

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

**ARITMA ÇAMURU İNDİKATÖR  
MİKROORGANİZMALARININ MERA  
TOPRAĞINDAKİ GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**Pamir RASEKH**

**Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ**

**Tez Danışmanı : Yrd. Doç. Dr. Gülgün DEDE**

**Ocak 2018**

T.C.  
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ


ARITMA ÇAMURU İNDİKATÖR  
MİKROORGANİZMALARININ MERA  
TOPRAĞINDAKİ GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI


YÜKSEK LİSANS TEZİ


Pamir RASEKH

Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Bu tez .././..18 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oybirliği / oyçokluğu ile kabul edilmiştir.

  
Yrd. Doç. Dr.  
Gülşün Dede  
Jüri Başkanı

  
Prof. Dr.  
Saim Özdemir  
Üye

  
Yrd. Doç. Dr.  
A. Bengü Sünbül  
Üye

## **BEYAN**

Tez içindeki tüm verilerin akademik kurallar çerçevesinde tarafımdan elde edildiğini tüm bilgileri akademik ve etik kurallara uygun şekilde sunulduğunu, kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapılmadığını, başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunulduğunu beyan ederim.

Pamir RASEKH

.. / .. / 2018

## TEŞEKKÜR

Bu çalışmanın gerçekleştirilmesinde, değerli bilgilerini benimle paylaşan, kendisine ne zaman danışsam bana kıymetli zamanını ayırıp sabırla ve büyük bir ilgiyle bana faydalı olabilmek için elinden gelenden fazlasını sunan her sorun yaşadığımda yanına çekinmeden gidebildiğim, güler yüzünü ve samimiyetini benden esirgemeyen ve gelecekteki mesleki hayatımda da bana verdiği değerli bilgilerden faydalanacağımı düşündüğüm kıymetli ve danışman hoca statüsünü hakkıyla yerine getiren Yrd. Doç. Dr. Gülgün DEDE'ye teşekkürü bir borç biliyor ve şükranlarımı sunuyorum.

Çalışma ve eğitimimin her aşamasında, bilgi ve tecrübesinden yararlandığım, değerli hocalarım, Prof. Dr. Saim ÖZDEMİR, Yrd. Doç. Dr. Ömer Hulusi DEDE ve deneysel çalışmalarında her türlü yardımını esirgemeyen Arş. Gör. Hasan ÖZER ve Çevre Mühendisi Müşerref SAZAK'a teşekkürlerimi borç bilirim.

## İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR .....	i
İÇİNDEKİLER .....	ii
SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ .....	v
ŞEKİLLER LİSTESİ .....	vii
TABLolar LİSTESİ .....	viii
ÖZET .....	ix
SUMMARY .....	X
BÖLÜM 1.	
GİRİŞ .....	1
BÖLÜM 2.	
KAYNAK ARAŞTIRMASI .....	3
2.1. Arıtma Çamurunun Genel Tanımı .....	3
2.2. Arıtma Çamuru Mikrobiyolojisi .....	4
2.3. Arıtma Çamurundan Patojen Giderim Yöntemleri .....	8
2.3.1. Aerobik çürütme .....	8
2.3.2. Anaerobik çürütme .....	10
2.3.3. Kompostlama .....	11
2.3.4. Alkali stabilizasyonu .....	12
2.3.5. Isı ile kurutma .....	13
2.3.6. Beta ve gama ışını .....	14
2.3.7. Pastörizasyon .....	15
2.3.8. Solarizasyon ile kurutma .....	15
2.4. Arıtma Çamurlarının Meralarda Kullanımı ve Organik Gübre Olarak Değeri .....	16

2.5. Arıtma Çamurlarının Farklı Ülkelerde Değerlendirilme Şekilleri .....	19
2.5.1. Amerika Birleşik Devletleri'ndeki durum .....	20
2.5.2. Avrupa Birliği ülkelerindeki durum .....	20
2.5.3. Ülkemizdeki durum .....	22
2.6. Mevcut Yasal Mevzuatlar .....	23

### BÖLÜM 3.

MATERYAL VE YÖNTEM .....	31
3.1. Materyal .....	31
3.1.1. Çalışmada kullanılan arıtma çamuru .....	31
3.1.2. Çamurun uygulanacağı mera alanı .....	31
3.1.3. Mera alanının iklim özellikleri .....	32
3.2. Yöntem .....	32
3.2.1. Mera alanı denemesinin kurulması ve yürütülmesi .....	32
3.2.2. Numunelerin alınması ve analizlere hazırlanması .....	34
3.2.3. Arıtma çamuru örneklerinde kullanılan kimyasal ve fiziko- kimyasal analiz yöntemleri .....	35
3.2.4. Toprak ve arıtma çamuru karışımı örneklerinde kullanılan mikrobiyolojik analiz yöntemleri .....	37
3.2.4.1. Fekalkoliform tayini .....	38
3.2.4.2. <i>E. coli</i> . Tayini .....	38
3.2.4.3. <i>Salmonella ssp.</i> Tayini .....	38
3.2.4.4. Enterococci tayini .....	39
3.2.5. Sonuçların değerlendirilmesinde kullanılan istatistiksel yöntemler .....	40

### BÖLÜM 4.

ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA .....	41
4.1. Fekal Koliform İnaktivasyon Kinetiği .....	41
4.2. <i>Escherichia coli</i> İnaktivasyon Kinetiği .....	43
4.3. Enterococci İnaktivasyon Kinetiği .....	46
4.4. <i>Salmonella spp.</i> İnaktivasyon Kinetiği .....	47

BÖLÜM 5.	
SONUÇLAR VE ÖNERİLER.....	49
KAYNAKLAR .....	51
ÖZGEÇMİŞ .....	56

## SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

%	: Yüzde
µg	: Mikrogram
µm	: Mikrometre
0C	: Derece santigrat
AB	: Avrupa Birliği
ABD	: Amerika Birleşik Devletleri
AÇKY	: Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair yönetmenlik
B	: Bor
C	: Karbon
Ca	: Kalsiyum
Cd	: Kadmiyum
CFU	: Koloni Sayımı
Cr	: Krom
Cu	: Bakır
E coli	: Escherichia
Fe	:Demir
H	: Hidrojen
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	: Hidrojen Peroksit
HNO <sub>3</sub>	: Nitrik Asit
Kg	: Kilogram
KM	: Kuru Madde
L	: Litre
M <sup>3</sup>	: Metreküp
Mg	: Miligram
mg/L	: Miligram/Litre



ml	: Mililitre
Mm	: Milimetre
Mn	: Manganez
Mo	: Molibden
N	: Azot
Ni	: Nikel
O	: Oksijen
P	: Fosfor
Pb	: Kurşun
Ph	: Bir çözeltilinin asitlik veya bazlık derecesini tarif eden ölçü birimi
PPb	: Milyarda bir kısım
PPm	: Milyonda bir kısım
Ptj	: Patojen
Spp	: Salmonella
TK	: Termoloterant koliform
TKKY	: Toprak Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği
Zn	: Çinko

## ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 3.1. Mera alanı.....	32
Şekil 3.2. Deneme planının oluşturulması.....	33
Şekil 3.3. Deneme planı.....	34
Şekil 3.4. Mikroorganizma ölçümlerinde kullanılan Compact Dry besiyerleri....	39
Şekil 3.5. Compact Dry besiyerleri.....	41
Şekil 4.1. Termotolerant koliformların farklı arıtma çamuru uygulamalarındaki inaktivasyonu.....	43
Şekil 4.2. <i>E. coli</i> 'nin farklı arıtma çamuru uygulamalarındaki inaktivasyonu ....	45
Şekil 4.3. Enterococci'nin farklı arıtma çamuru uygulamalarındaki inaktivasyonu.....	47

## TABLolar LİSTESİ

Tablo 2.1. Arıtma çamurlarında tespit edilen bazı bakteri, virüs ve parazit patojenleri .....	6
Tablo 2. 2. Arıtılmış atıksu ve arıtma çamurlarında bulunabilecek mikroorganizma sayıları .....	8
Tablo 2.3. Ticari gübre ve çamurdaki besi maddesi seviyelerinin kıyaslanması..	17
Tablo 2.4. Arıtma çamuru çeşitlerinin arazide uygulanma oranları.....	19
Tablo 2.5. Tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurları için U.S.EPA ve AB standartlarındaki patojen sınır değerlerinin karşılaştırılması .....	26
Tablo 2.6. Tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurları için ABD, AB ve AB'ne bağlı bazı Avrupa ülkeleri ile Türkiye'de izin verilen ağır metal sınır değerleri (mg kg <sup>-1</sup> KM).....	28
Tablo 2.7. Toprak Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ne göre toprakta izin verilen ağır metal sınır değerleri .....	29
Tablo 3.1. Mera toprağına uygulanan farklı arıtma çamuru oranları.....	33
Tablo 3.2. Deneylerde kullanılan arıtma çamurunun kimyasal ve fizikokimyasal özellikleri .....	37
Tablo 3.3. Deneylerde kullanılan mera toprağı kimyasal ve fizikokimyasal özellikleri .....	37
Tablo 4.1. Termotolerant koliformların maksimum inaktivasyon hızı (kmax/gün), %90'ının inaktivasyonu için gerekli olan süre (T90 gün) ve hata kareler ortalaması (RMSE) değerleri .....	42
Tablo 4.2. E. coli maksimum inaktivasyon hızı (kmax/gün), %90'ının inaktivasyonu için gerekli olan süre (T90 gün) ve hata kareler ortalaması (RMSE) değerleri .....	44
Tablo 4.3. Enterococci maksimum inaktivasyon hızı (kmax/gün), %90'ının inaktivasyonu için gerekli olan süre (T90 gün) ve hata kareler ortalaması (RMSE) değerleri .....	46

## ÖZET

Anahtar Kelimeler: Arıtma çamuru, Fekal mikroorganizma, Mera

Bu tezde, evsel nitelikli arıtma çamurlarının nihai bertaraf olarak mera ıslahında değerlendirilmesi hedeflenerek mikrobiyal açıdan risk değerlendirmesi kış aylarında gerçekleştirilmiş, fekal orjinli bakteri popülasyonunun zamana bağlı değişimi incelenmiştir. Bu bağlamda ot veriminin azaldığı kış ayları başında (Aralık) 6 aylık bir periyotta (Aralık-Ocak-Şubat-Mart-Nisan-Mayıs) mera toprağındaki mevcut mikroorganizmaların, çamur bünyesindeki fekal orjinli mikroorganizmalar ile rekabete girerek onları giderim mekanizmaları incelenmiştir. Daha sonrasında bahar aylarında yağışların başlamasıyla arıtma çamuru bünyesindeki organik maddenin parçalanması gerçekleşmiş ve düşük salınım özelliğı sayesinde de verimde süreklilik sağlanmıştır. Bu sayede uygulanan arıtma çamurunun herhangi bir çevresel risk oluşturup oluşturmadığı saptanmış, arıtma çamurlarının güvenli bir şekilde bertarafının sağlanmasına ilaveten ticari gübrelere olan ihtiyaç azalmış, atık olarak nitelenen çamurlara ekolojik bertaraf yöntemi bulunmuştur.

# **REMOVAL OF INDICATOR MICROORGANISMS IN PASTURES AFTER BIOSOLID APPLICATION**

## **SUMMARY**

Keywords: Biosolid, Fecal microorganism, Pasture

In this thesis will also examine the time-dependent variation of fecal-originated bacterial populations, which will be carried out during the winter months in microbial risk assessment, aimed at assessing biosolids as final disposal at pasture improvement. In this context, the current microorganisms in pasture land will be examined at the beginning of winter month (December) during 6 months period (December-January-February-March-April-May). Later in spring, the precipitation will start to break down the organic matter in the treatment mud and the continuous release will be ensured thanks to the low release properties. In this regard, there will be a method of ecological disposal of the biosolids which are defined as waste, in order to determine whether the biosolids applied to the treatment sludge creates any environmental risks, to safely dispose of the biosolids in addition to reducing the need for commercial fertilizer.

## **BÖLÜM 1. GİRİŞ**

Giderek artan nüfus ve şehirleşmenin dolayısıyla arıtım sistemlerinin giderek fazlaşması sonucunda oluşan arıtma çamuru miktarı günden güne artmakta, kısa vadedeki artış da oluşan arıtma çamurlarının bertarafında önemli sorunlar oluşturmaktadır. Arıtma çamurlarının içeriğindeki azot, fosfor, iz elementler ve organik madde sebebiyle arazide kullanılması en ekolojik yaklaşımdır. Bilhassa çamurların düşük salınımlı toprak iyileştiricisi özelliği sergilemesi ve bünyesindeki organik maddenin parçalanması neticesinde ortam pH'sını azaltarak bitkilerin temel elementleri bünyelerine almalarını sağlaması ve toprak bünyesini iyileştirmesi arazide bertarafındaki faydalı etkileridir. Ağır metal düzeyleri tarımsal kullanımda zarar vermeyecek sınır değerleri sağlayan çamurların tarım alanlarında ve hatta meralarda toprak iyileştiricisi amaçlı bertarafı ile mera verim ve kalitesinde çarpıcı artışlar sağlanmaktadır. Avrupa Birliği ülkelerindeki yaklaşım da arıtma çamurlarının açık alanlarda toprak ıslah edici olarak değerlendirilmesi şeklindedir. Bilhassa AB üyesi ülkelerin çevre yönergelerinde sınır değerlerin aşağı çekilmesi ile olumlu ilerlemeler kaydedilmiştir. Bunun neticesinde çamurlar, İngiltere'de %52, İspanya'da %65, Fransa'da %70 oranında tarım alanlarında bertaraf edilmekte, İngiltere'de arıtma çamurlarının meralarda bertarafına yönelik yönetim stratejileri geliştirilmektedir.

Türkiye'de yıllık 1,38 milyon ton arıtma çamuru üretildiği düşünülmektedir. Bu arıtma çamurlarının bir kısmı katı atık depolama sahalarına gönderilmekte bir kısmı da açık alanlarda düzensiz depolama şeklinde bertaraf edilmektedir. Seçilen bu bertaraf yöntemlerinin neticesinde de arıtma çamurlarının faydalı kullanım yolları düşünülmemektedir. Fakat arıtma çamurlarının özellikle meralarda toprak iyileştiricisi olarak kullanılmaları özellikle ekonomiye getirisi açısından üzerinde düşünülmesi gereken metotlardan birisidir. Özellikle aşırı otlama ve mevsimsel kuraklıklar neticesinde verimleri düşmüş meraların ıslahında ve üretkenliklerinin geri

kazandırılmasında arıtma çamurlarının kullanılması hem ekolojik hem de ekonomik bir fayda sağlayacaktır.

Ağır metal içeriği ve suni organik bileşikler bakımından toprağa verilebilir arıtma çamurlarının uygulamadaki tek risk kaynağı patojen mikroorganizmalardır. Ancak normal koşullarda  $10^5$  ila  $10^7$  EMS/gram (kuru ağırlık) fekal mikroorganizma içeren arıtma çamurunun araziye uygulandığında zamana ve bölgesel iklim koşullarına bağlı olarak içerdiği fekal indikatör mikroorganizmaların azaldığı ve güvenli sınırlara çekildiği yapılan çalışmalarla kanıtlanmıştır. Özellikle yaz aylarında patojen mikroorganizmaların yaşama sürelerinin 1 ayı geçmediği, solar etki ile giderildiği tespit edilmiştir. Ancak arıtma çamuru, atıksu arıtma tesislerinde sürekli oluşan bir atıktır. Bu yüzden mera alanlarında çamur yönetimi ve bertarafı gerçekleştirilirken sadece yaz ayları değil kış ayları da düşünülmelidir. Aralık ayından itibaren kış periyodunda meralardaki hayvan otlatılmasında düşüşler olmakta bir sonraki yağmurlara kadar da bitki büyümesi gerilemektedir. Bu dönemlerde meraya verilen arıtma çamurlarının, araziye hayvan girişlerinin de bir şekilde engellenmesi ile, topraktaki mevcut mikroorganizma popülasyonu ile rekabet neticesinde bir azalma ve böylelikle fekal bakteri inaktivasyonunun sağlanması mümkündür.

Önerilen projede de, evsel nitelikli arıtma çamurlarının nihai bertaraf olarak mera ıslahında değerlendirilmesi hedeflenerek mikrobiyal açıdan risk değerlendirmesi kış aylarında gerçekleştirilecek, fekal orjinli bakteri popülasyonunun zamana bağlı değişimi incelenecektir. Bu bağlamda ot veriminin azaldığı kış ayları başında (Aralık) 6 aylık bir periyotta (Aralık-Ocak-Şubat-Mart-Nisan-Mayıs) mera toprağındaki mevcut mikroorganizmaların, çamur bünyesindeki fekal orjinli mikroorganizmalar ile rekabete girerek onları giderim mekanizmaları incelenecektir. Daha sonrasında bahar aylarında yağışların başlamasıyla arıtma çamuru bünyesindeki organik maddenin parçalanması gerçekleşecek ve düşük salınım özelliği sayesinde de verimde süreklilik sağlanacaktır. Bu sayede uygulanan arıtma çamurunun herhangi bir çevresel risk oluşturup oluşturmadığı saptanacak, arıtma çamurlarının güvenli bir şekilde bertaraflarının sağlanmasına ilaveten ticari gübrelere olan ihtiyaç azalacak, atık olarak nitelenen çamurlara ekolojik bertaraf yöntemi bulunacaktır.

## **BÖLÜM 2. KAYNAK ARAŞTIRMASI**

### **2.1. Arıtma Çamurunun Genel Tanımı**

Arıtma çamuru, atıksu arıtma sistemlerindeki fiziksel-kimyasal arıtım aşamalarında atıksu içindeki kirleticilerin yüzdürülerek ya da çökeltilerek giderilen maddeler ile biyolojik arıtmadan geçirilen atıksu içindeki çözülmüş organik kirletici maddelerin mikroorganizmaların kendi bünyelerine besin olarak geçirmeleri suretiyle ve bu mikroorganizmalarında sistemden ya yüzdürülerek ya da çökeltilerek uzaklaştırılmaları neticesinde oluşan %0,25-12 oranında katı madde içeriğine sahip maddedir [1].

Atıksu arıtma tesislerinde oluşan arıtma çamurları hacimce büyük olup, işlenmeleri ve bertarafı oldukça sıkıntılıdır. Bunun başlıca sebepleri;

- Arıtma çamurlarının, arıtım işleminden geçirilmiş atıksu içeriğinde yüksek oranlardaki koku veren maddeleri ihtiva etmesi,
- Atıksu arıtım işlemi sonucunda oluşan arıtma çamurunun, ham atık su içeriğindeki organik maddeden daha değişik bir yapıya sahip olması, bilhassa bozulmaya-kokuşmaya eğilimli olması,
- Arıtma çamurlarının büyük oranlarda sudan oluşması, bu yüzden de yüksek hacimsel oranlar ve fazla yer kaplamasıdır [1] [2] [3].

Günümüzde artarak oluşan arıtma çamurlarının bertarafında çoğunlukla yakma ya da arazide depolama uygulanmaktadır. Ancak biyolojik bir arıtma tesisinde oluşan ham çamurun %30'unun mineral maddelerden, %70'inin de organik maddelerden oluşması, bunların tarımsal alanlarda bertarafını dünyada kabul görmüş bir uygulama haline getirmiştir [4].



## 2.2. Arıtma Çamuru Mikrobiyolojisi

Atıksular endüstri, hastane ve enfekte insanlardan gelen fazla miktarda patojen içermektedir. Arıtma sistemleri patojenleri sudan ayırır ve patojenler çamurda konsantre olur. Ağır metal içeriği ve suni organik bileşikler bakımından toprağa verilebilir arıtma çamurlarının araziye uygulanmasındaki tek risk kaynağı bu patojen mikroorganizmalardır. Bu fekal orjinli patojen mikroorganizmaların arıtma çamurlarından toprağa, topraktan bitkiye, bitkiden de insana ve hatta hayvanlara geçiş riski mevcuttur. Bu nedenle arıtma çamurlarının toprağa verilmesi esnasında meydana gelebilecek risklerin önceden düşünülmesi gereklidir [1]. Diğer organizmalar gibi patojenler de ancak belirli ortamlarda yaşayabilmektedir. Bu şartların dışında yaşam süreleri kısalmır. Patojenlerin yaşamalarının etkileyen bazı faktörler pH, sıcaklık, diğer mikroorganizmalarla rekabet, güneş ışığı, konukçu organizma ile temas, nutrientler ve rutubet seviyesidir.

Herhangi bir dezenfeksiyon ya da stabilizasyon prosesine tabi tutulmamış ham arıtma çamurunda, canlılarda türlü hastalıklara sebep olabilecek yüksek miktarlarda bakteri, virüs, protozoa ve helmint gibi parazitler ve bunların kist ve yumurtaları mevcuttur [5]. Tablo 2.1.'de arıtma çamurlarında literatürde yapılmış çalışmalarda tespit edilmiş bakteri, virüs ve parazit patojenleri verilmektedir. Ancak arıtma çamurunun çok farklı tür patojenik organizma içermesi ve her türün analizinin pratik olmaması sebebiyle, patojen grupları içinde en belirgin olanlar takip edilmektedir. Fekal mikroorganizmalar arasında belki de en önemlisi ve takip edilmesi gerekli *Salmonella spp.*, otlayan hayvanlar açısından risk oluşturur [6]. Yapılan bilimsel çalışmalarda *Salmonella spp.*'nin arıtma çamurları içinde yüksek seviyede olduğu tespit edilmiş, beş gün içinde büyüklüğü 3 kattan fazla arttığı, etkisinin azalmadığı, nemli kompostun aktif mikroflorası sonucu 6 haftadan sonra *Salmonella spp.* kontaminasyonunun giderildiği ve çamur ürünlerinden biri toprağa uygulandığında olası bir problem teşkil etmediği bulunmuştur [7].

Fekal koliformlar enterik bakteriyel patojenlerin indikatörüdür. Tespitleri kolaydır ve varlıkları diğer fekal patojenlerin de kanıtıdır. Termotolerant koliform da en önemli

indikatör fekal mikroorganizmalardan biridir. Termotolerant mikroorganizmalar içinde değerlendirilen *E.coli*'de (*Escherichia coli*) fekal kontaminasyonun bir göstergesidir. Termotolerant koliform ile *E.coli* konsantrasyonu arasında direkt olarak ilişki vardır [8].

*E. coli* canlıların sindirim sistemlerinde belli bir oranda doğal olarak bulunan bir mikroorganizmadır. Ancak bu mikroorganizmanın arıtma çamurundaki popülasyonu stabilizasyon ya da dezenfeksiyon işlemleri esnasında azalış gösterir yada tamamen yok edilir. *E. coli*' nin patojenik grupları sıklıkla ishale neden olur. Bu gruplar kirlenmiş su kaynaklarından dolayı da mide iltihaplarını ortaya çıkarmaktadır. Hesaplanan patojenik *E. coli*, fekal koliform nüfusunun %1'inden daha azını temsil etmektedir [7].

Enterococci, insan ve hayvanda bağırsak florasının önemli bir kısmını oluşturan mikroorganizmalardır. Bu mikroorganizmalar zor çevre koşullarına karşı dirençli olduğu gibi, yeni direnç kazabilme yeteneğine de sahiptirler [8].

Amerika' da arıtma çamurlarındaki patojenlerin, insan ve hayvan temasından önce kabul edilebilir düzeylere indirilmesi için kullanılan standartlar, Çevre Koruma Ajansı (USEPA) tarafından hazırlanan yönetmelikte ele alınmıştır. Yönetmelik arıtma çamurlarını "A grubu " (direkt temas için güvenli) ve "B grubu" (arazide ve bitkisel üretimde kısıtlı kullanım) olmak üzere iki gruba ayırmıştır [5].

"A grubu" arıtma çamuru, patojenleri ve vektör çekimleri tamamengidermek için daha çok işleme tabi tutulmuştur. Kullanımı üzerinde az miktarda kısıtlama vardır. Torbalara konularak tüketicilerin kullanımı için satılabilir ve gıda ürünleri ile temasedebilir. Gıda ürünleri insanlar tarafından öncelikle kullanım için yetişen ürünlerdir, bu durumda, insanların tüketiminden önce önemli işlemlere uğramayan gıdalar sınırlandırılmalıdır [5]. A grubu arıtma çamurlarının, arazide kullanılmadan önce, satılmak üzere hazırlanırken ve paketlemeden önce aşağıdaki değerleri sağlaması gereklidir.

- Fekal koliform sayısı 1 gr kuru maddede 1000 EMS'den az olmalıdır.
- *Salmonella sp.* bakterisi 4 gram kuru maddede 3 EMS'den az olmalıdır.
- Canlı Helmint yumurtaları (ova) 4 gr kuru ağırlıkta 1 EMS'den az olmalıdır.
- Enterik virüs 4 gr kuru ağırlıkta 1 plak (küme) oluşturan üniteden az olmalıdır [8] [9].

B grubu arıtma çamurları halk sağlığı açısından daha düşük kaliteye sahip olarak tanımlanmaktadır. Bu çamurlar genellikle çiftlik alanlarına uygulanır. Durgun halde patojenler vevektör çekimlerinin önemli miktarını içerebilir. Genellikle tarımsal toprağa uygulama içindikkate alınan emniyete karşın, insanlar, hayvanlar ve ürünler ile temasında kısıtlamalar vardır [5]. B grubu arıtma çamurlarının arazide bertarafından önce aşağıdaki değerleri sağlaması gereklidir.

Fekal koliform sayısının geometrik ortalamasının 1 gr kuru ağırlıkta ya 2.000.000 EMS'nin altında ya da oluşan kolonilerin 2.000.000 EMS'nin altında olması gerekmekte ve bu arıtma çamurlarının uygulandığı araziye bir yıl süre boyunca insanların girişine izin verilmemektedir [8] [9].

Tablo 2.1 Arıtma çamurlarında tespit edilen bazı bakteri, virüs ve parazit patojenleri

Bakteri	Virüs	Parazit	
		<i>Protozoa</i>	<i>Helmint</i>
<i>Salmonella spp</i>	<i>Poliovirus</i>	<i>Entamoeba</i>	<i>Ascaris</i>
<i>E.coli</i>	<i>Echovirus</i>	<i>Giardia</i>	<i>Taenia</i>
<i>Leptospira spp</i>	<i>Adnovirus</i>		
<i>Shigella</i>	<i>Reovirus</i>		
<i>Pseudomonas</i>	<i>Rotavirus</i>		
<i>Yersinia</i>	<i>Astrovirus</i>		
<i>Clostridium</i>	<i>Calcivirus</i>		
<i>Listeria</i>	<i>Parvovirus</i>		
<i>Mycobacterium</i>			
<i>Streptococcus</i>			
<i>Camphylobacter</i>			

Arıtma çamuru içindeki patojenlerin miktar ve türleri zaman ve mekanda bölge halkının sağlık durumuna göre büyük farklılıklar göstermekle birlikte normal koşullarda  $10^5$  ila  $10^7$  EMS/gram (kuru ağırlık) fekal mikroorganizma içeren arıtma çamurunun araziye uygulandığında zamana ve bölgesel iklim koşullarına bağlı olarak

içerdiği fekal indikatör mikroorganizmaların azaldığı ve güvenli sınırlara çekildiği yapılan çalışmalarla saptanmıştır. Tablo 2.2.'de arıtılmış atıksu ve arıtma çamurlarında bulunabilecek mikroorganizma sayıları yer almaktadır [5]. Örneğin Serrao ve ark. yaptıkları çalışmalarında bir mera alanına arıtma çamuru uygulamışlar ve belirli bir süre boyunca mera alanında fekal bakteri popülasyonunun inaktivasyonunu araştırmışlardır. Yaptıkları incelemelerde mera alanına arıtma çamuru ilavesini takiben fekal bakteri yoğunluğunda büyük bir artış gözlemlenmişler ancak zaman içerisinde bu popülasyonunun giderek azaldığını ve hatta kontrol uygulaması ile yakın değerlere ulaştığını belirtmişlerdir [10]. Famens ve Waldron çalışmalarında mera alanına arıtma çamuru ilave etmişler ve arıtma çamuru yoluyla meraya geçen fekal bakterilerinin otlayan hayvanlara muhtemel geçişini gözlemlenmişlerdir. Elde ettikleri veriler doğrultusunda mera alanının arıtma çamuru ilavesini takiben birkaç ay otlatmaya kapatılması ile bu riskin göz ardı edilebileceğini belirtmişlerdir [11]. Arvas ve ark. yaptıkları deneylerde arıtma çamurlarının meraya ilave edilmesini pH seviyeleri bazında değerlendirmişlerdir. Sonuç olarak pH seviyelerindeki düşümlere bağlı olarak toplam N ve kullanılabilir P konsantrasyonlarındaki artışları belirtmişlerdir [12]. Rigueiro-Rodriguez ve ark. çalışmalarında mera alanına arıtma çamuru uygulamışlar ve mera alanındaki çimenlerdeki ve topraktaki Zn seviyelerindeki değişimleri incelemişlerdir. Elde ettikleri sonuçlarla arıtma çamuru ilavesiyle Zn besin elementinin artışının otlayan hayvanlar için önemini göstermişlerdir [13]. Ferreiro-Dominguez ve ark. 'da yaptıkları deneysel çalışmada bir önceki çalışma ile benzer şekilde arıtma çamurlarının mera alanlarına uygulanması ile çimen ve topraktaki Zn konsantrasyonlarının artış gösterdiği bununla birlikte yönetmeliklerde müsaade edilen limit değerlerin altında kaldığını belirtmişlerdir. Bu sebeple de arıtma çamuru ilavesinin bitki ve hayvanlar için olumsuz bir etki oluşturmadığını belirtmişlerdir [14]. Yapılan bu çalışmalarla da mera alanlarının ıslahında arıtma çamurlarının kullanılmasının herhangi bir risk oluşturmadığı bilimsel olarak kanıtlanmıştır.

Tablo 2.2 Arıtılmış atıksu ve arıtma çamurlarında bulunabilecek mikroorganizma sayıları [5]

Mikroorganizma	Arıtılmış atıksuyun 100 ml'sinde bulunan sayı				Gram çamurda bulunan sayı	
	Ham lağım	Birincil arıtım	İkincil arıtım	Üçüncül arıtım <sup>1</sup>	Ham çamur	Stabilize olmuş çamur <sup>2</sup>
Fekal koliform (EMS) <sup>3</sup>	1.000.000.000	10.000.000	1.000.000	< 2	10.000.000	1.000.000
<i>Salmonella</i> (EMS)	8.000	800	8	< 2	1.800	18
<i>Shigella</i> (EMS)	1.000	100	1	< 2	220	3
Enterik virüs PFB <sup>4</sup>	50.000	15.000	1.500	0.002	1.400	210
<i>Giardia lamblia</i> kistleri	10.000	5.000	2.500	3	140	43
Helmintyumurtası	800	80	0.08	< 0.08	30	10

<sup>1</sup> Koagülasyon, sedimantasyon, filtrasyon ve dezenfeksiyon

<sup>2</sup> Mezofilik anaerobik çürütme

<sup>3</sup> EMS = En Muhtemel Sayı

<sup>4</sup> PFB = Plak Form Birim

### 2.3. Arıtma Çamurundan Patojen Giderim Yöntemleri

Arıtma çamurlarının halk sağlığı açısından güvenle kullanılabilirliğini sağlamak amacıyla pek çok stabilizasyon yöntemi uygulanmaktadır. Bu yöntemlerin temel amaçları; arıtma çamurlarındaki patojenleri azaltmak, hoş olmayan kokuyu azaltmak, mevcut organik parçalanmayı azaltmak, engellemek veya bu riski azaltmak, çamurun vektör çekiciliğini azaltmaktır. Stabilizasyon yöntemlerinin bazıları beraberinde ham çamurun dezenfeksiyonunu da sağlarken, bazı stabilizasyon yöntemleri çamurun dezenfeksiyonunu tam olarak sağlayamaz ancak önemli oranda patojen giderimine neden olur [4]. Bir stabilizasyon işleminde göz önüne alınması gereken noktalar ise arıtılacak arıtma çamurunun hacmi ve diğer arıtma sistemlerine uygun entegrasyonu sağlayıp sağlamamasıdır [1]. Sıklıkla tercih edilen stabilizasyon metotları; aerobik çürütme, anaerobik çürütme, kompostlama, termal kurutma, kireçleme, ultraviyole ışını, pastörizasyon ve solarizasyon ile kurutmadır [1].

#### 2.3.1. Aerobik çürütme

Aerobik çürütme, çeşitli arıtma işlemlerinden gelen arıtma çamurlarının, yeteri kadar oksijenin verildiği ortamlarda biyolojik olarak stabilizasyonu için kullanılan bir metottur [1]. Ancak bu yöntemde; bekleme süresi, sıcaklık, pH, karıştırma ve oksijen ihtiyacı gibi faktörlere dikkat edilmelidir [1] [15].

Aerobik çürütme prosesinin avantajları, işletme kolaylığının olması, düşük yatırım maliyeti gerektirmesi ve prosten çıkan nihai ürünün ekonomik değere sahip, kokusuz, humus benzeri, kararlı bir malzeme olmasıdır. Ayrıca sistemden çıkan maddenin su salma özellikleri yüksek ve gübre olarak değerlidir. Çamur substratındaki BOI konsantrasyonu oldukça düşüktür ve uçucu katı madde (UKM) giderimi anaerobik çürütme ile elde edilene yakın bir değerdir [1].

Aerobik çürütücünün dezavantajları ise enerji geri kazanımının olmaması ve sürekli havalandırma gerektirdiği için daha maliyetli olmasıdır. Buna ilave olarak bazı faktörlerden etkilenen hassas sistemlerdir. Bu faktörler; prosesin yeri, ortam sıcaklığı, proses haznesinin şekli, çamur giriş katı madde konsantrasyonu, kullanılan ekipmanların kalitesi, haznenin ne tür malzemedan yapıldığı gibi. Bunun yanısıra dezavantajlarından biride proses sonunda metan gibi katma değere sahip bir son ürünün oluşmamasıdır [1]. Bununla birlikte yüksek stabilizasyon derecelerine ulaşmak ve çevreye en az zararsız çamur oluşumunu sağlamak böylelikle de bahsedilen dezavantajları gidermek amacıyla günümüzde klasik çürütme proseslerinin modifikasyonları uygulanmaktadır [1].

Dünya'nın pek çok ülkesinde anaerobik prosesler tercih edilse de bilhassa küçük arıtmalardan oluşan arıtma çamurları için yapı ve proses itibariyle daha az karmaşık olan ve patojen gidermede etkili olan aerobik prosesler uygulanmaktadır [9].

Amerika Florida eyaletinde bulunan üç farklı arıtma tesisinde yapılan bir çalışmada, aerobik çürütücüden çıkan çamurda *Salmonella sp.* popülasyonu 0,8-33 EMS/g aralığında tespit edilmiştir. Aerobik çürütme proseslerinde fekal mikroorganizma gideriminin bekleme zamanına ve sıcaklığa bağlı olduğu görülmüştür. Fekal mikroorganizmaların giderimi sıcaklığın 20°C'den 40°C'ye artmasıyla hızlanmış, Enterik virus giderimi ise daha çok sıcaklığa bağlı kalmıştır. Mezofilik aerobik çürütmenin, parazit yumurtası olan *Ascaris* gideriminde etkili olmadığı tespit edilmiştir. Sıcaklığın 45°C'nin üzerinde olduğu aerobikçürütücülerde fekal mikroorganizma gideriminin, anaerobik mezofilik çürütücülerden çok daha iyi olduğu bulunmuştur. Parazit gideriminde de benzerlik gözlenmiş, 48-55°C arası

sıcaklıklarda tüm parazit yumurtalarının öldüğü tespit edilmiştir. Sonuç olarak, proses esnasında ısı üreten aerobik çamur çürütücülerin patojen ve virüs içermeyen çamur ürettikleri sonucuna varılmıştır [9].

### 2.3.2. Anaerobik çürütme

Anaerobik çürütme prosesi, evsel ve endüstriyel kaynaklı arıtma çamurlarının stabilizasyonlarında uygulanan yöntemlerden en eskisidir. Bu prosesin temel prensibi arıtma çamurundaki kararsız yapıdaki organik ve inorganik maddenin oksijensiz koşullarda mikroorganizmalarca parçalanıp, akabinde metan ve karbondioksit oluşmasıdır [1] [15]. Anaerobik proses hava girişinin olmadığı kapalı reaktörlerde gerçekleştirilmektedir [1]. Bu sistemlerde organik maddelerin ayrışması genel olarak üç aşamada gerçekleşmektedir; hidroliz aşaması, organik asitlere dönüşüm ve metan ve karbondioksite dönüştürülerek biyogaz oluşması aşamalarıdır [1].

Bu prosesin sıklıkla tercih edilmesinin sebebi arıtma çamurunun tam olarak stabilizasyonun sağlanması ve biyokatı denilen organik maddece kaliteli çevreye zararsız ve kolay su salan bir ürüne dönüştürülmesidir. Diğer bir önemli avantaj ve tercih sebebi ise proses sonunda enerjisinden faydalanılan metanın elde edilmesidir. Bu önemli avantajlarının yanısıra sistemin dezavantajları ise; organik maddenin hidroliz aşaması için uzun süre gerekebilmesi, büyük hacimlerde çürütme tanklarına ihtiyaç duyulması ve bazen organik maddenin tam olarak parçalanmasının sağlanamaması ve işlem sırasında karşılaşılan köpük problemi [1].

Günümüzde atıktaki enerjinin geri kazanımına olan ilginin artması aerobik sistemlere nazaran anaerobik sistemlerin tercih edilmesine neden olmuştur. Bunun başlıca sebepleri aerobik proseslerde anaerobik arıtıma oranla daha fazla çamur oluşması, bunun oluşturduğu daha fazla çevre sorunları ve anaerobik proseslerde oluşan çamurun metan gibi bir enerji kaynağına dönüştürülerek ekonomik kazanç sağlanabilmesi anaerobik proseslerin tercih edilmesine neden olmuştur. Bilhassa anaerobik çürütme proseslerinin tercih edilmesinin ve bu kadar gelişmesinin sebebi, aerobik proseslerin yüksek organik yük ve düşük katı madde içeren atıksuları arıtmada daha masraflı olmasıdır [1].

Yapılan çalışmalarda, anaerobik çürütmenin bekletme süresi, sıcaklık ve çamur yükleme hızı gibi parametrelerinin, fekal mikroorganizma giderimi üzerine önemli etkisi olduğu gözlenmiştir. Bilhassa iki kademeli anaerobik çürütücülerde daha verimli fekal koliform giderimleri gözlenmiştir. Örneğin, fekal orjinli bakteri popülasyonunun, bekleme süresi 10 gün olan iki kademeli bir çürütücüde oldukça yüksek olduğu saptanmıştır. Ancak, elde edilen *Salmonella sp.* inaktivasyonu, A Sınıfı çamur kategorisini sağlayamamış ve *Salmonella sp.* popülasyonu çamurda 3 EMS/4 gr kuru madde 'den yüksek saptanmıştır [9].

### 2.3.3. Kompostlama

Kompostlama, arıtma çamuru bünyesindeki organik maddenin kontrollü şartlar altında humus benzeri kararlı ürüne dönüştürülmesi işlemidir. Günümüzde sıklıkla uygulanan bir stabilizasyon yöntem olmasının yanısıra giderek artan oranlarda oluşan arıtma çamurlarının bertaraf gereksinimlerinin artması ve mevcut atık depolama alanlarının yetersizliği kompostlama prosesine eğilimi hızlandırmıştır. Kompostlama yöntemi, biyolojik olarak parçalanabilen atığın hacminin, kütesinin ve neminin azaltılıp değerli bir toprak ıslah edicisine dönüştürülmesidir. Optimum şartlarda sistemin sıcaklığı 70°C' ye yükselerek, fekal orjinli mikroorganizmaların inaktivasyonları sağlanabilmektedir. Kompostlama işlemi sonucunda ise uçucu katı maddelerin yaklaşık olarak %20-30'u karbon dioksit ve suya dönüşmektedir [1] [15].

Kompostlama işlemi, havalı ve havasız olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Havalı kompostlaştırma; arıtma çamurunun, yüksek sıcaklıklarda çürüme ile kararlı humusa dönüştürülmesi işlemidir. Proses sonucunda oluşan humusta %25 oranında ölü ya da canlı mikroorganizmaya rastlanabilmektedir. Sıcaklık, hava miktarı ve C/N oranı, havalı kompostlama işleminde takip edilmesi gereken önemli parametrelerdir.

İyi derecede bir kompostlamanın sağlanabilmesi için C/N oranının 40'tan fazla olmaması ve nem oranının %60'ı geçmemesi gereklidir. En uygun sıcaklık ise 60°C'dir. Kompostlama süresi mekanik havalandırıcılar ile 10 haftadan 2 haftaya indirebilmektedir [1].



Havasız koşullarda gerçekleştirilen havasız kompostlaştırma prosesi ise çürümenin %22 veya daha yüksek oranlarda toplam katı içeren bir ortamda gerçekleştiği bir prosestir. Yüksek katılı havasız kompostlaştırma olarak da ifade edilen yeni bir teknolojidir. Bu yolla arıtma çamurlarından enerji eldesi henüz geliştirilme aşamasında olan bir prosestir. Daha az su muhtevası ve reaktör hacmi başına daha yüksek gaz üretmesi prosesin önemli avantajlarıdır. Ancak hâlihazırda kurulu tesis sayısının ve işletme tecrübesinin kısıtlı olması en büyük dezavantajlarıdır [1].

Kompostlama prosesinde arıtma çamurundaki fekal mikroorganizma giderimini sağlayan parametre sıcaklıktır. Ancak kompost materyali başlangıçta oldukça heterojen bir yapıdadır bu sebepler bu yapıda ortam sıcaklığını uniform tutmak zordur. Isının prosesinde heterojen dağılması nedeniyle de patojenlerin inaktivasyonu zorlaşmaktadır. Literatürde yapılan çalışmalarda, havalandırılmalı sabit yığın kompost sisteminde sıcaklık en az üç gün boyunca 55°C'de; windrow prosesinde ise en az 15 gün boyunca 55°C'de tutulması sağlanmaktadır. Bu prosesler özellikle fekal streptokok haricindeki indikatör organizmaları ve *Salmonella sp.*, *Shigella* gibi patojenleri gidermede çok etkili yöntemlerdir. Ancak daha sonrasında *Salmonella sp.* gibi ortama dayanıklı patojenlerin kompostlama esnasında tekrar ürediği tespit edilmiştir. Bunun sebebi *Salmonella sp.*'nin nem içeriği %20'yi geçtiği takdirde tekrar büyümeye başlayabilmesidir. Bunun yanısıra, 20-40°C arası ve C/N oranı 15/1'den büyük olması durumunda da yeniden büyüme gözlenebilmektedir. Birçok bilimadamı, sıcaklığın 60°C'nin altında tutulmasının kompostlama sırasında mikrobiyal aktivitenin düşmemesini sağladığını belirtmektedir. Ancak iyi bir patojen giderimi için yüksek sıcaklıkların gerektiği aşikârdır. Örneğin, *Aspergillus fumigatus* gibi bazı patojenik mantarlar, 30-45°C arasında kompostun üst kısmında büyüebilmektedirler. Ancak sıcaklık 60°C'yi aşarsa, bunların sayısı önemli derecede azalmaktadır [9].

#### 2.3.4. Kireçleme

Arıtma çamurlarının stabilizasyonu amacıyla uygulanan kireç, stabilizasyona ilave olarak çamurun su salma özelliğini de geliştirmektedir. Bu yöntemde genel olarak

çamura, pH değerini 12 veya daha yukarı çıkaracak miktarda kireç ilave edilmektedir. Yüksek pH'lı ortamlarda, mikroorganizmalar için olumsuz koşullardır. Böylelikle arıtma çamuru ayrışamaz, koku kaybolur, vektör çekiciliği azalır ve hastalık riski ortadan kalkar. Kireçleme işleminde genellikle sönmüş kireç kullanılmaktadır ancak sönmemiş kireç de kullanılabilir. Sönmemiş kireç kullanılması durumunda, açığa çıkacak ısıdan yararlanılarak belirli bir miktar kurutma ve etkili bir pastörizasyon işlemi de gerçekleştirilebilir [1] [15]. Literatürde kül, çimento tozu, karpit kirecinin uygulandığı çalışmalarda mevcuttur [1].

Kireç ilavesinden sonra efektif bir fekal mikroorganizma giderimi için temas süresinin en az 2 saat olması ve pH değerinin de en az 10,5 ve üzerine çıkarılması gerekmektedir. Almanya'da yapılmış bir çalışmada ortam pH'sının 12,8 seviyesinde 3 saat tutulması sonunda *Salmonella*'nın tamamen giderildiği tespit edilmiştir. Daha önceden yapılmış çalışmalarda ise yaklaşık 12 saatlik bir temas süresi ile arıtma çamurundan virüslerin tamamen giderildiği tespit edilmiştir [9].

### 2.3.5. Termal kurutma

Genel olarak termal kurutma yöntemi sterilizasyonu ve şartlandırması zor olan biyolojik arıtma çamurlarına uygulanmaktadır. Termal kurutma işlemi sürekli bir prosesdir ve 260°C'ye kadar 2760 kN/m<sup>2</sup> basınçta yaklaşık 30 dk gibi kısa sürede çamurun ısıtılması temeline dayanmaktadır. Çamurun yüksek sıcaklık ve basınca maruz kalması sonucunda çamur bünyesindeki bağlı su çamurdan ayrılır ve çamur koagüle olur. Ayrıca, işlem esnasında proteinli maddeler hidroliz olur, hücre parçalanır akabinde de çözülmüş organik bileşikler ve amonyak açığa çıkar. Sistemin dezavantajı yüksek ilk yatırım maliyeti ve büyük sistemlerin bu yöntemin kullanımını kısıtlamasıdır. Bir diğer dezavantaj ise ısıtma sonunda ortaya çıkan çamur üst suyunun, yüksek BOİ, NH<sub>4</sub> ve P içermesinden dolayı ana arıtım sistemine tekrar verilmeden önce ön arıtım ihtiyacının olmasıdır çünkü bu kadar kirlilik yüklü bir suyun sisteme girmesi problem teşkil edecektir. Prosesten çıkan arıtma çamuru ise vakum filtre, santrifüj, bant filtre veya kurutma yataklarında susuzlaştırılabilir [1].

Ulaşılan oksidasyon seviyesine bağı olarak susuzlaştırılmış çamurun katı muhtevasının %30-50 arasında değışmesi ve oluşan çamur için kimyasal şartlandırmaya gerek duyulmama sistemin en büyük avantajlarından dır. Ayrıca bu işlem sayesinde çamuru stabilize olmakta ve fekal mikroorganizmalar inaktive edilmektedir. Sistemden çıkan çamurun ısı değeri 28-30 kJ/g arasında değışmektedir. En önemli avantajı ise, farklı oksidasyon seviyeleri sebebiyle oluşan çamur bileşimindeki değışimlerin, proses verimini etkilememesidir. Ayrıca yüksek basınç ve sıcaklıklarla, uçucu katı muhtevanın tam oksidasyonu da tamamlanabilmektedir.

Prosesin önemli dezavantajları ise, korozyona dayanıklı ekipmana ihtiyaç duyulması sebebiyle yüksek ilk yatırım maliyetidir. Ayrıca prosesin işletilmesinde tecrübeye ve ciddi önleyici bakım programlarına ihtiyaç duyulmaktadır. Proses sonucunda oluşan atıksuyun yüksek konsantrasyonlarda organik karbon, amonyak ve renk kirliliğine sahip olması diğere dezavantajlarıdır. Bunun yanısıra arıtılması gereken kötü kokulu gazlar da meydana gelebilmektedir. Isı değıştiricilerde, borularda ve reaktörlerde kazan taşı oluşumu problemi görülebilmektedir. Bu gibi durumlar söz konusu olduğunda kabuk kontrolü asitle yıkama ya da yüksek basınçlı su püskürtme işlemleri gerekebilmektedir [1].

Bu proseste çamur içerisindeki suyun buharlaştırılması ve nem içeriğinin azaltılmasına ilaveten etkili bir patojen giderimi de sağlanmaktadır. Bilhassa helminth yumurtası, bakteri ve virüs gideriminde oldukça efektiftir. Yapılan çalışmalarda, termal kurutmanın yüksek pH seviyelerinde daha etkili olduğu tespit edilmiştir. Bu verim artışı yüksek pH'larda amonyak konsantrasyonunun artmasına bağlanmıştır [9].

### **2.3.6. Beta ve gama ışını**

Arıtma çamurunun tarımda uygulamalarında başlıca engel yüksek patojen konsantrasyonudur. Radyasyon kullanılması ile patojenler üzerine radyasyonunun çok büyük etkisi olduğu yapılan çalışmalarda kanıtlanmıştır. Mikroorganizmalar

üzerine radyasyon etkileri sadece kimyasala değişiklikler değil aynı zamanda fiziksel ve fizyolojik değişimlerdir. Doz oranı, doz dağılımı radyasyon kalitesi, radyasyon tipi ve maruziyeti önemli fiziksel parametrelerdir. Hem fiziksel hem de fizyolojik faktörler, verilen radyasyon dozuna karşı canlı organizmaların verdiği tepkiyi büyük ölçüde değiştirmektedir [8].

### **2.3.7. Pastörizasyon**

Pastörizasyon işlemi, Avrupa'da sıklıkla bilhassa Almanya ve İsviçre'de toprağa ilave edilecek arıtma çamurlarına uygulanmaktadır. Bu prosesde nemli çamurun 30 dakika boyunca 70°C sıcaklıkla temas ettirilmesi, parazit larvaları ve kistleri inaktive etmektedir. Sulu arıtma çamurlarının pastörizasyonu için genel olarak iki yöntem kullanılmaktadır;

- Doğrudan buhar enjeksiyonu
- Dolaylı ısı değişimi.

Dolaylı ısı değişimi yöntemindeki, ısı değiştiricinin iç yüzeyinde kabuk oluşumu ve organiklerden dolayı kirlenmesi gibi olumsuz sebeplerden dolayı, doğrudan buhar enjeksiyonu yöntemi daha sıklıkla tercih edilmektedir [1].

Pastörizasyonda mikroorganizma giderimi, işletme faktörleri ve çamur karakteristiğine bağlı olarak değişmektedir. Özellikle çamurun kütesindeki büyük katılardaki fiziksel ısı transferi, pasterizasyonu etkilemektedir. Bilhassa mikroorganizmalar çamurdaki katılar üzerine tutunarak ısı ve diğer zararlı faktörlere karşı korunmaktadır [8].

### **2.3.8. Solarizasyon ile kurutma**

Solarizasyon, kimyasal olmayan bir teknik olup patojenleri kontrol etmek amacıyla uygulanan bir yöntemdir. Bu sistemde güneşten gelen ısı enerjisi kullanılır böylece çamurda fiziksel, kimyasal ve biyolojik değişimler meydana gelir. Bu yöntemde, güneşin radyasyon enerjisini sızdırmamak için çamur üzerine şeffaf plastik naylon

serilerek sıcaklığın artırılması sağlanır. Çamur stabilizasyonuna ilave olarak, toprak kaynaklı bitki patojenlerini ve yabancı otları kontrol etmek için en umut verici tekniklerden biridir [8].

Bu yöntemin amacı güneş enerjisinden faydalanarak kurutma maliyetlerini azaltmak ve kurutma sırasında dış ortam etkilerini en aza indirmektir. Proses sonunda oluşan arıtma çamurunda vektör çekiciliği, koku ve uçucu bileşiklerin kontrolünün sağlanması aynı zamanda oluşan ürünün taşınabilir, depolanabilir ve farklı amaçlarla kullanılabilir olması sistemin önemli avantajlarından. Bunlara ilave olarak çamur şartlandırmada kullanılan kimyasallara gerek olmaması ve böylelikle maliyetleri düşürmesi, sistemdeki ısının korunması ve gerektiğinde ek enerji kaynağı kullanımını mümkün kılan esnek bir yaklaşım olması da prosesin üstünlükleridir [16].

#### **2.4. Arıtma Çamurlarının Meralarda Kullanımı ve Organik Gübre Olarak Değeri**

Biyokatıların içerdiği gerek yüksek organik madde muhtevası (%40-60) gerekse bitki büyümesi için gerekli olan makro (N, P, K) ve mikro (Fe, Zn, Mn, Mo, Cu, B) elementler nedeniyle toprağa uygulanması kabul edilebilir bir yaklaşımdır. Arıtma çamurlarındaki bitki besin elementi miktarları çamurun kaynağına göre değişiklik göstermekle birlikte çamurların bitki besin değerinin, ahır gübresi ve organik komposta benzer olduğu ve bitkilerin gelişimi için gerekli tüm elementleri içerdiği yapılan çalışmalarla kanıtlanmış, arıtma çamurlarının azot ve fosfor içeriği yönünden değerli olduğu ancak potasyum değerinin ahır gübrelerine göre daha düşük olduğu belirlenmiştir [15] [17]. Tablo 2.3.'de ticari gübre ve çamurdaki besi maddesi seviyelerinin kıyaslanması yer almaktadır [1] [18]. Arıtma çamurlarındaki azot yüzdesi (N olarak) çamurun ve arıtmanın tipine bağlı olarak %1,8 ila %5,9 arasında değişmektedir. Fosfor ( $P_2O_5$ ) ve potasyum ( $K_2O$ ) miktarları ise sırasıyla %1,1- %7 ve %0,14 - %0,56 değerleri arasındadır. Tipik bir evsel atıksu arıtma tesisinden alınan çamurdaki azot, fosfor ve potasyum yüzdeleri arasındaki oran 3:2:0'dır [4]. En

yaygın olarak kullanılan ticari gübrelerdeki azot, fosfor, potasyum değeri ise 8:8:8 ve 5:10:10 şeklindedir [5].

Tablo 2.3. Ticari gübre ve çamurdaki besi maddesi seviyelerinin kıyaslanması [18] [1]

	Besi maddesi %		
	Azot	Fosfor	Potasyum
Tarımda kullanılan gübre <sup>1</sup>	5	10	10
Stabilize aktif çamur tipik değeri (KM'nin %'si olarak)	3,3	2,3	0,3

<sup>1</sup> Besi maddesi konsantrasyonu toprak ve bitki özelliğine göre değişir.

Bilhassa ülkemiz topraklarının organik madde içeriğinin düşük olduğu ve düzenli olarak ekilen topraklarda Zn ve Cu gibi iz elementlerin eksikliğinin ortaya çıktığı ve arıtma çamuru ilavesinin bu metallerin noksanlığını giderdiği böylelikle ticari gübre kullanımını azalttığı yâda kısmen ticari gübrelerin yerini aldığı bilimsel çalışmalarla kanıtlanmıştır [17]. Bu uygulamalar sayesinde de atık madde olarak görülen arıtma çamurları, kullanılabilir bir kaynak olarak görülmeye başlanmıştır. Arvas ve ark. yapmış oldukları çalışmalarında mera alanlarına yüksek dozlarda suni gübre ilave etmek yerine düşük oranlarda arıtma çamuru uygulayarak aynı verimin sağlandığını belirtmişlerdir [12]. Adjei ve ark. yaptıkları arazi çalışmalarında da arıtma çamurlarının mera ıslahında suni gübre yerine güvenle kullanılabileceğini ispatlamışlardır [19].

Uzun yıllar boyunca yapılan bilimsel çalışmalar arıtma çamurlarının toprağa uygulandığında toprağın fiziko-kimyasal ve biyolojik özelliklerini olumlu yönde etkilediğini ispatlamıştır. Özellikle toprağın fiziksel özelliklerini olumlu yönde etkilediği, toprağın havalanmasını arttırdığı, su tutma kapasitesini yükselttiği, toprağın kation değiştirme kapasitesini ve organik madde muhtevasını arttırdığı ve hatta erozyonu önlediği yapılan çalışmalarla kanıtlanmıştır. Toprağa arıtma çamuru ilavesinin bitkiler üzerinde de olumlu etkileri vardır. Bunu ispatlar şekilde çamur ile toprağa ilave edilen organik madde, toprak agregasyonunun iyileştirilmesini, bitki tohumlarının çimlenmesini, büyümesini ve bitki kökleri ile sürgünlerinin gelişmesini olumlu yönde etkilemektedir [1].

Tüm bunlara ilave olarak arıtma çamurlarının toprağa uygulandığında ticari gübrelere nazaran daha düşük salınlı gübre özelliği göstermesi ve içeriğindeki organik maddenin ayrışması sonucunda ortam pH'sını düşürmesi önemlidir. Çünkü bu sayede bitkilerin besin elementlerini alımları artmakta ve dolayısıyla toprak yapısı iyileşmektedir. Özellikle ticari gübrelerin kısa sürede çözünerek inorganik azotu toprağa karıştırması ve akabinde arta kalan fazla azotun buharlaşarak havaya karışması ya da sızıntı suyu ile yeraltı ve yerüstü sularına ulaşması olumsuz sonuçlara neden olmaktadır. Bu durum bu tip gübrelerin yarayışlılık periyodlarının kısa olması olmasındandır. Bu tür olumsuzluklardan kaçınmak için yapılması gereken azotu tek seferde değil, yıl içerisinde birkaç kez vermektir [20]. Arıtma çamurlarının içindeki bitki besin elementleri suni gübrelerden farklı olarak bitkiler tarafından hemen alınabilir formda değildir. Ancak çamur bünyesindeki organik azotun ve organik maddenin mikroorganizmalar tarafından parçalanmasıyla besin elementleri bitki tarafından alınabilir formlara dönüşebilir. Bunlardan farklı olarak amonyum ve nitrat azotundan oluşan inorganik azot ise bitkiler tarafından hemen kullanılabilir. Literatürde arıtma çamurunun toprağa uygulanmasını takiben birinci yılında bünyesindeki organik azotun %50'sinin, ikinci yılda ise %5-20'sinin mineralize olduğu ve böylelikle bitki için alınabilir forma dönüştüğü yapılan çalışmalarla kanıtlanmıştır. Bunu izleyen üçüncü ve dördüncü yıllarda ise organik madde parçalanması azalmaktadır [4]. Literatürde yapılan çalışmalarda, meralara bir kerede uygulanan arıtma çamuru ile bitki büyüme veriminin 2 yıl boyunca devam ettiği ispatlanmıştır [21] [22]. Bu sayede birkaç kere ticari gübre uygulaması yerine arıtma çamurunun bir kerede toprağa verilmesi daha uygundur [20] [23]. Buna bağlı olarak arıtma çamurlarının yumuşak killi topraklara ilavesi, toprağı daha gevşek ve uflanabilir bir yapıya dönüştürüp gözenek büyüklüğünü arttırmakta böylelikle toprağa hava ve su girişini kolaylaştırmaktadır. Kaba kumlu topraklarda ise toprağın su tutma kapasitesini artırarak besin elementi değişimi ve bitki besin elementlerinin adsorpsiyonu için kimyasal bölgeler sağlayarak yukarı bahsedilen alıcı ortamlara sızma riskini de ortadan kaldırmaktadır [4] [5]. Tablo 2.4.'de arıtma çamuru çeşitlerinin arazide uygulanma oranları verilmiştir [4].

Tablo 2.4. Arıtma çamuru çeşitlerinin arazide uygulanma oranları [4]

Arıtma çamuru çeşidi	Uygulama oranı	Uygulanan alan	Besin maddesi içeriği (mg kg <sup>-1</sup> )	
			N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
Sulu işlem görmemiş çamur	80 m <sup>3</sup> /ha	Otlak, tahıl ürünleri, yağlı tohum ürünleri	48	64
Sulu işlenmiş çamur	60 m <sup>3</sup> /ha	Otlak, mera, ilkbahar mevsimi ürünleri	72	48
	80 m <sup>3</sup> /ha		96	64
Çamur keki	50 m <sup>3</sup> /ha	Tahıllar	55	
			225	
	150 m <sup>3</sup> /ha	Toprak iyileştirme	165	675

## 2.5. Arıtma Çamurlarının Farklı Ülkelerde Değerlendirilme Şekilleri

Dünyada farklı ülkelerde atıksu arıtma faaliyetleri neticesinde oluşturulan arıtma çamurlarının özellikleri uygulanan arıtma şekline, ülkeden ülkeye hatta şehirden şehre, mevsimlere ve beslenme alışkanlıklarına göre fazlasıyla değişiklik göstermektedir. Benzer şekilde atıksuların arıtılma tipi, atıksuyun kaynağı ve arıtma verimi gibi konularda arıtma çamurunun bertarafını etkileyen hususlardır. Ancak uygun bertaraf yönteminin seçiminde çoğunlukla ulusal yönetmeliklerin ve çevre politikalarının katkısı bulunmaktadır. Genel olarak ülkelerin arıtma çamuru ile ilgili yönetmeliklerinde özellikle insan sağlığı ve çevre kirliliği unsurları baz alınmakta ve bu bağlamda çamurda bulunabilecek bazı kimyasalların ve patojenlerin kontrolü esas alınmaktadır. Düzenli depolama, yakma, denize boşaltma, araziye uygulama, tarım alanlarında uygulama günümüze kadar uygulanmış arıtma çamuru bertaraf yöntemleridir. Sadece yakma şeklinde yıllık  $3 \times 10^9$  t çamur bertaraf edilmekte ve 3-36 ton Cd, 240-300 ton Pb, 150-400 ton Zn'nun atmosfere verildiği tahmin edilmektedir [4].

20 yılı aşkın bir süredir birçok ülkede okyanusa deşarj ya da arazi dolgusu gibi bazı çamur bertaraf yöntemlerine yasaklar ve idari sınırlamalar getirilmiş, buda arıtma çamurunun tarımsal kullanımını, desteklemiştir. Bugüne kadar yapılan bilimsel



çalışmaların ortak noktası da, çamurların bitki yetiştirmede önemli bir değer taşıdığıdır [17]. Bunun başlıca sebebi de günümüzde atıkların çevreye zararsız şekilde bertaraf edilme gerekliliğidir.

### **2.5.1. Amerika Birleşik Devletleri'ndeki durum**

Dünyada ilk kez 1870 yılında Amerika Birleşik Devletleri'nde başlayan atıksu arıtımı zamanla tüm dünyada yaygınlaşarak ekosistemin korunmasında önemli bir rol oynamıştır [4]. Amerika Birleşik Devletleri'nde yıllara göre çamur uzaklaştırma yöntemleri ise farklılık göstermiştir. Örneğin 1972'de, toplam çamurun %20'si arazide bertaraf edilir iken, %25'i yakma yöntemi ile uzaklaştırılmaktaydı. Ancak 1997 yılına baktığımızda ise üretilen toplam çamurun %55'i arazi uygulamasında, %17'si de yakma yöntemi ile uzaklaştırılmakta imiş. 1998 yılında ise arıtma çamurlarının %63'ü toprağa uygulanarak bertaraf edilmiştir. Arıtma çamurlarının denize deşarjı ise 1992 yılında yasaklanmıştır. Su Çevre Federasyonu tarafından özetlenen günümüz EPA verilerine göre Birleşik Devletler' de üretilen atıksu arıtma çamurlarının %60'ından fazlasının sıklıkla alkaline eklenerek toprakta faydalı bir şekilde kullanıldığını göstermektedir [1] [5].

### **2.5.2. Avrupa Birliği ülkelerindeki durum**

AB Kentsel Atıksu Direktifi'nin (91/271/EEC) yürürlüğe girdiği 1998 yılı öncesinde, kentsel arıtma çamurları genellikle denize boşaltılmaktaydı doğrudan tarım arazilerinde gübre olarak kullanılmaktaydı. Ancak Avrupa Birliği'ne uyum sürecinde katı atıkların çevreyle daha uyumlu yöntemlerle bertaraf edilmesi zorunluluğu neticesinde bu tarihten itibaren AB müktesebatı deniz ve kıyı sularını korumak amacıyla kentsel arıtma çamurlarının denize boşaltımını tümüyle yasaklayıp, düzenli depolamaya gönderilecek çamur miktarını da kademeli olarak kısıtladı [1]. Bu kısıtlama hedefi doğrultusunda, arıtma çamurlarının 2006'da %75'inin, 2009'da %50'sinin ve 2016'da %25'inin depolama sahalarında bertarafı öngörülmüştür [5].

AB ülkelerinde arıtma çamuru bertaraf yöntemlerinde düzenli depolama sıklıkla uygulanan bir metottür. Ancak çoğu ülkede dolgu alanlarının dolması, artan masraflar, sıkı çevre yönetmelikleri ve geri kazanıma yönelen çevre politikalarından dolayı bu durumun daha uzun süre sürdürülemeyeceğinin farkındadır. Bilhassa arıtma çamurlarının bu şekilde bertaraf edilmesi çamurun bünyesindeki organik maddenin ve besin elementlerinin kullanılmasını engellemektedir [1]. Bu hususta bazı Avrupa ülkeleri organik atıkların geri dönüşümünü ve kazanımını arttıracak yeni önlemler almaktadır. Bu bağlamda Avusturya'da 2004 yılından itibaren düzenli depolama alanlarına verilecek arıtma çamurlarının biyolojik aktivitesi azaltılmak üzere bir arıtma işleminden geçme şartı getirilmiştir. Hollanda'da da düzenli depolama, sadece çamur yakma tesisi külleri ve organik madde muhtevası %10'u geçmeyen çamur için uygulanabilmektedir. Fransa'da 1997 yılında çıkan düzenli depolama yönetmeliğine göre arıtma çamurlarının düzenli depolanmaya verilebilmesi için katı madde muhtevasının %30'un üzerinde olması gerekiyordu ancak 2002 yılından itibaren sadece nihai atıkların düzenli depolanmasına izin verilerek çamurların düzenli depolanmasına kısıtlama getirilmiştir. İsveç'te ise 2005'ten itibaren arıtma çamuru dâhil bütün organik atıkların arazide depolanması yasaklanmıştır, Almanya, Danimarka ve Fransa gibi ülkeler ise yakın gelecekte düzenli depolama sahalarına arıtma çamurlarını sadece yakma ürünü kül şeklinde kabul edecektir [5].

Günümüzde AB ülkelerinde düzenli depolama için uygun alanlar azalmakta ve çamur yakmadaki sınırlamalar tartışılmaktadır. Bu durum arıtma çamurlarının tarımsal amaçlı bertarafını öngörmektedir. Genel olarak Avrupa Birliği ülkelerinde üretilen arıtma çamurunun %37'si tarımsal faaliyetlerde gübre olarak kullanılmakta, geri kalanı ise yakılmakta veya atık olarak depolanmaktadır [1] [4]. Örneğin Almanya'da hem atıksular ve hem de arıtma çamurları bitki yetiştirmede kullanılmaktadır. Ancak bu uygulamaya mevcut Çamur Direktifi'nde öngörülen bazı ön işlemlerden sonra izin verilebilmektedir [1]. Bu zorunluluğun nedeni çamur ve atıksu bünyesindeki muhtemel ağır metal ve patojen mevcudiyetidir. Öngörülen stabilizasyon yöntemi de parazitlerin (Askarit yumurtaları) ve bakterilerin (*Salmonella*) limit seviyelerin altına düşmesi ile geçerli olmaktadır. Böylelikle evsel

nitelikli arıtma çamurlarının bitkilerle ormanlık alanlar ve parklarda değerlendirilmesi uygun hale gelmektedir. Arıtma çamurları ayrıca marjinal sahaların ıslahında da kullanılabilir [5].

Toplam 20 Avrupa Birliği ülkesinde, Fransa, Macaristan ve Avusturya için 2004 yılı, geri kalanları için 2005 yılı verilerine göre toplamda 9.044.800 ton evsel nitelikli arıtma çamuru üretilmiş olup bunun %42,85'i tarımsal amaçlı kullanılmıştır. %10,97'si ise kompost üretiminde, %14,66'sı araziye doldurularak, %21,02'si yakılarak ve %10,49'u diğer yollarla bertaraf edilmiştir [24]. Son dönemlerde ise çamur yönetimi alanında, doğrudan yakma, diğer malzemelerle birlikte yakma, ıslak oksidasyon, piroliz ve gazlaştırma gibi enerji geri kazanım seçenekleri giderek daha cazip hale gelmektedir [1].

### 2.5.3. Ülkemizdeki durum

Ülkemizde son yıllardaki yasal düzenlemelerle birlikte atıksu arıtma tesislerinin sayısında önemli artışlar sağlanmış, beraberinde de açığa çıkan arıtma çamurları büyük miktarlara ulaşmıştır [5]. Kişi başı günlük 60 g katı madde miktarı kabul edilerek, evsel/kentsel kaynaklı günlük 1600 ton arıtma çamuru üretildiği tahmin edilmektedir. Bu miktarı yıllık olarak düşündüğümüzde oluşan arıtma çamuru miktarının 1,38 milyon ton olduğu tahmin edilmektedir [15]. Ülkemizde üretilen arıtma çamurlarının yaklaşık olarak %29'u kontrolsüz, %26,9'u düzenli ve %15'i vahşi depolanmakta olup, %13'ü ek yakıt olarak ve %6'sı ise toprakta kullanılmaktadır [1]. Üretilen arıtma çamurlarının büyük bir miktarı ise katı atık depolama alanlarında bertaraf edilmektedir [15]. Ancak kullanılacak arazinin azalması ve taşıma masraflarının artması, bu yöntemlerin yerine alternatif yöntemlerin aranmasına yol açmıştır. Özellikle arıtma çamurlarının ülkemiz koşullarına uygun yararlı kullanım alanlarının belirlenerek ekonomimize kazandırılması büyük önem taşımaktadır.

## 2.6. Mevcut Yasal Mevzuatlar

Farklı ülkelerin, arıtma çamurlarını toprağa uygulamalarına yönelik farklı yönetmelikleri mevcuttur. Bu farklılık her ülkenin ürettiği arıtma çamurunun miktar ve bileşim açısından değişiklik sergilemesine bağlanmaktadır. Amerika Birleşik Devletleri'nde arıtma çamurlarındaki patojenlerin, insan ve hayvan temasından önce kabul edilebilir düzeylere indirilmesi için kullanılan standartlar 1993 yılında yürürlüğe giren ve ABD'nin tüm federal yasalarını içeren (Code of Federal Regulations)'in çevre korumayı konu alan "Standards for The Use or Disposal of Sewage Sludge" başlığı altında açıklanan ilkelere göre yapılmıştır. Bu ilkeler Çevre Koruma Ajansı (U.S.EPA) tarafından belirlenmiş ve yönetmelik kısaca EPA 40 CFR Part 503 şeklinde adlandırılmıştır [4]. Bu yönetmelik arıtma çamuru yönetim esaslarını, kirleticiler için limit değerleri, fekal kaynaklı mikroorganizmalar için halk sağlığı ve çevreyi korumaya yönelik kısıtlamaları kapsamaktadır [1].

Yönetmelikte arıtma çamurları, içerdikleri patojenlere bağlı olarak ASınıfı (doğrudan temas için güvenli) ve BSınıfı (arazide ve bitkisel üretimde kısıtlı kullanım) olmak üzere iki gruba ayrılmıştır. A Sınıfı arıtma çamuru, patojenleri ve vektör çekimlerini gidermek için daha çok işleme tabi tutulmaktadır. Kullanımı üzerinde az miktarda kısıtlama vardır. Torbalara konularak tüketicilerin kullanımı için satılabilir ve gıda ürünleri ile temasedebilir. A Sınıfı arıtma çamurlarında, arazide kullanılmadan önce, satılmak üzere hazırlanırken ve paketlenmeden önce Fekal koliform veya *Salmonella* sp. seviyeleri kurala tabidir [5]. Bu kural gereği arıtma çamurunda;

- Fekal koliform sayısı 1 gr kuru maddede 1000 EMS'den (En Muhtemel Sayı) az olmalıdır.
- *Salmonella* sp. bakterisi 4 gram kuru maddede 3 EMS'den az olmalıdır.
- Canlı Helmint yumurtaları (ova) 4 gr kuru ağırlıkta 1 EMS'den az olmalıdır.
- Enterik virüs 4 gr kuru ağırlıkta 1 plak (küme) oluşturan üniteden az olmalıdır [8].

A Sınıfı arıtma çamurları, dezenfekte edilmiş olmaları nedeniyle insan tüketimine yönelik ürünlerin yetiştirilmesinde güvenle kullanılabilirken, B Sınıfı arıtma çamurları halk sağlığı açısından daha düşük kaliteye sahip olarak tanımlanmaktadır. Çoğunlukla çiftlik alanlarına uygulanır. Durgun halde patojenler ve vektör çekimlerinin önemli miktarını içerebilir. Genellikle tarımsal toprağa uygulama içindikkate alınan emniyete karşın, insanlar, hayvanlar ve ürünler ile temasında kısıtlamalar vardır [5]. Buna göre;

- Fekal koliform sayısının geometrik ortalamasının 1 gr kuru ağırlıkta ya da oluşun kolonilerin 2.000.000 EMS'nin altında ya da oluşun kolonilerin 2.000.000 EMS'nin altında olması gerekmekte ve arıtma çamurlarının serildiği alanlara bir yıl boyunca insan girişine izin verilmemektedir [8].

Avrupa Birliği'nin arıtma çamurlarının tarım alanlarındaki kullanılmasını düzenleyen ilk tasar, "The Sewage Sludge Directive 86/278/EEC" 1986 yılında yayımlanmıştır. Bu yönergede arıtma çamurlarının tarım alanlarında doğru kullanımları teşvik edilmekte ayrıca bu uygulamanın toprak, bitki gelişimi, insan ve hayvanlar üzerindeki zararlı etkilerini önlemek için düzenlemeler belirlenmiştir [1]. Yönerge bunun yanı sıra toprakta ve arıtma çamurunda olması gereken ağır metal konsantrasyonları ile yıllık olarak toprağa uygulanacak çamurda maksimum ağır metal seviyeleri belirtilmektedir. Bu yönetmeliğe göre arıtma çamuru uygulamasını takiben en az 3 hafta arazide hayvan otlatılması yasaktır. Ayrıca meyve veren ağaçlar hariç diğer meyve ve sebzelerin büyüme dönemlerinde araziye arıtma çamuru uygulaması yasaktır [1]. Bu yönetmeliğin ilan edilmesi ile diğer üye ülkeleri kendi yönetmeliklerini hazırlayabilmeleri için 3 yıllık süre verilmiştir. Bunun yanı sıra üye ülkeler bazı zorunlulukları yerine getirmekle mükelleftir. Bu zorunluluklar arıtma çamuru uygulanan tarım alanlarında toprak pH ve ağır metal seviyelerinin takibi ve yine bu direktifte belirtilen sınır değerlerinin aşılmamasının takip edilmesidir [1] [25].

Ancak 1986 yılında yürürlüğe sokulan bu ilk arıtma çamuru yönergesinde çamur kullanımını konusunda belirlenen sınır değerler zaman içinde yetersiz kalmış ve daha

kısıtlayıcı önlemlerin alınmasına ve yeni düzenlemelerin yapılmasına ihtiyaç duyulmuştur. Bu amaçla 2000 yılında arıtma çamurunun toprakta kullanımına yeni düzenlemeler getiren “arıtma çamuru taslak yönetmeliği” hazırlanmıştır. Buna göre ilk yönetmelikte toprakta izin verilen kadmiyum birikimi en fazla 1-3 mg kg<sup>-1</sup> iken toprağın pH derecesine göre 0,5 - 1 - 1,5 mg kg<sup>-1</sup> seviyesine indirilmiştir. Bu taslak yönetmelikte ilk defa krom için de limit değer tanımlanmıştır [25]. Ayrıca biyokatılar uygulanan stabilizasyon yöntemlerine göre iki gruba ayrılmıştır. Dezenfeksiyon işlemini de içeren stabilizasyon yöntemlerinin uygulandığı arıtma çamurları yüksek standart, diğer yöntemler ile stabilize edilen çamurlar ise geleneksel standart olarak adlandırılmıştır. Yüksek standart biyokatılarda *Salmonella*'nın 50 gram (yaş ağırlık)'dan çok bulunmaması ve *E.coli* değerinin <500 CFU/g (koloni birimi/gram) olması koşulu getirilmiştir [8].

Avrupa Birliği'nin arıtma çamurları konusunda kabul ettiği standartlar, kullanılacak alan ve çamurun özelliklerine bağlı olarak ulusal, topluluk ve üye devlet düzeyinde farklılık göstermektedir [5]. Bu farklılıkların sebebi bazı ülkelerin metallerin birikiminin azaltılmasını benimsemesi, diğer ülkelerin ise risk değerlendirme çalışmalarına ağırlık verip metal sınır değerleri belirlemeyi tercih etmeleridir. Ülkeler arasındaki bu farklı yaklaşımlarda oluşturulan yönetmeliklerde farklılık oluşmasına neden olmuştur. İkinci yaklaşımdaki risk bazlı değerlendirmedeki en önemli faktör ülkelerin risk değerlendirmelerinde farklı alıcı grupları (insan, hayvan, bitki, toprakta yaşayan organizmalar gibi) hedef almalarıdır. Tüm bu farklılıklara rağmen genel olarak Avrupa Birliği ülkelerinin çoğunda ağır metal limit değerleri yukarıda bahsi geçen direktiftekenden daha düşüktür (Belçika, Danimarka, Finlandiya, Hollanda, İsveç). Yunanistan, İrlanda, İtalya, Lüksemburg, Portekiz ve İspanya'da ise bu direktifteki değerleri aşılmaktadır. Bundan farklı olarak Fransa, İtalya ve Lüksemburg ülkeleri yönetmeliklerinde patojenler için de sınır değerler koymuştur. Avusturya, Belçika, Danimarka, Almanya, Fransa ve İsveç ise yönetmeliklerinde organik bileşikler için standartlar belirtmiştir [1] [5].

Ancak 86/278/EEC direktifinde patojen ve organik bileşiklere ilişkin herhangi bir düzenleme bulunmamaktadır. Bu direktifte tarımda kullanılan çamurda, patojen

içeriklerinin özellikleri bulunmadığından, patojenlerle ilgili olası sağlık risklerini azaltmak için çamur kalitesi standart gerekliliklere birkaç yasal düzenleme eklenmiştir. ABülkelerinden Fransa, İtalya, Lüksemburg ve Avusturya’da arıtma çamurunun sadece “otlaklar ve hayvan yemi yetiştirilen ekilebilir arazilerde” kullanımına izin verilmektedir. Yürürlükteki yasayla (86/278/EEC direktifi) isimlendirilmiş en yaygın patojenleri içinde *Salmonella sp.* başta gelmektedir. Patojenler için bu limit değerler ülkeler arasında farklılık göstermektedir ve Tablo 2.5.’ de sunulan limit değerler pek çok Avrupa ülkesinde uygulanmaktadır [1] [5]. Tablo 5’de tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurları için U.S.EPA ve AB standartlarındaki patojen sınır değerlerinin karşılaştırılması yer almaktadır [4].

Tablo 2.5. Tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurları için U.S.EPA ve AB standartlarındaki patojen sınır değerlerinin karşılaştırılması [4]

Patojen mikroorganizmalar	U.S.EPA Standartları	AB Standartları
<i>Salmonella sp.</i> *	< 3 MPN / 4 gr	<i>Salmonella sp.</i> yok / 50 gr
Fekal koliformlar *	< 1000 MPN /gr	
Enterik virüsler *	1 PFU / 4 gr	
Fekal koliform yoğunluğu	< 2.10 <sup>6</sup> MPN /gr	
**		
<i>Helmint ova</i> *	< 1 adet / 4 gr	
<i>Escherichia coli</i>		< 1000 gr <sup>-1</sup>
<i>Clostridium perfringens</i>		< 3000 gr <sup>-1</sup>
sporları		

\*U.S. EPA A sınıfı arıtma çamuru

\*\* U.S. EPA B sınıfı arıtma çamuru

MPN: Most Probable Number (En Muhtemel Sayı)

PFU: Plaque Forming Unit (Virüs Plak Oluşturma Sayısı)

Ülkemiz gurur verici bir biçimde Avrupa Birliği uyum sürecinde arıtma çamurlarının toprakta bertarafında yasal yönden önemli adımlar atmış, oluşturduğu yeni düzenlemelerle çevre konusunda öncelikli alanlarını belirleyerek çamur yönetimi konusunda yapılacak çalışmalarını ilk sıralara oturtmuştur. Bilhassa nihai bertaraf tesislerine gönderilecek atık miktarlarına büyük kısıtlamalar getirilmiş, geri kazanım ve geri kullanım süreçleri ön plana çıkarılmıştır [1].

Ülkemizde 10 Aralık 2001 tarihinde yayınlanan Toprak Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği'nde (TKKY); arıtma çamurlarının toprakta bertarafına yönelik bazı esaslar belirlenmiştir. Söz konusu yönetmelikte, halk sağlığının korunması açısından sadece ham çamurların (stabilize edilmemiş) sebze ve meyve tarımında, tarla, orman, mera ve otlak alanlarda kullanılmasının ve işlenmiş arıtma çamurlarının toprakla temas eden ve çiğ olarak yenen sebze ve meyvelerin yetiştirilmesinde kullanımının yasak olduğu belirtilmiştir [4].

Çevre ve Orman Bakanlığı 31 Mayıs 2005 tarihinde yeni bir yönetmelik hazırlamıştır. Bu yönetmelikte, arıtma çamurlarının, stabil arıtma çamurunun ve kompostun kullanımına ilişkin maddeler yeniden ele alınmıştır. Yönetmelikte; ağır metal konsantrasyon sınır değerleri ortaya konmuştur. Buna göre, ham arıtma çamurunun toprakta kullanılması da yasaklanmıştır [4].

Tablo 2.6.'da tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurları için ABD, AB ve AB'ne bağlı bazı Avrupa ülkeleri ile Türkiye'de izin verilen ağır metal sınır değerleri yer almaktadır (USEPA 1994, AB 2001, TKKY 2005) [4]. TKKY'ne göre toprakta izin verilen ağır metal sınır değerleri Tablo 2.7.'de yer almaktadır [4]. İşlenmiş arıtma çamurunun, topraktakullanılabilmesi için Tablo 2.7.'de verilen değerleri aşmaması, işlenmiş arıtma çamurunun toprakta 10 yıllık dönemde her yıl uygulanması halinde ise toprağa verilebilecek maksimum ağır metal miktarlarının Tablo 2.6.'da verilen değerlerden fazla olmaması gerekmektedir. Toprağın pH değeri 5'ten küçükse stabilize arıtma çamuru toprağa uygulanamaz. Ayrıca işlenmiş arıtma çamurlarının, içme suyu havzalarının mutlak koruma alanlarından, diğer yüzey suları ve sulak alanlardan en az 50 metreden yakın olan alanlara ve su baskını olan bölgeler ile don ve karla kaplı alanlarda araziye uygulanması yasaktır. Stabilize arıtma çamurunun toprağa temas eden ve çiğ olarak yenen meyve ve sebze ürünlerinin (meyve ağaçları hariç) yetiştirilmesi amacıyla kullanılan topraklarda uygulanması yasaktır [4].



Tablo 2.6. Tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurları için ABD, AB ve AB'ne bağlı bazı Avrupa ülkeleri ile Türkiye'de izin verilen ağır metal sınır değerleri (mg kg<sup>-1</sup> KM) (USEPA 1994, AB 2001, TKKY 2005) [4]

Ülke	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Hg	As	Mo	Se
ABD (EPA) <sup>1</sup>	300	39	200	1500	420	2800	17	41		100
ABD (EPA) <sup>2</sup>	840	85	3000	4300	420	7500	57	75	75	100
AB <sup>3</sup>	750	20	-	1000	300	2500	16			
AB <sup>4</sup>	1200	40	-	1750	400	4000	25			
AB <sup>5</sup>	750	10	1000	1000	300	2500	10			
AB <sup>6</sup>	500	5	800	800	200	2000	5			
AB <sup>7</sup>	200	2	600	600	100	1500	2			
Almanya	900	10	900	800	200	2500	8			
İsveç	100	2	100	600	50	800	2.5			
Norveç	80	2.0	100	650	50	800	3			
Danimarka	120	0.8	100	1000	50	4000	0.8	25		
Hollanda	100	1.25	75	75	30	300	0.75	25		
Türkiye <sup>8</sup>	1200	20	1200	1200	200	3000	25			
Türkiye <sup>9</sup>	1200	40	1200	1750	400	4000	25			
Türkiye <sup>10</sup>	2000	33	2000	2000	330	5000	42			
Türkiye <sup>11</sup>	1500	15	1500	1200	300	3000	10			

1 arıtma çamurunun bütün değerleri bu değerlerin altında ise sınırsız kullanım (A sınıfı arıtma çamuru)(USEPA 1994)

2 sınırlı kullanım . yılda belli bir yükleme oranını geçemez (B sınıfı arıtma çamuru) (USEPA 1994)

3 topluluğa üye ülkelerde izin verilen en yüksek değer (86/278/EEC)

4 topluluğa üye ülkelerde tavsiye edilen maksimum değer (86/278/EEC)

5 AB taslak yönetmelikte 2000 yılında önerilen limit

6 AB taslak yönetmelikte orta vadede limit (2015)

7 AB taslak yönetmelikte uzun vadede limit (2025)

8 Tarımda kullanılacak arıtma çamurunda izin verilen maksimum ağır metal içeriği (KAKY,1991)

9 Toprakta kullanılacak arıtma çamurunda izin verilen maksimum ağır metal içeriği (TKKY,2005)

10 Bir yılda araziye verilmesine izin verilen ağır metal içeriği (KAKY,1991)

11 Toprakta on yıllık dönem dikkate alınarak bir yılda verilmesine izin verilen ağır metal yükü (TKKY, 2005)

Tablo 2.7. Toprak Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ne göre topraktaki izin verilen ağır metal sınır değerleri (TKKY, 2005) [4]

Ağır metal	pH 5-6 mg kg <sup>-1</sup> KM	pH>6 mg kg <sup>-1</sup> KM
Kurşun	50 <sup>2</sup>	300 <sup>2</sup>
Kadmiyum	1 <sup>2</sup>	3 <sup>2</sup>
Krom	100 <sup>2</sup>	100 <sup>2</sup>
Bakır <sup>1</sup>	50 <sup>2</sup>	140 <sup>2</sup>
Nikel <sup>1</sup>	30 <sup>2</sup>	75 <sup>2</sup>
Çinko <sup>1</sup>	150 <sup>2</sup>	300 <sup>2</sup>
Cıva	1 <sup>2</sup>	1,5 <sup>2</sup>

1 pH değeri 7'den büyük ise Bakanlık, sınır değerleri %50'ye kadar artırabilir

2 Yem bitkileri yetiştirilen alanlarda çevre ve insan sağlığına zararlı olmadığı bilimsel çalışmalarla kanıtlandığı durumlarda, bu sınırların aşılmasına izin verilebilir.

İleriki tarihlerde mevcut yönetmeliğin yeterli gelmemesi sebebiyle yeni düzenlemelere gidilmiş, 03 Ağustos 2010 senesinde yürürlüğe sokulan “Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik” ile toprağa uygulanacak çamurda izin verilen ağır metal limitleri ve diğer bazı sınırlamalar AB standartlarına uyarlanmıştır. Buna göre; stabilize edilmemiş çamurun toprağa uygulanması yasaktır. Stabilize edilmiş çamurun kullanımı ise resmi izne tabidir [24].

Söz konusu yönetmelikte ayrıca halk sağlığının korunması açısından ham çamurların (stabilize edilmemiş) meyve ağaçları hariç olmak üzere toprağa temas eden ve çiğ olarak yenilen meyve ve sebze ürünlerinin yetiştirilmesi amacıyla kullanılan topraklarda, sulak alanlarda, taşkın alanlarda, taşkın tehlikesi olan alanlarda, don ve karla kaplı alanlarda, sature toprakta, doğal ormanlarda, kumlu tekstürlü topraklarda kullanılması yasaktır [5].

Arıtma çamurlarının toprağa verilmesinde dikkat edilmesi gereken iki önemli husus; patojen organizmalar ve ağır metal içerikleri ile çiftçiler tarafından kabul görmesidir. Çamurun kurutulması ve/veya tek başına veya çimento fabrikalarında yakılması uygulamalarında ise atıksu çamurunun yüksek miktarlarda olduğu büyük şehirlerde Atıksu Yönetimi Master Planı Fizibilite Raporlarında öngörülen stratejiler doğrultusunda hareket edilmesi önerilmektedir. Orman ve Su İşleri Bakanlığı Su

Yönetimi Genel Müdürlüğü'nce hazırlatılan Havza Koruma Eylem Planlarında önerilen Çamur Yönetimi Yaklaşımı aşağıda özetlenmiştir.

**Direkt Araziye Uygulama:** Ülkemizin coğrafi durumu, iklimsel ve arazi kullanım şekilleri düşünüldüğünde bilhassa <100.000 nüfuslu yerleşimlerinin arıtma tesislerinden oluşan stabilize arıtma çamurlarının, ilgili mevzuatlara uygun şekilde araziye uygulanması doğrudur. Böylelikle toplam çamur üretiminin %30-40'ının bertarafı söz konusu olacaktır.

**Diğer Yöntemlerle Bertaraf:** Bilhassa büyük şehirlerde ( $N > 500.000$ ), arıtma çamurlarının ya tek başına ya da diğer organik katı atıklarla birlikte anaerobik çürütmeye tabi tutulması ve sonrasında mekanik susuzlaştırma ve kurutma yollarıyla hijyenizasyonlarının sağlanması ve akabinde düzenli depolama alanlarında örtü tabakası şeklinde veya toprak şartlandırıcısı olarak kullanılmaları mümkündür.

Bunların haricinde ham arıtma çamurları, mekanik susuzlaştırma sonrası çimento fabrikalarında yakılabilir veya atık yakma tesislerinde diğer atıklarla birlikte yakılıp enerji geri kazanımı sağlanabilir. Eğer yakma uygulanacak ise, gerekli ısı değeri sağlamak üzere, çamur stabilizasyonu yapılmaması esastır. Genelde bir prensip olarak  $\sim 60$  KM ve  $\geq 65$  UKM içeren biyokatıların ek yakıtsız olarak yakılabildiği kabul edilmektedir. Bir diğer seçenekte ham arıtma çamurlarının ( $KM \geq 35$ ) organik katı atıklarla birlikte kompostlanarak toprak iyileştiricisi ya da düzenli depolama alanlarında örtü tabakası olarak kullanımı da mümkündür [1].

## **BÖLÜM 3. MATERYAL VE YÖNTEM**

### **3.1. Materyal**

#### **3.1.1. Çalışmada kullanılan arıtma çamuru**

Çalışmada kullanılan evsel nitelikli arıtma çamuru, Adapazarı kent merkezi atıksuları ile ön arıtıma tabi tutulmuş ve limit değerleri sağlamış endüstriyel atıksuların arıtımını sağlayan Adapazarı Büyükşehir Belediyesi'ne ait Karaman Evsel Atıksu Arıtma Tesisi'nden temin edilmiştir. Arıtma tesisine günde yaklaşık 90.000 m<sup>3</sup> atıksu girmekte ve arıtım işlemi neticesinde günlük yaklaşık olarak 100 ton KM arıtma çamuru oluşmaktadır. Sistem arıtma tipi açısından uzun havalandırmalı aktif çamur sistemi olduğundan arıtmadan çıkan çamur B sınıfı kategorisindedir. Arıtma çamuru tarımsal amaçlı bertaraf risk oluşturmayacak şekilde limit değerleri sağlamanın yanı sıra içerdiği ağır metal seviyeleri bakımından da tarımsal arazide uygulanmasında bir sakınca bulunmamaktadır. Çamur yoğunlaştırma prosesinden sonra belt filtreden çıkan yaklaşık %20 kuru maddeye sahip ham çamur kekleri mera ıslahında kullanılmıştır.

#### **3.1.2. Çamurun uygulanacağı mera alanı**

Mera, hayvanların otlatılması ve otundan faydalanılması için tahsis edilen kadimden beri bu amaçla kullanılan alanları kapsamaktadır. Çayır ise taban suyunun yüksek bulunduğu veya sulanabilen yerlerde biçilmeye elverişli, yem üretilen ve genellikle kuru ot üretimi için kullanılan alanlardır. Sakarya ilinde toplam çayır mera alanı 16.443 hektardır ve il toprakları içinde % 5'lik alanı kaplamaktadır. Sakarya'da 245.356 hektar olan tarım alanlarının %3,5'i ise çayır mera alanlarıdır. İlimiz mera alanlarının büyük bir kısmının verim kapasiteleri oldukça düşüktür. Özgün bitki

örtülerini yitiren meraların önceki verimli ve kaliteli yem üretim kapasitelerine yeniden ulaşabilmeleri için bu alanların ıslah edilmeleri gerekmektedir. Bu çalışmada da Sakarya il sınırları içerisinde Akova mevkiinde yer alan mera alanından (Şekil 3.1.) rastgele örnekleme metodu ile alınan toprak, deneylerde kullanılmıştır.



Şekil 3.1. Mera alanı

### 3.1.3. Mera alanının iklim özellikleri

Marmara iklimi özelliklerini taşıyan Sakarya ili; yağışlı, rutubetli bir havaya ve ılıman bir iklime sahiptir. Kışlar bol yağışlı ve ılık, yazlar sıcak geçer. Yıllık ortalama sıcaklık 14,4 C°, ölçülen en düşük sıcaklık -14,5 C°, en yüksek sıcaklık 41,8 C°'dir. Yıllık ortalama nem oranı % 73,9, yıllık yağış ortalaması 1,016 mm'dir.

## 3.2. Yöntem

### 3.2.1. Mera alanı denemesinin kurulması ve yürütülmesi

Deneme planı 1 hektar toprağa, 25 ton çamur ilavesi temel alınarak veot veriminin azaldığı kış ayları başında (Aralık) 6 aylık bir periyotta (Aralık-Ocak-Şubat-Mart-Nisan-Mayıs) oluşturulmuştur. Denemeler yaklaşık 3 litre kapasiteli plastik kaplarda, 2,5 kg (yaş ağırlık) mera toprağı tartılarak yapılmıştır. Deneme planı 3 tekerrürlü olarak tasarlanmış, dış ortam koşullarında gerçekleştirilmiş ve haftalık yapılan fekal mikroorganizma ölçümleri ile toprak-çamur karışımlarındaki fekal giderim

verimlilikleri belirlenmiştir. Daha sonrasında bahar aylarında yağışların başlamasıyla arıtma çamuru bünyesindeki organik maddenin parçalanması gerçekleşmiş ve düşük salınım özelliği sayesinde de verimde süreklilik hedeflenmiştir. Mera toprağına uygulanan farklı arıtma çamuru oranları Tablo 3.1.'de verilmiştir. Deneme planı Şekil 3.2.'de yer almaktadır.

Tablo 3.1. Mera toprağına uygulanan farklı arıtma çamuru oranları

	Kontrol	1 hektar toprağına 25 ton çamur uygulaması	1 hektar toprağına 50 ton çamur uygulaması	1 hektar toprağına 100 ton çamur uygulaması	1 hektar toprağına 200 ton çamur uygulaması
1. tekerrür	1	4	7	10	13
2. tekerrür	2	5	8	11	14
3. tekerrür	3	6	9	12	15



Şekil 3.2. Deneme planının oluşturulması



Şekil 3.3. Deneme planı

### 3.2.2. Numunelerin alınması ve analizlere hazırlanması

Toprak-arıtma çamuru karışımlarından alınan numunelerde, fekal mikroorganizma tespiti 3 ay boyunca haftalık olarak gerçekleştirilmiştir. Mikrobiyolojik analiz amacıyla alınan numuneler zaman kaybedilmeden işleme tabi tutulmuştur. Kimyasal ve fizikokimyasal analizler için alınan numuneler ise ilk olarak 48 saat 70 °C’de kurutulduktan sonra porselen havanda öğütülen kuru numuneler 2 mm gözenekli elekten geçirilmiş ve elekten geçen kısım analizlerinde kullanılmıştır [26].

### 3.2.3. Arıtma çamuru örneklerinde kullanılan kimyasal ve fiziko- kimyasal analiz yöntemleri

Çalışmanın başında arıtma çamurunun kimyasal ve fizikokimyasal özellikleri literatürde kabul görmüş referanslar temel alınarak tespit edilmiştir. Arıtma çamurunun kimyasal ve fizikokimyasal özellikleri Tablo 3.2.'de, mera toprağı kimyasal ve fizikokimyasal özellikleri Tablo 3.3.'de yer almaktadır.

Arıtma çamurunun kuru madde muhtevası, fırın kuru ağırlık ilkesine göre etüvde (105 °C) kurutulması ile tespit edilmiştir [26] [27].

pH, 1:5 (w/v) metoduna göre 10 g hava kuru çamur numunesi 50 ml saf suyla seyreltilip 1 saatlik bekleme süresinin sonunda cam elektrotlu pH metre ile ölçülmüştür [28] [29].

EC, 1:5 (w/v) metoduna uygun olarak 15 g hava kuru çamur numunesi 75 ml saf su ilave edilerek, 1 saat çalkalanıp, ardından basınç pompası ile Whatman 42 filtre kâğıdı yerleştirilmiş Buchner hunisinden süzülüp, elde edilen süzüntüde sıcaklık dikkate alınarak EC elektrotu ile tespit edilmiştir [26].

Organik madde muhtevası iki farklı metot uygulanarak saptanmıştır; (1) Walkley-Black metoduna göre % organik maddesinin tespiti (2) fırın kuru ağırlık ilkesine göre (LOI) % olarak hesaplanması.

Walkley-Black metoduna göre arıtma çamurunun % organik maddesi; 1 g öğütülmüş (0,15 mm) hava kuru çamur numunesinde, potasyum dikromatın ( $K_2Cr_2O_7$ ), organik karbon bileşikleri ile indirgenmesi ve sonrasında indirgenmeyen dikromatın, ferrous amonyum sülfat ile titre edilerek oksitlenmesi-indirgenmesi ile kuru ağırlıkta tespit edilmiştir [28] [27].

Fırın kuru ağırlık ilkesine göre yapılan ölçümde; etüvde kurutulmuş (105 °C) ve elekten geçirilmiş (<2 mm) çamur numunesinden, 5 g alınmış ve kül fırınında  $375 \pm$



5 °C’de bir gece boyunca (16 saat) yakıldıktan sonra meydana gelen organik madde kayıplarının fırın kuru ağırlık ilkesine göre (LOI) kuru ağırlıkta tespit edilmiştir [26] [27].

Çalışmada kullanılan arıtma çamurunun toplam azot içeriği, bileşikler içindeki azotun derişik sülfürik asit ile amonyağa dönüştürülmesi ve amonyağın ortam içinde amonyum sülfat halinde tutulması prensibine dayanan Kjeldahl metodu ile belirlenmiş ve % olarak ifade edilmiştir [26] [29] [30] [31] [32].

Fosfor içeriği, öğütülmüş ve elekten geçirilmiş (<2 mm) 5 g hava kuru çamur numunesine, Bingham metoduna (suda çözümlü P metodu) uygun olarak 50 ml saf su ilave edilip 10 dakika kadar 200 devirde çalkalandıktan sonra filtre edilip, elde edilen süzüntüden 2 ml alınıp üzerine 2 ml askorbik asit eklenerek 20 dakikanın sonunda 682 nm dalga boyunda spektrofotometrik olarak tespit edilmiştir [33] [34].

Potasyum içeriği, öğütülmüş ve elekten geçirilmiş (<2 mm), 5 g hava kuru çamur numunesinin 1 N amonyum asetat (NH<sub>4</sub>OAc) çözeltisi ile ekstrakte edilmesinin ardından ICP (Perkin Emler, Optima 2100 DV) plazma yayım spektroskopisi ile tespit edilmiştir [28].

Arıtma çamurundaki toplam ağır metal konsantrasyonlarının tespiti için, 250 mg çamur numunesi üzerine 6 ml HNO<sub>3</sub> (65%), 1 ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%) eklenerek mikrodalga fırınında (Soriso-Bg Italy) 10 dakika 170 °C, 15 dakika 200 °C, 10 dakika 100 °C ve 10 dakika 100 °C olmak üzere toplam 45 dakika yakılmıştır. Numuneler soğutulduktan sonra ultra saf su ile 25 ml’ye tamamlanmış ve ağır metal absorbansları ICP- OES (Spectro Arcos, Kleve- Germany) spektroskopisinde ölçülmüş ve sonuçlar mg/kg biriminde kuru ağırlık olarak ifade edilmiştir [26].

Tablo 3.2. Deneylerde kullanılan arıtma çamurunun kimyasal ve fizikokimyasal özellikleri

Parametreler	Ortalama
Kuru madde (%)	18
pH	7.1
İletkenlik ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	1978
Organik madde (%)	55
Kjeldahl azotu (%)	3.34
Fosfor (%)	3,06
Potasyum (%)	0,09
Cd ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	3,8
Cr ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	251
Cu ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	21
Ni ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	84
Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	39
Zn ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	1574

Tablo 3.3. Deneylerde kullanılan mera toprağı kimyasal ve fizikokimyasal özellikleri

Parametre	Analiz sonuçları	Değerlendirme
Tekstür % saturasyon	72	Killi
pH	8,4	Hafif alkali
EC ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	475	Tuzsuz
% CaCO <sub>3</sub>	11,5	Orta kireçli
% O.M.	2,41	Orta
K (Potasyum) ppm	532	Çok yüksek
P (Fosfor) ppm	17,11	Yeterli
N (Azot) %	0,174	Yeterli
Ca (Kalsiyum) ppm	4771	Çok fazla
Mg (Magnezyum) ppm	652	Fazla
Fe (Demir) ppm	6,1	Yeterli
Cu (Bakır) ppm	3,7	Fazla
Zn (Çinko) ppm	1,17	Az
Mn (Mangan) ppm	2,01	Yeterli

### 3.2.4. Toprak ve arıtma çamuru karışımı örneklerinde kullanılan mikrobiyolojik analiz yöntemleri

Mikrobiyolojik analizler, compact dry hazır besiyerleri kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Bu yöntemin seçilmesinin sebebi, yüksek hacimli örneklerle çalışmaya ve sayım yapmaya elverişli olmasının yanı sıra klasik prosedürlere göre daha hızlı olmasıdır. Bu yöntemde örnek; yeterli seyreltmelerin yapılmasının ardından aranan mikroorganizma türüne göre seçici bir besiyeri üzerine yerleştirilmiştir. 35°C ve 41°C'lerde 24 saatlik inkübasyonun ardından besiyeri

üzerindeki kareler yardımı ile sayım yapılmış, mikroorganizma miktarı CFU/ 1 gr (kuru madde) olarak tespit edilmiştir. Mikroorganizma ölçümlerinde kullanılan Compact Dry besiyerleri A) *E. coli* B) Fekal koliform C) Enterococci D) *Salmonella ssp.* Şekil 3.4. ve Şekil 3.5.'de verilmiştir.

#### **3.2.4.1. Fekal koliform tayini**

Fekal koliform (termotolerant koliform) tayininde, koliformların tanımlanabilmesi için kullanıma hazır halde bulunan kromojenik hazır besiyeri kullanılmıştır. Daha önce yapılan çalışmalarla desteklenen 2 seyreltmeye ( $\times 10^2$ ) tabi tutulan numunelerden alınan 1 ml örnek Compact Dry CF besiyerine aktarılmış ardından  $41 \pm 1$  °C'de 24 saat inkübasyona bırakılmıştır. 24 saatin ardından besiyerinde oluşan mavi/mavi yeşil kolonilerin sayılması ile fekal koliform popülasyonu (CFU / 1 gr KM) belirlenmiştir [35].

#### **3.2.4.2. *E. coli* tayini**

*E. coli.* tayininde, *E. coli.* ve toplam koliformların tanımlanabilmesi için kullanıma hazır halde bulunan kromojenik hazır besiyeri kullanılmıştır. 2 seyreltmeye ( $\times 10^2$ ) tabi tutulan numunelerden alınan 1 ml örnek Compact Dry EC besiyerine aktarılmış ardından  $35 \pm 2$  °C'de 24 saat inkübasyona bırakılmıştır. 24 saatin ardından besiyerinde oluşan mavi kolonilerin sayılması ile *E. coli.* popülasyonu (CFU / 1 gr KM) belirlenmiştir [36].

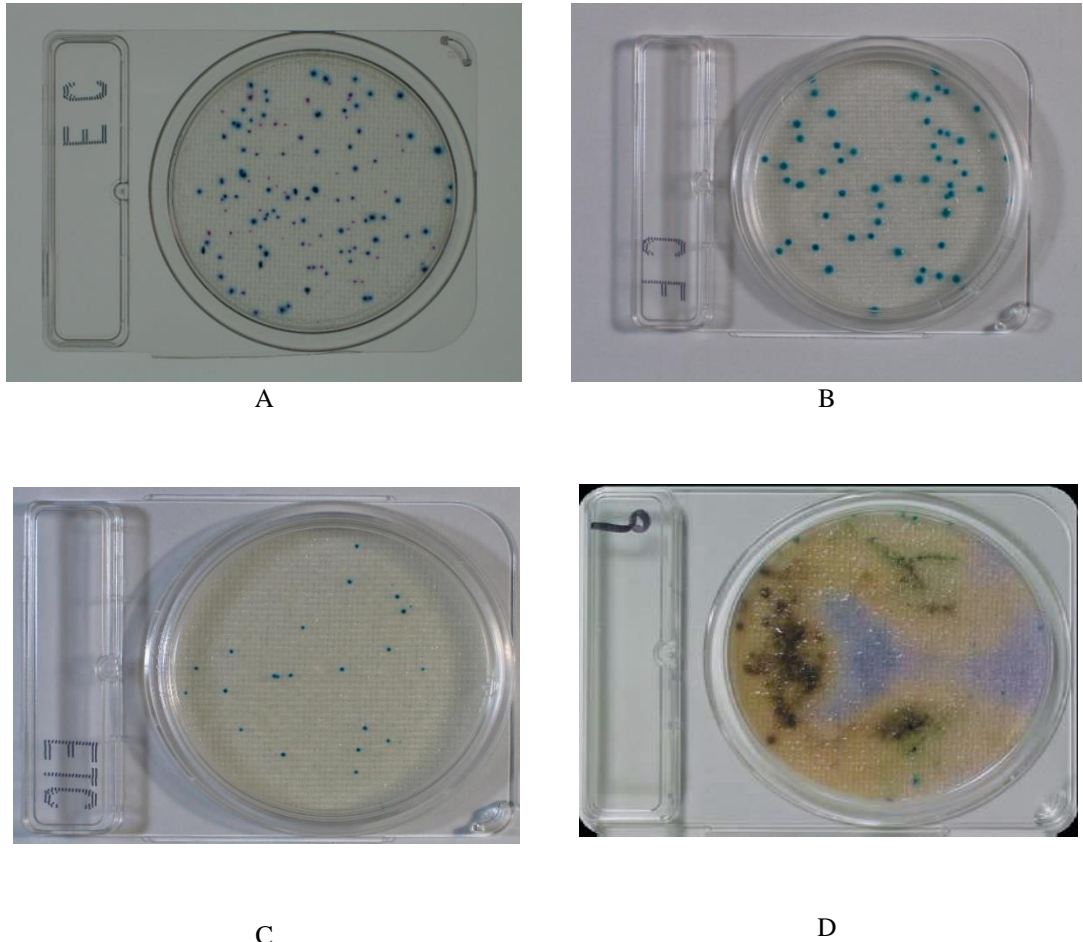
#### **3.2.4.3. *Salmonella ssp.* tayini**

*Salmonella ssp.* tayininde, *Salmonella ssp.*'nin biyokimyasal reaktivitesi ve hareketliliği gibi spesifik karakterine dayalı kalitatif olarak tespitini sağlayan basit bir kuru kültür ortamı kullanılmıştır. 2 seyreltmeye ( $\times 10^2$ ) tabi tutulan numunelerden alınan 0,1 ml örnek Compact Dry SL besiyerinin bir ucuna aktarılmış diğer ucada 1 ml saf su damlatılmıştır. Ardından  $41-43$ °C'de 24 saat inkübasyona bırakılmıştır. 24

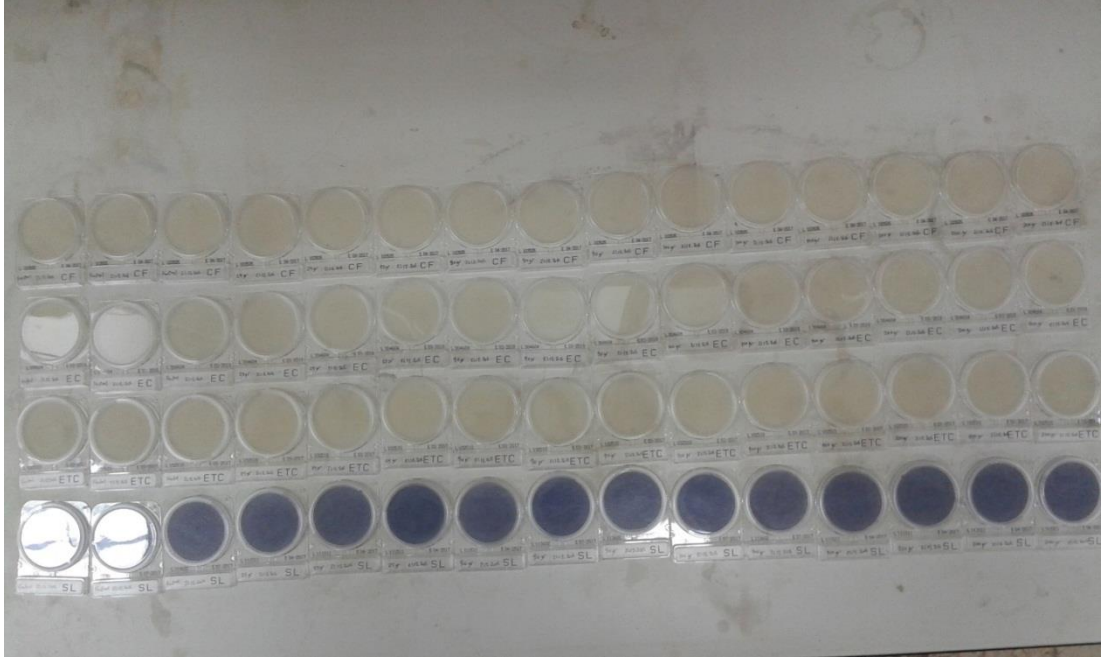
saatin ardından besiyerinde oluşan sarı+yeşil+kahverengi (siyah) koloniler gözlenmiş, sonuç pozitif yâda negatif şeklinde yorumlanmıştır [37].

#### 3.2.4.4. Enterococci tayini

Enterococci tayininde, Enterococcus familyasının tanımlanabilmesi için kullanıma hazır halde bulunan kromojenik hazır besiyeri kullanılmıştır. 2 seyreltmeye ( $\times 10^2$ ) tabi tutulan numunelerden alınan 1 ml örnek Compact Dry ETC besiyerine aktarılmış ardından  $35 \pm 2^\circ\text{C}$ 'de 24 saat inkübasyona bırakılmıştır. 24 saatin ardından besiyerinde oluşan mavi/mavi yeşil kolonilerin sayılması ile Enterococcipopülasyonu (CFU / 1 gr KM) belirlenmiştir [38].



Şekil 3.4. Mikroorganizma ölçümlerinde kullanılan Compact Dry besiyerleri A) *E. coli* B) Fekal koliform C) Enterococci D) *Salmonella ssp.*



Şekil 3.5. Compact Dry besiyerleri

### 3.2.5. Sonuçların değerlendirilmesinde kullanılan istatistiksel yöntemler

Solarizasyon uygulaması boyunca her bir patojen mikroorganizmanın inaktivasyon oranı  $\log N/N_0$  olarak hesaplanmıştır. Burada  $t=0$  anında yaşayan mikroorganizma konsantrasyonu  $N_0$  ve  $t$  anındaki konsantrasyonu ise  $N$  olarak tanımlanmaktadır. Çalışmada en uygun mikrobiyal inaktivasyon model tipini belirlemek için GInaFiT inaktivasyon model oluşturma programı kullanılmıştır. Çalışmada incelenen fekal mikroorganizmalar için en uygun inaktivasyon modeli log-lineer shoulder olmuştur. Kontrol uygulamaları ise log-lineer regression modeline uyumlu tespit edilmiştir. En uygun inaktivasyon eğrilerini belirlemede hata kareler ortalaması (RMSE) baz alınmıştır. İnaktivasyon hızı ( $k_{max}$ ) ve popülasyonda %90 azalış için gerekli olan süreyi gösteren  $T_{90}$  değerleri GInaFiT programından elde edilen en uygun modele ait değerlerdir.

## BÖLÜM 4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

Farklı arıtma çamuru oranlarının uygulandığı 6 aylık deneme periyodu, indikatör fekal mikroorganizma popülasyonlarının azalmasında çok etkili olmuştur. Deneme süresince mikroorganizmaların hayatta kalma oranları *Salmonella ssp.*, *E. coli*, termotolerant koliform ve Enterococci dizisinde elde edilmiştir. Bu sebeple mikroorganizma popülasyonlarındaki azalmalar, deney boyunca farklı zamanlarda elde edilmiştir. Çalışmada incelenen fekal mikroorganizmalar için en uygun inaktivasyon modeli log-lineer shoulder olmuştur. Kontrol uygulamaları ise log-lineer regression modeline uyumlu tespit edilmiştir.

Denemenin başında arıtma çamurunda saptanan fekal mikroorganizma yoğunlukları;  $25 \times 10^5$  CFU/1gr KM termotolerant koliform,  $15 \times 10^5$  CFU/1gr KM *E. coli* ve  $7 \times 10^5$  CFU/1gr KM Enterococci şeklindedir. Uygulamanın gerçekleştirildiği mera toprağı başlangıç fekal mikroorganizma yoğunlukları ise  $10 \times 10^2$  CFU/1gr KM termotolerant koliform,  $4 \times 10^2$  CFU/1gr KM *E. coli* ve  $1 \times 10^2$  CFU/1gr KM Enterococci olarak tespit edilmiştir. Başlangıç toprak ve arıtma çamurunda *Salmonella ssp.* türü tespit edilmemiştir.

### 4.1. Fekal Koliform İnaktivasyon Kinetiği

Farklı arıtma çamuru uygulamalarında fekal (termotolerant) koliformların maksimum inaktivasyon hızı ( $k_{max}$ /gün), %90'ının inaktivasyonu için gerekli olan süre ( $T_{90}$  gün) ve hata kareler ortalaması (RMSE) değerleri Tablo 4.1.'de yer almaktadır. Termotolerant koliformların farklı arıtma çamuru uygulamalarındaki inaktivasyonu Şekil 4.1.'de verilmiştir.

Fekal koliformların (termotolerant koliform) uygulanan farklı arıtma çamuru dozlarında (25, 50, 100 ve 200 t hektar<sup>-1</sup>) elde edilen inaktivasyon kinetiği GInaFiT inaktivasyon model seçimi için geliştirilmiş araç çubuğu kullanılarak belirlenmiş olup log-linear ve shoulder bir arada olduğu inaktivasyon modeli termotolerant koliformlar için en uygun model olarak belirlenmiştir. Aşağıda bu model için elde edilen inaktivasyon model denklemi (1) yer almaktadır.

$$N = N_0 * e^{-k_{max}*t} * \frac{e^{k_{max}*SI}}{1+(e^{k_{max}*SI}-1)*e^{-k_{max}*t}} \quad (4.1)$$

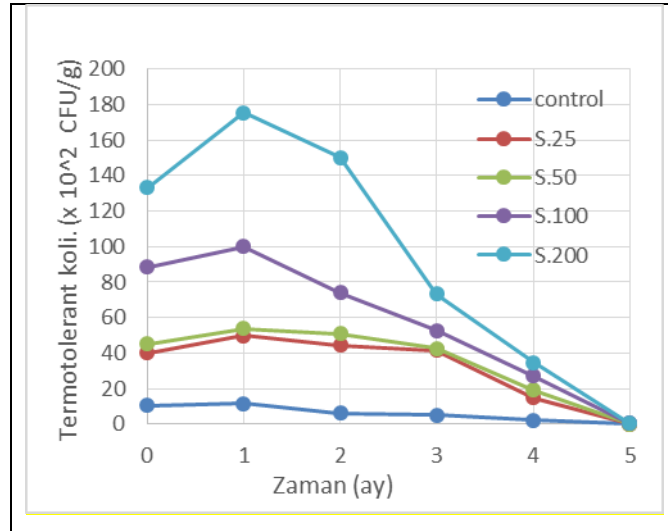
Bu inaktivasyon denkleminde  $N_0$  başlangıç konsantrasyonunu,  $N$  ise deneme süresinin sonunda ortamda kalan mikroorganizma konsantrasyonunu,  $k_{max}$  sabiti ise mikroorganizmaların inaktivasyon hızını ifade etmektedir.

Tablo 4.1. Termotolerant koliformların maksimum inaktivasyon hızı ( $k_{max}$ /gün), %90'ının inaktivasyonu için gerekli olan süre ( $T_{90}$  gün) ve hata kareler ortalaması (RMSE) değerleri

Uygulamalar (t ha <sup>-1</sup> )	Termotolerant koliform		
	$k_{max}$	$T_{90}$	RMSE
S <sub>0</sub>	0.02c	178a	0.14
S <sub>25</sub>	0.16b	126b	0.68
S <sub>50</sub>	0.17b	121b	0.52
S <sub>100</sub>	0.17b	70c	0.84
S <sub>200</sub>	0.32a	52c	2.09

(S<sub>0</sub>: kontrol; S<sub>25</sub>: 25 t ha<sup>-1</sup>; S<sub>50</sub>: 50 t ha<sup>-1</sup>; S<sub>100</sub>: 100 t ha<sup>-1</sup>; S<sub>200</sub>: 200 t ha<sup>-1</sup>)

(Ayrı harflerle gösterilen mikroorganizma popülasyonları arasındaki farklılıklar p<0,05 düzeyinde önemlidir.)



Şekil 4.1. Termotolerant koliformların farklı arıtma çamuru uygulamalarındaki inaktivasyonu

Çalışma boyunca termotolerant koliform popülasyonunda önemli derecede azalma gözlenmiştir. Deneyin başlangıcındaki ortalama termotolerant koliform sayıları; 25 gr arıtma çamuru uygulamasında  $40 \times 10^2$  CFU/1gr KM, 50 gr arıtma çamuru uygulamasında  $45 \times 10^2$  CFU/1gr KM, 100 gr arıtma çamuru uygulamasında  $90 \times 10^2$  CFU/1gr KM ve 200 gr arıtma çamuru uygulamasında  $150 \times 10^2$  CFU/1gr KM olarak tespit edilmiş denemenin sonunda ise mikroorganizma popülasyonu tüm çamur uygulamalarında yaklaşık olarak  $2 \times 10^2$  CFU/1gr KM'ye düşürülmüştür (Şekil 4.1.). Elde edilen sonuçlar doğrultusunda %98-100 oranında bir giderim verimi sağlandığı tespit edilmiştir. Regresyon analizleri neticesinde elde edilen %90'ının inaktivasyonu için gerekli olan süre ( $T_{90}$ ), 25 ve 50 gr arıtma çamuru uygulamalarında sırasıyla 126 gün ve 121 gün olarak belirlenmiştir (Tablo 4.2.). İnaktivasyon hızı ve  $T_{90}$  değeri için en etkili sınır değer, 25 ve 50 gr çamur oranlarında tespit edilmiş ve artan çamur oranları, inaktivasyon eğrisinin omuz noktasını genişletmiştir (Şekil 4.1.).

#### 4.2. *Escherichia coli* İnaktivasyon Kinetiği

Farklı arıtma çamuru uygulamalarında *E. coli* maksimum inaktivasyon hızı ( $k_{max}$ /gün), %90'ının inaktivasyonu için gerekli olan süre ( $T_{90}$  gün) ve hata kareler ortalaması (RMSE) değerleri Tablo 4.3.'de yer almaktadır. *E. coli*'nin farklı arıtma çamuru uygulamalarındaki inaktivasyonu Şekil 4.2.'de verilmiştir.



Uygulanan farklı arıtma çamuru dozlarında (25, 50, 100 ve 200 t hektar<sup>-1</sup>) elde edilen inaktivasyon kinetiği GInaFiT inaktivasyon model seçimi için geliştirilmiş araç çubuğu kullanılarak belirlenmiş olup log-lineer ve shoulder bir arada olduğu inaktivasyon modeli *E. coli* için en uygun model olarak belirlenmiştir. Aşağıda bu model için elde edilen inaktivasyon model denklemi (2) yer almaktadır.

$$N = N_0 * e^{-k_{max}*t} * \frac{e^{k_{max}*SI}}{1+(e^{k_{max}*SI}-1)*e^{-k_{max}*t}} \quad (4.2)$$

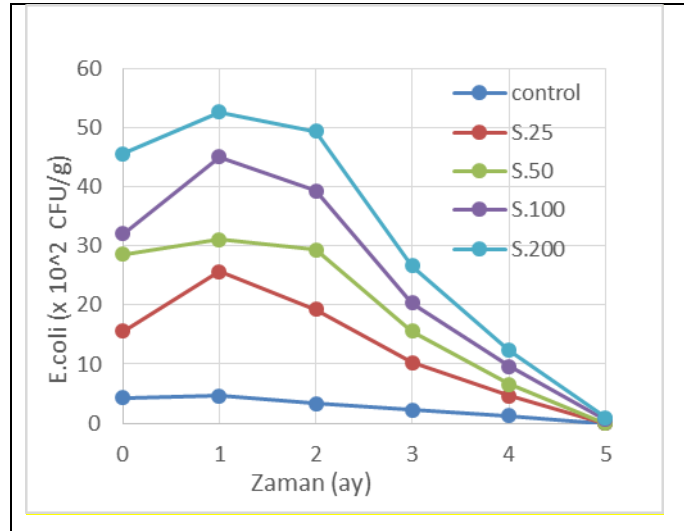
Bu inaktivasyon denkleminde  $N_0$  başlangıç konsantrasyonunu,  $N$  ise deneme süresinin sonunda ortamda kalan mikroorganizma konsantrasyonunu,  $k_{max}$  sabiti ise mikroorganizmaların inaktivasyon hızını ifade etmektedir.

Tablo 4.2. *E. coli* maksimum inaktivasyon hızı ( $k_{max}$ /gün), %90'ının inaktivasyonu için gerekli olan süre ( $T_{90}$  gün) ve hata kareler ortalaması (RMSE) değerleri

Uygulamalar (t ha <sup>-1</sup> )	<i>E. coli</i>		
	$k_{max}$	$T_{90}$	RMSE
S <sub>0</sub>	0.08c	116a	0.53
S <sub>25</sub>	0.44b	46b	4.22
S <sub>50</sub>	0.66ab	43b	1.93
S <sub>100</sub>	0.85a	42b	5.63
S <sub>200</sub>	1.10a	41b	4.14

(S<sub>0</sub>: kontrol; S<sub>25</sub>: 25 t ha<sup>-1</sup>; S<sub>50</sub>: 50 t ha<sup>-1</sup>; S<sub>100</sub>: 100 t ha<sup>-1</sup>; S<sub>200</sub>: 200 t ha<sup>-1</sup>)

(Ayrı harflerle gösterilen mikroorganizma popülasyonları arasındaki farklılıklar  $p < 0,05$  düzeyinde önemlidir.)



Şekil 4.2. *E. coli*'nin farklı arıtma çamuru uygulamalarındaki inaktivasyonu

*E. coli* popülasyonunun inaktivasyonu, tüm arıtma çamuru uygulama dozlarında, termotolerant koliformlara benzer indirgeme etkinliği göstermiştir. Başlangıçta elde edilen *E. coli* popülasyonlarının ortalama sayısı, 25 gr çamur ilavesinde  $17 \times 10^2$  CFU / 1gr KM, 50 gr çamur ilavesinde  $30 \times 10^2$  CFU / 1gr KM, 100 gr çamur ilavesinde  $35 \times 10^2$  CFU / 1gr KM ve 200 gr çamur ilavesinde  $47 \times 10^2$  CFU / 1gr KM tespit edilmiş, deney süresi sonunda ise yaklaşık olarak  $3 \times 10^2$  CFU / 1gr KM'ye düşmüştür (Şekil 4.2.). Elde edilen veriler doğrultusunda inaktivasyon verimi yaklaşık olarak %96-100 tespit edilmiştir. *E. coli* inaktivasyon eğrileri incelendiğinde, 25, 100 ve 200 gr arıtma çamuru uygulama oranlarında elde edilen çizgilerin daha belirgin omuzlar verdiği saptanırken, 50 gr çamur uygulama oranında belirginlik saptanmamıştır (Şekil 4.2.). *E. coli* popülasyonu ilk ayda artış göstermiş, bunu takip eden ikinci ve üçüncü aylarda ise hızlı bir azalış göstermiştir. Lineer regresyon analizi de *E. coli* popülasyonunun zaman periyodunda belirgin bir inaktivasyonunu doğrulamıştır. Farklı arıtma çamuru uygulama miktarlarında, *E. coli* sayısındaki azalma, kontrol uygulamasındaki azalımdan anlamlı derecede yüksek çıkmıştır. Bununla birlikte tüm çamur uygulamalarında *E. coli* sayıları tespit edilemeyen seviyelere gerilemiştir (Şekil 4.2.). Regresyon analizleri neticesinde elde edilen %90'ın inaktivasyonu için gerekli olan süre ( $T_{90}$ ), 41 gün ile 46 gün arasında tespit edilmiştir (4.2.).

### 4.3. Enterococci İnaktivasyon Kinetiği

Farklı arıtma çamuru uygulamalarında Enterococci maksimum inaktivasyon hızı ( $k_{max}/gün$ ), %90'nın inaktivasyonu için gerekli olan süre ( $T_{90}$  gün) ve hata kareler ortalaması (RMSE) değerleri Tablo 4.3. 'de yer almaktadır. Enterococci popülasyonunun farklı arıtma çamuru uygulamalarındaki inaktivasyonu Şekil 4.3.'de verilmiştir.

Enterococci'nin uygulanan farklı arıtma çamuru dozlarında (25, 50, 100 ve 200 t hektar<sup>-1</sup>) elde edilen inaktivasyon kinetiği GInaFiT inaktivasyon model seçimi için geliştirilmiş araç çubuğu kullanılarak belirlenmiş olup log-lineer ve shoulder bir arada olduğu inaktivasyon modeli Enterococci için en uygun model olarak belirlenmiştir. Aşağıda bu model için elde edilen inaktivasyon model denklemi (3) yer almaktadır.

$$N = N_0 * e^{-k_{max}*t} * \frac{e^{k_{max}*SI}}{1+(e^{k_{max}*SI}-1)*e^{-k_{max}*t}} \quad (4.3)$$

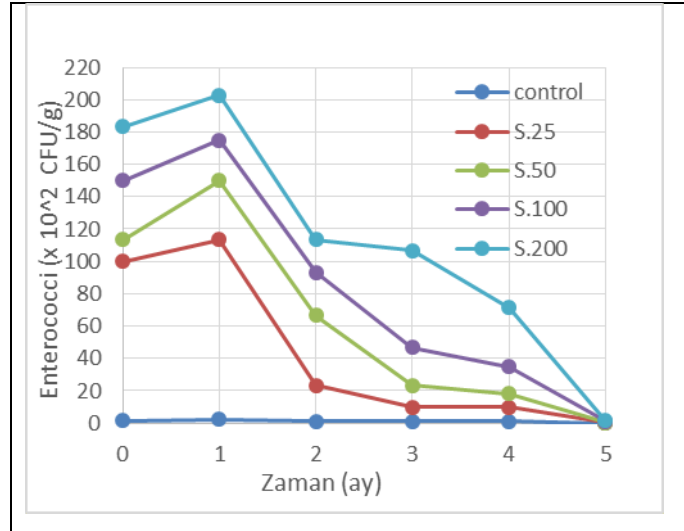
Bu inaktivasyon denkleminde  $N_0$  başlangıç konsantrasyonunu,  $N$  ise deneme süresinin sonunda ortamda kalan mikroorganizma konsantrasyonunu,  $k_{max}$  sabiti ise mikroorganizmaların inaktivasyon hızını ifade etmektedir.

Tablo 4.3. Enterococci maksimum inaktivasyon hızı ( $k_{max}/gün$ ), %90'nın inaktivasyonu için gerekli olan süre ( $T_{90}$  gün) ve hata kareler ortalaması (RMSE) değerleri

Uygulamalar (t ha <sup>-1</sup> )	Enterococci		
	$k_{max}$	$T_{90}$	RMSE
S <sub>0</sub>	0.03c	70c	0.53
S <sub>25</sub>	0.16b	83c	3.23
S <sub>50</sub>	0.23a	100b	3.03
S <sub>100</sub>	0.27a	106b	2.63
S <sub>200</sub>	0.27a	112a	3.00

(S<sub>0</sub>: kontrol; S<sub>25</sub>: 25 t ha<sup>-1</sup>; S<sub>50</sub>: 50 t ha<sup>-1</sup>; S<sub>100</sub>: 100 t ha<sup>-1</sup>; S<sub>200</sub>: 200 t ha<sup>-1</sup>)

(Ayrı harflerle gösterilen mikroorganizma popülasyonları arasındaki farklılıklar  $p < 0,05$  düzeyinde önemlidir.)



Şekil 4.3. Enterococci'nin farklı arıtma çamuru uygulamalarındaki inaktivasyonu

Deney başlangıcındaki Enterococci'nin canlı hücre sayısı, 25 gr arıtma çamuru oranında  $100 \times 10^2$  CFU / 1gr KM, 50 gr çamur oranında  $120 \times 10^2$  CFU / 1gr KM, 100 gr çamur oranında  $150 \times 10^2$  CFU / 1gr KM ve 200 gr'da  $200 \times 10^2$  CFU / 1gr KM olarak tespit edilmiş, denemenin sonunda ise yaklaşık olarak  $2 \times 10^2$  CFU / 1gr KM'ye düşmüştür (Şekil 4.3.). %99-100 aralığında inaktivasyon verimi belirlenmiştir. Deneyleerin ilk ayında mikroorganizma popülasyonlarında küçük bir artış tespit edilmiş olsa da, bu artış Enterococci'de daha spesifik olmuştur ve daha fazla tahribat minimal düzeyde belirlenmiştir. İnaktivasyon eğrileri,  $T_{90}$  değerleri, RMSE verileri ve inaktivasyon oranları  $k_{max}$  karşılaştırıldığında Enterococci'nin dış koşullara daha dayanıklı olduğu görülmüştür (Şekil 4.3., Tablo 4.3.). Buna karşılık *E. coli* popülasyonu daha düşük  $T_{90}$  değerleri ile hızlı bir şekilde gerilerken, arta kalan canlı mikroorganizma sayıları termotolerant koliform ile benzer şekilde elde edilmiştir (Tablo 4.3.). Benzer sonuçlar Özdemir ve ark ile Watcharasukarn ve ark. tarafından da tespit edilmiştir [39] [40]. Denemenin sonunda Enterococci'nin canlı hücre sayısı tespit edilebilir limitlerin altına inmiştir.

#### 4.4. *Salmonella spp.* İnaktivasyon Kinetiği

Arıtma çamurlarında *Salmonella spp.* bakterisi, diğer patojenik bakterilerin gideriminin izlenmesinde önemlidir çünkü hem fazla miktarda bulunur hem de

giderimleri zordur. Literatürde 55°C’de 1 saatte ve 60°C’de 15-20 dakikada öldükleri belirtilmektedir. Ham çamur ile yapılan pek çok çalışmada *Salmonella spp.* popülasyonunun giderilemediği belirlenmiştir. Özellikle bakteri popülasyonunun, farklı çamur stabilizasyon proseslerinden değişik şekillerde etkilendiği saptanmıştır. Örneğin Carrington ve ark. ham çamurda *Salmonella spp.* konsantrasyonlarının genellikle  $10^2 - 10^3$ CFU/1 gr arasında olduğunu saptamışlar ve maksimum  $10^7$ CFU/1 ml’ye kadar çıkabildiğini tespit etmişlerdir [41]. Termofilik anaerobik çürütme prosesi ile fekal koliformların tespit edilemez seviyelere düşürüldüğü, ancak *Salmonella spp.* bakteri kolonilerinin etkin olarak inaktive edilemediğini görmüşlerdir. Benzer şekilde konvansiyonel çamur çürütme prosesinde de *Salmonella spp.* giderilememiştir.

Sahlström ve ark. yaptıkları çalışmada ise mezofilik anaerobik stabilizasyon prosesinden alınan örneklerin sadece %58’inde *Salmonella spp.*’ye rastlanmıştır [42]. Sinton ve ark. yaz mevsiminde *E. coli* ve *Salmonella spp.* için güneş ışığı altında kış mevsimine kıyasla daha yüksek inaktivasyonlar gözlemişlerdir [43]. Ayrıca *Salmonella spp.*’nin inaktivasyona az dirençli olduğu ve öldüğü, Enteroviruslerin ise inaktivasyona daha dirençli oldukları gözlenmiştir [44].

USEPA tarafından arıtma çamurları için öngörülen kural; fekal koliform veya *Salmonella spp.* için konulan üst sınırlarla tanımlanmış veA sınıfı arıtma çamurlarında *Salmonella spp.* bakteri miktarının 3 MPN/4 gr’ın altında olması gerekmektedir. Yüksek standart arıtma çamurlarında ise *Salmonella spp.*’nin 50 gram (yaş ağırlık) da bulunmaması koşulu aranmaktadır [8]. Avrupa Birliği standartlarında ise stabilize arıtma çamurlarının arazide geri kullanımını önerilmektedir. Yönetmelikte stabilizasyon performansı, parazitlerin (Askarit yumurtaları) ve bakterilerin (*Salmonella spp.*) ihmal edilebilir seviyelerin altına düşmesi ile geçerli olmaktadır [45].

Yapılan bu çalışmada da elde edilen toprak ve arıtma çamuru numunelerinde, bulaşıcı ve salgın bir hastalık olan tifo hastalığının etkeni olan *Salmonella spp.* bakterisi saptanmamıştır. Bu sonuçlara göre toprak ve arıtma çamuru numunelerinin *Salmonella spp.* açısından hijyenik olduğu söylenebilir.

## BÖLÜM 5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Çalışmada incelenen tüm fekal mikroorganizmalar için en uygun model, log-lineer regresyon ve shoulder modeli olmuştur (Şekil 4.1. ve 4.3.). Bu nedenle, tüm mikroorganizmalarda arıtma çamuru uygulama oranlarının artması ile inaktivasyon oranları ( $k_{max}$ ) artmıştır (Tablo 4.1.-4.3.). Ancak bunun aksine, Termotolerant koliformda ve *E. coli*'de  $T_{90}$  değerleri azalırken, Enterococci'de arttığı tespit edilmiştir. İndikatör bakteri sayısındaki değişimlere bakıldığında, mikroorganizmaların ortamda kaldığı birinci ayı takiben hızlı bir şekilde azalma gözlenmiş ve deneme süresi ile pozitif korelasyon sergilemiştir. Bu sonuçlar, zamanın patojen inaktivasyonu üzerindeki olumlu etkilerini ortaya koymuştur.

Daha önceden yapılan çalışmalarda özellikle Enterococci için sigmodial inaktivasyon eğrisinin uygunluğu bildirilmiş olup [46, 47]. Bu çalışmada Enterococci için elde edilen shoulder eğrisi, bu mikroorganizmanın sıcaklıktan ziyade olumsuz toprak mikrobiyal çeşitliliğine direncine bağlanmıştır. Özellikle literatürdeki çalışmalarda, mikroorganizma popülasyon sayımlarında önemli azalmalar tespit edilmesine rağmen, muhtemelen sıcaklık artışlarının daha yavaş olduğu mera topraklarının uyarlanabilir doğa koşullarından dolayı, Termotolerant koliformlar ve Enterococci popülasyonları, solarizasyon yoluyla tespit edilemeyen seviyelere düşürülemediği. Bu durum toprakta incelenen patojen inaktivasyonunun sadece sıcaklık artışıyla değil, aynı zamanda patojen yıkımını baskılayabilen birçok çevresel dış faktörden etkilenmesi ile açıklanabilir. Birkaç araştırmacı tarafından solarizasyonsuz topraktaki arıtma çamuru patojen azalması incelenmiş ancak mikroorganizmaları tespit edilemeyen seviyelere indirmek birkaç ayı gerektirmiştir [48].

Elde edilen sonuçlar, mera toprağındaki fekal bakteri popülasyonlarının arıtma çamuru uygulamasından hemen sonra arttığını, ancak zaman geçtikçe altı aylık periyotta bir düşüş sergileyerek kontrol uygulamasındaki seviyelere yaklaştığını ve sonuçta tarımsal amaçlı kullanımda risk oluşturmayan A Sınıfı Biosolid standardını

sağladığını göstermiştir. Bununla birlikte, mikroorganizma sayılarında büyük derecelerde azalmalar gözlenmiş olmasına rağmen Enterococci popülasyonunun ilk aylarda artış gösterdiği bunu takiben düşük azalış sergilediği gözlenmiştir. Enterococci sayısındaki bu düşük azalış, bakterinin toprak çevresine adaptasyon gösteren fraksiyonunun varlığının devam etmesine bağlanmıştır. Bu durum bu mikroorganizmanın kalan sayılarının sıcaklık değişiminin çok az olduğu termofilik şartlara adaptasyon sağlaması ile ilgilidir. Bununla birlikte mikroorganizmaların ani olmayan yavaş gerçekleşen sıcaklık artışlarına adaptasyon sağlaması bunların ilk aylardaki artışlarını açıklamaktadır.

Ancak artan sıcaklıkların özellikle *E. coli* gibi indikatör mikroorganizmalarının inaktivasyonu için başlıca sebep olduğu düşünülebilir. Bu çalışmada ise *E. coli* giderimi çok hızlı gerçekleşmiştir. Bu sebeple *E. coli* gideriminde sıcaklıktan ziyade diğer parametrelerin de etkin olduğu anlaşılmaktadır. Sıcaklığa bağlı olarak gerçekleşen inaktivasyon çalışmalarında da belirtildiği gibi *E. coli* ısı inaktivasyonuna karşı çok daha hassastır. Bu durumu destekleyen çalışmalarda da topraktaki CO<sub>2</sub> seviyesindeki artışın ısı ile gerçekleşen patojen giderimini arttırdığı rapor edilmiştir [49] [50].

Çalışmada incelenen indikatör mikroorganizmalarının önemli oranda azalması, sadece sıcaklık artışıyla değil aynı zamanda patojenik mikroorganizmaları veya patojen yıkımını baskılayabilen birçok toprak çevresel faktörü (örneğin pH ve mikrobik aktivite) ile de ilişkilendirilebilir. Bu hipotezi destekleyen şekilde Al-Kayssi [51]. topraktaki CO<sub>2</sub> seviyesinin arttırılmasının patojen yıkımını arttırdığını bildirmiştir. Bu çalışmada da anaerobik koşulların oluşması ile beraber ortamda oluşan CO<sub>2</sub> ve mikrobiyal türler arasındaki rekabetin patojen giderimine etki ettiği gözlenmiştir. Ek olarak, rizosferden organik asitlerin salgılanması yoluyla toprak ve kök bölgesinin asitlenmesi patojen yıkımında önemli bir parametredir. Sonuç olarak, arıtma çamurları, meralarda inorganik gübrelerin yerine güvenli ve ucuz bir alternatif olabilir ve arıtma çamurlarının meralarda standart uygulaması düşük risk göstermiştir. Uzun süren uygulamalar ve mineralizasyon süreci göz önüne alındığında, 25-50 ton ha<sup>-1</sup> yıl<sup>-1</sup> arıtma çamuru dozlarının, meralarda önerilen sentetik gübrelemenin en yüksek dozundan daha faydalı sonuçlar verdiği söylenebilir.

## KAYNAKLAR

- [1] Prof. Dr. İzzet Öztürk, Prof.Dr. Barış Çallı, Doç. Dr. Osman Arıkan, Yrd.Doç.Dr. Mahmut Altınbaş. Atıksu Arıtma Çamurlarının İşlenmesi ve bertarafı, Türkiye Belediyeler Birliği, Ankara, Mayıs 2015.
- [2] T.C. Milli Eğitim Bakanlığı, Aile ve Tüketici Hizmetleri, Arıtma Çamurları, 850CK0101, Ankara, 2011.
- [3] Şenol Yıldız, Elif Yılmaz, Esra Ölmez. Türkiye’de katı atık yönetimi sempozyumu,. Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul.ve Evsel Nitelikli Arıtma Çamurlarının Stabilizasyonla Bertaraf Alternatifleri: 15-17 Haziran 2009.
- [4] Selçuk Göçmez Menemen Ovası Topraklarında İZSU Kentsel Arıtma Çamuru Uygulamalarının Mikrobiyal Aktivite ve Biyomass ile Bazı Fiziksel ve Kimyasal Toprak Özellikleri Üzerine Etkisi, Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, İzmir, 2006.
- [5] Gizem Kürt, Stabilize olmuş arıtma çamurunun bazı toprak mikroorganizmalarının sayıları üzerindeki etkisinin belirlenmesi, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü. çevre mühendisliği anabilim dalı, yüksek lisans tezi 2011.
- [6] WHO, 1981.
- [7] Yanko, W. A. Occurrence of Pathogens in Distribution and Marketing Municipal Sludges, EPA/600/S1-87/014. 1988.
- [8] Talha Aslan, Arıtma çamurunda patojen giderimine solarizasyonun etkisi, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek lisans tezi, 2011.
- [9] Yrd.Doç.Dr. Erhan Şahinkaya, Çevre mikrobiyolojisi – II Ders notları, sayfa 1-107.
- [10] Serrao, MG., Martins, JC., Fareleira, P., Branco MAC., Varela, A., Domingues, H., Fernandes, M., Pires, F., Guerreiro, A., Ramos, J. Impact of sewage sludge and mineral fertilizers application in soils under pasture from the Alentejo region. *Rev. Cien. Agric.*, 33:139-149. 2010.



- [11] Famens, GJ., Waldron, AM. *Salmonella* uptake in sheep exposed to pastures after biosolids application to agricultural land. *Aust. J. Soil Res.*, 46: 302-308. 2008.
- [12] Arvas, O., Çelebi, SZ., Yılmaz, İH. b. Effect of sewage sludge and synthetic fertilizer on pH, available N and P in pasture soils in semi-arid area. *Afr. J. Biotechnol.*, 10:16508-16515. 2011.
- [13] Rigueiro-Rodriguez, A., Mosquera-Losada, MR., Ferreiro-Dominguez, N. Pasture and soil zinc evolution in forest and agriculture soils of Northwest Spain three years after fertilization with sewage sludge. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 150: 111-120. 2012.
- [14] Ferreiro-Dominguez, N., Rigueiro-Rodriguez, A., Mosquera-Losada, MR. Soil and pasture evolution of zinc in a silvopastoral system developed under *Quercus rubra L.* after fertilization with different doses of sewage sludge. 24<sup>th</sup> General Meeting of the European-Grassland-Federation, Lublin, Poland. 2012.
- [15] Pervin Uzun, Uğur Bilgili, U.Ü. Arıtma çamurlarının tarımda kullanılma olanakları, Ziraat Fakültesi Dergisi, 2011, cilt 25, sayı 2, 135-146.
- [16] Nezih Kamil Salihoğlu, Vedat Pınarlı, Atıksu arıtma çamurlarının kapalı yataklarda güneş enerjisiyle kurutulması, İTÜ dergisi/e, su kirlenmesi kontrolü, cilt 17, sayı: 1, 3-14, 2007.
- [17] M.Kubilay Önal, Bülent Topcuoğlu, Nuri Arı, Toprağa uygulanan kentsel arıtma çamurunun domates bitkisine etkisi, II. Gelişme ve meyve özellikleri ile meyvede mineral içerikleri, Akdeniz Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Dergisi, 16 (1) 97-106. 2003.
- [18] Metcalf And Eddy, Inc , Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse, McGraw Hill Inc., New York. 2003.
- [19] Adjei, MB., Rechcigl, JE. Sewage sludge as an alternative fertilizer for tropical pasture grasses. Proceedings of the XIX International Grassland Congress: Grassland Ecosystems: An Outlook into the 21st Century, pp. 162-164, Brazil. 2001.
- [20] Külekci, İC., Özdemir, S. Mera ıslahında çevreci yaklaşım. *Sakarya Ticaret Borsası Dergisi*, 45: 5-8. 2012.
- [21] Sigua, GC, Recycling biosolids and lake-dredged materials to pasture-based animal agriculture: alternative nutrient sources for forage productivity and sustainability. A review. *Agron. Sustain. Dev.*, 29: 143-160. 2009.

- [22] Hill, J. Recycling biosolids to pasture-based animal production systems in Australia: a review of evidence on the control of potentially toxic metals and persistent organic compounds recycled to agricultural land. *Aust. J. Agr. Res.*, 56: 753-773. 2005.
- [23] Gülgün Dede, Biyokatıların mera ıslahında değerlendirilmesi – risk potansiyeli, *Karaelmas Fen ve Müh. Derg.* 6(1): 168-173, 2016.
- [24] Kemal Yaman, Emine Olhan, Arıtma çamuru kullanımının buğdayın verim, fiziki girdi ve maliyetleri üzerindeki etkisi, *Tarım Bilimleri Dergisi*, 17, 157-166. 2011.
- [25] ,Kemal Yaman, Arıtma çamuru kullanımının buğdayın verim, fiziki girdi ve maliyetleri üzerindeki etkisi Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tarım Ekonomisi Anabilim Doktora Tezi, 2009.
- [26] KALRA, Y. P., MAYNARD, D. G., Methods manual for forest soil and plant analysis. Forestry Canada, Northwest Region, Northern forest Centre, Edmonton, Alberta. Information Report NOR-X319.1991.
- [27] SCHULTE, E. E.Recommended Soil Organic Matter Tests' University of Delaware Cooperative Extension, College of Agriculture & Natural Resources. Chapter 8, 2009.
- [28] RYAN, J., ESTEFAN, G. and RASHID, A., Soil and Plant Analysis Laboratory Manual. Second Edition. Jointly published by the International Center for Agricultural Research in the Dry Areas (ICARDA) and the National Agricultural Research Center (NARC). Available from ICARDA, Aleppo, Syria. x+172 pp. 2001.
- [29] CRAFT, C. B., SENECA, E. D., BROOME, S. W. 'Loss on Ignition and Kjeldahl Digestion for Estimating Organic Carbon and Total Nitrogen in Estuarine Marsh Soils: Calibration with Dry Combustion', *Estuaries*, Vol. 14, No. 2, p. 75–179. 1991.
- [30] SOIL ANALYSIS, English. 011303.
- [31] Determination of Nutrients, Determination of Kjeldahl nitrogen, Horizontal – 16. EN 0000:2003.
- [32] Determination of Nutrients, Determination of Kjeldahl nitrogen - Determination of Kjeldahl nitrogen, nitrate and nitrit included, Horizontal – 16. EN 0000:2003.
- [33] PIERZYNSKI, G., M., Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters, Southern Cooperative Series Bulletin No. 396, June, 2000.

- [34] Recommended Chemical Soil Test Procedures for the North Central Region, North Central Regional Research Publication No. 221 (Revised), Missouri Agricultural Experiment Station SB 1001.
- [35] ISO 9308-1: Water quality - Detection and enumeration of *Escherichia coli* and coliform bacteria. Part- 1: Membran filtration method 2014.
- [36] ISO 16649-2: Microbiology of food and animal feeding stuffs-Horizontal method for the enumeration of beta-glucuronidase-positive *E. coli*. Part 2: Colony-count technique at 44 degrees C using 5-bromo-4-chloro-3-indolyl beta-D-glucuronide (2001).
- [37] ISO 6579: Microbiology of food and animal feeding stuffs - Horizontal method for the detection of *Salmonella spp.* (2002).
- [38] ISO 7899-2: Water quality-Detection and enumeration of intestinal enterococci. Part- 2:Membrane filtration method. (2000).
- [39] Ozdemir, S., Aslan, T., Çelebi, A., Dede, G., Dede, O.H. Effect of solarization on the removal of indicator microorganisms from municipal sewage sludge. *Environmental Technology* 34 (12), 1497-1502. 2013.
- [40] Watcharasukarn, M., Kaparaju, P., Steyer, J.P., Krogfelt, K.A. and Angelidaki, I. Screening *Escheria coli*, *Enterococcus faecalis*, and *Clostridium perfringens* as indicator organism in evaluating pathogen reducing capacity in biogas plants. *Environmental Microbiology* 58, 221-2230. 2009.
- [41] Carrington EG, Harman, SA, Pike EB. Inactivation of *Salmonella* during anaerobic-digestion of sewage sludge. *Journal of applied bacteriology*, 53, 3, 331-334. 1982.
- [42] Sahlstrom, L, Aspan, A, Bagge, E., Danielsson-Tham, ML, Albihn, A., Bacterial pathogen incidences in sludge from Swedish sewage treatment plants. *Water Research*, 38, 8, 1989-1994. 2004.
- [43] Sinton, L.W., Braithwaite, R.R., Hall, C.H. and Mackenzie, M.L. Survival of indicator and pathogenic bacteria in bovine feces on pasture. *Appl Environ Microbiol* 73, 7917–7925. (2007).
- [44] Fujioka RS, Yoneyama BS.2002. Sunlight inactivation of human enteric viruses and fecal bacteria. *Water Sci Technol.* 46(11-12):291-295.
- [45] Adnan Akyarlı, Hüseyin Şahin. Adnan Akyarlı, Arıtma çamurlarının bertarafında kireç kullanımı, Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, İzmir. AÇS2005, 23-25 Mart 2005.

- [46] VIAU, E., PECCIA, J., Evaluation of the enterococci indicator in biosolids using culture-based and quantitative PCR assays. *Water Res.* 43,4878-4887, 2009.
- [47] FISHER, K., PHILLIPS, C., The ecology, epidemiology and virulence of *Enterococcus*. *Microbiol.* 155, 1749-1757, 2009.
- [48] AL-KARAGHOULI A.A., AL-KAYSSI, A.W., Influence of soil moisture content on soil solarization efficiency. *Renew. Energy.* 24, 131- 144, 2001.
- [49] Jones, K., *Campylobacter* in water, sewage and the environment. *Journal of Applied Microbiology.* 90, 68-79, 2001.
- [50] Emmoth, E., Dergel, I., McNeilly, F., Allan, G.M., Albiñ, A., Klingeborn, B. Heat Inactivation of Porcine Circovirus type 2. 11th International Conference Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture, Murcia, Spain.
- [51] AL-KAYSSI, A.W., Impact of elevated CO<sub>2</sub> concentrations in the soil on soil solarization efficiency. *Appl. Soil Ecol.* 43, 150-158, 2009.

## ÖZGEÇMİŞ

Pamir Rasekh, 04.10.1990'da Afganistan Sarepul'da doğdu. İlk, orta ve lise eğitimini İbniamin Lisesinde tamamlayıp mezun oldu, 2004 yılında başladığı Balkh Üniversitesi Ziraat Mühendisliği Zootekni Bölümü'nü 2007 yılında bitirdi. Üniversite dâhil tüm tahsil hayatını Afganistan'da tamamlayan Pamir Rasekh 2013 yılında Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde yüksek lisans eğitimine başladı.