

T.C.
MUĞLA SITKI KOÇMAN ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE BİLİMLERİ ANABİLİM DALI

BAZI ANTİBİYOTİK ATIKLARININ ATIK SULARDAN
ADSORPSİYON YÖNTEMİYLE GİDERİLMESİ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

MUSTAFA TAMER UZUN

ARALIK 2015

MUĞLA

**T.C.
MUĞLA SITKI KOÇMAN ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

ÇEVRE BİLİMLERİ ANABİLİM DALI

**BAZI ANTİBİYOTİK ATIKLARININ ATIK SULARDAN
ADSORPSİYON YÖNTEMİYLE GİDERİLMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

MUSTAFA TAMER UZUN

ARALIK 2015

MUĞLA

MUĞLA SITKI KOÇMAN ÜNİVERSİTESİ

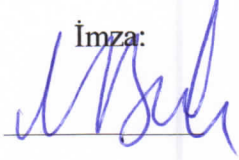
Fen Bilimleri Enstitüsü

TEZ ONAYI

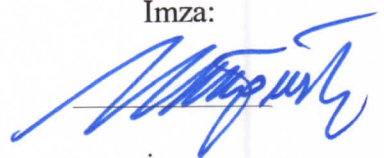
MUSTAFA TAMER UZUN tarafından hazırlanan **BAZI ANTİBİYOTİK ATIKLARININ ATIK SULARDAN ADSORPSİYON YÖNTEMİYLE GİDERİLMESİ** başlıklı tezi, 21/12/2015 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Bilimleri Anabilim Dalı'nda yüksek lisans derecesi için gerekli şartları sağladığı, oybirliği/oyçokluğu ile kabul edilmiştir.

TEZ SINAV JURİSİ

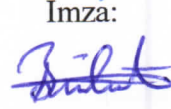
Prof. Dr. Ahmet BALCI (**Jüri Başkanı**)
Çevre Bilimleri Anabilim Dalı,
Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi, Muğla

İmza:


Prof. Dr. Mehmet UĞURLU (**Danışman**)
Kimya Anabilim Dalı,
Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi, Muğla

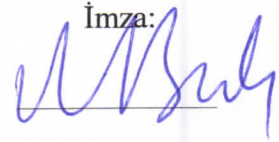
İmza:


Yrd. Doç. Dr. Bülent KIRKAN (**Üye**)
Süleyman Demirel Üniversitesi, Isparta

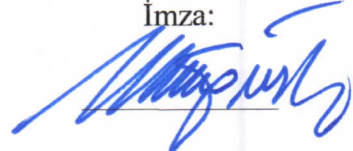
İmza:


ANA BİLİM DALI BAŞKANLIĞI ONAYI

Prof. Dr. Ahmet BALCI
Çevre Bilimleri Anabilim Dalı Başkanı,
Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi, Muğla

İmza:


Prof. Dr. Mehmet UĞURLU
Danışman, Kimya Anabilim Dalı,
Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi, Muğla

İmza:


Savunma Tarihi:21/12/2015

Tez çalışmalarım sırasında elde ettiğim ve sunduğum tüm sonuç, doküman, bilgi ve belgelerin tarafımdan bizzat ve bu tez çalışması kapsamında elde edildiğini; akademik ve bilimsel etik kurallara uygun olduğunu beyan ederim. Ayrıca, akademik ve bilimsel etik kuralları gereği bu tez çalışması sırasında elde edilmemiş, başkalarına ait tüm orijinal bilgi ve sonuçlara atıf yapıldığını da beyan ederim.

Mustafa Tamer UZUN

22/01/2016

ÖZET

BAZI ANTİBİYOTİK ATIKLARININ ATIK SULARDAN ADSORPSİYON YÖNTEMİYLE GİDERİLMESİ

Mustafa Tamer UZUN

Yüksek Lisans Tezi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Bilimleri Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Mehmet UĞURLU

Aralık 2015, 84 sayfa

Sunulan çalışmada, yaygın kullanım alanına sahip Oksitetrasiklin (OTC) ve Eritromisin (ETC) antibiyotik etken maddelerinin belirli konsantrasyondaki çözeltileri kullanılarak, adsorpsiyon yöntemiyle giderim performansları incelendi. Adsorbent olarak bağ budama atığı, sepiyolit (lüle taşı) ve aktif karbon kullanıldı. Deneyleerde, temas süresi, başlangıç konsantrasyonu, katı/sıvı oranı, sıcaklık ve süspansiyon pH'sı gibi parametrelerin etkisi incelenerek atık suda meydana gelen absorbans, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve toplam organik karbon (TOK) değişimleri araştırıldı. Her üç adsorbentle yapılan deneylerde; yaklaşık bir saat sonucunda adsorpsiyonun dengeye ulaştığı gözlemlendi. Son derece kısa olan bu süre, adsorpsiyon prosesinde tüm bileşenler için fiziksel etkileşimlerin baskın olduğunu gösterdi. İncelenen tüm parametrelerde genel olarak, aktif karbon ile yüksek giderimler elde edildi. Her iki etken madde için 2,0 g/L oranları kullanıldığında yaklaşık %80 oranında, pH değişimine bağlı giderimler incelendiğinde ise OTC giderimi düşük ve ERT giderimi ise nispeten yüksek pH değerlerinde daha fazla giderimlerin gerçekleştiği görüldü. Ayrıca ERT için 120 dakika sonunda TOK giderimi % 40 gerçekleşirken, OTC için bu oran yaklaşık % 90 ile % 95 oranında görüldü. Sıcaklık etkisi incelendiğinde ise OTC için 288 K'de yüksek oranda giderim sağlanırken, ERT için 308K'de maksimum giderimler gerçekleşti. Sonuç olarak; her üç adsorbentin performansları karşılaştırıldığında sırasıyla sepiyolit, bağ budama atığı ve maksimum adsorpsiyonun aktif karbon kullanıldığında gerçekleştiği (%100) görüldü. Ayrıca, sunulan çalışmanın, gelecekte çevresel kirlilik oluşturma potansiyeline sahip tıbbi kaynaklı atık suların arıtılması ve çevresel etkilerinin azaltılması yönündeki çalışmalara öncülük ve katkı sağlayabileceği sonucuna varıldı.

Anahtar Kelimeler: Sepiyolit, Bağ Budama Atığı, Aktif Karbon, Adsorpsiyon, TOK, KOİ, Eritromisin, Oksitetrasiklin

ABSTRACT

REMOVAL OF SOME ANTIBIOTIC WASTES FROM WASTE WATERS USING ADSORPTION METHOD

Mustafa Tamer UZUN

Master of Science (M.Sc.)

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Sciences

Supervisor: Prof. Dr. Mehmet UĞURLU

December 2015, 84 pages

In this study, the removal performances of Oxytetracycline(OTC) and Erythromycin(ETC), the active ingredients of some widely used antibiotics, was investigated by using certain concentrations with the help of adsorption method. Vineyard puring waste, sepiolite and activated carbon were used as adsorbents. The effect of contact time, the initial concentration, the solid/liquid ratio, temperature and pH of the suspension was investigated in the experiments to determine the adsorbance of the waste water and changes in the chemical oxygen demand(COD) and total organic carbon(TOC). It was observed that the adsorption reached the equilibrium after one hour depending on the experiments by using three different adsorbent. This extremely short period of time demonstrated that physical interactions were dominant for all components in the adsorption process. At all parameters that were examined, generally high removals by activated carbon have been obtained. When 2,0 g/L ratios were used for the two active substances; approximately 80% rate of removals were observed, OTC removal was low when removals were examined depending on pH change, and ERT removals occurred rather more at high pH values. Also, whereas 40% TOC removal occurred for ERT after 120 min., this ratio was observed as approximately 90% and 95% for OTC. When the temperature effect is examined; while high rate remove was occurring for OTC at 288 K although it was occurring for ERT at 308 K. In conclusion, when the performances of the three adsorbents were compared, it has been observed that respectively sepiolite, vineyard puring waste and maximum adsorption took place when the activated carbon was used. Moreover, the presented work is one of the pioneering examples which helps to purify the medical depended waste water that has a potential of creating environmental pollution in the future, together with the contribution to studies which are dealing with decreasing the environmental effects.

Key words: Tanning, Vineyard Puring Waste, Activated Carbon, Adsorption, TOC, COD, Erythromycin, Oxytetracycline



Babamın Aziz Hatırasına

ÖNSÖZ

Yüksek lisans tez çalışmamda danışmanlığımı yapan, değerli bilgileri ile beni yönlendiren, ilgi ve desteğini esirgemeyen değerli hocam Prof. Dr. Mehmet UĞURLU'ya minnet ve şükranlarımı sunarım.

Değerli bilgi ve önerilerini benimle paylaşarak çalışmalarına destek vermiş olan Prof. Dr. Ahmet BALCI, Prof. Dr. Ramazan GÜP, Doç. Dr. İbrahim KULA, Doç. Dr. Hamdi KARAOĞLU, Yrd. Doç. Dr. Ali İmran VAİZOĞULLAR'a ve ders aldığım tüm değerli hocalarıma teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmamın her aşamasında hep yanımda destek olan, özveri ve dostluğuyla keyifli bir çalışma ortamını kendisiyle paylaştığım değerli dostum S. İlteriş YILMAZ'a, ayrıca Dr. İlyas DEVECİ ve Cansu GÖKÇE'ye de katkılarından dolayı teşekkür ederim.

Çalışmalarım süresince anlayışı ve desteğiyle yanımda olan sevgili eşim Özdem UZUN'a, akademik kariyerleri ile bana her zaman örnek olan, fikirleriyle yol gösteren Prof. Dr. Turgay UZUN'a ve Yrd. Doç. Dr. Gülsine UZUN'a teşekkür ederim.

Bu tez çalışması, Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi tarafından 2014/073 proje numarasıyla Bilimsel Araştırma Projesi olarak desteklenmiştir.

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ.....	vii
İÇİNDEKİLER	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	xi
ŞEKİLLER DİZİNİ	xii
SEMBOLLER VE KISALTMALAR DİZİNİ	xv
1. GİRİŞ	1
1.1. Kimyasal ve Tıbbi Atıklar	2
1.2. Atıkların Sınıflandırılması	3
1.2.1. Etkileri bakımından atıklar	4
1.2.2. Yapılarına göre atıklar	4
1.2.3. Kaynaklarına göre atıklar	5
1.3. Tehlikeli Atıklar	6
1.3.1. Tehlikeli atıkların ayırt edici özellikleri	6
1.4. Tehlikeli Atık Türleri	8
1.4.1. Kimyasal atıklar	8
1.4.2. Tıbbi atıklar	9
1.5. İlaç Etken Maddeler	11
1.5.1. Antibiyotikler.....	11
1.6. İlaç Atıklarının Çevresel Etkileri.....	12
1.6.1. Antibiyotik atıklarının kaynakları ve çevresel etkileri	15
1.6.2. Antibakteriyel direnç	17
1.6.3. Antibiyotiklerin sucul ortamda etkileri.....	17
1.6.4. Antibiyotiklerin toprakta etkileri	18
1.6.5. Atık su, kanalizasyon ve arıtma tesislerinde antibiyotikler	18
1.7. Atık Su Arıtım Yöntemleri.....	19
1.7.1. Fiziksel ve kimyasal arıtım yöntemleri.....	19
1.7.2. Biyolojik arıtım yöntemleri	21
1.8. Adsorpsiyon.....	22
1.9. Sepiyolit.....	23

1.9.1 Kristal yapısı	24
1.9.2 Fiziksel özellikleri	26
1.9.3 Sepiyolitın sorptif özellikleri	26
1.9.4 Yüzey alanı modifikasyonları	27
1.9.5 Sepiyolitın asit aktivasyonu	28
1.9.6 Sepiyolitın termal aktivasyonu	28
1.9.7. Aktif karbon	29
1.9.8. Bağ budama atıkları	30
1.10. Literatür Özeti	30
1.11. Bu Çalışmanın Amacı	31
2. MALZEME VE YÖNTEM	32
2.1. İlaç Etken Maddelerinin Temini ve Hazırlanması	32
2.2.1. Oksitetrasiklin	32
2.2.2. Eritromisin	33
2.3. Adsorbentlerin Temini Ve Hazırlanması	33
2.4. Adsorpsiyon Deneylerinin Yapılması	34
2.5. Yapılan Analizler	35
2.5.1. Absorbans ölçümleri	35
2.5.2. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizi	36
2.5.3. Toplam organik karbon (TOK) analizi	36
2.5.4. Adsorbentlerin karakterizasyon çalışmaları	37
3. ARAŞTIRMA BULGULARI	38
3.1. Adsorpsiyon Deneylerinden Elde Edilen Bulgular	38
3.1.1. Katı/sıvı oranı etkisi	38
3.2.2. pH etkisi	40
3.2.3. Başlangıç konsantrasyonu etkisi	42
3.2.4. Sıcaklık etkisi	44
4. TARTIŞMA VE SONUÇ	46
4.1. SEM Görüntüleri	46
4.2. FT-IR Görüntüleri	50
4.3. BET Analizleri	56
4.4. Adsorpsiyon Deney Sonuçları	57
4.4.1. Katı/sıvı oranı etkisi	57
4.1.2. pH etkisi	61

4.1.3. Başlangıç konsantrasyonu etkisi.....	66
4.1.4. Sıcaklık etkisi.....	71
5. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	76
KAYNAKLAR.....	77
ÖZGEÇMİŞ.....	83



ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1. Bazı antibiyotiklerin çevre sularında belirlenen miktarları	16
Çizelge 1.2. Bazı ilaç etken maddelerinin arıtma tesisi çıkışındaki atık sularda bulunan miktarları	19
Çizelge 1.3. Sepiyolitin değişik adsorbatlar ile belirlenmiş yüzey alanı değerleri ...	27
Çizelge 2.1. Sepiyolitin termal aktivasyon öncesi ve sonrası kimyasal bileşimi.....	34
Çizelge 3.1. Farklı adsorbentler ile zaman ve katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC maddesinin UV absorbans değerlerinde meydana gelen giderim oranları	39
Çizelge 3.2. Farklı adsorbentler ile zaman ve katı/sıvı oranına bağlı olarak her iki etken maddenin KOİ % giderim değerleri	39
Çizelge 3.3. Farklı adsorbentler ile 120 dak sonunda katı/sıvı oranına bağlı olarak her iki etken maddenin TOK % giderim değerleri.....	40
Çizelge 3.4. Farklı adsorbentler ile zaman ve pH değişimine bağlı olarak OTC maddesinin UV absorbans değerlerinde meydana % gelen giderim oranları	40
Çizelge 3.5. Farklı adsorbentler ile zaman ve pH değişimine bağlı olarak her iki madde için KOİ % giderim oranları	41
Çizelge 3.6. Farklı adsorbentler ile pH değişimine bağlı olarak her iki madde için TOK % giderim oranları	41
Çizelge 3.7. Farklı adsorbentler ile zaman ve başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak OTC için UV absorbans değerlerinde meydana gelen % giderim oranları	42
Çizelge 3.8. Farklı adsorbentler ile zaman ve başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak her iki etken madde için KOİ % giderim oranları	43
Çizelge 3.9. Farklı adsorbentler ile başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak her iki etken madde için TOK % giderim oranları	43
Çizelge 3.10. Farklı adsorbentler ile zaman ve sıcaklık etkisine bağlı olarak OTC için UV absorbans değerlerinde meydana gelen % giderim oranları	44
Çizelge 3.11. Farklı adsorbentler ile zaman ve sıcaklığa bağlı olarak KOİ % giderim oranları	45
Çizelge 3.12. Farklı adsorbentler ile sıcaklığa bağlı olarak TOK % giderim oranları	45
Çizelge 4.1. Adsorbentlerin adsorpsiyon önce ve sonrasında yüzey alanlarında meydana gelen değişimler	56

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1.	İlaç atıklarının çevreye yayılma profili.....	14
Şekil 1.2.	Tıbbi ilaçların kaynakları ve çevresel etkileri.....	15
Şekil 1.3.	Katı adsorban yüzeyinde fiziksel ve kimyasal adsorpsiyonun şematik gösterimi	23
Şekil 1.4.	Sepiyolit kristalinin şematik görünüşü	24
Şekil 2.1.	Oksitetrasiklin molekül yapısı	32
Şekil 2.2.	Eritromisin molekül yapısı.....	33
Şekil 2.3.	Deneyisel çalışmalarda kullanılan çalkalayıcı inkübatör	35
Şekil 2.4.	Deneyisel çalışmalarda kullanılan spektrofotometre	36
Şekil 2.5.	Deneyisel çalışmalarda kullanılan FT-IR spektrometre.....	37
Şekil 4.1.	Bağ budama atığının adsorpsiyon öncesi (a) ve adsorpsiyon sonrası OTC (b) ile ERT(c) örneklerine ait SEM görüntüleri.....	47
Şekil 4.2.	Aktif sepiyolit adsorpsiyon öncesi (a) ve adsorpsiyon sonrası OTC (b) ile ERT(c) örneklerine ait SEM görüntüleri	48
Şekil 4.3.	Aktif karbon adsorpsiyon öncesi (a) ve adsorpsiyon sonrası OTC (b) ile ERT(c) örneklerine ait SEM görüntüleri	49
Şekil 4.4.	Bağ budama atığının adsorpsiyon öncesi ile, OTC ve ERT adsorpsiyonları sonrası FT-IR görüntüleri.....	51
Şekil 4.5.	Aktif sepiyolit adsorpsiyon öncesi ile, OTC ve ERT adsorpsiyonları sonrası FT-IR görüntüleri	52
Şekil 4.6.	Aktif karbon adsorpsiyon öncesi ile, OTC ve ERT adsorpsiyonları sonrası FT-IR görüntüleri	54
Şekil 4.7.	Bağ budama atığı kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC absorbans % değişim oranı	57
Şekil 4.8.	Bağ budama atığı kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları	57
Şekil 4.9.	Bağ budama atığı kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları.....	58
Şekil 4.10.	Aktif sepiyolit kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC absorbans % değişim oranı	58
Şekil 4.11.	Aktif sepiyolit kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları.....	59

Şekil 4.12.	Aktif sepiyolit kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları	59
Şekil 4.13.	Aktif karbon kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC absorbands % değişim oranı	60
Şekil 4.14.	Aktif karbon kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları	60
Şekil 4.15.	Aktif karbon kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları	60
Şekil 4.16.	Bağ budama atığı kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak OTC absorbands % değişim oranı	62
Şekil 4.17.	Bağ budama atığı kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları.....	62
Şekil 4.18.	Bağ budama atığı kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları.....	62
Şekil 4.19.	Aktif sepiyolit kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak OTC absorbands % değişim oranı	63
Şekil 4.20.	Aktif sepiyolit kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları.....	63
Şekil 4.21.	Aktif sepiyolit kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları.....	64
Şekil 4.22.	Aktif karbon kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak OTC absorbands % değişim oranı	64
Şekil 4.23.	Aktif karbon kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları.....	65
Şekil 4.24.	Aktif karbon kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları.....	65
Şekil 4.25.	Bağ budama atığı kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak OTC absorbands % değişim oranı	67
Şekil 4.26.	Bağ budama atığı kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları.....	67
Şekil 4.27.	Bağ budama atığı kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları	67
Şekil 4.28.	Aktif sepiyolit kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak OTC absorbands % değişim oranı	68
Şekil 4.29.	Aktif sepiyolit kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları.....	68
Şekil 4.30.	Aktif sepiyolit kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları.....	69

Şekil 4.31.	Aktif karbon kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak OTC absorbans % değişim oranı	69
Şekil 4.32.	Aktif karbon kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları.....	70
Şekil 4.33.	Aktif karbon kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları.....	70
Şekil 4.34.	Bağ budama atığı kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak OTC absorbans % değişim oranı	71
Şekil 4.35.	Bağ budama atığı kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları	71
Şekil 4.36.	Bağ budama atığı kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları	72
Şekil 4.37.	Aktif sepiyolit kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak OTC absorbans % değişim oranı.....	72
Şekil 4.38.	Aktif sepiyolit kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları	73
Şekil 4.39.	Aktif sepiyolit kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları	73
Şekil 4.40.	Aktif karbon kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak OTC absorbans % değişim oranı.....	73
Şekil 4.41.	Aktif karbon kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları	74
Şekil 4.42.	Aktif karbon kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları.....	74

SEMBOLLER VE KISALTMALAR DİZİNİ

T	Sıcaklık
K	Kelvin sıcaklık birimi
C ₀	Başlangıç konsantrasyonu
°C	Celcius sıcaklık birimi
Å	Angström uzunluk birimi
λ	Dalga boyu
EPA	Avrupa çevre koruma ajansı
TOK	Toplam organik karbon
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı
KOK	Kalıcı organik kirleticiler
WHO	Dünya sağlık örgütü
FDA	Amerikan gıda ve ilaç dairesi
AB	Avrupa birliği
TSE	Türk Standartları Enstitüsü
FEDESA	Avrupa hayvan sağlığı federasyonu
NSAİİ	Non-steroid antiinflamatuvar ilaçlar
AC	Aktif karbon
TAS	Termal aktif sepiyolit
BBA	Bağ budama atığı
OTC	Oksitetrasiklin
ERT	Eritromisin
SEM	Taramalı elektron mikroskopu
FT-IR	Fourier transfer kızılötesi
BET	Brunauer-Emmett-Teller modeli yüzey alanı ölçümü

1. GİRİŞ

Küresel nüfusta oluşan artış, nüfusun belli bölgelerde yoğunlaşmasını da beraberinde getirmiştir. Diğer taraftan, teknolojideki hızlı gelişmeler, tüketimin artmasına yol açarak insan hayatını önemli ölçüde etkilemektedir. Sanayileşme de, yerleşim bölgelerinin kontrolsüz biçimde genişlemesine sebep olmaktadır. Belirli bölgelerde kümelenen bu kentleşmeden ve yoğun tüketime dayalı olarak üretim yapan sanayiden kaynaklanan atıkların çevreye kontrolsüz biçimde yayılması da kaçınılmaz olmaktadır. Teknolojik alanda yaşanan yenilikler, bireysel ve toplumsal hayata getirdiği kolaylıklar ve üstünlükler yanında, ekolojik sistemin dengesi düşünüldüğünde önemli ve geri dönüşümü güç çevre sorunlarına da yol açmaktadır. Çevreye yayılan bu atıkların kaynakları ve oranı giderek daha tehlikeli boyutlara ulaşmaktadır. Bu da küresel anlamda çevre kirliliğinin artmasını beraberinde getirmektedir. Bu büyük sorunun, canlı hayatının bilinen tek yaşam yeri olan yeryüzünü, karanlık bir geleceğe doğru sürüklemekte oluşu, araştırmacıların son yıllarda bu soruna daha fazla yönelmelerine sebep olmaktadır.

Atıkların fiziki özelliklerine göre sınıflandırılması; katı ve sıvı atıklar olarak yapılabilmektedir. Kaynaklarına göre bakıldığında ise, sağlık hizmeti veren çeşitli ölçekteki kurumlar, yaşlı bakımevleri, işyerleri ve yerleşim yerlerinin kanalizasyon suları, kirliliğe sebep olan sıvı atıkların önemli oranda kaynağını oluşturmaktadır. Bu sıvı atıkların bir kısmı çevrede parçalanarak ekosistem açısından zararsız bileşikler haline gelirken, toksik etkileri bakımından ciddi çevresel risk oluşturduğu bilinen ağır metaller ve uzun yıllar bozunmadan kararlı halde kalabilen bazı organik yapıdaki bileşikler ise, insan ve ekosistem üzerinde olumsuz etkilerini sürdürebilmektedir (Tenikler, 2007).

İlaç endüstrisi, geçtiğimiz 40 yıllık dönemde önemli gelişme sağlayan bir endüstri koludur. Diğer yandan özellikle gelişmekte olan ülkeler için, atık yönetimi

konusunda ilaç üretimi yapılan veya ilaçların tüketildiği bölgelerde ortaya çıkan ilaç atıklarına, gereken önem gösterilmemektedir. Beşeri ve veteriner sağlığı hizmeti veren kurumların birimler oluşturarak, farmasötik(ilâç) kaynaklı atıklarının yönetimi konusunda gerekli önlemleri almaları ve bu konuya özen göstermeleri giderek kaçınılmaz bir hal almaktadır.

Ayrıca, ilaç üretim tesislerinde kullanılan veya üretim süreçlerinde yan ürün olarak ortaya çıkan bazı bileşiklerin, atık olarak alıcı ortamlara geçen miktarlarının belirlenmesi, bu ortamlarda meydana getirecekleri olası olumsuz çevresel etkilerinin araştırılması, bu maddelerin yakın gelecekte ciddi sorunlarının önlenmesi bakımından üzerinde önemle durulması gereken konulardan birini oluşturmaktadır.

Sunulan çalışmada, beşeri ve veteriner hastalıklarının tedavisinde, ayrıca balık ve tavuk üretim tesislerinde yaygın olarak kullanılan antibiyotik etken maddeleri seçilerek, üç farklı adsorbent ile farklı parametrelerde adsorpsiyon deneyleri yürütülmüştür. Çalışma sonucunda, maksimum giderim verimleri araştırılmaya çalışılmıştır.

1.1. Kimyasal ve Tıbbi Atıklar

Atık kavramına ait çok çeşitli tanımlar yapılmıştır. En basit şekilde atık; ihtiyaçların giderilmesi için kullanılan maddelerin, o an için kullanılmayan veya kullanıldıktan sonra atılan kısmı şeklinde tanımlanabilir (Tenikler, 2007).

Bayramoğlu Yıldırım (1995), çevre bilimleri terimi olarak “Atık” sözcüğünün karşılığı, “çevrede başkalaşmaya yol açacak miktarda çevreye boşaltılan, sıvı, katı, gaz ya da radyoaktif istenmeyen her türden maddelerdir.” şeklinde tanımlanmıştır. Alyanak (1994); Tenikler(2007), “İnsanların üretim ve tüketim süreci içinde ve buna bağlı olarak sanayi, ticaret, sosyal hizmet vb. faaliyetleri ile konutları içindeki çeşitli faaliyetleri sonucu oluşan ve uzaklaştırılmaları istenen maddeler” atık olarak tanımlanmıştır.

Tanımlara bakıldığında, atıkların niteliklerini belirleyen ortak özellikler;

- Kullanım sonrası ortaya çıkmaları,
- Olumsuz çevresel etkiler oluşturmaları,
- Bertaraf edilme gereklilikleridir.

Ancak yapılan bu atık tanımları, atıkların günümüzde artı bir değer taşıyabileceği gerçeğini yansıtmamaktadır. Atıklara sadece bertaraf edilmesi gereken dar bir bakış açısıyla bakmak, günümüz koşullarında atık minimizasyonu ve geri dönüşüm gibi yeni stratejilerin uygulanabilirliğini olumsuz etkileyecektir. Dolayısıyla atık tanımı güncel bir yaklaşımla, “İlkesel olarak öncelikle oluşmalarının önlenmeleri, önlenemiyorsa yeniden kullanım veya geri dönüşüm potansiyellerinin araştırılması, bunların da mümkün olmadığı hallerde çevreyi ve insan sağlığını riske etmeyecek şekilde bertaraf edilmesi gereken maddelerdir” şeklinde yapılabilir (Tenikler, 2007).

1.2. Atıkların Sınıflandırılması

Atıkların sınıflandırılmasında, değişik yaklaşımlara bağlı olarak bazı farklılıklar dikkati çekmekle birlikte, genel olarak bilimsel kaynaklarda; tüketim, dağıtım, üretim, teknik, kimyasal, fiziksel özellikler, orijin, kompozisyon, tehlike/zararı vb. çeşitli ölçütler göz önüne alınarak sınıflandırılmaktadır. Örneğin bazı sınıflandırmalarda tıbbi kaynaklı atıklar, tehlikeli atıklar sınıfı altında değerlendirilmişken, başka bir sınıflandırmada tehlikeli atıklar ayrı bir başlık olarak sınıflandırılmaktadır. Radyoaktif atıklar için de benzer durumun varlığından bahsedilebilir. Ayrıca zararlı, toksik, zehirli ve tehlikeli atık kavramları aynı anlamda kullanılabilirken, bu kavramlara ayrı anlam ifade eder şekilde de rastlanılabilmektedir (Tenikler, 2007).

Özetle literatürde atıkların sınıflandırılması genel olarak aşağıdaki şekilde yapılmıştır:

- Etkileri bakımından
- Yapıları bakımından
- Kaynakları bakımından

1.2.1. Etkileri bakımından atıklar

Atıklar; bırakıldıkları çevre ile etkileşimine bağlı olarak, zararlı ve zararsız atıklar olmak üzere 2 grupta incelenebilir.

Zararlı atıklar: Güler (1994), “çevre ve insan sağlığına yönelik olası olumsuz etkilerinin önlenmesi amacıyla uzaklaştırılmaları sürecinde, özel işlemler gerektiren biyolojik, kimyasal ve fiziksel özellikte yanıcı-yakıcı-zehirleyici, yok edici veya diğer bir madde ile etkileşimi sonucu zararlı ve tehlikeli olabilen asit, kurşun, cıva, arsenik bileşikleri, kendiliğinden tepkimeye girebilen reaktif atıklar ile tarım ilaçları, kadmiyum bileşikleri ve radyoaktif maddeler” ;Bayramoğlu Yıldırım (1995) ise, “gereğince yönetilmediği takdirde insan sağlığı ve çevre için tehlike oluşturan, hastalığa ya da ölüme yol açabilen maddeler içeren atıklar” olarak zararlı atıkları tanımlamışlardır.

Zararsız atıklar: Zararlı ve tehlikeli atık kapsamına girmeyen, organik ve inorganik atıklar olan zararsız atıklar yasal olarak tehlikeli atık kapsamına girmez; belediye hizmetleri ile depolanabilir, geri dönüştürülebilir veya imha edilebilir (Palabıyık, 2002; Zambak ve Beyazıt Tugral, 1997; Tenikler, 2007).

1.2.2. Yapılarına göre atıklar

Atıkları yapılarına göre, katı, sıvı ve gaz atıklar olmak üzere 3 grupta incelemek mümkündür.

Katı atıklar: Katı atıklar, genel olarak, tüketici tarafından işe yaramadığı gerekçesiyle atılan ürünlerden oluşmaktadır. Bu tip atıkların, çevre ve insan sağlığının yanı sıra, toplumsal faydalar da gözetilerek düzenli şekilde uzaklaştırılması gerekmekte olup, bu tip atıkların imha edilmesinden ziyade geri kazanımı ön planda tutulmaktadır (Clayton ve Huie, 1973; Palabıyık, 2003).

Sıvı atıklar: Sıvı atıklar; çevresel etkileri açısından zararlı ve zararsız unsurları bulundurabilen, genellikle evsel ve endüstriyel kaynaklı olan akışkan nitelikli atıklardır. Bu tipten atıklar toprağa ve yeraltı sularına karışarak doğal çevre üzerinde olumsuz etkilere neden olabilmektedir (Topbaş v.d., 1998; Tenikler, 2007).

Gaz atıklar: Endüstriyel üretim sırasında kullanılan yakıtların yanma ürünü olarak gaz atıklar ortaya çıkmaktadır. Ayrıca atıkların yakılarak imha edilmesi sırasında atık yakma tesislerinde dış ortama bırakılan gaz halindeki atıklar da bu kapsamda değerlendirilmektedir. Gaz atıklar içerisinde, asit yağmurlarına sebep olabilen, canlılar üzerinde karsinojen, korozif ve toksik etkiler gösteren, maddeler bulunabilmektedir (Topbaş v.d., 1998).

1.2.3. Kaynaklarına göre atıklar

Atıklar, kaynaklarına göre 5 grupta incelenebilir:

Evsel atıklar: Mutfak atıkları, kağıt ve ambalaj malzemeleri ile ekonomik ömrünü tamamlamış veya kırılmış, bozulmuş ev eşyaları gibi zararsız atıklar yanında bataryalar, floresan ampuller, tıbbi ilaçlar, pestisitler gibi zararlı atıklar, evsel atıkların başlıcalarıdır. Evsel atıkların %0,5 - 1 arası tehlikeli atık olarak kabul edilebilir. Evsel kaynaklı tehlikeli atıkların %45'ini oluşturan boya ve çözücüler ile %16'sını oluşturan pil ve akümülatörlerin geri dönüştürülmesi mümkündür (Türkiye Çevre Vakfı, 1995; Alyanak, 1992; Sulzberg ve White, 1997).

Endüstriyel atıklar: Endüstriyel atıklar, en genel ifadeyle endüstriyel faaliyetler sonucunda ortaya çıkan atıklar olarak tanımlanabilir. Bu tür atıklar; kullanım süresini doldurmuş makine parçaları veya üretim artığı hurdalar gibi, tehlikeli madde içermeyen atıklar olabileceği gibi, kimya, boya, deri, ilaç, meta, cam, petrol, petrokimya, tekstil, kağıt, otomotiv, elektronik v.b. sanayiden kaynaklanan tehlikeli olarak nitelenen atıkları içerir (Büyükgüngör, 1995; Tenikler, 2007).

Tıbbi atıklar: Bu tip atıklar, her türlü patolojik, enfeksiyöz, yanıcı, aşındırıcı, kesici ve delici özelliklere sahip atık veya hastaların tıbbi tedavisinde kullanılmış enjektör, pansuman ekipmanı gibi malzemelerden oluşan atıklar olarak tanımlanabilir (Aydoğdu, 2008). Kaynakları bakımından bu tip atıklar tedavi hizmeti veren veya tedavi malzemesi sağlayan; hastaneler, veteriner klinikleri, diş tedavi merkezleri, aile sağlığı merkezleri, muayenehaneler, revirler, eczane ve ilaç depoları, ilaç üreten fabrikalar ve benzeri tıbbi kuruluşlardır (Kulis v.d., 2003; Türkdoğan v.d. 2009).

Tarımsal(Zirai) atıklar: Çiftlik, tarla, bağ ve benzeri zirai alanlarda oluşan bu tür atıklar, gübre ve atık saman bakımından oldukça zengindir. Tarımsal atıklar ayrıca, besi çiftliklerinden kaynaklanan hayvan leşleri ile sulama ve gübrelemeyle ilgili çeşitli kimyasalları da içerebilmekte olup, bu nedenle zararlı etkilere sahip olabilmektedir (Toprak, 1998). Ayrıca, bazı ilaç etken maddeleri, hayvan yem ve sularında kullanılmakta olup, bu nedenle et ürünleri ile tüketicilere yayılmasının yanı sıra, hayvan leş ve dışkıları ile toprağa ve yeraltı sularına geçerek, tehlikeli atık oluşumuna neden olabilmektedir (VETAŞ Veteriner ve Tarım İlaçları A.Ş, 2004; Kümmerer, 2003; Kümmerer, 2009; Topal v.d., 2012).

Özel atıklar: Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'nin 48. maddesinde “Özel Atıklar” başlığı altında yer alan; pil ve aküler, yağ ve sıvı yakıt atıkları, maden atıkları, kullanılmış insan ve veteriner sağlığı ve/veya bu konulardaki araştırmalardan kaynaklanan atıklar ile kullanılmış lastikler bu sınıfa dahildir (T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2005).

1.3. Tehlikeli Atıklar

LaGrega v.d. (2010), tehlikeli atıkları; kimyasal aktivite veya toksik, korozif, patlayıcı ve diğer özelliklerinden dolayı, tek başına veya diğer atıklarla beraber tehlikeye neden olan veya çevre ve insan sağlığı için tehlike oluşturan maddeler olarak tanımlamıştır.

1.3.1. Tehlikeli atıkların ayır edici özellikleri

Uluslararası platformda, tehlikeli atık sınıfına alınacak atıkların hangileri olması gerektiği konusunda iki yaklaşım bulunmaktadır:

- Tehlikeli atık olarak belirlenen atıkların tür ve kaynakları dikkate alınarak oluşturulan liste dışında kalan atıklar tehlikeli atık olarak kabul edilmesi.
- Çeşitli endüstrilerden kaynaklı ve tehlikeli olduğu bilinen atıkların belirlenmesi sonucu tüm bu bileşiklerin ve karışımların listeye alınması.

Atıkların tehlikeli atık olarak sınıflandırılmasında kullanılan listeler,

- Atıkların atılma nedenleri,
- Atılma işlemleri,
- Atıkların kaynakları,
- Atıkların bileşenleri,
- Tehlikeli özellikler,
- Atık yaratan faaliyetler olarak oluşturulabilmektedir.

Atıkların, tehlikeli atık sınıfına girip girmemesi; atığın fiziksel durumu ve bileşimine, bileşenlerinin miktarlarına, bu bileşenlerin kimyasal reaktifleri, atığın çevrede yarattığı etkilere ve çevresel ortamlardaki ömrüne göre belirlenir. Buna göre tehlikeli atık kısaca, zararlı madde içermesi veya kimyasal reaksiyon ortaya çıkarması nedeniyle tehlikesiz katı atıklar ile birlikte bertaraf edilemeyen atıktır (Tenikler, 2007).

EPA(Avrupa çevre koruma ajansı), atıkların tehlikeli atık olarak nitelendirilebilmesi için dört özellik belirlemiştir:

- Yanıcılık
- Oksitleyicilik
- Reaktivite
- Toksikite (Shah, 2000).

Diğer taraftan bir atığın ekosistem için tehlikeli ve zararlı olarak değerlendirilmesi;

- Biyolojik ayrışabilirliği ve ayrışabilirlik sınırı,
- Bakteriler için akut toksisite,
- Balıklar ve kuşlar için akut toksisite,
- Memeli hayvanlar için akut ve kronik toksisite, gibi deneylerin yapılmasının ardından karar verilebilmektedir (Tenikler 2007).

1.4. Tehlikeli Atık Türleri

Bu sınıflandırma altında açıklamalarına yer verilecek olan tıbbi ve radyoaktif atıklar, kimyasallar, ayrı hukuki düzenlemelere bağlı olarak değerlendirilmekle beraber tehlikeli etkileri dikkate alınarak, tehlikeli atık olarak nitelendirilebilmektedir. Kimyasallar, biyolojik atıklar, radyoaktif atıklar, yanabilir atıklar ve patlayıcılar gibi atıklar, geçmiş dönemlerden beri en sık biçimde tehlikeli atık türleri içerisinde gösterilmiştir (Peavy H.S., Rowe, D.R., Tchobanoglous, G., 1985).

İnsan ve çevre sağlığı açısından risk oluşturan ve tehlikeli olarak nitelendirilen bu atık türleri genel anlamda tehlikeli atık olarak sınıflandırılmakta olup, bu atıkların zamanla çok çeşitlilik ve değişkenlik gösterdikleri görülmektedir (Tenikler, 2007).

1.4.1. Kimyasal atıklar

Endüstriyel kimyasallar ve bunların atıkları, Kalıcı Organik Kirleticiler (KOK) olarak adlandırılmakta ve doğal sistemleri etkileyebilecek en sorunlu kimyasallar olup, tehlikeli olarak nitelendirilmelerine ilişkin şu özellikleri öne çıkmaktadır (www.greenpeace.org, 2004).

Toksosite: Biyolojik sistemleri sekteye uğratabilecek çeşitli toksik etkilere yol açarlar.

Kalıcılık: Çevrede kalıcı olma özelliği taşıyan, doğal bozunma süreçlerine dayanıklı, kararlı bileşikler olup, toksik etkileri çok uzun süreler devam eder.

Biyoakümülyasyon: Besin olarak tüketilen et, süt, tereyağı, sıvı yağlar ve insan dokuları gibi ortamlarda kimyasalların birikmesi ve bu kimyasalların ve atıklarının bir hayvanın vücudunda, kirlilik bulaşmış başka bir hayvanı yemesi sonucu sürecin devam ettirilmesidir (Peavy v.d., 2004).

Küresel kirleticiler olan bu kimyasallar, yayıldıkları yakın çevreyi kirlettikleri gibi, atmosferik hareketlerle, okyanus akıntılarıyla ve akarsularla çok uzun mesafeler katedebilmektedir.

PCB'ler, heksaklorobenzenler, dioksinler ve furanlar, istenmeyen endüstriyel yan ürünler olarak çevreye yayılan kimyasallardır. Tüm ülkeler dioksinleri ortadan

kaldırmak için, bu maddeleri yayan tüm ürünlerin ve üretim işlemlerinin yerine, dioksin yaymayan diğer seçeneklerin kullanılması gerektiği konusunda ve dioksin yayan endüstrilerin hangileri olduğunu belirleyecek bir envanter oluşturma yönünde çalışmalar sürdürülmelidir. Bu envanter, kağıt beyazlatma endüstrileri ve PVC plastikleri gibi üretim süreçlerinde klor kullanan tüm endüstrileri kapsamalıdır.

1.4.2. Tıbbi atıklar

Tıbbi atıklar; canlılara yönelik aşılama, tedavi, araştırma ve teşhis yöntemlerinde kullanılan tüm katı, sıvı, yarı sıvı veya gaz halindeki maddeleri içerir şeklinde genel ifadeyi tanımlamaktadır. Klinik veya enfeksiyon riski taşıyan atıklar olarak da adlandırılabilir.

Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tıbbi atıkları; “Sağlık kuruluşları, araştırma kuruluşları ve laboratuvarlar tarafından oluşturulan tüm atıklar, evde yapılan tıbbi bakım esnasında üretilen atıklar gibi küçük veya dağınık durumdaki kaynaklardan çıkan atıklar” şeklinde tanımlamaktadır.

Dünya Sağlık Örgütü Atık Yönetimi Komitesi, tıbbi atıkları sekiz başlık altında sınıflandırmaktadır:

Genel atıklar: İçerik ve özellik itibarıyla evsel atıklardan farkı olmayan atıklar. Hasta odasının infekte olmayan atıkları ve sağlık personelinin çalışma odalarındaki atıklar genel atıklar sınıfına girer.

Patolojik atıklar: Doku, organ, insan fetüsü, hayvan cesetleri, kan ve vücut artıkları. Patolojik atıklar enfeksiyöz atıkların bir alt sınıfı olarak kabul edilirler.

Radyoaktif atıklar: Değişik alanlarda kullanımları sonucu oluşan her türlü radyoaktif maddelerdir. Radyoaktif olmaları, bu atıkları diğer endüstriyel toksik atıklardan ayıran en belirgin özelliktir (Candar, 2003).

“Yüksek radyoaktifiteli atıklar”, araştırma, tıp ve teknoloji uygulamalarından çıkan radyoaktifiteye sahip atıkları, “düşük radyoaktifiteli atıklar”, nükleer enerji santralleri ve nükleer silah üretimi ve araştırmasıyla ilgili çalışmalardan çıkanlar atıklar ile araştırma merkezleri ve hastanelerden çıkanları kapsamak üzere toplam iki grupta incelenebilmektedir. Çevreye yaydıkları radyasyon sebebiyle, radyasyon

tehlikesinden korumak için çevrede önlemler alınması zorunludur. Radyoaktif atıkların, tehlikeli atık depolama tesislerinden daha güvenli ve donanımlı tesislerde depolanmaları gereklidir (Toprak, 1998; DPT, 2000).

Kesici ve delici aletler: İnsan ve veteriner hastalıklarının araştırma, teşhis ve tedavisinde doku ve organ örneği almak amacıyla ya da ameliyatlar sırasında kullanılan kesici veya delici cisimlerden oluşur. Bisturi, neşter, bıçak, sert dokularda kullanılan testereler, enjektörlerde bulunan iğneler, infüzyon setleri, diğer kesici delici özellikteki atıklardan oluşan bu tür atıklar, infekte olup olmamasına bakılmaksızın yüksek derecede tehlikeli atık olarak kabul edilir.

İnfeksiyöz veya potansiyel olarak infeksiyöz atıklar: Hastalık oluşturabilecek oranda patojen ihtiva eden atıklar “infeksiyöz atıklar” olarak tanımlanmaktadır. İnfeksiyonlu hastaların cerrahi ve otopsi uygulamaları sonucu ortaya çıkan materyaller, laboratuvar kültür materyalleri, hemodiyaliz gören hastalarda kullanılan malzemeler veya bunlarla temas etmiş olan hayvanlarla ilgili atıklardır.

Basınçlı kaplar: Anestezik gazların depolandığı basınçlı tüpler ve farmasötik etken maddeler için kullanılan flakon atıkları bu grup tıbbi atıklar içinde sınıflandırılmaktadır.

Kimyasal atıklar: Teşhis veya araştırma amaçlı olarak kullanılan (tıp, radyoloji, eczacılık) ya da dezenfeksiyon amacıyla evlerde veya kurumlarda temizlik hizmetlerinde kullanılan maddelerin kullanımlarından sonra oluşan katı, sıvı ve gaz kimyasal atıklar olarak tanımlanmaktadır. Hastanelerde kullanılan kimyasal atıklar, zararlı veya zararsız olabilir.

Farmasötik atıklar: İnsan ve veteriner sağlığı hizmeti veren kurumlarda kullanılan, artmış ya da kullanım süresi sona ermiş her türlü ilaç vb. maddeler bu grup içinde bulunmaktadır. Ayrıca, balık üretim çiftliklerinde, ilaç dağıtımını yapan ecza depolarında ve konutlarda, kullanım süresi bitmiş, bir kısmı kullanılıp kalanı kullanılamayacak olan farmasötik ürünlerdir (Tenikler, 2007).

1.5. İlaç Etken Maddeler

Tıbbi ilaçlar; insanlarda ve hayvanlarda hastalıkların teşhisi, tedavisi, önlenmesi, bazı fonksiyonların olumlu yönde değiştirilmesi gibi amaçlar için etkin madde veya maddeler içeren bitmiş dozaj şeklidir (Kabak, 2008). Tıbbi tanı ya da organik işlevlerin düzeltilmesi ya da değiştirilmesi için veya diyet maksadıyla kullanılan maddeler sınıfına girmektedir (Dökmeci, 2009).

İnsanlar ve hayvanlar üzerinde tedavi amaçlarını yerine getirmeleri için kimyasal yapılarını uzun süre koruyacak şekilde üretilen ilaç etken maddelerinin bu yapıları, çevre sularında bozunmadan uzun süre kalabilmelerine imkan sağlamaktadır (Çalışkan, 2011).

Ekosistem açısından risk oluşturan ilaç grupları;

- Antibiyotikler
- Analjezik ve antiinflamatuvar ilaçlar
- Antihiperlipidemik ilaçlar
- Antihipertansif ve antiaritmik ilaçlar
- Sitostatik ilaçlar
- Steroidler'dir.

1.5.1. Antibiyotikler

Günümüzdeki “antibiyotik” kavramı, 1871 yılında Fransız Luis Pasteur’ün, hastalık yapıcı mikroorganizmaları öldürmek veya bunların gelişimlerini durdurmak için yine mikroorganizmalar tarafından sentezlenen maddeler için “antibiyoz” terimini kullanmasıyla ortaya çıkmıştır. Antibiyotikler, canlı mikroorganizmalar tarafından oluşturulan veya sentezle hazırlanan, düşük konsantrasyonlarda bile bakterileri öldüren veya gelişmesini engelleyen farmasötik maddelerdir. Bakterisit etkili antibiyotikler bakterileri öldürürken, bakteriostatik etkili antibiyotikler bakterilerin gelişimini engeller. Etki çaplarına göre ise antibiyotikler, geniş ve dar spektrumlu olmak üzere ikiye ayrılır (Akkan ve Karaca, 2003).

Beşeri ve veteriner sağlığı alanında yaygın olarak kullanılan antibiyotikler, alıcı ortamlara değişik yollardan ulaşabilmektedir (Tenikler, 2007).

Antibiyotik kalıntılarının yüksek konsantrasyonlarda toksik etkilerinin olduğu bilinmektedir (Topal v.d., 2012). Düşük konsantrasyonlarda bulunan antibiyotikler ise, bakterilerin antibiyotiğe karşı direnç geliştirmesine sebep olmaktadır (Balcı v.d., 2010; Topal v.d., 2012). Bunun sonucu olarak, antibiyotik maddelere karşı dirençli bakteri suşları gelişmekte olup, bu durum insan sağlığı ve ekosistem açısından önemli bir risk oluşturmaktadır (Özaslan, 2009).

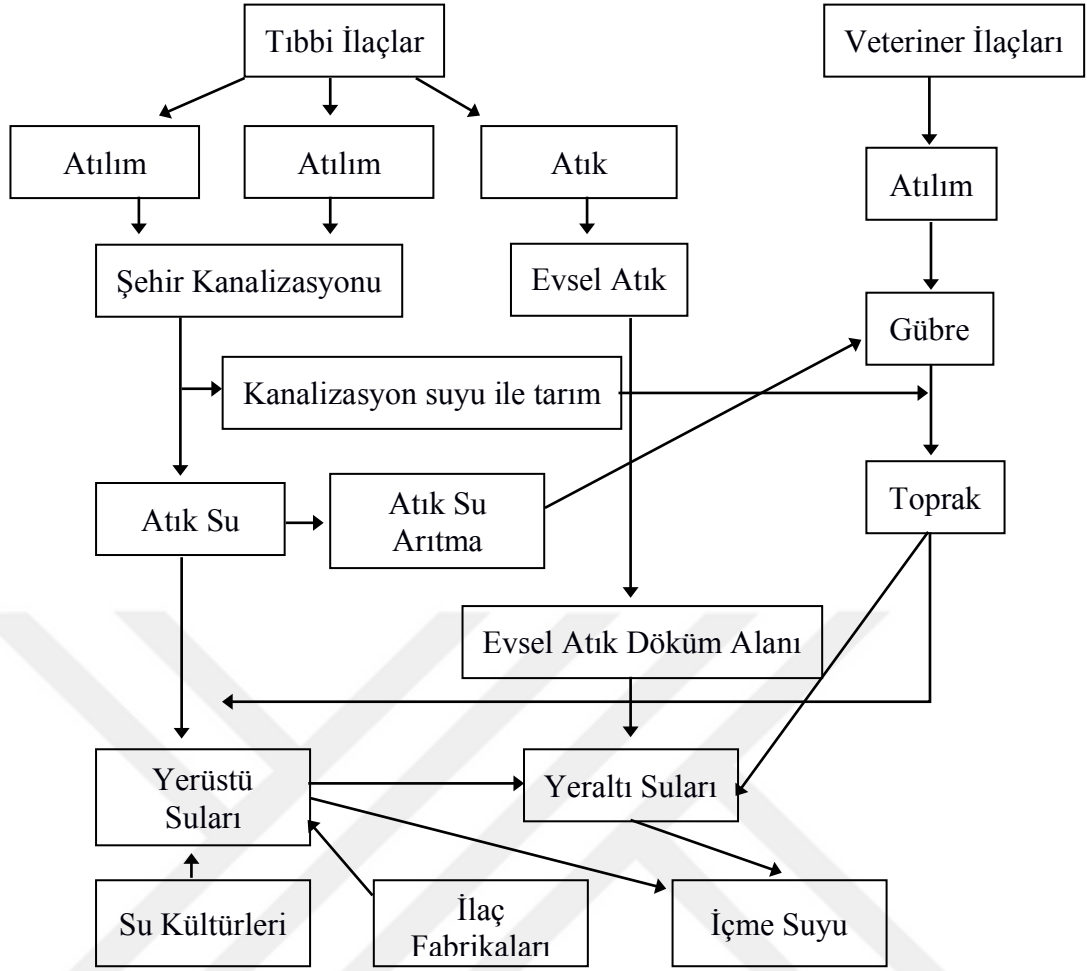
1.6. İlaç Atıklarının Çevresel Etkileri

İlaç etken maddeler terapötik görevlerini yerine getirmeleri için kimyasal yapılarını uzun süre koruyacak şekilde üretilmektedir. Yeraltı sularında, yüzey, okyanus, içme ve musluk suları ve sedimentler ile toprakta ilaç etken maddelerinin varlığı tespit edilmiştir. Çevreye yayılan ilaçlar ya da bunların aktif metabolitleri, insanların yanı sıra birçok biyolojik organizma için de tehdit oluşturmaktadır (Çalışkan, 2011). Kullanılmayan veya raf ömrünü tamamlamış ilaçlar, çöp kutularına atılmakta ya da tuvaletlere dökülmekte, topikal veya oral olarak kullanılan ilaçlar ile bunların metabolitleri ise, kullanım sonrasında kanalizasyon sularına karışarak ekosistem bakımından tehlikeli bir atık halini almaktadır (Saygı v.d., 2012).

İlaç aktif maddelerine yeterli arıtım uygulanmaması durumunda içme sularımıza geçebilir. İnsan ve veteriner sağlığında kullanılan ilaç atıklarının çevreye yayılma profili Şekil 1.1.'de ayrıntılı olarak gösterilmektedir. İçme sularına kadar karışarak çevresel açıdan potansiyel risk teşkil eden ilaçlar, kabaca beşeri ve veteriner ilaçları olarak iki gruba ayrılabilir. Beşeri ilaçlar idrar ve dışkı yolu ile kanalizasyona ve oradan da atık su arıtma tesisine ulaşırlar. Veteriner ilaçları ise, tedavi amaçlı kullanımlarının yanı sıra çiftlik ve kümes hayvanı üreticiliğinde verimi artırmak amaçlı kullanılmaları sonucu çevresel ortamlara karışırlar. İlaç bertarafı evlerde geleneksel olarak, tuvalete dökme veya çöpe atma şeklinde olmaktadır. Tuvalete dökülen ilaçlar, şehir kanalizasyon sistemine geçerek, arıtma tesislerindeki biyolojik arıtım süreçlerinde kullanılan yararlı bakterileri olumsuz etkileyebilmektedir. Çöpe

atılan ilaçlar da, çocuklarda veya hayvanlarda zehirlenme vakalarına sebep olabilir. Ayrıca kentlerde çöpe atılan ilaç atıkları, çöp toplama ve depolama alanından yeraltı sularına sızabilmektedir (Saygı v.d. 2012). Tıbbi kaynaklı ilaçların kaynakları ve çevresel etkileri Şekil 1.2.'de gösterilmektedir (Topal v.d., 2012).

Analjezik ilaçların yaygın kullanımı ve yüksek kimyasal kararlılıkları, bu tip ilaçların çevrede birikmelerine neden olmaktadır. Sucul canlılarda fiziksel anormalliklerin ortaya çıkması, üreme oranında düşüş ve genç organizmalarda yüksek ölüm oranı, bu tür ilaçların başlıca etkileri olarak sayılabilir (Sinclair, 2012). Brodin v.d. (2013), psikiyatrik ilaçların balık davranışlarını değiştirdiğini rapor etmişlerdir. Lolić v.d.(2015) tarafından, yüzme sezonu içerisinde Portekiz suları üzerinde yapılan çalışmada, balıklar için toksik olabilecek miktarda NSAİİ (nonsteroid antiinflamatuvar ilaç) ve metabolitleri tespit edilmiştir. Mendoza ve diğerleri (2015), hastane atık sularında tehlikeli miktarda birçok ilaç kalıntısı tespit etmişlerdir. Fedorova v.d. (2014) tarafından Çek Cumhuriyeti şehir atık sularında önemli ölçüde analjezik, psikoleptik, antidepresan ilaç ile yasadışı psikoaktif madde rapor edilmiştir.

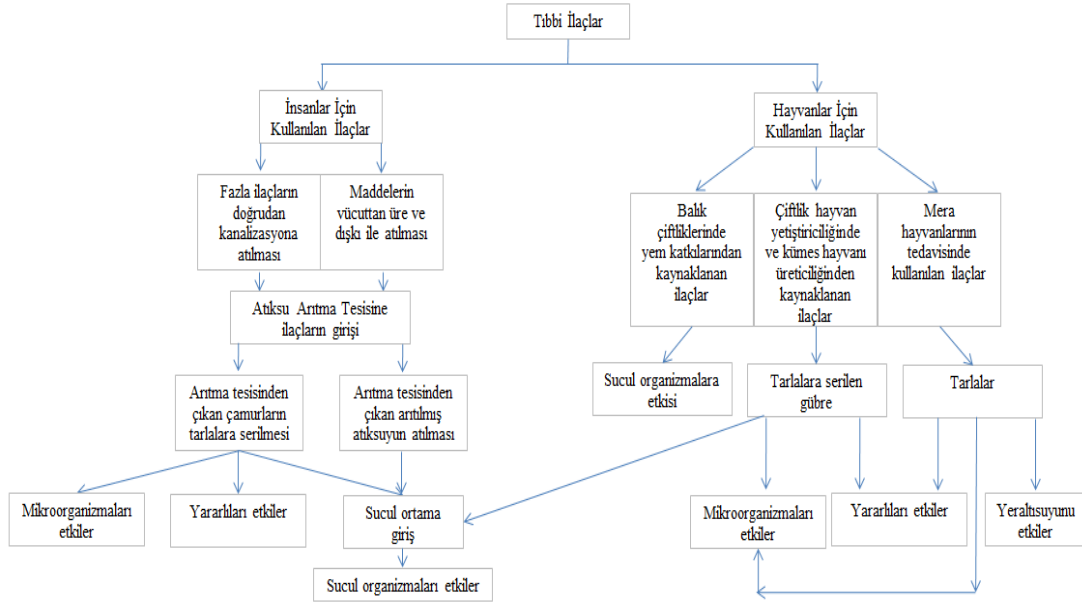


Şekil 1.1. İlaç atıklarının çevreye yayılma profili (Saygı v.d. 2012)

A.B.D. Gıda ve İlaç Dairesi(FDA)'ne göre, insanların evlerinde bulundurdukları kullanım süresi sona ermiş ya da kullanılmalarına gerek kalmamış ilaçları, çöpe atarken dikkatli davranmaları gerekmektedir. Farmasötiklerin oldukça az bir sınıfı tuvalete dökülerek bertaraf edilebildiğinden dolayı, geri dönüşüm programının uygulandığı yerlerde bu ilaçların güvenli bir şekilde bertaraf edilmesinin sağlanması gereklidir. Atık yönetimi konusu, ülkemizde hukuki olarak yerel yönetimlerin yetki alanı içerisine girmektedir. Belediyeler, tıbbi atık yönetimini “Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği” (2005)’ne göre yapmaktadır. Bu yönetmelik, sağlık kuruluşlarının faaliyetleri sonucu oluşan tıbbi atıklar ile bu atıkların üretildikleri yerlerde toplanması, geçici depolanması, taşınması ve bertaraf edilmesine ilişkin esasları kapsamaktadır. Bu yönetmeliğe göre atıklar, bu maddeler için belirlenmiş özel alanlarda imha edilmelidir. Ayrıca, çevre ve halk sağlığı açısından tehlikeli atıklar, tehlikeli olmayan atıklarla farklı yerlerde ve farklı yöntemler kullanılarak

imha edilmelidir. İmha işlemlerinin yapılacağı alanlar da, toprak, hava ve su gibi önemli yaşamsal kaynakların atıklarla kontamine olmaması açısından, kullanılacak imha yöntemlerine uygun şekilde belirlenmelidir. İmhada kullanılacak yakma işlemi, havayı kirletirken, lineer sistemlerin kullanılmaması halinde atıklar yüzey ve yer altı su kaynaklarına karışıp halk sağlığını tehdit eder hale gelmektedir.

Türkiye, Avrupa Birliği(AB) üyeliğine aday bir ülke olması açısından, çevreyle ilgili hukuksal düzenlemelerini, AB'nin bu konuyla ilgili "Çevre Yönetmeliği" (2005) ile uyumlu hale getirmelidir. Bu yönetmeliğin kapsamı, tıbbi atıkların üretildiği ve tüketildiği kurumlarda toplanması, taşınması ve geçici olarak depolanması ile ilgili uygulamalara temel oluşturan ilkelere dayanmaktadır.



Şekil 1.2. Tıbbi ilaçların kaynakları ve çevresel etkileri (Topal v.d., 2012)

1.6.1. Antibiyotik atıklarının kaynakları ve çevresel etkileri

Çevreye yayılan antibiyotiklerin başlıca kaynaklarını ilaç fabrikaları, evler, hastaneler, sağlık ocakları ile kümes ve çiftlik hayvanları oluşturmaktadır. Antibiyotikler, ya hiç ya da çok az metabolize olarak canlı vücudundan atılıma uğrar. Sonrasında, atılan bu antibiyotik kalıntılarının alıcı ortama ulaşmasının önlenmesinde klasik atık su arıtma tesislerinde kullanılan yöntemler yeterli olmayabilir. Alıcı ortamda bulunan antibiyotiklerin düşük konsantrasyonları direnç gelişimine, yüksek

konsantrasyonlarda ise toksik etkilerin ortaya çıkmasına sebep olabilmektedir. Bu sebeplerden dolayı, çevre ve insan sağlığı için, atık sularda bulunan antibiyotik kalıntılarının giderilmesi gerekmektedir (Topal v.d., 2012).

Hayvanlarda kullanılan antibiyotikler, gübreler aracılığıyla toprağa sızarak yer altı suyuna geçebilmektedir. Antibiyotik kalıntıları, arıtma tesislerinde arıtım sırasında, toprağa, yüzey ve yeraltı sularına, hatta potansiyel içme sularına geçebilmektedir (Topal v.d., 2012; Kümmerer, 2003). Antibiyotiklerin hayvanlarda büyüme hızlandırıcı etkileri tespit edildiğinden, tedavi maksadının dışında et verimliliğinin artırılmasına yönelik olarak antibiyotik kullanımına başvurulmaktadır (Akkan ve Karaca, 2003).

Geniş bir kullanım aralığına sahip antibiyotiklerin, Avrupa Birliği'nde Avrupa Hayvan Sağlığı Federasyonu (FEDESA-2001) verilerine göre; 1999 yılında yaklaşık 13.288 ton tüketildiği bildirilmekte, dünya genelinde ise yıllık 100.000-200.000 ton arasında tüketiminin olduğu tahmin edilmektedir. Bu değerlerin %65'i insan sağlığı ilaçlarında, %29'u veteriner ilaçlarında ve %6'sı da yine hayvanlarda büyüme destekleyici malzemelerde kullanılmıştır.

Sık kullanımları sebebiyle insan ve veteriner sağlığında kullanılan antibiyotiklerin konsantrasyonları çevrede kalıcı bir şekilde varlığını sürdürür. Literatürdeki çeşitli çalışmalarda çevre sularında belirlenen antibiyotik miktarları Çizelge 1.1.'de gösterilmiştir. Yaygın olarak kullanıldığı bilinen antibiyotiklerden olan ampisilin ve eritromisin, atık sularda en çok görülen antibakteriyel ilaçlardır (Saygı v.d., 2012).

Çizelge 1.1. Bazı antibiyotiklerin çevre sularında belirlenen miktarları (Saygı v.d., 2012)

İlaç	Belirlenen Miktar	Bulunduğu Yer
Ampisilin	20-80 µg/L	Hastane Atık Suyu
Kloramfenikol	0,06 µg/L(max.)	Yüzeysel Su
Siprofloksasin	0,7-124,5 µg/L	Hastane Atık Suyu
Klaritromisin	0,24 µg/L(max.)	Evsel Atık Su Arıtma Tesisi Çıkışı
Eritromisin	47,4 ng/L	Evsel Atık Su Arıtma Tesisi Çıkışı
Norfloksasin	45-120 ng/L	Arıtma Tesisi Çıkışı
Penisilin Grupları	>10 ng/L	Kullanma Suyu
Sulfametazin	0,16 µg/L(max.)	Yeraltı Suyu
Tetrasiklin	0,2 µg/kg	Toprak
Tetrasiklin	~1 µg/L	Nehir Suyu
Trimetoprim	0,66 µg/L(max.)	Evsel Atık Su Arıtma Tesisi Çıkışı

1.6.2. Antibakteriyel direnç

1939'da penisilinin elde edilmesinden bu yana birçok antibiyotik keşfedilmiş, buna karşın birçok bakteri türü, bu antibiyotiklere karşı çeşitli yollarla dayanıklılık kazanmıştır (Demirtürk ve Demirdal, 2004). Direnç (rezistans), genel olarak, bakteri ve diğer mikroorganizmaların doğal bir özelliği olarak, ilaçlardan etkilenmemesidir. Günümüzde, tedavinin yanında hayvanların verim gücünün artırılmasında kullanılan antibiyotiklerin; 1950'lerden sonra yem katkı maddesi olarak hayvanlarda gelişmenin hızlandırılması amacıyla yaygın olarak kullanılmaya başlanmış, böylelikle duyarlı bakterilerde dirençli suşların ortaya çıkmasına yol açmıştır (Akkan ve Karaca, 2003).

Bakterilerin bazı türleri, belirli bir antibakteriyel etken maddeye karşı doğal olarak dirençlidir. Bakterinin antibakteriyel etken maddeyle bir veya daha fazla teması sonucu hızlı ve ileri dereceli bir direnç olarak tek aşamalı mutasyon ortaya çıkmasına "streptomisin tipi direnç" adı verilir. Bakterilerde çok aşamalı mutasyon şeklindeki direnç gelişimi ise, yavaş olmakla beraber, artan şiddette direncin ortaya çıkması ise "penisilin tipi direnç" olarak adlandırılır. Diğer taraftan, bir antibiyotiğe direnç geliştirmiş olan bir bakteri türünün, benzer etki tipi ve kimyasal yapıya sahip diğer bir antibiyotiğe de dirençli olması, "çapraz antibakteriyel direnç" olarak adlandırılır. Örneğin; β -laktam halkasına sahip olan penisiline direnç kazanmış bir bakteri türünün aynı halkaya sahip olan sefalosporinlere de direnç göstermesi beklenir. Aynı durum benzimidazoller ile tetrasiklinler için de geçerlidir (Akkan ve Karaca, 2003).

1.6.3. Antibiyotiklerin sucul ortamda etkileri

Literatür çalışmalarında, ilaç etken maddelerinin sucul ekosistemlerde ortaya çıkmaları, bulunmaları ve etkilerinin araştırıldığı görülmektedir. Ancak, ilaç konsantrasyonlarının, akut toksisite oluşturmaları korkulanın altında olsa da, sucul canlıların ilaçlara kronik maruz kalma etkileri büyük oranda bilinmemektedir. Bu kimyasalların sucul yaşama üzerindeki risklerinin doğru değerlendirilmesi için, ilaçların tehlikeli atıklar olarak çevrede ortaya çıkmalarının karakterize edilmesi yönünde daha detaylı verilere ve çalışmalara ihtiyaç duyulmaktadır.

1.6.4. Antibiyotiklerin toprakta etkileri

Antibiyotik etken maddelerinin toprakta bulunmaları ve davranışları, çevre kimyasında önemli konulardan biri olarak tanımlanmaktadır. Antibiyotik etken maddelerinin çevrede varlığı ise, fiziksel ve kimyasal özelliklerine, bulunduğu bölgenin genel iklim şartlarına, toprak tipine ve diğer çevresel faktörlerle doğrudan ilişkilidir. Veteriner sağlığı için kullanılan antibiyotiklerin, hayvanlar tarafından atılımı sonrasındaki çevrede yayılması, tarımsal gübre olarak kullanılmasıyla veya çiftlik hayvanlarının otlatılmasıyla toprakta başlar. Gübrelemeyle dökülen antibiyotiklerin, hektar başına kilogramın üzerinde olduğu tahmin edilmektedir.

1.6.5 Atık su, kanalizasyon ve arıtma tesislerinde antibiyotikler

Antibiyotik atıklarının evsel atık sularda belirlenen konsantrasyonlarının (ng/L ve µg/L seviyelerinde) atık su arıtma prosesleri üzerine önemli etkilere neden olmadığı gözlenirken, bazı çalışmalarda ise yüksek antibiyotik konsantrasyonlarının biyolojik arıtım uygulanan tesislerdeki mikrobiyal aktivitelerinin inhibisyonunu ifade etmiştir. Amin vd., yaptıkları çalışmada, eritromisin 1 mg/L konsantrasyonunda bulunmasının, KOİ giderimi oranını azalttığını ve yaklaşık % 5'inin anaerobik arıtımda biyogaz ürettiğini göstermişlerdir.

Antibiyotik atıklarının atık sularda bulunmalarının, antibiyotiğe dirençli bakteri türlerinin gelişmesine ve yayılmasına katkı sağladığı şüphesi bulunmaktadır. Çünkü antibiyotiğe direnç geliştirmiş genlerin çoğu, atık su arıtma tesisinde bulunmaktadır. Dirençliliğin yayılımı açısından, atık su arıtma tesislerinde antibiyotiklerin düşük konsantrasyonlarının gerçek önemi, kesin olarak yeni belirlenmiştir. Atık su arıtma tesislerinin giriş ve çıkış sularında bulunan bazı bakteri türlerinden olan fekal koliform, E.coli ve entereococci gibi bakteriler, ciprofloksin, trimetoprim, sülfametoksazol ve vankomisin gibi bazı antibiyotik etken maddelerine direnç gösterebilmektedirler. Kim vd., ardışık kesikli reaktör kullanarak yaptıkları çalışmada, tetrasiklin etken maddesinin 1 µg/L konsantrasyonuna maruz bırakılan bakterilerden, bu antibiyotik etken maddesine dirençli olanlarının üretim hızının ve konsantrasyonunun arttığını göstermişlerdir.

Haydarabat (Hindistan) yakınında bulunan farmasötik etken madde üreten 90 fabrikanın atık sularının ulaştığı bir arıtma tesisinde, arıtılmış su çıkışında farmasötik maddelerin bulunurlukları araştırılmıştır. Bu araştırmanın sonuçları Çizelge 1.2.'de görülmektedir (Topal v.d., 2012).

Çizelge 1.2. Bazı ilaç etken maddelerinin arıtma tesisi çıkışındaki atık sularda bulunan miktarları

Aktif Madde	İlaç Cinsi	Saptanan Aralık (µg/L)
Ciprofloksazin	Antibiyotik	28.000-31.000
Losartan	Anjiyotensin II Reseptör Antagonisti	2.400-2.500
Cetirizine	H-1 Reseptör Antagonisti	1.300-1.400
Metoprolol	B-1 Adrenoreseptör Antagonisti	800-950
Enrofloksazin	Antibiyotik (Veterinerlik)	780-900
Citalopram	Seretonin Reuptake İnhibitörü	770-840
Norfloksazin	Antibiyotik	390-420
Lornefloksazin	Antibiyotik	150-300
Enoksazin	Antibiyotik	150-300
Ofloksazin	Antibiyotik	150-160
Ranitidin	H-2 Reseptör Antagonisti	90-160

1.7. Atık Su Arıtım Yöntemleri

Atık su arıtım yöntemleri; fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım yöntemleri olarak 3 grupta incelenebilir.

1.7.1. Fiziksel ve kimyasal arıtım yöntemleri

Bu sistemde ağırlıklı olarak mekanik yöntemler kullanılmaktadır. Burada büyük depolama tanklarında atık sulardaki birikmiş olan iri kirler önce kaba ızgaralar, süzgeçler ve kum tutucular kullanılarak alıkonulur, sonrasında ise çökeltme havuzlarına alınır.

Kaba Taraklar (Izgaralar): 40-80 mm aralık ile dizilmiş demir çubuklardan meydana gelmiştir. Biriken çamur, makine veya tulumlarla boşaltılır. Suyun hızı 0,6 m/s olmalıdır. Taraklar, sabit veya hareketli olabilir. Temizleme küçük işletmelerde el ile kürek ile büyük işletmelerde makinelerle yapılır. Izgaralar, su

içerisinde bulunan kaba maddelerin pompa, boru ve teçhizata zarar vermemesi, diğer arıtma kısımlarına gelen yükün hafiflemesi veya yüzücü kaba maddelerin sudan ayrılması için kullanılır.

Süzgeçler: 3 mm tane iriliğine kadar kir taneleri alınabilir. Süzgeç sabit, temizleme tertibatı hareketli veya her ikisi de hareketli olabilir. Biriken kirler el ile mekanik süzgeçlerle yahut üzerine su gönderilerek alınır. Kirler, çamur hâlinde olup % 85-88 su içerirler ve çürümeye yatkındırlar. Bunun için bunların zararsız hâle getirilmeleri gerekir. Küçük tesisattakiler içine kireç ilave edilerek gömülür, üzeri kumla örtülür. Büyük tesisattakiler ise kuyularda çürütülür veya katlı fırınlarda 1000 kg madde için 60 kg kok ilavesi ile yakılır.

Kum Tutucular: Kirli suya yağmurlarla karışan yoğunluğu yüksek, anorganik maddeler kum, toprak vb. çöktürülür. Bunun için su akış alanı genişletilir, hızı 30-35 cm/sn.'ye düşürülür. Böylece bu maddelerin çökmesi sağlanır. Biriken kumlar tulumbarlarla dışarıya alınır.

Adsorpsiyon: Bazı organik maddeler için oldukça uzun süreler bile biyolojik parçalanmayı gerçekleştirmek için yeterli olamamaktadır. Bu tür maddeler için biyolojik yöntemler dışındaki diğer yöntemlere ihtiyaç duyulmakta ve en önemli alternatif yöntemlerden birisi olarak adsorpsiyon gözükmektedir. Adsorpsiyon, endüstriyel atık sularının arıtılması ve renk gideriminde uygulanan en etkili fiziksel yöntemlerden birisidir (Asfour v.d., 1985; Sheng, 1993; Nicolet ve Rott, 1999; Morais v.d., 1999; Doğar, 2000; Uğurlu, 2002).

Flokülasyon ve koagülasyon: Bu yöntemler, renkli atık suların arıtılmasında başlangıç veya son aşamalarda ya da sonlanmada ana proses olarak uygulanabilir. Uygulama sonucunda ortaya çıkan en büyük problem oluşan çok miktardaki toksik çamurun yakılmasının gerekliliğidir. Koagülasyon ve flokülasyon, biyolojik sistemlerle bir arada veya tek başlarına kullanıldıklarında iyi sonuçlar alınabilmektedir. Buna karşın, kimyasal koagülasyon, kontrolsüz ve aşırı dozda kimyasal kullanımı gibi dezavantajlara sahiptir (Chen 2000, Uğurlu, 2002).

Flotasyon (yüzdürme): Köpük yapıcı madde ve hava eşliğinde karıştırmalı bir ortamda gerçekleştirilen bu proseste köpük yardımıyla konsantre hale getirilen

maddeler köpük kırıcı maddeler kullanılarak flotasyon ortamından uzaklaştırılır (Uğurlu, 2002).

Elektrokimyasal yöntemler: Bu işlem endüstriyel prosesin son aşamasında katı, sıvı ve gazlardan toksik bütün maddelerin uzaklaştırılmasını kapsamaktadır. Kirlilik oluşturan bileşenlerin azaltılması veya uzaklaştırılması elektrokimyasal hücrede materyalin elektrokimyasal indirgenme ve yükseltgenmesinin direkt veya indirekt olarak yerine getirilmesiyle mümkün olabilmektedir (Juttner v.d., 2000; Scott vd.d, 1994; Uğurlu, 2002).

İleri Oksidasyon: İstenmeyen zararlı bileşiklerin zararsız bileşiklere dönüştürülmesi veya daha sonraki arıtma işlemleri için uygun yapıya getirilmesidir. Organik bileşiklerin giderilmesi, alg kontrolü, renk, tat ve koku giderilmesi, siyanür, kükürt, amonyak gibi kirleticilerin giderilmesi kimyasal oksidasyon yöntemi ile yapılabilmektedir. Burada ağırlıklı olarak katalitik ve fotokatalitik işlemler kullanılabilir. Yükseltgen madde olarak oksijen, ozon, potasyum permanganat, klor kullanılarak organik maddelerin sulu ortamdan uzaklaştırılması hedeflenmektedir.

Fizikokimyasal yöntemler, tek başına arıtım yöntemi olarak kullanılabileceği gibi, arıtım işlemlerinin başlangıcında askıda katı maddelerin ayrılmasında veya biyolojik arıtım yöntemleri sonucunda ortaya çıkan katı maddelerin uzaklaştırılmasında kullanılabilir.

1.7.2. Biyolojik arıtım yöntemleri

Aerobik biyobozunma: Oksijenli biyolojik bozunma, toprak veya yüzey suları gibi doğal ekosistemlerde sık meydana gelen bir prosestir. Kimyasal bileşiklerin biyolojik olarak bozunabilirliğinin belirlenmesine yönelik birçok yöntem bulunmaktadır. Bu yöntemler, Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonu (ÇOK) ve Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ) değerlerinin ve son bozunma ürünü olan karbondioksit oluşumunun belirlenmesi esasına dayanır (Egemen ve Sunlu 1996, Doğan 2000). Endüstriyel ölçekte biyolojik arıtmanın beraberinde doğal çevrede tam ve hızlı bir aerobik biyolojik bozunma gerçekleşmesine yol açabilir.

Anaerobik biyobozunma: Anaerobik şartlar kanalizasyon çamurlarının arıtılması esnasında nehir kıyıları, nehir yatakları, göller ve havuzlarda daha düşük sediment tabakalarında doğal olarak meydana gelir. Endüstriyel atık sulara kirlilik oluşturan bileşenlerle ilgili araştırmalar yapılmıştır. Aerobik–oksit sisteminin kullanılmasıyla renkli atık sular biyolojik olarak arıtılabilmektedir (Uğurlu, 2002).

1.8. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, akışkan fazda çözülmüş olan bileşenlerin yüzeye tutunma olayıdır (Zor, 2011). Katı veya sıvıların iç kısımlarında bulunan atom, iyon veya moleküller, çevrelerindeki diğer atom, iyon veya moleküller tarafından her yöne çekildiklerinden, bunlar üzerine etki eden çekim kuvvetleri dengededir. Yüzeyde bulunurlar ise iç kısımlarda bulunanlar gibi dışa doğru çekilmediklerinden dolayı, bunlar üzerine etki eden kuvvetler dengelenmemiştir. Bu dengelenmemiş kuvvetler yüzeyde serbest kalmakta ve bundan dolayı ara yüzey tarafından çekilen atom, iyon veya moleküllerin yüzeyde tutunmasına neden olmaktadır. Bu tutunma olayına adsorpsiyon adı verilmektedir. Yüzeye tutunan maddeye “adsorplanan” veya “adsorbat”, çeken maddeye ise “adsorplayıcı”, “adsorplayan” veya “adsorbent” adı verilir (Atalay, 2010; Sarıkaya, 2000; Şavur, 2014).

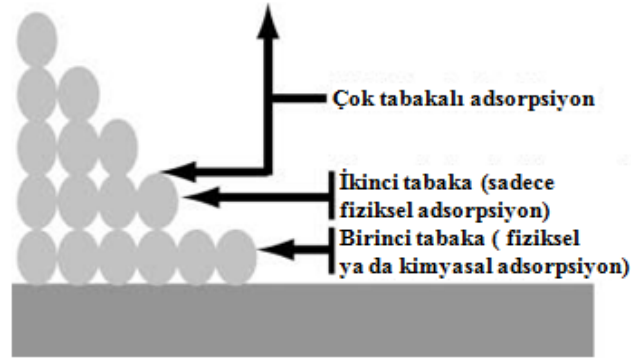
Adsorpsiyon olayı, 3 basamakta meydana gelmektedir:

- i. Film difüzyonu: Adsorban yüzeyine, adsorbat tarafından kütle transferi,
- ii. Tanecik içi difüzyon: Adsorban gözenekleri içerisine adsorban geçişi,
- iii. Adsorbanın dış ya da iç kısımlarındaki bölgelerine adsorbatın tutunması.

Bu basamaklardan her hangi biri hız kontrol basamağı olabilir; çoğunlukla 3. Basamak çok hızlı olmaktadır (Çalışkan, 2011).

Genel olarak; fiziksel adsorpsiyon (fizisorpsiyon) ve kimyasal adsorpsiyon (kemisorpsiyon) olmak üzere 2 tip adsorpsiyon tanımlanmaktadır. Fiziksel adsorpsiyona Van der Waals kuvvetleri gibi çekim kuvvetleri olmaktadır. Kimyasal adsorpsiyonda ise adsorban ile adsorbat arasında kimyasal reaksiyon söz konusudur (Berkem, 1993; Çalışkan, 2011, Yılmaz, 2011). Fiziksel adsorpsiyon tek tabakalı

veya çok tabakalı olabilir; kimyasal adsorpsiyon ise sadece tek tabakalı olarak gerçekleşmektedir. Bununla beraber; tek tabakalı olan kimyasal adsorpsiyonun takip eden fiziksel adsorpsiyon nedeniyle çok tabakalı adsorpsiyon da gözlenebilmektedir. Bu durumda adsorban yüzeyi üzerindeki 1. tabaka kimyasal adsorpsiyon, diğer tabaka veya tabakalar ise fiziksel adsorpsiyon neticesinde oluşmaktadır (Çalışkan, 2011).



Şekil 1.3. Katı adsorban yüzeyinde fiziksel ve kimyasal adsorpsiyonun şematik gösterimi (Çalışkan, 2011)

Adsorpsiyon işlemi yüzeyde gerçekleştiği için yüzey alanı yüksek malzemelerin tercih edilmesi verim açısından önemli olmaktadır. Bu amaçla, en yaygın kullanılan adsorbent Aktif karbondur. Ancak, bu materyal kullanıldığında maliyetin çok yüksek olabileceği dikkate alındığında kil mineralleri ve ucuz adsorbentlerin kullanılması da yoğun bir şekilde araştırılmaktadır. Bu kapsamda ucuz ve etkili adsorplama özelliğinden dolayı bazı bitkisel materyaller ve sepiyolit, diğer bir ifadeyle lületaşı da tercih edilmektedir.

1.9. Sepiyolit

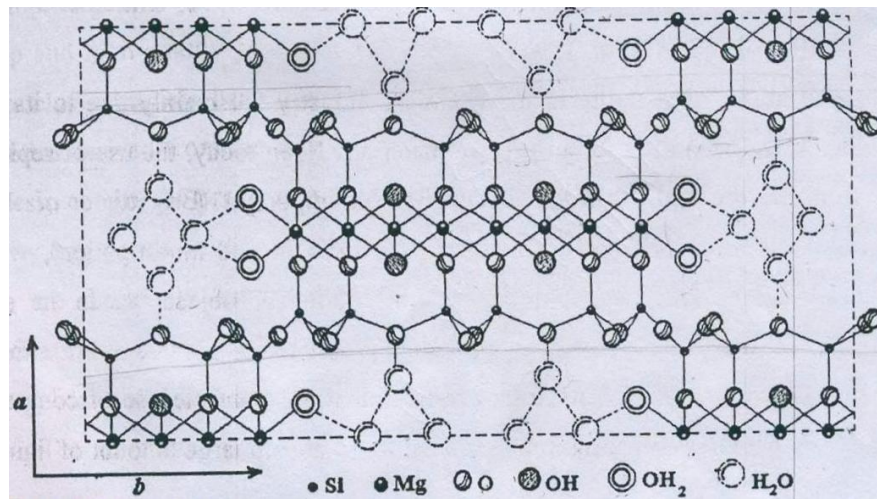
Sepiyolit, $\text{Si}_{12}\text{Mg}_8\text{O}_{30}(\text{OH})_4(\text{H}_2\text{O})_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ formülü ile ifade edilen, silikatlar grubuna ait, magnezyum hidrosilikattan ibaret doğal bir kil mineralidir (Nagy ve Bradley 1995). Tetrahedral ve oktahedral oksit tabakalarının istiflenmesi sonucu oluşan lifsi bir yapısı vardır ve lif boyunca devam eden kanal boşluklarına sahiptir (Vicente v.d., 1994).

Sepiyolit tabiatta iki değişik poliformik yapıda çökelmektedir. Bunlardan birincisi, amorf, kompakt halde ve masif yumrular şeklinde olan ve dış görünüşü deniz kabuğunu andıran ve günümüzde lületaşı adı ile bilinen α -sepiyolit, ikincisi ise; küçük yassı ve yuvarlak partiküller veya amorf agregatlar halinde oluşan β -sepiyolit'tir (Sarız ve Nuhoglu 1992).

Günümüzde sanayi sepiyoliti olarak bilinen ve süs eşyası yapımına uygun olmayan β -sepiyolit, tabakalı bir sepiyolit türü olarak, oluşumu, bileşimi, özellikleri ve kullanım alanları itibariyle α -sepiyolitten ayrılır. Bu tip sepiyolit türüne, daha çok Eskişehir-Sivrihisar ve Yunusemre, Çanakkale, Bursa, Kütahya ve Isparta yörelerinde rastlanmaktadır. Lületaşı α -sepiyolitinin kullanımına ilişkin bir adlandırma şeklidir. Diğer bir ifadeyle, pratik ve ticari anlamda işlenmeğe elverişli, yumru biçimli α - sepiyolit türüne lületaşı adı verilmektedir. Lületaşı suda yüzdüğü halde, sanayii sepiyoliti kolayca dağılmaktadır. Lületaşı ile esas element ve fiziksel özellikleri bakımından da farklılık göstermektedir (Sarız ve Ayverdi 1991).

1.9.1 Kristal yapısı

Sepiyolit, taban oksijen düzlemlerinden aşağı veya yukarı doğru yönelik şekilde düzenlenmiş Si-O tetrahedronları ile brusit benzeri oktahedral (sekiz yüzlü) tabakalardan oluşmuş bir kristal yapısına sahiptir (Şekil 1.4.) (Sabah ve Çelik 1998).



Şekil 1.4. Sepiyolit kristalinin şematik görünüşü (Brauner and Preisinger 1956)

Burada, tepe oksijenleri aynı yönde olan tetrahedronlar, x- eksenine paralel olarak uzanan şeritleri oluştururken, zıt yönde olanlarda oktehdral katyonlara bağlanarak lif doğrultusunda (x ekseni boyunca) sürekli dik doğrultuda (y ekseni boyunca) sınırlı boyutta 2:1 katmanlı yapı oluştururlar. Şeritlerin sepiyolitte üç, poligorskite ise iki piroksen zincirinin birbirine bağlanmasıyla oluşan genişlikler mevcuttur. Şeritler arasında dikdörtgen kanallarda, Ca ve Mg iyonları ile değişen miktarlarda zeolitik su bulunur. Yapı formülünde OH_2 olarak gösterilen su molekülleri ise şerit kenarlarındaki oktahedral Mg'a koordine olurlar. Değişik kimyasal konumlarda olmak üzere, sepiyolit yapısında mevcut dört çeşit su molekülü tanımlanmıştır (Sabah ve Çelik 1998). Bunlar;

1. Hidroskopik su: Sepiyolit yüzeyine adsorplanmış su molekülüdür.
2. Zeolitik su: Kendi aralarında veya bağlı su molekülleri ile hidrojen bağı yaparak kanal içerisinde veya yüzeyde yerleşmiş su molekülüdür.
3. Bağlı su: Talk benzeri zincirlerin kenarlarında bulunan ve yapıdaki oktahedral tabakanın uç magnezyum koordinasyonunda yer alan su molekülüdür.
4. Hidroksil suyu: Yapıdaki oktahedral tabakanın ortasında (Bünye suyu) magnezyum koordinasyonunda yer alan hidroksil gruplarının bozulması sonucu oluşan su molekülüdür (Sabah ve Çelik 1998).

1.9.2 Fiziksel özellikleri

Kaygan görünümlü, ince taneli, toprağımsı bir yapıya sahip tabakalı sepiyolit, genellikle beyaz, krem, gri veya pembe renkli olabilmektedir. Sedimenter oluşumlu, uzun lif demetleri şeklinde bulunan β -sepiyolitin (tabakalı sepiyolit) lif uzunluğu 100-300 Å ve kalınlığı 50-100 Å arasında değişebilmektedir. Bununla birlikte sepiyolitin lif uzunluğu birkaç milimetre hatta santimetreye de varabilmektedir.

Sepiyolit gözenekli (poroz) bir yapıya sahiptir ve ortalama mikropor çapı 15 Å, mezopor çapı ise 15-45 Å arasında değişmektedir. Yoğunluğu 2-2,5 g/cm³ arasında olup, çok gözenekli olan türlerin yoğunluğu zaman zaman 1'in altına düşebilmektedir (Jones and Galan 1988).

1.9.3 Sepiyolitın sorptif özellikleri

Kil minerallerinin içyapıları ve kimyasal bileşimleri esas alınarak yapılan sınıflandırmaya göre sepiyolit kristali, killerin zincir yapılı olan grubuna aittir. Zincir yapısına sahip minerallerin kristal yapılarında üç tür aktif soğurma merkezi mevcuttur (Serratos 1978). Bunlar sırasıyla;

1-Tetrahedral silika tabakasındaki oksijen atomları: Bu minerallerin tetrahedral tabakadaki düşük izomorf değişim derecelerinden dolayı oksijen atomları zayıf elektron taşıyıcıdır ve bunların adsorbe türlerle etkileşimi de zayıf olmaktadır.

2-Yapıdaki zincirlerin kenarlarında Mg iyonları ile koordine olmuş su molekülleri (her Mg^{2+} iyonu için iki H_2O molekülü); Bunlar adsorplanan türle hidrojen bağları oluşturabilmektedirler.

3-Lif eksenini boyunca uzanan Si-OH grupları. Bunlar tetrahedral tabakanın dış yüzeyinde Si-O-Si bağlarının kırılması sonucu oluşurlar. Söz konusu kırılmadan doğan artık yük, bir proton veya bir hidroksil molekülü ile bağlanarak yükünü nötrleştirir. Bu grupları, lif eksenini boyunca 5 Å aralıklarla dizilim gösterir ve bunların sıklığı, kristalin doğal yapısı ve liflerin boyutları ile ilişkilidir. Bu Si-OH grupları, sepiyolitın dış yüzeyinde adsorplanan moleküllerle etkileşime girebilir ve belirli organik reaktifler ile kovalent bağ oluşturma yeteneğine sahiptirler (Sabah ve Çelik 1998).

Sepiyolit kendine has yapısı itibariyle son derece yüksek bir sorpsiyon özelliğine sahiptir ve kendi ağırlığının 200-250 katı kadar su tutulabilir. 300 °C'nin üzerine ısıtıldığında, yapısal değişikliklere ve gözeneklerin tahrip olmasına bağlı olarak, sorpsiyon kapasitesi azalır. Sepiyolitın genişleme özelliği yoktur. Zeolitik su, yapısal zincirlerin kenarlarında magnezyum iyonlarına koordine olmuş su molekülleri ile hidrojen bağları oluşturur. Koordinasyon ve zeolitik su molekülleri, yüksek polariteli küçük moleküller ile yer değiştirebilir. Örneğin kısa zincirli primer alkoller, kanalların içine yayılarak zeolitik su moleküllerinin ve hatta koordinasyon suyu moleküllerinin yerini alabilirler. Daha fazla zincir uzunluğuna sahip alkollerde ise, sadece dış yüzeylerdeki açık kanallarda zeolitik su ve koordinasyon suyu molekülleri ile yer değiştirebilir, yine katyonik reaktifler grubuna giren uzun hidrokarbon

zincirine sahip amin türü organik maddelerle yapılan adsorpsiyon çalışmaları, amin moleküllerinin sadece sepiyolitın dış yüzeyinde tutunmayıp aynı zamanda kanal boşluklarında yerleştiği ve primer aminlerde amin moleküllerinin oktahedral tabakada yer alan bağıl ve zeolitik su molekülleri arasında hidrojen bağı oluşturmaktadır (Sabah vd 1997).

Sepiyolit, genellikle su ve amonyum gibi polar moleküller, ayrıca polar olmayan bileşikleri ve nispeten daha az miktarlarda metil ve etil alkollerini adsorplayabilmektedir. Ancak, polar olmayan bileşiklerin adsorpsiyonu dış yüzeylerle sınırlı olup tutulan molekülün boyutuna ve şekline bağlıdır. Doğrusal ve dallı-budaklı parafin zincirlerinin adsorpsiyonu için serbest enerji ve entropi değişimleri üzerine yapılan çalışmalar, bu molekülün dış yüzeylerdeki açık kanallara yerleştiğini oraya koymuştur (Alvarez 1984).

1.9.4 Yüzey alanı modifikasyonları

Sepiyolitın tanımlanmış yapısal modeli dikkate alındığında, kristal yapılarındaki süreksizliklere bağlı kanalların $3.6 \times 10.6 \text{ \AA}$ 'lık bir kesiti için belirlenen yüzey alanı, yaklaşık olarak $800-900 \text{ m}^2/\text{g}$ 'dır. Dış yüzey alanı $400 \text{ m}^2/\text{g}$, iç yüzey alanı ise $500 \text{ m}^2/\text{g}$ olduğu belirlenmiştir. Müller and Kolterman (1965)'a göre adsorbatın kristal içi kanallara nüfuz etme kapasitesi büyük oranda molekül boyutuna bağlıdır. Kullanılan metoda göre yüzey alanı için farklı değerler elde edilmektedir. BET metodu kullanıldığında $276 \text{ m}^2/\text{g}$ ve piridin kullanıldığında $275 \text{ m}^2/\text{g}$ bulunmaktadır. Çizelge 1.3'te çeşitli adsorbentler kullanılarak belirlenmiş yüzey alanı değerleri verilmektedir. Ayrıca, diğer killerde olduğu gibi, sepiyolitın yüzey alanı ve gözenekliliği, termal, asit aktivasyon veya her ikisi de uygulanarak değiştirilebilmektedir (Sabah vd 1998).

Çizelge 1.3. Sepiyolitın değişik adsorbatlar ile belirlenmiş yüzey alanı değerleri (Sabah vd 1998)

Adsorbat (Gaz veya Sıvı)	Yüzey alanı (m^2/g)
Setilpridinyum bromür	60
Piridin	275
BET	276
Hekzan	330
Etilen Glikol	470

1.9.5 Sepiyolitın asit aktivasyonu

Sepiyolitın asit aktivasyonu, kil-asit çözünme reaksiyonlarına göre difüzyonla (yayıma) açıklanmaktadır. Difüzyona mekanizması, hidrate olmuş protonların (H⁺iyonları) kilin katmanları arasında bulunan K⁺, Na⁺ ve Ca⁺² katyonları yanında, kristal örgüde yer alan Fe⁺³, Al⁺³ ve Mg⁺² katyonları ile yer değiştirmesi esasına dayanmaktadır. Sepiyolitın asit aktivasyonunda ise; difüzyon reaksiyonu, lif eksenı boyunca uzanan mikro kanallar tarafından desteklenmekte ve oktahedral tabakadaki magnezyum ile magnezyuma bağlı olan su molekülleri ve hidroksil gruplarının bir kısmı, çözeltideki H⁺ iyonları ile yer değiştirerek yapıdan uzaklaştırılmaktadır. Düşük pH'larda yapılan asit aktivasyonu pratikte sepiyolitın yapısını bozmaktadır. Çünkü bu tip mineraller özellikle hidrojen iyonu tepkisine karşı çok hassastır. Asit muamelesi ayrıca sepiyolitın termal kararlılığını da artırmaktadır. Fernandez and Alvarez (1978), %5'lik HCl çözeltisi ile sepiyoliti muamele etmiş ve sepiyolitın yüzey dokusunda 10 Å'den küçük porların tahrip olduğunu ayrıca, sepiyolitın yüzey alanında belirgin bir artış olduğunu tespit etmiştir. Ayrıca, sepiyolit 6 N HCl ile aktive edildiğinde, bütün magnezyum iyonlarının çözeltiye geçtiği ve bu şekilde yüzey alanı yaklaşık 500 m²/g olan, lifsi bir morfolojiye sahip, gözenekli amorf ürünler elde edildiği rapor edilmiştir (Cornego ve Hermison 1986, Jones ve Galan 1988).

1.9.6. Sepiyolitın termal aktivasyonu

100-150 °C arasında, zeolitik suyunun %10'unu kaybeden sepiyolitın, 320-400 m²/g arasında değişen maksimum BET yüzey alanı değerine ulaştığı ve bunun üzerindeki sıcaklıklarda ise (200 - 400 °C), yine aynı yöntemle hesaplanan, yüzey alanı değerlerinde keskin bir düşüş olduğu tespit edilmiştir. Sıcaklık artışına bağlı olarak gözlenen yüzey alanındaki bu keskin düşüş, mikroporların çoğunun bozulmasıyla açıklanmaktadır (Hibino v.d., 1995).

1.9.7. Aktif Karbon

Aktif karbonun yaygın uygulama alanı, suyun içinde mevcut organik madde, renk, koku, tat ve klor giderimidir. Ancak burada, söz konusu olan sadece fiziksel bir süzme işlemi değildir. Aktif karbon sistemler, fizikokimyasal arıtma yapan sistemlerdir ve suyun arıtılması esnasında adsorpsiyon mekanizması işlemektedir. Aktif karbon kömürümsü ancak çok geniş yüzey alanına (1000-1500 m²/g) sahip bir malzemedir. Organik kirliliğin olduğu sularda ve klor giderme amacıyla yaygın olarak kullanılmaktadır. Üretiminde birçok organik hammadde kullanılır. Aktif karbon imalatında tercih edilen hammaddeler ve üretim yöntemi ilgili kullanım alanı, prosesin yapısı, ortamdaki uzaklaştırılacak istenmeyen maddelerin özellikleri, maliyet unsurları faktörlerine göre tercih edilir. Üretim yöntemi; buharla veya kimyasal aktifleştirme olarak ikiye ayrılabilir.

Aktif karbon, çeşitli bitkisel materyaller kullanılarak örneğin Hindistan cevizi kabuğu, odun ve kömüre dayalı ürünlerden yapılabilmektedir. Burada özenle seçilen hammaddeler ön bir işlemden geçirilip aktivasyona hazır hale getirilir.

Yapılan aktivasyon işlemleri sonucunda moleküler boyutları ve gözeneklerin dizilişi ile güçlü bir adsorbant elde edilir. Bir elektron mikroskobu ile incelendiğinde gözenek gelişimi açıkça görülebilir. Küçük hacimde olmasına karşılık, gözeneklerin bu yüksek konsantrasyonu şaşılabilecek bir alana sahiptir. Örnekleme gerekirse bir çay kaşığı kadar aktif karbonun iç yüzeyi yaklaşık bir futbol sahası alanına sahiptir ki bu da çok yüksek adsorpsiyon özelliğini açıklamaktadır. Aktive edilmiş karbon yaklaşık olarak 800-1600 m²/g BET N₂ değerleri aralığına sahiptir. Bu çok geniş iç alan, bileşiklerin geniş bir kısmının hem gaz hem de sıvı fazdan adsorbe etmek olduğu sonucunu verir. Burada adsorplanacak bileşik veya kimyasal aktif karbon ile temas ettirilir ve iç gözenek yapısına nüfuz eder. Aktif karbonun iç yüzey alanı, bileşiği gözenek yapısına hapseden zayıf Van der Waals kuvvetlerini gösterir.

Aktif karbon, suyun arıtımı ile ilgili olarak geniş bir kullanım alanına sahiptir. Atık suda çözünen organik kirliliği adsorplamakta ve doğal saflığı sağlayabilmektedir. Halen dünyanın pek çok kent suyu arıtım tesisleri, tat, koku, renk ve toksik kirlenmelerin sudan ayrıştırılmasında aktif karbon kullanılmaktadır.

Endüstriyel uygulamalarda ise aktif karbon; bira ve gıda üretimi için, yüksek saflıkta su sağlanması gereken yarı-iletken teknolojisinde, araç yıkama su sirkülasyon sistemlerinin deterjan uzaklaştırmasında, ve toksik bileşiklerin adsorpsiyonunda kullanılmaktadır. Ayrıca, aktif karbon ev kullanımında, istenmeyen kokulardan kurtulmak için, endüstriyel alanda ise, birçok üretim işleminden uçucu solventlerin geri kazanılması ve kontrol etmek için güvenle kullanılmaktadır. Nükleer enerji santrallerinde, serbest bırakılan radyoaktif metil iyodid kimyasal olarak impregne edilmiş aktif karbonla kontrol altında tutulmaktadır. Bunun dışında, solunum aygıtlarında (respiratör) ve gaz maskelerinde, endüstriyel çözenlerden, asit gazlarından, amonyaktan ve kimyasal mücadelede yaygın olarak kullanılmaktadır(www.aktifkarbon.com).

1.9.8. Bağ budama atıkları

Günümüzde kontrollü şartlar altında her mevsimde bitkisel üretim yapılabilmektedir. Bu nedenle tarımda kullanılan girdi miktarları ve üretilen hasat atıkları (sap, saman, sera bitki atıkları, fındık zurufu vb.) veya tarımsal sanayi atık materyalleri (melas, bira sanayi atıkları, gül işleme atıkları vb.) de belirli oranda artış göstermektedir (Anonim, 2004). Son yıllarda çevresel kirliliğin önlenmesi ve atıkların değerlendirilmesi amacıyla bitkisel üretim sonucunda oluşan hasat atıklarının veya hammaddesi tarımsal ürün olan pek çok fabrikasyon atığının farklı alanlarda kullanılması yaygın bir uygulama olarak gözlenmektedir.

1.10. Literatür Özeti

Kümmerer (2003 ve 2009), antibiyotik etken maddelerinin toprağa ve yeraltı sularına karışarak bakteriyel direnç oluşumuna neden olmasının çevre ve insan sağlığı açısından risk oluşturduğuna dikkat çekmiştir. Topal v.d. (2012) Elazığ Belediyesi atık sularında antibiyotik kalıntıları tespit etmişler ve antibiyotiklerin tamamen giderilemeyip, arıtma tesisinin performansının düşmesine neden olduğuna dikkat çekmişlerdir.

Uğurlu ve Kula (2007), asit aktif sepiyolit üzerine zeytin karasuyundan %82 renk ve %55 serbest yağ asidi giderimi gözlemiştir. Söz konusu çalışmada, sıcaklık artışıyla beraber giderim oranının arttığı gözlenmiştir. Kabak (2008), aktif çamur biyokütlesi üzerine farklı analjezik ilaçların adsorpsiyonu için %40 ile %79 arası giderim elde etmiştir. Burada Diklofenak ve İbuprofen için yüksek konsantrasyonda daha fazla giderim oranı görülmesi dikkat çekmiştir. Uğurlu v.d. (2008), tekstil atık suyunun arıtılması çalışmalarında ticari aktif karbon ile zeytin çekirdeğinden elde edilen aktif karbon için sırasıyla %90 ve %75 giderim oranı elde etmişlerdir. Zor (2011), Bağ budama atığı üzerine Cr(III) biyosorpsiyonu çalışmalarında 5 gL⁻¹ katı/sıvı oranı için %90'ın üzerinde adsorpsiyon gözlemiştir. Martins v.d. (2015), macadamia fıncığı kabuğundan elde edilen, NaOH ile aktifleştirilmiş aktif karbon üzerine tetrasiklin adsorpsiyonu çalışmalarında pH=3 için yaklaşık %100 olan giderim oranının, pH=5 'in üzerinde %70 civarına düştüğünü gözlemiştir.

1.11. Bu Çalışmanın Amacı

Literatür araştırmalarında, çeşitli adsorbentler kullanılarak atık sularda bulunan antibiyotik kalıntılarının arıtımına yönelik çalışmalara sınırlı sayıda rastlanılmaktadır. Bu tez çalışmasının, konuyla ilgili çalışmalara katkı ve öncülük sağlayabileceği düşünülmektedir. Ayrıca, bu çalışmada sepiyolit ve bağ budama atıklarının adsorbent olarak kullanılması, kil ve tarımsal artıkların farklı şekilde değerlendirilmesi yönündeki çalışmalara da katkı sağlayacağı düşünülmektedir. Sunulan çalışmada, beşeri ve veteriner hastalıklarının tedavisinde, ayrıca balık ve tavuk üretim çiftliklerinde büyümeye yardımcı madde olarak yaygın biçimde kullanılan antibiyotik etken maddeleri seçilerek, üç farklı adsorbent ile farklı parametrelerde adsorpsiyon deneyleri yürütülmüştür. Bu çalışmada, seçilen antibiyotik etken maddelerinin sulu çözeltilerden bağ budama atığı, aktif sepiyolit ve aktif karbon adsorbentleri yardımıyla, adsorpsiyon yöntemi kullanılarak maksimum giderim verimleri araştırılmıştır.

2. MALZEME VE YÖNTEM

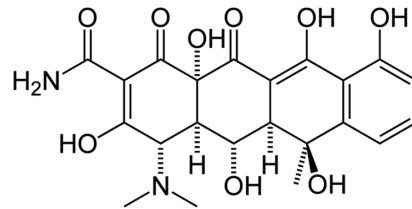
Sunulan tez çalışmasında adsorpsiyon yöntemi kullanılarak atık sulardan antibiyotik etken maddelerinin çeşitli adsorbentler yardımıyla giderilmesine çalışıldı. Adsorbent olarak bağ budama atığı, lüle taşı(sepiyolit), ticari aktif karbon kullanıldı. Adsorbat olarak ise beşeri ve veteriner hastalıklarının tedavisinde, ayrıca balık ve tavuk üretim çiftliklerinde büyümeye yardımcı madde olarak yaygın biçimde kullanılan Oksitetrasiklin ve Eritromisin ilaç etken maddeleri kullanıldı.

2.1. İlaç Etken Maddelerinin Temini ve Hazırlanması

Deneysel çalışmalarda, adsorbat olarak kullanılan etken malzemeler, eritromisin ve oksitetrasiklin olup, ticari ilaç firmalarından temin edildi. Bu örneklerin kimyasal formülleri ve genel özellikleri aşağıda kısaca verilmektedir.

2.2.1. Oksitetrasiklin

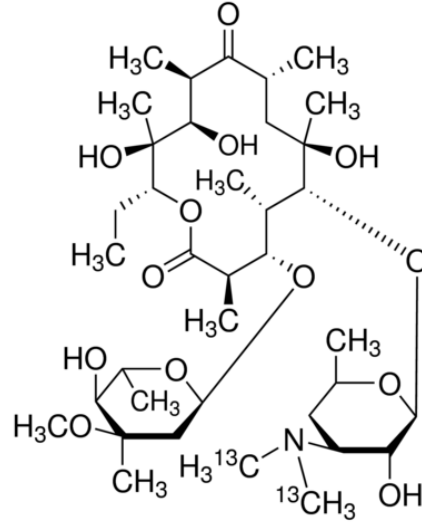
Oksitetrasiklin (OTC), streptomycesrimosos türü bakteriler tarafından üretilmekte olan bir antibiyotiktir (Oskay ve Tamer, 2009). Oksitetrasiklinin molekül yapısı Şekil 2.2.'de görülmektedir.



Şekil 2.1. Oksitetrasiklin molekül yapısı (Çelebi ve Sponza, 2008)

2.2.2. Eritromisin

Eritromisin, *Saccharopolysporaerythraea* tarafından üretilen makrolid türü bir antibiyotiktir (Zouv.d., 2009; Jiang ve Pfeifer, 2013). Jiang ve Pfeifer, (2013), *Escherichiacoli* (E.Coli) bakterileri üzerinde yapılan mühendislik çalışmaları ile Eritromisin'in bir türevi olan Benzileritromisin elde edildiğini rapor etmişlerdir.



Şekil 2.2. Eritromisin molekül yapısı (Sigma Aldrich, 2015)

2.3. Adsorbentlerin Temini Ve Hazırlanması

Bağ budama atığı: Deneysel çalışmada adsorbent olarak kullanılan bağ budama atığı, Manisa yöresinden temin edildi. Örnekler öncelikle adsorpsiyon deneylerinde kullanılabilen boyutlara gelebilmesi için öğütülüp elenerek 100 mesh tane boyutlarına ayrıldı. İçindeki safsızlıkların giderilmesi için deiyonize suda birkaç kez yıkandıktan sonra etil alkolle muamele edildi. Sonrasında saf su ile birkaç kez daha yıkayıp ve 100°C de 2,5 saat kurutma işlemine tabi tutuldu. Örnekler değirmende öğütüldükten sonra kesikli sarsmalı elek serisi kullanılarak 100 mesh tane boyutlarına ayrıldı ve adsorpsiyon deneylerinde kullanıldı.

Sepiyolit: Ülkemizde oldukça fazla bulunan ve kil minerali olan sepiyolit örnekleri adsorbent olarak kullanıldı. Bu örnekler, Eskişehir'de yerel işleme atölyelerden temin edilerek, öncelikle toz ve safsızlıklardan uzaklaştırmak için öğütüldü. Daha

sonra elek sarsmalı sistemle 100 ile 200 mesh tane boyutunda elendi ve termal aktivasyona tabi tutuldu. Termal aktivasyon işlemi etüvde 1 saat süre ve 393 K sıcaklıkta gerçekleştirildi. Bu örnekler desikatörde soğutulularak adsorpsiyon deneyleri için muhafaza edildi. Sepiyolit ham ve termal aktivasyona ait kimyasal bileşimleri Çizelge 2.1’de verilmektedir.

Çizelge 2.1. Sepiyolit ham ve termal aktivasyon öncesi ve sonrası kimyasal bileşimi

Kimyasal Bileşim	Sepiyolit(ham) % ağırlık	Sepiyolit(aktif) % ağırlık
SiO ₂	56,91	61,03
MgO	27,52	27,74
CaO	1,39	6,49
Al ₂ O ₃	0,08	1,21
Fe ₂ O ₃	0,04	0,5
Na ₂ O	0,02	0,02
K ₂ O	0,01	0,02
MnO ₂	0,002	0,007
TiO ₂	0,008	0,062
SO ₃	0,00	0,03
Nem(%)	14,00	-
Spesifik yüzey alanı(m ² /g)	200,0	276,0

Çalışmamızda kullanılan bir diğer adsorbent örneği ticari aktif karbon olup, Sigma Aldrich firmasından temin edildi. Herhangi bir ön aktivasyon işlemine tabi tutulmaksızın tüm deneylerde kullanıldı.

2.4. Adsorpsiyon Deneylerinin Yapılması

Deneyisel çalışmada, ticari toz aktif karbon (AC), termal aktif sepiyolit (TAS) ve bağ budama atığı(BBA) örnekleri adsorbent olarak, OTC ve ERT antibiyotik örnekleri ise adsorbat olarak kullanıldı. Adsorpsiyon deneylerinde öncelikle, antibiyotik örneklerinin nötr ortamda iyi çözünmediği gözlemlendi. Bu durumu çözmek için ilaç etken maddelerinin belirli pH değerlerinde çözünürlükleri araştırıldı ve oksitetrasiklin için optimum pH değerinin 8.0 ve eritromisin için ise 9.0 olduğu

gözlendi. Oksitetrasiklin deneyleri, Oksitetrasiklin Dihidrat çözeltisi üzerinde; Eritromisin deneyleri ise, Eritromisin çözeltisi kullanılarak gerçekleştirildi. Ayrıca pH etkisinin incelendiği deneyler hariç tüm adsorpsiyon deneyleri bu pH'da gerçekleştirildi. Adsorpsiyon deneylerinde sıcaklık, katı-sıvı oranı, adsorbent türü, başlangıç konsantrasyonları ve çözelti pH'sı parametre olarak seçildi. pH etkisinin incelendiği deneylerde çözelti pH'sı, seyreltik HCl ve NaOH çözeltileri ile pHmetre (WTW-Almanya, pH 330i) kullanılarak ayarlandı. Ayrıca, adsorpsiyon deneyleri, soğutma etkisine sahip sabit çalkalayıcıda (Shanghai Zhicheng) inkübatörde yürütüldü. Çalışmaya ait deneysel düzenek Şekil 2.3.'te verilmektedir.



Şekil 2.3. Deneysel çalışmalarda kullanılan çalkalayıcı inkübatör

2.5. Yapılan Analizler

2.5.1. Absorbans ölçümleri

Deneysel çalışmalarda öncelikle, 15, 30, 45, 60, 90 ve 120. dakikalarda her iki etken maddeye ait numuneler alınarak Shimadzu (Japonya) marka UV-1601 cihazı yardımıyla UV absorbans değişimleri incelendi. OTC için $\lambda=270$ nm dalga boyunda pikler gözlemlendi ve bu değerler esas alınarak tüm parametrelerde absorbans değerlerinde meydana gelen değişimler aşağıda verilen bağıntıya (1) göre hesaplandı. Ancak ERT için ise aynı şartlarda herhangi bir pik gözlenmediğinden bu etken

madde için sadece KOİ ve TOK ölçümleri dikkate alınarak deneysel işlemler yürütüldü.

$$\% \text{ Absorbans şiddetindeki değişim} = \frac{A_{\lambda}^0 - A_{\lambda}}{A_{\lambda}^0} \times 100 \dots\dots\dots(1.1.)$$

A_{λ}^0 : Başlangıçtaki absorbans değeri, A_{λ} : Adsorpsiyon deneyi sonrası absorbans değeri.

2.5.2. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizi

Sülfürik asit, potasyum dikromat ve katalizör olarak gümüş sülfat ihtiva eden deney tüplerine 2,0 mL antibiyotik çözeltisi ilave edildi. Örnekler Dr. Lange (Almanya) marka LT 100 model termostat ile 421 K sıcaklıkta 120 dakika bekletildi. Daha sonra oluşan rengin şiddeti 605 nm’de Dr. Lange Spektrofotometresi HachLange (ABD) DR2800 kullanılarak kolorimetrik olarak ölçüldü (Lange 1994).



Şekil 2.4. Deneysel çalışmalarda kullanılan spektrofotometre

2.5.3. Toplam organik karbon (TOK) analizi

Toplam karbon (TC) ve toplam inorganik karbon (TIC) sırasıyla oksidasyon ve asitleştirme ile karbon dioksit (CO_2) çevrilir. CO_2 bir zar vasıtasıyla sindirim küvetinden geçer ve indikatör küvetinin içine girer. İndikatör renginin değişimi fotometrik olarak değerlendirilir. TOK (Toplam organik karbon), TC ve TIC değerleri arasındaki farklılıktan yararlanılarak belirlenebilir. Deneysel işlemde,

Hatch Lange LCK 386 tipi kislere 1,0 mL atık su 6rneği ilave edildi. Daha sonra oluşan rengin şiddeti 435 nm’de Dr. Lange Spektrofotometresi (HatchLange (ABD) DR2800 kullanılarak kolorimetrik olarak 6lçüldü (Lange 1994).

2.5.4. Adsorbentlerin karakterizasyon alışmaları

Adsorbentlerin adsorpsiyon 6ncesi ve sonrası yüzeş alanı ve gözenek hacmi 6lçümleri, Micromeritics (ABD) marka Gemini V2.00 model cihazla, BET tekniği kullanılarak N₂ adsorpsiyonu ile FT-IR 6lçümleri, Thermo Scientific (ABD) marka Nicolet iS10 model cihazla; SEM görüntüleri, Jeol (ABD) marka JSM-7600F model SEM cihazıyla alınmıştır.



şekil 2.5. Deneşel çalışmalarda kullanılan FT-IR spektrometre

3. ARAŞTIRMA BULGULARI

3.1. Adsorpsiyon Deneylerinden Elde Edilen Bulgular

Farklı üç adsorbent kullanılarak farklı parametrelerde yürütölen adsorpsiyon deneylerinde, antibiyotik etken maddelerinin konsantrasyonları, KOİ ve TOK değerlerinde meydana gelen değişimler incelendi, elde edilen sonuçlar aşağıda sırasıyla verilmektedir.

3.1.1. Katı/sıvı oranı etkisi

Farklı adsorbentler kullanılarak yapılan adsorpsiyon deneyleri sonucunda katı/sıvı oranı değişimine bağlı olarak zamanla antibiyotik çözeltilisinin UV absorbans değişimleri ile her iki etken maddenin KOİ ve TOK değerlerinde meydana gelen değişimler sırasıyla Çizelge 3.1., 3.2. ve 3.3.'te verilmektedir.

Çizelge 3.1. Farklı adsorbentler ile zaman ve katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC maddesinin UV absorbans değerlerinde meydana gelen % giderim oranları (pH: 8.0; C₀:200 ppm; T=308 K)

Zaman (dak)	BAS			TAS			AC		
	0,5 g/L	1,0 g/L	2,0 g/L	0,5 g/L	1,0 g/L	2,0 g/L	0,5 g/L	1,0 g/L	2,0 g/L
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15	9,33	9,04	8,86	9,56	8,25	20,87	40,80	78,25	77,50
30	11,63	13,10	10,71	7,26	9,72	23,50	57,20	82,69	91,36
45	11,85	14,90	11,61	12,37	8,14	24,91	72,80	85,21	92,02
60	10,51	14,80	12,04	13,20	9,39	26,17	77,00	88,61	93,44
90	12,90	14,90	12,80	14,80	11,83	25,10	79,02	89,45	93,50
120	13,78	14,74	12,96	15,06	15,20	24,61	80,42	88,75	93,53

Çizelge 3.2. Farklı adsorbentler ile zaman ve katı/sıvı oranına bağlı olarak her iki etken maddenin KOİ % giderim oranları (pH: 8.0 ve 9.0; C₀:200ppm; T=308 K)

Zaman (dak)	BBA						TAS						AC						
	0,5 g/L		1,0 g/L		2,0 g/L		0,5 g/L		1,0 g/L		2,0 g/L		0,5 g/L		1,0 g/L		2,0 g/L		
	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15	10,59	6,20	36,47	7,40	28,24	2,30	20,00	5,90	20,00	9,10	41,18	5,00	57,65	24,60	44,71	45,00	76,47	78,00	
30	36,00	6,60	35,00	8,10	30,00	3,00	21,00	8,20	21,00	11,30	41,00	5,10	48,00	32,00	45,00	52,30	82,35	79,20	
45	35,00	6,80	36,00	8,90	35,29	24,00	22,50	26,20	22,00	12,40	41,80	5,40	55,00	36,00	48,00	52,00	77,65	83,10	
60	21,18	9,20	37,00	9,20	36,00	35,00	37,65	30,00	23,53	13,60	48,24	5,60	55,67	40,00	55,00	52,30	84,71	83,00	
90	22,35	10,00	41,18	10,30	38,82	35,00	36,47	30,00	24,71	15,10	48,24	10,00	64,71	40,80	63,40	55,40	76,47	84,00	
120	23,53	11,00	49,41	10,80	41,18	35,00	41,18	31,00	23,53	15,20	49,00	10,00	67,06	40,90	68,24	56,00	78,82	84,00	

Çizelge 3.3. Farklı adsorbentlerle 120 dak sonunda katı/sıvı oranına bağlı olarak her iki etken maddenin TOK % giderim oranları (pH: 8.0; C₀:200ppm; T=308 K)

Katı/Sıvı (gL ⁻¹)	BBA		TAS		AC	
	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT
0,5 gL ⁻¹	31,45	9,68	55,26	11,29	82,89	44,27
1,0 gL ⁻¹	23,68	19,35	62,76	27,42	77,50	79,92
2,0 gL ⁻¹	27,63	56,77	78,68	75,00	69,47	82,42

3.2.2. pH etkisi

Farklı adsorbentler kullanılarak yapılan adsorpsiyon deneyleri sonucunda pH değişimine bağlı olarak zamanla atık suyun UV absorbans değişimleri, KOİ ve TOK değerlerinde meydana gelen değişimler sırasıyla Çizelge 3.4., Çizelge 3.5. ve Çizelge 3.6.'da verilmektedir.

Çizelge 3.4. Farklı adsorbentler ile zaman ve pH değişimine bağlı olarak OTC maddesinin UV absorbans değerlerinde meydana gelen % giderim oranları (Katı/sıvı oranı: 1.0 g/L; C₀: 200ppm; T: T=308 K)

Zaman (dak)	BBA				TAS				AC			
	pH=3	pH=5	Opt.	pH=11	pH=3	pH=5	Opt.	pH=11	pH=3	pH=5	Opt.	pH=11
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15	27,48	14,50	9,04	6,73	18,68	22,24	8,25	9,54	79,73	83,21	78,25	46,50
30	26,46	15,20	13,10	6,48	28,16	25,99	9,72	10,35	83,06	88,68	82,69	53,30
45	27,65	18,29	14,90	5,71	27,06	24,31	8,14	14,99	84,92	89,62	85,21	52,25
60	27,65	18,33	14,80	8,59	28,15	25,13	9,39	16,96	86,15	93,22	88,61	57,42
90	28,70	17,73	14,90	11,21	30,19	24,59	11,83	15,99	87,19	92,59	89,45	69,33
120	31,82	20,60	14,74	14,21	27,66	26,72	15,20	16,39	88,26	93,45	88,75	75,56

Çizelge 3.5. Farklı adsorbentlerle zaman ve pH değişimine bağlı olarak her iki madde için KOİ % giderim oranları (Kati/sıvı oranı: 1.0 g/L; C₀:200ppm; T=308 K)

Zaman (dak)	BBA								TAS								AC							
	pH=3		pH=5		Opt. pH		pH=11		pH=3		pH=5		Opt. pH		pH=11		pH=3		pH=5		Opt. pH		pH=11	
	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15	30,08	3,00	24,35	4,00	36,47	7,40	8,70	4,50	30,08	5,00	20,00	2,60	20,00	9,10	0,00	6,00	79,70	24,17	71,30	36,84	44,71	45,38	20,00	28,43
30	30,08	4,00	23,48	5,30	35,00	8,10	1,74	5,10	30,08	6,00	24,35	3,90	21,00	11,30	0,00	8,00	80,45	35,00	79,13	40,35	45,00	52,31	45,00	35,29
45	31,00	4,00	20,00	6,10	36,00	8,90	9,57	6,50	30,00	7,00	33,91	5,30	22,00	12,40	3,00	11,00	79,70	40,00	73,04	41,23	48,00	52,00	50,43	39,22
60	32,00	5,00	18,26	7,00	37,00	9,20	11,30	6,70	31,00	9,00	34,00	15,00	23,53	13,60	5,00	12,00	87,22	43,33	63,48	45,00	55,00	52,31	46,09	46,08
90	33,83	6,00	24,35	7,00	41,18	10,30	16,52	7,00	33,83	11,00	35,65	15,60	24,71	15,10	7,00	13,00	84,21	43,33	60,87	51,75	63,40	55,38	50,43	52,94
120	39,10	7,50	23,48	7,90	49,41	10,80	6,96	7,80	39,10	13,00	28,70	15,80	23,53	15,20	7,00	15,00	75,94	43,33	69,57	50,00	68,24	56,00	59,13	51,96

Çizelge 3.6. Farklı adsorbentler ile pH değişimine bağlı olarak her iki madde için TOK % giderim oranları (Kati/sıvı oranı: 1.0 g/L; C₀: 200 ppm; T=308 K, 120 dak)

pH	BBA		TAS		AC	
	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT
pH=3	56,84	84,19	73,55	44,35	82,89	54,52
pH=5	45,79	16,13	67,11	15,32	79,34	50,16
pH=8	23,68	7,26	62,76	8,06	77,50	79,92
pH=11	4,99	4,84	54,08	3,23	60,39	46,77

3.2.3. Başlangıç konsantrasyonu etkisi

Farklı adsorbentler kullanılarak yapılan adsorpsiyon deneyleri sonucunda başlangıç konsantrasyonuna bağı olarak zamanla OTC için UV absorbans değerlerinde meydana gelen giderim oranları, her iki etken maddeye ait KOİ ve TOK değerlerinde meydana gelen değişimler sırasıyla Çizelge 3.7., 3.8. ve 3.9.'da verilmektedir.

Çizelge 3.7. Farklı adsorbentler ile zaman ve başlangıç konsantrasyonuna bağı olarak OTC için UV absorbans değerlerinde meydana gelen % giderim oranları (Kati/sıvı oranı = 1.0 g/L; pH: 8.0 / 9.0; T: T=308 K)

Zaman (dak)	BBA			TAS			AC		
	100 ppm	200 ppm	400 ppm	100 ppm	200 ppm	400 ppm	100 ppm	200 ppm	400 ppm
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15	16,40	9,04	6,10	24,34	8,25	11,20	88,87	78,25	61,56
30	17,30	13,10	7,55	26,63	9,72	11,10	92,85	82,69	62,00
45	19,34	14,70	8,20	25,16	9,50	11,30	93,68	85,21	61,56
60	18,75	14,80	8,48	26,85	9,50	11,60	95,13	88,60	61,12
90	18,58	14,90	9,30	25,28	11,82	11,80	94,68	89,45	61,56
120	18,76	14,90	9,40	26,62	15,20	11,88	94,14	88,75	64,60

Çizelge 3.8. Farklı adsorbentler ile zaman ve başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak her iki etken madde için KOİ % giderim oranları (Kati/sıvı oranı = 1.0 g/L; pH: 8.0 / 9.0; T: T=308 K)

Zaman (dak)	BBA						TAS						AC						
	100 ppm		200 ppm		400 ppm		100 ppm		200 ppm		400 ppm		100 ppm		200 ppm		400 ppm		
	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15	0,00	5,70	36,47	7,40	8,14	2,00	0,00	12,00	20,00	9,10	13,00	7,30	20,00	95,50	44,71	45,00	48,84	32,30	
30	0,00	8,10	35,00	8,10	7,56	2,20	0,00	14,00	21,00	11,30	13,50	8,20	47,50	96,70	45,00	52,30	52,33	34,50	
45	0,00	9,10	36,00	8,90	8,00	2,40	0,00	20,10	22,00	12,40	13,95	9,70	47,50	96,70	48,00	52,00	53,49	40,70	
60	0,00	9,70	37,00	9,20	8,50	3,00	0,00	21,00	23,53	13,60	14,53	12,30	60,00	96,90	55,00	52,30	54,07	43,40	
90	0,00	11,20	41,18	10,30	9,30	3,60	0,00	22,00	24,71	15,10	13,37	12,80	57,50	97,50	63,40	55,40	54,07	46,10	
120	0,00	12,20	49,41	10,80	9,50	3,80	0,00	24,00	23,53	15,20	13,95	13,30	62,50	98,10	68,24	56,00	61,63	46,90	

Çizelge 3.9. Farklı adsorbentler ile başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak her iki etken madde için TOK % giderim oranları (Kati/sıvı oranı: 1.0 g/L; pH: 8.0/ 9.0; T: T=308 K, 120 dak)

C ₀	BBA		TAS		AC	
	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT
100 ppm	53,42	3,23	48,95	6,45	67,11	64,84
200 ppm	23,68	3,23	62,76	8,06	77,50	79,92
400 ppm	0,00	21,37	72,40	13,71	78,00	45,16

3.2.4. Sıcaklık etkisi

Farklı adsorbentler kullanılarak yapılan adsorpsiyon deneyleri sonucunda sıcaklık etkisine bağı olarak zamanla atık suyun UV absorbans, KOİ ve TOK değerlerinde meydana gelen değişimler sırasıyla Çizelge 3.10., 3.11. ve 3.12.'de verilmektedir.

Çizelge 3.10. Farklı adsorbentler ile zaman ve sıcaklık etkisine bağı olarak OTC için UV absorbans değerlerinde meydana gelen % giderim oranları (Katı/sıvı: 1.0 g/L; pH: 8.0; C₀: 200 ppm)

Zaman (dak)	BBA			TAS			AC		
	288 K	298 K	308 K	288 K	298 K	308 K	288 K	298 K	308 K
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0
15	10,60	9,04	0,90	8,30	8,25	0,60	79,7	78,3	74,7
30	10,80	13,10	3,20	8,90	9,72	1,40	84,7	82,7	78,8
45	11,40	14,70	5,50	9,50	9,50	3,00	87,7	85,2	82,5
60	14,98	14,80	6,20	8,88	9,50	6,60	87,0	88,6	81,4
90	20,82	14,90	6,77	13,70	11,83	9,20	88,2	89,5	85,1
120	28,76	14,90	6,81	17,83	15,20	9,90	91,3	88,8	87,5

Çizelge 3.11. Farklı adsorbentler ile zaman ve sıcaklığa bağlı olarak KOİ % giderim oranları (Kati/sıvı: 1.0 g/L; pH: 8.0/9.0; C_o:200 ppm)

Zaman (dak)	BBA						TAS						AC					
	288 K		298 K		308 K		288 K		298 K		308 K		288 K		298 K		308 K	
	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15	0,00	5,10	36,47	7,40	0,00	2,60	0,00	5,60	20,00	9,10	0,00	4,90	47,06	56,90	44,71	48,00	43,20	46,20
30	0,00	5,60	35,00	8,10	0,00	2,80	8,00	7,70	21,00	11,30	0,00	5,80	62,35	58,30	45,00	48,20	47,80	48,30
45	0,00	6,80	36,00	8,90	0,00	3,80	9,00	7,80	22,00	12,40	0,00	6,00	60,00	59,20	48,00	50,10	47,70	49,80
60	0,00	7,00	37,00	9,20	0,00	4,20	10,59	8,30	23,53	13,60	0,00	6,20	61,18	60,00	55,00	52,30	49,41	50,30
90	0,00	7,20	41,18	10,30	0,00	4,90	11,00	9,50	24,71	15,10	0,00	7,90	68,20	60,10	63,40	55,40	51,76	52,80
120	0,00	8,10	49,41	10,80	1,18	5,10	11,76	9,90	23,53	15,20	0,00	7,90	71,30	60,20	68,24	56,00	52,70	53,70

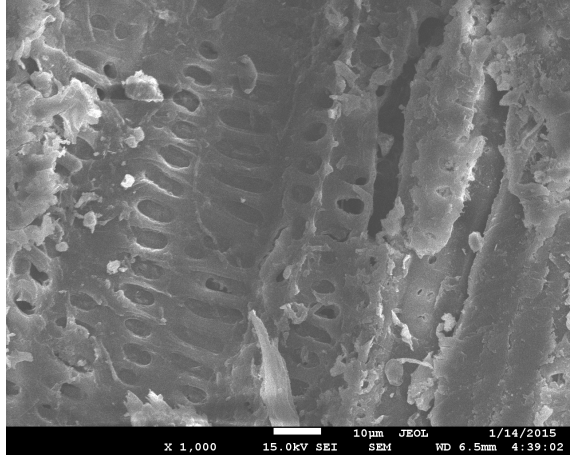
Çizelge 3.12. Farklı adsorbentler ile sıcaklığa bağlı olarak TOK % giderim oranları (Kati/sıvı: 1.0 g/L; pH: 8.0/9.0; C_o: 200 ppm)

T	BBA		TAS		AC	
	OTC	ERT	OTC	ERT	OTC	ERT
288 K	41,58	5,65	72,76	84,92	83,95	86,85
298 K	23,68	3,23	62,76	8,06	77,50	79,92
308 K	12,63	44,76	72,24	4,84	74,61	75,65

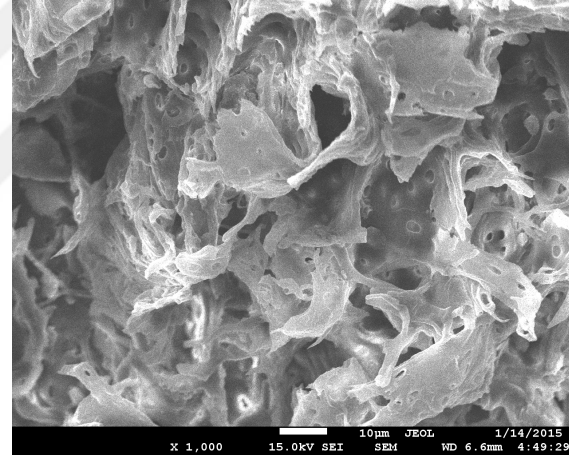
4. TARTIŞMA VE SONUÇ

4.1. SEM Görüntüleri

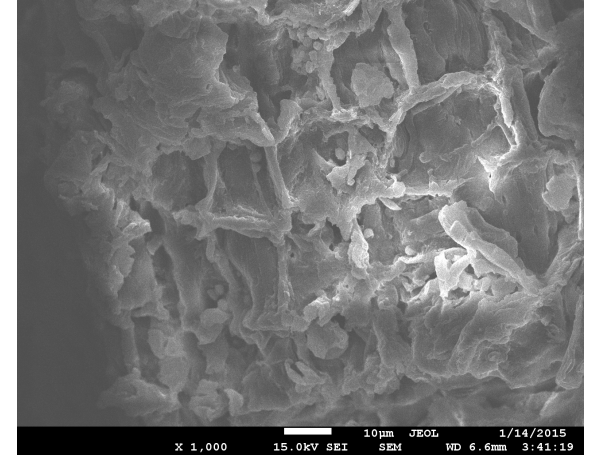
Adsorpsiyondan önce ve sonra adsorbentlerin yüzey morfolojisinde meydana gelen değişiklikler tutunma karakteristiği ve mekanizması hakkında belirli bilgiler verebilmektedir. Sunulan çalışmada Bağ budama atığı, termal aktif sepiyolit ve aktif karbon kullanıldığında adsorpsiyon öncesi ve sonrası oluşan SEM görüntüleri sırasıyla Şekil 4.1. – 4.3.'te karşılaştırmalı olarak verilmektedir.



(a)



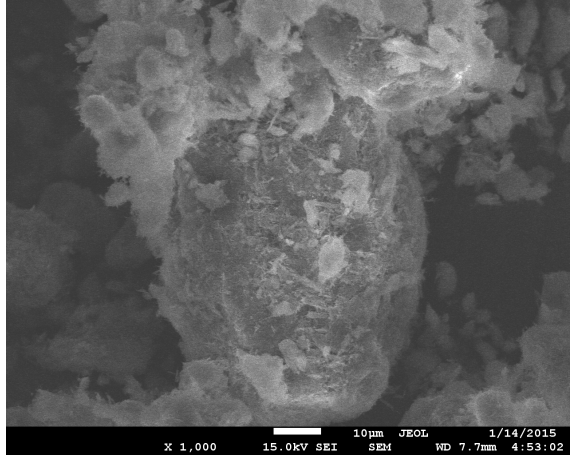
(b)



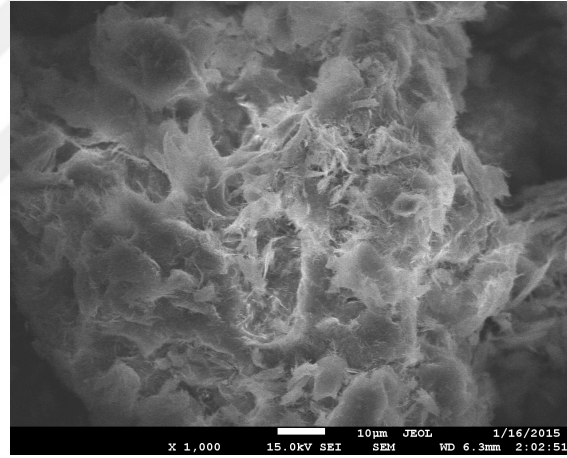
(c)

Şekil 4.1. Bağ budama atığının adsorpsiyon öncesi (a) ve adsorpsiyon sonrası OTC (b) ile ERT(c) örneklerine ait SEM görüntüleri

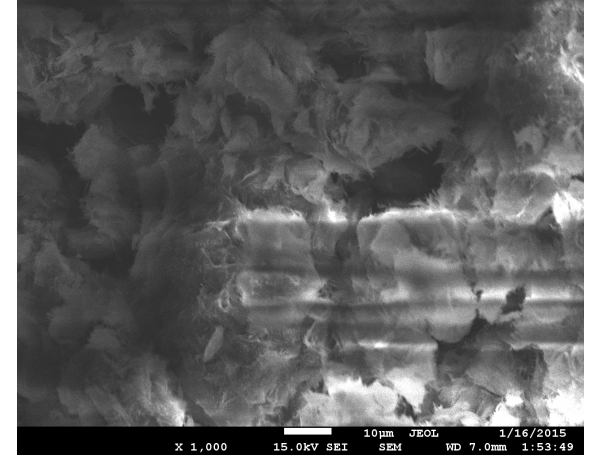
Şekil 4.1. incelendiğinde, genel olarak tüm SEM görüntülerindeki bağ budama atıklarında belirgin bir porozitenin olduğu görülmektedir. Ayrıca OTC ve ERT etken maddeleri ile yapılan adsorpsiyona ait görüntülerde belirgin bir parlaklığın ortaya çıktığı görülmektedir. Bu durum, adsorpsiyon sonucu bu etken maddelerin yüzeye adsorplanmasından kaynaklandığını düşündürmektedir.



(a)



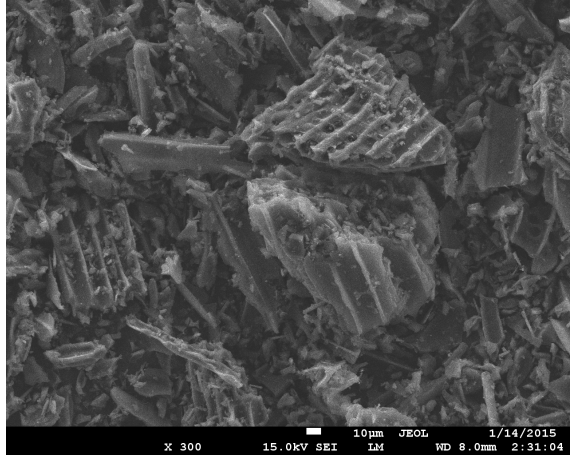
(b)



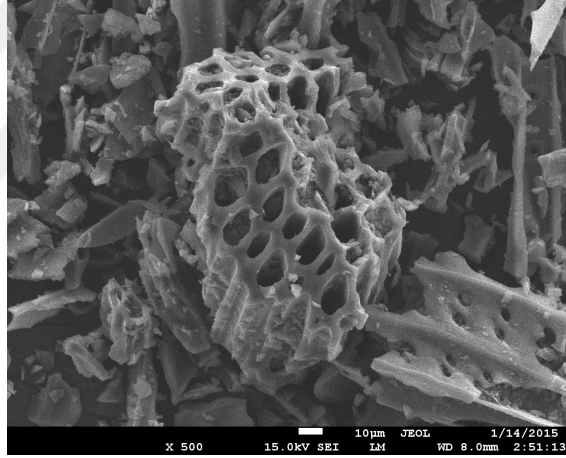
(c)

Şekil 4.2. Aktif sepiyolit in adsorpsiyon öncesi (a) ve adsorpsiyon sonrası OTC (b) ile ERT(c) örneklerine ait SEM görüntüleri

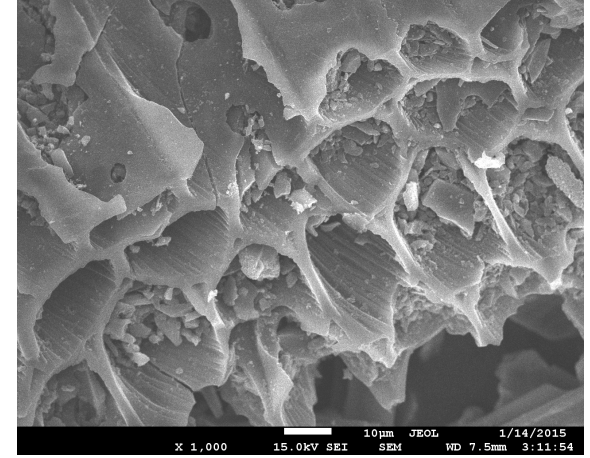
Şekil 4.2. incelendiğinde, termal aktif sepiyolit ile yapılan adsorpsiyon sonucunda SEM görüntülerinde belirgin bir değişimin gözlenmediği görülmektedir. Ayrıca, bu örneklere ait yüzey alanları ölçüldüğünde OTC ile kısmen bir düşme gözlenirken, diğer örneklerde yüzey alanında artım olduğu gözlemlendi. Bu durum, termal aktif sepiyolit in çok fazla bir adsorpsiyon göstermediği, burada sadece iyon değişimi ile tutunmanın gerçekleşmiş olabileceğini düşündürmektedir.



(a)



(b)



(c)

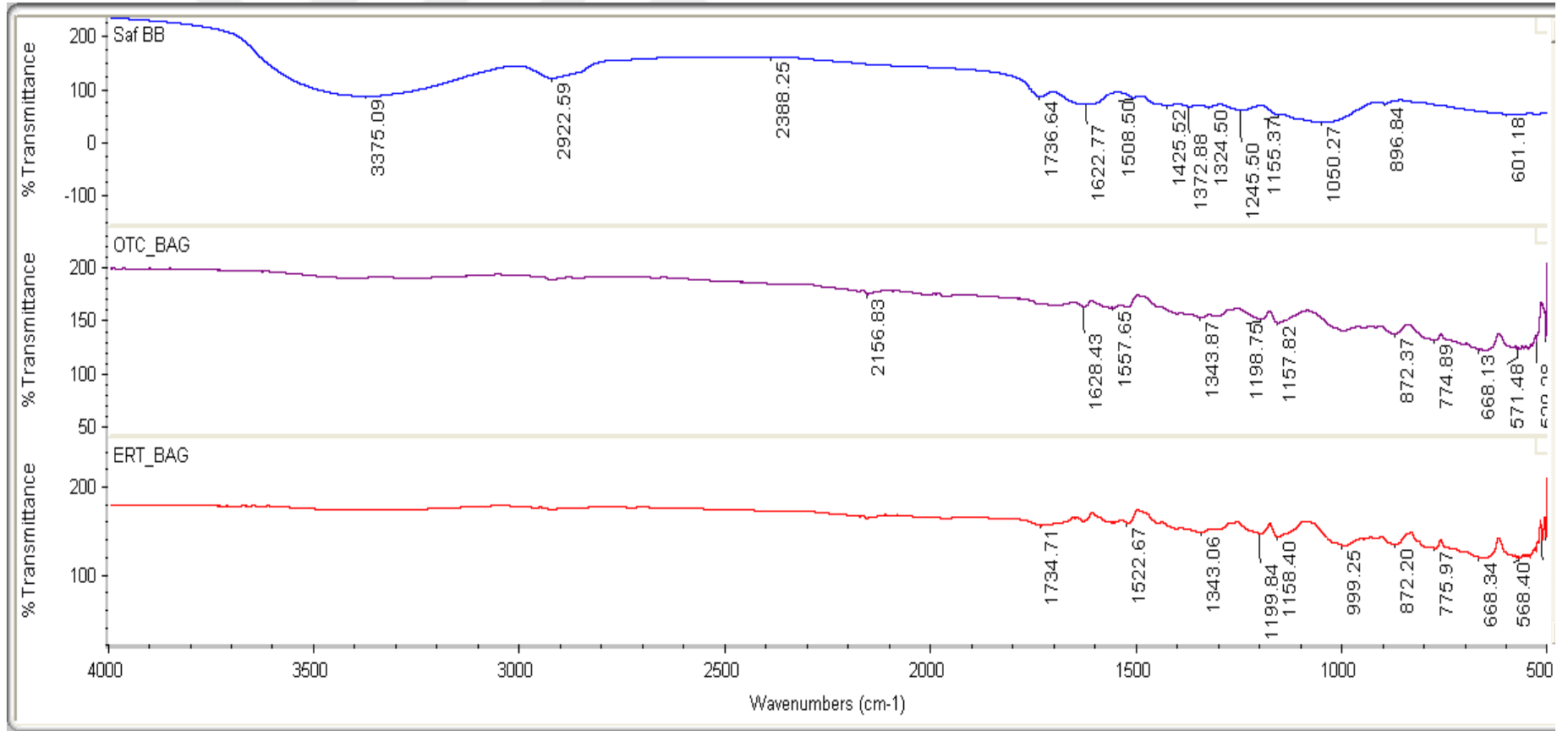
Şekil 4.3. Aktif karbonun adsorpsiyon öncesi (a) ve adsorpsiyon sonrası OTC (b) ile ERT(c) örneklerine ait SEM görüntüleri

Aktif karbon örneklerine ait SEM görüntüleri incelendiğinde, belirgin bir gözenekliliğin olduğu görülmektedir. Adsorpsiyon performansları açısından durum değerlendirildiğinde başlangıçta yüzey alanı 780 m^2 iken, OTC için 406 , ERT için ise 510 m^2 'ye düştüğü görülmektedir. Deneysel çalışmalarda her iki etken maddenin %90'nın üzerinde adsorplanması, bu maddenin oldukça yüksek adsorplama ve daha fazla giderim sağlayabileceğini göstermektedir.

4.2. FT-IR Görüntüleri

Adsorpsiyondan önce ve sonra adsorbentin yüzeyinde meydana gelen değişiklikler tutunma karakteristiği hakkında belirli bilgiler vermektedir. Sunulan çalışmada Bağ budama atığı, termal aktif sepiyolit ve aktif karbona adsorplanmış antibiyotik etken maddelerine ait FT-IR spektrumları ve yüzeylerinde bulunan fonksiyonel gruplardaki değişimler incelendi. Her üç adsorbent için OTC ve ERT adsorpsiyonu sonrası oluşan FT-IR görüntüleri sırasıyla Şekil 4.4., Şekil 4.5. ve Şekil 4.6.'da verilmektedir.

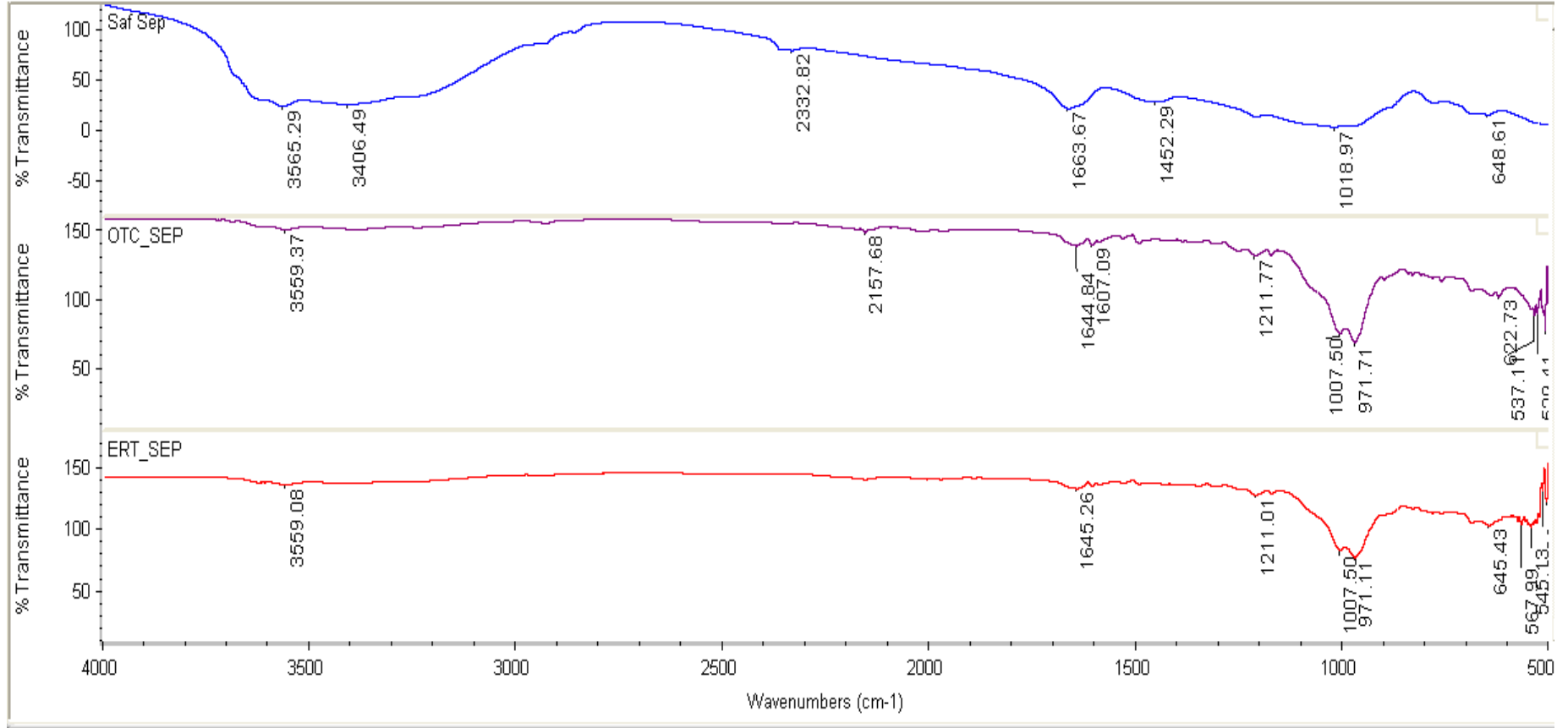




Şekil 4.4. Bağ budama atığının adsorpsiyon öncesi ile, OTC ve ERT adsorpsiyonları sonrası FT-IR görüntüleri

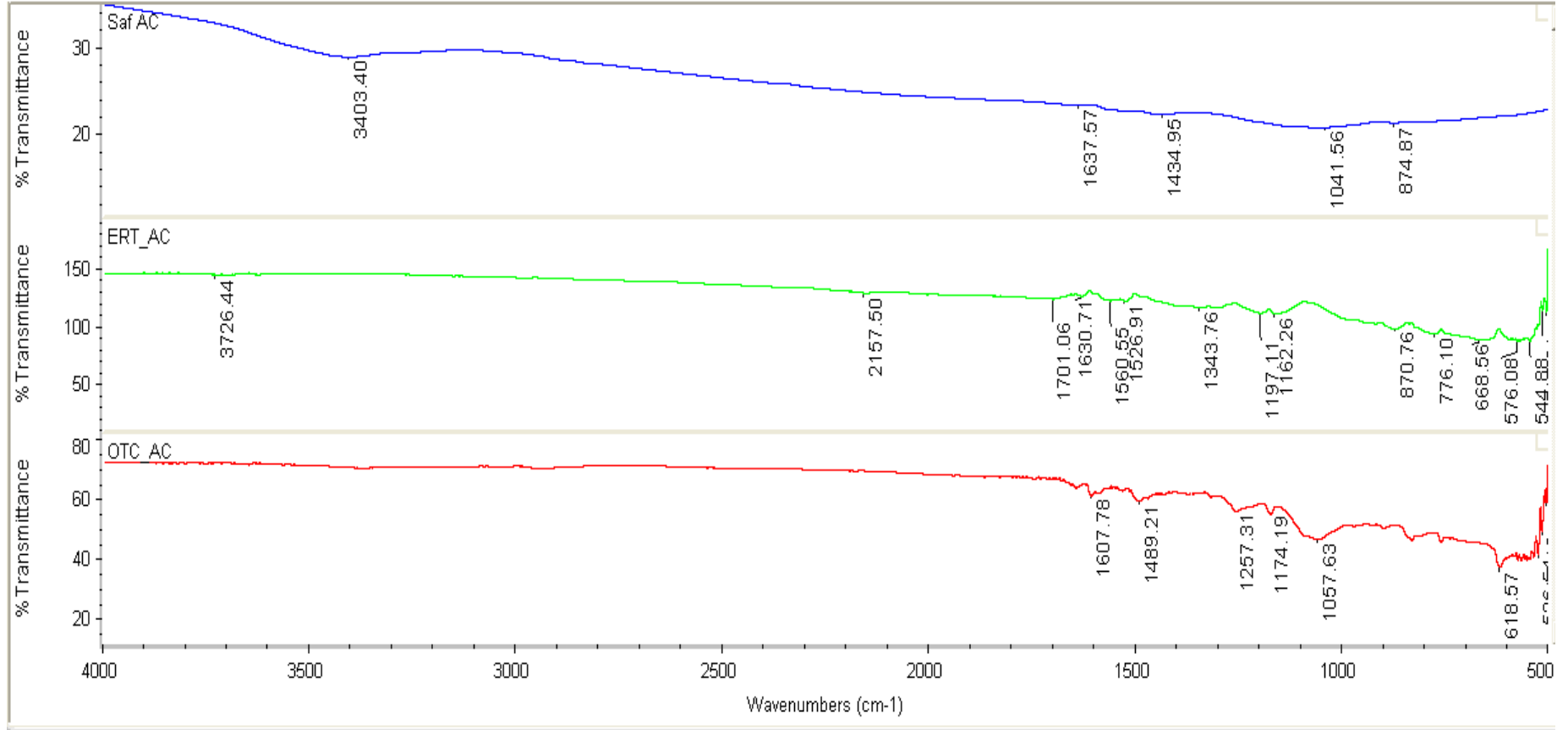
Bağ budama atığı kullanılarak, saf bağ budama atığı ile OTC ve ERT adsorpsiyonu sonucu oluşan FT-IR görüntüleri incelendiğinde, saf bağ budama atığında 3375 cm^{-1} 'de gözlenen $-\text{OH}$ grubuna ait pik OTC ve ERT adsorpsiyonu sonrasında alınan spektrumlarda gözlenmemiştir. Ortaya çıkan bu değişiklik OTC ve ERT'nin saf bağ budama atığında bulunan $-\text{OH}$ gruplarıyla etkileştiğini göstermektedir. Bunun yanında 1736 cm^{-1} 'de saf bağ budama atığında $\text{C}=\text{O}$ grubuna ve 1245 cm^{-1} $\text{C}=\text{O}$ bağına ait olan piklerin sırasıyla 1734 cm^{-1} ve 1199 cm^{-1} 'e kaymış olmaları, her iki maddenin de bağ budama atığında bulunan bu gruplar ile etkileştiğini ortaya koymaktadır. Spektrumlarda öne çıkan kayma oranları göz önünde bulundurulduğunda, ERT'nin OTC'ye göre daha kuvvetli etkileştiği gözlenmiştir.





Şekil 4.5. Aktif sepiyolitin adsorpsiyon öncesi ile, OTC ve ERT adsorpsiyonları sonrası FT-IR görüntüleri

Saf sepiyolit üzerine OTC ve ERT adsorpsiyonları sonrası alınan spektrumlar incelendiğinde, sepiyolitte 3565 cm^{-1} 'de gözlenen dioktahedral sistemdeki -OH titreşimleri ve 3406 cm^{-1} 'de gözlenen koordine olmuş H_2O moleküllerine ait -OH titreşimleri OTC ve ERT adsorpsiyonu sonrasında, 3565 cm^{-1} 'de bulunan pikin 3559 cm^{-1} 'e kaydığı, 3406 cm^{-1} 'de bulunan pikin ise gözlenmediği ortaya çıkmıştır (Şekil 4.5.). Bu durumda, OTC ve ERT'nin koordine olmuş H_2O molekülleri ile yer değiştirdiği, ayrıca dioktahedral sistemde bulunan -OH gruplarıyla etkileştiği düşünülmektedir. Bunun yanında sepiyolitte 1663 cm^{-1} 'de gözlenen zeolitik H_2O moleküllerine ait titreşimler 1645 cm^{-1} 'e kaymıştır. Bu durum, OTC ve ERT'nin adsorpsiyonu sırasında bu gruplarla etkileştiğini göstermektedir. Ayrıca 1018 cm^{-1} 'de Si-O bağına ait titreşim, sepiyolit OTC ve ERT ile etkileşimi sonrası 1007 cm^{-1} ve 971 cm^{-1} 'de daha şiddetli bir şekilde ortaya çıkmıştır. OTC ve ERT'nin H_2O molekülleri ile yer değiştirmesi sonucu Si-O titreşimleri daha net ortaya çıkarken (H_2O 'nun perdelemesi kaybolmuştur) bu grupla etkileşmesi sonucu da kaymıştır.



Şekil 4.6. Aktif karbonun adsorpsiyon öncesi ile, OTC ve ERT adsorpsiyonları sonrası FT-IR görüntüleri

Aktif karbon üzerine OTC ve ERT bileşiklerinin adsorpsiyonu sonucu alınan FT-IR spektrumları karşılaştırıldığında 3403 cm^{-1} 'de gözlemlenen pik, yapıdaki $-\text{OH}$ gruplarına ait olduğu ya da adsorplanan H_2O moleküllerine ait olduğunu düşündürmektedir. OTC ve ERT etkileşiminden sonra bu piklerin kaybolmuş olması, adsorplanan H_2O molekülleri ile OTC ve ERT'nin yer değiştirdiğini düşündürmektedir. 1637 cm^{-1} 'de saf aktif karbondaki gözlemlenen $\text{C}=\text{C}$ gerilme titreşimleri OTC ve ERT adsorpsiyonundan sonra 1630 cm^{-1} 'e kaymış ve bu grupla etkileşmiştir. Gözlenen spektrumlarda organik maddenin yüzeye bağlandığı görülmektedir.

4.3. BET Analizleri

Bağ budama atığı(BBA), termal aktif sepiyolit(TAS) ile aktif karbonun(AC) kullanılarak gerçekleştirilen OTC ve ERT adsorpsiyonu öncesinde ve sonrasında BET yüzey alanlarında gözlenen değişimler, Çizelge 4.1.'de görülmektedir.

Çizelge 4.1. Adsorbentlerin adsorpsiyon önce ve sonrasında yüzey alanlarında meydana gelen değişimler (BET, N_2 , m^2/g)

Adsorbentler	OTC		ERT	
	Ads. Öncesi	Ads. Sonrası	Ads. Öncesi	Ads. Sonrası
BBA	8,06	8,12	8,06	33,33
TAS	219,67	205,59	219,67	221,52
AC	780,79	406,89	780,80	510,25

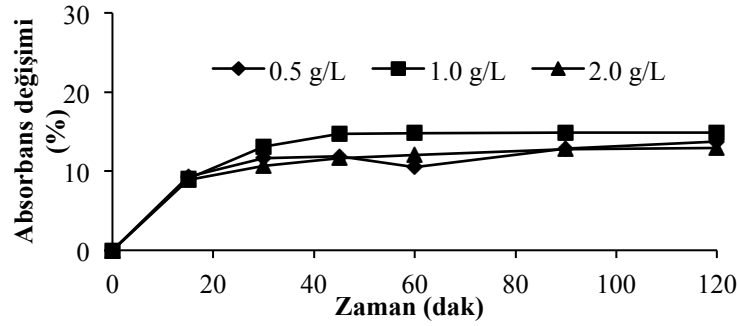
Çizelge 4.1. incelendiğinde, bağ budama atığı ile yapılan adsorpsiyonda OTC ile yüzey alanı değişmezken, ERT kullanıldığında yüzey alanının yaklaşık 4 kat arttığı tespit edilmiştir. Bu durum, adsorpsiyonda bazı renklilik oluşturan maddelerin desorbe olduğunu ve bunun da yüzey alanını artırdığını düşündürmektedir. Buna karşın, sepiyolit kullanıldığında belirgin bir artış gözlenmemiştir. AC örneklerinde ise maksimum verim sağlanmış olup, yüzey alanı kısmen azalsa da hala çok fazla maddeyi adsorplayabileceği izlenimini oluşturmaktadır.

4.4. Adsorpsiyon Deneş Sonuçları

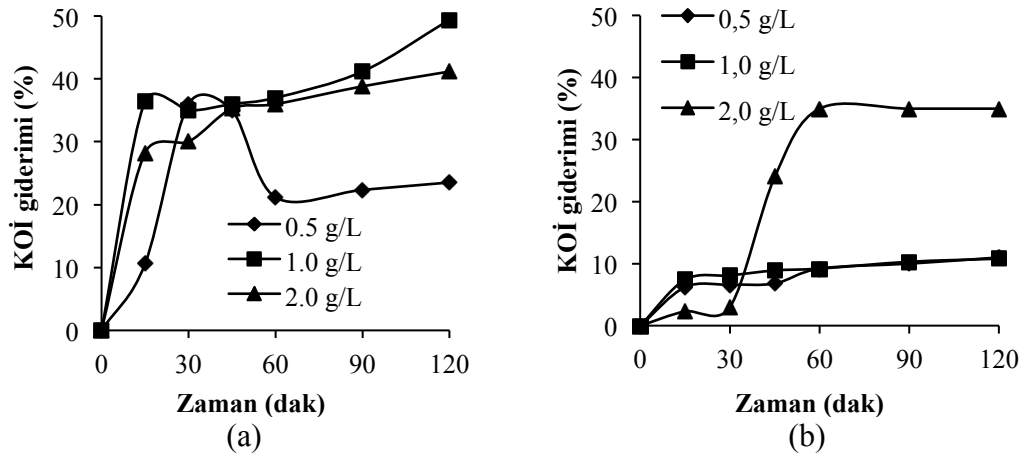
Ekosistemde kirlilik oluşturan antibiyotik etken maddelerinin (OTC ve ERT) giderimiyle ilgili olarak yapılan adsorpsiyon deneylerinde katı/sıvı oranı, başlangıç konsantrasyonu, süspansiyon pH'sı ve sıcaklık etkisinin incelendiği deneylerde elde edilen sonuçlar her bir parametre için değerlendirilerek elde edilen sonuçlar aşağıda farklı başlıklar altında değerlendirilmeye çalışılmıştır.

4.4.1. Katı/sıvı oranı etkisi

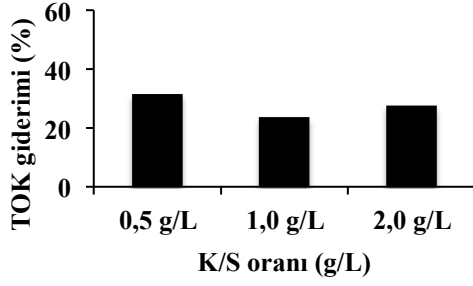
Katı/sıvı oranı etkisini incelemek için, BBA, TAS ve AC kullanılarak adsorpsiyon süresine karşı absorbans değerleri ile, KOİ ve TOK değerlerinde meydana gelen giderim oranları sırasıyla Şekil 4.7. – 4.15.'te verilmektedir.



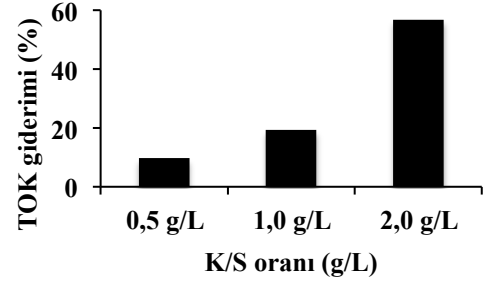
Şekil 4.7. Bağ budama atığı kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC absorbans % değişim oranı



Şekil 4.8. Bağ budama atığı kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları



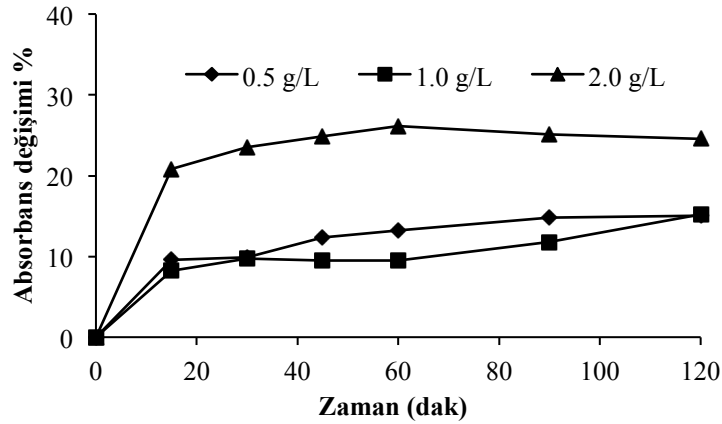
(a)



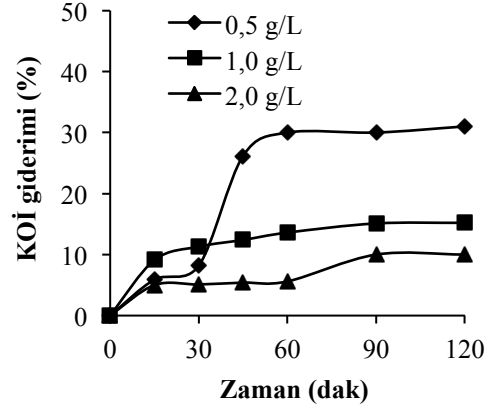
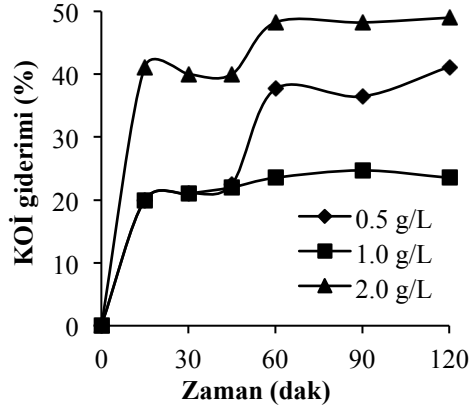
(b)

Şekil 4.9. Bağ budama atığı kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları

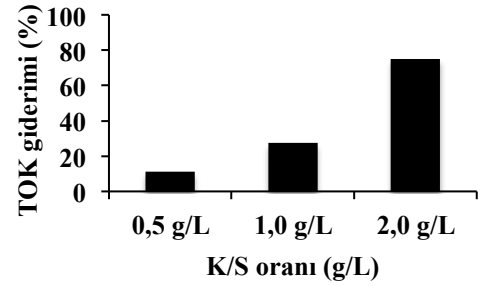
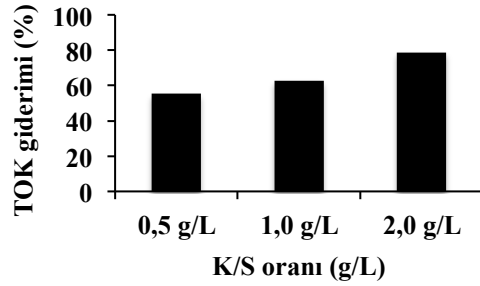
Bağ budama atığı kullanılarak yapılan OTC adsorpsiyonunda, tüm katı/sıvı oranlarında yaklaşık olarak %20 giderimin sağlandığı görülmektedir. KOİ değerleri açısından durum incelendiğinde, ERT için 2,0 g/L kullanıldığında yaklaşık %40 giderimin gerçekleştiği görülmektedir. TOK giderim oranları incelendiğinde ise OTC için düşük oranlarda (0,5 g/L), ERT için ise yüksek katı/sıvı oranlarında giderim oranlarının arttığı gözlenmiştir.



Şekil 4.10. Aktif sepiyolit kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC absorbans % değişim oranı

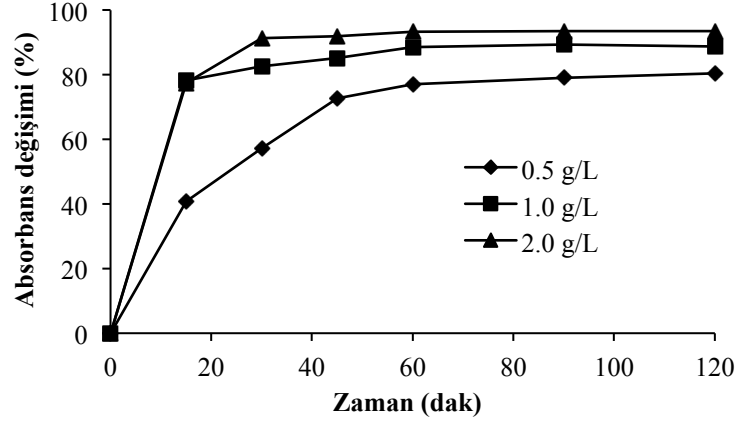


Şekil 4.11. Aktif sepiyolit kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları

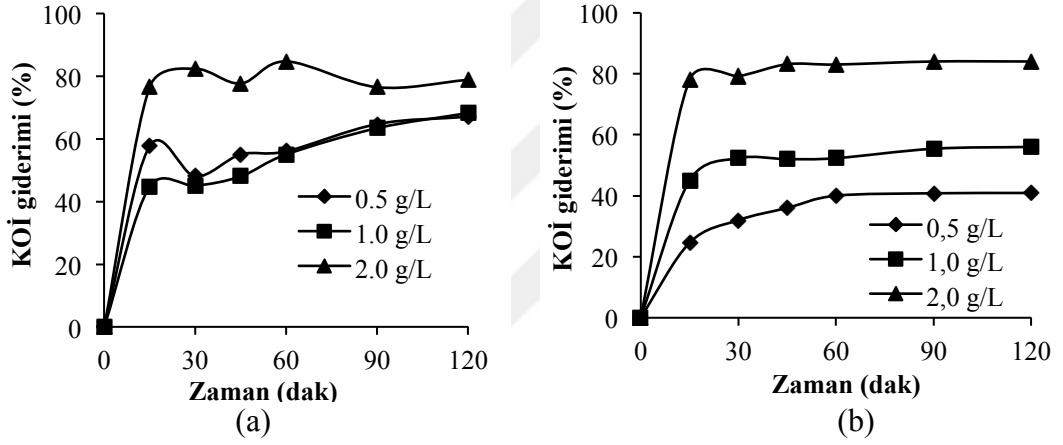


Şekil 4.12. Aktif sepiyolit kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları

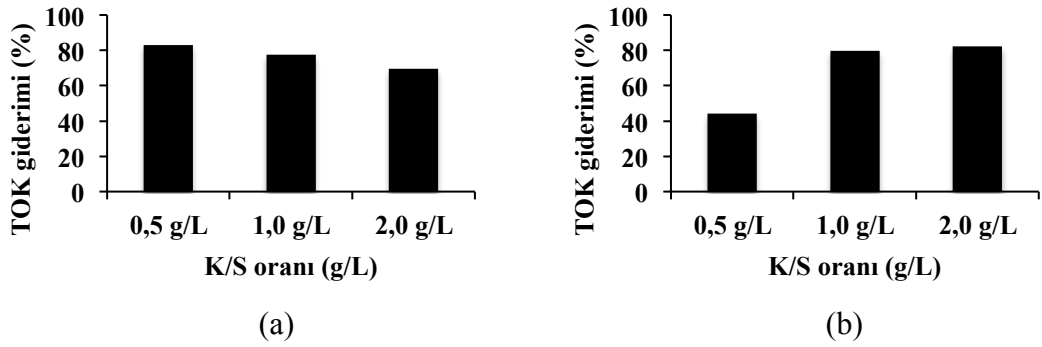
Termal aktif sepiyolit ile yapılan adsorpsiyon sonucunda OTC absorbans şiddetinde yaklaşık %30 oranında azalmanın gerçekleştiği görüldü. KOİ değerinde ise 2,0 g/L oranında OTC için %50 giderim gözlenirken, ERT gideriminde max. KOİ değişimi 0,5 g/L kullanıldığında %30 oranında sağlandı.



Şekil 4.13. Aktif karbon kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC absorbans % değişim oranı



Şekil 4.14. Aktif karbon kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları



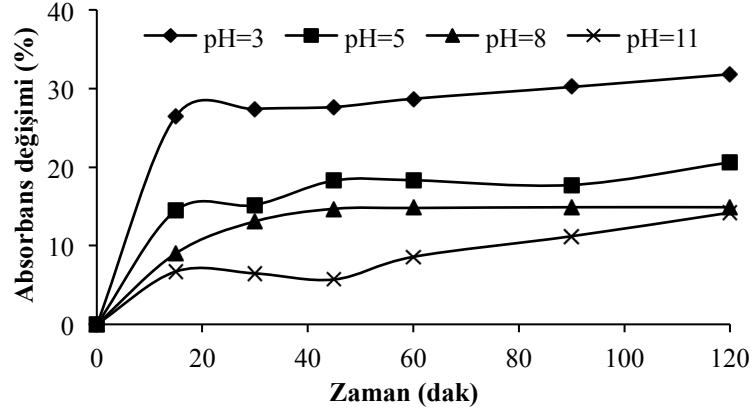
Şekil 4.15. Aktif karbon kullanıldığında katı/sıvı oranına bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları

Aktif karbon kullanıldığında genel olarak tüm katı/sıvı oranlarında yüksek değerler elde edildi. Şekil 4.13. incelendiğinde, OTC değişiminin %100 olduğu görülmektedir. KOİ değerleri açısından durum değerlendirildiğinde her iki etken maddenin 2,0 g/L oranları kullanıldığında yaklaşık %80 giderim sağladığı görülmektedir. Bu katı/sıvı oranı TOK değerleri açısından anlamlı olup bu değerlerde %90 ile %100 arasında giderim gerçekleştiği gözlenmiştir.

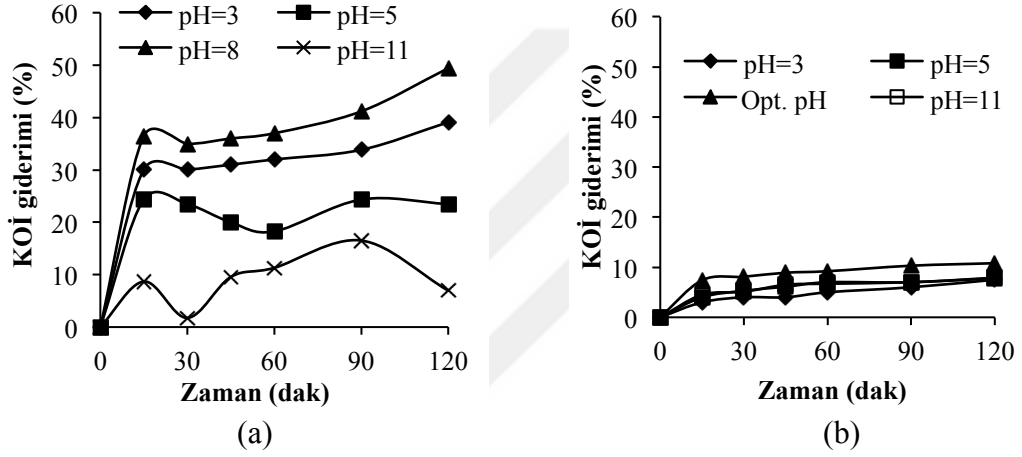
Şekil 4.7. – 4.15.’deki tüm grafikler incelendiğinde genel olarak artan katı/sıvı oranına ve adsorbentlerin türlerine bağlı olarak giderim oranlarının sırasıyla, maksimum adsorpsiyonun aktif karbonda, daha sonra aktif sepiyolit ve bağ budama atığı kullanıldığında gerçekleştiği gözlemlendi. Her iki ilaç etken maddesi açısından giderim oranları incelendiğinde ise, ERT etken maddesinin bağ budama ve aktif sepiyolit örneklerinde OTC etken maddesine kıyasla daha fazla adsorplandığı, buna karşın aktif karbonda ise OTC’nin daha fazla adsorplandığı ve bu adsorbent ile %100’e yakın giderimin gerçekleştiği gözlemlendi (Şekil 4.13.). Aktif karbonun kullanıldığında verimin daha yüksek olması yüzey alanının diğer adsorbentlere oranla çok daha yüksek olmasıyla ilişkilendirilebilir. Aktif sepiyolit ile bağ budama atığı kullanıldığında ERT etken maddesinin OTC’ye oranla daha fazla adsorplanması ise, bu maddenin sulu ortamda asidik bir karakterde olması ve buna bağlı olarak adsorbentlerin yüzeyinde kısmi bir yüzey alanında artış ve bunun sonucu olarak adsorpsiyonun daha fazla olmasıyla açıklanabilir.

4.1.2. pH etkisi

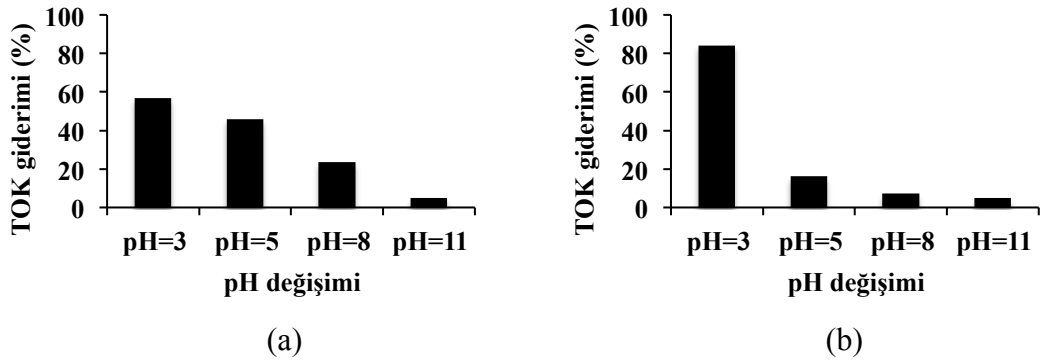
pH etkisini incelemek için, bağ budama atığı, termal aktivasyona tabi tutulan sepiyolit ve aktif karbon kullanılarak, farklı sürelerde adsorpsiyon deneyleri gerçekleştirildi. Her iki etken maddenin adsorpsiyonunda, farklı adsorbentler kullanıldığında zamanla, absorbans değerlerinde, KOİ ve TOK giderim oranlarında meydana gelen değişimler sırasıyla Şekil 4.16. – 4.24.’te verilmektedir.



Şekil 4.16. Bağ budama atığı kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak OTC absorbans % değişim oranı

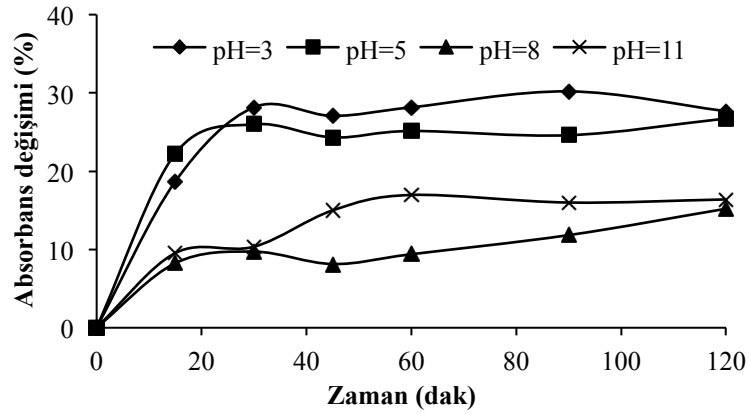


Şekil 4.17. Bağ budama atığı kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları

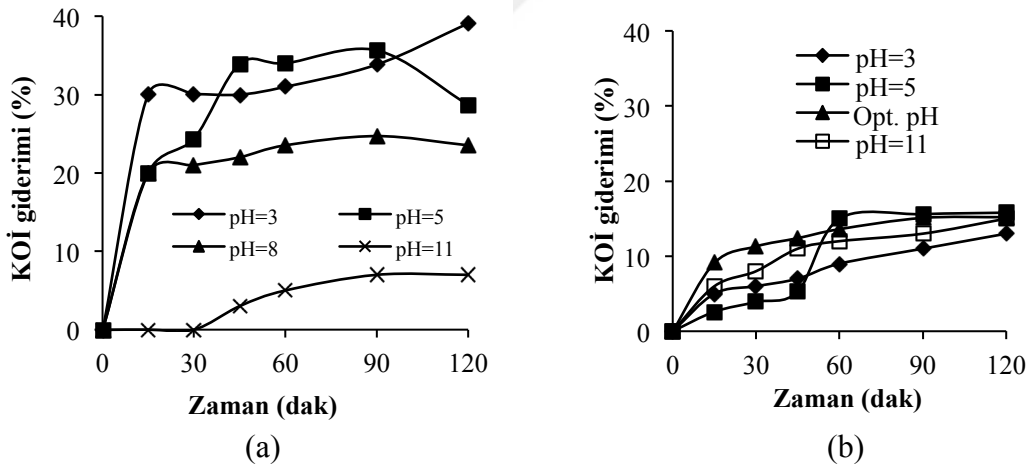


Şekil 4.18. Bağ budama atığı kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları

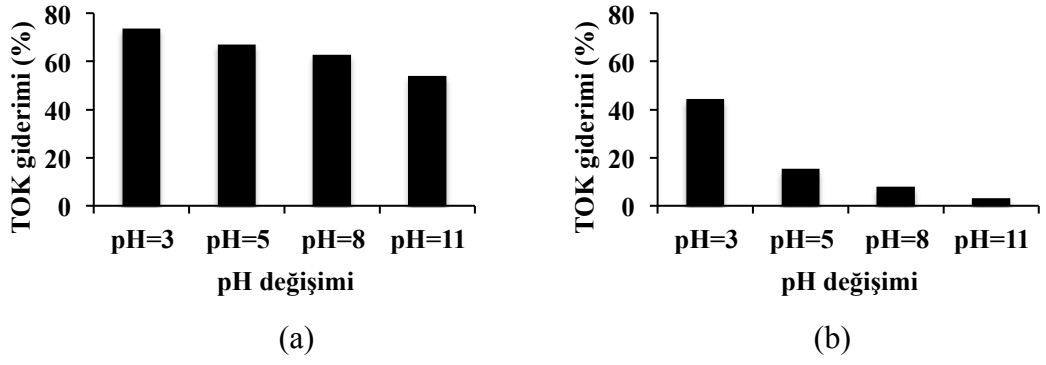
Bağ budama atığı kullanılarak yapılan adsorpsiyonda OTC adsorpsiyon değerinin pH=3'te yaklaşık olarak %30 oranında gerçekleştiği gözlemlendi (Şekil 4.16.). KOİ değerleri incelendiğinde ise, pH=11 hariç tüm değerlerde yaklaşık %20 ile %50 oranında gerçekleştiği gözlemlendi. TOK değerleri ise, tüm pH'larda OTC için %80'in üzerinde iken, ERT giderimi için pH=3'te %80, diğer pH aralıklarında çok düşük verimler elde edildi.



Şekil 4.19. Aktif sepiyolit kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak OTC absorban % değişim oranı

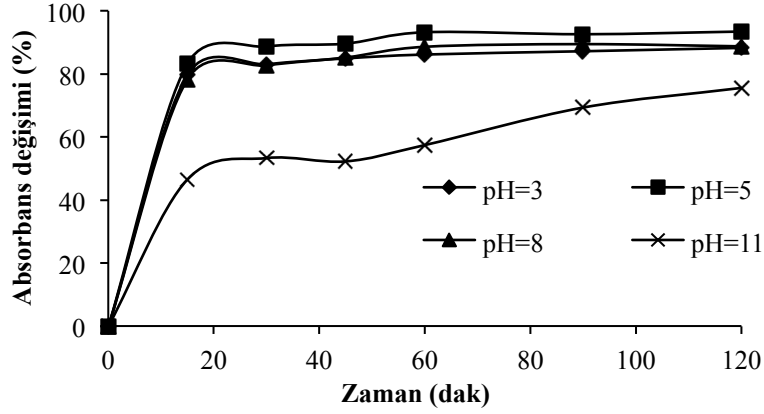


Şekil 4.20. Aktif sepiyolit kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları

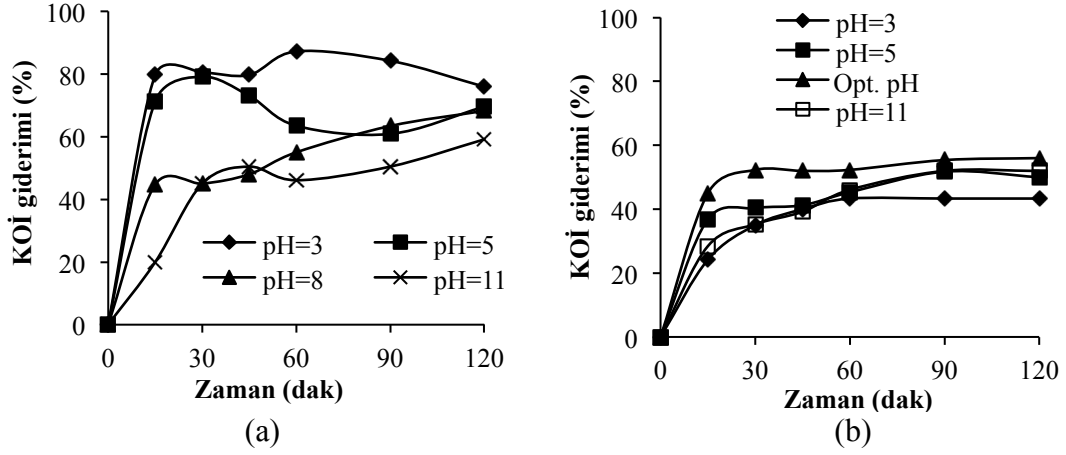


Şekil 4.21. Aktif sepiyolit kullanıldığında başlangıç pH değerine bağılı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları

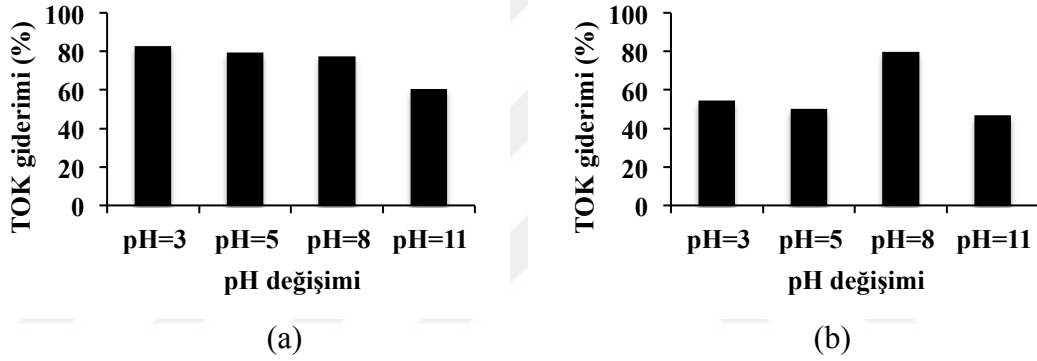
Termal aktif sepiyolit kullanılarak yapılan adsorpsiyonda OTC absorbans şiddetinin düşük pH'larda yaklaşık %15 ile %30 oranında azaldığı gözlemlendi (Şekil 4.19.). pH değışimine karşın KOİ giderimleri incelendiğinde ise aynı pH aralıklarında OTC ve ERT için sırasıyla %30 ile %15 oranlarında KOİ giderimleri gözlemlendi. Ayrıca ERT için 120 dakika sonunda %44 TOK giderimi gerçekleşirken, OTC için yaklaşık %55 ile %75 oranında giderimler gerçekleşti.



Şekil 4.22. Aktif karbon kullanıldığında başlangıç pH değerine bağılı olarak OTC absorbans % değışim oranı



Şekil 4.23. Aktif karbon kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları



Şekil 4.24. Aktif karbon kullanıldığında başlangıç pH değerine bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları

Şekil 4.22. incelendiğinde, pH değişimine bağlı olarak OTC absorbans değişimi, pH=11 hariç tüm değerlerde %85 ile %95 aralığında olduğu görülmektedir. KOİ giderimleri incelendiğinde, OTC gideriminin pH=3 ile pH=5 aralığında %60 ile %80 aralığında olduğu, ERT için ise, maksimum giderimin %50 oranında gerçekleştiği gözlemlendi. TOK değerleri incelendiğinde ise, 120 dakika sonunda %80'lik değerler ile OTC'de gerçekleştiği gözlemlendi.

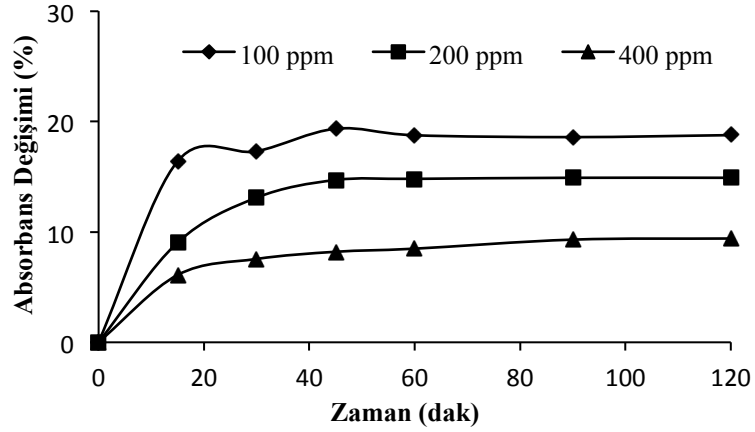
Tüm deneysel veriler incelendiğinde genel olarak; pH değişimine bağlı olarak her üç adsorbent için tüm pH'larda OTC'nin ERT'ye oranla daha fazla giderim gösterdiği gözlemlendi (Şekil 4.16. – 4.24.). Ayrıca, bağ budama atığı ve aktif sepiyolit kullanıldığında pH=3'te, OTC'nin ERT'ye oranla daha fazla giderim sağladığı gözlemlendi. Buna karşın aktif karbon kullanıldığında ise, pH=11 hariç diğer pH

değerlerinde yaklaşık olarak % 85 ile % 95 oranında OTC gideriminin gerçekleştiği gözlemlendi. Ayrıca, Şekil 4.16. – 4.24. detaylı olarak incelendiğinde, her üç adsorbent ve pH değerlerinde, ERT giderim oranlarında belirgin bir değişimin gözlenmediği sonucuna varılmıştır. OTC'nin kimyasal yapısı incelendiğinde, farklı fonksiyonel gruplara sahip olmasından dolayı ve çözünürlüğünün bazik ortamda daha fazla olması, pH değişiminden önemli oranda etkilenebileceğini düşündürmektedir.

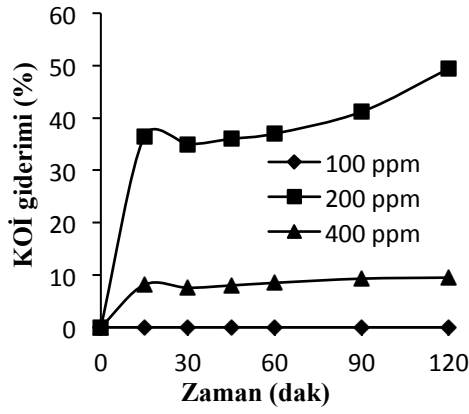
Literatür çalışmalarında, Sepiyolitın yüzey alanı aktivasyon sıcaklığına bağlı olarak artmaktadır. Aktive edilmiş sepiyolitın SEM görüntüleri incelendiğinde, mineralin yüzey morfolojisinde belirgin değişmelerin olduğu görülmektedir. Aktive edilmiş sepiyolitın boşalan gözenek ve daha içteki porlarında çözültide bulunan H^+ iyonlarının tutunması ile yüzey alanı ve aktif bölgelerinin sayısı artmaktadır. Bu nedenle düşük pH'da negatif yüklü bileşiklerin adsorpsiyonunun yüksek olması beklenen bir durumdur. Ayrıca sepiyolit minerali lifsi bir yapıya sahip olduğundan ve 393 K'de termal aktivasyona tabi tutulduğunda düşük pH'da yüzey dokusundaki porların bir kısmı tahrip olmaktadır. Bu pH'da sepiyolitın tabakaları arasındaki K^+ , Na^+ ve Ca^{+2} katyonları yanında kristal örgüde yer alan Fe^{+3} , Al^{+3} ve Mg^{+2} katyonları çözültideki H^+ ile yer değiştirebilmektedir. Bunun yanında, termal aktivasyonla kanallarda bulunan suyun uzaklaşması sonucu lifsi bir morfolojiye sahip gözenekli amorf ürünler oluşabilmektedir. Bu değişmelerde bu mineralin adsorpsiyon karakterini etkilemektedir.

4.1.3. Başlangıç konsantrasyonu etkisi

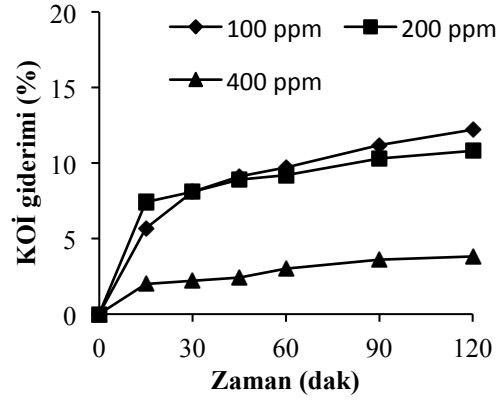
Antibiyotik çözültülerinde bulunan her iki antibiyotik etken maddelerinin başlangıç konsantrasyonlarının etkisini incelemek için, her üç adsorbent kullanılarak ve farklı sürelerde adsorpsiyon deneyleri gerçekleştirildi. OTC maddesi için absorbans değişimi ile her iki etken madde konsantrasyonlarında, KOİ ve TOK değerlerinde meydana gelen değişim oranları ise, sırasıyla Şekil 4.25. – 4.33.'te grafik edildi.



Şekil 4.25. Bağ budama atığı kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak OTC absorban % değişim oranı

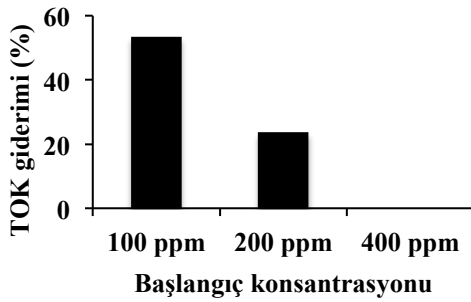


(a)

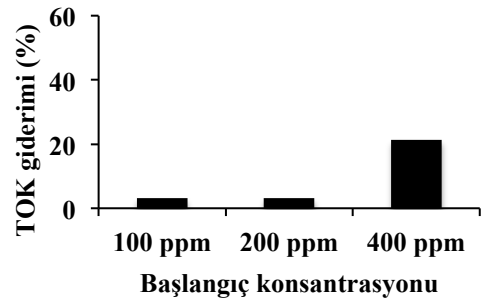


(b)

Şekil 4.26. Bağ budama atığı kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları



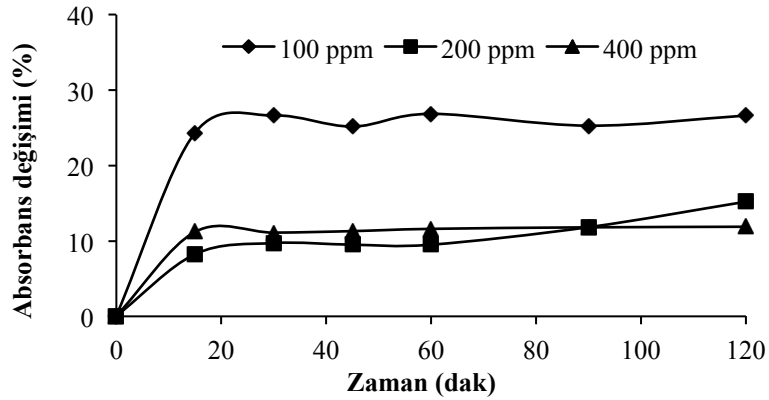
(a)



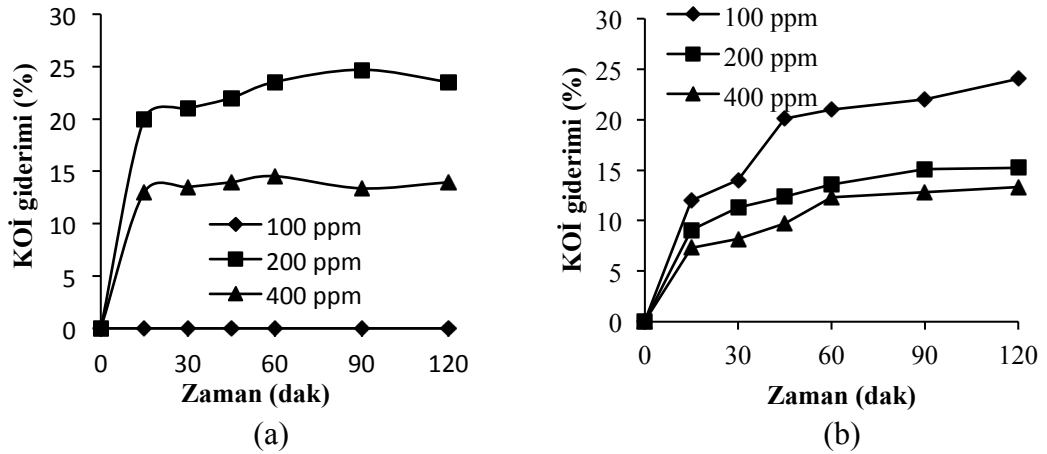
(b)

Şekil 4.27. Bağ budama atığı kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları

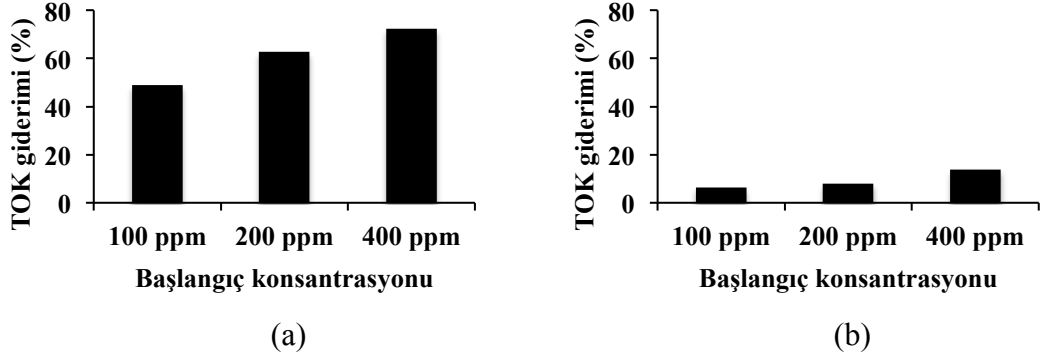
Başlangıç konsantrasyonlarına bağlı olarak OTC absorbens değişimleri incelendiğinde, bağ budama atığı ile yaklaşık olarak %20 giderim gerçekleşti. Buna karşın KOİ değerlerinde 200 ppm için OTC giderimi %50, ERT için ise, 100 ppm kullanıldığında %12 oranında giderim gerçekleşti. TOK giderim oranları incelendiğinde ise, 120 dakika sonunda, OTC etken maddesinde 100 ppm ve 200 ppm için sırasıyla %53 ve %24 oranında giderimler gerçekleşti. ERT giderimi ise bu konsantrasyonlar için çok daha az oranda gerçekleşti.



Şekil 4.28. Aktif sepiyolit kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak OTC absorbens % değişim oranı

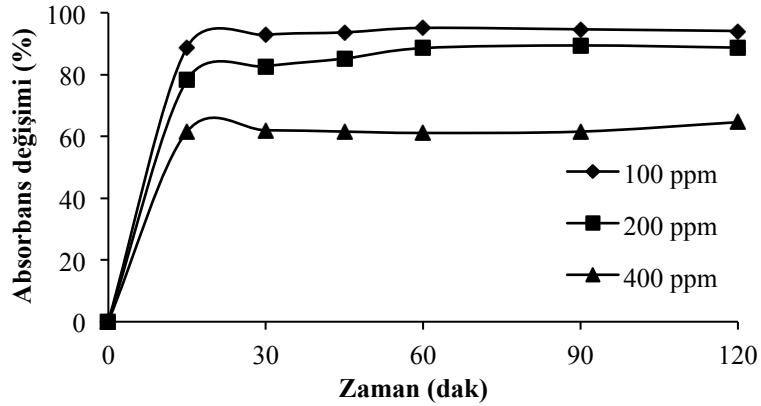


Şekil 4.29. Aktif sepiyolit kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları

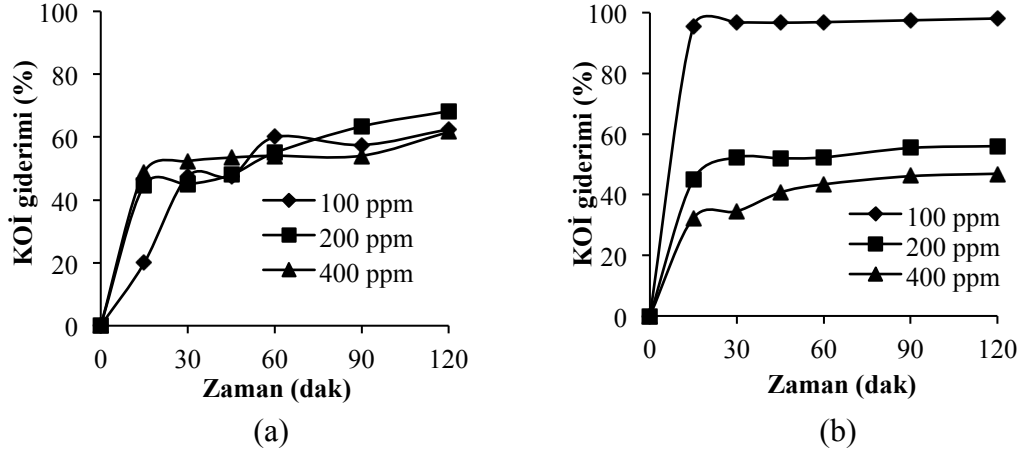


Şekil 4.30. Aktif sepiyolit kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları

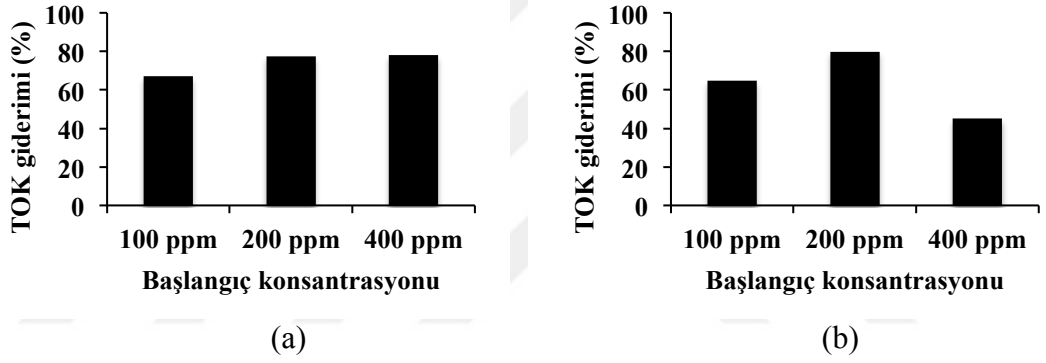
Aktif sepiyolit kullanıldığında, başlangıç konsantrasyonlarına bağlı olarak, OTC absorbans değişimi yaklaşık %30 olarak gözlemlendi. KOİ değerlerinde en fazla OTC için 200 ppm'de ve ERT için 100 ppm'de maksimum giderimler gerçekleşti. TOK değişimleri incelendiğinde ise en yüksek giderimlerin 400 ppm'de gerçekleştiği gözlemlendi.



Şekil 4.31. Aktif karbon kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak OTC absorbans % değişim oranı



Şekil 4.32. Aktif karbon kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları

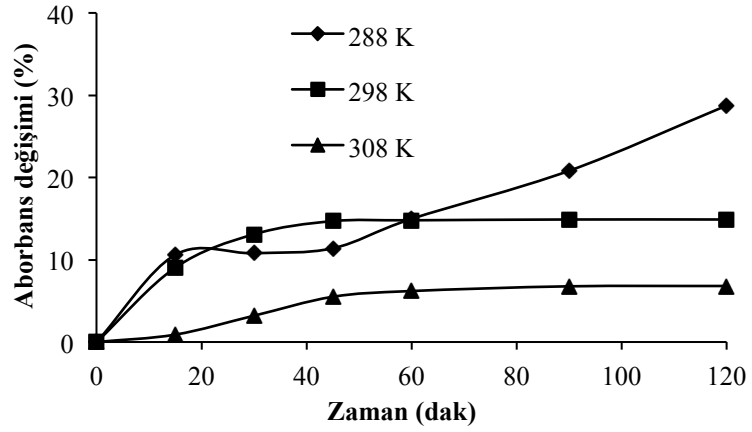


Şekil 4.33. Aktif karbon kullanıldığında başlangıç konsantrasyonuna bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları

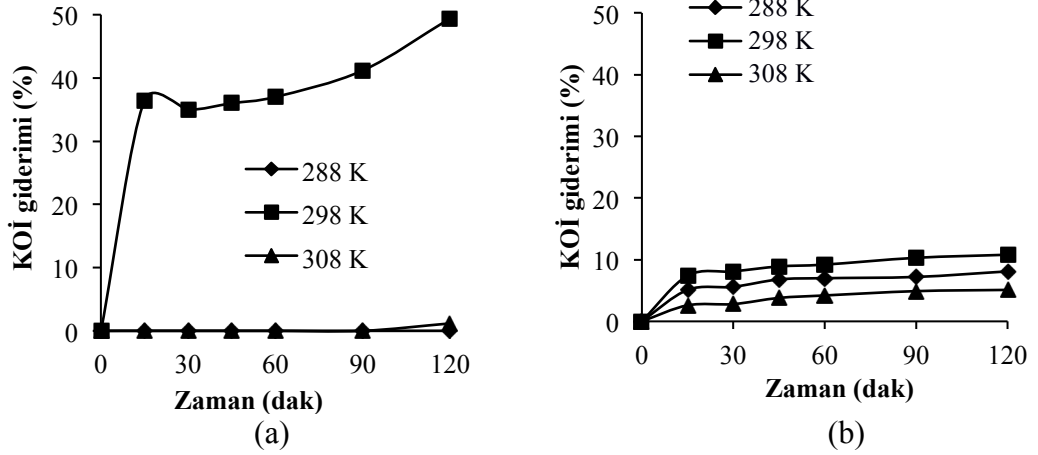
Başlangıç konsantrasyonları hariç diğer parametreler sabit tutularak yapılan adsorpsiyon deneylerinde, her iki etken madde adsorpsiyonunda genel olarak 100 ppm konsantrasyonlarda giderimin aktif karbonda maksimum olduğu, diğer adsorbent örneklerinde ise adsorbans değişimlerinin, bağ budama atığı için yaklaşık %20, aktif sepiyolit için %30 oranında gerçekleştiği gözlemlendi (Şekil 4.8.). Şekil 4.25. – 4.33. incelendiğinde, tüm adsorbentlerde her iki etken maddenin adsorpsiyonunda benzer eğilimler gözlenmekte olup, giderim oranlarında belirgin bir farklılık görülmemektedir. Ayrıca bu etken maddeler için, %100 giderim oranı göstermiş olan aktif karbonun iyi bir adsorbent malzeme olarak tercih edilebileceği söylenebilir.

4.1.4. Sıcaklık etkisi

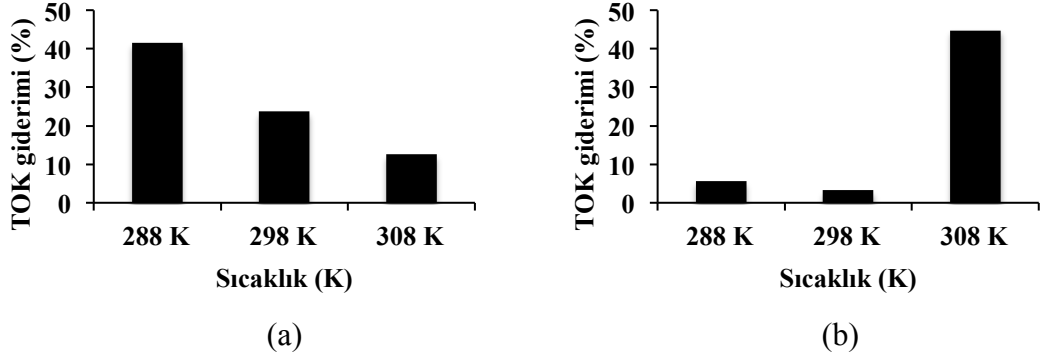
Antibiyotik çözeltilerinde bulunan her iki antibiyotik etken maddeleri kullanılarak farklı sıcaklıkların giderim üzerine etkisi incelendi. Her üç adsorbent ile farklı sürelerde adsorpsiyon deneyleri sonucunda adsorpsiyon süresine karşı absorbans şiddeti, KOİ ve TOK değerlerinde meydana gelen giderim oranları sırasıyla Şekil 4.34. – 4.42.'de grafik edildi.



Şekil 4.34. Bağ budama atığı kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak OTC absorbans % değişim oranı

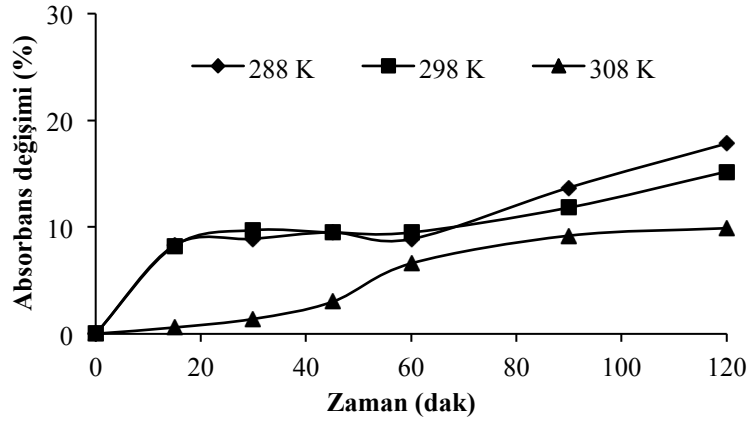


Şekil 4.35. Bağ budama atığı kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları

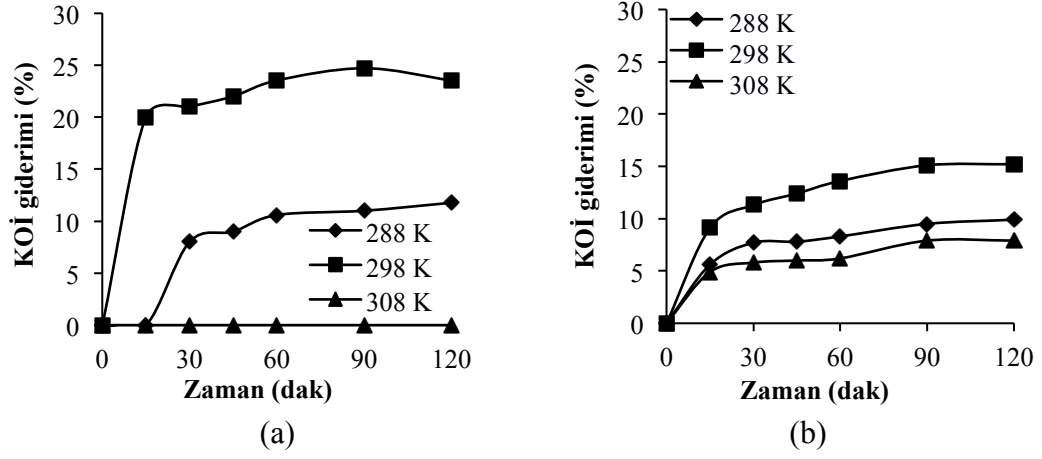


Şekil 4.36. Bağ budama atığı kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları

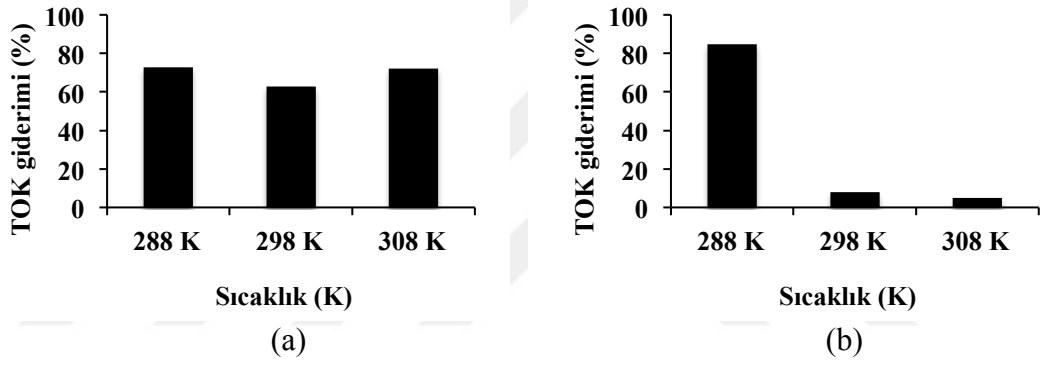
Bağ budama atığı kullanılarak yapılan adsorpsiyon sonucunda, OTC için UV absorbans şiddetinde yaklaşık %30 oranında değişim elde edildi (Şekil 4.34.). KOİ değerleri açısından durum incelendiğinde ise, OTC değerlerinde giderim yerine artış gözlemlendi. Bu durum, BBA'daki organik maddelerin çözeltiliye geçmiş olmasıyla ilişkilendirilebilir. ERT etken maddesi için elde edilen sonuçlar incelendiğinde ise, maksimum %10 oranında giderim gözlemlendi. 120 dakika sonunda TOK değerleri incelendiğinde, 288 K'da yüksek oranda giderim sağlanırken, ERT için ise, T=308 K'da maksimum giderim gerçekleşti.



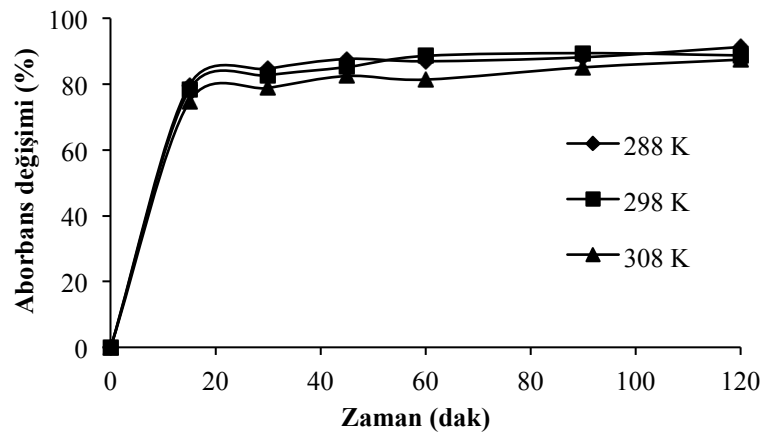
Şekil 4.37. Aktif sepiyolit kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak OTC absorbans % değişim oranı



Şekil 4.38. Aktif sepiyolit kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları

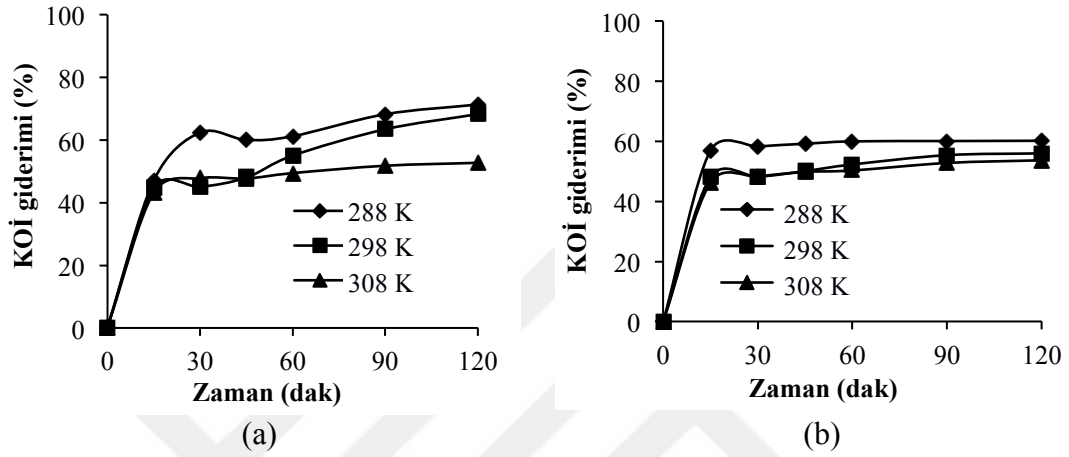


Şekil 4.39. Aktif sepiyolit kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları

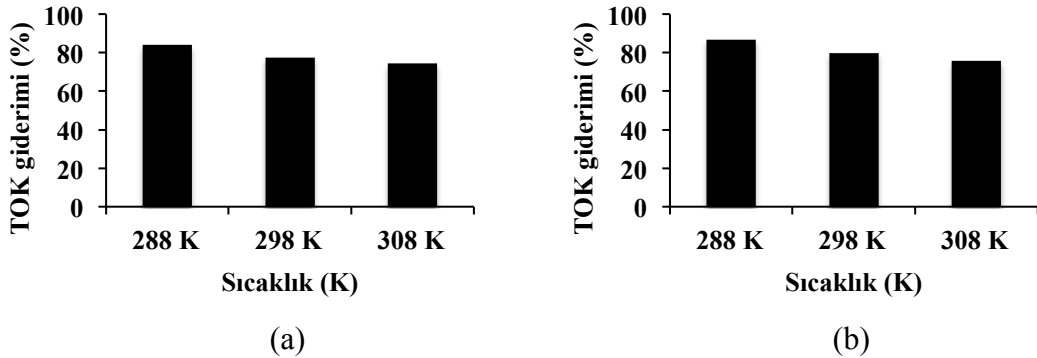


Şekil 4.40. Aktif karbon kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak OTC absorbands % değişim oranı

Termal aktif sepiyolit kullanılarak farklı sıcaklıklarda giderim oranları incelendiğinde, her iki etken maddede için KOİ giderimleri açısından benzer eğilimler gözlemlendi. Buna karşın, aktif karbon kullanıldığında maksimum absorbans değişimi, KOİ ve TOK giderimlerinin gerçekleştiği gözlemlendi. Bu durum, aktif karbonun tüm şartlarda yüksek bir giderim performansı gösterdiğini ve etkili bir adsorban olduğunu ortaya koymaktadır.



Şekil 4.41. Aktif karbon kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak OTC(a) ve ERT(b) KOİ % giderim oranları



Şekil 4.42. Aktif karbon kullanıldığında sıcaklığa bağlı olarak 120. dakika sonunda OTC(a) ve ERT(b) TOK % giderim oranları

Her iki adsorbentın performansları farklı sıcaklıklar için değerlendirildiğinde, genel olarak her üç adsorbent ile oda sıcaklığında giderimin daha fazla gerçekleştiği gözlemlenmiştir (Şekil 4.34. – 4.42.). Aktif sepiyolit ve bağ budama atığı kullanıldığında OTC ve ERT giderimlerinde benzer eğilimlerin olduğu, buna karşın aktif karbon kullanıldığında giderim oranının OTC için tüm sıcaklıklarda %50 ile %70 arasında,

ERT için ise bu oranın %55 ile %60 arasında olduğu gözlemlendi. Ayrıca yüksek sıcaklıkta adsorpsiyonun olumsuz etkilendiği ve giderim oranında azalmaların gerçekleştiği tespit edilmiştir. Bu durum düşük sıcaklığın adsorpsiyonun lehine, yüksek sıcaklığın adsorpsiyonun aleyhine olabileceğini göstermektedir. Bu sonuçlardan, artan sıcaklıkla termal hareketlilikte meydana gelen artışa paralel olarak makro moleküler taneciklerinin birbirleri ile çarpışma ihtimallerinin artması ve etkin çarpışmaların oluşması ve bunun sonucu olarak adsorpsiyon ve desorpsiyon hızlarının birbirlerine eşit olması ile açıklanabilir.

Literatür çalışmalarında adsorpsiyonu etkileyen birçok faktörün olabileceği rapor edilmektedir. Bu yüzden adsorpsiyon oldukça karmaşık bir süreçtir ve optimum tesis dizaynının sağlanabilmesi için bu faktörlerin dikkatle analiz edilmesi gerekir (Uğurlu ve Karaoğlu, 2011). Sunulan çalışmada çeşitli adsorbentler kullanılarak ilaç etken maddelerinin giderimleri incelendiğinde adsorpsiyonun birçok mekanizma ile gerçekleştiği ve bu mekanizmaların iyon değişimi, iyon çiftleşmesi, hidrojen bağı, dispersiyon kuvvetleri, hidrobik bağlanma ve π bağı elektronlarının polarizasyonu adsorpsiyonunda etkin olabilecekleri düşünülmektedir.

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Yapılan literatür araştırmalarında, biyosorpsiyon veya adsorpsiyon yöntemleri kullanılarak ilaç etken maddeleri içeren atık suların arıtılmasına yönelik çalışmalara pek rastlanılmamaktadır. Bu durum göz önüne alınarak, bağ budama atığı, termal aktif sepiyolit minerali ve aktif karbon kullanılarak ilaç etken maddelerinin sulu çözeltilerden giderilmesi araştırıldı.

Tüm deneylerde genel olarak adsorpsiyonun yaklaşık bir saat gibi kısa bir sürede önemli ölçüde dengeye ulaştığı tespit edilmiştir. Oldukça kısa olan bu denge süresi, atık sudan uzaklaştırılmaya çalışılan maddelerin adsorbentler üzerine fiziksel karakterli kuvvetlerle tutunduklarını göstermektedir. Her üç adsorbentin performansları karşılaştırıldığında aktif karbon ile maksimum giderimin elde edildiği gözlemlendi(%100). Daha sonra sırasıyla sepiyolit ve bağ budama atığında giderimlerin gerçekteleği görüldü. Sonuç olarak, ülkemizin büyük miktarda sepiyolit rezervine sahip olması, bağ budama atıklarının çevresel veya işletme atığı olması, düşük maliyetli ve temini kolay bir malzeme olması gibi özellikler dikkate alındığında bu malzemelerin alternatif adsorbentler olabileceği görülmektedir. Çevre kirliliği olgusunun giderek önem kazandığı ülkemizde, hem ekonomiklik hem de etkinlik açısından bu çalışmaya konu olan adsorpsiyonla, atık sularının temizlenmesi açısından son derece ümit verici yöntemler olduğu söylenebilir.

KAYNAKLAR

- Akkan H.A., Karaca M. (2003) Veteriner iç hastalıklarında antibiyotiklerin kullanımı, *YYÜ Vet. Fak.Derg.* 14 (2)72-77
- Alvarez, A. (1984) Sepiolite: Properties and uses, in: A. Singer and E. Galan, eds. palygorskite-sepiolite. Occurrences, genesis and uses, developments in sedimentology, *Elsevier*, 253-287. Amsterdam.
- Alyanak İ. (1992) Tehlikeli ve Zararlı Atıkların Çevre Etkileri ve Yönetimi, *Çevre Kirliliği ve Kontrolü, II. Cilt*, Editör: Zafer Ayvaz, İzmir, s.281.
- Alyanak, İ. (1994) Katı atık bertarafından katı atık ekonomisine, *Kıyı Sorunları ve Çevre Sempozyumu*, 10-11 Kasım 1994, Kuşadası, Kuşadası Belediyesi Yayınları No:7.
- Asfour, H.M., Naasar, M.M., Fadalai, O.A., El-Geundi, M.S. (1985) Color removal from textile effluents using hard-wood sawdust as an absorbent, *J.Chem. Tech.Biotechnol*, 35A, 28-35
- Aydoğdu, İ.B. (2008) *Tehlikeli atıkların yarattığı çevre sorunlarının çevresel güvenlik bağlamında incelenmesi*, Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi, Ankara, 318s.
- Balcı B., Arkuş A., Erkuş F.Ş. (2010) Farmasötik bileşiklerin sucul ortamda bulunuşu ve etkileri. *Biyoloji Bilimleri Araştırma Dergisi* 3 (2): 13-19
- Bayramoğlu Yıldırım F. (1995) *Çevre Terimleri Sözlüğü*, IULA Çevre Kitapları Serisi, İstanbul.
- Berkem, A.R., Baykut, S., Berkem, M.L. (1993) *Fizikokimya*, İstanbul Üniversitesi Basımevi ve Film Merkezi, İstanbul.
- Brauner, K. and Preisinger, A. (1956) Structure und entstehung des sepioliths, *Tschermaks Miner Petrog. Mitt*, 6, 120-140.
- Brodin T., Fick J., Jonsson M., Klaminder J. (2013) Dilute concentrations of a psychiatric drug alter behavior of fish from natural populations, *Science* 339, 814 – 815.
- Büyükgüngör, Hanife (1995) Tehlikeli atıklar, *Yeni Türkiye Çevre Özel Sayısı*, Yıl:1, S:5, Ankara.

- Candar, G. (2003) Atık yönetimi uygulamasında adım adım, 3. *Sterilizasyon ve Dezenfeksiyon Kongresi* (Link: <http://www.das.org.tr/kitap2003/11.htm>)
- Chen, L.C. (2000) Effect of factors and interacted factors on the optimal decolorization process of methyl orange by ozone, *Wat. Res*, 34, 3, 974-982.
- Clayton, K.C., Huie, M. (1973) *Solid waste management: The regional approach*, Ballinger Publisher Company, Cambridge.
- Cornego, A., Hermison, M.C. (1986) Efecto de la pewparatune en la acidez superical dol producto obteneido por tratamiento acido de sepiolite, *Bol. Soc. Esp. Mineral* 9, 135-138.
- Çalışkan E. (2011) *Bazı ilaç etken maddelerinin sulu ortamda ve yüzey aktif maddeler varlığında adsorpsiyonunun İncelenmesi*, Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi, İstanbul.
- Çelebi H., Sponza D. (2008) Antibiyotiklerin anaerobik ayrışabilirlikleri, *Biyoloji Bilimleri Araştırma Dergisi*, 1, 2, 01-08
- Demirtürk N., Demirdal T. (2004) Antibiyotiklerde direnç sorunu, *Kocatepe Tıp Dergisi* 5, 17 – 21
- Devlet Planlama Teşkilatı (2000) İçme suyu, kanalizasyon, arıtma sistemleri ve katı atık denetimi özel ihtisas komisyonu raporu, *VIII. Beş Yıllık Kalkınma Planı (2001-2005)* Ankara, s.114.
- Doğar, Ç. (2000) *Bazı reaktif boyaların elektrokoagülasyonunun kavramsal ve istatistiksel olarak incelenmesi*, Yüksek Lisans Tezi,. Atatürk Üniversitesi, Erzurum.
- Dökmeci A.H. (2009) *Bazı farmasötik ilaç kalıntılarının sulardaki toksik etkileri*, Doktora Tezi, Trakya Üniversitesi, Edirne
- Fedorova G.,Randak T., Golovko O., Kodes V., Grabicova K., Grabic R. (2014) A passive sampling method for detecting analgesics, psycholeptics, antidepressants and illicit drugs in aquatic environments in the Czech Republic, *Science of the Total Environment* 487 681–687.
- Hibino, T., Tsunashima, A., Yamazaki, A. Otsuka, R. (1995) Model calculation of sepiolite surface areas. *Clays and clay minerals*, 43, 4, 391-396.
- Jiang M., Pfeifer B.A. (2013) Metabolic and pathway engineering to influence native and altered erythromycin production through E. coli, *Metabolic Engineering* 19, 42–49.

- Jones, B.F. Galan, E. (1988) Hydrous phyllosilicates (Exclusive of Micas). Sepiolite and palygorskite, reviews in mineralogy, *Mineralogical Society of America*, 19, 16, 631-667.
- Juttner, K., Galla, U., Schmieder, H. (2000) Electrochemical approaches to environmental problems in the process industry. *Elektrochemica Acta*, 45, 2575-2594.
- Kabak H. (2008) *Kullanılan bazı tıbbi ilaçların canlı aktif çamur biyokütlesi tarafından adsorplanma özelliğinin incelenmesi*, Doktora Tezi, Çukurova Üniversitesi (Adana)
- Kolar B., Arnuš L., Jeratin B., Gutmaher A., Drobne D. (2014) The toxic effect of oxytetracycline and trimethoprim in the aquatic environment, *Chemosphere* 115 (2014) 75–80
- Köksal, L. Sur, H. (1998) Katı atık sorunu ve katı atıkların geri kazanılmasının ekonomik önemi, *Standard* 439. TSE, s.56
- Kulis J., McQuillan D., Chapman T., Mawhinney D., Meyerhein R. (2003) *Antibiotics in New Mexico wastewater and ground water, Reporting Status or Progress*, New Mexico.
- Kümmerer K. (2003) Significance of antibiotics in the environment, *J. Antimicrob. Chemosphere* 52, 5–7
- Kümmerer K. (2009) Antibiotics in the aquatic environment – A review – Part I, *Chemosphere* 75, 417–434
- LaGrega M.D., Buckingham P.L., Evans J.C. (2010) *Hazardous waste management second edition*, Waveland Press Inc, Longgrove, Illinois, A.B.D.
- Lolić A., Paíga P., Santos L.H.M.L.M., Ramos S., Correia M., Delerue-Matos C. (2015) Assessment of non-steroidal anti-inflammatory and analgesic pharmaceuticals in seawaters of North of Portugal: Occurrence and environmental risk, *Science of the Total Environment* 508, 240–250.
- Mendoza A. , Aceña J., Pérez S., López de Alda M., Barceló D., Gil A., Valcárcel Y. (2015) Pharmaceutical sandiodinated contrast media in a hospital waste-water: A case study to analyse their presence and characterise their environmental risk and hazard, *Environmental Research* 140, 225–241.
- Morais, L.C., Freitas, Om., Goncalves, E.P., Vasconcelos, L.T. and Gonzales Beça, C.G., (1999) Reactive dyes removal from wastewater by adsorption on Eucalyptus Bark: Variables that define the process. *Wat. Res.* 33, 1, 979-988.

- Nicolet, L. and Rott, U. (1999) Recirculation of powdered activated carbon for the adsorption of dyes in municipal wastewater treatment plants, *Wat. Sci. Tech* 40, 1, 191-198.
- Oskay M, Tamer A.U. (2009) Streptomyces kökenli antibiyotiklerin dünü, bugünü ve yarını, *e-Journal of New World Sciences Academy* 4, 2, 5A0008
- Özaslan A. (2009) *Adana içme suyunda fekal koliform düzeyinin belirlenmesi ve antibiyotik dirençlilik frekansı*, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi ,Adana.
- Palabıyık, H. (2002) *Belediyelerde katı atık yönetimi: İzmir Büyükşehir Belediyesi örneği*, Yayınlanmamış Doktora Tezi, İzmir.
- Palabıyık, H (2003) Katı atık yönetimi ve önemi, Yerel Gündem 21 birlikteliğinde İzmir Büyükşehir bütününde katı atık yönetimi, *İzmir YG21 Yayını*, İzmir
- Peavy H.S., Rowe, D.R., Tchobanoglous, G. (1985) *Environmental Engineering*, McGraw-Hill Book Company, s.575.
- Sabah, E. ve Çelik, M.S. (1998) *Sepiyolit oluşumu, özellikleri ve kullanım alanları*. s.4-55, İstanbul.
- Shah, Kanti L.(2000) *Basics of solid and hazardous waste management technology*, Prentice- Hall Inc., New Jersey, s.395-396.
- Saygı Ş., Battal D., Şahin N.Ö. (2012) Çevre ve insan sağlığı yönünden ilaç atıklarının önemi, *Marmara Pharmaceutical Journal* 16, 82-90
- Sarız, K. ve Ayverdi, O. (1991) Sepiyolit madenciliğimiz, *Maden GEMAD*, Sayı 12-13, Ankara.
- Sarız, K. ve Nuhoğlu, İ. (1992) *Endüstriyel Hammadde Yatakları ve Madenciliği*, Anadolu Üniversitesi Yayınları No: 636, 338-243, Eskişehir.
- Scott, K., Adhary A., Affeck W., Dawidson, C. (1994) Crossflow microfiltrasyon of organic / water suspension, *Wat. Res.*, 28, 137-145.
- Serratos, J.M., (1978) Surface properties of fibrous clay minerals. (Palygorskite and Sepiolite) *Proc. 1979 Int. Clay Conf*, 99-109, Oxford.
- Sheng, H.Lin. (1993) Adsorption of disperse dye by powdered activated carbon. *J.Chem. Tech. Biotechnology*, 57, 378-391.
- Sinclair M. (2012) Environmental costs of pain management, *Integrative Medicine* 11, 5, 38 – 44.

- Sulzberg, J. D., White, R. K. (1997) *Municipal solid wastes - Problems and solutions*, Landreth R. E., Rebers, P. A.-edt, Lewis Publishers, s.65-82.
- Şanlı Y., Bilgili A., Filazi A., Yarsan E., Aştı R., Kurtdede N., Yardımcı H. (1999) Kanatlı immün sistemi üzerine bazı antibakteriyel ilaçların etkisi, *Tr. J. of Veterinary and Animal Sciences* 23, 547-555
- Türkdoğan F. I., Yetilmezsoy K. 2009. Appraisal of potential environmental risks associated with human antibiotic consumption in Turkey, *Journal of Hazardous Materials*, 166, 297-308.
- T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı (2005) *Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği* (http://sgb.csb.gov.tr/mevzuat/dosyalar/r_20131212142100676_d8d20ca9-9668-4074-9e6c-92ed4902f4cb.pdf)
- Tenikler G. (2007) *Türkiye’de Tehlikeli Atık Yönetimi ve Avrupa Birliği Ülkeleri İle Karşılaştırmalı Bir Analiz* (Doktora Tezi), Dokuz Eylül Üniversitesi S.B.E., İzmir.
- Topal M, Uslu G., Arslan Topal E.I., Öbek E. (2012) Antibiyotiklerin Kaynakları ve Çevresel Etkileri, *BEÜ Fen Bilimleri Dergisi* 1(2): 137-152
- Topbaş, M.T., Brohi A.R., Karaman M.R. (1998) *Çevre Kirliliği*, T.C. Çevre Bakanlığı, Ankara
- Toprak, H. (1998) Katı Atık Toplama, Taşıma ve Bertaraf Sistemlerinin En İyilenmesi ve Ekonomisi, *DEÜ Müh.Fak.Yayınları*, No:265, İzmir.
- Türkiye Çevre Vakfı (1995) *Türkiye’nin Çevre Sorunları*, Ankara. s.456 – 457
- Uğurlu, M. (2002) Kağıt endüstrisi atık sularının adsorpsiyon ve elektrokimyasal metotlarla arıtılması, Yayınlanmamış Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi, Erzurum.
- Uğurlu M., Karaoglu M. H. (2011) Adsorption of ammonium from an aqueous solution by fly ash and sepiolite: isotherm, kinetic and thermodynamic analysis, *Microporous and Mesoporous Materials* 139(1)173-178
- VETAŞ Veteriner ve Tarım İlaçları A.Ş. (2004) *Vitaform Oral Çözelti Tozu Prospektüsü*, prospektüs onay tarihi 08.12.2004
- Yılmaz, S. İ. (2011) *İyonik sıvıların sulu çözeltilerden aktif karbon ile adsorpsiyonu*, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, İstanbul.
- Zhang, Y., Cai, X., Lang, X., Qiado X., Li X., Chern J. (2012) Insights into aquatic toxicities of the antibiotics oxytetracycline and ciprofloxacin in the presence of metal: Complexation versus mixture, *Environmental Pollution*, 166, 48-56

Zor Ő. (2011) *Bağ budama atığı kullanarak özeltelerdeki kromun biosorpsiyonu*, Yüksek Lisans Tezi, Muğla Sıtkı Koçman Üniöersitesi, Muğla

Zou X., Hang H., Chu J., Zhuang Y., Zhang S. (2009) Enhancement of erythromycin A production with feeding available nitrogen sources in erythromycin biosynthesis phase, *Bioresource Technology* 100, 3358–3365



ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler

Adı Soyadı : Mustafa Tamer UZUN
Uyruk : T.C.
Medeni Hali : Evli
Telefon : 0 532 657 96 16
D. Yeri ve Tarihi : İzmir 1974
E-posta : mtuzun@mu.edu.tr

Eğitim

Alınan Derece	Aldığı Kurum/Üniversite	Mezuniyet Yılı
Yüksek Lisans	Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi	2016
Lisans	Ege Üniversitesi	1998
Lise	İzmir Karataş Lisesi	1993

İş Tecrübesi

Yıl	Yer	Pozisyon/görev
2013 – ...	Muğla.S.K.Üni. Sağlık Hizmetleri M.Y.	Öğr. Gör.
2004 – 2013	Abdi İbrahim İlaç Paz. A.Ş.	Tıbbi Tanıtım Temsilcisi
1998 – 2004	Serbest Peyzaj Mimarlığı	Peyzaj Mimarı

Yabancı Dil(ler)

Dil (İngilizce, vs)	Başlangıç	Orta	İleri
Yazma		X	
Konuşma		X	
Anlama		X	
Okuma			X

Yayınlar

Uluslararası kongre, sempozyum, panel, çalıştay gibi bilimsel, sanatsal toplantılarda sözlü olarak sunulan ve tam metin olarak yayımlanan bildiri

1. Uzun, M.T., Yılmaz, S.İ., Vaizoğullar, A.İ., Uğurlu, M., "Flumequin (type of antibiotic) Removal from Wastewater by Using Different Adsorbents",24-26 October 2014, 2nd International Symposium on Environment and Morality, Adiyaman University, Adiyaman, TURKEY – 2014
2. Vaizoğullar A.İ., Balcı, A., Uzun, M.T., Uğurlu, M., "Synthesis OF CeO₂-Coated TiO₂ Microparticles and Photocatalytic Degradation of Methylene Blue",24-26 October 2014, 2nd International Symposium on Environment and Morality, Adiyaman University, Adiyaman, TURKEY – 2014
3. Uzun., M. T., Yılmaz., S. İ., Uğurlu., M., “Sulu Ortamda Bulunan Antibiyotik Kalıntılarının (Eritromisin) Çeşitli Adsorbentler İle Gideriminin Araştırılması”, 23-28 Ağustos 2015, 27. Ulusal Kimya Kongresi, Çanakkale Üniversitesi, Çanakkale, Türkiye.
4. Uzun., M. T., Yılmaz., S. İ., Uğurlu., M., “Sulu Ortamda Bulunan Antibiyotik Kalıntılarının (Oksitetrasiklinin) Çeşitli Adsorbentler İle Gideriminin Araştırılması” 23-28 Ağustos 2015, 27. Ulusal Kimya Kongresi, Çanakkale Üniversitesi, Çanakkale, Türkiye.