



**İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**DÜZENLİ DEPOLAMA SAHALARINDA OLUŞAN SIZINTI  
SULARININ MEMBRAN BİYOREAKTÖR ve  
NANOFİLTRASYON TEKNOLOJİSİ İLE ARITIMI**

**Çevre Mühendisi Vahit BALAHORLİ  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı  
Yüksek Lisans Programı**

**Danışman  
Yrd.Doç.Dr.Ender ÇETİN**

**Ocak 2011**

**İSTANBUL**



**İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**DÜZENLİ DEPOLAMA SAHALARINDA OLUŞAN SIZINTI  
SULARININ MEMBRAN BİYOREAKTÖR VE  
NANOFİLTRASYON TEKNOLOJİSİ İLE ARITIMI**

**Çevre Mühendisi Vahit BALAHORLİ  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı  
Yüksek Lisans Programı**

**Danışman  
Yrd.Doç.Dr.Ender ÇETİN**

**Ocak 2011**

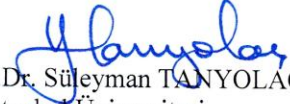
**İSTANBUL**

Bu çalışma 27/01/2011 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans programında Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi



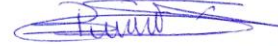
Yrd.Doç.Dr.Ender ÇETİN (Danışman)  
İstanbul Üniversitesi  
Mühendislik Fakültesi



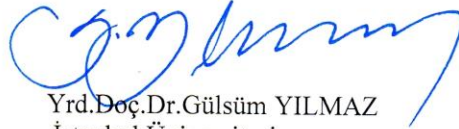
Prof.Dr. Süleyman TANYOLAÇ  
İstanbul Üniversitesi  
Mühendislik Fakültesi



Prof.Dr.Semiha ARAYICI  
İstanbul Üniversitesi  
Mühendislik Fakültesi



Yrd.Doç.Dr.M.Sinan BİLGİLİ  
Yıldız Teknik Üniversitesi  
Mühendislik Fakültesi



Yrd.Doç.Dr.Gülsüm YILMAZ  
İstanbul Üniversitesi  
Mühendislik Fakültesi

## ÖNSÖZ

Yüksek lisans öğrenimim sırasında ve tez çalışmalarım boyunca gösterdiği her türlü destek ve yardımdan dolayı değerli hocam Sn.Yrd.Doç.Dr.Ender ÇETİN'e,

Tezin olgunlaşmasına destek ve katkıda bulunan, İstanbul Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölüm Başkan Yardımcısı Sn.Yrd.Doç.Dr. Gülsüm YILMAZ'a, İstanbul Üniversitesi Elektrik-Elektronik Mühendisliği Bölüm Başkan Yardımcısı Sn.Yrd.Doç.Dr. Hakan DOĞAN'a ve Sn.Arş.Gör.Dr. Abdürrahim AKGÜNDOĞDU'ya

Eğitim süresince desteklerini esirgemeyen İSTAÇ A.Ş. Proje Etüt Müdürü Sn.Dr.Şenol YILDIZ'a,

Bu çalışma boyunca yardımlarını esirgemeyen mesai arkadaşlarıma,

Çalışma süresince manevi desteklerini esirgemeyen aileme,

Teşekkürü bir borç bilirim.

**Ocak, 2011**

**Vahit BALAHORLİ**

# İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ.....	i
İÇİNDEKİLER .....	ii
ŞEKİL LİSTESİ.....	v
TABLO LİSTESİ .....	vii
SEMBOL LİSTESİ .....	ix
ÖZET.....	x
SUMMARY .....	xii
1. GİRİŞ .....	1
1.1 ÇALIŞMANIN AMACI .....	2
1.2 ÇALIŞMANIN ANLAM ve ÖNEMİ .....	2
2. GENEL KISIMLAR.....	4
2.1 KATI ATIK ATIKLARIN BERTARAFI .....	4
2.2 AVRUPA'DA EVSEL ATIK YÖNETİMİ .....	6
2.3 ÜLKEMİZDE EVSEL ATIK YÖNETİMİ .....	7
2.4 SIZINTI SUYU OLUŞUMU ve MİKTARI.....	8
2.4.1 Sızıntı Suyu Oluşumu .....	8
2.4.2 Sızıntı Suyu Miktarı.....	9
2.5 SIZINTI SUYU ÖZELLİKLERİ .....	12
2.6 SIZINTI SUYU ARITIMI.....	17
2.6.1 Sızıntı Suyu Arıtma Prosesleri.....	19
2.7 MEMBRAN BİYOREAKTÖRLER .....	29
2.8 MEMBRANLAR.....	37

2.9	YASAL MEVZUAT.....	44
2.10	YAPAY SİNİR AĞLARI (YSA).....	47
2.10.1	Biyolojik Sinir Sistemi .....	48
2.10.2	Biyolojik Sinir Hücresi (Nöron).....	48
2.10.3	Yapay Sinir Ağlarının Özellikleri.....	49
2.10.4	YSA'ların Yapısı .....	51
3.	MALZEME ve YÖNTEM.....	58
3.1	DEPOLAMA SAHASI TANITIMI.....	58
3.2	ARITMA TESİSİNİN İNCELENMESİ .....	58
3.3	DENEYSEL YÖNTEM.....	68
4.	BULGULAR.....	70
4.1	ATIKSU KARAKTERİZASYONU.....	70
4.1.1	KOİ.....	71
4.1.2	Azotlu Bileşikler .....	72
4.1.3	Askıda Katı Madde .....	73
4.1.4	Fosfat .....	74
4.1.5	Sıcaklık.....	75
4.1.6	pH .....	75
4.2	BİYOLOJİK ARITMA ÜNİTESİ.....	76
4.2.1	Sıcaklık.....	76
4.2.2	Biyokütle Konsantrasyonu .....	77
4.2.3	Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonu .....	79
4.2.4	pH .....	80
4.2.5	Azot Giderim Verimi .....	81
4.2.6	Nitrat-Nitrit .....	82
4.2.7	Fosfat Giderimi.....	83
4.2.8	KOİ Giderimi .....	85

4.3	ULTRAFİLTRASYON ÜNİTESİ.....	91
4.4	NANOFİLTRASYON ÜNİTESİ.....	97
4.5	ARITMA TESİSİ VERİLERİNİN YAPAY SİNİR AĞI MODELİNE UYGULANMASI.....	100
5.	TARTIŞMA ve SONUÇ .....	109
5.1	SIZINTI SUYU KARAKTERİSTİĞİNİN İNCELENMESİ.....	109
5.2	MEMBRAN BİYOREAKTÖR SİSTEMİNİN İNCELENMESİ.....	110
5.3	ARITMA PERFORMANSININ DEĞERLENDİRİLMESİ.....	110
5.4	MEMBRAN PERFORMANSININ DEĞERLENDİRİLMESİ.....	113
5.5	YAPAY SİNİR AĞI ÇALIŞMASI.....	113
	KAYNAKLAR .....	115
	ÖZGEÇMİŞ.....	119

## ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2.1	: Entegre Atık Yönetim Sistemi Elemanları .....	5
Şekil 2.2	: Avrupa Birliği Ülkelerinde Atık Bertaraf Yüzdeleri (Eurostat,2010) .....	6
Şekil 2.3	: Avrupa Birliği Ülkelerinde Evsel Katı Atık Yönetimi Durumu .....	7
Şekil 2.4	: Türkiye’de Evsel Atıkların Bertarafı.....	7
Şekil 2.5	: Sızıntı Suyu Oluşumu .....	8
Şekil 2.6	: Bir Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi için Su Dengesi.....	9
Şekil 2.7	: Katı Atık Bileşenleri ve Sızıntı Suyu Oluşum Basamakları .....	12
Şekil 2.8	: Atık Bozunma Evreleri .....	14
Şekil 2.9	: Türkiye’de Düzenli Depolama Yapılan Sahalarda Sızıntı Suyu Yönetimi	18
Şekil 2.10	: MBR Konfigürasyonu (Choudhary, 2005) .....	29
Şekil 2.11	: Klasik Arıtma ve MBR Prosesi.....	29
Şekil 2.12	: Farklı Hidrolik Kalış Süreleri İçin BOİ/KOİ Oranlarına Göre KOİ Giderimi .....	30
Şekil 2.13	: Aktif Çamur Sistemi Besin Zinciri .....	32
Şekil 2.14	: Ayırma Proseslerine Genel Bakış .....	38
Şekil 2.15	: Sınır Sistemi Gösterimi.....	48
Şekil 2.16	: Nöron Hücresi .....	48
Şekil 2.17	: YSA’ların Şematik Gösterimi.....	52
Şekil 2.18	: İşlem Elemanı Bileşenleri .....	53
Şekil 3.1	: Tesis Yerleşimi .....	59
Şekil 3.2	: Arıtma Tesisi Proses Akım Şeması.....	61
Şekil 3.3	: Nitrifikasyon-Denitrifikasyon Proses Akım Şeması .....	62
Şekil 3.4	: Biyoreaktör Görünümü.....	62
Şekil 3.5	: Kaba Filtre.....	62
Şekil 3.6	: UltraFiltrasyon Membran Sistemi Çalışma Prensibi .....	64
Şekil 3.7	: UltraFiltrasyon Membran Ünitesi.....	64
Şekil 3.8	: Ultrafiltrasyon Modül Görünümü.....	65
Şekil 3.9	: Nanofiltrasyon Ünitesi .....	68
Şekil 4.1	: Sıcaklık Değişimleri .....	77
Şekil 4.2	: Askıda Katı Madde Konsantrasyon Değişimleri.....	77
Şekil 4.3	: Çözünmüş Oksijen Değişimi .....	79
Şekil 4.4	: Sızıntı Suyu ve Biyoreaktördeki pH Değişimi .....	80
Şekil 4.5	: Amonyum Azot Değişimi .....	82
Şekil 4.6	: Biyoreaktör Nitrat ve Nitrit Değerleri .....	83
Şekil 4.7	: Fosfat Değişimleri .....	84
Şekil 4.8	: Toplam Fosfor Değişimleri.....	85
Şekil 4.9	: KOİ Giderme Verimi.....	86
Şekil 4.10	: Amonyum Giderme Verimi .....	87
Şekil 4.11	: Fosfat Giderme Verimi.....	87
Şekil 4.12	: Sızıntı Suyu Giriş KOİ Değerleri.....	88
Şekil 4.13	: Sıcaklık ile KOİ ve Azot Gideriminin Değişimi .....	88
Şekil 4.14	: Sızıntı Suyu Giriş ve Ultrafiltrasyon Çıkış KOİ Değerleri.....	89
Şekil 4.15	: Membran Üniteleri KOİ Değişimleri .....	90



Şekil 4.16	: Ultrafiltrasyon Ünitesi Debi Değişim Grafiği Ocak-Mayıs 2009 Dönemi.	92
Şekil 4.17	: Sıcaklık Değişimleri .....	93
Şekil 4.18	: Ultrafiltrasyon 1A Ünitesi Debi Değişim Grafiği Haziran 2009 Dönemi..	93
Şekil 4.19	:Ultrafiltrasyon 1A Ünitesi Debi Değişim Grafiği Haziran-Ağustos 2009 Dönemi .....	94
Şekil 4.20	:Ultrafiltrasyon 1A Ünitesi Debi Değişim Grafiği Eylül-Aralık 2009 Dönemi .....	95
Şekil 4.21	:Ultrafiltrasyon 1A Ünitesi Akı Değişim Grafiği Eylül- Aralık 2009 Dönemi .....	96
Şekil 4.22	:Ultrafiltrasyon 1A Ünitesi Debi Değişim Grafiği Ocak-Nisan 2010 Dönemi .....	96
Şekil 4.23	: Ultrafiltrasyon 2A Ünitesi Debi Değişim Grafiği Haziran-Ağustos 2009 Dönemi .....	97
Şekil 4.24	:Nanofiltrasyon 1 Ünitesi Debi Değişim Grafiği Temmuz-Ağustos 2009 Dönemi .....	98
Şekil 4.25	:Nanofiltrasyon 2 Ünitesi Debi Değişim Grafiği Temmuz-Ağustos 2009 Dönemi .....	99
Şekil 4.26	:Nanofiltrasyon 2 Ünitesi Debi Değişim Grafiği Ocak-Mart 2009 Dönemi .....	99
Şekil 4.27	: Nanofiltrasyon 2A Ünitesi Debi Değişim Grafiği Ocak-Mart 2009 Dönemi .....	100
Şekil 4.28	: YSA Mimarisi.....	100
Şekil 4.29	: Eğitim, Test ve Validasyon için Veri Kullanımı.....	101
Şekil 4.30	: 1 no'lu YSA Modeli Mimarisi.....	103
Şekil 4.31	: 1 no'lu Model.....	104
Şekil 4.32	: 2 no'lu Model.....	104
Şekil 4.33	: 6 no'lu Model.....	105
Şekil 4.34	: 7 no'lu Model.....	106
Şekil 4.35	: 2 no'lu YSA Modeli Mimarisi.....	106
Şekil 4.36	: 2 no'lu Model.....	107
Şekil 4.37	: 6 no'lu Model.....	107
Şekil 4.38	: 7 no'lu Model.....	108

## TABLO LİSTESİ

Tablo 2.1	:Almanya’da Depolama Tesislerinde Açığa Çıkan Sızıntı Suyu Miktarları .....	10
Tablo 2.2	: Avrupa Ülkelerinde Kaydedilmiş Sızıntı Suyu Miktarları .....	11
Tablo 2.3	: Sızıntı Suyu Özelliklerinin Depo Yaşı İle Değişimi.....	13
Tablo 2.4	: Sızıntı Suyu Sınıfları.....	16
Tablo 2.5	:Çeşitli Ülkelerde Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyu Karakteristikleri.....	16
Tablo 2.6	: Türkiye’de Uygulanan Arıtma Teknikleri ve Tasarım Parametreleri .....	18
Tablo 2.7	: Sızıntı Suyu Arıtımında Kullanılan Fiziksel, Kimyasal ve Biyolojik İşlemler .....	20
Tablo 2.8	: Kirlenme Tanımları.....	37
Tablo 2.9	: Membran Proseslerin Özellikleri .....	39
Tablo 2.10	: Sızıntı Suyu Arıtma Tesislerinden Örnekler .....	40
Tablo 2.11	: S.K.K.Y. Katı Artık Değerlendirme ve Bertaraf Tesisleri için Deşarj Limitleri .....	44
Tablo 2.12	: S.K.K.Y. Altyapı Tesislerine Deşarj Limitleri.....	45
Tablo 2.13	: Kentsel Atıksu Arıtma Tesislerinin Deşarj Limitleri .....	46
Tablo 2.14	: Hassas Bölgelere Deşarj Limitleri .....	46
Tablo 2.15	: Almanya’daki Sızıntı Suyu Deşarj Limitleri .....	47
Tablo 3.1	: Giriş Suyu Tasarım Kriterleri .....	60
Tablo 3.2	: Arıtma Tesisi Çıkış Suyu Tasarım Kriterleri.....	60
Tablo 3.3	: Biyoreaktör Tasarım Kriterleri.....	61
Tablo 3.4	: Ultrafiltrasyon Ünitesi Tasarım Kriterleri .....	66
Tablo 3.5	: Nanofiltrasyon Ünitesi Tasarım Kriterleri .....	66
Tablo 3.6	: Sızıntı Suyu Analiz Yöntemleri.....	68
Tablo 4.1	: Sızıntı Suyu Ölçümleri.....	70
Tablo 4.2	: Sızıntı Suyu KOİ Ölçümleri.....	70
Tablo 4.3	:Şile-Kömürcüoda Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyu Karakterizasyonu .....	71
Tablo 4.4	: Sızıntı Suyu Amonyum Azotu ve Toplam Kjeldahl Analizi.....	73
Tablo 4.5	: Sızıntı Suyu Askıda Katı Madde Analizi .....	74
Tablo 4.6	: Sızıntı Suyu Fosfat ve Toplam Fosfor Analizi .....	75
Tablo 4.7	: Sızıntı Suyu Sıcaklık Ölçümleri.....	75
Tablo 4.8	: Sızıntı Suyu pH Ölçümleri .....	76
Tablo 4.9	: Biyoreaktörde Sıcaklık Değişimi .....	77
Tablo 4.10	: Biyoreaktördeki MLSS Değişimi .....	78
Tablo 4.11	: Biyoreaktördeki MLVSS/MLSS Oranı Değişimi.....	78
Tablo 4.12	: Biyoreaktördeki Çözünmüş Oksijen Değişimi .....	79
Tablo 4.13	: Biyoreaktör pH Değişimi.....	80
Tablo 4.15	: MBR (UF) Çıkışı Nitrat ve Nitrit Değişimi.....	83
Tablo 4.16	: Biyoreaktördeki Fosfor Değişimi.....	84
Tablo 4.17	: Biyoreaktör Toplam Fosfor Değişimi.....	84
Tablo 4.18	: Parametre Bazında Arıtma Verimliliği.....	86
Tablo 4.19	: Modelde Kullanılan Parametreler.....	101

<b>Tablo 4.20</b>	<b>: Model Değerlendirme Tablosu .....</b>	<b>102</b>
<b>Tablo 4.21</b>	<b>: KOİ<sub>mbrikaş</sub> için MSE Değerleri .....</b>	<b>102</b>
<b>Tablo 4.22</b>	<b>: Amonyum<sub>mbrikaş</sub> için MSE Değerleri .....</b>	<b>103</b>

## SEMBOL LİSTESİ

<b>MBR</b>	<b>:Membran biyoreaktör</b>
<b>UF</b>	<b>:Ultrafiltrasyon</b>
<b>NF</b>	<b>:Nanofiltrasyon</b>
<b>KOİ</b>	<b>:Kimyasal Oksijen İhtiyacı</b>
<b>BOİ</b>	<b>:Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı</b>
<b>TKN</b>	<b>:Toplam Kjeldahl Azotu</b>
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	<b>:Amonyum Azotu</b>
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	<b>:Orto Fosfat</b>
<b>TP</b>	<b>:Toplam Fosfor</b>
<b>AKM</b>	<b>:Askıda Katı Madde</b>
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	<b>:Nitrat Azotu</b>
<b>NO<sub>2</sub>-N</b>	<b>:Nitrit Azotu</b>
<b>MLSS</b>	<b>:Karışım Sıvısı Askıda Katı Madde Konsantrasyonu</b>
<b>MLVSS</b>	<b>:Karışım Sıvısı Uçucu Askıda Katı Madde Konsantrasyonu</b>
<b>F/M</b>	<b>:Besin/Mikroorganizma</b>
<b>HRT</b>	<b>:Hidrolik Bekleme Süresi</b>
<b>SRT</b>	<b>:Çamur Yaşı</b>
<b>PVDF</b>	<b>:Polivinildiflorid</b>
<b>SKKY</b>	<b>:Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği</b>
<b>EPS</b>	<b>:Hücre dışı Polimerik Madde</b>
<b>SMP</b>	<b>:Çözünmüş Mikrobiyal Ürün</b>
<b>EKAY</b>	<b>:Entegre Katı Atık Yönetimi</b>
<b>YSA</b>	<b>:Yapay Sinir Ağı</b>
<b>MSE</b>	<b>:Ortalama Karesel Hata</b>
<b>CIP</b>	<b>:Yerinde Temizleme</b>

## ÖZET

### **DÜZENLİ DEPOLAMA SAHALARINDA OLUŞAN SIZINTI SULARININ MEMBRAN BİYOREAKTÖR VE NANOFİLTRASYON TEKNOLOJİSİ İLE ARITIMI**

Bu çalışmada, İstanbul Şile-Kömürcüoda Katı Atık Düzenli Depolama Sahasında oluşan çöp sızıntı sularının Membran biyoreaktör (MBR) ve Nanofiltrasyon (NF) teknolojisi ile arıtımı incelenmiştir.

Çalışma kapsamında, sızıntı suyu arıtımında Türkiye ve Dünya’da uygulanan arıtma metotları incelenmiş, Kömürcüoda Arıtma Tesisine ait ham sızıntı suyu, MBR çıkışı ve Nanofiltrasyon çıkış suyunda yapılan analizler değerlendirilmiştir. Arıtma Tesisine ait, Ocak 2009-Nisan 2010 dönemini kapsayan 16 aylık süreçte yapılan, KOİ, NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P, TP, AKM, NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, pH ölçüm ve analizleri ele alınmış, tesis arıtma verimi değerlendirilmiştir.

Arıtma tesisinin sıcaklık, oksijen, pH ve diğer etkenlere bağlı olarak biyolojik arıtma verimliliği incelenmiştir. 15 °C ve üzeri sıcaklıkta, pH 8 ve yeterli oksijen varlığında (>2 mg/L ) yüksek oranda arıtma verimi elde edildiği, uygun biyoreaktör koşullarında, Ultrafiltrasyon ve buna bağlı olarak Nanofiltrasyon membran performansının artırılabilceği görülmüştür.

Bunun yanı sıra yapay sinir ağı yöntemi kullanılarak arıtma tesisi verimliliğinin giriş ve çıkış parametreleri ile değişimi incelenmiştir. Modelleme çalışmasında MATLAB 2009a programı kullanılmıştır. İnceleme sonucunda arıtma tesisine ait giriş parametrelerinden KOİ<sub>giriş</sub>, amonyum<sub>giriş</sub>, AKM<sub>giriş</sub>, sıcaklık<sub>giriş</sub>, ve MLSS<sub>mbr</sub> nin tesis verimliliği üzerinde en fazla etkiye sahip olduğu tespit edilmiştir. Model, arıtma tesisi verilerini % 86 yaklaşıklıkla tahmin edebilmiştir.

Çalışma sonucunda, MBR+NF sistemi ile sızıntı suyunda bulunan KOİ ve azotlu bileşiklerde yüksek arıtma verimlerine (>% 98) ulaşıldığı, elde edilen çıkış suyunun alıcı ortam deşarj limitlerine uygun değerlere sahip olduğu görülmüştür.

## **SUMMARY**

### **TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE BY MEMBRANE BIOREACTOR AND NANOFILTRATION TECHNOLOGY**

In this study, treatment of leachate from İstanbul-Şile Kömürcüoda Municipal Solid Waste Landfill by membrane bioreactor (MBR) and nanofiltration (NF) technology is examined.

With in the scope of this study, treatment methods for leachate in Turkey and all around the world are reviewed, analysis of untreated leachate, outlet of MBR, outlet of nanofiltration from Kömürcüoda Leachate Treatment Plant is examined. 16-month period analysis, from January 2009 to April 2010, for COD, NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P, Total-P, SS, NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, pH reviewed in detail and treatment efficiency of plant evaluated.

Biological treatment efficiency evaluated depending on temperature, oxygen, pH, and other factors. High treatment efficiency has been achieved in conditions of 15°C or higher temperature, pH 8 and in the presence of sufficient oxygen ( >2 mg/L ). When appropriate bioreactor conditions obtained, increase of UF accordingly NF membranes performance observed.

In addition, changing the efficiency of treatment plant with inlet and outlet parameters using artificial neural network investigated. MATLAB 2009a was used for modelling studies. As a result of review, input parameters of COD, nitrogen , suspended solid, temperature and MLVSS have the maximum effect of plant's efficiency. Treatment plant data have predicted approximate value of % 86 by model.

As a result of the study; % 98 treatment efficiency were acquired in terms of COD and N parameters when MBR+NF systems used.

## 1. GİRİŞ

İnsan faaliyetleri neticesinde ortaya çıkan evsel nitelikli katı atıklar, atık yönetiminin önemli bir parçasıdır. Atık yönetiminin etkin bir biçimde yapılabilmesi için sürdürülebilir olması gereklidir. Katı atıkların bertarafında ileri teknolojiler kullanılsa da nihai bertaraf için düzenli depolama gereksinimi devam etmektedir. Ülkemizde evsel atıkların bertarafında depolama metodu tercih edilmektedir. Ancak düzenli depolamaya ülke genelinde tam olarak geçilebilmiş değildir.

Düzenli depolama, işlemi diğer yöntemlere göre daha basit, ekonomik ve hızlı uygulanabilen bir bertaraf yöntemi olmasının yanı sıra, depo gazı, sızıntı suyu yönetimi gibi önemli süreçleri ihtiva etmektedir. Kentsel katı atıkların yönetiminde nihai bertaraf yöntemi olan katı atık depolama sahalarının en önemli sorunlarından biri sızıntı suyudur. Sızıntı suyu, düzenli depolama sahalarında atık muhtevassından kaynaklanan ve depo alanlarına ulaşan yağmur sularının atık içerisinde süzülmesi ile oluşur. Sızıntı suyu bertaraf edilmesi açısından evsel atıksulara nazaran oldukça zor ve karmaşık bir atıksu türüdür. Sızıntı suyu hacimsel olarak az ancak organik kirlilik yükü açısından yüksek bir değere sahiptir. Çevreye verebileceği tahribat nedeniyle sızıntı sularının diğer atıksular gibi kontrol altına alınarak en uygun şekilde arıtımı gereklidir.

Sızıntı suyu çoğunlukla katı atık dolgu alanının aktif bölümüne yağın ve atık bünyesine geçen yağmur sularından kaynaklanır. Atık doyma kapasitesine ulaştığında, su beraberinde çöpün içerisinde mevcut olan organik maddeler, çözünmüş tuzlar, ağır metaller gibi kirletici maddeleri taşıyarak sızıntı suyu toplama borularına ulaşır. Sızıntı suyu, katı atığın kompozisyonu ve depo yaşı gibi faktörlere bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Sızıntı suları, Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ), Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) ve azot bakımından yüksek konsantrasyonlara sahip bir atık su türüdür. Bu da sızıntı suyunun klasik yöntemlerle arıtımını güçleştirmektedir. Sızıntı suyu kalitesi, depolama yapılan bölgenin ürettiği atık muhtevasına ve özellikle zaman içinde depo alanının yaşıyla değişir.



## 1.1 ÇALIŞMANIN AMACI

Bu çalışmanın amacı, Ülkemizde sızıntı suyu arıtımında ilk kez uygulanan ve fiili uygulaması bulunan tam ölçekli Membran biyoreaktör +Nanofiltrasyon teknolojisinin incelenerek, sızıntı suyu arıtma performansının ortaya konması ve işletme parametrelerinin arıtma verimliliği üzerindeki etkisinin araştırılmasıdır.

Çalışma kapsamında, literatür çalışması yapılarak dünyada ve ülkemizde uygulanan sızıntı suyu arıtma metotları incelenmiştir. Çalışmada, sızıntı suyu giriş ve çıkış parametreleri sayısal olarak ele alınmış, işletme şartlarında gerçekleşen durumlar değerlendirilmiştir. Evsel-Endüstriyel atıksu arıtımında ve sızıntı suyu arıtımında yaygın olarak kullanılmaya başlanan Ultrafiltrasyon ve Nanofiltrasyon membran performansları değerlendirilmiştir.

Buna ilave olarak Yapay Sinir Ağı modeli ile arıtma tesisi verimine etki eden parametreler incelenmiştir. Girdi olarak Arıtma Tesisi sızıntı suyu KOİ, amonyum azotu, sıcaklık, askıda katı madde ve MLVSS parametreleri, çıktı olarak Membran biyoreaktör KOİ<sub>çıkış</sub> ve amonyum azotu<sub>çıkış</sub> parametreleri kullanılmış ve toplamda 20 model oluşturulmuştur.

## 1.2 ÇALIŞMANIN ANLAM ve ÖNEMİ

Ülkemizde katı atıkların bertarafı henüz istenen seviyeye ulaşmamış, bununla birlikte sızıntı suyu yönetiminde arzulanan noktaya gelinememiştir. Yapılan yasal düzenlemelerle birlikte sayıları gün geçtikçe artan düzenli depolama sahalarının en önemli sorunu sızıntı suyu arıtımıdır. Düzenli depolama metodu, katı atık yönetiminin vazgeçilmez bir parçası olup, sızıntı suyu yönetimi açısından oldukça dikkatli yönetilmesi gereken bir uygulamadır. Ülkemizde düzenli depolama yapılmayan alanlarda oluşan sızıntı suları gelişmiş güzel bir biçimde doğaya bırakılmaktadır. Düzenli depolama yöntemi, sızıntı suyu ve depo gazı yönetiminin entegre bir biçimde uygulanması esasına dayanır. Sızıntı sularının arıtımı, yerinde arıtım ya da merkezi atıksu arıtma tesisinde arıtım şeklinde uygulanmaktadır. Ekonomik ve çevresel şartlar açısından uygun olması durumunda sızıntı sularının merkezi bir atıksu arıtma tesisinde arıtılması en uygun olanıdır.

Ancak ülkemizde atıksu arıtma tesislerinin tasarımında sızıntı suyu arıtma tesisi yüklerinin dikkate alınmaması, sayı ve kapasitelerinin yeterli olmayışı da değerlendirildiğinde yerinde arıtım yapılması kaçınılmaz bir durumdur. Bu çalışmada sızıntı sularının yerinde arıtımı hususunda, ülkemizde sızıntı suyunda ilk kez uygulanan Membran biyoreaktör (MBR) ve Nanofiltrasyon sisteminin arıtma verimi değerlendirilmiş, tam ölçekli tesise ait analiz sonuçları paylaşılmıştır. Çalışmanın, ülkemizde atık yönetiminin bir parçası olan sızıntı suyu arıtımı hususunda mevcut yöntemlerle MBR sisteminin mukayese edilmesi, depo sahalarında yeni sızıntı suyu arıtma tesisleri için değerlendirilmesi, teknik bilgi ve tecrübenin geliştirilmesine katkıda bulunacağı düşünülmektedir.

## 2. GENEL KISIMLAR

### 2.1 KATI ATIK ATIKLARIN BERTARAFI

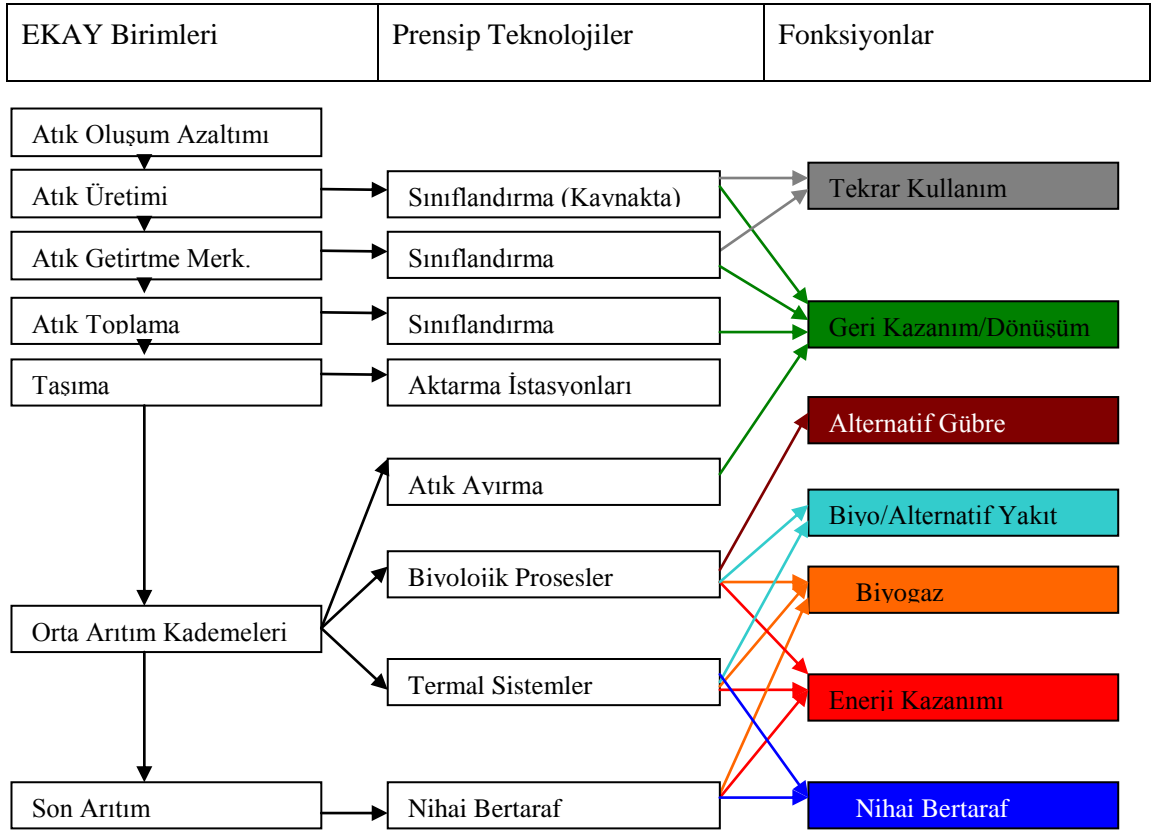
İnsan faaliyetleri neticesinde oluşan ve çevresel etkisi son yıllarda daha fazla anlaşılan katı atıklar, üreticisi tarafından uzaklaştırılmak istenen atık şeklinde ifade edilmektedir. Katı atıklar, kaynaklarına göre evsel, ticari, kurumsal ve endüstriyel katı atıklar ile sokak süprüntüleri, inşaat yıkım ve hafriyat atıkları, arıtma tesisi çamurları, tehlikeli atıklar ve hastane atıkları olarak sınıflandırılırken, bileşimlerine göre bir ayırma yapılmak istendiğinde organikler, inorganikler ve küller olmak üzere üç kısımda incelenebilirler ( Bilgili,2008). Entegre atık yönetimi ve dünyadaki mevcut uygulamalar incelendiğinde, atık bertarafında;

- Geri Kazanım İşlemleri
- Düzenli Depolama
- Biyolojik Prosesler
- Termal Bertaraf Yöntemleri uygulanmaktadır.

Ülkemizde atıkların düzenli depolama ile bertaraf edilmesi daha çok tercih edilmektedir. Düzenli depolama yöntemi daha çok bilinen ve en eski bertaraf metodu olup, tüm ülkelerde çeşitli oranlarda uygulanmaktadır. Atıkların biyolojik olarak bertarafı, gelişmiş ülkelerde sıkça uygulanan bir metottur. Özellikle ayrıştırmanın yaygın olduğu ülkelerde organik atıklar, kompost ve biyometanizasyon gibi biyolojik proseslerle bertaraf edilmektedir. Bir diğer bertaraf yöntemi olan termal bertaraf sistemleri, atıkların yüksek ısı değerlerinde hacimsel ve ağırlıkça azaltılmasını esas alan, bununla birlikte enerji geri kazanımının sağlandığı sistemlerdir.

Termal bertaraf yöntemleri olarak yakma, piroliz ve gazifikasyon olmak üzere 3 ana başlıkta toplanabilir. Evsel atıkların termal bertarafında genellikle yakma sistemleri tercih edilmektedir. Termal prosesler özellikle Japonya ve Avrupa ülkelerinde yaygın olarak kullanılmaktadır.

Atık yönetimi geri kazanım, geri dönüşüm, bertaraf, tekrar kullanım vd metotları içeren Entegre Katı Atık Yönetimi (EKAY) olarak ele alınmalıdır. EKAY’ da fizibilite ve fayda analizlerinin yanı sıra her bir bertaraf yöntemin birbiri ile entegre edilebilirliği incelenmelidir. Şekil 2.1’de entegre atık yönetim sisteminin elemanları verilmiştir.

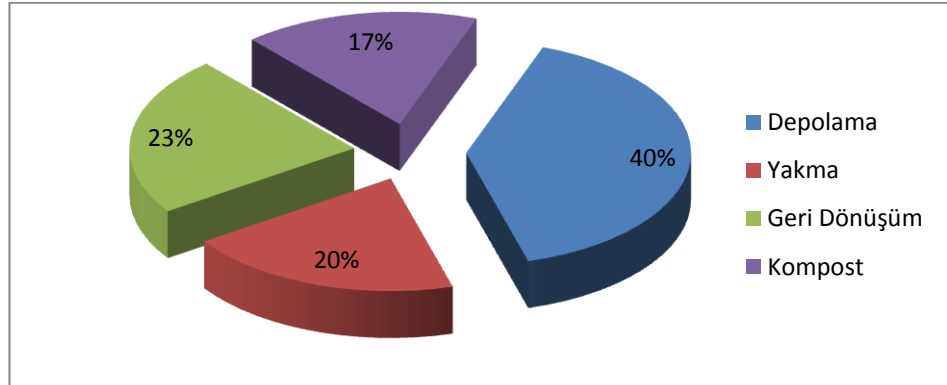


Şekil 2.1 Entegre Atık Yönetim Sistemi Elemanları

## 2.2 AVRUPA'DA EVSEL ATIK YÖNETİMİ

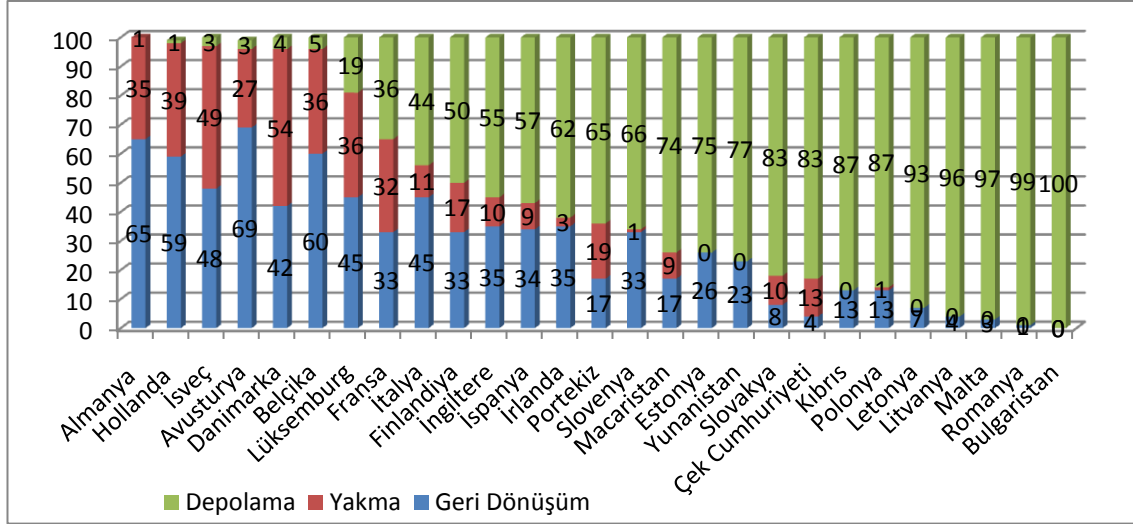
Katı atıkların bertarafında birçok alternatif mevcuttur. Atık yönetiminde öncelikli olarak atık azaltımı ve kaynakta atık ayırımı tercih edilmektedir. Atık yönetimi iyi işleyen ülkelerde kaynağında azaltma ve ayırma işlemlerinin yüksek oranlarda olduğu görülmektedir. Şekil 2.2'de 27 Avrupa ülkesinde uygulanan atık bertaraf yöntemlerinin yüzdesel dağılımı verilmiştir. Avrupa genelinde Geri Kazanım/Dönüşüm işlemleri %23 mertebesindedir.

Bazı ülkelerde çok yüksek oranlara ulaşılmasına rağmen bazı ülkelerin daha başlangıç seviyesinde olması ortalama değeri aşağı çekmiştir. Termal bertaraf yöntemleri son yıllarda artarak % 20 seviyelerine ulaşmıştır (Eurostat,2010). Ortalama düzenli depolama oranı % 40'lar seviyesinde olmasına rağmen atığın tamamına yakını depolayan ülkeler de mevcuttur.



Şekil 2.2 Avrupa Birliği Ülkelerinde Atık Bertaraf Yüzdeleri (Eurostat,2010)

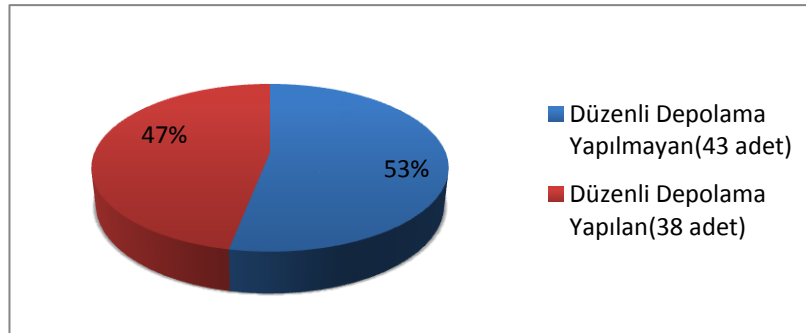
Şekil 2.3'te 27 Avrupa ülkesinin ayrı ayrı atık bertaraf durumları verilmiştir. 2010 yılı verilerine göre oluşan atığın % 80'inden fazlasını depolayan 10 ülke görülmektedir. Bunun yanı sıra Danimarka, İsviçre, Lüksemburg ve Hollanda gibi gelişmiş ülkelerde yakma sistemlerinin kullanım oranı % 20' nin üzerindedir (Eurostat, 2010).



Şekil 2.3 Avrupa Birliği Ülkelerinde Evsel Katı Atık Yönetimi Durumu

### 2.3 ÜLKEMİZDE EVSEL ATIK YÖNETİMİ

Türkiye'de evsel atıkların bertarafı ile ilgili ilk ciddi adım 1994 yılında İstanbul'da atılmıştır. Ülkemizde genel olarak kullanılan bertaraf metodu düzenli depolama olup, ülke genelinde % 47 oranına ulaşılmıştır (Şekil 2.4). Avrupa birliği müktesebatı ile yapılan çalışmalar hızlandırılmış ve öncelikli olarak düzenli depolamanın tüm ülke genelinde yaygınlaştırılması ve vahşi depolamanın ortadan kaldırılması hedeflenmiştir. Özellikle büyükşehirlerde atık yönetimi konusunda daha ciddi adımlar atılmakta ve uygulanan metotlar geliştirilebilmektedir.



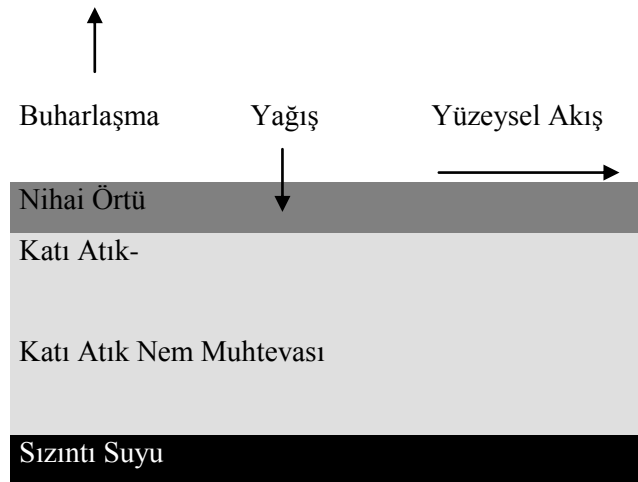
Şekil 2.4 Türkiye'de Evsel Atıkların Bertarafı

Atık bertarafının vazgeçilmez bir parçası olan düzenli depolama yönteminde, sızıntı suyu ve depo gazı yönetimi önemli bir yere sahiptir. İşletme için bu çıktıların yönetilmesi, çevresel ve ekonomik açıdan oldukça büyük etkilere sahiptir. AB uyum çalışmalarında çevre konusunda önemli bir alt başlık da katı atık planlamasıdır. AB Düzenli Depolama Direktifi 81999/31/EC 1995 yılında evsel atıkların % 80'inden fazlasını düzenli depolayan üye devletlere, biyolojik olarak ayrıştırılabilen evsel katı atıkların depolanmasının azaltılması sorumluluğunu yüklemiştir. Buna paralel olarak, Çevre ve Orman Bakanlığı'nın hazırladığı "Atıkların Düzenli Depolanmasına İlişkin Yönetmelikte" düzenli depolama sahalarına gönderilen organik içerikli atıklarının azaltılması hedeflenmiştir. Buna göre, 5 yıl içerisinde depolanacak olan biyobozunur atık miktarı, 2005 yılında üretilen toplam biyobozunur atık miktarının ağırlıkça %75'ine, 8 yıl içinde % 50' sine ve 15 yıl içinde ise %35'ine azaltılması şeklindedir. Bu kapsamda, atık yönetiminde ilerleyen dönemlerde termal veya biyolojik proseslerin uygulanması ve yaygınlaştırılması kaçınılmaz olacaktır.

## 2.4 SIZINTI SUYU OLUŞUMU ve MİKTARI

### 2.4.1 Sızıntı Suyu Oluşumu

Katı atık depo sahasına düşen yağış sularının katı atık içerisinde süzülmesi esnasında çeşitli kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar sonucunda, atık bünyesinde yer alan inorganik ve organik bileşikler sızıntı suyuna geçer. Katı atık ve sızıntı suyu arasındaki bu etkileşimler, Şekil 2.5'te gösterilmiştir.

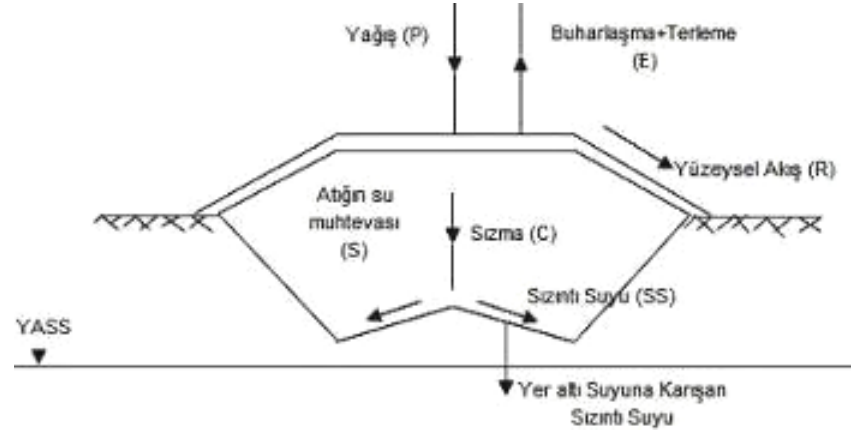


Şekil 2.5 Sızıntı Suyu Oluşumu

Depo gövdesinde gerçekleşen söz konusu bu tür karmaşık reaksiyonların son ürünleri, sızıntı suyu ve depo gazı ile taşınır. Sızıntı suyu, çok sayıda bileşen içerir ve kalitesi çok değişkendir. Sızıntı suyu kalitesi izlenerek, bir depolama sahasındaki atığın yaşı ya da stabilizasyon durumu hakkında önemli bilgiler elde edilebilir (Öztürk, 2010).

#### 2.4.2 Sızıntı Suyu Miktarı

Sızıntı suyu miktarı; yağış, buharlaşma, yüzeysel akış ve atığın su muhtevası bileşenleri dikkate alınarak, atık hücreleri üzerinde kurulacak su dengesi yöntemi ile tahmin edilir (Vesilind vd, 2002). Sızıntı suyu miktarını atık özellikleri, iklimsel özellikler, depolama alanı işletme yöntemi vb. faktörler etkiler.



Şekil 2.6 Bir Katlı Atık Düzenli Depolama Tesisi için Su Dengesi

$$SS = C \pm S - E = P.(1-R) - S - E$$

Burada;

C : Atık deposu gövdesine sızan yağış suyu (=  $P.(1-R)$ ), mm/yıl

P : Yağış yüksekliği, mm/yıl

R : Yüzeysel akış katsayısı, mm/yıl

S : Atık yığını (hücre) bünyesinde tutulan su, mm/yıl

E : Depo yüzeyinden buharlaşma ve terleme, mm/yıl

SS : Oluşması beklenen sızıntı suyu, mm/yıl



Üst örtü tabakası ve atık yığını bünyesinde tutulan yağış suyu miktarı hesaplarında, arazi kapasiteleri esas alınır. Sıkışmış katı atığın arazi kapasitesi ~ 200-300 mm/m alınabilir. Üst örtü toprağı arazi kapasitesi de, zemin cinsi ve uygulanan üst örtü detayına bağlıdır. Katı atık düzenli depolama tesisi sızıntı suyu miktarı;

- Nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesi
- İklim şartları
- Katı atık bileşimi
- Depo yaşı vb. faktörlere bağlı olarak değişir.

Almanya'daki 15 tesiste açığa çıkan sızıntı suyu miktarları Tablo 2.1'de (Ehrig, 1983), Avrupa'nın çeşitli ülkelerinde kaydedilen sızıntı suyu miktarları ise Tablo 2.2'de verilmiştir (Hjelmar vd., 1995). Tablolar incelendiğinde, sızıntı suyu miktarının kurak ve sıcak iklimli yerlerde düşük, yağışlı bölgelerde ise yüksek olduğu görülmektedir. Ayrıca, nihai örtü tabakasının teşkil edilip edilmediğı ve geçirimsizlik derecesi de sızıntı suyu miktarını önemli oranda etkilemektedir.

Tablo 2.1 Almanya'da Depolama Tesislerinde Açığa Çıkan Sızıntı Suyu Miktarları

Tesis No	Toplam Yağış (mm/yıl)	Yağışın Sızan Kısmı (%)	Sızıntı Suyu (m <sup>3</sup> /ha.yıl)	Açıklama
Çelik Tekerli Kompaktörlerle Sıkıştırma				
1	652	15,1	2,7	
2	651-998	12,2-29,8	3,2-8,1	Üzeri örtülü ve bitkilendirilmiş
3	651-998	16,9-21,6	3,0-5,9	
4	632	16,3-18,3	2,8-3,2	
5	509	16,8	2,3	
6	556-1057	15,6-19,6	2,6-5,1	Çok genç depo, üzeri killi toprakla örtülü sızıntı suyu geri devirli
7	770	3,3-7,2	0,7-1,1	Sızıntı suyu geri devirli
8	-	22	3,8	
9	-	38	6,7	

Tablo 2.1' in devamı Paletli Traktörlerle Sıkıştırma

10	571	31,3	4,9	
11	571	4,4	0,4	Killi toprakla örtülü
12	501-728	25-48,2	5,3-8,3	
13	632	32,3	5,9	Üstü örtülü ve bitkilendirilmiş
14	565-655	39,2-42	6,1-7,5	
15	636	19,1-21,4	3,5-3,7	

İstanbul katı atık düzenli depolama alanlarındaki üzeri kapatılmamış, aktif hücrelerden oluşan sızıntı suyu miktarı 10-12 m<sup>3</sup>/ha-gün'dür (Öztürk, 2010). Atık karakterizasyonuna ve işletme şartları ile değişebilen özelliği ve depo sahası bu değerler, Avrupa ülkeleri ve ABD ile mukayese edilebilir değildir. Akdeniz iklimi kuşağında sızıntı suyu oluşumu için 0,15-0,20 m<sup>3</sup>/t KA değerleri verilmektedir (Fadel vd, 2002).

Tablo 2.2 Avrupa Ülkelerinde Kaydedilmiş Sızıntı Suyu Miktarları

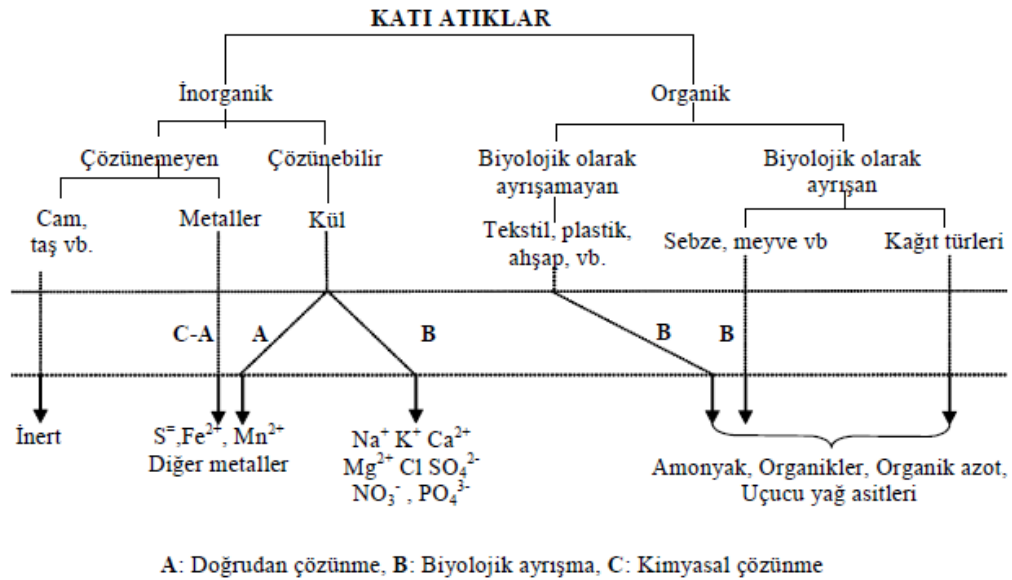
Ülke	Sızıntı Suyu Miktarları
İsveç	Ülke ortalaması 250-300 mm/yıl. Kil nihai üst örtü tabakası ile kaplı tesislerde 10-40 mm/yıl.
Danimarka	350 mm/yıl-işletme sırasında (yıllık yağış yüksekliği 714 mm/yıl).
Almanya	Yağışın %4-35'i (yıllık yağış yüksekliği 510-1160 mm). Düşük değerler genç, yüksek değerler ise yaşlı tesisler için.
İspanya	7 mm/yıl (400 mm/yıl) yağış için
İtalya	82 mm/yıl
Yunanistan	40-60 mm/yıl (387 mm/yıl yağış için)
İngiltere	Yıllık yağışın %24-60'ı (Yıllık yağış yüksekliği 650-1010 mm)

Sızıntı suyu karakteristiği ve miktarı, arıtma maliyetlerine doğrudan tesir edeceğinden sızıntı suyu miktarının azaltılması gereklidir. Sızıntı suyu miktarının azaltımında,

- Küçük hücrelerde işletme
- Boş hücelere düşen yağış sularının tahliyesi
- Geri dönüşümün yaygınlaştırılması (Ambalaj atıkları ve biyobozunur atıklar)
- Geçici örtü
- Geçirimsiz nihai örtü tabakası teşkili, gibi temel tedbirler uygulanmaktadır.

## 2.5 SIZINTI SUYU ÖZELLİKLERİ

Sızıntı suları, katı atıkların ana bileşenlerinden kaynaklanan birçok element ve bileşiği ihtiva etmektedir. Sızıntı suyu karakteristiği değişken bir yapıya sahiptir. Sızıntı suyu özelliği; katı atık bileşenleri, depo yaşı, depo alanının hidrojeolojik durumu, depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler, atıktaki su muhtevası, ısı, pH, redoks potansiyeli, stabilizasyon derecesi, atık yüksekliği, işletme şartları ve iklim şartlarına göre değişir (Akkaya ve Demir, 2009). Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşu basamakları Şekil 2.7 de verilmiştir.



Şekil 2.7 Katı Atık Bileşenleri ve Sızıntı Suyu Oluşum Basamakları

Katı atık kompozisyonu, sızıntı suyu bileşimi ve dolayısıyla sızıntı suyunun arıtılabilirliğini etkiler. Depo yaşı, sızıntı suyu karakterini etkileyen en önemli faktörlerden biridir. Genç depo alanlarında oluşan sızıntı sularında, biyolojik olarak kolay ayrışabilen uçucu yağ asitleri oranı yüksektir.

Depo yaşı ilerledikçe biyolojik bozunma tamamlanmakta ve kolay parçalanmış organik maddelerde azalma meydana gelmektedir. Genç depo alanlarındaki sızıntı sularında  $BOI/KOI > 0,5$  iken yaşlı depo alanlarındaki sızıntı sularında  $BOI/KOI < 0,2$ 'dir. 2-3 yıllık depolama alanlarında özellikle organik maddeler, mikroorganizma türleri ve inorganik kirlilik yükleri maksimuma ulaşır. Sızıntı suyu, organik ve inorganik iyonlar ile metaller dışında mikro kirleticileri de içerebilmektedir. Sızıntı suyunun depo yaşı ile değişimi Tablo 2.3 te verilmiştir (Chian vd, 1977).

Tablo 2.3 Sızıntı Suyu Özelliklerinin Depo Yaşı İle Değişimi

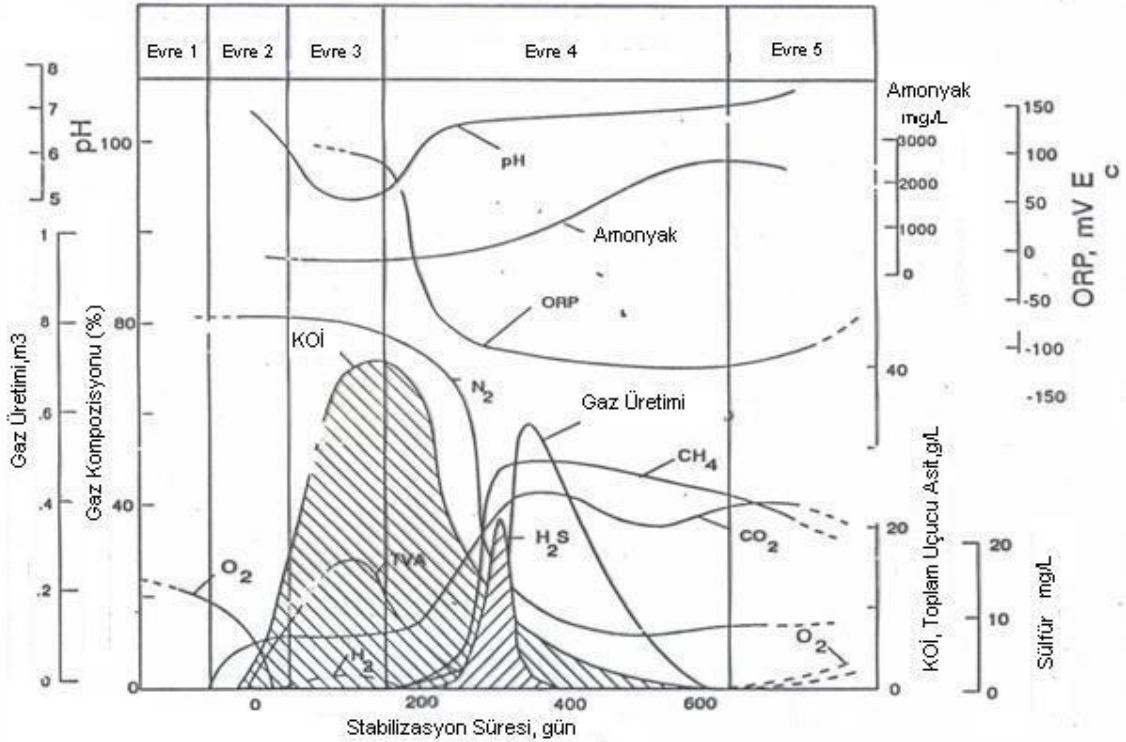
Parametre	1. Yıl	5. Yıl	16. Yıl
pH*	5,2-6,4	5,0-6,6	5,6-6,1
KOI	10000-40000	8000	400
BOI <sub>5</sub>	7500-28000	4000	80
TOK	7300-16350	83-9150	108-3080
NH <sub>3</sub> -N	56-482	36	10
Top-P	25-35	12	8
Toplam Katılar	10000-33000	718-18400	1920-5350
Toplam Uçucu Katılar	5350-20330	124-10300	770-3300
Alkalinite	600-800	1330	70
Klorür	620-1880	5,3-730	115-193
Cd	-	<0,05	<0,05
Mn	75-125	0,06	0,06
Cu	-	<0,5	<0,5
Fe	210-325	6,3	0,6
Pb	-	0,5	1
SO <sub>4</sub>	400-650	2	2
Zn	Eki.30	0,4	0,1

\* pH hariç tüm birimler mg/L'dir.

Kjeldsen vd (2002), sızıntı suyu kirleticilerinin genel olarak 4 farklı grupta toplanabileceğini belirtmiştir.

1. Çözünmüş organik maddeler
2. İnorganik makro kirleticiler
3. Ağır metaller
4. Ksenobiyotik organik bileşikler

Tchobanoglous vd. (1993), sızıntı suyu kalitesinin takip edilerek bir depolama sahasının yaşına ilişkin önemli bilgiler elde edilebileceğini belirtmiştir. Sızıntı suyu bileşenleri, her düzenli depolama alanında farklı özelliklere sahip olabilir. Atığın depolama sahası içerisine gömülmesinden itibaren atığın yaşına göre 5 farklı stabilizasyon evresi meydana gelir. Her evre içerisinde meydana gelen sızıntı suyu parametreleri değerleri ile biyogaz miktar ve kompozisyonu değişkenlik göstermektedir. Sızıntı suyu ve biyogaz parametrelerinin bu süreçte izlenmesi atık stabilizasyonunda bir sorun meydana gelmesi durumunda müdahale edilmesi açısından önem taşımaktadır. Atık stabilizasyonu ve evreleri Şekil 2.8’de verilmiştir (Onay ve Pohland, 1998).



Şekil 2.8 Atık Bozunma Evreleri

Depolama işlemi sonrasında gerçekleşen ilk evre I “Alışma Evresi” dir. Bu süreç depolanan katı atığın, aerobik bakteriler tarafından nem miktarının birikmeye başlaması ve oksijen miktarındaki azalmaya bağlı olarak bozunması ile başlar. Daha sonraki “Geçiş Evresi”nde atık içerisinde nemin artması ve oksijenin tüketilmesiyle ortamda anaerobik şartlar oluşur. Toplam uçucu asit ve kimyasal oksijen ihtiyacındaki (KOİ) artış anaerobik mikrobiyolojik faaliyetleri hızlandırır. Atıkların asidojenik bakteriler tarafından uçucu asitlere dönüştürülmesi ile üçüncü evre olan “Asit Oluşum Evresi” meydana gelir ve bu evrede sızıntı suyu pH değerinde düşüşe neden olur.

Bir önceki evrede üretilen asit bileşikleri “Metan Oluşum Evresi” sırasında metanojenik bakteriler tarafından metan ve karbon dioksit gazına dönüştürülür. Bu fazda pH nötr seviyelerine çıkarken, metal ve uçucu organik asit konsantrasyonları düşürülür. Bu evre depolama alanında gaz üretiminin en yüksek olduğu dönemdir. Son evre ise “Olgunlaşma Evresi” olup, burada biyolojik olarak parçalanabilir maddeler sınırlı hale gelir. Depolama alanlarındaki gaz üretimindeki düşüşün ve sızıntı suyu kompozisyonunda düşük konsantrasyonların elde edildiği evredir (Onay ve Pohland, 1998). Sızıntı suyu karakteristiği genellikle;

- Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ)
- Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ),
- BOİ/KOİ oranı,
- Askıda katı madde (AKM),
- pH,
- Amonyak azotu (NH<sub>3</sub>-N),
- Toplam kjeldhal azotu (TKN) ve ağır metaller gibi parametrelerle değerlendirilir (Renou vd, 2008).

Sızıntı suyu kompozisyonu stabilizasyon evreleri içerisinde farklılık gösterse de genellikle atık yaşına göre genç, orta ve yaşlı olarak 3 farklı kategori altında incelenirler. Sızıntı suyu ile ilgili farklı tesisleri ait ölçümler Tablo 2.4 te verilmiştir (Renou vd, 2008).

Tablo 2.4 Sızıntı Suyu Sınıfları

	Genç	Orta	Yaşlı
Yaş (yıl)	<5	5-10	>10
pH	6,5	6,5-7,5	>7,5
KOİ (mg/L)	>10.000	4.000-10.000	<4.000
BOİ/KOİ	>0,3	0,1-0,3	<0,1
Organik bileşikler	%80 uçucu organik asitler (UOA)	%5-30 UOA+hümkik asit	Hümkik asitler
Ağır metaller	Düşük-Orta	-	Düşük
Ayrışabilirliği	Önemli	Orta	Düşük

KOİ ve BOİ<sub>5</sub> değerlerindeki değişimler incelendiğinde, Avrupa ülkelerinde, Afrika ve Asya ülkelerindeki sızıntı sularından daha düşük olduğu görülmektedir. Bu durum, Avrupa ülkelerinde düzenli depolama yönteminin uzun zamandan beri kullanılıyor olması, yaşam standartları, kaynağında ayırma yönteminin yaygın olması ve atığın organik içeriğinin düşük olmasına bağlıdır (Akkaya ve Demir, 2009). Tablo 2.5'de çeşitli ülkelere ait sızıntı suyu karakteristikleri verilmiştir (Renou vd, 2008).

Tablo 2.5 Çeşitli Ülkelerde Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyu Karakteristikleri

Tesis Yaşı	Depo Sahası	KOI	BOI	BOI/KOI	pH	SS	TKN	NH <sub>3</sub> -N
Genç	Kanada	13800	9660	0.7	5,8	-	212	42
Genç	Kanada	1870	90	0.05	6,58	-	75	10
Genç	Çin, Hong Kong	15700	4200	0.27	7,7	-	-	2260
Genç	Çin, Hong Kong	1700	7300	0.43	7,0-8,3	>5000	3200	3000
Genç		1300	5000	0.38	6,8-9,1	2000	11000	11000
Genç		50000	22000	0.44	7,8-9	2000	13000	13000
Genç	Çin, Mainland	1900-3180	3700-8890	0.36-0.51	7,4-8,5	-	-	630-1800
Genç	Yunanistan	70900	26800	0.38	6,2	950	3400	3100
Genç	İtalya	1990	4000	0.20	8,0	-	-	3917
Genç	İtalya	10540	2300	0.22	8,2	1666	-	5210
Genç	Güney Kore	24400	10800	0.44	7,3	2400	1766	1682
Genç	Türkiye	16200-20000	10800-11000	0.55-0.67	7,3-7,8	-	-	1120-2500
Genç	Türkiye	35000-50000	21000-25000	0.5-0.6	5,6-7	-	-	2020
Genç	Türkiye	35000-50000	21000-25000	0.5-0.6	5,6-7	2630-3930	2370	2020
Genç	Türkiye	10750-18420	6380-9660	0.52-0.59	7,7-8,2	1013-1540	-	1946-2002
Orta Y.	Kanada	3210-9190	-	-	6,9-9	-	-	-
Orta Y.	Çin	5800	430	0.07	7,6	-	-	-

Orta Y.	Çin, Hong Kong	7439	1436	0.19	8,22	784	-	-
Orta Y.	Almanya	3180	1060	0.33	-	-	1135	884
Orta Y.	Almanya	4000	800	0.20	-	-	-	800
Orta Y.	Yunanistan	5350	1050	0.20	7,9	480	1100	940
Orta Y.	İtalya	5050	1270	0.25	8,38	-	1670	1330
Orta Y.	İtalya	3840	1200	0.31	8,0	-	-	-
Orta Y.	Polonya	1180	331	0.28	8,0	-	-	743
Orta Y.	Tayvan	6500	500	0.08	8,1	-	-	5500
Orta Y.	Türkiye	9500	-	-	8,15	-	1450	1270
Yaşlı	Brezilya	3460	150	0.04	8,2	-	-	800
Yaşlı	Estonya	2170	800	0.37	11,5	-	-	-
Yaşlı	Finlandiya	556	62	0.11	-	-	192	159
Yaşlı	Finlandiya	340-920	84	0.09-0.25	7,1-7,6	-	-	330-560
Yaşlı	Fransa	500	07.Oca	0.01	7,5	130	540	430
Yaşlı	Fransa	100	3	0.03	7,7	13-1480	5-960	0,2
Yaşlı	Fransa	1930	-	-	7,0	-	-	295
Yaşlı	Malaysia	1533-2580	48-105	0.03-0.04	7,5-9,4	159-233	-	-
Yaşlı	Güney Kore	1409	62	0.04	8,57	404	141	1522
Yaşlı	Türkiye	10000	-	-	8,6	1600	1680	1590

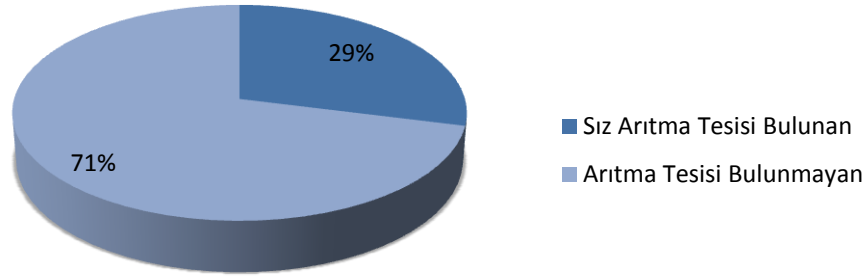
## 2.6 SIZINTI SUYU ARITIMI

Sızıntı suyu yerinde ya da harici arıtma şeklinde bertaraf edilmektedir. Sızıntı sularının arıtımında genel olarak, fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotları kullanılmaktadır. Bu metotlardan herhangi birinin tek başına kullanımı ile yüksek oranda arıtma verimi elde etmek zordur. Bunun için sızıntı suyu arıtımında genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotların kombinasyonu, ileri arıtma metotlarında ise adsorpsiyon ve membran teknolojileri kullanılmaktadır (Renou vd, 2008). Sızıntı suyunun miktar ve özellikleri depolama sahalarına kabul edilen atıkların karakteristiğine ve depolama yaşına bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Sızıntı suyu arıtımına etki eden faktörler;

1. Sızıntı Suyu Karakteristiği
2. Deşarj Standartları/Yasal Mevzuat
3. Arıtılabilirlik
4. İşletme
5. Maliyet



Ülkemizde sızıntı suyu arıtımına yönelik çalışmalar yapılmış, İstanbul, Bursa, Trabzon, Antalya, Çanakkale vd illerde arıtma tesisleri kurulara sızıntı suları kontrol altına alınmıştır. Düzenli depolama yapılan tesislerde arıtma tesisi % 29' dur (Şekil 2.9). Sızıntı suyunun yerinde arıtımı birçok ülkede uygulanmakta ve arıtma neticesinde sızıntı suları deşarj limitlerine uygun hale getirilebilmektedir. Sızıntı suyu arıtımının mümkün olmadığı durumlarda sızıntı suları kanalizasyon sistemine deşarj edilmektedir. Çöp sızıntı suyundan kaynaklı koku, çökelme gibi problemlerin minimize edilmesi için asgari suretle ön arıtma yapılması gereklidir. Ön arıtma yapılarak sızıntı suyunda, sertlik, AKM, KOİ konsantrasyonlarının belirli ölçülerde azaltılması sağlanabilir. Böylece kanalizasyon hattına ve atıksu arıtma tesisine daha az ve dengeli yük verme imkanı elde edilebilir.



Şekil 2.9 Türkiye'de Düzenli Depolama Yapılan Sahalarda Sızıntı Suyu Yönetimi

Türkiye'de 38 adet düzenli depolama sahası bulunmakta ve bunların sadece 11 tanesinde sızıntı suyu arıtma tesisi bulunmaktadır. İki ilde ise sızıntı suyu arıtma tesisi yapım ve ihale aşamalarında.

Tablo 2.6 Türkiye'de Uygulanan Arıtma Teknikleri ve Tasarım Parametreleri

Şehir	Arıtma Metodu	Mevcut Durum	Tasarım Kapasite m <sup>3</sup> /gün	Tasarım KOİ mg/L	Tasarım BOİ mg/L	Tasarım TN/TKN/NH <sub>4</sub> mg/L	Tasarım AKM mg/L
Erzurum	Ters osmoz	Faal		24950		1065	1380
Kuşadası	Ters osmoz	Faal	600	48.000	34.000	3.000	
Samsun	Ters osmoz	Yapım		28.000	15.000	2.800	2.000

İstanbul	MBR	+					
	Nanofiltrasyon	Faal	2.000	20.000	13000	3000	1500
Trabzon	MBR	+					
	Nanofiltrasyon	Faal	50	20.000	13000	3000	1500
Bitlis	MBR	+					
	Nanofiltrasyon	Yapım					
Antalya	Anaerobik ve						
	Aerobik	Faal	200	50.000	40.000	3.000	
Çanakkale	Anaerobik ve						
	Aerobik	Faal	45	8.137	11.487	1.000	600
Bursa	Aerobik,						
	Fakültatif						
Sinop	lagün ve AKR	Faal	500	30.000	15.000		1.500
	Aerobik,						
Didim,	Fakültatif						
	lagün ve AKR	İhale	22	26000	10500	823	3790
Marmaris							
	ve Kocaeli	Kimyasal					
Solaklar	arıtıma	Faal					

Tablo 2.6'dan anlaşılacağı gibi, ülkemizde oldukça az sayıda sızıntı suyu arıtma tesisi bulunmaktadır. Ancak, son yıllarda Avrupa Birliği uyum süreci ile yenilenen mevzuata uygun olarak, yeni düzenli depolama sahaları faaliyete geçirilmekte ve buna bağlı olarak sızıntı suyu arıtımı konusunda çalışmalar yapılmaktadır. Bunun, sızıntı suyu arıtma tesisi sayısının artmasına ve daha farklı arıtma proseslerinin uygulanmasına katkısı olacaktır.

### 2.6.1 Sızıntı Suyu Arıtma Prosesleri

Evsel katı atık düzenli depolama sahalarında oluşan sızıntı suyunun arıtımında birçok yöntem tercih edilmekte ancak bu yöntemler tek başına nihai çözüm olmayıp, entegre bir arıtma prosesi ile istenen verimde arıtma işlemleri gerçekleştirilebilmektedir. Tchobanoglous vd. (1993), sızıntı suyu arıtımında sıklıkla tercih edilen arıtma yöntemlerini Tablo 2.7' deki gibi özetlemiştir.

Tablo 2.7 Sızıntı Suyu Arıtımında Kullanılan Fiziksel, Kimyasal ve Biyolojik İşlemler

Arıtma Prosesleri	Amaç	
<b>Fiziksel</b>	Çöktürme/flotasyon	Askıda katı madde giderimi
	Filtrasyon	
	Hava ile sıyırma	Amonyak ve uçucu organik madde giderimi
	Adsorpsiyon	Organik madde giderimi
	İyon değiştirme	Çözünmüş inorganik madde giderimi
	Ters Ozmoz	Organik ve inorganik madde giderimi
	Buharlaştırma/yakma	Ters ozmoz konsantrasi bertarafı
<b>Kimyasal</b>	Nötralizasyon	pH kontrolü
	Kimyasal çöktürme	Ağır metal ve bazı anyonların giderimi
	Koagülasyon/flokülasyon	Çökelmeyen askıda katı madde giderimi
	Kimyasal oksidasyon	Organik madde giderimi, detoksifikasyon
<b>Biyolojik</b>	Aktif çamur	Organik karbon giderimi
	Ardışık kesikli reaktörler	
	Havalandırılmalı lagün/stabilizasyon havuzu	
	Biyofilm sistemleri (damlatmalı filtre, döner biyolojik diskler)	
	Havasız lagün ve temas tankları	
	Havasız (yukarı akışlı çamur yatağı, filtre veya hibrit) reaktörler	
	Nitrifikasyon/denitrifikasyon	

Biyolojik arıtma prosesleri, genç depolama alanlarında oluşan ve biyolojik olarak ayrışabilir organik madde içeriği yüksek sızıntı sularının arıtımında etkilidir. Ancak, yaşlı sızıntı sularının arıtımında aynı etkiye sahip değildir. Yaşlı sızıntı sularının fiziksel, kimyasal arıtma işlemleri ile bertaraf edilmesi mümkündür.

#### 2.6.1.1 Fiziksel Arıtma

Sızıntı suyunda uygulanan fiziksel arıtım prosesleri, çöktürme, iyon değiştirme, amonyak sıyırma, kum filtresi, çözünmüş hava ile yüzdürme, aktif karbon adsorpsiyonu, basınçlı membran filtrasyon prosesi ve buharlaştırma şeklindedir. Bu prosesler genelde ham sızıntı suyundan organik madde gideriminde başarılı sonuç vermemektedir bu nedenle Pohland ve Harper (1985) ters ozmoz, aktif karbon (PAC ve

GAC) ve iyon değiştirme işlemlerinin biyolojik arıtmadan sonra kullanılmasının daha başarılı sonuç verdiğini belirtmektedir. Bununla birlikte, her proses biyolojik sistemlerle eşleştirilse bile kısıtlı uygulamaları bulunmaktadır ve bunun için ön sebeple bu sistemler, fiziko-kimyasal arıtma teknikleri biyolojik sistemler veya son arıtım olarak kullanıldığında daha etkili olmaktadır (Bonchai, 2004).

Çöktürme, sızıntı suyu içerisindeki askıda katı madde içeriğini düşürmek için çok sıklıkla tercih edilen metottur. Partikül boyutları koloidal olması durumunda flokülant eklemek gerekmektedir. Kum filtresi sızıntı suyundaki katıların çok küçük boyutta ve koloidal olması durumunda nadiren kullanılır. Kum filtrelerin yüksek ilk yatırım maliyeti ve yüksek derecede kontrol gerekmektedir (Technical Guidance, 2007).

Çözünmüş Hava ile Yüzdürme yöntemi, arazinin çöktürme tankları yapmak için yeteri kadar büyük olmadığı durumlarda bazen kullanılır. Sızıntı suyu genellikle ÇHY öncesi iyileştirme gerektirmektedir ve bu yöntemin yüksek ilk yatırım maliyetleri vardır (Technical Guidance, 2007). Bir diğer metot da Aktif Karbon Adsorpsiyonudur. Aktif karbon sisteminin biyolojik ön arıtımla kombinasyonu sızıntı suyu arıtma sistemlerinde KOİ, AOX, ve diğer zehirli maddelerin gideriminde kullanılan başlıca yöntemlerdendir. Sızıntı suyu arıtma tesislerinde harcanan 130 dan fazla karbon tipi belirlenmiştir. AOX ve KOİ biyolojik sistemlerin birincil önceliği olmadığından bu sistemlerde çıkış değeri limitlerin üzerinde olabilir. Kısmen seyreltilmiş sızıntı sularında, ayırıcı plaka ya da basınçlı kum filtre kullanılarak akımdaki askıda katı madde, karbon filtrenin katı madde ile tıkanmaması için tutulur. Bu tür sistemlerde sızıntı suyunda karbona zarar verecek maddelerin olmadığından emin olunmalıdır. Toz Aktif Karbon biyolojik arıtma sonrası özellikle organik içeriğin son giderimde absorbant olarak kullanılır. Bununla birlikte tüketim giderleri yüksek olabilir. Bu sistemler, biyolojik olarak giderilemeyen organik maddelerin arıtımında etkilidir. Ancak azot gideriminde verimi düşüktür.

Sızıntı suyunda amonyum ve KOİ parametreleri arıtma prosesinde belirleyici en önemli parametrelerdir. Amonyumun gideriminde fiziksel yöntem olarak hava ile sıyırma işlemi, yüksek pHda çok miktarda havanın sızıntı suyu yüzeyinden geçmesi böylece sudaki amonyumun kısmi basıncının amonyumun sıvıdan gaz faza geçmesine sebep olması işlemini içermektedir. Bu işlem aynı zamanda suyun sıyırma kulelerinde hava

akımının içinden geçmesi sağlanarak da yapılabilir. Sıyırma kuleleri gaz ile sıvı faz arasında daha iyi etkileşim olduğu için daha verimlidir. Amonyum sıyırma kütle transferi kontrollü olduğundan sıvının temas edeceği yüzey alanı maksimumda tutulmalıdır. Bu da spreyleme ya da damlacık sistemiyle sağlanabilir. Bu proses sonrasında pH kontrolü ve sudan havaya geçen uçucu kirleticilerin kütle dengesi belirlenmelidir (Boonchai, 2004).

Fiziksel arıtma yöntemleri arasında yer alan diğer bir metot ise membran sistemleridir. Membran, sıvı içerisindeki farklı yapıdaki materyallerin seçici geçirgenlikle transferine olanak veren duvar şeklinde bir yapı olarak tanımlanır. Membran üretiminde temel unsur, yüksek derecede seçiciliği ve geçirgenliği sağlayabilecek ve mantıklı mekanik gücü olan malzeme üretebilmektir. Membranın optimal fiziksel yapısı, ince bir materyal, dar delik genişliği ve yüksek yüzey porozitesi şeklindedir. Bu konsept çözülmüş sıvıların ayrılabilmesi ve gaz karışımlarının ayrıştırılabilmesi özellikleri eklenerek genişletilebilir.

Membran ayırma prosesleri partikül ve molekül büyüklüğüne göre sınıflandırılır. Ters Ozmoz, Nanofiltrasyon, Ultrafiltrasyon, Mikrofiltrasyon sistemler genelde kimyasal kullanımı gerektirmezler ve ortam sıcaklığında işletilebilirler bu da bu sistemleri çevresel ve ekonomik açıdan çekici sistemler kılmaktadır. TO membranları organik makromoleküller, kolloid maddelerin ve inorganiklerin % 99' unu giderebilir. Membran filtrasyonu genç veya asidik sızıntı suyu arıtımında daha az verimlidir. NF ve TO sızıntı suyunda organik, inorganik, nitrojen ve AOX gideriminde etkili olsalar da, kirlenmeye karşı duyarlılık ve kısa kullanım süresi başlıca dezavantajlarıdır. Birçok Avrupa Ülkesinde sızıntı suyu gideriminde kullanılmaktadır. Ters ozmos sistemi yüksek kalitede çıkış suyu üretmektedir. Ancak, konsantrasyon kısmının bertaraf edilmesi ve depolama sahası sızıntı suyu oluşumuna etkisi en aza indirilmelidir (Technical Guidance, 2007).

Bir diğer arıtma metodu ise İyon Değiştirme Yöntemidir. Bu yöntemde reçineler kullanılarak çözültideki iyonların giderimi gerçekleştirilir. Sızıntı suyu içerisindeki yüksek anyon ve katyon miktarı dikkate alındığında mevcut durumda kullanımı limitlidir (Technical Guidance, 2007).

Ehrig'e (1983) göre buharlaşma ile sızıntı suyu temiz sıvı ve kirleticileri içeren katı madde olarak ayrılabilir. Pratikte ise, katı kısım, uçucu organik kısım ve amonyum kısmı ileri arıtma gerektirdiği için uygulanması zordur. Konsantr ve nitrojen giderimi buharlaştırma sistemiyle sağlanabilir. Fizikokimyasal arıtım sistemleri bakım sırasında dikkate alınacak pek çok ekipman ve teknik nokta içermektedir. Buharlaşma teknolojisi kolay uygulanabilen ve daha basit bir teknolojidir. Ancak, buharlaştırma işleminin en önemli dezavantajı yüksek maliyet içermesidir. Depolama sahalarında bulunan gazın kullanımı ile gereken enerji sağlanabilir ancak bununla birlikte koku ve emisyon açısından irdelenmesi gereklidir. Genellikle tercih edilmeyen bir sistemdir.

#### 2.6.1.2 Kimyasal Arıtma

Sızıntı suyu arıtımı için geniş kapsamlı kimyasal arıtım sistemi mevcuttur. Kimyasal arıtım sisteminin başlıca avantajları; kolay kurulum, kolay otomasyon, sıcaklık değişimlerine karşı direnç, tesis ve malzeme gerekliliğinin kolaylığı olarak verilebilir. Fakat flokleştirici eklenmesinden dolayı oluşan fazla miktarda çamur ve kimyasal eklenmesinden kaynaklı yüksek işletme maliyetleri gibi dezavantajlar bu avantajları gölgelemektedir. Bu yüzden kimyasal ve fiziksel arıtma biyolojik proseslerin tamamlayıcısı ön veya son arıtma olarak nadiren kullanılır. Sızıntı suyu arıtımında kullanılan kimyasal arıtım yöntemleri, koagülasyon, çöktürme, oksidasyon, şeklindedir.

Koagülasyon/çöktürme çözülmüş ve askıda katı maddelerin fiziksel durumlarını değiştirip çökmesini kolaylaştırarak giderimini sağlamak için kimyasal ilavesinden oluşmaktadır. Bu metot fulvik ve hümik asit gibi moleküler ağırlığı yüksek organik maddeler içeren sızıntı suyunun arıtımında etkilidir. Bu maddeleri biyolojik olarak sınıflandırmak genelde zor olduğundan dolayı, fiziko-kimyasal proseslerin metanojenik fazda yer alan depolama sahalarına ait sızıntı suyunda KOİ gideriminde % 60' a kadar giderim sağladığı kanıtlanmıştır (Boonchai, 2004). Kimyasal çöktürmenin, kimyasal madde ihtiyacı, pH'ya karşı aşırı hassasiyetlik, önemli miktarda çamur üretimi ve oluşan çamurun ilave arıtımı gibi dezavantajları vardır.

Çöktürme ajanı kireç, % 85'e kadar renk giderimi sağlayabilmektedir ve çöktürmeyle metaller de giderilebilir. Chian and DeWalle (1977) ' ye göre kireçle çöktürme sonucu

molekül ağırlığı 50000Da.'dan büyük organik maddeler giderilebilir. Bu partikül büyüklüğü yeni depo sahalarında düşük konsantrasyonlarda, eski depo sahalarında ise bulunmamaktadır. Bu sebeple Kireçle arıtım orta-yaşlı depo sahalarında etkili bir yöntemdir. Kireçle çöktürmeyle KOİ ve fosforun birlikte giderimi hava miktarından bağımsızdır. Ham sızıntı suyunun renginin çöktürmeden sonra koyu kahverenginden solgun sarıya dönmesi renge sebep olan fraksiyonların giderildiğini göstermektedir. Chian and DeWalle (1976)'ye göre kireçle çöktürmede %20 oranında KOI giderimi de sağlanabilir. Fakat kireç miktarındaki artış KOİ gideriminde aynı oranda bir artışa sebep olmaz.

Kimyasal oksidasyon teknolojileri içme suyu, yer altı suyu veya atıksudaki pek çok kirleticinin oksidatif bozulması veya değişiminde kullanışlıdır. Genel olarak, kimyasal oksidasyon prosesleri atıksudaki biyobozunmaya dirençli veya biyolojik reaktörlerde toksisiteye neden olacak bileşenlerin arıtımı için diğer arıtım yöntemleri ile beraber uygulanır. Kimyasal oksidasyon sızıntı suyu arıtımında kullanılan yöntemlerdendir. Sızıntı suyu arıtımında hidrojen peroksit, ozon, klorin, klorin dioksit, hipoklorit gibi çok çeşitli kimyasal oksidantlar kullanılır. Oksitleme potansiyeline göre hidroksil radikalleri ozona göre daha etkili oksitleyicidir. Oksidasyon prosesleri enerji gerekliliği olan ve pahalı prosesler olduğundan uygulamaları kısıtlıdır. Ayrıca oksidasyon prosesi sitokiyometriye bağlı olduğundan yüksek organik konsantrasyonlar için fazla oksijen ihtiyacı doğmaktadır. Klorin, klorin dioksit, hipoklorit bileşenleri toksik oluşlarından dolayı oksitlemede kullanılamazlar (Boonchai, 2004).

Oksijen kaynağı olmadan hidrojen peroksitin organik bileşenleri giderimi yeterli değildir. Fakat uygun katalist, genellikle demir tuzları veya UV, olması durumunda yüksek oksidasyon potansiyeli olan hidroksil radikalleri oluşturabilir UV genelde hidrojen peroksit veya ozonla birleşerek bir oksitleyici oluşturur. UV sızıntı suyunda bulunan sadece belirli maddeleri oksitleyebilir ve iyi bir dezenfektandır. Bir depo sahasındaki dioksinlerin ileri oksidasyonla gideriminde,  $O_3/H_2O_2$  ve  $UV/O_3/H_2O_2$  prosesleri performansları test edilmiş  $UV/O_3/H_2O_2$  sisteminin veriminin daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Boonchai, 2004). Ozonla kimyasal oksidasyon yüksek organik madde içeren sızıntı suyu arıtımında organik kirleticilerin tümünü  $CO_2$ 'ye dönüştürmesinden ötürü yenilikçi bir teknolojidir. Ozon yüksek oksitleme

kabiliyetinden dolayı dayanıklı maddelerin arıtımında ve organiklerin arıtımında veya dayanıklı maddelerin biyobozunurluluğunu artırmada etkili ve pratiktir. Ozonun organikleri oksitleme potansiyeli organik maddelerin direkt bozunması için yeterlidir. Organiklerin ozonla oksidasyonu sıfır derece reaksiyondur.

### 2.6.1.3 Doğal Sızıntı Suyu Arıtma Sistemleri

Doğal Sızıntı arıtma sistemleri ve konvansiyonel sistemler herikisinde baskın enerji kaynağına göre farklılık göstermektedir. Konvansiyonel sistemlerde havalandırma, mekanik karıştırma ve kimyasal eklenmesi kirletici bozunması için girdilerdir. Fakat doğal sistemlerde güneş enerjisi veya rüzgar gibi yenilenebilir enerji kaynakları tüketilir. Akışlı kamış, dikey akışlı kamışlık ve sulak alan göletleri doğal arıtma sistemleri olarak sıralanabilirler. Akışlı Kamışlık, üçüncül arıtma olarak BOİ ve katı gideriminin sağlanmasında çok sık kullanılmaktadır. Dikey Akışlı Kamışlık ise yatay akışlı kamışlığa göre daha az alan ihtiyacı vardır ve amonyak azaltımında daha etkilidir. Sulak Alan Göletleri, Gölet sistemi çöktürme sistemi, çakıl filtre ve üçüncül arıtma yapan tesislerle kombine olabilmektedir (Boonchai, 2004). Buradan da anlaşılacağı gibi, doğal arıtma sistemleri birkaç kademedan oluşan arıtma sistemleri sonrasında uygulanan bir metottur.

### 2.6.1.4 Biyolojik Arıtma

Biyolojik arıtma organik maddelerin mikroorganizmalar tarafından oksijenli, oksijensiz ve serbest oksijen şartlarında çeşitli son ürünlere dönüştürüldüğü sistemlerdir. Bunlar sırasıyla Aerobik, Anaerobik ve Anoksik ortamlar şeklinde ifade edilir. Aerobik arıtma; organik maddelerin mikroorganizmalarca, karbonsioksit, su, çamur ve son ürünlere dönüştürüldüğü sistemlerdir. Bu sistemler, havalandırılmalı lagünler, aktif çamur ve SBR, bağlı büyüyen prosesler olarak damlatmalı filtre ve döner biyolojik disk şeklinde sıralanabilir (Boonchai, 2004). Aerobik arıtma sistemleri genç depo sızıntı sularında BOİ/KOİ > 0,5 olduğunda etkilidir (Alvarez vd, 2004). Düşük sıcaklıklarda yeterli arıtma veriminin sağlanamaması, havalandırma esnasında köpük probleminin oluşması, oksijen üretimini sağlamak için enerji ihtiyacının yüksek olması gibi dezavantajlarına rağmen yapılan küçük ölçekli sürekli ve kesikli aerobik biyolojik arıtılabilirlik deneylerinde BOİ ve KOİ'de önemli giderimler gözlenmiştir. Konvansiyonel aerobik sistemler askıda ya da birbirine bağlı sistemler içermektedir. Herbirinin kendine has



avantaj ve dezavantajları bulunmaktadır. Yüksek organik madde konsantrasyonlarına sahip sızıntı sularının arıtımında Damlatmalı filtreler kullanılmamaktadır. Bunun sebebi, yüksek çamur üretimi nedeniyle filtrelerdeki tıkanmaların meydana gelmesidir (Boonchai, 2004).

Aktif çamur prosesleri sızıntı suyu arıtımında kullanılan ve bilinen en iyi yöntemler arasında yer almaktadır. Ancak sızıntı suyunda değişimin yüksek oranlarda gerçekleşmesi aktif çamur sistemlerini etkilemekte ve değişik arıtma verimleri elde edilebilmektedir. Organik yükleme 0,05 BOİ<sub>5</sub>/kgTS günü geçmemelidir. Sızıntı suyu arıtımında İyi bir arıtma verimi elde edilebilmesi için aktif çamur sistemine ait işletme şartları aşağıdaki gibi olmalıdır.

MLVSS: 5- 10 g/L

F/M:0,02-0,06/gün

HRT:1-10 gün

SRT:15-60 gün

Besi İhtiyacı: BOİ<sub>5</sub>:N:P=100:3,2:0,5

Bu şartlarda, % 90-99 BOİ, % 80-90 KOİ arıtımı sağlanabilecektir (Boonchai, 2004).

Aktif çamur prosesi, genç sızıntı suyu arıtımında başarıyla kullanılmakta ve 1-10 günlük hidrolik bekleme süresi sonunda BOİ ve KOİ giderimi %90-99, metal giderimi %80-99 olarak gerçekleşebilmektedir. Hava temininin mekanik karıştırıcılar veya aeratörler ile sağlandığı havalandırılmalı lagünlerde ise 10 günlük hidrolik bekleme süresi için %95' in üzerinde BOİ<sub>5</sub> giderme verimi elde edilebilmektedir (Alvarez vd, 2004).

Döner Biyolojik Diskler , sızıntı suyundaki organik madde gideriminde benimsenmiş bir yöntemdir. Düşük konsantrasyon ya da çok değişken organik kirleticiler olması durumunda bile iyi bir arıtma verimi elde edilebilmektedir (Boonchai, 2004). Sızıntı suyu arıtımında geçmişte yaygın olarak kullanılmıştır. Fakat metallerin özellikle demirin filtre üzerine yapışması sebebiyle biyolojik aktivite olumsuz etkilenmektedir (Technical Guidance, 2007).

Bir diğ er proses SBR prosesidir. SBR prosesi organik yükü yüksek ve amonyak azotu konsantrasyonu fazla olan sızıntı sularının arıtımı için uygun kolayca otomatik olarak kontrol edilebilen geliştirilmiş bir havalandırma sistemidir. Ana SBR tanklarının hacimce daha geniş olması verimli havalandırma, gelen sızıntı suyunda yüksek oranda seyrelme ve ani yüklemeye karşı direnç kazandırır. İngiltere’de Kurulu ve mühendislik açıdan iyi dizayn edilmiş aerobik biyolojik sızıntı suyu arıtma tesislerinin büyük çoğunluğunda SBR teknolojisi kullanılmaktadır (Technical Guidance, 2007).

SBR sistemi dairesel olarak işletilen, asılı büyüyen aktif ç amur prosesidir. SBR ve bilinen aktif ç amur sistemi arasındaki tek fark her SBR tankı aerobik biyolojik arıtım, dengeleme, katıların ç öktürülmesi, bulanıklık giderimi gibi iş lemleri ayrı tanklara gerek duymadan gerçekleştirir. Zaman sıralamasının çeşitlenebilirliği sağlam ve esnek arıtma sistemlerinin oluşturulmasına olanak sağlar. Amonyak azotu ya da organik kirleticilerin belirli yükleme oranları için dizayn edilen SBR sistemleri küçük hacimli yoğun ya da büyük hacimli daha az yoğunlukta sızıntı sularının arıtımında büyük esneklik sağlamaktadır. Bu durum sızıntı suyunun karakteri değı şse bile arıtma performansının stabilitesi açısından önem arz etmektedir. SBR sistemi dolun, reaksiyon, ç öktürme ve boşaltma olmak üzere dört ana kısımdan oluş ur. Bu yöntem aktif ç amur ile aynı prensiptedir. Fakat biyolojik arıtma ve son ç öktürme iş lemleri aktif ç amurdan farklı olarak aynı tank içinde gerçekleşmektedir. Tank kullanılan sistemler mevsimsel sıcaklık değı şimlerinden dolayı daha verimsizdir. Askıda Katı Madde kaçışı dezavantajlarından biridir.

Sızıntı suyu arıtımında Membran biyoreaktör (MBR) sistemleri kullanılmakta ve oldukça iyi verimler elde edilebilmektedir. Biyolojik arıtma ünitesi ile birlikte ultrafiltrasyon ya da mikrofiltrasyon membranları kullanılarak ç öktürme yapılarının elimine edildiğı , yüksek miktarda KOİ, azot ve askıda katı madde gideriminin sağlandığı sistemlerdir. Membran kullanımı ile ç amur ayrımı oldukça yüksek verimlerde elde edilir ve çıkış suyunda ç amur kaçakları minimum seviyede gerçekleşir. Uzun ç amur yaş ında işletilen MBR’ler, ç amur üretiminin az olduğı ve enerji tüketiminin yüksek olduğı sistemlerdir. İş letme maliyetleri yüksek ve iş letme şartları hassastır. Sistemde membran tıkanması ve köpük oluş umu en sık karşılaşılan problemlerdir. Ancak, diğ er sistemler ile kıyaslandığında arıtma verimi en iyi

proseslerden biridir. Sisteme aktif karbon/nanofiltrasyon vb ilave arıtım kademeleri ile çok yüksek kalitede çıkış suyu elde etmek mümkündür.

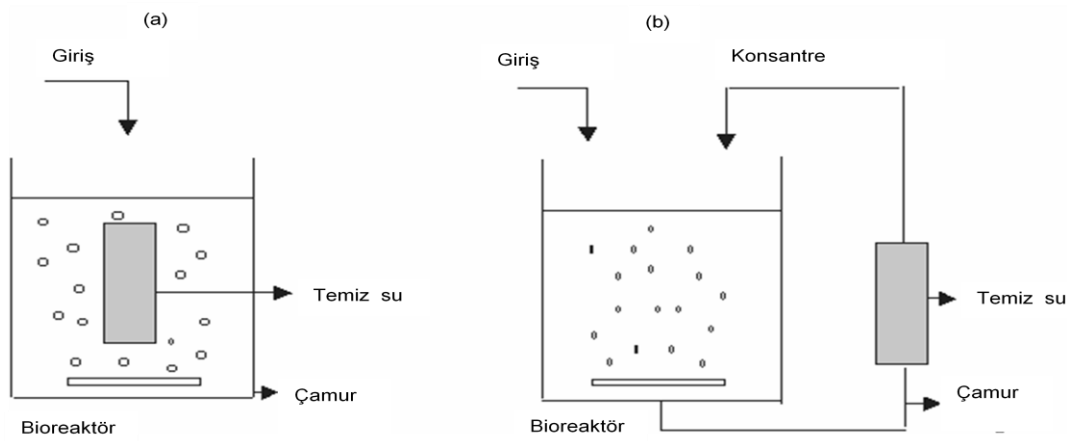
Havalı arıtmanın yanı sıra havasız yani anaerobik arıtma sistemleri de sızıntı suyu arıtımında kullanılan sistemlerdir. Anaerobik arıtma, organik maddelerin metan ve karbondioksit gibi son ürünlere dönüştürülmesi esasında dayanır. Sızıntı sularında uygulanan anaerobik arıtma yöntemleri biyolojik olarak parçalanabilir madde miktarına bağlı olarak performans değişimi gösterebilmektedir. Yüksek miktarda organik madde ihtiva eden suların arıtılmasında etkili olan bu yöntemde havalandırmaya ihtiyaç bulunmamaktadır. Bunun yanı sıra, metan gazının üretilmesi ile ekonomik olarak bir girdiye sahiptir. Anaerobik arıtma esnasında giderilen kg KOİ başına 0,35 m<sup>3</sup> Metan (CH<sub>4</sub>) üretilmektedir. Yaşlı sızıntı sularında genellikle tercih edilmeyen anaerobik sistemler genç sızıntı sularında daha etkilidir. (Boonchai, 2004). Sızıntı suyunda genellikle anaerobik arıtma olarak Yukarı Akışlı Reaktörler kullanılmaktadır. Bu metot, yüksek organik madde içeren atıksuların arıtımında yaygın olarak kullanılan bir metottur. Sızıntı suyu arıtımında da birçok çalışma mevcuttur. Ancak sızıntı suyu karakterinde gerçekleşen değişimlerden oldukça fazla etkilenen bir sistemdir.

Organik madde gideriminde uygulanmasına karşın, azot gideriminde aynı durum geçerli değildir. Sızıntı suyunda yüksek miktarda azot bulunmaktadır. Bu yüzden Karbon giderimi sonrasında ilave azot giderim ünitesine ihtiyaç vardır.

Sızıntı suyunda yüksek miktarda azot bileşiklerinin olması, arıtma prosesinde azot giderimini zorunlu kılmaktadır. Bu amaçla, evsel atıksuların arıtımında, azot ve fosfor giderimi için kullanılan Nitrifikasyon-Denitrifikasyon Prosesi sızıntı suyunda da kullanılabilir hale gelmiştir. Atıksularda azot giderimi, amonyağın okside edilmesi, oluşan nitrat ve nitritin denitrifikasyon ile azot gazına dönüştürülmesi şeklinde meydana gelmektedir. Sistemin azot giderim verimi oldukça yüksektir, hassas işletim ve yüksek enerji gereksinimi vardır.

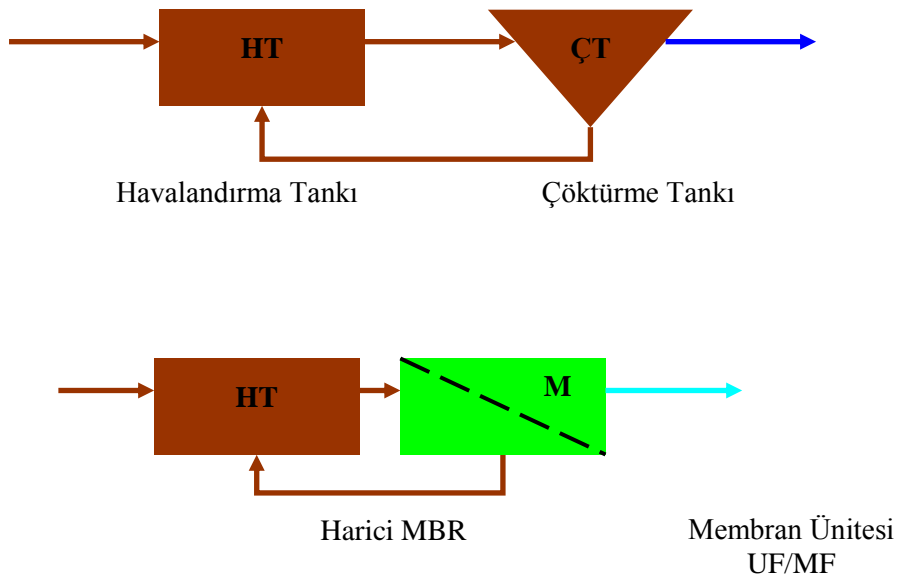
## 2.7 MEMBRAN BİYOREAKTÖRLER

Membran biyoreaktörler, biyolojik arıtma sonrasında biyokütle ayırımı için klasik sistemlerde kullanılan çöktürme havuzu yerine dahili veya harici ultrafiltrasyon/mikrofiltrasyon membranlarının kullanıldığı sistemlerdir (Şekil 2.10). Membran biyoreaktörler, biyolojik parçalanma ve membran ayırma işlemi şeklindeki iki temel prosesin kombinasyonu olarak tanımlanmaktadır.



Şekil 2.10 MBR Konfigürasyonu (Choudhary, 2005)

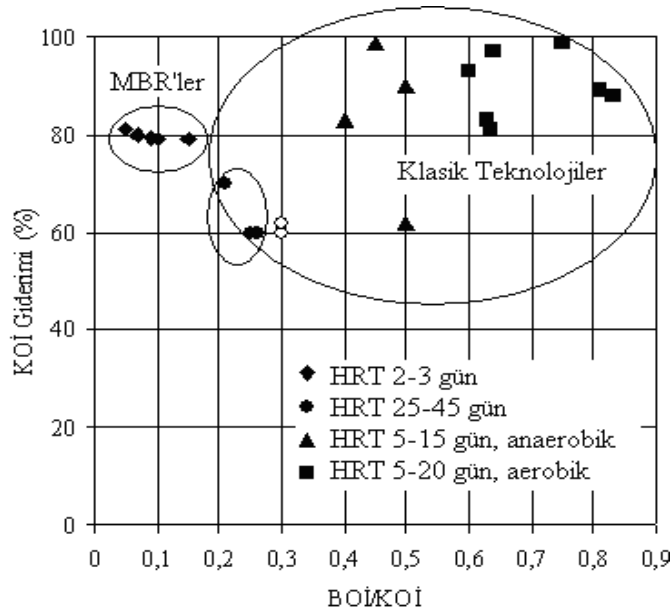
MBR sistemini klasik arıtma proseslerinden ayıran en önemli özelliklerden biri de, kullanılan membranların çöktürme sistemlerine oranla, askıda katı madde gideriminin yüksek oluşudur (Şekil 2.11).



Şekil 2.11 Klasik Arıtma ve MBR Prosesi

MBR sistemleri birçok biyo-fiziko-kimyasal proseslerle örneğin, nanofiltrasyon, ters osmoz, yukarı akışlı biyofiltre ve ön arıtma sistemleri ile birlikte kullanılmaktadır (Jıa vd, 2009a). Sızıntı suyu arıtımında genellikle harici MBR sistemi kullanılmakta dalgıç MBR'ler genellikle evsel atıksu arıtımında kullanılmaktadır. Atıksuların biyolojik olarak arıtılabilirliği BOİ/KOİ oranına bağlıdır. Klasik sistemlerde, BOİ/KOİ oranının artmasıyla KOİ giderim verimi de artmaktadır. BOİ/KOİ oranının 0,4-0,8 arasında olduğu sızıntı sularında Hidrolik Bekleme Süresi (HRT) arttıkça arıtma verimi de artmaktadır. Alvarez vd (2004), yaşlı sızıntı sularında çok uzun (25-40 gün) Hidrolik Bekleme Süresine ihtiyaç olduğunu ve bu sürenin KOİ giderme verimi üzerinde önemli bir etkisi bulunmadığını belirtmiştir (Şekil 2.12).

Anaerobik proseslerde de benzer bekleme sürelerinde aynı benzer performanslar bulunmaktadır. HRT'ye bağlı olarak değerlendirildiğinde aerobik arıtımla benzer şekilde davrandığı gözlenmiştir. Aerobik ve anaerobik arıtma uygulandığında 5-20 gün HRT'de %88 ve %83'lük KOİ arıtma verimi elde edilmiştir (Alvarez vd, 2004).



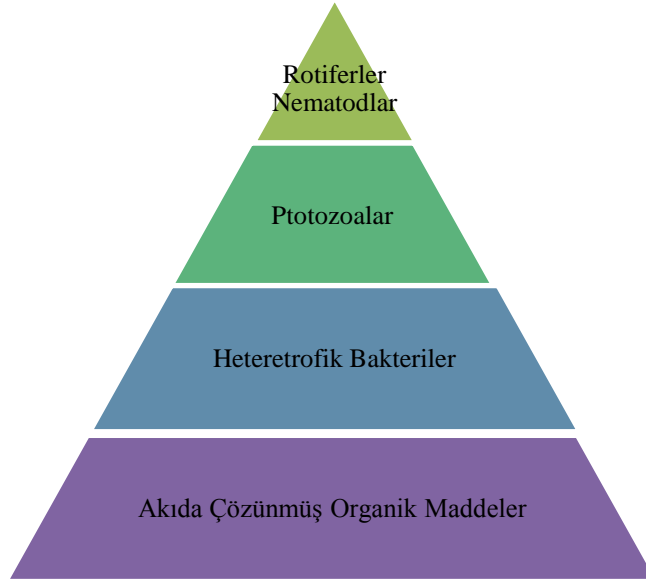
Şekil 2.12 Farklı Hidrolik Kalış Süreleri İçin BOİ/KOİ Oranlarına Göre KOİ Giderimi

Alvarez vd. (2004) tarafından yapılan çalışmada, MBR'lerle (BOİ/KOİ = 0,03–0,16) sızıntı suyu arıtımında % 80 KOİ giderimi elde edilirken, klasik sistemlerin sızıntı suyu arıtımındaki (0,21–0,3) verimlerinin % 63'lerde kaldığı belirtilmiştir. Ayrıca klasik

sistemler için organik yükleme oranı 0,25 kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün iken MBR'lerin daha kısa HRT'lerde işletilmesinden dolayı daha fazla organik yükleme (1-3 kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün) yapılabilirdiği belirtilmiştir. MBR sistemlerinin, aktif karbon ve nanofiltrasyon ünitesi ile >5000 mg/L KOİ konsantrasyonuna sahip yaşlı depolama sahası sızıntı suyundaki verimi % 92-93 arasındadır (Alvarez vd, 2004).

Biyolojik arıtma sistemlerinde organik ve inorganik maddeler mikroorganizmalar tarafından zararsız son ürünlere dönüştürülür. Bu sistemlerde mikroorganizma için gerekli koşulların elde edilmesi ve sistemin sürekliliği esastır. Tipik bir aktif çamur, evsel atıksudan gelişir ve çok çeşitli organizmaları bir arada tutar. Bunların belli başlı grupları bakteriler, virüsler, protozoalar, algler, mantarlar, mayalar, küfler, rotiferler, vb şeklindedir.

Bu toplulukların sayıları, çeşitleri ve etkinlikleri, atık suyun karakteristiğine, işletme koşullarına ve coğrafi şartlara göre değişir. Aktif çamur, flok yapıcı ve filamentli organizmalardan oluşmaktadır. Filamentli mikroorganizmaların üzerine flok yapıcı bakterileri (*Zoogloea ramigera* ve *Citorminas*) ekstraselüler polimerlerin yardımıyla aktif çamur floklarını oluştururlar. Aktif çamurda fazla sayıda filamentli bakteri bulunması, aktif çamur sisteminin işletim parametrelerinde bozuklukların olduğu anlamına gelmektedir. Aktif çamur, atık su içerisinde bulunan inorganik ve organik maddeleri uzaklaştıran/çevreye verilebilecek formlara çeviren, zenginleştirilmiş mikro ve makro organizmalar topluluğudur. Bu topluluğun % 95 ini bakteriler geriye kalan kısmını ise yüksek organizasyonlu canlılar (prozoa, rotiferler vb) oluşturur (Övez, 2009). MBR'lerde ise heterotrofik bakterilere oranla, protozoa, filamentli organizmalar, remotod ve silistler daha düşük konsantrasyonlarda bulunmaktadırlar (Çiçek vd, 1999). Hem MBR'de hem de aktif çamur sisteminde baskın bakteri türünün proteo olduğu bildirilmiştir (Manz, 1994). Saplı protozoalar, Metazoa gibi çamur kalitesinin göstergesi olan mikroorganizmalar toksik etkilerde en önce yok olacak türlerdir. Bu nedenle ham atıksu içerisinde toksik etkiye sahip maddelerin bulunması aktif çamurda ilk önce bu grupları etkileyerek çamur yapısını olumsuz yönde etkilemektedir (Övez, 2009). Şekil 2.13' te Aktif Çamur Besin zinciri verilmiştir (Judd, 2006).



Şekil 2.13 Aktif Çamur Sistemi Besin Zinciri

Alvarez vd. (2004) tarafından yapılan çalışmada, son 40 yıl içerisinde sızıntı suyu karakterizasyonu ve arıtımı ile ilgili çalışmalar ve MBR sisteminin arıtma verimliliği incelenmiştir. Sızıntı suyunda KOİ gideriminin, sızıntı suyu kararlılığı, arıtma aşamaları, HRT ve organik yüklemenin belirlendiğine dikkat çekilmiştir. Literatürdeki 157 araştırma incelenmiş, arıtma prosesleri ve verimleri ortaya konulmuştur. Sızıntı suyu arıtımında, arıtılmış su kalitesini sızıntı suyu giriş karakteristiğinin belirlediği, 5 yıldan az olan sızıntı sularında çok aşamalı sistemler biyolojik arıtma ve/veya uzun havalandırma ile % 99 KOİ giderimi elde edilebileceği belirtilmiştir. Yaşlı sızıntı suları için (> 5 yıl), BOİ/KOİ oranı 0,3 ten azdır ve klasik biyolojik arıtma ile % 60 oranında KOİ giderimi elde edilebilir. Nitrifikasyonun yeterli karbon kaynağı olması durumunda % 95 oranında gerçekleşeceği, birçok klasik arıtma yöntemlerine göre BOİ/KOİ oranı 0,1-0,2 olan sızıntı suyu arıtımında MBR/AC/NF ünitelerinden oluşan üç aşamalı sistemin KOİ gideriminde daha verimli olacağı belirtilmiştir (Alvarez vd., 2004).

Chen ve Liu (2006), 6 farklı depolama sahasından yaz ve kış dönemlerinde alınan sızıntı suyunda MBR ve cazibeli akım uygulanarak BOİ, ÇKOİ ve azot giderim performansını incelemiştir. Çalışmada airlift prensibi ile çalışan 22 nanomikron çaplı PVDF hollow fiber membran kullanılmıştır. BOİ giderim verimi % 99 sağlanmış ancak KOİ giderimi % 72,3-% 96,2 arasında elde edilmiştir. Çıkış suyundaki KOİ'nin yüksek

oluşunun sızıntı suyu karakteristiğine ve organik madde ağırlık dağılımına bağlı olduğu belirtilmiştir. Yüksek moleküler ağırlıklı fraksiyonların biyolojik olarak arıtımının güç olduğu, mikrofiltrasyon ile azaltılabileceği, düşük moleküler ağırlıklı fraksiyonların biyolojik olarak arıtılabildiği ancak kalan (arıtılmayan) kısmın membrandan geçerek MBR çıkışında yüksek çözünmüş KOİ'ye neden olacağı belirtilmiştir.

Laitinen vd. (2006), Finlandiya kompost tesisinde oluşan, KOİ, BOİ<sub>7</sub>, azot konsantrasyonları sırasıyla, 2200 mg/L, 1300 mg/L ve 210 mg/L konsantrasyonları düşük olan, ancak BOİ/KOİ oranı yüksek (0,59) sızıntı sularının SBR ve MBR sistemi ile arıtımını incelemiştir. Çalışma laboratuvar ölçekli düzenekte gerçekleştirilmiş, daldırma tip MBR sistemi kullanılmıştır. Çalışmada SBR prosesinde çamur kabarma ve çamur kaçakları problemleri ile karşılaşmıştır. Hidrolik Bekleme Süresi (HRT) değeri genellikle kullanılan SBR için 4-8 gün, MBR için 3 gün olarak belirlenmiştir. MBR çıkış AKM konsantrasyonlarının SBR'ye oranla oldukça düşük gerçekleştiği, SBR'de fosfor çıkışının yüksek olduğu, Nitrifikasyonun her iki sistemde de başarılı (> % 97) bir biçimde sağlandığı görülmüştür. MBR sistem verimi AKM % 99, BOİ<sub>7</sub> ve NH<sub>4</sub>-N > % 97, TP > % 88 olarak, SBR sistem verimi AKM % 89, BOİ<sub>7</sub> > % 94, NH<sub>4</sub>-N % 99,5, P > % 82 olarak ölçülmüştür. SBR ve MBR sistemi azot gideriminde etkili olmuş, ancak çamur kaçakları nedeniyle MBR sisteminde daha iyi sonuçlar elde edilmiştir.

Jia ve diğ. (2009a) genç sızıntı suyunda (KOİ=59500 mg/l) UASB ve MBR sistemlerinin arıtma verimini incelemiştir. MBR'lerde yüksek oranda organik madde ve askıda katı madde giderimi tespit edilmiştir. Çalışmada sızıntı suyu öncelikle UASB sonrasında MBR sistemine beslenmiştir. KOİ gideriminde UASB sistem verimi % 40-80 oranında elde edilmiş, organik yükleme arttıkça verim % 64 lere gerilemiştir. Anaerobik koşullarda NH<sub>3</sub>-N konsantrasyonunun reaktör içerisinde zamanla arttığı görülmüştür. UASB çıkış suyu MBR sistemine beslenmiş ve MBR çıkışında % 98 oranında KOİ giderimi elde edilmiş, ayrıca % 100'e varan amonyak azotu gideriminin sağlandığı tespit edilmiştir. 12 g/L AKM değerine kadar KOİ giderme veriminin arttığı, ancak bu değer üzerindeki AKM değerlerinde KOİ giderim veriminin artmadığı görülmüştür. Sistem çıkışında elde edilen çıkış suyu 3.sınıf (GB 16899-1997) su kalitesine sahiptir.



Jia ve diğ. (2009b) tarafından Jiangqiao sızıntı suyu arıtma tesisi sızıntı suyu özellikleri ve MBR arıtma sistemi incelenmiş, sistem verimleri ortaya koyulmuştur. Tesiste biyoreaktör sonrasında 20 nanomikron çaplı cross-flow UF membran modülleri kullanılmıştır. VSS/TSS oranı % 82 olan 4g/L ile başlanan biyoreaktör devreye alma süreci sonunda 10 g/L MLVSS değerine ulaşılmış arıtma verimi % 80 mertebesine yükselmiştir. Genç sızıntı suyunda MBR çıkışında % 98 KOİ, % 99 BOİ, % 99 NH<sub>4</sub>-N ve % 90 AKM giderimi sağlanmıştır. Membran temizliğinin ayda /2 ayda bir kez olacak şekilde NaOCI ve HCI ile kimyasal olarak yapıldığı bildirilmiştir. Arıtma maliyeti 3€/m<sup>3</sup> gerçekleşmiş ve su kalitesi olarak 3.sınıf su kalite standartları (GB 16899-1997) elde edilmiştir. İncelenen sızıntı suyunda göze çarpan en önemli özellik giriş toplam azot değerinin ortalama 10.750 mg/L olmasıdır. Bu durum tüketim alışkanlıklarındaki farklılıklardan kaynaklanmaktadır..

Yapılan çalışmalarda, iyi bir arıtma verimi için en az iki adımdan oluşan kombine sistemler tercih edilmiştir. Ayrıca BOİ/KOİ oranı çıkış suyu kalitesi üzerinde çok etkilidir. Pilot ölçekli tesisler değerlendirildiğinde tek kademeli sistemlerde %78, iki basamaklı sistemlerde ise %80 verime ulaşıldığı bildirilmiştir (Alvarez vd., 2004). Maehlum (1995) ile Martin ve Johnson (1995), yaşlı depo sahası sızıntı sularının lagün ve sulak alandan geçirildikten sonra uzun havalandırma ve yine sulak alanlar ile %88 oranında KOİ gideriminin yapıldığını belirtmiştir. Lavigne (1979) genç sızıntı suyunun beş basamaklı (kil filtrasyonu, çakıl filtrasyonu ve üç basamaklı anaerobik lagün) arıtma ile % 99,7 KOİ arıtımının başarılabilirdiğini bildirmiştir.

Robinson (1993,1999), orta yaşlı bir depo sahasındaki sızıntı suyunun havalandırma lagünü ve kamış yataklarından oluşan kombine bir sistemde arıtılmasında KOİ'de % 84 verim elde etmiştir. Yine aynı verime yaşlı depo sahası sızıntı suyunun arıtılmasında SBR (seri biyolojik reaktör) ve kamış yataklarından oluşan kombine arıtma sistemi ile ulaşılmıştır. İngiltere'de tek kademeli tam ölçekli tesislerde yaşlı depo sahası sızıntı sularının SBR'lerde arıtma verimi % 0 ile %70 arasında değişmektedir (Henry ve Prasad , 2000).

Papadopoulos vd (1998) yaptığı çalışmada BOİ/KOİ oranı 0,1–0,17 arasında olan yaşlı depo sahası sızıntı suyu aerobik, kimyasal, biyolojik oksidasyon uygulanmış ve en son aşamada kimyasal çöktürme kullanılarak % 87 KOİ verimi elde edilmiştir. Temel arıtma ünitesinin kimyasal oksidasyon ya da çöktürme olduğu sistemlerde düşük giderim elde edildiği belirtilmektedir.

### **Membran biyoreaktör Sisteminin Avantajları**

**Organik Yükleme;** Bu sistemin en önemli özelliği, yüksek organik yüklemelere elverişli olmasıdır. MBR'lerin daha kısa HRT'lerde işletilmesinden dolayı daha fazla organik yükleme yapılabilir. Klasik sistemler için organik yükleme oranı 0,25 kg KOİ/m<sup>3</sup> iken MBR'lerde 1-3 kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün'dür (Alvarez vd., 2004).

**Biyokütle Konsantrasyonu;** Membranın tipine bağlı olarak, havalandırma havuzunda biyokütle miktarı, yüksek mertebelere (8-40 g/L) ulaştırılabilmektedir. Yüksek çamur yaşı ve yüksek biyokütle konsantrasyonları nedeniyle tank hacmi oldukça azalmaktadır.

**Düşük F/M;** Sızıntı suları karmaşık organik maddeler içermektedir. Bu sebeple, MBR sistemleri düşük F/M oranında (0,1-0,15) ve uzun çamur yaşlarında (>20 gün) çalıştırılmaktadır. Nitrifikasyon işlemi için düşük F/M oranına ihtiyaç vardır. Bununla birlikte düşük F/M oranı ile sistemde oluşan atık çamur miktarı da azaltılmaktadır.

**Alan İhtiyacı;** MBR sistemlerinde tesis için gerekli alan ihtiyacı, konvansiyonel sistemlere göre % 20-40 oranında azaltılabilmektedir. Alan temininin kısıtlı olduğu ya da arazi maliyetlerinin yüksek olduğu bölgelerde kullanımı oldukça etkilidir. Ülkemizde özellikle Karadeniz gibi alan sıkıntısı çeken bölgelerde kullanımı avantajlıdır.

**Arıtma Verimi;** MBR'lerde azot, karbon ve askıda katı madde giderimi yüksek oranlarda (>%90) yapılabilir. Uzun havalandırma ile organik kirleticilerin parçalanması sağlanır ve çıkış suyunda biyolojik olarak giderilebilir madde miktarı azalır. Bunun yanı sıra, çamur ayrımı için, çöktürme sistemlerinde olduğu gibi çamurun çökme özelliğinin iyi olması ya da flok oluşumunun sağlanması mecburi değildir. Membran sayesinde askıda katı madde kaçıışı önlenerek çıkış suyunda düşük AKM ve fosfor konsantrasyonları elde edilebilmektedir.

### **Membran biyoreaktör Sisteminin Dezavantajları**

MBR'ler Aktif Çamur Sistemleriyle karşılaştırıldığında yüksek işletme maliyeti, köpük kabarması, membran tıkanması gibi çeşitli dezavantajlara sahiptir. MBR' ler yüksek verim elde etmelerine karşın oldukça hassas bir yapıya sahiptir. Biyolojik arıtma ünitesindeki herhangi bir olumsuzluk membranları doğrudan etkileyebilir ya da membrandaki tıkanmalar biyolojideki dengeyi değiştirebilir. Membran tıkanması ve membran değişim süresi, giriş suyu karakteristiğine ve işletme şartlarına bağlı olup, sızıntı suyu gibi kompleks endüstriyel atıksularda daha az sürede gerçekleşebilmektedir. Uzun bekletme süresine sahip olması enerji tüketimini artırmakta, bu da işletme maliyetinin % 60-70'ne tekabül etmektedir. Aktif çamur sistemlerinde oluşan köpüklenme problemi, yüksek çamur yaşından, sıcaklık artmasından, düşük F/M oranından, yüksek MLSS veya yağ-gres varlığından kaynaklanabilir (Smith, 2006). MBR'lerde ise bu durum daha farklı gelişebilmektedir. Köpük oluşumunun hücre dışı polimerik protein konsantrasyonuna bağlı olabileceği belirtilmektedir (Judd,2006). MBR sisteminde diğer biyolojik sistemlerde olduğu gibi Sıcaklık ve Çözünmüş Oksijen ihtiyacının yeterince sağlanması gerekmektedir. Sıcaklık, Nitrifikasyon için gerekli olan ve biyolojik aktivitenin kalitesini ve aynı zamanda membran performansını da etkileyen bir parametredir. Düşük sıcaklıklarda nitrifikasyon hızının azalması ve membran performansının azalması sıkça görülen bir durumdur. Sıcaklık, vizkoziteyi etkileyen bir faktör olması sebebiyle membran filtrasyonunu etkileyebilmektedir (Judd, 2006). Membran işletme akısı ve debisi sıcaklık ile değişim göstermekte, yüksek sıcaklıkta membran dizayn değerleri üzerinde filtrasyon yapılabilmektedir. Biyolojik aktivite için ortamda yeterli oksijen (>2 mg/L) olması gereklidir. Yetersiz oksijen, biyokütle üzerinde çözünebilir ürünlerin oluşmasına (EPS, SMP vs.) ve flok yapısında bozulmalara sebep olabilmekte, bu da membran filtrasyonuna olumsuz yönde etki edebilmektedir. MBR sistemlerinde dikkat edilecek parametreler, biyokütle (MLSS) konsantrasyonu, MLVSS/MLSS oranı, köpüklenme, sıcaklık, pH, hidrolik bekleme süresi, çamur yaşı, organik yükleme şeklinde sıralanabilir. Membran biyoreaktör sistemlerinde karşılaşılan problemlerden biri de membran tıkanmasıdır. Membran tıkanması ile ilgili tıkanma mekanizmaları ve uygulamaları Tablo 2.8'de verilmiştir (Judd,2006).

Tablo 2.8 Kirlenme Tanımları

Uygulama	Mekanizma	Kirlenmeye Materyal Tipi
Dönüşümlü/Geçici: <ul style="list-style-type: none"> <li>Fiziksel yıkama ile giderme</li> </ul>	Gözenek Tıkanması/Filtrasyon modeli <ul style="list-style-type: none"> <li>Tam tıkanma</li> <li>Standart tıkanma</li> <li>Orta tıkanma</li> <li>Kek Filtrasyonu</li> </ul>	Büyüklik: <ul style="list-style-type: none"> <li>Moleküler, makro-moleküler, kolloidal ya da partiküler</li> </ul> Yüzey yükleme/Kimya: <ul style="list-style-type: none"> <li>Pozitif ya da negatif (katyonik ya da anyonik)</li> </ul> Kimyasal Tip: <ul style="list-style-type: none"> <li>İnorganik (tortu) ya da organik (humik materyaller, EPS)</li> <li>Karbonhidrat ya da protein (EPS fraksiyonları)</li> </ul> Kaynak: <ul style="list-style-type: none"> <li>Mikrobiyal ya da insan kaynaklı</li> <li>Ayrılmış EPS (eEPS) ya da çözünmüş mikrobiyal ürün (SMP)<sup>b</sup></li> </ul>
Dönüşümsüz/Kalıcı: <ul style="list-style-type: none"> <li>Kimyasal yıkama ile giderme</li> </ul>		
Dönüşümsüz/Kesin <sup>a</sup> : <ul style="list-style-type: none"> <li>Herhangi bir yıkama ile giderilemez</li> </ul>		

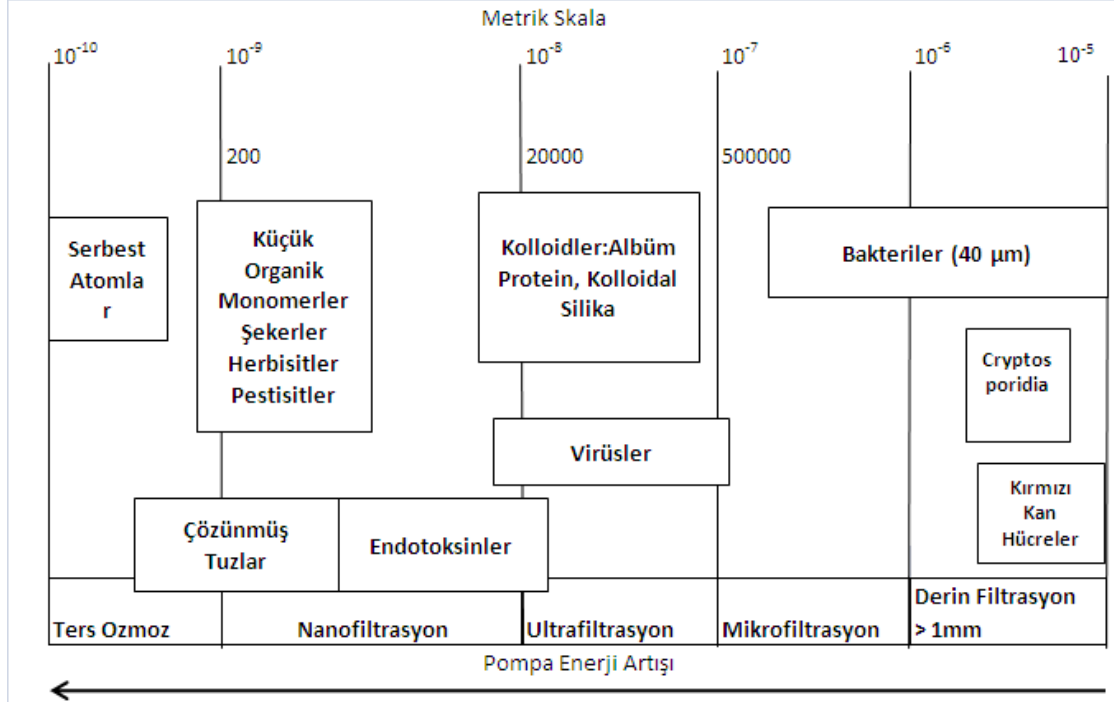
<sup>a</sup> Dönüşümsüz kirlenme uzun zamanda meydana gelir ve fark edilmez.

<sup>b</sup> eEPS mikrobiyal ürünlerin hücre duvarı ile direkt birleştiğini, EPS mikrobiyal ürünlerin hücre ile birleşmediğini belirtir.

## 2.8 MEMBRANLAR

Membranlar, su ve atıksulardaki organik ya da inorganik kirleticilerin boyutlarına göre ayrıştırıldığı yarı geçirgen malzemeler olarak bilinmektedir. 4 Ana membran ayırma prosesi vardır. Bunlar; ters osmoz, nanofiltrasyon, ultrafiltrasyon ve mikrofiltrasyondur (Şekil 2.14).

Membranın seçiciliği membranın gözenek çapına bağlıdır. En geniş gözenek çaplı olan mikrofiltrasyon, partiküler maddeleri ayırmak için kullanılır. En küçük gözenek çaplı membran ise ters osmoz olup, koku, inert KOİ, renk giderimi, tek yüklü iyonları tutmak ve geri kazanım amacıyla kullanılır. Gözenek çapı mikrometre ( $\mu\text{m}$ ) ile ya da membran tarafından tutulan en küçük molekülün eşdeğer kütlesi ile Dalton (Da) ifade edilir (Judd, 2006).



Şekil 2.14 Ayırma Proseslerine Genel Bakış

Ters Osmoz: basınçla çalışan bu proste, su geçerken hemen hemen bütün iyonlar tutulur. Ters osmozda, yarı geçirgen membrana uygulanan basınç, tuzlu solüsyonun osmotik basıncını aşar ve suyun içindeki çözülmüş tuzu bırakarak membrandan çıkmasını sağlar.

Nanofiltrasyon: nano'nun anlamı milyarda bir veya  $10^{-9}$  'dur ve membranın kabul edilebilir gözenek boyutunu belirtir. Bir nanofiltrasyon membranı, ultrafiltrasyon ve ters osmoz membranlarının bazı özelliklerini göstermekle birlikte, çok düşük basınçla çalışabilen bir membrandır. Yalnız 1nm (10Å) 'den küçük parçaların geçişine izin verir. Nanofiltrasyon membranları, klasik ters osmoz membranlarından daha yüksek MWC sınırlarında çalışır ve kalsiyum, magnezyum gibi iki değerli iyonların geçişine karşı büyük bir direnç gösterir.

Ultrafiltrasyon: Yüksek moleküler ağırlıkta maddeler ve kolloidler içeren çeşitli çözeltilerin ayrıştırılması ve yoğunlaştırılması için kullanılan, basınçla çalışan bir prostedir. Ultrafiltrasyon, membranın moleküler ağırlık engelleme (MWC) özelliği sayesinde iyonik olmayan maddeleri tutarak, iyonik maddelerin geçişine izin verir.

Moleküler ağırlık engelleme (MWC) membranın bir özelliği olup, bilinen bir çözeltinin çok az miktarda reddedilmesi veya moleküler ağırlığı yüksek olan türlerin bu membran tarafından tutulmasıdır. Ultrafiltrasyonda membran delik çapı 0.05- 1 µm arasında değişir.

Mikrofiltrasyon: Bir çözeltinin, içindeki mikrometre veya daha küçük boyutlardaki parçacıklardan membran içinden geçirilerek ayrıştırılmasıdır. Mikrofiltrasyonda çözünmüş sıvı veya su fitreden geçirilirken askıda maddeler veya mikroorganizmalar yüzeyde veya içeride tutularak temizlenir. Membran proseslerine ait özellikler Tablo 2.9 da verilmiştir (Scott, 1995). Mikrofiltrasyon makro moleküllerin membrandan geçmesine izin verirken 100 µm boyutundan büyük partiküllerin membrandan geçmesini engeller.

Tablo 2.9 Membran Proseslerin Özellikleri

Membran Proses	Membran Tipi	Uygulanan Basınç Türü	Uygulamalar	Membran Kalınlığı
Mikrofiltrasyon	Simetrik-asimetrik, mikroporoz	Hidrostatik basınç (< 2 bar)	Partikül ayırımı, steril filtrasyonu	10-150 µm
Ultrafiltrasyon	Asimetrik mikroporoz	Hidrostatik basınç (1-8 bar)	Makro moleküllerin ayırımı	0,1-1 µm
Nanofiltrasyon	Asimetrik	Hidrostatik basınç (10-30 bar)	Küçük organik bileşiklerin ve seçilmiş tuzların ayırımı	0,1-1 µm
Ters Osmoz	Asimetrik, kompozit	Hidrostatik basınç (10-100 bar)	Küçük moleküler ağırlıklı çözünmüş maddelerin ayırımı	0,1-1 µm

Genellikle spiral sargılı, fiber, tübüler, levha /çerçeve, kapiler tüp ve kartuş filtre şeklinde 6 ana membran türü üretilmektedir. Levha, fiber ve Tübular membranlar MBRler için uygundur. Daldırma tip MBR'lerde fiber tip membranlar tercih edilmekte, harici MBR'lerde ise daha çok tübüler membranlar kullanılmaktadır. Membran modüllerinin türbülansı arttırmaya ve geri yıkamaya imkan vermesi gerekeceğinden çapraz akış sağlanması gereklidir.

Zamanla, yoğunlaşma ve kirlenmeden dolayı membranın performansı azalır. Ticari olarak kullanılan membranlar genellikle 21-35 °C sınırlarında çalışır. Bu sınırlar içinde

yüksek sıcaklıklarda işletme daha fazla akı sağlar. Membran tıkanması giriş suyunun kolloidler, silt, metal oksitler, organik maddeler, silika gibi içeriklerinden dolayı oluşur. Membran seçiminde atıksu karakteri önemli bir rol oynar. Bunun için atıksuda, klor, alkalinite, ağır metal, moleküler ağırlık dağılımı vb parametrelerin bilinmesinde yarar vardır. Endüstriyel uygulamalarda genellikle daha dirençli membran türleri tercih edilmektedir. Sızıntı suyu arıtımında da PVDF malzemenen yapılmış Ultrafiltrasyon membran modülleri kullanılmaktadır. Membran kullanımında yetişkin personelin durumu da önemlidir. Membranların işletme şartları operatörlerce takip edilmeli ve verilen teknik bilgilere uygun olarak müdahaleler gerçekleştirilmelidir. Genel olarak iki tip membran malzemesi kullanılmaktadır. Bunlar polimer ve seramik membranlardır. Membran malzemeleri genellikle aşağıdaki gibidir.

1. Polivinildiflorid (PVDF)
2. Polietilsülfon (PES)
3. Polietilen (PE)
4. Polipropilen (PP)

Sızıntı suyunda uygulanan MBR'lerde PVDF membranlar için yaygın olarak kullanılmaktadır. Membran uygulamalarında, atık su karakteristiği, debisi, işletme sıcaklığı, enerji gereksinimi, alan ihtiyacı, kapasite artımı gibi hususlara dikkat edilmelidir. Özellikle enerji tüketiminin işletme maliyetleri üzerinde etkisi büyük olacağından, uygun sistem tasarımı gereklidir. Membran sistemleri kapasite artırımına elverişli olması, alan ihtiyacının az olması, işletme kolaylığı gibi hususlarda diğer sistemlere göre avantajlıdır. Sızıntı suyu arıtma tesisleri örnekleri Tablo 2.10'da verilmiştir (Ifeanyichukwu, 2008, Wherle,2010, Rochem, 2010, Jia vd, 2009).

Tablo 2.10 Sızıntı Suyu Arıtma Tesislerinden Örnekler

Tesisi	Kapasite (m <sup>3</sup> /g)	Sistem	Yer	İşletme ye Alma	Üretici
Ljubljana SS Arıtma Tesisi	400	MBR	Ljubljana-Slovenya	2010	Wehrle Umwelt GmbH
Ecoparque La Rioja	150	BIOMEMBRAT ® (MBR)	Logrono-İspanya	2010	Wehrle Umwelt GmbH

Lahn-Dill-Kreis Arıtma Tesisi	SS	-	BIOMEMBRAT® + AK Adsorpsiyon	Asslar-Almanya	2010	Wehrle Umwelt GmbH
Djebel Chékir,		120	Izgara+DAF Ünitesi +MBR	Tunus	2011	Wehrle Umwelt GmbH
AWM		-	Ultrafiltration	Munich, Almanya	1998	Wehrle Umwelt GmbH
Shangai DD Sahası		950	MBR	Çin	2009	Wehrle Umwelt GmbH
Chi Minh City Arıtma Tesisi	SS	1000	Ters Osmoz	Chi Minh City, Vietnam	2007	Wehrle Umwelt GmbH
Mavrorahi Arıtma Tesisi	DDS SS	324	Kimyasal Çöktürme+SBR +Ters Osmoz	Thessaloniki, Romanya	-	Mesogeos Grup
Fas Sızıntı Arıtma Tesisi	Suyu	-	Biyolojik Ön Arıtma+ Ters Osmoz	Fas	2008	-
Beacon Hill DD Sahası SS Arıtma Tesisi		60	MBR + NF	BeaconHill, İngiltere	2007	SITA-UK
Ockendon DDS SS Arıtma Tesisi		200	MBR	Ockendon İngiltere	2006	Cleanaway
Vortekzin SS Arıtma Tesisi		480	Ters Osmoz Membran Prosesi	Berlin Almanya	-	Rochem
Natura SS Arıtma Tesisi		50	Yüksek basınçlı Ters Osmoz	İtalya	-	Rochem
İhlenberg SS Arıtma Tesisi		1100	Ters Osmoz	İhlenberg, Almanya	-	Rochem
Nent DD Sahası, SS Arıtma Tesisi		800	SBR Lagun	Hong Kong	1995	Enviros Danışmanlık
Buckden DD Sahası SS Arıtma Tesisi		200	Sulak Alan +ozonlama	İngiltere	1995	Waste Recycling Group Limited
Hempsted Sızıntı Suyu Arıtma Tesisi	DDS	700+280	Kapalı SBR	Hempsted, İngiltere	1995&1 996	Viridor Waste Management
The Trecatti Suyu Arıtma Tesisi	Sızıntı	100	Havalandırılmalı SBR	İngiltere	1995&1 998	Enviros Aspinwall



Arthurstown SS Arıtma Tesisi	300	SBR+ Aerobik Biyolojik Arıtım+ Sulak Alan	Arthurstown, İrlanda	1998	Enviros Danışmanlık
Vissershok DDS SS Arıtma Tesisi	80	-	Cape Town, Güney Afrika	2003	African Consultant Jeffares & Green
Winterton DDS SS Arıtma Tesisi		Havalandırılmalı Lagün	Humberside İngiltere	2007	Waste Recycling Group Limited
Bukit Tagar SS Arıtma Tesisi	1000	Havalandırılmalı Lagün+ Sulak Alan	Kuala Lumpur, Malezya	2005	T & TK
NiemarkDDS, Almanya	350	2 Aşamalı Ters Osmoz	Almanya	1999	Haase Energietechnik AG
CSDU Pays des Graves,	72	2 Aşamalı Ters Osmoz +Lagun	Fransa	2004	-
Tondela DDS	140	2 Aşamalı Ters Osmoz+ Geçirimli Lagün	Portekiz	2004	-
Mechernich SS Arıtma Tesisi	65	Biyolojik Ön Arıtım+ Ters Osmoz	Cologne, Almanya	1994	-
Gärstad SS Arıtma Tesisi	-	Havalandırılmalı Lagün	Linkoping, İsveç	1997	-
Izola SS Arıtma Tesisi,	-	Lagün+ Sulak Alan	Izola Slovenya	1992	-
Fågelmyran SS Arıtma Tesisi,	148	SBR	Borlänge, İsveç	1991	Borlänge Enerji AB
Bryn posteg SS Arıtma Tesisi,	150	Havalandırılmalı Lagün	Montgomery shire, Wales İngiltere	1983	Aspinwall
Compton bassett SS Arıtma Tesisi,	100	Havalandırılmalı Lagün	Compton bassett, İngiltere	1985	-
Sonzay DDS SS Arıtma Tesisi	72	MBR+Ters Osmoz	Fransa	2001	-
Mariannahill SS Arıtma Tesisi,	30	SBR+ Sulak Alan	Kwazulu-Natal Güney Afrika	2004	Enviros

Guangzhou xingfeng DDS SS Aritma Tesisi,	1700	SBR+CMF+ Ters Osmoz	Hong Kong	2002	Veolia Water Solution and Technologies
Efford SS Aritma Tesisi,	150	SBR+ Sulak Alan	Hampshire, İngiltere	2003	Enviros
Greengairs DDS SS Aritma Tesisi,	200	Havalandırmalı Lagün+ Sulak Alan	Strathclyde, İskoçya	1991	Aspinwall
Rebat SS Aritma Tesisi	120	Lagün+ Ters Osmoz	Portekiz	2001	-
Summerston SS Aritma Tesisi	-	Lagün+SBR	İngiltere	1990	-
Llanddulas ss Aritma Tesisi	150	SBR	İngiltere	2002	-
Arpley SS Aritma Tesisi	450	SBR+DAF+ Sulak Alan	İngiltere	2001	-
Pitsea SS Aritma Tesisi	-	RBC	İngiltere	1985	-
Harewood whin SS Aritma Tesisi	200	Lagün+SBR	İngiltere	1990	-
Fiskerton SS Aritma Tesisi	30	SBR	İngiltere	1992	-
Gairloch SS Aritma Tesisi	40	SBR	İngiltere	1993	-
Brookhill SS Aritma Tesisi	150	SBR	İngiltere	2001	-
Beishenshu SS Aritma Tesisi	200	MBR+RO	Çin	-	-
Gaotantun SS Aritma Tesisi	200	MBR+ NF/RO	Çin	-	-
Gaomin SS Aritma Tesisi	860	MBR+NF	Çin	-	-
Southwest SS Aritma Tesisi	200	MBR+ NF	Çin	-	-
Yangluo SS Aritma Tesisi	400	MBR+ NF/RO	Çin	-	-
Likeng SS Aritma Tesisi	800	MBR+RO	Çin	-	-
Luodai SS Aritma Tesisi	300	UBF+MBR	Çin	-	-
Jiangqiao SS Aritma Tesisi	400	PT+MBR	Çin	-	-
<p>DD: Düzenli Depolama  DDS:Düzenli Depolama Sahası  SS: Sızıntı Suyu  AK: Aktif Karbon</p>					

Özellikle başta Almanya olmak üzere çoğu gelişmiş ülkelerde, organik atıkların ayrı toplanarak biyolojik proseslerle bertarafı, sızıntı suyu organik kirliliğinin büyük oranda azalması ve arazi temin zorluğunun da etkisiyle, membran sistemler hızla yaygınlaşmaktadır. Genellikle nanofiltrasyon ve ters osmoz arıtma sistemlerinde, arıtma sonucunda oluşan konsantre kısım, çoğunlukla düzenli depolama tesisine geri devrettirilmektedir. Depolama alanlarının su tutma kapasitelerinin oldukça önemli olduğu bu uygulamada, sızıntı suyu karakteristiği değişimi ve depo sahasında oluşan reaksiyonların ne gibi değişimlere uğradığı incelenmelidir. Bunun yanı sıra konsantre bertarafında evaporasyon, yakma vb uygulamalar bulunmaktadır.

## 2.9 YASAL MEVZUAT

Çevre kirliliğinin ciddi boyutlara ulaşması, yasal şartların daha sınırlayıcı olmasına neden olmuştur. Gelişmiş ülkelerde deşarj standartlarında daha yüksek kalitede çıkış suyu hedeflenmiş, mevcut parametrelere ek parametre ve limit değerler belirlenmiştir. Avrupa birliği komisyonunca hazırlanan Kentsel Atıksuların Yönetmeliği'nde evsel ve endüstriyel atıksuların alıcı ortama deşarj limitleri belirtilmiştir. Çeşitli ülkelerde sızıntı suyuna has deşarj limitleri de belirlenmiştir. Ülkemizde ise evsel ve endüstriyel atıksuların deşarjına ilişkin hususlar Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Tablo 20.6'da tanımlanmıştır (Tablo 2.11).

Tablo 2.11 S.K.K.Y. Katı Artık Değerlendirme ve Bertaraf Tesisleri için Deşarj Limitleri

PARAMETRE	BİRİM	Kompozit Nnumune 2 Saatlik	Kompozit Numune 24saatlik
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	(mg/L)	700	500
Toplam Kjeldahl-Azotu	(mg/L)	20	15
Askıda Katı Madde Miktarı (AKM)	(mg/L)	200	100
Yağ ve Gres	(mg/L)	20	10
Toplam Fosfor (TP)	(mg/L)	2	1
Toplam Krom	(mg/L)	2	1
Krom (Cr <sup>+6</sup> )	(mg/L)	0.5	0.5
Kurşun (Pb)	(mg/L)	2	1
Toplam Siyanür (CN <sup>-</sup> )	(mg/L)	1	0.5
Kadmiyum (Cd)	(mg/L)	0.1	-
Demir (Fe)	(mg/L)	10	-
Florür (F <sup>-</sup> )	(mg/L)	15	-
Bakır (Cu)	(mg/L)	3	-
Çinko (Zn)	(mg/L)	5	-
Balık Biyodeneyi (ZSF)	-	10	-
pH	-	6-9	6-9

Yönetmeliğin “Atıksuların Boşaltım İlkeleri” ana başlığında atıksu altyapı sisteminin mevcut olduğu yerlerde kanalizasyon sisteminin kullanımı zorunluluk haline getirilmiştir ve tüm deşarj işlemleri ilgili otoritelerce alınacak izne tabi tutulmuştur. Tablo 2.12.’ de, atıksuların tam arıtma ve derin deşarj ile sonuçlanan atıksu altyapı tesislerine deşarjında uyulması gereken limit değerler belirtilmiştir.

Tablo 2.12 S.K.K.Y. Altyapı Tesislerine Deşarj Limitleri

PARAMETRE	KANALIZASYON SİSTEMLERİ	KANALIZASYON SİSTEMLERİ
	TAM ARITMA İLE SONUÇLANAN ATIKSU ALTYAPI TESİSLERİNDE	DERİN DENİZ DEŞARJI İLE SONUÇLANAN ATIKSU ALTYAPI TESİSLERİNDE
Sıcaklık (°C)	40	40
pH	6.5-10.0	6.0-10.0
Askıda katı madde (mg/L)	500	350
Yağ ve gres (mg/L)	250	50
Katran ve petrol kökenli yağlar (mg/L)	50	10
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) (mg/L)	4000 (İSKİ-1000)	600
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ <sub>5</sub> ) (mg/L)	-	400
Sülfat (SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> ) (mg/L)	1700	1700
Toplam sülfür (S) (mg/L)	2	2
Fenol (mg/L)	20	10
Serbest klor (mg/L)	5	5
Toplam azot (N) (mg/L)	- <sup>(a)</sup>	40
Toplam fosfor (P) (mg/L)	- <sup>(a)</sup>	10
Arsenik (As) (mg/L)	3	10
Toplam siyanür (Toplam CN <sup>-</sup> ) (mg/L)	10	10
Toplam kurşun (Pb) (mg/L)	3	3
Toplam kadmiyum (Cd) (mg/L)	2	2
Toplam krom (Cr) (mg/L)	5	5
Toplam civa (Hg) (mg/L)	0.2	0.2
Toplam bakır (Cu) (mg/L)	2	2
Toplam nikel (Ni) (mg/L)	5	5
Toplam çinko (Zn) (mg/L)	10	10
Toplam kalay (Sn) (mg/L)	5	5
Toplam gümüş (Ag) (mg/L)	5	5
Cl <sup>-</sup> (Klorür) (mg/L)	10000	-
Metilen mavisi ile reaksiyon veren yüzey aktif maddeleri(MBAS) (mg/L)	Biyolojik olarak parçalanması Türk Standartları Enstitüsü standartlarına uygun olmayan maddelerin boşaltımı prensip olarak yasaktır.	

a) Bu parametrelere atıksu değerlendirilmesinde bakılmayacaktır.

b) Bünyesinde %2’den fazla inert KOİ içeren ve toplam KOİ değeri 5000 mg/L den fazla olan kuvvetli organik atıksular için KOİ yerine BOİ<sub>5</sub> değeri esas alınır.

Avrupa Birliği Üye Ülkelerinde atıksuların arıtımı sonucunda deşarj limitleri yüzde (%) ya da konsantrasyon (mg/L) şeklinde belirlenmiştir. Tablo 2.14 'te AB ülkelerinde geçerli olan atıksu deşarj limitleri verilmiştir (European Comission, 2010).

Tablo 2.13 Kentsel Atıksu Arıtma Tesislerinin Deşarj Limitleri

Parametre	Konsantrasyon	Minimum Arıtma Oranı (%) <sup>(1)</sup>
BOI <sub>5</sub> <sup>(2)</sup>	25 mg/l O <sub>2</sub>	70-90
KOI	125 mg/l	75
Toplam AKM	35 mg/l <sup>(3)</sup> (>10.000 eşdeğer nüfus için) 60 mg/l (2.000-10.000 eşdeğer nüfus için)	90 <sup>(3)</sup>

(1 ) Giriş atık yükü ile ilişkili olarak azaltım

(2 ) Bu parametre diğer parametre ile değişebilir: Toplam Organik Karbon (TOK) veya eğer BOI<sub>5</sub> ile aralarında bağıntı oluşturulursa Toplam Oksijen İhtiyacı (TOİ)

(3 ) Bu gereksinim opsiyoneldir.

Buna ek olarak hassas noktalara atıksu deşarjında eşdeğer nüfusa bağlı olarak fosfor ve Azot parametrelerinde arıtma oranı ya da konsantrasyon şeklinde sınırlanmıştır.

Tablo 2.14 Hassas Bölgelere Deşarj Limitleri

Parametre	Konsantrasyon	Minimum Arıtma Oranı (%) <sup>(1)</sup>
Toplam Fosfor	2 mg/l O <sub>2</sub> (10.000 -100.000 eşdeğer nüfus için)	80
	1mg/l O <sub>2</sub> (>100.000 eşdeğer nüfus için)	
Toplam Azot <sup>(2)</sup>	15 mg/l <sup>(3)</sup> (10.000 -100.000 eşdeğer nüfus için)	70-80
	10 mg/l <sup>(3)</sup> (>100.000 eşdeğer nüfus için)	

(Bir veya her iki Parametre Yerel Şartlara Bağlı Olarak Uygulanabilir. Bu Değerler Konsantrasyon veya Yüzde (%) Azaltım Olarak Uygulanır)

(1 ) Giriş atık yükü ile ilişkili olarak azaltım

(2 ) Toplam Azotu, Toplam Kjeldahl-N(Organik-N ve Amonyak-N), Nitrat-N ve Nitrit-N anlamına gelmektedir.

(3 ) Konsantrasyon için verilen bu değerler Ek 1, Paragraf D, 4 (c)' de referans edilmiş olduğu gibi yıllık ortalamalardır. Fakat Azot gereksinimi Ek 1 Paragraf D,1'e uygun olarak kanıtlandığı takdirde günlük ortalamalar seçilebilir. Bu durumda biyoreaktör çıkışında sıcaklık 12 °C ve üzeri durumlarda günlük tüm numunelerin Azot ortalaması 20 mg/l'tyi geçmemelidir. Bölgesel iklim koşulları dikkate alınarak sıcaklığa bağlı olarak limitler işletme esnasında değiştirilebilir.

Avrupa birliği ülkelerinin bir kısmında sızıntı suyuna özel deşarj limitleri belirlenmiştir. Tablo 2.15'te Almanya sızıntı suyu deşarj limitleri yer almaktadır (Heyer ve Stegmann , 2002)

Tablo 2.15 Almanya'daki Sızıntı Suyu Deşarj Limitleri

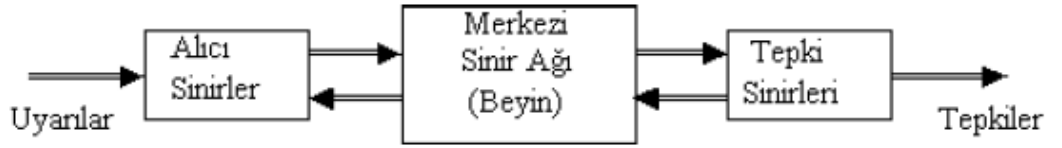
Parametre	Sınır değerler- mg/L
KOİ	200
BOİ <sub>5</sub>	20
N <sub>total</sub>	70
P <sub>total</sub>	3
Hidrokarbonlar	10
N-NO <sub>2</sub>	2
AOX	0,5
Hg	0,05
Cd	0,1
Cr	0,5
Cr <sup>4</sup>	0,1
Ni	1,0
Pb	0,5
Ca	0,5
Zn	2,0
Siyanür	0,2
Sülfür bileşikleri	1,0

## 2.10 YAPAY SINİR AĞLARI (YSA)

Beynin üstün özellikleri, bilim adamlarını üzerinde çalışmaya zorlamış ve beynin nörofiziksel yapısından esinlenerek matematiksel modeli çıkarılmaya çalışılmıştır. Beynin bütün davranışlarını tam olarak modelleyebilmek için fiziksel bileşenlerinin doğru olarak modellenmesi gerektiği düşüncesi ile çeşitli yapay hücre ve ağ modelleri geliştirilmiştir. Böylece Yapay Sinir Ağları denen yeni ve günümüz bilgisayarlarının algoritmik hesaplama yönteminden farklı bir bilim alanı ortaya çıkmıştır. Yapay sinir ağları; yapısı, bilgi işleme yöntemindeki farklılık ve uygulama alanları nedeniyle çeşitli bilim dallarının da kapsam alanına girmektedir. Genel anlamda YSA, beynin bir işlevi yerine getirme yöntemini modellemek için tasarlanan bir sistem olarak tanımlanabilir. YSA, yapay sinir hücrelerinin birbirleri ile çeşitli şekillerde bağlanmasından oluşur ve genellikle katmanlar şeklinde düzenlenir (Subaşı, 2010). YSA'lar, Kalite Kontrol, Finansal Öngörü, Ekonomik Öngörü, Kredi Derecelendirme, Konuşma ve Yapı Tanımlama, İşlem Modelleme ve Yönetimi, Laboratuvar Araştırmaları, İflas Tahmini, Petrol ve Gaz Arama alanlarında kullanılmaktadır.

### 2.10.1 Biyolojik Sinir Sistemi

Biyolojik sinir sistemi, merkezinde sürekli olarak bilgiyi alan, yorumlayan ve uygun bir karar üreten beynin (merkezi sinir ağı) bulunduğu 3 katmanlı bir sistem olarak açıklanır. Alıcı sinirler organizma içerisinde ya da dış ortamlardan algıladıkları uyarıları, beyne bilgi ileten elektriksel sinyallere dönüştürür. Tepki sinirleri ise, beynin ürettiği elektriksel darbeleri organizma çıktısı olarak uygun tepkilere dönüştürür. Şekil 2.15' te bir sinir sisteminin blok gösterimi verilmiştir (Eren, 2006).



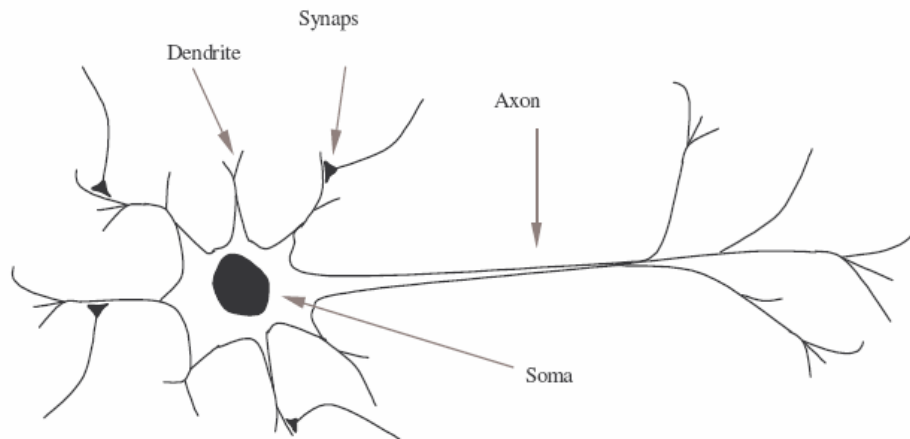
Şekil 2.15 Sinir Sistemi Gösterimi

### 2.10.2 Biyolojik Sinir Hücresi (Nöron)

Sinir sisteminde nöronlar;

- Dentrit
- Hücre Gövdesi (Soma)
- Akson
- Sinaps

olmak üzere 4 kısımdan oluşmaktadır.



Şekil 2.16 Nöron Hücresi

Biyolojik sistemlerde öğrenme, nöronlar arasındaki sinaptik bağlantıların ayarlanması ile olur. Yani, insanlar doğumlarından itibaren yaşayarak öğrenme süreci içerisine girerler. Bu süreç içinde beyin sürekli bir gelişme göstermektedir. Yaşayıp tecrübe ettikçe sinaptik bağlantılar ayarlanır ve hatta yeni bağlantılar oluşur. Bu sayede öğrenme gerçekleşir. Bu durum YSA için de geçerlidir. Öğrenme, eğitime yoluyla örnekler kullanarak olur; başka bir deyişle, gerçekleşme girdi/çıkı verilerinin işlenmesiyle, yani eğitime algoritmasının bu verileri kullanarak bağlantı ağırlıklarını (*weights of the synapses*) bir yakınsama sağlanana kadar, tekrar tekrar ayarlamasıyla olur. YSA'lar, ağırlıklandırılmış şekilde birbirlerine bağlanmış birçok işlem biriminden (nöronlar) oluşan matematiksel sistemlerdir. Bir işlem birimi, aslında sık sık transfer fonksiyonu olarak anılan bir denklemdir. Bu işlem birimi, diğer nöronlardan sinyalleri alır; bunları birleştirir, dönüştürür ve sayısal bir sonuç ortaya çıkartır. Genelde, işlem birimleri kabaca gerçek nöronlara karşılık gelirler ve bir ağ içinde birbirlerine bağlanırlar; bu yapı da sinir ağlarını oluşturmaktadır. YSA'lar, geleneksel işlemcilerden farklı şekilde işlem yapmaktadırlar. Geleneksel işlemcilerde, tek bir merkezi işlem birimi her hareketi sırasıyla gerçekleştirir. YSA'lar ise herbiri büyük bir problemin bir parçası ile ilgilenen, çok sayıda basit işlem birimlerinden oluşmaktadır. En basit şekilde, bir işlem birimi, bir girdiyi bir ağırlık kümesi ile ağırlıklandırır, doğrusal olmayan bir şekilde dönüşümünü sağlar ve bir çıktı değeri oluşturur. İlk bakışta, işlem birimlerinin çalışma şekli yanıltıcı şekilde basittir. Sinirsel hesaplamanın gücü, toplam işlem yükünü paylaşan işlem birimlerinin birbirleri arasındaki yoğun bağlantı yapısından gelmektedir. Bu sistemlerde geri yayılım metoduyla daha sağlıklı öğrenme sağlanmaktadır.

### **2.10.3 Yapay Sinir Ağlarının Özellikleri**

YSA' nın hesaplama ve bilgi işleme gücünü, paralel dağılmış yapısından, öğrenebilme ve genelleme yeteneğinden aldığı söylenebilir. Genelleme, eğitim ya da öğrenme sürecinde karşılaşılmayan girişler için de YSA' nın uygun tepkileri üretmesi olarak tanımlanır. Bu üstün özellikleri, YSA' nın karmaşık problemleri çözebilme yeteneğini gösterir.



### **Doğrusal olmama**

YSA' nın temel işlem elemanı olan hücre doğrusal değildir. Dolayısıyla hücrelerin birleşmesinden meydana gelen YSA' da doğrusal değildir. Bu özellik bütün ağa yayılmış durumdadır. Bu özelliği ile YSA, doğrusal olmayan karmaşık problemlerin çözümünde en önemli araç olmuştur.

### **Öğrenme**

YSA' nın arzu edilen davranışı gösterebilmesi için amaca uygun olarak ayarlanması gerekir. Bu, işlem elemanları arasında doğru bağlantıların yapılması ve bağlantıların uygun ağırlıklara sahip olması gerektiğini ifade eder. YSA' nın karmaşık yapısı nedeniyle bağlantılar ve ağırlıklar önceden ayarlı olarak verilemez ya da tasarlanamaz. Bu nedenle YSA, istenen davranışı gösterecek şekilde ilgilendiği problemde aldığı eğitim örneklerini kullanarak problemi öğrenmelidir.

### **Genelleme**

YSA, ilgilendiği problemi öğrendikten sonra eğitim sırasında karşılaşmadığı test örnekleri için de arzu edilen tepkiyi üretebilir. Örneğin, karakter tanıma amacıyla eğitilmiş bir YSA, bozuk karakter girişlerinde de doğru karakterleri verebilir ya da bir sistemin eğitilmiş YSA modeli, eğitim sürecinde verilmeyen giriş sinyalleri için de sistemle aynı davranışı gösterebilir.

### **Uyarlanabilirlik**

YSA, ilgilendiği problemdeki değişikliklere göre ağırlıklarını ayarlar. Yani, belirli bir problemi çözmek amacıyla eğitilen YSA, problemdeki değişimlere göre tekrar eğitilebilir, değişimler devamlı ise gerçek zamanda da eğitime devam edilebilir. Bu özelliği ile YSA, uyarlamalı örnek tanıma, sinyal işleme, sistem tanılama ve denetim gibi alanlarda etkin olarak kullanılır.

### **Hata toleransı**

YSA, çok sayıda işlem elemanının çeşitli şekillerde bağlanmasından oluştuğundan paralel dağılmış bir yapıya sahiptir ve ağırlıklı bilgi, ağdaki bütün bağlantılar üzerine dağılmış durumdadır. Bu nedenle, eğitilmiş bir YSA' nın bazı bağlantılarının hatta bazı işlem elemanlarının etkisiz hale gelmesi, ağırlıklı doğru bilgi üretmesini önemli

ölçüde etkilemez. Bu nedenle, geleneksel yöntemlere göre hatayı tolere etme yetenekleri son derece yüksektir.

### **Analiz ve tasarım kolaylığı**

YSA' nın temel işlem elemanı olan hücrenin yapısı ve modeli, bütün YSA yapılarında yaklaşık aynıdır. Dolayısıyla, YSA' nın farklı uygulama alanlarındaki yapıları da standart yapıdaki bu işlem elemanlarından oluşacaktır. Bu nedenle, farklı uygulama alanlarında kullanılan YSA' ları benzer öğrenme algoritmalarını ve teorilerini paylaşabilirler. Bu özellik, problemlerin YSA ile çözümünde önemli bir kolaylık getirecektir. Girdiler ağı dışarıdan beslenir. Bu girdiler ağırlıklarla çarpılarak hepsinin toplandığı bir işlemden geçirilir ve probleme uygun bir transfer fonksiyonunda işlendikten sonra yine dış çevreye çıktı olarak yayılırlar.

Yapay sinir ağlarının üstünlüklerinin yanı sıra bazı sakıncaları da vardır. Bu sakıncalar şu şekilde listelenebilir:

- Sistem içerisinde ne olduğu bilinemez
- Bazı ağlar hariç kararlılık analizleri yapılamaz
- Farklı sistemlere uygulanması zor olabilir.

Çoğu YSA'da, benzer karakteristiğe sahip nöronlar tabakalar halinde yapılandırılırlar ve transfer fonksiyonları eş zamanlı olarak çalıştırılırlar. Hemen hemen tüm ağlar, veri alan nöronlara ve çıktı üreten nöronlara sahiptirler (Yapay-zeka, 2010).

### **2.10.4 YSA'ların Yapısı**

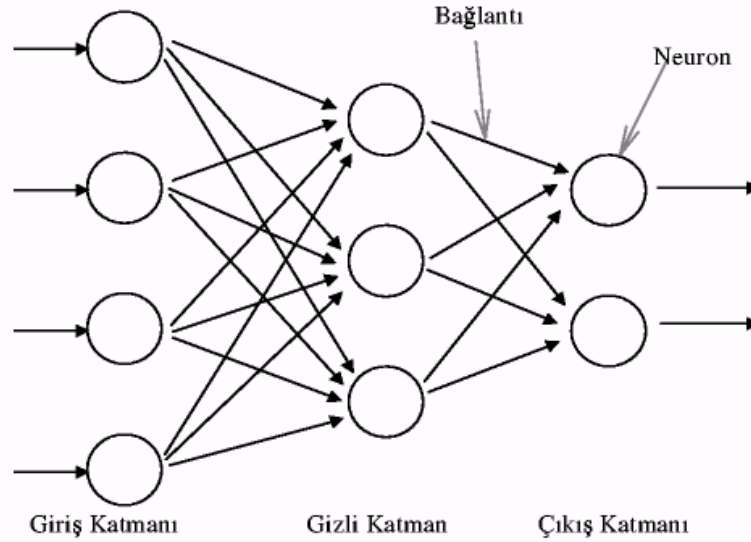
İşlem elemanları bir grup halinde işlev gördüklerinde ağ (network) olarak adlandırılırlar ve böyle bir grupta binlerce işlem elemanı bulunur. İşlem elemanlarının birbirleriyle bağlantılar aracılığıyla bir araya gelmeleri yapay sinir ağını oluşturmaktadır. Yapay sinir ağıyla aslında biyolojik sinir ağının bir modeli oluşturulmak istenmektedir. İşlem elemanlarının aynı doğrultu üzerinde bir araya gelmeleriyle katmanlar oluşmaktadır.

Katmanların değişik şekilde bir birleriyle bağlanmaları değişik ağ mimarilerini doğurur. YSA'lar üç katmadan oluşur.

Bu katmanlar sırasıyla;

- Girdi katmanı
- Ara Katman
- Çıktı Katmanıdır.

Yapay sinir ağlarının sematik gösterimi Şekil 2.17’de sunulmuştur.



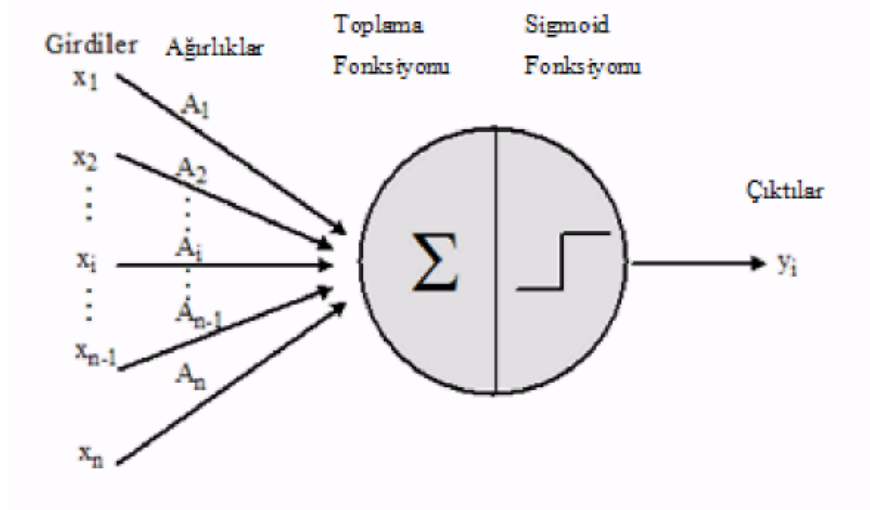
Şekil 2.17 YSA'ların Şematik Gösterimi

Girdi katmanındaki işlem elemanları dış dünyadan bilgileri alarak ara katmanlara transfer ederler. Bazı ağlarda girdi katmanında herhangi bir bilgi işleme olmaz. Girdi katmanından gelen bilgiler ara katmanında işlenerek çıktı katmanına gönderilirler. Bu bilgilerin işlenmesi ara katmanlarda gerçekleştirilir. Bir ağ içinde birden fazla ara katman olabilir. Çıktı katmanındaki proses elemanları ara katmandan gelen bilgileri işleyerek ağın girdi katmanından sunulan girdi seti için üretmesi gereken çıktıyı üretirler. Üretilen çıktı dış dünyaya gönderilir.

### İşlem Elemanı

Biyolojik sinir ağlarında olduğu gibi yapay sinir ağlarında da temel unsur, işlem elemanıdır. İşlem elemanı, YSA'nın çalışmasına esas teşkil eden en küçük ve temel bilgi işleme birimidir. Ağ içinde yer alan tüm işlem elemanları bir veya birden fazla girdi alırlar ve tek bir çıktı verirler. Bu çıktı yapay sinir ağının dışına verilen çıktılar olabileceği gibi başka işlem elemanlarına girdi olarak da kullanılabilirler. Geliştirilen işlem elemanı modellerinde bazı farklılıklar olmakla birlikte genel özellikleri ile bir

işlem elemanı modeli 5 bileşenden oluşmaktadır. Bunlar; Girdiler, Ağırlıklar, Birleştirme Fonksiyonu, Aktivasyon Fonksiyonu ve Çıktı şeklindedir (Şekil 2.18).



Şekil 2.18 İşlem Elemanı Bileşenleri

Tasarım, problemin veya geliştirilmekte olan uygulamanın, tamamen anlaşılmasının ve buna bağlı olarak planlamanın olduğu ilk safhadır. Burada öncelikle probleme uygun bir YSA mimarisi seçilir. Sonra, problemin giriş ve çıkış katmanlarındaki parametreler kesin olarak tanımlanır. Bu parametreler, niteleyici/nitelik bildiren veya niceleyici/miktar bildiren tiplerde olabilirler. Daha sonra, kullanılacak ağ mimarisi ile uyumlu olarak bu parametreler uygun değerlere dönüştürülür. Bu işlem, verilerin ikili (binary) veya sürekli (continuous) değerlere dönüştürülmesi ile gerçekleştirilebilir. YSA yapısı hakkında bir karara varıldıktan sonra, gizli katman sayısı ve her bir katmandaki işlem elemanı sayısı belirlenir. YSA'nın en iyi performans gösterdiği, ağ hatasını minimum, öğrenme hızını maksimum yapan, optimum katman ve işlem elemanı sayıları deneme- anılma ile belirlenir. Artık YSA tasarlanmıştır ve eğitime hazırdır (Çağlar, 2001).

Girdiler ve doğru çıktı örnekleri ağa verilir. Ağ, girdiyi işleyerek çıktıyı üretir ve üretilen çıktıyı dışarıdan belirlenen çıktı ile karşılaştırır. Her defasında bağlantılardaki ağırlıklar, daha iyi çıktıyı üretmek için yeniden ayarlanır. Bu işlem kabul edilebilir bir hata düzeyine erişinceye kadar devam eder. Tipik bir öğrenme işleminde, öğrenme

sürecini sona erdirmek için önceden belirlenmiş bir hata kriterine ulaşıncaya kadar öğrenme örnekleri ağa defalarca gösterilir. Ağ tarafından öngörülen çıkış ile istenen çıkış arasındaki hata oranı, daha önce belirlenen sınıra erişmiş ise, ağın problemi yeterince kavradığı kabul edilir.

### **YSA Çalışmaları**

Eren (2006), yaptığı çalışmada YSA modeli geri yayılım ağı kullanarak yapay sinir ağları ile membran proses verimine etki eden parametrelerin analizini yapmıştır. Çalışmada, literatürde elde edilen 216 adet deneysel veri ve sonuçlar kullanılmış, bunların 162 tanesi YSA'nın eğitim setinde 54 tanesi test setinde kullanılarak verimi belirlemede en uygun katmanlı ve işlem elemanlı YSA modeli bulunmaya çalışılmıştır. Girdi katmanında tuz konsantrasyonu ( $C_{sd}$ , gr/lt), boya konsantrasyonu ( $C_{db}$ , gr/lt), yatay akış hızı ( $v$ , m/sn), pH ve basınç ( $\Delta P$ , bar) olmak üzere 5 parametre, çıktı katmanında ise  $R_o$  (% verim) olmak üzere 1 parametre kullanılmıştır. Çalışma sonucunda en uygun YSA modelinin tek katmanlı ve 9 işlem elemanlı olduğu belirlenmiştir. Bu modelde, eğitim setinde 0,0140, test setinde 0,0190 olarak en az ortalama karesel hata elde edilmiştir.

Yarar (2004), yaptığı çalışmada Beyşehir Gölü'nün su seviyesi değişimlerini Yapay Sinir Ağları yöntemiyle belirlemeye çalışmıştır. Çalışmada DSİ tarafından yapılan 1962-1990 yılları arasına ait 72 aylık giren akım-kayıp akım, yağış, buharlaşma, çekilen akım ve seviye ölçümleri girdi olarak alınmış, çıktı olarak su seviyesindeki değişimler alınarak Çok Katmanlı Geri Yayılımlı Yapay sinir Ağları'nda 3 farklı model oluşturulmuştur. Çalışmada elde edilen veriler geleneksel yöntemlerle elde edilen verilerle karşılaştırılmıştır. Oluşturulan 3 farklı modelden Ölçeklendirilmiş Eşleştirmeli Gradyant modelinde bir gizli katman, 7 gizli düğüm sayısı ve epoch için en küçük hata değeri 0,056 elde edilmiştir.

Sezer (2007), A ve B Atıksu Arıtma Tesislerinde ölçülen deneysel Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) değerlerini kullanarak Yapay Sinir Ağları (YSA) ile Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ<sub>5</sub>) değerlerinin tahmin edilmesi çalışmasını yürütmüştür. Bu amaçla öncelikle, A atıksu arıtma tesisinden toplanan 365 adet deneysel veriyi kullanarak YSA eğitilmiş ve biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) değerlerinin tahmin edilmesi

amaçlanmıştır. 365 adet deneysel KOİ ve BOİ değerlerinin 315 tanesi Yapay Sinir Ağlarının eğitim setinde 50 tanesi test setinde kullanılmak şartı ile BOİ değerlerinin tahmin edilmesi için en uygun katmanlı ve işlem elemanlı Yapay Sinir Ağı mimarisi bulunmaya çalışılmıştır. Bunu belirlerken deney ve Yapay Sinir Ağı sonuçları arasında en az ortalama karesel hatayı (OKH) veren mimari belirlenmeye çalışılmıştır.

Buna göre uygun Yapay Sinir Ağı mimarisinin tek katmanlı ve 11 işlem elemanlı olduğu belirlenmiştir. Bu mimaride eğitim setinde 703 test setinde 818 olmak üzere en az ortalama karesel hata elde edilmiştir. Aynı zamanda eğitim setinde lineer regresyon metodu kullanılarak bir doğru denklemi elde edilerek, test setindeki KOİ değerlerinden BOİ değerleri hesaplanmıştır. En uygun YSA mimarisini belirledikten sonra deney sonuçları YSA' dan elde edilen sonuçlar ve regresyondan elde edilen sonuçlar istatistiksel açıdan karşılaştırılmıştır. Buna göre ortalama karesel hatalar ve  $R^2$  ler YSA için (818), (0,8637) regresyon için (480), (0,9269) olarak bulunmuştur. İlâveten uygulanan B biyolojik atıksu arıtma tesisi içinde En uygun YSA mimarisini belirledikten sonra deney sonuçları YSA' dan elde edilen sonuçlar ve regresyondan elde edilen sonuçlar istatistiksel açıdan karşılaştırılmıştır. Buna göre ortalama karesel hatalar ve  $R^2$  ler YSA için (563,09), (0,9383) regresyon için (692,2), (0,7105) olarak bulunmuştur. Buna göre YSA' dan elde edilen sonuçlarda regresyon analizinde elde edilen sonuçlar kadar iyi olduğu görülmüştür.

Subaşı (2010), Yapay Sinir Ağı ile atıksu arıtma performansının belirlenmesini incelemiştir. Çalışmada Matlab R2008a programı kullanılmıştır. Çalışmada yüzeyaltı akışlı yapay sulak alanlara ait veriler kullanılarak çıkış atıksu karakteristiğine etki eden giriş parametreleri belirlenmeye çalışılmıştır. Bu model yaklaşımına göre modellemede kullanılan verilerden arıtma tesisi performansına en çok etki eden parametreler önem sırasına göre KOİ, TKM, UAKM ve sıcaklık parametreleri olmuştur. Model arıtma tesisi verilerini % 98 yaklaşıklıkla tahmin edebilmiştir. KOİ<sub>çıkış</sub> parametresi için en uygun modelin  $R^2$  değeri 0,931, TKM<sub>çıkış</sub> parametresi için  $R^2$  değeri 0,988 ve UAKM<sub>çıkış</sub> parametresi için  $R^2$  değeri 0,974 olarak bulunmuştur. Tüm model oluşumlarında en iyi performanslar 4 girdi parametresi ile elde edilmiştir. Bunun nedeninin ise modeller oluşturulurken girdi parametresi olarak kullanılan sıcaklık parametresinden kaynaklandığı belirtilmiştir. Bununla birlikte modeller oluşturulurken bazı modellerin

$R^2$  değerleri çok düşük olarak bulunmuştur. Bunun nedeninin oluşturulan modellerin genelleme özelliğinden çıkıp ezberleme özelliğİ kazanmış olmasından kaynaklandığı bildirilmiştir.

Ra'duly vd (2006) yapay sinir ağlarını kullanarak atıksu arıtma tesisi performansını incelemiştirlerdir. Geriyayılım algoritmasına sahip geri beslemeli yapay sinir ağı modelini kullanmışlardır. Modelde giriş parametresi olarak toplam kimyasal oksijen ihtiyacı, toplam katı madde,  $SNH_4$ , biyokimyasal oksijen ihtiyacı, toplam azot ve toplam kjeldahl azotu parametreleri kullanılmıştır. Çalışmanın sonucunda, yapay sinir ağlarının atıksu arıtma tesisi performansının belirlenmesinde uygunluk gösterdiği bildirilmiştir.

Mjalli vd (2006) yaptıkları bir çalışmada ise atıksu arıtma tesisinin performansının önceden tahmin edilmesinde yapay sinir ağlarının BLACK-BOX modeli kullanılmıştır. Bu model lineer olmayan biyo-organik bileşiklerden dolayı çok karmaşık bir yapıya sahiptir. Çalışmada 1 yılda toplanan veriler kullanılmıştır. Bu çalışmada, girdi değerleri olarak biyolojik oksijen ihtiyacı, kimyasal oksijen ihtiyacı, toplam katı madde verilmektedir. Çalışmada 12 farklı model oluşturulmuştur. Oluşturulan modeller içerisinde en iyi model performansını veren model KOİ giriş ve TKM ıkık parametresi ile  $R^2$  değeri 0,987 olan modeldir.

Açıkalin vd (2010) atıksu arıtma tesisi kirlilik parametrelerinden biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve askıda katı madde (AKM) ıkış değerlerini tahmin etmek için yapay sinir ağlarını kullanmışlardır. Çalışmada atıksu sıcaklık, pH, ortalama debi, KOİ, BOİ ve AKM parametreleri kullanılmıştır. Çok katmanlı algılayıcı kullanılan çalışma sonucunda, arıtma verimine etki eden parametrelerin bilinmesi ile daha fazla deneysel çalışma yapmadan, eğitilmiş ve test edilmiş YSA analizini kullanarak yeni teorik çıktı ve verim değerleri üretilebileceğİ ortaya çıkmıştır. Modellemede  $R^2$  değerini 0,845 bulmuşlardır.

Tezel vd (2010), Kayseri atıksu arıtma tesisi giriş ve çıkış parametrelerini YSA modeline uygulamışlardır. İki kısımda yapılan çalışmanın, ilk kısmında pH, debi, AKM, KOİ ve BOİ, ikinci kısımda ise; bunlara ilave olarak azot ve fosfor parametreleri kullanılmıştır. Her iki kısma ardışık olarak uygulanan YSA modelinde, ikinci kısmın

girdileri olarak birinci kısmın çıktıları kullanılmıştır. Geliştirilen model, atıksu arıtma tesisi davranışlarını yeterince temsil edici olmuştur. İki fonksiyon kullanılan ve 11 girdi-5 çıktı, 10 girdi-9 çıktı modellerin sonucunda, modelde, denenmiş ve mutlak hata payı (MSE) 1.83% ve 3.41% bulunmuş ve bunun iyi ve kabul edilebilir hata oranları olduğu belirtilmiştir. Çalışmada elde edilen bulgulara göre atıksu arıtma tesisi parametrelerinin tahmin edilmesinde YSA'nın kullanılabileceği ifade edilmiştir.



### **3. MALZEME ve YÖNTEM**

#### **3.1 DEPOLAMA SAHASI TANITIMI**

1994 yılında Şile- Karakiraz köyü mevkiinde kurulan Kömürcüoda Katı Atık Düzenli Depolama Sahası, düzenli depolama sahalarının ülkemizdeki ilk örneklerindedir. Depolama sahasının büyüklüğü 45 hektar olup, 1995-2010 döneminde yaklaşık 19 milyon ton evsel katı atık bu sahada depolanmak suretiyle bertaraf edilmiştir. Anadolu yakasındaki 4.417.480 kişilik (TUİK, 2010) nüfusa hizmet eden düzenli depolama sahasında, günlük ortalama 4.500 ton evsel atık bertaraf edilmektedir. Bu atıklar öncelikle Anadolu yakasındaki ilçe belediyelerince toplanarak İstanbul Büyükşehir Belediyesi'ne ait Aktarma istasyonlarına getirilmekte, oradan da büyük hacimli araçlarla Kömürcüoda Depolama Sahasına taşınmaktadır. Burada evsel atıklar, Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelikte belirtilen kurallara uygun bir biçimde depolanarak bertaraf edilmektedir. Depolama sahalarında oluşan sızıntı suyu arıtılarak, depo gazı ise enerji üretim prosesine tabi tutularak çevreye olası etkileri en aza indirilmektedir.

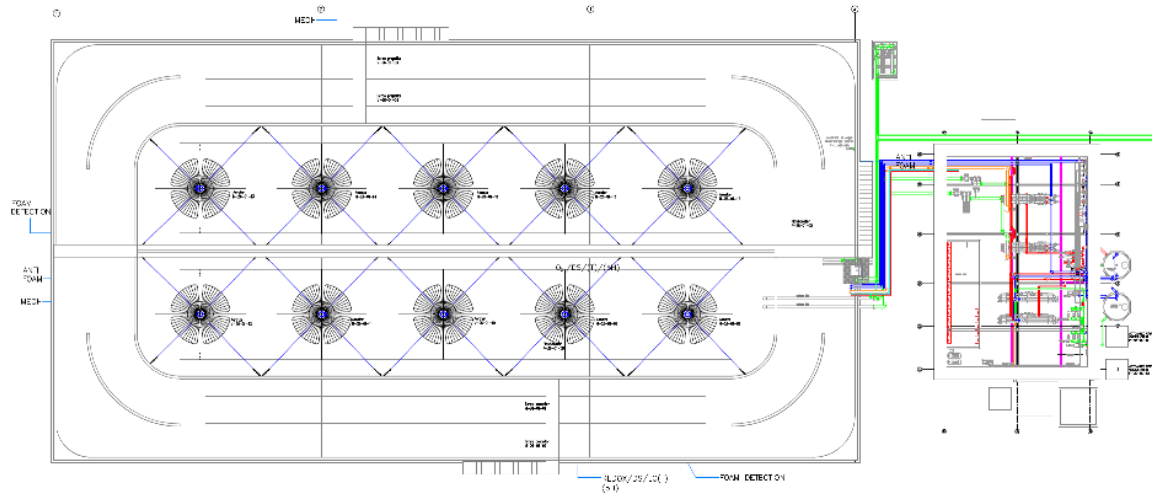
#### **3.2 ARITMA TESİSİNİN İNCELENMESİ**

Bu çalışmada, İstanbul Kömürcüoda Düzenli Depolama Sahası çöp sızıntı suyu arıtma tesisi verimliliği incelenmiştir. Kömürcüoda Düzenli Depolama Sahası 1994 yılında inşa edilmiştir. Depolama sahasında 1 ila 16 yıl arasında değişik sürelerde depolanmış katı atıklar ve bunlardan kaynaklanan genç, orta ve yaşlı olmak üzere sızıntı suları yer almaktadır. Depolama sahasının farklı noktalarından gelen, genç, orta ve yaşlı karakterdeki sızıntı suları, dengeleme havuzunda homojen hale getirilmektedir.

1995 yılında başlanan Evsel katı atıkların düzenli depolanması faaliyeti İstanbul'da Kemberburgaz/Odayeri ve Şile/Kömürcüoda olmak üzere 2 noktada devam etmektedir. Kömürcüoda depolama sahasında oluşan sızıntı suları, yerinde arıtılmak suretiyle

bertaraf edilmektedir. Kömürcüoda'da oluşan sızıntı suyu arıtma tesisinde öncelikle biyolojik arıtmaya sonrasında membran arıtmaya tabi tutulmaktadır. Elde edilen çıkış suyu Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ne uygun olarak alıcı ortama deşarj edilmektedir. Arıtma Tesisinde yer alan tüm ekipmanlar otomatik ve manuel çalışma özelliğine sahip olup, otomasyon sistemi ile kontrol edilmekte, aynı zamanda uzaktan online olarak yönetilebilir Şekilde teçhiz edilmiştir.

2006 yılında yapımına başlanan Kömürcüoda  p sızıntı suyu arıtma tesisi, 2008 yılında tamamlanarak devreye alınmıştır. Tesise ait yerleŐim planı Şekil 3.1.'deki gibidir. Arıtma tesisinde Membran biyoreaktör + Nanofiltrasyon teknolojisi kullanılmıştır. Tesis fiili kapasitesi 1200 m<sup>3</sup>/gün olup, membran ve havalandırıcı vb ekipman ilaveleri ile 2000 m<sup>3</sup>/gün'e kadar artırılabiliŐekilde tasarlanmıştır. Depolama sahasında oluşan sızıntı suları dengeleme havuzlarında toplanarak arıtma tesisine iletilmekte ve arıtıldıktan sonra alıcı ortama deşarj edilmektedir.



Şekil 3.1 Tesis Yerleşimi

Arıtma Tesisleri  lkemizde MBR+Nanofiltrasyon teknolojisinin çöp sızıntı suyundaki ilk uygulamasıdır. Tesis giriş suyu tasarım kriterleri Tablo 3.1'de verilmiştir.

Tablo 3.1 Giriş Suyu Tasarım Kriterleri

Parametre	Birim	Değer
Debi	m <sup>3</sup> /gün	1.200
Sıcaklık	°C	20
pH		5,5 - 8,5
KOİ	mg/l	20.000
BOİ <sub>5</sub>	mg/l	13.000
TKN	mg/l	3.000
P-toplam	mg/l	5
SO <sub>4</sub>	mg/l	500
AKM	mg/l	1.500
Toplam Sertlik	mg CaCO <sub>3</sub> /l	2.500
İletkenlik	µmhos/cml	40.000
Alkalinite	mg CaCO <sub>3</sub> /l	13.000

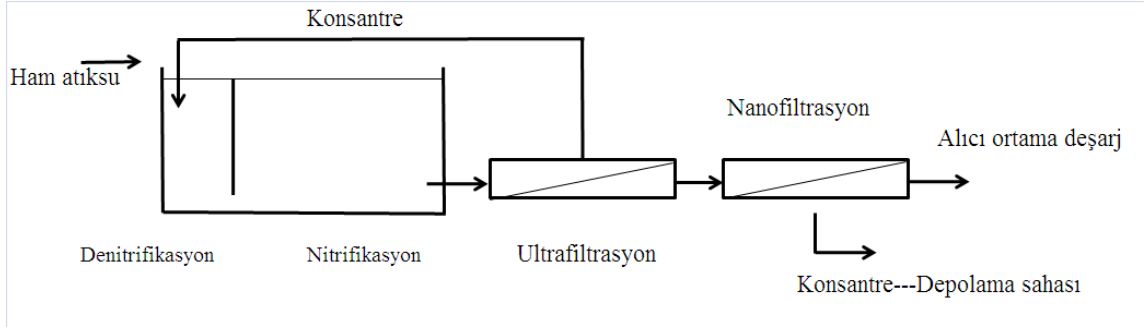
Arıtma tesisine yakın bir noktada herhangi bir kanalizasyon hattı bulunmamaktadır. Bu nedenle, arıtılmış sızıntı suyu Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde belirtilen kriterlere uygun olarak alıcı ortama deşarj edilebilir hale getirilmektedir. Tesis çıkış suyu tasarımı Tablo 3.2'de belirtilen kriterlere göre yapılmıştır.

Tablo 3.2 Arıtma Tesisi Çıkış Suyu Tasarım Kriterleri

Parametre	Birim	Maksimum
Sıcaklık	°C	35
pH		6,0 -9,0
KOİ	mg/l	125
BOİ <sub>5</sub>	mg/l	50
N-toplam	mg N/l	400
TKN	mg N/l	50
P-toplam	mg P/l	2
AKM	mg/l	35

Sızıntı suyu depolama sahasında drenaj boruları ile toplanarak dengeleme havuzlarına iletilmektedir. Burada farklı karaktere sahip sızıntı sularının homojen karışımı sağlanarak arıtma tesislerine terfi edilmesi sağlanır.

Arıtma Tesisi Ön çöktürme, Nitrifikasyon-Denitrifikasyon, Ultrafiltrasyon, Nanofiltrasyon ve Çamur Susuzlaştırma Ünitelerinden oluşmaktadır. Sistemin proses akım şeması Şekil 3.2' de verilmiştir.



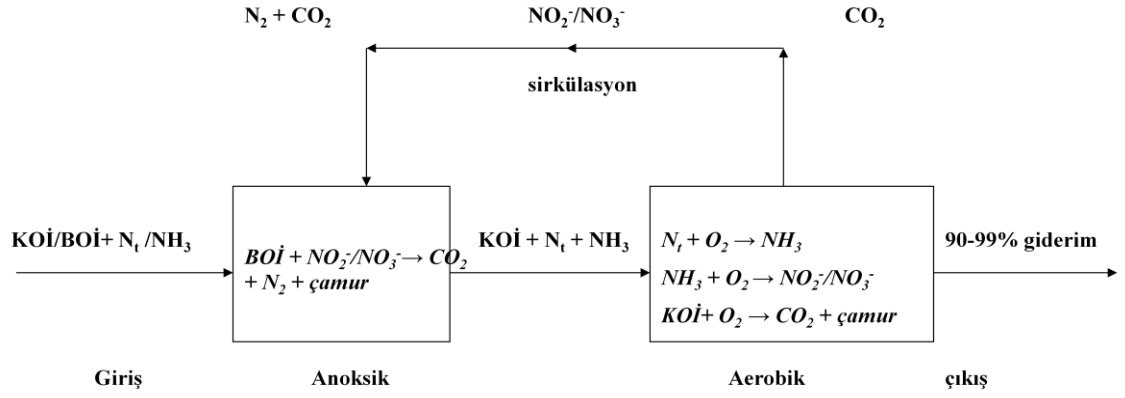
Şekil 3.2 Arıtma Tesisi Proses Akım Şeması

Biyoreaktör tasarımında MBR tekniğine uygun olarak uzun çamur yaşı tercih edilmiştir (>20 gün). Ortalama MLSS konsantrasyonu 13.000 mg/L belirlenmiştir (Tablo 3.3)

Tablo 3.3 Biyoreaktör Tasarım Kriterleri

Parametre	Birim	Değer
Tasarım Kapasitesi	m <sup>3</sup> /gün	1.200
Reaktör Hacmi	m <sup>3</sup>	20.000
MLVSS	mg/l	8000 - 15000
Biyokütle Dönüşüm Katsayısı	kgKatı Madde/kg KOİ	0,25
Çamur Yüğü (F/M)	kgKOİ/kg AKM	0,08 – 0,15
Çamur Yaşı	gün	> 20
Hidrolik Bekleme Süresi	gün	16,7

Biyoreaktör ünitesi iki kısımdan oluşmaktadır (Şekil 3.4). Aerobik ve Anoksik kısımlardan oluşan reaktörde sızıntı suyu öncelikle Anoksik kısma girmektedir. Anoksik kısımdan sonra Aerobik kısma giren sızıntı suyu, her iki bölge arasında sirküle edilerek proses edilmektedir (Şekil 3.3). Aerobik havuz tabanından emilen sızıntı suyu, önce Ultrafiltrasyon sonrasında ise Nanofiltrasyon membranlarından geçirilerek alıcı ortama deşarj edilmektedir.



Şekil 3.3 Nitrifikasyon-Denitrifikasyon Proses Akım Şeması

Anoksik bölgede, nitrifikasyon sonucu oluşan nitrat ve nitritin henüz parçalanmamış BOİ yardımı ile azot gazına dönüştürülmesi sağlanır. Sisteme giren karbonlu bileşiklerin az olması durumunda Metanol ilave edilerek denitrifikasyon süreci kontrol edilmektedir. pH değeri 8-8,4 arasında yer almaktadır. BOİ yardımı ile azotlu bileşikler, azot, karbondioksit ve çamur gibi son ürünlere dönüşürler.



Şekil 3.4 Biyoreaktör Görünümü

Aerobik kısımda ise KOİ, oksijenle birlikte,  $CO_2$  ve çamura dönüştürülürken, organik azot oksijen yardımıyla  $NH_3$  ve yeterli oksijen varlığında da nitrat ( $NO_2^-$ ) ve nitrit ( $NO_3^-$ )'e dönüştürülmektedir.

Havalandırma havuzunda yüzeysel aeratör, blower ve jet aeratör olmak üzere 3 farklı tip havalandırma ekipmanı kullanılmaktadır. Biyoeaktörde oluşan fazla çamur, yoğunlaştırıcı (thickener) ve santrifüj dekantör kullanılarak susuzlaştırılmaktadır.

Sızıntı suyu biyolojik arıtmadan sonra Membran Sistemine iletilmektedir. Membran sistemi Ultrafiltrasyon ve Nanofiltrasyon şeklinde iki kademedен oluşmaktadır. Ultrafiltrasyon membranları öncesinde sisteme zarar verebilecek büyük boyutlu (>2mm) maddeler için bir ön filtrasyon yapılmaktadır. Bunlar besleme pompaları ile sirkülasyon pompaları arasında teşkil edilmiş çelik filtrelerdir.



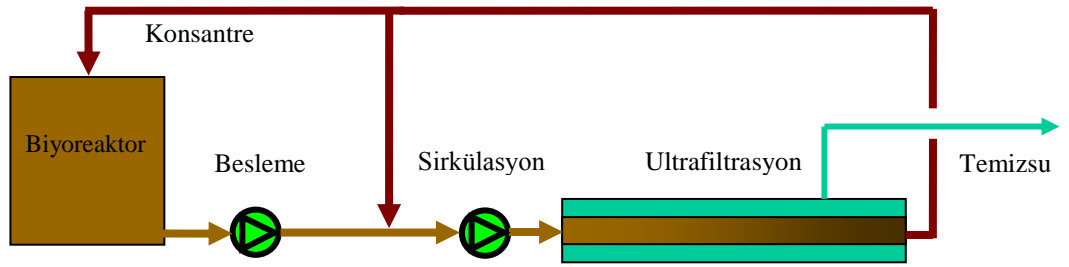
Şekil 3.5 Kaba Filtre

2 mm'lik filtrede büyük partiküllerin pompa, boru, vana, valf, membran vb kapalı sistemlere vereceği zarar minimize edilmekte, tutulan maddeler belirli periyotlarla temizlenmektedir (Şekil 3.5).

### **Ultrafiltrasyon Membranları**

İlk membran kademesi, çıkış suyunda çamur ayrıştırmayı temin eden Ultrafiltrasyon kademesidir. Bu kademedede yüksek oranda Askıda Katı Madde ayrımı gerçekleştirilmekte, elde edilen konsantré kısım, biyoreaktöre geri devrettirilmektedir. Ultrafiltrasyon membranları biyoreaktörün dışına yerleştirilmiş genellikle MBR'lerde

kullanılan çapraz akış sistemli tüp membranlardır (Şekil 3.7). Çapraz akış sistemiyle tıkanmanın önüne geçilmekte ve yüksek debi geçişine izin verilmektedir. Sirkülasyon pompası ile basıncın istenilen seviyede tutulması ve su hızının her bir modül için 4 m/s olması sağlanır. Bu yüksek hız membran içerisinde yüksek türbülansa neden olmaktadır. Uzun filtrasyon süresi ve yüksek basınç ile gerçekleşen türbülans sayesinde membran kirlenmesi minimize edilmektedir.

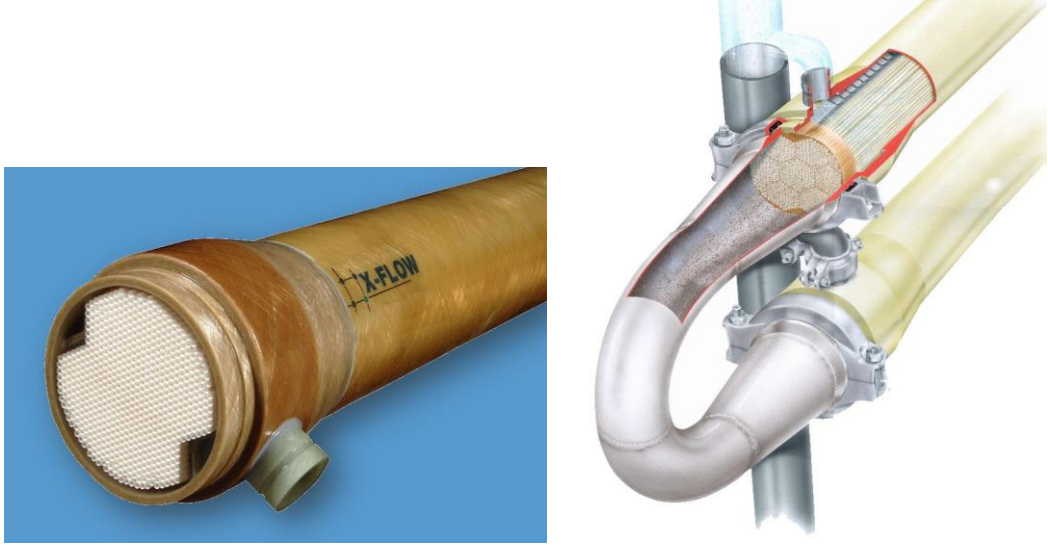


Şekil 3.6 UltraFiltrasyon Membran Sistemi Çalışma Prensibi



Şekil 3.7 UltraFiltrasyon Membran Ünitesi

Arıtma tesisinde kullanılan Ultrafiltrasyon membranları Endüstriyel atıksularda kullanılan PVDF malzemeden yapılmış tübüler tip membranlardır. Membranlar, çapraz akışlı olarak tasarlanmış membranlardır. Sızıntı suyu arıtımında karşılaşılmaması muhtemel işletme problemleri dikkate alınarak harici membran modülleri tercih edilmiştir. Daldırma tip membranlar genellikle evsel atıksu arıtımında tercih edilmektedir. Membran modüllerinin gözenek çapı 20 nanomikrondur (Şekil 3.8). Atıksu sınıfına göre, membran gözenek çapı daha büyük ya da küçük seçilebilmektedir. Membranlar skid halinde her bir skide 6 membran modülü olarak tasarlanmıştır.



Şekil 3.8 Ultrafiltrasyon Modül Görünümü

Membranların yüzey alanı her bir modül için ortalama  $27 \text{ m}^2$ 'dir (Tablo 3.4). Her bir membran için basınç kayıpları 0,9-1,1 bar arasında değişmektedir. Membranların her bir modülünde ortalama  $2 \text{ m}^3/\text{saat}$  debide temiz su üretimi sağlanmaktadır (Şekil 3.8). Membran kullanımında karşılaşılan problemlerin başında membran tıkanması gelmektedir. Membranların tıkanması belirli periyotlarda karşılaşılan bir durumdur. Membranların tıkanmasını engellemek için işletme şartlarında geri yıkama (flushing) işlemi yapılarak membran tıkanmasının önüne geçilebilmektedir. İşletme esnasında oluşan tıkanmanın geri yıkama ile giderilemediği durumlarda kimyasal yıkama yapılır. Kimyasal yıkama (CIP) işlemi, düşük/yüksek pH değerlerinde hazırlanan kimyasal solüsyonlarla membran ünitelerinin temizlenmesi işlemidir.



CIP tankındaki su sıcaklığı 38 °C çıkartılır ve sıcaklığı arttırılan suya %37'lik HCl ilavesi yapılarak, pH'sı 1,8 olan yıkama solüsyonu hazırlanır. Kimyasal solüsyon, 1,7 bar basınçta, membran ünitesi ile CIP tankı arasında sirküle edilir. Bu işlem 2 saat sürdürülür ve membran ünitesindeki artış debimetreden takip edilir. Eğer CIP'ten sonra istenilen verim elde edilememiş ise, tıkanıklığın inorganik değil organik bir kirlenme olduğu söylenebilir. Bu durumda NaOH, Ultrasil vb bazik kimyasallarla yıkama yapılmalıdır. Bu işlem pH 11 de NaOH ile 1 saat süreyle yapılır. Bu solüsyon 1 saat süreyle membran içerisinde bekletilerek filtre gözeneklerinin büyümesi ve tıkanmaya yol açan makropartiküllerin bu gözeneklerden rahatça geçmesini sağlar. 1 saatlik sirkülasyon ve 1 saatlik bekletme işletimi 2 defa ardı ardına gerçekleşir (sirk.-bekleme-sirk.-bekleme) ve toplam 4 saatlik bir zaman alır.

Kimyasal Yıkama işleminin başarısız olduğu koşullarda membran ünitelerinin fiziksel temizleme yöntemiyle temizlenmesi mümkündür. Membran modülleri bağlantı noktalarından sökülerek, filtrelerin içerisine 2 metre uzunluğundaki metal bir şiş yardımı ile 4-6 bar basınç arasında temiz su manuel olarak beslenir. Bir taraftan verilen su membranın diğer ucundan çıkana kadar bu işlem devam eder. Bu yöntem membranlarda yırtılma ve patlama gibi problemlere neden olacağından, dikkatli bir şekilde uygulanmalıdır.

Tablo 3.4 Ultrafiltrasyon Ünitesi Tasarım Kriterleri

Parametre	Birim	Değer
Tasarım Kapasitesi , maks	m <sup>3</sup> /gün	1.200
Ünite	Adet	4
Modül/Ünite	Adet	6
Toplam Modül	Adet	24
Membran Alanı	m <sup>2</sup>	27
Membran Alanı/Ünite	m <sup>2</sup>	162
Toplam Membran Alanı	m <sup>2</sup>	648
İşletme Akısı	lmh	77
Ortalama Temiz Su Üretimi	m <sup>3</sup> /saat	50
UF Konsantrasyon Faktörü	-	1,2
Akış Hızı	m/s	4

### Nanofiltrasyon Membranları

MBR çıkışında elde edilen biyolojik arıtılmış su Nanofiltrasyon (NF) membranlarından geçirilmektedir. Nanofiltrasyon sistemi spiral sargılı membranlardan teşkil edilmiştir. Bu kısımda Ultrafiltrasyon sonrasında geriye kalan ve biyolojik olarak giderilemeyen KOİ nin giderimi sağlanır. Aynı zamanda ağır metaller, +1 ve +2 değerlikli iyonlar, renk ve koku giderilir. Nanofiltrasyon sonrasında çıkış suyu deşarj edilmektedir.

Tablo 3.5 Nanofiltrasyon Ünitesi Tasarım Kriterleri

Parametre	Birim	Değer
Kapasite	m <sup>3</sup> /gün	1.200
Ünite	-	2
Basınç Kabı/Ünite	-	10
Modül/Basınç Kabı	-	6
Toplam Modül	-	120
Membran Alanı/Modül	m <sup>2</sup>	25,3
Membran Alanı /Ünite	m <sup>2</sup>	1.518
Toplam Alan	m <sup>2</sup>	3.036
İşletme Akısı	Lmh	16,5
Ortalama Besleme Debisi	m <sup>3</sup> /h	50
Geri Kazanım Oranı	%	≥ 90
Sirkülasyon Debisi/Ünite	m <sup>3</sup> /h	30

Bu kısımda da çapraz akış kullanılarak membranların kirlenmesi minimum seviyelerde tutulur. Ultrafiltrasyon çıkışında elde edilen, biyolojik olarak arıtılmış ve askıda katı maddeden arındırılmış süzüntü suyu, ilk üniteye girmekte ve temiz su kısmı ayrılarak konsantre kısım diğer süzüntü suyu ile birlikte ikinci membran ünitesine giriş yapmaktadır. Membranlar seri olarak bağlanmış, spiral sargılı membranlardan teşkil edilmiştir. NF ünitesi her bir basınç kabında 6 modül olacak şekilde tasarlanmıştır (Şekil 3.9). 2 adet membran ünitesinde toplam 14 adet basınç kabı yer almaktadır. Bu tür membranların özelliği, az konsantre bırakmalarıdır (%10). Bunun manası Ultrafiltrasyonda elde edilen temiz suyun % 90'ının Nanofiltrasyondan temiz su olarak elde edilmesidir. Elde edilen konsantre kısım depolama alanında açılan kanallarla depo bünyesine kontrollü olarak geri devrettirilmektedir.



Şekil 3.9 Nanofiltrasyon Ünitesi

Membran ünitelerinde pH kontrolü yapılmaktadır. pH değeri 6,5 mertebelerinde tutulmaktadır. Bunun için, biyoreaktördeki pH değerine bağlı olarak, hidroklorik asit ve kostik gibi pH düzenleyici kimyasallar kullanılmaktadır.

### 3.3 DENEYSEL YÖNTEM

Çalışma kapsamında giriş suyunda; KOİ, NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P, pH, sıcaklık, membran biyoreaktör çıkışında; KOİ, NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, askıda katı madde, sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen, nanofiltrasyon çıkışında ise KOİ, TP parametrelerine ait analiz ve ölçümler değerlendirilmiştir. Analizler tesise ait laboratuarda yapılmıştır. Analiz metotları Tablo 3.6'daki gibidir.

Tablo 3.6 Sızıntı Suyu Analiz Yöntemleri

Analiz	Metot	Açıklama		
<b>Giriş Suyu</b>				
pH		Hach-lange multimeter	HQ40d	portatif
Sıcaklık		Hach-lange multimeter	HQ40d	portatif
AKM	Gravimetrik Metot	ST 2540 D		
KOİ	Fotometrik Metot	Hach Lange Test Kiti	Metodu	
Amonyum Azotu	Fotometrik Metot	KOİ- 1000-10000 mg/l	(LCK 014)	
		Hach Lange Test Kiti	Metodu	

		NH <sub>4</sub> -N, 47 - 130 mg/l (LCK 302)
Toplam Azot	Fotometrik Metot	Hach Lange Test Kiti Metodu 20-100 mg/LCK 338
Fosfat	Fotometrik Metot	Hach Lange Test Kiti Metodu 2-20 mg/L/L LCK 350
<b>UF</b>		
KOİ	Fotometrik Metot	Hach Lange Test Kiti Metodu KOİ, 100-2000 mg/l (LCK 514)
Amonyum Azotu	Fotometrik Metot	Hach Lange Test Kiti Metodu NH <sub>4</sub> -N- 1-12 mg/l (LCK 305) - NH <sub>4</sub> -N -2- 47 mg/l (LCK 303)
Toplam Azot	Fotometrik Metot	Hach Lange Test Kiti Metodu
Fosfat	Fotometrik Metot	Hach Lange Test Kiti Metodu
O <sub>2</sub> ölçümü	Fotometrik Metot	Hach Lange hq40d - hach LDO - lange sc 1000 diferansiyel online Hach Lange Test Kiti Metodu
NO <sub>3</sub>	Fotometrik Metot	NO <sub>3</sub> -N, 0,23 -13,5 mg/l (LCK 339)
NO <sub>2</sub>	Fotometrik Metot	Hach Lange Test Kiti Metodu NO <sub>2</sub> - N 0,6 - 6 mg/l (LCK 514)
<b>NF</b>		
KOİ	Fotometrik Metot	Hach Lange cod- 15-150 mg/l (LCK 314)
Amonyum Azotu	Fotometrik Metot	Hach Lange NH <sub>4</sub> -N - 1-12 mg/l (LCK 305) NH <sub>4</sub> -N - 0,015-2 mg/l (LCK 304)
Toplam Azot	Fotometrik Metot	Hach Lange
Fosfat	Fotometrik Metot	Hach Lange
pH		Online pH Ölçer (Endress Hasuer)

Ayrıca, arıtma tesisi giriş ve çıkış analiz sonuçları Yapay Sinir Ağı modeline uygulanmış, tesis verimine etki eden değişkenler tespit edilmiştir. Çalışmada verilerin alındığı model, sızıntı suyu arıtma tesisini tanımlanmaktadır. Modelde giriş suyu KOİ, amonyum azotu, sıcaklık, AKM, MLSS ve çıkış suyu KOİ, amonyum azotu analiz ve ölçümleri kullanılmıştır. Çalışmada MATLAB 2009a programı kullanılmıştır.

## 4. BULGULAR

### 4.1 ATIKSU KARAKTERİZASYONU

Depolama sahasında evsel nitelikli atıklar hücreleme metodu ile bertaraf edilmektedir. Bu nedenle, depolama sahasında her bir hücreden gelen sızıntı suyu farklı özelliklere sahiptir. İncelenen sızıntı suyu genç, orta ve yaşlı sızıntı sularının bileşiminden oluşmaktadır. Düzenli depolama sahasında yeni hücrelerin işletmeye alınması sonucu, genç sızıntı sularının sızıntı suyu karakteristiğinde değişimlere yol açtığı görülmektedir. Dolayısıyla sızıntı suyu karakteristiğindeki değişimlerin depo sahası işletme şartlarına ve yağışla doğrudan ilişkili olduğu söylenebilir.

Sızıntı suyu miktarı, atıkların nem muhtevalarının ve su tutma kapasitelerinin bir göstergesidir. Ortalama sızıntı suyu üretimi depolanan katı atık miktarı ile bağlantılı olarak 150-200 lt/ton mertebelerindedir (Fadel, 2002). Kömürcüoda depolama sahasında oluşan sızıntı suyu miktarı ortalama 250 l/ton'dur. İstanbul'da oluşan sızıntı suyu miktarının, literatürde belirtilen değerlerin bir miktar üzerinde olduğu görülmektedir. Ancak bunun yağış ve atık karakterizasyonu ile ilişkisi dikkate alındığında ciddi farklar olmadığı görülebilmektedir.

Tablo 4.1 Sızıntı Suyu Ölçümleri

<b>Parametre</b>	<b>Mak</b>	<b>Min</b>	<b>Ort</b>	<b>Std sapma</b>
KOİ (mg/l)	33925	9555	20795	4980
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	3300	1237	2195	315
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	24,5	1,7	11,3	3,3
TP (mg/l)	26,3	9,4	16,8	2,98
AKM (Mg/l)	1870	350	720	190
Sıcaklık	29,8	6,9	18,4	5,74
pH	8,7	7,3	8	0,18

Kömürcüoda sızıntı suyu arıtma tesisine alınan sızıntı suyunun özellikleri, arıtma tesisi laboratuvarında ölçülen veriler baz alınarak, istatistiki analize tabi tutulmuş ve sonuçlar özet tablo ve grafikler halinde gösterilmiştir. Arıtma tesisinin çeşitli birimlerinden bazı

parametreler için elde edilen giderme verimleri de aynı şekilde değerlendirilmiştir. İncelenen atıksu karakterizasyonu homojen hale getirilmiş çöp sızıntı suyunda yapılmıştır. Çalışmada giriş suyunda; KOİ, NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P, pH, sıcaklık parametrelerine ait analiz ve ölçümler değerlendirilmiştir.

#### 4.1.1 KOİ

Sızıntı suyunda en önemli kirleticiler karbon ve azotlu bileşiklerdir. Tablo 4.1’de özetlenen verilere göre ham sızıntı suyunda, Ocak 2009 – Nisan 2010 dönemine ait sızıntı suyu giriş KOİ konsantrasyonları 9.500 ile 34.000 mg/L arasında ölçülmüştür. Akkaya ve Demir (2009), katı atık sızıntı suyunun karakterinin farklı depolama alanları için değişim gösterdiğini ve sızıntı suyu karakteristiğinin aynı depolama alanlarında zamana bağlı olarak da değişebildiğine dikkat çekmiştir. Ayrıca, depo sahasının atık depolama işleminin tamamlandığı, nihai kota ulaşıldığı bölümlerinden ve depolamanın devam ettiği alanlardan oluşan sızıntı suyunun karakterinin değişiklik göstereceği belirtilmiştir. Buna bağlı olarak, Kömürcüoda depolama sahasında depo alanlarının nihai kota ulaşması, yeni hücrelerin işletmeye alınması gibi etkenlerin sızıntı suyu karakteristiğinde değişimlere yol açtığı açıkça görülmektedir.

Tablo 4.2 Sızıntı Suyu KOİ Ölçümleri

Parametre	Mak	Min	Ort	Std sapma
KOİ (mg/l)	33925	9555	20795	4980

Sızıntı suyu KOİ konsantrasyonu, 2009 Ocak-2010 Nisan dönemi için, ortalama 21.000 mg/L ölçülmüştür. KOİ değerlerine göre, Kömürcüoda sızıntı suyu ağırlıklı olarak genç sızıntı suyu sınıfında yer almaktadır. İncelenen tesise ait daha önce yapılmış olan sızıntı suyu karakteristiği Tablo 4.3’te verilmiştir.

Tablo 4.3 Şile-Kömürcüoda Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyu Karakterizasyonu

Parametre	Birim	1998	1999	2000
KOİ	mg/l	12350-47800 (24196)	12600-47000 (23054)	4700-26100 (13408)
BOI <sub>5</sub>	mg/l	6820-38500 (18296)	7200-29800 (13028)	3790-16125 (9613)
AKM	mg/l	940-2915 (1825)	1020-4720 (2085)	670-4020 (2245)
TKN	mg/l	1825-2984(2344)	1770-2940(2505)	1050-3225(2450)
T-P	mg/l	0.7-6.4(3.1)	0.5-5.2(2.5)	0.1-5.5(3.5)

1998-2000 yılları arasında yapılan çalışmada elde edilen veriler incelendiğinde, sızıntı suyunda KOİ ve BOİ<sub>5</sub> konsantrasyonlarında ortalama % 45'lik bir azalma olduğu, Toplam kjeldahl azotunda ise yaklaşık % 5'lik bir artış olduğu görülmektedir (İnanç vd., 2000). Bu çalışmada elde edilen sonuçlar ile 2010 yılı verileri kıyaslandığında, 10 yıl gibi bir süre geçmesine rağmen, 1999-2000 yıllarına ait verilerin benzer olmasının sebebi, yeni hücrelerin işletmeye alınmasından kaynaklanmaktadır. Dolayısıyla depolama sahalarında ilk zamanlarda hücre üzerinin açık olması ve atık yüksekliğinin az olması sızıntı suyunun genç sızıntı suyu sınıfında yer almasının ana nedenidir. Literatür çalışmalarında, sızıntı suyunda depo sahasının asetojenik fazda olması ya da depo yaşının < 2 yıl olması durumunda KOİ değerinin oldukça yüksek olabileceği, metanojenik fazda ya da depo yaşının >10 yıl olması durumunda daha düşük olacağı belirtilmiştir (Alvarez vd, Akkaya ve Demir, Renou vd).

Depolama sahalarında kış mevsimi olmasına rağmen KOİ konsantrasyonunun artması, genellikle yeni depolama sahasının devreye alındığının bir göstergesidir. Yine aynı şekilde yaz döneminde ölçülen düşük KOİ değerleri, yağışların etkili olduğu dönemlere ya da atık yüksekliğinin artması ile ilişkilendirilir.

Avrupa ülkelerinde oluşan sızıntı suyu KOİ ve BOİ<sub>5</sub> konsantrasyonlarındaki değişimler incelendiğinde, Afrika ve Asya ülkelerindeki depo sahaları sızıntı sularındakinden daha düşük konsantrasyonlarda olduğu görülmektedir. Bunun, Avrupa'da düzenli depolama yönteminin uzun zamandan beri kullanılıyor olmasından, depolama sahalarının genel olarak daha yaşlı olması, yaşam standartları, kaynağında ayırma yönteminin yaygın olması ve atığın organik içeriğinin düşük olmasıyla açıklanabileceği belirtilmiştir (Akkaya ve Demir, 2009).

#### **4.1.2 Azotlu Bileşikler**

Sızıntı suları yüksek miktarda azotlu bileşikler içermektedir. Özellikle organik azot ve amonyum azotu yüksek olan sızıntı sularında nitrat ve nitrit azot düşük konsantrasyonlarda gerçekleşmektedir.

Sızıntı suyunda amonyum azotu ve TKN sırasıyla 2195 ve 2425 mg/L olarak ölçülmüştür (Tablo 4.4).

Tablo 4.4 Sızıntı Suyu Amonyum Azotu ve Toplam Kjeldahl Analizi

Parametre	Mak	Min	Ort	Std sapma
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	3300	1237	2195	315
TKN (mg/l)	3700	1630	2425	406

Akkaya ve Demir (2009), Almanya, İngiltere, İspanya, İtalya, Polonya, Norveç ve Fransa'daki depolama alanlarına ait sızıntı sularında yapılan çalışmalarda amonyak azotunun konsantrasyonunun 5 ile 6000 mg/L aralında değişmekte olduğunu bildirmiştir. Yüksek azot konsantrasyonları (> 3000 mg/L) genellikle tehlikeli ve yaşlı depo sahalarında oluşan sızıntı sularında ölçülmüş değerlerdir. Evsel atık depo sahalarındaki sızıntı suyu amonyum azotu konsantrasyonu genellikle 1500 mg/L'nin altında yer almaktadır. Alvarez vd. (2004), genç sızıntı sularında (<2 yıl) amonyum azotunun değerinin 1400 mg/L olacağı belirtmiştir. Chen ve Lui (2006) 1996 yılında devreye alınan Beijing depolama sahasına ait sızıntı suyunda 2002 ve 2003 yılında alınan numularla yaptığı çalışmada, giriş sızıntı suyu TN, NH<sub>4</sub>-N sırasıyla 1295-2445 ve 1180-2350 mg/L aralığında olduğu belirtilmiştir. Kömürcüoda sızıntı suyu arıtma tesisi amonyum azotu maksimum 3300 mg/L minimum 1237 mg/L olarak ölçülmüştür. Ortalama amonyum konsantrasyonu ise 2195 mg/L'dir. Aynı şekilde TKN maksimum 3700 mg/L, minimum 1630 ve ortalama 2425 mg/L şeklinde ölçülmüştür.

#### 4.1.3 Askıda Katı Madde

Askıda katı madde miktarı genç sızıntı sularında yüksek iken yaşlı sızıntı sularında daha düşük konsantrasyonlarda gerçekleşmektedir. Depo yaşına bağlı olarak askıda katı madde değerinin azalması, depo sahasının filtre görevi görmesinden ileri gelmektedir. Depo sahası üzerine ilave hücrelerin gelmesi, bu hücrelerde depolanan atık içerisinde bulunan ve çözünerek sızıntı suyuna karışabilecek askıda katı maddelerin, depo sahasında bekleme süresinin artması ve saha içerisinden bir nevi filtrasyona maruz kalması sözkonusu olacağından, depo yaşı ilerledikçe askıda katı madde miktarının azalması olağan bir durumdur. Bunun yanı sıra, sızıntı suyunda askıda katı madde miktarı katı atık bileşenleri, yağış ve günlük örtü toprağı ile ilişkilendirilebilir. İstanbulda bulunan iki depo sahasında (Odayeri ve Kömürcüoda) depolanan atık karakteristiğinin birbirine yakın olmasına rağmen, iki tesise ait sızıntı suyu askıda katı



madde miktarı farklıdır. Odayeri depolama sahasında oluşan sızıntı suyu askıda katı madde miktarı Kömürcüoda'ya oranla daha fazladır. Bu nedenle, kullanılan örtü toprağının askıda katı madde miktarı üzerinde etkili olduğu söylenebilir.

Tablo 4.5 Sızıntı Suyu Askıda Katı Madde Analizi

Parametre	Mak	Min	Ort	Std sapma
AKM (mg/l)	1870	350	720	190

Kömürcüoda sızıntı suyu askıda katı madde konsantrasyonu maksimum 1870 mg/L, ortalama 720 mg/L ölçülmüştür. Genel olarak AKM miktarı <900mg/L olarak gerçekleşmiştir. Sızıntı suları için kabul edilebilir bir aralıkta olan askıda katı madde konsantrasyonu, bazı depolama alanlarında daha yüksek ya da düşük seviyelerde gerçekleşebilmektedir. J1a vd. (2009a) yaptığı çalışmada giriş suyu askıda katı madde miktarı ortalama 11.500 mg/L, Laitinen vd (2006) Kompost sızıntı suyunda yaptığı çalışmada ise giriş askıda katı madde konsantrasyonu 480±260 mg/L olarak ölçülmüştür. Yapılan birçok çalışmada askıda katı madde değerinin olgunlaşmış depo sahaları için <500 mg/L olduğu, genç ve metan fazındaki depo sahaları için 500-6000 mg/L arasında değiştiği belirtilmiştir (Akkaya ve Demir, 2009).

#### 4.1.4 Fosfat

Sızıntı suyunda fosfat konsantrasyonu azot ve karbonlu bileşiklere oranla düşük seviyelerde gerçekleşmektedir. Chian vd. (1977) sızıntı suyu giriş fosfat konsantrasyonunun, yaşlı deponi sahaları için ortalama 8 mg/L, orta yaş için 12 mg/L, genç sızıntı sularında ise 25-35 mg/L olduğunu bildirmiştir. J1a vd. (2009a) yaptığı çalışmada genç sızıntı suyu toplam fosfor konsantrasyonu 147,5 mg/L ölçülmüştür. Avrupa'da sızıntı suyu toplam fosfor konsantrasyonu 0,1-167 mg/L arasında değişirken, stabil hale gelen depolama sahalarında <10 mg/L'dir (Akkaya ve Demir 2009). Çalışmada analiz sonuçları incelendiğinde, fosfor konsantrasyonunun genç sızıntı sularında daha yüksek miktarda olduğu görülmektedir.

Kömürçüoda'da fosfat konsantrasyonu ortalama 11,3 mg/L, toplam fosfor ise 16,8 mg/L ölçülmüştür (Tablo 4.6). Chian vd. (1977) orta yaş sınıftaki sızıntı sularının toplam fosfor değerinin 12 mg/L olduğu belirtilmiştir.

Tablo 4.6 Sızıntı Suyu Fosfat ve Toplam Fosfor Analizi

Parametre	Mak	Min	Ort	Std sapma
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	24,5	1,7	11,3	3,3
TP (mg/l)	26,3	9,4	16,8	2,98

#### 4.1.5 Sıcaklık

Sızıntı suyu sıcaklık değeri, depolama sahasında gerçekleşen biyolojik aktiviteye ve depo yaşına bağlıdır. Kömürçüoda sızıntı suyu sıcaklık değeri ortalama 18,4 °C olarak ölçülmüştür (Tablo 4.7). Sıcak hava koşullarında 30°C 'ye kadar yükselebilen tesis giriş suyu sıcaklığının, soğuk hava koşullarında 7°C 'ye kadar düştüğü görülmektedir (Şekil 4.1). Ancak burada ölçülen sıcaklık değeri, tesise giriş suyu sıcaklık değeridir. Tesise giriş öncesinde sızıntı suyu toplama boruları çıkışında ölçülen sıcaklık genellikle >20°C'dir. Sıcaklıktaki azalma, terfi hattı, dengeleme havuzlarındaki bekleme süresinin uzun olması gibi sıcaklık kayıplarından ileri gelmektedir.

Tablo 4.7 Sızıntı Suyu Sıcaklık Ölçümleri

Parametre	Mak	Min	Ort	Std sapma
Sıcaklık	29,8	6,9	18,4	5,74

#### 4.1.6 pH

pH değeri, sızıntı suyu karakteristiği ve depolama sahasındaki biyolojik aktivite hakkında fikir elde edilmesine yardımcı bir parametredir. Genç sızıntı sularında düşük pH, yaşlı sızıntı sularında yüksek pH değerleri ile karşılaşmaktadır. Depolama sahaslarının ilk dönemlerinde oksijen miktarı fazladır ve aerobik faz olması sebebiyle organik maddeler hidrolize uğrar. Bu süreç kısadır ve sonrasında anaerobik süreç başlar, burada 3 faz gerçekleşir. pH değerinin yüksek oluşu depolama sahaslarının metan fazında olduğunun bir göstergesidir.

Tablo 4.8 Sızıntı Suyu pH Ölçümleri

Parametre	Mak	Min	Ort	Std sapma
pH	8,7	7,3	8	0,18

Depolama sahasındaki genç ve yaşlı depo alanlarına ait sızıntı sularının karışımından alınan ham sızıntı suyu pH değeri ortalama 8 olarak ölçülmüştür (Tablo 4.8). Chen ve Lui (2006) yaptığı çalışmada 1996 yılında devreye alınan Beijing depolama sahasına ait sızıntı suyunun pH değerinin 8-8,5 arasında değiştiğini belirtmiştir. Laitinen vd (2006), kompost tesisinde oluşan sızıntı suyundan alınan numunede pH değerinin  $7,2\pm 0,2$  olduğu, Jia vd. (2009a) yaptığı çalışmada genç sızıntı suyu pH değerinin 4-6,3 arasında değiştiği, İnanç vd (2000) yaptığı çalışmada Kömürçüoda sızıntı suyu pH değerinin 6,2-8,4 arasında olduğu bildirilmiştir. Stabil hale gelmiş depolama sahaslarında sızıntı suyu pH değeri yüksektir. Yapılan çalışmalarda (Renou vd, 2008) 10 yıl ve üzeri depo sahaslarında pH değerinin  $>7,5$  olduğu görülmektedir.

## 4.2 BİYOLOJİK ARITMA ÜNİTESİ

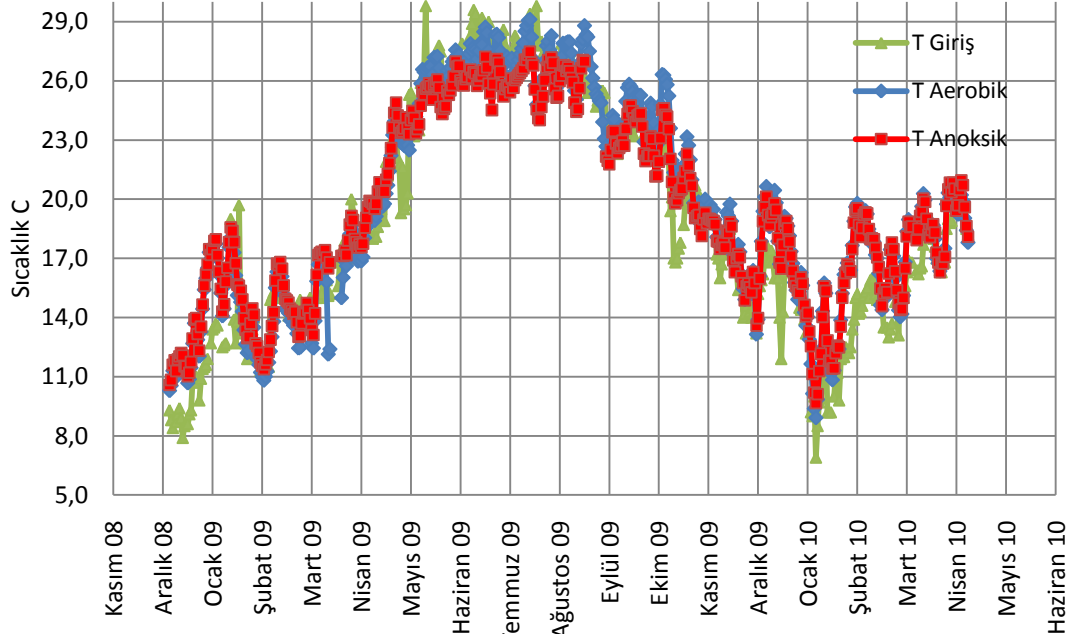
Sızıntı suyu Membran biyoreaktör sisteminde öncelikle denitrifikasyon tankına daha sonra nitrifikasyon tankına ve son olarak biyoreaktör çıkışına yerleştirilmiş ultrafiltrasyon membranlarına iletilmektedir. Biyolojik olarak arıtılmış sızıntı suyu nanofiltrasyon ünitesine iletilir. Biyolojik arıtma ünitesinde, KOİ ve azotlu bileşiklerin ortamda bulunan mikroorganizmalar tarafından son ürünlere dönüştürülmesi sağlanır. Çalışmada biyoreaktör ünitesinde pH, sıcaklık, biyokütle konsantrasyonu, KOİ, azot ve fosfor parametreleri incelenmiştir.

### 4.2.1 Sıcaklık

Sıcak hava şartlarında havalandırma havuzunda su sıcaklığı 29 °C, kış aylarında 9°C mertebelerinde ölçülmüştür. Anoksik bölge ile aerobik bölge arasındaki sıcaklık farkı maksimum 2,4°C olarak ölçülmüştür (Tablo 4.9). Sıcaklık arıtma tesisi performansını etkileyen en önemli parametrelerden biri olup, optimum sıcaklık değeri 20 °C , kritik su sıcaklığının ise 15 °C olduğu görülmüştür.

Tablo 4.9 Biyoreaktörde Sıcaklık Değişimi

Sıcaklık, °C	mak	min	ort	std sapma
Havalandırma Havuzu	29,1	8,9	19,8	5,28
Anoksik Havuz	27,5	9,7	19,4	4,67



Şekil 4.1 Sıcaklık Değişimleri

#### 4.2.2 Biyokütle Konsantrasyonu

Havalandırma havuzunda ve anoksik bölümde ortalama MLSS konsantrasyonu 13.000 mg/L olacak şekilde kontrol altında tutulmuş, ancak zaman zaman yüksek MLSS konsantrasyonlarına ulaşılmıştır (Tablo 4.10). Jia vd. (2009b) genç sızıntı suyunda yaptığı çalışmada 12.000 mg/L üzerindeki biyokütle konsantrasyonunda KOİ giderim veriminin artmadığı belirtilmiştir. Biyokütle konsantrasyonunun yüksek olması, sistemde köpük oluşumuna, oksijen yetersizliğine, EPS ve SMP artışına neden olabilmektedir. Bu yüzden sistemde oluşan fazla çamur uzaklaştırılarak sistem tasarımına uygun optimum biyokütle konsantrasyonlarında çalışılması gerekmektedir. Kömürcüoda arıtma tesisi biyoreaktör ünitesinde yüksek MLSS konsantrasyonları nedeniyle köpük oluşumu gerçekleşmiştir.

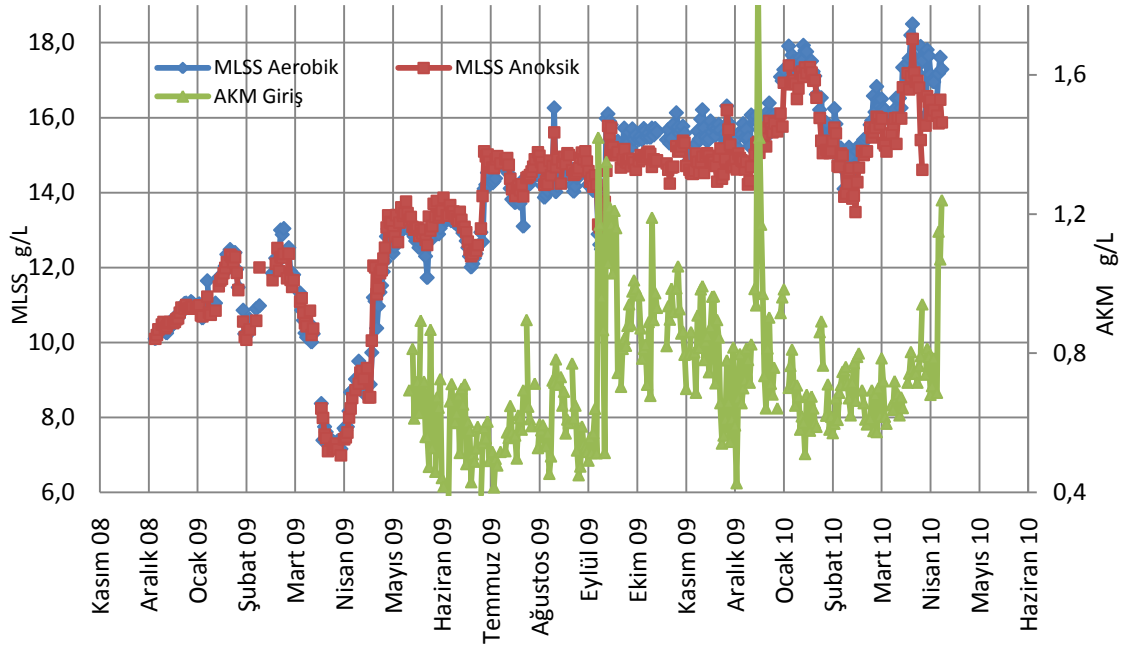
Tablo 4.10 Biyoreaktördeki MLSS Değişimi

Konsantrasyon	mak	min	ort	std sapma
Havalandırma Havuzu mg/l	18500	7200	13900	2460
Anoksik Havuz mg/l	18100	7000	13700	2250

Tablo 4.11 Biyoreaktördeki MLVSS/MLSS Oranı Değişimi

Biyoreaktör	mak	min	ort	std sapma
MLVSS/MLSS %	89	44	71	7

Reaktördeki Toplam biyokütle içerisindeki uçucu katı madde oranı ortalama % 71 seviyelerindedir. Bu değer çamur kalitesinin iyi bir seviyede olduğunu göstermektedir.



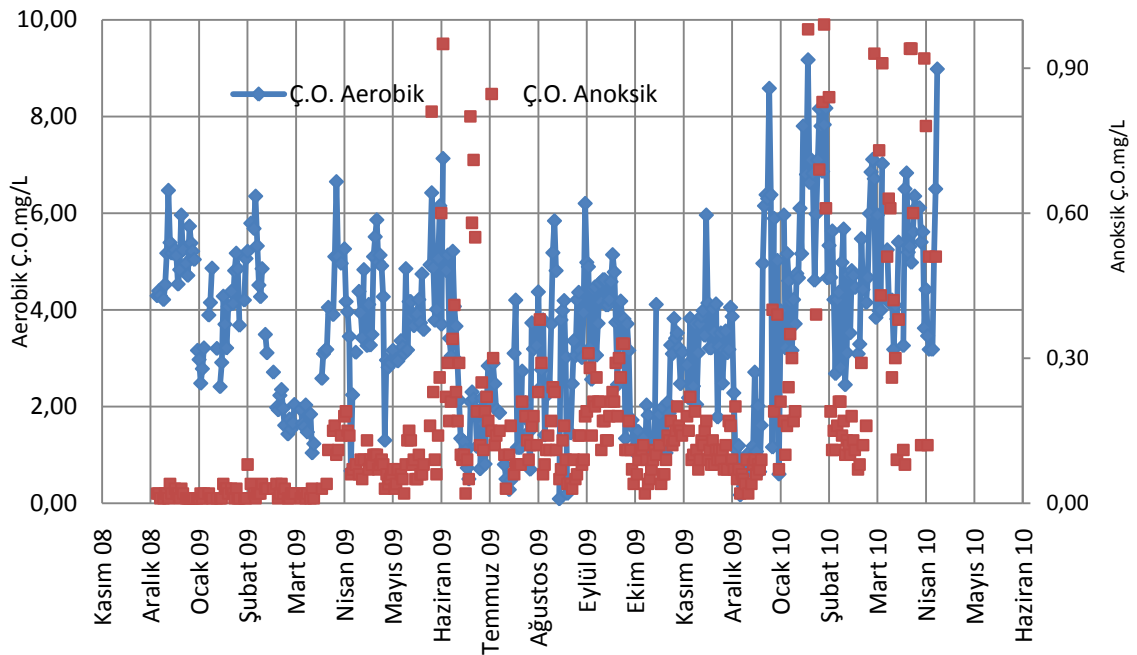
Şekil 4.2 Askıda Katı Madde Konsantrasyon Değişimleri

### 4.2.3 Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonu

Havalandırma havuzundaki oksijen miktarı, nitrifikasyon ve karbon gideriminde rol oynayan en önemli parametrelerden biridir. Çözünmüş oksijenin (Ç.O.) yetersiz olduğu durumlarda ( $<1\text{mg/L}$ ) Nitrifikasyonun yavaş gerçekleştiği ve aynı zamanda karbon giderim veriminin de azaldığı görülmektedir. 25 Aralık 2009- 4 Ocak 2010 döneminde oksijen miktarının biyolojik faaliyetler için yetersiz olduğu, bu dönemde  $0,75\text{ mg/L}$  Ç.O. bulunduğu, maksimum oksijen konsantrasyonunun  $1,19\text{ mg/L}$  olduğu görülmektedir. Bu dönemde özellikle amonyum konsantrasyonunda ciddi artış meydana gelmiş, biyoreaktördeki amonyum konsantrasyonu  $200\text{ mg/L}$  mertebelerine ulaşmıştır. Giriş suyunda organik kirletici konsantrasyonunun artması daha fazla oksijen gerektireceğinden, tasarımın üzerinde gelen yüklerde oksijen probleminin yaşanması olağan bir durumdur.

Tablo 4.12 Biyoreaktördeki Çözünmüş Oksijen Değişimi

Çöz.Oksijen Konsantrasyonu, mg/l	mak	min	ort	std sapma
Anoksik Havuz	1,3	0	0,3	0,55
Havalandırma Havuzu	9,17	0,09	3,66	1,73



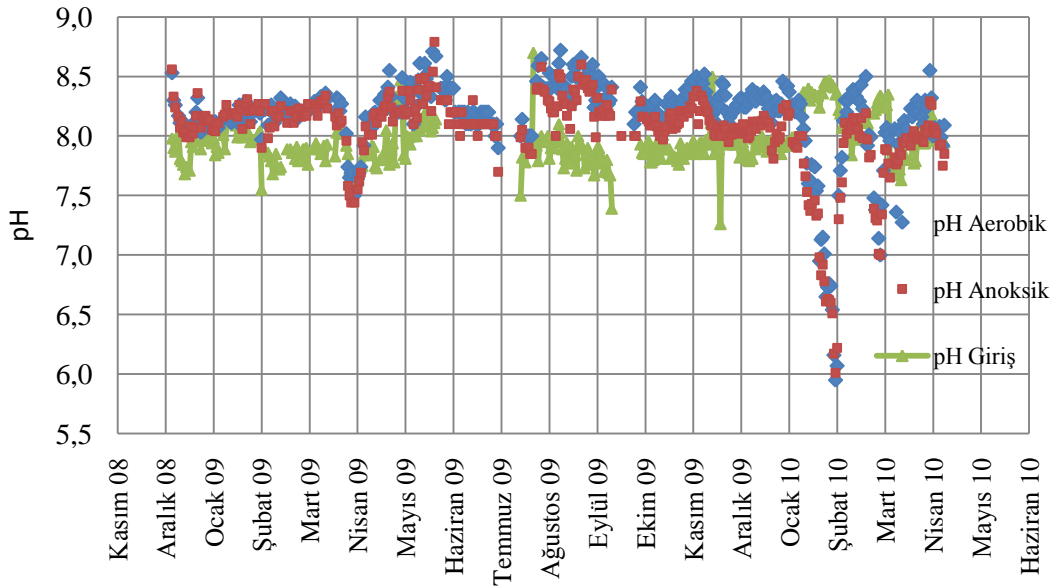
Şekil 4.3 Çözünmüş Oksijen Değişimi

#### 4.2.4 pH

Biyoreaktör pH değeri 7.5-9.0 arasında değişim göstermiş ve ortalama pH değeri 8.2 olarak ölçülmüştür (Tablo 4.13). pH kontrolü genellikle hidroklorik asit ve az da olsa fosforik asit kullanımı ile yapılmıştır. pH' nın yüksek olduğu dönemler, biyolojik aktivitenin yavaşladığı/olumsuz etkilendiği dönemler ile yakından ilgilidir. Tasarımdaki karbon, azot vd parametrelerin artış göstermesi, nitrifikasyon sürecini, biyokütle performansını olumsuz yönde etkilemektedir. Sistem bütün olarak ele alındığında, giriş parametrelerindeki değişim, pH, oksijen vd tüm parametreleri etkileyebilmektedir. pH değeri mevsimsel değişim göstermiş, kış aylarında giriş suyunda  $pH < 8$ , sıcak hava şartlarında  $pH > 8$  değerleri elde edilmiştir.

Tablo 4.13 Biyoreaktör pH Değişimi

pH	mak	min	ort	std sapma
Havalandırma Havuzu	9	5,9	8,2	0,36
Anoksik Havuz	8,8	6	8	0,35



Şekil 4.4 Sızıntı Suyu ve Biyoreaktördeki pH Değişimi

#### 4.2.5 Azot Giderim Verimi

Membran biyoreaktör sistemleri yüksek oranda nitrifikasyon verimine sahip sistemlerdir. Biyolojik arıtma için gerekli olan şartların sağlanması durumunda oldukça yüksek arıtma verimi elde edilebilir. Laitinen vd. (2006), kompost tesisinde oluşan sızıntı suyunun MBR sisteminde arıtımını incelemiş, MBR çıkışında % 97 nitrifikasyon verimi elde etmiştir. Çalışmada ham sızıntı suyu toplam azot konsantrasyonu  $240 \pm 80$  mg/L,  $\text{NH}_3 + \text{NH}_4\text{-N}$  ise  $210 \pm 90$  mg/L iken MBR çıkışında  $2,4 \pm 2,2$  mg/L olarak ölçülmüştür. Jia vd. (2009b) yaptığı çalışmada, genç sızıntı suyu daldırma tip membran biyoreaktöre beslenmiş ve MBR çıkışında % 99 amonyak azotu giderilmiştir. Çalışmada MBR sistemine 810-1800 mg/L konsantrasyon aralığında amonyum azotu içeren sızıntı suyu beslenmiş ve çıkışta 18 mg/L amonyak azotu ölçülmüştür. Yine Jia vd. (2009a) yaptığı çalışmada, Shanghai Jiangqiao depolama alanında oluşan genç sızıntı suyunun, harici membran biyoreaktör sisteminde arıtılarak, MBR çıkışında % 99 amonyum azotu gideriminin elde edildiği bildirilmiştir. Çalışmada giriş suyunda toplam azot ve amonyak azotu konsantrasyonunun sırasıyla ortalama, 10750 ve 940 mg/L, çıkış suyunda ise amonyum azotu konsantrasyonunun 15 mg/L olduğu ve MBR sisteminde amonyum azotu giderim veriminin % 99 olduğu bildirilmiştir.

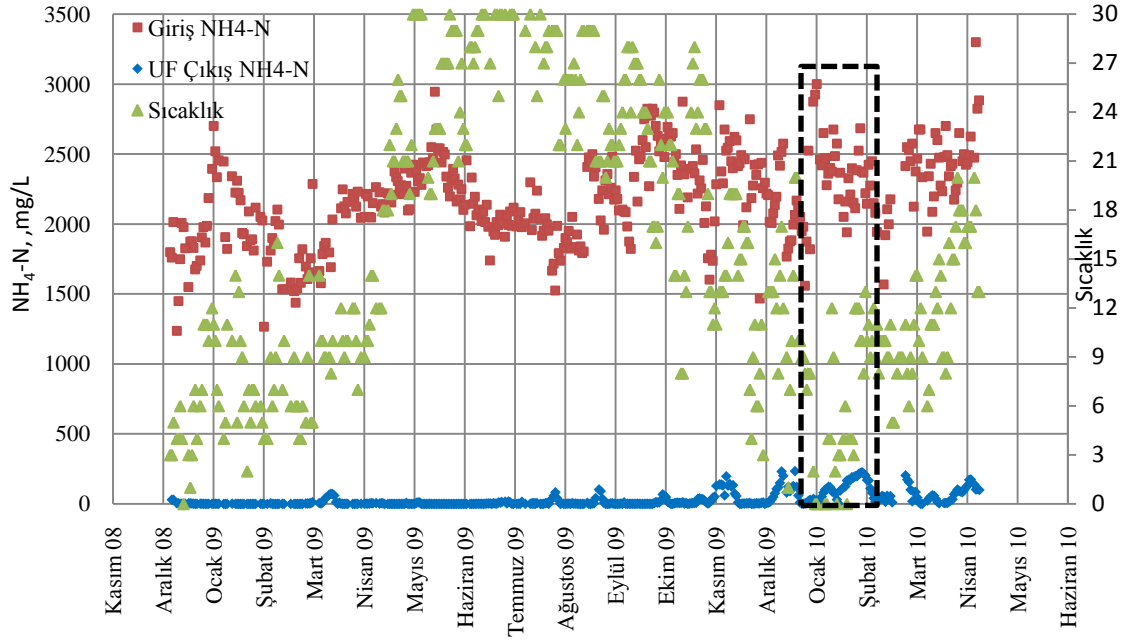
Kömürçüoda arıtma tesisinde harici MBR sistemi kullanılmış ve giriş konsantrasyonu ortalama 2195 mg/L olan sızıntı suyunda, çıkış amonyum konsantrasyonu 0,03 mg/L mertebelerinde ölçülmüştür (Tablo 4.14). Sistem çıkışında %99,9 nitrifikasyon verimi elde edilmiştir.

Tablo 4.14 MBR Amonyum Azotu Değişimi

$\text{NH}_4\text{-N}$ , mg/l	mak	min	ort	std sapma
MBR çıkışı(UF)	234	0,03	31,48	52,88

Sızıntı suyu özelliklerine bağlı olarak nitrifikasyon verimi % 20 ile % 90 arasında değişebilmektedir (Chen ve Liu, 2006 ). Kömürçüoda arıtma tesisinde de giriş suyundaki değişimler nedeniyle Nitrifikasyon veriminin değişken olduğu görülmüştür. Sıcaklığın  $<15^\circ$  olduğu 17 Ocak-18 Şubat döneminde sızıntı suyu giriş KOİ değeri ortalama 22.000 mg/L , maksimum 30.730 mg/L ölçülmüştür.





Şekil 4.5 Amonyum Azotu Değişimi

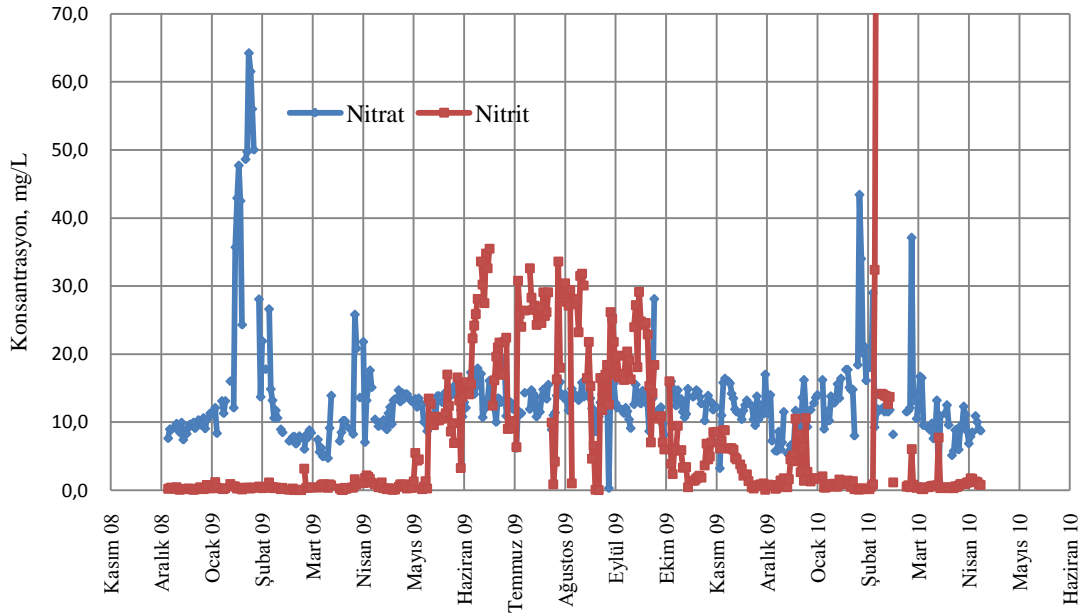
Aynı şekilde amonyum azotu 3000 mg/L ve ortalama 2400 mg/L ölçülmüştür. Bu dönemde, oksijen açısından hiçbir problem olmadığı, sıcaklık ve giriş karakteristiğindeki değişimler sebebiyle amonyum konsantrasyonunun 120 mg/L mertebelerine ulaşabildiği görülmüştür. Dolayısıyla kış aylarında giriş KOİ ve amonyum değerinin artması ve sıcaklıkların düşmesi nitrifikasyon verimi üzerinde etkili olmuştur. Amonyumun yüksek olduğu dönemlerde pH kontrolü yapılarak amonyak ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) inhibisyonunun önüne geçilmesi sağlanmıştır.

#### 4.2.6 Nitrat-Nitrit

Sızıntı suyu MBR ünitesi çıkışında nitrat ve nitrit değerleri denitrifikasyon performansına bağlı olarak kısa bir süre yükselmiş, ancak genel olarak düşük seviyelerde gerçekleşmiştir. Ortalama nitrat değeri 13,2 mg/L, Nitrit ise 7,8 mg/L olarak ölçülmüştür (Tablo 4.15).

Tablo 4.15 MBR (UF) Çıkışı Nitrat ve Nitrit Değişimi

Biyoreaktör	mak	min	ort	std sapma
NO <sub>3</sub> -N, mg/l	64,2	0,3	13,2	7,49
NO <sub>2</sub> -N, mg/l	127	0	7,8	12,26



Şekil 4.6 Biyoreaktör Nitrat ve Nitrit Değerleri

#### 4.2.7 Fosfat Giderimi

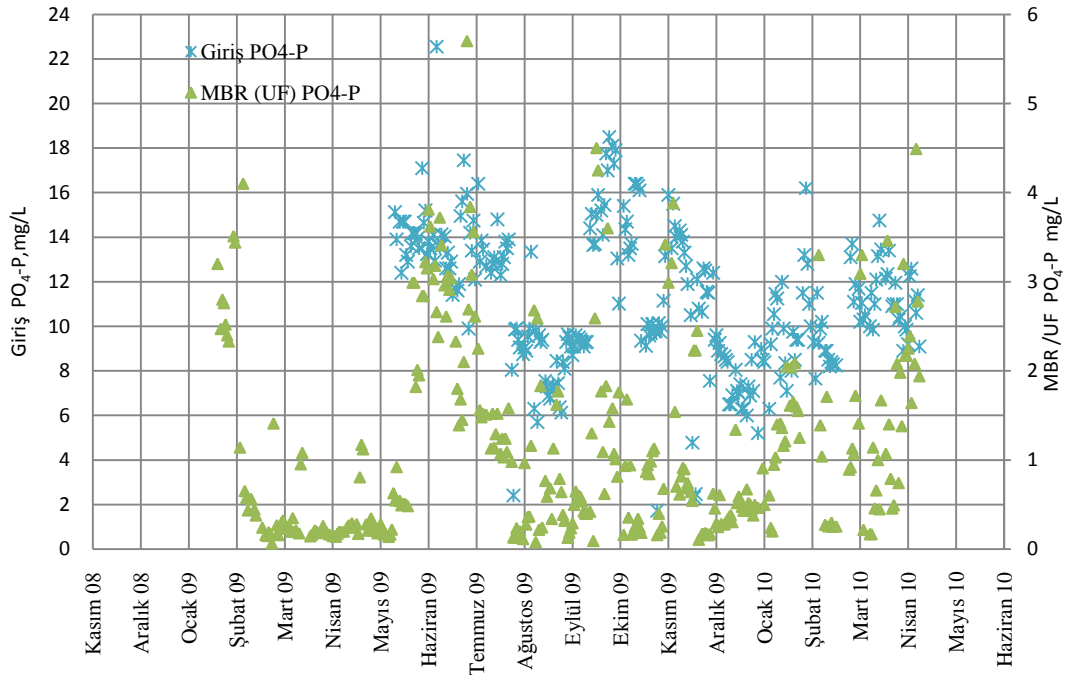
Laitinen vd. (2006), yaptığı çalışmada, kompost tesisinde oluşan sızıntı suyu harici tip membran biyoreaktöre beslenmiş ve MBR çıkışında % 88 fosfor giderimi elde etmiştir. Çalışmada giriş fosfor konsantrasyonu 10 mg/L olan sızıntı suyunda MBR çıkışında fosfor konsantrasyonu  $0,77 \pm 0,37$  mg/L ölçülmüştür. Kömürçüoda arıtma tesisi giriş toplam fosfor konsantrasyonu 16,8 mg/L iken çıkış suyunda (NF) toplam fosfor değeri 0,69 mg/L olarak ölçülmüştür (Tablo 4.17). Toplam fosfor giderimi MBR için % 19-98 arasında değişirken, ortalama % 85 olarak gerçekleşmiştir. Nanofiltrasyon membranlarında TP giderimi, % 90- 99 arasında değişirken ortalama % 97 olarak gerçekleşmiştir (Tablo 4.18).

Tablo 4.16 Biyoreaktördeki Fosfor Değişimi

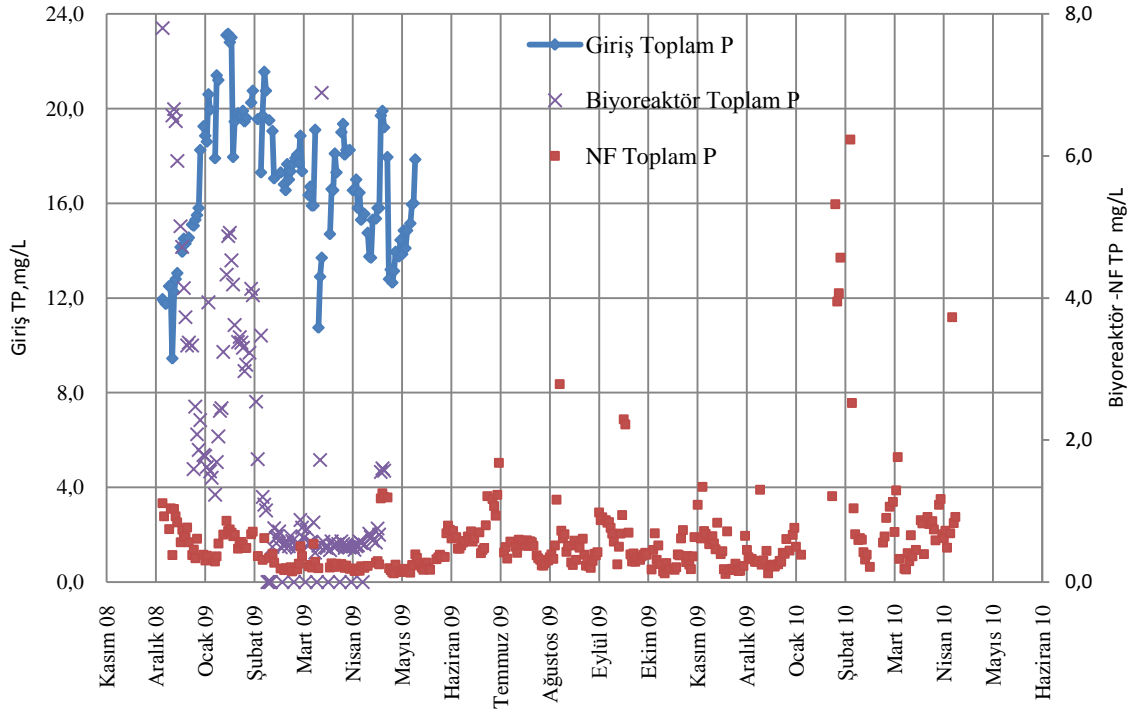
$PO_4\text{-P}$ , mg/l	mak	min	ort	std sapma
MBR çıkışı (UF)	15	0,06	1,43	1,99

Tablo 4.17 Biyoreaktör Toplam Fosfor Değişimi

TP, mg/l	mak	min	ort	std sapma
Nanofiltrasyon Çıkışı	11,8	0,12	0,69	1,16



Şekil 4.7 Fosfat Değişimleri



Şekil 4.8 Toplam Fosfor Değişimleri

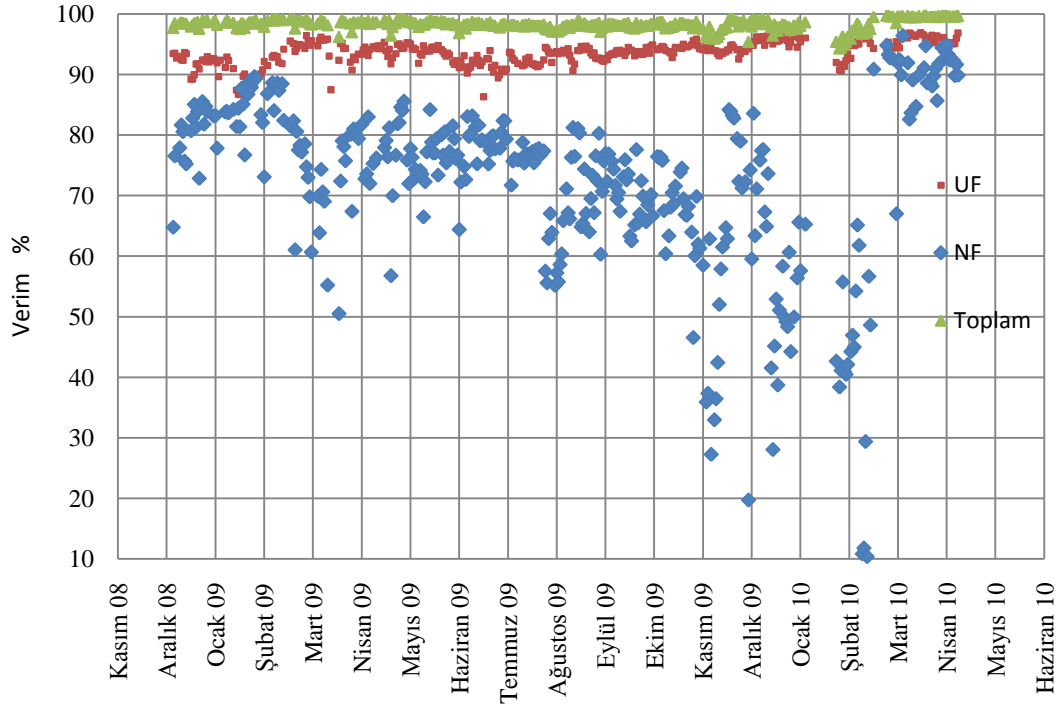
#### 4.2.8 KOİ Giderimi

Arıtma Tesisine ait giriş ve çıkış suyunda KOİ, azot ve fosfat parametreleri değerleri incelenmiş ve tesisin arıtma verimliliği özet halde Tablo 4.18'de verilmiştir. Ortam şartlarının elverişli olduğu, uygun sıcaklık, pH, yeterli oksijen ve karbon kaynağı olması durumunda yüksek verimlerde arıtma sağlanabilmektedir. Jia vd. (2009b) yaptığı çalışmada, genç sızıntı suyu daldırma tip membran biyoreaktöre beslenmiş ve MBR çıkışında % 98 KOİ giderimi elde edilmiştir. Sisteme 1.440-25.600 mg/L konsantrasyon aralığında KOİ içeren sızıntı suyu beslenmiş ve çıkışta 350 mg/L KOİ konsantrasyonu ölçülmüştür. Chen ve Liu'nun (2006) yaptığı çalışmada, Aralık, Mayıs ve Temmuz aylarında alınan örneklerde sırasıyla, 2049, 11400, 15530 mg/L KOİ değerleri elde edilmiş, membran biyoreaktör çıkışında % 72-96 arasında KOİ giderim verimi elde edildiği bildirilmiştir.

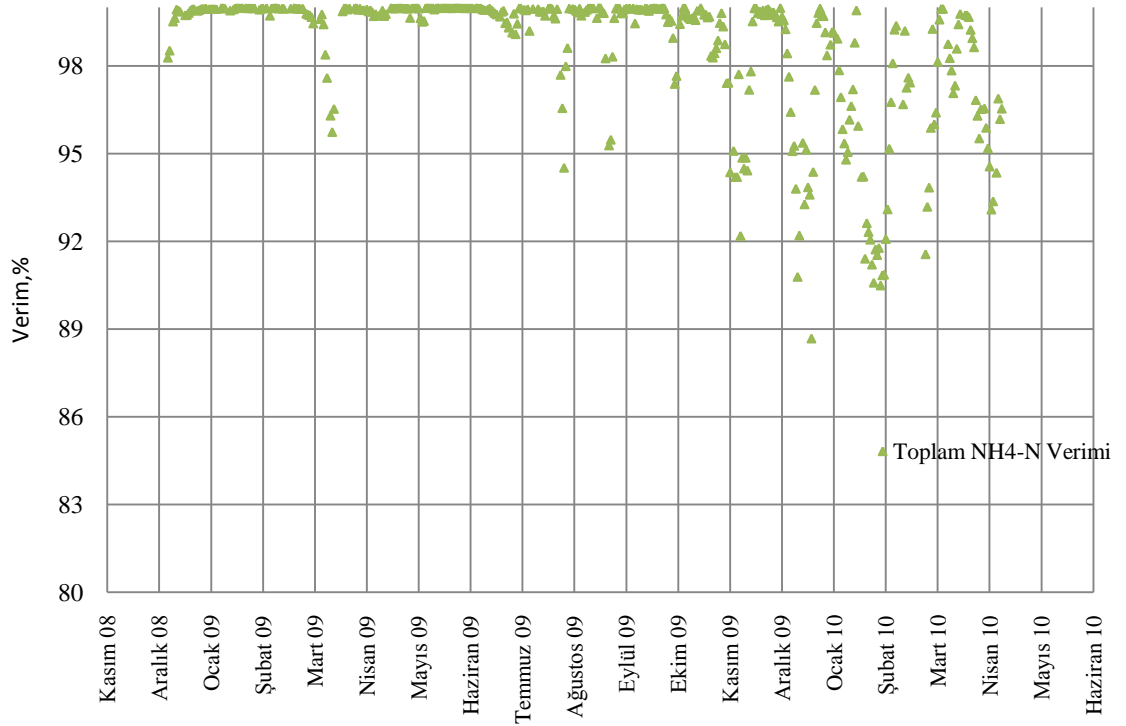
Tablo 4.18 Parametre Bazında Artıma Verimliliği

		<b>mak</b>	<b>min</b>	<b>ort</b>	<b>st sapma</b>
KOİ %	MBR Giderim Verimi	96,92	86,31	93,52	1,97
	NF Giderim Verimi	96,4	10,4	72,31	14,62
	Toplam Giderim Verimi	99,77	94,3	98,29	0,86
NH <sub>4</sub> -N %	MBR Giderim Verimi	99,98	88,67	98,6	2,31
Top P %	MBR Giderim Verimi	97,84	19,06	84,78	18,63
	Toplam Giderim Verimi	99,14	90,71	97,44	1,92

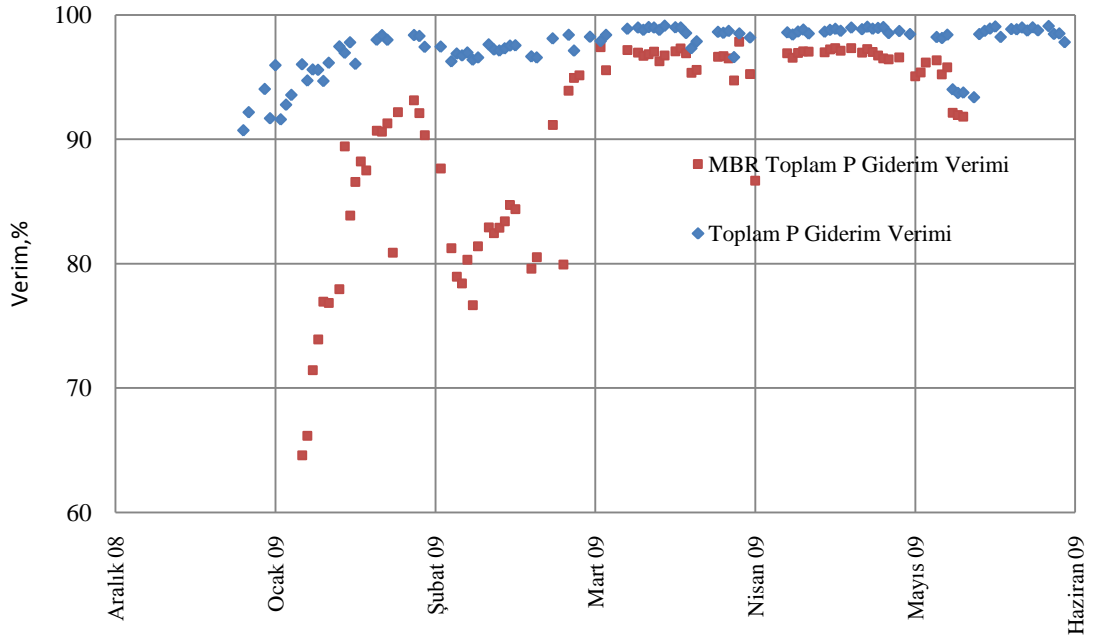
Artıma tesisi KOİ giderimi minimum % 94,3 maksimum % 99,7, azot giderimi ise % 99,9 , fosfor gideriminde ise % 99 olarak gerçekleşmiştir (Tablo 4.18).



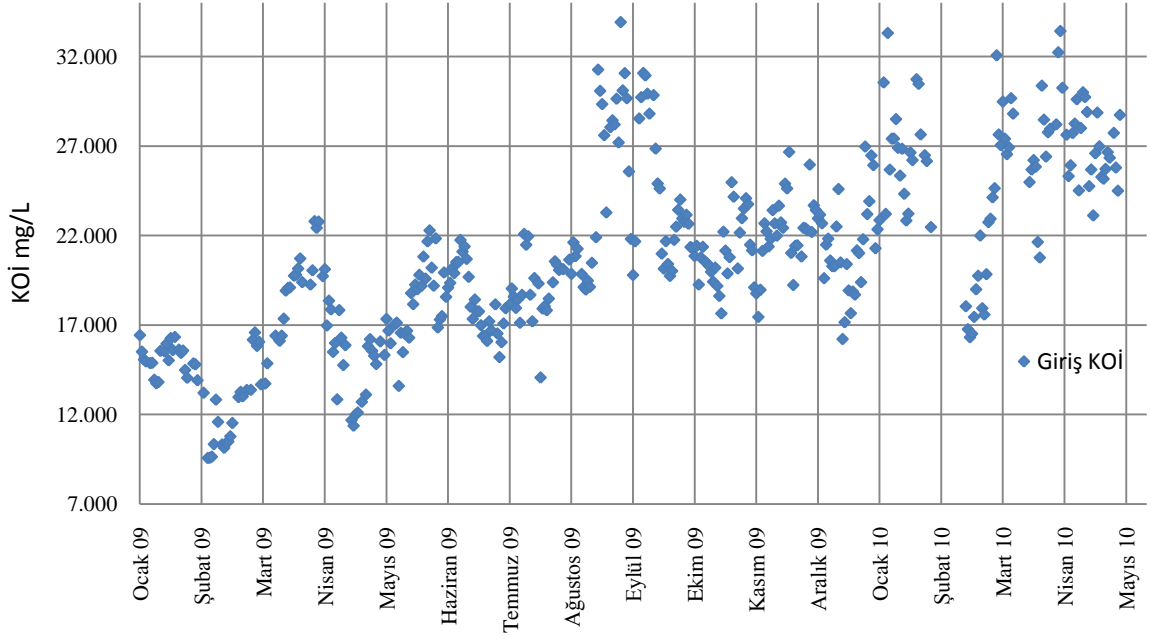
Şekil 4.9 KOİ Giderme Verimi



Şekil 4.10 Amonyum Giderme Verimi

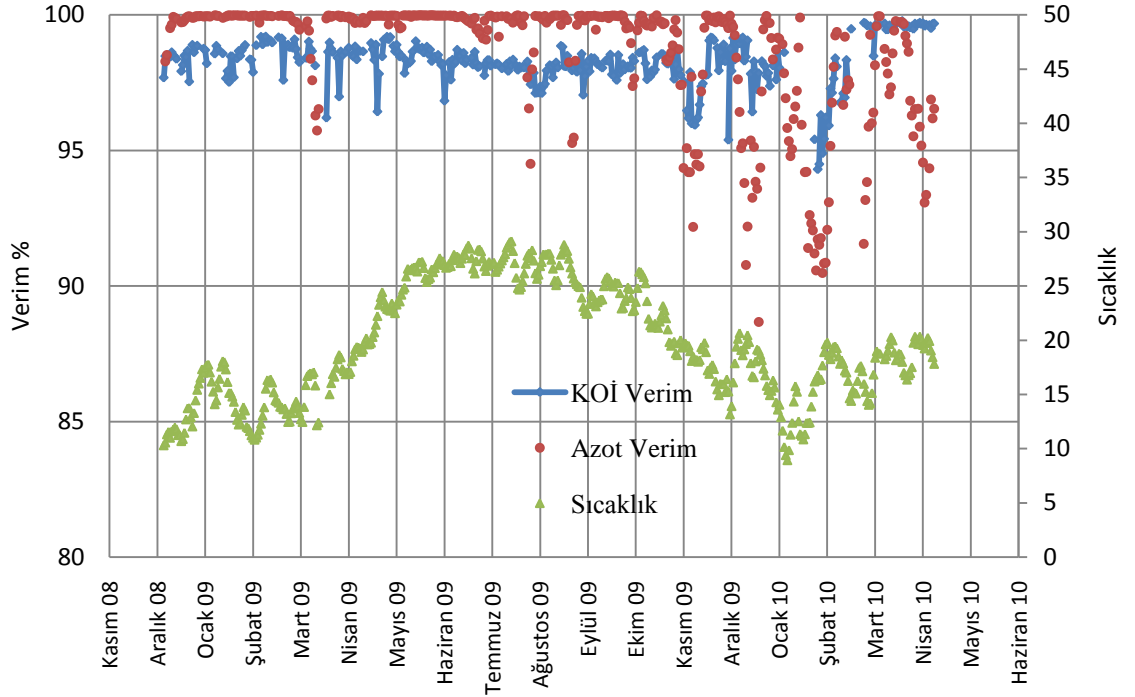


Şekil 4.11 Fosfat Giderme Verimi



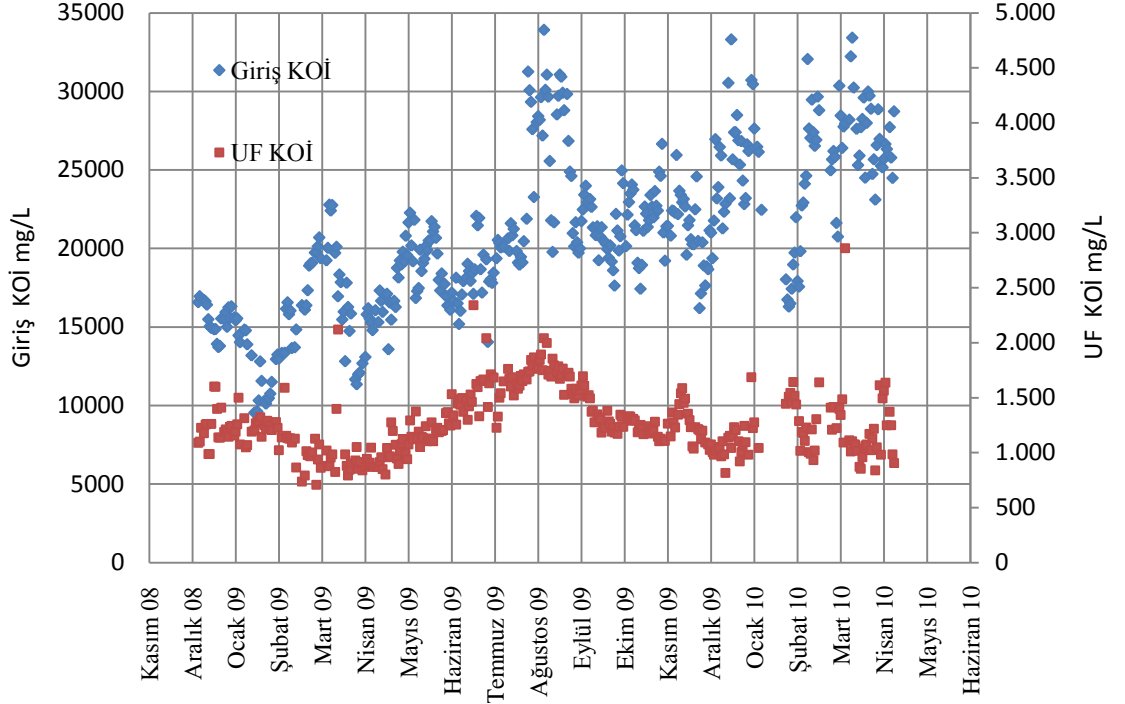
Şekil 4.12 Sızıntı Suyu Giriş KOİ Değerleri

Arıtma tesisinde kritik su sıcaklığının 15 °C (Şekil 4.13) olduğu ve bu sıcaklığın üzerinde verimin arttığı, ancak KOİ yükünün tasarım üzerindeki değerlerde olması sonucunda sistemin olumsuz yönde etkilendiği görülmüştür.



Şekil 4.13 Sıcaklık ile KOİ ve Azot Gideriminin Değişimi

Sıcaklığın 25°C olduğu Temmuz-Ağustos 2009 yaz döneminde, sızıntı suyu giriş KOİ değerinin 25.000 mg/L'ye ulaşması, çıkış KOİ değerinde artışa neden olmuştur. Bu dönemde giriş KOİ konsantrasyonu 19.730- 33.925 mg/L nanofiltrasyon çıkış KOİ değeri ortalama 520 mg/L, maksimum 815 mg/L ölçülmüştür.



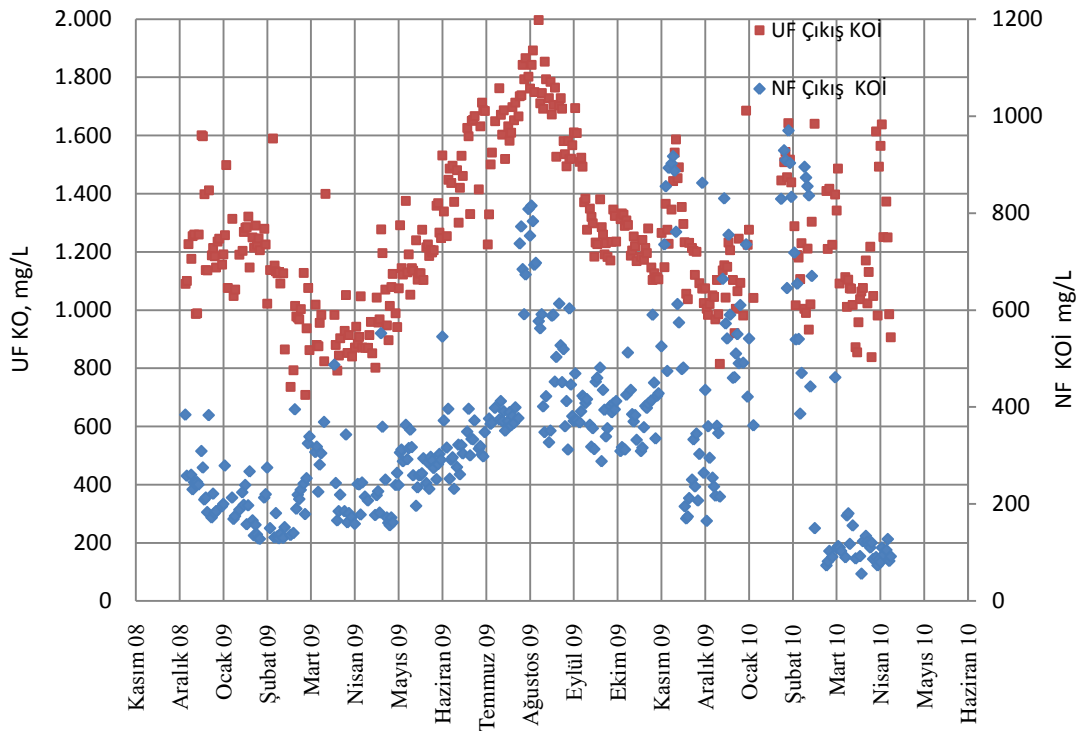
Şekil 4.14 Sızıntı Suyu Giriş ve Ultrafiltrasyon Çıkış KOİ Değerleri

Topacık (2006) yaptığı çalışmada, KOİ konsantrasyonunun nanofiltrasyon girişinde ortalama 820 mg/lt civarında iken, çıkışta ortalama 300 mg/lt civarında olduğunu, KOİ giderme veriminin % 60 ile % 70 arasında ve ortalama % 65 civarında gerçekleştiğini bildirmiştir. Aynı şekilde azot giderimi % 15 ile % 22 arasında ve ortalama % 17 civarında seyretmektedir. Amonyum, nitrat ve nitrit azotunun nanofiltrasyon membranlarında tutulamaması sebebiyle toplam-N giderim veriminin düşük seviyelerde gerçekleştiği ve bunun normal bir durum olduğu bildirilmiştir.

Ultrafiltrasyon süzüntü suyunda KOİ konsantrasyonu ortalama 1275 mg/L, Nanofiltrasyon çıkışında 355 mg/L KOİ elde edilmiştir. Nanofiltrasyon KOİ giderimi minimum % 10,4 maksimum % 96,4, olarak gerçekleşmiştir Ortalama giderim verimi % 72,3 mertebelerinde gerçekleşmiştir.



Giriş suyundaki KOİ konsantrasyonunun artışı ile çıkış suyunda da bir miktar artış olduğu görülmektedir. Bunun sızıntı suyundaki inert KOİ ile ilişkilendirilmesi mümkündür. Arıtma tesisinde inert KOİ analizleri yapılamamaktadır. Ancak, birçok çalışma göstermektedir ki, sızıntı suyunda inert KOİ miktarı % 10 mertebelerine ulaşabilmektedir. Yılmaz (2000), yaptığı çalışmada ham sızıntı suyunda inert KOİ değerinin % 5 olduğunu bildirmiştir. Yine, Hasar vd. (2008) sızıntı suyu inert KOİ değerinin % 3-10 arasında olduğunu ve bu oranın düşük olmasının genç sızıntı suyundan kaynaklandığını bildirmiştir. Dolayısıyla, KOİ konsantrasyonunun arttığı dönemlerde, sızıntı suyundaki inert KOİ'nin etkisi ile çıkış suyu kalitesinin değişimi arasında bir ilişki olduğu söylenebilir.



Şekil 4.15 Membran Üniteleri KOİ Değişimleri

Şekil 4.14 ve 4.15 incelendiğinde Kömürcüoda UF ve NF membran arıtma verimindeki azalmanın, ham sızıntı suyu karakteristiğindeki ani değişimlere bağlı olduğu görülebilmektedir. Bununla birlikte, KOİ'nin arttığı dönemlerde, biyoreaktörde amonyum konsantrasyonunun 197 mg/L mertebelerine ulaştığı görülmektedir. Bu da ortamdaki oksijenin, öncelikle karbonlu bileşikler için tüketildiğinin ve bu durumdan

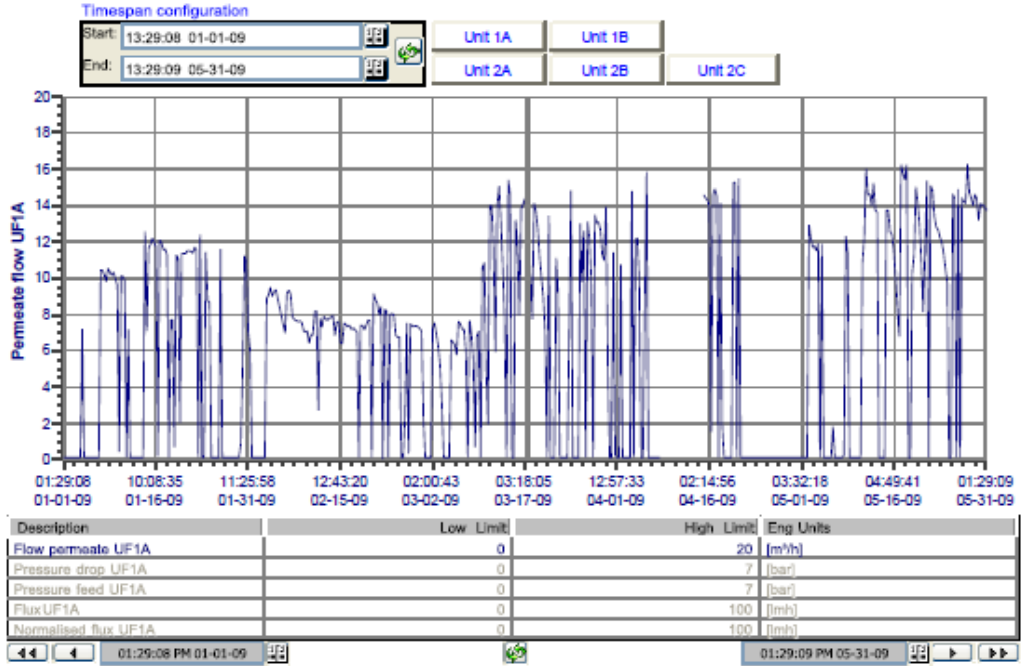
nitritifikasyon prosesinin de olumsuz yönde etkilendiğinin açık bir göstergesidir. Bu dönemde sisteme beslenen organik yük azaltılarak amonyum artışı önlenmiştir. Bunun yanı sıra serbest amonyumun inhibisyon etkisine karşı pH kontrolü yapılmış, pH değeri maksimum 8,7 şeklinde ölçülmüştür. F/M oranının 0,09 ve üzeri olduğu dönemlerde sistemin dengeye ulaştığı prosesin iyileşme sürecine girdiği görülmektedir.

### 4.3 ULTRAFİLTRASYON ÜNİTESİ

Çalışma kapsamında, Arıtma Tesisinde kullanılan Ultrafiltrasyon (UF) membranlarının performansı incelenmiştir. Bu kapsamda UF membranlarından 1A ünitesi 2009 Ocak-2010 Nisan dönemlerine ait, akı ve debi değerleri mevsimsel olarak değerlendirilmiştir.

Membranlarda yüksek verim için öncelikle biyolojik aktivitenin istenen seviyede olması gereklidir. Membran verimliliğine etki eden faktörlerden en önemlileri biyokütle konsantrasyonu, sıcaklık ve oksijen şeklinde sıralanabilir. Bunların yanı sıra mikroorganizmaların faaliyetleri ve bu faaliyetler esnasındaki yapıları da önemlidir. Biyolojik faaliyetler esnasında bakterilerce üretilen hücre dışı polimerik maddelerin (EPS) ve çözülmüş mikrobiyal ürünlerin (SMP) membran performansı üzerinde etkisi büyüktür. Arıtma tesisinde dönemselsel olarak çeşitli nedenlerle tıkanma, akı azalması vb işletme problemleri meydana gelmiştir. Bunların en başında sisteme yabancı madde girişi olması, fazla köpük, biyokütle kaynaklı tıkanma ve sıcaklığa bağlı akı düşmesi şeklinde sıralanabilir.

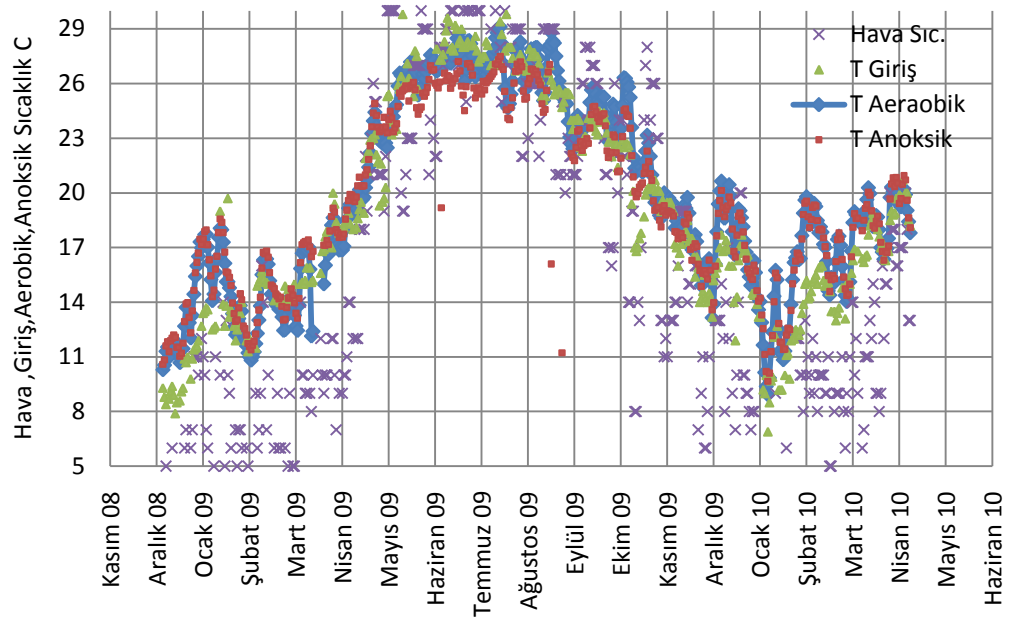
Hava sıcaklığının 10°C'nin altına düştüğü Ocak-Şubat(2009) döneminde biyoreaktördeki su sıcaklığının 14 °C'nin altında olduğu ve temiz su üretiminin tasarım değerinin (12 m<sup>3</sup>/saat) altında (10 m<sup>3</sup>/saat) gerçekleştiği görülmüştür (Şekil 4.16). Buradan anlaşılacağı gibi sıcaklığın biyolojik faaliyetlere etkisinin yanı sıra membran üzerinde de olumsuz etkilere neden olabildiği görülmektedir.



Şekil 4.16 Ultrafiltrasyon Ünitesi Debi Değişim Grafiği Ocak-Mayıs 2009 Dönemi

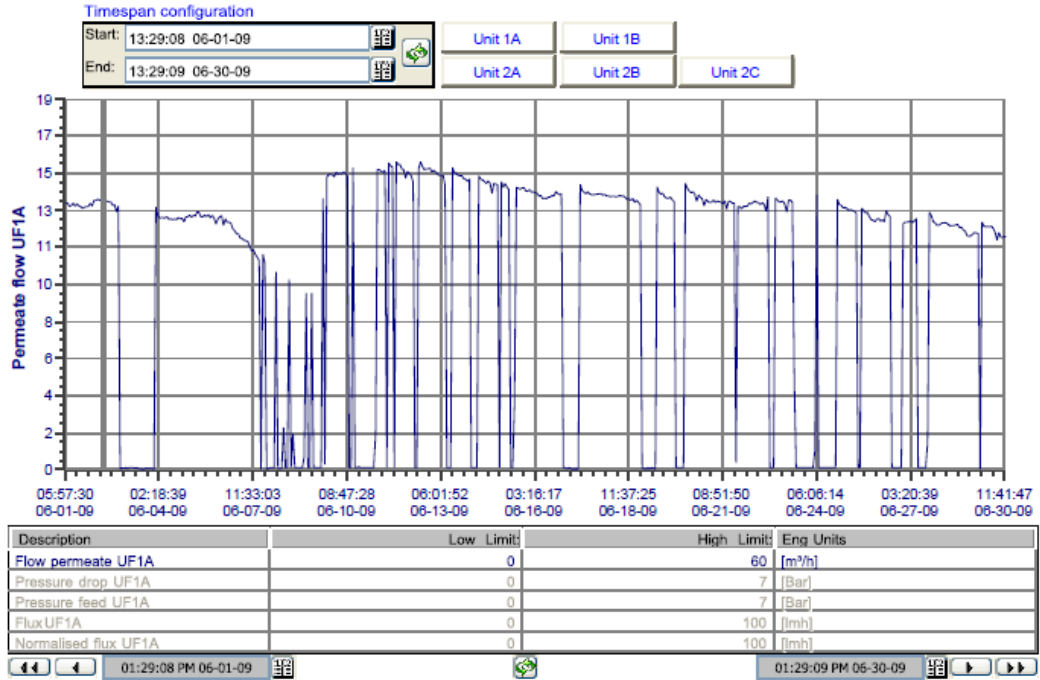
Mart-Nisan döneminde dış hava sıcaklığının  $>10\text{ }^{\circ}\text{C}$  olması sonucu, biyoreaktördeki su sıcaklığı  $14\text{ }^{\circ}\text{C}$  üzerine çıkmış ve buna bağlı olarak membran performansında artış gerçekleşmiştir. Bu sıcaklıkta, bir üniteden  $10\text{ m}^3/\text{saat}$  üzerinde su geçirilebildiği görülmüştür (Şekil 4.16).

Mayıs ayından itibaren artan sıcaklıkların etkisi ile membranların tasarım değerlerine rahatlıkla ulaşabildiği görülmektedir. Bu dönemdeki hava sıcaklığı ve sızıntı suyu sıcaklığı  $20\text{ }^{\circ}\text{C}$  üzerinde gerçekleşmiş (Şekil 4.17) ve membran ve reaktör performansı artmıştır (Şekil 4.18).



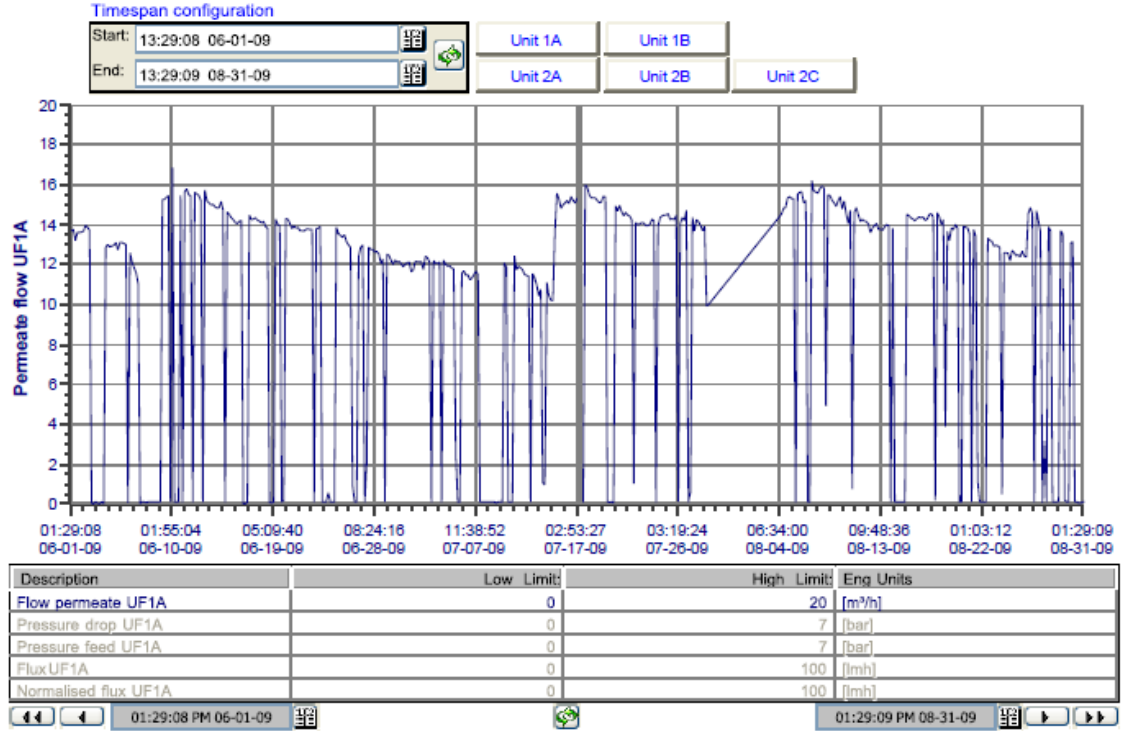
Şekil 4.17 Sıcaklık Değişimleri

Membran performansının en iyi olduğu yaz döneminde membran tasarım değerlerinin (saatte  $12 \text{ m}^3$  süzüntü suyu elde edildiği görülmektedir. Haziran ayına ait verilere bakıldığında ise bu değerin saatte  $>13 \text{ m}^3$  olduğu görülmektedir.



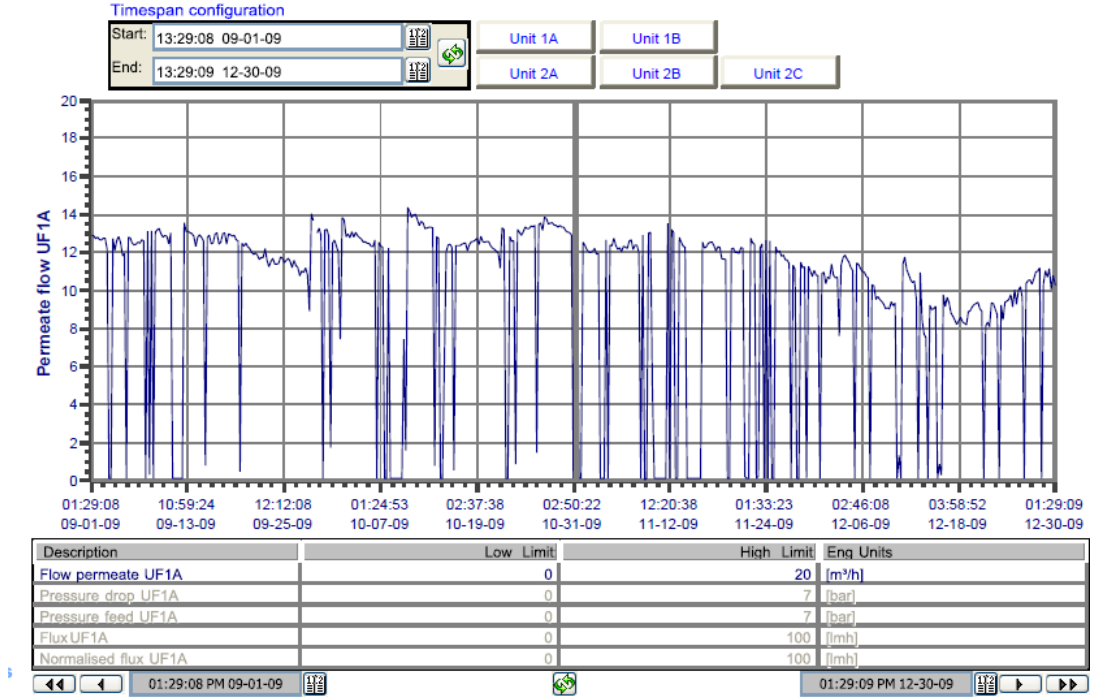
Şekil 4.18 Ultrafiltrasyon 1A Ünitesi Debi Değişim Grafiği Haziran 2009 Dönemi

Haziran ayı sonlarına gelindiğinde membran ünitesinde zamanla akıda azalma görülmektedir. Membranların temizlenmesini müteakip tekrar tasarım değerinin üzerinde performans elde edildiği görülmüştür.



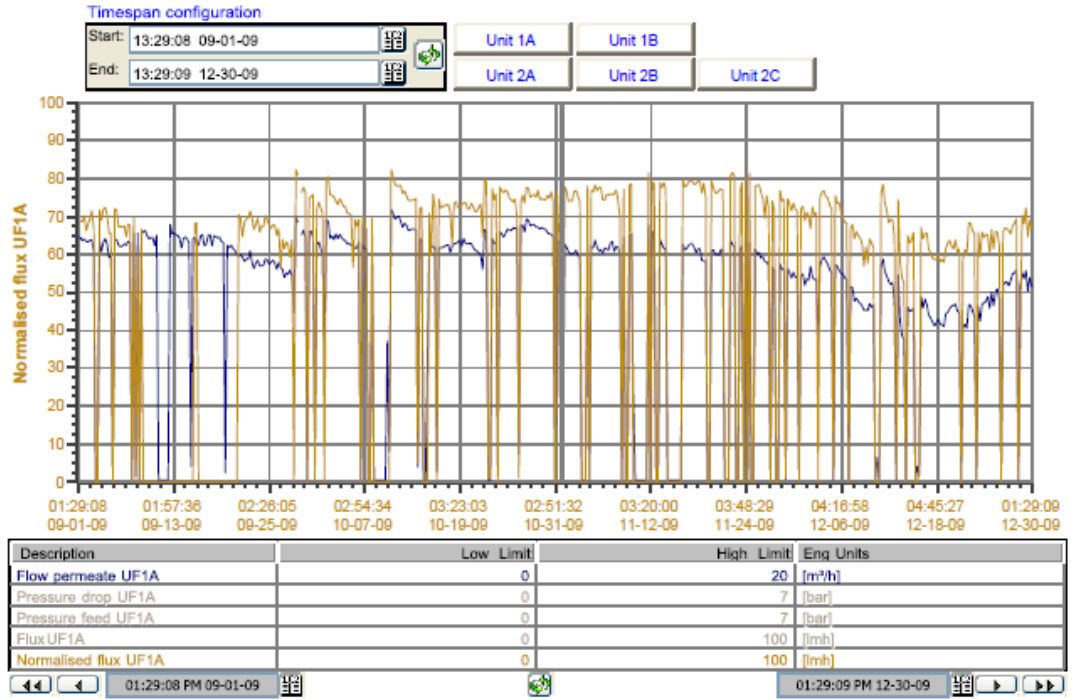
Şekil 4.19 Ultrafiltrasyon 1A Ünitesi Debi Değişim Grafiği Haziran-Ağustos 2009 Dönemi

Sıcaklıkların düşmesi ile Eylül ayında başlayarak Aralık ayına kadar artırılmış su debilerinde de azalma meydana gelmiştir. Aralık ayı sonuna gelindiğinde yıkama sonrasında ancak 11 m<sup>3</sup>/saat temiz su üretme kapasitesine ulaşılmıştır.

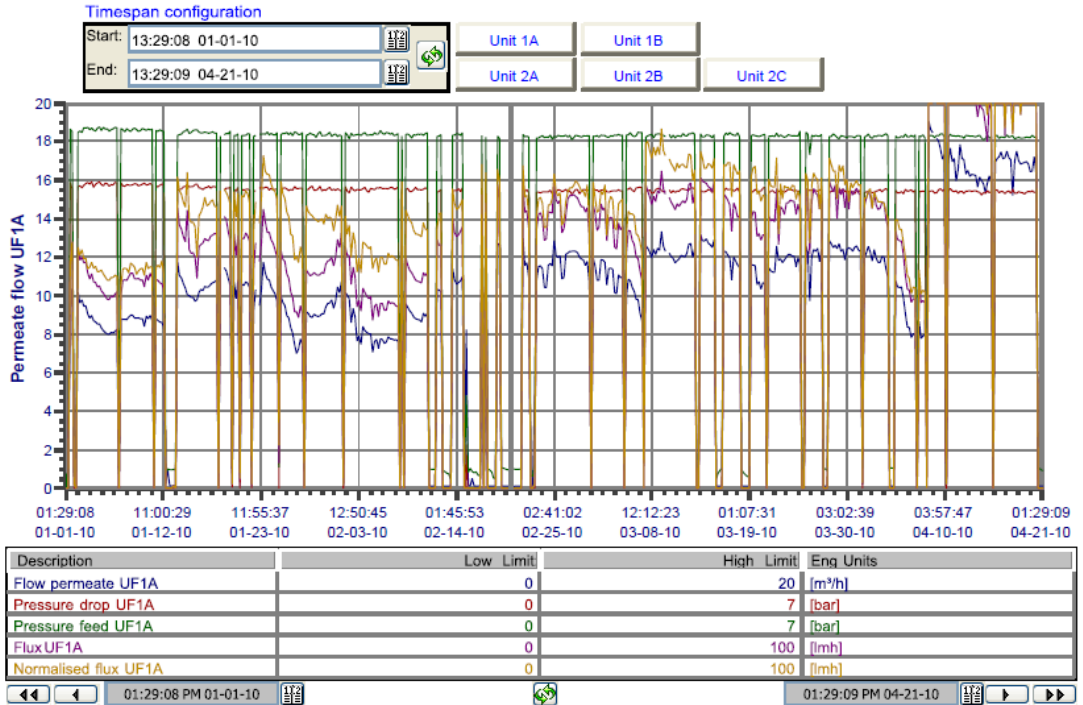


Şekil 4.20 Ultrafiltrasyon 1A Ünitesi Debi Değişim Grafiği Eylül-Aralık 2009 Dönemi

2009 yılı kış döneminde olduğu gibi, 2010 yılı kış döneminde de sıcaklıkların düşmesi ile membran akı değerlerinde azalma meydana gelmiştir. Aralık ayına kadar ortalama 60 lmh olan akı değeri, Aralık ayında 50 lmh mertebelerine kadar gerilemiştir (Şekil 4.21). Kış dönemi olmasına rağmen KOİ miktarındaki artış membran kirlenmesi ve akı azalmasına katkıda bulunmuştur. Yaz aylarında KOİ artışlarının olmasına rağmen membran performansının artması sıcaklık, viskozite, geçirgenliğin artışı ile ilgilidir. Dolayısıyla kış aylarında soğumanın etkisi hissedilir bir biçimde membran performansını etkilemiştir. Membran performansında soğuk hava koşullarındaki düşük performans sadece sıcaklık ile değerlendirilmemeli aynı zamanda sıcaklığın diğer faktörlere etkisi, biyoreaktör koşulları, oksijen profili vs. incelenmelidir. Membran tıkanmaları fiziksel, inorganik organik ya da biyolojik kaynaklı olabilir.

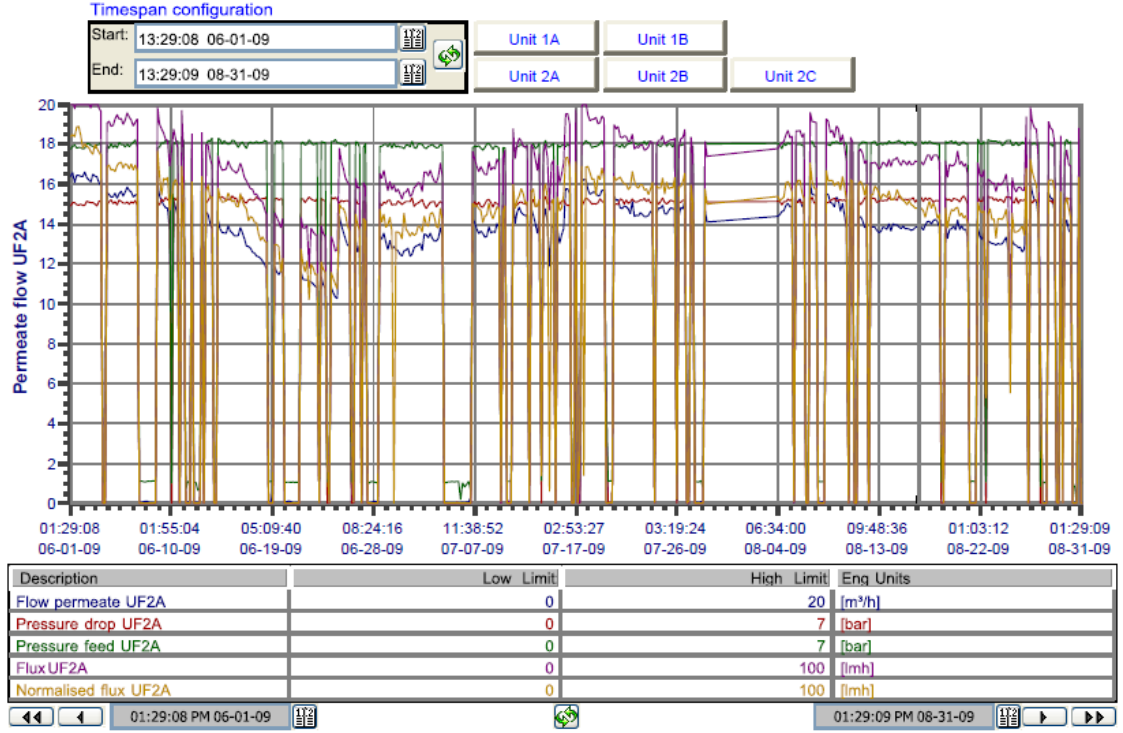


Şekil 4.21 Ultrafiltrasyon 1A Ünitesi Akı Değişim Grafiği Eylül-Aralık 2009 Dönemi



Şekil 4.22 Ultrafiltrasyon 1A Ünitesi Debi Değişim Grafiği Ocak-Nisan 2010 Dönemi

Diğer membran üniteleri de incelendiğinde, sıcaklığa bağlı olarak membran performansının artabileceği görülmektedir. Örneğin, 2A ünitesinde yapılan incelemelerde Haziran-Ağustos döneminde membran tasarım debisinin oldukça üzerinde ( $>14 \text{ m}^3/\text{saat}$ ) arıtılmış su elde edildiği göze çarpmaktadır (Şekil 4.23).



Şekil 4.23 Ultrafiltrasyon 2A Ünitesi Debi Değişim Grafiği Haziran-Ağustos 2009 Dönemi

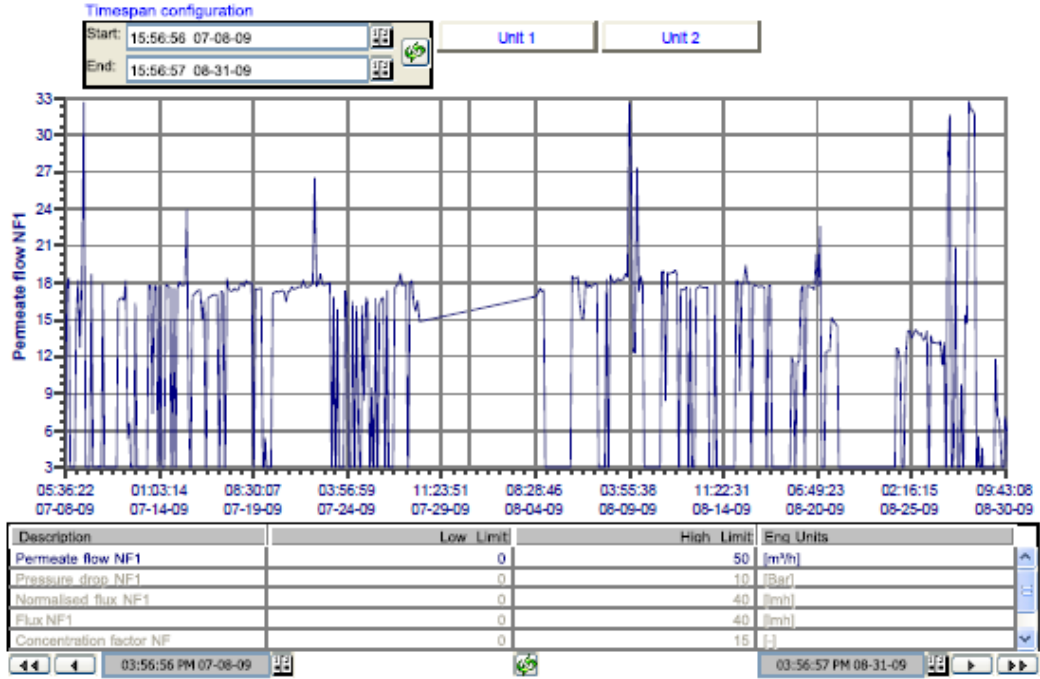
#### 4.4 NANOFİLTRASYON ÜNİTESİ

Ultrafiltrasyon membranlarından sonra gelen Nanofiltrasyon sistemi, daha çok inert KOİ, renk giderimi, bazı iyonlar ve koku gideriminde etkilidir.

Nanofiltrasyon membranları her ne kadar Ultrafiltrasyon membranlarından bağımsız gibi görünse de, Ultrafiltrasyon çıkışındaki temiz suyun NF için bir girdi olduğu unutulmamalıdır. Nanofiltrasyon ünitesinin verimi UF membranlarının verimine bağlıdır. UF çıkış suyu içerisinde, membranlardaki mekanik arızalar nedeniyle büyük ölçekli Askıda Katı Maddelerin NF membranlarına geçişi ya da UF çıkışında yüksek KOİ, Nanofiltrasyon membranlarında hemen etkisini gösterebilmektedir. Nanofiltrasyon membranlarında diğer önemli parametre işletme basıncıdır.



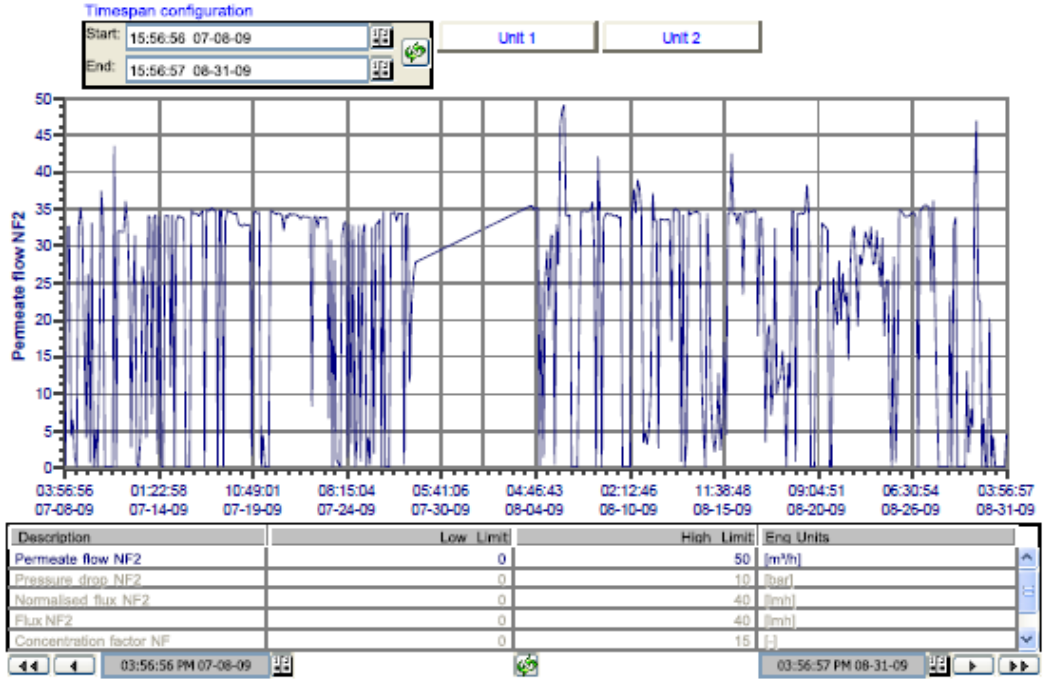
İşletme basıncına göre geri kazanım miktarı arttırılabilir/azaltılabilir. Çalışmada, 2009 Ocak- 2010 Nisan dönemine ait Nanofiltrasyon performansı incelenmiş, akı değişimleri mevsimsel olarak ele alınmıştır.



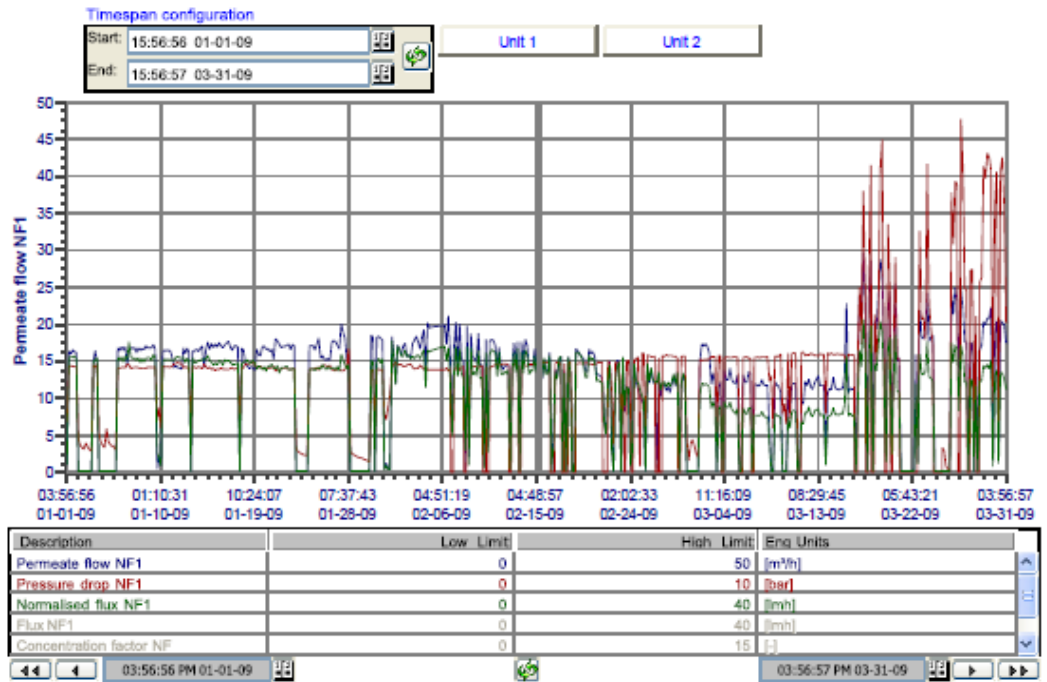
Şekil 4.24Nanofiltrasyon 1 Ünitesi Debi Değişim Grafiği Temmuz-Ağustos 2009 Dönemi

Toplamda yaz aylarında tasarım debisinin üzerinde çıkış suyu debisine ulaşıldığı görülmektedir. Topacık (2006) Nanofiltrasyon ünitesindeki akı dalgalanmasının giriş suyundaki değişimlerden kaynaklandığını bildirmiştir.

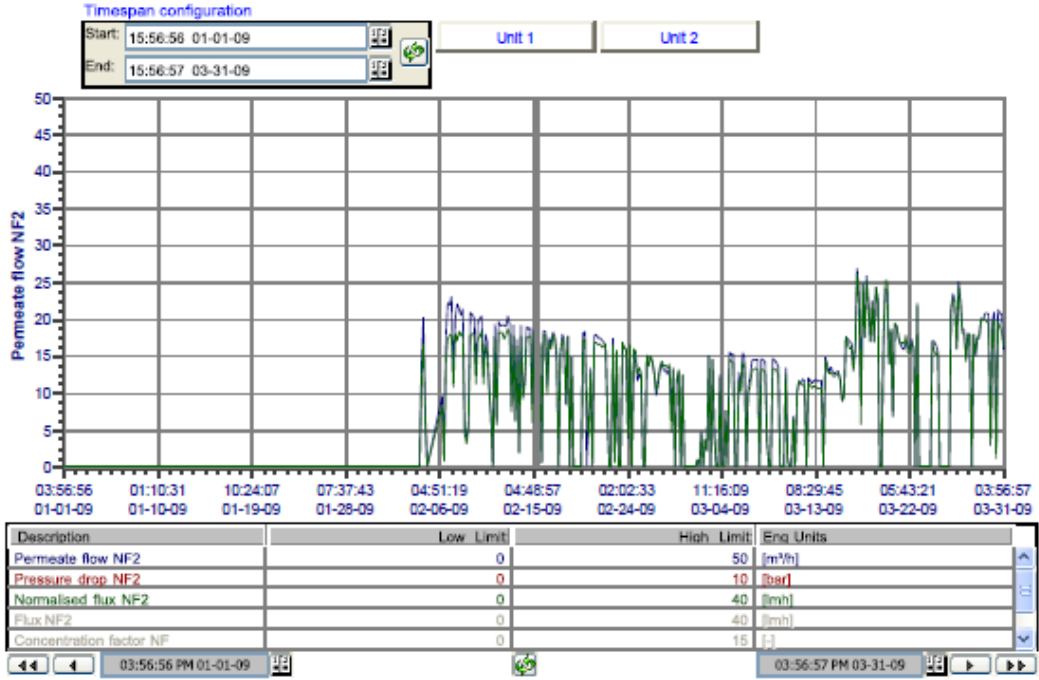
Tüm şekillerde görüldüğü gibi sıcaklık membran performansı üzerinde etkili bir parametredir. Ancak sızıntı suyundaki kirletici parametrelerin ve biyoreaktördeki mikroorganizma faaliyetlerinin etkisi göz ardı edilmemelidir. Sıcaklığın biyolojik arıtma performansına tesir etmesi ve bunun neticesinde kirlenmelerin artması ve akı azalması doğrusal bir ilişki halindedir. Çıkış suyundaki KOİ artışı giriş suyu KOİ değişimi ile ve biyoreaktör performansı ile doğru orantılıdır.



Şekil 4.25 Nanofiltrasyon 2 Ünitesi Debi Değişim Grafiği Temmuz-Ağustos 2009 Dönemi



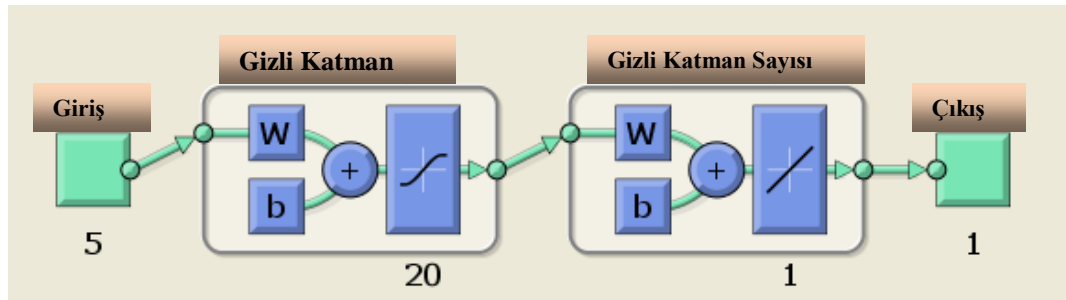
Şekil 4.26 Nanofiltrasyon 2 Ünitesi Debi Değişim Grafiği Ocak-Mart 2009 Dönemi



Şekil 4.27 Nanofiltrasyon 2A Ünitesi Debi Değişim Grafiği Ocak-Mart 2009 Dönemi

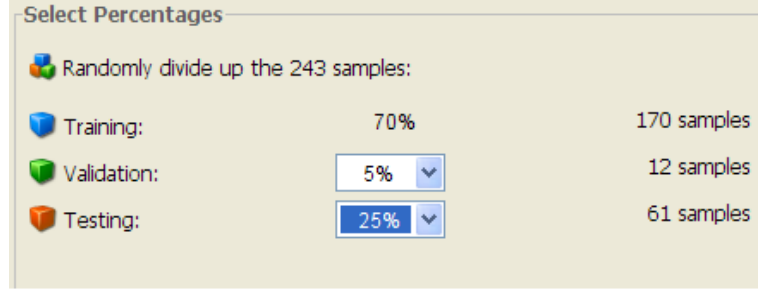
#### 4.5 ARITMA TESİSİ VERİLERİNİN YAPAY SİNİR AĞI MODELİNE UYGULANMASI

YSA modelinde en uygun ağ yapısını belirlemek için ileri beslemeli geri yayımlı model 20 gizli katman sayısı ile uygulanmış, 20 işlem elemanının farklı varyasyonları için modellerin performansları araştırılmıştır (Şekil 4.28) . Bu yöntemde, YSA'dan elde edilen sonuçlar ile deney sonuçları arasındaki en iyi korelasyon katsayısı belirlenmeye çalışılmıştır.



Şekil 4.28 YSA Mimarisi

Çalışmada giriş suyuna ait 243 adet çöp sızıntı suyu analizi alınmış ve bunların 170 tanesi YSA'nın eğitiminde, 61 tanesi de YSA'nın testinde, 12 tanesi validasyonda kullanılmıştır (Şekil 4.29).



Şekil 4.29 Eğitim, Test ve Validasyon için Veri Kullanımı

Önerilen YSA modelinin girdi katmanında, giriş KOİ konsantrasyonu (mg/L), amonyum azotu konsantrasyonu (mg/L), askıda katı madde konsantrasyonu (mg/L), havalandırma havuzu sıcaklık ve MLSS olmak üzere 5 parametre, çıktı katmanında ise ultrafiltrasyon çıkış KOİ konsantrasyonu (mg/L) ve amonyum azotu konsantrasyonu (mg/L) olmak üzere 2 farklı parametre kullanılmıştır. Tablo 4.19'da bu parametrelerin minimum ve maksimum değerleri verilmiştir. Arıtma tesisine ait ölçüm sonuçları maksimum ve minimum değerler kullanılarak normalize edilmiştir.

Tablo 4.19 Modelde Kullanılan Parametreler

Parametre		Mak	Min	Ort	Std sapma
KOİ <sub>giriş</sub>	(mg/l)	33925	14055	23080	4145
Amonyum <sub>giriş</sub>	(mg/l)	3000	1525	2250	300
AKM <sub>giriş</sub>	(mg/l)	1870	350	731	202
Sıcaklık		29,8	9	21,3	7,9
MLSS <sub>mbr</sub>	(mg/l)	18500	12010	15040	1346
Amonyum <sub>mbrçıkış</sub>	(mg/L)	234	0,4	45	56,8
KOİ <sub>mbrçıkış</sub>	(mg/L)	2345	815	1365	265,5

Herbir model oluşumuna ait girdi ve çıktıların değerlendirildiği çalışmada en iyi modelin KOİ için 5 girdi-1 çıktı ile oluşturulan model olduğu görülmektedir (Tablo 4.20). Bu model yaklaşıma göre KOİ<sub>mbrçıkış</sub> performansına etki eden parametreler KOİ<sub>giriş</sub>, amonyum<sub>giriş</sub>, AKM<sub>giriş</sub>, sıcaklık<sub>giriş</sub>, ve MLSS<sub>mbr</sub> olmuştur. Amonyum<sub>mbrçıkış</sub> performansına etki eden parametreler ise KOİ<sub>giriş</sub>, amonyum<sub>giriş</sub> ve sıcaklık<sub>giriş</sub> olmuştur.

Tablo 4.20 Model Değerlendirme Tablosu

No	Girdi	R <sup>2</sup> (Amonyum mbrçıkış)	R <sup>2</sup> (KOİ mbrçıkış)
1	KOİ <sub>giriş</sub> , Amonyum <sub>giriş</sub> , AKM <sub>giriş</sub> , Sıcaklık <sub>giriş</sub> , MLSS <sub>mbr</sub>	0,610	0,861
2	KOİ <sub>giriş</sub> , Amonyum <sub>giriş</sub> , AKM <sub>giriş</sub> , Sıcaklık <sub>giriş</sub>	0,796	0,847
3	KOİ <sub>giriş</sub> , Amonyum <sub>giriş</sub> , AKM <sub>giriş</sub> , MLSS <sub>mbr</sub>	0,523	0,810
4	KOİ <sub>giriş</sub> , AKM <sub>giriş</sub> , Sıcaklık <sub>giriş</sub> , MLSS <sub>mbr</sub>	0,717	0,812
5	Amonyum <sub>giriş</sub> , AKM <sub>giriş</sub> , Sıcaklık <sub>giriş</sub> , MLSS <sub>mbr</sub>	0,710	0,844
6	Amonyum <sub>giriş</sub> , Sıcaklık <sub>giriş</sub> , MLSS <sub>mbr</sub>	0,735	0,847
7	KOİ <sub>giriş</sub> , Amonyum <sub>giriş</sub> , Sıcaklık <sub>giriş</sub>	0,756	0,860
8	KOİ <sub>giriş</sub> , Amonyum <sub>giriş</sub> , MLSS <sub>mbr</sub>	0,630	0,800
9	AKM <sub>giriş</sub> , Sıcaklık <sub>giriş</sub> , MLSS <sub>mbr</sub>	0,700	0,810
10	KOİ <sub>giriş</sub> , Amonyum <sub>giriş</sub>	0,650	0,580

Tablo 4.20'deki veriler incelendiğinde, parametre bazında en iyi performans gösteren modelin 1 ve 2 no'lu model olduğu görülmektedir. Eğitimde elde edilen değerler test verilerine oranla daha yüksek olarak gerçekleşmiştir. Bunun sebebi eğitimde daha fazla veri kullanılmasından kaynaklanmaktadır (Subaşı, 2010). Çalışmada kullanılan model, arıtma tesisi verilerini KOİ<sub>mbrçıkış</sub> için % 86, amonyum<sub>mbrçıkış</sub> % 80 yaklaşıklıkla tahmin edebilmiştir. Modellerde elde edilen ortalama karesel hata (MSE) değerleri Tablo 4.21 ve Tablo 4.22'de verilmiştir.

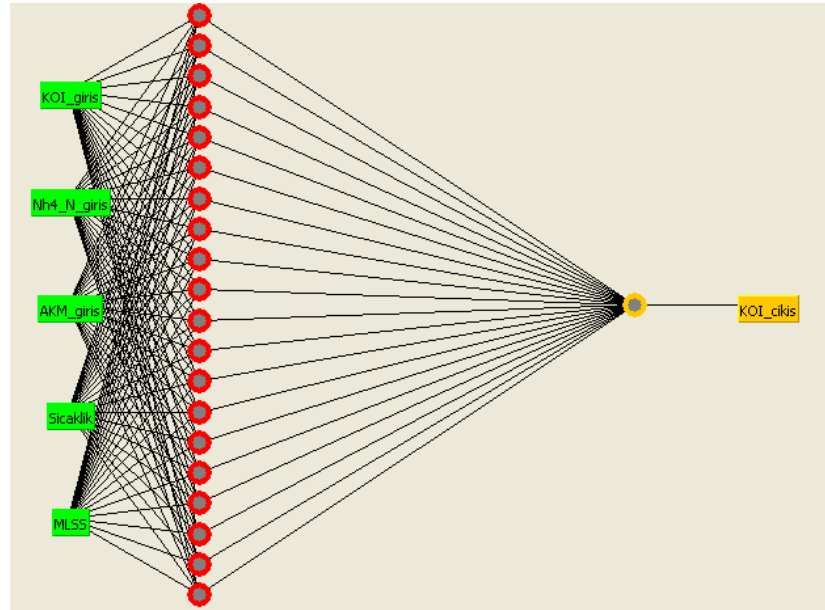
Tablo 4.21 KOİ<sub>mbrçıkış</sub> için MSE Değerleri

	Eğitim	Validasyon	Test
1	0,0026	0,0017	0,0062
2	0,0026	0,0010	0,0050
3	0,0022	0,0082	0,0011
4	0,0031	0,0031	0,0083
5	0,0029	0,0027	0,0069
6	0,0031	0,0026	0,0054
7	0,0023	0,0017	0,0068
8	0,0027	0,0083	0,0099
9	0,0035	0,0037	0,0073
10	0,0069	0,0099	0,0013

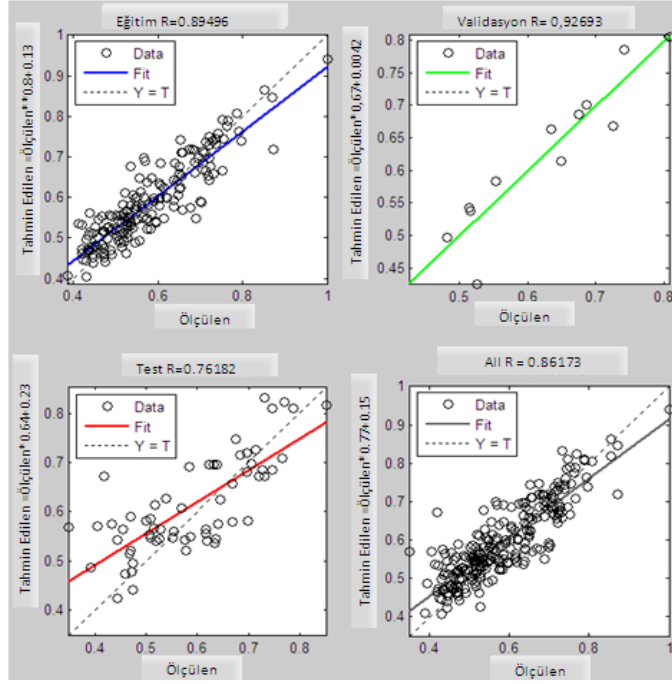
Tablo 4.22 Amonyum<sub>mbrçıkış</sub> için MSE Değerleri

	Eğitim	Validasyon	Test
1	0,00159	0,00162	0,00147
2	0,00102	0,00166	0,00723
3	0,00315	0,00322	0,00762
4	0,00233	0,00453	0,00401
5	0,00131	0,00339	0,00981
6	0,00179	0,00262	0,00532
7	0,00165	0,00241	0,00519
8	0,00256	0,00444	0,00697
9	0,00264	0,00196	0,00424
10	0,00123	0,00195	0,00104

Şekil 4.30'da görüldüğü gibi 1 no'lu modelde, 5 girdi; KOİ<sub>giriş</sub>, amonyum<sub>giriş</sub>, AKM<sub>giriş</sub>, sıcaklık<sub>giriş</sub>, MLSS<sub>mbr</sub> ve 1 çıktı; KOİ<sub>mbrçıkış</sub> kullanılmıştır. Elde edilen eğitime ve test grafiklerine göre 1 no'lu modelde R<sup>2</sup> değeri % 86 olarak gerçekleşmiştir (Şekil 4.31).

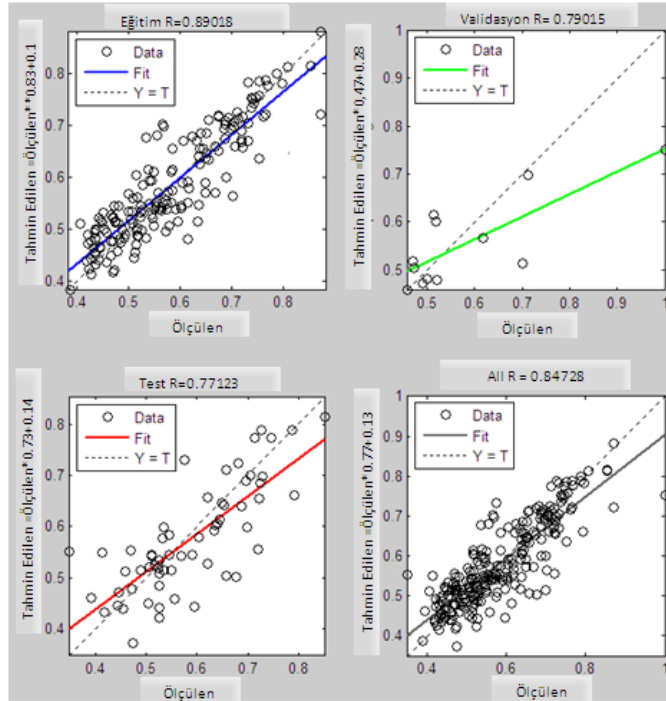


Şekil 4.30 1 no'lu YSA Modeli Mimarisi



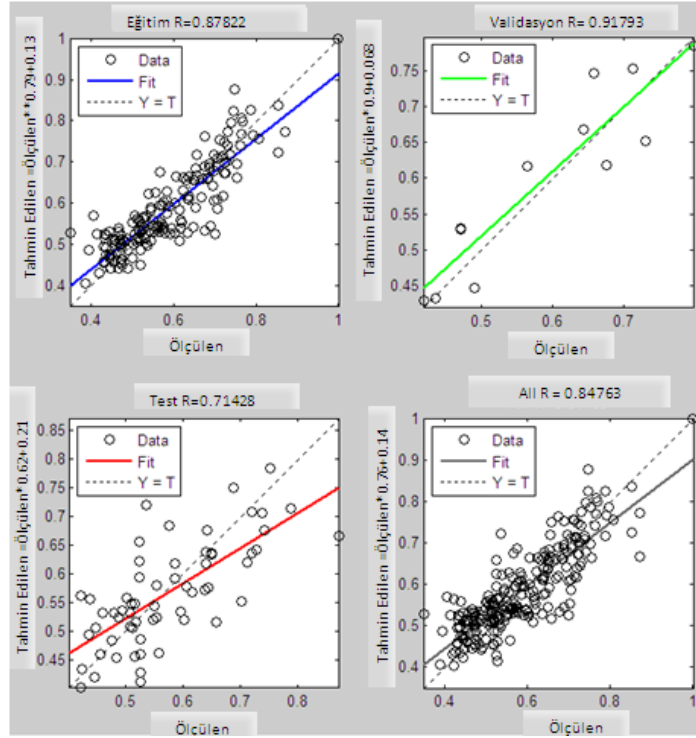
Şekil 4.31 1 no'lu Model

2 no'lu modelde 4 girdi;  $KOI_{giriş}$ ,  $amonyum_{giriş}$ ,  $AKM_{giriş}$ ,  $sıcaklık_{giriş}$ , 1 çıktı;  $KOI_{çıkış}$  parametresi kullanılmıştır. 2 no'lu modele ait sonuçlar Şekil 4.32'de verilmiştir. Bu modelde elde edilen eğitim ve test grafiklerine göre  $R^2$  değeri % 85 olarak gerçekleşmiştir.



Şekil 4.32 2 no'lu Model

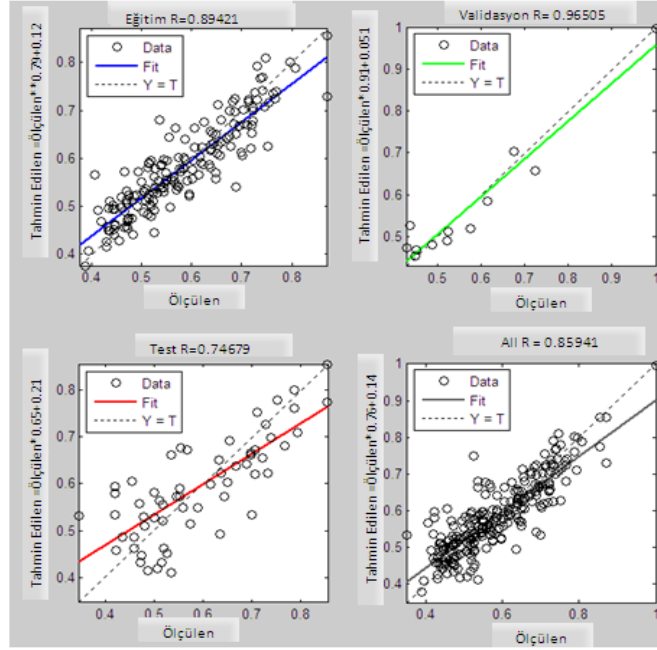
3 girdi; amonyum<sub>giriş</sub>, sıcaklık<sub>giriş</sub>, MLSS<sub>mbr</sub> ve1 çıktı KOİ<sub>mbrçıkış</sub> kullanılan 6 no'lu modelde, eğitme ve test grafiklerine göre  $R^2$  değeri % 85 olarak gerçekleşmiştir (Şekil 4.33).



Şekil 4.33 6 no'lu Model

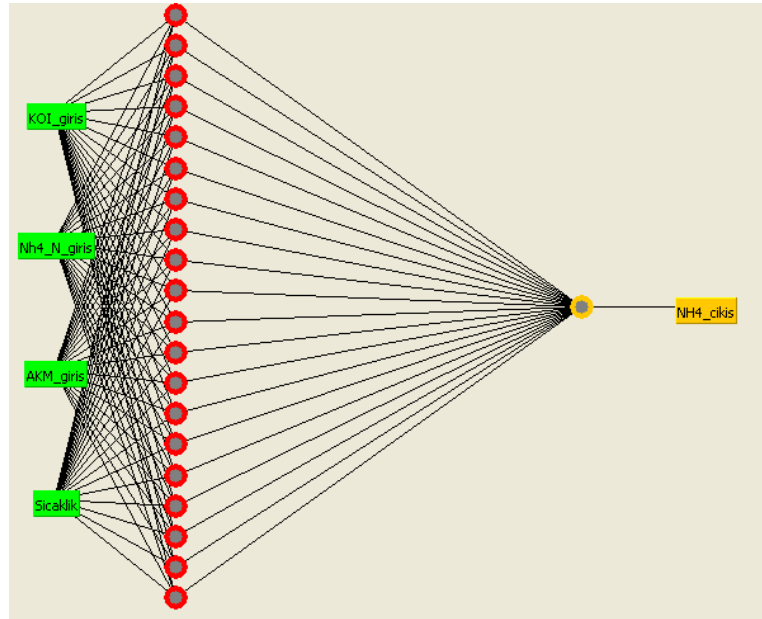
3 girdi; KOİ<sub>giriş</sub>, amonyum<sub>giriş</sub>, sıcaklık<sub>giriş</sub>, 1;çıkı KOİ<sub>mbrçıkış</sub> kullanılan 7 no'lu modelde, eğitme ve test grafiklerine göre  $R^2$  değeri % 86 olarak gerçekleşmiştir (Şekil 4.34). Elde edilen sonuç 1 no'lu modele en yakın sonuç olarak görülmektedir. Giriş parametreleri ile çıkış KOİ değeri arasındaki ilişkinin belirlenmeye çalışıldığı bu modelde, eğitme ve test sonucunda  $R^2$  değeri maksimum %86, minimum % 58 olarak gerçekleşmiştir. Çalışmada 10, 20 ve 30 işlem elemanı ile denemeler yapılmış en iyi sonuçların 20 işlem elemanı ile elde edildiği görülmüştür.





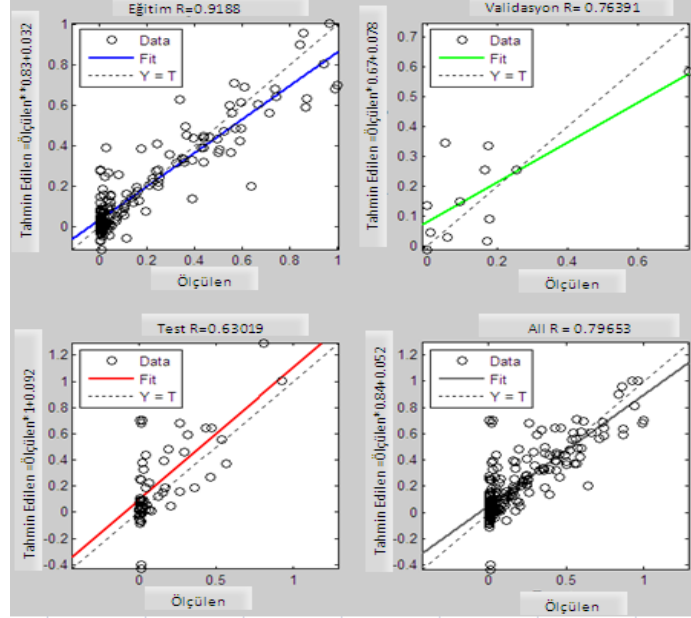
Şekil 4.34 7 no'lu Model

Çıkış KOİ için kullanılan tüm girdi parametreleri aynı şekilde amonyum azotu çıkışı için uygulanmıştır. Çalışmada uygulanan YSA mimarisi şekil 4.35'te verilmiştir.



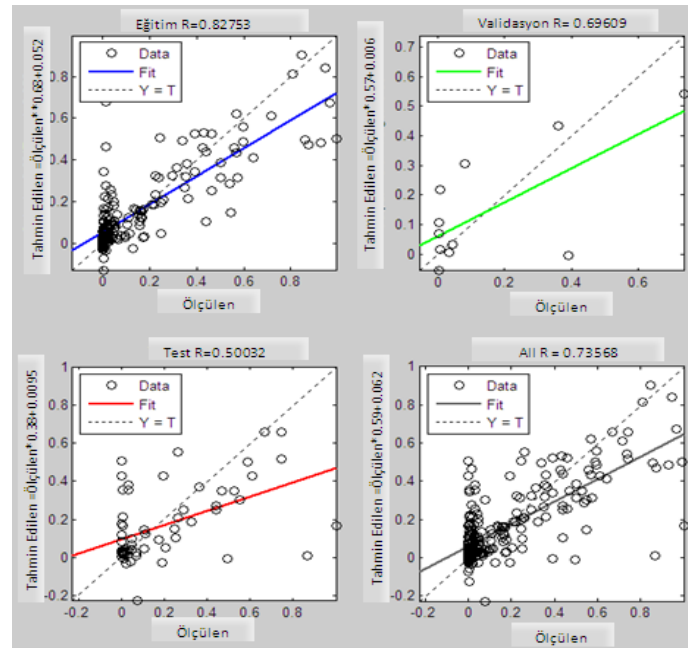
Şekil 4.35 2 no'lu YSA Modeli Mimarisi

4 girdi;  $KO\dot{I}_{giriş}$ ,  $amonyum_{giriş}$ ,  $AKM_{giriş}$ ,  $sıcaklık_{giriş}$  1 çıktı;  $amonyum_{mbrçıkış}$  kullanılan 2 no'lu modelde, eğitme ve test grafiklerine göre  $R^2$  değeri % 80 olarak gerçekleşmiştir (Şekil 4.36).



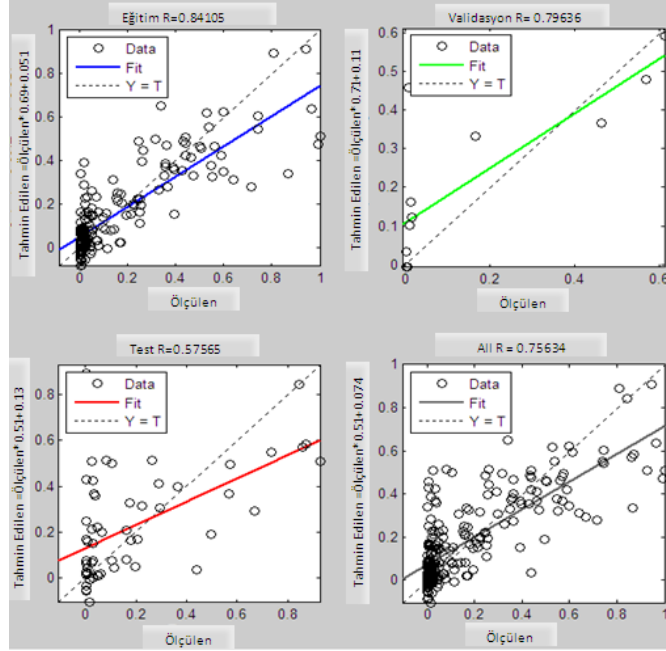
Şekil 4.36 2 no'lu Model

3 girdi; kullanılan modelde  $amonyum_{giriş}$ ,  $sıcaklık_{giriş}$ ,  $MLSS_{mbr}$ , 1 çıktı;  $amonyum_{mbrçıkış}$  kullanılan 6 no'lu modelde, eğitme ve test grafiklerine göre  $R^2$  değeri % 73 olarak gerçekleşmiştir (Şekil 4.37).



Şekil 4.37 6 no'lu Model

3 girdi;  $KOI_{giriş}$ , amonyum  $giriş$ , sıcaklık  $giriş$  1 çıktı; amonyum  $mbrçıkış$  kullanılan 7 no'lu modelde, eğitime ve test grafiklerine göre  $R^2$  değeri % 75 olarak gerçekleşmiştir (Şekil 4.38).



Şekil 4.38 7 no'lu Model

Giriş parametreleri ile çıkış amonyum azotu konsantrasyonu arasındaki ilişkinin belirlenmeye çalışıldığı bu modelde, eğitime ve test sonucunda  $R^2$  değeri maksimum %80, minimum % 52 olarak gerçekleşmiştir. Çalışmada 10, 20 ve 30 işlem elemanı ile denemeler yapılmış en iyi sonuçların 20 işlem elemanı ile elde edildiği görülmüştür. YSA çalışmasında  $KOI$  çıkış parametresinin ilişkisini belirlemede amonyum azotuna göre daha yüksek sonuçlar elde edilmiştir. Yapay Sinir Ağ Modellerinin yorumlarında  $R^2$  değerinin 1'e yakın olması o modelin yüksek korelasyon sağlayacağı anlamına gelmektedir. Bu nedenle eğitime ve testlerde elde edilen değerlerin 1'e yakın olması istenir. Bu çalışmada elde edilen en yüksek  $R^2$  değeri % 86 olarak elde edilmiştir. Bu da, yapılan YSA model çalışmasında  $KOI$  ve amonyum azotu çıkış konsantrasyonlarının belirlenmesinde yüksek bir performans elde edilemediği anlamına gelmektedir. Çöp sızıntı suyu karakteristiğindeki değişimlerin korelasyon katsayısını etkilediği, bu nedenle yüksek bir performans elde edilemediği düşünülmektedir.

## 5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Bu çalışmada, katı atık depolama sahalarında oluşan çöp sızıntı sularının arıtımı incelenmiş ve Kömürcüoda Çöp Sızıntı Suyu Arıtma Tesisine ait bulgular değerlendirilmiştir. Çalışmada tesis giriş suyu karakteristiği, Membran Biyoreaktör Sistemi arıtma verimi, ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon membran performansı ve Yapay Sinir Ağı modeli ile sızıntı suyu giriş-çıkış parametreleri arasındaki ilişki incelenmiştir.

### 5.1 SIZINTI SUYU KARAKTERİSTİĞİNİN İNCELENMESİ

Sızıntı suları özellikle KOİ ve amonyak açısından yüksek konsantrasyona sahip endüstriyel atıksulardır. İncelenen tesis, Türkiye’de düzenli depolama yapılan ilk depolama tesislerinden biri olup, kapasite açısından 2. büyük depolama alanıdır. Yapılan çalışmada, Kömürcüoda depolama sahasında oluşan sızıntı suyu karakteristiği incelenerek literatür ile karşılaştırılmıştır. Sızıntı suyuna ait 2009-2010 dönemi KOİ ve amonyum azotu konsantrasyonu, sırasıyla, 19.730 ile 33.925 mg/L ve 1240 ile 3300 mg/L aralığında ölçülmüştür. Öte yandan, fosfat konsantrasyonu ortalama 11,3 mg/L, toplam fosfor 16,8 mg/L, askıda katı madde konsantrasyonu ortalama 720 mg/L ölçülmüştür. Sızıntı suyu sıcaklığı ortalama 18,4 °C pH değeri ortalama 8 olarak ölçülmüştür. Bu sonuçlara göre sızıntı suyu KOİ, fosfat ve AKM konsantrasyonlarındaki değişimin genç sızıntı suyu miktarına ve özelliklerine bağlı olarak değiştiği görülmektedir. Bu parametrelerin yüksek oluşunun yanı sıra geniş bir aralıkta seyretmesi, arıtma tesisleri işletimi açısından bazı sıkıntıları beraberinde getirmektedir. Yüksek organik yüklerde sistemin yetersiz kalması söz konusu olacağından, sızıntı suyu giriş değerlerinin tasarıma uygun aralıkta (özellikle KOİ ve azot) olması gereklidir. Ancak, depo sahası işletme şartları, atık muhtevası ve mevsimsel değişim ile stabil bir sızıntı suyu elde edilmesi pek mümkün değildir. Bu

nedenle sızıntı suyunun mevsimsel ve depo yaşı ile değişimi de dikkate alınarak tasarlanması önemlidir. Alvarez ve diğ. (2004) yaptığı çalışmada yaşlı sızıntı sularının ( $BOİ/KOİ=0,1-0,2$ ) üç aşamalı (MBR/AC/NF) arıtma prosesi kullanılarak yapılan arıtma işleminin klasik arıtma yöntemlerinden daha yüksek KOİ giderme verimi elde edildiği belirtilmiştir. Dolayısıyla ileriye dönük ilave üniteler ile MBR sistemlerinin yaşlı sızıntı sularının arıtılmasında da uygulanması mümkün görünmektedir.

## **5.2 MEMBRAN BİYOREAKTÖR SİSTEMİNİN İNCELENMESİ**

Membran biyoreaktör sistemlerinin klasik arıtma sistemlerine göre birçok avantajı bulunmaktadır. Öncelikli olarak MBR'ler klasik sistemlere göre yüksek arıtma verimine sahip sistemlerdir. Arıtma verimliliğinde % 99'a varan verimler sağlanmakta ve ilave ünitelerle (NF, Aktif Karbon vd) tesis çıkış suyu kalitesinin alıcı ortam deşarj standartlarına ulaştırılması mümkündür. MBR'lerin diğer avantajları ise düşük çamur üretimi, alan ihtiyacının minimize edilmesi ve sisteme yüksek organik yükleme yapılabilmesi şeklindedir. MBR'lerde çamur oluşumu klasik sistemlere oranla daha az gerçekleşmektedir. Bunun sebebi, havalandırma havuzunda bekleme süresinin uzun olması, yani yüksek çamur yaşında işletme yapılmasıdır. MBR'lerde tesis için gerekli alan ihtiyacı klasik sistemlere göre %40-50'ye varan oranlarda azaltılabilmektedir. MBR'lerde çıkış suyunda biyokütle ayrımı klasik sistemlere oranla oldukça yüksek verimlerde gerçekleşmektedir. Ayrıca, Ultrafiltrasyon membranlarında biyokütle ayrımı için aktif çamurun çökebilme özelliği aranmamaktadır. Bu da çöktürme yapılarına göre Ultrafiltrasyon membranlarını bir adım öne çıkarmaktadır.

## **5.3 ARITMA PERFORMANSININ DEĞERLENDİRİLMESİ**

Tesis verimliliği, sızıntı suyu karakteristiği, sıcaklık, pH ve oksijen değişimlerine göre değerlendirilmiş, buna göre sıcaklığın 15°C'nin altına düşmesi durumunda nitrifikasyon hızının azaldığı görülmüştür. Dolayısıyla, sıcaklık parametresinin arıtma verimi üzerinde en etkili parametre olduğu söylenebilir.

Sıcaklığın azalmasına önlem olarak, sızıntı suyu giriş ve biyoreaktör su sıcaklığının kontrolü gereklidir. Bunun için alınacak önlemler, dengeleme havuzu yüzey alanının küçük tutulması, biyoreaktör ünitesinin toprağa gömülmesi, reaktör üzerinin kapatılması, ısıtma yapılarak havuzlardaki su sıcaklığının artırılması şeklinde sıralanabilir. Böylece su sıcaklığının Nitrifikasyon sürecine ve dolayısıyla arıtma tesisi verimliliğine olan etkileri bu şekilde kontrol altına alınabilecektir.

MBR sistemlerinin avantajlarının yanı sıra birtakım dezavantajları da bulunmaktadır. Bunların en başında köpük problemi (çamur kabarma problemi) ve membran tıkanması yer almaktadır. Çamur kabarması, yüksek çamur yaşı nedeniyle oluşmakta ve yüzeyden yapılan havalandırma sistemlerinde, sisteme oksijen transferi yapılmasına olumsuz etki edebilmektedir. Bununla birlikte, köpüğün aşırı şekilde ortaya çıkması havalandırma ekipmanının çeşidine, sıcaklık, biyoreaktör performansı, sızıntı suyu giriş kalitesi gibi pek çok parametre ile ilişkilendirilebilir. Örneğin tabandan havalandırma (Blower, Jet aertör vb) sistemlerinde askıda katı maddeler daha fazla yüzer hale geldiğinden daha fazla köpük oluşumu olağan bir durumdur. Ancak tabandan havalandırma yapıldığı için mekanik havalandırıcılara nazaran sistemde oksijen transferi açısından önemli bir problem bulunmamaktadır. Buna karşın yüzeysel havalandırma sistemleri ile köpük oluşumu durumunda bir bakıma sistem köpüğün kırılmasına yardım etmekte, ancak köpüğün engellenememesi durumunda yüzeyden oksijen transferi oldukça azalmaktadır. Elde edilen tecrübeler mekanik havalandırıcıların tabandan yapılan havalandırıcılar ile kombine bir biçimde yürütülmesinin daha faydalı olacağı şeklindedir. Köpüğün diğer bir nedeni de F/M oranından kaynaklanmaktadır. Düşük F/M değerlerinde, yani ortamda mevcut biyokütle için yeterli besi madde olmaması bakterilerin strese girmesine yol açmakta bu da köpük problemini beraberinde getirmektedir. Köpük oluşu veya çamur kabarmasının engellenebilmesi için F/M, C/N/P oranının kontrol edilmesi gerekmektedir.

Arıtma tesislerinde köpük oluşumu sıkça karşılaşılan bir durum olup, reaktördeki mikrobiyolojinin iyi bilinmesi durumunda bazı tedbirlerle önlenmesi de mümkündür. Bazı köpüklenme, kabarma gibi problemlerin nedenleri tam olarak anlaşılmayabilir ve doğrudan çözümü mümkün olmayabilir. Bu nedenle, arıtma tesislerinde biyokütlenin tür dağılımının ve aktivasyonunun araştırılması sisteme müdahale edilmesini

kolaylaştıracaktır. Köpüğün kırılması için köpük kırıcı kullanılmakta ancak hem ekonomik anlamda hem de reaktöre ilave KOİ verilmesi anlamında bir takım dezavantajlara sahip olduğu görülmektedir. Bu nedenle köpüğün oluşmadan önce kontrol mekanizmalarının iyi bir şekilde işlemesi gereklidir. Köpük oluşması durumunda mümkünse kimyasal kullanımı dışında bir sistem uygulanması, bunun mümkün olmaması durumunda ise kimyasal kullanıma ilave olarak mekanik temizleme, sıyırma vd. sistemler ile en az kimyasal tüketiminin sağlanması şeklinde yapılmalıdır.

Arıtma tesisinde membran performanslarının sıcaklığa bağlı değişimlerini dikkate alarak, yöresel iklim, hava sıcaklıklarındaki değişimler tespit edilmeli ve tasarım kriterleri iyi belirlenmelidir.

Havalandırma ihtiyacı belirlenirken ve hava sağlayıcı ekipmanların belirlenmesinde, tedarikçiler ile sızıntı suyu viskozite, yoğunluk, askıda katı madde vb parametrelerin iyi ele alınması gereklidir. Havuz yapısına bağlı olarak yüzeysel aeratörlerin yanı sıra blower, jet aeratör ve jet loop gibi uygulamalar bulunmaktadır.

Birçok biyolojik arıtma sistemlerinde olduğu gibi MBR'lerde de enerji gereksinimi oldukça fazladır. MBR'lerin enerji tüketimi toplam sistemin % 60-70'i arasındadır. Organik kirliliğin yüksek oluşu oksijen ihtiyacını artırmakta, dolayısıyla uzun havalandırma sürelerine gerek duyulmaktadır. Sistemde enerji verimliliği ve oksijen transfer verimi yüksek olan ekipmanlar tercih edilerek maksimum verim elde edilmelidir. Son yıllarda çeşitli mikroorganizma türleri üzerinde çalışmalar yapılmakta; ilave havalandırma yapılmaksızın nitrifikasyon ve karbon gideriminin yapılması, böylece düşük enerji tüketimi ve işletme maliyeti elde edilmesi hedeflenmektedir. Ancak bu konudaki çalışmalar devam etmektedir.

Yapılan çalışmada, Kömürcüoda Arıtma Tesisi verimi, KOİ % 98,29, amonyum azotu % 98,6, fosfor giderimi % 97,44 olarak ölçülmüştür. Çıkış suyunda başta TKN, KOİ ve AKM olmak üzere tüm parametrelerin, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Tablo 20.6.'da belirtilen alıcı ortama deşarj limit değerlerini sağladığı görülmüştür.

#### 5.4 MEMBRAN PERFORMANSININ DEĞERLENDİRİLMESİ

Çalışmada ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon membranlarının mevsimsel akı değişimleri incelenmiştir. Buna göre, yaz dönemlerinde ve biyolojik aktivitenin yüksek olduğu dönemlerde yüksek akı ve debi değerleri elde edildiği görülmüştür. Membranların genellikle kimyasal yıkamalar ile tıkanıklıklarının giderildiği ancak zaman zaman fiziksel temizlemeye ihtiyaç olduğu görülmüştür. Ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon membranları çıkış suyu özelliklerinin, çöp sızıntı suyundaki değişimler ile benzer bir biçimde değişim gösterdiği buna rağmen nanofiltrasyon membran çıkışında yüksek kalitede çıkış suyu elde edilebildiği görülmüştür.

#### 5.5 YAPAY SİNİR AĞI ÇALIŞMASI

Çalışmada, arıtma tesisine ait veriler kullanılarak Yapay Sinir Ağı Modeli (Matlab 2009a) uygulanmıştır. YSA modelinde en uygun ağ yapısını belirlemek için ileri beslemeli geri yayımlı model 20 gizli katman sayısı ile uygulanmış, 20 işlem elemanının farklı varyasyonları için modellerin performansları araştırılmıştır. Çalışmada Sigma fonksiyonu kullanılmıştır. Bu yöntemde, YSA'dan elde edilen sonuçlar ile deney sonuçları arasındaki en iyi korelasyon değeri belirlenmeye çalışılmıştır.

Yapılan modellemelerde, 5 Girdi ( $KOİ_{giriş}$ ,  $amonyum_{giriş}$ ,  $AKM_{giriş}$ ,  $sıcaklık_{giriş}$ ,  $MLSS$  ve 1 çıktı ( $KOİ_{çıkış}$ ) kullanılarak elde edilen en yüksek korelasyon katsayısı % 86 olarak bulunmuştur. Çalışmada 10, 20 ve 30 işlem elemanı ile denemeler yapılmış en iyi sonuçların 20 işlem elemanı ile elde edildiği görülmüştür. Giriş parametreleri ile çıkış  $KOİ$  değeri arasındaki ilişkinin belirlenmeye çalışıldığı modellerde, eğitime ve test sonucunda  $R^2$  değeri maksimum %86, minimum % 58 olarak gerçekleşmiştir. Giriş parametreleri ile çıkış amonyum azotu konsantrasyonu arasındaki ilişkinin belirlenmeye çalışıldığı modellerde, eğitime ve test sonucunda  $R^2$  değeri maksimum %80, minimum % 52 olarak gerçekleşmiştir. YSA çalışmasında  $KOİ$  çıkış parametresinin ilişkisini belirlemede amonyum azotuna göre daha yüksek sonuçlar elde edilmiştir. YSA model çalışmasında  $KOİ$  ve amonyum azotu çıkış konsantrasyonlarının belirlenmesinde yüksek bir performans elde edilemediği, çöp sızıntı suyu karakteristiğindeki değişimlerin korelasyon katsayısını etkilediği, bu nedenle yüksek bir performans elde edilemediği görülmüştür.



Sonuç olarak; Membran biyoreaktör ve nanofiltrasyon sistemleri ile çöp sızıntı sularının alıcı ortam standartlarına uygun hale getirilebildiği, yüksek işletme maliyeti olmasına karşın, konvansiyonel sistemlere oranla daha güvenilir ve yüksek verim elde edilebildiği, uygun işletme şartları sağlanması durumunda sürdürülebilir bir arıtma sürecinin elde edilebileceği görülmüştür. Ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon membranlarının, sıcaklık ve buna bağlı olarak biyolojik aktivitelerden olumsuz yönde etkilendiği, uygun koşullarda yüksek akı değerlerine ulaşıldığı görülmüştür. Sızıntı suyu gibi karmaşık yapıya sahip atıksuların böylesine yüksek verim ve kalitede arıtımının sağlanması çevre ve insan sağlığı açısından sevindirici bir durumdur.

## KAYNAKLAR

- AÇIKALIN, S., İLERİ, R., KELEŞ, R., 2011, *Adapazarı Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi Çıkış Suyu Parametreleri ve Verim Değerlerinin Yapay Sinir Ağları İle Tahmin Edilmesi*, [online], Sakarya, <http://cevre.club.fatih.edu.tr/webyeni/konfreweb/konu15.pdf> [Ziyaret Tarihi: 23 Ocak 2011].
- AKKAYA ,E., DEMİR, A.,2009, Sızıntı Suları Karakterizasyonu, *Türkiye’de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu*, 15-17 Haziran 2009 , İSTANBUL.
- ALVAREZ- VAZQUEZ, H., JEFFERSON B., JUDD, J., S., 2004, Membrane Bioreactors vs Conventional Biological Treatment of Landfill Leachate: a Brief Review, *J. Chemical Technology Biotechnol*, 79, 1043–1049.
- BİLGİLİ,M.S., 2008, Katı Atıkların Tasnifi, Karakterizasyonu ve Kaynakları, *Entegre Katı Atık Yönetimi Eğitimi-İSTAÇ*.
- BOONCHAI, W., 2004, *Application of Membrane Bioreactor Systems for Landfill Leachate Treatment*, Asian Institute of Technology School of Environment, Ph.D
- CHEN, S., LIU, J., 2006, Landfill Leachate Treatment by MBR: Performance and Molecular Weight Distribution of Organic Contaminant, *Chinese Science Bulletin*, Research Center for Eco Sciences , China.
- CHIAN , E.S.K., DE WALLE, F.B., 1977, *Evaluation of Leachate Treatment , Vol. I*, Characterization of Leachate, EPA-600/2-77-186a, Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency.
- CHOUDHARY , M.,K.,2005, *Landfill Leachate Treatment Using a Thermophilic Membranebioreactor*, Master Thesis of Engineering, Asian Institute of Technology
- ÇAĞLAR, N., 2001, *Yapay Sinir Ağları ile Binaların Dinamik Analizi*, Doktora Tezi, Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Sakarya
- ÇİÇEK, N., FRANCO, J. P., SUİDAN, M. T., URBAİN, V., 1999, Effect of Phosphorus on Operation and Characteristics of MBR, *Journal Environmental. Engineering*, 8,738-746.
- dissertation, Resources and Development Thailand August 2004.
- EHRİG, H. J., 1983, Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate, *Waste Management and Research*, Vol. 1, pp. 53-68.
- EREN, B., 2006, *Yapay Sinir Ağları ile Membran Proses Verimine Etki Eden Parametrelerin Analizi*, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Sakarya.
- EUROSTAT, 2010, *European Waste Treatment Methods*, [online], [http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/product\\_details/publication?p\\_product\\_code=KS-CD-10-220](http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/product_details/publication?p_product_code=KS-CD-10-220) [ Ziyaret Tarihi: 20 Aralık 2010].
- FADEL, M., BOU-ZEİD, E., CHAHİNE, W., ALAYLI, B., 2002, Temporal Variation of Leachate Quality from Pre-Sorted and Baled Municipal Solid Waste with High

- Organic and Moisture Content, *Waste Management*, 22, pp. 269-282.
- FAROUQ, S., MJALLI, S., AL-ASHEH, ALFADALA, H.E., 2006, Use of Artificial Neural Network Black-Box Modeling for the Prediction of Wastewater Treatment Plants Performance, *Journal of Environmental Management*, 83, 329–338.
- HASAR, H., KINACI, C., İPEK, U., ÇINAR, Ö., ARSLAN, E., I., ÇAKMAKÇI, M., 2008, *Çöp Sızıntı Sularının Arıtımında Batık Membran Biyoreaktörünün Etkinliğinin Araştırılması*, 105Y345 no'lu TÜBİTAK Proje Raporu.
- HENRY, JG., PRASAD, D., 2000, Anaerobic Treatment of Landfill Leachate by Sulphate Reduction, *Water Science and Technology*, 41, 239–246.
- HEYERK.U., STEGMANN, R., 2002, Landfill Management: Leachate Generation, Collection, Treatment and Costs, *IFAS*, Hamburg.
- HJELMAR, O., JOHANESSEN, J.M., KNOX, K., EHRİG, H.-J., FLYVBERG, J., WİNTHER, P. & CHRİSTENSEN, T.H. (1995). Composition and Management of Leachate From Landfills within the EU, *5th International Landfill Symposium*, Sardinia 95, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 1, pp. 243-262.
- IFEANYICHUKWU, M.J., 2008, *New Leachate Treatment Methods*, Lund University Water and Environmental Engineering Department of Chemical Engineering, Yüksek lisans tezi.
- INANC, B., CALLI, B., SAATCI, A., 2000, Characterisation and Anaerobic Treatment of The Sanitary Landfill Leachate in İstanbul, *Water Science and Technology*, 41(3), 223-30.
- JIA, H., LINSHENG, Z., YAN, Y., 2009a, Application of Integrated MBR Technology for Leachate Treatment, *International Conference on Energy and Environment Technology*, China.
- JIA, H., LINSHENG, Z., YUEZHONG, L., 2009b, Application of UASB-MBR System for Leachate Treatment, *International Conference on Energy and Environment Technology*, China.
- JUDD, S., 2006, *The MBR BOOK Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*, Elsevier.
- KJELDSEN, P., BARLAZ, M.A., ROOKER, A.P., BAUN, A., LEDİN A. ve CHRİSTENSEN, T., H., 2002, Present and long term composition of MSW landfill leachate: A review, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technology*, 32(4) 297-336.
- LAİTİNEN, N., LUONSİ, A., VİLEN, J., 2006, Landfill Leachate Treatment with Sequencing Batch Reactor and Membrane Bioreactor, *Desalination Journal (Elsevier)*, 191, 86-91.
- LAVİGNE, R., 1979, The Treatment of Landfill Leachate Using a Living Filter, *Compost Science Land Utilization* 20, 24–26.
- MAEHLUM, T., 1995, Treatment of Landfill Leachate in On-site Lagoons and Constructed Wetlands, *Water Science and Technology*, 32:129-135.
- MANZ, W., WAGNER, M., AMAN, R., SCHLEİFER, K., H., 1994, In situ Characterisation of the Microbial Consortia Active in two Wastewater Treatment Plants, *Water Research*, 36(2), 413-420.
- MARTİN, C., D., JOHNSON, K.D., 1995, The Use of Extended Aeration and in Series Surface Flow Wetlands for Landfill Leachate Treatment, *Water Science and Technology*, 32:119-128.
- ONAY, T., POHLAND, F., 1998, *In-situ nitrogen management in controlled bioreactor landfills*, *Water Research* 32 (5), 1383-1392.
- OVEZ, S., 2009, *Kömürçüoda Sızıntı suyu Arıtma Tesisinde Oluşan Çamur Kabarma ve Köpük Problemi-Rapor-İSTAÇ*.

- ÖZTÜRK, İ., 2010, *Katı Atık Yönetimi ve AB Uyumlu Uygulamaları, Baskıda, İSTAÇ Yayınları*, İstanbul.
- PAPADOPOULOS, D., FATTA, D., LOİZİDOU, M., 1998, Treatment of Stabilized Landfill Leachate by Physico-chemical and Biooxidation Processes., *Journal of Environmental Science and Health*, A33:651-365.
- POHLAND, F.G., HARPER, S.R., 1985, *Critical Reviews and Summary of Leachate and Gas Production from Landfills*, EPA Report, 600/2-86/073.
- RA'DULY, B., GERNAEY, K.V., CAPODAGLIO, A.G., MIKKELSEN, P.S., HENZE, M., 2006, Artificial Neural Networks for Rapid WWTP Performance Evaluation: Methodology and Case Study, *Environmental Modelling & Software*, 22, 1208-1216.
- RENOU, S., GIVAUDAN, J., G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F., MOULIN, P., 2008, Landfill leachate treatment: Review and opportunity, *Journal of Hazardous Materials*, 150, 468-493.
- ROBINSON, H.D., 1993, The Treatment of Landfill Leachates Using Reed Bed Systems, Sardinia, *4th International Waste Management and Landfill Symposium*, Italy, Environmental Sanitary Engineering Centre, pp 907-922.
- ROBINSON, H.D., 1999, State of Art Landfill Leachate Treatment Systems in United Kingdom, Solid Waste Association of North America, *4th Annual Landfill Symposium*, Denver Colorado, USA, pp 323-336.
- Rochem Kimyevi Maddeler San. ve Tic., 2010, *Leachate Treatment* [online], <http://www.rochem.com.tr/modules.php?name=Content&pa=showpage&pid=6> [Ziyaret Tarihi: 12 Ekim 2010].
- School of Environment, Resources and Development, Thailand.
- SCOTT, K., 1995, Handbook of Industrial Membranes Publisher, *Elsevier Science*, 1856172333.
- SEZER, M., 2007, *Yapay Sinir Ağları Kullanılarak KOİ Parametresinden BOİ Parametresinin Tahmin Edilmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Sakarya.
- SMITH, R., 2006, The MBR at Buxton Wastewater Plant, The Use and Practice of Membranes in Water and Wastewater in the UK, *Meeting of the Chartered Institution of Water and Environmental Management (CIWEM)*, Glasgow, January 17, 2006.
- SUBAŞI, H., 2010, *Yapay Sinir Ağı ile Atıksu Arıtma Performansının Modellenmesi*, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- TCHOBANOGLIOUS, G. THEISEN, H. VİGİL, S., A., 1993, *Integrated Solid Waste Management*, McGraw Hill Inc.
- TEZEL, G., YEL, E., SİNAN, R., K., 2010, Artificial Neural Network (ANN) Model for Domestic Wastewater Treatment Plant Control, *Ohrid Republic of Macedonia*, Balwois, 25-29 May 2010.
- TOPACIK, S., 2006, *Çöp Sızıntı Sularının Nanofiltrasyon ile Arıtılması*, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
- TUIK, 2010, *İstanbul Nüfus* [online], Türkiye İstatistik Kurumu, [http://report.tuik.gov.tr/reports/rwservlet?adnksdb2=&report=buyukbelediye.RDF&p\\_il=34&p\\_kod=2&p\\_yil=2009&p\\_dil=1&desformat=html&ENVID=adnksdb2Env](http://report.tuik.gov.tr/reports/rwservlet?adnksdb2=&report=buyukbelediye.RDF&p_il=34&p_kod=2&p_yil=2009&p_dil=1&desformat=html&ENVID=adnksdb2Env) [Ziyaret Tarihi: 12 Aralık 2010].
- UK Environmental Agency, 2007, *Consultation Responses on the Technical Guidance for the Treatment of Landfill Leachate*.
- VESİLİND, P.A., WORRELL, W.A. & REINHART, D., R., 2002, *Solid Waste Engineering*, Brooks/Cole, Pacific Grove, USA.

- WEB, 2010, *Discharge Limits in European Country* [online], [http://ec.europa.eu/environment/water/waterurbanwaste/implementation/implem\\_report\\_1/chap4.html](http://ec.europa.eu/environment/water/waterurbanwaste/implementation/implem_report_1/chap4.html), [Ziyaret Tarihi: 12 Aralık 2010].
- WEB, 2010, *Yapay Zeka*, [online], <http://www.yapay-zeka.org/modules/wiwimod/index.php?page=ANN>, [Ziyaret Tarihi: 23 Aralık 2010].
- WEHRLE, 2010, *Leachate Treatment* [online], <http://www.wehrle-umwelt.com/dynasite.cfm?dsmid=8747>, [Ziyaret Tarihi: 12 Ekim 2010].
- Wikipedia, 2010, *Yapay Zeka*, [online], [http://tr.wikipedia.org/wiki/Yapay\\_sinir\\_a%C4%9Flar%C4%B1](http://tr.wikipedia.org/wiki/Yapay_sinir_a%C4%9Flar%C4%B1) [Ziyaret Tarihi: 20 Aralık 2010].
- YARAR, A. 2004, *Beyşehir Gölü Su Seviye Değişimlerinin Yapay Sinir Ağları ile Belirlenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İnşaat Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Konya.

## **ÖZGEÇMİŞ**

1980 İstanbul doğumlu Vahit BALAHORLİ, 1997 yılında Sabri Çalışkan Lisesi'nden mezun oldu. 2002 yılında Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümünden mezun oldu ve 2009 yılında İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı'nda Yüksek Lisans Programına başladı. 2005 yılında Çevre Mühendisi olarak göreve başladığı İSTAÇ A.Ş.'de, Proje Geliştirme Şefi olarak görevine devam etmektedir.