

T.C.

**GEBZE YÜKSEK TEKNOLOJİ ENSTİTÜSÜ
MÜHENDİSLİK VE FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KONACIK BELEDİYESİ
ATIKSU ARITMA TESİSİNİN MODELLENMESİ
VE MEVCUT PROBLEMLERİNİN
BİLGİSAYAR SİMÜLASYONU İLE ÇÖZÜLMESİ**

ÖZGÜR KARADUMAN

YÜKSEK LİSANS TEZİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

GEBZE

2011

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

KONACIK BELEDİYESİ
ATIKSU ARITMA TESİSİNİN MODELLENMESİ
VE MEVCUT PROBLEMLERİNİN
BİLGİSAYAR SİMÜLASYONU İLE ÇÖZÜLMESİ

ÖZGÜR KARADUMAN

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Tez Danışmanı : Prof. Dr. Bülent KESKİNLER

GEBZE

2011



YÜKSEK LİSANS TEZİ JÜRİ ONAY SAYFASI

G.Y.T.E. Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun 20.01.2011 tarih ve 2011/03 sayılı kararıyla oluşturulan jüri tarafından 18 /02 /2011... tarihinde tez savunma sınavı yapılan Özgür KARADUMAN'ın tez çalışması Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında YÜKSEK LİSANS tezi olarak kabul edilmiştir.

JÜRİ

ÜYE

(TEZ DANIŞMANI) : Prof.Dr.Bülent KESKİNLER

ÜYE

: Prof.Dr.Mahmut BAYRAMOĞLU

ÜYE

: Doç.Dr.Ahmet KARAGÜNDÜZ

ÜYE

:

ÜYE

:

ONAY

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

İMZA/MÜHÜR

ÖZET

TEZİN BAŞLIĞI: KONACIK BELEDİYESİ ATIKSU ARITMA TESİSİNİN MODELLENMESİ VE MEVCUT PROBLEMLERİNİN BİLGİSAYAR SİMÜLASYONU İLE ÇÖZÜLMESİ

YAZAR ADI : ÖZGÜR KARADUMAN

Yapılan yüksek lisans tez çalışması kapsamında, Konacık Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi'ndeki mevcut membran biyorektör (MBR) prosesinin işletme verimini arttırmak amacıyla arıtma tesisi GPS-X programı kullanılarak modellenmiştir. Tesisin tüm proses yapısı ve değerleri bilgisayar programına girilerek bir simülasyon hazırlanmış ve tesisin geçmiş verileri kullanılarak yapılan simülasyon çalışması optimize edilmiştir. Ayrıca bu çalışmada tesisin mevcut verileri kullanılarak tesiste varolan azot giderimindeki yetersiz dönüşüm verimi sorunu ele alınmış, bu sorun için üretilen çözümler simülasyon programında denenerek uygun bir çözüm bulunmuştur. Tesiste uygulanması gereken optimum koşullar bilgisayarda GPS-X programı kullanılarak simüle edilmiş ve bu koşulların uygulaması sahada yapılarak simülasyon sonuçları gerçek verilerle karşılaştırılmıştır. GPS-X ve benzeri bilgisayar programlarının tesislerde dizayn ve işletme aşamalarında kullanılmasının hem tesislerin ilk yatırım ve işletme maliyetlerini minimize etmesi açısından hem de tesislerde oluşan sorunların çözümünde önemli olduğu sonucuna varılmıştır.

SUMMARY

THESIS TITLE: COMPUTER MODELLING KONACIK MUNICIPALITY WASTE WATER TREATMENT PLAN AND SOLVING EXISTING PROBLEMS BY USING COMPUTER SIMULATION

AUTHOR : OZGUR KARADUMAN

In this study, Konacık Municipality Waste Water Treatment Plant, that is using MBR proses, modelled by GPS-X software. Whole proses design and parameters of the treatment plant entered to the simulation program and this simulation optimised by using existing datas of treatment plant. The efficiency problem in nitrogen removal handled by using present datas and best solution for this problem found by using simulation program. In the other hand optimum conditions and parameters for the treatment plant simulated by GPS-X program. These parameters and solutions are applicated in field and simulation datas crosschecked with field datas. Using this type of computer programs in design and operating treatment plants, will help to make best design and will reduce the operational costs. Also simulating treatment plants will help to solve operating problems.

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans tez çalışmasının konu tespitinden tamamlanmasına kadar geçen sürede her türlü bilgi ve deneyimleri ile bana yön veren ve desteğini hiçbir zaman esirgemeyen danışmanım Prof. Dr. Bülent KESKİNLER'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Gerek fikirlerinden ve gerekse de bilimsel tecrübelerinden fazlasıyla yararlandığım sayın Doç. Dr. Ahmet KARAGÜNDÜZ'e ve sayın Doç. Dr. Alper NUHOĞLU'na sonsuz teşekkür ederim. Deneysel aşamalarda yardım ve desteklerini esirgemeyen Arş. Gör. Dr. Nadir DİZGE'ye teşekkür ederim.

Ayrıca tez çalışması kapsamında kullanılan verileri sağlayan ve çalışmalarım sırasında yardımlarını esirgemeyen Konacık Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi Sorumlusu sayın Servet Erol'a ve tezimi tesislerinde yapmama izin verdikleri için Konacık Belediyesi'ne teşekkür ederim.

Bana her zaman destek veren Annem ve Babama; beni her zaman teşvik eden ve yanımda olan Eşim ve Oğluma sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

ÖZET	i
SUMMARY	ii
TEŞEKKÜR	iii
İÇİNDEKİLER DİZİNİ	iv
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	ix
ŞEKİLLER DİZİNİ	x
TABLolar DİZİNİ	xiii
1. GİRİŞ	1
2. LİTERATÜR ÖZETİ	3
2.1. Aktif Çamur Prosesi	3
2.1.1 Aktif Çamur Proses Tipleri	3
2.1.1.1 Sürekli Akım Modifiye Çamur Prosesleri	5
2.1.1.1.1 Tam Karışımli Aktif Çamur Prosesi	5
2.1.1.1.2 Piston Akımlı Aktif Çamur Prosesi	5
2.1.1.1.3 Kontakt Stabilizasyon Aktif Çamur Prosesi	6
2.1.1.1.4 Hızı Azalan Havalandırmalı Aktif Çamur Prosesi	7
2.1.1.1.5 Kademeli Havalandırma / Kademeli Besleme Aktif Çamur Prosesi	8
2.1.1.1.6 Oksidasyon Hendeği Aktif Çamur Prosesi	9
2.1.1.1.7 Saf Oksijenle Havalandırmalı Aktif Çamur Prosesi	10
2.1.2 İki kademeli Aktif Çamur Prosesi	10
2.1.3 Azot ve Fosfor (Nutrient) gideren Aktif Çamur Prosesleri	11
2.1.3.1 Azot Giderimi	12
2.1.3.1.1 Wuhrman Aktif Çamur Prosesi	12
2.1.3.1.2 Ludzack-Ettinger Aktif Çamur Prosesi	13

2.1.3.1.3 Eş Zamanlı Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon Aktif Çamur Prosesi	14
2.1.3.2 Fosfor Giderimi	15
2.1.3.2.1 Phostrip Aktif Çamur Prosesi	16
2.1.3.2.2 Bardenpho Aktif Çamur Prosesi	17
2.1.3.2.3 Phoredox aktif çamur prosesi	17
2.2 Membran Biyoreaktör (MBR) Prosesi	18
2.2.1 MBR Tanımı	18
2.2.2 MBR Konfigürasyonları	21
2.2.3 MBR Prosesinin Avantajları	23
2.2.4 MBR Prosesinin Dezavantajları	24
2.3 GPS-X Bilgisayar Programı	25
2.3.1 GPS-X Objeleri	25
2.3.1.1 Obje Çeşitleri ve Ortak Özellikler	26
2.3.2 GPS-X Durum Değişkeni Kitaplıkları	29
2.3.2.1 Kitaplıkların Çeşitleri	30
2.3.2.1.1. Karbon - Azot Kitaplığı (CNLIB)	30
2.3.2.1.2 Karbon - Azot – Endüstriyel Kirletici Kitaplığı (CNIPLIB)	31
2.3.2.1.3 Karbon – Azot – Fosfor Kitaplığı (CNPLIB)	32
2.3.2.1.4 CNP Endüstriyel Kirletici Kitaplığı (CNPIPLIB)	33
2.3.2.1.5 İleri Karbon - Azot Kitaplığı (CN2LIB)	35
2.3.2.1.6 İleri Endüstriyel Kirleticiler Kitaplığı (CN2IPLIB)	35
2.3.3 Askıda Büyüme Modelleri	36
2.3.3.1 Ortak Özellikler	37
2.3.3.1.1 Oksijen Transferinin Modellenmesi	37
2.3.3.1.2 Saha Koşullarında DO Doygunluk Konsantrasyonunun Hesaplanması	38
2.3.3.1.3 Saha Koşullarında Oksijen Kütle Transferi Katsayısının Hesaplanması	41

2.3.3.1.3.1 Doğrudan KLa'yı Girmek – Difüzör Havalandırma	42
2.3.3.1.3.2 Doğrudan KLa'yı Girmek – Mekanik Havalandırma	44
2.3.3.1.3.3 Hava Akımını Girme	45
2.3.3.1.3.4 Mekanik Gücü Girme	46
2.3.4 Aktif Çamur Biyolojik Modelleri	52
2.3.4.1 Durum Değişkenleri	52
2.3.4.2 Petersen Matrisi	53
2.3.4.3 Stokiyometrik Parametreler	54
2.3.4.4 Aktif Çamur Model No. 1 (ASM 1)	55
2.3.4.5 Kavramsal Model	56
2.3.4.6 Aktif Çamur Modeli No.2 (ASM 2)	57
2.3.4.7 Aktif Çamur Modeli No.2d (ASM 2d)	57
2.3.4.7.1 ASM 2d Model Bileşenleri	58
2.3.4.7.2 Durum Değişkenleri	58
2.3.4.7.3 Prosesler	59
2.3.4.8 Aktif Çamur Modeli No.3 (ASM 3)	61
2.3.4.9 Mantıs Modeli (Mantis)	62
2.3.4.10 İki Basamaklı Mantıs Modeli (Twostepmantis)	63
2.3.4.11 Yeni Genel Model (Newgeneral)	64
2.3.4.12 Genel Model Bileşenleri	64
2.3.4.13 Hücre sentezi için Nitrojen Kaynağı	64
2.4 Membran Biyoreaktör (Mbr) Modelleri	65
2.4.1 Genel Model Yapısı	65
2.4.2 MBR Model Modları	66
2.4.2.1 Model Parametreleri - Fiziksel	68
2.4.2.2 Model Parametreleri - Operasyonel	71

2.4.2.3 Ekran Değişkenleri	73
2.5 MBR Modellerinin Kullanımıyla İlgili İpuçları	74

3. MATERYAL ve METOT

3.1 Konacık Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi	75
3.1.1 Arıtma Tesisine Ait Teknik Bilgiler	75
3.1.1.1 Ön arıtma ünitesi	75
3.1.1.1.1 Kaba ızgara	76
3.1.1.1.2 Kum tutucu	78
3.1.1.1.3 Dengeleme ve terfi havuzu	79
3.1.1.1.4 Döner tambur elek	81
3.1.1.1.5 Sepet ızgara	82
3.1.1.2 Biyolojik arıtma ünitesi	83
3.1.1.2.1 Anoksik Havuz	84
3.1.1.2.2 Oksik havuz (Aktif çamur sistemi)	85
3.1.1.3 İleri arıtma ünitesi	86
3.1.1.3.1 Membran biyoreaktör (MBR) sistemi	87
3.1.1.4 Çamur susuzlaştırma ünitesi	90
3.1.1.5 Tesis içi koku ve gazların bertarafı	93
3.1.1.6 Arıtılmış atıksuyun geri kazanımı	94
3.2 Tesiste Kullanılan Sarf Malzemeleri	95
3.3 Kullanılan Cihazlar	95
3.4 Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Membranların Genel Özellikleri	96
3.5 Analitik Ölçümler	96
3.6 GPS-X Programı	97

4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA	99
4.1 Değişken Karaktere Sahip Evsel Atıksuların Pilot Ölçekli Batık MBR Sistemi ile Arıtılması	99
5. SONUÇLAR	114
6. KAYNAKLAR DİZİNİ	115

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

AKM	: Askıda katı madde
MBR	: Membran Biyoreaktör
F/M oranı	:Nütrient/Mikro organizma oranı
MLSS	: Tam karışımli ortamdaki askıda katı madde
HRT	: Hidrolik Kalma Süresi
BOİ/BOD	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
SRT	: Çamur Yaşı
DO	: Çözünmüş Oksijen Miktarı
SOTE	: Standart Oksijen Aktarım Verimi
TOK	: Toplam Organik Karbon
KOİ/COD	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Sekil</u>		<u>Sayfa</u>
2.1	Tam karışımlı aktif çamur prosesinin akış diyagramı	5
2.2	Piston akımlı aktif çamur prosesinin akış diyagramı	6
2.3	Kontakt–stabilizasyon aktif çamur prosesinin akış diyagramı	7
2.4	Hızı azalan havalandırmalı aktif çamur prosesinin akış diyagramı	8
2.5	Kademeli havalandırma/Kademeli besleme aktif çamur prosesinin akış diyagramı	9
2.6	Oksidasyon hendeği aktif çamur prosesinin akış diyagramı	9
2.7	Saf oksijenle havalandırmalı aktif çamur prosesinin akış diyagramı	10
2.8	İki kademeli aktif çamur prosesinin akış diyagramı	11
2.9	Wuhrman prosesinin akış diyagramı	13
2.10	Ludzack–Ettinger prosesinin akış diyagramı	13
2.11	Eş zamanlı nitrifikasyon ve denitrifikasyon gerçekleştiren aktif çamur prosesinin akış diyagramı	14
2.12	PhoStrip prosesinin akış diyagramı	16
2.13	“Bardenpho” prosesinin akış diyagramı	17
2.14	“Phoredox” prosesinin akış diyagramı	18
2.15	Bir MBR membran kaseti	19
2.16	Tipik bir MBR sistemi akım şeması	20
2.17	MBR konfigürasyonları	22
2.18	ASM 3 modelinde simüle edilen proseslere ait bir diyagramı gösterir	61
2.19	GPS-X membran biyoreaktör objeleri	65
2.20	Membran biyoreaktör modeli yapıları	66

2.21	Fiziksel membran özellikleri	69
2.22	Membran operasyonel parametreleri	72
2.23	Membran ekranı değişkenleri menüsü	73
2.24	MBR kek değişkenleri menüsü	73
3.1	Ön arıtma tasarımı	76
3.2	Kaba ızgaranın önden görünüşü	77
3.3	Kaba ızgaranın yandan görünüşü	77
3.4	Kum tutucu gezer köprüsü	78
3.5	Kum ayırıcı	79
3.6	Dengeleme havuzu	80
3.7	Terfi havuzu	80
3.8	Döner tambur eleğin ön kesitten görünüşü	81
3.9	Döner tambur eleğin yan kesitten görünüşü	82
3.10	Sepet ızgara	83
3.11	Biyolojik arıtma tasarımı	84
3.12	Anoksik havuz	85
3.13	Havalandırma havuzu	86
3.14	İleri arıtma tasarımı	87
3.15	MBR sistemi montaj işlemi	88
3.16	MBR Sisteminin temiz su testi	89
3.17	MBR havuzu	89
3.18	MBR otomasyon sistemi	90
3.19	Çamur yoğunlaştırma havuzu	91
3.20	Dekantör santrifüj sistemi	92
3.21	Susuzlaştırılmış çamur	92
3.22	Koku giderme ünitesi	93

3.23	Dengeleme binası koku giderme ünitesi	94
3.24	GPS-X programının genel görüntüsü	98
4.1	Tesiste 2009–2010 tarihleri arasındaki debi değişimleri	100
4.2	Konacık Belediyesi giriş debisine göre giriş ve çıkış AKM değerleri grafiği	103
4.3	Konacık Belediyesi giriş ve çıkış toplam azot değerleri grafiği	104
4.4	Konacık Belediyesi giriş ve çıkış toplam fosfor değerleri grafiği	104
4.5	Konacık Belediyesi aylara göre MLSS değeri değişimi grafiği	106
4.6	Konacık Belediyesi arıtma tesisi düzeltilmeden önceki proses şeması	107
4.7	Tesis giriş ve çıkış verilerinin simulasyon değerleri ile karşılaştırılması grafiği	109
4.8	Konacık Belediyesi azot sorununun çözümü için yapılan simülasyon çalışması şeması	110
4.9	Tesis TN giriş ve çıkış değerleri ile TN simülasyon değerleri karşılaştırılması	113
4.10	Yıllık tesisten çekilen çamur miktarları (m ³ /ay)	113

TABLOLAR DİZİNİ

<u>Cizelge</u>	<u>Sayfa</u>	
2.1	Çesitli tipteki aktif çamur sistemlerinin karşılaştırılması	4
2.2	Çeşitli arıtma proseslerinin fosfor giderimine etkileri	15
2.3	Dahili ve harici MBR’lerin karşılaştırılması	21
2.4	Karbon - azot kitaplığı (CNLIB) durum değişkenleri	31
2.5	Karbon - azot – endüstriyel kirletici (CNIPLIB) durum değişkenleri	32
2.6	Karbon - azot – fosfor (CNPLIB) durum değişkenleri	33
2.7	CNP endüstriyel kirletici (CNPIPLIB) durum değişkenleri	34
2.8	İleri karbon - azot (CN2LIB) durum değişkenleri	35
2.9	İleri endüstriyel kirleticiler (CN2IPLIB) durum değişkenleri	36
2.10	Petersen matrisi örneği	54
2.11	MBR Model Modları	67
4.1	Şubat 2009 – Aralık 2010 Konacık Belediyesi giriş debisi, AKM, TN, TP değerleri	101
4.2.	Şubat 2009 – Aralık 2010 Konacık Belediyesi çıkış AKM, TN, TP değerleri tablosu	102
4.3	Konacık Belediyesi arıtma tesisi MLSS değerleri	105
4.4	Konacık belediyesi değişik tarihlere ve debilere ait simülasyon verileri	108
4.5	Tesis giriş ve çıkış verilerinin simulasyon değerleri ile karşılaştırılması	109
4.6	Tesisin TN sorunu için yapılan çözümün simülasyonu çıkış değerleri	111
4.7	Konacık Belediyesine ait TN giriş ve çıkış değerleri ile simülasyon sonucu elde edilen değerler	112

1. GİRİŞ

Su, insan hayatı için vazgeçilmez bir gereksinimdir. Dünya yüzeyinin %70'i su ile kaplı olmasına rağmen, mevcut suların sadece %0.5'i içme suyu olarak kullanılabilir. İnsanoğlu tarih boyunca kullandığı suyun kalitesini arttırmanın ve onu arıtmanın yollarını aramış ve bu konuda çalışmalar yapmıştır.

İlk olarak Milattan önce 1500 yıllarında Mısırlıların çökeltim işlemi için alümin kullandığı Amenophis II ve Ramses II anıt duvarına yapılmış resimlerde bulunmuştur. Süreç içerisinde Milattan önce 500 yıllarında ise Hipokrat torba filtre ile ilk ayrıştırma prosesini yapmış ve katı maddelerin tutulmasını sağlamıştır. İki yüzyıl sonra ise Arşimet vida şeklindeki pompayı icat etmiştir. Milattan sonra 1627 yılına kadar uzunca bir süre bu konularda çalışmalar durmuş ancak bu tarihte Sir Francis Bacon kum filtrasyonu tekniğini kullanarak tuzun suyun içerisinde ayrılması için çalışmalara başlamıştır. Bu çalışma başarılı olamamasına rağmen onu takip eden bilim adamlarının yolunu açmıştır.

1804 yılında ilk evsel atıksu arıtma tesisi Robert Thom tarafından dizayn edilerek İskoçya'da yapılmıştır. Yapılan ilk arıtma tesisinde yavaş hızlı kum filtrasyonu uygulanmıştır. 1854 yılında ise suyun kirliliğinin kolera salgını ile olan ilgisi keşfedilmiş ve klor ile suyun dezenfekte edilmesinin önü açılmıştır. 1903 yılına gelindiğinde klor dezenfeksiyonunun yan etkileri görülmüş ve yumuşatma işlemi ve iyon değişimi işlemleri uygulanmaya başlanmıştır. Bu süreç içerisinde değişik prosesler ve denemeler yapılmasına karşılık 20. yüzyılın ikinci yarısı ile beraber arıtma tesisleri ve değişik arıtma prosesleri uygulamaya girmiştir. 1980 yılında membran filtrasyonu çalışmaları başlamış ve günümüze kadar gelişmeye devam etmiştir.

Yapılan araştırmalarda, günümüzde kurulan arıtma tesislerin çoğunun hizmet verebilecekleri giriş suyu debilerinden çok daha büyük debileri karşılayabilecek şekilde büyük hacimli olarak inşa edildiği ve buna bağlı olarak ta tesisin ilk yatırım maliyetinin önemli ölçüde arttığı görülmüştür. Yapılan çeşitli araştırmalar en iyi

şekilde hizmet veren arıtma tesislerinin bile çalışma zamanlarının %9-10'unda çıkış suyu standartlarını sağlayamadığını göstermiştir. A.B.D çevre koruma ajansı tarafından 1987 yılında yürütülen bir çalışmada, ülkedeki atıksu arıtma tesislerinin üçte birinin deşarj standartlarını sağlayamadığı tespit edilmiştir. Almanya ve Hollanda'da incelenen aktif çamur tesislerinin yarısına yakın bir kısmında çıkış suyundaki AKM değerlerinin son derece yüksek olması ortak problem olarak belirlenmiştir. Genel anlamda atıksu arıtma tesislerinin yetersizliğinin sebepleri arasında hatalı tasarım, tesise gelen aşırı yükler, işletme personelinin eğitimsizliği ve proses kontrolünün olmayışı gelmektedir. Bu noktada tesislerde işletme kontrolü ve optimizasyon önemli bir sorun olarak karşımıza çıkmaktadır. Kurulan tesislerin birçoğunda oluşan anlık ve uzun vadeli problemler deneme yanılma yoluyla çözülmeye çalışılmakta ve bu çözüm denemeleri oldukça büyük maliyetlere sebep olmaktadır. Aynı zamanda tesiste kullanılan kimyasalların ve enerjinin ihtiyaçtan fazla kullanılması tesislerdeki işletme maliyetini arttırmaktadır.

Arıtma tesislerinin modellenmesi üzerinde yapılan çalışmalar bu sorunların çözümünü hedeflemektedir. 1980'lerden itibaren yapılan simülasyon çalışmaları ilk olarak aktif çamur prosesleri için uygulanmış olup günümüzde MBR ve ultrafiltrasyon teknolojisini de içine alacak şekilde geliştirilmiştir. Hydromantis firması tarafından geliştirilen GPS-X programı da arıtma tesislerinin simülasyonu için kullanılan programlardan biridir.

Bu tez çalışması kapsamında, Bodrum Konacık Belediyesi'nde çalıştırılan MBR atıksu arıtma tesisinde azot giderim probleminin bilgisayar simülasyonu ile giderilmesi amaçlanmıştır. Bu tesisin tüm proses diyagramı ve ekipmanları için gerekli değerler programa girilerek modellenmiştir. Tesisin giriş parametreleri programa girilerek tesis çıkış değerleri simüle edilmiştir.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1. Aktif Çamur Prosesi

Aktif çamur atık sulardaki çözünmüş, kolloidal ve partiküler yapıdaki organik maddelerin mikroorganizmalar tarafından çökebilir biyolojik floklara dönüştürüldüğü ve havalandırma sonucu organik maddelerin askıda büyüyen mikroorganizmalar tarafından parçalanması prensibini esas alan bir aerobik biyolojik arıtma prosesidir. Aerobik biyolojik arıtma sistemlerinde askıda büyüyen mikroorganizmalar, atık sularda bulunan organik maddelerin büyük bir kısmını daha az zararlı inorganik maddeler olan karbondioksit (CO_2), su (H_2O) ve yeni biyokütleye çevirirler. Organik madde, mikrobiyal büyüme için hem karbon kaynağı hem de enerji kaynağı olarak görev yapar ve yeni hücrelerin sentezinde kullanılır (Nuhoglu, 2000; Orhon and Artan, 1994).

2.1.1. Aktif Çamur Proses Tipleri

Atıksuların oldukça karmaşık ve değişken yapısı, aktif çamur proseslerinin işletilmesinde birtakım modifikasyonların ortaya çıkmasına neden olmuştur. Bu nedenle mevcut tasarım kriterleri ve işletme parametreleri gözden geçirilmiş, işletme sırasında meydana gelen sorunlar ve çözüm yöntemleri araştırılarak kurulu olan tesislerin daha değişken yapıdaki debi ve organik yükleri arıtmasına olanak sağlayacak bazı modifikasyonlara gidilmiştir (Orhon ve Artan, 1994). Özellikle arıtılacak kirleticilerin tipine, istenilen arıtma verimine ve tasarım mühendisinin seçimine bağlı olarak değişik reaktör konfigürasyonları tasarlanmıştır. Günümüze kadar aktif çamur prosesi kapsamında farklı modifikasyonlar geliştirilmiş olup bunlar; tam karışım, piston akımlı, kontakt stabilizasyon, kademeli besleme, uzun havalandırmalı, yüksek hızlı havalandırmalı, saf oksijenle havalandırmalı, iki kademeli nitrifikasyon ve tek kademeli nitrifikasyon olarak sıralanabilir (Toprak, 2000). Tablo 2.1’de çeşitli aktif çamur proses tipleri mikroorganizma konsantrasyonu, çamur yaşı, hidrolik kalış süresi, F/M oranı, hacimsel yük ve çamur geri devir oranına göre karşılaştırılmıştır (Nuhoglu, 2000; Toprak, 2000).

Tablo 2.1. Çeşitli tipteki aktif çamur sistemlerinin karşılaştırılması (Metcalf and Eddy, 1991)

Proses modifikasyonu	MLSS (mg/L)	θ_c (gün)	HRT (saat)	F/M (kgBOİ ₅ /kgMLVSS gün)	Hacimsel yük (kgBOİ ₅ /m ³ gün)
Tam karışımli	2500–4000	5–15	3–5	0.2–0.6	0.8–1.9
Klasik piston akımlı	1000–3000	3–15	4–8	0.2–0.4	0.3–0.7
Kademeli besleme	2000–3500	5–15	3–5	0.2–0.4	0.7–1.0
Tek kademeli nitrifikasyon	2000–3500	8–20	6–15	0.10–0.25 (0.02–0.15) ^a	0.1–0.4
İki kademeli nitrifikasyon	2000–3500	15–100	3–6	0.05–0.20 (0.04–0.15) ^a	0.06–0.18
Kontak (temas) stabilizasyon	1000–3000 ^b 4000–10000 ^c	5–15	(0.5–1.0) ^b (3–6) ^c	0.2–0.6	1.0–1.2
Uzun havalandırma	3000–6000	20–30	18–36	0.04–0.10	0.1–0.3
Oksidasyon havuzu	3000–6000	10–30	8–36	0.05–0.30	0.1–0.5
Kesikli boşaltmalı uzun havalandırma	2000–8000	12–25	20–40	0.04–0.08	0.1–0.3
Ardışık kesikli reaktör	2000–5000 ^d	10–30	12–50	0.04–0.10	0.1–0.3
Ters akışlı havalandırma sistemi	2000–4000	10–30	15–40	0.04–0.10	0.1–0.3
Saf oksijen	2000–5000	3–10	1–3	0.25–1.0	1.6–3.2

a) TKN/MLVSS

b) Kontak havuzunda MLSS ve bekleme süresi

c) Stabilizasyon havuzunda MLSS ve bekleme süresi

d) Ayrıca orta çamur yaşımda kullanılır

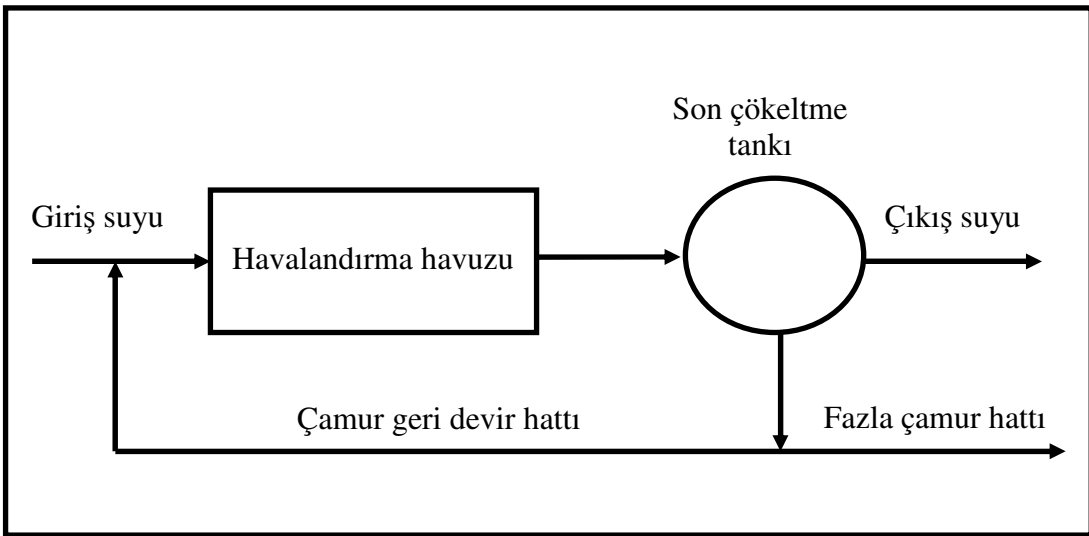
e) Nitrifikasyon için, bu oranlar %25'ten %50'ye artabilir

NA) Uygulanmaz

2.1.1.1. Sürekli akım modifiye aktif çamur prosesleri

2.1.1.1.1. Tam karışımli aktif çamur prosesi

Tam karışımli aktif çamur prosesinde, havalandırma havuzu içerisindeki kirletici madde konsantrasyonu ile mikroorganizma konsantrasyonunun havuzun her noktasında aynı olduğu kabul edilmektedir. Giren atıksu, havalandırma havuzunda homojen bir şekilde dağılır ve havuz içerisinde ölçülen işletme özellikleri (MLSS, solunum hızı ve çözünmüş BO_5 gibi) havuzun her kesiminde aynıdır. Havuzun her noktasındaki özellikler aynı olduğundan, çıkış suyu kalitesi de havuz içeriğiyle aynıdır. Bu prosesin en önemli avantajı, organik yüklemelerdeki salınımları ve şok yüklemeleri çıkış suyu kalitesinde azalma meydana getirmeden sönümlemesidir. Şekil 2.1’de tam karışımli bir aktif çamur tesisinin akış diyagramı verilmiştir. Bu tip proseste önerilen MLSS konsantrasyonu 3.000 ile 5.000 mg/L’dir. Sürekli sistemlerde çamur geri çevrim oranının ise genelde %50 ile %100 arasında olması önerilmektedir (Toprak, 2000).

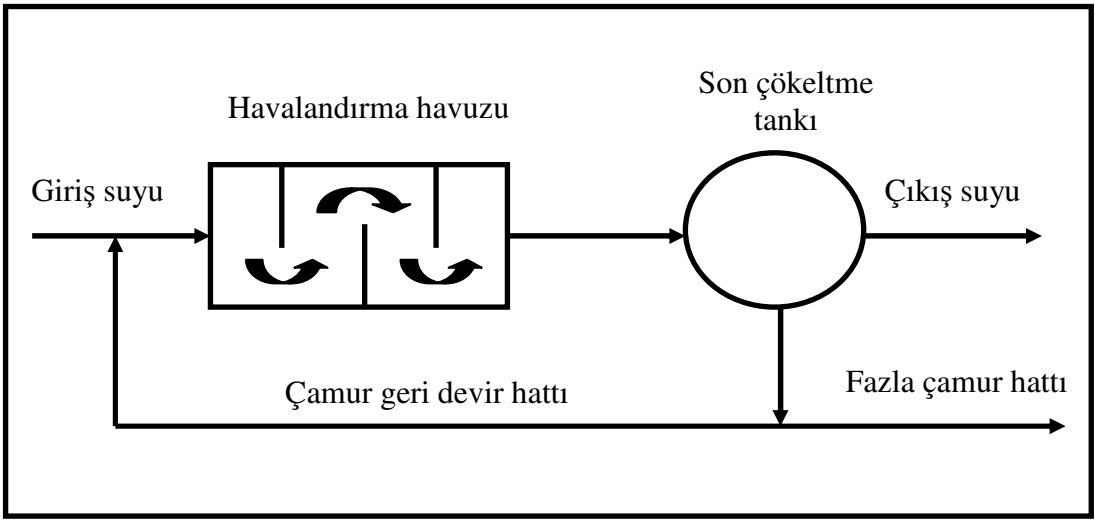


Şekil 2.1. Tam karışımli aktif çamur prosesinin akış diyagramı (Toprak, 2000)

2.1.1.1.2. Piston akımlı aktif çamur prosesi

Piston akımlı reaktörler, uzunluk/genişlik oranının yüksek tutulması ile ya tek bir havuzda ya da tam karışımli küçük reaktörlerin birbirine seri bağlanması ile birden fazla sayıda havuzda gerçekleştirilebilir. Piston akımlı reaktörlerde genellikle difüze

havalandırma uygulanmaktadır. Havuzlar ortalama 5 ile 10 m genişlikte ve 125 m'ye varan uzunluktadır. Şekil 2.2'de piston akımlı bir aktif çamur tesisinin akış diyagramı verilmiştir. Piston akımlı reaktörlerin en önemli özelliği, ilk hücredeki mikroorganizmalara yüksek organik madde yüklemesinin yapılmasıdır. Yükleme, havuz sonuna doğru organik maddenin ayrışması ile azalır. Havuzun ikinci yarısında, hidrolik alıkonma süresine bağlı olarak, sisteme verilen oksijen iç solunuma hizmet eder. Aynı özellikler, havuzun birden fazla sayıda tam karışımli reaktörlere bölünmesi durumunda da geçerlidir. Her bir hücre kendisi için gerekli karışım ve oksijen seviyelerine sahip olmalıdır. Piston akımlı havuzlardaki çözünmüş oksijen içeriği değişken olmasına karşılık tam karışımli reaktörlerde sürekli olarak belirli bir seviyede korunur (Toprak, 2000).

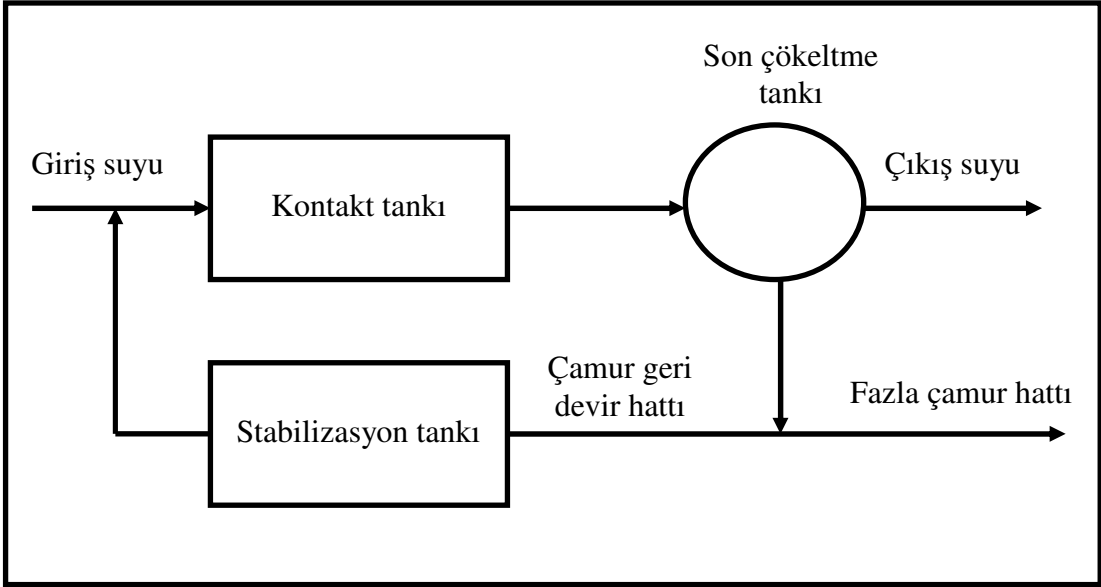


Sekil 2.2. Piston akımlı aktif çamur prosesinin akış diyagramı (Toprak, 2000)

2.1.1.1.3. Kontakt–stabilizasyon aktif çamur prosesi

Kontakt–stabilizasyon aktif çamur prosesinde atıksudan organik madde giderimi iki ayrı fazda gerçekleşmektedir. Kontakt aşaması olan ilk fazda, koloidal ve ince süspansiyon halinde dağılmış maddelerle çözünmüş organik maddelerin çoğu aktif çamur flokları içine absorplanır. Stabilizasyon aşaması olan ikinci fazda ise absorplanmış organik maddeler çeşitli biyokimyasal olaylarla okside edilerek ayrıştırılır. Kontakt süreci için 1 ile 3 saatlik, stabilizasyon süreci için ise 3 ile 6 saatlik alıkonma süresi uygulanmakta olup stabilizasyon reaktöründeki alıkonma süresi genellikle kontakt reaktöründeki alıkonma süresinin iki katı kadardır. Şekil

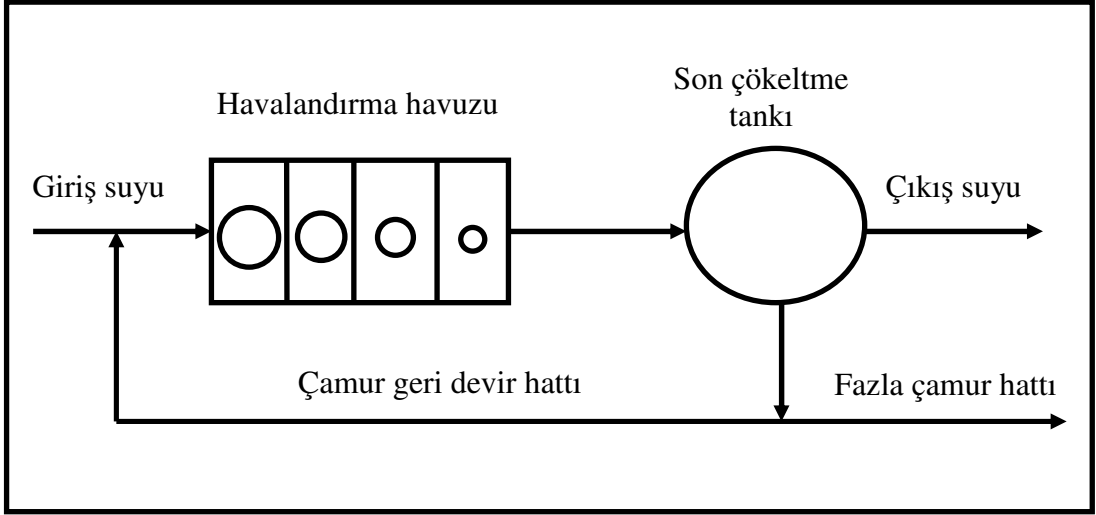
2.3'te akış diyagramı gösterilen kontakt stabilizasyon prosesi, çok kısa alıkonma süreli bir reaktörden, bu reaktörden alınan çamurun stabilize edildiği ikinci bir reaktörden ve bir çökeltme havuzundan oluşmaktadır (Tchobanoglous, 1991; Jeppson, 1996; Orhon ve Artan N, 1994).



Şekil 2.3. Kontakt–stabilizasyon aktif çamur prosesinin akış diyagramı (Orhon ve Artan, 1994)

2.1.1.1.4. Hızı azalan havalandırmalı aktif çamur prosesi

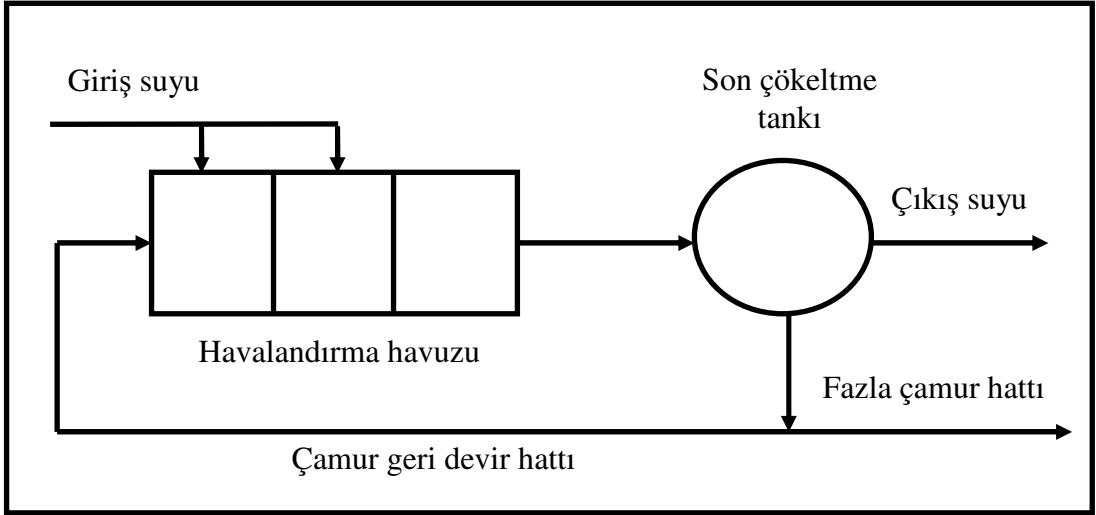
Konvansiyonel aktif çamur prosesinde, arıtım işlemi gerçekleşirken havalandırma havuzu boyunca hızla azalan oksijen ihtiyacı gözlenmektedir. Bu nedenle arzu edilen arıtma verimine ulaşarak tesisin etkili bir şekilde işletilebilmesi için temin edilen hava miktarı, mikroorganizmaların oksijen ihtiyacı göz önüne alınarak ayarlanmalıdır. Şekil 2.4'te hızı azalan havalandırmalı bir aktif çamur tesisinin akış diyagramı verilmiştir. Azalan hızda havalandırma olarak adlandırılan bu proseste havalandırma ekipmanları, havalandırma havuzu boyunca ihtiyaç duyulan oksijen ihtiyacına göre boyutlandırılmaktadır. Örneğin difüzörlerin kullanıldığı havalandırma sistemlerinde, havalandırma havuzunun girişindeki difüzör sayısı arttırılırken havuzun çıkışına doğru bu sayı azaltılmaktadır. İlk olarak 1930 yılında uygulanan bu havalandırma şekli günümüzde bir çok tesiste kullanılmaktadır (Tchobanoglous, 1991; Muslu, 1994; Orhon ve Artan, 1994).



Şekil 2.4. Hızı azalan havalandırmalı aktif çamur prosesinin akış diyagramı (**Orhon ve Artan, 1994**)

2.1.1.1.5. Kademeli havalandırma/kademeli besleme aktif çamur prosesi

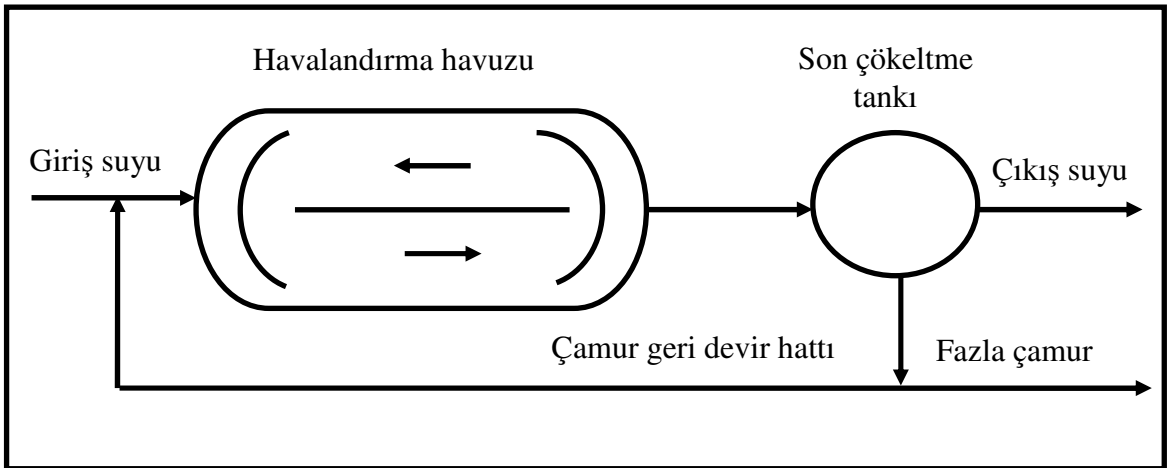
Kademeli havalandırma, piston akımlı reaktörlerin bir modifikasyonudur. Bu proseste, havalandırma havuzuna gelen giriş suyu, havuzun uzunluğu boyunca iki veya daha fazla noktadan verilir. Ancak son hücreye atıksu dağıtımı yapılmaz. Böylelikle, oksijen gereksinimi nispeten daha düşük olup hızı azalan havalandırmayla birlikte daha iyi bir arıtma performansı ve konvansiyonel piston akımlı prosese kıyasla daha iyi bir çamur çökeltimi sağlanır. Giren organik yük havuz içerisine kademeli olarak dağıtıldığından, sistemde değişik bir mikrobiyal üreme söz konusudur. Kademeli beslemenin yapıldığı bir aktif çamur tesisinin akış diyagramı Şekil 2.5'ta verilmiştir (**Tchobanoglous, 1991; Jeppson, 1996; Orhon ve Artan, 1994**).



Şekil 2.5. Kademeli havalandırma/Kademeli besleme aktif çamur prosesinin akış diyagramı (Orhon ve Artan, 1994).

2.1.1.1.6. Oksidasyon hendeği aktif çamur prosesi

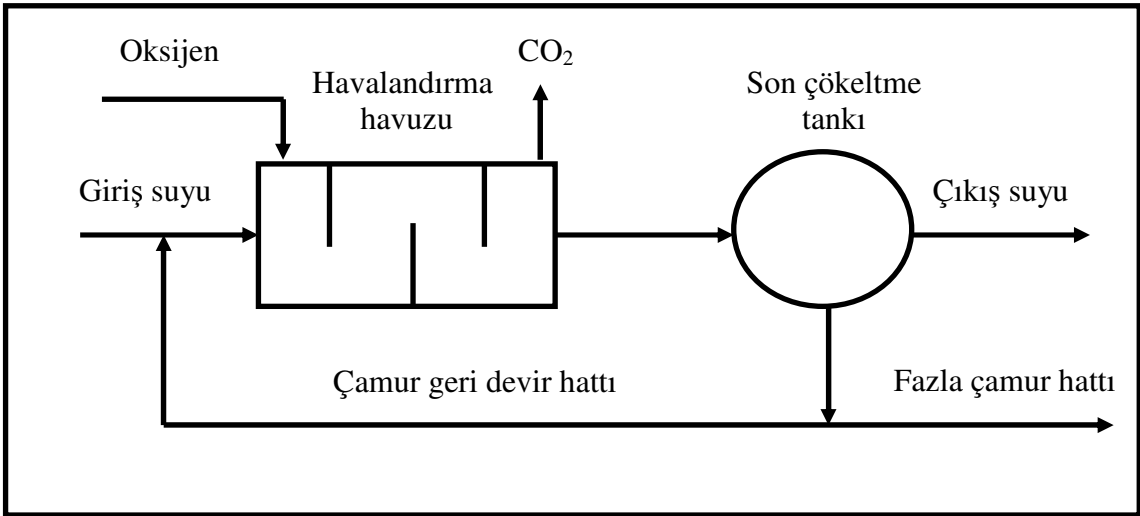
Oksidasyon hendeği, uzun havalandırmalı aktif çamur prosesinin değişik bir modifikasyonudur. Bu proste, havuzdaki atıksu yüzeysel bir havalandırıcı veya rotor ile dairesel bir yörünge boyunca hareket ettirilir. Şekil 2.6'da oksidasyon hendeği aktif çamur tesisinin akış diyagramı verilmiştir. Bu proste, nitrifikasyon ve denitrifikasyon aynı havuzda gerçekleştirilebileceği gibi yüksek çamur yaşı değerleri de sağlanabilmektedir (Toprak, 2000).



Şekil 2.6. Oksidasyon hendeği aktif çamur prosesinin akış diyagramı (Toprak, 2000).

2.1.1.1.7. Saf oksijenle havalandırmalı aktif çamur prosesi

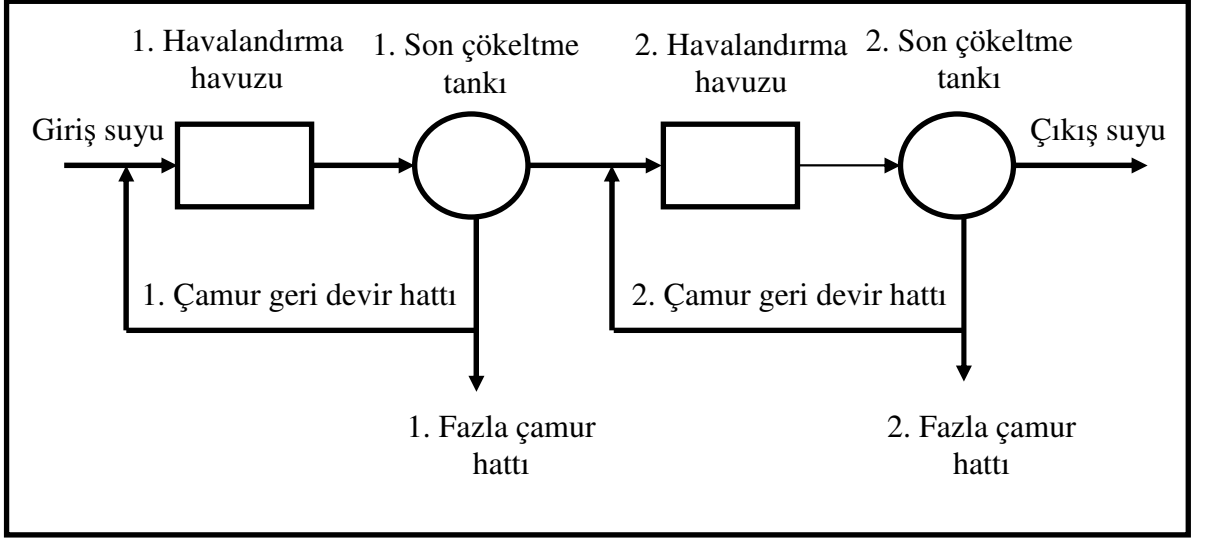
Aktif çamur proseslerinde hava yerine saf oksijen kullanımı ilk defa 1950’li yıllarda uygulanmıştır. En yaygın kullanılan tipi, hücrelere ayrılmış atmosfere kapalı bir havalandırma havuzudur. Saf oksijenle havalandırmanın yapıldığı bir aktif çamur tesisinin akış diyagramı Şekil 2.7’de verilmiştir. Atıksu girişi, geri devrettirilen çamur ve oksijen girdisi ilk hücrede yapılır. Havuzun üzerinin kapatılması, sıvı faz üzerinde sabit bir oksijen gazı fazının korunumunu amaçlamaktadır. Bu prosesin dezavantajı, yanabilir organik madde içeren endüstriyel atıksulara potansiyel patlama tehlikesi nedeniyle uygulanamamasıdır. Bu proses, 3.000 ile 5.000 mg/L arasında değişen yüksek MLSS konsantrasyonu ve 1 ile 3 saat arasında değişen hidrolik alıkonma süresi ile karakterize edilir. Kapalı sistemlerde çözünmüş oksijen konsantrasyonu 4 ile 10 mg/L arasında değişir. Sisteme verilen saf oksijen bakteriyel faaliyeti hızlandırdığından konvansiyonel proseslere göre daha az çamur üretilir. Oluşan çamurun çökeltme ve sıkışma özellikleri de çok iyidir (Toprak, 2000).



Şekil 2.7. Saf oksijenle havalandırmalı aktif çamur prosesinin akış diyagramı (Toprak, 2000).

2.1.2. İki kademeli aktif çamur prosesi

Almanya ve bazı Avrupa ülkelerinde iki kademeli aktif çamur süreçlerinin kullanımı oldukça yaygınlaşmıştır. Bu süreç, Şekil 2.8’de görüldüğü gibi iki ayrı biyolojik sistemden oluşmaktadır.



Şekil 2.8. İki kademeli aktif çamur prosesinin akış diyagramı (Toprak, 2000)

2.1.3. Azot ve fosfor (nutrient) gideren aktif çamur prosesleri

Besi maddelerinden azot ve fosfor, arıtılmış atıksuların deşarjında en önemli parametrelerdir. Azot ve fosforun deşarj edilmesi, göl ve rezervuarlarda ötrifikasyonu hızlandırır ve sığ sularda köklü sucul bitkilerle beraber alg büyümesini teşvik eder. Estetik olmayan görünümüne ilave olarak alg ve sucul bitkilerin varlığı özellikle su temini, balık üretimi ve eğlence amaçlı kullanım gibi su kaynağının faydalı kullanımlarını engeller.

Azotun yüksek konsantrasyonlarda deşarjının sebep olduğu diğer zararlı etkileri ise aşağıdaki gibi sıralanabilir:

- Alıcı ortamda çözünmüş oksijen düşmesi,
- Sudaki ekosistem üzerinde toksik etki,
- Klorla dezenfeksiyon verimini etkilemek,
- Halk sağlığına zararlı olmak,
- Atıksuyun tekrar kullanım amacına uygunluğunu bozmak,

Bu nedenle azot ve fosforun kontrolü, su kalitesi yönetiminde ve atıksu arıtma sistemlerinin tasarımında büyük öneme sahiptir. Fiziksel, kimyasal ve biyolojik

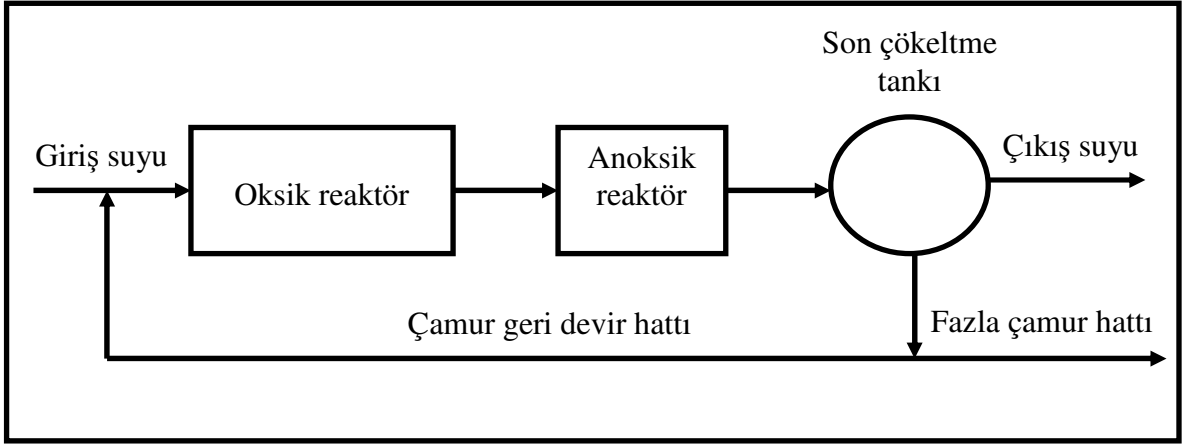
sistemlerin ilavesi ile mevcut arıtma sistemlerinde besi maddelerinin deşarjı kontrol edilebilmektedir. En çok kullanılan ilave prosesler, azot giderimi için amonyak oksidasyonu ve biyolojik nitrifikasyon–denitrifikasyon, fosfor giderimi için ise kimyasal çöktürmedir. Ancak son yıllarda fosforun tek olarak veya azot ile birlikte giderimi için yeni prosesler geliştirilmiştir. Bu prosesler, kimyasal madde kullanımının az olmasından veya kimyasala ihtiyaç duyulmamasından dolayı tasarımcılar ve işletmeciler tarafından tercih edilmektedir. Besi maddelerinin kontrol stratejileri, azot ve fosforun giderim ve kontrolünü içermekte olup bu bölümde detaylı olarak incelenecektir.

2.1.3.1. Azot giderimi

Ham atıksuda azot, amonyak veya organik formda bulunup her ikisi de çözünmüş veya katı halde olabilirler. Azotun nitrit ve nitrat formları ise bazı endüstriler haricinde atıksularda yok sayılabilecek kadar az bulunurlar. Azot formlarından çözünmüş organik azot atıksuda daha çok üre ve amino asit halinde bulunur. Katı haldeki organik maddeler ise ön çöktürme ile giderilir. Biyolojik arıtma sırasında, organik azotun birçoğu amonyum ve diğer inorganik formlara dönüşürken amonyumun bir kısmı da mikroorganizmalar tarafından yeni hücre sentezinde kullanılır. Bu nedenle, biyolojik arıtma ile toplam azotun en fazla %30'unun giderildiği söylenebilir.

2.1.3.1.1. Wührman aktif çamur prosesi

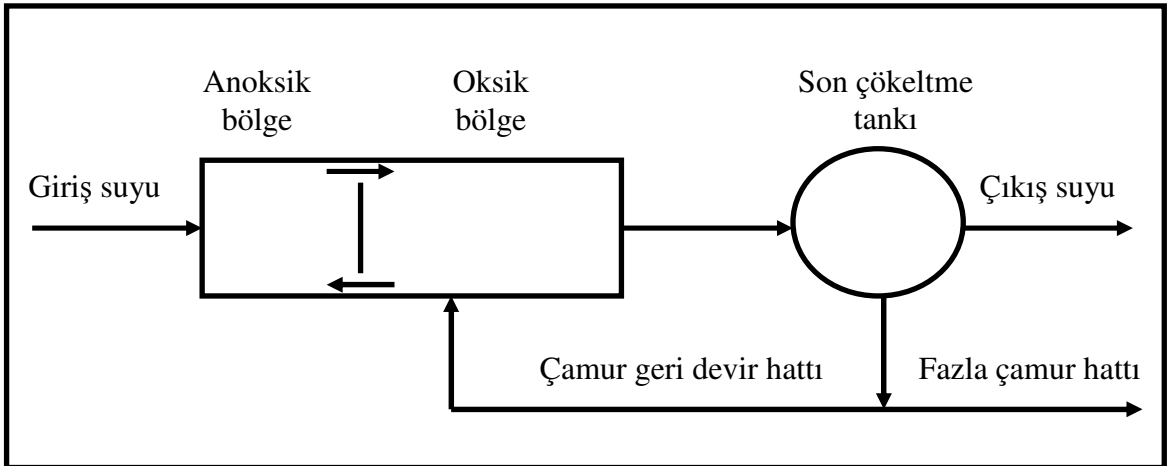
Azot giderimine yönelik tesis edilen aktif çamur sürecinin akım şeması Şekil 2.9'da verilmiştir. Sistem, farklı kültürasyon şartlarına sahip iki ayrı reaktörden meydana gelmektedir.



Şekil 2.9. Wührman prosesinin akış diyagramı (Toprak, 2000)

2.1.3.1.2. Ludzack–Ettinger aktif çamur prosesi

1960'lı yılların başında, ham atıksuyun bünyesindeki organik karbonun denitrifikasyon için uygun olup olmadığı araştırılmaya başlanmış ve yeni bir konfigürasyon geliştirilmiştir. Şekil 2.10'dan görüldüğü gibi bu sistemde anoksik bölge havalandırılan oksik bölgeden önce yer almaktadır. Fiziksel arıtmadan geçirilmiş atıksu anoksik bölgeye verilirken, geri devir çamuru oksik bölgeye iletilir. Oksik bölgede gerçekleşen nitrifikasyon sonucu oluşan nitrat, dahili çevrim ile anoksik bölgeye iletilir.



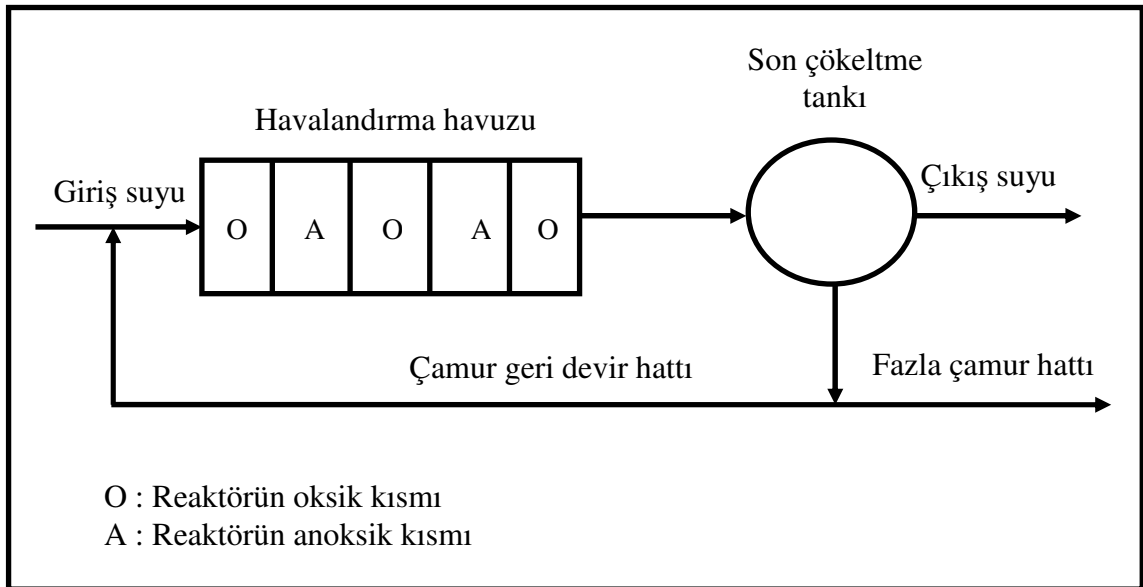
Şekil 2.10. Ludzack–Ettinger prosesinin akış diyagramı (Toprak, 2000)

2.1.3.1.3. Eş zamanlı nitrifikasyon ve denitrifikasyon aktif çamur prosesi

Eş zamanlı nitrifikasyon ve denitrifikasyon aktif çamur prosesinde maliyetinin yüksek oluşu dolayısıyla karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon tek sistem içinde gerçekleştirilir ve ara adım uygulanmaz. Bu proseslerin aşağıda belirtildiği gibi pek çok üstünlüğü vardır.

- Nitrifikasyon ve BOİ giderimi için gerekli olan oksijen kullanımını azdır,
- Denitrifikasyonun tamamlanması için gereken karbon kaynağı ilavesi gerekmemektedir,
- İlave çöktürme havuzuna ve çamur geri devrine gerek duyulmamaktadır,

Bu sistemlerin çoğu toplam azotun %60–80'inin arıtabilmektedir. Birleşik sisteme örnek akış diyagramı Şekil 2.11'de verilmektedir. Bu sistemlerde, havalandırmanın sonunda arıtılmadan kalan karbonlu bileşikler denitrifikasyon basamağında kullanılmaktadır. Ardışık kesikli reaktörlerde oksik ve anoksik şartlar oluşturularak nitrifikasyon ve denitrifikasyon reaksiyonları birlikte gerçekleştirilmektedir.



Şekil 2.11. Eş zamanlı nitrifikasyon ve denitrifikasyon gerçekleştiren aktif çamur prosenin akış diyagramı (Toprak, 2000).

2.1.3.2. Fosfor giderimi

Birçok atıksuda, çözünmemiş halde olan ve sudaki fosforun yaklaşık %10'una karşılık gelen katı formdaki fosfor ön çöktürme ile giderilir. Mikroorganizma tarafından hücre sentezinde kullanılan miktar hariç, kalan çözünmüş fosforun konvansiyonel biyolojik arıtma ile giderimi oldukça zordur. Konvansiyonel ve diğer arıtma sistemlerinin fosfor giderimine etkileri Tablo 2.2'de verilmektedir. Fosforun gideriminde fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotlar kullanılabilir. Demir veya alum tuzları ya da kireç ile yapılan kimyasal çöktürme fosfor gideriminde çok kullanılmaktadır. Biyolojik fosfor giderimi ise, mikroorganizmaların strese sokularak hücre büyümesi için gerekenden daha fazlasını adsorplamaları esasına dayanır. Birçok biyolojik fosfor giderme prosesi kimyasal arıtma alternatif olarak geliştirilmiştir (Nuhoglu, 2000).

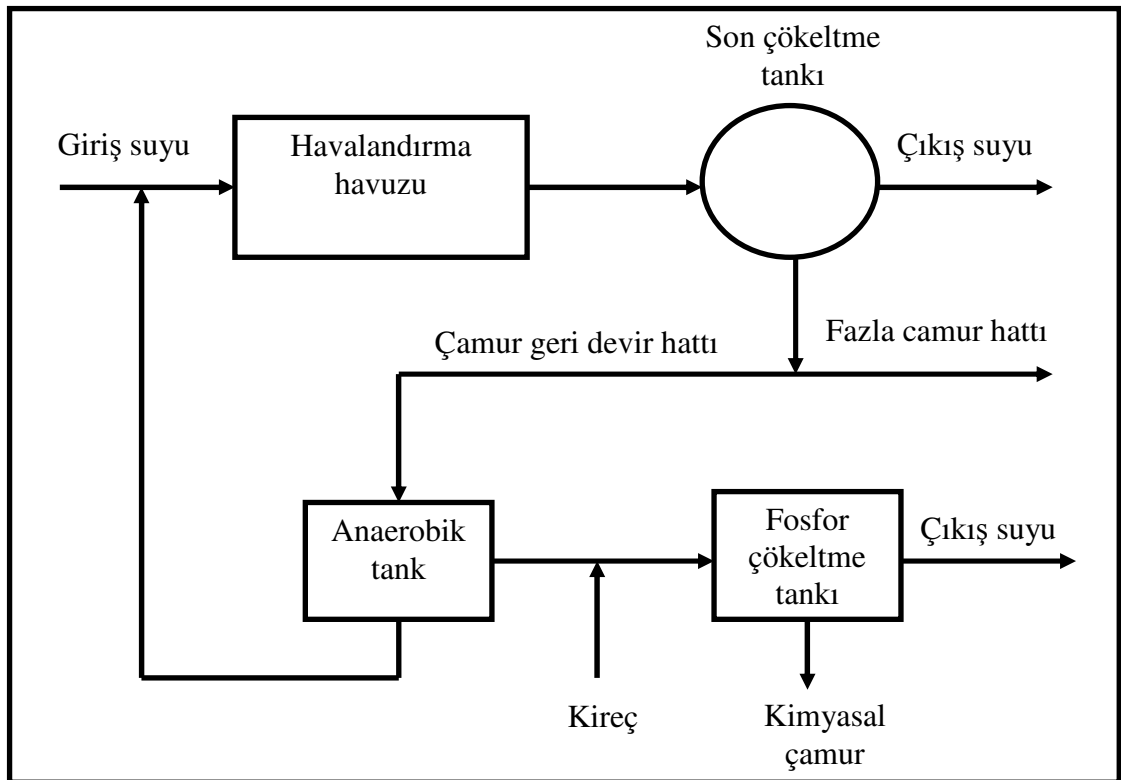
Tablo 2.2. Çeşitli arıtma proseslerinin fosfor giderimine etkileri (Metcalf and Eddy, 1991).

Arıtma prosesleri	Fosfor giderimi (%)
<i>Konvansiyonel</i>	
Birinci kademe	10–20
Aktif çamur	10–25
Damlatmalı filtre	8–12
Döner biyolojik disk	8–12
<i>Yalnız biyolojik fosfor giderimi</i>	
Ana akımda arıtım	70–90
Yan akımda arıtım	70–90
Birleşik biyolojik azot ve fosfor giderimi	70–90
<i>Kimyasal giderim</i>	
Metal tuzları ile çöktürme	70–90
Kireç ile çöktürme	70–90

<i>Fiziksel giderim</i>	
Filtrasyon	20–50
Ters osmoz	90–100
Karbon adsorpsiyonu	10–30

2.1.3.2.1. PhoStrip aktif çamur prosesi

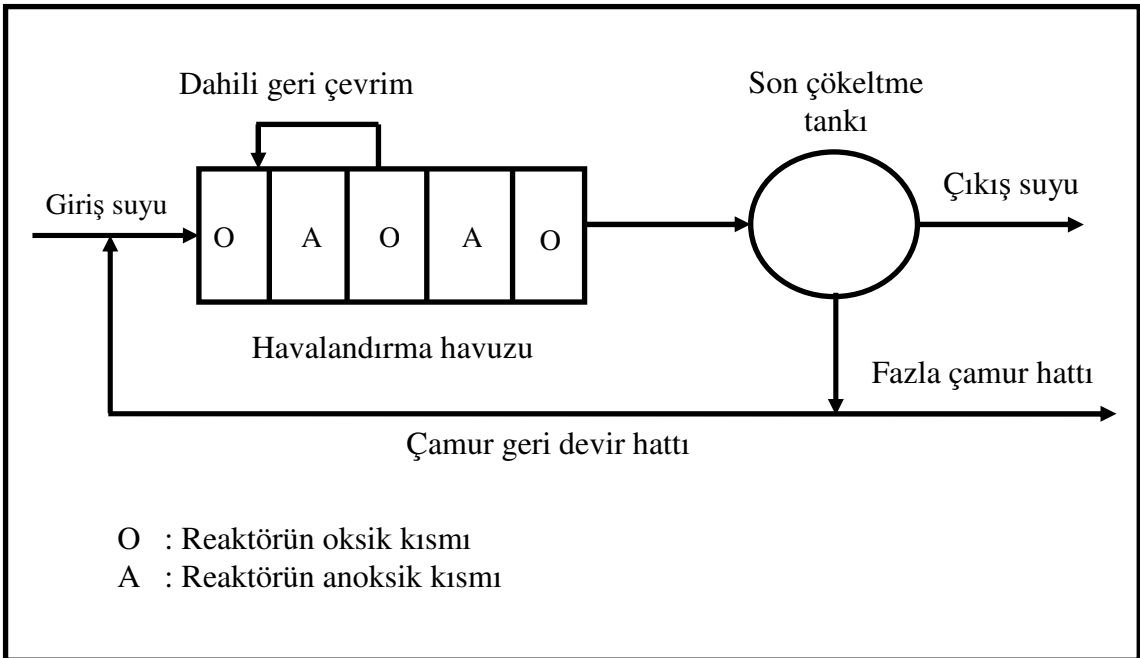
PhoStrip prosesinde, arıtma sisteminin geri devir çamurunun bir kısmı anaerobik (havasız) fosfor sıyırma tankına alınır (Şekil 2.12). Anaerobik tankta kalma zamanı 8–10 saat arasında değişir. Anaerobik tankta fosfor tutunmuş halde bulunduğu çamur fazından sıvı faza geçerek çamurun fosfor konsantrasyonu düşer ve atıksuyun fosfor konsantrasyonu ise yükselir. Bu çamur tekrar sisteme geri döndürülür. Fosfor bakımından zengin atıksu ise ayrı bir tanka alınarak fosfor, kireç veya koagülanlarla çöktürülür. Bu sistemde fosfor kimyasal olarak ortamdan uzaklaştırılarak çıkış suyunda ki fosfor konsantrasyonu 1.5 mg/L'ye kadar düşürülebilir.



Şekil 2.12. PhoStrip prosesinin akış diyagramı (Orhon ve Artan, 1994).

2.1.3.2.2. Bardenpho aktif çamur prosesi

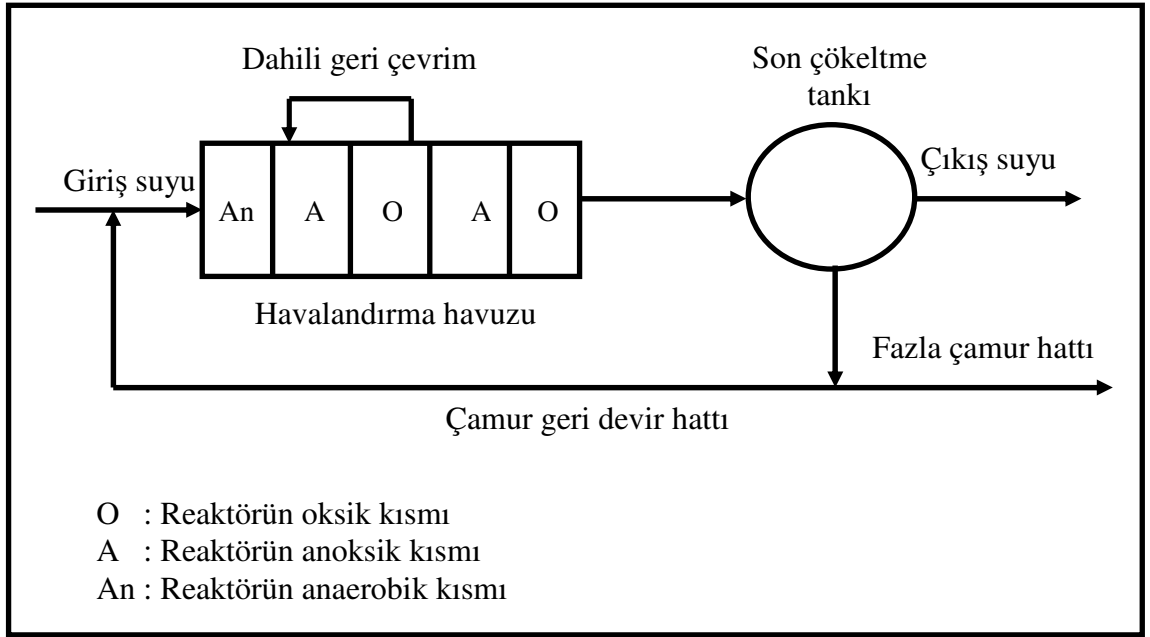
Azot gideriminde kullanılan Bardenpho prosesinin, azot ve fosfor giderimi için değiştirilmiş şeklidir. Fosfor giderimi amacıyla ortama beşinci basamak konulmuştur (Şekil 2.13). Beş basamaklı sistemde havalı, havasız ve anoksik bölümler fosfor, azot ve karbon gideriminde rol oynarlar. İkinci anoksik bölüm, havalı bölümde oluşan nitrati elektron alıcı, içsel organik karbonu ise elektron verici olarak kullanıp ilave denitrifikasyonu sağlar. Son havalı bölüm ise kalıntı azot gazını çözeltiden sıyırmak ve son çöktürücüde açığa çıkan fosforu en aza indirmek için kullanılır. Sıvı karışım, birinci havalı bölümden anoksik bölüme geri beslenir. Uzun çamur yaşında çalıştırıldığından dolayı (10–40 gün) karbon oksidasyon kapasitesi de yüksektir.



Şekil 2.13. “Bardenpho” prosesinin akış diyagramı (Orhon ve Artan, 1994)

2.1.3.2.3. Phoredox aktif çamur prosesi

Fosfor giderimi “Bardenpho” sürecinin önüne anaerobik bir reaktörün ilave edilmesi ile daha yüksek bir düzeye ulaştırılmıştır. Bu süreç “Phoredox” olarak adlandırılmaktadır (Şekil 2.14).



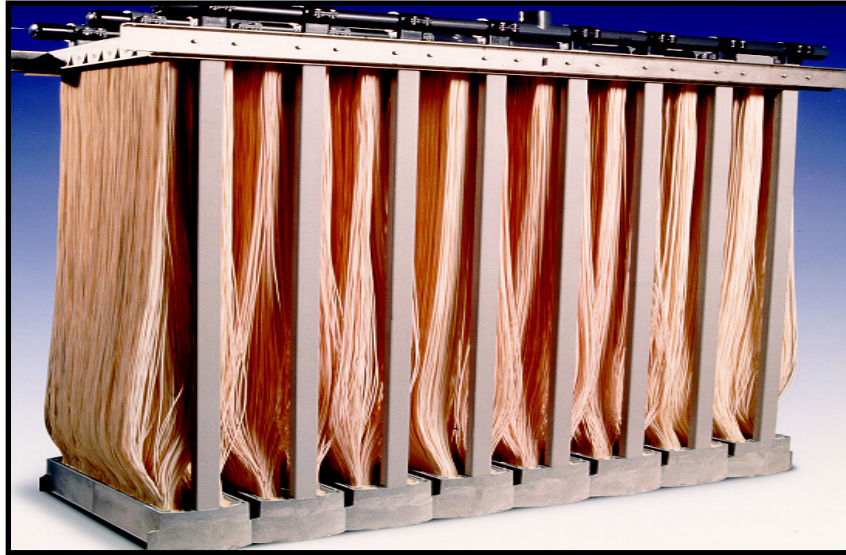
Şekil 2.14. “Phoredox” prosesinin akış diyagramı (Orhon ve Artan, 1994)

2.2. Membran Biyoreaktör (MBR) Prosesi

2.2.1. MBR Tanımı

Son yıllarda polimer teknolojisindeki hızlı gelişmeler, membran teknolojisinin de hızlı bir şekilde gelişmesini sağlamıştır. Polimer teknolojisindeki gelişmelere bağlı olarak üretim maliyetinin azalması sebebiyle gerek içme suyu gerekse de atıksu arıtma uygulamalarında membran prosesleri (özellikle mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon) konvansiyonel sistemlerle maliyet açısından rekabet edebilir hale gelmiş ve geniş çapta uygulanma alanı bulmaya başlamıştır. Bu nedenle, atıksu arıtımında uygulanan MBR’ler de gelişmiş ve son on yılda eksponansiyel bir artışla arıtma tesislerinde devreye alınmıştır (Stephenson vd., 2000; Gunder, 2001; Anonim I, 2001; Van der Roest vd., 2002; Daigger vd., 2005). Ayrıca, gelecek yıllarda birçok konvansiyonel atıksu arıtma tesislerinin mevcut teknolojilerini MBR’lere dönüştüreceği ve özellikle de son çökeltim havuzlarının ortadan kalkacağı A.B.D ve Avrupa’daki uzmanlar tarafından tahmin edilmektedir (Nevzat Ö.Y., 2007).

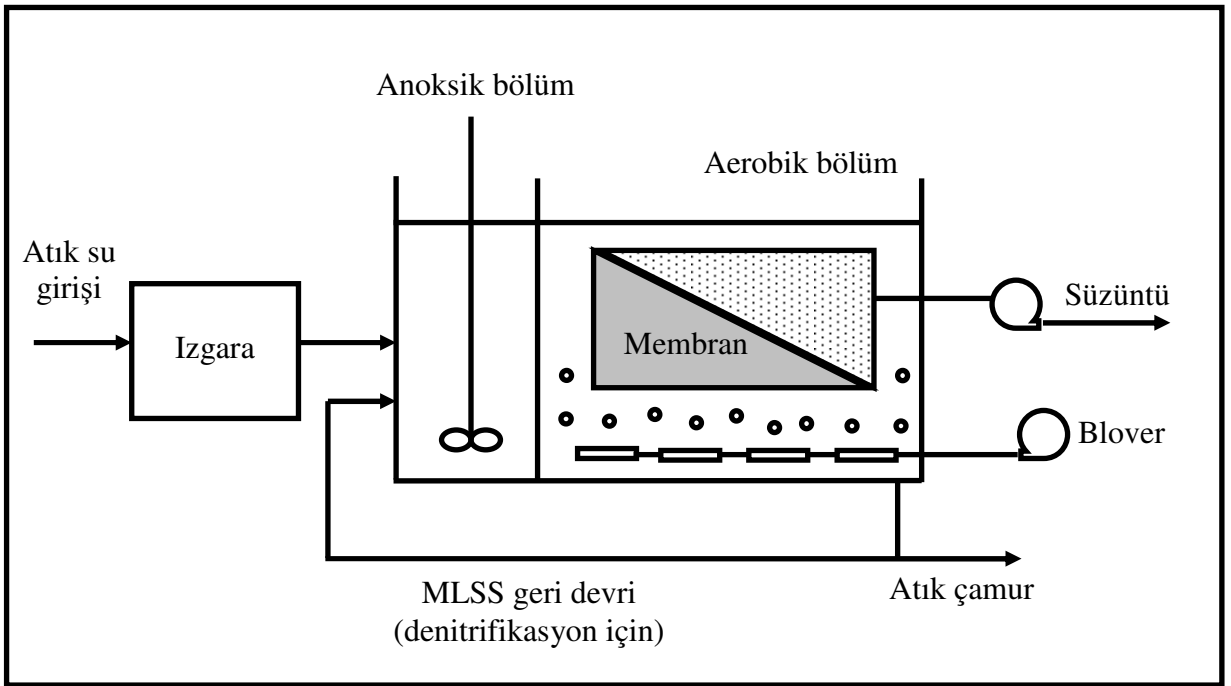
Membran biyoreaktörler, biyolojik parçalanmada rol oynayan biyokütlenin ve arıtılmış suyun fiziksel olarak ayrıldığı süspansiyon büyüme modundaki biyokimyasal oksidasyon (aktif çamur gibi) ile filtrasyon proseslerinin kombinasyonu ile oluşan sistemlerdir (Adham ve Gagliardo, 1998; Buisson vd., 1998; Cicek, 1998; Crawford vd., 2000; Liu vd., 2000; Stephenson vd., 2000; Hasar, 2001). Konvansiyonel aktif çamur prosesinde iki ayrı tankda gerçekleşen biyokimyasal oksidasyon (havalandırma tankında) ve su/biyokütle ayrımı (sedimentasyon ile çökeltim tankında) MBR'lerde tek tankta gerçekleşmektedir. Bu tank içinde havalandırma ile aktif çamur oluşturulmakta, tankın içinde suda gömülü olan membran kasetlerindeki fiberlere ya da düz tabaka membranlara vakum uygulayarak gözeneklerinden arıtılmış su çekilmekte ve biyooksidasyon ile karbon giderimini yapan biyokütle tank içerisinde kalmaktadır (Nevzat Ö.Y., 2007). Şekil 2.15'te membran fiberlerini içeren bir kaset gösterilmiştir. MBR'lerde genellikle mikrofiltrasyon (yaklaşık 0.2 μm gözenek büyüklüğü) ya da ultrafiltrasyon (yaklaşık 0.01 μm gözenek büyüklüğü) membranlar kullanılmaktadır. Arıtma sırasında zamanla membran üzerinde oluşan kek/jel tabakası bu gözenekleri daha da küçültmekte ve su/biyokütle ayrımını ve arıtma verimini arttırmaktadır.



Şekil 2.15. Bir MBR membran kaseti (ZENON Env. Inc., 2002)

Tipik bir MBR ünitesi akım şeması Şekil 2.16'da gösterilmiştir. Membranları tıkayabilecek büyük çaplı materyalleri (bez, kâğıt, plastik, parçaları gibi) ayırmak

için kaba ve ince ızgaradan (1–2 mm çaplı) geçen atıksu direk olarak ön çökeltme gerek olmadan MBR tankına girmektedir. Ancak bazı durumlarda giriş askıda katı madde muhtevası fazla olan atıksularda MBR ünitesinden önce ön çökeltim de uygulanabilmektedir. MBR tankının giriş bölümü kapalı ve havalandırmasız yapılarak anoksik şartlar sağlanıp atıksu karakterizasyonuna bağlı olarak denitrifikasyon uygulanabilir. Böylece isteğe bağlı olarak organik karbon gideriminin yanında amonyak azotu giderimi de sağlanır. Eğer proseste fosfor giderimi de amaçlanıyorsa tankın ilk giriş kısmına bir anaerobik bölüm eklenip fosfor da biyolojik olarak atıksudan giderilebilir. Bu nedenle, MBR prosesi biyolojik nütrient giderimi için de uygun bir prosestir (Judd, 2006). Bunun yanı sıra ağır metallerin giderimi istenirse koagülasyon/flokülasyon işlemi için bazı koagülantlar ilave edilebilir. Tüm bu özellikler MBR'leri oldukça esnek bir arıtma prosesi haline getirmektedir. Vakum ile membran gözeneklerinden çekilen arıtılmış su konvansiyonel sistemlere göre çok daha yüksek kalitededir (Nevzat Ö.Y., 2007).



Şekil 2.16. Tipik bir MBR sistemi akım şeması (Nevzat Ö.Y., 2007).

2.2.2. MBR Konfigürasyonları

Günümüzde MBR sistemleri dahili–entegre (sıvı/biyokütle ayrımının biyoreaktör içinde batık membranlar ile gerçekleştiği) ve harici (sıvı/biyokütle ayrımının çapraz akışlı membran filtrasyonu ile ayrı bir ünite de gerçekleştiği) olmak üzere 2 ana konfigürasyonda uygulanmaktadır. Şekil 2.17’de konvansiyonel biyolojik arıtma ile harici ve dahili MBR konfigürasyonları gösterilmiştir.

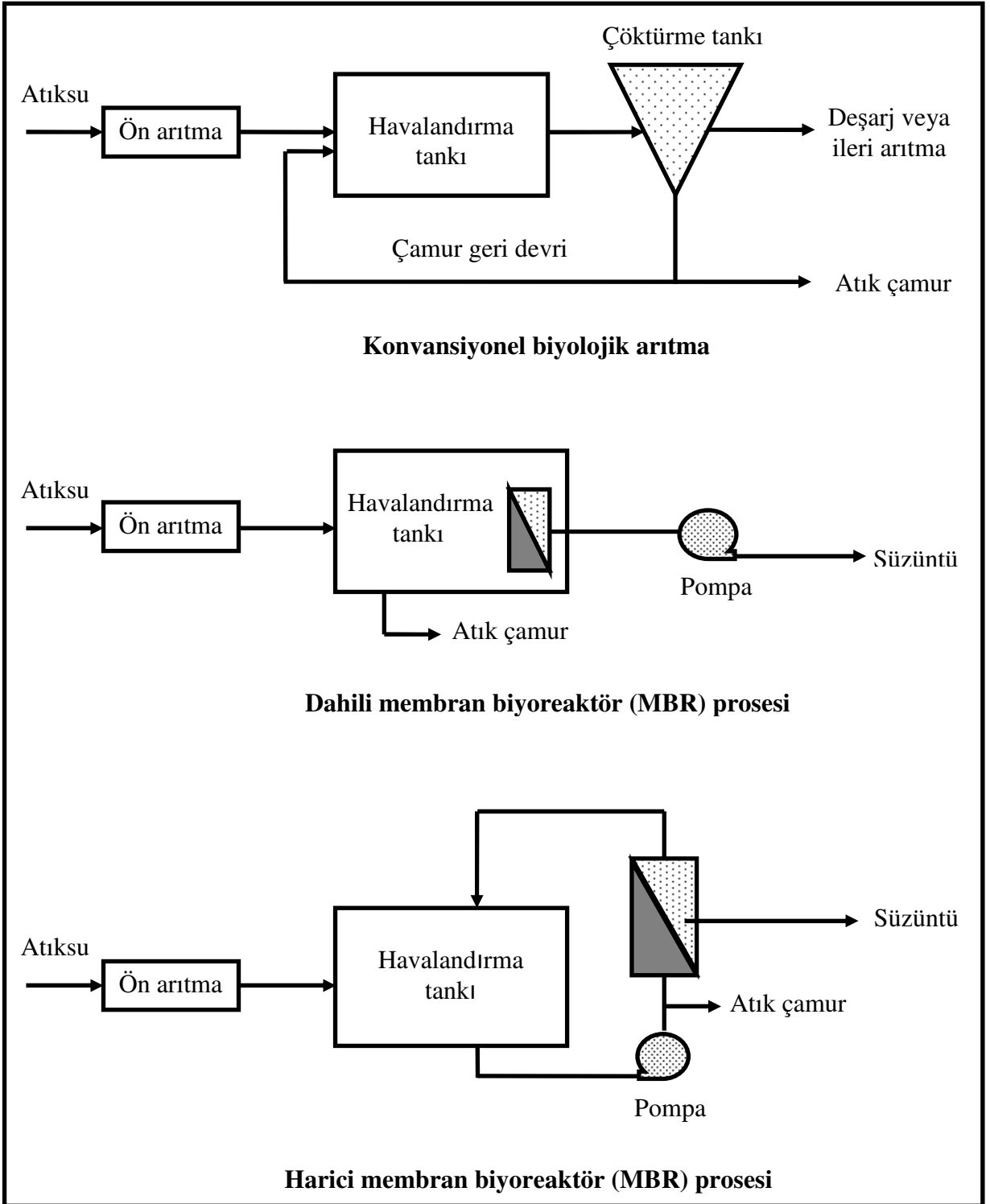
Uygulanacak MBR konfigürasyona karar vermek spesifik şartlara bağlı olsa da genellikle dahili MBR’ler daha sık uygulanmaktadır. İki konfigürasyonun karşılaştırılması Tablo 2.3’te sunulmuştur.

Tablo 2.3. Dahili ve harici MBR’lerin karşılaştırılması (Nevzat Ö.Y., 2007).

Dahili MBR	Harici MBR
✓ Yüksek ilk yatırım maliyeti ✓ Yüksek havalandırma masrafı ✓ Düşük pompaj masrafı ✓ Düşük akı (büyük alan gereksinimi) ✓ Daha az temizleme ihtiyacı ✓ Düşük işletme maliyeti	✓ Düşük ilk yatırım maliyeti ✓ Düşük havalandırma masrafı ✓ Yüksek pompaj masrafı ✓ Yüksek akı (büyük alan gereksinimi) ✓ Daha sık temizleme ihtiyacı ✓ Yüksek işletme maliyeti

Dahili MBR’lerde genellikle iki tür havalandırma uygulanır. Birincisinde, reaktör tabanındaki difüzörlerden verilen kaba hava kabarcıklı havalandırma ile biyokütlenin oksijen ihtiyacı karşılanırken ikincisinde membran yüzeyine uygulanan ince hava kabarcıklı havalandırma ile membran yüzeyine maddelerin birikip akıyı azaltması engellenmeye çalışılır. Dahili batık MBR’ler daha düşük işletme akılarında çalıştırıldıkları için membran kirlenmesi veya tıkanması minimize edilir. Dahili batık MBR’ler harici MBR’lere göre daha düşük pompaj masrafları gerektirse de havalandırmanın membran tıkanmasını engelleyici ana yöntem olmasından dolayı daha yoğun havalandırma ihtiyacı arz ederler. Ayrıca, batık MBR’lerde düşük akı ile

alışılması sabit süzüntü suyu debisi üretimi baz alındığında daha fazla membran yüzey alanı (dolayısıyla daha fazla ilk yatırım maliyeti) gerektirir. Ancak bu dezavantajlara rağmen, orta ve büyük ölçekli kentsel atıksu arıtmaları için genellikle seçilen ve uygulanan konfigürasyon dahili batık MBR'lerdir (Judd, 2002a).



Şekil 2.17. MBR konfigürasyonları (www.wastewaterengineering.com)

2.2.3. MBR Prosesinin Avantajları

MBR'nin konvansiyonel sistemlere göre en önemli avantajlarından biri arıtılan suyun kalitesindeki iyileşmedir. Zira bu sistem, iyi kalitede çıkış suyu elde etme yeteneğine sahiptir. Yapılan çalışmalar KOİ, BOİ ve AKM giderim yüzdelerinin sırasıyla % 95, % 98 ve % 99' dan daha büyük olduğunu göstermiştir (**Manem ve diğ., 1993; Ishida ve diğ., 1993; Fan ve diğ., 1996**). Deşarj standartlarından birisi olan toplam askıda katı madde (AKM) MBR'lerde genelde çok düşük olur (yaklaşık 1–3 mg/L). İyi işletilen konvansiyonel sistemlerde bu rakam 10–30 mg/L arasındadır. MBR'lerde fiziksel biyokütle ayırımı yanında yüksek kalitede bir fiziksel dezenfeksiyon da sağlanmış olur. A.B.D'de gerek pilot gerekse de gerçek tesislerde yapılan çalışmalar MBR'lerin yaklaşık tüm protozoaları giderdiğini, 5–6 log bakteri ve 1–2 log virüs giderimi sağladığını göstermiştir. Klorla dezenfeksiyona dayanıklı olan patojenik protozoalardan *Cryptosporidium* ve *Giardia* da MBR'de rahatlıkla tutulur. Bu sayede elde edilen arıtılmış su, bulanıklılığının düşük olması yanında (<0,5 NTU) çok düşük patojen içermesi nedeniyle de rahatlıkla zirai sulama amaçlı kullanılabilir. MBR ile arıtılmış atıksu konvansiyonel sistemlere göre çevre sağlığı, halk sağlığı ve mikrobiyal içerik yönünden çok daha güvenlidir (**Anonim II, 1992, Anonim III, 2000**).

MBR'ler kompakt sistemler olduğu için konvansiyonel sistemlere göre çok daha az arazi gereksinimine ihtiyaç duyarlar. Dahili sistem MBR'lerde tüm arıtma aşamaları (havalandırma, sıvı/biyokütle ayırımı ve fiziksel dezenfeksiyon) tek bir tankta gerçekleşmektedir. MBR'lerin en önemli avantajlarından bir tanesi de mevcut işletimde olan konvansiyonel aktif çamur sistemlerinin kolaylıkla MBR sistemlerine dönüştürülebilmesidir (**Fane ve Chang, 2002**). Mevcut konvansiyonel sistemlerin havalandırma tankına batık membranlar yerleştirilerek bu işlem gerçekleştirilebilmektedir.

MBR'lerde biyolojik askıda katı madde (MLSS) konsantrasyonları 12.000–15.000 mg/L gibi oldukça yüksek değerlere kadar ulaşabildiği için (konvansiyonel aktif çamurda MLSS yaklaşık 2.000–4.000 mg/L) arıtma için gerekli hidrolik bekleme süresi (HRT) konvansiyonel sistemlere göre daha azdır. Havalandırma havuzlarının dizaynında HRT temel parametre olup düşük HRT gereksinimi gerekli havuz hacmini düşürdüğü için sistemin ilk yatırım maliyetini azaltır. Ayrıca sistemde

işletme kolaylığı da sağlar (Judd, 2001, 2006). Buna ek olarak arazi gereksinimi de azalır. Yine konvansiyonel aktif çamur sistemlerine göre MBR’lerde son çökeltme tankına ihtiyaç olmadığı için bu da ilk yatırım ve işletme maliyetini azaltıcı bir etmen olarak göz önünde bulundurulmalıdır (Nevzat Ö.Y., 2007).

MBR’lerde çamur yaşı (SRT) konvansiyonel sistemlere göre çok daha rahat kontrol edilir. Konvansiyonel sistemlerde son çökeltim tanklarında biyokütlenin bazı durumlarda iyi çökmemesinden dolayı savaklardan AKM kaçması çamur yaşını ve arıtma performansını olumsuz etkiler. MBR’de biyokütlenin sistemden tek çıkma noktası nihai bertaraf için atılan atık çamur olduğu için bu durum MBR’de yoktur (Visvanathan vd., 2000; Lesjean vd., 2004).

MBR’lerde yüksek MLSS konsantrasyonlarından dolayı yüksek çamur yaşı (SRT) ile işletim yapılabilir. 20 günden fazla SRT ile çalışıldığında çeşitli avantajlar ortaya çıkar. Bunlardan birincisi, artan iç solunumdan dolayı oluşan yeni biyokütle miktarının azalması ve buna bağlı olarak bertaraf edilmesi gereken atık biyokütle miktarının azalmasından dolayı işletme maliyetinin düşmesidir. İkinci olarak ise, yüksek SRT değerlerinde nitrifikasyonun konvansiyonel proseslere göre daha verimli gerçekleşmesi ve nitrifikasyonun çeşitli ortam şartlarından olumsuz etkilenme şansının azalmasıdır. Ayrıca yüksek MLSS konsantrasyonlarında çalışıldığında sisteme fazla organik yükleme yapılabileceği gibi sistem, yüksek biyokütle konsantrasyonundan dolayı şok toksik yüklemelere karşı daha dayanıklı hale gelebilir (Krauth ve Staab,1994; Ishida ve diğ.,1993; Chaize ve Huyard,1991).

2.2.4. MBR Prosesinin Dezavantajları

MBR proseslerin dezavantajlarının başında membran modüllerinin yüksek yatırım maliyetleri gelmektedir. MBR işletim maliyeti genellikle konvansiyonel atıksu arıtmaya göre daha yüksektir. MBR’de arıtma prosesi tek bir havuzda gerçekleştiği için sistem mekanik ve kontrol açısından konvansiyonel sistemlere göre daha komplekstir. Ayrıca membran kirlenmesi maliyeti arttıran önemli unsurlar arasında yer almaktadır (Judd, 2002a).

2.3. GPS-X Bilgisayar Programı

GPS-X, kentsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinin simülasyonu için tasarlanmış modüler yapıya sahip, çok amaçlı bir modelleme ortamıdır. Dünyanın ilk atıksu arıtma tesisi simülatörüdür. GPS-X, dinamik modelleme ve simülasyonu kolaylaştırmak için gelişmiş bir grafik kullanıcı arayüzü kullanmaktadır. Proses modelleme, simülasyon teknolojisi, grafik ve üretkenlik araçlarındaki son gelişmeleri kullanan gelişmiş teknoloji, model inşasını, simülasyonu ve sonuçların yorumlanmasını kolay hale getirir. Bu da tesisinizdeki farklı birim prosesleri arasındaki karmaşık ilişkiyi interaktif ve dinamik bir şekilde gözlemleyebilmenize olanak sağlar. Bu ilişkileri kavrayabilmek, atıksu arıtma tesislerinin verimli tasarımı, işletimi ve kontrolü için büyük önem taşır.

2.3.1. GPS-X Objeleri

Proses Tablosunda seçildiğinde GPS-X Çizim Tahtasında beliren simgeye obje denir. Obe, herhangi bir ilişkili proses modeli bulunmayan bir birim prosesin sembolik olarak temsil edilmesidir. Objeye bağlantılı birkaç unsur bulunmaktadır:

- 1) Hidrolik konfigürasyon
- 2) Fiziksel nitelikler
- 3) İşletime ait nitelikler
- 4) Ekran değişkenleri
- 5) Akış işareti
- 6) Kaynaklar

Bir obje üzerindeki bağlantı noktalarının sayısı ve bu bağlantı noktalarının çalışmasına hidrolik konfigürasyon denir. *Parametreler ve akış işareti sırasıyla **Parameters** ve **Labels...** alt menüleri altında yer alır.* Diğer alt menü unsurları ***Parameters*** menüsü altında bulunur. Display Variables (görüntü değişkenleri) menü

ögesi model değişkenlerini grafik üzerinde görüntülemek için kullanılırken, Source (kaynak) menü ögesi bazı Parametreler için kaynak görevi gören obje numarasını görüntüler. Tüm menüler aktif değildir. Örneğin bir obje için model seçilene dek **Parameters** ve **Initialization** menüleri aktif değildir ve gri renkte görünür. Model belirlendiğinde bu menüler aktif hale gelirler.

2.3.1.1. Obje Çeşitleri ve Ortak Özellikler

GPS-X Proses Tablosu'nda yer alan her bir objenin tek tek açıklamasına geçilmeden önce genel olarak bazı objelerin ortak özellikleri sunulmaktadır. Proses Tablosu'ndaki objeler hacimli veya hacimsiz olarak tarif edilebilir. Bu genel kuraldan bazı istisnai durumlar vardır fakat bunlar şimdilik göz ardı edilebilir. Örneğin, kontrol ayırıcı objenin hiç hacmi yoktur (sıfır hacim olarak belirtilmektedir) fakat dengeleme tankının hacmi vardır. Sıfır hacimli objeler herhangi bir seyreltme veya bekleme süresini içermezken, hacimli objeler bunu içerir.

Hacimli objeler bir ya da daha çok giriş bağlantı noktasına ve bir ya da daha çok çıkış bağlantı noktasına sahiptir. Örneğin, çöktüci objeler bir giriş bağlantı noktasına ve üç çıkış bağlantı noktasına sahip iken Plug Flow-Tank (2) objesi üç giriş bağlantı noktasına ve iki çıkış bağlantı noktasına sahiptir. Çıkış bağlantı noktası/noktaları bir taşma bağlantısına ve bir ya da daha çok pompa bağlantısına sahip olmaktadır. Taşma, objenin sağ üst köşesinde (Proses Tablosunda gösterilen yönde) yer almaktadır ve diğer tüm ek çıkış bağlantıları objenin sağ alt kısmında veya tabanında yer almaktadır. Ek çıkış bağlantıları (pompa veya alt taşma olarak adlandırılmaktadır) bir debi hızının belirlenmesini (azami pompa kapasitesine kadar) sağlayan sabit veya değişken hızlı bir akış pompası görevi görmektedir.

Tanktaki akışkanın hacmi net giriş – çıkış akışına bağlıdır. Bu değer in eksi değeri olması durumunda tankın hacmi sifıra ulaşınca ya da daha fazla olacaktır. Bu noktada, pompa debi ayarından bağımsız olarak çıkış debisi giriş debisi ile eşitlenecektir. Net giriş-çıkış debi oranının artı değeri olması halinde tank hacmi (kullanıcının belirlediği) azami seviyeye ulaşınca ya da daha fazla olacaktır. Bu noktada tank taşmaya başlar; böylece çıkış debisi (taşma ile pompa akışlarının toplamı) giriş debisine eşit olacaktır. Çıkış pompası debilerinin üzerindeki çıkış debileri taşma bağlantı

noktasından tahliye edilecektir. Net giriş-çıkış debi oranının sıfır olması halinde hacim değişmeyecektir.

Değişken hacimli tankların kütle dengesi 2.1-2.4 sayılı denklemlerde gösterilmektedir:

$$Q_{in}C_{in} - Q_{out}C + r = \frac{d(C \cdot V)}{dt} = V \cdot \frac{\partial C}{\partial t} + C \frac{\partial V}{\partial t} \quad (2.1)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} = Q_{in} - Q_{out} \quad (2.2)$$

$$Q_{in}(C_{in} - C) + r = V \frac{dC}{dt} \quad (2.3)$$

burada:

$$\frac{Q_{in}}{V}(C_{in} - C) + \frac{r}{V} = \frac{dC}{dt} \quad (2.4)$$

Q_{in} = giriş debisi (m³/d)

Q_{out} = çıkış debisi (m³/d)

C_{in} = giriş konsantrasyonu (mg/L)

C = çıkış konsantrasyonu (mg/L)

r = tepkime hızı (mg/L/d)

V = sıvı hacmi (m³)

t = süre (d)

Hacimli objelerin başka bir özelliği ilk hacimleridir. Bir simülasyon başlatıldığında kullanıcı, start with full tank (dolu tankla başla) adı verilen ve Initialization > Initial volume (Başlatma > Başlangıç hacmi) kısmında yer alan bir mantıksal değişkeni kullanarak tankın baştaki hacmini belirtebilir. Bu mantık anahtarının doğru olması halinde tank, simülasyonun başında dolu olacaktır. Bu mantık değişkeninin yanlış

olması halinde kullanıcı, simülasyonun başında initial reactor volume'ü (başlangıç reaktör hacmini) belirtebilir. Bunun sonucunda kullanıcı, başlangıç hacmini iki şekilde dolu olarak belirtebilir:

1. Mantıksal değişkeni doğru ayarına getirerek; veya
2. Değişkeni yanlış ayarlayarak ve manuel olarak başlangıç hacmini maksimum tank hacmine eşit göstererek.

Mantık anahtarını kullanmanın avantajı, kullanıcının objenin fiziksel boyutunu değiştirmesi halinde başlangıç hacminin yine de dolu olması, böylece ilk hacmin ayrıca belirtilmesine gerek kalmamasıdır. Varsayılan olarak dolu tank ile başla değişkeni doğrudur.

Denklem 2.1'deki, hacimli objelerde konservatif bir materyalin içeri akış konsantrasyonuna göreli konsantrasyonu aşağıdaki denklemle hesaplanabilir.

$$\frac{dX}{dt} = \frac{Q_{in}}{V} \cdot X_{in} - \frac{Q_{out}}{V} \cdot X_{OUT} \quad (2.5)$$

burada:

X = konservatif bileşen konsantrasyonu (g/m³)

Q = debi (m³/d)

t = süre (d)

Q_{in} = giriş miktarı

Q_{out} = çıkış miktarı

X_{out} = çıkış konsantrasyonu (g/m³)

Sabit durumda, zaman türevleri sıfırdır ve denklem 2.5 şöyle olur:

$$Q_{in} \cdot X_{in} = Q_{out} \cdot X_{out} \quad (2.6)$$

SRT, şu şekilde tanımlanıyorsa:

$$SRT = (V \cdot X) / (Q_{out} \cdot X_w) \quad (2.7)$$

burada:

SRT = katı madde bekletme süresi (d)

V = hacim (m³)

Denklem 2.6 ile denklem 2.7'nin birleştirilmesi şu sonucu vermektedir:

$$Q_{in} \cdot X_{in} = V \cdot X / (SRT) \quad (2.8)$$

Hidrolik bekleme süresi (HRT) şu şekilde gösterilmektedir:

$$HRT = V / Q_{in} \quad (2.9)$$

Denklem 2.8 ile denklem 2.9'un birleştirilmesi şu sonucu vermektedir:

$$X / X_{in} = SRT / HRT \quad (2.10)$$

Bu denklem, objedeki konservatif bileşen konsantrasyonunun girişteki konsantrasyonuna oranını göstermektedir. Sabit durumda, bu oran SRT/HRT değeri ile doğru orantılıdır.

2.3.2. GPS-X Durum Değişkeni Kitaplıkları

GPS-X'te kitaplık bir dizi temel bileşeni veya durum değişkenini kullanan atık su işleme modellerini içeren bir koleksiyondur. *Durum değişkeni* terimi, zaman içinde sürekli olarak birleştirilen temel değişkenleri ifade etmektedir. *Kompozit değişkenler*,

durum değişkenlerinden hesaplanan (meydana gelen) değişkenlerdir. Aşağıda listelenen farklı kitaplıklara yönelik *durum değişkenlerinin* açıklanması sırasında hacim, tüm kitaplıkların ortak özelliği olduğu için açıkça bir *durum değişkeni* olarak belirtilmemiştir. Durum ve kompozit değişkenleri arasında bu bölümde sunulan ilişkiler tesis yerleşiminin her bağlantı noktasında kullanılmaktadır.

Lütfen Dikkat Ediniz: GPS-X'te, aksi belirtilmediği takdirde *BOD karbonlu BOD₅* (CBOD) anlamına gelmektedir. Bu durum, amonyak oksidasyonuna yönelik oksijen talebi ile organik karbonun sökülmesinde kullanılan oksijen talebinin birbirinden ayırt edilmesi için belirtilmiştir. Bu iki analiz aynı numune üzerinde gerçekleştirildiğinde alınan değerler birbirinden önemli oranda farklılık gösterebilir.

2.3.2.1. Kitaplıkların Çeşitleri

GPS-X'te altı kitaplık bulunmaktadır:

- Karbon - Azot (CNLIB)
- Karbon - Azot – Endüstriyel Kirletici (CNIPLIB)
- Karbon - Azot – Fosfor (CNPLIB)
- Karbon - Azot – Fosfor - Endüstriyel Kirletici (CNPIPLIB)
- Gelişmiş - Karbon - Azot (CN2LIB)
- Gelişmiş - Karbon - Azot – Endüstriyel Kirletici (CN2IPLIB)

Kitaplıklarda kullanılan durum değişkenleri aşağıdaki ilgili kısımda listelenmektedir.

2.3.2.1.1. Karbon - Azot Kitaplığı (CNLIB)

Durum Değişkenleri

Karbon – Azot kitaplığında on altı (16) durum değişkeni bulunmaktadır (Tablo 2.4).

Tablo 2.4. Karbon - azot kitaplığı (CNLIB) durum değişkenleri

	State Variables	GPS-X Cryptic Symbols	Units
1	Soluble inert organics	si	gCOD/m ³
2	Readily biodegradable (soluble) substrate	ss	gCOD/m ³
3	Particulate inert organics	xi	gCOD/m ³
4	Slowly biodegr. (stored, particulate) substrate	xs	gCOD/m ³
5	Active heterotrophic biomass	xbh	gCOD/m ³
6	Active autotrophic biomass	xba	gCOD/m ³
7	Unbiodegradable particulates from cell decay	xu	gCOD/m ³
8	Cell internal storage product	xsto	gCOD/m ³
9	Dissolved oxygen	so	gN/m ³
10	Nitrate and nitrite N	sno	gN/m ³
11	Free and ionized ammonia	snh	gN/m ³
12	Soluble biodegradable organic nitrogen (in ss)	snd	gN/m ³
13	Particulate biodegr. organic nitrogen (in xs)	xnd	gN/m ³
14	Dinitrogen	snn	gN/m ³
15	Alkalinity	salk	mole/m ³
16	Inert inorganic suspended solids	xii	g/m ³

2.3.2.1.2. Karbon - Azot – Endüstriyel Kirletici Kitaplığı (CNIPLIB)

Durum Değişkenleri

Endüstriyel Kirletici kitaplığında kırk altı (46) durum değişkeni bulunmaktadır. On altısı (16) ön tanımlıdır ve otuzu (30) kullanıcı tarafından tanımlanabilir (15 çözünür, 15 parçacık). Tablo 2.5’te listelenmişlerdir.

Tablo 2.5. Karbon - azot – endüstriyel kirlenici (CNIPLIB) durum değişkenleri

	State Variables	GPS-X Cryptic Symbols	Units
1	Soluble inert organics	si	gCOD/m ³
2	Readily biodegradable (soluble) substrate	ss	gCOD/m ³
3	Particulate inert organics	xi	gCOD/m ³
4	Slowly biodegr. (stored, particulate) substrate	xs	gCOD/m ³
5	Active heterotrophic biomass	xbh	gCOD/m ³
6	Active autotrophic biomass	xba	gCOD/m ³
7	Unbiodegradable particulates from cell decay	xu	gCOD/m ³
8	Cell internal storage product	xsto	gCOD/m ³
9	Dissolved oxygen	so	gO ₂ /m ³
10	Nitrate and nitrite N	sno	gN/m ³
11	Free and ionized ammonia	snh	gN/m ³
12	Soluble biodegradable organic nitrogen (in ss)	snd	gN/m ³
13	Particulate biodegradable organic nitrogen (in xs)	xnd	gN/m ³
14	Dinitrogen	snn	gN/m ³
15	Alkalinity	salk	mole/m ³
16	Inert inorganic suspended solids	xii	g/m ³
17	Soluble component "a"	sza	notset
18	Soluble component "b"	szb	notset
19	Soluble component "c"	szc	notset
20	Soluble component "d"	szd	notset
21	Soluble component "e"	sze	notset
22	Soluble component "f"	szf	notset
23	Soluble component "g"	szg	notset
24	Soluble component "h"	szh	notset
25	Soluble component "i"	szi	notset
26	Soluble component "j"	szj	notset
27	Soluble component "k"	szk	notset
28	Soluble component "l"	szl	notset
29	Soluble component "m"	szm	notset
30	Soluble component "n"	szn	notset
31	Soluble component "o"	szo	notset
32	Particulate component "a"	xza	notset
33	Particulate component "b"	xzb	notset
34	Particulate component "c"	xzc	notset
35	Particulate component "d"	xzd	notset
36	Particulate component "e"	xze	notset
37	Particulate component "f"	xzf	notset
38	Particulate component "g"	xzg	notset
39	Particulate component "h"	xzh	notset
40	Particulate component "i"	xzi	notset
41	Particulate component "j"	xzj	notset
42	Particulate component "k"	xzk	notset
43	Particulate component "l"	xzl	notset
44	Particulate component "m"	xzm	notset
45	Particulate component "n"	xzn	notset
46	Particulate component "o"	xzo	notset

2.3.2.1.3. Karbon – Azot – Fosfor Kitaplığı (CNPLIB)**Durum Değişkenleri**

Karbon – Azot – Fosfor kitaplığında yirmi yedi (27) durum değişkeni bulunmaktadır (Tablo 2.6).

Tablo 2.6. Karbon - azot – fosfor (CNPLIB) durum değişkenleri

	State Variables	GPS-X Cryptic Symbols	Units
1	Soluble inert organics	si	gCOD/m ³
2	Readily biodegradable (soluble) substrate	ss	gCOD/m ³
3	Particulate inert organics	xi	gCOD/m ³
4	Slowly biodegr. (stored, particulate) substrate	xs	gCOD/m ³
5	Active heterotrophic biomass	xbh	gCOD/m ³
6	Active autotrophic biomass	xba	gCOD/m ³
7	Unbiodegradable particulates from cell decay	xu	gCOD/m ³
8	Dissolved oxygen	so	gO ₂ /m ³
9	Nitrate and nitrite N	sno	gN/m ³
10	Free and ionized ammonia	snh	gN/m ³
11	Soluble biodegradable organic nitrogen (in ss)	snd	gN/m ³
12	Particulate biodegradable organic nitrogen (in xs)	xnd	gN/m ³
13	Polyphosphate accumulating biomass	xbp	gCOD/m ³
14	Poly-hydroxy-alkanoates (PHA)	xbt	gCOD/m ³
15	Stored polyphosphate	xpp	gP/m ³
16	Volatile fatty acids	slf	gCOD/m ³
17	Soluble phosphorus	sp	gP/m ³
18	Alkalinity	salk	mole/m ³
19	Dinitrogen	smn	gN/m ³
20	Soluble unbiodegradable organic nitrogen (in si)	sni	gN/m ³
21	Fermentable readily biodegradable substrate	sf	gCOD/m ³
22	Stored glycogen	xgly	gCOD/m ³
23	Stored polyphosphate (releasable)	xppr	gP/m ³
24	Metal-hydroxides	xmeoh	g/m ³
25	Metal-phosphate	xmep	g/m ³
26	Cell internal storage product	xsto	gCOD/m ³
27	Inert inorganic suspended solids	xii	g/m ³

2.3.2.1.4. CNP Endüstriyel Kirletici Kitaplığı (CNPIPLIB)**Durum Değişkenleri**

CNP Endüstriyel Kirletici kitaplığında elli yedi (57) durum değişkeni bulunmaktadır (CNPIPLIB). Bunların 27'si CNPLIB'deki durum değişkenleridir ve otuzu (30) kullanıcı tarafından tanımlanabilir değişkenlerdir (15 çözünür ve 15 parçacık – Tablo 2.7).

Tablo 2.7. CNP endüstriyel kirletici (CNPIPLIB) durum değişkenleri

	State Variables	GPS-X Cryptic Symbols	Units
1	Soluble inert organics	si	gCOD/m ³
2	Readily biodegradable (soluble) substrate	ss	gCOD/m ³
3	Particulate inert organics	xi	gCOD/m ³
4	Slowly biodegr. (stored, particulate) substrate	xs	gCOD/m ³
5	Active heterotrophic biomass	xbh	gCOD/m ³
6	Active autotrophic biomass	xba	gCOD/m ³
7	Unbiodegradable particulates from cell decay	xu	gCOD/m ³
8	Dissolved oxygen	so	gO ₂ /m ³
9	Nitrate and nitrite N	sno	gN/m ³
10	Free and ionized ammonia	snh	gN/m ³
11	Soluble biodegradable organic nitrogen (in ss)	snd	gN/m ³
12	Particulate biodegradable organic nitrogen (in xs)	xnd	gN/m ³
13	Polyphosphate accumulating biomass	xbp	gCOD/m ³
14	Poly-hydroxy-alkanoates (PHA)	xbt	gCOD/m ³
15	Stored polyphosphate	xpp	gP/m ³
16	Volatile fatty acids	slf	gCOD/m ³
17	Soluble phosphorus	sp	gP/m ³
18	Alkalinity	salk	mole/m ³
19	Dinitrogen	smn	gN/m ³
20	Soluble unbiodegradable organic nitrogen (in si)	sni	gN/m ³
21	Fermentable readily biodegradable substrate	sf	gCOD/m ³
22	Stored glycogen	xgly	gCOD/m ³
23	Stored polyphosphate (releasable)	xppr	gP/m ³
24	Metal-hydroxides	xmeoh	g/m ³
25	Metal-phosphate	xmep	g/m ³
26	Cell internal storage product	xsto	gCOD/m ³
27	Inert inorganic suspended solids	xii	g/m ³
28	Soluble component "a"	sza	notset
29	Soluble component "b"	szb	notset
30	Soluble component "c"	szc	notset
31	Soluble component "d"	szd	notset
32	Soluble component "e"	sze	notset
33	Soluble component "f"	szf	notset
34	Soluble component "g"	szg	notset
35	Soluble component "h"	szh	notset
36	Soluble component "i"	szl	notset
37	Soluble component "j"	szj	notset
38	Soluble component "k"	szk	notset
39	Soluble component "l"	szl	notset
40	Soluble component "m"	szm	notset
41	Soluble component "n"	szn	notset
42	Soluble component "o"	szo	notset
43	Particulate component "a"	xza	notset
44	Particulate component "b"	xzb	notset
45	Particulate component "c"	xzc	notset
46	Particulate component "d"	xzd	notset
47	Particulate component "e"	xze	notset
48	Particulate component "f"	xzf	notset
49	Particulate component "g"	xzg	notset
50	Particulate component "h"	xzh	notset
51	Particulate component "i"	xzi	notset
52	Particulate component "j"	xzj	notset
53	Particulate component "k"	xzk	notset
54	Particulate component "l"	xzl	notset
55	Particulate component "m"	xzm	notset
56	Particulate component "n"	xzn	notset
57	Particulate component "o"	xzo	notset

2.3.2.1.5. İleri Karbon - Azot Kitaplığı (CN2LIB)

Durumlar ve Bileşimler

İleri Karbon – Azot Kitaplığında (Tablo 2.8) on dokuz (19) durum değişkeni bulunmaktadır. Bu kitaplık ile Karbon – Nitrojen kitaplığı arasındaki en büyük fark inert nitrojenin (hem parçacıklı hem de çözünebilir) eklenmesi ve NO_x 'in nitrit ve nitrat olarak bölünmesinin yanı sıra nitrifikasyonunun amonyak ve nitrit oksitleyicilerin durum değişkenlerini gerektiren iki adıma bölünmesidir.

Tablo 2.8. İleri karbon - azot (CN2LIB) durum değişkenleri

	State Variables	GPS-X Cryptic Symbols	Units
1	Particulate inert inorganic material	xii	gCOD/m ³
2	Soluble inert organics	si	gCOD/m ³
3	Particulate inert organics	xi	gCOD/m ³
4	Unbiodegradable particulates from cell decay	xu	gCOD/m ³
5	Readily biodegradable substrate	ss	gCOD/m ³
6	Rapidly hydrolyzable substrate	ssh	gCOD/m ³
7	Slowly hydrolyzable substrate	xs	gCOD/m ³
8	Active heterotrophic biomass	xbh	gCOD/m ³
9	Active nitrosomonas biomass	xbai	gCOD/m ³
10	Active nitrite oxidizer biomass	xbaa	gCOD/m ³
11	Dissolved oxygen	so	gO ₂ /m ³
12	Nitrite N	snoi	gN/m ³
13	Nitrate N	snoa	gN/m ³
14	Soluble inert organic nitrogen (in si)	sni	gN/m ³
15	Particulate inert organic nitrogen (in xi)	xni	gN/m ³
16	Free and ionized ammonia	snh	gN/m ³
17	Soluble biodegradable organic nitrogen (in ss)	snd	gN/m ³
18	Particulate biodegradable organic nitrogen (in xs)	xnd	gN/m ³
19	Alkalinity	salk	moles/m ³

2.3.2.1.6. İleri Endüstriyel Kirleticiler Kitaplığı (CN2IPLIB)

Durum Değişkenleri

İleri Endüstriyel Kirleticiler Kitaplığında (Tablo 2.9) kırk dokuz (49) durum değişkeni bulunmaktadır. Bu kitaplık ve İleri Karbon - Nitrojen Kitaplığı arasındaki temel fark, otuz (30) kullanıcı tarafından tanımlanabilir durum değişkeni (15 çözünebilir ve 15 parçacıklı) ilavesidir.

Tablo 2.9. İleri endüstriyel kirleticiler (CN2IPLIB) durum değişkenleri

	State Variables	GPS-X Cryptic Symbols	Units
1	Particulate inert inorganic material	xii	gCOD/m ³
2	Soluble inert organics	si	gCOD/m ³
3	Particulate inert organics	xi	gCOD/m ³
4	Unbiodegradable particulates from cell decay	xu	gCOD/m ³
5	Readily biodegradable substrate	ss	gCOD/m ³
6	Rapidly hydrolyzable substrate	ssh	gCOD/m ³
7	Slowly hydrolyzable substrate	xs	gCOD/m ³
8	Active heterotrophic biomass	xbh	gCOD/m ³
9	Active nitrosomonas biomass	xbai	gCOD/m ³
10	Active nitrite oxidizer biomass	xbaa	gCOD/m ³
11	Dissolved oxygen	so	gO ₂ /m ³
12	Nitrite N	snoi	gN/m ³
13	Nitrate N	snoa	gN/m ³
14	Soluble inert organic nitrogen (in si)	sni	gN/m ³
15	Particulate inert organic nitrogen (in xi)	xni	gN/m ³
16	Free and ionized ammonia	snh	gN/m ³
17	Soluble biodegradable organic nitrogen (in ss)	snd	gN/m ³
18	Particulate biodegradable organic nitrogen (in xs)	xnd	gN/m ³
19	Alkalinity	salk	mole/m ³
20	Soluble component "a"	sza	notset
21	Soluble component "b"	szb	notset
22	Soluble component "c"	szc	notset
23	Soluble component "d"	szd	notset
24	Soluble component "e"	sze	notset
25	Soluble component "f"	szf	notset
26	Soluble component "g"	szg	notset
27	Soluble component "h"	szh	notset
28	Soluble component "i"	szı	notset
29	Soluble component "j"	szj	notset
30	Soluble component "k"	szk	notset
31	Soluble component "l"	szl	notset
32	Soluble component "m"	szm	notset
33	Soluble component "n"	szn	notset
34	Soluble component "o"	szo	notset

2.3.3. Askıda Büyüme Modelleri

Bu bölüm, farklı GPS-X kitaplıklarında bulunan akıda büyüme modellerini inceler. GPS-X'te mevcut olan biyolojik modellerin her biri, birçok farklı birim süreç nesnesinde hem tamamen karışmış hem de tıpa akış formatında uygulanmıştır. Biyolojik model hidrolik uygulama fark etmeksizin aynıdır.

Modelleri ayrı ayrı tartışmadan önce bazı ortak özellikler verilmiştir.

2.3.3.1. Ortak Özellikler

2.3.3.1.1. Oksijen Transferinin Modellenmesi

Oksijen transferi modeli, USEPA İnce Gözenekli Havalandırma Sistemleri için Tasarım Kılavuzu'nda (USEPA, 1989) ve Mueller ve arkadaşlarının çalışmalarında (2002) sunulan teoriye dayanır. GPS-X havalandırma modeli, difüzör ve mekanik yüzey havalandırma sistemlerinin hassas tasarımı için uygundur.

GPS-X'te, bir biyolojik reaktörün dökme sıvı fazına oksijen transferi, çözünmüş oksijen gazı için yazılmış dinamik bir kütle dengesi kullanılarak modellenmiştir. Örneğin, tamamen karıştırılmış bir tank reaktörü çevresindeki (CSTR) bir çözünmüş oksijen kütle dengesi aşağıdaki Denklem 2.11'de gösterilmiştir.

$$\text{Denklem 2.11 : } V \frac{dC_L}{dt} = QC_{in} - QC_L + K_L a (C_{\infty}^* - C_L) V + rV$$

Burada:

V = reaktör hacmi (m^3)

C_L = reaktördeki çözünmüş oksijenin (DO) konsantrasyonu (mg/L)

Q = giriş debisi (m^3/d)

C_{in} = reaktöre giren DO konsantrasyonu (mg/L)

$K_L a$ = saha koşullarında oksijen kütle transferi katsayısı (1/gün)

$C^* = C_{\infty}^*$ saha koşullarında doyum konsantrasyonu (mg/L)

r = biyolojik kütle tarafından DO kullanım oranı (g/gün), solunum oranı

Hacmi, akımlar ve tepkime hızları teknik bilgilerden veya diğer modelleme denklemlerinden bilinir. Bunları kenara bırakırsak, reaktör içinde DO

konsantrasyonunu, C_L için zaman içindeki çözünmüş oksijen kütle dengesini çözmek adına geriye hesaplanması gereken iki terim kalır.

- 1) Saha koşullarında DO doygunluk konsantrasyonu, C_{∞}^* ve
- 2) Saha koşullarında oksijen kütle transferi katsayısı, $K_L a$.

2.3.3.1.2. Saha Koşullarında DO Doygunluk Konsantrasyonunun Hesaplanması

Saha koşullarında DO doygunluk konsantrasyonu aşağıdaki gibi hesaplanır (Denklem 2.12):

$$C_{\infty}^* = \tau \times \beta \times \Omega \times C_{\infty 20}^*$$

Burada:

r = sıcaklık düzeltme faktörü (birimsiz)

β = tuzlar, parçacıklar ve yüzey etkin maddeler için düzeltme faktörü (birimsiz)

Ω = basınç düzeltme faktörü (birimsiz)

C_{20}^* = 20 °C ve 1 atm'de DO doygunluk konsantrasyonu (mg/L)

Düzeltilme faktörleri, DO doygunluk konsantrasyonunu sıvının sıcaklığına, difüzörlerin batma seviyesindeki basınca ve atık suda bulunan tuzlara, çökeltilere, yüzey etkin maddelere göre ayarlanmak için kullanılır.

Sıcaklık düzeltme faktörü aşağıdaki şekilde hesaplanır (Denklem 2.13):

$$\tau = \frac{C_{st}^*}{C_{s20}^*}$$

Burada:

C_{st}^* = t sıcaklığında ve 1 atm'de yüzey DO doygunluk konsantrasyonu (mg/L)

$C_{s\ 20}^* = 20\ ^\circ\text{C}$ ve 1 atm’de yüzey DO doygunluk konsantrasyonu (mg/L)

Sıvı sıcaklığı t ve 1 atm basınçta yüzey DO doygunluk konsantrasyonu, sıcaklığa dayalı GPS-X'teki başvuru çizelgesi kullanılarak elde edilir. Başvuru çizelgesi, USEPA Tasarım Kılavuzu – İnce Gözenekli Havalandırma Sistemleri’nin Ek C’sinden (USEPA, 1989) alınmıştır. Sıcaklık çizelgedeki iki veri noktası arasına denk geldiğinde GPS-X, $C_{s\ t}^*$ değerini belirlemek için lineer interpolasyonu kullanır. $C_{s\ 20}^*$ değeri 9,09 mg/L’dir.

Tuzlar, çözeltiler ve yüzey etkin maddeler için düzeltme faktörü, β , ilgili atık su için ölçülmesi veya tahmin edilmesi gereken bir parametredir. GPS-X’te, varsayılan değer olarak 0,95 kullanılır.

Basınç düzeltme faktörü aşağıdaki şekilde hesaplanır (Denklem 2.14):

$$\Omega = \frac{P_b + p_{de} - p_v}{P_s + p_{de} - p_v}$$

Burada:

P_b = yükseklikte ve hava sıcaklığında barometrik basınç (kPa)

P_s = standart barometrik basınç (101,325 kPa)

p_v = sıvı sıcaklığında suyun buhar basıncı (kPa)

p_{de} = difüzör batma derinliğinde etkili basınç (kPa)

Yükseklik ve hava sıcaklığındaki barometrik basınç, Metcalf ve Eddy (2003)’ün Ek B-2’sinden alından aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanır (Denklem 2.15):

$$P_b = \exp\left[-\frac{gM(z_b - z_s)}{RT_{air}}\right]P_s$$

Burada:

g = yerçekimine bağlı ivme ($9,81 \text{ m/s}^2$)

M = havanın moleküler ağırlığı ($28,964 \text{ kg/kg-mol}$)

R = evrensel gaz değişmezi ($8314 \text{ N}\cdot\text{m/kg-mol}\cdot\text{K}$)

T_{air} = hava sıcaklığı (K)

z_i = i konumunda yükseklik (m)

Sıvı sıcaklığında su buhar basıncı, Antoine denklemi (Felder ve Rousseau, 1986) kullanılarak belirlenir (Denklem 2.16):

$$\log_{10} p_v = A - \frac{B}{T + C}$$

Burada:

A, B, C = Antoine katsayıları (GPS-X'te **Sistem > Giriş Parametreleri > Fiziksel Form** içinde **Fiziksel Değişmezler** altında bulunur)

T = atık su sıcaklığı ($^{\circ}\text{C}$)

Difüzör batma derinliğinde etkili basınç, aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanır (Denklem 2.17):

$$p_{de} = (\delta - 1)(P_s - p_v)$$

Burada, δ oksijen doygunluğu için derin düzeltme faktörüdür ve aşağıdaki şekillerde hesaplanır:

İnce Gözenek

(Denklem 2.18):

$$\delta = 1 + 0.03858(d)$$

İri Kabarcık

(Denklem 2.19):

$$\delta = 0.99 + 0.0291(d)$$

Parametre d , difüzör batma derinliğidir.

20 °C ve 1 atm'deki DO doygunluk konsantrasyonu aşağıdaki şekilde hesaplanır:

(Denklem 2.20):

$$C_{\infty 20}^* = \delta(C_{s20}^*)$$

2.3.3.1.3. Saha Koşullarında Oksijen Kütle Transferi Katsayısının Hesaplanması

Saha koşullarında oksijen kütle transferi katsayısının değeri, $K_L a$, itici güç $(C_{\infty}^* - C_L)$, ve tank hacminde havalandırma tankına sağlan oksijen miktarını belirtir. GPS-X, kullanıcının $K_L a$ 'yı belirlemesi için dört yol sunar:

1) Eğer biliniyorsa, kullanıcı hem difüzör hem de mekanik havalandırma için 20 °C'de (alfa, kirlilik veya sıcaklık düzeltme yok) $K_L a$ 'yı doğrudan tedarik edebilir. GPS-X, $K_L a$ 'yı saha koşullarına dönüştürür.

2) Mekanik havalandırıcılar olması durumunda, kullanıcı havalandırma gücü ve

mekanik havalandırıcı oksijen transfer hızını tedarik edebilir, GPS-X de bunlardan K_La' 'yı hesaplar.

3) Difüzör havalandırma olması durumunda, kullanıcı hava akım hızını (standart veya saha koşullarında) ve standart oksijen verimliliğini (SOTE) tedarik edebilir, GPS-X de bunlardan saha koşullarındaki K_La' 'ı hesaplar.

4) Alternatif olarak, kullanıcı, saha K_La' 'sını doğrudan istenilen DO konsantrasyonu ile eşleştirecek şekilde ayarlayacak bir DO kontrolörü yapılandırabilir.

Bu seçeneklerin kullanılabilirliği, seçilen havalandırma yöntemine bağlıdır. Difüzör havalandırma için kullanıcı hava akımını girebilir, K_La' 'yı girebilir veya bir DO kontrolörü kullanabilir. Mekanik havalandırma için kullanıcı gücü girebilir, K_La' 'yı girebilir veya bir DO kontrolörü kullanabilir. K_La' 'yı belirlemek için kullanılacak dört seçenek detaylı olarak aşağıdaki dört bölümde açıklanmıştır.

2.3.3.1.3.1. Doğrudan K_La' 'yı Girmek – Difüzör Havalandırma

Saha koşullarındaki K_La , aşağıdaki Denklem 2.21 kullanılarak hesaplanır:

$$K_La_T = (\alpha F) \theta^{(T-20)} K_La_{20}$$

Burada:

K_La_T = T sıcaklığında (°C) kütle transfer katsayısı (1/gün)

K_La_{20} = 20 °C'de kütle transfer katsayısı

θ = sıcaklık düzeltme faktörü (GPS-X'te varsayılan değer, 1,024'tür.)

α = K_La_{20} için atık su düzeltme faktörü.

F = difüzör kirlilik faktörü (GPS-X'te varsayılan değer, 1,0'dır.)

T = atık su sıcaklığı (°C)

α düzeltme faktörü, tıkaç akış birimi işlemi durumunda havalandırma tankı boyunca belirlenebilir.

GPS-X, aşağıda detaylandırıldığı şekilde standart ve saha K_La değerinden diğer faydalı süreç değişkenleri hesaplayabilir.

Saha koşullarında Oksijen Transfer Hızı (OTR), g/d olarak

$$OTR = K_L a_T (C_{\infty}^* - C_L) V \quad \text{Denklem 2.22}$$

Standart Oksijen Transfer Hızı (SOTR, g/d olarak

$$SOTR = K_L a_{20} (C_{\infty 20}^*) V \quad \text{Denklem 2.23}$$

Standart Koşullarda Hava Akışı, m³/d olarak

$$G_s = \frac{SOTR}{SOTE \times CF_1} \quad \text{Denklem 2.24}$$

Burada:

$SOTE$ = standart oksijen transfer verimliliği (kesir olarak)

CF_1 = standart havanın yoğunluğu, moleküler ağırlığı ve O₂ mol kesrine göre dönüşüm faktörü (ABD Standardı = 277,6533841; Avrupa Standardı = 300,495893)

Kullanıcı tanımlı bir standart hava olması durumunda (aşağıdaki Hava Akımını Girme bölümüne bakınız), hava akımı Denklem 2.25 kullanılarak hesaplanır.

$$G_s = \frac{SOTR}{SOTE \times molfr_{O_2} \times MW_{O_2} \times \frac{\rho_{user}}{MW_{user}}} \quad \text{Denklem 2.25}$$

Burada:

$molfr_{O_2}$ = kullanıcı tanımlı havada O₂ mol kesri (mol/mol)

MW_{O_2} = O₂ moleküler ağırlığı (32 g/mol)

ρ_{user} = kullanıcı tanımlı hava yoğunluğu (g/m³)

MW_{user} = kullanıcı tanımlı havanın ortalama moleküler ağırlığı (g/mol)

ABD veya Avrupa standart koşullarındaki hava akımı, ideal gaz yasası kullanılarak saha koşullarına çevrilir:

$$G_{s,field} = \frac{(T_{field} + 273.15)}{(T_{standard} + 273.15)} \times \frac{P_s}{P_b} \times G_s$$

Denklem 2.26

Burada:

$T_{standard}$ = standart koşullardaki hava sıcaklığı (°C)

T_{field} = saha koşullarındaki hava sıcaklığı (°C)

Kullanıcı tanımlı standart hava için saha koşullarına çevrim üstlenilmemiştir.

2.3.3.1.3.2. Doğrudan K_La'yı Girmek – Mekanik Havalandırma

Mekanik yüzey havalandırma difüzöre benzer şekilde hesaplanır, ama kirlilik ve derinlik düzeltme faktörleri gerekli değildir ve oksijen transferi mekanik güç girişi ile ilgilidir.

Mekanik yüzey havalandırma için, saha koşullarında DO doygunluk konsantrasyonu formülü aşağıdaki gibi değiştirilmiştir:

$$C_{\infty,mechanical}^* = \tau \times \beta \times \Omega \times C_{s20}^*$$

Denklem 2.27

Bu durumda, $\delta=1$. Basınç düzeltme faktörü aşağıdaki gibi yeniden tanımlanmıştır:

$$\Omega = \frac{P_b - p_v}{P_s - p_v}$$

Denklem 2.28

Saha koşullarındaki $K_L a$, aşağıdaki Denklem 2,29 kullanılarak hesaplanır:

$$K_L a_T = \alpha \theta^{(T-20)} K_L a_{20}$$

Denklem 2.29

Aşağıda gösterildiği gibi, OTR Denklem 2.30 kullanılarak hesaplanır:

$$OTR = K_L a_T (C_{\infty,mechanical}^* - C_L) V$$

Denklem 2.30

SOTR, aşağıdaki şekilde hesaplanır:

$$SOTR = \frac{K_L a_T}{\alpha \theta^{T-20}} \times C_{s20}^* V$$

Denklem 2.31

Mekanik güç, SOTR kullanılarak hesaplanır:

$$P_{mechanical} = \frac{SOTR}{\eta \times CF_2}$$

Denklem 2.32

Burada:

$P_{mechanical}$ = mekanik güç (kW) η = mekanik havalandırıcı oksijen transfer hızı (1,75 kg O2/kW·h)

CF_2 = dönüşüm faktörü (24.000)

GPS-X'te mekanik havalandırma için varsayılan **a** değeri, 0,9'dur.

2.3.3.1.3.3. Hava Akımını Girme

Hava akımı ister standart ister saha koşullarında girilebilir. Standart koşullarda, kullanıcının 3 seçeneği vardır:

ABD Standart Koşulları:

Sıcaklık = 20 °C

Basınç =1 atm

Bağıl nem = % 36

Avrupa Standart Koşulları:

Sıcaklık = 0 °C

Basınç =1 atm

Bağıl nem = % 0

- Kullanıcı Tanımlı Standart Koşullar: Kullanıcı özellikleri belirlemelidir (havada O₂ mol kesri, yoğunluk, moleküler ağırlık ve üfleyici gücü denklemindeki kuvvet). Kullanıcı tanımlı standart koşullar seçeneği kullanıldığında, GPS-X $C_{s\ t}$ değerini ayarlamak için Henry'nin kanunu düzeltmesini kullanır.

$$(C_{st}^* = \frac{molfr_{O_2}}{0.2095} \times C_{st}^*).$$

GPS-X, hava akımını ABD standart koşullarına çevirir ve daha sonra Denklem 2.24'ü kullanarak SOTR'u hesaplar. OTR, Denklem 2.33 kullanılarak hesaplanır.

$$OTR = \frac{SOTR(\alpha F)\theta^{T-20}(C_{\infty}^* - C_L)}{C_{\infty 20}^*}$$

Denklem 2.33

Saha koşullarındaki oksijen kütle transfer katsayısı, aşağıdaki Denklem 2.22 kullanılarak hesaplanır: Hava akımı ya ABD ya da Avrupa standart koşullarında girilir, saha koşullarındaki hava akımı Denklem 2.26 kullanılarak hesaplanır.

2.3.3.1.3.4. Mekanik Gücü Girme

Mekanik güç girilirse, g/d olarak SOTR Denklem 2.32 kullanılarak hesaplanır. Saha koşullarındaki K_La 'da daha sonra Denklem 2.31 kullanılarak hesaplanır ve OTR Denklem 2.30 kullanılarak bulunur.

DO Kontrol

Kullanıcının, belli bir çözünmüş oksijen noktasını korumak için reaktör havalandırma kaynağını kontrol etme seçeneği vardır. Böyle bir durumda, model DO'yu belirlenen noktada tutmak için gereken saha koşullarındaki oksijen kütle transfer katsayısını hesaplayacaktır.

DO kontrollü difüzör havalandırması için GPS-X; SOTR, OTR ve hava akımını hesaplamak amacıyla Denklemler 2.22 – 2.24'ü kullanır. DO kontrollü mekanik havalandırma için GPS-X; SOTR, OTR ve mekanik gücü hesaplamak amacıyla Denklemler 2.30, 2.31 ve 2.32'yi kullanır.

Standart Oksijen Transfer Verimliliği (SOTE)

Kullanıcının sabit bir SOTE kullanma veya SOTE'yi hesaplamak için GPS-X'te bir korelasyon kullanma seçeneği vardır. Sabit SOTE seçeneğini kullanırken, varsayılan değer (0,3) 4,3 m (14 ft) derinlikteki ince kabarcık difüzörleri için verimliliğin tipik bir tahminini temsil eder.

Alternatif olarak, GPS-X'in ince kabarcık, iri kabarcık ve jet difüzörler SOTE korelasyonları vardır. İnce kabarcık havalandırması için SOTE korelasyonları, Hur (1994) tarafından geliştirilmiş aşağıda gösterilen regresyon denklemine dayanır.

İnce Kabarcık

$$SOTE = A_1 + A_2 \times AF + A_3 \times AF^2 + A_4 \times d + A_5 \times DD$$

Denklem 2.34

SOTE

Burada:

AF = difüzör başına hava akımı (difüzör başına scfm)

d = difüzör batıklığı (ft)

DD = difüzör yoğunluğu (difüzörler/100ft²)

A_1, A_2, A_3, A_4 ve A_5 = regresyon parametreleri

Gösterildiği gibi bu denklem difüzörlerin batıklık derinliklerine, difüzör yoğunluğuna ve difüzör başına hava akımına bağlıdır. Bu denklemi ve Hur'da (1994) bulunan verileri kullanarak Hydromantis, regresyonunun uygunluğunu iyileştirmek için regresyon parametrelerini yeniden tahmin etmiştir. Seramik disk, seramik kubbe, membran disk ve membran tüp difüzörler için ayrı regresyonlar yapılmıştır. Regresyon katsayılarının değerlerini **Giriş Parametreleri > Fiziksel > Daha Fazla** formunda bulunabilir.

Aynı zamanda, kullanıcı tanımlı SOTE korelasyonu kullanma seçeneği de mevcuttur. Korelasyonun formu Denklem 2.34 ile aynıdır.

Ayarlanabilir regresyon katsayıları, çoğu biyolojik nesne için **Parametreler > Operasyonel > Daha Fazla** formunda bulunabilir.

Hydromantis tarafından Mueller ve arkadaşlarında (2002) bulunan veriler ışığında iri kabarcık ve jet difüzörler için ayrı bir korelasyon geliştirilmiştir. Bu Denklem 2.35'te gösterilmiştir:

İri Kabarcık

$$SOTE = A_1 + A_2 \times AF + A_3 \times AF^2 + A_4 \times d + A_5 \times d^2 \quad \text{Denklem 2.35}$$

Kabarcık ve Jet SOTE

Gösterildiği gibi iri kabarcık ve jet difüzörler için SOTE, difüzör başına hava akımına ve difüzör batma derinliğine bağlıdır.

Tüm SOTE korelasyonlarından, difüzör başına hava akımı kalibrasyon için kullanılan aralıklar içinde olacak şekilde sınırlandırılmıştır. Korelasyonlar ampiriktir ve kalibrasyon aralığı dışında değerlendirilmemelidir. Kullanılan aralıklar aşağıdakiler gibidir:

İnce Kabarcık

Seramik Disk: $0,5 \leq AF \leq 5 \text{ m}^3/\text{h}/\text{difüzör}$

Seramik Kubbe: $0,5 \leq AF \leq 4,4 \text{ m}^3/\text{h}/\text{difüzör}$

Membran Disk: $0,8 \leq AF \leq 5 \text{ m}^3/\text{h}/\text{difüzör}$

Membran Tüp: $0,8 \leq AF \leq 15 \text{ m}^3/\text{h}/\text{difüzör}$

İri Kabarcık

$14 \leq AF \leq 58 \text{ m}^3/\text{h}/\text{difüzör}$

Jet

$8 \leq AF \leq 140 \text{ m}^3/\text{h}/\text{difüzör}$

Eğer difüzör başına hava akımı yukarıda verilen aralıklar içinde değilse, GPS-X Kumanda Penceresinde bir uyarı mesajı yayınlar.

Derin Tanklarda SOTE

İnce kabarcık SOTE korelasyonu, 8 m'den derin tanklar için değiştirilmiştir. Pöpel ve Wagner'in çalışmaları (1994), SOTE'nin yaklaşık 8 m derinliğin ötesindeki batma derinliklerinde doğrusal olarak artmaya devam etmediğini göstermiştir (bk. Pöpel ve Wagner Şekil 8 (1994)).

8 m'den daha çok derinliklerde, SOTE aynı seviyede kalmaya başlar. Böylece SOTE hiçbir zaman % 100'den daha yüksek olamaz.

Denklem 2.36'da gösterildiği gibi 8 m'den daha yüksek olan difüzör derinliklerinde, ekstra bir ikinci derece terim Denklem 2.34'e eklenir.

$$SOTE = A_1 + A_2 \times AF + A_3 \times AF^2 + A_4 \times d + A_6 \times d^2 + A_5 \times DD \quad \text{Denklem 2.36}$$

Regresyon parametresi A_6 'ya GPS-X'te, **Giriş Parametreleri > Operasyonel> Daha Fazla** formunda erişilebilir. Parametre A_6 , Pöpel ve Wagner'in (1994) Şekil 8'indeki sabit eğriye Denklem 2.36'yı uydurmak için doğrusal regresyon kullanılarak Hydromantis tarafından tahmin edilmiştir. Regresyonu yapmak için Pöpel ve Wagner'in (1994) Şekil 8'de gösterilen 5 m derinlikteki %20'lik SOTE'si ile eşleştirmek için ayarlamak ilk önce difüzör başına hava akımını ve difüzör yoğunluğunu ayarlamak gerekliydi.

Derin tank SOTE korelasyonu, sadece ince kabarcık difüzörleri için uygulanır. GPS-X'te parametre A_6 'yı sıfıra ayarlayarak kapatılabilir.

Blower Kablosu Gücü

Üfleyiciler tarafından istenilen havayı sağlamak için tüketilen kW kablo gücü, GPS-X'te aşağıdaki gibi hesaplanır:

$$WP = \frac{DP}{e} \quad \text{Denklem 2.37}$$

Burada:

DP = üfleyicilerin sağladığı güç (kW)

e = mekanik ekipmanın genel verimliliği (i.e. üfleyiciler, motorlar, kavrama ve dişli kutusu)

Mekanik ekipmanın genel verimliliği GPS-X'e çoğu biyolojik nesnenin **Giriş Parametreleri > İşletim Maliyeti** formunda girilmiştir. Üfleyicilerin sağladığı güç, adyabatik sıkıştırma denklemi kullanılarak hesaplanır (Mueller ve arkadaşları, 2002):

$$DP = \frac{wRT_a}{K} \left[\left(\frac{P_d}{P_a} \right)^K - 1 \right]$$

Denklem 2.38

Burada:

w = havanın kütle akım hızı

R = evrensel gaz değişmezi

T_a = üfleyici içeri giren hava sıcaklığı (K derece)

$K = R/C_p$, C_p sabit basınçta havanın ısı kapasitesi (ABD Standart Havası için $K = 0,283$ ve Avrupa Standart Havası için $K = 0,2857$)

P_d = üfleyicinin aşağı yönde mutlak basıncı (kPa cinsinden çıkış basıncı)

P_a = üfleyicinin yukarı yönde mutlak basıncı (kPa cinsinden giriş basıncı)

Üfleyicinin çıkış basıncı aşağıdaki şekilde hesaplanır:

$$P_d = P_s + g \times d + \Delta p_d$$

Denklem 2.39

Burada:

P_s = barometrik basınç (varsayılan 101,325 kPa) g = yerçekimine bağlı ivme (9,81 m/s²)

Δp_d = borularda ve üfleyicinin aşağı doğru yayılımında basınç düşüşü (çoğu biyolojik nesnenin **Giriş Parametreleri > İşletim Maliyeti** formunda bulunur)

Giriş basıncı, aşağıda Denklem 2.40'da gösterildiği şekilde bulunur:

$$P_a = P_s - \Delta p_d \quad \text{Denklem 2.40}$$

Burada:

Δp_a = giriş filtrelerindeki ve üfleyiciye giden borulardaki basınç düşüşü (çoğu biyolojik nesnenin **Giriş Parametreleri > İşletim Maliyeti** formunda bulunur)

Havalandırma Giriş Parametreleri Özeti

Bu bölüm, çoğu biyolojik nesneye uygulanabilir olan havalandırma formlarını tartışır. **Tamamen Karışmış Tank** formları örnek olarak kullanılmıştır.

Havalandırma Kurulum Formu

Havalandırma Kurulum formuna, biyolojik nesnelere çift tıklayarak ve **Giriş Parametreleri > Operasyonel** seçilerek ulaşılabilir.

Havalandırma yöntemi (Hava Dağıtım / Mekanik (Yüzey Havalandırma))

Havalandırma sisteminin difüzör mü mekanik (yüzey) mi olduğunu belirtir.

2.3.4. Aktif Çamur Biyolojik Modelleri

2.3.4.1. Durum Değişkenleri

Bu modellerin her birinde kullanılan durum değişkenleri hakkında birkaç açıklama yapılması gerekmektedir. Tüm modellerde durum değişkeninin simgesel adının önüne partikülat bileşeni için X, çözünebilir bileşen için S veya bazı durumlarda gaz halindeki bileşen için G harfi getirilir. Bu yazım şekli IWA (Henze *ve diğ.*, 1987a) geleneğini izler ancak bir şekilde keyfidir çünkü bazı çözünebilir ve partikülat bileşenler tutkalsı yapıdadır ve $0,45\mu\text{m}$ filtreden geçecektir ancak yine de bir partikülat bileşenin parçası olarak sınıflandırılırlar. Örneğin, biyolojik olarak yavaş çözünen, X'lerle belirtilen malzemelerin içinde çözünebilir ve/veya tutkalsı malzeme bulunabilir. Bu yaklaşım model geliştirmeyi büyük oranda kolaylaştırır ancak modelde bazı hataların ortaya çıkması değişmez bir kuraldır. Atıksu nitelemeyle ilgili sorunlar önemlidir ve modeli oluşturanlar aşağıda ele alınan her bir model içinde listelenen yayınlara atıfta bulunmalıdır.

2.3.4.2. Petersen Matrisi

Çoğu biyolojik süreç modeli artık standart matris formatını izlemektedir. Bu formatın bir örneği Tablo 2.10'da gösterilmiştir. Bu tabloda i alt simgesiyle belirtilen Monod-Herbert modelinin (Herbert, 1958) *bileşenleri* veya *durum değişkenleri* numaralandırılmış ve üst taraf boyunca listelenmiştir. Her biri kendi sütununa sahip üç durum değişkeni (X_b , S_s ve S_o) tanımlanmıştır. Her bir durum değişkeninin adı ve birimi bu sütunların her birinin alt satırında verilmiştir. Sistemde p_j ile gösterilen ve durum değişkenlerinde değişikliklere yol açan önemli işlemler ayrı satırlarda gösterilmiş, gerçek işlem hızı (kinetik ifade veya hız denklemi) bu satırların her birinin en sağ sütununda belirtilmiştir. Gerekli tüm kinetik parametreler tablonun sağ alt sütununda tanımlanmıştır.

Tablo içindeki girdiler, v_{ij} ile gösterilen ve bir bileşenin net işlem hızının tanımlanmasında kullanılan stokiyometrik parametreler veya ilişkilerdir. Bu parametreler bileşenler arasındaki kütle ilişkilerini tanımlarlar ve tablonun sol alt

köşesinde belirtilmişlerdir. Bir işlem bir bileşen hızını doğrudan etkilemiyorsa, tablo hücresi boş olacaktır (bu durumda girdinin sıfır olacağı kabul edilir).

Bir bileşenin *net tepkime hızı* r_i ile gösterilir ve o bileşenin kütlelerinde değişikliğe neden olan tüm işlem hızlarının toplamıdır. Net hızın belirlenmesinde kullanılan ifade tabloda "Gözlenen Dönüşüm Hızları" başlıklı satırda listelenmiştir. Model matris formatında sunulduğunda bu denklemin basit bir görsel yorumu vardır. Bir bileşenin net değişim hızını belirlemek için önce ilgili bileşen sütununu belirleyin ve içinde bir girdi olan tablo hücresine rastlayana kadar o sütunda aşağı doğru hareket edin.

Tablo hücresi girdisini en sağdaki sütunda gösterilen işlem hızıyla çarpın. Bu işlem hızlarının toplamı net tepkime hızını verir. Sütunda stokiyometrik parametreleri içeren kalan tüm satırlarda da aynısını yapın.

Tablo 2.10. Petersen matrisi örneği (Wentzel ve diğ., 1987a)

Bileşen→		i	1	2	3	İşlem Hızı, ρ_j [ML ⁻³ T ⁻¹]
j	İşlem↓		X_B	S_S	S_O	
1	Çoğalma		1	$-\frac{1}{Y}$	$-\frac{1-Y}{Y}$	$\frac{\hat{\mu}S_s}{K_s + S_s} X_B$
2	Çürüme		-1		-1	bX_B
Gözlenen Dönüşüm Hızları (ML ⁻³ T ⁻¹)			$r_i \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} \rho_j$			Kinetik Parametreler: Azami özgül çoğalma hızı: μ
Stokiyometrik Parametreler: Doğru çoğalma verimi: Y					Oksijen (Negatif KOİ) [M(KOİ)L ⁻³]	Yarım Hız Sabiti: K_s Özgül çürüme hızı: b

2.3.4.3. Stokiyometrik Parametreler

Bu bölümdeki biyolojik modellerde görünen iki ortak stokiyometrik parametre bunların kendi kimyasal denklemlerinden türetilmiştir. İlki, azottan arındırma (denitrifikasyon) denkleminde kullanılan nitrojenin oksijene stokiyometrik parametresidir. Tüm biyolojik modellerde GPS-X kitaplıklarının tamamında 2,86 değeri kullanılmaktadır. Bu değer Denklem 2.41'te gösterilen molekül oranlarından türetilmiştir:



Üretilen azot gazı kütlesi başına üretilen oksijen kütlesinin oranı 160:56 veya 2,86:1'dir. Benzer şekilde azot ekleme (nitrifikasyon, çoğu biyolojik modelde kullanılır) için gereken oksijenin azota stokiyometrik oranı Denklem 2.42'da gösterilen molekül oranlarından türetilir ve 4,57 değerine sahiptir:



Oksijen kütlesinin azot kütlesine oranı 64:14 veya 4,57:1'dir.

Bu stokiyometrik oranlar değişmediğinden değerler GPS-X'te kullanıcı erişimi olmayacak şekilde kalıcı olarak kodludur. Amonyakın nitrite kısmi oksitlenmesini ve amonyakın nitrata tam oksitlenmesini ele aldıklarından, diğer benzer stokiyometrik oranlar CN2 ve CN2IP kitaplıklarında kullanılır.

2.3.4.4. Aktif Çamur Model No. 1 (ASM 1)

Su Kirliliğinin Araştırılması ve Kontrolü Uluslararası Derneğin (IAWPRC) Görev Grubu, katı madde tutma sürelerinin uzun olmasına ve bakteri çoğalma hızlarının düşük olmasına bağlı olarak farklı aktif çamur arıtma tesisleri arasında gerçek çıkış suyu substrat konsantrasyonlarının büyük oranda değişiklik göstermediğini fark etmiştir. Anlamlı oranda farklı olan şey ise MLSS ve elektron alıcısının (oksijen veya nitrat) seviyeleri olmuştur. Böylece Aktif Çamur Model No. 1'in (GPS-X'te **asm1** olarak

adlandırılır) odaklandığı nokta katı maddelerin ve elektron alıcısının miktarının ve değişiminin tahmin edilmesi olmuştur.

Görev Grubu modelin hassasiyeti ile uygulanabilirliği arasındaki dengeyi göz önünde bulundurmıştır. Bu Grup sistemde gerçekleşen başlıca biyolojik işlemleri belirlemiş ve bu işlemleri gerçek tepkimeleri andıran, kullanılabilecek en sade hız ifadeleriyle nitelendirmiştir.

Bazı tepkimeler mevcut elektron alıcısının tipine bağlı olduğundan Görev Grubu tarafından *değiştirme* fonksiyonları kullanılmıştır. Bu fonksiyonlar aşağıdaki biçimlerde olmuştur:

$$\frac{S_O}{K_{OH} + S_O}$$

Çözünmüş oksijenin (S_O) düşük konsantrasyonlarında K_{OH} parametresi ifadeye hakimdir ve sıfır değerine yaklaşır. S_O değerleri yüksek olduğunda K_{OH} parametresi ihmal edilebilir ve ifade bütünlüğe yaklaşır. Değiştirme fonksiyonu terse çevrilirse, S_O 'nun yüksek veya düşük olduğundaki sınırlar terse döner. Bu şekilde değiştirme fonksiyonlarının kullanılmasının sonuçlarından biri bunların simüle edilmesi çok zor olan süreksiz açık/kapalı değişimlerinin aksine sürekli fonksiyonlar olmalarıdır.

2.3.4.5. Kavramsal Model

Aktif çamur modellemesi geliştirmesinde organik madde miktarının ölçülme biçimi (BOİ, KOİ ve TOK) tutarsızdır. Kütle dengeleri gerçekleştirilebildiğinden ve bunun organik sübstratta, biyokütlede ve elektron alıcısındaki elektron eşdeğerleriyle bağlantıları olduğundan Görev Grubu KOİ kullanmaya karar vermiştir.

Organik madde bir takım özelliklere göre sınıflandırılır. Bunların ilki, malzemenin biyolojik olarak çözünabilirliğidir. Biyolojik olarak çözünmeyen organik maddeler sistemden değişmeden geçerler ve farklı yollarla sistemden çıkarılacak şekilde fiziksel durumlarına (çözünbilir veya partikülat) göre ayrıca sınıflandırılabilirler. Parçacık malzeme genellikle atık aktif çamurla giderilirken çözünür malzeme çıkış suyuyla ayrılır. Biyolojik olarak çözünabilen malzeme biyolojik olarak hızlı veya yavaş

çözünür şeklinde sınıflandırılır. Görev grubu bunların ilkinin çözünür malzeme olarak ele alırken ikincisini partikülat malzeme olarak ele almıştır (bunun doğruluğu kesin değildir ancak olayları kolaylaştırmaktadır). Biyolojik olarak hızlı çözünen organik maddeler alıcılara elektron aktarımıyla hücre bakımı veya çoğalmasında kullanılabilirler. Partikülat (yavaş) biyolojik olarak çözünen sübstrat, hiçbir enerji kullanımı olmadığı ve karşılık gelen elektron alıcı kullanılmadığı varsayılarak, hidrolize edilmek suretiyle biyolojik olarak hızlı çözünebilir malzemeye dönüştürülür.

Hidroliz hızı biyolojik olarak hızlı çözünebilir sübstratın kullanımından genellikle daha yavaş olduğundan biyolojik olarak yavaş çözünen sübstratın var olması halinde bu adım hızı sınırlandıran adımdır.

İki biyokütle tipi modellenmiştir:

- 1) heterotrofik ve
- 2) ototrofik

Heterotrofik biyokütle anaerobik veya anoksik koşullarda biyolojik olarak hızlı çözünen sübstrat üzerindeki çoğalma tarafından üretilir ve tüm koşullar altında çürür (endojen solunum, ölüm, predasyon ve çözülme). Ototrofik biyokütle yalnızca enerji için amonyak kullanılarak aerobik koşullar altında üretilir ve tüm koşullarda çürür.

Azotlu malzeme biyolojik çözünebilirliğine ve fiziksel durumuna göre sınıflandırılır. Biyolojik olarak çözünmeyen partikülat malzeme, biyolojik olarak çözünmeyen partikülat KOI'sinin bir kesri olarak modellenirken biyolojik olarak çözünmeyen çözünür malzeme yok sayılır. Biyolojik olarak çözünebilir azotlu malzeme amonyak (serbest ve iyonize), çözünür organik madde ve partikülat organik maddeye ayrılır. Partikülat organik madde hidrolize edilerek çözünür organik maddeye dönüştürülürken çözünür organik madde heterotrofik biyokütle tarafından amonyağa dönüştürülür. Amonyagin ototroflar tarafından nitrata dönüştürülmesinin birinci adımda gerçekleştiği varsayılmaktadır.

2.3.4.6. Aktif Çamur Modeli No.2 (ASM 2)

ASM 2 artık GPS-X'te kullanılmıyor, bunun yerine orijinal yayınlanan modeldeki hata ve eksiklikleri düzelteren ASM 2d modeli (aşağıya bakınız) kullanılıyor.

2.3.4.7. Aktif Çamur Modeli No.2d (ASM 2d)

Bu model (ASM 2d) Aktif Çamur Modeli No. 2d'nin bir uygulamasıdır (Henze ve ark., 1998). Model yapısı, varsayılan değerler ve tüm diğer model yönleri, yayımı tüm detaylarıyla takip eder.

Bu model, esas olarak biyolojik fosforlu atık sistemlerini yönetmeye yönelik *asm1*'in bir uzantısıdır. Bu model matrisi, GPS-X uygulamasında kullanılan nomenklatür ile birlikte gösterilir. Bu modelin kullanıcıları, bu modelin detayları için kaynakçaya başvurmalıdır (Henze ve ark., 1998).

ASM 2d modeli, CNP ve CNPIP kitaplığında uygulanır ve Petersen Matrisi Ek A'da bulunur.

2.3.4.7.1. ASM 2d Model Bileşenleri

Bu modelin sunulduğu şekildeki tek büyük farklılık, matris tanımında görülen diğer modellerle karşılaştırılmıştır. Amonyum ve çözünebilir fosfora ilişkin stokiyometrik katsayılar, tablo dışında listelenmiştir. Bunun nedeni organik nitrojen durumu değişkenlerini ortadan kaldırmaktır (*xnd* ve *snd*), şimdi, sabit bir kesir olarak diğer çözünebilir ve partikül organik bileşenlerle birleştirilmişlerdir. Benzer olarak, fosfor ait sabit bir kısım, organik bileşenlere dahil edilmiştir. Durum değişkenleri sonraki bölümde anlatılmıştır.

2.3.4.7.2. Durum Değişkenleri

Buradaki durum değişkenleri *newgeneral* modeli ile, sabit besleyici kısımlar istisna olmak üzere benzerdir. Öncelikle çözünebilir bileşenleri inceleyerek, bu model iki substrat arasında farklılık gösterir:

- 1) Fermante edilebilir (**sf**);
- 2) Fermantasyon ürünleri (**slf**).

Bu durum değişkenlerinin her biri, organik biyobozunabilen malzeme aralığını temsil eder. Diğer durum değişkeni, biyobozunabilir olmayan diğer çözünebilir organik malzemeyi modellemek için kullanılır (**si**). Bu malzeme, giriş sıvısının bir parçasıdır ve bazı hidroliz prosesleri esnasında üretilebilir. Çözünebilir nitrojen bileşenleri 1) amonyak ve amonyum (**snh**); ve 2) nitrat ve nitrit (**sno**)’den oluşur.

Üretilen dinitrojen gazı (**snn**) da modellenmiştir, ancak çözünemez olarak değerlendirilmiş ve derhal solüsyondan çıkmıştır. Oksijen (**so**) ve inorganik çözünebilir fosfor (**sp**) diğer çözünebilir durumlardır. İnorganik çözünebilir fosfor tipik olarak orto-fosfattır.

Partikül durumlarına bakılarak, model, biyokütleyle ait üç tipi içerir:

- 1) Heterotrof organizmalar (**xbh**);
- 2) Nitrifiyan (azotlayıcı) organizmalar (**xba**);
- 3) Fosfat biriktiren organizmalar (**xbp**);

Fosfat biriktiren organizmaların durum değişkenleri, ayrı durum değişkenleri olan iç depolama ürünlerini içermez. Partikül biyobozunabilir olmayan organik malzeme de modellenmiştir (**xi**). Ancak, sistemden çıkarılmamıştır, hücre çürümesi esnasında üretilebilir. Fosfor biriktiren organizmalara ait iki iç depolama ürünü şunlardır:

- 1) içte depolanmış COD (**xbt**);
- 2) poli-fosfat (**xpp**);

Bu iki bileşenin hiçbirisi, fosfor biriktiren organizmanın kütesine dahil edilir. Son durum değişkeni, bir substrat olarak kullanıma sunulmadan önce hidroliz geçirmesi

gereken yavaş biyobozunabilir substratlardır (xs). Partikül inorganik inert katı küteller (xii) sistemde mevcuttur ancak biyolojik modellerle etkileşime girmezler.

2.3.4.7.3. Prosesler

Bu modellerle açıklanan prosesler dört gruba ayrılmıştır:

- 1) hidroliz içeren prosesler;
- 2) heterotrofları içeren prosesler;
- 3) ototrofları içeren proses;
- 4) fosfor akümülatörlerini içeren prosesler.

Hidroliz prosesleri, çözünebilir substrat haline gelen yavaş biyobozunabilir organik malzemeye ait aerobik, anoksik, anaerobik hidrolizleri içerir (proses 1-3). Oran denklemleri, üç proses için benzerdir, ancak farklı çevresel şartlardaki oran sabitleri pek bilinmez. Organik nitrojene ait hidroliz bu modele açıkça dahil edilmemiştir.

Bunun yerine organik partikül malzemeye ait parçanın organik nitrojen olduğu varsayılır ve bu yüzden organik partikül substratı ile aynı oranda hidroliz işlemine girer.

Heterotrof prosesleri, iki substrat üzerindeki aerobik büyümeyi (4 ve 5nci prosesler) ve karşılık gelen anoksik büyümeyi (6 ve 7nci prosesler) içerir. Anaerobik şartlar altında organik malzemenin fermentasyonu ayrıca proses 8'in açıklamasını yapar. Bu proses, anlaşılması için daha fazla araştırma gerektiren bir proses olarak tanımlanmıştır. Bu proses için az bilgi mevcut olsa da, bu oran için kinetik parametrelere ait geniş bir aralık, modelleme alıştırmaları esnasında tespit edilebilir. Proses 9, heterotroflara ait ölümü ve lizizi (hücre tahribini) modeller.

10-15 prosesleri, fosfor biriktiren bakterileri açıklar. Bunlara aşağıdakiler dahildir:

- 1) fermante edilebilir ürünlerin iç depolaması (proses 10);
- 2) polifosfata ait iç depolaması (proses 11);
- 3) poliP bakterisinin aerobik büyümesi (proses 12);
- 4) Bakteriye ait liziz ile karşılık gelen iç depolamalı ürünler (proses 13-15).

Modeldeki son iki proses, azotlayıcıların aerobik büyümesi ve bunların ölümü (proses 16) ile lizizidir (proses 17). Bu modelin kinetik parametreleri, **mantis** modelindekiler gibi, sıcaklık bağımlıdır. Benzer bir Arrhenius tipi işlevi, bu bağımlılığı açıklamak üzere kullanılmıştır.

Bu model, orijinal **asm2** modelinin küçük bir uzantısıdır. Fosfor biriktiren organizmaları (PAO) denitrifikasyon için hücre içi depolama ürünlerini kullanarak açıklamak üzere iki ilave süreci içerir. Burada, **asm2** modeli PAO'ların sadece aerobik şartlar altında büyüyeceğini varsayarken, **asm2d** modeli azot salan PAO'ları içerir.

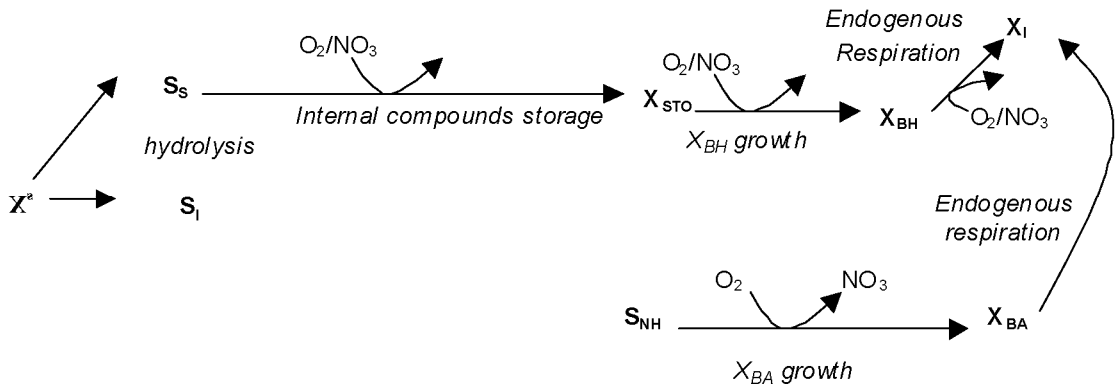
2.3.4.8. Aktif Çamur Modeli No.3 (ASM 3)

Aktif Çamur Modeli No.3 (Gujer ve ark., 1999) ASM1 ile ilgili olup, ASM1'e ait bazı yetersizlikleri düzeltir. Modelin ana özellikleri şunlardır:

- Hidroliz, elektron donöründen bağımsız olup, aerobik ve anoksik şartlar altında aynı oranda oluşur.
- Düşük anoksik çıkış katsayıları verilmiştir.
- Biyokütlenin çürümesi endojen solunum olarak modellenmiştir (**asm1'de** kullanılan “ölüm-rejenerasyon” konseptine karşı).
- Anoksik ve aerobik şartlar altında heterotroflar tarafından COD depolaması modellenmiştir.

- Anoksik ve aerobik azotlayıcı çürüme oranları ayırmak mümkündür.
- SND'nin amonyaklaşması, biyoçözünebilir partikül nitrojenin hidrolizi (XND) ihmal edilmiştir. Bunun yerine, tüm organik bileşenlere ait sabit bir kompozisyon varsayılmıştır (constant N to COD rasyosuna sabit N).
- Proses oranları üzerindeki alkalinite sınırlandırması dikkate alınmıştır.

Şekil 2.18, ASM 3 modelinde simüle edilen proseslere ait bir diyagramı gösterir.



Internal compounds storage İç Bileşikler depolaması

Endojen Solunumu

Hidroliz

XBH büyümesi

XBA büyümesi

2.3.4.9. Mantis Modeli (Mantis)

Mantis modeli, aşağıdaki değişiklikler haricinde, IAWPRC Aktif Çamur Modeli No.1 (**asm1**) ile eşitir.

- İki ilave büyüme süreci tanıtılmıştır, biri ototrof organizmalar için, diğeri heterotrof organizmalar için.

- Kinetik parametreler sıcaklığa bağımlıdır.
- Aerobik azot salınımı başlamıştır.

İlave büyüme prosesleri, düşük amonyak ve yüksek nitrat şartları esnasında organizmaların izlenen büyümesini açıklar. Bu şartlar altında, organizmalar, nitrati bir besleyici kaynak olarak kullanabilir.

Kinetik parametrelerin sıcaklık bağımlılığı bir Arrhenius denklemi ile açıklanır. Aerobik azot salınımı (denitrifikasyon) Münch modifikasyonuna (Münch ve ark., 1996) göre modele dahil edilmiştir. Çoğu durumda, modelleyiciler üç boyutlu çözünürlükte basitleştirmeler nedeniyle modellerinde aşırı tahmin edilmiş yüksek nitrat seviyelerini görmüşlerdir (ideal olarak karıştırılmış havalandırma tankları, flok özlerinde oksijen difüzyon sınırlandırmasının olmaması vb). Yeni bir anoksik oksijen yarı-doygunluk katsayısından oluşan yeni modifikasyon anoksik büyüme oranlarını aerobik büyümeden bağımsız biçimde ayarlanabilir kılar ve katsayının kendisi başlı başına modellenen bitki için oluşan aerobik azot salınımı (denitrifikasyon) derecesinin bir göstergesidir. Yeni sabitin varsayılan değeri, aerobik oksijen yarı doygunluğa eşittir. Aerobik denitrifikasyon, CN₂ ve CN₂IP kitaplıklarında uygulanmaz.

2.3.4.10. İki Basamaklı Mantis Modeli (Twostepmantis)

Twostepmantis (iki basamaklı mantis) modeli, iki basamaklı prosesle nitrifikasyon modellemesidir, birinci basamak amonyağın nitrite dönüştürülmesi (NO₂⁻), ikinci basamak, nitritin (NO₂⁻) nitrata (NO₃⁻) dönüştürülmesidir.

Genel nitrifikasyon süreci için sadece oran sınırlaması basamağı genellikle gözlemlendiği üzere, amonyağın nitrite dönüştürülmesidir, (Benefield ve Randall, 1980; Poduska ve Andrews, 1975), nitrifikasyonun modellemesi, tek basamaklı proses olarak yeterince temsil edilebilir. Ancak, geçici nitrit yığılması (birikmesi) tam ve laboratuvar ölçekli deneylerde ve toplu respirometri analizlerinde (Mauret ve ark., 1996), belirli vakalarda nitritin nitrata dönüştürülmesinin sınırlayıcı olabileceğini öngörerek, gözlenmiştir. Bu durum gerçekleştiğinde, tek basamaklı nitrifikasyon

yaklaşımı son çalışmalarda gösterilen şekilde kesin olmayabilir (Chandran K. ve Smeth B.F., 2000).

Bunun sonucunda, iki basamaklı nitrifikasyon yaklaşımı gereklidir:

- Tüm "anoksik" reaksiyonlar, ayrıca nitriti (NO_2^-) bir elektron alıcısı olarak kabul etmek üzere çoğaltılmıştır. Sadece amonyak ve nitrat (NO_3^-) biyokütle besleyicileri ihtiyaçları için nitrojen kaynağı olarak değerlendirilir.
- Büyüme ve çürüme prosesleri, iki tipteki nitrifiyan **xbai** (nitrit üreticileri) ve **xbaa** (nitrat-üreticileri) için ayrıca değerlendirilir.

twostepmantis modeline özgü diğer proses ise:

- Hızlı biyobozunabilir substratın hidrolizidir (**ssh**).

Aerobik denitrifikasyon ayrıca tüm anoksik reaksiyonlar için oksiyen yarı-doygunluk katsayıları ayarlamaya yönelik olasılığı sunarak uygulanır.

2.3.4.11. Yeni Genel Model (Newgeneral)

Dold'un **genel** modeli GPS-X'te uygulanmaz, bunun yerine **newgeneral** model uygulanır. Ancak, **general** modelin bir tanımı burada verilmiştir (bu tanım, **newgeneral** model için bir temel teşkil eder).

Aşağıdaki bölümlerde, Dold **general** modeli (1990) tanımlanmıştır. Bu model, poliP olmayan heterotrof organizmalar ve ototrof organizmalar için bir asm modeli ile poliP organizmalarına ilişkin model kombinasyonundan türemiştir (Henze ve ark., 1987a, 1987b) ve Wentzel ve ark . Tartışma ikiye ayrılmıştır: poliP olmayan organizmalara ilişkin model bileşenleri ile poliP organizmalara ilişkin model bileşenleri.

2.3.4.12. Genel Model Bileşenleri

PoliP olmayan heterotrof ve ototrof organizma kütlelerine ait kinetik yanıtı açıklayan teklif edilen **general** model bileşeni üç modifikasyon/uzantıya sahip **asm1** modeline dayanır (Henze *ve ark.*, 1987a, 1987b). Aşağıdakiler bağlamında bunlar:

- Hücre sentezi için nitrojen kaynağı.
- Çözünebilir hazır biyobozunabilir COD'un kısa zincir yağ asitlerine (SCFA) dönüşmesi.
- SCFA üzerinde poliP olmayan heterotrofların büyümesi.

2.3.4.13. Hücre sentezi için Nitrojen Kaynağı

İlk **asm1** modeli sürümünün gözden geçirmesinde, Dold ve Marais (1986) pbelirli şartlar altında, nitratin, amonyak nitrojeni yerine, hücre sentezi maksatları için bir nitrojen kaynağı olarak işlev göreceğini doğru varsaymışlardır. Bu varsayım uzun bir süre boyunca toplanan, özellikle uzun çamur ömürlerde işletilen çok sayıda seri ve yüksek nitrifikasyon oranı veren reaktör konfigürasyonlarında elde edilen verilerin analizi ile teyit edilmiştir. Nitratin, amonyak konsantrasyonu düşük seviyelere gerilediğinde, polyP organizma sentezi için bir nitrojen kaynağı olarak kullanımı ayrıca Wentzel *ve ark.* (1989b) tarafından gözlenmiştir. Bu bilgi ışığında, iki ilave proses **asm1** modeli sürümüne dört büyüme süreci: poliP olmayan heterotrofların gerek amonyak gerekse sentez için N kaynağı olarak nitrattla aerobik ve anoksik büyümesi- vermek üzere birleştirilmiştir.

2.4. Membran Biyoreaktör (Mbr) Modelleri

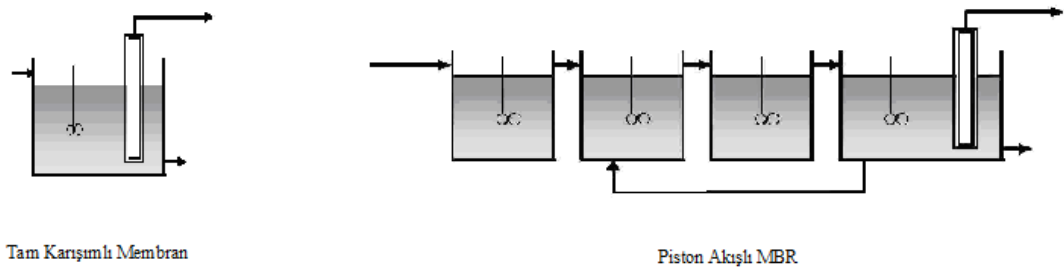
GPS-X'teki (piston akışlı ve tam karışım) iki membran biyoreaktör objesi, askıda çoğalan aktif çamur modeli ve basit katı madde ayırma filtresinin bir birleşimidir. Bunlar, tüm biyolojik modelleriyle birlikte her kütüphanede bulunabilir. İki MBR objesi, bağlantı noktaları çizilmiş olarak Şekil 2.19'da gösterilmektedir.



Şekil 2.19. GPS-X membran biyoreaktör objeleri

2.4.1. Genel Model Yapısı

MBR modellerinin yapısı, Şekil 2.20’de gösterildiği gibi geleneksel aktif çamur tankı modeliyle (piston akışlı veya CSTR) tank içi katı madde ayırma filtresini bir araya getirir. Tıkama akışı MBR olması durumunda filtre son tanka yerleştirilir (örneklemek için isteğe bağlı bir iç geri dönüşüm gösterilmiştir). Permeat akışı, filtre modeli tarafından belirlenen bir hızla filtreden çekilir.



Şekil 2.20. Membran biyoreaktör modeli yapıları

2.4.2. MBR Model Modları

GPS-X’teki iki MBR modelinin iki farklı işlem modu vardır; “Basit Mod” ve “Gelişmiş Mod”. Basit Mod işlemi, akışı düzgün şekilde çıkarmak için filtrenin yeterince çalıştırıldığını varsayar ve transmembran basıncı (TMP), geri yıkama ve filtre direncinin etkilerine dikkat etmez. Tablo 2.11, Basit Mod ve Gelişmiş Mod arasındaki farklılığı özetler.

Tablo 2.11. MBR Model Modları

	Basit Mod	Gelişmiş Mod
Akış Dengesi ve Reaktör Hacmi	Model, giren akış = çıkan akış olarak kabul eder ve reaktör hacminde hiç değişiklik olmaz. Gelen tüm akışın filtreden çıktığı varsayılır (ve tankın hiç taşmadığı kabul edilir).	Permeat akışı filtre modelinden belirlenir. Giren akış ve çıkan akışa bağlı olarak reaktör hacmi artar ve azalır. Permeat akışı, reaktörden yeterli akış çıkarmak için yetersiz kalırsa taşma gerçekleşebilir. Tam aksi şekilde çok fazla permeat akışı da reaktörü boşaltacaktır. Reaktörün taşmasını ya da boşalmasını engellemeye yardımcı olması için bir reaktör düzeyi denetleyicisi (geri yıkama süresi uzunluğunu ayarlar) sağlanır.
Filtre İşlemi	Filtre işlemi yoksayılır.	TMP'yi, geri yıkama/dinlenme döngülerini ve çapraz akışlı havalandırmayı kullanıcı belirlemelidir.
Çapraz Akışlı Hava	Çapraz akışlı havalandırmadan filtre keki katı maddelerinin çıkarılması yoksayılır ancak çapraz akışlı havadan döküm sıvıya oksijen transferi hesaplanır ve biyolojik etkinliğe dahil edilir	Çapraz akışlı havalandırma için hem katı madde çıkarılması hem de oksijen transferi göz önünde bulundurulur.

Katı Madde Yakalama	Katı madde yakalama hızı, reaktörde hangi fraksiyonda karıştırılan çözelti katı maddesi kalacağını belirler. Bu katı maddeler döküm sıvıda askıda kalır.	Katı madde yakalama hızı, reaktörde hangi fraksiyonda karıştırılan çözelti katı maddesi kalacağını belirler. Bu katı maddeler filtre kekini oluşturur ve döküm sıvıya geri yıkama veya çapraz akışlı havalandırmayla geri döndürülebilir.
Biyolojik Etkinlik	Basit veya gelişmiş modları kullanırken biyolojik modelde hiçbir farklılık yoktur.	

2.4.2.1. Model Parametreleri - Fiziksel

Aktif çamur reaktörlerinin teknik özellikleri ve çalışması ile ilgili tüm fiziksel ve operasyonel parametreler, CSTR ve piston akışlı tank objelerine (tek bir istisnası şudur; mekanik havalandırma kullanılamaz) benzer.

Membran filtresi fiziksel özelliklerinin teknik özellikleri Şekil 2.21’de gösterildiği gibi **Parametreleri Gir > Fiziksel – Membran** menüsünde yapılır. Model Basit Mod olarak ayarlandığında **katı madde yakalama hızı** hariç olmak üzere tüm parametrelerin yok sayıldığına (ve bu menülerde gri olduğuna) dikkat edin.

Physical - Membrane

Membrane Properties

[2] solids capture rate: 0.9999

[2] total membrane surface area: 4000 m²

More...

Membrane Resistance

[2] intrinsic membrane resistance: 1e+11 1/m

Membrane Fouling

[2] maximum fouling resistance: 1e+13

[2] fouling rate constant: 0.001 1/d

Accept Cancel

Membrane Properties ...More...

Cake Properties

[6] density of dry cake solids: 1020000 g/m³

[6] porosity of cake layer: 0.15

[6] effective cake particle diameter: 0.000001 m

Backwash Solids Removal

[6] solids backwash removal rate: 100 1/m³

Cross-Flow Solids Removal

[6] cross-flow solids removal rate: 200000 g/m³

Accept Cancel

Şekil 2.21. Fiziksel membran özellikleri

Toplam membran yüzey alanı ve **katı madde yakalama hızı** filtrede tutularak kek katmanını oluşturan katı madde miktarını belirlemek için kullanılır (transmembran basıncı ile birlikte). **Katı madde yakalama hızı** filtrenin yüzeyinde yakalanan permeat olarak çekilmekte akıştaki katı maddelerin fraksiyonunu (kütle bazında) gösterir. Katıların %0,01'i permeat içinde taşınırken %99,99'u yüzeyde tutulur.

Kek kalınlığı, **Membran Özellikleri ... Diğer...** menüsünde gösterilen toplam kek katı maddeleri ve fiziksel kek parametrelerinden belirlenir.

Kek kalınlığı aşağıda gösterilen şekilde hesaplanır (Choi, *et al.*, 2000'den):

$$\delta_c = \frac{m_p}{(\rho_p \cdot (1 - \varepsilon) \cdot A_m)}$$

Burada;

δ_c = kek kalınlığı, m

m_p = kek kütlesi, g

ρ_p = kek yoğunluğu, g/m³ (giriş parametresi **kuru kek katı maddelerinin yoğunluğu**)

ε = kek gözenekliliği, g/m³ (giriş parametresi **kek katmanının gözenekliliği**)

A_m = membran yüzey alanı, m²

Özgül kek katmanı direnci (birim kek kalınlığı başına direnç) aşağıdaki şekilde hesaplanır (Choi, *et al.*, 2000'den):

$$r_c = 180 \frac{(1 - \varepsilon)}{\delta_p^2 \varepsilon^3}$$

burada r_c = özgül kek kalınlığı, 1/m²

Toplam kek kalınlığı direnci şu şekilde hesaplanır:

$$R_g = r_c \cdot \delta_c$$

burada R_g = jel (yani kek) katmanı direnci, m⁻¹

Özgün membran direnci ve maksimum kirlenme direnci, Denklem 2.43 te gösterilen dizideki “direnç modeli” (Choi, *et al.*, 2000) kullanılarak toplam direnci belirlemek için kullanılır (kek kalınlığından hesaplanan kek direnci ile birlikte).

$$J = \frac{\Delta P}{\mu(R_m + R_g + R_f)}$$

J = permeat akışı (m/s)

ΔP = transmembran basıncı (kPa)

μ = dinamik viskozite (Pa.s)

R_m = özgün membran direnci (m^{-1})

R_g = jel (yani kek) katmanı direnci (m^{-1})

R_f = kirlenme direnci (m^{-1})

Denklem 2.43 Dizideki direnç modeli

Kek filtresindeki toplam katı madde kütlesi membranın geri yıkanmasıyla (membrandan tekrar temiz su geçirerek tanka vermek) ve membranın üzerinde hava kabarcığı yaparak (havayla “çapraz akış” veya “aşındırma” denir) azaltılır.

Katı madde geri yıkama temizlik hızı filtre yüzeyinden katı maddeleri temizleme (ve döküm sıvıya geri verme) konusunda geri yıkama akış yönteminin ne kadar etkili olduğunu açıklar. **Katı madde geri yıkama temizlik hızı** parametresi, filtreden geçen birim geri yıkama akışı başına filtre kekinden çıkarılan katı madde kütlesidir. Geri yıkanan katı maddelerin toplam kütle aktarımı, **katı madde geri yıkama temizlik hızı** ile geri yıkama akış hızının çarpımına eşittir.

Benzer şekilde **çapraz akış katı madde temizlik hızı** filtre yüzeyinden katı maddeleri temizleme (ve döküm sıvıya geri verme) konusunda çapraz akışlı hava yönteminin ne kadar etkili olduğunu açıklar. **Çapraz akış katı madde temizlik hızı** parametresi, filtrenin birim yüzey alanı başına, birim çapraz akışlı hava başına, filtre kekinden çıkarılan katı madde kütlesidir. Aşındırılan katı maddelerin toplam kütle aktarımı, **çapraz akış katı madde temizlik hızı** ile geri çapraz akış hava akışı hızının, membran yüzey alanının çarpımına eşittir.

2.4.2.2. Model Parametreleri - Operasyonel

Membran operasyonel parametreleri Şekil 2.22’de gösterilen **Parametreler > Operasyonel – Membran** menüsünde ayarlanabilir.

The screenshot shows a software window titled "Operational - Membrane". It contains three main sections for configuring membrane system parameters:

- Membrane Operation:** Includes a field for "[6] transmembrane pressure" set to 10 kPa.
- Membrane Backwash:** Includes fields for "[6] frequency of backwash" (15 min), "[6] duration of backwash" (30 s), "[6] backwash flow" (10000 m3/d), and a "[6] level controller" toggle switch set to "ON". There is also a "More..." button.
- Membrane Cleaning:** Includes a field for "[6] cleaning frequency" set to 100 d.

At the bottom right, there are "Accept" and "Cancel" buttons.

Şekil 2.22. Membran operasyonel parametreleri

Denklem 2.43'deki **transmembran basıncı** MBR geri yıkama seçenekleriyle birlikte (geri yıkama sıklığı, süresi ve akış hızı dahil) bu menüde ayarlanır. Alternatif olarak, tankı yeniden doldurmak için geri yıkama uzunluğunu gereken zaman miktarına ayarlayan **düzey denetleyicisi** kullanılabilir Düzey denetleyicisi açıksa ve tank zaten doluysa hiçbir geri yıkama işlemi gerçekleşmez.

Yararlı bir uyarı alarmı **Membran Geri Yıkama ...Diğer...** menüsünde ayarlanabilir. **Tank taşıyorsa veya boşsa uyar** alarmı, filtre akışının son tankın taşmasına veya boşalmasına neden olup olmadığı konusunda Komut Penceresine bilgi yazdırır.

Temizleme sıklığı, membran kirlenme direncini sıfırlamak için fiziksel/kimyasal temizliğin ne sıklıkta kullanılacağını belirler.

2.4.2.3. Ekran Değişkenleri

Membrana özgü birçok ekran değişkeni oluşturulabilir. **Membran Filtresi Değişkenleri** menüsüne taşıma bağlantı noktasından (filtre bağlantı noktasından değil) erişilebilir, Şekil 2.23'te gösterilmiştir. **MBR Kek Değişkenleri** menüsü (Şekil 2.24'te gösterilir) **toplam kek kütlesi** ve **kek kalınlığı** için ekran değişkenleri sağlar.

Membrane Filter Variables

Membrane Operational Variables

[2] flow from membrane filter m3/d

[2] membrane flux m3/m2.d

[2] backwash flow m3/d

[2] hydraulic permeability m3/d.m2.kPa

Membrane Resistance Variables

[2] cake resistance 1/m

[2] intrinsic membrane resistance 1/m

[2] membrane fouling resistance 1/m

[2] total resistance 1/m

More...

Accept Cancel

Şekil 2.23. Membran ekranı değişkenleri menüsü

MBR Cake Variables

Total Cake Mass

[2] total cake mass q

More...

Cake Thickness

[2] cake thickness m

Accept Cancel

Şekil 2.24. MBR kek değişkenleri menüsü

2.5. MBR Modellerinin Kullanımıyla İlgili İpuçları

MBR modelleri, GPS-X'teki daha karmaşık olan modellerden bazılarıdır ve bir simülasyon oluştururken aşağıdaki noktaların göz önünde bulundurulması yararlıdır.

- Mümkünse daima Basit Modu kullanın. Yalnızca sistemin biyolojik arıtma yönüyle ilgileniyorsanız Basit Modu kullanın. Filtre işleminin fiziksel yönünü de simüle edecekseniz (örn. farklı geri yıkama döngüleri, TMP yönetimi vb.) bu durumda Gelişmiş Mod gerekir.
- Membran filtresini içeren reaktörün boşalması ya da taşması kolay olduğundan Gelişmiş Modu kullanırken reaktördeki hacme dikkat edin.
- Membran “dinlendirme” süresi istiyorsanız (geri yıkama süresi yerine) süre ve sıklığı normal ancak geri yıkama akış hızını sıfır olarak ayarlayın. Bu permeat akışının uygun bir süre boyunca kesilmesine neden olur ancak tank içine hiçbir geri yıkama akışı olmaz.
- Gelişmiş Mod için kararlı halde hiçbir çözelti yoktur. Devam etmeyen geri yıkama ve temizleme döngüleri, modeli gerçek bir kararlı denge durumuna sahip olmayacak hale getirir (SBR objesinin kararlı hal çözeltisine sahip olmama nedenine benzer şekilde). Gelişmiş Modu kullanırken, sisteme sözde kararlı hal dengesine ulaşması için süre vermek amacıyla uzun bir dinamik simülasyon (~100 gün) çalıştırmak isteyebilirsiniz. Basit Modda geri yıkama ve temizleme olmadığından kararlı hal çözücüsü kullanılabilir.
- İri kabarcıklı çapraz akışlı havalandırma küçük tanklara önemli ölçüde oksijen transferi sağlayabilir, böylece sürdürülmesi zor biyolojik amaçlar için kontrol yapabilirsiniz.

3. MATERİYAL ve METOT

3.1. Konacık Belediyesi Atıksu Arıtma Tesis

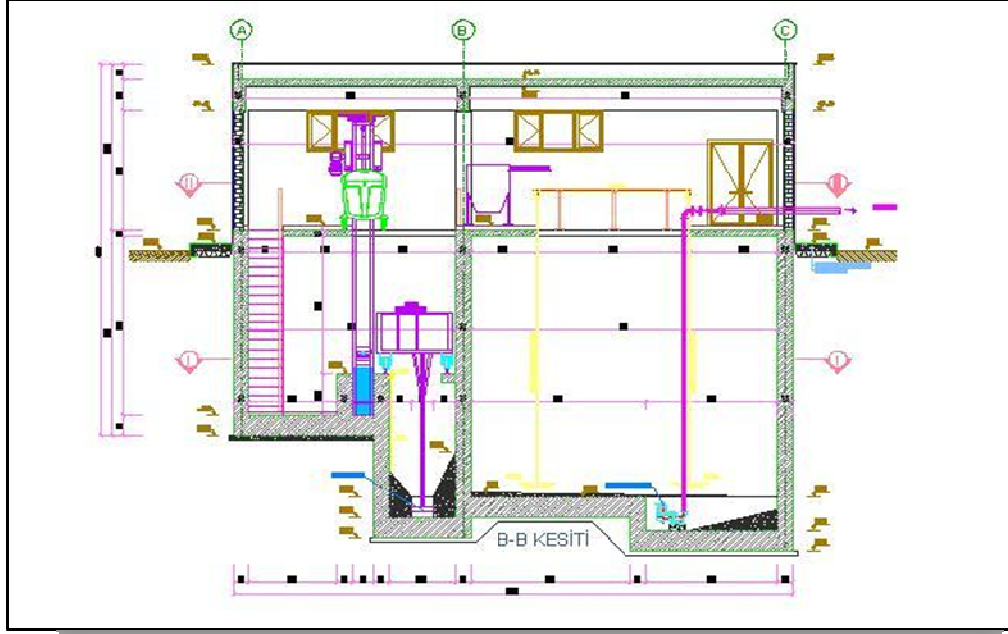
Konacık Belediyesi Atıksu Arıtma Tesis’i’nin amacı, çevreye zarar vermeyen sağlıklı bir çıkış suyu elde ederek yönetmeliklerde belirtilen çıkış suyu ve deşarj izin standartlarını sağlamak ve işletmenin tekniğine uygun olarak otomasyon planı uygulamaktır. Tesisin işletmesinde çevre konulu yönetmelikler ve teknik şartnameler dikkate alınmıştır. Deşarj standartları olarak Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği ve besi maddesi giderimi için AB standartları esas alınmıştır.

3.1.1. Arıtma Tesisine Ait Teknik Bilgiler

3.1.1.1. Ön arıtma ünitesi

Atıksularda bulunan yüzücü ve çökebilir katı maddeleri ayrıştırmak üzere süzme ve çöktürme gibi fiziksel işlemlerin bütünüdür. Atıksu giriş rögarı, kaba ızgara, kum tutucu ünitesi, dengeleme ve terfi havuzu, ince ve sepet ızgara bölümlerinden oluşmaktadır. Fiziksel birim işlemleri ağırlıklı olarak fiziksel kuvvetlerin uygulandığı arıtma yöntemleridir. Izgaralama, karıştırma, flokülasyon, çökeltme, yüzdürme ve süzme bu tür tipik uygulamalara örnek olarak verilebilir.

Ön arıtma sisteminde, sistem içerisine hava verilerek giriş atıksuyunda oluşan kokunun ve çökelmenin önüne geçilmekte ve kirlilik parametreleri için ön giderim sağlanmaktadır. Şekil 3.1’de Konacık Belediyesi Atıksu Arıtma Tesis’ine ait ön arıtma tasarım dizaynı verilmiştir. Ön arıtma sistemi; ızgara kanalı, kum tutucu ve dengeleme terfi havuzundan oluşmaktadır.



Şekil 3.1. Ön arıtma tasarımı

3.1.1.1.1. Kaba ızgara

Atıksu arıtma tesislerinde ilk karşılaşılan birim işlem ızgaralamadır. Izgara, genellikle eşit büyüklükte açıklıklara sahip olan ve atıksularda bulunan büyük katı maddeleri tutmaya yarayan bir alettir. Izgaralama elemanı, paralel çubuk yapısından oluşmaktadır. Paralel çubuklardan oluşan bir eleğe çubuklu ızgara denir. Çubuklu ızgaralar; atıksu arıtımında pompaları, valfleri, boru hatlarını ve diğer bağlantıları paçavra ve diğer büyük nesneler tarafından hasara uğratılmaktan ya da tıkanmaktan korumak üzere kullanılmaktadır. Temizlenme yöntemlerine göre ızgaralar elle temizlenen ve mekanik olarak temizlenen şeklinde adlandırılmaktadır.

Konacık Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi'nde mekanik temizlemeli ızgara sistemi kullanılmaktadır. Çubuklar arası uzunluk 20 mm olup ızgara çubuk genişliği 10 mm'dir. Izgara eğimi 70° açı ile yapılmıştır. Şekil 3.2 ve 3.3'te kaba ızgaralar gösterilmiştir.



Şekil 3.2. Kaba ızgaranın önden görünüşü



Şekil 3.3. Kaba ızgaranın yandan görünüşü

3.1.1.1.2. Kum tutucu

Çökeltme, sudan ağır partiküllerin yerçekimsel çökmeyle sudan ayrılmasıdır. Atıksu arıtımında en yaygın olarak kullanılan temel işlemlerden biridir. Kum tutucu ünitesi sistemden ince kumların uzaklaştırılmasını sağlamaktadır. Kum tutucular atıksu içerisindeki çürüyebilir organik katı maddelerden daha fazla özgül ağırlığa ya da çökme hızına sahip olan taş, kum, çakıl, kül ya da diğer katı maddelerin arındırılması için tasarlanmıştır. Kum tutucular, hareketli mekanik ekipmanları anormal aşınmalara yol açan sürtünmelerden korumak, boru hatlarında, kanallarda ağır birikimleri azaltmak ve bu birikimlerde fazla taş birikiminden dolayı gerekli olan çürütücü temizliğini seyrekletmek amacıyla kullanılır. Cazibeyle kum tutucu haznesine gelen evsel nitelikli atık su içerisindeki kum, çakıl gibi çökebilir maddeler burada çökerek gezer köprü üzerindeki sıyrıcı ile kum, pompa haznesine sıyrılarak kum pompası ile ayırma bölümüne iletilir. Su üstten savaklanarak kum ise çökerek birbirinden ayrılır. Savaklanan su dengeleme havuzuna boşaltılır. Ayrılan kum ise konteynırlar ile günlük olarak tesisten uzaklaştırılır. Şekil 3.4 ve 3.5'te tesise ait kum tutucu gezer köprüsü ve kum ayırıcı ekipmanları gösterilmiştir.



Şekil 3.4. Kum tutucu gezer köprüsü



Şekil 3.5. Kum ayırıcı

3.1.1.1.3. Dengeleme ve terfi havuzu

Dengeleme tankı, atıksu debi ve kalitesindeki kısa süreli dalgalanmaları minimize ederek ön arıtma ünitelerinin daha istikrarlı çalışması için yaptırılır. Bu tank aynı zamanda atıksu terfisine de imkan vermektedir. Dengeleme havuzuyla sağlanan temel avantajlar şu şekilde sıralanabilir.

- 1) Dengele sonrasındaki atıksu arıtılabilirliğinin verimi önemli oranda artırılır.
- 2) Şok yüklemelerin elimine ya da minimize edilebilmesi, engel oluşturan maddelerin seyreltilebilmesi ve pH'ın sabitlenebilmesi sayesinde biyolojik arıtma güçlendirilir.
- 3) Sisteme çamur susuzlaştırma ünitesinden gelen sular ve çamur yoğunlaştırma havuzunda arıtma çamuru üzerinde oluşan atıksularda sisteme geri alınarak çamur susuzlaştırma yükü ve maliyeti azaltılmış olur.

Şekil 3.6 ve 3.7'de tesise ait dengeleme havuzu ve terfi havuzuna ait ekipmanlar gösterilmiştir.



Şekil 3.6. Dengeleme havuzu



Şekil 3.7. Terfi havuzu

3.1.1.1.4. Döner tambur elek

Izgarada tutunamayan daha ince katı maddeler döner tambur elekte tutulur. Genellikle evsel atıksuların arıtılmasında kullanılırlar. Paslanmaz kromdan imal edilen ve 0.02–3 mm çapında delikler bulunan süzme aletleridir. Dengeleme havuzundan terfi ettirilen atıksu, döner tambur eleğe gelerek kaba ızgaradan kaçan maddelerin ayrılmasında kullanılır. Döner tambur elek terfi pompalarından komut alarak çalışmaktadır.

Şekil 3.8 ve 3.9’da tesise ait döner tambur eleğin ön ve yan kesitten görünüşleri verilmiştir.



Şekil 3.8. Döner tambur eleğin ön kesitten görünüşü



Şekil 3.9. Döner tambur eleğin yan kesitten görünüşü

3.1.1.1.5. Sepet ızgara

Döner Tambur elekten geçirilen atıksu, ön arıtmanın son aşaması olan sepet ızgaradan geçirilerek biyolojik arıtma evresine başlanmış olur. Burada 2×2 mm lik genişlikteki tel kafeslerden geçemeyecek partiküllerin tutulması sağlanmaktadır. Şekil 3.10'da tesise ait sepet ızgara gösterilmiştir.



Şekil 3.10. Sepet ızgara

3.1.1.2. Biyolojik arıtma ünitesi

Atıksuyun biyolojik olarak arıtılmasındaki amaç, çökelemeyen askıda katıların uzaklaştırılması ve çökmesi ile organik maddenin kararlı hale getirilmesidir. Evsel atıksu için asıl amaç, organik içeriğin çoğunlukla azot ve fosfor gibi besin maddelerinin azaltılmasıdır. Zirai drenaj atıksuyu için amaç, suda yaşayan alglerin büyüme kapasitesini artıran azot ve fosfor gibi besin maddelerini azaltmaktır. Atıksu bünyesinde bulunan organik ve kısmen de anorganik kirletici maddeler, mikroorganizmalar tarafından besin ve enerji kaynağı olarak kullanılarak organik maddelerin bir kısmı mikroorganizma hücrelerine, bir kısmı da enerjiye dönüştürülür. Havalandırma havuzu mekanik olarak hava besleyiciler (blower) ile yapılmaktadır. Havalandırma ile birlikte tam bir karışım da sağlandığından mekanik karıştırıcıya ihtiyaç yoktur. Şekil 3.11’de Konacık Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi’ne ait biyolojik arıtma tasarım dizaynı verilmiştir. Biyolojik arıtma sistemi; anoksik ve oksik havalandırma havuzlarından oluşmaktadır.



Şekil 3.11. Biyolojik arıtma tasarımı

3.1.1.2.1. Anoksik havuz

Oksijensiz denitrifikasyon, oksijensiz ortamda nitrat azotunun biyolojik olarak azot gazına dönüşmesi prosesidir. Bu proses anaerobik denitrifikasyon olarak ta bilinir. Anoksik sistemler, anaerobik sistemlerden biyokimyasal adımların aerobik işlemlere benzemeleri, ancak oksijensiz ortamda gerçekleştirilmeleri ile ayrılırlar. Nitratin azot gazına dönüştürülmesi suretiyle yapılan azot giderimi, anoksik (oksijensiz) bir işlem olup, bu arıtma aşısında büyüme yada bağlı büyüme şeklinde gerçekleştirilebilir. Ortamda hidrojen sülfür oluşumu başladıktan sonraki ortam koşulları anaerobik olarak kabul edildiğinden, anoksik koşullar yalnızca denitrifikasyon için geçerlidir.

Şekil 3.12’de tesise ait anoksik havuz gösterilmiştir. Havuzun dibinde bulunan dalgıç mikser ile çökelmenin önüne geçirilerek havalandırma havuzdan devrettirilen aktif çamur ve çamur biriktirme haznesinden gelen geri devir çamuru ile atıksu karıştırılıyor. Böylece mikroorganizmalar ile atıksuyun tam teması sağlanmış oluyor. Bu havuzdan mikroorganizmalar ile tam temas ettirilen atıksu ve çamur kendi cazibesiyle biyolojik havuza gitmektedir.



Şekil 3.12. Anoksik havuz

3.1.1.2.2 Oksik havuz (Aktif çamur sistemi)

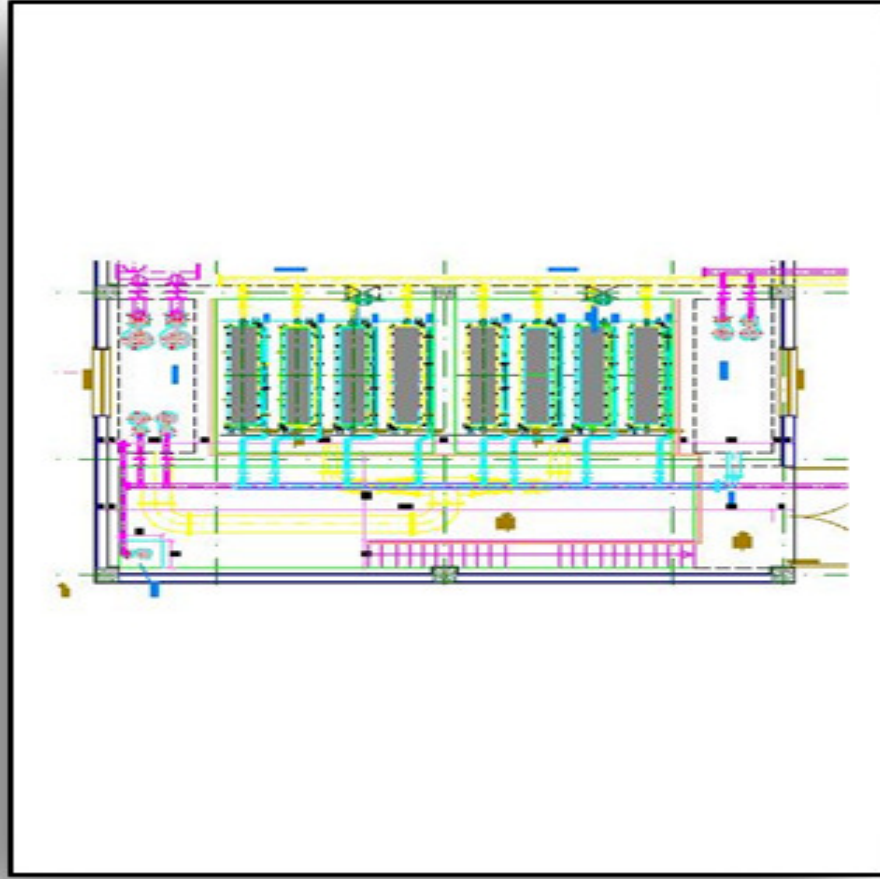
Organik kirliliğin, askıda bulunan mikroorganizmalar yardımıyla giderildiği bir sistemdir. Aktif çamur havuzu içindeki karışık sıvıda mikroorganizmaların askıda tutulması esastır. Bu amaçla, havalandırma havuzunda difüzörler kullanılmaktadır. Şekil 3.13'te tesise ait oksik havuz gösterilmiştir.



Şekil 3.13. Havalandırma havuzu

3.1.1.3. İleri arıtma ünitesi

Atıksuda bulunan maddelerin çoğu klasik arıtma işlem ve proseslerinden fazla etkilenmez veya hiç etkilenmez. Bu maddeler kalsiyum, potasyum, sülfat, nitrat ve bileşikler gibi göreceli basit inorganik iyonlardan, çok karmaşık sentetik organik bileşiklere kadar uzanır. Bu maddelerin çevredeki etkileri daha iyi anlaşıldıkça atıksu arıtma tesislerinden çıkan bu maddelerin çoğunun izin verilen konsantrasyonları açısından arıtma koşulların daha da ağırlaştırılacağı tahmin edilmektedir. Bu durumda, çok yaygın olarak kullanılmayan ileri atıksu arıtma sistemlerinin kullanılmasını gerektirmektedir. Şekil 3.14'te Konacık Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi'ne ait ileri arıtma tasarım dizaynı verilmiştir. İleri arıtma sistemi; membran havuzu, batık membran kasetleri ve otomasyondan oluşmaktadır.



Şekil 3.14. İleri arıtma tasarımı

3.1.1.3.1. Membran biyoreaktör (MBR) sistemi

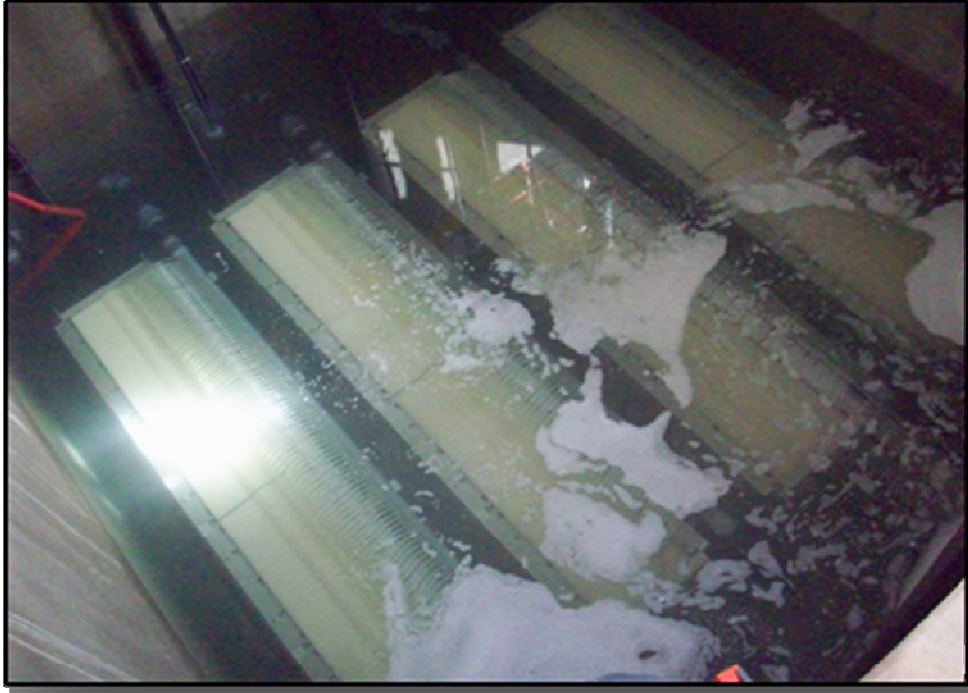
Membran teknolojisi atıksu arıtımında sıvı/katı ayırımının düşük basınçlı membran filtrasyon konseptiyle yapıldığı askıda büyümeli biyolojik arıtma sistemleridir. MBR’lerdeki yüksek MLSS konsantrasyonlarından dolayı gerekli hidrolik bekleme süresi azdır; buda küçük reaktör hacmi ve ilk yatırım maliyetinde azalma anlamına gelmektedir. Biyokütle ayırımı mikrofiltrasyon veya ultrafiltrasyon ile gerçekleştiği için aktif çamurun çökelebilde özelliğinden bağımsızdır. Aktif çamur sisteminde yoğunlaşmış atıksu membran plakalarından geçirilerek konsantre edilmiş çamur ve yüksek derecede arındırılmış su eldesi ile iki ürün elde edilir. Membran materyali aktif çamurda mevcut katılar için gerçek bir bariyer oluşturduğu için, tesis çok yüksek askıda katı madde konsantrasyonu seviyelerinde çalışabilir (12.000 ile 18.000

mg/L). Prosesin bu yoğunluğu gereken tank hacmini küçültmekte ve daha uzun çamur yaşına olanak sağladığı içinde çamur üretimini azaltır.

MBR prosesi üniteler içine yerleştirilen düz tabaka membran plakalarından oluşmakta ve her ünitenin altında bulunan hava kabarcık sistemi ile havalandırılmaktadır. Membran üniteleri aktif çamurun içine daldırılmıştır. Membran panellerinin yüzeyine karşı sıvı akımı sağlamaya ilave olarak ki, bu hızlı membran kirlenmesini önlemek için gereklidir, hava kabarcık havalandırması aynı zamanda atık suyun içindeki kirlilik yüklerinin mikrobiyal indirgenme için gereken oksijeni de sağlamaktadır. MBR sisteminin montaj işlemi ve montajdan sonra temiz su testi görüntüleri şekil 3.15 ve 3.16’da verilmiştir. Şekil 3.17 ve 3.18’de sırasıyla MBR havuzları ve MBR otomasyon sistemi gösterilmiştir.



Şekil 3.15. MBR sistemi montaj işlemi



Şekil 3.16. MBR Sisteminin temiz su testi



Şekil 3.17. MBR havuzu



Şekil 3.18. MBR otomasyon sistemi

3.1.1.4. Çamur susuzlaştırma ünitesi

Arıtma tesisinden çıkan çamurun kolayca uzaklaştırılabilmesi için sıvı halinden çıkıp katı hale dönmesi gerekmektedir. Bu nedenle çamurun, içerdiği su miktarının azaltılması için değişik işlemlere tabi tutulması gerekmektedir. Arıtma çamurları genellikle yoğunlaştırma işlemi sonrasında susuzlaştırma işlemine tabi tutulur. Arıtılarak uzaklaştırılan maddeler içinde çamur; hacim olarak en büyük olan maddedir ve çamur proses ve tasfiyesi atıksu arıtma alanında en karmaşık sorunların başında gelmektedir. MBR sisteminde ayrılan atık çamur önce çamur haznesine ikinci aşamada ise fazla çamur pompaları ile çamur yoğunlaştırma havuzuna aktarılır. Çamur yoğunlaştırma havuzunda bekletilen ve dubalı havalandırıcı ile karıştırılan atık çamur yoğunlaştırarak çamur susuzlaştırma ünitesine iletilir. Çamur yoğunlaştırma havuzundan çekilen çamur su muhtevasını azaltmak için polimer madde ilavesi ile santrifüjlenir. Merkezkaç kuvvetinin etkisi ile çamur, içindeki sudan ayrılarak katı atık depolama tesisine gönderilerek uzaklaştırılır. Çamurdan ayrılmış su ise dengeleme ve terfi havuzuna iletilerek tekrardan arıtmaya tabi tutulur.

Santrifüj (veya dekantör) ile çamur susuzlaştırmanın avantajlarından bazıları şunlardır;

- Sürekli çalışma,
- Kokuyu minimize edecek şekilde kapalı çalışma,
- Çamurun homojen olması koşuluyla işletme işgücü ihtiyacının azlığıdır.

Şekil 3.19 ve 3.20’de sırasıyla çamur yoğunlaştırma havuzu ve dekantör santrifüj sistemi gösterilmiştir. Şekil 3.21’de ise susuzlaştırılmış çamur gösterilmiştir. Ayrıca Ar-Ge çalışmaları ile son çıkan çamurun tarımda kullanılarak değerlendirilmesi amaçlanmaktadır.



Şekil 3.19. Çamur yoğunlaştırma havuzu



Şekil 3.20. Dekantör santrifüj sistemi



Şekil 3.21. Susuzlaştırılmış çamur

3.1.1.5. Tesis içi koku ve gazların bertarafı

Tesiste koku oluşumunu önlemek için vakum boruları mevcuttur. Bu borulardan kokuşmuş hava alınarak koku giderme ünitesinde kostik ve su ile muamele ettirilerek kokan hava içindeki koku yapıcı maddeler kostik ve suyla uzaklaştırılır. Kostik ile muhteva edilen H_2S kulenin tepe noktasından uzaklaştırılır. Temiz hava sirkülasyon pompası ile devri daim ettirilir. Koku giderici ünite bağlantıları tesis içerisinde ön arıtma sistemi içerisinde ve çamur susuzlaştırma ünitesinde yer almaktadır (Şekil 3.22 ve 3.23).



Şekil 3.22. Koku giderme ünitesi



Şekil 3.23. Dengeleme binası koku giderme ünitesi

3.1.1.6. Arıtılmış atıksuyun geri kazanımı

Hızlı nüfus artışı, aşırı sanayileşme, artan kuraklık ve aşırı tüketim ile birlikte tatlı su kaynakları global ölçekte hızla tükenmektedir. Bu problem özellikle ülkemizin de coğrafyasında bulunduğu Balkanlar ve Orta doğuda son yıllarda daha da önemli hale gelmekte ve sahip olunan su kaynakları, ülkeler arasında ilişkilerin ve pazarlıkların ana unsuru olmaktadır. Ayrıca talebe karşılık tatlı su kaynaklarını yenileyip artırmak teknik ve ekonomik açıdan sınırlayıcı olduğu için sürdürülebilir kalkınmayı sağlayabilecek değişik pratik çözümlere ihtiyaç duyulmaktadır. Bu bağlamda “temiz su kaynaklarını korumanın ilk yolu atıksuları geri kazanma ile başlar” düşüncesi oluşmalıdır. Atıksuların geri kullanımı ile hem tatlı su hem tatlı su kaynaklarının tüketimi azaltılmakta hem de deşarj edilen arıtılmış atıksuların çevresel etkileri en aza indirilmektedir. Evsel atıksuların % 99.9 oranında saf su ihtiva ettiği düşünülürse, atıksuların da bir su kaynağı gibi düşünülmesinin gereği daha iyi anlaşılır. Ülkemizde tahsis edilen su miktarının % 16’ı içme suyu, % 12’si sanayi ve geri kalan % 72’i ise tarımsal amaçlı kullanılmaktadır. Tarımsal amaçlı kullanım için atıksu içerdiği maddeler (N, P) açısından değerli bir kaynaktır. Bu amacı gerçekleştirmek için Konacık Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi’nde işletilen MBR

ıkış suları yeşil alanların sulanması ve itfaiye sularının oluşturulması için kullanılmaktadır.

3.2. Tesiste Kullanılan Sarf Malzemeleri

Tesiste proses gereği çamurun değişkenlik gösteren kimyasal yapısına göre belirlenen oranlarda katyonik polielektrolit ve demir (III) klorür kullanılmaktadır.

3.3. Kullanılan Cihazlar

Deneysel alışmalar sırasında kullanılan cihazlar aşağıda verilmiştir.

- 1) Bu çalışmada yapılan çözünmüş oksijen ölçümlerinde WTW Marka Oxi 340i Model Oksijenmetre kullanılmıştır.
- 2) Bu çalışmada yapılan pH ölçümlerinde WTW marka PH720 model PH metre kullanılmıştır.
- 3) Bu çalışmada yapılan azot, fosfor ve AKM lmlerinde Hach Lange marka DR 2800 model spektrofotometre kullanılmıştır.
- 4) Yapılan alışmalarda ENOKAB marka BOD 80 model İnkübatör kullanılmıştır.
- 5) Yapılan alışmalarda WTW marka Cond 330i model İletkenlik ler kullanılmıştır.
- 6) Yapılan alışmalarda Hydromantis Firması tarafından üretilen GPS-X 5.0 model Arıtma Tesisi Simülasyon Programı kullanılmıştır.

3.4. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Membranların Genel Özellikleri

Deneysel çalışmalar sırasında kullanılan membranlar Kubota firmasından temin edilmiştir.

3.5. Analitik Ölçümler

Tez çalışması kapsamında ölçümleri yapılmış parametreler ve kullanılan metotlar aşağıda kısaca özetlenmiştir.

BOİ₅: Standart Metot 5210'a göre tayin edilmiştir (APHA, 1995). BOİ testinde genel prensip organik madde ve çözünmüş oksijenin bakteriler tarafından kullanılıp, karbondioksit ve yeni bakteri hücrelerine dönüştürülmesi sırasında oksijenin azalma miktarının ölçülmesine dayanır. Bir su numunesinin BOİ₅ değeri sadece organik maddelerin kısıtlayıcı olduğu ve atmosferden oksijen alamayacağı koşullarda, karanlıkta ve 20 °C sabit sıcaklıkta 5 gün süreyle bekletilen bir miktar numunenin çözünmüş oksijen konsantrasyonunda karbonlu organik maddelerin yükseltgenmesinden dolayı meydana gelen düşüşe eşittir.

AKM: Standart Metot 2540'a göre tayin edilmiştir (APHA, 1995). İyice karıştırılan numune sabit tartıma getirilmiş 0.45 µm'lik filtre kağıdından (cam elyaf) süzülmüştür. Filtre kağıdı 103–105 °C'de bir saat süre ile etüvde kurutulmuştur. Desikatörde oda sıcaklığına soğutulup, tartılmış ve AKM konsantrasyonu belirlenmiştir.

KOİ: Titrimetrik metoda göre (Standart Metot 5520), numunenin şiddetli asit koşullarda, kuvvetli bir oksitleyici olan K₂Cr₂O₇ ile 150 °C'de termoreaktörde (Eco 16 Velp Scientifica) kaynatılarak oksitlenmesini sağlayan iki saatlik kaynatma sonunda tüketilmeden kalan oksitleyicinin miktarının standart indirgen (demir amonyum sülfat) madde çözeltisi ile volumetrik yoldan saptanması esasına göre tayin edilmiştir (APHA, 1995). KOİ analizi kapalı reflux yöntemine göre yapılmıştır.

pH: Elektrometrik metoda (Standard Metot 4500–H+) göre WTW multi 340i marka pH metre ile ölçülmüştür (APHA, 1995).

Çözünmüş Oksijen: Membran elektrot metoduna (Standart Metot 4500–O) göre, oksimetre probunun (HACH HQ 40d multi) numuneye daldırılması ile numunedeki çözünmüş oksijen miktarı okunarak belirlenmiştir (APHA, 1995).

NH₃-N: Nessler Metot’a göre, DR2000 Hach Spektrofotometrede, 425 nm dalga boyunda, DR2000 kitleri kullanılarak ölçülmüştür (HACH, 1989).

NO₃-N: Kadmiyum indirgenme metoduna göre, DR2000 Hach Spektrofotometrede, 500 nm dalga boyunda, DR2000 kitleri kullanılarak ölçülmüştür (HACH, 1989).

NO₂-N: Diazotizasyon metoduna göre, DR2000 Hach Spektrofotometrede, 507 nm dalga boyunda, DR2000 kitleri kullanılarak ölçülmüştür (HACH, 1989).

TKN: Kjeldahl metodu asidik koşullar altında, 350–400 °C’de ve 45–60 dakika süreyle kaynatılan numunenin distilasyonu ile titrimetrik yöntemle NH₃-N cinsinden ölçülmesidir (APHA, 1995).

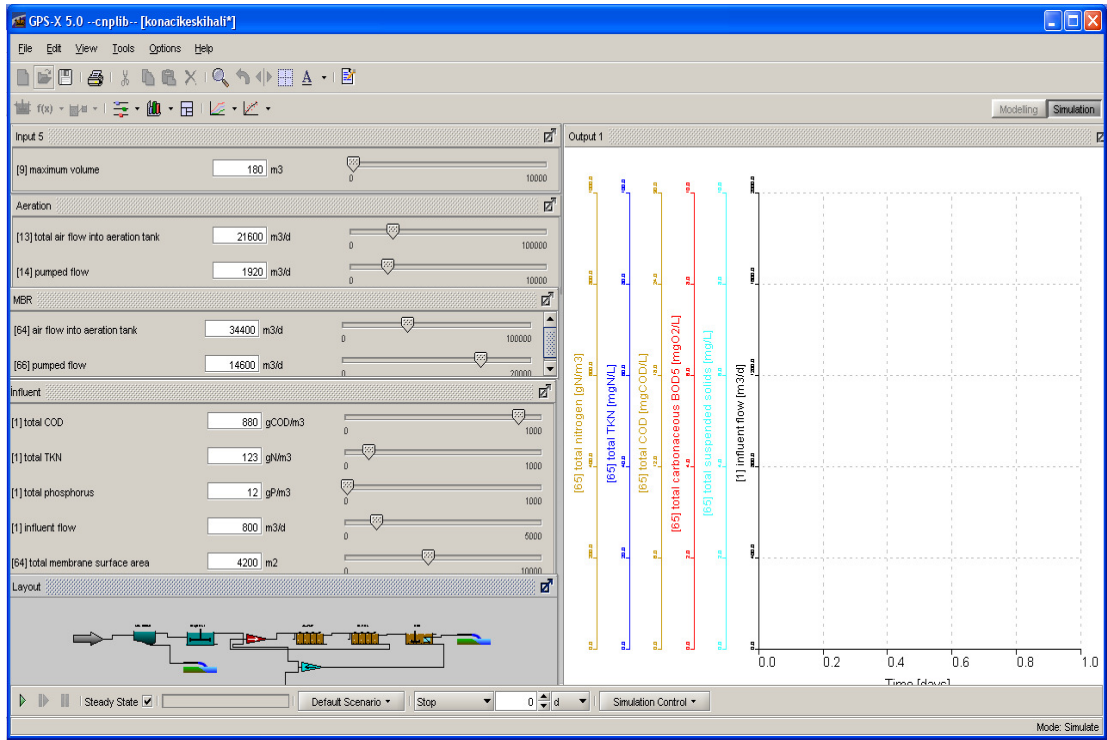
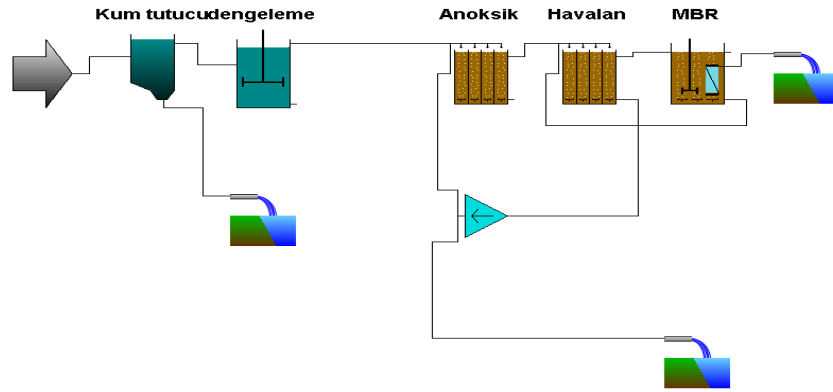
TN: Ayrı ölçümlerde tayin edilen toplam Kjeldahl azotu (NH₃-N olarak), NO₂-N ve NO₃-N’in toplam miktarıdır.

Bulanıklık: WTW marka Turb 550 model Türbidite-metre kullanılarak NTU biriminde ölçülmüştür.

Toplam Fosfor: Standart Metot 4500’e göre kalay klorür metodu ile spektrofotometrik olarak belirlenmiştir (APHA, 1995).

3.6. GPS-X Programı

Tez çalışması kapsamında Hydromantis firması tarafından geliştirilen GPS-X programı kullanılmış olup arıtma tesislerinin simülasyonu için kullanılan programlardan bir tanesidir. Şekil 3.24’te GPS-X programının bilgisayardaki genel çerçevesi gösterilmiştir.



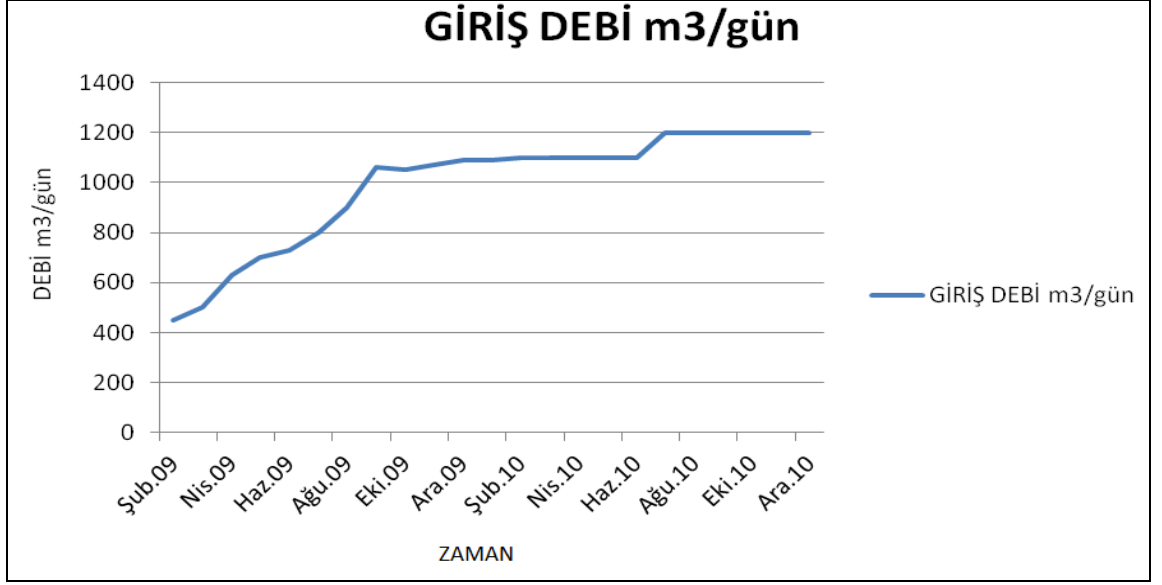
Şekil 3.24. GPS-X programının genel görüntüsü

4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

Konacık Atıksu Arıtma Tesisi ülkemizde MBR prosesi ile yapılmış ilk arıtma tesisi olma özelliği taşımaktadır. Tesisin 2009 ve 2010 verileri incelendiğinde tesis çıkış değerlerinin genel olarak Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği Sınır değerlerinin altında kaldığı tespit edilmiştir. Tesis çıkışında askıda katı madde ≤ 1 mg/L olarak ölçülmüştür. Fosfor sınır değerlerin altında seyrederken sadece toplam azot değeri önemli ölçüde sınır değerlerin üzerinde çıkmaktadır. Konacık belediyesi atıksu arıtma tesisinde 2009 ve 2010 yıllarında alınan tesis girişine ait debi, çözünmüş oksijen, askıda katı madde, sertlik, toplam çözünmüş katı, yağ-gres, toplam azot ve toplam fosfor parametrelerine ait değerler ölçülmüş ve bu parametrelere ait çalışmanın teorik altyapısı ve amacı tanımlanarak elde edilen bulgular tartışılmıştır.

4.1. Değişken Karaktere Sahip Evsel Atıksuların Pilot Ölçekli Batık MBR Sistemi ile Arıtılması

Tesiste günlük olarak toplam debi, giriş ve çıkış suyundaki bileşenlerin konsantrasyonları ölçülmüş ve tesis arıtım performansındaki değişimleri günlük olarak izlemek mümkün olmuştur. Şekil 4.1’te tesiste 2009–2010 tarihleri arasındaki debi değişimleri görülmektedir. Tesisin giriş debisi 2009 yılında $450 \text{ m}^3/\text{saat}$ kapasite ile başlamış ve artarak 2010 yılı sonunda $1200 \text{ m}^3/\text{saat}$ kapasiteye ulaşmıştır. Tesisin 2009 ve 2010 yılları içinde ortalama olarak $990 \text{ m}^3/\text{gün}$ kapasite ile çalıştırıldığı saptanmıştır.



Şekil 4.1. Tesiste 2009–2010 tarihleri arasındaki debi değişimleri

Tesis girişinde değişken bir askıda katı madde girişi olmakla birlikte ortalamada 2720 mg/L askıda katı madde girişi olmuştur. Girişte Toplam azot parametresinde ise minimum 40 mg/L değeri görülürken maksimum 120 mg/L görülmüş ve azot parametresi de değişken bir giriş değerine sahiptir. 2009-2010 yılları arasında ortalama 84.0 mg/L Toplam azot girişi görülmüştür. Fosfor parametresi ise 2009 yılında daha düşük seyrederken 2010 yılının sonlarına doğru yükselmiştir. 2009-2010 yılları fosfor parametresi girişi ortalaması ise 3.59 mg/L dir. Tablo 4.1’de Şubat 2009 – Aralık 2010 tarihlerine ait giriş debisi, AKM, TN, TP değerleri gösterilmektedir.

Tablo 4.1. Şubat 2009 – Aralık 2010 Konacık Belediyesi giriş debisi, AKM, TN, TP değerleri

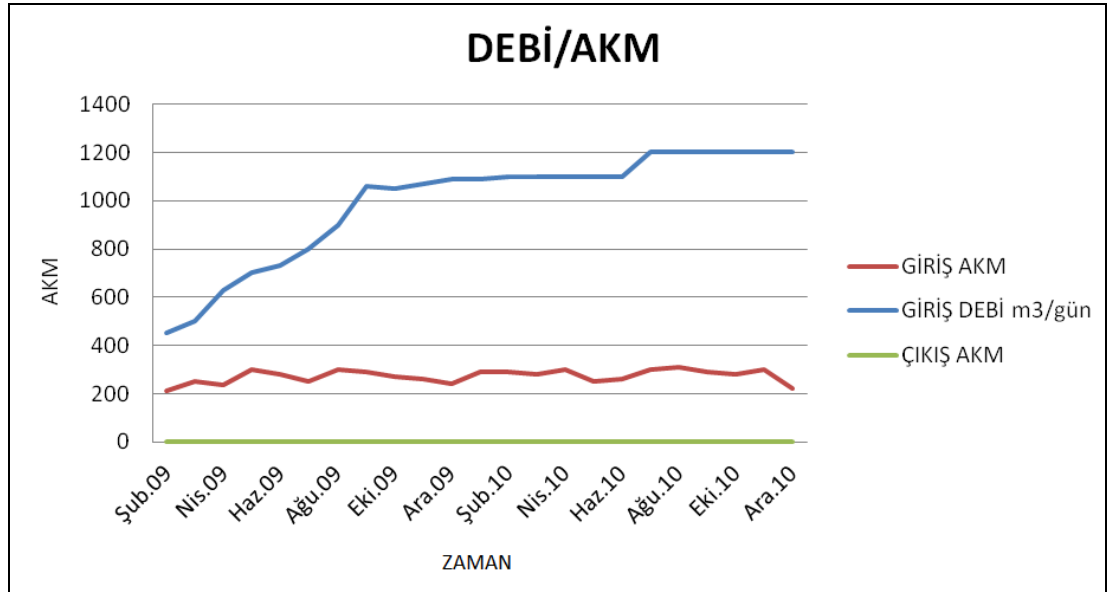
	<i>GİRİŞ DEBİ</i>	<i>AKM</i>	<i>TN</i>	<i>TP</i>
	<i>m3/gün</i>	<i>mg/L</i>	<i>mg/L</i>	<i>mg/L</i>
Şub-09	450	212	–	–
Mar-09	500	250	65	3.2
Nis-09	630	235	100	3.1
May-09	700	300	120	2.8
Haz-09	730	280	85	2.5
Tem-09	800	250	120	3.8
Ağu-09	900	300	61	3.5
Eyl-09	1060	290	80	3.4
Eki-09	1050	270	90	4.5
Kas-09	1070	260	95	2.8
Ara-09	1090	240	80	2.9
Oca-10	1090	290	80	2.8
Şub-10	1100	290	104	2.7
Mar-10	1100	280	120	2.7
Nis-10	1100	300	94	2.7
May-10	1100	250	70	2.9
Haz-10	1100	260	63	3
Tem-10	1200	300	102	3.8
Ağu-10	1200	310	90	4.5
Eyl-10	1200	290	80	5
Eki-10	1200	280	55	6
Kas-10	1200	300	55	5
Ara-10	1200	220	40	5.5
Min	450	212	40	2.5
Max	1200	310	120	6
Mean	990	272.0435	84.04545	3.595455
Std Dev	235.2175	28.03647	22.22285	1.031632

Tablo 4.2. Şubat 2009 – Aralık 2010 Konacık Belediyesi çıkış AKM, TN, TP değerleri tablosu

	AKM	TN	TP
	mg/L	mg/L	mg/L
Şub-09	0	–	–
Mar-09	0	45	0.5
Nis-09	0	50	1
May-09	0	70	0.6
Haz-09	0	56	0.7
Tem-09	0	75	2
Ağu-09	0	37	1.2
Eyl-09	0	50	1.1
Eki-09	0	40	1.5
Kas-09	0	50	1
Ara-09	0	35	0.9
Oca-10	0	45	0.5
Şub-10	0	40	0.7
Mar-10	0	50	0.7
Nis-10	0	7	0.7
May-10	0	11	1
Haz-10	0	8	1.5
Tem-10	0	6	0.9
Ağu-10	0	9	0.7
Eyl-10	0	7	2.7
Eki-10	0	6	3
Kas-10	0	6	2.5
Ara-10	0	6	2.3
Min	0	6	0.5
Max	0	75	3
Mean	0	32.22727	1.259091
Std Dev	0	23.05672	0.756973

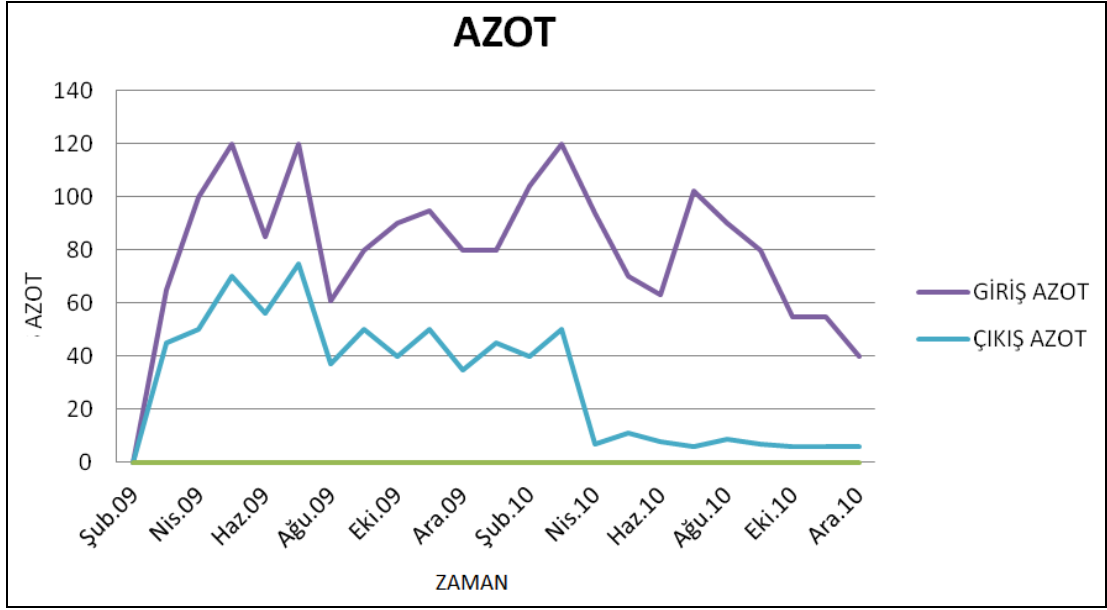
2009-2010 yılları arasında tesis çıkış parametrelerine bakıldığında ise MBR tesislerinde normal olarak AKM parametresi “0” olarak ölçülmüştür. Ancak 2009 yılından başlayarak 2010 yılının mart ayına kadar tesis çıkış parametrelerinde azot değeri yüksek değerler göstermiştir. Bu tarih tesiste tez çalışmasının yapıldığı tarihtir. Bu tarihten itibaren azot değerleri SKKY değerlerinin altına inmiş ve optimum değerler elde edilmiştir. Fosfor parametresi ise giriş değerlerine göre değişkenlik göstermekle birlikte genel olarak SKKY değerlerinin altında seyretmektedir.

Şekil 4.1’deki grafikten anlaşılabacağı üzere Konacık Belediyesi Atıksu arıtma tesisi debisi belediye kanalizasyon sistemleri eklendikçe hızla artmış ve tesis tam kapasiteye yaklaşmıştır. Tesis giriş debisinin artması AKM giriş değerlerini arttırmamış ve gelen AKM miktarı genel yaklaşık olarak aynı kalmıştır (Bkz. Şekil 4.2).



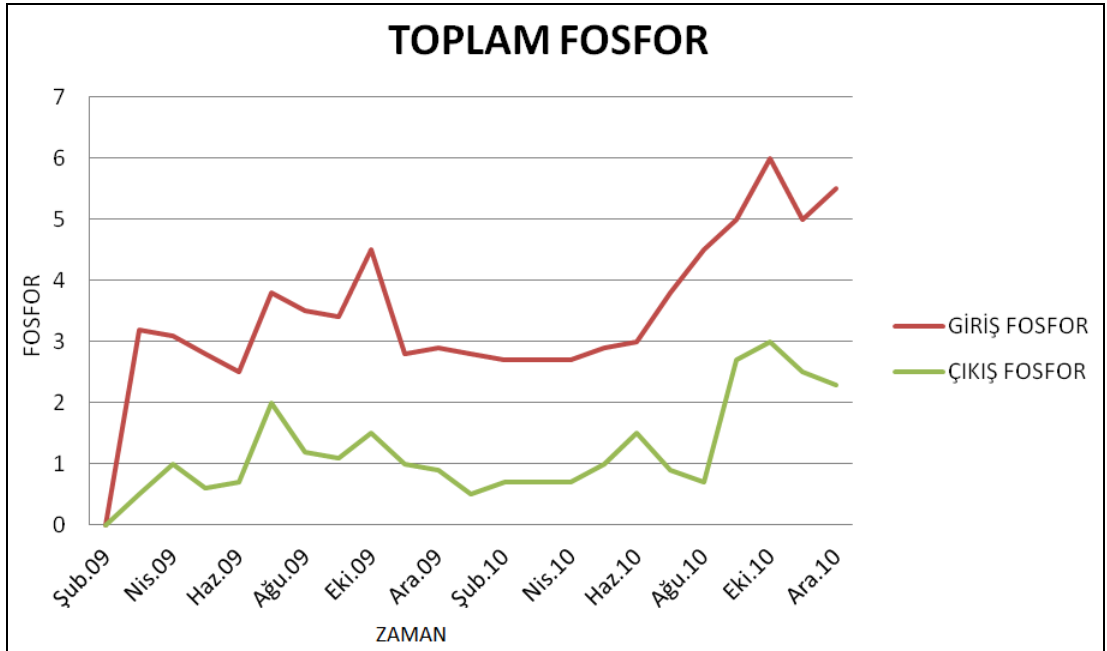
Şekil 4.2. Konacık Belediyesi giriş debisine göre giriş ve çıkış AKM değerleri grafiği

Tesise gelen toplam azot değeri ise genellikle yazın turist sayısının ve dolayısı ile nüfusun artması ile çıkış trendine girmekte ancak kış aylarında nüfusun azalması ile daha düşük değerler görülmektedir. Şekil 4.3’te tesise ait toplam azot giriş ve çıkış değerleri grafikte gösterilmiştir.



Şekil 4.3. Konacık Belediyesi giriş ve çıkış toplam azot değerleri grafiği

Tesise gelen toplam fosfor değeri ise gelen atıksu miktarı ile doğru orantılı olarak artmıştır. Ancak tesisin fosfor giderim verimi sabit kalmış ve tesise giren fosfor miktarı arttıkça çıkış azot değerleride orantılı olarak artmıştır. Şekil 4.4'te tesise giren ve tesisten çıkan toplam fosfor değerleri görülmektedir.



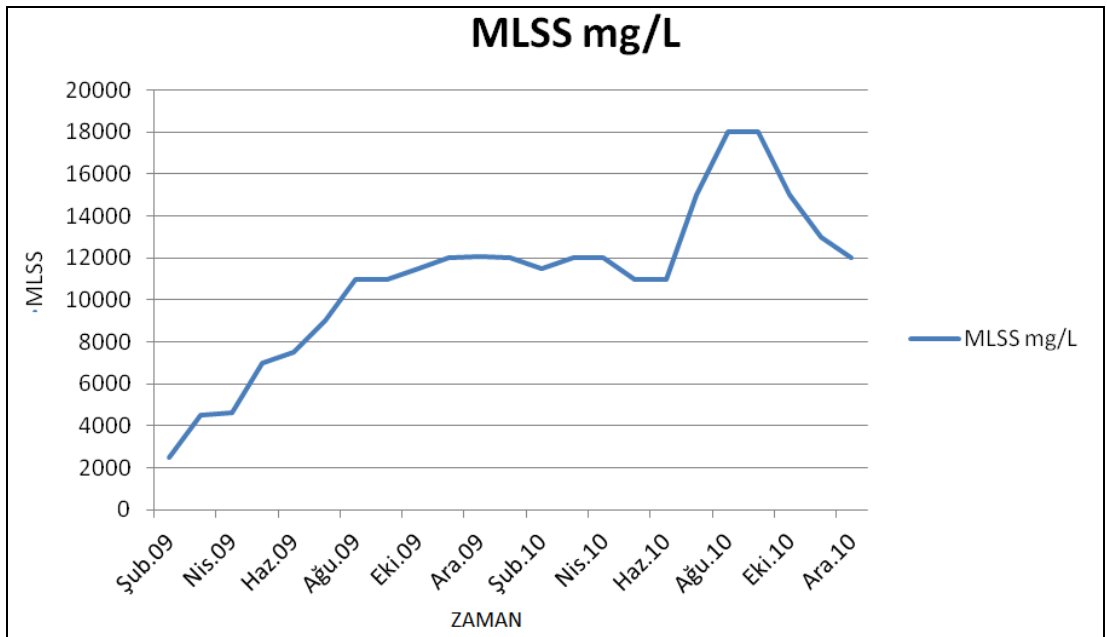
Şekil 4.4. Konacık Belediyesi giriş ve çıkış toplam fosfor değerleri grafiği

Konacık Belediyesi Atıksu Arıtma tesisinin modellenmesinde en önemli parametrelerden biri kesinlikle MLSS miktarıdır. Konvansiyonel Atıksu Arıtma Tesislerinde 2500–4000 mg/L aralığında olması gereken MLSS değeri MBR prosesi ile çalışan arıtma tesislerinde 12000-13000 mg/L aralığında değişmektedir. MBR membran üreticileride 13000–14000 mg/L MLSS değeri ile çalışılmasını tavsiye etmektedir. Bu süreç içerisinde ölçülen MLSS değerleri Tablo 4.3’te verilmiştir. Minimum 2500 mg/L ile çalışılmış, ölçülen maksimum değer 18000 mg/L olmuştur. Ortalama olarak 2009-2010 yılları arasında 11000mg/L MLSS ile çalışılmıştır. Bu tesiste kullanılan membran (Kuboto) firmasının önerdiği optimum MLSS değeri 13000 mg/L dir.

Tablo 4.3. Konacık Belediyesi arıtma tesisi MLSS değerleri

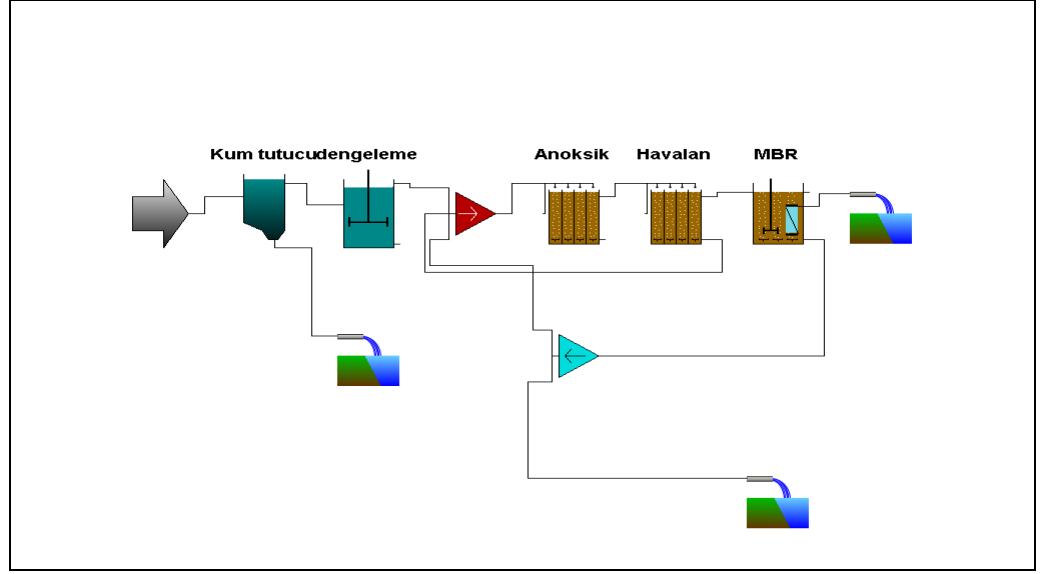
	MLSS (mg/L)
Şub-09	2500
Mar-09	4500
Nis-09	4600
May-09	7000
Haz-09	7500
Tem-09	9000
Ağu-09	11000
Eyl-09	11000
Eki-09	11500
Kas-09	12000
Ara-09	12100
Oca-10	12000
Şub-10	11500
Mar-10	12000
Nis-10	12000
May-10	11000
Haz-10	11000
Tem-10	15000
Ağu-10	18000

Eyl-10	18000
Eki-10	15000
Kas-10	13000
Ara-10	12000
Min	2500
Max	18000
Mean	11008.7
Std Dev	3863.69



Şekil 4.5. Konacık Belediyesi aylara göre MLSS değeri değişimi grafiği

Konacık belediyesi Atıksu Arıtma Tesislerinde ilk olarak çalışmalara 2010 yılı şubat ayında başlanmıştır. Bu tarihte tesis ile ilgili borulama planı, P&I diyagramı, tesis proses hacimleri, giriş parametreleri ve proste kullanılan veriler alınmış, tesise gidilerek veriler GPS-X programına girilmiştir. Daha sonra tesisin son bir yıllık verileri kullanılarak programda tesisin optimizasyonu yapılmış ve değerler kontrol edilmiştir. Tesisin ilk haline ait proses akım şeması Şekil 4.6’da verilmiştir.



Şekil 4.6. Konacık Belediyesi arıtma tesisi düzeltemeden önceki proses şeması

Tesis ile ilgili veriler incelendiğinde tesiste azot gideriminin %50 seviyesinde olduğu ve bu giderim oranının yeterli olmadığı görülmüştür. Tesisin GPS-X programında modellenmesinden sonra simülasyon çalışmaları yapılmıştır. Tesisin simülasyonu için tesis geri devir oranı 12Q olarak tesis geçmiş verilerinden ve tesis yetkililerinden alınmış ve bu değer üzerinden işlemler yapılmıştır. Aynı şekilde tesiste kullanılan hava değeri ise tesisteki scada sisteminden kullanılan blower sayısı baz alınarak hesaplanmış ve veri olarak girilmiştir. Tesisten çıkan çamur miktarı tesis yetkililerinden alınmış, ayrıca fazla çamur pompasının çalışma saatleri incelenerek aynı değerler olduğu teyid edilmiştir. Simülasyon programında ana hedef toplam azot değeri olduğundan ve simülasyon sağlamasında fosfor değeri üzerinden yapıldığından Karbon - Azot - Fosfor kütüphanesi seçilerek çalışmalar bu seçenek üzerinden yapılmıştır. Simülasyon çalışmalarında değişik debi değerleri için, tesis girişinde 120 mg/L TN değeri ve 880 mg/L KOİ değeri sabit tutulmuş ve bu değerler için çıkış parametreleri simüle edilmiş ve çalışmalar sonucunda altta verilen değerler elde edilmiştir. Bu değerler tesisin ortalama değeri olan 11000 mg/L MLSS sabit değer olarak baz alınarak elde edilmiştir. Elde edilen değerler listelenerek Tablo 4.4'te verilmiştir.

Uygulama sonucunda simülasyon değerleri saha değerleri ile karşılaştırılmıştır. Bunun için tesisin o tarihlerdeki verileri (Debi, AKM, TN, TP, Geridevir oranı, Hava

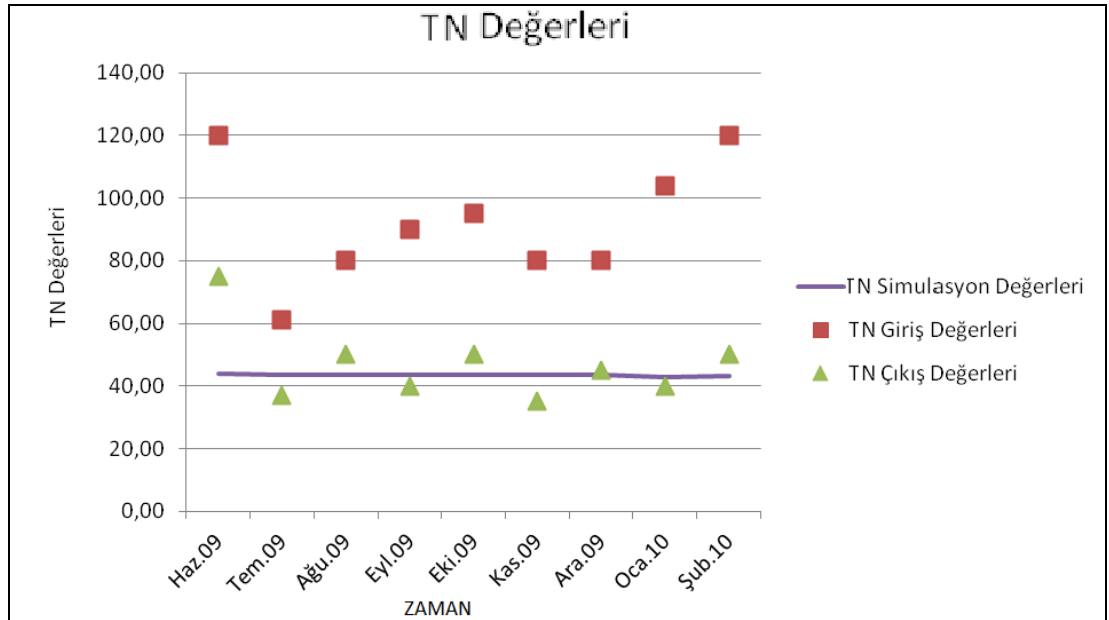
değerleri vs...) girilerek simülasyondan elde edilen veriler, tesisin o tarihte çıkışından alınan analiz sonuçları ile eşleştirilmiştir. Tablo 4.5'te bu veriler karşılaştırılmıştır. Karşılaştırma sonucunda saha da elde edilen değerlerin üzerine Simulasyon değerleri Şekil 4.7'deki grafikte yerleştirildiğinde yapılan simülasyonun başarılı olduğu görülmüştür.

Tablo 4.4. Konacık belediyesi değişik tarihlere ve debilere ait simülasyon verileri

t (gün)	Debi (m³/d)	AKM (mg/L)	BOİ (mgO₂/L)	KOİ (mgCOD/L)	TN (gN/m³)
std	950	0.0401	0.498	16.2	43.7
0	950	0.0401	0.498	16.2	43.7
0.6	1000	0.0403	0.506	16.2	43.7
1	1050	0.0412	0.525	16.2	43.6
1.2	1100	0.042	0.542	16.2	43.4
1.5	1150	0.0437	0.566	16.3	43
1.8	1200	0.0454	0.573	16.3	42.6
2	1250	0.0467	0.58	16.3	42.2
2.2	1300	0.0482	0.592	16.3	41.8
2.7	1400	0.0511	0.585	16.3	40.6
3	1450	0.0539	0.622	16.4	39.8
3.7	1500	0.0584	0.623	16.4	38.4
4	1550	0.0604	0.643	16.4	38.1
4.5	1600	0.0637	0.662	16.4	37.6
5	1600	0.0658	0.65	16.4	37.5
5.5	1600	0.067	0.642	16.4	37.6
6	1600	0.0677	0.637	16.4	37.6
6.5	1600	0.0681	0.634	16.4	37.6
7	1600	0.0684	0.633	16.4	37.7
Min	950	0.0401	0.498	16.2	37.5
Max	1600	0.0684	0.663	16.4	43.7
Mean	1385.211	0.05558	0.601493	16.33944	39.94296
Std Dev	236.4625	0.010579	0.051662	0.078963	2.503994

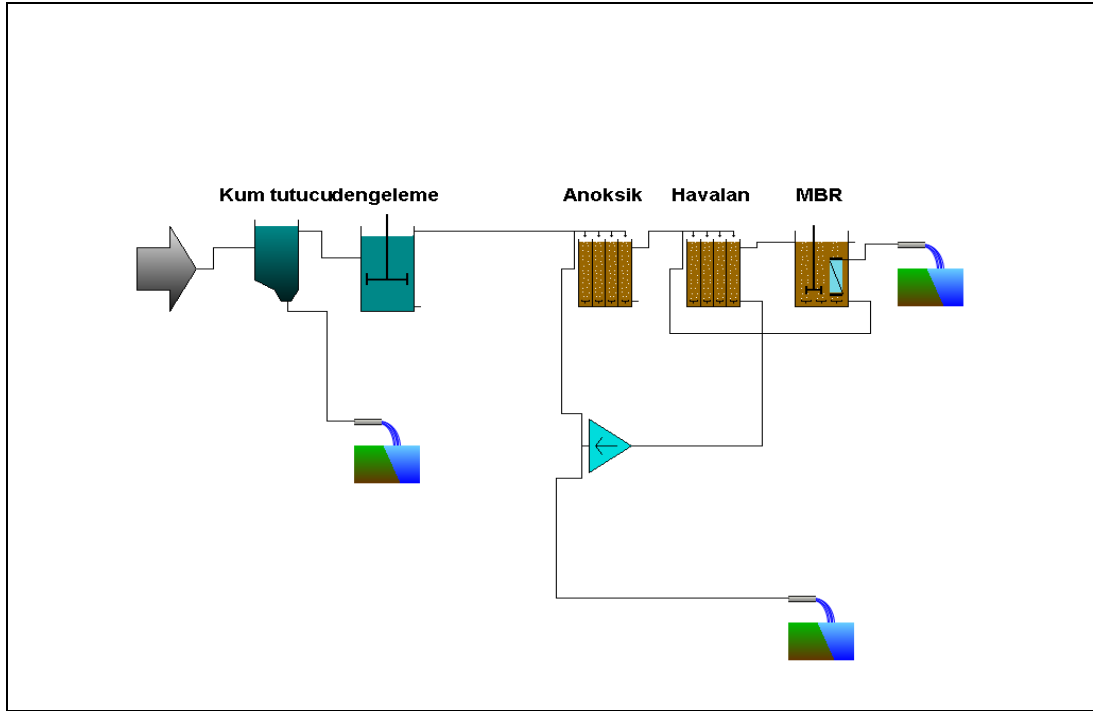
Tablo 4.5. Tesis giriş ve çıkış verilerinin simülasyon değerleri ile karşılaştırılması

	Tesis Giriş TN	Tesis Çıkış TN	Simülasyon TN
Haz-09	120	75	43.90
Tem-09	61	37	43.70
Ağu-09	80	50	43.70
Eyl-09	90	40	43.60
Eki-09	95	50	43.57
Kas-09	80	35	43.52
Ara-09	80	45	43.40
Oca-10	104	40	43.00
Şub-10	120	50	43.10
Min	61.00	35.00	43.00
Max	120.00	75.00	43.90
Mean	92.22	46.89	43.50
Std Dev	19.74	12.03	0.29



Şekil 4.7. Tesis giriş ve çıkış verilerinin simülasyon değerleri ile karşılaştırılması grafiği

Simülasyonun hazırlanması ve optimizasyonunun yapılarak tesis verileri ile karşılaştırılmasından sonra tesiste öncelikle değişik proses aşamalarından numuneler alınarak arıtma tesisine ait laboratuvarında çalışmalar yapılmıştır. Azot giderimi için Anoksik bölge kullanıldığından çalışmalar oradan başlamıştır. Bu bölümden alınan analiz sonuçları Anoksik kısımda çözünmüş oksijen miktarının 8 mg/L olduğunu göstermiştir. Bu durum için proses incelendiğinde tesiste hem membranların bulunduğu MBR havuzundan hemde Havalandırma havuzundan geri devirin Anoksik bölgeye yapıldığı tespit edilmiş, özellikle MBR haznesinden 12Q oranında yapılan geri devirin hava değerlerini çok yükselttiği tespit edilmiştir. Bu noktada varolan azot giderimi sorununun çözümü için simülasyon programı kullanılarak çalışmalar yapılmış ve değişik proses simülasyon çalışmaları yapılmıştır. Yapılan denemelerde MBR haznesinden yapılan geri devir hattının havalandırma havuzuna yönlendirmesi ile oluşacak durumun en uygun çözüm olduğu görülmüştür. Bu durumun simülasyonu hazırlanmış ve yapılan simülasyonun proses şeması Şekil 4.8’de gösterilmiştir.



Şekil 4.8. Konacık Belediyesi azot sorununun çözümü için yapılan simülasyon çalışması şeması

Yapılan çalışmada 12000 mg/L MLSS değeri baz alınmıştır. Eski sistemden sadece MBR havuzundan yapılan geri besleme hattı Anoksik havuzdan alınarak

Havalandırma havuzuna aktarılmış ve proseste başka bir değişiklik yapılmamıştır. Bu prosestede giriş TN değeri 120 mg/L alınmıştır. Tesiste yapılan simülasyon çalışmalarında optimum SRT süresi 229 gün olarak belirlenmiş ve bu değer baz alınarak çalışılmıştır. Yapılan simülasyon çalışması sonucunda elde edilen çıkış değerleri Tablo 4.6’da verilmiştir.

Tablo 4.6. Tesisin TN sorunu için yapılan çözümün simülasyonu çıkış değerleri

t	DEBİ	SRT	AKM	BOİ	KOİ	TN
days	m3/d	d	mg/L	mgO2/L	mgCOD/ L	gN/m3
1	800	229	0.0931	0.318	15.9	4.9
2	800	229	0.0931	0.318	15.9	4.9
3	900	229	0.0947	0.327	16	5.01
4	900	229	0.0969	0.335	16	5.14
5	1000	229	0.102	0.338	16	5.33
6	1000	229	0.106	0.344	16	5.45
7	1100	229	0.111	0.349	16	5.57
8	1100	229	0.127	0.363	16	5.83
9	1200	229	0.152	0.397	16.1	5.7
10	1200	229	0.192	0.442	16.2	6.32
11	1250	229	0.204	0.466	16.2	7.28
12	1300	229	0.206	0.467	16.2	7.46
13	1350	229	0.209	0.468	16.2	7.62
14	1400	229	0.211	0.469	16.2	7.69
Min	800	229	0.0931	0.318	15.9	4.9
Max	1400	229	0.211	0.469	16.2	7.69
Mean	1092.85 7	229	0.1427	0.38578 6	16.06429	6.01428 6
Std Dev	198.898 1	0	0.05032 1	0.06271 2	0.115073	1.05775 3

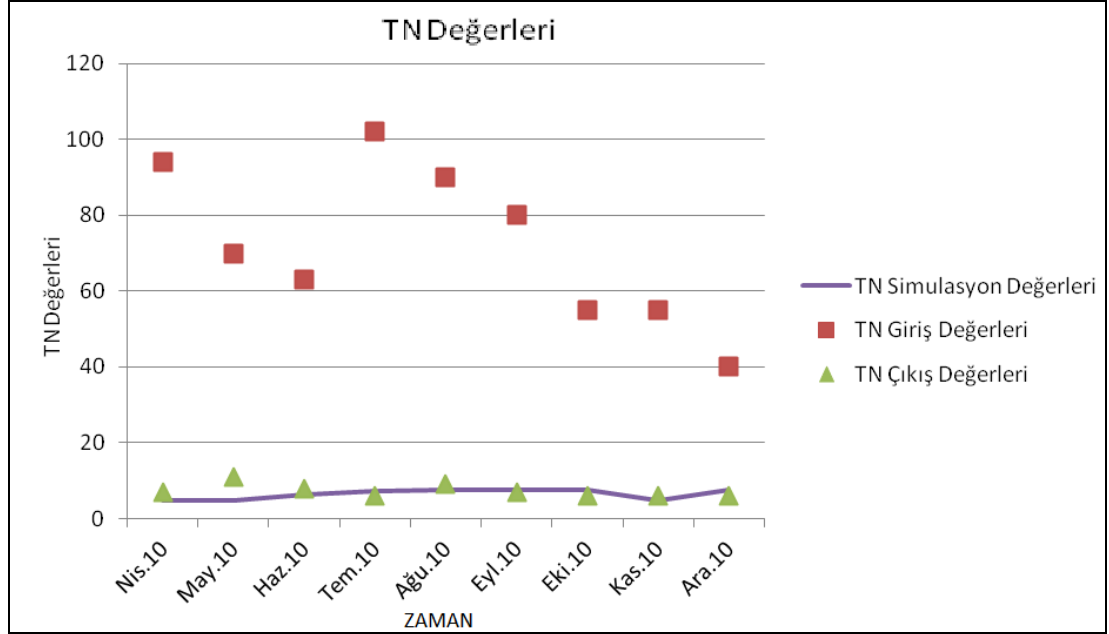
Yapılan simulasyon çalışması sonucunda elde edilen veriler ve değerler Konacık Belediyesine rapor olarak sunulmuş ve 2010 Mart ayında tesiste MBR havuzundan Anoksik Havuza yapılan geri devir hattı iptal edilerek geri devir hattı Havalandırma Havuzuna aktarılmıştır. Anoksik Havuza sadece havalandırma havuzundan giden geri devir hattı ile besleme yapılmasına karar verilmiştir. Ayrıca raporda sunulan SRT süreside uygulanarak 229 gün olarak çalışılmaya başlanmıştır. Bu süreçte tesiste MLSS parametresi 12000 mg/L olarak uygulanmıştır. Uygulamalar sonuçlarını Nisan 2010 tarihi itibariyle göstermeye başlamış ve ilk değerler alınmıştır. Devam eden süreçte tesis değerleri gözlenmeye devam edilmiş 2010 yılı Aralık ayına kadar tesis değerleri alınmıştır.

Tesiste yapılan uygulamalar sonucunda tesise gelen TN miktarı ve tesis TN çıkış sonuçları Tablo 4.7’de gösterilmiştir. Tesise giren toplam azot miktarındaki normal süreçte büyük bir değişiklik olmamasına rağmen tesisin çıkış toplam azot değerlerinde ciddi bir düşüş görülmüştür.

Tablo 4.7. Konacık Belediyesine ait TN giriş ve çıkış değerleri ile simülasyon sonucu elde edilen değerler

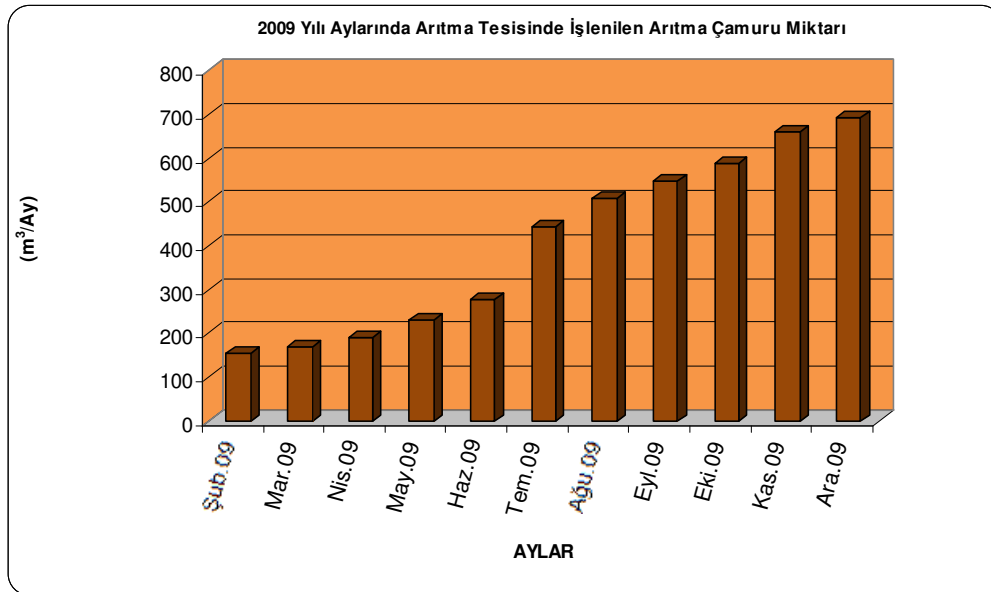
	Tesis Giriş TN	Tesis Çıkış TN	Simulasyon TN
Nis-10	94	7	4.9
May-10	70	11	4.9
Haz-10	63	8	6.32
Tem-10	102	6	7.28
Ağu-10	90	9	7.46
Eyl-10	80	7	7.62
Eki-10	55	6	7.69
Kas-10	55	6	4.9
Ara-10	40	6	7.69
Min	40.00	6.00	4.90
Max	102.00	11.00	7.69
Mean	72.11	7.33	6.53
Std Dev	20.79	1.73	1.29

Tesisin çıkış TN değerleri Şekil 4.9'daki grafikte yerleştirilmiş, yapılan simülasyon sonuçları ile grafikte karşılaştırılmıştır. Tesiste yapılan simülasyon değerleri de yüksek oranda gerçek değerlerle örtüşmektedir.



Şekil 4.9. Tesis TN giriş ve çıkış değerleri ile TN simülasyon değerleri karşılaştırılması

Ağustos ayı içerisinde tesise gelen atık suyun ayrıştırılma prosesi içerisinde 694 ton fazla çamur tesis içerisinde işlenerek uzaklaştırılmıştır.



Şekil 4.10. Yıllık tesisten çekilen çamur miktarları (m³/ay)

5. SONUÇLAR

Ülkemizde son yirmi yılda büyük çevresel yatırımlar yapılmıştır. Bu yatırımlar yüksek maliyetlerle yapılırken aynı zamanda ilk zamanlarda göze batmayan ancak daha sonra her arıtma tesisinin karşılaştığı temel sorunlardan biride işletme zorlukları ve buna bağlı olarak işletme maliyetleridir. Arıtma tesislerinin işletilmesi de kurulması gibi maliyetli bir sistemdir. Arıtma tesisleri işletilmesindeki temel sorun ise oluşan sorunların çözümlerinin ancak deneme yolu ile çözülmeye çalışılmasıdır. Sorunlar için üretilen çözümlerin uygulanmasında çıkabilecek problemler ancak uygulama yapıldıktan sonra görülmektedir. Örneğin yapılan bir arıtma tesisinin girişindeki parametrelerden birinin yüksek gelmesi durumunda uygulanacak çözümler literatürde yer almasına karşın bu çözümün mevcut tesis için uygun ve optimum çözüm olduğu önceden kontrol edilememekte genellikle çözümler deneme yanılma yoluyla bulunmaktadır. Bu bağlamda tesislerin bilgisayarda modellenerek çözümlerin simüle edilmesi bu sorunlara bir çözüm üretebilir. Uygulanacak çözümlerin gerçek sahada uygulanmadan önce bilgisayarda modellenmiş bir tesis üzerinde uygulanması ve uygulamada ortaya çıkabilecek olası problemlerin önceden görülmesi ile en uygun çözümün üretilmesi daha akılcı ve daha az maliyetli olacaktır.

Bu tezde Konacık Belediyesi Atıksu Arıtma tesisi modellenmiş ve tesiste varolan azot giderimindeki yetersizlik bir simülasyon programı kullanılarak giderilmiştir. Ayrıca tesiste uygulanması gereken optimum koşullar bilgisayarda GPS-X programı kullanılarak simüle edilmiş ve bu koşulların uygulaması sahada yapılarak sonuçları alınmıştır. Bu ve benzeri bilgisayar programlarının tesislerde dizayn ve işletme aşamalarında kullanılması hem tesislerin yapım maliyetlerini hemde işletme maliyetlerini minimize ederken aynı zamanda tesislerde oluşan sorunların çözümünde aktif rol oynayacaktır. Bu şekilde tesislerde oluşan sorunlar minimum maliyetle çözülebilir.

KAYNAKLAR

Adham S, Gagliardo P, 1998. Membrane bioreactors for water repurification phase I. Desalination research and development program report No. 34, U.S Department of Interior, Bureau of Reclamation, USA.

Anonim I: Water Environment Federation, 2001. Membrane bioreactors: Feasibility and use in water reclamation. ISBN 1–893664–36–8, Water Environment Research Foundation (WERF), USA.

Anonim II: U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1992. Guidelines for water reuse. Washington, DC, USA.

Anonim III: California Department of Health Services, 2000. Title 22 of the California Code of Regulations, www.dhs.ca.gov, USA.

APHA (American Public Health Association), 1995. Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater, Sixteenth edition, Washington, DC, USA.

Buisson H, Cote P, Praderie M, Paillard H, 1998. The use of immersed membranes for upgrading wastewater treatment plants, *Wat. Sci. Tech.*, 37 (9), 89–95.

Chaize S, Huyard A, 1991, Membrane bioreactor on domestic waste water treatment: Sludge production and modelling approach, *Wat. Sci. Tec.*, 23, 1591–1600.

Cicek N, Winnen H, Suidan T. M, Wrenn B. E, Urbain V, Manem J, 1998. Effectiveness of membrane bioreactors in the biodegradation of high molecular weight compounds, *Water Research*, 32 (5), 1553–1563.

Crawford G, Thompson D, Lozier J, Daigger G, Fleischer E, 2000. Membrane bioreactors – A designer’s perspective. Proceedings of the Water Environment Federation Technical Symposia, Anaheim, California, USA.

Daigger G. T, Rittmann B. E, Adham S, Andreottola G, 2005. Are membrane bioreactors ready for widespread application?, *Environ. Sci. Technol.*, 39 (19) 399A–406A.

Fan X. J, Urbain V, Qian Y, Manem J, 1996. Nitrification and mass balance with mbr for municipal wastewater treatment, IAWQ Conference, Singapore.

Fane A, Chang S, 2002. Membrane bioreactors: design and operational options, *Filtr. Sep.*, 39, 26–29.

Gunder B, 2001. The membrane–coupled activated sludge process in municipal wastewater treatment, Technomic Publishing, Lancaster, PA., UK.

Hasar H, 2001. Batık membran–aktif çamur sistemlerinin arıtma kapasitesinin geliştirilmesi ve modellenmesi, Doktora Tezi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.

Ishida H, Yamada Y, Tsuboi M, Matsumura M, 1993. Submerged membrane activated sludge process(KSMASP)–its application into activated sludge process with high concentration of MLSS, *Proc. of the 2nd Inter. Conf. on Advanced in Water and Effluent Treatment*, 321–330, Cumbria, UK.

Judd S. J, 2001. A review of fouling of membrane bioreactors in sewage treatment, School of Water Sciences, Cranfield University, UK.

Judd S. J, 2002a. The development of the membrane bioreactor technology for sewage treatment in the UK, School of Water Sciences, Cranfield University, UK.

Judd S. J, 2006. The MBR book: Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment, Elsevier, Oxford, UK.

Krauth K. H, Staab K. F, 1994. Pressurized biomembrane reactor for wastewater treatment, *Hydrotop*, 94, 555–562.

Lesjean B, Rosenberger S, Schrotter J. C, Recherche A, 2004. Membrane–aided biological wastewater treatment – an overview of applied systems, *Membr. Technol.*, 5–10.

Liu R, Huang X, Wang C, Chen L, Qian Y, 2000. Study on hydraulic characteristics in a submerged membrane bioreactor process, *Process Biochemistry*, 36, 249–254.

Manem J, Trouve E, Beaubien A, Huyard A, Urbain V, 1993. Membrane bioreactor for urban and industrial wastewater treatment: Recent advances. 66th Annual Conference, 51–59, Anaheim, California, USA.

Metcalf & Eddy, 1991. Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse, McGraw–Hill international Editions, Third Edition.

Muslu Y, 1994. Atıksuların arıtılması, İ.T.Ü Rektörlüğü Matbaası, 320–430, İstanbul.

Nuhoğlu A, 2000. Erzincan kenti evsel atıksularının karakterizasyonu ve atıksu arıtma tesisinin GPS–X bilgisayar programı kullanılarak modellenmesi, Doktora tezi, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Fen Bilimleri Enstitüsü, Atatürk Üniversitesi.

Orhon D, Artan N, 1994. Modelling of activated sludge systems, Technomic Publishing Company, Inc., U.S.A, 5–108.

Stephenson T, Brindle K, Judd S, Jefferson B, 2000. Membrane bioreactors for wastewater treatment, ISBN 1–900222–07–8, IWA Publishing, UK.

Tchobanoglous G, Burton F. L, 1991. Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse, 3rd Edn. Metcalf & Eddy, McGraw Hill, Inc. 1334 p.

Topark H, Aktif çamur sürecinin işletilmesi, Dokuz Eylül Üniv. Müh. Fakültesi, 2000

Van der Roest H. F, Lawrence D. P, Van Bentem A. G. N, 2002. Membrane bioreactors for municipal wastewater treatment, ISBN 1843390116, IWA Publishing, UK.

Visvanathan C, Ben Aim R, Parameswaran K, 2000. Membrane separation bioreactors for wastewater treatment, Crit. Rev., Environ. Sci. Technol., 30, 1–48.

www.wastewaterengineering.com

Yiğit Ö. N, 2007. Membran biyoreaktörü ile (MBR) evsel atıksu arıtımı. Doktora Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Müh. ABD, S.D.Ü.

Zenon Environmental Inc., 2002. www.zenon.com, Oakville, Ontario, Canada.

ÖZGEÇMİŞ

12.03.1979 tarihinde Bursa da dünyaya gelen Özgür Karaduman, İnegöl Turgutalp Anadolu Lisesi Mezunudur. Kocaeli Üniversitesi Mühendislik Fakültesine bağlı Makine Mühendisliği bölümünden mezun olmuş daha sonra Eskişehir Anadolu Üniversitesi İşletme bölümünü bitirmiştir. 2004 yılından beri Bursa Demirtaş Organize Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesislerinde Müdür olarak görev yapmaktadır.