



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

**ARITMA ÇAMURLARININ ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİ
İLE DEZENTEGRASYONU**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Ebru ORAN

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

**Tez Danışmanı
Dr. Öğretim Üyesi Sayiter YILDIZ**

SİVAS

2018

Ebru ORAN'ın hazırladığı ve “**Arıtma Çamurlarının Elektrokoagülasyon Prosesi ile Dezentegrasyonu**” adlı bu çalışma aşağıdaki jüri tarafından **Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**'nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Tez Danışmanı : **Dr. Öğretim Üyesi Sayiter YILDIZ**

Cumhuriyet Üniversitesi

Jüri Üyesi : **Dr. Öğretim Üyesi Bünyamin KARAGÖZOĞLU**

Cumhuriyet Üniversitesi

Jüri Üyesi : **Dr. Öğretim Üyesi Ahmet AYGÜN**

Bursa Teknik Üniversitesi

Bu tez, Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tarafından **Yüksek Lisans Tezi** olarak onaylanmıştır.

Prof. Dr. İsmail ÇELİK

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRÜ

Bu tez, Cumhuriyet Üniversitesi Senatosu'nun 20.08.2014 tarihli ve 7 sayılı kararı ile kabul edilen Fen Bilimleri Enstitüsü Lisansüstü Tez Yazım Kılavuzu (Yönerge)'nda belirtilen kurallara uygun olarak hazırlanmıştır.



Bu tez, Cumhuriyet Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (CÜBAP) Komisyonu tarafından 653 Nolu proje kapsamında desteklenmiştir.



Bütün hakları saklıdır.

Kaynak göstermek koşuluyla alıntı ve gönderme yapılabilir.

© Ebru ORAN, 2018

ETİK

Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Tez Yazım Kılavuzu (Yönerge)'nda belirtilen kurallara uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmasında;

- ✓ Bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- ✓ Görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- ✓ Başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere, bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu ve atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- ✓ Bütün bilgilerin doğru ve tam olduğunu, kullanılan verilerde herhangi bir değişiklik yapmadığımı,
- ✓ Tezin herhangi bir bölümünü, Cumhuriyet Üniversitesi veya bir başka üniversitede, bir başka tez çalışması olarak sunmadığımı; beyan ederim.

2018

Ebru ORAN

ÖZET

ARITMA ÇAMURLARININ ELEKTROKOAGÜLASYON PROSESİ İLE DEZENTTEGRASYONU

Ebru ORAN

Yüksek Lisans Tezi

Çevre Mühendisliği Bölümü

Tez Danışmanı: Dr. Öğretim Üyesi Sayiter YILDIZ

2018, 52+xiv sayfa

Atıksu arıtma tesislerinde çeşitli proseslerden geçirilerek elde edilen arıtma çamurlarının anaerobik satabilizasyon ile çamur içerisindeki organik madde içeriği azaltılabilir ve bünyesinde bulunan patojen mikroorganizma içeriği azaltılmak amacı ile kullanılabilir. Ancak anaerobik satabilizasyon prosesinin yavaş ilerleyen bir süreç olması, çamur muhtevası içerisindeki patojenlerin tam olarak giderilememesi ayrıca proses sonucu elde edilecek biyogaz miktarının düşük seviyelerde seyretmesi sebebi ile dezentegrasyon prosesi son yıllarda araştırılan ve uygulanmaya geçirilen bir proses olarak yerini almıştır.

Dezentegrasyon prosesi, çamura fiziksel, kimyasal ya da biyolojik gibi bir çok dış etkene maruz bırakılarak; çamur flok yapısı bozulabilir, mikroorganizma hücre duvarları tahrib edilebilir (parçalanabilir) ve çamur muhtevası içindeki organik bileşenler akışkan hale (sıvı hale) geçebilmektedir. Bununla beraber çamur katı maddelerinin çamur bünyesinde organik madde barındırma seviyesi düşer. Stabil bir çamur elde edilmesi sağlanabilir.

Bu çalışmada arıtma çamuru elektrokoagülasyon prosesi ile dezentegrasyona maruz bırakılarak çamur karakterizasyonundaki değişimler incelenmiştir. Ayrıca dezentegre edilmiş çamura kireç ile şartlandırma uygulanmıştır. Böylece elektrokoagülasyon ile dezentegrasyon derecesi arttırılan çamurun şartlandırma kabiliyetindeki iyileştirme araştırılmıştır. Bu kapsamda numunelerde ÇKOl, AKM, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, partikül boyut dağılımı, Vizkozite, Kapiler emme süresi, TOC, Toplam koliform ve Alkalinite parametrelerine bakılmıştır. Çalışma farklı pH 2-10 aralıklarında ve farklı voltajlarda (25-50-75-100-150A/m²), monopolar bağlı demir elektrodu kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Optimum koşullar pH 7 voltaj 150 volt(A/m²) ve işletme süre 30 dakika olarak belirlenmiştir. Optimum koşullarda dezentegrasyon derecesi (%DD) 84.23 olarak bulunmuştur. Dezentegrasyon işleminin çamurun şartlandırmasına etkisi yapılan çalışmada ortaya konmuştur.

Anahtar Kelimeler: Arıtma çamuru, Elektrokoagülasyon, Dezentegrasyon.

ABSTRACT

DISINTEGRATION OF TREATMENT SLUDGE BY ELECTROCOAGULATION PROCESS

Ebru Oran

Master of Science Thesis

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Yrd.Doç.Dr.Sayiter YILDIZ

2018, 52+xiv sayfa

Anaerobic stabilization of sewage sludge obtained through various procedures in wastewater treatment plants can reduce the content of organic matter in the sludge and can be used to reduce the amount of pathogenic microorganisms present in the sludge. However, since the anaerobic stabilization process is a slow progressing process, the pathogens in the sludge content can not be completely removed and the process resultant biogas amount is kept at a low level, the disintegration process has taken place as a process that has been investigated and put into practice in recent years.

The disintegration process can be exposed to a multitude of external influences, such as physical, chemical or biological, and the mud flock structure can be damaged, the microorganism cell walls can be destroyed, and the organic components in the sludge content can become fluid. However, the level of organic matter storage in the sludge of slurry solids decreases. Satibil is obtained to obtain a sludge.

In this study, the changes in the characterization of the sludge has been investigated by subjecting the treatment sludge to disintegration by electrocoagulation. And also,

it has been applied lime conditioning to the disintegrated sludge. Thus, the improvement in the ability of the slurry conditioning by increasing the degree of disintegration by electrocoagulation has been investigated. In this ÇKOI, AKM, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, particle size distribution, viscosity, capillary suction time, TOC, total coliforms and alkalinity parameters has been examined samples. The study has been carried out using iron electroducting at different ph (2-10) and different voltages (25-50-75-100-150A/m²). Optimum conditions have been determined at ph 7, voltage 150 and time 30 min. The disintegration level at optimum conditions has been found to be 84.23. The effect of the disintegration process on waste sludge conditions has been demonstrated in the study.

Keywords: Treatment mud, Electrocoagulation, Disintegration

TEŞEKKÜR

Çalışma konusu ve kullanılan deney düzeneklerinin sağlanmasında, projelendirilmesinde, atıksuyun temin edilmesinde, bilgi ve tecrübelerini paylaőan, yüksek lisans eğitimimde desteğini ve yardımlarını esirgemeyen danıőman hocam Dr. Öğretim Üyesi. Sayiter YILDIZ'a,

Sevgili aileme maddi ve manevi hiçbir yardımı esirgemededen yanımda oldukları için ;

Bu tezin çalışmalarında kullanılan atıksuyun temini konusunda desteği sağlayan ilgili tesis personeline; teşekkür ederim.

Ebru ORAN

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	vi
ABSTRACT	viii
TEŞEKKÜR	x
ÇİZELGELER DİZİNİ	xiii
ŞEKİLLER DİZİNİ	xiviv
1.GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER.....	3
2.1. Arıtma Çamurları Tanımı ve Özellikleri.....	3
2.1.1. Arıtma Çamurlarının Tanımı.....	3
2.1.2. Arıtma Çamurlarının Özellikleri	3
2.2. Arıtma Çamuru Kaynakları ve Miktarı	3
2.3. Arıtma Çamurlarının Türkiye ve Dünyadaki Durumu.....	4
2.3.1. Dünyadaki Çamur Politikası ve Bertarafı	4
2.3.2. Türkiyede Çamur Politikası ve Bertarafı	5
3. ÇAMUR DEZENTTEGRASYONU	6
3.1. Çamur Dezentegrasyon Mekanizmaları	7
3.1.1. Flok yapısının bozulması ve hücre dezentegrasyonu.....	8
3.1.2. Çözünmüş maddelerin ve küçük partiküllerin salınımı	8
3.1.3. Biyokimyasal reaksiyonlar	9
3.2. Çamur Dezentegrasyon Yöntemleri	9
3.2.1. Fiziksel dezentegrasyon	10
3.2.2. Kimyasal dezentegrasyon	12
3.2.3. Biyolojik dezentegrasyon.....	15
3.2.4. Vurgulu Elektrik Alan Dezentegrasyonu	15
3.2.5. Fenton Prosesi ile Dezentegrasyon	17
3.2.6. Mikrodalga ile dezentegrasyon	17
4. MATERYAL ve METOD	19
4.1. Elektrokoagülasyon Mekanizması	19
4.2. Alkali Dezentegrasyon Uygulaması.....	20
4.3. Dezentegrasyon Derecesinin Belirlenmesi	21
4.4. Deney Sistemi	21
4.5. Analiz Yöntemleri	22
4.5.1. ÇKOI tayini	22
4.5.2. AKM tayini	23
4.5.3. ALKALİNİTE tayini.....	23
4.5.4. Amonyum-Nitrat- Nitrit Tayini.....	24
4.5.5. Diğer Analizler.....	24
5. BULGULAR ve TARTIŞMA.....	25
5.1. Optimum Koşulların Belirlenmesi	25
5.1.1. Optimum Voltajın Belirlenmesi	25
5.1.2. Denge Süresinin Belirlenmesi.....	26
5.1.3. Farklı Voltajların Optimum Süredeki Analiz Değerleri.....	28
5.1.4. pH Parametresinin etkileri.....	30
5.2. Kireç İle Şartlandırma	32
5.3. Maliyet Hesabı	33
5.4. Tartışma.....	35

5.4.1. Çalışmanın Önceki Çalışmalar ile Değerlendirilmesi.....	40
6. SONUÇLAR	42
KAYNAKLAR	45



ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 5.1: Optimum Koşulların Belirlenmesi için farklı voltaj çalışmalarının DD ve ÇKOI Değerleri	25
Çizelge 5.2: Zamana bağlı ÇKOI ve DD değişimleri değerleri.....	27
Çizelge 5.3: Farklı voltajlara ait analiz sonuçları değerleri.....	29
Çizelge 5.4: Dezentegrasyon Ön İşleminde Farklı pH Uygulamalarına ait analiz Sonuçları	30
Çizelge 5.5: Farklı işlemlere ait çamur analiz sonuçlarının karşılaştırılması.....	35
Çizelge 5.6: Çeşitli çamur numunelerinin farklı dezentegrasyon çalışmaları ile incelenmesi ve yapılan çalışmanın değerlendirilmesi.....	40

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1 : Dezentegrasyon mekanizması	7
Şekil 3.2: Kavitasyon oluşumunun gösterilmesi	11
Şekil 3.3: Ultrases dezentegrasyonunun arıtma tesislerindeki uygulama noktaları ..	12
Şekil 3.4: Vurgulu Elektrik Alanı Uygulamasında Arıtmanın Gerçekleştiği Ünite ..	16
Şekil 3.6: Berghoff MWS-3+ Mikrodalga Parçalama Sistemi	18
Şekil 4.1: Elektrokoagülasyon Mekanizması	20
Şekil 4.4: Elektrokoagülasyon ile Çamur Dezentegrasyonu Deney Düzeneği.....	22
Şekil 5.1: Optimum Koşulları Belirlemede Uygulanan Voltajların ÇKOI ve DD üzerine etkileri.....	26
Şekil 5.2: Zamana bağlı ÇKOI ve DD değişimleri değerleri.....	28
Şekil 5.3: Farklı pH çalışmalarında ÇKOI ve DD değerlerinin değişimi.....	31

1.GİRİŞ

Günümüzde artan atıksu arıtma tesislerinin sayısı ile birlikte bu tesislerden çıkan ve uygun bertaraf edilmesi gereken arıtma çamurlarının miktarında da önemli bir artış meydana gelmektedir. Arıtma çamurlarının işlenmesi ve çevre sağlığı kriterleriyle uyumlu bir şekilde çevreye zarar vermeden bertaraf edilmesi, tüm dünyada olduğu gibi ülkemizde de, üzerinde önemle durulan bir konudur. Arıtma çamurlarına, nihai bertaraf öncesi uygulanan yoğunlaştırma, stabilizasyon, şartlandırma, susuzlaştırma gibi işlemlerin dışında son dönemde çamur miktarının azaltılmasına yönelik yeni yöntemler uygulanmaktadır. Bu yöntemler, mevcut ünitelerin verimlerini arttırdığı gibi, çamur miktarında önemli oranda azalma sağlamaktadır (Ayol, 2007).

Genel olarak çamur dezentegrasyonu olarak da tanımlanan bu yöntemlerin esası; farklı bileşenlerden oluşan arıtma çamuru floklarının yapısının dışsal etkilerle (fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler) bozularak, flok bileşenlerinin ayrıştırılması ve içeriğinin çamur sıvı fazına geçirilmesidir (Müller vd., 2000; Müller vd., 2004).

Dezentegrasyon mekanizması esas olarak, üç ana prosesi içermektedir (Ayol ve diğ., 2007). Bunlar; hücre parçalanması, hücre dışı polimerik bileşenlerin (EPS) bozunması ve mikrobiyal bozunma ürünlerinin biyolojik olarak bozunmasıdır.

Flok ayrıştırma yöntemleri, çamurlara stabilizasyon öncesi stabilizasyon derecesini arttırmak, biyolojik stabilizasyonun hız sınırlayıcı adımı olarak bilinen yavaş hidroliz olma süresini azaltmak ve eğer biyolojik yöntem olarak anaerobik çürüme prosesi uygulanıyorsa, çürütücüden elde edilen biyogaz miktarını arttırmak gibi bir çok olumlu etkilere neden olmaktadır. Bu işlemler bir ön arıtım işlemi olarak uygulanabildiği gibi, çamur arıtma proseslerinin içinde proses sırasında da başarılı bir şekilde uygulanabilir (Ayol, 2007).

Yeşil (2011), atık çamur dezentegrasyonu yöntemlerinin çamur minimizasyonu açısından değerlendirmiş ve laboratuvarında yapılan çalışmalarda, kimyasal ve fiziksel dezentegrasyon yöntemlerinden termal, termo-kimyasal ve ultrases dezentegrasyon yöntemleri seçilerek yapılan deneyler sonucunda, dezentegrasyon derecesi

parametresinden yararlanılarak ultrases dezentegrasyon yönteminin en uygun dezentegrasyon yöntemi olduğuna karar verilmiştir (Kurdoğlu, 2011).

Uysal (2014), Arıtma çamurlarının yüksek performanslı darbe tekniği ile dezentegrasyonunu incelemiş ve bu çalışmada anaerobik çürütme sürecinin performansını artıran yeni bir ön arıtım teknolojisi olan yüksek performanslı darbe tekniği (YPDT) ile atık aktif çamurun ön arıtımını değerlendirmeyi amaç edinmiştir. Ham çamurun ÇKOİ değeri 192 mg/l'den 328mg/l'e yükselerek %71 verim elde edilmiştir. Yine optimum şartlarda yapılan arıtım neticesinde, ham çamurun TKOİ (kimyasal oksijen ihtiyacı) değeri 607 mg/l iken arıtmadan sonra 764 mg/l'ye yükselerek %26 verim elde edilmiştir (Uysal, 2014).

Optimum şartlarda yapılan arıtım neticesinde, ham çamurun TN (toplam azot) değeri 10,4 iken arıtılmış çamur 15,2'ye yükselerek %46 verim sağlanmıştır. Optimum şartlarda yapılan arıtım neticesinde, ham çamurun TP değeri 14,8 iken arıtılmış çamurun değeri 21,1'e yükselerek %42 verim elde edilmiştir (Uysal, 2014).

Çalışmada arıtma çamuru elektrokoagülasyon ile dezentegrasyona maruz bırakılarak çamur karakterizasyonundaki değişimler incelenmiştir. Ayrıca dezentegre edilmiş çamura kireç ile şartlandırma uygulanmıştır. Elektrokoagülasyon ile dezentegrasyon derecesi arttırılan çamurun şartlandırma kabiliyetindeki iyileştirme belirlenmek istenmiştir. Bu kapsamda numunelerde ÇKOİ, AKM, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, partikül boyut dağılımı, Vizkozite, Kapiler emme süresi, TOC, Toplam koliform ve Alkalinite parametreleri incelenmiştir. Çalışma farklı pH 2-10 ve farklı voltjlarda (25-50-75-100-150) demir elektrodu kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Optimum koşullar pH 7 voltaj 150 ve işletme süresi 30 dakika olarak belirlenmiştir. Optimum koşullarda dezentegrasyon derecesi (%DD) 84.23 olarak bulunmuştur. Dezentegrasyon işleminin çamurun şartlandırmasına etkisi yapılan çalışmada ortaya konmuştur.

2. GENEL BİLGİLER

2.1. Arıtma Çamurları Tanımı ve Özellikleri

2.1.1. Arıtma Çamurlarının Tanımı

Arıtma çamuru, atık su arıtımı sonucu oluşan sıvı ya da yarı katı halde, kokulu, uygulanan arıtma işlemine bağlı olarak ağırlıkça % 0.25-12 katı madde içeren bir çeşit katı atıktır (Uzun ve Bilgili, 2011).

2.1.2. Arıtma Çamurlarının Özellikleri

Arıtma çamuru, meydana geldiği endüstriyel kuruluşun çeşidine göre içinde; organik bileşikler, asitler, alkaliler, metal tuzları, fenoller, oksitleyiciler, boyalar, sülfatlar, hidrokarbonlar, yağlar, Fe, Cu, Al, Hg, Cd, As, Co, Pb, Cr, organik fosfor ve azot gibi maddeler içerebilmektedir (Taşatar, 1997).

Arıtma tesislerinde oluşan çamurlar, arıtmanın çeşitli kademelerinde işlem gördükten sonra, son işlem yeri olarak toprağa verilmekte, yakılabilmekte, denize deşarj edilebilmekte ya da karasal dolgu materyali olarak kullanılabilir. Arıtma çamurlarının elden çıkarılması veya kullanımı endüstrileşmiş büyük şehirlerin en önemli problemidir. Eskiden olduğu gibi, bu çamurların yok edilmesi sırasında yeni kirliliklere yol açılmaması esastır (Aşır, 2013).

Arıtma çamurları, kirletici yanı sıra tarımsal değere sahip bileşikleri içermektedir. Tarımsal değeri olanlar organik maddeler, azot, fosfor ve potasyum ile birlikte az miktarda kalsiyum, sülfür ve magnezyum, kirleticiler ise, ağır metaller, organik kirleticiler ve patojenlerdir (Aydın, 2004).

2.2. Arıtma Çamuru Kaynakları ve Miktarı

Arıtma çamurlarının büyük hacimler kaplamasının nedeni, çamurun önemli bir kısmının su olmasıdır. Genel olarak atıksu arıtımında 3 temel arıtma sistemi uygulanmaktadır. Bunlar ön arıtma, ikincil arıtma ve fiziksel-kimyasal arıtmadır. Bu

arıtma sistemlerinden çıkan çamurları, ön çökeltim çamurları, kimyasal çamurlar ve biyolojik çamurlar olarak sınıflandırabiliriz (Yeşil, 2011).

Evsel Atıksu Arıtma Tesisi (AAT) olarak tanımlanan tesislerde oluşan arıtma çamuru miktarı, uygulanan prosese, kirlilik konsantrasyonlarına ve uygulanan çamur susuzlaştırma yöntemine bağlı olarak değişmektedir. Literatürde arıtma çamuru oluşum miktarıyla ilgili olarak farklı değerler mevcut olup, bir günde kişi başına arıtma çamuru oluşum miktarı 26-90 g'kişi/gün (Kuru Madde) olarak ifade edilmektedir (İşgenç ve diğ, 2005).

2.3. Arıtma Çamurlarının Türkiye ve Dünyadaki Durumu

2.3.1. Dünyadaki Çamur Politikası ve Bertarafı

Avrupa birliği ülkelerinde, birincil ve ikincil arıtma tesislerinde ortaya çıkan arıtma suyu çamurunun kuru ağırlığı kişi başına takriben 90 gram civarındadır. Bu değer bütün Avrupa Birliği üye ülkeleri için aşağı yukarı bu seviyededir. Bu ülkelerde belediyelerin hizmet verdiği yerleşim birimleri iki aşamalı fiziksel, mekanik ve biyolojik arıtma tesisleri ile hizmet görürler. Avrupa'da Kentsel Atık Su Direktifinin (UWWTD - 91/271/EEC) tam olarak uygulanması ile birlikte Avrupa birliğinde yaşayan nüfusun büyük çoğunluğu atık su arıtma tesislerinden hizmet almaya başlamıştır (Uysal, 2014).

ABD'de ise arıtma çamurlarının % 33'ünün arazide kullanılmaktadır. Arazide kullanılan çamurların % 67'sinin tarımda, % 3'ünün orman alanlarında, % 9'unun arazi iyileştirmesine, % 9'unun yeşil alanlarda ve % 12'sinin gübre olarak torbalanarak satılması ile bertaraf edildiği belirtilmektedir (Uysal, 2014).

AB ülkelerinde arıtma çamurlarının tarımda kullanım oranı yüzde 36 düzeyinde olup, bu oran Danimarka, Fransa, İngiltere, Norveç, İsveç ve İspanya'da % 50 civarındadır (Uysal, 2014).

Japonya'da ise ülkedeki nüfus yoğunluğu ve alanların azlığı nedeniyle, arıtma çamurlarının yüzde 60'lık bir bölümü yakılarak bertaraf edilmektedir (İşgenç ve diğ., 2005).

2.3.2. Türkiyede Çamur Politikası ve Bertarafı

Atıksu arıtma tesislerinin değişik arıtma birimlerinde fizikokimyasal ve biyolojik reaksiyonlar sonucu oluşan çamur çeşitlerinin doğrudan alıcı ortama boşaltımları kanun ve yönetmelikler ile yasaklanmıştır. Ülkemizdeki arıtma çamurlarının % 42'sini (1 milyon ton/yıl) oluşturan endüstriyel arıtma çamurlarının büyük bir bölümü tehlikeli atık niteliğinde olmasına rağmen, ancak küçük bir bölümü Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'nde belirtilen koşullarda bertaraf edilmektedir. İçerikleri nedeni ile değerlendirilmeleri (bugünkü koşullarda) mümkün görünmeyen bu çamurların da kurutularak hacimlerinin azaltılması, böylece daha kolay bertaraf edilmeleri teknik ve ekonomik olarak uygun bir çözüm olarak görünmektedir (İşgenç ve Kınay, 2005).

İmalat sanayi tesislerinde kullanılan atıksuyun %60'ı atıksu olarak doğrudan deşarj edilmekte ve oluşan atıksuyun ancak ¼ 'ü atıksu arıtma tesislerinde arıtılmaktadır. Atıksu arıtımı sonucu 3.265 milyon ton (sulu çamur) arıtma çamuru oluşmakta ve imalat sanayi işyerlerinin yarattığı arıtma çamurunun %40.69' u araziye boşaltılmakta, %21.99 'u belediye çöplüğüne atılmakta, %7.02'si depolanmakta, %4.66 'sı denize boşaltılmakta, %6.10 u tarımda kullanılmakta, %3.93 'ü yakılmakta ve %15.63' ü diğer yöntemlerle uzaklaştırılmıştır (Aydın, 2004).

3. ÇAMUR DEZENTEGRASYONU

Son yıllarda, çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliğini iyileştirmek için termal, kimyasal ve mekanik ön arıtmanın yer aldığı çok sayıda proses uygulanmıştır (Yasui ve Shibata 1994, Tiehm ve ark. 1997, Burghardt ve ark. 1998, Müller ve ark. 1998, Burghardt 1999). Bu prosesler, biyokütle çoğalma hızının azaltılması ve çamur mineralizasyonunun yaygınlaşmasına dayalı çamur yönetimi için yeni bütünleşmiş stratejiler önermektedir. Biyokütle çoğalma hızının azaltılması ve çamur mineralizasyonunun yaygınlaşması kavramlarının her ikisi de, biyolojik bir proses ile fiziksel ya da kimyasal bir prosesin birlikte uygulanmasından ileri gelmektedir (Yasui ve Shibata 1994, Baier ve Schmidheiny 1997). Arıtma çamuru dezentegrasyonu, dış gerilmeler uygulanarak arıtma çamuru yapısının deforme edilmesi olarak tanımlanmaktadır. Fiziksel, kimyasal veya biyolojik kuvvetler uygulanarak yapılan dezentegrasyon işlemi çamurun pek çok özelliğini değiştirmektedir (Müller ve ark. 2004). Dezentegrasyon ile çamur flok yapısı bozulmakta ve mikrobiyal hücre duvarları tahrip edilmektedir. Hücre duvarının parçalanması ile hücre duvarı tarafından korunan maddeler sıvı faza geçmekte ve çözünür forma dönüşmektedir (Vranitzky ve ark. 2005).

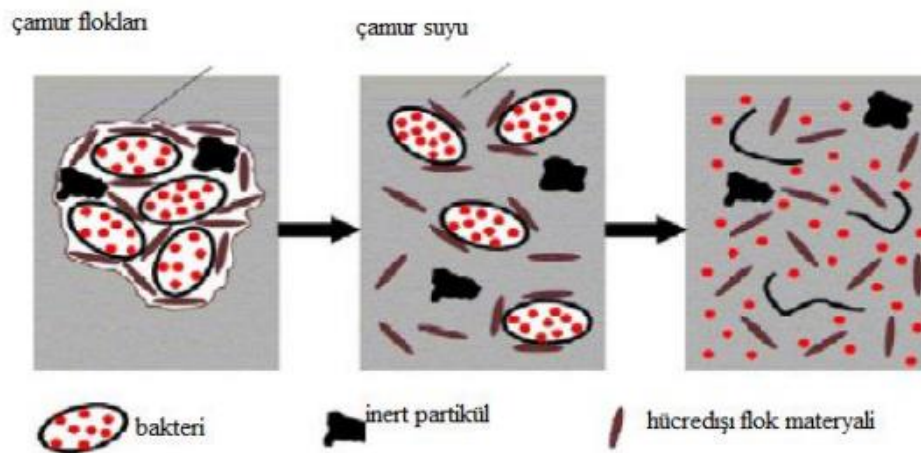
Dezentegrasyon süresince çamura uygulanan kuvvetlerin etkisiyle çamurdaki partikül boyutunda önemli ve ani bir düşüş meydana gelmektedir. Partikül boyutundaki bu değişimin başlıca nedeni çamur içindeki flok yapının bozulmasıdır. Dezentegrasyon mekanizmasının diğer bir aşaması olan hücre parçalanmasının partikül boyutu üzerine bir etkisi bulunmamaktadır. Partikül boyutundaki azalma genellikle partikül hacmindeki azalma ile ilişkili olarak artan yüzey alanı sebebiyle çamur içindeki katıların daha kolay hidroliz olmasını sağlamaktadır (Müller ve ark. 2004). Etkin bir dezentegrasyon sonucunda çamur bünyesindeki organik maddelerin büyük bir kısmı sıvı faza geçmekte, sıvı faza geçemeyen katı çamur partikülleri ise büyük oranda inorganik maddeleri içermektedir. Bu sebeple dezentegrasyon uygulanmış arıtma çamurları susuzlaştırma sonrasında daha yüksek katı madde içeriklerine ulaşmaktadırlar (Müller 2003). Dezentegrasyon sonrasında sıvı faz karbon, azot ve fosfor bileşikleri açısından oldukça zengindir.

Dezintegrasyon tekniği olarak oksidasyon prosesleri kullanıldığında, katı fazda bulunan hücre parçaları (biyokatılar) anaerobik çürütme sırasında kalıcı KOİ (zor parçalanmış organik yapılar)'nin oksitlenerek BOİ (kolay ayrışabilen organik madde)'ye dönüşümünde iyi bir besin kaynağı olabilmektedir. Kalıcı KOİ'nin BOİ'ye dönüşmesi anaerobik çürümeye işleminde daha çok biyogaz üretimine dolayısıyla daha fazla enerji elde edilmesine olanak sağlamaktadır (Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005). Dezintegrasyon işlemi ile köpük problemi olan ve/veya şişkin çamurlarda iplikli yapıyı parçalamak (bozmak) mümkün olmakta ve dolayısıyla çamurun çökebilme özellikleri geliştirilmektedir.

Dezintegrasyon işlemi ile çamur yapısında meydana gelen değişimlerden biri de çamurun viskozitesinin azalmasıdır. Çamurun viskozitesindeki azalma çamurun karıştırma ve pompaj işlemlerinin kolaylaştırılması açısından oldukça önemlidir (<http://www.jomueller.de>).

3.1. Çamur Dezintegrasyon Mekanizmaları

Çamura uygulanan dış gerilmeler sayesinde çamur floklarının parçalanarak inert partiküller haline gelmesi ve ardından hücre duvarları parçalanması ile çamur suyunda küçük ve koloidal maddelerin oluşumu görülmektedir. Şekil 3.1 de çamur floklarının bozulması aşamalı olarak gösterilmektedir.



Şekil 3.1 : Dezintegrasyon mekanizması(Erden ve Filibeli, 2006).

3.1.1. Flok yapısının bozulması ve hücre dezentegrasyonu

Dezentegrasyon yöntemleri çamurun pek çok özelliğini değiştirmektedir. Dezentegrasyon yöntemleri uygulandığında çamur flok yapısı bozulmakta ve mikrobiyal hücre duvarları tahrip edilmektedir. Hücre duvarının parçalanması ile hücre duvarı tarafından korunan maddeler sıvı faza geçmekte, çözünür forma geçmektedir (Vranitzky ve diğ., 2005). Dezentegrasyon işleminde düşük enerji girişlerinde flok yapısında bozulma meydana gelirken hücre parçalanması olmamaktadır, bu nedenle flok yapısının bozulmasına bağlı olarak partikül boyutu hızlı bir şekilde küçülmektedir. Yüksek enerji girişlerinde ise hücrelerin parçalanması meydana geldiği için dezentegrasyon derecesi yüksektir. (Müller ve diğ., 2004; Yeşil, 2011).

3.1.2. Çözünmüş maddelerin ve küçük partiküllerin salınımı

Dezentegrasyon prosesi ile çamur içerisindeki organik maddeler sıvı faza geçmektedir. Küçük ve kolloidal parçacıklar yoğunlukları sebebi ile sıvı kısımdan ayrılamayıp çamur içerisinde kalırlar. Bunun sonucunda hidroliz prosesi daha kolay gerçekleşmektedir (Müller ve diğ., 2004)

Sıvı faza geçen çamur üst suyundaki organik madde konsantrasyonları arttırılmış olur. Organik madde konsantrasyonunun artmasıyla birlikte ek bir organik madde yükü oluşmaktadır (Yeşil, 2011).

Biyolojik proseslerde karbon bileşikleri daha kolay ve daha hızlı bir şekilde ayrıştırılmaktadır, bunun sonucunda da aerobik ve anaerobik çürütme işlemleri sırasında gerekli olan parçalanma süresi kısalmakta ve yüksek derecede parçalanma sağlanmaktadır (Müller ve diğ., 2004; Yeşil, 2011).

3.1.3. Biyokimyasal reaksiyonlar

Biyokimyasal reaksiyonlar dezentegrasyon prosesi sırasında ya da sonrasında meydana gelebilir ve bu reaksiyonlar çamurdaki kolay ayrışabilir bileşiklerin salınmasını veya oluşmasını devam ettirebildikleri gibi zor ayrışabilir bileşiklerin oluşmasına da sebep olabilirler. Çamurun parçalanabilirliği üzerinde bu reaksiyonlar negatif etkilere sahiptir (Yeşil, 2011).

3.2. Çamur Dezentegrasyon Yöntemleri

Dezentegrasyon yöntemleri olarak fiziksel, kimyasal, biyolojik, vurgulu elektrik alan, fenton ve mikrodalga ile dezentegrasyon gibi yöntemler olmak üzere altı başlık altında toplanabilir.

1.Fiziksel Dezentegrasyon

1.1.Termal (ısı)Dezentegrasyon

1.2.Ultrases Dezentegrasyon

2.Kimyasal Dezentegrasyon

2.1.Alkali Ortamda Çamur Dezentegrasyonu

2.2.Asit Ortamda Çamur Dezentegrasyonu

2.3.Ozon ile Dezentegrasyon

2.4.Termokimyasal Dezentegrasyon

3.Biyolojik Dezentegrasyon

4.Vurgulu Elektrik Alan Dezentegrasyonu

5.Fenton Proses ile Dezentegrasyon

6.Mikrodalga ile Dezentegrasyon

3.2.1. Fiziksel dezentegrasyon

Arıtma çamurunun mekanik dezentegrasyonundan sonra, anaerobik çürüme prosesindeki organik madde azalımı, yüksek seviyeye ulaşır, bu da mekanik dezentegrasyon prosesinin ileri çamur stabilizasyon prosesine olanak sağladığı anlamına gelmektedir. İşletme maliyetleri, reaktördeki düşük ısı ihtiyacı ve karmaşık organik yapıların ayrışabilen düşük moleküler bileşenlere oksidasyonu ve dönüşümü sayesinde azaltılabilir. Bu bileşiklerin bozunması sırasında, daha yüksek biyogaz verimi elde edilir. Ayrıca, kalan çamurun susuzlaştırma karakteri dezentegrasyon prosesi esnasında filamentli flokların parçalanmasıyla iyileşmektedir (Köktuna, 2008; Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005; Çırpıcı, 2009).

3.2.1.1. Termal (ısı) dezentegrasyon

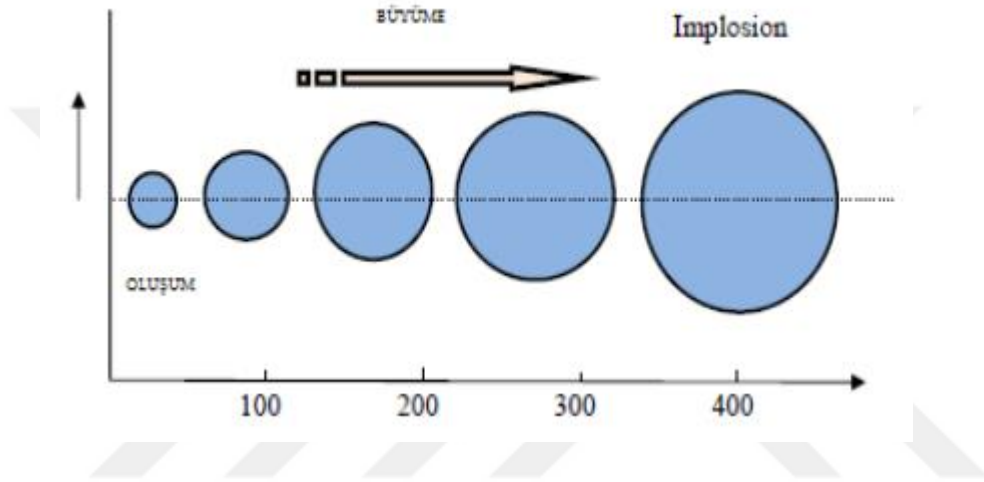
Isıl arıtma, kimyasal madde kullanılmaksızın katı maddenin suyunu verme özelliklerini geliştirerek çamurun şartlandırılmasıdır. Isıl işlem, kısa zaman aralıklarında 2760 kN/m² basınç altında ve 260°C üzerindeki sıcaklıklarda çamurun ısıtılmasıdır. Çamur, yüksek sıcaklık ve basınca maruz kaldığında, termal aktivite çamurdaki bağlı suyu açığa çıkarır, katı maddelerin floklaşmasını sağlar (Filibeli, 1998).

Isıl ön arıtma ile üretilen basınç değişikliklerine göre, bakteriyel hücreler yıkılır, böylece arıtma çamuru, bu ön arıtma metoduyla sterilize edilir ve arıtma çamurunun susuzlaştırılma karakteristikleri bu ön arıtma metoduyla iyileştirilebilir (Kepp ve diğ., 1999; Anderson ve diğ., 2002; Çırpıcı, 2009).

3.2.1.2. Ultrases dezentegrasyonu

Ultrasonik parçalama, atık aktif çamurun anaerobik çamur stabilizasyonunu iyileştirmek amacıyla kullanılan bir yöntemdir. Farklı ultrasonik yoğunlukların çamur stabilizasyonu üzerine etkileri araştırılmak amacıyla; düşük frekanslı

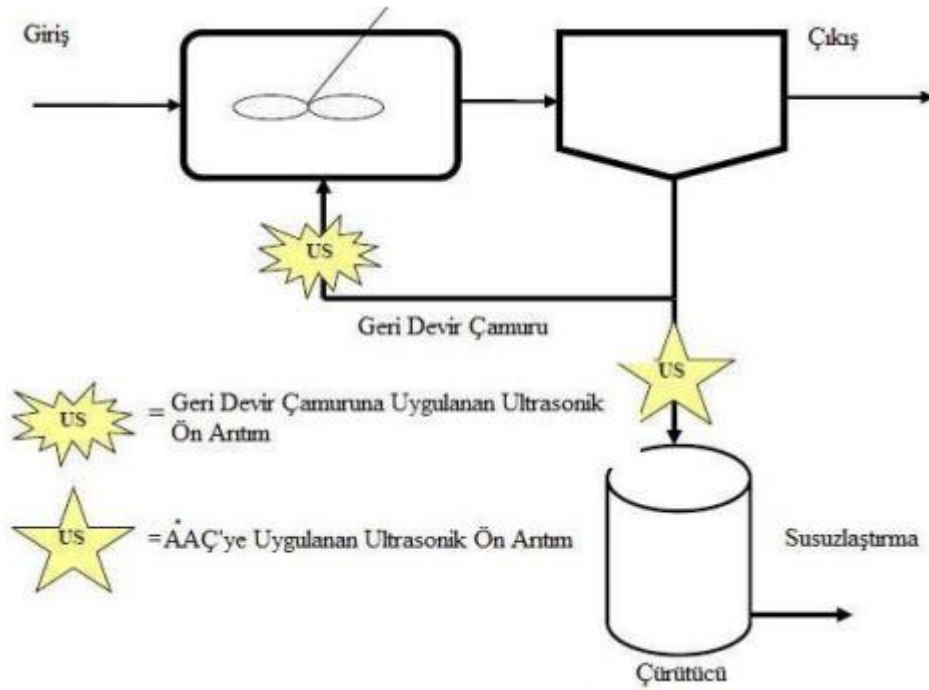
uygulamalarda büyük çökme kabarcıkları oluştuğu ve çamurun sudan kolay ayrıldığı tespit edilmiştir. Yüksek frekanslarda ise çamur dağılma verimliliğinin azaldığı ve küçük kavitasyon kabarcıklarının oluştuğu gözlemlenmiştir (Tiehm ve diğ., 2001). Şekil 3.2 de kavitasyonların oluşum şekilleri gösterilmektedir.



Şekil 3.2: Kavitasyon oluşumunun gösterilmesi (Akpınar, 2010)

Ultrasonik dezentegrasyon işleminin, çamur katı içeriği ve biyolojik aktivite üzerine etkileri araştırıldığında çamur içeriğindeki katı madde üzerine iyileştirici etkisi olduğu, çözünebilir kimyasal oksijen ihtiyacını arttırdığı, proteinler ve nükleik asit konsantrasyonlarını arttırdığı tespit edilmiştir (Zhang ve diğ., 2007)

Ultrasonik dezentegrasyon çamur florasını parçalar ve mikrobik hücre duvarına zarar verir. Bunun yanı sıra çözünebilir maddelerin salınmasına sebep olur. Ultrasonik dezentegrasyon uygulamasında organik katılar sıvı faza kolay geçebilir olduğundan dolayı çözülmüş kimyasal oksijen ihtiyacının (ÇKOI) artmasına sebep olur (Wang ve diğ., 2005). Şekil 3.3 de Ultrases dezentegrasyonunun arıtma tesislerindeki uygulama noktaları gösterilmektedir.



Şekil 3.3: Ultrases dezintegrasyonunun arıtma tesislerindeki uygulama noktaları (Akpınar, 2010).

Ultrasonikasyonla çamurun önarıtımı yapıldığında çamurun sıcaklığı artar. Pozitif etkiye sahip yüksek sıcaklıklar su verme özelliğini etkilemektedir (Neyens ve diğ., 2003; Akpınar, 2010).

Tam ölçekli uygulamalarda ultrasonikasyon yöntemi aerobik çürütücü girişinden önce atık çamura uygulanır. Ultrasonikasyonla çamurun önarıtımı yapıldığında çamurun sıcaklığı artar. Pozitif etkiye sahip yüksek sıcaklıklar su verme özelliğini etkilemektedir (Akpınar, 2010).

3.2.2. Kimyasal dezintegrasyon

Kimyasal dezintegrasyon için; asit, alkali, ozon ve termo kimyasal işlemler uygulanır.

3.2.2.1. Alkali ortamda çamur dezintegrasyonu

Uygulanan alkali ön arıtma metotlarının yardımıyla, NaOH' un kirece göre daha yüksek çözübilirlik verimi olduğu belirlenmiştir. Arıtma çamurunun, NaOH ile alkali

koşullarla anaerobik çürütülmesi sırasında, hidrolizin birinci kademesinde hız yüksektir, fakat hidrolizin ikinci kademesinde arıtma çamurunun katı madde içeriği tarafından oluşturulan KOİ' nin hidroliz hızı üzerinde NaOH' un çok az etkisi olmaktadır (Everett, 1973; Rajan ve diğ., 1989; Lin ve diğ., 1995; Çırpıcı, 2009)

Rajan ve diğ. (1989), NaOH kullanarak atık aktif çamurun düşük seviyedeki alkali dezentegrasyonu ile solubilizasyon derecesinin %46'ya kadar yükseltilebilir olduğunu göstermişlerdir (Akpınar, 2010).

Bazik ortam koşullarında NaOH ile yapılan atık aktif çamurun çürütülmesinde, başlangıç hidroliz hızlarının yüksek olduğu, ancak ikinci hidroliz kademesinde NaOH'ın katı madde içeriğindeki KOİ' nin hidrolizinde çok etkili olmadığı saptanmıştır (Huang ve Wei- Shiang, 1995; Yoshio ve diğ., 1997).

3.2.2.2. Asit ortamda çamur dezentegrasyonu

Woodard ve Wukasch (1994), atık aktif çamuru H₂SO₄ ile 30 dakika oda sıcaklığında dezentegre ettiklerinde çamurda %50 - %60 arasında parçalanmayı arttırdığını ifade etmişlerdir. Aynı çalışmada, yüksek asit dozlarının kullanılmasının çamur dezentegrasyonu açısından çok uygun olmayacağı da vurgulanmıştır. Yüksek asit dozları ile dezentegrasyon yapıldığında, sistem ekipmanlarının korozyona uğrayabileceği ve sistemin işleyişini düzenlemek için ilave alkali madde eklenmesi gerekeceğine dikkat çekilmiştir. HCl ve H₂SO₄ kullanılan bir diğer çalışmada asit ile dezentegrasyonda H₂SO₄ kullanımı daha uygun bulunmuştur (Chen ve diğ., 2007; Çırakoğlu ve diğ., 2017).

(Neyens ve Baeyens. 2003), diğer bir çalışmada ise alkali dezentegrasyon (pH 9,10 ve 11) yönteminin, ÇKOİ konsantrasyonunu, nötre yakın ve asidik yöntemlere göre daha fazla arttığını belirtilmiştir. Çalışma kapsamında en yüksek dezentegrasyon verimliliğine ulaşılan mekanik, termal ve kimyasal dezentegrasyon yöntemlerinin kıyaslanması yapılmıştır. Buna göre yapılan çalışma kapsamındaki yöntemlerin etkiliği termal dezentegrasyon (150°C, 60 dak.) > mekanik dezentegrasyon (hidrodinamik kavitezyon, KS:0.2, 60 dak.) > kimyasal dezentegrasyon (NaOH, pH 11, 60 dak.) şeklinde sıralanmıştır (Çırakoğlu ve diğ.,2017).

Bu etkilerin yanında pH' ın düşmesi çamurun flok yapısı bozulmakta ve hücre duvarını parçalamaktadır. Flok yapısından suyun salınması ile çamurun daha kolay susuzlaştırılmasını sağlamaktadır (Neyens ve diğ., 2003; Akpınar, 2010).

3.2.2.3. Ozon ile dezentegrasyon

Ozon oksidasyonu, doğrudan ozon reaksiyonları ile ve dolaylı olarak OH radikalleri gibi ikincil oksitleyicilerin reaksiyonları ile gerçekleşmektedir. Pratikte doğrudan ve dolaylı oksidasyon reaksiyonları bir arada oluşmakla birlikte sıcaklık, pH ve oksitlenen materyalin tipi gibi bazı faktörlere bağlı olarak bir çeşit reaksiyon daha baskın olarak gerçekleşmektedir. Hücre sıvısı nötral pH seviyelerinde olup; yüksek konsantrasyonda bikarbonat iyonları içermektedir. Bu koşullarda ozonun radikal hareketi hücre içerisinde inhibe edilmektedir. Diğer yandan, stoplazmik membran içeriğindeki çok sayıda proteinden dolayı ozon reaksiyonlarının gerçekleşmesi için bir alan sağlamaktadır. Ozon dezentegrasyonu ile deaktive olmuş biyokatılar biyolojik parçalanma için çok iyi bir besin kaynağı olmaktadır. Bu biyokatıların anaerobik çürümeye kullanılması çürüme verimini (daha fazla biyogaz eldesi, daha stabil çamur oluşumu) artırmaktadır (www.cevrekoloji.blogspot.com.tr).

3.2.2.4. Termo-kimyasal dezentegrasyon

Termokimyasal dezentegrasyon, kimyasal dezentegrasyon uygulamasına ilave olarak fiziksel dezentegrasyon yöntemlerinden termal ön-arıtma ile kimyasal yöntemlerin birlikte uygulandığı uygulamalardır. Termal (ısı) parçalama metotlarında başarılı sonuçlara ulaşmak için yüksek sıcaklıklar gerekirken, kimyasal ve termo kimyasal yöntemlerin birleştirilmesi ile daha düşük sıcaklıklarda uygulama yapılabilir. Termokimyasal dezentegrasyonun etkilerini gözlemleyebilmek için bazı araştırmacılar alkali ilavesi ve termal dezentegrasyonu birleştirmişlerdir. Ancak bu çalışmalar oldukça çelişkili sonuçlar ortaya koymuştur (Akpınar, 2010).

3.2.3. Biyolojik dezentegrasyon

Enzimatik hücre parçalanması biyolojik dezentegrasyon ile birlikte hücre duvarlarının bileşenlerini katalizli bir şekilde çözer. Mekanik parçalanmadan sonra uygulandığında hücrelerin daha fazla parçalanmasına sebep olur (Özgen, 2016).

Enzimler, çamurdaki organik maddelerin parçalanmasını katalize eder. Enzimatik çamur tedavisi, bir anaerobik sindirim sırasında biyoprostatik çamur yapısını çamur şartlandırma ve dehidrasyon sırasında fiziksel-kimyasal tepkilerini etkiler. Çamurlar, kapiler emme süresi ve basit filtreleme testleri kullanılarak değerlendirilebilir (Özgen, 2016).

3.2.4. Vurgulu Elektrik Alan Dezentegrasyonu

Vurgulu Elektrik Alan (PEF) Uygulamaları Vurgulu elektrik alan (PEF veya VEA) uygulaması, bir seri elektrot arasına yerleştirilen ürüne 1-100 µs arasında değişen sürelerde elektrik vurguları uygulanması prensibine dayanır (etki şiddeti 10-80 kV/cm) (www.foodelphi.com).

Genel olarak PEF uygulamasının mikroorganizmalar üzerine etki mekanizmasını açıklayan teoriler şöyledir:

- Dielektrik parçalanma teorisi,
- Ozmotik denge bozulması teorisi,
- Hidrofobik ve hidrofilik por oluşumu teorisi
- Yapısal değişim teorisidir.

Bu değişimler sonucunda; Hücre zarı hasara uğrar, hücre içindeki maddeler hücre dışına çıkar, hücredeki proteinlerin hasar görür. PEF çalışmalarında düşük elektriksel alan şiddetlerinde uygulandığı durumlarda hücre yaralanmalarının iyileştiği, hücre büyümesi olduğu, hücre içine dışarıdan moleköl transferinin kolaylaştığı saptanmıştır. Yüksek şiddette elektrik alan uygulamalarında ise hücre zarı bütünlüğü bozulmaktadır. Canlı bir hücre dışarıdan yüksek şiddette vurgulu elektriksel bir alana etkisinde bırakılırsa, hücre zarında geçirgenlik artar veya hücre zarı mekaniksel olarak parçalanır. Bu olaya “elektroporasyon” denir. Belli bir kritik seviyeye kadar PEF uygulaması sonucunda hücre zarında porların açılıp kapanması geri dönüşümlü elektroporasyon, kritik seviye üzerindeki uygulamalarda ise hücre zarının parçalanması geri dönüşümsüz elektroporasyon olarak adlandırılır. Bu durum temelde uygulanan elektrik alan şiddeti, vurgu süresi ve uygulama sıcaklığı ile ilişkilidir (www.foodelphi.com). Şekil 3.4 de vurgulu elektrik alanı uygulamasında arıtmanın gerçekleştiği ünite gösterilmektedir (www.csb.gov.tr).



Şekil 3.4: Vurgulu Elektrik Alanı Uygulamasında Arıtmanın Gerçekleştiği Ünite
(www.csb.gov.tr)

Qin vd. (1995b), mikroorganizmalar için ölümcöl vurgulu elektrik alanı etkisinin elektrik alan şiddeti, vurgu süresi ve vurgu sayısına bağlı olduğunu belirtmişlerdir (www.csb.gov.tr).

3.2.5. Fenton Prosesi ile Dezentegrasyon

Fenton prosesi, hidrojen peroksitin oksitleyici etkisi ve demir (II) tuzunun katalizörlüğünde gerçekleşen bir ileri oksidasyon prosesidir (Erden ve Filibeli, 2006).

Hanay vd. (2007), yaptıkları çalışmada, bir tekstil endüstrisi atıksuyunun Fenton oksidasyon prosesi ile renk giderim verimini artırmak amacıyla; Fe ve H₂O₂ konsantrasyonu, pH, reaksiyon süresi ve sıcaklık gibi bazı parametrelerin optimum değerlerini araştırmıştır. Buna göre en iyi renk giderimi; Fe²⁺:H₂O₂ molar oranı 1:100 olarak tutulduğunda 60 mg/L Fe²⁺'nin, uygulanan en yüksek H₂O₂ konsantrasyonu olan 8,53 mM'ın, pH=2 değerinin, 4 saatlik bir reaksiyon süresinin ve 10 °C sıcaklığın en iyi renk giderim verimini sağladığı bulunmuştur (Uysal, 2014).

3.2.6. Mikrodalga ile dezentegrasyon

Termal dezentegrasyon yöntemlerinden olan mikrodalga ön arıtımında iki farklı mikrodalga (Berghof MWS-3 Mikrodalga Yakma Ünitesi ve Mikrodalga fırını) kullanılarak optimizasyon çalışmaları yapılmıştır (www.csb.gov.tr).

Berghoff marka MWS-3+ cihazı ile (Şekil 3.6) gerçekleştirilen analizlerde Marmara Bölgesi'ni temsilen seçilen İzmit Kullar AAT ve Karadeniz Bölgesi için seçilen Samsun Bafra AAT farklı sıcaklık ve uygulama sürelerinde dezentegrasyon çalışmaları gerçekleştirilmiştir (www.csb.gov.tr). Şekil 3.6 de mikrodalga parçalama sistemi gösterilmiştir.



Şekil 3.6: Berghoff MWS-3+ Mikrodalga Parçalama Sistemi (www.csb.gov.tr).



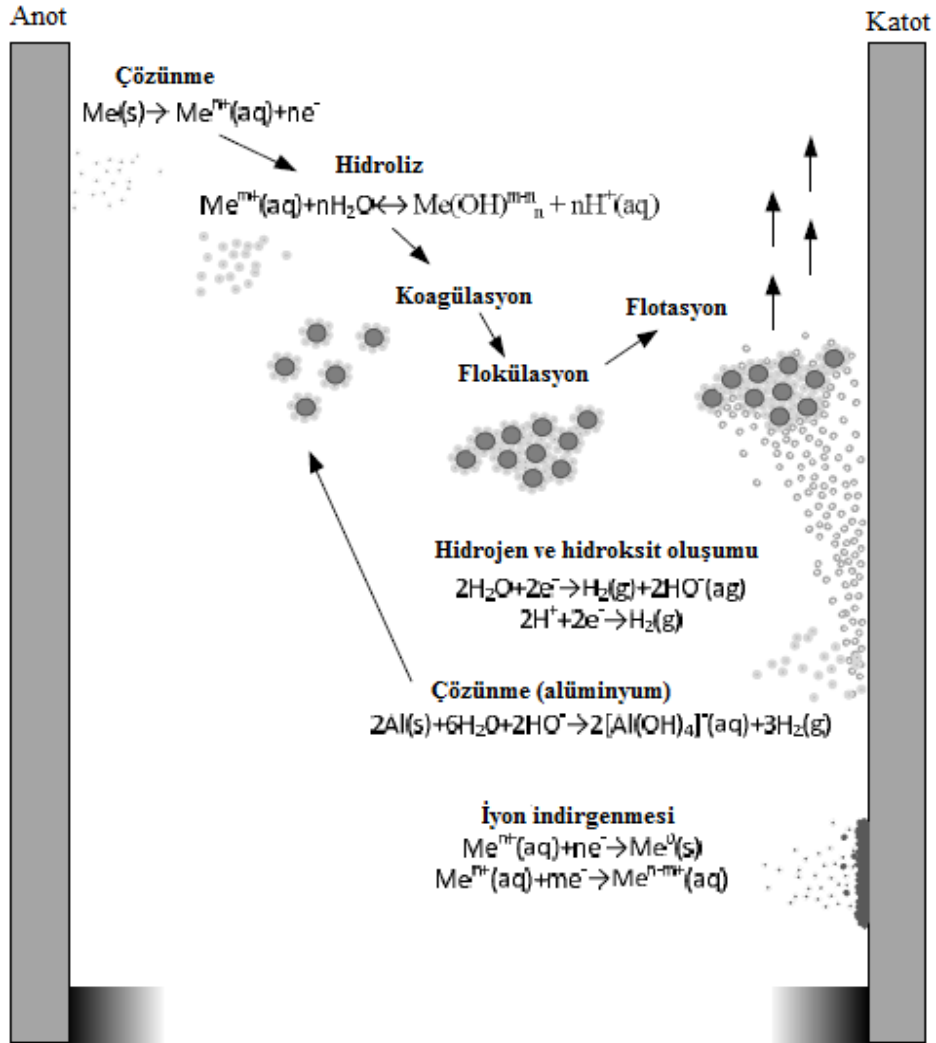
4. MATERYAL ve METOD

Çalışma kapsamında kullanılan arıtma çamuru Sivas Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinin geri devir hattından alınmıştır. Sivas atıksu arıtma tesisi ileri biyolojik arıtma prosesine sahip bir evsel arıtma tesisidir.

4.1. Elektrokoagülasyon Mekanizması

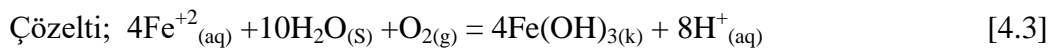
Elektrokoagülasyon prosesi anot ve katodun iyonik çözelti içine batırıldığı bir sistemdir. Çözelti içindeki anot ve katoda enerji verilmesi ile anotta oksidasyon (yükseltgenme), katotta redüksiyon (indirgenme) meydana gelmektedir (Mollah, 2004; Tetik, 2011)

Elektrokoagülasyon prosesinde yaygın olarak demir (Fe^{+2} , Fe^{+3}) ve alüminyum (Al^{+3}) elektrotları kullanılmaktadır. Elektrotlara elektrik enerjisi ile akım verildiği takdirde alüminyum elektrodu için $Al(OH)_3$, demir elektrodu için $Fe(OH)_3$, $Fe(OH)_2$ gibi hidroksit bileşikler oluşmaktadır. Oluşan hidroksit iyonları ile ortamda bulunan kirlilik parametreleri soğurularak ortamdaki çökelerek uzaklaştırılmış olurlar (Akarsu, 2014). Şekil 4.1 de elektrokoagülasyon mekanizması gösterilmektedir.



Şekil 4.1: Elektrokoagülasyon Mekanizması (Akarsu, 2014)

Demir elektrodun kullanılması ile gerçekleşen reaksiyonlar katot, anot ve çözelti olarak 3'e ayrılmaktadır. Bunlar; denklem 4.1, 4.2 ve 4.3 de gösterilmektedir. Denklem 4.4 te ise oluşan reaksiyonların toplamı gösterilmiştir (Yılmaz, 2009)



Toplam reaksiyon; $4\text{Fe}_{(k)} + 2\text{H}_2\text{O}_{(s)} + \text{O}_{2(g)} = 4\text{Fe}(\text{OH})_{3(k)} + 4\text{H}_{2(g)}$ [4.4]

4.2. Alkali Dezentegrasyon Uygulaması

Dezentegrasyon derecesi belirlenmesi için alkali dezentegrasyon numunesi hazırlandı. Bu işlem için 40 gr NaOH tartılıp 1 litre distile suda çözüldü. Ardından 1 litre numune ilave edilip elde edilen alkali çamur numunesi 24 saat karıştırıcıda bekletildi.

4.3. Dezentegrasyon Derecesinin Belirlenmesi

Dezentegrasyon derecesi artıma çamurlarının ÇKOİ parametresi ile ölçülen bir ifadedir. Denklem 1 de DD formülasyonu gösterilmiştir.

$$\text{DDKOİ} = (\text{ÇKOİ} - \text{ÇKOİ}_0) / (\text{ÇKOİ}_{\text{NaOH}} - \text{ÇKOİ}_0) \times 100 \quad [1]$$

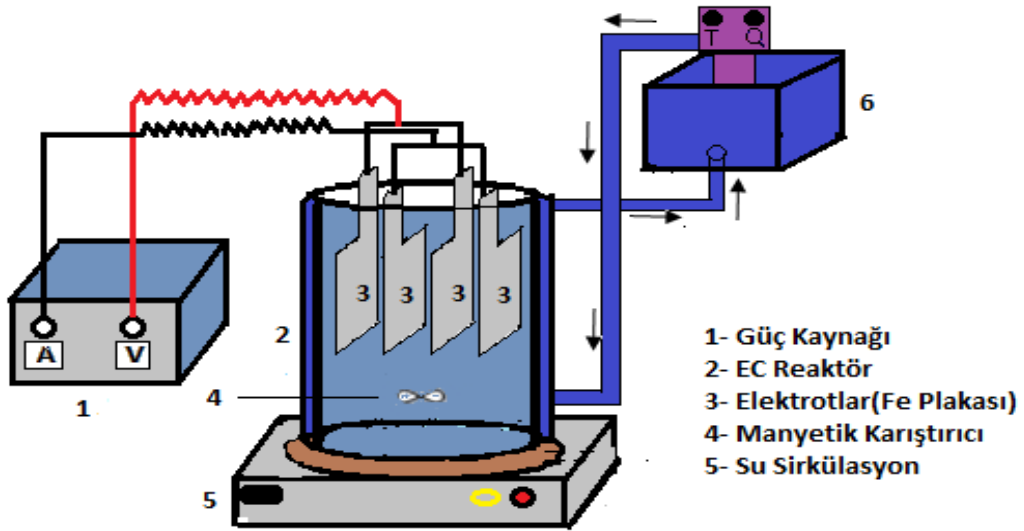
burada;

DDKOİ: Dezentegrasyon Derecesi, ÇKOİ: Dezentegre edilmiş çamurun üstsuyundaki ÇKOİ değeri (mg/L), ÇKOİ₀: Orjinal (dezentegre edilmemiş) çamurun üstsuyundaki ÇKOİ değeri (mg/L), ÇKOİ_{NaOH}: Kimyasal olarak 1mol/L NaOH ile oda sıcaklığında, 20±1 °C, 24 saat boyunca dezentegre edilmiş çamurun üst suyundaki ÇKOİ değeri (mg/L) olarak verilmiştir.

4.4. Deney Sistemi

Deneylerde (130*100*100) ebatlarında; aralarında 20 mm boşluk bulunan %99,5 saflıkta demir plakadan yapılmış demir elektrotlar kullanılmıştır. Demir elektrotları 50*130*5 mm ebatlara sahip anot- katot, anot- katot olacak şekilde monopolar bağlantı gerçekleştirilmiştir. Monopolar bağlantı diğer konfigürasyonlara göre aynı akım için daha düşük volt(A/m²)aj gerçekleştirdiği için tercih edilmiştir. Elektrotlar

dijital güç kaynağına bağlanıp (Alpha 100A-50V) 1000 mm lik fleksişlas reaktörde kesikli sistemde elektrotların reaktöre bağlanması ile deney düzeneği oluşturulmuştur. Toplam elektrot yüzey alanı 210, 420, 630 cm² olarak ayarlanmıştır. (Koby ve diğ.,2013) Şekil 4.4 de deney düzeneği gösterilmiştir.



Şekil 4.4: Elektrokoagülasyon ile Çamur Dezentegrasyonu Deney Düzeneği

4.5. Analiz Yöntemleri

4.5.1. ÇKOI tayini

ÇKOI tayini standart metodlara göre yapıldı. Numuneler alınıp 0.45 mikron filtre kağıdı ile filtrelendikten sonra numaralandırılan tüplere konuldu. 2.5ml numune, 1.5ml potasyum dikromat ve 3.5ml gümüşlü sülfürik asit ilave edilip termoreaktörde 2 saat bekletildi. Numunelerde titrimetrik yöntemle KOI okuması yapıldı (Standard Methods, 1989). KOI hesabı için denklem 2 kullanıldı.

$$\text{ÇKOI} = \frac{(A-B).M.8000}{ml \text{ numune}}$$

[2]

Burada; A=Şahit için harcanan FAS, B=Numune için harcanan FAS miktarını ifade eder.(M=FAS molaritesini ifade eder)

$$M = \frac{\text{ml sarf.}0.0167M \text{ K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7}{\text{FASml}} \cdot 0.1$$

4.5.2. AKM tayini

105 °C’de etüvde 1 saat bekletilip, desikatörde soğutulduktan sonra sabit tartımı alınmış filtre kâğıdı (temizsu için 0.45 µm’ lik membran, atıksu için cam elyaf) filtrasyon düzeneğine yerleştirildi. Saf su ile ıslatılarak vakumdan geçirilip, daha sonra çok iyi karıştırılmış belli hacimdeki numune süzüldü. Süzme işlemi bittikten sonra huninin cidarları saf su ile iyice yıkanıp; 2 – 3 dk. kadar vakuma devam edildi. Filtre kâğıdı pens yardımıyla dikkatlice alüminyum veya paslanmaz çelikten bir tabla üzerine alındı. 103–105 °C’de etüvde 1 saat kurutuldu. Desikatörde soğutulup tartıldı. Bu işlemlere; kurutma, soğutma, desikatöre alma vb, sabit tartıma ulaşıncaya veya ağırlıktaki kayıp 0.5 mg’dan az oluncaya kadar devam edildi. Denklem 3’ te AKM tayini anlatılmaktadır.

$$\text{AKM(mg/l)} = (C-D) \cdot 1000/V \quad [3]$$

Burada;C=Filtre kâğıdı+kuru kalıntının tartımı(mg), D=Filtre kâğıdının tartımı(mg)V=Numune hacmini ifade etmektedir.

4.5.3. ALKALİNİTE tayini

100 ml numune erlene alındı. 3-4 damla fenolftalein çözeltisi kondu. Eğer renk pembe oluyorsa renk gidinceye kadar 0.02 N H₂SO₄ ile titre edildi. Asit miktarı kaydedildi. (P, Fenolftalein Alkalinitesi) Pempe renk oluşmamış ise, suyun pH’ı 8.3’den küçüktür ve hidraosit+karbonat alkalinitesi sıfırdır. Aynı numuneye 3–4 damla metiloranj damlatılarak tekrar 0.02 N H₂SO₄ ile soğan kırmızısına yakın bir renk oluşuncaya kadar titrasyona devam edildi ve sarfedilen asit miktarı kaydedildi (Standard Methods, 1987). Alkalinite tayini için denklem 4 kullanılmıştır.

Toplam alkalinite= $T.N.50000/V$ (mg/lCaCO₃) [4]

Burada; T=İkinci dönüm noktası sonuna (fenolftalein+metiloranj) kadar sarf edilen toplam H₂SO₄ miktarı(ml), N=Sülfürik asit Çözeltisinin normalitesi, V=Numune hacmi,ml olarak ifade edilmiştir.

4.5.4. Amonyum-Nitrat- Nitrit Tayini

Merck marka test kitleri kullanılarak Nova60 spektro cihazında okuma yapıldı.

Nitrat tayini için; test kiti içerisine 1 ölçek nitrat ölçümü kimyasalı ilave edildi. 1 dakika boyunca çalkalama gerçekleştirildi ve ardından 1,5ml numune kit içerisine ilave edildi. 10 dakika sonra spektro cihazında okuma yapıldı.

Amonyum tayini için; kit içerisine 0,5ml numune eklendi. 1 dakika çalkalanarak ardından 1 doz amonyum tozu ilave edildi. Toz çözelti içinde tamamen çözünene kadar çalkalama işlemine devam edildi. 15 dakika ardından spektro cihazında okuma yapıldı.

Nitrit tayini için; test kiti içerisine 5ml numune ilave edildi. 10 dakika sonra okuma gerçekleştirildi.

4.5.5. Diğer Analizler

Deneyler 9 Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü tarafından gerçekleştirilmiştir. Partikül Boyut Dağılımı için Malvern Mastersizer 2000 Partikül Boyut Analizörü kullanılmıştır. Triton Elec. CST deney düzeneği ile kapiler emme süresi tayin edilmiştir. Hach Lange marka TOC cihazıyla Toplam organik karbon tayin edilmiştir. Vizkozite analizi için Brookfield marka RVDVIII+model reometre kullanılmıştır. Toplam koliform tayini TS EN ISO 9308-2 yöntemi ile gerçekleştirilmiştir.

5. BULGULAR ve TARTIŞMA

5.1. Optimum Koşulların Belirlenmesi

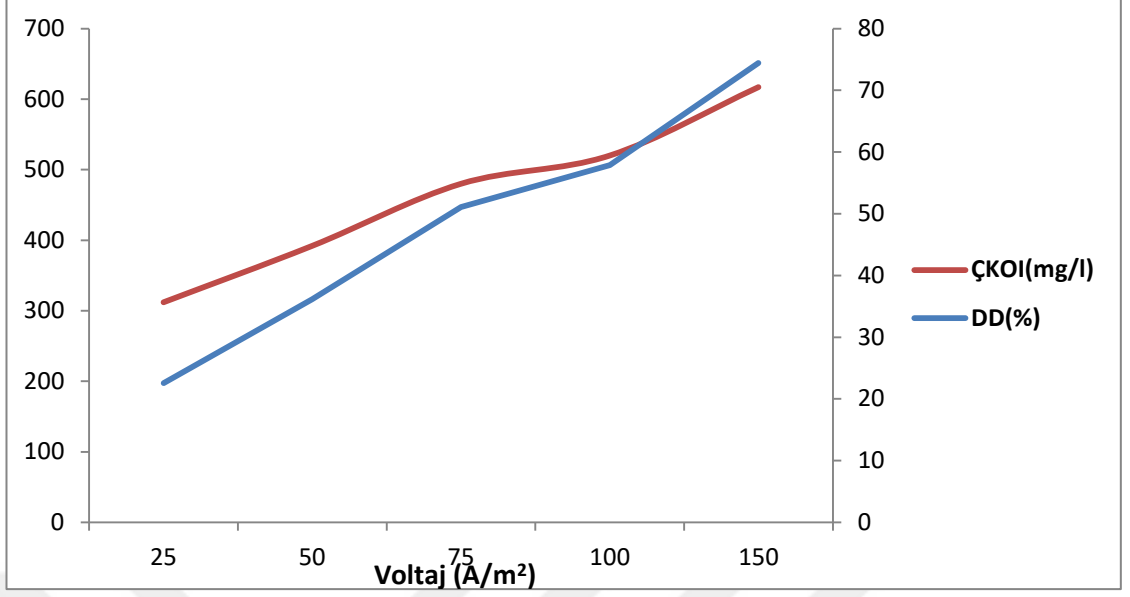
5.1.1. Optimum Voltajın (akım yoğunluğunun) Belirlenmesi

Çalışmanın bu bölümünde çamurun pH değerine dışarıdan herhangi bir asit yada baz ilavesi yapılmadan çamurun kendi pH değerinde (nötr halde) çalışılmıştır. Optimum koşulların belirlenmesi için pH=7, t=75 dakikada, farklı voltajlar (akım yoğunlukları) (25-150) uygulanmıştır. DD nin formülasyonu itibari ile kullanılan $\text{ÇKOI}_{\text{NaOH}}$ 768 mg/l, ham çamurun ÇKOI değeri 179,2 mg/l dir. Farklı voltajlar uygulandığında elde edilen DD değerleri çizelge 5.1 de verilmiştir.

Çizelge 5.1: Optimum Koşulların Belirlenmesi için farklı voltaj çalışmalarının DD ve ÇKOI Değerleri

Voltaj (A/m ²)	ÇKOI (mg/l)	DD(%)
25	312	22.55
50	392	36.14
75	480	51.1
100	520	57.9
150	617	74.4

Farklı voltaj değerleri kullanılarak yapılan çalışmada parçalanma hızı ÇKOI değerlerinin artışından anlaşılacağı gibi voltaj değerinin artması ile artma göstermiştir. Ham çamurun ÇKOI değeri yapılan ölçüm ile 179,2 mg/l olarak belirlenmiştir. Çizelge 5.1 de en düşük voltaj değerinin (25V) ÇKOI değerini ham çamur numunesi ile kıyasladığımızda ne kadar arttırdığı görülmüştür. Çamura 150 volt (A/m²) elektriksel kuvvet uygulandığında DD değerinin diğer voltaj değerlerinin DD değerlerinden daha yüksek verime sahip olması sebebi ile optimum voltaj değeri 150(A/m²) olarak belirlenmiştir. Şekil 5.1 de Farklı voltajların ÇKOI (mg/l) ve DD (%) değerleri gösterilmiştir.



Şekil 5.1: Optimum Koşulları Belirlemede Uygulanan Voltajların ÇKOI ve DD üzerine etkileri

Şekil 5.1 de voltaj değerinin artması ile ÇKOI ve DD değerlerinin arttığı görülmüştür. Çamur içerisindeki parçalanmanın dezentegrasyon prosesinde 150 (A/m²) değeri kullanılması ile en yüksek olduğu sonucuna varılmıştır. Bu sebeple optimum voltaj değeri 150 (A/m²) olarak belirlenmiştir.

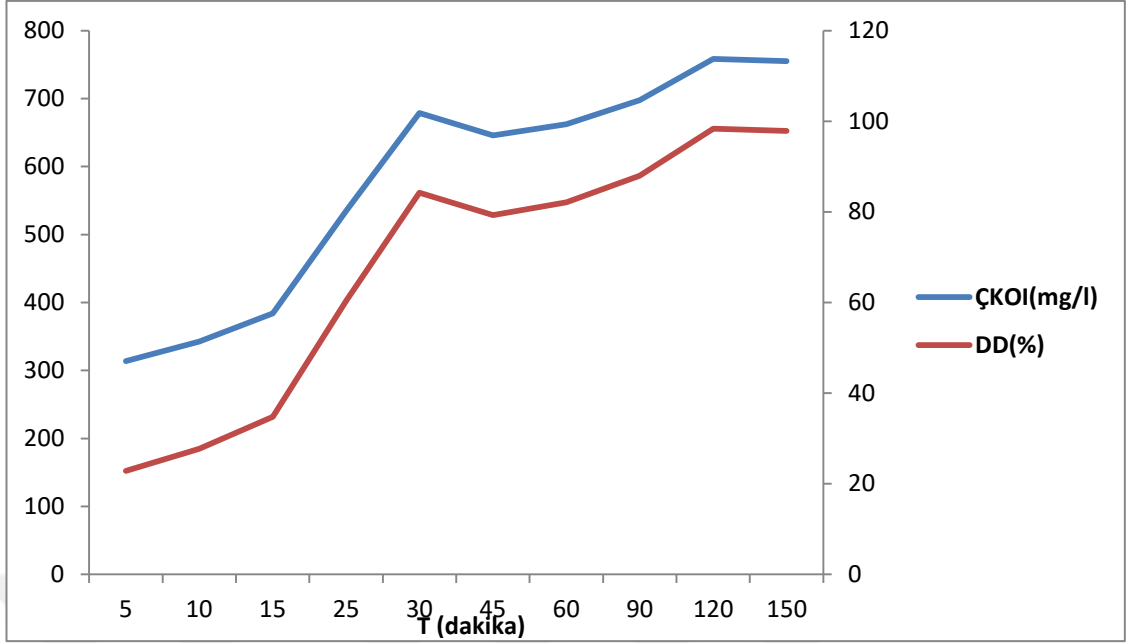
5.1.2. Denge Süresinin Belirlenmesi

Çalışmada optimum süre belirlemek amacıyla; voltaj değeri 150 (A/m²) değerinde çamurun pH değerine herhangi bir asit yada baz ilavesi yapılmadan nötr halde bırakılarak (pH=7) 150 dakikada her 5 dakikada bir numune alınarak ÇKOI ve DD değerleri incelenmiştir. Çizelge 5.2 de ÇKOI ve DD değerlerindeki değişim gösterilmiştir.

Çizelge 5.2: Zamana bağlı ÇKOI ve DD değişimleri değerleri

T (dakika)	ÇKOI(mg/l)	DD(%)
5	313,6	22,83
10	342,4	27,72
15	384	34,78
25	534,4	60,33
30	675,2	84,23
45	646	79,27
60	662,2	82,1
90	697,6	88,0
120	758,4	98,37
150	755,2	97,83

Çizelgede elde edilen değerler incelendiğinde 5. dakikadan 15. dakikaya kadar alınan numune ile yapılan deneylerde DD değerleri oldukça düşüktür. Bunun sebebi akım yoğunluğunun değeri yüksek olsa bile uygulama süresinin azlığı ÇKOI veriminin düşük sonuçlanmasına, dolayısıyla DD veriminin düşüklüğüne sebep olmuştur. 25. dakikadan itibaren DD değerleri artma ve azalma göstermiştir. 150. dakikada DD değerleri en yüksek değerdedir. Ancak 150. dakikanın elektrokoagülasyon uygulaması sırasında harcadığı enerji ve maliyet düşünüldüğünde ve sonuçlar bu doğrultuda incelendiğinde 30. dakikada ulaşılan değerlerin kabul edilir değerler olduğu sonucuna varılarak optimum süre 30 dakika olarak belirlenmiştir. Değerler Şekil 5.2 de gösterilmiştir.



Şekil 5.2: Zamana bağlı ÇKOI ve DD değişimleri değerleri

Şekil 5.2 de 150 (A/m^2) değerinde 30. dakikadaki DD sonucunun 150. dakikadaki DD sonucuna yakınlığı görülmektedir.

5.1.3. Farklı Voltajların (Akım Yoğunluklarının) Optimum Süredeki Analiz Değerleri

Çalışmanın bu bölümünde çamura uygulanan farklı voltaj değerlerinin AKM, Alkalinite, NH_4-N , NO_3-N , NO_2-N nasıl etkilediği araştırılmıştır. $pH=7$, $t=30$ dakika, $V=150(A/m^2)$ olarak belirlenip bu koşullarda dezentegrasyon ön işlemine tabi olan çamurun analiz değerleri çizelge 5.3 de gösterilmiştir.

Çizelge 5.3: Farklı voltajlara ait analiz sonuçları değerleri

Voltaj (A/m²)	AKM(mg/l)	Alkalinite.(mg/l CaCO₃)	NH₄- N(mg/l)	NO₃- N(mg/l)	NO₂- N(mg/l)
25	5,5	155	4,7	0,5	0,024
50	11,91	198	7,4	0,2	0,075
100	15,69	134	12,9	0,1	0,084
150	14,82	173	13,0	1,6	0,249

Askıda katı madde miktarlarında voltaj değeri arttıkça artma meydana gelmiştir. Normal şartlarda AKM değerinin azalması beklenirken bu durum kullanılan demir elektrodunun neden olduğu çözülme sebebi ile oluşan demir floklarından dolayı askıda katı madde miktarını arttırdığı sonucuna varılmıştır. Uygulanan akım yoğunluğu şiddeti arttıkça elektrottaki kopmalar artmış dolayısıyla elektrot cinsine bağlı olarak demir flokları meydana gelmiştir. Oluşan bu durum askıda katı madde değerinde artışa sebep olmuştur.

Çamur içerisinde bulunan amonyum miktarı akım yoğunluğunun artması ile artma göstermiştir. Amonyum bulunduğu ortamda +1 değerlikli katyon olarak bulunur (www.nkfu.com). Elektrokoagülasyon prosesinin anot ve katot olarak iki bağlantı mekanizmasından ortama salınan katyon bileşikleridir. Bu sebeple akım yoğunluğu arttıkça ortama +1 değerlikli katyonik elementler salınmıştır. Amonyum değeri de bu sebeple artma göstermiştir. Nitrat değerleri akım yoğunluğunun 25- 100(A/m²) arası olduğu durumlarda azaldığı; akım yoğunluğunun 150(A/m²) olduğu durumda ise en yüksek düzeyde görüldüğü tespit edilmiştir. Nitratın 150(A/m²) akım yoğunluğunda artış göstermesinin sebebi elektrokoagülasyon prosesi sırasında gerçekleşen oksidasyon olarak tespit edilmiştir. Nitrit değerleri de oldukça düşük düzeydedir.

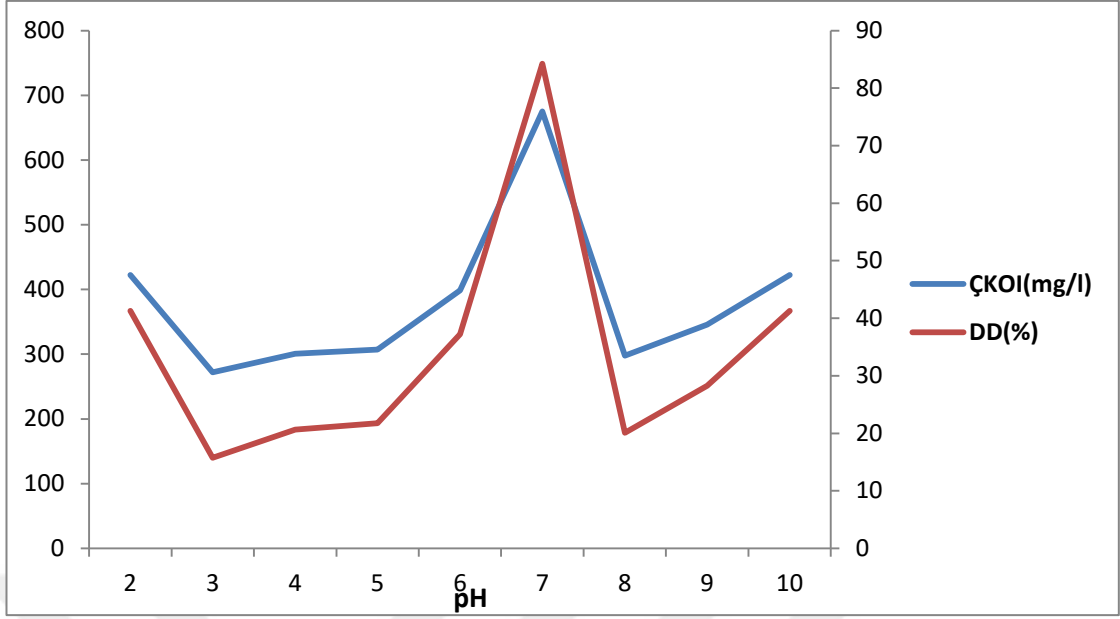
Alkalinite artışında dalgalanmalar söz konusudur, akım yoğunluğunun değişme göstermesiyle çamur içerisindeki CO₃⁻, HCO₃⁻ ve OH⁻ alkaliniteleri de değişkenlik göstermiştir. Çizelge 5.3 de görüldüğü gibi akım yoğunluğunun 50(A/m²) de en yüksek OH⁻ salınımı gözlenmiştir.

5.1.4. pH Parametresinin etkileri

Çizelge 5.4 de optimum akım yoğunluğu değeri ($150A/m^2$) ve optimum süre ($t=30$ dakika) sabit tutularak; çamura asit ve baz ilavesi ile pH ayarlaması yapıldı. Uygulanan farklı pH değerlerinin; ÇKOI, DD, AKM, Alkalinite, NH_4-N , NO_3-N , NO_2-N parametreleri üzerindeki etkileri incelendi. Değerler Şekil 5.3. üzerinde gösterilmiştir.

Çizelge 5.4: Dezentegrasyon Ön İşleminde Farklı pH Uygulamalarına ait analiz Sonuçları

pH	ÇKOI (mg/l)	DD(%)	AKM(mg/l)	ALK.(mg/l)	NH_4-N (mg/l)	NO_3-N (mg/l)	NO_2-N (mg/l)
2	422,4	41,30	7050	94	1.3	1.3	0.397
3	272	15,76	8460	96	8.5	0.6	0.277
4	300,8	20,65	12230	76	2.9	1.2	0.054
5	307,2	21,73	12180	73	10.6	0.9	0.056
6	398,4	37,23	12390	89	17.2	2.1	0.082
7	675,2	84,23	14820	173	13.0	1.6	0.249
8	297,6	20,11	8660	368	6.0	0.3	0.033
9	345,6	28,26	8710	198	4.3	0.8	0.027
10	422,4	41,30	7820	566	4.9	00	0.010



Şekil 5.3: Farklı pH çalışmalarında ÇKOI ve DD değerlerinin değişimi

Arıtma çamurlarının pH larındaki artış ile ÇKOI artışı doğru orantılı olarak pH 3'ten itibaren artma göstermiştir. En yüksek parçalanma pH 7 de görülmüştür. Bu değerde arıtma çamurunun asit yada baz ilave edilmeden kendi pH değeridir. Nötr pH değerinden sonra parçalanma derecelerinde lineer olmayan azalma ve artmalar gözlenmiştir.

Çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacına bağlı olarak dezentegrasyon derecesinin en yüksek değeri; çamurun kendi pH değerinde elde edilmiştir. Dezentegrasyon mekanizmalarında çamura dış kuvvetler uygulayarak flok yapısı daha kolay bozulabilir mikrobik hücre duvarı dış kuvvetin artırılması ile artma gösterebilir.

En düşük pH değeri pH2 ve en yüksek pH değeri pH10 incelendiğinde bu değerlerin AKM farkı 770mg/l gibi düşük bir sonuçtur. pH 2 de harcanan asit miktarı ve pH 10 için harcanan baz miktarı düşünüldüğünde en düşük ve en yüksek pH değerinde AKM değerlerinin birbirine yakın olduğu saptanmıştır. pH' ın nötr değerinde AKM değeri en yüksek olduğu çizelge 5.4 de görülmektedir. Nötr pH değerinde, voltaj değeri 150(A/m²) ve 30 dakikada diğer pH derecelerine göre demir elektrodunun ortamda çözünmesi ve dolayısıyla demir floklarının oluşmasının daha kolay gerçekleştiği elde edilen yüksek AKM sonuçları ile tespit edilmiştir.

NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N analizlerinde pH etkisi gözle görülür farklar ortaya koymaktadır. Farklı voltaj etkilerine dendiğimiz çizelge 5.3 de değerler voltaj etkisi düşük olan numunelerde düşük iken voltaj değerinin 150(A/m²) 'ye çıkarılması ile değerler artmıştır. Farklı pH değerlerinin incelendiği çizelge 5.4 ' e baktığımızda ise amonyumun; pH değeri 6 ve 7 de yüksek seviyelere çıktığı görülmüştür. Amonyumun pH 6 ve 7 deki yüksek değer almasının sebebi oproses kaynaklı ortama salınan +1 değerlikli katyonik elementlerden olduğu saptanmıştır. Normal şartlardaki atıksularda azotun nitrit ve nitrat hali atıksularda yok denebilecek kadar az bulunur. Ancak bazı endüstriyel atıksular karışma gösterdiğinde bu atıksuların karakterizasyonundan dolayı kimyasal içerikleri yüksek olması sebebi ile nitrat ve nitrit artma gösterebilir. Dolayısıyla pH ayarlamalarında kullanılan ve çamura eklenen asit ve baz miktarlarının çamur karakterizasyonundaki değişime sebep olduğundan nitrit ve nitrat değerleri artma ve azalma göstermiştir.

Alkalinite için bilindiği üzere alkalinite suyun asitleri nötralize edebilme kabiliyeti olarak tanımlanır. Optimum pH değerinde okunan alkalinite miktarı ortalama bir değer gösterirken pH değeri arttırıldıkça alkalinite de aynı doğrultuda artma göstermiştir. En yüksek alkalinite değeri çamurun en bazik halinde pH 10 değerinde görülmüştür. Elde edilen bu sonuç gösteriyor ki OH⁻ radikalleri yüksek pH değerinde ortama salınmıştır.

5.2. Kireç İle Şartlandırma

Bu çalışmanın temel amacı dezentegre edilmiş çamura ve ham çamura kireç ile şartlandırma uygulayarak dezentegrasyon ile ön işleme tabi tutulmuş çamurun şartlandırmaya etkisinin incelenmesidir.

Çalışmanın bu bölümünde optimum koşullardaki numune (150A/m², 30dk, pH 7) elektrokoagülasyon prosesinden çıkan ve ham çamurdan alınan 1000ml çamur numunesine 3,6g CaO (sönmemiş kireç) ilave edildi. Bu şekilde alınan numuneler gerek elektrokoagülasyon ile dezentegrasyona maruz bırakılan numune gerekse ham çamur numunesi içerisine gerekli miktar ilave edilerek manyetik karıştırıcıda sürekli karıştırılarak ilave edildi. Başlangıçta optimum pH değerimiz 7 iken 2 saat sonunda

ölçülen pH değeri kireç ilavesine bağlı olarak 12 ve üzeri olması hedeflendi. Bu hedef doğrultusunda amaç pH 12 veya üzerinde iken mikroorganizmalar için uygun olmayan ortam oluşturulmaya çalışıldı. 24 saat manyetik karıştırıcıda şartlandırmaya maruz kalan çamur numuneleri 24 saatin sonunda ÇKOI, AKM, Alkalinite, NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N tayinleri gerçekleştirildi. Kireç ile şartlandırma işlemi çamurun su verme özellikleri üzerindeki etkisi araştırılmak için uygulanan bir prosestir. Bu çalışmada tespit edilmek istenen kısım ise; dzentegrasyon ile ön işlemin şartlandırma işlemi üzerinde nasıl etkiler oluşturduğu olmuştur. Optimum koşullarda gerçekleştirilen dezentegrasyon işlemi ardından uygulanan kireç ile şartlandırılmış numunedeki DD değeri 153(%) olarak bulunmuştur. Optimum koşullardaki numunenin DD değeri ise 84,23(%) olarak hesaplanmıştı. Sonuçlar dezentegrasyon prosesinin çamurun şartlandırma işlemi sonrasında uygulanan kireç ilavesi ile DD değerini arttırdığı, su verme özelliklerini iyileştirdiği tespit edilmiştir.

5.3. Maliyet Hesabı

Çalışmalarda maliyet hesabı arıtma metodlarının seçilmesinde önemli bir parametredir. Maliyet içinde; elektrik, kimyasal malzeme, çamur taşıma uzaklaştırma gibi etkenlerin yanında yatırım maliyeti, işçilik, bakım gibi bir çok dolaylı maliyetlerde karşımıza çıkmaktadır (Özyonar, Karagözoğlu, 2012)

$$C_{\text{ELEKTROT}} = \frac{I \cdot t_{\text{EC}} \cdot M_w}{z \cdot F \cdot v} \quad [5]$$

v: Elektrolit hücre hacmi

F: Faraday sabiti(96485,3Cloumb/mol= 96500C/mol)

z: Anot metalin kimyasal ekivalent değeri veya reaksiyonda transfer edilen elektron sayısı (z_{al} ve z_{fe} = +3)

M_w: Anot metalinin molekül ağırlığı (M_{al} = 27g/mol, M_{fe} = 55g/mol)

I: Akım(Amper)

t_{EC}: İşletme süresi(s)

$C_{ELECTROT}$: EC reaktöründeki çözünen alüminyum veya demir metal elektrot miktarıdır.(kg elektrot/m³ arıtılan su miktarı)

$$C_{ENERJİ} = \frac{V \cdot t_{EC} \cdot I}{v} \quad [5.1]$$

V: Volt(A/m²)

v: Elektrolit hücre veya EC reaktörü hacmi

I: Akım(Amper)

t_{EC} : İşletme süresi(s)

$C_{ENERJİ}$: EC prosesindeki enerji tüketimi(kWh/m³)

İşletme maliyeti esas itibari ile elektrot ve enerji tüketiminden kaynaklanmaktadır (Özyonar, Karagözoğlu, 2012).

Bu sebeple birim enerji maliyeti (S/kWh), birim elektrot maliyeti(S/kgFe) gibi değerlerin hesaplanması gerekmektedir. Denklem 5,5.1,5.2,5.3,5.4,5.5 de çalışmadaki işletme maliyeti hesaplanmıştır.

$$\text{İşletme Maliyeti} = X \cdot C_{ENERJİ} + Y \cdot C_{ELECTROT} \quad [5.2]$$

Çalışmada kullanılan değerler denklemde yerine konacak olursa;

$$C_{ELECTROT} = \frac{3,15 \cdot 0,55 \cdot 55 \text{ g/mol}}{(+2) \cdot 96500 \text{ C/mol} \cdot 11} = 0.455 \text{ kg/ m}^3 \quad [5.3]$$

$$C_{ENERJİ} = \frac{50 \cdot 0,55 \cdot 3,15}{1000} = 0.0787 \text{ kWh/ m}^3 \quad [5.4]$$

Burada; X birim enerji maliyeti, Y ise elektrot maliyeti olarak tanımlanır.

$$\text{İşletme maliyeti} = (0.08 \cdot 0.0787) + (0.58 \cdot 0.455) = 0.27 \text{ (€/m}^3) \quad [5.5]$$

5.4. Tartışma

Çalışmanın bu bölümünde tüm çamur numuneleri için (dezentegrasyon ile ön işlem uygulanmış çamur, ham çamur numunesi, ham çamur numunesinin hiçbir işleme maruz bırakılmadan şartlandırılması ve dezentegre ile ön işlem uygulanmış çamur) çizelge 5.5. de belirtilen analizler gerçekleştirilmiştir.

Çizelge 5.5: Farklı işlemlere ait çamur analiz sonuçlarının karşılaştırılması

Parametre	Ham çamur	Dezentegre edilmiş çamur	Ön işlem olmadan ham çamurun şartlandırılması	Ön işlem uygulanmış(dezentegre edilmiş) çamurun şartlandırılması
pH	7,00	9,00	12,00	12,35
EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1077	735	8034-8065	6039-8005
AKM (mg/L)	6150	14820	10300	13740
Alkalinite (mg CaCO ₃ /L)	190	173	2840	1222
ÇKOİ (mg/L)	179,2	675,2	1742	1080
TOC (mg/L)	49,77	341,8	843,4	365,6
NH ₄ -N (mg/L)	3,4	13,0	2,0	6,4
NO ₃ -N (mg/L)	0,2	1,6	0,7	0,9
NO ₂ -N (mg/L)	0,029	0,249	0,019	0,014
Kapiler Emme Süresi (CST) (s)	21,2	11,4	45,6	13,9
Toplam koliform (EMS/100mL)	24.2x10 ⁵	24.2x10 ⁵	13200	14600
Partikül Boyut (μm)				
Yüzeysel Ağırlık D [3,2]	28.154	32.331	18,738	49,351
Hacimsel Ağırlık D [4,3]	40.355	44.087	35,200	153,763
d (10)	17.136	19.695	10,776	22,433
d (50)	42.539	46.435	34,460	190,911
d (90)	60.794	64.089	60,068	248,073
Özgül yüzey alanı (m ² /g)	0.213	0.186	0,32	0,122
Viskozite (mPas)				
[50rpm]	15,0	5,0	5,0	5,0
[100rpm]	12,5	7,5	2,0	7,5
[150rpm]	10,0	5,0	1,67	6,67

Çalışmada hedeflenen ilk aşama optimum koşulları bulmak olmuştur. Çalışmanın başlangıcında farklı voltaj değerleri 75dakika sürede sabit tutularak bu voltaj değerlerinin ÇKOI ve DD etkileri araştırılmıştır. Farklı voltaj etkilerinde yüksek DD verimi 150(A/m²) değerinde elde edilmiştir. Bu sebeple çalışmanın bundan sonraki bölümünde denge süresini tespit etmek amacıyla pH=7, Voltaj=150(A/m²), t=150 dakika ve her 5 dakikada bir numune alarak hangi sürede DD değerinin yüksek olduğu, maliyet de düşünülerek araştırılmıştır. Sonuç olarak 150. Dakikada elde edilen DD değerleri (%97,83) (çizelge 5.2) 30. Dakikada elde edilen DD değerlerine (%84,23) (çizelge 5.2) yakın olması sebebi ile ve 150 dakikalık bir sürede harcanacak enerji düşünülduğünde denge süresi 30 dakika olarak belirlenmiştir. 30 dakikalık süre çalışmanın DD verimi açısından başarılı sonuç verdiği tespit edilmiştir. Çalışmanın bir diğer kısmı farklı pH uygulamaları ile (2-10) optimum pH değeri araştırılmıştır. Yapılan düşük ve yüksek pH çalışmalarında optimum değer pH=7 olarak tespit edilmiştir. Bu işlem sonrasında denge süresinde (t=30 dakika) farklı voltaj değerlerinin AKM, Alkalinite, NO₂-N, NO₃-N, NH₄-N değerlerini nasıl etkilediği incelenmiştir. Çizelge 5.3 de gösterilen sonuçlar voltaj değerinin artması ile çamur içerisindeki askıda katı maddelerin arttığı gözlenmiştir. En yüksek değer 100(A/m²) değerinde tespit edilmiştir. Amonyum azotunun çizelge 5.3 de görüldüğü gibi yüksek değeri 150(A/m²) değerinde tespit edilmiştir. Alkalinite artışında dalgalanmalar söz konusudur, voltaj değerlerinin değişme göstermesiyle çamur içerisindeki CO₃⁻, HCO₃⁻ ve OH⁻ alkaliniteleri de değişkenlik göstermiştir. 50(A/m²) değerinde yüksek OH⁻ salınımı tespit edilmiştir.

Çizelge 5.5 değerlendirildiğinde ham çamur elektrokoagülasyon prosesine tabi tutulduğunda başlangıç pH değeri 7 iken proses bitiminde pH değerinin yükseldiği, dezentegre edilmiş çamurun bazik değer kazandığı görülmüştür. Bu çalışmanın dışında araştırma amacı güdülerek yapılan başka bir çalışmada Al elektrodu kullanılarak aynı özelliklere sahip çamurun elektrokoagülasyona maruz bırakıldığında çıkış pH değeri maximum 7,45 iken Fe elektrodu kullanıldığında bu değer maximum 9-9,50 aralığındaki değerlere ulaşılmıştır. Bu sonuçlarda kullanılan elektrot değişkeninin etkisi olduğu sonucunu oluşturmaktadır.

EC değeri suyun elektriksel iletkenliği hakkında bilgi veren bir parametredir. Çizelge 5.5 de elektrokoagölasyon prosesinin EC değeri azaltdığı ham çamur numunesinde proses girişı EC değeri 1077 $\mu\text{S}/\text{cm}$ iken proses sonucu EC değeri 735 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak azaldığı görölmüştür. EC değeri suyun içindeki çözünmüş mineral ve karbondioksit değerleri ile belirlenir. EC değerindeki bu değişim ve düşüş ile elektrokoagölasyon ile çamur dezentegrasyonu sisteminin parçalama sürecinin gerçekleştiği sonucuna varılmıştır.

Alkalinite değerleri ele alındığında; ham çamur numunesinin şartlandırılması ile en yüksek alkalinite değerine 2840mg/l ulaşıldığı OH^- radikallerinin kireç ilavesi ile alkaliniteyi arttırdığı sonucuna varılmıştır. En düşük alkalinite değeri 173mg/l olarak optimum koşullardaki numunede analiz edilmiştir.

AKM değerleri ham çamur numunesine (6150mg/l) kıyasla optimum koşullarda ki değerin (14820mg/l) kullanılan demir elektrodun çamura salınımı sonucu artmıştır. Bu değer dezentegrasyon ile ön işlem uygulanmış çamurun şartlandırılmasında ise (13740 mg/l) olarak belirlenmiş, AKM değeri şartlandırma ile bir miktar azalma göstermiştir.

Optimum pH değeri olan pH 7 de yüksek ÇKOI değerleri elde edilmiştir. Çamur içerisindeki organiklerin parçalandığı önemli ölçüde görölmüştür. Şartlandırma prosesi dezentegrasyon işlemi ardından gerçekleştirildiğinde sonuçların daha da verimli olduğu tespit edilmiştir.

TOC miktarı çamur içerisindeki organiklerin yüksek sıcaklığa maruz bırakılarak yakılması sonucu oluşan CO_2 'nin ölçülmesi ile belirlenir (dubit.duzce.edu.tr). Çizelge 5.5 deki değerlerin TOC giderimi açısından en önemli değere ham çamur numunesi şartlandırılarak varılmıştır (843,4mg/l). Ancak dezentegrasyon prosesinde TOC giderimi açısından başarılı olduğu sonucuna varılmıştır. Bu değer ham çamur numunesi için 49.77 mg/l iken dezentegre edilmiş çamur numunesinde 341.8 mg/l dir.

Çalışmada numunenin temin edildiği nokta arıtma tesisinin geri devir hattı olmasından dolayı hava ile temas halinde olan bir ünitedir. Bu sebeple çamur içerisindeki bazı mikroorganizmalar havadaki azotu alıp kullanıp amonyak

(amonifikasyon süreci) haline getirirler. Bu sayede çamur amonyak yönünden değer kazanmış olur. Çamur içerisindeki mikroorganizma çeşitliliğini düşününce başka tür mikroorganizmalarda oluşan amonyağı alıp nitrata dönüştürürler. Çizelge 5.5 de görülen sonuçlar ham çamurun azot yönünden ortalama bir değerde olduğu (3,4mg/l), optimum koşullardaki sonucun ise (13,0mg/l) uygulanan elektrokoagülasyon prosesi ile artma gösterdiği tespit edilmiştir.

Kapiler emme süresi arıtma çamurların su verme özelliklerinin belirlenmesi ve uygulanacak olan şartlandırma işleminin etkisinin belirlenmesi amacıyla kullanılan bir yöntemdir (isgfrm.com). Elde edilen sonuçlar CST sınır değerlerini karşıladığı yalnızca ham çamur numunesinin şartlandırılması ile CST değerlerinin bir miktar yüksek çıktığı, ancak sınır değerler verim açısından 10sn, düşük verim için 10-15dk baz alındığında çalışmada kullanılan tüm proseslerde uygulanabilirliği olan sonuçlara varılmıştır. Ham çamur için değer 11,2 (sn), dezentegre edilmiş çamur numunesinde 11,4 (sn), ham çamur numunesinin şartlandırılması ile elde edilen değer ise 45,6 (sn) ve dezentegre edilen çamurun şartlandırılması ile elde edilen değer 13,9 (sn) olarak elde edilmiştir.

Dezentegrasyon prosesi ile aynı zamanda dezenfeksiyon sağlanmakta patojen mikroorganizma giderimi gerçekleştiği bilinmektedir. Mikrobiyolojik analiz değerlerinde kireç ilave edilen numunelerde patojen giderimi sağlandığı ancak elektrokoagülasyon prosesinin başlı başına yeterli olmadığı çizelge 5.5 de verilen değerlerde görülmektedir. Ham çamur numunesi ve dezentegre edilmiş çamur numunesinde koliform miktarının aynı olduğu (24.2x10⁵ EMS/100mL) kireç ilavesi bu değerlerin ham çamur numunesinin şartlandırılması ile 13200 EMS/100mL değerine ulaşıldığı, dezentegre edilip şartlandırma uygulanan çamur numunesinde ise 14600 EMS/100mL değerleri elde edilmiştir. Kireç ilavesi koliform miktarını azaltmıştır.

Çizelge 5.5 de partikül boyut analizi incelendiğinde; bu parametre tüm arıtma çamurları için önemlidir. Bu parametre d(50) sonuçlarına göre incelendiğinde; (webdosya.csb.gov.tr) sonuçlar gösteriyor ki partikül boyut dağılımı sonuçlarında düşüş yaşanmıştır. Partikül boyut dağılımı sonuçlarında değerler ham çamur numunesinde 42,539µm, dezentegre edilmiş çamur numunesinde 46,435 µm olarak

elde edilmiştir. Elde edilen bu değerler dezentegrasyon amaçlarından olan flok yapısının bozulması ile açıklanır. Ancak bu sonuç dezentegre numunelerde değil kireç ilavesi ile mümkün olmuştur. Partikül boyutunun düştüğü numune ham çamur numunesine kireç ilavesi ile elde edilmiş olup bu değer 34,460 µm dir. Bu noktada ham çamura ilave edilen kireç miktarının partikül boyutundaki düşüşün sebebi dolayısıyla çamur içerisindeki flok yapının bozulması olarak açıklanır. Özgül yüzey alanının yüksek değeri dezentegre edilmiş çamur numunesinde gözlenmiştir. Bu sebeple dezentegre edilmiş çamurda hidroliz daha kolay gerçekleşmektedir. Partikül boyutu azaldıkça özgül yüzey alanında artma beklenir. Ham çamur numunesinin şartlandırılması ile partikül boyutunda azalma özgül yüzey alanında artma tespit edilmiştir.

Vizkozite sıvının akışkanlık özelliğini gösteren bir parametredir. Vizkozitesi düşük olan sıvılar akmaya meyilli sıvılardır. Sıcaklık, basınç, sıvı özellikleri, sıvı içerisindeki bileşenler gibi bir çok faktöre bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Çamurların akışkanlık özelliği “Thixotropic” akışkan olarak da tanımlanabilir. Bu tip akışkanlarda kayma gerilmesi sürdükçe çamurun viskozitesi azalmaktadır (Filibeli, 2013). Bunun nedeni flok yapısının bozulmasıdır. Çamurun akışkanlık özellikleri; katı madde konsantrasyonu, katı madde partikül boyutu dağılımı ve sıvı yoğunluğu gibi pek çok faktöre bağlı olarak belirlenmektedir (webdosya.csb.gov.tr). Bu parametrelerde vizkoziteyi etkileyen önemli unsurdur. Vizkozite ölçümlerinde çizelge 5.5 de görüleceği gibi devir oranlarında sonucu etkilemektedir. Yüksek devir oranında vizkozitesi en düşük numune ham çamurun kireç ile şartlandırılması ile sağlanmıştır. Bu değer 1,67 (mPas) olarak elde edilmiştir. Ancak dezentegre edilmiş çamur numunesinde de sonuç 5,0 (mPas) olarak elde edildiğinden ham çamur numunesinin viskozite değeri ile (10,0mPas) karşılaştırıldığında dezentegrasyonun vizkozite üzerinde olumlu etkisi görülmektedir. Sonuç da arıtma çamurlarının tasfiyesi (pompaj,karıştırma) sırasında ekonomik ve güç olmayan şartlarda taşıma sağlamak için olumlu bir sonuç olmuştur.

5.4.1. Çalışmanın Önceki Çalışmalar ile Değerlendirilmesi

Arıtma çamurlarının çeşitli dezentegrasyon yöntemleri ile incelendiği çizelge de elektrokoagülasyon ile yapılan çamur dezentegrasyonunda kıyaslanmak amacıyla çizelge 5.6 de gösterilmiştir.

Çizelge 5.6: Çeşitli çamur numunelerinin farklı dezentegrasyon çalışmaları ile incelenmesi ve yapılan çalışmanın değerlendirilmesi

Yöntem	DD (%)	Referans
Alkali dezentegrasyon	43.7	Kim et al. 2003
Alkali dezentegrasyon	60.4-80.3	Valo et al. 2004
Alkali dezentegrasyon	17.5-36.5	Dogan and Şahin, 2009
Alkalinite/ultrasonik dezentegrasyon	16.53-69.71	Kim et al. 2010
alkaline + yüksek basınç homojenizasyonu	14.11-59.26	Zhang et al. 2012a
Hidrosiklon ile ön muamale	14.43	Liu et al. 2017
asit ve ultrasonik ön tedavi kombinasyonu	42.4-54.8	Şahinkaya, S. 2015.
Ozon	18	Xu et al., 2010
Yüksek basınç ve termal	10	Le et al., 2013
Alkali ve yüksek basınç	26	Sahaa et al., 2011
Ultrasonik dezentegrasyon	45	Zhao et al. 2016
potasyum ferrat (K ₂ FeO ₄)	1.5-2	Zhang et al. 2012b
potasyum permanganat	33	Wu et al. 2014
sülfat radikal oksidasyonu	39.9	Ren et al. 2015
potasyum peroksimonosülfat	39.8	Niu et al. 2016
Ozonlama	71.6-77.8	Demir and Filibeli, 2012
Ultrasonik Dezentegrasyon	13.9	Tiehm et al. 2001
Ultrasonik Dezentegrasyon	83,64	www.csb.gov.tr
Fenton Uygulaması	70,28	www.csb.gov.tr
Pef	10,99	www.csb.gov.tr
Elektrokoagülasyon	84,23	This study

Elektrokoagülasyon ile yapılan çamur dezentegrasyonu kıyaslanmak adına tabloya eklendiğinde DD verimi açısından diğer kullanılan yöntemler gibi sonuçlar elde edildiği; alkali uygulamaların, ultrasonik dezentegrasyonun, Pef (vurgulu elektrik alan) uygulamalarının, mikrodalga ve ozon ile yapılan dezentegrasyon sonuçlarından bazı çalışmalarına yakın bazılarında ise daha yüksek DD değerleri elde edildiği tespit edilmiştir.



6. SONUÇLAR

Çalışmanın diğer bölümlerinde detaylandırılarak incelenen sonuçlar bu bölümde de değerlendirildiğinde; elektrokoagülasyon ile dezentegre edilmiş çamurun DD verimi 84,23mg/l değeri yüksek voltaj değerinde elde edilmiştir.

Farklı pH çalışmalarında elde edilen sonuçlarda ise en düşük pH değeri 2 ve en yüksek pH değeri 10 da ÇKOI değerlerinin değişkenlik göstermediği (422,4mg/l); çamurun asidik yada bazik olması parçalanma verimini arttırmadığı çamurun kendi pH değerinde (pH 7) en yüksek ÇKOI değerinin elde edildiği (675,2) sonucuna varılmıştır.

Denge süresine 30 dakikada ulaşılmasından dolayı (farklı prosesler uygulandığı taktirde bu süre artabilir veya azalma gösterebilir) uygulanabilirliği kolay olduğu sonucuna varılmıştır. Denge süresinin 30 dakika olarak belirlenmesinde 150 dakika boyunca alınıp analizlenen numunelerde yüksek ÇKOI ve DD değerlerine 150 ve 120. Dakikalarda ulaşılmıştır. Ancak sarf edilen maliyet düşünüldüğünde 30. Dakikada elde edilen DD değerinin (%84,23) kabul edilebilir olduğu sonucuna varılmıştır.

Çalışmada 75 dakika sabit tutularak voltaj değerlerinin artırılmasıyla AKM değerlerinin 25(A/m²) değerinde 5,5mg/l den voltaj'ın 150(A/m²) olması ile 14,82 mg/l ye arttığı görülmüştür. Çamurun farklı pH çalışmalarındaki değerleri ise asidik özellik gösteren ve bazik özellik gösteren çamur pH değerlerinde (pH 2 ve pH 10) en uygun AKM verimi nötr halde (pH 7) elde edilmiştir. Bu değerde 14820 mg/l olarak kaydedilmiştir.

NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N analizlerinde pH etkisi gözle görülür farklar ortaya koymaktadır. Farklı voltaj etkilerine dendiğimiz çizelge 5.3 de değerler voltaj etkisi düşük olan numunelerde düşük iken voltaj değerinin 150(A/m²) 'ye çıkarılması ile değerler artmıştır. Farklı pH değerlerinin incelendiği çizelge 5.4 ' e baktığımızda ise amonyumun; pH değeri 6 ve 7 de yüksek seviyelere çıktığı görülmüştür. Amonyumun pH 6 ve 7 deki yüksek değer almasının sebebi oproses kaynaklı ortama salınan +1 değerlikli katyonik elementlerden olduğu saptanmıştır.

Dezenteğrasyon ile ön işleme tabi tutulmuş çamurun şartlandırmaya etkisinin incelenmesi ile de AKM değerleri ham çamur numunesinde 6150mg/l iken dezenteğrasyon uygulanmış numunede bu değer 14820mg/l olarak artma göstermiştir. Bunun sebebi ise demir elektrodunun proses sonucu flok oluşumuna sebep olduğu olarak saptanmıştır. Şartlandırma işleminde ise dezenteğrasyona maruz bırakılan numunedeki sonuca oranla azalma meydana gelmiştir. Çizelge 5.5 de parçalanma derecesinin artmasıyla TOC değerinin arttığı görülmüştür. Bu değer ham çamur numunesi için 49.77 mg/l iken dezenteğre edilmiş çamur numunesinde 341.8 mg/l dir. Dezenteğre edilmiş çamur numunesine kireç ilave edilmesi ile bu değer 365,6 mg/l olarak elde edilmiştir. Kireç ilavesinin TOC üzerine önemli etkisi görülmemektedir. Kapiler emme süresindeki sonuçlar dezenteğre edilmiş çamur numunesinde 11,4 (sn) ham çamur numunesinde 11,2 (sn) olarak elde edilmiştir. Amaçlanan dezenteğrasyon prosesinin kapiler emme süresini azaltmasıdır. Çizelge 5.5'e bakıldığından sonuçları olumsuz etkileyecek değerler yoktur. Ancak ham çamur numunesine kireç ilavesinin kapiler emme süresine etkisi yetersiz görülmüş dezenteğrasyon prosesinin olumlu etkisi ortaya konmuştur. Toplam koliform değerleri ise ham çamur numunesinde ve dezenteğre edilmiş çamur numunesinde değerler aynı olup 24.2×10^5 EMS/100mL değerindedir. Bu değer ham çamur numunesine kireç ilavesi ile 13200 EMS/100mL, dezenteğre edilmiş çamur numunesinde kireç ilavesi ile 14600 EMS/100mL olarak elde edilmiştir. Şartlandırmanın koliform giderimi üzerinde önemli etkileri olduğu tespit edilmiştir. Çizelge 5.5 de partikül boyut analizi incelendiğinde; bu parametre tüm arıtma çamurları için önemlidir. Bu parametre d(50) sonuçlarına göre incelendiğinde; (webdosya.csb.gov.tr) sonuçlar gösteriyor ki partikül boyut dağılımı sonuçlarında düşüş yaşanmıştır. Partikül boyut dağılımı sonuçlarında değerler ham çamur numunesinde 42,539µm, dezenteğre edilmiş çamur numunesinde 46,435 µm olarak elde edilmiştir. Elde edilen bu değerler dezenteğrasyon amaçlarından olan flok yapısının bozulması ile açıklanır. Ancak bu sonuç dezenteğre numunelerde değil kireç ilavesi ile mümkün olmuştur. Partikül boyutunun düştüğü numune ham çamur numunesine kireç ilavesi ile elde edilmiş olup bu değer 34,460 µm dir. Bu noktada ham çamura ilave edilen kireç miktarının partikül boyutundaki düşüşün sebebi dolayısıyla çamur içerisindeki flok yapının bozulması olarak açıklanır. Özgül yüzey

alanının yüksek değeri dezentegre edilmiş çamur numunesinde gözlenmiştir. Bu sebeple dezentegre edilmiş çamurda hidroliz daha kolay gerçekleşmektedir. Partikül boyutu azaldıkça özgül yüzey alanında artma beklenir. Ham çamur numunesinin şartlandırılması ile partikül boyutunda azalma özgül yüzey alanında artma tespit edilmiştir. Vizkozite ölçümlerinde çizelge 5.5 de görüleceği gibi devir oranları da sonucu etkilemektedir. Yüksek devir oranında vizkozitesi en düşük numune ham çamurun kireç ile şartlandırılması ile sağlanmıştır. Bu değer 1,67 (mPas) olarak elde edilmiştir. Ancak dezentegre edilmiş çamur numunesinde de sonuç 5,0 (mPas) olarak elde edildiğinden ham çamur numunesinin vizkozite değeri ile (10,0mPas) karşılaştırıldığında dezentegrasyonun vizkozite üzerinde olumlu etkisi görülmektedir.

Sonuç olarak ; elektrokoagülasyon ile çamur dezentegrasyonu çalışmasında DD verimi yüksekliği, AKM verimi açısından kullanılan elektrot değişkeni farklı uygulanarak verimin artabileceği şu anki durum için demir elektrodunun AKM değerlerini çalışmanın optimum koşullarında arttırdığı, ÇKOI değerlerindeki değişim sonuçlar dezentegrasyon amaçlarından olan parçalanmanın gerçekleştiğini göstermektedir. TOC giderimi, mikrobiyolojik analizlerdeki düşüş(patojen giderimi), Partikül boyut dağılım analiz sonucunun düşmesi(çamurun suyunu verebilirliğinin iyileşmesi), Özgül yüzey alanı giderek küçülmesi (çamur susuzlaştırma konusunda önemli bir parametredir ve dezentegrasyona maruz bırakılmış numunenin şartlandırılması ile düşüş gözlenmiştir.) , Vizkozitede düşüş (arıtma çamurlarının pompajı sırasında önemli bir parametre olarak karşımıza çıkmaktadır), CST sınır değerleri karşıladığı gibi avantajları olan bir prosestir. Kireç ile şartlandırma gerçekleştirildiğinde sonuçlar birbirini destekler nitelikte olmuştur. EC prosesinin geliştirilebilirliği (elektrot çeşitleri, pH, ec değişkenleri vs.) açısından uygun olması, maliyeti uygun, uygulama kolaylığı gibi bir çok etken ile elektrokoagülasyon ile yapılan çamur dezentegrasyonu verimli ve geliştirilmesi gereken bir proses olduğu sonucuna varılmıştır.

KAYNAKLAR

- Akarsu, 2014,** Elektrokoagülasyon Prosesi ile Endüstriyel Atıksu Arıtımı *Mühendislik Fakültesi, Mersin Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü* ISITES2014 Karabük -TÜRKİYE
- Akpınar I.,2010,** Biyolojik Besi Maddesi Gideren Atıksu Arıtma Tesisi Geri Devir Çamurunda Farklı Dezentegrasyon Uygulamalarının İncelenmesi, *İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü*, (Yüksek Lisans Tezi).
- Anderson, N.J., Dixon, D.R., Harbour, P.J., Scales, P.J., 2002.** Complete characterisation of thermally treated sludges, *Water Science and Technology*, 46, 10, 51-54
- Aşır B.,2013**”Arıtma Çamuru Uygulamalarının Kumlu Kil Bünyeli Toprağın Özellikleri ve Mısır Verimi Üzerine Etkisi” *İzmir Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Toprak Bilimi ve Bitki Besleme*, (Yüksek Lisans Tezi),İzmir.
- Aydın, S. 2004.** Atıksu Arıtma Tesisi Çamurlarının Değişik Amaçlarla Kullanımının Araştırılması, *İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, 126s. (Doktora Tezi),
- Ayol A., Filibeli A., Sir D., Kuzyaka E. 2007.** Aerobic and anaerobic bioprocessing of activated sludge: Floc disintegration by enzymes. *Proceedings of IWA Specialist Conference on Facing Sludge Diversities: Challenges, Risks, and Opportunities*, 755-764, Antalya.
- Ayol, (2007)** “Arıtma çamuru flok ayrıştırma mekanizmalarının çamur su verme özellikleri üzerine etkisi: Enzimlerle arıtım yöntemi” *itüdergisi/e su kirlenmesi kontrolü* Cilt:17, Sayı:3, 15-24 Kasım 2007
- Baier, U. and Schmidheiny, P. (1997)** Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated sludge, *Water Science and Technology*, 36(11), 137-143.

- Burghardt, R. 1999** Alkalische Hydrolyse-Charakterisierung und Anwendung einer Aufschlußmethode für industrielle Belebtschlämme, Institut für Bioverfahrenstechnik, TU Braunschweig, Deutschland, 8, 96 pp (in German).
- Burghardt, R., Krull, R. and Hempel, D.C. 1998** Einsatz thermochemischer Aufschlußverfahren als Teilschritt zur Entsorgung von Klärschlämmen, Wasser Abwasser Praxis, 98(5), 50-54 (in German).
- Chen Wu; Guangming Zhang; Panyue Zhang; Chein-Chi Chang, 2014** Disintegration of excess activated sludge with potassium permanganate: Feasibility, mechanisms and parameter optimization, Chemical Engineering Journal 240 (2014) 420–425.
- Chen Wu; Guangming Zhang; Panyue Zhang; Chein-Chi Chang,** Disintegration of excess activated sludge with potassium permanganate: Feasibility, mechanisms and parameter optimization, Chemical Engineering Journal 240 (2014) 420–425.
- Chen, Y., Chen, Y. S., Gu, G., 2004.** Influence of pretreating activated sludge with acid and surfactant prior to conventional conditioning on filtration dewatering, Chem. Eng. Journal, 99:137-143.
- Çırakoğlu C Efsun DİNDAR F. Olcay TOPAÇ ŞAĞBAN, 2017,** Atık Aktif Çamur Dezentegrasyonu: Mekanik, Termal Ve Kimyasal Yöntemler, *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, Cilt 22, Sayı 1, 2017 ARAŞTIRMA DOI: 10.17482/uumfd.305184,
- Çırpıcı, 2009,** Susuzlaştırılmış Kentsel Arıtma Çamurlarına Ait Sızıntı Sularının Biyolojik Ayrışabilirliğinin Değerlendirilmesi, *İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı*, (Yüksek Lisans Tezi)
- Dağ, M.C., 2010.** Evsel Nitelikli Atıksular Arıtma Prosesleri, 2010
- Dogan, I., Sanin, D., 2009.** Alkaline solubilization and microwave irradiation as a combined sludge disintegration and minimization method. Wat. Res. 43, 2139–2148.
- Erden Kaynak, G., Filibeli, A., 2006.** Arıtma çamuru miktarının azaltılması ve özelliklerinin iyileştirilmesi amacıyla yapılan ön işlemler, *itü dergisi (su kirlenmesi kontrolü)*, Cilt:16, Sayı:1-3, 3-12.
- Everett, J. G., 1973.** ‘Recent developments in heat treatments’, J. Water Pollut. Control Fed.,50, 1, 73-75.

- Filibeli A., 2013.** Arıtma Çamurlarının İşlenmesi, *Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi Yayınları* No:255,Buca-İzmir.
- Filibeli, A., 1996.** Arıtma çamurlarının işlenmesi, *Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi Yayınları*, İzmir.
- Filibeli, A., 1998,** ‘Arıtma Çamurlarının İşlenmesi’, *DEÜ Mühendislik Fakültesi Yayınları*, İzmir.
- Hanay Ö., Hasar H., (2007)** *Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü*, 23119, Elazığ
- He Zhao; Panyue Zhang; Guangming Zhang; Rong Cheng, 2016** Enhancement of ultrasonic disintegration of sewage sludge by aeration, *Journal of Environmental Sciences* 42 (2016) 163 – 167.
- Huang, W. S., 1995.** ‘The solubility and digestion property of applying ultrasound and alkaline to waste activated sludge (WAS)’. (Yüksek lisans tezi), Graduate Institute of Environmental Science, *Tunghai University, Taichung, Taiwan, ROC.*
- İleri, R. 2007.** *Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Ders Notları.*
- İşgenç, F. ve Kınay, H.E. 2005.** Türkiye’de Arıtma Çamurları, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu Bildiriler Kitabı, 23-25 Mart, İzmir, 519-528.
- Kepp, U., Machenbach, I., Weisz, N., Solheim O.E., 1999.** ,Enhanced stabilisation of sewage sludge through thermal hydrolysis—three years of experience with full scale plant’, *Proceedings of Specialised Conference on Disposal and Utilisation of Sewage Sludge: Treatment Methods and Application Modalities*, Athens, Greece, 161–168.
- Kim, J., Park, C., Kim, T., Lee, M., Kim, S., Kim, S.W. and Lee, J. 2003.** Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge, *Journal of Bioscience and Bioengineering*, Vol 95, No. 3, 271-275
- Kim, J.S., Park, C.H., Kim, T.H., Lee, M.G., Kim, S.Y., Kim, S.W., Lee, J.W., 2003.** Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *J. Biosci. Bioeng.* 95 (3), 271–275.
- Köktuna, M., 2008,** ‘Comparison of activated sludge disintegration technologies for digestion performance’, *ODTÜ. Çevre Müh. Böl., Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.*(Yüksek lisans tezi).

- Kurdoğlu E.,2011**, Ultrasonik Dezentegrasyon ile Anaerobik amur Stabilizasyon Veriminin İyileştirilmesi, *İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü* (Yüksek Lisans Tezi).
- Lin, J.G., Chang. C.N., Chang, S.C., 1997**. Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization, *Biosource Technology*, 62, 85-90.
- Lin. J.G, Chang. C.N., 1995**. Solubilisation kinetics of waste activated sludge with chemical pretreatment, 5th IAWQ Asian Regional Conference, On Water Quality and Pollution Control, 660-665.
- Mollah, Y., Morkovsky, P., ve Gomes, A.G., 2004**. Fundamentals, Present and Future Perspectives of Electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials*, B114, 199–210.
- Müller J. A, Winter A., Strükmann G., (2004)**. Investigation and assessment of sludge pretreatment processes, *Water Science and Technology*, 49, 10, 97-104.
- Müller J. A., (2003)**. Conditioning, thickening and dewatering of mechanically disintegrated excess sludge. *Separation Science and Technology*, 38, 4, 889-902.
- Müller, J. A. (2000)**. Disintegration as a key-step in sewage sludge treatment, *Water Science Technology*, 41, 8, 123–130.
- Müller, J.A., Lehne, G., Schwedes, J., Battenberg, S., Naveke, R., Kopp, J., Dicht, N., Scheminski, A., Krull, R. and Hempel, D.C. (1998)** Disintegration of sewage sludges and influence on anaerobic digestion, *Water Sci. and Tec.*, 38(8-9), 425-433.
- Neyens, E., Baeyens, J., Weemaes, M., De heyder, B., 2003**. Hot acid hydrolysis as a potential treatment of thickened sewage sludge, *Journal of Hazardous Mat.*, 98:275-293.
- Niu, T.H., Zhou, Z., Ren, W.C., Jiang, L.M., Li, B.Y., Wei, H.J., Li, J., Wang, L.C., 2016**. Effects of potassium peroxymonosulfate on disintegration of waste sludge and properties of extracellular polymeric substances. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 106, 170-177.
- Ozlem Demir and Ayse Filibeli, 2012** Fate of return activated sludge after ozonation: an optimization study for sludge disintegration, *Environmental Technology Vol. 33, No. 16, 2012, 1869–1878*.

- Özgen, 2016**, “Ultrasonikasyon Ve Mikrodalga Dezentegrasyonun Aktif Çamurun Fizikokimyasal Ve Biyolojik- Ayrışabilirliği Karakteristiği Üzerindeki Etkisi” , *İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı* (Yüksek Lisans Tezi).
- Özyonar, Karagözoğlu, 2012**, “İçme Sularında Elektrokoagülasyon ve Kimyasal Koagülasyon ile Bulanıklığın Giderilmesi”, *Gazi Üniversitesi, Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, Cilt 27, No 1,81-89.
- Penaud, V., Delgenes, J.P., Moletta, R., 2000**. Influence of thermochemical pretreatment conditions on solubilization and anaerobic biodegradability of a microbial biomass, *Env. Tech.*, 21, 87-96.
- Rajan, R.V., Lin, J.G., Ray, B.T., 1989**. Lowlevel chemical pretreatment for enhanced sludge solubilization, *RES. J. Water Pollut. Control Fed.*, 62,81-87.
- Sahaa, M., Eskicioglu, C., Marin, J., 2011**. Microwave, ultrasonic and chemo-mechanical pretreatments for enhancing methane potential of pulp mill wastewater treatment sludge. *Bioresour. Technol.* 102, 7815–7826.
- SKKY, 2004**. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Resmi Gazete Tarihi: 31.12.2004 Resmi Gazete Sayısı: 25687.
- Standard Methods, 1987** S.2–35
- Şahinkaya, S.** Disintegration of municipal waste activated sludge by simultaneous combination of acid and ultrasonic pretreatment, *Process Safety and Environmental Protection* 93, 2015, 201–205.
- Taşatar, B. 1997**, “Endüstriyel Nitelikli Arıtma Çamurlarının Bazı Toprak Özelliklerine Etkileri”, *Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Anabilim Dalı*, (Doktora Tezi)
- Tetik, 2011** İçme Sularından Elektrokoagülasyon Yöntemi İle Florür Giderimi, *İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı*, (Yüksek Lisans Tezi).
- Tiehm, A., Nickel, K., Neis U. (1997)** The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge, *Water Science and Technology*, 36, 11, 121–128.

- Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M. and Neis, U., 2001.** Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization, *Water Research*, 35, 2003–2009.
- Uysal Ü.,2014,** Arıtma Çamurlarının Yüksek Performanslı Darbe Tekniği ile Dezentegrasyonu, *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü* (Yüksek Lisans Tezi) ISPARTA.
- Uzun ve Bilgili, 2011,** Arıtma Çamurlarının Tarımda Kullanılma Olanakları Ziraat Fakültesi Dergisi, Cilt 25, Sayı 2, 135-146, *Uludağ Üniversitesi Ziraat Fakültesi, Tarla Bitkileri Bölümü,*
- Valo, A., Carrere, H., Delgenes, J.P., 2004.** Thermal, chemical and thermochemical pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 79, 1197-1203
- Vranitzky, R., Lahnsteiner, J., (2005).** Sewage sludge disintegration using ozone – A method of enhancing the anaerobic stabilization of sewage sludge, VA TECH WABAH, R&D Process Engineering, Siemensstrasse 89, A-1211 Vienna, Austria.
- Wang F., Yong Wang, Min Ji, 2005,** Mechanisms and kinetics models for ultrasonic waste activated sludge disintegration *Journal of Hazardous Materials B123* (2005) 145–150
- Wang, F., Wang, Y., Ji, M., 2005.** Mechanism and kinetics models for ultrasonic waste activated sludge disintegration., *Journal of Hazardous Materials*, B123, 145-150.
- Weichao Ren; Zhen Zhou; Yeye Zhu; Lu-Man Jiang; Haijuan Wei; Tianhao Niu; Penghao Fu, 2015;** Zhan Qiu, Effect of sulfate radical oxidation on disintegration of waste activated sludge, *International Biodeterioration & Biodegradation* 104 (2015) 384-390.
- Woodard, S. E. & Wukasch, R. F., 1994.** A hydrolysis/thickening/filtration process for the treatment of waste activated sludge, *Wat. Sci. T ech.*, 30, 29-38.
- Xinghong Zhang; Hengyi Lei; Kai Chen; Zhang Liu, 2012b;** Han Wu; Haiyi Liang, Effect of potassium ferrate (K₂FeO₄) on sludge dewaterability under different pH conditions, *Chemical Engineering Journal* 210 (2012b) 467–474.

Yasui H., Shibata M. (1994) An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process. *Water Science and Technology*, 30, 9, 11-20.

Yeşil E., 2011, Atık Çamur Dezentegrasyon Yöntemlerinin Çamur Minimizasyonu Açısından Değerlendirilmesi, *İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü* (Yüksek Lisans Tezi).

Yılmaz, 2009, Endüstriyel Atıksulardan Elektrokoagülasyon Yöntemi İle Bor Giderimi, *Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı*, (Doktora Tezi).

Yi Liu; Hua-lin Wang; Yin-xiang Xu; Yuan-yuan Fang, 2017; Xiu-rong Chen, Sludge disintegration using a hydrocyclone to improve biological nutrient removal and reduce excess sludge, *Separation and Purification Technology* 177 (2017) 192–199.

Yoshio, S., Tetruso, F., Hidenari, Y., Masahide, S., 1997. An activated sludge process without excess sludge production, *Water Science and Technology*, 36, 11, 163-170.

Yuxuan Zhang; Panyue Zhang; Guangming Zhang; Weifang Ma; Hao Wu; Zhang Panyue Guangming Zhang Wei Wang, 2007, Ultrasonic treatment of biological sludge: Floc disintegration, cell lysis and inactivation *Bioresource Technology*, Volume 98 issue 1 January 2007 Pages 207-210.

Zhang, Y., Zhang, P., Ma, B., Wu, H., Zhang, S., Xu, X., 2012. Sewage sludge disintegration by high-pressure homogenization: a sludge disintegration model. *J Environ. Sci China* 24, 814–820.

İnternet Kaynakları

<http://cevreoloji.blogspot.com.tr/2012/12/ozon-oksidasyonu-ile-dezentegrasyon.html>

<http://dubit.duzce.edu.tr/2981-sayfa-toplam-organik-karbon-toc>

<http://webdosya.csb.gov.tr/csb/dokumanlar/cygm0070.pdf>

http://www.isites.info/pastconferences/isites2014/isites2014/papers/A18-ISITES2014ID2_46.pdf

<http://www.jomueller.de/english/indexengl.html>, 2005

<http://www.jomueller.de/english/indexengl.html>

<http://www.nkfu.com/amonyum-nedir-kisaca/>

<https://isgfrm.com/threads/aritma-camurlarinin-genel-ozellikleri-isleme-ve-bertaraf-yontemleri.10449/#post-8272>

<https://webdosya.csb.gov.tr/db/destek/editordosya/EK9.pdf>

https://www.csb.gov.tr/db/cygm/editordosya/IP_8.pdf

<https://www.foodelphi.com/vurgulu-elektrik-alan-pef-uygulamalari/>



ÖZGEÇMİŞ

Kişisel bilgiler

Adı Soyadı	Ebru ORAN
Doğum Yeri ve Tarihi	Edirne, 04.02.1992
Medeni Hali	Bekar
Yabancı Dil	İngilizce
İletişim Adresi	Yabataş İnş. Müh. Dan.San.
E-posta Adresi	ebru@yabatas.com.tr

Eğitim ve Akademik Durumu

Lise	Lüleburgaz Dövcüler Lisesi, 2010
Lisans	Cumhuriyet Üniversitesi, 2011
Yüksek Lisans	Cumhuriyet Üniversitesi, 2015

İş Tecrübesi

Yabataş İnş. Müh. Dan
Çevre Görevlisi