

T.C.
GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA TESİSİNİN
OPTİMİZASYONU

Baki ÖZDİNÇER
YÜKSEK LİSANS TEZİ
KİMYA MÜHENDİSLİĞİ
ANABİLİM DALI

GEBZE
2009

T.C.
GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA TESİSİNİN
OPTİMİZASYONU

Baki ÖZDİNÇER
YÜKSEK LİSANS TEZİ
KİMYA MÜHENDİSLİĞİ
ANABİLİM DALI

TEZ DANIŞMANI
Prof. Dr. Mahmut BAYRAMOĞLU

GEBZE
2009



YÜKSEK LİSANS TEZİ JÜRİ ONAY SAYFASI

G.Y.T.E. Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun tarih ve sayılı kararıyla oluşturulan jüri tarafından 04/09/2009 tarihinde tez savunma sınavı yapılan Baki ÖZDİNÇER'in tez çalışması Kimya Mühendisliği Anabilim Dalında YÜKSEK LİSANS tezi olarak kabul edilmiştir.

JÜRİ

ÜYE
(TEZ DANIŞMANI) : Prof. Dr. Mahmut BAYRAMOĞLU

ÜYE : Prof. Dr. Alaattin HASTAOĞLU

ÜYE : Yrd. Doç. Dr. Salim ÖNCEL

ONAY

G.Y.T.E. Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun/...../20... tarih ve/..... sayılı kararı.

İMZA/MÜHÜR

ÖZET

TEZ BAŞLIĞI : BİYOLOJİK ATIKSU ARITMA TESİSİNİN OPTİMİZASYONU

YAZAR ADI : Baki ÖZDİNÇER

Biyolojik atıksu arıtma tesisleri, proses etkinliğinin sağlanması ve enerji tüketiminin minimizasyonu açısından optimizasyon çalışmasına ihtiyaç duyarlar. Bu çalışmada “aktif çamurlu” bir biyolojik atıksu arıtma tesisinin çalışma prensipleri incelenmiş, tesis modeli oluşturularak simulasyon ve ön-optimizasyon çalışması yapılmıştır.

Tez kapsamında, arıtma tesisini oluşturan havalandırma havuzu, anaerobik çürütme tankı, ön çöktürme ve son çöktürme tanklarının matematiksel modelleri analiz edilmiştir. Matematiksel modelleri içeren GPS-X 5.0 bilgisayar yazılımı kullanılarak aktif çamur sistemiyle çalışan bir biyolojik arıtma tesisinin proses akış diyagramı oluşturulmuştur. Akış diyagramının oluşturulmasında ve model üzerindeki bağımsız değişkenlerin belirlenmesinde Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi’nden alınan veriler kullanılmıştır. GPS-X 5.0 bilgisayar yazılımının simulasyon modu kullanılarak modelin simulasyonu gerçekleştirilmiştir.

Simulasyon çalışmalarında toplam enerji tüketimi minimize edilmek istenirken, tesis çıkış akımındaki BOİ (Biyolojik Oksijen İhtiyacı) ve toplam AKM (Askıda Katı Madde) değerlerinin sırasıyla $25 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ ve 30 g/m^3 olması hedeflenmektedir. Ayrıca anaerobik çürütme tankından elde edilen biyogaz miktarı belirlenmiş ve gazın yakılmasıyla elde edilecek enerji hesaplanıp tesisin toplam enerji tüketimiyle karşılaştırılmıştır. Tesis için belirlenen proses çıktılarına ulaşmak için bazı değişkenler optimize edilmek üzere seçilmiş ve bu değişkenlerin optimum değerleri simulasyon çalışmaları sonucunda belirlenmiştir. Son olarak, simulasyonla elde edilen veriler Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi verileriyle karşılaştırılmış ve analiz edilmiştir.

SUMMARY

**TITLE OF THESIS : OPTIMIZATION OF BIOLOGICAL WASTEWATER
TREATMENT PLANT**

AUTHOR : Baki ÖZDİNÇER

Biological wastewater treatment plants need optimization practice to provide effective process performance and minimum energy consumption. In this study, working principles of an “activated sludge” biological wastewater treatment plant process were analysed, a plant model is built and simulation and pre-optimization studies were performed.

In this scope, the mathematical models of aeration tank, anaerobic digester tank, preliminary settling tank and final settling tank were analysed. A process flow diagram of a biological wastewater treatment plant with activated sludge system was built up by using the GPS-X 5.0 software. Data taken from Tuzla biological wastewater treatment plant were used to determine independent process variables in the model. Afterwards, simulation of model was carried out by using the simulation mode of GPS-X 5.0 software.

In simulation studies, energy consumption in the aeration tank was minimized and also the BOD (Biological Oxygen Demand) and TSS (Total Suspended Solids) values in effluent flow of plant were aimed to set respectively to nominal values of $25 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ and $30 \text{ g}/\text{m}^3$. In addition, biogas production in anaerobic digester tank was determined and the energy obtained from combustion of the biogas was estimated. This energy was compared to the total energy consumption in the plant. Some variables were selected to be optimized for attaining process outputs, and optimum values were determined after the simulation studies. Finally, the results obtained from simulation studies were compared and analyzed using data obtained from Tuzla Biological Wastewater Treatment Plant.

TEŞEKKÜR

Tez konusunu belirlemede öneride bulunan ve bütün çalışmalarım sırasında her konuda yardımlarını esirgemeyen danışman hocam Prof. Dr. Mahmut BAYRAMOĞLU'na, yardımlarından dolayı Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nde görevli Kimya Mühendisi Mustafa ALTUNDAĞ'a ve destekleriyle her zaman yanımda olan aileme teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

	<u>Sayfa</u>
ÖZET	iv
SUMMARY	v
TEŞEKKÜR	vi
İÇİNDEKİLER DİZİNİ	vii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	ix
ŞEKİLLER DİZİNİ	xii
TABLolar DİZİNİ	xiii
1. GİRİŞ	1
2. KURAMSAL TEMELLER	2
2.1. Biyolojik Arıtma	2
2.2. Aktif Çamur Prosesi	3
2.2.1. Fiziksel Arıtma	6
2.2.2. Ön Çöktürme ve Dengeleme Tankları	6
2.2.3. Havalandırma Havuzları	7
2.2.4. Son Çöktürme Tankları	9
2.5.5. Yoğunlaştırma ve Çürütme Tankları	9
3. MATEMATİKSEL MODELLEME	11
3.1. Aktif Çamur Havuzu Modeli	11
3.1.1. Bileşenlerin Tanımlanması	11
3.1.2. Proseslerin Tanımlanması	14
3.2. Çöktürme Tankı Modeli	17
3.3. Temel Anaerobik Çürütme Modeli	20
4. MATERYAL VE METOT	24
4.1. Materyal	24
4.2. Metot	28
5. SONUÇ VE TARTIŞMA	30
5.1. Havalandırma Süresinin Proses Çıktılarına Etkisi	30
5.2. Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonunun Proses Çıktılarına Etkisi	31
5.3. Aktif Çamur Geri Devir Oranının Proses Çıktılarına Etkisi	32

5.4. MLSS Değerinin Proses ıktılarına Etkisi	33
5.5. Anaerobik Tankta Kalış Süresinin Proses ıktılarına Etkisi	33
5.6. Anaerobik Tank Sıcaklığının Proses ıktılarına Etkisi	34
5.7. Ön öktürme Tankındaki Hidrolik Kalış Süresinin Proses ıktılarına Etkisi	35
5.8. Son öktürme Tankındaki Hidrolik Kalış Süresinin Proses ıktılarına Etkisi	36
5.9. Yoğunlaştırma Tankındaki Hidrolik Kalış Süresinin Proses ıktılarına Etkisi	37
5.10. Tuzla Biyolojik Arıtma Tesisi Verileri ile Optimum Verilerin Karşılaştırılması	38
5.11. Açığa ıkan Biyogazdan Enerji Eldesi Hesabı	39
KAYNAKLAR	40
ÖZGEçMİş	42

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Atıksu Arıtma Tesisi değişkenleri

BOİ	biyolojik oksijen ihtiyacı (gO_2/m^3)
KOİ	kimyasak oksijen ihtiyacı (gO_2/m^3)
AKM	toplam askıda katı miktarı (g/m^3)
SVI	çamur hacim indeksi
F/M	mikroorganizma yükü
MLSS	karışık sıvıda askıda katı madde (g/m^3)

Aktif çamur modeli değişkenleri

S_O	çözünmüş oksijen derişimi (g/m^3)
S_I	iner çözülebilir organik madde (g/m^3)
S_S	biyolojik olarak parçalanabilir organik madde (g/m^3)
S_{NH}	amonyum ve amonyak azotu (g/m^3)
S_{N_2}	molekuler azot (g/m^3)
S_{NO}	nitrat ve nitrit azotu (g/m^3)
S_{HCO}	atıksuyun alkalinitesi (mol/m^3)
X_I	inert parçacık organik madde (g/m^3)
X_S	biyolojik olarak yavaş parçalanabilir madde (g/m^3)
X_H	heterotrofik organizmalar (g/m^3)
X_{STO}	heterotrofik organizmaların içsel depo ürünü (g/m^3)
X_A	nitriye edici organizmalar (g/m^3)
X_{TS}	toplam askıda katı madde (g/m^3)

Aktif çamur modeli kinetik parametreleri

k_H	hidroliz hız sabiti ($\text{g KOİ}_{XS} (\text{g KOİ}_{XH})^{-1} \text{sa}^{-1}$)
K_X	hidroliz doygunluk sabiti ($\text{g KOİ}_{XS} (\text{g KOİ}_{XH})^{-1}$)
k_{STO}	depolama hız sabiti ($\text{g KOİ}_{SS} (\text{g KOİ}_{XH})^{-1} \text{sa}^{-1}$)
η_{NO}	anoksik indirgeme faktörü

K_O	S_O için doygunluk sabiti (gO_2 / m^3)
K_{NO}	S_{NO} için doygunluk sabiti ($\text{g NO}_3 \text{ m}^{-3}$)
K_S	S_S için doygunluk sabiti ($\text{g KOI}_{\text{Ss}} \text{ m}^{-3}$)
K_{STO}	X_{STO} için doygunluk sabiti ($\text{g KOI}_{\text{XSTO}}$) (g KOI_{XH}) ⁻¹)
μ_H	hetetrofik bakteriler için maksimum çoğalma hızı (sa^{-1})
K_{NH}	S_{NH} için doygunluk sabiti (g N m^{-3})
K_{HCO}	X_H 'in bikarbonat doygunluk sabiti (mol HCO m^{-3})
b_{H,O_2}	X_H 'in aerobik iç soluma hızı (sa^{-1})
$b_{H,NO}$	X_H 'in anoksik iç soluma hızı (sa^{-1})
b_{STO,O_2}	X_{STO} 'nun aerobik soluma hızı (sa^{-1})
$b_{STO,NO}$	X_{STO} 'nun anoksik soluma hızı (sa^{-1})
μ_A	ototrofik bakteriler için maksimum çoğalma hızı (sa^{-1})
$K_{A,NH}$	X_A için amonyum substrat doygunluk sabiti (g N m^{-3})
$K_{A,O}$	nitrifiyer için oksijen doygunluk sabiti ($\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$)
$K_{A,HCO}$	nitrifiyer için bikarbonat doygunluk sabiti (mol HCO m^{-3})
b_{A,O_2}	X_A için aerobik iç soluma hızı (sa^{-1})
$b_{A,NO}$	X_A için anoksik iç soluma hızı (sa^{-1})

Çöktürme havuzu modeli değişkenleri

J_t	toplam akış
J_B	yığın hareket
J_S	yer çekimi akışı
Q	hacimsel akış
X_t	çamur derişimi
A_C	çöktürücü yüzey alanı
v_s	çamur çökme hızı
h	yükseklik

İndisler

in	giriş akımı
eff	çıkış akımı
rs	geri dönen çamur
$down$	çöken akım

Anaerobik çürütme modeli değişkenleri

<i>qtg</i>	toplam gaz akışı (m^3/d)
<i>qco2</i>	CO_2 gaz akışı (m^3/d)
<i>qch4</i>	CH_4 gaz akışı (m^3/d)
<i>gco2</i>	gaz fazdaki CO_2 kısmi basıncı (atm)
<i>gch4</i>	gaz fazdaki CH_4 kısmi basıncı (atm)
<i>xmh</i>	metanojenler ($gKOİ/m^3$)
<i>vss</i>	uçucu askıda katı miktarı ($gKOİ/m^3$)
<i>slf</i>	toplam uçucu yağ asitleri ($gKOİ/m^3$)
<i>sco2t</i>	toplam çözülebilen CO_2 (mol/L)
<i>sz</i>	net katyonlar (mol/L)
<i>stox</i>	toksik madde (g/m^3)
<i>snhn</i>	serbest amonyum (mol/L)
<i>snhi</i>	iyonize amonyum (mol/L)
<i>slfn</i>	iyonize olmamış uçucu yağ asitleri (mol/L)
<i>slfi</i>	iyonize uçucu yağ asitleri (mol/L)
<i>hco3</i>	bikarbonat (mol/L)
<i>h2co3</i>	karbonik asit (mol/L)
<i>co2</i>	karbonat (mol/L)
<i>salk</i>	alkalinite (g/m^3)

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Sekil</u>	<u>Sayfa</u>
2.1. Biyolojik arıtma sistemleri	3
2.2. Klasik bir aktif çamur tesisinin akım şeması	4
2.3. Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzu	8
2.4. Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi difüzör sistemi	8
3.1. Çöktürücü tabakalarında katı madde akışı	19
4.1. Proses akış şeması	24
5.1. Havalandırma süresinin proses çıktıklarına etkisi	30
5.2. Çözünmüş oksijen konsantrasyonunun proses çıktıklarına etkisi	31
5.3. Aktif çamur geri devir oranının proses çıktıklarına etkisi	32
5.4. MLSS değerinin proses çıktıklarına etkisi	33
5.5. Anaerobik tankta kalış süresinin proses çıktıklarına etkisi	33
5.6. Anaerobik tank sıcaklığının proses çıktıklarına etkisi	35
5.7. Ön çöktürme tankındaki hidrolik kalış süresinin proses çıktıklarına etkisi	36
5.8. Son çöktürme tankındaki hidrolik kalış süresinin proses çıktıklarına etkisi	36
5.9. Yoğunlaştırma tankındaki hidrolik kalış süresinin proses çıktıklarına etkisi	37

TABLULAR DİZİNİ

<u>Tablo</u>	<u>Sayfa</u>
4.1. Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi giriş akımı özellikleri	25
4.2. Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'ne ait diğer veriler	25
4.3. Aktif çamur model no.3 için 20 ⁰ C'de kinetik parametre değerleri	26
4.4. Çürütücü tankı için kullanılan kinetik parametre değerleri	26
4.5. Ön çöktürme tankı için parametre değerleri	26
4.6. Son çöktürme tankı için parametre değerleri	27
4.7. Havalandırma havuzunda seçilen parametre değerleri	27
4.8. Çürütücü tank için seçilen parametre değerleri	27
4.9. Optimize edilecek değişkenler ve değerleri	29
5.1. Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nde kullanılan veriler ve optimum veriler	38
5.2. Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi ve optimum değerler için proses çıktı değerleri	38

1. GİRİŞ

Biyolojik arıtma, arıtma tesislerinde etkin rol oynamaktadır. Biyolojik arıtma yöntemlerinin arıtma tesislerindeki uygulamalarından bir tanesi aktif çamur sistemidir. Aktif çamur prosesleri sahip olduğu karışık yapılarından dolayı kontrolü zor olan proseslerdir. Bu nedenle prosesin matematiksel olarak ifade edilmesi önem kazanmaktadır. Matematiksel modelleme prosesin optimizasyonu açısından da önemlidir. Aktif çamur sistemli arıtma tesislerinde optimizasyon çalışmaları proses etkinliğinin sağlanması ve enerji tüketiminin minimize edilmesi gibi amaçlardan dolayı gereklidir.

Bu çalışmada, aktif çamur sisteminin kullanıldığı biyolojik arıtma tesisiyle ilgili modelleme ve optimizasyon çalışması yapılmıştır. Modelleme ve optimizasyon için GPS-X 5.0 bilgisayar programından faydalanılmıştır. Havalandırma havuzu, çöktürme tankları ve anaerobik çürütme tankıyla ilgili matematiksel modeller seçilmiş ve analiz edilmiştir. Modelleme yapılırken Tuzla Biyolojik Arıtma Tesisi'nden alınan verilerden faydalanılmıştır. Oluşturulan model üzerinde optimizasyon ve simulasyon çalışması yapılmıştır.

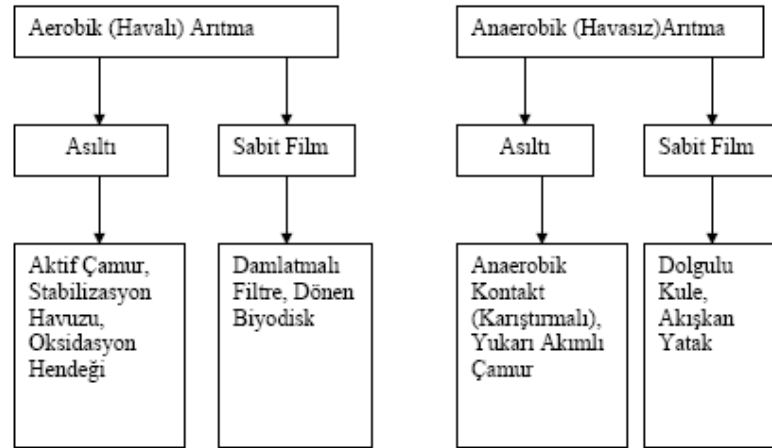
Çalışmadaki amaç, tesisteki enerji tüketiminin minimize edilmesi ve tesis çıkışındaki suyun istenilen özellikte olmasını sağlamaktır. Bunun yanında, çürütme tankından elde edilen biyogazla enerji üretilmesi ve üretilen enerjinin arıtma tesisinde kullanılması amaçlanmaktadır.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Biyolojik Arıtma

Nüfusun hızlı artışı ve endüstriyelleşme sonucunda oluşan atıksular doğanın özümleyebileceği miktarı aşmış ve çevreyi kirlenme tehlikesiyle karşı karşıya bırakmıştır. Doğadaki ekolojik dengeyi olumsuz yönde etkileyebilecek ve doğal kaynakların faydalı kullanımlarını engelleyecek bu durumun önlenmesi için atıksuların çevreye tasfiye edilmeden önce arıtılması gerekmektedir. Atıksuların özellikleri kaynaklarına bağlı olarak önemli farklılıklar gösterir ve bu farklılıklara bağlı olarak arıtma yöntemleri de değişir. Atıksular büyük oranda su ve az miktarda kirletici madde içermektedirler. Kirleticiler suyun içinde çözülmüş halde olabilecekleri gibi, katı madde olarak askıda da bulunabilirler. Bu kirleticilerin şekli ve özelliklerine göre uzaklaştırılmaları için kullanılacak arıtma yöntemleri değişir. Evsel atıksular gibi organik kirleticilerin fazla olduğu atıksuların arıtılması için en etkin yöntemin biyolojik arıtma olduğu söylenebilir. Biyolojik arıtma atıksuyun içinde bulunan askıdaki kolloidal veya erimiş organik maddelerin bakterilerce parçalanması ve çökebilen biyolojik floklar ile sıvının içinde kalan veya gaz olarak atmosfere kaçan sabit inorganik bileşiklere dönüşmesidir. Biyolojik arıtma organik kirleticilerin doğada yok edilmeleri için yer alan biyoflokülasyon ve minerilizasyon proseslerinin kontrollü bir çevrede ve optimum şartlarda tekrarlanması şeklinde de ifade edilebilir. Böylece doğadaki reaksiyonların hızlandırılarak daha kısa bir sürede ve emniyetli bir ortamda gerçekleştirilmeleri sağlanmaktadır [Öztürk ve ark., 2005].

Biyolojik arıtma sistemleri değişik şekilde sınıflandırılabilirler. Ortamda oksijen varlığına göre aerobik ve anaerobik olarak sınıflandırılan bu sistemler, kullanılan organizmaların sistemdeki durumuna göre asıltı (süspansiyon) ve sabit film (fixed film) prosesleri olarak sınıflandırılabilirler. Bu sınıflandırmaya göre biyolojik arıtma sistemleri Şekil 2.1' de verilmiştir [İleri, 2000]. Bu çalışmada biyolojik arıtma yöntemi olarak aktif çamur sistemi seçilmiştir.



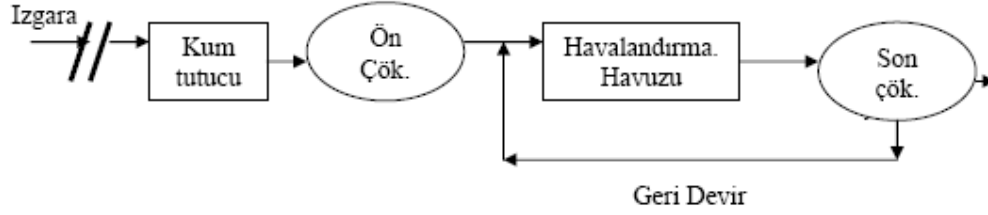
Şekil 2.1. Biyolojik Arıtma Sistemleri

2.2. Aktif Çamur Prosesi

Aktif çamur prosesi biyolojik arıtma yöntemlerinin en önemlilerindedir. Aktif çamur prosesi ilk olarak Ardern ve Lockett tarafından 1914 yılında İngiltere’de geliştirilmiştir. Aktif çamur prosesi, kullanılmış sulardaki koloidal, çözünmüş formlarda bulunan ve çökelemeyen maddeleri, aerobik bakteriler tarafından parçalanarak çökelebilen biyolojik yumaklara dönüştürme işlemidir. Yumaklar havalanma havuzunda meydana gelir ve son çökeltme havuzunda çökelti olarak sistemden ayrılır. Bu yöntemde amaç atıksu içerisinde bulunan kirletici maddelerin mikroorganizmalar tarafından kullanıldıktan sonra aktif çamur (mikroorganizma kütlesi) olarak ortamdan uzaklaştırılmasıdır. Aktif çamur ifadesi havalı ortamda atığı stabilize etmeye uygun mikroorganizmaların aktif kütlelerinden gelmektedir. Bu yöntemle çeşitli mikroorganizmaların, başlıca bakterilerin kullanımıyla karbonlu bileşiklerin giderilmesi, çöktürülemeyen katı parçacıkların birleşerek çökmesinin sağlanması ve organik maddenin kararlılığı biyolojik olarak gerçekleştirilmektedir [Balku, 2004].

Geleneksel kullanımında havalandırma havuzu ve çöktürme havuzundan oluşan aktif çamur sisteminde karbon giderimi ve nitrifikasyon sağlanmaktadır. Prosesin etkinliğini sağlamak için atıksu havalandırma havuzlarına alınmadan önce ızgara, kum tutucu ve ön çökeltme havuzlarında fiziksel olarak arıtılır. Aktif çamur tesisleri evsel ve endüstriyel atıksu arıtımında ülkemizde ve dünyada yaygın olarak

kullanılmaktadır. Klasik bir aktif çamur tesisinin akım şeması Şekil 2.2' de gösterilmiştir [İleri, 2000].



Şekil 2.2. Klasik Bir Aktif Çamur Tesisinin Akım Şeması

Aktif Çamur Sistemi;

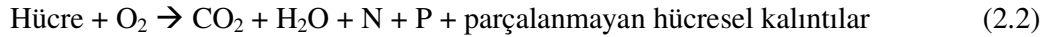
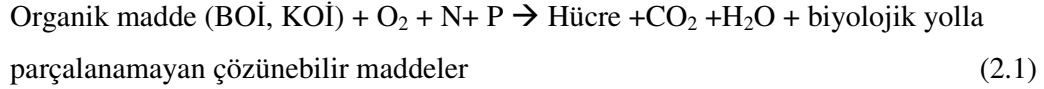
- (1) Mikrobik bir süspansiyonun atıksu içerisinde havalandırılması,
- (2) Havalandırmayı izleyen katı-sıvı ayırımı işlemi,
- (3) Arıtılmış suyun uzaklaştırılması,
- (4) Çamur fazlasını sistemden uzaklaştırarak geri kalanların havalandırma havuzuna geri döndürülmesi safhalarını kapsar [Uzman, 2006].

Aktif çamur sisteminde istenilen kalitede çıkış suyu elde edebilmek için şu şartların sağlanması gerekmektedir;

- (1) Kullanılmış sularda askıda ve erimiş halde bulunan organik maddelerin tamamen karbondioksit, su ve inert maddelere dönüştürülmesini sağlayacak miktarda aktif mikroorganizma sistemde tutulmalıdır.
- (2) Havalandırma havuzundaki ortam mikroorganizmaların gelişmesi için uygun olmalıdır. Yani hücre oluşumu ve enerjisi için gerekli olan çözülmüş oksijen, organik madde ve inorganik bileşikler uygun oranda havalandırma havuzunda bulunmalıdır.
- (3) Aktif çamur son çökeltme havuzunda hemen tasfiye görmüş sudan ayrılmalıdır [Uzman, 2006].

Aktif çamur prosesinde atıklar sentez ve oksidasyon yoluyla yok olurlar. Organik maddelerin bir kısmı yeni hücrelere dönüşürken, geri kalan kısmı gerekli enerjiyi üretmek için oksidasyona tabi tutulurlar. Organik maddeler yok olmaya başlayınca biyolojik hücrelerin bir kısmı gerekli enerjiyi sağlamak amacıyla kendi kendini oksitleyerek içsel solunumu sağlarlar.

Oksidasyon reaksiyonları genel olarak aşağıdaki şekilde ifade edilebilmektedir [Öztürk ve ark., 2005]:

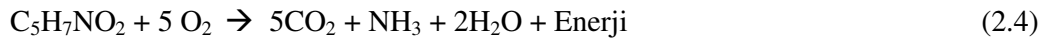


Aşağıda biyolojik reaksiyon 3 adımda gösterilmektedir.

1. Adım: Biyokütlenin üretimi ve organik maddenin oksidasyonu



2. Adım: Biyokütlenin solunumu



3. Adım: Nitrifikasyon



Biyolojik reaksiyonlardaki oksijen ihtiyacı (BOİ) ve kimyasal reaksiyonlardaki oksijen ihtiyacı (KOİ) atıksuların kirlilik derecesini ifade etmek için kullanılır. Aktif çamur sisteminde başlıca işletme gideri havalandırma havuzunda, havalandırma ve karıştırmayı sağlayan ekipmanların çalıştırılması için gereksinim duyulan elektrik enerjisinden kaynaklanmaktadır [Bayramoğlu ve ark., 1997].

Atıksular aktif çamur sistemine girmeden önce fiziksel olarak arıtılır ve ön çökeltme tanklarında biyolojik arıtmaya hazır hale getirilirler. Daha sonra havalandırma havuzu ve son çökeltme tanklarında aktif çamur sistemiyle biyolojik arıtma gerçekleşir. Biyolojik arıtma sırasında oluşan çamurun stabilizasyonunun sağlanması için yoğunlaştırma ve çürütme tankları kullanılır. Daha sonra susuzlaştırma ünitesinde çamurun suyu alınır ve kurutulur.

2.2.1. Fiziksel Arıtma

Birincil arıtma olarak ifade edilen fiziksel arıtmada atıksudaki kağıt, paçavra, plastik, metal gibi iri katı maddelerle kum, yağ ve gres gibi maddelerin ayrılması işlemi uygulanmaktadır. Bu maddeler bu aşamada uzaklaştırılmadığı takdirde pompalar ve çamur giderme ekipmanına, vanalara, borulara zarar vererek arıtmada problemlere yol açabilir [Öztürk ve ark., 2005].

Atıksular ilk olarak taş tutucu ve kaba ızgaradan geçirilerek taş gibi katı maddelerin tutulması sağlanır. Daha sonra küçük çaplı katı maddelerin ayrılması için ince ızgaradan geçirilir. Izgaralardan geçirilmiş atıksu kum tutucularda içindeki kum benzeri inorganik malzemelerin çökeltilmesi için bekletilir. Kum tutuculardan sonra atıksular ön çöktürme işlemi için ön çöktürme tankına alınır.

2.2.2. Ön Çöktürme ve Dengeleme Tankları

Fiziksel arıtma sürecinin son kademesi ön çöktürme havuzlarıdır. Ön çöktürme, hareketsiz şartlarda özel tasarımı yapılmış çöktürme tanklarında çökebilen ve yüzebilen katıların ayrılmasıdır. Ön çöktürme tanklarının üç ana fonksiyonu vardır:

- Çökeltme ile sıvıdan katıları (çamur) ayırma,
- Yüzdürme ile sıvıdan katıları (köpük, yağ, yüzen birikintiler) ayırma,
- Katıları yoğunlaştırma

Ham atıksudan katıların giderilmesi ile bir miktar askıda katı ve biyolojik parçalanabilir substrat da giderilmiş olur. Böylece biyolojik arıtma ünitesinde arıtılacak organik yük azaltılmış olur. Organik yükteki azalma biyolojik arıtma ünitesinde sisteme verilmesi gerekli oksijen miktarının azalmasına, dolayısıyla enerji gereksiniminin ve oluşan fazla aktif çamur miktarının azalmasına neden olur. Ham atıksudaki köpüğün giderilmesiyle de havalandırma tankı ve çöktürme tanklarında köpük oluşumu azalmış olur. Ön çöktürme tankları, genellikle büyük kapasiteli (>3800 m³/gün) atıksu arıtma tesislerinde kurulur. Daha küçük tesislerde eğer ikinci

kademe arıtma ünitesi tüm yükü kaldırabilecekse ve köpük, yağ ve yüzen kalıntılar işletme problemi yaratmayacaksa ön çöktürme ünitesi kurulmaz. Çöktürme tankları dairesel veya dikdörtgen şeklindedirler. Seçim, tesisin büyüklüğü, yerel arazi şartları, mevcut birincil arıtma ekipmanı, yatırım ve işletme maliyeti gibi faktörlere bağlıdır.

Ön çöktürme havuzlarda takriben 2 saat bekletilen atıksulardan ayrılarak havuz dibine biriken katı maddeler, çamur sıyrıcı köprülerle havuzların çamur çukurlarına toplanmakta ve bu çukurlara bağlı boru hatlarından emiş yapan pompalarla çamur yoğunlaştırma tanklarına iletilmektedir. Havuzun üstünde biriken köpük ve çöp, köpük pompaları ile dıştan akışlı döner tambur ızgaradan geçirilerek konteynerlere alınmaktadır. Böylece çökebilen katı maddelerini bırakan atıksu fiziki olarak arıtılmış olup, biyolojik arıtmaya hazır hale getirilmiştir.

Arıtma sistemlerinde dengelemenin amacı atıksu karakteristiklerindeki değişiklikleri minimize ederek arıtma kademelerinde optimum şartları sağlamaktır. Dengeleme tankının ön arıtmadan sonra, biyolojik arıtmadan önce bir yerde olması uygundur. Ön arıtmadan hemen sonra dengeleme, çamur ve köpük problemlerini azaltacaktır. İlk çöktürmeden ve biyolojik arıtmadan önce yapılacak dengeleme ünitelerinde, katı maddelerin çökmesini ve konsantrasyon dalgalanmalarını önlemek için yeterli karışım sağlanmalıdır.

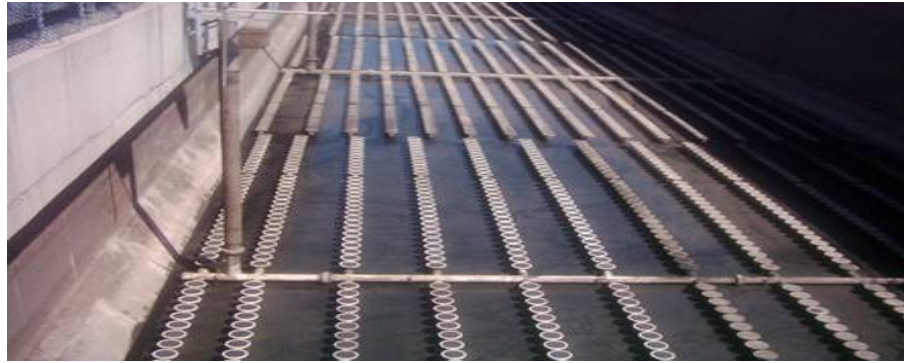
2.2.3. Havalandırma Havuzları

Havalandırma havuzları aktif çamur sistemlerinin kalbi şeklinde ifade edilir. Burada biyolojik organizmalar yani bir kısım bakteriler orijinal kompleks maddeleri daha basit bileşiklerine dönüştürürler. Atık olarak verilen bu maddeler diğer bir kısım bakteriler tarafından da basit bileşiklerine dönüştürülür. Bu durum, atık maddelerin bakteriler tarafından besi maddesi olarak kullanılmayacak hale gelinceye kadar devam eder. Bakterilerin ihtiyacını sağlamak için havuza oksijen verilir. Oksijen havuz tabanından difüzörler yardımı ile verilir. Bazı havuzlarda ise mekanik havalandırıcılar yardımı ile oksijenin sıvıya geçmesi sağlanır. Şekil 2.3'te Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'ndeki havalandırma havuzu, Şekil 2.4'te ise söz konusu tesiste kullanılan difüzör sistemi gösterilmiştir. Havuz hacmi arıtma

tipine bağlı olarak seçilir. Konvansiyonel aktif çamur prosesinde havalandırma havuzundaki bekleme süresi 4-6 saat civarındadır. Uzun havalandırma aktif çamur modifikasyonunda ise bu süre 18-32 saat civarındadır. Sistemde mevcut mikroorganizmalar için uygun ortamın temin edilmesi ve etkili tasfiyenin gerçekleştirilebilmesi için, yeterli besi maddesi, yeterli oksijen, uygun su sıcaklığı ve zehirli atıkların eliminasyonu gerekmektedir. Organizmalar aerobik ortamda aktif olduklarından havalandırma havuzunun her yerinde en az $1,5 \text{ g/m}^3$ çözünmüş oksijene ihtiyaç vardır. Havalandırma havuz çıkışında en az 2 g/m^3 oksijen seviyesi korunmalıdır.



Şekil 2.3. Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzu



Şekil 2.4. Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi difüzör sistemi

Havalandırma havuzlarında, kullanılmış sulardaki organik maddeler giderilirken aktif çamur miktarı yani mikroorganizma miktarı artar. Bu artan atık çamur son çökeltme havuzunda çökeltilerek sistemden atılır. Havalandırma havuzundaki aktif çamur miktarını belirli seviyede tutmak için ve daha iyi kalitede

Çökebilen amur elde etmek için son çökeltme havuzunda çöken çamurun bir kısmı havalandırma havuzuna geri devir çamuru olarak verilir [Öztürk ve ark., 2005].

2.2.4. Son öktürme Tankları

Son öktürme havuzlarındaki çökeltme, tabakalı ve sıkışmalı olmaktadır. Çökeltme tankları, bu hususlar dikkate alınarak projelendirilmelidir. Belli bir konsantrasyondan sonra tabakalı çökeltme olur. Partikülleri partiküller arası bir kuvvet bir arada tutar ve tüm kütle, bir “amur battaniyesi” halinde ökeltir. Bütün kütle, en hızlı partiküllerden oluşmuşçasına hızla çöker. Bu kütle, çökeltme hızı, bir çökeltme kolonu yardımıyla deneysel olarak bulunur. Partiküller belli bir konsantrasyona gelmişlerse ve birbirlerine fiziksel temas sağlıyorsa, alta sıkışmalı çökeltme olur. Derinlik arttıkça, partiküllerin üzerindeki sıkışma etkisi artar ve çamur kısmen yoğunlaşır [Billmeier, 1992]. Aktif amur prosesinde karşılaşılan bazı işletme problemleri, biyolojik faktörlerden ziyade kötü çökeltmeden kaynaklanmaktadır. Son ökeltme tankları, hem durulama, hem de çamuru yoğunlaştırma fonksiyonları dikkate alınarak projelendirilmelidir. Bunun için bir maliyet optimizasyonu yaklaşımı yapılabilir. Geri devir miktarı artırılarak, aktif çamur havalandırma havuzu hacmi azaltılabilir. Fakat, bu durumda son çökeltme havuzundaki katı madde yüklemesi artacağından, boyutlar ve maliyet yükselecektir. Bu nedenle konuya bir bütün olarak yaklaşmak gerekir [Balku, 2004].

2.2.5. Yoğunlaştırma ve ürütme Tankları

Yoğunlaştırma, amur karışımındaki sıvının giderilmesi ve katı içeriğinin artırılması işlemidir. Son öktürme tankından pompalanan %0.8 katı içeren aktif çamur, yoğunlaştırıcıda %4 katı konsantrasyonuna kadar yoğunlaştırılır. Böylece amur hacminin beşte birine düşmesi sağlanır. Yoğunlaştırma genellikle graviteli, flotasyonlu, santrifüjlü ve graviteli bant filtre gibi fiziksel yollarla olur. Yoğunlaştırıcılarda hacim azaltma, proseste daha sonra gelen ürütme, susuzlaştırma, kurutma ve yakma gibi üniteler için aşağıda belirtilen faydaları sağlar;

- Gerekli tank ve ekipman kapasitesi azalır,
- Çürütücü için gereken ısı, ısı kurutma ve yakma için gerekli yakıt miktarı azalır.

Çamurun önemli bir uzaklığa transfer edildiği büyük tesislerde, çamur hacminde azalma, boru çapında ve terfi maliyetinde azalmaya yol açar. Küçük tesislerde, minimum çap ve hız ihtiyacı, çamura ilave olarak önemli miktarda atıksuyu da pompalamak için gereklidir [Çakıcı ve ark., 1993].

Havasız çürütme, çamur stabilizasyonu için kullanılan en eski proseslerden biri olup moleküler oksijen yokluğunda organik ve inorganik maddelerin parçalanması işlemi olarak tanımlanabilir. Bu sistemlerde meydana gelen biyokimyasal reaksiyonların özellikleri havasız kontakt prosesinin reaksiyonları ile aynı özelliktedir. Atıksu arıtımı sonucu oluşan arıtma çamurlarının biyolojik stabilizasyonunda ve bazı endüstriyel atıksuların arıtımında günümüzde yaygın olarak kullanılmaktadır. Çürütme işlemi hava girişinin önlendiği kapalı bir reaktörde gerçekleştirilir. Havasız çürüme bir seri organizma grubu tarafından yürütülen bir biyolojik bozunma işlemidir. Düşük hızlı (standart) çürütücülerde ısıtma ve karıştırma uygulanmaz. Hidrolik bekleme süresi yörenin iklimine bağlı olarak 20-30 gün arasında değişir [Lee et al., 1993]. Çürütme tankından alınan çamur susuzlaştırma ünitesinde santrifüjler yardımıyla susuzlaştırılır.

3. MATEMATİKSEL MODELLEME

3.1. Aktif Çamur Havuzu Modeli

Uluslararası Su Kirliliği Araştırma ve Kontrol Birliği (IAWPRC), daha sonraki adıyla Uluslararası Su Kalitesi Birliği (IAWQ), şimdiki adıyla Uluslararası Su Birliği (IWA) 1983 yılında Biyolojik Atıksuların Tasarımı ve İşletilmesi için Matematiksel Modelleme konusunda beş ülke temsilcisinden oluşan bir çalışma grubu oluşturmuştur. Çalışma grubu ilk olarak 1987 yılında karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyonun yer aldığı tek akışlı aktif çamur sistemleri için kabul gören bir model ortaya çıkarmış, daha sonraki yıllarda ise bu modeli geliştirerek farklılaştırmıştır.

Aktif çamur havuzu modellenmesinde, bu konuda son olarak geliştirilen Aktif Çamur Model No:3 (AÇM3) esas alınmıştır. Söz konusu model daha önce yayınlanan Aktif Çamur Model No:1 (AÇM1) 'e dayanmakla birlikte AÇM1'in yayımlandığı yıldan bu yana geçen zaman süresinde ortaya çıkan bazı aksayan yönlerini düzeltmektedir. Modelde hidroliz prosesinin oksijen tüketim ve denitrifikasyon hızlarına etkisi azaltılmıştır. Yeni bir proses olarak organik madde depolama prosesini içermektedir. AÇM1'deki bozunma prosesi iç soluma prosesiyle yer değiştirmiştir. Hücre iç prosesleri daha iyi tanımlanarak, bozunma proseslerinin çevre koşullarına daha iyi ayarlanmasına izin verilmiştir. Heterotrofların ve nitrifiye edici bakterilerin dönüşüm ve bozunma prosesleri birbirlerinden tamamen ayrılmıştır.

Modelde yedisi çözünebilir, altısı parçacık olmak üzere toplam 13 bileşen ve 12 mikrobiyolojik dönüşüm prosesi tanımlanmaktadır.

3.1.1. Bileşenlerin Tanımlanması

Aktif çamur modelinde bileşenler çözünebilir ve parçacık olarak ikiye ayrılmaktadır. Çözünebilir bileşenlerin derişimi S ile, parçacık bileşenlerin derişimi X

ile gösterilmektedir. Aktif çamur sistemlerinde parçacık bileşenlerin aktif çamurla birleştiği (aktif çamur üzerinde yumaklaştığı veya aktif biyokütle içinde olduğu) varsayılmaktadır. Parçacık bileşenler çöktürücülerde çökerek yoğunlaşmakta, çözünebilir bileşenler suyla taşınabilmektedir.

Çözünebilir bileşenlerin tanımlanması: S ile tanımlanan bu bileşenler alt indislere bağlı olarak aşağıdaki derişimleri ifade ederler.

S_o : **Çözünmüş oksijen.** Doğrudan ölçülebilir ve gaz değişimine bağlıdır.

S_I : **İnert çözülebilir organik madde.** Modelde ayrışmamaktadır ve giriş akımı içindeki mevcut miktardır.

S_S : **Biyolojik olarak kolay parçalanabilir organik madde.** Çözünebilir KOİ'nin bu kısmı heterotrofik organizmalarca doğrudan biyolojik parçalanmaya uygundur. Modele göre tümü önce heterotrofik organizmalarca alınır ve X_{STO} şeklinde depolanır.

S_{NH} : **Amonyum ve amonyak azotu** ($NH_4^+ N$ ve $NH_3 N$).

S_{N_2} : **Moleküler azot (N_2).** Yalnız denitrifikasyonun ürünü olarak varsayılmıştır. Oksijen gibi gaz değişimine bağlıdır. İkincil çöktürücülerde N_2 'nin aşırı doygunluğunun neden olduğu sorunların tahmininde kullanılabilir. Alternatif olarak giriş akımındaki ve gaz değişimindeki N_2 ihmal edilebilir. Bu durumda denitrifikasyonda kaybedilen sabit azotun toplanmasında kullanılabilir.

S_{NO} : **Nitrat ve nitrit azotu** ($NO_3^- N$ ve $NO_2^- N$). Nitrit ayrı bir model bileşeni olarak alınmadığından S_{NO} nitrat ve nitrit azotunu dahil etmektedir. Ancak tüm stokiyometrik hesaplamalarda S_{NO} yalnız $NO_3^- N$ olarak alınmıştır.

S_{HCO} : **Atıksuyun alkalitesi.** (HCO_3^-). Biyolojik reaksiyonlarda iyonik yükün korunumunda alkalinite kullanılmaktadır. Bazı biyolojik prosesleri yavaşlatması olası olan düşük pH değerlerinin önceden bilinmesi için sisteme dahil edilmiştir. Stokiyometrik hesaplamalarda yalnız bikarbonat olarak varsayılmaktadır.

Parçacık bileşenlerin tanımlanması: X ile gösterilen bu bileşenler şu derişimlere karşılık gelir.

X_I : **İnert parçacık organik madde.** Bu madde sistemde parçalanmamaktadır. Aktif çamur üzerinde yumaklaşmaktadır. Giriş akımında bulunabilir veya biyokütle bozunmasından ortaya çıkabilir.

X_S : **Biyolojik olarak yavaş parçalanabilir substrat.** Biyolojik olarak yavaş parçalanabilir madde yüksek molekül ağırlığına sahiptir, koloidal ve parçacık şeklindedir. Ayrışmaya uygun hale gelmesi için önce hidroliz olayının gerçekleşmesi gerekmektedir.

X_H : **Heterotrofik organizmalar.** Genel amaçlı organizmalardır. Aerobik ve anoksik (denitrifikasyon) olarak çoğalırlar. X_S 'in hidrolizinden sorumludurlar ve tüm uygun çevre koşullarında parçalanabilir organik substratın tümünü kullanırlar. Poli-hidroksi-alkanoat veya glikojen formunda organik depo ürünü oluştururlar. AÇM3'deki tek anaerobik proses olan hidroliz hariç, bu modelde anaerobik aktiviteleri dahil edilmemiştir.

X_{STO} : **Heterotrofik organizmaların hücre içsel depo ürünü.** Poli-hidroksi-alkanoat (PHA), glikojen vb. içerir. Yalnız X_H ile oluşur. Ancak X_H kütlesine dahil değildir. Modelin işlevsel bir bileşeni olup, kimyasal yollardan doğrudan bulunamaz.

X_A : **Nitrifiye edici organizmalar.** Nitrifikasyondan sorumludur, aerobik, ototrofikdir. Amonyum azotunu doğrudan nitrat azotuna okside ederler. Bu modelde nitrit, nitrifikasyonun ara ürünü olarak değerlendirilmemektedir.

X_{TS} : **Toplam askıda katı madde.** Havalandırma havuzu içindeki karışık sıvıda askıda katı madde (MLSS) ve karışık sıvıda uçucu askıda katı madde (MLVSS) miktarlarının toplamıdır.

3.1.2. Proseslerin Tanımlanması

AÇM3 yalnız mikrobiyolojik dönüşüm proseslerini içermektedir. Kimyasal çöktürme prosesleri dahil edilmemiştir.

1 - **Hidroliz:** Bu proses giriş akımındaki biyolojik yavaş parçalanabilir organik madde X_S 'in aktif çamur sistemine uygun yani biyolojik olarak kolay parçalanabilir hale gelmesini sağlar. Hidroliz hız denklemi

$$\rho_1 = k_H \left[\frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \right] X_H \quad (3.1)$$

şeklinde ifade edilir.

2 - **Biyolojik kolay parçalanabilir substratın aerobik depolanması:** Bu proses biyolojik kolay parçalanabilir substrat S_S 'nin hücre içsel depo ürünü X_{STO} şeklinde depolanmasını tanımlamaktadır. Aerobik solumadan elde edilen adenozin trifosfat (ATP) şeklindeki enerjiyi kullanır. Tüm substratın önce depo maddeye, sonra biyokütleyle dönüştüğü varsayılmaktadır. Bu prosesin hız denklemi

$$\rho_2 = k_{STO} \left[\frac{S_S}{K_S + S_S} \right] \left[\frac{S_O}{K_O + S_O} \right] X_H \quad (3.2)$$

şeklinde ifade edilir.

3 - **Biyolojik kolay parçalanabilir substratın anoksik depolanması:** Aerobik depolamaya benzerdir. Ancak gerekli enerji aerobik solumadan ziyade denitrifikasyondan sağlanmaktadır. Aktif çamurda heterotrofik organizmaların bir bölümünün mü denitrifikasyonu sağladığı, yoksa tümünün mü aerobik solumaya göre düşük hızda denitrifikasyon yaptığı belirsizdir. AÇM3 konuyu anoksik heterotrofik depo hızını aerobik hıza göre azaltarak ele almış, ancak heterotrofik organizmaların iki grubunu ayırmamıştır.

$$\rho_3 = k_{STO} \eta_{NO} \left[\frac{K_O}{K_O + S_O} \right] \left[\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] \left[\frac{S_S}{K_S + S_S} \right] X_H \quad (3.3)$$

şeklinde ifade edilir.

4 - **Heterotrofların aerobik çoğalması:** Heterotrofik organizmaların çoğalması için gerekli substratın tamamen depolanmış organiklerden (X_{STO}) ibaret olduğu varsayılmıştır.

$$\rho_4 = \mu_H \left[\frac{S_O}{K_O + S_O} \right] \left[\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right] \left[\frac{S_{HCO}}{K_{HCO} + S_{HCO}} \right] \left[\frac{X_{STO}/X_H}{K_{STO} + X_{STO}/X_H} \right] X_H \quad (3.4)$$

şeklinde ifade edilir.

5 - **Heterotrofların anoksik çoğalması:** Aerobik çoğalmaya benzerdir, ancak soluma denitrifikasyona dayanmaktadır. Deneysel olarak aerobik solumaya göre denitrifikasyon hızı daha düşük gözlenmiştir.

$$\rho_5 = \mu_H \eta_{NO} \left[\frac{K_O}{K_O + S_O} \right] \left[\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] \left[\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right] \left[\frac{S_{HCO}}{K_{HCO} + S_{HCO}} \right] \left[\frac{X_{STO}/X_H}{K_{STO} + X_{STO}/X_H} \right] X_H \quad (3.5)$$

şeklinde ifade edilir.

6 - **Aerobik iç soluma:** Bu proses biyokütle kaybının ve çoğalma dışında enerji kullanımının tüm çeşitlerini tanımlamaktadır: Bozunma, hücre onarımı, iç soluma, çözülme, yoketme, hareket, ölüm,...

$$\rho_6 = b_{H,O_2} \left[\frac{S_O}{K_O + S_O} \right] X_H \quad (3.6)$$

şeklde ifade edilir.

7 - **Anoksik iç soluma:** Aerobik iç solumaya benzerdir. Ancak daha yavaştır.

$$\rho_7 = b_{H,NO} \left[\frac{K_O}{K_O + S_O} \right] \left[\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] X_H \quad (3.7)$$

şeklinde ifade edilir.

8 - **Depo ürünlerin aerobik soluması:** İç solumayla benzerdir. Depo ürünlerin biyokütle ile bozunmasını sağlar.

$$\rho_8 = b_{STO,O_2} \left[\frac{S_O}{K_O + S_O} \right] X_{STO} \quad (3.8)$$

şeklinde ifade edilir.

9 - **Depo ürünlerinin anoksik soluması:** Aerobik solumaya benzerdir. Ancak denitrifikasyon koşulları altındadır.

$$\rho_9 = b_{STO,NO} \left[\frac{K_O}{K_O + S_O} \right] \left[\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] X_{STO} \quad (3.9)$$

şeklinde ifade edilir.

10 - **Nitrifikasyon:** Ototrofların aerobik çoğalması

$$\rho_{10} = \mu_A \left[\frac{S_O}{K_{A,O} + S_O} \right] \left[\frac{S_{NH}}{K_{A,NH} + S_{NH}} \right] \left[\frac{S_{HCO}}{K_{A,HCO} + S_{HCO}} \right] X_A \quad (3.10)$$

şeklinde ifade edilir.

11 - **Aerobik iç soluma:** Ototrofların aerobik iç soluma prosesi

$$\rho_{11} = b_{A,O_2} \left[\frac{S_O}{K_O + S_O} \right] X_A \quad (3.11)$$

şeklinde ifade edilir.

12 - **Anoksik iç soluma:** Ototrofların anoksik iç soluma prosesi

$$\rho_{12} = b_{A,NO} \left[\frac{K_O}{K_O + S_O} \right] \left[\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] X_A \quad (3.12)$$

şeklinde ifade edilir.

AÇM3 içerisindeki prosesleri içeren stokiyometrik matris yardımıyla bileşenlerin oluşma ve yokolma hızları hesaplanabilmektedir.

3.2. Çöktürme Tankı Modeli

Çökme davranışının tanımlanmasında en bilinen yol tek boyutlu tabaka modelidir. Bu model Kynch'in katı akış teorisiyle birleştirilen süreklilik denkleminde dayanmaktadır ve parçacıkların çökme hızlarının yalnız yerel derişimlere bağlı olduğunu varsaymaktadır. Çöktürücü belli sayıda tabakalara ayrılır ve bu tabakaların içinde derişimler sabit alınır. Her tabakada kütle denkliği yapılarak, çekim ve yığın akımlarını dikkate alan sayısal akış terimleriyle derişimler dinamik olarak güncelleştirilir [Jeppsson and Diehl,1996].

Çökme modelinde çökme hızı, parçacıklar üzerine etki eden yerçekimi kuvvetine ve parçacıklar arası kuvvetlere dayanmaktadır. Belirli bir derişimin üzerinde çöktürücü boyunca artan çamur derişimiyle çökme hızı azalmaktadır.

Takács, Patry ve Nolasko'nun (1991) geliştirdikleri çökme hızı modeline göre belirli bir derişimin üzerinde düşük katı madde derişimlerinde derişim arttıkça çökme hızı hızla artmakta ve bir maksimuma ulaşmaktadır. Bu düşük derişim bölgesi ve askıda çökme bölgesi arasında geçiş bölgesidir.

Havalandırma havuzu etrafında yazılan kütle korunum denklemlerinin matematiksel olarak çözülebilmesi için geri döngüdeki bileşenlerin derişimlerinin de bilinmesi gerekmektedir. Bu nedenle havalandırma havuzu modelinin çöktürme havuzuyla birlikte değerlendirilmesi, diğer bir deyişle çöktürme havuzu modellenmesi gerekmektedir [Härtel and Pöpel, 1992]. Çöktürme havuzu modelleri katı akış teorisiyle birleştirilen süreklilik denklemine dayanmaktadır ve parçacıkların çökme hızlarının yalnız yerel derişimlere bağlı olduğu varsayılmaktadır. Çöktürücü belli sayılarda tabakalara ayrılır ve bu tabakalar içinde derişimler sabit alınır. Her tabakada kütle denkliği yazılarak, yerçekim ve yığın akımlarını dikkate alan sayısal akış terimleriyle derişimler dinamik olarak güncelleştirilir. Çöktürme havuzunun silindirik olduğu, havuzda herhangi bir prosesin yer almadığı ve radyal yönde derişim değişimi olmadığı varsayılmıştır [Ekama et al., 1997].

Çöktürücüdeki toplam akışı yerçekiminden ve yığın hareketinden oluşan akımlar yönlendirmektedir.

$$J_t = J_B + J_S \quad (3.13)$$

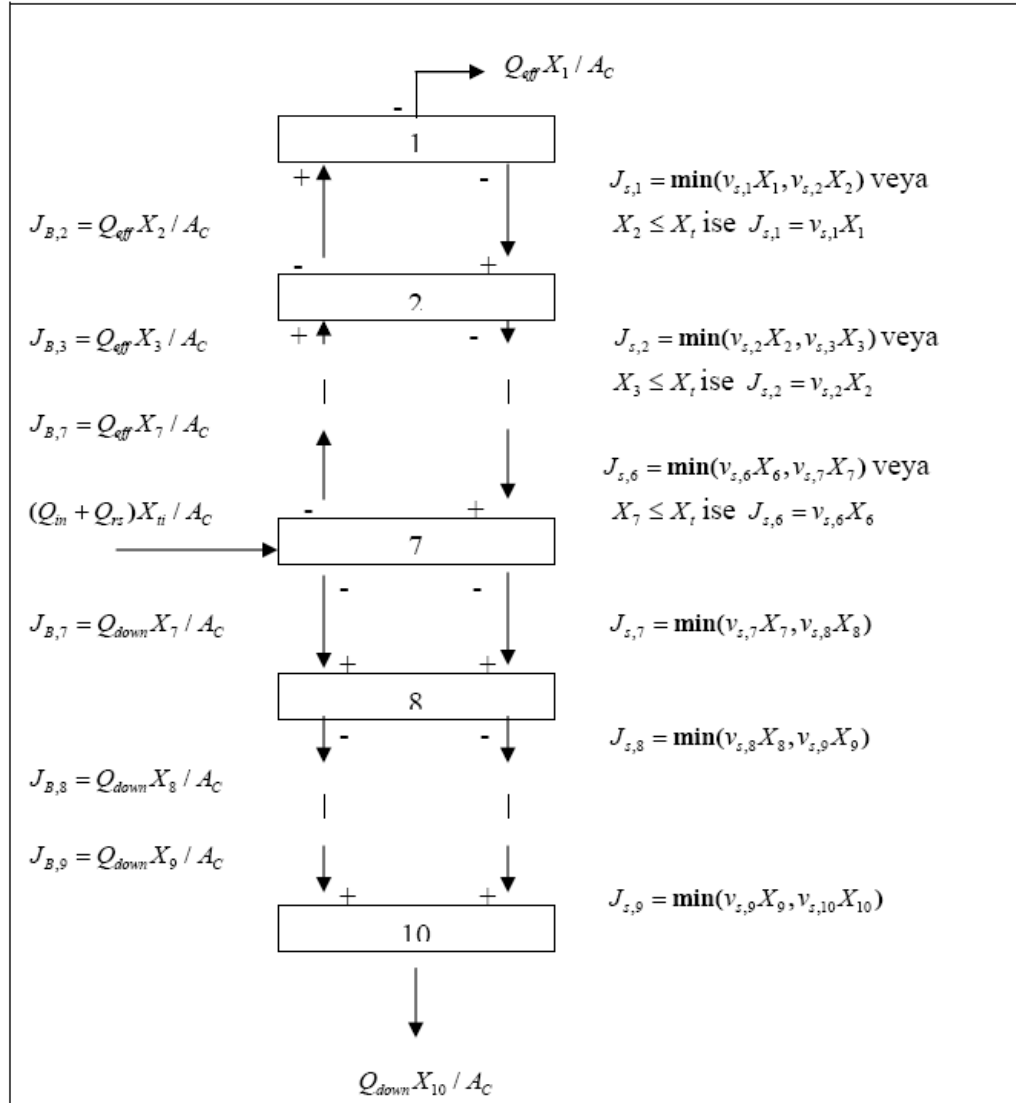
$$J_B = (Q/A_C) X_t \quad (3.14)$$

$$J_S = v_s X_t \quad (3.15)$$

Her tabakada yer çekimi akışı o tabakadaki çamur çökme hızıyla aynı tabakadaki katı madde derişiminin çarpımından bulunmaktadır. Çöktürme havuzu modellenmesinde 10 tabakalı çöktürme modeli esas alınmıştır. Modelin şematik gösterimi Şekil 3.1'de verilmektedir.

Yığın hareketi

Yer çekimi hareketi



Şekil 3.1. Çöktürücü tabakalarında katı madde akışı

Çöktürücü modeli her tabakada yatışkın olmayan katı madde denklği kurularak oluşturulur.

$$\frac{dX_1}{dt} = \frac{1}{h} \left(\frac{Q_{eff} (X_2 - X_1)}{A_C} - J_{s,1} \right) \quad (3.16)$$

$$\frac{dX_2}{dt} = \frac{1}{h} \left(\frac{Q_{eff} (X_3 - X_2)}{A_C} + J_{s,1} - J_{s,2} \right) \quad (3.17)$$

$$\frac{dX_3}{dt} = \frac{1}{h} \left(\frac{Q_{eff}(X_4 - X_3)}{A_C} + J_{s,2} - J_{s,3} \right) \quad (3.18)$$

$$\frac{dX_4}{dt} = \frac{1}{h} \left(\frac{Q_{eff}(X_5 - X_4)}{A_C} + J_{s,3} - J_{s,4} \right) \quad (3.19)$$

$$\frac{dX_5}{dt} = \frac{1}{h} \left(\frac{Q_{eff}(X_6 - X_5)}{A_C} + J_{s,4} - J_{s,5} \right) \quad (3.20)$$

$$\frac{dX_6}{dt} = \frac{1}{h} \left(\frac{Q_{eff}(X_7 - X_6)}{A_C} + J_{s,5} - J_{s,6} \right) \quad (3.21)$$

$$\frac{dX_7}{dt} = \frac{1}{h} \left(\frac{-(Q_{eff} + Q_{down})X_7}{A_C} + J_{s,6} - J_{s,7} + \frac{(Q_{in} + Q_{rs})X_{ti}}{A_C} \right) \quad (3.22)$$

$$\frac{dX_8}{dt} = \frac{1}{h} \left(\frac{Q_{down}(X_7 - X_8)}{A_C} + J_{s,7} - J_{s,8} \right) \quad (3.23)$$

$$\frac{dX_9}{dt} = \frac{1}{h} \left(\frac{Q_{down}(X_8 - X_9)}{A_C} + J_{s,8} - J_{s,9} \right) \quad (3.24)$$

$$\frac{dX_{10}}{dt} = \frac{1}{h} \left(\frac{Q_{down}(X_9 - X_{10})}{A_C} + J_{s,9} \right) \quad (3.25)$$

3.3. Temel Anaerobik Çürütme Modeli

Aktif çamur tesislerinde çökelen çamurun stabilizasyonu için çamur anaerobik çürütme tanklarına alınır. Anaerobik çürütme aynı zamanda metan türü gazların oluşumuna sebep olduğundan önemlidir. Temel anaerobik çürütme modeli Andrews ve Graef (1971) tarafından geliştirilmiştir. GPS-X 5.0. programına bu

modelin modifiye edilmiş versiyonu eklenmiştir. Temel anaerobik model iki fazdan oluşmaktadır: sıvı faz ve gaz faz. Bu iki faz bir arada modellenmiştir. Gaz faz bileşenlerin sıvı faz ile gaz faz arasındaki transferi standart çift-film kütle transfer denklemi kullanılarak modellenmiştir. Gaz fazındaki karbondioksit (CO₂) ve metan (CH₄) ideal gaz olarak kabul edilmiştir. Gaz fazda reaksiyonların devam etmediği varsayılmıştır.

Modelde biyolojik stokiyometrinin tanımlanması için bazı verim katsayıları kullanılmıştır:

$$y_a = s_{lf} / v_{ss} \quad (3.26)$$

$$y_b = s_{co2t} / v_{ss} \quad (3.27)$$

$$y_c = x_{mh} / s_{lf} \quad (3.28)$$

$$y_d = s_{co2t} / x_{mh} \quad (3.29)$$

$$y_e = g_{ch4} / x_{mh} \quad (3.30)$$

$$y_f = s_{nhi} / v_{ss} \quad (3.31)$$

$$y_g = x_{mh} / s_{nhi} \quad (3.32)$$

Modeldeki prosesler ve proses hız denklemleri sırasıyla şu şekilde ifade edilir:

1- Uçucu askıdaki katıların hidroliz hızı

$$r_1 = k_{co} \cdot v_{ss} \cdot f_{tkco} \quad (3.33)$$

k_{co} : hız sabiti

f_{tkco} : sıcaklık düzeltme faktörü

2- Metanojen organizmaların büyüme hızı

$$r_2 = \frac{x_{mh} \cdot \mu_{mh}}{\left(1 + \frac{k_s}{s_{lf}} + \frac{s_{lf}}{k_{ia}} + \frac{s_{nh}}{k_{in}}\right)} \cdot f_{tmumh} \quad (3.34)$$

ftmum: sıcaklık düzeltme faktörü

mumh: metanojen için maksimum spesifik büyüme hızı

ks: yarı doyunluk katsayısı

kia: düzeltme sabiti

kin: düzeltme sabiti

3- Metanojenlerin bozunma hızı

$$r3 = -kd \cdot xmh \quad (3.35)$$

kd: bozunma hız sabiti

4- Metanojenlerin toksik maddeler tarafından inaktivasyonu

$$r4 = -ktox \cdot stox \quad (3.36)$$

ktox = inaktivasyon hız sabiti

5- Toksik maddelerin degradasyon hızı

$$r5 = kb \cdot stox \quad (3.37)$$

kb = toksik madde degradasyon hız sabiti

6- Metan oluşumu

$$\frac{d(ch4)}{dt} = qch4 = vm \cdot r2 \cdot ye \quad (3.38)$$

vm = çürütücünün sıvı faz hacmi

7- Sıvı faz ile gaz faz arasındaki karbondioksit transferi

$$r6 = klaco2 \cdot (co2sat - h2co3) \quad (3.39)$$

klaco2 = CO₂ için kütle transfer katsayısı

co2sat = sıvı fazdaki CO₂ nin doyunluk konsantrasyonu

Denge durumunda sıvı fazdaki CO₂'nin doygunluk konsantrasyonu Henry Kuralı'ndan hesaplanabilir.

$$co2sat = henryco2 \cdot gco2 \quad (3.40)$$

$henryco2$ = CO₂ için Henry sabiti

$gco2$ = Gaz fazdaki CO₂ nin kısmi basıncı

8- Toplam çözünebilir CO₂ oluşum hızı

$$r_{sco2t} = \frac{(yb \cdot r1) + (yd \cdot r2)}{\frac{gvol}{1000}} + r6 \quad (3.41)$$

$$(yb \cdot r1) = \text{uçucu askıda katıların hidrolizi ile oluşum hızı} \quad (3.42)$$

$$(yd \cdot r2) = \text{Metanojenlerin büyümesi ile oluşum hızı} \quad (3.43)$$

$gvol$ = CO₂ için gaz sabiti (L/mol)

9- Serbest amonyum oluşum hızı

$$r_{snh} = (yf \cdot r1) - \frac{r2}{yg} \quad (3.44)$$

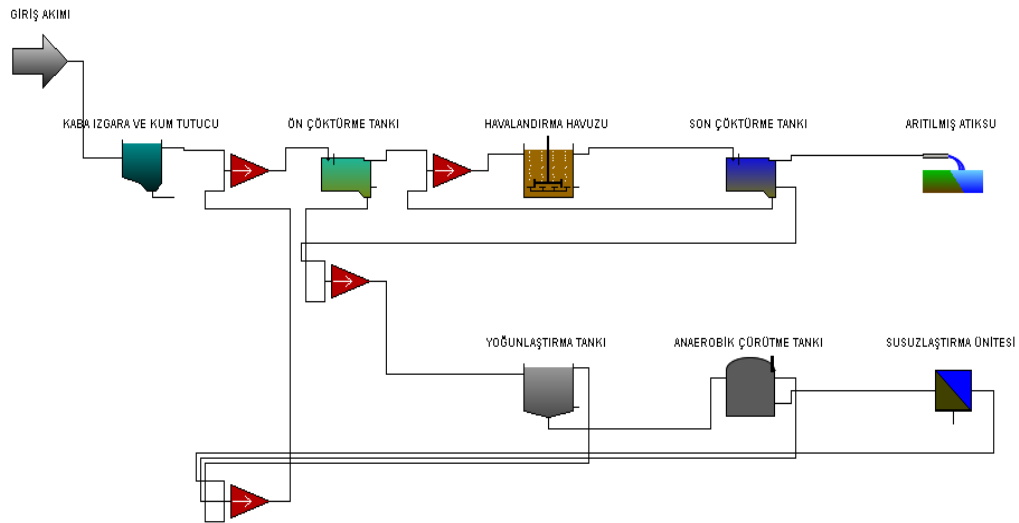
$$(yf \cdot r1) = \text{Hidroliz ile anyonum oluşumu} \quad (3.45)$$

$$\frac{r2}{yg} = \text{metanojenlerin büyümesi sırasında amonyum tüketimi} \quad (3.46)$$

4. MATERYAL VE METOT

4.1. Materyal

Proses akış şemasının oluşturulması proses değişkenlerinin belirlenmesinde Tuzla Biyolojik Arıtma Tesisi'ne ait verilerden faydalanılmıştır. Oluşturulan proses akış şeması Şekil 4.1.'de, tesisten alınan veriler ise Tablo 4.1-4.2'de gösterilmiştir. Bu verilerin kullanılmasıyla GPS-X 5.0 programında simulasyon ve optimizasyon çalışmaları yapılmıştır. GPS-X 5.0 yazılımı çöktürme tankları, havalandırma havuzu ve anaerobik çöktürücü tanka ait dinamik modelleri içeren ve arıtma tesisinin simulasyon ve optimizasyonunu gerçekleştirebilen bir programdır. Programda kullanılan modellere ait parametre değerleri Tablo 4.3.-4.8. 'de verilmiştir. Havalandırma havuzunda Aktif Çamur Model No.3 için 20 °C'deki kinetik parametre değerleri kullanılmıştır. Anaerobik çürütme tankı modelinde ise, T=35 °C ve pH=7 koşullarındaki kinetik parametre değerleri kullanılmıştır.



Şekil 4.1. Proses akış şeması

Tablo 4.1. Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi giriş akımı özellikleri

Parametre	Değer
Debi ($m^3/gün$)	220000
Toplam BOİ (gO_2/m^3)	250
Toplam askıda katı miktarı (AKM) (g/m^3)	550
Toplam KOİ (gO_2/m^3)	450
Çözünmeyen inert organik madde ($gKOİ/m^3$)	30
Çözünmüş oksijen (gO_2/m^3)	2,68
Nnitrat ve nitrit miktarı (gN/m^3)	62,18
Alkalinite (mol/m^3)	7

Tablo 4.2. Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'ne ait diğer veriler

Parametre	Değer
1. çöktürücü tank sayısı ve alanı (adet- m^2)	4adet-900 m^2
1. çöktürücüde hidrolik kalış süresi (sa)	2
F/M	0,385
SVI	160
Havalandırma havuzu hidrolik kalış süresi (sa)	5
Geri besleme oranı (R)	0,55
Havalandırma tank sayısı ve hacmi	4 adet-6000 m^3
Çözünmüş oksijen konsantrasyonu (g/m^3)	2
Oksijen İhtiyacı (gO_2/m^3 sa)	1338
Oksijen Transfer Katsayısı (1/sa)	4,56
Oksijen Transfer Etkinliği (%)	3,50
Kompresör Sayısı ve Gücü (kW)	4 adet-360 kW
Havalandırma için Elektrik Tüketimi (kWh/gün)	28500
Çıkış Akımı BOİ (gO_2/m^3)	21
Çıkış Akımı AKM (g/m^3)	25
MLSS	3500
2. çöktürücü tankı sayısı ve alanı (adet- m^2)	4adet-1580 m^2
2. çöktürücüde yükleme hızı (kg/m^2 gün)	230
2. çöktürücüde üst akım hızı (m^3/m^2 gün)	30,4
2. çöktürücüde alt akım konsant. (g/m^3)	10860
Yoğunlaştırma tankı sayısı ve alanı (adet- m^2)	3adet-100 m^2
Anaerobik tank sayısı ve hacmi (adet- m^3)	4adet-8600 m^3
Anaerobik tankta kalış süresi (gün)	25
Biyogaz Üretimi ($m^3/gün$)	15437
Çamur Susuzlaştırmada üretilen kek ($kg/gün$)	28410
Toplam Elektrik Tüketimi (kWh/gün)	44280
Toplam arıtma verimi (%)	95

Tablo 4.3. Aktif çamur model no.3 için 20⁰C’de kinetik parametre değerleri

Kinetik Parametre	Değer	Kinetik Parametre	Değer	Kinetik Parametre	Değer
μ_H	2	K_{NH}	0,01	$K_{A,NH}$	1
k_{STO}	5	K_{HCO}	0,1	$K_{A,O}$	0,5
η_{NO}	0,6	$b_{H,O2}$	0,2	$K_{A,HCO}$	0,5
K_O	0,2	$b_{H,NO}$	0,1	$b_{A,O2}$	0,15
K_{NO}	0,5	$b_{STO,O2}$	0,2	$b_{A,NO}$	0,05
K_S	2	$b_{STO,NO}$	0,1	k_H	3
K_{STO}	1	μ_A	1	K_X	1

Tablo 4.4. Çürütücü tankı için kullanılan kinetik parametre değerleri

Parametre	Değer
Xmh için 35 °C ‘de maksimum spesifik büyüme hızı(1/gün)	0.4
Doygunluk katsayısı (mol/l)	0.00003
VaH için inhibisyon sabiti	0.0008
NH ₃ için inhibisyon sabiti	0.0005
X için bozunma hız sabiti	0.04
İnaktivasyon hız sabiti	2
Hidroliz için 35 °C ’de hız sabiti	0.045
mumh için sıcaklık sabiti	1.072
kco için sıcaklık sabiti	1.072

Tablo 4.5. Ön çöktürme tankı için parametre değerleri

Parametre	Değer
Besleme noktası yüksekliği (m)	1
Alan (m ²)	3600
Tabaka sayısı	10
Maksimum çökme hızı (m/d)	200

Tablo 4.6. Son çöktürme tankı için parametre değerleri

Parametre	Değer
Besleme noktası yüksekliği (m)	1
Alan (m ²)	7106
Tabaka sayısı	10
Maksimum çökme hızı (m/d)	200

Tablo 4.7. Havalandırma havuzunda seçilen parametre değerleri

Model	ASM3
Maksimum hacim (m ³)	6400
Havalandırma metodu	Hava difüzyonu
İnert inorganik askıda katı miktarı (g/m ³)	30
Çözünebilir inert organik madde (gKOİ/m ³)	2,6
Biyolojik olarak kolay parçalanabilir substrat (gKOİ/m ³)	0,1
Parçacık inet organik madde (gKOİ/m ³)	1390
Biyolojik olarak yavaş parçalanabilir substrat (gKOİ/m ³)	57,7
Aktif hetetrof biyokütle (gKOİ/m ³)	1414
Aktif ototrof biyokütle (gKOİ/m ³)	68,7
Hücre içi depo ürünü (gKOİ/m ³)	125
Çözülmüş oksijen (gO ₂ /m ³)	2
Serbest ve iyonize amonyum (gN/m ³)	0,3
Nitrat ve nitrit (gN/m ³)	5
Alkalinite (mol/m ³)	3,4

Tablo 4.8. Çürütücü tank için seçilen parametre değerleri

Model	Temel çürütme modeli
Maksimum hacim (m ³)	8600
Gaz faz hacmi (m ³)	2000
Çürütücü sıcaklığı (°C)	35
Giriş akımı Çözünebilir toplam CO ₂ (mol/l)	0.0022
VSS (Uçucu Askıda Katı) (g/m ³)	12000
İnert organik madde (g/m ³)	5000
Metanojenler (gKOİ/m ³)	500
Toplam uçucu asit (gKOİ/m ³)	210
Amonyum(gN/m ³)	700
CO ₂ basıncı (atm)	0.3
CH ₄ basıncı (atm)	0.7

4.2. Metot

Öncelikli olarak aktif çamur sistemiyle çalışan bir arıtma tesisinin proses akış şeması GPS-X 5.0 programı üzerinde oluşturulmuştur. Akış şeması oluşturulurken Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'ne ait akış şeması temel alınmıştır. Akış şeması giriş akımı, kaba ızgara, ön çöktürme tankı, havalandırma havuzu, son çöktürme tankı, yoğunlaştırma tankı, anaerobik çürütme tankı, susuzlaştırma ünitesi ve çıkış akımından oluşmaktadır. GPS-X 5.0 programında oluşturulan model üzerindeki her ekipmana ait değişkenler belirlenmiştir. Tuzla Biyolojik Arıtma Tesisi'nden alınan veriler programa girilmiştir. Bazı değişkenlere ait veriler içinse GPS-X 5.0 programında seçili değerler kullanılmıştır.

Program üzerinde verilerin girişi yapıldıktan sonra optimize edilecek değişkenler seçilmiş ve optimizasyonun hedefleri belirlenmiştir. Seçilen değişkenler, bu değişkenlere ait literatürde belirlenen alt ve üst sınır değerleri ile Tuzla Biyolojik Arıtma Tesisi'nde kullanılan değerler Tablo 4.9.'da verilmiştir. Optimizasyonun hedefi tesis için enerji tüketiminin minimize edilmesinin yanında tesis çıkış akımındaki BOİ ve AKM değerlerinin istenilen düzeyde olmasıdır. Tesis çıkış akımındaki BOİ ve AKM değişkenleri için sırasıyla $25 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ ve 30 g/m^3 değerleri üst sınır olarak kabul edilmiştir. Ayrıca tesiste açığa çıkan biyogaz miktarı da enerji kaynağı olması açısından önemli bir proses çıktısı olarak kabul edilmiştir. Açığa çıkan biyogaz miktarının fazla olması ve biyogazdan enerji elde edilerek tesisin enerji tüketiminin azaltılması hedeflenmiştir.

Bu aşamadan sonra GPS-X 5.0 programının simülasyon modu seçilmiş ve simülasyon bölümünde hedef değişkenler ve proses üzerinde gözlemlenecek diğer değişkenler için zaman-değer tabloları oluşturulmuştur. Optimize edilecek değişkenler için alt ve üst sınır değerler arasında simülasyonlar gerçekleştirilmiş ve simülasyonlar sonucunda tesis çıkış akımındaki BOİ ve AKM değerleri ile tesisin enerji tüketimi ve açığa çıkan biyogaz miktarı kaydedilmiştir. Proses çıktısı olarak belirlenen bu değişkenlerin değişimi oluşturulan grafiklerde gözlemlenmiştir. Simülasyonlar sırasında, optimize edilecek değişken dışındaki değişkenler için Tuzla Biyolojik Arıtma Tesisi'nde kullanılan değerler kullanılmıştır. Oluşturulan grafiklerde sınır değerlerin altında BOİ ve AKM değerleri ve minimum enerji

Tablo 4.9. Optimize edilecek değişkenler ve değerleri

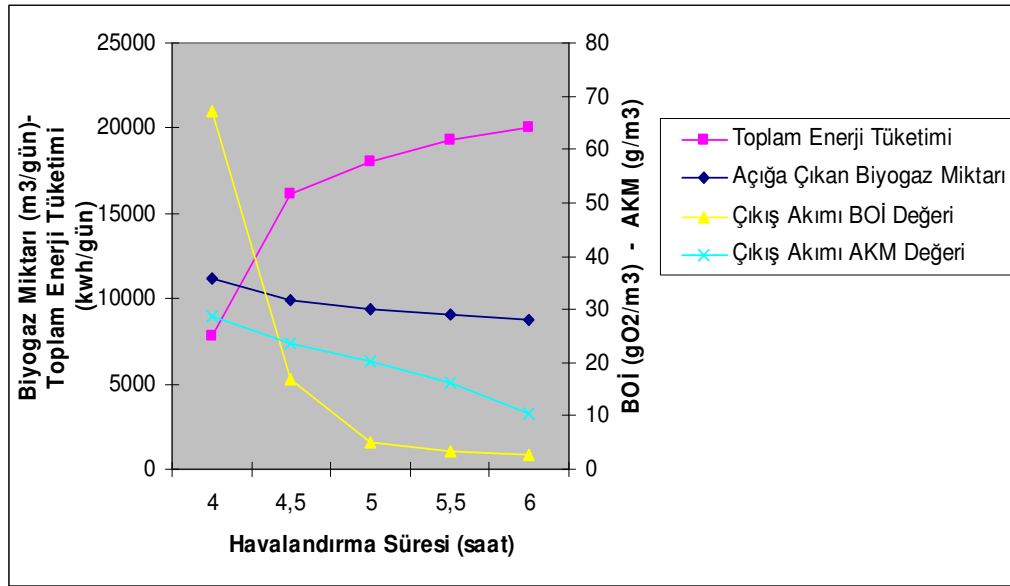
DEğİŞKENLER	Alt Sınır Değeri	Tesis Değerleri	Üst Sınır Değeri
Ön Çöktürme Tankı			
Hidrolik Kalış Süresi (sa)	1,5	2	2,5
Havalandırma Havuzu			
Hidrolik Kalış Süresi (sa)	4	5	6
Askıda Katı Miktarı (g/m ³)MLSS	3000	3500	4000
Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonu (g/m ³)	1,5	2	2,5
Son Çöktürme Tankı			
Aktif Çamur Geri Devir Oranı (%)	40	60	70
Hidrolik Kalış Süresi (sa)	3	4,6	5
Yoğunlaştırma Tankı			
Hidrolik Kalış Süresi (sa)	24	26	28
Anaerobik Çürütücü Tank			
Sıcaklık (°C)	30	35	40
Hidrolik Kalış Süresi (sa)	15	25	30

tüketiminini sağlayan değerler optimum olarak kabul edilmiştir. Bulunan optimum değer programa kaydedilerek diğer değişkenin optimum değerinin belirlenmesi amacıyla simülasyonlara devam edilmiştir. Simülasyonlar sonucunda değişkenler için optimum değerler tespit edilmiş ve bu optimum değerlerin kullanılmasıyla elde edilen proses çıktı değerleri elde edilmiştir. Açığa çıkan biyogaz ile elde edilecek enerji miktarı hesaplanmış ve tesisin enerji tüketimi ile karşılaştırılmıştır. Optimum değerler ve proses çıktıları Tuzla Biyolojik Arıtma Tesisi'ndeki mevcut veriler ile karşılaştırılmıştır.

5. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

5.1. Havalandırma Süresinin Proses Çıktılarına Etkisi

Havalandırma havuzundaki havalandırma süresinin değişimi ile gerçekleştirilen simülasyonlar sonucunda elde edilen verilerin grafiği Şekil 5.1 'de verilmiştir.

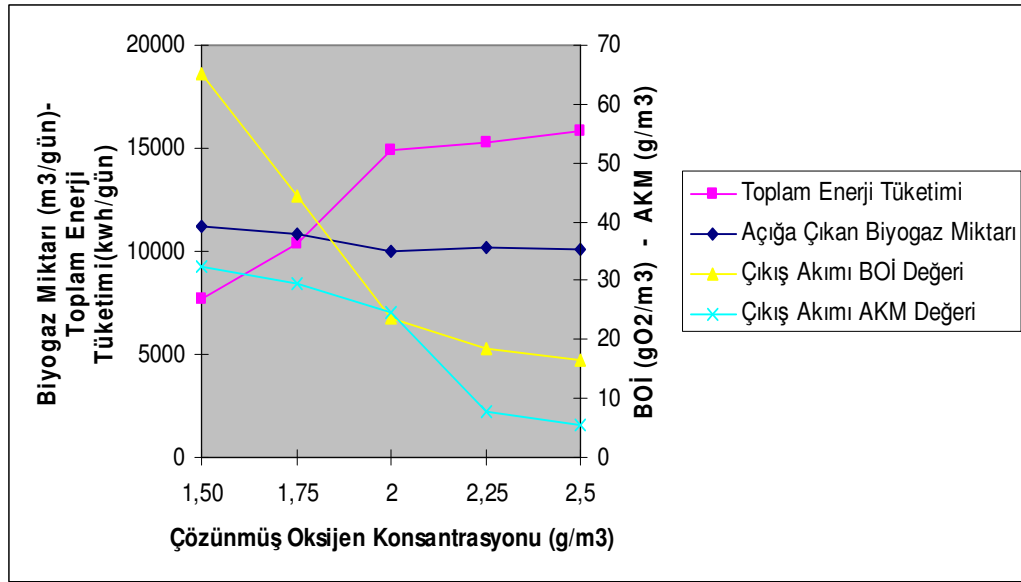


Şekil 5.1. Havalandırma süresinin proses çıktılarına etkisi

Oluşan grafikte havalandırma süresinin artmasıyla BOİ ve AKM değerlerinin düştüğü toplam enerji tüketiminin arttığı görülmüştür. Açığa çıkan biyogaz miktarında küçük bir değişim görülmektedir. Optimum havalandırma süresinin seçiminde BOİ ve AKM değerlerinin üst sınırın altında olduğu ve toplam enerji tüketiminin minimum olduğu nokta tespit edilir. Havalandırma süresinin 4,4 saat olduğu durumda BOİ ve AKM değerlerinin sırasıyla $23,52 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ ve $24,6 \text{ g/m}^3$, toplam enerji tüketiminin ise 14950 kWh/gün olduğu tespit edilmiştir. Havalandırma süresi için 4,4 saat optimum değer olarak kabul edilmiştir.

5.2. Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonunun Proses Çıktılarına Etkisi

Yapılan simülasyonlar sonucunda elde edilen havalandırma havuzundaki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun proses çıktılarına etkisini gösteren grafik Şekil 5.2 'de verilmiştir.

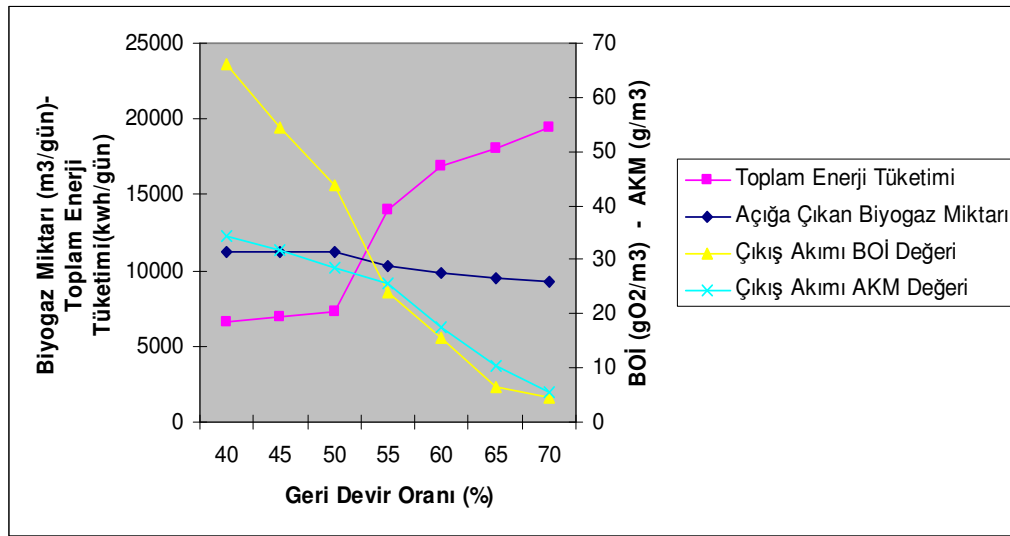


Şekil 5.2. Çözünmüş oksijen konsantrasyonunun proses çıktılarına etkisi

Elde edilen grafiğe göre havalandırma havuzundaki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun artması ile arıtma verimi artmış ve çıkış akımındaki BOİ ve AKM değerleri azalmıştır. Bunun yanında havalandırma havuzundaki enerji gereksiniminin artmasıyla beraber toplam enerji tüketimi artmıştır. Çözünmüş oksijen konsantrasyonunun $1,9 \text{ g/m}^3$ olduğu durumda BOİ ve AKM değerlerinin sırasıyla $24,1 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ ve $25,5 \text{ g/m}^3$ olduğu belirlenmiştir. Bu durumda toplam enerji tüketiminin ise 13980 kWh/gün olduğu görülmüştür. Bu veriler doğrultusunda çözünmüş oksijen konsantrasyonu için optimum değer $1,9 \text{ g/m}^3$ olarak tespit edilmiştir.

5.3. Aktif Çamur Geri Devir Oranının Proses Çıktılarına Etkisi

Havalandırma havuzuna geri beslenen aktif çamurun yüzde oranındaki değişimin proses çıktılarına etkisini belirlemek amacıyla geri devir oranı 40 ile 70 arasındaki değerlerde değiştirilerek simülasyonlar yapılmış ve elde edilen sonuçlar Şekil 5.3 'teki grafikte gösterilmiştir.

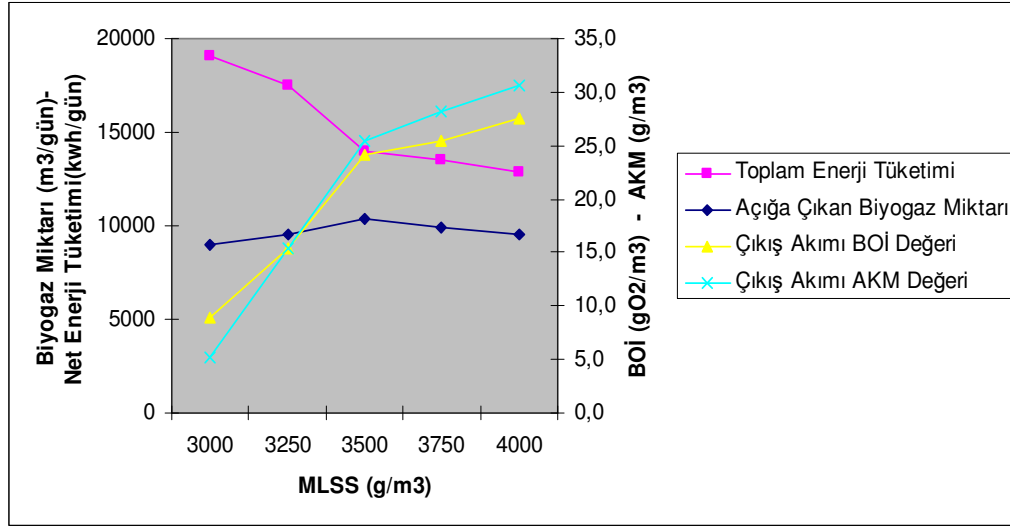


Şekil 5.3. Aktif çamur geri devir oranının proses çıktılarına etkisi

Grafik incelendiğinde geri devir oranının artmasıyla beraber çıkış akımındaki BOİ ve AKM değerlerinin düştüğü görülmektedir. Ancak geri devir oranının artmasıyla beraber pompalama ve havalandırma için gerekli enerji miktarı da arttığından toplam enerji tüketimi de artmaktadır. Grafikte 55 % geri devir oranı için BOİ ve AKM değerlerinin sınır değerlerin altında olduğu görülmüştür. Bu noktada BOİ ve AKM değerleri sırasıyla 24,1gO₂/m³ ve 25,5 g/m³, toplam enerji tüketimi ise 13980 kWh/gün 'dür. Geri devir oranı için optimum değer 55 % olarak tespit edilmiştir.

5.4. MLSS Değerinin Proses ıktılarına Etkisi

Havalandırma havuzundaki karışık sıvıda askıda katı miktarının (MLSS) değiştirilmesiyle gerçekleştirilen simülasyonlar sonucu elde edilen grafik Şekil 5.4 'te verilmiştir.

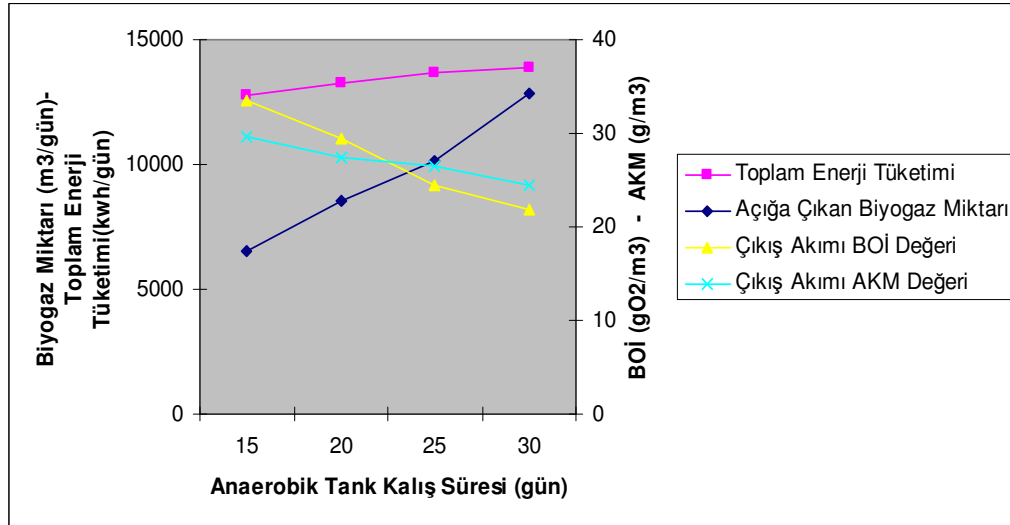


Şekil 5.4. MLSS değerinin proses çıktılarına etkisi

Őekildeki grafikte havalandırma havuzundaki MLSS değerinin artmasıyla çıkış akımındaki BOİ ve AKM değerlerinin de arttığı; toplam enerji tüketiminin ise azaldığı görülmektedir. 3600 g/m³ MLSS değeri için BOİ ve AKM değerlerinin sırasıyla 24,5 gO₂/m³ ve 26,5 g/m³ olduğu tespit edilmiştir. Bu değerler st sınır değerlerin altında olduğundan MLSS için optimum değer 3600 g/m³ olarak kabul edilebilir.

5.5. Anaerobik Tankta Kalış Süresinin Proses ıktılarına Etkisi

Anaerobik tankta kalış süresinin optimum değerini tespit etmek için yapılan simülasyonlar sonucunda, kalış süresinin proses çıktılarına etkisini gösteren Şekil 5.5' teki grafik elde edilmiştir.



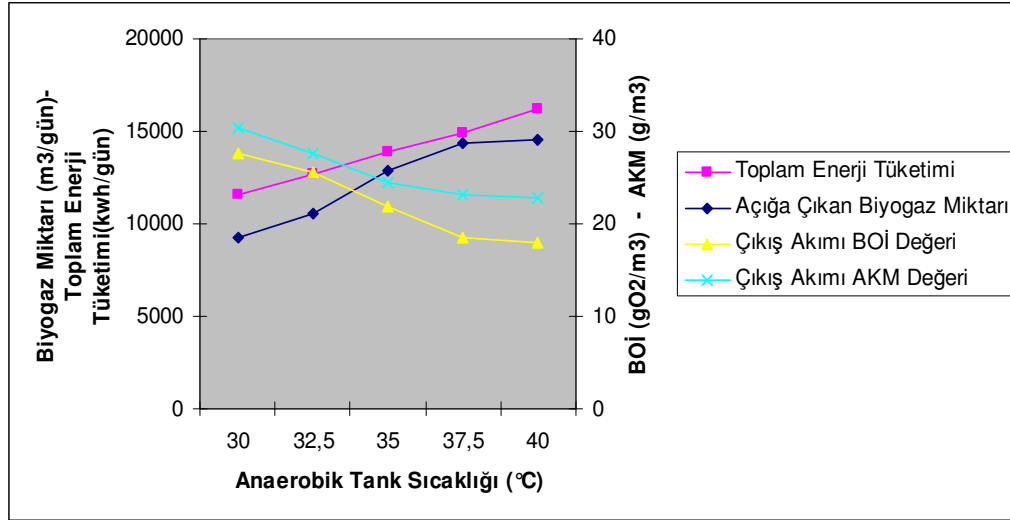
Şekil 5.5. Anaerobik tankta kalış süresinin proses çıktıklarına etkisi

Anaerobik tankta kalış süresinin artması ile birlikte tanktaki reaksiyonların süresi de arttığından oluşan biyogaz miktarında önemli bir artış görülmektedir. Bunun yanında tüketilen enerji miktarında tolere edilebilecek artışlar olmaktadır. Kalış süresinin artmasıyla tesis çıkış akımındaki BOİ ve AKM değerlerinin düştüğü tespit edilmiştir. Bu durumda açığa çıkan biyogaz miktarının fazla olduğu, çıkış akımındaki BOİ ve AKM değerlerinin düşük olduğu 30 gün kalış süresi optimum değer olmaktadır. 30 gün kalış süresi için çıkış akımındaki BOİ ve AKM değerlerinin sırasıyla $21,8 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ ve $24,5 \text{ g/m}^3$ olduğu görülmüştür.

5.6. Anaerobik Tank Sıcaklığının Proses Çıktıklarına Etkisi

Anaerobik tank sıcaklığının değiştirilmesi ile gerçekleştirilen simülasyonlar sonucu elde edilen proses çıktı değerleri Şekil 5.6'daki grafikte verilmiştir. Grafığe göre 30-37,5 °C arasında anaerobik tank sıcaklığının artmasıyla beraber mezofilik bakterilerin etkinliği artmış ve biyogaz oluşumu artmıştır. 37,5 ve 40 °C arasında ise biyogaz oluşumunda önemli bir değişiklik görülmemiştir. Tank sıcaklığının artmasıyla beraber enerji tüketiminde artış olmuştur. Çıkış akımındaki BOİ ve AKM değerlerinde ise belirli bir düşüş olmuştur. Enerji tüketimi ile biyogaz üretimi

paralellik gösterdiğinden optimum sıcaklık değeri belirlenirken enerji tüketimi ve biyogaz üretimi birlikte değerlendirilmiştir. Öncelikli olarak enerji tüketiminin düşük

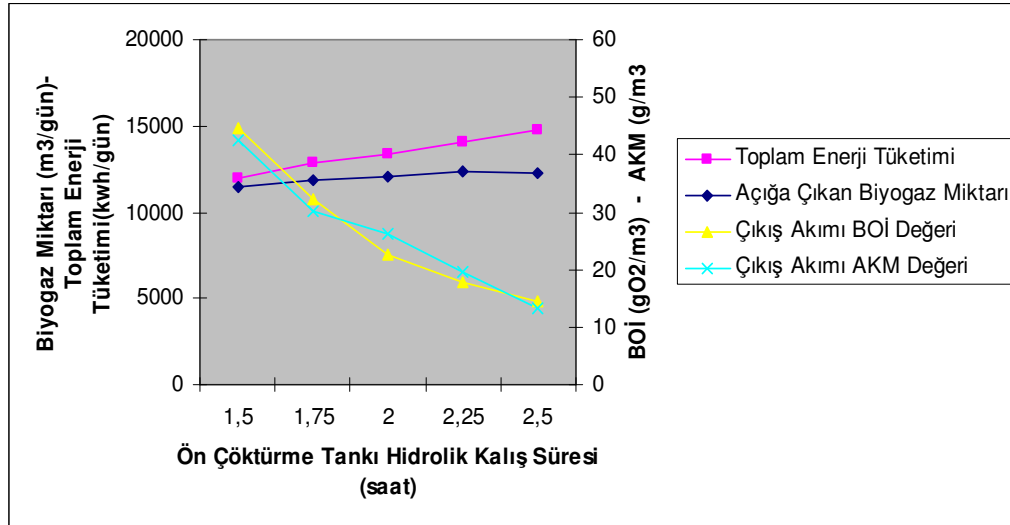


Şekil 5.6. Anaerobik tank sıcaklığının proses çıktılarına etkisi

olması hedeflendiğinden, enerji tüketiminin düşük olduğu ve çıkış akımındaki BOİ ve AKM değerlerinin üst sınırların altında olduğu 34 °C optimum sıcaklık olarak. Bu sıcaklıkta BOİ ve AKM değerlerinin sırasıyla 22,7 gO₂/m³ ve 26,1 g/m³, toplam enerji tüketiminin ise 13350 kWh/gün olduğu görülmüştür.

5.7. Ön Çöktürme Tankındaki Hidrolik Kalış Süresinin Proses Çıktılarına Etkisi

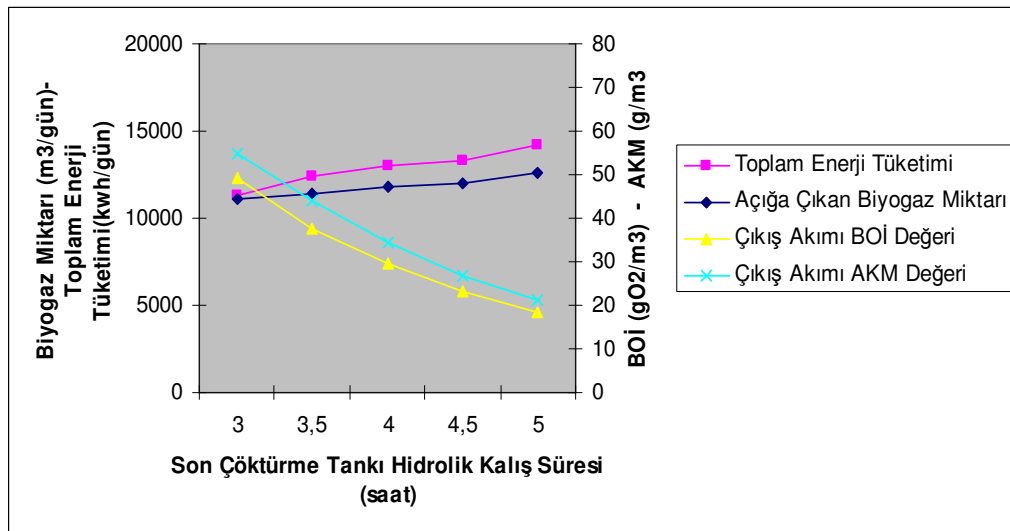
Ön çöktürme havuzundaki hidrolik kalış süresinin 1,5 ve 2,5 saat arasında değiştirilmesi ile yapılan simülasyonlar sonucunda oluşturulan grafik Şekil 5.7'de verilmiştir. Hidrolik kalış süresinin artmasıyla ön çöktürme havuzundaki BOİ ve AKM giderimi artmış ve çıkış akımındaki BOİ ve AKM değerleri azalmıştır. Açığa çıkan biyogaz miktarında önemli bir değişiklik görülmemekle birlikte, toplam enerji tüketiminde artış tespit edilmiştir. BOİ, AKM ve toplam enerji tüketimi değerleri birlikte değerlendirildiğinde optimum hidrolik kalış süresinin 2 saat olduğu görülmüştür.



Şekil 5.7. Ön çöktürme tankındaki hidrolik kalış süresinin proses çıktıklarına etkisi

5.8. Son Çöktürme Tankındaki Hidrolik Kalış Süresinin Proses Çıktıklarına Etkisi

Son çöktürme havuzundaki hidrolik kalış süresinin optimum değerini belirlemek amacıyla yapılan simülasyonlar sonucunda elde edilen hidrolik kalış süresinin proses çıktıklarına etkisini gösteren grafik Şekil 5.8’de gösterilmiştir.

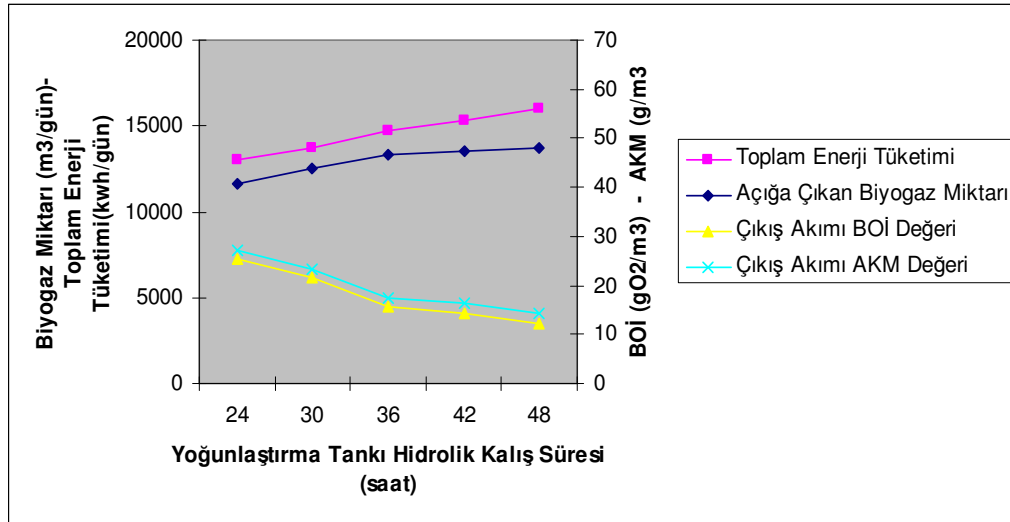


Şekil 5.8. Son çöktürme tankındaki hidrolik kalış süresinin proses çıktıklarına etkisi

Son çöktürme tankındaki hidrolik kalış süresinin artmasıyla beraber arıtma verimi artmış ve çıkış akımındaki BOİ ve AKM değerleri düşmüştür. Toplam enerji tüketimi ve açığa çıkan biyogaz miktarında küçük artışlar görülmüştür. Hidrolik kalış süresinin 4,5 saat olduğu durumda çıkış akımındaki BOİ ve AKM değerleri üst sınır değerlerin altındadır. 4,5 saat optimum hidrolik kalış süresi olarak tespit edilmiştir.

5.9. Yoğunlaştırma Tankındaki Hidrolik Kalış Süresinin Proses Çıktılarına Etkisi

Yoğunlaştırma tankındaki hidrolik kalış süresinin değiştirilmesi ile yapılan simülasyonlar sonucunda elde edilen proses çıktılarındaki değişimi gösteren grafik Şekil 5.9'da verilmiştir.



Şekil 5.9. Yoğunlaştırma tankındaki hidrolik kalış süresinin proses çıktılarına etkisi

Grafikte görüldüğü gibi yoğunlaştırma tankındaki hidrolik kalış süresinin artmasıyla BOİ ve AKM değerleri düşmüş, açığa çıkan biyogaz miktarı yükselmiştir. Toplam enerji tüketimi de hidrolik kalış süresi ile beraber artmıştır. Hidrolik kalış süresinin 25 saat olduğu durumda BOİ ve AKM değerleri sırasıyla $23,9 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ ve 27 g/m^3 olup sınır değerlerin altındadır. 25 saatin üzerindeki kalış sürelerinde enerji tüketimi artacağından bu değer optimum hidrolik kalış süresi olarak belirlenmiştir.

5.10. Tuzla Biyolojik Arıtma Tesisi Verileri İle Optimum Verilerin Karşılaştırılması

Tablo 5.1’de Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi’nde kullanılan veriler ile simulasyon sonucu elde edilen optimum değerler verilmiştir.

Tablo 5.1. Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi’nde kullanılan veriler ve optimum veriler

DEĞİŞKENLER	Tuzla Arıtma Tesisi Değeri	Optimum Değer
Ön Çöktürme Tankı		
Hidrolik Kalış Süresi (sa)	2	2
Havalandırma Havuzu		
Hidrolik Kalış Süresi (sa)	5	4,4
Karışık Sıvıda Askıda Katı Miktarı (MLSS)(g/m ³)	3500	3600
Çözülmüş Oksijen Konsantrasyonu (g/m ³)	2	1,9
Son Çöktürme Tankı		
Aktif Çamur Geri Devir Oranı (%)	60	55
Hidrolik Kalış Süresi (sa)	4,6	4,5
Yoğunlaştırma Tankı		
Hidrolik Kalış Süresi (sa)	26	25
Anaerobik Çürütücü Tank		
Sıcaklık (°C)	35	34
Hidrolik Kalış Süresi (sa)	25	30

Tuzla Arıtma Tesisi’nde kullanılan değerler ile hesaplanan optimum değerler arasında ufak farklılıklar görülmektedir. Tablo 5.1.’deki optimum değerlerin kullanılmasıyla elde edilen proses çıktıları ve Tuzla Arıtma Tesisi’nden alınan ortalama proses çıktı değerleri Tablo 5.2’de verilmiştir.

Tablo 5.2. Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi ve optimum değerler için proses çıktı değerleri

Proses Çıktıları	Tuzla Arıtma Tesisi Değeri	Optimum Değer
Çıkış Akımı BOİ (gO ₂ /m ³)	21	23,9
Çıkış Akımı AKM (g/m ³)	25	27
Toplam Enerji Tüketimi (kWh/gün)	44280	13203
Açığa Çıkan Biyogaz Miktarı (m ³ /gün)	15437	11875

Tablo 5.2'deki değerler incelendiğinde Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'ndeki arıtma verimiyle yapılan simulasyon çalışmasındaki arıtma veriminin birbirine yakın olduğu görülmektedir. Bunun yanında simulasyon çalışmasıyla hesaplanan toplam enerji tkretiminin tesisteki gerçek veriden oldukça düşük olduğu görülmüştür. Optimum değerlerin kullanılmasıyla belirlenen açığa çıkan biyogaz miktarı ise tesisteki değerin altında kalmıştır.

5.11. Açığa ıkan Biyogazdan Enerji Eldesi Hesabı

Arıtma tesisinde ortaya çıkan biyogaz literatürdeki verilere göre % 65 metan ve % 35 karbondioksit içerir. Bu içeriğe sahip 1 m³ biyogazdan 1,25 kWh enerji elde etmenin mümkün olduğu göz önüne alınırsa, optimum değerlerin kullanılması sonucunda açığa çıkan 11875 m³/gün biyogazdan 14843,75 kWh/gün enerji elde edilebilir. Bu enerji miktarı simulasyonla bulunan optimum enerji tüketimi değerinden yüksektir. Elde edilen simulasyon sonuçlarına göre, biyogazdan elde edilen enerjiyle arıtma tesisinin enerji ihtiyacının karşılanabileceği öngörülmüştür.

KAYNAKLAR

Andrews, J.F. and Graef, S.P. ,1971. Dynamic Modeling and Simulation of the Anaerobic Digestion Process. Anaerobic Biological Treatment Processes, Advances in Chemistry Series No. 105, 126-162, American Chemical Society, Washington.

Balku, Ş. , 2004. Azot Giderimli Aktif Çamur Sisteminde Enerji Optimizasyonu. Doktora tezi, Ankara Üniversitesi.

Bayramoğlu, M. , Çakıcı A. and Tekin T. ,1997. Comparison of Various Control Strategies for an Activated Sludge Process. *Chimica Acta Turcica* 25 (1997) ,13-19.

Bayramoğlu, M. , Çakıcı A. and Tekin T. , 2000. Modelling of Oxygen Transfer Rate in Diffused –Air Aeration Tanks. *Trans IchemE*, Vol 78, Part B, 209-212.

Billmeier, E. ,1992. Dimensioning of Final Settling Tanks of Large Activated Sludge Plants for High Quality Effluent. *Wat. Sci. Tech.* ,Vol. 25, No.4-5, 23-33.

Çakıcı A. , Bayramoğlu M., Demircioğlu N. ve Kobya M. ,1993. Kentsel Atık Su Arıtım Tesisi Tasarımı ve Analizi. *İTÜ Cilt 51 Sayı 2* , 39-49.

Ekama, G.A., Barnard, J.L, Günhert, F.W., Krebs, P., McCorquadele, J.A. , Parker, D.S. and Wahlberg, E.J. 1997. Secondary settling tanks: Theory, modelling, design and operation, Scientific and Technical Reports No.6. IWA Publishing, London

Gujer, W., Henze M., Mino, T. and Loosdrecht, M. 1999. Activated sludge model no.3. *Wat. Sci. Tech.*, 39(1), 183-193.

Härtel , L. and Pöpel, J. ,1992. A Dynamic Secondary Clarifier Model Including Processes of Sludge Thickening. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 25, No.6 , 267-284.

Hydromantis, 2006. GPS-X Technical Reference.

İleri. R. , 2000. Çevre Biyoteknolojisi. Değişim yayımları, Adapazarı, 268-351

İSKİ. Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi verileri.

Jeppsson, U. and Diehl, S. 1996. On the modelling of the dynamic propagation of biologic components in the secondary clarifier. *Wat. Sci. Tech.*, 34 (5-6), 85-92.

Lee, J. J. ,Jung, I.H. , Lee, W.B. and Kim, J-O, 1993. Computer and Experimental Simulations of the Production of Methane Gas from Municipal Solid Waste. *Wat. Sci. Tech.* ,Vol.27, No.2 , 225-234.

Öztürk İ. , Timur H. ve Koşkan U. ,2005. Atıksu Arıtımının Esasları: Evsel, Endüstriyel Atıksu Arıtımı ve Arıtma Çamurlarının Kontrolü. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 106-136.

Puteh, M. , Minekawa K., Hashimoto N. and Kawase Y. , 1999. Modeling of activated sludge wastewater treatment processes. *Bioprocess Engineering* 21 (1999) 249-254.

Siegrist, H. , Renggli, D. and Gujer, W. ,1993. Mathematical Modelling of Anaerobic Mesophilic Sewage Sludge Treatment. *Wat. Sci. Tech.*, Vol.27, No.2, 25-36.

Takács, I., Patry, G.G. and Nolasco, D. 1991. A dynamic model of the clarification - thickening process. *Wat. Res.*, 25 (10), 1263-1271.

Tatsuo, S. ,Kudo, K. and Nasu Y. ,1992. Anaerobic Waste-Activated Sludge Digestion – A Bioconversion Mechanism and Kinetic Model. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol.41, 1082-1091

Tenno, R. and Pelkonen, M. ,1993. Activated Sludge Concentration Dynamics. *Water Research*, Vol. 28, No. 2, 491-493.

Uzman, H.Ö. , 2006. Mağusa için en uygun biyolojik arıtma teknolojisinin seçimi ve tasarımı. Yüksek lisans tezi, GYTE.

ÖZGEÇMİŞ

Baki ÖZDİNÇER 1983 yılında Kadıköy’de doğdu. İlköğrenimini 1994 yılında Darıca İlkokulu’nda, orta ve lise öğrenimini 2001 yılında Gebze Anadolu Lisesinde tamamladı. Üniversite öğrenimine 2001 yılında İstanbul Üniversitesi Kimya-Metalurji Fakültesi Kimya Mühendisliği Bölümünde başladı ve 2006 yılında mezun oldu. Aynı yıl Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Kimya Mühendisliği bölümünde yüksek lisans eğitimine başladı. 2007 yılından beri Tarım ve Köyişleri Bakanlığı’na bağlı Kartal İlçe Tarım Müdürlüğü’nde Kimya Mühendisi olarak görev yapmaktadır.