

**T.C.
SÜLEYMAN DEMİREL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ET ENDÜSTRİSİ BİYOLOJİK ÇAMURUN DARBELİ
ELEKTRİK ALAN (PEF) İLE DEZENTEGRASYONU VE
AEROBİK STABİLİZASYONU**

Sabiha İclal TEPE

**Danışman
Doç. Dr. Özlem SELÇUK KUŞÇU**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ISPARTA - 2018**



©2018 [Sabiha İclal TEPE]

TEZ ONAYI

Sabiha İclal TEPE tarafından hazırlanan "Et Endüstrisi Biyolojik Çamurun Darbeli Elektrik Alan (PEF) İle Dezentegrasyonu ve Aerobik Stabilizasyonu"adlı tez çalışması aşağıdaki jüri üyeleri önünde Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak başarı ile savunulmuştur.

Danışman Doç. Dr. Özlem SELÇUK KUŞÇU
Süleyman Demirel Üniversitesi



Jüri Üyesi Doç. Dr. Şehnaz Şule KAPLAN BEKAROĞLU
Süleyman Demirel Üniversitesi



Jüri Üyesi Doç. Dr. Gülbin ERDEN
Pamukkale Üniversitesi



Enstitü Müdürü Prof. Dr. Yasin TUNCER

TAAHHÜTNAME

Bu tezin akademik ve etik kurallara uygun olarak yazıldığını ve kullanılan tüm literatür bilgilerinin referans gösterilerek tezde yer aldığını beyan ederim.

Sabiha İclal TEPE



İÇİNDEKİLER

	Sayfa
İÇİNDEKİLER	i
ÖZET.....	ii
ABSTRACT.....	iii
TEŞEKKÜR.....	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	v
ÇİZELGELER DİZİNİ	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	vii
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ	4
2.1. Arıtma Çamuru.....	4
2.2. Et Endüstrisi	6
2.3. Et Endüstrisi Arıtma Çamuru	7
2.4. Arıtma Çamuru Stabilizasyonu	8
2.4.1. Kireç stabilizasyonu.....	10
2.4.2. Isıl işlem.....	10
2.4.3. Kompostlaştırma	10
2.4.4. Anaerobik stabilizasyon.....	10
2.4.5. Aerobik stabilizasyon	11
2.5. Atık Çamur Dezentegrasyonu	14
2.5.1. Çamur dezentegrasyon yöntemleri	15
2.5.1.1. Kimyasal dezentegrasyon.....	16
2.5.1.2. Mekanik dezentegrasyon.....	17
2.5.1.3. Termal dezentegrasyon	18
2.5.1.4. Biyolojik dezentegrasyon.....	19
3. MATERYAL VE YÖNTEM	23
3.1. Çalışmada Kullanılan Çamur	23
3.2. Güç Kaynağı.....	24
3.3. PEF Sistemi	24
3.4. Aerobik Reaktör	26
3.5. Çalışmada Yapılan Analizler.....	28
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA	31
4.1. PEF Reaktörü Optimizasyon Çalışmaları.....	31
4.1.1. Voltajın etkisi.....	31
4.1.2. Uygulanan devir sayısının etkisi.....	32
4.2. Et Endüstrisi Biyolojik Çamurun PEF ile Dezentegrasyonu Sonrası Aerobik Stabilizasyonu	33
4.2.1. Toplam KOİ ve çözülmüş KOİ değişimi	34
4.2.2. Protein değişimi	35
4.2.3. Polisakkarit değişimi	36
4.2.4. Askıda, uçucu askıda, toplam ve uçucu katı madde değişimi	37
5. SONUÇ VE ÖNERİLER	41
KAYNAKLAR	43
ÖZGEÇMİŞ	49

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ET ENDÜSTRİSİ BİYOLOJİK ÇAMURUN DARBELİ ELEKTRİK ALAN (PEF) İLE DEZENTEGRASYONU VE AEROBİK STABİLİZASYONU

Sabiha İclal TEPE

Süleyman Demirel Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Özlem SELÇUK KUŞÇU

Et endüstrisi, gıda sanayi içerisinde büyük bir yer kaplamaktadır. Proses gereği oluşan atıksu miktarı ve kirletici yükü oldukça fazladır. Oluşan atıksuların arıtılması ve oluşan arıtma çamurlarının bertarafının sağlanması gerekmektedir. Bu tez çalışması kapsamında et endüstrisinden oluşan biyolojik çamurun yeni bir teknik olan darbeli elektrik alan (PEF) ile dezentegrasyonu ve devamında aerobik stabilizasyonu incelenmiştir. Çalışma kapsamında et endüstrisi atıksu arıtma tesisi aktif çamur havuzunun geri devir hattından alınan aktif çamur kullanılmıştır. Yapılan çalışmada PEF reaktörü optimizasyon çalışmaları olarak voltaj değeri ve devir sayısı incelenmiştir. Optimizasyon sonunda yüksek voltaj değerinde ve 2 devir sayısı ile en yüksek verimin elde edildiği tespit edilmiştir. PEF ile dezentegrasyon işlemi uygulanan biyolojik atık çamurun aerobik reaktörde, aerobik çürüme boyunca verimliliği incelenmiştir. 14 günlük çalışma sonucunda PEF ile dezentegrasyon işlemi uygulanan çamurun aerobik stabilizasyonu ile dezentegrasyon işlemi uygulanmamış PEF öncesi çamurun aerobik stabilizasyonu boyunca TKOİ, ÇKOİ, protein, polisakkarit giderim verimleri ile AKM, UAKM, TKM, UKM değerleri incelenmiştir. Çalışma sonucunda TKOİ giderim verimi % 6.59, ÇKOİ giderim verimi % 14.9 olmuş, protein değerinde % 24.58, polisakkarit değerinde % 14.38 verim artışı olmuştur. Ayrıca AKM'de % 7.26, UAKM'de % 6.71, TKM'de % 1.72, ve UKM'de % 3.39 değerinde artış tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: aerobik stabilizasyon, aktif çamur, dezentegrasyon, et endüstrisi, PEF

2018, 49 sayfa

ABSTRACT

M.Sc. Thesis

DISINTEGRATION OF MEAT INDUSTRY BIOLOGICAL SLUDGE BY PULSED ELECTRIC FIELD (PEF) AND AEROBIC STABILIZATION

Sabiha İclal TEPE

**Süleyman Demirel University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering**

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Özlem SELÇUK KUŞÇU

The meat industry has a great place in terms of the food industry. The amount of wastewater and pollutant load required by the process is considerably high. The treatment of the wastewater and the disposal of the treated sludge should be ensured. In this thesis study, disintegration of sludge using a new technique pulsed electric field (PEF) and subsequently aerobic stabilization with biological sludge of meat industry are investigated. In this study, return activated sludge which provided from meat industry wastewater treatment plant was used. In this thesis, voltage values and number of revolutions are investigated as PEF optimization study. At the result of the optimization were determined that the highest yields were with at high voltage value and in second revolution. During aerobic stabilization was investigated productivity of biological return activated sludge after disintegration by using PEF reactor in aerobic reactor. At the end of 14 days, according to results of aerobic stabilization of sludge after disintegration process by using PEF reactor aerobic stabilization of sludge after disintegration process by using PEF reactor the total chemical oxygen demand (TCOD) removal efficiency % 6.59, the soluble chemical oxygen demand (SCOD) removal efficiency % 14.9, protein removal efficiency % 24.58, carbohydrate removal efficiency % 14.38 were achieved according to sludge by not using disintegration process with PEF reactor. Besides, removal efficiency were achieved at suspended solids % 7.26, volatile suspended solids % 6.71, total suspended solids % 1.72 and volatile solids % 3.39.

Keywords: aerobic stabilization, activated sludge, disintegration, meat industry, PEF

2018, 49 pages

TEŞEKKÜR

Bu araştırma için beni yönlendiren, laboratuvar çalışmalarımda yardımını hiçbir zaman esirgemeyen, karşılaştığım zorlukları bilgi ve tecrübesi ile aşmamda yardımcı olan değerli Danışman Hocam Doç. Dr. Özlem SELÇUK KUŞÇU'ya teşekkürlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmamda ve tez yazımı sürecinde yardım eden, bana yol gösteren arkadaşım Yüksek Mühendis Ekin EKE'ye teşekkürlerimi sunarım.

Tez yazım sürecinde ve hayatımın her anında benden desteğini eksik etmeyen dostum Merve ÖZ'e teşekkür ederim.

Çalışma hayatımda yardımcı olduğu gibi tez çalışmamda pozitif yaklaşımları ve desteği için arkadaşım Zeliha Tuba AYDIN'a teşekkür ederim.

Yüksek lisans döneminde burs imkanı sağlayan Türkiye Çevre Koruma Vakfı'na teşekkürlerimi sunarım.

Hayatımın her anında yanımda olan, yeri geldiğinde bana yol gösteren, benden desteğini hiçbir zaman eksik etmeyen kardeşim Recep Serhat TEPE'ye teşekkür ederim.

Tezimin her aşamasında beni yalnız bırakmayan aileme sonsuz sevgi ve saygılarımı sunarım.

Sabiha İclal TEPE
ISPARTA, 2018

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 2.1. Ön arıtma sistemine örnek akım şeması	5
Şekil 2.2. Tipik anaerobik çürütücüler	11
Şekil 2.3. Aerobik çürütücü	12
Şekil 2.4. Elektrik alanına maruz kalınması nedeniyle hücre zarında gözenek oluşumu.....	21
Şekil 3.1. Kullanılan PEF sistemi	25
Şekil 3.2. Kullanılan aerobik reaktör sistemi	27
Şekil 4.1. Voltajın etkisi.....	31
Şekil 4.2. Sıcaklık değişimi.....	32
Şekil 4.3. Devir sayısının etkisi	33
Şekil 4.4. TKOİ değişimi	34
Şekil 4.5. ÇKOİ değişimi	35
Şekil 4.6. Protein değişimi	36
Şekil 4.7. Polisakkarit değişimi.....	37
Şekil 4.8. AKM değişimi	38
Şekil 4.9. UAKM değişimi	38
Şekil 4.10. TKM değişimi.....	39
Şekil 4.11. UKM değişimi	40

ÇİZELGELER DİZİNİ

	Sayfa
Çizelge 2.1. Gıda sanayi (mezbahalar ve entegre et tesisleri) atıksularının alıcı ortama deşarj standartları.....	6
Çizelge 2.2. Toprakta kullanılabilircek stabilize arıtma çamurunda müsaade maksimum ağır metal muhtevaları.....	9
Çizelge 2.3. Toprakta kullanılacak stabilize arıtma çamurundaki organik bileşiklerin konsantrasyonlarının ve dioksinlerin sınır değerleri.....	9
Çizelge 2.4. Bazı Avrupa Birliği ülkelerinde arıtma çamurlarının arazide kullanılmasından önce uygulanan stabilizezasyon yöntemleri.....	14
Çizelge 3.1. PEF öncesi ve PEF sonrası çamur karakteristik özellikleri.....	26
Çizelge 3.2. Aşı çamuru karakteristik özelliği.....	28



SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

AC	Alternatif Akım
AKM	Askıda Katı Madde
ATAD	Ototermal Termofilik Aerobik Çürüme
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
cP	Centipoise
ÇKOİ	Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı
DC	Doğru Akım
EKAÇTKDY	Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik
KES	Kapiler Emme Süresi
kg	Ağırlık Ölçü Birimi Kilogram
kHz	Elektromanyetik Dalga Boyu Ölçü Birimi
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
kV	kilovolt
mg/L	Litrede miligram olarak
PEF	Pulsed Electric Field
pH	Asitlik değeri
PPE	Polipropiletilen
SKKY	Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
TKM	Toplam Katı Madde
TKOİ	Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı
TN	Toplam Azot
TP	Toplam Fosfor
UAKM	Uçucu Askıda Katı Madde
UKM	Uçucu Katı Madde
UV	Ultraviolet Işığı
vd	Ve Diğerleri
%	Yüzdeler Sembolü
°C	Celcius Sıcaklık Ölçü Birimi

1. GİRİŞ

Hayatımıza devam ettiğimiz dünya sadece insanlar için değil diğer tüm canlılar için yaşam kaynağıdır. Hassas bir denge içerisinde bulunan dünyanın başka bir alternatifi bulunmamaktadır. Bu zamana kadar doğal kaynakların bilinçsiz kullanımı, tahrip edilmesi, çevreye duyarlı olmayan sanayileşme, plansız kentleşme gibi nedenlerden dolayı sahip olduğumuz doğal zenginliklerin tahrip olmasına neden olmuştur. Yaşanan bu olumsuzluklardan dolayı başta küresel ısınma olmak üzere temel yaşam kaynağımız olan suyun kalitesinin bozulmasına ve miktarının da azalmasına neden olmuştur.

Yer altı sularının seviyeleri azalmakta, göller küçülmekte, sulak alanlar yok olma tehlikesiyle karşı karşıyadır. Kullanım suyu miktarının artması ile mevcut kaynaklar tehlike altına girmiş ve kullanım sonucu oluşan suyun büyük bir kısmı atıksuya dönüşmektedir. Atıksu son zamanlarda şehirlerimizde yaşanan sorunlardan bir tanesidir. Atıksu özelliği, uygun arıtma tasarımı ve arıtma tekniği açısından önemlidir. Ön arıtmadan geçmiş endüstriyel atıksular ve ham evsel atıksular genellikle kentsel atıksuları oluşturur. Bu farklı yapıya sahip atıksuların arıtımı için karakterizasyonunun bilinmesi gereklidir (Akten ve Akten, 2008).

Evsel ve endüstriyel atıkların arıtılmadan deşarj yapılması alıcı ortamdaki ekolojik dengenin bozulmasına neden olmaktadır. Arıtılmadan verilen atıksular yüzey sularının kirlenmesine ve giderek suların kalitesinin düşmesine neden olmaktadır. Bu sorunların çözülebilmesi atıkların arıtımı ve yeniden kullanımı ile mümkündür (Türkmen ve Arcak, 2006).

İçmesuyu ve atıksulara fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma işlemleri uygulanması sonucunda çökebilir veya yüzebilir hale getirilen katı maddeler çamur olarak tariflenebilir. Çamur su ve atık suların arıtımında ortaya çıkan, taşıdıkları özelliklerden dolayı kendilerinin de ayrıca arıtılmaları gereken, arıtılmadan çevreye verildiklerinde çevrede hasar oluşturabilecek, katı ve sıvı karışımından oluşan maddelerdir. Yüksek miktarlarda organik madde, besin maddeleri, patojen mikroorganizmalar ve çok miktarda su içerdiklerinden arıtılmaları gerekmektedir (Yıldız vd., 2009).

Gıda sanayisinde büyük bir yer kaplayan mezbahane endüstrisi, kullanılan su miktarı ve kirletici yoğunluğu açısından önemli kirlilik kaynağıdır. Mezbaha ve entegre et tesislerinden gelen atıksular kimyasal olarak evsel atıksuya benzer fakat bunlara göre oldukça konsantre yapıya sahiptirler. Mezbahane endüstrisi atıksuları; yüksek miktarda organik madde, toplam askıda katı, toplam fosfor, toplam azot, yağ ve gres ihtiva eden ve biyolojik olarak ayrışabilen önemli bir çevre kirletici kaynağıdır (Al-Mutairi vd., 2004). Bu endüstriden oluşan arıtma çamurları karmaşık yapıya sahiptirler. Biyolojik olarak parçalanmaları yavaştır. Üretilen çamur, arıtım ünitelerinde biyolojik olarak bozunmayan parçaları ve yağ açısından zengin materyalleri içerir (Erden, 2013).

Et entegre tesisi biyolojik atık çamuru yüksek yağ ve protein içeriği nedeniyle yüksek enerji potansiyeline sahiptir. Fakat biyolojik ayrışması selüloz ve ligninin rekalsitranslığı nedeniyle oldukça zordur (Luste ve Luostarinen, 2010).

Arıtma çamurları patojenleri azaltmak veya gidermek; istenmeyen kokuları gidermek; potansiyel organik bozunmayı azaltmak, engellemek veya bu riskten kurtulmak amacıyla stabilize edilirler (Akyarlı ve Şahin, 2005).

Çamur stabilizasyonunda kullanılan başlıca yöntemler, kireç stabilizasyonu, ısı işlem, kompostlaştırma, anaerobik (havasız) stabilizasyon ve aerobik stabilizasyon (havalı) olarak sıralanabilir (Lawrence vd., 2008).

Arıtma çamurlarının yeterli oksijen eşliğinde biyolojik stabilizasyonu için kullanılan yöntem aerobik stabilizasyon yöntemidir. Bu yöntemle arıtma çamurlarının stabilize edildiği proseslerde sıcaklık, bekleme süresi, oksijen miktarı, karıştırma ve pH değerleri önemlidir (Akyarlı ve Şahin, 2005). Aerobik çamur stabilizasyonunda çamur 10-12 gün havalandırma işlemine maruz bırakılır ve bu şekilde çamurun oksijenli ortamda çürümesi sağlanmış olur (Morgül, 2007). Aerobik stabilizasyon ile çamurun organik madde içeriği azaltılmakta, aynı zamanda çamurda koku ve patojen mikroorganizma giderimi de sağlanmaktadır (Arnaiz vd., 2006).

Yapılan çalışmada ileri arıtma işlemlerinden biri olan dezentegrasyon prosesi, yüksek gerilimli darbeli elektrik alandan geçirilerek aerobik stabilizasyon öncesi çamura uygulanarak çamurun dezentegrasyonunun sağlanması amaçlanmıştır. Atık çamur dezentegrasyonu, dışsal kuvvetler uygulanarak arıtma çamuru yapısının deforme edilmesi olarak tanımlanmaktadır. Bu kuvvetler fiziksel, kimyasal ya da biyolojik olarak sıralanmaktadır. Dezentegrasyon işleminin uygulanabilirliğinde en önemli hususlar ilk yatırım maliyeti, enerji tüketimine ve kimyasal madde tüketimine bağlı olarak oluşan işletme maliyeti ve sistemin verimidir (Dohanyoset vd., 1997).

Darbeli Elektrik Alan (PEF) prosesi iki elektrot arasına yerleştirilmiş materyale (tipik olarak 20–80 kV/cm) elektrik darbelerinin uygulanması işlemidir (Can, 2010). Canlı hücrelerin tahrip edilmesinde etkili bir yöntem olduğu için yaygın olarak gıda sanayi endüstrisinde kullanılmaktadır (Mizuno ve Hori, 1988; Devlieghere vd., 2004).

Çalışmanın amacı, yüksek yağ ve protein içeriği nedeniyle yüksek enerji potansiyeline sahip fakat selüloz ve lignin gibi maddeler nedeniyle biyolojik ayrışması zor olan et endüstrisi arıtma tesislerinden kaynaklanan biyolojik atık çamurların aerobik stabilizasyonunu sağlamak ve stabilizasyon verimini artırmaktır. Bu amaçla stabilizasyon öncesi PEF tekniği ile çamurun dezentegrasyonu ve akabinde çamurun aerobik stabilizasyonu gerçekleştirilmiştir. Çalışma sonucunda çamurun stabilizasyon veriminde artış beklenmektedir.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

2.1.Aritma Çamuru

Aritma çamuru, atıksu arıtımı sonucunda meydana gelen sıvı ya da yarı katı halde bulunan atıklardır. Arıtma çamurlarının önemli bir kısmı su olduğu için büyük hacimlere sahiptirler. Arıtma çamurları % 0,25 ile % 12 arasında katı madde içerikli olup uygulanan arıtma işlemine bağlı olarak oran değişmektedir (Spinosa ve Vesilind, 2001).

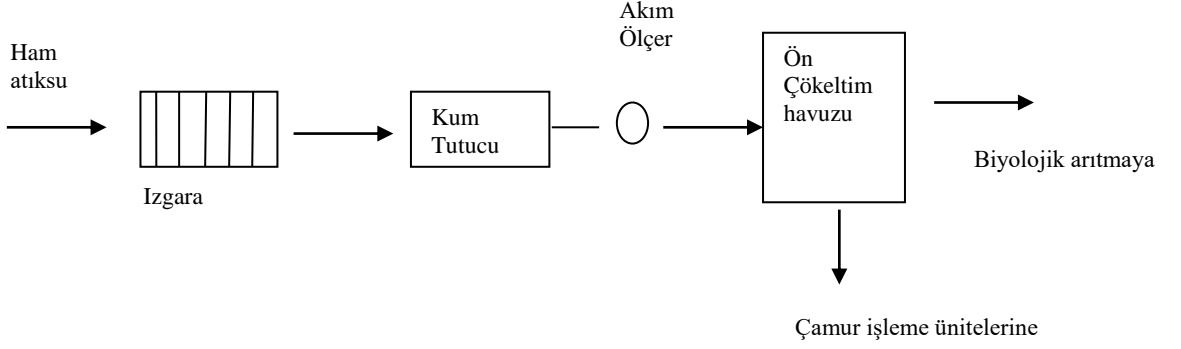
Atıksu arıtma tesislerinde karakteristik özellikler üretilen çamurun içeriğine, arıtma teknolojisine bağlıdır. Atıksu arıtma tesislerinde aylara, mevsimlere göre tesis içindeki çamurun karakteristik özellikleri değişim gösterebilmektedir (Ünlü ve Tunç, 2007).

Çamurlar fiziksel yapılarına göre, mikrobiyolojik karakteri, besin maddesi (nutrient), su verme özelliği ve metal içeriğine göre değerlendirilmelidir. Evsel nitelikli atıksuların arıtıldığı arıtma tesislerinde oluşan arıtma çamurlarının özellikleri birbirine benzemekle beraber, endüstriyel kaynaklı arıtma çamurlarının özellikleri endüstriyel sektör ve alt sektörler bazında büyük farklılıklar göstermektedir. Her endüstri için oluşacak çamurun özellikleri ayrı ayrı belirlenmelidir (Filibeli vd., 2009).

Aritma çamurları genel olarak üç ana gruptan meydana gelmektedir. İçme suyu arıtma tesislerinden gelen arıtma çamurları, evsel atıksu arıtma tesislerinden gelen arıtma çamurları, son olarak ise endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan arıtma çamurlarıdır.

Çökebilen katı maddelerin oluşturduğu ön çökeltim çamurları, kimyasal arıtma ve koagülasyon sonucu oluşan kimyasal çamurlar, biyolojik arıtma işlemleri sonucu oluşan biyolojik çamurlar olmak üzere arıtma tipine ve amacına göre arıtma çamurlarının cinsleri farklılık göstermektedir (Yıldız vd., 2009).

Yaygın olarak kullanılan arıtma yöntemi olan ön arıtma tesisine ait akım şeması Şekil 2.1’de gösterilmektedir.



Şekil 2.1. Ön arıtma sistemine örnek akım şeması

Arıtma işlemi sonucunda oluşan atık çamurun karakteristik özelliklerini bilmek çamura uygulanacak arıtım için önemlidir. Çamur yaşı, arıtım prosesi ve atıksu kaynağı bunlar arasında yer alır (Metcalf ve Eddy, 1991).

Arıtma işlemleri sonucu oluşan çamurların özellikleri; birincil çamur ön çökeltim çamurlarıdır ve genellikle gri-kahve renkli ve kötü kokuludur. Bu çamurlar uygun koşullarda kolayca çürütülebilir. Kimyasal çöktürme çamuru koyu renklidir metal tuzları ile yapılan çöktürme sonucunda oluşmuştur, koku yoğunluğu olarak birincil çamur kadar yoğun değildir sümüksü bir yapısı vardır. Aktif çamur kahve renkli olup floklu bir görünümü vardır. Rengi açık ise iyi havalandırma yapılmamış olabilir ve uygun şartlardaki çamur toprak kokuludur. Damlatmalı Filtre çamuru kahverengimsi bir renge sahip olmakla birlikte kokusuzdur. Diğer çamurlara göre daha yavaş bozunur. Aerobik çürümüş çamur koyu kahveden açık kahveye değişebilmektedir. Bu çamur kokusu bakımından rahatsız edici değildir. Anaerobik çürümüş çamur renk olarak koyu kahveden siyaha doğru değişebilmekte ve gaz içeriğine sahip bir çamurdur. Kompostlanmış çamur renk olarak koyu kahve ile siyah arasında değişebilmektedir iyi kompostlanmış çamurun kokusu ve yoktur bahçe toprağı olarak kullanılabilir. Septik tank çamuru bu çamurların rengi siyahtır ve iyi çürüme işlemi olmamışsa hidrojen sülfür gibi gaz açığa çıkmasına ve koku olarak rahatsız edici bir yapıya sahip olabilmektedir. Atık alum çamuru gri veya sarı renkte olup kokusuzdur (Metcalf ve Eddy, 1991).

2.2.Et Endüstrisi

Ülkemizde gelişen sanayi ve teknoloji ile birlikte artan nüfus et endüstrisine olan ihtiyacı arttırmaktadır. Bu ihtiyacı karşılamak amacı ile mezbaha ve et işleme tesisleri kurulmaktadır. Bu tesisler diğer gıda tesislerinden kullanılan su ve oluşan atıksu miktarları bakımından farklılık göstermektedir. Bu tesislerde tüketilen ve oluşan atıksu miktarları hayvan türüne, sayısına, tesiste kullanılan teknolojiye, kesim sonucu oluşan atıkların atıksuya karışıp karışmamasına göre değişkenlik gösterebilir. Bu tesislerden oluşan atıksuların doğrudan alıcı ortama verilmesi mümkün değildir. Bu tesislerin atıksuyu yüksek miktarda KOİ, BOİ, azot, patojenik olan ya da olmayan virüs ve bakteri içeren organik atıksudur. Bu nedenlerden dolayı oluşan atıksu alıcı ortama verilmeden önce çevre ve insan sağlığına etkilerini ortadan kaldırmak için artırılmalıdır (Topal ve Arslan, 2011).

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY)'nde gıda sanayi sektörü olarak tanımlanan mezbaha ve entegre et tesisleri atıksularının alıcı ortama deşarj standartları Çizelge 2.1'de verilmiştir. Bu nedenle et endüstrisi atıksularında deşarj öncesi arıtım işleminden geçirilmesi ve deşarj standartlarına indirilmesi gerekmektedir (SKKY, 2004).

Çizelge 2.1. Gıda sanayi (mezbahalar ve entegre et tesisleri) atıksularının alıcı ortama deşarj standartları

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	250	160
YAĞ VE GRES	(mg/L)	30	20
pH	-	6-9	6-9
RENK	(Pt-Co)	280	260

Mezbaha atıksularının arıtılmasının ilk aşamasının ızgara ve elekten geçirme ile kıl, et, gübre, yüzen katı maddelerin, askıda katı maddelerin tutulması, yağ tutucular yardımıyla yağ ve gresin atıksudan uzaklaştırılmasını izleyen, daha sonra kullanılacak biyolojik arıtma sisteminin tipine bağlı olarak belirlenen ön çökeltme işlemi uygulanması olarak tanımlanabilir. Et endüstrisi atıksuyu arıtmada klasik ön çöktürme ve ön arıtım yerine flatasyon kullanılmakta ve bu şekilde yağ kapanı olmadan askıda katı partiküller yağ ile birlikte uzaklaştırılmaktadır. Entegre et tesislerinde atıksuların arıtılmasında kimyasal arıtmanın yaygın olmadığı ve kimyasal arıtmadan çıkan suyun, sulama suyu olarak kullanılabilceği vurgulanmıştır (Şengül, 1989).

2.3. Et Endüstrisi Arıtma Çamuru

Et işleme ve kesimhane tesislerinde hayvanların kesimi ve temizliğinden dolayı et sektöründe geniş hacimde atık su ortaya çıkar. Et işleme sanayisi yiyecek ve içecek endüstrisi tarafından tüketilen toplam tatlı suyun % 24'ünü kullanır ve dünya genelinde tarım sektöründe bu değer % 29'a çıkmaktadır (Bustillo-Lecompte vd., 2016).

Et endüstrisi çamur karakterizasyonu; et endüstrisi atıksuları proteinler, yağlar, karbonhidratlar, kan, deri ve tüy içerir. Atıksu aynı zamanda kum taneleri ve inorganik maddelerle kirlenmiştir (Xu vd., 2009). Et endüstrisi arıtma çamurları, endüstride oluşan organik atıklar, gübre (katı madde içeriği yüksek), sulu çamur (katı madde içeriği düşük), işkembe atıkları ve hayvan yağlarını içermektedir (Buendia vd., 2008).

Et endüstrisi atıkları karmaşık bir yapıya sahiptir. Biyolojik arıtma koşullarını iyileştirmek için organik atıkların özelliklerini, biyolojik olarak parçalanabilirliğini ve bozunma kinetiği açısından kapsamlı analiz yapmak gereklidir. Bu atıkların biyolojik olarak parçalanması çok yavaş olur. Üretilen çamur, arıtım ünitelerinde biyolojik olarak bozunmayan parçaları ve yağ açısından zengin materyalleri içerir (Erden, 2013)

Endüstriyel atıksularda yüksek yağ ve gres biyolojik arıtma sistemleri için ciddi sorunlar ortaya çıkarabilir, bu sorunlar için fizikokimyasal proste bazı değişiklikler yapılabilir örneğin, sedimentasyon, flokülasyon ve membran filtreleme gibi. Aerobik sistemlerde yüksek yağ ve gres oksijen transfer verimliliğinde olumsuz bir etkiye sahiptir (Nakhla vd., 2003). Anaerobik arıtma yağ ve gresin giderilmesinde tek başına etkili değildir (Wahaab vd., 1999).

Beszedes vd. (2011), çalışmasında süt ve et endüstrisi arıtma çamurlarına farklı yoğunluklarda mikrodalga ışınları vererek biyolojik olarak parçalanabilme özelliğini incelemişlerdir. Mikrodalga ışın gücünün ve süresinin kimyasal oksijen ihtiyacı çözünürlüğünü arttırdığını, bu artış süt endüstrisinde % 44 et endüstrisinde % 57 olmuştur. Artışın nedenlerinden biri olarak hücre duvarlarının parçalanması olduğunu söylemişlerdir. Termal işlemlerden sonra proteinlerin karbohidratlardan daha fazla çözüldüğü bu çalışma ile anlaşılmıştır. Burgess ve Pletschke (2008), çalışmasında aerobik arıtma yöntemlerinden olan aktif çamur prosesinin et endüstrisi için hızlı bir arıtma imkanı sağladığını bildirmişlerdir.

2.4. Arıtma Çamuru Stabilizasyonu

Çamura uygulanan işlemlerden biri olan çamur stabilizasyonu, organik madde miktarının azaltılması, patojen organizmaların giderilmesi ve koku oluşumunu azaltmak amacı ile uygulanan yöntemdir. Biyolojik stabilizasyon yöntemleri olan aerobik stabilizasyon ve anaerobik stabilizasyon yöntemleri yaygın olarak kullanılan stabilizasyon yöntemleridir (Akyarlı ve Şahin, 2005).

Evsel nitelikli arıtma çamurlarında ağır metal ve organik kimyasal madde içeriğinin fazla olmaması ancak içeriğinde bulunan patojen organizmaların varlığı ham çamurun arazide uygulanması için uygun bulunmamaktadır. Patojen içeriğini azaltmak ve tarım arazilerinde kullanımını sağlamak için çamura çeşitli stabilizasyon yöntemleri uygulanması gerekmektedir (USEPA, 1999).

Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelikte (EKAÇTKDY) ham çamurun toprakta kullanılması yasaktır ifadesi bulunmaktadır. Ayrıca aynı yönetmelikte stabilize arıtma çamurlarında müsaade edilecek maksimum

ağır metal muhtevaları Çizelge 2.2’de, Organik Bileşiklerin Konsantrasyonlarının ve Dioksinlerin Sınır Değerleri Çizelge 2.3’de verilmiştir (EKAÇTKDY, 2010).

Çizelge 2.2. Toprakta kullanılabilir stabilize arıtma çamurunda müsaade edilecek maksimum ağır metal muhtevaları

Ağır Metal (Toplam)	Sınır Değerler (mg kg⁻¹ kuru madde)
Kurşun	750
Kadmiyum	10
Krom	1000
Bakır	1000
Nikel	300
Çinko	2500
Civa	10

Çizelge 2.3. Toprakta kullanılacak stabilize arıtma çamurundaki organik bileşiklerin konsantrasyonlarının ve dioksinlerin sınır değerleri

Organik Bileşikler	Sınır değerler (mg kg⁻¹ kuru madde)
AOX (Adsorblanabilen organik halojenler)	500
LAS (Lineer alkilbenzin sülfonat)	2 600
DEHP (Diftalat(2-ethylhexyl))	100
NPE (nonil fenolile 1 ve 2 etoksi grubu olan nonil fenol etoksilatların toplamını içerir)	50
PAH(Polisiklik aromatik hidrokarbon veya poliaromatik hidrokarbonların toplamı)	6
PCB(28,52,101,118,138,153,180 sayılı poliklorlu bifenil bileşiklerinin toplamı)	0.8
Dioksinler	ng Toksik Eşdeğer. kg⁻¹ kuru madde
PCDD/F Poliklorlu dibenzodioksin/ dibenzofuranlar	100

Çamurda aktif kalan mikroorganizmalar yüzünden patojen organizmaların varlığının devamı ve çamurda koku oluşumu çamur uzaklaştırılmasında sorunlara neden

olabilmektedir. Bu yüzden çamura stabilizasyon işlemine gerek duyulmaktadır (Tchobanoglous vd., 2003).

Çamur stabilizasyonunda kullanılan başlıca yöntemler, kireç stabiiizasyonu, ısı işlem, kompostlaştırma, anaerobik (havasız) stabilizasyon ve aerobik (havalı) stabilizasyon olarak sıralanabilir (Lawrence vd., 2008).

2.4.1. Kireç stabilizasyonu

Mikroorganizmaların giderilmesi için çamura uygulanan yöntemlerden biridir. Bu yöntemde çamura kireç ilavesi yapılarak pH değerinin 12 ve üzeri olması sağlanır bu sayede kokuya neden olan mikrobiyal aktivitenin devamı engellenmiş olur (Tchobanoglous vd., 2003).

2.4.2. Isıl işlem

Stabilizasyon ve susuzlaştırmada kullanılan bu yöntem, yüksek basınç altında çamurun ısıtılmasıdır. Sterilize olan ve susuzlaştırılan çamurun katı maddesi % 30-50 arasında değişmektedir. Isıl işlem sonucunda oluşan üst faz su (süpernatant) yüksek miktarda organik madde içerir. Bu işlem yüksek yatırım maliyeti gerektirmektedir (Tchobanoglous vd., 2003).

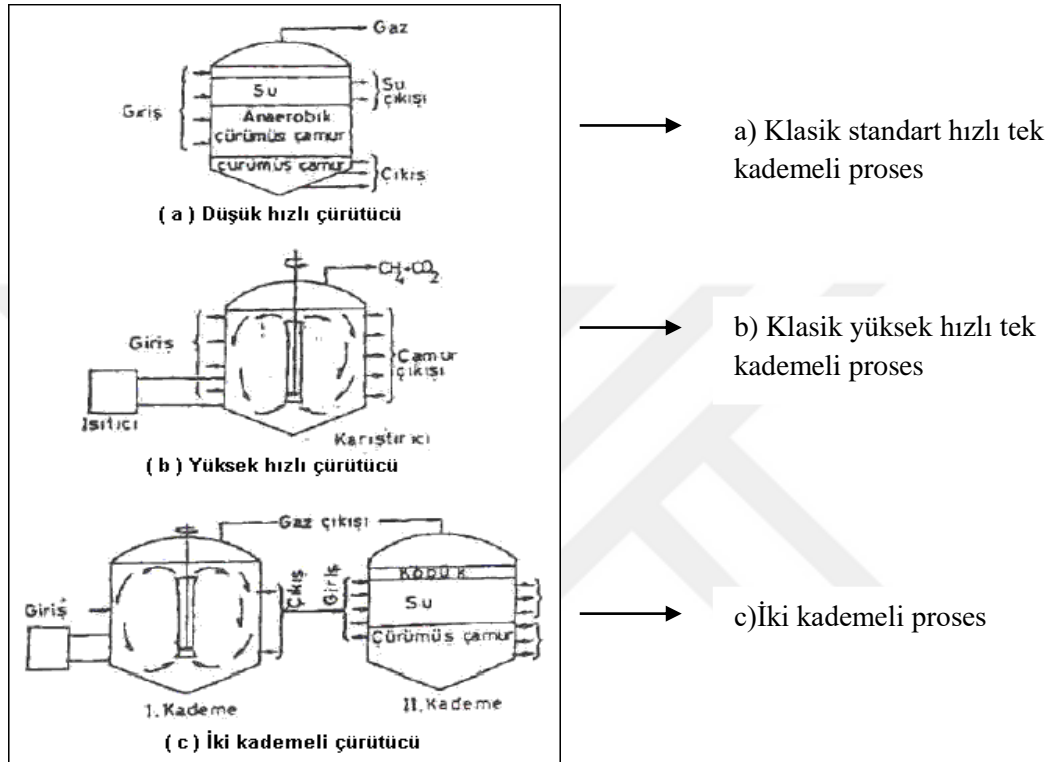
2.4.3. Kompostlaştırma

Son zamanlarda oluşan çamur keki uzaklaştırma gereksinimleri ve hava kirliliği yönetmelikleri kompostlaştırmanın uygulanmasını ve bu yöntemin gelişimine katkı sağlamıştır. Bu yöntemde oluşan uçucu katı maddelerin % 20-30 karbon dioksit ve suya dönüşür. Yüksek sıcaklıkta çalışılan bu proses ile patojenlerin giderimi oldukça fazladır. Bu proses uygun bir şekilde yapıldığında arıtma çamurları tarım arazilerinde, park bahçe düzenlemelerinde kullanılabilir (Tchobanoglous vd., 2003).

2.4.4. Anaerobik stabilizasyon

Eski bir yöntem olan anaerobik stabilizasyon, enerjinin korunması, geri kazanılması ve atık çamurların yararlı olarak kullanımını gibi nedenlerden dolayı çok kullanılan ve

üzerinde çalışmaları fazla olan bir stabilizasyon prosesidir (Metcalf ve Eddy, 1991). Bu stabilizasyon prosesi, çamurda bulunan organik bileşenleri havasız ortamda parçalayarak CH_4 ve CO_2 dönüştürülmesi işlemidir (Filibeli vd., 2009). Yaygın olarak kullanılan anaerobik çürütücüler Şekil 2.2’de verilmiştir (Metcalf ve Eddy 2003).

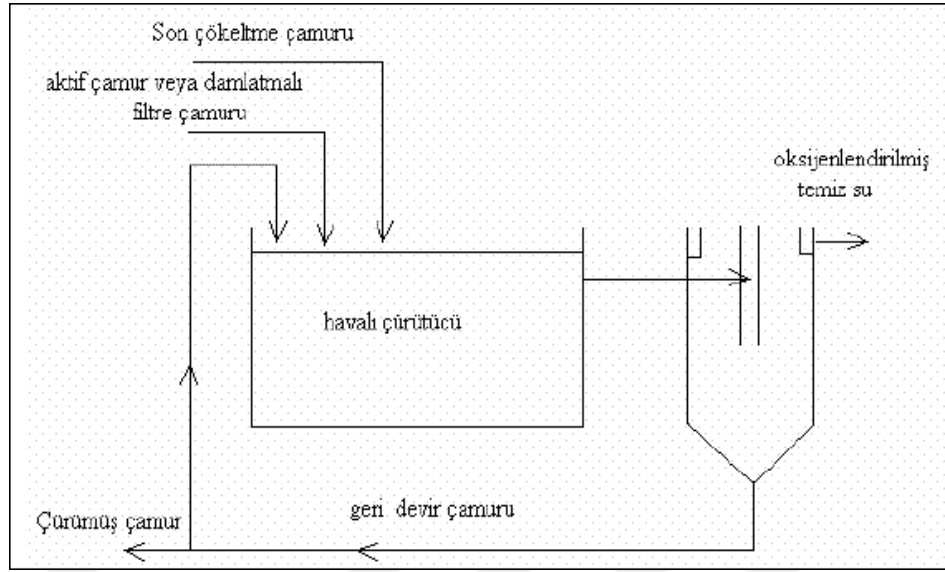


Şekil 2.2. Tipik anaerobik çürütücüler

2.4.5. Aerobik stabilizasyon

Oluşan çamurun bertarafı için hem uluslararası hem de yerel olarak alınması gereken önlem ve koşullar vardır (Fytili ve Zabaniotou 2008; Insel vd., 2013). Nihai bertaraf öncesi çamura uygulanan aerobik stabilizasyon bu koşullardan biridir (Liu vd., 2010; Kavitha vd., 2013; Lakshmi vd., 2014).

Biyolojik stabilizasyon yöntemlerinden biri olan aerobik stabilizasyon oksijen miktarının yeterli olması ile arıtma çamurlarının biyolojik olarak çamurdaki organik bileşenlerin giderilmesi işlemidir. Proseste oksijen miktarı mekanik havalandırıcılar veya difüzörler tarafından sağlanabilir. Şekil 2.3’de aerobik çürütücü örneği verilmiştir (Metcalf ve Eddy,1991).



Şekil 2.3. Aerobik çürütücü

Aerobik stabilizasyonda bazı parametrelerin önemi büyüktür. Bu parametreler oksijen miktarı, sıcaklık, bekleme süresi, ve pH dır. Bu stabilizasyon işleminde çamur ortalama 10-12 gün havalandırma işlemine tabi tutulur ve bu şekilde çamurun oksijenli ortamda çürümesi sağlanmış olur. Uzun havalandırmalı aktif çamur sistemlerinde ise bu süre ortalama 20 ile 30 gün arasında değişebilmektedir (Morgül, 2007).

Çamurun dezentegrasyonu ve çamurun stabilizasyonunu artırmak için uygulanan yöntemler arasında ısıl işlem, asidik veya alkali kimyasal arıtma, donma-çözme, ultrasonik cihazlar kullanarak mekanik dezentegrasyon, ozonlama ve enzimle biyolojik hidroliz olduğu söylenebilmektedir. Biyolojik hidroliz yöntemi ile aerobik stabilizasyonun arıtma tesislerinde çamur stabilizasyonu için etkili ve maliyet düşürücü bir süreç olduğu ifade edilmiştir (Ayol vd., 2008).

Aerobik çürüme işlemi, tamamen havalandırılmış reaktörde, susuzlaştırılmış veya yoğunlaştırılmış çamurun stabilizasyonu için yaygın olarak kullanılmaktadır (Fall vd., 2014). Aerobik biyolojik bozunma alıkonma süresine ve sistemin sıcaklığına bağlıdır (Semblante vd., 2015). Gıda sanayi atıksu çamurları için aerobik çamur stabilizasyonunun endüstriyel uygulamaya sahip olduğu belirtilmiştir (Ruda vd., 2013).

Anaerobik çürütücü ile karşılaştırıldığında aerobik çürütmenin avantajları şu şekilde sıralanabilir (Tchobanoglous vd., 2003)

- * Üst faz suda daha düşük konsantrasyonlarda organik madde bulunmaktadır
- * Kolayca bertaraf edilebilecek kokusuz, humusa benzer, biyolojik olarak stabil bir son ürün elde edilir.
- * Çamurun gübreleme değeri yüksektir.
- * İşletmesi daha kolaydır.
- * Yatırım maliyeti daha düşüktür.
- * Besi maddesi içeriği zengin çamurların arıtımı için uygundur.

Anaerobik çürütücüye göre dezavantajları ise herhangi bir enerji geri kazanımı yoktur, havalandırma işlemi sürekli olan bir işlem olduğu için enerji kullanımı olacağından dolayı maliyet olarak fazla olabilir, aerobik olarak çürütülmüş çamurun susuzlaştırma özelliği daha zayıf olabilir (Tchobanoglous vd., 2003).

Özdemir vd. (2014), aerobik çamur stabilizasyonun anlaşılabilirliği ve daha iyi kavranabilirliği için, yaptıkları çalışmada atıksu arıtımı sonucu oluşan biyolojik çamurun farklı çamur yaşlarına sahip olarak aerobik stabilizasyon yöntemi kullanılarak kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) değerlerine ve uçucu askıda katı madde (UAKM) değerlerini karşılaştırmışlardır. Stabilizasyonu etkileyen önemli parametrelerden birinin KOİ olduğunu ve çamur yaşının dastabilizasyonu etkilediğini bildirmişlerdir.

Mezofilik veya termofilik sıcaklıklarda aerobik stabilizasyonda kullanılabilir, Jin vd. (2015), yaptıkları çalışmada termofilik aerobik proses işleminde, alıkonma süresi 10 gün, sıcaklık 50 °C'de iken uçucu katı madde oranının % 38 azalma sağladığını bildirmişlerdir.

Atık aktif çamurlar arasında aerobik proses sonucu oluşan çamurun, yüksek yüklü aktif çamur sisteminde oluşan çamurdan daha az çözünme özelliğine sahiptir (Carrere vd., 2008). Çizelge 2.4'de Bazı Avrupa Birliği ülkelerinde arıtma çamurlarının arazide kullanılmasından önce uygulanan stabilizasyon yöntemleri verilmiştir.

Çizelge 2.4. Bazı Avrupa Birliği ülkelerinde arıtma çamurlarının arazide kullanılmasından önce uygulanan stabilizasyon yöntemleri (Akyarlı ve Şahin, 2005).

	Anaerobik stabilizasyon	Aerobik stabilizasyon	Kireç stabilizasyonu	Kompost
Avusturya	x	x	x	
Belçika	x	x	x	
Danimarka	x	x	x	x
Almanya	x	x	x	
İtalya	x	x	x	
Hollanda	x	x	x	
İspanya	x			x
İsveç	x	x	x	x
İngiltere	x		x	

2.5 Atık Çamur Dezentegrasyonu

Dış gerilmeler uygulanarak çamurun yapısının bozulması işlemi arıtma çamuru dezentegrasyonu olarak tanımlanmaktadır. Dezentegrasyon işlemi ile çamurda yapısal olarak değişimler meydana gelir (Müller vd., 2004). Çamurun flok yapısı bozulur ve hücre duvarlarında tahribatlar meydana gelir. Parçalanmış hücre duvarı ile bu duvar tarafından korunan maddeler sıvı faza geçer ve çözünür forma dönüşür (Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005).

Dezentegrasyon çamur çürüme işlemi ile karıştırılmaktadır. Dezentegrasyon işlemi çürüme işleminden mekanizması gereği oldukça farklı ve ileri bir arıtma yöntemidir. (Filibeli ve Kaynak, 2006)

Çamura uygulanan kuvvetler nedeniyle dezentegrasyon süresi boyunca çamurda partikül boyutunda etkili ve ani düşüş meydana gelmektedir. Partikül boyutunda meydana gelen bu değişimin nedeni olarak çamurun flok yapısının bozulması söylenebilir. Bu prosesin bir diğer aşaması olan hücre parçalanmasının partikül boyutuna etkisi yoktur. Çünkü dezentegrasyon nedeniyle parçalanmış hücre duvarı boyutu ile parçalanmamış hücre boyutları arasındaki partikül boyutu farkı oldukça küçüktür (Müller vd., 2004).

Etkili bir dezentegrasyon işlemi sonucunda çamurdaki organik maddeler sıvı faza geçmekte ancak sıvı faza geçemeyenler ise inorganik madde içermektedir. Bu nedenle dezentegrasyon işlemi uygulanan arıtma çamurlarının susuzlaştırma işlemi sonrası yüksek katı madde içeriğine sahip olması beklenir (Müller, 2003).

Dezentegrasyon prosesi bazı problemlerin giderilmesinde etkilidir. Bu proses sayesinde köpük probleminde ve şişkin çamurdaki ipliksi yapının bozunmasında etkileri vardır. Bu sayede çamurun çökelebilmeye özelliği gelişmektedir. Bunların yanı sıra çamurda değişen bir başka özellik ise çamurun viskozitesinin azalmasıdır. Bu azalma uygulanan proseste karıştırma işleminin kolaylaşması açısından da önemlidir (Filibeli ve Kaynak, 2006).

Erden (2013), çalışmasında et endüstrisi arıtma çamuru dezentegrasyonu için farklı pH değerlerini de mikrodalga ile ön arıtım metodunu kullanmışlardır. Bu kombinasyon ile yüksek pH değeri mikrodalga (MV) ışınlarının arıtım için etkili faktörlerden biri olduğunu belirlemişlerdir. Farklı pH değerlerinde yapılan çalışmada pH değeri 9'dan düşük olan alkali ön arıtma uygulamaları uçucu katı madde çözünmesini etkilemezken, pH artışı ile organiklerin daha fazla çözünmesine neden olmuştur. Optimum koşullar 140 °C, 30 dakika ve pH 13 olarak belirlenmiştir. Bu optimum şartlar altında uçucu katı madde değerlerinde azalma, sadece MV ışınlama uygulandığında % 8.54, MV ışınlama ve pH 10, 11, 12, 13 değerlerinde sonuçlar sırası ile % 15.57, % 22.02, % 37.5, % 42.5 olmuştur.

Çamur dezentegrasyonu ve hücrelerin tahrip edilmesi, farklı organizmaların çeşitliliğinden oluşan organik madde ve hücreler arası materyalin serbest bırakılması, hücrelerin biyolojik bozunmasını başlatmak için kullanılabilir (Kooplow vd., 2004).

2.5.1. Çamur dezentegrasyon yöntemleri

Kimyasal, mekanik, termal ve biyolojik metotlar olarak dezentegrasyon işlemi dört gruptan oluşmaktadır.

2.5.1.1. Kimyasal dezentegrasyon

Kimyasal dezentegrasyon, ozon arıtımı, bazik ortamda çamur dezentegrasyonu ve fenton prosesi olarak üç farklı şekilde uygulanabilir.

Ozon oksidasyonu, doğrudan ozon reaksiyonları ile ve dolaylı olarak OH radikalleri gibi ikincil oksitleyicilerin reaksiyonları ile gerçekleşmektedir. Bakteriler genel olarak polisakkaritlerle çevrilmiş olan bir hücre duvarı, bir stoplazmik membran ve genetik bilgileri taşıyan kromozomu bulunduran stoplazmadan oluşmaktadır. Hücre sıvısı nötral pH seviyelerinde olup; yüksek konsantrasyonda bikarbonat iyonları içermektedir. Bu koşullarda ozonun radikal hareketi hücre içerisinde inhibe edilmektedir. Diğer yandan, stoplazmikmembran içeriğindeki çok sayıda proteinden dolayı ozon reaksiyonlarının gerçekleşmesi için bir alan sağlamaktadır. Kalıntı ozon bu membranı geçtiğinde, stoplazma ve kromozom ozon reaksiyoları için tercih edilen alan olacağından ve nükleik asitler ozon tarafından parçalanarak ozon dezentegrasyonu gerçekleşmektedir (Vranitzky vd., 2005).

Erden vd. (2010), yapmış oldukları çalışmada aktif çamur prosesi sonucu oluşan çamura aerobik çürüme öncesinde ozon ve ultrases işlemi uygulayarak çamur flok yapısında bozunma sağlamayı amaçlamışlardır. Çalışmada dezentegrasyon prosesi toplam katı madde içeriğinin azalmasında önemli rol oynamış ve ultrases işlemi katı madde miktarının azalması açısından ozon prosesinden daha etkili olmuştur. 13.5 L örnek ile 30 günlük çalışma sonunda kontrol, ozon ve ultrases reaktörlerindeki toplam katı madde değerleri ham çamura göre sırası ile % 15.3, % 26.5 ve % 30.5'e düşmüştür. Uçucu katı madde değerlerinde ultrasonik ve ozon prosesleri sonucu kontrol reaktöre göre sırası ile % 36 ve % 34.1'e düşmüştür.

Bazik ortam koşulları, hidrolizin gelişmesine ve yağ, hidrokarbon ve proteinlerin alifatik asitler, polisakkaritler ve aminoasitler gibi daha küçük ve çözünebilir maddelere dönüşümüne olanak sağlamaktadır (Everett, 1973). Bazik ön arıtma sistemlerinin kullanıldığı çalışmalarda NaOH'ın kirece göre daha yüksek bir çözünürlük verimine sahip olduğu belirlenmiştir (Rajan vd., 1989). Atık aktif çamura uygulanan NaOH konsantrasyonu ve çamurun askıda katı madde yüzdesindeki artış çamurda çözünebilir KOİ değerinde artışa neden olmaktadır (Chang vd., 2002).

Fenton prosesi, hidrojen peroksitin oksitleyici etkisi ve demir (II) tuzunun katalizörlüğünde gerçekleşen bir ileri oksidasyon prosesidir. Fenton prosesinin hızı, ışık şiddeti, demirkonsantrasyonu, hidrojen peroksit dozajı ve pH gibi sistem parametrelerine bağlıdır (Köroğlu, 2010).

Filibeli ve Kaynak (2006), yapmış oldukları çalışmada, kentsel nitelikli arıtma çamuruna artan dozda hidrojen peroksit uygulayarak KOİ, azot ve fosfor değerlerinin arttığını, fenton prosesinin çamur dezentegrasyon derecesini arttırdığını ve anaerobik çürümesi öncesinde bir ön arıtma işlemi olarak kullanıldığında stabilizasyonun derecesini arttıracığını belirlemişlerdir.

2.5.1.2. Mekanik dezentegrasyon

Mekanik dezentegrasyon, karıştırıcı bilyeli değirmenler, yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi, ultrasonik homojenizasyon ünitesi, lysate santrifüj yoğunlaştırıcı, mekanik jet tekniği ve yüksek performanslı elektrik akımı tekniklerinden oluşmaktadır.

Karıştırıcı bilyeli değirmenler, yaklaşık olarak 1 m³ hacminde, iç kısmı tamamıyla öğütücü bilye ile dolu olan düşey veya yatay monte edilen silindirik veya konik bir değirmenden ve değirmen içine monte edilen bir karıştırıcıdan meydana gelmektedir. Bilyeler genellikle 0.2–0.3 mm çapında taş malzemeden oluşmaktadır (Filibeli ve Kaynak, 2006). Karıştırıcı, değirmen içerisinde rotasyon sağlamaktadır. Mikroorganizma dezentegrasyonu rotasyon sırasında bilyeler birbirine çarparken oluşan kayma ve basınç gerilmelerinin etkisiyle olmaktadır (Müller, 2000).

Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi, çok kademeli bir yüksek basınç pompası ve bir homojenizasyon valfinden oluşmaktadır. Yüksek basınç pompası, 300 m/s hızındaki valf ile çamura güç uygulamakta ve çamur partikülleri içerisinde kavitasyon baloncukları oluşmaktadır. Bu baloncuklar sıcaklık ve basınç artışına neden olmakta ve çamur dezentegrasyonu için gerekli koşulları yaratmaktadır. Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesinde mikroorganizma dezentegrasyonu ani basınç salınımının yarattığı kavitasyon nedeniyle olmaktadır (Onyeche, 2003).

Ultrasonik homojenizasyon ünitesi, 20 ile 40 kHz aralığında yüksek voltaj sağlayan bir jeneratör, piezoelektrik materyal olarak kullanılan ve elektriksel gücü mekanik güce çeviren bir seramik kristal ve gücü sıvıya transfer eden bir probtan oluşmaktadır. Ultrasonik işlem ile çamur flok yapısı bozulmakta ve çözünebilir karbonhidratlar ve organik maddeler açığa çıkmaktadır. Ultrasonik arıtımı, radikallerin kullanıldığı kimyasal reaksiyonlar, piroliz, yanma ve kayma kuvvetlerinin oluşturduğu bir birleşim olarak ifade etmek mümkündür. Yüksek frekans uygulaması radikaller tarafından oksidasyon sağlarken, düşük frekanslar basınç dalgalarına benzer mekanik ve fiziksel bir etki yaratmaktadır (Filibeli ve Kaynak, 2006). Sistemi etkileyen en önemli faktörler, verilen enerji, frekans ve çamurun özellikleridir.

Yu vd. (2007), ultrasonik ön arıtımın çeşitli enzimlerin aktivitelerini arttırdığını ve aerobik çürümeye daha yüksek verim elde edilebileceğini bildirmişlerdir.

Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı, bir santrifüj yoğunlaştırıcı ve yoğun çamur deşarj noktasına yerleştirilen bir dezentegrasyon ünitesinden oluşmaktadır. Santrifüj eksenine entegre edilen özel parçalayıcılar olan lysate halkaları ile hücre dezentegrasyonu gerçekleşmektedir. Bu yolla çamurun öğütülmesi değil, hücre yapısının parçalanması sağlanmaktadır. Dezentegrasyon için ilave enerji gereksinimi az olmakta ancak buna bağlı olarak oldukça düşük dezentegrasyon derecelerine ulaşılmaktadır (Winter, 2002).

Mekanik jet tekniği, çözünmüş hava flotasyonu işlemine benzer şekilde çalışmaktadır. Bu yöntemde çamur 50x10⁵ Pa (509858,1 kg/m²) ile basınçlandırılır ve ardından basıncın kaldırılmasını sağlayan bir ağızdan hızla (30–100 m/s) çıkararak bir plakaya çarpıp ve parçalanmaktadır (Müller, 2000).

2.5.1.3. Termal dezentegrasyon

Termal işlemde belirli bir katı madde içeriğine kadar kurutulmuş olan arıtma çamuru 130–175 °C sıcaklıkta hidrolize edilmektedir. 170 °C'de yapılan tam ölçekli bir çalışma, hidrolize edilmiş çamurun anaerobik çürütücüye verilmesi ile çamur çürüme derecesinin klasik çürüme işlemine göre % 80 oranında arttığını göstermiştir (Kepp

ve Solheim, 2001). Termal işlemden çamura verilen enerji genellikle bir ısı değiştirici tarafından veya çamura buhar uygulamasıyla temin edilmektedir. Arıtma tesisinde üretilmiş olan ısı bu amaçla kullanıldığında enerji maliyeti önemli ölçüde düşmektedir (Müller, 2000).

2.5.1.4. Biyolojik dezentegrasyon

Biyolojik dezentegrasyon prosesi termofilik bakterilerin kullanımıyla gerçekleştirilen yüksek sıcaklıkta çamur stabilizasyonu ve enzim kullanımı olarak iki metottan oluşmaktadır.

Ototermal termofilik aerobik çürüme işlemi (ATAD) bir biyolojik stabilizasyon yöntemidir ve Jewell tarafından bu şekilde isimlendirilmiştir (Jewell ve Kabrick, 1978). Kentsel arıtma çamurlarının ve konsantre organik atıkların stabilizasyonu ve dezenfeksiyonu için kullanılmaktadır. Yüksek konsantrasyonda organik madde içeren atıklar havalandırıldıklarında metabolik oksidasyon sırasında çevreye ısı verilmektedir. Sistemde mevcut olan termofilik bakterilerin yüksek reaksiyon hızları biyolojik olarak indirgenbilir konsantre organik atıkların indirgenmesini kolaylaştırmaktadır (Filibeli ve Kaynak, 2006).

Enzimatik dezentegrasyon işleminde hücre duvarı bileşenleri enzimlerin katalizörlüğünde parçalanmaktadır. Bu işlem ortam sıcaklığında kendiliğinden gerçekleşebildiği gibi dışarıdan enzim ilavesi de yapılabilmektedir. Enzimlerin hücre içi sıvısına uygulanabilmesi ile, bu işlemin mekanik dezentegrasyon işlemi ile birlikte kullanıldığında dezentegrasyon derecesini artırmaktadır (Goel vd., 1998; Lai vd., 2001). Enzim kullanımı, hücre dezentegrasyonunda çok etkili bir yöntemdir ancak pahalı bir yöntemdir.

Ayol vd. (2008), çalışmalarında enzim dezentegrasyonu metodu ile aerobik reaktörün filtrenabilirlik yönünden kontrol reaktörüne kıyasla belirgin farkların olduğunu bildirmişlerdir.

2.6. Darbeli Elektrik Alan (PEF) Sistemi

Son zamanlarda arıtma çamuru miktarında artış olmakta ve çamurun bertarafı zorlaşmaktadır. Bertaraf işlemlerinin kolaylaştırılması için yeni bir teknolojiye ihtiyaç duyulmaktadır. Bu ihtiyaç doğrultusunda yapılan çalışmalarda Darbeli Elektrik Alan (PEF) uygulaması geliştirilmiştir. PEF uygulaması duyulan bu ihtiyaç için çözüm olabileceği düşünülmektedir (Mizuno ve Hori, 1988; Lee vd., 2003).

Yüksek frekansta ve şiddette elektrik alanı uygulamasına dayanan PEF teknolojisi gıda kökenli patojen ve gıdada bozulma etmeni olan mikroorganizmaları kontrol altına almak için uygulanan ve ısı olmayan bir gıda koruma prosesidir. Bu teknoloji ile ısı işlem uygulamadan gıdanın raf ömrü uzatılabilir, ayrıca gıdanın mikrobiyal güvenliği sağlanırken doğal özellikleri de daha iyi korunmaktadır (Barbosa-Cánovas ve David, 2005).

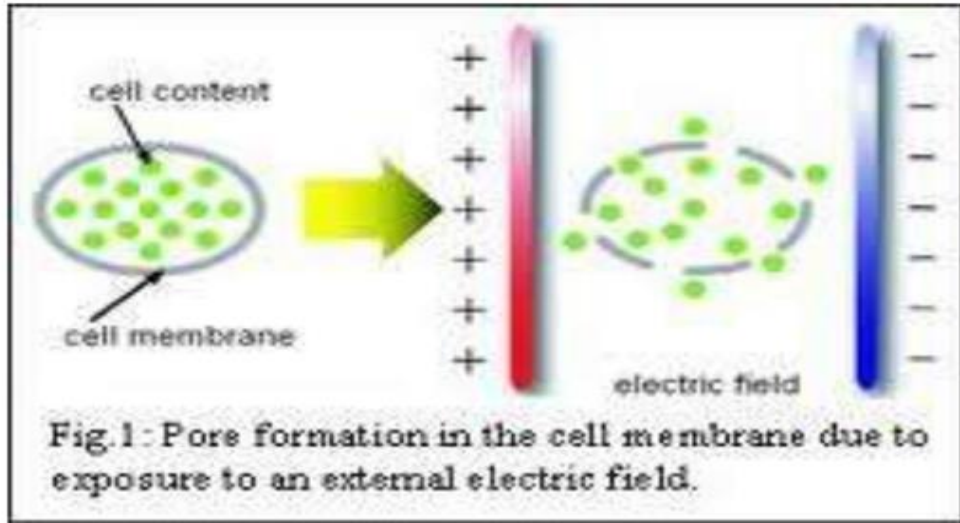
PEF canlı hücrelerin tahrip edilmesinde etkili bir yöntem olduğu için yaygın olarak gıda sanayi endüstrisinde kullanılmaktadır (Mizuno ve Hori, 1988; Devlieghere vd., 2004). Atık aktif çamurun PEF ile arıtımı son dönemlerde yapılan uygulamalarla gelişmekte ise de bu konu ile ilgili yapılan çalışmalar oldukça sınırlı kalmaktadır.

PEF prosesi uzun zamandan beri su ve atıksu arıtımında ileri oksidasyon prosesi olarak kullanılmaktadır. Prosesin temel arıtımı, suya yüksek gerilimli elektrik verilmesi ile suda bir plazma kanalı oluşturmasıdır ve oluşan bu plazma kanalının içinde hem fiziksel hemde kimyasal prosesler üretir; güçlü UV ışığı, şok dalgalar, yüksek sıcaklık, elektrohidrolik kavitezyon, piroliz gibi fiziksel prosesler oluşur. Oluşan bu fiziksel ve kimyasal prosesler arıtımda etkili olan temel mekanizmaları oluşturur (Bian vd., 2007).

PEF prosesi iki elektrot arasına yerleştirilmiş materyale (tipik olarak 20–80 kV/cm) elektrik darbelerinin uygulanması işlemidir. PEF teknolojisinde bazı önemli noktalar; materyale sıcaklık artışı olmadan uniform elektrik alan uygulanması ve elektroliz etkisini minimize edecek elektrotların dizaynıdır (Can, 2010).

Çamura darbeli elektrik alan uygulandığında atıksuda olduğu gibi fiziksel ve kimyasal prosesler oluşur. Çamurda bulunan biyokatinın hücre duvarı tahrip edilir ve bunun sonucunda daha küçük organik katı maddeler meydana gelir (Rittman vd., 2008).

Yüksek gerilimli darbeli elektrik alan (PEF) teknolojisi olan odaklanmış darbe tüm hücre membranı (fosfolipidler) ve negatif yüklü ligand gruplarına sahip olan polar moleküllerden oluşan hücre duvarının (peptidoglikan) temel yapı taşlarına doğrudan etki eder (Madigan vd., 1997; Seltmann ve Holst, 2002). Odaklanmış darbe hücre zarlarına zarar verir, böylece hücre içi organik materyal açığa çıkar, atık aktif çamurun flok yapısını parçalar, parçalara ayırır ve ayrıca karmaşık organik makromoleküllerin daha küçük ve daha biyolojik olarak parçalanabilmesini sağlar (Lee ve Rittmann, 2011). Şekil 2.3’de Elektrik alanına maruz kalan hücrenin hücre zarında gözenek oluşumu şekli verilmiştir.



Şekil 2.4. Elektrik alanına maruz kalınması nedeniyle hücre zarında gözenek oluşumu

PEF prosesi diğer arıtım yöntemlerine göre bazı farklılıklar gösterir, kimyasal kullanımı ya da herhangi bir yardımcı madde kullanımı yoktur. Bu proses ultrasonik ve elektriksel proseslerin tek bir uygulamasından oluşur (Bian vd., 2009).

Loeffler vd. (2001), çalışmasında çamur arıtımında darbeli elektrik alan uygulamasının organik maddelerin açığa çıkmasını sağladığını bildirmiştir.

PEF uygulamasının ozon, termal ya da ultrason arıtımı gibi geleneksel parçalanma tekniklerinin aksine avantajları kısa süreli işleme süresi, hücre zarlarının doğrudan ve verimli bir şekilde geçirgenliğidir (Loaffler vd., 2001).

Lee vd. (2003), yaptıkları çalışmada, etkin bir çamur arıtımı için reaktör geliştirmişlerdir. İlk reaktör basit bir reaktördür. Bu reaktörde iç elektrotlara yüksek voltaj uygulanır iken dış elektrotlar topraklama işlemi yapar. Ark deşarjı iki elektrot arasında gerçekleşir ancak bu esnada iki elektrot arasında erozyon meydana gelir. Bu nedenle ikinci reaktörü geliştirmişlerdir. Bu reaktörde ise diğer reaktöre göre hacimde değişiklik yapmışlar ve halka eklemişlerdir. Elektrotlarda aşınma olursa sadece elektrotları değiştirmeyi hedeflemişler, ekonomik ve kullanışlı olduğunu bildirmişlerdir.

Fueller vd. (2005), et işleme sürecinde PEF arıtımının fizibilitesi üzerine araştırma çalışmaları yapmışlardır. Et endüstrisi arıtma çamurları için PEF tekniğinin gelişimini, olumlu olarak destekleyebileceğini bildirmişlerdir.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Çalışmada Kullanılan Çamur

Çalışmada kullanılan atık aktif çamur Uşak Bölme Et Atıksu Arıtma Tesisi aktif çamur havuzunun geri devir hattından temin edilmiştir. Atıksu arıtma tesisi kapasitesi 100 m³/gün olup arıtma tesisi aşağıdaki ünitelerden oluşmaktadır;

FİZİKSEL ARITMA SİSTEMİ

- Izgara kanalı
- Dengeleme havuzu
- Tambur elek

KİMYASAL ARITMA

- Hızlı karıştırma havuzu
- Yavaş karıştırma havuzu
- Kimyasal çöktürme havuzu
- Ara terfi havuzu

BİYOLOJİK ARITMA SİSTEMİ

- Havalandırma havuzu
- Nihai çıkış kanalı

ÇAMUR BERTARAF SİSTEMİ

- Çamur yoğunlaştırma havuzu
- Filtrepres

üniteleri bulunmaktadır.

İşletmeden kaynaklanan atıksu manuel temizlemeli kaba ızgaradan geçerek cazibe ile yağ tutucuya gelmektedir. Yağ tutucuda perdeler ve yoğunluk farkı sayesinde yağ parçalı yüzerek su yüzeyinde birikirken atıksu cazibe ile dengeleme havuzuna gelmektedir. Dengeleme havuzunda atıksuyun homojenizasyonu için tabandan difüze havalandırma yapılmaktadır. Atıksu dengeleme havuzundan 10 m³/saat debide pompa ile alınıp 1 mm hassasiyetli tambur eleğe iletilmektedir. Tambur elekte 1mm den büyük tüm partiküller tutularak bir atık haznesinde biriktirilmektedir. Atıksu tambur elekten cazibe ile hızlı karıştırma ünitesine geçer. Hızlı karıştırmada pH 7 değerine kadar FCl₃ dozlanmakta, devamında yavaş karıştırıcı üniteye % 0.1 lik

kationik polielektrolit çözültüsü dozlanarak atıksu cazibe ile Çözünmüş Hava Flotasyonu ünitesine geçmektedir. Burada yüksek KOI, BOI, AKM, yağ-gres ve renk giderimi sağlanmaktadır. Atıksu daf ünitesinden iki ayrı hattan ortalama 5 m³/saat + 5 m³/saat debide 1 nolu ve 2 nolu ardışık kesikli reaktöre geçmektedir. Ardışık kesikli reaktörlerde aerobik biyolojik arıtmaya tabi tutularak atıksu, arıtılarak deşarj edilmektedir. Sistem genelinde oluşacak çamur, çamur şartlandırma havuzunda polielektrolit ilavesi ile şartlandırılıp filtrepreste susuzlaştırılarak tesisten uzaklaştırılmaktadır.

Uşak Bölme Et Atıksu Arıtma Tesisi aktif çamur havuzunun geri devir hattından alınan atık aktif çamur örneği laboratuvara getirilerek katı madde içeriği % 8 olacak şekilde çökeltme bırakılmış ve sıvı kısmı atılarak katı kısmı çalışılmıştır. Katı madde içeriği ayarlanan çamur örneği +4 °C de çalışan buzdolabına koyularak çalışma boyunca bozulması önlenmiştir. Alınan çamurların karakteristik özelliğini belirlemek için toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (TKOI), çözülmüş kimyasal oksijen ihtiyacı (ÇKOİ), toplam katı madde (TKM), uçucu katı madde (UKM), askıda katı madde (AKM), uçucu askıda katı madde (UAKM), toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), polisakkarit, protein, filtre süresi, kapiler emme süresi (KES), viskozite, pH ve sıcaklık analizleri yapılmıştır. PEF öncesi çamurda yapılan analizler Çizelge 3.1'de verilmiştir.

3.2. Güç Kaynağı

Çalışmada 6 farklı değere sahip yüksek gerilim verebilen güç trafosu kullanılmıştır. Çıkış gerilim kademeleri 6-12-18-24-30 ve 36 kV şeklindedir. Güç trafosundan sağlanan dalga boyu diyotlar ile doğrultularak darbeli yarım dalga sinüsler oluşturulmuştur.

3.3. PEF Sistemi

Çalışmada kullanılan PEF sistemi sürekli akışlı olup, yüksek gerilim güç kaynağı, peristaltik pompa, PEF reaktörü, çamurun homojenliğini sağlaması için kullanılan manyetik karıştırıcıdan oluşmaktadır. Şekil 3.1'de sistemin çalışma şekli verilmiştir. Manyetik karıştırıcılar sayesinde homojenliğini kazanmış atık aktif çamurun

peristaltik pompa yardımıyla PEF reaktörüne iletilmesi ile başlamaktadır. Reaktöre gelen atık aktif çamur yüksek elektrik alana sahip bölmeden geçerek yüksek yoğunlukta elektrik alana maruz bırakılır. PEF reaktörü paslanmaz çelikten yapılmış içi boş silindirik yapıdan oluşmaktadır. Kullanılan elektrotlardan birisi topraklama ve diğeri yüksek gerilim kaynağına bağlıdır. Elektrotlar arası izolasyon polipropiletilen'den (PPE) oluşmaktadır. Yüksek gerilim kaynağı 6 yüksek gerilim verebilen güç trafosudur. Güç kaynağından çıkan gerilimler 6-36 kV arasında elektrik voltaj değerleri verebilmektedir. Güç trafosundan sağlanan alternatif akım (AC) diyotlar ile doğrultularak doğru akıma (DC) çevrilmiştir. Güç kaynağından çıkan voltaj değerleri sisteme monte edilen anahtar vasıtasıyla istenilen altı kademede (6-12-18-24-30 ve 36 kV) PEF reaktörüne yüksek voltaj verebilmektedir. PEF sonrası çamurda yapılan analizler Çizelge 3.1 'de verilmiştir.



Şekil 3.1. Kullanılan PEF sistemi

Çizelge 3.1. PEF öncesi ve PEF sonrası çamur karakteristik özellikleri

<u>Parametre</u>	<u>PEF öncesi çamur</u>	<u>PEF sonrası çamur</u>
pH	7.9	7.4
T (°C)	10.0	32.0
TKOI (mg/L)	28700	32075
ÇKOI (mg/L)	534.5	1066.4
TN (mg/L)	121	155
TP (mg/L)	41	58
Polisakkarit (mg/L)	23.2	73.2
Protein (mg/L)	91.0	129.2
KES (sn)	212.5	113.3
Viskozite (cP)	>1200	>1200
Filtre süresi (mL/dk) (0,3 atm;20 mL)	3	2.5
AKM (kg/L)	80.3	58.6
UAKM (kg/L)	19.1	14.9
TKM (kg/L)	81.6	60.6
UKM (kg/L)	20.3	16.3

Yapılan analizler sonucunda PEF öncesi ve PEF sonrası çamur karakteristik özellikleri belirlenmiştir. PEF sonrası çamurun karakteristik özellikleri PEF öncesi değerler ile karşılaştırıldığında PEF sisteminin etkisi görülmektedir. PEF sisteminde darbeleri elektrik alanının etkisi ile çamurda bulunan mikroorganizmaların hücre duvarı parçalanarak mikroorganizmanın içindeki organik maddeler çözünür forma geçmektedir. PEF sonrası karakteristik özelliklerdeki sıcaklık, TKOİ, ÇKOİ, TN, TP, polisakkarit ve protein parametrelerindeki artışın sebebi PEF sisteminin etkisinden kaynaklanmaktadır. Filtre süresinde, AKM, UAKM, TKM, UKM ve KES analizlerinde ise düşüş meydana gelmiştir. Meydana gelen bu düşüş sayesinde PEF sonrası çamurda su verme özelliğinde iyileşme olduğu söylenebilir.

3.4. Aerobik Reaktör

Aerobik çamur çürütme işlemi laboratuvar ölçekte 10 litrelik hacme sahip tam karışımli sızdırmaz paslanmaz çelikten üretilmiş 2 adet tankta gerçekleştirilmiştir. Bir bölmesine PEF öncesi çamur koyularak aerobik kontrol reaktörü diğer bölme ise PEF ile ön arıtımı yapılmış çamurun stabilizasyonu için kullanılan aerobik PEF

reaktörü olarak isimlendirilmiştir Çalışmada kullanılan aerobik reaktör sistemi Şekil 3.2’de gösterilmektedir.

PEF öncesi çamur ve PEF ile ön arıtılmış (PEF sonrası) çamurun aerobik stabilizasyon performansları ve stabilizasyon boyunca çamurların karakterizasyon değişimleri 14 gün boyunca incelenmiştir. Aerobik koşulları sağlayabilmek için hava silikon tüpler ve hava taşları ile homojen bir ortam sağlanmaya çalışılmıştır. Oksijen miktarı her noktada 2.0 mg/L’nin altına inmeyecek şekilde hergün kontrol edilmiş ve hava miktarı ayarlanmıştır.



Şekil 3.2. Kullanılan aerobik reaktör sistemi

Çalışmada aşı çamuru olarak Manisa Belediyesi merkezi atıksu arıtma tesisi aerobik çamur çürütücüsünden alınan aerobik çamur aşı çamuru olarak kullanılmıştır. Aerobik aşı çamurunun karakteristik özellikleri analizlenmiş ve Çizelge 3.2’de verilmiştir. Alınan aşı çamuru aerobik reaktörlere (kontrol ve PEF ön arıtılmış çamur) hacim olarak % 50 olacak şekilde doldurulmuştur. Reaktörlere aşı çamuru eklendikten sonra reaktör işleme hazırlanmıştır. Reaktöre oksijen temini hava pompası ile sağlanmış ve her bir reaktörde oksijen içeriği 2 mg/L değerinin üzerinde ölçülmüştür. Reaktörlerde ORP değerleri ise +120 civarında olarak kaydedilmiştir. Reaktörlerin işletim sıcaklıkları 20 °C dereceye ayarlanmıştır. Reaktörlerde işletim

parametreleri ayarlandıktan sonra PEF sonrası çamur ile besleme işlemi yapılmıştır. Aerobik çamurun ortam şartlarına alışması ve aktif hale geçebilmesi için aerobik reaktörlere günlük 250 ml olacak şekilde 5 gün boyunca PEF sonrası çamur ile besleme işlemi yapılmıştır. Besleme işlemi birinci reaktöre (kontrol reaktörü) PEF öncesi çamur ile ikinci reaktöre (test reaktörü) PEF öncesi örneğin PEF sistemi ile artırılması sonrası üretilen PEF sonrası çamuru ile yapılmıştır. Reaktör içinde aşı çamur ve çamur örnekleri toplam 5 litrelik hacmi kaplamaktadır. İşletime alma süresinden sonra her iki reaktörden örnekler alınıp çamurun karakteristik özellikleri belirlenmiş ve bu değerler 14 günlük işletimin başlangıç değerleri olarak alınarak 14 günlük stabilizasyon süresince değişimler kaydedilmiştir.

Çizelge 3.2. Aşı çamuru karakteristik özelliği

<u>Parametre</u>	<u>Aşı Çamuru</u>
pH	8.2
T (°C)	23.1
TKOI (mg/L)	34245
ÇKOİ (mg/L)	497.15
TN (mg/L)	1110
TP (mg/L)	3.26
Polisakkarit (mg/L)	186.38
Protein (mg/L)	276.24
KES (sn)	432.9
Viskozite (cP)	>1200
Filtre süresi (mL/dk) (0,3 atm;20 mL)	1.5
AKM (kg/L)	97.5
UAKM (kg/L)	23.1
TKM (kg/L)	100.2
UKM (kg/L)	25.1

3.5. Çalışmada Yapılan Analizler

Çalışmada standart metotlara göre; toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (TKOİ), çözülmüş kimyasal oksijen ihtiyacı (ÇKOİ), toplam katı madde (TKM), uçucu katı madde (UKM), askıda katı madde (AKM), uçucu askıda katı madde (UAKM),

toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), polisakkarit, protein, filtre süresi, KES, viskozite, pH ve sıcaklık deneyleri yapılmıştır.

Toplam Kimyasal Oksijen İhtiyacı (TKOİ) Analizi: HachLange marka DR6000 spektrofotometre kullanılarak 600 nm dalga boyunda ve Standart metotlarda 5220 D' de açıklandığı gibi ölçümü yapılmıştır (APHA, 2005).

Çözünmüş Kimyasal Oksijen İhtiyacı (ÇKOİ) Analizi: HachLange marka DR6000 spektrofotometre kullanılmış olup 600 nm dalga boyunda 0.45 µm filtre kâğıdından süzülen numunenin süpernetant kısmı ile standart metot 5220 D' ye ölçüm yapılmıştır (APHA, 2005).

Toplam Katı Madde (TKM) Ölçümü: 2540 B standart metot yöntemiyle ölçümü yapılmıştır (APHA, 2005).

Uçucu Katı Madde (UKM) Ölçümü: 2540 E standart metot yöntemiyle ölçümü yapılmıştır (APHA, 2005).

Askıda Katı Madde (AKM) ölçümü: 2540 D standart metot yöntemiyle ölçümü yapılmıştır (APHA, 2005).

Uçucu askıda katı madde (UAKM) ölçümü: 2540 E standart metot yöntemiyle ölçümü yapılmıştır (APHA, 2005).

Toplam Azot (TN) ve Toplam Fosfor (TP) Analizi: Toplam azot ve toplam fosfor HachLange marka DR6000 spektrofotometreye uygun kitlelerle spektrofotometrik olarak ölçülmüştür (APHA, 2005). Toplam azot için LCK 338 (HachLange) , toplam fosfor için LCK 350 (HachLange) kiti kullanılmıştır.

Polisakkarit Ölçümü: Çalışmada kullanılan numuneye standart metotlara göre 10.000 devir/dakika' da 20 dakika santrifüj işlemi uygulandıktan sonra oluşan filtrata % 5'lik fenol ve konsantre sülfirik asit eklenerek polisakkarit ölçümü yapılmıştır (Dubois vd., 1956).

Filtre Süresi: Standart metot 2710 H' ye göre bunçer huni deney düzeneği kullanılarak yapılmıştır (APHA, 2005).

Protein Ölçümü: Standart metotlara göre 10.000 devir/dakika' da 20 dakika santrifüj işleminden sonra filtratın protein içeriği protein analiz kiti kullanılarak ölçülmüştür (Procedürno: TP300 Micro Lowy, Sigma).

Viskozite: BrookfieldDV-II+Pro model viskozimetri cihazı ile ölçüm yapılmıştır.

Kapiler Emme Süresi (KES): Standart metot 2710 G'te belirtilen metoda uygun bir şekilde çamurun su verme ve filtrelenebilirlik özellikleri Type 304 M cihazı kullanılarak belirlenmiştir.

pH ve Sıcaklık Ölçümü: WTW marka pH metre ile elektrometrik metoda (Standard metot 4500-H+) göre ölçülmüştür (APHA, 2005). Kullanılan pH metrede hem pH ölçümü hem de sıcaklık ölçümü yapılmıştır.

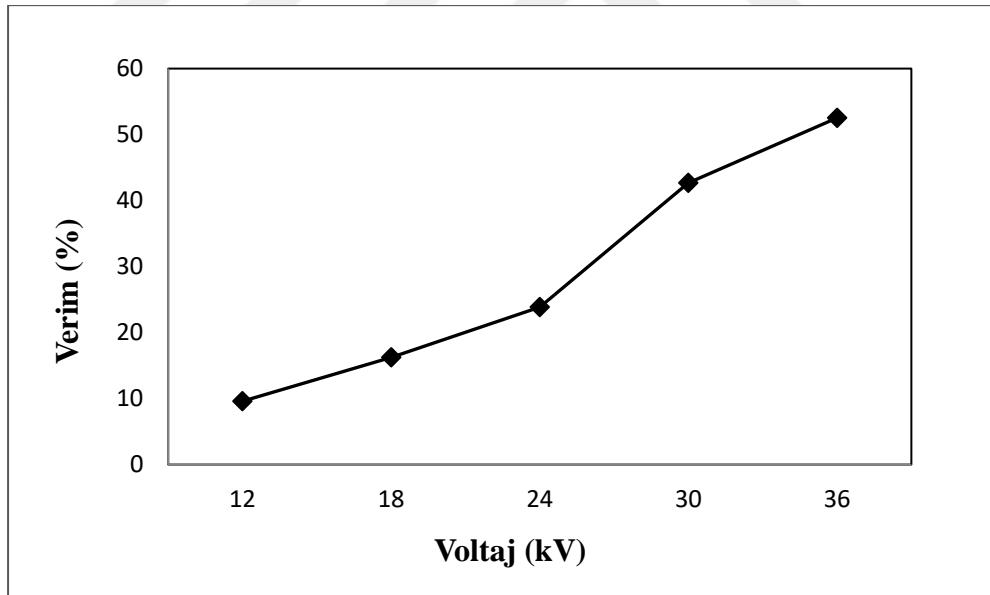
İletkenlik: Çalışmada standart metot 2510 B' ye göre WTW Multi 340i/Set cihazı kullanılarak ölçüm yapılmıştır.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

4.1. PEF Reaktörü Optimizasyon Çalışmaları

4.1.1. Voltajın etkisi

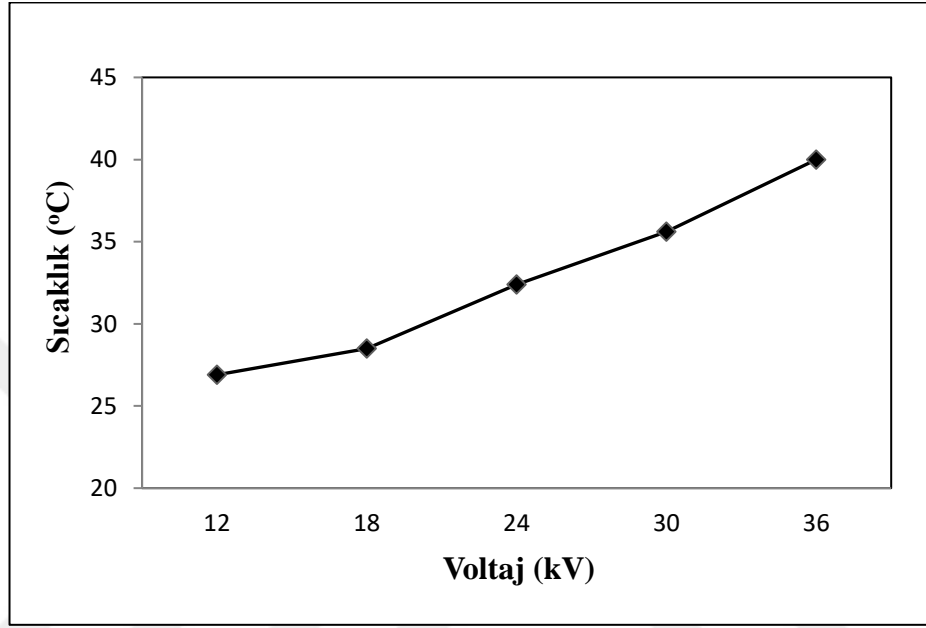
Çalışmada kullanılan güç kaynağı ile 12, 18, 24, 30 ve 36 kV voltaj değerlerinde denemeler yapılmıştır. PEF reaktörüne verilen % 8 KM içeriğine sahip olan çamur 5 ml/dk akış hızında her bir voltaj değerinde verim ve sıcaklık değerleri incelenmiştir. 12, 18 ve 24 kV voltaj değerlerinde çok fazla bir artış gözlenmemiştir. 12 kV voltaj değerinde verimi % 9.6 iken 36 kV voltaj değerinde verimi yaklaşık 6 kat artmış ve bu değer % 52.52 olarak hesaplanmıştır. Yapılan çalışma sonucunda en yüksek değer olan 36 kV voltaj değerinde maksimum verim artışı görülmüş ve çalışmalar % 8 KM oranlı 36 kV voltaj değerinde yapılmıştır. Çalışmanın verim sonuçları Şekil 4.1'de sıcaklık ile ilgili sonuçlar ise Şekil 4.2'de verilmiştir.



Şekil 4.1. Voltajın etkisi

Loeffler vd. (2001), yapmış oldukları çalışmada elektrik alan yoğunluğunun artması ile verim sonuçlarında artış sağlanacağını, 20-30 kV voltaj değerlerinin verim artışında etkili olacağını bildirmişlerdir.

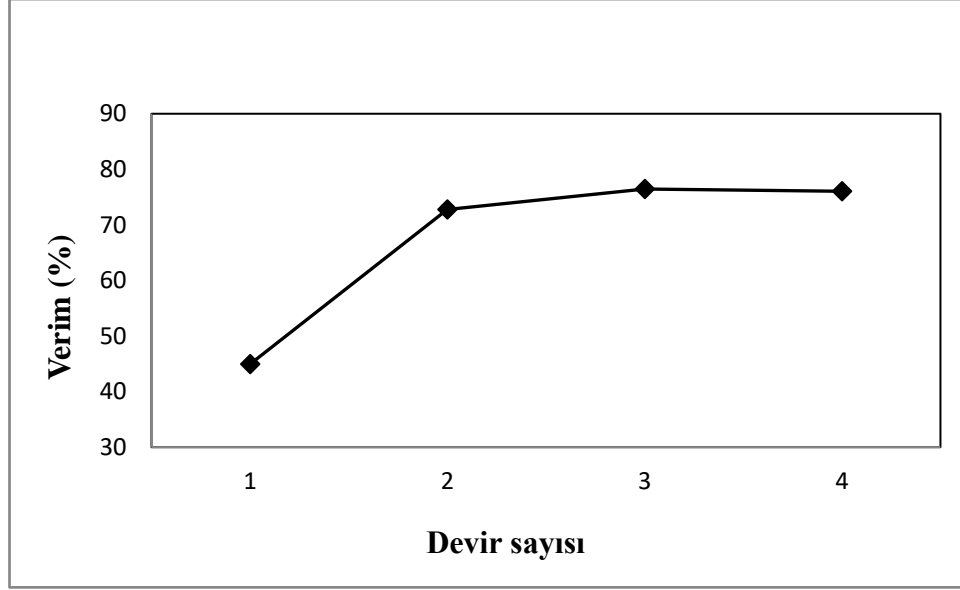
Çalışmada voltaj değerinin artması ile çamur sıcaklığında da artış görülmüştür. 12 kV voltaj değerinde çamur sıcaklığı 26.9 °C iken 36 kV voltaj değerinde yaklaşık 1.5 kat artış olmuş ve sıcaklık değeri 40 °C olarak kaydedilmiştir. 36 kV voltaj değerinde en yüksıcaklık değerine ve en yüksek verim değerine ulaşılması PEF sisteminde voltaj değerinin etkili bir parametre olduğunu göstermektedir.



Şekil 4.2. Sıcaklık değişimi

4.1.2. Uygulanan devir sayısının etkisi

Çalışmada % 8 KM içeriğine sahip atık çamurun 36 kV voltaj değerinde 1, 2, 3 ve 4 devir PEF reaktörüne verilmesi karşılaştırılmıştır. Devir sayısına bağlı olarak yapılan çalışmanın sonuçları Şekil 4.3’de verilmiştir. 1 devir ile yapılan çalışma sonucu verimi % 44.94, 2 devir ile yapılan çalışma sonucu verim % 72.78, 3 devir ile yapılan çalışma sonucu verim % 76.45 olup 3 ve 4 devir sonucu arasında verim artışı gözlenmemiştir. Devir sayısı artması ile verimde artış olmuş ancak 4 devirde verimin azalması, 3 devirde reaktörde ısınma olması nedeniyle çamur PEF reaktöründen 2 devir geçirilerek çalışmalara devam edilmiştir.



Şekil 4.3. Devir sayısının etkisi

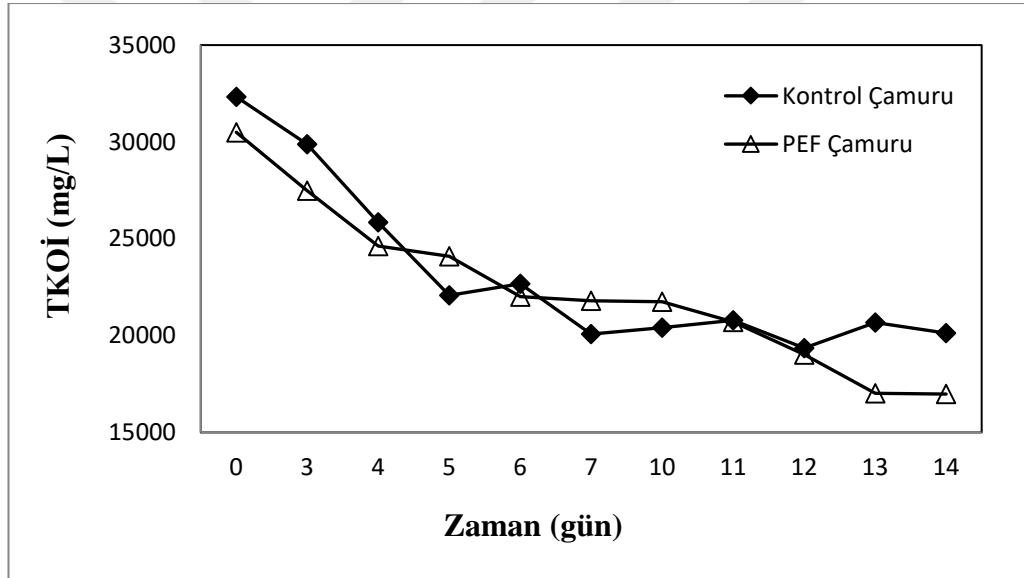
4.2. Et Endüstrisi Biyolojik Çamurun PEF ile Dezentegrasyonu Sonrası Aerobik Stabilizasyonu

Çalışma % 8 KM oranına sahip çamurun 5 ml/dk akış hızında 36 kV voltaj değerinde PEF reaktöründen 2 devir geçirilmesi ile toplanan çamur örnekleri aerobik çamur stabilizasyon çalışması için hazırlanmıştır. Yaklaşık 2.5 L kadar PEF reaktöründen çamur üretimi yapılmıştır. Üretilen çamur örnekleri aerobik stabilizasyon reaktörüne aktarılmış ve PEF ön arıtım uygulanmamış PEF öncesi çamurörneği ile stabilizasyon performansı karşılaştırılmıştır. Çalışmada PEF ön arıtılmış çamur örneği stabilizasyon reaktörü PEF çamuru, PEF ön arıtım uygulanmayan çamur reaktörü ise kontrol çamuru olarak ifade edilmiştir. Stabilizasyon verimini karşılaştırmak için TKOİ, ÇKOİ, protein ve polisakkarit analizleri ile TKM, UKM, AKM ve UAKM analizleri her iki reaktörde yapılmıştır.

Çalışmada yapılan tüm deneyler 3 tekrarlı olacak şekilde yapılmış ve sonuçların ortalamaları alınmıştır.

4.2.1. Toplam KOİ ve çözülmüş KOİ değişimi

Çalışmada yapılan deneylerden biri olan TKOİ sonuçları Şekil 4.4’de verilmiştir. Bu sonuçlara göre başlangıçta kontrol çamuru TKOİ değeri 32330 mg/L iken PEF ile dezentegrasyon sonrası çamurda TKOİ değeri 30500 mg/L dir. Elde edilen bu değerler 14 günlük çalışma sonucunda kontrol çamuru TKOİ değeri 20130 mg/L, PEF ile dezentegrasyon sonrası aerobik çamurun TKOİ değeri 16380 mg/L’ye düşmüştür. Kontrol çamuru % 37.73 TKOİ giderim verimine sahipken PEF ile dezentegrasyon çamuru % 44.32 TKOİ giderim verimine ulaşılmıştır. Çalışmanın ilk 5 gününde hızlı bir düşüş gerçekleşmiş ve daha sonra 14 günlük çalışma boyunca başlangıçtaki düşüş kadar olmasada yavaş bir düşüşle TKOİ giderim verimi devam etmiştir.

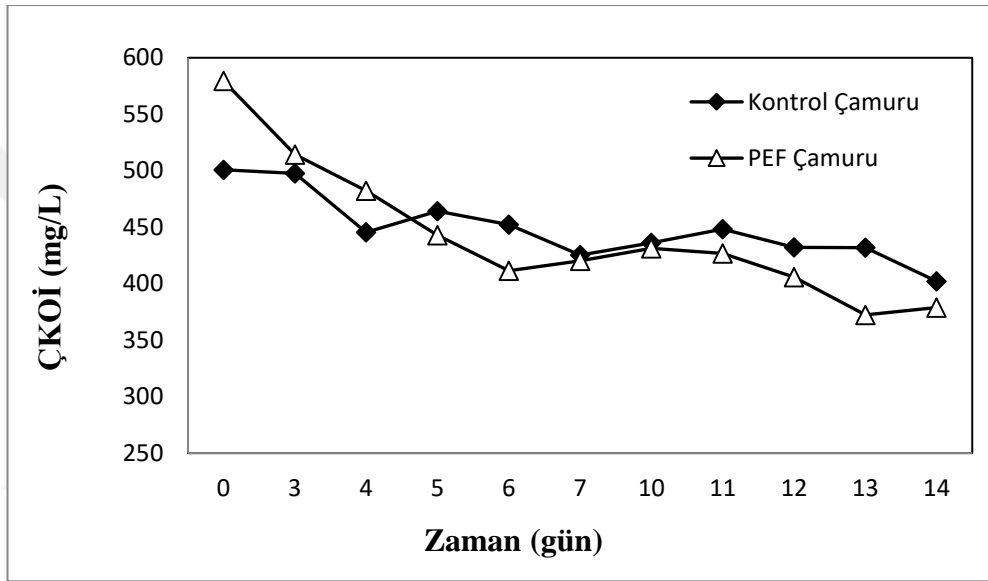


Şekil 4.4. TKOİ değişimi

Yapılan çalışma sonucunda ÇKOİ değişimleri Şekil 4.5’de verilmiştir. Bu sonuçlara göre başlangıçta kontrol çamuru ÇKOİ değeri 500.85 mg/L iken PEF ile dezentegrasyon sonrası ise ÇKOİ değeri 570.45 mg/L dir. Elde edilen bu değerler 14 günlük çalışma sonucunda kontrol çamuru ÇKOİ değeri 402.15 mg/L, PEF ile dezentegrasyon sonrası aerobik çamur ÇKOİ değeri 378.95 mg/L’ye düşmüştür. Kontrol çamuru % 19.70 ÇKOİ giderim verimine sahipken PEF ile dezentegrasyon çamuru % 34.60 ÇKOİ giderim verimine sahiptir. Çalışmanın ilk 6 gününde PEF ile dezentegrasyon çamurunda hızlı düşüş görülmüş ancak bu 6 günlük zamanda aynı

hız kontrol çamurunda görülmemiştir. Çalışmanın devamında ise PEF ile dezentegrasyon çamurunda düşüş devam etmiş olup kontrol çamurunda bu düşüş daha az olmuştur. Çalışma sonucunda ÇKOİ giderim verimi kontrol çamuruna kıyasla PEF ile dezentegrasyon çamurunda % 14.9 daha fazla olmuştur.

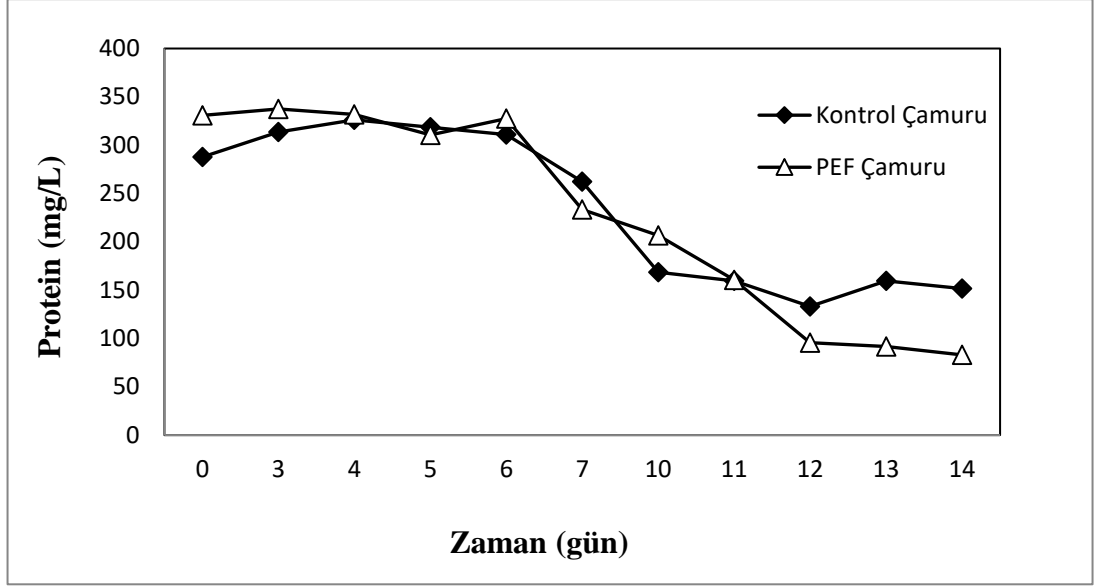
Lee vd. (2003), yaptıkları çalışmada TKOİ ve ÇKOİ değerlerini incelemişlerdir. TKOİ değerinde değişim olmadığını ancak organik madde arttığında ÇKOİ değerinin değişeceğini bildirmişlerdir.



Şekil 4.5. ÇKOİ değişimi

4.2.2. Protein değişimi

Aerobik stabilizasyon boyunca protein değişimleri Şekil 4.6'da verilmiştir. Başlangıç kontrol çamuru protein değeri 287.9 mg/L iken PEF ile dezentegrasyon sonrası protein değeri 330.64 mg/L dir. Elde edilen bu değerler 14 günlük çalışma sonucunda kontrol çamuru protein değeri 151.65 mg/L, PEF ile dezentegrasyon sonrası aerobik çamur protein değeri 82.98 mg/L'ye düşmüştür. Kontrol çamuru protein oranı % 47.32, PEF ile dezentegrasyon çamuru protein oranı ise % 74.90 dır. Çalışmanın ilk 6 gününde değerlerde hızlı bir düşüş olmamış ancak 6. günden sonra hızlı bir düşüş gerçekleşmiş olup çalışmanın son günlerinde ise değerlerde sabit denilebilecek kadar az değişim olmuştur.

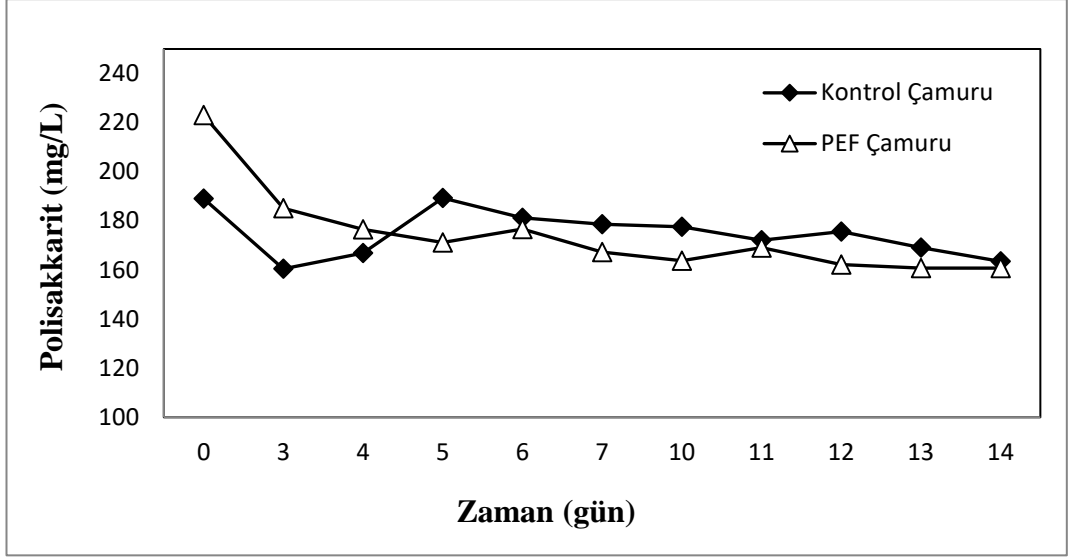


Şekil 4.6. Protein değişimi

Erden vd. (2010), yapmış oldukları çalışmada aktif çamur prosesi sonucu oluşan çamura aerobik çürüme öncesinde ozon ve ultrases işlemi uygulayarak çamur flok yapısında bozunma sağlamayı amaçlamışlar ve protein değerlerinde sıra ile % 16.7 ve % 57.1 verim elde etmişlerdir.

4.2.3. Polisakkarit değişimi

Aerobik stabilizasyon boyunca polisakkarit değişimleri Şekil 4.7'de verilmiştir. Başlangıç kontrol çamuru değeri 189.12 mg/L iken PEF ile dezentegrasyon sonrası 223.03 mg/L dir. Elde edilen bu değerler çalışma sonucunda kontrol çamuru değeri 163.51 mg/L, PEF ile dezentegrasyon sonrası çamur değeri 160.76 mg/L'ye düşmüştür. Kontrol çamuru polisakkarit değişim oranı % 13.54, PEF ile dezentegrasyon çamuru polisakkarit değişim oranı ise % 27.92 dir. Çalışmanın ilk 4 gününde her iki çamur için yapılan polisakkarit deneyi sonucunda düşüş gözlenmiştir. Kontrol çamurunda 5. günde artış gözlenmiş ve daha sonra tekrar düşüşe devam etmiştir. PEF ile dezentegrasyon çamurunda ise çalışma boyunca düşüş devam etmiş son günlerde değer sabit çıkmıştır.

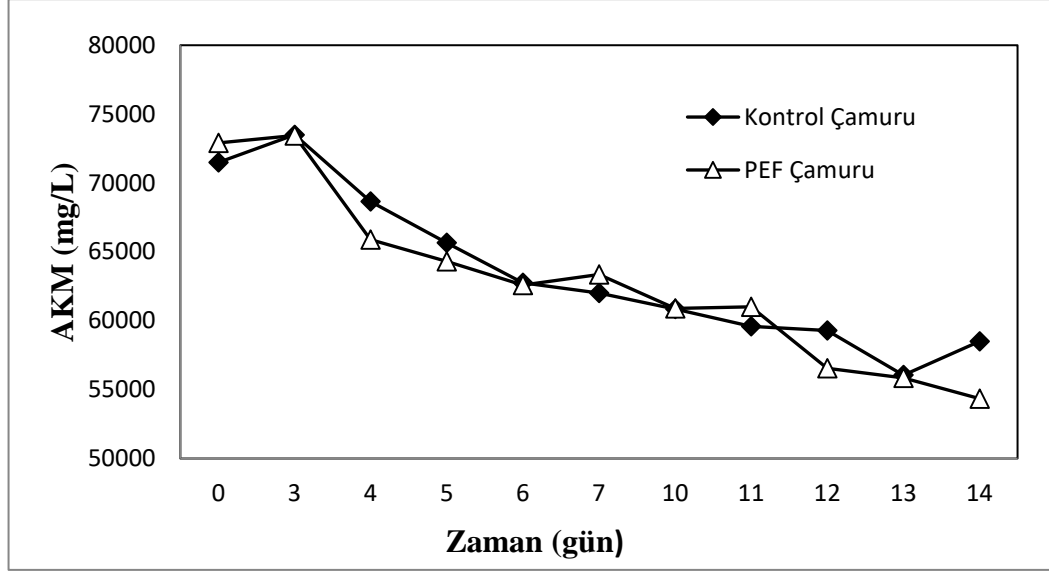


Şekil 4.7. Polisakkarit değişimi

Ayol vd. (2008), yaptıkları çalışmada enzim dezentegrasyonu metodu ile polisakkarit konsantrasyonunun aerobik reaktörde, anaerobik reaktöre kıyasla daha yüksek verim elde ettiklerini bildirmişlerdir.

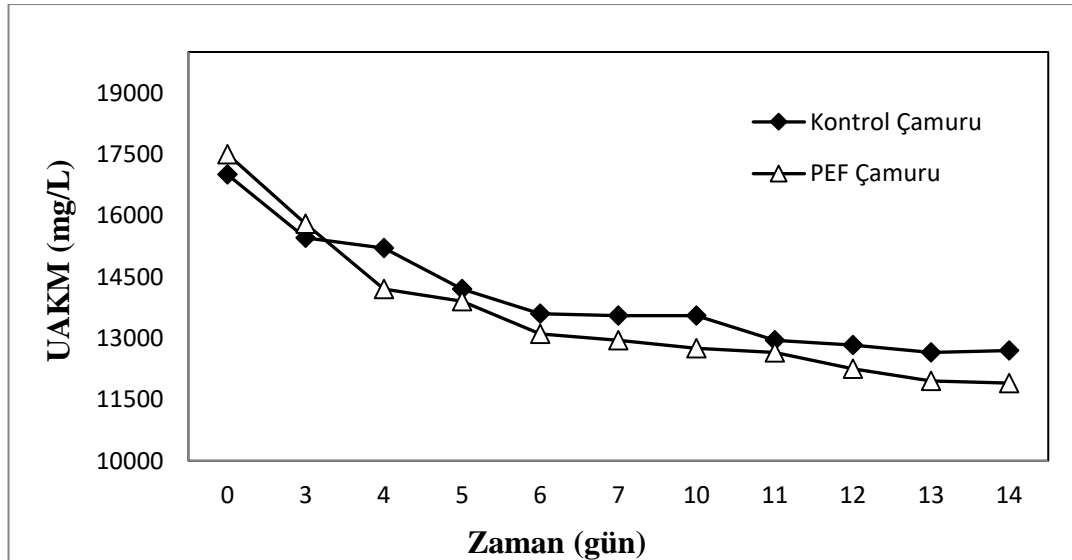
4.2.4. Askıda, uçucu askıda, toplam ve uçucu katı madde değişimi

Şekil 4.8’de aerobik stabilizasyon boyunca AKM değişimleri verilmiştir. Başlangıçta kontrol çamuru AKM değeri 71500 mg/L, PEF ile dezentegrasyon sonrası çamurun AKM değeri 72900 mg/L dir. Elde edilen bu değerler çalışma sonucunda kontrol çamurun AKM değeri 58500 mg/L, PEF ile dezentegrasyon sonrası aerobik çamurun AKM değeri 54350 mg/L’ye düşmüştür. Kontrol çamuru AKM % 18.18 oranında azalmış, PEF ile dezentegrasyon çamuru AKM % 25.44 oranında azalmıştır. AKM değeri her iki çamur için 4. günde çalışmanın diğer günlerine oranla daha fazla düşüş olmuştur. Çalışmanın son günlerine kadar PEF ile dezentegrasyon sonrası aerobik çamurun AKM değerinde düşüş devam etmiştir.



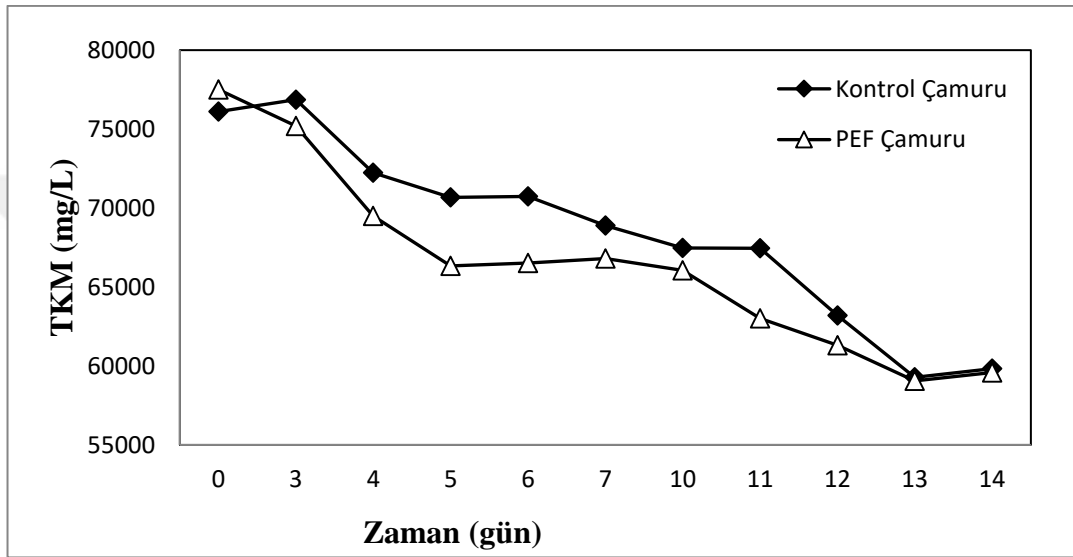
Şekil 4.8. AKM değişimi

Şekil 4.9’da çalışma boyunca yapılan UAKM değişimleri verilmiştir. Başlangıçta kontrol çamuru değeri 17000 mg/L, PEF ile dezentegrasyon sonrası çamurun değeri 17500 mg/L dir. Elde edilen bu değerler çalışma sonucunda kontrol çamuru UAKM değeri 12700 mg/L, PEF ile dezentegrasyon sonrası aerobik çamurun UAKM değeri ise 11900 mg/L’ye düşmüştür. Kontrol çamuru UAKM % 25.29 oranında azalmış, PEF ile dezentegrasyon çamuru UAKM % 32 oranında azalmıştır.



Şekil 4.9. UAKM değişimi

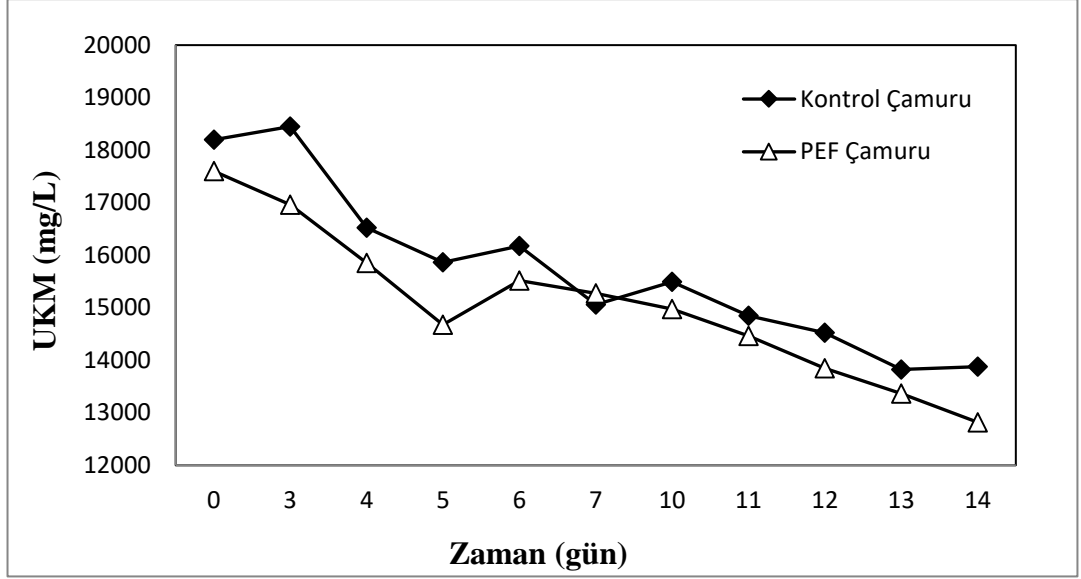
Şekil 4.10'da aerobik stabilizasyon boyunca TKM değişimleri verilmiştir. Başlangıçta kontrol çamuru değeri 76100 mg/L, PEF ile dezentegrasyon sonrası çamurun değeri 77500 mg/L dir. Elde edilen bu değerler aerobik stabilizasyon çalışması sonucunda kontrol çamurun TKM değeri 59821 mg/L, PEF ile dezentegrasyon sonrası aerobik çamurun TKM değeri ise 59589 mg/L'ye düşmüştür. Kontrol çamuru TKM % 21.39 oranında azalmış, PEF ile dezentegrasyon çamuru TKM % 23.11 oranında azalmıştır.



Şekil 4.10. TKM değişimi

Erden vd. (2010), yapmış oldukları çalışmada aktif çamur prosesi sonucu oluşan çamura aerobik çürüme öncesinde ozon ve ultrases işlemi uygulayarak çamur flok yapısında bozunma sağlamayı amaçlamışlar ve TKM değerlerinde sıra ile % 30.5 ve % 26.5 verim elde etmişlerdir.

Şekil 4.11'de aerobik stabilizasyon boyunca UKM değişimleri verilmiştir. Başlangıçta kontrol çamuru değeri 18200 mg/L, PEF ile dezentegrasyon sonrası çamurun değeri 17600 mg/L dir. Elde edilen bu değerler aerobik stabilizasyon çalışması sonucunda kontrol çamurun UKM değeri 13875 mg/L, PEF ile dezentegrasyon sonrası aerobik çamurun UKM değeri ise 12820 mg/L'ye düşmüştür. Kontrol çamuru UKM % 23.76 oranında azalmış, PEF ile dezentegrasyon çamuru UKM % 27.15 oranında azalmıştır.



Şekil 4.11.UKM değişimi

Erden vd. (2010), yapmış oldukları çalışmada aktif çamur prosesi sonucu oluşan çamura aerobik çürüme öncesinde ozon ve ultrases işlemi uygulayarak çamur flok yapısında bozunma sağlamayı amaçlamışlar ve UKM değerlerinde sıra ile % 34.1 ve % 36 verim elde etmişlerdir.

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmada atıksu arıtma işleminden sonra açığa çıkan atık aktif çamurun darbeleri elektrik alan tekniği (PEF) kullanılarak çamurun dezentegrasyonu ve devamında aerobik stabilizasyonu incelenmiştir. İleri bir arıtma tekniği olan dezentegrasyon prosesi PEF teknolojisi ile birlikte çalışma kapsamında kullanılmış ve diğer arıtma tekniklerine alternatif bir seçenek olmuştur. Yapılan çalışma da PEF tekniğinin gelişiminde olumlu etki sağlamıştır.

Et endüstrisi biyolojik çamuru yapısı gereği yüksek yağ ve protein içermektedir. Bundan dolayı bu tesislerden oluşan arıtma çamurlarının stabilizasyonu oldukça zordur. Yapılan çalışma ile yüksek yağ ve protein içeriğine sahip biyolojik atık çamurun PEF tekniği kullanılarak dezentegrasyonu başarılmış ve aerobik stabilizasyon verimi artırılmıştır. Bu çalışmada stabilizasyon öncesi PEF sistemi stabilizasyonu zor olan bu tür çamurların arıtımında etkili bir ön arıtım tekniği olarak önerilmektedir.

PEF reaktörü ile çalışmalara başlamadan önce optimizasyon çalışmaları yapılmıştır. Bu optimizasyon çalışmalarında voltaj ve devir sayısı dikkate alınarak çalışmalara en yüksek verim sağlanan optimum koşullarda başlanmış ve çalışma boyunca bu şartlarda devam edilmiştir. PEF reaktörü ile çalışmalarda çamura verilen kV değeri, çamurun iletkenliği, sıcaklık, devir sayısı gibi parametreler oldukça önemlidir ve arıtım verimini önemli ölçüde etkiler. PEF dezentegrasyonunda her çamur türü için optimizasyon çalışmasının yapılması önem arz etmektedir.

Aerobik çamur çürütme işlemi 10 litrelik reaktörler içinde çalışma hacmi 5 litre olacak şekilde bir tanesine PEF öncesi çamur ve aşı çamuru diğerine ise PEF ile dezentegrasyon işlemine tabi tutulmuş çamur ve aşı çamuru ile kesikli besleme işlemi yapılarak reaktörler işleme alınmıştır. Çalışma boyunca iki reaktör arasında belirli aralıklar ile örnekler alınarak TKOİ, ÇKOİ, TKM, UKM, AKM, UAKM, polisakkarit ve protein analizleri yapılmıştır. 14 günlük çalışma süresi boyunca değerler arasındaki değişimler incelenmiştir. Yapılan analiz sonuçları bize PEF tekniği ile dezentegrasyon işleminin aerobik stabilizasyon prosesinde kullanımının yararlı olacağını göstermiştir. PEF ile dezentegrasyon işlemi sonrasında yapılan

analizler sonucunda TKOİ giderim verimi % 6.59, ÇKOİ'de % 14.9, protein değişimi % 27.58, polisakkarit değişimi de % 14.38 olarak hesaplanmıştır. Stabilizasyonun amaçlarından biri olan katı madde oranının azalması konusunda da ölçüm yapılan analizler doğrultusunda AKM % 7.26, UAKM % 6.71, TKM % 1.72 ve UKM değerlerinde % 3.39 azalma tespit edilmiştir.

Yapılan çalışmalar literatür araştırması ile paralellik göstermiş olup et endüstrisi arıtma çamuru için arıtım yöntemi olarak PEF ile dezentegrasyon prosesinin kullanımının faydalı olabileceğini göstermiştir. Gıda endüstrisi olarak kullanımı giderek artan et endüstrisi tesislerinden oluşan arıtma çamurları için yeni bir arıtımteknolojisi bu çalışmada sunulmuştur. Et endüstrisi atık biyolojik çamurun PEF ile dezentegrasyonu ve akabinde aerobik stabilizasyonu literatürde ilk olma özelliği göstermektedir. Bu anlamda çalışma geliştirilmeye açık ve özgün nitelik taşımaktadır.

Çalışma sonucu bize PEF ile dezentegrasyon prosesinin et endüstrisi biyolojik çamurun aerobik stabilizasyonunda olumlu sonuçlarını göstermiş oldu ve laboratuvar ölçekli yapılan bu çalışmanın endüstriyel ölçekte uygulanabilirliği için denemeler yapılabileceği konusunda yol açmış oldu. PEF ile dezentegrasyon prosesi diğer proseslerle (ultrases, mikrodalga ışınları) birleştirilerek kombine bir sistemle denemeleri yapılabilir ve sonuçlar tek yapılan sistemle karşılaştırılarak en fazla verim elde edilen proses bulunabilir. Yapılan literatür araştırmasında PEF teknolojisinin yeni bir sistem olması bu deneme çalışmalarına yol açabilme özelliğine sahip olmaktadır.

Çamur içeriğinin karmaşık olması yüksek oranda yağ içermesi gibi özelliklere sahip olsa bile stabilizasyon veriminde artış sağlamıştır. Çalışmamıza başlamadan önce literatürde et endüstrisi aerobik stabilizasyon çalışmasının az olması ve et endüstrisi için PEF tekniği ile dezentegrasyon işleminin uygulanmamış olması çalışmamızın et endüstrisi atıksu arıtma tesislerinden oluşan çamur için yeni bir arıtma tekniği olabile özelliğini taşıyabilmektedir.

KAYNAKLAR

- Akten, M., Akten, S., 2008. Kentsel Atıksu Yönetimi ve Atıksuların Yeniden Kazanımında Yapay Sulak Alanların Çevresel Sürdürülebilirlik Üzerindeki Etkileri. Türk Mühendis ve Mimar Odaları Birliği 2. Su Politikaları Kongresi, 20-22 Mart 2008, Ankara, 483-492.
- Akyarlı, A., Şahin, H., 2005. Arıtma Çamurlarının Bertarafında Kireç Kullanımı. I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, 23-25 Mart 2005, İzmir, 191-200.
- Al-Mutairi, N.Z., Hamoda M.F., Al-Ghusain, I., 2004. Bioresource Technolgy, 95, 115–119.
- APHA, AWWA, WEF., 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st ed.; American Public Health Association, American Water Work Association, Water Environment Federation, Washington, DC.
- Arnaiz, C., Gutierrez, J.C. ve Lebrato, J., 2006. Biomass Stabilization in The Anaerobic Digestion of Wastewater Sludges. Bioresource Technology, 97, 1179-1184.
- Ayol, A., Filibeli, A., Sir, D., Kuzyaka, E., 2008. Aerobic and Anaerobic Bioprocessing of Activated Sludge Floc Disintegration By Enzymes. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 43(13), 1528-1535.
- Barbosa-Cánovas, G.V., David, S., 2005. Present Status and The Future of PEF Technology. Novel Food Processing. Barbosa-Cánovas, G.V., Tapia, M.S., Cano, M.P. First edition, USA: CRC Press, 1-36p.
- Beszedes, S., Laszlo, Z., Horvath, H.Z., Szabo, G., Hodur, C., 2011. Comparison of The Effects Of Microwave Irradiation With Different Intensities on The Biodegradability of Sludge from The Dairy and Meat Industry. Bioresource Technology, 102, 814-821.
- Bian, W., Zhou, M., Lei, L., 2007. Formations of Active Species and By-Products in Water by Pulsed High Voltage Discharge. Plasma Chemistry and Plasma Processing, 27, 337-348.
- Bian, W., Ying, X., Shi, J., 2009. Enhanced Degradation of P-Chlorophenol in a Novel Pulsed High Voltage Discharge Reactor. Journal of Hazardous Materials, 162, 906-912.
- Buendia, I.M., Fernandez, F.J., Villasenor, J., Rodriguez, L., 2008. Biodegradability of Meat Industry Wastes Under Anaerobic and Aerobic Conditions. Water Research, 42, 3767–3774.
- Burgess, J.E., Pletschke, B.I., 2008. Hydrolytic Enzymes in Sewage Sludge Treatment, A Mini-Review. Department of Biochemistry Microbiology and Biotechnology, Rhodes University, Grahamstown 6140, South Africa, 343-349.

- Bustillo-Lecompte, C.F., Ghafoorib, S., Mehrvar, M., 2016. Photochemical Degradation of an Actual Slaughterhouse Wastewater By Continuous UV/H₂O₂ Photoreactor with Recycle. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4, 719–732.
- Can, E., 2010. Artılmış Atıksularda Patojen Mikroorganizmaların Darbeli Elektrik Alan İle İnaktivasyonu. Yüksek Lisans Tezi, Akdeniz Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 100s, Antalya.
- Carrere, H.C., Bougrier, D. Castets and J.P Delgenès., 2008. Impact of İnitial Biodegradability on Sludge Anaerobic Digestion Enhancement By Thermal Pretreatment. *Journal of Environmental Science And Health Part A*, 43, 1551-1555.
- Chang, C., Ma, Y. S., & Lo, C., 2002. Application of Oxidation–Reduction Potential As a Controlling Parameter in Waste Activated Sludge Hydrolysis. *Chemical Engineering Journal*, 90, 273–281.
- Devlieghere, F., Vermeulen, A., Debevere, J., 2004. Chitosan Antimicrobial Activity Interactions With Food Components and Applicability As a Coating on Fruit and Vegetables. *Food Microbiology*, 21, 703-714.
- Dubois M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, P.A., Smith, F., 1956. Calorimetric Method For Determination of Sugars and Related Substances. *Analytic Chemistry*, 28, 3, 350–356.
- Dohanyoset, M., Zabranska, J., and Jenicek, P., 1997. Enhancement of Anaerobic Sludge Digestion By Using of A Special Thickening Centrifuge. *Water Science Technology*, 36(11), 145–153.
- Ruda, E.E., Ocampo, M.E., Acosta, A., Mongiello, A., Olmos, G., 2013. Stabilization of İndustry Sludge Bycomposting for Use As An Organic Fertilizer. In European Geosciences Union General Assembly Conference Abstracts, April, 15, 2313.
- Erden, G., 2013. Combination of Alkaline And Microwave Pretreatment for Disintegration of Meat Processing Wastewater Sludge, *Environmental Technology*, 34(6), 711-718.
- Erden, G., Demir, Ö., Filibeli, A., 2010. Disintegration of Biological Sludge: Effect of Ozone Oxidation and Ultrasonic Treatment on Aerobic Digestibility. *Bioresource Technology*, 101, 8093–8098.
- Everett, J.G., 1973. Recent Developments in Heat Treatments. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 50(1), 73-75.
- Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik, Çevre ve Orman Bakanlığı, Resmi Gazete Tarihi, 03.08.2010, Resmi Gazete Sayısı, 27661.

- Fall, C., Rogel-Dorantes, J.A., Millan-Lagunas, E.L., Martinez-García, C.G., Silva-Hernández, B.C., Silva-Trejo, F.S., 2014. Modeling and Parameter Estimation of Two-Phase endogenous Respirograms and COD Measurements During Aerobic Digestion of Biological Sludge. *Bioresource Technology*, 173, 291–300.
- Filibeli, A., Büyükkamacı, N., Ayol, A., 2009. *Anaerobik Arıtma*, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları, 206s, İzmir.
- Filibeli, A., Kaynak, G.E., 2006. Arıtma Çamuru Miktarının Azaltılması ve Özelliklerinin İyileştirilmesi Amacıyla Yapılan Ön İşlemler, İstanbul teknik Üniversitesi Dergisi, 16, (1-3), 3-12.
- Fueller, J., Toepfl, S., Jahn, S., and Heinz, V., 2005. PEF Treatment of Sausage Meat For Production of Raw Sausages, Unpublished Data.
- Fytili, D., Zabaniotou, A., 2008. Utilization of Sewage Sludge in EU Application of Old and New Methods. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 12, 116–140.
- 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.
- Insel, G., Kendir, E., Ayol, A., Erdinçler, A., Arikan, O., Imamoglu, I., Alagoz, B.A., Gencsoy, E., Sanin, F.D., Buyukkamaci, N., Karatas, O., Saygili, G., Sener, G., Cokgor, E., Filibeli, A., 2013. Current Situation and Future Perspectives in Municipal Wastewater Treatment and Sludge Management in Turkey. *Journal of Residuals Science and Technology*, 10(3), 133–138.
- Jewell W.J., Kabrick M., 1978. Autoheated Aerobic Thermophilic Digestion With Air Aeration. 51st Annual Water Pollution Control Federation Conference, March 1980, Anaheim, California.
- Jin, N., Jin, B., Zhu, N., Yuan, H., Ruan, J., 2015. Disinhibition of Excessive Volatile Fatty Acids To Improve The Efficiency of Autothermal Thermophilic Aerobic Sludge Digestion By Chemical Approach. *Bioresource Technology*, 175, 120–127.
- Kavitha, S., Kumar, S.A., Yogalakshmi, K.N., Kaliappan, S., Rajesh, B.J., 2013. Effect of Enzyme Secreting Bacterial Pretreatment On Enhancement Of Aerobic Digestion Potential of Waste Activated Sludge Interceded Through EDTA. *Bioresource Technology*, 150, 210–219.
- 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.

- Kopplow, O., Barjenbruch, M., and Heinz, V., 2004. Sludge Pre-Treatment With Pulsed Electric Fields. *Water Science and Technology*, 49(10), 123-129.
- 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, *Bioresource Technology*, 80, 205–210.
- Lakshmi, M.V., Merrylin, J., Kavitha, S., Kumar, S.A., Banu, J.R., Yeom, I.T., 2014. Solubilization of Municipal Sewage Waste Activated Sludge By Novel Lytic Bacterial Strains. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(4), 2733–2743.
- Lawrence, K.W., Nazih K.S., Yung-Tse, H., 2008. *Biosolids Engineering and Mangement*. Humana Press 2008th edition, 802p.
- Lee, Il-Su., Rittmann, B.E., 2011. Effect of Low Solids Retention Time And Focused Pulsed Pre-Treatment on Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge. *Bioresource Technology*, 102, 2542–2548.
- Lee, H.Y., Han N. Choi, Yoon J. Jung and Han S. Uhm, 2003. Sewage Sludge Treatment By Arc Discharge. *Ajou university San 5 Wonchon-Dong, Paldal-Gu. Suwon, 1247-1249, Korea.*
- Liu, S., Song, F., Zhu, N., Yuan, H., Cheng, J., 2010. Chemical and Microbial Changes During Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion (ATAD) of Sewage Sludge. *Bioresource Technology*, 101, 9438–9444.
- Loeffler, M., Schmidt, W, Schuhmann, R., Riittering, A., Neumann, J., and Dreesen, C., 2001. Treatment of Sewage Sludge With Pulsed Electric Fields. *International Conference on Pulsed Power Applications*, 27-29 March 2001, B.04, Gelsenkirchen, Germany.
- Luste, S., Luostarinen, S., 2010. Anaerobic Co-Digestion of Meat-Processing By Products and Sewage Sludge Effect of Hygienization and Organic Loading Rate. *Bioresource Technology* 101, 2657–2664.
- Madigan, M.T., Martinko, J.M., Parker, J., 1997. *Brock Biology of Microorganisms*, Prentice Hall, Upper Saddle River, 986p. New Jersey.
- Metcalf ve Eddy, 1991. *Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse*. The Mc Graw-Hill Companies, Third edition, 1334p. New York.
- Mizuno, A., and Hori, Y., 1988. Destruction of Living Cells By Pulsed High-Voltageapplication. *IEEE Transaction on Industrial Application*, 24, 387-394.

- Morgül, A., 2007. Çeşitli Sektörlere Ait Arıtma Çamurlarının Fiziksel ve Kimyasal Karakterizasyonu. Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 63s, Gebze.
- 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 Pre-Treatment Processes. *Water Science and Technology*, 49(10), 97-104.
- Müller, J.A., 2000. Pretreatment Processes For the Recycling And Reuse of Sewage Sludge. *Water Science and Technology*, 42(9), 167-174.
- Nakhla, G., Al-Sabawi, M., Bassi, A., Liu, V., 2003. Anaerobic Treatability of High Oil and Grease Rendering Wastewater. *Journal of Hazardous Materials B*, 102, 243–255.
- Onyeche, I.T., 2003. Advanced Anaerobic Digestion of Sludge Through High Pressure Homogenisation. *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, 29, 1, 56-61.
- Özdemir, S., Çokgör, E.U., Orhon, D., 2014. Modeling the Fate of Particulate Components in Aerobic Sludge Stabilization Performance Limitations. *Bioresource Technology*, 164, 315-322.
- Rajan, B.V., Lin, J.G., Ray, B.T., 1989. Low Level Chemical Pretreatment for Enhanced Sludge Solubilization. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, 61, 1678-1683.
- Rittmann, B.E., Lee, H.S., Zhang, H., Jared, A., Banaszak, J.E., Lopez, R., 2008. Fullscale Application of Focused-Pulsed Pre-Treatment for Improving Biosolids Digestion and Conversion to Methane. *Water Science Technology*, 58(10), 1895–1901.
- Seltmann, G., Holst, O., 2002. *The Bacterial Cell Wall*, Springer, 268p, Berlin, Heidelberg, Germany.
- Semblante, G.U., Haia, F.I., Huangb, X., Ball, A.S., Price, W.E., Nghiema, L.D., 2015. Trace Organic Contaminants in Biosolids: Impact of Conventional Wastewater and Sludge Processing Technologies and Emerging Alternatives. *Journal of Hazardous Materials*, 300, 1–17.
- Spinoza, L. ve Vesilind P.A., 2001. *Sludge into Biosolids Processing, Disposal and Utilization*, IWA Publishing, 394p. United Kingdom.
- Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Çevre ve Orman Bakanlığı, Resmi Gazete Tarihi, 31.12.2014, Resmi Gazete Sayısı, 25687.

- Şengül, F., 1989. Endüstriyel Atıksuların Özellikleri ve Arıtılması, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Yayınları, 172, 476s. İzmir.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L. and Stensel, H.D., 2003. Wastewater Engineering Treatment and Reuse, Mc Graw Hill Press, 2048p. New York U.S.
- Topal, M., ve Arslan Topal, E.I., 2011. Bir Entegre Et Tesisine Ait Arıtma Tesisi Çıkış Sularının Yaz Sezonunda Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ne (SKKY) Uygunluğunun Araştırılması, Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 13(1), 68-77.
- Türkmen,C., Arcak, S., 2006. Kentsel Arıtma Çamuru ve Azot Uygulamalarının Kireçli Topraklarda Bazı Toprak Özelliklerine Etkileri, Selçuk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi 20(40), 121-130.
- USEPA., 1999. Standarts for the use or disposal of sewage sludge as amended. Part 503, United States.
- Ünlü, A., ve Tunç, M.S., 2007. Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesisi Çamur İşleme Birimlerinin İşletiminin Değerlendirilmesi. Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimi Dergisi, 19(1), 53-60.
- Vranitzky, R., Lahnsteiner, J., 2005. Sewage Sludge Disintegration Using Ozone A Method of Enhancing The Anaerobic Stabilization of Sewage Sludge. Engineering Siemensstrasse 89, A-1211, Vienna, Austria.
- Wahaab, R.A., El-Awady, M.H., 1999. Anaerobic-Aerobic Treatment of Meat Processing Wastewater. The Environmentalist, 19, 61-65.
- 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.
- Xu, N., Wang, W., Han, P., Lu, X., 2009. Effects of Ultrasound on Oily Sludge Deoiling. Journal of Hazardous Materials, 171(1-3), 914-917.
- Yıldız, Ş., Yılmaz, E., Ölmez, E., 2009. Evsel Nitelikli Arıtma Çamurlarının Stabilizasyonla Bertaraf Alternatifleri, İstanbul Örneği. Türkiye' de Katı Atık Sempozyumu, 15-17 Haziran, İstanbul, 1-8.
- Yu, G.H., He, P.J., Shao, L.M. and Lee, D.J., 2007. Enzyme Activities in Activated Sludge Floccs. Applied Microbiology and Biotechnology, 77(3) 605-612.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Sabiha İclal TEPE

Doğum Yeri ve Yılı : Aydın, 1990

Medeni Hali : Bekar

Yabancı Dili : İngilizce

E-posta : sabihaiclatpe64@gmail.com

Eğitim Durumu

Lise : Uşak Şehit Cemalettin Avcı Anadolu Lisesi, 2008

Lisans : PAÜ,Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği

Mesleki Deneyim

Çevre Danışmanlık 2016-.....(halen)