

**YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**SIZINTI SULARININ HAVASIZ ÇAMUR YATAKLI
REAKTÖR VE MİKROFİLTRASYONLU BİYOREAKTÖR
SİSTEMİ İLE ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI**

Çevre Yük. Müh. Ebru AKKAYA

**FBE Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında
Hazırlanan**

DOKTORA TEZİ

Tez Savunma Tarihi : 05.08.2009
Tez Danışmanı : Prof. Dr. Ahmet DEMİR (YTÜ)
Jüri Üyeleri : Prof. Dr. M. Talha GÖNÜLLÜ (YTÜ)
: Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK (İTÜ)
: Prof. Dr. Ferruh ERTÜRK (YTÜ)
: Doç. Dr. İsmail KOYUNCU (İTÜ)

İSTANBUL, 2009

**YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**SIZINTI SULARININ HAVASIZ ÇAMUR YATAKLI
REAKTÖR VE MİKROFİLTRASYONLU BİYOREAKTÖR
SİSTEMİ İLE ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI**

Çevre Yük. Müh. Ebru AKKAYA

**FBE Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında
Hazırlanan**

DOKTORA TEZİ

Tez Savunma Tarihi : 05.08.2009
Tez Danışmanı : Prof. Dr. Ahmet DEMİR (YTÜ)
Jüri Üyeleri : Prof. Dr. M. Talha GÖNÜLLÜ (YTÜ)
: Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK (İTÜ)
: Prof. Dr. Ferruh ERTÜRK (YTÜ)
: Doç. Dr. İsmail KOYUNCU (İTÜ)

İSTANBUL, 2009

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
KISALTMA LİSTESİ.....	iv
ŞEKİL LİSTESİ.....	v
ÇİZELGE LİSTESİ	viii
ÖNSÖZ	ix
ÖZET	x
ABSTRACT	xi
1. GİRİŞ	1
2. DEPO SAHALARINDA SIZINTI SUYU OLUŞUMU VE ÖZELLİKLERİ.....	4
2.1 Katı Atık Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Oluşumu	4
2.2 Sızıntı Sularının Özellikleri.....	6
2.3 Sızıntı Sularının Çevresel Etkileri	18
3. ODAYERİ DÜZENLİ DEPO SAHASI	19
3.1 Odayeri Depo Sahası Sızıntı Suyunda Daha Önce Yapılmış Arıtılabilirlik Çalışmaları	32
4. SIZINTI SULARININ ARITILMASI.....	40
4.1 Biyolojik Arıtma.....	45
4.1.1 Aerobik Arıtma.....	46
4.1.1.1 Aktif çamur prosesi.....	46
4.1.1.2 Ardışık kesikli reaktörler	46
4.1.1.3 Havalandırılmalı lagünler.....	47
4.1.2 Anaerobik Arıtma	47
4.1.2.1 Sızıntı sularının anaerobik arıtımı	49
4.1.3 Biyolojik Azot Giderimi	58
4.2 Fiziksel-Kimyasal Arıtma	58
4.2.1 Aktif Karbon İlavesi	59
4.2.2 Havayla Amonyak Sıyırma	59
4.2.3 Kimyasal Çöktürme	59
4.2.3.1 Kimyasal çöktürme ile amonyum giderimi.....	60
4.2.4 Kimyasal Oksidasyon	60
4.2.5 Aktif Karbon Adsorpsiyonu	61
4.2.6 İyon Değiştirme	61
4.3 Membran Sistemleri ile Arıtma	61

4.3.1	Membran Biyoreaktör.....	63
4.3.2	Ters Osmoz	64
4.3.3	Nano Filtrasyon	65
4.3.4	Ultra Filtrasyon.....	65
4.3.5	Mikro Filtrasyon.....	66
4.3.6	Membran Sistemleri ile Arıtma Çalışmaları	66
4.3.7	Sızıntı Sularının Membran Sistemleri ile Arıtımı	68
4.4	Diğer Arıtma Sistemleri	80
4.5	Sızıntı Suyunun Depo Sahasına Geri Devri	80
5.	DENEYSEL ÇALIŞMALAR	83
5.1	Sızıntı Suyu	83
5.2	Deney Düzeneği	83
5.2.1	Yukarı Akışlı Çamur Yataklı Reaktör	84
5.2.2	Membran Biyoreaktör.....	86
5.2.3	Reaktörün Devreye Alınması ve İşletilmesi.....	89
5.3	Ultrafiltrasyon ve Nanofiltrasyon Çalışmaları	89
5.3.1	Deneyde Kullanılan Membranlara Ait Teknik Bilgiler	90
5.4	DeneySEL Metotlar.....	91
5.5	KOİ Bileşenleri.....	94
5.5.1	Sızıntı Suyunda KOİ Fraksiyonlarının Tespiti.....	95
5.5.2	Sızıntı Suyunda KOİ Fraksiyonları	96
5.6	SEM ve AFM Analizleri	97
6.	DENEY SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRMELER	99
6.1	Sızıntı Suyu Bileşenleri.....	99
6.2	Anaerobik YAÇY Reaktörle Arıtım Sonuçları	101
6.2.1	Organik Bileşenlerin Değişimleri	102
6.2.1.1	KOİ değişimleri	103
6.2.1.2	Uçucu yağ asidi bileşenleri	105
6.2.2	TKN, NH ₄ -N, Org-N ve TP Değişimleri	111
6.2.3	pH, Alkalinite, İletkenlik, TDS, Klorür, Bulanıklık ve Renk Parametrelerinin Değişimi	115
6.2.4	Metallerin Değişimi	120
6.3	Membran Biyoreaktör (MBR) Çalışma Sonuçları.....	126
6.3.1	MBR'da KOİ Giderimi	126
6.3.2	TKN, NH ₄ -N, Org-N, TP Değişimleri	127
6.3.3	pH, Alkalinite, Klorür, TDS, İletkenlik, Bulanıklık, Renk Parametrelerinin Değişimi	130
6.3.4	Metallerin Değişimi	135
6.3.5	Membranlarda Akı Değişimi	140
6.4	Ultrafiltrasyon ve Nanofiltrasyon Çalışmaları	141
6.4.1	KOİ, TOK Değişimleri	141
6.4.2	TKN, NH ₄ -N, Org-N, TP Değişimleri	142
6.4.3	Renk, Bulanıklık, İletkenlik, TDS, Klorür, Alkalinite ve Metallerin Değişimleri.....	144
6.4.4	UF ve NF Çıkış Sularının Sulama Suyu Kriterleri Açısından Değerlendirilmesi.....	149
6.4.5	UF ve NF için Akı Değişimleri	154
6.5	İnert KOİ Çalışmaları	156

6.6	Çalışmada Kullanılan Membranların SEM Görüntüleri	163
6.7	Çalışmada Kullanılan Membranların AFM Görüntüleri.....	166
6.7.1	UF Görüntüleri	166
6.7.2	NF Görüntüleri	169
7.	SONUÇLAR	174
KAYNAKLAR.....		185
EKLER.....		200
Ek 1 KOİ Kütle Dengesi		200
Ek 2 UF NF Çalışmaları İçin Kullanılan Düzeneğin Resimleri		203
Ek 3 SEM Fotoğrafları İçin Kullanılan Düzeneğin Resimleri		205
Ek 4 Kullanılan MF Membran.....		207
ÖZGEÇMİŞ.....		208

KISALTMA LİSTESİ

AFM	Atomik Kuvvet Mikroskobu
AKM	Askıda Katı Madde
AKR	Ardışık Kesikli Reaktör
BOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
ÇMÜ	Çözünmüş Mikrobiyal Ürün
Da	Dalton
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MAP	$MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$
MBR	Membran Biyoreaktör
MF	Mikro Filtrasyon
MW	Moleküler Ağırlık
MWCO	Moleküler Ağırlık Engelleme Sınırı
NF	Nano Filtrasyon
ORP	Oksidasyon Redüksiyon Potansiyeli
Ra	Membran Yüzeyindeki Ortalama Pürüzlülük Değeri
Rms	Membran Yüzeyindeki Ortalama Pürüzlülüğün Standart Sapması
Rz	Membran Yüzeyindeki En Yüksek Beş ve En Düşük Beş Noktanın Ortalaması
SEM	Taramalı Elektron Mikroskopu
TDS	Toplam Çözünmüş Madde
TKN	Toplam Kjeldahl Azotu
TN	Toplam Azot
TO	Ters Osmoz
TOK	Toplam Organik Karbon
UF	Ultra Filtrasyon
UKM	Uçucu Katı Madde
UYA	Uçucu Yağ Asidi
TUYA	Toplam Uçucu Yağ Asidi
YAÇY	Yukarı Akışlı Çamur Yataklı Reaktör

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2.1 Depo sahalarında madde dönüşümü	5
Şekil 2.2 Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları	7
Şekil 2.3 Sızıntı suyu karakterinin zamanla değişimi	11
Şekil 3.1 İstanbul'daki aktarma istasyonları ve depo sahalarının konumu	20
Şekil 3.2 Odayeri katı atık depo sahasında depolama alanlarının konumları	21
Şekil 3.3 İstanbul'daki aylık ortalama yağış miktarları	22
Şekil 3.4 İstanbul'un 2005 yılı yağış miktarları	23
Şekil 3.5 Odayeri depo sahasına 2007-2008 yılında depolanan atık ve oluşan sızıntı suyu miktarları	24
Şekil 4.1 Depo sahası yaşına göre uygulanabilecek sızıntı suyu arıtma yöntemleri ve deşarj ortamları	42
Şekil 4.2 Anaerobik proseslerde ayrışma süreci	48
Şekil 4.3 Membran türlerine göre ayırma işlemleri	63
Şekil 5.1 Deney düzeneği	83
Şekil 5.2 Deney düzeneğinin şematik görünümü	84
Şekil 5.3 YAÇY reaktör	86
Şekil 5.4 Aerobik membran biyoreaktör	87
Şekil 5.5 Çalışma sırasında membran biyoreaktör	88
Şekil 5.6 Membran modülleri ve difüzörler	88
Şekil 5.7 UF-NF deney sisteminin akım şeması	91
Şekil 5.8 Atıksulardaki KOİ alt bileşenlerinin dağılımı	94
Şekil 6.1 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki KOİ değişimleri ve giderme verimi	104
Şekil 6.2 YAÇY reaktörde giderilen KOİ'ye karşılık oluşan metan değerleri ve günde üretilen biyogaz	105
Şekil 6.3 Ham sızıntı suyu, YAÇY girişindeki uçucu yağ asitlerinin TUYA içerisindeki (%)'leri	107
Şekil 6.4 YAÇY'ya beslenen ham sızıntı suyundaki uçucu yağ asitlerinin TUYA içerisindeki ortalama (%)'leri	108
Şekil 6.5 Uçucu yağ asidi bileşenlerinin anaerobik YAÇY reaktöre giriş ve reaktörden çıkış konsantrasyonlarının değişimleri (A: YAÇY reaktör giriş ve çıkış asetik asit değerleri, B: YAÇY reaktör giriş ve çıkış propiyonik asit değerleri, C: YAÇY reaktör giriş ve çıkış bütirik asit değerleri, D: YAÇY reaktör giriş ve çıkış isobütirik asit değerleri, E: YAÇY reaktör giriş ve çıkış n-valerik asit değerleri, ■ giriş, □ çıkış)	109
Şekil 6.6 YAÇY reaktör giriş ve çıkışındaki TUYA ve TUYA/KOİ değişimleri (A: YAÇY reaktör giriş ve çıkış TUYA değerleri, B: YAÇY reaktör giriş ve çıkıştaki TUYA/KOİ oranı, ■ giriş TUYA, □ çıkış TUYA)	110
Şekil 6.7 YAÇY reaktör giriş ve çıkışındaki azot bileşenlerinin değişimleri (A: YAÇY reaktörün giriş ve çıkış TKN değerleri, B: YAÇY reaktörün giriş ve çıkış NH ₄ -N değerleri, C: YAÇY reaktörün giriş ve çıkış Org-N değerleri, D: YAÇY reaktörün giriş ve çıkıştaki NH ₄ -N % TKN değerleri, — ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş, □ çıkış)	113
Şekil 6.8 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki TP değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş TP, □ çıkış TP, ◇ verim)	115
Şekil 6.9 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki pH değişimleri (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş pH, □ çıkış pH)	116
Şekil 6.10 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki alkalinite değişimleri (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş alkalinite, □ çıkış alkalinite)	117
Şekil 6.11 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki iletkenlik ve TDS (gr/L) değişimleri	

(A: iletkenlik değişimleri, B: TDS değişimleri, — ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş, □: çıkış).....	118
Şekil 6.12 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki klorür değişimleri (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş klorür, □ çıkış klorür)	119
Şekil 6.13 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki bulanıklık değişimleri (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş, □ çıkış).....	120
Şekil 6.14 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki renk değişimleri (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş, □ çıkış).....	120
Şekil 6.15 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki alkali metallerin değişimleri (A: sodyum değişimi B: potasyum değişimi, C: kalsiyum değişimi, D: magnezyum değişimi, — ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş, □ çıkış)	122
Şekil 6.16 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki Fe, Ni, Pb ve Cd değişimleri (A: demir değişimi, B: nikel değişimi, C: kurşun değişimi, D: kadmiyum değişimi, — ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş, □ çıkış).....	124
Şekil 6.17 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki Mn, Zn ve Cu değişimleri (A: mangan değişimi, B: çinko değişimi, C: bakır değişimi, — ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş, □ çıkış).....	125
Şekil 6.18 MBR giriş ve çıkıştaki KOİ değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş TP, □: çıkış TP, ◇ verim).....	126
Şekil 6.19 Sistemin toplam KOİ giderme verimi	127
Şekil 6.20 MBR giriş ve çıkışındaki azot bileşenlerinin değişimleri (A: MBR giriş ve çıkış TKN değerleri, B: MBR giriş ve çıkış NH ₄ -N değerleri, C: MBR giriş ve çıkış Org-N değerleri, D: MBR giriş ve çıkıştaki NH ₄ -N %TKN değerleri, — ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş, □ çıkış).....	128
Şekil 6.21 MBR'daki TKN ve NH ₄ -N giderme verimleri (A: TKN giderme verimi, B: NH ₄ -N giderme verimi, — ortalama değer, "" standart sapma).....	129
Şekil 6.22 MBR giriş ve çıkıştaki TP değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş TP, □ çıkış TP, ◇ verim)	130
Şekil 6.23 MBR giriş ve çıkışındaki pH değişimleri (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş pH, □ çıkış pH)	130
Şekil 6.24 MBR giriş ve çıkıştaki alkalinite değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş alkalinite, □ çıkış alkalinite, ◇ verim).....	131
Şekil 6.25 MBR giriş ve çıkıştaki klorür değişimleri (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş klorür, □ çıkış klorür)	131
Şekil 6.26 MBR giriş ve çıkıştaki TDS (gr/L) değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş TDS, □ çıkış TDS, ◇ verim)	132
Şekil 6.27 MBR giriş ve çıkıştaki iletkenlik değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş iletkenlik, □ çıkış iletkenlik, ◇ verim).....	133
Şekil 6.28 MBR giriş ve çıkıştaki bulanıklık değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş bulanıklık, □ çıkış bulanıklık, ◇ verim)	134
Şekil 6.29 MBR giriş ve çıkıştaki renk değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş renk, □ çıkış renk).....	134
Şekil 6.30 MBR giriş ve çıkıştaki Na, K, Ca ve Mg değişimleri (A: sodyum değişimi B: potasyum değişimi, C: kalsiyum değişimi, D: magnezyum değişimi, — ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş, □ çıkış)	136
Şekil 6.31 MBR giriş ve çıkıştaki Fe, Ni, Pb ve Cd değişimleri (A: demir değişimi, B: nikel değişimi, C: kurşun değişimi, D: kadmiyum değişimi, — ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş, □ çıkış).....	137
Şekil 6.32 MBR giriş ve çıkıştaki Mn, Zn ve Cr değişimleri (A: mangan değişimi, B: çinko değişimi, C: krom değişimi, — ortalama değer, "" standart sapma, ■ giriş, □ çıkış).....	138

Şekil 6.33 MBR'daki akı değişimi	140
Şekil 6.34 A: Membranlarda KOİ değişimleri ve giderme verimleri B: Membranlarda TOK değişimleri ve giderme verimleri, C: Membranlara giriş ve çıkıştaki KOİ/TOK oranları (■ giriş, □ çıkış KOİ, ж giderme verimi)	142
Şekil 6.35 A: Membranlarda TKN değişimleri ve giderme verimleri B: Membranlarda NH ₄ -N değişimleri ve giderme verimleri, C: Membranlarda Org-N değişimleri ve giderme verimleri (■ giriş, □ çıkış, ж giderme verimi)	143
Şekil 6.36 Membranlarda TP değişimleri ve giderme verimleri (■ giriş, □ çıkış, ж giderme verimi)	144
Şekil 6.37 A: Membranlarda renk değişimleri ve giderme verimleri, B: Membranlarda bulanıklık değişimleri ve giderme verimleri, C: Membranlarda iletkenlik değişimleri ve giderme verimleri, D: Membranlarda TDS (gr/L) değişimleri ve giderme verimleri (■ giriş, □ çıkış, ж giderme verimi)	145
Şekil 6.38 A: Membranlarda alkalinite değişimleri ve giderme verimleri, B: Membranlarda klorür değişimleri ve giderme verimleri (■ giriş, □ çıkış, ж giderme verimi)	146
Şekil 6.39 Sisteme giriş ve çıkış sızıntı sularının görünümü	149
Şekil 6.40 Kullanılmış UF ve NF membranları	149
Şekil 6.41 Sulama sularının sınıflandırılmasında kullanılan diyagram	151
Şekil 6.42 UF'de akı değişimi	154
Şekil 6.43 UF+NF'de akı değişimi	155
Şekil 6.44 NF'de akı değişimi	155
Şekil 6.45 MF membranının SEM fotoğrafları	163
Şekil 6.46 NF membranının SEM fotoğrafları	164
Şekil 6.47 NF membranının farklı büyütme ölçeklerinde SEM fotoğrafları	165
Şekil 6.48 Temiz ve kirli UF membranların AFM görüntüleri	167
Şekil 6.49 Temiz UF membranının kesit analizi	168
Şekil 6.50 Kirli UF membranının kesit analizi	168
Şekil 6.51 Temiz ve kirli NF membranların AFM görüntüleri	170
Şekil 6.52 Temiz NF membranının kesit analizi	171
Şekil 6.53 Kirli NF membranının kesit analizi	171
Şekil 6.54 UF çıkış suyunun geçirildiği NF membranının kesit analizi	172

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 2.1 Sızıntı suyunun kimyasal bileşenleri	8
Çizelge 2.2 Sızıntı suyu bileşenlerinin depo yaşına bağlı olarak değişimi	9
Çizelge 2.3 Farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu karakterleri	12
Çizelge 2.3 (Devamı) Farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu karakterleri	13
Çizelge 2.3 (Devamı) Farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu karakterleri	14
Çizelge 2.4 Farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu metal konsantrasyonları	15
Çizelge 2.4 (Devamı) Farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu metal konsantrasyonları	16
Çizelge 2.5 Farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu alkali metal konsantrasyonları	17
Çizelge 2.6 Farklı ülkelerin sızıntı suyu deşarj standartları	18
Çizelge 3.1 Odayeri sızıntı suyu karakteristiğinin değişimi	25
Çizelge 3.1 (Devamı) Odayeri sızıntı suyu karakteristiğinin değişimi	26
Çizelge 3.2 Odayeri sızıntı suyu metal karakteristiğinin değişimi	27
Çizelge 3.2 (Devamı) Odayeri sızıntı suyu metal karakteristiğinin değişimi	28
Çizelge 3.3 Kömürcüoda sızıntı suyu karakteristiğinin değişimi	29
Çizelge 3.4 Kömürcüoda sızıntı suyu metal karakteristiğinin değişimi	30
Çizelge 4.1 Sızıntı suyu arıtma teknikleri	43
Çizelge 4.2 Sızıntı suyu arıtma yöntemleri ve amaçları	44
Çizelge 4.3 Sızıntı suyunun biyolojik arıtılmasında KOİ giderimi ve işletme şartları	45
Çizelge 4.4 Depo yaşına bağlı olarak sızıntı suyunun organik bileşenleri ve değişik artıma prosesleri için artıma performansı	45
Çizelge 4.5 Sızıntı suyunun anaerobik arıtma uygulamaları	51
Çizelge 4.5 (Devamı) Sızıntı suyunun anaerobik arıtma uygulamaları	52
Çizelge 4.6 Sızıntı suyu arıtımında membran uygulamaları	78
Çizelge 4.6 (Devamı) Sızıntı suyu arıtımında membran uygulamaları	79
Çizelge 4.7 Farklı sızıntı suyu arıtma tekniklerinin avantaj ve dezavantajları	81
Çizelge 5.1 Deneysel çalışmalarda kullanılan NF ve UF membranlar	90
Çizelge 5.2 Deneysel çalışmalarda tatbik edilen analizler, ölçüm metotları ve sıklığı	91
Çizelge 6.1 Kullanılan Depo Sahası Sızıntı Suyu Karakteristiği	100
Çizelge 6.2 Kirletici bileşenlerin YAÇY reaktör ve MBR giriş ve çıkış değerleri ile arıtma verimleri	139
Çizelge 6.3 Kirletici bileşenleri UF ve NF çıkış değerleri ve verimleri	148
Çizelge 6.4 Sulama sularının sınıflandırılmasında esas alınan sulama suyu kalite parametreleri	152
Çizelge 6.5 Sulama sularında izin verilebilen maksimum metal ve toksik elementlerin konsantrasyonları	153
Çizelge 6.6 Moleküler ağırlıklarına göre organik bileşenlerin grupları	161
Çizelge 6.7 UF ve NF membranların R_a , R_{ms} ve R_z değerleri	172

ÖNSÖZ

Düzenli depolama, ekonomik avantajları sebebiyle uzun yıllardan beri katı atıkların bertaraf edilmesinde uygulanan en yaygın yöntemdir. Depo sahasında, uzun yıllar boyunca depo gazı emisyonları ile yüksek kirlilikteki sızıntı suları ortaya çıkmaktadır. Depolanan katı atık türüne bağlı olarak organik ve inorganik birçok kirletici içeren sızıntı sularının arıtılması oldukça güçtür, bu nedenle tek başına bir yöntemin kullanılması yeterli değildir.

Bu çalışmada çöp depo sahası sızıntı sularının yukarı akışlı çamur yataklı reaktörde, membran biyoreaktörde, ultra ve nanofiltrasyon membranlarla arıtımına yönelik yapılan deneysel çalışmalar değerlendirilmiştir

Çalışmanın yürütülmesindeki ve yönlendirilmesindeki katkıları, gösterdiği yakın alaka ve desteği sebebiyle Sayın Hocam Prof. Dr. Ahmet DEMİR'e şükranlarımı arz ederim.

Deneysel çalışmaların yürütülmesi esnasında sağladığı katkılar dolayısıyla tez izleme kurulunun değerli üyesi Sayın Hocam Prof. Dr. M. Talha GÖNÜLLÜ'ye şükranlarımı sunarım.

Ayrıca doktora tez izleme kurulunun değerli üyesi olan Sayın Hocam Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK'e katkılarından dolayı teşekkürü bir borç bilirim.

Deneysel çalışmaların yürütülmesi esnasında gösterdiği destek ve sağladığı araştırma imkanları sebebiyle Çevre Mühendisliği Bölümü Başkanı Prof. Dr. Ferruh ERTÜRK'e şükranlarımı sunarım.

Odayeri Düzenli Çöp Depolama Tesisi'nden alınan sızıntı suyunun düzenli bir şekilde Y.T.Ü. Çevre Mühendisliği Bölümü Labaratuvarına getirilmesini sağlayan, Çevre Yük. Müh. Şenol YILDIZ ve İSTAÇ A.Ş. Genel Müdürlüğü çalışanlarına çok teşekkür ederim.

Nanofiltrasyon deneylerindeki yardımlarından dolayı Sayın Hocam Doç Dr. İsmail KOYUNCU'ya çok teşekkür ederim.

Çalışmalarımın değişik safhalarında yardımlarını esirgemeyen, Yrd. Doç. Dr. Bestamin ÖZKAYA'ya, Yrd. Doç. Dr. M. Sinan BİLGİLİ'ye, Arş. Gör. Dr. Doğan KARADAĞ'a, Arş. Gör. Dr. Mahir İNCE'ye, Çevre Mühendisi Berna BAYRAM'a, çalışma süresince gösterdikleri sabır ve yardımlarından dolayı Y.T.Ü Çevre Mühendisliği Bölümü'ndeki hocalarıma, çalışma arkadaşlarıma, labaratuvar çalışanlarına ve katkıda bulunan herkese çok teşekkür ederim.

Bu günlere gelmemde sağladıkları maddi manevi destekleri ile her zaman yanımda hissettiğim babam Efrail KOCA'ya, annem Emine KOCA'ya, kardeşlerim Esra, Eda ve Ece'ye, canlarım, mutluluk kaynağı yeğenlerim Ertuğ ve Emre'ye en içten şükranlarımı sunarım.

Tez çalışmasının her aşamasında verdiği destek, gösterdiği sabır ve anlayıştan dolayı değerli eşim Yrd. Doç. Dr. Ali Volkan AKKAYA'ya sonsuz teşekkürler...

ÖZET

SIZINTI SULARININ HAVASIZ ÇAMUR YATAKLI REAKTÖR VE MİKROFİLTRASYONLU BİYOREAKTÖR SİSTEMİ İLE ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

Ebru AKKAYA
Çevre Mühendisliği, Doktora Tezi

Türkiye’de yılda oluşan ortalama 25 milyon ton evsel atığın sadece %33’ü düzenli depolama alanlarında bertaraf edilmektedir. Ancak yapılan yasal düzenlemelerle bu oranın önümüzdeki yıllarda artması beklenmektedir. Bu sebeple, düzenli depolama alanlarının insan ve çevre sağlığı üzerindeki olumsuz etkilerinin önceden belirlenmesi ve gerekli önlemlerin alınması büyük önem taşımaktadır. Özellikle büyük şehirlerde depolama alanlarının büyüklüğü ve oluşan çöp miktarının fazlalığı, organik ve inorganik kirleticileri ihtiva eden aşırı miktarda sızıntı suyu oluşumuna sebep olmakta ve bu suların arıtımı büyük önem arz etmektedir. Bu sebeple son yıllarda katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı sularının arıtılması ile ilgili laboratuvar, pilot ve tam ölçekli çalışmalara ağırlık verilmektedir. Bununla birlikte kentsel katı atıkların fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerinin kentten kente farklı olması uygulanacak olan sızıntı suyu arıtım yöntemini de büyük ölçüde etkilemektedir.

Bu çalışmada, İstanbul’un Avrupa Yakası evsel katı atıklarının depolandığı Odayeri Katı Atık Düzenli Depo Sahası sızıntı sularının mezofilik şartlarda yukarı akışlı havasız çamur yataklı bir reaktörde ön arıtımının ardından membran biyoreaktör (MBR) ve ultrafiltrasyon (UF), nanofiltrasyon (NF) sistemleri ile arıtılabilirliği araştırılmıştır. Reaktörlerin giriş ve çıkışlarında pH, iletkenlik, alkalinite, çözünmüş katı madde, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), klorür (Cl⁻), toplam kjeldahl azotu (TKN), amonyum azotu (NH₄-N), toplam fosfor (TP), toplam uçucu yağ asidi (TUYA), metaller (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn,), alkali metaller (Ca, K, Mg, Na) ve inert KOİ analizleri gerçekleştirilmiştir. Ayrıca kullanılan membranların AFM (atomik kuvvet mikroskobu), SEM (taramalı elektron mikroskobu) resimleri değerlendirilmiş, membranda akı değişimleri takip edilmiştir.

YAÇY reaktörde ortalama KOİ giderme verimi %60, civarında bulunmuştur. Giderilemeyen KOİ’nin önemli bir kısmı ortalama 2800 mg/L olan inert KOİ’den kaynaklanmaktadır, MBR’da KOİ giderimi ortalama %30, TKN %40, TP %37 olarak bulunmuştur. NF’de yaklaşık % 60 KOİ giderimi, % 40 TKN giderimi ve % 99 TP giderimi elde edilmiştir.

Yapılan analizler ve değerlendirmeler neticesinde, 1995’den beri işletilen Odayeri düzenli depo sahasının yaşlanmaya başladığı, deşarj limitleri göz önüne alındığında biyolojik arıtmanın tek başına yetersiz kalacağı belirlenmiştir. Bununla birlikte inert KOİ yüzdesinin artışından dolayı kullanılan UF ve NF sistemlerinin dahi deşarj kriterlerini sağlamada yetersiz olduğu ve aktif karbon, oksidasyon, ters osmoz gibi arıtma alternatiflerinin de kullanılması gerektiği sonucuna varılmıştır.

Anahtar kelimeler: Sızıntı suyu, Anaerobik arıtma, Membran sistemleri, Membran biyoreaktör (MBR)

ABSTRACT

INVESTIGATION OF LEACHATE TREATABILITY WITH ANAEROBIC SLUDGE BLANKET REACTOR AND MICROFILTRATION BIOREACTOR SYSTEM

Ebru AKKAYA

Environmental Engineering, Ph.D. Thesis

Only 33% of average 25 million tons of municipal solid waste per year are landfilled in sanitary landfill sites in Turkey. However, it is expected that in near future this share will increase with legal arrangements. For that reason, it is crucial to not only determine the adverse impacts of landfill sites on human and environment in advance, but also take the required preventive steps. Especially, the largeness of landfill sites and massive waste amount occurred in the metropolis cities result in excessive quantity of leachate involving organic and inorganic pollutants. Therefore, it is important that these waters must be sufficiently treated. In the past decades, the laboratory, pilot and full scale treatment applications of landfill leachate have been carried out with different processes. In addition to this, the fact that physical, chemical and biological characteristics of municipal solid wastes are different from a city to a city affects considerably the leachate treatment methods to be applied.

In this thesis, treatability of municipal landfill leachate of Istanbul Odayeri Landfill Site was investigated with upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor at mesophilic conditions, membrane bioreactor, ultrafiltration and nanofiltration methods. Parameters such as pH, conductivity, alkalinity, TDS, COD, BOD, Cl^- , TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$, TP, TVFA, metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn), alkali metals (Ca, K, Mg, Na) and inert COD were monitored in influent and effluent of reactors. Moreover, AFM (Atomic Force Microscopy) and SEM (Scanning Electron Microscope) pictures of the used membranes have been assessed, and the flux variations of the considered membranes have been observed.

In the scope of experimental studies, average 60 %COD removal efficiency for UASB reactor was observed. Most important part of remained COD, almost 2800 mg/L, was resulted from inert COD. MBR's COD, TKN and TP removal efficiencies were monitored as 30%, 40% and %37, respectively. In addition, in the NF systems, removal efficiencies performance for COD, TKN and TP were found as 60%, 40% and 99 %, respectively.

As a result of the performed analyses and evaluations, it is determined that Odayeri landfill site which has been operated since 1995 begins to old age period and therefore only biological treatment is not sufficient, considering discharge limits.. Besides, it is seen that even ultra-filtration and nano-filtration systems is not adequate to provide discharge criteria because of increment of inert COD percentage. It is deduced that there is requirement to use the alternative methods such as active carbon, oxidation and reverse osmosis.

Keywords: Landfill leachate, Anaerobic treatment, Membrane systems, Membrane bioreactor (MBR)

1. GİRİŞ

Toplumların sosyo-ekonomik yapıları değıştikçe üretim, dağıtım ve tüketim alışkanlıkları da değışmekte, hızlı gelişme beraberinde başka sorunları da getirmektedir. Nüfusun artması, yaşam standartlarının yükselmesi ve teknolojideki gelişmelerin hızlanması sonucu katı atık miktarları da son yıllarda önemli miktarlarda artmıştır. Bu atıkların çevre problemlerine yol açmayacak şekilde bertaraf edilmesi gerekmektedir.

Dünya genelinde üretilen katı atığın yaklaşık %95'i depo sahalarına depolanmaktadır (El-Fadel, 1997; Kurniawan vd., 2006a; Bohdziewicz ve Kwarciak, 2008). Avrupa, Asya ve Amerika'daki depo sahalarının büyük bir çoğunluğunu 10 yıldan fazla süredir faaliyet gösteren depo sahaları oluşturmakta ve bu depo sahalarının sızıntı suları büyük oranda stabilize olmuş durumdadır (Renou vd., 2008a). Ülkemizde ise atıkların sadece %33'ü düzenli olarak depolanmakta, diğer atıklar ise Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'nde (14.03.1991 tarih ve 20814 sayılı) verilen esaslara uyulmadan düzensiz bir şekilde gelişigüzel depolanmaktadır. Ancak son yıllarda gerek yasal düzenlemeler ve gerekse çevre duyarlılığının artması sebebiyle, düzenli depo sahaları yaygınlaşmaktadır.

Kentsel katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyunun toplanması ve arıtımı, bu sahalarda karşılaşılan en önemli çevresel sorunlardan biridir. Katı atık depolama alanlarında, atıkların içerdiği su muhtevası ve yağışların etkisiyle oluşan, atık gövdesinden çözünmüş ve askıdaki maddeleri bünyesine alarak yüksek kirlilik içeriğine sahip olan sızıntı suları oluşmaktadır. Sızıntı sularının yüksek oranlarda organik madde, metal ve zararlı organikleri içermesi, bu suların yönetimini ön plana çıkarmaktadır. Bu sular, klasik fiziksel/kimyasal arıtma yöntemleri veya klasik biyolojik arıtma yöntemlerinin tek başlarına kullanılmaları ile yeterli seviyede arıtılamazlar. Bu nedenle farklı metotların kombinasyonu yüksek arıtma verimi sağlamak için gereklidir.

İstanbul'un düzenli katı atık depo sahalarından Avrupa yakasında yer alan Odayeri depo sahasında günlük ortalama 8000 ton çöp depolanmakta ve bunun sonucunda 2100 m³ sızıntı suyu oluşmakta, Anadolu yakasındaki Kömürcüoda düzenli depolama sahasında ise günlük yaklaşık 4000 ton çöp depolanmakta ve 1000 m³ civarında sızıntı suyu oluşmaktadır. Yüksek miktarlarda oluşan katı atık sızıntı suları yüzey ve yeraltı sularına karışma ihtimali olan, organik ve inorganik kirlenici muhtevası yüksek ve öncelikli kirleticileri de ihtiva edebilen sulardır. Organik maddenin ölçüsü olan KOİ (kimyasal oksijen ihtiyacı) konsantrasyonlarının başlangıçta 30000-50000 mg/L gibi yüksek değerlerde olması sebebiyle anaerobik arıtma

sonucu elde edilecek %90-95 oranında bir arıtma verimi dahi bu suların alıcı ortamlara deşarjı için yeterli olmamaktadır.

Son yıllarda ön arıtmaya müteakip kirlilik konsantrasyonlarının yüksek olduğu atıksuların arıtımında, oldukça yüksek arıtma verimi sağlayan, modüler olarak kullanılabilen, yer ihtiyacının az olması gibi avantajları olan membran proseslerin kullanımı yaygınlaşmaktadır. Çoğunlukla ultrafiltrasyon + ters osmoz olarak uygulanan söz konusu arıtma teknolojisinde, arıtma sonunda oluşan konsantre kısım genellikle düzenli depolama tesisinde depolanmaktadır. Sızıntı suyu bileşenlerinin konsantrasyonları, alıcı ortam deşarj standartları, hacim, arıtma tesisinin kurulacağı alan, ekonomi vb. gibi parametreler arıtma teknolojisine karar verilecek sızıntı suyu arıtma tesisleri için göz önünde bulundurulması gereken hususlardır.

Bu çalışmada, öncelikle Odayeri düzenli depo sahası sızıntı suyunun karakterizasyonu ve depo sahasının ilk yıllarından günümüze kadar yapılmış çalışmalar değerlendirilmiştir. Yüksek kirlilik içeriğine sahip sızıntı suyunun yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı bir reaktörde mezofilik şartlarda ön arıtımını takiben aerobik mikrofiltrasyonlu biyoreaktör kombinasyonu ile arıtılabilirliği araştırılmıştır. Ayrıca ön arıtıma tabi tutulmuş sızıntı suyunun farklı gözenek çapına sahip UF-NF membranlarıyla arıtım performansı araştırılmış ve elde edilen sonuçlar değerlendirilmiştir. Sızıntı suyunun kompleks yapısı ve biyolojik arıtmadaki güçlükler nedeniyle biyolojik olarak ayrışabilen ve ayrışamayan (inert) KOİ çalışmaları yapılmış, elde edilen sonuçlarla arıtma proseslerinin performansları arasında ilişkiler kurulmuş ve literatürde yapılan çalışmalarla kıyaslanmıştır.

Bu çalışma 7 bölümden oluşmaktadır ve her bölümün içeriği kısaca aşağıda özetlenmiştir.

- Bölüm 2'de** Sızıntı suyunun oluşumu, sızıntı sularının özellikleri ve çevresel etkileri hakkında bilgi verilmiştir.
- Bölüm 3'te** İstanbul Odayeri düzenli depo sahası özellikleri ile ilgili bilgiler verilmiş, günümüze kadar Odayeri depo sahası sızıntı suyu ile ilgili yapılmış çalışmalar özetlenmiş ve genel olarak karakterizasyon değişimi değerlendirilmiştir.
- Bölüm 4'te** Sızıntı sularının arıtım yöntemleri incelenmiş ve sızıntı suyunun literatürdeki anaerobik ve membran sistemlerle arıtma çalışmaları özetlenmiştir.
- Bölüm 5'te** Deneysel çalışma düzeneği, kullanılan malzeme ve yöntemler hakkında ayrıntılı açıklamalar yapılmıştır.

- Bölüm 6'da** Deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar değerlendirilerek yukarı akışlı çamur yataklı reaktör, membran biyoreaktör ve ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon sistemlerinin karşılaştırılması yapılmış, arıtma performanslarındaki değişimler incelenmiştir.
- Bölüm 7'de** Deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar çerçevesinde Odayeri depo sahası sızıntı sularının arıtımı için uygun arıtma yöntemleri tartışılmış ve önerilmiştir.

2. DEPO SAHALARINDA SIZINTI SUYU OLUŞUMU VE ÖZELLİKLERİ

Günümüzde katı atıkların düzenli depolanması ekonomik avantajlarından dolayı öncelikle tercih edilen yöntemlerdendir. 35000'i Almanya'da, 55000'i ABD'de olmak üzere dünya genelinde 150000'den fazla düzenli depo sahası mevcuttur (Kurniawan vd., 2006b). Bu yöntem, İstanbul'un kentsel katı atıklarının bertarafı için şehrin her iki yakasında bulunan katı atık depo sahalarında kullanılmaktadır. Düzenli depolama tesislerinin işletilmesinde karşılaşılan en büyük sorun sızıntı suyunun toplanması ve arıtılmasıdır.

Depolamanın ilk yıllarında, genç depo sahası sızıntı sularında organik kirleticiler çok yüksektir. İleriki yıllarda ise, depo yaşlandıkça organik madde miktarında hızlı bir azalma, inorganik maddeler ve zor ayrışan organiklerin (hüyük maddeler) yüzdelerinde bir artma gözlenir. Sızıntı suyu özelliklerindeki bu değişim arıtma sisteminde yer alması gereken arıtma proseslerini ve arıtma verimlerini etkiler. Genç depo sahalarında biyolojik arıtmanın daha sık görülmesine karşılık yaşlı depo sızıntı sularında fizikokimyasal arıtma daima belirleyici olur (Öztürk vd., 1997).

Genç depo sahası sızıntı sularında alıcı ortamlara deşarj standartlarının sağlanması için dünyadaki genel eğilim şu iki sistemden birinin kullanılması yönündedir. 1) Kimyasal ön arıtma + amonyum giderme + nütrient gidermeli çok kademeli ardışık kesikli reaktör sistemi + sulak alan arıtması, 2) Kimyasal ön arıtma + amonyum giderme + anaerobik arıtma + ultra veya nano filtrasyon + ters osmoz sistemi. Kimyasal ön arıtmada, kireçle ve/veya kostikle kimyasal çöktürme uygulanmakta ve pH 10,5-11'de basınçlı hava ile ince kabarcıklı difüzörler yardımıyla amonyak giderimi sağlanmaktadır. Bu yöntemle %25 KOİ, %90 NH₄-N giderimi sağlanmaktadır. Ayrıca metal iyonları ve fosforun tamamına yakını hidroksil çöktürmesi ile giderilmektedir (Öztürk vd., 1997).

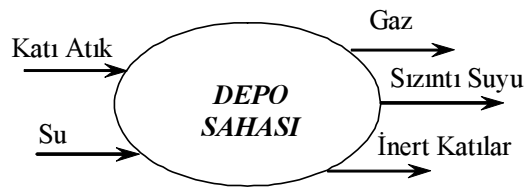
Katı atık düzenli depo sahaları sızıntı suları, bünyelerindeki yüksek miktarda organik ve inorganik kirleticiler dolayısıyla günümüzde arıtılması son derece zor ve pahalı sistemler gerektirir. Yüzeysel sulara deşarj edilebilecek seviyedeki bir arıtma için, adeta bütün arıtma teknolojilerinin ardı ardına uygulanması gerekebilmektedir.

2.1 Katı Atık Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Oluşumu

Katı atık depo sahalarında ortaya çıkan sızıntı suları kaynakları itibari ile üç grupta incelenebilir. Bunlar; atıkların sıkıştırılmasından kaynaklanan sızıntı suyu, atıkların ayrışması esnasında açığa çıkan sular, üçüncüsü ve en önemlisi, yağış suları ve yeraltı sularının atıkların

içerisinden süzülmesi sonucu açığa çıkan sulardır. Depo sahasına yüzey kaplamasından gelen sızmalar örtü malzemesi özelliklerine ve mevsimsel değişimlere bağlıdır. Üstü açık ya da kapalı olan depo sahalarının yüzeyinden süzülen yağış suları organik içeriği fazla olan sızıntı sularının oluşmasına sebep olur. Atıkların depolanmadan önce içerdiği su muhtevası da miktar olarak az olmakla birlikte, sızıntı suyu oluşumunda etkilidir. Atık içerisindeki maddelerin bir kısmı suda çok çabuk çözünebilirken, biyolojik ayrışma sırasında bir kısım diğer maddeler de çözünebilir forma dönüşürler.

Katı atık depo sahasına giren atıklar, kimyasal, biyolojik ve fiziksel değişimlere uğrar. Bir biyoreaktör olarak düşünülebilen bu sahalarda üç fiziki faz mevcuttur. Bunlar, katı faz (atık), sıvı faz (sızıntı suyu) ve gaz fazı şeklindedir (Şekil 2.1). Katı fazdaki çözünebilen ve partiküler organik maddeler ve inorganik maddeler sıvı fazı besleyerek sızıntı suyunun kirletici parametrelerini hem zenginleştirir hem de artırır. Buna ilave olarak depo ortamında gerçekleşen biyolojik ve kimyasal aktiviteler, atık ayrışma hızları ve kirleticilerin sızıntı suyu ile taşınımı sızıntı suyunun kirletici karakterini etkilemektedir. Atıkların içerisinden sızarak tabana ulaşan sızıntı suları, ayrışma ürünleri, çözünmüş mikrobiyal ürünler, metaller ve toksik kirleticiler gibi organik ve inorganik kirleticileri bünyesinde bulundurmaktadır. Sızıntı suları uçucu organik bileşenleri de bünyesinde bulundurabilmektedir (Reinhart, 1993; Foose, 1997; Rowe, 1998). Yapılan çalışmalarla, katı atık depo sahalarından kaynaklanan sızıntı sularının, iki yüzden fazla özel organik bileşiği bünyesinde bulundurduğu tespit edilmiştir. Bu bileşikler arasında en sık karşılaşılan türler dihidrodioksin, pirazinler ve çeşitli sülfürlü bileşenler, fitalatlar, benzensülfonamidler, fosfat esterleri, fenoller, klorlu fenoller, fenolik antioksidanlar ve silikonlardır (Reinhart ve Pohland, 1991).



Şekil 2.1 Depo sahalarında madde dönüşümü

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) 2006 verilerine göre yaz ayları için kişi başına oluşan belediye katı atık miktarı 1,21 kg/kişi-gün, kış ayları için ise 1,19 kg/kişi-gün, ortalama değer 1,21 kg/kişi-gün olarak hesaplanmıştır (<http://www.tuik.gov.tr>). Bu değer Avrupa ülkelerinde 1,5-2,2 kg/kişi-gün, Amerika Birleşik Devletleri'nde ise 3 kg/kişi-gün değerlerindedir (Özgöçmen, 2007).

Bazı depo alanlarında uzun süre depolama devam ettiğinden yeni ve eski sızıntı suları karışmakta, dolayısıyla bu tip depolamalarda kesin bir depo yaşından söz etmek mümkün olmamaktadır (Timur, 1997).

Sızıntı suyu oluşumunu etkileyen faktörler şunlardır;

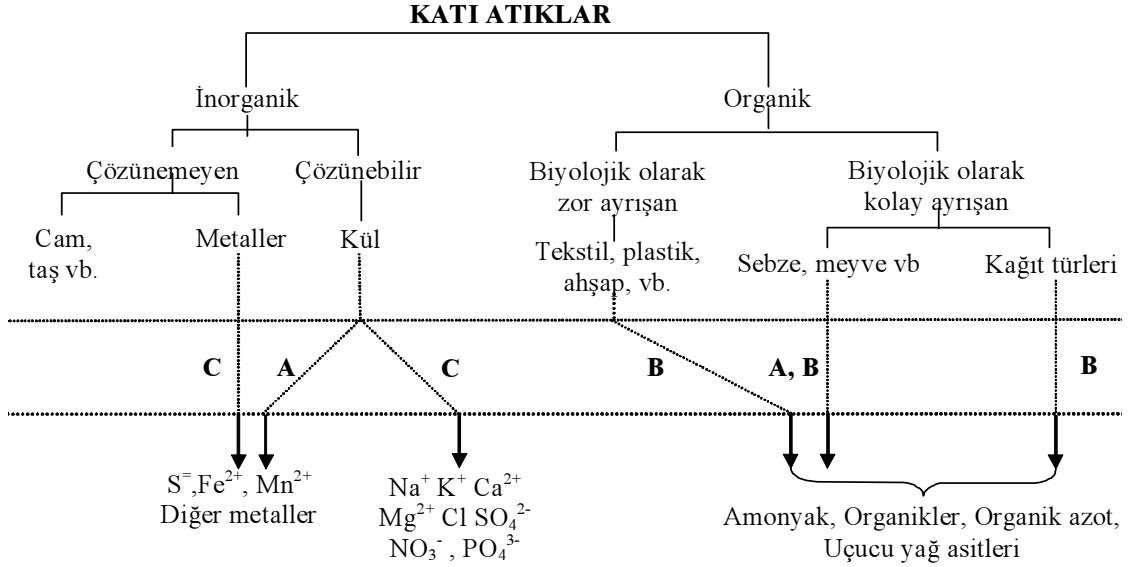
- İklim şartları, yağış,
- Topografya,
- Çöp toplama ve depolama tarzı, atığın sıkıştırılma şekli,
- Yeraltı suyu girdisi,
- Geri devir,
- Atık özelliği, boyutu, yoğunluğu, geçirgenliği, nem içeriği,
- Sıvı atıklar ve çamurlar,
- Evapotranspirasyon,
- Üst örtü toprağının ve üzerindeki bitki örtüsünün özellikleri.

Sızıntı suyu miktarı atıkların su tutma kapasitelerinin, yağışın ve nem içeriklerinin fonksiyonudur. Sızıntı suyu miktarı = depo ortamında sızarak tabana ulaşan su miktarı + yağış-buharlaştırma-yüzeysel akış (yağışın akışa geçerek depo alanını terk ettiği miktar) olarak bulunur. Depo sahasına düşen yağış miktarı sızıntı suyu kalitesini etkiler. Çözünme, mikrobiyal ayrışma, katı madde birikmesi gibi prosesler bundan etkilenmektedir. Düşük yağışlarda anaerobik mikrobiyal aktivite, sızıntı suyunun organik kirlilik seviyesini kontrol eden en önemli faktör olarak düşünülebilir. Ancak yüksek miktartlı yağışlarda-sızmalarda çözünmüş organikler ve mikroorganizmalar atıktan yıkanabilir ve biyolojik faaliyetin sızıntı suyu kalitesi üzerine etkisi göreceli olarak azalır.

2.2 Sızıntı Sularının Özellikleri

Oluşan sızıntı suyu miktarı, atık bileşenleri (organik-inorganik, ayrışabilen-ayrışamayan, çözünebilen-çözünemeyen), depolama tekniği, depo sahasına dışarıdan giren suyun özellikleri (miktar ve bileşenler), örtü tabakası ve topografik özellikler, depo sahasının özellikleri (pH, sıcaklık, nem) ve atık içerisindeki fiziko-kimyasal reaksiyonlarla yakından ilgilidir. Birçok farklı kimyasal içeren katı atık sızıntı suyunun karakteri farklı depolama alanları için değişim gösterirken, bu suyun karakteri aynı depolama alanında zamana bağlı olarak da değişmektedir. Ayrıca, depo sahasının atık depolama işleminin tamamlandığı, nihai kota ulaşıldığı bölümlerinden ve depolamanın devam ettiği alanlarından oluşan sızıntı suyunun

karakteri de değişiklik gösterir. Bu nedenle, sızıntı suyunda herhangi bir kirletici için sabit bir konsantrasyon değerinden söz etmek mümkün değildir. Ancak genel olarak bütün kirletici konsantrasyonlarında zamana bağlı olarak bir azalma eğiliminden söz edilebilir. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları Şekil 2.2’de (Özkaya, 2004) verilmektedir. Sızıntı suyu kimyasal bileşenleri Çizelge 2.1’de (El-Fadel, 1997), bileşenlerinin depo yaşına bağlı olarak değişimi ise Çizelge 2.2’de verilmiştir.



A: Doğrudan çözünme, **B:** Biyolojik ayrışma, **C:** Kimyasal çözünme

Şekil 2.2 Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları (Özkaya, 2004)

Çizelge 2.1 Sızıntı suyunun kimyasal bileşenleri (El-Fadel, 1997)

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

Ortamın pH'sı atık ile sızıntı suyu arasındaki çözünme, çökeltme, redoks ve tutma reaksiyonları gibi kimyasal prosesleri etkiler. Redoks potansiyeli, sızıntı suyundaki nütrientlerin formlarını ve metallerin çözünürlüğünü etkilemektedir (Öztürk vd., 1997).

Depo yaşı, depo sahasındaki havasız arıtma kademesine bağlı olarak, sızıntı suyu karakteristiğini etkileyen en önemli parametredir. Genç depo sahası sızıntı sularında biyolojik olarak kolay ayrılan uçucu yağ asidi konsantrasyonu yüksektir. Depo yaşı arttıkça kolay ayrışabilen organik maddelerin oranı düşer. 2-3 yıllık depolama alanlarında özellikle organik maddeler, mikroorganizma türleri ve inorganik kirlilik yükleri maksimuma ulaşır (Timur, 1997).

Çizelge 2.2 Sızıntı suyu bileşenlerinin depo yaşına bağlı olarak değişimi

Parametre	Depo sahası saflığı, yaşı (yıl)															
	Asetojenik ^A	Metanojenik ^A	<2	>10	1 ^B	5 ^B	16 ^B	<1 ^C	5 ^C	10 ^C	0-5 ^D	5-10 ^D	10-20 ^D	>20 ^D	<2 ^E	>10 ^E
pH	5,12-7,8	6,8-8,2	5-6,5	6,5-7,5	5,2-6,4	5-6,6	5,6-6,1	4,8-5,2	5-6,6	5,6-6,1	3-6	6-7	7-7,5	7,5	4,5-7,5	6,6-7,5
BOİ ₅	2000-68000	97-1770	4000-30000	<100	7500-28000	4000	80	-	-	-	10000-25000	1000-4000	50-1000	<50	2000-30000	100-200
TOK	1010-29000	184-2270	1000-20000	<100	7300-16350	83-9150	108-3080	7300-16350	83-9150	108-3080	-	-	-	-	1500-20000	80-160
KOİ	2740-152000	622-8000	10000-60000	50-500	10000-40000	8000	400	19700-45300	137-34900	293-10600	15000-40000	10000-20000	1000-5000	<1000	3000-60000	100-500
AKM	-	-	200-2000	100-500	-	-	-	10000-33000*	718-18400*	1820-5350*	-	-	-	-	200-2000	100-400
Org.-N	-	-	100-1000**	<100**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10-800	80-120
NH ₃ -N	194-3610	283-2040	-	-	56-482	36	10	-	-	-	500-1500	300-500	50-200	<30	10-800	20-40
TDS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TP	-	-	-	-	25-35	12	8	-	-	-	100-300	10-100	10-50	<10	5-100	5-10
PO ₄ -P	0,6-22,6	0,3-18,4	5-100	<5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4-80	4-8
Alkalinite	2720-15870	3000-9130	-	-	600-800	1330	70	4150-7700	184-7600	1240-2900	-	-	-	-	1000-10000	200-1000
Sertlik	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	300-10000	200-500
Klorür	659-4670	570-4710	500-2000	100-500	620-1880	5,3-730	115-193	620-1880	5,3-730	115-193	1000-3000	500-2000	100-500	<100	200-3000	100-400
SO ₄	<5-1560	<5-322	50-1000	<10	400-650	2	2	-	-	-	500-2000	200-1000	50-200	<50	50-1000	20-50
Mg	25-820	40-1580	-	-	-	-	-	-	-	-	500-1500	500-1000	100-500	<100	50-1500	50-200
K	350-3100	100-1580	200-1000	50-400	-	-	-	-	-	-	2000-4000	500-1500	100-500	<100	200-1000	50-400
Na	474-2400	474-3650	500-3000	<200	-	-	-	-	-	-	2000-4000	500-1500	100-500	<100	200-2500	100-200
Ca	270-6240	23-501	500-2500	100-400	-	-	-	-	-	-	2000-4000	500-2000	300-500	<300	200-3000	100-400
Fe	48,3-2300	1,6-160	100-1500	10-400	210-325	6,3	0,6	308-1136	195-1820	98,7-855	500-1500	500-1000	100-500	<100	50-1200	20-200
Cd	<0,01-0,1	<0,01-0,08	-	-	-	<0,05	<0,05	0,005-0,89	<0,001-0,162	<0,05-0,009	-	-	-	-	-	-
Cr	0,03-0,3	<0,03-0,56	-	-	-	-	-	0,09-16,8	0,003-0,410	<0,025	-	-	-	-	-	-
Cu	0,02-1,1	<0,02-0,62	-	-	-	<0,5	<0,5	0,03-0,12	0,009-0,09	<0,025	-	-	-	-	-	-
Pb	<0,04-0,65	<0,04-1,9	-	-	-	0,5	1	0,077-3,15	0,003-0,082	<0,05-0,08	-	-	-	-	-	-
Ni	<0,03-1,87	<0,03-0,6	-	-	-	-	-	0,15-0,79	<0,005-0,342	<0,04-0,127	-	-	-	-	-	-
Zn	0,09-140	0,03-6,7	-	-	10-30	0,4	0,1	46-298	0,18-75	<0,025-0,167	100-200	50-100	10-50	<10	-	-

Not: pH hariç tüm birimler mg/L, *:Toplam katılar, **: TN, ^A: EPA, 2000, ^B:Özgöçmen, 2007, ^C: Timur, 1997, ^D: Farquar, 1988, ^E: Tchobanoglous, vd, 1993

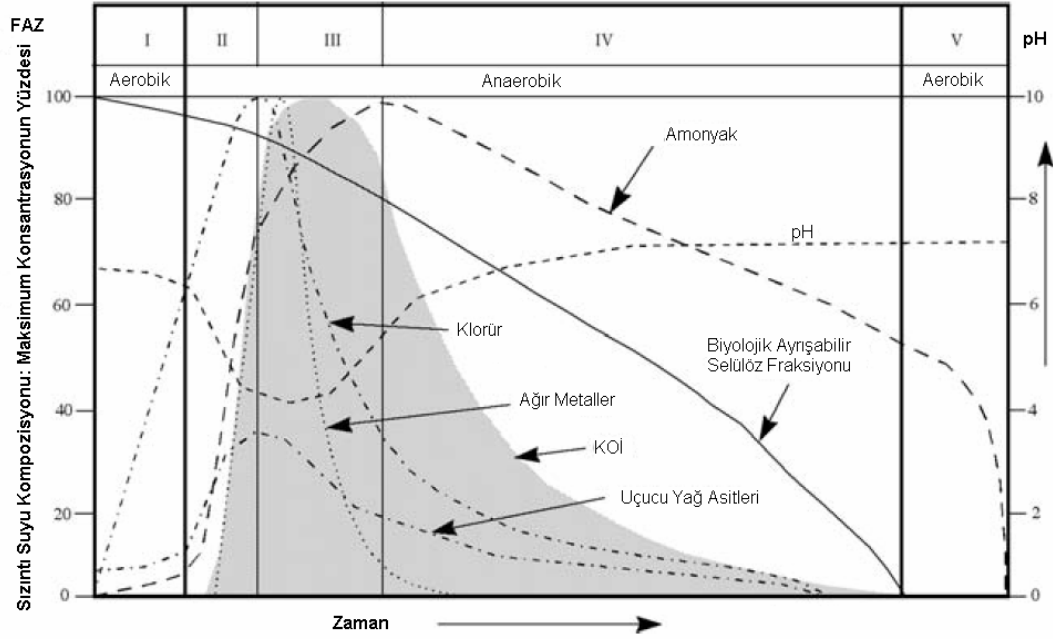
Genellikle üst limitler (pH ve okside olmuş azot için düşük değerler), genç depo sahalarının kuvvetli sızıntı suyunu karakterize eder. Benzer atıkların depolandığı sahalarda bile sızıntı sularının karakteri farklı olabilmektedir. Bunda şu faktörler etkili olmaktadır (Öztürk vd., 1997).

- Bir depo sahası diğer bir depodan birkaç yıl önce açılmış olsa dahi atıklar kısmen ayrışmaya başlayacağından sızıntı suyu karakteri farklı olmaktadır.
- Herhangi bir şekilde depoya sızan temiz sular seyrelmeye sebep olabilmektedir.
- Sızıntı suyu yolu üzerindeki katı atık çeşitleri ya da toprak yapısı da sızıntı suyunun karakterini değiştirmektedir.

Depo sahasından çıkan sızıntı suyu özellikleri zamanla çok değişir. Aynı deponun farklı hücrelerinde oluşan sızıntı suları da farklıdır. Bazı hücreler ayrışmanın bir aşamasında iken, diğerleri farklı bir aşamada olabilir. Depo yaşına bağlı olarak sızıntı suyu genç ve yaşlı olarak sınıflandırılabilir. Bu sızıntı sularının kimyasal özellikleri sahadan sahaya önemli derecede farklılık gösterir. Genç sızıntı suyu yüksek miktarlarda BOİ (BOİ/KOİ 0,4-0,8) ve uçucu yağ asitlerini (asetik asit, propiyonik asit ve bütirik asit) içerir. Kolay ayrışabilen uçucu yağ asitleri genç sızıntı sularının KOİ'sinin büyük kısmını oluşturur. Yaşlı sızıntı suları ise düşük miktarlarda BOİ, yüksek konsantrasyonlarda hümik, fülvik asitleri ve amonyum azotu içerir (Öztürk vd., 1997). Depo sahası yaşı birkaç yıl olduğunda, baskın olan faz asit fazıdır ve oluşan sızıntı suyu genç olarak adlandırılır. KOİ ve BOİ değerleri yüksek, BOİ/KOİ oranı 0,7 civarındadır, bununla birlikte yüksek konsantrasyondaki uçucu yağ asitlerinden dolayı pH düşüktür. Depo sahası yaşı 10'dan büyük olduğunda yaşlı olarak adlandırılır ve depo ortamı metan oluşumu safhasındadır. BOİ, KOİ'den daha hızlı düşer ve BOİ/KOİ oranı 0,2'den düşüktür (Kurniawan, vd., 2006a; Bohdziewicz ve Kwarciak, 2008).

Orta yaşlı sızıntı suyu KOİ'si genellikle 5000-10000 mg/L arasında değişir ve BOİ₅/KOİ oranı 0,1-0,5 aralığındadır (Amokrane vd., 1997; Wichitsathian vd., 2004). Klasik biyolojik arıtma sistemleri sızıntı suyundaki bozunmayan organiklerin arıtımında tek başına etkili olmamaktadır. Bu bozunmayan organiklerin çoğu hümik maddelerdir (Öztürk vd., 1997).

Şekil 2.3 (EPA, 2000)'de sızıntı suyu karakterinin zamanla değişimi verilmektedir. Zamanla biyolojik olarak ayrışabilen KOİ ve UYA azalırken, pH artmakta, artan pH ile metallerin çözünürlükleri düştüğü için konsantrasyonları azalmaktadır.



Şekil 2.3 Sızıntı suyu karakterinin zamanla değişimi (EPA, 2000)

Sızıntı suları depo sahasının olgunlaşma safhasında biyolojik olarak ayrışabilir kısım azaldığından metan üretimi azalır ve ayrışması zor olan hümkik ve fülvik asitleri içerir (Tchobanoglous vd, 1993). Çizelge 2.3’de literatürde verilen değişik çalışmalardan derlenen farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı sularının özellikleri, Çizelge 2.4’de literatürde verilen çok sayıda tam ölçekli, arazi ölçekli ve laboratuvar ölçekli çalışmalardan derlenen, farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı sularının metal konsantrasyonları, Çizelge 2.5’de ise literatürde verilen çalışmalardan derlenen farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı sularının alkali metal konsantrasyonlarının, depo yaşına ve ülkelere bağlı olarak değişimi verilmiştir. Avrupa’daki depo sahaları düzenli depolama yönteminin uzun zamandan beri kullanılıyor olmasından dolayı genel olarak daha yaşlıdır, ayrıca kaynağında ayırma yönteminin yaygın olması, organik içeriğinin düşük olmasından dolayı Asya ve Afrika’daki depo sahalarına kıyasla organik kirleticilerin konsantrasyonları daha düşüktür. Metallerle ilgili çizelgeler incelenecek olursa konsantrasyonlarının çok geniş bir aralıkta değiştiği, Fe başta olmak üzere Mn ve Zn’nun diğer metallerle göre yüksek konsantrasyonlarda, alkali metallerden Na ve K’nın Ca ve Mg’ye göre oldukça yüksek konsantrasyonlarda olduğu görülmektedir.

Çizelge 2.3 Farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu karakterleri

<i>Açıklama; Yaş, kullanım yılı</i>	<i>Depo sahası</i>	<i>pH*</i>	<i>KOI</i>	<i>BOİ₅</i>	<i>BOİ/ KOİ</i>	<i>AKM</i>	<i>TKN</i>	<i>NH₄-N</i>	<i>TP</i>	<i>TÇM</i>	<i>Klorür</i>	<i>Alkalinite</i>	<i>Kaynak</i>
1998-	Kocaeli, Türkiye	7,89	1760	-	-	670	-	-	2,5	-	-	-	Durmuşoğlu ve Yılmaz, 2006
-	Hamitler, Bursa, Türkiye	7,13	36800	-	-	-	-	2827	7,65	-	-	-	Yalılı vd, 2006
1986-	Eskişehir, Türkiye ^d	4,1-8,9	209-4418	111-3044	0,26-0,69	26-2080	-	-	-	1214-19000	122-9150	720 – 3360	Banar vd., 2006
Asitojenik, 35 depo sahası	İngiltere	6,73	36817	18632	-	-	-	922	5	-	1805	7251	Robinson ve Gronow, 1998
Metanojenik, 29 depo sahası	İngiltere	7,52	2307	374	-	-	-	889	4,3	-	2074	5376	
İnert, 6 depo sahası	İngiltere	8,1	236	-	-	-	-	28	-	-	373	-	
İnert, 3 depo sahası	Almanya	7,5	130	20	-	-	-	13	-	-	100-600	-	EPA, 2000
Yaşlı ve tehlikeli, 7 depo sahası	Almanya	6,3-7,6	2320-29300	850-15000	-	-	-	28-3670	-	-	300-126300	-	
Tehlikeli, 28 depo sahası	Almanya	5,9-11,6	50-35000	41-15000	-	-	-	<5-6036	-	-	36-36146	-	
-	Almanya	-	3176	1062	0,33	-	1135	884	-	-	2172	-	Baumgarten ve Seyfried, 1996
Asitojenik (2-4)	Almanya	<7	22000	13000	0,6	-	1500 ^a	750	6	8000	1500	-	Slomczynska ve Slomczynski, 2004
Metanojenik (>5)	Almanya	>7	3000	180	0,06	-	-	-	-	-	-	-	
Kısmen olgunlaşmış	Granada, İspanya	8	18683	3274	>0,2	318	-	1605	-	21398	4644	-	Galvez vd., 2006
Olgunlaşmış	Cabtabria, İspanya	7,7	1750	120	0,08	295	-	1225	-	-	1876	-	Primo vd., 2008
20, yaşlı	İspanya	7,6	830	-	-	200	-	280	120	-	-	1900	Mendez vd., 1989
6, genç		7,3	4100	-	-	1200	-	800	0	-	-	3160	
12	Asturias, İspanya	7,8-8,2	3729-5173	-	-	58-122	1950-2359	1777-2182	13,2-18,8	-	-	8583-10750	Berrueta vd., 1996
Olgunlaşmış	İtalya	8,38	5050	1270	0,25	-	1670	1330	18,1	-	3130	-	Frascari vd., 2004
-	İtalya	8	19900	4000	0,2	-	-	217,6	-	-	1293	-	Palma vd., 2002
Yaşlı	İtalya	8,2	10540	2300	0,2	1666	-	5210	32	-	4900	21470	Lopez vd., 2004
1987- yaşlı	Polanya	8,2-8,4	3500-4200	380-420	-	-	-	890-994	-	-	1800-2500	4900-5200	Bohdziewicz vd., 2008
6 depo sahası	Norveç	5,9-7	110-9730	50-5250	-	68-1079	16,6-305 ^a	10,2-227	0,1-7,7	-	68-680	-	Slomczynska ve Slomczynski, 2004
Olgunlaşmış	Lapeyrouse-Fossat, Fransa	8,2	880	135	0,15	160	310	300	-	-	-	-	Baig vd.
	Saint-Etienne, Fransa	8,3	1400	170	0,12	270	710	690	-	-	-	-	
Ortalama	Bagnols-en-Forêt, Fransa	8	2000	500	0,25	200	400	-	-	-	-	-	

*: pH hariç birimler mg/L ^a: TN, ^b: mmol/L ^c: 1995-1998 ölçümleri, ^d: kontrolsüz depo sahası

Çizelge 2.3 (Devamı) Farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu karakterleri

Açıklama; Yaş, kullanım yılı	Depo sahası	pH*	KOI	BOİ ₅	BOİ/ KOİ	AKM	TKN	NH ₄ -N	TP	TÇM	Klorür	Alkalinite	Kaynak
1977-	Hersin-Coupigny, Fransa ^c	-	1255-2011	20-160	0,05-0,11	-	330-598	370-650	-	-	1500-1570	-	Poitel vd., 1999
1972-	Borde-Matin, Fransa	7,25-8,15	401-1900	110-451	-	-	179-1200	179-1100	-	-	935-947	-	
1995-	Gueltas, Fransa	6,5-8,5	<3550	<2020	0,57	<200	<500	<445	<0,1	-	-	-	
1993-	Sainte Suzanne, Fransa	7,7	3550	500	-	120	850	-	-	-	-	-	Trebouet vd., 2001
Olgunlaşmış	Saint Nazaire, Fransa	7,5	500	7,1	-	130	540	430	-	-	700	-	
		8,55	1339	80	<0,1	-	470	468	-	-	2400	5700	
Olgunlaşmış	Fransa	8,35	1342	88	<0,1	-	373	370	-	-	1420	3500	Renou vd., 2008
		8,6	1634	81	<0,1	-	730	727	-	-	6740	9900	
1966-1986		7,2-8,5	450-620	15-25	-	125-185	390-537	355-435	-	-	650-815	-	
1986-1990	Fransa	7-8	530-600	40-50	-	80-310	120-380	110-350	-	-	695	-	Trebouet vd., 1999
1990-		7-8	1500-2300	145-260	-	70-95	645-970	620-960	-	-	2300-2830	-	
-	Finlandiya	7,2±0,2	2200 ± 230	1300 ± 300	-	480 ± 260	240 ± 80 ^a	210 ± 90	10,8 ± 2,6	-	-	34,4 ± 13,0 ^b	Laitinen vd., 2006
1965-	Lahti, Finlandiya	6,9-8,5	642-8037	75-1301	0,08-0,17	-	131-2553	271-2099	-	-	344-1671	-	Sormunen vd., 2008
Olgunlaşmış	Thessaloniki, Yunanistan	8,4	2456	-	-	-	375 ^a	238	8,2	-	-	2014	Tsilogeorgis vd., 2008
Yaşlı	Thessaloniki, Yunanistan	7,9	5342	1051	0,26	480	1137	934	8,8	9600	4115	4946	Tatsi ve Zouboulis, 2002
Genç		6,2	70858	26752	0,54	950	3459	3102	167	5100	3255	12875	
1968-1992	Florida, USA	7,07	835	47	-	-	505	473	3,18	3442	837	2453	Statom vd., 2004
-	Chicago, USA	6,9	1340	-	-	-	-	862	<0,1	5910	3484	4220	Griffin vd., 1976
Genç	Kanada	5,8	13800	9660	0,7	-	212	42	-	-	-	-	Renou vd., 2008
		6,58	1870	90	0,05	-	75	10	-	-	-	-	
-	Nepean, Kanada	6,9-9	3210-9190	-	-	-	-	-	<0,5-27	-	755,9-3035	-	Kennedy ve Lentz, 2000
14, olgunlaşmış	Parana, Brezilya	8,4±0,1	5200±27	720±81	-	-	1114±42	-	11,3±0,7	-	2590±95	1240±45	Morais ve Zamora, 2005
5	Pereira, Kolombiya	7,7	23000	17000	-	6229	1583	1350	15,2	18831	1084	5677	Parades
10	Medellin, Kolombiya	6,9	19100	14018	-	1935	1192	897	65	16850	2863	7646	

*: pH hariç birimler mg/L ^a: TN, ^b: mmol/L ^c: 1995-1998 ölçümleri, ^d: kontrolsüz depo sahası

Çizelge 2.3 (Devamı) Farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu karakterleri

Açıklama; Yaş, kullanım yılı	Depo sahası	pH*	KOI	BOİ ₅	BOİ/ KOİ	AKM	TKN	NH ₄ -N	TP	TÇM	Klorür	Alkalinite	Kaynak
1984-	Gazipur, Delhi, Hindistan	6,9	27200	19000	-	-	-	2675	-	27956	-	-	Mor vd., 2006
-	Kyungjoo, Kore	7,3	24400	10800	0,44	2400	1766	1682	31,2	-	3160	6700	İm vd., 2001
<5, genç		6,6	41507	32790	0,79	1873	2482	1896	-	-	-	9130	
5-10, orta	Güney Kore	7,9	5348	2684	0,5	143	2192	1826	-	-	-	7928	Kang vd., 2002
>10, yaşlı		8,2	1367	145	0,11	17,2	1064	892	-	-	-	2784	
-	Bangkok, Tayland	8,4	4300	418	-	-	2186	1934	-	18900	-	-	Visvanathan vd., 2007
Aktarma istasyonu	Bangkok, Tayland	3,8	68500	55880	-	-	1006	390	-	16500	-	-	
(12), 1993-	Tayvan	6,8-8,4	840-4210	16-312	0,05	60-1750	26,4-219	180-201	4,81-5,14	-	-	-	Fan vd., 2006
1985-	Shanghai, Çin	7,13±0,01	54651±72	-	-	-	3952±3 ^a	3143±18	25,4±0,3	-	-	-	Ziyang ve Youcai, 2007
3,5	Junk Bay, Hong Kong, Çin	7,7	767	-	-	-	675-1840	140	5,2	-	782	-	Chu vd., 1994
11	Gin Drinkers Bay, Hong Kong, Çin	8	695	-	-	-	137-1060	549	2,7	-	756	-	
Olgunlaşmış	Hong Kong, Çin	8,01	8000	700	0,09	-	-	2620	-	-	-	12986	Chan vd., 2007
Metanojenik	Hong Kong, Çin	8,22	7439	1436	0,22	784	-	5618	16,3	12352	3032	13195	Li ve Zhao, 2001
Olgunlaşmış, 1997-	Pekin, Çin	8	2360	-	<0,1	-	-	1610	1,51	12540	5000	15600	Xu vd, 2006
-	Guangzhou, Çin	6,5-9	8000-20000	4000-12000	-	1400-2000	1500-2100	45-60	-	-	-	-	Li vd., 2007
-	Harbin, Çin	6,88-7,65	7500-17600	2900-7200	0,4	375-457	-	210-390	9,7-15,3	-	1030-18700	-	Chen vd., 2008
1980-	Jahra, Kuveyt	6,9-8,2	158-94400	3-600	-	104-1092	-	-	-	744-10140	-	250-6340	Hamoda ve Al-Yaqout, 2001
Tehlikeli, endüstriyel	Güney Afrika	7	64000	16500	0,26	3778	-	2199	-	105580	29239	8971	Schoeman, vd., 2005

*: pH hariç birimler mg/L ^a: TN, ^b: mmol/L ^c: 1995-1998 ölçümleri, ^d: kontrolsüz depo sahası

Çizelge 2.4 Farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu metal konsantrasyonları

Açıklama; Yaş, kullanım yılı	Depo sahası	Fe	Mn	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Kaynak
1998-	Kocaeli, Türkiye	-	-	0,02	0,11	1,6	0,25	0,45	1,55	Durmuşoğlu ve Yılmaz, 2006
-	Hamitler, Bursa, Türkiye	42,4	-	-	6,75	5,6	-	12,9	48,4	Yalılı vd, 2006
1986-	Eskişehir, Türkiye*	0.37–8.08	-	0–0.06	0	0–5.63	0.19–0.95	0–0.65	0.04–0.59	Banar vd., 2006
Asitojenik, 35 depo sahası	İngiltere	653,8	32,9	0,02	0,13	0,13	0,42	0,28	17,37	Robinson ve Gronow, 1998
Metanojenik, 29 depo sahası	İngiltere	27,4	0,46	0,015	0,09	0,13	0,17	0,2	1,14	
İnert, 6 depo sahası	İngiltere	70	-	-	-	-	-	-	-	
İnert, 3 depo sahası	Almanya	3,5	-	-	-	1-11	7	3-6	0,1-0,2	EPA, 2000
Yaşlı ve tehlikeli, 7 depo sahası	Almanya	1,4-2700	-	-	-	37-300	16-1000	6-650	0,14-3,5	
Tehlikeli, 28 depo sahası	Almanya	0,38-95,8	-	-	-	1,3-8000	14,2-30000	4,3-525	0,02-27,4	
-	Almanya	15-780	0,7-25	0,005	0,2	0,05	0,2	0,05	0,6-5	Slomeczynska ve Slomeczynski, 2004
Olgunlaşmış	Cabtabria, İspanya	2,04	1,25	-	-	-	-	-	-	Primo vd., 2008
Olgunlaşmış	İtalya	4,9	0,38	0,001-0,01	0,07-0,09	0,02-0,03	0,02-0,65	0,03-0,06	0,1-0,8	Frascari vd., 2004
-	İtalya ^a	0,18	-	-	0,013	0,032	-	0,02	-	Palma vd., 2002
Yaşlı	İtalya	2,7	0,04	<0,02	2,21	-	0,31	<0,03	0,16	Lopez vd., 2004
6 depo sahası	Norveç	6,8-258	-	0,0001-0,002	0,002-0,17	0,008-0,022	0,005-0,12	0,001-0,015	0,055-2,65	Slomeczynska ve Slomeczynski, 2004
Olgunlaşmış	Saint Nazaire, Fransa	10	-	-	-	-	0,15	-	-	Trebouet vd., 2001
		2,49	-	-	-	-	-	-	-	
Olgunlaşmış	Fransa	23	-	-	-	-	-	-	-	Renou vd., 2008 a
		2,67	-	-	-	-	-	-	-	
1966-1986		10-37	-	-	-	0	0,15	-	-	
1986-1990	Fransa	5-10	-	-	-	-	-	-	-	Trebouet vd., 1999
1990-		3,5	-	-	-	0	0,3	-	-	
Yaşlı	Thessaloniki, Yunanistan	6,5	0,2	< ^b	0,2	0,35	1,9	< ^b	0,13	Tatsi ve Zouboulis, 2002
Genç		153	14,7	1	1,1	2,4	2,1	0,95	10,8	

*: kontrolsüz depo sahası, ^a: meq/L, ^b: algılama değerinden düşük

Çizelge 2.4 (Devamı) Farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu metal konsantrasyonları

<i>Açıklama; Yaş, kullanım yılı</i>	<i>Depo sahası</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	<i>Kaynak</i>
1968-1992	Florida, USA	4750	191	<1-<10	21	<2-80	50	<4-110	<6-488	Statom vd., 2004
-	Chicago, USA	4,2	<0,1	1,95	<0,1	<0,1	0,3	4,46	18,8	Griffin vd., 1976
-	New York, USA	0,81	10,85	<0,01	-	<0,01	-	0,03	0,09	Khare vd., 1977
-	Nepean, Kanada	1,28-4,9	0,023-1,54	<0,008-0,012	<0,015-0,092	0,008-0,061	0,02-0,27	<0,04-<0,06	0,035-0,429	Kennedy ve Lentz, 2000
14, olgunlaşmış	Parana, Brezilya	13,21	0,298	-	0,45	0,36	1,43	0,28	1,06	Morais ve Zamora, 2005
1984-	Gazipur, Delhi, Hindistan	70,62	-	0,06	0,29	0,93	0,41	1,54	2,21	Mor vd., 2006
-	Kyungjoo, Kore	76	16,4	0,02	2,4	0,78	0,16	0,72	2,8	İm vd., 2001
-	Bangkok, Tayland	52,7	-	0,01	-	0,11	-	0,1	2,28	Visvanathan vd., 2007
-	Bangkok, Tayland, aktarma istasyonu	860	-	26,5	-	0,17	-	0,44	0,15	
1993- 12	Tayvan	0,39-28	0,02-0,75	<0,01	0,04-1,26	0,02-0,9	0,01-0,28	0,02-0,18	0,03-0,66	Fan vd., 2006
3,5	Junk Bay, Hong Kong, Çin	1,23	0,08	<0,01	0,1	0,01	0,09	0,02	0,95	Chu vd., 1994
11	Gin Drinkers Bay, Hong Kong, Çin	2,15	0,33	<0,01	0,15	0,06	0,1	<0,01	0,23	
Metanojenik	Hong Kong, Çin	3,81	0,18	0,10	0,55	0,12	0,37	<0,01	1,16	Li ve Zhao, 2001
Olgunlaşmış, 1997-	Pekin, Çin	2,82	0,38	-	0,1	0,05	0,16	0,01	0,11	Xu vd., 2006
-	Harbin, Çin	8,71-12,7	-	<0,05	-	<0,05-0,07	-	<0,05	0,8-1,06	Chen vd., 2008
1980-	Jahra, Kuveyt	0,3-18,1	-	-	-	0	-	0-0,1	0-0,2	Hamoda ve Al-Yaqout, 2001
Tehlikeli, endüstriyel	Güney Afrika	95,5	29,1	0,12	5,27	0,04	2,1	1,63	7,04	Schoeman vd., 2005

Çizelge 2.5 Farklı ülkelerin katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu alkali metal konsantrasyonları

<i>Açıklama; Yaş, kullanım yılı</i>	<i>Depo sahası</i>	<i>Na</i>	<i>K</i>	<i>Ca</i>	<i>Mg</i>	<i>Kaynak</i>
1986-	Eskişehir, Türkiye*	-	-	45-450	-	Banar vd., 2006
Asitojenik, 35 depo sahası	İngiltere	1371	114	2241	384	Robinson ve Gronow, 1998
Metanojenik, 29 depo sahası	İngiltere	1480	854	151	250	
İnert, 6 depo sahası	İngiltere	104	50	335	47	EPA, 2000
İnert, 3 depo sahası	Almanya	270	50	200	30	
-	Almanya	1350	1100	60-1200	180-470	Slomczynska ve Slomczynski, 2004
Kısmen olgunlaşmış	Granada, İspanya	2333	1416	273	207	Galvez vd., 2006
Olgunlaşmış	Cabtabria, İspanya	1364	845	155	73	Primo vd., 2008
-	İtalya ^a	1012	39,6	1,08	186,3	Palma vd., 2002
Yaşlı	İtalya	3970	3460	15,7	24,1	Lopez vd., 2004
6 depo sahası	Norveç	34,8-462	21,3-219	99-400	13-96	Slomczynska ve Slomczynski, 2004
Olgunlaşmış	Saint Nazaire, Fransa	520	-	140	-	Trebouet vd., 2001
		1934	-	117	99	
Olgunlaşmış	Fransa	942	-	104	45	Renou, 2008
		5840	-	43	65	
1966-1986		600-650	380-440	90-140	-	Trebouet vd., 1999
1986-1990	Fransa	645	320	155	-	
1990-		1200-1600	955-1005	360-415	-	
Yaşlı	Thessaloniki, Yunanistan	-	-	57	73	Tatsi ve Zouboulis, 2002
Genç		-	-	2525	364	
1968-1992	Florida, USA	525		176	54	Statom vd., 2004
-	Chicago, USA	748	501	46,8	233	Griffin vd., 1976
-	New York, USA	136	66	272	66	Khare vd., 1977
-	Nepean, Kanada	672,4-1748,5	162-1994	2,2-113,9	181,4-627,5	Kennedy ve Lentz, 2000
14, olgunlaşmış	Parana, Brezilya	1512±47	1480±3,5	10,61±0,2	9,37	Morais ve Zamora, 2005
1984-	Gazipur, Delhi, Hindistan	545	1590	-	-	Mor vd., 2006
1993, (12)	Tayvan	431-3142	312-2243	15,9-61	15,7-157	Fan vd., 2006
3,5	Junk Bay, Hong Kong, Çin	805	483	-	44	Chu vd., 1994
11	Gin Drinkers Bay, Hong Kong, Çin	564	332	-	20	
Metanojenik	Hong Kong, Çin	2505	3920	13,7	93	Li ve Zhao, 2001
Olgunlaşmış, 1997-	Pekin, Çin	2770	1230	38	520	Xu vd., 2006
1980-	Jahra, Kuveyt	-	-	5,6-67,6	5,2-20,8	Hamoda ve Al-Yaqout, 2001
Tehlikeli, endüstriyel	Güney Afrika	19400	5440	983	858	Schoeman, vd., 2005

*: kontolsüz depo sahası, ^a: meq/L

2.3 Sızıntı Sularının Çevresel Etkileri

Sızıntı sularının kirlilik açısından oluşturduğu en önemli risk, yüzeysel sulara, yeraltı sularına ya da denizlere karışarak kirlenme potansiyeline sahip olmasıdır. Sızıntı sularının bu etkisi 1980'lerden beri çok sayıda çalışmaya konu olmuş ve yapılan çalışmalarda, sızıntı sularının yeraltı sularının kirlenmesine sebep olduğu belirlenmiştir (Reinhart, 1993). Sızıntı suları depo sahasının tabanına veya geçirimsiz bir tabakaya ulaştığında, buralardan geçebileceği bir yol bulmaya çalışır. Böyle durumlarda ve özellikle sızıntı suyu toplama sistemlerinin mevcut olmadığı durumlarda, sızıntı suları depo sahasının tabanındaki akiferlerin kirlenmesine yol açar. Evsel katı atıkların ayrışması ve yağmur sularının depo ortamından süzülmesi sonucu oluşan sızıntı sularının, yeraltı ve yüzeysel suları kirlenmesini önlemek için deşarj edilmeden önce arıtılması şarttır. Çizelge 2.6'da farklı ülkelerin sızıntı suyu deşarj limitleri verilmiştir. Burada Türkiye için 2004 tarihli 25687 sayılı Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nce verilen deşarj standartları da belirtilmiştir.

Çizelge 2.6 Farklı ülkelerin sızıntı suyu deşarj standartları

Parametre	Ülke/Kaynak								
	Türkiye SKKY, 2004			ABD	Almanya	Fransa	Hong Kong	Güney Kore	Cezayir
	1	2	3	EPA, 2005	Meier vd., 2002	Trebouet vd., 2001	EPD, 2005	Ahn vd., 2002	Salem vd., 2008
pH	6-9	6,5-10	6,5-10						6,5-8,5
KOİ	700	4000	600	-	200	120	200	50	<300
BOİ ₅	-	-	-	-	20	30	80	-	<100
NH ₄ -N	-	-	-	-	-	-	5	50	<20
TN	20 TKN	-	40	-	70	30	100	150	-
Fosfor	2		10	-	3	-	25	-	<2
Cd(II)	0,1	2	2	0,01	0,1	-	0,1	-	<0,2
Cr(III)	-	5	5	-	0,5	-	0,1	-	-
Cr(VI)	0,5			0,05	0,1	-	-	-	<0,4
Ni(II)	-	5	5	0,013	1,0	-	0,6	-	<5
Pb(II)	2	3	3	0,03	0,5	-	-	-	<1
Cu(II)	3	2	2	0,07	0,5	-	1,0	-	<2
Zn(II)	5	10	10	0,3	2	-	0,6	-	<5
Ag(I)	-	5	5	0,05	-	-	0,6	-	-

1: (Tablo 20.6) Katı atık değerlendirme ve bertaraf tesisleri (2 saatlik kompozit numune)

2: (Tablo 25) Kanalizasyon sistemleri tam arıtma ile sonuçlanan atıksu altyapı tesislerinde

3: (Tablo 25) Kanalizasyon sistemleri derin deniz deşarjı ile sonuçlanan atıksu altyapı tesislerinde

Deponun uygun tasarımı ve işletilmesi sızıntı suyunun miktarını ve kuvvetliliğini önemli derecede azaltmakla beraber sızıntı suyu oluşumu tam olarak engellenemez. Sızıntı suyu kirlenme parametrelerinin analizinin ve depo yaşının ya da atıkların stabilizasyon safhasının değerlendirilmesinde nihai hedef, sızıntı suyunun içerdiği organik maddelerin ve diğer kirlenme parametrelerinin arıtımında uygun olabilecek en iyi arıtma alternatifinin ortaya konmasıdır. Bu alternatif genellikle prosesler kombinasyonu şeklindedir.

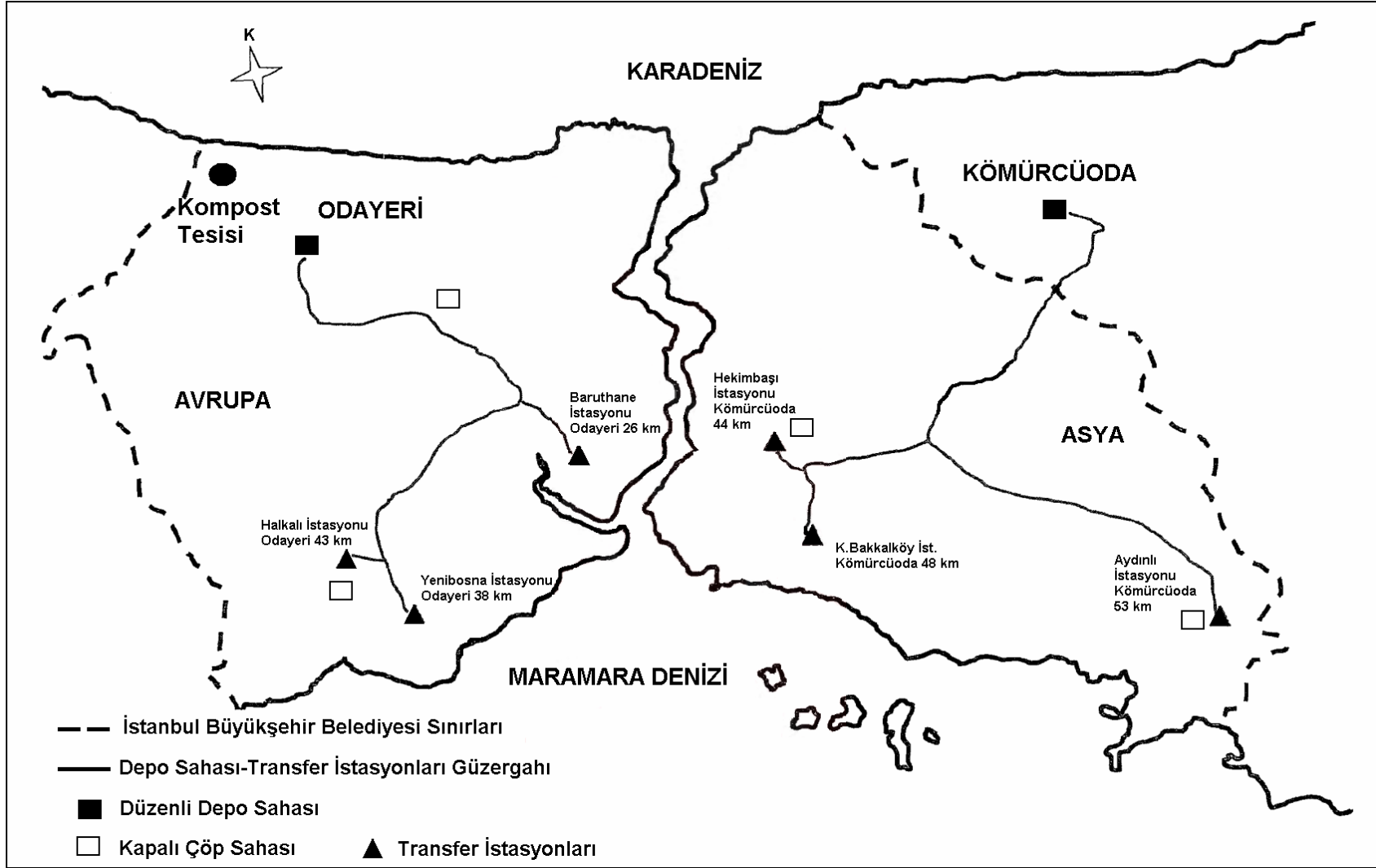
3. ODAYERİ DÜZENLİ DEPO SAHASI

Biri Avrupa yakası Eyüp/Odayeri mevkiinde, diğeri ise Anadolu yakası Şile/Kömürcüoda mevkiinde bulunan İstanbul kentsel katı atık depolama alanlarının yeri, yüzey yapısı tahrip edilmiş, kısmen veya tamamen terkedilmiş eski maden ocağı alanlarından seçilmiştir. Odayeri Düzenli Depolama Sahası hafif eğimli 125 ha'lık bir vadide kurulmuş olup yer yer kil, kum, çakıl ve kömür içeren tabakalarla kaplıdır. Kömürcüoda Düzenli Depolama Sahası topografik ve jeolojik açıdan Avrupa yakasındaki sahaya benzemektedir (Demir, 2001).

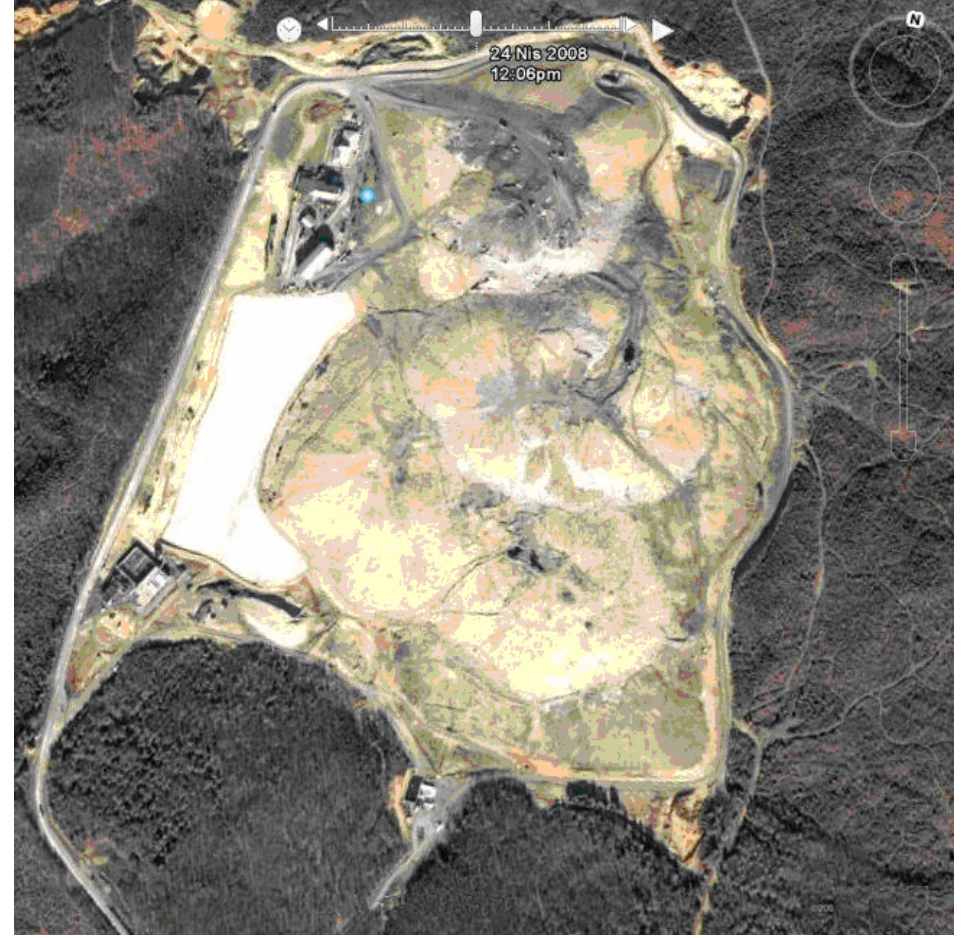
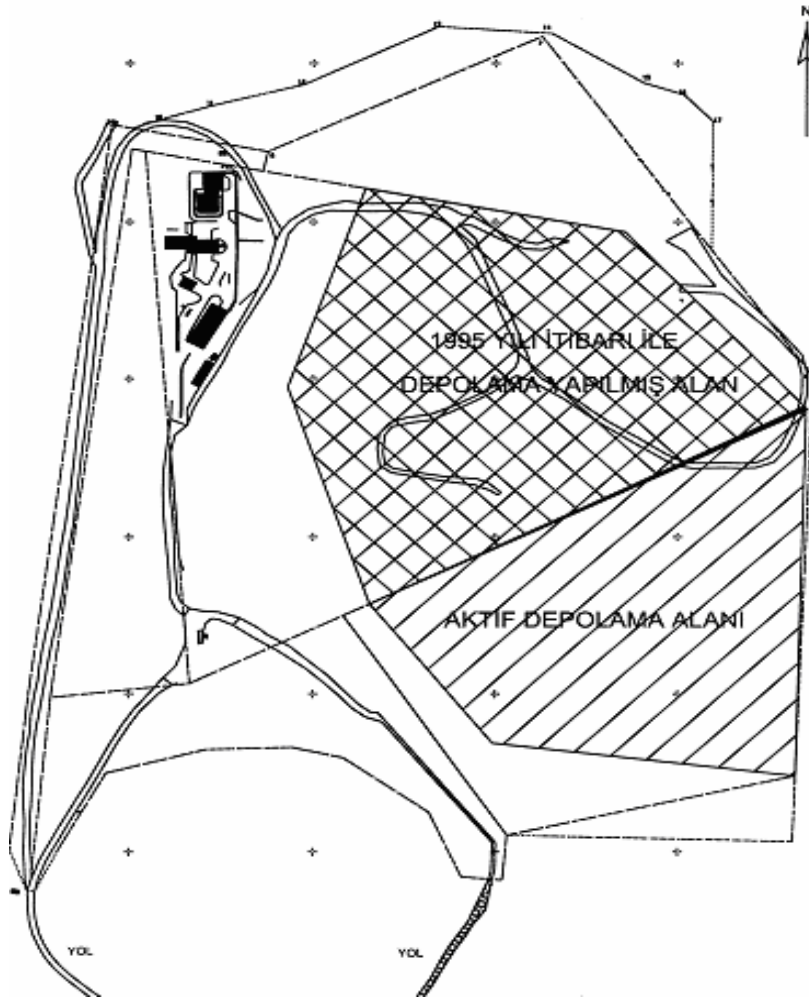
Odayeri düzenli depolama tesisleri 1995 yılında İSTAÇ A.Ş tarafından işletmeye alınmıştır. Evsel katı atıklar 2005 yılı itibarı ile 125 ha'lık depo alanının 52 ha'lık bölümüne depolanmış ve depo sahası 25 yıllık kullanım süresi için projelendirilmiştir. Bu nedenle depo sahasının bu alanında atık yaşının 10 yılı aşkın olması nedeniyle metanojenik faz hakimdir. Şu anda depo sahasının bir kısmı aktif durumdadır ve bu bölümdeki sızıntı suları ayrı drenaj borularıyla toplanmakta ancak aynı dengeleme havuzuna verilmektedir. Bu aktif alanda asetojenik koşullar hakimdir, metanojenik sızıntı suyu ise 1995–2008 yılları arasında depolanmış aktif olmayan sahadan kaynaklanmaktadır. İstanbul'daki 13 yılı aşkın süredir işletilen depo sahalarına 2008 yılı verilerine göre günde 12000 ton olmak üzere toplamda 45 milyon ton atık depolanmıştır. Yıllık depolanan katı atık miktarından hareketle sızıntı suyu miktarı Odayeri'nde 2100 m³/gün, Kömürcüoda'da 1000 m³/gün'dür (Yıldız ve Balahorli, 2008).

Düzenli Depolama Sahalarında depolama sonucunda oluşan sızıntı sularının yeraltı sularına karışıp çevre ve insan sağlığına olan olumsuz etkisini gidermek amacıyla Odayeri ve Kömürcüoda'da arıtma tesisleri inşa edilmiştir.

Arıtım çalışmaları yapılan sızıntı suyu, İstanbul Avrupa yakası katı atıklarının depolandığı Odayeri Düzenli Depolama Alanından temin edilmiştir. İstanbul'daki aktarma istasyonları ve depo sahalarının konumu Şekil 3.1'de, Odayeri katı atık depo sahasında aktif depolama alanı ve depolama işlemi tamamlanmış alanların konumları ise Şekil 3.2'de verilmiştir.



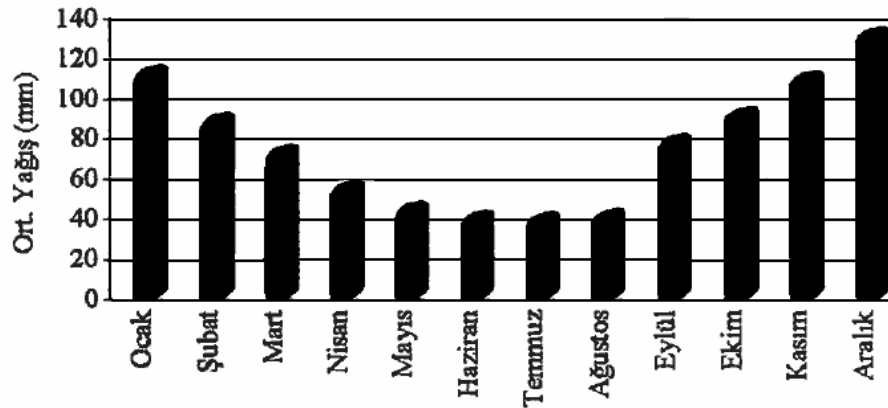
Şekil 3.1 İstanbul'daki aktarma istasyonları ve depo sahalarının konumu (Çallı, 1999'dan uyarlanmıştır)



Şekil 3.2 Odayeri katı atık depo sahasında depolama alanlarının konumları

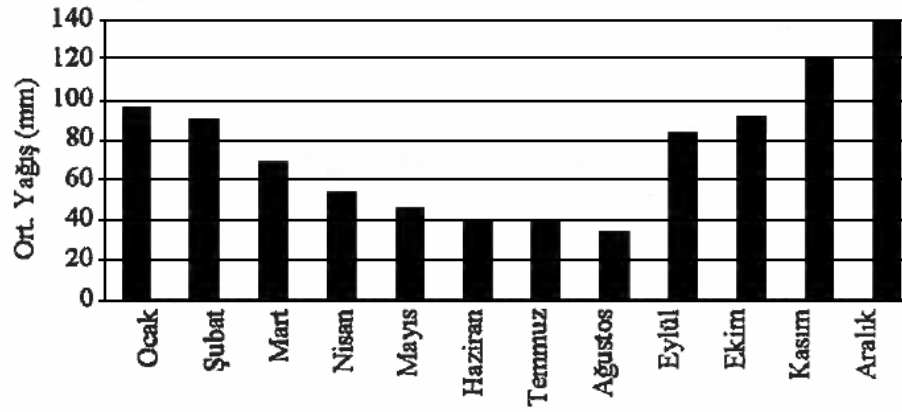
Odayeri düzenli depolama alanından oluşan sızıntı suları literatürde birçok çalışmaya konu olmuştur. Bu çalışmada, Kemerburgaz-Odayeri depo sahası sızıntı suyu karakterizasyonu ile ilgili yapılan çalışmalar derlenmiş ve bu saha için yapılan karakterizasyon çalışmaları Çizelge 3.1’de ve metal değişimleri ile ilgili yapılan çalışmalar ise Çizelge 3.2’de verilmiştir. Çizelge 3.3 ve 3.4’de sırasıyla Şile-Kömürcüoda depo sahası sızıntı suyu karakterizasyonu ve metal değişimleri verilmiştir. Bu depo sahaları aktif durumdadır bir kısmı kapanırken yeni sahalar depolama devam etmektedir. Bu nedenle depo sahasının yaşının tam olarak belirlenmesi güçtür.

İstanbul’daki depolama sahalarında oluşan sızıntı suyu miktarlarında atıktaki su muhtevası kadar yağış miktarı da önemlidir. Katı atıklardaki su muhtevası mevsimlere göre farklılık göstermektedir. İstanbul için bu değerin % ağırlık olarak, kışın ortalama %50, yazın ortalama %47 alınabileceği tespit edilmiştir. Depolama sahalarında üst örtü malzemesi olarak toprak kullanıldığından yağışın büyük bölümü depo gövdesine geçmektedir.



Şekil 3.3 İstanbul’daki aylık ortalama yağış miktarları (Yıldız, 2000)

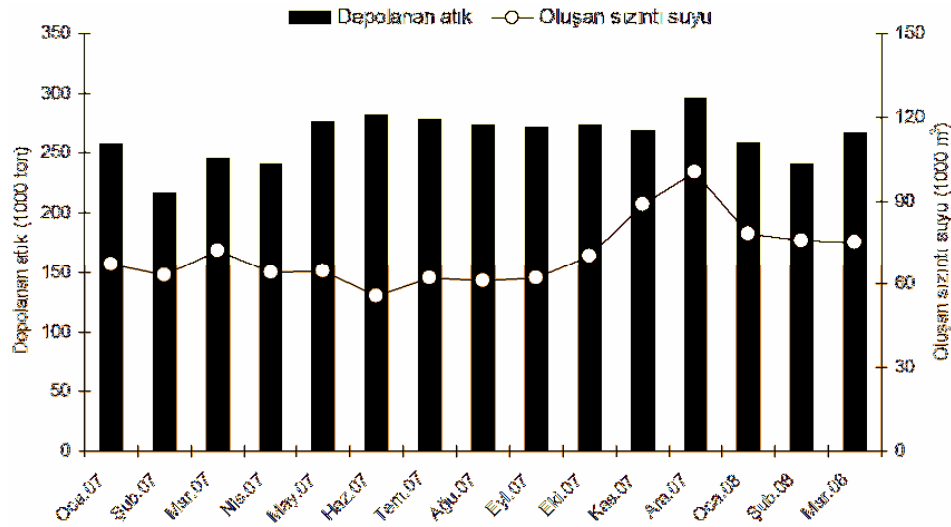
Şekil 3.3’de (Yıldız, 2000), İstanbul’da 85 yıl boyunca yapılan ölçümlere göre aylık ortalama yağış verileri, Şekil 3.4’de (Özgöçmen, 2007), 2005 yılına ait yağış verileri verilmektedir. Bu verilere bakıldığında özellikle sonbahar ve kış aylarında yağış miktarının fazla olduğu görülmektedir. Düzenli depolama sahasına gelen atık miktarı aktarma istasyonlarında düzenli olarak ölçülmekte olup sahaya gelen atık miktarının tespitinde bu değerlerden yararlanılmaktadır.



Şekil 3.4 İstanbul'un 2005 yılı yağış miktarları (Özgöçmen, 2007)

Sahada 2007-2008 yılında depolanan atık miktarlarına karşılık oluşan sızıntı suyu miktarı İSTAÇ A.Ş.'den uyarlanan değerlerle (Yıldız ve Balahorli, 2008) Şekil 3.5'de verilmiştir. Atık miktarlarına bakıldığında aylık ortalama 265000 ton civarında atık depolandığı, 70000 m³ sızıntı suyu olduğu görülmektedir. Sızıntı suyu miktarlarına ait grafik incelendiğinde sonbahar ve kış aylarında sızıntı suyu miktarının, yaz aylarına oranla fazla olduğu, bu durumun yağış miktarlarıyla paralellik gösterdiği görülmektedir. Ayrıca yazın buharlaşmanın artması da sızıntı suyu miktarını etkilemektedir. Bu gibi etkenlere rağmen sızıntı suyu miktarı çok azalmamaktadır, bu durum yaz aylarındaki sebze meyve atıklarının içerisindeki nemin fonksiyonu ile açıklanabilir. İstanbul'da yıllık ortalama yağış yüksekliği 650 mm alınırsa düzenli depo sahalarından gelebilecek sızıntı suyu miktarı 4,4-7,1 m³/ha.gün alınabilir. Odayeri düzenli depo sahasındaki tecrübelerle göre, özellikle yağışlı günlerde beklenenin üzerinde sızıntı suyu oluşumu gözlenmiştir ve sızıntı suyu arıtma tesisi tasarımında 5. yıldan sonraki yıllar için öngörülen değer; 7,5 m³/ha.gün olarak hesaplanmıştır (Öztürk vd., 1997).

Yaz aylarında depolanan evsel katı atıkların yüksek oranda organik madde içermesi sebebiyle sızıntı suyunun organik muhtevası yüksek iken, kış aylarında atıkların kül muhtevasından dolayı düşüktür.



Şekil 3.5 Odayeri depo sahasına 2007-2008 yılında depolanan atık ve oluşan sızıntı suyu miktarları (Yıldız ve Balahorli, 2008)

Odayeri depolama alanı için yıllık ortalama yağış miktarı, $37,6 \text{ m}^3/\text{ha-gün}$, Kömürcüoda'da ise yıllık ortalama yağış miktarı $29 \text{ m}^3/\text{ha-gün}$ olarak verilmiştir (Tüylüoğlu, 2001).

Çizelge 3.1 Odayeri sızıntı suyu karakteristiğinin değişimi

Yıllar	pH	KOİ (mg/L)	BOİ ₅ (mg/L)	AKM (mg/L)	TKN (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	Org-N (mg/L)	TP (mg/L)	TÇM (mg/L)	İletkenlik mho/cm	Klorür (mg/L)	Alk, mgCaCO ₃ /L	Kaynak
<i>İSKİ Haz.1995**</i>	6,0	70000	31000	1950	1630	-	-	2	35700	-	-	-	Öztürk vd., 1997
<i>İTÜ, 1995**</i>	5,6-6,5	40000-50000	21000-25000	2630-3930	325-410	150-170	205-260	5-6	17000-21000	-	-	-	
<i>28.03.1995**</i>	6	30000	20000	3920	409	375	34	5	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>10.04.1995</i>	5,7	44000	19500	1000	395	155	240	4	28000	31000	-	-	Yıldız, 2000
<i>06.06.1995**</i>	6,5	45000	21000	2630	400	350	50	5	-	-	3020	-	
<i>10.08.1995**</i>	6,4	60000	-	2660	1910	1200	710	1,3	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>07.12.1995**</i>	7	51100	-	305	1900	1800	100	8,8	-	-	5300	18900	
<i>İÜ,1996</i>	-	47500	-	3350	-	-	-	-	-	-	-	-	Öztürk vd., 1997
<i>10.04.1996**</i>	6,3	24000	-	1130	580	-	-	8,5	-	-	-	6800	Tüylüoğlu, 2001
<i>13.05.1996**</i>	5,8	65000	-	-	700	500	200	7,5	-	-	-	14200	
<i>25.06.1996</i>	5,9	45000	22000	3000	400	150	250	5	21000	33000	-	-	Yıldız, 2000
<i>İTÜ,1997</i>	5,6-7	35000-50000	21000-25000	2630-3930	2370	2020	-	5-6	-	-	-	-	Öztürk vd., 1997
<i>15.09.1997</i>	6,7	31000	18000	700	1500	850	650	15	20000	31000	-	-	Yıldız, 2000
<i>Ocak 1998</i>	7,6	10300	6500	585	2300	1900	400	-	-	-	-	11000	
<i>Mart 1998</i>	6,98	34000	21000	1150	2500	1650	850	-	-	-	-	9250	
<i>Temmuz1998</i>	7,74	15600	9000	800	2400	2000	400	-	-	-	-	11500	Yılmaz, 2000
<i>Ekim 1998</i>	6,9	44000	30000	2000	2050	1950	100	-	-	-	-	8500	
<i>01.10. 1998**</i>	6,5	39500	29500	1165	1890	1525	365	70	29800	32000	-	-	
<i>14.10.1998</i>	7,1	20000	13000	550	1600	900	700	18	15800	25000	-	-	Yıldız, 2000
<i>02.11.1998**</i>	6,8	40200	29800	890	2330	1927	403	27	28400	34000	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>Kasım 1998**</i>	6,8	31600	19000	640	2033	2010	23	21	23100	33000	-	-	
<i>03.12.1998**</i>	7,2	21000	15000	560	1345	630	715	19,2	16600	24500	-	-	Yılmaz, 2000
<i>1995-1998</i>	5,6-7,5	30100-70000	21000-31000	-	1630-4490	1345-2033	-	1-6	-	-	-	11500-13150	Çallı, 1999
<i>1998</i>	7,86	15490	10270	4430	1913	1880	-	1,72	-	-	4120	12130	Atabarut, 2000
<i>1998</i>	8,2	10750	6380	786	2031	2002	29	6,8	17326	29,5*	4322	10600	Aktaş, 1999

*: ms/cm, **: rutin analiz raporları

Çizelge 3.1 (Devamı) Odayeri sızıntı suyu karakteristiğinin değişimi

Yıllar	pH	KOİ (mg/L)	BOİ ₅ (mg/L)	AKM (mg/L)	TKN (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	Org-N (mg/L)	TP (mg/L)	TÇM (mg/L)	İletkenlik mho/cm	Klorür (mg/L)	Alk, mgCaCO ₃ /L	Kaynak
1999	5,6-7,0	35000-50000	21000-25000	2630-3930	2370	2020	350	5-6	-	-	-	-	Öztürk vd, 1999
1999	7,4±0,4	21831±11189	15371±8546	559±205	1973±305	1562±338	-	22,2±13	19089±4747	30843±2518	-	-	Yılmaz S., 1999
İTU-1999**	7,2-7,3	21000-31600	15000-19000	560-645	1345-2033	630-2010	-	21-45	-	-	-	-	Günay, 2000
06.01.1999**	7,3	26900	18500	645	2350	1435	915	45	22000	32000	-	-	Yılmaz, 2000
02.02.1999**	7,3	29200	23000	210	1610	1360	250	8,5	15900	26000	-	-	
18.02.1999	7,4	18500	9500	300	1650	1380	270	10	16500	27300	-	-	Yıldız, 2000
22.03.1999	7,5	18000	11000	500	1710	1650	60	22	17200	29500	-	-	
29.03.1999**	7,5	19000	12800	500	1700	1600	100	21,6	19400	32400	-	-	Yılmaz, 2000
29.04.1999**	7,8	10150	6900	560	1870	1740	130	77	15350	30000	-	-	
20.05.1999	7,7	10500	6500	550	1850	1760	90	32	15300	31500	-	-	Yıldız, 2000
29.05.1999**	7,8	8365	5500	480	2170	1830	340	29	16070	30500	-	-	Tüylüoğlu, 2001
15.06.1999**	7,5	10500	7200	625	2080	1820	260	15	16375	32000	-	-	
17.06.1999	7,8	9300	5800	650	2100	1840	260	25	17050	31850	-	-	Yıldız, 2000
Yaz 1995-1999	6-7,3	35000-50000	21000-25000	2630-3930	2000-2600	1750-2400	-	5-6	17000-21000	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
Kış 1995-1999	6,8-8	9000-25000	7000-19000	210-1200	1800-2700	2500-2400	-	10-45	15000-20000	-	-	-	
2000	7,8-8	13000-16000	9000	-	2800-2950	2500-2700	300	20-30	-	-	-	8500-9700	Özkaya, 2001
Yaz 2000	5,7	61640	45500	1330	2425	1685	-	13,5	21845		5535	9595	Atabarut, 2000
Kış 2000	6,4	42200	22400	435	1650	1150	-	5,5	18825		4100	8975	
2002	7,2-8	14000-33000	6600-21500	480-1270	2410-2950	2070-2730	30-400	17-37	-	29-33 *	4500-7000	10000-19000	Günay, 2000
2003	7,7	18420	9660	-	2350	1946	-	-	-	-	-	10700	Çeçen vd., 2003
2005	8,3±0,3	10740±6500	-	-	2930±607	2728±583	182±153	25±5,3	20,6±1,7	30,9±2,5*	5089±577	18200±3170	Bu çalışma
Mart-Tem.2005	-	10058±1220	-	-	-	3278±940	-	-	-	-	-	-	Özgöçmen, 2007
Eylül-Aralık.2005	-	9947±3679	-	-	-	3236±296	-	-	-	-	-	-	
2006	7,7±0,6	16315±10990	-	-	2532±550	2165±490	278±160	24,7±7,9	18,1±2,3	27,2±3,5*	4896±501	16878±3770	Bu çalışma
Ocak-Şubat 2006	-	17169±1112	-	-	-	3161±343	-	-	-	-	-	-	Özgöçmen, 2007
2007	8,2	12860	5270	345	2580	2240	340	-	-	19,62 *	3100	8700	İlhan vd., 2008
2007	7,8-8,3	10874-22300	-	-	2020-3270	1815-3750	-	-	-	-	-	-	Karadağ, 2007
2007	8,1±0,1	9720±2160	-	-	3052±280	2700±290	330±155	26,5±6,2	22,2±0,8	33,2±1,2*	4811±594	15768±2393	Bu çalışma

* ms/cm ** rutin analiz raporları

Çizelge 3.2 Odayeri sızıntı suyu metal karakteristiğinin değişimi

<i>Yıllar</i>	<i>Pb*</i>	<i>Cd*</i>	<i>Cr*</i>	<i>Cu*</i>	<i>Fe*</i>	<i>Ni*</i>	<i>Zn*</i>	<i>Hg*</i>	<i>Ca*</i>	<i>Mg*</i>	<i>Na*</i>	<i>K*</i>	<i>Kaynak</i>
<i>İTÜ, 1995**</i>	0,08	<0,2	1,3-2,2	<0,5	100-130	0,9-1,3	0,7	0,04-0,06	-	-	-	-	Öztürk vd., 1997
<i>İSKİ, 1995**</i>	-	-	-	0,2	-	-	0,8	0,8	-	-	-	-	
<i>10.04.1995</i>	0,07	0,4	1,2	-	110	-	0,6	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
<i>06.06.1995**</i>	0,08	0,3	1,3	0,5	115	0,15	0,7	0,2	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>07.12.1995**</i>	-	-	-	0,5	-	0,75	-	0,01	-	-	-	-	
<i>25.06.1996</i>	0,08	0,1	2	-	115	-	0,7	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
<i>15.09.1997</i>	0,5	0,05	1,2	-	150	-	2	-	-	-	-	-	
<i>Mart 1998</i>	1,7	-	-	-	50	0,68	2	-	-	-	-	-	
<i>Ekim 1998</i>	-	-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-	Yılmaz, 2000
<i>01.10. 1998**</i>	0,5	0,1	<0,05	-	2,5	-	1,5	-	-	-	-	-	
<i>14.10.1998</i>	0,5	0,1	4	-	30	-	1	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
<i>02.11.1998**</i>	0,7	0,08	0,5	-	93	-	1,85	-	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>Kasım 1998**</i>	0,5	0,05	1,4	-	193	-	2,1	-	-	-	-	-	Yılmaz, 2000
<i>Aralık 1998**</i>	0,8	0,1	4,5	-	23,5	-	0,8	-	-	-	-	-	
<i>1998</i>	-	0	0,5	0,2	73	0,7	1,82	-	-	-	-	-	Atabarut, 2000
<i>1995-1998</i>	-	-	-	-	60-130	-	-	-	-	-	-	-	Çallı, 1999

*: tüm değerler mg/L, **:rutin analiz raporları

Çizelge 3.2 (Devamı) Odayeri sızıntı suyu metal karakteristiğinin değişimi

<i>Yıllar</i>	<i>Pb*</i>	<i>Cd*</i>	<i>Cr*</i>	<i>Cu*</i>	<i>Fe*</i>	<i>Ni*</i>	<i>Zn*</i>	<i>Hg*</i>	<i>Ca*</i>	<i>Mg*</i>	<i>Na*</i>	<i>K*</i>	<i>Kaynak</i>
1999	-	-	0,7±0,3	-	51±26	-	0,9±0,6	-	-	-	-	-	Yılmaz, S.,1999
06.01.1999**	<1	<0,2	0,85	-	60	-	1,25	-	-	-	-	-	Yılmaz, 2000
02.02. 1999**	<1	<0,2	<0,5	-	45	-	0,7	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
18.02.1999	<0,1	0,1	1	-	35	-	0,3	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
22.03.1999	<1	<0,1	<0,5	-	42	-	0,2	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
29.03.1999**	<1	<0,2	<0,5	-	1	-	0,1	-	-	-	-	-	Yılmaz, 2000
29.04. 1999**	0,6	0,1	0,7	-	37	-	0,9	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
20.05.1999	0,6	<0,1	1,3	-	39	-	1,2	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
29.05.1999**	0,6	0,1	1	-	58	-	1,2	-	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
15.06.1999**	0,45	0,09	0,58	-	14	-	0,79	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
17.06.1999	0,5	0,1	0,6	-	19	-	0,7	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
Yaz 1995-1999	0,08	0,2	1,2-2,2	0,5	100-130	0,9-1,3	-	0,04-0,06	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
Kış 1995-1999	0,4-0,87	0,08-0,12	0,11-4,5	0,11-0,42	2,5-90	0,11-0,78	-	-	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
Yaz 2000	1	0,25	4,7	0,5	33	2,5	8	0,01	3950	1500	2600	4070	Atabarut, 2000
Kış 2000	0,4	0,2	2,7	0,2	26	0,9	5,2	0,01	3050	1050	1975	2950	Özkaya, 2001
2000	-	<0,2	2,3	0,01	45	0,8	0,125	-	-	-	-	-	Özkaya, 2001
2002	0,05-0,08	<0,01-0,03	2,13-3,42	0,01-0,05	44,80-58,35	0,39-0,78	0,13-0,36	-	500-700	-	-	-	Günay, 2000
2005	1,39±0,83	0,15±0,06	0,87±0,29	0,14±0,04	10,76 ± 6,86	0,78 ± 0,3	0,46±0,21	-	66,1±45,5	181,6±97,4	2300±750	2300±1210	Bu çalışma
2006	0,77±0,26	0,11±0,04	0,9±0,42	0,25±0,20	23,28±18,54	1,19±0,54	1,28±0,82	-	83,49±28,2	420,4±298,4	2326±330	3250±1160	Bu çalışma
2007	-	-	-	-	-	-	-	-	36-234	135-220	1364-3328	726-1785	Karadağ, 2007
2007	0,84±0,16	0,19±0,07	1,43±0,35	0,18±0,10	32,68±14,60	0,98±0,26	0,73 ± 0,30	-	100,5± 69,8	198,1±26,8	2315±375	1870±700	Bu çalışma

*:tüm değerler mg/L,**:rutin analiz raporları

Çizelge 3.3 Kömürcüoda sızıntı suyu karakteristiğinin değişimi

Yıllar	pH	KOI (mg/L)	BOI ₅ (mg/L)	AKM (mg/L)	TKN (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	Org-N (mg/L)	TP (mg/L)	TÇM (mg/L)	İletkenlik mho/cm	Alk, mgCaCO ₃ /L	Kaynak
İTÜ,1995**	7,0	51060	40000	305	1900	1800	100	8,8	35700	-	18900	Öztürk vd., 1997
10.04.1995	6,3	49500	39300	350	1850	1790	60	9	25500	28500	-	Yıldız, 2000
İÜ, 1996**	-	56000	-	3000	-	-	-	-	-	-	-	Öztürk vd., 1997
25.06.1996	6,5	35300	21000	470	1750	1100	650	11	15000	22300	-	Yıldız, 2000
15.09.1997	6,7	29600	19800	890	2350	1915	435	27	27500	32600	-	
Ağustos 1998	6,9	34188	28848	1873	2358	2218	140	3,1	-	-	10013	Çallı, 1999
Eylül 1998	7,4	23840	19700	1896	2416	2050	366	3,1	-	-	9888	
01.10.1998**	-	12500	7500	465	1280	1010	170	12	11000	19500	-	Tüylüoğlu, 2001
Ekim 1998	7,8	19975	13360	2085	2155	1975	180	4,4	-	-	9650	Çallı, 1999
14.10.1998	7,4	15300	9150	650	2100	1850	250	25	17100	32500	-	Yıldız, 2000
02.11.1998**	6,6	31600	19000	640	2033	2010	23	21	23100	33000	-	Tüylüoğlu, 2001
Kasım 1998	7,7	22440	15828	1837	2518	2253	265	1,9	-	-	9000	Çallı, 1999
03.12.1998**	7,6	19000	12000	625	1850	950	900	16,8	16500	31000	-	Tüylüoğlu, 2001
Aralık 1998	7,7	20240	9010	1310	2100	1890	210	3,7	-	-	7225	Çallı, 1999
06.01.1999**	7,7	14100	8000	675	2045	1850	195	18	18000	34000	-	Tüylüoğlu, 2001
Ocak 1999	8	12810	7650	1400	2510	2335	175	1,6	-	-	11100	Çallı, 1999
02.02.1999**	7,8	12100	7100	410	2200	1900	300	25	16200	32000	-	Tüylüoğlu, 2001
Şubat 1999	7,6	13750	8450	1285	2720	2380	340	0,8	-	-	10650	Çallı, 1999
18.02.1999	7,6	14400	8750	710	2155	1850	305	31	23000	32700	-	Yıldız, 2000
Mart 1998	7,7	16650	9500	1470	2640	2350	290	2,3	-	-	9800	Çallı, 1999
22.03.1999	7,7	12500	8600	890	2250	2120	130	45	18200	33200	-	Yıldız, 2000
29.03.1999**	7,6	18400	11200	890	1970	1830	140	34	25000	33800	-	
29.04.1999**	7,8	12700	8500	800	2380	2130	250	58	17100	33000	-	Tüylüoğlu, 2001
Nisan 1999	7,6	15620	10100	1610	2670	2430	240	3,5	-	-	9750	
Mayıs 1999	7,2	23475	16190	2020	2610	2365	245	3,3	-	-	11175	Çallı, 1999
20.05.1999	7,8	13050	9600	1450	2410	2150	260	21	18100	33700	-	Yıldız, 2000
29.05.1999**	7,8	13100	9800	1570	2390	2025	365	15	17300	34000	-	
15.06.1999**	7	13100	9800	2050	2435	2210	225	18	34125	43500	-	Tüylüoğlu, 2001
17.06.1999	7,4	12500	8900	2110	2350	2220	130	19	32000	33600	-	Yıldız, 2000
Haziran 1999	7,1	26800	18900	2080	-	2680	-	3,21	-	-	10900	
15.07.1999**	7,5	22500	13100	-	1821	1686	135	23	-	30750	-	Tüylüoğlu, 2001
07.1998-06.2001	6,2-8,4	5850-47800	3500-12200	670-2720	1550-3260	1380-3260	-	0,65-20,9	-	-	3800-13040	Çallı vd., 2005
2008	7,4-8,1	12000-15000	4000-7000	1300-1800	2400-2800	2200-2500	200-300	8,5-10,2	-	-	-	İnce, 2008

*: tüm değerler mg/L, **: rutin analiz raporları

Çizelge 3.4 Kömürcüoda sızıntı suyu metal karakteristiğinin değişimi

Yıllar	Pb*	Cd*	Cr*	Fe*	Zn*	Cu*	Ni*	As*	Se*	Sb*	Ag*	Hg*	Na*	K*	Al*	Mg*	Kaynak
<i>İTÜ,1995**</i>	-	<0,2	<0,5	11	-	<0,5	0,75	-	-	-	-	0,01	3145	2400	-	-	Öztürk vd., 1997
<i>10.04.1995</i>	0,1	<0,2	<0,5	10	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
<i>25.06.1996</i>	0,1	0,7	<0,05	<0,1	0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>15.09.1997</i>	0,7	0,08	0,5	91	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Ağustos 1998</i>	2,06	0,1	0,45	113	1,67	0,29	1,12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Çallı, 1999
<i>Eylül 1998</i>	1,3	0,12	0,57	79	0,84	0,22	1,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>01.10.1998**</i>	0,1	0,8	<0,05	<0,01	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>Ekim 1998</i>	0,87	0,12	0,78	58,4	1,3	0,2	1,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Çallı, 1999
<i>14.10.1998</i>	<0,1	<0,1	0,5	33	0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
<i>02.11.1998**</i>	0,5	0,05	1,4	193	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>Kasım 1998</i>	0,56	0,11	0,11	50,6	0,89	0,18	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Çallı, 1999
<i>03.12.1998**</i>	0,2	0,07	0,4	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>Aralık 1998</i>	0,62	0,08	0,37	50	0,89	0,18	0,64	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Çallı, 1999
<i>06.01.1999**</i>	7,7	<0,2	<0,5	26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>Ocak 1999</i>	0,69	0,05	0,15	44,5	0,68	0,14	0,56	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Çallı, 1999
<i>Şubat 1999</i>	0,4	0,07	0,3	17,5	0,79	0,22	0,39	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>18.02.1999</i>	<1	<0,2	<0,5	45	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
<i>22.02.1999**</i>	<1	<0,2	<0,5	35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>Mart 1999</i>	0,49	0,08	0,11	4,9	0,85	0,11	0,57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Çallı, 1999
<i>22.03.1999</i>	0,5	<0,1	0,5	21	0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
<i>29.03.1999**</i>	1	<0,2	<0,5	65	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>Nisan 1999</i>	0,49	0,06	0,13	5,9	0,84	0,11	0,62	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Çallı, 1999
<i>29.04.1999**</i>	0,6	<0,1	1<	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>Mayıs 1999</i>	0,51	0,09	0,16	7,06	0,94	0,15	0,72	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Çallı, 1999
<i>20.05.1999</i>	0,8	<0,1	0,6	37	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
<i>29.05.1999**</i>	1	<0,1	0,03	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>15.06.1999**</i>	0,73	0,16	0,31	151	2,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>17.06.1999</i>	0,7	0,15	0,3	95	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Yıldız, 2000
<i>Haziran 1999**</i>	0,51	-	-	7,41	1,07	0,17	0,81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Tüylüoğlu, 2001
<i>07.1998-06.2001</i>	0,78	1	0,52	62	0,98	0,25	0,68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Çallı vd., 2005
<i>2008</i>	1,0-1,2	0,022	-	10-17	0,75-0,85	0,04-0,05	0,4-0,5	0,04-0,06	< 0,001	0,055-0,070	0,03-0,04	-	-	-	1,5-2,5	340-360	İnce, 2008

*: tüm değerler mg/L, **: rutin analiz raporları

Yapılan karakterizasyon çalışmaları değerlendirildiğinde aynı ay içerisindeki değerlerin bile günden güne farklılık gösterdiği gözlenmektedir. Çizelge 3.1’de Ekim 1998’de farklı günlerdeki KOİ değerine bakılacak olursa 44000, 39500 ve 20000 mg/L olarak farklı araştırmacılar tarafından bulunmuş, 02.02.1999’da KOİ değeri 29200 mg/L iken, 18.02.1999’daki değer 18500 mg/L olarak bulunmuştur. Bu değerler arasındaki farklılık numunenin kompozit olup olmamasından kaynaklanabilir, ancak en önemli faktör depo sahasına eklenen yeni depo sahalarının devreye alınmasıdır, bir yandan sızıntı suyu stabil hale gelirken bir yandan da yeni sızıntı suları gelmekte, ayrıca mevsimsel etkenler yağış, buharlaşma vs. gibi etkenler de sızıntı suyunun karakterini etkilemektedir. Çizelgedeki değerlerden de görüleceği üzere yaz aylarında yüksek orandaki organik maddelerden dolayı, KOİ değeri yüksek, kış aylarında ise düşük organik madde ve yüksek inorganik madde’den (kül) dolayı KOİ değeri nispeten düşüktür, bu durumda kış aylarındaki yağıştan kaynaklanan seyrelmenin de etkisi vardır. Shaohua ve Junxin (2000), yaptıkları sızıntı suyu karakterizasyon çalışmalarında ise bahar ve yaz aylarında alınan numunelerdeki KOİ değerlerini kışın alınan numunelerdekine göre yüksek bulmuşlardır

Genel olarak çizelgelere bakıldığında 1995’de KOİ değeri Odayeri için 70000 mg/L’lerde, Kömürcüoda için 50000 mg/L’lerde iken günümüzde 10000 mg/L’lere kadar düşmüştür, bu da aynı bölgeye yeni depo sahaları kurulsa bile çoğunluğunun eski sahalardan oluştuğunun ve zamanla yaşlandığının bir göstergesidir. Odayeri için BOİ değeri 30000 mg/L’den 5000 mg/L’lere düşmüş, TKN değeri 500-1000 mg/L’lerden 2500-3000 mg/L’lere, pH ise 6’lardan 8’lere yükselmiş, Kömürcüoda için BOİ değeri 40000 mg/L’den 5500 mg/L’lere düşmüş, TKN değeri 1800 mg/L’lerden 2500 mg/L’lere, pH ise 6,5’lerden 8’lere yükselmiştir. Bu değerler depo sahalarının genel olarak yaşlandığını göstermektedir.

Metal konsantrasyonlarının değişimlerinin verildiği Çizelge 3.2 ve Çizelge 3.4’de, alkali metal konsantrasyonlarının oldukça yüksek olduğu bunlardan Na ve K’nın değerlerinin diğer ikisinden daha yüksek olduğu görülmektedir. Diğer metallere bakıldığında ise Fe’nin en yüksek konsantrasyonda olduğu görülmektedir, sızıntı suyunun pH’sının artmasıyla metallerin çözünürlüğünün azalmasından dolayı konsantrasyonunda azalma eğiliminden söz edilebilir. Diğer metallerde ise ciddi bir değişim olmadığı, genel olarak konsantrasyonlarının 1 mg/L’den düşük olduğu söylenebilir.

3.1 Odayeri Depo Sahası Sızıntı Suyunda Daha Önce Yapılmış Arıtılabilirlik Çalışmaları

Öztürk vd., 1997:

Bu çalışmada İstanbul katı atık depolarından gelen genç sızıntı sularının anaerobik arıtılabilirliği, 4 ay süreyle laboratuvar ölçekli YAÇY anaerobik reaktörle araştırılmıştır. Farklı organik yüklemelerde, KOİ giderme ve biyogaz dönüşüm verimleri belirlenmiş ayrıca pH, giriş KOİ'si ve hidrolik bekletme süresi gibi işletme koşullarının anaerobik arıtma verimi üzerine etkileri incelenmiştir.

Bu çalışmada beslenen sızıntı suyunda istenen KOİ konsantrasyonları sağlamak için musluk suyuyla seyreltme yapılmış, sızıntı suyundaki fosfor eksikliği nedeniyle KOİ:N:P; 350:5:1 oranının sağlanması için besleme suyuna fosforik asit ilave edilmiştir.

Çalışmanın ilk kısmında besleme suyu KOİ'si, 10250 mg/L ve hidrolik bekletme süresi (HBS) 2,84 gün, ikinci kısmında giriş KOİ'si 9000-25000 mg/L ve HBS 1,7-2,35 gün aralığında değişmiştir. İlk kısımda %94 KOİ giderimi, ikinci kısımda ise yaklaşık %90 KOİ giderimi elde edilmiştir. Reaktörde, pH 8'den büyük ve $\text{NH}_4\text{-N}$ 'nin yüksek olması inhibisyona yol açmış ve KOİ gideriminde %5-10'luk bir azalmaya sebep olmuştur. Bu çalışmada metan verimi $\sim 0,39 \text{ LCH}_4/\text{giderilen gr KOİ}$ olarak belirlenmiştir. YAÇY reaktör çıkışında sızıntı suyu pH; 8,6, TP; 16,2, KOİ; 6240 mg/L, amonyum; 1030 mg/L olarak ölçülmüştür.

Çalışmada anaerobik arıtılmış sızıntı suyundaki yüksek amonyum konsantrasyonundan dolayı amonyum giderimi için havayla sıyırma yöntemi uygulanmıştır. Amonyum giderimi aşamasında farklı kireç dozu ve havalandırma sürelerinin performansı araştırılmıştır. pH 12'de (8000 mg/L dozaj) optimum havalandırma süresi 17 saat bulunmuş ve havalandırma sonrasında %85 amonyum giderimi sağlanmıştır. İyonik amonyağın serbest amonyağa dönüşmesi için gerekli yüksek pH'yı sağlamak üzere ilave olan kireç dolaylı olarak çökelme ile kısmen KOİ, renk ve fosfor giderimi de sağlamıştır. pH 12'de optimum sürede %26 KOİ, 2 saatlik havalandırma sonrasında %96 fosfor giderimi sağlanmıştır. Yüksek pH'larda (pH $\geq 8,5$) özellikle Ca iyonu varlığında fosfor, kalsiyum fosfor formunda çökelmektedir. Kireçle yapılan çökeltmeyle sızıntı sularında yüksek oranda (%100) demir giderimi sağlanmıştır. Sızıntı suyundaki metallerin amonyum sıyırmadan sonra çok düşük seviyelere inmesi bu nedenden dolayı mümkün olmuştur.

Yılmaz, S., 1999;

Bu çalışmada evsel atıksu ve Odayeri depo sahasından sağlanan sızıntı suyu 40:1 oranında karıştırılarak YAÇY reaktörde 0,52 ve 1,04 HBS'lerinde arıtılmış, azot giderimi için anaerobik arıtma çıkışına MAP prosesi uygulanmıştır. 1,04 günlük HBS'de anaerobik arıtma sonunda %60'lık KOİ giderimi elde edilmiş, çıkış suyuna pH 9,39'da uygulanan MAP prosesi ile %58'lik KOİ giderimi elde edilmiş bu durumda toplam KOİ giderimi %83 olarak bulunmuştur. Çıkış suyunda KOİ değeri 75 mg/L'ye inmiştir. 0,52 günlük HBS'de %80'lik KOİ giderimi sağlanmış, çıkış suyuna pH 8,86'da MAP prosesi uygulanmış ve %51'lik KOİ giderimi ile toplam %94 KOİ giderimi sağlanmış ve çıkış KOİ değeri 85 mg/L olarak bulunmuştur. MAP çöktürmesi ile 1. denemede %25 (çıkış amonyum 50 mg/L), 2. denemede ise %50 amonyum giderme verimi sağlanmıştır. Arıtma sonrası çıkış suyu amonyum konsantrasyonu alıcı ortam deşarj standardını sağlamadığı için çıkış suyuna başka bir aerobik arıtma veya kimyasal arıtma uygulanması veya MAP prosesinin performansını arttırmaya yönelik çalışmalara devam edilmesi önerilmiştir. Çalışma sonunda evsel atıksularla sızıntı sularının birlikte anaerobik-kimyasal arıtımının oldukça iyi bir performans gösterdiği sonucuna varılmıştır.

Aktaş, 1999;

Aktif çamura toz aktif karbon ilavesi biyolojik olarak ayrışmayan ve biyolojik arıtımı engelleyici organik maddeleri içeren atıksulara uygulanmasında etkili bir metottur. Bu çalışmanın amacı, toz aktif karbon eklenmiş aktif çamur sistemlerinin sentetik evsel atıksu ile karıştırılmış sızıntı sularının arıtımındaki performansının ve uygulanabilirliğinin araştırılmasıdır. Çalışma sonunda bu metodun evsel atıksularla karıştırılmış sızıntı sularının arıtımında uygun bir alternatif olduğu sonucuna varılmıştır. Toz aktif karbon eklenmesi, biyolojik olarak ayrışamayan organik maddelerin adsorpsiyon yoluyla giderilmesine bağlı olarak çıkış konsantrasyonlarında azalmalara neden olmuştur. Arıtımı etkileyen mekanizmaların adsorpsiyon ve biyolojik ayrışma olduğu sonucuna varılmıştır. Ayrıca çöp sızıntı suyundaki inert ve toksik bileşenlerin, toz aktif karbon adsorpsiyonu ile nitrifikasyon hızları arttırılmıştır.

Yılmaz, G., 2000;

Bu çalışmada Odayeri depo sahası sızıntı suyundan, ardışık kesikli reaktörle biyolojik azot giderimi araştırılmıştır. Ayrıca, sızıntı suyunun mevsimsel karakterizasyonu, YAÇY reaktörle arıtımı, ve sızıntı suyunun biyolojik ayrışabilirliği konuları da araştırılmıştır.

Çalışmada depo alanının genç depo sahası özelliği gösterdiği kaydedilmiş ve karakterinin hidrolik şartlardan oldukça etkilendiği belirtilmiştir. Çalışmanın esas amacı olan biyolojik azot gideriminden önce sızıntı suyunun yüksek organik kirliliğini düşürmek için YAÇY anaerobik reaktörle arıtılmış, anaerobik arıtmada optimum HBS 2,35 gün olarak belirlenmiş ve %90'nın üzerinde KOİ giderme verimi elde edilmiştir. Ayrıca yüksek pH ve amonyum konsantrasyonunun anaerobik verime etkisi incelenmiş ve çalışma süresince sistem yüksek pH'ya alıştırılmış ve arıtma veriminde çok yüksek bir düşme gözlenmemiştir. Anaerobik arıtma çıkışı sızıntı suyu azot giderimi amacıyla ikinci adım olarak nitrifikasyon-denitrifikasyon adımlarını da kapsayan ardışık kesikli reaktörde arıtılmıştır.

Bu çalışmada, ardışık kesikli reaktör teknolojisinin yüksek miktarda amonyum içeren sızıntı sularının arıtılmasında uygun bir teknoloji olduğu ortaya konmuştur. Ön arıtma görmüş sızıntı suyundan bu yöntemle amonyağın tamamı, TN'un %90'dan fazlasının giderildiği görülmüştür. Aerobik azot giderim çalışmalarında çıkış KOİ değerleri deşarj limitlerinin üstünde kalmıştır. Bu durumun anaerobik ön arıtma görmüş atıksuyun çözünmüş inert KOİ oranının yüksek, kolay ayrışabilir KOİ oranının düşük olmasından kaynaklandığı, biyolojik ayrışabilirlik çalışmaları ile açıklanmıştır. KOİ'nin deşarj limitlerini sağlaması için atıksuyun ozonlama, UV veya bir oksidanla oksitlenerek biyolojik olarak kolay ayrıştırılabilirliği arttırıldıktan sonra ardışık kesikli reaktöre verilmesi veya ardışık kesikli reaktör çıkışının kimyasal oksidasyondan sonra aerobik ileri arıtmaya verilmesi alternatiflerinin incelenmesi önerilmiştir.

Atabarut, 2000;

Söz konusu çalışmanın amacı sızıntı suyunun arıtılması için uygun bir yakma sisteminin geliştirilmesidir. Yapılan deneysel çalışmalar, atıkların bileşiminin, boyut dağılımının, nem ve organik madde içeriğinin, kalorifik değerlerinin, ekonomik gelirlere göre ve mevsimsel olarak büyük farklılıklar oluşturduğunu göstermiştir. Odayeri depo sahası sızıntı suyunun karakterizasyon çalışması, sahanın anaerobik asidik fermentasyon fazının etkisinde olduğunu göstermiştir. Yaz aylarında sızıntı suyunun kirlilik oranının depolanan atıktaki organik içeriğin artışına bağlı olarak oldukça arttığı sonucuna varılmıştır.

Deneysel çalışmalar pilot ölçekli yakma sisteminin, sızıntı suyunun yakılmasında başarılı olduğunu ve çift aşamalı sıvı atık yakma sistemindeki çalışma sonuçları, akışkan yatakta, birincil yakma ünitesinden taşınan yanma ara ürünleri ve organiklerin oksidasyonunun tamamlandığını göstermiştir. Bu sebeple düşük gaz emisyonları elde edilmiş ancak atıktaki

yüksek Na, Ca ve K içeriği nedeniyle problemler yaşanmıştır. %99,9 verimle çalışan sistemde koku problemi yaşanmamıştır. Sızıntı suyunun oksidasyonunda NO_x 'lerin yüksek çıkması nedeniyle arıtılması tavsiye edilmiştir. Sonuç olarak sızıntı suyunun yakılmasının Odayeri düzenli depo sahası ve birçok depolama sahası için başarıyla uygulanabileceği belirtilmiştir.

Tüylüoğlu, 2001;

Tüylüoğlu tarafından yapılan çalışma kapsamında sızıntı suyu karakterizasyonu ve miktarının tespiti, sızıntı suyunun YAÇY reaktörde arıtımı ve çıkış suyunun amonyak sıyırma ile ilave arıtımı incelenmiştir. Karakterizasyon çalışmasında sızıntı suyu miktarının, yazın katı atıktaki organik madde oranının yüksek olmasından dolayı arttığı, kışın ise yağışa rağmen organik madde oranının düşük, kül oranının yüksek olmasından dolayı düştüğü belirlenmiştir. Ayrıca KOİ ve BOİ_5 değerleri yaz aylarında yüksek kış aylarında ise daha düşük bulunmuştur. Buradan da sızıntı suyu miktarındaki en önemli etkenin yağış değil atığın içerdiği su miktarı olduğu sonucuna varılmıştır. Sızıntı suyunun YAÇY reaktörde arıtılabilirlik çalışmasında; pH ayarlaması ve fosfor ilavesi yapılmıştır. Mezofilik ($34\pm 2^\circ\text{C}$) şartlarda işletilen reaktöre giriş KOİ 'si 9000-25000 mg/L aralığında değişmiştir. 325 gün süreyle işletilen reaktör 3,6-19,3 kg $\text{KOİ}/\text{m}^3$ -gün organik yük ve 0,94-2,84 gün hidrolik bekletme sürelerinde işletilmiş ve KOİ giderme verimi %84-94 olarak bulunmuştur. Kararlı halde organik yük arttıkça giderme veriminin düştüğü gözlenmiştir. KOİ giderme hızı ve organik yükleme arasında doğrusal bir ilişki bulunmuş ve ortalama giderme veriminin %90 olduğu gözlenmiştir. Giderilen organik yük ile gaz üretimi arasında lineer bir artış olduğu, 0,44 L gaz/gr KOİ gid. ve 0,39 L CH_4 /gr gid. KOİ değerleri tespit edilmiştir. Reaktöre giriş pH'sı salınım göstermesine rağmen reaktör çıkışı nispeten dengelenmekte ve nötr değerler almaktadır. pH'nın 9'a yaklaşması ve alkalitenin 7800 mg CaCO_3/L 'ye çıkması amonyak inhibisyonuna sebep olmuş ve KOİ giderme verimini %62'ye kadar düşürmüştür. Bu nedenle reaktöre giriş suyu pH'sını 8'in altında tutacak şekilde müdahale edilmesi önerilmiştir. Reaktör içerisinde ve besleme hortumlarında inorganik çökelmeler, hortumların ezilmesi ve tıkanmaları durumları olmuş bu zamanlarda besleme durdurulmuş ve parçalar temizlenip yenilenerek çalışmaya devam edilmiştir.

Sızıntı suyunun YAÇY reaktörle arıtımından sonra MAP çöktürmesi ve biyokütle sentezi prosesleri sonucu %20 civarında $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi elde edilmiş ancak elde edilen verimler deşarj standardını sağlamadığı için YAÇY reaktörde arıtılmış sızıntı suyunda amonyak sıyırması, MAP çöktürmesi ve ultrafiltrasyon+ters osmoz sistemleri ile ilave arıtımı tavsiye edilmiştir.

Günay, 2002;

Bu çalışmada, İstanbul'un Avrupa yakası evsel katı atıklarının depolandığı Odayeri Katı Atık Düzenli Depo Sahası sızıntı sularının yukarı akışlı havasız çamur yataklı bir reaktörde mezofilik şartlarda arıtılabilirliği ve sızıntı suyundaki amonyum azotunun magnezyum amonyum fosfat ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; MAP) çökeltme yöntemiyle giderilmesi araştırılmıştır.

Ham KOİ konsantrasyonu 15000-33000 mg/L arasında değişen sızıntı sularının, 2-2,5 günlük hidrolik bekletme süresinde ve 12 kg KOİ/m³-gün'den fazla olmayan yüklemelerde sızıntı suyundaki organik maddeler KOİ cinsinden %80-90, BOİ₅ cinsinden de %95 mertebesinde giderilmiştir. Çıkış KOİ konsantrasyonunun 3500-4200 mg/L arasında değiştiği ve ham sızıntı suyundaki yüksek amonyum konsantrasyonunun (2500-3000 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$) uzun süreli adaptasyondan sonra (3 ay) toksik etkisinin olmadığı tespit edilmiştir. Anaerobik reaktörde metan üretimi 0,27-0,35 L $\text{CH}_4/\text{gr KOİ}_{\text{gid}}$ mertebesinde tespit edilmiştir. YAÇY'de KOİ gideriminden başka metal-sülfür çökmesi sebebiyle Fe, Zn, ve diğer metallerin %40; kalsiyumun %85-90; magnezyumun %15-25 civarında inorganik çökelti halinde reaktörde biriktiği tespit edilmiştir. Anaerobik arıtma $\text{NH}_4\text{-N}$ gideriminde etkili olmadığından amonyumun MAP yöntemiyle giderilmesiyle ilgili yapılan çalışmalarda, kalan $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu 25-100 mg/L mertebesine kadar düşmüştür. MAP çöktürmesi ile $\text{NH}_4\text{-N}$ 'unun verimli bir şekilde giderilmesinin yanında renk ve bulanıklık %50, KOİ %5-8, AKM %80, alkalinite %70 mertebesinde azalmaktadır, klorür ve tuzluluk ise artmaktadır.

MAP çökeltmesi ile ön arıtımı yapılan ham sızıntı suyunun anaerobik reaktöre beslenmesiyle, reaktördeki C/N/P dengesini iyileştirirken tuzluluğu artırmıştır. Amonyumun çöktürülerek giderilmesi reaktörün organik madde giderme performansına bir etki yapmamış, artan tuzluluğun da olumsuz bir etkisi gözlenmemiştir.

Öztürk vd., 2003;

Öztürk vd.,'nin yaptığı çalışmada Odayeri Düzenli Depo Sahası sızıntı suyu anaerobik olarak ön arıtılmış ve çıkış suyuna farklı arıtma yöntemleri uygulanmıştır; UF+TO (kuyu suyu membranı), (toplam işletme maliyeti 1,05 \$/m³) membranla arıtma çalışmasında sırasıyla KOİ, renk, iletkenlik giderme verimleri; %99, %99, %95 bulunmuş, UF+TO (deniz suyu membranı) (toplam işletme maliyeti 0,8 \$/m³) ile arıtmada giderme verimleri sırasıyla; %89, %94, %72, amonyum giderimi ise %82 olarak bulunmuştur. Bu çalışma kapsamında, MAP çöktürmesi (toplam işletme maliyeti 4,45 \$/m³) ve havayla sıyırma (toplam işletme maliyeti 0,52 \$/m³) işlemleri de uygulanmıştır. MAP'la KOİ ve amonyum giderimi; %50 ve %90

bulunmuş, havayla sıyırmada ise giderme verimleri %25 ve %85 olarak bulunmuştur. İki adımlı anaerobik-membran sistemde çıkış suyu kalitesi çok yüksek olmasına rağmen alıcı ortam deşarj standartlarını sağlamaması nedeniyle çözünmüş inert organiklerin giderilmesi için ilave bir aerobik ileri arıtma yöntemi uygulanması tavsiye edilmiştir. Ekonomik açıdan bakıldığında, mekanik karıştırmalı havayla sıyırma, membran ve MAP'la kıyaslandığında yüksek amonyum giderme veriminden dolayı daha uygun olduğu, ancak KOİ giderimi dikkate alındığında membran prosesinin daha etkili ve ucuz bir giderme yöntemi olduğu tespit edilmiştir. MAP prosesi çıkışında oluşan çamurun gübre olarak değerlendirilmesi durumunda bile kullanılan kimyasallardan dolayı MAP prosesi işletme maliyetinin yüksek olduğu belirtilmiştir.

Özgöçmen, 2007;

Özgöçmen tarafından yapılan çalışmada Odayeri düzenli depo sahası sızıntı suyu arıtma tesisinin performansı ve arıtma verimleri incelenmiştir. Çalışmada tesise gelen sızıntı suyu miktarına, atık miktarı ve yağışın etkisi incelenmiştir. Sahaya gelen atık miktarı incelenmiş, yaz aylarında organik atık, kış aylarında kül miktarının artmasından dolayı atık miktarında artış olduğu ve kış aylarında yağıştan dolayı sızıntı suyu miktarının arttığı sonucuna varılmıştır.

Arıtma verimi incelenen Odayeri düzenli depolama sahası arıtma tesisinde, sızıntı suları ön arıtmadan geçirildikten sonra kimyasal arıtma ve arkasından biyolojik arıtmaya tabi tutulmaktadır. Depolama sahasında depolanan çöplerden oluşan sızıntı suları, drenaj boruları ile sızıntı suyu toplama havuzlarına iletilmekte, 2 adet havalandırıcı ile havalandırılarak oksijen miktarı arttırılmakta ve CO₂ giderimi sağlanmaktadır. Ayrıca havuzda, köpük oluşumunu engellemek amacıyla köpük kırıcı dozlanmaktadır. Ön havalandırması sağlanan sızıntı suyu terfi pompaları ile çöktürme havuzuna taşınmakta ve burada Ca, Mg gibi inorganik maddelerin oksijen ile tepkimeye girmesi sonucu, inorganik iyonlar bileşikler halinde çökelmekte ve bir kısım geçici sertlik ve askıda katı madde giderimi sağlanmaktadır. Çökelen bileşikler sıyırıcı ile toplanarak çamur havuzuna gönderilmektedir. Savaklanan sızıntı suyu, kireç ve kostik (kalsiyum hidroksit) ilavesi ile karıştırılarak kimyasal çöktürme havuzuna sevk edilmektedir. Amonyum giderimi için sızıntı suyu, amonyak havuzunda kostik ilavesi ile yüksek pH'da havalandırılmaktadır. Amonyum ve sertlik giderimi uygulanan sızıntı suyu, mikro-makro nütrient ilaveleri (FeCl₃ ve H₃PO₄) ve pH (HCl ile 6,5-7,5) ayarlamaları sonrasında yukarı akışlı anaerobik reaktöre verilmektedir. Oluşan metan gazı ile sistemin ısı ihtiyacı karşılanmakta, fazla çamur ise anaerobik çamur tankına gönderilmektedir. Arıtılan

sızıntı suyu şebeke sistemine verilmekte, toplanan çamur, kek haline getirilmekte ve depo sahasında bertaraf edilmektedir.

Bu arıtma tesisinin performansını değerlendirmek amacıyla Mart 2005–Şubat 2006 tarihlerini kapsayan 12 ay boyunca, $\text{NH}_4\text{-N}$ ve KOİ parametrelerinin takibi yapılmıştır. Tesise giriş KOİ konsantrasyonu ortalama 11310 ± 3629 mg/L, çıkış KOİ 4371 ± 2656 mg/L, giriş $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu ortalama 3241 ± 627 mg/L, çıkış $\text{NH}_4\text{-N}$ 1764 ± 426 mg/L olarak bulunmuş ve sonuçta, tesisin arıtma verimleri; KOİ için %61, $\text{NH}_4\text{-N}$ için %46 bulunmuştur. Odayeri depolama sahası sızıntı suları, arıtma tesisi çıkış değerleri sonucuna göre dereye deşarj yapılamamakta, şebekeye verilmektedir. Sızıntı suyu karakteristiği yaşlı sızıntı suyu özelliği göstermeye başlaması durumunda mevcut tesislerin yetersiz kalacağı, bu nedenle ilave arıtma tekniklerinin uygulanması gerektiği belirtilmiştir.

Karadağ, 2007;

Bu çalışmada, sabit ve akışkan yatak kolon reaktörlerde Gördes zeoliti kullanarak sızıntı suyundan amonyum giderimi araştırılmıştır. Yapılan deneysel çalışmalarda; amonyum giderim mekanizması belirlendikten sonra arıtma performansına etki eden temas süresi, pH, amonyum konsantrasyonu, katyon etkisi, rejenerasyon ve modifikasyonun etkileri incelenmiştir. Zeolitle amonyum gideriminin mekanizması iyon değişimidir. Kolon çalışmalarında en iyi performans pH 7,5’da elde edilmiştir. Asidik şartlarda H^+ ve NH_4^+ iyonlarının rekabeti ve alkali pH’da oluşan yüksek NH_3 ’ün iyon değişiminde etkisiz olması sebebiyle arıtma verimi düşük seviyelerde kalmıştır. Yüksek amonyum seviyelerinde, konsantrasyon gradyanındaki artış nedeniyle zeolit tarafından tutunan amonyum miktarı da artmıştır. Sızıntı suyunda bulunan Na^+ , K^+ , Mg^{2+} ve Ca^{2+} gibi katyonlar NH_4^+ ’le rekabet ederek arıtma performansı üzerinde negatif etkiye yol açmışlardır. Sızıntı suyu besleme şeklinin karşılaştırılmasında en iyi performans aşağı akışlı sistemde elde edilmekte olup akışkan yataklı besleme ile en az arıtma kapasitesi elde edilmiştir. Yüksek miktarda amonyum içeren Odayeri Depo Sahası sızıntı suyunun arıtımı için önerilen arıtma prosesi, MAP çöktürmesini takiben aşağı akışlı sistemde zeolitle iyon değişimidir.

İlhan, 2007;

Bu çalışmada elektrokoagülasyon yöntemi kullanılarak Odayeri Düzenli Depo Sahası sızıntı suyunun kısa süre içerisinde arıtılabilirliği araştırılmıştır. İlk olarak koagülasyon ve elektrokoagülasyon, KOİ giderim hızı, çamur oluşumu ve sülfat konsantrasyonunun değişimi bakımından karşılaştırılmıştır. Alüminyum ve demir elektrotlar kullanılarak amonyum azotu

ve KOİ giderim verimleri yükseltilmeye çalışılmıştır. Daha sonra akım yoğunluğu ve karıştırma uygulamasının optimum giderim verimi üzerine etkileri incelenmiştir. Farklı akım yoğunlukları ile elektrokoagülasyon için ihtiyaç duyulan enerji miktarları belirlenmiştir. Çalışmalar sonucunda; 1, 5, 15 ve 30. dakikalar için sırasıyla %8,8, %9,6, %11,2 ve %14,6'lık amonyum azotu giderimi elde edilmiştir. Elektrokoagülasyonda amonyum giderimini arttırmak için hava ile sıyırma ve pH ayarlama uygulamaları da yapılırken, verim %24,4 seviyelerine kadar yükseltilebilmiştir. Aynı süreler boyunca KOİ giderim verimlerinin sırasıyla %45,5, %49,2, %53,6 ve %59,1 seviyelerinde olduğu belirlenmiştir. Yapılan analizler neticesinde elektrokoagülasyon yöntemiyle sızıntı sularının bir ön arıtma kademesi olarak arıtma sağlayabileceği belirlenmiştir.

4. SIZINTI SULARININ ARITILMASI

Tahminlere göre gelecek 15-20 yıl içinde atık üretiminde artış olacağından sızıntı suyu miktarında da artış olacağı beklenmektedir (Rivas vd., 2003). Katı atık depo sahalarında karşılaşılan en önemli problemlerden biri olan ve yüksek kirlilik içeriğine sahip sızıntı sularının, yüzey ve yeraltı sularına vereceği zararları en aza indirmek için çevreyi en az etkileyecek, maliyeti minimum olan uygun bir arıtma ve yönetim sistemi belirlenmelidir. Bu amaçla kullanılan sistemlerin tasarımında dikkate alınan en önemli husus, sızıntı suyunun miktarı ve kalitesidir. Sızıntı suyunun tek bir yöntemle arıtılması oldukça güçtür, çünkü sızıntı suyunun karakteri oldukça komplekstir ve depolanan atığa, sıkıştırma derecesine, depo yaşına ve dizaynına, mevsime ve iklim şartlarına bağlı olarak değişmektedir (Trebouet vd., 1999). Bu nedenle farklı karakterlerdeki girişleri karşılayabilecek, arıtılabilecek nitelikte esnek ve geliştirilebilir arıtma yöntemleri kullanılmalıdır (Rivas vd., 2003). Sızıntı suyu arıtma sisteminin seçiminde, sızıntı suyu karakteri, depo yaşı, deşarj kriterleri, arıtma sisteminin verimi, sızıntı suyu debisi, yatırım ve işletme maliyetleri, kalifiye eleman ihtiyacı, yer ihtiyacı gibi parametreler göz önüne alınmalıdır.

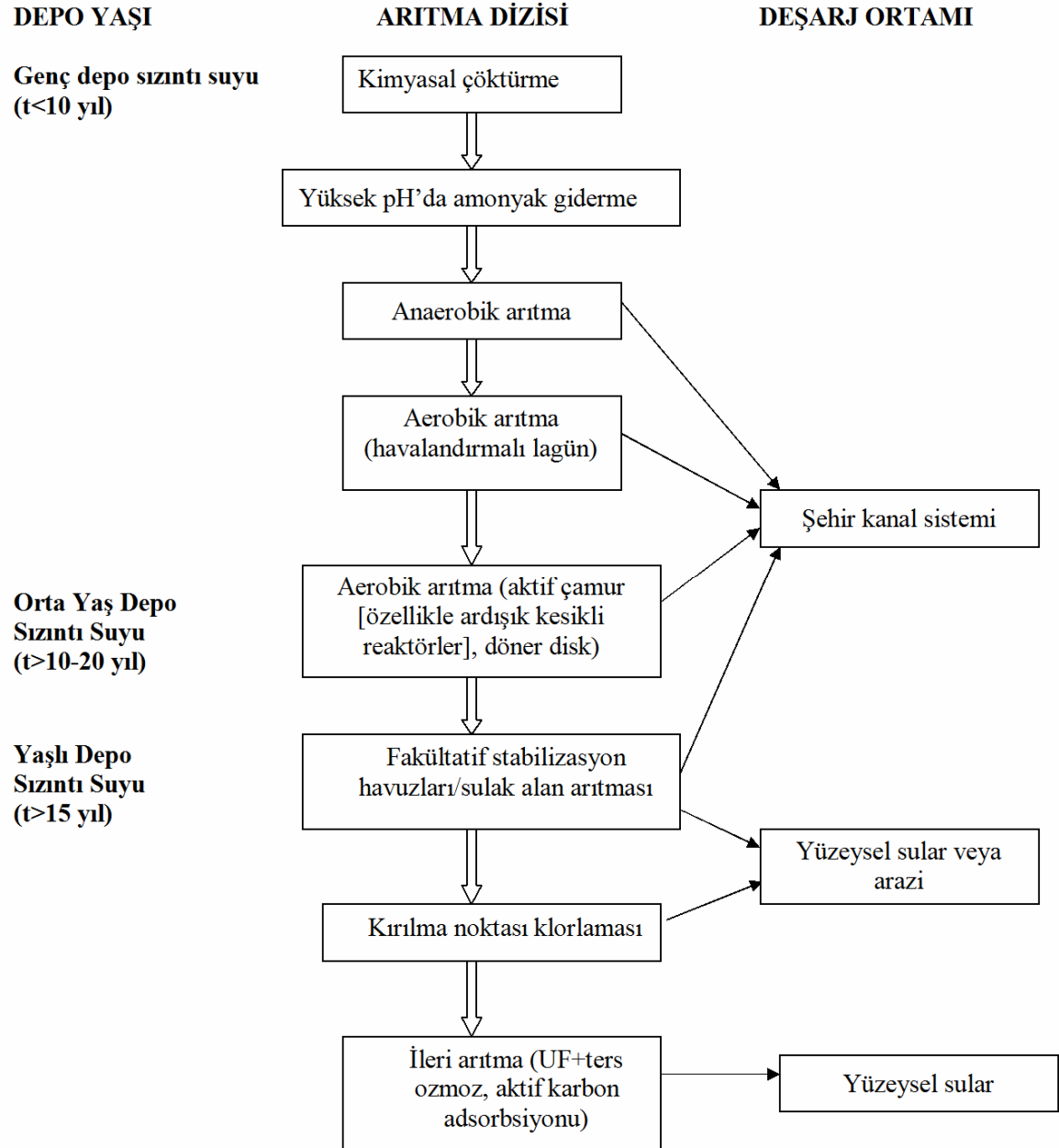
Sızıntı sularının içerdiği birçok organik ve inorganik kirleticinin giderilmesinde biyolojik ya da fizikokimyasal yöntemlerin tek başlarına kullanımı yetersiz kalmaktadır bu nedenle genellikle kombine yöntemler uygulanır (Berrueta vd., 1996; Günay, 2002). Sızıntı sularının arıtımında uygulanan prosesler, biyolojik metotlar (aerobik, anaerobik), fiziko-kimyasal metotlar (kimyasal arıtma, oksidasyon, adsorpsiyon, ters osmoz, amonyak sıyırma) ve bu proseslerin birkaçının birlikte uygulandığı kombine sistemler olarak sayılabilir. Biyolojik arıtma prosesi genellikle bu kombinasyonun ilk basamağını oluşturur ve devamında fiziko-kimyasal metotlar gelir (Bohdziewicz ve Kwarciak, 2008). Depo yaşına göre arıtma yöntemleri Şekil 4.1’de (Öztürk, 1999) gösterilmiştir. Sızıntı sularının farklı proseslerle arıtılmasında ait detaylar Çizelge 4.1’de (Tchobanoglous, 1993) verilmiştir. Çizelge 4.2’de (EPA, 2000) ise farklı karakterdeki sızıntı suları için arıtma amaçları ve arıtma yöntemleri verilmiştir.

Kirletici bileşenlerin biyolojik arıtmaya karşı direnci, kompozisyonu, konsantrasyonu, organik ve inorganik maddelerin konsantrasyonu arıtma prosesi seçiminde önemli parametrelerdir. Sızıntı suyu karakterine ve miktarına bağlı olarak sızıntı suyunun depoya geri devredilmesi, buharlaştırma, evsel atıksu kanalizasyon şebekesine verme, yerinde arıtma ve arazide arıtma gibi çeşitli seçeneklerden uygun olanı tatbik edilebilir (Demir, 2005; Bodzek vd., 2006).

Sızıntı sularının arıtımında başlıca 3 alternatif vardır;

- Sızıntı sularının depo sahasına geri devri
- Evsel atıksularla birlikte arıtılması
- Alıcı ortama deşarjı sağlayacak şekilde arıtılması

Sızıntı sularının arıtılmasında askıda katı maddelerinin ve çözünmüş kısmın miktarının bilinmesi önemlidir. Çözünmüş kısmın karakterizasyonu, biyolojik ayrışmaya dirençli kısmı ve organik, inorganik toksik maddelerin konsantrasyonu olmak üzere iki açıdan göz önüne alınmalıdır. Bu bileşenlerin varlığı, miktarı ve kompozisyonu; biyolojik denemeler (biological assays), biyolojik metan potansiyeli (BMP), anaerobik toksisite değeri (ATA), fiziksel metotlar (UF membran, jel penetrasyonu-nüfuz etmesi) ve kimyasal değeri (inorganikler, organikler, fonksiyonel gruplar) ile tanımlanabilir (Alkalay vd., 1998).



Şekil 4.1 Depo sahası yaşına göre uygulanabilecek sızıntı suyu arıtma yöntemleri ve deşarj ortamları (Öztürk, 1999)

Çizelge 4.1 Sızıntı suyu arıtma teknikleri (Tchobanoglous, 1993)

	<i>Arıtma Tekniği</i>	<i>Uygulama Alanı</i>	<i>Yorumlar</i>
<i>Biyolojik Prosesler</i>	Aktif Çamur	Organiklerin giderilmesi	Köpük kırıcı gerekebilir, ayrı bir arıtma gerekebilir.
	Ardışık Kesikli Reaktörler	Organiklerin giderilmesi	Aktif çamur ünitesine benzer, düşük debiler için uygundur
	Havalandırılmalı Stabilizasyon Havuzları	Organiklerin giderilmesi	Geniş alan ihtiyacı vardır
	Askıda Film Prosesleri	Organiklerin giderilmesi	Endüstriyel atıksu arıtımında sıklıkla kullanılır.
	Nitrifikasyon, Denitrifikasyon	Organiklerin giderilmesi	Eş zamanlı olarak organiklerin giderilmesinde uygulanabilir
<i>Kimyasal Prosesler</i>	Nötralizasyon	pH kontrolü	Birçok sızıntı suyunda sınırlı uygulanabilirliği
	Çöktürme	Metallerin ve bazı iyonların giderilmesi	Çamur üretilir, muhtemelen tehlikeli atık olarak giderilmesi gerekir
	Oksidasyon	Organiklerin giderilmesi ve bazı inorganik türlerin detoksifikasyonu	Seyreltik atıklarda çok iyi sonuç verir, klorinin kullanılması klorlu hidrokarbonların oluşmasına sebep olur
<i>Fiziksel İşlemler</i>	Çöktürme/Yüzdürme	Askıda maddelerin giderimi	Yalnız kullanılması sınırlı, farklı bir arıtma sistemiyle birlikte kullanılabilir
	Filtrasyon	Askıda maddelerin giderimi	Son adım olarak kullanışlı
	Havayla sıyırma	Amonyak veya uçucu organiklerin giderilmesi	Hava kirliliği kontrolü için ekipman gerektirebilir
	Buharla sıyırma	Uçucu organiklerin giderilmesi	Yüksek enerji maliyeti, yoğun buhar ilave arıtma gerektirebilir
	Adsorpsiyon	Organiklerin giderilmesi	Sızıntı suyuna bağlı olarak maliyeti değişkendir
	İyon değişirme	Çözülmüş organiklerin giderilmesi	Son adım olarak kullanışlı
	Ultra filtrasyon	Bakteri ve yüksek moleküler ağırlıklı organiklerin giderilmesi	Kirlenmesi nedeniyle sızıntı suyundaki uygulanabilirliği sınırlı
	Ters osmoz	Seyreltik inorganik çözeltilerin giderilmesi	Maliyeti yüksek, ön arıtım gerektirir
	Buharlaştırma	Su içeriğini giderme	Tehlikeli olabilecek çamur oluşabilirliği, kurak bölgeler dışında maliyeti yüksek olabilir ve gaz arıtımı gerektirebilir

Çizelge 4.2 Sızıntı suyu arıtma yöntemleri ve amaçları (EPA, 2000)

<i>Arıtma Amacı</i>	<i>Önemli Arıtma Alternatifleri</i>	<i>Depo Sahası Türü</i>
<i>Ayrışabilir Organiklerin Giderilmesi (BOİ)</i>	Biyolojik Aerobik	II
	• havalandırılmalı lagünler / uzatılmış havalandırma	
	• aktif çamur	
	• ardışık kesikli reaktörler (AKR)	
<i>Amonyum Giderimi</i>	Biyolojik Anaerobik	
	• yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktör (YAÇY)	II
	Biyolojik Aerobik	II
	• havalandırılmalı lagünler / uzatılmış havalandırma	
<i>Denitrifikasyon</i>	• aktif çamur	
	• ardışık kesikli reaktörler (AKR)	
	• biyodiskler	
	Fizikokimyasal	
<i>Ayrışamayan Organiklerin ve Rengin Giderilmesi</i>	• havayla amonyak sıyırma	II
	Anoksik Biyolojik	II
	AKR	II
	Kireç/koagülant ilavesi	I, II, III
<i>Tehlikeli İz Organiklerin Giderilmesi</i>	Aktif karbon	I, II, III
	Ters osmoz	I, II, III
	Kimyasal oksidasyon	I, II, III
	Aktif karbon	I, II, III
<i>Metanın Giderilmesi</i>	Ters osmoz	I, II, III
	Kimyasal oksidasyon	I, II, III
	Havayla sıyırma	II
	Biyolojik aerobik (sınırlı)	I, II, III
<i>Çözünmüş Demir, Metallerin ve Askıda Maddelerin Giderilmesi</i>	Kireç/koagülant ilavesi, havalandırma ve çöktürme	I, II, III
	Saz yatakları, kum filtresi	II, III
<i>Son Şartlandırma</i>		
<i>Hacim Azaltma</i>	Ters osmoz, buharlaştırma	I, II, III

Not1: I= Zararlı olmayan endüstriyel atık, II = Evsel katı atık III = Tehlikeli atık

Bileşiminde biyolojik olarak parçalanabilen organiklerin toplam organik maddeye oranının (BOİ₅/KOİ) genellikle %60'dan fazla olması ve düşük moleküler ağırlıklı organiklerin daha çok olması nedeniyle genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularının arıtılmasında biyolojik prosesler tercih edilmektedir. Depo sahası yaşlandıkça (>5-10 yıl) büyük molekülü organik maddelerin artması ve biyolojik parçalanabilirliğinin (BOİ₅/KOİ<0.3) azalması sebebiyle sızıntı sularının biyolojik olarak arıtılması yerine fiziko-kimyasal metotlar tercih edilmektedir (Deng, 2007). Genellikle çok kirli olan sızıntı suyunun tek bir yöntemle arıtılması sonucu elde edilen çıkış değerleri gerekli limitleri sağlamadığından birkaç arıtma sisteminin birlikte kullanımı gerekebilmektedir.

Çizelge 4.3’de ($BOİ/KOİ \geq 0,4$; Kettunen vd., 1999), sızıntı suyunun biyolojik arıtılmasında KOİ giderimi ve işletme şartları verilmiştir Çizelge 4.4’de (Amokrane vd., 1997) ise depo yaşına bağlı olarak karakterizasyonun değişimi ve önerilen arıtma alternatifleri verilmiştir.

Çizelge 4.3 Sızıntı suyunun biyolojik arıtılmasında KOİ giderimi ve işletme şartları (Kettunen vd., 1999)

<i>Proses</i>		<i>Sıcaklık (°C)</i>	<i>Sızıntı suyu KOİ (mg/L)</i>	<i>KOİ giderimi (%)</i>	<i>HBS (gün)</i>	<i>Organik yükleme kgKOİ/m³-gün</i>
<i>Aerobik</i>	Aktif çamur, AKR	10-25	2700-24000	63-98	1-32	0,6-4,8
	Havalandırılmalı lagünler	0-20	5500-34000	89-99	>30	0,2-0,4
	Biyodiskler, biyofiltre	16-30	6200-13000	10-86	1-14	0,08-8,6
<i>Anaerobik</i>	Çürütücü	34-37	2700-33000	44-79	5-20	0,1-2,2
	YAÇY	10-35	1500-53000	46-94	0,3-12	0,3-20
	YAÇY+ filtre	30-37	800-58000	60-98	0,4-15	0,5-27
	Biyofiltre	18-37	3200-50000	52-98	0,5-74	0,1-18

Çizelge 4.4 Depo yaşına bağlı olarak sızıntı suyunun organik bileşenleri ve değişik arıtma prosesleri için arıtma performansı (Amokrane vd., 1997)

<i>Depo yaşı (yıl)</i>	<i><5 (genç)</i>	<i>5-10 (orta yaş)</i>	<i>>10 (yaşlı)</i>
<i>Sızıntı suyu tipi</i>	<i>(biyo-ayrışabilir)</i>	<i>(ara)</i>	<i>(stabil)</i>
pH	<6,5	6,5-7,5	>7,5
KOİ, g/L	>10	<10	<5
KOİ/TOK	<2,7	2,0-2,7	>2,0
BOİ ₅ /KOİ	>0,5	0,1-0,5	<0,1
Uçucu yağ asiti, (%TOK)	>70	5-30	<5
Proses	Arıtma performansı		
Biyolojik arıtma	İyi	Vasat	Kötü
Kimyasal oksidasyon	Vasat-kötü	Vasat	Vasat
Kimyasal çökeltme	Vasat-kötü	Vasat	Kötü
Aktif karbon	Vasat-kötü	Vasat-kötü	İyi
Koagülasyon-flokülasyon	Vasat-kötü	Vasat-kötü	İyi
Ters osmoz	Vasat	İyi	İyi
İyon değiştirme	Kötü	Vasat	Vasat

4.1 Biyolojik Arıtma

Henüz stabil olmamış atıklardan sızan suların çözünmüş organik madde konsantrasyonu oldukça yüksek olduğundan, bu tip atıksuların arıtımında biyolojik proseslerin tatbik edilmesi daha etkilidir. Havalı ya da havasız olarak uygulanabilen biyolojik proseslerin seçiminde,

atıksuyun kuvvetliliği en önemli husustur. Aerobik proseslerde mikroorganizmalar enzimler aracılığı ile moleküler oksijeni elektron alıcı olarak kullanarak enerji üretirler. Anaerobik proseslerde, nitrat, sülfat ve karbondioksit gibi inorganikler elektron alıcı olarak kullanılır (EPA, 2000), bu şekilde organik ve bazı inorganik maddeler yeni hücre sentezi veya enerji kazanma amacıyla mikroorganizmalar tarafından kullanılarak nihai ürünlere dönüştürülürler. Biyolojik arıtmanın verimi, sızıntı suyunun biyolojik olarak parçalanabilen fraksiyonuna bağlıdır. Aerobik veya anaerobik biyolojik arıtma sistemleri, güvenilir, basit ve maliyetinin düşük olmasından dolayı yüksek organik kirlilik içeren sızıntı suyu arıtımında yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Timur ve Öztürk, 1999; İnanç vd., 2000; Li vd., 2007).

4.1.1 Aerobik Arıtma

Aerobik biyolojik arıtma prosesleri; lagünler, aktif çamur sistemleri, biyodiskler, ardışık kesikli reaktörler, nitrifikasyon, denitrifikasyon prosesleri ve damlatmalı filtreler olarak sayılabilir.

4.1.1.1 Aktif çamur prosesi

Aktif çamur sistemlerinde elektron vericisi olarak kullanılan organik karbon, birtakım biyokimyasal süreçlerle elektron alıcısı oksijen ve nütrient varlığında mikroorganizmalar tarafından nihai ürünlere (CO_2 ve H_2O) ve yeni biyokütleye dönüştürülür. Sızıntı suyu arıtımında aktif çamur sistemleri amonyum azotu gidermede yetersizdir. Bu nedenle aktif çamur havuzları genellikle nitrifikasyon-denitrifikasyon aşamalarını da içerecek şekilde tasarlanır (EPA, 2000).

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

4.1.1.2 Ardışık kesikli reaktörler

Ardışık kesikli reaktörler sızıntı suyu arıtımında yaygın olarak kullanılırlar. Ardışık kesikli reaktörler, havalandırma ve çöktürmenin tek reaktörde gerçekleştiği doldurma, reaksiyon, çöktürme, boşaltma ve dinlenme döngülerinden oluşan bir aktif çamur sistemidir. Bu yöntem

sızıntı suyu arıtımında yüksek kalitede çıkış sağlamada etkili ve güvenilir bir yöntemdir. Ancak azot ve fosfor giderimi için modifiye edilmelidirler (Wichitsathian, 2004). Bu yöntemle sızıntı suyu arıtma çalışmaları yapılmaktadır (Klimiuk ve Kulikowska, 2006; Neczaj vd., 2007). İngiltere'deki tam ölçekli, tek kademeli tesislerde yaşlı depo sahası sızıntı sularının AKR'lerde KOİ giderme verimi %0 ile %70 arasında değişmektedir (Henry ve Prasad, 2000).

4.1.1.3 Havalandırılmalı lagünler

Lagün yöntemi, sızıntı sularının arıtılması için çok ekonomik ve verimli bir alternatiftir. Burada yatırım ve işletme maliyetleri oldukça düşüktür. Çamurların sudan çökerek ayrılmasını sağlamak için, arıtılmış sular lagünden sonra bir son çöktürme havuzuna veya ikinci bir lagüne gönderilmektedir. Uzun hidrolik bekletme süresinden (>50 gün) dolayı bu yöntemde alan ihtiyacı oldukça yüksektir. Havalandırma yapılmayan lagünlerde, su derinliği 5–10 cm'yi geçmemelidir. Sıcak mevsimde, lagünde nitrifikasyon prosesi kendiliğinden gerçekleşir. Ancak, kış aylarında sıcaklık 5 °C'nin altına düştüğünde, nitrifikasyon durur.

Organik madde içeriği çok yüksek olan sızıntı suları, besi maddesi ilavesi olmadan, yüksek oranda havalandırma işlemi yapmadan ve düşük hidrolik bekleme süresi ile aerobik olarak arıtilamazlar. Havalandırılmalı lagünlerde arıtılan sızıntı sularının çoğu yüksek molekül ağırlıklı biyolojik olarak arıtilamayan organik maddeler ihtiva ederler (Özgöçmen, 2007).

4.1.2 Anaerobik Arıtma

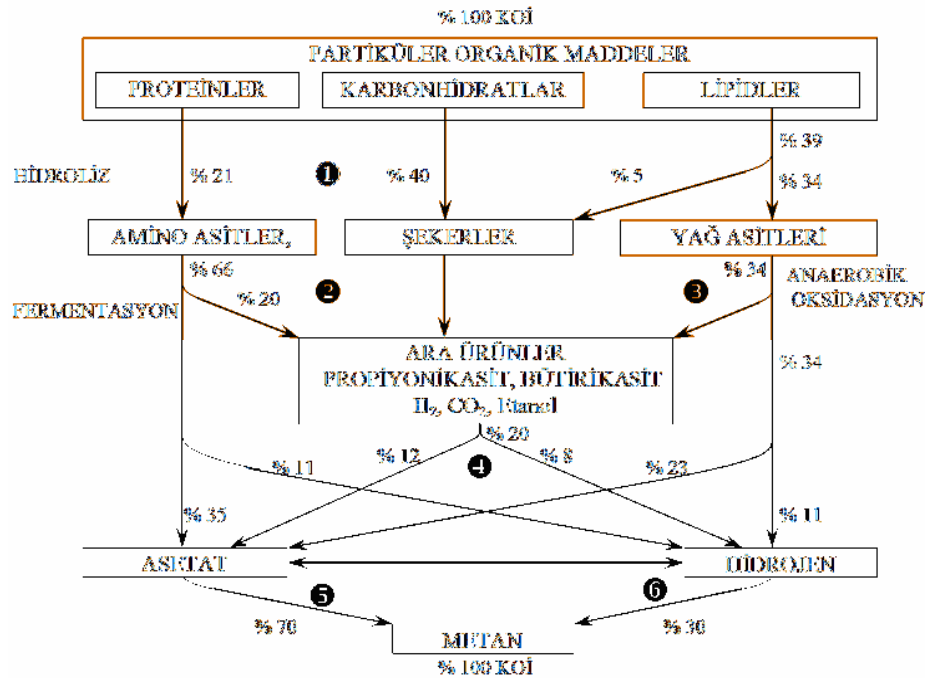
Genellikle sızıntı suyunun biyolojik arıtımı aerobik proseslerle yapılmakla birlikte anaerobik yöntemler de kullanılmaktadır. Eğer depo sahasında metanojenik aktiviteler mevcutsa anaerobik tesisler gereksiz kalmaktadır. Ayrıca anaerobik proseslerin amonyum gideriminde yetersiz oluşu bu sistemlerin tek başına kullanımını kısıtlamaktadır.

Anaerobik atıksu arıtma sistemlerinde ilk olarak kompleks organik moleküller, asit üreten bakteriler tarafından uçucu yağ asitlerine (başlıca, asetik, propiyonik ve bütirik asit) dönüştürülür. Müteakiben, metan bakterileri tarafından uçucu yağ asitleri tüketilerek CO₂ ve CH₄ üretilir.

Kompleks organik maddelerin anaerobik ayrışması, Şekil 4.2'de gösterildiği gibi 6 safhada tamamlanır (Lema vd., 1988);

1. Proteinler, karbonhidratlar ve lipitler gibi biyo polimerlerin hidrolizi,
2. Aminoasitlerin ve şekerlerin fermantasyonu,
3. Alkollerin ve uzun zincirli yağ asitlerinin anaerobik ayrışması
4. Uçucu yağ asitleri (asetat hariç) gibi ara ürünlerin anaerobik ayrışması,
5. Asetatın metana dönüşümü,
6. Hidrojenin metana dönüşümü.

Anaerobik proseslerde çamur üretimi aerobik proseslere göre oldukça azdır. Anaerobik prosesler daha az enerjiye ihtiyaç duyar ve yan ürün olarak metan gazının elde edilebilmesi önemli bir avantaj sağlar. Ayrıca kötü koku ve patojen organizmalar giderilir ve daha düşük KOİ:N:P ihtiyacı gerektirir (Berrueta vd., 1996). Ancak biyolojik olarak kolay parçalanabilen organik içerikli konsantre atıkların (evsel atıksular, süt, bira, gıda ve kâğıt endüstrisi atıksuları, sızıntı suları vb.) arıtımında işletme giderleri açısından anaerobik prosesler daha avantajlıdır. Diğer taraftan, anaerobik prosesler çevresel parametrelere karşı çok duyarlı olup, uzun hidrolik bekletme süresine ve yüksek işletme sıcaklığına ihtiyaç duyarlar. Anaerobik sızıntı suyu arıtımının diğer mahzurları, ilk yatırım maliyetinin yüksek olması, devreye alma süresinin uzun olması, işletme zorlukları, organik yükteki salınımlara ve toksik maddelere karşı hassas olmasıdır (Lema vd., 1988). Anaerobik arıtmayı etkileyen çevresel unsurlar nütrientler, pH, sıcaklık (mezofilik:30-38°C, Termofilik:50-60°C), ve toksik maddelerdir. Bu arıtma yönteminin etkin olabilmesi için sızıntı suyunda azot, fosfor ve diğer iz elementlerin mevcut olması, pH'ın 6,5-7,5 aralığında olması istenir (Günay, 2002).



Şekil 4.2 Anaerobik proseslerde ayrışma süreci (Lema vd., 1988)

Anaerobik arıtılmış sızıntı suyunun BOI/KOI oranı 0,3'ten küçük, KOI 'si 1000-3000 mg/L, NH_4-N 'u 500-1000 mg/L arasında değişir. Bu yüksek çıkış konsantrasyonları sebebiyle sadece anaerobik arıtma, sızıntı sularının alıcı ortamlara deşarjı için yeterli değildir. Sızıntı sularına anaerobik proseslerin uygulanması ile KOI 'nin %65-76, BOI_5 'in %90'nını gidermektedir (Bohdziewicz ve Kwarciak, 2008). Anaerobik ön arıtım sızıntı suyu arıtımında oldukça etkili olmasına rağmen çıkış suyunda 1000-4000 mg/L KOI gibi yüksek miktarda kirlilik mevcuttur. Bu nedenle deşarj limitlerini sağlamak için ilave ileri arıtım metotlarının uygulanması gerekmektedir (Öztürk vd., 2003; Özgöçmen, 2007).

Anaerobik arıtma sistemleri arasında dünyada en yaygın kullanılan sistem YAÇY reaktörlerdir. Bu reaktörler biyokütleyi destekleyici ilave bir materyale ihtiyaç duymazlar. Reaktörün üstünde bulunan gaz-sıvı-katı ayırma sistemiyle biyokütle reaktörde kalır ve gaz üretilir (Berrueta vd., 1996). Anaerobik reaktör tipleri; mikroorganizmaların askıda çoğaldığı reaktörler ve biyofilmlili reaktörler olmak üzere başlıca iki sınıfa ayrılmaktadır. Askıda çoğalan sistemlerin başlıca uygulamaları; klasik havasız çürütücüler, membranlı havasız reaktörler, havasız çamur yataklı reaktörlerdir. Biyofilm sistemlerinin başlıca uygulamaları; havasız akışkan yataklı reaktörler (HAYR), havasız filtreler (HF), havasız döner diskler ve perdeli reaktörlerdir (Öztürk vd., 2005). Sızıntı suyundaki organik maddeler genellikle klasik biyolojik arıtma yöntemlerine karşı dirençlidirler ve anaerobik arıtma ile yeterli derecede arıtma sağlanamaz (Fang vd., 2005).

4.1.2.1 Sızıntı sularının anaerobik arıtımı

Genç depo sahalarından sızan sızıntı suları yüksek miktarda biyolojik olarak kolay ayrışabilen uçucu yağ asitlerini içerirler. Sızıntı sularının bu karakteristik yapısı, anaerobik proseslere ilgiyi artırmıştır.

Düzenli depo sahası sızıntı suları için çeşitli anaerobik ve aerobik arıtma çalışmaları yapılmaktadır. Büyük olasılıkla depo sahasının yaşından dolayı sızıntı suyunun karakteristiğine bağlı olarak bazı sorunlar yaşanmasına rağmen bu gibi sistemlerle yüksek performanslar sağlanmıştır. Dolayısıyla arıtma prosesinin uygulanması süresince sızıntı suyu debisinde ve yapısındaki değişimler, sızıntı suyu karakterinin mevsimsel olarak hidrolojik ve iklim koşullarına bağlı olarak değişimi, kısa ve uzun zaman aralıklarında çöp sızıntı suyu miktar ve kalitesindeki dalgalanmaların hesaba katılması gerekmektedir. Biyolojik proseslerin inert organikleri gidermedeki yetersizliklerinden dolayı, ilave arıtma sistemlerine ihtiyaç vardır. Biyolojik olarak arıtılmış sızıntı suyunun fizikokimyasal proseslerle ileri arıtımı

yaygın olarak kullanılır. İleri oksidasyon, havayla sıyırma, iyon değiştirme, membran prosesler ve kimyasal çöktürme metotları organik madde ve azot gideriminde yaygın olarak kullanılan metotlardandır.

Çizelge 4.5'te sızıntı suyunun anaerobik arıtımı ile ilgili yapılan çalışmalar verilmiştir ve bu suların anaerobik arıtımı ile ilgili çeşitli araştırmacılar tarafından yapılan deneysel çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

Çizelge 4.5 Sızıntı suyunun anaerobik arıtma uygulamaları

<i>Proses</i>	<i>İşletme şartları</i>						<i>pH</i>		<i>KOI (gr/L)</i>			<i>Gaz üretimi</i>		<i>Açıklama</i>	<i>Kaynak</i>
	İşletme süresi gün	HBS gün	T (°C)	Organik yük kgKOİ/ m ³ -gün	Reaktör hacmi V (L)	BOİ/KOİ	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Verim (%)	Biyogaz Lgaz/ grKOİgid	Metan LCH ₄ / grKOİgid		
YAAAnF	250	3-15	37±1	-	2,05	-	8,2	-	4,2	-	28-49	-	0,28-0,32	HCl ile pH ayarlaması yapılmış.	Mendez vd., 1989
YAÇYR	240	-	35±1	1,7-3,6	100	-	7,8-8,2	-	3,7-5,2	2-3	40	-	-	HCl ile pH 8'den 7-7,5 aralığına düşürülmüş. Fosfor konsantrasyonu düşük ancak (~15 mg/L) KOİ/P oranı yeterli	Berrueta vd., 1996
YAÇYR	226	0,96-1,3	13-23	1,5-3,3	40	-	7,1-7,4	7,1-7,4	1,7-3,1	0,44-1,3	52-74	-	0,2-0,38	Pilot ölçekli bu çalışmada düşük sıcaklıkta YAÇYR ile sızıntı suyu arıtımı araştırılmıştır.	Kettunen ve Rintala, 1998
YAÇYR	342	1,5	35±1	6,73	13,5	-	7,2±0,2	-	10	5,84	42,2	-	-	Yarı-sürekli beslemeli sistem, farklı oranlarda evsel çamur-sızıntı suyu karışımı arıtılmış	Lin vd., 2000
YAÇYR	266	1,15-3	35±2	4,26-10,06	11,55	0,6	-	-	5,8-15,5	1,2-4,5	61-92	-	-	pH ayarlaması yapılan sızıntı suyu seyreltilmiş (KOİ 1000), yüksek pH'da amonyak inhibisyonu	Yılmaz, 2000
YAÇYR	395	0,5-1	35	0,6-18,4	6,2-5	0,86	6,9-9	-	1,3-9,2*	<0,05-2,1*	45-92	-	0,29-0,34	Ardışık kesikli YAÇYR Sızıntı suyu %100, %66, %33 oranlarında seyreltilip beslenmiş	Kennedy ve Lentz, 2000
YAÇYR	395	0,5-1	35	1,2-19,7	6,2-5	0,86	6,9-9	-	1,2-9,8*	<0,05-1,8*	77-91	-	0,29-0,34	Sürekli YAÇYR Sızıntı suyu %100, %66, %33 oranlarında seyreltilip beslenmiş	
Ana. Filtre	-	-	19-25	4	3	0,9	7,3-8,1	-	15	-	72-94	0,4-0,54	-	-	Henry ve Prasad, 2000
	175	-	19-25	2,03	3	0,5	7,9-8,4	-	3,3	1,3-1,4	58-60	0,37-0,38	-	-	

*: çözülmüş KOİ

Çizelge 4.5 (Devamı) Sızıntı suyunun anaerobik arıtma uygulamaları

<i>Proses</i>	<i>İşletme şartları</i>						<i>pH</i>		<i>KOİ (gr/L)</i>			<i>Gaz üretimi</i>		<i>Açıklama</i>	<i>Kaynak</i>
	İşletme süresi gün	HBS gün	T (°C)	Organik yük kgKOİ/ m ³ -gün	Reaktör hacmi V (L)	BOİ/KOİ	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Verim (%)	Biyogaz Lgaz/ grKOİgid	Metan LCH ₄ / grKOİgid		
YAÇYR	150	6,6	37	2,37	-	-	7,7	8,5	15,7	1,5	90,4	-	-	Çıkış suyu fenton koagülasyonu ile arıtılmış	Lau vd., 2001
YAÇYR	325	0,94-2,84	34±2	3,6-19,3	10,4	0,4-0,8	7,7-8,4	-	9-25	-	84-94	0,44	0,39	Fosfor ilavesi, kısmi amonyak inhibisyonu, pH ayarlaması, inorganik çökeltmeyle tıkanma sorunu.	Tüylüoğlu, 2001
YAÇYR	42	1,25	37-42	1,3-16	2,5	-	7-7,3	-	5,4-20	2,3-4,2	58-79	-	-	Ardışık 2 YAÇY reaktör kullanılmış	Ağdağ ve Sponza, 2005b
YAÇYR	354	5,1-6,6	37	1-2,4	2,8	-	7,1-8,5	8,5-8,9	4,8-15,7	1,4-1,9	66-90	-	-	-	Fang vd., 2005
YAÇYR	350	2		10	-	-	6,5-9	-	10-20	<6	70	-	-	-	Li vd., 2007
YAÇYR	5 ay	2,25	-	3,3	5	≥ 0,5	6,5-7,5	-	3,3	-	62	-	0,29	7,8-8,8 aralığında olan pH ayarlanmış. HBS 0,7 günden 2,25 güne çıktıkça verim %24'den %62'ye çıkmış.	Castillo vd., 2007
YAÇYR	-	3	-	1,3	5	0,34	8,4	8,1	4	0,96	76	0,52	-	Sızıntı suyu hacimsel olarak çeşitli oranlarda (%5-%40) sentetik atık su ile karıştırılmış optimum sızıntı suyu %'si %20 bulunmuş. HBS 2-7 gün aralığında çalışılmış ve optimum 3 gün tespit edilmiş.	Bohdziewicz ve Kwarciak, 2008

*: çözünmüş KOİ

Mendez vd., 1989;

İspanya’da yapılmış bu çalışmada aynı koşullarda, aynı iklim şartlarına sahip, aynı nitelikte atık kabul eden ancak farklı yaşlardaki iki depo sahası sızıntı suyunun anaerobik arıtılması incelenmiştir. Bu depo sahalarından genç olanı 6 yaşında ve KOİ’si 4100 mg/L, yaşlı olanı ise 20 yaşında ve KOİ’si 830 mg/L’dir ve %40 oranında inerttir. Kullanılan anaerobik arıtma sistemi yukarı akışlı anaerobik filtredir ve yarı sürekli bir şekilde beslenmiştir. Ayrıca bu çalışmada fosfat ilavesi, işletme sıcaklığı, şok yükleme gibi işletme şartlarının reaktörün giderme verimine etkisi incelenmiştir. Yaşlı sızıntı suyunun arıtılması esnasında hiçbir koşulda, organik yüklemenin çok düşük olması durumunda dahi giderme verimi %35’in üzerine çıkmamıştır. Bu durum, sızıntı suyunun biyolojik ayrışmaya karşı dirençli fraksiyonunun yüksek olmasıyla açıklanmıştır. Genç depo sahasının organik yükü yaşlı olana göre daha fazladır ve bu yükün önemli bir kısmını çözünmüş KOİ oluşturmaktadır.

Sızıntı suları yüksek miktarda biyolojik ayrışmaya karşı dirençli bileşenleri içermelerine rağmen, anaerobik arıtma yönteminin verimli bir şekilde kullanılabileceği, genç sızıntı sularının anaerobik arıtılmasıyla KOİ seviyelerinin, yaşlı sızıntı suları KOİ değerlerine benzer seviyelere düşürülebileceği belirtilmiştir.

Berrueta vd., 1996;

Bu çalışmada 800000 nüfuslu İspanya Asturias kentinde bulunan orta yaşlı (12 yıl) depo sahası sızıntı suyunun pilot ölçekli YAÇY reaktörde arıtılabilirliği incelenmiştir. Kullanılan reaktörün devreye alınması, biyolojik olarak kolay ayrışabilir sızıntı suyu ile yapılmıştır. Tüm modifikasyonlar %70 KOİ giderimi esas alınarak yapılmıştır. Çalışma, YAÇY reaktörün devreye alınması ve işletilmesi; reaktörün çamurla doldurulması, beslemeye geçiş, sızıntı suyuna alıştırma ve ham sızıntı suyu ile beslenmesi kademelerini içeren dört adımdan oluşmaktadır. Öncelikle KOİ/N/P oranı anaerobik arıtım için uygun bir oran olan 100:1:0,2 oranlarında tutulmuştur. Sızıntı suyunun kompleks yapısından dolayı mikroorganizmaların ortama alışması için kademeli olarak farklı oranlarda sızıntı suyu verilmiş ve verim istenen değere ulaşıncaya sızıntı suyu hacimsel yüzdesi arttırılmıştır (%5-%100). Sızıntı suyundaki amonyum konsantrasyonu fazla olduğu için %10’luk hacimsel miktardan sonra sentetik hazırlanan kısma amonyum ilavesi, %40’dan sonra bikarbonat ilavesi, %80’den sonra fosfor ilavesi yapılmamıştır. Sızıntı suyu numunesi farklı zamanlarda alındığı için anaerobik reaktör giriş KOİ’si değişkendir ancak giriş konsantrasyonundan bağımsız olarak çıkış konsantrasyonu 2000-3000 mg/L aralığında sabit kalmıştır. Biyolojik ayrışabilirlik çalışmaları

sızıntı suyunun %40-50 oranında biyolojik olarak ayrışabilir olduğunu göstermiştir. Anaerobik reaktörün arıtma verimi %40 civarında bulunmuş, yalnız biyolojik ayrışabilirlik esas alındığında KOİ giderimi %90-100 aralığında tespit edilmiştir. Çalışma sonunda sızıntı suyu anaerobik arıtımının, aerobik ve fizikokimyasal prosesler ile birlikte uygulanmasının uygun olacağı belirtilmiştir.

Kettunen ve Rintala 1997;

Finlandiya’da yapılan bu çalışmada Kettunen ve Rintala, sızıntı sularının düşük sıcaklıklarda anaerobik arıtılabilirliği üzerinde çalışmışlar ve sıcaklığın 35 °C’den 20 °C’ye düşürülmesi halinde, uzun süreli adaptasyondan sonra metanojenik aktivitenin 35°C’deki değerin 2/3’sine ulaştığını belirlemişlerdir.

Kettunen ve Rintala 1998;

1998’de yapılan bu çalışmada ise, KOİ’si 1,5-3,2 gr/L arasında değişen sızıntı sularını pilot ölçekli YAÇY reaktörde düşük işletme sıcaklıklarında arıtılabilirliği araştırılmıştır. Çalışmada, 2-4 kg KOİ/m³-gün organik yük ve 18-23 °C işletme sıcaklığında sızıntı suyu miktarındaki salınımlara rağmen %65-75 KOİ giderme verimi elde edilmiştir. Diğer taraftan, 1,4-2 kg KOİ/m³-gün organik yüklemelerde ve 13-14 °C işletme sıcaklıklarında %50-55 KOİ giderimi sağlanmıştır.

Reaktörde 226 günlük bir çalışma sonucunda toplam katıların %24’ü kadarı kalsiyum ve %7’si kadarı demir olduğu tespit edilirken, sürekli bir mangan birikmesi gözlenmiştir. Reaktörün alttan itibaren 95 cm seviyesindeki magnezyum, potasyum, sodyum konsantrasyonları, 20 cm seviyesindeki değerlere göre daha yüksek çıkmış ve uzun süreli işletmelerde önemli problemlere sebep olabilecek kadar inorganik madde birikmesi olduğu görülmüştür. Elde edilen sonuçlara göre, anaerobik çamurun periyodik olarak karıştırılması gerektiği tavsiye edilmiştir.

Çallı 1999;

Bu çalışmada İstanbul Kömürcüoda Depo Sahası sızıntı sularının karakterizasyonu, anaerobik arıtılabilirliği ve anaerobik reaktör çıkışının aerobik arıtılabilirliği araştırılmıştır. Yapılan karakterizasyon çalışması sonunda KOİ ve BOİ₅ değerlerinin yaz aylarında yüksek, kış aylarında ise yağmurdan kaynaklanan seyrelme neticesinde düşük olduğu tespit edilmiştir. Ancak yağış ile seyrelmenin amonyum değerinde bir değişime sebep olmadığı belirtilmiştir.

Söz konusu çalışmada anaerobik filtre, hibrid ve YAÇY reaktörler kullanılmıştır. Reaktörlere

uygulanan organik yük 1,3 kg KOİ/m³/gün-9,8 kg KOİ/m³/gün aralığında tutulmuş, 300 günlük çalışma süresinin ilk 180 günü HBS; 2,4 gün, kalan günler ise 2 gün olarak çalıştırılmıştır. Her bir reaktörde de artan organik yükler karşısında %80-90 arasında benzer KOİ giderim verimi elde edilmiştir. İşletme sırasında reaktörler birkaç kez yüksek amonyum konsantrasyonlarına maruz kalmış ve üç reaktör arasında anaerobik filtre inhibisyonundan en az, YAÇY reaktör ise en fazla etkilenen reaktör olmuştur. Anaerobik arıtılmış sızıntı suyunun aerobik arıtılabilirliğinin incelenmesi için ardışık kesikli reaktör kullanılmıştır. Amonyum konsantrasyonunun yüksek olması ve zor ayrışabilir organik içeriği sebebiyle bu reaktörlerde KOİ giderimi tespit edilememiştir. AKR verimini arttırmak için anaerobik reaktör çıkış suyundaki biyolojik ayrışabilirliği arttırmak hedeflenmiş ve bunun için ozonlama ve hidrojen peroksitle oksidasyon denenmiş, ancak bu çalışmalarla olumlu sonuçlar elde edilememiştir.

AKR'lerde KOİ giderimi gerçekleşmese de yeterli alkalinite sağlanınca yüksek nitrifikasyon verimleri gözlenmiş bununla birlikte denitrifikasyon bakterileri için uygun koşullar sağlanamadığından denitrifikasyon gerçekleşmemiştir. Metal konsantrasyonları biyolojik arıtmayı inhibe edici değerlerde olmadığı için ön arıtma gerekmediği sonucuna varılmıştır. Çalışmada pH 8 civarında amonyak inhibisyonunun arttığı tespit edilmiştir. İyonize amonyak konsantrasyonu pH ayarlamasıyla inhibisyon seviyesinin altında tutulduğu takdirde anaerobik arıtma veriminin %90'a ulaşabileceği belirlenmiştir. Bu durum sızıntı suyunun anaerobik arıtılabilirliğini göstermiştir. Amonyak inhibisyonu çalışmasında metanojenik aktivite testi yapılmış ve amonyum azotu konsantrasyonları 2000 ve 2500 mg/L için kritik pH seviyeleri 7,4 ve 8,1 bulunmuştur.

Bu çalışmada, sızıntı suyunun karakterindeki değişim ve dalgalanmalar nedeniyle, anaerobik reaktörlerin sızıntı suyu arıtımındaki davranışlarını ve sızıntı suyunun karakterini değerlendirmek için daha uzun süreli araştırmalar tavsiye edilmiştir. Ayrıca ileriki çalışmalar için anaerobik reaktör çıkışlarının aerobik arıtılabilirliğini arttırmak amacıyla farklı alternatifler ve özellikle kombinasyonlar tavsiye edilmiş ve yüksek amonyum konsantrasyonundan dolayı ilave bir kademenin teşkil edilmesi gerektiği önerilmiştir.

Kennedy ve Lentz 2000;

Kennedy ve Lentz, sızıntı suyunun sürekli ve kesikli YAÇY anaerobik reaktörle arıtılabilirliğini incelemişlerdir. Her iki reaktörde 0,6-19,7 grKOİ/L-gün organik yüklemelerde çalıştırılmış, düşük ve normal organik yüklemelerde reaktörler benzer performansı göstermişlerdir. Yüksek organik yüklerde ise sürekli YAÇY reaktör, kesikli

reaktöre göre çok daha iyi sonuçlar vermiştir. Sistemin performansı üç farklı HBS'lerinde (24, 18 ve 12 saat) ve seyrelme oranlarında (%100, %66 ve %33 sızıntı suyu-musluk suyu) değerlendirilmiştir. Besleme çözeltisindeki sızıntı suyu yüzdesi düştükçe sistemin verimi artmıştır. Tüm hidrolik bekletme süreleri için arıtma performansları incelendiğinde, %100 sızıntı suyu beslenmesi durumunda KOİ giderme verimi kesikli YAÇY reaktör için %45-86, sürekli YAÇY reaktör için %77-81, seyrelme oranının %66 olması durumunda KOİ giderme verimi kesikli YAÇY reaktör için %72-85, sürekli YAÇY reaktör için %79-89 ve %33'lük seyrelme oranında KOİ giderme verimi kesikli YAÇY reaktör için %80-92, sürekli YAÇY reaktör için %84-91 olarak bulunmuştur. Sızıntı suyunun biyolojik olarak giderilebilen kısmı hesaba katıldığında verimin daha da yüksek olduğu belirtilmiştir.

Sonuç olarak YAÇY reaktör çıkış suyu, kanala deşarj kriterlerini sağlamada yeterli olmadığı için membranla arıtma, ultrafiltrasyon ve/veya ters osmoz sistemleriyle ileri arıtma uygulaması tavsiye edilmiştir.

Lin vd., 2000;

Lin vd., sızıntı sularının anaerobik arıtılabilirliği çalışmalarında, 1:1 oranındaki sızıntı suyu ve evsel çamur karışımını YAÇY reaktörle arıtmışlar ve KOİ, TP ve $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimini sırasıyla %42,2, %44,3, %47,8 olarak bulmuşlardır.

Lau vd., 2001;

Hong Kong'da KOİ'si 15700 mg/L olan bir düzenli depo sahası sızıntı suyunun YAÇY reaktör ve fenton yöntemi ile arıtımı, bu çalışmaya konu olmuştur. Anaerobik rektörde 6,6'lık HBS'de KOİ giderme verimi %90,6, çıkış suyu $\text{BOI}_5/\text{KOİ}$ oranı 0,05 olarak bulunmuş, çıkış suyundaki bileşenlerin biyolojik ayrışmaya dirençli, inert maddeler olduğu belirtilmiştir. Bu nedenle çıkış suyu Fe^{+2} katalizliğine H_2O_2 kullanılarak fenton yöntemiyle arıtılmıştır. Optimum koşullarda YAÇY reaktör çıkış suyunda kalan KOİ'nin %70'i giderilmiş ve 447 mg/L'ye düşürülmüştür.

Fang vd., 2005;

Hong Kong'da gerçekleştirilen bu çalışmada, sızıntı suyunun YAÇY reaktörde 5,1-6,6 günlük HBS'lerinde ve 1-2,4 grKOİ/L-gün organik yüklemelerde arıtımı çalışmalarında %66-90 KOİ giderme verimi elde edilmiştir. Ancak sızıntı suyunda biyolojik ayrışmaya dirençli organiklerin bulunması anaerobik arıtmayı tek başına yetersiz kılmıştır. YAÇY reaktör çıkış KOİ konsantrasyonu 1440-1910 mg/L civarındadır. Bu çalışmada reaktör çıkış suyu ileri

oksidasyon yöntemlerinden olan fenton ve ozonlama ile arıtılmıştır. Bu uygulama sonucu BOI_5/KOI oranı artmış bu durum kompleks hümit ve aromatik bileşenlerin ozonlamayla düşük moleküler ağırlıklı organiklere ayrışmasıyla açıklanmıştır. YAÇY ve fenton koagülasyonu ile KOI giderme verimi %97'ye, YAÇY reaktör ve ozonlama ile verim %99,3'e yükselmiştir. Böylelikle çıkış KOI konsantrasyonu 85 mg/L'ye, BOI_5 konsantrasyonu 10 mg/L'ye düşmüştür. Ayrıca ozonlama organik maddelerin biyolojik ayrışabilirliklerini arttırdığı için kalan organiklerin yaklaşık %50'sinin denitrifikasyon için kullanılabileceği düşünülmüştür.

Ziyang ve Youcai, 2007;

Bu çalışmada, Çin'in en büyük düzenli depo sahası olan Shanghai Depo Sahası sızıntı suyunun mevcut arıtma tesisi değerlendirilmiştir. Arıtma tesisi dengeleme tankı çıkış KOI 'si; 15193 mg/L, anaerobik lagün çıkışı; 12000 mg/L, anoksik lagün çıkışı; 7744 mg/L ve aerobik lagün çıkışı 3773 mg/L, dengeleme tankı çıkışı amonyum konsantrasyonu ise 2894 mg/L iken aerobik lagün çıkışı 808 mg/L olduğu belirlenmiştir. Aynı zamanda ham sızıntı suyunda ve arıtma çıkışlarında yaptıkları moleküler boyut analizleriyle sızıntı suyunun büyük kısmının 1000 Da'dan düşük moleküler ağırlıklı çözünmüş elementlerden oluştuğu tespit edilmiştir.

Bohdziewicz ve Kwarciak 2008;

Bu çalışmanın amacı sızıntı suyunun YAÇY reaktör ve TO ile ileri arıtımını araştırmaktır. Çalışmaya konu olan depo sahası Güney Polonya'da bulunan, 1987'de kurulan evsel ve tehlikeli olmayan endüstriyel atıkları kabul eden bir sahadır. Bu sahada oluşan sızıntı suyu düşük BOI ve BOI/KOI oranıyla yaşlı sızıntı suyu özelliği taşımaktadır. Sızıntı suyunun bir kısmı TO ile bir kısmı ise evsel atıksu arıtma tesisinde arıtılmaktadır. Söz konusu çalışmada anaerobik reaktörün devreye alınması, sızıntı suyunun biyolojik ayrışabilirliğinin düşük olması ve toksik bileşenlerin mevcudiyeti nedeniyle zor olmuştur. Çalışmada öncelikle granül çamur yüksek organik yüklü sentetik atıksuya alıştırılmış ve daha sonra sentetik atıksu ve sızıntı suyu için en uygun karıştırma oranları (hacimsel olarak %5-%40) belirlenmiştir. Sızıntı suyunun sentetik atıksuya oranı %40 olduğunda KOI giderme verimi %49'a düşmüştür, bu aşamada YAÇY reaktörün işletme şartları HBS; 7 gün, organik yük 0,6 kg KOI/m^3 -gündür. En uygun sızıntı suyu sentetik atıksu oranı %20 olarak belirlenmiş ve HBS 7 günden 2 güne düşürülmüş ve organik yük 0,6'dan 2 kg KOI/m^3 -güne arttırılmıştır. Optimum işletme şartları HBS 3 gün, organik yük 1,3 kg KOI/m^3 -gün olarak bulunmuştur. Bu şartlarda KOI giderme verimi %76 ve çıkış suyu değerleri sırasıyla KOI , BOI , amonyum, klorür konsantrasyonları

960 mg/L, 245 mg/L, 196 mg/L, 2350 mg/L değerlerinde tespit edilmiştir. Çalışmada, YAÇY reaktör çıkış suyu kalitesi yetersiz olduğu için ileri arıtma yöntemi TO uygulanmıştır.

Özetlenen bu çalışmalardan görüleceği üzere sızıntı suyunun içerdiği organik maddelerin anaerobik arıtma performansı farklı karakterdeki sızıntı suları ve işletme şartlarına göre değişmektedir.

4.1.3 Biyolojik Azot Giderimi

Sızıntı sularında yüksek konsantrasyonlarda bulunan amonyum, arıtma verimini etkilediği için önem arz etmektedir. Bu sebeple sızıntı suyundan amonyum giderimi araştırmacılara çalışma konusu olmuştur (Martienssen ve Schops, 1997). Sızıntı sularında azot hem organik (amino asit gibi) hem de inorganik (amonyum gibi) formlarda bulunabilir. Azotun nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesleriyle biyolojik olarak giderilmesi en ekonomik yöntemlerdendir. Bu yöntemin etkinliği fiziksel-kimyasal parametrelere, sızıntı suyu kompozisyonuna ve mikrobiyal metabolizmaya bağlıdır. Nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesi iki adımdan oluşmaktadır. Nitrifikasyonda, aerobik koşullarda bir seri reaksiyonlarla amonyum nitrata dönüşmektedir. (Amonyum, $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{Nitrit}, \text{NO}_2 \rightarrow \text{Nitrat}, \text{NO}_3$). Diğer taraftan denitrifikasyonda nitrat anoksik koşullarda azot gazına (Nitrat, $\text{NO}_3 \rightarrow \text{Nitrit}, \text{NO}_2 \rightarrow \text{Azot } \text{N}_2$) dönüşmektedir.

Böylece sızıntı suyu arıtımında aerobik prosesler, azot gideriminin mümkün olduğu nitrifikasyona göre dizayn edilirken anaerobik proseslerde düşük azot giderimi beklenir, çünkü azotun büyük bir kısmı amonyum formundadır. Düşük sıcaklıklarda nitrifikasyon bakterilerinin büyümesinin oldukça yavaş olması sebebiyle, Avrupa'daki birçok nitrifikasyon ünitesi, depo gazıyla sızıntı suyunu ısıtmak suretiyle 20 °C'den yüksek sıcaklıklarda işletilmektedir. Denitrifikasyon prosesi nitrati azot gazına çevirmek için bir karbon kaynağı gerektirir (C/N 3:1), bu kaynağın yetersiz olması durumunda metanol gibi ilave bir kaynak gerekebilir (EPA, 2000).

4.2 Fiziksel-Kimyasal Arıtma

Fiziksel/kimyasal ön arıtma metotlarının, özellikle biyolojik olarak ayrışabilir organik karbon miktarı daha düşük olan sızıntı suları için, biyolojik olarak arıtılmış sızıntı suyunun ikincil arıtımı için veya depolanan atıkların stabilizasyonu tamamlandıkça biyolojik arıtmanın etkinliği azaldığı için kullanımı daha uygun olur. Fiziksel/kimyasal arıtma sonucu çıkan çamurlar zararlı atık olarak uzaklaştırılmalıdır (Günay, 2002).

Sızıntı suyu karakterindeki dalgalanmalar nedeniyle arıtma prosesi öncelikle dengelemeyle başlar, dengeleme tankında karıştırıcı ile karışan sızıntı suyu uniform hale geldikten sonra arıtma sistemine iletilir ve uygun yöntemle göre arıtma işlemine tabi tutulur.

Fiziksel/kimyasal arıtma yöntemleri; nötralizasyon, koagülasyon, çöktürme, oksidasyon, havayla amonyak sıyırma, filtrasyon, iyon değiştirme ve aktif karbon adsorpsiyonu gibi yöntemleri içerir (Wichitsathian, 2004). Bazı fiziksel kimyasal arıtma prosesleri aşağıda kısaca tanımlanmıştır.

4.2.1 Aktif Karbon İlavesi

Bu sistem toz aktif karbonun aktif çamur sistemine kontrollü ilavesini içerir ve aktif çamur sisteminin tek başına kullanımından daha iyi arıtma verimi sağlar. Havalandırma sisteminde aktif karbonun bulunması bazı inatçı organiklerin giderilmesinde, çökelme işlemini kolaylaştırmada ve toksik şoklara karşı tamponlamada etkilidir. Sızıntı suyu arıtımında aktif karbon ilavesi 1980’lerde uygulanmaya başlanmıştır (EPA, 2000).

4.2.2 Havayla Amonyak Sıyırma

Birçok araştırmacıya konu olan amonyak sıyırma, sızıntı suyunda da kullanılan fiziko-kimyasal arıtma yöntemlerinden biridir (Cheung vd., 1997; Kabdaşlı vd., 2000). Yüksek pH’da iyonlaşmamış amonyumun $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3 + \text{H}^+$ denkleminde yazıldığı şekilde NH_3 formuna dönüştürerek kesif havalandırma ile sıyırılmasıdır.

Çeşitli fizikokimyasal arıtma metotlarından havayla amonyak sıyırma, sızıntı suyundan azot giderme prosesi için oldukça iyi sonuç verir. Sızıntı suyundaki uçucu amonyak gazının giderilmesi için hava kullanılması yöntemi bir kütle transfer prosesidir. Sıyırmadan önce amonyum yüksek çözünürlüktedir ve sıvı fazdan ayrılması için serbest amonyak gazı moleküllerine çevrilmesi gerekmektedir, ayrıca sızıntı suyu pH değeri 10’dan yüksek olacak şekilde ayarlanmalıdır. Bu proses bir lagünde veya bu amaç için tasarlanmış daha yüksek hava/sızıntı suyu oranları sağlanan sıyırma kulelerinde gerçekleştirilebilir (EPA, 2000).

4.2.3 Kimyasal Çöktürme

Kimyasal çökeltme işleminde kompleks oluşturmak maksadıyla çeşitli koagülantlar ($\text{Ca}(\text{OH})_2$, alüm, FeCl_3 , FeSO_4 ve polimerler) sızıntı suyuna eklenerek askıda veya çözünmüş katıların fiziksel durumunun değiştirilip, çökelmesini kolaylaştırarak giderilmesi sağlanır. Bu yöntem yüksek moleküler ağırlıklı fülvik ve hümik asit gibi organik bileşenlerin gideriminde

etkindir. Sızıntı sularının muhteviyatındaki asılı katı maddelerin %85'inin boyutu 5 µm'den büyük olup, koagülasyon, flokülasyon ve çöktürme ile askıda katı maddelerin %90'ı giderilebilirken, organik maddelerin %10-12'si giderilebilir (Günay, 2002). Metaller uygun çöktürücü ilavesiyle ve pH ayarlamasıyla hidroksitler, sülfidler ve karbonatlar olarak çöktürülürler (Choudhary, 2005).

Kimyasalların ilavesinin ardından gelen sırasıyla karıştırma, flokülasyon, koagülasyon ve çöktürme diğer arıtma prosesleri ile birleşik kullanılabilir. Tıkanma problemlerini minimize etmek için askıda maddeleri azaltmak, kalsiyum karbonat, demir, magnezyum gibi metalleri çöktürerek prosesi korumak, biyolojik prosesteki inorganik katıların artışı engellemenek ve çıkış suyundaki rengi ve bulanıklığı gidermek amacıyla kimyasal çöktürme işlemleri uygulanabilir (EPA, 2000; Gönüllü, 2008).

4.2.3.1 Kimyasal çöktürme ile amonyum giderimi

Amonyum çözünürlüğü az olan birçok bileşik oluşturabilir. Bu amonyumlu bileşikler içerisinde proses olarak tatbik edilebilirlik açısından en iyi bilinen magnezyum amonyum fosfat ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ /struvit/MAP), tuzudur. Evsel katı atık depolama sahalarından sızan sularda yüksek konsantrasyonlarda NH_4-N bulunabilir. Depo sahalarında proteinlerin ve bakterilerin bozunması sonucu açığa çıkan amonyumu, MAP kristalleri şeklinde çöktürerek sızıntı suyundan uzaklaştırmak mümkündür. MAP prosesi ile hem NH_3-N , hem de PO_4-P giderilebilir. Ayrıca oluşan MAP çamuru toksik madde içermiyorsa gübre amacıyla da kullanılabilir (Günay, 2002). Bu yöntemle sızıntı suyundan amonyum giderme birçok araştırmacıya konu olmuştur (Li vd., 1999; Li ve Zhao, 2001; Altınbaş vd., 2002; Kabdaşlı vd., 2008).

4.2.4 Kimyasal Oksidasyon

Kimyasal oksidasyon, siyanid, fenol ve bazı diğer organiklerin giderilmesinde, bazı metallerin çöktürülmesinde kullanılır. Kimyasal oksidasyonda sızıntı suyu, önce biyolojik arıtma, sonrasında nitrifikasyon ile arıtılmalıdır. Oksidasyon aracı olarak gaz (ozon), sıvı (hidrojen peroksit) veya katı (potasyum permanganat) formlar kullanılabilir. UV-radyasyon da oksidant olarak kullanılmaktadır (EPA, 2000). Genellikle kimyasal oksidasyon prosesi biyolojik reaktörlerde toksik etki oluşturan veya biyolojik ayrışmaya dirençli bileşenleri arıtma amacıyla arıtma dizinine ilave olarak sızıntı suyu arıtımında yaygın olarak kullanılır (Rivas vd., 2003; Rivas vd., 2004; Lopez vd., 2004; Wang vd., 2004a; Wang vd., 2004b; Tizaoui vd.,

2007; İlhan vd., 2007-2008). Oksidasyon proseslerinin pahalı olması, enerji ihtiyacı olması nedeniyle kullanımı sınırlıdır (Wichitsathian, 2004).

4.2.5 Aktif Karbon Adsorpsiyonu

Gözenekli yapısı nedeniyle oldukça büyük yüzey alanına (500-1300 m²/gr) sahip aktif karbonun içersinden sızıntı suyu geçtiğinde kirleticiler adsorbe edilir veya karbona tutunur. Sistem, karbonun düzenli olarak geri yıkanabilmesini veya yenilenebilmesini sağlayacak nitelikte olmalıdır. Sızıntı suyundaki yüksek askıda maddeler (>50 mg/L) aktif karbon arıtma sisteminden önce filtre edilmelidir. Karbon kullanımı ve geri yıkama işlemleri yüksek maliyete sebep olabilmektedir. Bu proses özellikle sızıntı sularındaki toksik bileşenlerin, iz AOX'lerin inatçı TOK, KOİ ve renk giderimi için uygundur. Karbon filtrenin askıda katı maddelerle tıkanmasını önlemek için bir kum filtresi kullanılabilir (EPA, 2000; Wichitsathian, 2004). Optimum şartlarda, karbon adsorpsiyonu ile birçok organik kirleticilerin gideriminde oldukça yüksek verim sağlanabilir (EPA, 2000).

Sızıntı suyu arıtımında aktif karbon adsorpsiyonu yaygın olarak kullanılan yöntemlerdendir (Fettig vd., 1996; Horan vd., 1997; Kurniawan vd., 2006b).

4.2.6 İyon Değiştirme

İyon değiştirme; organik anyonların, özellikle inorganik maddelerin sudan uzaklaştırılmasında etkilidir. Diğer taraftan toplam çözünmüş madde (TÇM) konsantrasyonu 200 mg/L'yi aştığı zaman iyon değiştirme uygulamaları ekonomik olmaktan çıkar. 1996'da yapılan bir çalışmada iyon değiştirme kapasitesi 1,7 meq/gr olan doğal zeolitleri kullanarak 2100-3257 mg/L konsantrasyonunda amonyum içeren sızıntı sularının %55-59'luk bir verimle arıtılabileceğini belirtmişlerdir. Ayrıca çalışmada, KOİ ve renk gideriminde doğal zeolitlerin etkili olmadığı ortaya konmuştur (Günay, 2002).

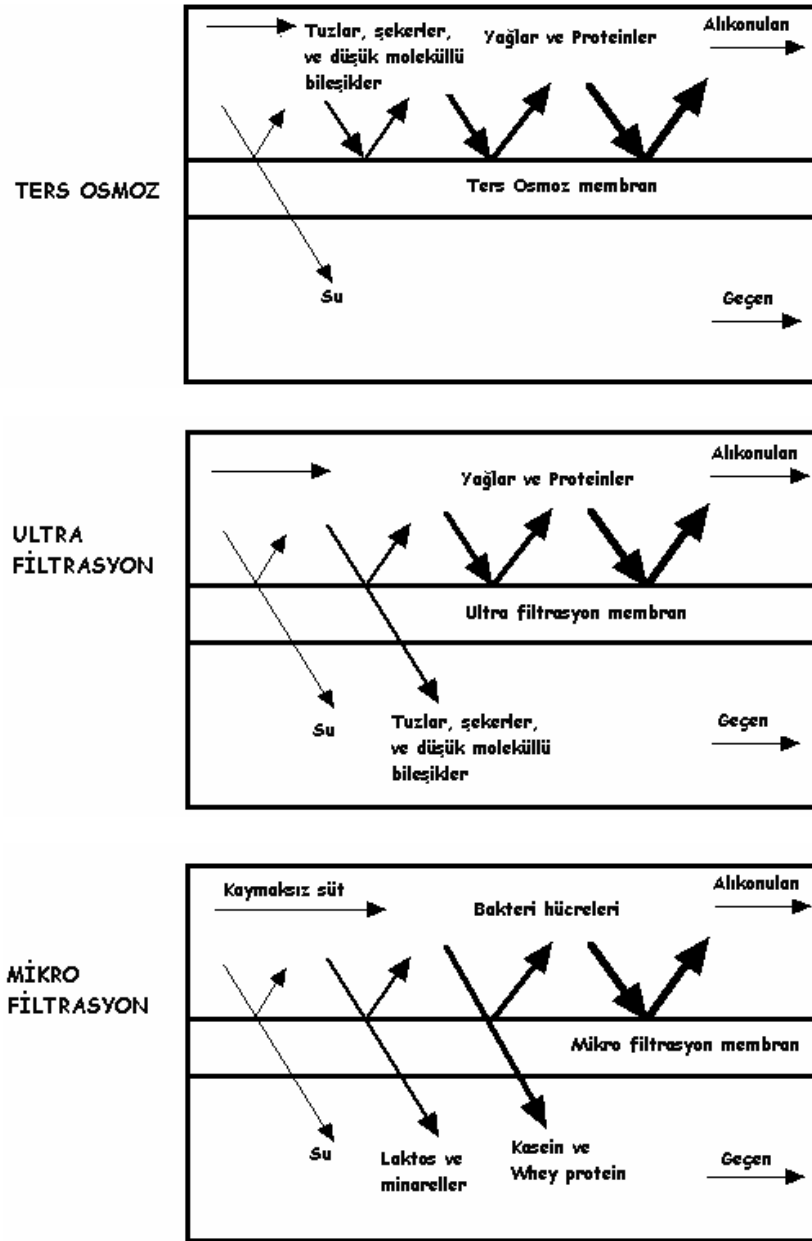
4.3 Membran Sistemleri ile Arıtma

Membran, iki fazı veya ortamı birbirinden ayıran ve bir tarafından diğer tarafa maddelerin seçici bir şekilde taşınmasını sağlayan ince ve geçirgen bir tabaka olarak tarif edilir. Membranlar gözenek boyutlarına göre en küçükten en büyüğe olmak üzere, ters osmoz (TO), nanofiltrasyon (NO), ultrafiltrasyon (UF) ve mikro filtrasyon (MF) membranlar olarak sınıflandırılmaktadır. Membranlarla sağlanan seçici kütle transferi, konsantrasyon farkı, basınç farkı ve elektriksel potansiyel farkı gibi itici güçler yardımıyla gerçekleşmektedir

(Gönüllü, 2004). Gözenek boyutu membran performansını ve çıkış suyu kalitesini belirlemede etkin rol oynar. Bazı membranlar ilk olarak gözenek çapı ile tanımlanırlar. Por çapı mikrometre (μm) ile ifade edilmektedir. Bir diğer yöntem ise membran tarafından tutulan en küçük molekülün eşdeğer kütlesi ile Dalton (Da) ifade edilmesidir. 1 Dalton 1 hidrojen atomunun kütlesini ifade etmektedir. Benzer şekilde, ultrafiltrasyon membranların seçiciliği MWCO (moleküler ağırlık engelleme sınırı) olarak ifade edilir ve birimi Dalton' dur. MF membranlar partiküler maddeleri tutarken, TO membranlar çözünmüş tuzlar gibi makro moleküler maddeleri, çözünmüş organik ve inorganik maddeleri de tutabilir. UF ve MF membranlar daha ziyade membran biyoreaktör (MBR) sistemlerinde kullanılırlar.

Son yıllarda atıksuların arıtılmasında kimyasal ön arıtmaya müteakip membran sisteminin uygulanması giderek yaygınlaşmaktadır. Genellikle nanofiltrasyon-ters osmoz olarak uygulanan söz konusu arıtma teknolojisinde, arıtma sonunda oluşan konsantre kısım genellikle düzenli depolama tesisinde depolanmaktadır. Membranın gözenek boyutu dağılımı, suyun sıcaklığı, basınç, pH, iyonik güç ve molekül boyutu, şekli ve membrana olan ilgi prosesin verimine etki eden önemli faktörlerdir.

Membran türlerine göre ayırma Şekil 4.3'de (Öztürk, 2003) verilmiştir.



Şekil 4.3 Membran türlerine göre ayırma işlemleri (Öztürk, 2003)

4.3.1 Membran Biyoreaktör

Membran biyoreaktörler (MBR), membran ve aktif çamur sisteminin kombinasyonu ile oluşturulur. Membran biyoreaktör konfigürasyonunda, atıksu havalandırma bölümünde biyolojik olarak parçalanabilen organik maddeler ve indirgenmiş azot bileşikleri okside edilerek arıtılır. Biyolojik arıtmadan sonra, çöktürme havuzu yerine ultrafiltrasyon veya mikro filtrasyon membranları kullanılarak ayırma işlemi gerçekleştirilmektedir. Biyolojik olarak ayrışabilen maddeler uzaklaştırılabildiği gibi ayırma işlemi yapan ultrafiltrasyon veya mikro filtrasyon membranları ile bazı mineraller de yüksek oranda giderilmektedir. Bununla beraber,

oluşan konsantre akımın uzaklaştırılması problem teşkil etmektedir. Oluşan bu konsantre akım, düzenli depo alanına geri devrettirilerek uzaklaştırma problemi ortadan kalkar.

MBR sistemlerinde kullanılan membranlar, MF (gözenek açıklığı 0,05-5 μm) veya UF (gözenek açıklığı 0,005-0,1 μm) olabilir. MBR ünitesi, dışarıda, yüzeyde veya biyoreaktöre daldırılmış olabilir. Dışarıda olduğu sistemlerde membran biyoreaktörden bağımsızdır. Basit bir membran kullanımı tüm askıda katı maddeleri ve mikroorganizmaları tutar. Yüksek oranda organik karbon ve nütrient giderimi sağlanır. Membran biyoreaktörlerin, hidrolik bekletme süresinin kontrolünü sağlaması, yüksek arıtım kalitesi, yüksek biyokütle konsantrasyonu ve sistemin az yer kaplaması gibi avantajları da vardır. Daldırılmış membran biyoreaktörlerin avantajları arasında, çamur üretiminin nispeten az olması, son çöktürme havuzu gerektirmemesi, mikroorganizmaları reaktör içerisinde tutması, yüksek arıtım kapasitesi sağlaması ve az yer kaplaması sayılabilir.

Kompleks yapıya sahip olan ve organik madde muhtevası yüksek olan sızıntı suları, konvansiyonel kimyasal, biyolojik veya fiziksel arıtma yöntemleri ile yeterli düzeyde arıtilamamaktadır. Bu suların membran teknolojisi kullanılarak arıtımıyla yüksek düzeyde arıtma verimi sağlanabilmektedir.

4.3.2 Ters Osmoz

Sızıntı sularının arıtımında en çok kullanılan metotlardan biri de ters osmoz (TO) membranlarıdır. Yüksek oranda giderme verimlerinden dolayı, elde edilen süzüntü suyunun kalitesi oldukça iyidir. Ham sızıntı suyunda yer alan katı kolloidal partiküller ve demir hidroksitlerin varlığından kaynaklanan tıkanmadan dolayı TO ünitesinin biyolojik arıtım, aktif karbon veya iyon değiştirme proseslerinden sonra kullanılması daha uygun olmaktadır (Demir, 2005). Tipik bir TO sisteminin gözenek boyutları, 5-20 Angström, basınç; 2000-4000 kPa aralığındadır. Deniz suyu için uygulanan basınç aralığı 50-100 bar, acı ve hafif tuzlu sulardan tuz giderimi ve diğer uygulamalar için bu değer 15-50 bar aralığındadır (Bruggen vd., 2003). TO sistemine giriş suyu 50 gr/L'den düşük toplam çözünmüş madde içermelidir, magnezyum, demir, sülfatlar, kalsiyum karbonatlar, silikatlar, klor ve biyolojik organizmalar minimum düzeyde olmalıdır, kolloid maddelerin 5-10 μm 'lik kum (silt) filtrelerde giderilmesi gerekir (EPA, 2000).

TO membranlar tüm çözünebilir tuzları, inorganik molekülleri ve moleküler ağırlığı 100 Da'dan büyük olan organik molekülleri tutabilir ve tuzları giderme verimi %95'den büyüktür (Kurniawan vd., 2006a). Sızıntı sularının TO ile arıtımı, yeraltı sularının ve yüzeysel suların

kirlenmesini önlemede umut vericidir (Li, vd., 2007). MF, TO kullanımından önce ön arıtım olarak kullanılmasıyla askıda maddelerin giderilmesiyle membranın tıkanmasını önlemede etkilidir (Li, vd., 2007). TO ile arıtım yaklaşık 20 yıldır kullanılan sızıntı suyu arıtma metotlarından biridir (Bohdziewicz vd., 2008).

Sızıntı suyunun arıtıldığı TO sistemlerinde arıtılmış süzüntü kısmı yüzeysel sulara veya yeraltı sularına deşarj edilebilir ancak, konsantre kısım yüksek miktarda organik ve inorganik kirleticiler içerir ve bunun ilave arıtımı gerekmektedir. TO'dan çıkan konsantre kısım yakılabilir, buharlaştırılabilir ve kalan kuru kısım depo sahasında bertaraf edilebilir, oluşan distilat ise tekrar TO ünitesine devrettirilebilir.

4.3.3 Nano Filtrasyon

Sızıntı sularının arıtımında TO membranlarının yanında nano filtrasyon (NF) membranları da kullanılmaktadır. NF membranları, düşük giderme verimlerinden dolayı, TO membranlarına göre daha az kullanılmaktadır. NF, gözenek boyutuna göre moleküler ağırlıkları 200-500 Da'dan büyük olan bileşenlerin gideriminde ve çok değerlikli iyonların tutulmasında etkilidir (Trebouet vd., 1999). İşletme basıncı 5-15 bar aralığında değişir (Bruggen vd., 2003). NF membranında, TO membranına göre çok daha düşük basınç uygulandığı için enerji ihtiyacı daha düşüktür (Ortega vd., 2007). Ayrıca sızıntı sularının arıtılmasında NF ile desteklenmiş TO uygulamaları ile biyolojik ön arıtmadan sonra TO uygulamaları da günümüzde yaygın olarak kullanılmaktadır (Demir, 2005).

4.3.4 Ultra Filtrasyon

Ultra filtrasyon (UF), proteinler, polimerler, metal kompleksleri, askıda katılar gibi makro molekülleri içeren yüksek moleküler ağırlıklı (5000-100000 Da) makro molekülleri gidermede kullanılır. Ayrıca bakteri ve virüslerin gideriminde de etkilidir. İşletme basıncı 2-8 bar aralığında değişir (Bruggen vd., 2003). Düşük moleküler ağırlıklı parçalar filtreden kaçır. Biyolojik olarak arıtılmış sızıntı sularında başarıyla kullanılır.

Sızıntı suyundaki çözünmüş maddelerin büyük çoğunluğunun moleküler ağırlığı 500 Da'dan düşük olduğu için, UF arıtmada yetersiz kalır (Trebouet vd., 1999). Asit fazdaki sızıntı suyu çok küçük organik moleküller ihtiva ettiğinden ultrafiltrasyon ve ters osmoz ile başarılı giderim elde edilemez (Özgöçmen, 2007).

4.3.5 Mikro Filtrasyon

MF membranları gözenek boyutları 0,1-2 μm aralığındadır. 5 bardan düşük basınçlarda çalıştırılır. Askıda katı maddelerin giderilmesinde, membran gözenek boyutundan büyük boyutlardaki bakteri ve protozoaların tutulmasında uygulanır (Bruggen vd., 2003).

UF, NF ve TO gibi membranların uygulanmasındaki en büyük problem, büyük hacimlerde oluşan konsantre atıksuyun giderilmesidir. Ayrıca membranların kimyasal olarak temizlenmesi de ilave atıksu kaynağı oluşturmaktadır. Oluşan konsantre kısmın karakteri, besleme suyunun karakterine, ön arıtım yapıp yapılmadığına, kullanılan membran prosesine, geri kazanıma ve kullanılan ilave kimyasal miktarına bağlı olarak değişir. Burada amaç geri kazanımı arttırmak ve atık fraksiyonunu azaltmaktır. Konsantre kısmın besleme suyu hacmine oranı MF ve UF için; %1-10, NF için; %15-30 ve TO için; %15-60'dır. En fazla konsantre kısım yüksek tuzluluk içeren deniz suyunun arıtılmasında oluşur. MF ve UF'nin konsantre kısmı askıda katı maddeler ve kolloid partiküller, NF ve TO'un konsantre kısmını iyonlar ve küçük organik bileşenler oluşturur. NF ve TO konsantresinde askıda katılar ve kolloidler bulunmamalıdır, buda ön arıtım ile sağlanabilir (Bruggen vd., 2003).

Kuzeybatı Avrupa ülkelerinde gelecek vaat eden TO sistemleri 100'den fazla depo sahasında (43'ü Almanya'da) arıtma metodu olarak yaygın bir şekilde kullanılmasına rağmen maliyeti nedeniyle Kuzeydoğu Avrupa ülkelerinde pek kullanılmamaktadır. Bununla birlikte son 5-10 yıldır nanofiltrasyon (NF) sistemlerinin popülaritesi artmıştır. Membran teknolojisinin etkili kullanımı, membran kirliliğinin etkili kontrolünü gerektirir. Ön arıtma işlemleri membranın performansını artırır (Trebouet vd., 2001).

4.3.6 Membran Sistemleri ile Arıtma Çalışmaları

Sızıntı suyu arıtımında ters osmoz modüler sistemin kullanımı ilk olarak 1984'te başlamıştır. 1995 yılında ise TO ile arıtım kapasitesini %75 arttıran DT-modülü (disk-tüp modülü) geliştirilmiştir. Günümüzde atıksu arıtma alanında yapılan çalışmaların birçoğu arıtma sistemlerini daha verimli hale getirmeyi, böylece alıcı ortam standartlarına en kolay ve ekonomik şekilde ulaşmayı amaçlamaktadır. Birçok ülkede yapılan çalışmalarla, sızıntı suyunun kompleks yapısı ve dizayn kriterleri dikkate alındığında sızıntı suyu arıtımında ters osmozun oldukça etkili bir yöntem olduğu kanıtlanmıştır. Sızıntı suyunun membran filtrasyonu ile arıtımının diğer arıtma alternatifleri ile maliyet açısından mukayese edildiğinde ekonomik bir çözüm olduğu belirlenmiştir (Ahn vd., 2002). Sızıntı suyu arıtımında, MBR'ların kullanımı birçok batı Avrupa ülkesinde 1990'ların başında başlamıştır, ancak

klasik biyolojik artıma sistemleri kadar da yaygın değildir (Alvarez-Vazquez vd., 2004). Membran prosesler kullanılarak farklı atıksularla yapılan bazı arıtma çalışmaları aşağıda özetlenmiştir.

Meier vd., tarafından 2002'de Almanya'da yapılmış bir çalışmada, arıtımı zor atıksuların arıtımında yeni bir proses kombinasyonu geliştirilmiştir. Aktif karbon, nanofiltrasyon sistemini besleyen üniteye enjekte edilmiştir. İlave edilen toz adsorbantın NF sistemini olumlu etki ettiği tespit edilmiştir. TO sistemine kıyasla bu proses kombinasyonunun daha düşük işletme basıncı ve daha düşük işletme maliyeti sağladığı belirlenmiştir. Bu sistemle sızıntı suyu başarılı bir şekilde arıtılmış ve birçok atıksu için bu kombinasyonun etkili olabileceği sonucuna varılmıştır. Benzer bir proses kombinasyonu adsorpsiyon ve UF yüzeysel suların arıtımı için geliştirilmiş ve Avrupa'da 12 tam ölçekli su arıtma tesisinde kullanılmıştır.

Hasar ve Kınacı tarafından 2004'de yapılmış bir çalışmada atıksuyun ıslahı ve tekrar kullanımı için daldırılmış MBR ve klasik aktif çamur prosesi kıyaslanmıştır. Kurulan sistem, içine membran modülü (MF/UF) daldırılmış aktif çamur biyoreaktöründen (50 L çalışma hacimli) oluşmaktadır. Filtratın yüksek trans membran basıncı ile çekilmesi için piston ve kompresör kullanılmıştır. Sistem hidrolik bekletme süresi (HBS); 8-24 saat, çamur yaşı (SRT); 30-100 gün arasında işletilmiştir. 0,03 µm gözenek açıklıklı ve yüzey alanı 0,3 m² plaka membran modülü kullanılmıştır. Yapılan analizler sonucu birçok parametre açısından yüksek giderme veriminin sağlandığı görülmüştür.

Hasar vd., tarafından 2003'de yapılmış çalışmada; 16-60 kg/m³.gün gibi yüksek organik yük içeren ham peynir altı suyu daldırılmış MBR'de direkt olarak arıtılmıştır. Bu çalışmadaki deneysel düzenek hollow fiber UF membranının daldırıldığı bir biyoreaktörden oluşmaktadır. Sistemdeki biyolojik olarak ayrışamayan bileşen ve oluşan biyokütle arasındaki ilişki 114 günlük işletme sürecinde 10-75 gün aralığında değişen farklı çamur yaşlarında incelenmiştir. Aktif çamurdaki karışımın pH'sı 6-7,6 aralığında, trans membran basıncı (TMP); 0,2-0,65 bar aralığında tutulmuştur. HBS: 1,47-3,72 gün, SRT: 10-75 gün aralığındadır. Biyolojik olarak parçalanamayan bileşenler sistemdeki ölü ve yaşlı organizmalar tarafından üretilmiş ve sistemde biriktiği tespit edilmiştir.

Delgado vd.,'nin 2002'de yaptıkları bir çalışmada; 0,03 µm gözenek açıklığı olan UF membran, aktif çamur reaktörüne daldırılmış ve nitrifikasyon incelenmiştir. Havalandırmanın mikro-ultra filtrasyon membranların kirliliğinin önlenmesi için oldukça önemli bir parametre

olduğu görülmüş, çıkış suyunun kısmi veya toplam nitrifikasyonu sağlamak için gereken hidrolik şartlar belirlenmiştir. Ayrıca süzüntünün organik içeriği, AKM ve bulanıklık değerleri diğer çalışmalara kıyasla oldukça düşük bulunmuştur.

Chang ve Lee'nin 1998'de yaptıkları bir çalışmada; membran-aktif çamur sisteminde membran kirliliğine çamur fizyolojisinin etkisi araştırılmıştır. Aktif çamurun köpürme potansiyeli, çamur yaşı (SRT), büyüme fazı ve nütrient koşullarına göre akım davranışlarını tayin etmek için bir ultrafiltrasyon serisi ile çalışılmıştır. Köpürme olan çamurda, olmayana kıyasla akışın büyük oranda azaldığı gözlenmiştir. Membran kirlenme eğilimi SRT düştüğü zaman artmıştır. İç solunum fazında, logaritmik büyüme fazındakinden daha büyük oranda akımda azalma gözlenmiştir.

Bai vd., 'nin 2003'de yaptıkları bir çalışmada; mikro filtrasyon hollow fiber membran ile farklı partikül boyut dağılımlarındaki iki tip aktif çamur atıksuyu arıtmaya çalışılmıştır. Titreşim tekniği kullanılarak yeni bir membran temizleme metodu geliştirilmiştir. Temiz su ile geri yıkama, titreşim ve kimyasal temizleme gibi çeşitli membran temizleme metotlarının kombinasyonu araştırılmıştır. Mikro filtrasyon membran modülüne periyodik titreşim uygulaması, membran yüzeyindeki kekin etkili bir şekilde giderildiğini göstermiştir. Temiz su ile geri yıkama, titreşim ve asit baz ile kimyasal temizleme metotlarının kombinasyonu ile hemen hemen akışın tamamen iyileşmesi sağlanmıştır.

4.3.7 Sızıntı Sularının Membran Sistemleri ile Arıtımı

Sızıntı sularının membran sistemleri kullanılarak arıtımı ile ilgili çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

Peters, 1998;

Almanya'daki 150 depo sahası ve İspanya'daki birkaç depo sahasından elde edilen dataların değerlendirilmesi sonucunda farklı türdeki depo sahaları sızıntı suyundaki çözünmüş bileşenlerin miktarının 2000-15000 mg/L olduğu saptanmıştır. Bunun içindeki organik bileşenlerin 100-3000 mg/L olduğu belirlenmiştir ve bu miktar inorganik kısma göre oldukça düşüktür. Depo sahası sızıntı suları %80-95 inorganik kısım içerir ve yalnızca %5-20'lik kısmı organik orijinlidir.

Aktif karbon adsorpsiyonuyla biyolojik arıtım veya çözünmüş organik kısmın ozonla veya başka bir oksidantla oksitlenmesi, kirleticilerin kısmi olarak giderilmesini sağlar. İnert KOİ biyolojik olarak ayrışamaz, yok edilemez veya adsorpsiyonla tamamen giderilmez ve arıtma

çıkışında kalır. Dolayısıyla daha etkili yöntemler geliştirilmeli ve uygulanmalıdır. Sızıntı suyunun arıtımında ters osmoz ana adım olarak veya tek başına oldukça etkili bir yöntemdir.

İlk ters osmoz sistemlerinde, sızıntı sularının arıtımı için ilk olarak tübüler modüller 1984'de kullanılmaya başlanmıştır. Ters osmozun sızıntı suyu arıtımında başarılı olarak kullanıldığı yerlerden biri de Ihlenberg (Almanya) depo sahasıdır. Bu tesisin kapasitesi; 36 m³/saat'tir, Aralık 1989'dan beri problemsiz olarak işletilmektedir ve 1998 yılına kadar membranlar sadece bir kez değiştirilmiştir.

Chianese vd., 1999;

Chianese vd., tarafından 1999'da İtalya'da yapılmış bir çalışmada, pilot ölçekli ters osmoz sistemiyle sızıntı suyu arıtımı incelenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre KOİ gideriminde en etkili yöntemin ters osmoz olduğu kaydedilmiştir. Bu çalışmada AKM'nin giderilmesi için sızıntı suyu öncelikle mikro filtrasyona tabi tutulmuştur. Ayrıca basıncın KOİ giderimine etkisi incelenmiş, uygulanan basınç 20 atm'den 53 atm'e çıkarıldığında giderim verimi %96'dan %98'e çıkmıştır. Böylece basınç artışının KOİ gideriminde avantaj sağladığı sonucuna varılmıştır.

Shaohua ve Junxin 2000;

Bu çalışmada MBR ile sızıntı suyu arıtılmış ve %99 BOİ₅ ve yüksek amonyum giderimi sağlanmış ancak çözünmüş KOİ giderim verimi %70-96 aralığında kalmıştır. MBR'daki organik bileşenlerin moleküler ağırlık dağılımını belirleme çalışması yapılmış ve sızıntı suyundaki organik bileşenler yüksek moleküler ağırlıklı (44480-13182 Da) ve düşük moleküler ağırlıklı (158-275 Da) bileşenlerden oluştuğu sonucuna varılmıştır. Yüksek moleküler ağırlıklı bileşenlerin biyolojik olarak ayrışmadığı ancak mikro filtrasyonla azaltılabileceği, düşük molekül ağırlıklı bileşenlerin büyük oranda biyolojik olarak ayrışabileceği ancak membrandan geçip çıkış suyundaki çözünmüş KOİ'yi yükseltebileceği sonucuna varılmıştır.

Bu çalışmadan elde edilen bulgular aşağıda özetlenmektedir. Sızıntı sularının biyolojik olarak arıtılmasıyla BOİ₅ ve amonyum gideriminde yüksek verimler elde edilmekte, ancak KOİ giderimi %20-90 arasında değişerek çeşitlilik arz etmektedir. Bu nedenle biyolojik arıtma deşarj standartlarını sağlamak için yetersizdir ve biyolojik olarak ayrışmayan kısmın giderimi için ilave bir fizikokimyasal arıtmaya ihtiyaç duyulur. Burada uygulanan proste bazen nitrifikasyon bazen de denitrifikasyon prosesi inhibe olmuş ve TN giderimi giriş konsantrasyonuna da bağlı olarak %20-70,8 aralığında değişmiştir.

Bu çalışmada, yüksek KOİ konsantrasyonundan dolayı MBR'da HBS; 6-12,9 gün tutulmuştur. Sızıntı suyu farklı oranlarda evsel atıksu ile karıştırılmış ve nitrifikasyon verimi artmıştır. Biyoreaktördeki duru fazdaki çözünmüş KOİ'nin %5-65'i membranın moleküler boyut engellemesiyle giderilmiştir. Giriş çözünmüş KOİ'si çok farklı olmasına rağmen MBR duru fazdaki ve reaktör çıkışındaki çözünmüş KOİ değerleri stabil ve birbirlerine çok yakın değerlerde bulunmuş ve biyoreaktör çıkışındaki KOİ konsantrasyonu sızıntı suyundaki organik maddelerin moleküler ağırlıkları ve karakteriyle ilişkilendirilmiştir. MBR çıkışındaki yüksek KOİ'yi açıklayabilmek için yapılan moleküler ağırlık belirleme çalışmasında üç moleküler ağırlık fraksiyonu belirlenmiş; $MW_A; >5754$ Da, $MW_B; 1445-5754$ Da, $MW_C; <1445$ Da olarak bulunmuştur. Sızıntı suları moleküler ağırlık açısından yüksek moleküler ağırlıklı ve düşük moleküler ağırlıklı olarak genellikle iki fraksiyona bölünür. Membranın moleküler ağırlık engelleme (MWCO) etkisi, yüksek moleküler ağırlıklı fraksiyonda düşük moleküler ağırlıklı fraksiyona kıyasla daha etkilidir ve bu kısım membranın moleküler ağırlık engellemesiyle giderilebilir. Düşük moleküler ağırlıklı kısımdaki uçucu yağ asitleri ve aminoasitler aerobik arıtmada kolayca ayrışabilirler ancak fülvik asit, karboksilik ve aromatik hidroksil gruplarından oluşan kalan kısmı ise membrandan geçmiş ve çıkış suyunda kalmışlardır.

Trebouet vd., 2001;

Trebouet vd., tarafından 2001'de Fransa'da yapılmış bu çalışmadaki amaç, ön arıtmalarla nanofiltrasyonun performansını arttıracak araştırmalar yapmak ve hümik bileşenlerin kirlenmeye etkisini belirlemektir. Trebouet vd., tarafından yapılan çalışmada NF membran ile inert KOİ'nin etkili giderimi ve sızıntı suyu kirlenmeye etkisini belirlemektir. Trebouet vd., tarafından yapılan çalışmada NF membran ile inert KOİ'nin etkili giderimi ve sızıntı suyu kirlenmeye etkisini belirlemektir.

Ahn vd., 2002;

Kore'de yapılan bu çalışmada, sızıntı suyunun özelliğinin depo yaşına bağlı olarak değişim gösterdiği, depo yaşı ilerledikçe biyolojik olarak parçalanabilen organik madde miktarı azalırken (BOİ/KOİ) azot bileşiklerinin konsantrasyonu artmakta olduğu, dolayısıyla arıtım zorlaştığı vurgulanmıştır. Yapılan çalışmada, düzenli depo sahası sızıntı suyunun arıtma verimini yükseltmek için entegre membran prosesi (MBR ve ters osmoz) kullanılmış ve çıkış suyu kalitesi istenen limitleri sağlamıştır. MBR çıkışında BOİ konsantrasyonunda %97'lik giderim sağlanmışken, askıda katı maddenin ise neredeyse tamamı giderilmiştir. Bu çalışmada ayrıca klasik arıtma sistemleri ile membran sistemleri maliyet açısından değerlendirilmiş,

klasik sistemlerin arıtım maliyeti 5 \$/m³ iken membran sistemlerinin maliyeti 3 \$/m³ olarak bulunmuştur. İlave olarak, membran sistemleri ile biyolojik olarak ayrışamayan organikler ve azot giderimi de sağlanmıştır.

Ushikoshi vd., 2002;

Japonya’da düzenli depo sahalarının ömrünü uzatmak için atıkların büyük bir bölümü (>%76) yakılmaktadır. Bu nedenle düzenli depo sahası sızıntı sularının BOİ ve KOİ miktarı nispeten düşük ancak tuzluluk ve dioxin miktarı yüksektir. Japonya’da yapılan bu çalışmada sızıntı suyunu arıtmak amacıyla Disk-Tüp modül ters osmoz sistemi kullanılmış ve arıtma sonucu birçok parametre açısından çeşme suyu kalitesinde çıkış suyu elde edilmiştir.

Thörneby vd., 2003;

Thörneby vd., tarafından 2003’de İsveç’te yapılmış bir çalışmada, Hedeskoga düzenli depo sahasının sızıntı suyunun TO teknolojisi ile arıtılabilirliği pilot tesiste test edilmiştir. Çalışmada, Sızıntı suyunun mevsimsel karakteristiği incelenmiş ve yaz aylarında KOİ, klor, amonyum ve iletkenlik gibi parametrelerin kış ayları değerlerinin yaklaşık 2 katı olduğu görülmüştür. Membrandaki akışın azalmasını engellemek için sızıntı suyu havalandırılmış ve çöktürme için 6 saat beklenmiştir. Membran yüzeyindeki süzülmeyen filtrat buharlaştırmayla, kalıntının depolanmasıyla veya düzenli depo sahasına resirkülasyonu ile giderilebileceği, resirküle edilen sızıntı suyundaki tuz içeriğinin fazla olmasının sebep olduğu problemlerin TO yerine NF kullanılmasıyla giderilebileceği sonucuna ulaşılmıştır.

Wintgens vd., 2003;

Sızıntı sularındaki KOİ, azot ve diğer önemli bileşenlerin arıtımının yanı sıra bir takım spesifik bileşenlerin arıtılmasında da membranlar kullanılmıştır. Nonlyphenol (NP) ve bisphenol A (BPA) gibi xenoestrogenic bileşenler biyolojik ayrışmaya karşı oldukça dirençlidirler ve sızıntı suyunda bulunmaktadır. Bu bileşenlerin giderilmesi amacıyla MBR ve TO uygulaması Wintgens vd., tarafından yapılmıştır ve %80 oranında giderme verimi elde edilmiştir. Ayrıca 3500-5200 mg/L aralığında olan KOİ konsantrasyonu NF uygulaması ile 1500-3000 mg/L aralığına düşürülmüştür.

Tabet vd., 2002;

Tabet vd., sızıntı suyunun arıtılmasında farklı türdeki mineral ve organik membranların kullanımını, akı, KOİ giderimi ve maliyetleri açısından kıyaslamıştır. Yüksek basınçların uygulanabildiği mineral membranlarda yüksek akılar elde edilmiştir ve membranların

rejenerasyonu yüksek bulunmuş, basit bir yıkamayla başlangıçtaki geçirgenliğine ulaşılabildiği tespit edilmiştir. Ancak bu membranların maliyetleri de yüksek bulunmuştur.

Wichitsathian vd., 2004;

Bu çalışmada amonyağın biyolojik arıtmaya etkisini belirlemek amacıyla MBR prosesi iki adımdan oluşturulmuş, ilkinde amonyak havayla sıyırma yöntemi ile giderilmiş, ikincisinde ise amonyak ön arıtmadan geçmeden sisteme verilmiştir. Çalışmada ayrıca iki tür organizma olan bakteri (BMBR) ve bira mayası (YMBR) kullanılan MBR'larla 16 ve 24 saat hidrolik bekletme süreleriyle arıtma performansları araştırılmıştır. Her iki tür kıyaslandığında YMBR'ın daha iyi olduğu, bekletme süreleri kıyaslandığında 24 saatin daha iyi sonuç verdiği gözlenmiş ve sızıntı suyu arıtımında daha yüksek HBS'leri ile arıtma yapılması gerektiği önerilmiştir.

Amonyak sıyırma uygulanmadan sızıntı suyunun BMBR ve YMBR ile arıtımında organik madde gideriminde bir farklılık gözlenmemiştir. Bu durum, yüksek amonyağın organik madde giderimini inhibe etmesiyle açıklanmıştır. Amonyak sıyırma uygulandığında her iki MBR'da da HBS 16 saatten 24 saate çıktığında KOİ giderme verimi %72'den %76'ya çıkmıştır.

Çeşitli arıtma kademelerinden geçen sızıntı suyundaki bileşenlerin moleküler ağırlık bazında incelenmesi sonucunda, >50000 Da'dan büyük olan %91'lik kısmın amonyak sıyırma ile %72'ye düştüğü, 5000 Da'dan küçük olan kısmın yüzdesinin %0'dan %18'e çıktığı belirlenmiştir. Bu durum sıyırma ile yüksek moleküler ağırlıklı fraksiyonların, amonyum içeren bileşenlerin parçalanması ve çökmesi sayesinde indirgenmesiyle açıklanmıştır. Bununla birlikte 50000 Da'dan büyük fraksiyon BMBR ile %7'ye, YMBR ile %3'e düşürülerek büyük oranda giderilmiş, 10000–50000, 5000–10000 ve <5000 Da kısımlar BMBR ile sırasıyla %6'dan 12'ye, %11'den 31'e ve %18'den %69'a çıkarılmıştır. YMBR için bu değerler ise %3'den %9'a, %7'den %19'a ve %18'den %65'e yükselmiştir. MBR çıkışındaki 5000 Da'dan küçük moleküler ağırlıktaki bileşenlerin KOİ'sinin artması ise büyük bileşenlerin parçalanmasıyla açıklanmıştır. MBR çıkışındaki 5000 Da'dan düşük boyuttaki bileşenlerin alkollü ve aromatik bileşenlerden oluşan sentetik organikler ve solventler olduğu, ayrıca fenoller, aminler ve klorlu organiklerin de bu bileşenlerin içinde olduğu belirtilmiştir. 5000 Da'dan büyük boyuttaki bileşenleri ise hümik ve fülvik bileşenler oluşturduğu açıklanmıştır.

Bu çalışmada membran basıncı periyodik olarak izlenmiş, ani bir artış görülmesi durumunda

membran sistemden çıkarılıp kimyasal olarak temizlenmiştir. Çalışma sonunda YMBR sisteminin kullanım ömrü, enerji ihtiyacı, işletme maliyeti ve giderme verimi açısından BMBR sistemine göre daha iyi sonuç verdiği belirlenmiştir.

Mohammad vd., 2004;

200 Da'dan büyük molekülleri tutmada etkili olan NF, daha düşük enerji ihtiyacıyla TO'a alternatiftir. Bu çalışmada Malezya Düzenli Depo Sahası sızıntı suyunun, KOİ, iletkenlik, nitrat, amonyum azotu ve Pb, Cd, Cu, Zn, Fe gibi parametrelerinin NF ile giderimi araştırılmıştır. Nitrat ve amonyum azotu dışındaki hemen hemen tüm parametreler (AKM, KOİ, metaller ve iletkenlik) %85 oranında giderilmiştir. NF kullanılmadan önce sızıntı suyu numunesi partikül ve askıda maddeleri gidermek için filtre edilmiştir. Bu çalışmada NF için farklı basınçlar uygulanmış ve giderim verimine etkileri incelenmiştir. Basınç arttıkça, akı artmış ancak daha fazla çözünmüş madde membran duvarında birikmiş, bu durum da membran ara yüzeyinde yüksek konsantrasyona neden olmuştur ve konsantrasyon polarizasyonu nedeniyle giderim verimi azalmıştır.

Atıksuyun kompozisyonunun değişmesine rağmen NF uygulaması oldukça iyi sonuçlar vermiştir, ancak sızıntı suyu arıtımında tek başına yeterli olmadığı sonucuna varılmıştır. Klasik biyolojik-fizikokimyasal arıtma ile NF kombinasyonunun düşük enerji ihtiyacı ve yüksek verimi ile uygulanabilir olacağı belirlenmiştir.

Laitinen vd., 2006;

Finlandiya Düzenli Depo Sahası Kompost Tesisi sızıntı suları AKR ve MBR'da arıtılmıştır. Finlandiya ulusal biyolojik atık stratejisine göre depo sahalarına depolanan atıktaki organik içeriğin azaltılması amaçlanmaktadır. Dolayısıyla depo sahalarındaki biyolojik ayrışabilir madde miktarının 2006'da %75, 2009'da %50 veya daha az, 2016'da ise %35 veya daha az olması hedeflenmektedir. Sızıntı suyunun ortalama KOİ konsantrasyonu 2200 ± 230 mg/L, amonyum azotu ortalama 210 mg/L'dir. MBR'da HBS 3 gün civarında, çamur yaşı 35-60 gün ve AKM konsantrasyonu 7,3-9,3 mg/L'dir. AKR'de askıda maddeler %89 oranında giderilmiştir, ancak bazen çamur kabarması nedeniyle verim düşmüştür. MBR'da çamur kabarması problemi olmamıştır ve askıda katıları %99 oranında gidermiştir. BOİ ve amonyum azotu giderme verimi $> \% 97$, fosfor giderimi $> \% 88$ olarak bulunmuştur. Bu çalışmada ayrıca duru fazdaki ve süzöntüdeki toplam azot analizleri beklenenden, toplam amonyum ve NO_2 , NO_3 'den düşük çıkmıştır. Toplam azot (TN) analizinde kullanılan oksitleyicinin bu tür çıkış suyu için etkisiz olduğu sonucuna varılmış ve %50-60 aralığında giderim verimi bulunmuştur.

Bodzek vd., 2006;

Bodzek vd., tarafından yapılan çalışmada, yüksek kirletici içeriğine sahip sızıntı sularının düşük oranlarda (%2,5-5) evsel atıksularla karıştırılarak evsel atıksu arıtma tesislerinde başarılı bir şekilde arıtılabileceği, bununla birlikte sızıntı suyu yüzdesi arttıkça sistemin olumsuz etkileneceği ve giderme veriminin düşeceği vurgulanmıştır. Bu durumda daha etkili teknolojilerin kullanımının gerekeceği ve konvansiyonel ikincil tankların yerine membran biyoreaktörlerin uygulanmasının daha iyi sonuçlar vereceği belirtilen çalışmada, çeşitli seyreltme oranlarında (%2,5-10) sızıntı suyuna sentetik karbon kaynağı ve makro-mikro elementler ilave edilmiştir. %10 seyreltme oranlı atıksuyun KOİ'si 442 mg/L iken %82,4 giderme verimi ile çıkış suyunun KOİ'si 190 mg/L bulunmuştur. Sonuç olarak sızıntı suyu ilavesinin biyolojik ayrışabilirliği önemli ölçüde etkilediği ve yüksek miktarlarda ilave edilmesi için membran gibi teknolojik yöntemlerin uygulanması gerektiği vurgulanmıştır.

Li vd., 2007;

Çin'de bulunan 5500-6500 ton/gün atık depolanan ve günde 1700 m³ sızıntı suyu oluşan Guangzhou Xingfeng Düzenli Depolama Sahası sızıntı suyunun YAÇY reaktör, AKR, mikro filtrasyon ve ters osmoz sistemlerinden kurulu bir arıtma kombinasyonu ile arıtılabilirliği Li vd., tarafından araştırılmıştır. Bu depo sahasında organik bileşenlerin konsantrasyonu, yiyecek atıkların fazlalığından dolayı yüksek olup, bu bölgedeki yağışın çok olmasından dolayı oluşan sızıntı suyu miktarı da fazladır. Sızıntı suyu karakteri mevsimsel olarak ve zamanla çok değiştiği için arıtma prosesinin esnek ve değişikliklerin adapte edilebileceği bir proses olması gerektiği vurgulanmıştır. Kullanılan YAÇY+AKR sistemi ile sızıntı suyu, sonraki gelecek adım olan mikrofiltrasyon ve ters osmoz proseslerine, askıda ve çözünmüş maddelerin giderilmesiyle hazır hale getirilmektedir. Anaerobik arıtmadan sonra AKR'de nitrifikasyon-denitrifikasyonu sağlamak amacıyla karbon kaynağı ilavesi yapılmıştır. Burada mikro filtrasyonun kullanım amacı, filtre görevi görerek membran gözenek boyutundan büyük boyuttaki askıda katı maddeleri, bakteri ve diğer organik bileşenleri tutmasıdır. Adım adım arıtma sonunda giderme verimleri sırasıyla KOİ için YAÇY reaktörde %70, AKR'de %83, MF'da %40, TO'da %95'dir. Toplamda KOİ; %99,8, BOİ₅; %99,8 ve TN; %99,5 olarak bulunmuş ve kullanma suyu standartlarını sağlar hale gelmiştir. TO ürünü olarak (400 m³/gün) giriş sızıntı suyunun %80'i elde edilmekte %20'lik konsantre kısım depo sahasına devredilmektedir. Bu arıtma sistemlerinin kombinasyonu sızıntı suyunun iyi bir şekilde arıtımını sağlamış ve çıkış suyu tekrar kullanılabilir nitelikte bulunduğundan yol sulamalarında, arabaların yıkanmasında kullanılabilir nitelikte bulunmuştur.

Ortega vd., 2007;

Ortega vd., asidik sızıntı suyunun nanofiltrasyon membranla arıtma çalışması yapmışlardır. Hidroklorik asit ile asitlendirilmiş sızıntı suyunun arıtılmasında basınç, akı, membran geçirgenliğinin arttırılması ve iyon ayrımı gibi parametreler üzerine çalışılmıştır. Çalışma sonucu, yıkama çözeltilerinden metal iyonlarının giderilmesi için NF uygulamasının başarılı olduğunu göstermiştir. Örneğin Al^{+3} , Ca^{+2} , Mg^{+2} ve Mn^{+2} gibi çok değerlikli iyonların giderme verimi %84-100 aralığında bulunmuştur. Ancak K^{+} , Na^{+} gibi tek değerlikli iyonların giderme verimi %68'den düşük bulunmuştur. Asidik sızıntı suyu filtrasyonundan önce ve sonra membrandan saf su geçirilerek membran kirliliği araştırılmıştır. Kullanılan tüm membranlarda dinamik geçirgenliğin arttığı tespit edilmiş olup bu durum membran yüzeyindeki inorganik bileşenlerin varlığı ile membran gözenek yapısının değişimi, elektrostatik itme, konsantrasyon polarizasyonu ve membran yüzeyindeki yüksek ozmotik basınçla açıklanmıştır.

Chan vd., 2007;

Chan vd., titreşimli kesme kuvveti geliştirilmiş ters osmoz (VSEPRO) sisteminin uygulandığı bir çalışmada Hong Kong, NENT Düzenli Depo Sahası sızıntı suyu arıtılmıştır. KOİ konsantrasyonu 8000 mg/L, NH_4-N konsantrasyonu 2620 mg/L olan bu sızıntı suyunda KOİ giderme verimi %97, amonyum giderme verimi %99,6 bulunmuştur. VSEPRO sistemi, arıtma boyunca büyük organik bileşenleri küçük parçalara ayırdığı için, sızıntı suyunun biyolojik ayrışabilirliğini, BOİ/KOİ oranını 0,09'dan 0,24'e çıkarmıştır. Ayrıca bu sistemdeki titreşim mekanizması ile membranda kirleticilerin birikmesi engellenmiştir. Çalışmada ayrıca pH'nın sistem performansına etkisi incelenmiş, pH düştükçe membranın yüzey yükünü değiştirmesi ve hümik asitlerin protonlu yapıları nedeniyle hümik bileşenler ve membran yüzeyindeki elektrostatik çekim artmış ve daha çok KOİ giderimi elde edilmiştir. Çıkış suyu değerleri bölgesel çıkış suyu limitlerini sağladığı için ilave bir arıtma gerekmemiş bu da yöntemin etkili ve maliyetinin düşük olduğunu göstermiştir.

Bohdziewicz ve Kwarciak 2008;

Bu çalışmanın amacı sızıntı suyunun YAÇY reaktör ve TO ile ileri arıtımını araştırmaktır. Çalışmada YAÇY reaktörün optimum şartlarda KOİ giderme verimi %76 bulunmuş ve çıkış suyu değerleri sırasıyla KOİ, BOİ, amonyum, klorür konsantrasyonları 960 mg/L, 245 mg/L, 196 mg/L, 2350 mg/L değerlerinde tutulmuştur. YAÇYR çıkış suyu kalitesi yetersiz olduğu için ileri arıtma yöntemi TO uygulanmış ve KOİ, BOİ, klorür ve amonyum için giderme

verimleri sırasıyla %95,4, %90,2, %85,4 ve %88,7 olarak bulunmuştur. Yüksek giderme verimlerine rağmen sızıntı suyu TO çıkış pH'sı 9,26 ve amonyum konsantrasyonu 22 mg/L olmuştur. Sonuç olarak alıcı ortama deşarj için yeterli olmayan bu sistemden çıkan sızıntı suyuna amonyak sıyırma sisteminin eklenmesi önerilmiştir.

Bohdziewicz vd., 2008;

Sızıntı suyunun anaerobik daldırılmış membran biyoreaktörde biyolojik arıtılabilirliği bu çalışmada değerlendirilmiştir. Farklı besleme koşullarında sızıntı suyu sentetik atıksu ile seyreltilerek (hacimsel olarak %5-%75), arıtma verimi incelenmiştir. %95 olan en yüksek KOİ giderme verimi, %10 ve %20'lik seyreltme koşullarında bulunmuştur. Sızıntı suyu yüzdesi arttıkça mikroorganizma faaliyetlerindeki inhibisyonun dolayısıyla organiklerin giderme verimi oldukça düşmüştür. MBR reaktör 7-1 gün HBS aralığında ve 0,7-4,9 kgKOİ/m³-gün organik yük aralığında çalıştırılmıştır. En iyi KOİ giderme verimi 2 günlük HBS'de ve 2,5 kgKOİ/m³-gün organik yükte %90 olarak bulunmuştur.

İnce 2008;

Bu çalışmada, Kömürcüoda/Şile Düzenli Depo Sahası'ndan toplanan sızıntı sularının püskürtme çevrimli reaktör ve mikro filtrasyon membran ünitesinin birleştirilmesiyle oluşturulan, püskürtme çevrimli membran biyoreaktörde arıtılabilirliği farklı organik yüklemelerde KOİ, TKN ve NH₄-N konsantrasyonlarının değişimi takip edilerek incelenmiştir. Bu reaktörün hidrolik bekleme süresi 1,35 ile 2,93 gün, çamur yaşı ise 2,16 ile 5,33 gün arasında değişmektedir. Çıkış suyu TKN ve NH₄-N konsantrasyonları 2000-2500 mg/L, KOİ değeri 2000 mg/L civarında olduğu (%80-85 giderme verimi), ve deşarj standardını sağlamadığı için iki farklı moleküler ağırlık engelleme sınırına sahip nanofiltrasyon membranlarından filtre edilmiştir. Ancak her iki nanofiltrasyon membran süzütüsünün KOİ konsantrasyonlarının da (yaklaşık 1000 mg/L) kanala deşarj standardını sağlamadığı görülmüştür. Bu amaçla, püskürtme çevrimli membran biyoreaktör çıkışının çapraz akışlı mikro filtrasyon-toz aktif karbon (TAK) hibrid sisteminde değişik toz aktif karbon konsantrasyonlarında ve 0,2 ve 0,45 µm gözenek çapına sahip mikro filtrasyon membranı ile arıtılabilirliği araştırılmıştır. Bu sistemde yapılan deneysel çalışmaların sonucunda 8 gr TAK/L konsantrasyonda ve 0,45 µm gözenek çapına sahip membranda istenilen değerlere düşülmüştür. Çıkış suyundaki amonyak konsantrasyonu yüksek olduğu için havayla sıyırma yöntemi tavsiye edilmiştir.

Bu araştırmalar dışında benzer şekilde MBR ile sızıntı suyu arıtımı birçok araştırmacıya konu

olmuştur (Wens vd., 2001; Vassel vd., 2004; Canziani vd., 2006). Bununla birlikte YAÇY anaerobik reaktör ile MBR kombinasyonlarından oluşan sistemle arıtma çalışmaları düşük etkili sentetik evsel atıksuların arıtılmasına da konu olmuştur (An vd., 2008).

Çizelge 4.6'da sızıntı suyunun membranla arıtma çalışmaları, çeşitli parametreler bazında özetlenmiştir.

Çizelge 4.6 Sızıntı suyu arıtımında membran uygulamaları

Ölçek	HBS	KOİ (mg/L)			NH ₄ -N (mg/L)			Membran			Açıklama	Kaynak
	Gün	Giriş	Çıkış	Verim	Giriş	Çıkış	Verim	Göz. çapı	Akı L/m ² -sa	Basınç bar		
Tam	-	17000	700	95,88	3350	1420	57,61	-	-	-	NF	Peters, 1998
Tam	-	1797	<15	>99,2	366	0,66	99,9	-	15	36-60	TO	
Tam	-	400-1500	211-856	38	200-1400	100-408	-	0,1 µm	-	Düşük basınç	MF; S MBR; polistülfan; HF	Ahn vd., 2002
Tam	-	211-856	6-72	59	100-408	10-47	-	%99 NaCl	-	Yüksek basınç	TO; polyamide	
Lab, 10 L	1	1800	-	31,3	107,8	56,8	-	0,2 µm	5 (kararlı hal)	0,3	MF; HF; polipropilen	Setiadi ve Fairus, 2003
Tam	4	3000	-	7-24 ^d	1200	29 ^a	96 ^b	-	3,1	-	17 m ²	Vasel vd., 2004
-	-	6440	-	88,63	6116	-	20,5	<1 nm	-	10	NF; 81 cm ²	Mohammad vd., 2004
5 L	0,67-1	7000-9000	1600-1800	52-66	1900 ^e	-	14-28 ^e	0,1 µm	-	-	Orta yaşlı sızıntı suyu; HF; polietilen; 0,42 m ² bira mayası; MF; MBR	Wichitsathian vd., 2004
		7000-9000	1600-1800	52-66	1700	-	14-28 ^e	0,1 µm	-	-	Orta yaşlı sızıntı suyu, HF; polietilen, 0,42 m ² bakteri MF; MBR	
Lab	1	8000-9000	1800-2400	70	340-360 ^c 1700-1800	120-150	-	0,1 µm	-	-	Havayla sıyırma ile MBR öncesi 1800 civarındaki amonyum %80 giderilmiş; MBR; Polietilen HF; 0,42 m ²	Chaturapruet vd., 2005
80 L	1,8-12,9	4200-15900*	550-1790	72,3-96,2	1178-2346	129-704	-	0,22 µm	6,7-9,5	-	MBR; 0,1 m ²	Shaohua ve Junxin, 2006

* Çözünmüş KOİ, a; İnorganik azot b; TN giderimi c; Amonyak sıyırma sonrası, d: TOK giderimi, e: TKN; HF: Hallow fiber, S: Submerged, Verim: %

Çizelge 4.6 (Devamı) Sızıntı suyu arıtımında membran uygulamaları

Ölçek	HBS	KOİ (mg/L)			NH ₄ -N (mg/L)			Membran			Açıklama	Kaynak
	Gün	Giriş	Çıkış	Verim	Giriş	Çıkış	Verim	Göz. çapı	Akı L/m ² -sa	Basınç bar		
19 L	-	-	-	50	-	-	-	-	1,5x10 ⁻⁵ m ³ /m ² .s	0,2	MBR	Bodzek vd., 2006
Pilot 500 L	-	247-25600	-	45	215-4130	<50	90	0,05 µm	15-120	1,5	Saf oksijen MBR; seramik UF membran; 0,24 m ² ; nitrifikasyon, denitrifikasyon ünitesi ile birlikte	Canziani vd., 2006
60 L	3	2200±230	340±30	-	210±90	2,4±2,2	97 50-60 ^b	0,04 µm	2,1±0,4	-	MBR, ZW10 AKR ile birlikte kullanılmış; 0,93 m ²	Laitinen vd., 2006
44 L	2	10359	997	90,4	-	-	-	0,2 µm	412,7-761,4	4	MF; α-Al ₂ O ₃ ; MAF (anaerobik membran filtre) + MF	Dacanal ve Beal, IWA, 2007
Lab	-	8000	-	85,4-98,7	2620	-	86-96	%96-99 NaCl	-	26	VSEPRO, TO	Chan vd., 2007
Tam	-	<1000	<600	40	-	-	-	0,2 µm	0,9-1,35 m ³ /sa	30-100 kPa	MF; HF; polipropilen; 33,5 m ²	Li vd., 2007
Tam	-	<600	<30	95	-	-	-	200 Da	-	20-40 bar	TO; Spiral wound; PA, 350 feet ²	
Lab, 29 L	2	5000	417	90	381,5	206	-	0,1 µm	-	-	Anaerobik MBR; UF; 0,46 m ²	Bohdziewicz vd., 2008
5 L	10	2456	-	40-60	375 ^b	<50 ^b	88	0,04 µm	-	0,1-0,5	Ardışık kesikli membran reaktör; HF; UF; ZW1; 0,047 m ²	Tsilogeorgis vd., 2008
Lab	-	960	44	95,4	196	22	88,7	%98,9 NaCl	-	10-30	TO; polyamide	Bohdziewicz ve Kwarciak, 2008

* Çözülmüş KOİ, a; İnorganik azot b; TN giderimi c; Amonyak sıyırma sonrası, d: TOK giderimi, e: TKN; HF: Hallow fiber, S: Submerged, Verim: %

4.4 Diğer Arıtma Sistemleri

Diğer arıtma sistemlerini, arazinin kullanılabilir olduğu yerlerde düşük enerji, az eleman ihtiyacı, uygun maliyetli ve pratik alternatifleri olan doğal arıtma (Gendy, 2003), sızıntı suyu arıtımında sonraki adımlar olarak kullanılan sazlık yataklarda ve sulak alanlarda arıtma (Martin vd., 1999; Barr vd., 1999; Klomjek vd., 2005), potansiyel inhibitörlerin seyrelmesi, nütrient miktarının artması ile daha iyi bir çıkış kalitesi sağlanmasında kullanılan evsel atıksularla birlikte arıtma (Çeçen ve Çakıroğlu, 2001; Neczaj vd., 2007) ve genellikle arıtma kombinasyonunun bir parçası olarak kullanılan atık suyun su fazının buharlaştırılıp uzaklaştırıldığı buharlaştırma ve yakma (Palma vd., 2002; Xu vd., 2006) yöntemleri şeklinde sınıflandırabiliriz.

4.5 Sızıntı Suyunun Depo Sahasına Geri Devri

Yukarıda verilen yöntemlere ilave olarak sızıntı suyu depo sahasına geri devrettirilerek yönetimi gerçekleştirilir. Bu yöntemle sızıntı suyunun hacmini azaltmak ve depo gövdesinin bir biyoreaktör olarak aktive edilmesine imkân vermek üzere özellikle sıcak dönemlerde depo üzerine sızıntı suyu geri devri tavsiye edilmektedir. Bu yolla maliyette büyük oranlarda ve günlük sızıntı suyu hacminde %50'ye varan oranlarda azalma sağlanmaktadır. Söz konusu hacim azalmasındaki etkili ana mekanizma buharlaşmadır (Demir, 2005).

Sızıntı suyunun atık sahası üzerine püskürtülerek veya enjeksiyon kuyularına verilerek depo sahasına geri devri ile biyolojik olarak ayrışabilen sızıntı suyu bileşenlerinin stabilizasyonu için gerekli olan süre kısalmış (15-20 yıldan 2-3 yıla kadar), biyolojik stabilizasyon hızı ve gaz üretimi artar. Bu sistemde depo sahası, kontrolsüz bir anaerobik filtre görevi yapar ve organik ayrışmayı hızlandırmak için metanojenik koşulları destekler. Depo sahasındaki nem kontrolü ile sızıntı suyu yapısındaki inhibe edici ve inatçı bileşenlerin seyreltilerek kontrolü sağlanabilir. Bundan başka, aşı, nütrient ve tamponlar, biyolojik aktiviteyi desteklemek için depo sahasına eklenebilir ve böylece depo sahası biyoreaktör olarak tasarlanmış olur (Wichitsathian, 2004). Bu yöntem sızıntı suyundaki organik bileşenleri gidermede etkin iken, artan amonyum konsantrasyonunu gidermede yetersiz olmakla beraber kullanılan araştırma yöntemlerindendir (Lee vd., 2002; Warith vd., 2001).

Yukarıda belirtilen sızıntı suyu arıtma yöntemlerinin avantaj ve dezavantajları Çizelge 4.7'de (Pouliot, 1999; EPA, 2000; Günay, 2002) kısaca özetlenmiştir.

Çizelge 4.7 Farklı sızıntı suyu arıtma tekniklerinin avantaj ve dezavantajları (Pouliot, 1999; EPA, 2000; Günay, 2002)

<i>Arıtma Teknikleri</i>	<i>Avantajları</i>	<i>Dezavantajları</i>
<i>Anaerobik Arıtma</i>	• havalandırma gerekmez, enerji ihtiyacı düşüktür. • çamur üretimi az • metan üretimi var • yüksek organik yük • yüksek aktif biyokütle konsantrasyonu sayesinde reaktör hacmi azaltılabilir, şok yüklere ve toksik maddelere karşı sistemin direnci artırılabilir. • organik yükteki salınımlar tolere edilebilir • biyokitleyi sürekli besleme zorunluluğu yok • metal giderme • düşük biyokütle üretimi sebebiyle azot ve fosfor gibi inorganik nütrient ihtiyacı düşük	• prosesin ısıtılması için enerji gerekli • anaerobik proseslerde birim mikroorganizma başına substrat giderimi, benzer atıklar için aerobik proseslerdekinin 1/4-1/10'u kadar • biyokütle üretim hızının ve substrat giderme hızının düşük olması sebebiyle devreye alma süresi ve herhangi bir işletme probleminin sonra normal yüklemeye ulaşma süresi uzayabilir. • Aerobik olarak ayrıştırılabilen doymuş bazı hidrokarbonlar ve aromatikler anaerobik olarak arılamaz
<i>Aerobik Arıtma</i>	• amonyum giderme verimi iyi • geniş bir sıcaklık aralığında tatbik edilebilir • metal giderme	• havalandırma için enerji gerekir • çamur üretimi fazla • fosfor ilave etmek gerekli • uçucu organik maddeler ve amonyak uçar
<i>Aktif Çamur</i>	• düşük moleküler ağırlıklı bileşenlerinde etkili giderim • diğer biyolojik arıtma proseslerine kıyasla daha ucuz	• bileşenlerin moleküler ağırlıkları 5000'den yüksek olması durumunda etkin değil • bozulmaya karşı hassas • nütrient ilavesi gerekebilir • mevsimsel değişimlere duyarlı
<i>Damlatmalı Filtreler</i>	• uzun bekletme süresi, daha yüksek mineralize çamur üretir • blower gerekmez	• oksijen transferi $BO_5 > 450$ mg/L için sınırlayıcı etkindir • soğuk havalarda filtre donabilir
<i>Ultrafiltrasyon</i>	• kolay çökemeyen AKM'yi giderir • ilave bir çöktürme ünitesini gereksiz kılar • bozulmaya karşı duyarlı değildir	• kirlenme • ön arıtım gerekir
<i>Aktif Karbon Adsorpsiyonu</i>	• biyolojik olarak ayrışması zor organikleri giderir • başka bir biyolojik prosesle etkili bir şekilde kombine olabilir • nispeten ucuzdur	• karbonun rejenerasyonu gerekir veya çamurla atılır
<i>Ön Arıtım (Çökeltme/Mikrofiltrasyon)</i>	• tüm askıda katıların giderimini sağlar • klasik arıtma ünitelerinden daha az alan kaplar	• klasik arıtma ünitelerinden daha pahalıdır
<i>Ters Osmoz</i>	• yüksek konsantrasyondaki organik ve inorganiklerin ön arıtılmış sızıntı suyundan giderir • filtrasyon aralığı 0,002 mikrondan daha düşüktür • klasik arıtma ünitelerinden daha az alan kaplar	• giriş atıksuyunun arıtılmış olması gerekir • membran kirliliği
<i>Biyodiskler</i>	• büyük miktarlardaki biyokütle nedeniyle güvenilir • hidrolik ve organik dalgalanmalara dirençli • daha düşük enerji ihtiyacı ve daha yüksek BO_5/fosfor oranlarında işletebilme	• demir ve kalsiyum çökelekleri
<i>Resirkülasyon ve arazi sulaması</i>	• buharlaşmayla hacim azalması • organikler doğal biyolojik aktiviteyle ayrışır	• iklim koşullarıyla sınırlıdır • inatçı organikler ve metaller indirgenemez • kuvvetli koku • depo sahasındaki sıvı hacmini artırır

Sızıntı suyu arıtımıyla ilgili yapılmış çalışmalar göstermiştir ki, 5 yıldan daha genç sızıntı suları için çok adımlı ve/veya uzun hidrolik bekletme süreli biyolojik sistemlerle %99 KOİ giderme verimleri elde edilebilir ancak BO_5/KO_5 oranı 0,3'den küçük daha yaşlı sızıntı suları

için klasik çok adımlı biyolojik sistemlerle genellikle %60'dan daha düşük artıma verimleri elde edilebilir. Bu durumlarda MBR'lar ile düşük biyolojik parçalanabilirliği olan sızıntı suları beslemelerinde, daha yüksek KOİ giderim verimi sağlanabilmektedir (Alvarez-Vazquez vd., 2004). Ayrıca birçok avantajıyla, klasik yöntemlerle yarışır hale gelen bu sistemlerde BOİ/KOİ oranı 0,1-0,2 gibi yaşlı sızıntı suları için MBR/aktif karbon/NF sistemleri ile klasik sistemlerden çok daha iyi arıtma verimleri elde edilebilmektedir (Alvarez-Vazquez vd., 2004).

Literatürdeki çalışmalar, tam ölçekli klasik tesislerin en az iki adımdan oluşan kombine sistemler olduğunu göstermektedir. Adım sayısı organik yükle artmaktadır ve BOİ/KOİ oranı çıkış suyu kalitesi üzerinde oldukça etkilidir (Henry ve Prasad, 2000; Alvarez-Vazquez vd., 2004). Lavingne (1979), genç sızıntı suyunun beş basamaklı (kil filtrasyonu, gravel çakıl filtrasyonu ve üç basamaklı anaerobik lagün) arıtma ile %99,7 KOİ arıtımının başarılabilirdiğini bildirmiştir. Maehkim ve Martin ile Johnson (1999), yaşlı depo sahası sızıntı sularının lagün ve sulak alandan geçirildikten sonra uzun havalandırma ve yine sulak alanlar ile %88 oranında KOİ gideriminin yapıldığını belirtmektedirler. Robinson (1993, 1999), orta yaşlı bir depo sahası sızıntı suyunun havalandırma lagünü ve sazlık yataklardan oluşan kombine bir sistemde arıtılmasında %84'lük KOİ giderme verimine ulaşmıştır (Alvarez-Vazquez vd., 2004).

Arıtma sistemlerinin kombinasyonu birtakım kimyasal ve askıda kirleticilerin giderilmesinde oldukça etkilidir. İki adımlı arıtma yöntemleri, sinerjik etki oluşturarak arıtma verimini arttırmaktadır. Tek adımlı bir arıtma yöntemine kıyasla arıtma sistemlerinin kombinasyonu hem çıkış suyu kalitesini arttırmakta hem de maliyeti düşürmektedir (Kurniawan vd., 2006a). Bu nedenle birkaç adımdan oluşan arıtma sistemleri sızıntı suyunda yaygın olarak kullanılmaktadır.

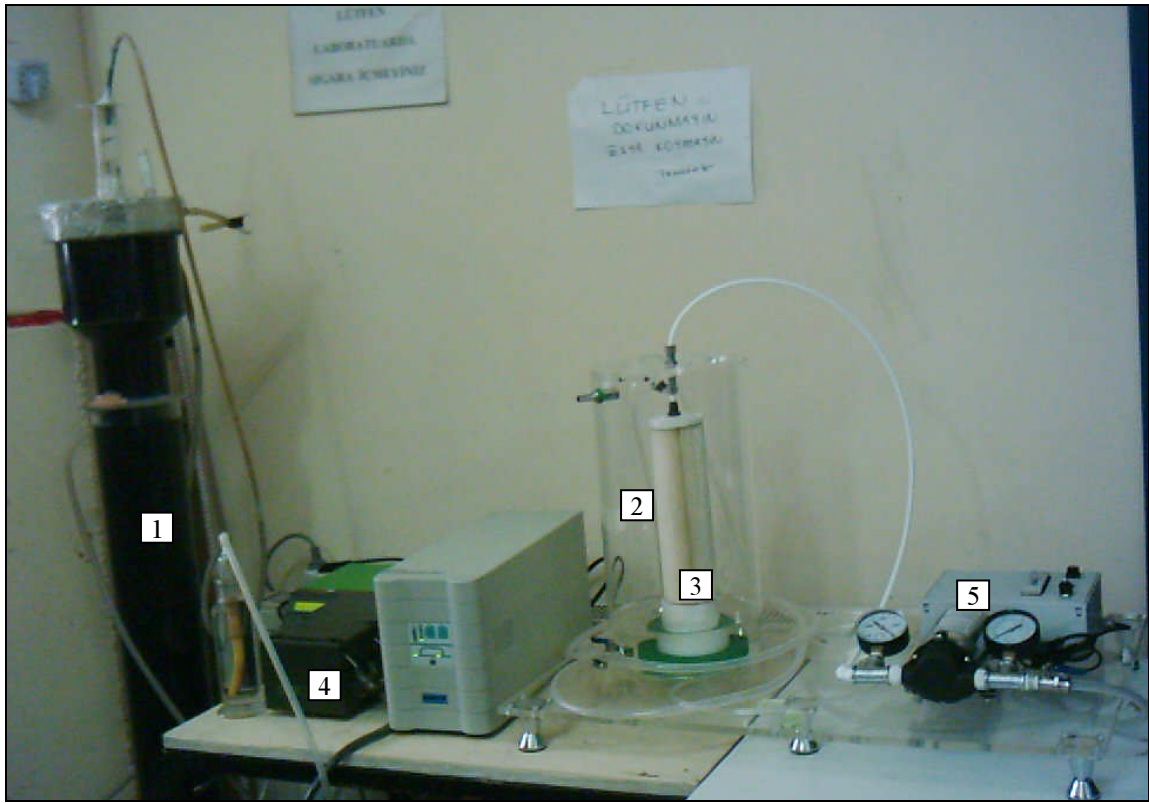
5. DENEYSEL ÇALIŞMALAR

5.1 Sızıntı Suyu

Deneysel çalışmalarda kullanılan sızıntı suyu, İstanbul'un Avrupa yakası evsel katı atıklarının 1995 yılından beri depolandığı Odayeri Düzenli Katı Atık Depolama sahasından temin edilmiştir.

5.2 Deney Düzeneği

Yapılan çalışmanın deney düzeneği, kullanılan ekipman ve malzemeler aşağıda sıralanmıştır. Şekil 5.1'de deney düzeneğinin resmi, Şekil 5.2'de şematik gösterimi verilmiştir.

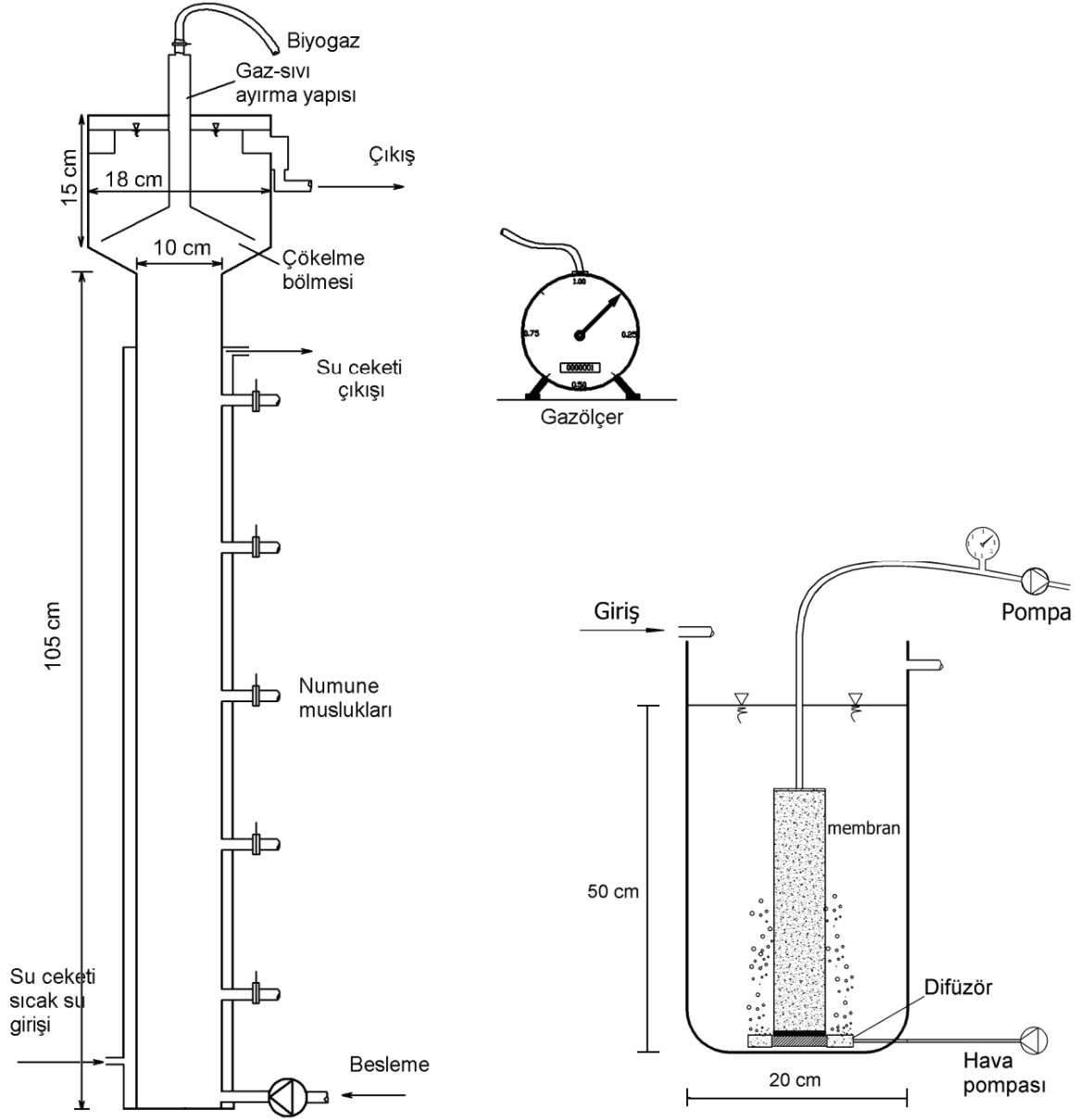


Şekil 5.1 Deney düzeneği

Deney düzeneğinde yer alan ekipmanlar aşağıda sıralanmıştır;

1. Yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktör
2. Membran biyoreaktör
3. Membran modülü
 - Mikro filtrasyon membran (1-100 μm $\rightarrow$ 5 μm , 1 μm)

4. Peristaltik pompa
5. Emme pompası



Şekil 5.2 Deney düzeneğinin şematik görünümü

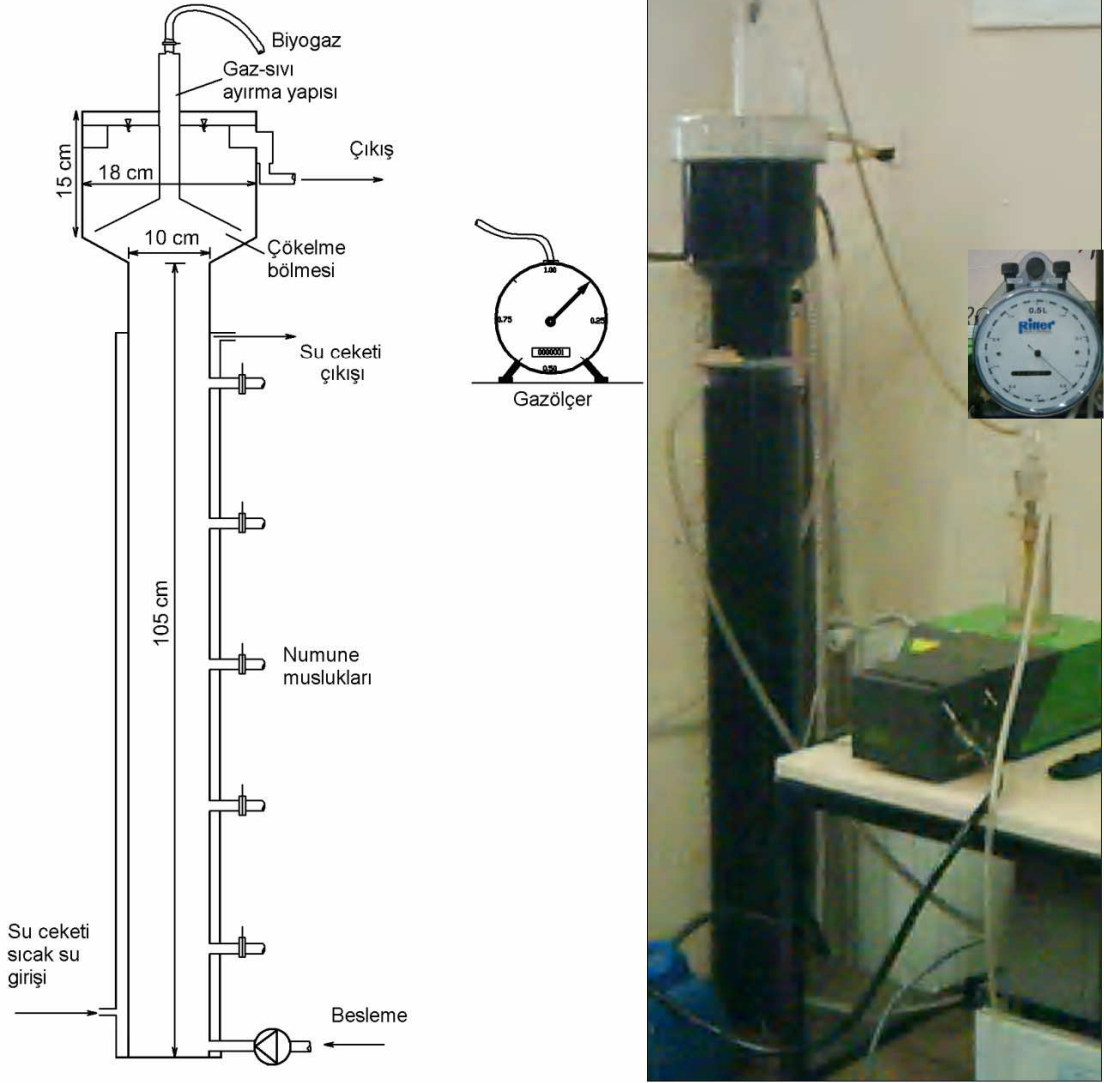
5.2.1 Yukarı Akışlı Çamur Yataklı Reaktör

Bu çalışmada, laboratuvar ölçekli yukarı akışlı çamur yataklı (YAÇY) bir reaktörde sızıntı sularının anaerobik ön arıtımı araştırılmıştır. Şeffaf plastik malzemeden imal edilen reaktörün çapı 10 cm, net gövde yüksekliği 105 cm olup, çöktürme bölgesi ile toplam yüksekliği 125 cm'ye ulaşmaktadır. Çöktürme bölgesinde çökelen çamurların sisteme geri dönmesini

sağlamak ve üretilen biyogazı toplamak üzere ters konik şekilde sıvı-katı ayırıcı tertip edilmiştir. Reaktörün çıkış yapısı üçgen savak sistemi şeklinde tasarlanmış ve çeşitli seviyelerden çamur numunesi alabilmek için reaktör gövdesi boyunca 15 cm aralıkla 7 adet numune musluğu tertip edilmiştir. Çalışmada kullanılan anaerobik reaktörün faydalı hacmi 8125 mL, çökelme bölmesi hacmi ise 2500 mL'dir.

YAÇY anaerobik reaktörde mezofilik koşulları sağlamak için su ceketini tertip edilmiştir. Bir su banyosunda 35 °C'ye ısıtılan su, BM 101 model Nüve marka ısıtıcı su devir pompası ve Trumpf marka H 1800 model havuz pompasıyla reaktöre basılmıştır. Böylece dış cepheyi çevreleyen ceketin içerisinden sıcak su geçirilerek reaktör sıcaklığı 35 °C'de sabit tutulmuştur. Çalışma gücü ise 220 v/20 W olan bu pompanın maksimum su basma yüksekliği 180 cm olup, saatte 1800 L suyu basabilmektedir. Sızıntı suyu reaktöre, Watson Marlow 505L başlıklı peristaltik pompa ile sürekli-kesikli beslenmiştir.

Çalışmada kullanılan yukarı akışlı havasız çamur yataklı sistemde (Şekil 5.3) çökelme özellikleri iyi, yoğun aktif granüler çamur yatağı mevcut olup, atıksu çamur örtüsünden arıtılarak geçmekte ve reaktörü üst kısımdaki katı-gaz ayırıcıdan terk etmektedir.



Şekil 5.3 YAÇY reaktör

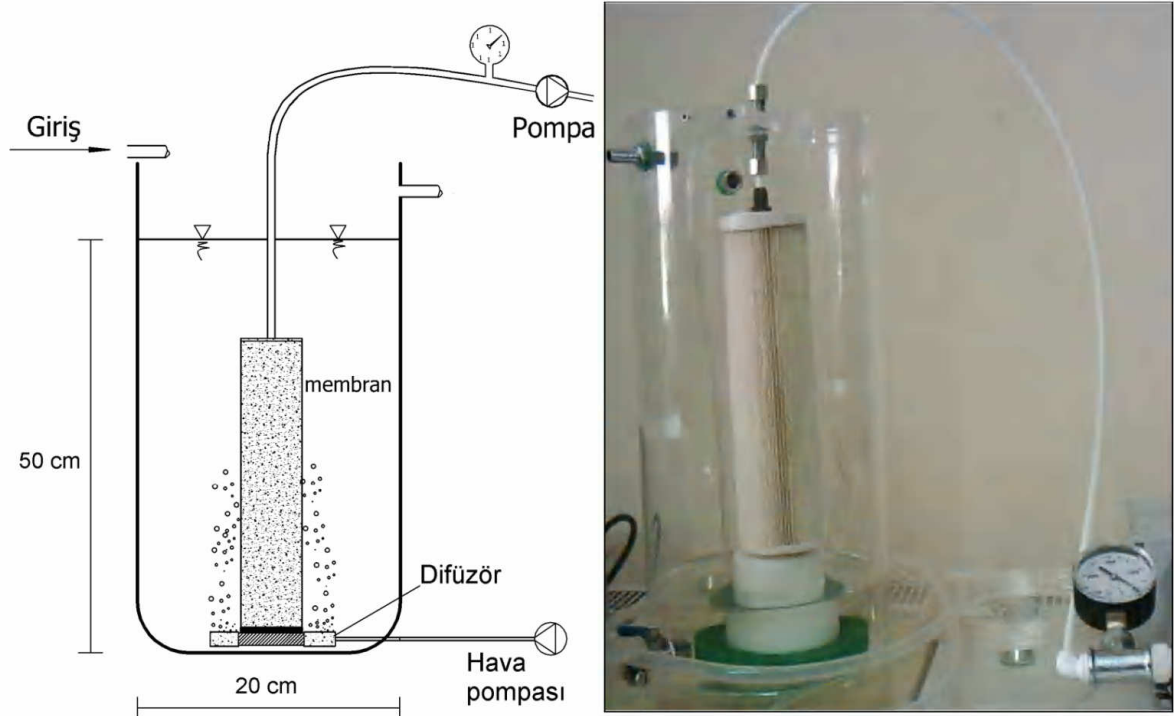
5.2.2 Membran Biyoreaktör

Ön arıtım ve dengeleme amaçlı anaerobik reaktörün kullanımının ardından membran biyoreaktör (MBR) kullanılmış ve bu MBR’da farklı gözenek çaplarında mikro filtrasyon membran modüllerinin performansı araştırılmıştır. Membran biyoreaktör 500x500x700 mm boyutlarındadır. 500x700 mm boyutunda ve 10 mm kalınlıklı bir zemin üzerine oturan reaktörün 4 köşesine 4 adet ayar vidası yerleştirilmiştir. Reaktör zemini üzerinde 2 adet denge terazisi bulunmakta ve bu terazilerin her biri 2 adet ayarlama düzeneği ile dengelenmektedir. Zemin üzerinde bulunan reaktör 5 mm kalınlıklı ve dış ölçü olarak 200 mm çapında, 500 mm yüksekliğinde silindirik şekildedir. Reaktör tabanına 115 mm dış çap, 75 mm iç çaplı ince hava kabarcığı veren 1 adet dairesel difüzör yerleştirilmiştir. Reaktör iç tabanına çeşitli filtre kartuşlarının oturabilmesi için tabliye yapılmıştır. Reaktörün üst kısmında 50x190 mm

boyutunda ve ortası 6 mm delikli olan 10 mm kalınlığında köprü mevcuttur. Reaktörün alt tabanından çamurların alınması için bir çamur tahliye vanası, üst kısmından ise duru suyun alınabilmesi için bir duru su tahliye vanası yerleştirilmiştir. Reaktör köprüsünün her iki ucu sabitlenmiş ve gerekli halde bu köprü yerinden kolaylıkla seyyar olarak çıkarılabilmesi sağlanmıştır. Reaktörün içine yerleştirilecek olan çeşitli membran kartuşlarının su içinde yüzmemesi için üst kısımdan tutturulmuştur. Tabliye üzerine 1 adet pompa ve adaptörü beraberce yerleştirilmiş, pompa girişinde ve çıkışında birer adet olmak üzere 2 adet manometre yerleştirilmiştir. Reaktörler 5 mm kalınlığında şeffaf plexiglastan imal edilmiştir (Şekil 5.4, Şekil 5.5).

Havalandırmayı sağlamak için ilk olarak Resun Marka AC 9906 model hava pompası kullanılmıştır. 18 W güçle çalışan cihazın hava debisi 14L/dk olup basıncı $>0,012$ Mpa'dır. Bu cihaz bozulduktan sonra Hailea marka ACO 9620 model hava pompası kullanılmıştır. Ayarlanabilen hava debisiyle max 14L/dk hızla hava çıkışı sağlanabilmektedir. 12 W'lık güçle çalışan cihazın basıncı $>0,015$ Mpa'dır.

Şekil 5.6'da temiz ve kirli membran modülleri ve difüzörler verilmiştir. Ek 4'de ise kullanılan MF membranının resmi verilmiştir.



Şekil 5.4 Aerobik membran biyoreaktör



Şekil 5.5 Çalışma sırasında membran biyoreaktör



Şekil 5.6 Membran modülleri ve difüzörler

5.2.3 Reaktörün Devreye Alınması ve İşletilmesi

YAÇY reaktörün devreye alınmasında bira sanayi atıksularını arıtan bir reaktörden alınan granül çamurlar aşısı olarak kullanılmıştır. Reaktöre 5 L aşısı konarak düşük debide sızıntı suyu besleyip reaktörün gaz üretimi takip edilmiştir. YAÇY reaktör, 5 ve 3 günlük hidrolik bekletme sürelerinde çalıştırılarak arıtma performansı izlenmiştir. Reaktörün gaz debisi Ritter marka gazölçer ile günlük olarak takip edilmiştir. Ayrıca gazın bileşenini tespit etmek amacıyla gazölçerden çıkan biyogaz 2 L'lik pet şişede hacim deplasmanı yöntemi ile toplanmıştır.

Membran biyoreaktörde kullanılan çamur, Paşaköy Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinden temin edilmiştir. Reaktörün işletilmesi esnasında, çözünmüş oksijen konsantrasyonu 1-3 mg/L aralığında, işletme basıncı 0,5-1 bar aralığında tutulmuştur.

5.3 Ultrafiltrasyon ve Nanofiltrasyon Çalışmaları

Bu çalışmada MBR çıkışında UF ve NF çalışmaları İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği laboratuvarında gerçekleştirilmiştir. Deneylerde kullanılan laboratuvar ölçekli membran tesisi, membran üreticisi OSMONICS firmasından temin edilmiştir. Tesis yüksek basınç pompası, ince kartuş filtreler, hidrofor, membranın yerleştirildiği membran hücresi, membran hücre muhafazası, membrana girişte ve çıkışta olmak üzere üç adet manometre, yüksek basınç ayar vanası, soğutma sistemi, hidrolik el pompası ve 60 L'lik bir besleme tankı ünitelerinden meydana gelmektedir. Membran hücresinin genişliği 21,6 cm, uzunluğu 16,5 cm ve yüksekliği 5,3 cm'dir. Membran hücresi üstten basınç uygulanarak sıkıştırılmakta ve bu şekilde, uygulanan besleme akımındaki basınca dayanıklı olması sağlanmaktadır. Membran hücre muhafazası piston sistemine uygulanan basınç, hidrolik el pompası ile gerçekleştirilmiştir. Hidrolik el pompası, KOPARAN KPI modelidir. Depo hacmi, 1,5 L, depo çapı 60 mm, boyu 550 mm, deplasman hacmi 2,6 cm³'tür. Yüksek basınç pompası ile 70 bar'a kadar olan basınçlar temin edilmektedir. Besleme suyu tankı, 60 L hacminde ve dairesel olarak polietilen bir malzemeden imal edilmiştir. Tesis, besleme tankındaki bir soğutma tertibatıyla soğutulmaktadır. Bu tertibatla sıcaklık, tanka spiral olarak yerleştirilen ince boruların içinden geçen musluk suyu ile 25 °C±1 °C olarak tutulmuştur.

Tanktaki besleme suyu ilk olarak hidrofor aracılığı ile kartuş filtreye gönderilmiş, buradan geçen akım, daha sonra yüksek basınç pompasında basınçlandırıldıktan sonra membran hücresine girmiştir. Membran hücresinde akım, konsantre akımı ve süzüntü akımı olmak

üzere ikiye ayrılmıştır. Konsantre akım, besleme tankına geri devrettirilirken, süzüntü akımı akıyı belirlemek amacıyla ayrı bir kapta toplanmış ve bu çıkıştan da belirli aralıklarla numuneler alınarak analizler gerçekleştirilmiştir.

Membran pilot tesisi el ile kontrol edilecek şekilde tasarlanmıştır. Basınç ayar vanası, tesis ilk olarak çalıştırıldığında tamamen açık durumda bırakılarak, basıncın sıfır olması sağlanmıştır. Daha sonra vana kısılarak, membrana uygulanan basınç arttırılmış ve basınç istenen değere geldiğinde, vana o konumda tutulmuştur.

5.3.1 Deneyde Kullanılan Membranlara Ait Teknik Bilgiler

Deneyde toplam alanı 155 cm² olan, NF ve UF membranlar kullanılmıştır. Film Tech ve Huber firmalarından temin edilen membran türlerine ait teknik bilgiler Çizelge 5.1’de, deney tesisinin akım şeması Şekil 5.7’de (Koyuncu, 2001), verilmiştir.

Çizelge 5.1 Deneysel çalışmalarda kullanılan NF ve UF membranlar

<i>Parametre</i>	<i>NF200</i>	<i>UF</i>
Üretici Firma	Film Tech Corp.	Huber
Membran tipi	Polyamide ince film karışımı (kompozit)	Polisülfan
Membran türü	Flat sheet	Flat sheet
Maksimum işletme sıcaklığı, °C	45	-
Maksimum işletme basıncı, bar	41	7
İşletme basıncı	15	2
pH	3-10	-
Maksimum feed silt density index SDI	5	-
MWCO, Da	300	-
Gözenek boyutu	-	0,04 µm
Giderme verimi (%)	35-50 CaCl ₂ *	-
Giderme verimi (%)	97 MgSO ₄ *	-

* çözülmüş madde giderimi şu test şartlarına dayanmaktadır; 500 mg/L CaCl₂, 4,83 bar, 25° C ve %15 geri kazanma

Deneyler sırasında kullanılan membran yaprakları düzeneğe uygun boyutlarda kesilmiş ve deneyden önce %95’lik etil alkol çözeltisinin içinde bekletilerek hazırlanmıştır. EK 2’de UF-NF çalışmaları için kullanılan düzeneğin resimleri verilmiştir.

KOİ: APHA (1995) 5220-D bölümünde belirtilen kapalı reflux, kolorimetrik yöntemle tespit edilmiştir. Parçalama reaktifi, 2 saat süreyle 103 °C’de kurutulmuş 10,216 g $K_2Cr_2O_7$ (Merck), 167 mL konsantre H_2SO_4 (Merck) ve 33,3 gr $HgSO_4$ (Merck) 500 mL saf suda çözüp soğuduktan sonra 1 L’ye tamamlanarak hazırlanmıştır. Hach reflux tüplerine 2,5 mL numune, 1,5 mL parçalama reaktifi ve 3,5 mL sülfirik asit reaktifi ilave ettikten sonra tüplerin ağzı sıkıca kapatılarak ters yüz etmek suretiyle karıştırılmıştır. Karışım Velp Scientifica ECO 16 marka bir termoreaktörde 2 saat süreyle 150 °C’de ısıtılmıştır. Tüpler soğuduktan sonra spektrofotometrede 600 nm dalga boyunda analiz edilmiştir.

BOİ: Numuneler seyreltilip aşırı ilave edildikten sonra 20 °C’de 5 gün süreyle inkübe edilerek tüketilen çözünmüş oksijen miktarı tespit edilmiştir. Çözünmüş oksijen alkali-azid-iyodür metoduna göre iyodometrik yöntemle tayin edilmiştir. Oksijen alkali ortamda $MnSO_4$ ile MnO_2 şeklinde bağlanıp, alkali azid iyodür çözeltisiyle asidik ortamda MnO_2 ’e eşdeğer iyot açığa çıkmaktadır. Açığa çıkan iyot nişasta indikatörü kullanılarak $Na_2S_2O_3$ ile titre edilerek eşdeğer çözünmüş oksijen belirlenir.

TKN: Titrimetrik yöntem tatbik edilerek tespit edilmektedir. Kjeldahl yönteminde kuvvetli oksitleyici ile organik azot NH_4^+ haline dönüştürülür. Numunede bulunan NH_4^+ ile NH_4^+ haline dönüştürülen organik azot, kuvvetli bazik ortamda distilasyon yapılarak borik asit içerisinde toplanır. Borik asit içerisinde tutulan amonyum miktarı asit titrasyonu ile tespit edilmektedir.

NH_4-N : pH’sı tamponlanarak 9,6’nın üzerine getirilen numunenin içerdiği amonyum, distilasyon yöntemiyle borik asit içerisinde toplandıktan sonra titrimetrik yöntemle tespit edilmektedir.

TOK-TN: TOK ve TN ölçümleri için Hach marka IL 550 TOC-TN model cihaz kullanılmıştır. TOK’un ölçüm prensibi, organik bileşiklerin yakılması sonucunda oluşan karbondioksitin ölçümü şeklindedir.

UYA: Uçucu yağ asitleri Supelco marka 46975-U katalog numaralı UYA standardı ile kalibrasyonu yapılan Varian 3900 markalı gaz kromatografisi ile dolgu kolon kullanılarak tespit edilmiştir. FID (flame ionization detection) metoduyla UYA kolonundan ön işlem görmüş sızıntı suyu numunesi geçirilmiş ve yaklaşık 25 dakika süren yakma işleminden sonra UYA bileşenleri (asetik asit, propiyonik asit, bütirik asit, isobütirik asit, isovalerik asit, n-valerik asit, isokaproik asit, n-kaproik asit, heptonik asit) belirlenmiştir. Sızıntı suyu içindeki inorganik tuzlar ve askıda katı maddelerin girişim yapabilmesi ve cihaza zarar verebilmesi

durumuna karşı distilasyon işlemi gerekmektedir. Kromotografik ölçüm için Yan ve Jen tarafından geliştirilen, korelasyon katsayısı $>0,999$ bulunan yöntem kullanılmıştır. Bu yönteme göre 100 mL sızıntı suyu buz banyosunda soğutulur, asit tuzlarının serbest asit formuna döndürmek için 5 mL 1+1 sülfirik asit yavaşça ilave edilir ve karıştırılır. Gaz çıkışı durduğunda numune sıcaklığı oda sıcaklığına gelene kadar beklenir. Daha sonra numune distilasyon cihazına konur 2-3 mL/dk hızla distile edilir, oluşan ilk 7,5 mL girişimleri önlemek amacıyla atılır ve toplanan distilattan 4 μ L alınıp kromotografa beslenir (Yan ve Jen, 1992).

TP: Toplam fosfor (TP) tayini, asit parçalaması sonucu organik fosfatların orto-fosfat şekline dönüştürülmesi prensibine dayanmaktadır. TP, numunedeki fosfor miktarına uygun numune hacmi alınarak, $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-HNO}_3$ yöntemiyle parçalama işlemi yapılmış ve pH nötralizasyonunu takiben kalay klorür metodu tatbik edilerek kolorimetrik olarak tayin edilmiştir. Metot, numuneye $(\text{NH}_4)_2\text{MoO}_4$ 'ın ilave edilmesiyle oluşan $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{MoO}_3$ kompleksinin SnCl_2 kullanılarak indirgenmesi sonucu oluşan mavi rengin şiddetinin kolorimetrik ölçümüne dayanmaktadır. Oluşan mavi rengin şiddeti 690 nm'de Jenway 6105 UV/VIS (2 cm ışık yollu küvet) spektrofotometre kullanılarak okunmaktadır.

AKM: Darası alınıp sabit tartıma getirilen cam elyaf filtreden bir miktar numune süzülerek, filtre kağıdı 103-105 °C'de 1 saat kurutulur ve sabit tartıma getirildikten sonra tartılır. Daha sonra elde edilen sonuçtan filtre darası çıkarılır ve süzülen numune miktarına bölünerek mg/L olarak AKM bulunur.

Bulanıklık: Bulanıklık, Merck SQ 118 fotometrede tespit edilmiştir.

Alkalinite: Ham sızıntı suyu ve anaerobik reaktör çıkışından alınan numunelerde 0,02 N H_2SO_4 ile pH 4,2-4,5'e kadar titre edilerek sarfiyat okunur, ilgili formülde yerine konarak mg CaCO_3/L cinsinden toplam alkalinite tespit edilmektedir.

pH: pH, Jenway 3040 Ion Analyser kullanılarak elektrot metodu ile belirlenmiştir.

İletkenlik: Sızıntı suyu numunelerinin iletkenliği AGB-1001 μP Conductivity and Temperaturemeter cihazı kullanılarak tespit edilmiştir.

Metaller: Standart Metotlar $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{SO}_4$ parçalama yöntemine göre ön işlemlerden geçirilen numunelerin metal konsantrasyonu, atomik adsorpsiyon spektrofotometresi kullanılarak tespit edilmiştir.

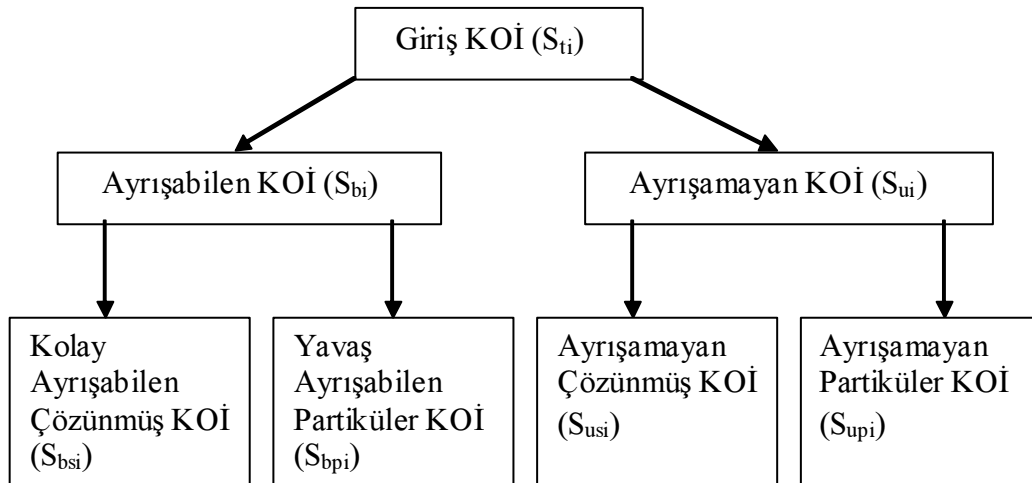
Reaktörün gaz debisi: Reaktörün gaz debisi Ritter marka ıslak tip bir debi ölçer ile ölçülmüştür.

Gaz bileşenleri: YAÇY Reaktör gaz bileşenleri ölçümleri için Gas Data Limited tarafından imal edilmiş “Landfill Monitoring System Versiyon 4.17 model” analiz cihazı kullanılmıştır. Infrared CH_4 ve CO_2 dedektörlerine sahip olan cihaz, diğer gazlar ve sıcaklık ve basınç gibi diğer çevresel faktörlerin de belirlenebileceği şekilde tasarlanarak üretici firma tarafından kalibre edilmiştir (Gas Data Limited, 2000).

5.5 KOİ Bileşenleri

Genel olarak sızıntı suları biyolojik ayrışmaya dirençli organik maddeleri içerdikleri için biyolojik ayrışabilirliği önceden değerlendirmek ve bu tür organik maddelerin yüzdesini bulmak uygun olmaktadır (Berrueta vd., 1996).

Toplam KOİ değeri, biyolojik olarak parçalanma özelliklerine bağlı olarak, toplam, biyolojik olarak ayrışabilen KOİ ve toplam inert KOİ fraksiyonları olmak üzere iki ana alt gruba ayrılabilir. Bu fraksiyonlar da kendi aralarında alt gruplara ayrılabilirler. İnert KOİ bileşeni, çözünmüş inert ve partiküler inert KOİ olmak üzere iki alt grupta incelenebilir. Ayrışabilen KOİ fraksiyonu ise, organik maddenin ayrışma hızına bağlı olarak hızlı ayrışabilen çözünmüş KOİ ve yavaş ayrışabilen partiküler KOİ olarak iki sınıfta incelenebilir. Kolay ayrışabilen çözünmüş KOİ, mikroorganizmalar tarafından çok hızlı bir şekilde ayrıştırılır. Yavaş ayrışabilen partiküler KOİ'nin ise mikroorganizmalar tarafından metabolize edilmeden önce hücre dışı enzimler vasıtasıyla daha basit kimyasal birimlere ayrılması gerekmektedir. Şekil 5.8'de KOİ alt bileşenleri verilmiştir (Wentzel, vd. 1999).



Şekil 5.8 Atıksulardaki KOİ alt bileşenlerinin dağılımı (Wentzel, vd. 1999)

Biyolojik sistemlerde inert bileşiklerin oluşumu ve miktarlarının azaltılması pek çok araştırmaya konu olmuştur (İnce, vd., 1998; Low ve Chase, 1999; Hasar ve Kınacı, 2004). Boero vd., (1991), biyolojik proseslerden çıkan suların biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ'sinin çözünmüş mikrobiyal ürünlerden oluştuğunu ve bu ürünlerin substrat ayrışması esnasında ara ürün, son ürün ve içsel solunum sonucu ortaya çıktığını belirtmişlerdir. Bir başka çalışmada da bu ürünlerin biyokütle teşkili esnasında ve basit substratların mineralizasyonu sırasında biyokütle ayrışması sonucu çözünmüş organiklerin birikiminden kaynaklandığı belirtilmiştir (Noguera vd., 1994).

Bu çalışmada sızıntı suyundaki inert KOİ bileşenini bulmak için Park vd., (1997), tarafından geliştirilen yöntem kullanılmıştır.

5.5.1 Sızıntı Suyunda KOİ Fraksiyonlarının Tespiti

Katı atık sızıntı suları yapıları zamanla değişen farklı moleküler ağırlığına sahip yüksek konsantrasyonlarda kolay ayrışabilen ve ayrışamayan organik maddelerle inorganik iyonları ihtiva ederler (Reinhart, 1996). Bu organik atıkların ayrışması esnasında mikrobiyal aktivite sonucu ayrışma ürünleri, çözünmüş mikrobiyal ürünler ve partiküler inert organik maddeler oluşmaktadır (Bilgili, 2006). Calace, vd. (2001a), tarafından yapılan çalışmada, genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularının yaklaşık %30'u yüksek moleküler ağırlığa sahip maddelerden oluşurken, yaşlı depo sahalarında oluşan daha kompleks ve arıtımı daha güç olan sızıntı sularında bu oranın %72 olduğu tespit edilmiştir. Bu durum yüksek moleküler ağırlığa sahip ve daha zor ayrışabilen maddelerin konsantrasyon yüzdelerinin zamanla arttığını göstermektedir. Benzer şekilde Özkaya (2004), tarafından yapılan çalışmada sızıntı sularının zamana bağlı olarak çözünmüş haldeki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'leri belirlenmiştir. Yapılan deneysel çalışmalarda, test hücrelerinden başlangıçta oluşan taze çöp suyunda KOİ'nin kolay ayrışabilen substrattan meydana geldiği, depo yaşı ilerledikçe sızıntı suyunun daha zor ayrışan organikleri içerdiği belirlenmiştir. Gerek atıkların ayrışması esnasında oluşan kompleks yapıdaki sızıntı suyunun mevcut inert KOİ'si, gerekse bu suların arıtıldığı biyolojik sistemlerde mikrobiyal aktivite sonucu oluşan ve konvansiyonel arıtma yöntemleri ile arıtımı mümkün olmayan inert KOİ sebebiyle arıtma sonrası deşarj standartlarının sağlanması zorlaşmaktadır. Dolayısı ile arıtma tesislerinin dizaynında KOİ'nin bileşenlerinin, yani biyolojik olarak parçalanabilen ve parçalanamayan KOİ'nin belirlenmesi faydalı olmaktadır.

5.5.2 Sızıntı Suyunda KOİ Fraksiyonları

Yapılan çalışmalar sonucunda, biyolojik arıtma sistemlerinde substratın biyolojik ayrışması sonucunda, zor ayrışan (inert) ürünlerin oluştuğu saptanmış ve biyolojik arıtma tesislerinde, atıksudaki organik maddenin biyolojik ayrışmasının farklı mekanizma ve hızlarda meydana geldiği deneysel olarak tespit edilmiştir.

KOİ Fraksiyonlarının Belirlenmesi

Biyolojik Olarak Ayrışabilen KOİ (S_{bi}):

Atıksuyun biyolojik olarak ayrışabilen KOİ fraksiyonu, toplam biyolojik oksijen ihtiyacı ($T_bOİ$) metoduna göre belirlenebilir. $T_bOİ$ yaklaşımı, partiküler organik maddelerin biyolojik oksidasyon prosesi tamamlandığında hidrolize oldukları kabulüne dayanır. Farklı özelliklere sahip evsel atıksularda yapılan deneylerde bu sonuç doğrulanmıştır. Bu nedenle $T_bOİ$, biyolojik olarak ayrışabilen KOİ'ye ($S_{bsi}+S_{bpi}$) eşit kabul edilmektedir (Park, vd. 1997).

$T_bOİ$ 'nin belirlenmesi maksadıyla izlenen prosedür aşağıdaki gibidir:

1. KOİ değeri 1000 mg/L'ye seyreltilmiş 1 L sızıntı suyu numunesi alınır.
2. Sızıntı suyunun başlangıç toplam KOİ değeri ile çözünmüş KOİ konsantrasyonları belirlenir. Çözünmüş KOİ, 0,45 µm filtre kâğıdından süzildükten sonra ölçülen KOİ değeridir. Sızıntı suyunda partiküler KOİ değeri, toplam KOİ ile çözünmüş KOİ arasındaki farktan hesaplanabilir.
3. KOİ'si 1000 mg/L'ye seyreltilmiş sızıntı suyu numunesi ile sızıntı suyuna alıştırılmış aktif çamur numunesi karıştırılarak, karışımın çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2-4 mg/L arasında olacak şekilde 24 saat boyunca havalandırılır. Bu süre zarfında belirli periyotlarla karışımdan numuneler alınarak ham ve çözünmüş KOİ değerleri tespit edilir.
4. Karışımın ilk KOİ'si ile çözünmüş KOİ konsantrasyonları belirlenir. Karışımın partiküler KOİ değeri, karışımın ilk KOİ değerinden çözünmüş KOİ değerinin çıkarılması ile elde edilen değerdir.

Bu sonuçlardan sonra $T_bOİ$ değeri, giriş substrat KOİ ile nihai substrat KOİ konsantrasyonları arasındaki farktan hesaplanır. Giriş substrat KOİ konsantrasyonu, karışımın ilk KOİ'si ile başlangıçtaki biyokütle KOİ'si arasındaki farktan hesaplanır. Başlangıçtaki biyokütle KOİ'si ise, karışımın başlangıçtaki partiküler KOİ'si ile ham atıksuyun partiküler KOİ'si arasındaki farktan tespit edilir.

$$T_bOI = S_{bi} = \text{Giriş Substrat KOİ} - \text{Nihai Substrat KOİ} \quad (5.1)$$

$$\text{Giriş Substrat KOİ} = \text{Karışımın İlk KOİ} - \text{Giriş Biyokütle KOİ} \quad (5.2)$$

$$\text{Giriş Biyokütle KOİ} = \text{Karışımın Partiküler KOİ} - \text{Atıksuyun Partiküler KOİ} \quad (5.3)$$

Sızıntı suyu numunesi reaktöre aktif çamur ilavesi ile seyreltiğinden, gerçek T_bOI değeri, hesaplanan değerin seyreltme faktörüyle çarpılmasıyla elde edilir. Elde edilen sonuçlarla sızıntı suyunun KOİ bileşeni, toplam ayrışabilen KOİ ve toplam inert KOİ olmak üzere iki ana alt gruba ayrılmış olur.

5.6 SEM ve AFM Analizleri

SEM (Taramalı Elektron Mikroskobu):

Taramalı Elektron Mikroskobunda (Scanning Electron Microscope-SEM) görüntü, yüksek voltaj ile hızlandırılmış elektronların numune üzerine odaklanması, bu elektron demetinin numune yüzeyinde taratılması sırasında elektron ve numune atomları arasında oluşan çeşitli girişimler sonucunda meydana gelen etkilerin uygun algılayıcılarda toplanması ve sinyal güçlendiricilerinden geçirildikten sonra bir katot ışınları tüpünün ekranına aktarılmasıyla elde edilir. Modern sistemlerde bu algılayıcılardan gelen sinyaller dijital sinyallere çevrilip bilgisayar monitörüne verilmektedir. SEM içinde incelenen numuneler fiber, polimer, plastik gibi elektrik iletkenliği olmayan numuneler ise iletkenliğin sağlanması için kaplama işlemi yapılır (<http://www.istanbul.edu.tr/eng/metallurji/sem.html>).

SEM analizleri için örnekler altın kaplama cihazı ile altınla kaplanmıştır. Numuneler altınla kaplandıktan sonra JSM-5410 LV SEM ve buna bağlı Görüntü Analiz Sistemi ile incelenip fotoğraflanmıştır. Taramalı elektron mikroskobu (SEM) çalışmaları için Yıldız Teknik Üniversitesi Metalürji ve Malzeme Mühendisliği Bölümü Elektron Mikroskobu laboratuvarında bulunan SEM cihazı kullanılmıştır. Numuneler yapıştırıcı bant ile örnek tutucu üzerine yerleştirilip, altın kaplama işlemi yapıldıktan sonra incelenmiştir.

EK 3’de SEM fotoğrafları için kullanılan düzeneğin resimleri verilmektedir.

AFM (Atomik Kuvvet Mikroskobu):

Atomik kuvvet mikroskobu (Atomic Force Microscope-AFM), malzeme yüzeylerinin analizini yapmakta kullanılır. Bu mikroskop ile incelenen numune yüzeyinin üç boyutlu

topografik haritası çıkarılabilir.

Çalışma dahilinde, AFM çalışmaları için Gebze İleri Teknoloji Enstitüsü Malzeme Bilimleri ve Mühendisliği Bölümü Mikroyapısal Analiz laboratuvarında bulunan AFM (Digital Inst.) cihazı kullanılmıştır.

6. DENEY SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRMELER

6.1 Sızıntı Suyu Bileşenleri

Katı atık depo sahası sızıntı suları yüksek konsantrasyonda amonyum azotu ve organik madde içerdiklerinden dolayı arıtmaları oldukça güçtür. Bu çalışma, sızıntı suyunun anaerobik ön arıtmayı müteakip aerobik membran biyoreaktörlerde arıtımının yanında çıkış suyunun UF ve NF membranları kullanılarak gerçekleştirilen arıtılabilirlik çalışmalarını içermektedir. Aerobik ve anaerobik reaktörlerde sızıntı suyu özelliklerinin değişiminin izlenmesi amacıyla, reaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde pH, iletkenlik, toplam çözünmüş katı madde, alkalinite, klorür (Cl^-), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), toplam kjeldahl azotu (TKN), amonyum azotu ($\text{NH}_4\text{-N}$), toplam fosfor, (TP), renk ve bulanıklık parametrelerinin değişimi izlenmiştir. Bunun yanında, metaller (Cu, Zn, Cd, Cr, Pb, Ni, Fe, Mn, Ca, Mg, K, Na) ve uçucu yağ asitlerinin (UYA; asetik, propiyonik, bütirik, iso-bütirik, n-valerik, iso-valerik, n-kaproik, iso-kaproik, heptonik) değişimi izlenmiştir. İlave olarak, membran sistemlerindeki tıkanmanın izlenmesi maksadıyla akı değişimleri izlenmiştir. Anaerobik reaktöre beslenen ham sızıntı suyunun karakteri, depolama yaşı, depolanan atıkların türü, mevsimsel değişimleri gibi faktörlere bağlı olarak farklılık göstermektedir. Depo sahalarının işletilmesi esnasında sahanın yeni devreye alınan bölümlerinden kaynaklanan sular da sızıntı suyu karakterini etkileyen unsurlardandır. Çizelge 6.1’de yaklaşık 1000 günlük çalışma süresince arıtıma tabi tutulan İstanbul Odayeri Katı Atık Düzenli Depolama Alanı ham sızıntı suyunun karakteri verilmiştir. Kirlilik parametreleri içerisinde azot bileşenleri yüksek konsantrasyonlarda bulunurken, metallerin düşük seviyelerde olduğu görülmektedir.

1995’de faaliyete geçen İstanbul Avrupa Yakası Depo Sahası sızıntı suları, ihtiva ettiği kirletici konsantrasyonları itibari ile orta yaşlı depo sahası sızıntı sularını karakterize etmektedir. Yeni sahalar devreye alındıkça sızıntı suyu bileşenlerinin konsantrasyonları da değişmektedir. Söz konusu sahada 10 yılı aşkın süredir depolama devam etmekte olup, sahanın tamamlanmış bölümleri kapatılırken yeni hücrelerin devreye alınmasıyla, daha konsantre kirleticiler mevcut sızıntı suyuna karışarak KOİ değerlerinin yükselmesine neden olmaktadır. Bu sebeple, yeni ve eski sızıntı sularının karışmasıyla sızıntı suyu karakteri açısından kesin bir depo yaşından söz etmek mümkün olmamaktadır. Depolamanın hemen akabinde biyolojik olarak kolay ayrışabilen organik madde fraksiyonu yüksek olduğundan BOİ/KOİ oranı yüksektir, zamanla bu oran azalma eğilimine girmektedir.

Çizelge 6.1 Kullanılan Depo Sahası Sızıntı Suyu Karakteristiği

<i>Bileşenler</i>	<i>Parametre</i>	<i>Birim</i>	<i>Ortalama</i>	<i>Standart Sapma</i>
	pH	-	8,05	0,47
<i>Organik Bileşenler</i>	KOİ	mg/L	12063	7892
	BOİ ₅	mg/L	4800	2100
	TOK	mg/L	3780	2650
	TUYA	mg/L	3270	4626
	İnert KOİ	mg/L	2800	780
<i>Azot Bileşenleri</i>	TKN	mg/L	2868	549
	NH ₄ -N	mg/L	2558	547
	Org-N	mg/L	249	171
<i>Diğer Bileşenler</i>	TP	mg/L	25,3	6,42
	Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	17234	3331
	Klorür	mg/L	4962	570
	Renk	Hazen	3964	1368
	Bulanıklık	NTU	2222	939
	İletkenlik	ms/cm	30,46	3,43
	TDS	gr/L	20,31	2,29
<i>Alkali ve Toprak Alkali Metaller</i>	Na	mg/L	2315	440
	K	mg/L	2433	1120
	Ca	mg/L	85	50
	Mg	mg/L	265	200
<i>Metaller</i>	Fe	mg/L	24,07	16,64
	Mn	mg/L	2,5	4,4
	Cu	mg/L	0,28	0,2
	Cd	mg/L	0,15	0,07
	Cr	mg/L	1,1	0,44
	Pb	mg/L	0,94	0,49
	Ni	mg/L	1,01	0,41
	Zn	mg/L	0,87	0,63

Sızıntı suyu karakterizasyonunu etkileyen en önemli husus depolanan atıkların ayrışma sürecidir. Depolamadan 1 yıl sonra yüksek konsantrasyonlardaki uçucu yağ asitleri sızıntı suyu pH'sının düşmesine sebep olabilir. Genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularının metal konsantrasyonları yüksek olmaktadır. Bu çalışmada, depo yaşı ilerlediğinden, metal konsantrasyonları da düşük seviyelerdedir. Sızıntı sularında en belirgin kirleticiler, organik maddeler, kolloidler ve amonyumdur. Organik maddelerin esas bileşenini uçucu yağ asitleri oluşturmakla birlikte biyolojik olarak ayrışamayan makro moleküler yapıları organik kısım da mevcuttur ve biyolojik olarak ayrışamayan bu kısmın yüzdesi depo sahası yaşlandıkça artmaktadır. Çizelge 6.1'de verilen ham sızıntı suyu TKN ile amonyum azotu değerlerinin birbirine yakın olması bu çalışmadaki azot içeren organik maddelerin önemli ölçüde hidroliz olduğunu göstermektedir.

BOİ/KOİ oranı 0,1-0,3, TOK/KOİ 0,2-0,4 ve pH'nın 7'den büyük olması sızıntı suyunun orta-stabilize olduğunu göstermektedir (Rivas, 2003). Fan vd., (2006), BOİ/KOİ>0,5 veya KOİ/TOK>2,8 olması durumunda biyolojik arıtma yöntemlerinin uygulanmasının oldukça uygun olduğunu vurgulamışlardır. Bu çalışmada, Çizelge 6.1'de verilen değerler göz önüne alındığında ham sızıntı suyunun BOİ/KOİ oranı 0,4, TOK/KOİ oranı ise 0,32 olarak tespit edilmiştir. Ayrıca biyolojik olarak ayrışamayan toplam inert KOİ'nin ham sızıntı suyu KOİ'sine oranı ise 0,23'tür. Bu yüzden yaklaşık 1000 günlük çalışma süresince elde edilen ortalama BOİ/KOİ, TOK/KOİ ve inert KOİ/toplam KOİ oranları, ham sızıntı suyunun biyolojik ayrışmaya karşı dirençli organikleri içerdiğini göstermektedir. Bu tip sızıntı suları inert organikleri içerirler ve biyolojik arıtmaya karşı dirençlidirler.

6.2 Anaerobik YAÇY Reaktörle Arıtım Sonuçları

Sızıntı suyunun biyolojik ayrışmaya karşı dirençli organikleri içermesine ilave olarak metaller ve amonyum azotu gibi toksik bileşenlerin mevcudiyeti anaerobik reaktörün devreye alınmasını zorlaştırır (Berrueta vd., 1996). Devreye alma işlemi, sızıntı suyunun kompozisyonu, aşının alışması, pH, sıcaklık, besi maddesi ve iz elementlerin bulunması, organik yükleme, bekletme süresi, reaktör tipi gibi birçok fiziksel, kimyasal ve biyolojik faktörlere bağlıdır (Berrueta vd., 1996).

Çalışmada reaktörün yaklaşık yarısı aş çamuruyla, geriye kalan kısmı sızıntı suyu ile doldurularak 5 günlük hidrolik bekletme süresi ile reaktör işletmeye alınmıştır. İşletmeye alındıktan 4-5 ay sonra YAÇY reaktör kararlı hale gelmiş ve devreye alınmıştır. Devreye alma sürecinin uzun olması, sızıntı suyu karakterinin zamana bağlı olarak farklılık göstermesinin de etkisiyle aşının yeni ortama geç alışmasından kaynaklanabilir. Reaktör devreye alındıktan sonra hidrolik bekletme süresi 3 güne düşürülmüş ve deney süresince değiştirilmemiştir. Sızıntı suyunun organik içeriği zamanla çalışma yapılan düzenli depo sahasına ilave bölümlerin devreye alınmasına bağlı olarak sürekli değişmektedir. Bu bakımdan sızıntı suyunun organik içeriğinin yüksek olduğu dönemlerde YAÇY reaktörü emniyetli bir şekilde işletebilmek için hidrolik bekletme süresinin en az 2,5 gün olması tavsiye edilmektedir (Günay, 2002). Benzer şekilde, Berrueta ve Castrillon (1992), 2-4 günlük HBS'lerinde en yüksek KOİ giderme verimini %88 olarak bulmuşlardır. Anaerobik reaktöre beslenen sızıntı suyunun KOİ değerinin en yüksek ve en düşük değerleri sırasıyla yaklaşık 41000 mg/L ve 6000 mg/L olarak ölçülmüştür (Şekil 6.1). Bu değerler göz önüne alındığında organik yükleme 2-14 kg/m³.gün arasındadır. Reaktörün işletmeye alınmasından yaklaşık 250

gün sonra depolama alanında yeni sahaların devreye alınmasına bağlı olarak ham sızıntı suyunun organik içeriği artmış ve 400. güne kadar reaktör, 5-14 kg/m³.gün arasında değişen organik yüklemelere maruz kalmıştır. Bu sebeple HBS 3 gün tutularak çalışma sürdürülmüştür. Yapılan bir çalışmada, YAÇY reaktör ile sızıntı suyu arıtımı gerçekleştirilmiş ve reaktör 4,3-16 kg/m³.gün'lük organik yüklemelerde çalıştırılmış ve 16 kg/m³.gün'lük organik yüklemelerin reaktör performansı üzerinde etkisi olmadığı belirtilmiştir (Ağdağ ve Sponza 2005a; 2005b). Söz konusu çalışmada YAÇY reaktörün yüksek organik yüklemelere karşı dirençli olduğu sonucuna varılmıştır

Sızıntı suyunun arıtımı ile ilgili hidrolik bekletme süresinin (HBS) arıtma performansı üzerindeki etkisi ile ilgili bir değerlendirmede Alvarez-Vazquez vd., (2004), klasik teknolojilerde elde edilen verilerin BOİ/KOİ oranının artmasıyla KOİ veriminin de arttığını göstermektedir. BOİ/KOİ oranının 0,4-0,8 arasında olan sızıntı sularında HBS arttıkça verim de artmaktadır. Daha yaşlı depo sahalarından kaynaklanan sızıntı sularında ise çok uzun (25-40 gün) HBS'ye ihtiyaç vardır ve HBS'nin KOİ giderme verimi üzerinde önemli bir etkisi olmamaktadır. Anaerobik arıtım HBS'ye bağlı olarak değerlendirildiğinde, aerobik arıtmaya benzer şekilde davrandığı gözlenmiştir. Aerobik ve anaerobik arıtma uygulandığında 5-20 gün HBS'de sırası ile %88 ve %83'lük verim elde edildiği bildirilmektedir. Anaerobik arıtım amonyağı gidermediğinden ilave olarak amonyak sıyırma ya da nitrifikasyon ünitesi gerekmektedir (Alvarez-Vazquez vd., 2004).

Bu çalışmada, 1000 günlük işletme süresince zaman zaman hortumların ezilmesi-yıpranması, inorganik çökelmelerden dolayı tıkanması gibi durumlarla karşılaşmıştır. Bu durumlarda bağlantı hortumları yenilenmiş, reaktörde oluşan çökelmelerden dolayı tıkanmaya karşı ise çalışma boyunca reaktör birkaç kez boşaltılıp temizlenmiş, mevcut aşının üzerine ilave aşı çamuru konarak tekrar devreye alınmıştır. Tüylüoğlu (2001), yaptığı çalışmada reaktörde benzer sorunlarla karşılaşmış, Kettunen ve Rintala (1998), ise benzer şekilde yapılan bir çalışmada, reaktörün işletilmesi süresince, reaktör çamurunda inorganik çökelmeler oluştuğu ve bu durumun uzun vadede problem teşkil edebileceği için dönem dönem çamurun yer değiştirilmesi gerektiği sonucuna varmışlardır.

6.2.1 Organik Bileşenlerin Değişimleri

Çalışmanın bu bölümünde organik maddenin ölçüsü olan KOİ ve uçucu yağ asidi (asetik, propiyonik, bütirik, iso-bütirik, n-valerik, iso-valerik, n-kaproik, iso-kaproik, heptonik) konsantrasyonları değerlendirilmiştir. Giderilen KOİ'ye karşılık oluşan metan miktarı

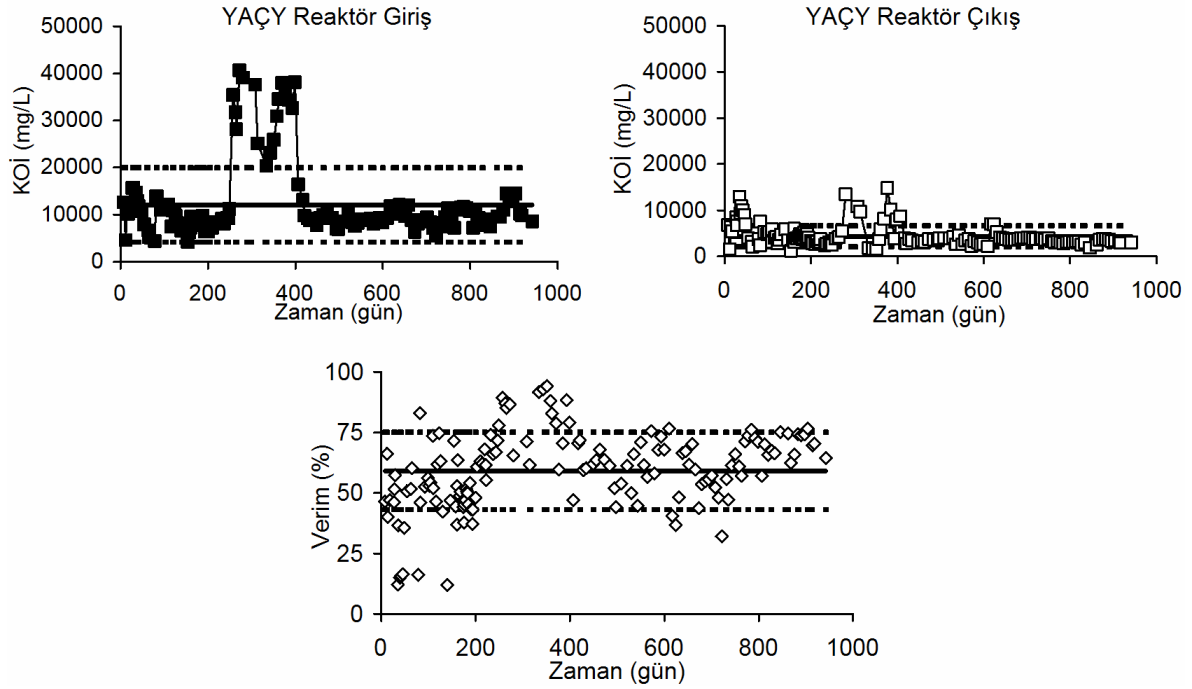
anaerobik reaktörlerin performanslarının değerlendirilmesinde önemli bir parametre olduğundan anaerobik YAÇY reaktör için bu parametrenin değişimi de göz önünde bulundurulmuştur.

6.2.1.1 KOİ değişimleri

BOİ/KOİ oranı atıkların stabilizasyonun bir göstergesi olarak kullanılabilir ve bu oran ne kadar düşükse atıkların da o derece stabil olduğu söylenebilir (Reinhart ve Townsend, 1998). Sızıntı suyu muhteviyatındaki organik kirletici konsantrasyonlarının düşük olması, ayrışmanın metanojenik ayrışma safhasında olduğunun, biyolojik olarak ayrışabilir kısmının azaldığının ve depo sahasının yaşlandığının bir göstergesidir. Cossu ve Rossetti (2003), sızıntı suyunda belirlenen yüksek KOİ ve düşük BOİ konsantrasyonlarının biyolojik ayrışmaya karşı dirençli olan hümkik madde konsantrasyonlarının yüksek olmasıyla ilişkilendirmişlerdir. Bu nedenle biyolojik artıma verimi ham sızıntı suyunun karakterine bağlı olarak değişmektedir.

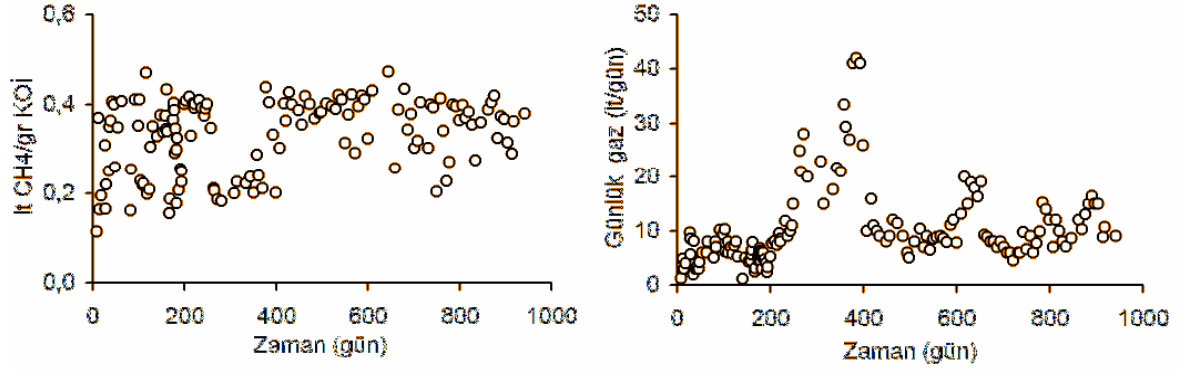
Şekil 6.1’de YAÇY reaktör giriş ve çıkışındaki KOİ değişimleri ve KOİ giderme verimi görülmektedir. Giderme verimi %43-75 aralığında değişmekte olup, ortalama giderme verimi 60 ± 15 olarak bulunmuştur. YAÇY reaktör giriş KOİ değerleri 19955-4170 mg/L, (ortalama; 12062 mg/L), çıkış KOİ değerleri 6673-2068 mg/L (ortalama 4370 mg/L) aralığında değişmektedir. Giderilemeyen KOİ’nin önemli bir kısmı biyolojik olarak ayrışamayan inert KOİ’den kaynaklanmakta, bu nedenle YAÇY reaktör verimi bu değerle sınırlı kalmaktadır. Yapılan çalışmada ham sızıntı suyu KOİ’sinin % 23’ünün biyolojik olarak ayrışamayan inert KOİ’den oluştuğu belirlenmiştir. Giderilemeyen inert KOİ değeri dikkate alındığında reaktörün biyolojik olarak ayrışabilen KOİ cinsinden giderim verimi % 90’lara ulaşmaktadır. Fang vd., (2005), YAÇY reaktörle sızıntı suyu arıtılabilirlik çalışmalarının devreye alma kısmında, 1 gr KOİ/L-gün organik yüklemde KOİ giderme verimini %60 civarında bulmuşlardır ve bu durumu yüksek miktarda inert maddelerin mevcudiyetine bağlamışlardır. Özellikle 250-400. günler arasındaki ham KOİ değerleri, TUYA konsantrasyonları yüksek, pH ve TKN değerleri düşüktür. Bu durum sızıntı suyunun genç depo sahası karakterinde olduğunu ve biyolojik ayrışabilirliğinin de yüksek olduğunu göstermektedir. Bu nedenle belirtilen bu aralıktaki KOİ giderme verimleri, biyolojik olarak ayrışabilen TUYA miktarı yüksek olduğundan %90’lara kadar çıkmıştır. Ham sızıntı suyunun temin edildiği katı atık depolama alanından gelen sızıntı suyunun KOİ’sindeki artışa paralel olarak çıkış KOİ’sinde de artışlar gözlenmiş ve maksimum 10,5 gr/L değerine ulaşmıştır. Ham sızıntı suyundaki dalgalanmalar YAÇY reaktör performansını etkilememiş ve çıkış

sızıntı suyunun karakteri stabil hale gelmiştir.



Şekil 6.1 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki KOİ değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş KOİ, □ çıkış KOİ, ◇ verim)

Şekil 6.2’de YAÇY reaktörde giderilen KOİ’ye karşılık oluşan metan değerleri ve günde üretilen biyogaz değerleri verilmiştir. Üretilen biyogazın $20 \pm 3\%$ ’ünü CO_2 oluşturmaktadır. Metan üretimi $0,2-0,4 \text{ LCH}_4/\text{grKOİ}_{\text{gid}}$ aralığında olup günlük oluşan biyogazın miktarının en yüksek olduğu noktalar sızıntı suyunun KOİ’sinin en yüksek olduğu noktalardır. Giderilen KOİ’ye karşılık oluşan metan miktarının $0,2-0,4 \text{ LCH}_4/\text{grKOİ}_{\text{gid}}$ aralığında değişmesi sızıntı suyu özelliğinin işletme aşamasında değişken olmasından kaynaklanmaktadır. Benzer bulgular, konu ile ilgili yapılan anaerobik sızıntı suyu çalışmalarında da elde edilmiş ve bu oranın $0,2-0,38 \text{ LCH}_4/\text{grKOİ}_{\text{gid}}$ olduğu sonucuna varılmıştır (Berrueta ve Castrillon, 1992; Kettunen ve Rintala, 1998). Bunun yanında Kenndy ve Lentz (2000), tarafından sızıntı sularının YAÇY reaktörde arıtılması ile ilgili yapılan çalışmada bu değer $0,29-0,34 \text{ LCH}_4/\text{grKOİ}_{\text{gid}}$, Timur ve Öztürk (1999), anaerobik ardışık kesikli reaktörde $0,2 \text{ LCH}_4/\text{grKOİ}_{\text{gid}}$, Im vd., (2001), ise $0,33 \text{ LCH}_4/\text{grKOİ}_{\text{gid}}$ olarak tespit etmişlerdir. Ağdağ ve Sponza (2005a), farklı organik yüklemelerde sızıntı suyunun yukarı akışlı anaerobik reaktörde arıtılabilirliği çalışmaları sonucunda metan oluşumunu $0,35-0,39 \text{ LCH}_4/\text{grKOİ}_{\text{gid}}$ olarak bulmuşlardır.



Şekil 6.2 YAÇY reaktörde giderilen KOİ'ye karşılık oluşan metan değerleri ve günde üretilen biyogaz

YAÇY reaktörlerde KOİ giderme verimi, esasen HBS ve/veya ham sudaki KOİ konsantrasyonuna bağlı olarak ayarlanabilen KOİ yükleme oranına bağlıdır (Fang vd., 2005).

KOİ kütle dengesi değişimi 400-1000. günler aralığı için hesaplanmış ve Ek 1'de gösterilmiştir.

6.2.1.2 Uçucu yağ asidi bileşenleri

Uçucu yağ asitleri (UYA) zayıf, kısa zincirli organik asitler olup, sızıntı suyunda çoğunlukla asetik, propiyonik ve bütirik asit formunda bulunmaktadır. Katı atıklardaki organik bileşenlerin anaerobik ayrışması esnasında asit oluşumu kademesinde ortaya çıkarlar ve biyolojik olarak kolay ayrışabilirler. UYA'nın büyük kısmını oluşturan asetik asit, propiyonik asit ve bütirik asitin moleküler ağırlıkları sırasıyla; 60, 74 ve 88 gr/mol'dür (Gourdon vd., 1989a), bu durum, UYA'nın kolay ayrışabilirliğini ve düşük moleküler ağırlıkta olduklarını göstermektedir.

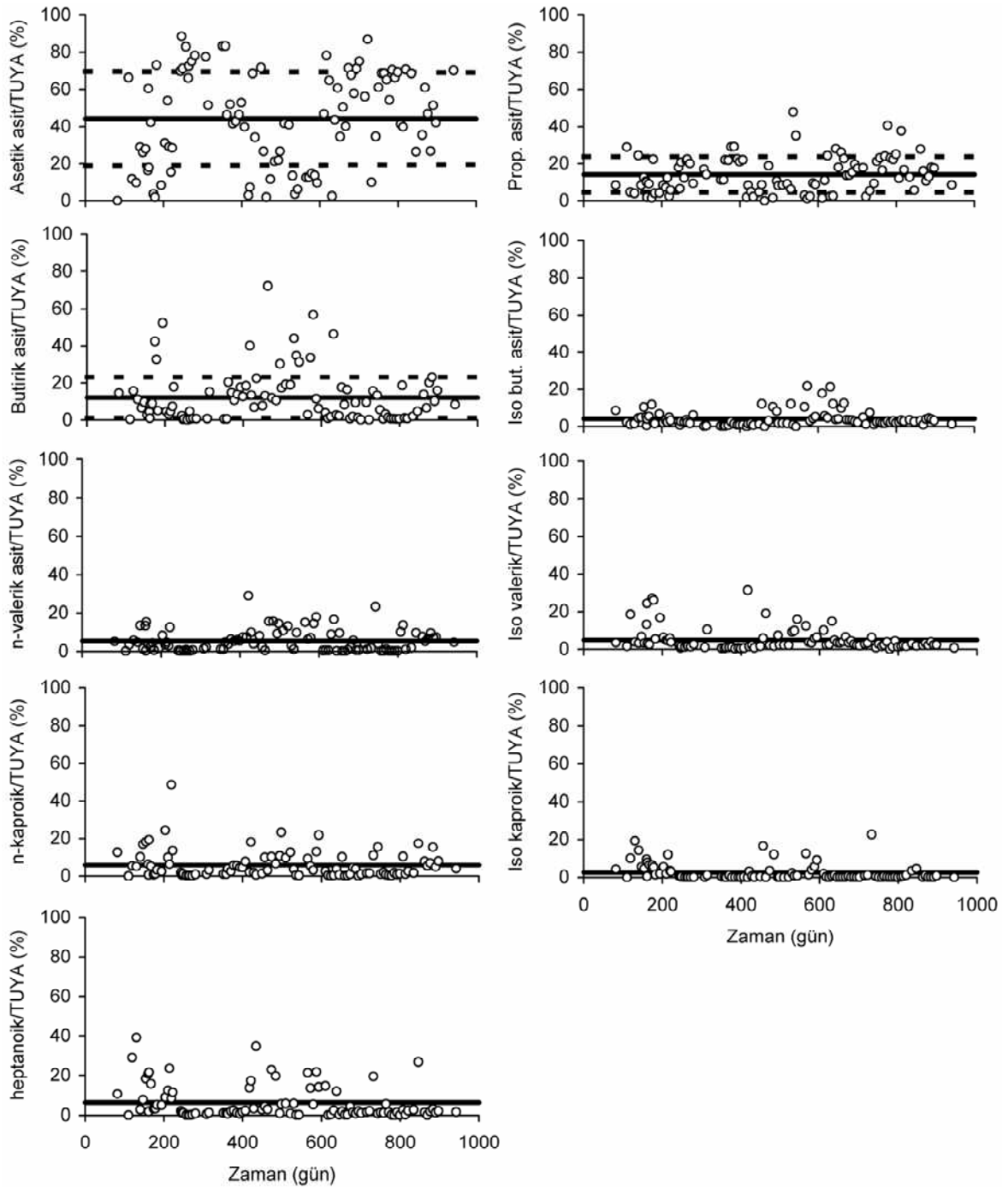
Katı atık depo sahalarında metan oluşumu safhasına geçildiğinde, gelişen metanojenik organizmalar UYA'yı metan ve karbondioksitten oluşan biyogaza çevirir. Sızıntı suyundaki UYA ve diğer kolay ayrışabilen organik maddeler azalırken fülvik asit gibi inert organikler baskın hale gelir (Welande vd., 1998).

Katı atık depo sahalarında yapılan çalışmalarda, atıkların ayrışmasının ilk safhalarında sızıntı suyunun organik madde muhtevasının oldukça yüksek olduğu belirlenmiştir. Genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularındaki organik maddelerin önemli bir kısmı (%90) organik asitlerden kaynaklanmakta ve bu organik asitlerin de %90'a varan kısmı asetik, propiyonik ve bütirik asitlerden ileri gelmektedir (Christensen ve Kjeldsen, 1989). Kolay ayrışabilen uçucu

yağ asitleri genç sızıntı sularının KOİ'sinin büyük kısmını oluşturur (Öztürk vd., 1997). Ayrışmanın ilerleyen safhalarında kolay ayrışabilen organik asitlerin ayrışması sonucunda KOİ ve BOİ konsantrasyonlarında da bir azalma meydana gelmektedir. Uçucu yağ asitleri anaerobik faaliyetler sonucu giderileceğinden pH'da artmaktadır. Mendez vd., (1989), genç ve yaşlı sızıntı suyunu kıyasladıkları bir çalışmada, genç depo sahası sızıntı suyu KOİ'sinin (4200 mg/L) %60'lık kısmının UYA olduğunu, buna karşın yaşlı depo sahası sızıntı suyunun ise daha büyük oranda yüksek moleküler ağırlıklı bileşenlerden oluştuğunu vurgulamışlardır.

Metanojenik sızıntı suları ile asetojenik sızıntı suları karşılaştırıldığında metanojenik sızıntı suları daha az organik madde içerir ve bu fazdaki çözünmüş organiklerin büyük bir bölümünü yüksek moleküler ağırlıklı ve kolay ayrışamayan bileşenler oluşturur (Lagerkvist vd., 1998). Asetojenik fazdaki çözünmüş organik bileşenlerin (KOİ ve TOK) yaklaşık %80'nini uçucu yağ asitleri oluşturur (Lagerkvist vd., 1998).

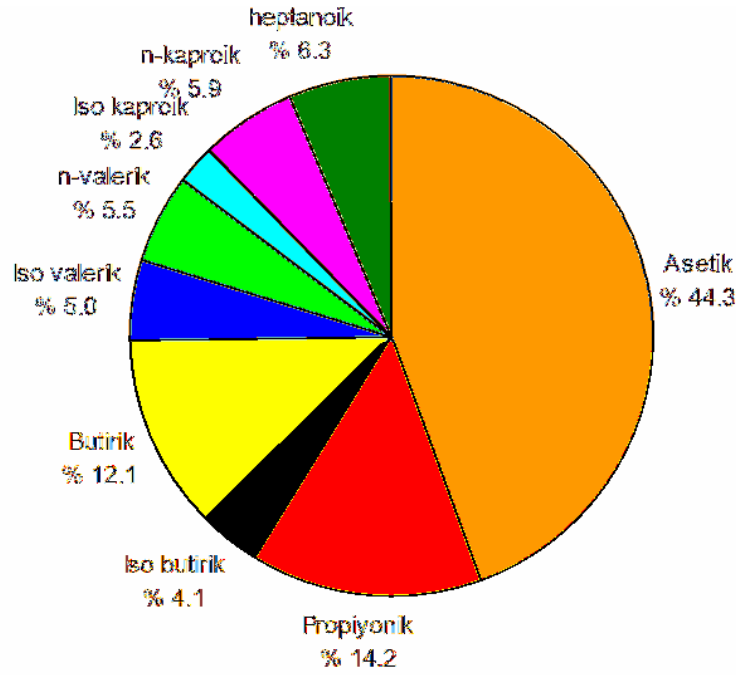
Şekil 6.3'de ham sızıntı suyundaki uçucu yağ asitlerinin TUYA (toplam uçucu yağ asitleri) içersindeki yüzdelerinin zamanla değişimi verilmiştir. Yatay çizgi ortalama, kesikli çizgiler standart sapma değerlerini göstermektedir. Şekil 6.3'den de görüleceği üzere en büyük miktarı asetik asit (%44) oluşturmaktadır.



Şekil 6.3 Ham sızıntı suyu, YAÇY girişindeki uçucu yağ asitlerinin TUYA içerisindeki (%)’leri

Depo sahası yaşına bağlı olarak sızıntı suyunun kompozisyonu da değişmektedir, ancak genç sızıntı sularında bulunan UYA’nın önemli bir kısmını asetik, propiyonik ve bütirik asit oluşturur. Anaerobik şartlarda propiyonik ve bütirik asit asetata indirgenirken, asetik asit metan ve karbondioksit ayrışır, iso-bütirik asit ise n-bütirik asitin katabolizması, biyolojik ayrışması sonucu oluşur (Gourdon vd., 1989a).

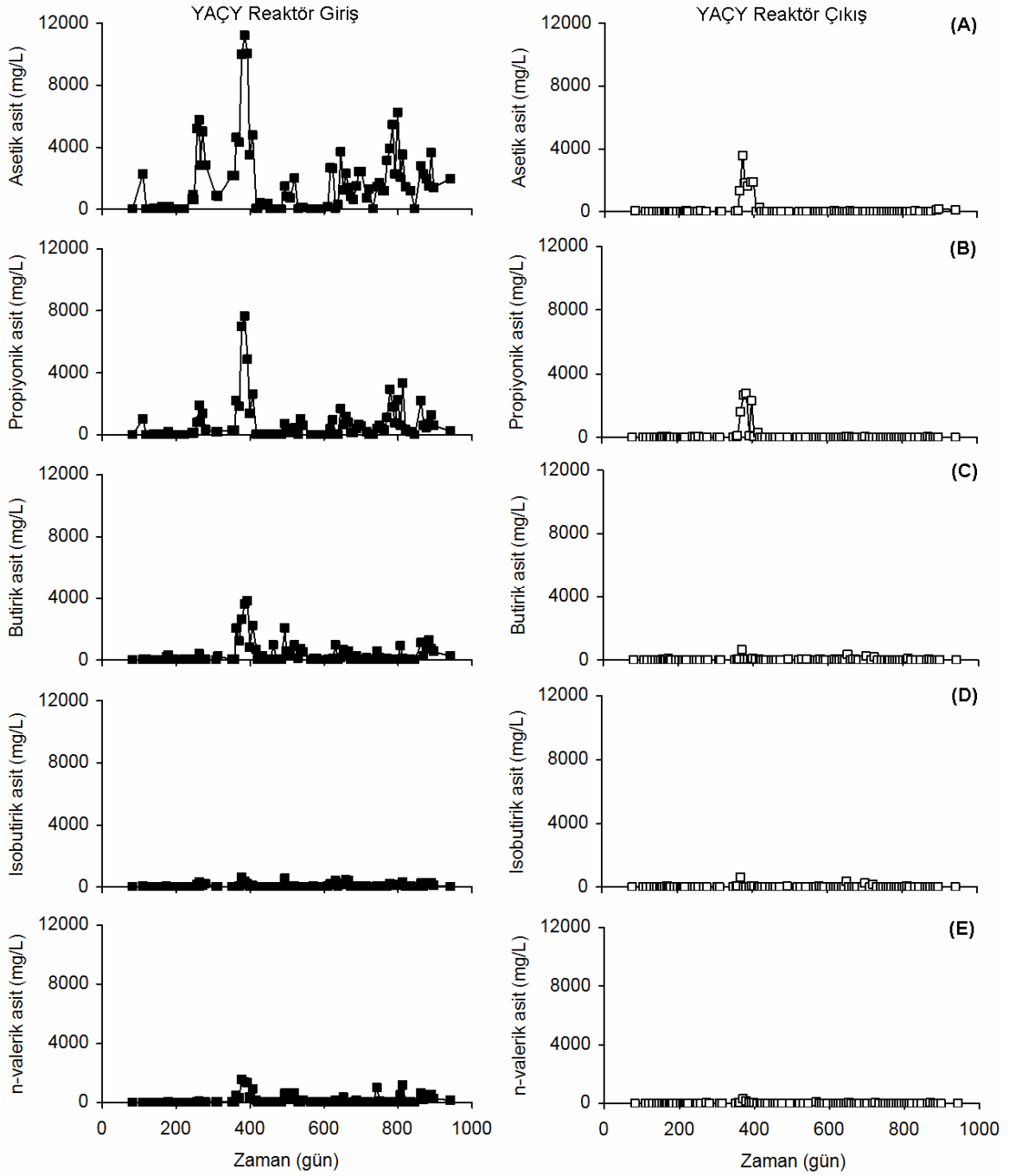
Şekil 6.4’de YAÇY reaktöre beslenen ham sızıntı suyundaki UYA’larının TUYA içerisindeki yüzdeleri verilmiştir. Çalışmadan elde edilen sonuçlara göre, sızıntı suyundaki asetik, propiyonik ve bütirik asitlerinin yüzdelerinin toplamı, %71 olduğu ve önemli bir yüzdeyi oluşturduğu tespit edilmiştir. Benzer bir çalışmada, Gourdon vd., (1989a), sızıntı suyundaki UYA’larının önemli bir kısmının yine bu üç bileşenden oluştuğunu belirtmişlerdir.



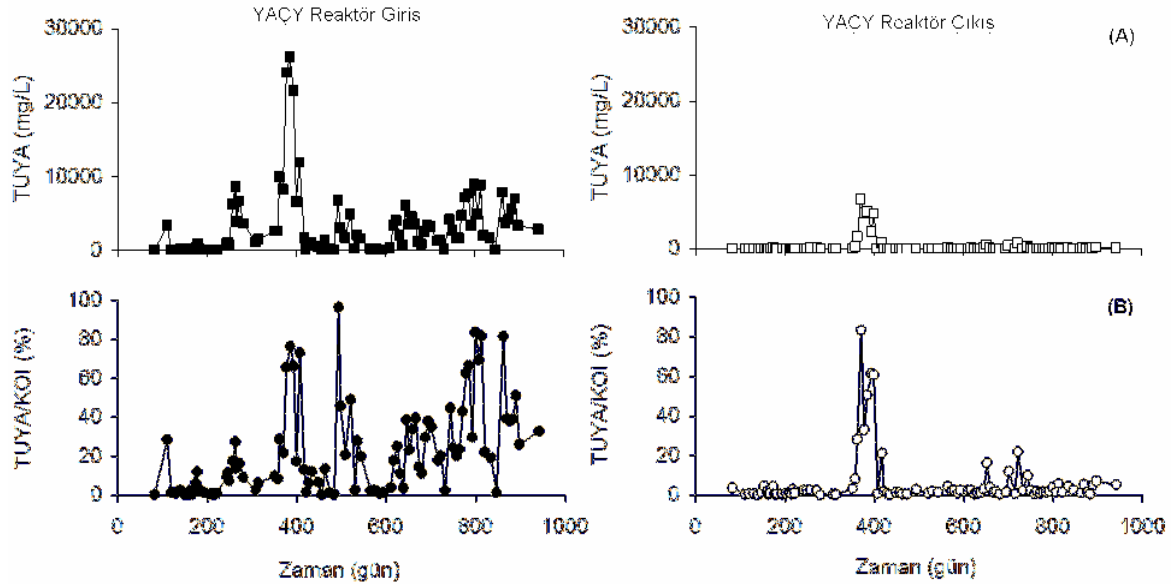
Şekil 6.4 YAÇY’ya beslenen ham sızıntı suyundaki uçucu yağ asitlerinin TUYA içerisindeki ortalama (%)’leri

Depo sahasına ilave sahaların eklenip atıkların depolanmaya başlamasıyla ayrışmanın ilk safhası olan asit oluşumu safhasında oluşan uçucu yağ asitleri KOİ’nin özellikle 250-400. günler arasında artmasına sebep olmuş ancak bu bileşenler Şekil 6.5’den görüleceği üzere anaerobik reaktörde büyük oranda giderilmiştir.

Şekil 6.5’de uçucu yağ asidi bileşenlerinin anaerobik YAÇY reaktöre giriş ve reaktörden çıkış konsantrasyonlarının zamanla değişimlerini, Şekil 6.6’da ise YAÇY reaktör giriş ve çıkışındaki TUYA değişimlerini ve TUYA/KOİ oranları verilmektedir.



Şekil 6.5 Uçucu yağ asidi bileşenlerinin anaerobik YAÇY reaktöre giriş ve reaktörden çıkış konsantrasyonlarının değişimleri (A: YAÇY reaktör giriş ve çıkış asetik asit değerleri, B: YAÇY reaktör giriş ve çıkış propiyonik asit değerleri, C: YAÇY reaktör giriş ve çıkış bütirik asit değerleri, D: YAÇY reaktör giriş ve çıkış isobütirik asit değerleri, E: YAÇY reaktör giriş ve çıkış n-valerik asit değerleri, ■ giriş, □ çıkış)



Şekil 6.6 YAÇY reaktör giriş ve çıkışındaki TUYA ve TUYA/KOI değişimleri (A: YAÇY reaktör giriş ve çıkış TUYA değerleri, B: YAÇY reaktör giriş ve çıkıştaki TUYA/KOI oranı, ■ giriş TUYA, □ çıkış TUYA)

Anaerobik sistem içindeki asit üreten bakterilerin ve TUYA birikiminin bir göstergesi olan TUYA/Alk. oranı anaerobik reaktörlerin kararlılığı hakkında fikir veren parametrelerdendir. Gerçekte pH, karbonat ve kısa zincirli yağ asidi tamponlama sisteminden etkilenir. Bu nedenle reaktörün durumu, toplam UYA/Alk. oranlarının belirlenmesiyle daha hassas ölçülür. Çalışmadan elde edilen sonuçlar için bu oran 0-250, 250-400, 400-1000 gün periyotlarından oluşan 3 aşamada incelenmiş ve alkalinite değeri ortalama 15000 mg/L olarak göz önüne alınmıştır. Birinci periyotta (0-250 gün) ortalama TUYA/Alk. oranı 0,15, 2. periyotta (250-400 gün) maksimum 1,5 ve son periyotta (400-1000 gün) ortalama 0,3'tür. 2. periyotta bu oranın yüksek olması, depolama alanına ilave sahaların eklenmesi ile gelen genç sızıntı suyu karakterindeki ham sızıntı suyunun TUYA konsantrasyonunu arttırmasıyla açıklanabilir. Bu durumda reaktörün stabilitesi de etkilenmiştir. Bu periyotta giderilen KOİ'ye karşılık oluşan metan miktarı da gerek teorik değerden ve gerekse diğer periyotlardaki değerlerden daha düşüktür. Benzer çalışmalarda TUYA/Alk. değeri anaerobik reaktörler için değerlendirilmiştir. Berrueta vd., (1996), anaerobik reaktörün uygun işletilmesi için maksimum TUYA/Alk. oranının 0,3'den küçük olması gerektiğini, Behling vd., (1997), bir anaerobik reaktörü stabil şartlarda işletmek için 1000-3000 mg/L alkalinite gerektiğini, Tüylüoğlu (2001), anaerobik reaktörlerde yeterli arıtım olması için alkalinitenin 1000-5000 mg/L arasında ve TUYA/Alk. oranının $\leq 0,1$ olması gerektiğini belirtmişlerdir. Ayrıca Ağdağ

ve Sponza (2005b), sızıntı suyunun YAÇY reaktörle arıtımı çalışmasında TUYA/Alk. oranının 0,37-0,87 arasında bulmuşlar ve bu durumun reaktörlerin kararlılığını gösterdiği sonucuna varmışlardır. Bu oranın 0,4'den küçük olması sistemin stabil olduğunu, 0,8'den büyük olması ise stabilitenin bozulduğunu gösterir. (Behling vd., 1997; Ağdağ ve Sponza, 2005a).

6.2.2 TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$, Org-N ve TP Değişimleri

Amonyak, anaerobik arıtmada toksik etki yapan bileşenlerden biridir ve bununla birlikte sızıntı suyundaki amonyum, amonyak toksisite seviyesine nadiren ulaşır. Genellikle amonyum için kabul edilen toksisite seviyesi 3000 mg/L'dir (Alkalay vd., 1998). Sızıntı suyu arıtımı özellikle organik maddelerin ve amonyak azotunun giderimine odaklanmıştır. Çünkü bu parametreler anaerobik şartlarda metan üretimini ve aerobik arıtmada nitrifikasyon prosesini inhibe edebilirler (Martinen vd., 2002).

Sızıntı suları düşük konsantrasyonlarda fosfor içerirken, özellikle organik bileşenlerin ayrışması süresince amino asitlerin deaminasyonu ile sızıntı suyunda amonyum konsantrasyonu yüksek olmaktadır (Tatsi ve Zouboulis, 2002; Mor vd., 2006). Sızıntı sularının içerdiği toplam azotun %60-90'ı amonyum azotundan ileri gelir. Organik azot, partiküler ve çözünmüş formda olabilir ve bunların bir kısmı biyolojik olarak ayrışamaz (Metcalf and Eddy, 2003). Atıkların ayrışması sırasında sızıntı suyunda ortaya çıkan azotun büyük bir kısmını amonyum azotu oluşturur ve genellikle proteinlerin, aminoasitlerin ayrışması sonucu ortaya çıkar (İnanç vd., 2000).

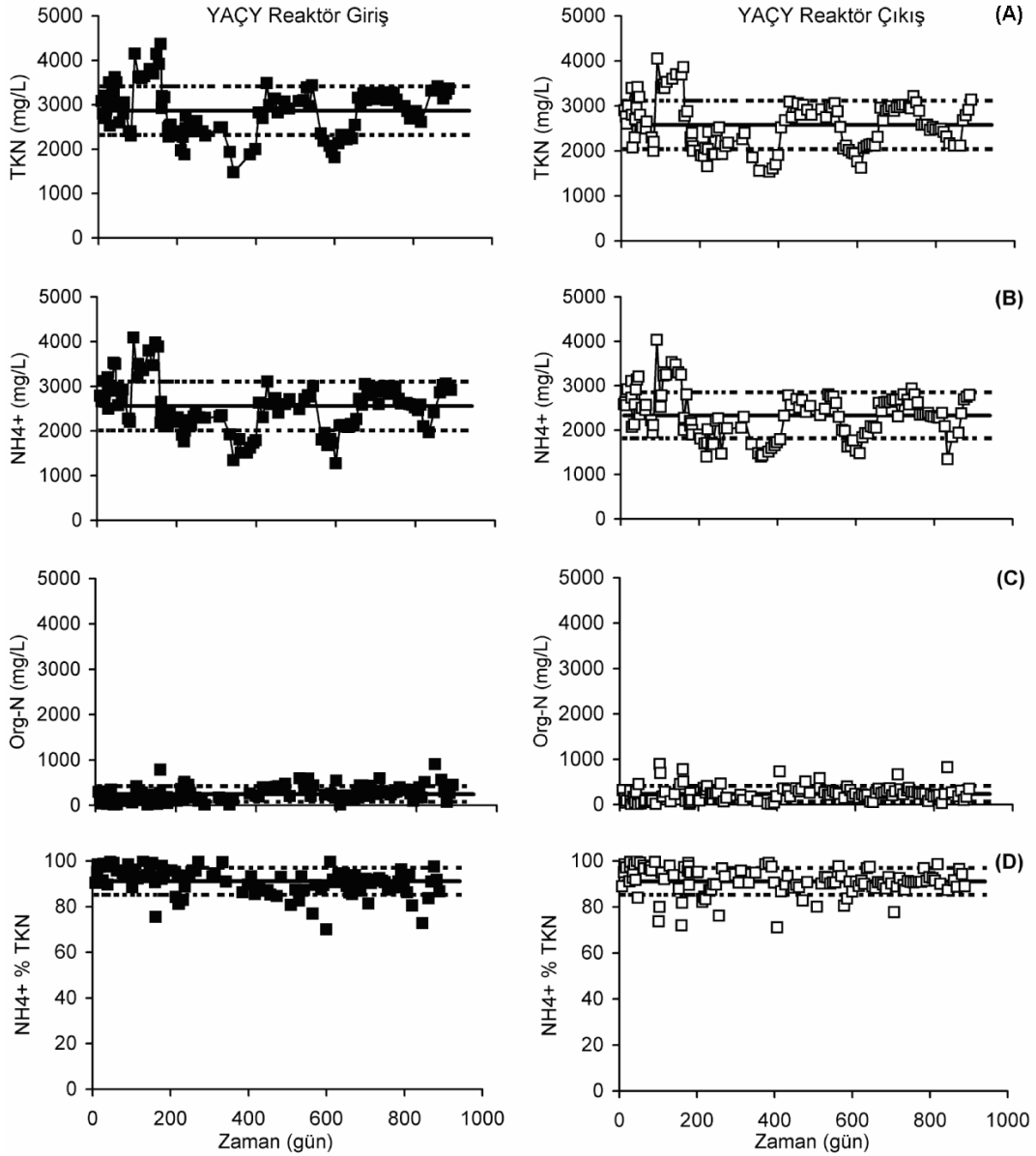
Amonyum azotu çözünmüş amonyağı ve amonyum iyonunu ifade eder. Bakteriyel sentez için kullanılan azot formu $\text{NH}_4\text{-N}$, girişteki TKN konsantrasyonunun yaklaşık %85-97'sini oluşturmaktadır. Vassel vd.,'nin (2004), tespitine göre sızıntı suyundaki amonyum konsantrasyonu, toplam azotun %85'inden fazlasını oluşturmaktadır. TKN ile amonyum azotu konsantrasyonlarının birbirine yakın olması azot içeren organik maddelerin önemli ölçüde hidroliz olduğunu göstermektedir. Depo sahası yaşlandıkça sızıntı suyunun pH'sı yükselir (7-8), bu durum kolay ayrışabilir organiklerin azalmasından ve TUYA konsantrasyonunun düşmesinden ileri gelir. pH'ya bağlı çözünürlüklerinden dolayı metal konsantrasyonları düşer ve amonyum konsantrasyonu artar. Amonyacağın metanojenik şartlar altında giderimi mümkün olmadığından, atıkların anaerobik depo sahalarında ayrışması sonucu oluşan sızıntı suyunda amonyum konsantrasyonlarının zamanla çok önemli bir şekilde azalmadığı söylenebilir. Azot oksitler nitrit ve nitrat azotlarıdır, amonyağın oksidasyonu ile

nitrifikasyon sonucu oluşurlar, anaerobik ortamlarda bulunmazlar. Robinson (1991), tarafından yapılan bir çalışmada, sızıntı suyu bileşimindeki amonyum konsantrasyonu 2000-5000 mg/L aralığında ölçülürken $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu 10 mg/L'den daha küçük seviyelerde kalmıştır. Atık içerisindeki oksijenden dolayı yeni kapatılmış depo sahası sızıntı suyunda $\text{NO}_3\text{-N}$, az miktarda bulunabilir. Azot bileşenleri arasında en yüksek kirlilik potansiyelini amonyak azotu oluşturur.

Yüksek konsantrasyonlarda amonyuma indirgenebilen amonyak veya protein ve/veya amino asit içeren atıksular için amonyak toksisitesi söz konusu olabilir. Sıvı ortamlarda sıcaklık ve pH arttıkça iyonlaşmamış amonyak konsantrasyonu artmaktadır. 30-35 °C sıcaklıkta ve pH 7,5' da amonyumun %2-4'ü serbest amonyak olarak bulunur. Marttinen vd.,'nin (2002), yaptığı bir çalışmada, 25 °C'de pH 7-8 aralığında sızıntı suyunda bulunan amonyağın yaklaşık %95'inin iyon formunda (NH_4^+) bulunduğu tespit edilmiştir. Amonyumun inhibisyon etkisi, pH'nın artmasıyla oluşan serbest amonyakla oluşur. Amonyak için toksisite eşiği 100 mg/L $\text{NH}_3\text{-N}$ olarak rapor edilmiştir, fakat alıştırma süresiyle yüksek konsantrasyonlar tolere edilebilir. Van Velsin, (1977); Parkin ve Miller, (1982), yüksek alıştırma süresinde 5000-8000 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonlarında amonyum toksisitesini görmemişlerdir. McCarty, toksisite konsantrasyonunu pH 7,4' den yukarıda $\text{NH}_4\text{-N}$ olarak 1500-3000 mg/L bulmuşlardır. 3000 mg/L'de herhangi bir pH'da toksisite başlayacağını, bununla birlikte uzun süreli alıştırma dönemlerinde daha yüksek $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonlarında toksisite olmadığını belirtmiştir (Metcalf ve Eddy, 2003).

Bu çalışmada, sızıntı sularının anaerobik arıtımında inhibisyona sebep olabilecek en önemli parametre olan $\text{NH}_4\text{-N}$ uzun süreli bir adaptasyondan sonra YAÇY reaktörde inhibisyona sebep olmamıştır. Sızıntı suyunun pH değeri 8-8,5'in üzerine çıkması durumunda ve $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu 3000 mg/L'den fazla olursa, $\text{NH}_3\text{-N}$ anaerobik reaktörü inhibe edebileceğinden, ön arıtma tatbik edilmesi faydalı olur. Fang vd., (2005), sızıntı suyunu YAÇY reaktörde arıtma çalışmalarında, yüksek amonyum konsantrasyonu metanojenik aktiviteyi inhibe etmesine rağmen ($\text{NH}_4\text{-N}$; 1310-2260 mg/L, pH; 7,1-8,5), %66-90 KOİ giderme verimi elde etmişlerdir.

Şekil 6.7'den de görüleceği üzere ham sızıntı suyundaki TKN değerleri 2320-3420 mg/L (ortalama 2870 mg/L) ve $\text{NH}_4\text{-N}$ değerleri 2011-3104 (ortalama 2560 mg/L), anaerobik reaktör çıkışı değerleri TKN; 2040-3115 (ortalama 2580 mg/L), $\text{NH}_4\text{-N}$ değerleri 1810-2850 mg/L (ortalama 2330 mg/L) aralığında olup ham sızıntı suyu değerleri ile birbirlerine yakın değerlerdedir.

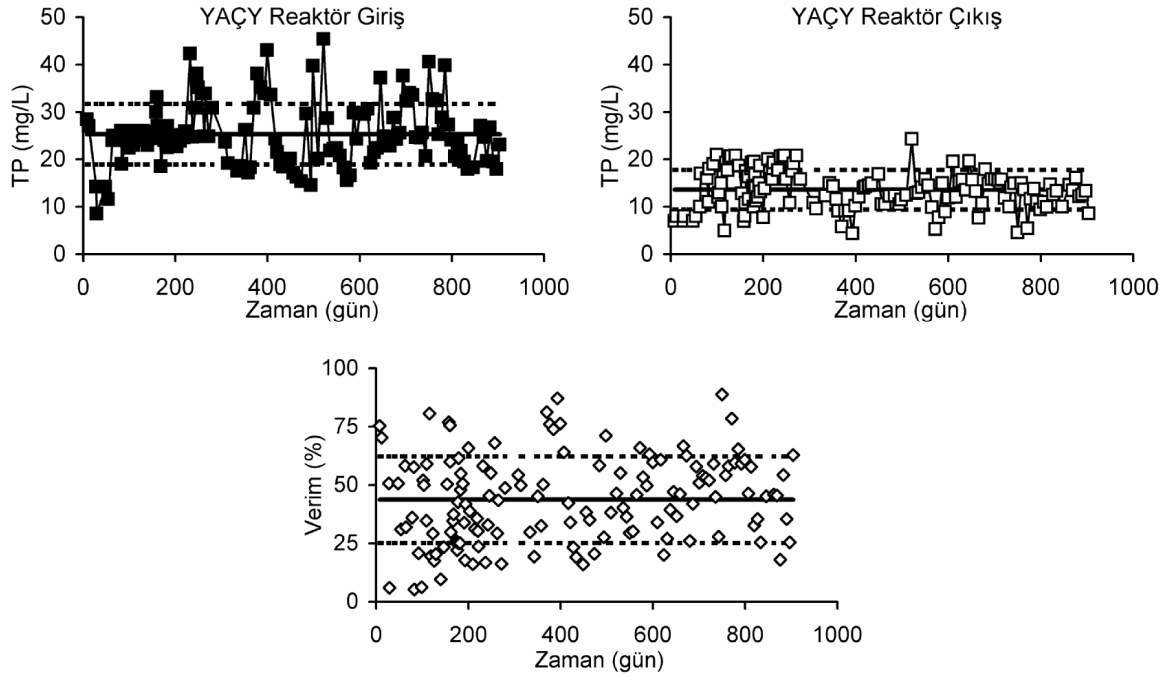


Şekil 6.7 YAÇY reaktör giriş ve çıkışındaki azot bileşenlerinin değişimleri (A: YAÇY reaktörün giriş ve çıkış TKN değerleri, B: YAÇY reaktörün giriş ve çıkış $\text{NH}_4\text{-N}$ değerleri, C: YAÇY reaktörün giriş ve çıkış Org-N değerleri, D: YAÇY reaktörün giriş ve çıkıştaki $\text{NH}_4\text{-N}$ % TKN değerleri, — ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş, □ çıkış)

Yapılan çalışmalarda bazı araştırmacılar, anaerobik sızıntı suyu arıtımında azotlu organik bileşenlerin ayrışmasıyla amonyağın arttığını belirtmektedirler (Öztürk vd., 1997). Fang vd., (2005), sızıntı suyunun YAÇY reaktörde arıtımı sonucunda, organik azotun $\text{NH}_4\text{-N}$ 'e dönüşmesi ve pH'nın artması ile $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonunun %8,4-13 oranında arttığını tespit etmişlerdir. Lau vd.,'nin (2001), yaptığı çalışmada ise, YAÇY reaktörle arıtılan sızıntı suyundaki amonyumun aynı gerekçeyle %12 civarında arttığını belirlemişlerdir. Bazı araştırmacılar ise anaerobik arıtma sonrasında amonyağın azaldığını belirtmişlerdir. Bu

çalışmadaki sonuçlara benzer şekilde Tüylüoğlu (2001), tarafından yapılan bir çalışmada sızıntı suyunun YAÇY reaktörle anaerobik arıtımı sonunda reaktör çıkışında TKN ve $\text{NH}_4\text{-N}$ değerlerinin %20 civarında düştüğü belirlenmiştir. Bu durum gaz fazına transfer ve biyokütle senteziyle açıklanmıştır. Ayrıca reaktörde yüksek pH (8,8) ve alkalinite (7800 mg $\text{CaCO}_3\text{/L}$) amonyak inhibisyonu gözlenmiş ve verim %84'lere düşmüştür. Yılmaz (2000), tarafından yapılan sızıntı suyunun anaerobik YAÇY reaktörde arıtımı çalışmasında, sistem çalışma süresince yüksek pH'ya alıştırılmış ve arıtma veriminde çok fazla düşme olmadan yüksek pH'da ve amonyum konsantrasyonunda işletilmiştir. Günay (2002), yaptığı çalışmada $\text{NH}_4\text{-N}$ 'nin uzun süreli bir adaptasyondan sonra YAÇY reaktörde inhibisyona sebep olmadığını, 3000 mg/L'ye kadar olan $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonunun pH 8'e kadar biyolojik aktiviteye olumsuz bir etki göstermediğini tespit etmiştir. Ağdağ ve Sponza (2005b), ardışık iki YAÇY reaktörde sızıntı suyunu arıtma çalışmalarında, birinci reaktörde amonyum giderme verimini %13-27 aralığında, reaktör çıkış suyunun beslendiği ikinci YAÇY reaktörde ise amonyum giderme verimini %2-7 aralığında bulmuşlardır. Bu giderim verimlerini anaerobik bakterilerin $\text{NH}_4\text{-N}$ 'yi asimilasyon için kullanmalarıyla açıklamışlardır. Depo sahasının yaşı arttıkça amonyum azotu konsantrasyonu artar ve organik bileşenlerin konsantrasyonları inorganiklerden daha hızlı bir şekilde azalır (Chu vd., 1994).

Anaerobik sistemler için organik madde (KOİ olarak), azot ve fosfor arasındaki optimum oran 100:0,44:0,08'dir (Cossu, 1989). Bu oranda en düşük değere sahip olan fosfor anaerobik ayrışma prosesinde kısıtlayıcı besin maddesidir. Yeni oluşmuş anaerob bakteriler azot ve fosforun çok az bir kısmını yapılarına aldıkları için anaerobik sistemlerde aerobik sistemlere kıyasla besin maddesi ihtiyacı daha azdır (Özgöçmen, 2007). Gourdon vd., (1989b), sızıntı suyunun aerobik ve anaerobik arıtılabilirlik çalışmalarında, yeterli miktarda fosfor bulunmayan sızıntı suyuna fosfor ilaveli ve ilavesiz arıtma çalışmaları gerçekleştirmiş ve arıtma veriminin değişmediğini belirlemişlerdir. Dolayısıyla biyolojik ayrışmaya karşı direncin, sızıntı suyundaki nütrient eksikliğinden kaynaklanmadığı sonucuna varılmıştır. Şekil 6.8'den görüleceği üzere YAÇY reaktöre giriş TP değerleri; 18,9-32 mg/L (ortalama, 25 mg/L), çıkış değerleri ise 9,4-17,8 mg/L (ortalama, 13,6 mg/L) aralığında değişmektedir. KOİ/N/P dengesi açısından bakıldığında, ham sızıntı suyu ortalama 12000 mg/L mertebesinde KOİ, %90'ı $\text{NH}_4\text{-N}$ formunda olan ortalama 2868 mg/L TKN içermektedir. TP konsantrasyonunun ortalama 25 mg/L olduğu göz önüne alınırsa KOİ/P oranı yaklaşık 500 civarında olduğu ve anaerobik arıtma için fosfat ilavesine gerek olmadığı sonucuna varılmıştır. Bu çalışmada ortalama KOİ/N/P oranı, 100/24/0,2 olarak bulunmuş olup, TKN konsantrasyonu anaerobik arıtma açısından gerekli azot miktarının oldukça üstünde olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 6.8 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki TP değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş TP, □: çıkış TP, ◇ verim)

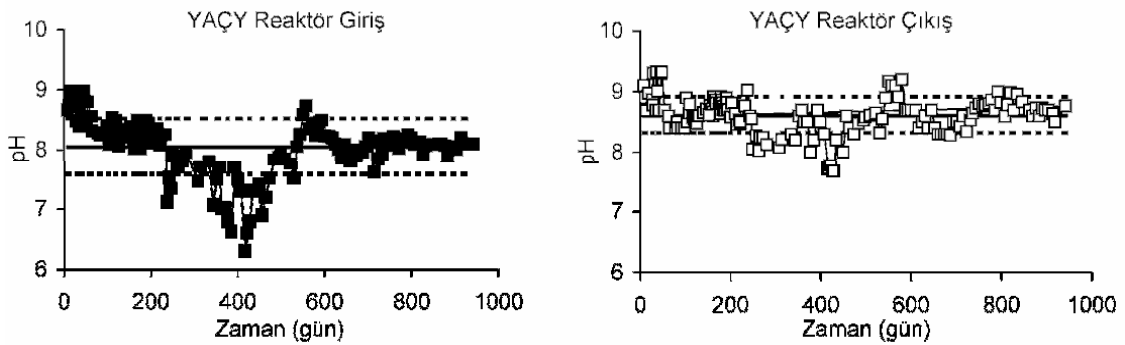
6.2.3 pH, Alkalinite, İletkenlik, TDS, Klorür, Bulanıklık ve Renk Parametrelerinin Değişimi

Depo sahalarında sızıntı suyunun pH değeri atıkların ayrışma kademeleri ile ilgili ipuçları vermektedir. Katı atıklar depolandıktan sonra ayrışmanın ilk safhalarında oluşan uçucu yağ asitlerinin sızıntı suyu pH'sını düşürmesinden dolayı sızıntı suyunun pH değeri başlangıçta asidik değerlerde iken (4,5-7), sahada anaerobik şartların hakim olmaya başlaması ile birlikte 7-8,5 arasında değişen değerlere ulaşır (Krug ve Ham, 1997; Youcai, vd., 2000). Depo sahalarında etkin proses olan anaerobik prosesle oluşan CO_2 suyla birleşerek bikarbonatları üretir ve bu durumda alkalinitenin ve pH'nın artmasına neden olur (Berrueta vd., 1996). Ayrıca pH'nın 7,2-8,4 aralığında olması kısa zincirli yağ asitlerinin birikmediğinin bir göstergesidir. Metanojenik fazda metan bakterilerinin sayısının artması sonucu uçucu yağ asitlerinin net kullanımı artar, uçucu yağ asitlerinin konsantrasyonunun azalmasından dolayı sızıntı suyunun pH'sı zamanla artar ve bu artış asit üreten prosesle asit tüketen prosesin kararlı halde olduğunu gösterir (Chu vd., 1994).

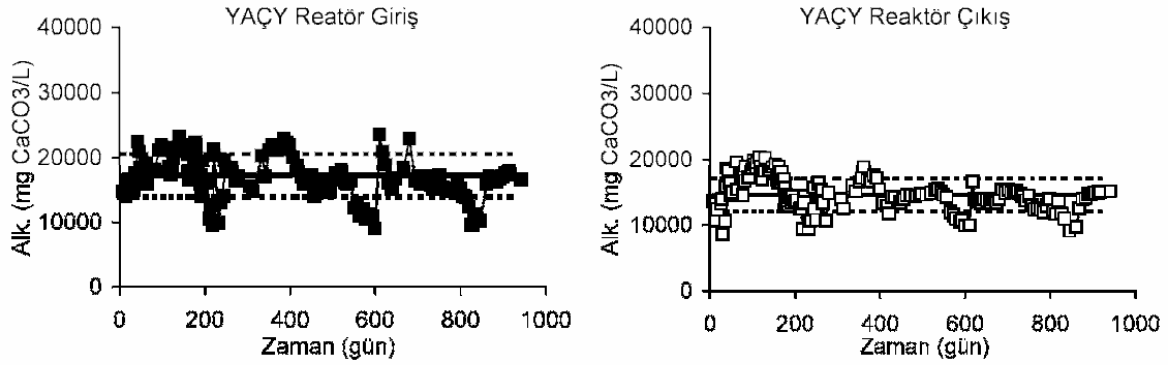
pH'nın yüksek olması alkalinite konsantrasyonunun yüksekliğiyle açıklanmaktadır (Hamoda ve Al-Yaqout, 2001). Ziyang ve Youcai (2007), çeşitli arıtma kademelerinden geçen sızıntı

suyunun pH'sının arttığını tespit etmişler ve bu durumu asidik maddelerin arıtma adımları sırasında giderilmesiyle açıklamışlardır. pH mikroorganizma faaliyetleri açısından oldukça önemlidir. Her mikroorganizma grubunun faaliyetlerini sürdürebileceği optimum bir pH aralığı olmakla birlikte, genel olarak bakteriler için optimum pH aralığının 6-8 arasında olduğu söylenebilir. Özellikle metan bakterileri pH değişimlerine karşı çok hassastırlar. Anaerobik reaktörlerde organik yük çok arttığında ya da sıcaklık düştüğünde, asit üreten bakterilerin ürettiği uçucu yağ asitlerinin metan bakterileri tarafından tüketilme hızı yavaşlar ve akabinde pH düşmeye başlar. Eğer sistemin tamponlama kapasitesi yeterli değilse, pH mikroorganizmalar için istenmeyen seviyeye kadar düşer ve sonuçta metan üretimi azalır ya da durabilir.

Alkalinite, sistemin anaerob ayrışma için gerekli pH değerinin istenen seviyenin altına düşmesine yol açan uçucu ve diğer asitleri tamponlama kapasitesini gösterir. Düşük alkalinite değerlerinde ortamdaki asitler pH değerinin düşmesine sebep olarak biyolojik aktiviteyi durdurabilirken, yüksek alkalinite değerleri sistemi düzensiz pH değişimlerine karşı korur. Çalışma süresince giriş sızıntı suyu pH değerleri 7,5-8,5, reaktör çıkış suyu pH değerleri 8,3-8,9 aralığında değişmiştir. Giriş sızıntı suyu alkalinite değerleri 13900-20570 mg CaCO₃/L aralığında ve çıkış sızıntı suyu alkalinite değerleri 12040-17060 mg CaCO₃/L aralığındadır. Anaerobik sistemlerde optimum metan oluşumu için gerekli toplam alkalinite değeri 2000–3500 mg CaCO₃/L'dir (Öztürk, 1999). Buna göre, atıkların anaerobik ayrışması için gerekli olan toplam alkalinitenin mevcut olduğu görülmektedir. Şekil 6.9'da anaerobik reaktörlere giriş ve çıkıştaki pH parametresinin zamanla değişimi, Şekil 6.10'da anaerobik reaktörlere giriş ve çıkıştaki alkalinite parametresinin zamanla değişimi verilmiştir. pH'nın 7'nin altına düştüğü noktalar, KOİ'nin de yüksek olduğu noktalardır, bu farklılığın yeni sahaların devreye alınmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.



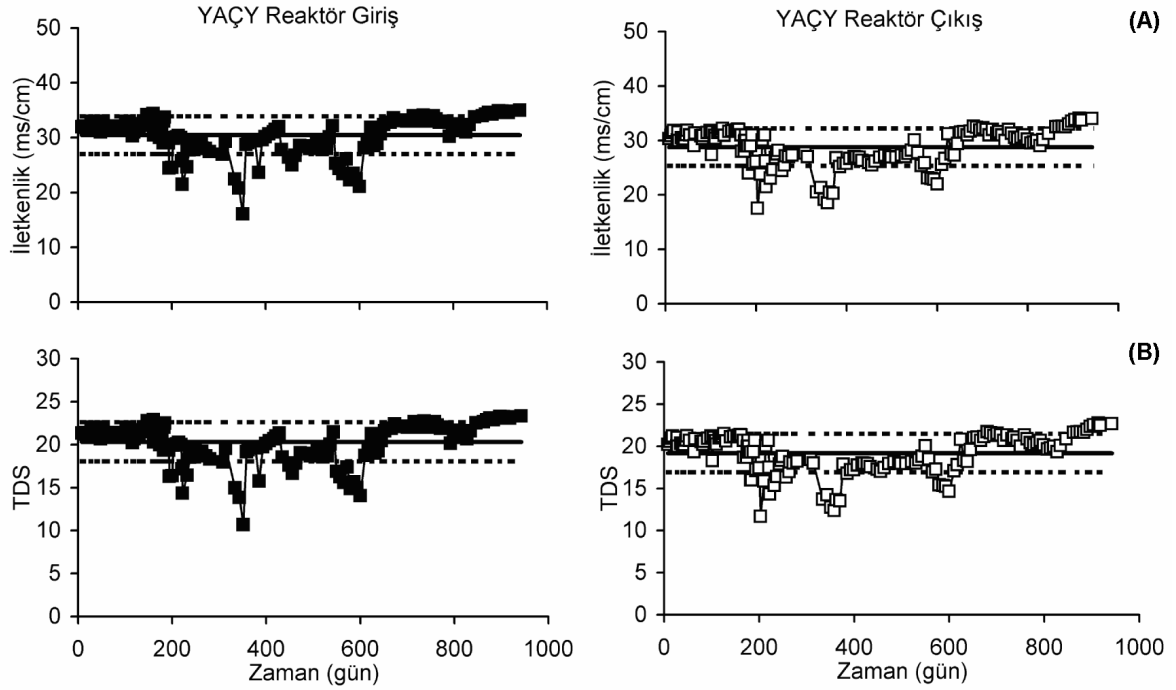
Şekil 6.9 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki pH değişimleri (— ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş pH, □ çıkış pH)



Şekil 6.10 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki alkalinite değişimleri (— ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş alkalinite, □ çıkış alkalinite)

İletkenlik sızıntı suyunun iyonik kuvvetini ve aktiviteyi gösterir. İletkenliğin yüksek olması çözülmüş inorganik maddelerin varlığını göstermektedir (Hamoda ve Al-Yaqout, 2001; Mor vd., 2006). Depo sahası yaşı arttıkça, organik maddelerin ayrışmasından dolayı tuz içeriği artar (Chu vd., 1994). Çözülmüş maddeler suyun katı, sıvı ve gaz fazları üzerindeki çözücü etkisi sonucunda ortaya çıkmaktadır. Ortamda çözülmüş iyonların çokluğuyla ilgili olan TDS (toplam çözülmüş madde) parametresi, sodyum, kalsiyum, potasyum, klorür, sülfat ve bikarbonat gibi iyonların miktarlarının belirlenmesi ile tespit edilebilir. Kylefors ve Lagerkvist (1997), tarafından gerçekleştirilen istatistiksel bir çalışmada asidojenik fazdan metanojenik faza geçiş sırasında sızıntı suyunun toplam katı madde konsantrasyonlarının azalacağı belirtilmiştir.

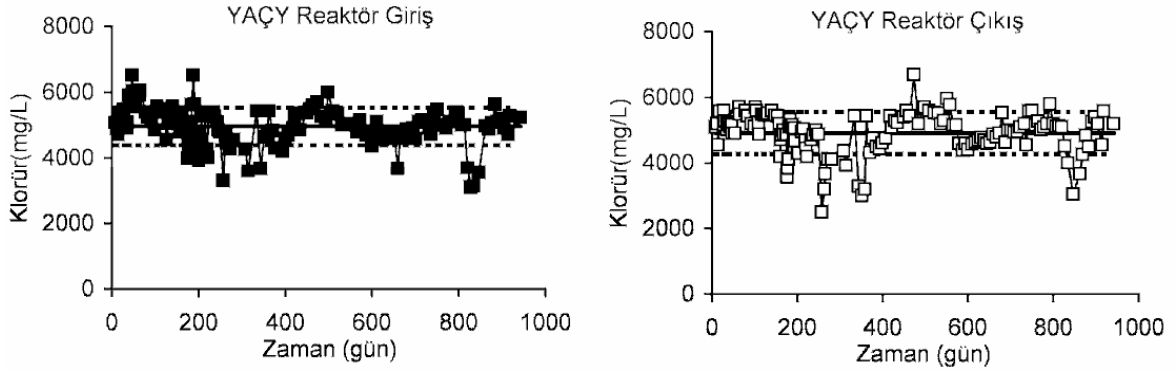
Çalışma süresince iletkenlik ve TDS değerlerinin çok fazla değişmediği, iletkenlik değerlerinin ham sızıntı suyu ve anaerobik reaktör çıkışında sırasıyla 27-33,9 ms/cm, 25,35-32,2 ms/cm aralığında değiştiği, TDS değerlerinin ise ham sızıntı suyunda 18-22,6 gr/L, anaerobik reaktör çıkışında 16,9-21,47 gr/L aralığında olduğu belirlenmiştir. Şekil 6.11’de TDS ve iletkenlik parametrelerinin YAÇY reaktör giriş ve çıkış sızıntı suyundaki zamanla değişimi verilmiştir. Şekilden de görüldüğü üzere aralarındaki farklılık oldukça azdır.



Şekil 6.11 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki iletkenlik ve TDS (gr/L) değişimleri
(**A:** iletkenlik değişimleri, **B:** TDS değişimleri, — ortalama değer, ---- standart sapma, ■ giriş, □: çıkış)

Klorür, biyolojik ayrışmaya karşı dirençli bir madde olduğundan, klasik anaerobik depo sahalarında genellikle sızıntı suyu seyrelme olup olmadığını belirlemek amacıyla kullanılır. Aerobik ayrışmada klorür, CO_2 ve H_2O ile birlikte ayrışmanın temel ürünleri arasında yer almaktadır (EPA, 2000). Ehrig ve Scheelhaase (1993), klasik depo sahalarında asidojenik ve metanojenik fazlar arasında klorür konsantrasyonları bakımından bir fark olmadığını tespit etmişlerdir. Andreottola ve Cannas (1992), ise sızıntı suyu klorür konsantrasyonlarının, depo yaşına bağlı olarak çok yavaş bir şekilde azaldığını bildirmişlerdir.

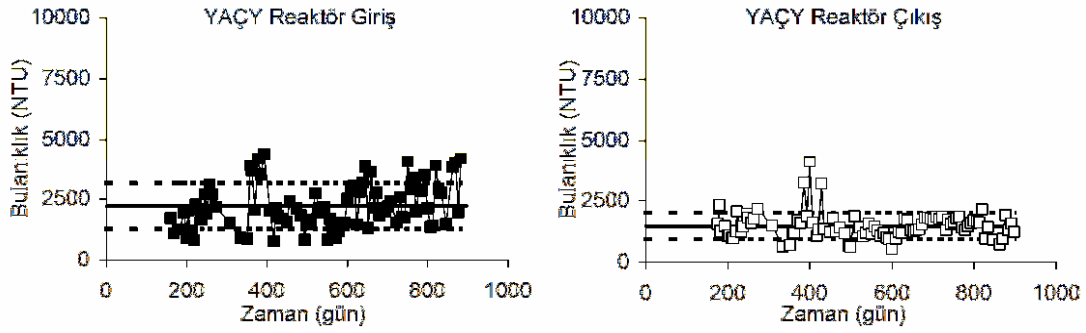
Çalışma boyunca yapılan klorür analizlerinde klorür konsantrasyonlarının çok fazla değişmediği belirlenmiştir, ham sızıntı suyu klorür değeri 4390-5530 mg/L, anaerobik reaktör çıkışında 4275-5552 mg/L aralığında bulunmuştur (Şekil 6.12).



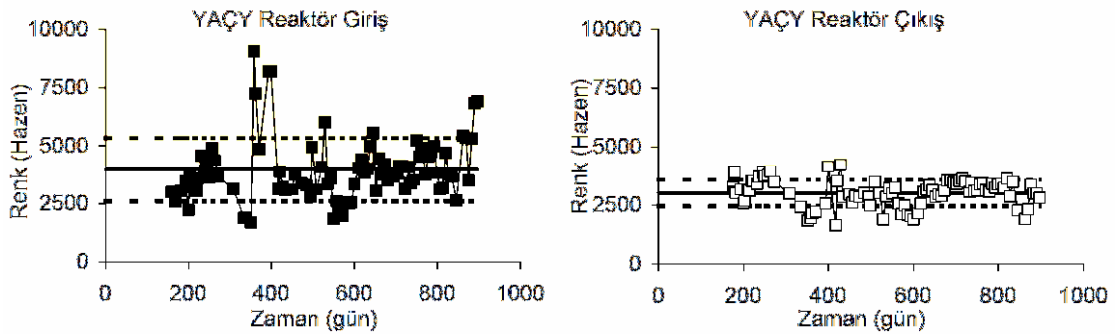
Şekil 6.12 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki klorür değişimleri (— ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş klorür, □ çıkış klorür)

Sızıntı suyunun rengi Fe^{+2} iyonlarının Fe^{+3} iyonlarına oksidasyonunun etkisiyle, açık yeşilden koyu kahveye kadar değişir. Daha sonra demir hidroksit kolloidleri ve fülvik kompleksleri kahverengi renginin oluşumuna katkıda bulunurlar ve askıda katı maddeleri arttırırlar. Buna bağlı olarak bulanıklık depolamadan sonra, atmosferik oksijenle sızıntı suyunun temasına bağlı olarak zamanla artar (Chu vd., 1994). Demirli bileşenlerle beraber fülvik/hümik kompleksleri sızıntı suyuna koyu kahverengi rengini verirler (Mor vd., 2006). Hümik bileşenlerin de mevcut olduğu bitki, bakteri ve hayvanlarda renkli pigmentler olarak bulunan organik bileşenler ve/veya azo gibi renk verici maddeler, yaşlı sızıntı sularına kahverengi ve yeşil rengi verirler (Wang vd., 2004b).

Sızıntı sularında renk, hümik asit gibi çözünmüş organik maddelerden oluşabilir. Ham sızıntı suyunda renk değeri 2596-5332 hazen aralığında iken anaerobik reaktör çıkışında bu değer 2457-3582 hazen aralığında bulunmuştur. Sponza ve Işık (2002), azo boyasının YAÇY reaktörde artırılmasıyla %98'e kadar renk giderme verimi elde etmişlerdir. Ayrıca şok yüklemelerde KOİ giderme verimi düşerken, renk giderme verimi etkilenmemiştir, bu durum asetojen bakterilerin metanojenik bakterilerle birlikte renk gidermesiyle açıklanmaktadır (Sponza ve Işık, 2002). Bulanıklık ise, askıda katı maddelerden, organik ve inorganik maddelerden ve mikroorganizmalardan kaynaklanabilir. Aynı süre içerisinde ortalama bulanıklık değerleri ham sızıntı suyunda 1283-3160 NTU, anaerobik reaktör çıkışında 948-2007 NTU olarak bulunmuştur. Ham sızıntı suyundaki diğer parametrelerde olduğu gibi bu değerler daha değişkenken YAÇY reaktör çıkışında daha stabil olmuştur (Şekil 6.13, Şekil 6.14).



Şekil 6.13 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki bulanıklık değişimleri (— ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş, □ çıkış)



Şekil 6.14 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki renk değişimleri (— ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş, □ çıkış)

6.2.4 Metallerin Değişimi

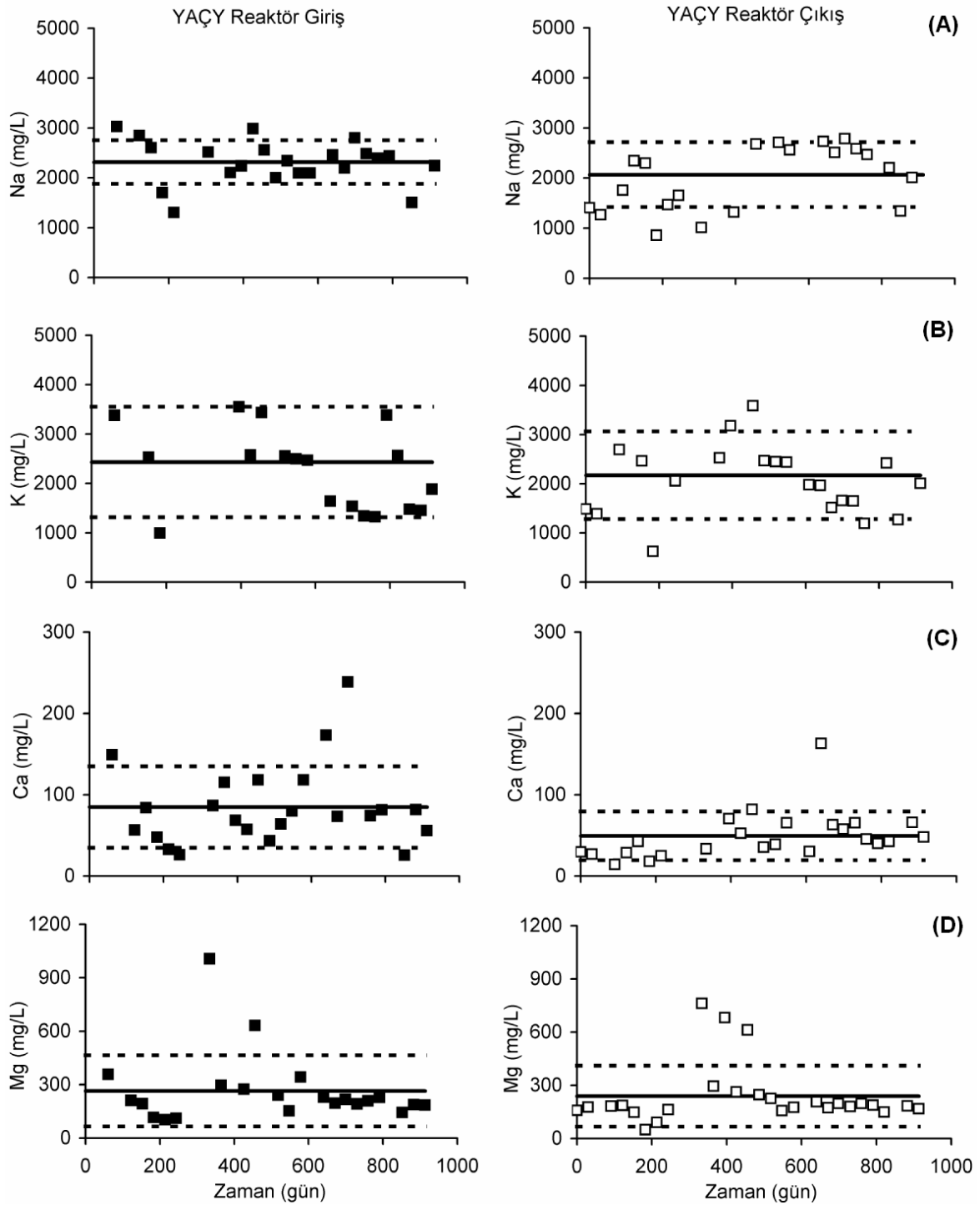
Sızıntı suyundaki metallerin konsantrasyonları, depo sahalarına depolanan atıklardaki miktarlarına ve depo sahasındaki ayrışma prosesine bağlı olarak değişir. Sülfite, karbonat veya hidroksit ile demir gibi metaller çökelir (Kettunen ve Rintala, 1998). Bu nedenle sızıntı suyunda genellikle çözülmüş metal konsantrasyonları düşük seviyelerdedir (Tüylüoğlu, 2001). Metallerin çözünürlüğü asidik şartlarda artarken alkali koşullarda, metanojenik fazlarda azalır. Dolayısıyla stabilize olmuş sızıntı sularındaki metal konsantrasyonu genç sızıntı sularındakine kıyasla daha düşüktür (Chu vd., 1994; Lagerkvist vd., 1998).

Biyolojik arıtma uygulamalarında, eğer metal konsantrasyonları biyolojik faaliyeti etkileyecek değerlerde değilse ayrıca metal giderimine gerek yoktur. Sızıntı sularındaki metaller, sülfidler nedeniyle çökebileceği ve konsantrasyonlarının zararlı seviyelerden çok düşük olması nedeniyle anaerobik ayrışmada önemli değildir. Bununla birlikte metal konsantrasyonları çok yüksek seviyede ise veya sülfat konsantrasyonları çökelmeyi sağlayacak değerlerde değilse, kireç veya diğer alkalilerle bir ön arıtım gerekebilir.

Sızıntı sularının biyolojik olarak arıtıldığı bir çalışmada, 64-134 mg/L civarındaki Zn konsantrasyonu biyolojik arıtmayı inhibe ederken, 1000 mg/L Fe, 10 mg/L Pb ve 5 mg/L Cu konsantrasyonları sistem üzerine herhangi bir zararlı etki yapmamıştır (Alkalay vd., 1998). Sızıntı suyunun anaerobik filtre ile arıtılması çalışmasında ise, 570 mg/L Fe konsantrasyonunun sisteme herhangi bir toksik etki yapmadığı ve %90 civarında bir giderim elde edildiği belirtilmiştir (Alkalay vd., 1998).

Sızıntı suyu metal konsantrasyonlarının zamanla değişiminin araştırıldığı çok sayıda tam ölçekli, arazi ölçekli ve laboratuvar ölçekli çalışmada, sızıntı suyundaki metal konsantrasyonlarının çok geniş bir aralıkta değiştiği belirtilmiştir (Çizelge 2.4-2.5). Bu çalışmalardan elde edilen sonuçlara göre, metallerin sızıntı suyunda öncelikli kirleticilerden olmadığı ifade edilmiştir (Reinhart ve Grosh, 1998; Revans, 1999; Christensen vd., 2001; Kjeldsen ve Christophersen, 2001).

Düzenli depo sahalarında oluşan sızıntı suyunda metal konsantrasyonlarını etkileyen 4 proses olduğu tespit edilmiştir. Bunlar, oksidasyon-redüksiyon reaksiyonları, kompleks oluşumu, sorpsiyon ve çökelme olarak sıralanabilir (Revans vd., 1999; Christensen vd., 2001). Depo sahalarında meydana gelen ayrışma proseslerine bağlı olarak zamanla organik madde konsantrasyonlarına benzer bir şekilde metal konsantrasyonlarında da genel olarak bir azalma görülmektedir. Uçucu yağ asitleri azaldıkça pH ve alkalinite artar, dolayısıyla demir, mangan, kalsiyum gibi metallerin çözünürlüğü azalır. Çökelme ve sorpsiyon proseslerinin yüksek pH'da gerçekleşebilmesi nedeniyle, metan safhasında sızıntı suyunda Ca ve Fe konsantrasyonları, bu maddelerin kompleks oluşturma ve çökelme özellikleri dolayısıyla daha düşüktür. Katı atıklar, özellikle metan safhasında meydana gelen nötr pH değerlerinde sorpsiyon kapasitesi yüksek olan organik maddeleri ihtiva ederler (Bozkurt, vd., 1999). Na ve K'un kompleks oluşturma ve çökelme özellikleri daha düşük, çözünürlükleri ise yüksek olduğundan bu maddelerin sızıntı suyunda zamanla azalmadığı tespit edilmiştir (Christensen vd., 2001). Daha önceki bölümlerde verilen Odayeri depo sahasında bu zamana kadar yapılan karakterizasyon çalışmalardan da görüleceği üzere (Çizelge 3.2), zamanla Ca ve Mg konsantrasyonlarında önemli bir azalma varken Na ve K konsantrasyonlarındaki bu azalma daha düşüktür. Kalsiyumun, HCO_3^- ve çözünmüş organik bileşiklerle kompleks oluşturma ve CaCO_3 şeklinde çökelme eğilimi vardır. Bu nedenle kalsiyumun çökelme prosesi çözünmüş karbonat konsantrasyonu ile yakından ilgilidir. Şekil 6.15'de Na, K, Ca ve Mg konsantrasyonlarının YAÇY reaktör giriş ve çıkış değerlerinin zamanla değişimi görülmektedir.

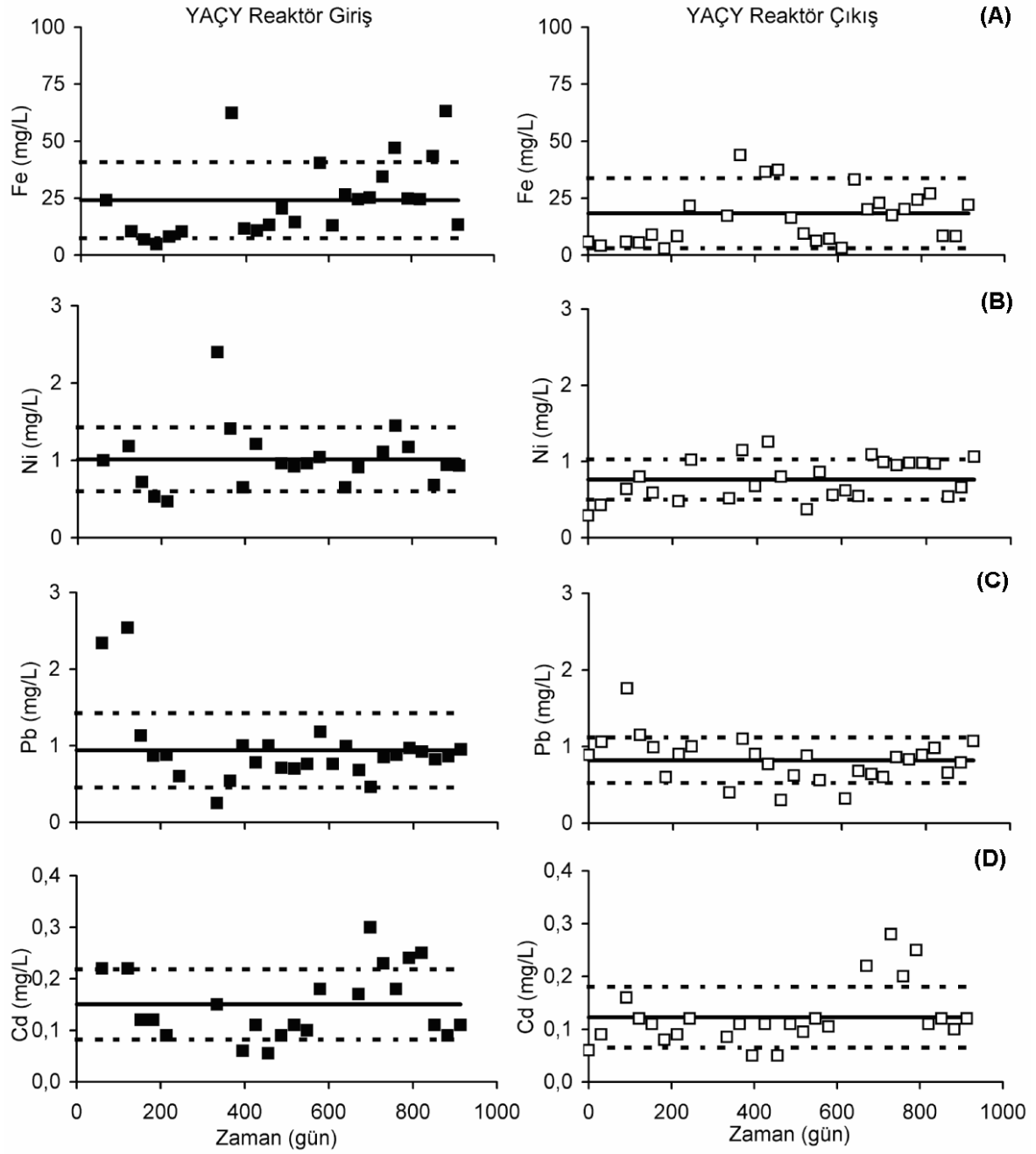


Şekil 6.15 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki alkali metallerin değişimleri (A: sodyum değişimi, B: potasyum değişimi, C: kalsiyum değişimi, D: magnezyum değişimi, — ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş, □ çıkış)

Na konsantrasyonları girişte 1875-2755 mg/L, çıkışta 1420-2715 mg/L aralığında, K konsantrasyonları girişte 1310-3555 mg/L, çıkışta 1350-2750 mg/L aralığında, Ca konsantrasyonları girişte 35-135 mg/L, çıkışta 19-80 mg/L aralığında değişmekte olup, Mg konsantrasyonları girişte 65-465 mg/L, çıkışta ise 67-410 mg/L aralığında değişmektedir.

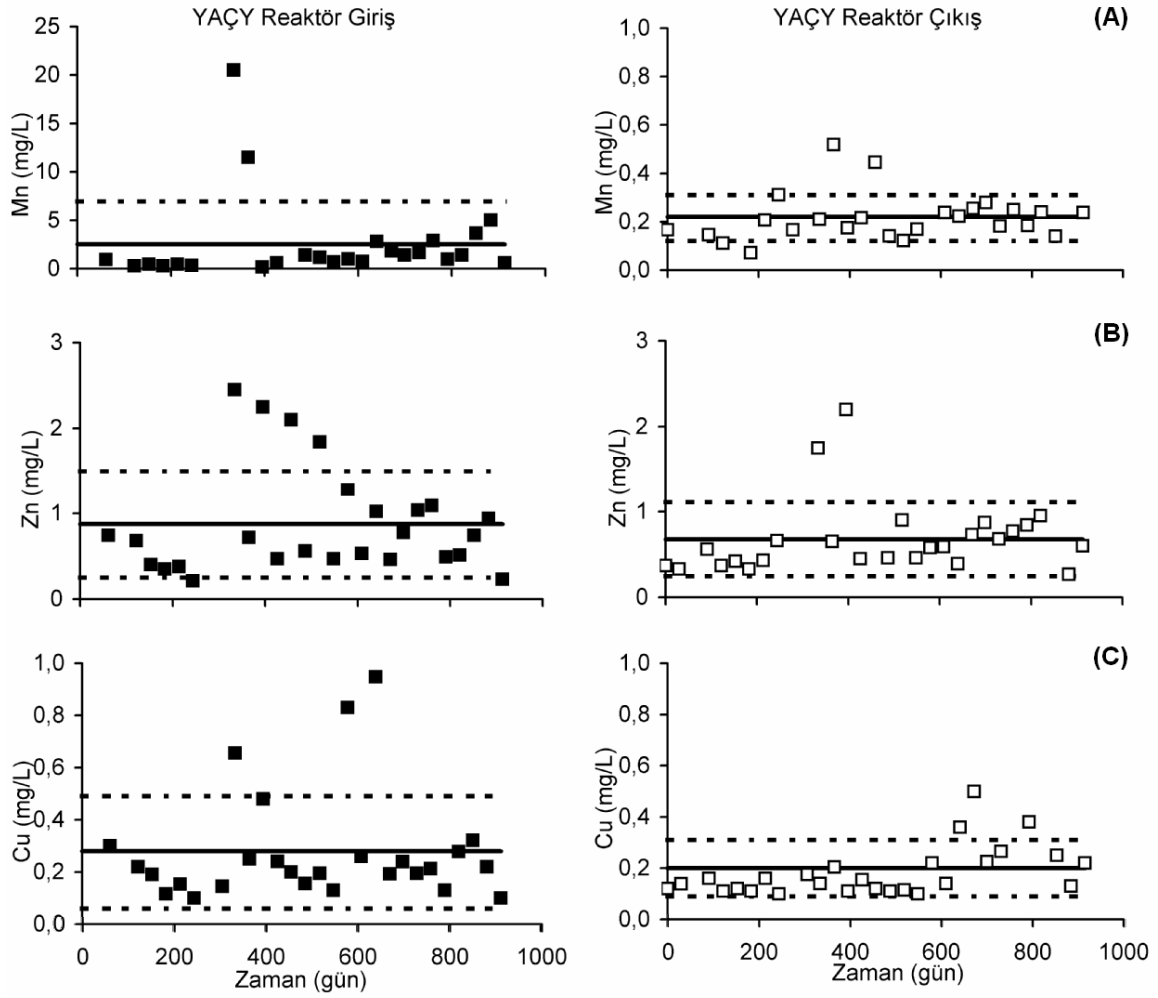
Reaktörün işletme sıcaklığı 35°C olduğu için CaCO_3 önemli oranda çökerek reaktör içerisinde birikmektedir (Günay, 2002). Kalsiyumun ortalama 85 mg/L'den, 50 mg/L'ye düşmesinde bu prosesin etkili olduğu düşünülmektedir. Sodyum, potasyum ve magnezyumda bu şekilde belirgin olmasa da ortalama değerlere bakılacak olursa az da olsa giderim olmuştur. Sızıntı suyundaki yüksek demir konsantrasyonu demir, çelik hurda ve parçalarının atıklardan ayrıştırılmadığının, depo sahasına depolandığının bir göstergesidir. Sızıntı sularında kurşunun kaynağını piller, fotoğraf endüstrisi, eski kurşunlu boyalar ve kurşun borular oluşturmaktadır (Hamoda ve Al-Yaqout, 2001; Moturi vd., 2004; Mor vd., 2006). Kettunen ve Rintala (1998), YAÇY reaktör ile sızıntı suyu arıtma çalışmalarında yüksek oranda demir ve mangan giderimi olduğunu, bununla birlikte bazı metallerde ise bir değişim olmadığını tespit etmişlerdir. Ayrıca kalsiyum, magnezyum ve demirin reaktördeki çamurda biriktiğini gözlemlemişlerdir.

Şekil 6.16'da Fe, Ni, Pb ve Cd konsantrasyonlarının anaerobik reaktör giriş ve çıkış değerleri verilmiştir. Fe konsantrasyonu giriş 7,42-40,7 mg/L çıkışta; 3,05-33,7 mg/L, Ni girişte; 0,6-1,43 mg/L, çıkışta; 0,5-1,03 mg/L aralığında, Pb değerleri girişte; 0,45-1,43 mg/L, çıkışta 0,53-1,12 mg/L aralığında, Cd konsantrasyonları girişte; 0,08-0,22 mg/L, çıkışta; 0,06-0,18 mg/L aralığında değişmiştir. Fe konsantrasyonunda kayda değer olmasa da bir azalma görülmüş, diğer metallerde ise önemli bir değişim gözlenmemiştir.



Şekil 6.16 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki Fe, Ni, Pb ve Cd değişimleri (A: demir değişimi, B: nikel değişimi, C: kurşun değişimi, D: kadmiyum değişimi, — ortalama değer, ---- standart sapma, ■ giriş, □ çıkış)

Şekil 6.17’de Mn, Zn ve Cu konsantrasyonlarının anaerobik reaktör giriş ve çıkış değerleri verilmiştir. Mn konsantrasyonu girişte ortalama 2,5 mg/L, çıkışta; 0,22 mg/L, Zn girişte; 0,25-1,5 mg/L, çıkışta; 0,25-1,11 mg/L aralığında, Cu değerleri girişte ortalama; 0,28 mg/L, çıkışta 0,2 mg/L civarında değişmiştir. Zn’nin mevcudiyeti, pillerin, lehimleme atıkları ve floresan lamba atıklarının depo sahasına depolandığını göstermektedir (Hamoda ve Al-Yaqout, 2001; Mor vd., 2006). Genel olarak metal konsantrasyonlarında çok değişim görülmemiştir.



Şekil 6.17 YAÇY reaktöre giriş ve çıkıştaki Mn, Zn ve Cu değişimleri (A: mangan değişimi, B: çinko değişimi, C: bakır değişimi, — ortalama değer, ---- standart sapma, ■ giriş, □ çıkış)

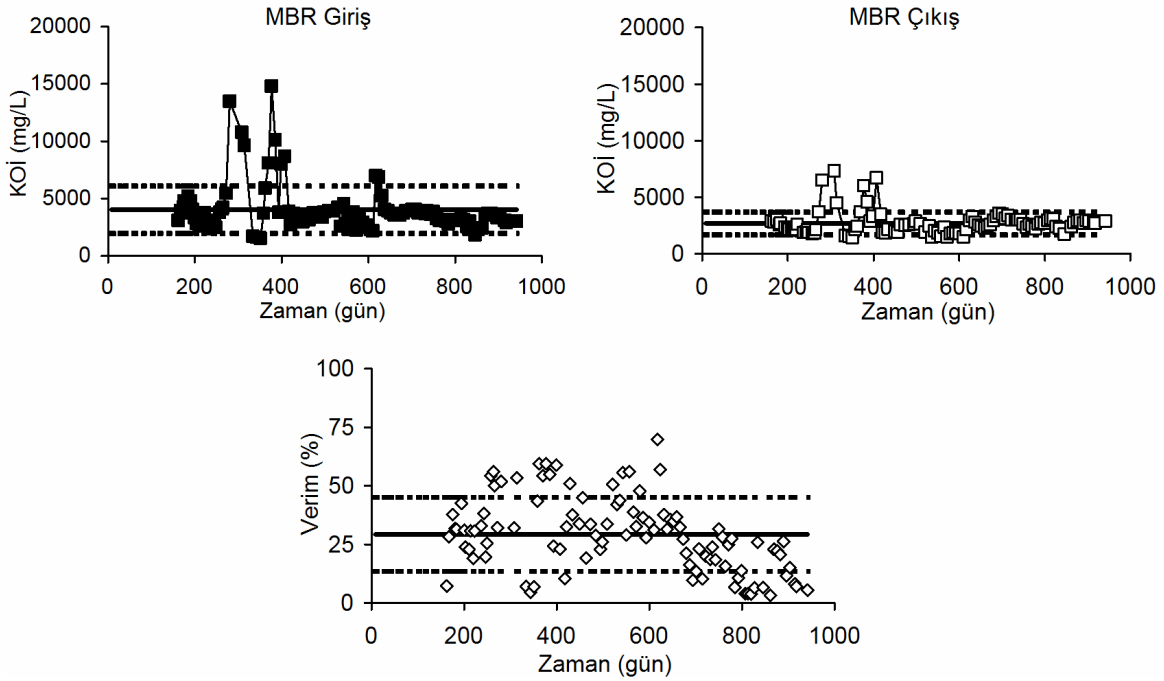
İnorganik çökeltilerin sızıntı suyu arıtımında birikmesi nedeniyle bazı araştırmacılar anaerobik filtrede, bazı araştırmacılar YAÇY reaktörlerin giriş borularında tıkanma problemleri yaşamışlardır. Bazı araştırmacılar ise kabuk şeklindeki çökeltiler, yoğun çakıl benzeri granüller ve bunların sebep olduğu işletme problemleri olduğunu belirtmektedirler. Bu sebeple uzun süreli işletmelerde metallerin ön arıtımla giderilmesi tavsiye edilmektedir. Hibrit YAÇY reaktörde sızıntı suyu arıtımıyla ilgili bir çalışmada demir, kalsiyum, mangan ve magnezyum birikimi araştırılmış, kalsiyum ve demirin çamurda aşırı miktarda biriktiği, inorganik katıların %75'inin demir ve kalsiyum karbonatlara dayandığı tespit edilmiştir (Öztürk vd., 1997).

6.3 Membran Biyoreaktör (MBR) Çalışma Sonuçları

Giderilemeyen KOİ'nin büyük bölümünün biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ'den kaynaklanması nedeniyle KOİ giderme verimleri ve membran türleri arasında belirgin bir farklılık gözlenmemiştir. MBR'de havalandırmanın amacı mikroorganizmalara oksijen transferini sağlamak, reaktörü karıştırmak ve membran yüzeyinde oluşan biyofilmi temizlemektir.

6.3.1 MBR'da KOİ Giderimi

Şekil 6.18'de MBR giriş ve çıkıştaki KOİ değişimleri ve KOİ giderme verimi görülmektedir. Giderme verimi %15–45 aralığında değişmekte olup, ortalama giderme verimi %30 olarak bulunmuştur. MBR giriş KOİ değerleri 6670-2100 mg/L, (ortalama; 4370 mg/L), çıkış KOİ değerleri 3680-1660 mg/L (ortalama 2670 mg/L) aralığında değişmektedir. Giderilemeyen KOİ'nin büyük oranda biyolojik olarak ayrışamayan inert KOİ'den kaynaklandığı, inert KOİ ve UF-NF çalışmalarıyla da doğrulanmıştır.

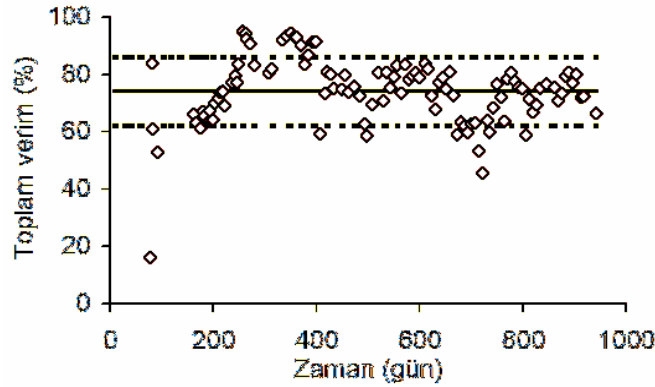


Şekil 6.18 MBR giriş ve çıkıştaki KOİ değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş TP, □: çıkış TP, ◇ verim)

Şekil 6.19'da sistemin toplam verimi görülmektedir. Toplam KOİ giderme verimi %63-%86 aralığındadır. MBR'daki KOİ giderme verimlerinin daha iyi anlaşılabilmesi için sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerine bir çalışma yapılmış ve bu çalışma sonuçları

ileriki bölümlerde değerlendirilmiştir. Verimin düşük olması, sızıntı suyunun biyolojik olarak parçalanabilirliğinin düşük olmasından kaynaklandığı sonucuna varılmıştır. Literatürde de dirençli sızıntı sularının aerobik arıtımında %20'ler civarında düşük verimlere rastlanmaktadır (Welander vd., 1998; Yılmaz, 2000).

Alvarez-Vazquez vd., (2004), tarafından yapılan çalışmada, MBR'larda (BOI/KOI ; 0,03–0,16) sızıntı suyu arıtımı için %80 KOI giderimi elde edilirken klasik sistemlerin sızıntı suyu arıtımındaki verimlerinin %63'lerde kaldığı belirtilmiştir. Ayrıca MBR'ların daha kısa HBS'lerde işletilmesinden dolayı daha fazla organik yükleme ($1-3 \text{ kgKOI/m}^3.\text{gün}$) yapılabildiğini, klasik sistemler için organik yükleme oranının $0,25 \text{ kgKOI/m}^3.\text{gün}$ olduğunu belirtmişlerdir. Alvarez-Vazquez vd., (2004), iki basamaklı MBR sistemlerinde, aktif karbon ve nanofiltrasyon ünitesi ile 500 mg/L KOI konsantrasyonuna sahip yaşlı depo sahası sızıntı suyundaki verimin %92-93 arasında olduğunu vurgulamışlardır.

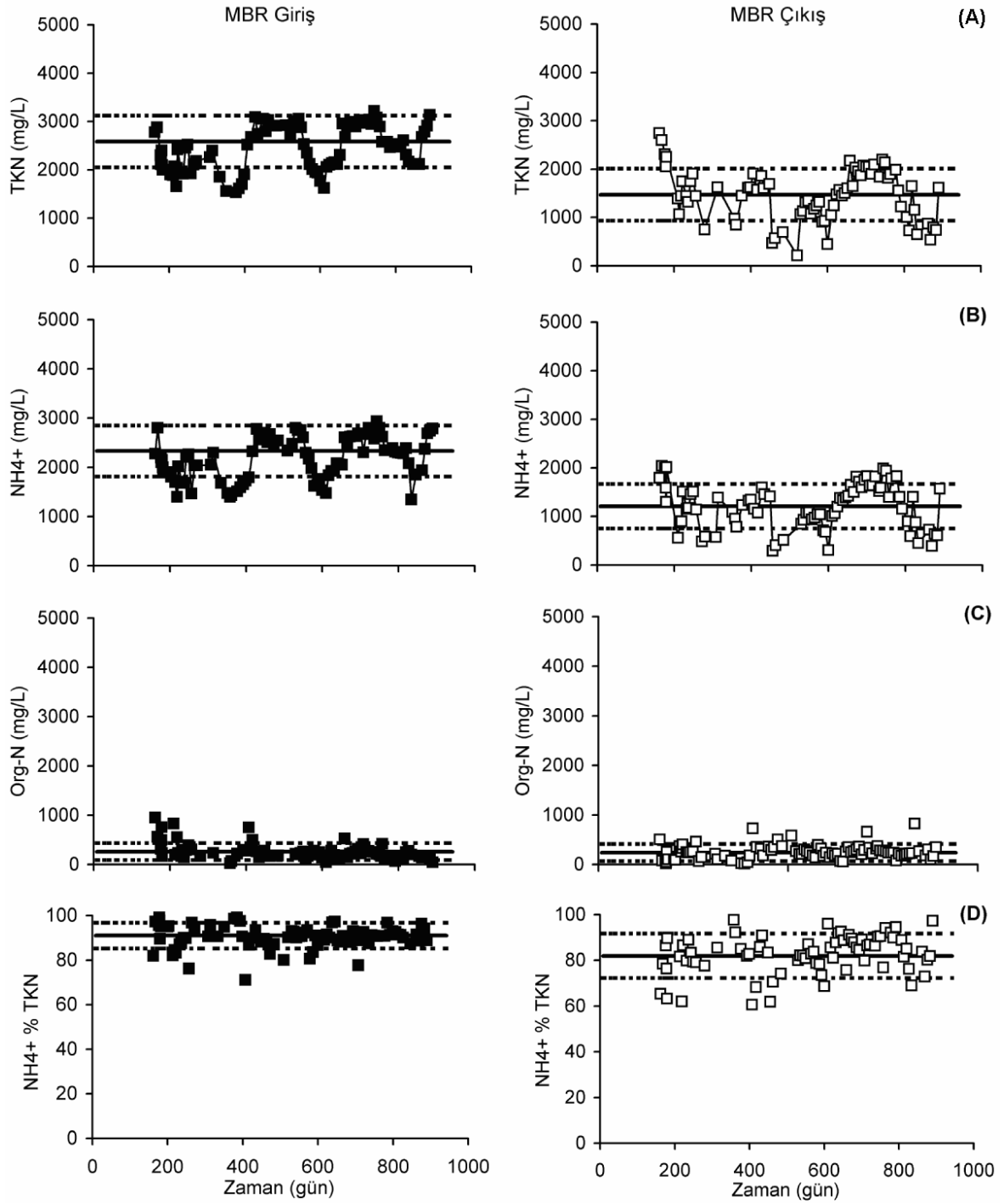


Şekil 6.19 Sistemin toplam KOI giderme verimi

6.3.2 TKN, NH_4-N , Org-N, TP Değişimleri

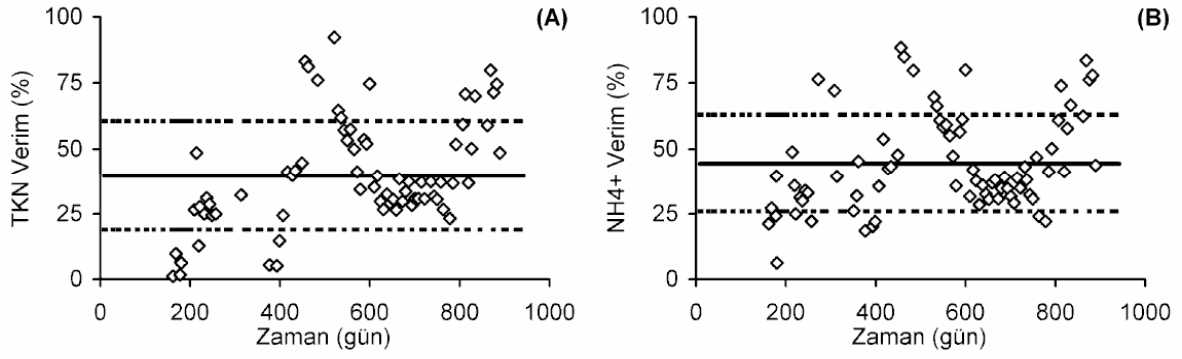
MBR çıkışındaki ortalama TKN konsantrasyonu, 1470 mg/L ve NH_4-N konsantrasyonu 1210 mg/L mertebelerinde olup giderme verimi yaklaşık %40 civarındadır. Şekil 6.20'den de görüleceği üzere MBR giriş sızıntı suyundaki TKN değerleri $2050-3120 \text{ mg/L}$ ve NH_4-N değerleri $1815-2850 \text{ mg/L}$, MBR çıkışı değerleri TKN $930-2010 \text{ mg/L}$, NH_4-N değerleri $750-1670 \text{ mg/L}$ aralığındadır. Organik azot değerleri ise girişte $70-410 \text{ mg/L}$, reaktör çıkışında ise $85-435 \text{ mg/L}$ aralığındadır. NH_4-N %TKN değeri giriş sızıntı suyu için %91 iken MBR çıkışında bu değer ortalama %82 olarak bulunmuştur.

Sızıntı suyunun azot bileşenleri ve arıtımı literatürde birçok çalışmaya konu olmuştur. Yapılan bir çalışmada, Ziyang ve Youcai (2007), NH_4-N -TN oranı %80-90'larda olan ham sızıntı suyunda bu oranın aerobik arıtma sonrasında %60'lara düştüğünü tespit etmişlerdir.



Şekil 6.20 MBR giriş ve çıkışındaki azot bileşenlerinin değişimleri (A: MBR giriş ve çıkış TKN değerleri, B: MBR giriş ve çıkış $\text{NH}_4\text{-N}$ değerleri, C: MBR giriş ve çıkış Org-N değerleri, D: MBR giriş ve çıkıştaki $\text{NH}_4\text{-N}$ %TKN değerleri, — ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş, □ çıkış)

Şekil 6.21’de MBR TKN ve $\text{NH}_4\text{-N}$ giderme verimleri verilmektedir. MBR TKN’nin %40’nı, $\text{NH}_4\text{-N}$ ’nin %44,4’ünü gidermektedir.

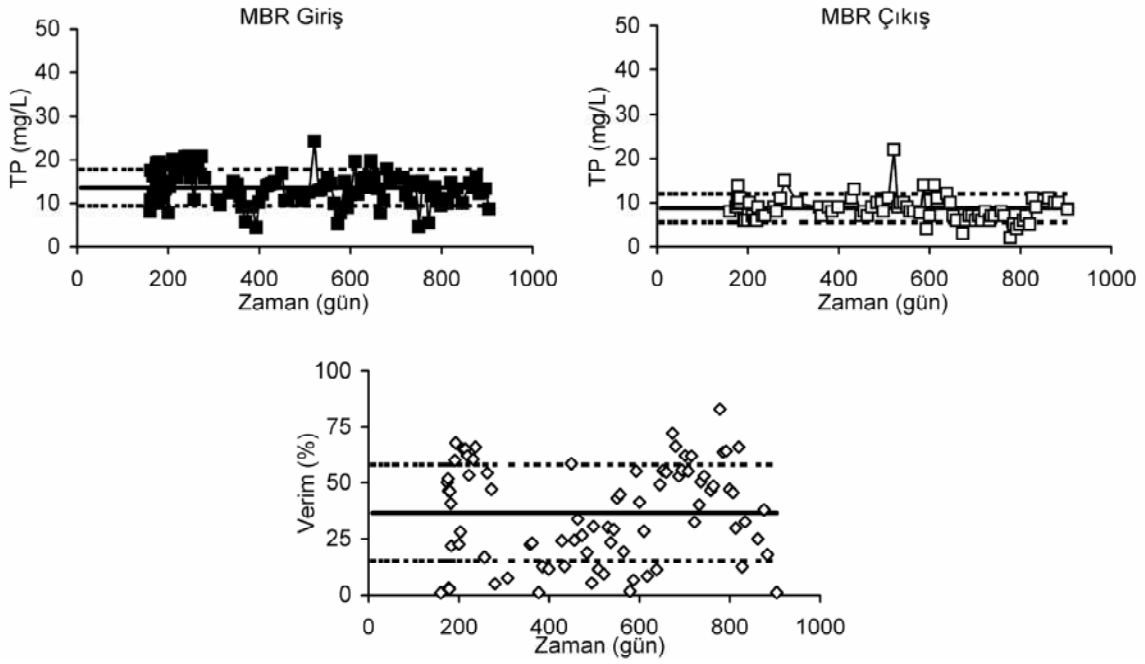


Şekil 6.21 MBR'daki TKN ve $\text{NH}_4\text{-N}$ giderme verimleri (A: TKN giderme verimi, B: $\text{NH}_4\text{-N}$ giderme verimi, — ortalama değer, --- standart sapma)

Ağdağ ve Sponza (2005b), tarafından yapılan, sızıntı suyu arıtımı çalışmalarında, anaerobik kademenin ardından gelen aerobik safhayla beraber %99,6 oranında amonyum giderimi elde etmişlerdir. Anaerobik sistemde amonyum giderimi %10 civarındayken esas giderim aerobik reaktörde sağlanmıştır ve $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ 'a çevrilmiştir. Söz konusu çalışmada, aerobik kademe de oluşan $\text{NO}_3\text{-N}$ 'nin de ilave denitrifikasyon prosesi ile giderilmesi gerektiği tavsiye edilmiştir. Benzer bir çalışmada, aerobik arıtmada nitrifikasyon olduğundan çıkıştaki amonyum miktarı düşük, nitrat miktarının ise yüksek olduğu belirlenmiş ve çıkıştaki nitrati gidermek için ilave denitrifikasyon prosesine ihtiyaç olduğu vurgulanmıştır (Tüylüoğlu, 2001).

Şekil 6.22'de MBR giriş ve çıkıştaki TP değişimleri verilmiştir. Girişteki TP konsantrasyonu 9,4-18, çıkıştaki TP konsantrasyonu 6-12 mg/L aralığında değişmiştir. MBR ile yaklaşık %37 TP giderimi sağlanmıştır.

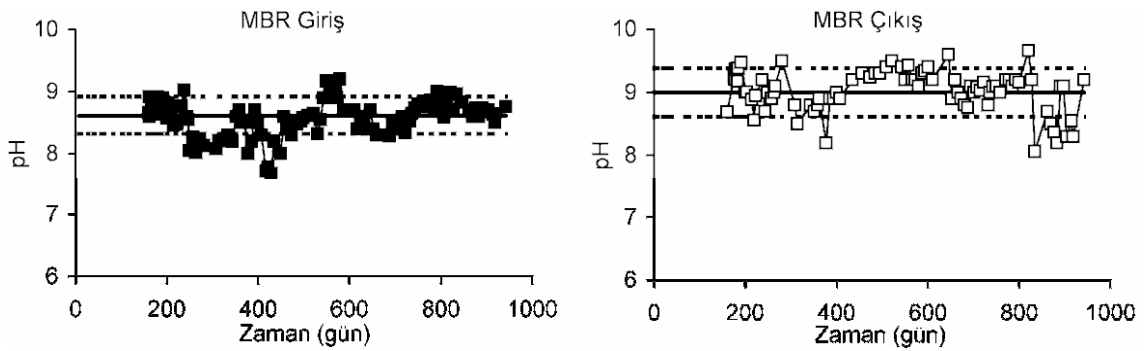
Membran biyoreaktörlerde fosfor gideriminde iki önemli etken vardır. Birincisi ve en önemlisi atıksu içerisindeki fosforun mikroorganizmalar tarafından nütrient olarak kullanılması, ikincisi ise membran ünitesi tarafından dolaylı olarak yapılan tutulmadır. PO_4^{3-} biyoreaktör içindeki partiküllere ve aktif çamura absorplanmaktadır (Çiçek vd., 1999). Bu partiküllerin membran tarafından tutulması ile fosfat da tutulmaktadır.



Şekil 6.22 MBR giriş ve çıkıştaki TP değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş TP, □ çıkış TP, ◇ verim)

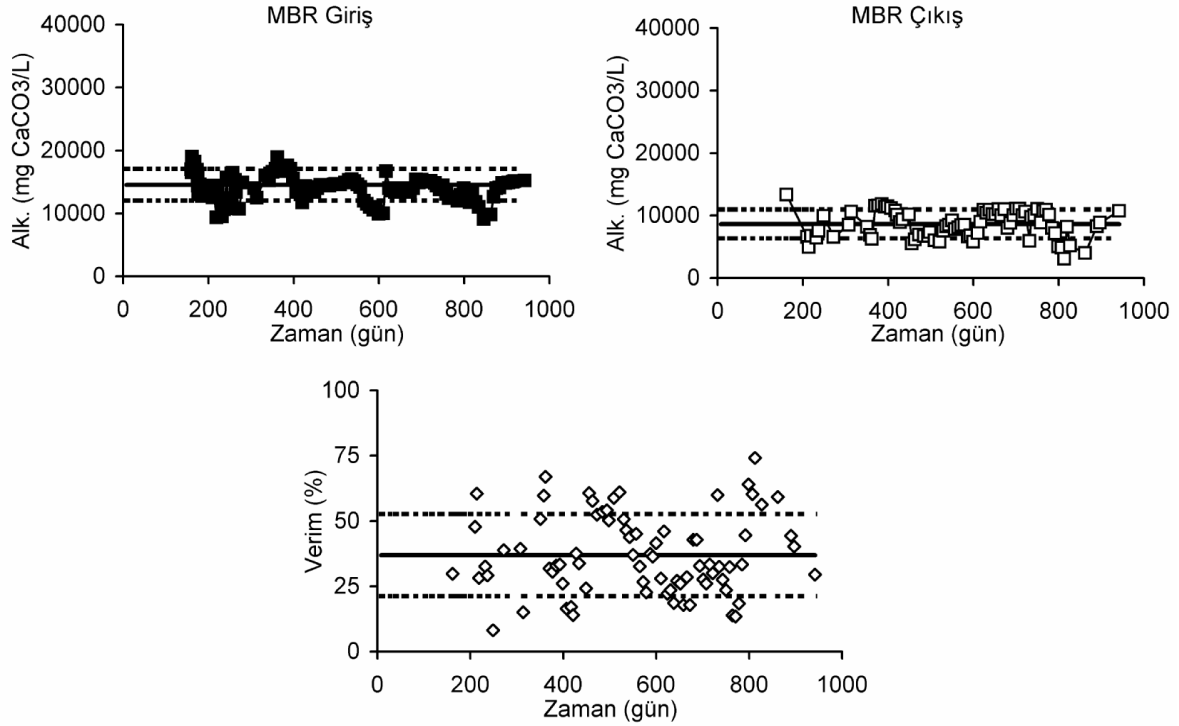
6.3.3 pH, Alkalinite, Klorür, TDS, İletkenlik, Bulanıklık, Renk Parametrelerinin Değişimi

Şekil 6.23’de MBR giriş ve çıkış pH değişimleri görülmektedir. Giriş pH 8,3-8,9 aralığında değişirken çıkış pH 8,6-9,3 aralığında değişmektedir. MBR’daki havalandırma esnasında karbondioksitin sıyrılmasıyla pH’daki artış açıklanabilir (Marttinen vd., 2002; Kim vd., 2003).



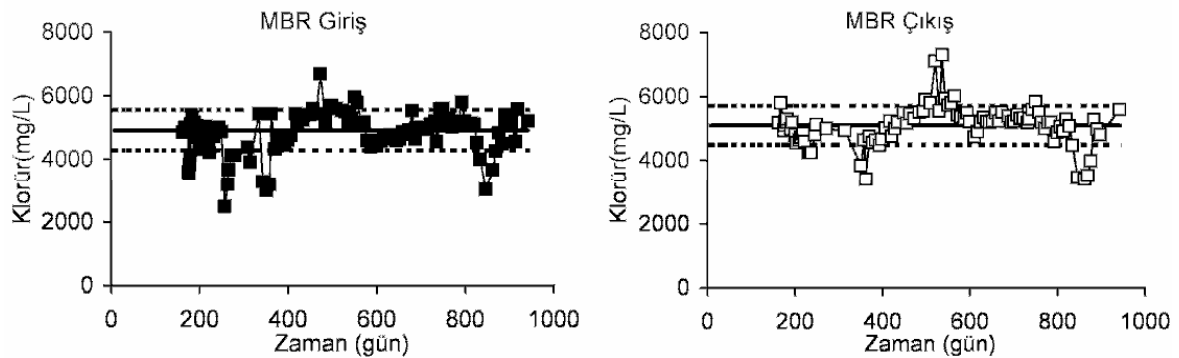
Şekil 6.23 MBR giriş ve çıkışındaki pH değişimleri (— ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş pH, □ çıkış pH)

Şekil 6.24’de MBR giriş ve çıkış alkalinite değişimleri görülmektedir. Giriş 12040-17060 mg CaCO_3/L aralığında değişirken çıkış alkalinite değerleri 6340-10940 mg CaCO_3/L aralığında değişmektedir.



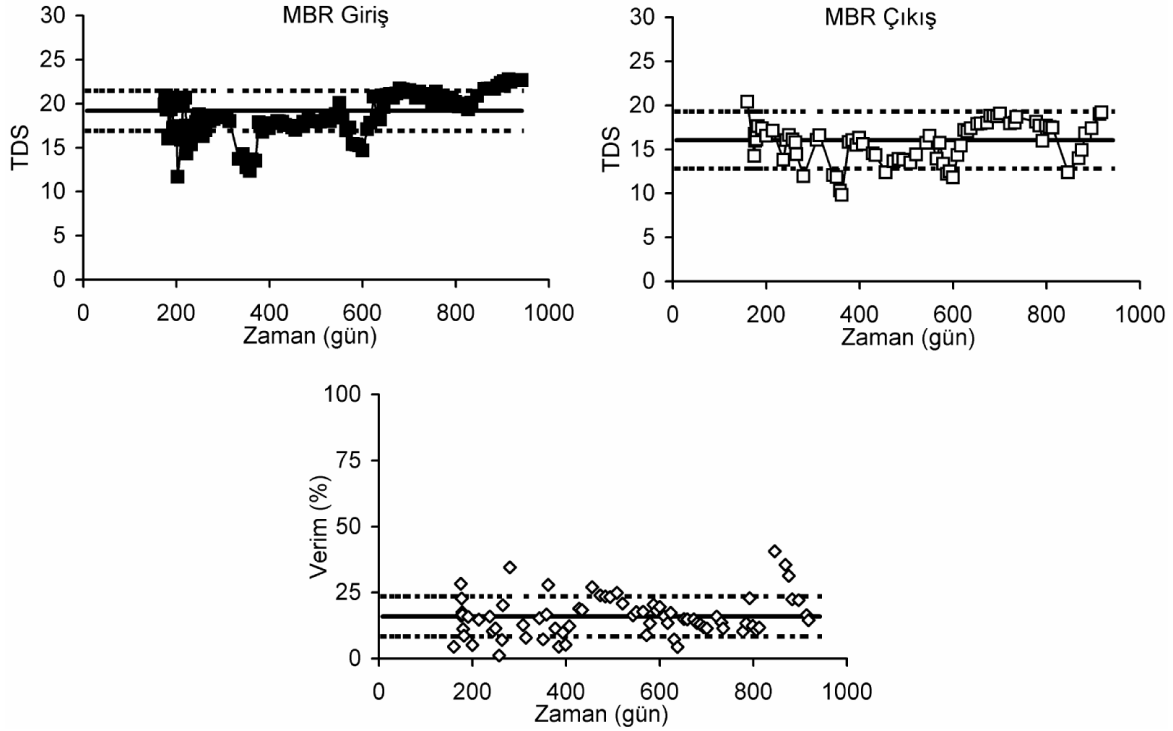
Şekil 6.24 MBR giriş ve çıkıştaki alkalinite değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, ---- standart sapma, ■ giriş alkalinite, □ çıkış alkalinite, ◇ verim)

Şekil 6.25’de MBR giriş ve çıkış klorür değişimleri görülmektedir. Giriş klorür değeri 4275-5552 mg/L aralığında değişirken çıkış klorür değerleri 4486-5716 mg/L aralığında değişmekte ve önemli bir farklılık görülmemektedir. Bunun sebebi klorürün biyolojik olarak ayrışmadan korunan madde olmasıyla açıklanabilir (Bilgili, 2006).



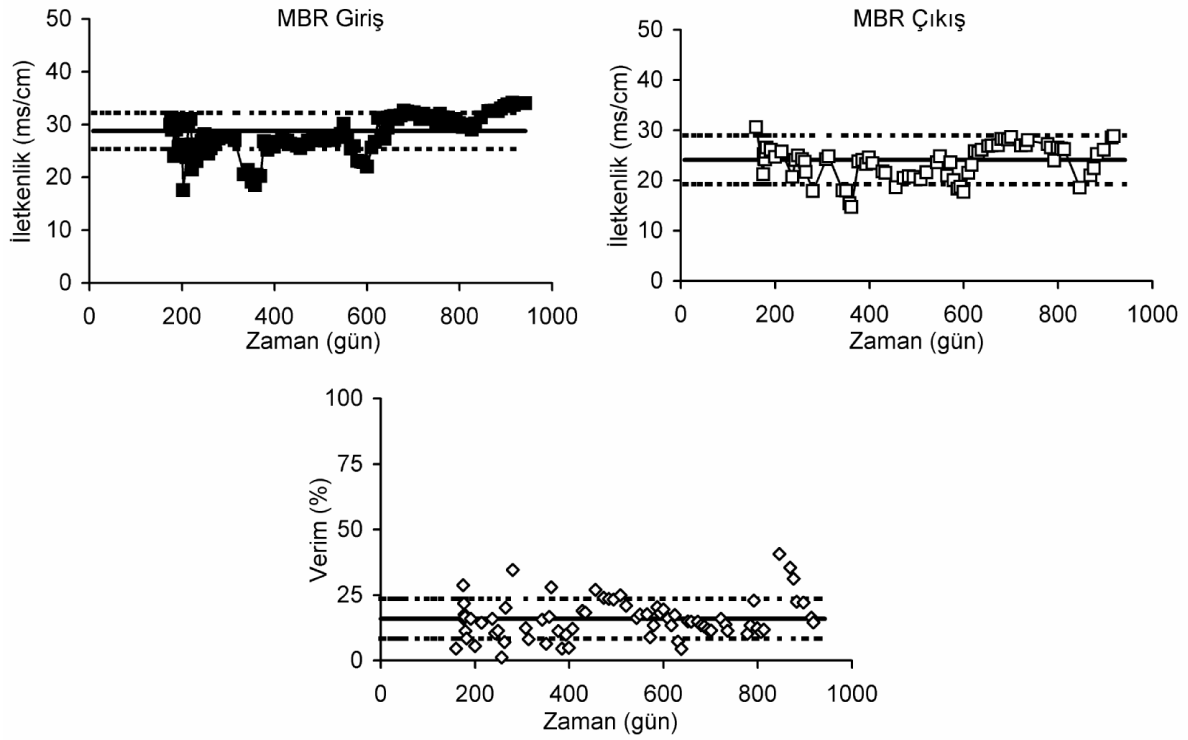
Şekil 6.25 MBR giriş ve çıkıştaki klorür değişimleri (— ortalama değer, ---- standart sapma, ■ giriş klorür, □ çıkış klorür)

Şekil 6.26'da MBR giriş ve çıkış TDS değişimleri görülmektedir. MBR TDS giriş değeri 16,9-21,47 gr/L aralığında değişirken çıkış TDS değerleri 12,8-19,28 gr/L aralığında değişmektedir. Giriş ve çıkış değerleri kıyaslandığında yaklaşık %16'lık bir farklılık görülmektedir.



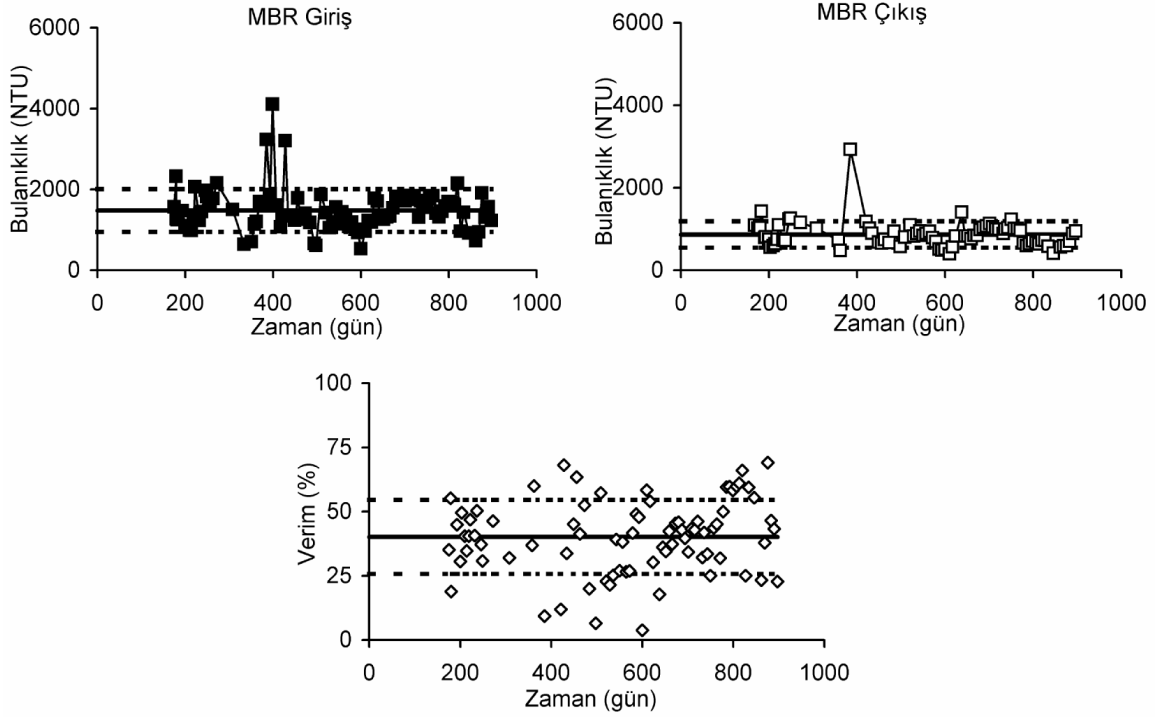
Şekil 6.26 MBR giriş ve çıkıştaki TDS (gr/L) değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, ---- standart sapma, ■ giriş TDS, □ çıkış TDS, ◇ verim)

Şekil 6.27'de MBR giriş ve çıkış iletkenlik değişimleri görülmektedir. İletkenlik parametresinin zamanla değişimi, gerek YAÇY gerekse MBR'da TDS ile aynı eğilimi göstermektedir. MBR iletkenlik giriş değerleri 25,35-32,2 ms/cm aralığında değişirken çıkış iletkenlik değerleri 19,2-28,93 ms/cm aralığında değişmektedir. Giriş ve çıkış değerleri kıyaslandığında yaklaşık %16'lık bir farklılık görülmektedir. Tuzluluğun bir göstergesi olan iletkenlik, biyolojik arıtma ile etkin bir şekilde giderilemez (Ziyang ve Youcai, 2007).



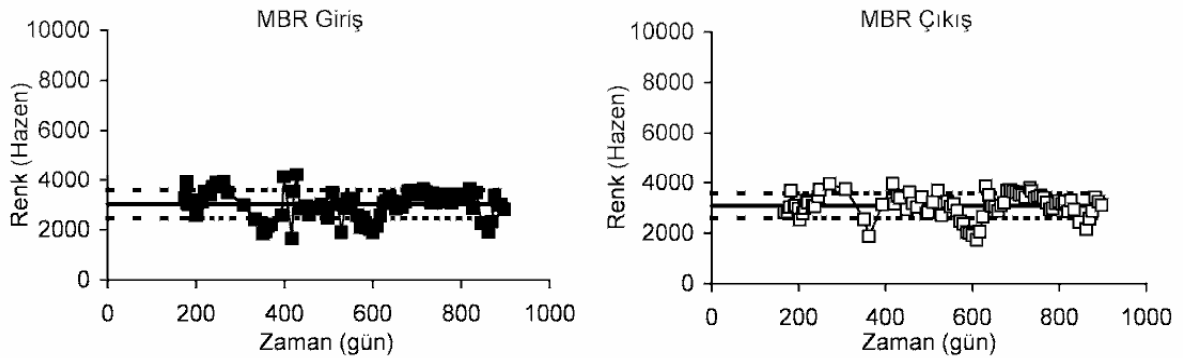
Şekil 6.27 MBR giriş ve çıkıştaki iletkenlik değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş iletkenlik, □ çıkış iletkenlik, ◇ verim)

Şekil 6.28’de MBR giriş ve çıkıştaki bulanıklık değişimleri görülmekte olup, giriş bulanıklık değerleri 947-2008 NTU, çıkış bulanıklık değerleri 543-1185 NTU aralığında değişmektedir. Mikrofiltrasyonun askıda katı maddeleri giderme özelliğinden dolayı bulanıklıkta yaklaşık %40,2’lik bir giderme verimi elde edilmiştir. Ziyang ve Youcai (2007), anaerobik, anoksik ve aerobik arıtma kademelerinden geçen sızıntı suyunda bulanıklık giderme verimini toplamda %50-60 olarak bulmuşlardır.



Şekil 6.28 MBR giriş ve çıkıştaki bulanıklık değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, standart sapma, ■ giriş bulanıklık, □ çıkış bulanıklık, ◇ verim)

Şekil 6.29’da MBR giriş ve çıkıştaki renk değişimleri görülmektedir. Giriş renk değerleri 2460-3580 hazen olup, çıkış renk değerleri 2600-3580 hazen aralığında değişmektedir. Sponza ve Işık (2002), azo boyalarını YAÇY reaktör ve çıkışını tam karışimli aerobik reaktörde arıtma çalışmaları yapmışlardır. Bu çalışma sonucunda aerobik reaktör çıkışındaki renk, YAÇY reaktör çıkışından yüksek çıkmıştır, bir gidermeden ziyade artış söz konusudur. Bu durum, aerobik adımda UYA’nın ayrışmasıyla veya metabolizmaya alınmasıyla oluşan pH artışıyla açıklanmıştır, ayrıca anaerobik adımda oluşan bileşenlerin polimerizasyonu veya oksidasyonu ile de açıklanabilmektedir (Sponza ve Işık, 2002).



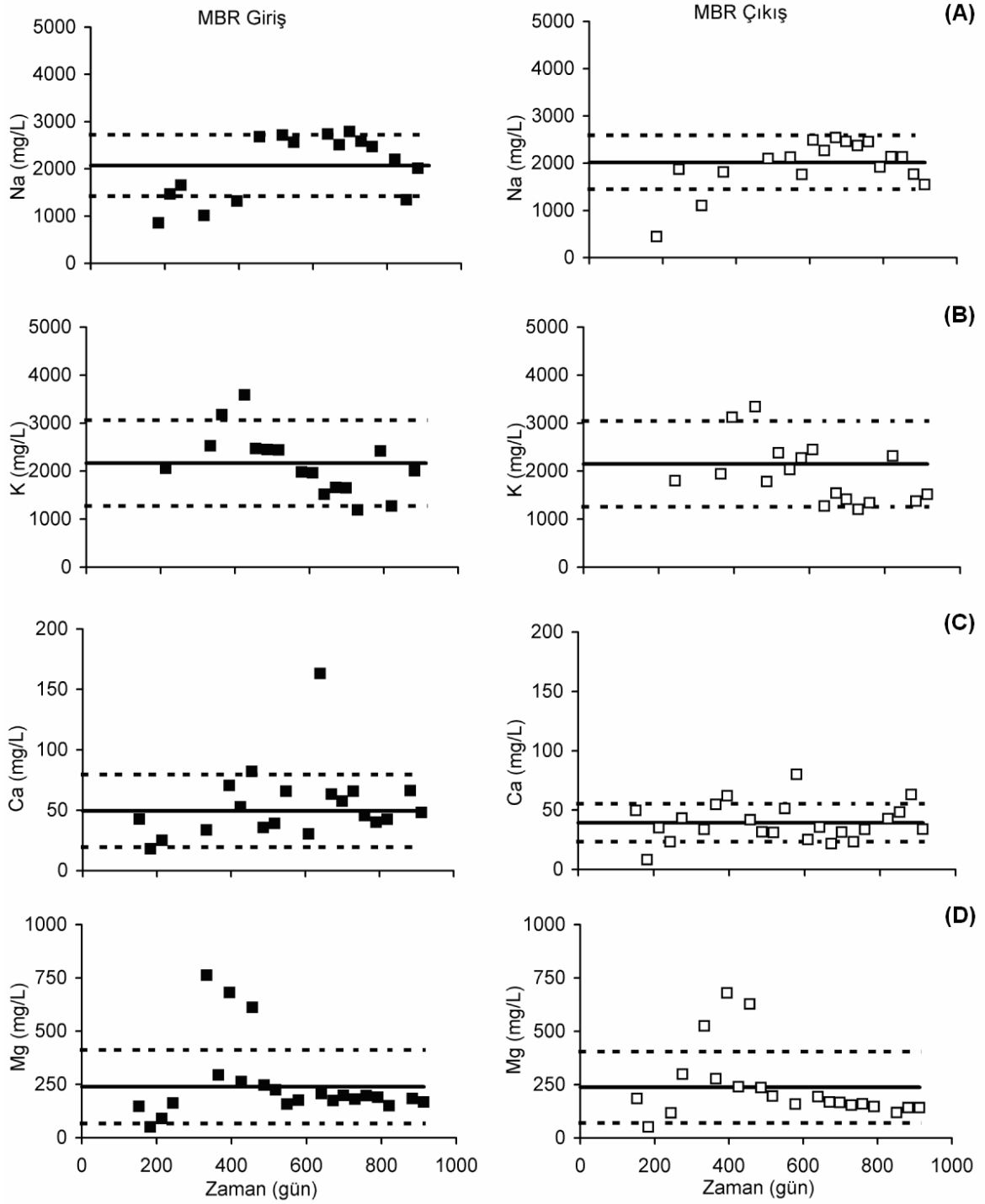
Şekil 6.29 MBR giriş ve çıkıştaki renk değişimleri ve giderme verimi (— ortalama değer, standart sapma, ■ giriş renk, □ çıkış renk)

Membran biyoreaktörde kayda değer bir renk gideriminin gerçekleşmemesi, rengin sızıntı suyunda bulunan çözünmüş organiklerden kaynaklanmasıyla açıklanabilir. Kullanılan membranlar gözenek boyutlarına göre askıda maddelerin bir kısmını tutarken çözünmüş maddelerden kaynaklanan rengi gidermede yetersizdir. 30, 5 ve 1 μm 'lik membranların bulanıklık ve renk gideriminde çok büyük farklılıkları yoktur ancak bu parametreleri gidermede en etkili membranın gözenek boyutu en küçük olan 1 μm 'lik membranla elde edildiği tespit edilmiştir.

6.3.4 Metallerin Değişimi

Katı atık depo sahalarında, atıkların gerek aerobik gerekse anaerobik ayrışmasının ilk kademelerinde oluşan sızıntı suyu asidik pH değerlerindedir. Ayrışmanın ilerleyen safhalarında sızıntı suyu nötr pH değerlerine ulaşır. Sızıntı suyunda metal konsantrasyonları pH ve karbonat türlerinin bir fonksiyonudur. Katı atıkların düzenli depo sahalarında ayrışması sırasında pH değerlerinde ortaya çıkan bu değişiklikler oluşan sızıntı sularının ihtiva ettiği metal konsantrasyonlarını da önemli ölçüde etkilemektedir. Metallerin çözünürlüğünü belirlemede kritik parametrelerden olan, pH, 7-10 aralığında iken metaller minimum çözünürlüğe sahiptir. Düşük pH değerlerinde metal konsantrasyonları artarken, karbonat türlerinin artmasıyla metal konsantrasyonları azalır. Metallerden özellikle demir ve çinko yüksek konsantrasyonlarda sızıntı sularında bulunabilir. Cr, Ni, Cu, Cd, Pb ve diğer metaller daha düşük konsantrasyonlarda bulunur. Atıklara geri kazanma programı uygulanırsa, sızıntı suyunun Hg, Pb, Ni, Cd gibi toksik bileşen muhtevası azalır. pH değeri, karbonat ve sülfür çözünürlüğü metal konsantrasyonunu etkileyen önemli parametrelerdir. Metaller mertebe olarak genellikle sızıntı sularının biyolojik arıtımında problem teşkil edecek miktarda değildir (Günay, 2002).

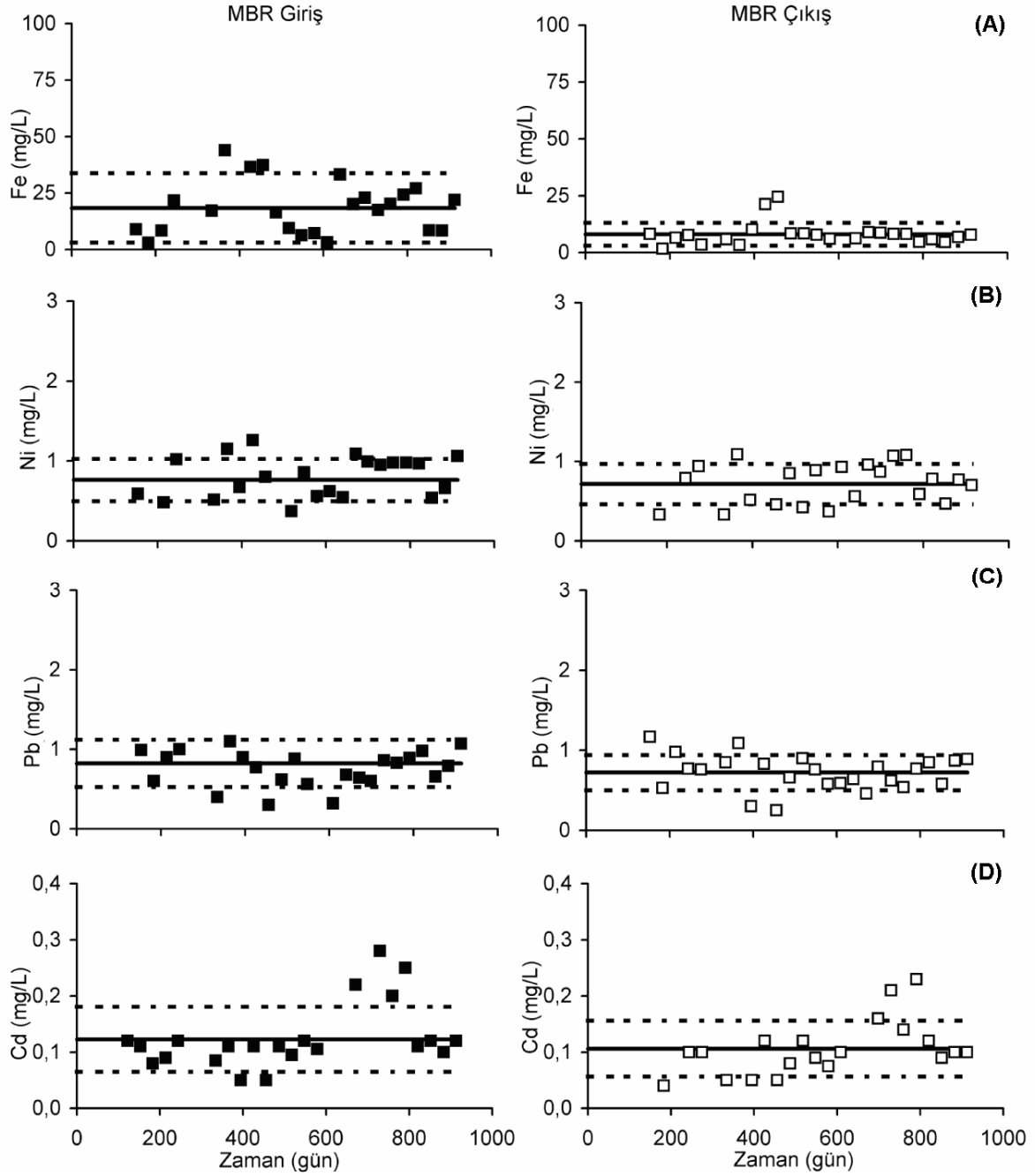
Şekil 6.30'da MBR'ın giriş ve çıkışındaki Na, K, Ca ve Mg konsantrasyonlarının zamanla değişimi verilmektedir. Girişteki Na konsantrasyonları 1420-2720 mg/L aralığındayken, çıkışta 1445-2590 mg/L aralığında değişmektedir. K konsantrasyonları girişte 1280-3065 mg/L aralığındayken, çıkışta 1260-3043 mg/L aralığında değişmekte olup Ca konsantrasyonları ise girişte 20-80 mg/L aralığındayken, çıkışta 23-55 mg/L aralığında değişmiştir. Mg konsantrasyonları 67-411 mg/L giriş değerlerinde iken, çıkışta 69-405 mg/L değerlerindedir. Şekilden de görüleceği üzere giriş ve çıkış değerleri arasında önemli bir farklılık görülmemekle birlikte Ca konsantrasyonunda inorganik formdaki bileşenlerin membran sisteminde tutulmasından dolayı az da olsa bir giderim olmuştur.



Şekil 6.30 MBR giriş ve çıkıştaki Na, K, Ca ve Mg değişimleri (A: sodyum değişimi B: potasyum değişimi, C: kalsiyum değişimi, D: magnezyum değişimi, — ortalama değer, ---- standart sapma, ■ giriş, □ çıkış)

Şekil 6.31’de Fe, Ni, Pb ve Cd konsantrasyonlarının MBR giriş ve çıkış değerleri verilmiştir. Fe konsantrasyonu giriş 3,1-33,7 mg/L çıkışta; 3-13 mg/L, Ni girişte; 0,5-1 mg/L, çıkışta; 0,46-0,97 mg/L aralığında, Pb değerleri girişte; 0,53-1,12 mg/L, çıkışta; 0,5-0,94 mg/L

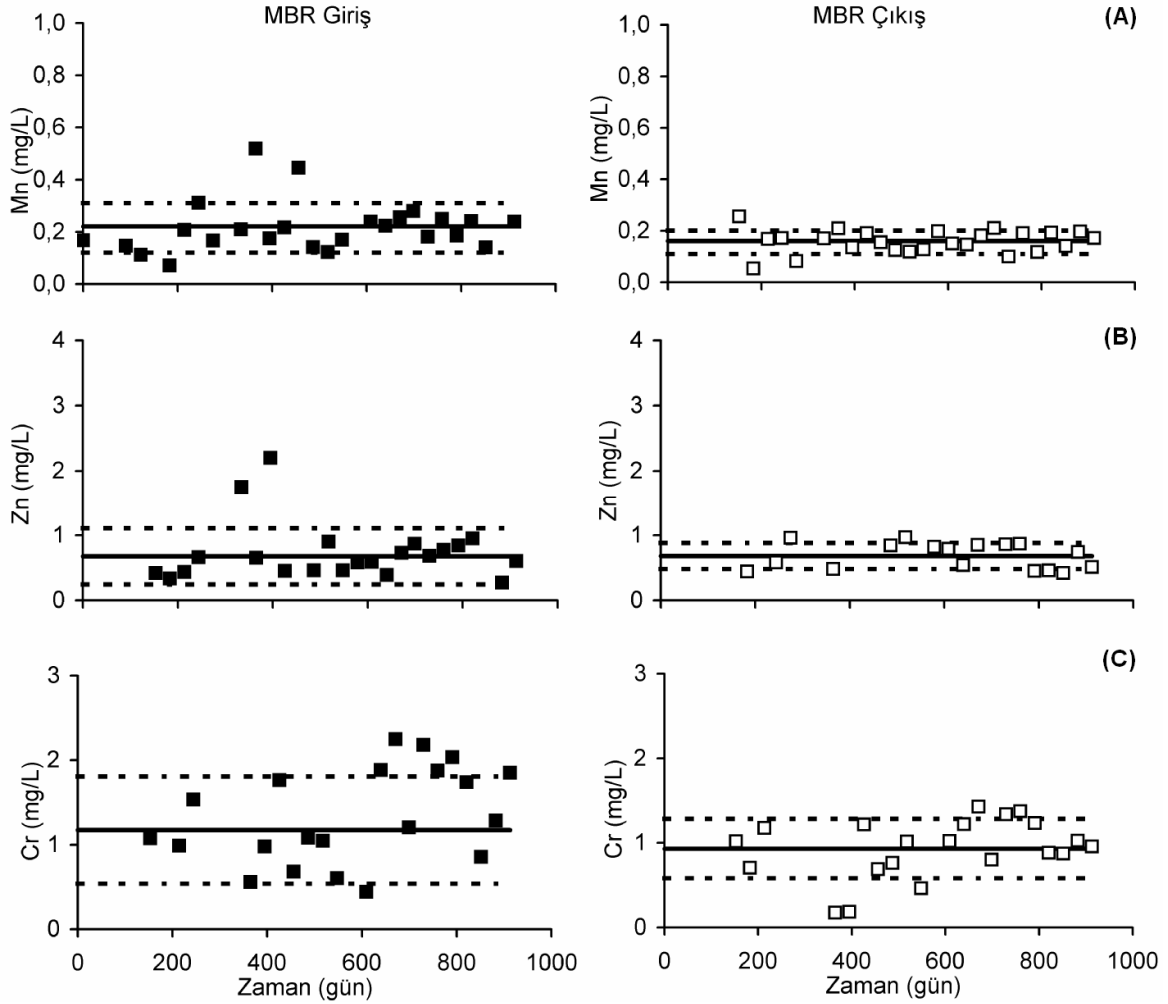
aralığında, Cd konsantrasyonları girişte; 0,06-0,18 mg/L, çıkışta; 0,06-0,16 mg/L aralığında değişmiştir. Aerobik arıtımda metaller oksidasyonla veya yüksek pH'da (8-9) çökelmeyle giderilebilir. Fe'deki azalmanın bu çökeltme prosesinden kaynaklandığı tahmin edilmektedir.



Şekil 6.31 MBR giriş ve çıkıştaki Fe, Ni, Pb ve Cd değişimleri (A: demir değişimi, B: nikel değişimi, C: kurşun değişimi, D: kadmiyum değişimi, — ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş, □ çıkış)

Şekil 6.32'de Mn, Zn ve Cr konsantrasyonlarının MBR giriş ve çıkış değerleri verilmiştir. Mn konsantrasyonu girişte; 0,12-0,31 mg/L çıkışta; 0,11-0,2 mg/L, Zn girişte; 0,25-1,11 mg/L,

çıkışta; 0,48-0,88 mg/L aralığında, Cr konsantrasyonları girişte; 0,54-1,8 mg/L, çıkışta; 0,58-1,28 mg/L aralığında değişmiştir. Genel olarak metal konsantrasyonlarında önemli bir değişim görülmemiştir.



Şekil 6.32 MBR giriş ve çıkıştaki Mn, Zn ve Cr değişimleri (A: mangan değişimi, B: çinko değişimi, C: krom değişimi, — ortalama değer, --- standart sapma, ■ giriş, □ çıkış)

Çizelge 6.2’de YAÇY Reaktör ve MBR giriş ve çıkışında kirlenici bileşenlerin standart sapmalarıyla birlikte ortalama konsantrasyonları ve giderme verimleri verilmiştir.

Çizelge 6.2 Kirlетici bileşenlerin YAÇY reaktör ve MBR giriş ve çıkış değerleri ile arıtma verimleri

<i>Bileşenler</i>		<i>YAÇY</i>			<i>MBR</i>	
		<i>Giriş</i>	<i>Çıkış</i>	<i>Verim (%)</i>	<i>Çıkış</i>	<i>Verim (%)</i>
	pH	8,1 ± 0,5 (151)	8,6 ± 0,3 (151)	-	9 ± 0,3 (84)	-
<i>Organik Bileşenler</i>	KOI (mg/L)	12063 ± 7892 (151)	4370 ± 2302 (151)	59,05 ± 16,1	2669 ± 1010 (103)	29,21 ± 15,84
	TUYA	3270 ± 4626 (98)	390 ± 1553 (89)	80,1	-	-
<i>Azot Bileşenleri</i>	TKN (mg/L)	2868 ± 549 (114)	2580 ± 538 (121)	-	1468 ± 538 (78)	36,75 ± 20,85
	NH ₄ -N(mg/L)	2558 ± 547 (118)	2332 ± 518 (122)	-	1210 ± 460 (80)	44,42 ± 18,52
	Org-N (mg/L)	249 ± 171 (110)	237 ± 173 (118)	-	260 ± 174 (76)	-
<i>Diğer Bileşenler</i>	TP (mg/L)	25,3 ± 6,42 (140)	13,6 ± 4,18 (140)	43,72 ± 18,56	8,5 ± 2,89 (82)	36,55 ± 21,54
	Alkalinite (mg CaCO ₃ /L)	17234 ± 3331 (147)	14550 ± 2512 (151)	-	8640 ± 2300 (79)	36,9 ± 15,72
	Klorür (mg/L)	4962 ± 570 (151)	4913 ± 638 (151)	-	5101 ± 615 (95)	-
	Renk (Hazen)	3964 ± 1368 (88)	3020 ± 563 (90)	-	3088 ± 489 (85)	-
	Bulanıklık (NTU)	2222 ± 939 (87)	1477 ± 530 (93)	-	864,19 ± 321 (83)	40,14 ± 14,44
	İletkenlik (ms/cm)	30,46 ± 3,43 (151)	28,78 ± 3,43 (151)	-	23,67 ± 3,42 (73)	15,93 ± 7,59
	TDS (gr/L)	20,31 ± 2,29 (151)	19,19 ± 2,28 (151)	-	15,78 ± 2,28 (73)	15,96 ± 7,57
<i>Alkali ve Toprak Alkali Metaller</i>	Na (mg/L)	2315 ± 440 (22)	2070 ± 650 (21)	-	2016 ± 570 (18)	-
	K (mg/L)	2433 ± 1120 (18)	2170 ± 895 (21)	-	2150 ± 890 (17)	-
	Ca (mg/L)	85 ± 50 (23)	49 ± 30 (23)	-	39,3 ± 16 (23)	-
	Mg (mg/L)	265 ± 200 (22)	239,1 ± 172,2 (26)	-	237,02 ± 167,6 (21)	-
<i>Metaller</i>	Fe (mg/L)	24,07 ± 16,6 (24)	18,4 ± 15,34 (27)	-	8,01 ± 5,03 (24)	-
	Mn (mg/L)	2,5 ± 4,4 (25)	0,2 ± 0,1 (25)	-	0,16 ± 0,05 (25)	-
	Cu (mg/L)	0,28 ± 0,2 (27)	0,20 ± 0,11 (27)	-	-	-
	Cd (mg/L)	0,15 ± 0,07 (22)	0,12 ± 0,06 (25)	-	0,11 ± 0,05 (20)	-
	Pb (mg/L)	0,94 ± 0,5 (26)	0,82 ± 0,30 (27)	-	0,72 ± 0,22 (25)	-
	Ni (mg/L)	1,01 ± 0,4 (21)	0,76 ± 0,26 (26)	-	0,72 ± 0,25 (22)	-
	Zn (mg/L)	0,87 ± 0,6 (26)	0,68 ± 0,43 (26)	-	0,68 ± 0,2 (17)	-

Not: Parantez içindeki değerler ölçüm sayısını göstermektedir.

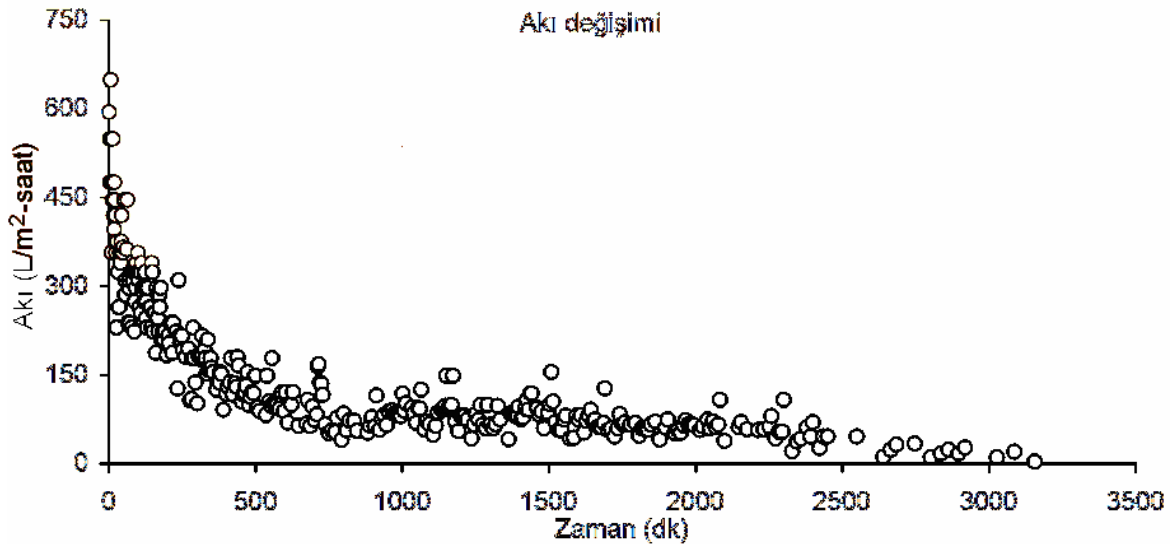
6.3.5 Membranlarda Akı Değişimi

Membran kirlenmesi, tutulan partiküllerin membran yüzeyinde birikmesi (dış kirlenme), küçük partiküllerin tortu oluşturmaları ve adsorpsiyonu veya makro moleküllerin membran gözeneklerini tıkamalarıyla (iç kirlenme) oluşur. Kirlenmeyle süzöntü akısı ve membranın ömrü azalır, işletme maliyeti artar. Trans membran basınç farkının hızla artması kirlenmenin bir göstergesidir (Wichitsathian vd., 2004).

Süzöntü akısı birçok faktörden etkilenmektedir, atıksuyun kompozisyonu, membranın yapısı (geometrisi, konfigürasyonu), alanı, işletme şartları bu etkenler arasındadır. Membran yüzeyinde ve içinde kirlenmelerin birikmesiyle membran kirlenir (Badania vd., 2005).

Badania vd., (2005), 250 günlük çalışmalarında, 25 nm gözenek boyutlu membranla tekstil atıksuyunu arıtmış, akı ve trans membran basıncının zamanla değişimini göstermişlerdir, akı zamanla 40 L/m²-sa'den 25 L/m²-sa'e düşerken basınç 0,6 bardan 1 bara kadar yükselmiştir.

Şekil 6.33'de kullanılan membrandaki akının geri yıkama sonrası, zamanla değişimi görülmektedir. Başlangıçta yüksek olan akı tıkanmaya bağlı olarak düşmüştür ve başlangıçtaki hızlı azalmanın ardından stabil hale gelmiştir.



Şekil 6.33 MBR'daki akı değişimi

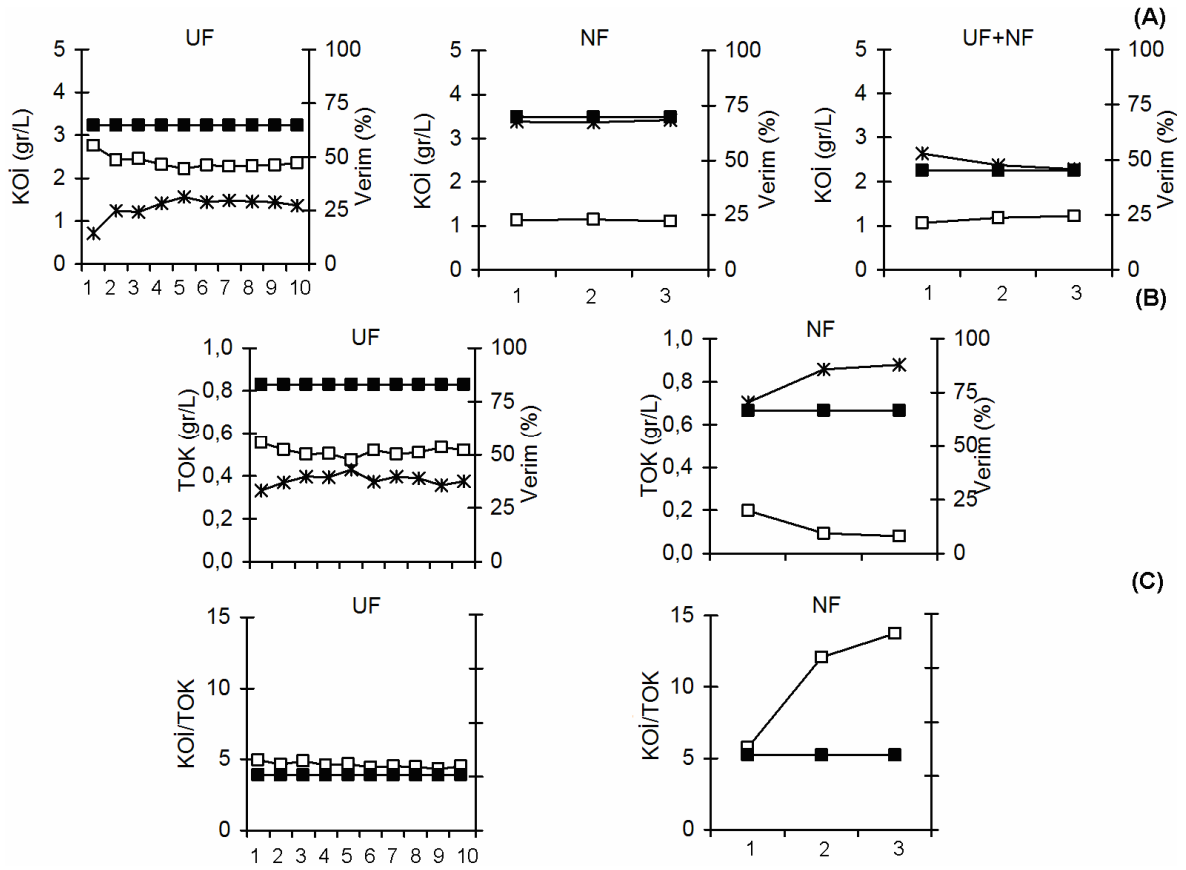
6.4 Ultrafiltrasyon ve Nanofiltrasyon Çalışmaları

MBR çıkışında gerçekleştirilen ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon çalışmaları üç aşamadan oluşmaktadır, ilkinde ön arıtmadan geçmiş sızıntı suyunun ultrafiltrasyondan geçirilmesi, ikinci adımda yine ön biyolojik arıtmadan geçmiş sızıntı suyunun nanofiltrasyondan geçirilmesi, son adımda ise ultrafiltrasyon çıkış sızıntı suyunun nanofiltrasyondan geçirilmesidir. Tıkanmaya bağlı olarak zamanla membran performansında değişiklik olup olmayacağını belirleyebilmek için aralıklarla numuneler alınmış ve bu numunelerde analizler gerçekleştirilmiştir. UF-NF çalışmaları için kullanılan düzeneğin resimleri Ek 2’de verilmiştir.

Ultrafiltrasyon sızıntı suyundaki yüksek moleküler ağırlıklı maddelerin giderilmesinde kullanılır, düşük moleküler ağırlıklı (MW) parçalar ise filtreden kaçar (Tüylüoğlu, 2001). NF 200 membranı için moleküler ağırlık engelleme sınır değeri (MWCO) yaklaşık 300 Da’dır. Bu da düşük molekül ağırlıklı bileşenleri giderme veriminin düşük olmasını açıklar, giderme verimi moleküler ağırlık engelleme sınırı arttıkça artar (Koyuncu vd., 2008).

6.4.1 KOİ, TOK Değişimleri

Şekil 6.34’de UF, NF ve UF+NF ile KOİ ve TOK giderimleri incelenmiştir. En etkili KOİ giderme verimi nanofiltrasyonda gözlenmiştir, bu durum MWCO değeri 300 Da olan nanofiltrasyonun bu molekül ağırlığından yüksek ağırlıktaki bileşenleri tutmada ultrafiltrasyona göre daha etkili olmasıyla açıklanabilir. Önce ultrafiltrasyondan geçen sızıntı suyunun nanofiltrasyondan geçirilmesiyle elde edilen verim %49’dur. Bu, bir kısım yüksek moleküler ağırlığı sahip bileşenlerin ultrafiltrasyonla giderildiğini göstermektedir. UF ve NF çalışmalarıyla TOK giderim grafiklerine bakıldığında UF’de %38, NF’de %81 gibi kayda değer giderim sağlanmıştır. TOK gidermede NF’nin etkili olduğu buradan görülmektedir.



Şekil 6.34 A: Membranlarda KOİ değişimleri ve giderme verimleri B: Membranlarda TOK değişimleri ve giderme verimleri, C: Membranlara giriş ve çıkıştaki KOİ/TOK oranları (■ giriş, □ çıkış KOİ, ж giderme verimi)

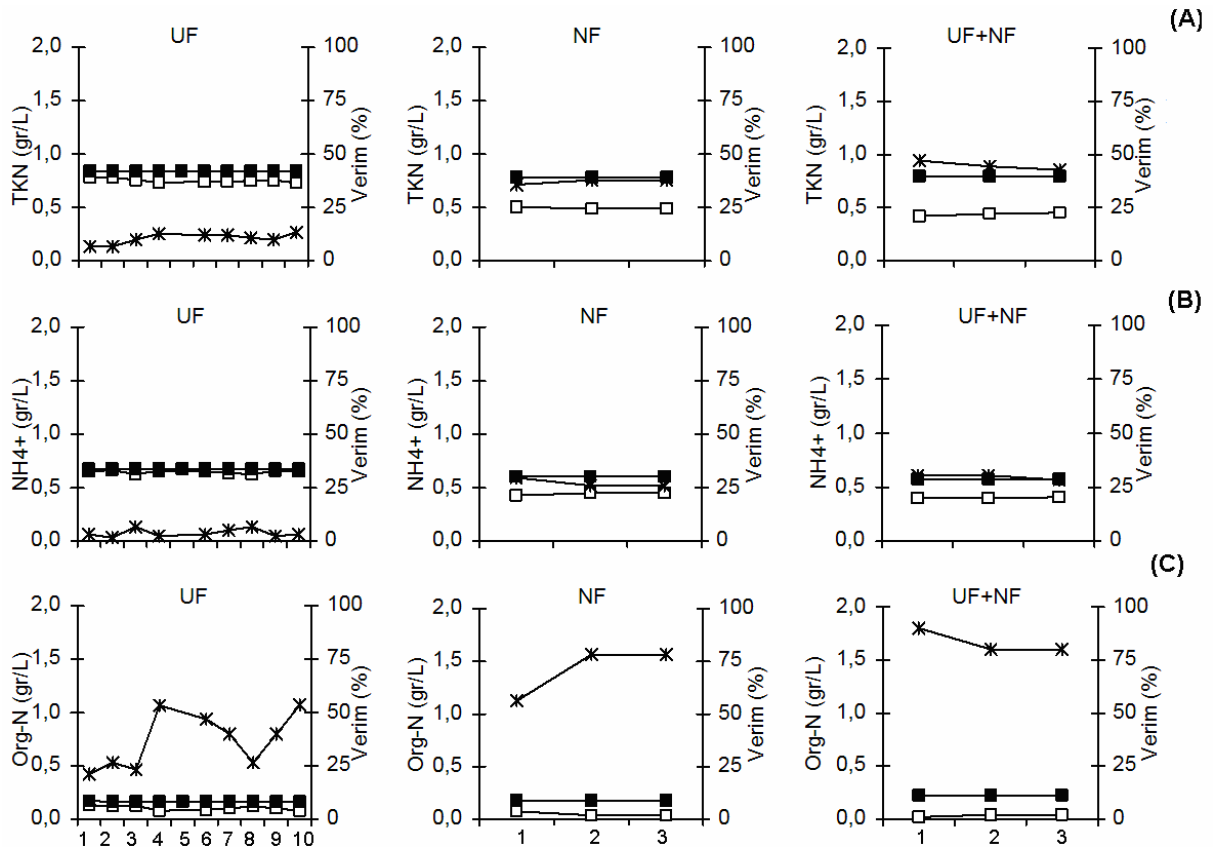
Sızıntı suyunun membran ile arıtımı çalışmalarında, Trebouet vd., (1999), NF ile 500 mg/L giriş KOİ'si olan sızıntı suyundan %74 giderme verimi elde etmişlerdir. Kwon vd., (2008), 200 Da engelleme sınırı olan NF ile sızıntı suyu arıtma çalışmalarında %52 KOİ, % 91 TOK giderme verimi elde etmişlerdir. Marttinen vd., (2002), ise NF ile %52-66 oranında sızıntı suyundan KOİ giderme verimi elde etmişlerdir. Nanofiltrasyonla MBR ve aktif karbon kombinasyonundan oluşan bir arıtma sisteminde 5000 mg/L KOİ konsantrasyonuna kadar %92-93 KOİ giderme verimi elde edilmiştir ancak aynı sızıntı suyunda aktif karbonun yalnız uygulanmasıyla %70-90 aralığında, MBR'ın yalnız kullanılmasıyla %60-76 civarında KOİ giderimi elde edilmiştir. Böylece sistemlerin kombinasyonu ile arıtma veriminin artırılabilir olduğu görülmektedir (Alvarez-Vazquez vd., 2004).

6.4.2 TKN, NH₄-N, Org-N, TP Değişimleri

Nanofiltrasyonla tek yüklü iyonların giderme verimi çok değerlikli iyonlara göre daha azdır. Bu nedenle NH₄-N giderme veriminin düşük olması beklenmektedir. pH 7-8'de, 25 °C'de

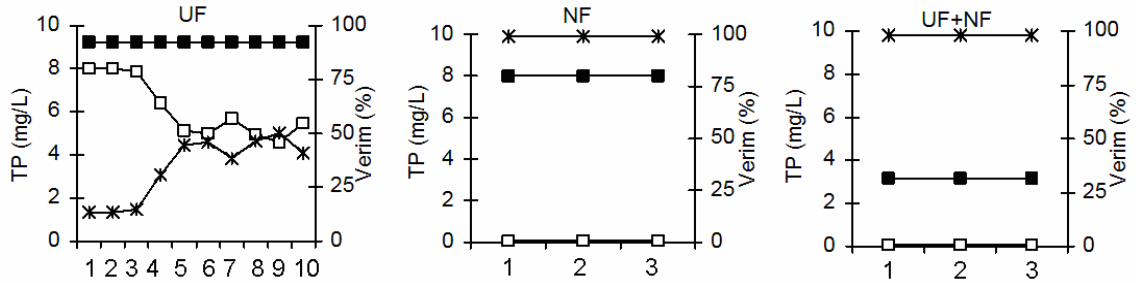
amonyağın %95'den fazlası iyonik amonyum (NH_4^+) formundadır ve sızıntı suyunda bulunan çeşitli maddelerle kompleks oluşturabilir. Martinen vd., (2002), tarafından yapılan bir çalışmada moleküler ağırlık engelleme sınırı 200-300 gr/mol olan NF ile %27-50 oranında amonyum giderimi elde edilmiştir. Bu verimin NF'nun engelleme sınırından yüksek ağırlıklı amonyum tuz kompleksleri ile açıklanmıştır. Başka bir deyişle bu tuz komplekslerin NF'de tutulması boyutlarına bağlı olarak değişir. Kwon vd., (2008), MWCO değeri 200 Da olan NF ile sızıntı suyu arıtımında $\text{NH}_4\text{-N}$ 'de % 14, TP'de %95 giderme verimi elde etmişlerdir. Sızıntı suyunun NF ile arıtıldığı bir başka çalışmada kullanılan iki farklı tür NF ile amonyum giderim verimleri %13 ve %21 olarak bulunmuş, bu düşük giderim NF'lerin kısmen küçük boyutlardaki amonyum iyonlarını gidermede etkili olmamasıyla açıklanmıştır (Trebouet vd., 1999).

Şekil 6.35'de membranlarda TKN; amonyum ve organik azot giderim performansları gösterilmiştir. UF'de yaklaşık %10 TKN, %4 $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi varken, NF ve UF+NF'de TKN giderimi %40, $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi %30 civarındadır. NF tarafından amonyum tuzlarının tutulması bu komplekslerin boyutları ile ilgilidir (Martinen vd., 2002).



Şekil 6.35 A: Membranlarda TKN değişimleri ve giderme verimleri B: Membranlarda $\text{NH}_4\text{-N}$ değişimleri ve giderme verimleri, C: Membranlarda Org-N değişimleri ve giderme verimleri (■ giriş, □ çıkış, * giderme verimi)

Şekil 6.36'da membranların TP giderimine etkileri incelenmiştir. UF'de yaklaşık %34 giderim varken NF ve UF+NF'de giderim %99 civarında olmuştur. Başlangıçtaki tıkanmaya bağlı olarak UF'de zamanla giderim veriminin arttığı gözlenmiştir.



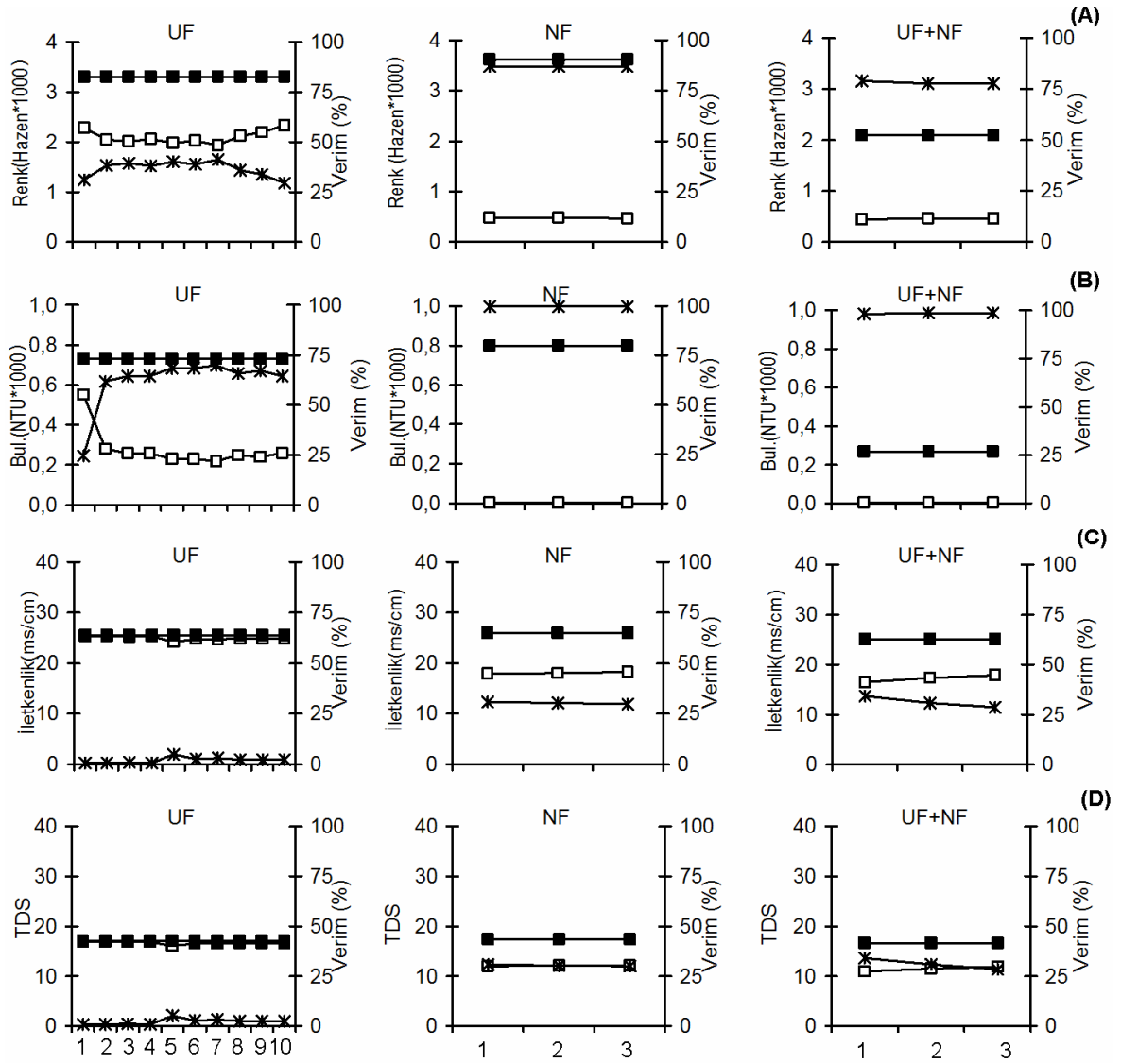
Şekil 6.36 Membranlarda TP değişimleri ve giderme verimleri (■ giriş, □ çıkış, x giderme verimi)

6.4.3 Renk, Bulanıklık, İletkenlik, TDS, Klorür, Alkalinite ve Metallerin Değişimleri

Besleme suyunun pH'sı membran yüzeyinin yapısını değiştirerek membran performansını etkilemektedir (Hagmeyer ve Gimbel, 1998). NF membranlar çok değerlikli metal gideriminde tek değerliliklere kıyasla daha iyi sonuçlar vermektedir (Ortega vd., 2007).

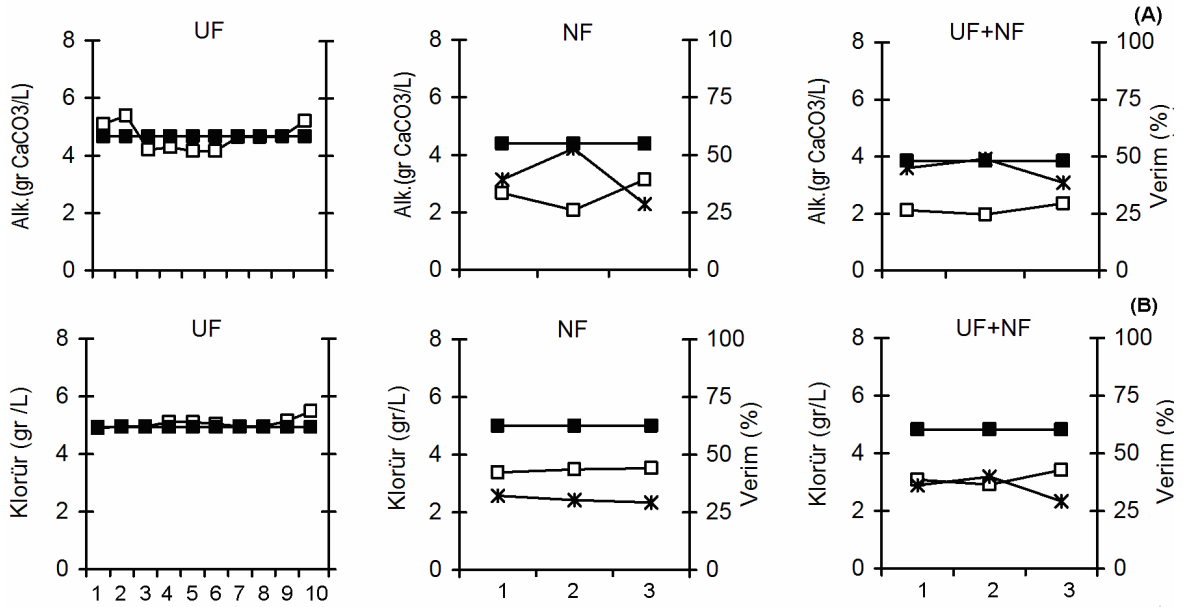
NF ile iletkenlik gideriminin düşük olması, çözülmüş iyonların büyük bir kısmının membrandan geçmesi ile açıklanabilir (Martinen vd., 2002). Peters (1998), sızıntı suyunun NF ile arıtımı çalışmasında iletkenlik giderme verimini %29,5 olarak bulmuştur.

Şekil 6.37'de UF, NF, UN+NF membranları giriş ve çıkışındaki iletkenlik, TDS, renk ve bulanıklık parametreleri görülmektedir. Bu parametrelere bakılacak olursa TDS ve iletkenlik gidermede UF yetersiz kalmış, NF ve UF+NF'de ise yaklaşık %30'luk bir giderme verimi elde edilmiştir. Çözülmüş maddelerden kaynaklanan rengi gidermede UF verimi ortalama %37, NF verimi %90, UF+NF verimi ise %78 bulunmuştur. Askıda katı maddelerden kaynaklanan bulanıklığa bakılacak olursa, UF verimi %62, NF ve UF+NF verimi %99 olarak bulunmuştur. UF çıkışı için genel görünüm berrak ve kahverengi, NF çıkışı berrak ve renksizdir.



Şekil 6.37 **A:** Membranlarda renk değişimleri ve giderme verimleri, **B:** Membranlarda bulanıklık değişimleri ve giderme verimleri, **C:** Membranlarda iletkenlik değişimleri ve giderme verimleri, **D:** Membranlarda TDS (gr/L) değişimleri ve giderme verimleri (■ giriş, □ çıkış, * giderme verimi)

Şekil 6.38’de alkalinite ve klorür giderme verimleri incelenmiş olup, UF ile bu parametrelerde değişim olmazken NF’de giderme verimi sırasıyla %40-%30,5, UF+NF’de ise %44 ile %35 olarak bulunmuştur. Bruggen vd., (2003), yaptıkları çalışmada, klorürün tek değerlikli olmasından dolayı NF süzöntülerinin yüksek klorür konsantrasyonu içerdiği ve tutulmanın gerçekleşmediğini vurgulamışlardır. Trebouet vd.,’nin (1999), sızıntı suyunun NF ile arıtımı çalışmasında Na^+ ve Cl^- tutulmaları NF üretici firmanın belirttiği NaCl için %5-20 tutma değerleriyle uyumlu olarak, %10-20 civarında bulunmuş ve iki tür NF ile sızıntı suyundan %99 Fe^{+3} , %36-56 Ca^{+2} , %15-16 Na^+ , %15-11 Cl^- giderme verimi elde etmişlerdir.



Şekil 6.38 **A:** Membranlarda alkalinite değişimleri ve giderme verimleri, **B:** Membranlarda klorür değişimleri ve giderme verimleri (■ giriş, □ çıkış, ✕ giderme verimi)

Ortega vd., (2007), asidik koşulların ve besleme suyundaki yüksek metal konsantrasyonlarının, katyonların birbirini itmesinden dolayı membran performansını olumlu yönde etkilediğini belirtmişlerdir. Ayrıca sızıntı suyundaki çok değerlikli iyon veya metal kompleksleri boyutları nedeniyle membran tarafından kolaylıkla tutulurlar.

Katyonların tutulmaları konsantrasyonlarına bağlıdır. Trebouet vd., (1999), kalsiyumun tutulmasında %60'dan %50'ye bir azalma, klorürün tutulmasında ise %5'den %41'e azalma gözlemlemişlerdir. Klorürdeki bu eksi yöndeki azalma süzöntüdeki konsantrasyon artışıyla ilişkilendirilmiştir. Bu çalışmada iki değerlikli anyonların tutulma oranları (sülfat için %95) yüksekken, membranın her iki tarafındaki nötralliği sağlamak için tek değerlikli anyonlara kıyasla, klorürler tercihli olarak süzölmeye zorlanırlar, dolayısıyla klorür tutunumu azalır ve negatif olur (Trebouet vd., 1999). Peters (1998), ise NF ile sızıntı suyu arıtımı çalışmasında klorürün tutunma oranını %-38,95 olarak bulmuştur.

Metal türlerinin boyutları, <0,001 µm boyutlu serbest metal iyonları ve inorganik komplekslerden birkaç mikrometre boyutlarında büyük organik kompleksler ve kolloidlere kadar çeşitlilik arz etmektedir (Boun ve Christensen, 2004). Jensen ve Christensen (1999), tüm metallerin önemli bir fraksiyonunun 0,001-0,45 µm boyutlarda koloidal fraksiyonlarda bulunduğunu, serbest metal iyonlarının genellikle oldukça küçük boyutlarda olduğunu tespit etmişlerdir. Bununla birlikte Papini vd., (2001), özellikle yaşlı sızıntı sularında bulunan

metallerin büyük bir çoğunluğunun 1000 MWCO'dan ($0,001\ \mu\text{m}$ ile ilgili olarak) büyük olduğunu belirtmişlerdir. Toksisite açısından değerlendirilecek olunursa sızıntı suyundaki kolloidal ve organik kompleksli metallere kıyasla serbest metal iyonları sucul ortamdaki organizmalar için daha büyük risk taşımaktadır (Boun ve Christensen, 2004).

Bu çalışmada kullanılan NF'de CaCl_2 için geri çevirme oranı %35-50, MgSO_4 için %97 (test koşullarında %15 geri kazanım) ile uyumlu sonuçlar elde edilmiştir. Üretici firmaya göre NF membranlar iki değerlikli iyonları ortalama %30-60 oranında giderebilir.

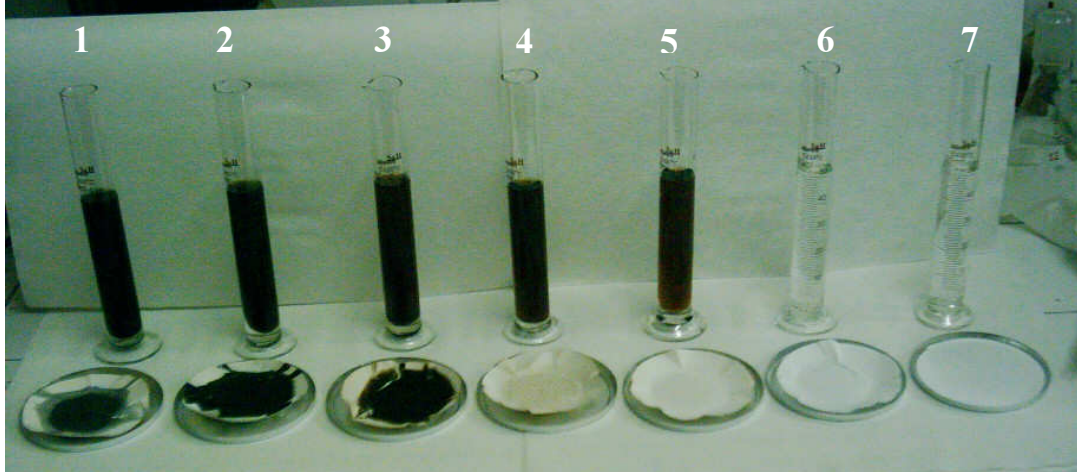
Çizelge 6.3'de ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon çalışmaları özetlenmiştir. NF uygulamaları ile hemen hemen tüm parametrelerde bir giderim sağlandığı bu çizelgeden görülmektedir.

Çizelge 6.3 Kirlетici bileşenleri UF ve NF çıkış değerleri ve verimleri

<i>Bileşenler</i>		<i>UF</i>			<i>NF</i>			<i>UF+NF</i>		
		<i>Giriş</i>	<i>Çıkış</i>	<i>Verim (%)</i>	<i>Giriş</i>	<i>Çıkış</i>	<i>Verim (%)</i>	<i>Giriş</i>	<i>Çıkış</i>	<i>Verim (%)</i>
<i>Organik Bileşenler</i>	KOİ (mg/L)	3233	2371 ± 156	26,66 ± 5	3489	1128 ± 21	67,67 ± 0,61	2256	1157 ± 83	49 ± 3,7
	TOK (mg/L)	830	523 ± 37	38 ± 2,6	667	124 ± 64	81,38 ± 9,57	-	-	-
<i>Azot Bileşenleri</i>	TN (mg/L)	1945	1901 ± 18	2,25 ± 0,9	1273	1003 ± 2	21,26 ± 0,18	-	-	-
	TKN (mg/L)	840	752 ± 20	10,4 ± 2,4	784	493 ± 10	37,14 ± 1,2	795	439 ± 17	44,84 ± 2,2
	NH ₄ -N (mg/L)	672	646 ± 12	3,89 ± 1,8	604,8	441 ± 13	27,16 ± 2,14	571,2	401,33 ± 7	29,74 ± 1,13
	Org-N (mg/L)	168	106 ± 22	36,85 ± 12,8	179	52 ± 23	70,83 ± 12,6	224	37,3 ± 13	83,3 ± 5,8
<i>Diğer Bileşenler</i>	TP (mg/L)	9,2	6 ± 1	33,82 ± 14,8	8	0,06 ± 0	99,27 ± 0	3	0,06 ± 0	98,16 ± 0
	Alkalinite (mg CaCO ₃ /L)	4670	4644 ± 458	-	4400	2630 ± 531	40,23 ± 12,07	3840	2147 ± 201	44,1 ± 5,24
	Klorür (mg/L)	4929	5049 ± 175	-	4999	3472 ± 76	30,53 ± 1,53	4839	3142 ± 264	35,06 ± 5,5
	Renk (Hazen)	3305	2096 ± 131	36,58 ± 3,96	3620	473 ± 3,46	89,93 ± 0,1	2090	457,7±14,5	78,1 ± 0,69
	Bulanıklık (NTU)	730	278 ± 97,27	61,92 ± 13,33	800	2,33 ± 0,58	99,71 ± 0,07	270	4,33 ± 0,58	98,4 ± 0,21
	İletkenlik (ms/cm)	25,5	24,95 ± 0,4	2,2 ± 1,36	26	18,1 ± 0,12	30,37 ± 0,44	25	17,21 ± 0,7	31,16 ± 2,85
	TDS (gr/L)	17	16,6 ± 0,2	2,2 ± 1,36	17,3	12,1 ± 0,08	30,37 ± 0,44	16,7	11,47 ± 0,5	31,16 ± 2,85
<i>Alkali ve Toprak Alkali Metaller</i>	Na (mg/L)	2975,0	2652,5	10,8	2975,0	2034,3	31,6	2652,5	2014,8	24
	K (mg/L)	1449	1219	15,9	1449	922	36,4	1219	901	26,1
	Ca (mg/L)	76,9	75	2,4	76,9	29,1	62,2	75	23,8	68,3
	Mg (mg/L)	206	171	17,1	206	103	50	171	100	41,6
<i>Metaller</i>	Fe (mg/L)	5,79	2,12	63,4	5,79	0,46	92,1	2,12	0,35	84
	Mn (mg/L)	0,13	0,12	8	0,13	0,08	39	0,12	0,07	41,6
	Cu (mg/L)	4,54	1,47	67,6	4,54	1,41	68,91	1,47	1,31	11,1
	Cd (mg/L)	0,21	0,21	-	0,21	0,18	14,29	0,21	0,16	23,8
	Cr (mg/L)	1,31	0,97	26	1,31	< *	-	0,97	< *	-
	Pb (mg/L)	0,88	0,76	13,64	0,88	0,8	9,09	0,76	0,76	-
	Ni (mg/L)	1,28	0,97	24,22	1,28	0,5	60,94	0,97	0,57	41,24
	Zn (mg/L)	0,78	0,48	38,46	0,78	0,19	75,64	0,48	0,22	54,17

*algılama değerinden düşük

Şekil 6.39’da tüm kademelerdeki sızıntı suyunun renk ve AKM açısından farklılıkları görülmektedir. Şekilde soldan sağa sıralama şu şekildedir; 1: ham sızıntı suyu, 2: anaerobik reaktör çıkış sızıntı suyu, 3: MBR karışımındaki sızıntı suyu, 4: MBR çıkışındaki sızıntı suyu, 5: UF çıkış suyu ve 6: NF çıkış suyu şeklindedir. Sağ baştaki mezüre (7) ise farklılığı belirlemek amacıyla saf su konmuştur. UF’nin çözünmüş maddelerden kaynaklanan rengi gidermede yetersiz olduğu, NF’nin ise oldukça etili olduğu görülmektedir.



Şekil 6.39 Sisteme giriş ve çıkış sızıntı sularının görünümü

Şekil 6.40’da ise kullanılan UF ve NF resimleri verilmiştir. A: UF, B: NF ve C: ise UF ön arıtımından geçmiş NF’yi göstermektedir. C’deki membran yüzeyinde ön arıtmadan geçmiş sızıntı suyu geçirildiği için diğerlerindeki gibi bir kirlilik görülmemektedir.



Şekil 6.40 Kullanılmış UF ve NF membranları

6.4.4 UF ve NF Çıkış Sularının Sulama Suyu Kriterleri Açısından Değerlendirilmesi

Kuraklık ve kontrolsüz kullanımla birlikte su kaynaklarının azalması günümüzdeki önemli problemlerin başında gelmektedir. Bu nedenle arıtılmış atıksuyun tekrar kullanımı gibi uygun çözüm yollarının uygulanması gerekmektedir. Özellikle tarımsal alanlardaki su

kullanımlarında iyi kalitedeki suyun yerine arıtmadan geçmiş uygun nitelikteki atıksuların kullanılması önerilmektedir. Atık sularındaki azot fosfor gibi bazı elementler, deşarj edildiğinde istenmeyen bileşenler olmakla birlikte kimi bitkiler için besin kaynağı olmaktadır.

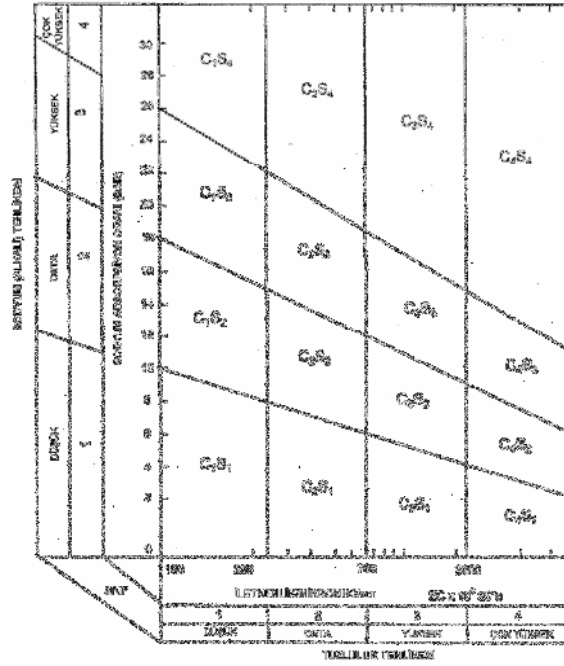
Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Teknik Usuller Tebliği Madde 46'da, atıksuların araziye verilmeye veya sulamaya uygun olup olmadığını belirlemek için önemli parametreler belirtilmiştir (7 Ocak 1991 tarih ve 20748 sayılı Resmi Gazete). Bu parametrelerin bazıları şunlardır;

- Suyun içindeki çözünmüş maddelerin toplam konsantrasyonu ve elektriksel iletkenlik,
- Sodyum iyonu konsantrasyonu ve sodyum iyonu konsantrasyonunun diğer katyonlara oranı,
- Bor, metal ve toksik olabilecek diğer maddelerin konsantrasyonu,
- Patojen organizmaların miktarı.

Atıksulardaki bu kirleticilerin miktarı, atıksuyun verileceği bölgenin iklimine, toprağın özelliğine ve bu atıksuyun verileceği bitkinin türüne bağlı olarak, toprakta birikebilir veya bitkiler tarafından alınabilir. Atıksular, arazide kullanılacak ise bölgenin ve toprağın durumu göz önünde bulundurularak belirtilen sınır değerler esas alınır.

Suyun sodyum açısından zararlılığının bir göstergesi olarak kullanılan sodyum adsorpsiyon oranı (SAR), sulamada kullanılan arıtılmış atıksudaki sodyumun sulanan toprakta tutulması, başka bir deyişle topraktaki kalsiyum ve magnezyum ile sodyumun yer değiştirme eğilimi olarak tanımlanabilir. Sodyumun kalsiyum ve magnezyum ile yer değiştirmesi, toprağın yapısını değiştirir ve topraktaki su geçişini azaltır. Sodyum konsantrasyonu arttıkça SAR değeri artar, SAR değeri artınca da suyun toprak içine geçişi (infiltrasyonu) azalır.

Şekil 6.41'deki (Resmi Gazete, 1991) diyagram, elektriksel iletkenlik ve sodyum adsorpsiyon oranı (SAR) esas alınarak sulama sularının sınıflandırılması amacıyla kullanılır. Bu diyagrama göre sulama amacıyla kullanılan atıksuyun hangi sınıfta olduğu belirlenebilir.



Şekil 6.41 Sulama sularının sınıflandırılmasında kullanılan diyagram (Resmi Gazete, 1991)

Resmi Gazete’de (1991), belirtilen, tarımsal sulamada kullanılacak değişik sınıf sular için istenen sulama suyu kalite kriterleri ve UF, NF çıkış suyu değerleri Çizelge 6.4’de verilmiştir. UF, NF ve UF+NF çıkış suları Teknik Usuller Tebliği’nde (1991) verilen değerler göz önüne alınarak değerlendirilmiştir. Buna göre öncelikle UF, NF ve UF+NF için SAR değerleri hesaplanmış ve aşağıdaki Çizelge 6.4’de diğer parametrelerle birlikte verilmiştir. Çizelgede verilen değerler ve Şekil 6.41’deki diyagram göz önüne alınarak UF, NF ve UF+NF çıkış suyu sulama suyu kriterleri açısından değerlendirildiğinde bu suların SAR ve iletkenlik açısından sulama suyu kriterlerine uymadığı görülmektedir. Şekil 6.41’de maksimum SAR değeri 30, iletkenlik değeri ise 2500 $\mu\text{mhos/cm}$ ’dir. UF ve NF çalışmalarında SAR ve iletkenlik değerlerinin sırasıyla 40 ve 20000 $\mu\text{mhos/cm}$ civarında olduğu görülmektedir. Şekil 6.41’deki diyagrama göre SAR ve iletkenliğin ortaklaşa etkisi açısından sulama sınıfını değerlendirdiğimizde; iletkenlik değerlerine göre tüm yıllar için C₄ sınıfında, SAR değerlerine göre S₄ sınıfında yer almaktadır. C₄S₄ sınıfına göre arıtılmış sızıntı suyu Çizelge 6.4’de ihtiyatla kullanılabilecek sular kapsamına girmektedir. Ayrıca 18000 $\mu\text{mhos/cm}$ iletkenliğe dayanıklı bitkilerden olan çim için uygun teknikler uygulanarak sulama suyu olarak kullanılabileceği Teknik Usuller Tebliği’nde (1991), belirtilmiştir. İletkenlik değeri 2250 $\mu\text{mhos/cm}$ ’den fazla olan suların sulamada kullanılması oldukça az olup, daha ziyade tuza dayanıklı bitkilerin yetiştirilmesine uygundur. Tuzluluğun bir diğer göstergesi olan ÇKM’lerin 5000 mg/L’lik konsantrasyonlarına ancak oldukça dayanıklı bitkiler dayanabilir (Karataş vd., 2005).

Çizelge 6.4 Sulama sularının sınıflandırılmasında esas alınan sulama suyu kalite parametreleri

<i>Kalite kriterleri</i>	<i>I. Sınıf su (çok iyi)</i>	<i>II. Sınıf su (iyi)</i>	<i>III. Sınıf su (kullanılabilir)</i>	<i>IV. Sınıf su (ihtiyatla kullanılmalı)</i>	<i>V. sınıf su (zararlı) uygun değil</i>	<i>UF Çıkış</i>	<i>NF Çıkış</i>	<i>UF+NF Çıkış</i>
AKM	20	30	45	60	>100	-	-	-
pH	6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-8,5	6-9	<6 - > 9	-	-	-
BOİ ₅ , mg/L	0-25	25-50	50-100	100-200	>200	-	-	-
İletkenlik ($\mu\text{mhos/cm}$)	0-250	250-750	750-2000	2000-3000	>3000	25000	18000	17000
Değişebilir sodyum yüzdesi (%Na)	< 20	20-40	40-60	60-80	> 80	70	72	73
Sodyum adsorbsiyon oranı (SAR)	< 10	10-18	18-26	> 26	-	38	39,5	40,2
Sodyum karbonat kalıntısı (RSC) mg/L	< 66	66-133	> 133	-	-	-	-	-
Klorür (Cl ⁻) mg/L	0-142	142-249	249-426	426-710	> 710	5050	3472	3142
Sülfat (SO ₄ ²⁻) mg/L	0-192	192-336	336-575	575-960	> 960	-	-	-
NO ₃ ⁻ / NH ₄ ⁺ mg/L	0-5	5-10	10-30	30-50	> 50	646	441	401
Fekal Koliform 1/100 ml	0-2	2-20	20-100	100-1000	> 1000	-	-	-
Toplam tuz (mg/L)	0-175	175-525	525-1400	1400-2100	> 2100	-	-	-
Sulama suyu sınıfı*	C ₁ S ₁	C ₁ S ₂ , C ₂ S ₂ , C ₂ S ₁	C ₁ S ₃ , C ₂ S ₃ , C ₃ S ₃ , C ₃ S ₂ , C ₃ S ₁	C ₁ S ₄ , C ₂ S ₄ , C ₃ S ₄ , C ₄ S ₄ , C ₄ S ₃ , C ₄ S ₂ , C ₄ S ₁	-	C ₄ S ₄	C ₄ S ₄	C ₄ S ₄

Teknik Usuller Tebliği (1991)'ne göre UF ve NF'den çıkan suyun, NH₄-N formundaki azot açısından V. Sınıf yani kullanımı uygun olmayan su niteliğindedir. Azot bileşenlerinin yüksek konsantrasyonlarda olması ötrofikasyona ve su kaynaklarının kirlenmesine sebep olabilir, bu durumda sulama amaçlı kullanılan su belirli oranda, arıtılmış sızıntı suyu ile karıştırılarak sulama yapılabilir. Burada bitkilerin ihtiyacı olan azotun büyük bir kısmı, bu su ile karşılanabilecektir. Ancak fosfor açısından bakılacak olduğunda ilave gübre gerekebilir. Birçok toprak 5-10 mg/L fosfor konsantrasyonlarına sahip kanalizasyon atıksuları ile sulanmaktadır. Atık sudaki fosfor konsantrasyonları 1-5 mg/L ise atık su ile sağlanan P miktarı, çoğu bitki ve toprak için normal su uygulamasında gübre olarak ilave edilen ile aynı olur (Karataş vd., 2005). Çizelge 6.4'deki klorür değerlerine baktığımızda; Teknik Usuller Tebliği (1991)'ne göre UF ve NF için 'V. sınıf', yani sulama açısından 'zararlı' bir su olduğu görülmektedir. UF ve NF çıkış suları metal konsantrasyonları ile ülkemiz ve diğer bazı ülkeler için sulama sularında izin verilebilecek metal ve toksik elementlerin maksimum konsantrasyonları (Resmi Gazete, 1991; Compliance Advisor Ombudsman) Çizelge 6.5'de özetlenmiştir. Buradan görüleceği üzere, farklı ülkelerin sulama suyu kriterlerindeki metaller için izin verilen maksimum konsantrasyonlar, Teknik Usuller Tebliği'nde verilen değerlerle benzer niteliktedir.

Çizelge 6.5 Sulama sularında izin verilebilen maksimum metal ve toksik elementlerin konsantrasyonları

Element	İzin verilen maksimum konsantrasyon		Nevada	Peru*	Kanada	UF Çıkış	NF Çıkış	UF+NF Çıkış
	A	B						
Kadmiyum (Cd)	0,01	0,05	0,01	0,05	0,005	0,21	0,18	0,16
Krom (Cr)	0,1	1	0,1	1	0,008**	0,97	< ***	< ***
Bakır (Cu)	0,2	5	0,2	0,5	0,2	1,47	1,41	1,31
Demir (Fe)	5	20	5	-	5	2,12	0,46	0,35
Kurşun (Pb)	5	10	5	0,1	0,2	0,76	0,8	0,76
Mangan (Mn)	0,2	10	0,2	-	0,2	0,12	0,08	0,07
Nikel (Ni)	0,2	2	0,2	-	-	0,97	0,5	0,57
Çinko (Zn)	2	10	2	25	1	0,48	0,19	0,22

*, III. Sınıf sulama suyu, **; Cr IV, ***; algılama değerinden düşük

A; Her türlü zeminde sürekli sulama yapılması durumunda sınır değerler (mg/L)

B; pH değeri 6,0-8,5 arasında olan killi zeminlerde 24 yıldan daha az sulama yapıldığında (mg/L)

Bakır, nütrient çözeltilerinde 0,1-1 mg/L konsantrasyonlarında birçok bitkide toksik etki yapar. Çinko, geniş aralıktaki konsantrasyonlarla bitkilerde toksik etki yapabilir ancak pH>6'da toksisitesi azalır. Nikel 0,5-1 mg/L konsantrasyonlarda birçok bitki için toksiktir. Ancak nötral veya alkali pH'larla bu etki azaltılabilir. Havalandırılan topraklarda demir, toksik değildir. Bununla birlikte, toprak asitleşmesine katkıda bulunabilir ve gerekli olan fosfor gibi besi maddelerinin kullanılabilirliğini azaltır. Ayrıca, bitki, teçhizat ve yapı üzerinde hoş olmayan birikimleri olabilir (FAO-Food and Agriculture Organization)

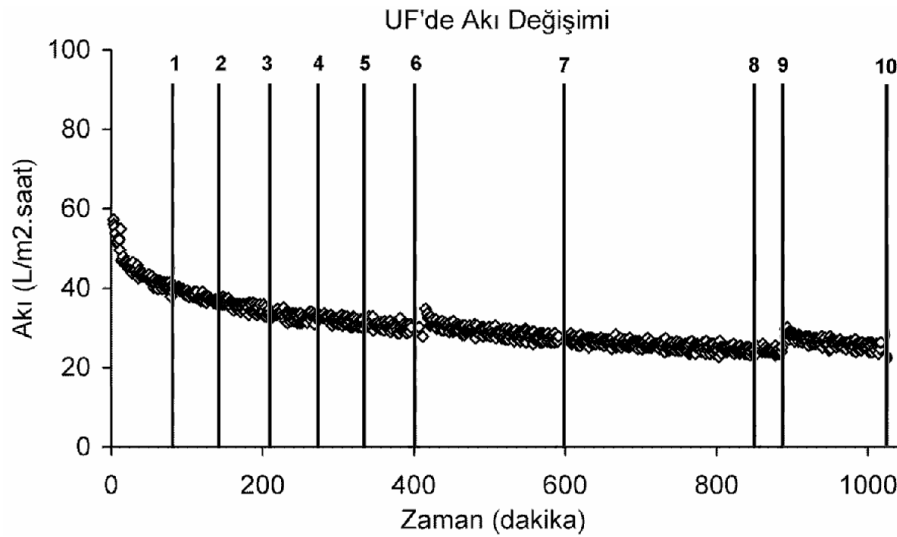
Çizelge 6.5'ten görüleceği üzere, UF ve NF çıkış suları sürekli sulama ve 24 yıldan daha az sulama yapılması durumunda ve her türlü toprak için sürekli kullanım koşullarında, demir, mangan, kurşun ve çinkonun sınır değerleri aşmadığı görülmektedir. Bakır, krom ve nikel bakılacak olursa, her iki membran çıkış suyu değerleri, killi zeminlerde 24 yıldan daha az sulama yapılması durumu için izin verilen maksimum konsantrasyonu sağlamaktadır. Bu elementler için sürekli kullanım sınır değerleri ise aşılmaktadır. Kadmiyum için ise her iki durum için istenen maksimum değerler aşıldığı için kullanımı uygun değildir.

Sonuç olarak arıtılmış sızıntı suyunun sulama suyu olarak kullanılabilirliği değerlendirildiğinde, arıtılmış sızıntı suyunun, uygun oranlarda daha iyi kalitedeki su ile karıştırılmasıyla sulama amaçlı kullanımı sağlanabilir. Bununla birlikte uygun sulama yönteminin de (damla-yağmurlama) belirlenmesi gerekmektedir.

6.4.5 UF ve NF için Akı Değişimleri

Membranların (MF, UF, NF ve TO) kullanımında dikkate alınan noktalardan biri de, enerji maliyetinden dolayı, mümkün olan en düşük enerji ile en yüksek akıyı elde etmektir. Besleme çözeltisindeki partikül ve kolloidler membran filtrasyonu süresince akının azalmasına sebep olurlar ve partikül tıkanması olarak adlandırılır.

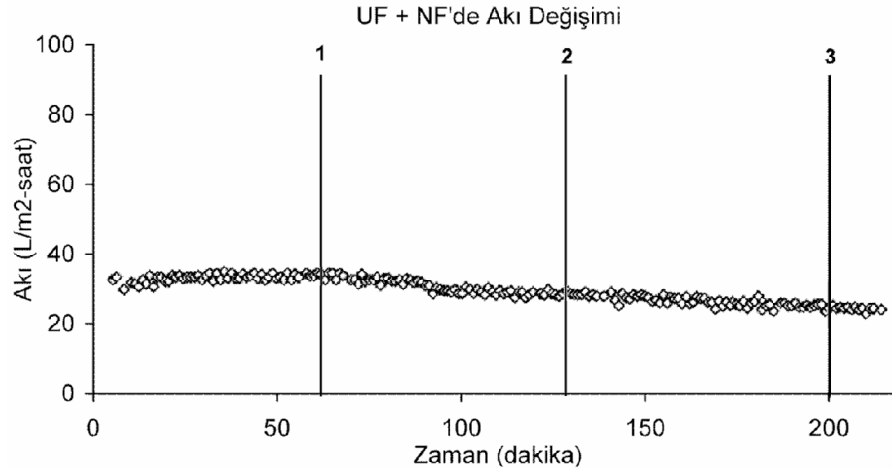
Şekil 6.42’de UF’deki akı değişimi görülmektedir. Şekil üzerinde numune alma zamanları da belirtilmiştir. Yaklaşık ilk 100 dakika içerisinde konsantrasyon polarizasyonu ve kek oluşumu dolayısıyla akı hızlı bir şekilde azalmıştır. 100. dakikadan itibaren akı yavaş yavaş kararlı hale ulaşmıştır. Zamanla akının azaldığı ve stabil hale geldiği şekilden de görülmektedir. Numunelerin alınma zamanları çekim-filtrasyon başladıktan sonra sırasıyla; 85, 150, 220, 280, 340, 400, 600, 860, 890 ve 1020. dakikada numuneler alınmış ve membranda gözeneklerin tıkanmasının-akının düşmesinin arıtma performansına etkisi incelenmiştir. UF’de akı başlangıç değeri olan 57,3 L/m².sa’dan 23,6 L/m².sa’e düşmüştür, yaklaşık akı azalması %58,8 civarındadır.



Şekil 6.42 UF’de akı değişimi

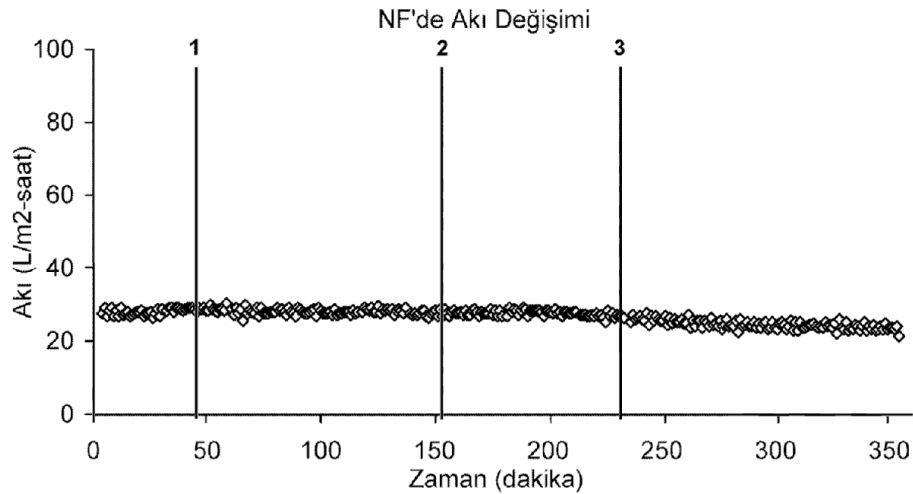
Trebouet vd., (1999), NF’de zamanla oluşan akı azalmasını 3 adımla tanımlamışlardır, ilk faz konsantrasyon polarizasyonu ve adsorpsiyon nedeniyle ilk dakikalarda meydana gelir, ikinci fazda akı azalması, birinci faza göre daha yavaştır, bu durum başlangıçta oluşan mono moleküler tabakayı kaplayan tüm yüzey tabakasıyla açıklanır. Üçüncü faz ise yarı kararlı halde oluşur, burada akı yavaşça azalır, kirleticilerin membran yüzeyinde tortu oluşturması ve/veya kirleticilerin birleşip katılaşması nedeniyle açıklanmış, dolayısıyla membranda akının kararlı hale ulaşması için 3 saatlik bir işletme periyodu gerektiği vurgulanmıştır.

Şekil 6.43'de UF+NF'deki akı değişimi görülmektedir. Şekil üzerinde numune alma zamanları da belirtilmiştir. Numunelerin alınma zamanları çekim-filtrasyon başladıktan sonra sırasıyla; 60, 130 ve 200. dakikalardır. Alınan numunelerde membranda gözeneklerin tıkanmasının-akının düşmesinin arıtma performansına etkisi incelenmiştir. NF'de akı, yaklaşık $33 \text{ L/m}^2.\text{sa'}$ 'den $24 \text{ L/m}^2.\text{sa'}$ 'e düşmüştür. NF yüzeyinde tutulan ve biriken organik ve inorganik bileşenler kirlenme eğilimini arttırmış ve akıyı düşürmüştür. Akı azalması yaklaşık %27 civarındadır.



Şekil 6.43 UF+NF'de akı değişimi

Şekil 6.44'de NF'deki akı değişimi görülmektedir. Şekil üzerinde numune alma zamanları da belirtilmiştir. Numunelerin alınma zamanları çekim-filtrasyon başladıktan sonra sırasıyla; 45, 155 ve 230. dakikalardır. Alınan numunelerde membranda gözeneklerin tıkanmasının-akının düşmesinin arıtma performansına etkisi incelenmiştir. NF'de akı başlangıç değeri olan $29 \text{ L/m}^2.\text{sa'}$ 'den $23,2 \text{ L/m}^2.\text{sa'}$ 'e düşmüştür, yaklaşık akı azalması %20 civarındadır.



Şekil 6.44 NF'de akı değişimi

6.5 İnert KOİ Çalışmaları

Reaktörlerdeki KOİ giderme verimlerini daha iyi yorumlayabilmek amacıyla, sızıntı suyundaki biyolojik olarak ayrışabilen KOİ'nin belirlenmesi çalışması yapılmış ve literatürde yapılan çalışmalarla birlikte değerlendirilmiştir.

Sızıntı suyundaki organik maddeler boyut dağılımlarına göre incelendiğinde, askıda maddeler ($>1,2 \mu\text{m}$), kaba kolloidler ($1,2-0,45 \mu\text{m}$), ince kolloidler ($0,45 \mu\text{m}-1000 \text{ Da}$, $1 \text{ Da}=1/16 \text{ O}$ atomik kütle birimi) ve çözünmüş maddelerden ($<1000 \text{ Da}$) oluşur ve sızıntı suyunun moleküler yapısı özellikle mikrobiyal ayrışma prosesinden etkilenir (Ziyang ve Youcai, 2007). İnert organik bileşenler çoğunlukla hümik asit ve fülvik asitlerden oluşan hümik bileşenlerdir (Kjeldsen vd., 2002; Nanny ve Ratasuk, 2002; Xu vd., 2006). Yapılan çalışmalar, biyolojik olarak ön arıtılmış sızıntı suyundaki çözünmüş organik karbon (ÇOK) bileşenlerinin, başlıca hümik ve fülvik asitleri içeren hümik bileşenlerden oluştuğunu göstermiştir (Chian ve Dewalle, 1977; Christensen vd., 1988; Nanny ve Ratasuk, 2002; Zouboulis vd., 2004). Hümik bileşenler bitki ve hayvan dokularının kimyasal ve biyolojik proseslerle parçalanması sonucu oluşan anyonik makro moleküllerdir (Xu vd., 2006; Kang vd., 2002) ve biyolojik atıklar, pestisitler vs. gibi herhangi bir organik maddeden türeyebilirler. Bu çeşitliliği nedeniyle, doğal çevredeki bazı kirleticileri önemli derecede etkilediği ve taşınımında önemli rol aldığı bilinmektedir. Hümik bileşenler ve fülvik asitler sızıntı suyunun önemli organik bileşenlerindendir ve bu bileşenlerin konsantrasyonlarının yüksek olması sızıntı suyunun arıtılabilirliğini zorlaştırır (Fan vd., 2006). Hümik bileşenler, ortalama moleküler ağırlık olan 1000 Da (fülvik asit) boyutlarından yüksek moleküler ağırlık olan 10000 Da (hümik asit) boyutlarına kadar değişen moleküler ağırlıklarda inatçı anyonik makro moleküllerdir. Bu hümik bileşenler karboksilik ve fenolik fonksiyonel gruplarla aromatik ve alifatik bileşenleri içerir (Trebouet vd., 2001; Xu vd., 2006).

Arıtma adımları boyunca sızıntı suyunda mevcut bulunan makro moleküller, biyolojik ayrışma ile orta ve mikro partiküllere dönüşerek moleküler boyut dağılımını değiştirmekle birlikte biyolojik arıtma, mikro moleküler ağırlıklı maddeleri gidermede kaba kolloidler ve askıda maddelere kıyasla daha etkilidir. Sızıntı suyu arıtımında biyolojik arıtma sistemleri, ham sızıntı suyunda mevcut olan ve mikrobiyal faaliyetler sonucu oluşan yüksek inert KOİ nedeniyle yetersizdirler (Alkalay vd., 1998; Chae vd., 2000). Arıtılmış sızıntı suyundaki inert maddelerin mevcudiyeti, deşarj standartlarını karşılayabilmede engel oluşturur, bu nedenle ilave arıtma yöntemlerinin uygulanması gereklidir (Wichitsathian, 2004). Klasik biyolojik ve fizikokimyasal arıtma yöntemleri sızıntı suyundaki KOİ'yi direkt veya dolaylı deşarj

edilebilecek seviyeye düşürememektedir (Rivas vd., 2004; Zouboulis vd., 2004; Kurniawan vd., 2006a). Koagülasyon, aktif karbon adsorpsiyonu ve TO sistemleri makro ve mikro moleküler ağırlıklı bileşenler ile çözünmüş maddeleri gidermede etkilidir. Dolayısıyla sızıntı suyu, biyolojik arıtmadan sonra bu şekilde belirtilen artıma adımlarından geçirilmelidir (Ziyang ve Youcai, 2007). Sızıntı suyu artımında ters osmozun kullanımı bu açıdan önemli bir adımdır, fakat işletme ve kurulum maliyeti yüksektir ve ters osmozdan kalan konsantre kısım da problem teşkil etmektedir (Peters, 1998).

Tüm arıtma sistemlerinin performansı, belirli organik bileşenlerin sızıntı sularından giderilmesiyle ölçülür. Gourdon vd.,'nin (1989b), saptamalarına göre anaerobik arıtmaya kıyasla aerobik arıtmada inert bileşenler %50 daha fazla giderilebilir ve her iki arıtma çıkışında bulunan inert bileşenler aynıdır. Birçok araştırmacı, genellikle aynı türdeki bileşenlerin hem aerobik hem de anaerobik arıtmaya dirençli olduğunu vurgulamışlardır (Gourdon vd., 1989b; Alkalay vd., 1998). Sızıntı suları çeşitli biyolojik metotlarla veya bunların kombinasyonu ile arıtılsa dahi 1000 mg/L civarında inert KOİ kalmaktadır (Zouboulis vd., 2004). Başka bir araştırmacı, sızıntı suyundaki inert KOİ'nin daim olarak kaldığını ve 500 mg/L'den büyük konsantrasyonlarda bulunduğunu belirtmiştir (Trebouet vd., 1999). Venkataramani vd., endüstriyel tipteki sızıntı suyunda yaptıkları toksisite analizine, toksin olarak tanımlanan maddelerin çoğunluğunu depo sahasındaki aktiviteler sonucu meydana gelen kısa zincirli yağ asitleri (<500 Da) ve alkollerin oluşturduğunu belirtmişlerdir (Alkalay vd., 1998). Biyolojik arıtma çıkış suyunu moleküler ağırlık bazında inceleyen bazı araştırmacılar, bileşenlerin çoğunlukla 5000 Da'dan büyük olduğunu bulmuşlardır (Alkalay vd., 1998). Alkalay vd.,'nin (1998), yaptıkları araştırmada anaerobik arıtılmış sızıntı suyunun toplam uçucu katı maddenin %52'sini hümik asit oluşturduğunu bununla birlikte, aerobik olarak arıtılmış sızıntı suları için bu değerin %56-62 olduğunu belirtmişlerdir. Yüksek konsantrasyonlarda kirlilik içeren sızıntı sularının anaerobik veya aerobik arıtmada yüksek KOİ ve BOİ giderme verimi elde edilse dahi, çıkış suyundaki organik madde miktarı oldukça yüksek olabilmektedir. Bu da önemli miktarda inert bileşenlerin mevcudiyetini göstermektedir.

İnert maddeler biyolojik ayrışmaya karşı dirençli maddelerdir. Bunlar toksik bileşenlerden farklıdır, konsantrasyonları biyolojik prosesleri etkilemez, mikroorganizmalar bu bileşenleri metabolik olarak kullanamazlar, kimi zaman bu bileşenler biyolojik faaliyetler sonucu oluşur (Alkalay vd., 1998). Membran ayırma ve jel permatasyon yöntemleriyle yapılmış bir çalışmada sızıntı suyu bileşenleri 500-10000 Da molekül ağırlığında çoğunlukla

fülvik asit ve benzeri bileşenler ile karboksil ve aromatik hidroksil bileşenlerinden oluşur. Başka bir araştırmacı sızıntı suyundaki inert bileşenlerin çoğunlukla 500-10000 Da aralığındaki ortalama moleküler ağırlıktaki fülvik asit gibi bileşenlerden oluştuğunu tespit etmişlerdir. Genç ve yalı depo sahası sızıntı sularının biyolojik ayrışabilirliğinin incelendiğİ bir çalışmada, genç sızıntı suları daha çok ayrışabilir olmasına rağmen, genç, orta yalı ve yalı sızıntı sularının inert bileşenleri miktar ve yapı olarak oldukça benzer olduğİ sonucuna varılmıştır (Alkalay vd., 1998). Biyolojik olarak arıtılmış genç sızıntı suyu, olgunlamı sızıntı suyu ile KOİ, BOİ, pH ve alkalinite parametreleri açısından benzer karakterdedirler (Alvarez-Vazquez vd., 2004; Wang vd., 2004a; Xu vd., 2006). Yalı depo sahaları sızıntı sularındaki organik maddeler çoğunlukla yüksek moleküler ağırlıklı bileşenlerden oluşur. Bunlar hümik asit, fülvik asit, tannik asit, gallik asit ve progallol gibi hidroksiaromatik bileşenlerdir ve biyolojik ayrışmaya karşı dirençlidirler (Mendez vd., 1989; Chu vd., 1994; Morais ve Zamora, 2005; Wang vd., 2006; Renou vd., 2008b). Bu durum sızıntı suyu arıtma tesisinin seçiminde onemlidir. Olgunlamı sızıntı suyunun biyolojik arıtma sonrasında da KOİ'si yüksektir. Çünkü depo sahası yaşlandıkça 500-1000 Da moleküler ağırlıklı fülvik asit fraksiyonu artar ve dolayısıyla ilave bir arıtma adımının uygulanması gerekir (Trebouet vd., 2001). Trebouet vd., (2001), olgunlamı sızıntı suyunun düşük moleküler ağırlıklı (<1000 Da) bileşenlerden oluştuğunu, bu organiklerin fülvik asit bileşenlerinden oluştuğunu ve sızıntı suyunun inert kısmını oluturduğİnı belirtmişlerdir. Ayrıca sızıntı suyundaki KOİ'yi oluşturan bileşenlerin %38'inin moleküler ağırlığının 500 Da'dan düşük olduğİnı tespit etmişlerdir.

Katı atık sızıntı suları, yapıları zamanla değİşen farklı moleküler ağırlığına sahip yüksek konsantrasyonlarda kolay ayrışabilen ve ayrışamayan organik maddelerle inorganik iyonları ihtiva ederler (Reinhart, 1996). Sızıntı sularının yüksek moleküler ağırlıklı bileşenleri kompleks yapılar olarak tanımlanır. Bunlar azot, sülfür ve oksijen atomlarını içeren fonksiyonel grupların yer değİştirdiğİ kondense nükleik karbonlardan oluşan kompleks yapılardır. Düşük moleküler ağırlıklı fraksiyonlar ise lineer karbon zincirleriyle karakterize edilebilirler (Calace vd., 2001b). Buna bağlı olarak sızıntı suyunun karakteri kompozisyonuna, miktarına ve içersindeki mevcut biyolojik ayrışabilirliğine bağlı olarak zamanla değİşir (Chu vd., 1994; Youcai vd., 2000; Fueyo vd., 2003). Bu nedenle genç ve yalı depo sahası sızıntı suları farklı özelliktedirler. Depo sahalarının yaı arttıkça yüksek moleküler ağırlıklı bileşenler ve inert bileşenler artmaktadır (Calace vd., 2001b; Rivas, vd., 2003; Shaohua ve Junxin, 2006). Genç depo sahası sızıntı sularının biyolojik ayrışabilirliği yüksektir ve organik bileşenlerin %80'nini uçucu yağ asitleri oluşturur, orta yalı sızıntı

sularının biyolojik ayrışabilirlikleri orta düzeydedir ve %5-30 uçucu yağ asidi + hümik ve fülvik asitleri içerir. Yaşlı depo sahalarında ise biyolojik ayrışabilirlik düşüktür, hümik, fülvik asit ve boyutları 500 Da'dan küçük moleküller içerir (Tabet vd., 2002).

Shaohua ve Junxin (2006), sızıntı suyundaki yüksek moleküler ağırlıklı bileşenlerin biyolojik olarak ayrışmadığı ancak membranla azaltılabileceği, düşük molekül ağırlıklı bileşenlerin ise büyük oranda biyolojik olarak ayrışabileceği ancak membrandan ayrışamayan kısım geçip çıkış suyundaki çözünmüş KOİ'yi yükseltebileceği sonucuna varmışlardır (2006). Çalışmaları sonucunda aerobik biyolojik arıtmanın aromatik halkalı bileşenleri gidermede yetersiz olduğunu ancak membranın moleküler ağırlık engelleme sınırıyla giderilebileceğini vurgulamışlardır. Aerobik MBR arıtma çıkışında kalan bileşenlerin fülvik asit, karboksil ve aromatik hidroksil grubu bileşenleri olabileceği ve bunların hem biyolojik olarak ayrışamayacağı hem de membrandan geçtiği sonucuna varılmıştır (Shaohua ve Junxin, 2006).

Metallerin yükseltgenmesi, düşük moleküler ağırlıklı bileşenlerin varlığında sözkonusudur. Düşük moleküler ağırlıklı bileşenlerin kimyasal sorpsiyonu moleküler ağırlık engelleme sınırıyla açıklanabilir. Bu fraksiyonların küçük boyutları katı yüzeyi ile etkileşimi kolaylaştırmaktadır. Küçük moleküllerin katı yüzeyinde hızlı sorpsiyonu yüzey yapısını değiştirdiği için yüksek moleküllu bileşenlerin sorpsiyonunu da kolaylaştırır (Calace vd., 2001b).

Calace vd., (2001a), tarafından yapılan çalışmada, genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularının yaklaşık %30'unun yüksek moleküler ağırlığa (>10000 Da) sahip maddelerden oluştuğunu, yaşlı depo sahalarında oluşan daha kompleks ve arıtımı daha güç olan sızıntı sularında bu oranın %72 olduğu tespit edilmiştir. Bu durum yüksek moleküler ağırlığa sahip ve daha zor ayrışabilen maddelerin konsantrasyon yüzdelерinin zamanla arttığını göstermektedir.

Özkaya tarafından yapılan çalışmada (2004), sızıntı sularının zamana bağlı olarak çözünmüş haldeki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'leri belirlenmiştir. Yapılan deneysel çalışmalarda, test hücrelerinden başlangıçta oluşan taze çöp suyunda KOİ'nin kolay ayrışabilen substrattan meydana geldiği, depo yaşı ilerledikçe sızıntı suyunun daha zor ayrışan organikleri içerdiği belirlenmiştir.

Reinhart ve Grosh (1998), tarafından yapılan çalışmada, sızıntı suyundaki baskın organik maddelerin, depo gövdesinde süregelen mikrobiyal ve fiziksel/kimyasal proseslere bağlı olarak depo yaşı arttıkça önemli değişimler gösterdiğini tespit etmişlerdir. Sızıntı suyundaki

organik maddelerin zamanla değişimi, serbest uçucu yağ asitleri, düşük moleküler ağırlığa sahip aldehitler ve amino asitler, karbonhidratlar, peptitler, hümik asitler, fenolik bileşikler ve fülvik asitler şeklinde bir sırayla gerçekteşmekte olduğu sonucuna varmışlardır (Reinhart ve Grosh 1998).

Chian ve Dewalle (1977), sızıntı suyundaki organik maddelerin önemli bir grubunu moleküler ağırlığı 10000 Da'dan büyük olan hümik bileşenlerin oluşturduğunu belirtmişlerdir. Bu hümik bileşenlerin miktarı fülvik asitlere (500-10000 Da) kıyasla depo sahası yaşlandıkça daha hızlı düşer. Hümik yapılı bileşenlerin düşük moleküler ağırlıklı olanlarını fülvik asitler oluşturur (Chian ve Dewalle, 1977; Trebouet vd., 1999; Trebouet vd., 2001), bu sonuca bağlı olarak Trebouet vd., (1999), inert KOİ'nin giderilmesi için gözenek boyutu yaklaşık 500 Da olan membranın kullanılması gerektiğini savunmuşlardır.

Çizelge 6.6'da organik bileşenlerin moleküler ağırlıklarına göre dağılımı verilmektedir (Chian ve Dewalle, 1977; Alkalay vd., 1998; Çallı,1999; Wichitsathian vd., 2004; Shaohua ve Junxin, 2006).

Depo sahası sızıntı sularındaki hümik bileşenler hümifikasyonun başlangıç safhasında olduğunu göstermektedir, depo sahası yaşlandıkça hümifikasyonun derecesi de artmaktadır. Ayrıca depo sahası yaşı arttıkça hümik bileşenlerin moleköl boyutları ve aromatik bileşenleri artmaktadır (Kang vd., 2002). Kang vd., (2002), tarafından yapılan çalışmada farklı depo yaşlarına sahip sızıntı sularının ihtiva ettiği hümik ve fülvik asitleri karakterize etmişlerdir. Çalışmada, depo yaşı arttıkça sızıntı suyundaki hümik maddelerin moleköl boyutlarının da artma eğiliminde olduğunu tesbit etmişlerdir, ayrıca fülvik asitlerin moleköl boyutlarının hümik asitlerinkinden daha düşük olduğu, dolayısıyla fülvik asitlerin kirleticilerin taşınımında daha önemli rol oynadığı sonucuna varmışlardır.

Berrueta ve Castrillon (1992), yaptıkları çalışmada sızıntı suyundaki organik maddelerin %7'sinin biyolojik ayrışmaya karşı dirençli olduğunu tespit etmişlerdir. Berrueta vd., (1996), farklı bir biyolojik ayrışabilirlik çalışmaları ile sızıntı suyunun %40-50 oranında biyolojik ayrışabilir olduğunu bulmuşlardır.

Çizelge 6.6 Moleküler ağırlıklarına göre organik bileşenlerin grupları (Chian ve Dewalle, 1977; Alkalay vd., 1998; Çallı, 1999; Wichitsathian vd., 2004; Shaohua ve Junxin, 2006)

<i>Grup 1 Yağ Asitleri</i>	<i>Grup 2 Fülvik Asitler</i>	<i>Grup 3 Hümik Asitler</i>
<500	500-10000 Da	>10000
Düşük moleküler ağırlıklı organikler	Orta büyüklükte moleküler ağırlıklı organikler	Yüksek moleküler ağırlıklı bileşenler
Biyolojik olarak kolay ayrışabilirler	Biyolojik olarak kolay ayrışamazlar	Biyolojik olarak kolay ayrışamazlar
• Uçucu yağ asitleri • Asetik asit • Propiyonik asit • Bütirik asit • Amino asitler	• Fülvik asit • Karboksil ve aromatik hidroksil grupları	Selüloz ve lignin kaynaklı • Karbonhidratlar • Proteinler • Hümik asitler

Berrueta vd., (1996), sızıntı suyunu anaerobik ön arıtımından önce biyolojik anaerobik arıtılabilirliğini ham sızıntı suyundan giderilen KOİ ve çıkışta uçucu asit olarak kalan KOİ'den tespit etmişlerdir, kullandıkları yöntemde 500 mL'lik erlenlere seyreltilmiş sızıntı suyu koyup YAÇY reaktörün dip çamurundan aşı koymuşlar ve bu prosesten çıkış KOİ'si ve metan miktarı sabit kalana kadar ölçüm yapmışlardır. Biyolojik ayrışabilirlik testleri ile sızıntı suyunun yalnızca %40-50'sinin biyolojik olarak ayrışabildiğini belirtmişlerdir. Aynı depo sahası sızıntı suyunda yapılan çalışmalarda KOİ değeri 3000-4000 mg/L olan sızıntı suyunun, 7 yıl önceki KOİ değerlerinin 13000-18000 mg/L aralığında olduğu belirtilmiştir. Bu durum depo sahası içindeki faaliyetler sonucu zamanla biyolojik ayrışabilen organik madde miktarının azalmasıyla açıklanmıştır.

Odayeri düzenli depo sahasında inert KOİ belirleme çalışmalarında 1999'da yapılan bir çalışmada inert KOİ'nin toplam KOİ'nin %4'ü olduğu tespit edilmiş, o dönemde yapılan ölçümler esnasında KOİ değeri 47600-11100 mg/L aralığında değişmiştir (Tüylüoğlu, 2001). Yılmaz'ın (2000), aynı depo sahası için yaptığı çalışmada ise, anaerobik reaktör çıkışında aerobik azot giderimi de yapılmış ancak çıkış KOİ değerlerinin deşarj limitlerini karşılamadığı ve bu durumun çözünmüş inert KOİ oranının yüksek, kolay ayrışabilir KOİ oranının ise düşük olmasından kaynaklandığı vurgulanmıştır. Yapılan çalışmada ham KOİ değeri 44000-10300 mg/L aralığında olan sızıntı suyundaki inert KOİ %5 olarak bulunmuş, anaerobik arıtma çıkışında bu değer biyolojik kısım arıtıldığından %60 bulunmuştur.

Günay (2002), yaptığı çalışmada, YAÇY reaktör çıkışındaki KOİ'nin 3000-3500 mg/L aralığında olduğunu, ham sızıntı suyunun kuvvetliliğinden bağımsız olarak bu değerlerin hemen hemen aynı değerlerde kaldığını belirtmiştir. Günay (2002), anaerobik arıtılmış sızıntı

suyunda hümik madde deneyi yapmış ve hümik maddelerin 600 mg/L C seviyesinde olduğunu ve bu hümik maddelerin KOİ değerinin 1600 mg/L KOİ'ye eşdeğer olduğunu belirtmiştir. Sonuçta arıtılamayan kısmın yarısının hümik maddelerden ileri geldiğini, diğer yarısının ise kolloidal maddeler, reaktörden kaçan mikroorganizmalar ve ayrışmanın ara ürünlerinden kaynaklandığı sonucuna varmıştır.

İnce (2008), Kömürcüoda Depo Sahası sızıntı suyunda yaptığı çalışmada inert KOİ değerinin ortalama 2250-2400 mg/L aralığında olduğunu tespit etmiştir. Bu deneyler yapıldığında ortalama ham sızıntı suyu KOİ değerleri 12000-15000 mg/L aralığında değişmektedir.

Sızıntı suyunu ardışık iki YAÇY reaktörle arıtan Ağdağ ve Sponza (2005a; 2005b), ilk reaktör çıkış suyunun biyolojik olarak ayrışamayan kısmının %10 civarında olduğunu, 4205 mg/L'lik anaerobik reaktör çıkışı çözünmüş KOİ'sinin 454 mg/L'sinin inert KOİ olduğunu belirtmişlerdir. Sponza ve Işık (2001), inert KOİ çalışmalarında, kâğıt endüstrisinde inert KOİ'nin, çözünmüş KOİ'nin %10'unu, kimya endüstrisinde %7'sini, tekstilde %16'sını, deri endüstrisinde %4,2'sini iken petrokimya endüstrilerinde ise, %40'nı oluşturduğunu belirtmişlerdir.

Bilgili vd., (2008), pilot ölçekli aerobik ve anaerobik reaktörlerdeki sızıntı suyunda yaptıkları çalışmada inert KOİ'nin toplam KOİ'ye oranlarının aerobik reaktörlerde %60 değerlerinde iken, anaerobik reaktörlerde %50 değerlerinde olduğunu tespit etmişler, bu durumu aerobik ayrışma sonucu daha fazla mikrobiyal ürün oluşmasıyla açıklamışlardır.

Sızıntı sularından inert KOİ giderilmesi ile ilgili olarak Çeçen vd., (2003), yaptıkları bir çalışmada, biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'nin büyük bir kısmının toz aktif karbon yöntemi ile giderildiğini açıklamışlardır. Bunun yanı sıra, Çallı vd., (2005), ozon/fenton oksidasyonu ile inert KOİ'nin %85'ini giderdiklerini belirtmişlerdir.

Yapılan bu çalışmada ise, ham sızıntı suyunun ortalama %72' sini, anaerobik çıkışın %73,4'ünü çözünmüş KOİ oluşturmaktadır. Ham sızıntı suyundaki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ %23, anaerobik reaktör çıkışında ise bu değer %66,7 olarak bulunmuştur. Arıtma verimlerini bu değerler açıklamaktadır. Biyolojik olarak ayrışamayan inert KOİ ortalama 2500-2800 mg/L aralığında bulunmuştur. Shaohua ve Junxin (2006), MBR'la sızıntı suyunun arıtılabilirliği ile ilgili çalışmalarında düşük moleküler ağırlıklı organiklerin çoğunluğunun biyolojik olarak ayrışabilir olduğunu, ayrışamayan kısmın ise membrandan geçebilecek kadar küçük boyutlarda olduğunu belirtmişlerdir. Biyolojik olarak arıtılmış sızıntı suyu daha sonraki safhada UF ve NF membranlarından geçirilmiş olup, UF çıkışındaki KOİ

ortalama 2300 mg/L, NF çıkışındaki KOİ ise ortalama 1100 mg/L olarak bulunmuştur. NF'den giderilemeyen KOİ'nin biyolojik olarak ayrışamayan ve membrandan geçebilecek kadar küçük boyutlarda (<300 Da) olduğu sonucuna varılmıştır. İstanbul'daki depo sahası sızıntı sularında daha önceki yapılan inert KOİ çalışmaları değerlendirildiğinde ise sızıntı suyundaki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ yüzdesinin zamanla arttığı sonucuna varılmıştır.

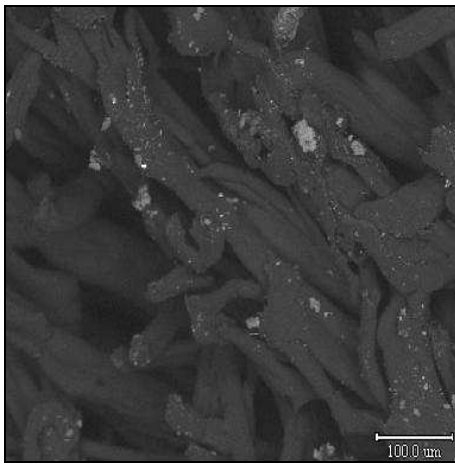
Katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suları gibi kuvvetli atıksuların arıtımında, gerek ham atıksuda bulunan gerekse biyolojik arıtım sırasında oluşan ve konvansiyonel arıtma yöntemleri ile arıtımı mümkün olmayan inert organik maddeler, deşarj standartlarına ulaşılmasını engelleyebilmektedir. Sızıntı suyundaki kolay ayrışabilir kısım zamanla azalırken, yüksek moleküler ağırlıklı bileşenler ve biyolojik olarak ayrışamayan yüksek moleküler ağırlıklı bileşenlerin miktarı da artar. Bu durum sızıntı suyunun arıtılabilirliğini güçleştirir, dolayısı ile arıtma tesislerinin dizaynında KOİ'nin bileşenlerinin, yani biyolojik olarak parçalanabilen ve parçalanamayan KOİ'nin belirlenmesi faydalı olacaktır.

6.6 Çalışmada Kullanılan Membranların SEM Görüntüleri

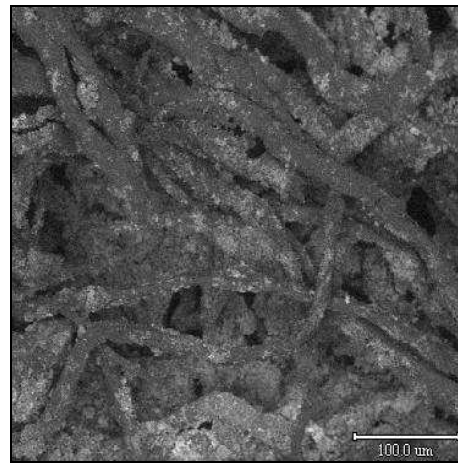
MF membranlar, TO veya NF membranlardan farklı yüzey özelliklerine sahiptirler (Koyuncu vd., 2006).

Şekil 6.45'de mikro filtrasyon membranının temiz ve kirli hallerinin SEM mikroskopunda çekilmiş resimleri görülmektedir. Ek 3'de ise SEM fotoğrafları için kullanılan düzeneğin resimleri verilmiştir.

Temiz MF

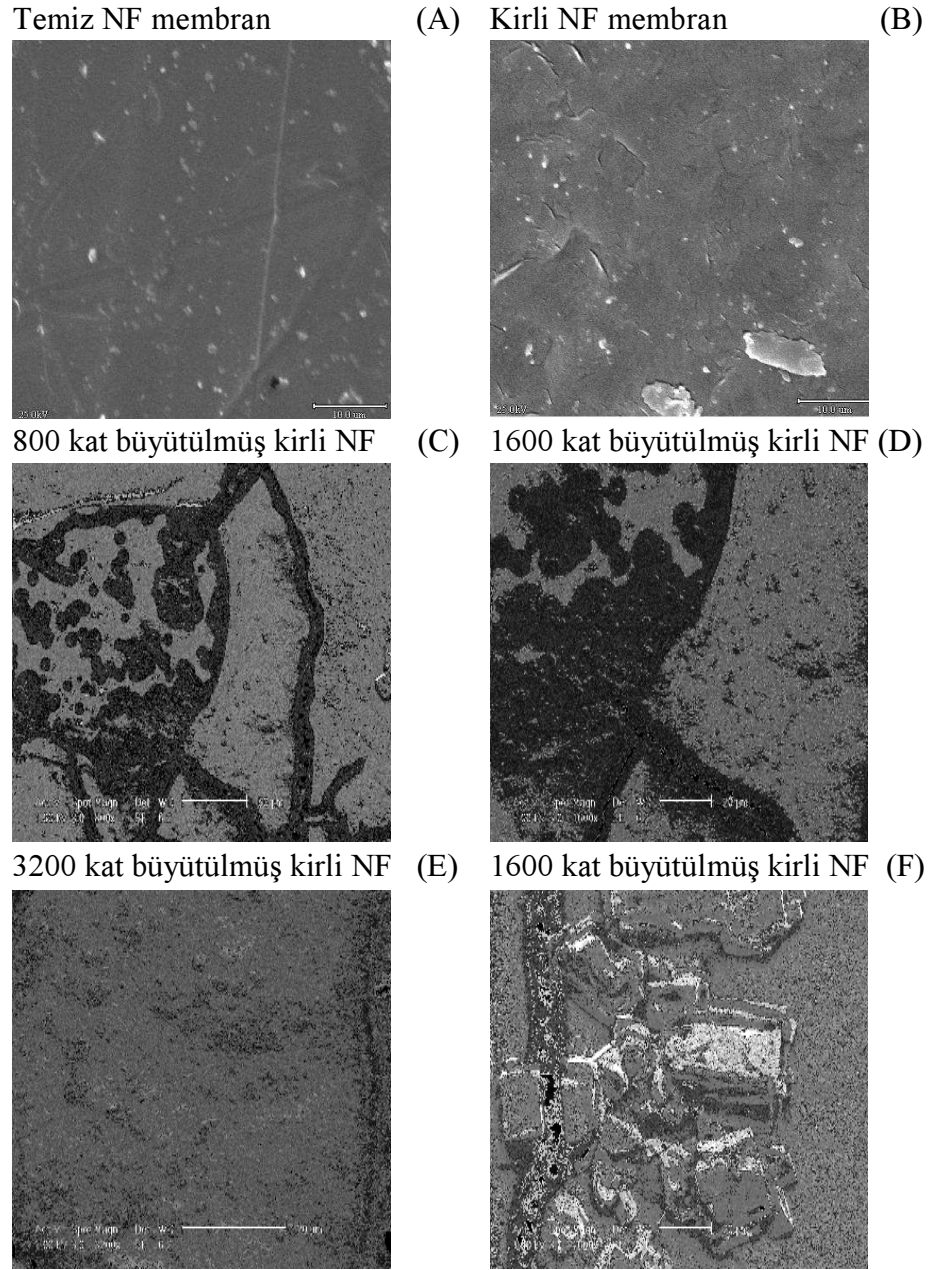


Kirli MF



Şekil 6.45 MF membranının SEM fotoğrafları

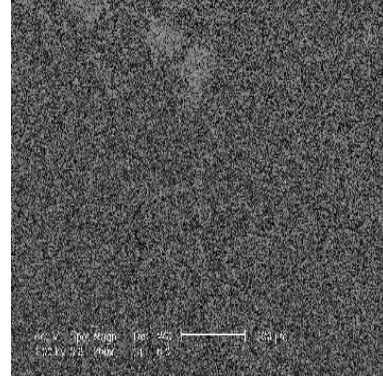
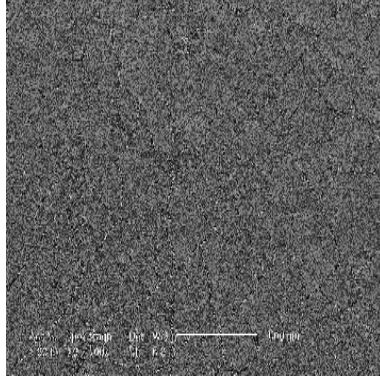
Şekil 6.46 (A)'da temiz NF'nin SEM görüntüsü, (B)'de kirli NF membranının 100 μm ölçekli görüntüsü verilmektedir. Şekil 6.46 (C), (D) ve (E)'de kirli NF'nin aynı bölgesinin 800, 1600 ve 3200 kat büyütülmüş görüntüsü, (F)'de ise kirliliğin daha net görüldüğü bir bölgesinin 1600 kat büyütülmüş görüntüsü verilmektedir.



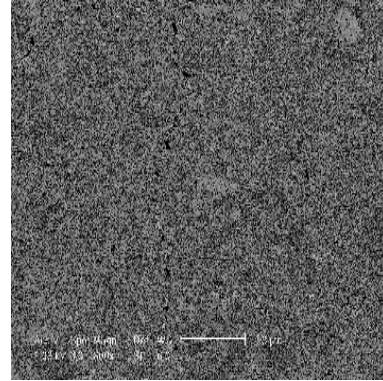
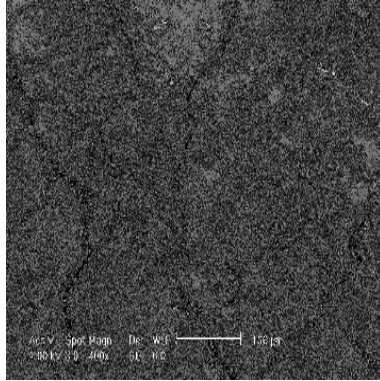
Şekil 6.46 NF membranının SEM fotoğrafları

Şekil 6.47'de ise membranın aynı bölgesinin farklı oranlarda büyütülmüş görüntüsü (A), (B), (C), (D), (E) ve (F)'de, aynı membran yüzeyinin farklı noktalarındaki görüntüleri ise (G) ve (H)'de verilmiştir.

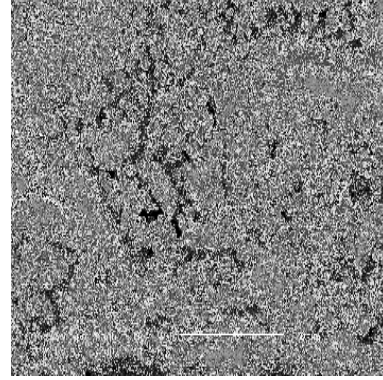
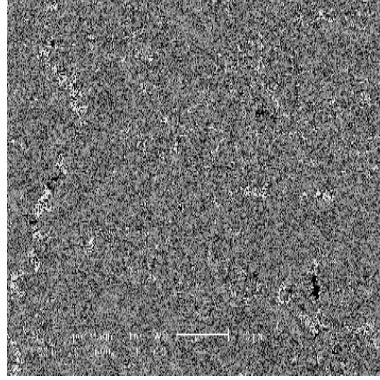
100 kat büyütülmüş kirli NF (A) 200 kat büyütülmüş kirli NF (B)



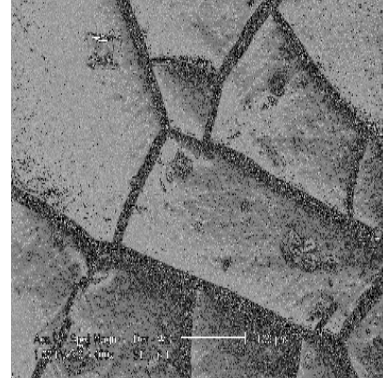
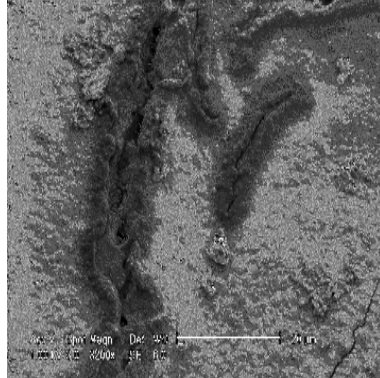
400 kat büyütülmüş kirli NF (C) 800 kat büyütülmüş kirli NF (D)



1600 kat büyütülmüş kirli NF(E) 3200 kat büyütülmüş kirli NF(F)



3200 kat büyütülmüş kirli NF(G) 400 kat büyütülmüş kirli NF (H)



Şekil 6.47 NF membranının farklı büyütmelerde SEM fotoğrafları

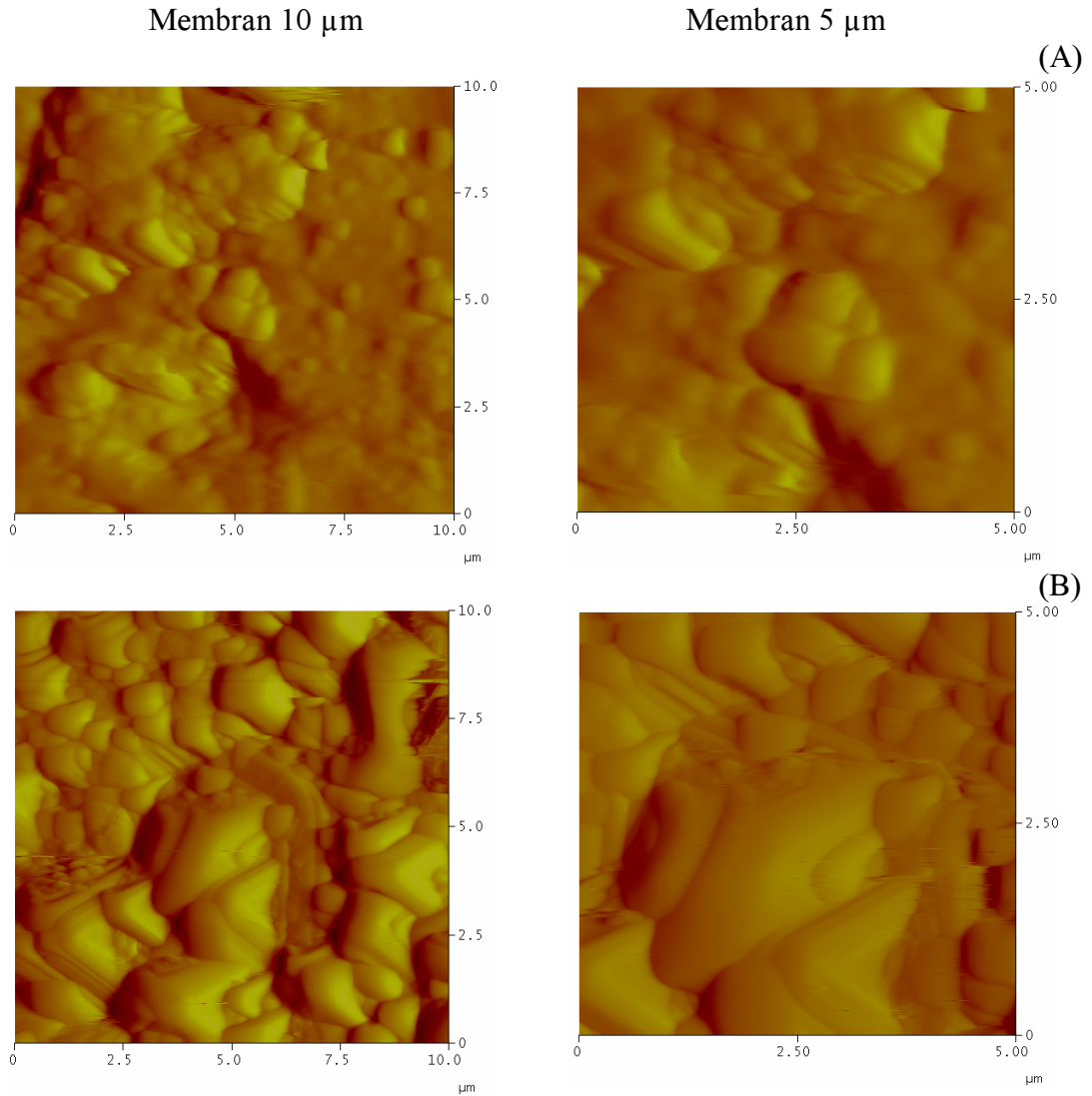
SEM fotoğraflarından da görüleceği üzere, temiz ve kirli membran arasındaki farklılık belirgindir ve membranın üzerinde kirleticiler, makro moleküler yapıli bileşenler, kolloid halindeki kirleticiler ve özellikle iki değerklikli olmak üzere iyonlardan kaynaklanan kirleticilerden oluşmaktadır. MF’da partiküler formda kirleticiler tutulabilirken, NF membranda 300 Da’dan büyük boyutlu makro moleküller, hümit ve fülvik bileşenler tutulmaktadır.

6.7 Çalışmada Kullanılan Membranların AFM Görüntüleri

Bu çalışmada kullanılan MF, UF ve NF membranlar yapılarındaki değışimleri belirlemek amacıyla çalışma öncesi temiz halleri ve çalışma sonrası kirli halleri SEM ve AFM mikroskopları ile incelenmiş ve yapılan çalışmalar sonucu SEM ve AFM görüntülerinin uyumlu olduğu tespit edilmiştir. SEM fotoğraflarındaki tortuların kalsiyum karbonat tortuları olduğu giderme verimlerinden de yola çıkarak tahmin edilmektedir.

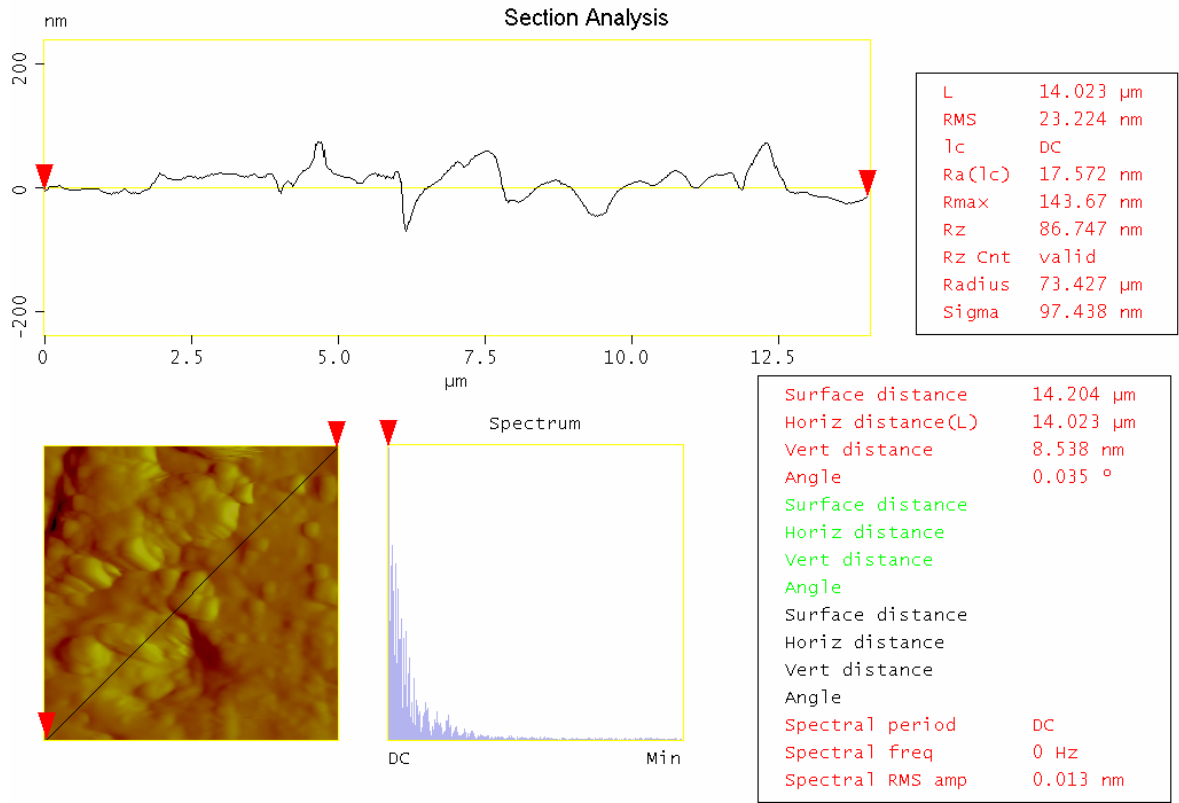
6.7.1 UF Görüntüleri

UF’nin AFM ile elde edilen görüntüleri Şekil 6.48’de verilmektedir. Burada membranın aynı bölgesinin 10 µm ve 5 µm boyutlarında iki farklı büyütme oranıyla görüntüleri verilmiştir. A ile gösterilen temiz UF, B ile gösterilen resim ise kirli UF’yi temsil etmektedir.

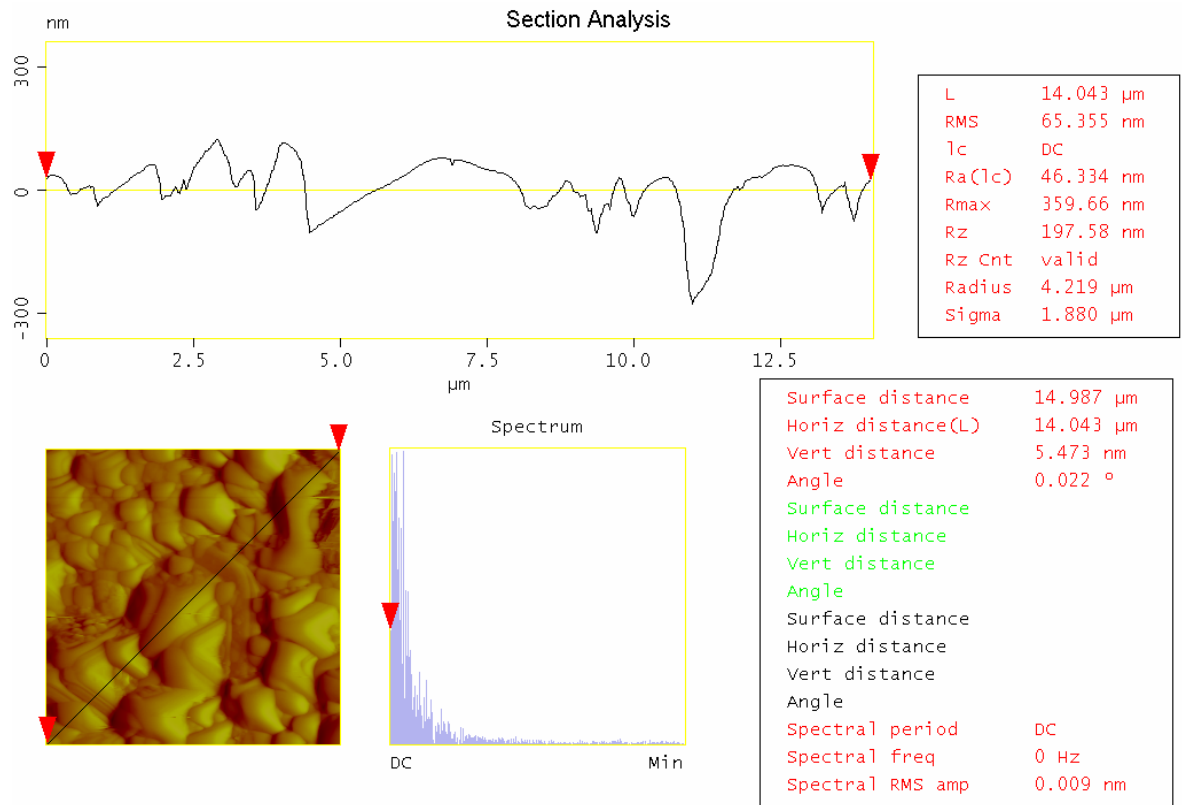


Şekil 6.48 Temiz ve kirli UF membranların AFM görüntüleri

Şekil 6.49'da temiz UF'nin kesit analizi, Şekil 6.50'de ise kirli UF'nin kesit analizi verilmektedir. Resimlerde görülen kirlilik, R_a (Membran yüzeyindeki ortalama pürüzlülük değeri), R_{ms} (Membran yüzeyindeki ortalama pürüzlülüğün standart sapması) ve R_z (Membran yüzeyindeki en yüksek beş ve en düşük beş noktanın ortalaması) değerlerindeki farklılıklar dikkate alındığında, kesit analizi sonuçlarıyla uyumluluk göstermektedir.



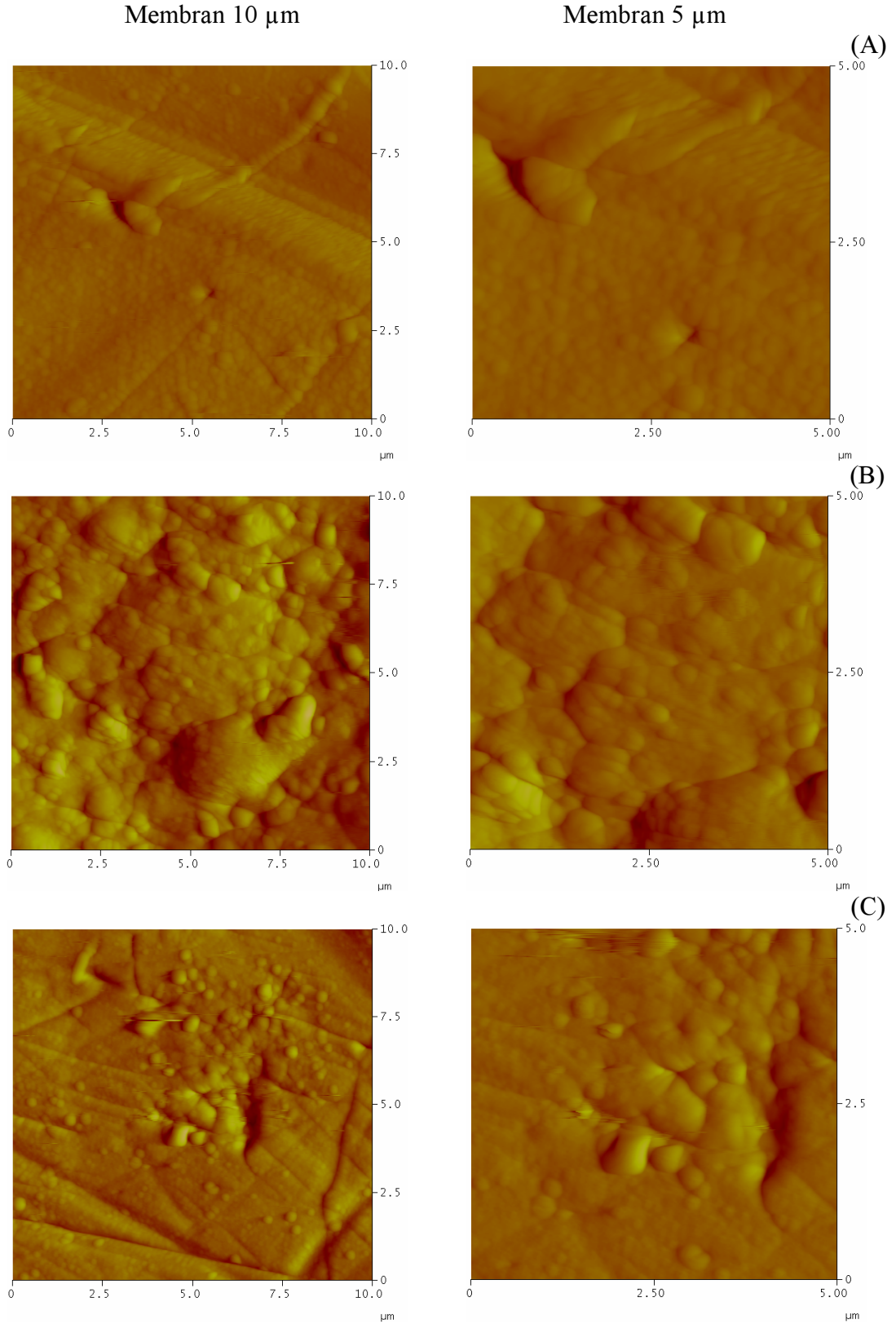
Şekil 6.49 Temiz UF membranının kesit analizi



Şekil 6.50 Kirli UF membranının kesit analizi

6.7.2 NF Görüntüleri

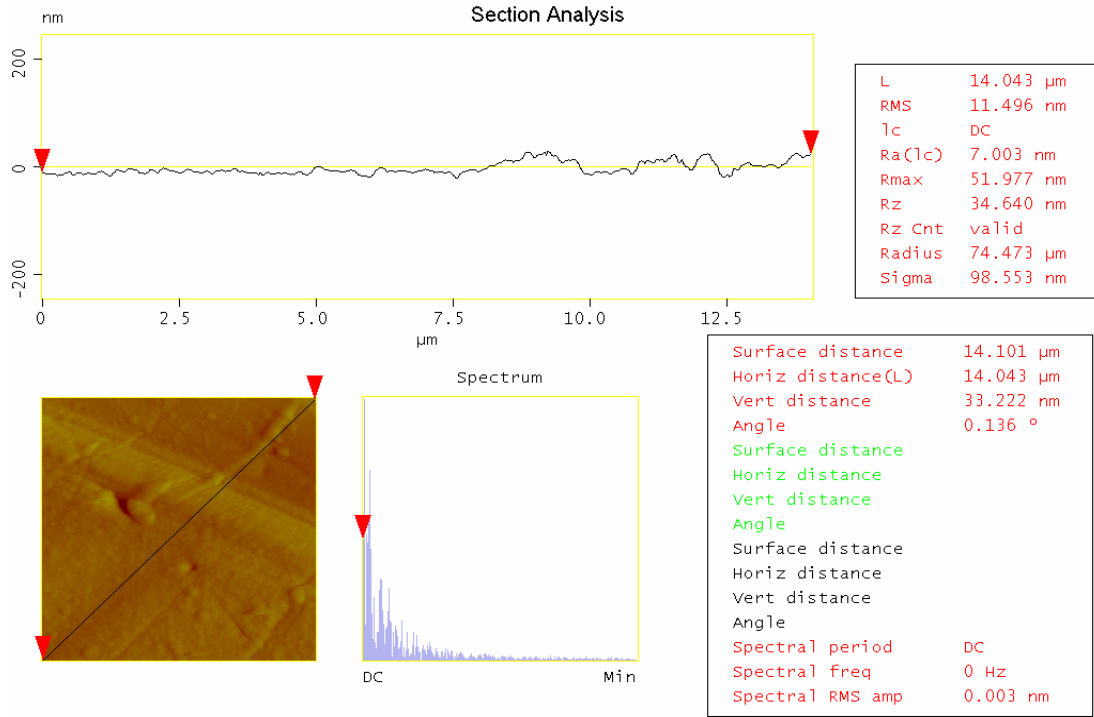
NF'nin AFM ile elde edilen görüntüleri Şekil 6.51'de verilmektedir. Burada membranın aynı bölgesinin 10 μm ve 5 μm boyutlarında iki farklı büyütme oranıyla görüntüleri verilmiştir. A ile gösterilen temiz NF, B ile gösterilen resim kirli NF'yi, C ile gösterilen resim ise UF ön arıtımından geçen çıkış suyunun NF'ye beslenmesi sonucu kirlenen NF'yi temsil etmektedir.



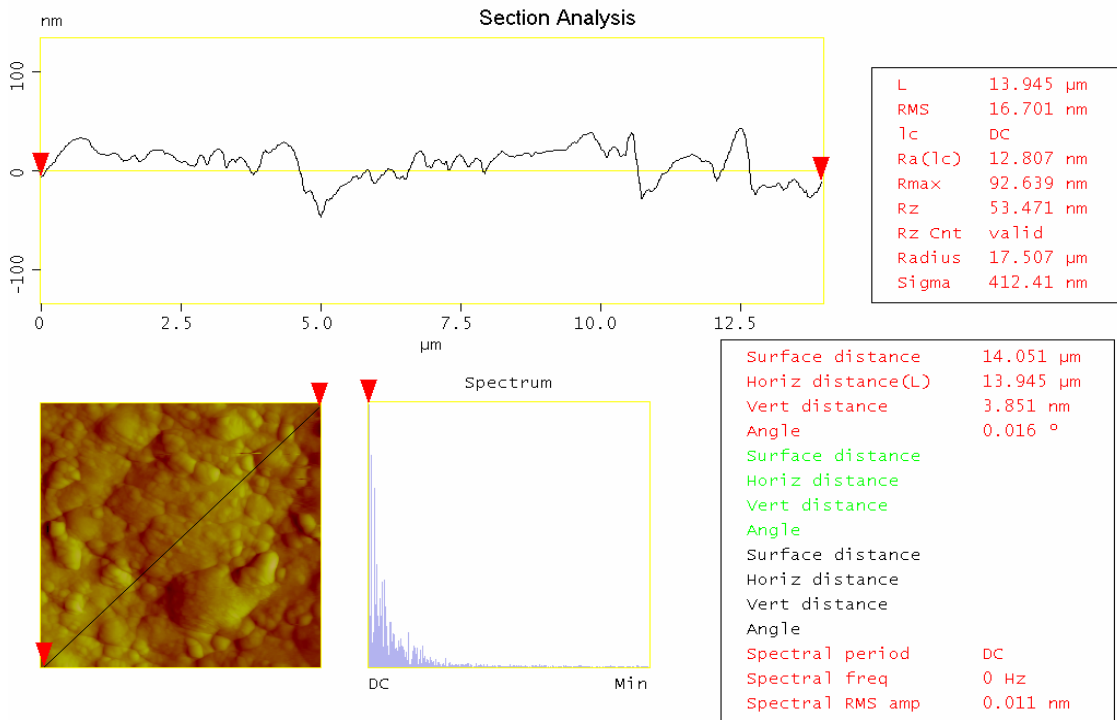
Şekil 6.51 Temiz ve kirli NF membranların AFM görüntüleri

Şekil 6.52’de temiz NF’nin kesit analizi, Şekil 6.53’de kirli NF’nin kesit analizi, Şekil 6.54’de ise UF çıkışının beslendiği az kirli NF’nin kesit analizi verilmektedir. Resimlerde temiz, kirli

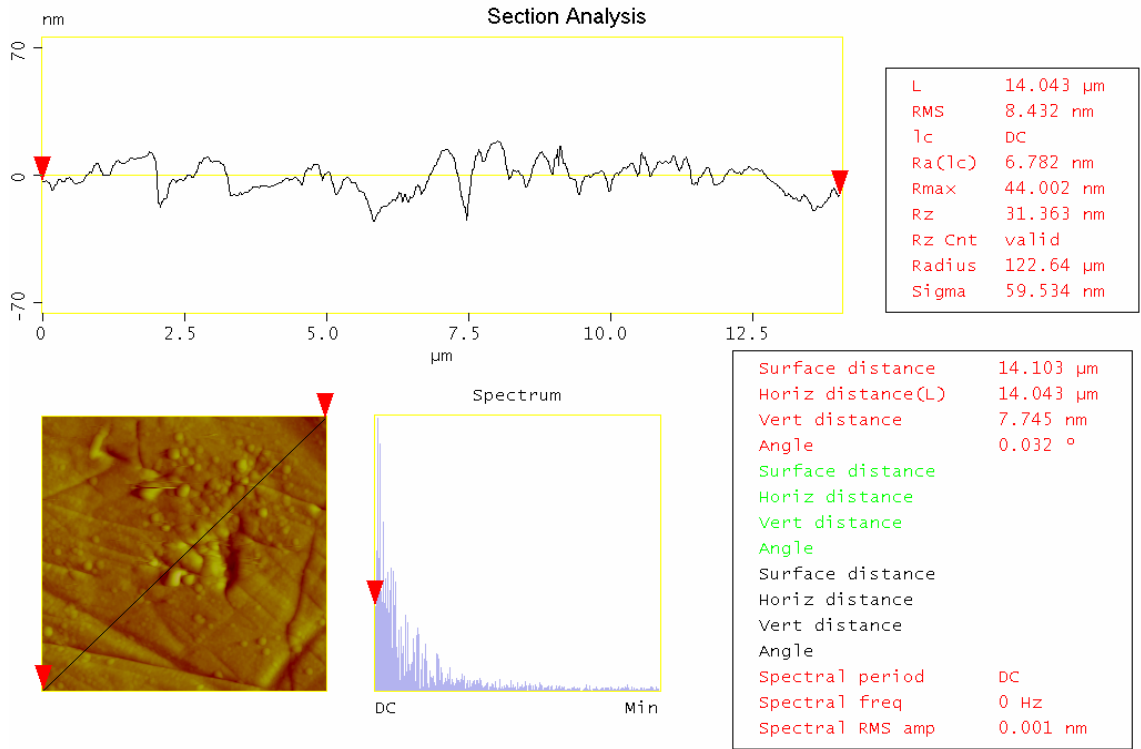
ve az kirli olduğu görülen membranların yüzey görüntüleri, pürüzlülüğü ve kirlenmeyi temsil eden, kesit analizinde verilen R_a , R_{ms} ve R_z kirlilik parametreleriyle uyum sağlamaktadır.



Şekil 6.52 Temiz NF membranının kesit analizi



Şekil 6.53 Kirli NF membranının kesit analizi



Şekil 6.54 UF çıkış suyunun geçirildiği NF membranının kesit analizi

Çizelge 6.7’de, kullanılan UF ve NF membranlarının kesit analizi sonuçları temiz ve kirli membranlar için listelenmiştir. Membranın kendi bünyesinde de olabilen pürüzlülük değerinin, sızıntı suyunun arıtımından sonra artması, kirletici parametrelerin membran yüzeyinde biriktiğinin bir göstergesidir.

R_a Membran yüzeyindeki ortalama pürüzlülük değeri

R_{ms} Membran yüzeyindeki ortalama pürüzlülüğün standart sapması

R_z Membran yüzeyindeki en yüksek beş ve en düşük beş noktanın ortalaması

Çizelge 6.7 UF ve NF membranların R_a , R_{ms} ve R_z değerleri

Membran	UF			NF			UF+NF		
	R_a (nm)	R_{ms} (nm)	R_z (nm)	R_a (nm)	R_{ms} (nm)	R_z (nm)	R_a (nm)	R_{ms} (nm)	R_z (nm)
Temiz Membran	17,572	23,224	6,782	7,001	11,496	34,640	7,001	11,496	34,640
Kirli Membran	46,334	65,355	12,807	16,701	53,471	197,58	8,432	31,363	86,747

AFM görüntülerinden (Şekil 6.51) ve Çizelge 6.7'den görüleceği üzere direkt kullanılan NF ve UF'den geçen sızıntı suyunun kullanıldığı NF pürüzlülük değerleri arasında nerdeyse yarı yarıya bir farklılık vardır. Bu da UF'nin tuttuğu, nispeten büyük boyutlardaki kirleticilerin NF'de ilave kirlilik yapmamasıyla açıklanabilir. Bu şekilde, NF kullanımından önce makro moleküler boyuttaki kirleticileri tutabilecek membranların kullanılması ile akıda artış sağlanır ve membran geç tıkanacağı için kullanım süresi uzatılmış olur.

NF ve UF+NF membran uygulamaları sonucunda, kalan KOİ'nin büyük oranda çok küçük boyutlu moleküllerden kaynaklanması nedeniyle, KOİ giderim verimleri, arasında kayda değer bir farklılık olmamakla birlikte $\text{NH}_4\text{-N}$ ve TKN giderimleri dikkate alındığında UF+NF uygulamasının NF membranından daha iyi sonuç verdiği gözlenmiştir. NF membran kullanılmasıyla elde edilen $\text{NH}_4\text{-N}$ ve TKN için tutulma verimleri sırasıyla %37 ve %27'dir. UF+NF uygulaması durumunda $\text{NH}_4\text{-N}$ ve TKN için toplam tutulma verimi ise sırasıyla %40 ve %48'dir. NF membranı Şekil 6.51'den de görüldüğü gibi daha çok kirlenmiştir. Membran yüzeyinde oluşan kirlenme elektrostatik etkileşimi zayıflatığından NH_4^+ iyonunun elektrostatik olarak tutulmasını azaltmıştır. Oysa UF+NF uygulamasında membrandaki kirlenmenin daha az olmasından dolayı, NH_4^+ iyonu elektrostatik etkileşim kuvvetinden NF membranına göre daha çok etkilenmiştir. Böylelikle UF+NF uygulamasında NH_4^+ tutulması çok farklılık olmamakla birlikte, daha yüksek değerde gerçekleşmiştir. Nanofiltrasyonla tek yüklü iyonların giderme verimi çok değerlikli iyonlara göre daha azdır. Bu nedenle $\text{NH}_4\text{-N}$ giderme veriminin elde edilen sonuçlardan düşük olması beklenmektedir. Ancak bu verimin elde edilmesinin nedeninin, sızıntı suyu içindeki NH_4^+ 'un bir kısmının tuz kompleksleri halinde olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir (Martinen vd., 2002).

7. SONUÇLAR

Sızıntı suyunun karakteri, depo alanının yaşıyla değişmektedir. Bu nedenle ne biyolojik ne de kimyasal arıtma yöntemleri depo sahasının ömrü boyunca tek başlarına kullanımda yeterli değildir. Sızıntı suyunun arıtımı için seçilecek yöntemin belirlenmesinde birçok önemli faktör rol almaktadır. Bu faktörler arasında sızıntı suyunun karakteri, deşarj standartları, teknolojik gelişmeler ve maliyet başlıca etkenlerdir. Arıtma tesisinin verimi sızıntı suyunun karakterine bağlı olarak değişeceğinden, uygulanan sistemin güncellenebilir, ileriki yıllarda değişebilecek teknoloji ve deşarj standartlarını sağlayabilir nitelikte olması gerekmektedir.

Katı atık sızıntı sularının anaerobik ve membran sistemlerle arıtılabilirliğinin araştırıldığı bu tez kapsamında yürütülen çalışmalar, temel olarak 5 başlıkta toplanabilir;

1. Sızıntı suyunun oluşumu, sızıntı sularının özellikleri, arıtma yöntemlerinin araştırılması, çevresel etkileri ve sızıntı suyu karakterizasyonun depo sahası yaşına göre değerlendirilmesi, İstanbul'daki Odayeri ve Kömürcüoda düzenli depo sahaları sızıntı sularının karakterizasyonu ve Odayeri Düzenli Depo Sahası sızıntı suyu için daha önce yapılmış arıtılabilirlik çalışmalarının değerlendirilmesi,
2. Sızıntı suyunun YAÇY reaktör ile arıtılması,
3. Sızıntı suyunun MBR ile arıtımı,
4. Sızıntı suyu arıtımında UF ve NF membranlarının performansının araştırılması,
5. Sızıntı suyunda farklı analizlerin değerlendirilmesi; inert KOİ tayini, AFM ve SEM fotoğraflarının değerlendirilmesi, arıtma çıkışı sızıntı suyunun sulama suyu açısından kullanılabilirliğinin değerlendirilmesi.

Yapılan bu çalışmalar ile elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir;

1. Odayeri ve Kömürcüoda Düzenli Depo Sahası

Bu çalışmada Odayeri ve Kömürcüoda düzenli depo sahası sızıntı sularının, 1995'den bu güne çeşitli kurumlar ve araştırmacılar tarafından yapılan karakterizasyon çalışmaları değerlendirilmiştir. Genel olarak çalışmalara bakıldığında 1995'de KOİ değeri Odayeri için 70000 mg/L'lerde, Kömürcüoda için 50000 mg/L'lerde iken günümüzde 10000 mg/L'lere kadar düşmüştür, bu da aynı bölgeye yeni depo sahaları kurulsa bile çoğunluğunun eski sahalarından oluştuğunun ve depo sahasının zamanla yaşlandığının bir göstergesidir. Odayeri için BOİ değeri 30000 mg/L'den 5000 mg/L'lere düşmüş, TKN değeri 500-1000 mg/L'lerden

2500-3000 mg/L'lere, pH ise 6'lardan 8'lere yükselmiş, Kömürcüoda için BOİ değeri 40000 mg/L'den 5500 mg/L'lere düşmüş, TKN değeri 1800 mg/L'lerden 2500 mg/L'lere, pH ise 6,5'lardan 8'lere yükselmiştir. Değerler incelenecek olursa, sızıntı suyu karakterizasyonun mevsimlere ve yıllara göre farklılıklar gösterdiği, literatür değerleriyle karşılaştırıldığında depo sahasının genç depo sahası durumundan yaşlı depo sahası niteliğine geçiş aşamasında olduğu sonucuna varılmıştır.

Odayeri düzenli depo sahası sızıntı suyu arıtımıyla ilgili bugüne kadar yapılan çalışmalar incelendiğinde, birçok arıtma yönteminin araştırıldığı (anaerobik arıtma, aktif çamura toz aktif karbon ilavesiyle biyolojik arıtma, sızıntı suyunun yakılarak bertaraf edilmesi, MAP, adsorpsiyon ve havayla sıyırma yöntemleriyle amonyak giderimi, ardışık kesikli reaktörlerle azot giderimi, UF ve TO sistemleriyle arıtımı ve elektrokoagülasyon yöntemi), uygulanan biyolojik ve kimyasal arıtma yöntemlerinin tek başlarına yeterli olmadığı, ileri arıtma teknolojileriyle uygun arıtmanın sağlanabileceği sonucuna varılmıştır.

- **Sızıntı Suyunun Arıtımı;**

Bu çalışma, sızıntı suyunun anaerobik ön arıtımını müteakip aerobik membran biyoreaktörlerde arıtımının yanında çıkış suyunun UF ve NF membranları ile arıtılabilirliği çalışmalarını içermektedir. Aerobik ve anaerobik reaktörlerde sızıntı suyu özelliklerinin değişiminin izlenmesi amacıyla, reaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde pH, iletkenlik, TDS, alkalinite, klorür, KOİ, TKN, NH₄-N, TP, renk ve bulanıklık parametrelerinin değişimi izlenmiştir. Bunun yanında, metaller (Cu, Zn, Cd, Cr, Pb, Ni, Fe, Mn, Ca, Mg, K, Na) ve UYA bileşenlerinin (asetik, propiyonik, bütirik, iso-bütirik, n-valerik, iso-valerik, n-kaproik, iso-kaproik, heptonik) değişimi izlenmiştir. İlave olarak, membran sistemlerindeki tıkanmanın izlenmesi maksadıyla akı değişimleri izlenmiştir. Yaklaşık 1000 günlük çalışma süresince arıtıma tabi tutulan İstanbul Odayeri Düzenli Depolama Alanı ham sızıntı suyunun karakteri incelendiğinde, kirlilik parametreleri içerisinde azot bileşenleri yüksek konsantrasyonlarda bulunurken, metallerin düşük seviyelerde olduğu görülmüştür. Yapılan arıtım çalışmaları aşağıda başlıklar altında toplanmıştır;

2. *Sızıntı Suyunun YAÇY Reaktör ile Arıtılması*

Çalışma süresince ham sızıntı suyunun KOİ değeri en yüksek 41000 mg/L, en düşük 6000 mg/L olarak ölçülmüştür. Ham sızıntı suyunda BOİ/KOİ oranı 0,4, TOK/KOİ oranı ise 0,32 olarak tespit edilmiştir. Organik yük 2-14 kg/m³.gün arasında, HBS 3 gün tutulmuştur. Reaktörün işletmeye alınmasından yaklaşık 250 gün sonra depolama alanında yeni sahaların

devreye alınmasına bağılı olarak ham sızıntı suyunun organik içeriğı artmış ve 400. güne kadar reaktör 5-14 kg/m³.gün arasında değışen organik yüklemelere maruz kalmıştır.

Yaklaşık 1000 günlük işletme süresince, anaerobik reaktörde zaman zaman hortumların ezilmesi-yıpranması, inorganik çökelmelerden dolayı tıkanması gibi durumlarla karşılaşılmış, bu durumlarda bağlantı hortumları yenilenmiş, reaktörde oluşan çökeleklerden dolayı tıkanmaya karşı ise çalışma boyunca reaktör birkaç kez boşaltılıp temizlenmiş, mevcut aşının üzerine ilave aşı çamuru konarak sistem tekrar devreye alınmıştır.

- **Organik Bileşenlerin Değışimleri;**

Çalışmanın bu bölümünde organik maddenin ölçüsü olan KOİ, BOİ ve UYA bileşenlerinin konsantrasyonları ve giderilen KOİ'ye karşılık oluşan metan miktarı değılendirilmiştir.

YAÇY reaktörde ortalama KOİ giderme verimi %60 civarında bulunmuştur. YAÇY reaktör giriş KOİ ortalama 12060 mg/L, çıkış ise ortalama 4370 mg/L'dir. Giderilemeyen KOİ'nin önemli bir kısmı biyolojik olarak ayrışamayan inert KOİ'den kaynaklanmaktadır, bu değıer dikkate alındığında reaktörün biyolojik olarak ayrışabilen KOİ cinsinden giderim verimi % 90'lara ulaşmaktadır.

YAÇY reaktörde üretilen biyogazın %20±3'ü CO₂'ten ibaret olup, giderilen KOİ başına açığa çıkan metan miktarları, sızıntı suyu özelliğinin değışkenliğinden dolayı 0,2-0,4 LCH₄/grKOİ_{gld} aralığında bulunmuştur. Sızıntı suyu KOİ'sinin yüksek olduğı noktalarda günlük oluşan biyogazın miktarı da yüksek seviyelerdedir.

Sızıntı suyundaki UYA çalışmalarında, asetik, propiyonik ve bütirik asitlerinin yüzdelerinin toplamının %71 olduğı ve önemli bir kısmı oluşturduğı tespit edilmiştir. TUYA/Alk. oranı 0-250, 250-400, 400-1000 gün periyotlarından oluşan 3 aşamada incelenmiş ve her bir periyot için bu oran sırasıyla; 0,15, 1,5 ve 0,3 olarak bulunmuştur. 2. periyotta bu oranın yüksek olması, depolama alanına ilave sahaların eklenmesi ile gelen genç sızıntı suyu karakterindeki ham sızıntı suyunun TUYA konsantrasyonunu arttırmasıyla açıklanmıştır.

- **TKN, NH₄-N, Org-N, TP Bileşenlerinin Değışimi;**

Ham sızıntı suyundaki ortalama TKN ve NH₄-N değıeri sırasıyla 2870 mg/L ve 2560 mg/L, anaerobik reaktör çıkışı ortalama TKN ve NH₄-N değıerleri ise sırasıyla 2580 mg/L ve 2330 mg/L olduğı, organik azot değıeri ise ortalama girişte 250 mg/L, çıkış da ise 237 mg/L olduğı tespit edilmiştir. NH₄-N konsantrasyonundaki bu azalma, biyoasimilasyon ve gaz fazına

transfer ile açıklanabilir. Sonuçlardan anaerobik arıtmanın azot gidermede önemli bir etkisinin olmadığı görülmektedir.

YAÇY reaktöre giriş ortalama TP değeri 25 mg/L, çıkış değeri ise 14 mg/L civarında değişmiştir. Toplam fosfordaki bu azalma, biyoasimilasyon ve reaktör içinde gerçekleşen MAP prosesi ile açıklanabilir. KOİ/N/P dengesi açısından bakıldığında, ham sızıntı suyu ortalama 12000 mg/L mertebesinde KOİ, %90'ı $\text{NH}_4\text{-N}$ formunda olan ortalama 2870 mg/L TKN içermektedir. TP konsantrasyonunun 25 mg/L civarında olduğu göz önüne alınırsa ortalama KOİ/N/P oranı, 100/24/0,2 olarak bulunmuş olup, TKN konsantrasyonu anaerobik arıtma açısından gerekli azot miktarının oldukça üstünde olduğu, TP miktarının ise yeterli olduğu tespit edilmiştir. Yüksek amonyum konsantrasyonlarının dönem dönem, yüksek pH'larda kısmi inhibisyona sebep olduğu, ancak arıtma verimine etkisinin çok fazla olmadığı sonucuna varılmıştır.

- **pH, Alkalinite, İletkenlik, TDS, Klorür, Bulanıklık ve Renk Parametrelerinin Değişimi;**

Çalışma süresince giriş sızıntı suyu pH değeri ortalama 8, çıkış değeri ise 8,6 olarak ölçülmüştür. Sızıntı suyu giriş ve çıkış alkalinite değerleri ortalama 17230 ve 14500 mgCaCO_3/L civarındadır. Buradan atıkların anaerobik ayrışması için gerekli olan toplam alkalinitenin mevcut olduğu görülmektedir.

Çalışma süresince iletkenlik ve TDS değerlerinin çok fazla değişmediği, iletkenlik değerlerinin ham sızıntı suyu ve anaerobik reaktör çıkışında sırasıyla 30,5 ms/cm, 28,8 ms/cm civarında, TDS değerinin ise girişte ortalama 20,3 gr/L, anaerobik reaktör çıkışında 19,2 gr/L olduğu belirlenmiştir.

Bu çalışma süresince ortalama klorür değerleri ham sızıntı suyunda 4960 mg/L, anaerobik reaktör çıkışında 4910 mg/L bulunmuştur.

Ham sızıntı suyunda renk değeri ortalama 3965 hazen iken anaerobik reaktör çıkışında bu değer 3020 hazen bulunmuş olup, ortalama bulanıklık değerleri ham sızıntı suyunda 2220 NTU, anaerobik reaktör çıkışında 1480 NTU olarak bulunmuştur. Ham sızıntı suyundaki diğer parametrelerde olduğu gibi bu değerler daha değişkenken YAÇY reaktör çıkışında daha stabil olmuştur.

- **Metallerin Değişimi;**

Çalışma süresince alkali metallerin değişimi incelenecek olursa, Na konsantrasyonu girişte 2315 mg/L, çıkışta 2070 mg/L, K konsantrasyonu girişte 2430 mg/L, çıkışta 2170 mg/L, Ca konsantrasyonu girişte 85 mg/L, çıkışta 50 mg/L civarında değişmiş olup, Mg konsantrasyonu girişte 265 mg/L, çıkışta ise 240 mg/L civarında değişmiştir.

Ortalama Fe konsantrasyonu girişte 24 mg/L, çıkışta 18 mg/L, Ni girişte 1 mg/L, çıkışta 0,76 mg/L civarında, Pb girişte 0,94 mg/L, çıkışta 0,82 mg/L, ortalama Cd konsantrasyonu girişte 0,15 mg/L, çıkışta 0,12 mg/L civarında değişmiştir.

Ham sızıntı suyunda ortalama Mn, Zn ve Cu değerleri sırasıyla, 2,5 mg/L, 0,87 mg/L, 0,28 mg/L, anaerobik reaktör çıkışında ise ortalama bu değerler sırasıyla 0,22 mg/L, 0,68 mg/L, 0,2 mg/L olarak bulunmuştur. Sonuçlardan anaerobik arıtmanın metal gideriminde çok etkili olmadığı görülmüştür.

3. *Sızıntı Suyunun MBR ile Arıtımı*

- **MBR’da KOİ Giderimi;**

MBR’nın KOİ giderme verimi %15-45 aralığında değişmekte olup, ortalama giderme verimi %30 olarak bulunmuştur. MBR giriş KOİ ortalama 4370 mg/L çıkış değeri ortalama 2670 mg/L olarak bulunmuştur. Literatürdeki daha küçük gözenekli membranların kullanıldığı sızıntı suyunun membran ile arıtılabilirliği çalışmalarında, bu çalışmaya kıyasla oldukça düşük akılarda benzer verimler elde edildiği görülmüştür. Bu nedenle yüksek akı ve düşük basınç ile membranın verimli kullanım süresi ve aynı miktardaki çıkış suyunun eldesi için gerekli enerji maliyeti açısından bu sistem oldukça avantajlıdır.

- **TKN, NH₄-N, Org-N, TP Bileşenlerinin Değişimi;**

MBR girişindeki ortalama TKN, NH₄-N ve N-Org değerleri sırasıyla; 2580, 2330 ve 260 mg/L, çıkışındaki ortalama değerler ise sırasıyla; 1470, 1210 ve 240 mg/L mertebelerinde olup, TKN giderme verimi yaklaşık %40 civarında bulunmuştur. F/M oranının ve amonyak konsantrasyonunun yüksek olması nedeniyle nitrifikasyon prosesinin gerçekleşmesinin engellendiği düşünülmektedir. pH’nın 8,5-9 aralığında oluşu havayla amonyak sıyırma prosesinin sistemde etkili olduğunu ve buradaki etkin amonyak giderim mekanizması olduğunu göstermektedir. Ayrıca reaktör etrafında kesif amonyak kokusu işletme esnasında hissedilmiştir.

MBR'a beslenen sızıntı suyundaki TP konsantrasyonu ortalama 15 mg/L çıkışta 9 mg/L civarındadır. MBR'da biyoasimilasyon, çökeltme ve membran yüzeyinde tutulmalar nedeniyle yaklaşık olarak %37 TP giderimi sağlanmıştır.

- **pH, Alkalinite, Klorür, TDS, İletkenlik, Bulanıklık, Renk Parametrelerinin Değişimi;**

MBR'a giriş pH değeri ortalama 8,6, çıkış ise 9, ortalama giriş alkalinite 14550 mg CaCO₃/L çıkış 8650 mg CaCO₃/L, giriş klorür değeri ortalama 4910 iken çıkış 5100 mg/L civarında bulunmuştur.

TDS MBR'a giriş değeri ortalama 19 gr/L, çıkış TDS değeri ise ortalama 16 gr/L civarında değişmektedir. MBR iletkenlik ortalama giriş ve çıkış değerleri sırasıyla; 29 ve 24 ms/cm civarındadır. İletkenlik parametresinin zamanla değişimi, gerek YAÇY gerekse MBR'da TDS ile aynı eğilimi göstermektedir. Giriş ve çıkış değerleri kıyaslandığında her iki parametre için yaklaşık %16'lık bir farklılık görülmektedir.

MBR'da bulanıklıkta yaklaşık %40'lık bir giderme verimi elde edilmiştir. Giriş değeri ortalama 1480 NTU iken çıkışta bu değer 865 NTU'dur. Çözünmüş organiklerden dolayı sistemde renk değişimi oluşmamıştır, girişteki değer 3020 hazen iken çıkışta bu değer ortalama 3090 hazen bulunmuştur.

- **Metallerin Değişimi;**

MBR'daki metal değişimini belirlemek amacıyla yapılan ölçümlerde Na, K, Ca ve Mg ortalama giriş konsantrasyonları sırasıyla 2070, 2170, 50 ve 240 mg/L iken, çıkış konsantrasyonları sırasıyla 2015, 2150, 40 ve 237 mg/L olarak bulunmuştur. Fe, Ni, Pb ve Cd giriş konsantrasyonları sırasıyla 18, 0,76, 0,82 ve 0,12 mg/L iken çıkış değerleri 8, 0,72, 0,72 ve 0,11 mg/L olarak bulunmuştur. Mn, Zn ve Cr için ortalama giriş değerleri 0,22, 0,68, 1,17 mg/L ve çıkış değerleri 0,16, 0,68, 0,93 mg/L olarak bulunmuştur. Genel olarak metal konsantrasyonlarında önemli bir değişim görülmemiştir.

Membranın akısı düşük olursa, gerekli debiyi karşılayabilmek için yüzey alanının büyük olması, uygulanan basıncın yüksek olması gerekir. Ayrıca akının azalması membranın kirlendiğinin, değiştirilmesi veya temizlenmesi gerektiğinin bir göstergesidir. Bu nedenle akının takibi önemlidir. Bununla birlikte atıksudaki makro moleküller, partiküler maddeler akının hızlı azalmasında etkilidir. Bu çalışmada MBR'da kullanılan MF'nin gözenek boyutuyla ilişkili olarak başlangıçta oldukça yüksek değerlerde olan akı tıkanmaya bağlı

olarak düşmüş, başlangıçtaki hızlı azalmanın ardından stabil hale gelmiştir.

4. Sızıntı Suyu Artımında UF ve NF Membranlarının Performansının Araştırılması

MBR çıkışında KOİ değerleri ve TKN-NH₄-N değerlerinin deşarj limitlerinin üstünde kalması nedeniyle UF ve NF sistemleri ile arıtım çalışmaları yapılmıştır. Burada yapılan çalışmalar üç aşamadan oluşmaktadır, ilkinde ön arıtmadan geçmiş sızıntı suyunun UF'den geçirilmesi, ikinci adımda yine ön biyolojik arıtmadan geçmiş sızıntı suyunun NF'den geçirilmesi, son adımda ise UF çıkış sızıntı suyunun NF'den geçirilmesidir. Tıkanmaya bağlı olarak zamanla membran performansında değişiklik olup olmayacağını belirleyebilmek için aralıklarla numuneler alınmış ve bu numunelerde analizler gerçekleştirilmiştir.

- **KOİ, TOK Değişimleri;**

Çalışmada en etkili KOİ giderme verimi NF'de gözlenmiştir, bu durum MWCO değeri 300 Da olan nanofiltrasyonun bu molekül ağırlığından yüksek ağırlıktaki bileşenleri tutmada UF'ye göre daha etkili olmasıyla açıklanabilir. UF'de KOİ giderme verimi %27 iken, önce UF'den geçen sızıntı suyunun NF'den geçirilmesiyle elde edilen verim %49'dur. Bu, bir kısım yüksek moleküler ağırlığı sahip bileşenlerin UF ile giderildiğini göstermektedir. UF çıkış suyu KOİ'si 2370, NF çıkış KOİ'si, 1128, UF+NF çıkış KOİ'si ise 1157 mg/L bulunmuştur. Bu değerler, deşarj limitlerini sağlamada yetersizdir. Bu durum biyolojik olarak ayıramayan kısmın moleküler ağırlıkları ile ilgilidir. UF ve NF çalışmalarıyla TOK giderim verimlerine bakıldığında UF'de %38, NF'de %81 gibi kayda değer giderim sağlanmıştır.

- **TKN, NH₄-N, TP Değişimleri;**

UF'de yaklaşık %10 TKN, %4 NH₄-N giderimi varken, NF ve UF+NF'de TKN giderimi %40, NH₄-N giderimi %30 civarındadır. NF tarafından amonyum tuzlarının tutulması bu komplekslerin boyutları ile ilgilidir.

TP giderimine bakılacak olursa UF'de yaklaşık %34 giderim varken NF ve UF+NF'de giderim %99 civarında olmuştur. Başlangıçtaki tıkanmaya bağlı olarak UF'de zamanla giderim veriminin arttığı gözlenmiştir.

- **Renk, Bulanıklık, İletkenlik, TDS, Klorür, Alkalinite ve Metallerin Değişimi;**

TDS ve iletkenlik gidermede UF yetersiz kalmış, NF ve UF+NF'de ise yaklaşık %30'luk bir giderme verimi elde edilmiştir. Çözünmüş maddelerden kaynaklanan rengi gidermede UF verimi ortalama %37, NF verimi %90, UF+NF verimi ise %78 bulunmuştur. Bulanıklıkta ise

UF verimi %62, NF ve UF+NF verimi %99 olarak bulunmuştur. UF çıkışı için genel görünüm berrak ve kahverengi, NF çıkışı berrak ve renksizdir.

Alkalinite ve klorür giderme verimlerine bakılacak olursa UF ile bu parametrelerde değişim görülmezken, NF’de sırasıyla %40-%30,5, UF+NF’de ise %44-%35 giderme verimi elde edilmiştir.

UF ve NF’de metal giderimine bakılacak olursa, UF’de %2 ile %68 arasında giderim varken NF’de ise metallerin yüklerine bağlı olarak %10 ile %92 aralığında giderim olmuştur.

Genel olarak bu membranların çıkışında amonyum konsantrasyonları yüksek iken, metal, renk, bulanıklık, iletkenlik, TP konsantrasyonları düşük bulunmuştur ve bu parametrelerin gideriminde yüksek verimler elde edilmiştir.

- **UF ve NF’de Akı Değişimi;**

UF’de yaklaşık ilk 100 dakika içerisinde konsantrasyon polarizasyonu ve kek oluşumu dolayısıyla akı hızlı bir şekilde azalmış, 100. dakikadan sonra yavaş yavaş kararlı hale ulaşmıştır. UF’de akı başlangıç değeri olan 57,3 L/m².sa’ten 23,6 L/m².sa’te düşmüştür, yaklaşık akı azalması %58,8, UF+NF’de akı, yaklaşık 33 L/m².sa’ten 24 L/m².sa’te düşmüştür. UF ön arıtımından geçmesi nedeniyle NF’deki ilk akı yüksektir. NF yüzeyinde tutulan ve biriken organik ve inorganik bileşenler kirlenme eğilimini arttırmış ve akıyı düşürmüştür. Akı azalması yaklaşık %27 civarındadır. Direkt kullanılan NF’de akı, başlangıç değeri olan 29 L/m².sa’ten 23,2 L/m².sa’te düşmüştür, yaklaşık akı azalması %20 civarındadır.

5. Sızıntı Suyunda Yapılan Çeşitli Analizlerin Değerlendirilmesi

Arıtma çalışmaları yapılan sızıntı suyunda, biyolojik ayrışabilirliği belirlemek amacıyla inert KOİ tayini, kullanılan membranların kirlenmelerinin bir göstergesi olan AFM ve SEM fotoğraflarının değerlendirilmesi ve arıtılmış sızıntı suyunun sulama suyu olarak kullanılabilirliğinin araştırılması çalışmaları yapılmış, elde edilen bulgular ve değerlendirmeler aşağıda özetlenmiştir.

- **İnert KOİ Değişimi;**

Sızıntı suyundaki kolay ayrışabilir kısım zamanla azalırken, biyolojik olarak ayrışamayan yüksek moleküler ağırlıklı bileşenlerin miktarı artar, dolayısı ile sızıntı suyunun arıtılabilirliği

güçleşir. Bu nedenle arıtma tesislerinin dizaynında KOİ'nin bileşenlerinin, yani biyolojik olarak parçalanabilen ve parçalanamayan KOİ'nin belirlenmesi faydalı olacaktır.

Yapılan bu çalışmada ise, ham sızıntı suyundaki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ ortalama 2800 mg/L civarında olup toplam KOİ'nin %23'ünü oluşturmaktadır, anaerobik reaktör çıkışında bu oran %67 olarak bulunmuştur.

NF'den giderilemeyen ortalama 1100 mg/L olan KOİ'nin biyolojik olarak ayrışamayan ve membrandan geçebilecek kadar küçük boyutlarda (<300 Da) olduğu sonucuna varılmıştır.

İstanbul'daki depo sahası sızıntı sularında daha önceki yapılan inert KOİ çalışmaları değerlendirildiğinde sızıntı suyundaki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ yüzdesinin zamanla arttığı görülmektedir.

- **AFM ve SEM Fotoğraflarının Değerlendirilmesi;**

Bu çalışmada kullanılan MF, UF ve NF membranlar yapılarındaki değişimleri belirlemek amacıyla çalışma öncesi temiz halleri ve çalışma sonrası kirli halleri SEM ve AFM mikroskopları ile incelenmiş ve yapılan çalışmalar sonucu SEM ve AFM görüntülerinin uyumlu olduğu tespit edilmiştir.

SEM fotoğraflarından da görüleceği üzere, temiz ve kirli membran arasındaki farklılık belirgindir ve membranın üzerinde, makro moleküler yapıli bileşenler, kolloid halindeki kirleticiler ve özellikle iki değerlikli olmak üzere iyonlardan kaynaklanan kirlenme söz konusudur. MF'da partiküler formda kirleticiler tutulabilirken, NF membranda 300 Da'dan büyük boyutlu makro moleküller tutulan kirleticilerdendir.

AFM görüntü analizlerinden yola çıkarak, membran yüzeyindeki ortalama pürüzlülük değeri değerlendirilecek olursa, temiz UF'deki pürüzlülük değerinin temiz NF'den yüksek olduğu, direkt kullanılan NF ve UF'den geçen sızıntı suyunun kullanıldığı NF pürüzlülük değerleri arasında neredeyse yarı yarıya bir farklılık olduğu gözlenmiştir. Bu durum, UF'nin tuttuğu nispeten büyük boyutlardaki kirleticilerin NF'de ilave kirlilik yapmamasıyla açıklanabilir.

- **Sızıntı Suyunun Sulama Suyu Açısından Kullanılabilirliğinin Değerlendirilmesi;**

UF ve NF çıkış sularının sulama suyu olarak kullanılabilirliğinin araştırılması sonunda; yüksek iletkenlik ve klorür konsantrasyonu nedeniyle gerekli kriterleri sağlamadığı, ancak metal içeriğinin çoğunlukla istenilen değerlerde bulunduğu tespit edilmiştir. Bazı sınır değerleri sağlayamadığı için arıtılmış sızıntı suyunun, uygun oranlarda daha iyi kalitedeki su

ile karıştırılmasıyla sulama amaçlı kullanılması ya da yüksek klorür konsantrasyonlarına dayanıklı bazı bitkilerin sulamasında kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.

6. Öneriler

Sızıntı suyu arıtımında, sadece mevcut sızıntı suyu kalitesi ve miktarı göz önüne alınarak arıtma birimlerinin tasarlanması, sızıntı suyu kalitesindeki ve miktarındaki salınımların değişken olması sebebiyle hem genç hem de yaşlı depo sahaları sızıntı sularını arıtabilecek şekilde tasarlanmalıdır. Günümüzde çoğu sızıntı suyu, konvansiyonel kimyasal, biyolojik ya da fiziksel arıtma yöntemleri ile yeterli düzeyde arıtilamaz. Yüksek çıkış standartlarına ulaşabilmek için bu proseslerin kombinasyonlarının tatbik edilmesi gerekir.

MBR'da KOİ'nin istenen limitler doğrultusunda giderilmesi için sızıntı suyunun MBR'a verilmeden önce ozonlama, UV veya bir oksidanla oksitlenerek biyolojik olarak kolay ayrışabilirliğinin artırılmasının, arıtma verimini yükselteceği düşünülmektedir, ayrıca çıkış suyunun aktif karbonla adsorpsiyonu da biyolojik olarak ayrışamayan bileşenlerin gideriminde etkili olacağından önerilmektedir. MBR'da daha küçük gözenekli membran kullanılması durumunda sistemden biyokütle kaçıışının engellenmesi, membranda tutma işlevliğinin artmasıyla MBR'da giderim mekanizmasının daha etkili olacağı öngörülmektedir. Bununla birlikte membran boyutunun küçülmesiyle elde edilecek akı düşmesi, tıkanmaya bağlı sorunların oluşması ve maliyetinin artması beklenmektedir.

Sızıntı suyu arıtma çıkışında amonyum değeri limitlerin üzerinde kaldığından, giderimi için en uygun metotlardan olan amonyak sıyırma veya MAP prosesinin uygulanması tavsiye edilmektedir.

NF çıkış KOİ konsantrasyonu yaklaşık 1100 mg/L olduğundan kanalizasyona deşarj standartlarını sağlamamaktadır. Ancak bu çıkış suyu gerekli oranlarda daha iyi kalitedeki sularla seyreltilerek sulama suyu amacıyla kullanılabilir. Bunun yanı sıra depo sahasına geri devir suyu olarak kullanılabileceği düşünülmektedir. Daha düşük akı sağlayabilmesi ve yüksek enerji ihtiyacına rağmen, ters osmoz uygulamasının istenen deşarj standartlarını sağlaması beklenmektedir.

Literatürdeki çalışmalarda evsel atıksularla sızıntı suyunun farklı oranlarda karıştırılarak arıtılması ile ilgili çalışmalar mevcuttur. Yapılan çalışmalarda kanalizasyon sisteminin kaldırabileceği düşük oranlarda sızıntı suyunun ilavesi ile oluşan atıksuyun evsel atıksu arıtma tesislerinde başarılı bir şekilde arıtılabileceği, bununla birlikte sızıntı suyu yüzdesi

arttıkça sistemin olumsuz etkileneceği ve giderme veriminin dűseceđi vurgulanmıştır. Bu çalışmanın farklı arıtma kademelerinden çıkan sızıntı suyunun kanalizasyona verilmesi durumunda uygun oranların belirlenmesi, sistemi ne yűnde etkileyeceği ve elde edilecek giderme verimlerinin belirlenmesi ile ilgili çalışmalar yapılması faydalı olacaktır.

Sonraki çalışmalarda, araştırılan bu kombine sistemin ekonomik űmrűnűn yanı sıra ilk yatırım ve işletme maliyetinin belirlenmesi ile ilgili çalışmaların yapılması, uygun sistem tasarımına yardımcı olacaktır.

KAYNAKLAR

- Ahn, W. Y., Kang, M. S., Yim, S. K., Choi, K. H., (2002), "Advanced Landfill Leachate Treatment Using an Integrated Membrane Process", *Desalination* 149 109-114.
- Ağdağ, O. N., Sponza, D., (2005a), "Sızıntı Sularının Yukarı Aktif Çamur Yatak / Tam Karışım Tank Reaktör Sistemlerinde Arıtılması", *İTÜ Dergisi/e, Su Kirlenmesi Kontrolü*, Cilt:15, Sayı:1-3, 29-42.
- Ağdağ, O. N., Sponza, D. T., (2005b), "Anaerobic/Aerobic Treatment of Municipal Landfill Leachate in Sequential Two-Stage Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket Reactor (UASB)/Completely Stirred Tank Reactor (CSTR) Systems", *Process Biochemistry* 40, 895–902.
- Aktaş, Ö., (1999), "Powdered Activated Carbon Addition to Activated Sludge in the Treatment of Landfill Leachate", *Boğaziçi Üniversitesi, Master Tezi*.
- Alkalay, D., Guerrero, L., Lema, J. M., Mendez, R., Chamy, R., (1998), "Review: Anaerobic Treatment of Municipal Sanitary Landfill Leachates: The Problem of Refractory and Toxic Components", *World Journal of Microbiology & Biotechnology* 14, 309-320.
- Altınbaş, M., Yangın, Ç., Öztürk, İ., (2002), "Struvite Precipitation from Anaerobically Treated Municipal and Landfill Wastewaters", *Water Science and Technology* Vol 46 No 9 pp 271–278.
- Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B., Judd, S. J., (2004), "Membrane Bioreactors vs Conventional Biological Treatment of Landfill leachate: a Brief Review", *J. Chem. Technol. Biot.* 79, 1043–1049.
- Amokrane A., Comel C. and Veron J., (1997), "Landfill Leachates Pretreatment by Coagulation-Flocculation", *Water Research*, Vol. 31, No. 11, pp. 2775-2782.
- An, Y., Yang, F., Chua, H. C., Wong, F. S., Wu, B., (2008), "The Integration of Methanogenesis with Shortcut Nitrification and Denitrification in a Combined UASB with MBR", *Bioresource Technology* 99, 3714–3720.
- Andreottola, G., & Cannas, P., (1992), "Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate", In T. H. Christensen, R. Cossu, & R. Stegmann (Ed.), *Landfilling of Waste: Leachate*: Chapman & Hall.
- Andres, P., Gutierrez F., Arrabal, C., Cortijo, M., (2004), "Aerobic Biological Treatment of Leachates from Municipal Solid Waste Landfill", *Journal of Environmental Science and Health, Part A—Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, Vol. A39, No. 5, pp. 1319–1328.
- APHA, American Public Health Association, (1995), "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 19th Edition, , Washington DC.
- Atabarut, T., (2000), "Characterization and Incineration of Odayeri Landfill Leachate", *Boğaziçi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi*.
- Badania, Z., Ait-Amara, H., Si-Salahb, A., Brikc, M., Fuchsc W., (2005), "Treatment of Textile Wastewater by Membrane Bioreactor and Reuse", *Desalination* 185 411–417.
- Bai, R., Lim, A. L., (2003), "Membrane fouling and Cleaning in Microfiltration of Activated Sludge Wastewater", *Journal of Membrane Science* 216 279-290.

- Banar, M., Özkan, A., Kürkçüoğlu, M., (2006), "Characterization of the Leachate in an Urban Landfill by Physicochemical Analysis and Solid Phase Environmental Monitoring and Assessment Microextraction-GC/MS", 121: 439–459.
- Barr, M. J., Robinson, H. D., (1999), "Constructed Wetlands for Landfill Leachate Treatment", *Waste Manage.*, 17, 498–504.
- Baumgarten, G., Seyfried, C. F., (1996), "Experiences and New Developments in Biological Pretreatment and Physical Post-Treatment of Landfill Leachate, *Water Sci. Technol.*, 34 445–453.
- Behling, E., Diaz, A., Colina, G., Herrera, M., Gutierrez, E., Chacin, E., Fernandez, N., Forster, C. F., (1997), "Domestic Wastewater Treatment Using a UASB Reactor", *Bioresource Technol.*, 61:239–45.
- Berruete, J. and Castrillon, L., (1992), "Anaerobic Treatment of Leachate in UASB Reactors", *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, Vol. 54, pp. 33-37.
- Berrueta, J., Gutierrez, A., Fueyo, G., (1996), "Anaerobic Treatment of Leachates in a Pilot-Scale UASB: Strategy of Start-up", *Chem. Tech. Biotechnol.*, 67, 302–314.
- Bilgili, M. S., (2006), "Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayırışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devir Uygulamasının Etkisi", Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi.
- Bilgili, M. S., Demir, A., Akkaya, E., Özkaya, B., (2008), "COD Fractions of Leachate from Aerobic and Anaerobic Pilot Scale Landfill Reactors", *Journal of Hazardous Materials* 158, 157-163.
- Bodzek, M., Moysa, E. L., Zamorowska, M., (2006), "Removal of Organic Compounds from Municipal Landfill Leachate in a Membrane Bioreactor", *Desalination* 198 16–23.
- Boero V.J., Eckenfelder Jr. W.W., Bowers A. R., (1991), "Soluble Microbial Product Formation in Biological Systems", *Water Sci. Technol.*, 23:1067-1076.
- Bohdziewicz, J., and Kwarciak, A., (2008), "The Application of Hybrid System UASB Reactor-RO in Landfill Leachate Treatment", *Desalination* 222 128–134.
- Bohdziewicz, J., Neczaj, E., Kwarciak, A., (2008), "Landfill Leachate Treatment by Means of Anaerobic Membrane Bioreactor", *Desalination* 221 559–565.
- Boun, D. L., Christensen, T. H., (2004), "Speciation of Heavy Metals in Landfill Leachate: a Review", *Waste Manage. Res.* 22: 3–23.
- Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks, I., (1999), "Long-term Fate of Organics in Waste Deposits and its Effect on Metal Release", *Science of the Total Environment*, 228 (2-3), 135-152.
- Bruggen, B.V., Lejon, L., Vandecasteele, C., (2003), "Reuse, Treatment, and Discharge of the Concentrate of Pressure-Driven Membrane", *Process. Environ. Sci. Technol.* 37 3733–3738.
- Calace, N., Liberatori, A., Petronio, B.M., Pietroletti, M., (2001a), "Characteristics of Different Molecular Weight Fractions of Organic Matter in Landfill Leachate and Their Role in Soil Sorption of Heavy Metals", *Environmental Pollution*, 113, 331-339.
- Calace, N., Massimiani, A., Petronio, B. M., Pietroletti, M., (2001b), "Municipal Landfill

Leachate- Soil Interactions; a Kinetic Approach”, *Chemosphere*, 1025-1031.

Canziani, R., Emondi, V., Garavaglia, M., Malpei, F., Pasinetti, E., Buttiglieri, G., (2006), “Effect of Oxygen Concentration on Biological Nitrification and Microbial Kinetics in a Cross-Flow Membrane Bioreactor (MBR) and Moving-Bed Biofilm Reactor (MBBR) Treating Old Landfill Leachate”, *Journal of Membrane Science*, 286 202–212.

Castillo, E., Vergara, M., Moreno, Y., (2007), “Landfill Leachate Treatment Using a Rotating Biological Contactor and an Upward-Flow Anaerobic Sludge Bed Reactor”, *Waste Management*, 27, 720–726.

Chae, K. J., Oh, S. E., Lee, S. T., Bae, J. W., Kim, I. S., (2000), “The Optimum Substrate to Biomass Ratio to Reduce Net Biomass Yields and Inert Compounds in Biological Leachate Treatment Under Pure-Oxygen Conditions”, *Bioprocess Engineering*, 23, 235-243.

Chan, G. Y. S., Chang, J., Kurniawan, T. A., Fu, C-X, Jiang, H., Je, Y., (2007), “Removal of Non-Biodegradable Compounds from Stabilized Leachate Using VSEPRO Membrane Filtration”, *Desalination*, 202 310–317.

Chang I. S., Lee, C. H., (1998), “Membrane Filtration Characteristics in Membrane-Coupled Activated Sludge System-The Effect of Physiological States of Activated Sludge on Membrane Fouling”, *Desalination*, 120 221-233.

Chaturapruek, A., Visvanathan, C., Ahn, K. H., (2005), “Ozonation of Membrane Bioreactor Effluent for Landfill Leachate”, *Environment Technology*, 26 (1), 65-73.

Chen, S., Sun, D., Chung, J. S., (2008), “Simultaneous Removal of COD and Ammonium from Landfill Leachate Using an Anaerobic-Aerobic Moving-Bed Biofilm Reactor System”, *Waste Management*, 28, 339-346.

Cheung, K. C., Chu, L. M., Wong, M. H., (1997), “Ammonia Stripping as a Pretreatment for Landfill Leachate”, *Water, Air, and Soil Pollution*, 94: 209–221.

Chian, E., Dewalle, F., (1977), “Characterization of Soluble Organic Matter in Leachate”, *Environ. Sci. Technol.*, 11 (2), 158–162.

Chianese A., Ranauro, R., Verdone, N., (1999), “Treatment of Landfill Leachate by Reverse Osmosis”, *Water Research*, Vol. 33 No. 3, pp. 647-652.

Choudhary M. K., (2005), “Landfill Leachate Treatment Using a Thermophilic Membrane Bioreactor”, PhD, Asian Institute of Technology School of Environment, Resources and Development, Thailand.

Christensen, J. B., Jensen, D. L., Geron, C., Filip, Z., Christensen, T. H., (1998), “Characterization of the Dissolved Organic Carbon in Landfill Leachate Polluted Groundwater”, *Water Res.*, 32 125–135.

Christensen, T. H., Kjeldsen, P., (1989), “Basic Biochemical Processes in Landfills. Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact”, Editörler: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R., Academic Press, London, UK

Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H. J., Heron, G., (2001), “Review: Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes”, *Applied Geochemistry*, 16, 659-718.

Chu, L. M., Cheung, K. C., Wong, M. H., (1994), “Variations in the Chemical Properties of

Landfill Leachate”, *Environmental Management*, 18, 105–117.

Cossu, R., (1989), “Role of Landfilling in Solid Waste Management”, (Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, pp.3-12, edited by Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R., Academic Press, London.).

Cossu, R., Rossetti, D., (2003), “Pilot Scale Eperiences Wtith Sustainable Landfill Based on the PAF Conceptual Model”, Sardinia, 2003.

Çallı, B., (1999), “Anaerobic and Aerobic Treatment of Sanitary Landfill Leachate”, Marmara University, Institute for Graduate Studies in Pure and applied Szience, Master in Science.

Çallı, B., Mertoğlu, B., İnanç, B., (2005), “Landfill Leachate Management in Istanbul: Applications and Alternatives”, *Chemosphere*, 59 819–829.

Çeçen, E., Erdinçler, A., Kılıç, E., (2003), “Effect of Powdered Activated Carbon Addition on Sludge Dewaterability and Substrate Removal in Landfill Leachate Treatment”, *Chemosphere*, 7, 707-713.

Çeçen, F., Çakıroğlu, D., (2001), “Impact of Landfill Leachate on The Co-Treatment of Domestic Wastewater”, *Biotechnology Letters*, 23: 821–826.

Çiçek, N., Franco, J. P., Suidan, M. T., Urbain, V., (1999), “Effect of Phosphorus on Operation and Characteristics of MBR”, *Jour. Env. Eng.*, 8, 738-746.

Dacanal, M., Beal, L. L., (2007), “Comparision Between Anaerobic Fitler (AF) and Anaerobic Filter Associated with Microfiltration Membrane (MAF) Treating Sanitary Landfill Leachate”, *IWA Proceeding*.

Delgado, S., Diaz, F., Villarroel, R., Vera, L., Diaz, R., Elmaleh, S., (2002), “Nitrification in a Hollow-Fibre Membrane Bioreactor”, *Desalination*, 146, 445-449

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

Demir, A., Özkaya, B., Debik, E., Günay, A., Karaaslan, Y., Bilgili, S., Kanat, G., (2001), “Odayeri Düzenli Katı Atık Depo Sahasında Sızıntı Suyu ve Depo Gazı Oluşumu”, *Araştırma Projesi Nihai Raporu*, İstanbul Büyükşehir Belediyesi İSTAÇ A.Ş.-Y.T.Ü. İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü.

Deng, Y., (2007), “Physical and Oxidative Removal of Organics During Fenton Treatment of Mature Municipal Landfill Leachate”, *J. Hazardous Materials*, 146 (1-2):334-340.

Durmuşoğlu, E., Yılmaz, C., (2006), “Evaluation and Temporal Variation of Raw and Pretreated Leachate Quality from an Active Solid Waste Landfill”, *Water, Air and Soil Pollution*, 171:359-382.

Ehrig, H. J., & Scheelhaase, T., (1993), “Pollution Potential and Long Term Behaviour of Sanitary Landfills”, *Fourth International Landfill Symposium*, Sardinia 93, Italy.

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

EPA, (2000), “EPA Landfill Manuals and Landfill Site Design”, 2000.

Fan, H., Shu, H., Yang, H., Chen, W., (2006), “Characteristics of Landfill Leachates in Central Taiwan”, *Science of the Total Environment*, 361 25– 37.

- Fang, H. H. P., Lau, I. W. C., Wang, P., (2005), "Anaerobic Treatment of Hong Kong Leachate Followed by Chemical Oxidation", *Water Science & Technology*, Vol 52 No 10–11 pp 41–49.
- Farquar, G.J., (1988), "Leachate: Production and Characterisation", *Canadian Journal of Civil Engineering*, 16:317-325.
- Fettig, J., Stapel, H., Steinert, C., Geiger, M., (1996), "Treatment of Landfill Leachate by Preozonation and Adsorption in Activated Carbon Columns", *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 34, 9, 33-40.
- Foose, G. J., (1997), "Leakage Rates and Chemical Transport Through Composite Liners", Doctor of Philosophy Dissertation, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Wisconsin Madison.
- Frascari, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G., Nocentini, M., (2004), "Long-term Characterization, Lagoon Treatment and Migration Potential of Landfill Leachate: a Case Study in an Active Italian Landfill", *Chemosphere*, 54, 335–343.
- Fueyo, G., Gutierrez, A., Berrueta, J., (2003), "Kinetics of Anaerobic Treatment of Landfill Leachates Combined with Urban Wastewater", *Waste Manage. Res.* 21 145–154.
- Galvez, A., Zamorano, M., Hontoria, E., Ramos, A., (2006), "Treatment of Landfill Leachate with Aerated and Non-Aerated Submerged Biofilters", *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 41:1129–1144.
- Gas Data Limited, (2000), "LMSxi User Manual", Revision A, 14 December 2000.
- Gendy A., (2003), "Leachate Treatment Using Natural Systems", Doctor of Philosophy thesis, Ontario Canada.
- Gourdon, R., Comel, C., Vermande, P., Veron, J., (1989a), "Kinetics of Acetate, Propionate and Butyrate Removal in the Treatment of a Semi-Synthetic Landfill Leachate on Anaerobic Filter", *Biotechnology and Bioengineering*, 33, 1167-1181.
- Gourdon, R., Comel, C., Vermande, P., Veron, J., (1989b), "Fractionation of the Organic Matter of a Landfill Leachate Before and After Aerobic or Anaerobic Biological Treatment", *Water Res.*, 23 (2), 167–173.
- Gönüllü, M. T., (2004), "Endüstriyel Kirlenme Kontrolü", Cilt 1, Birsen Yayınevi, İstanbul.
- Gönüllü, M. T., Arslankaya, E., İlhan, F., Kurt, U., Apaydın Ö., (2008), "Optimization of Color and Removal from Leachate by Electro-Coagulation Treatment", *Middle East Recycling, Waste & Environmental Management Exhibition & Congress, (RecShow 08)*, February 17-20, Dead Sea – Jordan.
- Griffin, R., Shimp, N. F., Steele, J. D., Ruch, R. R., White, W. A., Hughes, G. M., (1976), "Attenuation of Pollutants in Municipal Landfill Leachate by Passage Through Clay", *Environmental Science & Technology*, 10, 13 1262-1268.
- Günay, A., (2002), "Çöp Depo Sahası Sızıntı Sularının Anaerobik Arıtımı ve $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ Çökeltmesi ile Amonyum Giderimi", Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi.
- Hagmeyer, G., Gimbel, R., (1998), "Modeling the Salt Rejection of Nanofiltration Membranes for Ternary Ion Mixtures and for Single Salts at Different pH Values",

Desalination 117 p. 247.

Hamoda, M. F., Al-Yaqout, A. F., (2001), "Chemical Characteristics of Leachate from Municipal Solid Waste Landfills in Arid Climates", Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.

Hasar, H., Kınacı, C., Ünlü, A., (2003), "Production of Non-biodegradable Compounds Based on Biomass Activity in a Submerged Ultrafiltration Hollow Fibre Membrane Bioreactor Treating Raw Whey", Process Biochemistry, 1631-1638.

Hasar, H., Kınacı, C., (2004), "Comparison of a sMBR and a CASP System for Wastewater Reclamation and Reuse", Filtration + Separation.

Hasar, H., Kınacı, C., (2004), "Empirical Model Representing Microbial Activity in a Submerged MBR Treating Strength Wastewater", Desalination, 170, 161-167.

Henry, J.G., Prasad, D., (2000), "Anaerobic Treatment of Landfill Leachate by Sulfate Reduction", Water Science and Technology, Vol 41 No 3 pp 239-246.

Horan, N. J., Gohar, H., Hill, B., (1997), "Application of a Granular Activated Carbon-Biological Fluidised Bed for The Treatment of Landfill Leachates Containing High Concentrations of Ammonia", Wat. Sci. Tech. Vol. 36, 2-3, 369-375.

İlhan, F., (2007), "Sızıntı Sularının Elektrokoagülasyon Yöntemiyle Arıtılması", Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

İlhan F., Apaydın Ö., Kurt U., Arslankaya E., Gönüllü M.T., (2007), "Treatment of Leachate by Electrocoagulation and Electrooxidation Processes", Third International Conference on Environmental Science and Technology (ICEST), Houston—Texas, USA.

İlhan, F., Kurt, U., Apaydın, Ö., Gönüllü, M. T., (2008), "Treatment of Leachate by Electrocoagulation Using Aluminum and Iron Electrodes", Journal of Hazardous Materials, Vol. 154, 1-3 381-389.

Im, J. H., Woo, H. J., Cho, M. W., Han, K. B., Kim, C. W., (2001), "Simultaneous Organic and Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate Using an Anaerobic-Aerobic System", Wat. Res., Vol. 35, No. 10, pp. 2403-2410.

İnanç, B., Çallı, B., Saatçi, A., (2000), "Characterization and Anaerobic Treatment of Sanitary Landfill Leachate in İstanbul", Water Science and Technology, 41 (3), 223-230.

İnce, O., Germirli, B.F., Kasapgil, B., Anderson, G.K., (1998), "Experimental Determination of the Inert Soluble COD Fraction on a Brewery Wastewater Under Anaerobic Conditions", Env. Tech., 19, pp. 437-442.

İnce, M., (2008), "Düzenli Deponi Sahası Sızıntı Sularının Yüksek Performanslı Kompakt Membran Biyoreaktörlerle Arıtılabilirliğinin Araştırılması", Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Gebze.

Jensen, D. L., and Christensen, T. H., (1999), "Colloidal and Dissolved Metals in Leachate from Four Danish Landfills", Water Research, 33, 2139-2147.

Kabdaşlı, I., Tünay, O., Öztürk, I., Yılmaz, S., Arıkan, O., (2000), "Ammonia Removal from Young Landfill Leachate by Magnesium Ammonium Phosphate Precipitation and Air Stripping", Water Science and Technology, Vol 41 No 1 pp 237-240.

- Kabdaşlı, I., Şafak, A., Tünay, O., (2008), "Bench-Scale Evaluation of Treatment Schemes Incorporating Struvite Precipitation for Young Landfill Leachate", *Waste Management*, 28, 2386–2392
- Kang, K.H., Shin, H.S., Park, H., (2002), "Characterization of Humic Substances Present in Landfill Leachates with Different Landfill Ages and its Implications", *Water Research*, Vol. 36, pp. 4023-4032.
- Karadağ, D., (2007), "Sabit ve Akışkan Yataklı Kolon Reaktörlerde Zeolit Kullanarak Sızıntı Suyundan Amonyak Giderimi", YTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- Karataş, B., Akkuzu, E., Aşık, Ş., (2005), "İzmir Kentsel Arıtılmış Atık Sularının Sulamada Kullanım Olanaklarının İncelenmesi", *Ege Üniv. Ziraat. Fak. Derg.*, 42 (3):111-122.
- Kennedy, K. J., and Lentz, E. M., (2000), "Treatment of Landfill Leachate Using Sequencing Batch and Continuous Flow Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactors", *Wat. Res.*, Vol. 34, No. 14, pp. 3640-3656.
- Kettunen, R. H., Rintala, J. A., (1997), "The Effect of Low Temperature (5-29 degrees C) and Adaptation on the Methanogenic Activity of Biomass", *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, Vol. 48, No. 4, pp. 570-576.
- Kettunen, R. H., and Rintala, J. A., (1998), "Performance of an on-site UASB Reactor Treating Leachate at Low Temperature", *Water Research*, 36 537–546.
- Kettunen, R. H., Hoilijoki, T. H., Rintala, J. A., Keskitalo, P., (1999), "Biological Treatment for Removal of Organic Material and Ammonium from Leachate at Low Temperatures", *Waste Management and Research*, Vol. 17, 6, 487-492.
- Khare, M., Dondero, N. C., (1977), "Fractionation and Concentration from Water of Volatiles and Organics on High Vacuum System: Examination of Sanitary Landfill Leachate", *Environmental Science & Technology*, 11, 8 814-819.
- Kim, Y. H., Han, K. C., Lee, w. K., (2003), "Removal of Organics and Calcium Hardness in Liner Paper Wastewater Using UASB and CO₂ Stripping System", *Process Biochemistry*, 38, 925-931.
- Kjeldsen, P., Christophersen, M., (2001), "Composition of Leachate from Old Landfills in Denmark", *Waste Management and Research*, 19, 249-256.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., (2002), "Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review", *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 32, 297–336.
- Klimiuk, E., Kulikowska, D., (2006), "Organics Removal from Landfill Leachate and Activated Sludge Production in SBR Reactors", *Waste Management*, 26, 1140–1147.
- Klomjek, P., Nitisoravut, S., (2005), "Constructed Treatment Wetland: a Study of Eight Plant Species Under Saline Conditions", *Chemosphere*, 58 585–593.
- Koyuncu, İ., (2001), "Nanofiltrasyon Membranları ile Tuz Gideriminde Organik İyon Etkisi", İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, İstanbul.
- Koyuncu, İ., Wiesner, M. R., Bele, C., Coriton, G., Djafer, M., Cavard, J., (2006), "Bench-Scale Assessment of Pretreatment to Reduce Fouling of Salt-Rejecting Membranes", *Desalination*, Vol.197, 1-3, 94-105.

- Koyuncu, İ., Arıkan, A., Wiesner, M., Rice, C., (2008), "Removal of Hormones and Antibiotics by Nanofiltration Membranes", *Journal of Membrane Science*, 309, 94-101.
- Krug, M. N., Ham, R. K., (1997), "Analysis of Long-Term Leachate Characteristics", *Sardinia 97*,. Sixth International Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Kurniawan, T. A., Lo, W., Chan, G. Y. S., (2006a), "Physico-chemical Treatments for Removal of Recalcitrant Contaminants from Landfill Leachate", *Journal of Hazardous Materials*, B129 80–100.
- Kurniawan, T. A., Lo, W. H., Chan, G. Y. S., (2006b), "Degradation of Recalcitrant Compounds from Stabilized Landfill Leachate Using a Combination of Ozone-GAC Adsorption Treatment", *Journal of Hazardous Materials*, B137 443–455.
- Kwon, O., Lee, Y., Noh, S., (2008), "Performance of the NF-RDM (Rotary Disk Membrane) Module for the Treatment of Landfill Leachate", *Desalination*, 234, 378–385.
- Kylefors, K., Lagerkvist, A. (1997), "Changes of Leachate Quality with Degradation Phases and Time", *Sardinia '97*, Sixth International Landfill Symposium, October 1997, Cagliari, Italy.
- Lagerkvist, A., Kylefors, K., Cossu, R., (1998), "Leachate Recirculation Concepts and Applications", *International Training Seminar, Management and Treatment of MSW Landfill Leachate*, Cini Foundation, Cagliari, Italy.
- Laitinen, N., Luonsi, A., Vilen, J., (2006), "Landfill Leachate Treatment with Sequencing Batch Reactor and Membrane Bioreactor", *Desalination*, 191 86–91.
- Lau, I. W. C., Wang, P., Fang, H. H. P., (2001), "Organic Removal of Anaerobically Treated Leachate by Fenton Coagulation", *J. Environ. Eng. Sci.*, 666–669.
- Lee, C. M., Lin, X. R., Lan, C. Y., Lo, S. C. L., Chan, G. Y. S., (2002), "Evaluation of Leachate Recirculation on Nitrous Oxide Production in the Likang Landfill (China)", *J. Environ. Qual.*, 31, 1502–1508.
- Lema, J. M., Mendez, R., Blazquez, R., (1988), "Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review", *Water, Air, and Soil Pollution*, 40 223-250.
- Li, X. Z., Zhao, Q. L., Hao, X. D., (1999), "Ammonium Removal from Landfill Leachate by Chemical Precipitation", *Waste Management*, 19, 409±415.
- Li, X. Z., Zhao, Q. L., (2001), "Efficiency of Biological Treatment Affected by High Strength of Ammonium-Nitrogen in Leachate and Chemical Precipitation of Ammonium-Nitrogen as Pretreatment", *Chemosphere* 44, 37–43.
- Li, Z., Zhou, S., Qiu, J., (2007), "Combined Treatment of Landfill Leachate by Biological and Membrane Filtration Technology", *Environmental Engineering Science*, Vol. 24, Num. 9.
- Lin, C. Y., Chang, F. Y., Chang, C. H., (2000), "Co-digestion of Leachate With Septage Using a UASB Reactor", *Bioresour Technol.*, 73:175–8.
- Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A., Pinto, A. C. D., (2004), "Fenton's Pre-treatment of Mature Landfill Leachate", *Chemosphere*, 54, 1005-1010.
- Low, E.W., Chase, H.A., (1999), "The Effect of Maintenance Energy Requirements on Biomass Production During Wastewater Treatment", *Water Research*, 33 (3), pp. 847-853.

- Martienssen, M., Schops, R., (1997), "Biological Treatment of Leachate from Solid Waste Landfill Sites-Alterations in the Bacterial Community During the Denitrification Process", *Wat. Res.*, Vol. 31, No. 5, pp. 1164-1170.
- Martin, C. D., Johnson, K. D., Moshiri, G. A., (1999), "Performance of a Constructed Wetland Leachate Treatment System at the Chunchula Landfill, Mobile County (Alabama)", *Water Sci. Technol.*, 40, 67-74.
- Martinen, S.K., Kettunen, R.H., Sormunen, K.M., Soimasuo, R.M. ve Rintala, J.A., (2002), "Screening of Physical-Chemical Methods for Removal of Organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates", *Chemosphere*, 46:851-858.
- Meier, J., Melin, T., Eilers, L. H., (2002), "Nanofiltration and Adsorption on Powdered Adsorbent as Process Combination for the Treatment of Severely Contaminated Wastewater", *Desalination*, 146 361-366.
- Mendez, R., Lema, J. M., Blazquez, R., Pan, M., Forjan, C., (1989), "Characterization, Digestibility and Anaerobic Treatment of Leachates from Old and Young Landfills", *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 21, 145-155.
- Metcalf and Eddy, (2003), "Wastewater Engineering, Treatment and Reuse", Fourth edition, Mc Graw Hill Publishers.
- Mohammad, A. W., Hilal, N., Pei, L. Y., (2004), "Treatment of Landfill Leachate Wastewater by Nanofiltration Membrane", *International Journal of Green Energy*, Vol. 1, No. 2, pp. 251-263.
- Mor, S., Ravindra, K., Dahiya, R. P., and Chandra, A., (2006), "Leachate Characterization and Assessment of Groundwater Pollution Near Municipal Solid Waste Landfill Site", *Environmental Monitoring and Assessment*, 118: 435-456.
- Morais, J. L., Zamora, P. P., (2005), "Use of Advanced Oxidation Processes to Improve the Biodegradability of Mature Landfill Leachates", *Journal of Hazardous Materials*, B123 181-186.
- Moturi, M. C. Z., Rawat, M. and Subramanian, V., (2004), "Distribution and Fractionation of Heavy Metals in Solid Waste from Selected Sites in The Industrial Belt of Delhi, India", *Environ. Monit. Assess.*, 95, 183-199.
- Mudunge, R., (2000), "Comparison of an Anaerobic Baffled Reactor and a Completely Mixed Reactor Start-Up And Organic Loading Tests", *School of Chemical Engineering, University of Natal, Msc Thesis, South Africa, Durban.*
- Nanny, M. A., Ratasuk, N., (2002), "Characterization and Comparison of Hydrophobic Neutral and Hydrophobic Acid Dissolved Organic Carbon Isolated from Three Municipal Landfill Leachates", *Water Res.*, 36 1577-1584.
- Neczaj, E., Kacprzak, M., Lach, J., Okoniewska, E., (2007), "Effect of Sonication on Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in SBR Reactor", *Desalination*, 204, 227-233.
- Noguera D. R., Araki N., Rittmann B. E., (1994), "Soluble Microbial Products (SMP) in Anaerobic Chemo-Stats", *Biotech. Bioeng.*, 44:1040-1047.
- Ortega, L. M., Lebrun, R., Blais, J. F., Hausler, R., (2007), "Treatment of an Acidic Leachate Containing Metal Ions by Nanofiltration Membranes", *Separation and Purification*

Technology, 54 306–314

Ökten, H. E., (2002), “Ardışık Kesikli Reaktörlerde Sızıntı Sularından Biyolojik Azot Gideriminin Modellenmesi”, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.

Özgöçmen, S., (2007), “Düzenli Depolama Sahaları Sızıntı Suları, Kontrol ve Bertaraf Yöntemleri ve bir Uygulama”, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Ankara.

Özkaya, B., (2001), “Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Geri Devir Etkilerinin Tam Ölçekli Bir Sahada (Odayeri) Araştırılması”, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

Özkaya, B., (2004), “Katı Atık Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Geri Devrinin Atıkların Ayrışması ve Sızıntı Suyu Üzerindeki Etkilerinin İncelenmesi”, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.

Öztürk, İ., Arıkan, O. A., Demir, İ., Demir, A., (1997), “İstanbul Büyükşehir Belediye Başkanlığı İstanbul Evsel Katı Atıklarında Havasız Ortamda Kompostlaşabilirlik ve Biyoenerji Geri Kazanımı ile Mevcut Düzenli Depolama Sahaları (Kömürcüoda ve Odayeri) Sızıntı Suyu Arıtımı Araştırması Projesi, Sızıntı Sularının Arıtılması, Fizibilite Raporu”, İTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.

Öztürk, İ., (1999), “Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları”, Su Vakfı Yayınları, İstanbul.

Öztürk, M., (2003), “Ters Osmoz Sistemlerle Suların Arıtımı”, Ders Notları, İstanbul.

Öztürk, I., Altınbaş, M., Arıkan, O., Demir, A., (1999), “Anaerobic UASBR Treatment of Young Landfill Leachate”, Fresenius Environmental Bulletin, 8 (5-6), 389–396.

Öztürk, İ., Altınbaş, M., Koyuncu, İ., Arıkan, O., Yangın Gömeç, Ç., (2003), “Advanced Physico-Chemical Treatment Experiences on Young Municipal Landfill Leachates”, Waste Management, 23, 441–446.

Öztürk İ., Timur H., Koşkan U., (2005), “Atıksu Arıtımının Esasları” Çevre ve Orman Bakanlığı, 2005.

Palma, L. D., Ferrantelli, P., Merli, C., Petrucci, C., (2002), “Treatment of Industrial Landfill Leachate by Means of Evaporation and Reverse Osmosis”, Waste Management, 22 951–955.

Papini, M. P., Majone, M., & Rolle, E., (2001), “Kaolinite Sorption of Cd, Ni and Cu from Landfill Leachates: Influence of Leachate Composition”, Water Science and Technology, 44, 343–350.

Park, J. K., Wang, J., Novotny, G., (1997), “Wastewater Characterization for Evaluation of Biological Phosphorus Removal”, Wisconsin Department of Natural Resources, Research Report 174.

Peters, T., A., (1998), “Purification of Landfill Leachate with Reverse Osmosis and Nanofiltration”, Desalination, 119, 289-293.

Poiel, D., Courant, P., Primi, C., Mandin, J. M., (1999), “Various Leachate Treatment Plants in France”, Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 4-8 October 1999.

- Pouliot, J. M., (1999), "Biological Treatment of Landfill Leachate", Master thesis, Ontario, Canada.
- Primo, O., Rueda, A., Rivera, M. J., Ortiz, I., (2008), "An Integrated Process, Fenton Reaction-Ultrafiltration, for the Treatment of Landfill Leachate: Pilot Plant Operation and Analysis", *Ind. Eng. Chem. Res.*, 47, 946-952.
- Reinhart D. R., (1993), "A Review of Recent Studies on the Sources of Hazardous Compounds Emitted from Solid Waste Landfills: A U.S. Experience", *Waste Management & Research*, 11:257-268.
- Reinhart D. R., (1996), "Full-Scale Experiences with Leachate Recirculating Landfills: Case Studies", *Waste Management & Research*, 14, 347-365.
- Reinhart, D. R., and Townsend, T. G., (1998), "Landfill Bioreactor Design and Operation", CRC Press Lewis Publ, New York.
- Reinhart, D. R., and Grosh, C.J., (1998), "Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality", Florida Center For Solid and Hazardous Waste Management, Final Report 97-3.
- Reinhart, D. R., and Pohland, F. G., (1991), "The Assimilation of Organic Hazardous Wastes Codisposed with Municipal Refuse", *Journal of Industrial Microbiology*, 8: 193.
- Renou, S., Poulain, S., Givaudan, J. G., Moulin, P., (2008a), "Treatment Process Adapted to Stabilized Leachates: Lime Precipitation-Prefiltration-Reverse Osmosis", *Journal of Membrane Science*, 313, 9-22.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., (2008b), "Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity", *Journal of Hazardous Materials*, 150 468–493.
- Resmi Gazete (1991), 20748 sayılı Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Teknik Usuller Tebliği, Ankara.
- Revans, A., Ross, D., Gregory, B., Meadows, M., Harries, C., Gronow, J., (1999), "Long Term Fate of Metals in Landfill", *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy*
- Rivas, F. J., Beltran, F., Gimeno, O., Acedo, B., Carvalho, F., (2003), "Stabilized Leachates: Ozone-Activated Carbon Treatment and Kinetics", *Water Research*, 37 4823-4834.
- Rivas, F., Beltran, F., Carvalho, F., Acedo, B., Gimeno, O. (2004), "Stabilized Leachates: Sequential Coagulation-Flocculation + Chemical Oxidation Process", *J. Hazard. Mater.*, 116, 95–102.
- Robinson, H. D., Gronow, J. R., (1998), "Leachate Composition from Different Landfills", *International Training Seminar, Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, Cini Foundation, Cagliari, Italy*.
- Rowe, R. K., (1998), "Geosynthetics and the Minimization of Contaminant Migration Through Barrier Systems Beneath Solid Waste", In: *Proceedings of the Sixth International Conference on Geosynthetics, Atlanta, Industrial Fabrics Association International, St. Paul, MN*, pp. 27–102.
- Salem, Z., Hamouri, K., Djemaa, R., Allia, K., (2008), "Evaluation of Landfill Leachate Pollution and Treatment", *Desalination*, 220, 108–114.

- Schoeman, J. J., Steyn, A., Makgae, M., (2005), "Evaluation of Elektrodialysis for Treatment of an Industrial Solid Waste Leachate", *Desalination*, 186, 273-289.
- Setiadi, T., Fairus, S., (2003), "Hazardous Waste Landfill Leachate Treatment Using an Activated Sludge-Membrane System", *Water Science and Technology*, Vol 48 No 8 pp 111-117.
- Shaohua, C., and Junxin, L., (2006), "Landfill Leachate Treatment by MBR: Performance and Molecular Weight Distribution of Organic Contaminant", *Chinese Science Bulletin*, Vol. 51 No. 23 2831-2838.
- Slomczynska, B., Slomczynski, T., (2004), "Review, Physico-Chemical and Toxicological Characteristics of Leachates from MSW Landfills", *Polish Journal of Environmental Studies*, Vol. 13, No. 6, 627-637.
- Sormunen, K., Ettala, M., Rintala, J., (2008), "Internal Leachate Quality in a Municipal Solid Waste Landfill: Vertical, Horizontal and Temporal Variation and Impacts of Leachate Recirculation", *Journal of Hazardous Materials*, 160, 601-607
- Sponza, D. T., Işık, M., (2002), "Decolorization and Azo Dye Degradation by Anaerobic/Aerobic Sequential Process", *Enzyme and Microbial Technology*, 102- 110.
- Statom, R. A., Thyne, G. D., McCray, J. E., (2004), "Temporal Changes in Leachate Chemisstry of a Municipal Solid Waste Landfill Cell in Florida, USA", *Environmental Jeology*, 45:982-991.
- Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, (2004), sayı 25687, Resmi Gazete.
- Tabet, K., Moulin, P., Vilomet, J. D., Amberto, A., Charbit, F., (2002), "Purification of Landfill Leachate With Membrane Processes: Preliminary Studies for an Industrial Plant", *Separation Science and Technology*, 37(5), 1041-1063.
- Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I., (2002), "A Field Investigation of the Quantity and Quality of Leachate from a Municipal Solid Waste Landfill in a Mediterranean Climate (Thessaloniki, Greece)", *Advances in Environmental Research*, 6 207-219.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D., (2003), "Wastewater Engineering, Treatment and Reuse", Metcalf and Eddy, McGraw Hill, Inc., (4 th ed.) USA.
- Tchobanoglous, G., Theisen,H., and Vigil, S. A., (1993), "Integrated Solid Waste Managment, Engineering Principles and Management Issues", McGraw-Hill, New York.
- Thörneby, L., Hogland, W., Stens, J., Mathiasson, L., Somogyi, P., (2003), "Design of a Reverse Osmosis Plant for Leachate Treatment Aiming for Safe Disposal", *Waste Management & Research*, 21 : 424-435.
- Timur, H., (1997), "Anaerobic Treatment Kinetics of Municipal Landfill Leachate", İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- Timur, H., Öztürk, İ., (1999), "Anaerobic Sequencing Batch Reactor Treatment of Landfill Leachate", *Water Research*, Vol. 33, No. 15, pp. 3225-3230.
- Trebouet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., Maleriat, J. P., Quemeneur, F., (1999), "Effect of Operating Conditions on the Nanofiltration of Landfill Leachates: Pilotscale Studies", *Environ. Technol.*, 20 587-596.

- Trebouet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., Quemeneur, F., (2001), "Stabilized Landfill Leachate Treatment by Combined Physicochemical-Nanofiltration Processes", *Water Research*, Vol. 35, No. 12, pp. 2935-2942.
- Tsilogeorgis, J., Zouboulis, A., Samaras, P., Zamboulis, D., (2008), "Application of a Membrane Sequencing Batch Reactor for Landfill Leachate Treatment", *Desalination*, 221 483–493.
- Tüylüoğlu, B. S., (2001), "Eysel Katı Atık Sızıntı Sularının Havasız Çamur Yataklı Reaktörle Arıtımı", İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- Tizaoui, C., Bouselmi, L., Mansouri, L., Ghrabi, A., (2007), "Landfill Leachate Treatment with Ozone and Ozone/Hydrogen Peroxide Systems", *Journal of Hazardous Materials*, 140 316–324.
- Ushikoshi, K., Kobayashi, T., Uematsu, K., Toji, A., Kojima, D., Matsumoto, K., (2002), "Leachate Treatment by the Reverse Osmosis System", *Desalination*, 150 121-129.
- Vasel, J. L., Jupsin, H., Annachhatre, A. P., (2004), "Nitrogen Removal During Leachate Treatment: Comparison of Simple and Sophisticated Systems", *Water Science Technology*, 50 (6), 45-52.
- Visvanathan, C., Choudhary, M. K., Montalboa, M. T., Jegatheesan, V., (2007), "Landfill Leachate Treatment Using Thermophilic Membrane Bioreactor", *Desalination*, 204 8–16.
- Warith, M. A., Smolkin, P. A., Caldwell, J. G., (2001), "Effect of Leachate Recirculation on Enhancement of Biological Degradation of Solid Waste: Case Study, Pract. Periodical Hazard. Toxic Radioact.", *Waste Manage.*, 5, 40–46.
- Wang, F., El-Din, M. G., Smith, D. W., (2004a), "Ozonation of Biologically Treated Landfill Leachate: Treatment Efficiency and Molecular Size Distribution Analysis", *Environ. Technol.*, 25, 1277–1283.
- Wang, F., El-Din, M.G., Smith, D.W., (2004b), "Oxidation of Aged Raw Landfill Leachate with O₃ Only and O₃/H₂O₂: Treatment Efficiency and Molecular Size Distribution Analysis", *Ozone: Science and Engineering*, 26:287–298.
- Wang, F., Smith, D. W., El-Din, M. G., (2006), "Aged Raw Landfill Leachate: Membrane Fractionation, O₃ Only and O₃/H₂O₂ Oxidation, and Molecular Size Distribution Analysis", *Water Research*, 40, 463-474.
- Welander, U., Henrysson, T., Welander, T., (1998), "Biological Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate in a Pilot Scale Suspended Carrier Biofilm Process", *Water Research*, Vol. 32. No 5., 1564-1570.
- Wens, P., De Langhe, P., Staelens, B., (2001), "Biological Treatment of Leachate by Means of a Biomembrane Reactor", *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Wentzel, M.C., Mbewe, A., Lakay, M.T., Ekama, G.A., (1999), "Batch Test for Characterisation of the Carbonaceous Materials in Municipal Wastewaters", *Water SA*, 25 (3), 327-336.
- Wichitsathian, B., Sindhuja, J., Visvanathan, C., Ahn, K. H., (2004), "Landfill Leachate Treatment by Yeast and Bacteria Based Membrane Bioreactors", *Journal of Environmental Science and Health, Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, Vol.

A39, No. 9, pp. 2391–2404.

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

Wintgens, T., Gallenkemper, M., Melin, T., (2003), “Occurrence and Removal of Endocrine Disrupters in Landfill Leachate Treatment Plants”, *Water Science and Technology*, Vol 48 No 3 pp 127–134.

Xu, Y. D., Yue, D. B., Zhu, Y., Nie, Y. F., (2006), “Fractionation of Dissolved Organic Matter in Mature Landfill Leachate and its Recycling by Ultrafiltration and Evaporation Combined Processes”, *Chemosphere*, 64 903–911.

Yalılı, M., Kestioğlu, K., Mert, B. K., (2006), “Sızıntı Sularının Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılabilirliğinin Respirometrik Yöntemle İzlenmesi”, *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, Cilt 11, Sayı 1.

Yan, C. T., and Jen, J. F., (1992), “Determination of Volatile Fatty Acids in Landfill Leachates by Gaz Chromatography with Distillation Pretreatment”, *Analytica Chimica Acta*, 259, 259-264.

Yıldız, Ş., (2000), “Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Oluşan Çöp Sızıntı Suları ve Arıtılması”, *Gebze İleri Teknoloji Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi*.

Yıldız, Ş., Balahorli, V., (2008), “Çöp Sızıntı Sularının Membranbiyoreaktör (MBR)+Nanofiltrasyon Sistemi ile Nihai Arıtımı”, *Kent Yönetimi, İnsan ve Çevre Sorunları’08 Sempozyumu*.

Yılmaz, S., (1999), “Common Anaerobic-Chemical Treability of Municipal Sewage and Landfill, Leachate”, *İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi*.

Yılmaz, G., (2000), “Katı Atık Sızıntı Sularından Biyolojik Azot Giderimi”, *İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi*.

Youcai, Z., Jianggying, L., Renhua, H., Guowei, G., (2000), “Long-term Monitoring and Prediction for Leachate Concentrations in Shanghai Refuse Landfill”, *Water Air and Soil Pollution*, 122:281-297.

Ziyang, L., Youcai, Z., (2007), “Size-Fractionation and Characterization of Refuse Landfill Leachate by Sequential Filtration Using Membranes with Varied Porosity”, *Journal of Hazardous Materials*, 147 257–264.

Zouboulis, A.I., Chai, X. L., Katsoyiannis, I. A., (2004), “The Application of Biofloculant for the Removal of Humic Acids from Stabilized Landfill Leachates”, *J. Environ. Manage.*, 70, 35–41.

İnternet Kaynakları;

<http://www.istanbul.edu.tr/eng/metalurji/sem.html>.

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) (2006), 2006 Yılına Ait Belediye Katı Atık İstatistikleri Anketi Geçici Sonuçları,

http://www.tuik.gov.tr/PreIstatistikTablo.do?istab_id=496

Baig, S., Thiéblin, E., Zuliani, F., Jenny, R., Coste ,C. “Landfill Leachate Treatment: Case Studies”,

<http://www.ozonia.com/library/leachate-e.pdf>.

Environmental Protection Agency (EPA), USA, EPA Economic Analysis of Final Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Landfills Point Source Category, 2005,

<http://www.epa.gov/cgi-bin/claritgw?op=Display&document=lserv:OW:0486;&rank=4&template=epa>

Environmental Protection Department (EPD), Hong Kong Special Administrative Region (HKSAR), Technical Memorandum Standards for Effluents Discharged into Drainage and Sewerage Systems, Inland and Coastal Water, 2005,

<http://www.legislation.gov.hk/blisind.nsf/e1bf50c09a33d3dc482564840019d2f4/034c887c9e2774078825648a005d23b4?OpenDocument>.

International Finance Corporation Multilateral Investment Guarantee Agency the Office of the Compliance Advisor Ombudsman

http://www.cao-ombudsman.org/pdfs/Annex_E.pdf

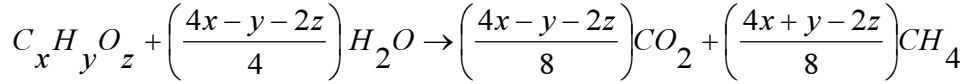
FAO-Food and Agriculture Organization; Dünya Gıda ve Tarım Teşkilatı

<http://www.fao.org/docrep/t0551e/t0551e04.htm#2.4%20water%20quality%20guidelines%20for%20maximum%20crop%20production>

EKLER

Ek 1 KOİ Kütle Dengesi

Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), su ve atıksuların karakterizasyonunda, organik kirlilik derecesini belirlemede kullanılan önemli parametrelerden biridir. Moleküler formülü $C_xH_yO_z$ olan organik maddelerin havasız ortamda parçalanması denklemi aşağıdaki şekilde yazılabilir;



Atıksuyun anaerobik ayrışması oluşan metan miktarıyla direkt ilişkilidir ve organik maddenin parçalanması neticesinde oluşan CH_4 miktarının nihai oksijen ihtiyacına eşit olduğu denklemden görülmektedir. Sonuç olarak organik maddenin teorik oksijen ihtiyacı şu şekilde hesaplanabilir (Mudunge, 2000) ;

$$KOİ = \frac{8(4x + y - z)}{12x + y + 16z} mgKOİ / mgC_xH_yO_z$$

Karalı halde reaktöre giren toplam KOİ çıkan KOİ'ye eşit olup, reaktör KOİ dengesi;

$$KOİ_{giriş} = KOİ_{çıkış} + KOİ_{metan}$$

Şeklinde yazılabilir (Mudunge, 2000).

$KOİ_{giriş}$: reaktöre giren atıksuyun KOİ'si,

$KOİ_{çıkış}$: reaktörden çıkan arıtılmış suyun KOİ'si

$KOİ_{metan}$: oluşan biyogazdaki metanın teorik KOİ eşdeğeridir.

KOİ metan değerini bulmak için hacimsel olarak ölçülen metanın, ideal gaz denklemi yardımıyla molar eşdeğerinin bulunmasıyla elde edilir.

$$P.V = n.R.T$$

$$n = \frac{P.V}{R.T}$$

P: Basınç: 1 atm

V: Günde üretilen metan: L/gün

R: Gaz sabiti: 82,0587mL.atm/ °K

T: Sıcaklık=273+35: 308 °K

n: Metanın mol sayısı

1 mol metanın (16gr) oksidasyonu için 2 mol O₂ (64 gr) gerekmektedir. Böylece 1 gr metanın teorik KOİ değeri 4 gr olmaktadır.

Örnek Hesaplama

484. gündeki KOİ kütle dengesi;

KOİ_{giriş}

Giriş KOİ = 9300 mg/L

Giriş debisi = 3 L/gün

$$9300 \frac{mgKOİ}{L} \times \frac{grKOİ}{1000mgKOİ} \times 3 \frac{L}{gün} = 27,9grKOİ / gün$$

9300 mg KOİ/L x

KOİ_{çıkış}

Çıkış KOİ = 3600 mg/L

Çıkış debisi = 3 L/gün

$$3600 \frac{mgKOİ}{L} \times \frac{grKOİ}{1000mgKOİ} \times 3 \frac{L}{gün} = 10,8grKOİ / gün$$

KOİ_{metan}

Günde oluşan biyogaz miktarı = 9 L/gün

Biyogazdaki metan yüzdesi = % 65 → 0,65 x 9 = 5,85 L/gün

$$n = \frac{P.V}{R.T} = \frac{1atm \times 5,85L / gün \times 1000}{82,057ml.atm / K \times 308K} = 0,23 \text{ mol/gün}$$

1 mol metan 16 gr ise

0,23 mol metan 3,7gr'dır.

1 gr CH₄ 4 gr O₂ gerektirdiğinden (1 gr CH₄'ün teorik KOİ'si 4 gr),

$$3,7 \text{ gr CH}_4/\text{gün} \times 4 \text{ gr KOİ} / \text{gr CH}_4 = 14,8 \text{ gr KOİ/gün}$$

$$KOİ_{\text{giriş}} = KOİ_{\text{çıkış}} + KOİ_{\text{metan}}$$

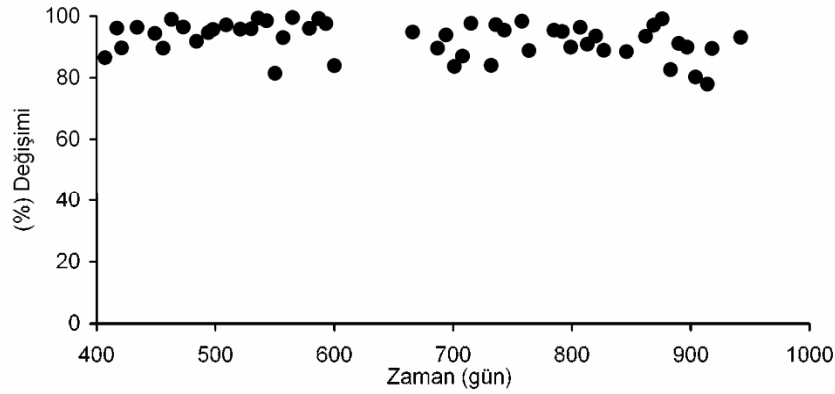
$$KOİ_{\text{giriş}} = 27,9 \text{ g rKOİ/gün}$$

$$KOİ_{\text{çıkış}} + KOİ_{\text{metan}} = 14,8 \text{ gr KOİ/gün} + 10,8 \text{ gr KOİ/gün} = 25,6 \text{ gr KOİ/gün bulunmuştur}$$

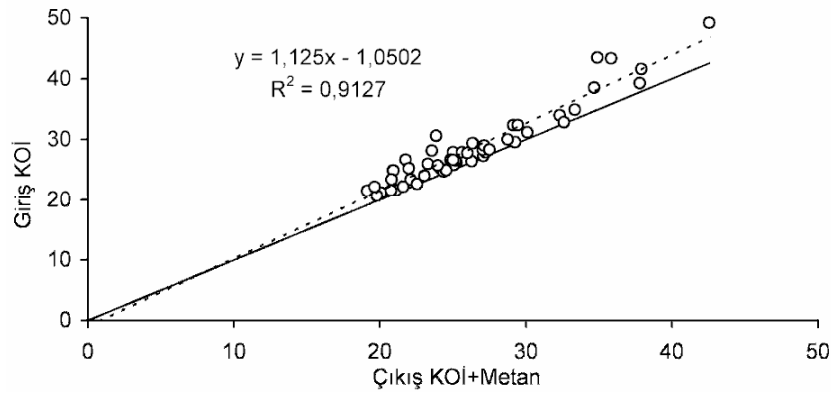
$$KOİ \text{ kütle dengesi yüzdesi (\%)} = (KOİ_{\text{çıkış}} + KOİ_{\text{metan}}) / KOİ_{\text{giriş}}$$

→ 484. gündeki KOİ kütle dengesi yüzdesi % 91,8 olarak bulunmuştur.

KOİ kütle dengesi yüzdesi değişiminin örnek gösterimi (400-1000. gün aralığı) ve giren KOİ ile çıkan KOİ+oluşan metan arasındaki korelasyon aşağıdaki şekillerde verilmiştir. Genel olarak %90'ların üzerinde bir korelasyon elde edilmiştir.



KOİ kütle dengesi yüzdesinin zamanla değişimi



Giren KOİ ile çıkan KOİ+oluşan metan arasındaki korelasyon

Ek 2 UF NF Çalışmaları İçin Kullanılan Düzenegın Resimleri

Akı Ölçümleri ve Membranın Takılması





Membranın Etil alkolde Bekletilerek Kullanıma Hazırlanması



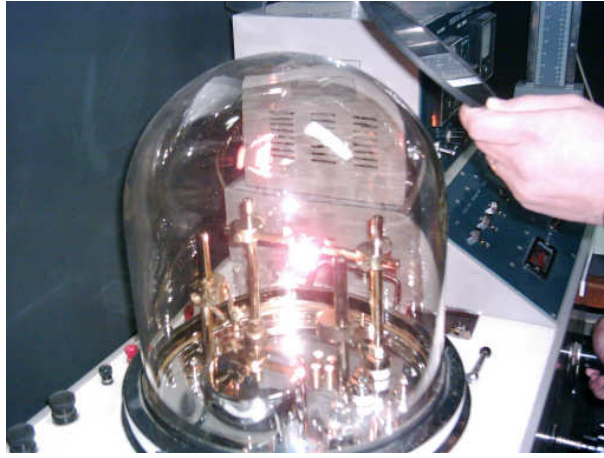
Membranın Hazneye Takılması

Ek 3 SEM Fotoğrafları İçin Kullanılan Düzenneğin Resimleri

JSM-5410 LV SEM Markalı Cihaz



Altın Kaplama Ünitesi



Altın Kaplama İşlemi



Ek 4 Kullanılan MF Membran

ÖZGEÇMİŞ

Doğum tarihi 31.12.1977

Doğum yeri İstanbul

Lise 1992-1995 Ümraniye Nevzat Ayaz Lisesi

Lisans 1995-1999 İstanbul Üniversitesi Mühendislik Fak.
Çevre Mühendisliği Bölümü

Yüksek Lisans 2001-2003 Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri
Enstitüsü Çevre Müh. Anabilim Dalı

Doktora 2003- 2009 Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri
Enstitüsü Çevre Müh. Anabilim Dalı

Çalıştığı kurum(lar)

2002-Devam ediyor YTÜ İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü
Araştırma Görevlisi