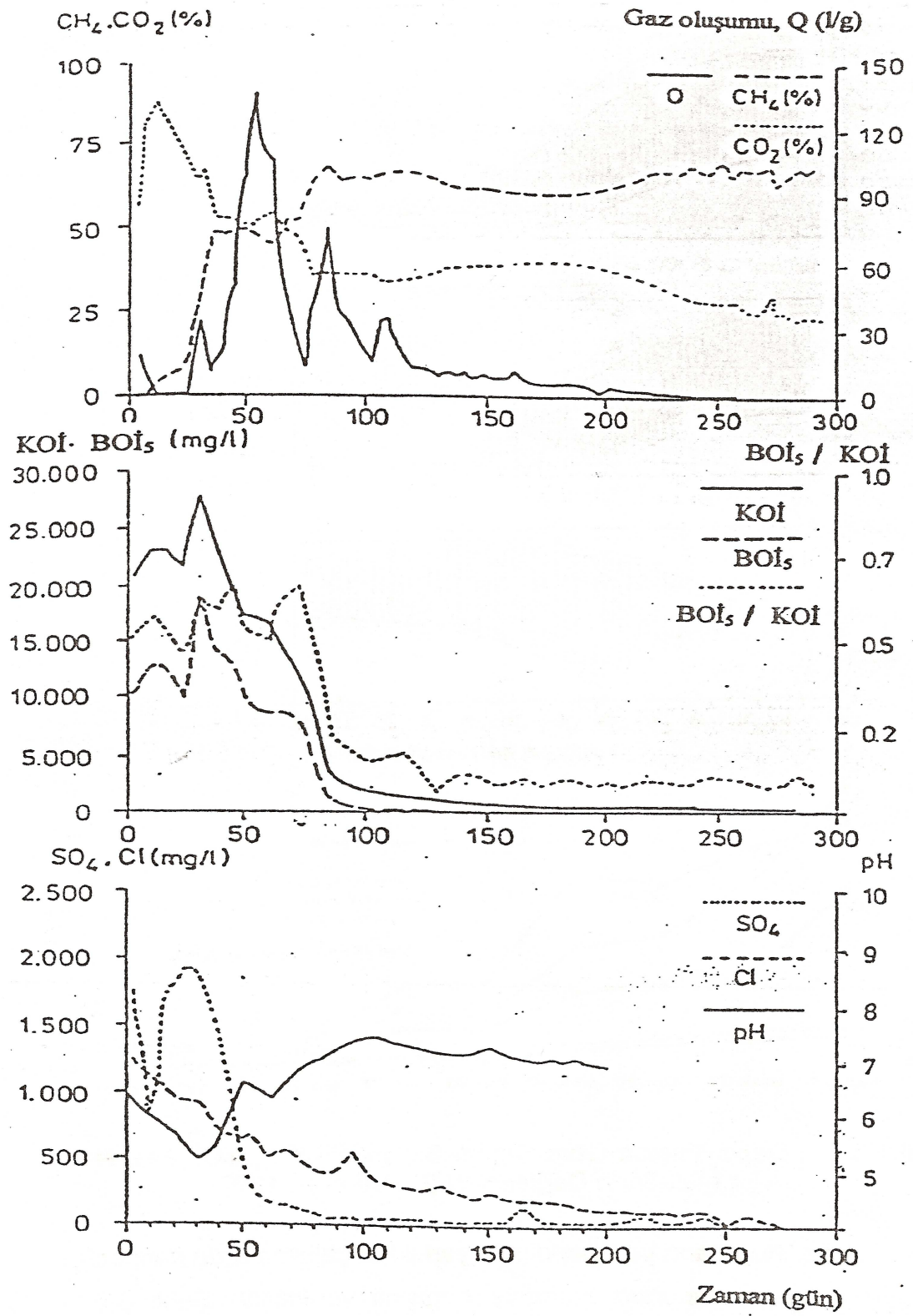
Çöp sızıntı suyu özelliklerinin zamanla değişimi üzerine yapılan çalışmalar sonucunda, sızıntı suyunun fiziksel ve kimyasal karakteri belirlenmiştir. Çalışmada atıkların asidik ya da bazik karakterli olmasının sızıntı suyunun muhtevasına karar vermede etkili olacağı sonucuna varılmıştır (Genon *et al.* 2003).

Öztürk vd (1995), azot miktarının depo yaşını belirleyen en önemli indikatör olduğunu ifade etmişlerdir. Amonyak azotu ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) ve organik azot (Org-N) organik maddelerin biyolojik indirgenmesinden meydana gelmekte ve anaerobik ortamda stabil halde bulunmaktadır. Nitrat azotu ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) ise anaerobik ortamda tüketilir. Sızıntı suyunda ve muhtelif sularda azot konsantrasyonu Çizelge 3.13'de verilmiştir.

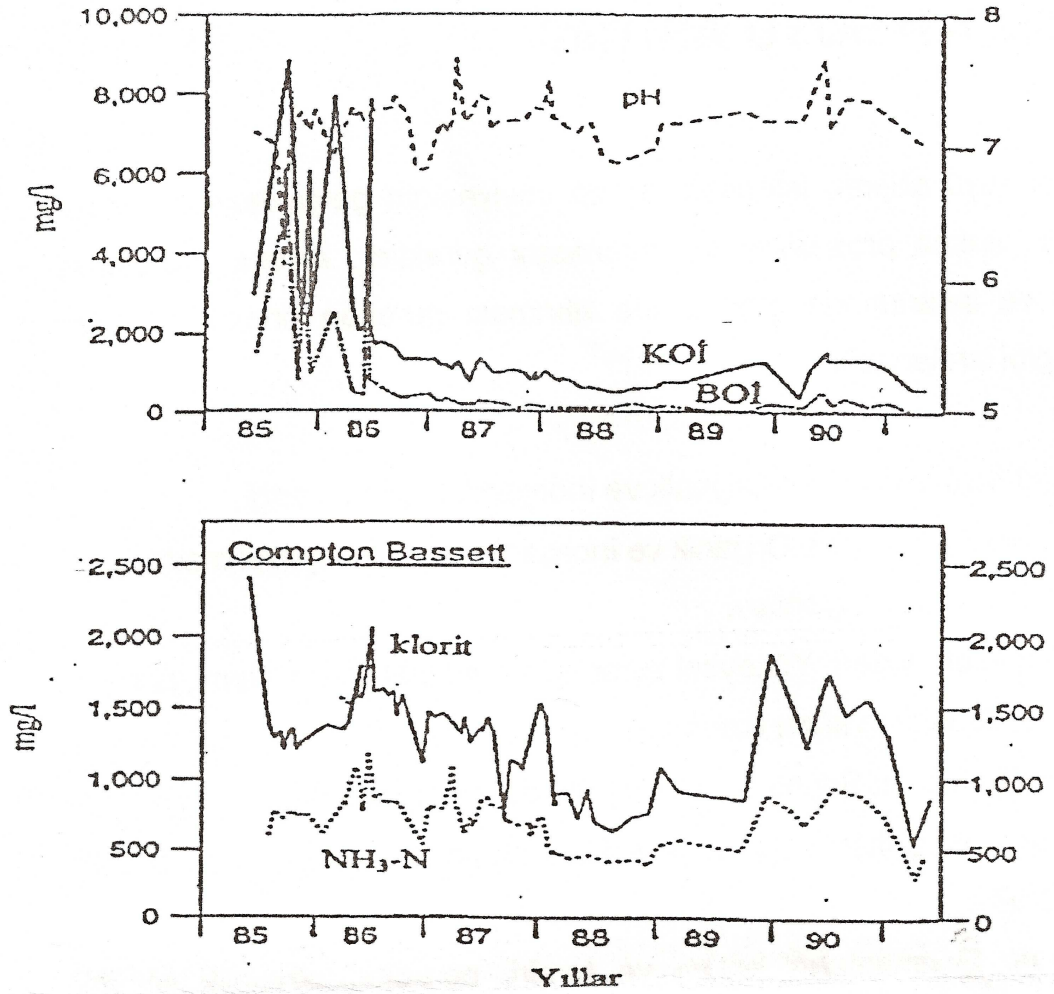
**Çizelge 3.13.** Değişik Kaynaklarda Azot Konsantrasyonları (Öztürk vd 1995)

|                              | <b>YAŞ<br/>(YIL)</b> | <b>NH<sub>3</sub>-N<br/>(mg/l)</b> | <b>Org. N<br/>(mg/l)</b> | <b>NO<sub>3</sub>-N<br/>(mg/l)</b> |
|------------------------------|----------------------|------------------------------------|--------------------------|------------------------------------|
| Kanalizasyon suyu            | -                    | 15                                 | 10                       | 0                                  |
| Genç depo sızıntı suyu       | 1                    | 1000-2000                          | 500-1000                 | 0                                  |
| Almanya’da depo sızıntı suyu | 12                   | 1100                               | -                        | -                                  |
| İllions depo sızıntı suyu    | 15                   | 860                                | -                        | -                                  |
| Roinhom depo sızıntı suyu    | 24                   | 17                                 | -                        | -                                  |
| Woterleo depo sızıntı suyu   | 35                   | 12                                 | -                        | -                                  |

Şekil 3.1’de Stegmann ve Spendlin’in yaptıkları çalışmalarda belirledikleri, sızıntı suyu kompozisyonunun zamanla değişimi ve Şekil 3.2’de Compton Basset depolama sahasında sızıntı suyu kompozisyonunun zamanla değişimi verilmiştir (Yıldız 2000).



**Şekil 3.1.** Sızıntı Suyu Kompozisyonunun Zamanla Değişimi (Stegmann and Spendlin 1985)



**Şekil 3.2.** Compton Bassett Depolama Sahasında Sızıntı Suyu Kompozisyonunun Zamanla Değişimi (1 May'85 – 1 Haz'91) (Robinson 1987)

#### 3.4. Katı Atık Depolama Sahalarında Oluşan Sızıntı Sularının Yeraltı Sularına Etkileri

Normal şartlarda sızıntı suyu depolama sahasının alt tabakalarında toplanır ve oradan toprağın derinliklerine sızmaya başlar. Bu sızma az miktarda da olsa yatay yönlüde olabilir. Toprağın cinsine göre sızıntı suyu hareketi Darcy Kanunu, yardımı ile hesap edilebilir. Sızıntı suyu toprağın derinliklerine doğru giderken içindeki maddeler değişik oranlarda toprakta adsorbe edilirler. Buna rağmen sızıntı suyu yeraltı suyunu çok tehlikeli ölçüde kirleteceğinden en iyi yöntem sızıntı suyunun yeraltına sızmasını önlemektir (Curi 1990). Bunun için ilk yapılacak işlem depolama sahası yerinin iyi

tespit edilmesi olarak açıklanmıştır. İkinci işlem ise; düzenli katı atık depolama sahalarında, oluşan sızıntı suyunun depolama sahası tabanına teşkil edilen, geçirimsiz tabaka üzerine döşenen bir dren sistemi ile depo tabanından uzaklaştırılmasıdır. Bunun yanı sıra sızıntı suyu miktarını azaltacak önlemlerin alınması da oluşan sızıntı suyunun yeraltı suyuna ulaşmasını engellemede etkili olmaktadır (Kjeldsen 1993).

Dünyanın pek çok yerinde sızıntı suyu biriktirme sistemi olmayan depolama sahaları bulunmaktadır. Bu depolama sahalarındaki organik ve inorganik kirleticileri barındıran sızıntı suları, yeraltı suyu kalitesini etkileyebilmektedirler. Katı atık depolama sahasına düşen yağış sularının, atık kütlesi arasından süzülmesi esnasında çeşitli kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar meydana gelmekte bunun sonucu olarak da inorganik ve organik bileşikler, atıktan sızan suya geçmektedirler. Yeraltı suyunun kirlenmesi durumunda, içme suyu kaynakları tehlikeye girmektedir. Bu tehlikelerin değerlendirilmesinde; sızıntı suyu kirliliğinin oluşturacağı tehlikelerin azaltılması, yeraltı suyunun iyileştirilmesi ve yeraltı suyunu ortaya çıkarma, izleme programlarının tasarlanması çok önemlidir (Bjerg *et al.* 1995; Öztürk 1999).

Avcı (1991) kirlenme boyutlarının tespiti ve ortamı geri kazanma çalışmalarının, oldukça zor ve uzun araştırmalar sonucu ortaya çıktığını açıklamıştır. Yeraltı suyu akiferleri çok çabuk kirletilebilmelerine karşılık temizlenmeleri ya hiç mümkün olmamakta veya çok uzun zaman almaktadır. Tuzcu ve Çuhadar (1997) gelecekte su miktarından çok, su kalitesinin önem kazanacağını ve yeraltı suyu kirliliğinin, çevresel zararların yanı sıra, ekonomik zararlarda oluşturacağını belirtmişlerdir (Arslanoğlu ve Koçer 2002).

Yeraltı suyunda çözünmüş organik karbonun yüksek miktarlarda bulunması, yeraltı suyunun katı atıklardan kaynaklanan sızıntı suyu ile kirlendiğinin bir göstergesi olarak açıklanmıştır (Christensen *et al.* 1998).

Bakış vd (1999), sızıntı sularının esas kaynağının organik bozunma sonucu oluşan sular olduğunu ve bu suların yağışlar ve yüzey suları ile temas ederek kirliliği çevreye

yaymaları sonucunda bu çevrede mevcut olan yüzey biriktirme sistemlerini, yeraltı biriktirme sistemlerini ve toprak sistemini ciddi olarak kirlettiklerini belirtmişlerdir. Sızıntı suları yüzeysel ve yeraltı sularına karışmaları halinde, tarımsal ve endüstriyel amaçlı kullanımları da sınırlamakta ve suyun estetik görünümünü bozmaktadır (Öztürk vd 1995).

Schrab vd (1992) tarafından yapılan çalışmada tüm kentsel katı atık depolama sahalarında oluşan sızıntı sularının kanserojen kimyasallar ve toksik maddeler içerdiği tespit edilmiştir (Arslanoğlu ve Koçer 2002).

Sızıntı suyu çok büyük seyrelmelere uğrasa bile yüzeysel ve yeraltı sularına karışmaları halinde, bu kaynak sularının arıtma tesisinden geçirilmesine rağmen tat ve koku problemleri giderilememektedir (Hopkins and Popalisky 1970).

Depolama sahalarının birkaç yıl içinde kadmiyum, nikel, çinko gibi ağır metaller yönünden zenginleştiği ve kısmen, depolanmış atıklardaki organik maddelerin süzülme kapasitesine bağlı olarak, ağır metallerin hareketi ile yüzey ve yeraltı sularının potansiyel risk altında olduğu belirlenmiştir. Çöp sızıntı suyu depolamadan birkaç yıl sonra çözünmüş organik karbon içermeye başlamakta ve bu safhada uçucu yağ asitleri gibi organik bileşikler kolaylıkla ayrışmaktadır (Christensen *et al.* 1996). Akifer sistemlerinde çözünmüş organik karbonun yüksek konsantrasyonlarda bulunması, mikrobiyal aktivitenin indirgeme bölgesinde artmasının bir sonucu olarak gösterilmiştir. Mikrobiyal katalizli redoks reaksiyonlarının olduğu bölgeler, sızıntı suyu ile kirlenmenin olduğu saha boyunca sık sık meydana gelmektedir. Yeraltı suyunda önemli değişiklikler; aşağı eğimli akiferlerde yüksek miktarda çözünmüş organik karbon içeren sızıntı suyunun süzülmesi ile meydana gelen jeokimyasal değişimlere dayanmaktadır. Bu değişimler mikrobiyal ayrışma ile doğrudan veya dolaylı olarak bağlantılı olan kütle veya elektron transferini etkilemektedir. Bu nedenle; organik ve indirgenebilen maddelerin kontrol edilmesi, yeraltı suyu kirliliği yayılımının değerlendirilmesi ve iyileştirici önlemlerin planlanması için gerekli olmaktadır (Amirbahman *et al.* 1998).



Bakış ve Bilgin (1998)'e göre sızıntı suyunda bulunan kirletici maddeler, yeraltı suyu tabakasının doymuş ve doymamış bölgelerinde farklı işlemlerle taşınmaktadırlar. Doygun olmayan bölgede taşınım; sızıntı sularının yeraltı sularını kirletmesi için önce kat ettiği zemin tabakasını kirletmesi gerekmektedir. Bu hareket sırasında mevcut kirli su akifere ulaşmadan önce, anılan bu yolculuk zamanına ve zemin özelliklerine bağlı olarak nicelik ve nitelik bakımından önemli değişikliklere uğramaktadır. Bu değişimlerde etkili olan mekanizmaları; filtrasyon, adsorpsiyon, dispersiyon, adveksiyon, iyon değişimi, kimyasal ve biyolojik dönüşümler, seyrelme, radyoaktif bozunma, buharlaşma ve gaz haline dönüşüp (anaerobik koşullarda) ortamdan uzaklaşma şeklinde özetlenmiştir (Değirmenci 2000; Gönüllü vd 1986).

Gönüllü (1987) organik kirleticilerin, yeraltı suyunda bulunan çeşitli faktörler yardımı ile ayrıştığını ve miktarlarının azaldığını ve yeraltı suyunun pH'ı ve sıcaklığı, mevcut mikroorganizmaların sayısı ve türü, substrat konsantrasyonu, mikrobiyal toksisantların ve nutrientlerin mevcudiyeti ve elektron akseptörlerinin varlığı gibi faktörlerin, organik kirleticilerin biyolojik dönüşümünde etkili faktörler olduğunu belirtmiştir.

Öbek vd (2001), katı atık sızıntı sularının yeraltı sularında oluşturduğu mikrobiyal kirliliği araştırmışlardır. Bu amaçla, Elazığ katı atık depolama sahasında oluşan sızıntı suları ile katı atık sahasında yeraltı sularını temsil eden kaynak suyu ve çeşme suyu örneklerinde bakteriyolojik analizler yapılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre, sızıntı suyunun yeraltı suyuna karışması sonucu Gurbetmezra Mahallesi içme ve kullanma suyunda 4-20 EMS/100 ml toplam koliform bakteri ve 500-1250 adet/ml toplam bakteri tespit edilmiştir. Bu durum, katı atık depolama bölgesindeki yeraltı sularının mikrobiyal olarak kirlenmeye maruz kaldığını göstermiştir.

Demir ve Tüylüoğlu (1999) sızıntı suyunun yeraltı sularını etkilememesi için depo sahasının tabanının geçirimsiz hale getirilmesi gerektiğini belirtmişlerdir. Bunu sağlamak için tabii ve suni malzemeler veya bunların ikisi birden kullanılabilir. Depo tabanında sızdırmazlık maksadı ile geomembran kullanılması halinde PVC

(polivinilklorür), HDPE (yüksek yoğunluklu polietilen), LDPE (düşük yoğunluklu polietilen) tercih edilebilmektedir.

Brown and Thomas (1998) yaptıkları çalışmada ABD’de yeraltı sularını korumak amacıyla, atıkların bertaraf edilmesi konusundaki kuralların, evsel ve tehlikeli katı atık depolama sahalarında esnek plastik membran kaplayıcılar ile toprağın kaplanarak sıkıştırılması esasına dayanan kompozit kaplayıcıların kullanımını gerekli kıldığını belirtmişlerdir.

### **3.5. Sızıntı Suyu Modelleme Çalışmaları**

Katı atıkların düzenli depolama yöntemi ile giderilmesi gerek maddi gerekse kullanılabilirliği açısından en yaygın yöntemdir. Ancak bu uygulamanın bir ürünü olan çöp sızıntı suyunun önemli bir kirletici olması bu konu üzerinde ciddi çalışmaların yapılmasına yol açmıştır. Genellikle matematik modelleme üzerine kurulan bu çalışmaların genel amacı sızıntı suyunun bertarafı, karakterizasyonu, depo sahasındaki davranışı ve miktarının belirlenmesidir (Küçükgül 1999).

Küçükgül (1999), katı atık düzenli depolama sahaları sızıntı suyu özelliklerinin değişimini ifade etmek üzere bir matematiksel model geliştirmiştir. Bu çalışmada, katı atık düzenli depolama sahalarından kaynaklanan sızıntı sularının özelliklerinin zamanla değişimini tahmin etmek için uygun bir matematik model araştırılmıştır. Modelin uygulanmasında kullanılacak deneysel verilerin elde edilmesi amacıyla İzmir Harmandalı Düzenli Katı Atık Depolama Sahası’ndan kaynaklanan çöp sızıntı suyundan, numuneler alınmıştır. Bu numunelerde askıda katı madde, sülfat, kimyasal oksijen ihtiyacı, nikel, kurşun, kadmiyum ve pH parametrelerinin değişimi incelenmiştir. Sızıntı sularının çok kirli sular olduğu ve ilk başlarda hızlı bir değişim gösterdiği tespit edilmiştir. Literatür bilgileri ile kıyaslandığında başlangıç fazı ile geçiş fazının iç içe olduğu ve asit formasyonu fazının kısa sürdüğü görülmüştür. Buna bağlı olarak, kararlı hal konsantrasyon değerlerine ulaşma süresinin çok daha kısa olduğu ve ayrıca ulaşılan kararlı hal konsantrasyon değerlerinin oldukça düşük olduğu

saptanmıştır. Ağır metallerin, depolama sahası içinde asidik faz başladığında, sızıntı suyunda daha yüksek konsantrasyonlarda ortaya çıktığı görülmüştür. Ancak, metan faz başlayıp alkalinite ve pH artmaya başladığı zaman, katı atıktan sıvıya geçen metal konsantrasyonlarında düşmeler görülmüştür. Elde edilen deneysel veriler değerlendirildikten sonra sızıntı suyu konsantrasyon salınımlarını ve depo yaşı ile değişimini yansıtacak matematiksel modeller geliştirilmiştir. Geliştirilen matematiksel yaklaşımlar, laboratuvarında kurulan deney tesislerinde yürütülen deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar ile karşılaştırılmış ve çok iyi uyum sağladıkları görülmüştür. Ayrıca Bursa Büyükşehir Belediyesinin düzenli depolama sahasına ait verilerin matematik model üzerinde uygulanması ile elde edilen grafiğin deney sonuçları ile çok uyumlu olduğu saptanmıştır. Yapılan istatistik analizlerle de bu durum ispatlanmıştır.

Phelps (1982) hem teorik hem de deneysel parametrelere dayalı olarak bir model geliştirmiştir. Model aşağıdaki çöp suyu bileşenleri ile denenmiştir.  $BOI_5$ ,  $KOI$ , toplam çökeltme, Ca, Fe ve Cl. Bunların çöp suyundaki konsantrasyonları zaman, çöp suyu akış oranı ve atık maddenin derinliğinin fonksiyonu olarak tanımlanmıştır. Zamana bağlı olarak konsantrasyon değişimi için hesaplanan ve gözlemlenen eğriler arasındaki korelasyon katsayılarının genç çöp suları için 0,9'u aştığı görülmüştür. Daha yaşlı çöp suları için gözlemlenen konsantrasyon değerleri, çoğunlukla bu şekilde hesaplanan değerlerin üzerinde kalmıştır (Küçükgül 1999).

Lu vd (1985) tarafından sızıntı suyunun içeriğini tanımlamak ve tahmin etmek için iki ana metot belirlenmiştir. Bunlardan biri; daha önce yapılan matematik modelleri kullanmak, diğeri ise belirli bir depo sahası için sızıntı suyu konsantrasyonunu zamana bağlı olarak gözlemek olarak ifade edilmiştir. Ancak, bu metodun sadece sonuçları deneysel olarak alınan özel depolama sahaları için geçerli olduğu belirtilmiştir. Ayrıca depolama sahalarında meydana gelen fiziksel, kimyasal ve biyolojik olayların çok iyi bilinmesinin sızıntı suyu kirleticilerinin tahmini için yapılacak matematik modelleme çalışmalarına yön vermesi açısından son derece önemli olduğu ifade edilmiştir.

Raveh ve Avnimelech (1979) yaptıkları çalışmada sızıntı suyu kalitesini tahmin etmeyi ve tanımlamayı amaçlamışlardır. İlk regresyon modeli katı atık doldurulmuş hücrelerde çöp suyunun bileşenlerini oluşturan maddelerin (TOK, TKA,  $\text{NH}_4$ , Fe ve Mn) konsantrasyonlarını modellemek suretiyle yapılmıştır. Model, çöp suyu kalitesi ile ilgili literatürdeki verilere çok iyi uymuştur.

Küçükgül (1999) tarafından bildirildiğine göre laboratuarda yapılan çalışmaların ilki Qasim ve Burchinal (1970) tarafından yapılmıştır. Bu çalışmalarda 0,9 m çapında ve 1,2; 2,4 ve 3,6 m yüksekliğinde üç kolona, benzer özellikte yaz mevsimi katı atıkları  $345\text{-}370 \text{ kg/m}^3$  kuru yoğunlukta olacak şekilde yerleştirilmiştir. Yükseklik farkının sızıntı suyu oluşumunu ve kirletici özelliklerini nasıl değiştirdiği araştırılmıştır. Kolonlara uygulanan yağış, sıcaklık gibi çevre şartları sabit tutulduğundan kirletici konsantrasyonlarının, kolon yüksekliği ile arttığı sızıntı suyu miktarının kolon yüksekliğiyle bir ilişkisi olmadığı gözlenmiştir.

Başka bir çalışma da Fungarolli ve Steiner (1971) tarafından 4 m yüksekliğindeki bir tankın içine laboratuarda belli bir bileşime uyarak hazırlanan (kuru yoğunluğu  $225 \text{ kg/m}^3$ ) katı atıklar yerleştirilmiş ve sızıntı suyu oluşumu ve kirletici özellikleri incelenmiştir. Depoya su ilavesi yapılmıştır. Uygulamadan yaklaşık 200 gün sonra sızıntı suyu oluşumu görülebilmektedir. TKM ve KOİ konsantrasyonlarının mevsimsel değişimden etkilendiği görülmüştür. Sıcaklık ölçümleri sonucunda, ilk hafta içinde sıcaklıkta hızlı bir yükselme ( $\sim 68^\circ\text{C}$ ) ve zamanla düşüş olduğu görülmüştür. Yaklaşık 4 ay sonunda sıcaklık ve gaz ölçümlerinden alınan sonuçlar anaerobik şartların hakim olduğunu ve özellikle kolonların taban ve orta kesimlerinde anaerobik şartların yoğun olarak oluştuğunu göstermiştir.

Rovers ve Farquhar (1973) yaptıkları çalışmada mevsimlere göre değişen infiltrasyon hızının, sızıntı suyu üretimi ve kompozisyonu, gaz üretimi, sıcaklık değişimi ve depoda meydana gelen çökmeler üzerindeki tesirlerini araştırmışlardır. İnfiltrasyonun fazla olduğu durumlarda, gaz üretiminin ve çökme olayının arttığı, ayrıca katı atıkların yerleştirilmesinden hemen sonra sıcaklığın arttığı gözlenmiştir.

Tittlebaum (1982) çalışmasında öğütülmüş katı atık ve besi maddelerinin mevcut olduğu bir ortamda stabilizasyonun nasıl değişeceğini belirlemeye çalışmıştır. Pohland (1980) ilk yaptığı çalışmasında, 4 kolona öğütülmemiş katı atıkları koyup, bunlarda pH kontrolü ve başlangıçta ilave edilen aşı çamurlarının tesirlerini incelemiştir.

Çöp sızıntı suyunun homojen ve homojen olmayan katı atık kütleleri üzerine sirkülasyonunun yapılması sonucunda sızıntı suyunun özellikleri incelenmiştir. 10-3 cm/s ve 10-4 cm/s geçirgenliğe sahip homojen ve homojen olmayan çöp kütlelerine yatay kanallar aracılığı ile günde 8 saat ve 4 m<sup>3</sup>/m çöp suyu pompalanarak gerçekleştirilen sirkülasyon sonucu aşağıdaki gözlemler yapılmıştır (McCreanor and Reinhart 1997):

- Geçirgenliği 10-3 cm/s olan çöp kütesine, çöp sızıntı suyu pompalama işlemi durdurulduğunda sızıntı suyunun sızmaya devam ettiği, geçirgenliği 10-4 cm/s olan bölgenin doymuş özellik gösterdiği ve çöp sızıntı suyunun yer çekimi etkisiyle çok yavaş hareket ettiği görülmüştür.
- Çöp sızıntı suyunun kanaldan yanal hareketi, katı atığın geçirgenliği azaldıkça artmıştır. Bununla birlikte katı atığın geçirgenliği artınca, artezyen koşulların gelişmesi potansiyelini azaltmış ve yüzey sızmaları artmıştır.
- Heterojen ve düşük geçirgenliğe sahip çöp sahalarında çöp sızıntı suyu hareketi gözlenmiştir.

Kincaid vd (1984a) mikrobiyolojik modelleri, sızıntı suyu içeriğini tanımlamak açısından oldukça önemli modeller olarak göstermişlerdir. Mikrobiyolojik modeller, sızıntı suyunun hareketini ve ayrışmasını etkileyen mikrobiyolojik etmenleri anlama açısından önem taşımaktadırlar. Kincaid vd (1984b) mikrobiyolojik modellerin, bir depo sahasından çıkan sızıntı suyunun değişimini inceleyen matematiksel modellerin geçerliliğini destekleyen deneysel verileri de içerdiğini belirtmişlerdir (Küçükgül 1999).

Bouwer vd (1984) ve Molz vd (1986) biofilm olayını kullanarak organiklerin biyolojik bozunması üzerine çalışmalar yapmışlardır. Gönüllü (1997) tarafından yapılan

çalışmada hazırlanan bir çöp lizimetresine, katı atıklar ve toksik kirletici olarak potasyum kromat, bakır sülfat ve fenol ilave edilerek toksik kirleticilerin sızıntı suyunda oluşturduğu etki araştırılmıştır. Lizimetreye yerleştirilen katı atık karışımları ve ilave edilen toksik kirletici miktarları Çizelge 3.14’de verilmiştir. Tüm çalışma boyunca sızıntı suyu pH değerinin asidik sahada kaldığı görülmüştür. Bu durumun büyük ihtimalle tesis içindeki çok yüksek miktardaki zehirli birleşiklerin etkisiyle metan mikroorganizmaların gelişememesi sonucunda meydana geldiği ve gazifikasyon bölgesine geçilemediği sonucuna varılmıştır.

**Çizelge 3.14.** Lizimetreye Konulan Çöp ve Kimyasal Miktarları (Bouwer *et al.* 1984)

| <b>Çöp Madde Bileşenleri</b>                  | <b>% Bileşen</b> | <b>Miktarı (Gr)</b> |
|-----------------------------------------------|------------------|---------------------|
| Organik maddeler                              | 49,85            | 28813               |
| Kağıt                                         | 8,46             | 4890                |
| Tekstil                                       | 7,25             | 4191                |
| Plastik                                       | 13,60            | 7861                |
| Cam                                           | 4,53             | 2618                |
| Metal                                         | 2,42             | 1399                |
| <10mm Kül ve diğer                            | 13,89            | 8028                |
| <b>Toplam</b>                                 | 100              | 57800               |
| <b>İlave Toksik Kirleticiler</b>              |                  |                     |
| K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> |                  | 51                  |
| CuSO <sub>4</sub>                             |                  | 35                  |
| Fenol                                         |                  | 51                  |
| <b>Toplam</b>                                 |                  | 57837               |

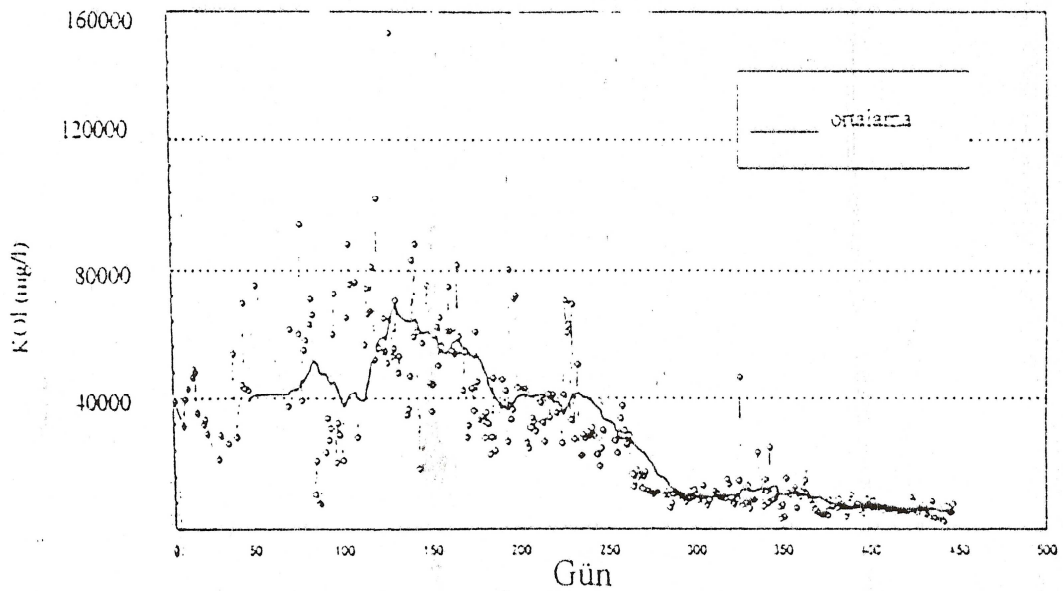
Yukarıdaki çalışmada TKM ve KOİ için 100 000 mg/l’nin üzerinde başlangıç konsantrasyonları elde edilmiş ve daha sonra 60 000’ler seviyesine indiği ve nispeten stabil olarak devam ettiği ve sızacak maddenin en fazla %4’ünün 250 günde sızabildiği belirlenmiştir. Sudaki çözünürlüğü sonsuz olarak ifade edilebilen fenolün başlangıçta 100 ml/l seviyesinde olduğu, 250 gün sonra 30 ml/l seviyesine düştüğü ve 250 gün boyunca kolondaki fenolün %2’sinin sızabildiği ve ortamda tutulduğu sonucunu ortaya çıkarmıştır. Bakır ve T.Krom konsantrasyonlarının 250 günde çok hızlı bir şekilde çok küçük konsantrasyonlara düştüğü görülmüştür. 250 gün içinde Bakırın %0,1’i ve T.Kromun %2’si sızmıştır. Bu değerlere göre metallerin, fenole göre ortamda daha çok tutulma kabiliyetine sahip olduğu sonucuna varılmıştır (Gönüllü 1997).

Somjai vd (1995) tarafından hazırlanan farklı derinliklerdeki lizimetrelere konulan katı atıklardan kaynaklanan sızıntı suları üzerinde çeşitli kirlilik parametrelerini belirlemek üzere analizler yapılmıştır. Kirletici maddelerin konsantrasyonu çöp katmanının derinliğine göre artış göstermiştir. Katı atığın üst katmanında hava sızması nedeni ile, aerobik biyolojik bozunma süreçleri derin katmana kıyasla önemli bir rol oynamıştır ve çöp katmanının kalınlığı 0,61'den 2,37 m'ye yükseldiğinde kirletici maddelerin konsantrasyonunda ani bir artış ile sonuçlanmıştır.

Danimarka'da ki dört farklı depolama sahasından kaynaklanan çöp sızıntı suyu örneklerinde ağır metallerin ve kolloidal maddelerin miktarını belirlemek üzere çalışmalar yapılmıştır. Çöp suyu örneklerindeki konsantrasyon aralıkları şu şekildedir; kadmiyum: 0,2-3,6  $\mu\text{g/l}$ , nikel: 28-84  $\mu\text{g/l}$ , çinko: 85-5310  $\mu\text{g/l}$ , bakır 2-34  $\mu\text{g/l}$  ve kurşun: 0,16  $\mu\text{g/l}$ . Nikelin kolloidal fraksiyonu toplam nikel miktarının %10-60'ını ve çinko, toplam çinko miktarının %0-95'ini oluşturmaktadır. Diğer metallerin konsantrasyonları düşüktür ve fraksiyonlar arasındaki dağılımları daha belirsizdir, ancak kadmiyum daha çok tümüyle çözülmüş fraksiyonda bulunurken, bakır daha çok kolloidal fraksiyonlarda (%30-100) görülmüştür. Su analizlerinde sıklıkla yapıldığı gibi, çözülmüş fraksiyonun 0,40 veya 0,45'te tanımlanması halinde, ağır metallerin çoğunluğu çözülmüş fraksiyonda (Cd: %88-100, Ni: %60-100, Zn: %26-100, Cu: %71-100, Pb: %67-100) bulunur. Kolloidal fraksiyonlarda ağır metallerin bulunması gerçeği, çöp sızıntı suyunda, yeraltı suyunda ve yüzey suyunda ağır metal konsantrasyonlarının dağılımını inceleyen diğer araştırmalara paralellik göstermiştir. Alınan ilk sonuçlar kolloidlerin organik maddeler kadar inorganik maddeleri de içerdiğini göstermiştir (Jensen and Christensen 1997).

Hong Kong'daki Nent depo sahası üzerinde ve çöp sızıntı suyu biyolojik arıtma tesisinde araştırmalar yapılmıştır. Depolama sahasının işletmeye başlanmasından sonra ilk sekiz ay içinde  $\text{KOİ}$  ve  $\text{NH}_4\text{-N}$  değerleri tahmin edilen değerlerden sürekli olarak yüksek çıkmıştır. Bu durum yüksek sıcaklık nedeniyle organik maddelerin çabuk bozulması, evsel atık oranının fazla ve kompozisyonunun farklı olması şeklinde açıklanmıştır (Chen *et al.* 1997). İşletmenin 4 ve 10. ayları arasında, ham çöp suyundaki

KOI konsatrasyonu 70000 mg/l'den 10000 mg/l'ye ve bir yıllık faaliyetten sonra 10000 mg/l'nin altına düşmüştür. Bu da depolama sahasında asit fazdan metan fazına hızlı bir geçiş olduğunu göstermiştir. Şekil 3.3'de KOI'nin zamana göre değişimi verilmiştir. İklimin yanı sıra evsel atıklardaki yüksek nem oranı ve yüksek organik madde oranı metan fazı koşullarına hızlı geçişe önemli katkıda bulunmaktadır. Ilıman ülkelerde bu değişim genellikle depolama sahasının beşinci işletme yılında gözlenmiştir (Kruse *et al.* 1994).



**Şekil 3.3.** Sızıntı Suyundaki KOI'nin Zamana Göre Değişimi (Kruse *et al.* 1994)

Beaman vd (1997) tarafından özel olarak hazırlanan 6 adet lizimetreye doldurulan evsel atıkların üzerine püskürtmek suretiyle çöp sızıntı suyu sirküle edilmiştir. İlk iki lizimetreden oluşan çöp sızıntı suyuna herhangi bir işlem yapılmamıştır, üç ve dört nolu lizimetreler sirkülasyondan önce farklı dozajlarda olmak üzere ozonlanmıştır, beş ve altı nolu lizimetreler ise metanojik faza geçişten sonra ozonlanmıştır. Üç ve dört nolu lizimetrelere uygulanan ozon dozları, tüm deney süresince belirlenebilmeleri için sabit tutulmuştur. Beş nolu lizimetreye uygulanan ozon dozu da sabit tutulmuştur. KOI azalmasını sağlayıp sağlamadığı ve çöp suyunda BOİ<sub>5</sub> artışına neden olup olmadığını belirlemek için, 63. haftadan itibaren birkaç ozonlama işleminden, resirkülasyon ve analizinden sonra 6 nolu lizimetreye uygulanan ozon dozajı yükseltilmiştir. Tüm



lizimetrelerdeki KOİ pikleri ilk 70 haftalık süre içerisinde 30 000 ile 45 000 mg/l'den 700 ile 900 mg/l seviyesine düşmüştür.

Straub ve Lynch (1982a, b) çöp suyunun organik ve inorganik kirleticilerini ayrı ayrı tanımlayan bir dizi model geliştirmişlerdir. Model tarafından tanımlanan süreçler hidrolik davranış, sızıntı suyu inorganik bileşeni ve organik çöp suyu bileşenlerini kapsamıştır. Toplam katı madde ile temsil edilen inorganik maddelerin konsantrasyonları iki alt model ile tahmin edilmiştir. Alt modellerden biri depo sahasını, hem nem hem de kirletici miktarları için kütle dengesini sağlayan, iyi karıştırılmış tek bir reaktör olarak ele almıştır. Organik bileşenlerin emilme biçimi nemin net infiltrasyonunun, çöpün hacim ve saha kapasitesinin ve erimiş madde üretme oranının bir fonksiyonu olarak tanımlanmıştır. Diğerisi ise doymamış poroz bir ortamda madde transferinin düşey olarak dağıtıldığı bir model olmuştur. Model parametreleri; çözünebilir kirletici kütlesi, atık madde nem oranı, hacim, derinlik, çöpün yoğunluğu ve saha kapasitesi ve nem uygulama oranları gibi parametreleri kapsamıştır.

Yapılan başka bir çalışmada FILL (Flow Investigation for Lanfill Leachate) modeli olarak adlandırılan bir model geliştirilmiştir. Modelde nem muhtavasını dikey düzlemde her dönüm noktası için hesaplanmıştır. Eğimin etkisiyle oluşan yüzeysel akış ve depo saha yüzeyi pürüzlülüğünün hesaplanması için kinematik dalga eşitlikleri kullanılmıştır. İnfiltrasyon nem muhtavasının bir fonksiyonu olarak belirtilmiştir. Ayrıca hidrolik iletkenlik ve toprak yüzeyindeki suyun derinliğinin de infiltrasyonu fonksiyon olarak içerdiği ifade edilmiştir (Küçükgül 1999).

Bir depolama sahasında doymuş bölgede sızıntı suyu seviye yüksekliği hesaplaması için formülasyon ve çözüm teknikleri geliştirilmiştir. Düzenlenmiş eşitlikler kütle korunumu prensibinden yola çıkılarak kurulmuştur. Bu eşitlikler, depolama sahasından çıkan sızıntı suyunun akış oranındaki değişikliklerin hesaplanması ve sızıntı suyu seviyesinin sahip olduğu yükseklik hareketlerinin belirlenmesi için FILL modelinde kullanılmıştır (Korfiatis and Demetracopoulos 1986; Demetracopoulos 1988).

#### 4. ÇÖP SIZINTI SUYU ARITIMI

Sızıntı suyu arıtımı, istenilen arıtma seviyesinin gerçekleştirilebilmesi için bir dizi arıtma prosesinin kullanılmasını gerektirmektedir. Literatürde bu konu ile ilgili çok geniş bir yelpazeye yayılan çalışmalar mevcuttur. Ancak içerdikleri değişik kirleticiler nedeniyle her bir düzenli depolama sahasında oluşabilecek sızıntı suları kendi başlarına değerlendirilmeli ve herhangi bir kontrol veya yönetim tekniği geliştirmeden önce sızıntı sularının mevcut özellikleri ile ilgili ayrıntılı çalışma yapmak gerekmektedir.

Önemli olan sızıntı suyunun karakterine bağlı olarak sızıntı suyu için en uygun arıtım metodunun seçilmesidir. Seçilecek olan arıtım metodu; teknik olarak uygulanabilirlik, atıksu deşarj standartları, maliyet, ihtiyaçlar, kısıtlamalar ve çevresel etki bakımından dikkate alınmalıdır (Kurniawan *et al.* 2007).

Arıtma uygulamalarının seçim ve tasarımını etkileyen önemli faktörler aşağıda sıralanmıştır (Yıldız 2000):

- Sızıntı suyu karakteri: Organik ve inorganik madde içeriği.
- Zararlılık potansiyeli: Organik ve inorganik zehirli kimyasal maddelerin yüksek konsantrasyonları.
- Deşarj alternatifleri: Yüzeysel sular, şehir atıksu kanal sistemi, arazide arıtma, depolama sahası üzerine geri devir.
- Arıtma derecesi: Sızıntı suyu bileşimi, deşarj standartları.
- Arıtılabilirlik çalışmaları: Elde edilen deneysel veriler, uygulanabilir teknolojiler.
- İşletme: Ekipmanların bakım ve tamiri, personel güvenlik eğitimi, analitik testler.
- Maliyet: Gerekli bütçenin bulunabilmesi, nihai örtü tabakası ihtiyacı.

Qasim ve Chiang (1994), sızıntı suyunun arıtılmasıyla ilgili olarak bazı özel problemlerin varlığını şu şekilde ifade etmişlerdir:

- Atığın kuvvetli bir atık olması ve kirlilik potansiyelinin büyüklüğü, güvenilir arıtma proseslerinin seçimini ve kullanımını zorunlu hale getirmektedir.
- Depolama sahasının birinden diğerine gözlenen değişiklikler bir bölgede uygulanan arıtma tekniğinin, doğrudan diğer bir bölgeye uygulanabilirliğini engelleyebilir. Her bölgede uygun arıtma için mühendislik çalışması gerekli olabilir.
- Sızıntı suyunun kaynağı hidrolik ve iklimsel faktörlere bağlı olarak mevsimlere göre değişir.
- Depolama sahasına bırakılan katı atığın kimyasal yapısı, sızıntı suyunun kompozisyonu üzerinde önemli bir etkiye sahiptir.
- Kısa ve uzun vadede meydana gelen sızıntı suyu kalite ve miktarındaki dalgalanmalar arıtma tesisi tasarımında düşünülmelidir. Genç depo sahasından gelen sızıntı suyunu arıtmak üzere tasarlanmış proses, gelecekte depolama sahası yaşlandığında veya deşarj standartları değiştiğinde sızıntı suyunu yeteri kadar arıtmak şekilde planlanmalıdır.

#### 4.1. Sızıntı Suyu Arıtımında Kullanılan Prosesler

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 adsorpsiyon ve membran teknolojileri kullanılmaktadır (Amokrane *et al.* 1997; Bohdziewicz *et al.* 2001; Marttinen *et al.* 2002; Vogelpohl *et al.* 1995). Sızıntı sularının arıtımında kullanılan kimyasal metotlar koagülasyon-flokülasyon (Amokrane *et al.* 1997; Ahn *et al.* 2002), kimyasal çöktürme ve kimyasal-elektrokimyasal oksidasyonlar (Chiang *et al.* 2001), biyolojik metotlar ise aerobik, anaerobik ve anoksik proseslerin bir kombinasyonudur (Im *et al.* 2001). Fiziko-kimyasal metotlar genellikle sızıntı suyundan biyolojik olarak giderilemeyen maddeleri gidermek için biyolojik metotlarla beraber kullanılmaktadırlar (Bohdziewicz *et al.* 2001; Ahn *et al.* 2002). Wiszniowski vd (2006a)'de sızıntı suyu arıtımını biyolojik, kimyasal ve fiziksel metotlar olmak üzere sınıflandırmışlardır. Yaptıkları çalışmada sızıntı suyu arıtımı için uygulanan temel prosesleri incelemişlerdir. Renou vd (2008), sızıntı suyu

transferi, biyodegradasyon, kimyasal ve fiziksel metotlar ve membran prosesler (özellikle ters osmoz) gibi çeşitli arıtımların avantaj ve dezavantajlarını incelemiştir.

Almanya’da katı atık depolama sahalarında oluşan sızıntı sularının arıtılma zorunluluğu vardır. Bu konuda en ileri ülkelerden biri sayılan Almanya’da sızıntı suyu arıtma tesisi çıkış suyu standartları Çizelge 4.1’de verilmektedir (Heyer vd 1998).

**Çizelge 4.1.** Almanya’da Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi Çıkış Suyu Sınır Değerleri (mg/l) (Heyer vd 1998)

| Parametre           | Sınır Değerler | Parametre          | Sınır Değerler |
|---------------------|----------------|--------------------|----------------|
| KOİ                 | 200            | Cr                 | 0,5            |
| BOİ <sub>5</sub>    | 20             | Cr <sub>4</sub>    | 0,1            |
| N <sub>toplam</sub> | 70             | Ni                 | 1              |
| P <sub>toplam</sub> | 3              | Pb                 | 0,5            |
| Hidrokarbon         | 10             | Ca                 | 0,5            |
| N-NO <sub>2</sub>   | 2              | Zn                 | 2              |
| AOX                 | 0,5            | CN                 | 0,2            |
| Hg                  | 0,05           | Sülfür bileşikleri | 1              |
| Cd                  | 0,1            |                    |                |

Arıtma kombinasyonlarına ait sızıntı suyu giriş ve çıkış konsantrasyonları Çizelge 4.2’de verilmektedir (Heyer vd 1998).

**Çizelge 4.2.** Arıtma Teknolojilerinin Kombinasyonu Halinde Sızıntı Suyu Giriş ve Çıkış Değerleri (Heyer vd 1998)

| KOİ mg/l                                                               |        | NH <sub>4</sub> -N mg/l |          | AOX mg/l |         |
|------------------------------------------------------------------------|--------|-------------------------|----------|----------|---------|
| Giriş                                                                  | Çıkış  | Giriş                   | Çıkış    | Giriş    | Çıkış   |
| A : Biyoloji + Aktif karbon + Flokasyon/Pericipitasyon + Nötralizasyon |        |                         |          |          |         |
| 1571                                                                   | 76     | 579                     | 0,09     | 1,45     | 0,18    |
| 686                                                                    | 51     | 528                     | 0,7      | 1,65     | 0,23    |
| B : Biyoloji + Ultrafiltrasyon + Aktif karbon                          |        |                         |          |          |         |
| 1000-1200                                                              | <200   | 400-800                 | <10      | 1-2,5    | 0,1-0,7 |
| C : Biyoloji + Kimyasal Oksidasyon (O <sub>3</sub> + UV)               |        |                         |          |          |         |
| 320-5798                                                               | 30-137 | 125-1350                | 0,4-36,2 | -        | -       |

**Çizelge 4.2. (devam)**

| D : (Biyoloji + (O <sub>3</sub> + UV) + Biyoloji               |        |          |           |           |            |
|----------------------------------------------------------------|--------|----------|-----------|-----------|------------|
| 1200-4000                                                      | 18-150 | 600-1900 | 0,1-9     | 1-3,8     | 0,04-0,18  |
| E : Biyoloji + (O <sub>3</sub> + UV) + Biyoloji + Aktif karbon |        |          |           |           |            |
| 758-1332                                                       | 1-85   | 375-885  | 0,1-0,6   | 0,85-2,1  | 0,17-0,43  |
| F : Biyoloji + Tersosmoz                                       |        |          |           |           |            |
| 446-872                                                        | 5,3-27 | 80-396   | 0,03-10,1 | 0,4-1,4   | <0,01-0,05 |
| G : Biyoloji + Tersosmoz + Tersosmoz                           |        |          |           |           |            |
| 1366-3010                                                      | <2     | 130-854  | 6,3       | 1,09-2,24 | 0,045      |

#### 4.1.1. Biyolojik arıtma prosesleri

Yapılan çalışmaların çoğunda, biyolojik arıtma proseslerinin çöp sızıntı suyu arıtımında en yaygın kullanılan pratik prosesler oldukları belirtilmiştir. Biyolojik arıtma proseslerinin değerlendirilmesi ve işletme esasları, proses değişkenlerinin izlenmesi ve kontrolüne bağlı olmaktadır. Karbonun sınırlayıcı besi elementi olduğu göz önüne alındığında, tasarım ve işletmede dikkate alınacak ilk parametre, karbonlu maddelerin bakteriler tarafından tüketim hızı olmuştur. Buna bağlı olarak biyokütle artış hızı da kararlı bir biyolojik çamur temini ve çamur uzaklaştırma işlemleri için belirleyici rol oynamıştır. Kısaca biyolojik arıtmada da öncelikle kinetik parametrelere bakılması gerektiği ifade edilmiştir. Bunlar, maksimum özgül biyokütle çoğalma hızı ( $\mu_{max}$ ), iç solunum hızı katsayısı ( $b$ ), yarı hız sabiti ( $K_s$ ) ve dönüşüm oranı ( $Y$ )'dir. Bahsedilen bu kinetik parametreler klasik Monod denkleminde kullanılmakta ve kütle dengesi yardımıyla, ortalama çamur bekletme yaşı ( $\theta_c$ ), hacimsel organik yük ( $L_v$ ) ve biyolojik yük ( $F/M$ ) gibi çeşitli işletme parametreleri belirlenebilmektedir (Yıldız 2000).

Biyolojik arıtma prosesinin verimi yukarıda belirtilen işletme parametrelerine bağlıdır. Arıtma verimi, BOİ veya KOİ giderme oranında ve çıkış suyu kalitesinde etkili olmaktadır. Ayrıca nitrifikasyon, denitrifikasyon, metal giderme ve çamur karakteristikleri de diğer önemli parametreler olarak gösterilmiştir (Yıldız 2000).

Havalı veya saf oksijenle kurulan sistemlerde biyolojik ayrışabilen organik maddenin ve nitrifikasyon-denitrifikasyonla azotun giderimi düşük yatırım maliyetiyle sağlanmıştır. Ham sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışabilen kısmının arıtımı için biyolojik arıtım alternatiflerinin fiziko-kimyasal arıtmaya göre çok daha verimli olduğu ve sızıntı suyunun biyolojik arıtımı sonucunda %90-99 verimle organik madde gideriminin elde edildiği yapılan çalışmalar sonucunda belirtilmiştir (Öztürk vd 1995).

Chandra vd (2005), yaptıkları çalışmada Allium testi ile iki endüstrinin tehlikeli katı atıklarından oluşan sızıntı sularını karşılaştırarak biyolojik olarak izlemişlerdir. Tehlikeli endüstriyel atıklar çevre kirliliğinin kaçınılmaz kaynağıdır. Bu atıklardan kaynaklanan sızıntı suları insan sağlığına ve su kaynaklarına zarar vermektedirler. Bu çalışma, Allium testi kullanılarak metal ve boya endüstrisi olmak üzere iki endüstrinin katı atıklarından oluşan sızıntı suyunun olabilecek genotoksik etkilerine karar vermek için yapılmıştır. Sızıntı suyu örnekleri ağır metal içeriği ve genotoksisite bakımından analiz edilmiştir. Sonuçlar göstermiştir ki, metal ve boya atık sızıntı suyu yüksek konsantrasyonlarda krom, nikel ve demir içermektedir. Bu maddelerin önemli ölçüde hücre genetiğinin değişmesine yol açtığı bildirilmiştir.

#### **4.1.1.a. Aerobik arıtım**

Aerobik arıtma sistemleri genç depo sızıntı sularında  $BOI/KOI > 0,5$  olduğu zaman etkili olmuştur. Aerobik arıtım  $\theta_C < 10$  gün için 10 mg  $NH_3-N/l$ 'den küçük çıkış konsantrasyonu sağlamıştır. Karbonlu maddelerin aerobik arıtımı esnasında  $\theta_C = 6-10$  gün için %60-80 oranında nitrifikasyon gerçekleşmektedir (Öztürk vd 1995).

Yüksek organik madde ihtiva eden sızıntı suları, besi maddesi ilave etmeden ve yüksek havalandırma yapılmadan düşük hidrolik beklemeli aerobik arıtma tesislerinde arıtılamaz. Havalandırmalı lagünlerde arıtılan sızıntı sularının çoğu yüksek moleküler ağırlıklı biyolojik olarak arıtılamayan organik maddeler ihtiva eder. Aerobik arıtımın dezavantajları ve işletme problemleri aşağıda verilmiştir (Yıldız 2000):

- Havalandırma sırasında köpük problemi oluşmaktadır.
- Bakır, çinko ve nikel gibi toksik metaller aerobik arıtmayı etkilemektedir.
- Düşük sıcaklıklarda yeterli arıtma verimi sağlanamamaktadır.
- Havalandırma sırasında yüzeysel gerilimin artması nedeniyle köpürme problemi gözlenebilir.
- $\text{CaCO}_3$  ve/veya demir çökeltisi havalandırma ekipmanında problemler meydana getirir.
- Havalandırma ekipmanında işletme zorluklarına neden olan  $\text{CaCO}_3$  ve/veya Fe'nin çökmesi ihtimali vardır. Redoks potansiyeli arttığında, oksidasyon seviyesi artar, kalsiyum ve demir çözünebilir hale geçer.
- Aerobik arıtma zehirli metallerin (Cu, Zn, Ni vb.) var olması durumunda iyi verimle çalışmaz.
- $\text{NH}_3\text{-N}$  konsantrasyonunun çok yüksek olması durumunda (1000 mg/l'nin üzerinde) nitrifikasyon yavaşlar. Biyolojik arıtmadan önce amonyak fiziko-kimyasal olarak giderilmelidir. Biyolojik arıtmayı engelleyen metaller bir ön arıtmada NaOH ile pH yükseltilerek uzaklaştırılmalıdır.
- Nitrifikasyondan dolayı çıkış suyunda amonyak konsantrasyonu çok düşük, nitrat konsantrasyonu çok yüksektir. Çıkış suyunda nitrat konsantrasyonu açısından bir sınırlama yapılmışsa, arıtma tesisine biyolojik denitrifikasyon ünitesinin de ilave edilmesi gerekmektedir.
- Oksijen kazandırmak için gerekli enerjinin maliyeti yüksektir. İşletme ve bakım maliyeti ilk yatırım maliyetini aşmaktadır.
- BOİ:P oranı 100:1'den büyükse, etkili bir arıtma için ilave fosfor gereklidir.

Yıldız (2000) tarafından yapılan çalışmada sızıntı suyunda, biyolojik olarak giderilemeyen (inert) KOİ'yi belirlemek amaçlanmıştır. İnert KOİ'nin belirlenmesi için kesikli aerobik reaktör kullanılmıştır. Anaerobik pilot arıtım tesisi çıkışından alınan sızıntı suyu 2 litre hacminde olan ve doldur-boşalt çalışan bir reaktör ile aerobik arıtılabilirlik çalışmaları yapılmıştır. Aerobik reaktörde kullanılan sızıntı suyu özellikleri Çizelge 4.3'deki gibidir:

**Çizelge 4.3.** Aerobik Reaktörde Kullanılan Sızıntı Suyu Özellikleri (Yıldız 2000)

| Parametre  | KOİ  | BOİ <sub>5</sub> | TAKM | pH  | NH <sub>3</sub> -N |
|------------|------|------------------|------|-----|--------------------|
| Değer mg/l | 5000 | 2500             | 530  | 7,8 | 200                |

Kullanılan sızıntı suyu KOİ değeri aerobik reaktöre girişte 2000 mg/l olacak şekilde ayarlanmıştır. Reaktörde aerobik çalışmaya biyolojik olarak ayrışabilir bütün substratın kullanıldığı ve biyokütlenin tamamen mineralize olduğu süre sonuna kadar yani çözünmüş KOİ değerleri sabit değere ulaşmaya kadar devam edilmiştir. İnert KOİ'yi belirleme çalışmasına başlamadan önce alıştırma yapılarak sızıntı suyuna uyum sağlayan mikroorganizmalar üretilmiştir. Reaktör, F/M oranı 1 olacak şekilde beslenmiş ve 24 saat havalandırmadan sonra KOİ, çözünmüş KOİ, AKM ve UAKM değerleri ölçülmeye başlanmıştır. Canlı mikroorganizma miktarını artırmak için reaktöre sürekli aşı çamuru ilave edildiği halde KOİ giderimi belli bir değerden sonra sabit kalmıştır. Yapılan çalışmada biyolojik olarak giderilemeyen KOİ (inert KOİ) 180 mg/l olarak tespit edilmiştir.

Germirli vd (1991), çözünmüş inert KOİ'nin belirlenmesi üzerine yaptıkları çalışmada süzölmüş atıksu ve eşdeğerinde hazırlanmış glikoz çözeltisini 1'er litrelik hacimde iki ayrı reaktöre koyarak 50 mg/l UAKM konsantrasyonu sağlayacak şekilde biokütle ilavesi yapmışlardır. Reaktörlere besi maddesi ilavesi yapılmış ve zamana karşı süzölmüş KOİ değerleri KOİ değişiminin olmadığı ana kadar ölçölmüştür. Sonuçlar yöntem gereği değerlendirilerek atıksuların inert KOİ oranları belirlenmiştir.

Çokgör vd (1998), kolay ayrışabilir organik maddenin bulunması üzerine yaptıkları çalışmayı aerobik şartlar altında kesikli olarak çalıştırılan silindirik reaktörlerde gerçekleştirmişlerdir. Gereken miktarda nutrient eklenerek ortamda 7-8 mg/l oksijen konsantrasyonu sağlayarak, zamana karşı OTH ölçömleri yapılmıştır. Difüzörlerle havalandırılıp manyetik karıştırıcıyla tam karışımı sağlanan erlenlerden alınan numunelerde çözönmüş oksijen ölçömleri 4-5 saat sürdürölmüştür. Nitrifikasyondan



kaynaklanan girişimleri engellemek için Formula 2533 (Hach Company) inhibitörü eklenmiştir.

Andres vd (2004), sızıntı suyunun aerobik biyolojik arıtımı üzerine yaptıkları çalışmalar sonucunda ikincil biyolojik arıtımın KOİ gideriminde etkili olduğunu belirtmişlerdir.

Literatürde verilen arıtılabilirlik çalışmaları sonuçları dikkate alındığında sızıntı suyunun, çamur yaşının 10 gün veya daha büyük olması durumunda biyolojik olarak arıtılabileceği son noktaya kadar arıtılabildiği görülmüştür (Boyle and Ham 1974; Pohland 1975; Pohland and Harper 1985; Iza *et al.* 1992).

Avezzu vd (2004), yaptıkları çalışmada depolama sahası sızıntı suyunun biyolojik arıtımında ağır metallerin davranışlarını incelemişlerdir. Kullanılan sızıntı suyu öncelikle ıslak oksidasyon prosesi (WOP) ve aynı zamanda amonyak sıyırma prosesi ile arıtılmıştır. Sıvı ve katı fazlar arasındaki ağır metal konsantrasyonlarının dağılımı, BOİ ve KOİ giderme oranları değerlendirilmiştir. KOİ oranı, biyolojik prosesin sıvı ve katı fazları arasındaki ağır metallerin dağılımını tahmin etmek amacıyla bir matematiksel model saptamak üzere kullanılmıştır.

Wu vd (1988), 37°C 'de iki kademeli yukarı akışlı anaerobik filtrede ham sızıntı suyu arıtımı üzerine çalışmışlardır. 20-40 günlük hidrolik bekletme süresi ve 2-3,8 kg KOİ/m<sup>3</sup>gün'lük yüklemelerde %83-91'lik KOİ giderimi olduğu belirtilmiştir. BOİ/KOİ oranı 0,7 ve KOİ konsantrasyonu 9000-10000 mg/l'dir.

Bull vd (1983), aerobik ve anaerobik şartlarda BOİ<sub>5</sub>, demir ve azot giderimini araştırmışlardır. Çalışmada, aerobik reaktörde demir giderimi için 100 mg/l'lik ilave fosfor sağlanmışır. İlk kademedeki anaerobik reaktörde %52'lik TOK, %99'luk demir ve %97,5'lik fosfor giderimi, onu izleyen aerobik reaktörde ise %51'lik TOK, %65'lik Kjeldahl azotu giderimi elde edilmiştir. Bu çalışmada ağır metal inhibisyonu önemli bir faktör olarak görülmemiştir.

Yılmaz vd (1999), genç depolama sahası sızıntı sularının biyolojik olarak arıtılabilirliğini incelemişlerdir. Sızıntı suyunun anaerobik arıtılabilirliği, laboratuvar ölçekli tam karışimli reaktörlerde gerçekleştirilmiş ve reaktörler, ~5000 mg/l'lik giriş konsantrasyonunda 0,40 ve 1,14 kg KOİ/kgUAKM'lik F/M oranında çalıştırılmıştır. İki reaktörde de başlangıçtaki biyokütle (UAKM) konsantrasyonunda bağımsız olarak %95'e varan çözünmüş KOİ giderme verimleri elde edilmiştir. Sızıntı suyunun aerobik kalıcı KOİ'sinin belirlenmesi için yapılan çalışma, başlangıç çözünmüş KOİ'si 4460 mg/l olan glikoz ile iki paralel kesikli aktif çamur reaktöründe gerçekleştirilmiştir. Aerobik çözünmüş inert KOİ ve mikrobiyal ürün konsantrasyonu sırasıyla 60 ve 300 mg/l olarak belirlenmiştir. Kuvvetli sızıntı suyunun kalıcı KOİ oranı 0,01 olarak hesaplanmıştır.

Wisniewski vd (2006b), sızıntı suyunun Biyolojik ve  $TiO_2$ -Fotokatalitik Prosesler ile arıtımı üzerine çalışmışlardır. Bu çalışmada, dirençli sızıntı suyunun biyolojik proses ile arıtımı amaçlanmıştır. Biyolojik ön arıtmalı sızıntı suyu yinede önemli miktarda biyolojik olarak parçalanamayan KOİ (500 mg/l) ve TOK (200 mg/l) içermektedir. 300 dakikalık fotokatalitik arıtım (UVC/ $TiO_2$ ) ile sızıntı suyunda %80'den daha fazla organik madde giderimi sağlanmıştır. KOİ'nin bir kısmı başarılı bir şekilde son-biyolojik arıtımla giderilmiştir.

Sızıntı suyu arıtımında, aerobik biyolojik arıtma metotlarından en yaygın olarak kullanılanlar aktif çamur, havalandırmalı lagünler, damlatmalı filtre ve döner disklerdir (Yıldız 2000):

#### **a) Aktif çamur sistemleri**

Aktif çamur prosesleri, sızıntı suyu arıtımında başarılı bir şekilde kullanılmıştır. BOİ ve KOİ giderme verimi %90-99 arasındadır (Yıldız 2000). Boyle ve Ham (1974), Chian ve De Walle (1976), Uloth ve Mavinic (1977), McClintock vd (1990), Christensen vd (1992)'de aktif çamur prosesleriyle sızıntı suyu arıtımı konusunda yaptıkları çalışmalar sonucunda aşağıdaki bulguları elde etmişlerdir:

- BOİ ve KOİ giderimi %90-99, metal giderimi %80-99
- İşletme şartları; MLVSS konsantrasyonu 5000-10000 mg/l, F/M oranı 0,02-0,06 gün, hidrolik bekleme zamanı 1-10 gün, çamur bekleme zamanı 15-60 gün, besi maddesi ihtiyacı BOİ:N:P 100:3.2:0.5

Aktif çamur sisteminin veriminde iki tür organik yükleme belirlenmiştir. Birincisi hidrolik yük olan ve hacimsel organik yük olarak ( $L_v$ ) olarak bilinen değer, ikincisi ise hidrolik yükün yanında reaktördeki biyokütle miktarını da dikkate saha besi maddesi/biyokütle oranı olarak bilinen F/M oranıdır. Hacimsel organik yükün BOİ ve KOİ üzerindeki etkisine bakıldığında 1-2 kgBOİ<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>gün değerlerine kadar yeterli arıtma yapıldığı görülmüştür. Mevcut BOİ<sub>5</sub> esaslı veriler ile F/M oranının sınır değerinin 0,2-0,4 BOİ<sub>5</sub>/kgAKMgün olduğu ifade edilmiştir. KOİ esaslı veriler için de 0,4 kgKOİ/kgUAKMgün değerinin üzerine çıkıldığında çıkış KOİ konsantrasyonlarının 700 mg/l'yi aşmadığı gözlenmiştir (Öztürk vd 1995).

Aktif çamur prosesi birçok metalin uzaklaştırılmasında etkili olmuştur. Özellikle çinko, demir, mangan ve kadmiyumda %95, krom ve kurşunda %80-90 oranında giderim sağlanmıştır. Nikel giderimi ise %60 civarında olmuştur. Aerobik arıtmada Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>'e dönüştürülerek pH 8-9 civarında daha kolay çökmesi sağlanarak metal giderimi, metallerin oksidasyonu ile artırılmıştır ve aktif çamur sistemi ile giderme oranı yükseltilmiştir (Yıldız 2000).

Aerobik arıtmada nitrifikasyon olduğundan çıkışta amonyak miktarı çok az fakat nitrat miktarı ise yüksek olarak belirtilmiştir. Çıkış suyundaki nitrati gidermek için denitrifikasyon (anaerobik parçalanma ile) sistemi gerekli olmuştur. 22-25°C aralığındaki sıcaklıklarda BOİ ve KOİ gideriminde %90 veya daha fazla arıtma verimi elde etmek için çamur yaşının ( $\theta_c$ ) 6 ila 10 gün arasında değiştiği belirlenmiştir (Yıldız 2000).

Menneerich ve Albers (1986) yaptıkları çalışmada denitrifikasyonda havalandırma havuzunun anoksik kısmının hacmi için en az toplam hacmin %25'ini önermişlerdir.

Giriş akımının 10-15 katı bir geri devir oranıyla çıkışta 100 mg/l NO<sub>x</sub>-N (Nitrat+nitrit) değeri elde edilebildiğini öne sürmüşlerdir.

Syfried ve Theilen (1990) sızıntı suyunun denitrifikasyon ile arıtımında ardışık kesikli reaktörlerin kullanıldığını belirtmişlerdir. Metanojenik fazdaki sızıntı sularında düşük organik yüklerde nitrifikasyon gerçekleştirilebilir. Şayet 2-5 gN/m<sup>2</sup>gün'lük azot yükü aşılmazsa yavaş büyüyen ötotrofik nitrat bakterileri sistemde daha rahat tutulabilmiştir (Yıldız 2000). Aktif çamur tesislerinde bekleme zamanı lagünlerden daha kısadır. Çünkü bakteri miktarı lagünlere göre üç-dört kat daha fazladır ve geri devir ile istenilen seviyede tutulabilmektedir. Aktif çamur sistemiyle sızıntı suyu arıtımında aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir (Ehrig 1989).

|                         | Giriş | Çıkış |
|-------------------------|-------|-------|
| BOİ <sub>5</sub> (mg/l) | 5294  | 254   |
| KOİ (mg/l)              | 12359 | 1566  |

Yaşlı depo sahalarında oluşan sızıntı suyu genellikle, yeraltı ve yüzeysel suların kirlenmesine yol açan, yüksek miktarda amonyum azotu içermektedir. Düşük BOİ/KOİ (0,08) oranına ve yüksek amonyak konsantrasyonuna (200 mg/l NH<sub>3</sub>-N) sahip yaşlı sızıntı suyunun, ilave C kaynağı kullanmak suretiyle tek kademede nitrifikasyon ve denitrifikasyonu üzerine çalışmalar yapılmıştır. İlave C kaynağı olarak metanol, glikoz, asetat ve maya atıkları kullanılmıştır. Tüm karbon kaynakları için amonyak azotu giderimi, nitrifikasyon tamamıyla gerçekleştikten sonra %98'den büyük olarak bulunmuştur (Carley and Mavinic 1991).

Werner (1988) tarafından, nitratin heterotrofik bakterilerce moleküler azota dönüştürüldüğü denitrifikasyon işleminin tam olarak gerçekleştirilebilmesi için BOİ<sub>5</sub>:N oranı 3:1 olması gerektiği belirtilmiştir. 1,5-3,0 arasındaki bir oran için nitrat %80 oranında giderilmiştir. Metanojenik fazdaki depolama sahalarının sızıntı sularında, organik yük azalırken azot konsantrasyonu artar. Bu durumda yeterli C:N oranı sağlayıp

tam denitrifikasyon gerçekleştirebilmek için metanol gibi tek karbonlu maddeler ilave edilmelidir (Yıldız 2000).

Uloth ve Mavinic (1977) tarafından yapılan bir çalışmada aktif çamur havalandırmasında %96-99 miktarında amonyak giderilebildiği belirtilmiştir. Söz konusu çalışmada sıcaklık 23°C ve pH 8,5-8,8 aralığında tutulmuştur. Bu pH değeri, klasik bir amonyak sıyırma işlemi için yeterli görülmemesine rağmen, arıtmanın 10-60 gün gibi yüksek bekletme sürelerinde yapılması ve amonyak seviyesinin 1400-1800 mg/l gibi yüksek değerlerde olması başarılı sonuçlar alınmasında etkili olmuştur.

De Morais vd (2006), depo sızıntı suyunun biyolojik arıtımı üzerine çalışmışlardır. Bu çalışmada, sızıntı suyunun arıtımı için, aktif çamur sistemiyle takip edilen heterojen foto-katalist ile bir ön arıtım içeren yeni bir yöntem önerilmiştir. Sonuçlar göstermiştir ki 60-90 dakikalık fotokimyasal arıtmalar sızıntı suyunun biyodegradasyonunu önemli ölçüde artırmaktadır. Biyodegradasyon oranı (BOİ/KOİ) büyük ölçüde yükselmiştir.

Bae vd (1997) yaptıkları çalışmada nitrifikasyon ve denitrifikasyon ile amonyak giderimi ve aktif çamurla takip edilen fenton arıtımıyla ileri KOİ giderimini araştırmışlardır. Bir kentsel depolama sahasından alınan sızıntı suyu anaerobik filtre (AF) ve iki adım aktif çamur (AS) ile amonyak giderimi için arıtılmıştır. I. adım (AS)'da nitrifikasyon verimlidir. İkinci adım (AS) ile, nitrit ve amonyağın tamamen nitrifikasyonu gerçekleştirilmiştir. Anaerobik filtre çıkış  $\text{NO}_x$  konsantrasyon sonuçları daha düşük olmuştur. Amonyağı giderilen sızıntı suyu ileri KOİ giderimi için son aktif çamur adımı ile takip edilen fentonla arıtılmıştır. Fentonla arıtım KOİ miktarını %63 oranında azaltmıştır. Bu arıtım sistemiyle 1400-1800 mg/l- $\text{NH}_4\text{-N}$  tamamen giderilmiştir. Aynı zamanda ham sızıntı suyundaki 4000-7000 mg/l'lik KOİ değeri 150-200 mg/l'ye kadar azaltılmıştır.

Koenig ve Liu (1996), elementel sülfür kullanarak sızıntı suyunun denitrifikasyonu üzerine çalışmışlardır. Alternatif biyolojik denitrifikasyon prosesi *thiobacillus*

*denitrificans* kullanılan ötotrofik denitrifikasyondur. Bu ötotrofik bakteri elementel sülfürü sülfata okside eder. Sonuçlar göstermiştir ki;

- Ötotrofik denitrifikasyon sentetik (yapay) ve sentetik olmayan sızıntı suyundan yüksek konsantrasyonlarda verimli bir şekilde nitrat giderebilmiştir.
- Gerekli minimum hidrolik bekletme zamanı sülfür partikül boyutuna bağlı olan denitrifikasyonun tamamlanmasını etkilemiştir.
- Maksimum alan yükleme oranı, proses sınırlayıcı faktör, bağımsız sülfür partikül büyüklüğü ve stokiyometrik bağıntılar karşılaştırılarak incelemeler yapılmıştır.

Hoilijoki vd (2000), anaerobik ön arıtmadan geçmiş katı atık depolama sahası sızıntı sularının laboratuvar ölçekli aktif çamur reaktöründe nitrifikasyonunu çalışmışlardır. Aerobik safhadan sonra çıkış suyu KOİ konsantrasyonu 150-500 mg/l, BOİ<sub>5</sub> 7 mg/l'den daha düşük, NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonunun ise 13 mg/l olduğu gözlenmiştir.

Frigon vd (2003) tarafından yapılan bir diğer çalışmada da sızıntı sularının anaerobik yukarı akışlı çamur yatak (YAÇY) reaktörü takiben iki paralel aerobik aktif çamur reaktörde arıtılabilirliği incelenmiştir. Anaerobik reaktörde 4, aerobik reaktörlerde 1 günlük hidrolik bekletme süreleri sonucunda %96-98 KOİ giderme verimi sağlanmıştır.

Gömeç ve Çeçen (2002), düzenli depolama sahası sızıntı sularında seyrelme ve manometrik yöntemlerle BOİ analizleri yapmışlardır. Bu çalışmada Seyrelme Metodu (S-metot) ve Manometrik Metot (M-metot) kullanılarak düzenli depolama sızıntı sularında Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ) ölçümleri yapılmış ve sonuçlardaki farklılıklar istatistiksel olarak değerlendirilmiştir. M-metot'un klorür ve TKA konsantrasyonlarındaki artışa karşı daha hassas olduğu gözlenmiştir. Bunun yanında, azotlu maddelerin oksijen ihtiyacının (NBOİ) karbonlu maddelerin oksijen ihtiyacına (CBOİ) pozitif girişi M-metot ile daha başarılı bir şekilde önlenmiştir. BOİ hız sabiti (k) ve nihai BOİ (BOİ<sub>u</sub>) değerleri doğrusal olmayan regresyon ile hesaplanmıştır. Bu parametrelerin M-metot ile daha güvenilir bir şekilde bulundukları belirlenmiştir.

Kulikowska ve Klimiuk (2004), ardışık kesikli reaktörde (AKR) sızıntı suyundan amonyum azotu giderim veriminin araştırılması amacıyla organik ve azot giderimi üzerine çalışmışlardır. Arıtılan sızıntı suyu düşük organik madde konsantrasyonuna sahip olmuştur.

Çeçen ve Aktaş (2004), evsel atıksu ile sızıntı suyunun aerobik arıtımı üzerine çalışmışlardır. Depo sızıntı suyunun bir evsel atıksu arıtma sistemine eklenmesi, depo sızıntı suyunun inorganik ve organik kirleticiler bakımından yüksek konsantrasyona sahip olmasından dolayı negatif etki yapabilmektedir. Sürekli beslemeli Aktif Çamur (AS) reaktörleri sızıntı suyu ve evsel atıksu ile beslenmiştir. Sızıntı suyunun kentsel atıksu arıtma sistemi üzerindeki negatif etkisi poli alüminyum klorür (PAC) eklenmesiyle engellenmiştir.

Mc Clintock vd (1990), çeşitli depo sahalarından gelen çöp sızıntı sularında arıtılabilirlik çalışmaları yürütmüşlerdir. Araştırmada klasik aktif çamur, kesikli aerobik/anoksik (A/A) proses, ardışık kesikli reaktör ve Modifiye Ludzack-Ettinger (MLE) prosesleri kullanılmıştır. MLE sistem sürekli A/A prosesidir. Sızıntı suyunun BOİ/TKA oranı 10'un üzerindedir. Klasik aktif çamur sisteminde %20 azot giderimi elde edilirken, A/A proseste azot giderimi %70'e kadar ulaşmıştır. Ancak BOİ<sub>5</sub>/TKA oranı 10'un altında olduğunda, denitrifikasyonu etkili bir şekilde sağlayabilmek için anoksik fazda metanol gibi bir organik karbon kaynağı eklemek gerekli olmuştur. A/A sisteminde, tamamen aerobik sistemlerden %50 daha az havalanma enerjisi kullanılarak ve BOİ gideriminde bir kayıp olmaksızın aerobik sistemden daha büyük azot giderimi sağlanmıştır. A/A sistemi, demir gidermede de etkili olmuştur. %99'dan daha büyük arıtma veriminde, 1 mg/l'den daha düşük konsantrasyonda çıkış demir seviyesi elde edilmiştir. Mangan giderimi %50'den daha büyük ve çıkış konsantrasyonu 4-5 mg/l elde edilmiştir. Metal giderimi, metalin çözünmemiş forma oksitlenerek oluşan metal çökeleklerinin bakteriyel floklarla birleşmesiyle gerçekleşmiştir. A/A sistemi ve tam aerobik sistem arasında demir gideriminde fark olmazken, aerobik sistem mangan gideriminde daha başarılı olmuştur. Mangan konsantrasyonu 50 mg/l'ye, nikel konsantrasyonu 20 mg/l'ye kadar A/A sisteminde inhibisyon meydana gelmemiştir.

Yaşlı depo sahası sızıntı suyuna eklenen 5 ve 15 mg/l konsantrasyonundaki bakır, MLE sistemde nitrifikasyon ve denitrifikasyonu inhibe etmiş ve flokların bozulmasına neden olmuştur. Toksik metallerle inhibe olduktan sonra sistemin normale dönmesi (1 aydan fazla) çok yavaş olmuştur. Yüksek konsantrasyonda demir ve mangan (80 mg/l demir ve 10 mg/l mangan) içeren sızıntı suları için ön arıtma kademesi önerilmiştir. Metanol ilaveli MLE sistem ile yaşlı depo sahasında oluşan sızıntı suyunda toplam azot %80'e kadar giderilmiştir. 1 mg/l'den az çıkış demir konsantrasyonunda, %94'ün üzerinde demir giderimi elde edilmiştir. 0,6 mg/l çıkış mangan konsantrasyonunda, %34 mangan giderimi sağlanmıştır.

Shiskowski ve Mavinic (1998), metanojenik fazdaki depo sahasında oluşan sızıntı suyunu ( $\text{NH}_4^+\text{-N}=200$  mg/l,  $\text{KOİ}=375$  mg/l), Modifiye Ludzack-Ettinger (MLE) proseslerini kullanarak arıtmışlardır. Çalışma süresince  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  konsantrasyonu amonyum klorür kullanarak 1200 mg/l  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  değerine kadar yükseltilmiştir. İlk yükseltme denemesinde nitrifikasyon inhibe olmuştur. İkinci denemede denitrifikasyon aşamasında metanol ilavesi ile başarılı olunmuştur. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar kısaca şöyle özetlenmiştir: (1) Ön denitrifikasyon sistemlerinde anoksik reaktörde amonyağın asimilasyonla giderim mekanizması önemli bir amonyak giderim mekanizmasıdır, (2) reaktör pH'ında küçük bir artış sistemde serbest amonyak inhibisyonuna sebep olabilir.

Koh vd (2003), sızıntı suyu arıtımında biyolojik prosesler ile fotokimyasal oksidasyonun kombinasyonunu araştırmışlardır. Biyolojik ön arıtmadan geçirilmiş sızıntı suyu, üç farklı UV kaynağı kullanılarak fotokimyasal oksidasyon ile arıtılmıştır. Reaktör, ince film ve geri karıştırmalı sürekli devirli bir reaktör şeklindedir. Fotokimyasal oksidasyon basamağından sonra aktif çamur prosesi kullanılmıştır. Bu biyolojik basamaktan sonra KOİ, BOİ ve AOX değerleri sınır değerlerin dahada altına düşürülmüştür.



## b) Havalandırılmalı lagünler

Havalandırılmalı lagünler, çöp sızıntı suyu arıtımında kullanılan en yaygın sistemler arasındadır. Havalandırılmalı lagünlerde hava temini mekanik karıştırıcılar veya havalandırıcı sağlanır. Çamurun geri devri söz konusu değildir. Bu tür sistemlerde öncelikle organik madde giderimi göz önüne alınmaktadır. Bu tip arıtım genellikle orta ve kuvvetli kirliliğe sahip sızıntı sularına uygulanmıştır. Bu atıksuların KOİ'si 6000-10000 mg/l arasında değişirken BOİ/KOİ oranı 0,4-0,7 arasında olmaktadır (Yıldız 2000).

Robinson ve Grantham (1990) yaptıkları çalışmada, düşük hızlı yüzeysel havalandırıcılar kullanarak, 15 gün bekletme süresi sonunda yüksek amonyak giderimi elde etmişlerdir. Chian ve Dewalle (1977a, b) çalışmaları sonucunda yüksek verimde arıtma için besi maddesi ilavesi gerektiğini belirtmişler ve %97 oranında organik madde giderimi, %99 oranında demir, çinko, kalsiyum giderimi ve %76 magnezyum giderimi elde etmişlerdir.

Chian ve Dewalle (1977a, b) tarafından yapılan çalışmalarda 7-100 gün aralığında uzun süreli hidrolik bekleme süreleri kullanılmıştır. 20 ila 23°C aralığında 1-5 kgBOİ/m<sup>3</sup>gün yük ile %90 veya daha yüksek arıtma sağlanmıştır. Sızıntı suyunun havalandırılmalı lagünlerde arıtılması BOİ, KOİ ve Fe giderimi açısından yeterli olmuştur. 7 ila 135 gün arasındaki bekletme süreleri ile %70-99 BOİ giderimi ve %70-95 KOİ giderimi elde edilmiştir. %70-90 BOİ ve %92-94 Fe giderim verimi sağlanmıştır. Düşük BOİ/KOİ oranlarında (0,05-0,2) BOİ gideriminin yüksek olması için çok uzun bekletme süreleri gerekli olmuştur. Bu durumun, biyolojik olarak parçalanması zor olan hümik ve fulvik asit maddelerinin varlığından kaynaklandığı belirtilmiştir. Havalandırılmalı lagünlerin çıkış sularındaki organik maddelerin yüksek moleküllü kolay arıtılamayan maddeler içerdiği ifade edilmiştir. Bu çıkış suları yaşlı depo sızıntı sularına benzemekte ve uzun havalandırma süresinden dolayı fazla yer kaplamaktadırlar.

### c) Döner biyolojik diskler ve damlatmalı filtreler

Bu proseslerde, bakteriler damlatmalı filtre ve döner diskler üzerinde faaliyet göstererek kirletici maddeyi çekmektedirler. Hava tabii olarak, döner disklerde kısmen havadan kısmen sudan, damlatmalı filtrelerde ise direkt temin edilmektedir. Enerji tüketimi düşük seviyede olmaktadır. Bu proseste oluşan biokütle dikkate alınmamaktadır. Sıcaklık faktörü döner disk üzerinde normal örtü sebebiyle düşük etkiye sahiptir (Yıldız 2000).

Döner disk üzerinde oluşan sabit film yataklı biyolojik aktivite hidrolik ve kimyasal şoklara karşı toleranslı olduğundan asılı biyolojik aktivite sistemine nazaran daha yoğun olarak kullanılmaktadır. Fakat kireç artıklarından dolayı biyodisk üzerinde meydana gelen biyolojik aktivite engellenir. Bu nedenle sızıntı suyu döner diske verilmeden NaOH ilave edilerek pH artırılır ve metaller çöktürülerek uzaklaştırılır (Yıldız 2000).

Dzombak vd (1990) döner disk ile  $BOİ/KOİ < 0,1$  olan sızıntı suyunda  $5-15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{gün}$  hidrolik yükleme ile arıtım çalışmaları yapmış ve çok yüksek nitrifikasyon elde etmiştir. Fakat  $KOİ$  giderimini en fazla %40 oranında elde edebilmiştir.

Filbs (1990) yaptığı çalışmada  $BOİ/KOİ < 0,1$  olan sızıntı suyunda döner diskin, amonyağı yüksek oranda nitrifike ettiğini fakat  $BOİ$  ve  $KOİ$  gideriminin çok düşük olduğunu ifade etmiştir (Yıldız 2000).

Castillo vd (2007) yaptıkları çalışmada döner biyolojik disk (aerobik sistem) ile 24 saatlik bekletme süresi sonucunda %52 oranında  $KOİ$  giderimi elde etmişlerdir. Biyolojik anaerobik sistem için  $3273 \text{ gKOİm}^{-3}\text{gün}^{-1}$  değerindeki organik yükleme ile hidrolik bekletme süresi 54, 44, 39 ve 17 saat sonunda sırasıyla %62, %61, %59, %44 ve %24 oranında  $KOİ$  giderim verimleri elde edilmiştir.

Lugowski (1989) döner disk ile sızıntı suyunun arıtılabilirliği üzerine çalışmalar yapmış ve %95-97 oranında  $BOİ$  giderimi, %80-90 oranında çözünabilir  $KOİ$  giderimi elde

etmiştir. Aerobik havalandırma havuzuna müteakip döner diskin kullanılmasıyla verimin artacağını ve nitrifikasyonun %98-99 oranlarında olacağını belirtmiştir.

Yang ve Henderson (1993), laboratuvar ölçekli olarak anaerobik filtre-aktif çamur ve anaerobik filtre-döner disk sistemleri ile 0,15'lik  $BOI_5/KOI$  oranına ve 2000 mg/l azot konsantrasyonuna sahip 5 yıllık bir deponun sızıntı suyunda azot giderimi üzerine çalışmışlardır. Değişik işletme şartlarına bağlı olarak anaerobik filtre-aktif çamur sisteminde %32-44, anaerobik filtre-döner disk sisteminde %50-80'lik toplam azot giderimi elde edilmiştir.

Munnich vd (2006), Brezilya'da Rio de Janeiro'da bulunan katı atık depolama sahası sızıntı sularını Mekanik Biyolojik Arıtım (MBT) kullanarak arıtmışlardır. MBT'dan sonra sızıntı suyunun organik içeriğinde ( $KOI$  ve  $BOI_5$ , TOK, Toplam azot) %90'ın altında bir azalma elde edilmiştir. Çalışma sonucunda MBT'nin hem çevre hem de ekonomik açıdan avantajlı bir teknoloji olduğu sonucuna varılmıştır.

Fillos vd (1990), biyodiskin amonyağı etkili bir şekilde nitrifiye ettiğini, fakat  $BOI$  ve  $KOI$  gideriminin oldukça düşük olduğunu bildirmişlerdir.

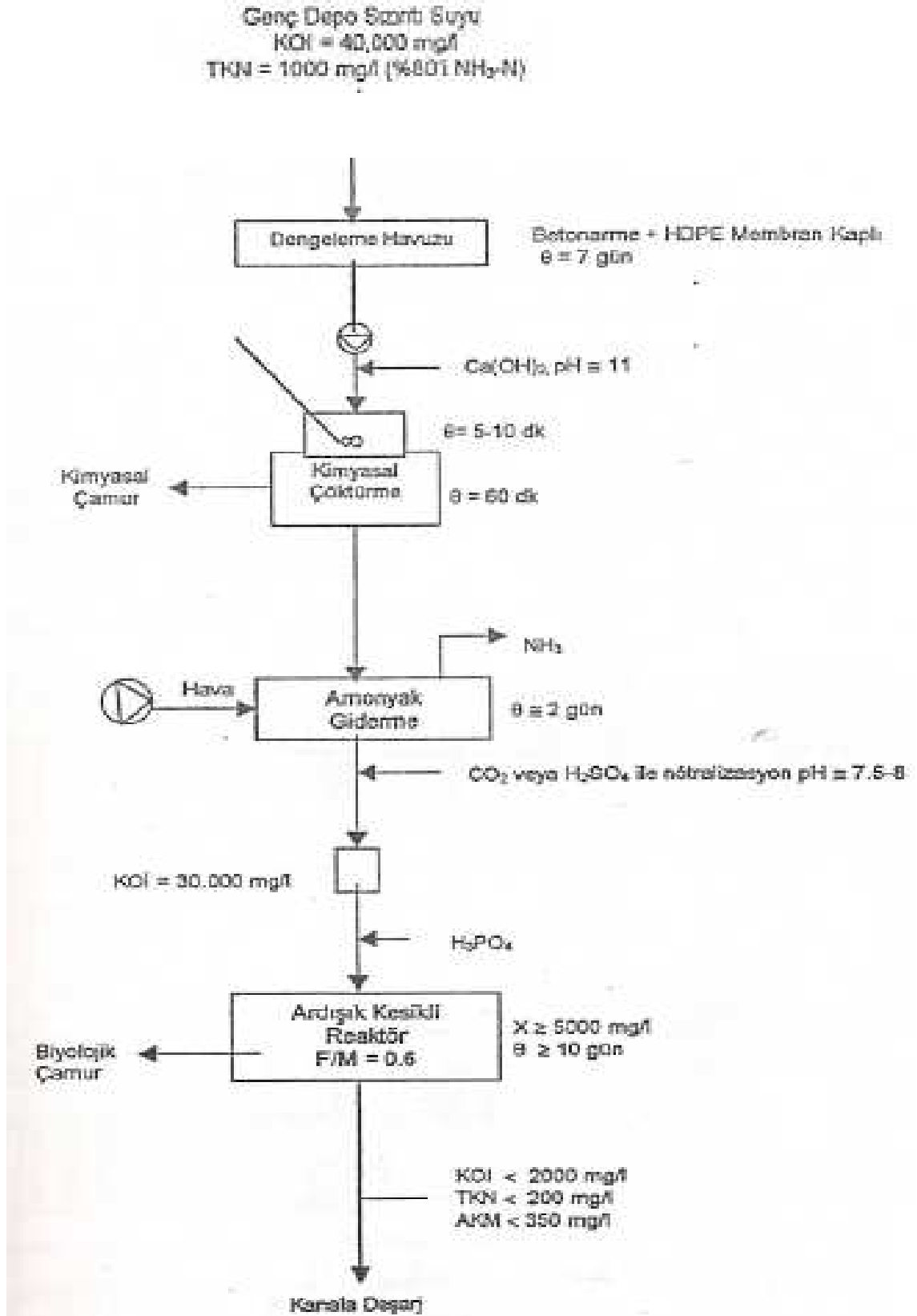
Elifsiniotis vd (1989), 350 mg/l  $KOI$ , 25 mg/l  $BOI_5$  ve 250 mg/l TKA içeren yaşlı depo sahasında oluşan sızıntı suyundan azot gidermek ve tek çamurlu nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemine çamur dönüş oranının etkisini incelemek üzere bir çalışma yapmışlardır. Optimum giderme verimi, çamur geri devri 6/1 oranında, çıkış  $NH_4-N$  konsantrasyonu 1 mg/l'nin altında elde edilerek sağlanmıştır.

Hosomi vd (1991), standart biyodisk ve modifiye edilmiş biyodisk kullanarak sızıntı suyunun arıtılabilirliğini incelemişlerdir. Modifiye biyodisk, tabandan beslenen ve tabanında anaerobik biyofiltre bulunan, bu filtrenin üzerine standart biyodisk yerleştirilmesiyle oluşan bir sistemdir. Modifiye biyodiskin dirençli organik madde içeren  $KOI$  gideriminin standart biyodiskten daha fazla olduğu gözlenmiştir. Ayrıca modifiye biyodisk ilave karbon kaynağı eklenmese bile, nitrifikasyon ve denitrifikasyon

etkili bir şekilde gerçekleştiğinden, azot giderme kapasitesinin daha fazla olduğu gözlenmiştir. Standart biyodikte azot giderme verimi %50 iken, modifiye biyodiskte %90 verim elde edilmiştir.

Spengel ve Dzombak (1991), 154 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  ve 26 mg/l  $\text{BOI}_5$  içeren sızıntı suyunun biyodisklerde arıtılabilirliğini incelemişlerdir. Düşük organik yükleme hızlarında 2,8-18,5  $\text{gKOI/m}^2\text{gün}$  ve 1,2-7,3  $\text{gNH}_4\text{-N/m}^2\text{gün}$  işletilmiştir. Aerobik aşamada tam nitrifikasyon sağlanması rağmen,  $\text{KOI}$ 'nin sadece %38'i giderilebilmiştir. Biyokütle dönüşüm hızı 0,03-0,05  $\text{mgMLVSS/mgNH}_4\text{-N}$  bulunmuştur. Aerobik biyodiski takiben anaerobik biyodiskte denitrifikasyonun yapılabilirliği izlenmiştir. Dirençli organiklerin sebep olduğu  $\text{KOI}$ 'yi gidermek için karbon adsorpsiyonu, ozon gibi ileri arıtma tekniklerinin gerektiği belirtilmiştir.

şekil 4.1'de sızıntı sularının arıtımı için aerobik arıtma sistemi rneği, izelge 4.4'de aerobik arıtım proseslerinin performansları verilmiştir.



Şekil 4.1. Sızıntı Suyu Aerobik Arıtma Sistemi Örneği (Yıldız 2000)

**Çizelge 4.4.** Aerobik Arıtım Proseslerinin Performansları (Yıldız 2000)

| Biyolojik Prosesler         | Belirgin Mikroorganizmalar                                                | Optimum Sıcaklık | pH Aralığı | % Katı Madde | Ortalama Bekleme Süresi | Organik Bozunma                                                      | BOİ Üst Limiti mg/l | Çıkış                                                               | Atık            |
|-----------------------------|---------------------------------------------------------------------------|------------------|------------|--------------|-------------------------|----------------------------------------------------------------------|---------------------|---------------------------------------------------------------------|-----------------|
| Aktif Çamur                 | Aerobik ve heterotrofik bakteriler                                        | Mezofilik        | 6-8        | <1 %         | <1                      | Yağların haricindekiler ve halojenli aromatikler                     | <10 000             | CO <sub>2</sub> ve Giriş BOİ'sinin %5-15'i                          | Biyokütle çamur |
| Atık Stabilizasyonu         | Aerobik, anaerobik, fakültatif, heterotrofik, bakteri ve ototrofik algler | Mezofilik        | 6-8        | <0,1 %       | 10-120                  | Genellikle karbohidratlar, proteinler, organik asitler ve alkoller   | <1000               | CO <sub>2</sub> ve Giriş BOİ'sinin %10-40'ı                         |                 |
| Havalandırma-<br>malı lagün | Aerobik, heterotrofik ve fakültatif bakteriler                            | Mezofilik        | 6-8        | <1 %         | 2-7                     | Yağların haricindekiler ve halojenli aromatikler                     | <5000               | CO <sub>2</sub> ve Giriş BOİ'sinin %10-40'ı                         | Biyokütle çamur |
| Damlatmalı Filtre           | Aerobik ve heterotrofik bakteriler                                        | Mezofilik        | 6-8        | <1 %         | <1                      | Yağların haricindekiler, halojenli aromatikler, nitrojen bileşikleri | <5000               | CO <sub>2</sub> ve Giriş BOİ'sinin %10-30'u                         | Biyokütle çamur |
| Döner Biyolojik Disk        | Aerobik ve heterotrofik bakteriler                                        | Mezofilik        | 6-8        | <1 %         | <1                      | Yağların haricindekiler, halojenli aromatikler, nitrojen bileşikleri | <5000               | CO <sub>2</sub> ve Giriş BOİ'sinin %0-20'si                         | Biyokütle çamur |
| Anaerobik Sistem            | Anaerobik ve heterotrofik bakteriler                                      | Termofilik       | 6,4-7,5    | <10 %        | 10-30                   | Karbohidratlar, organik asitler ve alkoller                          |                     | CO <sub>2</sub> ve CH <sub>4</sub> , Giriş uçucu katıların %40-60'ı | Stabilize çamur |

#### 4.1.1.b. Anaerobik arıtım

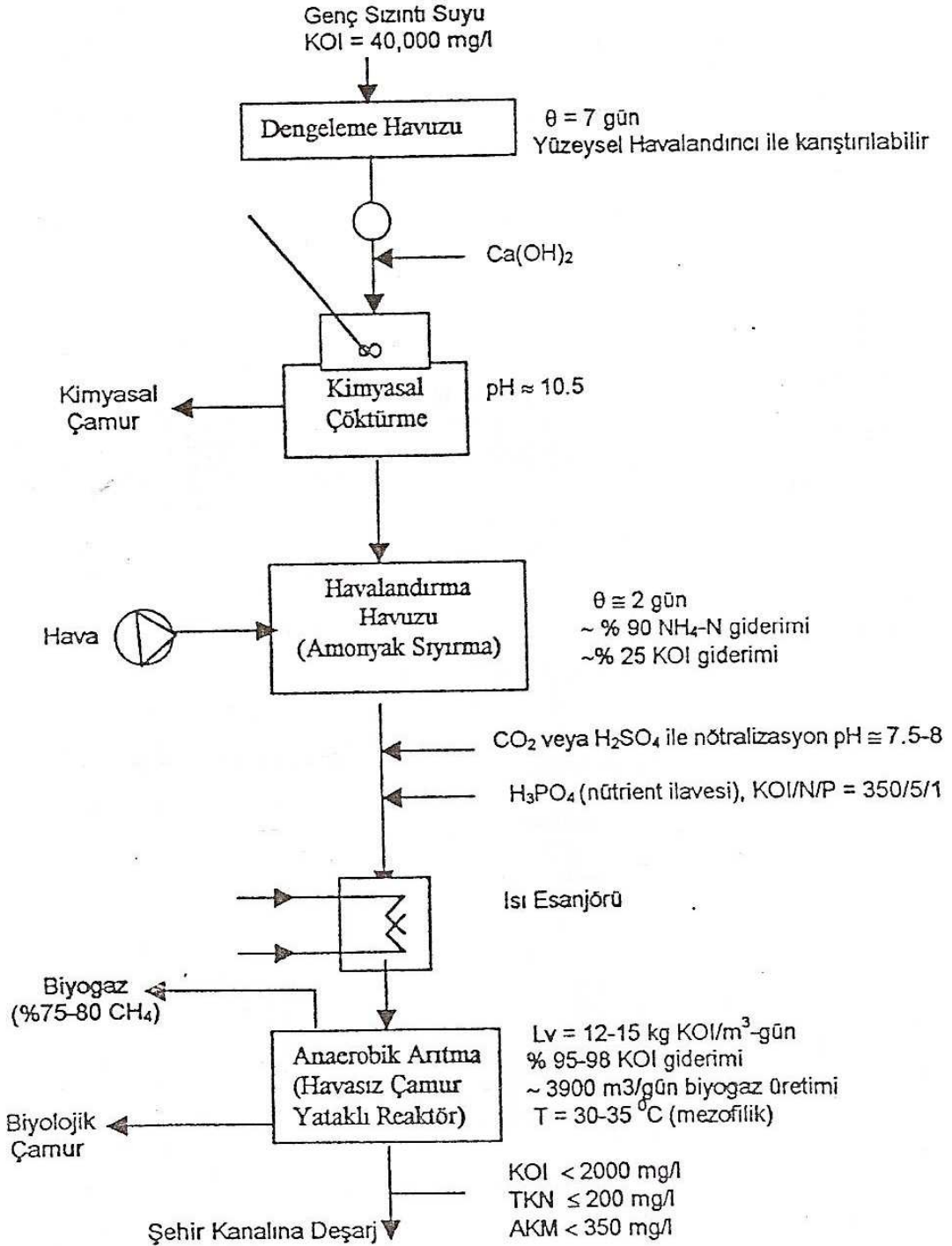
Çöp sızıntı sularında yüksek miktarda organik madde mevcudiyetinden dolayı, organiklerin anaerobik arıtmayla azaltılarak uzaklaştırılması etkili bir yöntemdir. Anaerobik proses tekniği, uygun sıcaklığı ve doğru bir dizaynı gerektirir. Bu proses çevre şartlarının değişimine müsaittir. Ancak tesis buna uygun işletilmelidir. Çöp sızıntı suyu arıtımı için anaerobik arıtmadan sonra gelecek adım çıkış standartlarını temin edecek aerobik prosesler olmalıdır (Yıldız 2000).

McCarthy (1982) endüstriyel ve evsel atıksuların arıtımında kullanılan anaerobik arıtma teknolojisinin yaklaşık yüz yıl önce kullanılmaya başlanan eski bir teknoloji olduğunu belirtmiştir (Türker 2007). Geleneksel aktif çamur yöntemiyle kıyaslandığında anaerobik arıtma şu temel avantajları sağlar (Lettinga 1995):

- Teknik olarak basit ve yatırımı düşük reaktörlerde gerçekleştirilir.
- Enerji kullanmaz, hatta biyogaz şeklinde faydalı enerji üretir.
- Yeni reaktör teknolojisi ile yüksek hidrolik yükleme ve bunun sonucu olarak daha düşük reaktör hacmi mümkün olmaktadır.
- Besin gereksinimi geleneksel aktif çamur yöntemine göre daha düşüktür; KOİ:N:P oranı 750:5:1 oranlarında tutulabilir.
- Substratın büyük bölümü biyogaza dönüştüğünden, çamur üretimi oldukça düşüktür.
- Anaerobik reaktörlerdeki mikroorganizmalar, uzun süre karbon kaynağı beslemeden aktivitelerini koruyabilmektedirler. Bu, mevsimsel çalışan şeker, gıda, konserve gibi endüstriler için anaerobik teknolojiyi cazip kılmaktadır.

Anaerobik arıtmanın yüksek KOİ'li atıklar için ( $>5$  g/L) ve yüksek sıcaklıkta ( $35^{\circ}\text{C}$ ) ve yüksek hidrolik bekleme sürelerinde işletilmesi gerektiği kabul edilmiştir. Oysa son yıllarda yapılan araştırmalar bu varsayımların geçersiz olduğunu göstermiştir (Stuckey 1998). Ayrıca anaerobik sistemlere atfedilen başta  $\text{H}_2\text{S}$ 'in sebep olduğu koku problemi son yıllarda geliştirilen gaz arıtma yöntemleri ile çözülmüştür (Türker 2000a, b).

Şekil 4.2'de çöp sızıntı suyu anaerobik arıtma sistemi örneği verilmiştir.



Şekil 4.2. Çöp Sızıntı Suyu Anaerobik Arıtma Sistemi Örneği (Yıldız 2000)



Anaerobik arıtım, arıtma sonucu oluşan metan gazından enerji elde edilmesi yönüyle klasik arıtmadan daha üstündür. Anaerobik arıtmada çamur üretimi az olduğu için çamur arıtma maliyetleri de az olmaktadır (Yıldız 2000).

Sızıntı sularının anaerobik arıtımında iki farklı tip arıtım uygulanmaktadır. Birincisi depo sahası dışında uygulanan havasız çamur yataklı ve sabit depo üzerine film yataklı reaktör tipleridir. İkincisi ise saha içinde sızıntı suyunun geri devrettirilerek anaerobik arıtımıdır (Yıldız 2000).

Anaerobik proses, uygun sıcaklığı ve doğru bir dizaynı gerektirmektedir. Anaerobik reaktörlerde çamurun anorganik içeriği indirgenme hızına ve zamana bağlı olarak artmaktadır. Anaerobik arıtmada çıkış suyunda  $1000-4000 \text{ mg/l KOİ}$  ve  $\text{BOİ}_5/\text{KOİ} > 0,3$  gibi yüksek miktarda kirlilik bulunmaktadır. Bunun için çöp sızıntı suyu anaerobik arıtmadan sonra çıkış standartlarını sağlayacak şekilde aerobik arıtıma alınmalıdır (Yıldız 2000).

Malina ve Pohland (1992), anaerobik arıtım proseslerinin ekonomik olmaları, yüksek organik yüklemelerde çalıştırılabilmeleri, metan gazının enerji eldesinde kullanılabilir olması ve kalan katı maddenin hastalık yapıcı mikroorganizma içermemesi gibi avantajlara sahip olduğunu belirtmişlerdir.

Boyle ve Ham (1974), sıcaklığın sızıntı suyunun anaerobik olarak arıtımına olan etkisini araştırmışlardır. Söz konusu çalışmada ham sızıntı suyunun anaerobik arıtımında  $1,07-2,16 \text{ kgKOİ/m}^3\text{gün'lık}$  yüklemde %90'ın üzerinde KOİ giderme verimi sağlanmıştır. Hidrolik bekletme süresi 5-20 gün, sıcaklık  $23-30^\circ\text{C}$  aralığında ve biogaz üretimi  $0,27-0,31 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{kgKOİ}_{\text{giderilen}}(\text{NŞA})$ 'dir.  $11^\circ\text{C}$ 'de KOİ gideriminin %22'ye ve biyogaz üretiminin  $0,16 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{kgKOİ}_{\text{giderilen}}(\text{NŞA})$  değerine düştüğü gözlenmiştir.

İnorganik çökeltilerin birikmesi nedeniyle bazı araştırmacılar anaerobik filtrede bazıları da yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörlerin giriş borularında tıkanma problemleri yaşamışlardır (Mennerich and Alberts 1986). Bazı araştırmacılar ise

anaerobik filtre/yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı hibrid reaktörlerde kabuk şeklinde çökelti ve çok yoğun çakıl benzeri granüller ve bunların sebep olduğu işletme problemleri olduğunu belirtmişlerdir. Bu sebeple uzun dönem işletmelerinde ağır metaller için ön arıtma gerekebilmektedir (Keenan *et al.* 1992).

Imai vd (1993) biyolojik akışkan yataklı (aktif karbon dolgulu) reaktörü kullanarak yaşlı depo sızıntı suyundan bozunmayan organik madde ve azot giderimi üzerinde çalışmışlardır. İki kademeli reaktör (anaerobik+aerobik), biyolojik olarak ayrışabilirliği orta yaşlı sızıntı suyunda, ( $BOI_5/KOI = 0,09$ ) % 60 organik ve %70 azot giderimi sağlamıştır.

Ehrig (1998) ağır metal konsantrasyonunun, arıtılmamış çöp sızıntı suyunda nispeten düşük olduğunu, sadece asidik fazdaki ve yüksek organik çinko yükü olan depo sızıntı sularında yüksek konsantrasyonda olduğunu belirtmiştir. Biyolojik arıtmada, çinko çökeltisi ve demir artığı çamurda mevcuttur. Kanalizasyon suyu ve depo sahası sızıntı suyunun biyolojik olarak arıtımı deneysel olarak çalışılmış ve uygun bir teknoloji olduğu bulunmuştur.

Çallı vd (2000a, b), sızıntı suyu arıtımında karşılaşılan yüksek pH ve amonyak konsantrasyonlarının asetik asit kullanan metanojenler üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Bu çalışmada, Kömürcüoda Katı Atık Depo Sahası sızıntı sularında yapılan karakterizasyon çalışması sonucunda genç depo sahası sızıntı suyu için literatürde verilen değerlerden farklı olarak 1230-2690 mg/l arasında amonyak azotu ve buna paralel olarak 6,2-8,2 arasında pH tespit edilmiştir. Yüksek amonyak değerleri sızıntı suyunun anaerobik arıtımı sırasında pH'ya bağlı olarak serbest amonyak inhibisyonuna sebep olmuştur. Bu sebeple, pH ve amonyanın etkisi sızıntı suyunun anaerobik arıtımında aşı çamuru olarak kullanılabilecek farklı iki çamur üzerinde incelenmiştir. Yapılan çalışmada, granüle çamur, pH artışından floklu çamura göre daha az etkilenmiştir. %50 inhibisyon seviyesinin floklu çamurda pH 8,5 granüle çamur da ise pH 8,9 olduğu tespit edilmiştir. Yüksek serbest amonyak konsantrasyonunda yine granüle çamurun, floklu çamura göre daha dayanıklı olduğu, arıtmada daha iyi

performans göstereceği ve kısa sürede alışacağı sonucuna varılmıştır. Granüle çamurun bu farkı, amonyağın metanojenlerin daha yoğun olarak yer aldığı granüllerin iç kısımlarına nüfuz edememesi ya da amonyağa dayanıklı olarak bilinen türlerin granüle çamurda daha çok olması ile açıklanabilir. Yüksek amonyak konsantrasyonunun uzun vadede granülasyonu olumsuz yönde etkileyip etkilemeyeceğinin ayrıca araştırılması gerekmektedir.

Uygur ve Kargı (2004), ardışık kesikli reaktör (AKR)'de ön arıtılmış sızıntı suyundan biyolojik nutrient giderimi amacıyla çalışmalar yapmışlardır. Sızıntı suyunun biyolojik arıtımı; ağır metaller gibi toksik bileşiklerin varlığı yüksek amonyum-N içeriği ve yüksek KOİ'den dolayı genellikle düşük nutrient giderimi sonucunu vermiştir. Yüksek KOİ içerikli sızıntı suyu koagülasyon-flokülasyon ile ön arıtıma tabi tutulmuştur. Bu işlemler; 3 adımdan oluşan Anaerobik (An)/Anoksik (Ax)/Oksik (Ox) olmak üzere ilk arıtım sistemi, 4 adımdan oluşan (An/Ox/Ax/Ox) arıtım sistemi ve 5 adımdan oluşan (An/Ax/Ox/Ax/Ox) arıtım sistemi uygulanmıştır. Deneyler sonucunda en düşük çıkış nutrient seviyeleri 5-adım arıtım sistemi ile elde edilmiştir. 21 saat sonunda KOİ, NH<sub>4</sub>-N ve PO<sub>4</sub>-P için sırasıyla 1400, 107 ve 65 mg/l değerleri elde edilmiştir. 5-adım SBR işleminde 21 saat sonunda %75 KOİ, %44 NH<sub>4</sub>-N ve %44 PO<sub>4</sub>-P giderimi elde edilmiştir.

Yılmaz (2000) genç depolama sahalarından gelen sızıntı sularının genellikle önemli miktarda uçucu yağ asidi içerdiğini, genç depo sahalarında oluşan sızıntı suyunun BOİ/KOİ oranının oldukça yüksek olduğunu ve bu özelliklerin sızıntı suyunun yüksek hızlı anaerobik sistemlerde arıtılmasına olanak sağladığını ifade etmiştir. Yılmaz (2000) tarafından yapılan çalışmada biyolojik olarak kolay parçalanabilir yapıda olan ham sızıntı suyunun anaerobik arıtımında başarılı sonuçlar elde edilmiştir. Hidrolik bekletme süresinin 1,15 günden 2,35 güne çıkarılmasıyla verim %65'den %89'a yükselmiştir. Hidrolik bekletme süresi 2 günün altında verim %80'in altındayken, 2 gün ve üstünde %80-95 arıtma verimi elde edilmiştir. Bu çalışma kapsamında optimum hidrolik bekletme süresi 2,35 gün olarak belirlenmiştir. Çalışmada reaktörün giriş ve çıkış yapılarında tıkanma ve sabit katı madde birikimi problemi nedeniyle, pH ayarlamada

H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> yerine HCl asidi kullanılmış ve HCl asidinin anaerobik arıtmaya olumsuz bir etkisi gözlenmemiştir. Yüksek pH ve NH<sub>3</sub> konsantrasyonunun anaerobik arıtmayı inhibe ettiği bilinmektedir. Bu çalışmada, çıkış pH'ı 8'in üzerinde serbest NH<sub>3</sub> inhibisyonundan bahsetmek mümkündür. Ancak, sistem çalışma süresince yüksek pH'ya alıştırılmış ve arıtma veriminde çok fazla düşme olmadan yüksek pH'larda işletilebilmiştir. Yapılan çalışma sonucunda aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir:

- Yüksek miktarda amonyak içeren sızıntı sularının arıtılmasında arıtma verimi açısından Ardışık Kesikli Reaktör (AKR) teknolojisinin uygun bir teknoloji olduğu görülmüştür.
- Yüksek konsantrasyonda amonyak içeren anaerobik ön arıtma görmüş sızıntı suyunun arıtılmasında, pH dikkatli bir şekilde kontrol edildiğinde ve sistem nitrifikasyon yapabilme kabiliyeti kazandırıldığında AKR'de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N tamamen giderilebilmektedir. Denitrifikasyon aşamasında, karbon kaynağı olarak ham atıksu kullanılması durumunda, çıkışta nitrat konsantrasyonu yüksek olmasına rağmen, asetat kullanıldığında sistemin toplam azot giderimi %90'ın üzerindedir.
- Denitrifikasyon aşamasında karbon kaynağı olarak ham sızıntı suyunun kullanılması, sızıntı suyunun çalışma süresince KOİ'sinin 25 000'den 10 000 mg/l'ye düşmesi, buna rağmen NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N konsantrasyonunun 1600-2000 mg/l değerinde olması nedeniyle uygulanabilir olmamıştır.
- Reaktör çıkışında KOİ değerleri deşarj limitlerinin çok üstünde kalmıştır. Bu durumun anaerobik ön arıtma görmüş atıksuyun çözünmüş inert KOİ oranının yüksek buna karşın kolay parçalanabilir KOİ oranının düşük olmasından kaynaklandığı ifade edilmiştir.

Sızıntı sularının anaerobik arıtımında iki farklı tip arıtım uygulanmaktadır. Bunlardan birincisi havasız çamur yataklı ve film yataklı proseslerdir. İkinci tip arıtma ise saha gövdesi reaktör gibi kullanılarak geri devirle arıtmadır (Yıldız 2000):

### a) Havasız çamur yataklı ve film yataklı prosesler

Yukarı akışlı sabit yataklı filtrelerde, yüksek oranda katı madde içeren atıksular arıtılırsa askıda katı madde birikmesi ve tıkanma problemleri ile karşılaşılır. Aşağı akışlı sabit yataklı filtrelerde atıksu, karışımın en yoğun olduğu reaktörün üst kısmından girer. Reaktörün sıvı hacmi tabandaki tıkanmayı minimuma indirip biyofilmi korurken, reaktör içindeki karışımı iyileştirir. Yukarı akışlı sabit yataklı filtreler çoğunlukla çözünebilir organiklerle sınırlı olmasına karşın, aşağı akışlı sabit yataklı filtreler, hem çözünebilir hem de askıda organiklerin arıtılmasını sağlar. Yukarı akışlı havasız (anaerobik) çamur yatağı sistemlerinde (UASB), çökeltme özellikleri iyidir. Yoğun aktif granüler çamur yatağından yukarı doğru bir akış vardır ve yatağın üzerinde atıksu daha az yoğun askıdaki flokların arasından geçer. Arıtılmış atıksu, reaktörü üst kısımdaki katı-gaz ayırıcıdan terk eder (Yıldız 2000).

Yukarı akışlı havasız (anaerobik) çamur yatağı sistemleri (UASB)'nin temel prensibi reaktörün altından beslenen atıksuyun reaktörün alt bölümünde granül halinde bulunan ve kolay çökebilen çamur tabakası ile temasına dayanır. Atıksu daha sonra reaktörün içindeki veya dışındaki separasyon sisteminden geçerek gaz, sıvı ve katı olarak ayrılır. Biyokütle tekrar reaktörün içine döndürülürken gaz ve sıvı reaktörü terkeder. UASB reaktörlerinde mekanik karıştırma yoktur. Karışma, çamur tabakası ve atıksuyun teması ile üretilen biyogazın etkisiyle gerçekleşir. UASB reaktörleri bugün anaerobik arıtmada en yaygın olarak kullanılan reaktörlerdir. Organik yükleme hızları 5-15 kgKOİ/m<sup>3</sup>gün civarındadır. Bu reaktörün başarısı granülasyon prosesinin doğru olarak gerçekleşmesine bağlıdır (Türker 2007).

Son yıllarda granülasyon mekanizmasının anlaşılması konusunda çok çalışma yapılmıştır (Schmidt and Ahring 1996). Granülasyonun iyi anlaşılması sadece UASB'lerde değil akışkan yatak gibi biyokütlenin bir yüzeye tutturulduğu reaktörlerde de önemlidir (Lettinga 1995). Lettinga ve Hulshoff Pol (1991) dünyada 1991 yılına kadar 205 adet UASB reaktörü olduğunu belirtmiştir, fakat bu rakamın 1999 yılında 750 civarında olduğu sanılmaktadır (Zoutberg and Eker 1999). Dünya'da kullanılan

anaerobik arıtma tesislerinin sektörlere göre dağılımı incelendiğinde 20 adet çöp sızıntı suyu tesisinin %2'lik bir orana sahip olduğu görülmüştür (Frankin 2001).

Havasız hibrid yataklı filtre (AHBF), diğer sistemlerin olumsuzluklarını azaltırken, avantajlarını kendinde toplayan etkili bir sistemdir. Anaerobik hibrid yataklı filtre, alt kısmında yukarı akışlı çamur yatağı ve üst kısmında katı-gaz ayırıcısı olarak çalışan bir anaerobik filtreden oluşur (Yıldız 2000).

Ardışık kesikli reaktörler (AKR) son yıllarda sürekli sistemlere göre enerji maliyetinin, arıtılması gereken çamur miktarının, alan ve ekipman ihtiyacının az olması gibi üstünlüklerden dolayı atıksuların arıtılmasında yaygın bir şekilde kullanılmaya başlanmıştır (Torres and Foresti 1996; Guimaraes *et al.* 2002; Zeng *et al.* 2003; Meyer *et al.* 2005). Ardışık kesikli işlemden, KOİ ve fosfor giderimine ilave olarak nitrifikasyon ve denitrifikasyon yoluyla azot gideriminin yapıldığı çeşitli modifikasyonlarla alıcı ortam standartlarının sağlanması mümkündür. AKR sistemi ayrıca, daha az atık çamur üretimi, aktif çamur reaktöründe karşılaşılabilecek çamur kabarma probleminin sistem içinde uygun stratejilerle üstesinden gelinebilmesi gibi avantajlara da sahiptir. Ardışık kesikli reaktör (AKR), doldur-boşalt reaktörler olarak adlandırılan reaktör grubuna dahildir. Reaktör hacmi sürekli sistemlerde sabit kalmasına rağmen, ardışık kesikli reaktörde anla değişir. Sürekli aktif çamur sistemlerinin tersine, hem biyolojik reaksiyonlar hem de biokütlenin çöktürülmesi aynı tank içinde meydana gelir. Ardışık kesikli reaktör sistemi tek tank sistemi olarak adlandırılır. Ardışık kesikli reaktör, birçok özellikleri ile doldur-boşalt sistemlerden ayrılır. Ardışık kesikli reaktörler belirli bir periyotta doldurulur ve boşaltılırlar. Doldurma fazı tamamlandıktan sonra, doldurulmuş olan reaktör arıtma girişindeki değişikliklerden artık etkilenmez. Doldurma fazı tamamlandıktan sonra, havsahadırmalı veya havsahadırmaz reaksiyon fazının süresi ile çöktürme ve boşaltma fazlarının süresi arıtma amacına bağlı olarak seçilebilir. AKR döngüsü doldurma fazıyla başlayarak boşaltma fazıyla veya isteğe bağlı olarak boş fazıyla biterek sürekli olarak tekrarlanır. Sistem periyodunun uzunluğu ve sıklığı uzun vadedeki hedeflere göre seçilebilir (Çetin vd 2005).

Anaerobik ardışık kesikli reaktörler (ASBR), aynı reaktör içerisinde hem katıların tutulmasını hem de organik maddelerin giderilmesini sağladıkları için ayrıca bir çöktürme havuzu gerektirmezler (Yıldız 2000).

İnanç vd (2000), sızıntı sularını anaerobik arıtmak amacıyla UASB, yukarı akışlı anaerobik filtre ve hibrid reaktörler kullanmışlardır. Organik yükleme hızları 1,3 kgKOİ/m<sup>3</sup>gün'den 8,2 kgKOİ/m<sup>3</sup>gün'e çıkarılmış, hidrolik bekleme süresi 2,4-2 gün mertebelerinde çalışılmıştır. Kullanılan tüm reaktörlerde yaklaşık %80-90 civarında KOİ giderme verimi elde edilmiştir.

Kettunen vd (1998), sızıntı sularının UASB reaktörlerde düşük sıcaklıklarda arıtılabilirliği üzerine bir çalışma yapmışlardır. Pilot ölçekli tesiste yapılan çalışmada 13-23°C sıcaklıkta %65-75 KOİ, %95'in üzerinde de BOİ giderme verimi elde edilmiştir.

Kettunen vd (1996) tarafından yapılan buna benzer bir çalışmada, sızıntı sularının anaerobik ve ardışık anaerobik-aerobik arıtımı gerçekleştirilmiş ve çıkış suyunda 380 mg/l KOİ ve 22 mg/l BOİ<sub>5</sub> değerleri gözlenmiştir.

Lin vd (2000) tarafından yapılan bir çalışmada sızıntı suları ile evsel atıksuların birlikte UASB reaktörlerde anaerobik arıtımı denenmiştir. Evsel atıksu/sızıntı suyu karışım oranları 3:1, 2:1 ve 1:1 olarak belirlenmiştir. Çalışma sonucunda sızıntı suları ile evsel atıksuların UASB reaktörlerde anaerobik arıtılmalarının başarılı sonuçlar verdiği gözlenmiştir.

Suidan vd (1993), uçucu ve yarı uçucu sentetik organik kimyasallar ile doyurulmuş evsel katı atık düzenli depolama sahası sızıntı suyunun arıtımı için iki paralel anaerobik granüler aktif karbon dolgulu genişletilmiş yataklı biyoreaktör kullanmışlardır. Zayıf sızıntı suyunu arıtan birinci reaktör, sülfat indirgeyen madde, oldukça kuvvetli sızıntı suyunu arıtan ikinci reaktör ise mutlak metanojenik bir ortamda işletilmiştir. I. reaktörde toplam KOİ giderimi %26 iken II. reaktörde %82 olarak bildirilmiştir. Aromatik uçucu

bileşiklerin giderimi I. reaktörde daha fazla olmasına rağmen organik karbonların giderim oranları iki reaktörde de oldukça yüksek seviyelerde olmuştur (%80-99).

Iza vd (1992), 30 litrelik bir pilot hibrid anaerobik filtre/yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde, genç depo sahalarında oluşan sızıntı suyunun arıtılabilirliğini incelemişlerdir. 1,5-2 günlük hidrolik bekletme süresi ile % 90'lık KOİ giderimi sağlanmıştır. Aynı çalışmada, uzun süreli işletmelerde ağır metallerin çamur mineralizasyonunu arttırdığı ancak bunun özgül metan aktivitesini etkilemediği, çamurun etkili yoğunluğunu arttırdığı, yatak sıkışması etkilerine ve kanallanmaya sebep olduğu belirtilmiştir.

Keenan vd (1992), evsel katı atık düzenli depolama sahası sızıntı suyunu arıtan pilot ölçekli hibrid yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörün performansı üzerinde uzun süreli olarak çalışmışlardır. Ham sızıntı suyunun değişik hidrolik bekletme sürelerinde arıtımı ve bir ön arıtma adımı olarak demir giderimi araştırılmıştır. Demir, kalsiyum, mangan ve magnezyum birikimi çalışılmış, kalsiyum ve demirin çamurda aşırı miktarda birikme gösterdiği belirlenmiştir. Sonuçlar, inorganik katıların %75'inin demir ve kalsiyum karbonatlara dayandığını göstermiştir.

Timur ve Öztürk (1997), yüksek oranda organik madde içeren ( $\text{TOK}=5000 \text{ mg/l}$ ,  $\text{KOİ}=19000 \text{ mg/l}$ ) sızıntı suyunun, laboratuvar ölçekli olarak  $35^\circ\text{C}$ 'de 1 litre hacmindeki anaerobik ardışık kesikli reaktörde ve 2,75 litre hacmindeki anaerobik hibrid yataklı filtrede anaerobik arıtımını incelemişlerdir. Anaerobik ardışık kesikli reaktör, 1,5 günlük hidrolik bekletme süresi  $2,8 \text{ kg TOK/m}^3\text{gün}$  organik yükleme oranında %73,9'luk TOK giderimi sağlamıştır. Aynı sürede  $0,561 \text{ kgTOK/kgUAKMgün}^{-1}$  maksimum özgül yükleme oranında elde edilen TOK giderme verimi %65,3'tür. Ortalama metan dönüşüm oranı  $0,742 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{kgTOKgiderilen(N\text{ŞA})}$ , maksimum organik yükleme sonucunda elde edilen maksimum metan üretim oranı ise  $1,79 \text{ CH}_4/\text{m}^3\text{gün}$ 'dür. Anaerobik hibrid yataklı filtre ise 2,4 günlük hidrolik bekletme süresi ve  $1,08 \text{ kgTOK/m}^3\text{gün}$  organik yüklemede %74,7'lik TOK giderimi sağlamıştır. Maksimum organik yüklemede ( $3 \text{ kgTOK/m}^3\text{gün}$ ) TOK giderme verimi %39,6'dır.



Sonuçlar, başlıca hidrolik bekletme süresi ve giriş TOK konsantrasyonunun, anaerobik ardışık kesikli reaktörün ve anaerobik hibrid yataklı filtrenin performanslarını etkilediğini göstermiştir. İki reaktör karşılaştırıldığında, anaerobik ardışık kesikli reaktörün daha iyi arıtma performansına sahip olduğu belirlenmiştir.

Im vd (2001), sızıntı sularından organik madde giderimi ve denitrifikasyon için anaerobik biyofilm reaktör ve aktif çamur reaktörü kullanmışlardır. Aerobik reaktörde maksimum  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  giderim oranı ve maksimum nitrifikasyon oranı sırasıyla 0,84  $\text{kgNH}_4^+\text{-N/m}^3\text{/gün}$  ve 0,50  $\text{kgNO}_3^-\text{N/m}^3\text{/gün}$  olurken, anaerobik reaktörde maksimum organik madde giderim oranı 15,2  $\text{kgKOİ/m}^3\text{gün}$  olarak bulunmuştur.

Illies ve Mavinic (2001), yüksek amonyum içeren sızıntı sularında nitrifikasyon ve denitrifikasyon için 4 kademeli Bardenpho prosesi kullanmışlardır. Çalışma sonucunda sistemden %50 oranında amonyum giderimi elde edilmiştir.

Kennedy ve Lentz (2000), UASB reaktör kullanmışlar ve 19  $\text{kgKOİ/m}^3\text{gl}$  değerinde organik yüklemelerde yaklaşık %90'ın üzerinde KOİ giderimi sağlamışlardır.

Tyrrel vd (2002), sızıntı sularından arazide  $\text{NH}_3\text{-N}$  giderimi ile ilgili bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada sızıntı suları arazide arıtma metodu kapsamında *agrostis stolonifera* türü çim bitki örtüsü üzerine verilmiş ve  $\text{NH}_3\text{-N}$  giderimi sağlanmaya çalışılmıştır. Çalışma sonucunda  $\text{NH}_3\text{-N}$  gideriminin %85-90 düzeyinde olduğu belirlenmiştir.

Ağdağ ve Sponza (2005), sızıntı sularının yukarı akışlı çamur yatak/tam karışimli tank reaktör sistemlerinde arıtılması üzerine çalışmışlardır. Bu çalışmada yiyecek atıkları içeren anaerobik katı atık reaktöründe oluşan sızıntı sularının yukarı akışlı çamur yatak (YAÇY)/sürekli karıştırmalı tank (SKT) reaktör sistemlerinde anaerobik/aerobik arıtılabilirliği incelenmiştir. Çalışmada kullanılan sızıntı suları laboratuvarında kurulan; ağırlıklı olarak organik atıkların (mutfak atıkları %80-85, kağıt % -7, plastik, cam %2-3 ve tekstil %1) yüklendiği katı atık simüle biyoreaktöründen elde edilmiştir.

Anaerobik/aerobik reaktörlerde metan üretimi, KOİ ve uçucu yağ asidi (UYA) giderimi ve  $\text{NH}_4\text{-N}$  değişimleri incelenmiştir. Bu çalışmadan önce sistem 30 gün kararlı koşullarda YAÇY'de %43 ile %60 KOİ ve aerobik reaktörde %85 KOİ giderim verimleri ile çalıştırılmıştır. Besleme debisi 2 l/gün ve anaerobik reaktörlerde yukarı akış hızı 0,25 ml/gün olmuştur. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonlarının 5400'den 20 000 mg/l'ye artırılmasıyla 4,3-16  $\text{kgKOİ/m}^3\text{gün}$ 'lük organik yüklemelerde çalışılmıştır. Birinci YAÇY çıkışı (Sistem 1) ikinci YAÇY reaktöre (Sistem 2) bağlanmış, onun çıkışı aerobik SKT reaktöre (Sistem 3) verilmiştir. 12,8  $\text{kg/m}^3\text{gün}$  organik yükleme hızında (OYH) KOİ giderme verimleri birinci YAÇY reaktörde minimum %58 maksimum %79 iken toplam sistemde minimum %96 maksimum %98'dir. Aerobik kademede  $\text{NH}_4\text{-N}$  giderme verimi %99,6'dır. Birinci ve ikinci YAÇY'ler için maksimum metan yüzdeleri 12,8  $\text{kg/m}^3\text{gün}$ 'lük organik yükleme ve 16000 mg/l giriş KOİ konsantrasyonunda %64; 4,38  $\text{kg/m}^3\text{gün}$ 'lük organik yükleme ve 5400 mg/l giriş KOİ konsantrasyonunda %43 olarak gerçekleşmiştir. S1 ve S2 reaktörleri için sırası ile 12,88  $\text{kg/m}^3\text{gün}$ ; 4,2  $\text{kg/m}^3\text{gün}$  OYH ile 16000 mg/l ve 4160 mg/l KOİ konsantrasyonlarında metan verimleri 0,35  $\text{m}^3$  metan gazı/kgKOİ<sub>giderilen</sub> ve 0,39  $\text{m}^3$  metan gazı/ kgKOİ<sub>giderilen</sub> bulunmuştur.

Ön arıtma uygulanmış sızıntı suyu yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör ve aşağı akışlı sabit film reaktörlerde başarılı bir şekilde arıtılmıştır. Aşağı akışlı sabit film reaktör 14,7  $\text{kgKOİ/m}^3\text{gün}$ 'lük yükleme oranında ve 1,5 günlük hidrolik bekletme süresinde %94'lük giderme verimi sağlamıştır. Aynı şartlarda işletilen yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör ise %97'lik giderme verimi sağlamıştır. İki reaktörde de inorganik bir ağır metal çökeltisi oluşmuştur. Çökelti, aşağı akışlı sabit film reaktörde biyofilm üzerini kaplamış, yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde ise çamur yatağı ve filtre ortamı üzerinde yoğunlaşmıştır. İki reaktörde de biyofilm ve çamur granülleri %80 sabit katılardır. Aklime olmuş biyokütle ile ön arıtma uygulanmamış ham sızıntı suyu, 42  $\text{kgKOİ/m}^3\text{gün}$ 'lük yükleme oranına kadar ve 10 saatten az hidrolik bekletme süresinde arıtılmıştır. Ve %80'lik bir KOİ giderimi elde edilmiştir. Bu atıksu için biyokütlenin maksimum özgül giderim hızı 1,2  $\text{kgKOİ/UA} \cdot \text{kgMgün}$  olmuştur (Kennedy *et al.* 1988).

Carley ve Mavinic (1991), yüksek amonyak konsantrasyonlu (170-240 mg/l) ve düşük BOİ konsantrasyonlu (10-60 mg/l) sızıntı suyunu arıtmak için tek çamurlu nitrifikasyon-denitrifikasyon sistemi kullanmışlardır. İlave karbon kaynağının nitrifikasyon ve denitrifikasyona etkisini incelemek üzere, metanol, asetat glikoz ve bira mayası atığı anoksik reaktöre eklenmiştir. Sistemde azot ve karbon giderimi hemen hemen tamamen sağlanmıştır (%93-98  $\text{NH}_4\text{-N}$  giderimi, %95-98 BOİ<sub>5</sub> giderimi). KOİ/ $\text{NO}_x\text{-N}$  oranı asetat için 5,9/1; metanol için 6,2/1; bira mayası için 8,5/1 ve glikoz için 9/1 de tam denitrifikasyon sağlanmıştır. Asetat ve metanol sızıntı suyundan azot gidermede eşit derecede etkili karbon kaynağı olarak belirlenmiştir. Bira mayası ilave edilen sistemde serbest amonyak inhibisyonundan dolayı nitrit birikimi olduğu ifade edilmiştir (KOİ/ $\text{NO}_x\text{-N}$ =25/1 için).

Nedwell ve Reynolds (1996), metanojenik ve sülfat indirgeyen şartlardaki 22 litrelik yukarı akışlı anaerobik hibrid reaktörlerde sızıntı suyunun arıtılabilirliğini araştırmışlardır. Metanojenik ayrışmada, 3,75 kgKOİ/m<sup>3</sup>gün'e kadar yükleme oranlarında %81-97'lik KOİ giderme verimleri elde edilmiştir. Düşük organik yükleme hızlarında (<1 kg KOİ/m<sup>3</sup>gün) sülfat indirgeyen şartlarda reaktörlerdeki KOİ giderme verimleri metanojenik reaktörlerle karşılaştırılabilecek düzeydedir. İki tür reaktörde de, girişte 100 mg/l'ye kadar Cu, Mn, Ni ve Zn'nun tamamı giderilebilmiştir.

Martiensen ve Schops (1997), sızıntı suyu arıtılmasında nitrit birikmesi problemi sıkça rastlanan bir durum olduğundan, sızıntı suyu arıtılmasında nitritin oluşumu ve kullanımını incelemek üzere anoksik-anaerobik aktif çamur bioreaktörü ve aerobik dolgu yatak anoksik aktif çamur reaktörü kullanmışlardır. Nitrit birikmesi sadece işletmeye alma döneminde gözlenmiştir. Bu çalışmada, sızıntı suyu arıtımında nitrit birikmesinin ana kaynağının denitrifikasyon olduğu ve denitrifikasyon yapan mikrobiyal topluluktaki türlerle yakından ilgili olduğu ve mikrobiyal topluluğun kompozisyonunun nitrit birikmesinin ana sebebi olduğu sonucuna varılmıştır.

Walender vd (1997), askıda biyofilm teknolojisi kullanarak, sızıntı suyunun nitrifiye edilmesi üzerine çalışmalarını üç farklı tipte taşıyıcı malzeme kullanarak

incelemişlerdir. Ayrıca, sıcaklığın ve hidrolik bekletme süresinin volumetrik nitrifikasyon hızına etkileri de incelenmiştir. Nitrifikasyon hızının sıcaklığa bağlı olduğu ve 5°C'deki hızın 20°C'deki hızın yaklaşık %77'si olduğu görülmüştür. Hidrolik bekletme süresinin azaltılmasıyla nitrifikasyon hızında artış gözlenmiştir. Maksimum nitrifikasyon hızı küçük boyutlu taşıyıcı malzemede, 20°C'de 40 gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/m<sup>3</sup>saat olarak bulunmuştur.

Walender vd (1998) başka bir çalışmada, 400-800 mg/l amonyak azotu, 800-2000 mg/l KOİ ve 30-140 mg/l BOİ<sub>5</sub> içeren sızıntı sularının, askıda çoğalan taşıyıcı biyofilm prosesinde azot ve organik madde giderimini incelemişlerdir. Bu çalışmada özgül yüzey alanı 210-390 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> olan iki farklı tipte taşıyıcı malzeme ve paralel iki havalandırmalı reaktör kullanmışlardır. Reaktörlerden biri, yine taşıyıcı malzeme ile doldurulmuş anoksik reaktöre beslenerek, denitrifikasyon da izlenmiştir. Karbon kaynağı olarak önce asetik asit kullanılmış ancak reaktör pH'ında düşüş olunca metanol kullanılmıştır. En yüksek nitrifikasyon hızı büyük yüzey alanlı taşıyıcı malzemede 16°C'de 24 gN/m<sup>3</sup>saat olarak ölçülmüştür. Metanolla en yüksek denitrifikasyon hızı 55 gN/m<sup>3</sup>saat bulunmuştur. Optimum işletme koşullarında inorganik azot tamamen giderilirken, toplam azotun yaklaşık %90'ı giderilmiştir. KOİ giderimi %20 civarında kalmıştır.

Timur (1996), düzenli depolama sahaları sızıntı sularının havasız arıtım kinetiğini belirlemek üzere çalışmalar yapmıştır. 20 ay süren bir deneysel çalışma programı ile yürütülen bu tez ile genç evsel katı atık düzenli depo sahalarında oluşan sızıntı sularının havasız arıtılabilirliği ile ilgili bilimsel ve teknolojik esaslar tanımlanmış ve arıtma prosesinin kararlı durum modellemesi yapılmıştır. Bu çalışma kapsamında İzmir Harmandalı evsel çöp depolama sahasında oluşan sızıntı suyu kullanılmıştır. Havasız arıtım çalışmaları öncesinde sızıntı suyunun kireç+çeşitli koagülanlarla (alum, FeSO<sub>4</sub>, FeCl<sub>3</sub>) fizikokimyasal ön arıtım çalışmaları yapılmış, en iyi şartlarda elde edilen en yüksek TOK giderimi %13 olmuştur. Her bir koagülanla en yüksek arıtımın sağlandığı ön arıtılmış suların 125 ml'lik serum şişelerinde havasız arıtılabilirlik çalışmaları sonucunda ön arıtımın havasız arıtım verimini etkilemediği görülmüştür. Bu çalışma sonucunda bulunan kinetik sabitler, kullanılan sızıntı suyunun uygulanan çalışma

aralığında havasız arıtıma zehirli etki yapmadığını göstermiştir. Ancak bu çalışmada kullanılan Havasız Ardışık Kesikli Reaktörlerin (HAKR) en:boy oranının yüksek olmasından dolayı daha düşük Hidrolik Kalma Sürelerinde (HKS) (dolayısıyla daha yüksek başlangıç TOK konsantrasyonlarında) çalışmak mümkün olmamıştır. Bu çalışmada kullanılan sızıntı suyunun  $S^*$  ve  $S_m$  değerlerinin çok yakın bulunması, inhibisyonun başlaması ve büyümenin tamamen durmasının, sistemdeki başlangıç atıksu konsantrasyonundaki küçük dalgalanmaların sonucunda bile ortaya çıkabileceğini göstermiştir.

Tüylüoğlu (2001), evsel katı atık sızıntı sularının havasız çamur yataklı reaktörle arıtımı üzerine bir çalışma yapmıştır. Sızıntı suyu karakterizasyonu ve miktarının tespiti, sızıntı suyunun yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde (HÇYR) arıtımı ve HÇYR'de anaerobik arıtım sonrası ilave arıtım (amonyak sıyırması) üzerine çalışılmıştır. Sızıntı suyu miktarının belirlenmesi çalışmalarında Odayeri ve Kömürcüoda düzenli depolama sahaları verileri kullanılmıştır. Çöp sızıntı suyu miktarının, yaz aylarında katı atıktaki organik madde oranının yüksek olmasından dolayı arttığı, kış aylarında ise organik madde oranının düşük, kül oranının yüksek olmasından dolayı düştüğü belirlenmiştir. Sızıntı suyu miktarının katı atık depolama yüksekliği ve kullanılan alanın genişliğine göre değiştiği de belirlenmiştir. Sızıntı suyunun arıtılabilirlik çalışmalarında, Odayeri genç depo sızıntı suyunun yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde (HÇYR) arıtımı üzerinde çalışılmıştır. 325 gün süreyle 3,6-19,3 kgKOİ/m<sup>3</sup>gün organik yük ve 0,94-2,84 gün hidrolik bekleme süresi ile işletilen HÇYR'de dokuz kararlı hal oluşmuş ve %84-94 KOİ giderimi elde edilmiştir. Kararlı hallerde organik yük arttıkça KOİ giderim veriminin düştüğü belirlenmiştir. KOİ giderim hızı (RJ ile organik yük arasında doğrusal bir değişim olmakta ve reaktörde ortalama %90,7 KOİ giderme verimi elde edilmektedir. Giderilen organik yük ile gaz üretimi arasında lineer bir artış vardır. 0,44 lgaz/gKOİ<sub>giderilen</sub> ve 0,39 lCH<sub>4</sub>/gKOİ<sub>giderilen</sub> değerleri tespit edilmiştir. Odayeri düzenli depolama sahası sızıntı suyunun HÇYR'de arıtımı sonucu %90,7 KOİ ve sıyırma+MAP çöktürmesi+biyokütle sentezi prosesleri sonucu %20 civarında NH<sub>3</sub>-N giderim verimi elde edilmiştir. Ancak bu verimler hem KOİ hem de NH<sub>3</sub>-N bakımından alıcı ortama deşarj standartlarını sağlamadığı için HÇYR'de arıtılmış sızıntı sularına amonyak

sıyırması, MAP çöktürmesi ve ultrafiltrasyon+ters osmoz sistemleri ile ilave arıtım uygulanmalıdır.

#### **b) Saha gövdesi reaktör gibi kullanılarak geri devirle arıtım**

Sızıntı suyunun, depolama sahasının içine yada üzerine geri devrettirilerek arıtılması uygulanan metotlar arasında gösterilmiştir. Toplanan sızıntı suyu katı atık depolama sahası üzerine geri gönderilerek atık içinde bulunan organik maddelerin stabilizasyonu hızlandırılmıştır. Sızıntı suyu, atık sahası üzerine püskürtülerek veya enjeksiyon kuyularına verilerek geri devrettirilmektedir. Burada başlangıçta aerobik şartlar hüküm sürse de genellikle anaerobik şartlarda arıtım yapılmıştır. Sızıntı suyu geri devrinin önemli bir faydası depodaki katı atıkların anaerobik ayrışımı için gereken biyokimyasal çevrenin homojen hale gelmesini sağlaması olarak gösterilmiştir. Bu sayede atıkların stabilizasyonu için gereken zamanın %80-90 oranında düşürülebildiği ifade edilmiştir (Yıldız 2000). Pohland (1992) tarafından, son zamanlarda yapılan çalışmalarda geri devirden sonra arıtımın, sızıntı suyunun doğrudan arıtılmasına göre %75'lere varan oranlarda maliyet azalması temin ettiği belirtilmiştir (Yıldız 2000).

Bilgili vd (2002) İstanbul'un düzenli katı atık depolama sahalarından birisi olan Odayeri Katı Atık Düzenli Depolama Sahası'nda teşkil edilen kontrollü test hücrelerinde yaptıkları çalışma ile sızıntı suyu geri devrinin, ağır metal konsantrasyonları üzerindeki etkisini incelemişlerdir. Test hücrelerinden oluşan sızıntı sularında As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn konsantrasyonlarının zamanla değişimi ile pH'nın bu değişimler üzerindeki etkisi belirlenmiştir. Sızıntı suyu geri devir işleminin uygulandığı test hücresinde metan safhasına daha hızlı ulaşılmış ve pH'daki artışa bağlı olarak ağır metal konsantrasyonunun daha hızlı bir şekilde azaldığı tespit edilmiştir. Geri devir uygulanmayan (H1) ve geri devir uygulanan (H2) hücrelerde oluşan sızıntı sularının pH değerlerinde depolama işleminden sonra zamanla meydana gelen değişiklikler kaydedilmiştir. Katı atık düzenli depolama sahalarında organik maddelerin anaerobik ayrışması sırasında meydana gelen ayrışma proseslerinin başlangıcında uçucu yağ asitlerinin oluşması sebebiyle her iki hücrede de sızıntı suyunun pH değeri 4,5-6,0

civarında olmuştur. Sızıntı suyunun katı atıklar üzerine geri devrettirilmesi ile atıkların ayrışma hızları da arttığından metan safhasına daha hızlı bir şekilde ulaşılmıştır. Bu çalışmada elde edilen bulgular şu şekildedir: Sızıntı sularında yapılan analizler sonucunda As konsantrasyonunun zamanla değişiminin uniform olmadığı belirlenmiştir. Geri devirsiz test hücresinde oluşan sızıntı sularında As konsantrasyonu 1 mg/l seviyelerinde iken azalma eğilimine girmemiştir. Geri devirli test hücresinde ise söz konusu metal, denge konsantrasyonuna ulaşmış ve 0,1 mg/l değerine düşmüştür. Geri devirli ve geri devirsiz test hücrelerinden oluşan sızıntı sularında ağır metallerin değişiminin incelendiği çalışmada, sözkonusu metallerin depolama sahası içerisinde asidik faz başladığında, sızıntı suyunda daha yüksek konsantrasyonlarda ortaya çıktığı görülmüştür. Metan fazının başlamasıyla birlikte pH'ın da artmasına bağlı olarak özellikle geri devirli test hücresinden oluşan sızıntı sularında katı atıktan sıvıya geçen metal konsantrasyonlarında hızlı bir azalma görülmüştür. Bu çalışmada, sızıntı suyunun katı atık depolama sahası üzerine geri devir işlemi ile atıkların daha hızlı stabilize olması sonucu metan fazına daha hızlı bir şekilde ulaşılacağı ve buna paralel olarak oluşan sızıntı sularında ağır metal konsantrasyonlarının daha hızlı bir şekilde azaltılacağı tespit edilmiştir. Sızıntı sularının depolama sahası üzerine geri devir işlemi ile oluşan sızıntı sularının arıtımı ve deşarjlarında önemli bir parametre olan ağır metal standartlarına daha kısa sürede ve daha ekonomik olarak ulaşılabilceği sonucuna varılmıştır (Bilgili vd 2002).

Reinhart (1996) sızıntı sularının kontrollü bir şekilde depo gövdesi içerisine geri devrettirilmesi ile atık içindeki organik maddelerin parçalanmasını sağlayan biyokimyasal süreçlerin hızlandırıldığını ifade etmiştir. Ayrıca geri devrin depo gövdesinde nem muhtevasını arttırması metanojenik aktiviteyi hızlandıracağından metan oluşumu optimize edilmektedir. Sızıntı suyu geri devri atıkların stabilizasyonu için gereken süreyi 2-3 yıl kadar azaltabilmekte, böylece depo sahalarının çevreye olan uzun süreli etkisi de kısa sürede ortadan kaldırılmış olmaktadır.

Robinson vd (1982) ve Tittlebaum (1982), pilot çalışmalarında sızıntı suyunun geri devrinin kısa zamanda kirliliği düşürerek, sızıntı suyunun düşük kirlilik kategorisine

girmesine sebep olduğunu belirlemişlerdir. Geri devir yaptırılmış sızıntı suyunun organik kompozisyonu yaşlı depolardan çıkan sızıntı suyuna benzemektedir. Geri devir, katı atık su muhtevasını artırarak katı atığın indirgenmesini ve stabilizasyonunu hızlandırmaktadır. Birçok deney göstermiştir ki katı atık %50-70 oranında su ihtiva etmesi halinde biyolojik parçalanma başlamaktadır (Pohland 1980; Tittlebaum 1982).

#### 4.1.2. Fiziko-kimyasal arıtma

Sızıntı suyu arıtımında fiziko-kimyasal arıtma yöntemlerinin birçoğu denenmiştir. Laboratuvar ölçekli olan bu çalışmalardan bir kısmı ise arazide uygulanmıştır. Fiziko-kimyasal arıtım metotları yumaklaştırma-çöktürme, kimyasal oksidasyon, iyon değiştirme, aktif karbonla adsorpsiyon, membran filtre yöntemi, buharlaştırma ve kurutma, hava ile amonyak sıyırma, kırılma noktası klorlaması şeklinde sıralanabilir (Yıldız 2000).

Fiziksel ve kimyasal arıtma prosesleri sadece biyolojik olarak paralanabilecek organik maddeleri düşük olan yaşlı depo sızıntı sularının veya biyolojik olarak ön arıtımı yapılmış sızıntı suyunun arıtımında kullanılmaktadır (Yıldız 2000).

Sızıntı suyundan dirençli kirleticilerin fiziko-kimyasal arıtımla giderimini değerlendirmek amacıyla çalışmalar yapılmıştır. Membran filtrasyon ve adsorpsiyon, amonyum sıyırma, kimyasal çöktürme, koagülasyon ve flokülasyon gibi teknikler değerlendirilmiştir. Bu tekniklerin avantaj ve dezavantajları; pH, gerekli doz miktarı gibi işletme şartları; KOİ ve NH<sub>3</sub>-N konsantrasyonları ve arıtım oranları karşılaştırılmıştır. Bu çalışmada 1983-2005 yılları arasında çalışılmış 118 adet çalışma incelenmiştir; Fiziko-kimyasal tekniklerin kararlı sızıntı suyundan dirençli bileşiklerin giderimi için yaygın olarak kullanıldıkları ve oldukça etkili oldukları görülmüştür. Bu çalışmada, incelenen arıtımlar arasında adsorpsiyon, membran filtrasyon ve kimyasal çöktürme en sık uygulanan ve evrensel olarak çalışılan yöntemlerdir. Aktif karbon adsorpsiyonu ve nanofiltrasyonun her ikisinde kullanılarak %95'in üzerinde bir KOİ giderme verimi elde edilmiştir. Yaklaşık %98'lik NH<sub>3</sub>-N giderimi çöktürme



kullanılarak elde edilmiştir. Kararlı sızıntı suyunun arıtımı için fiziko-kimyasal ve biyolojik arıtım yöntemlerinin bir kombinasyonunun etkili olduğu görülmüştür. Ters osmoz ve UASB (yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörler) kullanılarak 35000 mg/l'lik başlangıç KOİ konsantrasyonu ve 1600 mg/l'lik NH<sub>3</sub>-N konsantrasyonu (RO ve aktif çamur ile) 6440 mg/l KOİ ve 1153 mg/l NH<sub>3</sub>-N olarak elde edilmiştir (Kurniawan *et al.* 2007).

#### 4.1.2.1. Yumaklaştırma ve çöktürme

Bu yöntemle öncelikle depo sızıntı sularındaki biyolojik olarak ayrıştırılamayan bileşikler, AOX-bileşikleri ve organik azotlu bileşikler kısmen arıtılabilmektedirler. Yumaklaştırma çöktürme maddesi için genellikle kireç, demir ve alüminyum tuzları kullanılmaktadır. Metal tuzlarının kullanılması ile depo sızıntı suları tuzluluğunun artması gibi olumsuz bir sonuç ortaya çıkmaktadır (Yıldız 2000).

Sızıntı suyunun aerobik veya anaerobik olarak arıtılması sırasında, ağır metaller anaerobik arıtmada metal sülfidler olarak, aerobik arıtmada ise metal hidroksitler olarak giderilmektedir. Arıtma sisteminde biyolojik arıtma yok ise veya arıtmadan sonra metal miktarı hala çok yüksek ise; kireç veya kostik, havalandırma veya klor, hidrojen peroksit, potasyum permanganat gibi kimyasal oksitleyiciler kullanarak kimyasal çöktürme işlemi uygulanmaktadır (Yıldız 2000).

Yumaklaştırma ve çöktürme son yıllarda organik madde ve metal giderimi için kullanılan en yaygın metotlardan biri olmuştur. Alüm, demir, klorür, kireç ve polimerlerin kullanıldığı bazı çalışmalarda kullanılan kimyasalların hiçbirinin ham veya biyolojik olarak arıtılmış sızıntı suyunun KOİ'sini %30'dan daha fazla düşürdüğü görülmemiştir. Alum 50-100 mg/l'lik dozlarda ve pH=8,2 civarında en fazla verimi sağlayan kimyasal olmuş ve KOİ'yi %25 oranında gidermiştir. Demirklorür ve polimer, aynı veya daha fazla dozlarda bir miktar daha az etkili olmuştur. Bu kimyasallarda 1000 mg/l dozaja kadar pH 6-9 aralığında KOİ giderimi %10 oranında olmuştur. Kimyasal çöktürme işlemi KOİ gideriminde yetersiz kalmaktadır. Ph 7'deki ham sızıntı suyu

1000 mg/l kireç dozuyla çöktürme işlemi %25 KOİ giderimini sağlamıştır. Benzer dozlarda biyolojik olarak ön arıtma görmüş sızıntı suyu ile yapılan çalışmalarda %35 KOİ giderimi elde edilmiştir. Sodyum sülfür ve sodyum hidroksitle yapılan çalışmaların sayısı az olmasına rağmen, 2000 mg/l'ye kadar çıkan dozlarda %10'dan az KOİ giderme verimi sağlandığı görülmüştür (Öztürk vd 1995).

Kimyasal çöktürme, sızıntı sularında ağır metal ve toprak alkali metallerin giderimi için kullanılmaktadır. Alum ve demir klorürün 100 mg/l'den daha düşük dozları iyi bir giderme verimi sağlarken, kirecin ise ancak 500 mg/l gibi yüksek dozları aynı verimi sağlayabilmiştir. Sodyum sülfürle yapılan bir çalışmada 1000 mg/l'lik dozda %99 demir giderimi gözlenmiştir (Yıldız 2000). Literatürde yer alan bazı çalışmalarda; elde edilen sonuçlar Çizelge 4. 5'de verilmiştir (Yıldız 2000).

**Çizelge 4.5.** Kimyasal Arıtma ile Ağır Metal ve Toprak Alkali Giderimleri (Yıldız 2000)

|                        | Cr        | Cu         | Fe       | Mn     | Pb  | Ni | Zn     | Co  | Mg      | K       | Na  |
|------------------------|-----------|------------|----------|--------|-----|----|--------|-----|---------|---------|-----|
| Konsant. Aralığı, mg/l | 0,08-0,06 | 0,035-0,56 | 317-1000 | 0,7-25 | 0,1 | 73 | 0,4-30 | 178 | 100-160 | 156-380 | 188 |
| Giderim, %             | 30-53     | 21-96      | 0-99     | 28-99  | 20  | 73 | 0-99   | 0-6 | 0-60    | 8-27    | 43  |
| Ort. Verim             | 40        | 40         | 84       | 66     | 20  | 73 | 86     | 2   | 15      | 19      | 42  |

Alum, demir klorür ve demir sülfat, toprak alkali metallerin arıtımında fazla kullanılmamıştır. Yapılan sınırlı sayıdaki çalışmalarda, bu kimyasalların yüksek dozlarının dahi toprak alkali metallerin gideriminde başarısız sonuçlar verdiği görülmüştür (Yıldız 2000).

Apaydın vd (2000) katı atık düzenli depolama sahasında oluşan sızıntı sularının farklı kimyasal maddelerle ön arıtılabilirliğini incelemişlerdir. Bu amaçla, Konya Kenti katı atık düzenli depolama sahası sızıntı suları kullanılmıştır. Oluşan sızıntı sularının genç sızıntı suyu özelliğinde ve BOİ/KOİ oranının 0,44-0,8 aralığında olduğu belirlenmiştir. Alüm'de 7 g/l'de %39, FeCl<sub>3</sub>'te 15 g/l'de %55, FeSO<sub>4</sub>'te ise 5 g/l'de %43 KOİ giderimi sağlanmıştır. Renk gideriminde alüm, FeCl<sub>3</sub> ve FeSO<sub>4</sub> 3 g/l konsantrasyonunda sırasıyla

%99, %98 ve %99 verim sağlanmıştır. Ayrıca hava sıyırması yapılarak 2, 4, 6, 8, 12 ve 24 saatlik havalandırma süreleri sonunda farklı hava debilerinde (1, 2, 5 l/dak) elde edilen amonyum giderimleri gözlenmiştir. En uygun hava miktarı 1 l/dak olarak belirlenmiş olup, maksimum amonyum giderimi 8 saatlik havalandırma sonucunda %84 olarak elde edilmiştir. Çalışmanın sonuçları dikkate alındığında; katı atık depolama sahası sızıntı sularının arıtımında birçok faktörün etkili olduğu ve sızıntı suyu arıtımındaki bütün yöntemlerin ekonomik olarak büyük bir yük getirdiği özellikle yeni depo sahalarında sızıntı suyunun kalite ve miktarı tam belirgin olmadığı için ilk yıllarda kompleks arıtma tesislerinin kurulmaması gerektiği, mümkünse depo sahasından çıkan sızıntı sularını mevcut evsel atıksu arıtma tesislerine iletmenin bu suların arıtımı için en uygun alternatif olduğu belirlenmiştir. Yapılan bu çalışmada en uygun KOİ gideriminin  $\text{FeSO}_4$  ile (%43) sağlandığı görülmüştür.  $\text{FeCl}_3$ 'de daha yüksek bir giderim verimi (%55) olmasına rağmen kararlı bir konumun oluşmadığı görülmüştür. Renk gideriminde, üç koagülantta da %97-%99 aralığında giderimler elde edilmiş, koagülant dozunun artmasının giderim verimi üzerinde önemli bir etkisi olmadığı, en düşük doz olan 1 g/l'de bile çok yüksek verimler elde edildiği görülmüştür. Hava sıyırmasında ise hava debisinin artırılmasının  $\text{NH}_4\text{-N}$  giderimine fazla katkı sağlamadığı ve 8 saatlik havasahadırmadan sonra da giderimde çok fazla değişimin olmadığı görülmüştür. Bu yüzden en uygun uygulamanın 8 saatlik havalandırma sonucunda 1 lt/dak'lık hava debisinde olduğu belirlenmiş, bu aşamada %84  $\text{NH}_4\text{-N}$  giderimi elde edilmiştir.

Hoffman (1989) tarafından demir tuzları kullanılarak yapılan deneylerde uygun arıtma  $\text{pH}=3,5\text{-}4,5$  değerleri arasında tespit edilmiştir. Bununla birlikte biyolojik ön arıtma görmüş sızıntı sularında ham sızıntı suyuna göre belirgin bir verim farklılığı görülmüştür. Ham sızıntı suları ile yapılan deneylerde 100  $\text{mgFe}^{3+}/\text{l}$  dozlaması ile KOİ azalması %24 iken, 250  $\text{mgFe}^{3+}/\text{l}$ 'lik dozlamada maksimum %36 olmaktadır. Biyolojik işlem görmüş sızıntı sularındaki belirgin artış 150  $\text{mgFe}^{3+}/\text{l}$  dozlamada %70 oranında arıtım ile ortaya çıkmaktadır. 250  $\text{mgFe}^{3+}/\text{l}$ 'lik dozlamada ise bu oran %4'e düşmektedir. Deneylerde AOX giderimlerinin biyolojik ön arıtma işlemi görmüş sızıntı sularında %44-55 aralığında olduğu tespit edilmiştir (Yıldız 2000).

Mendez vd (2005) koagülasyon ile KOİ redüksiyonu için Merida Depolama Sahası sızıntı suyuna fiziko-kimyasal arıtım uygulamışlardır. 50-300 mg/l arasında değişen doz miktarlarında 4 metalik koagülant (demir klorür, demir sülfat, alüminyum poli klorür ve alüminyum sülfat) ve 2-12 mg/l arasında değişen dozda 2 polielektrolit (yüksek yoğunlukta anyonik ve katyonik ayraç) test edilmiştir. Uygun koagülant tipi ve optimum doz tam olarak elde edilememiştir. Toplam ve çözünmüş KOİ olarak kirleticilerin giderimi ölçülmüştür. Çözünebilir KOİ giderme verimleri %0-47 aralığında elde edilmiştir.

Tatsi vd (2003) düzenli depolama sahası sızıntı suyunun koagülasyon-flokülasyon ile onarıtımı üzerine çalışmışlardır. Demir klorür, alüminyum sülfat ve kireç bilinen koagülantlar olarak test edilmişlerdir. Bununla beraber dört polielektrolit bir arada test edilmiştir. Bunlar bir anyonik, iki katyonik ve bir naniyonik polimerlerdir. %80 gibi yüksek KOİ giderim kapasiteleri kısmen stabil sızıntı suyuna demir klorür eklenmesiyle elde edilmiştir. Ham örneklerde koagülantların eklenmesi ile %35'ten daha az KOİ giderimi ölçülmüştür. Polielektrolitlerin eklenmesi ve alkali (bazik) bölgede pH ayarlaması kirleticilerin gideriminde az etkili bulunmuştur. Fiziko-kimyasal prosesin faydalı bir ön arıtım basamağı olarak ve özellikle genç depolama sahası sızıntı suları için, biyolojik arıtmadan önce veya kısmen kararlı (yaşlı) sızıntı suyu için son iyileştirme basamağı olarak kullanılabilirliği sonucuna varılmıştır.

Aziz vd (2007) koagülasyon ve flokülasyon prosesleriyle sızıntı suyundan renk giderimi üzerine çalışmalar yapmışlardır. Alüminyum (III) sülfat (alüm), demir (III) klorür, 2 değerlikli demir sülfat ve demir (III) sülfat standart jar testi cihazı kullanılarak çalışılmıştır. Sonuçlar, demir klorürün diğer koagülantlara göre daha etkili olduğunu ve pH=4'te ve 800 mg/l'lik optimum bir dozda %94 oranında renk giderimi sağlandığını göstermiştir. Renk giderimi üzerinde koagülant dozlarının etkisi KOİ, bulanıklık ve askıda katılar için de benzer eğilim göstermiştir. Bu çalışmadaki sonuçlar demir klorürün sızıntı suyundaki renk problemlerinin yönetiminde geçerli bir koagülant olduğunu göstermiştir.

Li vd (1999) kimyasal çöktürme ile sızıntı suyundan amonyum giderimini araştırmışlardır. Hong Kong'taki depolama sahası sızıntı suyu, genellikle biyolojik arıtım proseslerinde nitrifikasyonu yavaşlattığı bilinen oldukça yüksek  $\text{NH}_4\text{-N}$  konsantrasyonu içermektedir. Deneyde üç kimyasal kombinasyon,  $\text{MgCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{HPO}_4\cdot 12\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{MgO} + \%85 \text{ H}_3\text{PO}_4$  ve  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2\cdot \text{H}_2\text{O} + \text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , magnezyum amonyum fosfat (MAP)'ın verimli bir şekilde çökmesini sağlamak için farklı stokiometrik oranlarda kullanılmıştır. Sonuçlar göstermiştir ki; sızıntı suyu içindeki  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  15 dakika sürede 5618 mg/l'den 112 mg/l'ye hızlı bir şekilde azalmıştır.  $\text{MgCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$  ve  $\text{Na}_2\text{HPO}_4\cdot 12\text{H}_2\text{O}$   $\text{Mg}^{2+} : \text{NH}_4^+ : \text{PO}_4^{3-}$  mol oranı 1:1:1 olarak uygulandığında minimum pH aralığının MAP çözünürlüğü için 8,5-9,0 olduğu tespit edilmiştir.  $\text{MgCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$  ve  $\text{Na}_2\text{HPO}_4\cdot 12\text{H}_2\text{O}$  kullanarak arıtılmış sızıntı suyunda yer alan yüksek tuzluluk oranına dikkat edilmesi gerektiği ifade edilmiştir. Çünkü yüksek tuz konsantrasyonu takip edilecek biyolojik arıtmada mikrobiyal aktiviteyi etkileyebilmektedir. Çöktürme süresince KOİ önemli bir redüksiyona uğramamıştır. Ortaya çıkan MAP çamurunun 10 dakikada kolayca çöktürüldüğü tespit edilmiştir. Deneysel sonuçlara göre; çöktürülen çamur oldukça katıdır ve bir depolama sahasında ayrıca suyunun alınmasına gerek duyulmadan direk depolanabilmektedir.

He vd (2006), sızıntı suyundaki çözünmüş organik maddenin giderimi üzerine çalışmışlardır. Serbest haldeki bir sızıntı suyu akıntısının düşük biyolojik bozunurluğundan dolayı, biyoreaktör atık depolama teknolojisi sızıntı suyunun geri devrinde organik maddenin verimli bir şekilde parçalanmasını sağlayabilmektedir. Koagülasyon-Sedimentasyon ve elektroliz prosesleri kullanılarak çözünmüş organik maddenin giderilme verimleri belirlenmiştir. Oksijen varlığında, TOK, hümik asit, fülvik asit ve hidrofilik fraksiyon miktarları azaltılmıştır. Fülvik asit ve hidrofilik fraksiyon küçük moleküllerden oluşurken hümik asit fraksiyonu büyük molekülleri kapsar. Özellikle molekül ağırlığı 10 kiloDalton (kDa)'dan daha büyük hümik asit fraksiyonu üzerinde, koagülasyon-sedimentasyon testleri polidemirsülfatın %51,8 oranında, polialüminyum kloritin %22,9 oranında KOİ giderebildiğini göstermiştir. Elektroliz testi molekül ağırlığı 10 kDa'dan büyük hümik asitleri verimli bir şekilde gidermiştir. Bununla beraber arıtılmış çıkış suyunun biyolojik bozunurluğu

yükseltilmiştir. Yüksek molekül ağırlıklı maddeler elektroliz ile bozunabilmektedirler ve elektroliz atık depolama biyoreaktöründen geri devreden sızıntı suyunun biyolojik bozunurluğunu artırmıştır.

Amokrane vd (1997), katı atık depolama sahası sızıntı sularının kimyasal çöktürme ile arıtımını çalışmışlardır. Kimyasal çöktürme işleminde  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  (kireç),  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  (alüm),  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{Na}_2\text{S}$  ve  $\text{FeSO}_4$  gibi koagülantlar kullanılmaktadır. Yapılan çalışmada 4100 mg/l KOİ içeren çöp sızıntı suyunda koagülasyon-flokülasyon uygulaması yürütülmüş, alüm ile %42 ve demir klorür ile %55 KOİ giderimi sağlanmıştır. En verimli koagülantlar demir klorür ve alüminyum sülfat olmuştur. Uygun pH değerinde anyonik, katyonik ve noniyonik polimerler arasında en verimli flokülant, %97 oranında bulanıklık giderimi sağlamıştır.

Wang vd (2002), koagülasyon-fotooksidasyon prosesini kullanarak depolama sahası sızıntı suyunun arıtımını incelemişlerdir. Farklı koagülant dozajları ve farklı pH değerlerinin, koagülasyon prosesi üzerine etkisi karşılaştırılmıştır.  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  kullanarak koagülasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Aynı zamanda sodyum okzalot ( $\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4$ )'ın farklı konsantrasyonlarının arıtım prosesi üzerine etkisi çalışılmıştır. Deneysel sonuçlara göre; 3-8 pH aralığında, düşük pH değerinde arıtım verimi daha yüksek olmaktadır. %24 oranında KOİ giderimi 1000 mg/l  $\text{FeCl}_3$  ilavesiyle elde edilmiştir. %31'lik bir KOİ giderimi dört saatlik fotooksidasyondan sonra elde edilmiştir. %64 oranında KOİ giderimi 500 mg/l  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  ilavesi ile pH=3'te dört saatlik fotooksidasyondan sonra elde edilmiştir.

İlhan vd (2007), alüminyum ve demir elektrotlar kullanarak Elektrokoagülasyon (EC) ile sızıntı suyu arıtımı üzerine çalışmışlardır. İlk olarak, KOİ gideriminde EC ve klasik kimyasal koagülasyon (CC) prosesleri karşılaştırılmıştır. 348 A/m<sup>2</sup> akım yoğunluğu değerinde karşılaştırma sonuçları EC prosesinin CC prosesinden daha fazla arıtım performansına sahip olduğunu göstermiştir. İkinci olarak; akım yoğunluğu (348'den 631'e A/m<sup>2</sup>), pH, arıtım maliyeti, işletme zamanı, elektrod maddesi gibi proses şartlarının KOİ ve  $\text{NH}_4\text{-N}$  giderme verimleri üzerine etkisi araştırılmıştır. Uygun

elektrot tipinin belirlenmesi ile 30 dakikalık işletme zamanı sonucunda; EC için alüminyum elektrot ile KOİ giderimi %56'nın üzerinde, demir elektrot ile ise %35'lik bir giderme verimi elde edilmiştir. Çalışma sonucunda elde edilen tüm bulgular, EC'nun bir ortak arıtım basamağı olarak kullanılabileceğini göstermiştir.

Asidik karakterli sızıntı suyu arıtımı için kullanılan  $Fe^0$  geçirimsiz tabakası laboratuvar ortamında değerlendirilmiştir. Bu çalışmada, sürekli-akış kolonlarının bir serisi kullanılarak kolon içinden akış deneyleri gerçekleştirilmiştir. Atık toplama sahaları ve aktif ya da kullanılmayan maden ocaklarından oluşan asidik karakterli sızıntı suyunun arıtımı için  $Fe^0$ 'in geçirimli reaktif bariyerlerinin performansını araştırmak amaçlanmıştır. Çeşitli örneklem yerlerinde metal iyonu konsantrasyonu ölçülerek konsantrasyon profilleri çıkarılmıştır. Sonuçlar, metal iyon gideriminin redoks reaksiyonları yardımıyla başarıldığını göstermiştir. Alüminyum, manganez, nikel, kobalt ve çinko, metal hidroksit olarak giderilmiştir. Kadmiyum ve bakır da redoks reaksiyonları ile giderilmiştir. Sıfır değerlikli demir bariyerleri; hem çevresel hem de ekonomik açıdan geçerli bir teknoloji olarak kullanılabilmektedir (Bartzas *et al.* 2005).

#### 4.1.2.2. Kimyasal oksidasyon

Son yıllarda, kimyasal oksidasyon yöntemi, biyolojik olarak ayrışmayan toksik ve organik madde içeren atıksuların arıtımı için önemli bir potansiyel oluşturmaktadır. Kimyasal oksidasyon yöntemlerinde, uygun pH, sıcaklık şartlarının sağlanması, güçlü oksidasyon maddelerinin kullanımı ve  $OH^-$  radikallerinin oluşumu ile organik maddelerin okside edilerek daha az zararlı son ürünlere dönüşümü sağlanmaktadır. Su ve atıksularda bulunan kirleticilerin çok büyük bir kısmı organik kirleticilerden oluşmaktadır. Bu kirleticiler, organik maddeler (aminoasitler, fulvik asitler, karbonhidratlar) aromatik ve alifatik hidrokarbonlar, klorlu çözeltiler, fenoller, pestisitler, yüzey aktif maddeler vb. mikrokirleticilerden oluşmaktadır (Langlais *et al.* 1991).

Alıcı ortam standartlarının sürekli düşürülmesi gibi sebepler, kalıcı organik maddelerin gideriminde klasik arıtma tekniklerini yetersiz konuma getirmiş ve limitlerin sağlanabilmesi için ön veya son arıtma kademesi olarak ilave proseslerin kullanılmasına ihtiyaç duyulmuştur. Atıksularda kalıcı ve toksik organik madde giderimi amacıyla kimyasal koagülasyon/floklaştırma, kimyasal çöktürme, biyolojik arıtma gibi yöntemler kullanılmaktadır. Bu yöntemlerde, kalıcı, toksik organik madde giderim verimi düşük olmaktadır. Konvansiyonel arıtma teknikleri (biyolojik arıtma, aktif karbon adsorbsiyonu, filtrasyon, uçurma, yakma vb.) ile kalıcı yani arıtılamayan nitelikte organik maddelerin giderilebildiği ancak yeterli olmadığı ve elde edilen giderme verimlerinin düşük olduğu gözlenmiştir (Kahmark and Unwin 1998). Bu nedenle kalıcı ve toksik organik madde içeren atıksuların arıtımında, son yıllarda kimyasal oksidasyon yönteminin kullanılabileceği çeşitli çalışmalarda belirtilmiştir (Jardim *et al.* 1997). Atıksu mikroorganizmaları inhibe edebileceği için aerobik biyolojik arıtma kademesinden önce ön arıtma olarak kimyasal oksidasyon yöntemlerinin atıksuya uygulanması gerekmektedir. Daha sonra ikinci kademe olarak biyolojik arıtma uygulanmalıdır (Şengül 1991).

Su ve atıksu arıtımında kullanılan oksitleyici maddeler (hidrojen peroksit ve ozon), aşağıda belirtilen amaçlar için kullanılmaktadır (Yıldız 2000).

- Koku ve tat iyileştirme
- İnorganik ve organik maddeli suların dezenfeksiyonu
- Renk giderimi
- Demir ve manganın oksidasyonu
- Atıksularda zehirlilik azaltımı
- KOİ ve BOİ giderimi
- Organik maddelerin biyolojik parçalanmasında artış temini
- Klor ve yumaklaştırıcı gibi kimyasal maddelerin sarfiyatında azalma sağlanması

Literatür çalışmaları incelendiğinde sızıntı suyunun organik bileşenlerinin kimyasal oksidasyonu için klor, kalsiyum hipoklorit, sodyum hipoklorit, potasyum permanganat



ve ozon kullanıldığı görülmüştür. Genellikle, kimyasal oksidasyon işlemi KOİ gideriminde kimyasal yumaklaştırma ve çöktürme işlemine göre bir miktar daha iyi sonuç vermiştir. Ancak yinede giderme verimleri düşük kalmıştır. Yapılan bazı çalışmalarda, 2000 mg/l'lik NaOCl, Ca(OCl)<sub>2</sub> ve Cl<sub>2</sub> dozlarında % 10-30 KOİ giderimi elde edilmiştir. KOİ gideriminde hipokloritler diğer kimyasallara göre daha iyi sonuç vermektedir. Ancak gerekli hipoklorit dozları çok yüksektir. Yapılan başka bir çalışmada, bir kimyasal oksitleyici olan NaOCl, biyolojik olarak arıtılmış sızıntı suyunda uygulanmış ve organik atıkların (KOİ) %20-70'ini giderdiği görülmüştür. Mevcut çalışmalarda, en iyi arıtımın (%70), en düşük dozlarda (1600 mg/l) ve yüksek pH (8-9) değerinde olduğu görülmüştür (Yıldız 2000).

Fenton sulardan birçok tehlikeli organik kirleticilerin gideriminde oldukça verimli bir ayraçtır. Asıl avantaj, kirleticilerin CO<sub>2</sub>, su ve inorganik tuzlar gibi zararsız bileşiklere parçalanmasının tamamlanmasıdır. Fenton reaksiyonu oksidantların ayrışmasına sebep olmakta ve organik kirleticileri seçmeksizin yok etmektedir. Fakat H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>'nin veriminden yararlanma ve daha düşük atıksu arıtma maliyetini elde etmek için, Fenton prosesinin diğer proseslerle birlikte kullanımı önemli bir rol oynamaktadır (Liu *et al.* 2006).

Depolama sahasındaki organiklerin giderimi için fenton metodu incelenmiştir. Fenton metodu dirençli organiklerin giderimini sağlamak için kimyasal oksidasyon yerine kullanılabilir. Fenton metodu ve FeCl<sub>3</sub> koagülasyonunu kullanma yerine; poli alüminyum klorür (PAC) ile fenton metodu ve iki kademedan oluşan fenton prosesi incelenmiştir. Yapılan çalışmalar sonucunda; fenton metodunun düşük moleküler ağırlıklı kısımları FeCl<sub>3</sub>'ten daha verimli bir şekilde giderdiği görülmüştür. İki kademedan oluşan Fenton metodu KOİ gideriminde tek kademe fenton metodundan daha verimli bir sonuç sağlamıştır. Karbon adsorbsiyonu dirençli organiklerin gideriminde oldukça verimli bulunmuştur. Karbon adsorbsiyonu ile fenton metodunun uygun kombinasyonu KOİ deşarj standardı için tatmin edici olmuştur (Gau and Chang 1999).

Yaşlı depolama sahası sızıntı suyunun fenton ile ön arıtımı üzerine yapılan çalışmada, fentonun ( $\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}^+$ ) kentsel depolama sahası sızıntı suyunun ön arıtımı için verimliliğini tespit etmeyi amaçlamışlardır. İtalya'nın güneyinde yer alan kentsel bir depolama sahasından gelen sızıntı suyunun ortalama ana parametre değerleri;  $\text{pH}=8,2$ ;  $\text{KOİ}=10540 \text{ mg/l}$ ,  $\text{BOİ}_5=2300 \text{ mg/l}$ ,  $\text{TOK}=3900 \text{ mg/l}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}=5210 \text{ mg/l}$ ; iletkenlik= $45350 \text{ }\mu\text{s/cm}$ ; Alkalinite= $21470 \text{ mg/lCaCO}_3$ .  $\text{BOİ}_5/\text{KOİ} \geq 0,5$  gibi istenen oranı elde etmek için en iyi işletme şartları;  $\text{Fe}^{2+}=275 \text{ mg/l}$ ;  $\text{H}_2\text{O}_2=3300 \text{ mg/l}$  başlangıç  $\text{pH}=3$ ; reaksiyon zamanı=2 saat olarak tespit edilmiştir. Fentonla ön arıtım sonucunda, kalan  $\text{Fe}^{3+}$  iyonları;  $3 \text{ mg/l}$  katyonik polielektrolit ve  $3 \text{ g/l}$   $\text{Ca(OH)}_2$  eklenmesiyle  $\text{pH}$   $8,5$ 'a doğru artarak giderilmiştir. İkinci adım yani  $\text{Ca(OH)}_2$  eklenmesi koagülasyona yardımcı olmuştur. Bu son adım aynı zamanda inert  $\text{KOİ}$ 'nin giderimi için de etkili olmuştur (Lopez *et al.* 2004).

Kang ve Hwang (2000), Fenton prosesinde oksidasyon verimi üzerine reaksiyon şartlarının etkilerini belirlemişlerdir. Kullanılan örnek, Kore'de Kimpo depolama sahasından alınan biyolojik olarak arıtılmış sızıntı suyudur. Bu suyun  $\text{KOİ}$ ,  $\text{BOİ}_5$ ,  $\text{NH}_3\text{-N}$  ve  $\text{Cl-}$  konsantrasyonları sırasıyla  $1500$ ,  $30$ ,  $1300$  ve  $4500 \text{ mg/l}$ 'dir. Hidrojen peroksit ile organik maddenin oksidasyonu ile  $\text{KOİ}$  gideriminin en verimli  $\text{pH}$  aralığı  $2,5\text{-}4$ 'tür. Bununla beraber  $\text{pH}$  değeri  $5$ 'in üzerinde olduğunda giderme verimi azalmaktadır. Koagülasyon ile  $\text{KOİ}$  giderme verimi, demir sülfat dozajının artmasıyla artmıştır. Fakat  $500 \text{ mg/l}$  demir sülfat dozajının üzerinde verim, önemli ölçüde değişmemiştir. Organik maddelerin oksidasyonunda hidrojen peroksit kullanılarak elde edilen verim sadece %45'lik bir verimdir. Koagülasyon ile  $\text{KOİ}$  giderme verimini maksimize eden uygun  $\text{pH}$  oranı  $3\text{-}6$ 'dır. Fakat bu giderim literatür çalışmalarında belirlenen  $6\text{-}9 \text{ pH}$  aralığında elde edilen verimden daha azdır.

Zhang vd (2005), sızıntı suyu arıtımında Fenton prosesi optimizasyonu üzerine çalışmışlardır. Reaksiyon zamanı,  $\text{pH}$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$   $\text{Fe(II)}$  molar oranı, fenton dozajı, ilk  $\text{KOİ}$  konsantrasyonu, besleme modu (sıklığı ve yüksek olan değer), polimer tipi, fenton prosesi verimi üzerine sıcaklığın etkisi gibi işletme şartları araştırılmıştır. Yapılan çalışmalar sonucunda fentonun, sızıntı suyunda yer saha organikleri verimli bir şekilde

degradasyona uğrattığı görülmüştür. Fenton prosesi ilk 30 dakikada çok hızlı devam etmiştir. Sızıntı suyundaki organik maddelerin oksidasyonu pH değerine bağlıdır ve en uygun pH değeri 2,5'tir. Uygun fenton molar oranı 1,5'tir. Bu molar oranında dozaj artarken organik madde giderimi de artmaktadır. Hidrojen peroksit ve demir iyonlarının her ikisinde adım adım eklenmesi hidrojen peroksitin yalnız kullanılmasından daha verimli olmuştur. Çamur çökeltme özellikleri uygun polimerin eklenmesiyle dahada iyileştirilmiştir. Organik madde gideriminde sıcaklık olumlu bir etki sağlamıştır.

Koh vd (2003), Lopez vd (2004), Wang vd (2002) ve Rivas vd (2003) sızıntı sularının arıtımına yönelik olarak sırasıyla fenton prosesini, fotooksidasyon+aktif çamur arıtma sistemini, demir(III) klorür+fotooksidasyon prosesini ve ozonlama+adsorpsiyon yöntemlerini uygulayarak KOİ değerini deşarj limitlerine indirmişlerdir.

Rivas vd (2004) tarafından stabil sızıntı suyuna; Koagülasyon-Flokülasyon + Kimyasal Oksidasyon Prosesi ile arıtım uygulanmıştır. Kısmen stabil sızıntı suyunun sedimentasyon-kimyasal oksidasyon prosesi ile arıtımı araştırılmıştır. Arıtım basamaklarının gerçekleştirilmesi sırasıyla;

- a)** pH azalmasıyla (pH=2) asidik şartlarda koagülasyon-flokülasyon (%25 oranında KOİ giderimi sağlanmıştır, KOİ<sub>0</sub>=7500 ppm)
- b)** pH=3,5'ta (0,01M) Fe (III) eklenmesiyle koagülasyon-flokülasyon (a basamağından sonra b basamağının uygulanmasıyla elde edilen toplam KOİ giderimi %40 oranında olmuştur ).
- c)** Fenton (Fe(III)=0,01 M; H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>=1,0 M) oksidasyonu (a basamağından sonra giderilen toplam KOİ %80 oranında olmuştur).
- d)** pH=3,5'ta fenton oksidasyonuna tabi tutulmuş çıkış suyunun koagülasyon-flokülasyonu (a basamağından sonra toplam % KOİ giderimi %90 olarak elde edilmiştir) şeklinde olmuştur.

Anagiotou vd (1993), BOİ/KOİ oranı 0,108-0,167 arasında değişen yüksek amonyak içeren (ortalama 3300 mg/l NH<sub>4</sub>-N) sızıntı suyunun kimyasal ve biyolojik oksidasyonla arıtılabilirliğini incelemişlerdir. Kimyasal oksidant olarak H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ve katalizör olarak Fe<sup>+2</sup> kullanılmıştır. Biyolojik ve kimyasal oksidasyonun en uygun kombinasyonu, 7 gün biyolojik oksidasyon +1 gün kimyasal oksidasyon +7 gün biyolojik oksidasyon olarak bulunmuştur. Arıtma sonunda KOİ'de %62-73, BOİ'de %98 ve amonyak da %99 giderim verimi elde edilmiştir.

Deng ve Englehardt (2006), son yıllarda konvansiyonel Fenton, Foto-fenton prosesleri ile sızıntı suyu arıtım çalışmalarının, renk ve organik kirletici konsantrasyonlarını verimli bir şekilde giderdiğini ifade etmişlerdir. Koagülasyon ve oksidasyonun her ikisi birlikte sızıntı suyundan organik madde gideriminde önemli bir rol oynamaktadır. Başlangıç pH değeri, fenton dozajı, havalandırma, son pH değeri, sıcaklık ve UV ışını son arıtma verimini etkileyebilmektedir.

Chaturapruek vd (2005), Membran Bioreaktör (MBR) çıkış suyunun ozonlanması üzerine yaptıkları çalışmada orta yaşlı depolama sahası sızıntı sularını kullanmışlardır. MBR çıkış suyunun ozonlanması KOİ, BOİ<sub>5</sub> ve TOK'un azaldığını göstermiştir. 4,2 mgO<sub>3</sub>/mgKOİ<sup>-1</sup> ozon dozu ile %73 oranında KOİ giderimi elde edilmiştir. Ozonlamadan sonra optimum ozon dozunda biyolojik bozunurluk BOİ<sub>5</sub>/KOİ oranı 0,03'ten 0,08'e yükselmiştir. %95'in üzerinde renk giderimi elde edilmiştir. Ozonlanmış sızıntı suyu MBR sisteme verildiğinde KOİ giderimi %78'den %83 değerine yükselmiştir. Ozon tüketimi 6,1'den 3,4 mgO<sub>3</sub>/mgKOİ<sup>-1</sup> giderilen değerine düşmüştür.

Bila vd (2005), Brezilya Rio de Janeiro'da Gramacho Depolama sahasından alınan sızıntı suyu örnekleri üzerinde ozonlama çalışmaları yapmışlardır. Sızıntı suyu yüksek tuzluluk ve düşük biyolojik parçalanabilirliğe (BOİ<sub>5</sub>/KOİ=0,05) sahiptir. İlk olarak fiziko-kimyasal arıtım uygulanmıştır. Biyolojik parçalanabilirliği artırmak üzere ikinci adım olarak ozonlama uygulanmıştır. Son adımda ise biyolojik arıtım kullanılmıştır. Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> kullanılarak uygulanan fiziko-kimyasal arıtım ile %40 oranında KOİ ve %25 oranında DOC giderimi elde edilmiştir. Ozonlama işleminden sonra BOİ<sub>5</sub>/KOİ oranı

0,05'ten 0,3'e yükselmiştir. Ayrıca toksisite ölçümleri sonucunda ozonlama ile büyük oranda toksisite düşüşü olduğu görülmüştür. Litre başına kullanılan 3 g/l ozon dozajı ile kombin arıtım sonucunda toplam %73 oranında KOİ, %63 oranında DOC giderimi elde edilmiştir.

Depolama sahası sızıntı suyunun detoksifikasyonu ve arıtımı üzerine yapılan çalışmada, Rio de Janerio'da yaşlı bir depolama sahası olan Gramacho Metropolitan depolama sahasından alınan sızıntı suyu analiz edilmiştir. Çalışmada önce sızıntı suyu için koagülasyon ve flokülasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Sonra ozonlama ve amonyak sıyırma ile arıtıma devam edilmiştir. Arıtım verimi; amonyum azotu, metaller ve organik madde giderimi (KOİ ve TOK) belirlenerek değerlendirilmiştir. Amonyak sıyırma ile takip edilen koagülasyon ve flokülasyon amonyum tuzu ve toksisite için en verimli arıtma tekniği olarak gösterilmiştir. Ozonlama, KOİ giderimi için nispeten verimli olmuştur. Fakat önemli miktarda toksisite giderimi, yüksek dozlarda ozon kullanıldığında elde edilmiştir (Silva *et al.* 2004).

Sızıntı suyunun verimli bir şekilde arıtımı için fizikokimyasal (koagülasyon/flokülasyon ve ozonlama) metotların uygun kombinasyonunu belirlemek üzere çalışmalar yapılmıştır. Ozonlama ve koagülasyon/flokülasyon proseslerinden ibaret olan bir teknik çalışılmıştır. Stabil/biyolojik ön arıtıma tabi tutulmuş sızıntı suyu için verimli bir arıtım metodu sağlanması amaçlanmıştır. Ozonlama ile başlayan arıtım, koagülasyon-flokülasyon ve ardından tekrar ozonlama ile takip edilmiştir. Yalnız ozonlama ile renk ve organik madde giderimi verimli bir şekilde sonuçlanmıştır. Aynı zamanda 200 mg/l'den daha az bir KOİ değeri elde edilmiştir. Maksimum KOİ giderim oranı (%72'nin üzerinde) sırasıyla 7 mM Fe ve 11 mM Al eklenmesiyle elde edilmiştir. Ön ozonlamayı takip eden koagülasyon/flokülasyon verimli bir arıtım sonucu vermemiştir. Fakat koagülasyon/flokülasyonu takip eden ozonlamanın 180 mg/l'den daha az bir KOİ değerini vermesi, KOİ redüksiyonu için verimli bir proses olduğunu göstermiştir (Ntampou *et al.* 2006).

Ramirez ve Velasquez (2004) organik maddelerin stabil, tuzlu sızıntı suyundan ardışık koagülasyon-ozonlama prosesleri ile taşınımı ve giderimi üzerine çalışmışlardır. Sızıntı suyunun fiziko-kimyasal özelliklerini belirlemek için koagülasyon ve ozonlama, kararlı tuzlu depolama sahası sızıntı suyunda organik madde taşınımı ve sızıntı suyundan organik madde giderimi için alternatif bir proses olarak çalışılmıştır. Demir sülfat ile koagülasyonda sızıntı suyunun rengi %96 oranında ve KOİ değeri de %67'nin üzerinde elde edilmiştir. Kalan %33 oranındaki KOİ miktarı ozonla giderilmiştir. Dirençli organik maddenin ozonla giderimi, sızıntı suyunda bulunan organik bileşikler (aminler, amidler, alkoller, alifatik bileşikler ve karboksilik asitler) ile ozonun düşük reaktivitesinden dolayı reaksiyon kinetiği ile sınırlandırılmıştır. Bununla beraber, ozon organik maddenin direnç karakterini değiştirmeye büyük ölçüde yardım etmektedir. Sızıntı suyu biyolojik bozunurluğu ozonlama ile önemli ölçüde artmaktadır: BOİ<sub>5</sub> değerleri %265'e kadar ulaşmıştır. BOİ<sub>5</sub>/KOİ oranı 0,003'ten 0,015'e yükselmiştir. Ozonlanmış sızıntı suyunun UV analizi göstermiştir ki, dirençli organik maddenin ozonlanmasıyla temel yan ürünler olan hidroksil ve karboksilik gruplar artmıştır.

Hong Kong'taki sızıntı suyunun kimyasal oksidasyon ile takip edilen anaerobik arıtımı üzerine bir çalışma yapılmıştır. Hong Kong'taki depo sızıntı suyu ilk olarak yukarı akışlı anaerobik çamur yatak reaktör (UASB) prosesiyle arıtılmıştır. 37°C'de, pH 7,1-8,5 ve 5,1-6,6 gün hidrolik bekletme zamanında, sızıntı suyunun direncine bağlı olarak 1-2,4 gKOİ/lgün arasında değişen KOİ yükleme oranı için proses, sızıntı suyunda %66-90 oranında KOİ giderimi sağlamıştır. Çıkış suyu, 1440-1910 mgKOİ/l ve 70-91 mgBOİ/l içermektedir. Kalan miktar, 0,053 gVSS/gKOİ<sub>giderilen</sub> ortalama net ağırlıklı biyokütleye dönüştürülmüştür. Oluşan granüller UASB reaktöründe, 0,5-1,5 dakikada verimli bir şekilde çökelmiştir. UASB-Ozonlama Prosesi ile ham sızıntı suyundan 12900 mg/l'tlik KOİ %93 oranında giderilmiştir. UASB-Fenton-Ozonlama Prosesi %99,3 oranında KOİ giderme verimi sağlamıştır. Çıkış suyu sadece 85 mg/l KOİ ve 10 mg/l BOİ<sub>5</sub> içermektedir. 30 dakikalık süre için 300 mg/l H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> eklenmesiyle pH 7-8'de ozonlama oldukça verimli bir şekilde yürütülmüştür. Aynı zamanda ozonlama ile geri kalan organiklerin biyolojik parçalanması önemli ölçüde düzenlenmiştir (Fang *et al.* 2005).

Depo sızıntı suyunda zor ayrışabilir çözünmüş organik maddelerin giderilmesi, ozon ve hidrojenperoksitin yalnız olarak veya UV ışınıyla beraber kullanılması ile sağlanmaktadır. UV ışınının kullanılması durumunda, çoğu organik maddelerin UV ışınına absorbe etmesi ve kimyasal yapısındaki değişiklik nedeniyle oksidasyona dirençli bir yapıya dönüşmesi de söz konusu olabilmektedir. Buna rağmen suda çözünmüş ozon ve peroksit, UV ışını ile hidroksit radikalleri oluşturmakta ve bu OH radikalleri kuvvetli kimyasal oksitleyici olduğu için organik kirleticilerle CO<sub>2</sub> ve H<sub>2</sub>O ile sonuçlanan reaksiyonlar vermektedirler (Yıldız 2000).

Chedly vd (2007), sızıntı suyunun ozon ve ozon/hidrojen peroksit sistemlerle arıtımı üzerine çalışmalar yapmışlardır. Sızıntı sularının yüksek KOİ konsantrasyonuna, düşük biyodegradasyon ve yoğun renk konsantrasyonuna sahip sular olduğunu ifade etmişlerdir. O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> sistem ile sızıntı suyunun biyolojik parçasaabilirliliği 0,1'den 0,7'ye kadar yükselmiştir. İşletme maliyetleri üzerine yapılan tespitler sonucunda O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> sisteminin 2 g/l H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> tüketimi ile yaklaşık olarak 3,1 TND (~2,3 USD)/kg KOİ<sub>giderilen</sub> olarak elde edilmiştir.

Wang vd (2004), yaşlı depolama sahası sızıntı suyunun O<sub>3</sub> ve O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ile arıtımını araştırmışlardır. KOİ değeri 1090 mg/l, BOİ<sub>5</sub> değeri 39 mg/l, renk 1130 TCU, NH<sub>3</sub>-N 455 mg N/l, alkalinite 4030 mg/l CaCO<sub>3</sub> ve pH değeri 8,3 olan sızıntı suyunun yüksek miktarda dirençli organik içerdiği tespit edilmiştir. Sızıntı suyu O<sub>3</sub> ve O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> kullanılarak arıtılmıştır. O<sub>3</sub> ile arıtımda kullanılan sızıntı suyu litresi başına ozon dozajı 1,2-12,5 gO<sub>3</sub>/l sızıntı suyu; O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ile arıtımda ozon dozajı 1,8-13,8 gO<sub>3</sub>/l sızıntı suyu ve 0,63 gH<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/lt sızıntı suyu H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dozu olarak belirlenmiştir. KOİ, BOİ<sub>5</sub>, renk, NH<sub>3</sub>-N, nitrit + nitrat ve alkalinite arıtmadan önce ve sonra ölçülmüştür. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ilavesiyle KOİ ve renk giderim veriminde %5 artış görülmüştür. Oksidasyondan sonra, elde edilen değerler; 3,6 gO<sub>3</sub>/l sızıntı suyu O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> için maksimum BOİ<sub>5</sub> %110 ve 2,6 gO<sub>3</sub>/l sızıntı suyu O<sub>3</sub>/ H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> için %141 olarak elde edilmiştir.

Weichgrebe ve Vogelpohl (1994), Islak kimyasal oksidasyon ile atıksu arıtımı konusunda bir çalışma yapmışlardır. Bir kentsel katı atık depolama sahasından alınan

sızıntı suyu ve bir endüstriyel atıksu, ıslak kimyasal oksidasyon ile arıtılmıştır. En iyi sonuçlar OH<sup>-</sup> radikallerinin oluşumuyla sonuçlanan UV analizi ile elde edilmiştir. Ozon kullanılsaydı, kütle transferi degradasyon reaksiyonlarında sınır basamak olacaktı. Hidrojen peroksitin özgül tüketimi azaltılmıştır. Saf oksijen veya hava atıksuya disperse edildiğinde optimum şartlarda sırasıyla 3 ve 5 saatte, sızıntı suyu ve endüstriyel atıksu KOİ değeri %90 oranında azaltılabilmektedir.

Gebhardt (1990) laboratuvarlarda yapılan deneylerde, UV ışınlarının organik maddelerin oksidasyonu ile KOİ ve AOX gideriminde verimi artırdığını belirtmiştir (Yıldız 2000). UV ışınının etkisiyle arıtım %40-50'den %80-90'a kadar artmaktadır. Bastwold depolama sahasında yapılan oksidasyon deneylerinde (UV/Ozonlama) kullanılarak biyolojik arıtımla birlikte elde edilen değerler Çizelge 4.6'da verilmiştir (Yıldız 2000).

**Çizelge 4.6.** Bastwold Depolama Sahasında Elde Edilen Arıtım Verimleri (Gebhardt 1990)

| Parametre                | Giriş | Biyolojik Arıtım | UV/Ozon |
|--------------------------|-------|------------------|---------|
| KOİ(mg/l)                | 2300  | 600              | 300     |
| BOİ <sub>5</sub> (mg/l)  | 300   | 20               | 100     |
| NH <sub>4</sub> -N(mg/l) | 600   | 10               | 10      |
| AOX (mg/l)               | 1500  | 1100             | 400     |

Steensen (1998), kimyasal oksidasyon ile sızıntı suyu arıtımı üzerine yaptığı çalışmada, Hidrojen peroksit/UV, ozon ve ozon/sabit yatak katalist prosesleri üç biyolojik ön arıtmılı sızıntı suyunu arındırmak için kullanmıştır. Tüm proseslerde yeterli arıtma seviyeleri elde edilmiştir. Bununla beraber, hidrojen peroksit/UV prosesi ile gerek duyulan enerji tüketiminin en büyük olduğu tespit edilmiştir. Kimyasal oksidasyon biyolojik arıtımla birlikte kullanıldığı takdirde, azalan oksidant tüketimine karşın su kalitesinin artacağı sonucuna varılmıştır.

Shu vd (2006), UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> fotoreaktör kullanarak sızıntı suyunu arıtmışlardır. UV dozajı, hidrojen peroksit konsantrasyonu ve sızıntı suyu direnci ölçülerek değerlendirilmiştir.



Sızıntı suyunun 300 dakikada arıtımı sonucunda KOİ ve renk giderme verimleri %72 ve %65 olarak elde edilmiştir. Sızıntı suyunun 120 dakikalık arıtımı sonucunda %87 oranında KOİ ve %91 oranında renk giderilebilmiştir. Deney sonuçlarından bu çalışmadaki UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> prosesinin sızıntı suyu arıtımı için etkili ve verimli bir ön arıtım teknolojisi olduğu belirlenmiştir.

Sızıntı suyunun elektro-fenton oksidasyonu ve ardışık kesikli reaktör (AKR) ile arıtımı üzerine yapılan çalışmada, yaşlı depolama sahası sızıntı suyu arıtımı için kombin kimyasal ve biyolojik yöntemler incelenmiştir. Sızıntı suyundaki dirençli organik ve inorganik bileşiklerin büyük bir kısmının yüksek verimle giderilebildiği tespit edilmiştir. Kombin arıtma sisteminin baştan sona iyi bir performans göstermesi için, her arıtım ünitesi için optimum işletme şartları belirlenmiştir. Optimum işletme şartları sızıntı suyu için verimli ve ekonomik bir arıtım sağlamaktadır (Lin and Chang 2000).

Zhang vd (2006), yaptıkları çalışmada Elektro-fenton metodu ile sızıntı suyundan KOİ gidermek amacıyla kesikli elektrolitik bir reaktör kullanmışlardır. Reaksiyon zamanı, elektrotlar arasındaki mesafe, elektrik akımı, fenton molar oranı, fenton dozajı ve E-fenton prosesinin verimi gibi işletme şartları araştırılmıştır. Yapılan çalışmalar E-fenton metodunun, sızıntı suyunda bulunan organik maddeleri verimli bir şekilde parçaladığını göstermiştir. %7'nin üzerinde bir KOİ giderme verimi sağlanmıştır. KOİ giderme verimi artan akım ile artmıştır. Fenton dozajı artarken organik madde giderme verimi de artmıştır. Elektrolitik reaktöre sadece hidrojen peroksit uygulandığında KOİ'nin yalnızca %65'i giderilmiştir. Demir iyonunun kullanılmasıyla KOİ giderimi devam etmiştir. Sabit hidrojen peroksit dozajında demir iyonu miktarının artması ile KOİ giderme verimi artmıştır. 0,038 mol/l demir iyonu konsantrasyonunda KOİ giderme verimi en yüksek değerine ulaşmıştır. Fe iyonu konsantrasyonu 0,038 mol/l'den daha fazla olduğunda KOİ giderimi azalmıştır. Adım adım veya sürekli hidrojen peroksit eklenmesi, hidrojen peroksitin tek bir basamakta eklenmesinden daha etkili olmuştur. E-fenton yöntemi, fenton ve elektrokimyasal yöntemin ayrı ayrı kullanılmasıyla elde edilen toplam KOİ gideriminden daha yüksek KOİ giderimi sağlamıştır.

Kaur vd (2005), sızıntı suyu arıtımı için elektrokimyasal oksidasyon prosesinin geliştirilmesi üzerine çalışmışlardır. Depo sızıntı suyunun elektrokimyasal oksidasyonu, başarıyla gerçekleştirilmiştir. KOİ'de %58 oranında bir giderme verimi elde edilmiştir ve amonyak tamamen giderilmiştir.

Cabeza vd (2007), sızıntı suyundan elektrokimyasal oksidasyon ile amonyak gideriminin uygunluğunu araştırılmışlardır. Uygulanan mevcut yoğunluğun ( $15-90 \text{ Macm}^{-2}$ ) etkileri ve başlangıç klor konsantrasyonu deneysel olarak tespit edilmiştir. 360 dakika sonunda toplam amonyak giderimi tespit edilmiştir ve başlangıç amonyum-azotunun yarısı nitrata okside olmuştur. Klor ilavesi ile  $\text{N-NO}_3^-$ 'e dönüşen  $\text{N-NH}_4^+$  azalmıştır.

Veli vd (2008), sızıntı suyunun kimyasal ve elektro-koagülasyon ile arıtımı üzerine yaptıkları çalışmada L1 ve L2 olarak ifade ettikleri sızıntı suyunu kullanmışlardır. Kimyasal ve elektrokoagülasyon ile sızıntı suyundan KOİ, toplam organik karbon (TOK) ve renk giderimi araştırılmıştır. En iyi giderim verimi KOİ parametresinde elde edilmiştir. Elektrot maddesi olarak  $\text{Fe}^{2+}$  kullanıldığında, L1 çözeltisi için elektro-koagülasyon metodu ile %87 oranında ve L2 çözeltisinde %90 oranında giderim sağlanmıştır. Elektrot maddesi olarak  $\text{Al}^{3+}$  kullanıldığında, L1 için %86 ve L2 için %99 oranında giderim verimi elde edilmiştir.  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  ve  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$  kimyasal koagülantlar sızıntı suyu arıtımında kullanılmıştır. Sonuçlar elektro-koagülasyonun verimli bir arıtma alternatifi olduğunu göstermiştir.

Pt katalist destekli aktif karbon üzerinde fenol ve amonyak içeren sızıntı sularının ıslak hava oksidasyonu üzerine çalışmalar yapılmıştır. Sıvı fazda ıslak hava oksidasyon prosesi kullanılarak atıksudan amonyak ve organik kirleticinin eş zamanlı giderimi için, Aktif karbon (AC) üzerindeki soy metal katalistleri (Pt/AC ve Ru/AC) ve temel metal katalistleri (Cu/AC, CoMo/AC, Mo/AC, Mn/AC, Ru/ $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) kullanılmıştır. Pt(opt)/AC, sırasıyla 5,6 ve 12 başlangıç pH değerlerinde,  $200^\circ\text{C}$ 'de %52 ve %88 oranında amonyak giderimi sağlanmıştır. Deney sonuçları göstermiştir ki; Pt/AC katalisti,  $1500 \text{ mg/l}$ 'nin üzerinde amonyak ve  $8000 \text{ mg/l}$ 'nin üzerinde KOİ içeren yüksek oranda kirli

atıksulardan amonyağı %50'nin üzerinde, fenolü yaklaşık olarak %100 oranında gidermiştir (Cao *et al.* 2003).

İleri oksidasyon prosesleri (AOP) kullanılarak yaşlı depolama sahası sızıntı suyunun biyolojik degradasyonu üzerine araştırmalar yapılmıştır. Bu çalışmada,  $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$  ve  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$  sistemleri olmak üzere iki oksidasyon prosesi kullanılmıştır. Uygun deneysel şartlarda, (Foto-fenton sistem için 2000 mg/l  $\text{H}_2\text{O}_2$  ve 10 mg/l  $\text{Fe}^{2+}$  ve  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$  sistemi için 3000 mg/l  $\text{H}_2\text{O}_2$ ) her iki yöntem de KOİ, TOK ve rengin kısmen giderimi için uygunluk göstermiştir. BOİ<sub>5</sub>/KOİ oranı 0,13 değerinden 0,37 ve 0,42'ye yükselmiştir (De Morais and Zamora 2005).

Wenzel vd (1999), ince film fotoreaktör kullanarak sızıntı suyundaki kirleticilerin parçalanabilirliği ve TOK giderimini belirlemişlerdir. Bu çalışmada,  $\text{UV}/\text{O}_3$ ,  $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$  ve  $\text{UV}/\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  gibi ileri oksidasyon prosesleri (AOP) kullanılarak yüksek iyonik mukavemete sahip atıksuların arıtımı için pilot bir tesis sağlanmıştır. Atık deposunun yüksek konsantrasyonlarda klorlanmış fenol, poliaromatik hidrokarbonlar, poliklorlanmış bifeniller ve poliklorlanmış dibenzo-p-dioksinler ve dibenzo-p-furanlar gibi toksik bileşikler içeren sızıntı suyu arıtılmıştır.  $\text{UV}/\text{O}_3$  uygulaması sonucunda sızıntı suyu arıtımı için verimli sonuçlar elde edilmiştir. Fenoller ve hidrokarbonların her ikisi içinde %100 parçahama oranı, bifeniller için %23-96, dioksin ve furanlar içinde en az %74 oranında giderme verimi elde edilmiştir.

Slomczynska vd (2004), ileri oksidasyon prosesleri (AOPs)'nin (Ozon ve ozon/hidrojen peroksit ile oksidasyon) sızıntı suyu toksisitesi üzerine etkisini araştırmışlardır.  $\text{FeCl}_3$  kullanılarak yapılan koagülasyon işlemi ile sızıntı suyunun ön arıtımının organik bileşiklerin konsantrasyonuna bağlı olduğu sonucuna varılmıştır.  $\text{O}_3$  ve  $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  ile oksidasyonun kullanımını içeren koagülasyon işleminden sonraki ön arıtım sızıntı suyu toksisitesinin azalmasına önemli bir etki sağlamamıştır.

Lei vd (2007), ardışık ARB (aged-refuse bioreaktör) reaktör kullanarak Çin Shanghai'deki Laogang depolama sahası sızıntı sularını arıtmışlardır. Ardışık bioreaktör

sistem ile arıtılmış sızıntı suyunda giderim değerleri KOİ, BOİ, TOK, toplam azot (TN) ve amonyak azotu (NH<sub>3</sub>-N) için sırasıyla %98,5; %99,9; %98,0; %64,2 ve %99,9 oranları elde edilmiştir.

Depo sızıntı suyunun termal arıtımı ve emisyon kontrolü üzerine yapılan çalışmada, depolama sahası sızıntı suyunun termal arıtımı için uygun bir sistem geliştirilmiştir. Bu çalışmanın başlangıç fazında, tanımlanan çalışmaların her ikisinde depolanan atık ve oluşan sızıntı suyu için yapılmıştır. Sızıntı suyunun termal arıtımı için çift-faz likit atık yakma sistemi ve yeni pilot-ölçek yakma sistemi olmak üzere iki farklı çöp yakma sistemi test edilmiştir. Diğer yandan, çift-faz likit atık yakma sisteminin test periyodu boyunca kullanılan deneysel data, akışkan yatak çöp fırını yanma ürünlerinin kısmen oksidasyonunun yeterli şekilde tamamlanması için ekstra bir ünite sağlandığını ve organiklerin başlangıçtaki çöp fırınından taşındığını göstermiştir. Bu nedenle daha düşük gaz emisyonları not edilmiştir. Na, Ca ve K'un yüksek konsantrasyonlarından dolayı bağlanma (çimentolaşma) meydana gelmiştir. Termal proseslerin esnekliği göz önünde tutularak çalışma sonlandırılmıştır. Sızıntı suyunun termal arıtımı birçok depolama sahasına ek olarak, İstanbul Odayeri depolama sahası için de başarılı bir şekilde uygulanmıştır (Atabarut ve Ekinci 2006).

#### **4.1.2.3. İyon değiştirme**

Düşük kirlilikteki (zayıf) atık sularda uygulanan iyon değiştirme yöntemiyle KOİ ve TOK giderimi kesikli ve sürekli işlemlerde %10-70 arasında değişmektedir. Organik maddelerin iyon değiştirme ile giderilebilmesi organik maddenin cinsine bağlıdır. Genç depo sahası sızıntı suyunda fazla miktarda bulunan düşük moleküler ağırlıklı organik maddelerin gideriminde iyon değiştirme yöntemi ile iyi verim sağlanamamaktadır. Buna karşın aerobik biyolojik arıtma sistemi çıkışındaki suya uygulanan iyon değiştirme ile çok iyi KOİ giderim verimi elde edilmektedir (Yıldız 2000).

Toprak alkali metallerin ( $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$  ve  $Mg^{2+}$ ) iyon değiştirme yöntemiyle giderilmesi zor olmaktadır (Yıldız 2000). McBean vd (1995), laboratuvar ölçekli iyon değiştirme deney kolonlarında bu iyonların %95 oranında tutulduğunu ifade etmişlerdir.

Fernandez vd (2005), iyon değişimi ile inorganik endüstriyel atık sızıntı suyundan Cd ve Zn'nun giderimi üzerine çalışmalar yapmışlardır. Amberlite IRC 718 her iki metal içinde kesikli deneylerde daha yüksek giderim göstermiştir. Cd için %50, Zn için %93 oranında verim elde edilmiştir. Bu maddeyi kullanarak deney kolonunda 500 ton yatak hacimli sızıntı suyu arıtılmıştır. Cd ve Zn konsantrasyonları sırasıyla 18 mg/dm<sup>3</sup>'den 1,0 mg/dm<sup>3</sup>'e dşrlmştir. Doygun yatağın yenilenmesi 11 BV 2 M HCl ile elde edilmiştir.

İyon değiştirici reçine ile sızıntı suyu arıtımı üzerine yapılan çalışmada, bir katyon-değiştirici reçine kullanarak nikel kloritle atıksudan nikel iyonlarının giderimi, bir karıştırmalı tank reaktöründe gerçekleştirilmiştir. Sonuçlar göstermiştir ki MTC (kütle tranfer katsayısı), sıcaklık ve karıştırma derecesinin artmasıyla artmakta ve nikel iyonu konsantrasyonunun artmasıyla azalmaktadır. Yine sonuçlara göre; güçlü bir katyon-değiştirici reçine kullanma, reaktörde nikel iyon giderimi için atıksu arıtımında verimli bir teknik olmaktadır. Nikel iyonu giderim oranı %88,5 olarak elde edilmiştir (Elshazly and Konsowa 2003).

#### 4.1.2.4. Aktif karbonla adsorpsiyon

Düşük kirlilik içeren atık sulardaki organik kirleticileri arıtmada yıllardan beri başarıyla uygulanan bu yöntem fiziksel kuvvet etkisine dayanmaktadır. Kullanılan katı maddelerin adsorpsiyon kabiliyeti, yüzeylerin büyüklüğüne ve atıksuyun karbonlu organik madde içeriğine bağlıdır. Adsorpsiyon kabiliyeti adsorplanan madde ile adsorplayacak aktif karbon arasındaki oranı gösterir. Kullanılan katı maddelerin adsorpsiyon kabiliyeti, yüzeylerinin büyüklüğü ve atık suyun karbonlu organik madde içeriğine bağlıdır. Karbonlu madde içeriği ne kadar fazla ise kullanılan malzeme o kadar çabuk doycaktır (Yıldız 2000).

Karbon adsorpsiyonu ile organik madde giderimi, yumaklaştırma ve çöktürme ile giderim veriminden daha yüksektir. Genç depo sızıntı sularında serbest uçucu yağlı asitlerden dolayı TOK gideriminde karbon adsorpsiyonunun verimi düşüktür. Biyolojik olarak giderimi zor olan organiklerin, solventlerin, pestisitlerin, humik asitlerin gideriminde yüksek verim elde edilmektedir. Bu nedenle karbon adsorpsiyonu yaşlı depo sızıntı sularında KOİ gideriminde kullanılmakta ve çıkış suyundaki KOİ 0-100 mg/l'ye kadar düşmektedir. Toz halinde aktif karbon kullanılması durumunda KOİ giderimi %34-85 oranında ve aktif karbonun kolon içinde kullanılması durumunda ise KOİ giderimi %59-94 oranında olmuştur (Yıldız 2000).

Chian ve De Walle (1977a, b), KOİ/TOK oranı 2,9 olan sızıntı suyunun arıtımında başlangıçta TOK giderimi %70 iken reaktör hacminin 140 katı sızıntı suyu geçirilmesinden sonra TOK gideriminin %13'e düşmekte olduğunu belirtmişlerdir. Bu da açık olarak göstermektedir ki yüksek miktarda aktif karbon gerektiğinden aktif karbon yöntemi ile sızıntı suyunun arıtımı uygun olmamaktadır.

Sızıntı sularındaki metal ve organik maddelerin adsorpsiyonu aktif karbon ve çürümüş bitki ile denenmiştir. Aktif karbon, toz ve granül olarak birçok çalışmada kullanılmıştır. Literatürdeki değerlendirmeler genellikle biyolojik ve kimyasal olarak arıtılmış sızıntı sularında yapılmıştır. Biyolojik arıtma çıkış suları 200-800 mg/l KOİ değerlerinde iken kimyasal arıtma çıkış suları 2000-3000 mg/l KOİ değerlerine ulaşmaktadır. Sürekli akışlı sistemlerde 1-15 dakikalık bekletme sürelerinde KOİ ve TOK giderimi %30-70'e ulaşmaktadır. Giderme verimleri kimyasal ön arıtma görmüş sularda biyolojik olarak arıtılmış sulara oranla daha düşük kalmaktadır (Yıldız 2000).

Freundlich izotermi sızıntı suyu arıtımında en anlamlı kullanılabilirliğe sahip adsorpsiyon karakteristiği olarak görülmüştür (Ehrig 1989). Toz haldeki aktif karbon yukarı akışlı ve düşük bekletmeli reaktörlerde tercih edilirken, granüler aktif karbon, uzun temas süreli sabit yataklı reaktörlerde kullanılmaktadır ve benzer tesislerde rejenere edilmektedirler. Ticari olarak pazarlanan çok sayıda aktif karbon tipi olması ve sızıntı sularındaki organik yüklerin farklılığı nedeniyle adsorpsiyon verimliliği

laboratuvar deneylerinde belirlenmekte ve buradan tahmin edilen değerler tesise uygulanmaktadır. Laboratuvar ve yüksek teknolojik tesislerde yapılan çalışmalar sonucunda karıştırmalı reaktörlerdeki toz karbonun, granüler olanlara göre daha iyi sonuçlar sağladığı belirtilmiştir (Ehrig 1989).

Rodriguez vd (2004), adsorpsiyon ile sızıntı suyundan biyolojik parçalanabilirliği zor olan organik maddenin giderimi üzerine çalışmışlardır. Anaerobik parçalanma (kısmen) tamamlandığında depolama sahasından alınan sızıntı suyu geri devir ettirilmiştir. Geri devirden sonra, katı atığın yeni bir yükü eklenmiştir ve 2 yeni geri devir gerçekleştirilmiştir. Anaerobik plot tesisinde geri devir ettirilen 3 sızıntı suyunun organik yükü 5108, 3782 ve 2560 mg/l'den 1500-1600 mg/l'ye dşmştir. KOİ'nin benzer değerleri, sızıntı suyunun ultrafiltrasyonla takip edilen basınçlı anoksik-aerobik proses ile arıtılması sonucu elde edilmiştir. Geri devirden sonra fizikokimyasal arıtım ile KOİ değerinin azalması sağlanmıştır. Sızıntı suyunun pH değeri humik fraksiyonunu çöktürmek için 1,5 değerine dşrlmştir. Sızıntı suyu sıvı aktif karbon, XAD-8, XAD-4 ve IR-120 gibi farklı reçineler ile arıtılmıştır. Aktif karbon ile en yüksek adsorplama verimi elde edilmiştir.

Bir literatür incelemesi kireçtaşının; Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Cr, Fe ve Mn gibi ağır metallerin gideriminde etkili olduğunu göstermiştir. Giderme verimi %90'ın üzerinde bulunmuştur. Bununla beraber, çalışmaların çoğu sentetik atıksular üzerinde yoğunlaşmıştır. Malezya Penang'ta yer saha Pulau Burung depolama sahasındaki yarı aerobik sızıntı suyundan toplam demiri azaltmak için kireçtaşının uygunluğunu araştırmak üzere mevcut çalışma yapılmıştır. Depolama sahasındaki demir önemli miktarlarda bulunmuştur. Metal yükleme 0,5 kg/m<sup>3</sup>gün'ün altında tutulmuştur. Deney 30 gün çalışmıştır. Başlangıç sonuçları 12,2 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>gün yüzey yükleme değerinde ve 57,8 dakika bekletme süresinde sızıntı suyundan %90 oranında Fe giderilebildiğini göstermiştir. Demir izotermi üzerinde kesikli çalışma için sonuçlar kireçtaşının sızıntı suyu arıtımı için yararlı ve nispeten ucuz bir arıtım alternatifini olduğunu göstermiştir. Kireçtaşının, su ve atıksulardan metal gideriminde etkili olduğu ispat edilmiştir (Aziz vd 2004).

Schreier ve Reinhard (2003), klorlanmış organik bileşiklerin tamponlu su ve depolama sahasındaki sızıntı suyundan demirle ve manganez tozları ile giderimi üzerine incelemeler yapmışlardır. Serbest oksijen varlığında, tetrakloroetilen 50°C’de ve 20 günlük yarılanma süresinde tamponlu su (pH=7) ile taşınmıştır. Hem basınçlı kapta tamponlu su içinde hemde 2 basınçsız kapta depolama sahası sızıntı suyunda, 1-1-1-trikloroetan, 1-1-dikloroetilen ve tetrakloroetilen oda sıcaklığında demir ile taşınmıştır. Giderme yöntemi ve giderme verimleri her iki durum içinde aynı olmuştur. Aynı zamanda diklorometan, 1-1-dikloroetan ve 1-4-diklorobenzen de test edilmiştir. Fakat her iki sistemden de bu maddeler giderilememiştir.

Rivas vd (2003), kararlı sızıntı suyunun ozon-aktif karbon ile arıtımı üzerine çalışmalar yürütmüşlerdir. Kararlı sızıntı suyu arıtımı için ozon, ön oksidasyon basamağı olarak kullanılmıştır. Bazı atıksu kalite parametrelerinin değişimi 1 saatlik ozonlamadan sonra sabit bir hale gelmiştir. %30 oranında KOİ azalması gerçekleşmiştir. Degradasyona uğramış KOİ gramı başına ozonun kullanma aralığı 1,3-1,5 g olarak hesaplanmıştır. Ozonun optimum dozu atıksuyun biodegradabilitesi bakımından analiz edilmiştir. Ozonun giriş konsantrasyonu 1,10-3 mol/l olup 50 l/h’lık debi değerinde 60 dakikalık arıtım uygulanmıştır. Ozonlanmış atıksu, aktif karbon kullanılarak ikinci bir arıtım basamağında adsorbsiyon ile arıtılmıştır. 30 g/l dozunda adsorbent kullanılarak yaklaşık 120 saat sürede %90’ın üzerinde bir KOİ verimi elde edilmiştir.

Ozon ve Granular Aktif Karbon (GAC) adsorpsiyonu kullanarak kararlı sızıntı suyundan dirençli bileşiklerin degradasyonu üzerine çalışmalar yapılmıştır. Hong Kong’taki NENT depolama sahasından alınan ham sızıntı suyu için ozonun yalnız ve/veya GAC adsorbsiyonu ile arıtım performanslarını araştırmak için laboratuvar çalışmaları yapılmıştır. Ozon dozu ve pH bakımından, ozon-GAC adsorpsiyonu ve yalnız ozonlama kullanılarak KOİ ve/veya NH<sub>3</sub>-N giderimi değerlendirilmiş ve yapılan bazı çalışmalardaki diğer fiziko-kimyasal arıtmalarla karşılaştırılmıştır. Ozon ve GAC kullanılarak KOİ ve/veya NH<sub>3</sub>-N için sırasıyla 8000 ve 2620 mg/l konsantrasyonlarına sahip sızıntı suyu, sadece ozonlama sonucunda elde edilen değerlerle (KOİ: %35; NH<sub>3</sub>-N: %50) karşılaştırıldığında daha yüksek giderim verimine (KOİ: %86 ve/veya NH<sub>3</sub>-N:



%92) sahiptir. Arıtımı tamamlanan sızıntı suyundan elde edilen verim, sadece ozon kullanılarak elde edilen verimden daha fazla olsada sonuçlar göstermiştir ki; deşarj suyu 200 mg/l'den daha az KOİ limit değerini ve 5 mg/l'den daha az NH<sub>3</sub>-N deşarj standardını sağlayamamıştır. Bu nedenle sızıntı suyu degradasyonunu tamamlamak için ilave biyolojik arıtıma ihtiyaç duyulmuştur (Kurniawan *et al.* 2006).

Fettig vd (1996), ön ozonlama ve aktif karbon kolonlarında adsorpsiyon ile sızıntı suyu arıtımı üzerine çalışmalar yapmışlardır. Adsorpsiyon analizleri vasıtasıyla elde edilen izoterm verisi göstermiştir ki; adsorplanamayan kısımlar ve az adsorplanan türler ön oksidasyondan sonra artmıştır. Sonuç olarak, sabit yatak adsorpsiyon prosesinde karbon kapasitesi, ön oksidasyona uğramış sızıntı suyu için daha az önem teşkil etmektedir. Bu sonuç kolon deneylerinden verilerle geçerli hale getirilmiştir. Ön oksidasyon uygulanmadığında, homojen yüzey difüzyon modeli ile sızıntı suyu arıtımı için tipik işletme koşulları altında girişim eğrileri oldukça iyi tahmin edilebilmiştir. Ön ozonlamadan sonra yaklaşık %40 oranında ksaha organik madde parçsahaabilmektedir. Veri değerlendirmesi biyodegradasyonun, aktif karbon yatakları içinde meydana geldiğini göstermiştir. Bu nedenle aktif karbon kolonlarında ozonlanmış sızıntı suyunun toplam giderimi adsorpsiyon prosesi ile elde edilen giderimden daha yüksek olmuştur.

Pala ve Erden (2004), kentsel biyolojik arıtma sistemine deşarj edilen sızıntı suyunun kimyasal ön arıtımı üzerine yaptıkları çalışmada İzmir Harmandalı Depolama Sahası'ndan alınan sızıntı suyunda KOİ ve renk giderim verimlerini belirlemek üzere kimyasal arıtım uygulamışlardır. Maksimum giderim verimi KOİ için %79, renk için %98 olarak bulunmuştur. 4600 mg/l'lik optimum organik flokülant dozunda KOİ ve renk giderim verimleri sırasıyla %60-65 ve %82-93 olarak elde edilmiştir.

Toddington vd (2005), yaptıkları çalışmada PAC ile %70 oranında KOİ ve %100 oranında amonyak giderimi sağlamışlardır.

Çeçen vd (2003) tarafından yapılan bir çalışmada; toz aktif karbon yöntemi ile ayrışamayan KOİ'nin büyük bir kısmının giderildiği belirtilmiştir.

Pandey vd (2002), sızıntı sularındaki toksik metallerin giderimi için hümik asit içeren kalsiyum alginat tanelerini kullanmışlardır. Cd, Cu, Cr, Ni, Mn, Zn ve Fe içeren sızıntı suyu analiz edilmiştir. Sızıntı suyunda önemli miktarlarda Ni, Mn, Fe ve Zn bulunmuştur. Analiz edilen sızıntı suyu hümik asitle ve hümik asitsiz olarak kalsiyum alginat parçacıklı kolonların içinden geçirilmiştir. Adsorpsiyondan sonra farklı fraksiyonlarda ve partiküllerde toplanan çeşitli metallerin konsantrasyonları ölçülmüştür. Kaydedilen veriler; sızıntı suyundan metal giderimi için, hümik asit içeren kalsiyum alginat parçalarının daha verimli olduğuna dikkat çekmiştir.

Horan vd (1997), granüler aktif karbon dolgulu biyolojik akışkan yataklı proses kullanarak 800-2700 mg/l KOİ, 220-800 mg/l NH<sub>4</sub>-N içeren sızıntı sularının arıtılabilirliğini incelemişlerdir. Atıksuyu reaktöre vermeden önce metal giderimi amacıyla kireçle ön arıtma uygulanmıştır. İki adet aynı tipte reaktör seri halde işletilmiştir. Birincisinde organik madde, ikincisinde amonyak giderimi amaçlanmıştır. Organik yükleme hızı 1,56 kgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/m<sup>3</sup>gün değerinde, reaktörler amonyağın %70'ini, KOİ'nin %60'ını, BOİ<sub>5</sub>'in tamamını gidermiştir. 0,71 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/m<sup>3</sup>gün organik yüklemede amonyağın %90'ı giderilirken KOİ giderimi değişmemiştir.

#### 4.1.2.5. Membran filtrasyon yöntemi

Membranlar genel olarak;

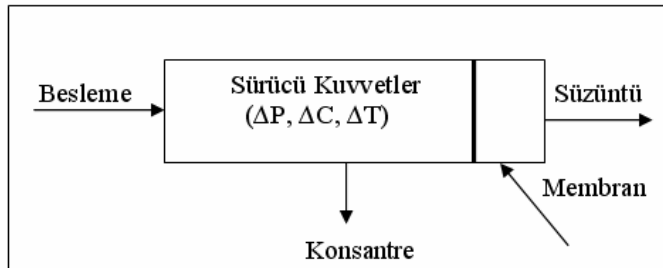
- Sıvılardan ve gazlardan mikron
- Sadece iyonik türlerin ayrırımı
- Sıvılardan kolloidlerin ve büyük ölçekli moleküllerin ayrırımı
- Sıvılardan bütün askıda katı veya çözünmüş maddelerin ayrırımı
- Konsantre çözelti elde etmek

amacıyla kullanılmaktadırlar (Bilstad 1997).

Membran proseslerin düzenli depolama sahaları sızıntı sularının arıtılmasında kullanılmasının birçok avantajı vardır. Membran prosesler yüksek basınç uygulanarak çalıştırılmaktadırlar. Bu da yüksek oranda enerji kullanımını gerektirmektedir.

Kullanılacak olan enerji, düzenli depolama sahalarında toplanan gaz, elektrik enerjisine dönüştürülerek temin edilebilir. Oluşan konsantre akımının uzaklaştırılması problem teşkil etmektedir. Oluşan konsantre akım, düzenli depolama sahasına geri devir ettirilerek, uzaklaştırma problemi ortadan kalkmaktadır. Henigin (1993)'e göre yapılan çalışmalar, geri devir ettirilen konsantre akımının, oluşan sızıntı suyunun karakteristiği üzerinde herhangi bir etkisinin olmadığını göstermiştir (Yıldız 2000). Bunun yanında, düzenli depolama sahasında biyolojik aktiviteyi artırması gibi olumlu etkisi olduğu tespit edilmiştir (Yıldız 2000).

Ayrırma işleminde, besleme çözeltisi sürücü kuvvetlerin ( $\Delta P$ ,  $\Delta C$ ,  $\Delta T$ ) etkisiyle membran yüzeyinden süzülerek membranın diğer tarafına geçmektedir. Membrandan geçen akım sızıntı akımı, geçemeyen akım ise konsantre akım olarak adlandırılmaktadır. Şekil 4. 3'de bu akımların şematik gösterimi verilmiştir (Topacık 2006).



**Şekil 4.3.** Membran Giriş ve Çıkış Akımları (Topacık 2006)

Sızıntı suyu membran üzerindeki deliklerden geçerken içinde bulunan çözünmüş ve partiküler maddeleri membran yüzeyinde bırakır. Konsantre akım, membrandan geçemeyen maddeleri taşır ve membran yüzeyinden uzaklaştırır (Topacık 2006).

Konsantre akımın ve süzüntü akımının karakteristiği, membran tipine, membran malzemesine ve membran üretim amacına bağlıdır (Topacık 2006).

Membranların performansı, akı miktarına, membranların seçiciliğine veya alıkoyma özelliğine bağlıdır. Akı, birim zamanda membranın birim sahaından geçen akım

miktardır. Membranın seçiciliği, membrandan geçenlerin ölçüsü, alıkoyma ise membrandan geçemeyen kısmın ölçüsüdür. İdeal bir membranda, akı miktarı ve seçicilik yüksektir (Topacık 2006).

Membran proseslerde prosesin verimine etki eden faktörler; besleme suyu hızı, besleme suyunun çözünmüş ve partiküler madde konsantrasyonu, çözünmüş maddelerin cinsi, basınç ( $\Delta P$ ), sıcaklık ( $\Delta T$ ) ve pH'dır (Topacık 2006).

Membran proseslerde ayırma membranın fiziksel veya kimyasal yapısına bağlı olarak önemli ölçüde değişmektedir. Arıtılabilirlik, membran tipi veya sıvı özelliğine bağlıdır (Topacık 2006).

Williams ve Bhattacharyya (1990) ideal bir membranın, kimyasal ve mikrobiyolojik etkilere karşı dirençli, uzun çalışma sürelerinde arıtma verimi ve mekanik karakteristiklerinin değişmez olması gerektiğini ifade etmişlerdir.

Mulder (1991) membranların tıkanmaya karşı direnci ve tıkanmadan sonra kolay temizlenebilme özelliğinin membran seçiminde önemli bir faktör olduğunu ifade etmiştir.

Membranlarda arıtma işlemi sürücü kuvvetlerin etkisi ile gerçekleştirilmektedir. Sürücü kuvvetler, akımın membranın bir tarafından diğer tarafına geçmesini sağlarlar. Ters osmoz, nanofiltrasyon, ultrafiltrasyon ve mikrofiltrasyonda basınç en önemli sürücü kuvvettir (Topacık 2006).

Pusch (1986), membran proseslerde sürücü kuvvetlerin basınç, sıcaklık ve konsantrasyon farklarıyla ilgili olduğunu, geri dönüş oranı yüksek olan membranlarda sürücü kuvvetlerin akı miktarına etkisinin az ve membran sülfonik asit veya karboksilik asit gibi sabit yüklü iyonlardan oluşuyorsa yüksek tuzlu su arıtımının gerçekleştiğini belirtmiştir. Membran prosesler dört gruba ayrılmaktadır (Topacık 2006):

- Mikrofiltrasyon (MF)
- Ultrafiltrasyon (UF)
- Nanofiltrasyon (NF)
- Ters ozmos (RO)

**Mikrofiltrasyon**, makro moleküllerin membrandan geçmesine izin verirken 100 µm boyutundan büyük partiküllerin membrandan geçmesini engeller. Mikrofiltrasyonda akım membran yüzeyine paralel olarak uygulanır. Membrandan geçemeyen konsantrenin bir kısmı membran üzerinde birikir ve membran yüzeyinde direnç artar. Membranın filtrasyon verimi azaldığı zaman, membran temizlenmeli veya değiştirilmelidir. Mikrofiltrasyon membranlarını temizlemek güç, pahalı ve verimsiz olduğundan, genellikle değiştirilmektedir (Topacık 2006).

Zhang vd (2006a) yaptıkları çalışmada Bei Shenshu Depolama Sahasındaki sızıntı suyunda bulunan organiklerin moleküler ağırlık (MW) dağılımlarını ve membranlardan geçişlerini belirlemişlerdir. Sonuçlar sızıntı suyundaki aromatiklerin, 2500'den küçük molekül ağırlıklı organiklerle ilgili olduğunu göstermiştir. Aslında toplam organikler karşılaştırmalı olarak dağılmıştır. Membran arıtım proseslerinin verimli bir şekilde uygun organikleri giderebildiği sonucuna varılmıştır.

**Ultrafiltrasyon**, membran proseslerin fonksiyon dağılımında mikrofiltrasyon ile ters osmoz arasında kalır. Ultrafiltrasyonun kullanım alanı bu iki prosesle çakışır. Ultrafiltrasyon da molekül ağırlığı yüksek olan maddeler tutulur. Membran delik çapı 0,05-1 µm arasında değişir. Kolloidal partiküller, polimerler, biomoleküller ve şeker iyonları membranda alıkonan maddelerden bazılarıdır (Topacık 2006). Ultrafiltrasyon genel olarak;

- Ters osmoz sistemlerinde, ters osmoz membranlarını korumak için ön işlem olarak
  - Kapalı devre sistemlerde suyun kalitesini korumak için ve
  - Besleme çözeltisini arıtmak
- amacıyla kullanılır (Topacık 2006).

Ultrafiltrasyon membranlarında moleküler ağırlık engelleme sınırı (MWCO) önemlidir. Ters osmozda MWCO değeri 10'dan büyük olan maddeler tutulur. Nanofiltrasyonda ise MWCO değeri 100'den büyük olan maddeler tutulur. Ultrafiltrasyonda ise MWCO değeri 100 000'den büyük olan maddeler tutulur. MWCO, maddelerin iyonize olma seviyelerini ifade eder. Daha çok membran tarafında %90 oranında geri iletilen küçük moleküler ağırlıklı maddeler için tanımlanır. Her membran için tanımlanan MWCO değeri, çalışma koşullarına, besleme çözeltisinin kimyasal içeriğine ve moleküler özelliğe bağlı olarak değişebilir. Ayırma işleminde membran ile çözelti arasındaki uyum önemlidir (Topacık 2006).

Ultrafiltrasyon ve ters osmoz proseslerinde membranlardan madde geçişini sağlayan sürücü kuvvet, basınç farkıdır. Ultrafiltrasyonda osmotik basınç farkı, ters osmoza göre daha düşüktür. Ultrafiltrasyon membranları 2-10 bar gibi düşük basınçta çalıştırılırlar (Topacık 2006).

Kim (2001), metallerin giderimi ve seçmeli giderim için membran-solvent ekstraksiyonu üzerine yaptığı çalışmada, sulu çözeltilerden metallerin geri kazanımı ve seçerek giderim için membran-solvent ekstraksiyon prosesini kullanmıştır. Bu proses LIX 64 N içeren solventleri kullanarak bakırın zenginleştirilmesi içinde incelenmiştir. Proses sızıntı suyundan metallerin seçici giderimi ve maden cevherinden herhangi bir metalin seçici giderimi için verimli bir sonuç vermiştir.

**Nanofiltrasyon (NF)**, ters osmoz ile ultrafiltrasyon arasında bulunmaktadır. İnce film selüloz olmayan membranlardaki gelişmeler ile beraber kullanılmaya başlanmıştır. Nanofiltrasyon, ters osmozdan daha düşük basınçlarda (<5 bar) çalıştırılmasına rağmen ters osmozdan daha yüksek akıya sahiptir. Nanofiltrasyon membranları negatif yüklüdür. Bu nedenle, tek değerlikli iyonların ( $\text{Cl}^-$  vb) geri dönüş oranı çok değerlikli iyonların ( $\text{SO}_4^{2-}$  vb) geri dönüş oranından daha azdır. İyon konsantrasyonu fazla olan çözeltilerde tuzlu su geri dönüş oranı yüksektir (Topacık 2006).

Koyuncu (1997), düşük basınçta iyon yükü yüksek ve molekül ağırlığı 200'den büyük olan organikleri içeren çözeltilerin membran tarafından alıkonulduğunu ve 5 bar basınç altında 2000 mg/l civarındaki tuz çözeltisinin nanofiltrasyonu sonucunda, sodyum klorür geri dönüş oranının %60, kalsiyum bikarbonat geri dönüş oranının %80, magnezyum sülfat geri dönüş oranının %98 civarında olduğunu ifade etmiştir.

Topacık (2006), çöp sızıntı sularının nanofiltrasyon ile arıtımı üzerine bir çalışma yapmıştır. Süzüntü akısı zamana bağlı olarak yaklaşık olarak sabit kalmıştır. Süzüntü akısı ile süzüntü oranının birbirleri ile ters orantılı oldukları görülmüştür. KOİ giderimi %65 civarında olmuştur. Toplam N giderimi %15, NH<sub>4</sub> giderimi %20 mertebesinde olmuştur. İletkenlik çöp sızıntı suyunda 30 000 mS/cm gibi çok yüksek bir düzeydedir. Nanofiltrasyon ile iletkenlik giderme ise ortalama olarak %6 civarında olmuştur. Sonuç olarak, çöp sızıntı suları nanofiltrasyon ile arıtılarak, alıcı ortam deşarj limitlerine yaklaşıldığı, çöp sızıntı suyunun maliyetli bir şekilde taşınarak, İSKİ'nin evsel atıksu arıtma tesislerine deşarj edilerek bu tesislerin yükünün artırmasına da gerek kalmadan, yerinde arıtılabileceği ortaya konulmuştur.

Spillepeng (İsviçre), 1990 yılından beri devrede olan bir düzenli depolama sahasıdır. Burada, NF membranı ile özellikle ağır metal giderimi konusunda pilot ölçekli deneysel bir çalışma yapılmıştır. Linde vd (1995) tarafından bildirildiğine göre yapılan çalışmalarda, iki değerlikli iyonların gideriminde, NF membranın etkili olduğu ve tek değerlikli iyonlar üzerinde ise, yeterli verimi vermediği görülmüştür. NF membranında, RO membranına göre çok daha düşük basınç (3-10 bar) uygulandığı için enerji ihtiyacı çok düşük olmuştur (Koyuncu ve Topacık 1999).

Trebouet vd (2001) sızıntı suyunun fizikokimyasal-nanofiltrasyon prosesi ile arıtımı üzerine çalışmalar yapmışlardır. Sonuçlar nanofiltrasyonun, KOİ eliminasyonu için yeterli olduğunu ve absorplanan maddelerin deşarj standardından daha düşük bir KOİ değerine sahip olduğunu göstermiştir.

Ortega vd (2006) asidik karakterli sızıntı suyunun Nanofiltrasyon ile arıtılması üzerine yaptıkları çalışmada;  $Al^{3+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$  gibi birden fazla değerlik alan iyonların %84-100 oranında  $K^{+}$  ve  $Na^{+}$ 'un %68'den daha az oranda giderilebildiğini belirlemişlerdir.

Dydo vd (2005) yaptıkları çalışmada sızıntı suyundan bor giderimi için Nanofiltrasyon ve Ters Osmozu kullanmışlardır. Deneysel sonuçlar göstermiştir ki bor giderim verimi büyük oranda membran tipine ve sızıntı suyu pH değerine bağlıdır.

Mohammad vd (2004), nanofiltrasyonun (NF) ters osmoz ile karşılaştırıldığında daha düşük enerji gereksinimi ile avantajlı olduğunu ifade etmişlerdir. Pb, Cu, Cd, Zn, Fe gibi ağır metallerin, iletkenlik, nitrat, amonyak-azotu, KOİ gibi kirletici parametrelerin membranda (NF) giderim verimlerine karar vermek üzere Malaysia Depolama Sahası'ndan alınan sızıntı suyu örnekleri analiz edilmiştir. NF ile tüm kirleticiler için %85'in üzerinde bir verim elde edilmiştir. Sonuçlar NF'un ileri filtrasyon için verimli bir arıtma tekniği olduğunu göstermiştir.

**Ters Osmoz (RO)**, molekül ağırlığı çok düşük olan maddelerin çözelti içinden alınması prosesidir. Osmoz, suyun yarı geçirgen bir membranın her iki tarafında osmotik denge sağlanıncaya kadar, saf su tarafından konsantre çözelti tarafına doğru akmasıdır (Topacık 2006).

Denge halinde membranın her iki tarafında osmotik basınç aynıdır. Suyun akış yönünü değiştirmek için sisteme osmotik basınçtan daha büyük bir basınç uygulanır. Bu durumda su konsantre taraftan saf su tarafına doğru akar. Bu olaya ters osmoz denir (Topacık 2006).

Ters osmoz prosesi inorganik maddelerin ve molekül ağırlığı çok düşük olan organik maddelerin yüksek oranda ayrılmasında kullanılır. Organik maddelerin geri dönüş oranı membran malzemesinin tipine, yapısına ve membran ile çözelti arasındaki uyuma bağlıdır (Topacık 2006).



Grose (1990), Rastatt (Almanya) şehrinde merkezi evsel atık deposunda, ters osmoz tesisinin bulunduğu tek basamaklı sistemde geri çevrimle maksimum konsantrasyon faktörü elde edildiğini belirtmiştir (Yıldız 2000). 6,2–8,4 m<sup>3</sup>/saat’lik ham sızıntı suyu debilerinde konsantrasyon faktörünün, 1987-89 yılları arasında yapılan çalışmalarda 3,74-4,94 arasında değiştiği (konsantrasyonunun bu oranlarda arttığı) görülmüştür. Ayrıca iki yıllık sürede elde edilen bilgilere göre bazı parametrelerdeki artım verimleri; KOİ %95, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> %70, BOİ %94, Cl<sup>-</sup> %60, TOK %94 olarak tespit edilmiştir (Yıldız 2000).

Genç depolama sahası sızıntı sularının ileri fiziko-kimyasal arıtımı amacıyla membran filtrasyon (UF+RO), Magnezyum Amonyum Fosfat (MAP) çökmesi ve amonyak sıyırma alternatifleri, depolama sahası sızıntı suyunun biyolojik ön arıtımı üzerine çalışmalar yapılmıştır. Yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör (UASB) ve membran reaktör (UF+RO) içeren sistem, genç depolama sahası sızıntı suları için uygun bir arıtma alternatifi olarak önerilmektedir. Bu sistem yüksek oranda KOİ, renk ve iletkenlik giderimi (>%98-99) sağlamaktadır. Maksimum amonyum nitrojen giderimi, pH 9,2’de %85 olarak elde edilmiştir. İki saat havalandırmayı takiben amonyak sıyırmada pH=10 ve pH=11’de giderim %20 iken, pH=12’de giderim %72 olmuştur. Amonyak sıyırma, yüksek amonyum giderimi ile en ucuz alternatif olarak bulunmuştur. Hem yüksek KOİ hem de amonyum giderimi sağladığından membran teknoloji (UF+RO) en uygun sistem olarak düşünülmektedir (Öztürk vd 2003).

Almanya Ihlenberg’de Ters Osmoz uygulaması ile sızıntı suyu arıtımı gerçekleştirilmektedir. 15 Aralık 1989 tarihinde devreye giren, Ihlenberg düzenli depo sahası ters osmoz tesisinin kapasitesi 36 m<sup>3</sup>/saat’tir. Tesiste, iki kademeli ters osmoz membranları vardır. İkinci kademe sonunda elde edilen sızıntı suyu, standartların oldukça altındadır (Topacık 2006). Sızıntı suyu kalitesi Çizelge 4.7’de verilmiştir.

**Çizelge 4.7.** Ihlenberg Düzenli Depo Sahası Ters Osmoz Tesisi Sonuçları (Peters 1998a, b)

| Parametre                 | Ham atıksu | RO Sızıntı 1 | RO Sızıntı 2 | Verim (%) |
|---------------------------|------------|--------------|--------------|-----------|
| KOİ (mg/l)                | 1797       | <15          | <15          | 99,9      |
| NH <sub>4</sub> -N (mg/l) | 366        | 9,8          | 0,66         | >99,2     |
| Na <sup>+</sup> (mg/l)    | 4180       | 55,9         | 2,5          | 99,9      |
| Ağır metaller (mg/l)      | 0,25       | <0,005       | <0,005       | 99,9      |
| Cl <sup>-</sup> (mg/l)    | 2830       | 48,4         | 1,9          | 99,9      |
| Ph                        | 7,7        | 6,8          | 6,6          | -         |
| İletkenlik (µs/cm)        | 17250      | 382          | 20           | >98       |

Peters (1997) membranların 3 sene çalıştıktan sonra, 1992 yılında değiştirildiğini, tesiste enerji ihtiyacının, 14 kWst/m<sup>3</sup> civarında olduğunu, daha yüksek basınçta çalışan ters osmoz membranlarının ilavesi ile kapasitenin, aralık 1993 yılında 48 m<sup>3</sup>/saat değerine çıkartıldığını ve bu uygulama ile geri kazanımın %95 mertebelerine ulaştığını bildirmiştir (Topacık 2006).

İtalya’da, bazı düzenli depo sahalarında, sızıntı suyunu arıtmak için Triper adı verilen taşınabilir ters osmoz sistemi kullanılmaktadır. Genellikle, ani yeraltı suyu kirlenmesi durumunda ve zemin ıslahlarının yapıldığı sahalarda kullanılan bu tesis, sızıntı suyunu arıtacak gerçek tesis devreye girinceye kadar, geçici bir süre için kullanılmaktadır. Bu sistem hava ile sıyırma, kimyasal oksidasyon, iki kademeli ters osmoz, evaporasyon ve aktif karbon ünitelerini içermektedir. Burada, birinci kademedeki tutulan membranlar ile ön arıtma yapılmaktadır. Daha sonra sızıntı suyunun, spiral wound membranlar ile ikinci kademe arıtması yapıp alıcı ortama verilebilecek seviyeye getirilmektedir (Beone and Borton 1997). Bu tesis ile dört ayrı sızıntı suyu üzerinde yapılan deneyler sonucunda elde edilen su kalite değerleri Çizelge 4.8’de verilmiştir (Topacık 2006).

**Çizelge 4.8.** Triper Ters Osmoz Sistemi İle A, B, C ve D Düzenli Depolama Sahalarında Yapılmış Deney Sonuçları (Beone and Borton 1997)

| Parametre                             | A*         |         | B*         |         | C*         |         | D*         |         |
|---------------------------------------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|
|                                       | Ham Atıksu | Sızıntı | Ham Atıksu | Sızıntı | Ham Atıksu | Sızıntı | Ham Atıksu | Sızıntı |
| Ph                                    | 8,5        | 8,7     | 8,2        | 9,1     | 7          | 8,6     | 8,5        | 9,2     |
| İletkenlik( $\mu\text{s}/\text{cm}$ ) | 13200      | 1510    | 16700      | 2650    | 25500      | 2350    | 2620       | 580     |
| TKM (mg/l)                            | 5200       | 800     | 8700       | -       | 21540      | -       | -          | -       |
| Alkalinite (mg/l)                     | 6000       | 1150    | 8750       | 2400    | 500        | -       | -          | -       |
| KOİ (mg/l)                            | 1960       | <20     | 4600       | <20     | 21320      | 650     | 770        | <20     |
| NH <sub>4</sub> -N (mg/l)             | 1920       | 366     | 2140       | 770     | 2520       | 460     | 360        | 210     |
| SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> (mg/l)  | 50         | 1       | 90         | 1       | 500        | -       | 24         | <5      |
| Cl <sup>-</sup> (mg/l)                | 1180       | 10      | 1560       | 53      | 1870       | -       | 200        | 4       |
| Ca <sup>+2</sup> (mg/l)               | 140        | -       | 20         | <0,1    | 1100       | -       | -          | -       |

\*) A, B ve C düzenli depo sahalarında yapılan deneylerde, basınç 40-45 bar arasında, sıcaklık ise, 45°C civarında, D düzenli depo sahasında ise basınç, 21 bar ve sıcaklık 35°C olmuştur.

Ters osmoz membranları ile bütün parametrelerde, yüksek bir oranda giderme verimi söz konusudur. Denitrifikasyon bölmesinde, denitrifikasyon hızını artırmak için herhangi bir karbon kaynağı ilave etmeye gerek kalmadan, membranlar ile yüksek oranda nitrat gidermek mümkün olmaktadır (Topacık 2006).

Arnouvilla (Fransa) Ters Osmoz Sistemi 10 m<sup>3</sup>/gün kapasiteli bir tesistir. 70 m<sup>3</sup>'lük havalandırma havuzu ve takiben 0,1  $\mu\text{m}$  delik çapı MF membranı kurulmuştur. Membran biyoreaktörden çıkan sular, RO membranları ile arıtılıp alıcı ortama verilmektedir. Tesis, 1993 yılından beri devrededir. Giderme verimleri %99'un üzerinde olmuştur. Aynı zamanda çıkan çamur miktarı da az olmuştur (Courant and Amar 1995).

#### 4.1.2.6. Buharlaştırma ve kurutma

Almanya'da son araştırmalarda buharlaştırma tartışılmıştır. Gerçekte bu ayırma yeterli ve tam değildir. Normalde sızıntı suyunda katı madde konsantrasyonu yüksektir ve uçucu bileşikler içerir. Buharlaştırmada çıkıştaki hakim bileşikler uçucular, bazen klorlu organikler ve arıtım adımlarında gerekli amonyaktır. Buharlaşacak sıvıyı azaltmak için sızıntı suyunun ters osmozla ön arıtmaya tabi tutulması faydalı olacaktır (Yıldız 2000).

#### 4.1.2.7. Hava ile amonyak sıyırma

Hava ile sıyırma anaerobik arıtma ile birlikte anaerobik arıtma çıkışında amonyağı gidermek için kullanılır. Biyolojik arıtmadan önce de  $\text{NH}_3\text{-N}$  gideriminde kullanılabilir. Hava ile sıyırmanın avantajı sızıntı suyu miktarındaki ve konsantrasyonlarındaki değişime kolaylıkla adapte olabilmesidir. Dezavantajı ise düşük sıcaklıklarda ( $0\text{-}5^\circ\text{C}$ ) veriminin düşmesidir. Deşarj edilecek hava öncelikle aktif karbon ünitesinde arıtılmak zorundadır (Yıldız 2000).

Şafak (2001), çöp sızıntı suyu arıtımında magnezyum amonyum fosfat çöktürmesinin uygulama şekilleri ve hava ile sıyırmayla KOİ gideriminin incelenmesi üzerine çalışmalar yapmıştır. Çalışmanın amacı; çöp sızıntı sularında magnezyum amonyum fosfat çöktürmesi ile biyolojik arıtma prosesinin birlikte değerlendirilerek azot ve organik madde gideriminin incelenmesi ve magnezyum amonyum fosfat (MAP) çöktürmesinin arıtma şemasındaki yerinin belirlenmesidir. Bu çerçevede magnezyum amonyum fosfat çöktürmesi ile biyolojik arıtmanın çeşitli kombinasyonları incelenerek arıtma performansları belirlenmiştir. Hava ile sıyırma prosesi sonucu çöp sızıntı suyunun karakterinde meydana gelecek değişim belirlenerek bu işlem takiben biyolojik arıtma ve MAP çöktürmesi uygulamaları ile arıtma verimleri incelenmiştir. MAP çöktürmesi çeşitli pH değerlerinde uygulanmış, %90'ın üzerinde amonyak giderimleri elde edilmiştir.

Ham çöp sızıntı suyunda ön arıtma alternatifi olarak farklı dozlarda  $\text{FeCl}_3$  kullanılarak koagülasyon-flokülasyon çalışmaları yürütülmüştür. Bu çalışmaların sonucunda %20 KOİ giderimi elde edilirken amonyak giderimi daha düşük seviyelerde kalmıştır. MAP çöktürmesi uygulanmış çöp sızıntı suyu aktif çamur reaktörüne beslenmiştir. Bu uygulamalar sonucu %83 KOİ giderimi sağlanmış, çıkış amonyak konsantrasyonu  $30\text{ mg/l}$ 'nin altına indirilmiştir. Yüksek KOİ içeriği nedeniyle çöp sızıntı suyu 1/5 oranında seyreltilerek aktif çamur sistemine beslenmiş ardından MAP çöktürmesi uygulanmıştır. Bu prosesler sonucu atıksuyun KOİ ve amonyak konsantrasyonları sırasıyla  $430\text{ mg/l}$  ve  $70\text{ mg/l}$ 'ye indirilmiştir (Şafak 2001).

Diğer bir uygulamada MAP çöktürmesi uygulanmış ve 1/5 seyreltilmiş çöp sızıntı suyu aktif çamur sisteminde arıtılarak KOİ ve amonyak konsantrasyonları 450 mg/l ve 30 mg/l'nin altına indirilmiştir. Uçucu KOİ fraksiyonunun giderilmesi amacıyla ham ve 1/5 seyreltilmiş çöp sızıntı suyu farklı pH'larda havalandırılarak 3 ve 1 haftalık süreler sonunda %80'in üzerinde KOİ giderimleri elde edilmiştir. Havalandırma sonrası ham atıksuyun KOİ'si biyolojik arıtmaya beslenebilecek seviyeye indiğinden iki arıtma alternatifi uygulanmıştır. İlk uygulamada havalandırılmış çöp sızıntı suyu aktif çamur ile arıtıldıktan sonra MAP çöktürmesi uygulanmıştır. Bu işlemler sonucu atıksuyun KOİ ve amonyak değerleri 1240 mg/l ve 185 mg/l'ye indirilmiştir. İkinci uygulamada havalandırılmış çöp sızıntı suyuna MAP çöktürmesi ve arkasından aktif çamura beslenmiştir. Bu proses sonucu atıksuyun KOİ ve amonyak konsantrasyonları sırasıyla 1030 mg/l ve 115 mg/l'ye düşürülmüştür (Şafak 2001).

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 NH<sub>4</sub>-N gideriminde sırasıyla yaklaşık olarak %86 ve %26 oranında giderme verimi elde etmişlerdir.

Kabdaşlı vd (2000), hava ile sıyrmanın sızıntı sularında amonyak ve uçucu organik maddelerin gideriminde kullanılan bir yöntem olduğunu belirterek azot giderimi amacıyla yürüttükleri çalışmalarında giriş amonyak konsantrasyonu 1030 mg/l olan sızıntı suyunda pH 12'de 2 saatlik havalandırma sonucu %72'lik amonyak giderimi elde etmişlerdir.

Collivignarelli vd (1998), 2100 mg/l amonyak içeren çöp sızıntı suyunda 70°C sıcaklık ve pH 11'de yürüttükleri hava ile sıyırma uygulamasında ise %90 amonyak giderimi elde etmişlerdir.

Chien vd (1997), çalışmalarında 20°C sıcaklıkta pH 11'in üzerinde 1 l/dak ve 5 l/dak hava debileri kullanarak gerçekleştirdikleri hava ile sıyırma uygulamalarında bir günlük süre sonunda sırasıyla %81 ve %90 amonyak giderimi sağlamışlardır.

#### **4.1.2.8. Kırılma noktası klorlaması**

Kırılma noktası klorlaması azot gideriminde kullanılır. Klor ilave edildiğinde oksitlenecek maddeler ( $\text{Fe}^{2+}$ ) ve organik madde klor ile reaksiyona girer. Bu ani reaksiyondan sonra klor amonyak ile reaksiyona girerek kloraminleri oluşturur. Klor ilavesine devam edilmesiyle, bir kısım azot  $\text{N}_2$  gazı olarak ortamdan ayrılır (Yıldız 2000).

#### **4.1.3. Sızıntı sularının evsel ve kanalizasyon atıksuları ile birlikte arıtılabilirliği**

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

Yalılı vd (2006), sızıntı sularının evsel atıksularla arıtılabilirliğinin respirometrik yöntemle izlenmesi üzerine bir çalışma yapmışlardır. Çalışmada, Bursa Hamitler Düzenli Katı Atık Depolama Sahasından kaynaklanan ve fiziko-kimyasal olarak arıtılan sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliği respirometrik yöntemle izlenmiştir. Fizikokimyasal arıtılabilirlik kapsamında kireçle ön arıtma, demir (III) klorür ve alüminyum sülfat ile kimyasal arıtma yapılmış, kireçle ön arıtma ile %38 KOİ, demir (III) klorür ve alüminyum sülfat ile yapılan arıtma sonucunda sırası ile %55 ve %59 KOİ giderimi sağlanmıştır. Yapılan respirometrik ölçümlerin sonucunda kireçle ön arıtmadan geçirilen ve amonyağı sıyrılan sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabildiği sonucuna varılmıştır. Sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte biyolojik arıtılabilirliği çalışmaları öncesinde kireçle ön arıtma yapılmıştır. Elde edilen giderme verimleri Çizelge 4.9'da verilmiştir. %20'lik kireçle yapılan ön arıtmada ağır metallerin önemli bir kısmı (%57-100) giderilmesine rağmen, KOİ değerlerinde büyük bir giderim

sağlanamamıştır. KOİ ve diğer maddelerin giderimini artırmak için kireçle ön arıtmaya ilave olarak alüm ve  $\text{FeCl}_3$  ile kimyasal arıtma yapılmıştır. 90 dakikalık bekleme süresi sonunda 1 lt'lik atıksu için 159 ml çamur oluştuğu gözlenmiştir (Yalılı vd 2006).

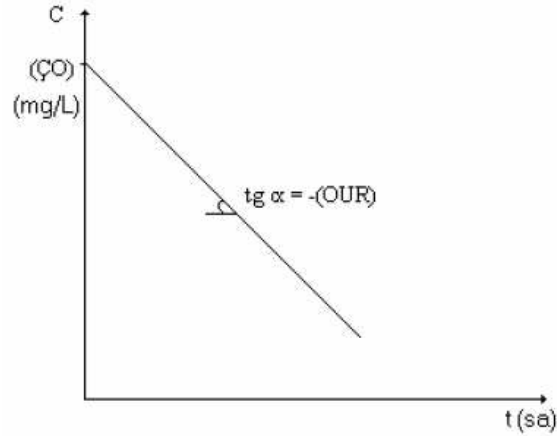
**Çizelge 4.9.** % 20'lik  $\text{Ca(OH)}_2$  Kullanılarak Yapılan Arıtılabilirlik Çalışmaları (Yalılı vd 2006)

| Parametre                     | Birim | Ham Su  | %20'lik $\text{Ca(OH)}_2$ ile Ön Arıtma | Giderme Verimi (%) |
|-------------------------------|-------|---------|-----------------------------------------|--------------------|
| KOİ                           | mg/l  | 36800   | 22880                                   | 38                 |
| AKM                           | mg/l  | 1140    | 960                                     | 16                 |
| pH                            | -     | 7,13    | 11                                      | -                  |
| Demir ( $\text{Fe}^{+2}$ )    | mg/l  | 42,4    | 1,85                                    | 96                 |
| Bakır ( $\text{Cu}^{+2}$ )    | mg/l  | 5,6     | 0                                       | 100                |
| Çinko ( $\text{Zn}^{+2}$ )    | mg/l  | 48,4    | 20,2                                    | 58                 |
| Kurşun ( $\text{Pb}^{+2}$ )   | mg/l  | 12,9    | 1                                       | 92                 |
| Krom ( $\text{Cr}^{+6}$ )     | mg/l  | 6,75    | 2,9                                     | 57                 |
| Florür ( $\text{F}^-$ )       | mg/l  | 4,95    | 0                                       | 100                |
| Fenol (Ph)                    | mg/l  | 68,8    | 67,6                                    | 2                  |
| Sülfat ( $\text{SO}_4^{-2}$ ) | mg/l  | 3900    | 3200                                    | 18                 |
| Sülfür                        | mg/l  | 0,4     | 0                                       | 100                |
| Amonyum Azotu                 | mg/l  | 2827,44 | 1816,63                                 | 36                 |
| Toplam Azot                   | mg/l  | 6400    | 4600                                    | 28                 |
| 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                 |

Kireçle ön arıtmadan sonra demir (III) klorür kimyasal arıtma yapıldığında %27 KOİ giderimine rağmen, oluşan  $\text{CaSO}_4$  çökmesi nedeniyle 1 litre atıksu için 147 ml kimyasal çamur oluşmuştur.  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  ile yapılan Jar Testi sonucunda 1 litre atıksu için 127 ml kimyasal çamur oluştuğu görülmüştür (Yalılı 2006).

Bir diğer çalışma Respirometrik ölçümleri için ardışık kesikli reaktör kullanılmış, kesikli reaktördeki çözünmüş oksijenin zamana bağlı değişiminin kütesel dengesi oluşturulmuş ve bu denklemden yararlanılarak OUR değerleri belirlenmiştir.  $C = C_0 - (OUR) \cdot t$  olmak üzere azalan lineer bir denklem elde edilmiştir. Değişik (t) değerlerine

karşı Ç.O. değerleri ölçülmüş ve (C-t) grafiğine çizilmiş, oluşan eğrinin eğiminden (OUR) değerleri hesaplanmıştır (Şekil 4.4) (Yoong *et al.* 2000).



**Şekil 4.4.** Çözünmüş Oksijenin Zamana Bağlı Değişimi (OUR hesaplanması) (Yoong *et al.* 2000)

Sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliğinin solunum aktivite değerleriyle belirlenmesi amacıyla yapılan respirometrik ölçümlerinde solunum aktivite değerinde ham suda dahi %170 mertebelerinde bir artışın olması sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliğinin bir kanıtı olmuştur. Yapılan çalışmalarda kireçle ön arıtmada, KOİ %38 mertebelerinde, AKM %16 mertebelerinde, azotlu maddeler ise %36 mertebelerinde giderilmiştir. Kimyasal arıtmalardaki iyileşmeleri görebilmek için  $\text{FeCl}_3$  ve alümlle yapılan kimyasal arıtmalarda ham suya nazaran sırasıyla, %55 ve %59 mertebelerinde bir KOİ giderimi sağlanmış, ancak kireçle ön arıtmaya ilave olarak alüm ve  $\text{FeCl}_3$  ile yapılan kimyasal arıtmalardaki KOİ giderme verimlerinin yeterli olmadığına karar verilmiştir. Amonyak sıyirmada 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 vd 2004).

Literatür değerleri incelendiğinde Christensen vd (1992) tarafından, hacimsel olarak %2-5 arasında (Ham Sızıntı Suyu/Aktif Çamur) sızıntı suyunun evsel atıksularla birlikte arıtılabilmesi belirtilmesine rağmen 2/1 (Ham Sızıntı Suyu/Aktif Çamur) (%66) karışım



oranında %170 mertebelerinde bir solunum aktivite artışı olduğu saptanmıştır. Evsel atıksularla sızıntı suları karıştırıldığında toksisitenin azaldığı ve biyolojik olarak parçalanabilirliğin mevcut olduğu belirlenmiştir. Yapılan araştırmada sızıntı sularının direkt olarak kanalizasyona verilmesi amaçlanmayıp, %20'lik kireçle ön arıtmadan sonra verilmesi gerekliliği üzerinde durulmuş ve kireçle ön arıtmadan geçirilmiş, amonyağı sıyrılmış sızıntı sularının solunum aktivite değerleri ölçüldüğünde %135 oranında solunum aktivite değerinin arttığı saptanmıştır (Yalılı vd 2006).

Sızıntı suyunun kanalizasyon atık suyu ile birlikte arıtımı, nutrient temini, potansiyel zehirli maddelerin seyreltilmesi ve farklı türde bakteri grupları sağlamasından dolayı daha iyi sonuçlar vermiştir. Fazla miktarda hava ihtiyacı olmasına rağmen müşterek arıtma, BOİ'de %98-99, KOİ'de ise %95 kadar giderim sağlamaktadır. Evsel atıksu arıtımında saf oksijenin kullanıldığı bir çalışmada, %10-20 sızıntı suyu karıştırılması halinde başarılı bir arıtma yapmak için %400-800 kadar fazla miktarda oksijene ihtiyaç duyulmuştur (Boyle and Ham 1974). Aynı sızıntı suyu karıştırma oranında katı madde üretimi de %300-800 kadar artmıştır. Ayrıca çamur çökeltme özelliği de olumsuz olarak etkilenmiştir. %1-3 oranında sızıntı suyu karıştırılarak yapılan bir evsel atıksu arıtımında çökeltme hızlarının da yarı yarıya azaldığı görülmüştür (Chian ve De Walle 1977a). %5, 10 ve 20'lik karışımlarda yapılan çalışmalarla çamur hacim indeksinde %100, 200 ve 1000 mertebelik artışlar ile çamur kabarması meydana geldiği tespit edilmiştir (Yıldız 2000).

Robinson ve Maris (1983), sızıntı suyu bileşiminin depo yaşına bağlı olarak değişmesinin, farklı arıtma proseslerinin uygulanmasına neden olduğunu belirterek, sızıntı sularının çok yüksek kirlilik ihtiva etmediği zamanlarda, yaygın olarak şehir kanalizasyon şebekesine direkt deşarj edildiğini ifade etmişlerdir. Sızıntı suyu şartların uygun olması halinde hiçbir arıtmadan geçirilmeden direkt olarak merkezi atıksu arıtma tesisine verilebilmektedir. Bu durumun uygunluğu sızıntı suyunun merkezi arıtma tesisine olumsuz etkisinin olup olmadığına bağlıdır. Sızıntı suyu hacimsel olarak %2 oranında merkezi arıtma tesisine deşarj edilebilir. Sızıntı suyunun merkezi arıtma tesisine deşarjı, tesiste havalandırma ihtiyacını artırmakta ve iyi bir biyolojik arıtım için fosfor eksikliğine sebep olmaktadır.

Kayser (1986) ve Dahm (1994) tarafından bildirildiğine göre literatürde yer alan temel arıtım deney sonuçları çöp sızıntı suyunun arıtma adımlarından birisinin, kanalizasyon suyu ile birlikte arıtımıdır. Bu sonuç dünyada kullanılan biyolojik arıtma tesislerinde ve pek çok çöp sızıntı suyu biyolojik arıtım deneyleri sonucunda ortaya çıkmıştır (Heyer vd 1999). Çöp sızıntı suyu diğer arıtma proseslerinden geçirilmeden ilave edilirse giriş yükünde artışa, çıkış kalitesinin etkilenmesine ve çamur üretiminin artışına sebep olmaktadır. Nitrifikasyon indirgenmesindeki artış hızı amonyak toksisitesiyle meydana gelmektedir. Bu da çöp sızıntı suyu ilavesinden önceki yükü, ilaveden sonra değiştirmeyecek şekilde ilave yapılması şartını göstermektedir (Yıldız 2000).

Stegmann vd (1998) tarafından bildirildiğine göre kanalizasyon suyu, düşük organikli yaşlı çöp sızıntı suyu azot denitrifikasyonunda karbon kaynağı olarak, ayrıca pek çok diğer atıksuyun da nutrient gereksinimi için düşünülebilmektedir (Yıldız 2000).

#### **4.1.4. Sızıntı suyu arıtımında tesis uygulamaları ve doğal arıtma sistemleri**

1991'de Hollanda'nın kuzeyinde Weperpolder'da 325 000 m<sup>3</sup>'lük katı atık depolama sahası açılmıştır. Biyolojik aerobik sızıntı suyu arıtma tesisi bu depolama sahasına yakın bir yerde 1992'de kurulmuştur. Denitrifikasyon kademesi 700 m<sup>3</sup>'lük bir tanktan, nitrifikasyon kademesi de iki tanktan oluşmaktadır. Çamuru ayırmak için bir çöktürme havuzu bulunmaktadır. Tesisin giriş debisi ortalama 5 m<sup>3</sup>/sa'tır. Nitrifikasyon tankına girişteki yük 0,03 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/kg/gün, çamur konsantrasyonu 4 mg/l ve sıcaklık 20°C'dir. Çıkış suyu kalitesi 3 ay sonra kararlı hale gelmiştir. Yapılan analizler sonucu KOİ giderim veriminin %61, BOİ<sub>5</sub> giderim veriminin %98 ve NH<sub>4</sub>-N giderim veriminin de % 99 olduğu saptanmıştır (Collivignarelli vd 1993).

Hollanda'daki başka bir uygulama da sızıntı sularının anaerobik biyolojik arıtımına örnek verilebilir. Burada sızıntı suları önce koagülasyon-flokülasyon işlemlerine tabi tutulmuş ardından anaerobik biyolojik arıtma uygulanmıştır. Bu şekilde %90 KOİ giderimine ve %5 metal giderimine ulaşılmıştır. Fakat bu değerler asit fazındaki sızıntı suları için geçerlidir. Metan fazındaki sızıntı suları düşük metal konsantrasyonları ve

KOİ içerdiklerinden anaerobik arıtmaya uygun değildirler. Ayrıca bu tip sızıntı sularının amonyak içerikleri fazladır ve anaerobik biyolojik arıtım azot gideren bir sistem değildir. Bu uygulamalar, sızıntı suyu arıtımında biyolojik arıtmanın genellikle gerekli olduğunu, bu arıtma sonrasında ise su kalitesini arttırmak için doğal arıtma sistemleri kullanılmasının faydalı olacağını düşündürmüştür (Karagöz 1998).

Karagöz (1998) tarafından sızıntı suyu arıtımında yeni bir alternatif olarak doğal arıtma sistemleri araştırılmıştır. Atıksuyun arazide doğal olarak kurulu olan ya da özellikle kurulmuş olan sistemlerle arıtılması son yıllarda incelenmeye başlanan bir konudur. Bu sistemler doğal arıtma sistemleri olarak adlandırılırlar. Burada doğanın özümleme kapasitesi maksimum şekilde kullanılmaktadır (Karagöz 1998).

Doğal arıtma sistemlerinde bitkilerden yararlanılmıştır. Bu sistemlerde rol oynayan bitkiler yüzen, batık ve köklü su bitkileri olarak adlandırılmaktadır. Sızıntı suyu arıtımında da biyolojik arıtmadan sonra doğal sistemlerin kullanılması diğer sistemlere göre oldukça ucuzdur. Bu nedenle son yıllarda yapılan çalışmalar bununla ilgili olmuştur (Karagöz 1998).

Yüzen bitkilerle oluşturulan arıtma sistemlerinde fosfor giderimi bitkinin fosforu almasına, çökelmiş bitki dokusunun mikrobiyal ayrışmasına, taban çökeltilerine bağlı olmuştur. Genel olarak fosfor giderimi %30-50 arasındadır. Metal giderim mekanizmaları ise bitki bünyesine geçme ve adsorpsiyon yollarıyla olmuştur (Karagöz 1998).

Yüzen bitkilerle oluşturulan arıtma sistemleri uygulamaları incelenmiştir. Yüzen su bitkilerinin nutrient ve organik madde giderme verimleriyle ilgili olarak pekçok çalışma yapılmıştır. Bunlardan birinde sentetik atıksu kullanarak su mercimeği (*lemna minor*) ve su eğreltisi (*s. natans*) bitkilerinin azot, fosfor ve organik maddeyi hangi oranlarda giderdiğine bakılmıştır. Yapılan arazi ve laboratuvar ölçekli deneyler sonucunda havuzların en ve boy oranlarının *lemna minor* için en fazla 1/5, *s. natans* için ise 1/6 olması gerektiği ortaya çıkmıştır. Ayrıca elde edilen sonuçlara göre su mercimeği (*l.*

*minor*) ihtiva eden arıtma sisteminin besi maddesi giderim kapasitesi, su eğreltisi (*s. natans*) arıtma sistemine kıyasla daha yüksek olmuştur. Tespit edilen diğer bir sonuçta çalışma derinliğinin artması ile sistem arıtma verimleri nispeten düşmektedir. Ayrıca sistemin bekletme süresi arttıkça fosfor giderim veriminin önemli derecede yükseldiği görülmüştür (Karagöz 1998).

Köklü bitkilerin sızıntı suyu arıtımında kullanıldığı deneysel sonuçlar, diğer bitkilerin kullanıldığı sistemlerden elde edilen sonuçlara göre daha iyi olmuştur. Yüzen bitkiler evsel atıksu arıtımında oldukça başarılı bir şekilde kullanılmıştır. TKN gideriminde %85-%90'a,  $\text{NH}_3\text{-N}$  gideriminde %90-98 arasında verime ulaşılmıştır. Fakat sızıntı suyu arıtımında aynı verimlere ulaşamamıştır ve bitkilerin zaman zaman öldüğü gözlenmiştir. Bunun sebebinin toksisite olduğu düşünülmüştür (Erol 1997).

Cossu vd (1997) tarafından yapılan çalışmada, sızıntı suyu arıtımında *stenatophrum*, *lemna minor*, *elchornia crassipes* ve *myrophilium verticellatum*'un 2-30 gKOİ/m<sup>2</sup>gün organik yük aralığında davranışlarına bakılmıştır. En iyi giderime 2 gKOİ/m<sup>2</sup>gün'lük organik yükün serbest yüzeyli sisteme verilmesi halinde ve 2-5 gKOİ/m<sup>2</sup>gün aralığında organik yükün yüzeyaltı akışlı sulak alanlara uygulanması durumunda ulaşılmıştır. Yapılan çalışmanın sonuçları Çizelge 4.10, Çizelge 4.11 ve Çizelge 4.12'de verilmiştir.

**Çizelge 4.10.** Lemna ve Stenotaphrum İçin KOİ Giderme Verimleri (Cossu *et al.* 1997)

| Bitki Tipi | Org.Yükleme<br>KOİ/m <sup>2</sup> gün | Ort.<br>Giderim % | Max.<br>Giderim % | Süre<br>Gün | Son Durumları                                    |
|------------|---------------------------------------|-------------------|-------------------|-------------|--------------------------------------------------|
| Lemna (a)  | 5                                     | 0                 | 42                | 34          | Öldüler                                          |
| Lemna (a)  | 10                                    | 14                | 30                | 21          | Öldüler                                          |
| Lemna (a)  | 15                                    | 8                 | 13                | 21          | Öldüler                                          |
| Lemna (b)  | 2                                     | 62                | 69                | 83          | Bitkiler sağlıklı                                |
| Lemna (c)  | 2                                     | -3                | 45                | 50          | Bitkiler sağlıklı değil,<br>giderme devam ediyor |
| Lemna (b)  | 5                                     | 56                | 77                | 25          | Öldüler                                          |

**Çizelge 4.10.** (devam)

|                  |   |     |    |    |                   |
|------------------|---|-----|----|----|-------------------|
| Lemna (c)        | 5 | 7   | 36 | 24 | Öldüler           |
| Stenotaphrum (b) | 2 | 68  | 86 | 83 | Bitkiler sağlıklı |
| Stenotaphrum (c) | 2 | 17  | 70 | 43 | Bitkiler sağlıklı |
| Stenotaphrum (b) | 5 | 77  | 88 | 61 | Bitkiler sağlıklı |
| Stenotaphrum (c) | 5 | -18 | 26 | 24 | Öldüler           |

**Çizelge 4.11.** Eichornia ve Myrophilium İçin KOİ Giderme Verimleri (Cossu *et al.* 1997)

| Bitki Tipi      | Org.Yükleme<br>KOİ/m <sup>2</sup> gün | Ort.<br>Giderim % | Max.<br>Giderim % | Süre<br>Gün | Son Durumları                                 |
|-----------------|---------------------------------------|-------------------|-------------------|-------------|-----------------------------------------------|
| Eichornia (a)   | 5                                     | 51                | 62                | 29          | Öldüler                                       |
| Eichornia (a)   | 15                                    | 34                | 43                | 16          | Öldüler                                       |
| Eichornia (a)   | 30                                    | 26                | 26                | 9           | Öldüler                                       |
| Eichornia (b)   | 2                                     | 58                | 69                | 60          | Bitkiler sağlıklı değiller<br>ama giderim var |
| Eichornia (c)   | 2                                     | -20               | 10                | 50          | Öldüler                                       |
| Eichornia (b)   | 5                                     | 65                | 82                | 13          | Öldüler                                       |
| Eichornia (c)   | 5                                     | -3                | 4                 | 26          | Öldüler                                       |
| Myrophilium (a) | 5                                     | 38                | 58                | 36          | Öldüler                                       |
| Myrophilium (a) | 15                                    | 39                | 45                | 16          | Öldüler                                       |
| Myrophilium (a) | 30                                    | 28                | 28                | 9           | Öldüler                                       |
| Myrophilium (b) | 2                                     | 65                | 78                | 88          | Sağlıklı                                      |
| Myrophilium (c) | 2                                     | -24               | 15                | 52          | Sağlıklı değiller ama<br>giderim var          |
| Myrophilium (b) | 5                                     | 79                | 98                | 25          | Öldüler                                       |
| Myrophilium (b) | 5                                     | 16                | 41                | 25          | Öldüler                                       |

**Çizelge 4.12.** Dört Tür İçin NH<sub>4</sub>-N Giderme Verimleri (*Cossu et al.* 1997)

| Bitki Tipi          | Org.Yükleme<br>KOİ/m <sup>2</sup> gün | Ort.<br>Giderim % | Max.<br>Giderim % | Süre<br>Gün | Son Durumları                        |
|---------------------|---------------------------------------|-------------------|-------------------|-------------|--------------------------------------|
| Lemna (a)           | 5                                     | 33                | 43                | 34          | Öldüler                              |
| Lemna (a)           | 10                                    | 24                | 45                | 21          | Öldüler                              |
| Lemna (a)           | 15                                    | 23                | 38                | 21          | Öldüler                              |
| Lemna (b)           | 2                                     | 58                | 90                | 83          | Sağlıklılar                          |
| Lemna (c)           | 2                                     | 91                | 95                | 50          | Sağlıklılar                          |
| Lemna (b)           | 5                                     | 59                | 79                | 25          | Öldüler                              |
| Lemna (c)           | 5                                     | 67                | 81                | 24          | Öldüler                              |
| Stenotophrum<br>(b) | 2                                     | 73                | 85                | 83          | Sağlıklılar                          |
| Stenotophrum (c)    | 2                                     | 86                | 97                | 43          | Sağlıklılar                          |
| Stenotophrum<br>(b) | 5                                     | 84                | 87                | 61          | Sağlıklılar                          |
| Stenotophrum (c)    | 5                                     | 62                | 69                | 24          | Öldüler                              |
| Eichornia (a)       | 5                                     | 67                | 79                | 29          | Öldüler                              |
| Eichornia (a)       | 15                                    | 47                | 50                | 16          | Öldüler                              |
| Eichornia (a)       | 30                                    | 43                | 43                | 9           | Öldüler                              |
| Eichornia (b)       | 2                                     | 75                | 100               | 60          | Sağlıklı değiller<br>ama giderim var |
| Eichornia (c)       | 2                                     | 74                | 100               | 50          | Öldüler                              |
| Eichornia (b)       | 5                                     | 54                | 69                | 13          | Öldüler                              |
| Eichornia (c)       | 5                                     | 52                | 66                | 26          | Öldüler                              |
| Myrophilium (a)     | 5                                     | 41                | 49                | 36          | Öldüler                              |
| Myrophilium (a)     | 15                                    | 34                | 34                | 16          | Öldüler                              |
| Myrophilium (a)     | 30                                    | 47                | 48                | 9           | Öldüler                              |
| Myrophilium (b)     | 2                                     | 58                | 86                | 88          | Sağlıklı                             |
| Myrophilium (c)     | 2                                     | 85                | 95                | 52          | Sağlıklı değil ama<br>giderim var    |
| Myrophilium (b)     | 5                                     | 53                | 100               | 25          | Öldüler                              |
| Myrophilium (c)     | 5                                     | 63                | 71                | 25          | Öldüler                              |

Havalandırılmalı lagünler ve yapay sulak alan sistemiyle arıtılan iki farklı depolama sahasından üretilen sızıntı suyunun arıtımı üzerine çalışmalar yapılmıştır. Bu iki arıtma sisteminin özellikleri Çizelge 4.13’de verilmiştir (*Maehlum et al.* 1995).

**Çizelge 4.13.** Esval ve Bolstad Arıtma Tesisi Tasarım Parametreleri (Maehlum *et al.* 1995)

| Arıtma Tesisi       | Esval                                                 | Bolstad                                                 |
|---------------------|-------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|
| Yapımı              | 1993                                                  | 1991                                                    |
| Sızıntı suyu debisi | 30-500 m <sup>3</sup> /gün                            | 30-300 m <sup>3</sup> /gün                              |
| Ön arıtma           | Anaerobik (650 m <sup>3</sup> )                       |                                                         |
| Oksidasyon          | Havalandırılmalı Lagün (4100 m <sup>3</sup> )         | Havalandırılmalı Lagün (2200 m <sup>3</sup> )           |
| Filtre              | 2 yüzeyaltı akışlı sulak alan (2*350 m <sup>2</sup> ) | 4 yüzeyaltı akışlı sulak alan (4(1*10) m <sup>2</sup> ) |
| Sulak alan          | Yapay sulak alan (2000 m <sup>3</sup> )               |                                                         |

İlk depolama sahasında yıllık yağış miktarı 800 mm ve Ocak ayı ortalama hava sıcaklığı -6°C'dir. Sızıntı suyu sıcaklığı iki sistemde de aynıdır, fakat sızıntı suyu üretimi Esval depolama sahasında, Bolstad depolama sahasına nazaran %50 daha fazladır. İki arıtma tesisi özellikleri de aynıdır. Ancak dizayn özellikleri değişmektedir. Sızıntı suları havalandırılmalı lagün, çökeltme havuzu ve yapay sulak alanlarla arıtılmaktadır. Sulak alan yatağı yıkanmış çakıldan ve 10-12 mm çapında mıcırardan oluşmaktadır. Yapay sulak alan kısmında common reed (*phragmites australis*), pennyworth (*typha sp*) ve bulrush (*scirpus sp*) dikilmiştir. Esval ve Bolstad arıtma tesisi girişindeki sızıntı suyu karakteristiklerinin değerlendirilmesi sonucu bu sızıntı sularının zayıf karakterli sular olduğu belirlenmiştir. Depolama sahasından çıkan sızıntı suları zamanla değişime uğramaktadır. Örneğin Esval'deki sızıntı sularının karakteri değişmiştir. KOİ, 500 mg/l'ye çıkmıştır. BOİ, TOK ve Toplam Azot parametreleri de artmıştır. Toplam fosfor oldukça düşük olmakla beraber 0,4-1,1 mg/l arasındadır. Düşük sıcaklıklarda çıkıştaki su kalitesinin bozulduğu ortaya çıkmıştır. KOİ giderim verimi %40-70 civarındadır. Yüksek sıcaklıklarda ve uzun bekletme sürelerinde bu giderim veriminin %75'e kadar çıktığı görülmüştür. Demir giderim verimi %80 ve toplam azot giderimi %30-40 olarak belirlenmiştir. Yapılan çalışmada havalandırılmalı lagünlerin soğuk bölgelerde sızıntı suyu arıtımı için etkili bir sistem olduğu, lagüne fosfor ilave edilmesiyle yüksek oranda amonyak giderimi elde edildiği sonucuna varılmıştır (Maehlum *et al.* 1995).

## 5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Su potansiyeli oldukça yüksek bir ülke konumunda olmamıza rağmen, günümüzde temiz su kaynaklarımızı istediğimiz zaman, yer ve miktarda ve istediğimiz kalitede bulmamız konusunda problemlerin yaşandığı noktaya gelmiş bulunmaktayız.

Depo sahalarından sızan çöp sızıntı sularının içeriği çok sayıda faktöre bağlı olduğundan günümüzde hala sızıntı suyu arıtımında zorluklarla karşılaşilmektedir. Sızıntı suyunun karakterizasyonu ve arıtımındaki bu zorlukların önüne geçmek için, sızıntı suyu oluşumunun mümkün olduğunca iyi kontrol edilmesi gerekmektedir. Bu konuda en etkili yöntem, katı atıkların kaynağında ön ayrıma tabi tutulmak suretiyle depo sahasına gelen atık miktarının azaltılması veya katı atıklara, üretimden depo sahalarına gelinceye kadar geçen adımlarda etkili bir yöntemin uygulanmasıdır.

İçerdiği biyolojik ve kimyasal kirlilik parametreleri ve yeterli önlemlerin alınmaması halinde hacimsel olarak günümüzde oldukça önemli bir kirletici unsur olan depolama sahaları çöp sızıntı sularının alternatif arıtma teknolojileri mevcuttur.

Çöp sızıntı sularının arıtımında bütün yöntemler ekonomik olarak büyük bir yük getirmektedir. Özellikle, yeni depolama sahalarında sızıntı suyunun kalite ve miktarı tam belirgin olmadığı için ilk yıllarda kompleks arıtma tesislerinin kurulması tavsiye edilmemektedir.

Sızıntı suyu miktarı kurak ve sıcak iklimli yerlerde düşük, yağışlı bölgelerde ise yüksektir. Ayrıca nihai örtü tabakasının teşkil edilip edilmediği ve geçirimsizlik derecesi de sızıntı suyu miktarını önemli oranda etkilemektedir. Sızıntı suyu oluşumu için literatürdeki mevcut değerler dikkate alınırsa 0,5–15 m<sup>3</sup>/ha-gün aralığı tespit edilir. Ancak bu değerler özellikle gelişmiş ülkeler için geçerlidir.



Çöp sızıntı sularının kirliliği, çöp sızıntı suyunun geldiği depolama sahası yaşına bağlıdır. Yapılan araştırmalar çöp suyu kirliliğinin zamanla azaldığını göstermektedir. Depolama sahalarında, depolama işlemi tamamlandıktan sonra kirlilik potansiyelinin artması söz konusu değildir. İlk on yıl için çöp sızıntı suyu kirliliğindeki azalma hızlıdır ve azalma eğimi düzgündür.

İlk olarak sıralanabilecek olan depolama sahası sızıntı suyu bileşenlerinin konsantrasyonları, alıcı ortam deşarj standartları, alıcı ortam hacmi, arıtma tesisinin kurulacağı alan ve ekonomi gibi parametrelere bağlı olarak arıtma teknolojisine karar vererek sızıntı suyu arıtma tesislerinin ülkemizde de hızlı bir şekilde hayata geçirilmesi gerekmektedir. Aksi halde, doğrudan yüzeysel sulara ve yeraltı sularına karışacak olan depolama sahası sızıntı suları yüzeysel ve yeraltı sularımızı tehdit edici bir unsur olarak karşımıza çıkacaktır.

Sızıntı sularının arıtımı için geliştirilen metotlar fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotlarıdır. Bu metotlardan herhangi birinin tek başına kullanılması ile yüksek oranda arıtma verimi ve çıkış suyu kalitesi elde etmek zordur. Bunun için sızıntı sularının arıtımında genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotların kombinasyonu kullanılmaktadır.

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.

Sızıntı sularının Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği kanalizasyona deşarj standartlarını sağlayacak derecede arıtımı için Dengeleme, Kimyasal Çöktürme (kireç/kostik), Amonyak Giderme (pH=10-11), Biyolojik Arıtma (yüksek hızlı anaerobik veya aerobik sistemler) işlemlerinden oluşan bir ön arıtma uygulanması gerekmektedir. Genç depo sızıntı sularının bu şekilde ön arıtımı sonucunda, KOİ<2000 mg/l, BOİ<sub>5</sub><250 mg/l, TKN< 250 mg/l değerlerine ulaşılabilir.

Sızıntı sularının yüzeysel sulara deşarj edilebilecek seviyede arıtımı için, kimyasal ve biyolojik arıtmaya ilave olarak;

- Stabilizasyon havuzları+Klorlama
- Ultra (veya Nano) filtrasyon+Ters osmoz
- Stabilizasyon havuzları+Sulak sahada arıtma

proseslerinden birinin kullanılması gerekmektedir. Bu tür arıtım sistemleri yüksek maliyetli sistemlerdir. Bu maliyet kullanılan teknoloji ve istenen çıkış standardına göre değişmektedir.

Katı atık düzenli depolama sahalarında oluşan sızıntı sularının uzaklaştırılması için, sızıntı suyu geri devrinden sonra kimyasal ön arıtmaya müteakip anaerobik arıtmayla kanalizasyona deşarj şeklinde kademeli bir yaklaşım Türkiye şartları bakımından en uygun yöntem olarak görülmüştür. Kurak mevsimlerde düzenli depo üzerine sızıntı suyu geri devri de sızıntı suyu miktarında %50 civarında azalma sağlayarak arıtma maliyetini düşürmektedir.

Sızıntı sularının arıtımında ön işlemler hariç tutulduğunda en uygun ilk adımın biyolojik arıtım kademesi olduğu görülmüştür. Yeterli alan mevcut olduğunda stabilizasyon havuzu veya havalandırılmalı lagünler; alan yetersiz ise anaerobik veya aerobik aktif çamur prosesi kullanılabilir. Biyolojik arıtma, en azından organik maddelerin ve azotun giderilmesini temin ederek daha sonra uygulanacak fiziko-kimyasal yöntemlerin yükünü azaltacaktır.

Çeşitli ülkelerde yapılan uygulamalarda birçok arıtım prosesi, sızıntı sularının arıtımında da test edilmiştir. Bunların başlıcaları, klasik aerobik, anaerobik biyolojik arıtım ve fiziko-kimyasal arıtmadır. Biyolojik arıtma organik kirleticilerin, diğer arıtma türleri ise inorganik kirleticilerin arıtımında kullanılmaktadır. Ancak, arıtma verimliliği, depo sahasının yaşına bağlı olarak değişen sızıntı suyunun özelliklerine bağlı olacaktır.

Depolama sahalarında oluşan sızıntı sularının mümkünse mevcut evsel atıksu arıtma tesislerine iletilmesi, bu suların arıtımı için en uygun alternatif olarak görülmüştür. Bu yöntemin en önemli faydası evsel atık suyun sızıntı suyunu seyreltmesidir. Böylece arıtma tesisinde meydana gelebilecek zararlar ve aşırı yüklenmeler önlenmiş olur. Ancak sızıntı suyunu arıtma tesisine iletmeden önce yapılması gereken ön arıtma işlemlerinin çok iyi tespit edilmesi gereklidir. Sızıntı suyunun evsel atıksu arıtma tesisine iletimi, depo sahasında kurulacak bir pompa istasyonu vasıtasıyla sızıntı suyunun ana kanal kollektörlerine nakliyle gerçekleştirilebilir. Eğer evsel atıksu arıtma tesisi katı atık depo sahası yakınında ise sızıntı suyu, arıtma tesisine doğrudan iletilebilir.

## KAYNAKLAR

- Agrawal, S. K., 1990. Waste Management: A Systems Perspective. *Industrial Management & Data Systems*, 90 (5), 3-4.
- Ağdağ, O. N. ve Sponza D., 2005. Sızıntı Sularının Yukarı Akışlı Çamur Yatak / Tam Karışım Tank Reaktör Sistemlerinde Arıtılması. *İTÜ Dergisi/e, Su Kirlenmesi Kontrolü*, 15 (1-3), 29-42.
- Ahn, D. H., Yun-Chul, C., Won-Seok, C., 2002. Use of Coagulation and Zeolite to Enhance The Biological Treatment Efficiency of High Ammonia Leachate. *Journal of Environmental Science*, 37 (2), 163-173.
- Aller, L., Bennet, T., Lehr, J. H., Petty, R. J., Hackett, G., 1987. A Standarized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. EPA Report, EPA/600/2-87-035, Ada Oklahoma.
- Alpaslan, M. N., 2005. Katı Atıkların Yönetimi. TMMOB Çevre Mühendisleri Odası, İzmir, Türkiye.
- Alpaslan, M. N., Dölgen, D., 2005. Ülkemizdeki Kentsel Atıksu Arıtma Tesisleri ve Maliyetleri Üzerine bir Araştırma. *Çevre Bilim & Teknoloji*, 2 (2), 127-137.
- Alyanak, İ., Yüksel, M., Atılay, F., Öztürk, M., 1996. Organik Atıklarda Biyo-Enerji ve Organik Gübre Üretimi. GAP I. Mühendislik Kongresi Bildiriler Kitabı, Harran Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, 478-487, Şanlıurfa.
- Amirbahman, A., Schönenberger, R., Johnson, C. A., Sigg, L., 1998. Aqueous and Solid Phase Biogeochemistry of A Cal careous Aquifer System Downgradient from a Municipal Solid Waste Landfill (Winterthur, Switzerland). *Environmental Science and Technology*, 32 (13), 1933-1940.
- Amokrane, A., Comel, C., Veron, J., 1997. Landfill Leachates Pretreatment by Coagulation-Flocculation. *Water Research*, 31 (11), 2775-2782.
- Anagiotou, C., Papadopoulos, A., Loizidou, M., 1993. Leachate Treatment by Chemical and Biological Oxidation. *Journal of Environmental Science Health, Part A*, 28 (1), 21-35.
- Andreottola, G., Cannas, P., 1992. Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate. *Landfilling of Waste: Leachate*, Eds: T. H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann. Elsevier Science Pub. Ltd., Nothern, Ireland, 65-67.
- Andres, P., Gutierrez, F., Arrabal, C., Cortijo, M., 2004. Aerobic Biological Treatment of Leachates from Municipal Solid Waste Landfill. *Journal of Environmental Science and Health Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 39 (5), 1319-1328.
- Anonim, 1991. Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, Çevre Bakanlığı, 20814 Sayılı Resmi Gazete, 14 Mart 1991, Ankara.
- Anonim, 1992. İstanbul Anakenti için Hazırlanan Katı Atık Yönetimi Etüdü.
- Anonim, 1993. T. C. Çevre Bakanlığı Katı Atık Depo Sahaları Yönetimi ile İlgili Yönerge, Ankara.

- Anonim, 1998. Bursa Büyükşehir Belediyesi tarafından yapılan yayınlanmamış depo sahası bilgileri ve deney sonuçları, 1998, BURSA.
- Anonim, 2005. Belediye Katı Atık İstatistikleri (2003-2005). TÜİK Haber Bülteni, sayı: 105, [www.tuik.gov.tr](http://www.tuik.gov.tr) (15.01.2008).
- Anonymous, 1980. Study of Effects of Septic Tank Pumping Additions on Solid Waste Landfill Leachates. Report EPS 4-EC-80-4, Canada.
- Anonymous, 1982. Toxicity of Landfill Leachates. Report EPS 4-EC-82-7, Canada.
- Anonymous, 1985. Minimum Technology Guidance on Double Liner Systems for Landfills and Surface Impoundments: Design, Construction and Operations. EPA Report, EPA/530-SW-84-014, Washington, USA.
- Anonymous, 1989a. The Solid Waste Dilemma: An Agenda For Action. EPA/330-SW-89-019, USA.
- Anonymous, 1989b. Requirements for Hazardous Waste Landfill Design, Construction and Closure. EPA/625/4-89/022, Cincinnati, USA.
- Anonymous, 1995. Environmental Protection Agency, National Conference on Environmental Problem-Solving with Geographic Information Systems, USA.
- Anonymous, 1997. WHO, Executive Summary, Chapter 4: From Environmental Quality to Exposures and Risks, Health and Environmental in Sustainable Development: Five Years After the Earth Summit.
- Anonymous, 1999. Environmental Protection Agency, Environmental Problem-Solving with Geographic Information Systems: a National Conference, USA.
- Apaydın, S., Ertuğrul, T., Berktaş, A., 2000. Katı Atık Depolama Sahası Genç Sızıntı Sularının Ön Arıtımı. [cevre.club.fatih.edu.tr/webyeni/konfreweb/konu22.pdf](http://cevre.club.fatih.edu.tr/webyeni/konfreweb/konu22.pdf) (08.04.2006).
- Arıkan, Yunus., Uzal, Nimet., Mustafa, Oğuz., Demirer, G. N., 2004. Mamak Kentsel Katı Atık Vahşi Depolama Sahası Sızıntı Suyunun Karakterizasyonu ve İmrahor Çay'ına Etkileri. Çevre Bilim ve Teknoloji, 2 (1).
- Armağan, B., Demir, İ., 2005. Katı Atık Yönetimi. İTÜ Dergisi, 4 (3), 119-125.
- Arslanoğlu, H., Koçer, N. N., 2002. Düzensiz Katı Atık Depolama Sahalarında Oluşan Sızıntı Sularının Yeraltısularına Etkileri. I. Ulusal Çevre Sorunları Sempozyumu, Erzurum.
- Atabarut, T., Ekinci, E., 2006. Thermal Treatment of Landfill Leachate and the Emission Control. Journal of Environmental Science and Health Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering, 41 (9), 1931-1942.
- Avcı, C. B., 1991. Tehlikeli Atık İşletmelerinde Akifer Geri Kazanma Çalışmaları. İMO Teknik Dergi, 2 (1), 235-246.
- Avezzu, F., Bissolotti, G., Collivignarelli, C., Ghirardini, A. V., 2004. Behaviour of Heavy Metals in Activated Sludge Biological Treatment of Landfill Leachate. Waste Management & Research, 13 (2), 103-121.
- Aziz, H. A., Alias, S., Adlan, M. N., Faridah, A., Zahari, M., 2007. Colour Removal from Landfill Leachate by Coagulation and Flocculation Processes. Bioresource Technology, 98 (1), 218-220.
- Aziz, H. A., Yusoff, M. S., Adlan, M. N., Adnan, N. H., Alias, S., 2004. Physico-Chemical Removal of Iron from Semi-Aerobic Landfill Leachate by Limestone Filter. Waste Management, 24 (4), 353-358.
- Bae, J., Kim, S., Chang, H., 1997. Treatment of Landfill Leachates: Ammonia Removal Via Nitrification and Denitrification and Further COD Reduction Via Fenton's

- Treatment Followed by Activated Sludge. *Water Science and Technology*, 36 (12), 341-348.
- Bakış, R., Bilgin, M., 1998. Çöp Sızıntı Sularında Meydana Gelen Ağır Metal Kirliliği. I. Atıksu Sempozyumu Bildiri Kitabı, Erciyes Üniversitesi Teknoloji Araştırma Uygulama Merkezi-Kayseri Büyükşehir Belediyesi Su ve Kanalizasyon İdaresi, Kayseri, 167-170.
- Bakış, R., Tombul, M., Bilgin, M., 1999. Çöp Sızıntı Sularının Ağır Metal İçerikleri ve Yeraltısuyundaki Kirlilik Yayılmalarının Multi-Flow Programı İle Simüle Edilmesi. Kent Yönetimi İnsan ve Çevre Sorunları Sempozyumu, Çevre Yönetimi ve Kontrolü, İstanbul Büyükşehir Belediyesi İstaç Genel Müd., 3, 433-442.
- Baran, S., 1995. Katı Atık (COP) Depo Yerlerinin Seçimi ve İnşasındaki Bazı Ana Hususlar. *Jeoloji Mühendisliği*, 46, 54-82, Özel Çevre Koruma Kurumu Başkanlığı, Ankara.
- Bartone, C. R., 1990. Economic and Policy Issues in Resource Recovery From Municipal Solid Wastes. *Resources, Conservation and Recycling*, 4 (7).
- Bartone, C. R., 1991. Institutional and Management Approaches to Solid Waste Disposal in Large Metropolitan Areas. *Waste Management & Research*, 9, 525.
- Bartone, C. R., 1997. Strategies for Improving Urban Waste Management: A View From the World Bank. *International Conference on Development and Environmental Impact*, 1.
- Bartzas, G., Komnitsas, K., Paspaliaris, I., 2005. Laboratory Evaluation of Fe<sup>0</sup> Barriers to Treat Acidic Leachates. *Minerals Engineering*, 19 (5), 505-514.
- Beaman, M. S., Lambert, S. D., Graham, N. J. D., Anderson, R., Sollars, C. J., 1997. Treatment of Landfill Leachates by Ozone and Reculation. *Procaedings Sardinia 97, Siath International Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Beone, G., Borton, G., 1997. A Transportable Full Scale Plant for Landfill Leachate Treatment by Reverse Osmosis and Vacum Evaporation. *Int. Landfill Symposium, Sordinin*, 3, 385-402.
- Bila, D. M., Montalvao, F. A., Silva, C. A., Dezotti, M., 2005. Ozonation of a Landfill Leachate: Evaluation of Toxicity Removal and Biodegradability Improvement. *Journal of Hazardous Materials*, 117 (2-3), 235-242.
- Bilgili, M. S., Baştürk, A., Demir, A., Özkaya, B., Öncel, M. S., İnce, M., 2002. Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Oluşan Sızıntı Sularında Ağır Metal İçeriğinin Geri Devirle Değişimi. I. Ulusal Çevre Sorunları Sempozyumu, Erzurum.
- Bilstad, T., 1997. Membrane Operations. *Water Science Technology*, 36 (2), 17-24.
- Bjerg, P. L., Rügge, K., Petersen, J. K., Christensen, T. H., 1995. Distribution of Redox-Sensitive Groundwater Quality Parameters Downgradient of A Landfill. *Environmental Science and Technology*, 29 (5), 1387-1394.
- Blakey, N. C., 1992. Model Prediction of Landfill Leachate Production, Landfilling. Ed: T. H. Christensen, R. Cossu, R. Stegmann, *Landfilling of Waste: Leachate*, London, Academic Press.
- Bleiker, D. E., Farquhar, G., McBean, E., 1995. Landfill Settlement and the Impact on Site Capacity and Refuse Hydraulic Conductivity. *Waste Management & Research*, 13 (5), 533-554.

- Blight, G. E., Hojem, D. J., Ball, J. M., 1992. Production of Landfill Leachate in Water – Deficient Areas. Ed: T. H. Christensen, R. Cossu, R. Stegmann, Landfilling of Waste: Leachate, London, Academic Press.
- Bohdziewicz, J., Bodzek, M., Gorska, J., 2001. Application of Pressure Driven Membrane Techniques to Biological Treatment of Landfill Leachate. *Process Biochemistry*, 36 (7), 641-646.
- Bouwer, E. J., McCarty, P. L., Bouwer, H., Rice, R. C., 1984. Organic Contaminant Behavior during Rapid Infiltration of Secondary Wastewater at the Phoenix 23rd Avenue Project. *Water Research*, 18 (4), 463-472.
- Boyle, W. C., Ham, R. K., 1974. Treatability of Leachate from Sanitary Landfills. *Water Pollution Control Fed.*, 46 (5), 860-872.
- Brown, K., Thomas, J. C., 1998. A Comparison of the Convective and Diffusive Organic Contaminants through Landfill Liner Systems. *Waste Management & Research*, 16, 296-301.
- Buivid, M. G., Wise, D. L., Blanchet, M. J., Remedios, E. C., Jenkins, B. M., Boyd, W. F., Pacey, J. G., 1981. Fuel Gas Enhancement by Controlled Landfilling of Municipal Solid Waste. *Resources and Conservation*, 6 (1), 3-20.
- Bull, P. S., Evans, J. V., Wechsler, R. M., Cleland, K. J., 1983. Biological Technology of the Treatment of Leachate from Sanitary Landfills. *Water Research*, 17 (11), 1473-1481.
- Cabeza, A., Urtiaga, A., Rivero, M., Ortiz, I., 2007. Ammonium Removal from Landfill Leachate by Anodic Oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, 144 (3), 715-719.
- Cameron, R. D., Koch, F. A., 1980. Toxicity of Landfill Leachates. *Journal of WPCF*, 52 (4).
- Cao, S., Chen, G., Hu, X., Yue, P., 2003. Catalytic Wet Air Oxidation of Wastewater Containing Ammonia and Phenol over Activated Carbon Supported Pt Catalysts. *Catalysis Today*, 88 (1-2), 37-47.
- Carley, B. N., Mavinic, D. S., 1991. The Effects of External Carbon Loading on Nitrification and Denitrification of a High-Ammonia Landfill Leachate. *Water Research*, 17 (11), 1473-1481.
- Castillo, E., Vergara, M., Moreno, Y., 2007. Landfill Leachate Treatment Using a Rotating Biological Contactor and an Upward-Flow Anaerobic Sludge Bed Reactor. *Waste Management*, 27 (5), 720-726.
- Chandra, S., Chauhan, L. K. S., Murthy, R. C., Saxena, P. N., Pande, P. N., Gupta, S. K., 2005. Comparative Biomonitoring of Leachates from Hazardous Solid Waste of Two Industries using Allium Test. *Science of the Total Environment*, 347 (1-3), 46-52.
- Chaturapruek, A., Visvanathan, C., Ahn, K. H., 2005. Ozonation of Membrane Bioreactor Effluent for Landfill Leachate Treatment. *Environmental Technology*, 26 (11), 65-73.
- Chedly, T., Bouselmi, L., Mansouri, L., Ghrabi, A., 2007. Landfill Leachate Treatment with Ozone and Ozone/Hydrogen Peroxide Systems. *Journal of Hazardous Materials*, 140 (1-2), 316-324.
- Chen, T., Esnaul, T. D., Koenig, A., 1997. First Year Operation of the Nent Landfill Leachate Treatment Works in Hong Kong Procaedings Sardinia 97. Siath International Landfill Symposium, Cagliari, Italy.

- Chian, E. S. K., 1977. Stability of Organic Matter in Landfill Leachates. *Water Research*, 11 (2), 225-232.
- Chian, E. S. K., DeWalle, F. B., 1976. Sanitary Landfill Leachates and Their Treatment. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 102 (2), 411-431.
- Chian, E. S. K., DeWalle, F. B., 1977a. Evaluation of Leachate Treatment Volume I: Characterization of Leachate. EPA Report, EPA/600/2-77-186a, Cincinnati, USA.
- Chian, E. S. K., DeWalle, F. B., 1977b. Evaluation of Leachate Treatment Volume II: Biological Physical Chemical Treatment. EPA Report, EPA/600/2-77-186b, Cincinnati, USA.
- Chiang, L., Chang, J., Chung, C., 2001. Electrochemical Oxidation Combined With Physical-Chemical Pretreatment Processes for The Treatment of Refractory Landfill Leachate. *Environmental Engineering Science*, 18 (6), 369-378.
- Chien, P. H., Chien, C. Y., 1997. Nitrogen Control in Landfill Leachate Treatment. *Int. Landfill Symposium*, Sardinia.
- Christensen, T. H., Cossu, R., Stegmann, R., 1992. Landfill Leachate: An Introduction, In *Landfilling of Waste: Leachate*. Elsevier Applied Science, 3-14, London and New York.
- Christensen, B. J., Jensen, D. J., Christensen, T. H., 1996. Effect of Dissolved Organic Carbon on The Mobility of Cadmium, Nickel and Zinc in Leachate Polluted Groundwater. *Water Research*, 30, 3037-3049.
- Christensen, B. J., Jensen, D. J., Gron, C., Filip, Z., Christensen, T. H., 1998. Characterization of the Dissolved Organic Carbon in Landfill Leachate Polluted Groundwater. *Water Research*, 32, 125-135.
- Collivignarelli, C., Avezzu, F., Bald, M., Bissolotti, G., 1993. Recent Developments in Landfill Leachate Treatment Technology. *Fourth International Landfill Symposium*, Sardinia.
- Collivignarelli, C., Bertanza, G., Baldi, M., Avezzu, F., 1998. Ammonia Stripping from MSW Landfill Leachate in Bubble Reactors: Process Modeling and Optimization. *Waste Research* 16 (5), 455-466.
- Corbitt, A. R., 1990. *Standard Handbook of Environmental Engineering*, McGraw-Hill Professional, 1152 p, New York, USA.
- Cossu, R., Foiss, G., Haorstad, K., Lawagnola, M. C., Littarru, P., 1997. Constructed Wetlands for Landfill Leachate Treatment A Comparison of Four Species. *Sixth International Landfill Symposium*, Sardinia.
- Courant, P., Amar, D., 1995. Leachate Treatment Coupling by Membrane Reactor and Reverse Osmosis. *Int. Landfill Symposium*, Sardinia, 1, 541-550.
- Curi, K., İpekoğlu, N., Ekinci, E., 1986. İstanbul'un Mevcut Çöp Problemi ve Çözüm Önerileri. TMMOB, Kimya Mühendisleri Odası, İstanbul.
- Curi, K., 1988. Katı Atıklar. *Çevre ve İnsan*, 9, 8-16.
- Curi, K., 1990. Katı Atık Tanımı, Toplanması ve Uzaklaştırılması. *Kurs Notları, Katı Atık Kirlenmesi Araştırma ve Denetimi Türk Milli Komitesi, Boğaziçi Üniversitesi*, İstanbul.
- Curi, K., 1997. Türkiye'de Katı Atıkların Geri Kazanılması ve Uzaklaştırılması Sorunları. *Katı Atık ve Çevre*, 28, Ekim.
- Curi, K., Ekinci, E., Kocasoy, G., 1998. *Ulusal Çevre Eylem Planı: Katı Atıkların ve Tıbbi Atıkların Yönetimi*. DPT Yayını, Ankara.



- Çallı, B., Ergene, D., Düzova, N., Özkan, D., Mertoğlu, B., İnanç, B., 2000a. Sızıntı Suyu Arıtımında Karşılaşılan Yüksek pH ve Amonyak Konsantrasyonunun Asetik Asit Kullanan Metanojenler Üzerindeki Etkisi. *Su Kirlenmesi Kontrolü*, 10 (2), 45-51.
- Çallı, B., Mertoğlu, B., Koçum, S., Nart, P., Odabaşı, E., İnanç, B., 2000b. Yüksek Amonyak İçeren Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Sularının Anaerobik Arıtımı ve Reaktör Tipinin Etkisi. *Su Kirlenmesi Kontrolü*, 10 (2), 37-43.
- Çay, T., Nas, B., Berktaş, A., İşcan, F., 2006. Katı Atık Deponi Sahalarının Yer Seçiminde Coğrafi Bilgi Sistemleri, Selçuk Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (BAP), Proje No : 2004 / 100, Konya.
- Çay, T., Nas, B., Berktaş, A., İşcan, F., 2007. Katı Atık Deponi Sahalarının Yer Seçiminde Coğrafi Bilgi Sistemleri (CBS) Uygulaması. TMMOB Harita ve Kadastro Mühendisleri Odası Ulusal Coğrafi Bilgi Sistemleri Kongresi, Trabzon.
- Çeçen, E., Erdinçler, A., Kılıç, E., 2003. Effect of Powdered Activated Carbon Addition on Sludge Dewaterability and Substrate Removal in Landfill Leachate Treatment. *Chemosphere*, 7, 707-713.
- Çeçen, F., Aktaş, O., 2004. Aerobic Co-Treatment of Landfill Leachate with Domestic Wastewater. *Environmental Engineering Science*, 21 (3), 303-312.
- Çetin, E., Yılmaz, G., Temizsoy, A., 2005. Evsel Atıksulardan Ardışık Kesikli Reaktörlerde Nutrient Giderimi. II. Mühendislik Bilimleri Genç Araştırmacılar Kongresi, İstanbul.
- Çokgör, E. U., Sözen, S., Orhon, D., Henze, M., 1998. Respirometric Analysis of Activated Sludge Behaviour I. Assessment of the Readily Biodegradable Substrate. *Water Research*, 32 (2), 461-475.
- Dass, P., Tamke, G. R., 1977. Leachate Production at Sanitary Landfill Sites. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 6.
- Değirmenci, M., 2000. Kentsel Su Temininde Yeraltısuyu Kaynaklarının Önemi, Kirlenme Riskleri ve Türkiye'deki Genel Durum. *Çevre Bilim & Teknoloji*, 1, 34-48.
- Demetracopoulos, A. C., 1988. Overview of Landfill Bottom Liners Hydraulics. *Water Resources Bulletin*, 24 (1).
- Demetracopoulos, A. C., Sehayek, L., Erdodan, H., 1986. Modelling Leachate Production from Municipal Landfill. *ASCE, Environmental Engineering*, 110 (4).
- Demir, A., Tüylüoğlu, B. S., 1999. Düzenli Depolama Tesislerinin Tasarım ve İşletilmesi. Kent Yönetimi İnsan ve Çevre Sorunları Sempozyumu, İstanbul.
- Demir, D., Altınbaş, M., Arıkan, O., 1999. Katı Atıklar İçin Entegre Yönetim Yaklaşımı. Kent Yönetimi İnsan ve Çevre Sorunları Sempozyumu, İstanbul.
- De Morais, J. L., Zamora, P. P., 2005. Use of Advanced Oxidation Processes to Improve the Biodegradability of Mature Landfill Leachates. *Journal of Hazardous Materials*, 123 (1-3), 181-186.
- De Morais, J. L., Sirtori, C., Peralta-Zamora, P. G., 2006. Treatment of Landfill Leachates by Heterogeneous Photocatalysis Integrated to a Conventional Biological Process. *Quimica Nova*, 29 (1), 20-23.
- Deng, Y., Englehardt, J. D., 2006. Electrochemical Oxidation for Landfill Leachate Treatment. *Waste Management*, 27 (3), 380-388.

- Diamadopoulos, E., Samaras, P., Dabou, X., Sakellaropoulos, G. P., 1997. Combined of Landfill Leachate and Domestic Sewage in A Sequencing Batch Reactor, *Water Science and Technology*, 36 (2-3), 61-68.
- Dorhofer, G., Siebert, H., 1998. The Search for Landfill Sites-Requirements and Implementation in Lower Saxony. *Environmental Geology*, 35 (1), 55-65.
- Dölgen, D., Alpaslan, N., Sarptaş, H., 2005. Kıyı Yerleşimlerine Uygun Sıvı ve Katı Atık Yönetim Stratejileri Üzerine Görüşler. Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, [www.egebiyoteknoloji.com](http://www.egebiyoteknoloji.com) (10.04.2008).
- Dydo, P., Turek, M., Ciba, J., Trojanowska, J., Kluczka, J., 2005. Boron Removal from Landfill Leachate by Means of Nanofiltration and Reverse Osmosis. *Desalination*, 185 (1-3), 131-137.
- Dzombak, D. A., Langnese, K. M., Spengel, D. B., Luthy, R. G., 1990. Comparison of Activated Sludge and RBC Treatment of Leachate from a Solid Waste Landfill. *Pro. Of 1990 WPCF National Specialty Conf. On Water Quality Management of Landfills*.
- Ehrig, H. J., 1984. Laboratory Scale Tests for Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste. *Proceedings from the International Solid Waste and Public Cleaning Association Congress, Philadelphia*.
- Ehrig, H. J., 1988. Leachate and Gas Generation Geotechnical Practice for Waste Disposal. *Water and Element Bshaces of Landfills in Lecture Notes in Earth Sciences*, Ed: D. E. Daniel, Chapman & Hall, London, 113-136.
- Ehrig, H. J., 1989. Leachate Quality. *Sanitary Lanfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Eds: T.H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann. Academic Press, New York, 213-229.
- Ehrig, H. J., 1998. Biological Processes. *International Training Seminar Management of MSW Landfill Leachate*, Venice.
- Elifsiniotis, P., Manoharan, R., Mavinic, D. S., 1989. The Effects of Sludge Recycle Ratio on Nitrification-Denitrification Performance in Biological Treatment of Leachate. *Environmental Technology Letters*, 10, 1041-1050.
- Elshazly, A. H., Konsowa, A. H., 2003. Removal of Nickel Ions from Wastewater using a Cation-Exchange Resin in a Batch-Stirred Tank Reactor. *Desalination*, 158 (1-3), 189-193.
- Erdin, E., 1996. Çevre Bilimleri ve Teknolojisi Terimler Sözlüğü. DEÜ Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, İzmir.
- Erol, B., 1997. Yüzen Akmatik Bitki Sistemlerinde Azot Giderim Prensipleri. Yüksek Lisans Tezi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Fan, H. J., Shu, H. Y., Yang, H. S., Chen, W. C., 2006. Characteristics of Landfill Leachates in Central Taiwan. *Science of the Total Environment*, 361 (1-3), 25-37.
- Fang, HHP., Lau, IWC., Wang, P., 2005. Anaerobic Treatment of Hong Kong Leachate Followed by Chemical Oxidation. *Water Science and Technology*, 52 (10-11), 41-49.
- Farquhar, C. J., Rovers, F. A., 1973. Gas Production During Refuse Decomposition. *Water, Air and Soil Pollution*, 2.

- Farquhar, G. J., Sykes, J. F., 1980. Landfill Leachate Migration in Soil. Proceedings of Leachate Management Seminar, Toronto-Ontario.
- Fernandez, Y., Maranon, E., Castrillon, L., Vazquez, I., 2005. Removal of Cd ve Zn from Inorganic Industrial Waste Leachate by Ion Exchange, Journal of Hazardous Materials, 126 (1-3), 169-175.
- Fettig, J., Stapel, H., Steinert, C., Geiger, M., 1996. Treatment of Landfill Leachate by Preozonation and Adsorption in Activated Carbon Columns. Water Science and Technology, 34 (9), 33-40.
- Fillos, G., Gleason, P. J., Liebowitz, B., 1990. Leachate Treatment at the Fresh Kils Landfill. Pro. of 1990 WPCF National Specialty Conf. On Water Quality Management of Landfills.
- Fluet, J. E., 1987. Geotextile Testing and the Design Engineer, ASTM-STP 952, Philadelphia. International Journal of Rock Mechanics and Mining Science & Geomechanics Abstracts.
- Frankin, R. J., 2001. Full Scale Experiences with Anaerobic Treatment of Industrial Wastewater. Water Science Technology, 44 (8), 1-6.
- Frigon, J. C., Cimpioia R., Guiot S. R., 2003. Sequential Anaerobic/Aerobic Biotreatment of Bark Leachate. Water Science and Technology, 48 (6), 203-209.
- Fungarolli, A. A., Steiner, R. K., 1971. Laboratory Study for the Behaviour of a Sanitary Landfill. Journal WPCF, 43 (2).
- Gau, S. H., Chang, F. S., 1999. Improved Fenton Method to Remove Recalcitrant Organics in Landfill Leachate. Water Science and Technology, 34 (7-8), 455-462.
- Gay, A. E., Beam, T. G., Mar, B. W., 1993. Cost Effective Solid Waste Characterization Methodology. Journal of Environmental Engineering, 119 (4), 632-644.
- Genon, G., Marchese, F., Dotta, P., Sivera, O., Onofrio, M., 2003. Time Progress of the Quality of a Solid Waste Leachate. The Science of The Total Environment, 114, 149-160.
- Germirli, F., Orhan, D., Artan, N., 1991. Assessment of the Inital Inert Soluble COD in Industrial Wastewater. Water Science and Technology, 23, 1077-1086.
- Goodchild, M. F., Parks, B. O., Steyaert L. T., 1993. Environmental Modeling With GIS, Oxford University Press, 12.
- Gömeç, Ç. Y., Çeçen, F., 2002. Düzenli Depolama Sızıntı Sularında Seyrelme ve Manometrik Yöntemlerle Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ) Analizleri. Su Kirlenmesi Kontrolü, 12 (2), 7-15.
- Gönüllü, M. T., Baştürk, A., San, H. A., 1986. Sızıntı Sularının Uzaklaştırılma İmkânları ve Arıtılabilirliği. Çevre'86 Sempozyumu, İzmir.
- Gönüllü, M. T., 1987. Katı Atık Depo Yerlerinde Oluşan Sızıntı Suyu Kirlenici Özelliklerinin Belirlenmesi ve Bunların Zamanla Değişimini İfade Eden Matematiksel Modellerin Araştırılması. Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Gönüllü, M. T., 1997. Bir Çöp Lizimetresinden Toksik Bileşiklerin (Fenol, Bakır ve Krom) Sızmasının İncelenmesi. Türkiye'de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Gebze, Kocaeli.
- Guimaraes, P., Melo, H. N. S., Cavalcanni, P. F. F., van Haadel, A. C., 2002. Anaerobic-Aerobic Sewage Treatment Using the Combination UASB-SBR

- Activated Sludge. 5th Specialised Conference on Small and Wastewater Treatment Systems, İstanbul, Turkey.
- Güler, Ç. ve Çobanoğlu, Z., 1996. Sağlık Açısından Çöp. Tıbbi Dökümantasyon Merkezi Toplum Sağlığı Dizisi No: 14, Ankara.
- Güzel, G., 2000. Türkiye'deki Katı Atık Politikaları. Katı Atık Seminer Notları, İller Bankası Genel Müdürlüğü Etüd-Plan ve Yol Dairesi Başkanlığı, 32 s, İzmir.
- Hagerty, D. J., Pavoni, J. L., Heer, J. E., 1973. Solid Waste Management. Van Nostrand Reinhold Company, USA.
- He, P., Xue, J., Shao, L., Li, G., Lee, D., 2006. Dissolved Organic Matter (DOM) in Recycled Leachate of Bioreactor Landfill. *Water Research*, 40 (7), 1465-1473.
- Heyer, K., Erdin, E., Tokgöz, S., 1999. Deponi Sızıntı Sularının Arıtma Teknikleri ve Örnek Tesisler. 3. Ulusal Çevre Müh. Kongresi, İzmir.
- Higgs, G., 2006. Integrating Multi-Criteria Techniques with Geographical Information Systems in Waste Facility Location to Enhance Public Participation. *Waste Management Research*, 24, 105-117.
- Hohl, J., 1992. Biological Leachate Treatment by an Upflow Fixed Bed Reactor. *Waste Management International*, 2, München.
- Hoilijoki T. H., Kettunen R. H., Rintala, J. A., 2000. Nitrification of Anaerobically Pretreated Municipal Landfill Leachate at Low Temperature. *Water Research*, 34 (5), 1435-1446.
- Hopkins, G.J., Popalisky, J. R., 1970. Influence of Industrial Waste Landfill Operation on a Public Water Supply. *Journal WPCF*, 42 (3).
- Horan, N. J., Gohar, H., Hill, B., 1997. Application of a Granular Activated Carbon-Biological Fluidised Bed for the Treatment of Landfill Leachates Containing High Concentrations of Ammonia. *Water Science and Technology*, 36 (2-3), 369-375.
- Hosomi, M., Inamori, Y., Matsusise, K., Sudo, R., 1991. Denitrification of Landfill Leachate by the Modified Rotating Biological Contactor (RBC). *Water Science Technology*, 23, 1477-1485.
- Illies, P., Mavinic, D. S., 2001. The Effect of Decreased Ambient Temperature on the Biological Nitrification and Denitrification of a High Ammonia Landfill Leachate. *Water Research*, 35 (8), 2065-2072.
- Imai, A., Iwami, N., Matsushige, K., Inamori, Y., Sudo, R., 1993. Removal of Refractory Organics and Nitrogen from Landfill Leachate by the Microorganism-Attached Activated Carbon Fluidized Bed Process. *Water Research*, 27 (1), 143-145.
- Iza, J., Keenan, P. J., Switzenbaum, M. S., 1992. Anaerobic Treatment of Municipal Solid Waste Landfill Leachate: Operation of a Pilot Scale Hybrid UASB/AF Reactor. *Water Science Technology*, 25 (7), 255-264.
- İlhan, F., Kurt, U., Apaydın, Ö., Gönüllü, M. T., 2007. Treatment of Leachate by Electrocoagulation Using Aluminum and Iron Electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 154 (1-3), 381-389.
- İnanç, B., Çallı, B., Saatçi, A., 2000. Characterization and Anaerobic Treatment of the Sanitary Landfill Leachate in İstanbul. *Water Science and Technology*, 41 (3), 223-30.

- Jensen, D. L., Christensen, T. H., 1997. Speciation of Heavy Metals in Landfill Leachate. Proceedings Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Jo, H. Y., Katsumi, T., Benson, C. H., Edil, T. B., 2001. Hydraulic Conductivity and Swelling of Nonprehydrated GCLs Permeated with Single-Species Salt Solutions. ASCE, Journal of Geotechnology Geoenvironmental Engineering, 127 (7), 557-567.
- Jo, H. Y., Benson, C. H., Shackelford, C. D., Lee, J. M., Edil, T. B., 2005. Long-Term Hydraulic Conductivity of a Geosynthetic Clay Liner Permeated with Inorganic Salt Solutions. ASCE, Journal of Geotechnology Geoenvironmental Engineering, 131 (4), 433-437.
- Johansen, O. J., Carlson, D. A., 1976. Characterization of Sanitary Landfill Leachates. Water Research, 10, 1129-1134.
- Kabdaşlı, I., Tünay, O., Öztürk, İ., Yılmaz, S., Arıkan, O., 2000. Ammonia Removal From Young Landfill Leachate by Magnesium Ammonium Phosphate Precipitation and Air Stripping. Water Science and Technology, 41 (1), 237-240.
- Kahmark, K. A., Unwin, J. P., 1998. Pulp and Paper Effluent Management. Water Environmental Research, 70, 667-669.
- Kanat, G., Demir, A., 2006. Sızıntı Suyu Arıtım Yöntemleri ve Kömürcüoda Katı Atık Depo Sahası İçin Havasız Arıtma Deney Çalışması. Yıldız Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul. [www.yildiz.edu.tr/~kanat/leachate.htm-37k](http://www.yildiz.edu.tr/~kanat/leachate.htm-37k). (14.09.2006).
- Kang, Y. W., Hwang, K., 2000. Effects of Reaction Condition on the Oxidation Efficiency in the Fenton Process. Water Research, 34 (10), 2786-2790.
- Karagöz, S., 1998. Çöp Sızıntı Sularının Su Bitkileriyle Oluşturulan Sistemlerle Arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Kargı, F., Pamukoğlu, M. Y., 2003. Powdered Activated Carbon Added Biological Treatment of Pre-Treated Landfill Leachate in A Fed-Batch Reactor. Biotechnology Letters, 25 (9), 695-699.
- Kaur, K., Churchley, J., Kandhola, N., 2005. Development of an Electrochemical Oxidation Process for the Treatment of Landfill Leachates. Journal of Water and Environment, 19 (4), 384-393.
- Keenan, J. D., Steiner, R. L., Fungaroli, A. A., 1983. Chemical-Physical Leachate Treatment. Journal of Environmental Engineering Division, 109 (6), 1371-1384.
- Keenan, J. P., Iza, J., Switzenbaum, M. S., 1992. Municipal Solid Waste Landfill Leachate Treatment with A pilot-Scale, Hybrid Upflow Anaerobic Sludge Bed Filter Reactor. Emphasizing Inorganic Solids Development, Proc. 46th Purdue Industrial Waste Conf. Purdue University.
- Kennedy, K. J., Hamoda, M. F., Guiot, S. G., 1988. Anaerobic Treatment of Leachate Using Fixed Film and Sludge Bed Systems. Water Pollution Control Fed., 60 (9), 1675-1683.
- Kennedy, K. J., Lentz, E. M., 2000. Treatment of Landfill Leachate Using Sequencing Batch and Continuous Flow Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactors. Water Research, 34 (14), 3640-3656.
- Kestioğlu, K., Akal Solmaz, S. K., Yonar, T., Yalılı, M., Şen, M., Üstün, G. E., Kırıl, B., 2004. Çöp Depolama Sahalarından Kaynaklanan Atıksuların (Sızıntı Sularının) Arıtılabilirlik Çalışmaları. 2001/32 Nolu Proje Nihai Raporu, Bursa.

- Kettunen, R. H., Hoilijoki, T. H., Rintala, J. A., 1996. Anaerobic and Sequential Anaerobic-Aerobic Treatments of Municipal Landfill Leachate at Low Temperatures. *Bioresource Technology*, 58, 31-40.
- Kettunen, R. H., Hoilijoki, T. H., Rintala, J. A., 1998. Performance of an on-site UASB Reactor Treating Leachate at Low Temperature, *Water Research*, 32 (3), 537-546.
- Kim, B. M., 2001. Membrane-Based Solvent Extraction for Selective Removal and Recovery of Metals. *Journal of Membrane Science*, 21 (1), 5-19.
- Kjeldsen, P., 1993. Groundwater Pollution Source Characterization of an Old Landfill. *Journal of Hydrology*, 142 (1-4), 349-371.
- Kjeldsen, P., Christophersen, M., 1999. Composition of Leachate from Old Landfills in Denmark. *Sardinia 99 International Symposium*, Cagliari.
- Kocaer, F. O., Başkaya, H. S., Alkan, U., 2005. Toprağa Uygulanan Çamur-Uçucu Kül Karışımlarının Sızıntı Suyu Özelliklerine Etkileri. *Çevre Bilim ve Teknoloji*, 2 (3).
- Kocasoy, G., 1990. Katı Atıkların Toplanması ve Geri Kazanılması, Katı Atıkların Tanımı, Toplanması ve Uzaklaştırılması. Katı Atık Kirlenmesi Araştırma ve Denetimi Türk Milli Komitesi, Ders Notları, 3.1-3.18, Boğaziçi Üniversitesi, İstanbul.
- Koçer, N. N. ve Kırımhan, S., 2002. Doğu ve Güneydoğu Anadolu Bölgelerindeki Kent Merkezlerinde Kentsel Katı Atık Yönetiminin Değerlendirilmesi. I. Ulusal Çevre Sorunları Sempozyumu, Erzurum.
- Koenig, A., Liu, H., 1996. Autotrophic Denitrification of Landfill Leachate Using Elemental Sulphur. *Water Science and Technology*, 34 (5-6), 469-476.
- Koerner, M. R., 1993. Collection and Removal Systems. *Geotechnical Practise For Waste Disposal*, Daniel, D. E. Chapman & Hall Publ., London, 187-213.
- Koh, I., Chen-Hamacher, X., Hicke, K., Thiemann, W., 2003. Leachate Treatment by the Combination of Photo-Chemical Oxidation with Biological Process. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 162 (2-3), 261-271.
- Korfiatis, G. P., Demetrapoulos, A. C., 1986. Flow Characteristics of Landfill Leachate Collection Systems and Liners. *Journal of Environmental Engineering*, 112 (3), 538-550.
- Korfiatis, G. P., Demetrapoulos, A. C., Boudrimos, E. L., Navy, E. G., 1984. Moisture Transport in a Solid Waste Column. *Journal of Environmental Engineering*, 110 (4), 780-796.
- Koyuncu, İ., 1997. Membran Teknolojisinin Çevre Mühendisliğinde Kullanım Potansiyeli ve Ters Osmoz ile Amonyum İyonu Giderimi. Yüksek Lisans Tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Koyuncu, İ., Topacık, D., 1999. Sızıntı Sularının Membran Teknoloji ile Arıtımı. Kent Yönetimi İnsan ve Çevre Sorunları Sempozyumu, İstanbul.
- Kruse, K., Junge, J., Maak, D., 1994. Leachate Quality from Municipal Solid Waste Landfills. Results of Recent Data Evaluations (in German), *Korrespondenz Abwasser*, 41 (5), 780-786.
- Kulikowska, D., Klimiuk, E., 2004. Removal of Organic and Nitrogen from Municipal Landfill Leachate in Two-Stage SBR Reactors. *Polish Journal of Environmental Studies*, 13 (4), 389-396.

- Kurniawan, T. A., Lo, W., Chan, G., 2007. Phsico-Chemical Traetment for Removal of Recalcitrant Contaminants from Landfill Leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 140 (1-2), 407.
- Kurniawan, T. A., Lo, W., Chan, G., 2006. Degradation of Recalcitrant Compounds from Stabilized Landfill Leachate using a Combination of Ozone-GAC Adsorption Treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 137 (1), 443-455.
- Kutay, A., 1994. Katı Atıkların Depolanmasında Karşılaşılan Geoteknik Problemler. Yüksek Lisans Tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Küçükgül, O., 1999. Katı Atık Düzenli Depolama Sahaları Sızıntı Suyu Özelliklerinin Değişimini İfade Eden Bir Matematiksel Model. Doktora Tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Kylefors, K., Lagerkvist, A., 1997. Changes of Leachate Quality with Degradation Phases and Time. *Proceedings Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Langlais, B., Reckhow, D. A., Brink, D. R., 1991. *Ozone in Water Treatment: Application and Engineering*. CRC Press, 569 p, Michigian, USA.
- Lea, R., Tittlebaum, M., 1993. Energy Cost Saving Associated with Municipal Solid Waste Recyling. *Journal of Environmental Engineering*, 119 (6), 1196-1216.
- Leckie, J. O., Findikakis, A. N., El-Fadel, M., 1997. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. *Journal of Environmental Management*, 50 (1), 1-25.
- Lei, Y., Shen, Z., Huang, R., Wang, W., 2007. Treatment of Landfill Leachate by Combined Aged-Refuse Bioreactor and Electro-Oxidation. *Water Research*, 41 (11), 2417-2426.
- Lettinga, G., 1995. Anaerobic Digestion and Wastewater Treatment Systems. *Journal of Antonie von Leeuwenhoek*, 67 (1), 3-28.
- Lettinga, G., Hulshoff Pol, L. A., 1991. UASB Process Design for Various Type of Wastewaters. *Water Science Technology*, 24 (8), 87-107.
- Li, X. Z., Zhao, Q. L., Hao, X. D., 1999. Ammonium Removal from Landfill Leachate by Chemical Precipitation. *Waste Management*, 19 (6), 409-415.
- Lin, C. Y., Chang, F. Y., Chang C. H., 2000. Codigestion of Leachate with Septage using a UASB Reactors. *Bioresource Technology*, 73 (2), 175-178.
- Lin, S. H., Chang, C. C., 2000. Treatment of Landfill Leachate by Combined Electro-Fenton Oxidation and Sequencing Batch Reactor Method. *Water Research*, 34 (17), 4243-4249.
- Liu, R. L., Liu, Z. H., Tao, C. Y., Sun, D. G., 2006. Fenton Integrated Processes for Landfill Leachate Treatment. *Journal of Central South University of Technology*, 13, 163-166.
- Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A., Di Pinto, A. C., 2004. Fenton's Pre-Treatment of Mature Landfill Leachate. *Chemosphere*, 54 (7), 1005-1010.
- Lu, J. C. S., Eichenberger, B., Stearns, R. J., 1984. *Production and Management of Leachate from Municipal Landfills: Summary and Assessment*. U.S. EPA., Cincinnati.
- Lu, J. C. S., Eichenberger, B., Stearns, R. J., 1985. *Leachate Migration from Municipal Landfills*. *Pollution Technology Review*, No: 19, Noyes Publications, Park Ridge, New Jersey.
- Lugowski, A., Haycock, D., Poisson, R., Beszedits, S., 1989. Biological Treatment of Landfill Leachate. *Pro. of the 44th Industrial Waste Conf.*, USA.

- Maehlum, T., Haarstad, K., Kraft, P., 1995. On Site Treatment of Landfill Leachate in Naturel Systems. Fifth International Landfill Symposium, Sardinia.
- Malina, J. F., Pohland, F. G., 1992. Design of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and Municipal Wastes. CRC Press, 214 p, USA.
- Martiensen, M., Schops, R., 1997. Biological Treatment of Leachate from Solid Waste Landfill Sites Alternations in the Bacterial Community during the Denitrification Process. *Water Research*, 31 (5), 1164-1170.
- Marttinen, S. K., Kettunen, R. H., Sormunen, K. M., Soimasuo, R. M., Rintala, J., 2002. Screening of Physical-Chemical Methods for Removal of Organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates. *Chemosphere*, 46 (6), 851-858.
- McBean, E. A., Rovers, F. A., Farguhar, G. I., 1995. Solid Waste Landfill; Enginnering and Design, 521 p, New Jersey, USA.
- Mc Clintock, S. A., Randall, C. A., Marickovich, D. C., Wang, G., 1990. Biological Nitrification and Denitrification Process for Treatment of Municipal Landfill Leachate. Pro. Of the 1990 WPCF National Specialty Conf. On Water Quality Management of Leachate, USA.
- McCreanor, P. T., Reinhart, D. R., 1997. Mathematical Modeling of Waste Heterogeneities in Leachate Recirculating Landfills. Proceedings of the Thirteenth International Conference on Solid Waste Technology and Management, Philadelphia, USA.
- Mendez-Novelo, R. I., Castillo-Borges, E. E. R., Sauri-Riancho, M. R., Quintal- Franco, C. A., Giacomán-Vallejos, G., Jimenez-Cisneros, B., 2005. Physico-chemical Treatment of Merida Landfill Leachate for Chemical Oxygen Demand Reduction by Coagulation. *Waste Management & Research*, 23 (6), 560-564.
- Menneerich, A., Albers, H., 1986. Anaerobic Pre-Treatment of High Concentrated Landfill Leachates. Proc. Aquatech'86 Water Treatment Conference, Amsterdam.
- Metin, E., Eröztürk, A., Neyim, C., 2003. Solid Waste Management Practices and Review of Recovery and Recycling Operations in Turkey. *Waste Management*, 23 (2003), 425-432.
- Metry, A., Cross, F. L., 1976. Leachate Control and Treatment. Environmental Monograph Series, 7, Technomic Publishing Co., Inc., Westport.
- Meyer, R. L., Zeng, R. J., Giugliano, V., Blackall, L. L., 2005. Challenges for Simultaneous Nitrification, Denitrification and Phosphorus Removal in Microbial Aggregates: Mass Transfer Limittation and Nitrous Oxide Production. *FEMS Microbiology Ecology*, 52 (1-3), 329-338.
- Miller, D. W., 1980. Waste Disposal Effects on Ground Water. Premier Press, 512 p, Berkeley, California.
- Mohammad, A. W., Hilal, N., Pei, L. Y., 2004. Treatment of Landfill Leachate Wastewater by Nanofiltration Membrane. *International Journal of Green Energy*, 1 (2), 251-263.
- Molz, F. J., Widdowson, M. A., Benefield, L. D., 1986. Simulation of Microbial Growth Dynamics Coupled to Nutrient and Oxygen Transport in Porous Media. *Water Resources Research*, 22 (8), 1207-1216.
- Moore, C., 1983. Landfill and Surface Impoundment Performance Evaulation. Environmental Protection Agency Report, SW-869, Washington, USA.



- Mulder, M., 1991. Basic Principles of Membrane Technology. Springer, 564 p, Netherlands.
- Mulkey, L. A., Donigian, A. S., Allision, T. L., Raju, C. S., 1989. Evaluation of Source Term Initial Conditions for Modelling Leachate Migration from Landfills. U. S. EPA, Athens, Georgia.
- Munnich, K., Mahler, C. F., Fricke, K., 2006. Pilot Project of Mechanical-Biological Treatment of Waste in Brazil. Waste Management, 26 (2), 150-157.
- Ntampou, X., Zouboulis, A. I., Samaras, P., 2006. Appropriate Combination of Physico-Chemical Methods (Coagulation/Flocculation and Ozonation) for the Efficient Treatment of Landfill Leachates. Chemosphere, 62 (5), 722-730.
- Nedwell, D., B., Reynolds, P. J., 1996. Treatment of Landfill Leachate by Methanogenic and Sulphate-Reducing Digestion. Water Research, 30 (1), 21-28.
- Nozhernikova, A. N., Nekrasova, V. K., Lebedev, V. S., Lifshits, A. B., 1993. Microbiological Process in Landfills. Water Science Technology, 27 (2), 242-252.
- O'reilly, J. T., 1991. State & Local Government Solid Waste Management. Clark Broadman Callaghan, USA.
- Ortega, L. M., Lebrun, R., Blais, J., Hausler, R., 2006. Treatment of an Acidic Leachate Containing Metal Ions by Nanofiltration Membranes. Separation and Purification Technology, 54 (3), 306-314.
- Oweis, I. S., Khera, P. R., 1990. Geotechnology of Waste Management. Butterworths Publ., 472 p, Cambridge.
- Öbek, E., Hasar, H., Kırbağ, S., İpek, U., 2001. Katı Atı Sızıntı Sularının Yer altı Sularında Oluşturduğu Mikrobiyal Kirlilik: Elazığ İli Örneği. Su Kirlenmesi Kontrolü, 11 (3), 31-38.
- Öman, C. B., Junestedt, C., 2008. Chemical Characterization of Landfill Leachates- 400 Parameters and Compounds. Waste Management, 28 (10), 1876-1891.
- Özkıdık, H. Ö., 1995. Katı Atık Yönetimi ve Belediyeler. Uzmanlık Tezi, Devlet Planlama Teşkilatı Müsteşarlığı, Ankara.
- Özgür, H., Azaklı, S., 1999. Kentsel Katı Atıkların Geri Kazanımı ve Bertarafında Belediyeler Arası İşbirliği. 3. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, İzmir.
- Öztürk, İ., 1999. Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları. Su Vakfı Yayınları, 11-46, İstanbul.
- Öztürk, İ., Altınbaş, M., Arıkan, O., 1999. Katı Atık Sızıntı Suyu Kirliliğinin Boyutları ve Arıtma Teknikleri. Kent Yönetimi ve Çevre Sorunları Sempozyumu, İstanbul.
- Öztürk, İ., Altınbaş, M., Koyuncu, İ., Arıkan, O., Gömeç, Ç. Y., 2003. Advanced Physico-Chemical Treatment Experiences on Young Municipal Landfill Leachates. Waste Management, 23 (5), 441-446.
- Öztürk, İ., Kanat, G., Arıtan, O., Demir, İ., İnanç, B., 1995. İstanbul Evsel Katı Atıklarında Havasız Ortamda Kompostlaşabilirlik ve Biyoenerji Geri Kazanımı ile Mevcut Düzenli Depolama Sahaları Arıtımı Ara Rapor. Araştırma Projesi, İstanbul.
- Pala, A., Erden, G., 2004. Chemical Pretreatment of Landfill Leachate Discharged into Municipal Biological Treatment. Environmental Engineering Science, 21 (5), 549-557.
- Palabıyık, H., 2001. Belediyelerde Kentsel Katı Atık Yönetimi: İzmir Büyükşehir Belediyesi Örneği. Doktora Tezi, DEÜ Sosyal Bilimler Enstitüsü, İzmir.

- Pandey, A. K., Pandey, S. D., Misra, V., 2002. Removal of Toxic Metals from Leachates from Hazardous Solid Wastes and Reduction of Toxicity to Microtox by the Use of Calcium Alginate Beads Containing Humic Acid. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 52 (2), 92-96.
- Parker, R. J., Bateman, S., Williams, D., 1993. Design and Management of Landfills. Proceedings of the Conference on Geotechnical Management of Waste and Contamination, Fell, R., Philips, T., Gerrard, C. Balkema Publ., Rotterdam, Netherlands.
- Peters, T. A., 1998a. Purification of Landfill Leachate with Reverse Osmosis and Nanofiltration Desalination. 119 (1-3), 289-293.
- Peters, T. A., 1998b. Purification of Landfill Leachate with Membrane Filtration. *Filtration & Separation*, 35 (1), 33-36.
- Petrov, R. J., Rowe, R. K., 1997. Geosynthetic Clay Liner (GCL) Chemical Compatibility by Hydraulic Conductivity Testing and Factors Impacting Its Performance. *Journal of Geotechnical Canadian*, 34 (6), 863-885.
- Phelps, D. H., 1982. Solid Waste Leaching Model. Department of Civil Engineering, University of British Columbia, Canada.
- Pohland, F. G., 1975. Sanitary Landfill Stabilization with Leachate Recycle and Residual Treatment. EPA-600/2-75-043, Cincinnati.
- Pohland, F. G., 1980. Leachate Recycle as Landfill Management Option. *Journal of Environmental Engineering Division*, 106 (6), 1057-1069.
- Pohland, F. G., Harper, S. R., 1985. Critical Review and Summaries of Leachate and Gas Production from Landfills. EPA-600/2-86/073, Cincinnati.
- Pusch, W., 1986. Measurement Techniques of Transport Through Membranes. *Desalination*, 59, 105-198.
- Qasim, S. R., Burchinal, J. C., 1970. Leaching of the Pollutants from Refuse Beds. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 96 (1), 49-58.
- Qasim, S. R., Chiang, W., 1994. Sanitary Landfill Leachate Generation, Control and Treatment. CRC Press, 352 p, Pennsylvania, USA.
- Qygaard, J. K., Gjengedal, E., Rqyset, O., 2007. Size Charge Fractionation of Metals in Municipal Solid Waste Landfill Leachate. *Water Research*, 41 (1), 47-54.
- Ramirez, I. M., Velasquez, M. T., 2004. Removal and Transformation of Recalcitrant Organic Matter from Stabilized Saline Landfill Leachates by Coagulation-Ozonation Coupling Processes. *Water Research*, 38 (9), 2359-2367.
- Rao, S. N., Mathew, P. K., 1995. Effects of Exchangeable Cations on Hydraulic Conductivity of a Marine Clay. *Clays and Clays Minerals*, 43 (4), 433-437.
- Raveh, A., Avnimelech, Y., 1979. Leaching of Pollutants from Sanitary Landfill Models. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 51 (11), 2705-2716.
- Reinhart, D. R., 1996. Full-Scale Experience with Leachate Recirculating Landfills. *Waste Management & Research*, 14 (4), 347-365.
- Reinhart, D. R., Al-Yousfi, A. B., 1996. The Impact of Leachate Recirculation on Municipal Solid Waste Landfill Operating Characteristics. *Waste Management & Research*, 14 (4), 337-346.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., 2008. Landfill Leachate Treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 150 (3), 468-493.

- Rivas, F. J., Beltran, F., Gimeno, O., Acedo, B., Carvalho, F., 2003. Stabilized Leachates: Ozone-Activated Carbon Treatment and Kinetics. *Water Research*, 37 (20), 4823-4834.
- Rivas, F. J., Beltran, F., Carvalho, F., Acedo, B., Gimeno, O., 2004. Stabilized Leachates: Sequential Coagulation-Flocculation Plus Chemical Oxidation Process. *Journal of Hazardous Materials*, 116 (1-2), 95-102.
- Robinson, H., 1987. Design and Operation of Leachate Control Measures at Compton Bassett Landfill Site. *Waste Management & Research*, 5 (2), 107-122.
- Robinson, H. D., Barber, C., Maris, P. J., 1982. Generation and Treatment of Leachate from Domestic Wastes in Landfill. *Water Pollution Control*, 81, 65-478.
- Robinson, H. D., Grantham, G., 1990. The Treatment of Landfill Leachates in On-Site Aerated Lagoon Plants: Experience in Britain and Ireland. *Water Research*, 22 (6), 733-747.
- Robinson, H. D., Maris, P. J., 1983. The Treatment of Leachates from Domestic Wastes in Landfills-1: Aerobic Biological Treatment of a Medium-Strength Leachate. *Water Research*, 17 (11), 1537-1548.
- Robinson, H. D., Maris, P. J., 1985. The Treatment of Leachates from Domestic Waste in Landfill Sites. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 57 (1), 30-41.
- Robinson, H. D., Last, S. D., Raybould, A., Savory, D., Walsh, T. C., 1997. State of the Art Landfill Leachate Treatment Schemes in the United Kingdom. *Proceedings Sardinia 97 Sixth Landfill Symposium*, Italy.
- Rodriguez, J., Castrillon, L., Maranon, E., Sastre, H., Fernandez, E., 2004. Removal of Non-Biodegradable Organic Matter from Landfill Leachates by Adsorption. *Water Research*, 38 (14-15), 3297-3303.
- Rovers, F. A., Farquhar, G. J., 1973. Infiltration and Landfill Behavior. *Journal of Environmental Engineering Division*, 99 (5), 671-690.
- Rushbrook, P., 1998. Waste Disposal Workshop'98 Workshop Report. Collaborative Programme on MSWM in Low and Middle-Income Countries, Brazil.
- Saikia, N., Kato, S., Kojima, T., 2006. Behavior of B, Cr, Se, As, Pb, Cd and Mo Present in Waste Leachates Generated from Combustion Residues during the Formation of Ettringite. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (7), 1710-1719.
- Samsunlu, A., 2005. Çevre Mühendisliği Kimyası. Birsen Yayınevi, İstanbul.
- Schmidt, J. E., Ahring, B. K., 1996. Granular Sludge Formation in Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors. *Biotechnology Bioengineering*, 49 (4), 229-246.
- Schreier, C. G., Reinhard, M., 2003. Transformation of Chlorinated Organic Compounds by Iron and Manganese Powders in Buffered Water and in Landfill Leachate. *Chemosphere*, 29 (8), 1743-1753.
- Shackelford, C. D., Benson, C. H., Katsumi, T., Edil, T. B., Lin, L., 2000. Evaluating the Hydraulic Conductivity of GCLs Permeated with Non-Standard Liquids. *Geotextiles and Geomembranes*, 18, 133-161.

- Shiskowski, D. M., Mavinic, D. S., 1998. Biological Treatment of a High Ammonia Leachate: Influence of External Carbon During Initial Startup. *Water Research*, 32 (8), 2533-2541.
- Shu, H., Fan, H., Chang, M., Hsieh, W., 2006. Treatment of MSW Landfill Leachate by a Thin Gap Annular UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Photoreactor with Multi-UV Lamps. *Journal of Hazardous Materials*, 129 (1-3), 73-79.
- Silva, A. C., Dezotti, M., Sant'Anna, G. L., 2004. Treatment and Detoxification of a Sanitary Landfill Leachate. *Chemosphere*, 55 (2), 207-214.
- Slomczynska, B., Wasowski, J., Slomczynski, T., 2004. Effect of Advanced Oxidation Processes on the Toxicity of Municipal Landfill Leachates. *Water Science and Technology*, 49 (4), 273-277.
- Somjai, K., Takashi, I., Seni, K., Suporn, K., 1995. Characteristics of Leachate Produced from Simulation of Landfill in a Tropical Country. *Water Science and Technology*, 31 (9), 119-127.
- Spengel, D. B., Dzombak, D. A., 1991. Treatment of Landfill Leachate with Rotating Biological Contactors: Bench-Scale Experiments. *Journal of Water Pollut. Control Fed.*, 63 (7), 971-981.
- Steensen, M., 1998. Chemical Oxidation for the Treatment of Leachate, Process Comparison and Results from Full-Scale Plants. *Water Science and Technology*, 35 (4), 249-256.
- Straub, W. A., Lynch, D. R., 1982a. Models of Landfill Leaching: Organic Strength. *Journal of Environmental Engineering Division*, 108 (2), 251-268.
- Straub, W. A., Lynch, D. R., 1982b. Models of Landfill Leaching: Moisture Flow and Inorganic Strength. *Journal of Environmental Engineering Division*, 108 (2), 231-250.
- Stuckey, D. C., 1998. The Role of Anaerobic Digestion in the Treatment of Domestic and Industrial Wastewaters; Present Perceptions and Future Prospects. *Technic Anaerobic Process Symposium*, Almanya.
- Suidan, M. T., Schroeder, A. T., Nath, R., Krishnan, E. R., Brenner, R. C., 1993. Anaerobic Digestion of Solid Waste. *Water Science Technology*, 27 (2), 273-282.
- Şafak, A., 2001. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımında Magnezyum Amonyum Fosfat Çöktürmesinin Uygulama Şekilleri ve Hava ile Sıyırma ile KOİ Gideriminin İncelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Şengül, F., 1991. Endüstriyel Atıksuların Özellikleri ve Arıtılması. D.E.Ü. Mühendislik Mimarlık Fakültesi Yayınları, 172 s, İzmir.
- Şengüler, İ., 1994. Mamak (Ankara) Eski Çöp Depolama Sahası ve Çevresel Etkileri. Enerji ve Çevre Sempozyumu Bildiriler Kitabı, 373 s, Mersin Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, Mersin.
- Tatsi, A. A., Zouboulis, A. I., Matis, K. A., Samaras, P., 2003. Coagulation-Flocculation Pretreatment of Sanitary Landfill Leachates. *Chemosphere*, 53 (7), 737-744.
- Tchobanoglous, G., Kreith, F., 2002. *Handbook of Solid Waste Management*. McGraw-Hill, 950 p, USA.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. A., 1993. *Integrated Solid Waste-Management*. McGraw-Hill, 992 p, Singapore.

- Thomas, H., Christensen, T. H., Kjeldsen, E., 1990. Department of Environmental Engineering, Bldg. 115, Technical University of Denmark, 2800-Lyngby, Denmark.
- Timur, H., 1996. Anaerobic Treatment Kinetics of Municipal Landfill Leachate. Ph. D. Thesis, Istanbul Technical University Institute of Science and Technology, Istanbul.
- Timur, H., Öztürk, I., 1997. Anaerobic Treatment Kinetics of Municipal Landfill Leachate. International Conf. On Anaerobic Digestion, Japon.
- Tittlebaum, M. E., 1982. Organic Carbon Content Stabilization through Landfill Leachate Recirculation. Journal of Water Pollution Control Federation, 54 (5), 428-433.
- Toddington, R., Pankhania, M., Clark, E. C., 2005. Advanced Leachate Treatment at the Stewartby Landfill Site. Water and Environment Journal, 19 (3), 264-271.
- Tokgöz, M., Sarmaşık, N., 1982. Çöp Sorunu ve Sağlık. Çevre '82 Sempozyumu, İzmir.
- Topacık, M. S., 2006. Çöp Sızıntı Sularının Nanofiltrasyon ile Arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Toröz, İ., Arıkan, O., 1999. İstanbul'da Katı Atıkların Geri Kazanımı Kent Yönetimi İnsan ve Çevre Sorunları Sempozyumu. Çevre Yönetimi ve Kontrolü, 3, 263-272, İstanbul Büyükşehir Belediyesi, İstanbul.
- Torres, P., Foresti, E., 1996. Domestic Sewage Treatment in an Upflow Anaerobic Sludge Blanket-Sequencing Batch Reactor System. Water Science and Technology, 33 (3), 73-84.
- Trebouet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., Quemener, F., 2001. Stabilized Landfill Leachate Treatment by Combined Physicochemical-Nanofiltration Process. Water Research, 35 (12), 2935-2942.
- Türker, M., 2007. Anaerobik Biyoteknoloji: Türkiye ve Dünyadaki Eğilimler. <http://www.sdu.edu.tr/sempozyum/2007/gida/sablon/Anaerobik%20biyoteknoloji.doc> (08.07.2007).
- Türker, M., 2000a. Hidrojen Sülfür İçeren Gazların Arıtılması: 1-Fizikokimyasal Yöntemler. Su Kirliliği ve Kontrolü, 10 (1), 15-26.
- Türker, M., 2000b. Hidrojen Sülfür İçeren Gazların Arıtılması: 2-Biyoteknolojik Yöntemler. Su Kirliliği ve Kontrolü, 10 (1), 27-45.
- Tüylüoğlu, B. S., 2001. Evsel Katı Atık Sızıntı Sularının Havasız Çamur Yataklı Reaktörle Arıtımı. Doktora Tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Tyrrel, S. F., Harrison, P. B. L., Harrison, K. S., 2002. Removal of Ammonical Nitrogen From Landfill Leachate by Irrigation onto Vegetated Treatment Planes. Water Research, 36, 291-299.
- Uloth, V. C., Mavinic, D. S., 1977. Aerobic Biotreatment of High Strength Leachate. Journal of the Environmental Engineering Division, 103 (4), 647-661.
- Uluatam, S., Yurteri, C., Billur, N., 1984. Ankara Katı Atıklarının Etkin Biçimde Toplanması, Taşınması, Değerlendirilmesi ve Zararsız Hale Getirilmesi. Doğa Bilim Dergisi, 8 (1), 100-101.
- Uygur, A., Kargı, F., 2004. Biological Nutrient Removal from Pre-Treated Landfill Leachate in a Sequencing Batch Reactor. Journal of Environmental Management, 71 (1), 9-14.

- Vatalis, K., Manoliadis, O., 2002. A Two-Level Multi-Criteria DSS for Landfill Site Selection Using GIS: Case Study in Western Macedonia, Greece. *Journal of Geographic Information and Decision Analysis*, 6 (1), 49-56.
- Veli, S., Öztürk, T., Dimoglo, A., 2008. Treatment of Municipal Solid Wastes Leachate by means of Chemical and Electro-Coagulation. *Separation and Purification Technology*, 61 (1), 82-88.
- Vogelpohl, A., Morawe, B., Ramtekejune, D. S., 1995. Activated Carbon Column Performance Studies of Biologically Treated Landfill Leachate. *Chemical Engineering Process*, 34 (3), 299-303.
- Yalılı, M., Kestioğlu, K., Mert, B. K., 2006. Sızıntı Sularının Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılabilirliğinin Respirometrik Yöntemle İzlenmesi. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 11 (1), 2006.
- Yang, L., Henderson, J. P., 1993. Removal of Nitrogen from Long-Term Operated Landfill Leachate by Two A/O Systems with Suspended and Attached Growths Cultures. *Proc. 48th Purdue Industrial Waste Conf.*, USA.
- Yıldız, Ş., 2000. Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Oluşan Çöp Sızıntı Suları ve Arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Kocaeli.
- Yılmaz, G., 2000. Katı Atık Sızıntı Sularından Biyolojik Azot Giderimi. Doktora Tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Yılmaz, G., Arasan, S., Yetimoğlu, T., 2008. Katı Atık Depolama Sahalarındaki Taban Kil Şiltelerinin Geçirimsizliklerine NaCl Tuzunun Etkisi. *İMO Teknik Dergi*, 286, 4347-4356.
- Yılmaz, G., Öztürk, İ., Ubay, G., 1999. Sızıntı Suyunun Biyolojik Arıtılabilirliği. *Türkiye’de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu III*, Kocaeli.
- Yoong, E. T., Lant, P. A., Greenfield P. F., 2000. In Situ Respirometry in An SBR Treating Wastewater with High Phenol Concentrations. *Water Research*, 34 (1), 239-245.
- Zachary, A. S., 1995. *The Environmental Policy Paradox* (4th edition). Prentice Hall, 295 p, New Jersey, USA.
- Zeng, R. J., Lemaire, R., Yuan, Z., Keller, J., 2003. Simultaneous Nitrification, Denitrification and Phosphorus Removal in a Lab-Scale Sequencing Batch Reactor, *Biotechnology and Bioengineering*, 84 (2), 170-178.
- Zhang, H., Choi, H. J., Huang, C., 2005. Optimization of Fenton Process for the Treatment of Landfill Leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 125 (1-3), 166-174.
- Zhang, H., Zhang, D., Zhou, J., 2006. Removal of COD from Landfill Leachate by Electro-Fenton Method. *Journal of Hazardous Materials*, 135 (1-3), 106-111.
- Zinder, S. H., 1990. *Thermophilic Waste Treatment Systems. General, Molecular and Applied Microbiology*.
- Zoutberg, G. R., Eker, Z., 1999. Anaerobic Treatment of Potato Processing Wastewater. *Water Science Technology*, 40 (1), 297-304.
- Walender, U., Henrysson, T., Walender, T., 1997. Nitrification of Landfill Leachate using Suspended Carrier Biofilm Technology. *Water Research*, 31 (9), 2351-2355.
- Walender, U., Henrysson, T., Walender, T., 1998. Biological Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate in a Pilot Scale Suspended Carrier Biofilm Process. *Water Research*, 32 (5), 1564-1570.

- Wang, F., El-Din, M. G., Smith, D. W., 2004. Oxidation of Aged Raw Landfill Leachate with  $O_3$  Only and  $O_3/H_2O_2$ : Treatment Efficiency and Molecular Size Distribution Analysis. *Ozone-Science & Engineering*, 26 (3), 287-298.
- Wang, Z., Zhang, Z., Lin, Y., Deng, N., Tao, T., Zhuo, K., 2002. Landfill Leachate Treatment by a Coagulation-Photooxidation Process, *Journal of Hazardous Materials*, 95 (1-2), 153-159.
- Ward, M. L., Bitton, G., Townsend, T., 2005. Heavy Metal Binding Capacity (HMBC) of Municipal Solid Waste Landfill Leachates. *Chemosphere*, 60 (2), 206-215.
- Weichgrebe, D., Vogelpohl, A., 1994. A Comparative Study of Wastewater Treatment by Chemical Wet Oxidation. *Chemical Engineering and Processing*, 33 (4), 199-203.
- Wenzel, A., Gahr, A., Niessner, R., 1999. TOC-Removal and Degradation of Pollutants in Leachate using a Thin-film Photoreactor. *Water Research*, 33 (4), 937-946.
- Williams, M. R., Bhattacharyya, D., 1990. Separation of Hazardous Organics by Reverse Osmosis Membranes. *Environmental Progress*, 9 (2), 118-125.
- Williams, N. D., Pohland, F. G., McGowan, K. C., Saunders, F. M., 1987. Simulation of Leachate Generation from Municipal Solid Waste. EPA Report, EPA/600/2-87/059, Georgia Tech. Project E20-684, Cincinnati, USA.
- Wiszniewski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., Weber, J. V., 2006a. Landfill Leachate Treatment Methods: A Review. *Environmental Chemistry Letters*, 4 (1), 51-61.
- Wiszniewski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., Weber, J. V., 2006b. Leachate Detoxification by Combination of Biological and  $TiO_2$ -Photocatalytic Processes. *Water Science and Technology*, 53 (3), 181-190.
- Wu, Y. C., Hao, O. J., Ou, K. C., Scholze, R. J., 1988. Treatment of Leachate from Solid Waste Landfill Site using A Two-Stage Anaerobic Filter. *Biotechnology and Bioengineering*, 31 (3), 257-266.

## **ÖZGEÇMİŞ**

1979 yılında Erzurum’da doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Erzurum’da tamamladı. 1999 yılında girdiği Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nden 2003 yılında mezun oldu. 2004 yılında Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda Yüksek Lisans öğrenimine başladı.

Halen özel bir proje firmasında Drenaj Mühendisi olarak çalışmakta olup, evli ve İstanbul’da ikamet etmektedir.