KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

MAKİNA MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

MEMBRAN BİYOREAKTÖR SİSTEMİ İLE ÇÖP SIZINTI SUYU ARITIMI VE NANOFİLTRASYON KONSANTRESİ İÇİN İLERİ ARITMA YÖNTEMLERİNİN GELİŞTİRİLMESİ

ŞAHAN DEDE

KOCAELİ 2017

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

MAKİNE MÜHENDİSLİĞİ

ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

MEMBRAN BİYOREAKTÖR SİSTEMİ İLE ÇÖP SIZINTI SUYU ARITIMI VE NANOFİLTRASYON KONSANTRESİ İÇİN İLERİ ARITMA YÖNTEMLERİNİN GELİŞTİRİLMESİ

ŞAHAN DEDE

Prof. Dr. K. Süleyman YİĞİT
Danışman, **Kocaeli Üniversitesi** .....

Prof. Dr. Murat HOŞÖZ
Jüri Üyesi, **Kocaeli Üniversitesi** .....

Doç. Dr. Cenk Çelik
Jüri Üyesi, **Kocaeli Üniversitesi** .....

Prof. Dr. Mehmet KOBYA
Jüri Üyesi, **Gebze Teknik Üniversitesi** .....

Yrd. Doç. Dr. Ünal UYSAL
Jüri Üyesi, **Sakarya Üniversitesi** .....

Tezin Savunulduğu Tarih: 26.12.2017

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Evsel katı atık depolama sahaları çöp sızıntı suyunun membran biyoreaktör sistemi ile arıtılması ve bu tesislerden çıkan nanofiltrasyon konsantresi için ileri arıtma yöntemlerinin geliştirilmesi teze konu alınmış olup çöp sızıntı suyu arıtma uygulamalarına katkı sağlaması ve arıtma tesislerini işleten belediyelere faydalı bir kaynak olması temenni edilmektedir.

Tez çalışmaları süresince; öncelikle lisans öğrenciliğimden itibaren kendisinden istifade ettiğim ve samimiyetle saygı duyduğum tez danışman hocam sayın Prof. Dr. K. Süleyman Yiğit beye, desteklerini esirgemeyen Kocaeli Üniversitesi Çevre Bölümü emekli öğretim üyesi Sayın Mithat BAKOĞLU hocama, Prof. Dr. Sevil Veli ve Prof. Dr. Mehmet Kobya hocalarıma ve tez izleme komitesi jüri hocalarım sayın Prof. Dr. Murat Hoşöz, Doç. Dr. Cenk Çelik ve araştırma görevlisi Özgür Kaplan beylere teşekkür ederim.

Deneysel çalışmalarının tamamı İZAYDAŞ arıtma tesisi sahaları ve laboratuvarında yapılmıştır. Başta İZAYDAŞ yönetimi olmak üzere, deneysel çalışma ve analiz ölçümlerinde desteği olan İZAYDAŞ çalışanlarına teşekkür ederim.

Ayrıca, tez çalışmalarım süresince sabır ve anlayışlarından dolayı aileme teşekkürlerimi sunuyorum.

Şubat - 2018 Şahan DEDE

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR i
İÇİNDEKİLER ii
ŞEKİLLER DİZİNİ iv
TABLOLAR DİZİNİ vi
SİMGELER VE KISALTMA DİZİNİ vii
ÖZET viii
ABSTRACT ix
GİRİŞ 1
1. GENEL BİLGİLER 4
1.1. Evsel Katı Atıkların Bertarafı 4
1.2. Çöp Sızıntı Suyu ve Arıtma Yöntemleri 8
1.2.1. Biyolojik arıtma 16
1.2.2. Fiziksel - kimyasal arıtma 21
1.2.3. Membran Biyoreaktör arıtma 23
1.3. Nanofiltrasyon Konsantresi ve Arıtım Yöntemleri 30
1.3.1. Nanofiltrasyon konsantresinin elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması 35
1.3.1.1. Elektrokoagülasyon prosesini etkileyen faktörler 39
1.3.2. Nanofiltrasyon konsantresinin sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon yöntemi ile arıtılması 41
1.3.2.1. Adsorpsiyon prosesine etki eden parametreler 42
1.3.2.2. Adsorpsiyon izotermleri 45
2. MALZEME VE YÖNTEM 49
2.1. Çöp Sızıntı Suyu Karakteristiği 50
2.2. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Biyolojik + Kimyasal Arıtma Prototip Düzeneği 51
2.3. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Elektrokoagülasyon Prototip Deney Düzeneği 53
2.4. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Batık Membran MBR Prototip Deney Düzeneği 55
2.5. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Büyük Ölçekli MBR Arıtma Tesisi 56
2.6. Nanofiltrasyon Konsantresi Karakteristiği 63
2.7. Nanofiltrasyon Konsantresi Arıtımı Elektrokoagülasyon Deney Düzeneği 65
2.8. Nanofiltrasyon Konsantresi Arıtımı Sabit Aktif Karbon Kolonu Adsorpsiyon Deney Düzeneği 66
2.9. Analiz Yöntemleri 68
3. BULGULAR VE TARTIŞMA 70
3.1. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Biyolojik+Kimyasal Arıtma Deneysel Çalışma Sonuçları 70
3.2. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Elektrokoagülasyon Deneysel Çalışma Sonuçları 73

3.3. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Batık Membran MBR Deneysel Çalışma Sonuçları 74
3.4. İZAYDAŞ MBR Çöp Sızıntı Suyu Arıtma performansı 76
3.5. Nanofiltrasyon Konsantresi Arıtımı Elektrokoagülasyon Yöntemi Deneysel Çalışma Sonuçları 79
3.6. Nanofiltrasyon Konsantresi Arıtımı Sabit Aktif Karbon Kolonu Adsorpsiyon Yöntemi Deneysel Çalışma Sonuçları 86
3.6.1. Nanofiltrasyon konsantresinin farklı basınç, debi ve temas sürelerde sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon deneysel çalışmaları 86
3.6.2.Nanofiltrasyon konsantresinin zamana göre sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyonu deneysel çalışmaları 91
3.6.3. Nanofiltrasyon konsantresinin farklı pH değerlerinde adsorpsiyon deneysel çalışmaları 94
3.6.4. Nanofiltrasyon konsantresine ozon verilmesi çalışmaları 96
3.6.5. Farklı adsorbent malzemeleri ile yapılan adsorpsiyon deneysel çalışmaları 98
3.6.6. Sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon çıkışı NF konsantresi inert KOİ durumu 99
4. NANOFİLTRASYON KONSANTRESİ ARITIMI TESİS TASARIMI 101
4.1. Elektrokoagülasyon Tesis Tasarımı 101
4.2. Sabit Aktif Karbon Kolonu Adsorpsiyon Tesis Tasarımı 104
4.3. Elektrokoagülasyon ve Sabit Aktif Karbon Kolonu Adsorpsiyon Tesislerin Maliyet Analizi 107
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER 114
KAYNAKLAR 118
EKLER 124
KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER 130
ÖZGEÇMİŞ 131

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1. Evsel katı atık depolama sahası zemin kesiti 6
Şekil 1.2. Klasik evsel atık su arıtma prosesi akış diyagramı 19
Şekil 1.3. Membran sistem tipleri 24
Şekil 1.4. Membran geçirgenlik boyutları 25
Şekil 1.5. Nanofiltrasyon membran kesiti görünümü 26
Şekil 1.6. Basınçla çalışan membran prosesi 30
Şekil 1.7. Membran konsantresinin bertaraf yöntemleri 33
Şekil 1.8. EC Proses bileşenleri ve kirletici giderim mekanizması 38
Şekil 1.9. Çeşitli boyutlarda üretilen aktif karbonlar 44
Şekil 1.10. Aktif karbon gözenek ya pısından görünüm 45
Şekil 1.11. Aktif karbon üretildiği malzemeler 45
Şekil 2.1. Biyolojik+Kimyasal arıtma prototip deney düzeneği akım şeması 51
Şekil 2.2. Biyolojik+Kimyasal arıtma prototip deney düzeneği 52
Şekil 2.3. Elektrokoagülasyon arıtma prototip deney düzeneği akış şeması 54
Şekil 2.4. Elektrokoagülasyon arıtma prototip deney düzeneği 54
Şekil 2.5. Batık Membran MBR arıtma prototip deney düzeneği akış şeması 55
Şekil 2.6. Batık membran MBR arıtma prototip deney düzeneği 56
Şekil 2.7. Çöp sızıntı suyu MBR arıtma tesisi akış şeması 57
Şekil 2.8. MBR çöp sızıntı suyu arıtma tesisi 57
Şekil 2.9. MBR çöp sızıntı suyu arıtma tesisi 57
Şekil 2.10. MBR arıtma tesisi ultrafiltrasyon membranları 59
Şekil 2.11. MBR arıtma tesisi nanofiltrasyon membranları 60
Şekil 2.12. Elektrokoagülasyon deney düzeneği 65
Şekil 2.13. Sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon deney düzeneği akış şeması 66
Şekil 2.14. Sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon deney düzeneği 67
Şekil 2.15. Analiz cihazlarından görünüm - test kitleri, termoreaktör ve pH metre 68
Şekil 3.1. Biyolojik + FK arıtma KOİ giderim grafiği 71
Şekil 3.2. Biyolojik + FK arıtma AKM çıkış grafiği 71
Şekil 3.3. Biyolojik + FK arıtma KOİ pH çıkış grafiği 72
Şekil 3.4. Elektrokoagülasyon arıtma KOİ giderim grafiği 73
Şekil 3.5. Batık Membran MBR arıtma KOİ giderim grafiği 74
Şekil 3.6. Batık Membran MBR arıtma AKM giderim grafiği 75
Şekil 3.7. MBR arıtma tesisi KOİ giderim grafiği 76
Şekil 3.8. MBR arıtma tesisi UF ve NF membran ünitesi KOİ çıkış grafiği 77
Şekil 3.9. MBR arıtma tesisi NH4-N giderim grafiği 77
Şekil 3.10. MBR arıtma tesisi UF ve NF membran ünitesi NH_4-N çıkış grafiği 78
Şekil 3.11. MBR arıtma tesisi UF ve NF tesis çıkış suyu 78
Şekil 3.12. KOİ giderim verimi, Demir Elektrot (Birinci analiz sonuçları) 80
Şekil 3.13. KOİ giderim verimi, Demir Elektrot (İkinci analiz sonuçları) 80
Şekil 3.14. KOİ giderim verimi, Demir Elektrot (Üçüncü analiz sonuçları) 81

Şekil 3.15. KOİ giderim verimi, Al Elektrot (Birinci analiz sonuçları)..... 82
Şekil 3.16. KOİ giderim verimi, Al Elektrot (İkinci analiz sonuçları) 83
Şekil 3.17. KOİ giderim verimi, Al Elektrot (Üçüncü analiz sonuçları) 83
Şekil 3.18. KOİ giderim verimi, Platin Elektrot 84
Şekil 3.19. NF konsantresinde EC yöntemi ile renk giderimi..... 85
Şekil 3.20. Langmuir izoterm eğrileri, basınç uygulamaksızın ve 2 bar basınçta 87
Şekil 3.21. Langmuir izoterm eğrileri, 4 bar ve 6 bar basınçta..... 87
Şekil 3.22. Sabit aktif karbon kolonu KOİ gideriminin basınç - hız ilişkisi..... 90
Şekil 3.23. Sabit aktif karbon kolonunda KOİ gideriminin aktif karbon üzerinden geçen konsantre miktarına göre değişimi 93
Şekil 3.24. Ozon uygulanmış NF konsantresinde KOİ giderimi 97
Şekil 3.25. KOİ giderimi, zeolit üzerinde adsorpsiyon..... 98
Şekil 3.26. KOİ giderimi, Hindistan cevizi esaslı AC, AquaSorb 1000 ve zeolit 99
Şekil 3.27. NF konsantre biyolojik aktivite test deney düzeneği..... 100
Şekil 4.1. Elektrokoagülasyon tesisi şematik görünümü 102
Şekil 4.2. AquaSorb1000 aktif karbon yatak dolgu yük kaybı eğrileri..... ……110

TABLOLAR DİZİNİ

Tablo 1.1. Çöp sızıntı suyu sınıfları 9
Tablo 1.2. Ülkelerin çöp sızıntı suyu karakterizasyonu 10
Tablo 1.3. Çöp sızıntı suyu arıtımında kullanılan yöntemler 14
Tablo 1.4. Farklı arıtma yöntemleri ile çöp sızıntı suyunun arıtma performansı 15
Tablo 1.5. Biyolojik arıtma proses tipleri ve karakteristikleri 20
Tablo 1.6. Çöp sızıntı suyunun MBR yöntemi ile arıtma performansı 27
Tablo 1.7. Anot ve katotta oluşan reaksiyonlar 37
Tablo 2.1. İZAYDAŞ evsel katı atık depolama sahaları sızıntı suyu karakteristiği 50
Tablo 2.2. MBR arıtma tesis girişi çöp sızıntı suyu özellikleri 63
Tablo 2.3. MBR arıtma tesisi nanofiltrasyon konsantre karakteristiği 64
Tablo 2.4. AquaSorb1000 aktif karbonun özellikleri 67
Tablo 3.1. 5lt/sa debi için KOİ giderimi izoterm verileri 88
Tablo 3.2. 10 lt/sa debi için KOİ giderimi izoterm verileri 88
Tablo 3.3. Farklı pH değerlerinde adsorpsiyon verimliliği (1. Deneme) 94
Tablo 3.4. Farklı pH değerlerinde adsorpsiyon verimliliği (2. Deneme) 95
Tablo 3.5. Farklı pH değerlerinde adsorpsiyon verimliliği (3. Deneme) 95
Tablo 3.6. NaCIO, Kostik ve HCI uygulamasında KOİ giderimi 95
Tablo 3.7. NF konsantresinin aktif karbondan üç kere geçirilmesi 96
Tablo 3.8. NF konsantresi KOİ giderimi 2 saatlik temas süresi 96
Tablo 3.9. NF konsantresine ozon uygulaması 97
Tablo 3.10. NF konsantresi adsorpsiyon sonrası biyolojik aktivite durumu 100
Tablo 4.2. Sabit aktif karbon kolon maliyet analizi 112
Tablo 4.3. EC ve sabit aktif karbon kolonu tesisi maliyet karşılaştırması 113

SİMGELER VE KISALTMA DİZİNİ

A	:	Amper, (A), Alan, (m^2)
b	:	Langmuir Adsorpsiyon Sabiti
C	:	Colon, (A.s)
C_o	:	Giriş KOİ, (mg/lt)
C_e	:	Çıkış KOİ, (mg/lt)
D	:	Çap, (m)
F	:	Faraday Sabiti, (96478 C/mol)
f	:	Darcy Sürtünme Katsayısı
g	:	Yerçekimi İvmesi, (m^2/s)
ρ	:	Yoğunluk, (kg/m^3)
d	:	Yoğunluk, (kg/m^3)
H_m	:	Manometrik Yükseklik, (m)
I	:	Akım Yoğunluğu, (A/m^2)
η	:	Verim
P	:	Güç
q_e	:	Denge Derişimi, (mg/g)
q_m	:	Maksimum Adsorpsiyon Kapasitesi, (mg/g)
Q_v	:	Hacimsel Debi, (m^3/s)
R_e	:	Reynold Sayısı
R^2	:	Korelasyon Katsayısı
u	:	Hız, (m/s)
V	:	Gerilim, (V)
z	:	İyon Değeri

Kısaltmalar

AC	:	Active Carbon (Aktif Karbon)
Al	:	Alüminyum
EBCT	:	Empty Bad Contact Time (Boş Yatak Temas Süresi)
EC	:	Elektrokoagülasyon
Fe	:	Demir
GAC	:	Granüller Active Carbon (Granül Aktif Karbon)
İSTAÇ	:	İstanbul Çevre Yönetimi San. Ve Tic. A.Ş.
İSU	:	Kocaeli Su ve Kanalizasyon İdaresi Genel Müdürlüğü
İZAYDAŞ	:	İzmit Atık ve Artıkları Yakma ve Değerlendirme A.Ş.
KOİ	:	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MBR	:	Membran Biyoreaktör
NF	:	Nanofiltrasyon
UF	:	Ultrafiltrasyon

MEMBRAN BİYOREAKTÖR SİSTEMİ İLE ÇÖP SIZINTI SUYU ARITIMI VE NANOFİLTRASYON KONSANTRESİ İÇİN İLERİ ARITMA YÖNTEMLERİNİN GELİŞTİRİLMESİ

ÖZET

Kocaeli ili evsel atık depolama alanları çöp sızıntı sularının arıtılması için biyolojik + kimyasal, elektrokoagülasyon ve batık tip membran biyoreaktör prosesleri ile deneysel çalışmalar yapılmış, çöp sızıntı suları arıtımı için en uygun arıtma yönteminin membran biyoreaktör (MBR) olduğu tespit edilmiştir. İZAYDAŞ tesislerinde nanofiltrasyon ünitesi eklenmiş MBR arıtma tesisi kurulmuş ve tesis arıtma performansı değerlendirilmiştir. Tesis arıtma verimliliği kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve amonyum azotu gideriminde sırası ile % 95 ve % 99'un üzerindedir.

Membran biyoreaktör arıtma tesisleri iyi bir çıkış suyu sağlamalarına rağmen nanofiltrasyon membran ünitesinden çıkan konsantre problem oluşturmaktadır. Konsantre, arıtılması zor sulardan olup ileri arıtım yöntemlerinin kullanılmasını gerektirmekte, çöp depolama sahasına geri döndürülerek geçici çözüm sağlansa da zamanla arıtma tesisine gelen çöp suyu kirlilik yükü miktarının yükselmesine ve arıtma tesisinin olumsuz etkilenmesine neden olmaktadır.

Bu kapsamda, nanofiltrasyon konsantresinin arıtılması için elektrokoagülasyon ve sabit aktif karbon kolon yöntemleri kullanılarak deneysel çalışmalar yapılmıştır. Elektrokoagülasyon yöntemi yönteminde, demir elektrotu kullanılarak 2,29 mA/cm^2 akım yoğunluğu ve 20 dakika temas süresi şartlarında % 45 KOİ giderildiği tespit edilmiştir. Konsantre arıtımı için çalışılan diğer bir yöntem sabit aktif karbon kolon prosesidir. Geliştirilen deneysel prototip üzerinde, kolon basıncının 3,7 bar ve kolon içi konsantre hızının 1,5 m/s olduğu şartlarda KOİ gideriminin % 20 seviyesinde sağlandığı sonucuna varılmıştır.

Çöp sızıntı suyu MBR arıtma tesisinde 10 m^3/gün nanofiltrasyon konsantresi çıkmakta olup bu miktar esas alınarak her iki yöntemle çalışacak arıtma tesislerin tasarımı yapılmış, yatırım ve işletme maliyetleri karşılaştırılmıştır. Nanofiltrasyon konsantresi arıtımı için en uygun yöntemin 1,14 $\$/m^3$ işletme maliyeti ile elektrokoagülasyon olduğu tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Arıtma, Çöp Sızıntı Suyu, MBR, Nanofiltrasyon Konsantre.

TREATMENT FOR LEACHATE WİTH MEMBRANE BİOREACTOR AND DEVELOPMENT OF ADVANCED METHODS FOR NANOFILTRATION CONCANTRATE

ABSTRACT

Experimental studies have been conducted with biological, chemical, electrocoagulation and submerged membrane bioreactor processes for the treatment of leachate generated by landfill sites in Kocaeli province. It has been determined that the most suitable process for the treatment of leachate is membrane bioreactor (MBR). A MBR treatment plant with nanofiltration unit was installed and treatment performance was evaluated as 95% and 99% in chemical oxygen demand (COD) and ammonium nitrogen removal, respectively.

Although membrane bioreactor treatment plants provide good effluent, they create a concentrated problem resulting from the nanofiltration membrane unit. Concentrated leachate is difficult to treat and requires advanced treatment methods. Although it provides temporary solution by returning to the landfill site, the amount of pollutant load to the treatment plant increases with time and the treatment plant is adversely affected.

In this context, experimental studies have been carried out using electrocoagulation and fixed activated carbon column methods to treat nanofiltration concentrate. It was determined that 45% COD was eliminated in the conditions of current density of 2,29 mA/cm^2 and contact time of 20 minutes using iron electrode in the electrocoagulation method. Another method of concentrate treatment is the fixed activated carbon column process. On the developed experimental prototype, it was proved that when the column pressure was 3,7 bar and the in-column concentrate velocity was 1,5 m/s, the COD removal was achieved at 20 % level.

10 m^3/day nanofiltration concentrate is produced in leachate MBR treatment plant. Based on this amount, design of the treatment plants to be operated by both methods, investment and operation costs are compared. It has been found that the most adequate method for nanofiltration concentrate treatment is electrocoagulation method with 1,14 $/$m^3$ operating cost.

Keywords: Treatment, Leachate, MBR, Nanofiltration Concentrate.

GİRİŞ

Ülkemizde yılda yaklaşık 30 milyon ton evsel katı atık üretilmekte, nihai bertarafı düzenli depolama yöntemi ile yapılmaktadır. Evsel katı atıkların düzenli depolama sahalarına alınmasıyla kendi bünyesindeki su, biyolojik bozunma ve dışarıdan yağışlarla çöp sızıntı suyu ortaya çıkmaktadır. Çöp sızıntı suyu kirlilik yükü yüksek, zor arıtılan suların başında olup klasik arıtma yöntemleri ile istenen seviyede arıtılamamakta, fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtım yöntemlerinin bir arada kullanılmasını zorunlu kılmaktadır. Son yıllarda çöp sızıntı sularının arıtılmasında iyi kalitede çıkış suyu sağlaması nedeniyle membran biyoreaktör (MBR) sistemi tercih edilmektedir. Membran biyoreaktör arıtma sistemi biyolojik arıtmanın yapıldığı aerobik ve anoksik havuzlar, ultra filtrasyon ve gerektiğinde ardına konulan nanofiltrasyon membranlarından oluşmaktadır. Ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon membranlarında arıtılan su kanala veya alıcı ortama verilebilecek niteliğe getirilebilmektedir. MBR arıtma sistemleri, yüksek verimlilikte organik madde gidermekte ve arıtımı zor olan atıksulara uygulanabilmektedir. Düşük çamur üretimi ve kurulum alanın küçük olması gibi üstünlüklere sahip olmasının yanında işletme maliyetleri yüksek olup membran ünitelerinden çıkan konsantre, problem teşkil etmektedir. MBR arıtma tesisi nanofiltrasyon membran ünitesinde, giriş çöp sızıntı suyu miktarının % 10'u kadar konsantre oluşmakta, bu konsantre çöp depolama sahasına geri döndürülerek geçici çözüm sağlanmaya çalışılmaktadır.

Nanofiltrasyon konsantresi de çöp sızıntı suyu gibi arıtılması kolay değildir. Konsantrenin, lagünde buharlaştırma, evaporasyon, yakma ve ileri arıtma yöntemlerinin kombine kullanıldığı sistemler ile bertarafı sağlanabilse de maliyetinin yüksek olması nedeni ile çöp depolama sahalarına basılması tercih edilmektedir. Ancak, çöp sahasına geri döndürme zaman içinde arıtma tesisine gelen çöp suyu kirlilik yükünün artmasına ve MBR tesis giriş çöp sızıntı suyunun daha zor arıtılmasına yol açmaktadır.

Çöp sızıntı sularının arıtılmasında membran ünitelerinin kullanılması, gün geçtikçe artış göstermesine rağmen, konsantre halen problem teşkil etmekte, bertarafı veya arıtılması üzerinde çalışmalar süregelmektedir. Günümüzde membran konsantresinin

bertarafı ve/veya arıtılması, araştırma ve geliştirme ihtiyacı duyulan başlıca alanlardan birisidir. Daha az maliyetli ve daha yüksek arıtma kabiliyeti olan tekniklerinin geliştirilmesi ihtiyacı bulunmaktadır.

Bu tez çalışmasında, Kocaeli ili evsel katı atık depolama sahalarında oluşan çöp sızıntı suyunun arıtılmasında, en uygun prosesin belirlenmesi amacı ile sahada prototip arıtma düzenekleri kurularak deneysel çalışmalar yapılmıştır. Çöp sızıntı suyu arıtım uygulamaları ve deneysel çalışma sonuçları temel alınarak en uygun arıtma yönteminin membran biyoreaktör (MBR) olduğu belirlenmiş ve İZAYDAŞ sahasında inşa edilen MBR arıtma tesisinin performansı değerlendirilmiştir. Diğer yandan MBR arıtma tesisi nanofiltrasyon konsantresinin arıtılması ihtiyacından dolayı elektrokoagülasyon ve sabit aktif karbon kolon adsorpsiyon yöntemi ile deneyler yapılmış ve her iki yöntemle çalışacak arıtma tesisleri tasarlanarak maliyet analizi ortaya konulmuştur.

Bu kapsamda aşağıdaki çalışmalar yapılmıştır.

- Çöp sızıntı suyu karakteristiğinin belirlenmesi
- Çöp sızıntı suyu arıtımı için biyolojik+kimyasal, elektrokoagülasyon ve batık membran biyoreaktör prototip düzenekler üzerinde, deneysel arıtılabilirlik çalışmaların yapılması
- Çöp sızıntı suyu MBR arıtma tesisi performansının değerlendirilmesi
- MBR arıtma tesisi nanofiltrasyon membranlarından çıkan nanofiltrasyon konsantresi karakteristiğinin belirlenmesi
- Nanofiltrasyon konsantresi arıtımı için elektrokoagülasyon arıtma deney düzeneği kullanılarak kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) giderimin incelenmesi. Optimum akım yoğunluğu, temas süresi ve uygun elektrot tespiti
- Nanofiltrasyon konsantresi arıtımı için deneysel sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon filtrenin tasarımı ve imalatı

- Nanofiltrasyon konsantresi arıtımı için sabit aktif karbon kolonu deney düzeneği kullanılarak en uygun aktif karbon kolonu çalışma basıncı, temas süresi, konsantre basma debi ve hızı, aktif karbon doygunluğunun belirlenmesi ve KOİ giderim miktarının tespiti
- Sabit aktif karbon kolon adsorpsiyonu öncesi nanofiltrasyon konsantresine ozon uygulaması ve farklı pH değerlerinde adsorpsiyon kapasitesi artırma deneysel çalışmaların yapılması
- Sabit kolonda farklı adsorbent malzemesi kullanılarak adsorpsiyon deneysel çalışmaların yapılması
- Nanofiltrasyon konsantre arıtımı için elektrokoagülasyon ve sabit aktif karbon kolon adsorpsiyon sisteminin deneysel verileri neticesinde, arıtma tesisi sistem tasarımı ve maliyet analizin yapılması

Çöp sızıntı suyu MBR arıtma tesisi nanofiltrasyon konsantrenin arıtılabilmesi konusunda literatürde sınırlı çalışmalara rastlanmış, tez konusu çalışmanın literatüre katkı sağlayacağı, belediyelere ve MBR tesis işletmecilerine faydalı olacağı düşünülmektedir.

1. GENEL BİLGİLER

1.1. Evsel Katı Atıkların Bertarafı

Evsel katı atıkların çevreye gelişi güzel atılması çevre, toprak, yer altı ve yüzey sularının kirlenmesine yol açması nedeniyle nihai bertarafının sağlanması önem arz eden bir konu olmuştur. Mevcut bertaraf yöntemleri arasında, , atıkların yakılarak bertaraf edilmesi, düzenli depolama, biyolojik prosesler ve geri kazanım teknolojileri yer almaktadır. Evsel katı atıkların bertaraf yöntemlerin başında ekonomik olması sebebi ile düzenli depolama yöntemi gelmektedir. 2000'li yıllara kadar birçok ülke evsel katı atıkları depolayarak bertaraf etme yöntemini seçmişlerdir. Son yıllarda depolama dışındaki bertaraf yöntemleri tercih edilmekte, mevcut uygulamalar incelendiğinde, termal bertaraf yöntemleri dikkat çekmektedir.

Evsel katı atık bertaraf yöntemlerinde, Batı Avrupa ülkelerin depolamadan tamamen vazgeçerek geri kazanım, yakma ve kompost sistemlerine geçtiği, orta ve doğu Avrupa ülkelerinde ise depolama usulünün ağır bastığı Cucchiella (2017) tarafından bildirilmiştir. En büyük evsel atık üreticisi Çin'de, 2014 yılı itibari ile evsel atıkların % 65,5'i depolanarak, % 32,5 yakılarak bertaraf edilmektedir (Honga, 2017). Arazi sıkıntısı olmayan birçok ülkede evsel katı atıkların bertarafı, düzenli depolama usulü ile yapılmaktadır.

Ülkemizde, evsel katı atıklar düzenli depolama sahalarına alınarak bertarafı yapılmakta, İstanbul ve Kocaeli başta olmak üzere termal bertaraf yöntemleri üzerinde durulmaktadır. Şehrin iklim, jeolojik yapısı, nüfus ve ekonomik durumu bertaraf yönteminin seçiminde başlıca etkenlerdir. Ülkemiz, Avrupa birliği müktesebatına uyum gereği organik atıkların depolanmasında sınırlamalar getirilmiş ancak, halen bertarafta kullanılan yöntemin düzenli depolama olduğu görülmektedir.

Evsel atıkların depolanarak bertaraf edilmesi yönteminde atıklar, sızdırmazlığı sağlanmış sahalara alınması ile gerçekleştirilmektedir. Depolama sahasında, evsel katı atıkların içindeki organik maddeler mikroorganizmaların faaliyetleri ile organik

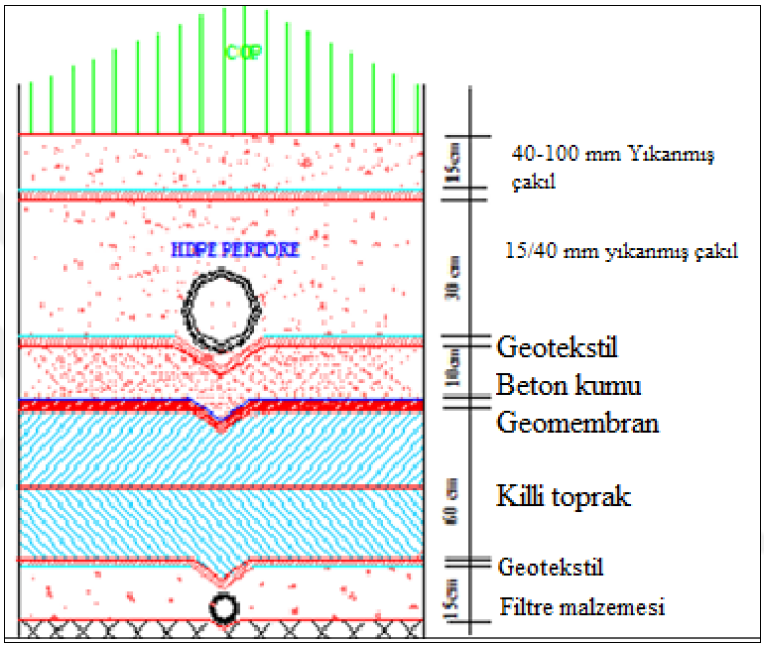
asitlere ve diğer kimyasal bileşiklere ayrışmaktadır. Atıkların üzerinin kapatılması ve organik atıkların alta kalması ile havasız ortam oluşmakta anaerobik mikroorganizmaların faaliyeti başlamaktadır. Mikroorganizmaların biyolojik faaliyetleri sonucunda çöp gazı ve dışarıdan depo sahasına giren sularla beraber çöp sızıntı suyu ortaya çıkmakta, depolama sahası alt kısmına ve dikey olarak döşenen boru, gaz bacası ve kollektörler ile toplanmaktadır. Depolama sahası içinde stabilize olmuş atıklardaki biyolojik bozunma, sıcaklık, nem, pH, atık bileşeni ve saha işletim durumuna göre ilk 5 yılı hızlı olmak üzere 10-20 yıl boyunca devam etmektedir.

Depolanan evsel katı atıklar, farklı nem muhtevasına sahip organik ve inorganik maddelerin çeşitli oranlardaki karışımlarından meydana gelmektedir. Katı atık depolama sahalarında atıkların ayrışması oldukça karmaşık bir proses olup fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak gerçekleşmektedir. Fiziksel ayrışma, farklı materyallerin atıklardan ayrılması ve ayrışma sonunda atığın fiziksel özelliklerinde meydana gelen değişiklikler olarak tanımlanmaktadır. Kimyasal ayrışma, atık içerisindeki maddelerin çözünmesiyle gerçekleşmekte, çökelme reaksiyonları, adsorpsiyon ve desorpsiyon reaksiyonları meydana gelmektedir. Biyolojik ayrışma ise, depo sahasında atıkların maruz kaldığı en önemli süreç olup hidroliz, asit, asetat ve metan oluşum evrelerini kapsamakta, aerobik ve anaerobik mikroorganizmalar faaliyet göstererek organik maddenin ayrışmasını sağlamaktadırlar.

Organik maddenin evsel katı atık depolama sahalarında ayrışması beş safhada gerçekleşmektedir. Atıklar sahaya alınıp üzeri örtüldükten hemen sonra, ortamda oksijen mevcut olduğundan, organik maddelerin ayrışması aerobik şartlar altında başlamaktadır. Bu aşamada basit şekerler hızla parçalanırken, lignin, tanin gibi doğal polimerlerin biyolojik ayrışması daha yavaş bir şekilde gerçekleşmektedir. Bu safhada önemli miktarda kimyasal ara ürünlerle birlikte büyük çoğunluğu CO_2 ve amonyak (NH_3) olan ve içerisinde önemli miktarda su bulunan bir gaz karışımı oluşmaktadır. Atıklar depolandıktan hemen sonra ısı açığa çıkmakta ve sıcaklık hızla artmaktadır. Daha sonra, atık içerisindeki oksijen hızla tükenmekte ve atıkların ayrışması anaerobik şartlar altında devam etmektedir. Nem muhtevası yüksek ve ortamda yeterli miktarda mikroorganizma mevcut ise anaerobik ayrışma safhası sırasında, organik karbon bir grup bakteri tarafından karbonun en kararlı iki hali olan CH_4 ve CO_2'e dönüştürülmektedir. Atık içerisindeki organik karbonun

parçalanmasını sağlayan hidroliz, asit, asetat ve metan oluşum safhaları biyolojik mikrobiyal aktivitenin en önemli basamaklarını oluşturmaktadır (Bilgili, 2006).

Evsel katı atık depolama alanları, zemin kesit resmi Şekil 1.1'de verildiği üzere, tamamen sızdırmaz bir yapıda inşa edilmektedir. Taban sızdırmazlığı sağlanan sahalar, çöp sızıntı bünyesindeki kirliliğin, toprak ve yeraltı sularına ulaşması engellenmektedir.



Şekil 1.1. Evsel katı atık depolama sahası zemin kesiti

Ülkemizde kişi başı yaklaşık 1kg evsel katı atık üretilmektedir. 2017 yılı itibari ile 82 adet evsel katı atık depolama sahası işletmeye alınmış olup, çöplerin bertarafı bu sahalarda depolama usulü ile yapılmaktadır. Ülke ortalamasına eşdeğer miktarda kişi başı evsel katı atık üreten Kocaeli ili, 1.830.000 nüfusu ile hızlı büyüyen illerimizin başında gelmekte, yılda yaklaşık 600.000 ton evsel katı atık üretilmektedir. Evsel katı atıklar, belirlenmiş organizasyon çerçevesinde, her gün toplanarak İZAYDAŞ evsel katı atık depolama sahalarına getirilmektedir.

İZAYDAŞ, Kocaeli Büyükşehir Belediyesi kuruluşu olup 1996 yılında faaliyetine başlamıştır. Kocaeli ili evsel katı atıkları ve endüstriden kaynaklanan tehlikeli atıkların bertaraf edilmesi amacıyla kurulan şirket, Türkiye'de ilk atık bertaraf tesisi olarak, atıkların bertarafını sağlamakta, endüstriyel tehlikeli atıklar yakılarak, evsel katı atıklar ise depolanarak bertaraf edilmektedir. 1996-2017 yılları arasında, Kocaeli

ilinde üretilen 6.678.000 ton evsel nitelikli katı atık, depolama sahalarına alınarak bertaraf edilmiştir (İZAYDAŞ, 2017).

Evsel katı atıklar ilçe belediye araçları ile İZAYDAŞ depolama sahalarına getirilmekte, iş makinaları ile sıkıştırılıp üzeri toprakla örtülmektedir. Sıcaklık, nem, biyolojik ve kimyasal aktivasyon sonucu iç ve dışarıdan etkilerle çürümeye başlamakta karbondioksit, metan, hidrojen sülfür ve yağış suları ile beraber çöp sızıntı suyu açığa çıkmaktadır. Evsel katı atık depolama sahalarında, ortalama 350 m^3/gün çöp sızıntı suyu oluşmakta, yağış durumuna göre miktarı değişkenlik göstermektedir. Depolama sahasında oluşan çöp sızıntı suyu, MBR arıtma tesisinde arıtılmakta, % 50-60 metan içeriğine sahip çöp gazı ise enerji üretim tesisine yönlendirilerek elektrik enerjisi üretilmektedir

İZAYDAŞ Solaklar merkez tesisinde ve Dilovası bölgesinde evsel katı atık depolama sahası bulunmaktadır. Teze konu alınan Kocaeli ili İZAYDAŞ çöp sızıntı sularının arıtıldığı MBR arıtma tesisi, evsel katı atık depolama sahaları ve yakma tesisine ait vaziyet planı EK-A'da verilmektedir.

1.2. Çöp Sızıntı Suyu ve Arıtma Yöntemleri

Evsel katı atık depolama sahalarında çevre kirliliği açısından en önemli konu, oluşan çöp sızıntı suyunun arıtılmasıdır. Evsel çöpün içeriğinden kaynaklanan çok sayıdaki kirletici parametreyi bünyesinde bulunduran çöp sızıntı suyu, çöpün depolanması ile oluşan biyolojik reaksiyonlar, çöpün içinde bulunan suyun ve dışarıdan depolama sahasına giren yağışla oluşmaktadır. Çöp sızıntı suları içerdikleri yüksek miktardaki organik maddeler, azotlu bileşikler, ağır metaller, klorlanmış organik ve inorganik tuzlardan dolayı toprak ve yer altı sularının kirlenmesine neden olmaktadır. Bu sebeple oluşan çöp sızıntı sularının toplanması ve arıtılması önem arz etmektedir. Çöp sızıntı suyu ve arıtılması hakkında literatür bilgisi aşağıda verilmiştir.

Yağmur suyu ve çöp bileşenindeki sıvıların katı atıklardan geçerek süzülmesi ve hidrolik eğim yönünde dolgudan geçmesi, sızıntı suyunun oluşmasına ve hareketine sebep olmaktadır. Sızıntı suyunun bir şekilde toprak ve alıcı ortama ulaşması kirliliğe neden olduğundan arıtılması önem kazanmıştır (Morawe ve diğ., 1995).

Katı atık depolama alanında depolanan evsel atıklar, yüksek molekül ağırlıklı bileşenlerin daha basit bileşenlere bir dizi fiziksel, kimyasal ve biyolojik bozunmalarına uğrar. Oluşan sızıntı suları, genellikle koyu renkli, ağır kokulu, içerdikleri yüksek miktardaki organik maddeler (yağ asitleri ve hümik asitler) , makro inorganik maddeler (Ca, Mg, Na, K, NH_4, Fe, Mn, CI, SO_4), azotlu maddeler, ağır metaller (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn), klorlanmış organik ve inorganik tuzlar ve düşük konsantrasyonda olsa bile aromatik hidrokarbonlar, fenol ve pestisitlerden dolayı hem toprak kirlenmesine hem de yer altı sularının kirlenmesine neden olmaktadırlar (Yao, 2017; Wagner ve diğ., 2013).

Çöp sızıntı suyunun karakteristiği ve miktarı her bir depolama sahası için farklılıklar göstermekte, evsafı evsel atığın içeriğine, iklime, depo sahasının yapısına, deponun derinliğine, yüzey örtüsünün yapısına ve işletme özelliklerine bağlı olmaktadır. Bu nedenle çöp sızıntı suyu karakteristiği ülkeler arası farklılıkların yanında bölgesel olarak da değişebilmektedir. Çöp sızıntı suyu, çok sayıda bileşen içerir ve kalitesi çok değişkendir. Sızıntı suyu kalitesi izlenerek, bir depolama sahasındaki atığın yaşı ya da stabilizasyon durumu hakkında önemli bilgiler elde edilmektedir. Çöp sızıntı suyu biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), BOİ/KOİ oranı,

askıda katı madde (AKM), pH, amonyum azotu (NH_4-N), toplam kjedhal azotu (TKN) ve ağır metaller gibi parametrelerle değerlendirilmektedir (Renou ve diğ., 2008).

Evsel katı atık düzenli depolama tesisi sızıntı suyu miktarı ve içeriği; nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesi, iklim şartları, evsel katı atık bileşimi, depolama sahası yaşı, pH, redoks potansiyeli gibi faktörlere bağlı olarak değişmektedir. Çöp sızıntı suyu, organik ve inorganik iyonlar ile ağır metaller dışında mikro kirleticileri de içerebilmektedirler. Depo yaşı, sızıntı suyu karakterini etkileyen en önemli faktörlerden biridir. Depo yaşı arttıkça biyolojik ayrışma tamamlandığından kolay ayrışabilen organik maddelerin oranı düşer. Bu nedenle genç depo alanlarındaki sızıntı sularında BOİ/KOİ <0,5 iken yaşlı depo alanlarındaki sızıntı sularında BOİ/KOİ<0,2 değerindedir (Öztürk., 1999, 2010).

Sızıntı suyu kompozisyonu stabilizasyon evreleri içerisinde farklılık gösterse de genellikle atık yaşına göre genç, orta ve yaşlı olarak üç farklı kategori altında incelenirler Çöp sızıntı suyunun karakterine göre sınıflandırılması Tablo 1.1'de verilmektedir (Yao, 2017).

Tablo 1.1. Çöp sızıntı suyu sınıfları

Çöp Sızıntı Suyu	**Genç**	**Orta**	**Yaşlı**
Sızıntı suyu yaşı	<5	5-10	>10
pH	<6,5	6,5-7,5	>7,5
Biyolojik arıtılabilirlik	İyi	Orta	Düşük
Kjedhal azotu (mg/lt)	100-200	_	_
Amonyum azotu (mg/lt)	<400	_	>400
TOC/KOİ	<0,3	0,3-0,5	>0,5
Ağır metaller (mg/lt)	Düşük	Düşük	Düşük
BOİ/KOİ	0,5-1,0	0,1-0,5	<0,1
KOİ (mg/lt)	>10000	4000-10000	<4000

Çöp sızıntı suyu karakteristiği bölgesel olarak değiştiği gibi ülkelerin gelişmişlik durumu, yaşam kültürü, atık yönetimi depolama sahası işletimi, iklim ve yağış durumuna göre geniş bir aralıkta değişkenlik göstermektedir. Tablo 1.2'de bazı ülkelerin çöp sızıntı sularına ait örnekler verilmiştir (Renou ve diğ., 2008).

Tablo 1.2. Ülkelerin çöp sızıntı suyu karakterizasyonu (Renou, 2008)

Çöp Sızıntı Suyu Özellikleri						
Yaş	**Ülke**	**KOİ**	**BOİ**	**BOİ/KOİ**	**pH**	**NH_4-N**
Genç	Kanada	13800	9660	0,70	5,8	42
Genç	Kanada	1870	90	0,05	6,58	10
Genç	Çin	15700	4200	0,27	7,7	2260
Genç	Çin	17000	7300	0,43	7-8,3	3000
Genç	Çin	1900-3180	3700-8890	0,36-0,51	7,4-8,5	630-1800
Genç	Yunanistan	70900	26800	0,38	6,2	3,100
Genç	İtalya	19900	4000	0,20	8	3917
Genç	İtalya	10540	2300	0,ü22	8.2	5210
Genç	Güney Kore	24400	10800	0.44	7,3	1682
Genç	Türkiye	16200-20000	10800-11000	0,55-0,67	7,3-7,8	1120-2500
Genç	Türkiye	10750-18420	6380-9660	0,52-0,59	7,7-8,2	1946-2002
Orta	Kanada	3210-9191	-	-	6,9-9	-
Orta	Çin	5800	430	0,07	7,6	-
Orta	Çin	7439	1436	0,19	8,22	-
Orta	Almanya	3180	1060	0,33	-	884
Orta	Almanya	4000	800	0,20	-	800
Orta	Yunanistan	5350	1050	0,20	7,9	940
Orta	İtalya	5050	1270	0,25	8,38	1330
Orta	İtalya	3840	1200	0,31	8	-
Orta	Polonya	1180	331	0,28	8	743
Orta	Tayvan	6500	500	0,08	8,1	5500
Orta	Türkiye	9500	-	-	8,15	1270
Yaşlı	Brezilya	3460	150	0,04	8,2	800
Yaşlı	Estonya	2170	800	0,37	11,5	-
Yaşlı	Finlandiya	556	62	0,11	-	159
Yaşlı	Finlandiya	340-920	84	0,09-0.25	7,1-7,6	330-560
Yaşlı	Fransa	500	7,1	0,01	7,5	430
Yaşlı	Fransa	1930	-	-	7	295
Yaşlı	Malezya	1533-2580	48-105	0,03-0,04	7,5-9,4	-
Yaşlı	Güney Kore	1409	62	0,04	8,57	1522
Yaşlı	Türkiye	10000	-	-	8,58	1590

Çöp sızıntı sularının arıtımı için geliştirilen metotlar fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotlarıdır. Başta organik ve azotlu bileşikler olmak üzere birçok kirleticiyi bünyesinde barındırdığı için bu metotlardan herhangi birinin tek başına kullanılarak yüksek oranda arıtma verimi ve çıkış suyu kalitesi elde etmek zordur. Bunun için sızıntı sularının arıtımında genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotların birleşimi, ileri arıtma metotlarında ise arıtma teknolojilerinin birlikte tesis edildiği kombine sistemler kullanılmaktadır. Son yıllarda membran sistemlerinin

ucuzlaması nedeni ile biyolojik arıtmalarda, dahili veya harici membran üniteleri arıtma sistemlerine eklenerek teorik olarak tüm mikroorganizma ve makro moleküllerin atıksudan uzaklaştırılmasına imkân sağlanmıştır.

Çöp sızıntı suyunun miktarı depolama sahası yeri, yağış durumu, depolanan çöp miktarı ve depolama sahasının durumuna bağlıdır. Sızıntı suyunun kalitesini etkileyen birçok faktör, örneğin yaş, yağış, mevsimsel hava değişimi, atık türü ve bileşimi vardır. Özellikle, depolama sahası çöp sızıntı sızıntısının bileşimi, düzenli depolama alanının yaşına bağlı olarak değişmektedir. Depolama yaşına göre tanımlanan genç, orta yaşlı üç sızıntı suyu türü bulunmaktadır. Depolama yaşı arttıkça, sızıntı suyunda KOİ azalmış ve amonyak azot konsantrasyonu artmıştır. Depolama alanı yaşı ile organik madde bileşimi arasındaki mevcut ilişki, uygun bir arıtma süreci seçmek için faydalı bir kriter sağlamaktadır. Genel olarak sızıntı suları, önemli miktarda humik bileşenler, amonyak azotu, hidrojen sülfatlarının yanı sıra büyük miktarda biyolojik olarak parçalanabilir, ancak aynı zamanda biyolojik bozunmaya dirençli organik maddeyi de içerebilmektedir (Abbas ve diğ., 2010).

Depolama sızıntı suyunun en popüler biyolojik arıtma yöntemleri, anaerobik sindirim veya aerobik aktif çamur yöntemleridir. Nispeten daha genç sızıntı suyuna uygulandığında, biyolojik prosesler sızıntı suyunu gidermek için oldukça etkilidir ancak daha yaşlı sızıntı sularının arıtımında daha az verimlidirler. Özellikle yaşlı çöp sızıntı suyunda bulunan biyolojik refrakter kirleticiler klasik biyolojik işlemlere bozunmazlar. Koagülasyon, kimyasal çöktürme ve elektrokimyasal oksidasyon yöntemleri, düzenli depolama çöp sızıntı suyu arıtımı için kullanılan kimyasal yöntemlerdir. Sızıntı suyunun etkin bir şekilde arıtılması için genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemlerin birlikte uygulandığı yöntemler kullanılmaktadır (Guoa ve diğ., 2010).

Sızıntı suyu arıtımı için mevcut çok çeşitli yaklaşım ve teknolojiler bulunmakta ve en uygun arıtım yöntemi seçiminde sızıntı suyu KOİ, BOİ, BOİ/KOİ ve depolama yaşı belirleyici rol almaktadır. Başlıca çöp sızıntı suyu arıtma yöntemleri fiziksel-kimyasal (flotasyon, hava sıyırma, kimyasal koagülasyon, kimyasal çöktürme, aktif karbon adsorpsiyon), ileri oksidasyon (Fenton, UV/O_3, UV/H_2O_2, O_3/H_2O_2, UV/TiO_2),

biyolojik (aerobik, anaerobik, anommax), membran filtrasyon (UF, NF, ters ozmos) ve kombine arıtma yöntemleridir (Gao ve diğ., 2015).

Çöp suyu bünyesinde yüksek KOİ, yüksek KOİ/BOİ oranı, amonyum içeriği, toksik kimyasal özelliklere sahip olması ve ağır metal iyonları gibi toksik kimyasalların varlığı çöp sızıntı sularının biyolojik arıtımındaki zorluklarıdır. Sızıntı suyu arıtımı için geliştirilen metotlar fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotlarıdır. Biyolojik metotlar aerobik ve anaerobik metotlar olup organik madde ve amonyum azotunu gidermektedir. Özellikle genç deponi alanları için oldukça verimli çalışmaktadırlar. BOİ/KOİ oranın yüksek olması durumunda bu verim geçerli olup BOİ/KOİ düştüğünde verim zamanla azalmaktadır. Bu metotlardan herhangi birini tek başına kullanarak yüksek oranda arıtma verimi ve çıkış suyu kalitesi elde etmek zordur. Bunun için çöp sızıntı sularının arıtımında genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotların kombinasyonu ileri arıtma metotlarında ise kimyasal oksidasyon adsorpsiyon ve membran teknolojileri kullanılmaktadır (Kargi ve Pamukoğlu, 2003; Rodriguez ve diğ., 2004; Bohdziewicz ve diğ., 2001; Torretta ve diğ., 2017).

Depolama alanlarında oluşan çöp sızıntı sularının kanalizasyona boşaltılması veya yüzey suyuna doğrudan atılması için standartları karşılamak üzere sahada önceden arıtılması gerekmektedir. Sızıntı suları, humik asitler, amonyak azotu, ağır metaller, ksenobiyotikler ve inorganik tuzları içeren yüksek konsantrasyonlu organik ve inorganik kirleticilerin bir karışımıdır. Çevre üzerindeki olumsuz etkileri nedeni ile mutlaka arıtılması gerekmektedir. Nitrifikasyon/denitrifikasyonun biyolojik yöntemi muhtemelen sızıntı suyundan azotu yok etmek için en etkili ve en ucuz prosestir. Bununla birlikte, biyolojik arıtma spesifik toksik maddeler, poliaromatik hidrokarbonlar, emilebilir organik halojenler (AOX), poliklorlu bifeniller (PCB), biyorefrakterli organik maddeler (hümik madde veya yüzey aktif cisimleri gibi) tarafından engellenmektedir. Denitrifikasyonun verimliliği, özellikle stabilize edilmiş depolama alanlarında, biyolojik olarak bozunabilir organik seviyelerin sınırlı olması nedeniyle azalmaktadır. Hava sıyırma, koagülasyon, flokülasyon ve çöktürme gibi klasik arıtım yöntemleri, enerji gereksinimleri ve ek kimyasalların sık kullanılması açısından genellikle maliyetlidir. Gelişmiş oksidasyon işlemleri; UV/FeII+H_2O_2, UV/H_2O_2, UV/O_3, UV/TiO_2 son yıllarda çöp sızıntı suyundaki bozulmayan organik maddelerin parçalanması için etkin bir alternatif olarak önerilmiştir. Bununla birlikte,

büyük ölçekli atıkların arıtmasında uygulanan bu teknikler ekonomik açıdan kabul edilmemektedir. Fiziksel-kimyasal metotlar genellikle sızıntı suyundan biyolojik olarak giderilemeyen maddeleri gidermek için biyolojik metotlarla beraber kullanılmaktadır (Wiszniowski ve diğ., 2006; Toretta ve diğ., 2017).

Zor çözünen organik yapıların arıtımında elektro kimyasal oksidasyon prosesi ilgi çeken bir metot olmuştur (Deng ve diğ., 2017). Evsel katı atık sızıntı suyu hümik asit ve fülvik asit gibi önemli miktarda inatçı, dayanıklı kolay işlenemeyen organik kirleticiler içermesi nedeniyle, evsel atıksu arıtma tesislerinde kullanılan geleneksel biyolojik yöntemlerle arıtılması mümkün görülmemektedir (Cortez ve diğ., 2010). Aktif karbon yüzeyinde çözünenlerin adsorplama mekanizması iyi bir şekilde belirlenirken bununla beraber sızıntı suyu arıtımı için aktif karbon kolonunun içinde akışkan dinamikleri ve mekanizmaları zayıf kalmaktadır (Lim ve diğ., 2009; Kumar ve diğ., 2013).

Bu kapsamda sızıntı suyu arıtımı için arıtma teknolojilerinin geniş bir uygulama proseslerinden yararlanılmaktadır. Sızıntı suyu arıtımında tercih edilen arıtma yöntemleri tarafından verilmiş olup güncellenmiş hali ile Tablo 1.3’ de özetlenmiştir. (Tchobanoglous, 1993; Torretta ve diğ., 2017)

Tablo 1.3. Çöp sızıntı suyu arıtımında kullanılan yöntemler

	Arıtma Prosesleri	Amaç
Fiziksel	Çöktürme/flotasyon	Askıda katı madde giderimi
	Filtrasyon	Karbon giderimi
	Adsorpsiyon	Organik ve inorganik madde giderimi
	İyon değiştirme	Çözünmüş inorganik madde giderimi
	Ters Ozmoz,UF,NF	Organik ve inorganik madde giderimi
	Buharlaştırma/yakma	Membran konsantresi bertarafı
Kimyasal	Nötralizasyon	pH kontrolü
	Kimyasal çöktürme	Ağır metal ve bazı anyonların giderimi
	Koagülasyon/flokülasyon	Çökelmeyen askıda katı madde ve karbon giderimi
	Elektro koagülasyon	Organik madde giderimi
	Kimyasal oksidasyon	Organik madde giderimi
	Hava ile sıyırma	Amonyak ve org. madde giderimi
Biyolojik	Aktif çamur	Organik karbon giderimi
	Ardışık kesikli reaktörler (SBR)	Organik karbon giderimi
	Havalandırmalı lagün/stab. havuzu	Organik karbon giderimi
	Biyofilm sistemleri (damlatmalı filtre, döner biyolojik diskler)	Organik karbon giderimi
	Havasız lagün ve temas tankları	Karbon ve azot giderimi
	Havasız reaktörler (yukarı akışlı çamur yatağı, anaerobik filtre veya hibrit), Akışkan yataklı reak.	Organik karbon giderimi
	MBR, Batık ve harici membran	Karbon ve azot giderimi
	Nitrifikasyon/denitrifikasyon	Azot giderimi
Kombine teknolojiler	MBR-NF	Organik karbon giderimi
	MBR-UF	Karbon ve azot giderimi
	EC+Fenton	Karbon giderimi
	Biyolojik+ Aktif karbon adsorpsiyonu	Karbon ve azot giderimi
	AOP+AC(Gelişmiş Oksidasyon+Adsorpsiyon)	Karbon ve azot giderimi
	SAMBR+MBR	
	SBR+Elektro Oksidasyon	
	Biyolojik+EC+Fenton	Karbon ve azot giderimi

Çöp sızıntı suyunun farklı teknolojilerle arıtılmasında elde edilen KOİ ve amonyum azotu giderim verimleri Torretta (2016) tarafından Tablo 1.4'de verilmiştir.

Tablo 1.4. Farklı arıtma yöntemleri ile çöp sızıntı suyunun arıtma performansı

	Arıtma Verimi	
Arıtma Yöntemi	**KOİ (%)**	**NH_4-N (%)**
Lagün	40	78
Sulak Alanlar (CW)	50	52
Döner Biyolojik Reaktör (RBR)	38	95
Ardışık Kesikli Reaktör (SBR)	80	60
Damlatmalı Filtre (TF)	50	60
Döner Haraketli Yatak (MBBR)	80	92
Akışkan Yataklı Reaktör (FBBR)	85	0
Membran Biyoreaktör (MBR)	90	95
Amonyum Giderim Prosesi (SHARON)	0	92
Yukarı Akışlı Biyoreaktör (UASB)	55	45
Batık Membran Biyoreaktör (SAMBR)	90	0
Anerobik Filter (AF)	90	0
Anerobik Amonyum Oksidasyonu (ANOMOX)	40	0
Flokasyon-Koagülasyon(F/C)	78	0
Nanofiltrasyon (NF)	92	55
Ters Ozmoz (RO)	92	95
Hava Sıyırma (AS)	0	90
Aktif Karbon (AC)	90	38
Kimyasal Çökeltme	50	83
İyon değiştirme	0	93
Geliştirilmiş Oksidasyon (AOP)	62	79
Fenton	63	0
Fotokatalitik	55	0
Elektrokoagülasyon (EC)	50	15
Elektrooksidasyon (EO)	63	33
Kombine Arıtma (Fiziksel+Biyolojik)	88	92

Çöp sızıntı sularının arıtılması için en iyi yöntemin belirlenmesi amacı ile sahada deneysel çalışmalar yapılmıştır. Bu bölümden sonra deneylere esas olan arıtma yöntemleri hakkında bilgi verilmiştir.

1.2.1. Biyolojik arıtma

Biyolojik arıtımın temel amacı, atıksuda bulunan substratların karışık mikrobik kültür tarafından bir besi kaynağı olarak kullanılmasını sağlamaktır. Substrat atıksuda bulunan organik maddeleri, nütrientleri ve diğer maddeleri belirtmektedir. Yaygın biyolojik arıtım prosesleri, aerobik, anaerobik ve biyolojik nütrient giderim prosesleri şeklinde sınıflanmaktadır. Aktif çamur prosesinde, mikroorganizmalar substrat ile karışır ve organik madde ile beslenerek büyür ve çoğalırlar. Havalandırma tankındaki askıda katı maddeler iyi kalitede bir çıkış suyu elde etmek için sudan başarılı bir şekilde ayrılmak zorundadır. Bu amaçla, son çıkış suyundan biyokütlenin ayrılması için genellikle yerçekimi ile çöktürme işlemi kullanılır.

Biyolojik süreçler, genç depolama sahası sızıntı suyunun arıtımında oldukça etkilidir, ancak yaşlı çöp depolama sahası çöp sızıntı suları arıtımında etkileri azalır. Biyolojik arıtımda biyoloji havuzu ortam koşulları, sıcaklık, pH ve mikroorganizmaların tipi arıtma verimini doğrudan etkilemektedir. (Payandeh ve diğ., 2017)

Endüstriyel tesislerden gelen atıksuların biyolojik arıtımında bir takım zorluklar göze çarpmaktadır. Bunlar, biyolojik katıların verimsiz bir şekilde ayrılması ve büyük hacimli biyolojik çamurların oluşması şeklinde örneklenebilir. Biyolojik flokülasyon berrak ve çökelme karakteri iyi bir çıkış suyu elde etmek için organik ve inorganik kolloidlerin olduğu kadar hücrelerin de kararlı bir biyolojik flok yapısı oluşturmak suretiyle dış hücresel biyopolimerler ile yakın bir şekilde birbirine bağlanması sonucu oluşan aslında bir toplanma prosesidir. Biyoflokülasyon mekanizması arıtma prosesi esnasında oluşan potansiyel değişkenlere karşı yüksek derecede hassas bir mekanizmadır. Bu değişkenler, sıcaklık, pH veya organik yükleme hızındaki ani değişmeler gibi fiziksel veya kimyasal bir yapıya sahip olabilir. Aktif çamur sistemleri fenolik bileşik karışımı ile şok bir şekilde yüklendiğinde, fenolik bileşiklerin ve diğer birçok aromatik yapıdaki organik bileşiği biyoflokülasyon prosesini başarısızlığa uğrattığı bildirilmiştir. Giriş suyunda mevcut bazı kimyasal bileşiklere karşı biyoprosesin yüksek hassasiyeti, çıkış suyunda yüksek bulanıklığın, yüksek konsantrasyonlarda askıda katı madde konsantrasyonlarının görülmesine neden olacaktır ve böylelikle biyoreaktör içindeki aktif biyokütle miktarı azalacak ve arıtım prosesi başarısızlıkla sonuçlanacaktır. Biyolojik proseslerin en kritik ve zor

basamaklarından bir tanesi biyolojik katı maddelerin çıkış suyundan ayrılmasıdır. (Galil ve Levinsky, 2007).

Biyolojik arıtmada başarı sağlanması için yeterli sayıda yaşayabilen canlı organizmanın reaktörde var olmasını sağlayacak şartların oluşturulması gerekir. Beslendikleri organik madde ile büyüyebilen mikroorganizmalar organik malzemeden hücre materyali üretirler ve aerobik veya anaerobik olabilirler. Bunlar daha sonra giderilmiş organik madde seviyesine sahip berrak bir çıkış suyu elde edebilmek için sudan ayrılırlar (Judd, 2015).

Biyolojik proseslerin en cazip özelliği, çok yüksek kimyasal dönüşüm verimliliğidir. Kimyasal oksidasyon proseslerin aksine, aerobik prosesler kantitatif olarak büyük organik molekülleri mineralize edebilirler, yani kimyasal yan ürün oluşumu olmadan ortam sıcaklığında, çamur üretilirken CO_2 ve H_2O ve inorganik azot gibi son mineraller ürünlerine dönüştürür. Anaerobik prosesler son ürün olarak metan benzer olarak da ekstraselüler polimerik madde (EPS) üretir. Biyolojik arıtım prosesleri genellikle aşırı organik yüklemelere dayanıklıdır, az koku oluşturur ve kolayca işlenebilen çamur üretir. Diğer yandan kimyasal proseslere göre daha yavaştırlar. Toksik şoklara duyarlıdırlar ve aerobik sistemlerde havalandırma nedeniyle enerji tüketirler (Judd, 2015).

Biyoparçalanma dayalı prosesler proses konfigürasyonuna, besleme rejimine ve oksidasyon basamağına göre; sabit ve askıda büyüyen sürekli ve kesik beslemeli aerobik, anaerobik ve anoksik sistem olarak ayrılırlar. Proses yapılandırılması suyun sabit bir biyofilm oluşturmak için bazı destek malzemeleri üzerine biriken ya da reaktörde askıda olabilen veya bazı durumlarda bunların kombinasyonu olan biyokütle temasını tanımlar. Askıda büyüyen sistemler, yüksek kütle transferi sağlama eğilimindedirler. Besleme rejimi hem sürekli hem de kesikli olarak gerçekleştirilebilen atıksuyun besleme şeklini tanımlamaktadır. Aralıklı besleme yer kazanımı sağlayarak biyoparçalanma ve ayırmanın her ikisinin de aynı tankta gerçekleşmesine imkân sağlar. Bu ardışık kesikli reaktör (SBR) için geçerlidir. Sonuç olarak oksidasyon redüksiyon(redoks) şartları hem çözünmüş oksijen(aerobik şartlar) varlığı ile hem de biyoaktivite için oksijen sağlama yeteneğine sahip bazı diğer bileşenlerle (anoksik şartlar) hem de tamamen anaerobik şartlarla tanımlanabilmektedir. Farklı redoks

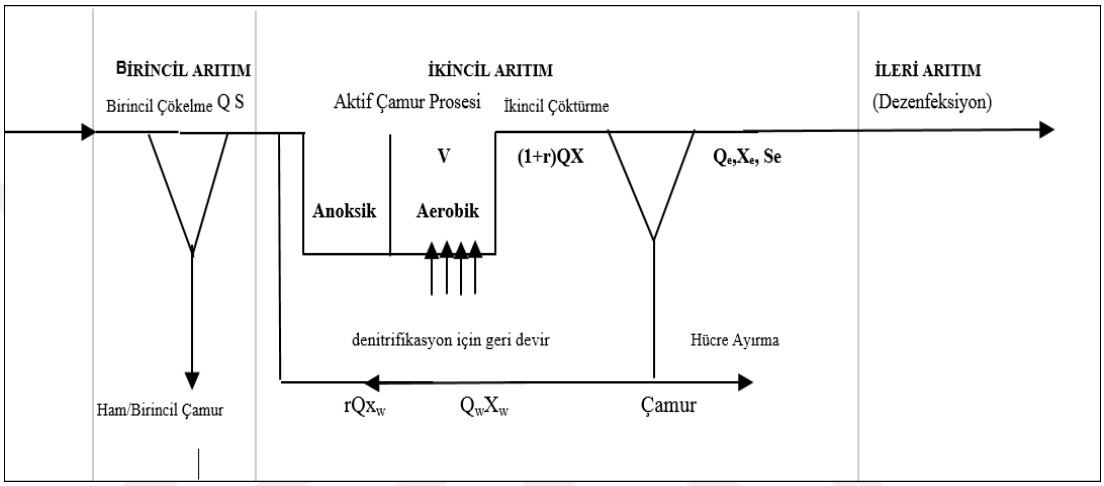
şartları farklı mikrobiyal toplulukları desteklemekte ve farklı arıtma tiplerine ulaşmak için kullanılmaktadır (Judd, 2015).

Aerobik arıtım, organik maddeleri gidermek ve amonyumu nitrata oksitlemek için kullanılmaktadır. Aerobik tanklar biyolojik nütrient giderimini gerçekleştirebilmek için anoksik ve anaerobik tanklarla birleştirmektedir. Aerobik prosesler hem askıda büyüyen aktif çamur prosesleri(konvansiyonel) hem de ASP-konvansiyonel aktif çamur prosesi ya da sabit film, esas olarak damlatmalı filtre olarak tasarlanabilmektedir. Besleme suyundan organik azotun giderimi aktif çamur prosesinde nitratça zengin çamurun aerobik proseste anoksik şartların olduğu bölgeye geri döndürülmesi yoluyla ile nitrifikasyon ve denitrifikasyon peş peşe gerçekleşmektedir.

Tüm biyolojik arıtma proseslerinde, arıtılmış su biyokütleden ayrılmalıdır. Konvansiyonel proseste ayırma normal olarak çökelme yoluyla yapılır. Bu prosesler de katıların çöktürülebilecek bir boyuta getirilmesi, flok olmuş parçacık veya flok anlamına gelir. Bunun sağlanması için katıların belli bir zaman biyoreaktörde kalması gerekmektedir. Katının ve suyun reaktörden geçmesi için gerekli zaman olan katı bekletme süresi(SRT) hidrolik bekletme süresi (HRT) ile birleştirilebilir. Biyolojik arıtma mikroorganizmalar tarafından organik ve inorganik maddelerin zararsız ürünlere dönüştürülmesine dayandığından biyolojik nüfus sağlıklı ve sürdürülebilir olmalıdır. Herhangi bir biyolojik sistem içinde mikrobiyolojik topluluk çok sayıda farklı bakteri türlerini içerir. Mikroorganizmalar hakim oldukları redoks koşullarına ve proses türü ve enerji gereksinimlerine göre sınıflandırılmıştır. Heterotroflar bir enerji kaynağı olarak ve daha fazla materyalin sentezi için organik karbon kullanırlar ve denitrifikasyondan sorumludurlar. Ototroflar inorganik reaksiyonları enerjiyi elde etmede kullanırlar. Nitrifikasyon, sülfat indirgeme ve anaerobik metan oluşumu gibi işlemleri gerçekleştirirler. Ototrof mikroorganizmalar genellikle heterotroflara göre enerji toplamada daha az verimlidirler ve dolayısıyla daha yavaş büyürler. Mikrobiyal büyüme toplam çözünmüş katı konsantrasyonu, pH ve sıcaklığın uygun şartlarına bağlıdırlar. En aktif oldukları sıcaklığa göre mikroorganizmaların sınıflandırılması psikofilik, mezofilik ve termofilik olarak tanımlanır.

Geleneksel aerobik biyolojik atıksu arıtma proseslerinde oksijen yüzeysel havalandırma ya da batık hava kabarcıklı difüzör aracılığıyla atmosferik hava olarak sağlanmaktadır. Difüzör hava kabarcıkları ile oksijen transferi gerçekleşmektedir.

Klasik evsel atıksu arıtma prosesleri büyük katı maddelerin ızgarayla ayrılması sonra çökebilen katıların çökeltilmesine takiben bir biyolojik prosesin kombinasyonundan oluşmaktadır (Judd,2015) .



Şekil 1.2. Klasik evsel atık su arıtma prosesi akış diyagramı

Klasik evsel atıksu tesisine ait akış diyagramı Şekil 1.2'de görüldüğü üzere atık su öncelikle birincil çamur çökelmesi için bir tanka alınarak sudan çökebilen katıların ayrılması sağlanmaktadır. İkincil arıtım kısmında havalandırmanın yapıldığı aerobik ve çok düşük oksijen ortamı olan anoksik ünite bulunmaktadır. Bu ünitelerde nitrifikasyon-denitrifikasyon gerçekleşerek KOİ ve amonyum azotu giderilmektedir. İkincil çöktürme ile sudan çökebilen katıların ayrılması sağlanarak su ileri arıtım ünitesine gönderilmektedir. Ayrıca bir miktar çamur anoksik havuzun başına geri döndürülmektedir.

Yukarıda bahsedilenlere ilave olarak, konvansiyonel biyolojik arıtım proseslerinin koku ve diğer emisyon problemleri yanında büyük alan ihtiyacı dezavantajları arasında sayılmaktadır. Bu nedenle, bazı çalışmalar daha küçük ve hızlı çalışan atıksu arıtma sistemlerini geliştirme üzerine yürütülmektedir.

Bütün biyolojik prosesler Tablo 1.5'de verilen alt kategorilere göre yapılandırılır. Birden fazla işleri gerçekleştirmek için biyolojik arıtım prosesleri birleştirilir. Tek bir reaktör içinde hem aerobik hem de anoksik prosesler olarak tasarlanabilmektedir.

Tablo 1.5. Biyolojik arıtma proses tipleri ve karakteristikleri (Judd, 2015)

	Proses Konfigürasyonları			**Besleme Yöntemi**		**Redoks Şartları**	
	Sabit Sistem	**Askıda büyüyen**	**Sürekli**	**Kesikli beslemeli**	**Aerobik**	**Anoksik**	**Anaerobik**
AD		X	X	X			X
AF	X		X				X
(C) ASP		X	X		X	X	X
BAF	X		X		X		
IFAS		X					
MBBR	X		X		X		
RBC	X		X		X		
SAF	X		X		X		
SBR		X		X	X	X	
TF	X				X		
UASB		X	X				X
MBR		X	X		X	X	X

AD : Anaerobik çürütme

AF : Anaerobik filtre

(C)ASP : (Konvansiyonel) aktif çamur prosesi

BAF : Biyolojik havalandırmalı filtre

IFAS : Aktif çamurda entegre sabit film

MBBR : Hareketli yatak biyoreaktör

RBC : Döner biyolojik temasör

SAF : Batık havalandırmalı filtre

SBR : Ardışık kesikli reaktör

TF : Damlatmalı filtre

UASB : Yukarı akışlı anaerobik çamur yatağı

1.2.2. Fiziksel - kimyasal arıtma

İçinde katı madde bulunan atıksuların arıtılmasında hangi proses seçilirse seçilsin fiziksel ön arıtım yapılması arıtım verimliliği ve işletme sorunlarının önüne geçilmesi açısından zorunludur. Fiziksel ön arıtım atıksuda çökebilen ve yüzebilen katı maddelerin uzaklaştırmasını sağlayan sistemlerdir. Arıtma girişinde suyun içindeki katı maddelerin ayrılmasını sağlarlar. Bu üniteler; kaba ve ince ızgara, elek ve parçalayıcılar filtreler, kum ve yağ tutucu üniteleri, çökeltme ve dengeleme havuzlarından oluşmaktadır. Bu sistemlerden bir veya bir kaçı bir arada kullanılarak arıtma giriş suyunun ön arıtması yapılmaktadır.

Çöp sızıntı suyu içinde yüksek miktarda katı maddeler bulunmakta olup bunların kum ve yağ tutucu ve döner elekten geçirilerek temizlenmesi katı maddelerin dengeleme ve havalandırma havuzlarına taşınmasını önleyecektir (Samsunlu, 2011).

Kimyasal arıtma sistemlerinde suda çözünmüş veya askıdaki katı maddelerin kimyasal maddeler kullanılarak çöktürülmesi veya yüzdürülerek çamur halinde sudan ayrılması prensibine dayanmaktadır. Kimyasal arıtma ile atık suyun kirliliği azaltılmakta KOİ, BOİ, ağır metal ve fosfor gibi parametreler suyun pH değerleri uygun aralığa getirtilerek giderilmektedir. Kirleticiler kimyasal reaksiyonlarla çözünürlüğü düşük bileşiklere dönüştürülerek askıdaki katı maddelerin yumaklaştırılması ve sudan ayrılması sağlanmaktadır. Kimyasal arıtmada koagülasyon, nötralizasyon ve oksidasyon sistemleri kullanılmakta olup demir ve alüminyum tuzları, polielektrolit ve kireç kimyasal malzemeleri kullanılmaktadır. Bu yöntemle azot ve bileşiklerinin giderimi imkân dâhilinde olmaması ve nihai bir arıtım sağlanmaması dezavantajların başında gelir. Kolay ve basit işletimi ve kullanılan kimyasalların ucuz olması yaygın tercih sebebidir.

Nötralizasyon asidik ve bazik karakterli atıksuların pH değerlerinin ayarlanması için kireç, kostik ve HCI kullanıldığı sistemler olup, alıcı ortam pH değerinin sağlanması için kullanılmaktadır. Biyolojik arıtma öncesi bakteriyel faaliyetlerin çalışabileceği ve kimyasal çöktürme için en uygun pH değerleri, nötralizasyon yöntemi ile yapılmaktadır. Atık su ve çöp sızıntı suyu içinde maddeler askıda katı kolloid ve çözünmüş madde halinde bulunurlar. 0,01-1 mikron arasındaki partiküler kolloid maddeler olup hidrofilik ve hidrofobik olarak ikiye ayrılırlar. Atık su içindeki katı

maddelerin çoğunluğunu kolloidler oluşturur. Su içinde askıda duran bu kolloidlerin kougülantlarla bir araya gelerek flok oluşturması hızlı karıştırma ile sağlanmaktadır. Kolloidal maddeler negatif yüklü olup demir ve alüminyum üç değerlikli metal tuzları kullanılarak koagüle edilirler. Koagülasyon kutupsal çekimle gerçekleşmekte olup atıksu kirlilik, renk, bulanıklık, koku ve ağır metallerin giderilmesinde kullanılmaktadır.

Koagülasyon sonrasında polielektrolit katılarak flokülasyon yavaş karıştırma ile küçük yapıların bir araya gelerek yumak haline getirilmesi ve kolayca çökebilecek büyüklüğe flok haline getirilmesi sağlanır. Oluşan bu floklar çöktürülerek atıksudan ayrılmaktadır. Flokülasyon prosesini atıksu bünyesindeki katı madde ve kolloidlerin miktarı, kolloidlerin tipi, pH ve alkalinite değeri, ortam sıcaklığı ve kullanılan polimerlerin tipi belirleyici rol almaktadır.

Kimyasal arıtmada kullanılan başlıca kimyasallar demir klorit ($FeCI_3$), demir sülfat ($FeSO_4$), alüminyum sülfat $Al_2(SO_4)$, kostik (NaOH), kireç $Ca(OH)_2$ ve polielektrolit kimyasallarıdır. Polielektrolitler doğal ve sentetik nişasta ürünleri veya selülozdan üretilen polimerlerdir. İyon değerlik yüküne göre anyonik, katyonik ve nananyonik çeşitleri vardır. Polielektrolit partiküler arasındaki bağları kuvvetlendirerek büyük flokların oluşmasını sağlamaktadır. İki veya daha fazla partiküler polielektrolit bağlarına tutunarak köprü oluştururlar. Bu köprü diğerleri ile birleşerek flokların büyümesini ve kolay çökmesini sağlamaktadır (Henze, 2013).

Kimyasal atıksu arıtma prosesleri genellikle endüstriyel kaynaklı atıksuların arıtılmasında kullanılmaktadır. Bu tip atıksuların içindeki ağır metal ve inorganik kirleticiler kimyasal olarak tutulmakta ve çamura indirgenmektedir. Suda çözünmüş veya askıda bulunan maddelerin fiziksel durumunu değiştirerek yumaklaştırılması ve çökeltilerek kirliliğin sudan ayrılması sağlanmaktadır. Kimyasal arıtma proseslerinde uygun pH aralığında kimyasal malzemelerin atıksuyla temas süresi ve çamurun sudan ayırıcı ekipmanların verimi, kirlilik giderimini etkileyen hususların başında gelmektedir.

Düşük pH değerleri ve yüksek organik madde miktarları (22.520 mg/lt KOİ) ile karakterize edilen depolama alanı sızıntı suyunun $FeCl_3$ koagülantı kullanılarak arıtılabileceği ve % 63 KOİ giderildiği bildirilmiştir. Diğer çalışmalara göre, taze

sızıntı suyunda demir veya alüminyum koagülantların eklenmesi, KOİ değerlerinde % 25-38'lik bir azalma ile sonuçlanırken, kısmen stabilize edilmiş sızıntı suları için daha yüksek KOİ giderimi sağlanmıştır. Bu nedenle flakülasyon-kaugülasyon yaşlı çöp sızıntı suları için daha iyi bir yöntemdir (Torretta ve diğ., 2017)

Farklı sahalardan alınmış çöp sızıntı sularının fiziksel kimyasal arıtma yöntemi ile arıtılması çalışmasında %75-%96 BOİ gideriminin sağlandığı Travanca (2017) tarafından bildirilmiştir. Bu çalışmada fiziksel -kimyasal arıtma biyolojik arıtmaya kombine edilmiştir.

1.2.3. Membran Biyoreaktör arıtma

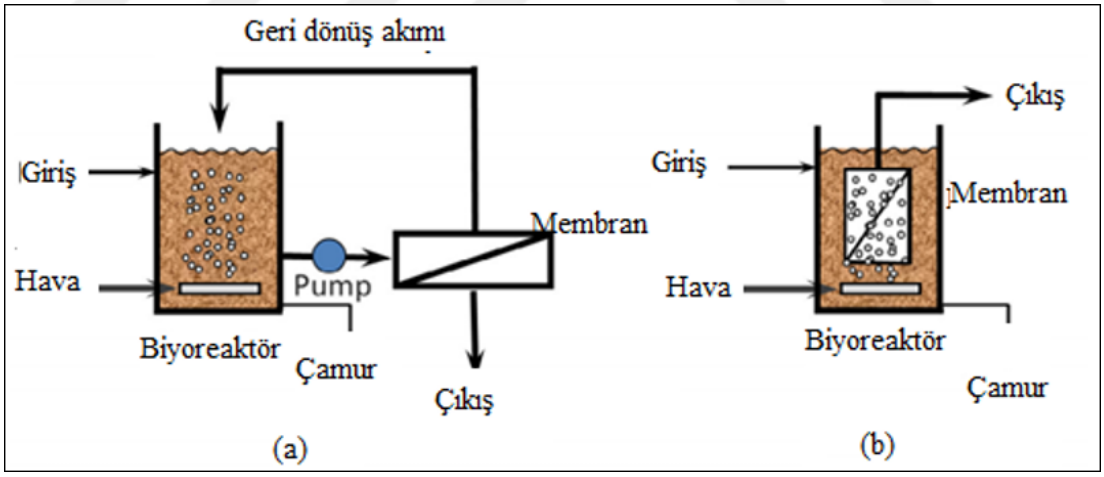
Son zamanlarda membran biyoreaktör teknolojileri su arıtımı, geri kazanımı ve su ıslahında artan bir popülerlik kazanmıştır. Membran Biyoreaktörler (MBR) atıksuların ikincil arıtımı için konvansiyonel aktif çamur proseslerine karşı bir alternatiftir. Bu sistemler klasik aktif çamur prosesleriyle karşılaştırıldığında su kalitesi ve daha az yer kaplama gibi avantajlara sahiptir.

Membran Biyoreaktör (MBR) arıtım sistemleri biyolojik arıtım metotlarından biri olan aktif çamur prosesini membran ayırma prosesiyle birleştiren sistemlerdir. (De Carolis ve diğ., 2007). Reaktör, konvansiyonel bir aktif çamur prosesine benzer şekilde işletilmekte olup, bu arıtma tekniğinde son çöktürme tankına ve kum filtrasyonu gibi üçüncül arıtma işlemlerine gerek duyulmamakta ve çamur yaşının yeterince uzun olması sağlanabilmektedir. Bu sistemlerde, arıtılmış çıkış suyu kalitesi oldukça iyi olup biyokütlenin klasik çökeltme havuzlarında oluşan askıda katı madde kaçışları tamamen ortadan kalkmaktadır. Etkin gözenek boyutu genellikle 0,1 μm altında olması nedeni ile temiz ve önemli ölçüde dezenfekte edilmiş çıkış suyu üretmektedir. Biyokütleyi daha fazla konsantre etmekte ve bu şekilde gerekli tank boyutunu düşürerek biyolojik arıtım prosesinin verimliliğini artırmaktadır. Ayrıca biyolojik arıtımın biyokütle kaybından ve şişmeden dolayı başarısızlıkla sonuçlanması da bu sistemlerde söz konusu olmamaktadır (Song ve diğ., 2008). MBR prosesinde kimyasal oksijen ihtiyacı üzerine kurulan madde dengesi giriş suyu KOİ değerinin yaklaşık olarak % 90'nının karbondioksite oksitlendiğini ve reaktördeki askıda katı madde konsantrasyonun çamur atılmaksızın neredeyse sabit kaldığını göstermektedir (Gürel ve Büyükgüngör, 2011). MBR arıtma sisteminin avantajları arasında organik madde

gideriminde yüksek verimliliğe sahip olması, geliştirilmiş besi maddesi giderim stabilitesi, arıtımı zor olan atıksulara uygulanabilmesi, düşük çamur üretimi, çıkış suyunun yüksek kalitede dezenfeksiyonu, yüksek yükleme hızı, daha az kirlenmiş çamur oluşumu ve reaktör için ihtiyaç duyulan alanın küçük olması sayılabilir (Çinar, 2006).

MBR arıtma prosesleri biyolojik arıtma ünitesi ile birlikte ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon membranları kullanılarak çöktürme yapılarının elimine edildiği, yüksek miktarda KOİ, azot ve askıda katı madde gideriminin sağlandığı sistemlerdir. MBR sistemleri batık ve harici membran olarak kullanılmakta ve oldukça iyi verimler elde edilebilmektedir. Membran kullanımı ile çamur ayrımı oldukça yüksek verimlerde elde edilmekte ve çıkış suyunda çamur kaçakları minimum seviyede gerçekleşmektedir. Uzun çamur yaşında işletilen MBR arıtma tesisleri uzun çamur yaşında işletilebilmekte olup çamur üretimi az ancak enerji tüketimi fazladır.

Batık ve harici membran olarak dizayn edilen MBR sistemleri, Şekil 1.3'de gösterilmiştir.



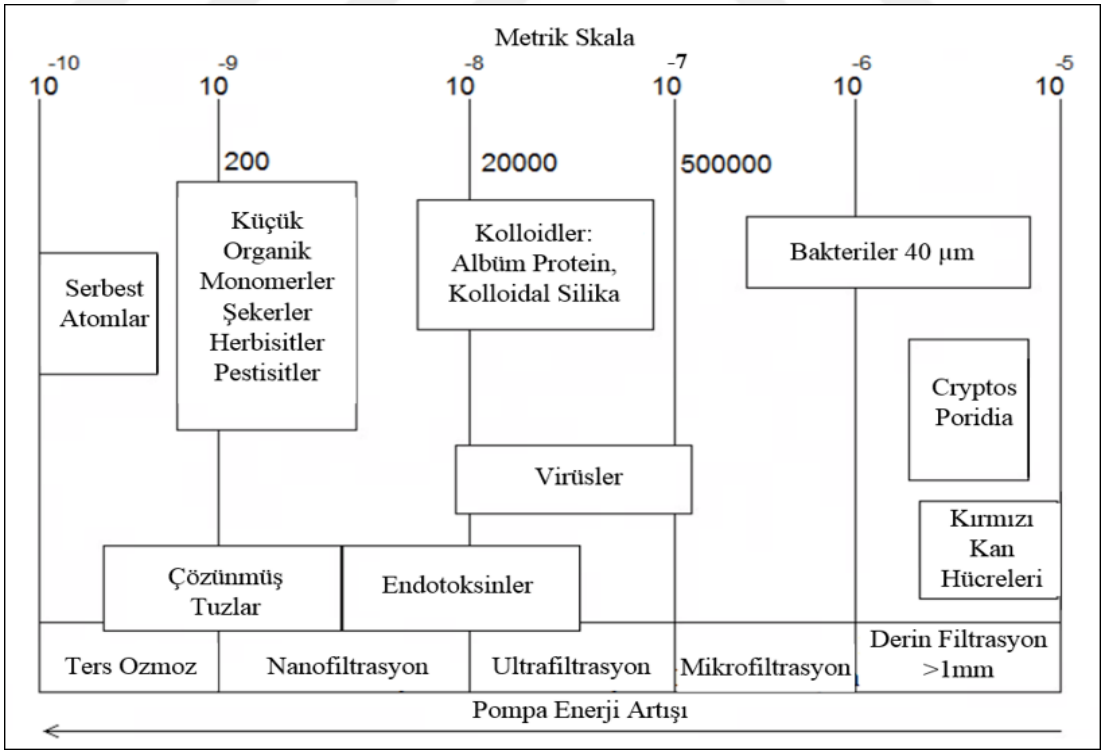
Şekil 1.3. Membran sistem tipleri (a) Batık tip membran, (b) Harici tip membran (Judd, 2016)

Ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters ozmos gibi membran teknolojileri esasen kirlilikleri indirgememekte daha küçük bir hacme hapsederek konsantre hale getirmektedir (Chaudhari ve Murthy, 2010). Membranlardan çıkan konsantrenin doğaya bertaraf edilebilmesi için de özellikle KOİ değerinin standart değerlerin altına indirilmesi gerekmektedir. Membranlar, su ve atık sulardaki organik ya da inorganik

kirleticilerin boyutlarına göre ayrıştırıldığı yarı geçirgen malzemeler olarak bilinmektedir. Dört ana membran ayırma prosesi olup, bunlar ters ozmos, nanofiltrasyon, ultrafiltrasyon ve mikrofiltrasyondur.

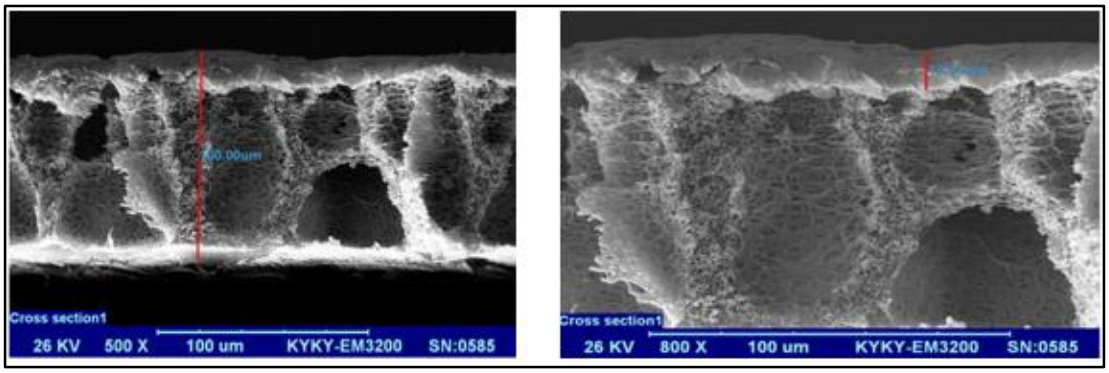
Genellikle spiral sargılı, fiber, tubüler, levha /çerçeve, kapiler tüp ve kartuş filtre şeklinde altı ana membran türü üretilmektedir. Levha, fiber ve tubüler membranlar MBR sistemi için uygundur. Daldırma tip MBR sistemlerinde fiber tip membranlar tercih edilmekte, harici tip MBR sistemlerinde ise daha çok tubüler membranlar kullanılmaktadır. Membran ünitelerinin türbülansı arttırmaya ve geri yıkamaya imkân vermesi gerekeceğinden çapraz akış tipleri kullanılmaktadır.

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



Şekil 1.4. Membran geçirgenlik boyutları (Judd, 2006)

Şekil 1.4'de membran geçirgenlik boyutları, Şekil 1.5' de ise elektron mikroskopu ile görüntülenmiş nanofiltrasyon membran kesiti verilmiştir.



Şekil 1.5. Nanofiltrasyon membran kesiti görünümü (Peyravi, 2016)

Kirlilik yükü düşük atıksuların arıtımında, tek başına membran kullanımı etkili olmasına rağmen, çöp sızıntı suyu arıtımında biyolojik arıtım sağlanmadan membran kullanımı yapılmamaktadır. Çöp sızıntı suyunda öncelikle biyolojik arıtma sağlanmakta sonrasında ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon membran sistemleri kullanılmaktadır. Biyolojik arıtma sonrası ultra ve nanofiltrasyona ünitesi çıkış suyu kanala deşarj değerlerini sağlayabilmektedir. Ters ozmos membranları kullanılarak çok iyi kalitede çıkış suyu sağlanmakta diğer parametrelerle beraber tuz içeriği oldukça düşürülmektedir. Nanofiltrasyon ve ters ozmos membranlarından iyi kalitede bir arıtılmış çıkış suyu elde edilmesinin yanında nanofiltrasyonda % 10, ters osmozda % 20-30 membran konsantresi ortaya çıkmaktadır. MBR sistemlerinin işletme maliyetleri yüksek ve işletme şartları hassas olup enerji ihtiyacının 10 - 20 kWsa /m^3 olacağı İnsel(2013) tarafından bildirilmiştir. Sistemde membran tıkanması ve köpük oluşumu en sık karşılaşılan problemlerdir. Nanofiltrasyon eklenmiş MBR arıtma tesislerinde çıkan konsantre sorun oluşturmaktadır. Ancak, diğer sistemler ile kıyaslandığında arıtma verimi en iyi proseslerden birisidir.

Çöp sızıntı sularının arıtılmasında en uygun arıtma yöntemlerin başında MBR arıtma prosesinin geldiği Peyravi (2016) tarafından bildirilmiş, yüksek işletme maliyetlerine rağmen, membran biyoreaktör+nanofiltrasyon kombinasyonu çöp sızıntı suyunda etkili ve güvenilir bir yöntem olarak önerilmiştir.

Tablo 1.6. Çöp sızıntı suyunun MBR yöntemi ile arıtma performansı

Referanslar	KOİ (%)	BOİ (%)	NH_4 –N(%)
Hashemi et al. (2015)	97-99	98,4-99	
Xue et al.(2015)	93,8		97,8
Wang et al.(2014)	81,5		93,2
Wang et al.(2014)	89,5		80,5
Akgul et al.(2013)[c]	30-85	75-99	
Brown et al.(2013)	99,7		~100
Campagna et al.(2013)	84,4		88
Ince et al.(2013)	80-85		3,2-21,3
Ince et al.(2013)[c]	89		83.5
Sanguanpak et al.(2013)	87	99	
Thanh et al.(2013)	>97,5		<92±1,5
Zhang et al.(2013)	83-87,8		72-95
Boonyaroj et al.(2012a)	87	97	83-91
Boonyaroj et al.(2012b)	87	97	90
Brito et al.(2012)	74		
Coban et al.(2012)	93,7		98
Hua and Zhang(2012)[c]	~97	~99	98,9-99,6
Litas et al.(2012)	95		98,2-99,2
Mahmoudkhani et al.(2012)[c]	97	99	99,5
Lv et al.(2012)	95	100	61,7
Bai et al.(2011)	> 90		<60
Chiemchaisri et al.(2011)	60-78	99	80-97
Akkaya et al.(2010)[c]	10-70		35
Trzcinski et al.(2010)	30-90		
Lie et al.(2010)[c]	87		100
Puszczalo et al.(2010)[c]	89	>98	>95
hasar et al.(2009a)	77-99		
Xue et al.(2008)	89	>99	
Robinson (2007)	76	>96	~100
Sang et al.(2007)	84-97		
Bodzek et al.(2006)	84,4	98,3	62,8
Chen and Liu (2006)	70-96	>99	
Laitinen et al. (2006)	>80	>97	>97

Çöp sızıntı sularının MBR yöntemi ile arıtılması konusunda yapılan çalışmalar, Hashisho (2016) tarafından değerlendirmiştir. Bu çalışmaların sonuçları Tablo 1.6'da verilmiş ve KOİ, BOİ ve NH_4-N giderim verimleri karşılaştırılmıştır. Genel olarak, deneysel koşullara ve süzüntü olgunluğuna bakılmaksızın sızıntı suyundan yüksek

KOİ ve BOİ giderimin sağlandığı, değişken konsantrasyon ve çalışma koşullarında bile konvansiyonel biyolojik sistemlere göre azotlu bileşiklerin uzaklaştırılmasında daha umut verici ve etkili olduğunu göstermiştir.

Çöp sızıntı suyu yönetiminin önemli bir çevresel etkilere sahip olduğunu ve arıtımında özellikle refrakter organik madde, amonyak ve toksik bileşiklerin yüksek konsantrasyonu nedeni ile zorluklar olduğu Amaral (2015) tarafından bildirilmiş olup MBR+NF arıtma kombinasyonunun arıtma verimliliği araştırılmıştır. 3 m^3/gün kapasiteli MBR ve NF membranlarından oluşan deneysel çalışmada, KOİ gideriminde % 80-96, amonyakta % 85-95 ve renk parametresinde % 98-99 giderim sağlandığı tespit edilmiştir. Bu şekilde mükemmel arıtılmış çıkış suyu elde edilmesi NF membranlarının önemini ortaya koymuştur. Diğer bir çalışmada ise Amaral (2016) yaşlı çöp sızıntı suyu su kullanılmış, MBR ünitesine girmeden önce hava sıyırma işleminden geçirilmiştir. Çöp sızıntı suyunun hava sıyırma + MBR + NF kombinasyonunda KOİ, amonyum ve renk gideriminin, sırası ile %88, %95 ve %100 olarak gerçekleştiği bildirilmiştir.

Sızıntı suyu karakterizasyonu ve arıtımı ile ilgili Alvarez (2004) yaptığı çalışmada, sızıntı suyunda KOİ gideriminin, sızıntı suyu kararlılığı, arıtma aşamaları, hidrolik bekleme süresi ve organik yüklemenin belirlediğine dikkat çekilmiştir. Literatürdeki 157 araştırma incelenmiş, arıtma prosesleri ve verimleri ortaya konulmuştur. Sızıntı suyu arıtımında, arıtılmış su kalitesini sızıntı suyu giriş karakteristiğinin belirlediği, genç depolama alanları sızıntı sularında çok aşamalı sistemler biyolojik arıtma ve/veya uzun havalandırma ile % 99 KOİ giderimi elde edilebileceği belirtilmiştir. Yaşlı sızıntı suları için klasik biyolojik arıtma ile %60 oranında KOİ giderimi elde edilebilmektedir. Nitrifikasyonun yeterli karbon kaynağı olması durumunda % 95 oranında gerçekleşeceği, birçok klasik arıtma yöntemlerine göre BOİ/KOİ oranı 0,1-0,2 olan çöp sızıntı suyu arıtımında MBR/AC/NF ünitelerinden oluşan üç aşamalı sistemin KOİ gideriminde daha verimli olacağı belirtilmiştir.

Kompost çöp sızıntı suyunun membran biyoreaktör sistemi ile kullanılarak yapılan diğer bir çalışmada Brown (2013), MBR işleminin sabit bir hal aldığı 39 gün boyunca birçok su kalite parametresi incelenmiştir. Sızıntı suyu KOİ değeri 116.000 mg/lt iken başarıyla % 99 oranında arıtılmıştır. Amonyak, kafein ve incelenen ağır metallerin

çoğu için yüksek arıtımlar gözlemlenmiştir. Bu çalışma, MBR sisteminin kompost sızıntı suyunun arıtılması için çok etkili bir yöntem olduğunu göstermiştir.

MBR sitemi ile çalışan çöp sızıntı suyu arıtma tesisi ülkemizde başta İstanbul olmak üzere birkaç ilimizde bulunmaktadır. Kocaeli'de çöp sızıntı sularını için 500 m^3/gün kapasitesinde MBR+NF arıtma tesisi kurularak tesisin işletilmesine devam edilmektedir. Her iki ilin çöp sızıntı suyu KOİ arıtma verimliliği % 90'in üzerindedir. Kendisini kanıtlamış MBR sistemin en büyük problemi nanofiltrasyon ünitesinden çıkan konsantre teşkil etmektedir.

Çöp sızıntı suyunun arıtılmasında sahada yapılan çalışmalardan birisi de elektrokoagülasyon yöntemi olmuştur. Elektrokoagülasyon yöntemi ile alakalı teknik bilgiler bölüm 1.3.1'de ayrıntılı olarak açıklanmıştır. Çöp sızıntı suyunun elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılmasına aşağıdaki çalışmalar örnek verilmiştir.

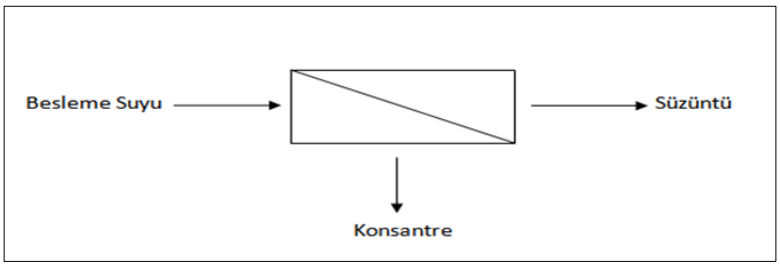
Çöp sızıntı sularının elektrokoagülasyon yöntemi le arıtılabilirliği çalışmasında İlhan (2007), demir elektrotu ile 3,48 mA/cm^2 akım yoğunluğunda % 32, alüminyum elektrotla ise % 45 KOİ giderimi sağlanmıştır. Akım yoğunluğu 6,31 mA/cm^2 ve 30 dakikalık temas süresi ile giderim verimi % 59 mertebesine ulaşmıştır.

Aksaray çöp depolama sahası sızıntı suyu karakteristiğinin belirlenmesi ve çöp sızıntı suyunun elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması laboratuvar çalışmasında Alver (2017), alüminyum ve demir elektrotlar kullanılmış 5,08 mA/cm^2 akım yoğunluğunda 5 dakikalık elektroliz süresince % 63 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. Bu çalışmada elektroliz süresi artırıldıkça KOİ giderim veriminin artığı ve 60 dakikalık elektroliz süresinde % 89,5 değerine ulaştığı tespit edilmiştir.

Yaşlı çöp suyunun elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması çalışmasında Huda(2017), demir elektrotu kullanılarak %45,1 KOİ, %82,7 renk giderimi sağlanmıştır. Deneyde çöp sızıntı suyu giriş pH değeri 7,73 olup ayrıca bir pH ayarlaması yapılmamıştır.

1.3. Nanofiltrasyon Konsantresi ve Arıtım Yöntemleri

Sızıntı sularının membran teknikleri ile arıtılması sonucu ileri derece arıtılmış süzüntü suyu oluşur. Membran ünitesinden süzülemeyen kısım konsantre kısımdır. Basınçla çalışan membran proseslerde oluşan süzüntü ve konsantre Şekil 1.6'de gösterilmiştir.



Şekil 1.6. Basınçla çalışan membran prosesi

Membran konsantresi su muhteva eden akışkan bir yapıdır. Bunun yanında, membran konsantresi içerisinde partikül, bakteri, virüs, tuz ve çeşitli bileşikler de bulunabilir. Konsantre içinde bulunan maddeler ham su kalitesine, membran tipine, uygulanan proses ve kullanılan kimyasallara bağlı olarak farklılık göstermektedir. Birçok membran konsantresi, ham suyun düşük konsantrasyonda madde içermesi sebebiyle problem yaratmaz. Daha çok içerisinde radyonükleit, yüksek miktarda nitrat, pestisit ve ağır metal ve yüksek KOİ sahip konsantreler problem teşkil eder.

Membran filtrasyonu, partiküler, kolloidal ve çözünmüş maddelerin yarı iletken bir zar kullanılarak bir sıvıda ayrılmasını içermektedir. Özellikle mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters ozmos suyun arıtılması için basınca dayalı kuvvetleri kullanan membran üniteleridir. Mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon, toplam askıda katı madde, bulanıklık, makro moleküller ve besleme suyundaki patojenler tutulmaktadır. Nanofiltrasyon ve ters ozmos membranlarında sertlik, daha küçük moleküller ve sentetik organik bileşikler gibi su ve atık su bileşenleri tutularak sudan ayrılmaktadır. Basınca dayalı membran ünitelerinin avantajları bellidir. Saflaştırılmış ürünün (permeate) kalitesi olağanüstüdür ve işlemlerin tek başına veya diğer ayırma işlemleriyle birlikte kullanımı kolaydır. Bununla birlikte, yüksek enerji tüketimi ve membran kirlenmesi ile birlikte ilave bir işleme tabi tutulması ihtiyacı, membran filtreleme işlemlerinin yaygın kullanılmasını kısıtlayan faktörleridir. Organik ve inorganik kimyasalların tuzlu su konsantrasyonları tipik olarak besleme suyu

konsantrasyonun dört ila on katıdır ve çoğunlukla membran ayırma özelliklerine ve su geri kazanımına bağlıdır.

Konsantreler, kirlenmeyi kontrol etmek için gerekli önişlem adımlarının kullanılması nedeniyle düşük konsantrasyonlu parçacıkları (tipik olarak <10 mg/lt toplam askıda katı madde) içerirler. Membran konsantresinde, besleme suyunda bulunan organik madde ve ağır metaller bulunur. Konsantrede bulunması muhtemel kimyasallar, pH değerini düşürmek için kullanılan antiskalant kimyasalları, biyositleri ve asitleri içerir. Bu nedenle, konsantrenin yüzey sularına deşarjı çevre ve insan için potansiyel bir risk oluşturmaktadır. Bu tür deşarjların daha uzun vadede etkileri belgelenmemiştir ancak muhtemelen deniz yaşamına ve ekosisteme zararlı olacağı tahmin edilmektedir. Konsantre yönetimi ile ilgili yayınlanan çalışmaların çoğunluğu konsantrenin yüzey suyu, derin kuyular, arazi uygulaması, buharlaşma havuzları ve kanalizasyonlara atılması ile ilgilidir. En yaygın kullanılan yöntem, konsantre akıntısının yüzey sularına boşaltılmasıdır. Maliyet etkinliği ve çevre dostu konsantre yönetimi, membran teknolojilerinin yaygın uygulanmasına yönelik en önemli engel olarak kabul edilmektedir (Ayala ve diğ., 2009).

Sıfır konsantre deşarjı için teknolojilere bakıldığında, maliyetleri nanofiltrasyon ve ters ozmos arıtma tesisinden daha yüksek olduğu için, bu yöntemler halen kullanılmamaktadır. Konsantre yeniden kullanım çekici bir seçenektir, ancak yalnızca konsantre miktarının az olduğu durumlarda uygun bir seçenektir. Arazi sulama için konsantre (işleme tabi tutulmadan) yeniden kullanılması önerilmiştir. Bu alternatif tavsiye edilmez, çünkü konsantredeki yüksek tuzluluk seviyeleri topraklarda tuzluluğu artırabilir ve kirlenmiş konsantrenin yeniden kullanımı suyla ilgili sağlık problemlerine ve gıda ürünlerinin bulaşmasına neden olabilir.

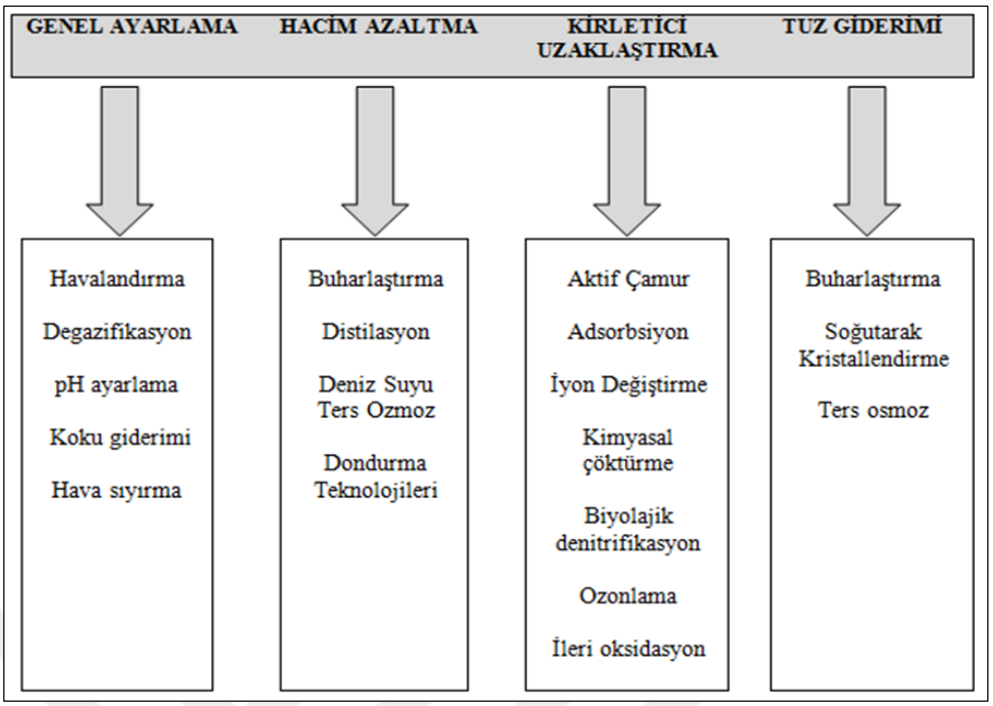
Konsantre arıtım açısından, iki seçenek sunulmaktadır. Hacim azaltma ve spesifik bileşenlerin uygun bir arıtma yöntemi ile uzaklaştırılmasıdır. Tuzlu su konsantrasyonu ve geri kazanımı için damıtma gibi termal prosesler kullanılmaktadır. Ancak termal teknolojiler maliyet açısından etkin değildirler. Tekstil endüstrisinde konsantre sıvılarında renk giderim için elektrokimyasal oksidasyon başarıyla uygulanmaktadır. Bununla birlikte, bu sürecin maliyeti de yüksektir (Ayala ve diğ., 2009).

Aktif karbonla organik bileşiklerin adsorpsiyonu kullanılmaktadır. Bununla birlikte, aktif karbon kolonlarının rejenerasyon maliyeti göz önüne alındığında, küçük miktarda ve özel kontaminasyonlara sahip konsantreler için çok etkilidir.

Dondurma işlemleri de membran konsantresi bertarafı için kullanılmıştır. Düşük enerji ihtiyacı, ön işleme gerekliliği, düşük kimyasal gereksinimler ve düşük çevresel etki bu teknolojinin başlıca avantajlarıdır. Bununla birlikte, yüksek yatırım maliyeti ve ünite işlemlerinin karmaşıklığı kullanımını sınırlamaktadır.

Konsantre için biyolojik arıtma seçeneğinde mikroorganizmaların yüksek tuz konsantrasyonları nedeni ile zehirlenerek görev yapmadığı bildirilmiştir. Konsantredeki toksik bileşiklerin varlığı, biyolojik arıtma kullanımını sınırlamaktadır. Bu kapsamda gelişmiş oksidasyon teknolojilerinin kullanımı daha uygun gözükmektedir. Gelişmiş oksidasyon prosesleri, muhtemelen su ve atık sudan pestisitler gibi endokrin bozucu bileşikleri indirgemek ve çözmek için en umut verici teknolojilerdir. Ancak bu teknolojilerin yatırım ve işletme maliyeti uygulamaları sınırlamaktadır.

Günümüzde membran konsantre yönetimi, araştırma ve geliştirme ihtiyaç duyulan başlıca alanlardan biridir. Membran teknolojileri optimal olarak uygulanmadan önce çözülmesi gereken bazı konular hala mevcuttur. Membran konsantresinin alıcı sulara etkisini değerlendirmek için daha fazla araştırmaya ihtiyaç olup bu etkileri değerlendirmek için daha iyi teknikler gerekmektedir. Konsantre içindeki kritik bileşenleri kaldırmak için daha uygun maliyetli alternatifler geliştirmek ve konsantre yeniden kullanımı için alternatifler bulmak için daha fazla araştırmaya gereksinim duymaktadır. Konsantrelerin etkili bir şekilde bertaraf ve/veya arıtımının sağlanması durumunda membran teknolojilerinin daha yaygın kullanılacağı düşünülmektedir (Ayala ve diğ., 2009). Konsantre bertaraf teknikleri Şekil 1.7'de verilmiştir.



Şekil 1.7. Membran konsantresinin bertaraf yöntemleri (Ayala, 2009)

Çöp sızıntı suyu MBR tesisi nanofiltrasyon konsantresi, arıtma prosesinin son çıktısı olarak karşımıza çıkmaktadır. Biyolojik arıtma sonrası ultrafiltrasyon (UF) membran ünitesinde süzülen su nanofiltrasyon membranlarına girerek nihai arıtması sağlanmaktadır. Nanofiltrasyon membran ünitesinde süzülen su oldukça temiz bir su olup yol yıkama gibi işlerde kullanılmakta çıkan konsantre ise kirlilik yükü barındırmaktadır. NF konsantresi arıtımı genel olarak fiziksel ve elektrokimyasal yöntemler olarak ikiye ayrılabilir. Fiziksel yöntemler içinde farklı adsorbentların kullanıldığı adsorpsiyon sistemleri, elektrokimyasal yöntemlerin içinde de elektrokoagülasyon ve elektrokimyasal oksidasyon yöntemleri öne çıkmaktadır. Nanofiltrasyon membran ünitelerinden çıkan konsantreler yüksek inorganik yük ve tuz konsantrasyonuna sahip olup bu tip atık suların arıtılmasında biyolojik yöntemler yetersiz kalmaktadır. Bu nedenle elektrokoagülasyon, elektro fenton, adsorpsiyon, ıslak hava oksidasyonu gibi bir takım farklı arıtım mekanizmalarına başvurulmaktadır. (Wang ve diğ., 2012; Engin ve diğ., 2010).

Özellikle biyobozunur olmayan organik kirleticiler içeren membran konsantrelerinin elektrokimyasal oksidasyonu bu konsantrenin yüksek tuzluluğa ve elektriksel iletkenliğe sahip olmasından dolayı etkili bir teknoloji olarak değerlendirilmektedir (Anglada ve diğ., 2009).

MBR tesislerinden çıkan NF konsantresinin yüzey suyu deşarjı, derin deniz ve toprak deşarjı, gömme, buharlaştırma lotları havanın, temiz su kaynaklarının veya deşarj edilen ortamdaki canlı hayatının olumsuz etkilenmesi riski vardır (Wiszniowski ve diğ., 2006).

Çöp sızıntı suyu konsantresi yüksek kirlilik ihtiva ettiğinden evaporasyon, yakma veya ileri arıtım yöntemlerinin bir veya birkaçının bir arada kullanılması gerekse de halen arıtımının sağlanması konusunda daha iyi teknolojilerin araştırılmasına devam edilmektedir. NF konsantresinin arıtımı konusunda yapılan çalışmaların bir kısmı aşağıda verilmiştir.

İstanbul Büyükşehir Belediyesi İSTAÇ Katı atık depolama sızıntı suyu MBR arıtma tesisi nanofiltrasyon konsantresinin elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılmasını Top (2011) çalışmışlardır. Bu çalışmada KOİ, renk ve fosfor gideriminde sırası ile % 45, % 60 ve % 91,8 arıtma verimliliği sağlanmıştır. Çalışma alüminyum elektrotları ile 15,9 mA/cm^2 akım ve 30 dakikalık temas süresince yapılmıştır.

Çöp sızıntı suyu MBR nanofiltrasyon konsantresinin koagülasyon+reçine adsorpsiyon+fenton prosesini içeren kombine arıtma çalışmasında KOİ'nin % 98,1 giderildiği tespit edilmiştir (Long Z ve diğ., 2009). Elektro fenton prosesi kullanılarak çöp sızıntı suyu NF konsantresi arıtılabilirlik çalışmasında, toplam organik karbon ve toplam azotun sırası ile % 82 ve % 51 oranında arıtılabildiği tespit edilmiştir (Wanga ve diğ., 2012). Kimyasal koagülasyon prosesi kullanılarak çöp sızıntı suyu membran konsantresinin arıtılması çalışmasında koagülant olarak $FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$, ve $Fe(NO_3)_3$ kullanılmış ve % 82 seviyesinde KOİ giderilmiştir (Long ve diğ., 2017). Çöp sızıntı sularının ters ozmos membran sistemi arıtılmasında oluşan ve NF konsantresine benzer olan konsantre arıtımında katalitik ozon prosesi kullanılmış, %70 KOİ giderimi sağlanmıştır (Yongli, 2017).

Çöp sızıntı suyu arıtma tesislerinde nanofiltrasyon konsantresinin çöp depolama sahasına geri basılması uygulanan bir yöntemdir. Bu uygulama ekonomik olmasına karşın kısa vadede bir çözüm gibi gözükmekle beraber ilerleyen yıllar içerisinde depolama sahalarından gelen çöp sızıntı suyu kirlilik yükünü arıtarak MBR arıtma tesisi çalışma performansını düşürecektir. Bu nedenle nanofiltrasyon membran sisteminden çıkan konsantrenin arıtılması gerekmektedir.

1.3.1. Nanofiltrasyon konsantresinin elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılması

Elektrokimyasal arıtım prosesi, çevreye uyumlu ve çok yönlü bir arıtım prosesi olmasından dolayı atıksu arıtımında oldukça dikkat çekmektedir. Elektrokoagülasyon prosesinde atıksuya elektrik akımı verilerek anot elektrotun çözünmesi ve suyun katot elektrotunda hidrolizi sağlanmaktadır. Anot elektrotun çözünmesi ile oluşan metal iyonları katotta oluşan OH iyonları ile reaksiyona girerek çözünmeyen ve adsorplama kapasitesi yüksek olan metal hidroksitleri oluştururlar. Elektrokoagülasyon prosesinde arıtım proseslerinin genel mekanizmasında koagülasyon, adsorbsiyon, absorbsiyon, çöktürme ve flotasyon prosesleri bulunur. Elektrokimyasal proseslerin en önemli farklılıkları prosesin şekli ve yapısıdır. En yaygın olarak kullanılan elektrokimyasal proses elektrokoagülasyon yöntemidir. Elektrokoagülasyon atıksu arıtımında organik kirleticilerin giderilmesinde yüksek verimle çalışan alternatif bir yöntemdir. Gerek etkin verim ve gerekse kolay işletme şartları nedeniyle elektrokimyasal arıtım yöntemleri içerisinde en yaygın kullanım alanı bulan yöntem elektrokoagülasyon prosesidir. Kimyasal koagülasyon ile karşılaştırıldığında kısa kontak süresi, kolay işletim, düşük çamur üretimi ve kimyasal malzemeye ihtiyaç duymaması gibi birçok avantaja sahiptir (Emamjomeh ve diğ., 2009).

Bir elektrokimyasal proseste en önemli şartlardan biri elektrot cinsidir.Elektrokoagülasyonda yaygın olarak alüminyum (Al^{+3}) ve demir (Fe^{+3}, Fe^{+2}) elektrotları kullanılmaktadır. Bunun nedeni metalik iyonların adsorpsiyon kapasitesi yüksek olduğu için iyi bir koagülant olmasından kaynaklanmaktadır. Bu elektrotların prosesin işletme aşamasında suyla reaksiyona girerek $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_2$ ve $Fe(OH)_3$ gibi metal hidroksitler oluşturmaktadır. Sistemde arıtım, metal hidroksitlerin oluşmasıyla başlamaktadır. Adsorpsiyon kapasitesi çok yüksek olan metal hidroksitlerin sudaki kirletici parametreleri adsorbe ederek çökelti yoluyla sudan uzaklaştırma prensibine dayanan bu arıtım metodu günümüzde birçok yerde kullanım alanı bulmaktadır (Kobya ve diğ., 2011).

Elektrokoagülasyonda genellikle üç temel işlem söz konusudur.

- Elektrotların yüzeyinde oluşan elektrolitik reaksiyonlar
- Sıvı fazda koagülantların, metalik iyonların oluşumu

- Çözünebilir ya da kolloidal kirleticilerin adsorpsiyon, koagülant, sedimantasyon veya flotasyon mekanizmaları ile giderilmesi.

Elektrokoagülasyon prosesinde dağınık haldeki partiküler sudan arındırılabilmekte ve kararlı çamur elde edilebilmektedir. Elektrokoagülasyon yöntemi geleneksel koagülasyona benzemekle birlikte birçok avantajı vardır.

- Elektrokoagülasyon küçük kolloidal partiküllerin kararlı hale getirilip giderilmesinde konvansiyonel koagülasyona oranla daha etkilidir.
- Elektrokoagülasyonda daha az ve daha kararlı çamur oluşmaktadır.
- Elektrokoagülasyon ekipmanlarının kullanımı ve işletmesi kolaydır.
- Elektrokoagülasyonda kimyasal madde eklenmesine gerek yoktur.

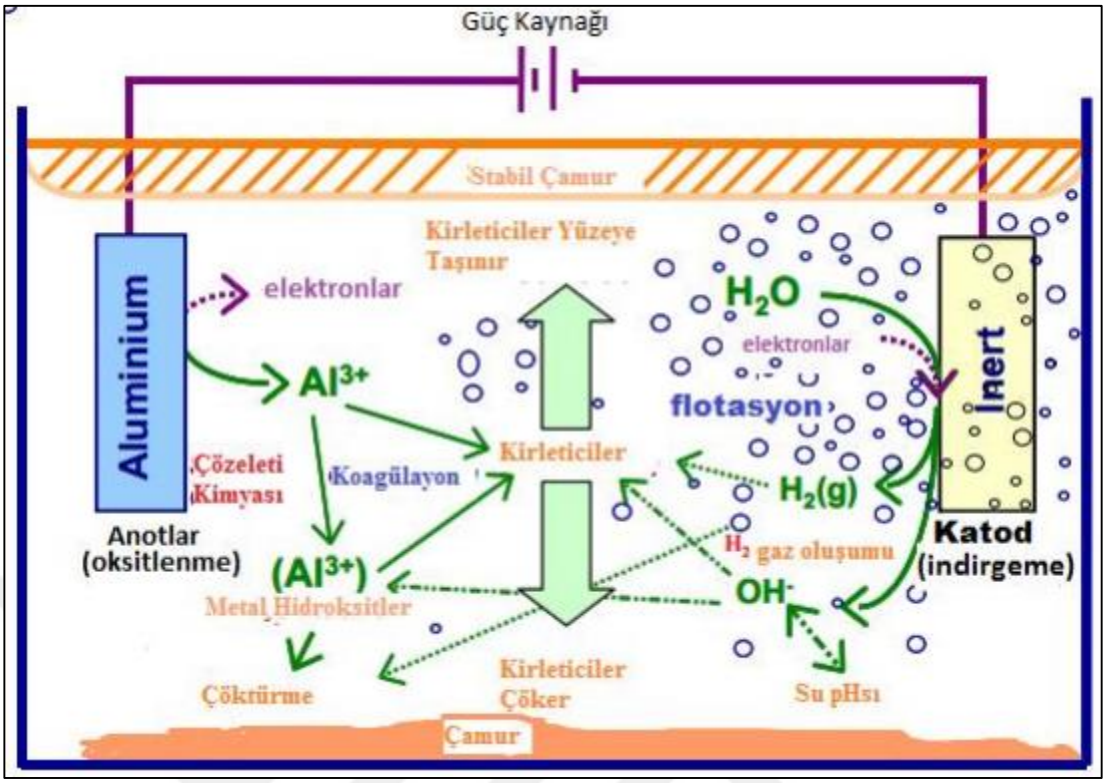
EC prosesinin kirleticileri uzaklaştırmadaki prensibi koagülasyon, adsorpsiyon çöktürme ve flotasyon giderme mekanizmalarının biri veya bir kaçına dayandığı, Al ve Fe gibi metal anotların anodik çözünmeye uğraması ve hidrolizi ile çok az çözünen $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_2$, $Fe(OH)_3$, gibi metal hidroksitlerin oluşumu şeklindedir (Mollah, 2001). Elektrokoagülasyonda koagülasyon işlemi suya elektrik akımı verilerek gerçekleştirilmektedir. Bu şekilde metallerin çözülmesi ve oluşan kolloidal partiküllerin yapısı, alüminyum ve demir elektrotlar kullanıldığında anot ve katotta oluşan reaksiyonlar Tablo 1.7'de gösterilmiştir (Scott, 1995; Veli ve diğ., 2015).

Tablo 1.7. Anot ve katotta oluşan reaksiyonlar

Anot	Katot
$4\ OH^- - {}^-4\bar{e} = 2H_2O+O_{2\ (g)}$	$2H_3O^+ +2\bar{e} =H_{(2g)}+2H_2O$
$2H_2O-4\bar{e} = O_{2(g)} +4H^+$	$2H_2O^+ +2\bar{e} =H_{(2g)}+2OH^-$
$2CI^- - 2\bar{e} = CI_{2(g)}$	$O_2+2H_2O + 4\bar{e} = 4OH^-$
$CI_{2(g)} + H_2O = HOCI + H^+ + CI^-$	
Al-Anot	
$AI_{(s)} - 3\bar{e} = AI^{3+}_{(aq)}$	$AI_s + 4OH^- = [AI(OH)_4\ ] + 3\bar{e}$
$AI^{3+}_{(aq)} + 3H_2O =AI\ (OH)_3 +3H^+$	(Çok yüksek pH değerinde)
Fe - Anot	
$Fe_{(s)} - 2\bar{e} =Fe^{2+}_{(aq)}$	
$Fe^{2+}_{(aq)} + 2H_2O = Fe\ (OH)_2 + 2\ H^+$	$Fe(OH)_3 + OH = [Fe(OH)_4]^-$
$Fe\ (OH)_2 + HOCI = Fe\ (OH)_3 + CI^-$	$[Fe(OH)_4]^- +20H^- = [Fe(OH)_6]^{3-}$
$Fe^{2+} - \bar{e} = Fe^{3+}$	(Çok yüksek pH değerlerinde)
$Fe^{3+} + 3H_2O = Fe\ (OH)_3 +3H^+$	

Elektrokoagülasyon prosesinde anodik çözünmenin başlaması ile koagülasyon başlar. Atıksudan kirletici parametrelerin giderilmesinde direkt olarak elektrotlar tarafından üretilen iyon konsantrasyonu önemli olup, elektroliz süresi artırılarak, iyonların konsantrasyonu ve onların hidroksil flokları artırılmaktadır. Elektrokoagülasyon prosesinde uygun ve yeterli miktarda flokların oluşması zamana bağlı olarak gelişmektedir.

Harici güç kaynağı, elektrotlar ve bağlantı kabloları elektrokoagülasyon ünitesinin temel bileşenleridir. Elektrokimyasal çözünme meydana gelmesi için elektrotlar arasında gerilim uygulanmaktadır. Elektrokoagülasyon prosesi temel bileşenleri ve kirletici giderim mekanizmaları Şekil 1.8'de verilmiştir.



Şekil 1.8. EC Proses bileşenleri ve kirletici giderim mekanizması (Holt, 2002)

Elektrokoagülasyon işletimi kolay, az bakım gerektiren, fazla kurulum alanına ihtiyaç duyulmayan ve az çamur üreten bir prosesidir. Küçük kolloidal parçacıklar bile bu yöntemle arıtılabilmektedir. Kimyasal madde kullanımın az olması çıkış suyunun daha az çözünmüş madde ihtiva etmesi avantajları arasında olup, elektrotların düzenli olarak yenilenme ihtiyacı, bölgelere göre elektrik kullanımının maliyetli olabilmesi, arıtılmış suda nispeten daha yüksek alüminyum veya demir iyonu konsantrasyonu olması dezavantajları arasındadır (Aygün, 2012).

Elektrokoagülasyon prosesi renk, askıda katı madde, kompleks organik maddeler, yağ-gres, ağır metaller ve çeşitli inorganik maddelerin gideriminde verimli bir şekilde kullanılabilmektedir (Phalakornkule ve diğ, 2010).

Elektrokoagülasyon prosesi, elektrot plakalarının yerleştirilme biçimine göre yatay veya dikey olarak işletilebilir. Elektrot bağlantı şekilleri ile tek kutuplu paralel, monopolar seri veya çift kutuplu olarak tasarlanabilmektedir.

1.3.1.1. Elektrokoagülasyon prosesini etkileyen faktörler

EC prosesini etkileyen parametreler; pH, akım yoğunluğu, elektrot tipi, sıcaklık, temas süresi ve arıtılacak suyun karakteristik özellikleridir.

Ortam pH değeri :

EC prosesinde temas süresince atıksuyun pH değeri değişir. Bazı çalışmalarda geniş bir pH aralığında istenilen arıtım performansı sağlanabilmekte bu nedenle dışarıdan bir pH ayarlamasına gerek kalmamaktadır (Kobya ve diğ., 2006). EC prosesinde oluşan metal hidroksitlerin türü ortam pH değeri tarafından belirlenmektedir. Alüminyum elektrot kullanılması durumunda pH 4-5 aralığında monomerik türler ($Al(OH)^{+2}$, $Al(OH)^{2}+$, $Al_2(OH)^{2+4}$, $Al_2(OH)^{2-4}$) oluşurken; pH 5-6 aralığında ise polimerik türler ($Al_6(OH)^{15+3}$, $Al_2(OH)^{17+4}$, $Al_8(OH)^{20+4}$, $Al_{13}O_4(OH)^{24+7}$, $Al_{13}(OH)^{34+5}$) oluştuğu ifade edilmiştir (Alinsafi ve diğ., 2005). Benzer şekilde demir elektrot kullanılması durumunda, pH 7-10 aralığında monomerik $Fe(OH)_3$ oluşur, pH 3,5-7 aralığında oluşan kompleksler ise polimerleşme eğilimindedir ve polimerik türler $Fe(OH)^{+2}$, $Fe(OH)^{2+1}$, $Fe_2(OH)^{2+4}$, $Fe(H_2O)^{2}+$, $Fe(H_2O)_5OH^{+2}$, $Fe(H_2O)_4(OH)^{2+1}$, $Fe(H_2)_8(OH)^{2+4}$, $Fe(H_2O)_6(OH)^{4+2}$ ve pH 10 değerin üzerinde polimerik olan $Fe(OH)^{4-}$ oluşur (Şengil ve diğ., 2009).

Ortam pH değeri oluşan flokların yük durumunu belirler. Asidik şartlarda flok yükü pozitif iken, alkali şartlarda negatif olup pH 6,5-8 aralığında ise karışık yüklüdür (Aygün, 2012; Didar, 2017).

Akım yoğunluğu :

Akım yoğunluğu, birim elektrot alanından geçen akım olarak mA/cm^2 ve A/m^2 birimleri ile ifade edilir. Akım yoğunluğunun miktarı, anotta çözünen metal iyonlarının üretim hızı ve katotta oluşacak kabarcık hızı ile büyüklüğünü etkilediğinden oluşan flokların miktarını, yapısını ve oluşumunu da etkiler. Akım yoğunluğu, aşırı oksijenin ve olası sıcaklık artışının önlenebilmesi için kontrol edilmelidir (Şengil ve diğ, 2009). Akım yoğunluğu artıkça çözünen madde miktarı artar.

Elektrokoagülasyon prosesinin kritik akım yoğunluğunda çalıştırılması önemlidir. Akım yoğunluğunun artışı ile arıtma verimi de artar ancak kritik akım yoğunluğu üzerindeki değerlerde yapılan artışlar arıtma verimine artırmamakta, gerekenden fazla

akım yoğunluğu ile çalışmak gereksiz elektrik tüketimine yol açmaktadır. Elektrokoagülasyon prosesinin uzun süre bakım gerektirmeksizin çalıştırılmasın için akım yoğunluğu değerinin 20-25 A/m^2 arasında olması gerektiği ifade edilmektedir (Aygün, 2012).

Elektrolit türü ve konsantrasyonu :

Elektrolit türü ve konsantrasyonu arıtma verimini, elektrot tüketimini, elektrik sarfiyatını etkileyen en önemli faktörlerdendir. Elektrokoagülasyon prosesinde iletkenlik sağlamak için yaygın olarak NaCl ve Na_2SO_4 kullanılmaktadır. (Song ve diğ., 2008). Çöp sızıntı suyu ve NF konsantresi iletkenlik değerleri 19-22 mS/cm gibi yüksek olduğundan EC prosesi ile arıtımı kolay olup dışardan iletkenlik ayarlamasına ihtiyaç duyulmamaktadır.

Elektrot malzemesi ve elektrotlar arası mesafe:

Elektrokoagülasyon prosesinde oluşan metal hidroksitleri elektrot malzemesi belirler. Anot ve katotta aynı tip malzeme kullanıldığı gibi farklı tip malzemeler de kullanılabilmektedir. Elektrot malzemesinin oksitlenmesi ve suda çözünmesi, toksik malzeme olmaması ucuz, kolay bulunan malzemeden seçilmesi prosesin çalışabilirliği açısından önemlidir. Elektrotlar arası mesafe enerji tüketimini etkileyen bir faktördür. Mesafe artıkça uygulanması gereken gerilim artmakta ve enerji sarfiyatını artırmaktadır. Mesafenin çok az olması ise oluşan flokların adsorplama yeteneğini azalttığından arıtma verimini düşürmektedir.

Sıcaklık :

Elektrokoagülasyon prosesinde ortam sıcaklığının artması ile reaksiyon hızı artacağından arıtma verimliliği artmaktadır. Sıcaklığın artması ile iletkenlik artmakta bu da enerji tüketimini azaltmaktadır.

Arıtım süresi (Temas süresi) :

Elektrokoagülasyon prosesinin arıtım süresi diğer bir ifade ile elektrotlara enerji verildiği süre artıkça çözünen metal iyonların miktarı artacak bu da arıtma verimliliğini artıracaktır. Akım yoğunluğunda olduğu gibi temas süresinde de kritik bir değerin üzerinde arıtma verimi artışı sağlanamamaktadır.

1.3.2. Nanofiltrasyon konsantresinin sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon yöntemi ile arıtılması

Adsorpsiyon, gaz veya sıvı karışımlardan ayrılması istenen bileşenlerin bir adsorplayıcıda (adsorbent) tutularak uzaklaştırılmasıdır. Adsorpsiyon, içme sularında kirleticilerin ve renk verici maddelerin giderilmesi, atık su ve yeraltı sularından zehirli organik ve inorganik bileşenlerin uzaklaştırılması, çok bileşenli karışımların ayırma ve saflaştırılması gibi pek çok alanda kullanılmaktadır (Karaca ve diğ,. 2004).

Atom, iyon ya da moleküllerin bir katı yüzeyinde tutulmasına adsorpsiyon, tutunan taneciklerin yüzeyden ayrılmasına desorpsiyon, katıya adsorplayıcı (adsorbent), katı yüzeyinde tutunan maddeye ise adsorplanan (adsorban) adı verilir. Aktif karbon, kil, zeolit, pomza taşı, reçineler ve iletken polimerler adsorbentlere örnek olarak verilebilir (Alyüz ve Veli, 2007). Bu adsorbentlerin ortak özellikleri, birçok kirleticinin arıtılmasında yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olmalarıdır. Adsorpsiyon hızı ve miktarı adsorplayıcı yüzeyinin bir fonksiyonudur. Bunun için, aktif karbon gibi kütlesine oranla yüzey alanı büyük olan maddeler kullanılmaktadır. Gazların adsorpsiyonu sırasında basınç yükselirse, adsorplayıcı daha fazla miktarda madde adsorplayabilmektedir. Çözeltilerin adsorpsiyonu için de benzer durum geçerlidir. Çözeltinin adsorpsiyonu sıcaklık, adsorplanacak madde ve çözelti derişimine bağlıdır.

Adsorplanan moleküller ile adsorplayıcı yüzey arasındaki çekim kuvvetlerinin türüne bağlı olarak üç farklı adsorpsiyon tipi bulunmaktadır.

Fiziksel adsorpsiyon:
Katı yüzey ile adsorplanan madde molekülleri arasındaki fiziksel çekim kuvvetleri sonucu oluşan adsorpsiyon şeklidir. Fiziksel adsorpsiyonda adsorplanan moleküllerini adsorplayıcı yüzeyine bağlayan kuvvetler zayıf Van Der Waals kuvvetleridir. Çekim kuvvetleri zayıf olduğu için desorpsiyon daha kolay ve hızlıdır. Fiziksel adsorpsiyon genellikle düşük sıcaklıkta gözlenir ve bağlı olarak düşük enerjili bir adsorpsiyon karakterize edilir. Fiziksel adsorpsiyon tersinir olup proses çok çabuktur. Sıcaklık arttıkça fiziksel adsorpsiyon genellikle azalmaktadır. Bu tür adsorpsiyonda adsorplanmış tabaka birden fazla molekül kalınlığında veya çok tabaka da olabilir.

Kimyasal adsorpsiyon:
Adsorplanan molekülleri ile adsorplayıcı yüzey molekülleri ya da atomları arasındaki kimyasal bağdan ileri gelir. Bu tür adsorpsiyonda kimyasal etkileşim söz konusu olduğu için daha güç desorpsiyon olur. Kimyasal olarak adsorplanmış moleküller ara yüzeyde serbest olarak hareket edemezler. Bu tür adsorpsiyonda adsorplanan, adsorplayıcı üzerindeki aktif merkezlerle kuvvetli bağlar oluşturur. Adsorplayıcı ve adsorplanan arasındaki bağ, kimyasal tepkimelerde olduğu gibi sıcaklık artışıyla daha da kuvvetlenir.

İyonik adsorpsiyon:
Adsorplanan ve adsorplayıcı arasındaki elektrostatik çekim kuvvetlerinin etkisi ile iyonların yüzeydeki yüklü bölgelere tutunması olayıdır. Burada adsorplayıcı ve adsorplanan maddenin zıt elektrik yüklerine sahip olması ve yüzeylerin birbirini çekmesi önemlidir. Elektrik yükü fazla olan ve küçük çaplı iyonlar daha iyi adsorplanmaktadırlar (Berkem ve Baykut 1984; Sarıkaya, 2008).

1.3.2.1. Adsorpsiyon prosesine etki eden parametreler

Adsorpsiyon prosesini etkileyen önemli parametrelerden bazıları aşağıda özetlenmiştir

Yüzey alanı:
Adsorpsiyon yüzeyde gerçekleşen bir olayıdır. Dolayısıyla spesifik yüzey alanıyla orantılıdır. Spesifik yüzey alanı, toplam yüzey alanının adsorpsiyona uygun olan kısmı şeklinde tanımlanır. Adsorplayıcının tanecik boyutunun küçük, yüzey alanının geniş ve gözenekli yapıda olması genel olarak adsorpsiyonu arttırır. Ayrıca yüzeyde bulunan fonksiyonel gruplar da adsorplayıcının adsorplama davranışını etkileyen önemli faktörlerdendir.

Adsorplayıcı ile adsorplanan maddenin cinsi ve özelikleri:
Sıvılarda çözünen maddenin çözünürlüğü, adsorpsiyon dengesi için kontrol edici bir faktördür. Genel olarak çözünen maddenin adsorpsiyon hızı ile sıvı fazdaki çözünürlüğü arasında ters bir ilişki vardır. Suda çözünebilen (hidrofilik) bir madde, suda az çözünen (hidrofobik) maddeye göre daha az adsorplanır. Molekül büyüklüğü de adsorpsiyonu etkilemektedir. Adsorplayıcının gözenek büyüklüğüne en uygun büyüklükte olan molekül daha iyi adsorplanmaktadır.

Ortam pH değeri:

Adsorpsiyon olayında çözeltinin pH değeri önemli bir kontrol parametresidir. H^+ ve OH^- iyonlarının kuvvetli adsorplanmasından dolayı diğer iyonların adsorpsiyonu çözeltinin pH değerinden etkilenir. Genel olarak, maddelerin nötral olduğu pH değerinde adsorpsiyon hızı artar. Ortamda fazlaca hidrojen veya hidroksil iyonu bulunursa bu iyonlar adsorplanan madde iyonları ile yüzeye tutunma yarışına girerler. Bu da yüzeyin adsorplanan madde molekülleri ile daha az kaplanmasına yani daha az adsorpsiyona neden olabilmektedirler.

Sıcaklık:

Adsorpsiyon tepkimeleri genellikle ekzotermik yani ortama ısı aktaran tepkimelerdir. Bu nedenle sıcaklık azaldıkça adsorpsiyon artar. Ancak reaksiyon endotermik, ortamdan ısı alan bir reaksiyon ise sıcaklığın artması ile adsorpsiyon artacaktır. Sıcaklıktaki küçük değişimler ise adsorpsiyon prosesini önemli ölçüde etkilememektedir (Sarıkaya 2008).

Adsorpsiyon prosesinde adsorbent olarak çeşitli aktif karbonlar, zeolit, bazı reçineler, meyve ve sebzelerin yaprak ve çekirdekleri kullanılmaktadır. Aktif karbon özellikle doğada biyolojik bozulmalara dirençli, inatçı ve dayanıklı organik yapılar içeren maddeler için en verimli adsorbent malzemelerinden biri olarak kabul edilmektedir. Aktif karbonun yüzey alanın büyük ve porazitesinin yüksek olması tercih edilmesini nedeni olmakla beraber pahalı olması kullanımını kısıtlamaktadır.

Ülkemizde su, atıksu ve gaz arıtım çalışmalarının yanı sıra çok çeşitli sektörlerde aktif karbon kullanılmaktadır. Bileşim olarak % 87-97 oranlarında karbon içermekte olup geri kalan oranlarda ise hidrojen, oksijen, kükürt ve azot bulunur. Aktif karbonun en önemli özelliği iç gözenek boşluklarını sınırlayan yüzeylerin oluşturduğu geniş yüzey alanıdır. Aktif karbonun yüzey alanı tipine göre 1000-1200 m^2/gr arasındadır. Kömür, hindistan cevizi ve odun esaslı üretimi yapılan aktif karbonun çeşitli boyutlarda üretimi yapılabilmektedir.

GAC (Granüler Aktif Karbon): 0,2-5 mm aralığındaki boyutlardaki düzensiz şekillerdeki partiküler karbondur. Sıvı ve gaz fazı uygulamalarında kullanılır.

PAC (Toz Aktif Karbon): Baskın olarak 0,18 mm (45 mesh)'den küçük boyutlardaki öğütülmüş karbonlardır. Başlıca sıvı faz uygulamalarda ve baca gazı arıtımında kullanılır.

Pellet AC (Pellet Aktif Karbon): Basınçla sıkıştırılmış ve 0,8-5 mm çapında silindirik yapıdadır. Düşük basınç sağlamasından, yüksek mekanik dayanıklılığından ve düşük toz içeriğinden dolayı başlıca gaz fazı uygulamalarında kullanılır. Şekil 1.9' da çeşitli boyutlarda üretilen aktif karbonlar görülmektedir.



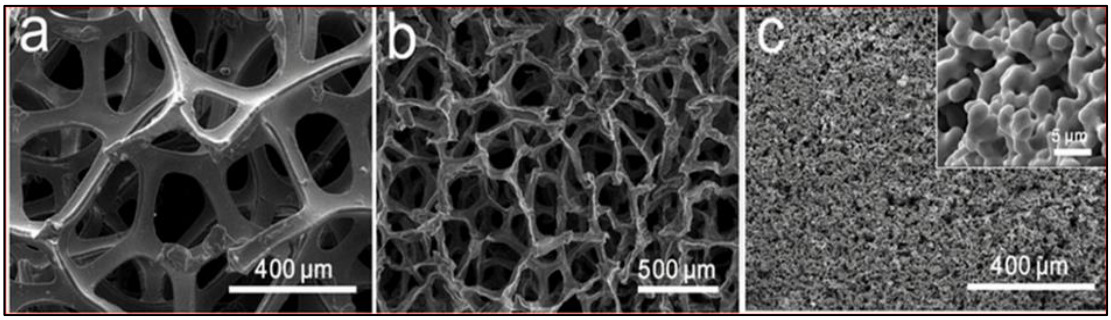
Şekil 1.9. Çeşitli boyutlarda üretilen aktif karbonlar

Aktif karbon bünyesinde poroziteyi oluşturan mikro, mezo ve makro gözeneklerdir.

• Mikro gözenekler (yarıçapı ≤1 nm)
• Mezo gözenekler (yarıçapı 1-25 nm)
• Makro gözenekler (yarıçapı 25≥ nm)

Aktif karbona adsorplama kapasitesi kazandıran yapılar mikro ve mezo gözeneklerdir. Mikro ve mezo gözenekler aktif karbonun üretimi sırasında aktivasyon prosesi boyunca oluşmaktadır (Küçükgil, 2004).

Aktif karbon adsorpsiyonunda gözenek yapısı, gözenek boyutu dağılımı ve özgül yüzey alanı oldukça önemlidir. Şekil 1.10'da elektron mikroskobu ile fotoğraflanmış aktif karbonun iç yüzeyi, Şekil 1.11'de ise aktif karbonun üretildiği çeşitli malzemeler görülmektedir.



Şekil 1.10. Aktif karbon gözenek yapısından görünüm



Şekil 1.11. Aktif karbon üretildiği malzemeler (URL-1)

1.3.2.2. Adsorpsiyon izotermleri

Sabit sıcaklıkta adsorplanan madde miktarı ile denge derişimi veya basıncı arasındaki bağıntılara adsorpsiyon izotermleri denilmektedir. Adsorpsiyon olayını incelenmesi için çeşitli izoterm modelleri geliştirilmiştir. Adsorpsiyon izotermlerini adsorpsiyon kinetiği, adsorpsiyon dengesi ve termodinamiği esas alınarak farklı yöntemlerle türetmek mümkündür. Adsorpsiyon izotermlerini matematiksel olarak ifade eden en önemli modeller aşağıda sıralanmaktadır (Sarıkaya, 2008)

• Langmuir izoterm denklemi
• Freundlich izoterm denklemi
• Brunauer–Emmett–Teller (BET) izoterm denklemi
• Dubinin–Radushkevich–Kagener (DRK) izoterm denklemi
• Polanyi denklemi

Langmuir izotermi, çok sayıda sistemin denge adsorpsiyon davranışını yorumlamak ve katı yüzeylerinin toplam yüzey alanını belirlemek için başarılı bir şekilde kullanılmaktadır. Langmuir izoterminde adsorpsiyon, adsorplanan maddenin başlangıç derişimi ile birlikte lineer olarak artar. Maksimum doyma noktasında yüzey

tek tabaka ile kaplanmakta ve yüzeye adsorplanmış madde miktarı sabit kalmaktadır. Bu izoterme göre;

- Katı yüzeyinde adsorblanacak maddenin adsorpsiyonu, tek tabaka adsorpsiyonu ile sınırlıdır.
- Katı yüzeyi homojendir yani adsorplanan madde molekülü için her bağ noktasının bağlanma gücü aynıdır.
- Adsorplanmış moleküller arası etkileşim söz konusu değildir.
- Adsorplanmış moleküller katı yüzeyi etrafında hareket edemezler.

Langmuir izotermi Denklem (1.1) ile ifade edilmiştir (Halim ve diğ, 2010);

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m b} + \frac{C_e}{q_m} \qquad (1.1)$$

Langmuir izotermine göre C_e/q_e değerinin C_e değerine göre grafiği çizildiğinde doğrusal denklemin miktarı, b adsorpsiyon katsayısı ve R^2 korelasyon değerleri hesaplanmaktadır. Grafiğin eğiminden aktif karbon üzerine adsorbe edebileceği q_{max} değeri belirlenmektedir (Sivakumar ve diğ., 2014).

C_e /q_e değerinin C_e değerine göre doğrusal denklemin eğimi $1/q_m$ ve b katsayısı hesaplanabilmektedir.

C_e :Adsorplayıcının maksimum denge derişimi, (mg/g)

q_e : Adsorplanmış fazda adsorplanan maddenin denge derişimi, (mg/g)

b : Langmuir adsorpsiyon sabiti

Literatürde NF konsantresinin sabit aktif karbon kolon adsorpsiyonu çalışmasına rastlanmamış olması çalışma sonuçlarının mukayese edilmesine imkân vermemiştir. Ancak çöp sızıntı suyunun aktif karbon adsorpsiyon yöntemi arıtılabilirliği üzerinde bazı çalışmalar yapılmış olup bu çalışmalara ait sonuçlar aşağıda verilmiştir.

Çöp sızıntı suyunun sabit aktif karbon kolonunda arıtılması performansı deneyinde Morawe (1995), 60 mm çapında 1250 cm yüksekliğinde sabit kolon içine 14*20 mesh boyutlarında odun esaslı aktif karbon kullanarak çalışma yapmışlardır. Karbon yüzey alanı 1030 m^2/gr olup yoğunluğu 484 kg/m^3 dür. Deneyde düşük KOİ değerine sahip çöp sızıntı suyu kullanılmış olup 1,6 kg aktif karbon üzerinde C_o/C_e değerinin 0,80 değerine ulaşması için 600 litre çöp sızıntı suyu kolondan geçirilmiştir. Bu çalışmada

aktif karbon üzerinden geçirilen ilk 300 litre çöp sızıntı suyunun KOİ giderim verimi % 75 olup kolona basılan çöp sızıntı suyu miktarı artıkça KOİ giderim verimi azalmakta ve 600 litrede % 20 seviyesine inmektedir. Bu çalışmada birinci kolonun arkasına ikinci bir aktif karbon kolonu konulmuş, 3,2 kg aktif karbon üzerinden 600 litre çöp suyu geçirilerek %75 değerinde KOİ giderimi sağlanmıştır.

Ön arıtması yapılarak yapılan çalışmada Morawe (1995), 879-940 mg/lt KOİ aralığına getirilen çöp sızıntı suyunu seri bağlı iki adet 1250 mm yükseklik ve 60 mm çapında aktif karbon kolonlarından geçirmişlerdir. Aktif karbon olarak 14*20 mesh granüller odun esaslı aktif karbon kullanılmıştır. Çalışma sonucunda KOİ'nin % 91,5 verimle, BOİ değerinin ise % 67 giderildiği gözlemlenmiştir. Özellikle biyobozunur olmayan maddelerin ve rengin giderildiği tespit edilmiştir.

Zeolit ve aktif karbon karışımı modifiye edilmiş aktif karbon malzeme ile yaptıkları kolon tipi adsorpsiyon çalışmasında Halim (2010), KOİ adsorpsiyon kapasitesini temas süresi 75 dakika üzerinden 3,23 mg/g amonyum için 4,46 mg/g olduğu tespit edilmiştir. Kullanılan kompozit malzemenin yüzey alanı 60,94 m^2/g olup yoğunluğu 2800 g/m^3 mertebesindedir. Bu çalışmada, başlangıç KOİ konsantrasyonu 2580 mg/lt, amonyum azot değeri 1030 mg/lt olan çöp sızıntı suyu arıtılmıştır.

İspanya La Zoreda depolama sahası çöp sızıntı suyu içinde biyolojik parçalanmayan organik maddelerin adsorpsiyon yöntemi ile giderilmesi konusunda Rodrigues (2004) tarafından yapılan çalışmada, çöp sızıntı suyu içine adsorbent dozajı yapılarak çalışma gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada aktif karbon ve üç ayrı tip reçine kullanılmıştır. GAC-40 olup 1031 m^2/gr ve 0,4- 1,6 mm boyutlarında aktif karbon kullanılmıştır. Aktif karbon adsorpsiyon kapasitesi bir saat için 36,06 mg/g, iki saatlik kontak süresi için 38,12 mg/g bulunmuştur.

Stabilize olmuş yaşlı çöp suyunun aktif karbon adsorpsiyonu ile KOİ giderilmesi İsa (2017) tarafından yapılmış olup bu çalışmada, %54,5 KOİ giderimi sağlanmıştır. Laboratuvar ölçekli deneyde, granüler aktif karbon ile beraber kalsit malzemesi kullanılmıştır.

Çöp sızıntı suyunun hidrojen peroksit (H_2O_2) ile oksidasyon ön işlemi yapılmış sonrasında sabit aktif karbon kolonunda adsorpsiyon işlemi yapılmıştır. Bu çalışma

Urzola (2017) tarafından gerçekleştirilmiş, hidrojen peroksit oksidiyonunda KOİ'nin % 29,9 giderildiği, aktif karbon adsorpsiyonu sonrasında ise toplamda % 85,4 arıtıldığı tespit edilmiştir. H_2O_2 ile entegre edilmiş aktif karbon adsorpsiyon çalışmasında sızıntı suyu biyolojik parçalanabilirliği % 116 oranında artmıştır.

Çöp sızıntı suyunun biyolojik arıtma sonrası aktif karbon adsorpsiyon uygulaması ile bozunmayan organik maddelerin %85 giderildiği Torretta (2017) tarafından bildirilmiştir.

Sızıntı suyunun arıtılmasında aktif karbon kullanılarak yapılan çalışmada Li (2010), koagülasyon/flokülasyon ünitesinde arıtıldıktan sonra adsorpsiyon prosesine gönderilen suyun, KOİ değerinin % 53 verimle giderildiğini belirtilmiştir.

Tamarind (demirhindi) meyvesinin tohumlarıyla, çöp sızıntı suyunun adsorpsiyon yöntemi ile arıtılması çalışmasında Foo (2013), modifiye hale getirilen aktif karbon kullanılmış ve % 79,93 verimle KOİ giderimi sağlanmıştır. pH değerinin 6, adsorbent dozunun ise 3 mg/100 ml olarak belirlendiği çalışmada tek tabaka adsorpsiyon kapasitesi 64,93 mg/g olarak hesaplanmıştır.

Çöp sızıntı suyunun adsorpsiyon yöntemi ile arıtılması için Türkiye Doğantepe zeoliti kullanarak yapılan çalışmada Sarıoğlu (2005), adsorpsiyon kapasitesini 1,08 mg/g olarak tespit etmiştir.

2. MALZEME VE YÖNTEM

Kocaeli ili evsel katı atıkları İZAYDAŞ evsel katı atık çöp depolama sahalarında bertaraf edilmekte, oluşan çöp sızıntı suyu MBR arıtma tesisinde arıtılarak kanala deşarj edilmektedir. Arıtma tesis çıkış suyu EK-B'de verilen Kocaeli Büyükşehir Belediyesi İSU arıtma tesisi deşarj kabul değerlerini sağlamak durumundadır.

Çöp sızıntı suyu arıtmasında en uygun arıtma yöntemlerinden birisinin MBR sistemi olduğu ancak bu arıtma tesislerinden çıkan nanofiltrasyon konsantresinin problem teşkil ettiği ve arıtılması konusunun araştırılacak alanlardan birisi olduğu önceki bölümlerde mütalaa edilmiştir. Tezin bu bölümünde İZAYDAŞ evsel katı atık depolama sahaları çöp sızıntı suyu ve MBR arıtma tesis nanofiltrasyon konsantresi özellikleri açıklanmıştır. Çöp sızıntı sularının biyolojik + kimyasal, elektrokoagülasyon ve MBR yöntemi ile arıtılmasında kullanılan deneysel düzenekler ve büyük ölçekli MBR çöp sızıntı suyu arıtma tesisi hakkında bilgi verilmiştir. MBR tesisinden çıkan nanofiltrasyon konsantresinin arıtılması ihtiyacı sebebi ile elektrokoagülasyon ve sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon yöntemi deneysel arıtma düzenekleri hazırlanarak arıtılabilirlik çalışmaları yapılmıştır.

Bu kapsamda hem çöp sızıntı suyu hem de nanofiltrasyon konsantresi arıtılmasında kullanılan deneysel düzeneklerin tanıtımı ve çalışma prensibi açıklanmıştır.

2.1. Çöp Sızıntı Suyu Karakteristiği

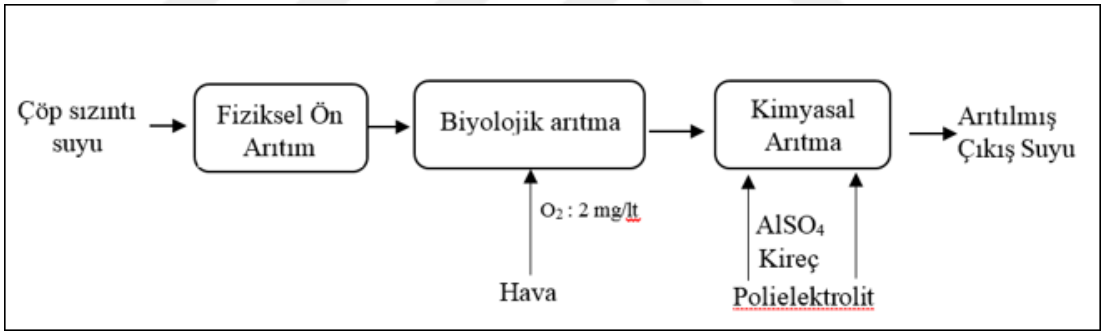
Kocaeli ili İZAYDAŞ evsel katı atık depolama alanlarında oluşan çöp sızıntı suyu karakteristiği iklim şartlarına göre değişmekte olup 12 aylık süreler içinde alınmış numunelere ait sonuçlar Tablo 2.1'de verilmiştir. Solaklar merkez depolama sahasına göre Dilovası çöp depolama sahası sızıntı suyunun KOİ ve biyolojik ayrışabilen organik maddelerin yüksek olması kendi aralarında genç ve yaşlı çöp depolama sahası olmasından kaynaklanmaktadır. Solaklar merkez evsel katı atık depolama sahası 1996, Dilovası sahası ise 2007 yılında işletmeye alınmıştır.

Tablo 2.1. İZAYDAŞ evsel katı atık depolama sahaları sızıntı suyu karakteristiği

PARAMETRE	ANALİZ METODU	BİRİM	SOLAKLAR	DİLOVASI
pH	APHA SM 4500-H	-	7,5 - 8,2	7,07-7,35
Fe	EPA Method 6020A	mg/lt	5 - 170	104-173,25
Cr	TS EN ISO 17294	mg/lt	0,55-1,58	1,5 - 1,8
Cu	TS EN ISO 17294	mg/lt	0,11 - 0,2	0,11-0,062
Pb	TS EN ISO 17294	mg/lt	0,020-0,038	0,026-0,038
Zn	TS EN ISO 17294	mg/lt	0,38-1,97	1,472-1,971
Cd	TS EN ISO 17294	mg/lt	<0,002	<0.002
Hg	6020A	mg/lt	<0,002	<0.002
Krom VI	14752 Merck Kit Y.	mg/lt	0,71-1,86	0,74-0,95
Fosfor	14729 Merck Kit Y.	mg/lt	13,5-39	17,5-39
Flor	TS EN 10304-1	mg/lt	0,07-1,1	0,07-1,1
AKM	TS EN 872:2007	mg/lt	300-1020	712-1000
KOİ	14541-14555 Merck Y.	mg/lt	4000-15000	18000-27000
BOİ	SM. 5210 B	mg/lt	1482-6500	11783-14500
Toplam Azot	14763 Merck Kit Y.	mg/lt	1425-2850	2200-2850
Kjedhal Azotu	TS 7924 EN ISO 25663	mg/lt	1410-2633	2110 -2633
Toplam Siyanür	14561 Merck Kit Y.	mg/lt	0,1-0,061	0,1-0,056
Sülfat	TS EN 10304	mg/lt	17-400	278-398
Yağ ve Gres	SM. 5520 D	mg/lt	6,2-40	26,4-42,5
T. Organik Karbon	TS 8195 EN 1484	mg/lt	1406-4264	4500-7264
T.Uçucu Yağ	01763 Merck Kit Y.	mg/lt	839 - 8300	5000-8500

2.2. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Biyolojik + Kimyasal Arıtma Prototip Düzeneği

Çöp sızıntı sularının arıtılması için biyolojik + kimyasal yöntemle deneysel çalışma yapılmıştır. Bu çalışmada Şekil 2.2'de görünen prototip tesis kullanılmıştır. Prototip deneysel çalışma tesisi biyolojik havalandırma tankı, kimyasal arıtmanın gerçekleştiği tanklar, kimyasal depolama tankları, pompa, hava fanı ve iç tesisattan oluşmaktadır. Aerobik yaşam koşullarının sağlandığı alttan havalandırmalı 30 m^3 hacminde metal tank, kimyasal ünitede ise her biri 1m^3 hacminde alüminyum sülfat ($AlSO_4$), kireç ve polielektrolit dozajlaması yapılan PVC esaslı tanklar kullanılmıştır. Prototip deney düzeneği 5 m^3/sa debiye göre tasarlanmıştır. Çöp sızıntı suyu öncelikle biyolojik tanka, sonrasında kimyasal arıtma ünitesine alınmaktadır. Biyolojik kısım; oksijen analizörü, kimyasal ünite tankları pH ölçüm sensörleri ile donatılmıştır. Biyolojik kısımda havalandırma 500 m^3/sa kapasiteli bir blover ile sağlanmıştır. Sisteme basılan su miktarı akış ölçer ile kayıt altına alınmıştır. Proses akış şeması Şekil 2.1'de yer almaktadır.



Şekil 2.1. Biyolojik+Kimyasal arıtma prototip deney düzeneği akım şeması

Biyolojik havalandırma tankında oksijen miktarı 2 mg/lt değerinin üzerinde çalışılmıştır. Çöp sızıntı suyu havalandırma tankına alınmadan önce ince bir ızgaradan geçirilmiştir.



Şekil 2.2. Biyolojik+Kimyasal arıtma prototip deney düzeneği

Şekil 2.2' de görünümü yer alan prototip tesis Arı Arıtma firmasından temin edilmiştir. Beyaz tank, biyolojik kısım olup hava tankın üst tarafından girip taban kısmından yukarı doğru difüzörlerle dağıtılmaktadır. Platformun üst kısmında bulunan tanklar sırası ile alüminyum sülfat, polielektrolit, kireç ve çamur çöktürme tankları olup platformun alt kısmında alüminyum sülfat, kireç ve polielektrolit depolama tankları bulunmaktadır.

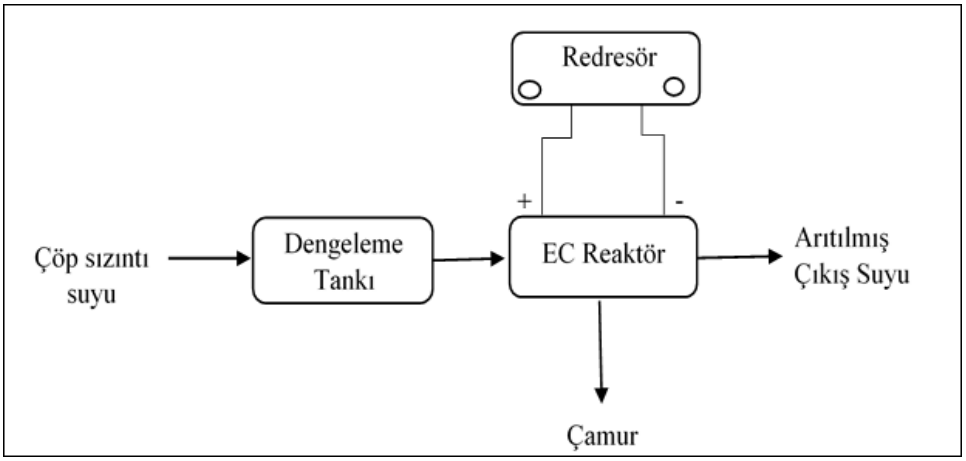
Biyoloji tankına alınan çöp sızıntı suyunda karbon giderimi yapılmakta, sonrasında kimyasal ünitede kirliliğe neden olan yapıların koagüle olması sağlanarak sudan ayrılması sağlanmaktadır. Prototip deney düzeneğine alınan çöp suyu öncesinde kaba bir filtrasyon yapılmıştır. Tesiste koagüle olan yapının sudan ayrılmasını sağlayan bir düzenek bulunmadığından yapılan tüm analizler kaba filtreden geçirilmek suretiyle tesisin çamuru ayırdığı farz edilmiştir.

2.3. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Elektrokoagülasyon Prototip Deney Düzeneği

Çöp sızıntı suyunun arıtılması için elektrokoagülasyon sistemi prototip deney düzeneği kullanılmıştır. Prototip düzeneği beş ana üniteden oluşmakta olup üniteler aşağıda verilmiştir.

- Atıksuyun dengelendiği, pH ve iletkenlik değerlerinin ölçüldüğü, gerektiğinde polimer, asit/baz ve elektrolit (NaCl) ilavesinin yapılabildiği bir ön hazne
- Elektrokoagülasyon reaktörleri
- Güç kaynağı: 0- 24 Volt / 0-250 Amper
- Katı ve sıvı fazların ayrıldığı filtrasyon ünitesi
- Arıtılmış çıkış suyu haznesi

Deney düzeneği $2m^3/h$ kapasitede olup ham çöp suyu 1 m^3 lük dengeleme tankına alınarak elektrokoagülasyon reaktörlerine beslenmektedir. Reaktörlerde demir elektrot kullanılmıştır. Sistemin girişinde dengeleme tankı gibi kullanılan bir ön rezervuar bulunmaktadır. Bu tank içerisinde sürekli olarak gerekli ölçümler yapılmakta ve su arıtma işlemine hazırlanmakta, pH ve iletkenlik ölçümleri yapılarak uygun koşullara ayarlanmaktadır. Arıtılacak su, pompa ile reaktör gruplarına aktarılmaktadır. Elektroliz işlemi redresör çıkışı 6-24 V ve 0-250 Amper aralıklarında ayarlanarak yapılmaktadır. Yüksek akımla birlikte elektrolitik su ayrışması başlamakta hidrojen, oksijen ve hidroksil radikalleri açığa çıkmaktadır. Anot malzemesinden yükseltgenme yoluyla oluşan iyonlar, reaktör içindeki suya geçmekte ve hidroksil grupları ile birleşerek flok haline gelmektedirler. Akış şeması Şekil 2.3'de verilen deney düzeneği, Multiclair Arıtma Sistemleri firmasından temin edilmiştir.



Şekil 2.3. Elektrokoagülasyon arıtma prototip deney düzeneği akış şeması

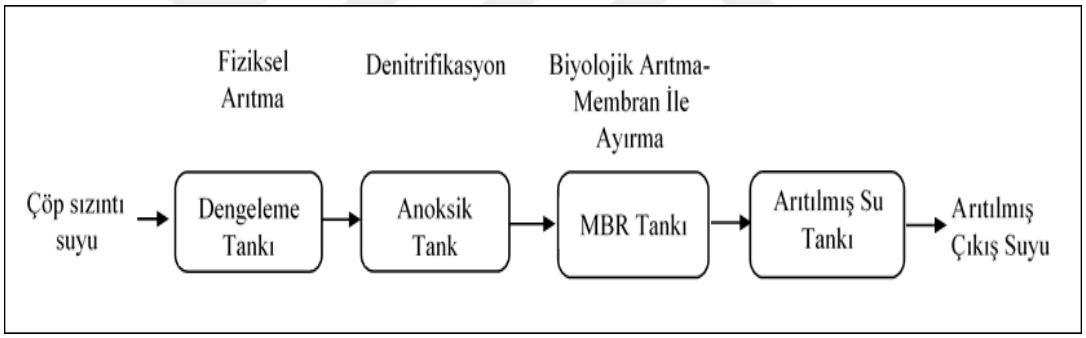


Şekil 2.4. Elektrokoagülasyon arıtma prototip deney düzeneği

Deneysel çalışma düzeneği Şekil 2.4'de görüldüğü üzere çöp sızıntı suyunun depolanması ve pH ayarlama için 1 m^3 kapasitesinde polietilen bir tank, dört elektrottan oluşan elektrokoagülasyon reaktörü, akım-voltaj ayarlama güç kaynağı ünitesi, 100 litre kapasitesinde asit-baz kimyasal depolama tankları ve dozaj pompalarından oluşmaktadır. Kimyasal dozajlama tankları düzeneğin ön kısmına monte edilmiştir. Elektrokoagülasyon ünitesinden çıkan atık su katı parçaların tutulduğu filtreden geçirilerek çamurun ayrılması sağlanmakta, sonrasında süzülmüş su 1 m^3 kapasitesinde bekletme tankına alınmaktadır.

2.4. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Batık Membran MBR Prototip Deney Düzeneği

Çöp sızıntı suyu arıtılabilirliği deneysel çalışmaları için prototip batık membran biyoreaktör (MBR) deney düzeneği kullanılmıştır. Bu çalışmada 5 m^3 biyolojik kısmın faal olduğu havalandırmalı bir tank ve içinde batık membranın kullanıldığı bir proses seçilmiştir. Deney düzeneği kapasitesi 1m^3/gün olacak şekilde çalışma yapılmıştır. Çöp suyu öncelikle 0,5 m^3 lük bir anoksik tanka alınmış, daha sonra biyoloji kısmında membran üzerinden akış sağlanmıştır. MBR tankı alt kısımdan havalandırılması için bir hava fanı tesis edilmiştir. Anoksik ve MBR tankı oksijen analizörü ve pH ölçüm sensörleri ile donatılmıştır. Dengeleme tankı sonrası çöp suyunu anoksik tanka basmak için çalışan pompa tank seviyesine göre otomatik olarak devreye girip çıkmaktadır. Deneysel çalışma 2,5 ay sürmüş olup 15 gün üzerinden dört ayrı süreçte analizler değerlendirilmiştir. Proses akış şeması Şekil 2.5' de verilen deney düzeneği, MASS Arıtma firmasından temin edilmiştir.



Şekil 2.5. Batık Membran MBR arıtma prototip deney düzeneği akış şeması



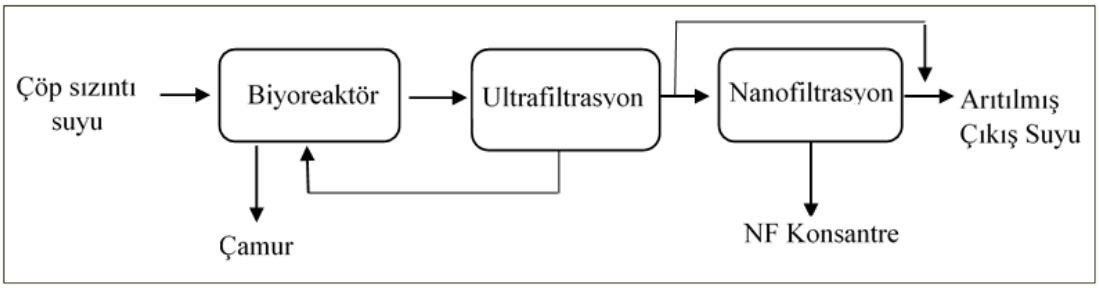
Şekil 2.6. Batık membran MBR arıtma prototip deney düzeneği

Deneysel prototip çalışma düzeneği Şekil 2.6'da görüldüğü üzere; 1 m^3 kapasitesinde dengeleme tankı, 0,5 m^3 kapasitesinde anoksik tank, biyolojik kısmın faal olduğu 5 m^3 havalandırma tankı, havalandırma tankın içine yerleştirilmiş batık membran ünitesi ve arıtılmış suyun biriktirildiği 5 m^3 kapasitesindeki son depolama tankından oluşmaktadır.

2.5. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Büyük Ölçekli MBR Arıtma Tesisi

Sahada yapılan prototip deneysel çalışmalar, literatür incelemeleri ve referans MBR uygulamaları dikkate alınarak Kocaeli ili evsel nitelikli çöplerin depolanmasında oluşan çöp sızıntı sularının arıtımı için en uygun arıtma yönteminin Membran Biyoreaktör (MBR) prosesi olduğuna karar verilmiştir. 2013 yılında yapımı tamamlanarak devreye alınan İZAYDAŞ MBR çöp sızıntı suyu arıtma tesisi, İSU deşarj kabul değerlerini sağlayarak arıtma yapmaktadır. Çöp sızıntı suyu arıtma tesisi 500 m^3/gün kapasiteye göre projelendirilmiştir. Tesis çıkış suyu İzmit Su ve Kanalizasyon İdaresi (İSU) kanalizasyon hattına verildiğinden, projelendirilme İSU Atıksuların Kanalizasyona Deşarj Yönetmeliğinde yer alan parametre ve sınır değerler temel alınarak yapılmıştır. Arıtma prosesi olarak Membran Biyoreaktör (MBR) ve

ardına nanofiltrasyon membran kombinasyonu seçilmiştir. Proses ana akış şeması Şekil 2.7'de tesis ana bölümlerine ait görünüşler Şekil 2.8 ve 2.9'da yer almaktadır.



Şekil 2.7. Çöp sızıntı suyu MBR arıtma tesisi akış şeması



Şekil 2.8. MBR çöp sızıntı suyu arıtma tesisi



Şekil 2.9. MBR çöp sızıntı suyu arıtma tesisi

Arıtma tesisi fiziksel ön arıtma, dengeleme havuzu, aerobik-anoksik havuz, ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon membran üniteleri ve çamur susuzlaştırma bölümlerinden oluşmaktadır. Çöp sızıntı suları dengeleme tankına alınmadan önce sırası ile kaba ızgara filtre, yağ- kum tutucu ve döner elekten geçmektedir. Yağ- kum tutucu su içindeki yağların hava ile yüzeye çıkarılarak sıyırıcı ile ayrılması kum ve katı parçacıkların ünite alt kısmına çöktürülmesi prensibine dayanmaktadır. Döner elekte ise 3 mm üstündeki katı maddeler tutulmaktadır. 2500 m^3 hacmindeki dengeleme havuzuna alınan çöp sızıntı suyu buradan anoksik havuzuna basılmaktadır. Dengeleme ve anoksik havuzlarında homojen bir yapının sağlanması için karıştırma yapılmaktadır. Havalandırma havuz seviyesine göre giriş debisi pompalarla ayarlanmaktadır. Biyolojik arıtma havuzunda çöp suyunun kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve azot giderimi gerçekleşmekte, bloverlerle sağlanan hava havalandırma havuzunun alt tabanına yerleştirilen difüzörler ile dağıtılarak metabolizmanın yaşamı sürdürülmektedir. Bu bölümde çöp suyunda bulunan amonyum azotunun nitrifikasyon ile nitrat ve nitrite dönüşümü gerçekleşmektedir. Havalandırma havuzunda sudaki oksijen, pH ve seviye ölçülerek tüm işletme bilgileri arıtma tesisi kontrol merkezindeki otomasyon sistemine gönderilmektedir. Oksijen değerleri alt ve üst limitlerine göre bloverler otomatik olarak devreye girip devreden çıkmaktadırlar. Havalandırma havuzu 2000 m^3, anoksik havuz 500 m^3 hacminde olup nitrifikasyon için en az 5 gün, anoksik havuzunda ise 5 saat bekletme süresi bulunmaktadır. Anoksik kısımda denitrifikasyon ile nitratın azot gazına dönüşümü sağlanmaktadır. Özellikle yaz aylarında ortam havasının yükselmesi veya yüksek KOİ girişi durumunda suyun sıcaklığı yükselmekte, sıcaklığın düşürülmesi için aerobikten alınan su hava soğutma kulesinden geçirilerek sıcaklığı 30^oC'nin altına düşürülmektedir.

Biyolojik kısımda oluşan çamurun süzüntü suyundan ayrılması için, biyolojik arıtma çıkışında çökeltim havuzu yerine Şekil 2.10'da görülen ultra filtrasyon membranları yer almaktadır. UF membranlar hidrofilik boru şekilli polivinil florürden imal edilmiştir. Asimetrik yapılı ve iki parça olarak tasarlanmıştır. Arıtma kapasitesine göre sırası ile çalıştırılmakta, böylece membranlar için temizlik gerektiğinde diğer modül devreye alınarak ayırma işleminin devamlılığı sağlanabilmektedir. Membranların akış debisi sürekli izlenerek debinin düşmesi durumunda kimyasal yıkama ile temizlik işlemi uygulanmaktadır. Biyolojik havuzdan alınan atıksu kaba parçaların membrana

zarar vermemesi için öncesinde bir filtreden geçirilerek 15 bar basınçta ve ortalama 100 m^3 /sa debi ile basılmaktadır. UF membranlarından süzülen temiz su deşarj havuzu veya nihai arıtım için nanofiltrasyon membranlarına gönderilmektedir. Biyolojik havuzda oluşan çamur UF membran ünitesinde konsantre sıvısı olarak ayrılmakta anoksik havuza geri döndürülmektedir. Biyolojik havalandırma havuzu askıda katı madde miktarı 6- 9 mg/lt aralığında tutulmakta olup dekantör ve polielektrolit dozajlama sitemlerinden oluşan çamur susuzlaştırma ünitesi ile dengede tutulmaktadır. Çamur susuzlaştırma ünitesinde yüksek hızlı bir dekantör kullanılmakta çamurdan suyun verimli ayrılması dekantör öncesi polielektrolit uygulayarak sağlanmaktadır. Dekantörde süzülen su aerobik havalandırma havuzuna, suyu alınmış çamur çamur ise evsel depolama alanına gönderilmektedir. Arıtma tesisi dekantör çıkışında % 20 kurulukta ortalama 6 ton/gün çamur çıkışı olmaktadır.



Şekil 2.10. MBR arıtma tesisi ultrafiltrasyon membranları

MBR arıtma tesisinde ultrafiltrasyon sonrasında 250 m^3/gün kapasiteli nanofiltrasyon ünitesi kurulmuştur. Nanofiltrasyon için kullanılan membranlar poly(piperazine amide) ince film kompozitlerden imal edilmektedir. Nanofiltrasyon ünitesi ile biyolojik arıtmada arıtılamayan inert KOİ'nin önemli bir kısmı fiziksel olarak tutulmaktadır. Proses sonucu oluşan nanofiltrasyon konsantresi düzenli depolama alanlarına geri döndürülmekte, nanofiltrasyon membranları süzüntü çıkış

suyu ise ihtiyaç durumunda tesis içi yolların temizliğinde kullanılarak geri kazanılmaktadır**.** Şekil 2.11'de nanofiltrasyon membran ünitesi görülmektedir.



Şekil 2.11. MBR arıtma tesisi nanofiltrasyon membranları

Nanofiltrasyon membran ünitesi tesisin son arıtılmış su kısmını oluşturup bu üniteden yüksek kalitede arıtılmış süzüntü suyu elde edilmektedir. Ünite çalışma basıncı 6 bar olup sirkülasyon pompaları ile sağlanmaktadır. Membran gözeneklerin tıkanması veya kirlenmesi durumunda anti skalant kimyasalları ile ters yıkama yapılmaktadır.

Dengeleme havuzuna gelen çöp sızıntı suyu miktarına bağlı olarak arıtma tesisindeki üniteler zamanla çalışıp durmaktadır. Aşağıda kısaca sistemdeki ünitelerin çalışma konseptleri ve proses tanımı yapılmıştır.

- Gelen çöp sızıntı suyu ve katı madde içeriğine göre terfi pompalarının çalıştırılması
- Gelen çöp sızıntı suyu çamur ve yağ yükü miktarına göre havalandırmalı kum ve yağ tutucunun çalıştırılması
- Sistem performansının durumuna göre çöp suyu besleme debisinin ayarlanması
- Biyoreaktördeki su seviyesi ve çöp sızıntı suyu besleme debisine göre ultrafiltrasyon, oksijen değerine göre bloverlerin, sıcaklık değerine göre soğutma kulesinin çalıştırılması
- Deşarj kıstaslarının sağlanıp sağlanamadığına göre NF ünitesinin çalıştırılması
- Sistemde oluşan çamur miktarını istenilen düzeyde tutmak için çamur susuzlaştırma ünitesinin çalıştırılması

Arıtma tesisine beslenen çöp sızıntı suyu, depolama sahası, vidanjör döküm noktası ve döner elek ile dengeleme tankı aracılığıyla biyoloji havuzuna giriş yapmaktadır. Çöp sızıntı suyu ile birlikte gelen katı maddeler ile yağların sisteme girmesini engellemek amacıyla ön arıtma üniteleri sisteme dâhil edilmiştir. Ön arıtma üniteleri, vidanjör döküm noktası, havalandırmalı kum yağ tutucu, basit kum yağ kapanı ve döner elek ünitelerinden oluşmaktadır. Dilovası ve diğer yerlerden vidanjörlerle getirilen çöp suyu vidanjör döküm noktası diye adlandırılan havuza alınmaktadır. Vidanjör döküm noktasında sadece katı maddelerin tutulması sağlanırken, havalandırmalı kum ve yağ tutucusunda çamur ile birlikte yağların da tutulması hedeflenmiştir. Döner elek ise dengeleme tankı girişi son kontrol filtre görevi yapmaktadır.

Ön arıtma işlemi çöp sızıntı suyunun biyolojik ortam ve filtrasyon kısımlarında olumsuz etkisini azaltmak açısından önem ifade etmektedir. Fiziksel ön arıtım ile aşağıdaki hususların gerçekleşmesi hedeflenmiştir.

- Biyolojik ortama giren katı madde miktarının azaltılarak sistemde biyolojik çamur miktarının azaltılması
- Katı madde miktarının düşürülerek dekantör ünitesinin gereksiz fazla çalışmasına mani olunması
- Pompaların katı parçacıklar ile temas ve aşınmasını engellemek ve pompa ömrünün uzun olmasının sağlanması
- Çöp sızıntı suyu bünyesinde var olan yağların tutularak biyoloji havuzlarında köpük oluşturmasının engellenmesi
- UF membranlarının yağ, kil vs. malzemeler ile tıkanması veya performansların düşürülmesine mani olunması
- Çöp sızıntı suyu dengeleme ve anoksik havuzda katı madde birikimlerinin önüne geçilmesi

Çöp sızıntı suyu arıtımı temel olarak KOİ ve toplam azot giderimine göre değerlendirilmektedir. KOİ, biyolojik olarak giderilebilen BOİ ve giderilemeyen inert KOİ den, toplam azot ise NH_4, NO_2, NO_3 ve diğer organik azot bileşiklerden oluşmaktadır.

Havalandırmalı biyolojik havuzunda; KOİ, BOİ giderimi, NH_4-N ve diğer organik azot bileşiklerin nitrifikasyon ile NO_2/NO_3 dönüştürmesi ve fosfor giderimi

sağlanmaktadır. Azot giderimi için hem aerobik hem de anoksik ortam gerekli olduğu için bölgeler arasında sürekli bir çevrim sağlanmaktadır. Her iki ortamda havaya CO_2 gazı salınımı olmaktadır.

Aerobik ortamda H^+ iyonları açığa çıktığından dolayı pH değerini düşürücü, anoksik ortamda ise OH^- iyonları açığa çıktığından dolayı pH değerini yükseltici bir etki yapmaktadır. Her iki ortamın düzenli çalışması ile sirkülasyon sonucu bu denge sağlanabilirken, çalışma düzensizliği durumunda pH değerini dengeleyici hidroklorik asit veya kostik biyoreaktöre ilave edilmektedir.

Biyokütle oluşumunda azot, karbon bileşikleri yanında fosfora da gereksinim duyulduğunda gerekli durumlarda fosfor takviyesi yapılmaktadır. Anoksik bakterileri karbon kaynağından eksik kalmaması ve kolay karbon kaynağı olan BOİ'yi kullanmasını sağlamak için çöp sızıntı suyu ilk önce anoksik ortam ile sisteme beslenmektedir. Çöp sızıntı suyunda biyolojik oksijen ihtiyacının az olması durumunda anoksik ortama karbon kaynağı ilavesi yapılmaktadır.

Arıtma Tesisinin biyolojik kısımdan sonraki bölümü ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyon membran üniteleridir. Ultrafiltrasyon ile hem sistemden bakteri, çamur çıkışı engellenmekte hem de nanofiltrasyon için bir nevi ön arıtma görevi sağlanmış olmaktadır.

NF ünitesi membranları işlevini kolaylaştırmak için besleme hattına anti skalant, biyosit, hidroklorik asit kimyasalları dozlanmaktadır. Anti skalant kimyasalı ile membran yüzeyinde birikme ve çökelme biyosit kimyasalı ile membran yüzeyinde bakteri oluşumu engellenmekte, hidroklorik asit ile de tuz oluşumun önüne geçilmesi hedeflenmektedir.

Hakkında bilgi verilen tesis Tablo 2.2'de yer alan özellikler esas alınarak projelendirilmiştir.

Tablo 2.2. MBR arıtma tesis girişi çöp sızıntı suyu özellikleri

Parametre	Birim	Min	Ort	Max
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	mg/lt	3000	15.000	30.000
Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ)	mg/lt	1000	7.500	10.000
İnert KOİ	mg/lt	500	1.500	2000
Askıda Katı Madde (AKM)	mg/lt	400	1.000	1600
Toplam Kjedhal Azotu (TKN)	mg/lt	800	1.650	1800
Amonyum Azotu (NH_4-N)	mg/lt	700	1.600	2500
Toplam Fosfor	mg/lt	0,2	12	24
Alkalinite ($CaCO_3$)	mg/lt	6800	8100	8500

2.6. Nanofiltrasyon Konsantresi Karakteristiği

Malzeme yöntem kısmında bu bölüme kadar çöp sızıntı suyunun karakteristiği ve arıtılabilirlik çalışmalarında kullanılan deney düzenekleri hakkında bilgi verilmiştir. Bu bölümden sonra MBR arıtma tesisi nanofiltrasyon ünitesinden çıkan NF konsantrenin karakteristiği ve arıtılabilirlik çalışmalarında kullanılan deney düzeneklerinin tanıtımı yapılmıştır.

Solaklar ve Dilovası evsel atık depolama sahasında oluşan çöp sızıntı suları MBR arıtma tesisinde biyolojik reaktör, UF ve NF membranlarından geçirilerek arıtılmakta, çöp sızıntı suyu MBR tesisi nanofiltrasyon konsantresi, arıtma prosesinin son çıktısı olarak karşımıza çıkmaktadır. Biyolojik arıtma sonrası UF membranında süzülen su NF membranlarına girerek nihai arıtması sağlanmaktadır. NF membran ünitesinde çok iyi şekilde arıtılmış süzüntü suyu ile beraber konsantre açığa çıkmaktadır. Çöp sızıntı suyu MBR arıtma nanofiltrasyon konsantresi özellikleri biyolojik havuzlar ve ultrafiltrasyon membran çalışma verimleri ile beraber nanofiltrasyon membranları basınç ve çıkış geri dönüş vana açıklık oranlarına göre farklılık göstermektedir. Çöp sızıntı suyu karakteristiği yaz ve kış mevsimine göre değiştiği halde NF konsantresinin mevsime göre değişmediği, bilakis işletme şartlarının konsantre yapısı üzerinde etkili olduğu görülmüştür. NF konsantresinin 2016 yılı içinde farklı zamanlarda alınmış numunelere ait karakteristiği Tablo 2.3' de verilmiştir.

Çöp sızıntı suyu arıtma tesisi nanofiltrasyon konsantresinde ortalama KOİ değerinin 2000-5000 mg/lt, toplam azotun 300-400 mg/lt ve pH değerinin 6,7-8,8 aralığında olduğu ve KOİ değerinin deşarj sınırı 800 mg/lt değerine düşürülmesi gerektiği belirlenmiştir.

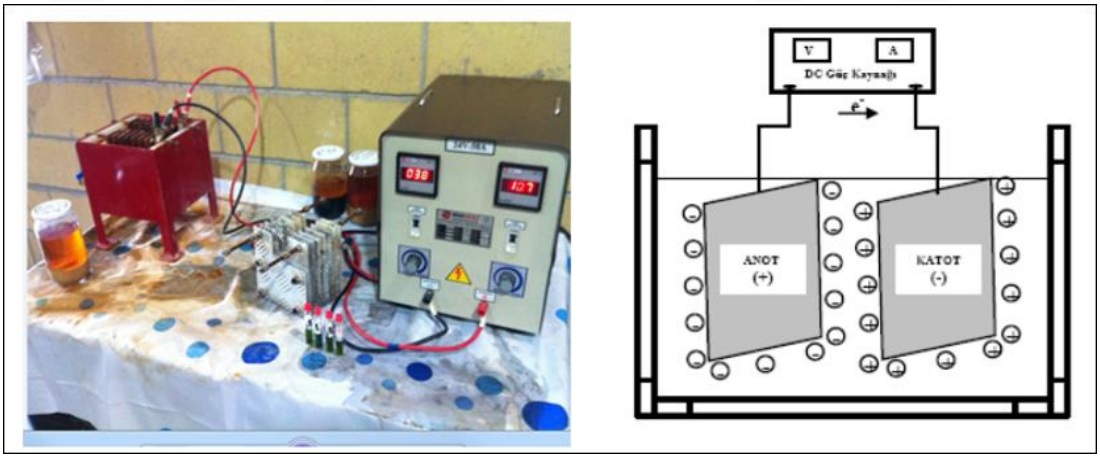
Tablo 2.3. MBR arıtma tesisi nanofiltrasyon konsantre karakteristiği

PARAMETRE	ANALİZ METODU	BİRİM	DEĞER
pH	APHA SM 4500-H	-	6,7 - 8,8
Fe	EPA Method 6020A	mg/lt	5,7 - 15,4
Cr	TS EN ISO 17294-2	mg/lt	0,88 - 1,79
Cu	TS EN ISO 17294-2	mg/lt	0,68 - 1,2
Pb	TS EN ISO 17294-2	mg/lt	0,9 - 0,96
Zn	TS EN ISO 17294-2	mg/lt	0,43 - 1,1
Cd	TS EN ISO 17294-2	mg/lt	0,1 - 1,13
Hg	EPA Method 6020A	mg/lt	0,5 - 0,417
Krom VI(Cr)	14752 Merck Kit Yöntemi	mg/lt	0,24 - 1,49
Fosfor	14729 Merck Kit Yöntemi	mg/lt	0,26 - 12
Florür	TS EN 10304-1	mg/lt	<0,06
Askıda Katı Madde	TS EN 872	mg/lt	4,6 -18
KOİ	14541-14555 Merck Kit Y.	mg/lt	2415 - 4570
BOİ	SM. 5210 B	mg/lt	5,7 - 108
Toplam Azot	14763 Merck Kit Yöntemi	mg/lt	290 - 380
T. Kjedhal Azotu	TS 7924 EN ISO 25663	mg/lt	70 -310
Toplam Siyanür	14561 Merck Kit Yöntemi	mg/lt	0
Sülfat	TS EN 10304-1	mg/lt	178-870
Yağ ve Gres	SM 5520 D	mg/lt	0 - 5
T. Organik Karbon	TS 8195 EN 1484	mg/lt	860 - 1694
T. Katı Madde	SM 2540 B	mg/lt	15700 -21800
Renk	SM.2120 C Spektrofotometrik	mgPt/lt	3430 -13160
İletkenlik	TS 9748 EN27888:1996	mS/cm	18-23
Klorür	TS EN 10304-1:2010	mg/lt	2190-4541

İletkenliğinin yüksek, BOİ değerinin düşük olması NF konsantresinin konvansiyonel arıtma tesisleri ile arıtımını zorlaştırmaktadır. Bu nedenle konsantre arıtımında ileri arıtım sistemlerinin kullanılması gerektirmektedir.

2.7. Nanofiltrasyon Konsantresi Arıtımı Elektrokoagülasyon Deney Düzeneği

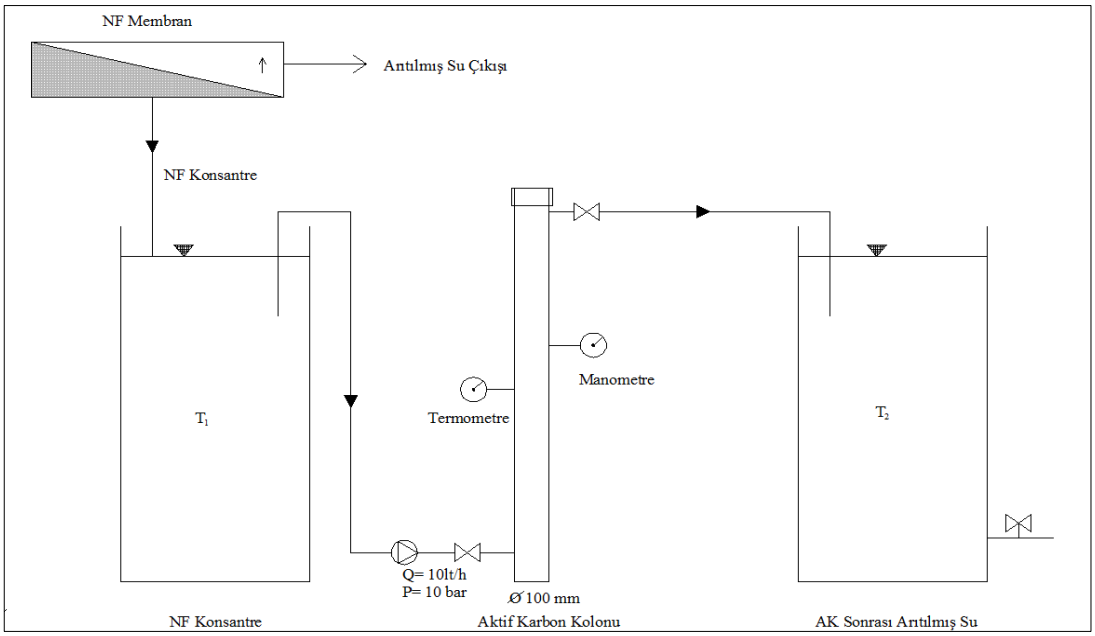
NF konsantresi arıtımı için elektrokoagülasyon yöntemi ile çalışan deney düzeneği kullanılmıştır. Deney düzeneği istenilen akım ve voltaj ayarını sağlayan güç ünitesi, elektrot ve atık su haznesinden oluşmaktadır. Deneysel çalışmada akım ve voltaj Mersan MR12 (24V-50A) model güç kaynağı ile sağlanmıştır. Elektrotlar 14 paralel levhadan oluşup her bir elektrot 16*14 cm boyutlarındadır. Konsantre ile temas eden bir elektrotun yüzey alanı 168 cm^2, elektrot net yüzey alanı 4368 $cm^{2'}$dir. Anot ve katot elektrotlar 15*15*15 cm boyutlarındaki kap içine dikey olarak yerleştirilmiştir. Deneylerden önce ve deneyler arası elektrotların %1'lik hidroklorikasit (HCI) ile temizlenmesi sağlanmıştır. NF konsantresinde kendi pH ve iletkenlik şartlarında çalışılmış olup herhangi bir pH ve iletkenlik ayarlamasına ihtiyaç duyulmamıştır. Tüm deneyler ortam havası sıcaklıklarında yapılmıştır. Atıksu haznesine alınan konsantre üzerinde 1,15 - 2,29 - 3,44 - 4,58 mA /cm^2 akım yoğunluğu, 10-20-30 ve 60 dakikalık sürelerde uygulanarak çalışma gerçekleştirilmiştir. Her bir çalışma üçer kere tekrarlanarak en doğru sonuç elde edilmeye çalışılmıştır. Şekil 2.12' de görülen deney düzeneği Kocaeli Üniversitesi Çevre Laboratuvarı'ndan temin edilmiştir.



Şekil 2.12. Elektrokoagülasyon deney düzeneği

2.8. Nanofiltrasyon Konsantresi Arıtımı Sabit Aktif Karbon Kolonu Adsorpsiyon Deney Düzeneği

Nanofiltrasyon konsantresinin adsorpsiyon yöntemi ile arıtılabilirlik çalışmaları yapmak için 12 litre hacminde sabit aktif karbon kolonu deney düzeneği tasarlanmıştır. Sabit aktif karbon kolonu paslanmaz çelikten silindirik yapıda imal edilmiş olup yüksekliği 1300 mm, çapı 100 mm ve et kalınlığı 2,5 mm boyutlarındadır. Kolon üzerinde basınç ve sıcaklık takibi yapılabilmesi için manometre ve termometre mevcuttur. Sabit aktif karbon kolonda NF konsantre su girişi alt kısımdan, konsantre çıkışı üst kısımdan alınmaktadır. Aktif karbonun kolondan dışarı kaçmaması için sabit kolonun üst kısmına 45 mesh delik boyutlarında elek konmuştur. Konsantrenin kolona basılmasını sağlayacak diyaframlı bir dozaj pompası monte edilmiş olup, pompa basma debisi 0-40 lt/sa ve basıncı 0-10 bar aralığındadır. NF konsantresinin kolonda geçiş hızı, kolon çıkışında bulunan manuel vana ile ayarlanmaktadır. NF konsantresi 100 litre hacminde T_1 kabına işlem gördükten sonra T_2 kabına alınmaktadır. T_2 kabı için 100 ve 1000 litre hacminde iki farklı depolama kabı, pompa emme ve basma hatlarında 8 mm çapında elastik bağlantı boruları kullanılmıştır. Sabit kolona doldurulan aktif karbon miktarının belirlenmesinde ve tüm debi ölçümlerinde dereceli cam beher kullanılmıştır. Deney düzeneği akış şeması Şekil 2.13, deney düzeneği görünümü Şekil 2.14'de verilmiştir.



Şekil 2.13. Sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon deney düzeneği akış şeması



Şekil 2.14. Sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon deney düzeneği

Deney düzeneğinde 1-3 mm boyutunda (8-30 mesh) Jacobi Carbon AquaSorb1000 tipi granül aktif karbon kullanılmıştır. Tablo 2.4' de özellikleri verilen AquaSorb1000 aktif karbon genellikle atıksu arıtma ve endüstriyel alanlarda, atıksu içinde bulunan organik madde, pestisit ve çeşitli kimyasalların tutulmasında kullanılmaktadır.

Tablo 2.4. AquaSorb1000 aktif karbonun özellikleri

PARAMETRE	**DEĞER**
İyot İndeksi	Min. 850 mg/g
Nem	Mak. % 5
Toplam Kül	Mak. %15
Islanabilirlik	Min. % 99
Sertlik	% 96
Yüzey Alanı	1000 m^2/g
Metilen Mavisi İndeksi	200 mg/g
Suda Çözünen Kül	% 0,20
Yoğunluk	510 kg/m^3
pH	8-10

2.9. Analiz Yöntemleri

Deneysel çalışmalarda pH, sıcaklık, basınç, KOİ, azot, askıda katı madde (AKM) toplam organik karbon (TOK) ve renk analizleri yapılmıştır. Basınç ölçümlerin tamamı, deney düzeneğinde bulunan manometrelerle gerçekleştirilmiştir. Sıcaklık ve pH ölçümleri, Hach Lange taşınabilir el tipi cihaz, KOİ ölçümü Hach Lange test kiti yöntemi, TOK ölçümü Shimadzu TOC-VCPH marka cihaz TS 12089 EN 13137 (TOC) yöntemi ve renk analizleri Shimadzu UV-1800 marka cihaz spektrofotometrik platin-kobalt yöntemi ile yapılmıştır. Ölçümlerin tamamı deney çalışmasının yapıldığı sahada ve İZAYDAŞ laboratuvarında yapılmıştır.



Şekil 2.15. Analiz cihazlarından görünüm - test kitleri, termoreaktör ve pH metre

KOİ ölçümü HACH marka, LCK 1014 KOİ test kitleri ile gerçekleştirilmiştir. Ölçüm metodunun temeli, oksitlenebilen maddelerin gümüş sülfatın katalizör olarak bulunduğu ortamda sülfürik asit-potasyumdikromat çözeltisi ile reaksiyona girmesi ve +3 değerlikli krom yeşil rengi aldığında değerlendirilmesidir. Analiz için kaba filtreden geçirilmiş NF konsantresi numunesinden 2 ml test tüpüne eklenip birkaç kez çalkalanarak test tüpünün termoreaktörde 148 ^{o}C'de iki saat ısıtmaya tabi tutulmaktadır. Termoreaktörden çıktıktan sonra dikkatlice birkaç kez ters yüz edilerek oda sıcaklığında soğumaya bırakılmaktadır. Test tüpünün dışı temizlenip spektrofotometre cihazına yerleştirilmekte ve cihaz ekranından ölçüm sonucu mg/lt cinsinden okunmaktadır.

Sıcaklık ve pH ölçümleri Hach Lange taşınabilir el tipi cihaz ile probun saf su ile yıkandıktan sonra sıvı kısma batırılması ile ölçülmüştür.

Amonyum analizi TS 7159 suyun analiz metotları spektrofotometrik metot tayini standardına göre yapılmıştır. Numune içeriğinde 1 mg/lt kadar amonyum azotu varsa 40 ml numune alınmakta, daha yüksek konsantrasyonlarda ise numunede seyreltme işlemi yapılmaktadır. Numune süspansiyon halinde ise ıslatılmış cam elyaf süzgeç kâğıdından süzülüp 4 ml renk reaktifi eklenmektedir. Karıştırıldıktan sonra üzerine 4 ml sodyum dikloro izosiyanürat çözeltisi ilave edilmektedir. Çözelti pH 12,6 ± 0,1 değeri sağlanarak saf suyla 50 ml balon jojede gerekli miktara tamamlanmaktadır. Balon joje iyice çalkalanıp 25±1˚C deki su banyosunda bir saat bekledikten sonra 655 nm ölçüsünde tanık deneye karşı spektrofotometre cihazında okuma yapılmaktadır.

Renk analizi APHA Standart 2120 C Spektrofotometrik tek dalga boyu metodu ile yapılmıştır. Numunenin pH değeri kontrol edilmekte, eğer pH 4 ile 10 arasında değil ise HCL veya NaOH kullanılarak 7 seviyesine getirilmektedir. 0,45 selüloz membran filtreden en az 50 ml saf su geçirilerek filtre yıkanmakta sonra 25 ml NF konsantresi filtre edilerek atılmaktadır. Ardından yaklaşık 50 ml NF konsantresi filtre edilmekte ve saf suya karşı sıfırlanan spektrofotometre cihazında analiz sonucu alınmaktadır.

AKM ölçümü TS EN 872 standardına göre yapılmıştır. Numune yarım saat kadar dinlendirilerek çökebilen ve yüzebilen katı maddelerin ayrışması sağlanmaktadır. Numunenin orta kısmından belli bir hacimde (V) analiz numunesi alınarak 105 ºC' de kurutulmakta ve tartımı alınan kısım (A) filtre kâğıdından geçirilmektedir. Süzme işleminden sonra filtre kâğıdı tekrar 105 ºC'de etüvde kurutulmakta soğuduktan sonra tekrar tartılmaktadır. Tartılan kısım (B) indisi ile ifade edilmiştir.

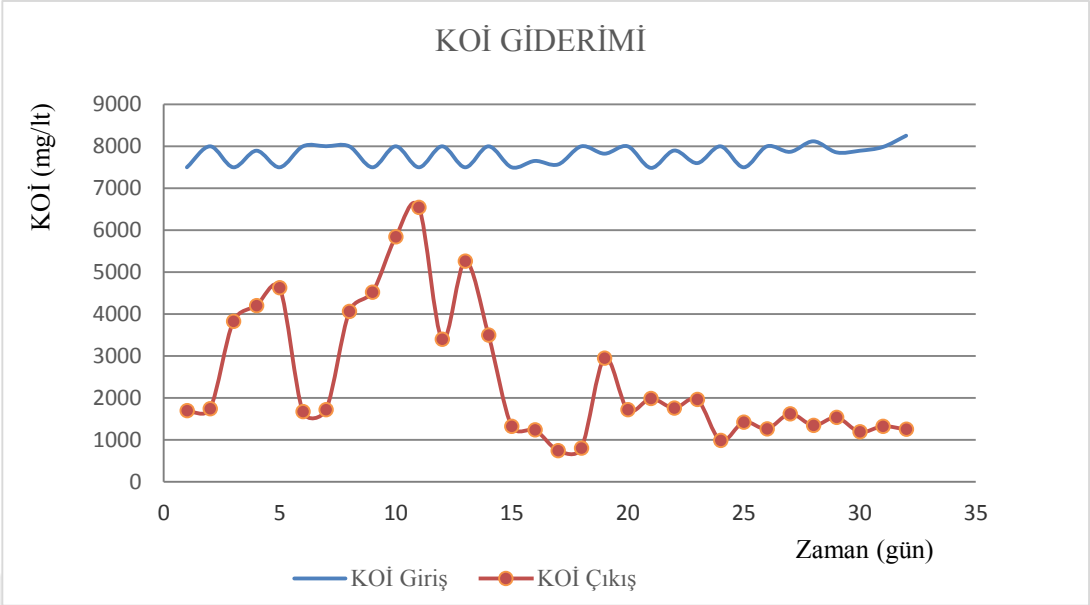
AKM (mg/lt)=(B-A)/V formülüyle hesaplanmaktadır.

3. BULGULAR VE TARTIŞMA

Bu bölüm iki kısım olarak açıklanmıştır. Birinci kısımda çöp sızıntı suyunun biyolojik+kimyasal, batık membran MBR, elektrokoagülasyon ve büyük ölçekli MBR arıtma tesisinde arıtılabilirliği ikinci kısımda ise MBR arıtma tesisi nanofiltrasyon konsantresinin elektrokoagülasyon ve sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon yöntemi ile arıtılabilirliği değerlendirilmiştir. Genel değerlendirme KOİ giderimi üzerinden yapılmış olup, bazı deneysel çalışmalarda askıda katı madde, renk ve amonyum azotu analizleri yapılmıştır. Çöp sızıntı sularının arıtımında en uygun proses olarak tespit edilen büyük ölçekli MBR arıtma tesisine ait çıkış suyu analizleri bu bölümde incelenmiştir. Nanofiltrasyon konsantresinin arıtılmasında %45 KOİ giderim verimi ile elektrokoagülasyon yönteminin sabit aktif karbon kolon adsorpsiyon yöntemine göre daha uygun uygun olduğu tespit edilmiştir.

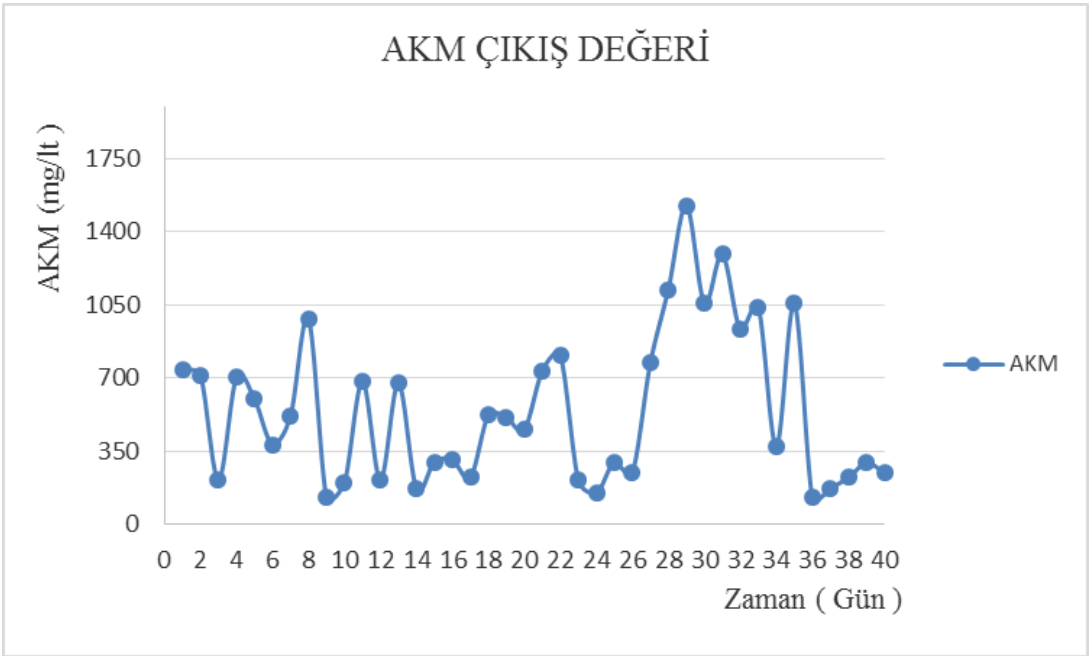
3.1. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Biyolojik+Kimyasal Arıtma Deneysel Çalışma Sonuçları

Çöp sızıntı suyunun biyolojik+kimyasal yöntemle arıtılabirliğinin tespiti için prototip düzenek üzerinde deneysel çalışma 35 günlük zaman dilimi içinde yapılmıştır. İlk 15 gün biyolojik kısmı çalıştırılmış 15. günden sonra kimyasal arıtma devreye alınmıştır. Deney düzeneği çöp sızıntı suyu giriş parametreleri KOİ: 7500-8000 mg/lt, pH: 7-8, NH_4-N: 1500-2500 mg/lt, AKM: 400-800 mg/lt aralığındadır. Deneysel çalışmada 20. günden sonra çöp sızıntı suyu KOİ çıkışı 1000-1400 mg/lt civarına inmiştir. Son 5 günde ise AKM değeri 350 mg/lt değerinin altına düşürülmüştür. Bu yöntemle çöp suyunun arıtılabilirliği istenilen düzeye ulaşmamıştır. Çalışma sonucunda biyolojik arıtmanın tek başına çöp sızıntı suyunu arıtamadığı, kimyasal arıtma ile beraber çıkış değerinin belli bir değere çekilebildiği, ancak pH değerinin yükselmesi nedeni ile tekrar düşürülmesi gerektiği, askıda kattı maddenin ancak çalışmanın sonuna doğru düşürülebildiği sonucuna varılmıştır.



Şekil 3.1. Biyolojik + FK arıtma KOİ giderim grafiği

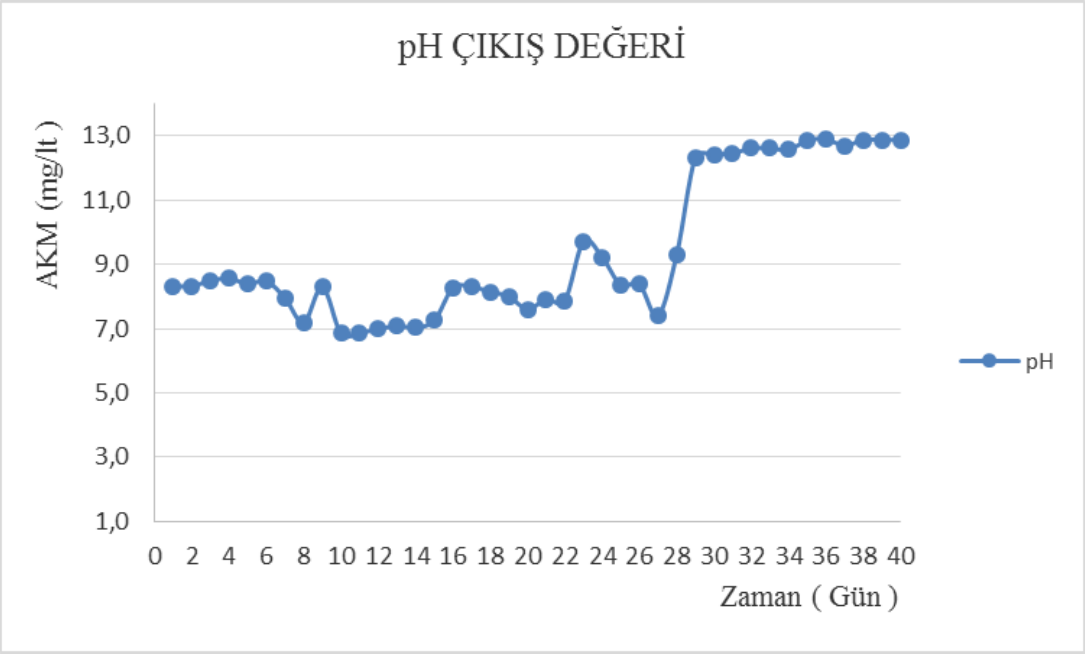
Şekil 3.1 KOİ çıkış değeri diyagramında çöp sızıntı suyu KOİ çıkış değerinde ilk 20 günde sapmaların olduğu 23. günde dengeye ulaşarak rejime girdiği görülmüştür. KOİ değerinin 30 gün sonra 1200 mg/lt civarına geldiği ancak deşarj kabul 800 mg/lt değerinin altına düşürülemediği tespit edilmiştir.



Şekil 3.2. Biyolojik + FK arıtma AKM çıkış grafiği

Şekil 3.2 AKM çıkış değeri grafiğinde çıkış suyunda askıda katı maddenin salınımlar gösterdiği görülmektedir. Bu durum pH ayarlaması için kullanılan kireçten

kaynaklandığı ve çıkış suyundan koagüle olmuş maddelerin istenilen seviyede ayrılmamasından oluştuğu tespit edilmiştir. Çamurun sudan verimli ayrıldığı günlerde AKM 350 mg/lt değerinin altına düşmüştür.

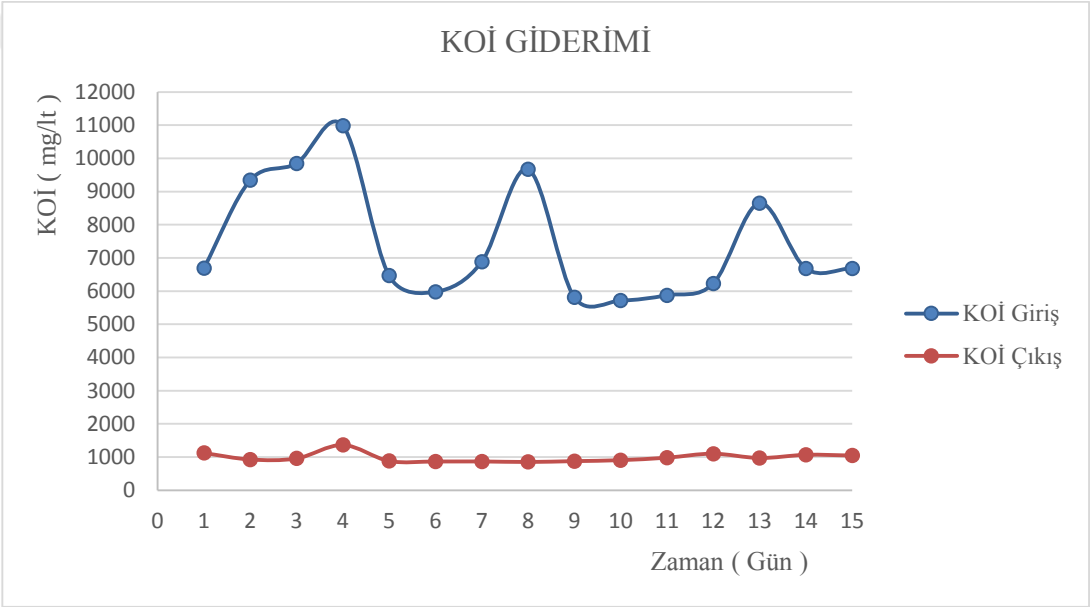


Şekil 3.3. Biyolojik + FK arıtma KOİ pH çıkış grafiği

Şekil 3.3' de deney düzeneği çıkış suyu pH değerinin 28. günden sonra yükseldiği görülmekte olup bu durum kireç kullanımından kaynaklanmaktadır. Kireç kullanımının az olması durumunda çıkış suyu pH değerinin 7-9 arasında olduğu tespit edilmiştir.

3.2. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Elektrokoagülasyon Deneysel Çalışma Sonuçları

Çöp sızıntı suyunun elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılabilirliği çalışmasında, elektrokoagülasyon reaktörlerine sürekli besleme yapılarak elektrotların 15 dakikalık temas süresince 12V-250A akım değerlerinde enerji verilmiştir. EC reaktörlerin hacmi 120 litre olup sistemde bir saatte 2 m^3 çöp sızıntı suyu arıtılmıştır. Deney düzeneği çöp sızıntı suyu giriş KOİ değeri 6000-12000 mg/lt aralığındadır. Elektrokoagülasyon işlem sonrası Şekil 3.4'de görüldüğü üzere KOİ değeri 900 - 1300 mg/lt mertebesine indirilerek % 80-90 aralığında arıtma gerçekleştiği tespit edilmiştir. Bu sistemle azot giderimi sağlanamadığından sadece KOİ giderimi incelenmiştir.

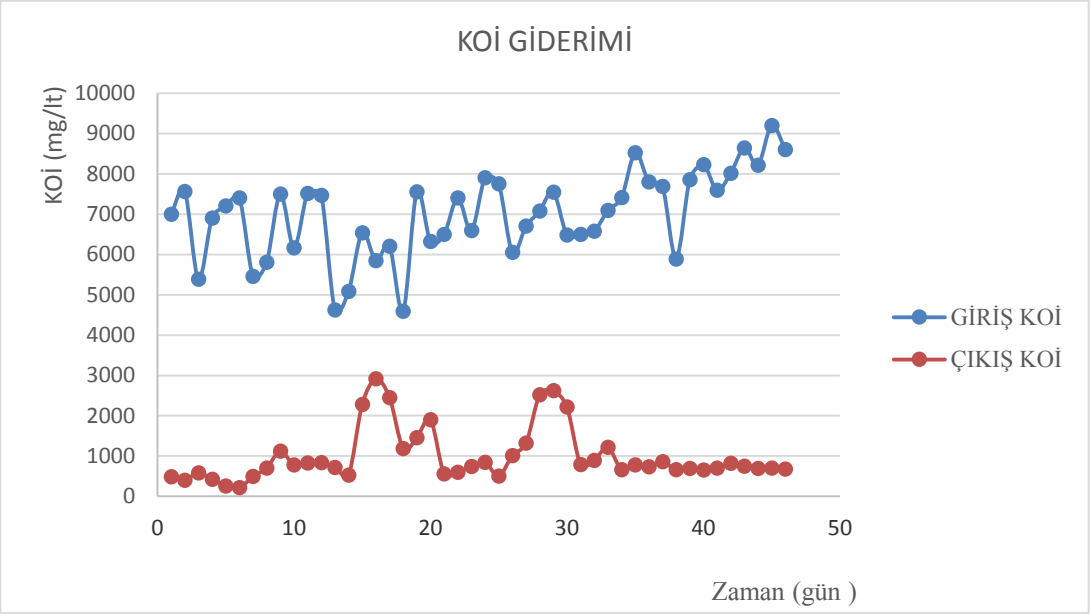


Şekil 3.4. Elektrokoagülasyon arıtma KOİ giderim grafiği

Şekil 3.4' de çöp sızıntı suyunun elektrokoagülasyon yöntemi ile KOİ giderim grafiği verilmiştir. KOİ gideriminin ilk günden itibaren 900-1300 mg /lt aralığına çekildiği, ancak deşarj sınır 800 mg/lt değerinin altında çıkış suyunun verilemediği tespit edilmiştir.

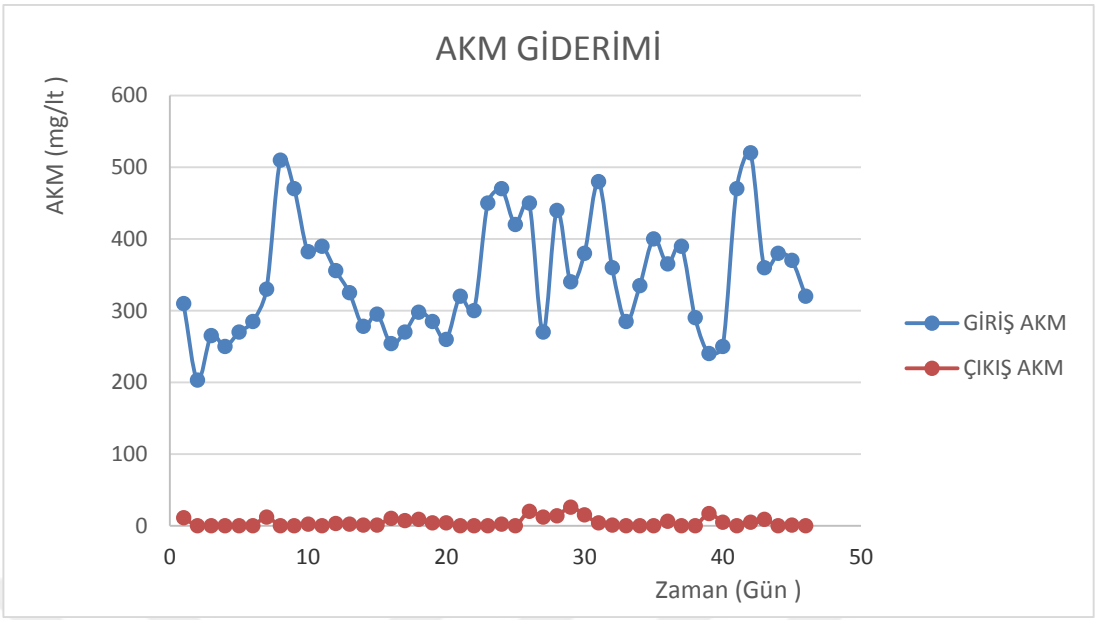
3.3. Çöp Sızıntı Suyu Arıtımı Batık Membran MBR Deneysel Çalışma Sonuçları

Çöp sızıntı suyu batık membran MBR arıtma yöntemi ile arıtılabilirlik çalışmasında batık tip membran biyoreaktör (MBR) prototip deney düzeneği kullanılmıştır. Deneysel çalışma 2,5 ay sürmüş olup 15 gün üzerinden dört ayrı süreçte analizler değerlendirilmiştir. İlk 15 günlük periyotta arıtma çıkış suyunda KOİ 500 mg/lt, AKM 10 mg/lt değerlerinin altında sonuçlar alınmıştır. İkinci periyot denemede KOİ değerleri 2000 mg/lt seviyelerinde seyretmiş, bu süreçte AKM incelenmemiştir. Üçüncü periyotta batık membran MBR arıtma çıkış suyu değerleri değişkenlik arz etmiş, AKM değerleri ise 10 mg/l değerinin altında seyretmiştir. Son 15 günlük süreçte ise MBR arıtma çıkış değerlerinin 800 mg/lt altında istenilen seviyelerde olduğu gözlemlenmiştir. Prototip deney düzeneği çöp sızıntı suyu giriş parametreleri KOİ: 6000-12000 mg/lt, pH: 7-8, NH_4-N: 1500-2000 mg/lt, AKM: 400-800 mg/lt aralığındadır.



Şekil 3.5. Batık Membran MBR arıtma KOİ giderim grafiği

Şekil 3.5'de çöp sızıntı suyu batık membran MBR arıtma KOİ giderim grafiği verilmiştir. Batık membran deney düzeneğinde ilk günden itibaren KOİ'nin 800 mg/lt değerinin altında olduğu görülmektedir. Membran tıkanmaları nedeni ile 14-20. gün ve 26-31. günler arası KOİ giderim veriminde düşüşler olduğu tespit edilmiştir. Bu durumun membran yüzeyinin tıkanması ile ilgili olduğu tespit edilmiştir.



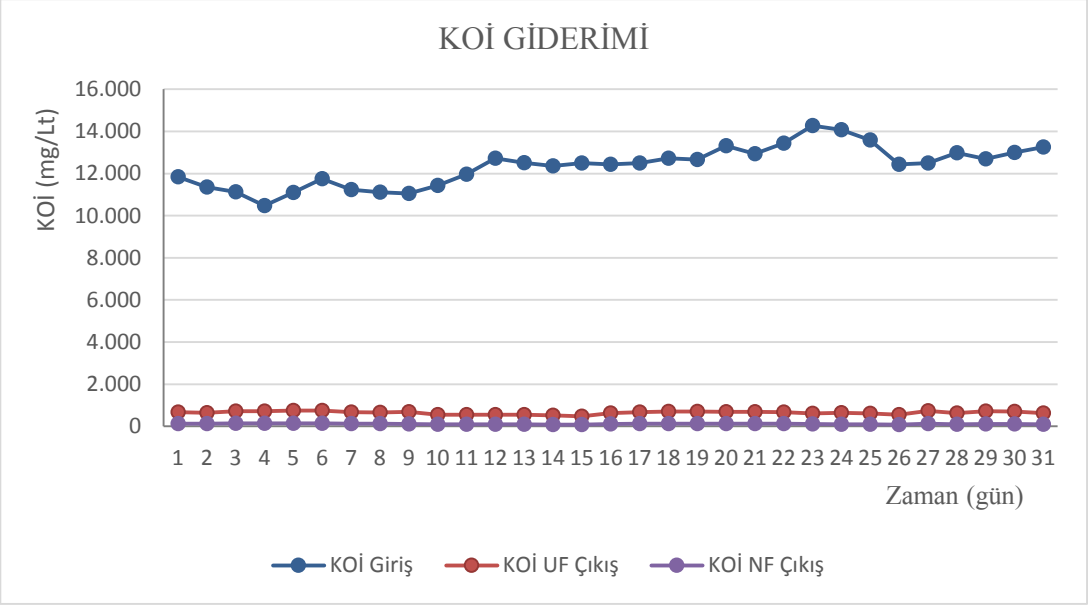
Şekil 3.6. Batık Membran MBR arıtma AKM giderim grafiği

Şekil 3.6'da batık membran MBR tesisi çıkış suyunda askıda katı maddenin 500-1000 mg/lt değerinden 10 mg/lt gibi çok düşük değerin altına çekildiği görülmektedir. Grafikte görülen salınımlar AKM değerinin çok küçük olmasından dolayı önem arz etmemektedir.

Her iki grafikten görüleceği üzere çöp sızıntı suyunun biyolojik arıtma sonrası membran prosesi ile arıtılabileceği tespit edilmiştir.

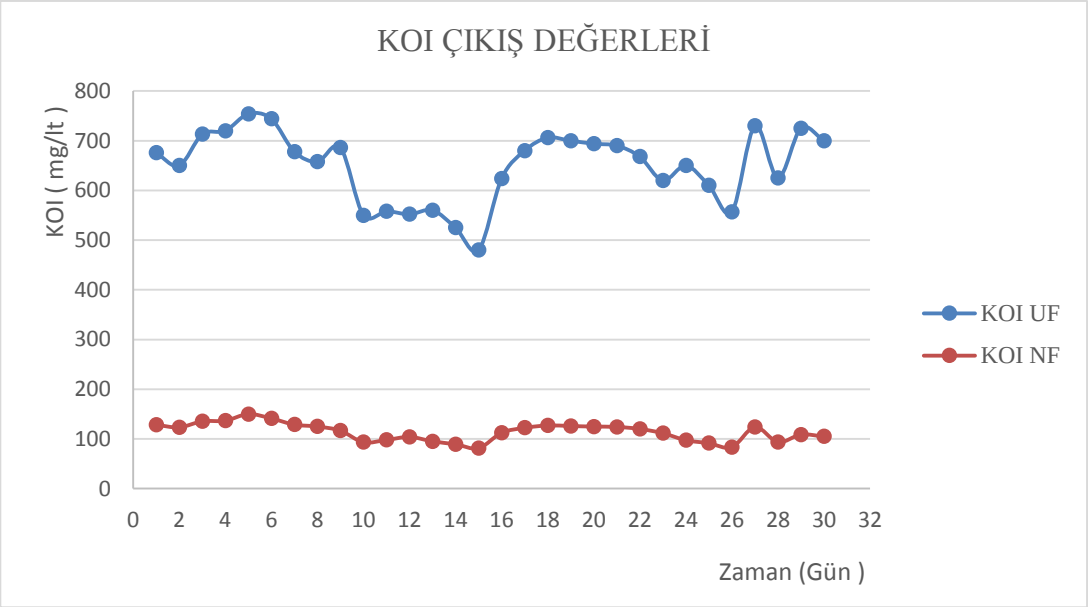
3.4. İZAYDAŞ MBR Çöp Sızıntı Suyu Arıtma performansı

Bölüm 3.1, 3.2 ve 3.3 de bulguları değerlendirilen arıtma yöntemlerinde, MBR arıtma prosesinin en uygun çözüm olduğuna karar verilerek çöp sızıntı sularının arıtılması için İZAYDAŞ sahasında MBR yöntemi ile çalışan büyük ölçekli bir arıtma tesisi kurulmuştur. Arıtma tesisi çöp sızıntı suyu giriş KOİ değeri 10.000-15.000 mg/lt, NH_4-N değerinin 1500- 2500 mg/lt aralığında olup sonuçların izlendiği bir aylık zaman sürecinde KOİ gideriminde % 95, amonyum azotunda ise % 99'un üzerinde yüksek bir değerle arıtma sağlanmaktadır. Kurulan MBR arıtma tesisinin ultrafiltrasyon (UF) ve nanofiltrasyon (NF) membranları çıkış suyuna ait sonuçları aşağıdaki grafiklerde verilmiştir.



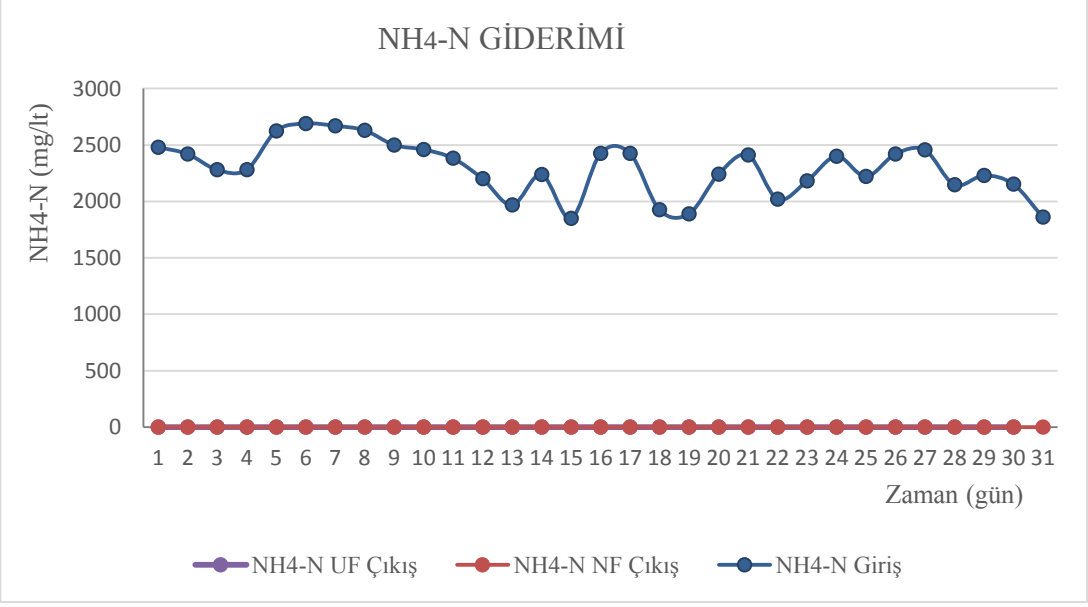
Şekil 3.7. MBR arıtma tesisi KOİ giderim grafiği

Şekil 3.7'de verilen MBR arıtma tesisi KOİ giderim grafiğinde, KOİ değerinin ultrafiltrasyon (UF) membran çıkışında 800 mg/lt değerinin altına indirilerek İSU kanal deşarj kabul değerini sağladığı görülmektedir. UF membranlarından çıkan süzüntü suyunun bir sonraki arıtımında kullanılan nanofiltrasyon membran çıkışında ise çıkış suyu KOİ gideriminin ileri derecede sağlanarak 100 mg/lt civarına indirildiği tespit edilmiştir.



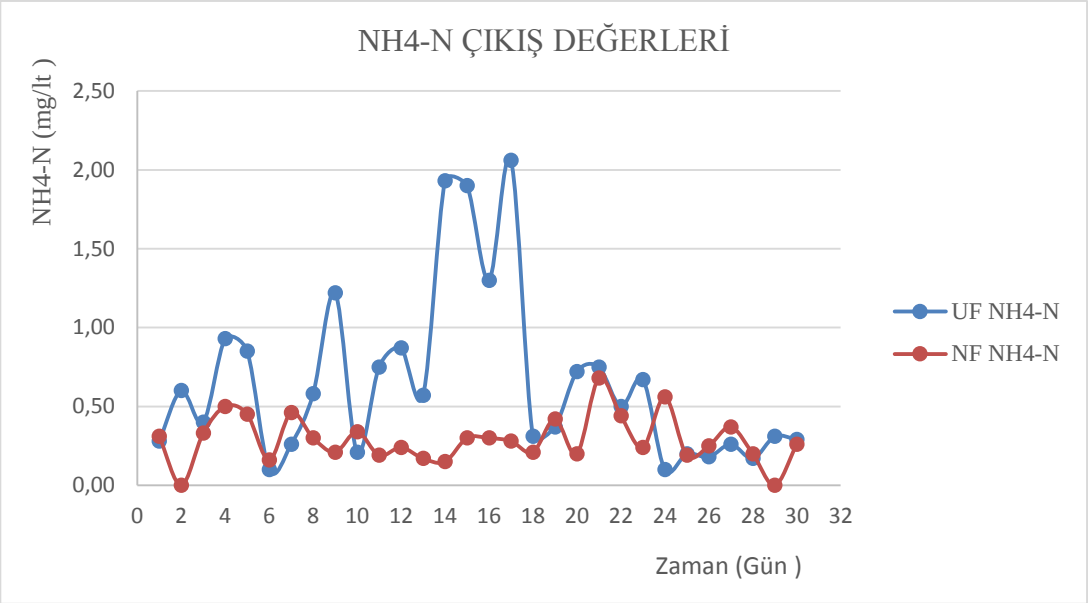
Şekil 3.8. MBR arıtma tesisi UF ve NF membran ünitesi KOİ çıkış grafiği

Şekil 3.8'de ultra ve nanofiltrasyon ünite çıkışı KOİ değerleri verilmiştir. Çöp sızıntı suyu KOİ değerlerinin oldukça düştüğü görülmektedir.



Şekil 3.9. MBR arıtma tesisi NH4-N giderim grafiği

Şekil 3.9'da çöp sızıntı suyu MBR arıtma tesisi çıkışında amonyum azotu giderim grafiği verilmiştir. UF membran çıkışında NH_4-N değerinin neredeyse tamamının giderildiği görülmektedir.



Şekil 3.10. MBR arıtma tesisi UF ve NF membran ünitesi NH_4-N çıkış grafiği

Şekil 3.10'da ultra ve nanofiltrasyon ünite çıkışı KOİ değerleri verilmiştir. Çöp sızıntı suyu KOİ değerlerinin oldukça düştüğü görülmektedir Amonyum azotu giderimi nitrifikasyon ve denitrifikasyon gerçekleştiği biyolojik havuzlarda azotun nitrat ve nitrite sonrasında azot gazına dönüştürülerek yapılmaktadır. Membran ünitelerinde azot giderimi sağlanamadığından UF ve NF çıkışlarındaki NH_4-N değerleri birbirine çok yakın çıkmıştır.



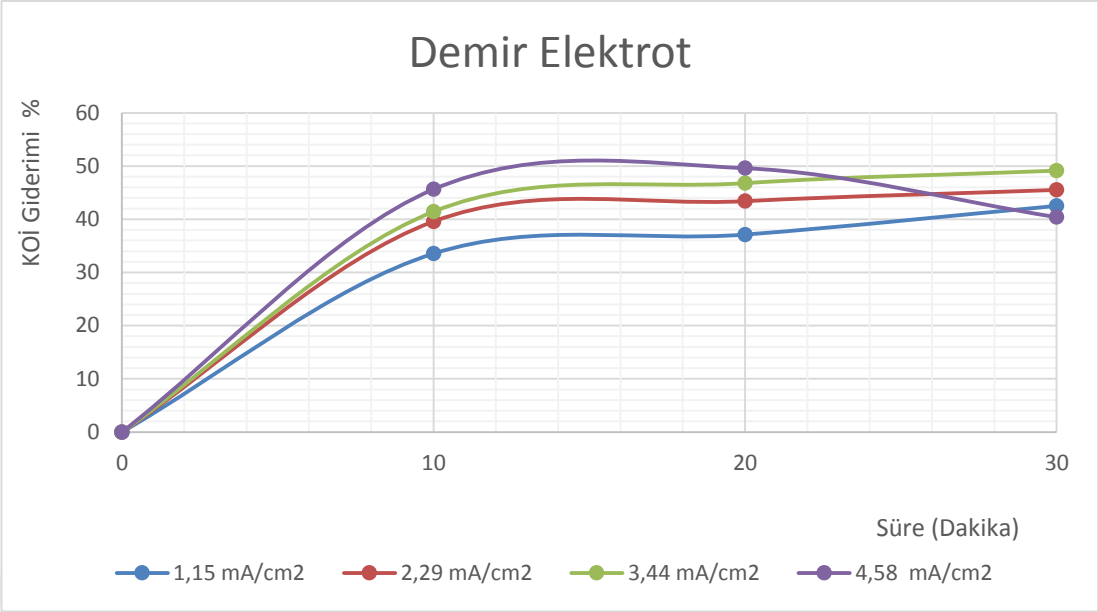
Şekil 3.11. MBR arıtma tesisi UF ve NF tesis çıkış suyu

Şekil 3.11'de çöp sızıntı suyu ve MBR arıtma tesisi UF ve NF membran arıtma sonrası çıkış suyunun görünümü yer almaktadır. UF ve NF membranları çıkışında askıda katı madde bulunmamaktadır.

3.5. Nanofiltrasyon Konsantresi Arıtımı Elektrokoagülasyon Yöntemi Deneysel Çalışma Sonuçları

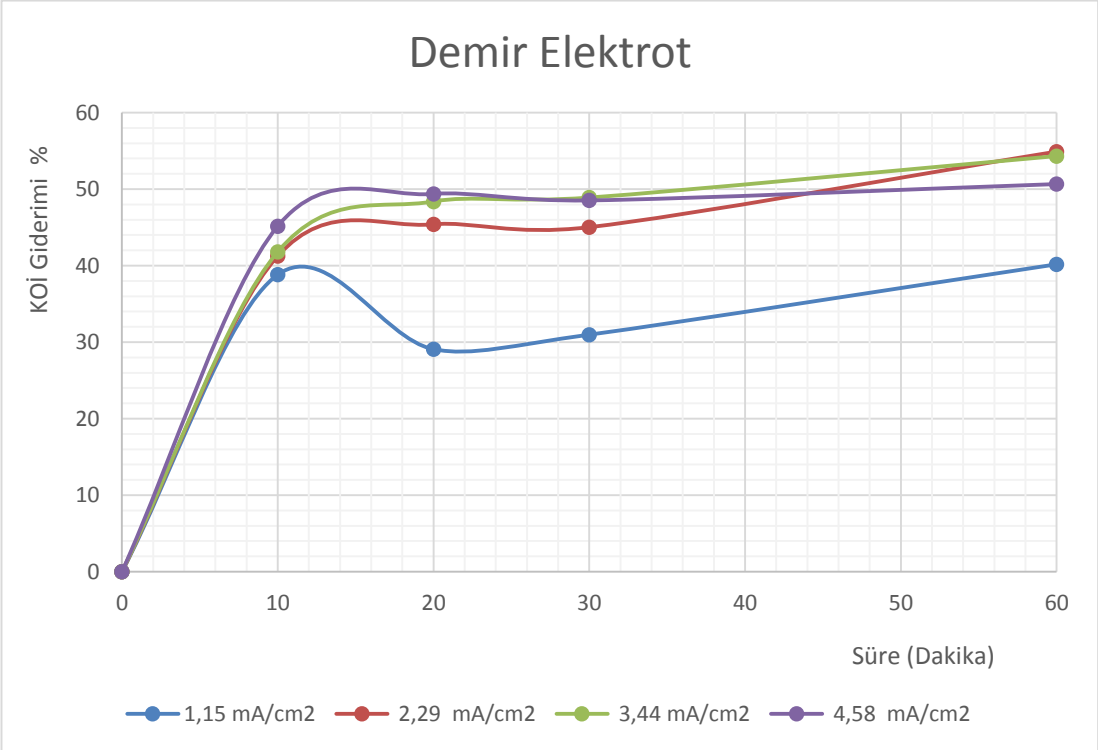
Nanofiltrasyon konsantresi arıtılabilirliği için elektrokoagülasyon deney düzeneği kullanılmış tüm deneysel çalışmalar ortam sıcaklığı şartlarında yapılmıştır. Deneysel çalışmalar demir, alüminyum ve platin elektrotları kullanılarak 1,15- 2,29 -3,44 -4,58 mA /cm^2 akım yoğunluğunda, 10-20-30 ve 60 dakikalık temas süresi şartlarında gerçekleştirilmiştir. Deney sonuçları her bir elektrot ile farklı akım ve sürelerde üçer kere tekrarlanmıştır. Elektrotlar EC reaktör haznesine itinalı bir şekilde yerleştirilmiş, demir ve platin elektrot kullanımında reaktör haznesine 1830 ml, alüminyum elektrotunda 1910 ml NF konsantresi doldurulmuştur. Elektrotlara enerji verilmesi ile konsantrenin ilgili sürelerde elektrolizi sağlanmıştır. Hazneden alınan konsantre bir litre hacmindeki cam kavanozlara alınmış içinde oluşmuş bulutsu çamurun çökmesi beklenmiştir. Çöken kısmın üst tarafından alınan numunelerde KOİ analizi yapılmıştır.

Elektrokoagülasyon işleminde akım, reaksiyon süresi ve pH değerine göre koagüle verimi artmaktadır. pH değerine bağlı olarak çözünen metal iyonları farklı metal hidroksit türleri oluşturmasına rağmen amaç sadece yüksek KOİ giderim verimi elde etmek değil aynı zamanda arıtılabilirliğin en ekonomik seviyede kalmasını sağlamaktır. Bu sebeple dışarıdan bir kimyasal ekleme ihtiyacı duyulmaksızın, NF konsantresinin kendi doğal pH değeri ile denemeler yapılmıştır. Buna göre en yüksek arıtma verimliliğinin demir elektrotu ile 3,44 mA/cm^2 akım yoğunluğu, 7,5-9 pH aralığında ve 20 dakika reaksiyon temas süresinde sağlandığı belirlenmiştir. Demir elektrotu ile arıtma verimliliği % 45-50 arasında seyrederken alüminyum elektrotu ile % 40-45 arasında gerçekleşmiştir. Platin elektrotu ile yapılan deneme sonuçlarında ise başarılı bir KOİ giderimi sağlanamamıştır. Deneysel çalışma sonuçları, aşağıdaki grafiklerde gösterilmiştir.

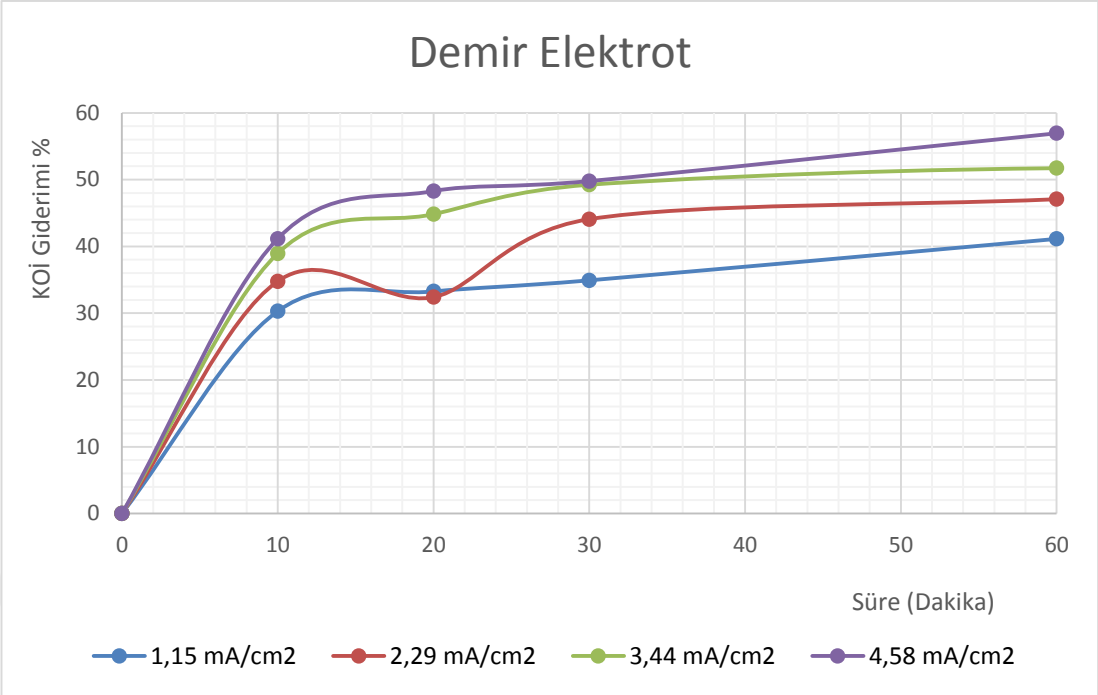


Şekil 3.12. KOİ giderim verimi, Demir Elektrot (Birinci analiz sonuçları)

Şekil 3.12'de demir elektrotu kullanılarak yapılan ilk deneysel çalışmada 20 dakika temas süresince 3,44 mA/cm^2 akım yoğunluğunda % 48 mertebesinde KOİ giderimi sağlanmıştır. Arıtma KOİ giderim verimi ilk 10 dakikada hızlı bir şekilde artarken 10. dakikadan sonra yavaşlamıştır.



Şekil 3.13. KOİ giderim verimi, Demir Elektrot (İkinci analiz sonuçları)

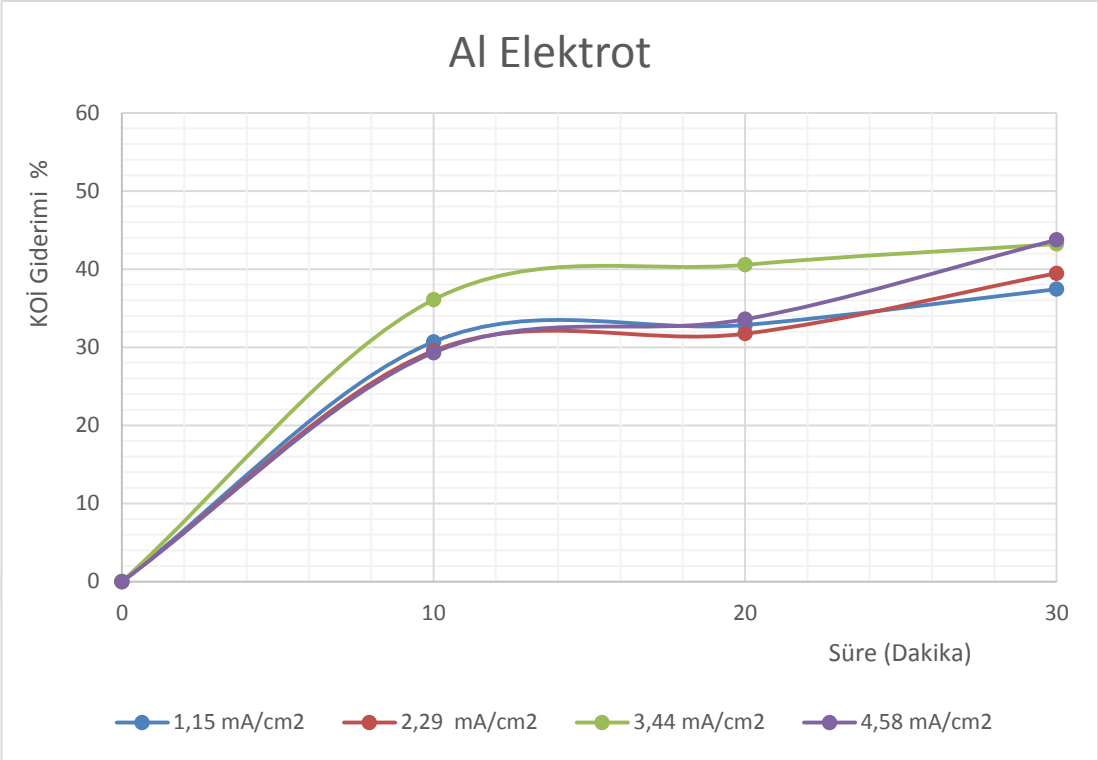


Şekil 3.14. KOİ giderim verimi, Demir Elektrot (Üçüncü analiz sonuçları)

Şekil 3.13 ve Şekil 3.14'de iki ve üçüncü deneysel çalışmada demir elektrotu kullanılmış ve 20 dakika temas süresince 3,44 mA/cm^2 akım yoğunluğunda KOİ gideriminin % 45-48 aralığında olduğu görülmüştür.10. dakikadan sonra giderim verimindeki artış ivmesi azalmıştır. Temas süresinin artırılması giderim veriminde bir miktar artışa neden olsa da enerji tüketimini artırdığından bir anlam ifade etmemektedir.

Demir elektrotu ile yapılan her üç deneyde 4,58 mA/cm^2 akım yoğunluğunda verimler bir miktar daha yüksek çıkmış ise de enerji tüketimi açısından 2,29 mA/cm^2 akım yoğunluğundaki çalışma şartlarının en uygun olduğu ve 20 dakikalık temas süresince % 45 seviyesinde KOİ giderimi sağladığı tespit edilmiştir.

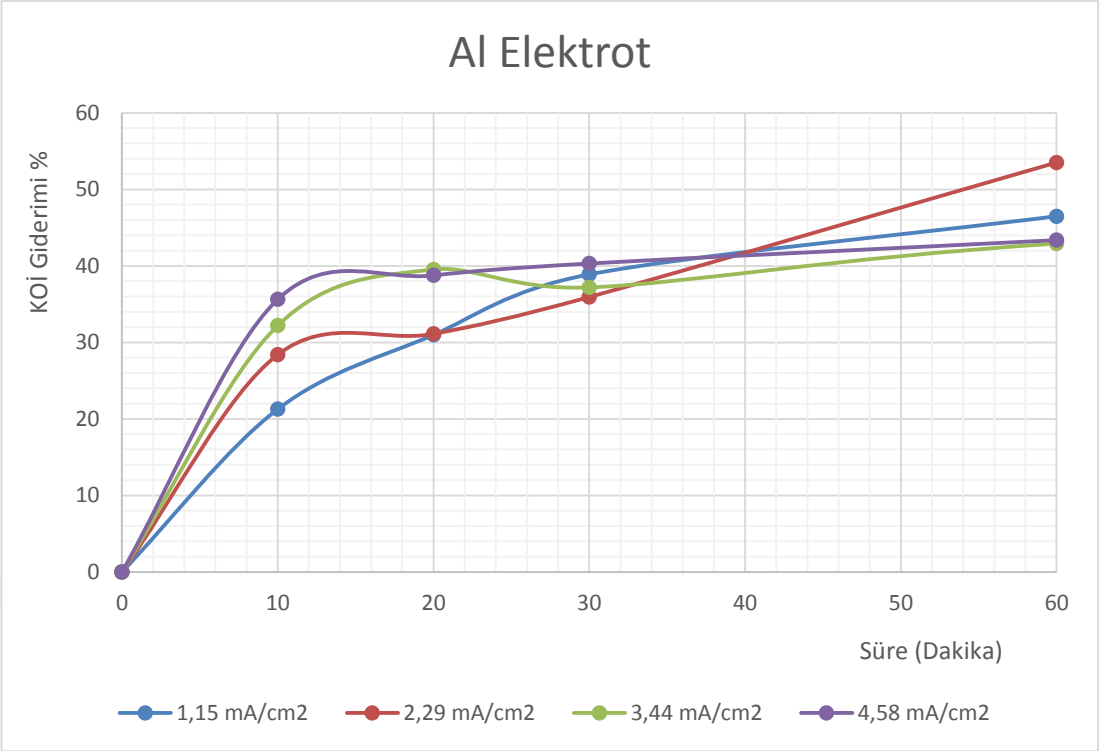
Alüminyum elektrot kullanılarak yapılan üç deneysel çalışmaya ait sonuçlar Şekil 3.15, Şekil 3.16 ve Şekil 3.17'de verilmiştir. Bu grafiklerden görüldüğü üzere 20 dakika temas süresince 3,44 mA/cm^2 akım yoğunluğunda KOİ giderimi % 40 civarında sağlanmıştır. Alüminyum elektrotu kullanılarak yapılan deneysel çalışmalarda da temas süresi artırıldığında KOİ giderim verimi bir miktar artmakta ancak enerji tüketimi artığından en uygun temas süresinin 20 dakika olduğu tespit edilmiştir. İlk 10 dakikada hızlı artan arıtma verim sonrasında azalmıştır.



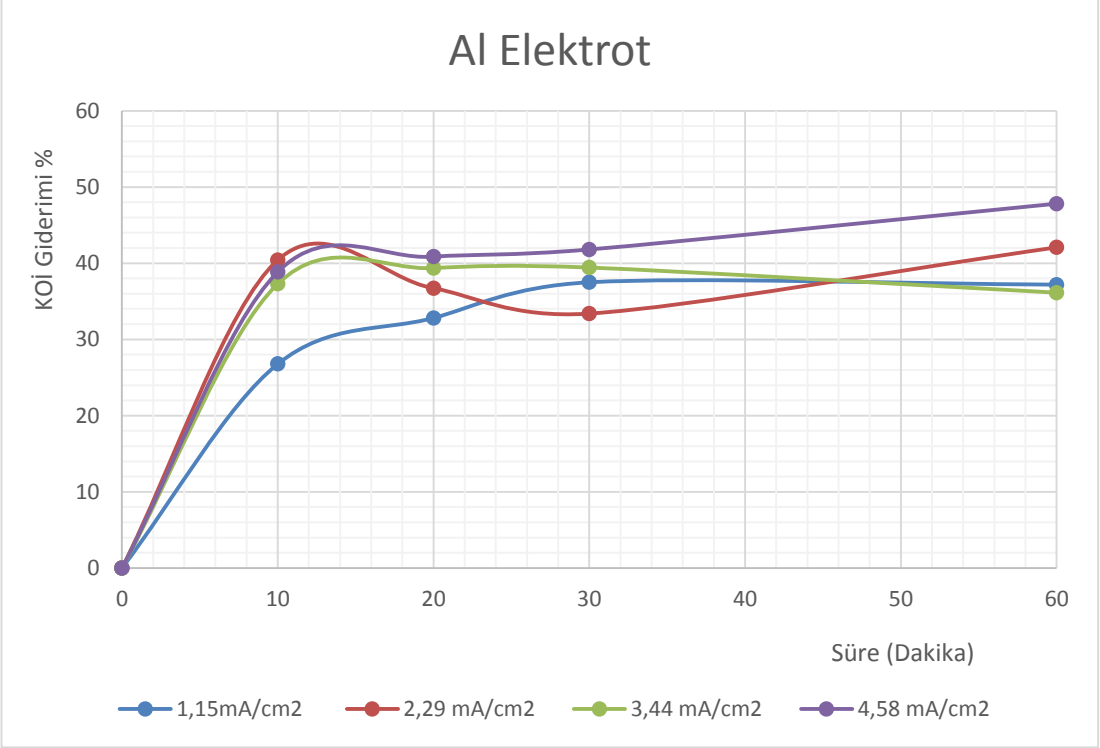
Şekil 3.15. KOİ giderim verimi, Al Elektrot (Birinci analiz sonuçları)

Şekil 3.15 grafiğinde verileri gösterilen ikinci deneyde, 10 dakikalık temas süresi sonrasında KOİ gideriminde azalma meydana gelmiş olup 3,44 mA/cm^2 akım yoğunluğunda 30 dakikalık temas süresince en yüksek arıtım sağlanmıştır. Alüminyum elektrot ile 2,29 mA/cm^2 akım yoğunluğu şartlarında yapılan çalışmada demir elektrotuna nazaran KOİ giderim verimleri daha düşük çıkmıştır.

Şekil 3.16 grafiğinde verileri gösterilen ikinci deneyde, KOİ giderim veriminin ilk 10 dakikada hızlı olarak sonrasında yavaşlayarak artığı gözlemlenmektedir. 2,29 mA/cm ^{2} akım yoğunluğu grafiğinde 20 dakikadan sonra KOİ giderim ivmesi yavaşlamamış ilk 10 dakikalık temas süresine göre bir miktar azalarak yükselmiştir. Bu durumun EC reaktörüne doldurulan konsantre iletkenliğinin yüksek olmasına bağlanmıştır.

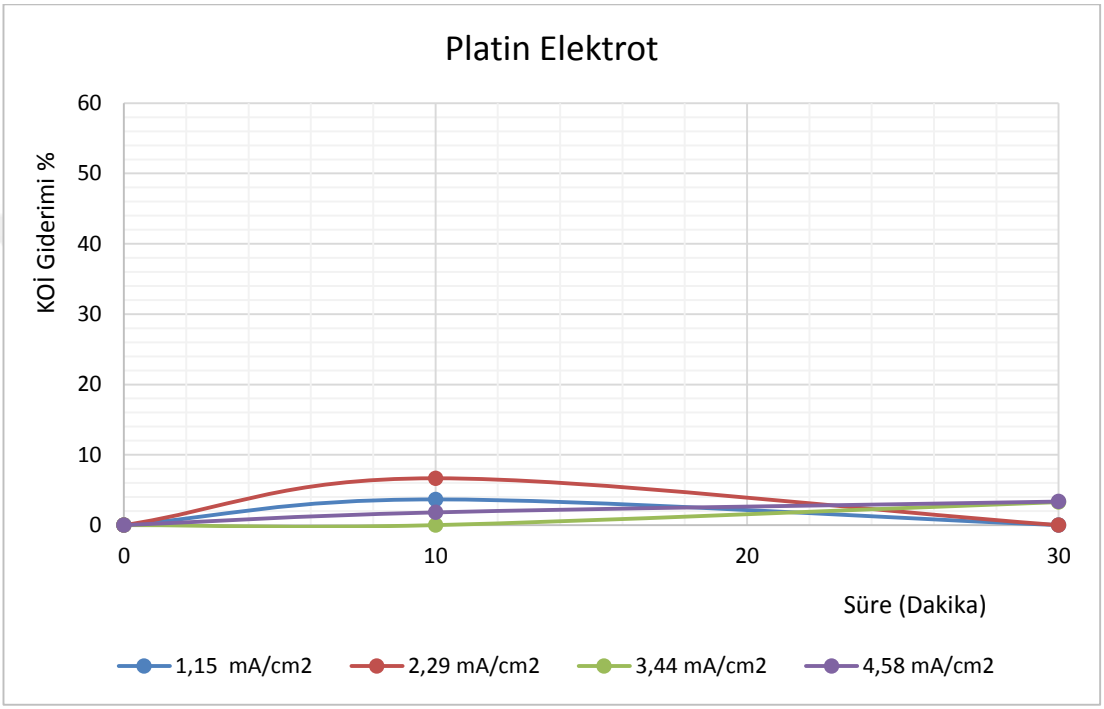


Şekil 3.16. KOİ giderim verimi, Al Elektrot (İkinci analiz sonuçları)



Şekil 3.17. KOİ giderim verimi, Al Elektrot (Üçüncü analiz sonuçları)

Şekil 3.17 grafiğinde verileri gösterilen üçüncü deneyde, KOİ giderim veriminin ilk 10 dakikada hızlı olarak sonrasında yavaşladığı gözlemlenmektedir. 2,29 mA/cm^2 ve 3,44 mA/cm^2 akım yoğunluğunda 10 dakikadan sonra bir miktar azaldığı 20 dakikalık temas süresinde optimum noktayı yakaladığı görülmektedir. Şekil 3.18 grafik verilerinde 20 dakikalık temas süresinden sonra KOİ giderimin sağlanamadığı, temas süresi arıtılarak gereksiz enerji sarfiyatının yapılmaması gerektiği tespit edilmiştir.



Şekil 3.18. KOİ giderim verimi, Platin Elektrot

Şekil 3.18 grafiğinde platin elektrotu kullanılarak yapılan deneysel çalışmada KOİ gideriminin % 8 mertebesinde olduğu ve istenilen düzeyde sağlanmadığı görülmektedir. Platin elektrot ile daha yüksek akı yoğunluğu ve voltaj şartlarında deneysel çalışmaların yapılabileceği verimin artırılıp artırılamayacağı başka bir çalışma konusu olup bu tezde araştırma konusu yapılmamıştır.

Demir ve alüminyum elektrotları ile yapılan deneyler sonucunda NF konsantresinde renk giderimine ait numune resimleri Şekil 3.19'da verilmiştir. Numuneler sırası ile soldan sağa demir ve alüminyum elektrot ile işlem görmüş NF konsantre numunelerine aittir. NF konsantresi rengi başlangıçta 7000 mgPt/lt iken deney sonrasında demir elektrotla çalışmada 1200 mgPt/lt, alüminyum elektrot ile çalışmada 1650 mgPt/lt ölçülmüştür. Demir elektrotu ile % 83, alüminyum elektrotu ile % 76 renk giderimi sağlanmıştır.



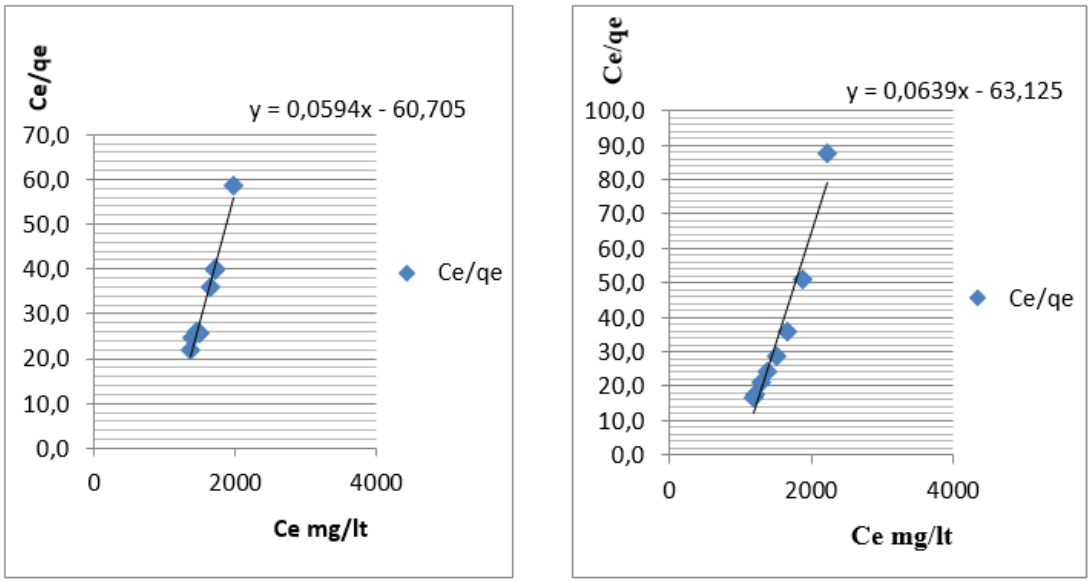
Şekil 3.19. NF konsantresinde EC yöntemi ile renk giderimi

3.6. Nanofiltrasyon Konsantresi Arıtımı Sabit Aktif Karbon Kolonu Adsorpsiyon Yöntemi Deneysel Çalışma Sonuçları

NF konsantresinin sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon yöntemi ile arıtılması için aktif karbon kolonu düzeneğinde 2,5 kg aktif karbon doldurularak farklı basınç, debi ve temas süresince deneyler yapılmıştır. Optimum çalışma basıncı, debi ve hız değerleri tespit edilmiştir. NF konsantresinde KOİ giderimi bir başka deyişle adsorpsiyon kapasitesinin artırılması amacı ile nanofiltrasyon konsantresi üzerinde ön işlemler yapılıp denemeler tekrarlanmıştır. NF konsantresi bünyesindeki organik moleküllere klor bağlanması için konsantre içine sodyum hipoklorit, moleküllerin okside edilerek parçalanması için ozon verilmiştir. Bu çalışma ile molekül yapısı büyütülen ve parçalanarak küçültülen moleküllerin aktif karbon yüzeyine daha iyi tutulması sağlanmak istenmiştir. NF konsantresi içine kostik ve hidroklorik asit katılarak pH ayarlaması yapılmış adsorpsiyon kapasitesi artırılmaya çalışılmıştır. Tüm çalışmalar ortam sıcaklığı şartlarında yapılmıştır.

3.6.1. Nanofiltrasyon konsantresinin farklı basınç, debi ve temas sürelerde sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon deneysel çalışmaları

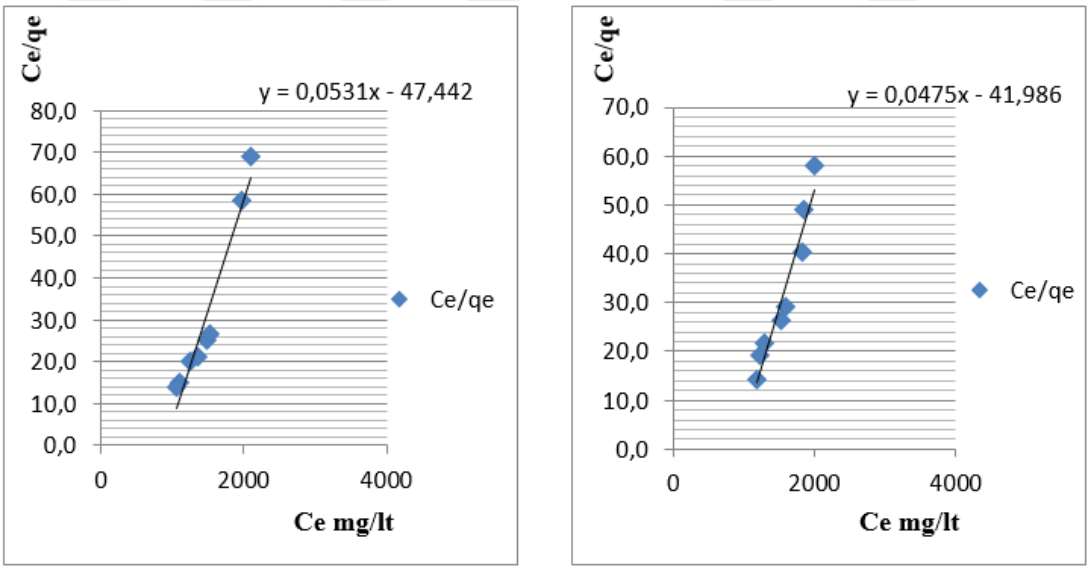
Aktif karbon ile yapılan sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon çalışmalarında kolon çalışma basıncı, konsantre debisi, konsantrenin kolon içindeki hızı ve aktif karbon yatak derinliği arıtılabilirliği etkileyen parametrelerdir. NF konsantresinin arıtılabilirliği için sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon deney düzeneğinde basınç uygulanmadan ve 2, 4, 6 bar basınçta, 5 lt/sa ve 10 lt/sa debi 30 ve 60 dakikalık kontak süreleri ile deneyler yapılmıştır. Deneyler her bir basınçta, izoterm eğrilerin oluşturulması çok kere tekrarlanmıştır. Sabit aktif karbon kolonundan geçirilmiş NF konsantresi ayrı bir kaba alınarak KOİ analizi yapılmıştır. Dört farklı basınçta 24 günlük zaman dilimi içinde yapılan deneylerde aktif karbon üzerinde adsorpsiyon kapasitesi, aktif karbon üzerinde gerçekleşen adsorpsiyon işleminin Langmuir izoterm verileri hesaplanarak aşağıdaki tablo ve şekillerde verilmiştir.



(a) (b)

Şekil 3.20. Langmuir izoterm eğrileri, (a) basınç uygulamaksızın, (b) 2 bar basınçta

Şekil 3.20' de aktif karbon kolonunda 5lt/sa debi, basınç oluşturmadan ve 2 bar basınçta yapılan deneylere ait izoterm verisi görülmektedir. Deneysel veriler eğriye çok yakın olup R^2 korelasyon değerleri yüksektir.



(a) (b)

Şekil 3.21. Langmuir izoterm eğrileri, (a) 4 bar, (b) 6 bar basınçta

Şekil 3.21' de aktif karbon kolonunda 5lt/sa debi, 4 ve 6 bar basınçta yapılan deneylere ait izoterm verisi görülmektedir. Tüm verilerin doğruya yakın çıkması korelasyon katsayısının yüksek ve değerlerin lineer olduğunu göstermiştir.

Aktif karbon üzerinde tutulan KOİ miktarı ve izoterm verileri Denklem (1.1) ve Denklem (3.1) eşitliklerinden;

$$q_e = (C_o - C_e) \times V/m \quad (3.1)$$

hesaplanmıştır.

C_o : Giriş KOİ

C_e : Çıkış KOİ

q_e : 1 gram aktif karbonun üzerine adsorbe ettiği kirlilik yükü

V : Kullanılan konsantre hacmi

m : Kullanılan aktif karbonun ağırlığı

NF konsantresinin 5lt/sa debi, 0, 2, 4 ve 6 bar basınç ve 60 dakika temas süresi şartlarında izoterm verileri ve KOİ giderim verimliği Tablo 3.1' de verilmiştir.

Tablo 3.1. 5lt/sa debi için KOİ giderimi izoterm verileri

Basınç(bar)	q_m	b	R^2	Ce/Co
0	16,8	0,0010	0,97	0,56
2	15,6	0,0010	0,94	0,54
4	18,83	0,0011	0,93	0,51
6	21,05	0,0013	0,93	0,54

NF konsantresinin 10 lt/sa debi, basınç uygulamaksızın 2, 4 ve 6 bar basınç ve 30 dakikalık temas süresince yapılan deneysel çalışmalara ait izoterm verileri Tablo 3.2'de verilmiştir.

Tablo 3.2. 10 lt/sa debi için KOİ giderimi izoterm verileri

Basınç(bar)	q_m	b	R^2	Ce/Co
0	17,6	0,0010	1	0,61
2	28,7	0,0015	0,99	0,51
4	31,25	0,0014	0,99	0,49
6	21,4	0,0010	0,99	0,56

Tablo 3.2 izoterm verilerinde, 4 bar basınçta q_m değerinin 31,25 mg/g değeri ile en yüksek seviyede gerçekleştiği tespit edilmiştir.

Tez deney sonuçları, Rodrigues (2004) çalışmasında tespit edilen adsorpsiyon kapasiteleri ile uyumlu çıkmış olup bu çalışmada aktif karbon adsorpsiyon kapasitesi bir saat için 36,06 mg/g, iki saatlik temas süresi için 38,12 mg/gr bulunmuştur.

Adsorpsiyon deneysel çalışmalarında uygun değerlerde basınç, hız ve debinin belirlenmesi için deney sonuçları Şekil 3.22'deki grafiğe alınarak optimum noktalar belirlenmiştir. Şekil 3.22 grafiğinde mavi eğri basınç uygulamaksızın ve 2,4,6 bar basınçta 10 lt/sa sabit debi şartlarında yapılan çalışmaların KOİ giderim eğrisidir. Kırmızı ile gösterilen eğri ise 5, 10, 20 lt/sa debilerine ait KOİ giderim verileri olup bu çalışma sabit 4 bar basınçta yapılmıştır. Her iki çalışmaya ait eğrilerin kesiştiği 3,7 bar basınç ve 1,5 m/sa hıza karşılık gelen debi 11,8 lt/sa değeridir.

Buna göre en yüksek KOİ giderim diğer bir deyişle adsorpsiyon verimi; 11,8 lt/sa debi, 30 dakikalık temas süresi ve 3,7 bar basınç aralığında gerçekleşmiştir.

Debi hız ilişkisi $Q = u \times A$ temel denkleminden

5 lt/sa debi için $u = 0,64$ m/sa

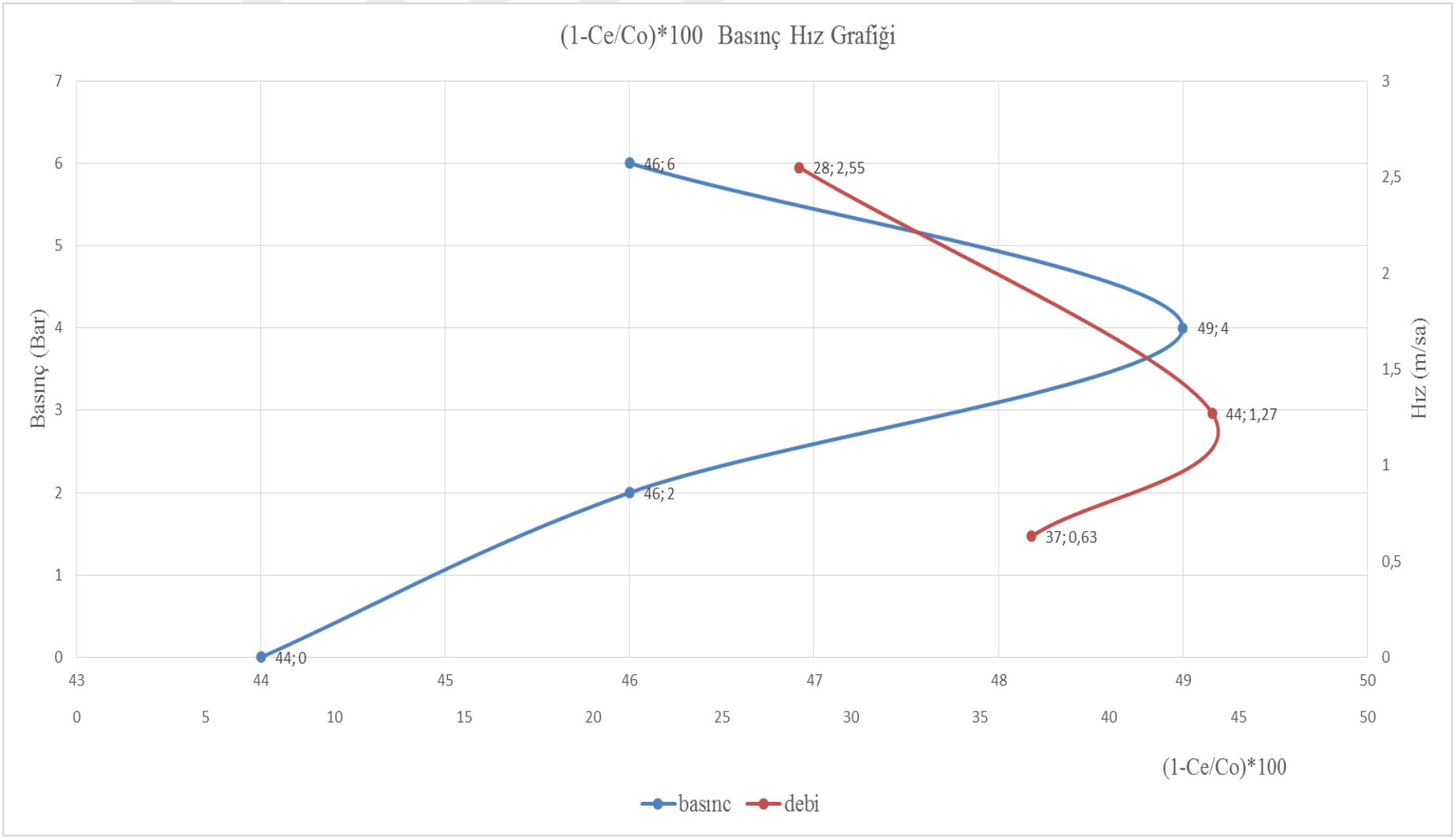
10 lt/sa debi için $u = 1,27$ m/sa

20 lt/sa debi için $u = 2,55$ m/sa olarak hesaplanmıştır.

Sabit aktif karbon kolonunda temas süresi debi ile orantılı olup Denklem (3.2) bağıntısından;

$$Q = V/t \qquad (3.2)$$

Q: debi (lt/sa), V : aktif karbon hacmi (lt) , t: zaman (saat)
Aktif karbon hacmi $V = m/d$ =>
m : aktif karbon ağırlığı (kg), d: aktif karbonun 20^o deki yoğunluğu (kg/m^3)
$t = V/Q$ => $(m/d)/Q$
=> (2,5 kg/ 0,510 kg/dm^3)/10 lt/ sa=> t= 0,49 saat => t = 29,4 dakika olarak hesaplanmıştır.



Şekil 3.22. Sabit aktif karbon kolonu KOİ gideriminin basınç - hız ilişkisi

3.6.2.Nanofiltrasyon konsantresinin zamana göre sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyonu deneysel çalışmaları

Aktif karbon üzerinden ne kadar miktarda NF konsantresi geçirildiğinde doygunluğa ulaştığının tespit edilmesi amacıyla deneyler yapılmıştır. Sabit aktif karbon kolonu üzerinde adsorpsiyon kapasitesinin belirlenmesi için kolona doldurulan 2,5 kg aktif karbon üzerinde 3,7 bar basınç uygulanarak 5,10, 11,8 ve 20 lt/sa debileri ile zaman esas alınarak deneysel çalışma yapılmıştır. NF konsantresinin farklı debilerde zamana göre arıtılabilirliği ve adsorpsiyon kapasitesi Şekil 3.23'de verilmiştir.

Şekil 3.23'deki grafikte x ekseninde aktif karbon üzerinden geçirilen toplam NF konsantresi, y ekseninde KOİ giderim adsorpsiyon verimi $(1-C_e/C_o).100$ görülmektedir. 5, 10, 11,8 ve 20 lt/sa debilerde aktif karbon üzerinden geçirilen NF konsantresinin arıtılabilirliği değerlendirilmiştir.

Arıtılabilirlik veriminin % 20 seviyesine ulaştığı yani C_e/C_o değerinin 0,8 olduğu nokta baz alınarak ($KOİ_{çıkış}$ / $KOİ_{giriş}$= 0,8) değerlendirildiğinde en iyi adsorpsiyon kapasitesinin 11,8 lt /sa debide olduğu tespit edilmiştir.

3,7 bar basınç altında 11,8 lt/sa şartlarında toplamda 1500 litre NF konsantresinin 2,5 kg aktif karbondan geçirildiği, ilk 100 litre için KOİ giderim arıtma veriminin % 40-50, 300 litre için % 30-40 civarında olduğu, geçen NF konsantresi miktarı artıkça aktif karbonun dolduğu ve 1500 litrede adsorpsiyon işlevinin iyice azaldığını göstermektedir.

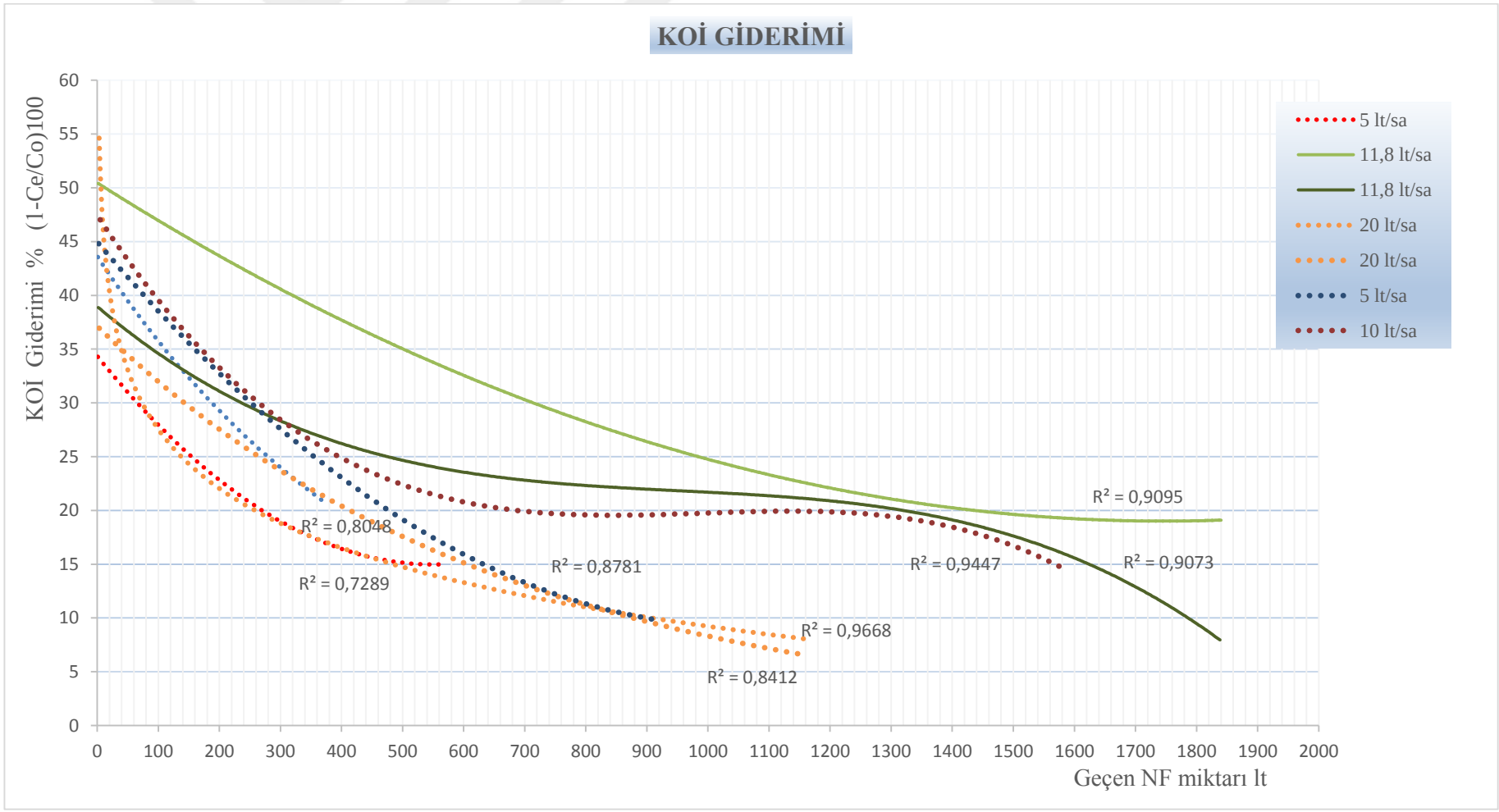
Şekil 3.23' de grafikten görüleceği üzere aktif karbonun C_e/C_o değerinin 0,80 yani % 20 verimle KOİ gideriminin yapılabileceği nokta tespit edilmiş, buna göre aktif karbonun üzerinden 1120 litre konsantrenin geçebileceği sonucunu vermiştir. 5lt/sa ve 20 lt/sa debide, adsorpsiyon ile KOİ giderim veriminin aktif karbon üzerinden geçen NF konsantre miktarı artıkça %10 seviyesine düştüğü görülmektedir.

Farklı debi ve temas sürelerde 2,5 kg aktif karbonun üzerine adsorpladığı KOİ miktarı değerleri Ek-C tablosunda verilmiştir. Bu tabloda Şekil 3.23 grafiğine alınan değerler tabloda gösterilmiş ve aktif karbon üzerine adsorplanan KOİ miktarı hesaplanmıştır. 11,8 lt/saat debi için aktif karbon tarafından 950 gr ve 631 gr KOİ yükünün tutulduğu

hesaplanmıştır. Tutulan KOİ miktarı aktif karbon üzerinden t zamanda geçen konsantre miktarı ile KOİ değişimin çarpılması ile hesaplanmıştır.

Adsorplanan KOİ miktarı $= (C_e - C_o) \times$ (t zamanda geçen NF miktarı)

Sabit aktif karbon üzerinden 1120 litre konsantrenin geçirilmesi sonrasında KOİ giderimi % 20 mertebesinde sağlanmış, aktif karbon ağırlığının 1/4 oranında KOİ kirlilik yükü aktif karbon üzerinde adsorbe edilmiştir.



Şekil 3.23. Sabit aktif karbon kolonunda KOİ gideriminin aktif karbon üzerinden geçen konsantre miktarına göre değişimi

3.6.3. Nanofiltrasyon konsantresinin farklı pH değerlerinde adsorpsiyon deneysel çalışmaları

NF konsantresinin arıtılabilirliği için sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyonu deney düzeneğinde, NF konsantresi içine sodyum hipoklorit katılması ve konsantrenin farklı pH seviyelerine getirilmesi ile deneysel çalışmalar yapılmıştır.100 litre NF konsantresi içine 500 ml sodyum hipoklorit eklenmiş sonrasında konsantreye kostik ve hidroklorik asit uygulanarak pH değerinin 4,5 ve 9 değerine getirilmesi sağlanmıştır. Ayrıca NF konsantresine sadece kostik ve hidroklorik asit eklenerek konsantrede pH ayarlaması yapılmıştır. Bu şekilde hazırlanan konsantre sabit aktif karbon kolonundan geçirilmiştir. Çalışmaya ait deneysel veriler aşağıdadır. Burada sodyum hipoklorit (NaCIO) kullanılmasının nedeni NF konsantresi içinde bulunan organik bileşenlere klor (CI) bağlanması sağlanarak molekül yapısının büyütülmesi ve aktif karbonun makro gözeneklerinde tutulması amaçlanmıştır. Böylece molekül ağırlığı büyüyen organik bileşenin aktif karbon üzerine adsorpsiyonu sağlanmak istenmiştir.

Deney sonuçları NF konsantresine sodyum hipoklorit eklenmesi ve farklı pH uygulamalarında adsorpsiyon arıtma verimliliği üzerinde olumlu etkiler ortaya koymadığını göstermiştir. Deneyler üçer kere tekrarlanmış olup sonuçlar Tablo 3.3, Tablo 3.4 ve Tablo 3.5' de verilmiştir.

Tablo 3.3. Farklı pH değerlerinde adsorpsiyon verimliliği (1. Deneme)

NF Ön işlem Metodu	pH NF	Ön işlem sonra pH	C_o Giriş KOİ	C_e Çıkış KOİ	KOİ giderim $(1-C_e/C_o)100$
NaCIO+ HCL	7,5	4,5	3300	2327	29
NaCIO + Kostik	7,5	9	3300	2195	33
Kostik	7,5	9	3300	2474	25
HCI	7,5	4,5	3300	2412	27

Tablo 3.4. Farklı pH değerlerinde adsorpsiyon verimliliği (2. Deneme)

NF Ön işlem Metodu	pH NF	Ön işlem sonrası pH	C_e Giriş KOİ	C_o Çıkış KOİ	KOİ giderim $(1-C_e/C_o)100$
NaCIO+ HCI	7,3	4,5	3300	2220	33
NaCIO+ Kostik	7,3	9	3307	2198	34
Kostik	7,3	9	3430	2159	37
HCI	7,3	4,5	2895	1849	36

Tablo 3.5. Farklı pH değerlerinde adsorpsiyon verimliliği (3. Deneme)

NF Ön işlem Metodu	pH NF	Ön işlem sonrası pH	C_e Giriş KOİ	C_o Çıkış KOİ	KOİ giderim $(1-C_e/C_o)100$
NaCIO+ HCI	7,5	4,5	3154	1896	40
NaCIO+ Kostik	7,5	9	2803	1607	43
Kostik	7,5	9	3283	1941	41
HCI	7,5	4,5	3200	2360	26

NaCIO uygulaması ve farklı pH değerlerinde yapılan üç ayrı deneyin KOİ giderim verimlerinin ortalama değerleri Tablo 3.6'da verilmiştir.

Tablo 3.6. NaCIO, Kostik ve HCI uygulamasında KOİ giderimi

NF Ön işlem Metodu	KOİ giderimi %
NaCIO+ HCI	34
NaCIO+ Kostik	37
Kostik	34
HCI	30

Aktif karbon üzerinden geçirilen 100 litre NF konsantresi tekrar iki ve üçüncü kez aynı aktif karbon üzerinden geçirildiğinde; NF konsantre içindeki kirlilik yükünün % 80'nin ilk geçişte tutulduğu görülmüştür. Buna ait veriler Tablo 3.7'de gösterilmiştir. Bu çalışmada NF konsantresi içinde aktif karbon üzerinde tutulabilecek moleküllerin ilk temas süresince tutulduğu tespit edilmiştir.

Tablo 3.7. NF konsantresinin aktif karbondan üç kere geçirilmesi

Numune	Sıcaklık ºC	Basınç Bar	KOİ mg/lt	pH
NF	22		2950	7,9
1	21	3,7	1780	8,3
2	20	3,7	1760	8,2
3	20	3,7	1536	8,2

NF konsantresinin aktif karbon kolonunda kalma süresi olan temas süresi artırılarak deneme yapılmış buna ait sonuçlar Tablo 3.8'de verilmiştir. 100 litre NF konsantrenin 2,5 kg aktif karbon üzerinde adsorpsiyonu temas süresi 2 saat alınarak kolondan geçen debi 2,5 lt/sa değerine ayarlanmıştır. Çalışma üç kere tekrarlamış olup her bir periyotta yeni aktif karbon kullanılmıştır. Bir periyot 40 saat sürmüş ve deneme 120 saatte tamamlanmıştır. Temas süresinin artırılması adsorpsiyon üzerinde bir miktar olumsuz etkisi olmuş giderim verimleri azalmıştır.

Tablo 3.8. NF konsantresi KOİ giderimi 2 saatlik temas süresi

Numune	Sıcaklık ºC	Basınç bar	KOİ mg/lt	pH	$(1-C_e/C_o)100$
NF Konsantre	18	-	2747	8,7	-
1	17	3,5	1716	8,68	38
2	18	3,5	1647	8,72	40
3	17	3,5	1537	8,84	44

3.6.4. Nanofiltrasyon konsantresine ozon verilmesi çalışmaları

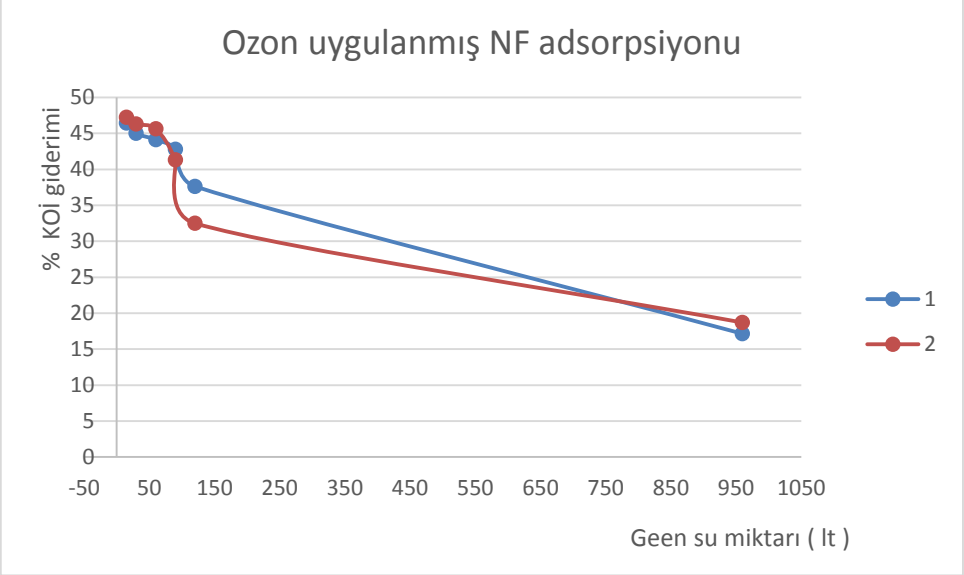
Aktif karbon öncesi NF konsantresine ozon verilerek büyük moleküllerin parçalanması ve aktif karbona tutulması amaçlanmıştır. Bu kapsamda 100 litre NF konsantresi içine bir ozonometre cihazı ile 2 g/sa ozon verilmiş ve sonrasında konsantre sabit aktif karbon kolonundan geçirilmiştir. Tablo 3.9'da 3500 mg/lt KOİ sahip NF konsantresi içine 15-960 dakika süresince ozon verilmesi sonucu KOİ miktarı 3407 mg/lt seviyesine düşmüştür. Bu durum NF konsantresinin oksidasyona uğramadığını göstermektedir. Zamana göre adsorpsiyonu Şekil 3.24'de verilmiş olup ozon uygulamasında 11,8 lt/sa debi, 3,7 bar basınç ve 30 dakikalık temas süresi şartlarında iki deney yapılmıştır. Bu çalışmada KOİ giderimin aktif karbon üzerindeki adsorpsiyonun % 20 civarında olduğu tespit edilmiştir. Çalışma ile NF konsantrenin

ozon ile muamele edilmesinin aktif karbon adsorpsiyon kapasitesini etkilemediği hatta bir miktar olumsuz etkilediği sonucuna varılmıştır.

Tablo 3.9. NF konsantresine ozon uygulaması

Süre (dk)	KOİ (mg/lt)
Başlangıç	3500
15	3414
30	3354
60	3397
90	3470
120	3464
960	3407

Tablo 3.9'da yapılan ozon uygulaması deneysel çalışmasının sonuçları verilmiştir.



Şekil 3.24. Ozon uygulanmış NF konsantresinde KOİ giderimi

Şekil 3.24'de mavi numaralı eğri birinci deney, kırmızı eğri yapılan ikinci deneye aittir. İki ayrı deneyde ozon ile muamele görmüş NF konsantresi aktif karbon üzerinden geçirilmiştir. 1 ve 2 numaraları her iki deney sonuçları birbirine yakın çıkmıştır. Aktif karbon üzerinden 800 litre konsantre geçirildiğinde KOİ gideriminin % 20 değerinde olduğu tespit edilmiş olup ozon uygulamasının adsorpsiyon kapasitesini artırmadığını bilakis bir miktar düşürdüğünü ortaya çıkarmıştır.

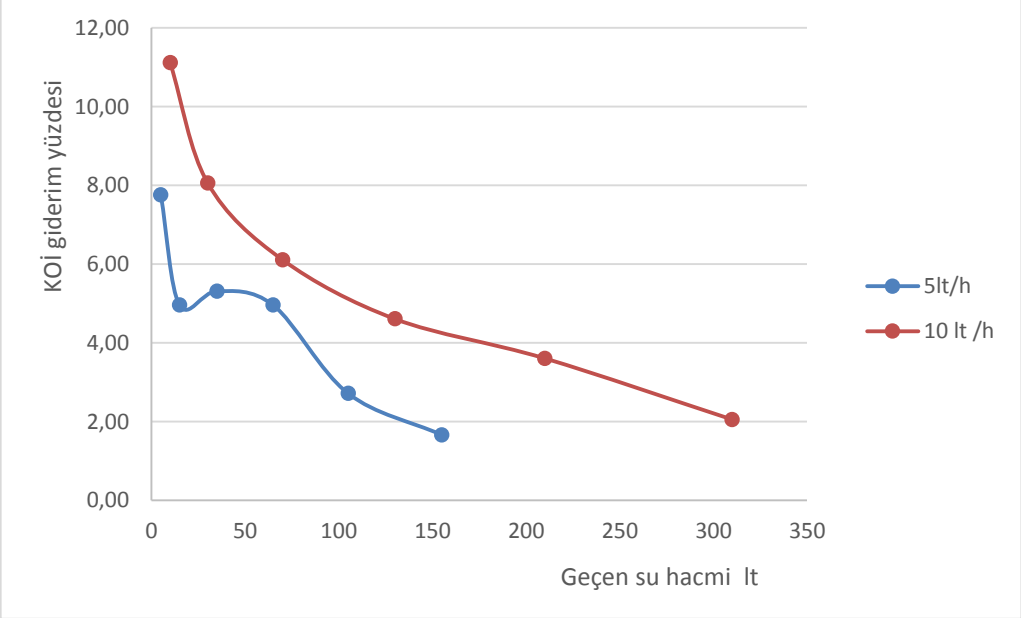
3.6.5. Farklı adsorbent malzemeleri ile yapılan adsorpsiyon deneysel çalışmaları

Sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon düzeneğinde zeolit ve hindistan ceviz esaslı aktif karbon (coconut AC) kullanılarak NF konsantresinin KOİ giderimi irdelenmiştir.

Zeolit fildişi beyaz görünümlü, porozitesi % 45-50 yüzey alanı 39 m^2/g, yoğunluğu 0,65 g/cm^3, % 90-95 klinopolit mineral, SiO_2 ve Al_2O_3 kimyasal içeriğe sahiptir.

Aktif karbon Hindistan ceviz esaslı olup 1000-1200 m^2/g ve yoğunluğu 0,485 g/cm^3 ve 8-30 mesh boyutlarındadır. Hindistan ceviz esaslı aktif karbonlar porozitesi mikro gözenekli olduğundan küçük moleküllü kirleticilerin adsorbe edilmesinde kullanılmaktadır (Küçükgül, 2004).

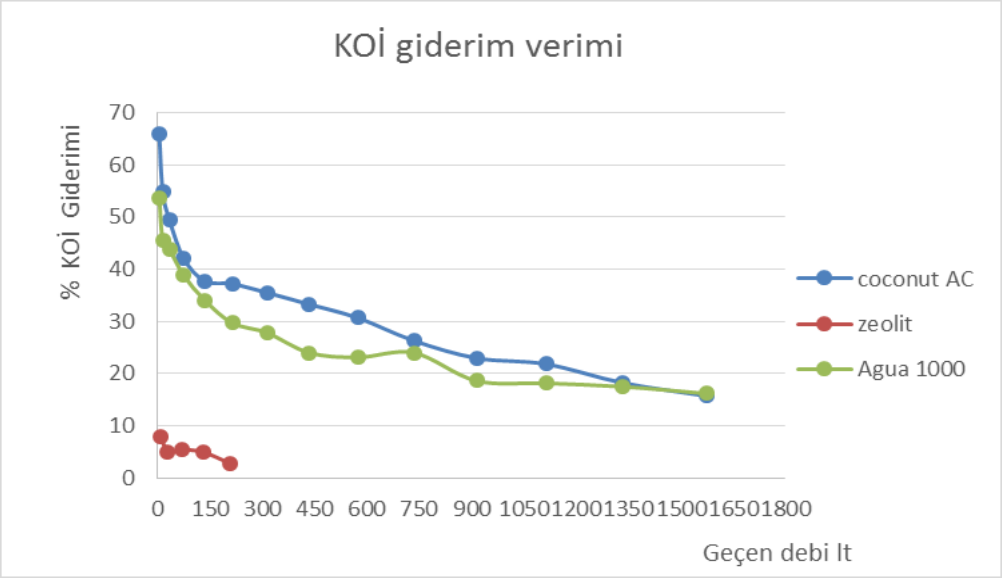
1-3 mm granül zeolit ile yapılan çalışmada zeolit üzerinden 5 ve 10 lt/sa debide 3,7 bar basınç uygulanarak deney yapılmış, zeolit üzerinde istenen miktarda adsorpsiyon gerçekleşmediği tespit edilmiştir.



Şekil 3.25. KOİ giderimi, zeolit üzerinde adsorpsiyon

Şekil 3.25'deki grafikten görüldüğü üzere zeolitle yapılan deneysel çalışmada geçen 300 litre NF konsantresi için ancak % 2 mertebesinde KOİ giderimi sağlanmıştır. Mavi eğri 5lt/sa, kırmızı eğri 10 lt/sa debi ile olan çalışmayı göstermektedir. 10 lt/sa debi ile adsorpsiyon kapasitesinin daha iyi olduğu görülmesine karşın zeolit kullanımın uygun olmadığı tespit edilmiştir.

Hindistan cevizi esaslı aktif karbon (coconut AC), Aguasorb 1000 karbon ve zeolit adsorbentlerinin KOİ giderim verimleri arasındaki durum Şekil 3.26' da verilmiş olup Hindistan cevizi esaslı aktif karbon ve AguaSorb1000 aktif karbon KOİ giderim verimlerinin birbirine yakın olduğu görülmektedir.



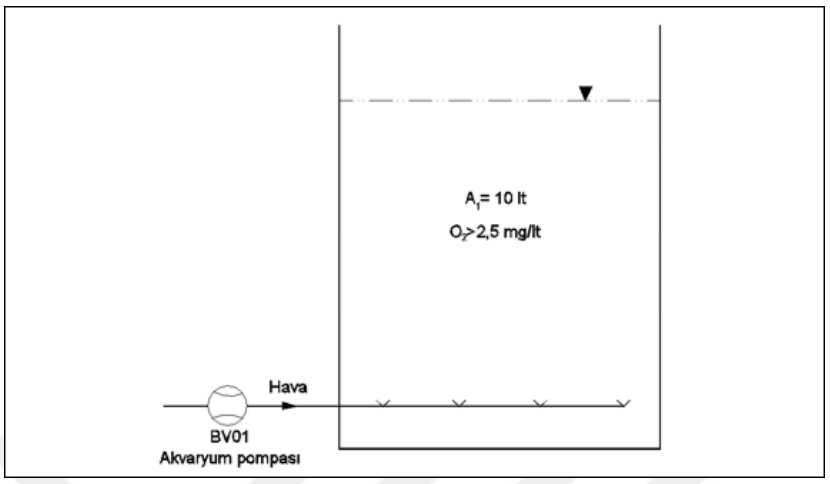
Şekil 3.26. KOİ giderimi, Hindistan cevizi esaslı AC, AquaSorb 1000 ve zeolit

Şekil 3.26'da verilen grafikte mavi eğri Hindistan ceviz esaslı aktif karbona, yeşil eğri kömür esaslı AquaSorb1000 aktif karbona, kırmızı eğri ise zeolit adsorbent malzemesine aittir. Deneysel çalışma 10 lt/sa debi ve 3,7 bar basınç altında yapılmıştır. Bu grafikte zeolit malzemesinin adsorpsiyon kapasitesinin düşük olduğu, aktif karbon KOİ gideriminin adsorpsiyon kapasitesinin üzerinden geçirilen 1100 litre için yaklaşık % 20 olduğu tespit edilmiştir.

3.6.6. Sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon çıkışı NF konsantresi inert KOİ durumu

Sabit aktif karbon kolonundan geçirilen NF konsantresinin biyolojik aktivasyona sahip olup olmadığının tespit edilmesi amacı ile deney düzeneği hazırlanmıştır. 15 litre hacminde plastik bir kabın içine 10 litre NF konsantresi doldurularak kabın alt kısmına düşük miktarda hava basan bir akvaryum pompası ile konsantrenin havalandırılması sağlanmış, biyolojik aktivitenin başlaması için 500 ml arıtma tesisi biyolojik çamurundan aşılama yapılmıştır. Kap içindeki oksijen değeri 2,5 g/lt üzerinde tutulmuş

olup deneysel çalışma 35 günlük bir zamanda tamamlanmıştır. Çalışmaya ait prototip deney seti Şekil 3.27' de, çalışma sonuçları Tablo 3.10' da verilmiştir.



Şekil 3.27. NF konsantre biyolojik aktivite test deney düzeneği

Tablo 3.10'da KOİ yükü 2605 mg/lt olan NF konsantresine 500 ml aşı eklenince KOİ değeri 3083 mg/lt olup bu değer üzerinden 35 gün boyunca aktivasyon incelenmiştir.

Tablo 3.10. NF konsantresinin adsorpsiyon sonrası biyolojik aktivite durumu

Zaman Gün sayısı	Oksijen (mg/lt)	Sıcaklık °C	pH	KOİ (mg/lt)
1	0,21	27	8,76	3083
2	5,4	26,5	8,81	3123
3	4,91	26,3	8,95	2948
5	6,35	26	9,15	2938
7	5,45	28,5	9,24	2926
10	4,88	25,1	9,37	3157
14	4,1	26,3	9,45	3187
18	5,67	26,8	9,59	3059
21	5,67	27,3	9,65	2972
24	5,64	27,8	9,71	2986
27	4,64	28,2	9,76	3109
30	4,6	28,6	9,79	2987
35	7,95	24,1	9,94	2967

Deneysel çalışma sonuçları NF konsantresinin sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyonu sonrasında biyolojik aktivasyon içermediğini ve konsantrenin tamamen inert yapıya sahip olduğunu göstermektedir. Bu kapsamda inert yapıya sahip NF konsantrenin kanala verilerek İSU atıksu arıtma tesislerine gönderilebileceği sonucuna varılmıştır

4. NANOFİLTRASYON KONSANTRESİ ARITIMI TESİS TASARIMI

İZAYDAŞ MBR Çöp sızıntı suyu arıtma tesisinde günlük 10 m^3, yılda 3650 m^3 nanofiltrasyon konsantresi çıkmaktadır. Tezin deneysel verileri kapsamında NF konsantre arıtımını yapacak elektrokoagülasyon ve sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon arıtma prosesleri için tesis tasarımı yapılmıştır.

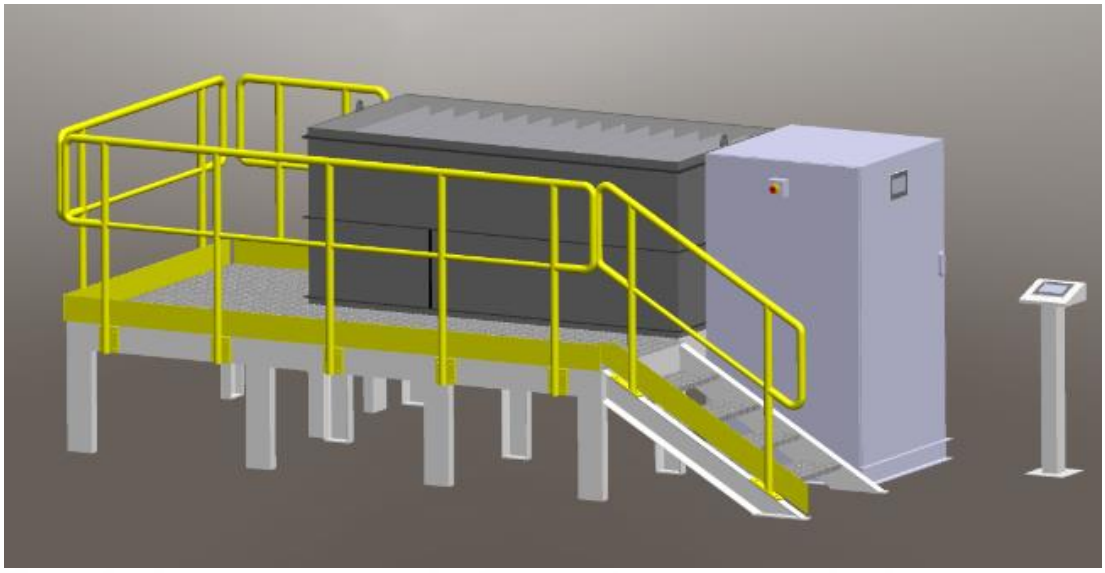
4.1. Elektrokoagülasyon Tesis Tasarımı

NF konsantresi elektrokoagülasyon deneysel çalışmalarında en yüksek KOİ gideriminin, demir elektrotu kullanılarak 3,44 mA/cm^2 akım yoğunluğu ve 20 dakika temas süresince sağlandığı tespit edilmiştir. Ancak enerji maliyetlerinin düşürülmesi amacı ile % 45 seviyesinde KOİ gideriminin sağlandığı 2,29 mA/cm^2 ve 20 dakikalık temas süresi şartlarının tasarımda kullanılması daha uygun olacaktır. Bu veriler çerçevesinde 10 m^3 /gün konsantrenin arıtımını sağlayacak tesisin tasarımı yapılmıştır.

Tesis tasarımı doldur boşalt mantığı ile işletilecek olup günlük 10 m^3 NF konsantresi altı periyotta elektroliz kabına alınarak toplam 120 dakika süre içinde arıtımı sağlanacaktır.

NF konsantresi T-O1 tankından P-O1 pnömatik pompa ile elektrokoagülasyon kabına basılarak, LSA -O1 membran tipi ölçüm cihazı ile seviye kontrolü sağlanacaktır. EC kabı dolduğunda P-O1 pompası otomatik duracaktır. Redresör manuel olarak devreye alınarak 20 dakika boyunca enerji uygulanacaktır. PV-02 vanası otomatik açılacak ve P-O2 pompası devreye girecektir. Pompa, kap içinde işlem görmüş NF konsantresini MBR arıtma tesisi biyolojik havalandırma havuzuna basacaktır.

EC kabı 1500*1200*1500 mm ölçülerinde boyutlandırılmış olup 15 mm polipropilen malzemeden imal edilecektir. Elektrot ölçüleri 1200*1100*5 mm olarak boyutlandırılmıştır. Elektrotlar arası mesafe 30 mm alınarak EC kabının içine 14 anot, 14 katot olmak üzere toplam 28 adet elektrot yerleştirilmiştir. Elektrotların kendi içinde montajı dışarda yapılıp vinçle kabın içine yerleştirilmesi sağlanacaktır. Tesis şematik görünümü Şekil 4.1'de, tesis akım şeması ise EK-D'de verilmiştir.



Şekil 4.1. Elektrokoagülasyon tesisi şematik görünümü

Deneysel veriler baz alınarak tasarlanmış tesis için uygulanacak akım ve voltaj değerleri aşağıda hesaplanmıştır.

Elektrot yüzey alanı: 1200×1100 = 1,32 m^2
Toplam yüzey alanı: 1,32×54 = 68,64 m^2
Uygulanması gereken akım yoğunluğu 2,29 mA/ cm^2 = 29,9 A/m^2
Redresör çıkış akım: 29,9×68,64 = 2052,3 A
Tesis işletiminde düşük voltaj yüksek akım çıkışı veren 0-2500 Amper, 0-50 Volt aralığında doğru akım üretecek bir redresör seçilmiştir.

EC kabında elektrokoagülasyon işlemine tabi tutulacak NF konsantresi miktarı aşağıda hesaplanmıştır.
Kap hacmi V= 1500×1200×1100=1,98 m^3
Elektrot hacmi: 0,1848 m^3
Kaba girecek NF konsantre miktarı: 1,80 m^3
Enerji tüketimi hesabı Denklem (4.1) bağıntısından;

$$E = I \times V \times t \quad (4.1)$$

Harcanan elektrik enerjisi (kWsa) =I (Amper) × V (Volt) × t (saat)
2052,3×6×(20/60) = 4104 W.sa = 4,1 kW.sa olarak hesaplanmıştır.

Elektrik enerjisi birim fiyatı 9,58 Cent/kWsa

Enerji tüketimi = (4,1 kWsa /1,8 m^3) × 9,58 /kWsa = 0,22 $ /m^3

Akım yoğunluğu ile çözünen madde miktarı arasında Faraday kanunu ile ifade edilmiştir. Elektrot malzeme tüketimi Denklem (4.2) Faraday bağıntısından;

$$m=\frac{I\times t\times M}{z\times 96500} \qquad (4.2)$$

m : Çözünen elektrot miktarı, (kg)

I : Akım, (Amper)

M : Elektrot malzemesinin mol ağırlığı, (g/mol)

z : Oksidasyon veya indirgenme reaksiyonlarında kullanılan oksijen sayısı

F : Faraday sabiti, (96500 C/mol)

m= 2052,3×1200×56/(2×96500)

m= 715 gram hesaplanmıştır (20 dakikada çözünen elektrot miktarı).

Toplam 3650 litre anofiltrasyon konsantrenin bir yıl içinde arıtımı için gereken şarj adedi 2000 alınırsa;

Yıllık elektrot tüketimi: 2000×742 =1429 kg

Elektrotların toplam ağırlığı: 1450 kg olduğuna göre ortalama 8 aylık dönemlerde elektrotun değişimi gerekmektedir.

4.2. Sabit Aktif Karbon Kolonu Adsorpsiyon Tesis Tasarımı

NF konsantresi sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon deneysel çalışmalarında 8- 30 mesh AquaSorb 1000 aktif karbon kullanılarak en uygun KOİ giderimin 3,7 bar basınç, 11,8 lt/sa debi ve 30 dakikalık temas süresi ile sağlandığı tespit edilmiştir. 2500 gr aktif karbon üzerinde EK-C'de " Aktif karbon üzerinde adsorplanan KOİ miktarı" tablosunda görüldüğü üzere 11,8 lt/sa için yapılan farklı iki deneysel çalışmada 631g ve 950 g KOİ tutulmaktadır.

10 m^3/gün konsantrenin arıtımını sağlayacak tesisin tasarımı adsorbe edilen 631g miktarı esas alınmış ve Denklem (4.3) bağıntısından bir yılda ihtiyaç duyulan aktif karbon miktarı;

$$M = \Sigma(C_e - C_0)/ V_1)\times V_2\times 365/0,25 \quad (4.3)$$

M : Yıllık aktif karbon ihtiyacı

C_o : Giriş KOİ

C_e : Çıkış KOİ

V_1 : Aktif karbondan geçirilen toplam NF miktarı

V_2 : Günlük çıkan NF konsantre miktarı

$M= (631/1120)\times 10000\times 365/0,25$

M= 8225,5 kg hesaplanmıştır.

3650 m^3/yıl NF konsantresini arıtmak için çift kolonlu tasarım yapılarak aktif karbonların üç ayda bir değişimi planlanmıştır. Tesis akış şeması EK-E'de verilmiştir. MBR arıtma tesisinden çıkan NF konsantresi 20 m^3 T-01 dengeleme tankına alınacak, P-01 diyaframlı pnömatik pompa ile kolonun altından 3,7 bar basınç altında basılacaktır. P-01 pompası yedeği P-02 ile tesis edilecektir. Konsantre basma basıncı, temas süresi, debi ve hız tank çıkışındaki POV-01 kontrol vanası ile ayarlanacaktır. Sabit kolon giriş çıkışındaki pnömatik kontrollü aç kapa vanaları ile konsantrenin tanka alınması sağlanacaktır. Tesis iki hat olarak tasarlanmış olup birinci hat devredeyken diğer hat kapalı olacaktır.

Tasarlanan sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon tesisinde MV-01,02,03 manuel vanalar açık pozisyonuna getirilerek birinci hat otomatik sirkülasyon hattı

başlatılacaktır. Bu sirkülasyon hattında PV-01 pompası emiş ve basma hattındaki PV-02,03 pnömatik vanalar sırası ile açılacaktır. PV-01 pompası çalışır duruma gelerek tank içinde basınç oluşmaya ve aktif karbon kolonu içindeki basınç 3,7 bara gelinceye kadar pompa basmaya devam edecektir. Basınç ayarlaması PV-01 kontrol vanası ile istenen düzeyde tutulacaktır. Pompa basma debisi diyaframlı pompaya gelen hava debi ve basıncı ile değişecektir.

Pilot tesis çalışmalarında bulunan kinetik değerler kullanılarak gerçek boyutlu aktif karbon ünitesi boyutlandırılmıştır. Pilot tesisin sabit kolon aktif karbon sisteminde optimum çalışma koşulları;

Çalışma debisi : 11,8 lt/sa
Hız : 1,5 m/sa
Basınç : 3,7 bar
Temas süresi : 30 dakika
Yatak derinliği : 0,62 m

Aktif karbon tasarımında;

- Yıllık çalışma süresi 365 gün olması nedeni ile her gün belli saatlerde çalışacak bir sistemin arıza durumları göz önüne alındığından iki kolon olarak tasarlanması çalışma prosedürü bakımından uygun bulunmuştur.
- Kullanıma başlanan aktif karbonun uzun süre ara verilmesinde aktif karbon yapısında bulunan sülfürlerin anaerobik ortamda bozunarak sülfürik asit üretmek sureti ile korozyona neden olmaktadır. Bu nedenle A ve B kolonu şeklinde her biri üç aylık karbon ihtiyacını karşılayacak şekilde tasarlanmıştır.
- A ve B kolonları şeklinde tasarlanan sabit yataklı karbon kolonları her biri bir gün çalışacak şekilde kullanılacaktır.

Buna göre 6 aylık süre için 8225,5×6 /12 => m= 4113 kg/ 6 ay
Yoğunluğu d =510 kg/m^3 olan aktif karbonun hacmi,
m= V × d => V(m^3) = 4113 kg / 510 kg/m^3 => V= 8.06 m^3

Kolon çapı, aktif karbon pilot tesisinin optimum parametrelerinden kolondaki akış hızı ve temas süresi kullanılarak hesaplanmıştır. Şekil 3.22 grafiğinde en uygun adsorpsiyon şartlarının 3,7 bar, 11,8 lt/sa debi ve 1,5 m/s akış hızı ile sağlandığı tespit edilmiştir.

Bir tek kolon için karbon hacmi ve bekleme süresinden önce debi hesaplanmıştır.
Q (m^3/sa) = 4.03 m^3 / 0,5 sa. => Q= 8,06 m^3/sa. debi olarak belirlenmiştir.
Q = 8,06 m^3/sa, aktif karbon kolonun kesiti A(m^2) alanı ile buna bağlı olarak kolon çapı Denklem (4.4) bağıntısından;

$$Q = A \times u \quad (4.4)$$

R = 2,05 m hesaplanmıştır.

Sabit aktif karbon kolonu tasarımında aktif karbon geri yıkaması sırasında karbon yatağında genişleme meydana geldiğinden boşluk hacmi bırakılması zorunludur. Her aktif karbon kolonu için ortalama olarak aktif karbon hacminin % 20 ile % 100 arasında bir hareket boşluğu bırakılır. Bu boşluk tayinleri için aktif karbon üreticileri tarafından yüksek hızlar için geri yıkamalarda yatak genişlemesi vermektedir. Geri yıkamalar normal akış debisinin birkaç katı olabilmektedir. AquaSorb1000 aktif karbonuna ait geri yıkama yatak genişliği % 2,5 değeri civarında olması ilerde bu alanda daha spesifik aktif karbonların imalatı mümkün olacağı düşünülerek genel amaçlı değer olarak verilen en düşük % 20 boşluk değeri seçilmiştir.

Sabit yataklı aktif karbon kolonunun, silindirik yüksekliğin hesaplanmasında;
Aktif karbon hacmi;
Silindirik yükseklik hacmi => 4,03 m^3 + 4,03 m^3 × 0,20 = 4,836 m^3
Silindirik kolonun kesiti, $(R/2)^2 \times \pi = (2,05/2)^2 \times 3,14 = 3,30\ m^2$
Silindirik yükseklik, h(m) = Silindirik kısmın hacmi / Silindirik kesit
h(m) = 4,836 m^3/3,30 m^2 => h= 1,46 m olacaktır.
Silindirik yüksekliği 146 cm olan kolonun imalatında, basınçlı kaplar tekniğine göre alt ve üstündeki yapı bombeli olacaktır. Basınçlı kabın çalışma basıncı 3,7 bar olup tasarım basıncı % 50 fazlası 5,5 bar basınca dayanıklı basınçlı kap imalat edilecektir. Bu nedenle silindirik kolon gövdesi et kalınlığı 6 mm, bombeler ise et kalınlığı 8 mm olan paslanmaz saçtan imal edilecektir. Kapak bombe toplam yüksekliği 35 cm olarak düşünülürse;
Kolonun yüksekliği: Alt bombe + Silindirik yükseklik + üst bombe
Kolon yüksekliği: 35 cm + 146 cm +35 cm = 216 cm
NF konsantresi sabit aktif karbon kolona pompa ile alt kısımdan basılacaktır. Sabit kolonu tutan ayakların yüksekliği pompa geliş boru ve dirsekler için minimum 40 cm

olacaktır. Servis içinde bir boşluk bırakılacağı düşünüldüğünde toplamda ayakların uzunluğu sabit kolonu 60 cm yukarıda tutacak şekilde tasarım yapılacaktır. Bu kapsamda;

Sabit yataklı aktif karbon kolonun çapı: 205 cm

Sabit yataklı aktif karbonun kolon yüksekliği: 216 cm

Sabit yataklı aktif karbonun kolon toplam yüksekliği 276 cm olarak belirlenmiştir.

4.3. Elektrokoagülasyon ve Sabit Aktif Karbon Kolonu Adsorpsiyon Tesislerin Maliyet Analizi

Elektrokoagülasyon ve sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon yöntemi ile çalışacak tesislerin maliyet analizi bu bölümde açıklanmıştır. Öncelikle EK-D ve EK-E'de şematiği verilmiş tesislerde kullanılacak pompa güçlerin hesabı Denklem (4.5) esas alınarak yapılmıştır. Bu denklem H_m basma yüksekliğinde Q_v debisini basan bir pompanın akışına verdiği hidrolik gücün ifadesi olarak tanımlanmaktadır;

$$P = \frac{\rho \times g \times Q_v \times H_m}{\eta_g} \qquad (4.5)$$

P : güç (kW)

ρ : yoğunluk (kg/m^3)

g : yerçekim ivmesi (m/s)

Q_v : hacimsel debi (m^3/s)

H_m : manometrik yükseklik (m)

η_g : pompa genel verimi

Pompa güç hesaplanmasında ana parametreler, suyun debisi, basma noktasına uzaklık, basma noktasının yüksekliği, boru malzemesinin cinsi, boru geçişinde suyun hızı, emme ve basma hattı üzerinde olan klape, vana, dirsek T gibi bağlantı elemanlarının oluşturduğu yük kayıplarıdır. Yani geometrik yükseklik ile sürekli ve yerel yük kayıpların toplamıdır.

Elektrokoagülasyon ve sabit aktif karbon kolon tesislerinde kullanılacak pompaların güç hesabı aşağıdaki özellikler kıstas alınarak yapılmıştır.

- Konsantre depolama tankı pompa basma hattından daha yüksekte bulunmaktadır. Ancak maksimum güç hesaplaması yapılacağından tank su seviyesi pompa ile aynı kot alınarak hesaplama yapılmıştır.
- Pompa emiş hattı ve basma hattı DN 50 çapında PN 16 bar basınca dayanıklı PVC borudan imal edilecektir. Her iki tesiste emiş hattı boru uzunluğu 2 metredir.
- Pompa hatlarında bulunan T parçaları, tek yönlü akış sağladığından dirsek olarak kabul edilmiştir.
- Elektrokoagülasyon tesisinde konsantreyi dengeleme tankından EC reaktörüne basan P-01 ve EC reaktöründen 60 metre uzaklıktaki biyolojik reaktöre basan ikinci bir P-02 pompası ile tesis edilmiştir.
- Elektrokoagülasyon tesisinde P-01 pompasının basma yüksekliği 3 metre, P-02 pompasının basma yüksekliği 4 metre olacaktır.
- Elektrokoagülasyon tesisinde P-01 pompasının emme ve basma hattında 3 adet dirsek 3 adet tam açıklıklı kelebek vana bulunacaktır. P-02 pompasının hattında ise 5 dirsek 3 adet kelebek vana bulunacaktır.
- Sabit aktif karbon kolonu tesisinde P-03 ve yedek olarak P-04 pompası tesis edilmiştir
- Sabit aktif karbon kolonu tesisinde emme ve basma hattında her bir kolon için 8 adet tam açıklıklı kelebek vana bulunmaktadır.
- Sabit aktif karbon kolonu tesisinde emme hattı 2 m ve basma hattı 13 m olmak üzere toplamda 15 metredir.
- Sabit aktif karbon kolonu tesisinde pompa basma yüksekliği 2,96 metredir.
- Dengeleme tankı 20 m^3 NF konsantresi ile doldurulduğunda, konsantre üst seviyesi tank pompa emiş hattından 3,63 metre yüksekliğinde olacak olup atmosfer basıncına açıktır. NF konsantresinin doldurulacağı dengeleme tankı piyasadan hazır alınan tank olup çapı 2,82 metre, yüksekliği 3,43 metre boyutundadır.
- Tank üzerindeki çıkış DN 50 olduğu ve tank zemininden 0,2 metre yüksekliğinde yerleştirildiği basma pompası emiş hattı ile aynı yüksekliğe sahip olduğu bilinmektedir.

Sistemin toplam yük kayıpları; Sürekli kayıplar + Yerel kayıpların toplamıdır. Sürekli kayıplar (h_s) boruda meydana gelen kayıplardır.

Q = 10 m^3/sa ve boru çapı 50 mm olduğuna göre buradan borudaki konsantre hızı u=1,41 m/s olarak hesaplanmıştır. Her iki tesiste borudaki akış hızı aynı olacaktır.

Sabit aktif karbon kolon tesisi için pompa gücü hesaplaması;
Sürekli yük kayıpları boruda meydana gelen kayıpların toplamıdır. Öncelikle borudaki sürtünme katsayısı (f) belirlenebilmesi için Reynold sayısı Denklem (4.6) bağıntısından;

$$Re=\frac{\rho Du}{\mu} \qquad (4.6)$$

ρ = 998 kg/m^3, D= 0,05 m ,u = 1,41 m/s, μ = 0,001 kg/ms
R_e = 70359 hesaplanmıştır. Moody diyagramından (f) sürtünme katsayısı 0,015 olarak tespit edilmiştir.

Borudaki sürekli yük kaybı Denklem (4.7) bağıntısından;

$$H_s= f\frac{Lu^2}{D2g} \qquad (4.7)$$

H_s = 0,015× $(15\times1,41)^2$/ 0,05×2×9,81 = 0,45m hesaplanmıştır.

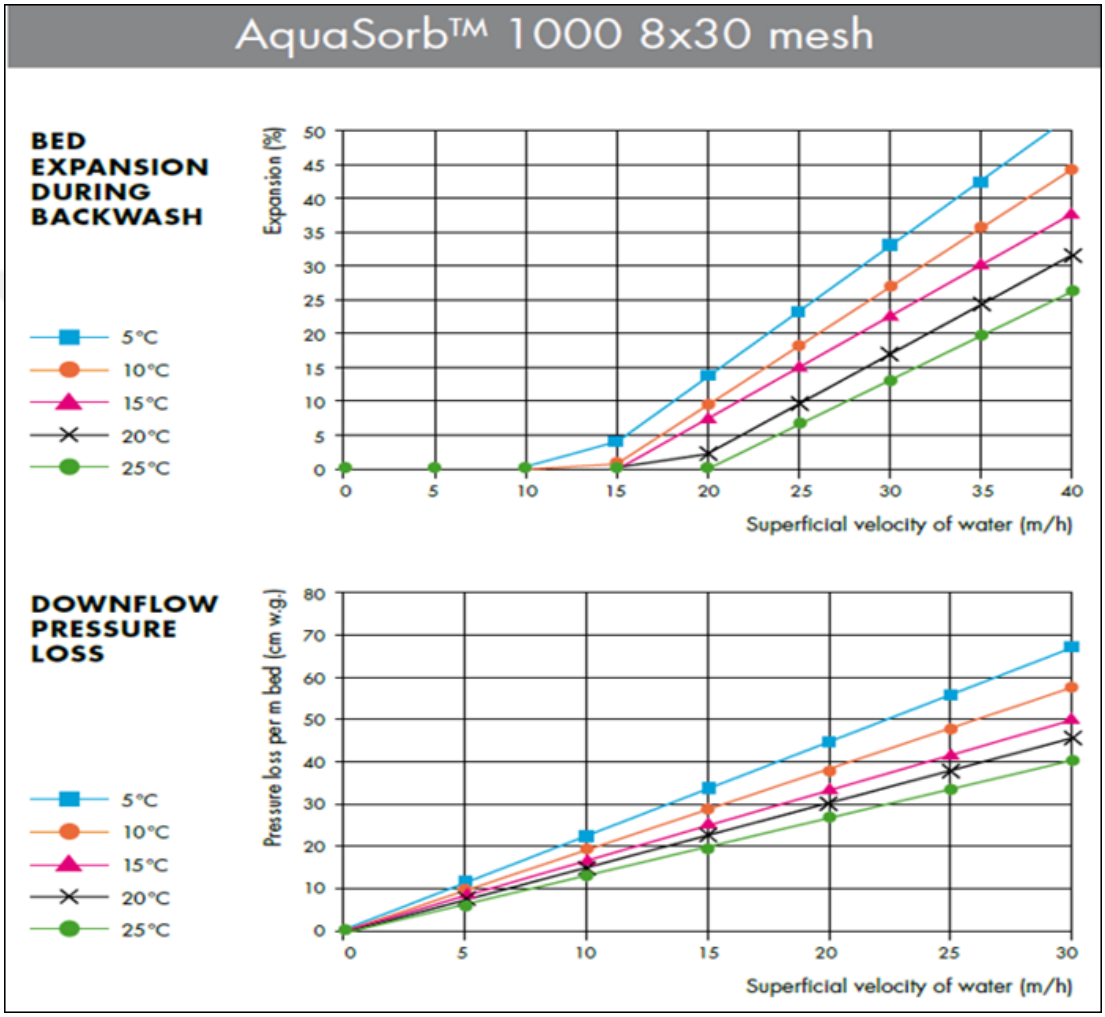
Yerel Yük Kayıplarının Hesaplanması;
Yerel kayıplar; vana ve bağlantı parçalarından gelen kayıplar ile aktif karbon kolonu içinde karbon yatak derinliğinden kaynaklanan kayıpların toplamıdır. Tasarımda emme ve basma hattında 5 adet 90^o dik dirsek (K_d=0,3) ve 8 adet kelebek vana (K_v=5) bulunmaktadır. Yerel yük kayıpları Denklem (4.8) bağıntısından;

$$H_y=K\frac{u^2}{2g} \qquad (4.8)$$

H_{vana} = 8× 5× $(1,41)^2$ /2× 981 = 4,04 m
H_{dirsek} = 5×0,3× $(1,41)^2$ /2× 981 = 0,15 m
Toplam 4,19 m olarak hesaplanmıştır.

Filtre Dolgu Malzemesinin Yük Kaybının Hesaplanması;

Filtre dolgu malzemesinde dolgu yüksekliği ve aktif karbon boyutu yük kaybına neden olmaktadır. Aktif karbon yatak derinliği yük kayıp değeri Şekil 4.2 eğrilerinden 2,4 m olduğu tespit edilmiştir. AquaSorb1000 aktif karbon kolon yatak derinliği 1,22 metre olup H_{dolgu} = 2,98 m olarak hesaplanmıştır.



Şekil 4.2. AquaSorb1000 aktif karbon yatak dolgu yük kaybı eğrileri (URL-1)

Aktif Karbon Ünitesinin Toplam Yük Kaybı;

Toplam yük kaybı, sürekli ve yerel kayıpların toplamı ve pompanın 3,7 barda çalışmasından kaynaklı oluşacak manometrik yüksekliğin toplamına eşit olacaktır.

Toplam yük kaybı= sürekli yük kaybı + yerel yük kaybı+ geometrik yükseklik+ aktif karbon yatak derinliği yük kaybı + sistemin çalıştırma basıncı

H_{toplam} = 0,45 + 4,15 + 2,96 + 2,98 + 37

H_{toplam}= 47,54 m olarak tespit edilmiştir.

Tüm yük kayıpları içeren H_m değeri 47,54 olması durumunda EK-E sabit aktif karbon adsorpsiyon tesisi P-03 pompasının motor gücü, Denklem (4.5) bağıntısından 1,84 kW olarak bulunmuştur.

Piyasada pompa elektrik motorların genel olarak 0,55, 0,75, 1,1, 1,5, 2,2 ….kW sıralaması ile üretildiğinden tesis için seçilecek P-03 pompa motor gücünün 2,2 kW olması uygun olacaktır.

Elektrokoagülasyon tesisi için pompa gücü hesaplaması;
Aynı şekilde EK-D de tasarımı verilmiş elektrokoagülasyon tesisi için kullanılacak P-01 ve P-02 pompaların gücü hesaplanmıştır.

P-01 pompası için hesaplama;

$H_{sürekli} = 0{,}015\times (5\times 1{,}41)^2 / 0{,}05\times 2\times 9{,}81 = 0{,}15$ m

$H_{vana} = 3\times 5\times (1{,}41)^2 /2\times 981 = 1{,}52$ m

$H_{dirsek} = 3\times 0{,}3\times (1{,}41)^2 /2\times 981 = 0{,}09$ m

Toplam yük kaybı= sürekli yük kaybı + yerel yük kaybı+ geometrik yükseklik

$H_{toplam} = H_{sürekli} + H_{vana} + H_{dirsek} + H_m$

$H_{toplam} = 4{,}76$ m

P-01 pompası için pompa gücü 0,26 kW olarak hesaplanmış olup 0,55 kW olarak seçilmiştir.

P-02 pompası için hesaplama;

$H_{sürekli} = 0{,}015\times (60\times 1{,}41)^2 / 0{,}05\times 2\times 9{,}81 = 1{,}8$ m (60 metre boru için sürekli kayıp)

$H_{vana} = 3\times 5\times (1{,}41)^2 /2\times 981 = 1{,}52$ m (3 adet vana için yerel kayıp)

$H_{dirsek} = 5\times 0{,}3\times (1{,}41)^2 /2\times 981 = 0{,}15$ m (5 adet dirsek için yerel kayıp)

$H_{toplam} = H_{sürekli} + H_{vana} + H_{dirsek} + H_m$

$H_{toplam} = 7{,}47$ m

P-02 pompası için pompa gücü 0, 41 kW olarak hesaplanmış olup 0,55 kW olarak seçilmiştir.

Buna göre her iki tesis için yıllık çalışma süresi üzerinden hesaplama yapıldığında; Elektrokoagülasyon tesisinde 350 kW/yıl, sabit aktif karbon kolon tesisinde

700 kW/yıl enerji harcaması olacaktır. Pompalardaki enerji tüketimi çok düşük olduğundan toplam maliyet analizinde ihmal edilmiştir.

Elektrokoagülasyon ve sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon tesislerinin yatırım bedelleri Tablo 4.1 ve Tablo 4.2'de maliyet analiz karşılaştırması ise Tablo 4.3'de verilmiştir.

Tablo 4.1. Elektrokoagülasyon maliyet analizi

Gider Kalemleri	**Gider $**
Güç ünitesi	5.500
Elektroliz kabı PE	4.200
Fe elektrot 28 adet	2.250
Emiş ve basma pompaları	1.000
Boru tesisat, vanalar	2.250
Platform	3.500
Seviye sıcaklık ölçer	800
Otamasyon	4.000
İşçilik	7.000
Toplam	**30.500 $**

Elektrokoagülasyon (Fe elektrot) işletme gideri ;1m^3 NF konsantre arıtımı enerji gideri 0,22 $/$m^3$, 10 yıl içinde 15 kez elektrot değişimi planlanırsa;

Fe elektrotun maliyeti: 2250. 15/3650.10 =0,92 $

Elektrot kullanımdan kaynaklı 0,92 $ /m^3 maliyet oluşur.

Toplam maliyet: Enerji gideri+ Elektrot kullanımı

Toplam maliyet = 0,22+ 0,92= 1,14 $ /m^3

Tablo 4.2. Sabit aktif karbon kolon maliyet analizi

Gider Kalemleri	**Gider $**
2 adet 10 m^3 paslanmaz tank	15.000
Pnömatik pompa 10m^3/h	600
Basınç, sıcaklık ölçerleri	500
Tesisat	3.000
Otomasyon	4.000
İşçilik	7.000
Toplam	**30.100 $**

Sabit aktif karbon adsorpsiyon kolonu işletme gideri;

1 kg aktif karbon 1,65 $ alınarak 8225 kg yıllık aktif karbon kullanımı üzerinden aktif karbon birim hacim maliyeti 3,72 $ /m^3 olarak hesaplanmıştır.

Tablo 4.3. EC ve sabit aktif karbon kolonu tesisi maliyet karşılaştırması

İleri arıtma yöntemi	**Yatırım maliyeti ($)**	**İşletme maliyeti ($ /m^3)**	**10 yıl sonra toplam maliyet ($)**
Elektrokoagülasyon	30.500	1,14	65.540
Sabit aktif karbon adsorpsiyon kolonu	30.100	3,72	165.880

Giderilen KOİ miktarı esas alınarak çıkarılan işletme maliyeti aşağıda verilmiştir.

Elektrokoagülasyon işletme maliyeti : 0,85 $/kg KOİ

Aktif karbon adsorpsiyon işletme maliyeti : 6,59 $/kg KOİ

Elektrokoagülasyon tesisinin yatırım bedeli yüksek olmasına karşın NF konsantresinin birim kg başına KOİ giderim arıtım bedeli daha düşüktür. Tablo 4.3'de görüldüğü üzere 10 yıl sonra toplam gider ve arıtma verimliliği açısından karşılaştırıldığında elektrokoagülasyon prosesinin kurulması daha uygun olacaktır.

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu doktora tez çalışmasında çöp sızıntı suyunun kimyasal+biyolojik, elektrokoagülasyon, batık tip MBR ve büyük ölçekli MBR arıtma tesisi ile arıtılabilirliği deneysel çalışması yapılmıştır. Sonrasında MBR arıtma tesis çıkışı nanofiltrasyon konsantresinin elektrokoagülasyon ve sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon yöntemi ile KOİ giderimi incelenmiş ve deneysel veriler çerçevesinde tesis tasarımları yapılmıştır.

Çöp sızıntı sularının arıtılmasında, dâhili veya harici tip membran biyoreaktör prosesinin kullanılabileceği ve % 90 üzerinde KOİ ve amonyum azotunu gidererek en uygun arıtma proseslerin başında olduğu tespit edilmiştir.

MBR prosesinde çıkan ultrafiltrasyon konsantresi klasik arıtma sistemlerine benzer şekilde biyolojik havalandırma havuzlarına döndürülerek havuz içindeki mikroorganizmaların miktarı dengede tutulmakta ve nanofiltrasyon konsantresi ise çöp depolama sahalarına geri döndürülmektedir. NF konsantresinin prosesin başına döndürülmesi MBR tesisine gelen çöp sızıntı suyu kirliliğini ve özellikle mikroorganizmanın parçalayamadığı inert KOİ miktarını artırmaktadır. Geriye döngünün uzun süreli çalışmada tesis çalışmasını olumsuz etkileyeceği ve zamanla çıkış suyu kalitesini bozacağı görülmektedir. Her ne kadar havalandırma havuzunda çamur çekişi yapılmakta ise de NF konsantresi inert KOİ' yi oluşturan partikül maddeler koaugüle olmadığından bağımsız çalışan çamur susuzlaştırma sisteminde uzaklaştırılamamaktadır. Bu nedenle nanofiltrasyon konsantresinin arıtılması ihtiyacı ortaya çıkmış kapsamda NF konsantresinin arıtılabilirlik deneysel çalışmaları yapılmıştır.

Çöp sızıntı sularının arıtımı için İZAYDAŞ sahasında kurulan MBR arıtma tesisi KOİ giderim verimi % 95-97 aralığında olup NH_4-H giderimi % 99 seviyesinin üzerindedir. MBR çıkış suyunda askıda katı madde 0-5 mg/lt aralığında değişmektedir.

Çöp sızıntı suyu arıtımı batık membran MBR arıtma deneysel çalışmasında % 90 mertebesinde KOİ giderimi sağlanmış çöp sızıntı suyu KOİ değerleri kanal deşarj değeri olan 800 mg/lt altına düşürülmüş ancak membranların tıkanması nedeni ile sürekli temiz çıkış suyu alınamamıştır. Askıda katı madde sıfıra düşürülmüştür.

Çöp sızıntı suyu arıtımı için biyolojik+kimyasal arıtma deneysel çalışmasında % 75 KOİ giderimi sağlanmış olup, azot giderilememiştir.

Çöp sızıntı suyu arıtımı elektrokoagülasyon yöntemi deneysel çalışmasında KOİ giderimi % 90 mertebesinde sağlanmış olup amonyum azot giderimi yapılamamıştır.

NF konsantresi arıtımı için elektrokoagülasyon yöntemi ile yapılan deneysel çalışmada, demir, alüminyum ve platin elektrotları kullanılarak 1,15-2,29-3,44-4,58 mA/cm^2 akım yoğunluğunda 10-20-30-60 dakikalık sürelerde KOİ giderimi incelenmiştir. Deneysel inceleme sonucunda en yüksek KOİ gideriminin demir elektrotu kullanılarak 3,44 mA/cm^2 akım yoğunluğunda 20 dakikalık süre ile % 48 seviyesinde olduğu tespit edilmiştir. Fe elektrotu ile % 83, Al elektrotu ile % 76 renk giderimi sağlanmıştır. 1 m^3 NF konsantrede % 48 verimle KOİ gideriminin sağlanması için gereken enerji maliyeti 0,25 $ olarak hesap edilmiştir. 2,29 mA/cm^2 akım şartlarında konsantrede KOİ giderim verimi % 45 değerine, buna karşın birim metreküp başına enerji maliyeti 0,22 $ değerine düşmektedir. Bu nedenle enerji maliyeti açısından 2,29 mA/cm^2 akım yoğunluğu şartları en uygun çalışma koşulu olarak tespit edilmiş ve tasarım 2,29 mA/cm^2 ve 20 dakikalık temas süresi esas alınarak yapılmıştır.

Karakteristiği İZAYDAŞ MBR arıtma tesisi nanofiltrasyon konsantresine benzer, İSTAÇ MBR arıtma tesisi nanofiltrasyon konsantresinin arıtımı için elektrokoagülasyon yöntemi ile Top (2011) tarafından yapılan çalışmada alüminyum elektrot kullanılarak KOİ gideriminde % 45, renk gideriminde ise % 60 arıtma sağlanmıştır. Tez çalışmasında demir elektrot ile yapılan deney sonuçlarının bu çalışma sonuçları ile paralellik arz ettiği görülmüştür.

Platin elektrotu ile yapılan elektrokoagülasyon deneyinde çok düşük KOİ giderimi elde edilmiştir. Elektrooksidasyon yönteminde başarılı bir arıtım sağlanması için daha uzun temas sürelerinde çalışma gerektiği bildirilmiştir

Sabit aktif karbon adsorpsiyon deneysel çalışmasında, nanofiltrasyon konsantresi KOİ giderimi farklı basınç, debi ve temas sürelerde incelenmiştir. Bu çalışmada 3,7 bar basınç 30 dakikalık temas süresinde 11,8 lt/sa debiye karşılık gelen 1,5 m/sa hızda en yüksek adsorpsiyon sağlanarak KOİ giderimin yapıldığı, 2,5 kg aktif karbon üzerinde geçen ilk 100 litre için KOİ gideriminin % 50 olarak bulunduğu, sabit kolon üzerinden 1120 litre NF konsantresi geçtiğinde aktif karbonun dolduğu ve KOİ gideriminin % 20 civarına düşerek adsorpsiyon işleminin tamamlandığı tespit edilmiştir.

Sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon çalışmasının Langmuir izotermine uygun olduğu ve adsorpsiyon kapasitesinin 60 dakika temas süresi için 18,83 mg/g, 30 dakika temas süresi için 31,25 mg/g olduğu tespit edilmiştir.

NF konsantre içine hipoklorit (NaCIO) katılarak fonksiyonel guruplara klor bağlanması ve molekül yapısının büyütülerek karbon yüzeyinde tutulması amaçlanmış ancak bu deneysel çalışmada adsorpsiyon kapasitesi artırılamamıştır.

NF konsantresinin farklı pH seviyelerine getirilerek sabit aktif karbon kolonunda adsorpsiyon deneyleri yapılmıştır. Kostik ve hidroklorik asit ile pH ayarlaması yapılmış olup bu deneysel çalışmada adsorpsiyon kapasitesi ve KOİ giderim veriminin artırılamadığı tespit edilmiştir.

NF konsantresi içine sodyum hipoklorit eklenmesi ve pH ayarlaması ilgili yapılan her iki deneysel çalışma verilerinde sabit aktif karbon kolonundan 100 litre NF konsantresi geçirilmiş % 30-37 aralığında KOİ giderimi sağlanabilmiştir.

NF konsantre içine ozon verilmiş, fonksiyonel bileşiklerin parçalanıp aktif karbon yüzeyine tutunarak KOİ giderimi sağlanmak istenmiştir. Ancak NF konsantresi içine ozon verilmesi çalışmasında KOİ giderim verimi artırılamamıştır.

NF konsantresi arıtımı için % 90-95 klinopolit içerikli doğal zeolit ve Hindistan ceviz esaslı aktif karbon kullanılarak adsorpsiyon kapasitesi deneysel çalışması yapılmıştır. Deneylerde zeolit adsorbenti kullanımında 100 litre NF konsantresi için ancak % 2 mertebesinde KOİ giderimi sağlanmıştır. Kullanılan zeolit yüzey alanı 39 m^2/gr, yoğunluğu 2,4 g/cm^3 olup adsorpsiyon kapasitesinin düşük olması yüzey alanının küçük olmasından kaynaklanmaktadır.

Sabit aktif karbon kolonundan geçirilen NF konsantresinde biyolojik metabolizma aktivitesinin devam edip etmediğinin tespiti için konsantre içine biyolojik çamur aşısı eklenerek 35 gün boyunca havalandırılması sağlanmıştır. Deneysel çalışma sonucunda NF konsantresi içinde biyolojik aktivasyonun gerçekleşmediği görülmüştür. Bu sonuç NF konsantresinin sabit aktif karbon adsorpsiyonu sonrasında inert olduğunu göstermektedir. MBR arıtma tesislerinde nanofiltrasyon membranlarından çıkan NF konsantresinin aktif karbon sonrasında inert hale gelerek kanala verilmesi bir sonraki aşamada evsel atıksularla seyrelerek arıtma tesislerine alınması bir yöntem olarak tercih edilebileceği ancak üzerinde araştırma yapılması gerektiği tespit edilmiştir.

İZAYDAŞ MBR arıtma tesisi NF konsantresinin elektrokoagülasyon ve sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon yöntemi ile arıtılması için tesis tasarımı yapılmış yatırım ve işletme giderleri karşılaştırılmıştır. Elektrokoagülasyon yöntemi işletme giderinin 1,14 $\$/m^3$, adsorpsiyon yöntemi işletme giderinin 3,72 $\$/m^3$ olduğu hesaplanmıştır. Giderilen KOİ miktarı açısından değerlendirildiğinde elektrokoagülasyon yönteminin, 0,85 $ /kg KOİ işletme masrafı ve % 45 KOİ giderim verimi ile sabit aktif karbon kolonu adsorpsiyon yöntemine nazaran daha uygun olduğu tespit edilmiştir.

NF konsantresi arıtılabilirlik çalışma sonucunda, NF konsantresi için kanal deşarj sınırı olan 800 mg/lt KOİ değeri sağlanamamış olsa da, inert yapısı ve miktarının az olması nedeni ile elektrokoagülasyon yöntemiyle arıtıldıktan sonra biyolojik arıtma başına veya kanala verilebileceği ve seyrelerek evsel atıksu arıtma tesisine gönderilebileceği değerlendirilmiştir.

KAYNAKLAR

Abbas A., Jingsong G., Ping L.,Ying P., Review on Landfiill Leachate Treatments, *Journal of Applied Sciences Research*, 2009, **5**(5), 534-545.

Amaral M., Moravia W., Lange L., Roberto M.,Cristine N., Nanofiltration as Post Treatment of MBR Treating Landfill Leachate, *Desanilation and Water Treatment*, 2015, **53**(6), 1482-1491.

Amaral M., Moravia W., Lange L., Zico M., Ricci B., Pilot Aerobic Membrane Bioreactor and Nanofiltration for Municipal Landfill Leachate Treatment, *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 2016, **51**(8), 640- 649.

Anglada A., Urtiaga A., Ortiz I., Contributions of Electrochemical Oxidation to Waste-Water Treatment, Fundamentals and Review of Applications, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2009, **84**, 1747-1755.

Alvarez V.,Vazquez H.,Jefferson B., Judd J., Membrane Bioreactors vs Conventional Biological Treatment of Landfill Leachate, A Brief Review, *J. Chemical Technology Biotechnol*, 2004, **79,** 1043-1049.

Alver A., Altas L., Characterization and Electrocoagulative Treatment of Landfill Leachates: A Statistical Approach Process, *Safety and Environmental Protection*, 2017, **111**, 102-111.

Alyüz B., Veli S., Kinetics and Equilibrium Studies for the Removal of Nickel and Zinc from Aqueous Solutions by Ion Exchange Resins, *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **167**, 482-488.

Ayala P., Smith D.,Gamal M., Membrane Concentrate Management Options:A Comprehensive Critical Review, *Canadian Journal of Civil Engineering*, 2009, **36**(6), 1107-1119.

Aygün A., Tekstil Endüstri Reaktif ve Dispers Boya Banyo Atıksularının Elektrokoagülasyon Prosesi ile Arıtımı, Doktara Tezi, Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya, 2012, 315861.

Berkem A. R., Baykut S., *Fizikokimya Adsorpsiyon*, İstanbul Üniversitesi Kimya Fakültesi, İstanbul, 1984.

Bilgili S., Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devrinin Etkileri, Doktara Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2006, 180440.

Bohdziewicz J., Bodzek M., Gorska J., Application of Pressure-Driven Membrane Techniques to Biological Treatment of Landfill Leachate, *Process Biochemistry*, 2001, **36**(7), 641-646.

Brown K., Ghoshdastidar A., Hanmore J., Frazee J., Tong A., Membrane Bioreactor Technology: A Novel Approach to the Treatment of Compost Leachate, Waste *Management*, 2013, **33**, 2188-2194.

Chaudhari, L. B., Murthy, Z. V., Treatment of Landfill Leachates by Nanofiltration, *Journal of Environmental Management*, 2010, **91**, 1209-1217.

Cortez S., Teixeira P., Oliveira R., Mota M., Ozonation as Polishing Treatment of Mature Landfill Leachate, *Journal of Hazardous Materials*, 2010, **182**, 730-734.

Cucchiella F.,Adamo I., Gastaldi M., Sustainable Waste Management: Waste to Energy Plant as an Alternative to Landfill, *Energy Conversion and Management*, 2017, **131**, 18-31.

Çınar Ö., Hasar H. Kınacı, C., Modeling of Submerged Membrane Bioreactor Treating Cheese Whey Wastewater by Artificial Neural Network, *Journal of Biotechnology*, 2006, **123**, 204-209.

De Carolis Jr., Adham S., Performance Investigation of Membrane Bioreactor Systems During Municipal Wastewater Reclamation, *Water Environment Research*, 2007, **79**, 2536-2550.

Deng Y., Englehardt J.,Electrochemical Oxidation for Landfill Leachate Treatment, *Waste Manegement*, 2017, **27**, 380-388.

Didar M., Electrocoagulation (EC) Technology for Wastewater Treatment and Pollutants Removal, *Sustainable Water Resources Management*, 2017, **7**, 1-22.

Engin O., Ince M., Senturk E., Keskinler B., Further Treatment of Landfill Leachate by Nanofiltration and Microfiltration-PAC Hybrid Process, *Desalination*, 2010, **255**, 52-60.

Emamjomeh M., Sivakumar M., Review of Pollutants Removed by Electrocoagulation and Electrocoagulation/Flotation Processes, *Journal Environmental Management*, 2009, **90**, 1663-1679.

Foo K. Y., Lee L. K., Hameed B. H., Batch Adsorption of Semi-Aerobic Landfill Leachate by Granular Activated Carbon Prepared by Microwave Heating, *Chemical Engineering Journal*, 2013, **222**, 259-264.

Galil N.I., Levinsky, Y., Sustainable Rec-Lamation And Reuse of Industrial Wastewater Including Membrane Bioreactor Technologies Case Studies, *Desalination*, 2007, **202**, 411-417.

Gao J., Oloibiri V., Chys M., Audenaert W., Decostere B., He Y., Langenhove, H, Demeestere K., Van S., *The Present Status of Landfill Leachate Treatment and Its Development Point Of View. Rev. Environ. Sci. Bio/Technol*, 2015, **14**, 93-122.

Gürtekin E., Şekerdağ N., İleri Oksidasyon Fenton Prosesi, *Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 2008, **14**(3), 229-236.

Gürel L., Büyükgüngör H., AtıksuArıtımında Membran Biyoreaktörler, *İTÜ Dergisi Su Kirlenmesi Kontrolü*, 2011, **21**,13-23.

Guoa J., Abbas A., Chen Y., Liua Z., Chena C., Treatment of Landfill Leachate Using A Combined Stripping, Fenton, SBR and Coagulation, *Process Journal of Hazardous Materials*, 2010, **178**, 699-705.

Halim A. A., Aziz H. A., Johari M. A. M., Ariffin K. S., Comparison Study of Ammonia and COD Adsorption on Zeolite, Activated Carbon and Composite Materials in Landfill Leachate Treatment, *Desalination*, 2010, **262**, 31-35.

Hashisho J., M. El-Fadel M., Membrane Bioreactor Technology for Leachate Treatment at Solid Waste Landfills, *Rev Environ Sci Biotechnol*, 2016, **15**, 441-463.

Henze M., Harremous P., Arvin E., Jabsen J., *Waste Water Treatment Biologial and Chemical Processes* , Springer Science& Business Media, Berlin, 2013.

Honga J., Chenb Y., Wangc M., Qia C., Zhengd T., Intensification of Municipal Solid Waste Disposal in China, *Renewable and Sustainable Energy Re.*, 2017, **69**, 168 -176.

Huda N, Raman A, Bello M., Rames S., Research Article Electrocoagulation Treatment of Raw Landfill Leachate Using Iron-Based Electrodes: Effects of Process Parameters and Optimization, *J. Environmental Management*, 2017, **204**, 75-81.

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

İnsel G., Dagdar M., Dogruel S., Dizge N., Cokgor E., Keskinler B., Biodegradation Characteristics and Size Fractination of Landfill Leachate for Integrated Membrane Treatment, *Journal of Hazardous Materials*, 2013, **260**, 825-832.

Isa A., Yusoff M., Aziz H., Adsorption Studies of COD and Fe^{2+} From Stabilized Landfill Leachate on Activate Carbon and Calcite Containing Alginate, *AIP Conference Proceedings 1892,* Malaysia, 08-09 August 2017.

Judd S., Judd C., *The MBR Book Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*, 3rd ed, Butterworth-Heinemman, London, 2010.

Judd S., The Status Of Membrane Bioreactor Technology, *Trends in Biotechnology*, 2008, **26**, 109-116.

Judd S.J., The Status of Industrial and Municipal Effluent Treatment with Membrane Bioreactor Technology, *Chemical Engineering Journal*, 2016, **305**, 37-45.

Kargi F., Pamukoğlu M. Y., Powdered Activated Carbon Biological Treatment of Pre-Treated Landfill Leachate in Fed-Batch Reactor, *Biotechnology Letters*, 2003, **25**, 695-699.

Karaca S., Gürses A., Bayrak R., Effect of Some Pre-Treatments on the Adsorption of Methylene Blue by Balkaya Lignite, *Energy Conversion and Management*, 2004, **45**, 1693-1704.

Küçükgil E., Production of The Commerical Actıvated Carbon and Determınation of the Properties, *DEÜ Fen ve Mühendislik Dergisi*, 2004, **6**(3), 41-56.

Kim, H.S., Choung, Y., Ahn S., Oh H.S., Enhancing Nitrogen Removal of Piggery Wastewater by Membrane Bioreactor Combined with Nitrification Reactor, *Desalination*, 2008, **223**, 194-204.

Kobya M., Demirbas E., Can O. T., Bayramoglu M., Treatment of Levafixorange Textile Dye Solution by Electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials*, 2006, **132**, 183-188.

Kobya, M., Ulu, F., Gebologlu, U., Demirbas, E., Oncel S., Treatment of Potable Water Containing Low Concentration of Arsenic with Electrocoagulation, *Separation Purification Technology*, 2011, **77**, 283-293.

Kumar S., Katoria D., Singh G., Leachate Treatment Technologies, *International Journal of Environmental Engineering and Management*, 2013, **4**(5), 439-444.

Li W., Hua T., Zhou Q., Zhang S., Li F., Treatment of Stabilized Landfill Leachate by the Combined Process of Coagulation/Flocculation and Powder Activated Carbon Adsorption, *Desalination*, 2010, **264**, 56-62.

Lim Y., Shaaban G., Yin C., Treatment of Landfill Leachate Using Palm Shell Activated Column; Axial Dispersion Modeling and Treatment Profile, *Chemical Engineering Journal*, 2009, **146**, 86-89.

Long Z., Aimin L. Haisuo W., Treatment of the Biotreated Leachate Nanofiltration Reject by Coagulation Sedimentation, Resin Adsorption and Fenton Oxidation, *Environmental Pollution & Control*, 2009**, 3**, 15-27.

Long Y., Xu J., Feng H., Duo Y., Effective Removal of Contaminants in Landfill Leachate Membrane Concentrates by Coagulation, *Chemosphere*, 2017, **167**, 512-519.

Mollah M. Y. A., Schennach R., Parga J. R., Electrocoagulation (EC)-Science and Application, *Journal of Hazardous Materials*, 2001, **B84**, 29-41.

Morawe B., Ramteke D. S., Vogelpohl A., Activated Carbon Column Performance Studies of Biologically Treated Landfill Leachate, *Chemical Engineering and Processing*, 1995, **34**, 299-303.

Öztürk İ., *Aneorobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları*, 1 Baskı, Su Vakfı Yayınları, İstanbul 1999.

Öztürk İ., *Katı Atık Yönetimi ve AB Uyumlu Uygulamaları*, 2 Baskı, İSTAÇ Yayınları, İstanbul, 2010.

Payandeh P., Mehrdadi N., Dadgar P., Study of Biological Methods in Landfill Leachate Treatment, *Open Journal of Ecology*, 2017, **7**, 568-580.

Peyravi M., Jahanshahi M., Alimoradi M., M. Ganjian E., Old Landfill Leachate Treatment through Multistage Process, Membrane Adsorption Bioreactor and Nanofiltration, *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2016, **39**, 1803-1816.

Phalakornkule C., Polgumhang S., Tongdaung W., Karakat B., Electrocoagulation of Blue Reactive, Red Disperse and Mixed Dyes, and Application in Treating Textile Effluent, *Journal of Environmental Management*, 2010, **91**, 918-926.

Renou S., Givaudan J. G., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P., Landfill Leachate Treatment Review and Opportunity, *Journal of Hazardous Materials*, 2008, **150**, 468-493.

Rodriguez J., Castrillon L., Maranon E., Sastre H., Fernandez E., Removal of Non-Biodegradable Organic Matter From Landfill Leachates by Adsorption, *Water Research*, 2004, **38**, 3297-3303.

Tchobanoglous G., Theisen H., Vigil S. A., *Integrated Solid Waste Management*, 1rd ed, Mc Graw Hill Inc., New York, 1993.

Torretta V., Ferronato N., Katsoyiannis I.,Tolkou A., Airoldi M., Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review, *Sustainability*, 2017, **9**(9), 1-39.

Top S., Sekman E., Hoşver S., Bilgili M. S., Characterization and Electrocaogulative Treatment of Nanofiltration Concentrate of Afull-Scale Landfill Leachate Treatment Plant, *Desalination*, 2011, **268**, 158-162.

Travanca P., Desusu J., Picavet M., Evaluation of Different Full Scale Landfill Leachate Treatment Systems, *Inderscience Online*, 2017, **7**(2), 158-168.

Samsunlu A., *Atıksuların Arıtılması*, 4 Baskı , Birsen Yayınevi, İstanbul, 2011.

Sarıkaya Y., *Fizikokimya*, 2 Baskı, Gazi Kitapevi, Ankara, 2008.

Sarıoğlu M., Removal Of Ammonium From Municipal Waste Water Using Natural Turkish Zeolite, *Separation and Purificition Techonology*, 2005, **41**, 1-11.

Sivakumar S.,Muthirulan P., Sundaram M., Adsorption Kinetic and Isotherm Studies of Azure a on Various Activated Carbons Derived from Agricultural Wastes, *Arabian Journal Chemistry*, DOI: 10.1016/er2014.10.028

Scott K., *Elektrochemical Process for Clean Technology*, 1rd ed, Blackwell Publishing, Cambrige, 1995.

Song,K.,Kim,Y., Ahnen K., Effet of Coagulation Addition on Membrane Fouling and Nutrient Removal in a Submerged Membrane Bioreaktor, *Desalination*, 2008, **221**, 467-467.

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, *31.12.2004 Tarih ve 25687 Sayılı Resmi Gazete, T.C.Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2004*.

Sengil, İ., Kulac, S., Ozacar, M., Treatment Of Tannery Liming Drum Wastewater By Electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materıals*, 2009, **167**, 940-946.

Urzola M, Meza L., Ghafoori S., Mehrvar M., Treatment of Mature Landfill Leachate Using Hybrid Processes of Hydrogen Peroxide and Adsorption in an Activated Carbon Fixed Bed Column, *Journal Environmental Science and Health*, 2018, **53**(3), 238-243.

URL-1: http://jacobi.net/products/ (12.01.2018).

Veli S., Arslan A., Yılmaz E., Elektrokoagülasyon Prosesi ile Hastane Atıksuyunda Toplam Organik Karbon Giderimi , *Dumlupınar Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 2015, **35**, 34-42.

Wagner G. M., Miriam C.S. A., Lisete C. L., Evaluation of Landfill Leachate Treatment by Advanced Oxidative Process by Fentons Reagent Combined with Membrane Separation System, *Waste Management*, 2013, **33**, 89-101.

Wiszniowski J., Robert D., Surmacz-Gorska J., Miksch K., Weber J. V., Landfill Leachate Treatment Methods: A Review, *Environ Chem Lett*, 2006, **4**, 51–61.

Wanga Y., Li X., Zhena L, Zhang H., Wanga C., Electro-Fenton Treatment of Concentrates Generated in Nanofiltration of Biologically Pretreated Landfill Leachate, *Materials Journal of Hazardous*, 2012, **229**, 115-121.

Wang Y., Li X., Zhen L., Zhang H., Zhang Y., Wang C., Electro-Fenton Treatment of Concentrates Generated in Nanofiltration of Biologically Pretreated Landfill Leachate, *Journal of Hazardous Materials*, 2012, **229**, 115-121.

Yao P.,Perspectives on Technology for Landfill Leachate Ttreatment, *Arabian Journal of Chemistry*, 2017, **10**, 2567-2574.

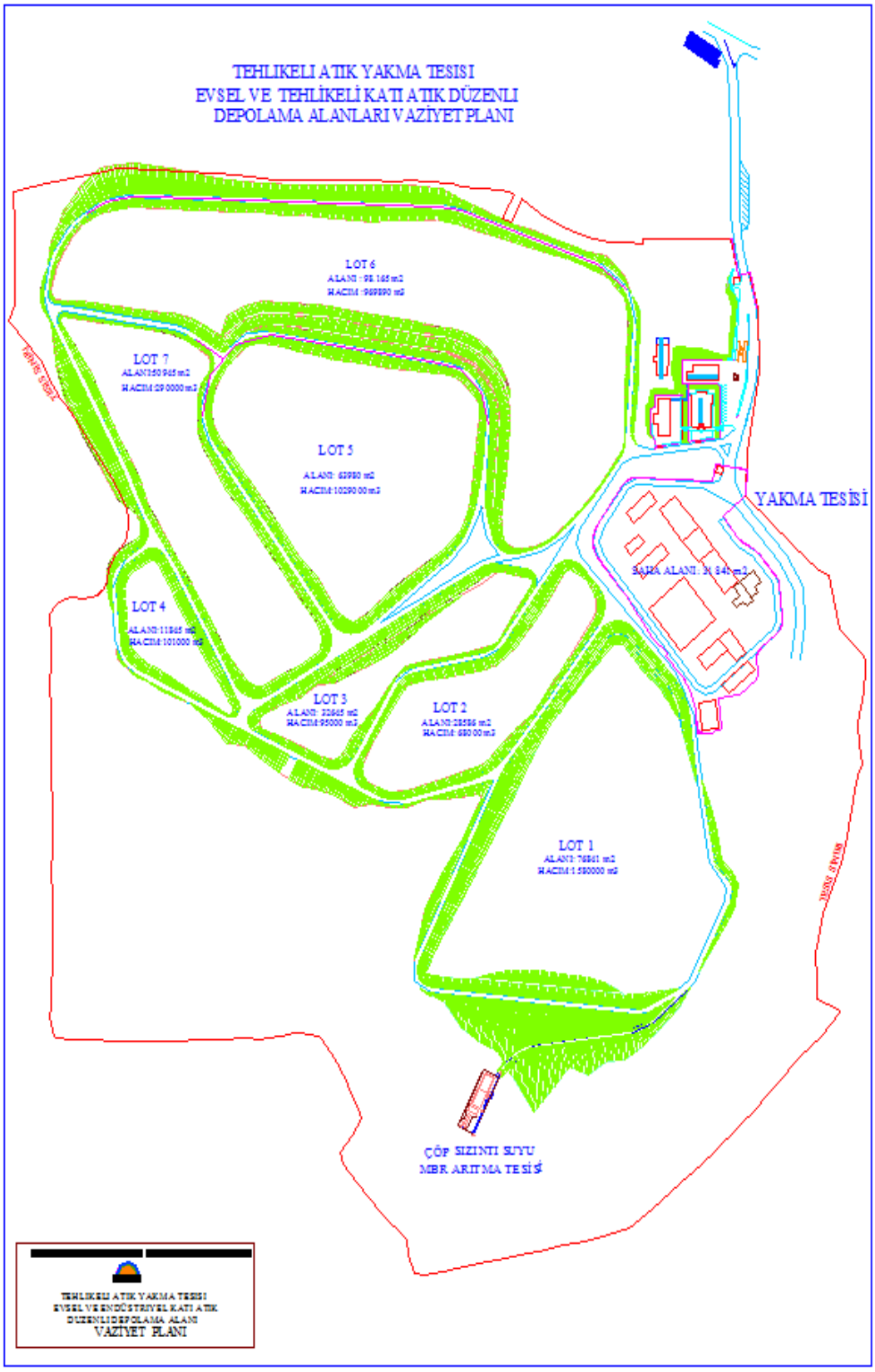
Yıllık Faliyet Raporu, *İZAYDAŞ*, 2017.

Yongli H., Henng Z., Yunghong Z., Zhicheng P., Treatment of Landfill Leachate Reverse Osmosis Concentrate from by Catalytic Ozonation with γ-Al_2O_3, *Environmental Engineering Science*, DOI: 10.1089/er.2017.0188.

EKLER

EK-A

Evsel katı atık depolama sahaları vaziyet planı



EK-B

İSU AKDY (Atık Suların Kanala Deşarj Yönetmeliği) İki Saatlik Kompozit Atık Su Örneğinde Karışık Endüstriyel Atık Suların Kanalizasyona Deşarj Limitleri

PARAMETRE	BİRİMİ	İSU AKDY DEŞARJ LİMİTLERİ
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	mg/lt	800
Askıda Katı Madd e (AKM)	mg/lt	350
Top. Kjeldahl Azotu (TKN)	mg/lt	100
Yağ ve Gres	mg/lt	50
T. Fosfor (T-P)	mg/lt	10
T. Krom (T-Cr)	mg/lt	5
Krom VI (Cr^{6+})	mg/lt	-
Kurşun (Pb)	mg/lt	3
T. Siyanür ($T\text{-}CN^{-}$)	mg/lt	10
Kadmiyum (Cd)	mg/lt	2
Demir (Fe)	mg/lt	5
Florür (F^{-})	mg/lt	-
Bakır (Cu)	mg/lt	2
Çinko (Zn)	mg/lt	5
Civa (Hg)	mg/lt	0,2
Sülfat (SO_4^{2-})	mg/lt	1700
pH	-	6-10

EK-C

Aktif karbon üzerinde adsorplanan KOİ miktarı tablosu

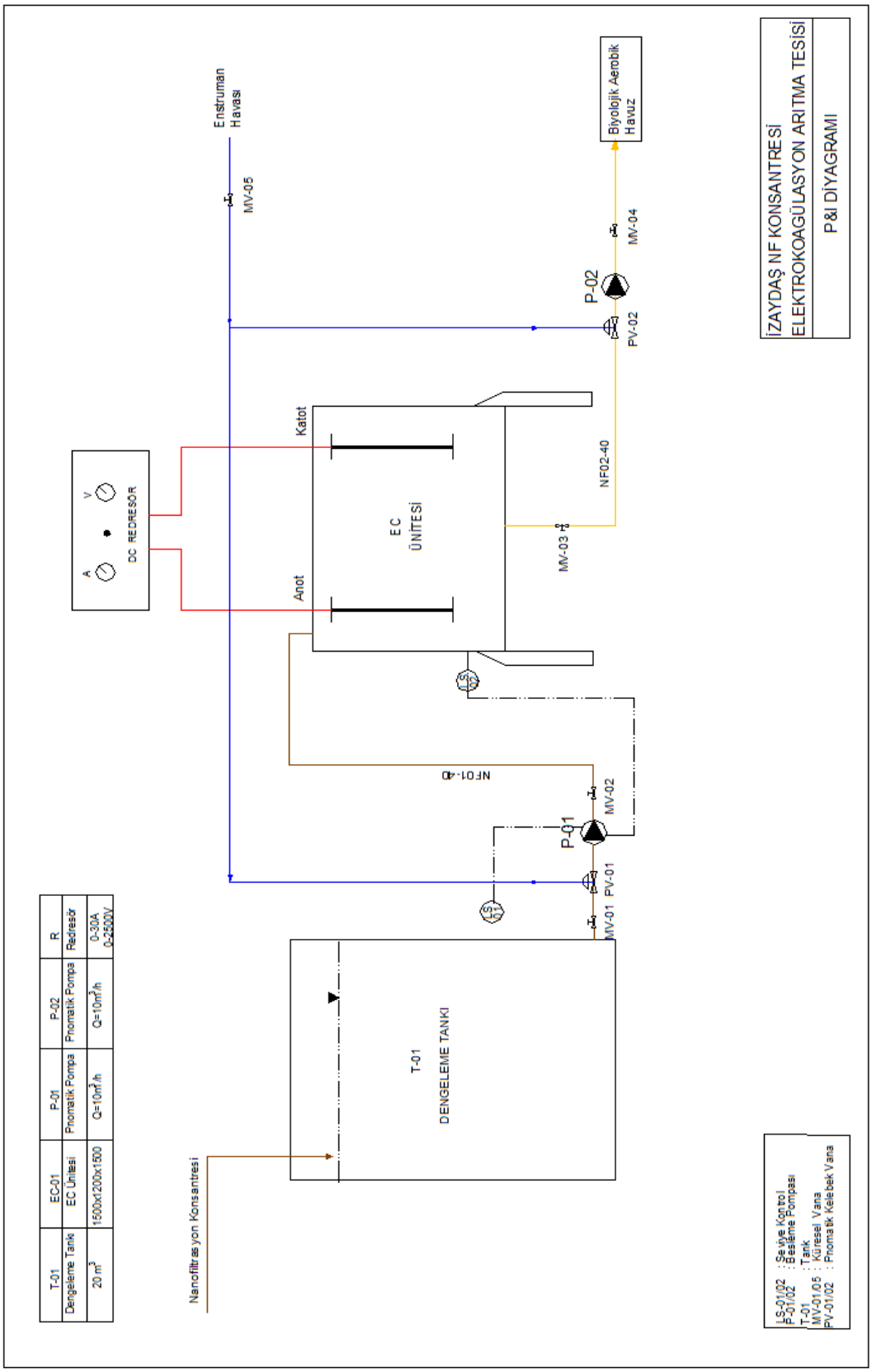
1. Deney		2. deney	
5lt /saat		5lt /saat	
Aktif karbon üzerinden geçen NF miktarı	Arıtılan KOİ (mg)	Aktif karbon üzerinden geçen NF miktarı	Arıtılan KOİ (mg)
1	896	1	1.142
3	1.813	3	2.078
5	3.215	5	4.870
10	7.200	10	9.900
20	15.310	20	22.080
40	29.340	40	31.200
70	36.090	70	39.120
110	43.240	110	44.500
160	44.400	160	32.040
220	50.580	220	44.520
290	54.040	290	41.600
370	49.600	370	38.790
		460	44.100
		560	45.600
	335.724		**401.539**

1. Deney		2. deney	
11,7 lt /saat		11,7 lt /saat	
Aktif karbon üzerinden geçen NF miktarı	Arıtılan KOİ (mg)	Aktif karbon üzerinden geçen su miktarı	Arıtılan KOİ (mg)
2	2.043	2	1.360
5	4.787	5	3.243
10	7.160	10	4.675
20	14.300	20	8.830
40	25.240	40	16.060
80	46.520	80	29.560
140	64.200	140	38.640
220	75.520	220	46.320
320	98.900	320	59.100
440	99.960	440	72.720
580	124.180	580	78.960
740	132.480	740	84.000
920	149.940	920	99.540
1120	105.400	1120	88.800
	950.630		**631.808**

1. Deney		2. deney	
20 lt /saat		20lt /saat	
Aktif karbon üzerinden geçen NF miktarı	Arıtılan KOİ (mg)	Aktif karbon üzerinden geçen NF miktarı	Arıtılan KOİ (mg)
3	3.717	3	5.147
10	6.793	10	9.700
20	9.490	20	13.950
40	18.000	40	24.640
80	30.640	80	38.440
160	48.000	160	57.360
280	60.360	280	63.000
440	81.120	440	70.080
640	60.000	640	70.200
880	78.000	880	80.400
1160	67.200	1160	78.680
	463.320		**511.597**

EK-D

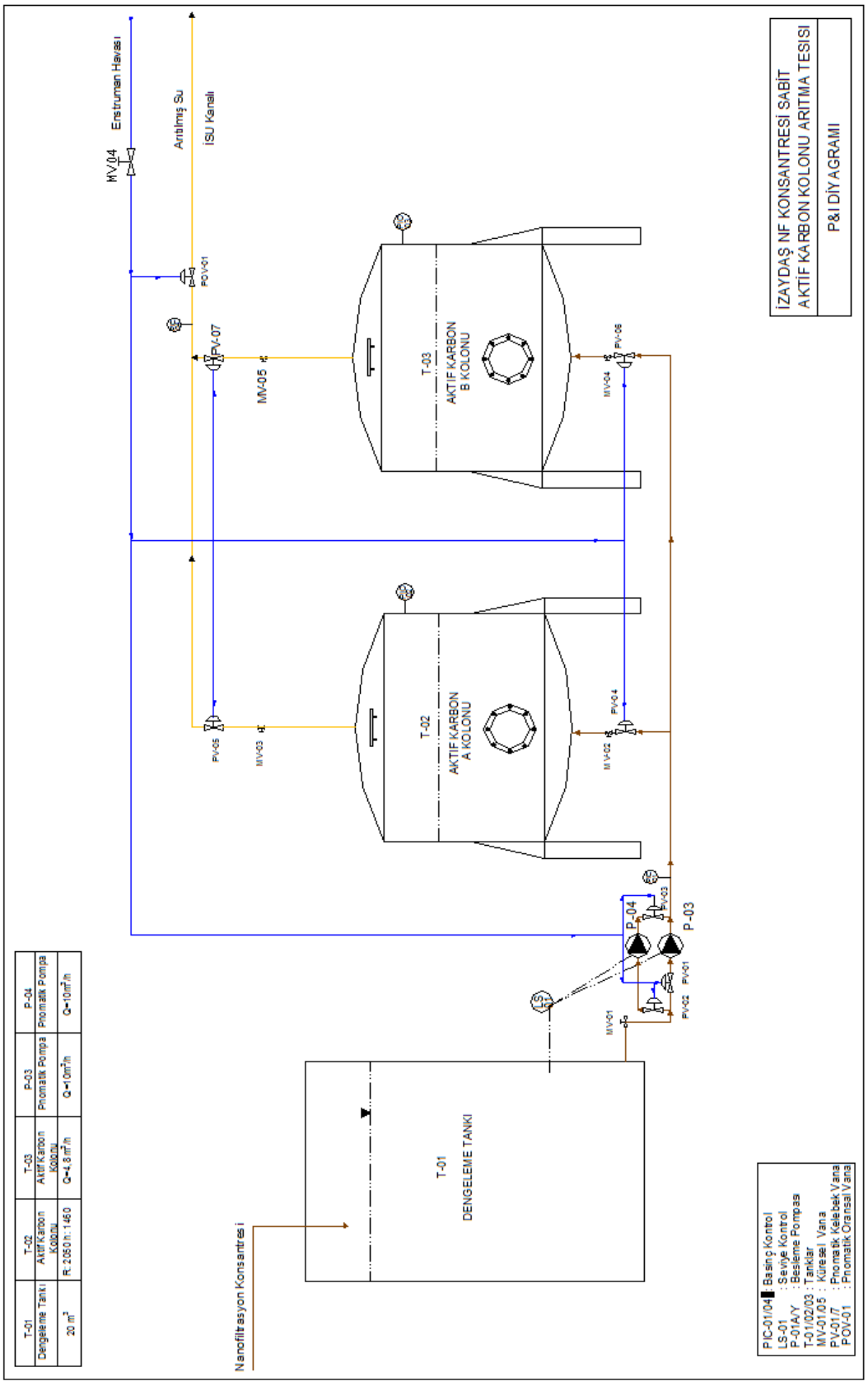
Elektrokoagülasyon arıtma tesisi şeması



T-01	EC-01	P-01	P-02	R
Dengeleme Tank	EC Ünitesi	Pnomatik Pompa	Pnomatik Pompa	Redresör
20 m³	1500x1200x1500	Q=10m³/h	Q=10m³/h	0-30A 0-2500V

EK –E

Sabit aktif karbon adsorpsiyon kolon tesis şeması



KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER

Dede Ş., Yiğit S.K., Kaplan Ö., Membran Biyoreaktör Nanofiltrasyon Konsantresi Arıtılabilirliliği Üzerinde Deneysel Çalışma, *International Academic Research Congress*, Alanya,18-21 Ekim 2017.

Dede Ş., Yiğit S.K., Çöp Sızıntı Suyu MBR Nanofiltrasyon Konsantresi Arıtılabilirlik Çalışması, *II. Uluslararası Mühendislik Mimarlık ve Tasarım Kongresi*, Kocaeli, 12-13 Mayıs 2017.

Dede Ş., Yiğit K., Ulutaş A., Research of Leachate Treatability with Biological, Physical, Chemical and Membrane Bioreactor Processes, *Sigma Journal Engineering and Natural Sciences*, 2016, **34**(2), 199-209.

Dede Ş., Erçel Ş., 2018, 2015-10846, *Tehlikeli Atık Yakma Tesisi Uçucu Külün Fiziksel-Kimyasal Arıtma Sisteminde Stabilizasyonu*, Türk Patent Enstitüsü

Dede Ş., Bakoğlu M., Toz Aktif Karbon Püskürtme Yöntemi ile Dioksin-Furan Giderimi, *Recycling Industry*, 2015, **9**(96), 74-77.

Dede Ş., Uludağ İ., Ulutaş A., Düzenli Depolama Alanlarından Kaynaklanan Çöp Sızıntı Suların Membran Biyoreaktör Prosesi ile Arıtımı, *Turkchem Uluslararası Kimya Sanayi Dergisi*, 2015, **8**(44), 38-42.

Dede Ş., Ulutaş A., Çöp Sızıntı Sularının Arıtılabilirliğinin İncelenmesi ve MBR Prosesi, *Su ve Çevre Teknolojileri Dergisi*, 2015, **11**(86), 48-58.

Dede Ş., Tehlikeli Atıkların Bertaraf Yöntemleri, *Atık Yönetim Sempozyumu*, Antalya, 18-22 Nisan 2015.

Dede Ş., Tehlikeli Atıkların Yakılarak Bertaraf Edilmesi, *12. Yakma Sempozyumu*, Kocaeli, 24-26 Mayıs 2012.

Dede Ş., Bitkisel ve Hayvansal Atıklardan Biyogaz ve Enerji Üretimi , A*tık Teknolojileri Sempozyumu*, İstanbul, 4-6 Kasım 2012.

Dede Ş., Bitkisel ve Hayvansal Atıklardan Biyogaz ve Enerji Üretim Tesisi, *4. Ulusal Katı Atık Yönetimi Kongresi*, Antalya,17-20 Ekim 2012.

Dede Ş., Bitkisel ve Hayvansal Atıklardan Biyogaz Üretim Pilot Tesisi, *Uluslar arası Enerji ve Çevre Sempozyumu*, İstanbul, 15-17 Haziran 2011.

Dede Ş., Ulutaş A., Cesur A., Saraç M., Sağlık Kuruluşlarından Çıkan Tehlikeli Atıklar, *2.Atık Teknolojileri Sempozyumu*, İstanbul, 3-5 Ekim 2010.

ÖZGEÇMİŞ

1973 yılı Muş doğumlu Şahan DEDE, Yıldız Üniversitesi Kocaeli Mühendislik Fakültesi Makine Mühendisliği bölümü 1995 mezunudur. Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri enstitüsünde yüksek lisans eğitimini tamamlamıştır. Çalışma hayatına 1996 yılında İZAYDAŞ tesislerinde başlamış, birçok teknik ve idari görevler almış, ulusal ve uluslararası projelerde görev almıştır. Halen bu firmada İşletme Müdürü olarak görevine devam etmektedir.

Tehlikeli atık yönetimi ve bertarafı, yakma teknolojileri, enerji üretimi, biyogaz, arıtma ve tıbbi atıklar konularında uzmanlaşmıştır. Evli, iki çocuk babasıdır.