



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

**ARITMA ÇAMURLARININ FENTON YÖNTEMİ
İLE DEZENTEGRASYONU**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Asuman CÖMERT

**Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı
Tez Danışmanı: Dr. Öğr. Üyesi Sayiter YILDIZ**

**SİVAS
2018**

Asuman CÖMERT'in hazırladığı ve “Aritma Çamurlarının Fenton Yöntemi 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
Sivas Cumhuriyet Üniversitesi

Jüri Üyesi: Prof. Dr. Mustafa DĞİRMENCİ
Sivas Cumhuriyet Üniversitesi

Jüri Üyesi: Dr. Öğretim Üyesi Hamdi MIHÇIOKUR
Erciyes 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 M700 Nolu proje kapsamında desteklenmiştir.



Bütün hakları saklıdır.

Kaynak göstermek koşuluyla alıntı ve gönderme yapılabilir.

© Asuman CÖMERT, 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.

27/12/2018

Asuman CÖMERT

TEŞEKKÜR

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

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

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

Asuman CÖMERT

ÖZET

ARITMA ÇAMURLARININ FENTON YÖNTEMİ İLE

DEZENTEGRASYONU

Asuman CÖMERT

Yüksek Lisans Tezi

Çevre Mühendisliği Bölümü

Tez Danışmanı: Dr. Öğretim Üyesi Sayiter YILDIZ

2018, 51+xiv sayfa

Atıksu arıtma tesislerinden çıkan arıtma çamurlarının anaerobik stabilizasyon ile çamur içerisindeki organik madde ve patojen mikroorganizma içeriğinin azaltılması amaçlanır. Ancak anaerobik stabilizasyon prosesinin yavaş ilerleyen bir süreç olması, çamur muhtevası içerisindeki patojenlerin tam olarak giderilememesi ayrıca proses sonucu elde edilecek biyogaz miktarının düşük seviyelerde olması sebebi ile dezintegrasyon prosesi son yıllarda araştırılan ve uygulanmaya geçirilen bir proses olarak yerini almıştır.

Dezintegrasyon prosesi, çamura fiziksel, kimyasal ya da biyolojik bir çok dış etken uygulanarak; çamur flok özelliği bozulabilir, mikroorganizma hücre duvarları parçalanabilir, çamur muhtevası içindeki organik bileşenler akışkan hale geçebilmektedir. Bununla beraber çamur katı maddelerinin çamur bünyesinde organik madde içerme seviyesi düşer. Stabil bir çamur elde edilmesi sağlanabilir.

Bu çalışmada arıtma çamuru fenton yöntemi ile dezintegrasyona maruz bırakılarak çamur karakterizasyonundaki değişimler incelenmiştir. Böylece fenton yöntemi ile dezintegrasyon derecesi arttırılan çamurun şartlandırma kabiliyetindeki iyileştirme araştırılmıştır. Bu kapsamda numunelerde ÇKOl, AKM, TKM, NH₄-N, NO³-N, NO²-N, Partikül boyut dağılımı ve Toplam koliform parametrelerine bakılmıştır. Çalışma arıtma çamurunun farklı pH 2-5 ve farklı dozajlarda H₂O₂/Fe⁺², H₂O₂/Fe⁰ kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Optimum koşullar pH 3 Fe⁺²/H₂O₂ (10g/kg KM / 4g/kg KM), Fe⁰/H₂O₂ (10g/kg KM / 4g/kg KM) ve temas süresi 60 dakika olarak belirlenmiştir. Optimum koşullarda dezintegrasyon derecesi (%DD) sırasıyla 14.09,

31.8 olarak bulunmuştur. Fenton prosesinin çamurun Dezentegrasyonuna etkisi yapılan çalışmada ortaya konmuştur.

Anahtar Kelimeler: Arıtma çamuru, fenton, dezentegrasyon.



ABSTRACT

DEZENTTEGRASION OF WATER TREATMENT SLUDGE BY FENTON PROCESS

Asuman CÖMERT

Master of Science Thesis

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Yrd.Doç.Dr.Sayiter YILDIZ

2018, 51+xiv pages

It is aimed to reduce the organic matter and pathogenic microorganism content of the sludge from the wastewater treatment plants by anaerobic stabilization. However, as the anaerobic satbilization process is a slowly progressing process, the pathogens in the sludge content cannot be completely removed and the amount of biogas to be obtained as a result of the process is low, the disintegration process has been a process that has been investigated and implemented in recent years.

The disintegration process is applied to the mud by applying physical, chemical or biological external factors; The mud flock can be degraded, the cell walls of the microorganism can be disintegrated, the organic components in the sludge content can become fluid. However, the level of organic matter content of the sludge solids in the sludge decreases. A stable sludge can be obtained.

In this study, the changes in sludge characterization were investigated by the treatment sludge by disintegration with fenton method. Thus, the improvement in the conditioning ability of the sludge with the degree of disintegration increased with the fenton method was investigated. In this context, the samples were examined for the ÇKOI, AKM, TKM, NH₄-N, NO³-N, NO²-N, Particle size distribution and Total coliform parameters. The treatment was carried out using different pH 2-5 and H₂O₂ / Fe⁺², H₂O₂ / Fe⁰ at different dosages of the treatment sludge. Optimum conditions were determined as pH 3 H₂O₂ / Fe⁺² (KM / 4g / kg KM), H₂O₂ / Fe⁰ (KM / 4g / kg KM) and operating time of 60 minutes. The degree of disintegration (% DD) was found to be 14.09, 31.8 at optimum conditions. The effect of the disintegration process on the sludge conditioning was demonstrated in the study.

Keywords: Treatment sludge, fenton, disintegration

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR	vi
ÖZET	vii
ABSTRACT.....	ix
İÇİNDEKİLER	xi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xiii
TABLolar DİZİNİ.....	xiv
1. GİRİŞ.....	1
2. GENEL BİLGİLER.....	4
2.1. Arıtma Çamuru.....	4
2.2. Arıtma Çamuru Kaynakları.....	5
2.3. Arıtma Çamuru Karakterizasyonu	5
2.4. Arıtma Çamurlarının Su Verme Özellikleri.....	6
2.5. Çamur Arıtma Yöntemleri	6
2.5.1. Çamur stabilizasyonu	7
3. ARITMA ÇAMURU DEZENTTEGRASYONU.....	8
3.1. Dezentegrasyon Mekanizmaları.....	8
3.1.1. Flok yapıların yıkılması ve hücrelerinin bozulması	9
3.1.2. Çözünür maddelerin ve ince partiküllerin serbest kalması	9
3.1.3. Biyokimyasal prosesler	10
3.2. Çamur Dezentegrasyonu Yöntemleri.....	10
3.2.1. Kimyasal dezentegrasyon.....	10
3.2.1.1. Ozon dezentegrasyonu.....	10
3.2.1.2. Bazik ortamda çamur dezentegrasyonu	11
3.2.1.3. Asidik ortamda çamur dezentegrasyonu.....	11
3.2.1.4. Fenton prosesi ile Çamur dezentegrasyonu	11
3.2.2. Mekanik dezentegrasyon	14
3.2.2.1. Karıştırıcı bilyeli değirmenler	14
3.2.2.2. Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi.....	14
3.2.2.3. Ultrasonik homojenizasyon ünitesi	14
3.2.2.4. Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı	15
3.2.2.5. Mekanik jet tekniği	15
3.2.2.6. Yüksek performanslı elektrik akımı tekniği	15
3.2.3. Termal dezentegrasyon.....	15

3.2.4. Biyolojik dezentegrasyon	16
3.3. Dezentegrasyon Yöntemlerinin Karşılaştırılması	17
4. MATERYAL VE METOD	18
4.1. Çalışmada Kullanılan Atıksuyun Özellikleri	18
4.2. Fenton Prosesiyle Dezentegrasyon	18
4.3. Alkali Dezentegrasyon Uygulaması.....	18
4.4. Dezentegrasyon Derecesinin Belirlenmesi	19
4.5. Fe ⁰ (nZVI) Sentezi.....	19
4.6. Fenton Prosesi (Fe ⁺² /H ₂ O ₂ , Fe ⁰ /H ₂ O ₂) ile Dezentegrasyon	19
4.7. Analizler ve Kullanılan Yöntemler	20
5. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	21
5.1. pH'ın Çamur Dezentegrasyonu Üzerine Etkisi.....	21
5.2. Fe ⁺² /Fe ⁰ Dozajlarının Çamur Dezentegrasyonu Üzerine Etkisi	22
5.3. H ₂ O ₂ Dozajının Çamur Dezentegrasyonu Üzerine Etkisi	24
5.4. Fe/ H ₂ O ₂ Oranının Çamur Dezentegrasyonuna Etkisi	25
5.6. Çamur Karakterizasyonu.....	30
5.6.1. Partikül boyut dağılımı.....	30
5.6.2. SEM.....	31
5.6.3. FTIR	33
5.6.4. XRD.....	35
5.6.5. EDX.....	37
5.7. Farklı Yöntemler ile Yapılan Dezentegrasyon Çalışmaları	39
6. SONUÇLAR.....	40
KAYNAKLAR	42
ÖZGEÇMİŞ	51

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 5.1. pH'ın a)ÇKOI b)DD (%) üzerine etkisi	22
Şekil 5.2. Fe (Fe ⁺² /Fe ⁰)'in a)ÇKOI b)DD (%) üzerine etkisi	23
Şekil 5.3. H ₂ O ₂ 'nin a)ÇKOI b)DD (%) üzerine etkisi.....	25
Şekil 5.4. Fe/ H ₂ O ₂ Oranının a)ÇKOI b)DD c)ÇKOI d)DD Üzerine Etkisi.....	27
Şekil 5.5. Çamur dezentegrasyon kinetiğinin belirlenmesi a) sıfır derece b) birinci dereceden c) ikinci dereceden	29
Şekil 5.6. a) Dezentegrasyondan önce b) Fe ⁺² sonrası c) Fe ⁰ sonrası çamurun SEM görüntüsü.....	32
Şekil 5.7. a) Dezentegrasyondan önce b) Fe ⁺² sonrası c) Fe ⁰ sonrası FTIR görüntüsü ..	34
Şekil 5.8. a) Dezentegrasyondan önce b) Fe ⁺² sonrası c) Fe ⁰ sonrası XRD görüntüsü...	36
Şekil 5.9. a) Dezentegrasyondan önce b) Fe ⁺² sonrası c) Fe ⁰ sonrası EDX görüntüsü...	38

TABLolar DİZİNİ

Tablo 4.1. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Atıksuyun Özellikleri.....	18
Tablo 5.1. Denklemler, doğrusal formlar ve kinetik model sonuçları	28
Tablo 5.2. Partikül Boyut Dağılımı.....	30
Tablo 5.3. Çeşitli Çamur numunelerinin farklı dezentegrasyon çalışmaları ile incelenmesi ve yapılan çalışmanın değerlendirilmesi.....	38



1. GİRİŞ

Günümüzde sanayileşme ve teknolojik gelişmeler ile paralel olarak artan nüfus, insanların çevre üzerindeki etkisi dünya üzerinde olduğu gibi ülkemizde hızlı bir artış göstermektedir. Zamanla gelişmekte olan endüstrileşmenin hızlanması ile artan üretimin çevreye olumsuz etkileri olmuştur. Bu etkiler; temiz çevre anlayışını ve canlıları olumsuz etkilemiştir. Endüstrileşme ve su ihtiyacının artması sebebi ve kuraklığın beraberinde getirdiği su problemi, ülkemizde temiz su kaynaklarını ve endüstri içerisindeki alternatif su kullanım yollarının araştırılmasına sebep olmuştur. Araştırmalar sonucunda endüstriden gelen atıksuların çevreye olumsuz etki etmeyecek duruma getirilerek arıtılması ile geri kazanımının sağlanması ve tekrar kullanılması temel amaç olarak kabul edilmiştir (Shehu vd., 2012).

Atıksuların arıtılması işlemi esnasında, hiçbir etki olmadan çökebilen katı maddeler ile kimyasal ve biyolojik işlemler sonucunda çökebilir veya yüzebilir duruma getirilen katı maddeler çökelti olarak veya yüzdürülerek atıksu içerisinde ayrılırlar. Bu şartlar altında konsantre duruma getirilmiş olarak ayrılan kirliliğin sebebiyet verdiği arıtma çamurlarının da farklı çevre kirlenmelerine sebep olmaması için tedbirler alınması gerekmektedir (Azman 2005).

Atıksu arıtma işlemi sonucunda açığa çıkan çamur genellikle katı veya sıvı halde olup tercih edilen işletmeye ve prosese bağlı %12-25 katı bulundurmaktadır. Elde edilen çamur hacimsel olarak yüksek olup, işlenmesi ve bertarafı atıksu arıtım alanında sorun yaratmaktadır. Biyolojik arıtma işlemi sonrasında oluşan arıtma çamurları organik madde içeriğinin fazla olması sebebi ile kokuşmaya meğillidir. (Yıldız vd., 2009).

Tercih edilen bir işlem olan anaerobik çürüme yöntemi enerji kaynağı olarak biyogaz elde edilmesine imkan sağlamaktadır. Anaerobik çürüme prosesinin çürüme sonrası organik maddelerin tamamıyla bölünememesi sebebiyle stabilizasyonun gerçekleşmemesi ile elde edilen biyogaz miktarının düşük olması araştırmacıları stabilizasyon derecesini yükseltmesini hedefleyecek farklı yöntemler geliştirmeye yönlendirmiş ve çamur dezentegrasyonu geliştirilmiştir (Erden ve Filibeli, 2006).

Arıtma çamuru dezentegrasyonu; dış etmenlerin uygulanması sonucu arıtma çamurunun yapısının bozunuma uğraması yada deforme olması olarak adlandırılır.

Dezintegrasyonun gerekleŒebilmesi amacıyla biyolojik, fiziksel veya kimyasal kuvvetler uygulanmıŒtır. Uygulanmakta olan bu kuvvetler sonucunda çamurun özelliği deđiŒmekte (Müller vd., 2004), çamurun flok yapısı deforme olmakla beraber mikrobiyal hücre duvarları hasar almaktadır. İŒlem sonucu hasar alan hücre duvarı özellik açısından bozunuma uğrayarak sıvı hale dönüşümü sonucu çözünür forma geçmektedir (Vranitzky vd., 2005; Erden ve Filibeli, 2006).

Dezintegrasyon iŒlemi, kendisine alternatif olabilecek diğer iŒlemler ile karŒılaŒtırıldıđında bir çoğuna göre maliyet ve ilerlenebilirlik açısından tercih edilen bir iŒlemdir (Erden ve Filibeli, 2006).

Dezintegrasyon iŒlemi süresince uygulanan farklı kuvvetlerin sonucunda çamur içerisinde bulunan partikül dıŒ yapısında veya boyutunda ani düşmeler görölmektedir. Görölmekte olan boyuttaki ani küçölmeler çamurun flok yapısının bozulduğunu göstermektedir. Dezintegrasyon sonucunda meydana gelen hücre duvarındaki bozunmanın partikül boyutuna herhangi bir etkisi olmadığı bilinmektedir. Sebebi ise olabilecek ya da olan etkinin partikül boyutu analizörü ile gözlemlenememesi yani tanımlanamayacak kadar küçük olmasındandır (Müller vd., 2004; Erden ve Filibeli, 2006).

Aktif olarak seçilen dezintegrasyon iŒlemi sonucunda çamur yapısında bulunan sıvı faza gemiŒ organik maddeler ve katı haldeki çamur partikülleri bünyesinde yüksek miktarda inorganik madde bulundurmaktadır. Dezintegrasyon iŒlemi sonucunda kuvvetler uygulanmıŒ olan çamur, suyun uzaklaŒtırılması yani susuzlaŒtırma evresinden sonra yüksek miktarlarda katı madde bulundurmaktadır (Müller, 2003; Erden ve Filibeli, 2006).

Uygulanan kuvvetler sonucunda elde ettiğimiz sıvı faz bünyesinde özünmüŒ organik bileŒikleri bulundurmaktadır. Dezintegrasyon iŒlemi sonucunda çözünebilen formda organik bileŒenler hücre içerisinde bulunmaktadır. BileŒik bakımından sıvı faz fosfor, karbon ve azot açısından zenginlik içermektedir (Müller vd., 2004; Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005).

Dezintegrasyon iŒlemi ile ŒiŒkin çamurlarda ipliksi yapıyı parçalamak veya köpük sorunu sebebiyle özellikle çamurun çökebilme eğilimi geliŒtirilmektedir. Dezintegrasyon iŒlemi sonucunda çamurda görölen deđiŒimlerden biri de

viskozitesindeki düşüştür. Bundan dolayı pompaj işlemleri ve çamurun karıştırılması kolaylaşmaktadır yani viskozitenin azalması dezentegrasyon işlemi için kolaylık sağlar (Erden ve Filibeli, 2006).

Dezentegrasyon yöntemleri olan; Ultrasonik arıtma, ozon oksidasyonu, mekanik dezentegrasyon, fenton prosesi, alkali arıtma, termal arıtma ve enzim kullanımıyla biyolojik hidroliz çamur dezentegrasyonu amacıyla kullanılmaktadır (Erden ve Filibeli, 2006).

Bu çalışma kapsamında son zamanlarda biyolojik açıdan güç ayrışan atık suları zararsız hale oksitleyerek atık suların arıtımında ileri arıtma yöntemi olan fenton prosesi kullanılmaktadır (Primo ve Rivero, 2008; Neyens ve Baeyens, 2003).

Fenton, ileri oksidasyon prosesidir. Biyolojik olarak ayrışamayan, toksik organik madde gideriminde ve bu maddelerin ayrışabilir forma dönüştürülmesi için kullanılan prosestir. Diğer proseslere göre kolay, oda sıcaklığında uygulanabilir ve maliyeti azdır (Andreozzi vd., 1999; Neyens ve Baeyens, 2003; Mitsika vd., 2013; Bagal ve Gogate, 2014).

Fenton oksidasyonu, hidrojen peroksitin ve Fe^{+2} tuzlarının atıksuya direkt katıldığı prosestir. Bu karışım zararlı organik kirleticilerin zararsız hale dönüşmelerine sebep olur (Gökkuş ve Çiner, 2010; Bianco vd., 2011). Fenton reaksiyonu asidik koşullarda Fe^{+2} iyonunun H_2O_2 ile reaksiyonu ile gerçekleşmektedir (Benatti ve Tavares, 2012; Ay ve Kargi, 2010).

Bu çalışmada arıtma çamuru fenton yöntemi ile dezentegrasyona maruz bırakılarak çamur karakterizasyonundaki değişimler incelenmiştir. Bu kapsamda numunelerde Çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı (ÇKOI), Askıya katı madde (AKM), partikül boyut dağılımı, parametreleri incelenmiştir. Çalışma arıtma çamurunun farklı pH (2-5) ve farklı dozajlarda Fe^{+2}/H_2O_2 ve Fe^0/H_2O_2 kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Optimum koşullar pH 3 Fe^{+2}/H_2O_2 (10g/kg KM / 4g/kg KM), Fe^0/H_2O_2 (10g/kg KM / 4g/kg KM) ve işletme süresi 60 dakika olarak belirlenmiştir. Optimum koşullarda dezentegrasyon derecesi (%DD) Fe^{+2} ve Fe^0 için sırasıyla 14.09, 31.8 olarak bulunmuştur.

2. GENEL BİLGİLER

2.1. Arıtma Çamuru

Atıksu arıtım işleminde, kimyasal ve fiziksel arıtma işlemlerinde kullanılarak atıksu içerisinde bulunan maddelerin çöktürülerek veya yüzdürülerek uzaklaştırılması ile biyolojik arıtma ile elde edilen çözünmüş olarak bulunan maddelerin mikroorganizma bünyesine geçirilmesiyle mikroorganizmaların sistem içerisinden çöktürme metodu ya da yüzdürme metodu aracılığıyla alınması sonucunda oluşan %95-99,5 su bulunduran özellik bakımından sıvı halde olan atıklara “arıtma çamuru” denir (Anonim, 2011).

Bilgin vd. (2002) atıksu arıtım işlemi sonucunda çözünmemiş olarak yani kalıntı dediğimiz ham çamuru alıcı ortama kazandırabilmek amacı ile stabilize edilmesi gerektiğini bildirmişlerdir. Ham çamur stabilize sonucu biyokatı ismini almakta ve “işlenmiş arıtma çamuru” ya da “arıtma çamuru” ile eş anlamı taşımaktadır (Akyarlı ve Şahin 2005).

Biyokatılar içeriğinde bitki gelişiminde etkisi olan besin elementleri ve dirençli organik bileşikleri bulundurmaktadır. Gübre değeri içerdiği azot ve fosfordan dolayı önemli olmakla beraber toprak ıslahı açısından da önem taşımaktadır. Geçirgen toprak yüzeyi oluşturması filtrasyon oranını arttırdığından dolayı yüzey akışını azaltmaktadır. Kuraklığın olduğu yerlerde sulamanın azaltılmasıyla, toprağın su tutması amaçlanır. Toprak erozyonu azalır, kation değişim kapasitesi fazlalaşır (Akyarlı ve Şahin 2005).

İçeriğinde bulunan toksik maddeler, patojen mikroorganizmalar ve patojenik mikroorganizmaların yumurtaları sebebi ile çevreye zararlı olabilir. Biyokatıların içeriğinde toksik elementlerinin fazla olması durumunda tarım arazilerinde gübre olarak kullanımları kısıtlanmaktadır. Patojen miktarı giderilmediği durumlarda biyokatıların kullanımı insan sağlığı açısından olası riskler oluşturmaktadır (Akyarlı ve Şahin 2005).

2.2. Arıtma Çamuru Kaynakları

Arıtma çamurları çıkış kaynaklarına göre içme suyu arıtma tesislerinden elde edilen arıtma çamurları, atıksu arıtma tesislerinden elde edilen arıtma çamurları ve endüstriyel atıksu arıtma tesisleri sebebi ile ortaya çıkan arıtma çamurları olarak incelenebilir (Yıldız vd., 2009).

Temel kirletici yükler ve tesis içerisinde uygulanan teknik arıtma çamurlarının yapısında belirleyici faktörlerdir. Arıtma çamurları arıtımın tipine ve amacına bağlı olarak; kimyasal arıtma ve hızlı karıştırma sonucu ortaya çıkan kimyasal çamurlar, içme suyu arıtma prosesleri sonrasında oluşan alum çamurları, çökebilen katı maddelerden kaynaklı ön çökeltme çamurları, biyolojik arıtma prosesleri sonucunda oluşan biyolojik çamurlar olarak da sınıflandırılabilir. Klasik atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan arıtma çamurları, birincil, ikincil ve ileri arıtma proseslerinden çekilmektedir. Her bir arıtma prosesi, atıksu kirlilik yükü üzerinde farklı etkilere sahiptir. Buna bağlı olarak oluşan çamurlar farklı yapıdadır (Aydın, 2004).

2.3. Arıtma Çamuru Karakterizasyonu

Arıtma çamurları içeriğinde su oranının fazla olmasından kaynaklı büyük hacimler kaplamaktadır (Taşatar, 1997).

Arıtma çamuru öncesinde geçirdiği işlem ve kaynağının farklılığına göre değişiklik gösterebilir. Çamurun tanımlanmasında geçmişinin gözlemlenmesi yalnızca kalitatif ve sınırlı bilgi vermektedir. Arıtma çamurlarının spesifik özelliklerine ulaşmak için ise çamurun meydana geldiği arıtma metoduna bağlı olarak, ölçmek hedeflenmiş ve testler geliştirilmiştir (Taşatar, 1997).

Arıtma çamurlarını sınıflandırmak amacı ile arıtma çamurunun işlenebilirliği ve ellenebilirliği hakkında bilgi veren fiziksel parametreler, çamurun bünyesinde bulunan besinlerin, tehlikeli maddelerin varlığını ve tarım için kullanılabilirliğini belirlemekte yardımcı olan kimyasal parametreler, atıksu çamurlarının içinde bulundurduğu mikrobik faaliyetleri ve organik madde / patojenlerin varlığı hakkında bilgi edinmemizi sağlayan ve böylece çamuru emniyetli şekilde kullanıp kullanamayacağımızı belirleyen biyolojik parametreler kullanılmıştır (Taşatar, 1997).

Aritma çamuru, endüstriyel kuruluşun farklılığına göre içeriğinde farklı maddeler (asitler, alkaliler, fenoller, oksitleyiciler, hidrokarbonlar, yağlar, Fe, Cu, Hg, Pb) içerebilmektedir (Taşatar, 1997).

Aritma çamurlarının neden olabileceği olumsuz ve fazla maliyetli işletilmeleri sebebi ile detaylı araştırmalarının yapılması gerekmektedir (Taşatar, 1997).

Çevreye atılan atıklar, nehir ve akarsulara arıtılmadan bırakılmış olan atıksular kirlenmeye sebep olmaktadır. Bunlar insan, hayvan ve bitki sağlığını olumsuz yönde etkilemektedir. Çevrenin korunması için atıkların, zararsız hale dönüştürülmesi çok önemlidir. Sanayi tesisleri ve konutlar dolayısıyla oluşan atıksuların tekrar kullanımını ve tehlikeli yapısının en aza indirgenmesi çevresel, ekonomik ve politik açıdan oldukça önemlidir (Taşatar, 1997).

2.4. Arıtma Çamurlarının Su Verme Özellikleri

Çamur hacmini daha küçük boyutlara düşürmek ve çamurda yüksek katı madde içeriğine ulaşabilmek için nihai bertaraf evresine geçilmeden önce mekanik ve doğal su alma işlemleri uygulanmaktadır. Bu işlem bertaraf maliyetini azaltarak avantaj sağlar. Çamur şartlandırma uygulanarak çamurun su verebilme özelliği geliştirilir. Bu sebepten dolayı yaygın olarak kullanılmaktadır. Termal, dondurma-çözme gibi şartlandırma işlemi arasında kimyasal şartlandırma daha çok tercih edilen yöntemdir. Arıtma çamurlarının su verme ve şartlandırma etkisinin belirlenmesi amacı ile birçok laboratuvar testleri geliştirilmiştir. Geliştirilen testler arasında Santrifüjlenebilir Çökebilirlik İndeksi, Özgül Filtre Direnci, Kapiler Emme Süresi en çok tercih edilen testlerdir (Filibeli, 1998).

2.5. Çamur Arıtma Yöntemleri

Çamur arıtımı ile hedeflenen, çamur hacmini düşürmek, çamur yapısını iyileştirmek ve içeriğindeki hastalık yapıcı organizmaları uzaklaştırmaktır. Çamur arıtımı için farklı metodlar uygulanmaktadır. Evsel atıksu arıtma tesislerinde çamur genel olarak; yoğunlaştırma, stabilizasyon, şartlandırma, susuzlaştırma, uzaklaştırma gibi ardışık arıtmadan oluşan aşamalarda işlenmektedir. Yoğunlaştırma işlemi atıksu arıtma tesislerinde ortaya çıkan çamur hacmini azaltmak ve sonraki arıtma aşamalarının maliyetini düşürmek amacı ile yapılmaktadır. (İleri, 2000).

Çamur arıtımında, anaerobik stabilizasyon yöntemi en çok tercih edilen yöntemler içerisinde yer almaktadır. Anaerobik çürütme işlemi sonrasında çamurun içeriğindeki organik madde %60 civarında azalma gösterirken, düzenli depolama alanına gönderilen çamur içeriği olarak %40 'ın üzerinde organik madde bulundurmaktadır. Bu yöntem öncesinde dezentegrasyon işlemi gerçekleştirildiğinde; anaerobik stabilizasyon prosesindeki hidroliz aşamasının hızı artmakta, organik maddeler yüksek derecede çözünmüş formda olduğundan anaerobik çürütücünün verimi yükselmektedir. Oluşan biyogaz miktarı artmakta, oluşan çamur miktarı düşmektedir (Tanaka vd., 1997; Kopp vd., 1997; Baier ve Schmidheiny, 1997).

2.5.1. Çamur stabilizasyonu

Çevreye herhangi bir zarar oluşturan koku vb. etkenlerin ortadan kaldırılması amacı ile çamura uygulanan ve stabil çamur elde etmemizi sağlayan prosesler dizisidir (Ayol vd., 2007).

Arıtma çamurlarının, sistemden uzaklaştırılması belli işlemlerden geçmeden mümkün olmamaktadır. Yaygın olarak biyolojik stabilizasyon, aerobik ve anaerobik stabilizasyon yöntemi kullanılarak yapılır (Ayol vd., 2007).

Anaerobik stabilizasyon yöntemi, çamur arıtımında çok fazla tercih edilen metotlardandır. Çamurun organik madde içeriğinde anaerobik stabilizasyon sonucu %60 azalma meydana gelmektedir. Depo edilen alanlardaki çamurda yine fazla organik madde bulunması sebebi ile çamura, anaerobik stabilizasyon öncesinde çamur miktarında azalmaya neden olan daha küçük hacimler kullanılmasını sağlayan dezentegrasyon yöntemleri yaygın olarak tercih edilmektedir (Filibeli ve Erden, 2006).

Dezentegrasyon prosesi sonucu olarak, organik madde yüksek hızla parçalanmaktadır. Bu sebeple bertaraf edilecek çamur miktarı azalmaktadır (Filibeli ve Erden, 2006).

3. ARITMA ÇAMURU DEZENTTEGRASYONU

Aritma çamuru dezentegrasyonu, dış gerilmelerin etkisi ile çamurun yapısının bozunuma uğramasıdır. Fiziksel, kimyasal veya biyolojik etkenlere maruz bırakılarak dezentegrasyon gerçekleştirilebilir. İlk yatırım maliyeti, enerji tüketimi, işletme maliyeti ve sistemin verimi dezentegrasyon işleminin uygulanabilmesi için önemli koşullardır. Dezentegrasyon işlemlerinin arıtma tesislerinde yaygın kullanım alanına sahip olacağı düşünülmektedir. Bunun nedeni çamur miktarının kaynağında azaltılması, metan gazı artışı nedeniyle fazla enerji sağlanması ve kokusuz, stabil çamur elde edilmesidir (Dohanyoset vd., 1997).

Ön arıtma uygulanan geri devir çamurunda denitrifikasyon ve atık çamur üretimi azalarak çamurun çökelme özelliği iyileşir (Boehler ve Siegrist, 2006). Dezentegrasyon prosesi, çamurun yapısal özelliklerinin bozularak hücre içerisindeki maddelerin sıvı faza geçirilmesi işlemidir (Müller vd., 2004).

Çamurların yüksek sıcaklıklarda parçalanabilmesinin nedeni biyolojik olarak parçalanabilen, humik benzeri reaksiyon ürünlerinin oluşumu "Maillardreaction" ile açıklanabilir. Düşük sıcaklık aralıklarında bu etki daha güçlüdür, ancak bu sorunlu biyolojik bileşiklerin herhangi bir termal parçalanma işleminde üretildiği tahmin edilmektedir. Kısmi oksidasyon ile sorunlu bileşiklerin kolayca parçalanabilir bileşiklere dönüşümü birçok kez kanıtlanmıştır. Bu etki, özellikle endüstriyel atık arıtımında bulunmuştur, ama tamamen ozon veya başka bir oksitleme araçları aracılığıyla çamur arıtımında doğrulanmamıştır. Zor parçalanabilen bileşiklerin oluşumu ve sadece mikroorganizmaların adaptasyonundan sonra yapılan degradasyon işlemleri bulunmuştur (Müller vd., 2004). Çamur dezentegrasyonunun amaçları aşağıda özetlenmiştir.

3.1. Dezentegrasyon Mekanizmaları

Dezentegrasyon işlemi, ileri bir arıtma tekniği olup mekanizması itibari ile yalnız organik maddelerin indirgenmesi işlemini kapsar. Dezentegrasyon işlemi boyunca çamura uygulanan dış gerilmeler sebebiyle çamurda partikül boyutunda ani bir düşüş ortaya çıkmaktadır. Bu ani düşüş çamurun flok yapısının deforme olmasından kaynaklıdır. Dezentegrasyon mekanizmasının aşamalarından olan hücre

parçalanmasının partikül boyutu üzerine etkisi görülmemektedir. Partikül boyutundaki azalmanın sebebi hacimdeki azalma ile ilişkilidir. Yüzey alanının artmasıyla çamur içeriğindeki katıların kolay parçalanabilmesi hedeflenmektedir (Müller vd., 2004).

Dezenteğrasyon sonucu çamur içeriğindeki organik maddelerin büyük kısmı sıvı safhaya geçmektedir. Geçemeyen çamur partikülleri çok fazla inorganik madde içermektedir. Dolayısıyla dezenteğrasyon uygulanmış arıtma çamurlarında susuzlaştırma sonrası çok fazla katı madde içeriğine ulaşılmaktadır (Müller, 2003).

Arıtma çamuru dezenteğrasyonu çamurun dış kuvvetler ile imhası olarak tanımlanabilir. Bu kuvvetler, fiziksel, kimyasal veya biyolojik nitelikte olabilir. Parçalanma işleminin bir sonucu olarak çamur özelliklerinde çok sayıda değişiklik olması üç ana kategoride toplanabilir:

- Flok yapıların yıkılması ve hücrelerinin bozulması
- Çözünür maddelerin ve ince partiküllerin serbest kalması
- Biyokimyasal prosesler (Müller vd., 2003; Müller vd., 2004)

3.1.1. Flok yapıların yıkılması ve hücrelerinin bozulması

Dezenteğrasyon işlemi süresince uygulanan dışsal kuvvetler mikroorganizmaların parçalanması ile ortaya çıkan flok yapılarının bozulmasına sebep olmaktadır. Fakat parçalanmış hücre duvarları ve parçalanmamış hücreler boyut olarak birbirine çok yakın olduğundan mikroorganizmaların parçalanması kolay analiz edilememektedir. (Müller vd., 2004).

Düşük enerji girişlerinde çamur dezenteğrasyonunda flok yapısının bozunuma uğraması ile çamurun çökebilme özelliği iyileştirilir. Yüksek enerji girişlerinde ise dezenteğrasyon derecesi hücrelerin hidrolizi sebebi ile yüksektir (Müller vd., 2004).

3.1.2. Çözünür maddelerin ve ince partiküllerin serbest kalması

Çamur flok yapısının bozunumu ve hücre hidrolizi sonucu organik çamur bileşenleri sıvı faza salınmaktadır. Çözelti içeriğinde biyolojik olarak kolay parçalanabilen küçük partiküller ya da kolloidal maddeler bulunmaktadır. Salınan organik çamur bileşenlerinin miktarları çamur özelliklerine etki etmektedir (Müller vd., 2004).

3.1.3. Biyokimyasal prosesler

Dezenteegrasyon esnasında ya da sonrasında gerekleŒebilen proseslerdir. Bu proseslerin çamurun parçalanabilirliği üzerinde kolay ayrıŒan bileŒiklerin salınması veya sürekli oluŒması, yavaŒ ayrıŒan bileŒiklerin oluŒması gibi olumsuz etkileri vardır (Müller vd., 2004).

3.2. Çamur Dezenteegrasyonu Yöntemleri

Son yıllarda, atık su çamuru minimizasyonu ve klasik anaerobik arıtımda daha fazla biyogaz üretimi amacıyla, eŒitli dezenteegrasyon yöntemleri araŒtırılmıŒtır. Metotlar Œu Œekilde sınıflandırılabilir (Akpınar, 2010);

- Kimyasal dezenteegrasyon (Ozon arıtımı, Alkali arıtımı, Fenton prosesi vb)
- Mekanik dezenteegrasyon (KarıŒtırıcı bilyeli değirmenler, yüksek basınçlı homojenleŒtirici, Ultrasonik Homojenizator, Lysatcentrifuge, Jet Smash Tekniği, Yüksek Performanslı Darbe Tekniği vb)
- Termal dezenteegrasyon
- Biyolojik dezenteegrasyon (enzimatik parçalama)

3.2.1. Kimyasal dezenteegrasyon

Kimyasal dezenteegrasyon, ozon dezenteegrasyonu, bazik ortamda çamur dezenteegrasyonu, asidik ortamda çamur dezenteegrasyonu ve fenton prosesi olmak üzere dört Œekildedir.

3.2.1.1. Ozon dezenteegrasyonu

Flok dezenteegrasyonu, çözünürlük ve bununla beraber ortama salınan organik bileŒiklerin karbondioksite mineralizasyonunu sağlayan bozunma reaksiyonlarına ozonlama prosesi denir (Ahn vd., 2002; Lee vd., 2005).

znmŒ KOİ, azot, fosfor konsantrasyonlarının artıŒı ozon dezenteegrasyonu gerekleŒtirme aŒamasında olmaktadır (Chu vd., 2008; Doğruel vd., 2007).

Ozon çamur dezentegrasyonu amacıyla kullanıldığında, flok ve hücre yapısının deforme olmasını sağlar (Müller, 2000b). Yüksek çamur üretiminin düşürülmesi aktif çamur proseslerinde aktarılan çamurun kısmi ozonlaması ile sağlanır (Ramakrishna ve Viraraghavan, 2005; Sakai vd., 1997; Yasui ve Shibata, 1994). Ozon dezentegrasyonu, çamurun çökebilme özelliğini iyileştirir, çamur kabarması ve köpürme probleminin azalmasını sağlar (Caravelli vd., 2006; Deleris vd., 2002; Kamiya ve Hirotsuji, 1998; Weemaes vd., 2000). Kimi ülkelerde, çamur ozonlama çamur oluşumunu azaltmada iyi olabilecek bir metot olarak ortaya çıkmıştır (Caffaz vd., 2005; Sievers vd., 2004; Vergine vd., 2007; Yasui vd., 1996).

3.2.1.2. Bazik ortamda çamur dezentegrasyonu

Parçalanmanın gelişmesine olanak sağlayan bir yöntemdir (Everett, 1973). Bazik ortamda gerçekleşen faaliyetlerde NaOH'in çözünürlük randımanının fazla olduğu tayin edilmiştir (Rajan vd., 1989). Çamurun askıda katı madde yüzdesindeki artışı ve atık aktif çamura uygulanan NaOH konsantrasyonu çamurda çözünebilir KOİ değerinin artışı sağlamaktadır (Chang vd., 2002). Çamurun dezentegrasyon derecesi çözülmüş KOİ artışına göre değişmektedir (Lin vd., 1995; Huang ve Wei- Shiang, 1995; Yoshio vd., 1997).

3.2.1.3. Asidik ortamda çamur dezentegrasyonu

Çamurun net elektrik yükünün bulunmadığı nokta genelde pH 1-3 aralığıdır (Chen vd., 2004). Çamurun pH değeri eğer net elektrik yükünün bulunmadığı noktanın yaklaşık bir değerine indirilirse çamurun suyu kolay verebilmesi sağlanarak kolay stabilizasyonu gözlemlenir (Apul vd., 2007). Düşük pH sebebi ile çamur flok yapısı deforme olarak hücre duvarı parçalanır (Neyens vd., 2003).

3.2.1.4. Fenton prosesi ile Çamur dezentegrasyonu

Fenton ve ilişkili reaksiyonlar organik ya da inorganik bileşikleri oksitleyen aktif oksijen türlerini oluşturmak için demir iyonlarıyla peroksidin (çoğunlukla H₂O₂) reaksiyonlarını kapsamaktadır. Fenton reaksiyonu ilk 1894 yılında H.J.Fenton tarafından ortaya konmuştur. Daha sonra H₂O₂ / Metal iyonu kombinasyonları birçok maddenin oksidantı olarak kullanılarak "Fenton Reaktifi" olarak tanımlanmıştır. 1934'de Haber ve Weiss esas oksidantın Fe⁺² ve H₂O₂ arasında gerçekleşen tepkimeler sonrasında ortaya çıkan

hidroksil radikalleri olduğunu açıklamıştır. Daha sonraları birçok araştırmacı bu reaksiyonun mekanizmasını açıklamaya yönelik çalışmalarda bulunmuşlardır. Son yıllarda OH• radikallerinin önemi kabul edilmiş ve sulu çözeltilerde organik ve inorganik bileşikler ile OH• radikallerinin reaksiyonu için 1700'ün üzerinde hız sabiti tablolatırılmıştır. Fenton reaksiyonunun genel ifadesi, M bir geçiş metali (Fe, Mn, Cu, Cr,) olmak üzere denklem 1'de verilmiştir.



Fenton reaksiyonu elektron alışverişine dayanan bir redoks tepkimesidir. Etkinliği ise meydana geldiği ortamda radikallerin oluşması ile ortaya çıkar. OH• radikali üretimi ise, demir iyonlarının çözünür yapıda olduğu, düşük pH ve indirgen şartlarda mümkün olabilmektedir. Fenton prosesinde oksidasyon ve koagülasyon mekanizmaları olarak organik maddelerin iki aşamada giderimi yapılır. Fenton uygulamasında, hidroksil radikallerinin direkt olarak organik maddelerle tepkime vermesi istenir. pH değeri 2-5 aralığında olan (asidik şartlarda) Fe⁺² ve organik madde bulunduran sulu bir çözeltiliye H₂O₂ ilave edildiğinde redoks reaksiyonları gerçekleşir (Denklem 2-3) (Altıkat, 2012):



Katalitik döngüde Fe⁺² yeniden oluşmaktadır. Sistemde H₂O₂ mevcut olduğu sürece, Fe⁺² ve Fe⁺³ arasında sürekli bir döngü olacaktır. Oluşan OH• radikali organik maddeye saldırır ve kirleticileri CO₂ ve su gibi son ürünlere kadar parçalar (Denklem 4):



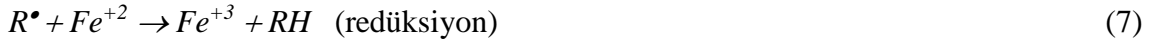
Organik serbest radikaller Fe⁺³ ile okside edilebilir, Fe⁺² ile indirgenebilir veya dimerize edilebilir. Buradan oksidasyon, dimerizasyon ve indirgeme olmak üzere üç alternatif reaksiyon gerçekleşebilir (Denklem 5-7):



veya



veya



Fenton prosesinin avantajları

1. Demirin yalnızca kataliz özelliğinde olan miktarının kullanılması,
2. Kullanılmayan Fe^{+2} 'nin çözülden kolayca ayrılabilmesi,
3. Fe^{+2} ve H_2O_2 oksidantlarının zehirli maddeler olmaması,
4. H_2O_2 'nin yine kendisi gibi zehirli olmayan H_2O ve O_2 gibi maddelere dekompozisyonunun gerçekleşmesi,
5. Reaksiyon sonucu oluşan hidroksil radikallerinin suda bulunan kirleticileri mineralize etme etkisinin yüksek olması,
6. H_2O_2 ve Fe^{+2} maliyetinin uygun, kolay bulunan ekonomik bir sistem olması,
7. İstendiği takdirde organik kirletici bileşikler tamamıyla H_2O ve CO_2 'e dönüştürülebilir olmasıdır (Kaplan, 2007).

Fenton Siteminin Dezavantajları

1. İlave kimyasal maliyeti
2. Çamurun bertaraf maliyeti
3. Normal kimyasal reaksiyonların devam etmesi
4. Aşırı köpük oluşumu sayılabilir (Kaplan, 2007).

Fenton prosesi demir konsantrasyonuna, hidrojen peroksit dozajına ve pH parametresine bağlı olan bir prosestir.

Fenton prosesi, hidrojen peroksit dozajının artışına göre, çamur dezentegrasyon derecesini iyileştirdiği ve çamurun stabilizasyon derecesini artırdığı gözlemlenmiştir (Koroğlu, 2010).

3.2.2. Mekanik dezentegrasyon

3.2.2.1. Karıştırıcı bilyeli değirmenler

Karıştırıcı bilyeli değirmenler, silindirik veya konik bir değirmenin içine monte edilen yaklaşık 1 m³ hacminde , içi öğütücü bilye ile dolu karıştırıcıdan oluşan bir sistemdir. Karıştırıcı değirmen içerisindeki döngüyü sağlamaktadır. Bu döngü esnasında bilyelerin birbirine çarparak oluşturduğu kayma ve basınç gerilmelerinin etkisi sonucu mikroorganizma dezentegrasyonu oluşmaktadır (Müller, 2000b).

Toraman vd. (2010), yaptıkları çalışmada, 24 tam faktöriyel tasarımı kullanarak bir dizi optimum öğütme parametresini belirlemek amacıyla bazı deneyler yapmıştır. Test sonuçları, karıştırma hızı ve öğütme süresi, spesifik yüzey alanı (m²/g)'nin değerine göre, taşlama verimliliği üzerinde güçlü bir etkiye sahip olduğunu göstermiştir.

3.2.2.2. Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi

Homojenizasyon valfi ve çok kademeli yüksek basınç pompasından oluşan bu üniteye yüksek basınç pompası, valf ile çamura belli bir güç uygulayarak çamur partikülleri içerisinde baloncuk oluşumunu sağlamaktadır. Oluşan baloncuklar sıcaklık ve basıncın artmasını sebep olarak çamur dezentegrasyonu için uygun şartları sağlamaktadır. Bu üniteye mikroorganizma dezentegrasyonu ani basıncın sebep olduğu döngü sayesinde oluşmaktadır (Müller, 2000b).

3.2.2.3. Ultrasonik homojenizasyon ünitesi

Ultrasonik homojenizasyon ünitesi, yüksek voltaj sağlayan jeneratör, seramik kristal ve probtan oluşan sistemdir . Bu işlem çamurun flok yapısının bozunuma uğramasını sağlayarak çözünebilir karbonhidratlar ve organik maddelerin ortaya çıkmasına neden olmaktadır (King ve Forster, 1990; Tiehm vd., 1997; Wang vd., 1999). Anaerobik çürüme gerçekleştirilmeden önce ultrasonik arıtma uygulandığında hem termofilik şartlarda (Forster vd., 2000) hem mezofilik (Chiu vd., 1997) şartlarda gerçekleştirilen anaerobik çürüme işleminde biyogaz üretimi artış göstermektedir. (Bougrier vd., 2005).

Hidromekanik kayma kuvvetleri, ultrasonik radyasyon ile üretilen radikallerin oksitleyici özelliği, çamur içeriğinde bulunan suyu sevmeyen maddelerin termal

ayrışımı, dezentegrasyon boyunca ortaya çıkan sıcaklık artışı ultrasonik arıtım kullanılarak gerçekleştirilen dezentegrasyonda etkilidir (Wang vd., 2005).

Ultrasonik arıtım esnasında sıcaklığın artışı stoplazmik membrandaki yağı çözerek membran üstünde ufak deliklerin oluşmasını sağlamaktadır. Hücre içi maddelerin oluşan deliklerden salınmasıyla dezentegrasyon gerçekleştirilmektedir (Lehne vd., 2001). Dezentegrasyonun derecesi sisteme aktarılan enerji artışına bağlı olarak yükselmektedir (Gonze vd., 1999).

3.2.2.4. Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı

Hücre dezentegrasyonu lysate halkaları ile gerçekleştirilmektedir. Lysate halkaları santrifüj eksenine yerleştirilen parçalayıcılardır. Bu metotla çamur hücre yapısının parçalanması hedeflenmektedir. Düşük dezentegrasyon derecelerine ulaşılmakla beraber ilave enerji gereksiniminin az olduğu gözlemlenmiştir. (Winter, 2002).

3.2.2.5. Mekanik jet tekniği

Bu yöntem 50x105 Pa ile basınçlandırılarak sonrasında basıncın kaldırılmasıyla bir ağızdan hızla çıkarak bir plakaya çarpıp parçalanmasına dayanmaktadır (Müller, 2000b).

3.2.2.6. Yüksek performanslı elektrik akımı tekniği

Elektro-hidrolik bir tekniktir. Hücre dezentegrasyonu çamura 10 milisaniyeden daha küçük aralıklarda elektrik akımı aktarılmasıyla katı ve sıvı fazlarda ani dalgaların oluşumu sağlanarak gerçekleştirilmektedir (Müller, 2000b).

3.2.3. Termal dezentegrasyon

İlk olarak çamurun su verme özelliklerini iyileştirmek amacıyla uygulanan termal arıtma son yıllarda çamur dezentegrasyonu amacıyla kullanılmaya başlanmıştır (Neyens vd., 2003). Arıtma çamuruna buhar uygulaması yapılarak gerçekleştirilen bir yöntemdir. Belli sıcaklık aralığında hücre duvarının tahrip edilmesiyle protein, karbonhidrat ve lipidlerin biyolojik olarak parçalanmasını hedeflemektedir (Kepp vd., 2000; Novak vd., 2003).

Termal dezentegrasyon işleminde belirli katı madde içeriğine ulaşmaya kadar kurutulmuş arıtma çamurunun 130–175 °C’de parçalanması sağlanmaktadır. (Kepp ve Solheim, 2001). Arıtma tesisinde üretilen ısı bu amaç için kullanıldığında enerji maliyetinin düştüğü görülmüştür (Müller, 2000b). Termal dezentegrasyon sonucu arıtma çamurunun anaerobik çürütmesi ile stabilizasyon derecesinin artmasının etkisiyle çamur su verme özelliğinin iyileştirilerek köpük oluşumunun azaltıldığı gözlemlenmiştir (Barjenbruch ve Kopplow, 2003).

Anaerobik çürütme devamlı olarak termal hidrolizden sonra %55–60 oranında uçucu katı maddenin yok edilmesini sağlayabilir. Termal hidroliz de çamur susuzlaştırılmasını artırmak için kullanılan kanıtlanmış bir yöntemdir (Kepp vd., 2000).

100 °C–180 °C bir sıcaklık aralığında termal ön arıtım, hücre duvarlarını parçalar ve biyolojik bozunma için erişilebilir proteinler üretir (Muller, 2001).

Bougrier vd. (2007) yaptıkları çalışmada, atık aktif çamurun yarı zamanlı anaerobik çürütme performansını artırmak için termal ön arıtımın etkilerini araştırmıştır. Bu çalışmanın amacı, koyu çamur, ana bileşikler (proteinler, karbohidratlar ve lipidler) yarı sürekli anaerobik termal arıtımın etkilerini incelemektir.

Yine Bougrier vd. (2008) yaptıkları çalışmada, beş farklı atık aktif çamur numunesinin çözülebilirliği, fiziksel özellikleri ve anaerobik çürütülmesinin ısıl işleme etkilerini araştırmıştır. Biyogaz hazminin artırılması, çamurun KOİ çözünlülüğü ve arıtılmamış çamurun başlangıçtaki biyolojik parçalanabilirliği ile bağlantılıdır. Başlangıçtaki düşük biyolojik parçalanabilirlik, daha yüksek termal arıtımın etkisidir.

Vlyssides vd. (2004) yaptıkları çalışmada, anaerobik çürütmede bir ön arıtım aşaması olarak, alkali bölgesi (8–11) pH aralığında ve orta sıcaklık aralığında (50–90 °C), hidroliz kinetiklerini ve atık aktif çamurun çözünlülüğünü incelenmiştir. Uçucu askıda katı maddenin çözünmesi için hidroliz oranının, birinci derece hızda olduğu bulunmuştur.

3.2.4. Biyolojik dezentegrasyon

Enzim etkinliğine dayanan ön arıtma prosesi olan bir yöntemdir. Enzimatik dezentegrasyon işleminde enzimlerin yardımıyla hücre duvarı parçalanmaktadır. Bu işlem dışarıdan enzim eklenmesiyle yapılabileceği gibi ortam sıcaklığında kendiliğinden

de gerekleŖebilir. dezentegrasyon derecesini mekanik dezentegrasyon iŖlemi ile beraber kullanıldığı taktirde arttırmaktadır (Goel vd., 1998; Lai vd., 2001). Biyolojik dezentegrasyon yöntemi, enzimlerin maliyeti yüksek ve yeteri kadar araŖtırmanın yapılmadığı bir yöntem olmakla birlikte çok etkilidir (Perez-Elvira vd., 2006).

3.3. Dezentegrasyon Yöntemlerinin KarŖılaŖtırılması

Dezentegrasyon yöntemleri, enerji ihtiyaçları açısından, ultrasonik homojenizasyon nitesi çok enerji gerektirirken mekanik yöntem olan lysate santrifüj yođunlaŖtırıcı ve karıŖtırıcı bilyeli değirmenler daha az enerji gerektiren sistemlerdir. En dŖk dezentegrasyon verimine sahip olan sistem Lysate santrifüj yođunlaŖtırıcıdır (Müller, 2000b).

Biyolojik ve mekanik dezentegrasyon yöntemlerinin termal dezentegrasyona göre köpük oluŖumunu önlemede etkisi azdır. (Barjenbruch ve Koplow, 2003).

Kimyasal dezentegrasyon yöntemlerinden olan fenton yöntemi ve alkali arıtma, daha fazla çamur keki oluŖumuna neden olarak çamurların su verme özelliklerini iyileŖtirmektedir. Mekanik dezentegrasyon yöntemlerinden olan lysate santrifüj yođunlaŖtırıcı ve karıŖtırıcı bilyeli değirmenler dŖk enerji ihtiyacı gerektirirken ultrasonik arıtma iŖlemi yüksek enerji ihtiyacı gerektirir ve maliyeti fazladır. Termal dezentegrasyon yöntemleri hastalık yapıcı organizmaların giderimini etkiler, yüksek dezentegrasyon derecelerine ulaŖılmasını sağlar ve maliyetli bir yöntemdir. (Perez-Elvira, 2006).

4. MATERYAL VE METOD

4.1. Çalışmada Kullanılan Atıksuyun Özellikleri

Çalışma kapsamında kullanılan arıtma çamuru Sivas Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinin geri devir hattından alınmıştır. Sivas Atıksu Arıtma Tesisi ileri biyolojik arıtma prosesi ile işletilen evsel arıtma tesisidir. Deneysel çalışmalarda kullanılan atıksuyun özellikleri Tablo 4.1.'de verilmiştir.

Tablo 4.1. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Atıksuyun Özellikleri

Parametre	Değer
pH	7,00
TKM (mg/L)	8200
ÇKOİ (mg/L)	179,2
MLSS (mg/L)	5200
NH ₄ -N (mg/L)	3,7
NO ₃ -N (mg/L)	0,3
NO ₂ -N (mg/L)	0,028
Toplam koliform (EMS/100mL)	24.2x10 ⁵
Partikül Boyut (µm)	
Yüzeysel Ağırlık D [3,2]	52.4
Hacimsel Ağırlık D [4,3]	136
d (10)	28.4
d (50)	90.7
d (90)	211

4.2. Fenton Prosesiyle Dezentegrasyon

Bu çalışmada, arıtma çamurunun Fe⁺²/H₂O₂ ve Fe⁰/H₂O₂ ile dezentegrasyonu incelenmiştir. Bu kapsamda fenton prosesinin çamurun dezentegrasyon üzerine etkisi dezentegrasyon derecesi (DD), KOİ, ÇKOİ, AKM, Partikül Boyut Dağılımı ile tespit edilmiştir. Fenton reaktifleri olarak Fe⁺² (FeSO₄.7H₂O), H₂O₂ (hidrojen peroksit) ve modifiye demir (Fe⁰) kullanılmıştır.

4.3. 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. 24 saat sonunda ÇKOİ ölçüldü.

4.4. Dezentegrasyon Derecesinin Belirlenmesi

Dezentegrasyon derecesi artıma çamurlarının ÇKOİ parametresi ile ölçülen bir ifadedir. Denklem 8’de DD formülasyonu gösterilmiştir.

$$DDKOİ = (\text{ÇKOİ} - \text{ÇKOİ}_0) / (\text{ÇKOİ}_{\text{NaOH}} - \text{ÇKOİ}_0) \times 100 \quad (8)$$

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.

4.5. Fe⁰ (nZVI) Sentezi

5,34 g FeCl₂.4H₂O’yu, 30 mL çözeltide (24 mL etanol + 6 mL saf su) manyetik karıştırıcıda karıştırıldı. Başka bir yerde 1M NaBH₄ (3,05 g NaBH₄ 100 mL saf suda çözünür) hazırlandı. Hazırlanan NaBH₄ çözeltisi manyetik karıştırıcıda karıştırılan Fe çözeltisine damla damla eklendi. NaBH₄ eklenir eklenmez siyah çamur oluşmaya başladı. NaBH₄ ü tamamen eklendikten sonra 10 dk daha karıştırıcıda karıştırmaya devam edildi. Oluşan siyah çamur santrifüj ile ayrıldı. 25 mL etanol ile yıkanarak tekrar tekrar santrifüjlendi. 50⁰ C de tamamen kuruyuncaya kadar kurutuldu. Malzemenin nem almaması için desikatörde tutularak kapalı kutu içerisinde saklandı. Kaç gram çamur oluştuğu tartıldı ve 50 g çamur oluşacak şekilde deney tekrarlandı (Wang vd., 2006).

4.6. Fenton Prosesi (Fe⁺²/H₂O₂, Fe⁰/H₂O₂) ile Dezentegrasyon

Fenton oksidasyonu deneyleri, 500 mL’lik cam beherlerde 200 mL sıvı hacminde gerçekleştirilmiştir. Fenton oksidasyonu için fenton reaktifi olarak Fe⁺² (FeSO₄.7H₂O tuzu tartılıp direkt eklenmiştir), Fe⁰ (nZVI sentezi ile oluşturulmuştur) ve % 35’lik H₂O₂ çözeltisi kullanılmıştır.

Fe⁺², Fe⁰ ve H₂O₂ g/kg katı madde (KM) olarak hesaplanmıştır. Çalışmada farklı dozlarda Fe⁺²/H₂O₂ ve Fe⁰/H₂O₂ kullanılmıştır. pH ayarlamaları 1 N NaOH ve 1 N H₂SO₄’den faydalanılarak yapılmıştır. Numune çoklu manyetik karıştırıcılar ile 60 dk boyunca 100 devir/dk ‘da karıştırılmıştır. Optimum koşullar; pH 3, süre 60 dk, olarak belirlenmiştir.

4.7. Analizler ve Kullanılan Yöntemler

ÇKOI ve TKM tayini standart metodlara göre yapıldı.

FTIR, SEM, EDX, XRD, Partikül Boyut Dağılımı analizleri Cumhuriyet Üniversitesi İleri Teknoloji Araştırma ve Uygulama Merkezi laboratuvarında gerçekleştirilmiştir.



5. BULGULAR VE TARTIŞMA

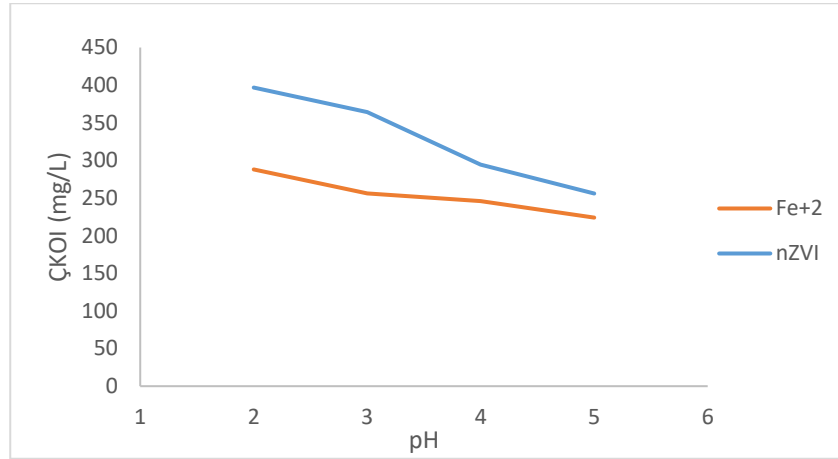
5.1. pH'ın Çamur Dezentegrasyonu Üzerine Etkisi

Fenton prosesinde pH parametresi çok önemli olup 2-5 aralığında değişmektedir. Bu aralığın dışındaki pH'larda daha az hidroksil radikali üretildiğinden oksidasyon azalmaktadır (Singh ve Tang, 2013). Düşük pH'larda $[\text{Fe}^{+2}(\text{H}_2\text{O})]^{+2}$ ortaya çıktığından daha az hidroksil radikali meydana getirmektedir (Gürtekin ve Şekerdağ, 2008).

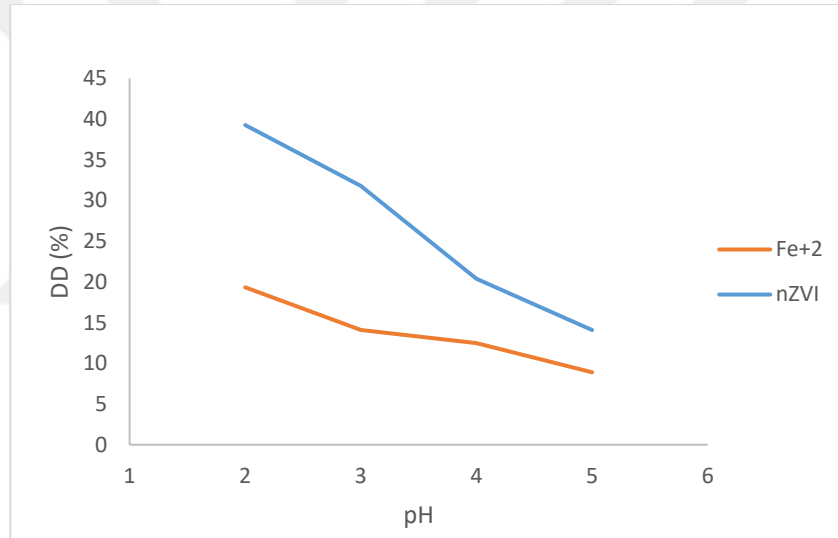
Fenton oksidasyonu sırasında Fe^{+2} , Fe^0 ve H_2O_2 reaksiyonunun kararlılığı çok önemli ve pH'a bağlıdır. Öncelikle optimum pH değerinin belirlenmesi amacı ile pH 2-5 aralığında, sabit Fe^{+2} (4 g/kg KM), Fe^0 (4 g/kg KM), H_2O_2 (10 g/kg KM) ve 60 dk karıştırma süresinde fenton prosesi uygulanmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 5.1'de verilmiştir. Sabit Fe^{+2} , Fe^0 ve H_2O_2 uygulandığında en yüksek DD (%) giderim verimi sırası ile %19.34 ve %39.28 olmak üzere pH 2'de elde edilmiştir. Yüksek pH değerlerinde proses veriminde azalmalar gözlenmiştir. En düşük giderim verimi ise %8.85 ve %14.09 ile pH 5'te elde edilmiştir.

Sonuç olarak pH 2'de maksimum çamur dezentegrasyon verimliliği elde edilse de, literatürdeki çalışmalarla (Erden Kaynak ve Filibeli, 2008) uyumlu olarak, her iki işlem için de çamur pH'sini ayarlamak için en düşük kimyasal tüketimi ile maksimum çamur ayrışımı için optimum pH 3 olarak belirlenmiştir

a)



b)



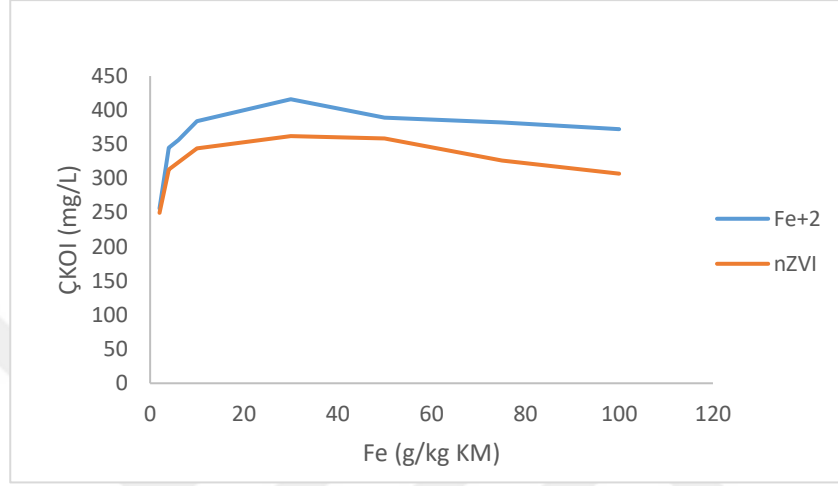
Şekil 5.1. pH'nin a) ÇKOI b) DD (%) üzerine etkisi

5.2. Fe⁺²/Fe⁰ Dozajlarının Çamur Dezentegrasyonu Üzerine Etkisi

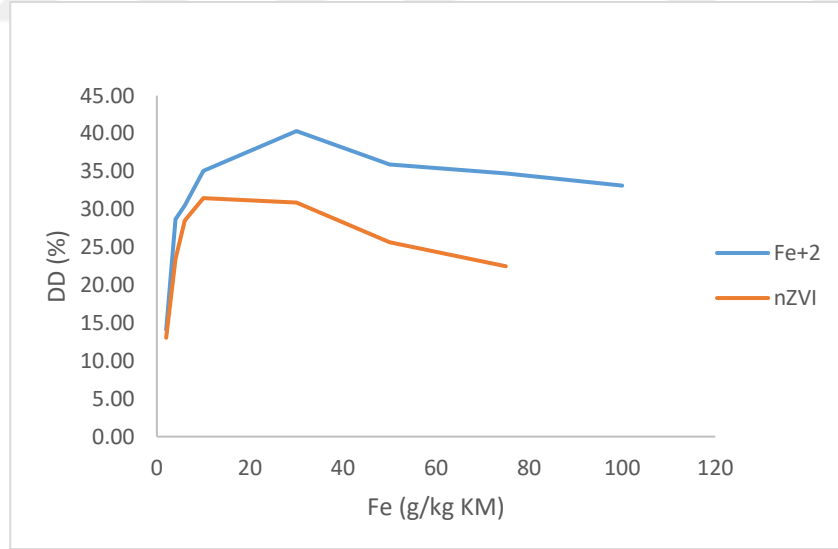
Fe⁺² iyonunun bulunmaması ortamda •OH radikalini meydana çıkaracak temel faktör bulunmadığından fenton oksidasyonuna bağlı etkili bir giderim gerçekleşmemektedir. Fe⁺²/Fe⁰ dozajlarının DD (%) ve ÇKOI'ye olan etkisini belirlemek amacıyla (2,4,6,10,30,50,75,100 g/kg KM) arasında değişen dozajlarda demir, H₂O₂ konsantrasyonu 40 g/kg KM, pH 3 ve temas süresi 60 dk sabit tutularak fenton prosesi uygulanmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 5.2'de verilmiştir. Deneyle sonucunda DD (%) ve ÇKOI'ye olan etkisi Fe⁺² kullanımına bağlı olarak %14.10- 40.33 arasında, Fe⁰

kullanımına bağı olarak %13.05-31.48 arasında değişmektedir. Fe^{+2}/Fe^0 dozajı arttıkça giderim verimlerinin de arttığı görülmektedir. Fakat maliyet göz önünde bulundurulduğunda Fe^{+2} ve Fe^0 dozajı 4 g/kg KM olarak belirlenmiştir. Benzer sonuçlar farklı çalışmalarda bulunmuştur (Şahinkaya vd., 2015; Erden ve Filibeli, 2011).

a)



b)

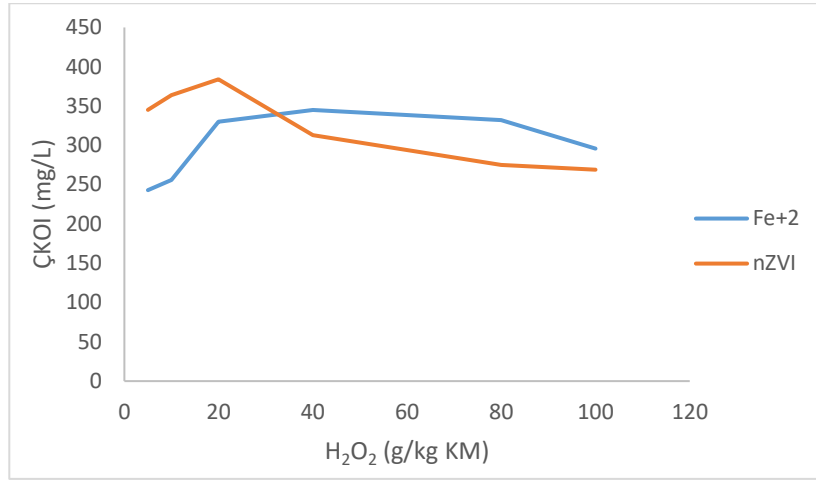


Şekil 5.2. Fe (Fe^{+2}/Fe^0)'in a) ÇKOI b) DD (%) üzerine etkisi

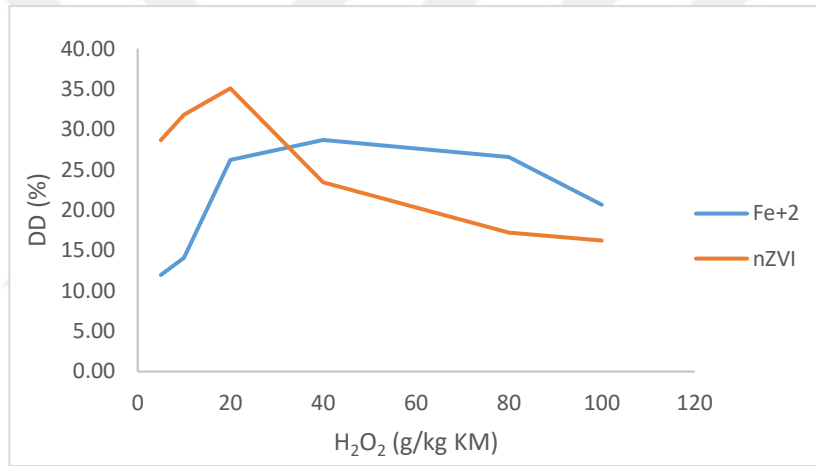
5.3. H₂O₂ Dozajının Çamur Dezentegrasyonu Üzerine Etkisi

Hidrojen peroksit, Fenton reaksiyonu sonucunda üretilen ve oksidasyonu gerçekleştiren OH• radikallerinin esas kaynağıdır. Ancak aşırı miktarda kullanılması hem arıtma maliyetini arttırmakta hem de oksidasyonu gerçekleştiren OH• radikallerinin süpürülmesine neden olduğu için, optimize edilmesi gerekmektedir (Özdemir vd., 2010). Çalışma kapsamında fenton prosesinde optimum H₂O₂ miktarını belirlemek için farklı H₂O₂ konsantrasyonlarında pH, Fe⁺², Fe⁰ konsantrasyonu sabit tutularak denemeler yapılmıştır. 5,10,20,40,80,100 g/kg KM olarak 6 farklı H₂O₂ dozajlarında çalışılmıştır. Bu H₂O₂ dozajlarında, Fe⁺²/Fe⁰ dozajları 4 g/kg KM ve pH 3'te sabit tutularak deneyler yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 5.3'te verilmiştir. 40 g/kg KM H₂O₂ dozajına kadar artan H₂O₂ dozu ile DD(%), sürekli yükselmiştir. Daha yüksek H₂O₂ konsantrasyonlarında ise, fazla H₂O₂'in inhibe edici etkisinden dolayı DD(%) düşmüştür. Hidroksil radikallerinin inhibe edici etkisi (yüksek H₂O₂) daha önceki çalışmalarda gözlenmiştir (Çatalkaya ve Kargı, 2007). Hem düşük hemde yüksek Fe⁺²/Fe⁰ konsantrasyonlarında giderim verimini arttırmak için H₂O₂ konsantrasyonunu arttırmak çok etkili değildir. Bu sebeple optimum H₂O₂ dozajı olarak uygulanabilirlik ve ekonomik şartlar dikkate alınarak Fe⁺² kullanıldığında %14.10 verimin elde edildiği, Fe⁰ kullanıldığında %31.8 verimin elde edildiği 10 g/kg KM seçilmiştir.

a)



b)



Şekil 5.3. H₂O₂'nin a) ÇKOI b) DD (%) üzerine etkisi

5.4. Fe/ H₂O₂ Oranının Çamur Dezentegrasyonuna Etkisi

Fenton reaksiyonunun sağlıklı bir şekilde gerçekleşmesi için optimum koşullar sağlanmak zorundadır. pH'ın önemi yanında katalizör demir ve H₂O₂ oranları da oldukça önemlidir. Aksi halde organik maddelerin parçalanmasında önemli rol oynayan OH• radikallerinin inhibisyonu ve reaksiyona girme eğilimlerinde azalma söz konusu olabilmektedir (Kaplan, 2007).

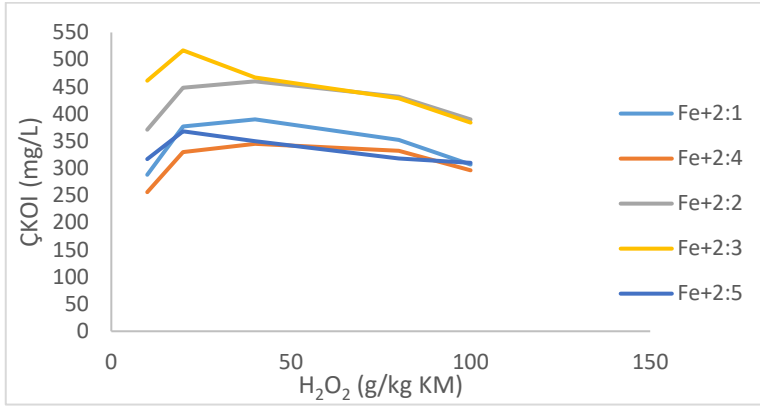
Başlangıçta demir iyonu miktarına nazaran H₂O₂ miktarı düşük ise reaksiyon hızlı gerçekleşir, reaksiyon süresi kısa ve degradasyon oranı yüksektir. Çünkü oluşan hidroksil radikalleri, reaksiyon hızının daha fazla olması sebebiyle H₂O₂ ile reaksiyona

giremeyip öncelikle Fe^{2+} iyonu ile reaksiyona girer. Başlangıçta demir iyonu miktarına nazaran H_2O_2 miktarı daha fazla ise reaksiyon yavaştır ve reaksiyon süresi uzayarak degradasyon oranı azalır. Çünkü; Fe^{2+} iyonu hızlıca Fe^{3+} iyonuna yükseltgenir ve bundan sonraki Fe^{3+} iyonunun zincir reaksiyonları ile H_2O_2 'nin ayrışması yavaşlar (Solmaz vd., 2010).

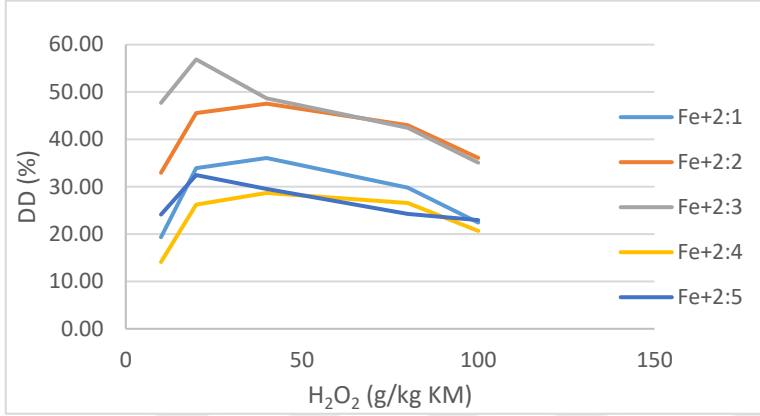
Neyens ve Baeyens (2003b)'ye göre yüksek $[\text{Fe}^{2+}]_0 / [\text{H}_2\text{O}_2]_0 (\geq 2)$ oranında denklem 9'un sonucu olarak üretilen $\text{OH}\cdot$, Fe^{2+} iyonları ile reaksiyona girer (denklem 10) ve hidrojen peroksitle girmez (denklem 14). Bu açıklamadan şu sonuç çıkarılabilir: $\text{OH}\cdot$ ve Fe^{2+} iyonları arasında reaksiyon, $\text{OH}\cdot$ ve hidrojen peroksit arasında olan reaksiyondan 10 kat daha hızlıdır. $[\text{Fe}^{2+}]_0 / [\text{H}_2\text{O}_2]_0 (=1)$ oranında, hidrojen peroksit hızlıca tüm Fe^{2+} iyonlarını Fe^{3+} iyonlarına dönüştürür (denklem 9). Sonra hidrojen peroksit Fe^{3+} iyonlarının yer aldığı radikal zincir reaksiyonları ile yavaş yavaş ayrışır (denklem 11). Fe^{3+} iyonlarının azalması (denklem 11 ve 12), denklem 9'dan önemli miktarda daha düşüktür ve hız belirleyici basamaktır. Düşük $[\text{Fe}^{2+}]_0 / [\text{H}_2\text{O}_2]_0 (\ll 1)$ oranında hidrojen peroksitin başlangıçta hızlı tükenmesinin ardından yavaş yavaş ayrışması Fe^{3+} iyonları sebebiyle oluşur (radikal zincir reaksiyonlarına sebep olan Fe^{3+} sistem). Fe^{3+} iyonları ile hidrojen peroksitin ayrışması hemen hemen durur. $\text{OH}\cdot$, H_2O_2 ile reaksiyona girer (denklem 14 ile $\text{HO}_2\cdot$ üretimi). Bu yüzden ilave üretilen $\text{HO}_2\cdot$, Fe^{2+} iyonları ve Fe^{3+} iyonlarının azalması ile radikal zincir reaksiyonlarına katılır (denklem 13-14) ve hidrojen peroksitin daha fazla tüketiminin oluşmasını sonuçlandırır. Farklı demir ve H_2O_2 miktarlarına bağlı ÇKOI ve DD değişimleri Şekil 5.4'de verilmiştir.



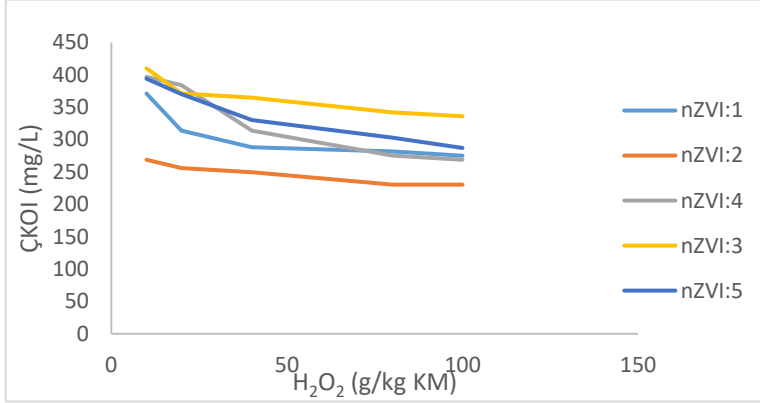
a)



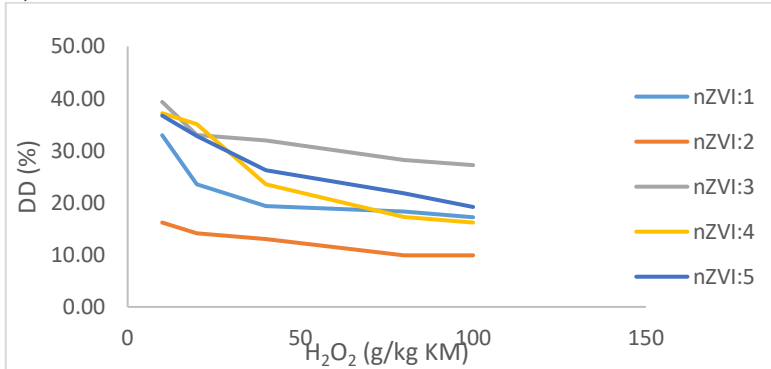
b)



c)



d)



Şekil 5.4. Fe/ H₂O₂ Oranının a) ÇKOI b) DD c) ÇKOI d) DD Üzerine Etkisi

Şekil 5.4’de görüldüğü gibi gerek demir gerekse H₂O₂ miktarı arttıkça DD ve ÇKOI değerleri de artmakta ancak belli bir değerden sonra bu miktarlar artmasına rağmen DD ve ÇKOI değerlerinde azalma gerçekleşmektedir. Katalizör demir miktarı 2-4 g/kg TS ve H₂O₂ 40 g/kg TS durumunda en yüksek DD ve ÇKOI değerleri elde edilmiştir.

5.5. Çamur dezentegrasyon kinetiğinin belirlenmesi

Kinetik analizler, optimum koşullar altında ÇKOI konsantrasyonlarına dayanılarak yapıldı. Optimum koşullar pH 3, katalizör demir (Fe⁺² ve Fe⁰ için) ve H₂O₂ dozajı sırasıyla 4 ve 10 g/kg TS ve süre 1 saat olarak belirlendi. Çamur disintegrasyon kinetiklerinin fenton prosesi ile belirlenmesi, reaksiyon süresini ve proses verimliliğini tahmin etmek için gereklidir. A kinetic analysis was conducted by fitting the SCODs time data in the disintegration stage with zero, first, and second-order kinetic equations (Şahinkaya vd., 2015).

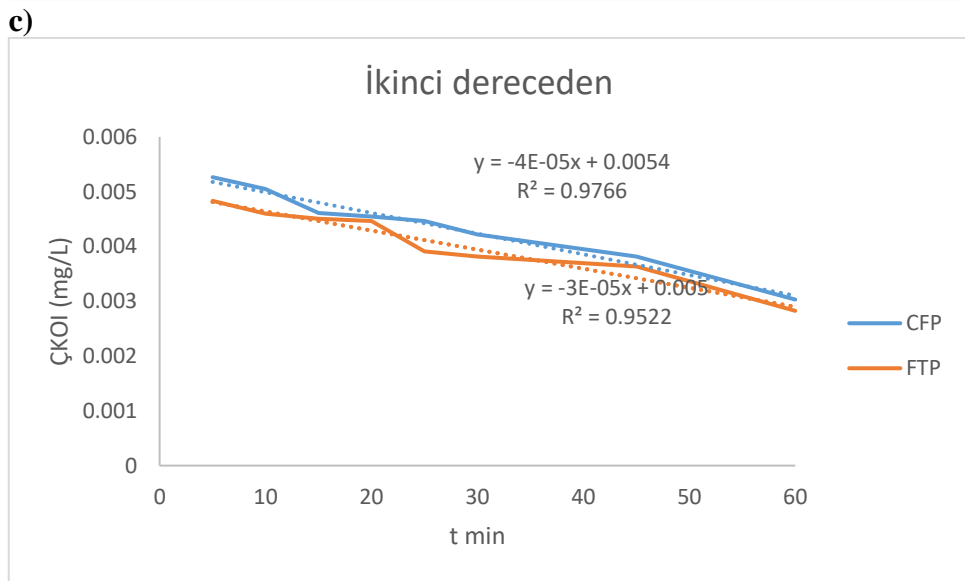
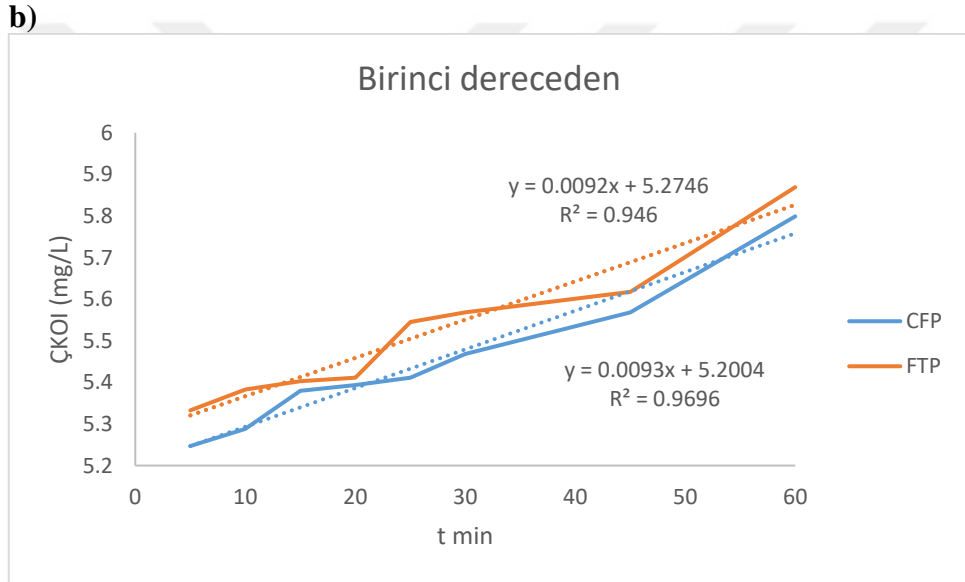
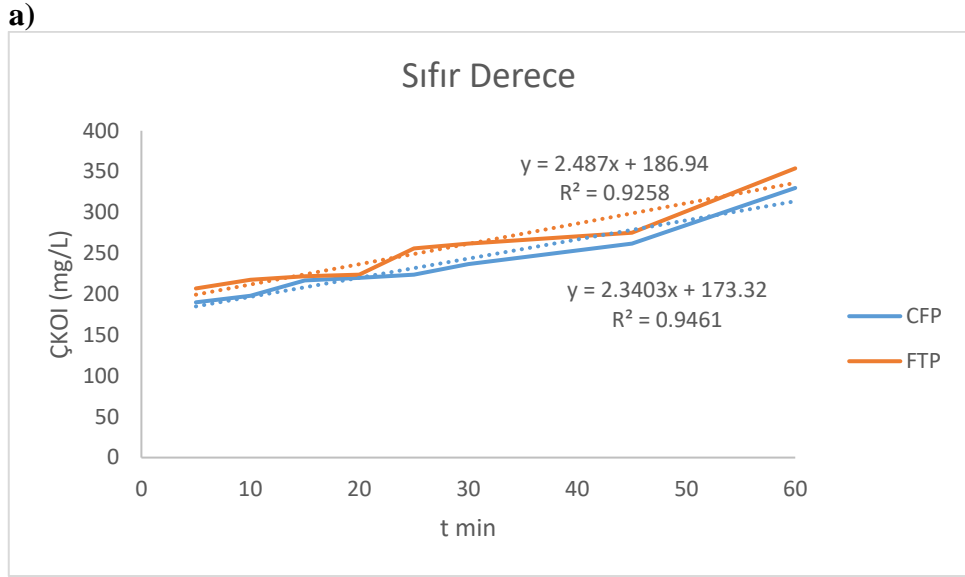
Tablo 5.1. Denklemler, doğrusal formlar ve kinetik model sonuçları

Kinetik model	Denklem	Doğrusal form	K		R ²	
			CFT	FTP	CFT	FTP
Sıfır derece	$r_c = \frac{dC}{dt} = k_0$	$C_t = C_0 + k_0 \cdot t$	2.66	3.06	0.94	0.92
Birinci dereceden	$r_c = \frac{dC}{dt} = k_1 C$	$\ln C_t = \ln C_0 + k_1 \cdot t$	0.011	0.012	0.96	0.94
İkinci dereceden	$r_c = \frac{dC}{dt} = k_2 C^2$	$\frac{1}{C_t} = \frac{1}{C_0} + k_2 \cdot t$	-4.7x10 ⁻⁵	-5.1x10 ⁻⁵	0.97	0.95

Burada; C₀ başlangıç COD konsantrasyonu, C_t, nihai COD konsantrasyonu, t zaman ve k (k₀, k₁ ve k₂) sırasıyla reaksiyon hızı katsayılarıdır.

Tablo 5.1’de gösterildiği gibi, CFP (Fe⁺²) ve FTP (Fe⁰) için her üç kinetik modelde yüksek R² değerleri ile yeterince tarif edilirken en iyi sonuç second order kinetik modelinde çıkmıştır. CFP (Fe⁺²) ye ait R² değerleri FTP (Fe⁰) ile kıyaslandığında azda olsa yüksektir.

Çamur dezentegrasyon kinetiğinin belirlenmesi Şekil 5.5’de gösterilmiştir.



Şekil 5.5. Çamur dezentegrasyon kinetiğinin belirlenmesi a) sıfır derece b) birinci dereceden c) ikinci dereceden

5.6. Çamur Karakterizasyonu

5.6.1. Partikül boyut dağılımı

Partikül boyut dağılımı, çamur dezentegrasyonunu göstermesine rağmen, bu parametre proses optimizasyonu için yeterli değildir (Müller vd., 2004). Fenton ile dezentegrasyonun çamurun partikül tahribatı üzerindeki etkisini görmek için, hem ham çamur hem de dezentegre edilmiş çamur için DD parametresine dayalı optimum koşullarda partikül boyut analizi gerçekleştirilmiştir (Tablo 5.2). d(0.1), d(0.5) ve d(0.9) olarak belirtilen boyutlar %10, %50 ve %90 kümülatif yüzdeye karşılık gelen boyutlardır. Hem Fe^{+2} hemde Fe^0 de partikül boyutunda azalma meydana gelmiştir. Partikül boyutundaki azalma Fe^{+2} de çok daha fazladır. Dezentegrasyon uygulamasında, çamur miktarı hacim ağırlıklı ortalamaya (D [4.3]) göre Fe^{+2} 'de 38.6% ve Fe^0 'de 13.23% partikül büyüklüğünde azalma kaydedilmiştir.

Tablo 5.2. Partikül Boyut Dağılımı

	Partikül boyutu (μm)				
	Yüzeysel ağırlık D[3.2]	Hacimsel ağırlık D[4.3]	d (0.1)	d (0.5)	d (0.9)
Ham çamur	52.4	136	28.4	90.7	211
Dezentegre edilmiş çamur (Fe^{+2})	38	83.5	20.6	68.1	149
Dezentegre edilmiş çamur (Fe^0)	49.1	118	26.7	84.8	195

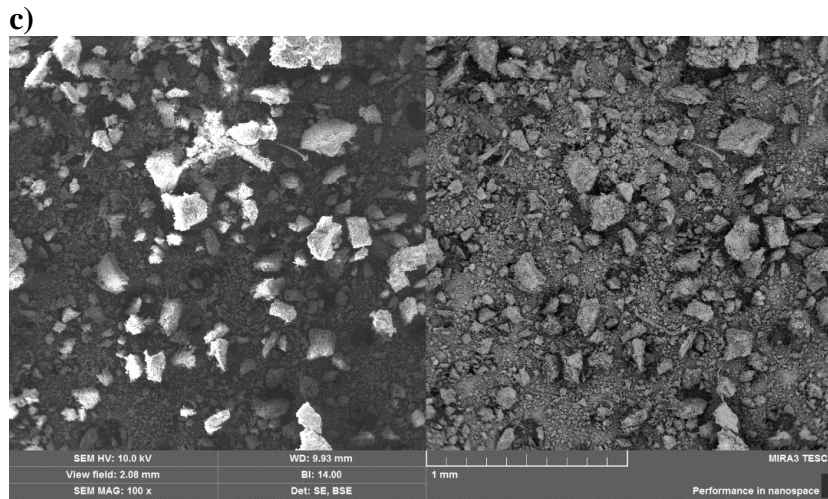
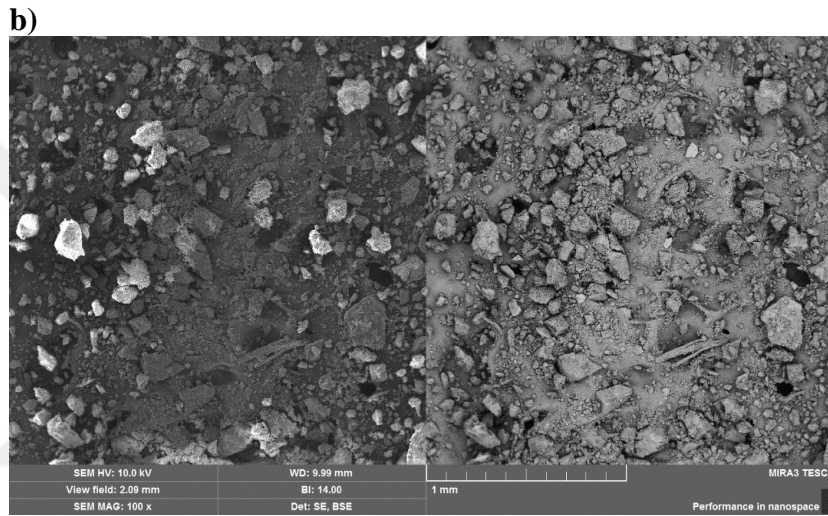
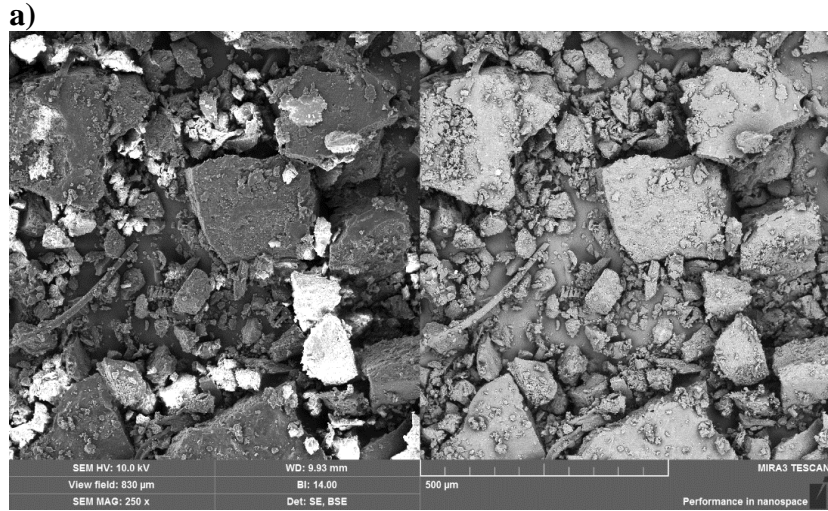
Dezentegrasyon boyunca çamura uygulanan dış etkiler sebebiyle çamurdaki partikül boyutunda önemli bir düşüş ortaya çıkmaktadır. Bu değişimin başlıca sebebi çamur içeriğindeki flok yapısının bozunmaya uğramasıdır. Dezentegrasyon mekanizmasının diğer bir aşaması olan hücre parçalanmasının partikül boyutu üzerine bir etkisi bulunmamaktadır. Partikül boyutundaki azalma partikül hacmindeki azalma ile bağlantılı olarak artan yüzey alanı sebebiyle çamur içerisindeki katıların daha kolay hidrolize edilmesini sağlamaktadır (Müller vd., 2004). Aktif bir dezentegrasyon sonucunda çamur içeriğindeki organik maddelerin büyük bir kısmı sıvı faza geçmektedir. Sıvı faza geçemeyen katı çamur partikülleri yüksek oranda inorganik

madde içermektedir. Bu sebeple susuzlaştırma sonrasında dezentegrasyon uygulanmış olan arıtma çamurları daha yüksek katı madde oranına erişmektedirler (Müller, 2003).

5.6.2. SEM

İnsan gözünün çok ince ayrıntıları görebilme olanağı sınırlıdır. Bu nedenle görüntü iletimini sağlayan ışık yollarının mercekle değiştirilerek, daha küçük ayrıntıların görülebilmesine olanak sağlayan optik cihazlar geliştirilmiştir. Taramalı elektron mikroskobu, elektronik ve optik sistemlerin birlikte kullanımı ile, yüksek büyütme oranlarında üzerinde işlem ve analizler yapılabilen görüntülerin elde edildiği bir mikroskop çeşididir. SEM’de numune mikroyapısı, bir elektron demeti tarafından yüzeyin taranması ile incelenir. Çok yüksek ayırım gücü ve alan derinliği değerlerinde yüzey taraması gerçekleştirilir. SEM görüntülerinin en önemli özelliği, numunedeki mikro yapısal oluşumların yüksek netlik ile 3 boyutlu olarak görüntülenebilmesidir. SEM’de elde edilecek netlik derinliği $\times 10^3$ büyütmede $\times 10$ mikrometre seviyelerinde iken, $\times 10^4$ büyütmelerde ise $\times 1$ mikrometre seviyelerindedir (www.kuark.org).

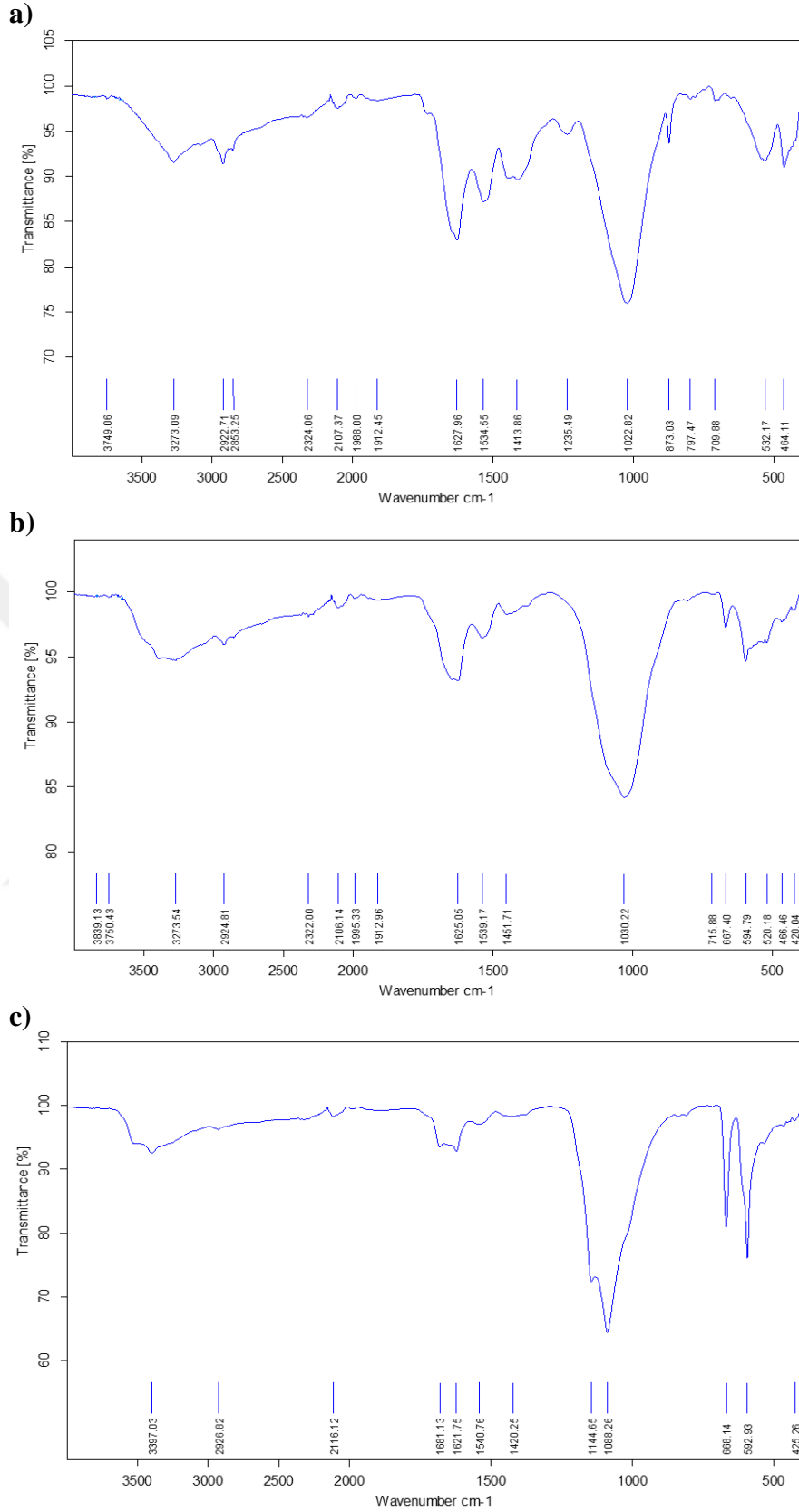
SEM analizi, Fe^{+2} and Fe^0 işleminde önce ve sonra çamur parçacıklarının morfolojisini analiz etmek için kullanılmıştır (Şekil 5.6). Dezentegrasyonun temel amacı, daha önce birçok yazar tarafından bildirilen hücre içi maddeyi çıkarmak için flok ve mikrobiyal hücreleri kırmaktır (Bohdziewicz vd., 2014; Carrère vd., 2010) . SEM görüntüleri, dezentegrasyondan önceki ve sonraki çamur partikül büyüklüğünün belirgin şekilde azaldığını gösterdi. İşlemden geçirilmemiş çamurun partikül görünüşü, nispeten pürüzsüz ve daha büyük boyutta idi (Şekil 5.6a). Fenton ile dezentegre edilmiş çamur DD’de büyük bir artışı ve çamur partikül büyüklüğünün azaldığını doğrulayan en yüksek hücre parçalanma derecesini gösterir. (Braguglia vd., 2009) Dezentegrasyon işlemi, çamurun parçalanmasında etkili bir yöntem olarak kabul edilmiştir.



Şekil 5.6. a) Dezentegrasyondan önce b) Fe^{+2} sonrası c) Fe^0 sonrası çamurun SEM görüntüsü

5.6.3. FTIR

FTIR spektrumu adsorbentteki fonksiyonel grupların frekans değişimlerini belirlemek için kullanıldı. Spektrumlar 400-4000 cm^{-1} aralığında ölçüldü (Şekil 5.7). Dezentegrasyondan önce ve sonra çamurun FTIR spektrumu şekil 5.7’de verilmiştir. nZVI 'daki $<900 \text{ cm}^{-1}$ 'deki bantlar demir oksitler ile ilişkili olabilir. 3000-3500 bandında dezentegrasyon sonrası tepe alanı küçülmüştür. Bu karboksil grubunun bir miktar bloke edildiğini gösterir. 1410-1420 cm^{-1} bandı alifatik $-\text{CH}_2$ units belirledi. 1621-1627 cm^{-1} 'deki tepeler, aromatik $\text{C} = \text{O}$ ve sert karbon bileşenlerinin varlığını gösteren $\text{C} = \text{C}$ titreşimini belirledi. 1020-1080 cm^{-1} civarındaki tepeler, selülozik ve linyöz bileşenlerin oksijenli fonksiyonel gruplarını temsil eden alifatik $\text{C}-\text{O}-\text{C}$ 'ye ve alkol-OH' ya karşılık gelir (Chen vd., 2008). 590 cm^{-1} deki bant $\text{SiO}-\text{H}$ titreşimine karşılık gelebilir.

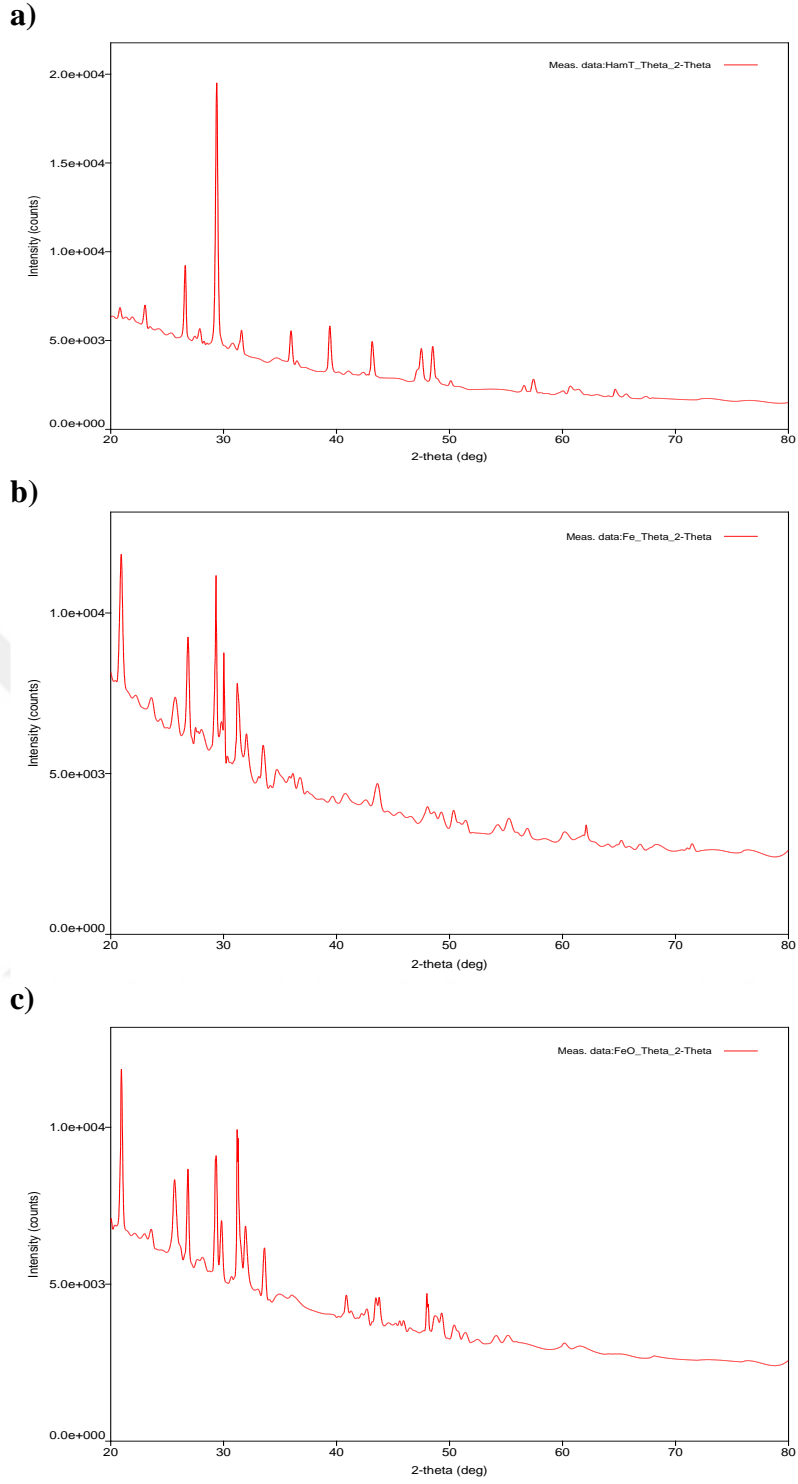


Şekil 5.7. a) Dezentegrasyondan önce b) Fe^{+2} sonrası c) Fe^0 sonrası FTIR görüntüsü

5.6.4. XRD

X-Işını Kırınım yöntemi (XRD), her bir kristal fazın kendine özgü atomik dizilimlerine bağlı olarak X-ışınlarını karakteristik bir düzen içerisinde kırması esasına dayanır. Her bir kristal faz için bu kırınım profilleri bir nevi parmak izi gibi o kristali tanımlar. X-Işını Kırınım analiz metodu, analiz sırasında numuneyi tahrip etmez ve çok az miktardaki numunelerin dahi analizlerinin yapılmasını sağlar.

Ham çamur, Fe^{+2} ve Fe^0 ye ait XRD spektrumları Şekil 5.8'de görülmektedir. 22° and 28° 'deki pikler mineral dachiardite (Ca, Na, K, Al, Si ve H_2O) ile ilişkilidir (Ersoy et al. 2010). 30° ve 33° 'deki pikler sırasıyla Fe_3O_4 / γ - Fe_2O_3 and FeO ile ilgilidir (Kanel et al. 2005). Bu demir oksitler hem Fe^{+2} hemde Fe^0 de ortaya çıkmıştır.

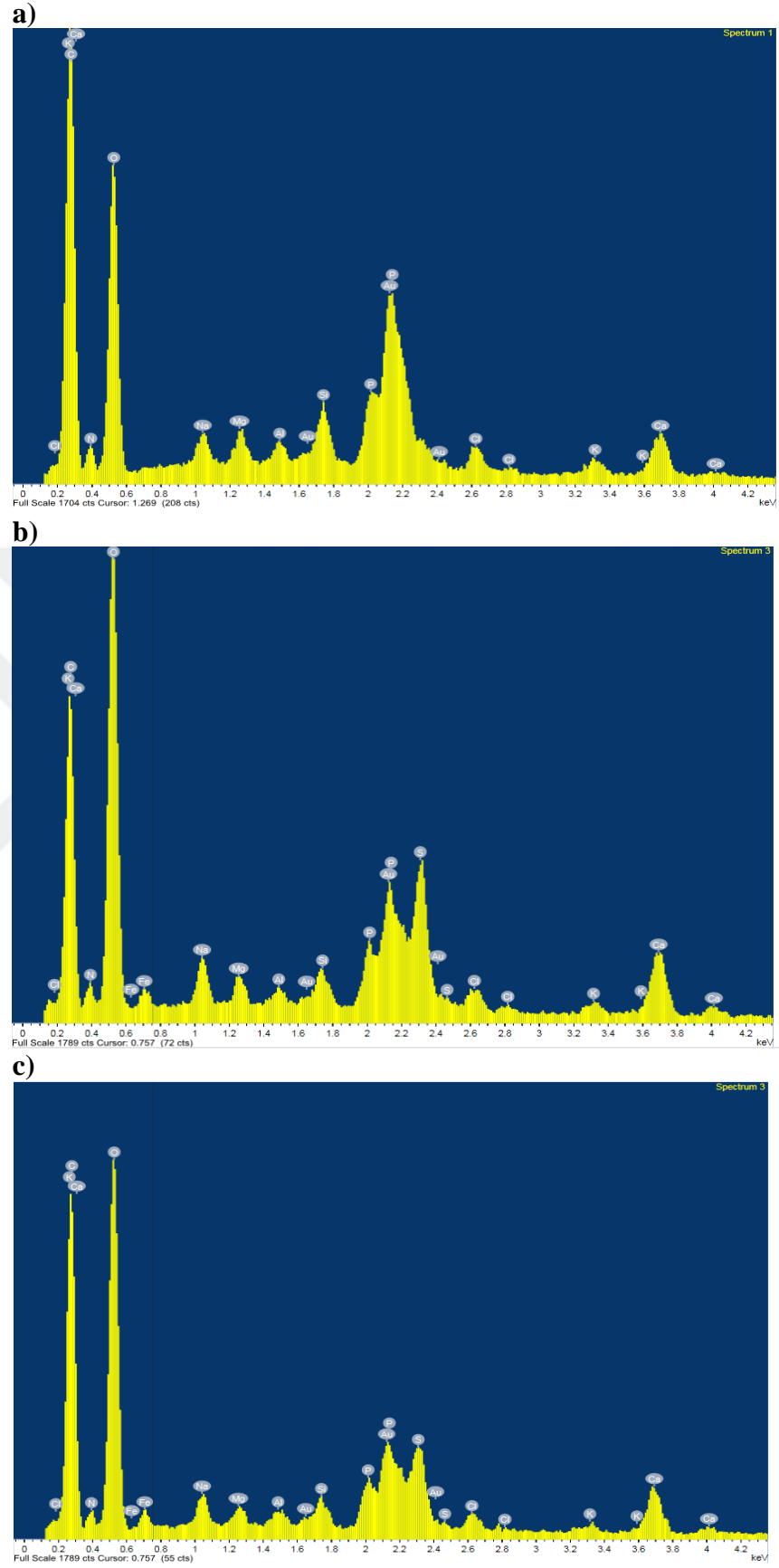


Şekil 5.8. a) Dezentegrasyondan önce b) Fe^{+2} sonrası c) Fe^0 sonrası XRD görüntüsü

5.6.5. EDX

EDX analizi ile üretilen veriler, numunenin gerçek bileşimini oluşturan elemanlara karşılık gelen zirveleri gösteren spektrumlardan oluşur (Machnicka & Grübel, 2016).

Ham çamur, Fe^{+2} ve Fe^0 ile dezentegre edilmiş çamura ait EDX spektrumları Şekil 5.9'da görülmektedir. Dezentegre edilmemiş ham çamurda Fe iyonuna rastlanmamıştır. Ca, C ve K çıkış miktarı 0,2-0,3 aralığında maksimum düzeydedir. Aynı zamanda serbest oksijen çıkışı 0,4-0,6 aralığında görülmektedir. Fe^{+2} ve Fe^0 ile dezentegre edilmiş çamurda Fe iyonuna rastlanmıştır. Fe^{+2} ile dezentegre edilmiş çamurda Ca, C ve K miktarında düşüş gerçekleşirken serbest oksijen miktarı maksimum düzeye çıktı. Fe^0 ile dezentegre edilmiş çamurda Fe^{+2} ile dezentegre edilmiş çamura göre serbest oksijen miktarı çıkışı daha az görülür. Ca, C ve K miktarı daha yüksektir. Buna göre Fe^0 ile dezentegre edilmiş çamurun Ca, C ve K miktarını daha az etkilediği görülmüştür. Aynı zamanda her iki katalizöründe ham çamura göre serbest oksijen miktarını arttırıcı etkisi olduğu analiz edilmiştir.



Şekil 5.9. a) Dezentegrasyondan önce b) Fe^{+2} sonrası c) Fe^0 sonrası EDX görüntüsü

5.7. Farklı Yöntemler ile Yapılan Dezentegrasyon Çalışmaları

Arıtma çamurlarının çeşitli dezentegrasyon yöntemleri ile incelendiği tabloda fenton prosesi ile yapılan çamur dezentegrasyonu da karşılaştırılmak amacıyla Tablo 5.3' de gösterilmiştir.

Tablo 5.3. Çeşitli çamur numunelerinin farklı dezentegrasyon çalışmaları ile incelenmesi ve yapılan çalışmanın değerlendirilmesi

Yöntem	DD (%)	Referans
Fenton prosesi	25.2	Erden ve Filibeli, 2006
Alkali dezentegrasyon	43.7	Kim vd., 2003
Alkali dezentegrasyon	17.5-36.5	Dogan ve Şahin, 2009
Alkaline + yüksek basınç homojenizasyonu	14.11-59.26	Zhang vd., 2012
Asit ve ultrasonik ön arıtım kombinasyonu	42.4-54.8	Şahinkaya, S. 2015.
Alkali ve yüksek basınç	26	Sahaa vd., 2011
Ultrasonik dezentegrasyon	45	Zhao vd., 2016
Potasyum permanganat	33	Wu vd., 2014
Sülfat radikal oksidasyonu	39.9	Ren vd., 2015
Ultrasonik Dezentegrasyon	13.9	Tiehm vd., 2001
Atık aktif çamur dezentegrasyonu	34-75	Çırakoğlu vd., 2017
Fenton Uygulaması	70.28	www.csb.gov.tr
Modifiye fenton uygulaması	80.5	Tezcan, 2010
Potasyum permanganat	37.9	Demir, 2016
Fenton prosesi (Fe^{+2} - Fe^0)	14.09- 31.8	Bu Çalışma

6. SONUÇLAR

Fenton prosesi biyolojik olarak arıtılmayan atıksuların arıtımında ön veya tam arıtım yöntemi olarak kullanılmaktadır. Fenton prosesinde hidrojen peroksit oksitleyici madde olarak kullanılırken Fe^{2+} iyonları ise katalizör olarak sisteme ilave edilmektedir. Reaksiyon sonucu Fe^{2+} oksitlenip Fe^{3+} dönüşürken çok daha kuvvetli bir oksitleyici ajan hidroksi radikaller (OH^*) açığa çıkmaktadır. Açığa çıkan bu hidroksi radikaller yüksek standart potansiyel değeri vasıtasıyla organik maddeleri ya tam parçalayarak karbondioksite yada biyolojik olarak arıtılabilen bazı ara ürünlere dönüştürmektedir. Ancak reaksiyon sonucu açığa çıkan Fe^{3+} iyonları düşük çözünürlüğünden dolayı $Fe(OH)_3(k)$ olarak çökelerek arıtım verimini olumsuz etkilemektedir. Bu amaçla klasik Fenton prosesi Fe^{3+} iyonlarının çözünürlüğünü artırmak için asidik koşullarda (pH 2-5) yapılmakta ve bu amaçla sisteme H_2SO_4 ilavesi yapılmaktadır. Klasik heterojen prosesinde katalizör olarak aşırı miktarda Fe^{2+} ve pH düzenleyici olarak ise H_2SO_4 kullanılması yöntemin işletme maliyetini artırmaktadır. Benzer şekilde aşırı Fe^{2+} kullanımına bağlı olarak proseste $Fe(OH)_3$ tortularının açığa çıkması H_2O_2 tarafından söğrulmesine ve kimyasal sarfiyatının artmasına neden olmaktadır. Klasik Fenton prosesinde karşılaşılan başka bir sorun ise aşırı Fe^{2+} kullanımına bağlı olarak OH^* radikallerinin amaç dışı kullanılması ve dolayısıyla proses veriminin sekteye uğramasıdır. Fenton prosesi ile dezentegrasyon işleminin uygulanabilirliğinde enerji tüketimine ve kimyasal madde tüketimine bağlı oluşan işletme maliyeti, ilk yatırım maliyeti ve sistemin verimi önemlidir.

Bu çalışmada, arıtma çamurunun Fe^{+2}/H_2O_2 ve Fe^0/H_2O_2 ile dezentegrasyonu incelenmiştir. Bu kapsamda Fe^0 ve Fe^{+2} ile yapılan fenton işleminin çamur karakteristikleri üzerine etkileri (KOI, ÇKOI, AKM, vb. gibi) tespit edilmiştir. Ayrıca çamurun indirgenebilirlik özelliğini belirleyebilmemiz için dezentegrasyon derecesi hesaplanarak, bu işleminin çamurun su verme özelliğine etkileri araştırılmış, işletme maliyetinin düşürülmesi ve proses verimliliğinin artırılması hedeflenmiştir.

Yapılan çalışmalarda fenton oksidasyonunda, fenton reaktifi olarak Fe^{+2} ($FeSO_4.7H_2O$) ve Fe^0 kullanılarak arıtma çalışmaları yapılmıştır.

Dezentegre edilmemiş atıksuya uygulanan fenton prosesi sonucunda en uygun pH, H_2O_2 , Fe^{+2} ve Fe^0 miktarları tayin edilmiştir. En uygun pH değerinin belirlenmesi amacı

ile pH 2-5 aralığında, sabit Fe^{+2} , Fe^0 ve H_2O_2 uygulandığında en yüksek DD (%) sırası ile %19.34 ve %39.28 olmak üzere pH 2’de elde edilmiştir. Sonuç olarak pH 2’de maksimum çamur dezentegrasyon verimliliği elde edilse de, literatürdeki çalışmalarla uyumlu olarak, her iki işlem için de çamur pH’sini ayarlamak için en düşük kimyasal tüketimi ile maksimum çamur ayrışımı için optimum pH 3 olarak belirlenmiştir.

Fe^{+2}/Fe^0 dozajlarının DD (%) ve ÇKOI’ye olan etkisini belirlemek amacıyla (2,4,6,10,30,50,75,100 g/kg KM) arasında değişen dozajlarda demir, H_2O_2 konsantrasyonu 40 g/kg KM, pH 3 ve temas süresi 60 dk sabit tutularak fenton prosesi uygulanmıştır. Deneyle sonuçunda DD (%) ve ÇKOI’ye olan etkisi Fe^{+2} kullanımına bağlı olarak %14.10- 40.33 arasında, Fe^0 kullanımına bağlı olarak %13.05-31.48 arasında değişmektedir. Fe^{+2}/Fe^0 dozajı arttıkça giderim verimlerinin de arttığı görülmektedir. Fakat maliyet göz önünde bulundurulduğunda Fe^{+2} ve Fe^0 dozajı 4 g/kg KM olarak belirlenmiştir.

Fenton prosesinde optimum H_2O_2 miktarının tayin edilmesi amacıyla farklı H_2O_2 konsantrasyonlarında pH, Fe^{+2} , Fe^0 konsantrasyonu sabit tutularak deneyler yapılmıştır. 5,10,20,40,80,100 g/kg KM olarak 6 farklı H_2O_2 dozajlarında çalışılmıştır. Bu H_2O_2 dozajlarında, Fe^{+2}/Fe^0 dozajları 4 g/kg KM ve pH 3’te sabit tutularak deneyler yapılmıştır. 40 g/kg KM H_2O_2 dozajına kadar artan H_2O_2 dozu ile DD(%), sürekli yükselmiştir. Daha yüksek H_2O_2 konsantrasyonlarında ise, fazla H_2O_2 ’in inhibe edici etkisinden dolayı DD(%) düşmüştür. Hem yüksek hemde düşük Fe^{+2}/Fe^0 konsantrasyonlarında dezentegrasyon giderim verimini arttırmak amacıyla H_2O_2 konsantrasyonunu arttırmak çok etkili değildir. Bu sebeple en uygun H_2O_2 dozajı olarak uygulanabilirlik ve ekonomik şartlar dikkate alınarak Fe^{+2} kullanıldığında %14.10 verimin elde edildiği, Fe^0 kullanıldığında %31.8 verimin elde edildiği 10 g/kg KM seçilmiştir.

Buna göre Fenton prosesinin uygulandığı bu çalışmada elde edilen sonuçlar, arıtma çamuruna uygulanan dezentegrasyon ile DD (%) ve ÇKOI’ye olan etkisi fenton reaktifi olarak Fe^0 kullanılan fenton prosesinin, Fe^{+2} kullanılan fenton prosesine göre verimin daha yüksek olduğunu ve arıtılabilirliğinin daha iyi sonuçlar sağlayacağını göstermektedir.

KAYNAKLAR

- Ahn, K. H., I. T. Yeom, K. Y. Park, S. K. Maeng, Y. Lee, K. G. Song & J. H. Hwang,** (2002). Reduction of sludge by ozone treatment and production of carbon source for denitrification, *Water Science and Technology*,46 (11-12),121-125.
- Akpınar, I.** (2010). *Biyolojik besi maddesi gideren atıksu arıtma tesisi geri devir çamurunda farklı dezentegrasyon uygulamalarının incelenmesi* (Doctoral dissertation, Fen Bilimleri Enstitüsü).
- Akyarlı, A., & Şahin, H.** (2005). Arıtma çamurlarının bertarafında kireç kullanımı. *1. I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu*, 191-200.
- Altıkat, A.** (2012). Fenollerin ileri oksidasyon prosesleriyle giderimi ve toksisite üzerine etkisinin incelenmesi. *Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.*
- Andreozzi, R., Caprio, V., Insola, A., & Marotta, R.** (1999). Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catalysis today*, 53(1), 51-59.
- Anonim, 2011.** Arıtma Çamurları 850CK010. *Milli Eğitim Bakanlığı Ankara.*
- Apul, O. G., Doğan, I., Köksoy, G. T., & Sanin, F. D.** (2007). Çamurun kimyasal ve termo-kimyasal önarıtım yöntemlerinin anaerobik özümleyici üzerine etkileri, *7. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi Yaşam Çevre Teknoloji*, 24-27.
- Ay, F., & Kargı, F.** (2010). Advanced oxidation of amoxicillin by Fenton's reagent treatment. *Journal of hazardous materials*, 179(1-3), 622-627.
- Aydın, S.** (2004). Atıksu arıtma tesisi çamurlarının değişik amaçlarla kullanımının araştırılması. *Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.*
- Ayol, A., Filibeli, A., Sır, D., Kuzkaya, E.** (2007). Arıtma çamurlarının biyolojik dezentegrasyonu: enzimatik arıtımın çamur minimizasyonu üzerine etkileri, *7. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi Yaşam Çevre Teknoloji*, İzmir, Türkiye, Ekim 24-27.
- Ayşe FİLİBELİ , Gülbin ERDEN.** (2006). *Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Kaynaklar Kampüsü, 35160, Buca, İzmir.*
- Azman, H. E.** (2005). Evsel atıksuların arıtılmasında arıtma verimi–enerji ilişkisinin incelenmesi. *Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi*, 83-85.

- Bagal, M. V., & Gogate, P. R.** (2014). Wastewater treatment using hybrid treatment schemes based on cavitation and Fenton chemistry: a review. *Ultrasonics Sonochemistry*, 21(1), 1-14.
- Baier, U., & Schmidheiny, P.** (1997). Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated sludge. *Water Science and Technology*, 36(11), 137-143.
- Barjenbruch, M., & Kopplow, O.** (2003). Enzymatic, mechanical and thermal pre-treatment of surplus sludge. *Advances in environmental research*, 7(3), 715-720.
- Benatti, C.T., Tavares, C.R.G.** (2012). Organic Pollutants Ten Years After the Stockholm Convention Environmental and Analytical Update. *Puzyn, D.T. (ed)*, p. 247, In Tech.
- Bianco, B., De Michelis, I., & Vegliò, F.** (2011). Fenton treatment of complex industrial wastewater: Optimization of process conditions by surface response method. *Journal of hazardous materials*, 186(2-3), 1733-1738.
- Boehler, M., & Siegrist, H.** (2006). Potential of activated sludge disintegration. *Water Science and Technology*, 53(12), 207-216.
- Bohdziewicz, J., Kuglarz, M. & Grübel, K.** (2014). Influence of Microwave Pre-Treatment on the Digestion and Higienisation of Waste Activated Sludge/Wpływ Dezintegracji Mikrofalowej Na Proces Fermentacji Oraz Higienizacji Nadmiernych Osadów Ściekowych. *Ecological Chemistry and Engineering S.*, 3(21), pp. 447-464.
- Bougrier, C., Carrere, H., & Delgenes, J. P.** (2005). Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment. *Chemical Engineering Journal*, 106(2), 163-169.
- Bougrier, C., Delgenes, J. P., & Carrere, H.** (2007). Impacts of thermal pre-treatments on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 34(1), 20-27.
- Bougrier, C., Delgenès, J. P., & Carrère, H.** (2008). Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion. *Chemical Engineering Journal*, 139(2), 236-244.
- Braguglia, C. M., Gianico, A., & Mininni, G.** (2009). Effect of ultrasound on particle surface charge and filterability during anaerobic digestion. *Water Science and Technology*, 60(8), 2025-2033.
- Caffaz, S., Santianni, D., Cerchiara, M., Lubello, C., Stecchi, R., 2005:** Reduction of excess biological sludge with ozone: *experimental investigation in a full-scale plant. In: IOA 17th World Ozone Congress*, Strasbourg, France.
- Caravelli, A., Giannuzzi, L., & Zaritzky, N.** (2006). Effect of ozone on filamentous bulking in a laboratory scale activated sludge reactor using

respirometry and INT-dehydrogenase activity. *Journal of Environmental Engineering*, 132(9), 1001-1010.

Carrère, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D. J., Delgenès, J. P., Steyer, J. P., & Ferrer, I. (2010). Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: a review. *Journal of hazardous materials*, 183(1-3), 1-15.

Catalkaya, E. C., & Kargi, F. (2007). Color, TOC and AOX removals from pulp mill effluent by advanced oxidation processes: A comparative study. *Journal of Hazardous Materials*, 139(2), 244-253.

Chang, C. N., Ma, Y. S., & Lo, C. W. (2002). Application of oxidation–reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis. *Chemical Engineering Journal*, 90(3), 273-281.

Chen, Y., Chen, Y. S., & Gu, G. (2004). Influence of pretreating activated sludge with acid and surfactant prior to conventional conditioning on filtration dewatering. *Chemical Engineering Journal*, 99(2), 137-143.

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, B., Zhou, D. & Zhu, L., (2008). Transitional adsorption and partition of nonpolar and polar aromatic contaminants by biochars of pine needles with different pyrolytic temperatures.. *Environmental science & technology*, 42(14), pp. 5137-5143.

Chiu, Y.C., Chang, C.N., Lim, J.G. and Huang, S.J., (1997). Alkaline and ultrasonic pre-treatment of sludge before anaerobic digestion, *Wat. Sci. Tech.*, 36(11), 155–162.

Chu, L.B., Yan, S.T., Xing, X.H., Yu, A.F., Sun, X.L., Jurcik, B., (2008). Enhanced sludge solubilization by microbubble ozonation, *Chemosphere*, 72 (2), 205–212.

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.

Del Borghi, A., Converti, A., Pallazi, E., Del Borghi, M., (1999). Hydrolysis and thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste, *Bioprocess Eng.*, 20, 553–560.

Deleris, S., Geaugey, V., Camacho, P., Debellefontaine, H., & Paul, E. (2002). Minimization of sludge production in biological processes: an alternative solution for the problem of sludge disposal. *Water Science and Technology*, 46(10), 63-70.

- Doğan, I., & Sanin, F. D.** (2009). Alkaline solubilization and microwave irradiation as a combined sludge disintegration and minimization method. *Water Research*, 43(8), 2139-2148.
- Dogruel, S., Sievers, M., & Germirli-Babuna, F.** (2007). Effect of ozonation on biodegradability characteristics of surplus activated sludge. *Ozone: Science and Engineering*, 29(3), 191-199.
- Dohányos, M., Záborská, J., & Jenícek, P.** (1997). Enhancement of sludge anaerobic digestion by using of a special thickening centrifuge. *Water Science and Technology*, 36(11), 145-153.
- Everet, J.G.** (1973). Recent developments in heat treatments, *J. Water Pollut. Control Fed.*, 50, 1, 73-75.
- Erden, G., & Filibeli, A.** (2006). Arıtma Çamuru Miktarının Azaltılması ve Özelliklerinin İyileştirilmesi Amacıyla Yapılan Ön İşlemler. *İstanbul Teknik Üniversitesi Dergisi*, 16(1-3): 3-12.
- Erden, G., & Filibeli, A.** (2011). Effects of Fenton Pre-Treatment on Waste Activated Sludge Properties. *Clean–Soil, Air, Water*, 39(7), 626-632.
- Filibeli, A.** (1998). *Arıtma çamurlarının işlenmesi. Dokuz Eylül Üniversitesi Yayınları No: 225. ISBN 975-441-117-4.*
- Forster, C. F., Fernandez, N., Chacin, E.** (2000). The use of ultrasound to enhance the thermophilic digestion of waste activated sludge, *Environmental Technol.*, 21, 357 – 362.
- Goel, R., Mino, T., Satoh, H., Matsuo, T.** (1998). Enzyme activities under anaerobic and aerobic conditions in activated sludge sequencing batch reactor, *Water Research*, 32, 7, 2081–2088.
- Gonze, E., Fourel, L., Gonthier, Y.; Boldo, P.; Bernis, A.** (1999). Wastewater pretreatment with ultrasonic irradiation to reduce toxicity, *Chemical Engineering journal*, 73, 93-100.
- Gökkuş, Ö., Çiner, F.** (2010). Dispers sarı 119 ve dispers Kırmızı 167 içeren atıksuların fenton oksidasyon prosesi ile renk ve KOİ giderimlerinin incelenmesi. *Gazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 25(1): 49-55.
- Gürtekin, E., Şekerdağ, N.** (2008). Bir İleri Oksidasyon Prosesi: Fenton Proses. *Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 14(3): 229-236.
- 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, Wei. S.** (1995). The solubility and digestion property of applying ultrasound and alkaline to waste activated sludge (WAS), *Master Thesis, Graduate*

Institute of Environmental Science, Tunghai University, Taichung, Taiwan, ROC.

- İleri, R.** (2000). Çevre Biyoteknolojisi. 1. Baskı. Adapazarı: Değişim Yayınları: 501-22.
- Kamiya, T., Hirotsuji, J.** (1998). New combined system of biological process and intermittent ozonation for advanced wastewater treatment, *Water Science and Technology*, 38 (8–9), 145–153.
- Kaplan, F., & Hesenov, A.** (2007). 'Zeytin Karasuyundaki Toksik Fenolik Bileşiklerin Farklı Karbon Elektrotlar Kullanılarak Elektrofenton Yöntemi İle Parçalanmaları. *Fen Bilimleri Enstitüsü, Çukurova Üniversitesi, Adana.*
- Kaynak, G. E., & Filibeli, A.** (2008). Assessment of Fenton process as a minimization technique for biological sludge: effects on anaerobic sludge bioprocessing. *Journal of Residuals Science & Technology*, 5(3).
- Kepp, U., Machenbach, I., Weisz, N., & Solheim, O. E.** (2000). Enhanced stabilisation of sewage sludge through thermal hydrolysis-three years of experience with full scale plant. *Water science and technology*, 42(9), 89-96.
- Kepp, U., Solheim, O. E.** (2001). Meeting increased demands on sludge quality – experience with full scale plant for thermal disintegration, *9th World Congress Anaerobic Digestion 2001*, September 2-6, 2001, Antwerpen, Belgium.
- 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 Bioengineerin*, Vol 95, No. 3, 271-275
- King, R. O., & Forster, C. F.** (1990). Effects of sonication on activated sludge. *Enzyme and Microbial Technology*, 12(2), 109-115.
- Kopp, J., Müller, J., Dichtl, N., & Schwedes, J.** (1997). Anaerobic digestion and dewatering characteristics of mechanically disintegrated excess sludge. *Water Science and Technology*, 36(11), 129-136.
- Köroğlu, S.** (2010). Dezentegre Edilmiş Biyolojik Çamurun Denitrifikasyon Sistemlerinde Karbon Kaynağı Olarak Kullanılabilirliğinin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, *İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü*, 75s, İstanbul.
- Lai, T.E., NopHaratana, A., Pullammanappallil, P.C., Clarke, W.P.** (2001). cellulolytic activity in leachate during leach-bed anaerobic digestion of municipal solid waste, *Biores. Technol.*, 80, 205– 210.
- Lee, J. W., Cha, H. Y., Park, K. Y., Song, K. G., & Ahn, K. H.** (2005). Operational strategies for an activated sludge process in conjunction with ozone oxidation for zero excess sludge production during winter season. *Water research*, 39(7), 1199-1204.

- Lehne, G., Müller, A. J., Schwedes, J.** (2001). Mechanical disintegration of sewage sludge, *Water Science & Technology* 43, 1, 19-26.
- Lin, J. G., Chang, C. N.** (1995). Solubilization kinetics of waste activated sludge with chemical pretreatment. *Proceeding 5th IAWQ Asian Regional Conference On Water Quality And Pollution Control*, 660-665.
- Machnicka, A., & Grübel, K.** (2016). Investigation of the effectiveness of nutrient release from sludge foam after hybrid pretreatment processes by IR analysis and EDX Quantification. *Environmental technology*, 37(24), 3120-3130.
- Mitsika, E.E., Christophoridis, C., Fytianos, K.** (2013). Fenton and Fenton-like oxidation of pesticide acetamiprid in water samples: Kinetic study of the degradation and optimization using response surface methodology. *Chemosphere*, 93(9): 1818-1825.
- Müller, J. A.** (2000b). Pretreatment processes for the recycling and reuse of sewage sludge. *Water Science and Technology*, 42(9), 167-174.
- Muller, J.A.** (2001). Prospects and problems of sludge pre-treatment processes. *Water Sci. Technol.* 44 (10), 121–128.
- Müller, J. A.** (2003). Conditioning, thickening and dewatering of mechanically disintegrated excess sludge, *Separation Science and Technology*, 38, 4, 889-902.
- Müller J. A, Winter A., Strükmann G.** (2004). Investigation and assessment of sludge pretreatment processes, *Water Science and Technology*, 49, 10, 97-104.
- Neyens, E., & Baeyens, J.** (2003). A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. *Journal of Hazardous materials*, 98(1-3), 33-50.
- Neyens, E. B. J. W. M., Baeyens, J., & Weemaes, M.** (2003). Pilot-scale peroxidation (H₂O₂) of sewage sludge. *Journal of hazardous materials*, 98(1-3), 91-106.
- Neyens, E., Baeyens, J., & Weemaes, M.** (2003). Hot acid hydrolysis as a potential treatment of thickened sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 98(1-3), 275-293.
- Novak, J.T., Sadler, M.E., Murty, S.N.** (2003). Mechanisms of floc destruction during anaerobic digestion and the effect on conditioning and dewatering of biosolids. *Water Res.* 37 (13), 3136–3144.
- Özdemir, C., Tezcan, H., Sahinkaya, S., Kalıpcı, E.** (2010). Pretreatment of olive oil mill wastewater by two different applications of Fenton oxidation processes, *Clean Soil Air Water*, 38, 1152–1158.

- Pérez-Elvira, S. I., Diez, P. N., & Fdz-Polanco, F.** (2006). Sludge minimisation technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5(4), 375-398.
- Primo, O., Rivero, M. J., & Ortiz, I.** (2008). Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates. *Journal of hazardous materials*, 153(1-2), 834-842.
- Rajan, R.V., Lin, J.G., Ray, B.T.** (1989). Lowlevel chemical pretreatment for enhanced sludge solubilization, *RES. J. Water Poolut. Control Fed.*, 62,81-87.
- Ramakrishna, D.M., Viraraghavan, T.** (2005). Strategies for sludge minimization in activated sludge process a review, *Fresenius Environmental Bulletin*, 14 (1), 2–12.
- Saha, M., Eskicioglu, C., & Marin, J.** (2011). Microwave, ultrasonic and chemo-mechanical pretreatments for enhancing methane potential of pulp mill wastewater treatment sludge. *Bioresource technology*, 102(17), 7815-7826.
- Sakai, Y., T. Fukase, H. Yasui & M. Shibata.** (1997). Activated sludge process without excess sludge production, *Water Science and Technology*, 36 (11), 163-170.
- Shehu, M.S., Manan, Z.A. ve Wan Alwi, S.R.** (2012). Optimization of thermo-alkaline disintegration of sewage sludge for enhanced biogas yield, *Bioresource Technology*, 114:69-74. doi: 10.1016/j.biortech.2012.02.135.
- Sievers, M., Ried, A., Koll, R.** (2004). Sludge treatment by ozonation evaluation of full-scale results, *Water Science and Technology*, 49 (4), 247–253.
- Singh, S.K., Tang, W.Z.** (2013). Statistical analysis of optimum Fenton oxidation conditions for landfill leachate treatment. *Waste Management*, 33(1): 81-88.
- Solmaz, S. K., Hilal, A. Z. A. K., Üstün, G. E., & Morsünbül, T.** (2010). Pestisit gideriminde fenton proseslerinin kullanımına yönelik bir envanter çalışması. *Uludağ University Journal of The Faculty of Engineering*, 15(1).
- Şahinkaya, S., Kalıpcı, E. & Aras, S.** (2015). Disintegration of waste activated sludge by different applications of Fenton process. *Process Safety and Environmental Protection*, Issue 93, pp. 274-281.
- Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K. ve Bildan, M. L. S.** (1997). Effects of thermochemical pre-treatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Wat. Sci. Tech.*, 8 209-215.
- Taşatar, B.** (1997). “Endüstriyel Nitelikli Arıtma Çamurlarının Bazı Toprak Özelliklerine Etkileri”, *Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Anabilim Dalı*, Doktora Tezi, Ankara.
- Tiehm, A., Nickel, K. ve Neis, U.** (1997). The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge, *Wat. Sci. Tech.*, 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.
- Toraman, O. Y., & Katircioglu, D.** (2011). A study on the effect of process parameters in stirred ball mill. *Advanced Powder Technology*, 22(1), 26-30.
- Vergine, P., Menin, G., Canziani, R., Ficara, E., Fabiyi, M., Novak, R., ... & Bergna, G.** (2007). Partial ozonation of activated sludge to reduce excess sludge production: evaluation of effects on biomass activity in a full scale demonstration test. In *International Water Association Specialist Conference, Moncton, Canada*.
- Vlyssides, A., Karlis, P.** (2004). Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pre-treatment for anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 91, 201–206.
- Vranitzky, R., Lahnsteiner, J., & Jaques, A.** (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*.
- Wang, F., Wang, Y., & Ji, M.** (2005). Mechanisms and kinetics models for ultrasonic waste activated sludge disintegration. *Journal of Hazardous Materials*, 123(1-3), 145-150.
- Wang, Q., Kuninobu, M., Kakimoto, K., Hiroaki, I., & Kato, Y.** (1999). Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by ultrasonic pretreatment. *Bioresource technology*, 68(3), 309-313.
- Wang, W., Jin, Z. H., Li, T. L., Zhang, H., & Gao, S.** (2006). Preparation of spherical iron nanoclusters in ethanol–water solution for nitrate removal. *Chemosphere*, 65(8), 1396-1404.
- Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F., Verstraete, W.** (2000). Anaerobic digestion of ozonized biosolids, *Water Research*, 34(8), 2330–2336.
- 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.
- Winter, A.** (2002). Minimisation of costs by using disintegration at a full-scale anaerobic digestion plant, *Water Science and Technology*, 46, 4-5, 405-412.
- Yasui, H., Nakamura, K., Sakuma, S., Iwasaki, M., & Sakai, Y.** (1996). A full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production. *Water Science and Technology*, 34(3-4), 395-404.
- 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.

Yıldız, Ş., Yılmaz, E., & Ölmez, E. (2009). Evsel nitelikli arıtma çamurlarının stabilizasyonla bertaraf alternatifleri: İstanbul örneği. *Türkiye’de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu, TÜRKAY*, 1(8).

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.

Zhang, Y., Zhang, P., Ma, B., Wu, H., Zhang, S., & Xu, X. (2012). Sewage sludge disintegration by high-pressure homogenization: a sludge disintegration model. *Journal of Environmental Sciences*, 24(5), 814-820.

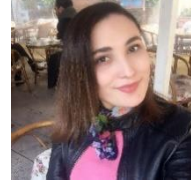
url-1 <<http://webdosya.csb.gov.tr/db/destek/editordosya/EK5.pdf>> (Erişim Tarihi: 10.09.2018)

url-2 <<https://webdosya.csb.gov.tr/db/destek/editordosya/EK9.pdf>> (Erişim Tarihi: 25.10.2018)

url-3 <<https://www.foodelphi.com/tag/elektroporasyon/>> (Erişim Tarihi: 17.10.2018)

url-4 <<http://www.kuark.org/2017/04/taramali-elektron-mikroskobu-sem-eds-analizi/>> (Erişim Tarihi: 05.12.2018)

ÖZGEÇMİŞ



Kişisel bilgiler

Adı Soyadı : Asuman CÖMERT
Doğum Yeri ve Tarihi : Samsun, 02.08.1994
Medeni Hali : Bekar
Yabancı Dil : İngilizce
İletişim Adresi : Sularbaşı Mah. Kepenek Cad. Zifiryemezoğlu Apt.
No:18 Merkez/SİVAS
E-posta Adresi : asucomert@gmail.com

Eğitim ve Akademik Durumu

Lise : Çarşamba Lisesi, 2012
Lisans : Sivas Cumhuriyet Üniversitesi, 2016
Yüksek Lisans : Sivas Cumhuriyet Üniversitesi, 2018