

T.C.

HASAN KALYONCU ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

SABİT YATAKLI BİYOFİLM REAKTÖRÜNDE
KIRMATAŞ İLE EVSEL ATIKSU ARITMA VERİMİNİN
ARAŞTIRILMASI

ÇEVRE BİLİMLERİ VE ENERJİ YÖNETİMİ
YÜKSEK LİSANS TEZİ

TAHİR ÖZKAN ÇALKILIÇ
ARALIK 2018

ARALIK 2018

Yüksek Lisans-Çevre Bilimleri ve Enerji Yönetimi ABD

TAHİR ÖZKAN ÇALKILIÇ

**Sabit Yataklı Biyofilm Reaktöründe Kırmataş İle Evsel Atıksu
Arıtma Veriminin Araştırılması**

Hasan Kalyoncu Üniversitesi
Çevre Bilimleri ve Enerji Yönetimi
Yüksek Lisans Tezi

Danışman

Prof. Dr. Mehmet KARPUZCU

Tahir Özkan ÇALKILIÇ

Aralık 2018

© 2018 [Tahir Özkan ÇALKILIÇ]





**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRLÜĞÜNE
YÜKSEK LİSANS KABUL VE ONAY FORMU**

Çevre Bilimleri ve Enerji Yönetimi Anabilim Dalı Tezli Yüksek Lisans Programı öğrencisi **Tahir Özkan ÇALKILIÇ** tarafından hazırlanan “**Sabit Yataklı Biyofilm Reaktöründe Kırmataş İle Evsel Atıksu Arıtma Veriminin Araştırılması**” başlıklı tez 14/12/2018 tarihinde yapılan savunma sınavı sonucu **başarılı** bulunarak jürimiz tarafından **Yüksek Lisans Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Görevi

Unvanı, Adı ve Soyadı

İmzası:

Kurumu/Üniversitesi

Tez Danışmanı

Prof. Dr. Mehmet KARPUZCU
Hasan Kalyoncu Üniversitesi
İnşaat Mühendisliği Bölümü

Jüri Başkanı

Prof. Dr. Sinan UYANIK
Harran Üniversitesi
Çevre Mühendisliği Bölümü

Jüri Üyesi

Dr. Öğr. Üyesi Adem YURTSEVER
Hasan Kalyoncu Üniversitesi
İnşaat Mühendisliği Bölümü

Bu tez Enstitü Yönetim Kurulunca belirlenen yukarıdaki jüri üyeleri tarafından uygun görülmüş ve Enstitü Yönetim Kurulu kararı ile onaylanmıştır.

Prof. Dr. Mehmet KARPUZCU
Enstitü Müdürü

Beyan Yazısı

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

Tahir Özkan ÇALKILIÇ

İmza

ÖZET

SABİT YATAKLI BİYOFİLM REAKTÖRÜNDE KIRMATAŞIN ATIKSU ARITIMINA VERİMİNİN ARAŞTIRILMASI

ÇALKILIÇ, Tahir Özkan

Yüksek Lisans Tezi, Çevre Bilimleri ve Enerji Yönetimi ABD

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Mehmet KARPUZCU

Aralık 2018

44 sayfa

Bu çalışma reaktör içerisinde mikroorganizmaların biyofilm halinde büyüdüğü katı taneler içeren bir dolgu sistemidir. Bu birim içinde 10-13 cm büyüklüğünde dolgu malzemesi kırma taş bulunan, iki metre yüksekliğinde bir metre çapında bir tanktan oluşur. Bu tankın içerisine atık su belirli bir debi ile verilmiştir. Tankın üst kısmında merkezi etrafında delikli borulardan oluşan bir düzenekle atık su dağıtımı tank içerisine sağlanır. Bu sayede tanka verilen atık su, tank içerisindeki filtre dolgu malzemesinin üstünden süzülerek akmakta ve taşların üzerinde ince bir tabaka meydana gelmektedir. Bu tabakaya biyofilm tabakası denilir. İçerisinde mikroorganizmalar ve organik maddeler bulunur. Mikroorganizmalar önce organik kirleticileri besin elementi olarak kullanmakta ve daha sonra biyolojik arıtım reaksiyonu meydana gelmektedir.

Bu çalışma; birinci aşamada filtre malzemesi olarak kullanılan kırma taşın evsel nitelikli atık suyu arıtma verimi incelenmiştir. Tesisin ön çökeltme ünitesinden çıkan, reaktöre verilen atık su konsantrasyon değerleri ortalama: AKM 140,31 mg/l, KOİ 349,16 mg/l, Toplam azot 98,5 mg/l, Toplam fosfor 7,5 mg/l, pH 7,51'dir.

İkinci aşamada ise filtre dolgu malzemesinin miktarı değiştirilerek proses performansı artırılarak atık su arıtma verimi incelenmiştir. Üçüncü aşamada ise reaktörde çevresel ortam parametresi olan (anaerobik-aerobik) sistem değiştirilerek atık su arıtma verimi üzerindeki etkisi incelenmiştir.

Artan filtre yüksekliğine ve yüzey alanına bağlı olarak biyofilm yüzeyinin arttığı ve buna bağlı olarak arıtma veriminin arttığı gözlenmiştir.

Reaktör içerisine oksijen transferinin artmasıyla birlikte biyo kütlelerin daha hızlı geliştiği ve çoğaldığı bu sayede de atık su arıtma giderim veriminin: AKM:%35,1 KOİ:%44,75 TN:%44,46 TP:%33,16'ya kadar arttığı gözlemlenmiştir.

Düşük nüfus 1000 veya daha az kişiden oluşan köy, kasaba, turistik bölgeler, yaylalar için atık suların; merkezi toplama ve arıtımında, finansal, teknik ve stratejik problemlerle karşılaşmaktadır. Bu tür yerler için: Maliyet, yatırım, işletme ve bakım gibi faktörler düşünülerek atık suların arıtımında bu sistem kullanılabilir.

Anahtar Kelimeler: Sabit yataklı biyofilm reaktör, kırma taş, filtre, atık su arıtma, damlatmalı filtre

ABSTRACT

IMPACT OF CRUSHED STONE ON WASTEWATER TREATMENT IN FIXED BED BIOFILM REACTOR

ÇALKILIÇ, Tahir Özkan

M.Sc in Environmental Sciences and Energy Management Department

Supervisor: Prof. Dr. Mehmet KARPUZCU

December 2018

44pages

This work is a filling system containing solid grains in which the microorganisms grow in biofilms in the reactor. This unit consists of a tank measuring 10-13 cm in size and two meters in height. Waste water into this tank is given with a certain flow rate. In the upper part of the tank, the waste water distribution is provided to the tank by means of a mechanism consisting of perforated pipes around the center. In this way, the waste water supplied to the tank flows through the filter filling material in the tank and a thin layer is formed on the stones. This layer is called the biofilm layer. It contains microorganisms and organic substances. Microorganisms first use organic pollutants as nutrients and then a biological treatment reaction occurs.

This work; In the first stage, the effluent treatment efficiency of domestic wastewater treatment was investigated. The effluent concentration values given to the reactor from the pre-precipitation unit of the plant are average: SS 140.31 mg / l, COD 349.16 mg / l, Total nitrogen 98.5 mg / l, Total phosphorus 7.5 mg / l, pH 7,51.

In the second stage, the amount of filter filling material was changed and the process performance was increased and the effluent treatment efficiency was examined. In the third stage, the environmental environment parameter (anaerobic-aerobic) was changed in the reactor and its effect on the effluent efficiency was investigated.

Depending on the increased filter height and surface area, the biofilm surface increased and the treatment efficiency increased accordingly.

With the increase of oxygen transfer into the reactor, the biomass develops faster and increases, thus increasing the effluent treatment effluence: SS: 35.1% COD: 44,75% TN: 44,46% TP: up to 33,16% It was observed.

Low population of 1000 people or less, villages, towns, tourist areas, highland waste water; Financial, technical and strategic problems are encountered in centralized collection and treatment. For such places: Considering factors such as cost, investment, operation and maintenance, this system can be used in the treatment of waste water.

Key Words: Biofilm, fixed bed biofilm reactor, wastewater, trickling filter, crushed stone,

TEŞEKKÜR

Bu alıŐma Gaziantep BüyükŐehir Belediyesi GASKİ Genel Müdürlüğü tarafından desteklenmiŐtir. Deneysel çalıŐmaların ve araŐtırmaların yapıldığı GASKİ Genel Müdürlüğü Atık Su Arıtma Tesisi Daire BaŐkanlıėı çalıŐanlarına ve çalıŐmam boyunca bana yardımcı olan evre Yüksek Mühendisi Eyüp ANLATICI'ya teşekkür ederim.

Yüksek lisans tezimin tamamlanması için tüm aŐamalarında akademik tecrübesi, bilgisi ve fikirleri ile bana yardımcı olan Dr. Öğr. Üyesi Adem YURTSEVER'e teşekkür ederim. Konunun belirlenmesinde bana esin kaynağı olan bilgi ve deneyimlerinden faydalandığım danışman hocam Sayın Prof. Dr. Mehmet KARPUZCU'ya teşekkür ederim.

Son olarak hayatım boyunca bana her türlü desteği sağlayan, maddi ve manevi katkılarından ötürü çok kıymetli aileme teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

	Sayfa No.
ABSTRACT.....	vii
TEŞEKKÜR.....	ix
TABLO LİSTESİ.....	xi
ŞEKİL LİSTESİ.....	xii
KISALTMALAR.....	xiii
1.GİRİŞ.....	1
1.1. Çalışmanın Amacı.....	2
2.ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	4
2.1.Biyofilm Reaktörler.....	5
2.2.Biyofilm Proseslerinin Avantajları.....	6
2.3.Damlatmalı Filtreler (DF).....	6
2.4.Döner Biyolojik Disk (DBD) Reaktörler.....	16
2.4.1.Döner Biyodisk Reaktörlerde Patojen Giderimi.....	17
3. MATERYAL VE METOT.....	18
3.1. Tasarım.....	18
3.1.1. Reaktör Hacmi:.....	19
3.1.2. Kırma taş Yüzey Alanı:.....	19
3.1.3. Organik Madde Yükleme Hızı:.....	19
3.1.4. Hidrolik Yükleme Hızı:.....	19
3.2. Ekipmanlar.....	Hata! Yer işareti tanımlanmamış.
3.3. Reaktör Kurulumu ve İşletim Şartları.....	20
3.4. Çalışmada Kullanılan Atıksu Karakteristiği.....	24
3.5. Analitik Metotlar.....	24
4. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	26
Aşama 1.....	26
Aşama 2.....	30
Aşama 3.....	34
6.SONUÇ VE ÖNERİLER.....	39
KAYNAKLAR.....	41
KİŞİSEL BİLGİLER.....	44

TABLO LİSTESİ

	Sayfa No
Tablo 2.1. Kırma taş ve plastik dolgu malzemenin BOİ giderim verimleri	14
Tablo 2.2. Dolgu malzemesi bazaltik sünger taşı kullanılan deneysel çalışmanın KOİ giderim verimleri	15
Tablo 2.3. Dolgu malzemesi plastik küre kullanılan deneysel çalışmanın KOİ giderim verimleri	15
Tablo 2.4. Dolgu malzemesi plastik küre kullanılan deneysel çalışmanın KOİ giderim verimleri.....	16
Tablo 3.1. Biyofilm proseslerde tasarım özellikleri	18
Tablo 3.2. Biyofilm proseslerde malzeme türü	18
Tablo 3.3. Atık su Karakteristiği	24

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1. Biyofilm yüzeyi oluşturan mikroorganizmaların mikroskopta görünümü	5
Şekil 2.2. Biyofilm yüzey alanında organik maddelerin akım şeması	6
Şekil 2.3. Biyofilm yüzeyi oluşturmak için kullanılabilen plastik malzeme	7
Şekil 2.4. Damlatmalı filtrelerin akım şeması	8
Şekil 2.5. Dairesel kesitli bir damlatmalı filtrenin çalışma prensibi	9
Şekil 2.6. Taşıyıcı malzeme üzerinde oluşan tabakalaşma	9
Şekil 2.7. Alcaligenes ve bazı ipliksi bakterilin mikroskobik ortamda görünümü	10
Şekil 2.8. Dolgu malzemesi üzerindeki düşeyde ve dikeydeki diyagramlar	13
Şekil 2.9. Kırma taş ve plastik dolgu malzemenin BOİ giderim veriminin konsantrasyon miktarına oranı	14
Şekil 2.10. Döner biyolojik disk reaktörlerin akım şeması	16
Şekil 3.1. Birinci aşama çalışma prensibi	21
Şekil 3.2. İkinci aşama çalışma prensibi	22
Şekil 3.3. Üçüncü aşama çalışma prensibi	23
Şekil 4.1. Birinci aşamadaki reaktöre giren ve çıkan AKM konsantrasyonu ve giderim verimi	26
Şekil 4.2. Birinci aşama reaktöre giren ve çıkan KOİ konsantrasyonu ve giderim verimi	27
Şekil 4.3. Birinci aşama reaktöre giren ve çıkan pH değerleri	28
Şekil 4.4. Birinci aşama reaktöre giren ve çıkan azot konsantrasyonu ve giderim verimi	28
Şekil 4.5. Birinci aşama reaktöre giren ve çıkan fosfor konsantrasyonu ve giderim verimi	29
Şekil 4.6. Birinci aşama genel giderim verimleri	29
Şekil 4.7. İkinci aşama AKM giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi ...	30
Şekil 4.8. İkinci aşama KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi	31
Şekil 4.9. İkinci aşama pH giriş ve çıkış değerleri	32
Şekil 4.10. İkinci aşama azot giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi....	32
Şekil 4.11. İkinci aşama fosfor giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi.	33
Şekil 4.12. İkinci aşama genel giderim verimleri	34
Şekil 4.13. Üçüncü aşama AKM giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi	34
Şekil 4.14. Üçüncü aşama KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi	35
Şekil 4.15. Üçüncü aşama pH giriş ve çıkış değeri	36
Şekil 4.16. Üçüncü aşama azot giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi	36
Şekil 4.17. Üçüncü aşama fosfor giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi	37
Şekil 4.18. Üçüncü aşama genel giderim verimleri	38

KISALTMALAR LİSTESİ

Q	Atık su debisi
QR	Geri devir debisi
DF	Damlatmalı Filtre
DBD	DönerBiyodisk Reaktör
SYBR	Sabit Yataklı Biyofilm Reaktör
AKM	Askıda Katı Madde
TN	Toplam Azot
TP	Toplam Fosfor
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
V _r	Reaktör Hacmi
V _k	Kırma taş Hacmi
R _g	Reaktöre giren atık su parametre değerleri
R _ç	Reaktörden çıkan atık su parametre değerleri
UBF	Yukarı akışlı çamur yataklı filtreler
UF	Yukarı akışlı filtreler
SBAF	Çamur yataklı anaerobik filtreler
SB/FB	Çamur yatak/Filtre yatak
AAT	Atık su arıtma tesisi

BÖLÜM 1

GİRİŞ

Dünya nüfusu hızla artmakta ve buna bağlı olarak günden güne artan tüketim ihtiyaçları doğal kaynakların azalmasına ve kirlenmesine neden olmaktadır.

Hızla artan sanayileşme, tarımsal sulama, insani tüketim ve kullanım amaçlı su sarfıyatı, tatlı su rezervlerinin sınırlı oluşu ve elde etmede güçlük, iklim değişikliği, kuraklık gibi faktörler canlı hayatının temelini oluşturan suyun önemini gözler önüne sermektedir.

Ekosistemin korunması ve su döngüsünün sürekliliğini sağlamak amacıyla alıcı ortamlara (deniz, göl, akarsu, nehir...vb.) deşarj standartları getirilmiş, bu bağlamda da kullanılmış suları arıtma ihtiyacı doğmuştur. Deşarj standartlarının üzerinde olan kullanılmış sular, alıcı ortama verildiklerinde çevre kirliliğine sebep olmaktadır.

Deniz, göl, akarsu, nehir gibi alıcı ortamlara arıtılmadan deşarj edilen atık sular; sudaki yaşayan canlıların yaşamsal faaliyetlerine etki etmekte ve zarar vermektedir. Sudaki organik madde miktarının düzensiz ve aniden artışı sucul bitkilerin orantısız gelişmesine alglerin çoğalmasına sebep olmaktadır. Buna bağlı olarak da sucul ortamda artan oksijen ihtiyacı, sudaki çözünmüş oksijen miktarını düşürmekte suda yaşayan balık...vb. canlıların yaşamını tehlikeye atmaktadır. Su kalitesinin düşmesiyle birlikte alıcı ortam içerisindeki bitkilere ve çevresindeki habitata olumsuz etki etmektedir.

Ağır metal içeren endüstriyel kaynaklı atık suların arıtılmadan alıcı ortama verildiklerinde toksik etki yapmakta, canlıların doğrudan veya dolaylı şekilde zehirlenmesine ya da ölmesine sebep olabilmektedir.

1950'li yılların sonundan itibaren bilim insanları kullanılmış suları arıtma metotları üzerinde çalışmalar yapmışlar; aerobik, anaerobik ve anoksik prosesler üzerinde yoğunlaşmışlardır. Mikroorganizmalar vasıtasıyla kirlenmiş sularda inorganik ve organik madde giderimini anaerobik ve aerobik olmak üzere iki

ortamda incelemişlerdir. İki sisteminde birbirine karşı avantajları ve dezavantajları bulunmaktadır. Kısaca anaerobik sistemde enerji kullanılmaması ve oluşan son ürün safhasındaki gazın enerjiye dönüştürülebilmesi sistemi daha cazip kılmaktadır.

Yüksek organik madde ($BOİ > 1000-1500$ mg/l) ve düşük katı madde içeren konsantre atık suların arıtılmasında aerobik proseslerin uygulanmasının pahalı oluşu anaerobik proseslerin gelişmesine neden olmuştur (UNIDO, 1992).

KOİ değeri 1000 mg/l'ten az olan seyreltik atık suların havasız (anaerobik) proseslerde arıtılması durumunda havalı (aerobik) sistemlere göre daha düşük arıtma verimi elde edilmektedir (Rittmann ve McCarty, 2001).

Günümüzde yaygın olarak kullanılan aerobik aktif çamur prosesleridir. Bunun nedeni ise evsel nitelikli atık suların arıtılmasındaki verimi ve işletme kolaylığıdır. Önümüzdeki yıllarda atık suların arıtılmasında anaerobik ve aerobik sistemlerin avantajlarını bir arada bulunduran hybrid sistemlerin kullanılması da gündeme gelecektir.

UBF (yukarı akışlı çamur yataklı filtreler), UF (yukarı akışlı filtreler), SBAF (çamur yataklı anaerobik filtreler), SB/FB (çamur yatak/filtre yatak) yaygın olarak "hybrid" reaktör olarak da adlandırılmaktadır (Tilche ve Vieira, 1991).

1.1. Çalışmanın Amacı

Bu çalışmada üç durum incelenmiştir. Atık su arıtımında dolgu malzemesi olarak kullanılan kırma taş yüzeyinde biyofilm tabakası oluşturulmaya çalışılarak, evsel nitelikli atık suyu arıtma verimi incelenmiştir. Filtre derinliği artırılarak, arıtma veriminde oluşan değişim incelenmiştir. Aynı koşullar altında reaktöre hava delikleri açılarak, reaktör içerisindeki oksijen seviyesi artırılmıştır. Buna bağlı olarak da evsel nitelikli atık suyun, atık su kirlilik parametreleri olan AKM, KOİ, TN, TP giderimi incelenmiştir.

Birinci aşamada yüksekliği 182 cm olan reaktör (silindirik tank) içerisine 10-13 cm büyüklüğünde kırma taş, 100 cm yüksekliğinde doldurulmuştur. Reaktör içerisine sabit dağıtıcı kolektör yapısı ile sürekli olarak, GASKİ atık su arıtma tesisinin ön çökeltme havuzundan çıkan atık su verilmiştir. 14. Günden itibaren reaktör girişinden ve çıkışından 3 gün arayla periyodik olarak analiz için atık su numuneleri alınmaya başlanmıştır. Alınan numunelerde deneyler yapılarak, filtre

malzemesi olarak kullanılan kırma taşın yüzeyinde oluşan biyofilm tabakasının evsel nitelikli atık suyu arıtma verimi incelenmiştir.

Çevresel koşullar; ısı, sıcaklık, nem gibi faktörler üç çalışma metodunda da göz ardı edilmiştir. Ancak bilindiği üzere ısı, sıcaklık, nem gibi faktörler mikroorganizmalara etki etmekte ve genel olarak enzimsel faaliyetlerin hızını arttırmakta veya değişen koşullara bağlı olarak azaltmaktadır. Kısaca hava sıcaklığı reaktör içerisindeki oksijen transferine etki etmemektedir. Biyofilm tabakası için öncelikli olan atık su sıcaklığıdır.

İkinci aşamada aynı reaktör kullanılarak; 10-13 cm büyüklüğünde kırma taş, reaktör yüksekliği boyunca 182 cm olacak şekilde doldurulmuştur. Reaktöre bir hafta boyunca sürekli olarak GASKİ atık su arıtma tesisi ön çökeltme havuzundan çıkan atık su verilmiştir. Bir haftadan sonra reaktör girişinden ve çıkışından 3 gün arayla numuneler alınmıştır. Alınan numunelerin deneyleri AAT laboratuvarın da yapılmıştır. Deşarj parametrelerindeki giderim verimleri incelenmiştir.

Üçüncü aşamada ise; ikinci aşamadaki metotla birlikte reaktörün alt kısmına, filtre saç yapısı ile drenaj noktası arasına 4x8 cm boyutunda 6 adet hava deliği açılmıştır. Bu sayede anaerobik olarak işletilen reaktöre, alttan atmosferik hava girişi sağlanarak aerobik koşullar altında; filtre dolgu malzemesi olarak kullanılan kırma taşın yüzeyinde oluşan biyofilm tabakasının atık su kirlilik parametrelerini giderim verimi incelenmiştir.

Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda: Birinci ve ikinci aşamada kırma taş yüksekliğine bağlı olarak değişen dolgu malzemesi yüzeyinde oluşan biyofilm tabakasının arıtma verimi değerlendirilmiştir. Üçüncü aşamada ise aerobik koşullar altında, atık su kirletici parametrelerinin reaktör içerisinde giderim verimleri incelenmiştir.

BÖLÜM 2

ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Canlılar için büyük öneme sahip olan su herhangi bir şekilde kullanıldıktan sonra evsel kökenli yada endüstri kuruluşlarından kaynaklanan kirlilikle özelliği değişikliğe uğrar. Bu sular atık su olarak adlandırılır (Reumuth, 1954).

Atık sulardaki kirleticilerden olan organik kirleticilerin uzaklaştırılması için en etkin yöntemin “biyolojik arıtma” olduğu söylenebilir. Biyolojik arıtma atık suyun içinde bulunan askıda veya çözülmüş organik maddelerin bakterilerce parçalanması ve çökebilir biyolojik floklarla sıvının içinde kalan veya gaz olarak atmosfere karışan inorganik bileşiklere dönüşmesidir (Metcalf ve Eddy,1991).

Biyofilm; mikrobiyal hücreler ve kalıntıları içeren kompleks yapılardır. Biyofilm, aktif çamur ile karşılaştırıldığında daha yoğun ve kalındır. Substratın biyofilm boyunca difüzyona uğraması biyofilmin fiziksel yapısı ile ilgilidir(Li, 2004).

Sabit film biyolojik proseslerde, mikroorganizmalar taşıyıcı malzemeye yapışarak yüksek konsantrasyonlara ulaşırlar. Taşıyıcı malzeme, üzerine mikroorganizmanın yapışarak büyüdüğü katı maddedir. Taşıyıcı malzeme olarak; çakıl, kırma taş, kum, aktif karbon, plastik malzeme ve bakteriler için toksik olmayacak her türlü katı madde kullanılabilir. Taşıyıcı malzeme üzerinde bakterinin büyümesini etkileyecek dört önemli parametre vardır. Atık suyun akış hızı, organik madde konsantrasyonu, taşıyıcı malzemenin çapı ve geometrik yapısıdır.

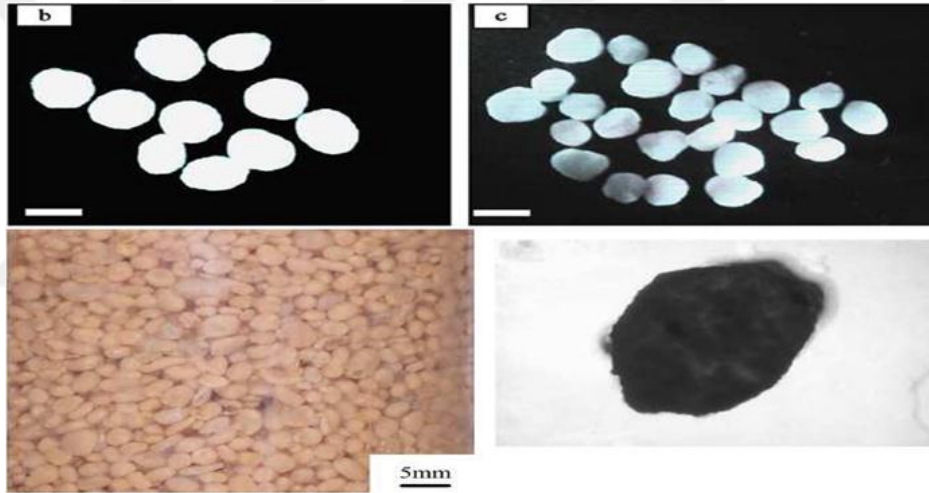
Anaerobik arıtma prosesleri organik maddelerin oksijensiz ortamda biyokimyasal olarak ayrıştırılması esasına dayanmaktadır. Arıtma esnasındaki gaz yaklaşık olarak %65-85 metan ve %15-35 karbondioksit karışımından oluşmaktadır. Havasız arıtma teknolojilerinin gelişimi 19. yüzyılın başlarına dayanmaktadır ve II.

Dünya Savaşı sonrası enerji kaynaklarında yaşanan kriz nedeni ile hızlı bir şekilde gelişmiştir (Alvarez, 2003).

2.1. Biyofilm Reaktörler

Bu sistem, bakterilerin bir katı yüzeye yapışık olarak büyüdüğü reaktörlerdir.

- Damlatmalı filtreler
- Döner biyodiskler
- Batık filtreler
- Akışkan yataklı reaktörler
- Bakteriler birbirine yapışarak yumak oluşturabilir ve bu tip reaktörler de biyofilm reaktörler kategorisinde incelenebilir.



Şekil 2.1. Biyofilm yüzeyi oluşturan mikroorganizmaların mikroskopta görünümü

Porozite ve por çapı biyofilm derinliği boyunca azalır. Heterotrofik biyofilmlerde alt tabaka üst tabakadan 5-10 kat daha yoğundur (Zhang ve Bishop, 1996). Bununla birlikte, çözülmüş oksijen efektif difüzyon hızı üst tabakada % 50-81'den alt tabakada % 20-50'ye kadar azalmıştır (Bishop vd., 1995).

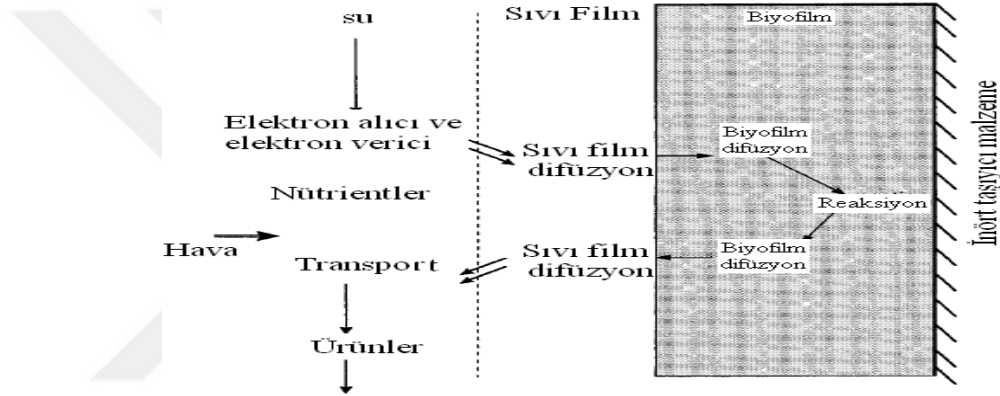
Biyofilm reaktör içerisine atık su dağıtım hızına bağlı olarak biyofilm kalınlığı değişmektedir. Atık su dağıtım hızı arttıkça biyofilm kalınlığı azalmaktadır (Rodgers ve Zhan, 2003).

Biyofilm denitrifikasyon bakterilerinin gelişimi için (Daude ve Stephenson, 2003). 40 günü yeterli görürken, (Orantes ve Gonzalez-Martinez, 2002). Biyofilmin

tam olarak kararlı hale gelmesi için deneylere başlamadan önce 60 günlük hazırlık periyodu belirlemişlerdir.

2.2. Biyofilm Proseslerinin Avantajları

1. Özgül büyüme hızı oldukça düşük olan mikroorganizmaların gelişmesine yardımcı olur.
2. Yüksek organik yüklemelere karşı dayanıklıdır.
3. İşletme masrafları, bakterilerin askıda büyüdüğü reaktörlerden daha düşüktür.
4. Hücre dışı polimerler, bakterilerin inorganik taşıyıcı malzemelere ve birbirlerine yapışmasına yardımcı olur.



Şekil 2.2. Biyofilm yüzey alanında organik maddelerin akım şeması(Debik vd., 2008).

Biyofilm proseslerde iki aşamalı kütle transferleri vardır. Elektron alıcı ve elektron vericilerin biyofilmin içine nüfuz etmesi gerekirken, ara ürünlerin biyofilm içerisinden suya nüfuz etmeleri gerekmektedir.

İnert taşıyıcı malzeme mikroorganizmaların tutunması için yüzey alanı oluşturmaktadır. Oluşan yüzey alanı (biyofilm tabakası) reaktöre beslenen atık su içerisindeki mevcut organik maddelerin ve nütrientlerin sıvı film difüzyon yöntemi ile giriş ve çıkışını sağlayarak arıtma sağlanır (Şekil 2.2).

2.3. Damlatmalı Filtreler (DF)

Damlatmalı filtreler, ilk defa 1890 yılında kullanılmış olup biyolojik atık su arıtımı için en eski sistemlerden biridir. Filtre malzemesi olarak; seramik, taş, plastik malzeme ve tahta kullanılabilir. Taşıyıcı malzeme seçerken: Boşluk yüzdesi, gözenek

yapısı, maliyeti, özgül yüzey alanı dikkate alınır. PVC ya da polipropilenden imal edilmiş plastik malzemelerde damlatmalı filtreler için kullanılmaktadır.

Ayrıca, kırma taşa yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Taş malzeme filtre malzemesi olarak kullanıldığı takdirde çok fazla ağırlık oluşturur ve filtre fazla yüksek yapılamaz. Filtre malzemesi olarak plastik kullanılması durumunda ise filtre malzemesi hafif olup 6-10 m ye kadar yüksek filtreler yapılabilir (Şekil 2.3).

Klasik olan kırma taşlar daha çok kalkerden üretilmelerine karşılık, püskürük lav taşlarından hazırlanan dolgu yataklarının damlatmalı filtrelerde %10-20 daha fazla verim sağladığı belirtilmektedir (Volf,1980).

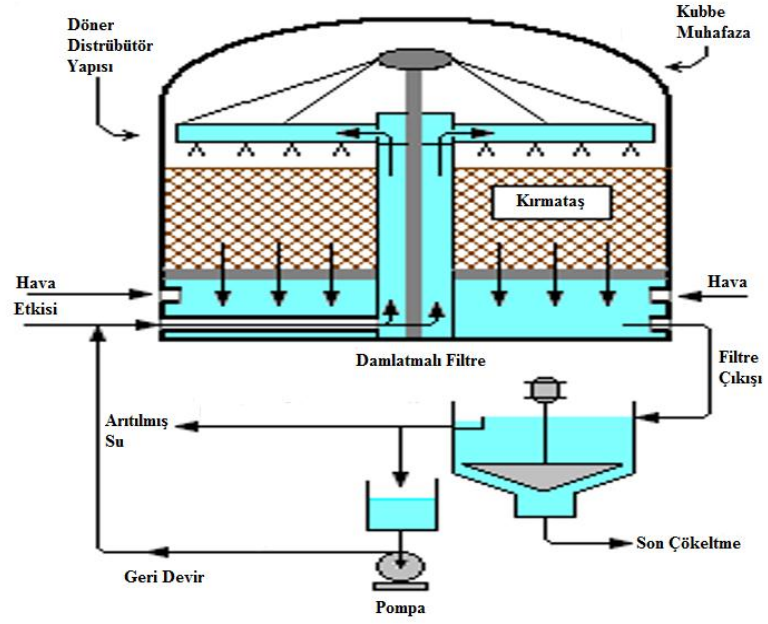


Şekil 2.3. Biyofilm yüzeyi oluşturmak için kullanılabilen plastik malzeme (Debik vd., 2008).

Damlatmalı filtrelerde dört önemli kısım vardır.

- 1- Dairesel veya dikdörtgen bir havuza yüksekliği 1-2,5 metre olacak şekilde filtre malzemesi doldurulur. İdeal bir filtre malzemesi üzerinde daha çok bakterinin büyüye bilmesi için çok geniş yüzey alanına sahip olması gerekmektedir. Ayrıca içerisine havanın nüfuz edebilmesi ve kopan bakterilerin kolayca filtreden uzaklaşabilmesi için filtre malzemesi yeteri kadar boşluk hacmine sahip olmalıdır.
- 2- Atık su dağıtıcısı; atık su dağıtım yapısı, atık suyun filtre malzemesi üzerine homojen olarak dağıtılmasını sağlar.
- 3- Damlatmalı filtreden arıtılmış suyun toplanması ve havanın filtreye verilmesi için bir dren sistemi bulunmalıdır.

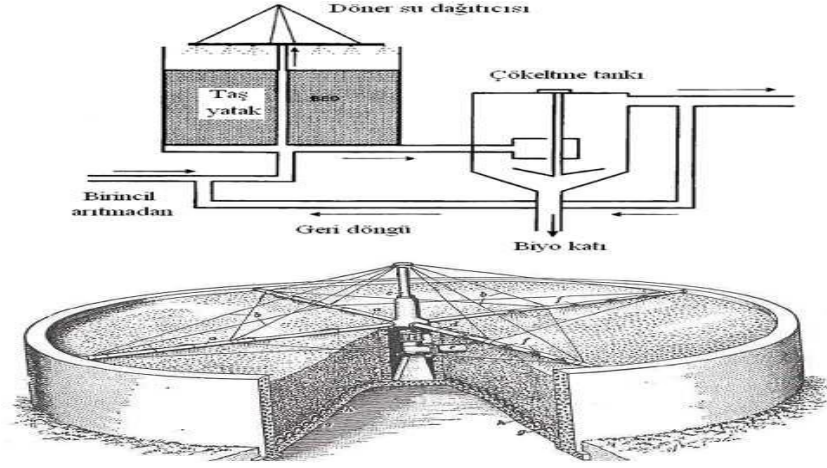
- 4- Son çökeltme tankı; damlatmalı filtreden kopan bakteri yumaklarının sudan ayrılması için kullanılır (Şekil 2.4) (Debik vd., 2008).



Şekil 2.4. Damlatmalı filtrelerin akım şeması

Damlatmalı filtrede geri devir önemli bir faktör olup, geri devirin artırılması neticesinde:

1. Atık su ile bakterinin teması artar.
2. Giriş atık suyundaki organik madde ve toksik madde konsantrasyonu azalır.
3. Geri devir ayrıca, atık su debisinin düşük olduğu zamanlarda filtrenin kurumasını engeller. Koku ve sinek oluşumunu da azaltır.



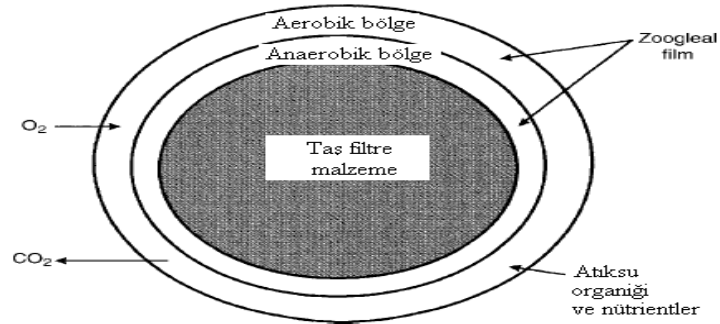
Şekil 2.5. Dairesel kesitli bir damlatmalı filtrenin çalışma prensibi (Karpuzcu, 1988).

Ön çökeltme tankından çıkan atık su birincil arıtmadan borular yardımıyla döner su dağıtım yapısına taşınır. Döner su dağıtıcısı atık suyu reaktör üzerine borular vasıtasıyla püskürtür. Filtre dolgu malzemesinden süzülen kısmen arıtılmış atık su ve kopan biyofilm tabakaları çökeltme tankında çöktürülerek çamur oluşur. Çökeltme tankından çıkan arıtılmış sudan bir kısmına geri devir yaptırılır (Şekil 2.5).

Damlatmalı Filtrelerin Biyolojisi

Damlatmalı filtre malzemesi üzerinde oluşan biyofilme zoogleal film denir (Debik vd., 2008). Biyofilm; bakteri, fungus, alg, protozoa ve diğer yaşam formlarından meydana gelir (Şekil 2.6).

Damlatmalı filtrede organik madde bakteriler tarafından kullanılarak, yeni hücrelere dönüştürülür. Bu oluşan yeni hücreler damlatmalı filtrelerden sonra gelen çökeltme tanklarında çöktürülerek sudan ayrılır.



Şekil 2.6. Taşıyıcı malzeme üzerinde oluşan tabakalaşma

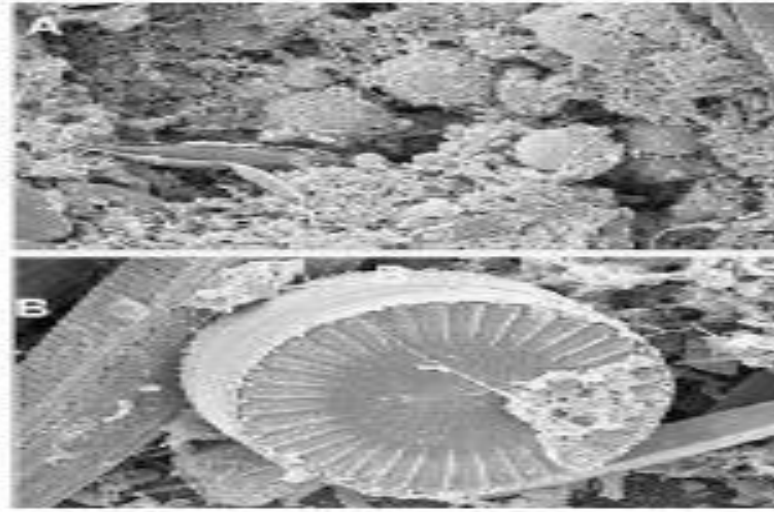
Damlatmalı Filtrelerdeki Bakteriler

Bakteriler; filtrelerde özellikle organik maddelerin parçalanmasında önemli görev üstlenirler. Koloidal organik maddeler ise biyofilm tarafından adsorplanır ve hücre dışı enzimler ile parçalanırlar.

Denitrifikasyon bakterileri nitratı azot gazına çevirerek büyümeleri için gerekli enerjiyi elde ederler. Ancak hücre sentezi için bir karbon kaynağı gerekir. Heterotrofik denitrifikasyonda karbon kaynağı olarak metanol, etanol, glikoz, asetik asit ve formik asit gibi organik maddeler kullanılmaktadır (Metcalf ve Eddy,1991).

Damlatmalı filtrelerde aktif bakteriler aşağıda verilmiştir.

- Nitrifikasyon bakterileri
- Pseudomonas
- Flavobacterium
- Achromobacter
- Alcaligenes ve bazı ipliksi bakterilerdir (Şekil 2.7.) (Debik vd., 2008).



Şekil 2.7. Alcaligenes ve bazı ipliksi bakterilin mikroskobik ortamda görünümü

Damlatmalı Filtrelerdeki Mantarlar

Mantarlar genellikle düşük pH değerlerinde dominant olurlar. Bu da sisteme asidik atık suların verilmesinden kaynaklanır. Damlatmalı filtrelerde en çok gözlenen mantar türleri: Penicillium, aspergillus, mucor, geotrichum ve mayadır (Debik vd., 2008).

Mantarların yaptığı denitrifikasyon bakterilerinkinden farklı ve eksiktir. Mantarlar, N₂O redüktazın yokluğundan dolayı, denitrifikasyon ürünü olarak dinitrojen N₂ yerine nitrozoksit N₂O üretirler (Kubota vd., 1999).

Damlatmalı Filtrelerdeki Algler

Algler damlatmalı filtrelerin yüzeyinde gelişirler. Çünkü damlatmalı filtrelerin üst tarafı gündüz güneş almaktadır.

Her ne kadar algler filtrede büyüyen bakteri ve funguslar için oksijen üretse de damlatmalı filtrelerde büyüyen algler filtrelerin tıkanmasına neden olabilir. Damlatmalı filtrelerde en çok gözlenen algler: Euglena, chlorella'dır (Debik vd., 2008).

Damlatmalı Filtrelerdeki Protozoalar

Ökaryotik organizma olan protozoalar biyofilmdeki bakteriler üzerinden büyür. Biyofilmde flagellalı (bodo, monas), silikalı (colpidium, vorticella) ameba (amoeba, arcella) bulunabilir. Rotiferler ayrıca damlatmalı filtrede bulunurlar (Debik vd., 2008).

Protozoalar: Tek hücreli mikroorganizmalar olup bakteri ve koloidal yapıdaki maddeler gibi katı besin maddeleri ile beslenirler. Atık su arıtımında 200'ün üzerinde protozoa tipi tanımlanmış olmakla beraber, en baskın türleri kirpikli olanlarıdır. Bakterilerden bir veya iki kat daha büyük (10 ila 200 µm) organizmalardır. Metabolizmaları gereği aktif çamur süreçlerinde bir indikatör olarak kullanılırlar (Toprak, 2000).

Damlatmalı Filtrelerde Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon

Yapılan bazı çalışmalarda damlatmalı filtrelerde Nitrospirasp.'nin dominant olduğu gözlenmiştir. Genellikle nitrifikasyon, filtrenin alt kısmında gerçekleşir. Bazı durumlarda ise, iki filtre arka arkaya yapılarak; ilk filtrede heterotroflar, ikinci

filtrede ise nitrifikasyon yapan bakterilerin dominant olması sağlanır (Debik vd., 2008).

Nitrifikasyon, atık suda mevcut amonyum NH_4 iyonlarının bakteriler tarafından önce nitrite sonra da nitrat iyonlarına dönüştürülmesidir. Amonyumu nitrite oksitleyen bakteri türleri Nitrosomonos ve Nitrosococcus olarak bilinmektedir. İlk basamakta nitrite NO_2 oksitlenen amonyum iyonları, ikinci basamakta Nitrobakter ile nitrate NO_3 dönüştürülür.

Atık sulardaki azot kirleticilerinden en önemlisi nitrat kirliliğidir. Sularda nitratın aşırı miktarda bulunması canlılık faaliyetlerini etkiler. Örneğin, sularda alg popülasyonunda artış gözlenir ve bunun sonucunda sulardaki çözülmüş oksijen oranı düşer (Delange vd., 1994).

Atık sularda bulunan nitrat, atık sulardaki mikroorganizmalarca azot gazına dönüştürülerek giderimi sağlanır. Bu olay denitrifikasyon olarak adlandırılır. Atık sulardan nitrat giderimi çok önemlidir. Bu yüzden denitrifikasyon gerçekleştiren bu organizmaların tanımlanması ve aktivitelerinin belirlenmesi gerekir (Orantes vd., 2002).

Denitrifikasyon, anoksik koşullar altında nitratın (NO_3), nitrite (NO_2), nitritin nitrik okside (NO) ve nitroz okside (N_2O) ve son olarak da azot gazına indirgenmesi olayıdır. Denitrifikasyon bir solunum olayı olduğundan, enerji kaynağı olarak oksitlenebilir bir substrata ya da elektron vericiye ihtiyaç duyar (Tiedje, 1988).

Damlatmalı filtrelerde nitrifikasyon hızı birçok faktöre bağlıdır.

Bunlar:

- Sıcaklık
- Çözülmüş oksijen
- pH
- İnhibitörlerin varlığı
- Yükleme hızı
- Filtre malzemesi
- Filtre yüksekliği ve atık sudaki BOİ konsantrasyonudur.

Damlatmalı Filtrelerin Avantajları

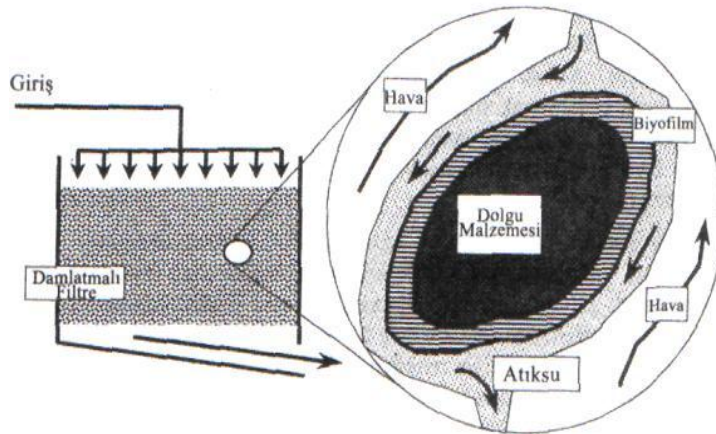
Damlatmalı filtreler özellikle nüfusu az olan yerlerde kullanılmaktadır. Damlatmalı filtrenin işletimi ucuz, kolay ve güvenilirdir. Ayrıca, şok organik ve toksik kirleticilere dayanıklı olduğu için endüstriyel atık suların arıtımında da yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Debik vd., 2008).

Damlatmalı Filtrelerin Dezavantajları

Aşırı organik yükleme hücre dışı polimer üreten bakterilerin aşırı derecede çoğalmasına neden olarak filtrenin tıkanmasına yol açabilir. Aşırı bakteri büyümesi filtrede koku problemlerine yol açabilir. Filtrenin tıkanmasından dolayı filtrede hava sirkülasyonu bozulabilir ve düşük oksijen konsantrasyonlarına neden olur. Bu da arıtım performansını ciddi derecede düşürür.

Damlatmalı Filtrelerde Performans

İki filtrenin değişimli kullanımı; atık su dağıtımını yavaşlatmak, hava sirkülasyonunda artmasını sağlamak filtrede plastik malzeme kullanarak yüzey alanını arttırmaktır. Mekanik havalandırma ekipmanları kullanarak koku problemi ve düşük arıtım performansı önenebilir (Şekil 2.8) (Debik vd., 2008).



Şekil 2.8. Dolgu malzemesi üzerindeki düşeyde ve dikeydeki diyagramlar

Damlatmalı Filtrelerde Patogen ve Parazit Giderimi

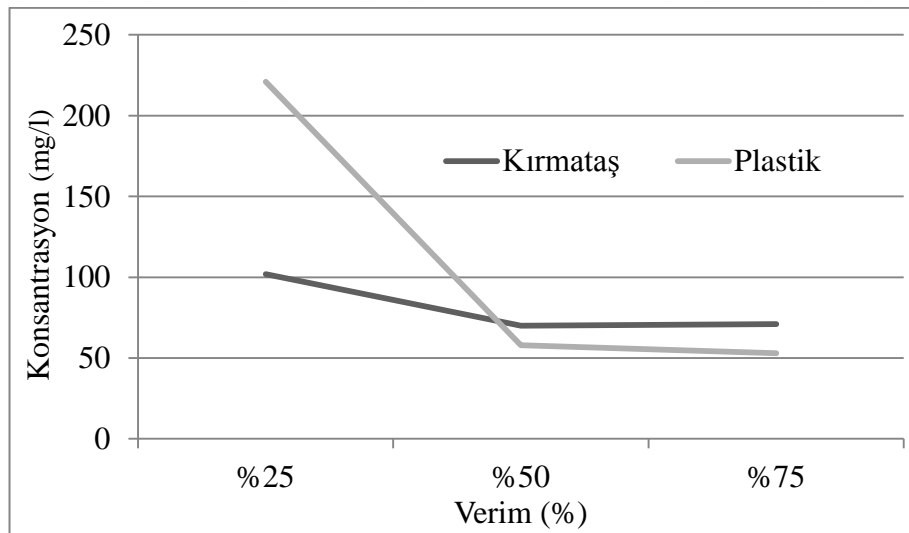
Damlatmalı filtrelerde patojen, parazit ve virüs giderimi aktif çamur proseslerine göre çok düşüktür. Bakteri giderimi güvenilir olmayıp çok değişkendir. Filtrasyon hızı bakteri ve patojen giderimini önemli ölçüde etkiler.

2.3.11.Damlatmalı Filtrelerde Farklı Dolgu malzemesi ile Yapılan Çalışmalar

Harrison ve Daigger (1987) deneysel çalışmalarında kırma taş ve plastik malzemeyi dolgu malzemesi olarak kullanmışlardır. Düşük konsantrasyonlarda kırma taş ve plastik dolgu malzemesi giderim verimleri yakın değerler verirken, yüksek konsantrasyonlarda plastik malzemenin giderim veriminde düşüş gözlenmiştir. Harrison ve Daigger (1987)'in kullandığı dolgu malzemesi giderim verimleri aşağıda (Tablo 2.1) de gösterilmiştir.

Tablo 2.1. Kırma taş ve plastik dolgu malzemenin BOİ giderim verimleri(Harrison ve Daigger, 1987).

BOİ Giriş mg/l	YÜKLERİ		GİDERME VERİM %	
	Hac. Yük kg/m ³ gün	Hid. Yük m ³ /m ² .sa	Kırma taş	Plastik
102	0,59	2,08	70	71
221	2,64	2,86	58	53



Şekil 2.9. Kırma taş ve plastik dolgu malzemenin BOİ giderim veriminin konsantrasyon miktarına oranı

Şengüler (1992) yaptığı deneysel çalışmada dolgu malzemesi olarak bazaltik sünger taşı kullanmıştır. Debinin artışına bağlı olarak arıtma veriminin giderek

düştüğü gözlenmiştir. Aşağıda (Tablo 2.2) de yapılan deneysel çalışmanın giderim verimleri gösterilmiştir.

Tablo 2.2. Dolgu malzemesi bazaltik sünger taşı kullanılan deneysel çalışmanın KOİ giderim verimleri (Şengüler, 1992).

Giren Debi Q1	Giriş KOİ (Co)	Çıkış KOİ (C1)	Ölçülen Biyolojik Verim
cm ³ /sn	mg/l	mg/l	Verim= 1- (c1/c0)
3401	668,80	225,28	0,66
7353	663,52	293,92	0,56
15625	642,00	401,20	0,38
30303	659,60	486,20	0,26
60606	649,40	520,20	0,20

Şekerdağ (1982) biyofilmle kaplı plastik kürelerle yaptığı deneysel çalışmalarda değişken debi miktarına karşılık yakın değerlerde giderim verimi elde etmiştir. Konsantrasyon giderim verimleri aşağıda (Tablo 2.3)'te gösterilmiştir.

Tablo 2.3. Dolgu malzemesi plastik küre kullanılan deneysel çalışmanın KOİ giderim verimleri (Şekerdağ, 1982).

Giren Debi Q1	Giriş KOİ (Co)	Çıkış KOİ (C1)	Ölçülen Biyolojik Verim
cm ³ /sn	mg/l	mg/l	Verim= 1- (c1/c0)
33,33	569,40	444,60	0,22
62,50	563,8	450,80	0,20
74,07	546,00	452,40	0,17
82,64	592,80	478,80	0,19
138,90	592,80	468,00	0,21

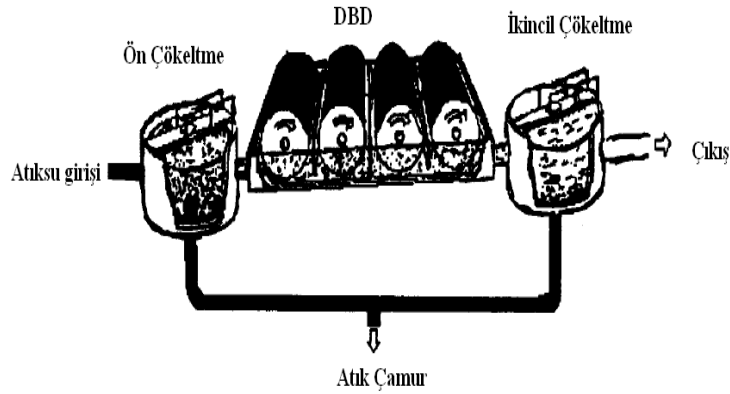
Ünlü (1990) yaptığı deneysel çalışmada dolgu malzemesi olarak plastik küreler kullanmıştır. Değişken debi ve konsantrasyon miktarlarına bağlı olarak giderim verimleri de değişiklik göstermiştir (Tablo 2.4).

Tablo 2.4. Dolgu malzemesi plastik küre kullanılan deneysel çalışmanın KOİ giderim verimleri (Ünlü, 1990)

Giren Debi Q1	Giriş KOİ (Co)	Çıkış KOİ (C1)	Ölçülen Biyolojik Verim
cm ³ /sn	mg/l	mg/l	Verim= 1- (c1/c0)
19230	1024,00	704,00	0,31
27777	736,00	560,00	0,24
30303	696,00	536,00	0,23
45455	576,00	480,00	0,17
76285	560,00	472,00	0,16

2.4.Döner Biyolojik Disk (DBD) Reaktörler

Döner biyolojik diskler; diğer bir tip biyofilm reaktör olup, bakteriler disklere yapışık olarak büyürler. Biyofilm kalınlığı 1-4 milimetre olup organik madde giderimi ve nitrifikasyondan sorumludur. Ayrıca biyofilmin iç taraflarında düşük oksijen konsantrasyonlarından dolayı denitrifikasyon da gözlenebilir (Şekil 2.10) (Debik vd., 2008).



Şekil 2.10. Döner biyolojik disk reaktörlerin akım şeması

DBD reaktörlerde farklı mikroorganizmalar gelişebilmektedir. İpliksi bakteriler, protozoa ve metazoa bulunabilir. En çok gözlenen ipliksi bakteriler: Sphaerotilus, Beggiatoa, Nocardia'dır.

DBD reaktörlerin ilk kademelerinde yüksek organik yüklemelerinden dolayı oksijen konsantrasyonu düşebilir. Bu durum organik madde oksidasyonunu olumsuz etkileyebilmektedir.

DBD reaktör genellikle düşük nüfusa sahip yerlerde atık su arıtımı amacıyla kullanılmakta olup, ucuz ve kolay işletimi sebebiyle tercih edilebilir.

2.4.1.Döner Biyodisk Reaktörlerde Patojen Giderimi

DBD reaktörlerde indikatör organizma giderim veriminin yüksek olduğu bilinmektedir. Yapılan çalışmalara göre E.coli gideriminde en önemli faktörün bakterinin biyofilm tarafından adsorplanması ve protozoalar ve nematotlar tarafından kullanılmasıdır. DBD reaktörler aktif çamur proseslerden daha az kullanılmaktadır (Debik vd., 2008).

BÖLÜM 3

MATERYAL VE METOT

Bu çalışma kapsamında öncelikli olarak sabit yataklı anaerobik biyofilm (SYBR) reaktöründe kırma taşın; atık su arıtımındaki alıcı ortam deşarj parametreleri olan AKM, TN, pH, TP, KOİ giderim verimleri incelenmiştir.

3.1. Tasarım

Tablo 3.1. Biyofilm proseslerde tasarım özellikleri

Tasarım Özellikleri	Standart Değer	Orta Değer	Yüksek Değer	Yüksek Değer	Karma Değer
Malzeme Türü	Taş	Taş	Taş	Plastik	Taş/Plastik
Hidrolik Yükleme $m^3/m^2.d$	1-4	4-10	10-40	10-75	40-200
Organik Yükleme $kg BOI/m^3/d$	0.07-0.22	0.24-0.48	0.4-2.4	0.6-3.2	>1.5
Sirkülasyon Oranı	0	0-1	1-2	1-2	0-2
Derinlik, m	1.8-2.4	1.8-2.4	1.8-2.4	3.0-12.2	0.9-6
BOI Verim, %	80-90	50-80	50-90	60-90	40-70
Güç, kW/10³ m³	2-4	2-8	6-10	6-10	10-20

(Metcalf&Eddy, Inc. 1979 and WEF 2000)

Tablo 3.2. Biyofilm proseslerde malzeme türü

Malzeme Türü	Nominal büyüklük, cm	Yaklaşık Ağırlık kg/m^3	Yaklaşık Yüzey Alanı m^2/m^3	Boş Alan, %	Uygulama
Taş (Küçük)	2.5-7.5	1250-1450	60	50	N
Taş (Büyük)	10-13	800-1000	45	60	C,CN,N
Plastik Genel	61x61x122	30-80	90	>95	C,CN,N
Yüksek Sınıf Plastik	61x61x122	65-95	140	>94	N

(Metcalf&Eddy, Inc. 1979 and WEF 2000)

3.1.1. Reaktör Hacmi:

$$Vr = \frac{\pi D^2}{4} * h = \frac{\pi * (1,02)^2}{4} * 1,82 \cong 1,5 \text{ m}^3$$

H=1 m doldurulmuş yükseklik için kırma taş hacmi:

$$Vk = \frac{\pi D^2}{4} * h = \frac{\pi * (1,02)^2}{4} * 1 = 0,81 \text{ m}^3$$

3.1.2. Kırma taş Yüzey Alanı:

$$Vk2 = \frac{45m^2}{m^3} * 0,81m^3 = 36,45 \text{ m}^2 \text{ (10-13 cm kırma taş için)}$$

3.1.3. Organik Madde Yükleme Hızı:

“1.gün BOİ(çıkış)=180 mg/l”

$$Q=25 \text{ L/dk}$$

$$Qorg = \frac{180mg}{l} * \frac{25l}{dk} * \frac{1kg}{10^6mg} * \frac{1440dk}{1gün} = 6,48 \text{ kg/gün}$$

3.1.4. Hidrolik Yükleme Hızı:

$$Qdebi=25L/dk$$

$$\frac{25L}{dk} * \frac{1440dk}{1gün} * \frac{1m^3}{1000L} = 36 \text{ m}^3/\text{gün}$$

$$\frac{36m^3}{36,45m^2} = \frac{0,98m^3}{m^2} \cdot \text{gün}$$

Yukarıda verilmiş olan reaktör yükleme hesaplarına göre; AAT ön çökeltme ünitesinden çıkan reaktöre verilen atık sudan ve reaktör çıkışındaki deşarj noktasından her 3 günde bir numuneler alınmış olup standart metotlara göre laboratuvar testleri yapılmıştır.

- 1- Atık su terfi pompası (20 m³/h debi kapasiteli ve 1,1 KW motor gücünde)
- 2- Reaktör besleme tankı (1000 lt hacimli plastik gövdeli tank)
- 3- 0,75 KW gücünde reaktör besleme pompası (1,5 m³/h debi kapasiteli ve 0,75 KW motor gücünde)
- 4- 1,5 m³ (1500L) hacimli çelik tank biyofilm reaktörü

- 5- $\Phi 40$ mm ve $\Phi 20$ mm çaplı u-PVC malzemeden imal edilmiş sabit dağıtıcıli kolektör
- 6- $1,5 \text{ m}^3$ 10-13 cm aralığında kırma taş

3.3. Reaktör Kurulumu ve İşletim Şartları

Dizayn edilmiş olan reaktör sabit yataklı anaerobik biyofilm prosesidir (Resim 3.1).



Resim 3.1. Reaktörün işletmeye hazır halinden bir görünüm

Reaktörün yüksekliği 182 santimetredir. Reaktör saç malzemeden yapılmış ve paslanmaması için iç ve dış yüzeyi epoksi boya ile boyanmıştır. Reaktörün drenaj yapısı alt tarafta, atık su çıkış noktasından 17 cm yüksekliğe yerleştirilmiş, reaktör çapının tamamını kapsayacak şekilde 5 mm delikli saç filtre yapısından oluşturulmuştur (Resim 3.2).



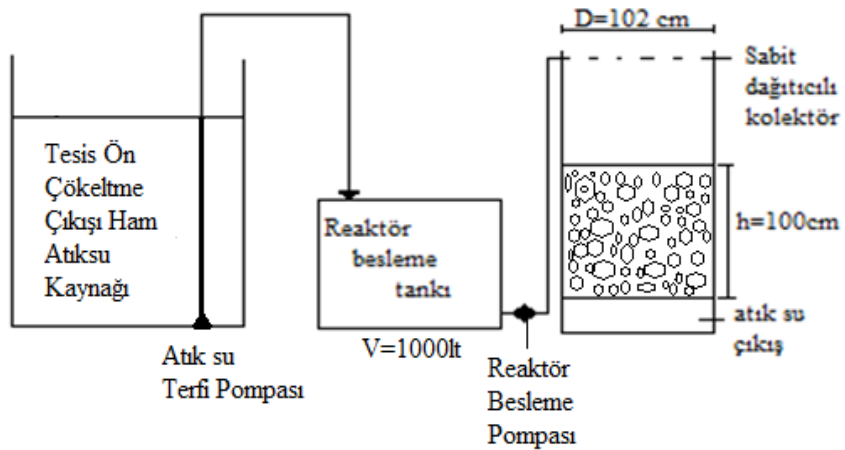
Resim 3.2. Reaktörün iç yapısı

Kullanılmış su; reaktör içerisine yedi adet 20mm çaplı pvc boru ve bir adet 40mm çaplı pvc boru kullanılarak dağıtımı yapılmıştır. Distribütör yapısı; reaktör içerisindeki filtre malzemenin tamamına atık suyun temas etmesi hedeflenerek dizayn edilmiştir. Ortalama 3-5 cm aralıklarla, 1 cm çapında olacak şekilde borular delinerek atık suyun reaktör içerisine dağıtımı sağlanmıştır (Resim 3.3).



Resim 3.3. Birinci deneysel çalışmadan görünüm

Üç çalışma metodunda da reaktör içerisine dakikada 25 litre, saatte 1,5 m³ kullanılmış su verilmiştir.



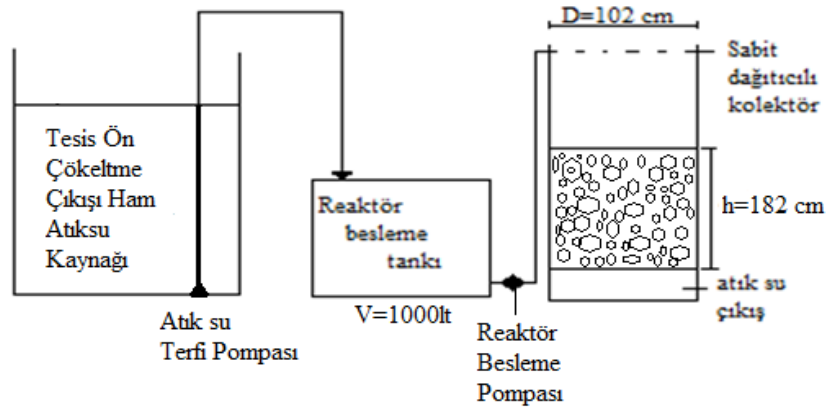
Şekil 3.1. Birinci aşama çalışma prensibi

1.aşamada reaktör 10-13 cm çaplı kırma taş ile H=100 cm yüksekliğinde doldurulmuştur (Resim 3.4).



Resim 3.4. Reaktör içerisindeki dolgu malzemesi

14. günden itibaren reaktöre verilen atık sudan (giriş) ve reaktörden çıkan kısmen arıtılmış atık sudan (çıkış) ilk numune alınarak deneylerin yapılmasına başlanmıştır.

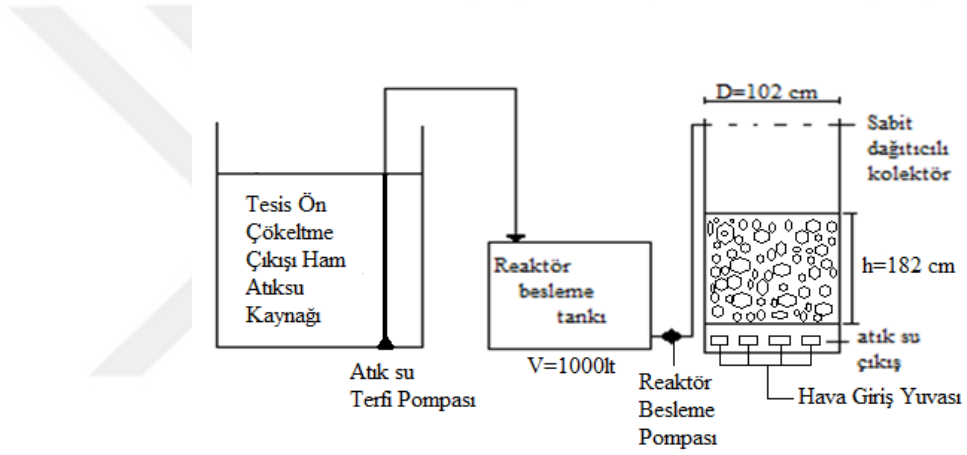


Şekil 3.2. İkinci aşama çalışma prensibi

İkinci aşamada reaktör içerisine 10-13 cm ebatlarında kırma taş ile doldurulmuştur. Reaktörün içerisindeki taş yüksekliği 182 santimetredir. 3 günde bir reaktör girişinden ve çıkışından numuneler alınmış ve analizleri yapılmıştır (Şekil 3.2).



Resim 3.5. İkinci aşama reaktör içerisindeki dolgu malzemesinin durumu



Şekil 3.3. Üçüncü aşama çalışma prensibi

Üçüncü aşamada reaktör aerobik çalışma prensibine göre işletmeye alınmıştır. Reaktör içerisindeki 10-13 cm ebatlarında kırma taşla çalışmaya devam edilmiştir. Reaktörün içerisindeki taş yüksekliği 182 santimetredir (Şekil 3.3). Reaktörün filtre yapısı ile drenaj noktası arasında, hava girişi için 4x8cm ebatlarında 6 adet hava deliği açılmıştır (Resim 3.6).



Resim 3.6. Reaktörün aerobik şartlar altında işletmeye alınma aşamasından görünüm

3.4. Çalışmada Kullanılan Atık Su Karakteristiği

Çalışmada kullanılan atık suya ait karakteristik aşağıdaki tabloda gösterilmiştir (Tablo 3.3).

Tablo 3.3. Atık Su Karakteristiği

PARAMETRE	KONSANTRASYON (mg/L)
Askıda Katı Madde (AKM)	415±20
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	780±78
Toplam Azot	65±30
Toplam Fosfor	11±5
pH	6-9

3.5. Analitik Metotlar

3.5.1 Toplam Azot ve Toplam Fosfor Ölçümü

Reaktör çıkışından alınan atık su örneklerinde; toplam azot ve toplam fosfor için spektrofotometrik analiz metodu kullanılarak analizleri yapılmıştır.

3.5.2 Askıda Katı Madde Ölçümü

Askıda katı madde analizi standart metotlardaki (APHA, 2005) 2540.D de belirtilen yöntemle göre yapılmıştır.

3.5.3 Kimyasal Oksijen İhtiyacı Ölçümü

KOİ analizleri standart metotlardaki (APHA, 2005) 5220.C de belirtilen Closed Reflux, titrimetrik yöntemle yapılmıştır.

3.5.5 pH Ölçümü

Reaktör ortamının pH değerleri Hach-Lange cihazı ile ölçülmüştür.



BÖLÜM 4

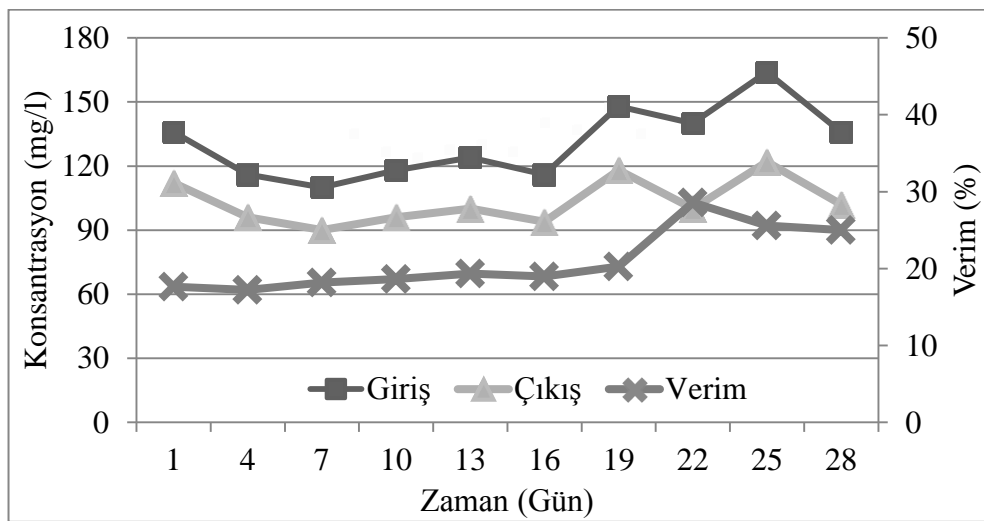
BULGULAR VE TARTIŞMA

Aşama 1

Birinci aşamadaki askıda katı madde tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan askıda katı madde konsantrasyon değerleri aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 4.1).

Reaktör içerisindeki kırma taşların yüzeyinde oluşturulmaya çalışılan biyofilm tabakasının kalınlığı ile doğru orantılı olarak AKM giderim veriminde lineer bir artış gözlenmiştir.

Giriş ve çıkış konsantrasyonları 22. güne kadar hemen hemen aynı oranda değişim göstermiştir. 22. günden itibaren ise giriş konsantrasyonunda 140 ± 15 mg/l, çıkış konsantrasyonunda ise 100 ± 12 mg/l sapma meydana gelmiştir. 22. günde AKM giderim verimi maksimum düzeye ulaşmıştır. Daha sonraki günlerde biyofilm tabakasındaki küçük kopmalara bağlı olarak AKM giderim veriminde hafif bir düşme olmuştur. Reaktör içerisinde AKM giderim veriminde %21 seviyelerinde kararlılık sağlanmıştır (Şekil 4.1).



Şekil 4.1. Birinci aşamadaki reaktöre giren ve çıkan AKM konsantrasyonu ve giderim verimi

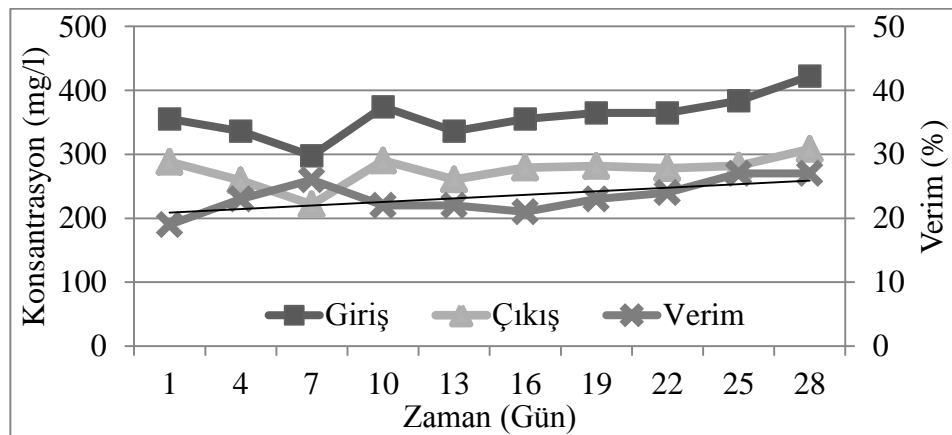
Birinci aşamada kimyasal oksijen ihtiyacı için reaktöre giren ve reaktörden çıkan kimyasal oksijen ihtiyacı konsantrasyonları aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 4.2).

Giriş ve çıkış konsantrasyon değerlerine paralel olarak arıtma verimi elde edilmiştir. 7. Günde reaktöre giren ortalama konsantrasyon miktarındaki düşüş 297,6±29 mg/l, KOİ giderim veriminde artışa neden olmuştur. Konsantrasyon miktarlarındaki giriş 355,2±29 mg/l, çıkış 288±33 mg/l sapmalara bağlı olarak artan bir KOİ giderim verimi elde edilmiştir.

KOİ konsantrasyonlarının analizlerinde reaktörden periyodik olarak alınan atık su numunelerinde KOİ giderim verimleri sürekli olarak değişkenlik göstermiştir. Bu durumun başlıca nedeni reaktöre beslenen atık suyun KOİ konsantrasyonlarındaki anlık artışlar etkili olmuştur (Şekil 4.2).

Şengüler (1992) yaptığı deneysel çalışmada (Tablo 2.2) 52 gün bekleme süresi sonunda KOİ deneyleri yapmıştır. Şengüler (1992) çalışmasında; dolgu malzemesi olarak bazaltik sünger taşı kullanmıştır. Düşük debi ve karbon, azot ve fosforu ihtiva eden sentetik besi maddesi kullanarak da biyofilm tabakası oluşturmaya çalışmıştır. Buna rağmen KOİ giderim verimi ortalama %40 seviyelerindedir. Bu çalışma kapsamında Gaziantep şehrinin evsel nitelikli atık suyu kullanılmıştır. Ortalama atık suda KOİ giderim verimi %24 seviyelerindedir.

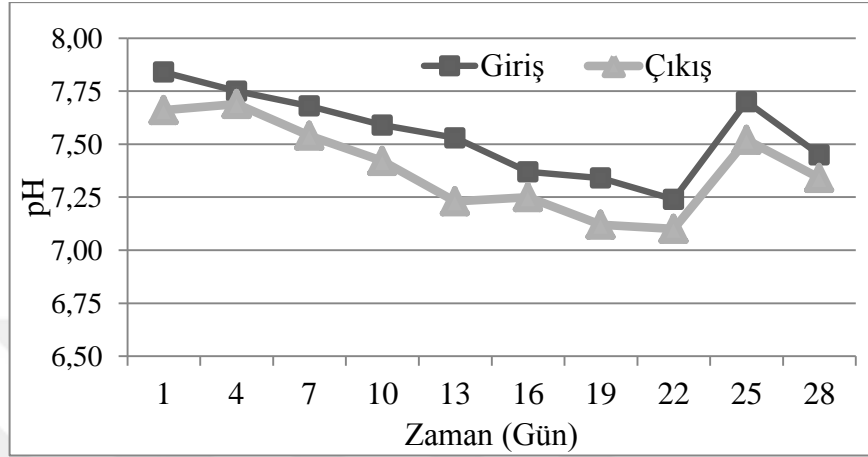
Artan organik madde yükü arıtım performansını olumsuz yönde etkilemektedir (Orantes vd., 2002).



Şekil 4.2. Birinci aşama reaktöre giren ve çıkan KOİ konsantrasyonu ve giderim verimi

Birinci aşamadaki pH tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan pH değerleri aşağıda verilmiştir (Şekil 4.3).

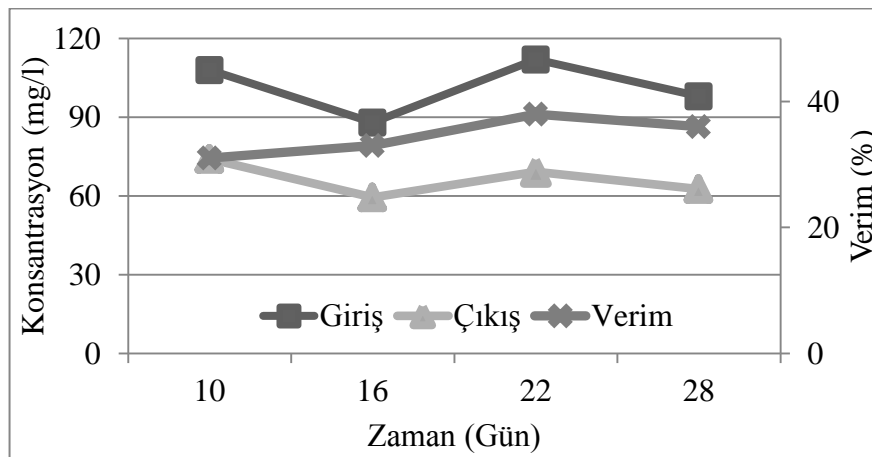
Reaktöre giren atık sudaki ortalama pH değeri 7,55'tir. Çıkış değeri ise 7,39'dur. pH değerlerinin standart sapma oranlarına göre giriş değeri $7,84 \pm 0,19$, çıkış değeri ise $7,66 \pm 0,21$ seviyelerindedir. Nötr ortam faktörü korunmaktadır.



Şekil 4.3. Birinci aşama reaktöre giren ve çıkan pH değerleri

Birinci aşamadaki toplam azot tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan azot konsantrasyonları aşağıda verilmiştir (Şekil 4.4).

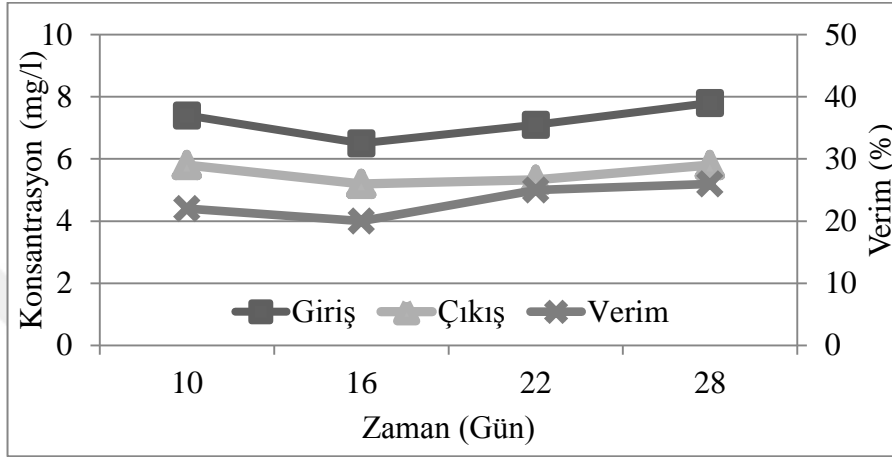
Azot gideriminin de giriş ve çıkış konsantrasyon değerlerine paralel olarak arıtma verimi elde edilmiştir. Ortalama giriş konsantrasyon değeri 101,5 mg/l iken çıkış konsantrasyon değeri 66,3 mg/l'dir. Azot giderim verimi ortalama %35 seviyelerindedir.



Şekil 4.4. Birinci aşama reaktöre giren ve çıkan azot konsantrasyonu ve giderim verimi

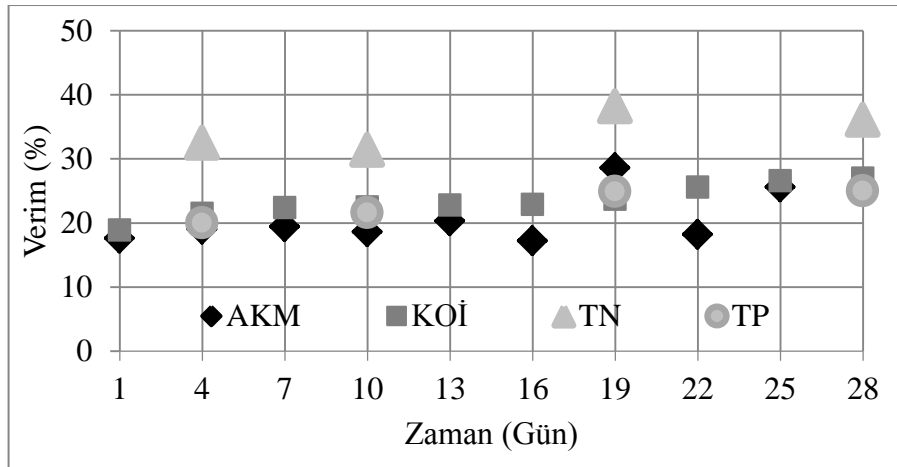
Birinci aşamadaki toplam fosfor tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan fosfor konsantrasyonları aşağıda verilmiştir (Şekil 4.5).

Fosfor giderim verimi, azot giderim verimine paralel olarak doğrusal olarak artmıştır. Konsantrasyon değerlerindeki değişime göre de giderim verim çizelgesi oluşmuştur. Giriş konsantrasyon miktarı $7,4 \pm 0,54$ mg/l, çıkış konsantrasyon değeri ise $5,8 \pm 0,31$ mg/l seviyelerindedir. Ortalama fosfor giderim verimi reaktörde %23'tür.



Şekil 4.5. Birinci aşama reaktöre giren ve çıkan fosfor konsantrasyonu ve giderim verimi

Reaktöre sürekli olarak AAT ön çökeltme ünitesinden çıkan atık su verilmiştir. Reaktör girişinden alınan konsantrasyon değerleri ve reaktör çıkışından alınan konsantrasyon değerleri 3 gün aralıklarla periyodik olarak analizleri yapılmıştır. Analizlerin ortalama giderim verimleri (Şekil 4.6) da gösterilmiştir.



Şekil 4.6. Birinci aşama genel giderim verimleri

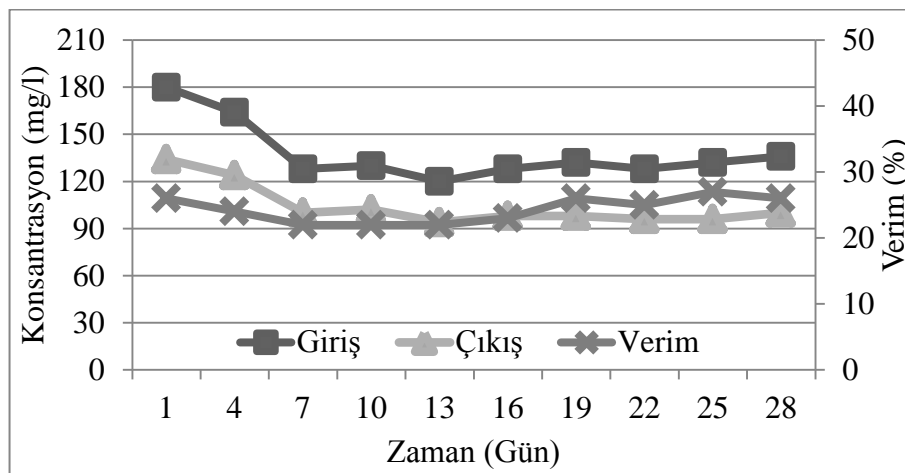
28 günlük testler sonucunda reaktörden çıkan atık suyun karakteristik yapısının değişimine göre şekil çizelgesi oluşturulmuştur. Kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimi lineer bir artış göstermiştir. Askıda katı madde miktarındaki giderim verimi değişkenlik göstermiştir. Bunun nedeni ise tesise giren atık sudaki katı madde miktarındaki değişimler olarak gösterilebilir. Toplam azot ve fosfor miktarı konsantrasyon miktarlarındaki değişime paralel olarak giderim verimi çizelgeleri oluşturmuştur. pH nötr ortam faktörü olarak durumunu korumuş, az da olsa düşüş göstermiştir.(Şekil 4.6).

Aşama 2

İkinci aşamadaki askıda katı madde tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan askıda katı madde konsantrasyonları aşağıda şekilde verilmiştir (Şekil 4.7).

Reaktör içerisinde arttırılan taş miktarına bağlı olarak 15 gün boyunca sistemde bir kararsızlık oluşmuştur. Ayrıca 7. güne kadar reaktöre yüklenen katı madde miktarındaki düzensiz değişimler arıtma verimini olumsuz etkilemiştir. Bu nedenle AKM giderim veriminde %4 oranında düşüş gerçekleşmiştir. 15. Günden itibaren reaktörde kararlılık sağlanmıştır. Bunun sonucunda ise arıtma verimi artmaya başlamıştır (Şekil 4.7).

AKM giriş konsantrasyon sapma miktarı 180 ± 18 mg/l, çıkış 134 ± 13 mg/l'dir. Ortalama reaktöre yüklenen AKM konsantrasyon miktarı 137,8 mg/l'dir. Ortalama AKM giderim verimi ise %24'tür.

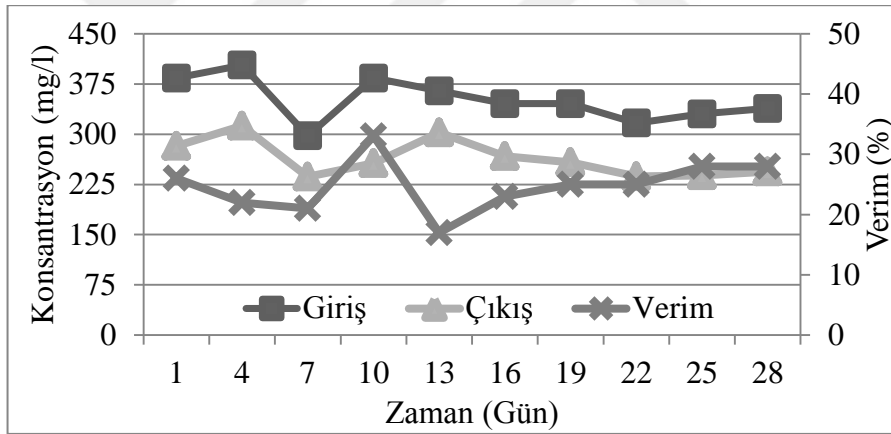


Şekil 4.7. İkinci aşama AKM giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi

İkinci aşamada kimyasal oksijen tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan kimyasal oksijen konsantrasyonları aşağıdaki şekilde verilmiştir (Şekil 4.8).

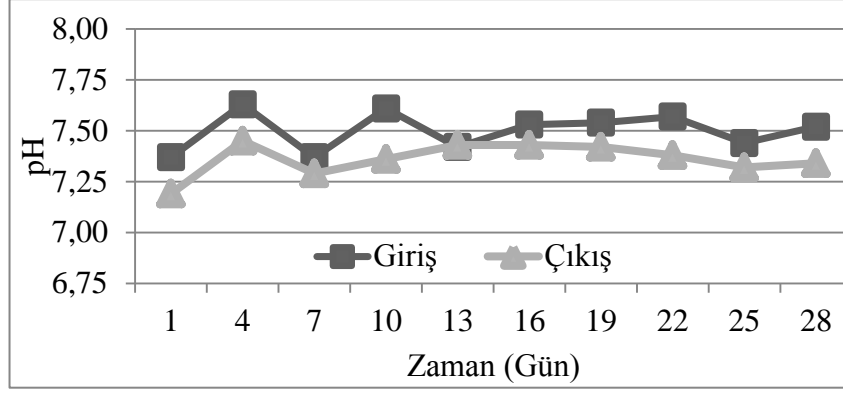
KOİ giriş konsantrasyon değerlerindeki düzensizlik arıtma verimini olumsuz etkilemiştir. Giriş konsantrasyonu 384 ± 33 mg/l, çıkış konsantrasyon değeri $282,6 \pm 28$ mg/l'dir. 10. günde KOİ giderim veriminde maksimum düzeye ulaşılmıştır. 13. günde ise minimum arıtma verimi elde edilmiştir. KOİ giderim verimi %17'li rakamlara kadar gerilemiştir. Bu düşüşün sebebi reaktöre verilen atık suda inhibitörlerin varlığı olabilir. 15. günden itibaren sistem kararlılığını sağlamaya başlamıştır. Arıtma verimi de lineer olarak artmıştır.

Şekerdağ (1982) kübik plastik kürelerle yaptığı çalışmada (Tablo 2.3) ortalama atık suda KOİ giderim verimini %20 seviyelerinde bulmuştur. Bu çalışma kapsamında ise bu değer ortalama %25 seviyelerindedir. Patlatma kırma taş dolgu malzemesi, kübik plastik küre malzemeye göre atık su kirletici parametrelerinin giderim verimi, biraz daha yüksek bulunmuştur.



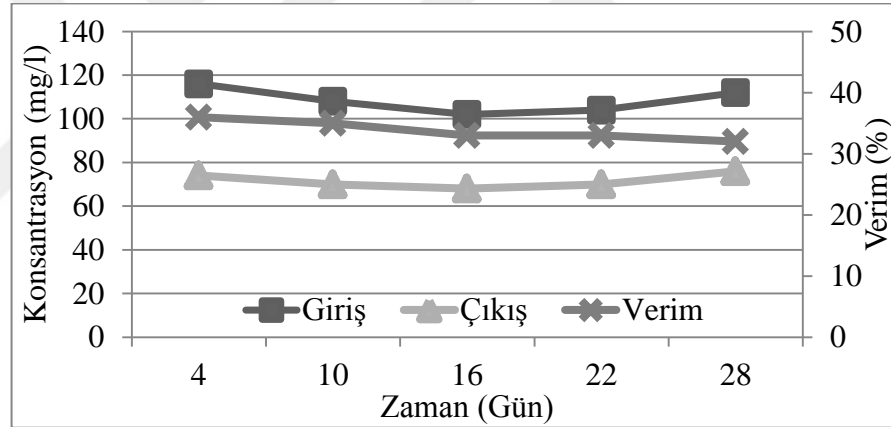
Şekil 4.8. İkinci aşama KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi

İkinci aşamadaki pH tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan pH değerleri aşağıda şekilde verilmiştir. Reaktöre giren atık sudaki ortalama pH değeri 7,50'dir. Çıkan atık suyun ortalama pH değeri ise 7,36'dır. Giriş ve çıkış değerlerine paralel olarak şekil çizelgesi oluşmuştur. 13. günde reaktör girişinde $7,42 \pm 0,09$ reaktör çıkışında ise $7,43 \pm 0,08$ ölçüm değeri oluşmuştur (Şekil 4.9).



Şekil 4.9. İkinci aşama pH giriş ve çıkış değerleri

İkinci aşamadaki toplam azot tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan azot konsantrasyonları aşağıda şekilde verilmiştir (Şekil 4.10). Azot giderim verimi; reaktör giriş ve çıkış konsantrasyon miktarlarına paralel olarak gerçekleşmiştir. Giriş konsantrasyon miktarı $116 \pm 5,72$ mg/l, çıkış konsantrasyon $74 \pm 3,28$ mg/l'dir. Ortalama azot giderim verimi %34'tür.



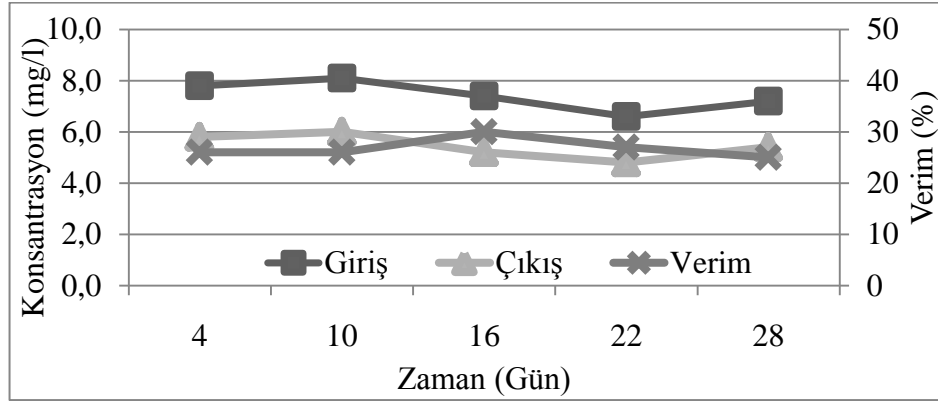
Şekil 4.10. İkinci aşama azot giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi

İkinci aşamadaki toplam fosfor tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan fosfor konsantrasyonları aşağıda şekilde verilmiştir (Şekil 4.11).

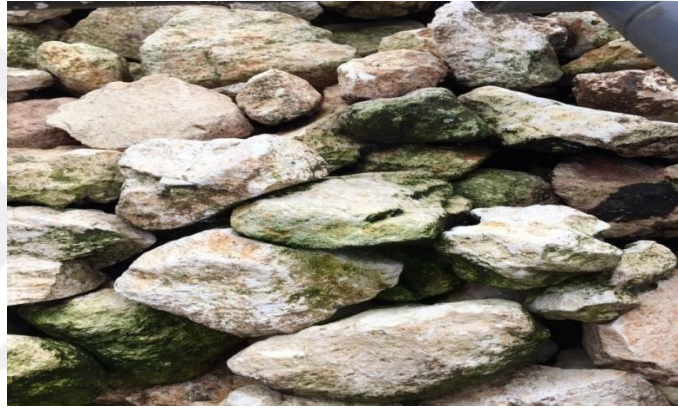
Fosfor giderim verimi de toplam azot giderim verimi gibi konsantrasyon miktarlarındaki değişime paralel olarak stabil giderim verimi elde edilmiştir. 16. günde maksimum fosfor giderim verimi oluşmuştur. Bunun temel nedeni giriş konsantrasyon miktarındaki $7,8 \pm 0,5$ mg/l düşüş olarak gösterilebilir. Ortalama atık sudaki fosfor giderim verimi %27'dir.

Sistemde reaktör çıkışında oluşan kısmen arıtılmış atık su reaktöre tekrar geri besleme yapılmamıştır. Kullanılmış suyun damlatmalı filtreden ve son çöktürme

havuzundan geçtikten sonra sisteme tekrar geri pompalanması tasfiye verimini arttırmak bakımından yerinde olur (Muslu,1988).

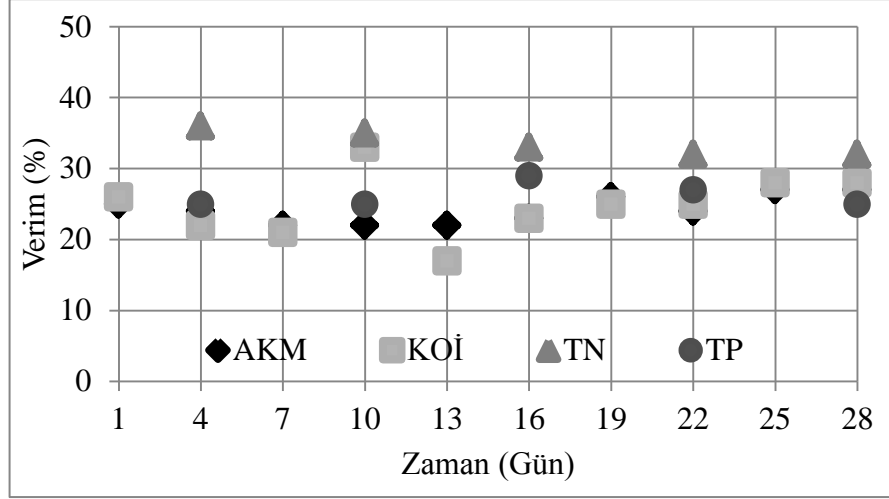


Şekil 4.11. İkinci aşama fosfor giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi



Resim 4.3. İkinci aşama reaktör içerisindeki dolgu malzemesi yüzeyinde oluşan biyofilm tabakası

Reaktörde artırılan taş miktarına bağlı olarak 15. günden itibaren reaktör kararlılığı sağlanmıştır. AKM, KOİ de ise lineer bir artış gözlenmiştir. TN ve TP miktarında ise reaktöre giren atık su içerisindeki konsantrasyon miktarlarındaki değişimlerine bağlı olarak paralel şekilde arıtma verimi çizelgesi oluşmuştur (Şekil 4.12).



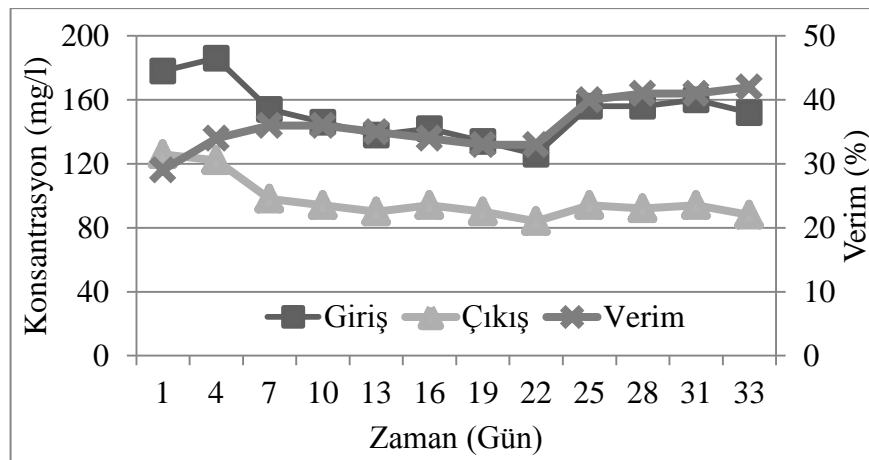
Şekil 4.12. İkinci aşama genel giderim verimleri

Aşama 3

Üçüncü aşamadaki askıda katı madde tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan askıda katı madde konsantrasyonları aşağıda verilmiştir (Şekil 4.13).

Giriş konsantrasyon değeri 178 ± 17 mg/l, çıkış konsantrasyon değeri 126 ± 13 mg/l'dir. Giriş ve çıkış konsantrasyon miktarlarına paralel olarak AKM giderim veriminde ortalama %36 giderim verimi elde edilmiştir.

Reaktörde açılan hava giriş bölümlerinin etkisine bağlı olarak, ilk 10 günde %6'lık AKM giderim veriminde artış gözlenmiştir. 10 ve 20. gün aralığında biyofilm tabakasındaki kopmalar ve reaktör kararlı hale gelene kadar AKM giderim veriminde ufak düşüş gözlemlenmiştir. 19. günden itibaren sistem kararlılığı sağlanması sonucunda AKM giderim veriminde lineer bir artış olmuştur (Şekil 4.13).



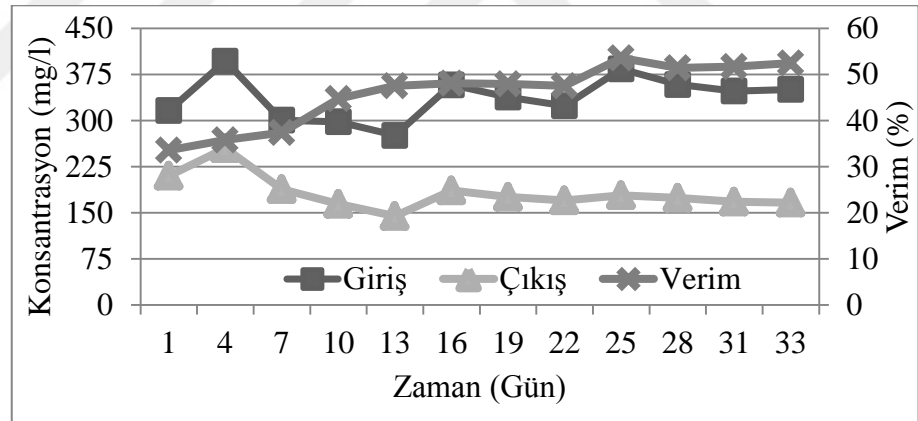
Şekil 4.13. Üçüncü aşama AKM giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi

Üçüncü aşamadaki kimyasal oksijen tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan kimyasal oksijen konsantrasyonları aşağıda verilmiştir (Şekil 4.14).

İlk 10 gün içerisinde KOİ giriş ve çıkış konsantrasyon miktarlarına paralel olarak giderim verimi elde edilmiştir. Giriş konsantrasyon miktarı $316,2 \pm 36$ mg/l, çıkış 210 ± 28 mg/l'dir.

İlk iki aşamada ortalama %25-30 seviyelerinde KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. Üçüncü uygulamada reaktörün aerobik şartlar altına alınarak işletilmesi sonucunda; 10.günden itibaren KOİ giderim verimi %46 seviyelerine ulaşmıştır. KOİ giderim veriminin bu seviyelere ulaşmasındaki en büyük etken reaktör içerisine giren oksijenin mikroorganizmalar tarafından kullanılarak, organik madde miktarını azaltmasıdır. (Şekil 4.14).

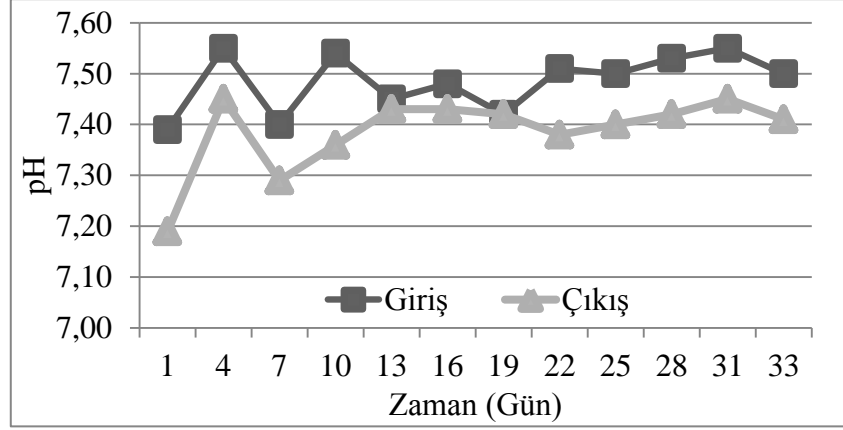
Ünlü (1990) tablo 2.4'de gösterilen yaptığı çalışmada kübik plastik küre malzeme kullanmıştır. Ortalama atık suda KOİ giderim verimini %22 seviyelerinde bulmuştur. Bu çalışmada reaktör aerobik koşullar altında işletilmeye çalışılmıştır. Ortalama atık suda KOİ giderim verimi %46 seviyelerine ulaşmıştır.



Şekil 4.14. Üçüncü aşama KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi

Üçüncü aşamadaki pH tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan pH değerleri aşağıda verilmiştir (Şekil 4.15).

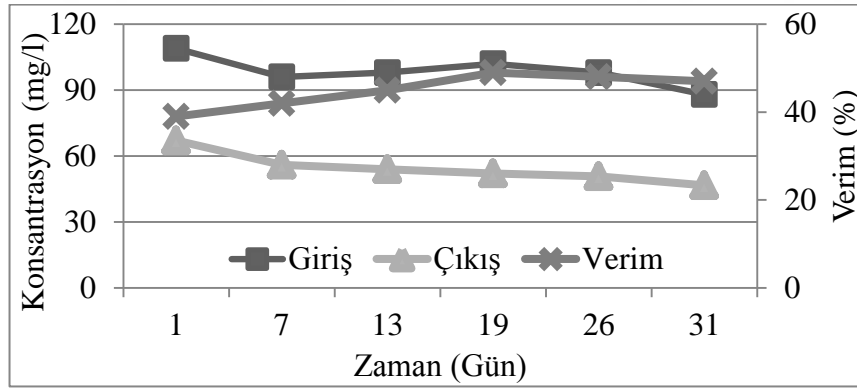
Reaktör içerisine giren ve reaktörden çıkan atık su pH değerlerinde, ufak farklılık oluşmuştur. Ortalama reaktöre giren pH değeri 7.49, çıkış ise 7.39'dur.



Şekil 4.15. Üçüncü aşama pH giriş ve çıkış değeri

Üçüncü aşamadaki toplam azot tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan azot konsantrasyonları aşağıda verilmiştir (Şekil 4.16).

Atık sudaki TN miktarındaki değişime paralel olarak reaktör içerisinde giderim verimi elde edilmiştir. Giriş konsantrasyon miktarındaki sapma $109,0 \pm 6,92$ mg/l, çıkış konsantrasyon miktarı sapma $67,0 \pm 6,94$ mg/l'dir. Ortalama azot giderim verimi reaktörde %45 seviyelerindedir. Azot oksidasyonu, birinci derece hacimsel azot yüküne, ikinci derecede BOI_5 yüküne bağlı bir fonksiyondur. Yüksek hacimsel BOI_5 yükü azotun oksidasyonunda kısıtlayıcı olmaktadır (Volf, 1980).

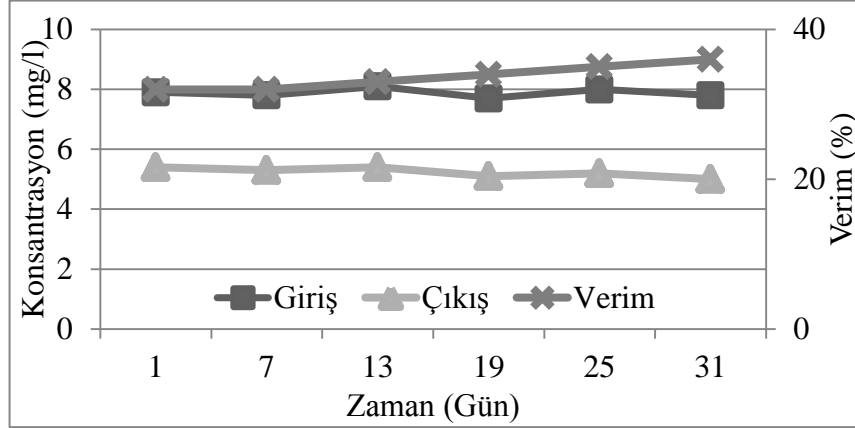


Şekil 4.16. Üçüncü aşama azot giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi

Üçüncü aşamadaki toplam fosfor tayini için reaktöre giren ve reaktörden çıkan fosfor konsantrasyonları aşağıda verilmiştir (Şekil 4.17).

TP gideriminin de ise azot giderim veriminde olduğu gibi giriş ve çıkış konsantrasyon miktarlarına paralel olarak giderim verimi elde edilmiştir. 7. günden itibaren verim çizelgesinde hafif bir yukarı yönlü kırılma noktası oluşmuştur. Bunun nedeni artan konsantrasyon miktarına karşılık, giderilen konsantrasyon miktarıdır.

Giriş konsantrasyon miktarı $7,9 \pm 0,15$ mg/l, çıkış konsantrasyon miktarı $5,4 \pm 0,16$ mg/l'dir. Ortalama reaktörde TP giderim verimi %34'tür.

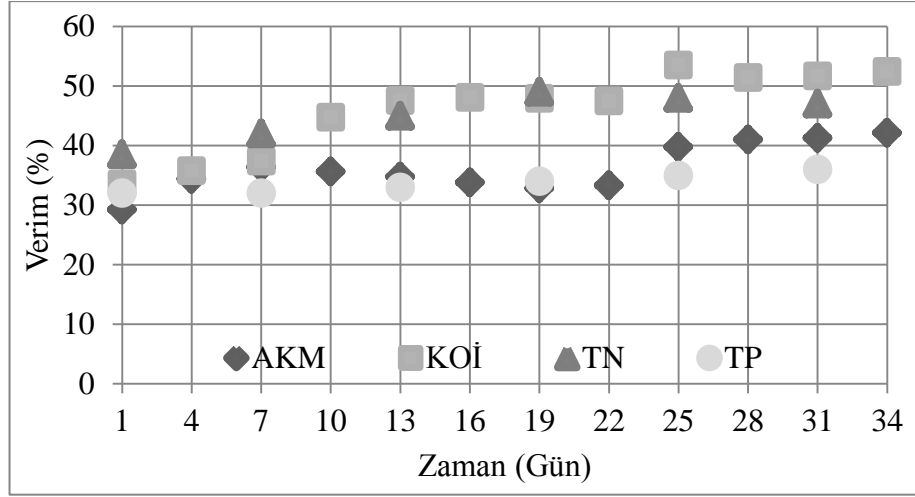


Şekil 4.17. Üçüncü aşama fosfor giriş ve çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi



Resim 4.6. Dolgu malzemesi yüzeyinde oluşan biyofilm tabakası

Reaktör içerisine nüfuz eden oksijenin artmasına bağlı olarak reaktörde; kirletici parametrelerin giderim verimleri maksimum düzeye ulaşmaya başlamıştır. AKM giderim verimini %29'lu seviyelerden %42'lere, KOİ giderim verimini %34'lü seviyelerden %52'lere, toplam azot ve toplam fosfor giderim verimlerinde %39'dan %49'a ve %32'den %36'lı seviyelere kadar çıkarmıştır (Şekil 4.18).



Şekil 4.18. Üçüncü aşama genel giderim verimleri

BÖLÜM 6

SONUÇ VE ÖNERİLER

Yapılan çalışmalar ve deneyler sonucunda atık su kirletici parametrelerini giderim verimleri; birinci ve ikinci aşamada yakın üçüncü aşamada çok daha yüksektir. Bu çalışmalardan çıkarılacak en önemli sonuçlar şunlardır:

Birinci aşamada (10-13 cm kırma taş H=1,0m, anaerobik): 42 gün boyunca reaktör içerisine sürekli olarak, arıtma tesisinin ön çökeltme ünitesinden çıkan atık su verilmiştir. Periyodik olarak 3 gün arayla reaktör girişinden ve çıkışından numuneler alınmış, standart metotlara göre deneyleri yapılmış ve sonuçları hesaplanmıştır. Bu sonuçlara göre giderim verimleri ortalama: AKM:%21 KOİ:%23,4 TN:%34,6 TP:%23,0 olarak hesaplanmıştır.

İkinci aşamada (10-13 cm kırma taş H=1,82m, anaerobik): 34gün boyunca reaktöre sürekli olarak, atık su arıtma tesisinin ön çökeltme ünitesinden çıkan atık su verilmiştir. Periyodik olarak 3 gün arayla reaktör girişinden ve çıkışından numuneler alınmış, deneyleri yapılmış ve analiz sonuçları hesaplanmıştır. Bu sonuçlara göre 2. aşamada atık su kirletici parametrelerinin giderim verimleri ortalama: AKM: %24,2 KOİ:%24,8 TN:%33,6 TP:%26,2olarak hesaplanmıştır.

Üçüncü aşamada (10-13 cm kırma taş H=1,82m, aerobik): 33 gün boyunca reaktöre sürekli olarak, atık su arıtma tesisinin ön çökeltme ünitesinden çıkan atık su verilmiştir. Periyodik olarak 3 gün arayla reaktör girişinden ve çıkışından numuneler alınmış, deneyleri yapılmış ve analiz sonuçları hesaplanmıştır. Bu sonuçlara göre 3.aşamada atık su kirletici parametrelerinin giderim verimleri ortalama: AKM: %35,1 KOİ:%44,75 TN:%44,46 TP:%33,16 olarak hesaplanmıştır.

Atık su kirletici parametrelerinin konsantrasyon miktarı organik madde yükü, atık suların arıtılmasını önemli ölçüde etkilemektedir. Kirletici parametrelerin konsantrasyon miktarı düştükçe arıtma verimi artmaktadır. Ters durumda ise arıtma verimi azalmaktadır. Reaktördeki dolgu malzemesinin arttırılmasıyla, reaktör

içerisindeki biyofilm yüzey alanı genişlemiş, mikroorganizmalar tarafından giderilen organik madde miktarı artmıştır. Buna bağlı olarak da kirletici parametrelerin giderim verimini de arttırmıştır. Reaktör içerisindeki dolgu malzemesi olarak kullanılan kırma taş miktarının artması düşey akışlı atık suyun reaktör içerisindeki süzülme süresini uzatmış, kirletici parametrelerin giderim verimini arttırmıştır.

Birinci ve ikinci aşama arasında dolgu malzemesi miktarındaki artış; AKM giderim verimini %3,2 artmıştır. KOİ giderim verimini ise %1,4 artmıştır.

Birinci ve ikinci aşamanın arasında azot veriminde ise %1 azalma gözlemlenmiştir. Toplam fosfor giderim veriminde ise %3,2 artış olmuştur. Bunun başlıca nedeni reaktöre giren ham atık su kaynağındaki toplam azot miktarının birim hacimdeki miktarının artmasıdır.

Reaktöre giren organik madde yükü azaldıkça, atık su arıtma verimi artmaktadır.

Ancak organik madde ve nütrient bakımından zengin katı madde içeriği az olan atık sularda sisteme geri devir yapılmadan da istenilen çıkış suyu kalitesine ulaşılabilir. Daha çok tatil beldeleri, köy veya kasabalarda, yaylalarda bu sistem uygulanabilir.

İkinci ve üçüncü aşamanın arasında; AKM giderim veriminde %11, KOİ giderim veriminde %20, TN veriminde %11, TP veriminde %7 civarı artış gözlemlenmiştir.

Bu artışın temel nedeni reaktör içerisindeki oksijen miktarının artmasıdır. Daha çok anaerobik şartlar altında çalıştırılan reaktör (ikinci aşama), reaktörün altına hava deliklerinin açılmasıyla birlikte aerobik ortam (üçüncü aşama), mikrobiyal canlıların daha hızlı gelişmesine ve çoğalmasına biyokütle artmasına neden olmuştur. Reaktör içerisinde; çoğalan ve gelişen mikroorganizmalar daha çok organik madde tüketerek arıtma verimini arttırmıştır.

Yüzeyinde biyofilm tabakası oluşturulması hedeflenen dolgu malzemesinin miktarı arttıkça, atık sudaki organik madde giderim miktarı da artmaktadır.

Evsel nitelikli atık suların arıtılmasında; oksijen miktarı atık su arıtımına önemli ölçüde etki etmekte, mikrobiyal organizmaların organik madde tüketimini arttırmaktadır. Bu bağlamda da atık su arıtma verimi artmaktadır.

KAYNAKLAR

Alvarez M.J., 2003. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes, **PP.**, 1-43, IWA Publishing, London.

Bishop P. L., Zhang T. C., Fu Y. C. (1995). Effects of biofilms structure, microbial distributions and mass transport on bio degradation processes. *Water Science and Technology*, **31(1)**, 143-152.

Daude D., Stephenson T. (2003). Moving bed biofilm reactors: A small-scale treatment solution. *Water Science and Technology* **48**, (11-12) : 251-257.

Debik E., Manav N., Coşkun T, 2008. Biyolojik Temel İşlemler Ders Notları, İstanbul.

Delange B., Nakaruma F., Myoga H., Magarat Y., Guibal E. (1994). Drinking water denitrification in a membrane bioreaktor, *Water Science and Techology*, **30**, 157-160.

Metcalf & Eddy, Waste water engineering treatment disposal reuse, 2nd & 3th ed., 1979 & WEF 2000, Newyork.

Harrison J.R. ve Daigger G.T. 1987. A comparison of trickling filter media, *Jour WPCF*. **59(7)**, 679-685.

Karpuzcu M., 1988. Çevre Kirlenmesi ve Kontrolü, İTÜ İnş. Fak. Çev. Müh. Böl., Baskı 14., Ayazağa, İstanbul.

Kubota Y., Takaya N., Shoun H. (1999). Membrane-associated, dissimilatory nitrite reductase of the denitrifying fungus cylindrocarpon tonkinense. *Archives of microbiology*, **171(3)**, 210-213.

Li C., 2004. Dynamic variations of carbonaceous and nitrifying activities in hybrid reactors with different operating conditions. D. Thesis. Hon Kong University of Science and Technology, Hong Kong.

Muslu Y., 1988. Biyolojik filtrasyon ve damlatmalı filtreler, kullanılmış suların tasfiyesi, İTÜ İnş. Fak. Çev. Müh. Böl., Cilt.1, İstanbul.

Orantes J.C., Gonzalez-Martinez S., 2002. A New Low-Cost biofilm carrier for the treatment of municipal wastewater in a moving bed reactor. *5th Specialised Conference On Small Water And Wastewater Treatment Systems*, Istanbul, Turkey, 24-26 September, 2002.

Reumuth H., 1954. Miroskopische beitrage zur gebrauchs und abwasser frage für die textilindustrie und das wöschereigewerbe. *Zeitschrift für Gesamte Textilindustrie Jahrgang*, 15-25.

Rittmann, B.E., McCarty, P.L., 2001. Environmental biotechnology: Principles and applications, 570-596, McGraw-Hill, Inc., New York.

Rodgers M., ZhanX. M. (2003). Moving-medium biofilm reactors. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, **2(2-4)**, 213-224.

Şekerdağ N., 1982. Biyolojik filtrasyonun dispersiyonlu akım modeli üzerinde incelenmesi, İTÜ Doktora Tezi, İstanbul.

Şengüler A. H. 1992. Damlatmalı filtrelerin çeşitli malzemelere göre biyolojik veriminin araştırılması. Yüksek lisans tezi, F.Ü. Fen Bil. Enst., Elazığ.

Tiedje J. M. (1988). Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. *Biology of anaerobic microorganisms*, **717**, 179-244.

Tilche A., Vieira S. M. M. (1991). Discussion report on reactor design of anaerobic filters and sludge bedreactors. *WaterSci. Tech.*, **24(8)**, 193 – 206.

Toprak H., 2000. Atık su arıtma sistemlerinin tasarım esasları, Cilt-1, D.E.Ü. Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir.

UNIDO 1992. Anaerobic Treatment, *How to Staff Manufacturing Industries*, File:z18, Austria.

Ünlü A. 1990. Damlatmalı filtrelerde malzemenin rombik dizilmesi halinde akımın dispersiyonu. Doktora tezi, F.Ü. Müh. Fak., Elazığ.

Volf P., 1980. Brockengefüllte Tropfkörper ein-und stufigen Biologischen Anlagen, *Stuttgarter Brichte zur siedlungs – wasser wirtschafft*, **68** s.145 Oldenburg, München.

Zhang T. C., Bishop P. L. (1996). Evaluation of substrate and pH effects in a nitrifying biofilm. *Water environment research*, **68(7)**, 1107-1115.



KİŞİSEL BİLGİLER

Adı ve Soyadı: Tahir Özkan Çalkılıç

Uyruğu: Türkiye Cumhuriyeti

Doğum yeri ve Tarihi: Gaziantep 1990

Evlilik Durumu: Bekar

Telefon: +905069148888

Email: tozkancalkilic@outlook.com

EĞİTİM BİLGİLERİ

	Mezun olduğu okul	Mezuniyet yılı
Yüksek Lisans:	Hasan Kalyoncu Üniversitesi	2018
Lisans:	Çukurova Üniversitesi	2015
Lise:	Ayten Kemal Akınal Anadolu Lisesi	2009

İŞ TECRÜBESİ

Görevi: Çevre Mühendisi

2015-Halen GASKİ Genel Müdürlüğü