



T.C.
KONYA TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ



ATIK PLASTİK GERİ DÖNÜŞÜM
ENDÜSTRİSİ ATIKSULARININ
ARITILABİLİRLİĞİ

Nihan Canan ÖZDEMİR

YÜKSEK LİSANS

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Temmuz-2019
KONYA
Her Hakkı Saklıdır

TEZ KABUL VE ONAYI

Nihan Canan ÖZDEMİR tarafından hazırlanan "Atık Plastiklerin Geri Dönüşüm Endüstrisi Atıksularının Arıtılabilirliği" adlı tez çalışması 04/07/2019 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği / oy çokluğu ile Konya Teknik Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda YÜKSEK LİSANS olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri

Başkan

Prof.Dr. Mehmet Faik SEVİMLİ

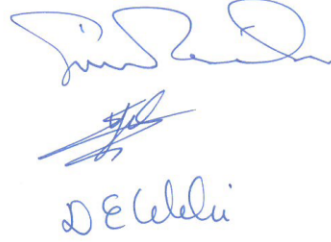
Danışman

Doç.Dr. Esra YEL

Üye

Prof.Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ

İmza



Yukarıdaki sonucu onaylarım.

Enstitü Müdürü

Bu tez çalışması TUBİTAK tarafından 114Y116 nolu proje ile desteklenmiştir.

TEZ BİLDİRİMİ

Bu tezdeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edildiğini ve tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.

DECLARATION PAGE

I hereby declare that all information in this document has been obtained and presented in accordance with academic rules and ethical conduct. I also declare that, as required by these rules and conduct, I have fully cited and referenced all material and results that are not original to this work.



Nihan Canan ÖZDEMİR

09/08/2019

ÖZET

YÜKSEK LİSANS

ATIK PLASTİK GERİ DÖNÜŞÜM ENDÜSTRİSİ ATIKSULARININ ARITILABİLİRLİĞİ

Nihan Canan ÖZDEMİR

**Konya Teknik Üniversitesi
Lisansüstü Eğitim Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**

Danışman: Doç.Dr. Esra YEL

2019, 74 Sayfa

Jüri

**Doç.Dr. Esra YEL
Prof.Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ
Prof.Dr. Mehmet Faik SEVİMLİ**

Bu çalışmada atık Polistiren'e (PS) sülfolama işlemi uygulanmış ve sülfolanmış PS flokülant (FSPS) sentezlenmiştir. Farklı plastik türlerinin yıkama atıksularının arıtılabilirliği ve bu arıtımda sentezlenen FSPS flokülantın etkinliği araştırılmıştır. Çalışma kapsamında (Yüksek Yoğunluklu Polietilen-HDPE), Düşük Yoğunluklu Polietilen-LDPE, Polietilen Tereftalat-PET, Polipropilen-PP, PS ve karışık) plastik atıkların yıkanmasıyla oluşan atıksuların koagülasyon-flokülasyon ile arıtılabilirliği ortaya konmuştur. Koagülant olarak Alum ve FeCl₃, flokülant olarak FSPS ve polielektrolit (PEL) ile çalışılmıştır. Flokülant dozu ve pH optimizasyonları yapılmıştır. Plastik türüne göre yıkama atıksuyunun ve optimum arıtım koşullarının farklılık gösterdiği belirlenmiştir.HDPE yıkama atıksuyu için optimum pH 13 ve koagülant FeCl₃ iken diğerleri için pH 9 olup Alum daha başarılıdır. Optimum FSPS dozu plastik türüne göre 5-20 mg/L aralığında değişmektedir. Optimize koşullarda %94-98 bulanıklık, %70-92 KOİ, %86-99 AKM ve %50-89 Yağ-gres giderimi sağlanmıştır. Sentezlenen flokülantın atıksu arıtımda verimli bir şekilde kullanılabilceği belirlenmiştir. Katı atık yönetiminde atık plastikten elde edilen alternatif ürünün değerlendirilerek arıtımda kullanılmasıyla atık minimizasyonuna katkı sağlayacak alternatif bir geri dönüşüm önerilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Atık plastik, flokülant, Koagülasyon-Flokülasyon, Plastik yıkama atıksuyu, sülfolanmış polistiren

ABSTRACT

MS THESIS

**TREATABILITY OF WASTE PLASTIC RECYCLING INDUSTRY
WASTEWATER**

Nihan Canan ÖZDEMİR

**Konya Technical University
Institute of Graduate Studies
Department of Environmental Engineering**

Supervisor: Assoc.Prof.Dr. Esra YEL

2019, 74 Pages

**Jury
Assoc.Prof.Dr. Esra YEL
Prof.Dr. Dilek ERDİRENÇELEBİ
Prof.Dr. Mehmet Faik SEVİMLİ**

In this study, sulfonation was applied to waste polystyrene (PS) and sulfonated PS flocculant (FSPS) was synthesized. The treatability of washing wastewaters of different types of plastics and the effectiveness of synthesized FSPS in this treatment was investigated. The effectiveness of synthesized FSPS in physicochemical treatment of waste plastics (High Density Polyethylene-HDPE, Low Density Polyethylene-LDPE, Polyethylene Terephthalate-PET, Polypropylene-PP, PS and mixed) washing wastewaters was revealed. Alum and $FeCl_3$ coagulants and FSPS and polyelectrolyte (PEL) flocculants were studied. Flocculant dosage and pH were optimized. Washing wastewater composition and optimal treatment conditions vary with type of plastic. Optimum pH and coagulant was determined as 13 and $FeCl_3$ for HDPE washing wastewater while it was 9 and alum for others. Optimum FSPS dosage varies between 5-20 mg/L. Under optimized conditions 94-98% turbidity, 70-92% COD, 86-99% SS and 50-89% oil-grease removal could be achieved. This study indicated that the synthesized flocculant can be used efficiently in wastewater treatment. The study suggested a new solution incorporating recycled plastic product in wastewater treatment. This alternative solution will also contribute solid waste management, through minimization of waste generation by recycling.

Keywords: Coagulation-Flocculation, Flocculant, Plastic washing wastewater, Sulfonated polystyrene, Waste plastic

ÖNSÖZ

Bu çalışma kapsamında plastik yıkama işlemlerinden açığa çıkan yüksek miktarda ve kirli atıksuların, çevresel etkisinin en aza indirilmesi için arıtılabilirliği araştırılmıştır. Ayrıca arıtımda kullanılmak üzere plastik atıkların kendisinden yararlanılarak flokülant madde elde edilerek ve bu maddelerin arıtımdaki etkinliğinin gösterilmiştir. Bu şekilde hem plastik atığın geri dönüşümüne hem de Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi yükünün azaltılmasına katkı sağlanacaktır.

Tez çalışmam süresince bilgisiyle, tecrübesiyle, desteğiyle ve ilgisiyle her zaman yanımda olan, yardımlarını ve emeğini esirgemeyen değerli danışmanım Doç. Dr. Esra YEL hocama teşekkür ederim.

Yapılmış olan bu tez çalışması TÜBİTAK tarafından desteklenen 114Y116 nolu araştırma projesinin bir bölümünü oluşturmaktadır. Maddi desteğinden ötürü TÜBİTAK'a teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmamın her aşamasında yardımını ve ilgisini eksik etmeyen, beni her zaman destekleyen ve bana güç veren değerli hocam, dostum Dr.Öğr.Üyesi Merve SOĞANCIOĞLU'na teşekkür ederim. Hamileliğim esnasında deneysel çalışmalarımda bana yardımcı olan Sofia SAFİ'ye teşekkür ederim.

Ayrıca, hayatımın her döneminde olduğu gibi, tez çalışmam boyunca da maddi-manevi yanımda olan, büyük fedakarlık gösteren ve desteklerini hiç eksik etmeyen sevgili aileme çok teşekkür ederim. Yoğun çalışmalarım sırasında bana sabır gösteren, sürekli beni destekleyen ve hep yanımda olduğunu hissettiren her zaman vazgeçmemi söyleyen eşim Osman ÖZDEMİR'e, neşesiyle ve güzel gülüşüyle bana hep umut olan ve yaşam enerjimi artıran küçük kızım Minel Nisa ÖZDEMİR'e çok teşekkür ederim.

Nihan Canan ÖZDEMİR
KONYA-2019

İÇİNDEKİLER

ÖZET	iv
ABSTRACT	v
ÖNSÖZ	vi
İÇİNDEKİLER	vii
SİMGELER VE KISALTMALAR	ix
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI	7
2.1. Plastik Atıkların Özellikleri, Sınıflandırılması ve Geri Kazanımı.....	7
2.1.1. Polimerler ve Genel Özellikleri	7
2.1.2. Plastiklerin Sınıflandırılması	7
2.1.3. Plastiklerin Geri Kazanımı.....	9
2.1.3.1. Mekanik Geri Dönüşüm.....	11
2.1.3.2. Enerji Geri Kazanımı (Yakma).....	12
2.1.3.3. Kimyasal Geri Kazanım.....	13
2.3. Plastik Yıkama Atıksuyunun Arıtım Yöntemleri	14
2.3.1. Koagülasyon-Flokülasyon	14
2.3.1.1. Koagülant Maddeler	17
2.3.1.2. Flokülant Maddeler.....	19
2.4. Sülfolanmış PS.....	21
3. MATERYAL VE YÖNTEM	23
3.1. HDPE, LDPE, PET, PP, PS ve Karışık Plastik Atıkların Temini, Parçalama, Yıkama ve Özelliklerini Belirleme	23
3.2. Atık Plastikten Sülfolanmış PS Sentezi	24
3.3. Yıkama Atıksuyu Karakterizasyonu ve Arıtılabilirliği.....	25
3.4. Analizler.....	27
4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA	29
4.1. Atık PS'den Sülfolama ile Sentezlenen Flokülant (FSPS) Yapısı.....	29
4.2. Atık Plastik Yıkama Atıksularının Karakteristiği.....	29
4.3. Plastik Yıkama Atıksularının Koagülasyon-Flokülasyon ile Arıtılabilirliği	32
4.3.1. HDPE Yıkama Atıksuyunun Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtılabilirliği ...	33
4.3.2. LDPE Yıkama Atıksuyunun Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtılabilirliği....	37
4.3.3. PET Yıkama Atıksuyunun Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtılabilirliği	41
4.3.4. PP Yıkama Atıksuyunun Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtılabilirliği	46
4.3.5. PS Yıkama Atıksuyunun Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtılabilirliği	49
4.3.6. Karışık Plastik Yıkama Atıksuyunun Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtılabilirliği	52
4.3.7. FSPS ve PEL ile Koagülasyon-Flokülasyon Çamurlarının Özellikleri	56

4.3.8. FSPS ve PEL ile Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtım Performanslarının Kıyaslaması.....	63
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER.....	67
5.1 Sonuçlar	67
5.2 Öneriler	69
KAYNAKLAR	71
ÖZGEÇMİŞ	73



SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

- R : Çamur kekinin spesifik rezistansı
A : Filtre alanı
 Δp : Negatif basınç farkı
w : Süzütünün birim hacmi başına kuru çamur katılarının ağırlığı
m : $t/V - V$ grafiğinin lineer regrasyonundan bulunan eğim
 μ : Süzütünün mutlak vizkozitesi

Kısaltmalar

- AKM : Askıda Katı Madde
APHA : American Public Healty Association
BOİ₅ : Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
EEC : European Economic Community
FSPS : Sülfolanmış Polistiren Flokülant
HDPE : Yüksek Yoğunluklu Polietilen
KOİ : Kimyasal Oksijen İhtiyacı
LDPE : Düşük Yoğunluklu Polietilen
MBAS : Metilen Mavisi Yüzey Aktif Madde
MEVKA : Mevlana Kalkınma Ajansı
PAA : Poliakrilamid
PEL : Polielektrolit
PEO : Polietilen oksit
PET : Polietilen Tereftalat
PP : Polipropilen
PS : Polistiren
PU : Poliüretan
PVC : Polivinil Klorür
SKR : Spesifik Kek Rezistansı
SSKY : Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği
TKM : Toplam Katı Madde
TKN : Toplam Kjeldahl Azotu
TP : Toplam Fosfor
PAGEV : Türk Plastik Sanayicileri Araştırma Geliştirme ve Eğitim Vakfı

1. GİRİŞ

Son yıllarda katı atıklardan kaynaklanan problemler dünyanın önemli çevre sorunları arasında yer almaktadır. Yüksek kalitede bir yaşam sürdürme ihtiyacı tüketimin artmasına bunun getirisi olarak da atık miktarının ve çevre kirliliğinin artmasına neden olmaktadır (Subramanian, 2000). Katı atıklar içerisinde ise plastik atıklar çok önemli bir yer tutmaktadır. Günlük yaşama önemli katkılar sağlayan plastikler, paketlenme, inşaat, otomotiv, elektrik elektronik gibi pek çok sektörün vazgeçilmez parçasıdır. Böyle geniş kullanım alanına sahip plastikler kullanım sonrasında büyük miktarlarda atık oluşturmakta ve çevre kirliliğinde önemli bir yere sahip olan katı atıklar arasında yüksek bir paya sahip olmaktadır. Özellikle sanayileşmiş ülkelerde atıkların çevreye olan zararlı etkilerini azaltmak için ciddi önlemler alınmalıdır (Pinto vd., 1999).

Plastiklerin gerek ekonomik, gerekse kolay işlenebilir olması, diğer maddelere göre tüketimini hızla arttırmakta ve plastik tüketiminin fazlalığı, ülkelerin gelişmişliğinin göstergelerinden biri olarak değerlendirilmektedir (Anonim, 2008a). Dünya petrol rezervinin sınırlı olmasına karşın plastik üretimi için kullanılan maddelerin petrole dayalı olması ve bunun yanı sıra her geçen gün dünyada enerji ihtiyacının artması nedeniyle atık plastiklerin geri kazandırılmasının önemi artmaktadır. Dünyada her yıl yaklaşık olarak 100 milyon ton plastik üretilmektedir. Avrupa'da her yıl 25,8 milyon ton plastik atık üretilmektedir. Üretilen bu atıkların % 30'dan azı geri dönüşüm için toplanabilmektedir. 2016 yılında üretilen plastik atıklar miktarı ise yıllık 330 milyon tona değerine ulaşarak olağanüstü büyüme kaydetmiştir (Europe, 2017). Mevcut büyüme hızında, plastik üretiminin önümüzdeki 20 yıl içinde ikiye katlanacağı tahmin edilmektedir. Plastik atık oluşum miktarındaki artış ve bu atıkların geri dönüşüm miktarlarının az olmasından dolayı önemli ölçüde çevre kirliliğine neden olmaktadır.

2006 yılında ABD, yaklaşık 14 milyon ton konteyner ve paketlenme olarak evsel katı atık 6 milyon tonun üzerinde dayanıksız eşya ve yaklaşık 9 milyon ton dayanıklı tüketim malzemesi şeklinde plastik üretmiştir. Evsel katı atıkların içerisindeki toplam plastik miktarı yaklaşık 30 milyon tondur (Siddiqui, 2009). Evsel katı atıkların yaklaşık %10-13'ünü plastik atıklar oluşturmaktadır (World Bank, Chapter 5). Dünya çapında 2025 yılında Evsel katı atıkların 3 milyar ton olacağı tahmin edilmektedir (Charles vd., 2009). Evsel atıklar içindeki plastik malzemelerin oranı göz önüne alındığında ileriki yıllarda bu atıklar ciddi çevresel tehdit oluşturacaktır.

Plastik sektörü Türkiye'nin en hızlı gelişme gösteren sektörlerinden birisidir. Kaydedilen gelişme ile doğru orantılı olarak sektörün üretim kapasitesi de artış göstermiştir. Plastiğin tıptan, inşaata, tekstilden otomotive kadar çok sayıda sanayi kolunda kullanılması ve kullanımının giderek artması nedeniyle, plastik mamul kullanan diğer tüm sanayi kollarındaki üretim performansının, plastik üretim kapasitesinin artmasına doğrudan etkisi olmaktadır.

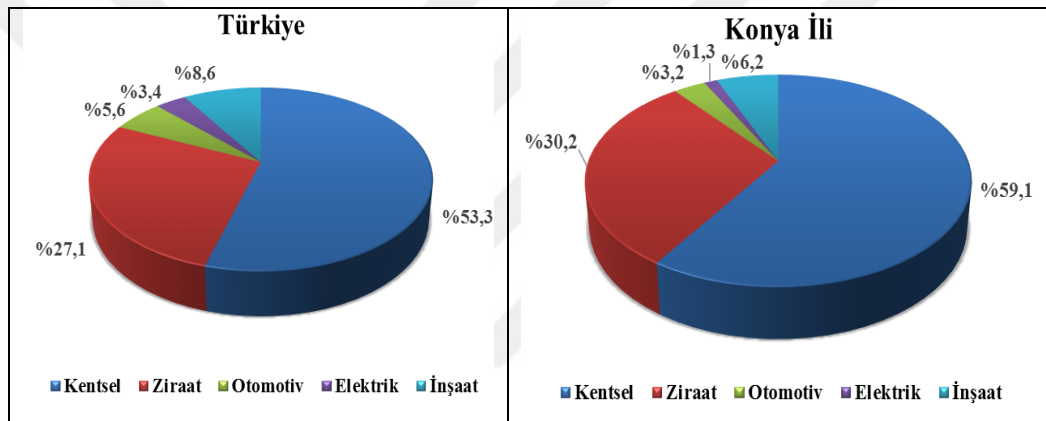
Türk Plastik sektörünün büyüme hızı 2003 yılında % 14, 2004 yılında % 24 ve 2005 yılında % 13 olarak gerçekleşmiş ve 2009 yılına kadar sektör yılda ortalama % 17 büyüme göstermiştir. Türkiye'nin plastik işleme kapasitesinin, Sekizinci Kalkınma Planı döneminde, yılda ortalama % 8 büyüme hızı ile % 150 artış gösterdiği ve 1,5 milyon tondan 3,7 milyon tona çıktığı görülmektedir. 2018 yılında 2017 yılına kıyasla %7,3 artarak 10,1 milyon ton değerine ulaşmaktadır. Türkiye plastik sektörü en hızlı büyüyen sektörlerden biri olup 9 milyon tona erişen süreç kapasitesi ile dünyada 6. Avrupa'da ise ikinci büyük plastik üretim potansiyeline sahip olmaktadır (PAGEV, 2018/3 aylık).

Türkiye'de en yaygın üretilen plastikler Yüksek Yoğunluklu Polietilen (HDPE), Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE), Polipropilen (PP), Polistiren (PS), Polivinil Klorür (PVC) olup ve bu plastiklerin Çizelge 1.1'de üretilen plastik hammadde cinslerine göre ve yıllar bazında üretim kapasitesinin dağılımı verilmiştir. Bu veriler incelendiğinde başlıca üretilen plastik malzemeler LDPE ve PET'tir. PAGEV 2018/6 izleme raporuna göre plastik malzemeler içerisinde LDPE %31'lik ve PET ise %23'lük bir orana sahiptir. Ancak 29.11.2018 tarihinde kabul edilen, 10.12.2018 tarihli ve 30621 sayılı Resmi Gazetede yayımlanarak yürürlüğe giren "Çevre Kanunu ve Bazı Kanunlarda Değişiklik Yapılmasına Dair Kanun" ile taşıma amaçlı kullanılan plastik alışveriş poşetlerinin ücretlendirilmesi uygulamasına geçilmiştir (Çevre Kanunu 7153, 1983). Çevre ve Şehircilik Bakanlığında yapılan açıklamaya göre ilk 4 günde plastik poşet kullanımının %50 oranında azaldığı belirtilmiştir. Bu ücretlendirme ile beraber plastik atıklar içerisinde ciddi paya sahip olan LDPE atıkların oluşmasının da azalması sağlanacaktır.

Ülkemizde ve Konya ilinde 2013 yılı için tespit edilen bu atıkların miktar bazında kentsel ve sektörel dağılımları Şekil 1.1' de verilmiştir (MEVKA, 2013). Türkiye genelinde ve Konya ili için, üretilen plastik atıklardan en yüksek oranı %53.3 ve %59.1 ile kentsel plastik atıklar alırken, zirai alandan kaynaklanan plastik atıklar ikinci sırada yer almıştır.

Çizelge 1.1. Türkiye’de üretilen plastik hammadde cinslerine göre üretim kapasitesinin dağılımı (%) (Anonim, 2008a; PAGEV, 2018/6 aylık)

YIL	2000	2005	2018/6
LDPE	30	37	31
PVC	28	18	15
PP	11	17	12
HDPE	9	11	9
PS	13	8	10
PET	9	9	23
TOPLAM	100	100	100



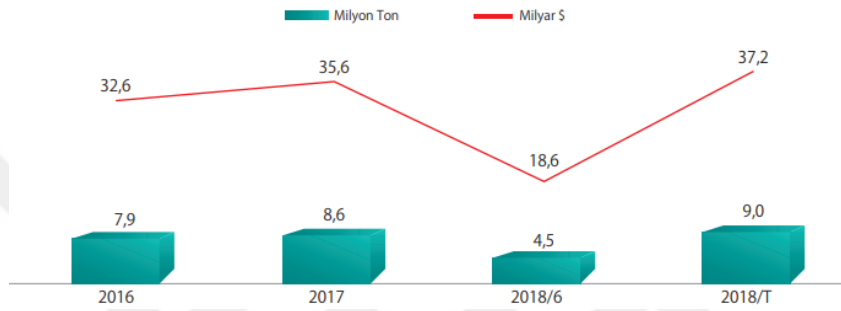
Şekil 1.1. Plastik atıkların kentsel ve sektörel dağılımları

Türkiye’de plastik tüketiminin ağırlığını PET, PP, PVC ve PS gibi kullanımı yaygın olan plastikler oluşturmaktadır ve plastik tüketimini yönlendiren başlıca sektörler, dünyada ve AB’de olduğu gibi ambalaj ve inşaat malzemeleri sektörleridir. Türkiye’de sektörler bazında 2018 yılının ilk 6 ayında plastik üretim değerleri Çizelge 1.2’de görülmektedir. 2018 yılının ilk 6 aylık döneminde 5,1 milyon tonluk toplam plastik mamul üretimi içinde yaklaşık 2 milyon 21 bin ton ile plastik ambalaj malzemelerinin başı çektiği, plastik inşaat malzemeleri üretiminin ise 1,1 milyon ton ile plastik ambalaj malzemelerini takip ettiği görülmektedir.

Şekil 1.2’de 2016-2018 yılları arasında Türkiye’de plastik madde tüketim miktarları ve bu miktarların maliyetleri gösterilmektedir. Buna göre 2018 yılının ilk 6 ayında plastik madde tüketimi 4,5 ton ve 18,6 milyar dolar olduğu görülmektedir (PAGEV, 2018).

Çizelge 1.2. Türkiye’de Sektörler Bazında Plastik Üretim (PAGEV, 2018/6 aylık)

Sektörler	Üretim (1000 ton)
Ambalaj	2.021
İnşaat	1.111
Beyaz Eşya	505
Tarım	303
Otomotiv	202
Tekstil	202
Diğerleri	707



Şekil 1.2. 2016-2018 yılları Türkiye plastik tüketim miktarları ve maliyetleri (PAGEV, 2018)

Tüketilen bu plastiklerin yaklaşık % 60’ını günlük hayatta sık karşılaştığımız HDPE, LDPE, PP, PS, PVC ve PET gibi termoplastikler oluşturmaktadır. Bu plastiklerin yüzde 40’ının kullanım süresi 1 aydan daha az olduğu için çok yüksek oranda atık oluşumu olup ciddi bir çevresel problem oluşturmaktadır.

Dünyadaki ve ülkemizdeki üretim ve tüketim artışını göz önüne alarak, plastik atık miktarının ve beraberinde de atık probleminin giderek artacağı görülmektedir. Bu artış çevre kirliliğinin de artmasına neden olmaktadır. Bu nedenle oluşan atık miktarının azaltılması için çalışmalar yapılmasının ve oluşan atıkların değerlendirilmesinin önemi her geçen gün daha fazla artmaktadır.

Plastiklerin doğada parçalanmaları için geçen sürenin yüksek olması nedeniyle atıldıkları çevrede meydana getirdikleri olumsuzluklar uzun süre kirlilik oluşturmaktadır. Günümüzde plastik atıkların bertarafında yaygın olarak kullanılan yöntemler arazi doldurma ve enerji elde etmek üzere yakma işlemleridir. Ancak her iki yöntem de arazi ve yer altı kaynaklarının kirlenmesi, atmosfere istenmeyen gazların verilmesi gibi çok çeşitli problemlere neden oldukları için atıkların bertarafında yeterli birer çözüm olarak görülmemektedirler. Bunun yanı sıra bozunma sonrası meydana gelebilecek etkiler tümüyle bilinmemektedir. Bu nedenlerle plastik atık geri kazanma

yöntemleri geliştirilmeli ve çevrenin yanı sıra ekonomiye de katkı sağlamalıdır (Pinto, 1999b; Williams, 2004).

Dünyanın hemen her yerinde bir yandan tüketilen bu plastik atıkların oluşturduğu çevre kirliliği ortadan kaldırılmaya çalışılırken diğer yandan açığa çıkan atıkların değerlendirilerek ekonomiye katkı sağlanması hedeflenmektedir. Bu sebeple plastiklerin geri dönüşüm ve kimyasal geri kazanımı her geçen gün önemi artan bir konu haline gelmektedir.

Plastik atıkların geri dönüşümünde uygulanan işlemlerin ve geri dönüştürülen plastik malzemenin kalitesini artırabilmek için plastiklere yıkama işlemi uygulanmaktadır. Plastik atıkların içerisinde bulunan ürün artıkları, ambalajından gelen kirlilik ve plastik atıklar diğer atıklardan ayrı toplanmadığı takdirde organik içerikli kirleticilerin bulaşmış olması geri kazanılan atık maddenin kalitesini önemli ölçüde düşürmektedir. Bu yüzden kontamine olmuş bu atıkların yıkama işleminden geçirilmesiyle geri kazanılan plastiğin kalitesinin artırılması sağlanabilmektedir.

Kontamine olmuş plastik atıklar için geri dönüşüm tesislerinde uygulanan birinci işlem, atıkların yüzdürme tanklarında temizlenmesidir. Bu temizleme sırasında plastik atıkların kullanımından geriye kalan yüksek miktarda artık madde yine yüksek miktarda su ile temizlenmekte ve kostikli yıkama işlemi gerçekleştirilen proseslerde yüksek pH değerli atıksu oluşmakta ve bu kirli atıksu çoğu yerde arıtılmadan kanalizasyona deşarj edilmektedir. Plastik atıkların temizleme işlemi sırasında meydana gelen atıksuların kirlilik karakteri, geri dönüşümü yapılacak olan plastiğin türüne göre değişim göstermektedir. Çizelge 1.3'de PET, PE ve PP plastikler için temizleme işleminden oluşan atıksuların karakterleri verilmiştir (Santos vd., 2005). Çizelge 1.3'te görüldüğü gibi değerlendirilen plastik atıkların kullanım alanlarının ve atık malzemelerin yapılarının farklı olmasıyla atıksuyun karakteristiği değişim göstermektedir. Bu anlamda içeriğiyle atıksu karakteristiği ilişkilendirilmiş çalışmalara ihtiyaç vardır.

Avrupa Birliği, Kentsel Atıksu Arıtma Tesislerine İlişkin Direktif (91/271/EEC) ile, tüm üye ülkelerin kentsel atıksularını nasıl yönetmesi gerektiğini açıkça tanımlamıştır. Direktif, kentsel yerleşimlerden ve endüstrilerden kaynaklanan atıksuların çevreye olumsuz etkilerini önlemeyi amaçlamaktadır ve bu direktife göre deşarj kriterleri Çizelge 1.3'te görülmektedir. Buna göre özellikleri verilen atıksuyun KOİ, Yağ-Gres ve TKM değerlerinin direktifte öngörülen sınır değerlerden oldukça fazla olduğu açıkça görülmektedir. Çizelge 1.3'teki atıksu karakteri, Su Kirliliği Kontrol

Yönetmeliği'nin "Karışık Endüstriyel Atıksuların Alıcı Ortama Deşarj Kriterleri"ne göre plastik atıkların temizleme suyu kirlilik parametreleri (Cd hariç) kriterlerin oldukça üstünde olup alıcı ortam için risk taşımaktadır. Daha önceden belirtildiği gibi temizleme suyundaki bu parametreler plastik atığın kendisinden, ambalajlarından, ambalajın yapışmasını sağlayan maddelerden ve içerisinde bulunan ürün artıklarından meydana gelmektedir. Atıksuyun pH değeri de deşarj kriterlerinin üstündedir. Sonuç olarak temizleme işlemi sırasında yüksek kirlilik yüküne sahip atıksu ve temizlenmiş plastik atık meydana gelmektedir. Ülkemizdeki geri dönüşüm tesislerinde bu atıksu için herhangi bir arıtma işlemi uygulanmamakta, sınır değerleri aşan parametrelere sahip bir şekilde kanalizasyona deşarjı yapılmaktadır. Bu durum bir taraftan kanalizasyon kirlilik yükünü diğer taraftan da su sarfiyatını arttırmaktadır.

Çizelge 1.3. PET, PE ve PP plastik atıkları için temizleme suyu karakteri (Santos, 2005; SKKY, 1994; 91/271/EEC)

Parametre	PET	PE ve PP	Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Deşarj Kriterleri	91/271/EEC Direktifine Göre Deşarj Kriterleri
BOI ₅ (mg/L)				25
TKM(mg/L)	5338	7975	100	35
KOI (mg/L)	897	190	300	125
Bulanıklık (NTU)	303	127	25	
pH	11.9	12.4	6-9	
Yağ-gres (mg/L)	53	97	10	
Toplam Koliform (10 ⁸ MPN/100 mL)	48	2.5	-	
Pb (mg/L)	1.29	1.10	1	
Cd (mg/L)	-	0.05	0.1	
Mn (mg/L)	0.08	0.07	-	
Fe (mg/L)	7.46	4.37	10	

Plastik atıkların mekanik ve kimyasal geri dönüşümünde, atıkların beraberinde getirdiği bu kalıntılar ile prosese girmesi durumunda, üretilen ikincil ham maddenin kalitesini de etkilediği için, sektörde geri dönüşüm işlemi öncesinde yıkama işlemine tabi tutulmalıdır.

Bu çalışma kapsamında; bu yıkama işlemlerinden açığa çıkan yüksek miktarda ve kirli atıksuların, çevresel etkisinin en aza indirilmesi için arıtılabilirliği araştırılacaktır. Ayrıca arıtımda kullanılmak üzere plastik atıkların kendisinden yararlanılarak flokülant madde elde edilmesi ve bu maddenin arıtımdaki etkinliğinin ortaya konması amaçlanmıştır. Bu şekilde hem plastik atığın geri dönüşümüne hem de Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi yükünün azaltılmasına katkı sağlanacaktır.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Plastik Atıkların Özellikleri, Sınıflandırılması ve Geri Kazanımı

2.1.1. Polimerler ve Genel Özellikleri

Plastikler, esas yapıyı oluşturan polimerin saf halinden doğrudan üretilebildiği gibi plastik üründe istenen bazı özelliklere bağlı olarak bünyesine antioksidanlar, antistatik ajanlar, ısıl stabilizatör, dolgu maddeleri, birleştirici ajanlar, kaydırıcılar, renklendiriciler, plastikleştiriciler, dayanıklılığı arttırıcılar ve viskozite düşürücüler gibi çeşitli katkı maddelerinin eklenmesi ile de üretilebilmektedirler. Bu katkı maddeleri plastiğe son kullanımda özellik verirler ve katkı oranı, cinsi plastiğin kullanım amacına ve cinsine göre değişmektedir. Böylece çok çeşitli tipte plastikler elde edilebilmektedir (Karaduman, 1998; Basan, 2001).

Polimerler karbonun hidrojen, oksijen, azot ve diğer organik veya inorganik elementlerin çeşitli kombinasyonları ile oluşan ve monomerler olarak adlandırılan küçük molekül gruplarının kovalent bağlarla birbirine bağlanarak oluşturduğu uzun zincirli, yüksek molekül ağırlıklı kimyasallardır. Polimerlerin üretiminde girdi olarak petrol, doğal gaz, kömür ve bitkiler kullanılmaktadır. Polimerlerin kullanım yerlerine göre; plastikler, kauçuklar, lifler, kaplamalar, yapıştırıcılar, köpükler ve boyalar olmak üzere çeşitli uygulamaları vardır (Karaduman, 1998; Saçak, 2005).

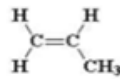
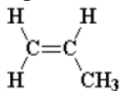
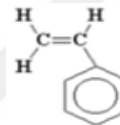
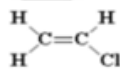
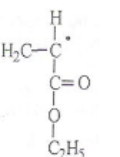
Polimeri oluşturan monomerler aynı kimyasal yapıya sahip olabileceği gibi, kimyasal formülü farklı monomerleri de birbirine bağlayarak polimer zincirini yaratmak mümkündür. Tek tip monomerden oluşan polimere homopolimer adı verilirken, farklı monomerlerin oluşturduğu polimer zincirine kopolimer denir. Tekrar eden birim molekülü genellikle monomerin aynısı ya da çok benzeridir. Çizelge 2.1'de bazı polimerlerin termoplastik ve termoset polimerler ve monomerleri gösterilmiştir (Basan, 2001).

2.1.2. Plastiklerin Sınıflandırılması

Plastikler genel olarak ısıya karşı gösterdikleri davranışa göre termoplastik ve termoset olmak üzere iki grupta incelenirler. Toplam plastiklerin kullanım ve üretim istatistiklerine bakıldığında termoset plastikler toplam plastikler içinde yaklaşık %13

gibi bir değere sahiptir. Geri kalan %87'lik değer ile termoplastiklerin, termoset plastiklerden daha çok kullanıldığı görülmektedir (Karaduman, 1998).

Çizelge 2.1. Bazı termoplastik ve termoset polimerler ve monomerleri (Basan, 2001)

Termoplastik	Monomerler	Termosetting plastik	Monomerler
HDPE	Etilen CH_2CH_2	Alkidler	Değişik Monomerler
LDPE	Etilen CH_2CH_2	Alkidler	Değişik Monomerler
PET	Etilen 	Alkidler	Değişik Monomerler
PP	Propilen 	Epoksiler	BisfenilA-epiklorhidrin
PS	Stiren 	Dioller	Değişik Monomerler
PVC	Vinil Klorür 	Poliesterler	Poliasit ve polialkoller
PAA	Akrilik asit ve türevleri 	Melaminler	Üre-formaldehit

Termoplastikler, termoset plastiklere göre daha yumuşaktırlar. Termoplastikler, fiziksel olarak zincirleri arasında çapraz bağlar bulunmayan düz ve dallanmış zincir yapısına sahip olan polimerlerdir. Bu özellikleri nedeniyle kopmaya ve çözücüye karşı dirençleri zayıftır ve uygun çözücülerde çözünürler, ısıtıldıklarında önce yumuşarlar sonra kıvamlı akışkan haline gelirler. Bunun yanında esneklik, kolay şekil alma gibi özellikleri vardır. Termoplastik polimerlerin en önemli özelliği bir kez kalıplandıktan sonra tekrar eritilerek defalarca kalıplanabilmeleridir (Saçak, 2005; Kangallı, 2007).

Termoset plastikler ise zincirleri arasında yoğun çapraz bağ bulunan (ağ-yapı) polimerlerdir. Çapraz bağlardan dolayı ısıya ve/veya çözücüye karşı daha dirençlidirler. Termoset plastikler hiç bir çözücüde çözünmezler, ısı ile eritilemezler, ısıtıldıkça sertlikleri artar ve kopma çekme gibi fiziksel dayanıklılıkları daha yüksektir. Yeterince yüksek sıcaklıklara ısıtıldıklarında bozunurlar. Bu özelliklerinden dolayı termoset

malzemelerden yapılmış ürünler toplanıp yeniden eritilerek başka ürünler yapılamaz (Karaduman, 1998; Saçak, 2005; Ceylan, 2006).

PE, PP, PVC ve PS gibi malzemeler tüketim plastikleri olarak bilinmekte ve yaygın olarak kullanılmaktadırlar. Çizelge 2.2’de en çok kullanılan bazı plastiklerin kullanım alanları verilmiştir. (Hidalgo-Ruz vd., 2012)

Çizelge 2.2. Plastik çeşitleri ve kullanım alanları (Brien, 2007; Hidalgo-Ruz vd., 2012)

Plastik adı	Yaygın Kullanımı
PE	Paketleme, plastik mutfak ürünleri, otomotiv sanayi, altyapı malzemeleri, beyaz eşya makine parçaları, oyuncak ve tekstil
PE-HD, HDPE	Temizlik maddeleri, çamaşır deterjan ambalajı, bazı poşetler, şampuan ve süt şişeleri, borular, tanklar, varil, kablo yalıtımı, oyuncak
PE-LD, LDPE	Şişe, dondurulmuş gıda, ekmek ve market poşetleri
PET, PETE	Pet şişe ismi bundan gelir. Su meşrubat ve yemeklik yağ
PP	Otomobil yan sanayi, yiyecek kabı, yoğurt ve margarin kapları, çocuk bezleri, biberon, yapay halı kaplama, bahçe mobilyası vs.
PS	Gıda paketleme, elektronik ve beyaz eşya, film, levha, kaplar ve kapaklar, et ve yumurta kutuları, şişe, köpüklü izolasyon, aydınlatma, buzdolabı ve çamaşır makinesi parçaları, oyuncak, kozmetik kutular, duvar kaplamaları, ambalaj
PVC	Döşeme, ev dış cephe kaplaması, borular, streç yiyecek kaplama, şişe, bardak, suni deri, kredi kartı, spor malzemeleri

2.1.3. Plastiklerin Geri Kazanımı








Son yıllarda pek çok ülkede bir yandan plastik kullanımı azaltılmaya çalışılırken diğer yandan oluşan atık plastikler değerlendirilerek ekonomiye katkı sağlanması hedeflenmektedir. Yeraltında depolama, yakma ve tekrar işleyerek değerlendirmedeki problemler, plastik atıkların kimyasal yöntemlerle enerji ve kimyasal hammaddelere dönüştürülmesini zorunlu kılmaya başlamıştır (Hanoğlu vd., 1995).

Geri kazanımda önemli aşama atık plastiklerin sınıflandırılabilmesidir. Bunun için önerilen yöntem öncelikle proses atıkları ve evsel atıkların ayrıştırılmasıdır. Ayrıca piyasada kullanılan tüm plastikler kolay teşhis edilip, ayrıştırılmaları için kimliklerine

göre kodlanmalı ve kodlamalar plastik malzemelerin kolay teşhis edileceği ve görüleceği yerlere yapılmalıdır.

Plastikleri ayırt etmek için plastik teşhis etme kodu kullanılmaktadır. Teşhis etme kodları da Çizelge 2.3'te gösterildiği gibidir.

Çizelge 2.3. Plastiklerin geri dönüşüm kodları

Plastik Çeşidi	Ayırt edici plastik kodu
PET	
HDPE	
PVC	
LDPE	
PP	
PS	
Diğerleri	

Türkiye'deki katı atıklarda plastikler, ağırlıkça %5-9, hacimce ise %15-20 oranında çöplerde bulunmaktadır (Öztürk, 2001). Türkiye'de tüketilen termoplastiklerin geri kazanım yüzdesinin, PE'de %40, PVC'de %10, PP'de %10 ve PS'de ise %20 civarında gerçekleştiği tahmin edilmektedir (Güler, 1997).

Plastik atık geri kazanımı, atık plastiğin niteliğine ve hedeflenen geri kazanım ürününe göre dört farklı yaklaşımla yapılabilir (Tan vd., 2007).

- Birincil Geri Kazanım: atık plastikler mekanik kırıcılarla boyutları küçültülür ve orijinal plastiklerle karıştırılıp tekrar işlenir.
- İkincil Geri Kazanım: Atık plastikten orijinal polimerden elde edilen ürüne eşdeğer olmayan ikincil kalitede mamul üretimine yönelik geri kazanımdır.
- Üçüncül Geri Kazanım: Kimyasal geri kazanım olarak da tarif edilmektedir. Temel amaç atık plastiklerden, plastiğin üretildiği polimerin monomerini, orijinal polimerini ve diğer amaçlar için kullanılmak üzere çeşitli kimyasal maddelerin üretilmesidir.

• **Dördüncül Geri Kazanım:** Plastik atıklardan ısı geri kazanmak için yapılan bir yakma işlemidir. Burada plastik atıklar yakılarak enerjisinden faydalanılmaktadır.

Kullanım dışı kalan plastik atık malzemelerin tekrar kullanıma geri kazandırılması işlemi günümüzde büyük önem taşımaktadır. Plastiklerin geri dönüşümün başlıca avantajları;

-Hammadde ihtiyacı azalır.

-Nüfus artışı ile beraber ortaya çıkan tüketimin doğal dengeyi bozması önlenir.

-Atıkların çevreyi kirletmesi önlenir.

-Plastiği sıfırdan üretmek yerine atık kullanımı ile yaşam döngüsü uzatılmış, karbon ayak izi azaltılmış olur.

Plastik geri kazanımında yaygın uygulamalar; mekanik geri dönüşüm, enerji geri kazanımı (yakma), kimyasal geri kazanım olmak üzere üç başlık altında toplanabilmektedir.

2.1.3.1. Mekanik Geri Dönüşüm

Plastik atıkların eritilerek tekrar hammadde olarak kullanılması işlemidir. Bu tür plastik atıkların işlenmesinin ilk basamağı olan toplama ve ayırma işlemleri tüm operasyonun başarısında anahtar rolü oynamaktadır. Ayırma işlemine tabi tutulan plastik atıklar temizlenip granüle hale getirildikten sonra ya doğrudan ya da yeni ürüne belirli oranda katılarak işlenmektedir. Birincil ve ikincil geri dönüşüm ile elde edilen yeni hammaddeleri yeni ürüne katma birinci kalite ürünler için %20, ikinci kalite ürünler için %40'a varan oranlarda yapılabilmektedir (Hanoğlu vd., 1995).

Plastiklerin mekanik geri dönüşüm döngüsü ayrıştırma, kırma, yıkama, durulama ve kurutma ön işlemleri ile başlar:

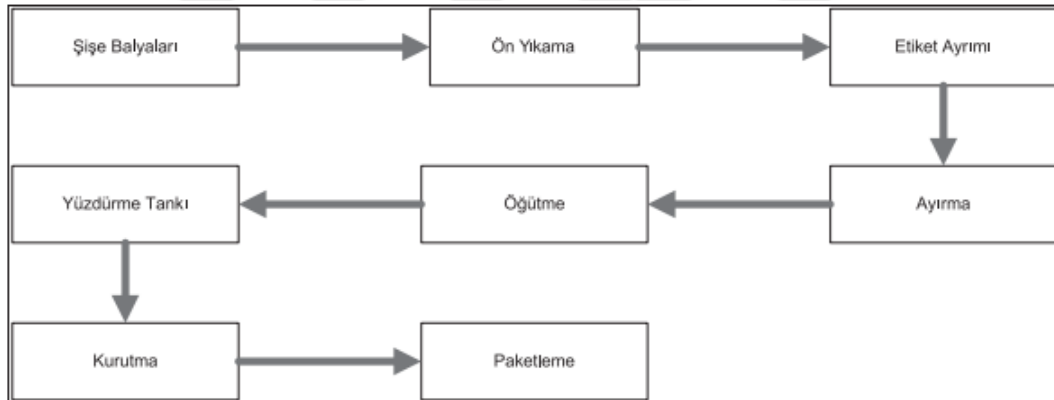
Ayrıştırma işlemi: Toplanan plastik atıkların ayrılmasındaki amaç; geri kazanılan plastiğin mümkün olduğunca kalitesini artırmak ve aynı özelliklerde plastik elde edilmesidir. Katı atıklar içerisinde plastik atıklar ayrılarak yıkama işlemine gönderilmektedir.

Yıkama ve Kırma işlemi: Kirli ürünler, sulu kırma makinesi yardımı ile parçalanarak yıkama hattına alınmaktadır. Yıkama hattının ilk havuzunda atıklar üzerindeki toz, çamur v.b. yıkanarak temizlenmektedir. Yıkama işleminin kostikli veya kostiksiz yıkama olarak 2 çeşidi bulunmaktadır. Kostikle yapılan yıkama işleminde plastik malzemeye bulaşan ürün ve malzemenin dış kısmındaki etiket kalıntıları

temizlenmektedir. Kırma işlemi genellikle yıkama işlemine paralel gelişmektedir. PET gibi sert malzemeler bıçakları çabuk yıpratır. Bu nedenle plastiklerin ön yıkamadan geçmesi veya ıslak kırılması malzemenin üzerindeki toz oranını azalttığı gibi kırma bıçaklarının ömrünü de uzatmaktadır.

Durulama ve Kurutma işlemi: Kimyasallarla yapılan işlemlerden sonra parçalanmış plastik bir durulama işlemine tabi tutularak daha hijyenik hale getirilmektedir. Daha sonra plastikler kurutma işlemine alınmaktadır. Tipik işletme şartlarında PET parçacıklarında %0,02'den fazla suya izin verilmez ve bu oranda su içeriği sağlamak için PET, 170°C'de 6 saat kurutma işlemine tabi tutulur (Anabal, 2007). Daha sonra paketleme işlemi gerçekleştirilir.

Başka bir uygulamanın atık geri kazanım döngüsü Şekil 2.1'de gösterilmektedir. Bu örneğe göre, şişe balyalarının geri kazanımı için komple geri dönüşüm hatları; kirli plastiğin su tanklarında veya tamburlu yıkama makinelerinde yıkanıp temizlenmesi, öğütülmesi, kurutulması, eritilerek granül halindeki plastik hammaddeye dönüştürülmesi aşamalarını kapsamaktadır (Anonim, 2009d).



Şekil 2.1. Plastik fiziksel geri kazanımı

2.1.3.2. Enerji Geri Kazanımı (Yakma)

Plastik malzemelerin kalorifik değerleri de oldukça yüksektir. Bu sebeple yakma yöntemiyle plastik atıklar yakılarak enerjisinden faydalanılmaktadır. Yakma amacı ile uygulanan proseslerde, kullanılan atıklarda hacim azalması, steril ve homojen kül elde edilmesi bir avantaj olarak görülmekte ise de, yanma sonucu oluşan bazı zararlı gazlar ve maddeler bu proseslerin en büyük dezavantajını oluşturmaktadır (Hanoğlu vd., 1995). Bu problemi ortadan kaldırmak amacıyla baca filtreleri kullanılmaktadır. Fakat baca gazı emisyonlarını istenilen düzeye indirmek proseslere oldukça fazla maliyet

yükü getirmektedir. Yakma sonucu geriye kül ve metal parçaları kalmaktadır. Yakma sonucu ortaya çıkan kurşun, çinko, cıva, krom ve kadmiyum gibi ağır metaller asit gazları oluştururlar ve asit yağmurlarına yol açmaktadırlar.

Çizelge 2.4 incelendiği zaman plastiklerin kalorifik değerlerinin oldukça yüksek olduğu görülmektedir (Komilis vd., 2012). Ancak bu plastiklerden PVC önemli oranda klor içerdiği için yanma sonucu klor gazı serbest hale geçer. Serbest hale geçen plastik yanmamış organik gazlarla reaksiyona girerek baca gazında klorlu organik maddelerin oluşmasına neden olur ve % 25-50 oranında HC1, üretanlardan da HCN oluşur (Hanoğlu vd., 1995). Plastik atıkların yanması işleminde salınan gazlar çok tehlikelidir ve canlıların maruz kalması sonucunda çeşitli solunum bozukluklarına ve hatta kansere bile neden olabilir (Pramila, 2011).

Çizelge 2.4. Çeşitli yakıt değeri olan maddelerin kalorifik değerleri (Komilis, vd., 2012)

Plastikler	kcal/kg
PET	5461
PP	11800
PS	10060
HDPE	11750
LDPE	11210
PVC	4549
Diğer plastikler	10950
Atık Meyveler	3661
Atık Sebzeler	3494
Atık Karton	4188

2.1.3.3. Kimyasal Geri Kazanım

Kimyasal geri kazanım, plastik atıkların çeşitli işlemlerle başta kendi monomeri olmak üzere değerli kimyasal maddelere dönüştürülmesidir. Bu konuda kullanılan en yaygın yöntem, atık polimerin depolimerize edilerek tekrar monomerleri veya petrokimyasal diğer hammaddeleri/sıvı yakıtı elde etmek olarak özetlenmektedir.

Bu yöntemle elde edilecek ürünler ve uygulanacak teknikle polimerin türüne göre farklı olmaktadır. Örneğin poliesterler, poliamidler ve poliüretanların hepsi tersinir kabul edilen kondensasyon tepkimeleri ile elde edilmektedirler. Bu polimerlerin monomere dönüştürülmesi ve elde edilen monomerlerden polimerin yeniden üretimi söz konusu olabilmektedir. Buna karşın HDPE, LDPE, PP, PVC gibi polimerlerden

monomer yerine diğere petrokimyasallar veya yakıt değeri olan sıvı ürünler elde edilmektedir.

Uygulanan proseslerin ya da izlenecek yolların başında hidroliz, gazlaştırma, hidrojenleme ve piroliz yöntemleri gelmektedir. Özellikle hidrojenleme ve piroliz, üzerinde en çok durulan yöntemlerdir.

Hidrojen ortamında parçalanma (hydrogenation) ile, plastik atıklar hidrojen ortamında ısı etkisiyle benzin ve motorin gibi petrokimya endüstrisinde kullanılabilir değerli ürünlere dönüştürülmektedir.

2.3. Plastik Yıkama Atıksuyunun Arıtım Yöntemleri

2.3.1. Koagülasyon-Flokülasyon

Sudaki kolloidal partiküller oldukça küçük boyutta (1-200 nm) olup Brownian hareket kanununa göre hareket ederler. Bu hareketin enerjisi partiküllerin yerçekimi kuvveti karşısında çökmesine engel olmaya yeterlidir. Böylece partiküller uzun süre askıda kalabilirler. Koagülasyon işlemi ile öncelikle partiküllerin askıda kalmasını sağlayan kararlı yapıları bozular, aralarındaki itme kuvvetleri azaltılarak Van der Waals kuvvetlerinin etkisi fazlalaştırılır (Viessman, 2008). Daha sonra partikülleri bir araya getirerek çökelebilecek boyutlara getirmek için yumaklaştırma işlemi uygulanır (Kurniawan vd., 2006).

Koagülasyon ve flokülasyon birçok endüstri alanında atıksu arıtma amacıyla yaygın olarak kullanılmaktadır. Koagülasyon ve flokülasyon süreci; genellikle kolloidal partiküllerin, çözünür bileşiklerin ve çözeltideki ince katı süspansiyonların giderilmesi için, genellikle flok adı verilen daha büyük partiküllerin oluşumuna ve büyümesine yol açan kolloid kararsızlaştırma yoluyla uygulanır (Bratby, 2016; Pang vd., 2009). Kolloidal süspansiyon içindeki yüklü partiküllerin zıt yüklü iyonlarla karşılıklı çarpışması ile nötralize edilip bir araya toplanarak çökelmeleri sağlanır. Sularda katı maddeler; çözünmüş halde bulunan maddeler (çapları 0,001 μm 'den küçük), kolloidal maddeler (çapları 0,001 μm - 1 μm arasında) ve askıda katı maddeler (çapları 1 μm 'den büyük) olarak bulunurlar (Şanlı, 2006).

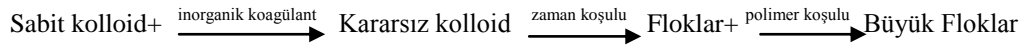
İyi bir çökeltme için suya ilave edilen kimyasal maddenin en büyük yükte olması gerekmektedir. İyonik kuvvet yüksekse dağılma tabakası daha fazla sıkıştırılmış ve tanecikler birbirine daha fazla yaklaşmış demektir. Fakat düşük iyonik kuvvette aynı

yüklü taneciklerin bir araya gelerek kimyasal arıtmaya temel teşkil eden yumak oluşumu oldukça zordur.

Zeta potansiyeli taneciklerin birbirlerini itme ve çekme değerlerini göstermektedir ve optimum koagülasyon, zeta potansiyelinin sıfır olduğu noktada oluşmaya başlar; bu nokta izoelektrik noktası olarak tanımlanır (Metcalf ve Eddy, 2003).

Hidrofilik bir sistemde kolloidlerin itme kuvvetleri sadece zeta potansiyelinden değil aynı zamanda parçacığı çevreleyen su kütlesinden de etkilenmektedir. Kolloid partiküllerin zeta potansiyeli ortamın pH'sının izoelektrik noktaya çekilmesiyle düşürülebilir (Demirbaş, 2006).

Bir sıvı içerisindeki dispers katı tanelerinin bir araya getirilmesi (topaklanma, salkımlaşma veya floklaşma) ortama katılan yüksek molekül ağırlıklı (uzun hidrokarbon zincirli) organik polimerler veya polielektrolitlerin taneler arasında bir köprü oluşturmasıyla veya iyonik, anyonik, katyonik polimerlerin yük nötralizasyonu ile gerçekleştiriliyorsa buna flokülasyon denir (Ersoy, 2003). Flokülasyon kendi kendine oluşan bir olaydır. Eğer kendi kendine oluşmuyorsa süspansiyona durgunluk verilmelidir. Süspansiyondaki bütün parçalar karşılıklı olarak birbirini çekerler. Bu kuvvetler doğal koagülasyona neden olmaları ile birlikte süspansiyonun dengesi itici kuvvetlerle sağlanır. Koagülasyon-flokülasyon süreci basit olarak aşağıdaki denklemde verilmiştir (Oğul, 2005).



Koagülasyondan sonra, flokların net yükü normal olarak sıfırdır. Pozitif ve negatif yüklüler eşittir. Bazı durumlarda floklar, koagülasyon şartlarına bağlı olarak çok az pozitif ya da çok az negatiftir. Flokülasyon, en iyi metal koagülantı ve flokülant polimer kombinasyonuna, optimum derişim oranına ve optimum işlem şartlarına dayanmaktadır. Örneğin, az pozitif yüklü floklar, yüksek molekül ağırlığı ile birlikte anyonik polimerin etkili flokülasyon işlemi için uygundur (Zahrim vd., 2011). Taneciklerin veya flokların bir araya gelmesini sağlayan Flokülasyon mekanizmaları vardır. Bunlar şöyle açıklanabilir;

1. Polielektrolitler kullanılarak tanecikler arasında elektriksel itmeyi azaltarak (zeta potansiyellerinin düşürülmesi) ve Van der Waals çekim kuvvetleriyle taneciklerin bir araya getirilmesinin sağlanması.

2. Yük nötralizasyonu, Tanecik yüzeyinde, yüzeye zıt kısımların oluşturulması ve bu kısımların diğer bir taneciğı çekmesi ile taneciklerin bir araya getirilmesinin sağlanması.

Yani bir taneciğin lokal bölgelerine polimerin adsorpsiyonuyla bu lokal yükün tersine çevrilmesini ve tanecikler arasında pozitif-negatif çekim sağlanmaktadır.

3.Köprüleme, bu mekanizmada ise flokülasyon işleminin iki safhada olduğu sanılmaktadır. Birinci safhada polimer zincirinin bir ucu süspansiyondaki bir taneciğe adsorblanırken diğer uç süspansiyonda kalmaktadır. Kullanılan polimer zincirinin uzunluğu zincirin önemli kısmının taneciğe yapışmadan kalmasını sağlayacak ölçüde olmalıdır. İkinci safhada zinciri diğer ucu başka taneciğe adsorplanarak floklar oluşmaktadır.

Koagülasyon-Flokülasyon sisteminin verimliliği işlem sonunda çökelen ve süzülen kısma bağlıdır. Koagülasyonda bulanıklık giderimini etkileyen birçok özellik vardır. Bunlar suyun kimyasal özelliklerindeki ve koagülasyonun uygulanmasındaki farklı yöntemlerdir. Koagülasyonun verimli olması;

- Kullanılan koagülant çeşidine,
- Kullanılan koagülant dozuna,
- Suyun pH'ına,
- Suyun sıcaklığına,
- Suyun iyonik karakterine,
- Sudaki kolloidal kirleticilerin doğasına ve konsantrasyonuna
- Koagülant dışında eklenen diğer yardımcı koagülantların çeşidi ve dozuna,
- Kimyasal ekleme sırası ve dozlamalar arasındaki zamana,
- Hızlı karıştırmada karıştırıcının hızına,
- Hızlı karıştırıcı türüne,
- Yumaklaştırma işleminde uygulanan hıza,
- Yumaklaştırma kalma süresine ve kullanılan karıştırıcı türüne bağlıdır (Viessman vd., 1985)

Fakat yukarıdaki sayılan maddelerin arasında Koagülasyon ve flokülasyon işleminin verimliliği büyük ölçüde katkı sağlayan faktör koagülantlara-flokülantlara seçimidir (Wei vd., 2018). Farklı koagülantlar-flokülantların farklı yapısal, yani yük özellikleri, farklı iyonik özellikleri, özel fonksiyonel grupları ve moleküler ağırlıkları nedeniyle farklı koagülasyon ve flokülasyon performansı sergilerler (Bratby, 2016; Chang, 2011; Lee vd., 2014; Yang vd., 2016). Bu yüzden, hedeflenen kirletici maddelerin arıtımı işleminde farklı özelliklerinden dolayı, koagülasyon ve flokülasyon mekanizmalarına göre uygun bir koagülant/flokülant seçilmelidir.

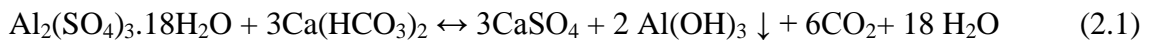
2.3.1.1. Koagülant Maddeler

Koagülasyonun sağlanması için, tanecik etrafındaki çift tabakanın sıkıştırılması, tanecik yüzeyindeki zeta potansiyelinin azaltılması ve taneciklerin metal hidroksitler çökerken onlarla birlikte sürüklenmesinin sağlanması gerekir. Koagülant olarak kullanılan kimyasal madde; suda kolay çözünme, sudaki partikülleri en iyi şekilde çökeltebilecek kararlılıkta olma, çökelen kısmın tekrar suda çözünmeme özelliği olma, kolay ve ucuz temin edilebilme, meydana gelen katı formların çevreye zarar vermeyecek türde olması gibi özelliklere sahip olması gerekmektedir. Bu süreçte en yaygın kullanılan koagülantlar Çizelge 2.5’te verilmiştir.

Çizelge 2.5. Kimyasal arıtmada kullanılan koagülant maddeler ve özellikleri (Metcalf ve Eddy, 2003).

Kimyasal	Formülü	Molekül ağırlığı g/mol	Eşdeğer ağırlık g/mol	Form	Yüzde
Alüminyum sülfat	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	666.4	114	Sıvı Topak	8.5 Al_2O_3 17 Al_2O_3
Alüminyum klorür		133.3	44	Sıvı	
Kireç	$Ca(OH)_2$	56.1 CaO olarak	40	Sıvı Topak Çamur	63-73 CaO 85-99 15-20
Demir klorür	$FeCl_3$	162.2	91	Sıvı Topak	20 Fe 20 Fe

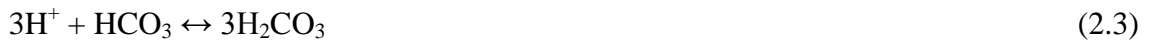
Alüminyum sülfat (Alum), $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, atıksu arıtımında en çok kullanılan koagülanttır. Alüminyum sülfatın suda koagülasyon yapabilmesi suyun alkalitesiyle doğru orantılıdır. Alum, kalsiyum ve magnezyum bikarbonat alkalitesi içeren bir suya ilave edildiğinde şu reaksiyon gerçekleşir:



$Al(OH)_3$, atık su içindeki askıda maddeleri çöktüren jelatinimsi bir floktur. Atık suların arıtımında partikül giderimi, alüminyum tuzlarının yüksek OH/Al oranından olumlu etkilenir. Bu reaksiyon magnezyum bikarbonat için de tamamen aynıdır. Görüldüğü gibi, kullanılan alum miktarına bağlı olarak yeterli miktarda alkalitenin

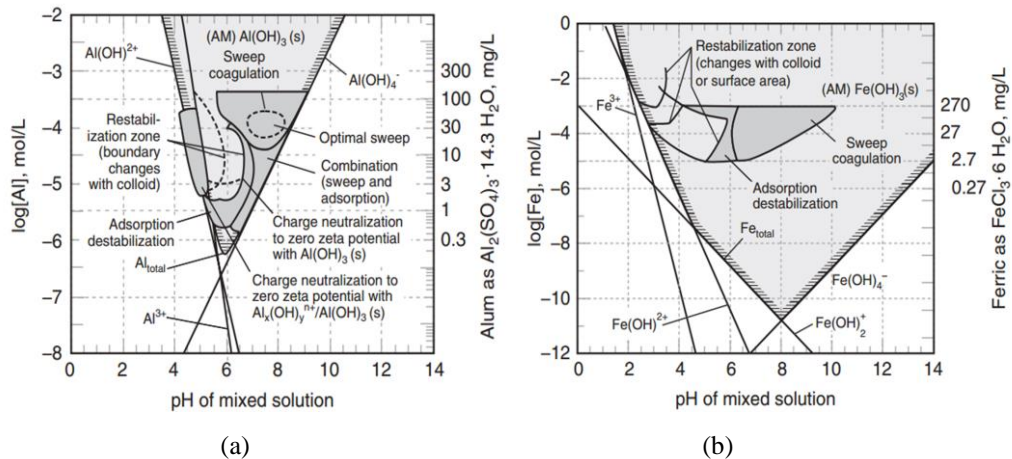
suda bulunması gerekir. Eğer suda yeterli miktarda alkalinite yoksa ortama kireç ilave edilmelidir. Alüminyum iyonları fosfor iyonlarıyla da reaksiyona girerek, alüminyum fosfat oluşturur ve çökelir.

Demir tuzları da yaygın bir şekilde koagülant olarak kullanılmaktadır ancak alumina göre ekonomik olmaması nedeniyle daha az tercih edilir. FeCl_3 etkili bir koagülant olmasının yanısıra, suda hidrolizi sonucu oldukça aktif ve geniş bir yüzey alanına sahip $\text{Fe}(\text{OH})_3$ flokları oluşturur. Böylece suda bulunan kolloidler bu floklara adsorpsiyon yoluyla sistemden uzaklaşırlar. Demir(3)klorür için reaksiyonlar şunlardır :



Fe^{+3} ve Al^{+3} ile kimyasal arıtmada kabul edilen optimum pH 4-6,8 arasındadır. FeCl_3 , ham atık suları direkt fizikokimyasal olarak arıtmak için kullanılacaksa, pH'nın 5,3 civarında tutulması daha uygun olacaktır. Fe^{+3} ve Al^{+3} 'den oluşan bileşiklerin çözünürlükleri ortamın pH'ına göre çok değişir. $\text{pH} < 5$ te $\text{Al}(\text{OH})_3$ çözünür, $\text{pH} > 7$ 'de ise alüminatlar oluşur. Alüminyum hidroksitinin bu amfoterik özelliği demir(3)hidroksitte görülmez.

Ortam pH ve eklenen koagülant cinsi ve miktarları meydana gelen koagülasyon mekanizmasını etkilemektedir. Şekil 2.2.a' da farklı pH ve alum miktarlarında dominant koagülasyon mekanizmalarını göstermektedir. Eğriler alum bileşiğinin hidrolizi sonucu oluşan farklı ürünlerin çözünürlük eğrileridir. Demir tuzlarının koagülasyon mekanizmaları Şekil 2.2.b' de görüldüğü gibi daha geniş pH aralıklarında oluşmaktadır. Yeterli alkalinitenin bulunmadığı durumlarda ferrik tuzları tercih edilebilir.



Şekil 2.2. a)Alüminyum b)Demir Miktarı ve Koagülasyon Mekanizması (Crittenden vd., 2012)

2.3.1.2. Flokülant Maddeler

Flokülantlar organik esaslı polimerler veya polielektrolitlerdir. En önemli özellikleri çok yüksek molekül ağırlığına sahip olmalarıdır (Molekül ağırlıkları 20.000.000 g/mol'a kadar çıkabilmektedir). Flokülantları doğal ve sentetik flokülantlar olarak iki gruba ayırmak mümkündür. Doğal flokülantlar bentonit, kireçtaşı, kaolin, magnezit, un, nişasta, reçine, deniz yosunu veya çeşitli bitki ve sebze tohumlarından elde edilen doğal organik maddelerdir. Sentetik flokülantlar arasında poliakrilamid (PAA) ve onun türevleri, polivinil alkol (PVA), polietilen oksit (PEO) sayılabilir (Ersoy, 2003; Yeşilkaya vd., 1989).

Sentetik polimerler iyonize olabilenler ve iyonize olamayanlar olmak üzere ikiye ayrılırlar. Yapısında iyonize olabilen grup taşıyan polimerler polielektrolit (PEL) olarak adlandırılır. Polielektrolitler iyonlaşabilen gruplarına bağlı olarak anyonik ve katyonik olarak iki gruba ayrılır. Yapısında iyonize olabilen grup içermeyen polimerler noniyonik olarak sınıflandırılır (Davutoğlu, 2008).

PEL ilavesiyle flokülasyon işleminde kullanılan polimerler, floklar arasında köprü görevi görür ve partikülleri birbirlerine bağlayarak topaklanma ve yığın oluşumunu meydana getirir.

Polimer molekülünde bulunan uyumlu uçlar süspanse tanecikle temas ettiğinde tanecik yüzeyine adsorblanır. Polimerin bir başka serbest ucu diğer bir uyumlu tanecik ile temas ederse bu uç da yüzeyde tutulur ve köprü oluşur. Anyonik bir PEL pozitif yüklü süspanse maddelerle reaksiyona girerek adsorbe olur ve köprü oluşumu veya yük nötrallenmesi vasıtasıyla partikülün destabilizasyonu sağlanır. Süspanse taneciklerin birbirlerine bağlanmasıyla oluşan flokların yoğunluğu ile suyun yoğunluğu arasındaki fark yüksek olduğu için, floklar kolaylıkla sedimentasyon yoluyla sudan uzaklaşırlar. Flokülasyon için PEL kullanımı, taneciklerin boyutunun büyümesiyle daha hızlı çökmesini sağlamakla beraber, flokların fiziksel yapısını değiştirerek jelatinimsi olmasını ve su molekülleriyle etkileşimlerini azaltarak sudan daha kolay ayrılmasını da sağlar.

Su arıtımında, Koagülasyon-Flokülasyon evsel atıksuların arıtımında, içme suyu arıtımında, endüstriyel atıksularda ağır metallerin uzaklaştırılmasında kullanılır. Bu çalışmada plastik yıkama atıksuyun arıtımı için koagülasyon-flokülasyon yöntemi kullanılması tercih edilmiştir. Bu kapsamda literatürde koagülasyon-flokülasyon

yönteminin kullanımı ve plastik yıkama atıksuyu arıtımında kullanılmasıyla ilgili çalışmalar araştırılmış ve aşağıda özetlenmiştir.

Hasar vd. (2001) poşet endüstrisi atıksularının karakterizasyonu ve arıtılabilirliği üzerine çalışmışlardır. Yapılan bu çalışmada poşet sanayi atıksuları alınmış ve Alum, FeCl₃, Alum+Kireç, FeCl₃+Kireç kullanılarak fizikokimyasal işlemi gerçekleştirilmiştir. Numunelerde pH, KOİ, AKM, TKN, TP ve koliform parametreleri incelenmiştir. Alum ve FeCl₃ optimum dozları 300 ppm olarak belirlenmiştir. Optimum alum ve FeCl₃ dozunda sırasıyla KOİ 1000 mg/L'den 85 ve 80 mg/L'ye, AKM 450 mg/L'den 8 ve 10 mg/L'ye, TP 32 mg/l'den 0,7 ve 1,7 mg/L'ye, TKN 8,6 mg/L'den 5,6 ve 6,16 mg/L'ye kadar düşürüldüğü bulunmuştur. FeCl₃+Kireç kullanımında AKM değerinin 5 mg/L değerine ve koliform bakteri sayısı $16 \cdot 10^3/100$ mL değerinde 2 ppm kireç kullanımında 542 adet/100mL'ye, 3 ppm kireç kullanımında 21 adet/100 mL değerine kadar düştüğü belirtilmiştir. Kireç miktarının arıtılmasıyla koliform miktarının sıfıra indirilebileceği fakat çıkış suyu pH'nın yükselmesinden dolayı pH ayarlaması gerekebileceği ifade edilmiştir.

Plastik malzemelerin temizlik/deterjan ürünlerinin ambalajı olarak yaygın kullanılmaktadır. Bu durumda yıkama atıksuyu içerisinde ambalaj içinde kalıntı olarak atıklara bulaşan yüksek miktarda deterjan bulunmaktadır. Bu durum göz önüne alınarak deterjan endüstrisi atıksularındaki koagülasyon ve flokülasyon çalışmaları da burada verilmiştir. Çünkü bu atıksuların karakterizasyonu plastik yıkama atıksularıyla benzerlik göstermektedir. Aşağıda bahsedilen çalışmalar da yüksek miktarda deterjan içeren atıksuların arıtımında koagülasyon-flokülasyonun başarı ile uygulandığını göstermektedir.

Örneğin Aygun ve Yılmaz (2010) deterjan endüstrisi atıksuyu arıtımında koagülasyon ve flokülasyon yöntemi çalışmışlardır. Yapılan bu çalışmada koagülant olarak FeCl₃, flokülant olarak polieletrolit ve kil mineralleri kullanılmıştır. Optimum şartlarda 2 g/l FeCl₃ dozunda KOİ giderimi %71, 500 mg/L kil mineralleri ve FeCl₃ kombinasyonunda KOİ %81, polielektrolit ve FeCl₃ kullanıldığında KOİ gideriminin %87 olduğu belirlenmiştir. Sonuçlar karşılaştırıldığında arıtım verimliliği kil minerallerinin ve PEL benzer olduğu fakat kil minerallerinin yardımcı koagülant olarak kullanılması durumunda maliyetin daha düşük olacağı belirtilmiştir.

Mahvi vd. (2004) deterjan atıksuyunda kimyasal koagülasyon yöntemiyle yüzey aktif madde giderimi çalışmışlardır. Deneysel çalışmada koagülant olarak kireç, alum, FeCl₃ kullanılmış ve pH, KOİ, bulanıklık, metilen mavisi yüzey aktif madde (MBAS)

parametreleri değerlendirilmiştir. 500 mg/L kireç koagülant dozuyla yürütülen çalışmada pH 11 değeri için KOİ, bulanıklık, MBAS giderim yüzdeleri sırasıyla % 21, 87 ve 17'dir. 900 mg/L alum dozunda; KOİ, bulanıklık, MBAS giderim yüzdeleri % 91, 28, 37 ve 100 mg/L FeCl₃ dozunda; KOİ, bulanıklık, MBAS giderim yüzdeleri % 96, 80, 89 olduğu belirlenmiştir. Kireç ve alum KOİ ve MBAS giderimi düşük olduğu için ya birbirleriyle ya da başka yardımcı koagülantla kullanılmaları arıtım verimliliğini artıracığı belirtilmiştir.

Yukarıda belirtilen çalışmaların verileri göz önüne alındığında bu çalışmada koagülasyon ve flokülasyon yönteminin verimli olacağı düşünülmektedir. Bu sebeple çalışmada koagülasyon-flokülasyon yönteminin plastik yıkama atıksuyu bulanıklık, AKM, Yağ-Gres, KOİ ve BOİ parametrelerinin arıtılabilirliği araştırılacak ve değerlendirilecektir.

2.4. Sülfolanmış PS

PS sülfolama ile PS yapısına sülfü grubunun dahil edilmesi işlemidir. Bu şekilde elde edilen yeni malzeme çok çeşitli alanlarda denenmiştir. Bunlardan biri de su-atıksu arıtımı alanıdır. Bu çalışmada PS malzemedeki sülfonasyon işlemi ile sentezlenen flokülanta Sülfolanmış Polistiren Flokülant (FSPS) adı verilmiştir. Bu flokülant malzeme ve sülfonasyon işlemi ilk olarak Vink (1981) tarafından uygulanmıştır. Vink yöntemi 1980'li yıllarda uygulanmaya başlanmış ve sonrasındaki çalışmalara da öncülük etmektedir. Vink çalışmasında PS materyali sülfürik asit içinde çözündürüp katalizör/nem tutucu olarak Ag₂SO₄ /P₂O₅ kullanarak Polistiren sülfonik asit (PSSA) sentezlemiştir.

Daha sonraki yıllarda sülfonasyon yöntemiyle atık plastik malzemedeki flokülant/adsorban/reçine sentezlenmiştir.(Bekri-Abbes vd., 2008) çalışmalarında PS plastikten sülfonasyon ile adsorban madde elde etmişlerdir. Sülfolanmış PS ve geleneksel adsorban verimlerini incelemişlerdir. Bu elde edilen adsorban maddeyi sertlik gideriminde denemişlerdir. Suyun içerisinde Mg⁺⁺ ve Ca⁺⁺ adsorplama kapasitesini belirlemişlerdir. Sertlik derecesi 150 mg/L olan numune hazırlanmışlardır. Kalsiyum iyonları için, 1 saatte 60 °C sıcaklıkta 0.22 mmol/g, Magnezyum iyonları için, 4 saate 40 °C sıcaklıkta 0.93 mmol/g iyon değişim kapasitesi bulmuşlardır. Sülfolanmış PS'li yapılan çalışmada ise 2 saate 60 °C sıcaklıkta 0.78 mmol/g maksimum kapasiteye

ulaştığı belirlenmiştir. Reçine değişim kapasitelerinin sülfolanmış PS ile benzer olduğunu göstermiştir.

Ruziwa vd. (2015) çalışmalarında kahve bardakları, fast food kapları ve bilgisayar paketleme atıkları kullanılarak sülfolanmış yüksek etkili polistiren (HIPS) ve genleşmiş polistiren (EPS) sentezlemiş ve karakteristik özelliklerini belirlemiştir. Optimum pH değeri 7 olarak rapor edilmiş ve bu pH'da Sülfolanmış HIPS ile Zn^{2+} 'i 80'den 38,3 mg/L'ye, sülfolanmış EPS ise 10'dan 1,6 mg/L'ye kadar giderebilmiştir. Benzer şekilde aynı çalışmada Sülfolanmış HIPS kullanılarak Pb^{2+} 100'den 33 mg/L, sülfolanmış EPS ise 80'den 50,3 mg/L değerine kadar düşürülmüştür.

Suresh vd. (2017) çalışmalarında genleşmiş polistiren atıklardan sülfonasyon yöntemiyle sülfolanmış PS (PSS) reçine elde etmişlerdir. Yenilebilir olmayan serbest yağ asidi (FFA) değişim için bir katalizör olarak kullanmışlardır. PSS'nin asidik ve su adsorplama özelliklerini belirlemiştir. PSS'nin adsorplama özelliği, oleik asit ve ayçiçeği yağı içeren simüle asit yağı (WCO) ve kauçuk tohumu yağı (RSO) üzerine çalışılmıştır. Sıcaklığın, katalizör miktarının ve alkolün asit mol oranına etkileri incelemiştir. PSS'nin, WCO ve RSO'nun asit değerini, 75 °C'de sırasıyla 17'den 3.2 mg KOH / g'ye ve 28.8'den 4.8 mg KOH/g'ye düşürdüğü bulmuşlardır. Asit değeri düşük olan WCO ve RSO'nun, biyodizel üretimi için hammadde olarak kullanılabilirliği belirlemiştir.

Peng vd. (2019) çalışmalarında sülfolanmış polistiren nanosferlerin (SPS NS'ler) elde etmişler adsorpsiyon kapasitesini belirlemişler ve çözeltilerden ağır metalleri ayırmak için kullanmışlardır. Langmuir ve Freundlich modellerine uygunlukları değerlendirilmiştir. Pb^{2+} , Mn^{2+} , Cr^{3+} ve Cd^{2+} adsorpsiyonlarının Langmuir izotermine uyduğu ve malzemenin sırasıyla 50.7, 15.0, 8.7 ve 39.0 mg/g maksimum adsorpsiyon kapasitelerine sahip olduğu tespit edilmiştir.

Literatürdeki çalışmalarda sülfolanmış PS genellikle adsorban/reçine maddesi olarak kullanılmıştır. Ağır metal giderimi ve metal geri kazanımı şeklinde kullanımları mevcuttur. Flokülant madde olarak kullanılması daha nadirdir. Özellikle FSPS'nin plastik yıkama atıksuyu arıtımında kullanımıyla ilgili çalışma bulunmamaktadır. Bu durum tez çalışmasının orijinalliğini ortaya koymaktadır.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. HDPE, LDPE, PET, PP, PS ve Karışık Plastik Atıkların Temini, Parçalama, Yıkama ve Özelliklerini Belirleme

Çalışmada kullanılan HDPE, LDPE, PET, PP, PS ve karışık termoplastik atıklar Belediye katı atık ayrıştırma merkezinden temin edilmiştir. Atıklardan ön incelemeyle safsızlıklar (içlerine karışan kağıt, cam vb) ayrıldıktan sonra 8 mm'den küçük boyutta parçalanmıştır (Şekil 3.1). Parçalama işi plastiğin esnek yapısından dolayı özel yaptırılmış olan bıçaklı sistem parçalayıcıda gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.1. Parçalanmış plastik atığın görünümü

8 mm parçalanmış HDPE, LDPE, PET, PP, PS ve karışık termoplastik atıklar yıkama işlemi yapılmıştır. Yıkama için gerçek tesis laboratuvar ölçeğinde simüle edilmiş, tam karışimli kesikli reaktörde, kimyasal olarak NaOH kullanılarak yapılmıştır. Atıkların yıkanması 3 aşamada gerçekleştirilmiştir. İlk aşamada % 42'lik NaOH kullanılarak yıkama işlemi uygulanmıştır (Santos vd., 2005). NaOH çözeltisinin %10-30 civarındaki deneysel çalışmalarında plastik malzeme üzerindeki kirlilikleri tam olarak atıksuya geçiremediği belirlenmiştir. Bu yüzden Santos (2005) çalışmasındaki ve gerçek ölçekli sistemlerde olduğu gibi %42'lik NaOH kullanılmıştır. 300 mL şebeke suyuna 126 g NaOH eklenerek çözdürülmüş ve 1500 mL'ye tamamlanmıştır. 250 g plastik atık bu çözeltide yıkanmıştır (Şekil 3.2). İlk aşama yıkama işlemi, karışım 90°C'de 10 dk kaynadıktan sonra sonlandırılmış ve atıklar süzülerek plastik atıksuyu elde edilmiştir. İkinci aşamada 1500 mL şebeke suyuna atık plastikler eklenerek 90°C'de, 10 dk kaynatılmış ve süzülmüştür. Üçüncü aşamada, ikinci aşamayla aynı işlem gerçekleştirilmiştir. Yıkanan atık plastik numunesi kurumaya bırakılmıştır,

yıkama işlemi sonucunda elde edilen atıksu biriktirilmiştir. Her bir plastik türü için bu işlem tekrarlanmıştır.

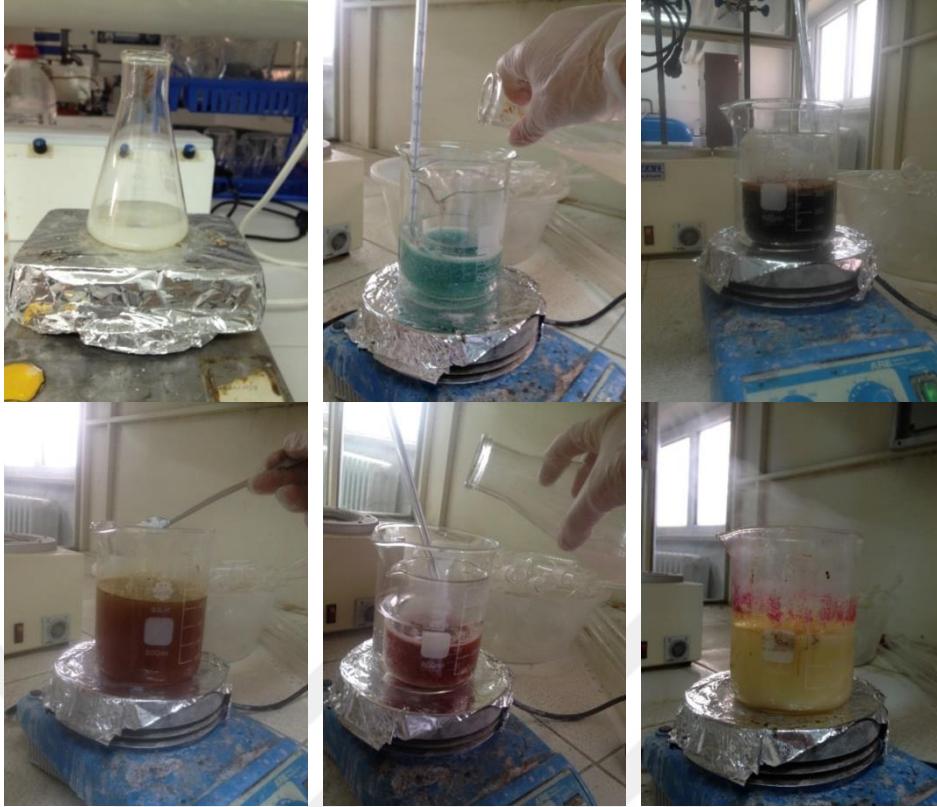


Şekil 3.2. Plastik atığın yıkanması

3.2. Atık Plastikten Sülfolanmış PS Sentezi

Atık merkezinden temin edilen PS ile literatür yöntemi (Vink, 1981; Bekri-Abbes vd., 2007) uygulanarak suda çözünen flokülant olan sülfolanmış polistiren (FSPS) sentezlenmiştir.

Koagülasyon-flokülasyon çalışmasında kullanılan sülfolanmış PS flokülant (FSPS) sentezinde 1,5 g parçalanmış atık PS erlene alınmış ve 75 mL cyclohexane içerisinde çözdürülmüştür (Vink, 1981). Ayrı bir erlende 50 mL H_2SO_4 'e 11 g P_2O_5 eklenmiş ve çözdürülmüştür (Şekil 3.3). İki çözelti karıştırılıp ortam sıcaklığı $40^\circ C$ 'de tutularak çözelti 1 saat bekletilmiştir. Karışım ayırma hunisine alınmıştır. Polimer madde yapışkan sarı halde çökelmiştir ve üç faz; Üst faz: Cyclohexane, Orta faz: Poliasid (PSSH), Alt faz: P_2O_5 içerikli asidik çözelti faz oluşmuştur. Alt faz ayırma hunisinde süzümüştür. Üstte kalan polimer ve cyclohexane karışımına yavaş yavaş 150 mL saf su eklenmiş ve karıştırılmıştır. Cyclohexane ayrılmıştır. Polimer içerikli sıvının pH'ını bazik ortama ayarlamak için NaOH eklenmiştir. pH ayarlamasından sonra, karışım $40^\circ C$ sıcaklıkta etüvde 1 gün boyunca kurumaya bırakılmıştır. Toz halinde FSFS flokülant elde edilmiştir.



Şekil 3.3. Vink yöntemiyle FSPS sentezi aşamaları

Sentezlenen bu malzeme kullanılarak çalışmada her bir plastik türünün yıkama atıksularında koagülasyon-flokülasyon denemeleri yapılarak performansı ortaya konulmuştur. Sentezlenen polimerin karakterizasyonu için FTIR çekimleri yapılmıştır.

3.3. Yıkama Atıksuyu Karakterizasyonu ve Arıtılabilirliği

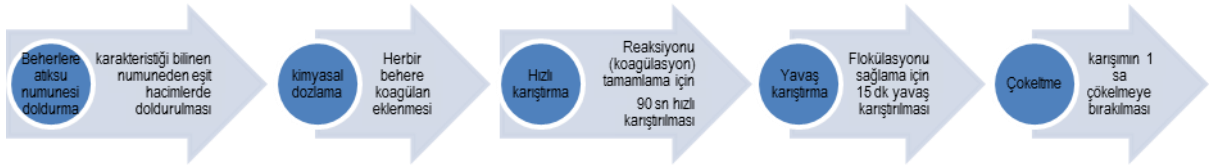
Her bir atık plastik türü için yıkama sırasında açığa çıkan atıksular biriktirilmiş ve öncelikle karakterizasyonu yapılmıştır. Yukarıda Bölüm 3.1’de açıklanan yıkama işlemi sonunda elde edilen atıksulara Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY, 1994) ve Avrupa Birliği, Kentsel Atıksu Arıtma Tesislerine İlişkin Direktif (91/271/EEC) uyarınca AKM (mg/L), KOİ (mg/L), BOİ (mg/L), Bulanıklık (NTU), pH, Yağ-gres (mg/L), Pb (mg/L), Cd (mg/L), Mn (mg/L) ve Fe (mg/L) analizleri yapılmıştır. Ancak atıksu numuneleri ICP analizine tabi tutulunca cihazda çoklu parametre seçimi yapılmış ve bu listedekilerden daha fazla sayıda parametre değerine ulaşılmıştır. ICP’de okunanlar haricindeki parametrelerin analizi Standart Metodlar’da (APHA, 2005) belirtilen şekilde yapılmıştır.

Sentezlenen süllfolanmış polimerik malzeme ile yıkama atıksuyunun arıtım deneyleri yapılmıştır. Literatürde bu malzemenin çözünebilir ve çözünemeyen formlarının sırasıyla flokülant ve adsorban-iyon değiştirici olarak sentetik atıksuda kullanıldığı rapor edilmiştir. Ancak gerçek atıksuda ve bu çalışmadakiler gibi endüstriyel atıksularda denenmemiştir. Bu sebeple bu malzeme ve yıkama atıksuyu ile koagülasyon/flokülasyon denemeleri yapılmıştır. Kıyaslama amacıyla konvansiyonel koagülant/flokülantlar ile aynı deneyler tekrarlanmıştır.

Koagülasyon-flokülasyon denemeleri:

Proses akım şeması Şekil 3.4'te sunulmuştur (Reynolds vd., 2005). Deneyler Jar-test aparatında ve cam beherlerle gerçekleştirilmiştir. İlk aşamada kimyasal madde dozu ve pH optimizasyonu yapılmıştır. Koagülant madde olarak, Alum ve FeCl₃, flokülant madde PEL ve bu çalışmada sentezlenen FSPS kullanılmıştır. Özellikleri bilinen atıksuya kendi pH değerinde önce değişen dozlarda kimyasal eklenmiştir. 5 farklı koagülant dozu 15, 50, 100, 500, 1000 mg/L ve flokülant dozu 5, 10, 20, 40 ve 50 mg/L çalışılmıştır. Her bir behere önce koagülant madde eklenmiş 125 rpm'de 90 saniye hızlı karıştırma sonrasında 25 rpm'de 15 dakika yavaş karıştırmanın ardından 1 saat çökelmeye bırakılmıştır (Şekil 3.5). Bu işlemle en uygun koagülant dozu belirlenmiş ve daha sonra aynı işlem yavaş karıştırma aşaması başlangıcında farklı dozlarda flokülant eklenerek tekrarlanmıştır. En verimli iki flokülant dozu da belirlendikten sonra bu dozlarda farklı pH çalışmaları ham atıksuyun orijinal pH değeri (yaklaşık 13) ve dört farklı pH değerinde (3, 5, 7, 9) gerçekleştirilmiştir. Çökelme işleminden sonra numunelerin üst sularında bulanıklık ve diğer parametre analizleri gerçekleştirilmiştir.

Bu denemeler sentezlenen FSPS malzemeye ve konvansiyonel flokülantlardan polielektrolit (PEL) ile yapılmıştır. Yıkama atıksuyunun orijinal pH'ı yüksektir, çünkü yıkama yüksek oranda NaOH ile yapılmaktadır. Karıştırma ve çökelme süreleri olarak öncelikle koagülasyon-flokülasyon süre aralıkları denenmiş, Şekil 3.5'te belirtilen değerlerin bu atıksular için yeterli olduğu görülerek bundan sonrasında tüm çalışmada aynı değerler kullanılmıştır. Ön denemeler sonucunda deneysel çalışma sırasında süre ve hız optimizasyonu gerekli görülmemiştir.



Şekil 3.4. Koagülasyon-Flokülasyon deneyleri akım şeması



Şekil 3.5. Jar-test deneyleri

Çalışılan arıtım yöntemlerinden açığa çıkan çamurların özellikleri belirlenmiştir. Bu özellikler arasında yoğunluğu, katı içeriği, kek rezistansı gibi yaygın kullanılan çamur parametreleri yer almaktadır. Mahiroğlu vd.'nin (2009) arıtılabilirlik çalışmalarında kullandığı çamur analizi yöntemleri bu çalışmada da uygulanmıştır (Mahiroğlu vd., 2009).

3.4. Analizler

Ham atıksu numunelerinde ve uygulanan arıtım işleminin çıkış numunelerinde aynı analizler yapılmıştır.

Bulanıklık, KOİ, BOİ, AKM, Yağ-gres Standart Metotlara (APHA, 2005) göre analiz edilmiştir. Bulanıklık için standart 4000 NTU çözelti hazırlanarak değişen oranlarda seyreltilmiş, spektrofotometrede önce dalga boyu kalibrasyonu yapılmış, 375 nm en uygun dalga boyu olarak belirlendikten sonra her bir standart çözeltinin bu dalga boyunda absorbansı okunmuştur. Standart NTU değerine karşılık absorbans grafiğinden lineer regresyonla kalibrasyon denklemi $ABS_{375}=0.00175*NTU$ olarak belirlenmiştir. Analizlerde bulanıklık için spektrofotometrede 375 nm'de absorbans okunarak bu denklem yardımıyla bulanıklık değeri hesaplanmıştır. Standart Metotlardan KOİ:5220C ve 5220D, AKM:2540D, Yağ-Gres:5520B yöntemleriyle ölçülmüştür (APHA, 2005). pH Hach marka pH metre ile ölçülmüştür.

Çamur oluşumu gözlenen numunelerde çamur yoğunluğu, katı madde içeriği ve spesifik kek rezistansı analizleri yapılmıştır. Boş tartımı alınan mezüre 10 mL çamur numunesi alınıp tartılmıştır. Boş ve dolu mezür ağırlıkları farkının, çamur numunesi hacmine bölünmesiyle çamurların yoğunlukları hesaplanmıştır. Çamurun askıda katı madde değerlerinin ölçümleri için öncelikli olarak filtre kağıtları etüvde 105°C sıcaklıkta sabit tartıma getirilmiştir. Tartımı alınan filtre kağıtları kullanılarak mezürlere alınmış olan 10 mL'lik çamur numunelerinin süzme işlemi vakum erleni içerisine yerleştirilen bir başka mezüre süzüntü suyu toplanarak yapılmıştır. Bu esnada (5,10,15,20,30,40,50,60. saniyelerde) zamana karşı süzüntü hacmi verisi kaydedilmiştir. Süzme sonrasında filtre kağıtları tekrar etüve konularak, 105°C sıcaklıkta 1 saat kurutulmuştur. Süre sonunda desikatörde soğuyuncaya kadar bekletildikten sonra tartılmıştır. Filtre kağıtlarının ilk tartım ve son tartım arasındaki farklarının numune hacmine bölünmesiyle çamurların AKM değerleri hesaplanmıştır. Çamurların spesifik kek rezistansı hesaplamaları için, çamur numunelerinin filtrasyonu sırasında zamana karşılık kaydedilen süzülen su hacimlerine (V) karşılık zaman/hacim(t/V) grafikleri çizilmiş ve lineer regrasyon yapılarak grafiklerin eğim, kesim noktası, R² değerleri belirlenmiştir. Bu eğim değeri kullanılarak spesifik kek rezistansı formül (3.1) kullanılarak hesaplanmıştır (Reynolds, 2005).

$$R = \frac{2\Delta p A^2 m}{\mu w} \quad (3.1)$$

Burada:

R = Çamur kekinin spesifik rezistansı (m/kg)

A = Filtre alanı (0.00173 m²)

Δp=Negatif basınç farkı (49000 N/m²)

w = Süzüntünün birim hacmi başına kuru çamur katılarının ağırlığı (kg/m³ katıların tartım değerlerinin, süzme işlemi sırasında sabitlenen su hacmi değerlerine bölünmesiyle hesaplanmıştır)

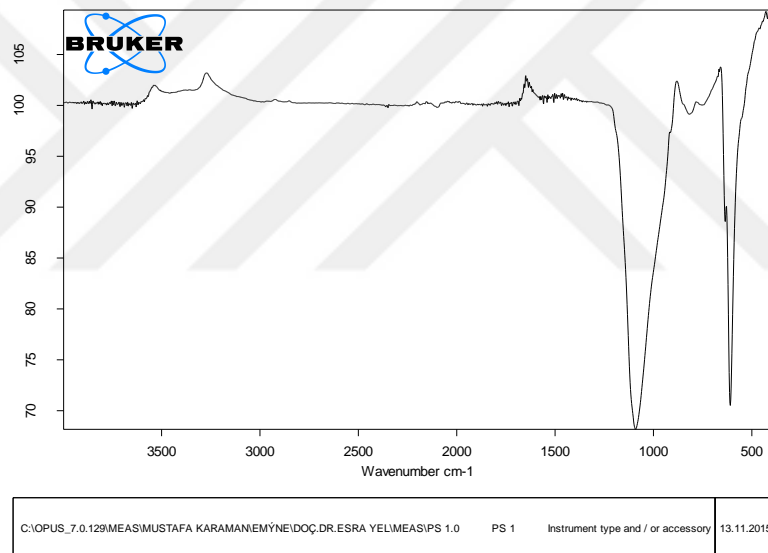
m = t/V – V grafiğinin lineer regrasyonundan bulunan eğim (s/m⁶)

μ = Süzüntünün mutlak vizkozitesi (ortam sıcaklığı 20°C için 0.001002 N.s/m²)

4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA

4.1. Atık PS'den Sülfolama ile Sentezlenen Flokülant (FSPS) Yapısı

Koagülasyon-flokülasyon çalışmalarında kullanılan FSPS Vink yöntemiyle sentezlenen ve atıksuların arıtımında etkinliği araştırılacak olan sentez materyaldir. Elde edilmiş yöntemi metot kısmında açıklanan FSPS'nin FTIR spektrumuna (Şekil 3.5) göre, spektrum titreşimlerinden $3600-3400\text{ cm}^{-1}$ dalga boyunda asit OH gruplarının varlığı, 1165 cm^{-1} dalga boyunda gerilim gösteren sülfonik asit için S=O, 800 cm^{-1} 'de aromatik C-H, 720 cm^{-1} 'de S-O gerilmesi saptanmıştır. Stiren monomerinden oluşan FSPS flokülantın yapısında çift bağların olması biyolojik olarak daha kolay parçalanabilirliğini göstermektedir (Şekil 3.5).



Şekil 3.5. Jar-test deneyleri

4.2. Atık Plastik Yıkama Atıksularının Karakteristiği

Çizelge 4.1'de atık plastiklerin kostik yıkama işlemi sonucu elde edilen atıksuların karakterizasyonu gösterilmiştir. pH, bulanıklık, KOİ, BOİ, AKM ve Yağ-Gres değerleri laboratuvarında Standart Metotlara (APHA, 2005) göre uygulanan analizlerle ölçülürken diğer katyonlar için ICP analizleri yaptırılmıştır. Yıkama işlemi bu çalışma süresince farklı zamanlarda, getirilen atıklar için tekrar tekrar uygulanmıştır. Her yıkama atıksuyu elde edildikten hemen sonra o döneme ait çalışmalarda kullanılmış, tükendiği vakit yeni atık getirilerek yeni yıkama işlemi yapılmıştır. Her

atıksuyun karakteristiği o atıksuyun kullanıldığı çalışmanın giriş değeri olarak kullanılmıştır. Bu sebeple ileriki bölümlerde sunulan çalışmalarda aynı tür plastiğin yıkama atıksuyu için farklı giriş değerleri görülebilmektedir. Bu şekildeki uygulama 1'den fazla sefer atıksu karakterizasyonu yapılmasını sağladığı için atıksuların her bir parametre değerlerinin istatistiksel incelemesi imkanı da doğmuştur. Böylelikle Çizelge 4.1'de her parametre ortalama değeri ve standart sapmasıyla birlikte sunulmuştur.

Atıksu karakteristiği parametrelerin birbirlerine yakınlık uzaklık değerleri açısından plastik türleri arasında benzerlik göstermekle birlikte büyüklükleri açısından her plastik türünün yıkama atıksuyu karakteristiği farklıdır. Örneğin PS yıkama atıksuyunda KOİ ve BOİ değerlerine kıyasla çok daha yüksektir. Plastik yıkama atıksuyundaki parametreler plastik atığın kendisinden, dış yüzeyindeki kontaminasyonlardan ve/veya içerisinde bulunan ürün artıklarından kaynaklanmaktadır. PS kaplarda daha çok gıda maddelerinin taşınması ve HDPE kaplarda temizlik malzemesi vb maddelerin bulunması her ikisinde de yüksek KOİ ve BOİ değeriyle sonuçlanmıştır. Atıksu kompozisyonu plastiğin orijinine ve ambalaj olarak kullanıldığı malzemenin özelliklerine göre değişim gösterse de burada belirtildiği gibi kirlilik seviyesi çok yükseldiğinde orijine bağlı spesifik bir kirleticiden söz edilememektedir. Yıkama işlemi oldukça derişik kostik çözeltisiyle gerçekleştirildiğinden pH ve Na tüm atıksularda yüksektir.

Atıksularda dikkate değer bir metal kirliliği gözlenmezken alkali elementlerin farklı seviyelerde de olsa hepsinde yer aldığı görülmektedir. BOİ/KOİ oranları aralık değer halinde verilmiştir. Bunun hesabında bu parametrelerin aldığı en düşük ve en yüksek değerleri kullanılmıştır. LDPE ve karışık plastik yıkama atıksuyunda en yüksek, PET yıkama atıksuyunda ise en düşük BOİ/KOİ oranı gözlenmiştir. BOİ atıksudaki organik bileşenlerin biyokimyasal olarak parçalanabilir kısmının bir ölçüsü olduğu için BOİ/KOİ oranı da atıksuyun biyolojik olarak arıtılabilirliği hakkında bilgi vermektedir. Biyolojik olarak arıtılabilirliği düşük olması demek organik bileşenlerin mikroorganizma tarafından parçalanabilir olmaması olarak düşünülürse bu oranın düşük olduğu atıksularda biyolojik arıtım uygulanacaksa bile öncesinde mutlaka bu biyoparçalanabilir olmayan bileşenlerin giderildiği kimyasal veya fizikokimyasal işlem gerektiği şeklinde yorumlanmaktadır. Bu çalışmada da uygulanacak koagülasyon-flokülasyon işleminin işte bu fizikokimyasal arıtım ihtiyacını karşılayıp karşılamadığı ortaya konulacaktır.

Çizelge 4.1. Plastik türlerinin yıkama atıksuyu karakterizasyonu

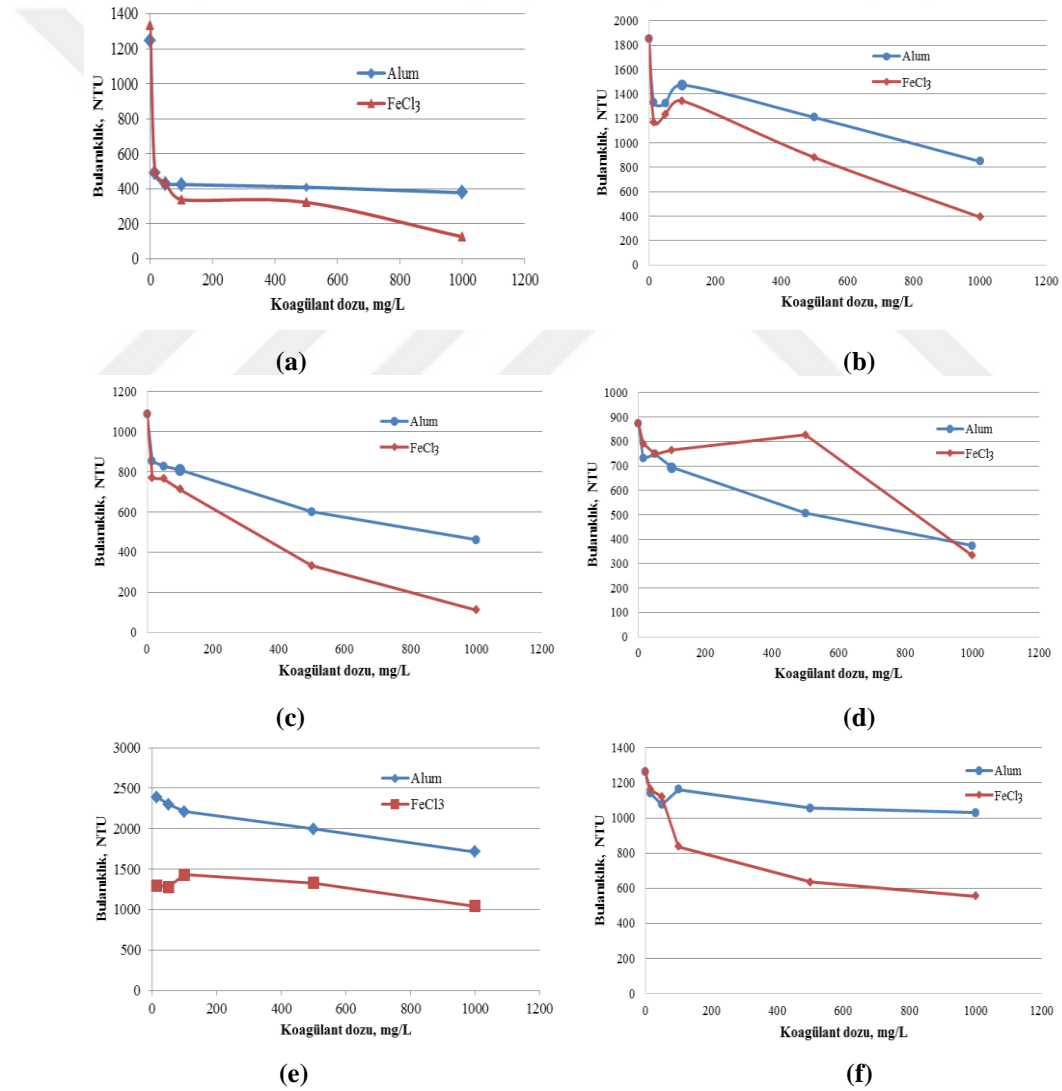
Parametreler	HDPE	LDPE	PET	PP	PS	Karışık
pH	13,94	13,76	13,87	13,75	13,69	13,67
Bulanıklık, NTU	1670±180	1205±400	985±100	1040±60	2840±480	1955±400
KOİ, mg/L	2880±650	1570±800	2810±210	2100±210	4140±790	2920±250
BOİ, mg/L	1095±650	840±500	840±280	795±320	1560±750	1300±550
BOİ/KOİ	0,20-0,49	0,44-0,57	0,22-0,37	0,25-0,48	0,24-0,47	0,28-0,58
AKM, mg/L	1890±215	880±160	1255±170	1280±190	1710±160	1080±170
Yağ-Gres mg/L	4270±2400	2275±650	3758±2200	3308±980	4621±960	8320±2600
Ca, mg/L	33,5±15	6,7±3	18,4±5	15,3±3	10,2±1	11,0±2
Cr, mg/L	2,01±0,5	0,65±0,05	0,16±0,05	0,16±0,05	0,12±0,05	0,09±0,01
Cu, mg/L	0,13±0,001	0,08±0,001	0,09±0,001	0,05±0,001	0,01±0,001	0,05±0,001
Fe, mg/L	7,70±1	0,66±0,2	2,12±0,5	1,53±0,5	16,78±1,4	4,83±1
K, mg/L	34,85±14	73,16±30	27,48±12	25,56±9	92,37±40	66,35±20
Mg, mg/L	2,27±1	1,66±0,7	3,74±1,8	2,24±1	2,32±1	1±0,04
Mn, mg/L	0,13±0,06	0,04±0,02	0,06±0,03	0,15±0,07	0,17±0,08	0,00±0,00
Mo, mg/L	0,55±0,00	0,18±0,00	0,04±0,00	0,03±0,00	0,03±0,00	0,04±0,00
Na, mg/L	17300±17150	17250±17100	17380±17200	17225±17100	17550±17300	17500±17410
Ni, mg/L	0,13±0,00	0,04±0,00	0,01±0,00	0,02±0,00	0,06±0,00	0,05±0,00
P, mg/L	7,01±1,6	13,54±2	3,7±0,4	5,05±1,4	16,35±5	12,0±3
Pb, mg/L	0,03±0,02	0,76±0,03	0,1±0,09	0,05±0,02	0,01±0,009	0,2±0,01
S, mg/L	435,9±164	78,3±20	73,0±31	89,7±36	103,3±45	103±80
Zn, mg/L	0,82±0,01	0,33±0,01	0,38±0,01	0,36±0,01	1,23±0,1	0,49±0,01

Yukarıda literatür bölümünde Çizelge 1.3'te PET, PE ve PP plastikler için temizleme işleminden oluşan atıksuların karakterleri verilmişti (Santos vd., 2005). Ancak Çizelge 1.3'teki bu değerler hem organik içerik hem de katyonlar bakımından bu çalışmada tespit edilenlerden farklıdır. Özellikle KOİ, yağ-gres ve bulanıklık değerleri bu çalışmada çok daha yüksek bulunmuştur. Pb daha düşük, Mn ve Fe yaklaşık değerlerde bulunmuştur. Çizelge 1.3'deki bazı parametreler Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nin revize edilmesi sebebiyle değişmiştir. Yönetmeliğin "Karışık Endüstriyel Atıksuların Alıcı Ortama Deşarj Kriterleri" tablosunun eski ve yeni hali kıyaslandığında TKM parametresinin AKM olarak değiştirildiği, sayısal değer aynı kaldığı, yağ-gres ve Pb limitinin 2 katına çıkarıldığı görülmüştür. Bu durumda üst limitler biraz daha esnektir. Listeye eklenen diğer metallerde de limitler yüksektir. Diğer taraftan Avrupa Birliği, Kentsel Atıksu Arıtma Tesislerine İlişkin Direktif (91/271/EEC) sadece BOİ ve KOİ limiti vermekte, ağır metallerle ilişkin limit tanımlamamaktadır. Bu çalışmada yer alan atıksuların BOİ, KOİ, AKM, Bulanıklık ve Yağ-gres seviyeleri hem literatürde ki diğer plastik yıkama atıksularından hem de anılan

mevzuattaki kriterlerden çok daha yüksektir. Diğer ölçülen iyonların bazılarında kriter bulunmamakta, diğerlerinde ise atıksuların değerleri limitlerin altında yer almaktadır. Bu yüzden bu çalışmadaki plastik yıkama atıksularının arıtılabilirlikleri değerlendirilirken öncelikle ağırlıklı olarak organik madde (BOİ-KOİ) ve bulanıklık esas alınacaktır.

4.3. Plastik Yıkama Atıksularının Koagülasyon-Flokülasyon ile Arıtılabilirliği

Bu çalışmada plastik yıkama atıksularının arıtılabilirliğinde esas olarak sentezlenen flokülantın etkileri üzerinde durulmuştur. Ancak flokülant beraberinde reaksiyonu sağlayan koagülan madde olarak Alum ve $FeCl_3$ denenmiştir.



Şekil 4.2. (a)HDPE (b) LDPE (c) PET (d) PP (e) PS (f) Karışık plastik yıkama atıksuyu arıtımında Alum ve $FeCl_3$ dozuyla bulanıklık değişimi

İlk aşamada ön denemelerde koagülant dozu seçilmiş, daha sonrasında tüm çalışmada aynı doz sabit tutularak flokülantın etkisi incelenmiştir. Şekil 4.2’de yıkama atıksuları için Alum ve $FeCl_3$ koagülant dozuyla bulanıklık değişimleri verilmiştir. Aslında çalışılan en düşük dozlardan itibaren bulanıklık giderimi sağlanmıştır. Fakat düşük dozlarda bulanık giderim verimlerinin %30-40 civarında olduğu belirlenmiştir. En iyi giderim koşullarının tüm yıkama atıksuları için 1000 mg/L koagülant dozunda olduğu bulunmuştur. Çalışmanın ilerleyen kısımlarında 1000 mg/L Alum ve $FeCl_3$ dozunun sabit tutulmasına karar verilmiştir. Genel olarak $FeCl_3$ ile giderim veriminin biraz daha fazla olduğu görülmüştür.

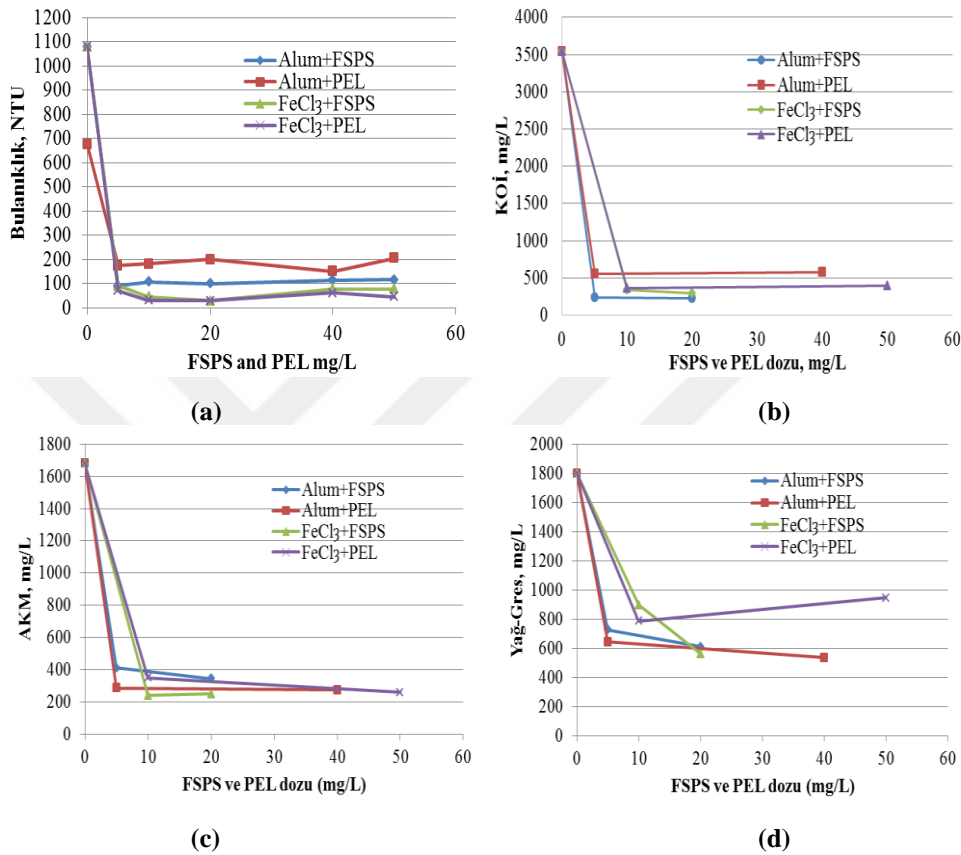
Koagülen dozu sabit tutularak hem sentezlenen FSPS ile hem de PEL ile deneyler yapılmıştır. Her denemede bulanıklık gideriminde en iyi ilk iki performansı gösteren dozlar seçilmiş ve bu numunelerde diğer parametrelere bakılmıştır. pH değişiminin koagülasyon-flokülasyon üzerine etkileri de yine seçilen bu en iyi iki doz üzerinde çalışılmıştır.

4.3.1. HDPE Yıkama Atıksuyunun Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtılabilirliği

1000 mg/L Alum ve $FeCl_3$ ile 2 farklı flokülant (PEL ve FSPS) ve 5 farklı flokülant dozu (5, 10, 20, 40 ve 50 mg/L) ile Jar-test denenmiştir. Şekil 4.3 incelendiğinde Alum+FSPS için 5 mg/L, 20 mg/L, Alum+PEL için 5 mg/L, 40 mg/L, $FeCl_3$ +FSPS için 10 mg/L, 20 mg/L ve $FeCl_3$ +PEL için 10 mg/L, 50 mg/L en verimli ikişer flokülant dozu olarak belirlenmiştir. Bulanıklık giderim verimleri ise Alum+FSPS 5 mg/L, 20 mg/L için %92 ve %91, Alum+PEL 5 mg/L, 40 mg/L için %74 ve %77, $FeCl_3$ +FSPS 10 mg/L, 20 mg/L için %96 ve %97, $FeCl_3$ +PEL 10 mg/L, 50 mg/L için %97 ve %96 olarak gözlemlenmiştir.

Seçilen bu dozlarda koagülasyon-flokülasyon uygulandığında atıksudaki diğer parametrelerin giderimleri Şekil 4.3 b, c ve d’de sunulmuştur. Alum+ 20 mg/L FSPS dozunda %94, $FeCl_3$ + 20 mg/L FSPS dozunda % 92, KOİ giderim verimi sağlanmış, atıksuyun KOİ konsantrasyonu 3540 mg/L’den Alum+20 mg/L FSPS ile 225 mg/L değerine kadar düşürülmüştür (Şekil 4.3b). KOİ’nin bu giderim değeri SKKY’deki deşarj kriterinin altında giderim sağlandığını göstermektedir (Çizelge 1.3). Alum+ 20 mg/L FSPS dozunda %79 AKM, %66 yağ-gres, Alum+ 40 mg/L PEL dozunda %84 AKM, %70 yağ-gres, $FeCl_3$ + 10 mg/L FSPS dozunda %86 AKM, %69 yağ-gres, $FeCl_3$ + 50 mg/L PEL dozunda %85 AKM, %56 Yağ-gres giderim verimi sağlanmıştır

(Şekil 4.3c ve d). AKM konsantrasyonunun da 1680 mg/L'den FeCl₃+10 mg/L FSPS dozunda 240 mg/L değerine kadar giderim sağlandığı gözlenmiştir. Atıksuyun Yağ-gres konsantrasyonu 1800 mg/L'den Alum+ 40 mg/L PEL dozunda 586 mg/L değerine kadar düşmüştür. Genel itibariyle ham atıksu pH değerinde, FeCl₃+FSPS/PEL kombinasyonlarında ki çalışmalar Alum ile olanlara göre daha iyi sonuçlar elde edilmiştir.



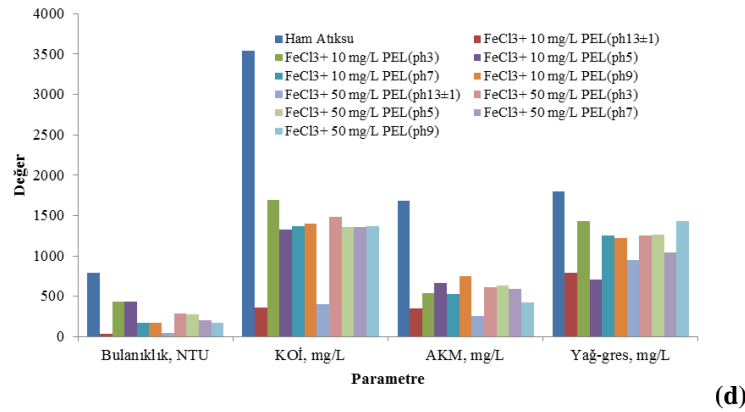
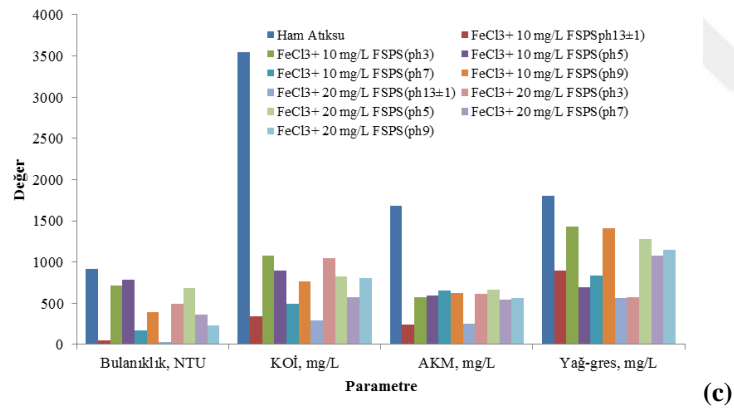
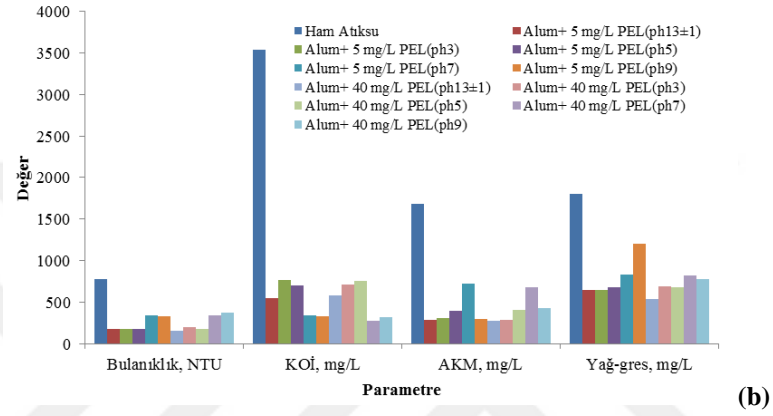
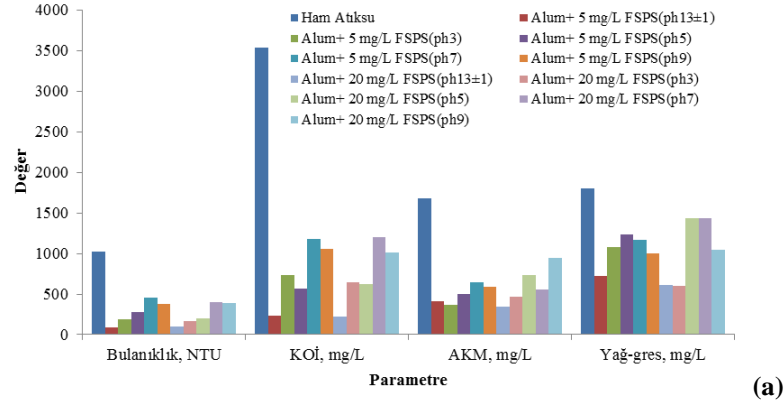
Şekil 4.3. HDPE yıkama atıksuyu arıtımında FSPS ve PEL dozuyla (a) bulanıklık (b) KÖİ (c) AKM (d) Yağ-Gres değişimi (Tek başına Alum ve FeCl₃ kullanıldığında sonuç bulanık değerleri sırasıyla 378 ve 126 NTU'ya kadar düşürülmüştür.)

1000 mg/L koagülant dozu ve seçilen en verimli ikişer flokülant dozu sabit tutulmuş ve Alum+FSPS ve Alum+PEL kombinasyonlarında 3, 5, 7 ve 9 pH değerlerinde de aynı arıtmalar tekrarlanmıştır (Şekil 4.4). pH 3'te Alum+20 mg/L FSPS dozunda bulanık giderim verimi % 83, Alum+5 mg/L PEL dozunda verim %78 olarak gözlenmiştir. pH değeri arttıkça bulanıklık giderim verimi azalmıştır. FeCl₃+FSPS/PEL farklı pH'lardaki çalışmalarda bulanıklık giderim verimi düşmüştür. Atıksuyu pH eklenmesi FeCl₃'lü deneylerde stabile hale gelen flokları destabilize hale getirmiştir. Bu durumda verim olumsuz yönden etkilenmiştir. Yine de verimi iyi olan doz ve pH değerleri vardır. FeCl₃+FSPS ile pH 7 değerinde diğer pH değerlerine göre daha iyi verim sağlanmıştır. FeCl₃+10 mg/L FSPS pH 7'de %81, pH 9'da 20 mg/L FSPS

dozunda %75 giderim verimi elde edilmiş ve pH 3-5 değerlerinde verimin daha düşük olduğu belirlenmiştir (Şekil 4.4). FeCl_3+10 mg/L PEL pH 9 değerinde %79, 50 mg/L PEL dozunda %80, pH 7 için 10 mg/L FSPS dozunda %79 giderim verimi sağlamıştır ve pH 3-5 değerlerinde verimin daha düşük olduğu belirlenmiştir. HDPE plastik atıksuyunun orijinal pH değerinde bulanıklık giderimi pH 3-5-7 ve 9 değerlerinde elde edilenlerden daha iyidir. HDPE yıkama atıksuyunun orijinal pH değerinde FeCl_3+20 mg/L FSPS dozunda 1079 NTU'dan 29 NTU'ya kadar bulanıklık giderimi sağlamıştır. Bu giderim değer SKKY'deki bulanıklık deşarj kriteri verisine çok yakındır (Çizelge 1.3). Buna göre **bulanıklık giderimi için** en uygun koagülant, flokülant dozu ve pH değeri sırayla; 1000 mg/L FeCl_3 , **20 mg/L FSPS ve orijinal pH değeri 13 ± 1** (%97) olarak belirlenmiştir.

Ham atıksu KOİ konsantrasyonu 3540 mg/L'den pH 5'de Alum+20 mg/L FSPS dozunda 571 mg/L (%82), Alum+40 mg/L PEL dozunda 270 mg/L (%92) değerine kadar azalmıştır. FeCl_3+10 mg/L FSPS için pH 7'de 496 mg/L değerine kadar, pH 5'te FeCl_3+10 mg/L PEL dozunda 1330 mg/L değerine kadar KOİ giderilmiştir (Şekil 4.4). FeCl_3 +PEL dozlarında KOİ konsantrasyonlarının yüksek olduğu ve giderim verimin %50-65 arasında değiştiği belirlenmiştir. KOİ giderimi için de benzer şekilde atıksuyun kendi pH değerinde en yüksek giderim gözlenmiştir. **KOİ giderimi açısından** en uygun koagülant, flokülant dozu ve pH değeri sırayla; 1000 mg/L **Alum, 20 mg/L FSPS dozu ve orijinal pH değeri 13 ± 1** (%94 verim) olarak belirlenmiştir.

pH 3'de Alum+ 5 mg/L FSPS dozunda %78, pH 5'te ise 5 mg/L dozunda %70 AKM giderim verimi sağlamıştır. Alum+40 mg/L PEL pH 3' te %83, pH 9'da 5 mg/L flokülant dozunda %83 AKM giderim verimi sağlamıştır. pH 3'de Alum+FSPS dozlandığında AKM değeri 1680 mg/L'den en düşük 365 mg/L (%78) değerine, Alum+PEL ise 280 mg/L (%83) değerine kadar giderim sağlamıştır. FeCl_3+20 mg/L FSPS pH 7'de %68, pH 9'da ise %66 giderim verim elde edilmiştir. FeCl_3+10 mg/L PEL pH 7'de %69, pH 9'da 50 mg/L flokülant dozunda %75 giderim verim elde edilmiştir (Şekil 4.4c ve d). AKM konsantrasyon değişiminin birbirine benzediği fakat en verimli sonuçların pH 9'da elde edildiği gözlemlenmiştir. Ham atıksuyun AKM değeri olan 1680 mg/L'den pH 9'da FeCl_3+20 mg/L FSPS dozunda 565 mg/L'ye, pH 9'da FeCl_3+50 mg/L PEL dozunda 420 mg/L değerine kadar AKM giderimi sağlamıştır. Bu atıksudan **AKM giderimi için** en uygun koagülant ve flokülant dozu ile pH değerleri sırayla; 1000 mg/L FeCl_3 , **10 mg/L FSPS ve suyun kendi pH değeri 13 ± 1** (%86 verim) olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.4. HDPE yıkama atıksuyu arıtımında (a)Alum+FSFS (b)Alum+PEL (c) FeCl₃+FSFS ve (d) FeCl₃+PEL için pH ile parametrelerin değişimi

Ham atıksu yağ-gres konsantrasyonunda 1800 mg/L'den pH 3'de Alum+20 mg/L FSPS dozunda 598 mg/L (%67), Alum+ 5 mg/L PEL dozunda 640 mg/L (%64) değerine kadar giderim sağlanmıştır. pH 7 ve 9'da Alum+FSPS ve Alum+PEL yağ-gres giderimi daha düşüktür. Yağ-gres pH 3'de FeCl₃+ 20 mg/L FSPS dozunda 574 mg/L, pH 5'de FeCl₃+ 10 mg/L PEL dozunda 710 mg/L değerine kadar düşmüştür (Şekil 4.4.c ve d). Diğer pH değerlerinde Yağ-gres giderimi oldukça düşüktür. HDPE yıkama atıksuyu **Yağ-gres giderimi için** en uygun koagülant, flokülant dozu ve pH değeri sırayla; 1000 mg/L Alum, 40 mg/L PEL dozu ve suyun kendi pH değeri 13±1 (%70) olarak belirlenmiştir.

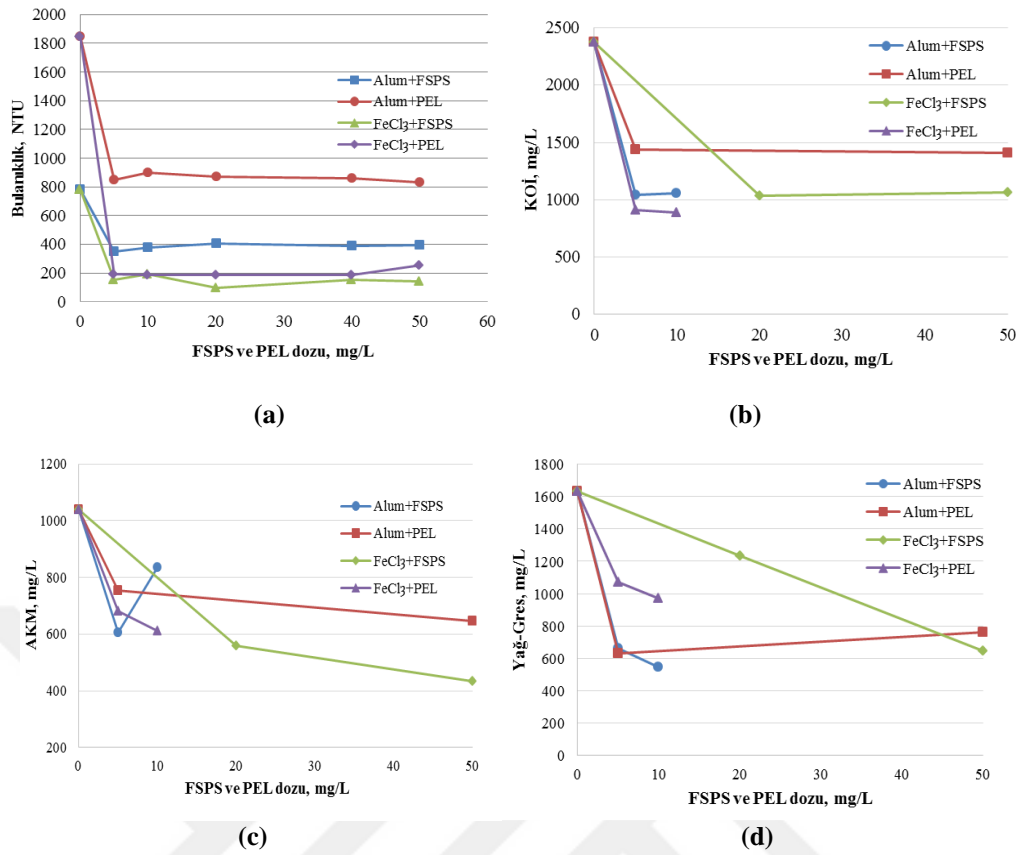
Farklı koagülant-flokülant ve pH koşullarında BOİ konsantrasyonları Çizelge 4.2'de gösterilmiştir. FeCl₃+ 20 mg/L FSPS dozunda HDPE plastik atıksuyunun kendi pH değerinde %86, pH 7'de %92 BOİ verimi sağlanmıştır.

Çizelge 4.2. HDPE yıkama atıksuyu arıtımında pH ve FSPS ve PEL dozuyla BOİ değişimi

	koagülant dozu (mg/L)	Orijinal pH'da			En verimli BOİ sağlayan pH	En verimli pH'da		
		flokülant dozu (mg/L)	BOİ (mg/L)	verim (%)		flokülant dozu (mg/L)	BOİ (mg/L)	verim (%)
Ham atıksu	-	-	1790	-	-	-	1790	-
Alum+FSPS	1000	5	250	86	3	20	565	68
Alum+PEL	1000	40	430	76	3	5	235	87
FeCl ₃ +FSPS	1000	20	245	86	7	10	135	92
FeCl ₃ +PEL	1000	10	390	78	7	10	1660	7

4.3.2. LDPE Yıkama Atıksuyunun Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtılabilirliği

LDPE yıkama atıksuyu arıtılabilirlik çalışmasında da 1000 mg/L Alum ve FeCl₃ sabit tutulmuş ve 5 farklı flokülant dozu ile (5, 10, 20, 40, 50 mg/L) çalışılmıştır ve Alum+FSPS için 5 mg/L, 10 mg/L, Alum+PEL için 5 mg/L, 50 mg/L, FeCl₃+FSPS için 20 mg/L, 50 mg/L ve FeCl₃+PEL için 10 mg/L, 50 mg/L en verimli ikiye doz olarak belirlenmiştir (Şekil 4.5a). Bu dozlarda ulaşılan bulanıklık giderim verimleri Alum+FSPS için %55 ve %52, Alum+PEL için %54 ve %55, FeCl₃+FSPS için %87 ve %82, FeCl₃+PEL için %90 olarak belirlenmiştir. LDPE yıkama atıksuyu bulanıklık giderimi için FeCl₃+FSPS/PEL çalışmalarında daha yüksek arıtım verimleri elde edilmiştir.



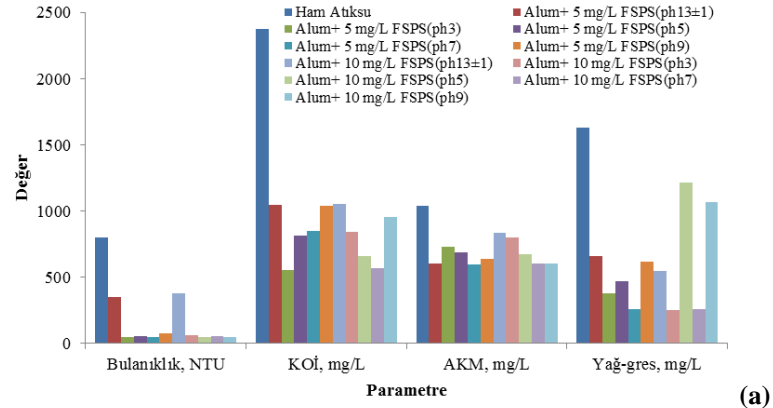
Şekil 4.5. LDPE yıkama atıksuyu arıtımında FSPS ve PEL dozuyula (a) bulanıklık (b) KOİ (c) AKM (d) Yağ-Gres değişimi (Tek başına Alum ve FeCl₃ kullanıldığında sonuç bulanık değerleri sırasıyla 848 ve 392 NTU'ya kadar düşürülmüştür.)

Alum+ 5 mg/L FSPS dozunda %56, FeCl₃+ 10 mg/L PEL dozunda %63 KOİ giderim verimi sağlanmıştır. LDPE yıkama atıksuyu KOİ konsantrasyonu 2376 mg/L'den pH 3 Alum+ 5 mg/L FSPS dozunda 552 mg/L (%77), Alum+ 50 mg/L PEL dozunda 612 mg/L (%74) değerine kadar verim sağlarken (Şekil 4.6a,b) FeCl₃+FSPS için pH 9'da 20 mg/L flokülant dozunda 444 mg/L değerine kadar, pH 3'te FeCl₃+ 5 mg/L PEL dozunda 384 mg/L değerine kadar giderim verimi sağlanmıştır (Şekil 4.6c,d). Alum+ 5 mg/L FSPS dozunda %42, FeCl₃+ 50 mg/L FSPS dozunda %58 AKM giderim verimi sağlanmıştır. Atıksuyun AKM konsantrasyonu 1040 mg/L'den FeCl₃+ 50 mg/L FSPS ile 435 mg/L değerine kadar düşürülmüştür. Alum+5 mg/L FSPS pH 7'de 1040 mg/L'den 595 mg/L'ye (%43), Alum+50 mg/L PEL pH 9'da 610 mg/L'ye (%41) AKM giderim verimi sağlamıştır (Şekil 4.6a,b). Buna karşılık FeCl₃+FSPS ve FeCl₃+PEL koagülant ve flokülant dozunda orjinal pH'tan sonra en verimli pH 9 olarak belirlenmiştir, FeCl₃+ 50 mg/L FSPS dozunda 650 mg/L'ye, FeCl₃+ 10 mg/L PEL dozunda 575 mg/L değerine kadar giderim sağlanmıştır (Şekil 4.6c,d). Aynı atıksu numunelerinde yağ-gres gideriminde en verimli koagülant ve flokülant dozu Alum+ 10

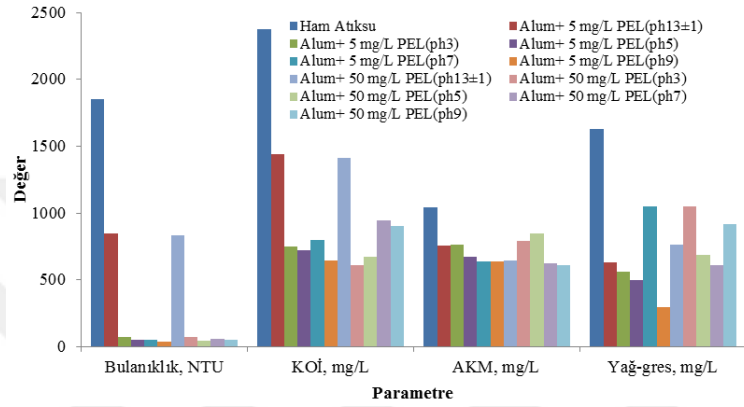
mg/L FSPS'dir. Alum+ 10 mg/L FSPS dozunda Yağ-gres 1630 mg/L'den 548 mg/L'ye (% 66) kadar giderilmiştir. pH değişimi ile bu nisbeten düşük yağ-gres giderimleri Alum+FSPS için pH 3-7, Alum+PEL için ise pH 9 olduğunda yükselmiştir. Yağ-gres 1630 mg/L'den pH 3'de Alum+10 mg/L FSPS dozunda 250 mg/L'e (%85) ve pH 9'da Alum+ 5 mg/L PEL dozunda 296 mg/L (%82) değerine kadar giderim gözlenmiştir.

Atıksuyun kendi pH'ı olan 13 değerinin yanısıra 3, 5, 7 ve 9 pH değerlerinde yapılan çalışmada tüm pH değerlerinde bulanıklık gideriminde iyi sonuçlar elde edildiği ve en verimli değer pH 9' da olduğu belirlenmiştir (Şekil 4.6). pH 9 Alum+ 10 mg/L FSPS dozunda bulanıklık değeri 803 NTU'dan 44 NTU'ya (%95 verim), pH 9 Alum+ 5 mg/L PEL flokülant dozunda 783 NTU'dan 39 NTU (%95) değerine kadar giderim sağlandığı gözlenmiştir. pH 7'de FeCl₃+ 20 mg/L FSPS dozunda bulanıklık değeri 783 NTU'dan 7 NTU (%99) değerine, pH 5'te FeCl₃+ 10 mg/L PEL dozunda 5 NTU (%99) değerine kadar giderim sağlanmıştır. FeCl₃ için pH 7'deki bulanıklık giderimi verimleri ile SKKY'deki bulanıklık deşarj kriteri değerinin oldukça altında bir sonuç elde edilmiştir. pH 3'de FeCl₃+FSPS ve FeCl₃+PEL dozlandığında bulanıklık giderimi diğer pH değerlerine göre oldukça düşüktür. FeCl₃+FSPS için en uygun pH değeri 7 olarak, FeCl₃+PEL için ise pH 5 olarak belirlenmiştir.

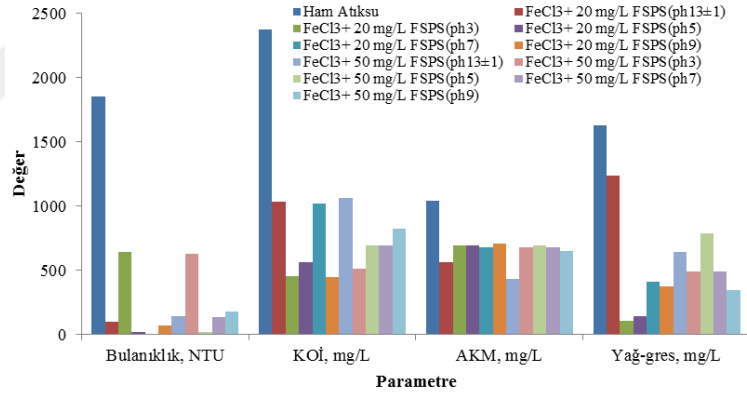
LDPE plastik yıkama atıksuyunda HDPE'nin tersine pH 3, 5, 7 ve 9 değerlerinde arıtım çıkışı bulanıklık verileri atıksuyun orijinal pH değerinde elde edilenden daha yüksek verime ulaşmıştır (Şekil 4.6). **LDPE atıksuyu bulanıklık giderimi** için en uygun koagülant, flokülant dozu ve pH değeri sırayla; 1000 mg/L FeCl₃, 20 mg/L FSPS dozu ve pH 7 (%99 verim) olarak belirlenmiştir. LDPE atıksuyundan **KOİ giderimi için** en uygun koagülant, flokülant dozu ve pH değeri sırayla; 1000 mg/L FeCl₃, 5 mg/L PEL dozu ve pH 3 (%84) olarak belirlenmiştir. LDPE yıkama atıksuyu **AKM giderimi için** en uygun koagülant, flokülant dozu ve pH değeri sırayla; FeCl₃, 50 mg/L FSPS ve orijinal pH değeri 13±1 (%58) olarak belirlenmiştir. 1630 mg/L yağ-gres değeri FeCl₃+20 mg/L FSPS ile pH 3'te 104 mg/L'ye (%94), FeCl₃+50 mg/L PEL ile pH 7'de 372 mg/L (%77) seviyesine inmiştir. LDPE yıkama atıksuyu **yağ-gres giderimi için** en uygun koagülant, flokülant dozu ve pH değeri sırayla; FeCl₃, 20 mg/L FSPS ve pH 3 (%94) olarak belirlenmiştir.



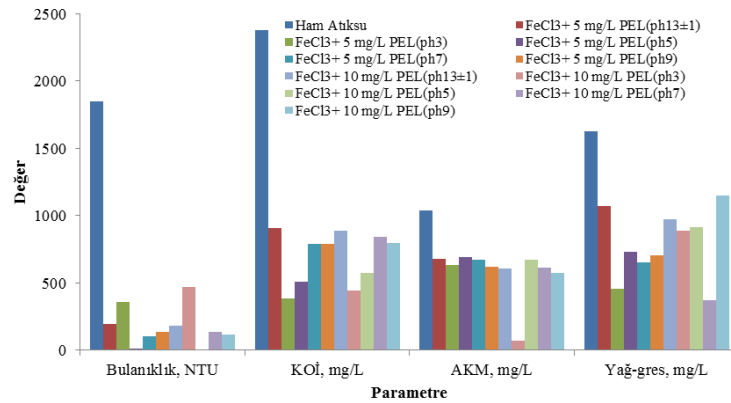
(a)



(b)



(c)



(d)

Şekil 4.6. PET yıkama atıksuyu arıtımında (a)Alum+FSPS (b)Alum+PEL (c) FeCl₃+FSPS ve (d) FeCl₃+PEL için pH ile parametrelerin değişimi

BOİ değerleri izelge 4.3'te gösterilmiştir. LDPE yıkama atıksuyunun orijinal pH değerinde BOİ giderim değerleri farklı pH'larda gerçekleştirilen BOİ veriminden daha düşüktür. BOİ giderimi için en uygun koagülant, flokülant dozu ve pH değeri sırayla; 1000 mg/L FeCl₃, 20 mg/L PS dozu ve pH değeri 7 (%81) olarak belirlenmiştir.

Çizelge 4.3. LDPE yıkama atıksuyu arıtımında pH ve FSPS ve PEL dozuyla BOİ değişimi

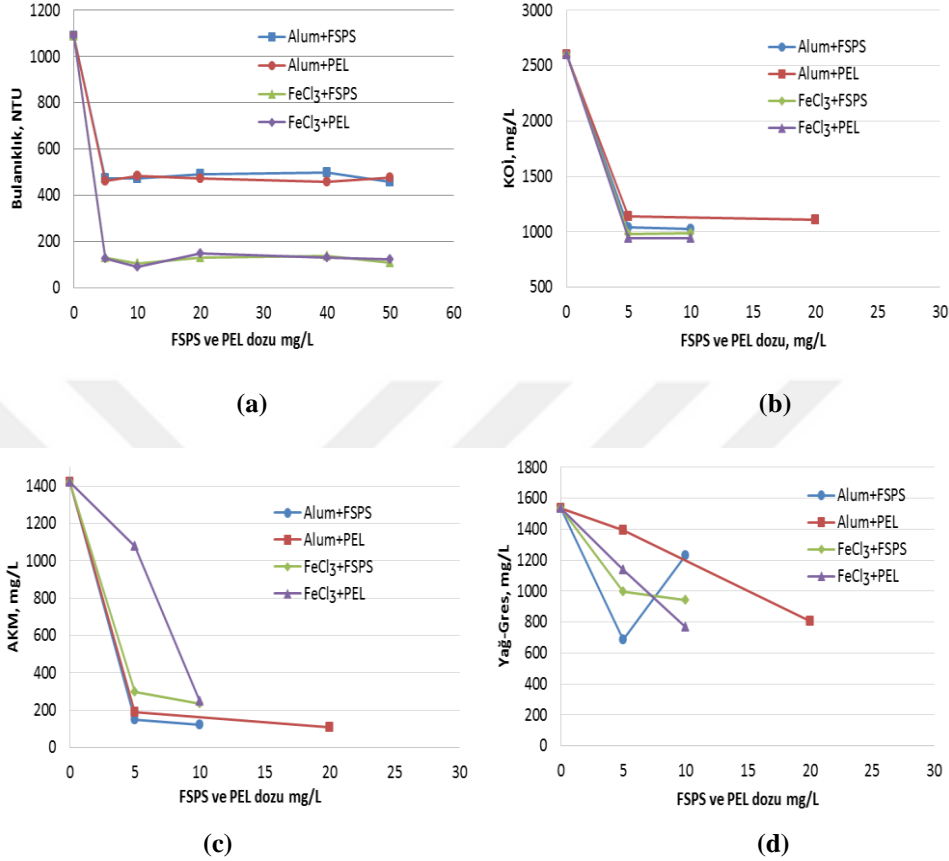
	koagülant dozu (mg/L)	Orijinal pH'da			En verimli BOİ sağlayan pH	En verimli pH'da		
		flokülant dozu (mg/L)	BOİ (mg/L)	verim (%)		flokülant dozu (mg/L)	BOİ (mg/L)	verim (%)
Ham atıksu	-	-	1475	-	-	-	1790	-
Alum+FSPS	1000	5	61	59	9	10	435	71
Alum+PEL	1000	50	1145	22	9	5	635	57
FeCl ₃ +FSPS	1000	20	570	61	7	20	280	81
FeCl ₃ +PEL	1000	5	910	38	5	10	445	70

4.3.3. PET Yıkama Atıksuyunun Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtılabilirliği

Plastik atık türünün farklılığı aynı zamanda plastik ambalajın içinde taşınan maddelerin kalıntılarını da farklılaştırmakta, buna bağlı olarak da daha önce belirtildiği gibi atıksu kompozisyonları önemli değişiklikler göstermektedir. Farklı atıksu matrisleri atıksuyun aynı arıtım işlemi uygulamasına verdiği cevabı da farklılaştırmaktadır. Bu sebeple herbir atıksu türü için ikili koagülant-flokülant kombinasyonlarının herbirinin en iyi bulanıklık giderimi sağlayan dozları ayrı ayrı seçilmektedir. İlerleyen kısımlarda bunlar birbirleriyle kıyaslanacaktır.

PET yıkama atıksuyu koagülasyon-flokülasyonunda Alum+FSPS için 5 mg/L, 10 mg/L, Alum+PEL için 5 mg/L, 20 mg/L, FeCl₃+FSPS için 5 mg/L, 10 mg/L ve FeCl₃+PEL için 5 mg/L, 10 mg/L en verimli 2 flokülant dozu olarak seçilmiştir (şekil 4.7a). Bulanıklık giderim verimleri Alum+FSPS 5 mg/L, 10 mg/L her ikisi için %56, Alum+PEL 5 mg/L, 20 mg/L her ikisi için %57, FeCl₃+FSPS 5 mg/L, 10 mg/L için %88 ve %91, FeCl₃+PEL 5 mg/L, 10 mg/L için %89 ve %92 olarak gözlemlenmiştir. Alum koaglantına göre FeCl₃'n daha etkili olduğu görülmektedir (şekil 4.7a). Bu bulgulardan görüldüğü gibi bu atıksuda ilave kimyasal olarak kullanılan flokülantların belirgin bir etkinliği bulunmamaktadır. Bu durum her iki flokülant için de geçerlidir. Yani sentezlenen FSPS malzeme konvansiyonel PEL malzeme ile benzer etki göstermiştir. Seçilen dozlarda KOİ konsantrasyonu değişimleri şekil 4.7b'de

gösterilmiştir. Alum+ 10 mg/L FSPS dozunda %57, FeCl₃+ 5 ve 10 mg/L FSPS dozunda %59, FeCl₃+ 10 mg/L PEL dozunda %61 KOİ giderim verimi sağlanmıştır. KOİ giderimlerinde flokülant dozlarının 5 ile 10 mg/L olması arasında hem FSPS hem PEL flokülantları kullanıldığında belirgin bir fark gözlenmemiştir.



Şekil 4.7. PET yıkama atıksuyu arıtımında FSPS ve PEL dozuyla (a) bulanıklık (b) KOİ (c) AKM (d) Yağ-Gres değişimi (Tek başına Alum ve FeCl₃ kullanıldığında sonuç bulanık değerleri sırasıyla 461 ve 111 NTU'ya kadar düşürülmüştür.)

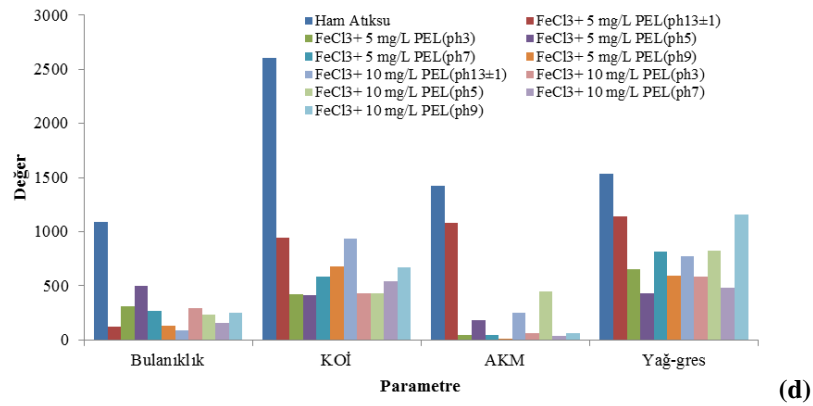
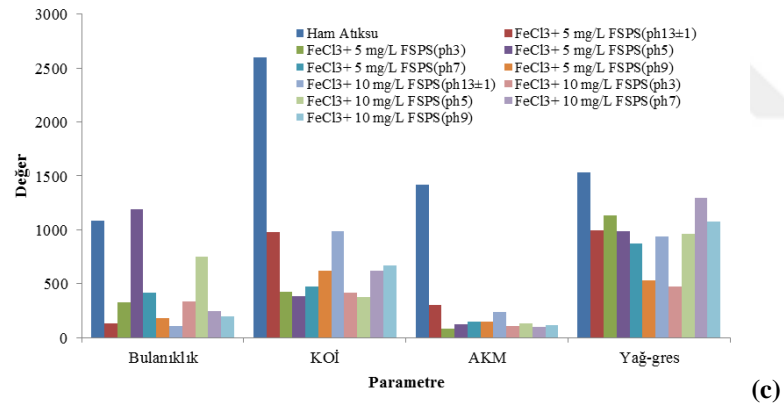
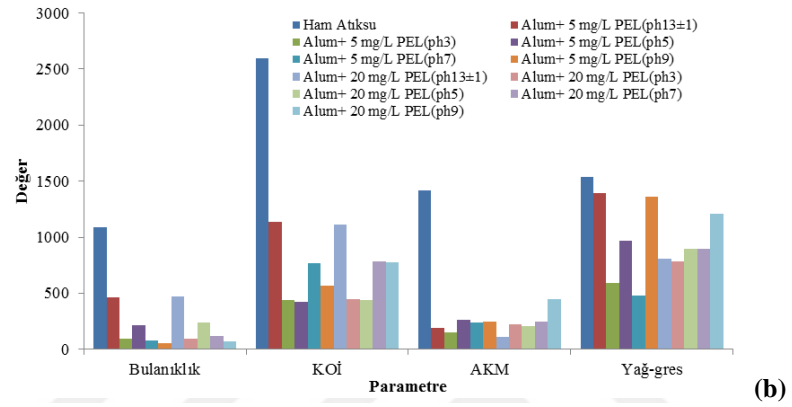
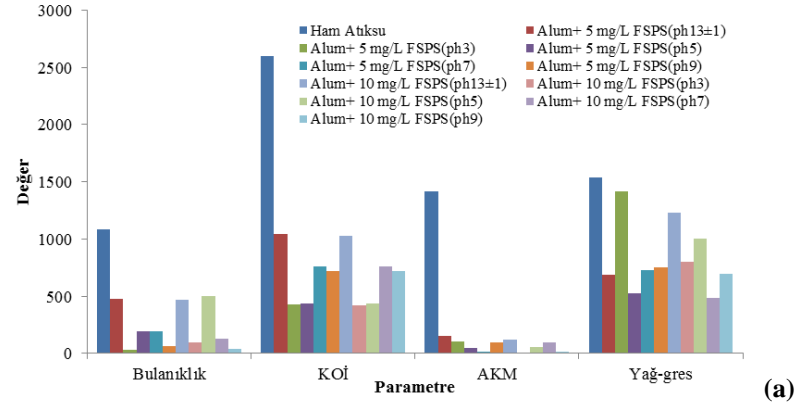
Aynı arıtım çıkış suyu numunelerinde AKM konsantrasyonu değişimi Şekil 4.7c'de gösterilmiştir. Alum+10 mg/L FSPS ile %92, Alum+20 mg/L PEL ile %92, FeCl₃+10 mg/L FSPS ile %83, FeCl₃+10 mg/L PEL ile %82 AKM giderim verimi sağlanmıştır. PET plastik yıkama atıksuyu AKM konsantrasyonunun da 1420 mg/L'den Alum+20 mg/L PEL dozunda 110 mg/L değerine kadar giderim sağlandığı gözlenmiştir. Ancak alum beraberinde FSPS ve PEL flokülantlarının kullanımında 5 ve 10 mg/L flokülant dozlarında da performansın oldukça benzer olduğu söylenebilmektedir. Hatta 5 mg/L FSPS ile yaklaşık aynı verim sağlandığı da söylenebilmektedir. AKM giderimi için sağlanan bu verilerin SKKY deşarj kriterinin sınır değerinin altında olduğu görülmektedir (Çizelge 1.3). PET yıkama atıksuyunda bu koşullarda sağlanan yağ-gres giderim verimleri diğer parametreler kadar yüksek

değildir. Alum+5 mg/L FSPS ile %55, Alum+20 mg/L PEL ile %47, FeCl₃+10 mg/L FSPS ile %39, FeCl₃+10 mg/L PEL ile %50 Yağ-gres giderim verimi sağlanmıştır.

Bulanıklık giderim verimlerinin FeCl₃+5 mg/L FSPS ile pH 9'da %74, diğer pH değerlerinde daha düşük olduğu belirlenmiştir. FeCl₃+PEL ile pH 9 değerinde en verimli giderim sağlanmıştır. FeCl₃+5 mg/L PEL için pH 9'da bulanıklık giderimi %81 olarak gözlenmiştir. PET yıkama atıksuyunun orijinal pH değerinde FeCl₃+10 mg/L FSPS ve FeCl₃+10 mg/L PEL dozunda 1087 NTU'dan sırasıyla 101 ve 92 NTU'ya kadar bulanıklık giderimi sağlandığı belirlenmiştir, pH 9'da Alum+10 mg/L FSPS dozunda 1087 NTU olan bulanıklık değeri 43 NTU'ya kadar düşürülebilmektedir. **PET atıksuyu bulanıklık** giderimi için en uygun koagülant, flokülant dozu ve pH değeri sırayla; 1000 mg/L Alum, 10 mg/L FSPS dozu ve pH 9 değerinde (%94) olarak seçilmiştir.

Ham atıksu 2600 mg/L KOİ konsantrasyonunda hem Alum hem FeCl₃+FSPS ve PEL için en verimli giderimin pH 3 ve 5'te olduğu gözlemlenmiştir (Şekil 4.8). pH 5 Alum+5 ve 10 mg/L FSPS dozunda %82, pH 3'te 5 mg/L FSPS dozunda %82, Alum+5 mg/L PEL dozunda pH 5'te %82, pH 3'te %81 KOİ giderim verimi sağlanmıştır. Benzer şekilde pH 5'te FeCl₃+5 mg/L FSPS ile 380 mg/L değerine kadar (%84), FeCl₃+5 mg/L PEL ile 412 mg/L değerine kadar (%83) KOİ giderimi elde edilmiştir. **PET yıkama atıksuyu KOİ giderimi** için atıksuyun orijinal pH değerinden daha yüksek başarı pH 5'de 1000 mg/L FeCl₃ ve 5 mg/L FSPS dozu ile %84 olarak belirlenmiştir.

Alum+ FSPS ile 5 ve 10 mg/L flokülant dozlarında %99'a kadar AKM giderim verimi sağlanmıştır. AKM değeri 1420 mg/L'den 10 mg/L değerine kadar düşürülmüştür. Bu giderim ile SKKY AKM deşarj kriteri sınır değerinin çok altında bir verim sağlandığı belirlenmiştir (Çizelge 1.3). Burada sentezlenen FSPS konvansiyonel PEL flokülantına kıyasla alum ile birlikte hemen hemen bütün pH'larda daha etkili AKM giderimi sağlamıştır (Şekil 4.8a,b). FeCl₃+10 mg/L FSPS ile pH 3'de %94, pH 9'da ise %92 giderim verim elde edilmiştir. Diğer pH'larda da AKM giderim verimi %90 ve üzerinde olduğu belirlenmiştir. FeCl₃+PEL kombinasyonun da ise (Şekil 4.8d) pH 9'da 5 mg/L flokülant dozunda giderim verimi %99'a ulaşmıştır. Ham atıksuyun AKM değeri olan 1420 mg/L'den 10 mg/L değerine kadar giderim sağlanmıştır. FeCl₃ ile birlikte kullanıldığında alum'un aksine FSPS bütün pH'larda PEL ile yakın AKM giderimi sağlamaktadır.



Şekil 4.8. PET yıkama atıksuyu arıtımında (a)Alum+FSPS (b)Alum+PEL (c) FeCl₃+FSFS ve (d) FeCl₃+PEL için pH ile parametrelerin değişimi

PET yıkama atıksuyu AKM giderimi için en uygun koagülant ve flokülant dozu ile pH değerleri sırayla; 1000 mg/L FeCl₃, 10 mg/L PEL dozu ve pH 9 (%99 verim) ve aynı sonuçların elde edildiği 1000 mg/L Alum, 10 mg/L FSPS dozu ve pH 9 (%99 verim) olarak belirlenmiştir.

Yağ-gres değerlerinde başlangıç pH'ına bağlı değişimler bulanıklık ve AKM'ye kıyasla çok daha belirgindir. Kullanılan koagülant ve flokülant ile pH yağ-gres giderimini önemli oranda etkilemektedir (Şekil 4.8). Ham atıksu yağ-gres konsantrasyonu 1536 m/L'den pH 7'de Alum+10 mg/L FSPS ile %68 (484 mg/L) ve Alum+5 mg/L PEL ile %69 (478 mg/L) giderim verimi elde edilmiştir. Diğer taraftan, FeCl₃ kullanıldığında yağ-gres gideriminde pH 3'de FeCl₃+10 mg/L FSPS ile %69, pH 9'da FeCl₃+5 mg/L FSPS ile %65, pH 5'de FeCl₃+5 mg/L PEL ile %72 verim sağlanmıştır. Orijinal pH'da elde edilen verimden daha yüksek olduğu için **yağ-gres giderimi için en uygun koagülant, flokülant dozu ve pH değeri sırayla; 1000 mg/L FeCl₃, 10 mg/L FSPS pH 3** olarak belirlenmiştir.

PET yıkama atıksuyu koagülasyon-flokülasyon arıtımında pH'ın önemi fazladır. Kullanılan koagülant veya flokülanta bağlı olarak uygun pH 5-9 arası olmalıdır.

Farklı koagülant-flokülant ve pH koşullarında BOİ konsantrasyonları Çizelge 4.4'te gösterilmiştir. PET plastik atıksuyunun doğal pH değerinde BOİ giderimi, farklı pH'larda BOİ giderimiyle benzer olup %88'in üzerinde bulunmuştur.

Çizelge 4.4. PET yıkama atıksuyu arıtımında pH ve FSPS ve PEL dozuyula BOİ değişimi

	koagülant dozu (mg/L)	Orijinal pH'da			En verimli BOİ sağlayan pH	En verimli pH'da		
		flokülant dozu (mg/L)	BOİ (mg/L)	verim (%)		flokülant dozu (mg/L)	BOİ (mg/L)	verim (%)
Ham atıksu	-	-	1120	-	-	-	1120	-
Alum+FSPS	1000	5	15	99	3	5	25	98
Alum+PEL	1000	5	175	88	9	20	215	85
FeCl ₃ +FSPS	1000	10	25	98	3	5	60	96
FeCl ₃ +PEL	1000	10	90	94	9	5	140	91

PET atıksuyu BOİ giderimi için en uygun koagülant, flokülant dozu ve pH değeri sırayla; 1000 mg/L Alum, 5 mg/L FSPS ve orijinal pH değeri (%99) olarak belirlenmiştir. Ancak diğer parametreler için daha düşük pH değerleri daha başarılı olarak bulunmuştur. Bu değerlerde yapılan arıtmalarda da elde edilen BOİ verimleri %99 olmasa da yine de %85'den yüksektir.

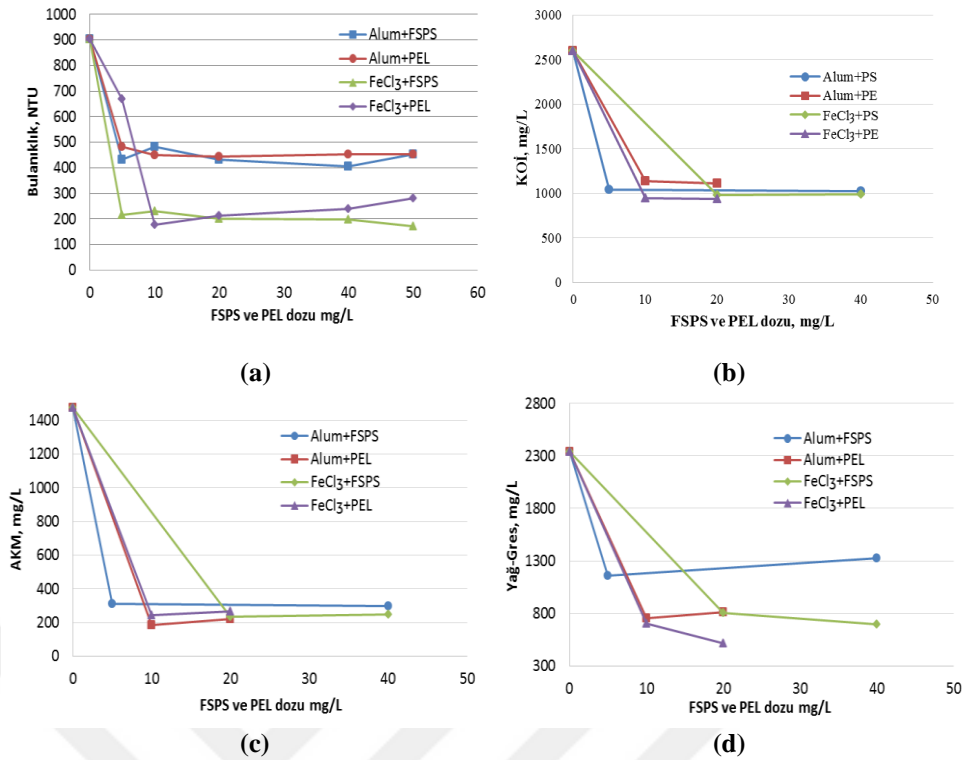
4.3.4. PP Yıkama Atıksuyunun Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtılabilirliği

PP yıkama atıksuyu koagülasyon-flokülasyonunda Alum+FSPS için 5 mg/L, 40 mg/L, Alum+PEL için 10 mg/L, 20 mg/L, FeCl₃+FSPS için 20 mg/L, 40 mg/L ve FeCl₃+PEL için 10 mg/L, 20 mg/L en verimli ikişer doz olarak belirlenmiştir (Şekil 4.9a). Bu dozlarda ulaşılan bulanıklık giderim verimleri Alum+FSPS için %52 ve %55, Alum+PEL için %50 ve %51, FeCl₃+FSPS her ikisi için de %78, FeCl₃+PEL için %80 ve %76 olarak belirlenmiştir. FeCl₃ ile her iki flokülant madde kullanıldığında da alum'a kıyasla daha yüksek performans gözlenmiştir. KOİ verimlerinde de durum benzerdir (Şekil 4.9b), her iki flokülantın seçilen dozlarında %59-60 verim elde edilmiştir.

Seçilmiş olan Alum+10 mg/L PEL dozunda %87, FeCl₃+20 mg/L FSPS dozunda %84 AKM giderim verimi sağlanmış ve diğer koagülant-flokülant dozlarında da %80-85 verim elde edilmiştir (Şekil 4.9c). Atıksuyun AKM konsantrasyonu 1475 mg/L'den Alum+10 mg/L PEL dozunda 185 mg/L değerine kadar düşürülmüştür. Ham atıksuyun 2336 mg/L olan yağ-gres değeri Alum+10 mg/L PEL ile 754 mg/L'ye (%68), FeCl₃+20 mg/L PEL ile 518 mg/L (%78) değerine kadar giderim sağlanmıştır (Şekil 4.9d).

Atıksuyun kendi pH'ı olan 13 değerinde elde edilen bu performanslar farklı pH'larda önemli oranda yükselmiştir (Şekil 4.10). Bulanıklık giderimi pH 9'da Alum+5 mg/L FSPS dozunda ve Alum+10 mg/L PEL dozunda %50'lerden %98'e yükselmiştir (Şekil 4.10). Ham atıksuyun 985 NTU olan bulanıklık değeri bu koşullarda 11 NTU değerine kadar düşürülmüştür. SKKY bulanıklık deşarj kriterine göre sınır değerinin altında bir arıtım sağlandığı görülmektedir (Çizelge 1.3).

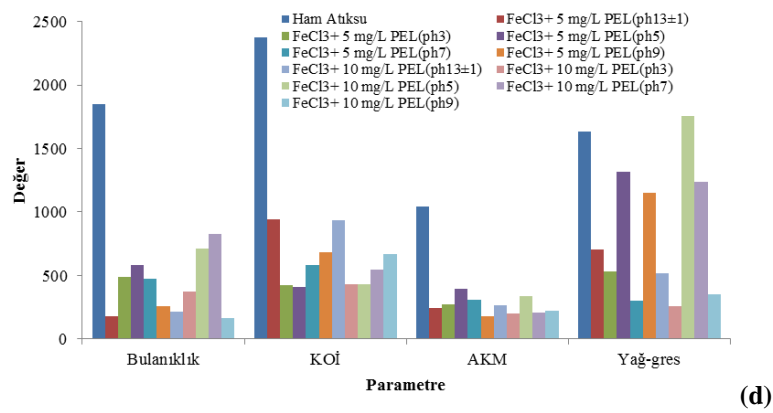
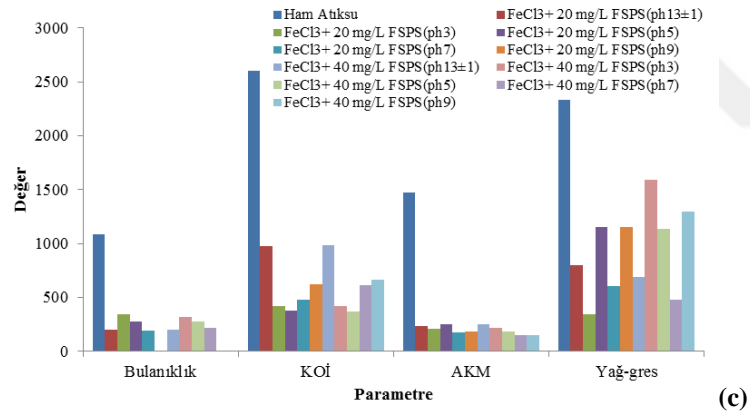
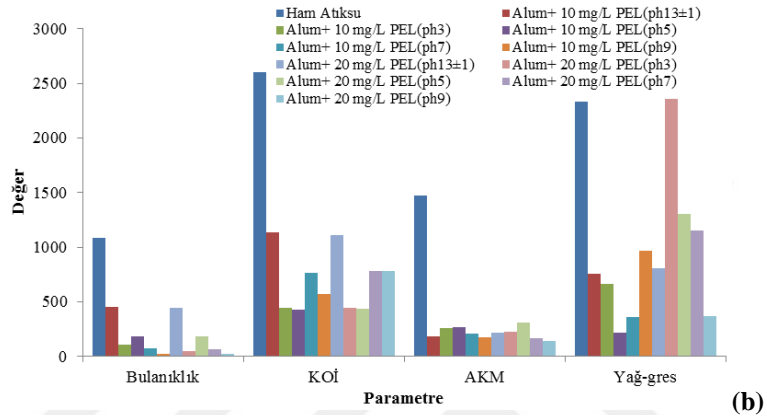
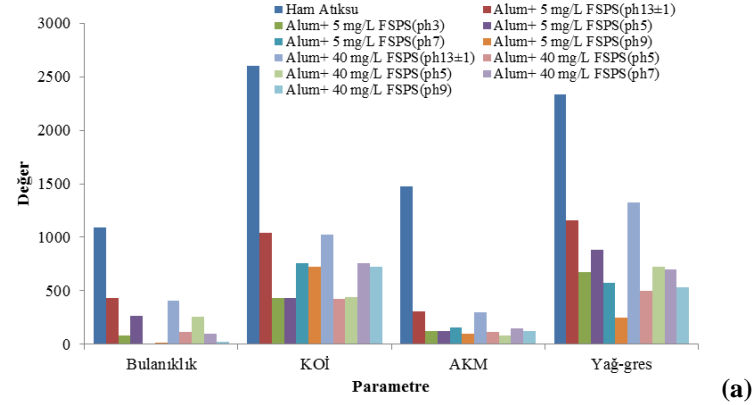
Hem Alum+FSPS hem de Alum+PEL kombinasyonların da yürütülen çalışmalarda tüm pH değerlerinde bulanık giderim veriminin oldukça yükseldiği gözlenmiştir. Özellikle pH 7 ve 9'da sentezlenen FSPS flokülantı ve pH 9'da PEL en başarılı bulanıklık giderimini sağlamışlardır (Şekil 4.10a,b). FeCl₃+FSPS ve FeCl₃+PEL kullanıldığında da en verimli sonuçlar pH 9 değerinde elde edilmiştir (Şekil 4.10c,d).



Şekil 4.9. PP yıkama atıksuyu arıtımında FSPS ve PEL dozlarıyla (a) bulanıklık (b) KOİ (c) AKM (d) Yağ-Gres değişimi (Tek başına Alum ve FeCl₃ kullanıldığında sonuç bulanık değerleri sırasıyla 373 ve 333 NTU'ya kadar düşürülmüştür.)

Ham atıksuyun bulanıklığı 985 NTU'dan pH 9 FeCl₃+20 mg/L FSPS dozunda 7 NTU (%99 verim) değerine kadar düşürülebilmiş, buna karşılık pH 9'da FeCl₃+20 mg/L PEL dozunda %83 bulanıklık giderimi sağlanabilmektedir. Bu durumda sentezlenen flokülantın daha etkin olduğu söylenebilmektedir. PP yıkama atıksuyundan KOİ giderim performansı pH düştükçe artmıştır. Orijinal pH olan 13'de %60'larda olan KOİ giderimi özellikle pH 3-5'lerde seçilen bütün koagülant ve flokülant koşullarında %83-85 seviyesine kadar yükselmiştir. pH 7 ve 9'da da %70-80 arasındadır.

AKM giderimi atıksuyun orijinal pH değerinde %83-84'lerde iken pH 5'te Alum+40 mg/L FSPS ile %94 ve 5 mg/L FSPS ile %93 verim sağlanmıştır. Konvansiyonel flokülant olan PEL kullanıldığında AKM giderim performansı bu seviyeye yakın ancak daha düşüktür. Alum+20 mg/L PEL pH 9'da %90 AKM giderim verimi sağlanmıştır, pH 5'te Alum+40 mg/L FSPS ile AKM değeri 1475 mg/L'den 85 mg/L değerine kadar indirilebilmiştir. FeCl₃+FSPS ve FeCl₃+PEL kullanıldığında da en verimli AKM giderimi pH 9'da gözlenmiştir (Şekil 4.10). pH 9'da FeCl₃+40 mg/L FSPS ile %90, FeCl₃+10 mg/L PEL ile %88 AKM giderim verimi elde edilmiştir.



Şekil 4.10. PP yıkama atıksuyu arıtımında (a)Alum+FSFS (b)Alum+PEL (c) FeCl₃+FSFS ve (d) FeCl₃+PEL için pH ile parametrelerin değişimi

Önceki PET yıkama atıksuyu arıtımında olduğu gibi, PP atıksuyu arıtımında da yağ-gres gideriminde hem başlangıç pH'nın hem de kullanılan koagülant/flokülant türünün etkileri belirgindir (Şekil 4.10). Yağ-gres konsantrasyonu pH 9'da Alum+5 mg/L FSPS ile 252 mg/L'ye (%89) ve pH 7'de Alum+5 mg/L FSPS ile 572 mg/L'ye (%76), pH 9'da Alum+20 mg/L PEL ile 368 mg/L'ye (%84) ve pH 7'de Alum+PEL 100 mg/L flokülant dozunda 360 mg/L'ye (%85) kadar giderim sağlanmıştır. FeCl₃+FSPS ve FeCl₃+PEL koagülant flokülant dozunda ise en yüksek verim pH 3 ve 7 elde edilmiştir (Şekil 4.10). pH 3'te FeCl₃+20 mg/L FSPS dozunda %85 ve pH 7'de 40 mg/L flokülant dozunda %80, pH 3'te FeCl₃+20 mg/L PEL dozunda %89 ve pH 7'de 10 mg/L flokülant dozunda %87 verim sağlanmıştır. Ham atıksuyun orijinal pH değerinde ve diğer çalışılan pH değerlerinde her iki koagülant-flokülant dozu için sonuçların benzer olduğu gözlemlenmiştir. Sonuç olarak **PP atıksuyu için** en uygun koagülant, flokülant dozu ve pH değeri sırayla; 1000 mg/L **Alum, 5 mg/L FSPS dozu ve pH 9** olarak belirlenmiştir.

Farklı koşullarda BOİ konsantrasyonları Çizelge 4.5'te gösterilmiştir. PP plastik atıksuyunun pH 13 değerinde BOİ giderimi, farklı pH'larda BOİ gideriminden daha düşüktür. Bu pH'da en başarılı BOİ giderimi %68 ile FeCl₃+10 mg/L PEL dozunda elde edilmişken pH 9'da Alum+5 mg/L FSPS dozunda %93 giderim gözlenmiştir (Çizelge 4.5).

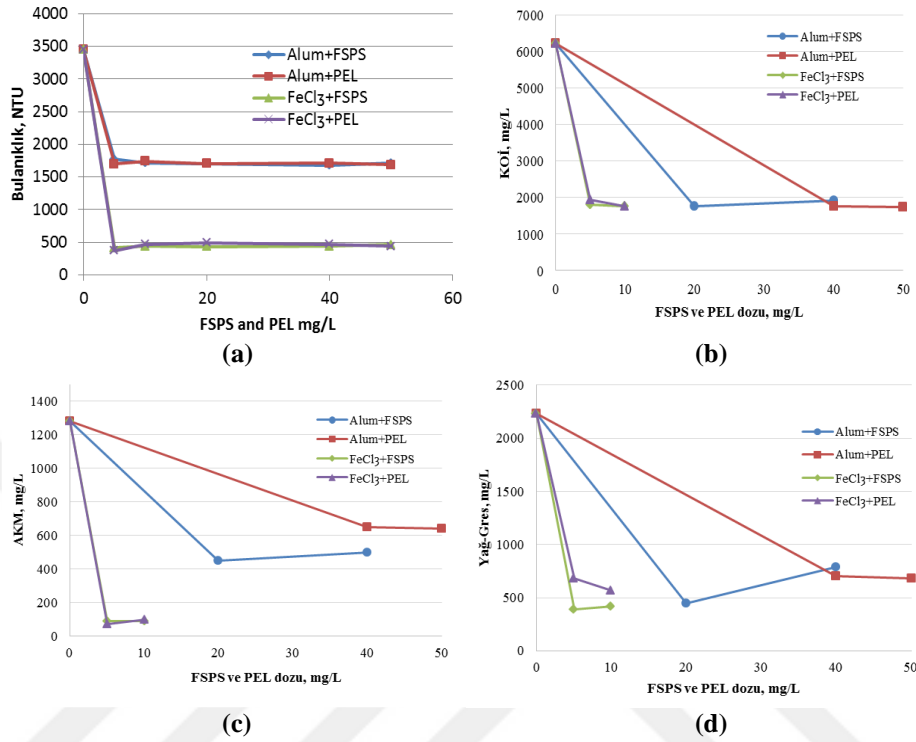
Çizelge 4.5. PP yıkama atıksuyu arıtımında pH ve FSPS ve PEL dozuyla BOİ değişimi

	koagülant dozu (mg/L)	Orijinal pH'da			En verimli BOİ sağlayan pH	En verimli pH'da		
		flokülant dozu (mg/L)	BOİ (mg/L)	verim (%)		flokülant dozu (mg/L)	BOİ (mg/L)	verim (%)
Ham atıksu	-	-	470	-	-	-	470	-
Alum+FSPS	1000	5	268	43	9	5	35	93
Alum+PEL	1000	10	255	46	9	10	75	84
FeCl ₃ +FSPS	1000	20	174	63	7	20	99	79
FeCl ₃ +PEL	1000	10	149	68	9	10	80	83

4.3.5. PS Yıkama Atıksuyunun Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtılabilirliği

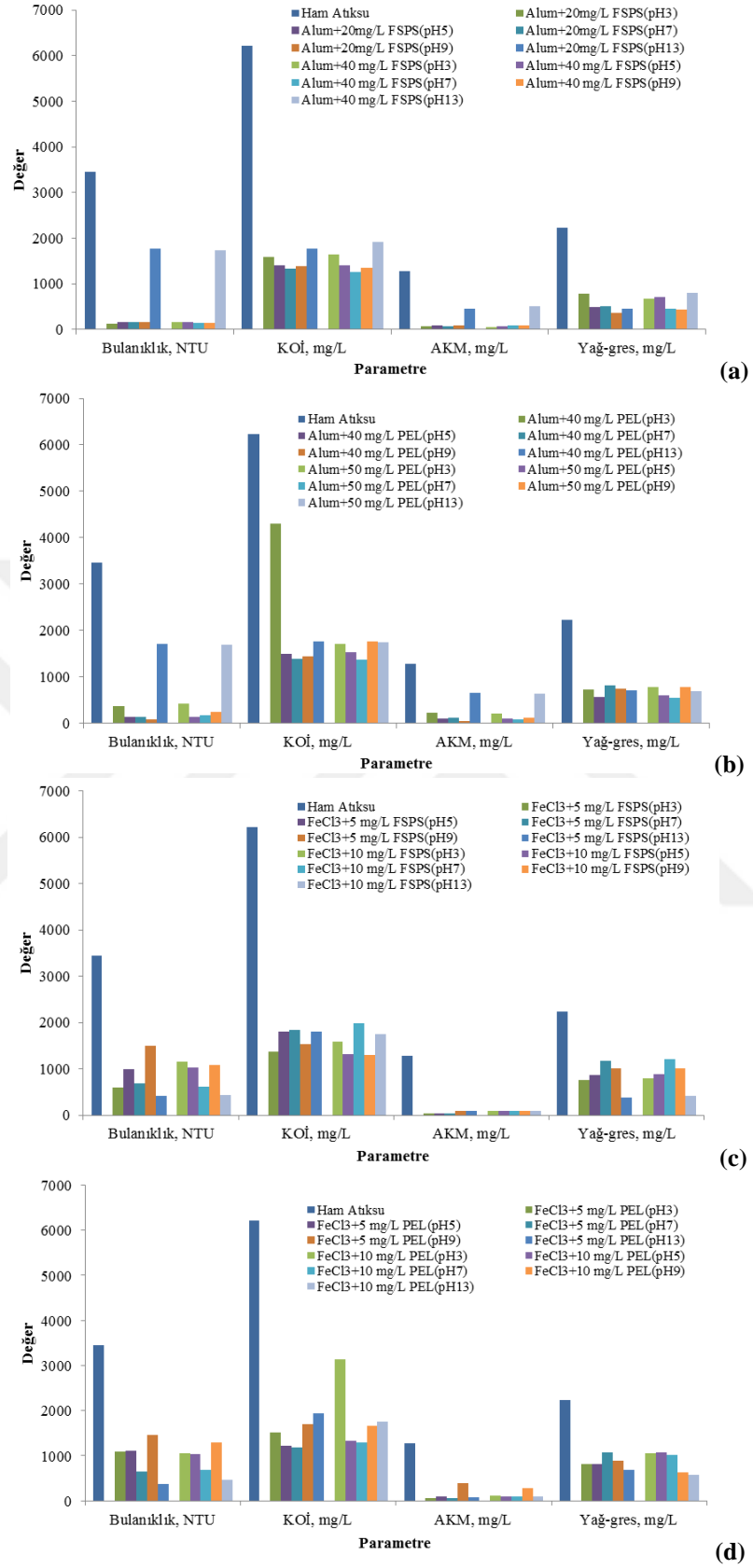
PS yıkama atıksuyu koagülasyon-flokülasyonunda bulanıklık giderimine dayanarak seçilen en verimli ikişer doz Alum+FSPS için 20 mg/L, 40 mg/L, Alum+PEL için 40 mg/L, 50 mg/L, FeCl₃+FSPS ve FeCl₃+PEL her iki durum için de 5 mg/L, 10 mg/L (Şekil 4.11a). Bu dozlarda ulaşılan bulanıklık giderim verimleri Alum+FSPS için %51, Alum+PEL için %50 ve %51, FeCl₃+FSPS her ikisi için de %88, FeCl₃+PEL için %89 ve %86 olarak belirlenmiştir. Daha önceki bütün plastik

yıkama atıksularında olduğu gibi burada da atıksuyun orijinal pH'ında FeCl_3 kullanılan arıtmalarda her iki flokülantın dozlarında alum kullanılan koşullara kıyasla daha yüksek bulanıklık giderim performansı elde edilmiştir.



Şekil 4.11. PS yıkama atıksuyu arıtımında FSPS ve PEL dozlarıyla (a) bulanıklık (b) KOİ (c) AKM (d) Yağ-Gres değişimi (Tek başına Alum ve FeCl_3 kullanıldığında sonuç bulanık değerleri sırasıyla 1176 ve 1044 NTU'ya kadar düşürülmüştür.)

Orijinal pH'da KOİ verimlerinde durum PP yıkama atıksuyu arıtımındakine benzerdir, her iki flokülantın seçilen dozlarında %69-72 verim elde edilmiştir (Şekil 4.11b). AKM giderim verimlerinde Alum ile FeCl_3 kullanımı arasında fark gözlenmiştir. Alum ile FSPS kullanıldığında %61, PEL kullanıldığında %50'lerde AKM giderim verimi gözlenmiştir, buna karşılık FeCl_3 ile hem FSPS hem de PEL dozlarında verim %93-94'tür (Şekil 4.11c). Atıksuyun AKM konsantrasyonu 1280 mg/L'den FeCl_3 +5 mg/L FSPS ile 90 mg/L değerine kadar düşürülmüştür. Benzer durum yağ-gres için de sözkonusudur. Bu sefer de alum kullanılan koşullarda her iki flokülantla da %65-69 verim hesaplanırken FeCl_3 ile sentezlenen FSPS flokülantın yağ-gres giderme verimi %83'lerdedir. Diğer taraftan FeCl_3 ile PEL %69 yağ-gres giderimi sağlamıştır (Şekil 4.11d).



Şekil 4.12. PS yıkama atıksuyu arıtımında (a)Alum+FSPS (b)Alum+PEL (c) FeCl₃+FSPS ve (d) FeCl₃+PEL için pH ile parametrelerin değişimi

Atıksuyun kendi pH'ı olan 13 değerinde elde edilen bu performanslar farklı pH'larda önemli oranda değişmiştir (Şekil 4.12). Alum+FSPS yukarıda seçilen dozlarda hem bulanıklık, hem de AKM giderim performansı orijinal pH'a kıyasla pH 3-9 aralığında önemli bir artış göstermiştir, bulanıklık giderim verimleri %50'lerden %95-97 aralığına yükselmiştir ve bütün pH'larda birbirine çok yakındır. Aynı durum Alum+PEL kullanıldığında da geçerlidir (Şekil 4.12a,b). Ama FeCl₃ kullanıldığı zaman 13'den düşük pH'larda AKM giderimi yaklaşık aynı kalmasına karşın bulanıklık giderim performansları daha düşüktür (%88-89 iken %60-70'lere düşmektedir) (Şekil 4.12c,d). Alum+flokülant ile KOİ gideriminde aksine pH 7-9'da her iki FSPS dozunda da verim %69-72'lerden %78-80'lere artarken PEL flokülantıyla verim artışı gözlenmemiştir. FeCl₃+5 mg/L ve 10 mg/L FSPS ve FeCl₃+5 mg/L ve 10 mg/L PEL dozlarında pH 7'de %79-81 KOİ giderimi hesaplanmıştır. En yüksek bulanıklık giderimi sağlayan koşul olan Alum+20 mg/L FSPS dozunda pH 9'da yağ-gres giderimi de %84 ile çalışılan bütün koşulların en yüksek verimine ulaşmıştır (Şekil 4.12). Sonuç olarak **PS atıksuyu için en uygun koagülant, flokülant dozu ve pH değeri sırayla; 1000 mg/L Alum, 20 mg/L FSPS dozu ve pH 9** olarak belirlenmiştir.

PS yıkama atıksuyu arıtımında diğer parametrelerde olduğu gibi atıksuyun orijinal pH'ında BOİ gideriminde daha düşük verimler sağlanmışken pH düşürüldüğünde verimler herbir koagülant-flokülant ikilisi için artmıştır (Çizelge 4.6). pH 7'de FeCl₃+5 mg/L PEL dozunda %82 BOİ giderimi hesaplanmıştır. PS atıksuyundan BOİ gideriminde PEL flokülant daha yüksek başarı sağlamıştır.

Çizelge 4.6. PS yıkama atıksuyu arıtımında pH ve FSPS ve PEL dozuyla BOİ değişimi

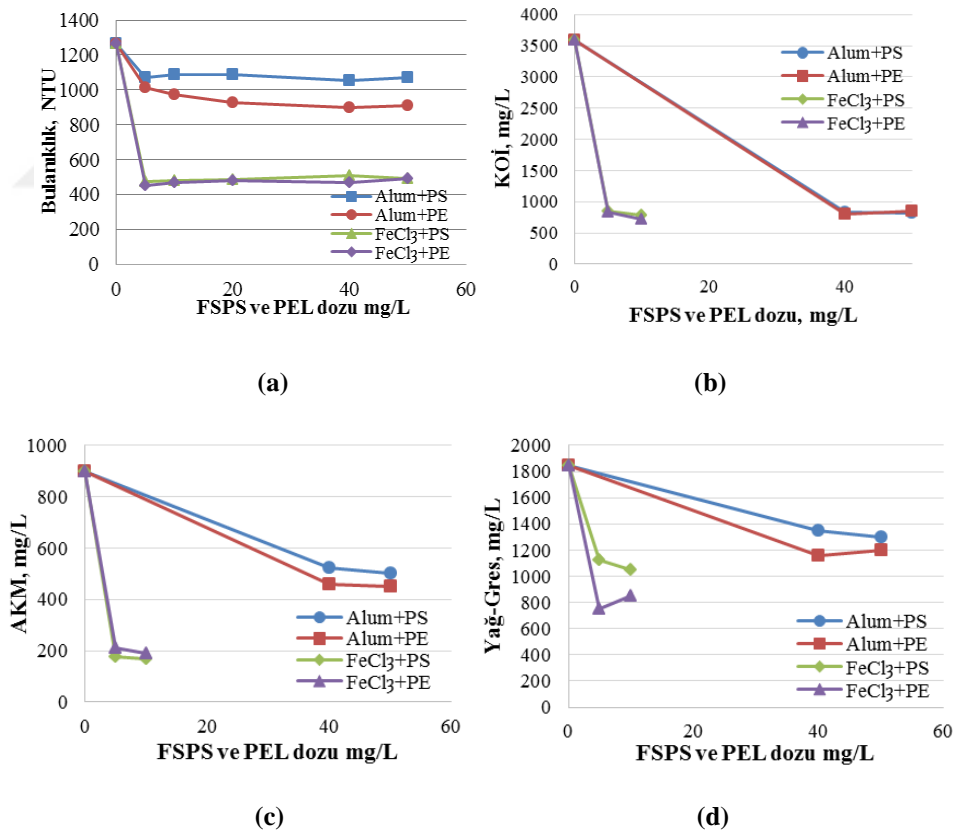
	koagülant dozu (mg/L)	Orijinal pH'da			En verimli BOİ sağlayan pH	En verimli pH'da		
		flokülant dozu (mg/L)	BOİ (mg/L)	verim (%)		flokülant dozu (mg/L)	BOİ (mg/L)	verim (%)
Ham atıksu	-	-	770	-	-	-	770	-
Alum+FSPS	1000	40	696	10	3	40	407	47
Alum+PEL	1000	50	426	45	9	50	175	77
FeCl ₃ +FSPS	1000	5	564	27	3	5	311	60
FeCl ₃ +PEL	1000	5	435	44	7	5	135	82

4.3.6. Karışık Plastik Yıkama Atıksuyunun Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtılabilirliği

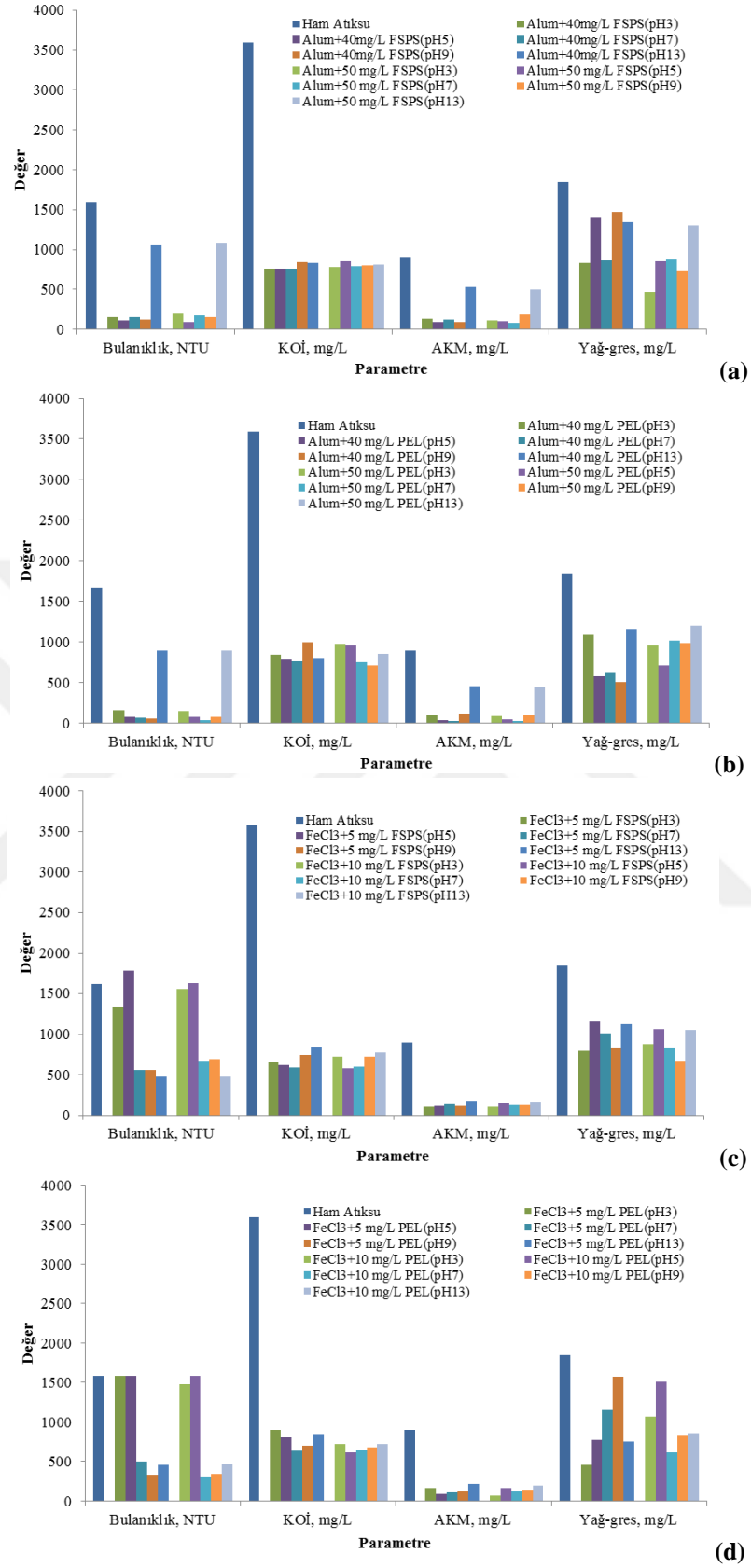
Yukarıdaki bölümlerde tek tek arıtılabilirliği incelenmiş olan bütün atık plastik türlerinin karışımından oluşan numunenin yıkama atıksuyu karakteristik olarak tek

plastik türünün yıkama atıksuyuna benzer olsa da koagülasyon-flokülasyon ile arıtım bulguları biraz farklılaşmıştır. Atıksuyun orijinal pH'ında sadece alum ile bulanıklık verimi %18, $FeCl_3$ ile %55'dir. Alum ile birlikte FSPS ve PEL kullanıldığında verim sırasıyla %17 ve %29 olarak gözlenmiştir. $FeCl_3$ ile birlikte FSPS ve PEL kullanıldığında ise verim %62-64 aralığına yükselebilmektedir (Şekil 4.13).

Herbir kombinasyon için seçilen ikişer doz Alum+40 ve 50 mg/L FSPS, 40 ve 50 mg/L PEL, $FeCl_3$ + 5 ve 10 mg/L FSPS ve 5 ve 10 mg/L PEL'dir. Görüldüğü gibi her iki flokülantın da en yüksek bulanıklık verimi sağlayan ikişer dozu aynıdır ve bu dozlardaki verimler de hemen hemen eşittir. Benzer şekilde bu dozlarda KOİ verimleri her iki flokülant ile de %76-78 olarak bulunmuştur. AKM giderimi bulanıklık ile benzer şekilde Alum kullanılan denemelerde daha düşüktür, Alum+flokülant koşulunda %42-49, $FeCl_3$ +flokülant koşulunda %77-81 AKM giderimi sağlanmıştır. Yağ-gres gideriminde de bu pH'da fazla etkin bir arıtım olmamıştır, Alum+flokülant koşulunda %27-37, $FeCl_3$ +flokülant koşulunda %39-59 arasında yağ-gres giderimi sağlanmıştır.



Şekil 4.13. Karışık Plastik yıkama atıksuyu arıtımında FSPS ve PEL dozuyla (a) bulanıklık (b) KOİ (c) AKM (d) Yağ-Gres değişimi (Tek başına Alum ve $FeCl_3$ kullanıldığında sonuç bulanık değerleri sırasıyla 1030 ve 554 NTU'ya kadar düşürülmüştür.)



Şekil 4.14. Karışık Plastik yıkama atıksuyu arıtımında (a)Alum+FSPS (b)Alum+PEL (c) FeCl₃+FSPS ve (d) FeCl₃+PEL için pH ile parametrelerin değişimi

Koagülasyon verimleri orijinal pH olan pH 13'de fazla yüksek değildir. Ancak pH değişiminin özellikle Alum kullanılan denemelerde belirgin etkisi gözlenmiştir (Şekil 4.14a,b). pH 9 ve daha düşük pH'larda Alum+FSPS kullanılarak bulanıklık giderim verimi %90'ın üzerine çıkarılmıştır. pH 9'da Alum+40 mg/L FSPS ile %92, pH 5'de Alum+50 mg/L FSPS ile %95 verim elde edilmiştir. Benzer şekilde pH 9'da Alum+40 mg/L PEL ile %97, pH 7'de Alum+50 mg/L PEL ile %98 verime ulaşılmıştır. Burada da sentezlenen FSPS performansı PEL ile yakındır. pH değişiminin AKM giderimi üzerine etkisi de bulanıklık ile benzerdir pH 7 ve 9'da orijinal pH'dan çok daha yüksek verim elde edilmiştir. Ancak KOİ için bütün pH'larda giderim performansları benzerdir, yağ-gres için ise yüksek bir başarı sağlanmamıştır. FeCl₃+flokülant ile arıtım denemelerinde düşük pH'ların bulanıklık giderimine olumsuz etkisi sözkonusudur. pH 9'da FeCl₃+5 mg/L FSPS ile %65, FeCl₃+5 mg/L PEL ile %80 bulanıklık giderimi performansı elde edilmiştir. Bu kombinasyonlar da KOİ verimleri sırasıyla %79 ve %81, AKM verimleri %86-87, yağ-gres verimleri ise %55 ve %15 olarak hesaplanmıştır. (Şekil 4.14c,d). Genel itibariyle AKM giderimi için elde edilen verilerin SKKY deşarj kriterinin altında olduğu belirlenmiştir (Çizelge 1.3). Yağ-gres giderimleri düşük pH'larda daha yüksek başarı sağlamaktadır. Ancak koagülasyon-flokülasyonda temel amaç yağ-gres giderimi olmadığı için bu verimlerin düşüklüğü önem taşımamaktadır.

Karışık plastik yıkama atıksuyu arıtımında atıksuyun orijinal pH'ında BOİ gideriminde %56-67 arasında verimler sağlanmışken pH düşürüldüğünde verimler herbir koagülant-flokülant ikilisi için artmış ve %75-83 aralığına ulaşmıştır (Çizelge 4.7). pH 7'de Alum+40 mg/L PEL dozunda %83 BOİ giderimi hesaplanmıştır.

Çizelge 4.7. Karışık plastik yıkama atıksuyu arıtımında FSPS ve PEL dozuyla BOİ değişimi

	koagülant dozu (mg/L)	Orijinal pH'da			En verimli BOİ sağlayan pH	En verimli pH'da		
		flokülant dozu (mg/L)	BOİ (mg/L)	verim (%)		flokülant dozu (mg/L)	BOİ (mg/L)	verim (%)
Ham atıksu	-	-	1300	-	-	-	1300	-
Alum+FSPS	1000	40	428	67	5	40	325	75
Alum+PEL	1000	40	576	56	7	40	215	83
FeCl ₃ +FSPS	1000	5	495	62	7	5	255	80
FeCl ₃ +PEL	1000	5	439	66	7	5	245	81

4.3.7. FSPS ve PEL ile Koagülasyon-Flokülasyon Çamurlarının Özellikleri

Koagülasyon-flokülasyon denemeleri sırasında oluşan fizikokimyasal arıtma çamurlarının temel özellikleri olan Çamur katı madde içeriği (AKM, mg/L), Katı madde yüzdesi (Katı %), yoğunluğu (g/cm^3) ve spesifik kek rezistansı (SKR, m/kg) belirlenmiştir. Arıtım çamurlarında birim hacimde yer alan katı maddenin mümkün olduğunca yüksek, bu katıların arasındaki suyu bırakma eğiliminin de mümkün olduğunca fazla olması tercih edilir. Yüksek katı içeriğine sahip çamurun taşınması ve işlenmesi kolay olacak, çamur işleme ünitelerinin boyutları küçülecek, yatırım ve işletme maliyetleri daha düşük olacaktır. Diğer taraftan çamur içeriğindeki katıların herhangi bir geri kazanım/geri dönüşüm sürecinde yer alması durumunda da sistemden yüksek verimle katının çamura geçmiş olması kazanılan ürün miktarını arttırmış olacaktır. Arıtım çamurları sıvı, akışkan materyal olarak toplandığında önemli işlemlerden biri de susuzlaştırmadır. Yine akışkanın taşınmasını ve daha ileri kazanım vb işlemlerin kolaylaşmasını sağlayacak olan önemli bir husus çamurun kolay susuzlaşabilmesidir. Bunu gösteren parametre SKR olup SKR'nin yüksek olması çamurun suyunu bırakmasının zor olması anlamına gelmektedir. Çamur kek direnci düşüğe suyunu daha kolay bırakmaktadır. Literatürde evsel atıksuların ön ve son çökeltme çamurları için genellikle $1\text{E}+14 - 2\text{E}+14$ m/kg SKR belirtilirken alum koagülasyonu çamurlarına $1,1\text{E}+13 - 5,3\text{E}+13$ m/kg aralığı Fe^{3+} koagülasyonu çamurlarına ise $1,5\text{E}+13 - 2,0\text{E}+13$ m/kg SKR rapor edilmektedir (Gale, 1971; Casey, 2006). Koagülant beraberinde flokülantın kullanımı ile bu değerler değişkenlik gösterecektir. Ancak bu değişimin artış ya da azalış yönünde olması flokülant yapısına bağlıdır. HDPE plastik yıkama atıksuları ile yapılan denemelerin çamur bulguları yaşanan bir sorun sebebiyle burada sunulamamıştır. LDPE, PET, PP, PS ve karışık plastik yıkama atıksuları arıtım çamurları için bulgular sırasıyla Çizelge 4.8-4.12'de sunulmuştur. Bu tablolarda hem alum hem de FeCl_3 kullanılarak, FSPS ve konvansiyonel flokülant olan PEL'in önceki bölümlerde seçilmiş olan ikişer dozunda ve farklı pH'larda elde edilen çamurların özellikleri birarada sunulmaktadır. Bu şekilde edile edilen çamur verilerinde de aralarda bazı koşullara ait bulgular teknik sebeplerle sunulamamıştır. Herbir plastik türü için seçilen koagülant+flokülant ve dozu+uygun pH kombinasyonlarına ait çamur verileri bu tablolarda renkli olarak işaretlenmiştir ve ileriki bölümde hepsi birbiriyle kıyaslanacaktır.

Çizelge 4.8. LDPE yıkama atıksuyu arıtma çamurlarının özellikleri

Plastik	Koagülan	Flokülan	Fl. dozu, mg/L	pH	AKM, mg/L	Katı %	Yoğunluğu, g/cm ³	SKR,m/kg
LDPE	Alum	FSPS	5	3	1730	0,17	1,007	1,68E+14
				5	1800	0,18	1,002	1,51E+14
				7	4570	0,45	1,007	3,29E+13
				9	5130	0,51	1,010	4,68E+13
				13	1190	0,12	1,008	7,81E+14
	Alum	FSPS	10	3	1870	0,19	1,000	1,75E+14
				5	3530	0,35	0,998	2,32E+13
				7	4130	0,41	1,007	3,48E+13
				9	4960	0,50	1,000	7,62E+13
				13	1210	0,12	1,005	2,22E+14
	Alum	PEL	5	3	3720	0,37	1,005	5,19E+13
				5	4230	0,42	1,011	1,05E+13
				7	4960	0,50	0,991	2,26E+13
				9	5040	0,50	1,016	1,49E+14
				13	-	-	-	-
	Alum	PEL	50	3	1920	0,19	0,989	1,45E+14
				5	2070	0,21	1,007	1,55E+14
				7	3520	0,35	0,995	3,94E+13
9				4410	0,44	1,013	5,24E+13	
13				-	-	-	-	
LDPE	FeCl ₃	FSPS	20	3	10090	1,00	1,013	4,60E+12
				5	3150	0,31	1,008	1,74E+13
				7	4320	0,43	1,007	3,13E+13
				9	5260	0,52	1,004	2,73E+13
				13	8170	0,81	1,006	2,65E+13
	FeCl ₃	FSPS	50	3	6390	0,63	1,008	2,03E+13
				5	2670	0,27	0,999	3,53E+13
				7	5350	0,53	1,018	2,47E+13
				9	7200	0,71	1,007	3,01E+13
				13	3630	0,36	1,010	4,08E+13
	FeCl ₃	PEL	5	3	5340	0,53	1,004	1,33E+13
				5	5060	0,50	1,002	3,03E+13
				7	2270	0,23	1,003	4,78E+13
				9	4050	0,40	1,004	3,07E+13
				13	1320	0,13	1,010	1,10E+15
	FeCl ₃	PEL	10	3	4190	0,42	1,008	3,47E+14
				5	-	-	-	-
				7	3000	0,30	1,005	2,51E+13
9				3420	0,34	1,009	4,01E+13	
13				-	-	-	-	

Çizelge 4.9. PET yıkama atıksuyu arıtma çamurlarının özellikleri

Plastik	Koagülan	Flokülan	Fl. dozu, mg/L	pH	AKM, mg/L	Katı %	Yoğunluğu, g/cm ³	SKR,m/kg
PET	Alum	FSPS	5	3	3340	0,33	1,015	9,61E+13
				5	4010	0,40	0,998	8,03E+13
				7	-	-	-	-
				9	3920	0,38	1,022	1,41E+13
				13	1570	0,16	1,007	1,04E+14
	Alum	FSPS	10	3	3040	0,30	1,015	3,00E+14
				5	6160	0,62	0,995	1,09E+14
				7	4670	0,46	1,005	7,56E+13
				9	2790	0,28	0,993	2,70E+13
	Alum	PEL	5	13	1490	0,15	1,008	9,56E+14
				3	4360	0,44	0,993	3,29E+14
				5	3320	0,33	0,997	7,30E+13
				7	2430	0,24	1,007	1,88E+14
9				-	-	-	-	
13				2070	0,20	1,014	1,63E+14	
3				3800	0,37	1,021	4,95E+14	
5				2670	0,25	1,053	7,04E+14	
PET	FeCl ₃	FSPS	5	7	-	-	-	-
				9	2980	0,29	1,033	3,07E+13
				13	2070	0,22	0,998	8,54E+13
				3	3800	0,37	1,021	4,95E+14
				5	2670	0,25	1,053	7,04E+14
	FeCl ₃	FSPS	10	7	-	-	-	-
				9	10460	1,03	1,016	8,86E+12
				13	2860	0,29	1,003	2,09E+14
				3	4780	0,47	1,011	1,50E+14
				5	3040	0,30	1,014	1,49E+14
				7	-	-	-	-
				9	-	-	-	-
				13	5960	0,59	1,003	2,56E+13
FeCl ₃	PEL	5	3	3300	0,33	1,011	1,57E+14	
			5	2170	0,21	1,012	3,35E+14	
			7	2060	0,20	1,014	3,03E+13	
			9	4050	0,40	1,015	4,81E+13	
			13	1760	0,18	1,001	3,69E+13	
FeCl ₃	PEL	10	3	2770	0,27	1,013	2,51E+14	
			5	4000	0,39	1,013	1,32E+14	
			7	4530	0,44	1,035	4,46E+13	
			9	2890	0,29	0,987	2,46E+13	
			13	4890	0,48	1,008	2,67E+13	

Çizelge 4.10. PP yıkama atıksuyu arıtma çamurlarının özellikleri

Plastik	Koagülan	Flokülant	Fl. dozu, mg/L	pH	AKM, mg/L	Katı %	Yoğunluğu, g/cm ³	SKR,m/kg
PP	Alum	FSPS	5	3	1840	0,19	0,984	4,08E+14
				5	-	-	-	-
				7	3830	0,37	1,036	6,78E+13
				9	2740	0,27	1,017	1,07E+14
				13	1300	0,13	1,006	1,46E+14
	Alum	FSPS	40	3	1820	0,18	0,997	3,76E+14
				5	-	-	-	-
				7	3480	0,34	1,020	5,28E+13
				9	-	-	-	-
	Alum	PEL	10	13	1690	0,17	1,004	8,41E+13
				3	1870	0,18	1,024	3,31E+14
				5	2120	0,21	1,016	3,97E+14
				7	2490	0,25	1,014	8,23E+13
9				3460	0,34	1,009	5,87E+13	
Alum	PEL	20	13	1620	0,16	1,000	4,43E+14	
			3	1910	0,19	1,021	2,11E+14	
			5	1860	0,18	1,012	3,44E+14	
			7	4290	0,42	1,010	6,09E+13	
PP	FeCl3	FSPS	20	9	3640	0,36	1,001	6,67E+13
				13	1700	0,17	0,997	1,63E+14
				3	1720	0,17	1,008	1,98E+14
				5	1720	0,17	1,014	3,85E+14
				7	3750	0,37	1,016	2,49E+13
	FeCl3	FSPS	40	9	-	-	-	-
				13	6530	0,64	1,016	1,98E+13
				3	2270	0,22	1,023	8,25E+13
				5	1850	0,18	1,017	7,86E+14
				7	3910	0,38	1,016	9,75E+12
	FeCl3	PEL	10	9	3320	0,32	1,028	7,18E+13
				13	5730	0,56	1,019	1,65E+13
				3	1690	0,17	1,013	2,78E+14
5				2080	0,21	1,009	9,25E+13	
FeCl3	PEL	20	7	3590	0,36	0,997	2,39E+13	
			9	-	-	-	-	
			13	5040	0,50	1,005	2,26E+13	
			3	1770	0,18	1,010	2,07E+15	
			5	1920	0,19	1,002	7,57E+14	
FeCl3	PEL	20	7	2760	0,28	0,995	4,09E+13	
			9	-	-	-	-	
			13	5920	0,58	1,017	2,83E+13	

Çizelge 4.11. PS yıkama atıksuyu arıtma çamurlarının özellikleri

Plastik	Koagülan	Flokülant	Fl. dozu, mg/L	pH	AKM, mg/L	Katı %	Yoğunluğu, g/cm ³	SKR,m/kg
PS	Alum	FSPS	20	3	10320	1,03	0,998	1,28E+13
				5	9000	0,89	1,010	5,73E+13
				7	9970	0,98	1,017	2,46E+13
				9	10390	1,05	0,992	1,97E+13
				13	-	-	-	-
	Alum	FSPS	40	3	5700	0,57	0,998	5,16E+13
				5	9950	0,99	1,004	1,13E+13
				7	10460	1,04	1,003	1,52E+13
				9	9880	1,00	0,990	1,96E+13
				13	-	-	-	-
	Alum	PEL	40	3	7330	0,73	1,005	1,48E+13
				5	9150	0,91	1,007	4,11E+12
				7	10470	1,05	1,001	1,49E+13
9				17520	1,78	0,985	1,82E+13	
13				-	-	-	-	
Alum	PEL	50	3	4450	0,44	1,004	9,74E+12	
			5	9460	0,95	0,999	1,05E+13	
			7	9680	0,97	0,994	1,50E+13	
			9	9870	0,97	1,016	1,79E+13	
			13	-	-	-	-	
PS	FeCl ₃	FSPS	5	3	9780	0,92	1,064	7,00E+12
				5	11560	1,15	1,004	4,66E+12
				7	11230	1,12	1,006	1,08E+13
				9	12730	1,27	1,006	3,86E+12
				13	7620	0,75	1,016	3,85E+13
	FeCl ₃	FSPS	10	3	6360	0,64	0,997	3,59E+13
				5	9490	0,96	0,991	2,27E+12
				7	11710	1,18	0,992	1,17E+13
				9	12010	1,17	1,027	5,29E+12
				13	-	-	-	-
	FeCl ₃	PEL	5	3	8070	0,81	0,999	5,81E+12
				5	10060	1,02	0,990	1,27E+13
				7	10080	1,02	0,990	1,24E+13
9				7940	0,80	0,996	1,12E+13	
13				9120	0,91	1,007	4,31E+13	
FeCl ₃	PEL	10	3	8840	0,89	0,996	1,33E+13	
			5	11040	1,11	0,999	1,70E+14	
			7	10090	1,00	1,004	1,34E+13	
			9	3300	0,33	0,997	4,04E+13	
			13	-	-	-	-	

Çizelge 4.12. Karışık Plastik yıkama atıksuyu arıtma çamurlarının özellikleri

Plastik	Koagülan	Flokülan	Fl. dozu, mg/L	pH	AKM, mg/L	Katı %	Yoğunluğu, g/cm ³	SKR,m/kg
KARIŞIK	Alum	FSPS	40	3	3840	0,38	1,000	1,87E+14
				5	5850	0,58	1,010	1,20E+14
				7	7600	0,76	1,006	1,12E+13
				9	7570	0,76	1,002	2,76E+13
				13	-	-	-	-
	Alum	FSPS	50	3	4110	0,42	0,971	8,39E+13
				5	8220	0,82	1,007	8,87E+12
				7	7260	0,72	1,015	1,96E+13
				9	6960	0,69	1,012	2,65E+13
				13	-	-	-	-
	Alum	PEL	40	3	10890	1,08	1,010	7,95E+12
				5	8120	0,80	1,018	1,22E+13
				7	13820	1,41	0,982	1,37E+13
9				10040	0,98	1,027	1,52E+13	
13				-	-	-	-	
Alum	PEL	50	3	9420	0,93	1,016	6,81E+12	
			5	5220	0,52	0,997	1,87E+13	
			7	8580	0,85	1,011	3,64E+13	
			9	15430	1,53	1,009	4,93E+13	
			13	-	-	-	-	
KARIŞIK	FeCl3	FSPS	5	3	4940	0,48	1,019	1,44E+14
				5	6020	0,59	1,016	1,51E+14
				7	6090	0,61	0,998	1,58E+13
				9	7120	0,71	1,004	4,60E+13
				13	5450	0,54	1,012	4,42E+13
	FeCl3	FSPS	10	3	5620	0,56	1,003	6,17E+13
				5	5740	0,57	1,002	1,19E+13
				7	6830	0,68	1,011	2,09E+13
				9	7490	0,75	1,004	3,02E+13
				13	5420	0,54	1,008	2,16E+13
	FeCl3	PEL	5	3	5500	0,54	1,014	8,28E+13
				5	7230	0,72	1,008	4,71E+13
				7	6960	0,69	1,003	1,17E+13
9				6750	0,67	1,010	3,17E+13	
13				6900	0,68	1,018	1,78E+14	
FeCl3	PEL	10	3	6090	0,60	1,017	7,09E+12	
			5	6460	0,64	1,015	2,47E+13	
			7	6000	0,59	1,012	1,52E+13	
			9	6940	0,69	1,003	2,01E+13	
			13	7100	0,70	1,007	5,48E+13	

Çizelge 4.8-4.12 verleri genel olarak değerlendirildiğinde çamur AKM değerleri 1190 ile 17520 mg/L arasında değişmiştir ve ortalama 5450 mg/L AKM değeri saptanmıştır. Düşük AKM değeri bulunan durumlar zaten arıtım performansının da çok

yüksek olmadığı koşullardır. Çamur katı madde yüzdeleri 0,12 ile 1,78 arasında değişkenlik göstermiştir. Genelde koagülasyon çamurlarında %0,3-1,0 katı madde içeriği rapor edilirken (Casey, 2006) burada bu aralıktan daha düşük ve daha yüksek değerlere de ulaşılan koşullar olmuştur. Katı içeriğinin bu aralıktan daha yüksek olması arıtım açısından elbette tercih edilecek bir durumdur. Çamur yoğunlukları 0,971 ile 1,064 arasında ortalama 1,007 g/cm₃ değerini almıştır. SKR ise 2,27493E+12 ile 2,06719E+15 m/kg aralığındadır. Yukarıda belirtilen literatür değerleriyle kıyaslandığında bazı SKR değerlerinin yüksek olduğu görülmektedir. Buna en önemli etken koagülantın beraberinde eklenen polimerik yapıdaki flokülantların etkisi ve arıtılan suyun oldukça yüksek kirliliğe sahip fazlaca yağ-gres içeren endüstriyel atıksu olması gösterilebilmektedir. Bu açıdan bakıldığında bu koşullardaki SKR değerlerinin ortalama literatür değerlerinden çok da uzak olmadığı sonucuna varılmaktadır.

Alum ve FeCl₃ kullanımının çamur özellikleri üzerindeki farkları hakkında Çizelge 4.8-4.12 verilerinden istatistiksel olarak şu çıkarım yapılmıştır:

		Çamur AKM, mg/L	Katı %	Yoğunluk g/cm ₃	SKR, m/kg
ALUM	Max	17520	1,78	1,053	9,56E+14
	Min	1190	0,12	0,971	4,11E+12
	Ortalama	5274	0,52	1,006	1,25E+14
FeCl ₃	Max	12730	1,27	1,064	2,07E+15
	Min	1320	0,13	0,987	2,27E+12
	Ortalama	5613	0,56	1,009	1,12E+14

Bu bulgulara göre FeCl₃ kullanılarak elde edilen çamurların ortalama AKM, katı yüzdesi ve yoğunluk değerleri alum kullanılanlara kıyasla daha yüksek, ortalama SKR değerleri ise daha düşüktür. Yapılan arıtım uygulamasına göre çamur karakteristiğinin değişkenlik gösterdiği bu çamur verileri ile ortaya konmuştur. Her zaman katı içeriği yüksek olan çamurun yoğunluğu da yüksek olmayabilmektedir veya bazı çamurlar katı içeriği çok yüksek olduğu halde düşük SKR ile kolay susuzlaştırılabilirken bazıları daha düşük katı içeriğine rağmen yüksek SKR ile zor susuzlaştırılabilmektedir. Tablolarda bu tür örnekler de mevcuttur. Çamur özellikleri ve bağlı bir çıkarım veya koşul seçimi yapılmamış, bulgular destekleyici bir veri tabanı olarak belirtilmiştir.

4.3.8. FSPS ve PEL ile Koagülasyon-Flokülasyonla Arıtım Performanslarının

Kıyaslaması

Bu çalışmada atık PS plastik sülfolanarak koagülan madde FSPS sentezlenmiştir ve hem bu madde, hem de konvansiyonel flokülant olan PEL kullanılarak koagülasyon-flokülasyon uygulamaları yapılmıştır. Bu çalışmaların özet bulguları Çizelge 4.13'te bütün plastik türlerinin atıksuları için birbiriyle kıyaslanmıştır. Bu fizikokimyasal arıtım yönteminin özelliğine dayanılarak öncelikle bulanıklık giderimi performansları esas alınmış ve en iyi koşul seçimi buna göre yapılmıştır. Daha sonra optimize edilen koşulda diğer parametrelerin ve çamur özelliklerinin değerleri sunulmuştur. Ayrıca diğer parametrelerden herhangi birinde farklı bir koşulda seçilendenkinden daha yüksek verim sağlanmışsa bu da tabloda ilgili satırda uygun pH ve verim olarak gösterilmiştir.

Çizelgede göze çarpan önemli bulgular mevcuttur. Bütün atıksularda atıksuyun orijinal pH değeri olan pH 13'de yapılan denemelerde $FeCl_3$ kullanılarak yapılan koagülasyon-flokülasyonların bulanıklık giderim performansları alum değerlerine kıyasla daha yüksektir. pH 13'de en yüksek verimle koagülasyon-flokülasyon HDPE atıksuyunda sağlanmış, bunu LDPE ve PET atıksuları izlemiştir. En düşük verime sahip olan karışık plastik yıkama atıksuyunda bile alum ile verimler %15-30 iken $FeCl_3$ kullanılarak %62-64 bulanıklık giderimi sağlanmıştır. En başarılı bulunan flokülant dozlarında FSPS ile PEL birbirine benzerdir, hatta bazılarında FSPS daha düşük dozlarda etkili bulunmuştur (Çizelge 4.13). Bu da atık PS'den sentezlenen flokülantın konvansiyonel PEL yerine kullanılabilmesine işaret etmektedir.

Seçilen bu flokülant dozlarında pH optimizasyonu sonucu en başarılı bulunan koşullar Çizelge 4.13'te görülmektedir. Bunlarda önemli bir bulgu göze çarpmaktadır, polietilen türevi plastikler olan HDPE ve LDPE'nin ikisinde de $FeCl_3$ kullanılarak yapılan koagülasyon-flokülasyon daha başarılı bulunurken diğerlerinde pH optimizasyonu ile Alum daha başarılı koagülan haline gelmiştir. Karışık plastik yıkama atıksuyunda bile durum böyledir. Hatta HDPE yıkama atıksuyunda diğer pH'ların hiçbiri daha başarılı olamamış, orijinal pH'da arıtım bu çalışmanın çıktısı olarak önerilmiştir. $FeCl_3+10$ mg/L FSPS ve pH 13'de HDPE yıkama atıksuyunda %97 bulanıklık, %92 KOİ, %86 AKM ve %50 yağ-gres giderimi sağlanmıştır. Aslında bu değerler bu atıksuya ön arıtmadan daha fazla arıtım sağlamış, kirlilik seviyesini evsel atıksu seviyesinin de altına indirmiştir. Ancak örneğin KOİ'nin %94 arıtımı Alum+20 mg/L FSPS ile pH 13'de sağlanabilmekte, benzer şekilde Alum+40 mg/L PEL ile yine pH 13'de %70 yağ-gres giderimine erişilebilmektedir. Ancak bu iki durumda da diğer

parametrelerin arıtım performansları burada önerilen koşuldakinden daha düşük olduğu için ve önerilen koşulda da yine bu parametreler daha düşük de olsa giderilebildiği için bu verimler gözardı edilebilir.

LDPE yıkama atıksuyu için FeCl_3+10 mg/L FSPS ve pH 13'de ulaşılan %87 bulanıklık giderimi sadece pH'ın 7'ye düşürülmesiyle %99'a yükselmiştir. Bu durumda KOİ, AKM ve yağ-gres giderim verimleri sırasıyla %60, %35 ve %70 olarak tesbit edilmiştir. Burada da KOİ gideriminin %84'e yükselmesi için FeCl_3+5 mg/L PEL ve pH 3 koşulları gerektiği belirlenmiştir. Sadece KOİ'de %24'lük verim artışı sağlamak için pH'ı 3 gibi ileri bir asit değerine getirmek hem ilave pH ayarlama maliyeti getirecek hem de üstelik diğer parametrelerde giderim daha düşük olacaktır. Bir başka yaklaşımla da AKM giderimini %35'ten %58'e çıkarmak için pH 13'de FSPS dozunun 50 mg/L'ye çıkarılması gereklidir. Bu durumda da pH ayarlama maliyeti olmamakla birlikte %23'lük verim artışı için fazladan flokülant sarfiyatı söz konusudur.

Bu örneklerde de görüldüğü gibi bütün plastik yıkama atıksularında seçilen koşulun haricindeki koşullarda bazı parametrelerin giderim verimleri daha yüksek bulunsa da tek parametre için koşul seçmenin uygun olmadığı kanaatine varılmıştır. Çizelge 4.13'te sadece fikir vermesi açısından bu değerler ilgili satırlarda gösterilmiştir.

PET, PP, PS ve Karışık plastik yıkama atıksularının hepsi için pH 9'da Alum ve FSPS en başarılı koşullar olarak önerilmektedir, sadece FSPS dozları değişmiştir ve hepsinde Bulanıklık, KOİ, AKM ve yağ-gres giderim verimlerinin değerleri ve birbirlerine göre büyüklükleri benzerdir. Sadece Karışık plastik yıkama atıksuyunda daha düşük yağ-gres giderimi hesaplanmıştır. Alum kullanımında sadece pH ayarlamasının koagülasyonda FeCl_3 'e kıyasla çok daha büyük etkisi olduğu burada gözlenmiştir. Bu dört tip atıksuyun uygun arıtma koşulları birbirine çok benzese de arıtma çamurlarının özellikleri birbirinden farklılaşmıştır. PS yıkama atıksuyu arıtımında diğerlerine kıyasla en yüksek katı içeriğinde ama en düşük SKR değerine sahip çamur elde edilmiştir. Üstelik eklenen FSPS dozu diğerlerine göre ortalama değerdedir.

Sonuç olarak farklı pH deneylerinde Alum+FSPS/PEL ile yapılan çalışmalarda giderim verimleri yükselmiştir. Bu deneylerde pH ayarlanması zeta potansiyelinin düşürülmesine ve flokların daha iyi çökmesini sağlamıştır. Bu da bulanıklık giderim verimlerini artırmıştır. Alum+FSPS/PEL çalışmalarındaki bulanıklık giderim verimleri, ham atıksu pH değerinde %50-60'lardan farklı pH'larda %70-98'lere kadar çıkmıştır. Ancak HDPE, PET ve PP yıkama atıksuyu arıtımında FeCl_3 +FSPS/PEL çalışmalarında

Çizelge 4.13 (Devamı)

FSPS ve PEL ile arıtım performansları ve optimize edilen koşullarda arıtım bulguları

Koagulan	Flokülan	Fl. dozu, mg/L	pH13'de NTU giderim %	Önerilen başarılı arıtım koşulu	Önerilen koşulda verim, %				Önerilen koşulda çamur özellikleri		
					NTU	KOİ	AKM	Yağ-gres	Katı %	Yoğunluk g/cm ³	SKR, m/kg
PS											
Alum	FSPS	20	51	Al-20FSPS-pH9	96	78	94	84	1,05	0,992	1,97*10 ¹³
Alum	FSPS	40	51								
Alum	PEL	40	50								
Alum	PEL	50	51								
FeCl ₃	FSPS	5	88								
FeCl ₃	FSPS	10	88								
FeCl ₃	PEL	5	89								
FeCl ₃	PEL	10	86								
KARIŞIK											
Alum	FSPS	40	17	Al-40FSPS-pH9	92	77	89	20	0,76	1,002	2,76*10 ¹³
Alum	FSPS	50	15								
Alum	PEL	40	29								
Alum	PEL	50	28								
FeCl ₃	FSPS	5	62								
FeCl ₃	FSPS	10	62								
FeCl ₃	PEL	5	64								
FeCl ₃	PEL	10	63								

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

5.1 Sonuçlar

Çalışmada literatürdeki Vink yöntemiyle sülfolanmış PS flokülant (FSPS) elde edilmiş saf PS yerine atık PS kullanılarak sentezlenmiştir. Flokülant yapısında aromatik ve sülfonat gruplarına ait bantların görülmesi, PS'nin sülfolanma işleminin gerçekleştiğini göstermektedir. Daha sonra hem FSPS, hem de konvansiyonel flokülant olan PEL kullanılarak koagülasyon-flokülasyon uygulamaları yapılmıştır. Bu fizikokimyasal arıtım yönteminin özelliğine dayanılarak bulanıklık giderimi performansları esas alınmış ve en iyi koşul seçimi buna göre yapılmıştır.

Kostik yıkama ile elde edilen plastik yıkama atıksularının koagülasyon-flokülasyon işlemine tabi tutulduğunda ne ölçüde arıtılabildiği ortaya konulmuştur.

Çalışmada plastik yıkama atıksularında fizikokimyasal arıtım performansının belirlenmesi amaçlanmıştır. Genellikle bu tür endüstriyel atıksularda fizikokimyasal arıtım bir ön arıtım olarak uygulanır ve atıksu evsel atıksu niteliğine kadar ön arıtıldıktan sonra diğer tesis atıklarıyla beraber biyolojik arıtıma gönderilir. Ancak çalışma bulgularında her bir yıkama atıksuyu için optimize edilen koşullarda KOİ giderim verimlerinin Alum/ $FeCl_3$ +FSPS ile %70-94 ve BOİ'nin ise %80-99 aralığında olduğu gösterilmiştir. Sentezlenen FSPS flokülantla beraber yapılan arıtım sonuçları bu çalışmada önerilen yöntemin bir fizikokimyasal ön arıtım olmayıp, atıksuyu yönetmelik deşarj kriterlerinin altına kadar arıtan bir asıl arıtım rolü üstlendiğini göstermiştir. Böyle FSPS flokülantıyla yapılan arıtım sayesinde kimyasal arıtım sonrası bir biyolojik arıtımın gerekmediği görülmüştür.

Sentezlenen flokülantın beraberinde kullanılacak koagülant olarak yaygın tercih edilen koagülanlar olan Alum ve $FeCl_3$ seçilmiştir ve ön denemelerle 1000 mg/L dozun bütün arıtım denemelerinde sabit tutulmasına karar verilmiştir.

Bütün atıksularda atıksuyun orijinal pH değeri olan pH 13'de $FeCl_3$ ile koagülasyon-flokülasyonların bulanıklık giderim performansları alum değerlerine kıyasla daha yüksektir. pH 13'de en yüksek verimle koagülasyon-flokülasyon HDPE atıksuyunda sağlanır, bunu LDPE ve PET atıksuları izler. En düşük verime sahip olan karışık plastik yıkama atıksuyunda bile alum ile verimler %15-30 iken $FeCl_3$ kullanılarak %62-64 bulanıklık giderilebilir. En başarılı bulunan flokülant dozlarında FSPS ile PEL birbirine benzerdir, hatta bazılarında FSPS daha düşük dozlarda etkilidir.

Bu da atık PS'den sentezlenen flokülantın konvansiyonel PEL yerine kullanılabilceğini gösterir.

Polietilen türevi plastikler olan HDPE ve LDPE'nin ikisinde de $FeCl_3$ kullanılarak yapılan koagülasyon-flokülasyon daha başarılıdır. Diğer plastiklerin yıkama atıksularında pH optimizasyonu ile Alum daha başarılı koagülan haline gelir. Karışık plastik yıkama atıksuyunda bile durum böyledir. HDPE yıkama atıksuyunda $FeCl_3+10$ mg/L FSPS ve pH 13'de %97 bulanıklık, %92 KOİ, %86 AKM ve %50 yağ-gres giderimi sağlanabilir. Aslında bu değerler bu atıksuya ön arıtmadan daha fazla arıtım sağlar, kirlilik seviyesini evsel atıksu seviyesinin de altına indirir. Ancak örneğin KOİ'nin %94 arıtımı Alum+20 mg/L FSPS ile pH 13'de sağlanabilmekte, benzer şekilde Alum+40 mg/L PEL ile yine pH 13'de %70 yağ-gres giderimine erişilebilmektedir. Ancak bu iki durumda da diğer parametrelerin arıtım performansları burada önerilen koşuldakinden daha düşük olduğu için ve önerilen koşulda da yine bu parametreler daha düşük de olsa giderilebildiği için bu verimler gözardı edilebilir.

LDPE yıkama atıksuyu için $FeCl_3+10$ mg/L FSPS ve pH 13'de ulaşılan %87 bulanıklık giderimi sadece pH'nın 7'ye düşürülmesiyle %99'a yükselir. Bu durumda KOİ, AKM ve yağ-gres giderim verimleri sırasıyla %60, %35 ve %70'dir. Burada da KOİ gideriminin %84'e yükselmesi için $FeCl_3+5$ mg/L PEL ve pH 3 koşulları gerekir. Bu örneklerde de görüldüğü gibi bütün plastik yıkama atıksularında seçilen koşulun haricindeki koşullarda bazı parametrelerin giderim verimleri daha yüksek bulursa da tek parametre için koşul seçmenin uygun olmadığı kanaatine varılmıştır.

PET, PP, PS ve Karışık plastik yıkama atıksularının hepsi için pH 9'da Alum ve FSPS en başarılı koşullardır. Sadece Karışık plastik yıkama atıksuyunda daha düşük yağ-gres giderimi sözkonusudur. Alum kullanımında sadece pH ayarlamasının koagülasyonda $FeCl_3$ 'e kıyasla etkisi çok daha büyüktür. Bu dört tip atıksuyun uygun arıtma koşulları birbirine çok benzese de arıtma çamurlarının özellikleri birbirinden farklıdır. PS yıkama atıksuyu arıtımında diğerlerine kıyasla en yüksek katı içeriğinde ama en düşük SKR değerine sahip çamur elde edilir. Üstelik eklenen FSPS dozu diğerlerine göre ortalama değerdedir.

Yukarıda belirtilen koşullar göz önüne alındığında her bir plastik yıkama atıksuyu önerilen başarılı arıtım koşulunda koagülant olarak Alum veya $FeCl_3$, flokülant olarak ise FSPS önerilmiştir. FSPS flokülantı ile hem Alum'la hem $FeCl_3$ ile farklı pH'larda başarılı sonuçlar elde edilmiştir. Plastik yıkama atıksuları için farklı flokülant dozları veya pH'lar belirlenmesiyle sadece tek bir plastik türünün yıkanması veya

karışık plastik atıkların yıkanması durumunda tercih edilebilecek arıtım koşulları bu çalışma ile ortaya konmuştur. Hem tek bir plastik türü için hem de karışık plastik yıkama atıksuyu için tercih edilen koşullarda oluşan çamurların bazı fiziksel özellikleri belirlenmiştir. Kolay susuzlaştırılabilen, katı içeriği yüksek fakat yoğunluğu düşük çamurlar elde edilmiştir.

Sentezlenen FSPS flokülantı konvansiyonel bir PEL gibi suda çözünür yapıda olup katyonik PEL olarak nitelendirilmiştir (Bekri-Abbes vd., 2007). Fakat PEL'den daha iyi özellikler de göstermiştir. Örneğin; PEL ile yapılan arıtım sonrasında şişkin ve daha gevşek çamurlar elde edilmiştir. FSPS flokülantıyla yürütülen deney sonrasında daha kararlı ve daha az hacim kaplayan çamurlar elde edilmiştir. FSPS flokülantın çift bağlı yapıda olması da biyolojik olarak daha kolay parçalanabilirliğini göstermektedir. Bu durum da arıtım sonrası oluşan çamurların bertarafını kolaylaştırmış olacaktır. Ayrıca FSPS flokülantın PEL'e kıyasla bazı koşullarda daha düşük dozlarda ve farklı pH değerlerinde daha iyi arıtım sağladığı belirlenmiştir. FSPS flokülantının suya eklenmesinin atıksuda herhangi bir pH değişimine neden olmadığı gözlemlenmiştir.

Kimyasalların 2019 yılı toptan piyasa fiyatları ile kabaca yapılan maliyet hesabında 1 kg FSPS flokülantı sentezlemenin maliyeti 2.5 TL olarak bulunmuştur. 100 L/s debide bir arıtım tesisi için, 10 mg/L FSPS flokülantı optimum doz kabul edildiğinde yıllık flokülant ihtiyacı 520 kg ve FSPS flokülantının bu tesise aylık maliyeti 108 TL, yıllık maliyeti ise 1300 TL, PEL'in aylık maliyeti 110 TL, yıllık maliyeti 1320 TL olarak hesaplanmıştır. Bu duruma göre atık bir malzemenin alternatif flokülant sentezleniyor olması ve PS atığının yıllık üretiminin 1 milyon ton civarı olduğu göz önüne alınırsa katı atık depo sahasına gönderilmeden değerlendirilmesi FSPS flokülantının üstünlüğünü ortaya koymaktadır.

5.2 Öneriler

Bu çalışmanın devamı niteliğinde yapılacak araştırma ve/veya uygulama çalışmalarında atık PS malzemenin elde edilen FSPS flokülantın farklı tip atıksularda arıtım verimliliği araştırılabilir. Farklı atıksulardaki giderim verimi değerlendirilebilir. Organik madde içeriği daha yoğun olan bir atıksu için ortaya çıkan atık çamurların yakıt değeri ve susuzlaştırılıp kullanım alanı olabilecek durumlar araştırılabilir. Bu çalışmada ele alınan parametrelerden farklı parametreler ile çalışılabilir. Ağır metal giderimi bu duruma örnek olabilir. Farklı bir atık plastik malzeme sülfonasyon işlemine tabi

tutularak başka flokülant(lar) elde edilebilir ve arıtım verimi araştırılabilir. Bu çalışmada önerilen arıtım sonrası oluşan çamurlara uygulanacak bertaraf ve/veya geri kazanım yönteminin seçimi konusunda bu fiziksel özellikler yol gösterici olacaktır, ancak ilereiki çalışmalarda daha detaylı kimyasal analizlerin yapılması gerekmektedir.



KAYNAKLAR

- (MEVKA), M. K. A., 2013, Çevresel İzleme Raporu.
- AB, D., 91/271/EEC, 1991, Kentsel atıksu arıtma tesislerine ilişkin direktif
- Anabal, F. Y., 2007, PET Atıkların Endüstride Değerlendirilmesi, *Yüksek Lisans Tezi Gazi Üniversitesi, FBE Çevre Bilimleri, Ankara*, 108.
- Anonim, 2008a, Plastik sanayi özel ihtisas raporu, *DPT yayını. Ankara*, 181.
- Anonim, 2009d, <http://www.netplasmak.com/>.
- APHA, A., WEF, 2005, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (21th edition) Washington:, *American Public Works Association/American Water Works Association/ Water Environment*, 1.
- Basan, S., 2001, Polimer Kimyası, *Cumhuriyet Üniversitesi yayını, Sivas*, 24.
- Bekri-Abbes, I., Bayoudh, S. ve Baklouti, M., 2007, A technique for purifying wastewater with polymeric flocculant produced from waste plastic, *Desalination*, 204 (1-3), 198-203.
- Bekri-Abbes, I., Bayoudh, S. ve Baklouti, M. J. D., 2008, The removal of hardness of water using sulfonated waste plastic, *Desalination*, 222 (1-3), 81-86.
- Casey, T., 2006, Unit Treatment Process in Water and Wastewater Engineering Aquavarra Research Limited, Blackrock Co, Dublin. Wiley Press, New York. 169-183.
- Charles, W., Walker, L. ve Cord-Ruwisch, R. J. B. t., 2009, Effect of pre-aeration and inoculum on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste, 100 (8), 2329-2335.
- Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J. ve Tchobanoglous, G., 2012, Chapter 9 Coagulation and Flocculation, *MWH's Water Treatment: Principles and Design*, p. 1-99.
- Davutoğlu, C., 2008, Termik Santral Baca Gazı Arıtma Tesisi Kaynaklı Koagülasyon Çamurunda Florür Giderimi, *Kimya ABD Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana*, 57.
- Demirbaş, Ö., 2006, Mobilya üretimi yapan bir fabrikanın atıksu arıtma tesisinin arıtım veriminin incelenmesi, *Yüksek lisans tezi, Marmara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul*, 76.
- Ersoy, B., 2003, Mermer işleme tesisi atıksu arıtımında kullanılan flokların tanıtımı, *Türkiye IV. Mermer Sempozyumu, Afyon*, 449-462.
- Europe, P., 2017, An analysis of European plastics production, demand and waste data, 44.
- Gale, R. S., 1971, Proceedings of 4th Public Health Engineering Conference, *Loughborough*, 33-50.
- Güler, Ç. v. Ç., Z., 1997, Plastikler Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi, *Sağlık Bakanlığı TSH Genel Müdürlüğü. Ankara*, No: 46. ISBN: 975-8088-51-3.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C. ve Thiel, M., 2012, Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification, *Environmental Science & Technology*, 46 (6), 3060-3075.
- Kanunu, Ç., 1983, Çevre Kanunu ve Bazı Kanunlarda Değişiklik Yapılmasına Dair Kanun, *Resmi Gazete, (2018)*.
- Karaduman, A., 1998, Plastik Atıkların Geri Kazanımının Araştırılması, *Doktora tezi. Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara*, 144.
- Metcalf, E. ve Eddy, H., 2003, Wastewater Engineering; treatment and reuse. Mc-Graw, McGrawHill Publication, New York, USA. 1819.

- Oğul, K., 2005, Mermer ince artıklarının koagülasyonu ve flokülasyonu, Yüksek lisans tezi, *Eskişehir Osmangazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir*, 92.
- Öztürk, M., 2001, Plastikler ve Geri Kazanılması, *Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Yayınları, İstanbul*.
- PAGEV, 2018/3 aylık, Türkiye Plastik Sektörü İzleme Raporu, *İstanbul*, 28.
- PAGEV, 2018/6 aylık, Türkiye Plastik Sektörü İzleme Raporu, *İstanbul*, 27.
- Pinto, F., Costa, P., Gulyurtlu, I., Cabrita, I. J. J. o. A. ve Pyrolysis, A., 1999, Pyrolysis of plastic wastes. 1. Effect of plastic waste composition on product yield, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 51 (1-2), 39-55.
- Pramila, R., Ramesh, K Vijaya 2011, Biodegradation of low density polyethylene (LDPE) by fungi isolated from municipal landfill area, *Journal of Microbiology and Biotechnology Researchgate*, 1 (4), 131-136.
- Santos, A., Teixeira, B., Agnelli, J. ve Manrich, S., 2005, Characterization of effluents through a typical plastic recycling process: An evaluation of cleaning performance and environmental pollution, *Resources, conservation recycling*, 45 (2), 159-171.
- Siddiqui, M. N., 2009, Conversion of hazardous plastic wastes into useful chemical products, *Journal of Hazardous Materials*, 167 (1-3), 728-735.
- Subramanian, P., 2000, Plastics recycling and waste management in the US, *Resources, Conservation Recycling*, 28 (3-4), 253-263.
- Şanlı, N., 2006, Deri sanayi atık sularının kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon ile arıtımı, *Yüksek lisans tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze*, 98.
- Viessman, W., Hammer, M., Perez, E., Chadik, P., 2008, Water supply and pollution control, *Prentice Hall, New Jersey, ISBN-10 0132337177*, 864.

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : Nihan Canan (İSKENDER) ÖZDEMİR
Uyruğu : T.C.
Doğum Yeri ve Tarihi : Konya, 13/08/1987
Telefon : 05056548294
e-mail : n.cananiskender@gmail.com

EĞİTİM

Derece	Adı, İlçe, İl	Bitirme Yılı
Lise	: Naciye Mumcuoğlu Anadolu Lisesi, Meram, Konya	2004
Üniversite	Anadolu Üniversitesi, İşletme/İşletmecilik	2011
	: Selçuk Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Selçuklu, Konya	2014
Yüksek Lisans	: Konya Teknik Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Selçuklu, Konya	2019

UZMANLIK ALANI : Atıksu arıtımı, Katı atık yönetimi

YABANCI DİLLER : İngilizce

YAYINLAR

Ozdemir N.C., Safi S., Sogancioglu M., Yel E., 2018. "Utilization of Sulfonated in the Treatment of Waste PS Plastic Washing Wastewater", 4th International Conference on Recycling and Reuse 2018 (RR2018), İstanbul. (**Yüksek Lisans tezinden yapılmıştır.**)

Ozdemir N.C., Sogancioglu M., Yel E., 2017. "Waste LDPE and HDPE Washing Wastewaters Physico-Chemical Treatability With Sulphonated Polystyrene (SPS)", 2nd IWA Regional Symposium on Water, Wastewater and Environment (IWA-PPFW 2017), 749-755, İzmir. (**Yüksek Lisans tezinden yapılmıştır.**)

İskender, N.C., Yel, E., 2016. "Treatment of HDPE Plastic Washing Wastewater by Physicochemical Methods", 3rd International Conference on Recycling and Reuse 2016 (RR2016), İstanbul. (**Yüksek Lisans tezinden yapılmıştır.**)

Sogancioglu M., Yel E., Tartar F., Iskender N.C., 2016. "Co-pyrolysis of Olive Pomace with Plastic Wastes and Characterization of Pyrolysis Products", International Journal of Biological, Biomolecular, Agricultural, Food and Biotechnological Engineering, 10, 412-415.

İskender, N. C., Yılmaz, N., Soğancıoğlu, M., Yel, E., 2015. “Atık Gazete Kağıtlarından Üretilen Adsorban Madde İle Süt Endüstrisi Atıksularından Yağ-Gres Adsorpsiyonu ve Yüksek Enerjili Çamur Eldesi ”, International Conference on Civil and Environmental Engineering (ICOCEE –2015), Cappadocia

