T.C.
GEBZE TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KENTSEL ATIKSU ARITAN ARITMA TESİSİNİN MODELLENMESİ VE GENEL ATIKSU KARAKTERİSTİĞİNİN ENDÜSTRİYEL ETKİLERİNİN BELİRLENMESİ

YETER TURSUN
DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

GEBZE
2016

T.C.
GEBZE TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KENTSEL ATIKSU ARITAN ARITMA TESİSİNİN MODELLENMESİ VE GENEL ATIKSU KARAKTERİSTİĞİNİN ENDÜSTRİYEL ETKİLERİNİN BELİRLENMESİ

YETER TURSUN
DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

DANIŞMANI
PROF. DR. BÜLENT KESKİNLER
II. DANIŞMANI
DOÇ. DR. H.GÜÇLÜ İNSEL

GEBZE
2016

T.R.

GEBZE TECHNICAL UNIVERSITY

GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES

MODELLİNG OF URBAN WASTEWATER TREATMENT PLANT AND DETERMİNATION OF THE EFFECTS OF INDUSTRIAL DİSCHARGES ON URBAN WASTEWATER CHARACTERISTIC

YETER TURSUN

A THESIS SUBMITTED FOR THE DEGREE OF DOCTOR OF PHILOSOPHY

DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING

THESIS SUPERVISOR

PROF. DR. BÜLENT KESKİNLER

II. THESIS SUPERVISOR

ASSOC. PROF. DR. H.GÜÇLÜ İNSEL

GEBZE

2016

GEBZE TEKNİK ÜNİVERSİTESİ	DOKTORA JÜRİ ONAY FORMU

GYTE Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun 02/11/2015 tarih ve 2015/64 sayılı kararıyla oluşturulan jüri tarafından 18/04/2016 tarihinde tez savunma sınavı yapılan Yeter Tursun'ın tez çalışması Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında DOKTORA tezi olarak kabul edilmiştir.

JÜRİ

ÜYE
(TEZ DANIŞMANI) : Prof. Dr. Bülent Keskinler

ÜYE : Prof. Dr. Nihal Bektaş

ÜYE : Prof. Dr. Ahmet Karagündüz

ÜYE : Prof. Dr. Emine Ubay Çokgör

ÜYE : Doç.Dr. Ayla Arslan

ONAY

GYTE Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun
..... tarih ve ...../..... sayılı kararı.

İMZA/MÜHÜR

ÖZET

Bu çalışmada İSU Genel Müdürlüğü bünyesinde bulunan KAAT (Kentsel atıksu arıtma tesisi) atıksu karakterizasyonu ve modellemesi yapılmış, endüstriyel deşarjların genel atıksu karakteristiğine ve işletmeye etkileri incelenmiştir. Atıksu karakterizasyonu ve modellemesi için 2011 yılı kompozit numuneler kullanılmıştır. Biyolojik arıtılabilirlilik çalışmaları Eylül ayında alınan örnekle yürütülmüştür. 2011 yılı KAAT giriş KOİ değerleri 1930-3582 mg/L aralığında değişmekte, standart sapması 520 mg/L değerini almaktadır. Endüstrilerin AKDY'de (Atıksuların Kanalizasyona Deşarj Yönetmeliği) belirtilen deşarj limitlerine uymadığı belirlenmiştir. KAAT'ye en büyük etki maya,atıksularından kaynaklanmaktadır ve evsel atıksuların seyrelme etkisinin büyük olduğu görülmüştür. Biyolojik arıtılabilirlilik çalışmaları değerlendirildiğinde toplam atıksuyun %17.6 kolay ayrışabilir KOİ, % 6 sı çözünmüş inert KOİ, %28 'i çözünmüş yavaş ayrışabilir KOİ, %41 partiküler yavaş ayrışabilir KOİ, %7.4 partiküler inert KOİ olarak bulunmuştur. Aktif çamur ikili hidroliz şeklinde modellenmiş, simülasyonda Aquasim programı kullanılmıştır. KAAT nin deşarjının Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği'ne(KAAY) uymadığı belirlenmiştir. KAAY uymamasının nedeni olarak KAAT çıkışındaki inert KOİ ve yavaş hidroliz olabilen KOİ'nin olduğu tespit tespit edilmiştir. Endüstrilerin AKDY yönetmeliğe uymaları ve atıksu karakterinin evsel nitelikte olması halinde çamur üretiminde % 61 azalma, oksijen ihtiyacında % 61 azalma ve havalandırma enerji tüketiminde ise % 65 azalma olacağı tespit edilmiştir. Bu bölgede tüm endüstrilerin İSU denetim birimleri tarafından 24 saat kontrol edildiği, denetimler esnasında alınan numune analiz sonuçları ile KAAT sonuçlarının örtüşmediği ve sonuç olarak kaçak deşarjların olduğu sonucuna varılmıştır. Endüstrilerin denetimlerinin teknolojik olarak yapılmasının zorunlu hale geldiği, klasik yöntemlerle denetimlerin artık terk edilmesi gerekliliği öneri olarak sunulmuştur.

Anahtar Kelimeler: Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi, Endüstriyel Atıksu, Denetim, KOİ Bileşenleri, İnert KOİ, Hızlı Hidroliz Olan KOİ, Maliyet.

SUMMARY

In this study, the Urban Wastewater Treatment Plant (UWTP) under the General Directorate of Kocaeli Water, Sewerage Administration (ISU) was made of the wastewater characterization and modelling. The industrial discharges effects on the general wastewater features and their impact to general operation were examined The activated sludge model parameters and the charatecteristic of wastewater were determined using composite samples in 2011. İn 2011, UWTP inlet COD values ranging from 1930 to 3582 mg/L , standart deviation of COD was 520 mg/L. It was concluded that the industries did not observe discharge limits as specified in Regulations for wastewater discharge into sewage (AKDY). The greatest impact of UWTP is due to yeast wastewater and it was seen that that of great influence dilution of domestic wastewater.İn thebiological treatability studies ; % 17,6 readly biodegradable COD, % 6 soluble inert COD, % 28 slowly biodegradable soluble COD , % 41 slowly biodegradable partıculate COD and % 7.4 particulate inert COD of the total COD were evaluated. The activated sludge was modeled as binary hydrolysis and the simulation of UWTP were performed with Aquasim. The discharge of UWTP was determined not compatible of the Urban Wastewater Directive. As cause of non compliance the Urban Wastewater Treatment Directive ,it was determined inert and slowly biodegradable soluble COD of the discharge UWTP. It was also noted that if the regulations were observed, the sludge production, oxygen demand and energy costs could be reduced by % 61, % 61, % 65 respectively. At the end of this study, it was suggested that the industrial inspections should be conducted by more technological methods and more conventional methods should be abandoned.

Keywords: Urban Wastewater Treatment Plant, Industrial Wastewater, Cost Inspection, Illegal Discharge, KOİ Compenent, İnert COD, Hydrolysis COD,

TEŞEKKÜR

Çalışmalarımda her türlü desteği sağlayan tez yöneticisi hocam Sayın Prof. Dr. Bülent Keskinler, çalışmalarımın her aşamasında sabırla ve destekteğiyle bana yardımcı olan Sayın Doç. Dr. H. Güçlü İnsel'e yine Prof. Dr. Emine Ubay Çokgör'e en içten teşekkürlerimi sunarım.

Bana her zaman desteklerini eksik etmeyen Çevre Yüksek Mühendisi Gülcan Turan, Çevre Yüksek Mühendisi Taner Alkay'a çok teşekkür ederim.

Her zaman büyük desteklerini gördüğüm canım annem Melek Tursun ve canım babam Alirıza Tursun'a, yine ablalarım Senem Tursun Canpolat, Gülhanım Tursun, Cevahir Tursun, kardeşlerim Funda Budak ve Ümit Tursun'a çok teşekkür ederim.

Aslında yanlarında olmam gerekirken ihtiyaçları olduğu zamanları bu süreçte kullandığım çocuklarım Berk Can ve Alara Naz'dan özür dileyerek, olgunluklarından dolayı iki canıma teşekkür ediyorum.

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET	vi
SUMMARY	vii
TEŞEKKÜR	viii
İÇİNDEKİLER	ix
SİMGELER VE KISALTMALAR	xvi
ŞEKİLLER DİZİNİ	xv
TABLOLAR DİZİNİ	xvii
1. GİRİŞ	1
1.1.Tezin Amacı, Katkısı ve İçeriği	2
1.2. Modelleme İle İlgili Çalışmalar	3
2. KURAMSAL TEMELLER	9
2.1. Atıksulardan Kaynaklanan Çevresel Sorunlar	9
2.1.1. Atıksularda Kirletici Etki Oluşturan Unsurlar	9
2.2. Endüstriyel Atıksuların Arıtma Yöntemleri	10
2.2.1. Konvansiyonel Yöntemler	10
2.2.2. İleri Arıtma Yöntemleri	11
2.3. Endüstriyel Atıksuların Arıtılmasında Uygulanan Önemli Faktörler	12
2.3.1. Endüstriyel Atıksuların Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılması	12
2.3.2. Endüstriyel Atıksuların Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılmasının Avantaj ve Dezavantajları	13
2.4. Atıksu Karakterizasyonu	14
2.4.1. Kolay Ayrışabilir Organik Maddenin Belirlenmesi	16
2.4.2. Yavaş Ayrışan Organik Maddenin Belirlenmesi	23
2.4.3. Çözünmüş Ve Partiküler İnert Maddelerin Belirlenmesi	24
2.5. Atıksu Arıtma Tesisinin Modellenmesi	34
3. AKTİF ÇAMUR MODELLERİ	36
3.1. IAWQ Çalışma Grubu 1 No lu Modeli (ASM1)	36
3.1.1. Modelde Yer Alan Karbonlu Ve Azotlu Maddelerin Sınflandırılması	39

3.1.2. Modelde Kullanılan Parametreler 39
3.1.3. Modelde Yer Alan Prosesler 41
3.1.3.1. Heterotrofların Aerobik Olarak Çoğalması 41
3.1.3.2. Heterotrofların Anoksik Olarak Çoğalması 41
3.1.3.3. Ototrofların Aerobik Olarak Çoğalması 42
3.1.3.4. Heterotrofik Biyokütlenin Bozunması 42
3.1.3.5. Ototrofik Biyokütlenin Bozunması 42
3.1.3.6. Çözünmüş Organik Azotun Amonifikasyonu 42
3.1.3.7. Tutulmuş Organik Azotun Hidrolizi 43
3.1.3.8. Modelin Matematiksel İfadesi 47
3.1.3.9. ASM1 Modelindeki Kabuller ve Kısıtlamalar 50
3.2. Aktif Çamur Model No.2 (ASM2) 52
3.3. Aktif Çamur Model No.3 (ASM3) 54
4. SİMÜLATÖRLER 57
4.1. Model Paketleri 57
4.1.1. Biowin 57
4.1.2. Simba 58
4.1.3. Stoat 58
4.1.4. Gps-X 58
4.1.5. West 58
4.1.6. Aquasim 58
4.1.7. Efor 58
4.1.8. Diğerleri 59
4.2. Neden Simülatörler 59
4.2.1. Simülatörleri Neye Göre Satın Almalıyız 59
5. KALİBRASYON 60
5.1. Kalibrasyonun Amacı 61
5.2. Kalibrasyon Prosedürü 61
6. MATERYAL METOD 63
6.1. Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi 64
6.1.1. KAAT Üniteleri 67
6.1.1.1. Otomatik Temizlemeli İnce Izgara ve Izgara Presi 69
6.1.1.2. Elle Temizlemeli Kaba Izgara 69
6.1.1.3. Giriş Pompa İstasyonu 70

6.1.1.4. Havalandırmalı Kum Tutucu ve Yağ Tutucu 70
6.1.1.5. Dengeleme Tankı 71
6.1.1.6. Ön Çöktürme Tankları 72
6.1.1.7. Havalandırma Tankları 72
6.1.1.8. Son Çöktürme Tankları 73
6.1.1.9. Klor Temas Tankı 74
6.1.1.10. Çamur Yoğunlaştırma Tankı 74
6.1.1.11. Çamur Susuzlaştırma Ünitesi (Dekantör) 75
6.1.2. KAAT Atıksu Özellikleri 75
6.1.3. Tesis İşletme Bilgileri 79
6.2. Kentsel Atıksu Arıtma Tesisine Bağlı Endüstrilerin Atıksu Kirlilik Profili 82
6.2.1. Kirlilik Profili İçin Kabullar ve İzlenen Yol 84
6.2.2. Numune Alma Şekli Ve Analiz Metodları 85
6.3. Arıtılablirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu 86
6.3.1. İnert Organik Madde Bileşiminin Belirlenmesine Yönelik Çalışmaları 86
6.3.2. Kolay Organik Madde Bileşimi Belirlenmesine Yönelik Çalışmaları 87
6.3.3. Analiz Yöntemleri 87
6.4. Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinin Modellemesi 87
7. SAYISAL VE DENEYSEL SONUÇLAR 90
7.1. KAAT Bağlı Endüstrilerin KOİ Yükünün Belirlenmesi 90
7.2. KAAT Bağlı Endüstrilerin AKM Yükünün Belirlenmesi 97
7.3. KAAT Bağlı Endüstrilerin Azot Yükünün Belirlenmesi 101
7.4. KAAT'ye Bağlı Endüstrilerin Fosfor Yükünün Belirlenmesi 105
7.5. KAAT' ye Bağlı Endüstrilerin AKDY Uygunluğu 106
7.6. KAAT' ye Bağlı Olan Endüstriler Ayrı Ayrı Devreden Çıktığında Giriş KOİ Değerleri 106
7.7. KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesi 108
7.8. Eylül 2011 Ayı Atıksu Numunesi ile Yapılan Deneysel Çalışmalar 108
7.9. Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinin AQUASİM Programı İle Simülasyon 116
7.10. KAAT Performansının Değerlendirmesi 123
7.11. Maya Endüstrisinin KAAT Deşarjına Etkisi 125

7.12. KAAT Endüstriyel Atıksu Özeliği Yerine Kentsel Atıksu Özeliği Gösterdiğinde Deşarj daki Değişim. 127
7.13. KAAT Endüstriyel Atıksu Özeliği Yerine Kentsel Atıksu Özeliği Gösterdiğinde KAAT Oksijen ve Çamur Üretimi 128
7.14. KAAT Endüstriyel Atıksu Özeliği Yerine Kentsel Atıksu Özeliği Gösterdiğinde Havalandırma Tanklarında Enerji Tüketimi 131
8. SONUÇLAR VE ÖNERİLER 134

KAYNAKLAR 138
ÖZGEÇMİŞ 148
EKLER 149

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler ve Kısaltmalar		**Açıklamalar**
b_H	:	İçsel solunum hızı, (1/gün)
F_{EX}	:	Biyokütlenin partiküler inert madde fraksiyonu
F_{ES}	:	Biyokütlenin çözünmüş inert madde fraksiyonu
K_{HS}	:	Hızlı hidroliz olabilen organik madde için hidroliz hızı, (1/gün)
K_{HX}	:	Yavaş hidroliz olabilen organik madde için hidroliz hızı, (1/gün)
Ks	:	Yarı doygunluk sabiti, (mgKOİ/l)
K_{XS}	:	Hızlı hidroliz olabilen organik madde için hidroliz yarı doygunluk sabiti, (mg KOİ/mg KOİ)
Kxx	:	Yavaş hidroliz olabilen organik madde için hidroliz yarı doygunluk sabiti, (mg KOİ/mg KOİ)
S_H	:	Hızlı Hidroliz olabilen organik madde, (mg KOİ/l)
SI	:	Çözünmüş İnert organik madde, (mg KOİ/l)
Sp	:	Mikrobiyal çözünmüş organik madde, (mg KOİ/l)
Ss	:	Kolay ayrışabilir organik madde, (mg KOİ/l)
X_H	:	Hetetrofik Bakteri Miktarı
XI	:	Partiküler İnert organik madde, (mg KOİ/l)
Xp	:	Mikrobiyal partiküler organik madde, (mg KOİ/l)
Xs	:	Yavaş Hidroliz Olabilen organik madde, (mg KOİ/l)
μ_H	:	Maksimum hetetrofik çoğalma hızı, (1/gün)
Y_H	:	Hetetrofik dönüşüm oranı, (mg KOİ/mg KOİ)
AKDY	:	Atıksuların Kanalizasyona Deşarj Yönetmeliği
AKM	:	Askıda katı madde
BOİ	:	Biyolojik oksijen ihtiyacı
İSU	:	Kocaeli Su ve Kanalizasyon İdaresi
KAAT	:	Kentsel atıksu arıtma tesisi
KAAY	:	Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği
KOİ	:	Kimyasal oksijen ihtiyacı
MLSS	:	Havalanırma tankındaki askıda katı madde

SKKY	:	Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği
TN	:	Toplam azot
TP	:	Toplam fosfor
UAKM	:	Uçucu askıda katı madde

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil No:		Sayfa
2.1:	Giriş atıksuyunda toplam KOİ fraksiyonları.	15
2.2:	Çıkış akımında KOİ fraksiyonları.	16
2.3:	Substrat tüketim prosesinin şematik gösterimi.	19
2.4:	OTH profili ile Ss belirlenmesi.	21
2.5:	Aerobik kesikli testte kolay ayrışan KOİ belirlenirken F/M oranı ve UAKM konsantrasyonu değişikliklerinin etkisi.	22
2.6 :	Kolay ayrışabilir substrat konsantrasyonunun OTH profili ile belirleme.	23
2.7:	İnert KOİ profilleri.	30
2.8:	Karşılaştırmalı metoda göre KOİ profilleri.	32
3.1:	Karbonlu maddelerin sınıflandırılması.	36
3.2:	Azotlu maddelerin sınıflandırılması.	37
3.3:	ASM1 modeli akış diyagramı.	44
3.4:	Fosfor organizmaların (PAO) depolama ve büyümeleri için ASM2 Modeli substrat akış şeması.	53
3.5:	Heterotrofik ve otorotrofik biokütle için ASM1 ve ASM3 modeli substrat akış diyagramı.	55
5.1:	Kalibrasyon metadolojisinin şematik gösterimi.	62
6.1:	Kocaeli sınırları içersindeki büyük arıtma tesisleri ve kapasiteleri.	64
6.2:	KAAT genel görünümü.	67
6.3:	KAAT vaziyet planı.	67
6.4:	KAAT proses akım şeması.	68
7.1:	Eylül 2011 numunesine ait ss belirleme grafiği.	109
7.2:	Kentsel AAT Eylül 2011 nununesinde çözünmüş KOİ zamanla değişimi.	100
7.3:	Kentsel AAT Ham atıksu beslenen reaktörde koi profili	112
7.4:	Kentsel AAT Süzülmüş atıksu beslenen reaktörde KOİ profili	112
7.5:	KAAT Aquasim programında kullanılan üniteler akış diyagramı.	116
7.6:	Ölçülen çıkış suyu toplam KOİ konsantrasyonu ve model simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması.	118
7.7:	Ölçülen çıkış suyu Çözünmüş KOİ konsantrasyonu ve model simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması.	119

7.8: Ölçülen çıkış suyu 2012 yılı toplam KOİ konsantrasyonu ve model simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması. 120
7.9: 2012 yılı Ölçülen çıkış suyu çözünmüş KOİ konsantrasyonu ve model simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması. 121
7.10: KAAT simülasyon çıkış KOİ fraksiyonları. 125
7.11: Maya endüstri atıksuları KAAT atıksularıyla belirli oranlarda karşılaştırıldığında simülasyon deşarj değerleri 126
7.12: KAAT deşarj değerleri ve KAAT'ye gelen atıksular tamamen evsel Atıksu özeliği gösterdiğinde simülasyon deşarj değerleri. 128
7.13: KAAT'de üretilen çamur miktarları. 130
7.14: KAAT Aktif Çamur Oksijen İhtiyacı Miktarları (Kg O_2/gün). 131
7.15: KAAT havalandırma tankı enerji miktarları (kWh/gün). 132

TABLOLAR DİZİNİ

Tablo No:		Sayfa
2.1:	Kolay ayrışabilir organik maddenin belirlenmesi için önerilen metotlar.	17
2.2:	Atıksularda İnert Organik Maddelerin Belirlenmesi İçin Tavsiye Edilen Yöntemler.	25
2.3:	Partiküler inert KOİ ile ilgili literatürde veriler.	32
2.4:	Evsel kaynaklı atıksu literatür verileri.	33
3.1:	ASM1 modelinde ki parametrelerin sıcaklıkla ilişkisi.	40
3.2:	ASM1 modelinin matris şeklinde gösterimi.	46
6.1:	Kentsel atıksu tesisi tasarım debileri.	65
6.2:	Kentsel atıksu tesisi tasarım kirlilik yük değerler.	65
6.3:	Tesis kabul kriterleri.	66
6.4:	İnce ızgara özellikleri.	69
6.5:	Kaba ızgara özellikleri.	69
6.6:	Giriş pompa istasyonu özellikleri.	70
6.7:	Havalandırmalı kum tutucu ve yağ tutucu özellikleri.	71
6.8:	Dengeleme tankı özellikleri.	71
6.9:	Ön çöktürme tankı özellikleri.	72
6.10:	Havalandırma tankı özellikleri.	73
6.11:	Son çöktürme tankı özellikleri.	74
6.12:	Klor temas tankı özellikleri.	74
6.13:	Çamur yoğunlaştırma tankı özellikleri.	75
6.14:	Çamur susuzlaştırma ünitesi özelikleri	75
6.15:	Analizlerde kullanılan metodlar.	76
6.16:	KAAT giriş suyu karakterizasyonu.	77
6.17:	26.06-04.07.2011 KAAT giriş ve ön çökeltim çıkış karakteristiği	78
6.18:	KAAT çıkış suyu karakteristiği.	79
6.19:	KAAT işletme Bilgileri.	80
6.20:	SKKY Tablo 19 karışık endüstri suların alıcı ortam deşarj standartı	82
6.21:	91/271/EEC direktifine göre deşarj kriterleri.	82
6.22:	KAAT' ye bağlı endüstri kolları ve bağlı olduğu yönetmelikler.	84
6.23:	Analizlerde kullanılan metodlar.	85

6.24: KAAT için aktif çamur modelinin ikili hidrolize göre matrix sunumu 89
7.1: KAAT kirlilik yükü ve işletmelerin kirlilik yükleri. 91
7.2: KAAT 'ye gelen işletmelerin denetimler sonucu yakalanan bazı endüstrilerin yüksek değerleri ve evsel atıksuların azami yük durumları 92
7.3: Türkiye'deki bazı şehir atıksularının karakterizasyonu. 93
7.4: Evsel atıksu karakterizasyonu. 93
7.5: KAAT' ye gelen endüstrilerin tahmini gereği ham arıtılmamış şekilde kanala deşarj ile KOİ yük durumları. 95
7.6: Maya endüstrisi devreden çıktığında KOİ ve AKM değişimleri. 96
7.7: Tüm endüstrilerin ayrı ayrı KAAT' ye % KOİ yükü etkileri. 97
7.8: KAAT endüstrilerin ayrı ayrı AKM yükleri. 98
7.9: KAAT' ye gelen endüstrilerin tahmini gereği ham arıtılmamış şekilde kanala deşarj ile AKM yük durumları. 100
7.10: Tüm endüstrilerin ayrı ayrı KAAT' ye % AKM yükü etkileri. 101
7.11: KAAT endüstrilerin ayrı ayrı TN yükleri. 102
7.12: KAAT' ye gelen endüstrilerin tahmini gereği ham arıtılmamış şekilde kanala deşarj ile TN yük durumları. 104
7.13: Tüm endüstrilerin ayrı ayrı KAAT' ye % TN yükü etkileri. 105
7.14: Endüstriler münferit devre dışı kaldığında KAAT giriş KOİ değeri 107
7.15: Kentsel AAT ham atıksu beslenen reaktörde KOİ profili değerleri 111
7.16: Kentsel AAT süzülmüş atıksu beslenen reaktörde KOİ profili değeri 111
7.17: Deneysel Sonuçların Değerlendirilmesi. 114
7.18: KAAT KOİ fraksiyonlarının literatürle karşılaştırılması. 115
7.19: Aquasim programında kullanılan KAAT işletme bilgileri. 116
7.20: Aquasim programında kullanılan KAAT giriş suyu karakterizasyonu. 117
7.21: KAAT simülasyonda kullanılan parametre değerleri. 118
7.22: KAAT 2012 giriş – çıkış değerleri. 120
7.23: KAAT kinetik ve stokiyometrik katsayı literatür karşılaştırılması. 122
7.24. Gebze KAAT giriş ve çıkış KOİ değerleri. 127

1. GİRİŞ

Dünyada artan nüfüsla birlikte endüstriyel faaliyetler, teknolojik gelişmeler ve yaşam standartlarının yükselmesi sonucunda atıklar her geçen zaman içinde hızla artmaktadır. İnsanların yaşam kaynağı olan su kaynakları gittikçe tükenmektedir. Ülkemiz doğal su kaynakları açısından fakirdir. Ülkemiz gelişmekte olduğundan endüstriyel faaliyetleri sonucu doğal su kaynaklarını kirletmekte ve bunun sonucu olarak ta pek çok çevresel sorunla karşı karşıya kalmaktadır. Atıksular için tedbir alınmaması durumunda doğal su kaynakları kirlenmekte ve yaşamı tehdit etmektedir.

Evsel ve endüstriyel atıksular içerisindeki kirletici maddeler kontrolsüz olarak alıcı ortama desarj edildiğinde bölgenin ekolojik dengesinin bozulmasına sebep olmaktadır. Bunun sonucunda yerüstü ve yeraltı içme suyu kaynakları da kirlenmektedir. Bundan dolayı atıksuların kullanımından sonra alıcı ortam özeliğine göre mutlaka arıtılması gerekmektedir.

Kentsel Atıksu Arıtmı Yönetmeliği‘nin (KAAY) çıkmasıyla birlikte endüstriler atıksularına ön arıtma yapıp evsel atıksularla kollektöre bağlanmaktadırlar ve böylelikle ikinci bir arıtmadan geçerek alıcı ortama verilmektedir.

Endüstri atıksularının proseslerinin güvenilir olarak izlenmesi, kontrol edilmesi en az proses sonunda daha kaliteli ürün elde etmek kadar ikinci arıtmanın verimi ve maliyetleri açısından büyük öneme sahiptir İzleme ve kontrol yöntemleri, endüstriyel uygulamalarda çok yaygın olsa bile kirlilik problemlerinin arttıgı ve çevre koruma yönetmeliklerin sıkılastırdıgı kurallar çerçevesinde proseslerinin kontrolünde de de yenilikçi yaklasımlara ihtiyaç duyulmaktadır. Atıksu arıtma tesisleri yatırım ve isletme maliyetleri çok yüksek olduğundan akılcı yaklasımlar ile izlenmesi, kontrol edilmesi elzemdir.

Biyolojik arıtma sistemlerinin uygulandığı endüstri atıksularına ait tesislerin tasarımında, atıksuların içerdiği toplam organik madde yükünün belirlenmesinin yanı sıra bu organik madde karakterizasyonu, başka bir deyişle KOİ bileşenlerinin bilinmesinin arıtma verimi için önemlidir. Amaçlanan arıtma verimlerine ulaşılabilmesi için, atıksularda bulunan KOİ’nin ne kadarının kolay ayrışabilir ne kadarının yavaş ayrışabilir özellikte olduğunun bilinmesine ek olarak, bu atıksulara ait biyolojik arıtılabilirlik çalışmaları yapılarak biyolojik olarak ayrıştırılamayacak olan inert KOİ bileşenlerinin belirlenmesi ve ayrışabilen bileşenlerin biyobozunurluk

davranışlarının ve ayrışma hızlarının saptanması önemlidir [Wentzel et al., 1999], [Hu et al., 2002], [Dulekgurgen vd., 2006], [Karahan vd, 2006].

Su kaynaklarının tükenmesi sebebiyle mevcut kaynakların korunması için atıksu arıtma tesislerinden daha yüksek kalitede arıtılmış su istenmesi gün geçtikçe artan sıkı deşarj standartlarından dolayı, bu tesislerin daha verimli işletilmesi ve kontrol edilmesi gerekmektedir. Atıksu arıtımı karışık ve dinamik bir yapıyı bünyesinde bulundurmakta ve bu çoğu zaman arıtma tesislerinde işletme problemleriyle karşılaşılmasına neden olmaktadır. Günümüzde, atıksu arıtma tesislerinde önemli parametrelerin takibi, kontrolü arıtma prosesi dinamiklerinin modellenmesi ile gerçekçi ve ekonomik olmaktadır.

Atıksu arıtma proseslerinin matematiksel modellenmesi, proses ve sistemin durumunun detaylandırılması için tesis tasarımı, işletmesi, kontrolü, işletme problemlerinin tespitinden ve giderilmesinden eğitim alanına kadar geniş bir uygulama alanına sahiptir [Ladiges et al., 2001], [Morgenroth et al., 2002], [Gokcay ve Sin, 2004], [Nuhoglu vd., 2005].

Aktif çamur sistemlerinin modellenmesi ve dinamik simülasyonundan bahsedildiğinde, ASM modelleri (Activated Sludge Model) ilk akla gelenlerdir. 1987 yılında IAWQ Çalışma grubu tarafından ASM olarak adlandırılan ve şu anda kullanılan programlara temel teşkil eden oldukça kapsamlı bir model geliştirilmiştir. Öncelikle evsel daha sonra da endüstriyel atıksu arıtma tesislerinin modellenmesi ve simülasyonunda yaygın bir kullanım alanı bulmuştur.

1.1. Tezin Amacı, Katkısı ve İçeriği

Bu çalışmanın amacı, kentsel atıksu arıtma tesisine bağlı yaklaşık 47 fabrikaya ait atıksu deşarjının arıtma tesisi giriş atıksu karakteristiğine, işletme parametrelerine ve arıtma verimine etkileri modellenerek endüstriyel deşarjların kontrolü değerlendirilecektir. Yapılan modelleme çalışması ile atıksu arıtma tesisine bağlı endüstrilerin işletmeye etkilerinin kararlı bir şekilde bulunması, nasıl kontrol altına alınacağı ve ne kadar faydalı olabileceği araştıralacaktır.

Bu çalışma kapsamında, atıksu arıtma tesisi giriş ve çıkış noktalarından bir sene boyunca alınan 24 saatlik kompozit atıksu numunelerine ait analiz sonuçları ve arıtma tesisine bağlı olan endüstrilerin atıksu deşarj noktalarından alınan anlık atıksu numunelerine ait analiz sonuçları, proses bilgileri ve literatür bilgileri kullanılacaktır.

Atıksu örneklerinde kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), askıda katı madde (AKM), toplam azot (TN) parametrelerin üzerinde durulacak ve endüstrilerin arıtma tesisine KOİ, AKM ve TN katkıları belirlenecektir. Atıksu örneklerinde KOİ parametresi ASM modelinin gerektirdiği gibi karakterize edilecektir. Literatür, proses ve debi bilgileriyle kütle dengesi dikkate alınarak endüstrilerin KOİ karakterizasyonu yapılacaktır. Arıtma tesisinin matamatiksel modeli Aquasim programı kullanılarak oluşturulacaktır. Modelde KAAT deşarj KOİ bileşenleri belirlenecektir. Kentsel atıksu arıtma tesisi evsel atıksu özeliği gösterdiğinde deşarj değerleri ne olacağı Aquasim programı kullanılarak belirlenecektir. Kentsel atıksu arıtma tesisi dizayn, 2011 yılı mevcut durum ve tesise evsel atıksu özeliğinde atıksular geldiğinde oksijen ihtiyacı, çamur üretimi ve maliyet hesapları yapılarak karşılaştırılacaktır.

1.2. Modelleme İle İlgili Çalışmalar

Günümüzde hedeflenen tesis performansına ulaşmak ve tesis optimizasyonu modellerle daha kolay hale gelmiştir. ASM modelinin uygulandığı bazı çalışmalar ve sonuçları bu bölümde özetlenmiştir.

İsviçre'deki Zürich-Werdhölzli (350.000 EN), Zürich-Glatt (110.000 PE) ve Wattwil (20.000 PE) atıksu arıtma tesislerinin atıksuları [Siegrist et al., 1992] tarafından ASM1 modeli kullanılarak detaylandırılmıştır. Zürich-Glatt ve Wattwil arıtma tesislerinde kısmi nitrifikasyon, Zürich-Werdhölzli arıtma tesisinde ise tam nitrifikasyon süreçlerinin olduğu belirlenmiştir. Bu üç atıksu arıtma tesisinden elde edilen veriler ile KOİ ve nitrifikasyon modellenmiş, kalibrasyon ve verifikasyon çalışmaları yapılarak sonuçları irdelenmiştir. Bir başka çalışma da ise Harlingen (Hollanda) atıksu arıtma tesisi ASM1 modeli olşturulup SIMBA programı ile proses modifikasyonlarının verimliliği ele alınmıştır [Leeuw et al., 1996]. Tesise başka bir tesisin çamur susuzlaştırma ünitesinden arasıra azotça zengin süzüntü sularının yanı sıra klorür ve fosfor içeren endüstriyel atıksular da gelmektedir. Model üç haftalık bir süreçte online ölçülen parametreler ile kalibre edilmiştir. Ölçüm periyodu boyunca, yağış ve kontrolsüz endüstriyel deşarjlardan dolayı tesisin hidrolik ve organik yükü önemli ölçüde salınım göstermiştir. Bu durumlarda tesis deşarjlarında pik amonyum konsantrasyonlarının oluşmasına sebep olmuştur. Modelin kalibrasyonundan sonra farklı proses modifikasyonlarının deşarj konsantrasyonları üzerine etkisi, maliyetsiz veya az maliyetli (filtre suları ve endüstriyel atıksuların dengelenerek dozlanması,

nitrifikasyon tanklarında iyileştirilmiş manuel oksijen kontrolü) ve maliyeti yüksek olan modifikasyonlar (bütün denitrifikasyon tanklarında mekanik karışım ve otomatik oksijen kontrolü, nitrifikasyon ve denitrifikasyon tanklarının yeniden düzenlenmesi, daha yüksek geri çevrim oranı) olmak üzere iki şekilde incelenmiştir. Az maliyetli şekilde çıkış TN konsantrasyonlarında azalma elde edilmesine karşın, 10 mg/L'lik deşarj standartları yüksek maliyetli modifikasyonla yakalanmıştır. Arıtma tesisi optimizasyonunun dinamik simülasyonun pozitif etkilerini, Almanya'da iki farklı evsel atıksu arıtma tesisinde ele almışlardır [Dorgeloh et al., 1996].

ASM1 modeli ile SIMBA programı, kullanılarak simülasyon çalışmalarında yapılmıştır. Kısmi denitrifikasyon yapan birinci tesiste çamur arıtımı proses sularının yönetimi senaryosunun etkileri değerlendirilmektedir. O_2 konsantrasyonu ayarlanması, her iki tesiste de ortak olarak ele alınan başka bir senaryodur. Her iki tesiste uygulanan kurgu ile azot (NH_4-N, NO_3-N) deşarjlarında iyileşme sağlamasının yanı sıra % 10 enerji tasarrufu da sağlamıştır. Deşarj değerlerini sağlamak açısından öngörülen havuz hacminin % 100 artırılmasına da gerek olmadığı yapılan simülasyon çalışmalar sonucunda ortaya çıkmıştır. Evsel ve endüstriyel atıksuların birlikte arıtıldığı, tam ölçekli iki tesisin performanslarını iyileştirmek amacıyla ASM1 ile modellemişlerdir [Coen et al., 1997]. Her iki tesis, respirometrik ve laboratuar çalışmalarından elde edilen bir aylık ölçüm sonuçları ile kalibre edilmiştir. Endüstriyel atıksu arıtma tesisinin yüksek azotlu atıksuları predenitrifikasyon ünitesine sahip bir sistemde arıtılmakta ve dışarıdan karbon ilavesi yapılmaktadır. Enerji ile karbon tüketimi arasında bağlantı kullanılarak, işletme masraflarını azaltmak amacıyla senaryoya dayalı simülasyon çalışmaları yürütülmüştür. Simülasyon çalışmaları neticesinde, karbon kaynağının fazla miktarda dozlandığı ve dozlama miktarının kontrol edilmesi gerektiği önerilmektedir. % 40 endüstriyel kaynaklı atıksu arıtan Hoogstraten (Belçika) kentsel atıksu arıtma tesisinde (45.000 EN) deşarj Toplam azot konsantrasyonu limit değelerini aştığından, farklı işletme stratejileri geliştirmek için senaryolar yapılmıştır. Deşarj Toplam azot konsantrasyonlarının özellikle hafta sonları değerlerin sağlanması açısından evsel atıksu arıtma tesisinin biyolojik arıtma ünitesine ek olarak anoksik bir bölge oluşturulması önerilmektedir [Ladiges et al., 2001].

Kölnbrandhöft/Dradenau (Almanya) atıksu arıtma tesisine (1,85 milyon EN) tasfiye edilen başka bir tesisin (250.000 EN) atıksularının bağlanması halinde azot

(NH_4-N ve NO_3-N) deşarj değerlerinin sağlanması için senaryolar araştırmışlardır. Simülasyon çalışmaları SIMBA programı ile ASM1 modeline göre yapılmıştır. Model kalibrasyonu 14 günlük analizler sonucunda elde edilen 4.000 veri ile gerçekleştirilmiştir. Birbirinden farklı senaryolarla muhtemel 19 çözüm önerisi dinamik simülasyon çalışmaları ile karşılaştırılmış ve değerlendirilmiştir. Çalışmaların sonucunda çamur süzüntü proses suları depolama tankı hacminin arttırılması ile çıkış suyu standartlarının sağlanabileceği ortaya çıkmaktadır. Tesisin mevcut kullanılmayan kapasitesinin aktifleştirilmesi esasına dayanan tesis içi optimizasyon çalışmalarının, bilinen yöntemlerle tesisin genişletilmesi karşısında % 75 oranında maliyeti düşürücü yönde pozitif etki yapacağı vurgulanmaktadır.

[Beck, 2005] tarafından üzüm hasat süresince yüksek organik kirlilik ve debi salınımından ötürü işletme sorunlarıyla karşı karşıya kalan Beblenheim (Fransa) evsel atıksu arıtma tesisinde (20.000 EN) KOİ giderim veriminin iyileştirilmesi ve çökeltme havuzu kapasitesinden kaynaklanan performans limitlerini değerlendirmek amacıyla değişik proses modifikasyonları ve yönetim stratejileri simülasyon çalışmaları ile karşılaştırma yapılmıştır. ASM1 modeli GPS-X programı ile birlikte kullanılarak biyolojik proseslerin simülasyonu yapılmıştır.. Kurak hava ve hasat dönemi için atıksu KOİ fraksiyonları her biri için ayrı ayrı belirlenmiştir. Hasat dönemi atıksularının büyük oranda biyolojik kolay parçalanabilir KOİ fraksiyonundan (% 85) oluştuğu görülmüştür. İyileştirme senaryoları ile ikiden fazla havalandırma havuzu sayısının KOİ giderimini önemli oranda gidermediğii, bir reaktör yerine sabit hacimli iki reaktör inşası ile hidrolik optimizasyonun en iyi olacağı, buna ek olarak iki reaktör arasına ikinci bir çökeltim havuzunun yapılmasının arıtım verimini artıracağı, hattın giriş tarafında karıştırılan ve havalandırılan bir dengeleme havuzu inşaasının pik organik madde kontrolünün yanı sıra arıtımının bu aşamada başlamasını sağlayabileceği sonucuna varılmaktadır.

Geniş bir uygulama alanı bulan ASM1 modeli önerilen orjinal haliyle kullanıldığı gibi uygulamalarda karşılaşılan özel durumlar ve modelin daha basit kullanılabilirliğini artırmak amacıyla yapılan modifiye uygulamaları da oldukça yaygın kullanılmaktadır.

Modifiye ASM1 modeli esas alınarak, 160.000 m^3/gün'lük bir debi için tasarımlanan Bromma (İsveç) atıksu arıtma tesisi EFOR programı ile modellenmiştir [Finnson, 1993]. Biyolojik arıtım ünitesi klasik aktif çamur prosesinden oluşan tesis predenitrifikasyon ünitesi şeklinde hacmi artırılmıştır. Sadece Temmuz-Ekim

aylarında nitrifikasyon olduğundan , yılın kalan kısmında altı paralel hattın birinde nitrifikasyonun devam ettirilmesi ve nitrifikasyon başlangıcında bu hattan tekrar diğer hatlara besleme yapılması tasarlanmıştır. Sonuçta bahsi geçen senaryonun başarı ile simülasyonun olabileceği ortaya konmuştur. Ayrıca nitrifikasyon başlangıcında, beslemenin deşarjta NH_4-N konsantrasyonunun hızlı bir şekilde düşme etkisinin az olduğu görülmüştür.

Modifiye ASM 1 modeli ile [Carucci et al., 1999] tarafından azot giderimi yapan büyük ölçekli Roma-Est (800.000 EN) aktif çamur arıtma tesisi modellemiştir. Model kalibrasyonunda 1 aylık günlük ortalama değerler kullanılmıştır. Giriş atıksu organik fraksiyonlarını karakterize etmek ve kinetik parametrelerini hesaplamak için fiziksel-kimyasal metotla beraber respirometrik testler de yürütülmüştür. Biyolojik kolay parçalanabilir KOİ (SS), respirometrik yöntemle % 8 iken fiziksel-kimyasal metotta ise % 15 olarak bulunmuştur. Simülasyon, atıksu arıtma tesisi akış diyagramına göre ve işletme koşulları değiştirilerek, tesis operatörlerinin gereksinimlerine göre yapılmıştır. Sonuçlar göstermiştir ki , üç hat yerine iki hat ile arıtım yapılması işletmede büyük bir iyileşme sağlamaktadır. Bunun yanı sıra, ne ön çökeltim tankının kullanımı ne de havalandırılmış çamurun anoksik üniteye sirkülasyonu kullanışlı görünmemektedir.

Tam ölçekli başka bir uygulamada ise, Kungsängen (İsveç) evsel atıksu arıtma tesisinde aktif çamur modellemesi için atıksu karakterizasyonunun basitleştirilmesi [Xu and Hultman, 1996]'ın çalışmasında irdelenmiştir. ASM1 modelinin modifiye versiyonu EFOR paket bilgisayar programı ile birlikte kullanılmıştır. Kalibrasyon işlemi, stabil hal ve dinamik simülasyon olmak üzere iki aşamada gerçekleştirilmiştir. Atıksu karakterizasyonu için sadece Oksijen Tüketim Hızı (OTH) ölçümleri ile ifade edilen respirametrik yöntem ve KOİ analizleri gerektiren oldukça basit bir yöntem önerilmektedir.

[Printemps et al., 2004], Tougas (Fransa) atıksu arıtma tesisini (600.000 EN) modifiye edilmiş ASM1 modeli ile WEST® paket programını kullanılarak model oluşturulmuştur. Su sıcaklığının atıksu kinetiğine olan etkisi, düşük alkalinite konsantrasyonunun nitrifikasyon üzerine etkisi ile birlikte , toplam askıda katı maddenin (TAKM) özel bir fraksiyonu da modele dahil edilmiştir. Biyolojik arıtma ünitesi oksidasyon hendeğinden oluşan tesis için iki farklı model yapılmıştır. Birinci modelde tek bir hatta birleştirilen yedi biyolojik hat basit bir şekilde modellenmesine karşın, ikinci model de dört biyolojik hat olarak detaylı olacak biçimde

modellenmiştir. Deşarj amonyum, nitrat konsantrasyonları ve günlük çamur uzaklaştırma sonuçları dikkate alınarak üç aylık süre zarfında kalibrasyon ve validasyon yapılmıştır. Amonyum ve nitrat konsantrasyonları her iki modelde de birbirine yakın tahmin edilmiştir. Fakat, günlük çamur çekme miktarları dikkate alınarak yapılan hata karşılaştırmasında , basit model ile yürütülen simülasyon sonucunda elde edilen hata değerlerinin, detaylı modelde bazı hatlarda arttığı görülmüştür. Böyle olmasına rağmen her bir hattın birbirinden farklı yüklenerek işletildiği dikkate alındığında detaylı model ile elde edilen sonuçların daha güvenilir olduğu ortaya çıkmaktadır.

Modifiye edilen ASM1 modeli esas alınarak BioWin simülator ile USA'daki üç farklı arıtma tesisinin aktif çamur üniteleri biyolojik fosfor giderimi için kalibre edilmiştir [Melcer, 1999]. KOİ fraksiyonlarının ölçümü, katı madde kütle dengesinin doğru tahmini, azot ve fosfor çeşitlerinin ölçümü esas alınarak bunların kalibrasyon esnasındaki birbirinden farklı 3 durumu incelenmiştir. Bu üç durum şu şekildedir: 30 ml/gün'lük debideki klasik aktif çamur arıtma tesisi, aylık veriler yardımıyla önce kararlı hal ve daha sonra da günlük veriler ile dinamik olarak kış ve yaz ayları için modellenmiştir. Kararlı hal model kalibrasyonununda gerçek katı alı konma süresi ile simülasyon sonuçları arasında büyük fark olduğu görülmüşür. Katı madde kütle dengesi hesapları sonucunda çamur uzaklaştırma düzeltilmiştir. 950 ml/gün'lük debiye sahip klasik aktif çamur arıtma tesisinde giriş atıksu byolojik ayrışabilirlik için ölçümler yapılmıştır. Bu veriler, gelecekte tesisin upgrade durumunda tesis performansının modeli kalibre etmek için kullanılmıştır. 85 ml/gün'lük debiye sahip klasik aktif çamur arıtma tesisindeki karalı hal ve dinamik kalibrasyon çalışmaları yürütülmüş ve sonucunda çıkış nitrat konsantrasyonu hariç KOİ, amonyum ve fosfor konsantrasyonlarının başarılı bir şekilde simülasyonu yapılmıştır. katı madde verilerinin düzgün olmaması kütle dengesi envanterinin yanlış katı madde alıkonma süresi (STR) tahminlerine yol açabileceği, KOİ fraksiyonlarının yanlış ve yetersiz tanımlanmasının tesisin katı madde yükünün olduğundan daha az neden olacağı aynı şekilde arıtmanın ve havalandırma kapasitesinin yanlış tasarımına, azot türlerinin ve KOİ fraksiyonlarının yetersiz tespitinin azot giderimine ilişkin proses tasarımını engelleyebileceği kalibrasyon çalışmaları esnasında ele alınarak incelenmiştir.

Ülkemizde'de tam ölçekli atıksu arıtma tesislerinin modellenmesi ile ilgili yapılan modelleme çalışmaları son yıllarda zamandan ve maliyetten tasarruf edidiği için artmaya başlamıştır. [Nuhoğlu vd., 2005], Karosel tip havalandırma tankına

sahip Erzincan Kenti Evsel Atıksu Arıtma Tesisini (124.000 EN) ASM 1 modeli ile GPS-X simülasyon yazılımını kullanarak modellemişlerdir. Giriş atıksu organik karakterizasyonunda respirometrik metot kullanmıştır. 42 günlük ortalama değerlerin model girdisi olarak kullanıldığı çalışmaların sonucunda , sadece dört model parametresini değiştirerek tesis deşarjında karbonlu, azotlu ve partiküler madde konsantrasyonlarının dinamik simulasyonu yapmıştır. [Gökçay ve Sin, 2004]'de Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi ön çökeltme tankı atıksularını kış şartlarında fiziko-kimyasal ve respirometrik metotla karakterizasyonunu yaparak, bir günlük verilerle ASM1 modelini SSSP programını kullanarak kalibre etmişlerdir. Kalibrasyon ve test esnasında sadece çıkış KOİ, havalandırma tankı MLSS ve OTH değerleri dikkate alınmıştır. OTH tahmin değerlerinin doğru yapılması için model oksijen bileşenine bir düzeltme faktörü eklenerek modifikasyon önerilmiştir.

2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Atıksulardan Kaynaklanan Çevresel Sorunlar

Su, insanların içme, kullanma, sanayi ve tarımsal amaçlı ihtiyaçlarını karşıladıktan sonra kalitesi bozularak, atıksuya dönüşür. Bu nedenle su sağlığı tehdit edici boyutta zararlı biyolojik ve kimyasal maddeleri içerebilir, bu tehlikeli durumun bir bölgeden diğer bir bölgeye taşınmasına aracılık eder. Dünyadaki suyun % 95'i tuzlu sudur. Geriye kalan tatlı su ise buzullarda ve yeraltında bulunmaktadır. Bu sebeble kullanılabilir su miktarı toplam suyun % 0.1'ini oluşturmaktadır. Bu durum kullanılan suyun kalitesinin bozulması başta kısıtlı olan su kaynakları olmak üzere çevrede olumsuz etkilerinin ne ölçüde önemli olduğunu ortaya koymaktadır. Ülkemiz doğal su kaynakları açısından fakir olmasına rağmen Türkiye'de su kıtlığı olmamakla beraber kişi başına yıllık içilebilir tatlı su miktarında düşüş gözlemlenmektedir. İçilebilir su miktarındaki bu düşüşe nüfusun ve sanayileşmenin artması, su kaynaklarının kalite yönünden bozulması, yıllık yağış ortalamasının giderek azalması gösterilmektedir.

2.1.1. Atıksularda Kirletici Etki Oluşturan Unsurlar

Tüm canlılar için yaşam kaynağı olan su kaynakları çeşitli etkinlikler neticesinde oluşan pek çok atık için alıcı, taşıyıcı ve uzaklaştırıcı olarak da görev yapmaktadır. Bu sebeble atıksuların çevreye olan etkileri çok geniş, çok kompleks ve çok sayıda parametreleri olan farklı sektörleri, bilim dallarını ve uzmanlık alanlarını ilgilendirmesi de kaçınılmazdır. Atıksulardan kaynaklanan kirlilik faktörlerini aşağıdaki şekilde gruplandırılabilir.

- Patojen bakteriler ve toksinleri
- Organik maddeler
- Azot ve Fosfor
- Ağır metaller ve bileşikleri
- Radyoaktif maddeler
- Pestisitler
- Endüstriyel ve tarımsal faaliyetlerden kaynaklanan bileşikleri

- Deterjanlar
- Tuzluluk
- Termal kirliliktir.

2.2. Endüstriyel Atıksuların Arıtma Yöntemleri

Atıksular fiziksel-kimyasal ve biyolojik sistemlerin kombinasyonuyla arıtılabildiği gibi. Yalnızca fiziksel ve kimyasal metotlarla da arıtmak mümkündür [Droste, 1997]. Atıksuların tek bir yöntem kullanılarak % 100 arıtılmaları genellikle olanaksızdır. Bu nedenle farklı yöntemler bir arada kullanılarak atıksuların arıtımı yapılmaktadır. Aşağıda verilen arıtım yöntemleri birbirleriyle kombine edilerek arıtım gerçekleştirilmektedir [Droste, 1997].

2.2.1. Konvansiyonel Yöntemler

- Debi ölçümleri
- Izgaralar
- Öğütücüler
- Dengeleme
- Karıştırma
- Kimyasal çöktürme
- Adsorbsiyon
- Dezenfeksiyon
- Klor ile dezenfeksiyon
- Klor giderme

Aerobik Prosesler

- Askıda büyüyen prosesler
- Yüzeyde büyüyen prosesler
- Birleşik-askıda ve yüzeyde büyüyen prosesler
- Yumaklaştırma
- Çökeltme
- Yüzdürme

- $BrCl_2$' ladezenfeksiyon
- ClO_2' la dezenfeksiyon
- Ozonla dezenfeksiyon

Anoksik Prosesler

- Askıda büyüyen prosesler
- Yüzeyde büyüyen prosesler
- Mikroelekler
- Gaz Transferi
- Uçurma ve gazla sıyırma

Anaerobik Prosesler

- Askıda büyüyen prosesler
- Yüzeyde büyüyen prosesler

2.2.2. İleri Arıtma Yöntemleri

- Mikroelekler
- Kimyasal oksidasyon
- Biyolojik nitrifikasyon
- Gaz Transferi
- Uçurma ve gazla sıyırma
- Ultraviyole ışığıyla kimyasal oksidasyon
- Denitrifikasyon ve fosfor giderme
- Filtrasyon
- Hava ile sıyırma
- Kırılma noktası klorlaması
- Biyolojik nitrifikasyon/denitrifikasyon
- Ultrafiltrasyon
- Ters Osmoz
- Metal tuzları ile kimyasal çöktürme
- Biyolojik denitrifikasyon

- Biyolojik fosfor giderme
- Elektrodiyaliz
- İyon Değiştirme
- Kireçle kimyasal çöktürme
- Aktif çamur-toz aktif karbon
- Karbon adsorbsiyonu

2.3. Endüstriyel Atıksuların Arıtılmasında Uygulanan Önemli Faktörler

Endüstriyel atıksuların arıtımında literatür bilgilerinden faydanılmasının ve en uygun arıtma teknolojisinin seçilmesiyle beraber uygulamada aşağıda verilen hususların da dikkate alınması gerekmektedir [Tünay, 1996].

- Endüstriyel atıksuların arıtım yöntemleri belirlenirken ilk yatırımla birlikte işletmede kolaylık ve çamur oluşumu da dikkate alınmalıdır.
- Her temel işlem uygulamasının uygulandığı atıksuyun özelliklerine bağlı olarak farklı dizayna dayandırılması ve bunun için arıtılabilirlik ve/veya model/pilot ölçekte deneylerden faydalanılmalıdır.
- Sistemlerin tasarımında endüstriyel atıksu özelliklerine bağlı olarak gerekli belirleme ve seçimlerin yapılması gerekmektedir [Tünay, 1996].

2.3.1. Endüstriyel Atıksuların Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılması

Sanayi tesislerinde çıkan atıksuları uzaklaştırmanın en kolay yolu kanalizasyona boşaltmaktır. Bununla beraber sanayi atıksularının deşarj edildikleri kanalizasyon sistemine evsel ve endüstriyel atıksuların birlikte arıtıldığı arıtma tesislerine ve bu yapıları kontrol eden ve işleten personele zarar vermeyecek özelikte olması gerekir. Bu konular dikkate alındığında ön arıtma yapılması hem atıksu kaynağı hem de alıcı ortam açısından faydalı olacaktır [Eroğlu vd., 1997]. Organize Sanayi Bölgeleri (OSB)'nde çeşitli tesislerden kaynaklanan atıksular, gereksinime göre ön arıtmadan geçirilerek evsel atıksularla benzer özeliğe getirildikten sonra merkezi atıksu arıtma tesislerinde arıtılmaktadırlar. Özellikle farklı tipte sanayi tesisini barındıran OSB'lerde her bir tesisin arıtma maliteyine katkı payını

hesaplamak için parametrelere göre çeşitli formüller belirlenmiştir. Bu formüllerden yola çıkarak atıksu üreten fabrikaların, ortak arıtma tesisine olan katkı payları hesaplanmaktadır. Bu katkı paylarının hesaplanmasında Almanya'da kullanılan formüller kullanılmaktadır [Sarıkaya vd., 1996]. Almanya'nın Essen eyaletinde geliştirilen maliyet hesabında yine aşağıdaki listelenen parametreler dikkate alınmıştır:

- Atıksu debisi
- KOİ cinsinden ölçülen organik yük.
- Organiklerin biyolojik ayrışma özelliklerini yansıtmak üzere KOİ/BOİ oranı
- Azot yükü
- Fosfor yükü

2.3.2. Endüstriyel Atıksuların Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılmasının Avantaj ve Dezavantajları

Endüstriyel atıksular evsel atıksularla karıştırıldığında arıtılabilirliliği kolaylaşmaktadır. Endüstriyel atıksuların evsel atıksularla birlikte arıtılmasının avantajları:

- Organizmalar için gerekli olan nutrient eksikliği evsel atıksularla giderilebilir.
- Endüstriyel atıksularda bulunmayan aşı organizmalar evsel atıksularda bol miktarda mevcuttur ve bu eksikliği tamamlarlar.
- Evsel atıksu debileri, endüstriyel atıksu debilerinden genellikle daha fazla olduğundan endüstriyel atıksulardaki toksik bileşenler seyreltme yoluyla eşik değerlerin altına çekilebilir.
- Evsel atıksuların tamponlama kapasitesi ile endüstriyel atıksulardaki asidite nötralize edilebilir.
- Her bir endüstri için ayrı ayrı arıtma tesisi kurmak hem inşaat hem de işletme açısından oldukça masraflıdır. Endüstriyel atıksular evsel atıksularla birlikte arıtıldığında oldukça ekonomik olmaktadır [Şengül, 1996].

Atıksuların birlikte arıtılmasının getireceği bazı dezavantajlar ise şöyle sıralanabilir.

- Çok büyük debi ve kirlilikte endüstriyel atıksular kentsel arıtma tesislerinin tasarımda büyük hacimlere neden olurlar.
- Endüstriyel atıksuların kanalizasyona sabit bir debide gelmesini ve kirlilik salınımı engellemek üzere dengeleme yapılması gerekir.
- Endüstriyel atıksuların kirliliklerinin belli bir değerde olması gerekir. Bu nedenle tesiste endüstriyel atıksular için ön arıtma gerekebilir.

2.4. Atıksu Karakterizasyonu

Atıksular, fiziksel özellikleri ve biyolojik parçalanabilirlik açısından farklı karakterizasyon gösteren organikleri içerirler. Basit olarak, giriş KOİ'si biyolojik olarak parçalanabilen ve parçalanmayan ayrılır. Bu fraksiyonların her biri çözünmüş ve partiküller bileşenlerine ayrılır.

Organik madde ölçümlerinden biri olan KOİ, atıksuda birinci parametre olan BOİ'nin yerini almaktadır. Çünkü KOİ, aktif çamur sistemlerinin modellenmesinde organik madde, biyokütle ve çözünmüş oksijen arasında uygun bir korelasyona kurulmasına imkan vermektedir.

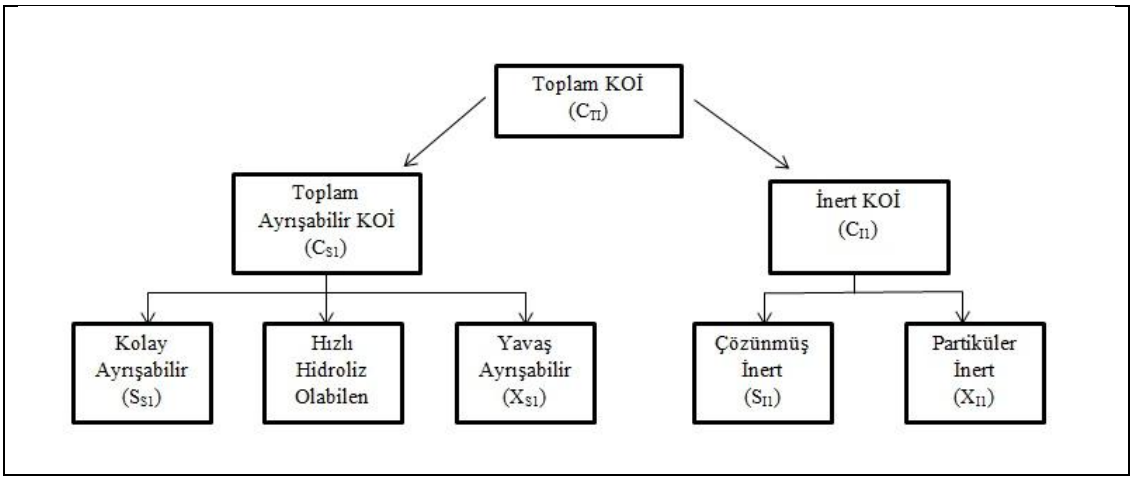
Organik karbonu karakterize eden KOİ parametresi biyolojik olarak farklı ayrışabilme özellikleri bölümlerinden oluşmuştur. Toplam KOİ, C_{TI}, iki bölüme ayrılmaktadır: biyolojik olarak ayrışamayan ya da inert KOİ, C_{11} ve toplam biyolojik olarak ayrışabilir KOİ, C_{SI}. İnert kısım; çözünmüş inert KOİ, S_{II} ve partiküler inert KOİ, X_{II} olmak üzere iki kısma ayrılabilmektedir. Giriş akımında ki çözünmüş inert KOİ konsantrasyonu, reaktörde hiçbir işleme girmeden aynı şekilde terk ederken partiküler inert KOİ, aktif çamurun bünyesine alınır. Birikime uğrar, çöktürülerek sistemden ayrılır.

ikili subdstrat modeline göre; biyolojik ayrışabilir KOİ; kolay ayrışabilir KOİ, S_S ve yavaş ayrışabilir KOİ, X_S'den oluşmaktadır. Bu iki parametre farklı biyolojik ayrışma hızlarına sahiptir. Her bir parametre kendi içinde farklı birçok biyolojik ayrışma hızlarına sahip fraksiyonlardan oluşup, bu farklılık kısıtlı bir aralıkta gerçekleştiğinden iki ana birleşen olarak tanımlanmıştır [Orhon ve çokgör, 1997].

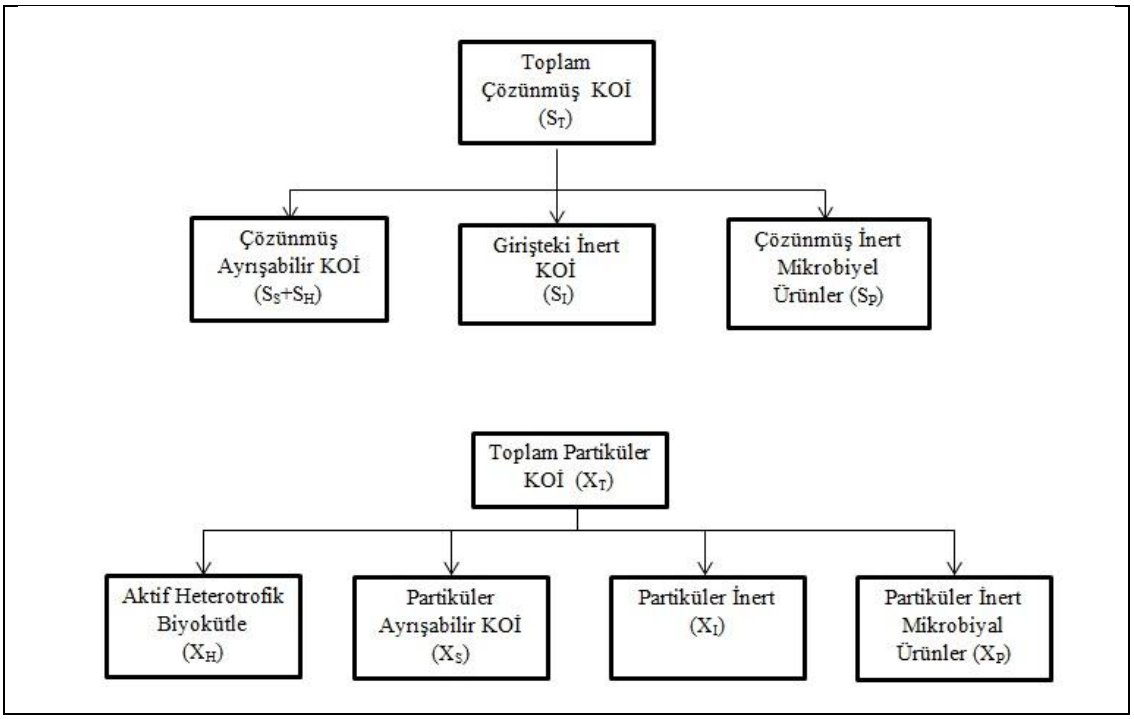
[Dold and Marais, 1986] tarafından sunulan modelde partiküler organikler olarak tanımlanan, biyolojik olarak yavaş ayrışabilir kısmın, partikül boyuna göre çözünmüş, kolloidal ve kompleks yapıdaki organik maddelerden oluştuğu kabul edilmiştir. Bu maddelerin kullanılabilmesi için hücre dışı enzimler ile hidrolize

uğramaları gereklidir. Hidroliz, biyolojik olarak yavaş ayrışan organik maddelerin kullanım hızından dolayı hız sınırlayıcı basamağı oluşturmaktadır. Atıksuda bulunan farklı yapıda ki maddeler için hidroliz hızının tek bir değeri bu bileşenin karakterizasyonunu zorlaştırmaktadır. Yavaş ayrışan bileşenlerel ilgili yeni yaklaşım, hızlı hidroliz olabilen KOİ, SH ve yavaş hidroliz olabilen KOİ, X_S şeklindedir [Henze, 1992].

Şekil 2.1. giriş atıksuyundaki KOİ fraksiyonlarını göstermektedir. Çıkış akımında ki KOİ fraksiyonları ise çözünmüş ve partiküler KOİ bileşenleri olarak Şekil 2.2.'de verilmiştir [Orhon ve Artan, 1994].



Şekil 2.1: Giriş atıksuyunda toplam KOİ fraksiyonları.



Şekil 2.2: Çıkış akımında KOİ fraksiyonları.

Ayrışamayan KOİ fraksiyonları biyolojik proseslerden etkilenmedikleri farz edilmelerine rağmen, giriş akımında çözünmüş (S_I) ve partiküler (X_I) bileşenler arasında ki ayrım aktif çamur proseslerinin doğru tasarlanması için önemlidir. Çözünmüş inert KOİ çıkış akımına olduğu gibi geçerek sistemden uzaklaşırken, partiküler inert KOİ çamur kütlesinde çöktürülerek, sistemde birikir ve günlük atılan çamur ile birlikte uzaklaşır. İnert çözünmüş sistemde çıkış suyunun filtre edilmiş en düşük KOİ konsantrasyonu olarak görülürken partiküler inert KOİ çamur üretimini etkiler. Ayrışamayan çözünmüş KOİ'nin ölçümü direkt olarak yapılır. Ayrışamayan partiküler KOİ ise model yardımı ile tahmin edilir [Ekama et al., 1986].

2.4.1. Kolay Ayrışabilir Organik Maddenin Belirlenmesi

Kolay ayrışabilir KOİ, S_{SI}; uçucu yağ asitleri, karbohidratlar, alkoller, peptonlar ve amino asitler gibi direkt olarak metabolize olabilen organik maddeler olarak ifade edilirler.Bu çözünmüş fraksiyon,ham atıksu toplam KOİ'sinin % 10-15 lik bir kısmını oluşturur. Uçucu yağ asitleri özellikle asetik asit bu çözünmüş fraksiyonun önemli bir kısmını oluşturur.

Organik maddenin bu fraksiyonu,aerobik şartlarda olduğu kadar anoksik şartlarda da yüksek bir hızda metabolize olur ve ölçümü (OTH)'na dayanarak

indirekt olarak yapılabilir. Benzer şekilde Azot Tüketim Hızı (NTH) da kolay ayrışabilen organik maddenin belirlenmesinde kullanılabilir [Henze, 1992].

Mevcut matematik modellerde, kolay ayrışabilir KOİ konsantrasyonu, heterotrofik büyüme için hız sınırlayıcı olarak kabul edilir. Bu bileşen, toplam KOİ'nin bir fraksiyonu olarak aşağıdaki gibi ifade edilebilir:

$$S_{SI}=f_{ss}C_{TI} \tag{2.1}$$

Burada, fss giriş KOİ değerinin kolay ayrışabilen kısmıdır. Kolay ayrışabilir organik maddenin belirlenmesi için önerilen metotların çoğu, sürekli veya kesikli reaktörler kullanılarak, aerobik veya anoksik şartlar altında yürütülen respirometrik analizlere dayanmaktadır.

Atıksularda kolay ayrışabilir organik maddenin belirlenmesi için önerilen metotlar Tablo 2.1'de görülmektedir.

Tablo 2.1: Kolay ayrışabilir organik maddenin belirlenmesi için önerilen metotlar.

Kullanılan Metot	Referanslar
Dinamik sürekli OTH test	Ekama et al, 1996
Sürekli OTH test	Sollfrank and Gujer, 1991
Kesikli NTH test	Ekama et al., 1986
Kesikli OTH, NTH test	Kristensen et al., 1992
Özel bileşenler+MW	Henze et al., 1995
Kesikli OTH test	Kappeler and Gujer, 1992

[Spanjers et al., 1996] tarafından, model kalibrasyonunda respirometrik yöntemlerin yaygın olarak kullanılmasının nedeni şöyle açıklanmıştır:

- Respirometrik yöntemlerin çok desteklendiği bilimsel gelişmenin bir tarihi vardır.
- Atıksı arıtma tesisinin ana düşüncesi, atıksuyunun biyolojik oksijen ihtiyacını düşürmektir.

- Aktif Çamur Model NO 1 (ASM1), öncelikle çamur üretimi ve arıtma tesisindeki elektron alıcıları (azot ve oksijen solunumu) tüketiminin gidişatına göre iyi bir tanımlama yapılarak geliştirildi.
- Respirometrik yöntemler, biyoproses çalışmak için çok hassas bir metottur. Çünkü, oksijen konsantrasyonunda ppb seviyesindeki değişikler, ön arıtma yapılmamış örneklerde dahi yüksek frekanslarda gözlenebilir.

Respirometrik yöntemler, iyi belirlenmiş deneysel koşullarda biyolojik oksijen tüketim hızının ölçümü ve yorumunu kapsamaktadır.

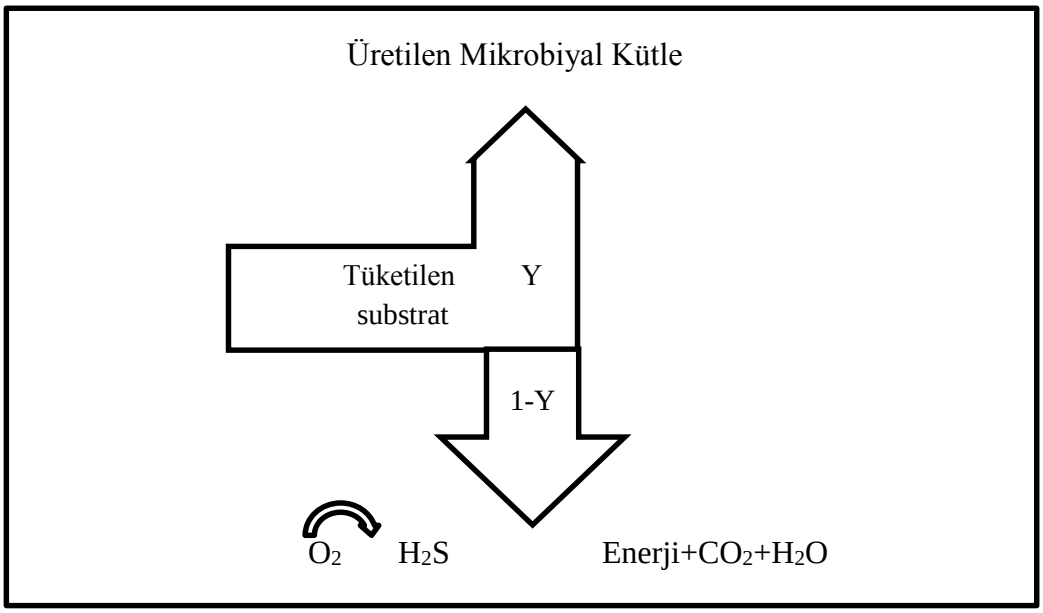
Solunum hızı, mikroorganizmalar tarafından tüketilen birim hacim ve zaman başına oksijen miktarıdır. Solunum hızı; atıksu arıtma tesisinde kontrol edilebilen iki önemli biyokimyasal proses olan, biyokütle çoğalması ve substrat tüketimi ile doğrudan ilişkilidir.

Aktif çamurda, solunum hızı ve çözünmüş oksijen konsantrasyonu arasında çok güçlü bir ilişki vardır. Çünkü çözünmüş oksijen konsantrasyonu nispeten daha kolay ve güvenilir şekilde ölçülebilir ve aktif çamur proseslerinin kontrolünde sıklıklakullanılabilir. Bununla birlikte, çözünmüş oksijen konsantrasyonunun mutlak değeri çoğalma ve substrat tüketimi üzerine yeterli bilgi vermez.

Atıksu arıtma tesislerinde birincil hedef, atıksudan heterotrofik bakteri çoğalması ile karbon kaynaklı maddelerin giderimidir.

Bakteriler, organik maddenin moleküler bağlarındaki enerjiyi yüksek enerjili fosfat bağlarına ATP ye dönüştürürler. Substrattan ATP ye enerji değişimi bir seri oksidasyon-redüksiyon reaksiyon yoluyla gerçekleşir. Hücre içerisinde ATP üretimi prosesinin esası oksitlenebilir fosforilasyon ile sınırlıdır. Oksidasyon ile substrattan giderilen elektronlar olarak üretilen ATP; elektron transfer zinciri boyunca son elektron alıcısına kadar (aerobik aktif çamur proseslerinde oksijen) taşınır.

Tüketilen subsratın Y kadarı anabolizma reaksiyonlarında, (1-Y) kadarı ise katabolizma reaksiyonlarında kullanılır [Spanjers et al., 1996]. Substrat tüketim prosesinin şematik gösterimi Şekil 2.3'de verilmiştir.



Şekil 2.3: Substrat tüketim prosesinin şematik gösterimi.

Aktif çamur sistemlerinde, karbonlu madde giderimi ve buna bağlı prosesler oksijeni azaltan tek unsur değildir. Ototrofik organızmalar ile amonyak azotunu nitrat azotuna oksitleyen nitrifikasyon; toplam oksijen ihtiyacının yaklaşık % 40'ını tutar.

Oksijen tüketim hızı; çözünmüş oksijen konsantrasyonu veya oksijen kısmı basıncı gibi kolayca gözlenen değişkenleri içeren rahat ölçümler ile izlenebilir. Aktif biyokütle konsantrasyonu gibi direkt olarak ölçülemeyen mutlak önemli hal değişkenleri için durum böyle değildir. Bu nedenle respirometri, bir sistemin koşullarının değerlendirilmesi için güçlü bir alternatif araçtır. Araştırmalar ve model gelişmelerinde; solunum hızı, test edilebilen aktif çamur teorilerine karşı en hassas parametre olarak tanımlanmıştır. Solunum hızına dayalı birçok deneysel metotlar; biyokütle çoğalma hızı ve ölçüm hızı, nitrifikasyon hızı ve hidroliz gibi proses davranışlarının farklı taraflarını çalışarak geliştirilmiştir. Solunum hızıda atıksu karakterizasyon metotlarının birçoğu için esastır [Spanjers et al., 1996].

Atıksudaki kolay ayrışabilen organik maddeyi belirlemek için [Xu and Hultman, 1996] basit bir biyolojik metot tanımlamışlardır. Tekli OTH metodu olarak da bilinen bu metot; oksijen tüketimi ölçümünde oksijen konsantrasyonundaki azalmanın gözlenmesine dayanır. Kolay ayrışabilen KOİ'ye ait oksijen tüketimi, oksijen konsantrasyonu profilinden tahmin edilebilmektedir. Bu oksijen tüketimini, hızla ayrışabilen KOİ'ye transfer edebilmek için bir kalibrasyon eğrisi gereklidir.

Kalibrasyon eğrisi, asetik asidin bilinen farklı miktarları ile yürütülen birkaç tekli OTH testlerinin bir sonucu olarak saptanabilir.

[Ekama et al., 1986] tarafından aerobik ve/veya anoksik koşullarda kesikli reaktörlerde zamana karşı elektron alıcısı tüketim hızı ölçümlerine dayanan bir yöntem tanımlanmıştır. Söz konusu yöntem ile atıksu içindeki mevcut kolay ayrışabilen organik madde konsantrasyonu ile organizmaların bu koşullardaki çoğalma hızları belirlenebilmektedir.

Önerilen bu yöntemde, OTH profili incelendiğinde kolay ayrışan substrat üzerindeki çoğalma süresi boyunca ilk fazın yatay olarak sabit bir seviyede kaldığı (OTH1), kısıtlı hale gelmeye başladığında oksijen tüketim hızının zamanla azaldığı ve tamamen tükendiğinde ise hidroliz hızının göstergesi olan ikinci bir seviyeye (OTH_2) düştüğü görülmektedir (Şekil 2.4.). OTH_1 kolay ayrışan ve yavaş ayrışan substrat türleri üzerindeki çoğalmadan kaynaklanan oksijen tüketim hızı ile içsel solunumdan kaynaklanan tüketim hızının toplamını yansıtmaktadır. OTH_2 olarak tanımlanan hız ise artık kolay ayrışan substratın tükendiği fazı temsil etmektedir. Dolayısı ile sadece kolay ayrışan substrat üzerindeki çoğalmadan ileri gelen oksijen tüketimi bu iki seviye arasında Δt süresi boyunca gözlenmektedir. Başlangıçta atıksuda mevcut olan SS1 in tamamının Δt süresi içinde kullanıldığı esasında hareketle toplam oksijen tüketimi (TO) için,

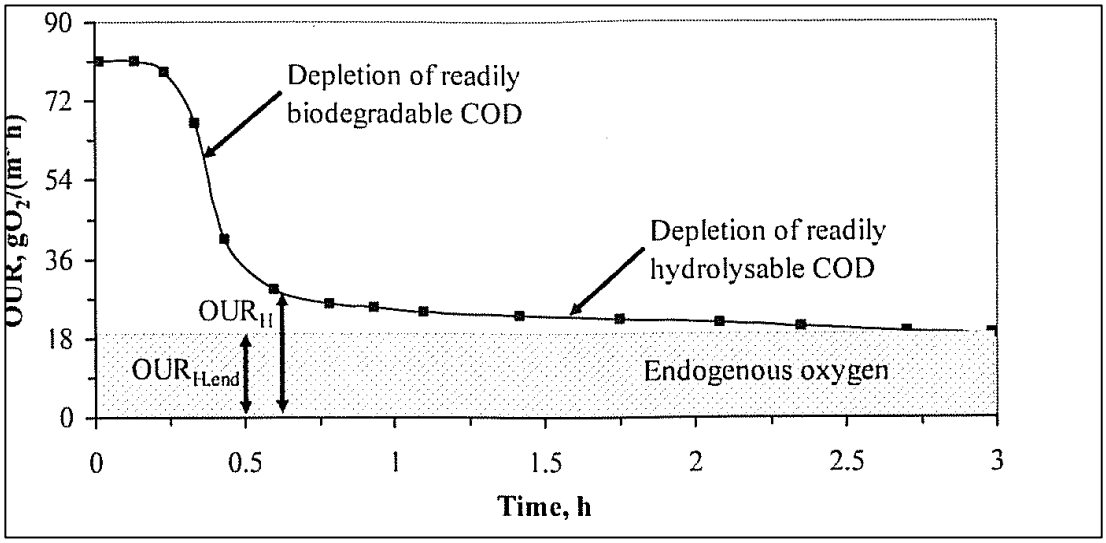
$$TO=(1-f_X Y_H) \int_0^1 \frac{dSs}{dt} \Delta t = (1 - f_X Y_H) \int_{SS0}^{0} dSS \qquad (2.2)$$

yazılabilmektedir.

Bu ifade, S_s konsantrasyonunun iki seviye arasında kalan alan (ΔO) yardımıyla hesaplandığını göstermektedir. Bu durumda;

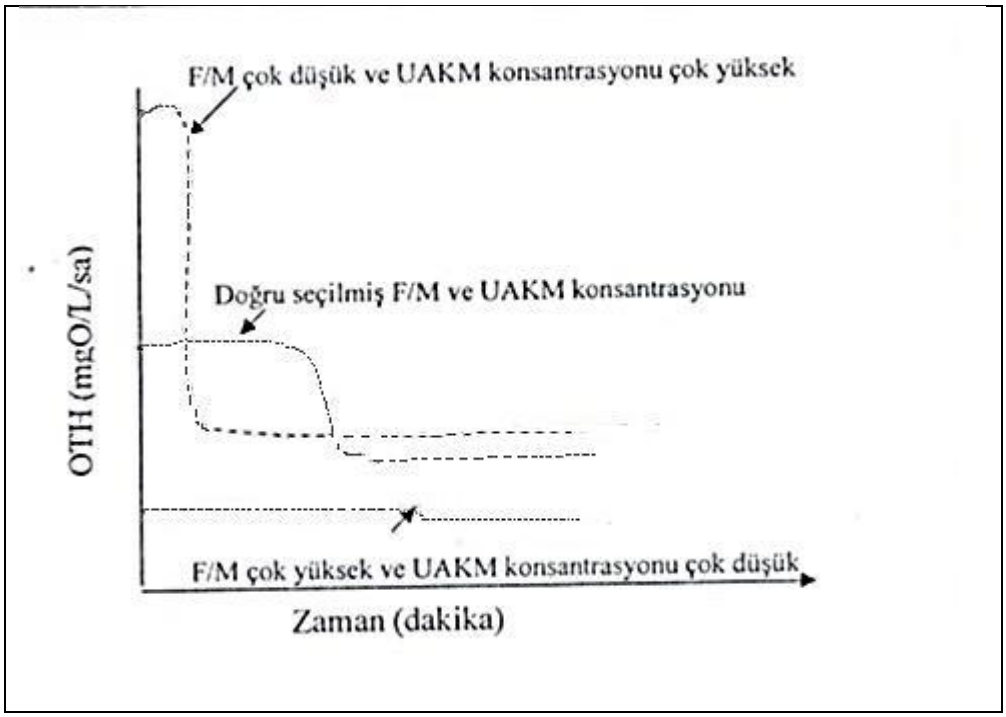
$$S_{SI}=\frac{\Delta O}{1-fx\,YH} \qquad (2.3)$$

olmaktadır. Gerekli hacim düzeltmesi yapılarak atıksuda mevcut olan kolay ayrışabilir organik madde konsantrasyonu bulunabilmektedir. Yeterince uzun süre verildiğinde OTH profili içsel solunum fazını karakterize eden bir üçüncü seviyeye düşmektedir. OTH profili ile Ss belirlenmesi Şekil 2.4.'te verilmiştir [Ekama et al., 1986].



Şekil 2.4: OTH profili ile Ss belirlenmesi.

F/M (mgKOİ/mgUAKM) oranı, kolay ayrışan organik madde konsantrasyonunun hesaplandığı OTH profili alanının (Şekil 2.4., Alan 1) uygun olarak değerlendirilmesine izin verecek şekilde seçilmelidir. Aynı atıksu için F/M oranını değiştirmek Alan 1'in büyüklüğünü değiştirmez. Sadece Alan 1'in şeklini değiştirir. Eğer F/M çok düşük ise, şekil uzun ve dardır. Sonuçta kolay ayrışabilir KOİ, çok hızlı tüketilir ve çok az sayıda OTH ölçümü alınır. Eğer F/M çok yüksek (Şekil 2.10.) ideali, OTH da basamak değişikliğinin teslim başlangıcından 1-2 saat sonra yer almasıdır. Bu, F/M'i uçucu askıda katı maddenin aktif fraksiyonunun 1-2 katı arasında ayarlanarak elde edilebilir. Aerobik kesikli testte kolay ayrışan KOİ belirlenirken F/M oranı ve UAKM konsantrasyonu değişikliklerinin etkisi Şekil 2.5'te verilmiştir [Ekama et al., 1986].



Şekil 2.5: Aerobik kesikli testte kolay ayrışan KOİ belirlenirken F/M oranı ve UAKM konsantrasyonu değişikliklerinin etkisi.

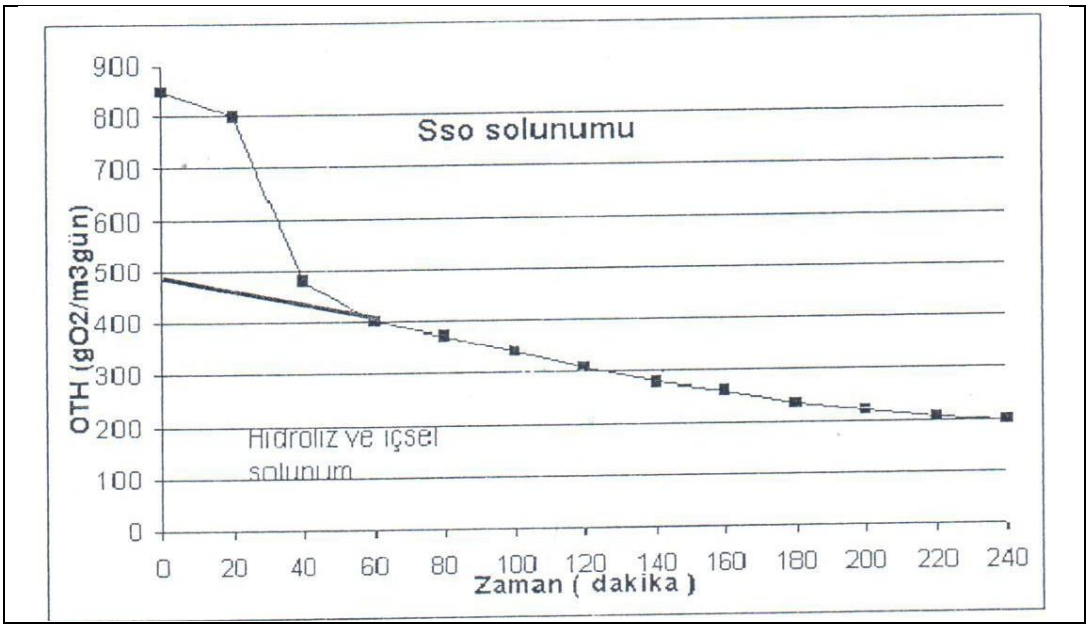
Kolay ayrışabilir KOİ'i aktif çamur biokütle/atıksu oranı ½ olan kesikli olan bir testte incelemişlerdir [Kappeler and Gujer, 1992]. Oksijen solunumu grafiği incelendiğinde; birinci periyotta kolay ayrışabilir KOİ'nin tüketiminden dolayı OTH hızla azalır. Bütün kolay ayrışabilir KOİ kullanılınca (1g/m^3 seviyesine kadar) oksijen solunumu; içsel solunum ve hidroliz sonucu salınan substrat üzerinden çoğalma ile yürütülür (Şekil 2.6.). kolay ayrışabilen substrat aşağıdaki formülden hesaplanabilir.

$$S_{so} = \lfloor \int ro2.top - \int ro2, REF \rfloor / (1 - YH) \qquad (2.4)$$

Burada,

- ro2.top: Toplam oksijen tüketim hızını,
- ro2,REF: Hidroliz ve içsel solunuma bağlı oksijen tüketim hızını göstermektedir.

Şekil 2.6'de kolay ayrışabilir substrat konsantrasyonunun OTH profili ile belirlenmesi verilmiştir [Kappeler and Gujer, 1992].



Şekil 2.6 : Kolay ayrışabilir substrat konsantrasyonunun OTH profili ile belirlenmesi.

1,5 saatten uzun bir yüksek solunum periyodu solunum eğrisinin doğru olarak yorumunu etkilemektedir[Kappeler and Gujer, 1992]. Biyolojik ayrışabilir KOİ fraksiyonları ve atıksuda mevcut aktif heterotrofik biyokütlenin birlikte değerlendirilebildiği yeni bir respirometrik metot sunmuşlardır. Bu metot, yüksek ve düşük S_O/X_O oranı 0.01-0.2 g KOİ/g UAKM olacak şekilde aşırı havalandırılmış çamur hacmi ile karıştırılmıştır. Biyolojik bir model ve tanımlanan prosedürün birlikte kullanımı kinetik parametreler, biyolojik ayrışabilir KOİ fraksiyonlarının başlangıç konsantrasyonları ve aktif heterotrofik biyokütlenin aynı zamanda belirlenmesini sağlamaktadır.

Ayrıca bu çalışmada; +4 ^{O}C'de 48 saat bekletilen atıksuda OTH grafiği incelendiğinde kolay ayrışabilir substrat değerinin azaldığı sadece hidroliz mekanizmasının görüldüğü ortaya çıkmıştır.

2.4.2. Yavaş Ayrışan Organik Maddenin Belirlenmesi

Yavaş ayrışan KOİ, biyolojik arıtma sistemlerinde heterotrofik çoğalma için hız sınırlayıcı proses bileşeni olarak göz önüne alınır ve genelde kütle dengesinden bulunur. Çözünmüş ya da partiküler formda olan bazı yüksek molekül ağırlıklı organik maddeler, yavaş ayrışan organik madde kapsamında ele alınmaktadır. Yavaş ayrışan organik madde formları; çözünmüş (SH1) ve partiküler (XS1) olarak gösterilmektedir.

Giriş akımında toplam atıksuda ölçülen organik madde miktarı; çözünmüş (kolay ayrışan organik madde, yavaş ayrışan organik madde ve kalıcı organik madde) ve partiküler (yavaş ayrışan organik madde ve kalıcı organik madde) bileşenlerinin toplamını yansıtmaktadır.

$$C_{T1}= S_{S1}+S_{H1}+S_{I1}+X_{S1}+X_{I1} \quad (2.5)$$

Süzülmüş atıksuda ise sadece çözünmüş bileşenler dikkate alınmaktadır.

$$S_{T1}=S_{S1}+S_{H1}+S_{I1} \quad (2.6)$$

(2.5) ve (2.6) bağıntıları kullanılarak atıksulardaki yavaş ayrışan organik madde bileşenleri belirlenebilir.

IAWPRC Task Grup modelinde hidrolizin enerji tüketmediği ve dolayısıyla elektron alıcısı tüketimi olmadığı kabul edilmiştir. Yavaş ayrışabilir substratın degradasyonu gerçekçi bir aktif çamur modellemesinde çok önemlidir. Çünkü elektron alıcısı profiline bağlı gerçekçi zamanın eldesinde birincil sorumludur [Henze et al. 1987].

2.4.3. Çözünmüş Ve Partiküler İnert Maddelerin Belirlenmesi

Atıksuda ki inert fonksiyonların belirlenmesi için bu güne kadar birçok metot sunulmuştur. Bu metotlar Tablo 2.2'de toplu olarak verilmiştir.

Atıksuda mevcut inert organik maddelerin önemi, literatürde çok sayıda araştırmacı tarafından ifade edilmiştir. [Ekama et al., 1986] inert çözünmüş ve partiküler KOİ fraksiyonlarının belirlenmesi için; çamur yaşı 5 günden fazla olan 10 ve 20 gün gibi 2 farklı çamur yaşında yürütülen, tam karışımlı laboratuar ölçekli bir sistemi önermişlerdir. Atıksuya, musluk suyu ile uygun seyreltme yapılarak sisteme beslenen giriş akımı konsantrasyonu sabit tutulmuştur. Çamur yaşının hidrolik kontrol ile ayarlandığı çalışmada, zamanla reaktördeki UAKM konsantrasyonu kararlı bir değere ulaşmıştır. Bu çalışma sonucunda; girişdeki çözünmüş inert KOİ değerinin çözünmüş çıkış KOİ değerine (0,45 μ gözenekli filtreden süzüle) eşit olacağını belirtmişlerdir. Çünkü kararlı halde işletilen tesislerde, aynı atıksu ile beslenen 3 ve 30 gün çamur yaşları ile paralel olarak çalışan ünitelerde çıkış akımında çözünmüş KOİ'ler arasında ki fark önemsiz olarak değerlendirilmiştir.

Daha sonra Task grup tarafından, çamur yaşı 10 günün üzerinden olan tam karışımlı sürekli çalışan bir reaktörden alının çamurun kesikli bir sistemde havalandırılmasına dayanan farklı bir metot tanımlanmıştır. Bu metotda kesikli reaktörden periyodik olarak alınan ve analizi yapılan numunelerde girişte ki çözünmüş inert KOİ ye eşit olduğu varsayılan nihayi çözünmüş kalıcı KOİ değeri belirlenmiştir. Bu tip metotlar, çıkıştaki çözünmüş inert maddeler ile mikrobiyal faaliyet sonucu oluşan ürünlerin çözünmüş kalıcı fraksiyonlarının ayrılmaması ve birlikte ölçülmesi gibi önemli bir dezavantaja sahiptir. Bu basitleştirilmiş yaklaşım evsel atıksularda kalıcı ürünler bulunmaması durumunu dikkate alarak, diğer organik fraksiyonların belirlenmesinde tolere edilebilir. Bunula birlikte benzer olarak kuvvetli atıksuların karakterizasyonunda ciddi sorunlara neden olur.

Çözünmüş mikrobiyal ürünlerin yapısı iyi bir şekilde tanımlanmamıştır. Çoğu çalışmada bu maddenin kalıcı olduklarından bazı çalışmalarda ise girişteki biyolojik ayrışabilir KOİ den daha yavaş hızda biyolojik ayrışabilir nitelikte olduklarından sistemde biriktirdiklerinden bahsedilmiştir. Bu ürünlerin oluşum yada birikim hızlarının formülasyonu kabul edilen modele bağlıdır [Orhon ve Çokgör, 1997].

Tablo 2.2: Atıksularda İnert Organik Maddelerin Belirlenmesi İçin Tavsiye Edilen Yöntemler.

Organik Franksiyon	Test Metotları	Referanslar
Çözünmüş İnert Madde	Kesikli	Chudoba et al., 1985
	Sürekli	Ekama et al., 1986
	Kesikli	Henze et al., 1987
	Kesikli	Germirli., 1991
	Kesikli	Lesouef et al.,1992
	Kesikli	Germirli vd., 1993
Partiküler İnert Madde	Kesikli	Ekama et al., 1986
	Kesikli	Henze et al., 1987
	Kesikli	Orhon vd., 1992
	Kesikli	Kappeler and Gujer, 1992

Ham atıksu, inert çözünmüş organikleri ($S_{I,1}$) içerir.Aktif çamur prosesi süresince inert çözünmüş organik ($S_{I,üretilen}$) üretilir.Bu nedenle çıkış konsantrasyonu giriştekinden daha yüksektir.

$$S_{I,3}=S_{I,1}+S_{I,üretilen} \quad (2.7)$$

Doğru modelleme yaklaşımı, bozunma veya hidroliz süresince çözünmüş inertlerin üretimini de kapsamalıdır. Basit bir yaklaşım, üretilen inertler için girişteki inertler kadar hayali bir giriş konsantrasyonunu kullanmaktır. Bu yaklaşım ASM1 de kullanılmıştır. İnert çözünmüş organikler KOİ olarak ölçülür.

İnert çözünmüş organikler, düşük yüklü aktif çamur tesislerinde çıkış akımında çözünmüş KOİ olarak ölçülebilirler. Ancak daha doğru bir metot, düşük yüklü aktif çamur tesislerinde çıkış akımında toplam çözünmüş KOİ'den çözünmüş BOİ'yi çıkarmak olacaktır [Henze,1992].

$$S_{I,3}=S_{TKOİ,3}-S_{BOİ\infty}= S_{TKOİ,3}-1,5x\ S_{BOİ5,3} \quad (2.8)$$

Burada;

- İndis 3: Çıkış akımını
- $S_{I,3}$: Çıkış akımındaki çözünmüş inert
- $S_{TKOİ,3}$: Çıkış akımındaki toplam çözünmüş KOİ konsantrasyonlarını göstermektedir.

Benzer olarak, başlangıçtaki partiküler inert organiklerin (X_{I1}) tayini ile ilgili olarak önemli araştırmalar yapılmıştır. Bu bileşenin tayini için genellikle önerilen yöntem, kararlı halde çalışan çamur yaşı 5 günden fazla olan, laboratuvar ölçekli tam karışımlı bir aktif çamur ünitesinde kinetik analizlerin yapılmasıdır. Ekama Et Al (1986), X_{I1}'in hesabı için proses kinetiği temel alındığında hesaplanan değer ile tam karışımda ölçülen UAKM konsantrasyonunun kıyaslanmasını önermektedirler. Task grup da gözlenen ve ölçülen çamur üretimini baz alan benzer bir yaklaşım önermektedir. Bu yöntem, deneysel metotlardan bağımsı olarak doğru belirlenmiş heterotrofik dönüşüm oranı (Y_H),içsel solunum hızı (b_H) ve biyokütlenin inert kısmı (f_{EX}) olmak üzere 3 kinetik sabite ihtiyaç duymaktadır.

Girişteki partiküler ve çözünmüş inert franksiyonların doğrudan deneysel olarak belirlenmesi için yeni bir yöntem önerilmiştir [Orhon vd., 1994a). Bu yöntem daha önceki yaklaşımlarla ilgili temel problemleri ortadan kaldırmakta ve yalnızca

KOİ ölçümlerine dayanmaktadır. Girişteki ve oluşan çözünmüş inert organikler ayrı olarak tanımlanmalı ve partiküler inertt organiklerin tayininde Sp nin girişiminden kaçınılmalıdır.

Y_H, b_H ve f_{EX} gibi diğer kinetik ve stokiometrik katsayılar gerekli değildir.

Bu prosedür temel olarak çözünmüş ve partiküler mikrobiyal ürünlerin (S_p ve X_p), her ikisini de, girişteki biyolojik ayrışabilir KOİ (C_{S1}) nin sabit bir fraksiyonu olarak kullanmaktadır. Deneysel çalışma biri toplam atıksu (C_{T1}),diğeri süzülmüş atıksu (S_{T1}) ile işletilen iki adet kesikli reaktör gereklidir. Her bir reaktörde, biyolojik olarak ayrışabilir tüm substratın tükendiği ve tüm biyokütlenin mineralize olduğuna emin olunan, yalnızca başlangıçtaki inert KOİ ve kalıcı ürünleri içeren sabit bir eşik değere ulaşıncaya kadar yeterince uzun bir süre toplam ve çözünmüş KOİ değeri izlenir.Her iki reaktöre, daha önceden alıştırılmış çok az miktarda (10-50 mg UAKM/L) biyokütle ilave edilir.

Başlangıçta ham atıksu ile beslenen reaktörde toplam KOİ (C_{T0}),

$$C_{T0}=S_{S0}+X_{S0}+S_I+X_I=C_{S0}+S_I+X_I \tag{2.9}$$

Deneyin sonunda S_S,X_H ve X_S in sıfır olduğu kabulü ile;

$$C_{T1}= S_{P1}+S_I+X_{PI}+X_I \tag{2.10}$$

$$S_{T1}= S_{P1}+S_I \tag{2.11}$$

Dolayısıyla,

$$C_{T1}-S_{T1}=X_{PI}+X_I \tag{2.12}$$

ve giderilen toplam KOİ miktarı , ΔC_{T1},

$$\Delta C_{T1}=C_{T0}-C_{T1}= C_{S0}-S_{P1}-X_{PI} \tag{2.13}$$

şeklinde ifade edilir.

Partiküler ve çözünmüş metabolik ürünler X_P ve S_P , toplam KOİ nin sabit bir fraksiyonu olarak açıklanabildiğine göre;

$$X_{PI} = Y_{PX}.C_{SO} \quad (2.14)$$

$$S_{P1} = Y_{PS}.C_{SO} \quad (2.15)$$

(2.14) ve (2.15) eşitliklerinin (2.16) eşitliğinde yerine konması ile,

$$\Delta C_{T1} = (1- Y_{PX}- Y_{PS}).\ C_{SO} \quad (2.16)$$

değerini alır.

Benzer olarak; çözünmüş atıksu ile beslenen ikinci reaktörde, başlangıç substrat dengesi aşağıdaki şekilde açıklanır.

$$S_{TO} = S_{SO}+S_I \quad (2.17)$$

Reaksiyon sonunda;

$$C_{T2} = S_{P2}+S_I+X_{P2} \quad (2.18)$$

$$S_{T2} = S_{P2}+S_I \quad (2.19)$$

olarak toplam ve çözünmüş KOİ ler ölçülür.

Yukarıda ölçülen KOİ değerlerini kullanarak,

$$C_{T2}-S_{T2}=X_{P2} \quad (2.20)$$

ve

$$\Delta C_{T2}=S_{T0}-C_{T2}=S_{S0}-S_{P2}-X_{P2} \quad (2.21)$$

olur. Birinci reaktörde olduğu gibi;

$$X_{P2} = Y_{PX}.S_{S0} \quad (2.22)$$

$$S_{P2} = Y_{PS}.S_{SO} \quad (2.23)$$

ve,

$$\Delta C_{T2} = (1 - Y_{PX} - Y_{PS}).\ S_{SO} \quad (2.24)$$

Deneyde X_{P2} direkt olarak ölçülür. Denklem (2.22) ve (2.23) birleştirilirse,

$$X_{PI} = X_{P2}(C_{S0}/S_{S0}) \quad (2.25)$$

Denklem (2.25) ve (2.26) in benzer şekilde kombinasyonu ile (C_{S0}/S_{S0})'ın yerine direkt olarak ölçülen ΔC_{T1} ve ΔC_{T2} oranlarının konulmasıyla,

$$X_{PI} = X_{P2}(\Delta C_{T1}/\Delta C_{T2}) \quad (2.26)$$

ifadesi elde edilir.

Yukarıdaki ifadenin denklem (2.26)'da yerine konulmasıyla X_I ,

$$X_I = C_{T1} - S_{T1} - X_{PI} \quad (2.27)$$

veya,

$$X_I = C_{T1} - S_{T1} - (C_{T2} - S_{T2})\ \Delta C_{T1}/\ \Delta C_{T2} \quad (2.28)$$

şeklinde hesaplanır.

Aynı deneysel prosedür başlangıç inert çözünmüş KOİ, S_I ve çözünmüş metabolik ürün , S_P değerinin bulunmasında da kullanılabilir.Aslında,

$$S_{T1} - S_{T2} = S_{P1} - S_{P2} \quad (2.29)$$

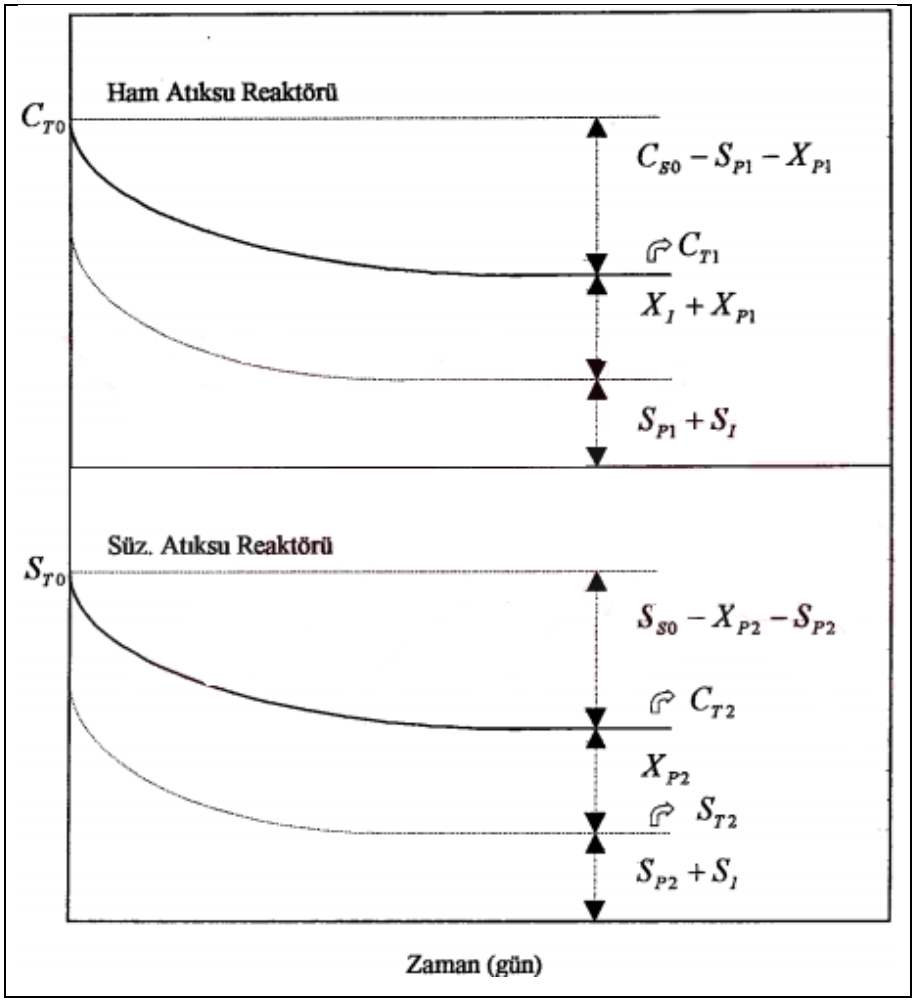
ve

$$S_{P1}/S_{P2} = \Delta C_{T1}/\ \Delta C_{T2} \quad (2.30)$$

$$S_{P1} = \frac{ST1 - ST2}{\left(1 - \frac{\Delta CT2}{\Delta CT1}\right)} \tag{2.31}$$

$$S_{P1} = \frac{ST1 - ST2}{\left(1 - \frac{\Delta CT2}{\Delta CT1}\right)} \quad S_I = S_{T1} - S_{P1} \tag{2.32}$$

şeklinde hesaplanır. Bu şekilde hesaplanan inert KOİ profillerinin gösterimi Şekil 2.7 da verilmiştir [Orhon vd., 1994a].



Şekil 2.7: İnert KOİ profilleri.

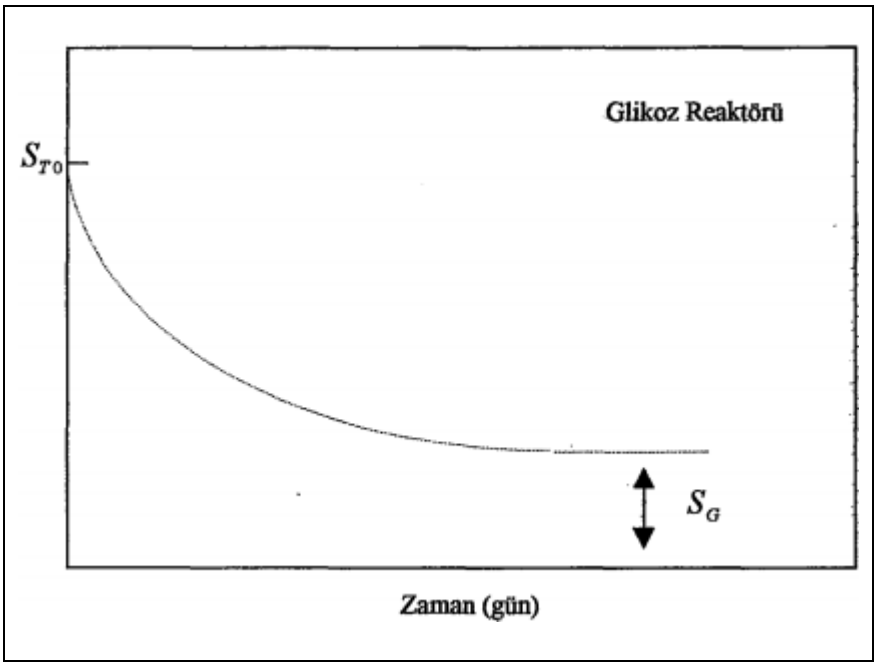
Çözünmüş inert organik madde (S_{I1}) in belirlenmesi için sunulan bu metot oldukça büyük oranda partiküler KOİ içeren atıksulara uygulanabilir. Bu fraksiyon bazı endüstriyel atıksularda veya yaygın olarak kuvvetli atıksuların arıtımında kullanılan çok kademeli arıtma proseslerinin kimyasal arıtma deşarjında oldukça az

ya da pratik olarak ihmal edilebilir miktarlarda olabilir. Atıksularında az veya hiç partikül madde içermeyenler [Germirli., 1991] tarafından tavsiye edilen aşağıdaki yöntem önerilmektedir. Bu metotta önceden glukoz-atıksu karışımına alıştırılmış aktif çamur ile aşılanan biri süzülmüş, diğeri glukoz ile beslenen iki aerobik kesikli reaktör kullanılır. Organik madde olarak glukozun seçilmesinin sebebi, bu maddenin her organik maddenin biyolojik ayrışmasının metabolik yolunda kolay ayrışan bir bileşen olmasıdır. Deneylerde kullanılan biyokütlenin alıştırılması, doldur-boşalt prosesli reaktörlerde % 50 glukoz çözeltisi kullanılarak yapılmıştır.Bu metodda, süzülmüş atıksu ve aynı konsantrasyonda glukoz çözeltisi iki ayrı reaktörde, alışmış aşı mikroorganizma ve gerekli ise nütrient ilavesi ile kesikli olarak çalıştırılır ve zamana karşı çözünmüş KOİ değerleri izlenir. Atıksu ve glukozon KOİ değerleri bir minimuma ulaşıp stabil olduğunda, aradaki farktan S_I belirlenir (Şekil 2.8). İncelenen atıksuyun çözünmüş KOİ profilinin minimum seviyesi S_I+S_P değerine eşit olduğundan ve glukozun inert organik kısmının sıfır kabul edilmesi sebebiyle ulaştığı minimum seviyenin S_P yi ifade etmesi beklendiğinden;

$$(S_I)_{Atıksu}=(S_I+S_P)_{Atıksu}-(S_P)_{Glukoz} \tag{2.33}$$

$$(S_P)_{Atıksu}>>(S_P)_{Glukoz} \tag{2.34}$$

kabulü yapılmıştır. İki reaktörde aynı başlangıç çözünmüş KOİ değerine sahip yapıldığında, aşı mikroorganizmanın hem atıksuya hem de glukoza alışmış olmasıyla bu kabulün geçerli olduğu belirtilmektedir [Germirli vd., 1991].



Şekil 2.8: Karşılaştırmalı metoda göre KOİ profilleri.

Literatürde sözü edilen metotlar yardımı ile belirlenen çeşitli atıksulardaki partiküler inert KOİ değerleri Tablo 2.3'de verilmiştir (Orhon ve Ubay Çokgör, 1997). Farklı endüstriyel atıksular için çözünmüş inert KOİ ve kalıntı ürünlerin değerleri Tablo 2.3 da verilmiştir [Orhon vd., 1999].

Tablo 2.3: Partiküler inert KOİ ile ilgili literatürde veriler.

Atıksu Tipi	C_{TI} (mg KOİ/L)	X_{I1} (mg KOİ/L)	Literatür
Evsel	314 360 440	29 36 30	Orhon vd., 1994 Orhon vd., 1994a Lesouef et al., 1992
Tekstil	535	73	Orhon vd., 1992
Peynr Altı Atıksuyu Aerobik Giriş	2761	28	Germirli vd., 1993
Sitrik Asit Üretim Tesisi Aerobik Giriş	2945	228	Germirli vd., 1993

Evsel atıksularla ilgili literatürdeki KOİ fraksiyon verileri Tablo 2.4'de verilmiştir [Orhon ve Ubay Çokgör, 1997].

Tablo 2.4: Evsel kaynaklı atıksu literatür verileri.

S_{I1} (%)	S_{S1} (%)	X_{S1} (%)	X_{H1} (%)	X_{I1} (%)	Kaynaklar
5	20	62	-	13	Ekama et al., 1986
2	20	40	2	18	Henze et al., 1992
8	28	60		4	Ekama et al., 1986
11	32	45		11	Henze et al., 1987
9	29	43	14	20	Henze et al., 1987
8	24	49	7	19	Henze et al., 1987
3	20	43	15	11	Henze et al., 1992
20	11	53	15	9	Kappeler and Gujer., 1992
10	7	60		8	Kappeler and Gujer., 1992
12	8	55		10	Kappeler and Gujer., 1992
4	9	77		10	Orhon vd., 1997a

[Sollfrank et al. 1992], daha çok evsel kaynaklı isveç atıksuyu ile yaptıkları deneylerinde, biyolojik şekilde ayrışamayan inert organik maddenin proses sıcaklığında ki azalma ile arttığını göstermişlerdir. İki farklı aktif çamur prosesi verilerinden çıkış çözünmüş inert KOİ değerinin sıcaklığa şiddetle bağlı olduğunu görmüşlerdir. Düşük sıcaklıklar, yüksek parçalanamayan KOİ miktarına karşılık gelmektedir. Bu çalışmaların atık suyun kompozisyonundaki mevsimsel değişikliğin etkisi olmadığını vurgulamışlardır. Sıcaklık aralığı 9-12 ^{0}C olduğunda giriş KOİ nin ortalama %15.5 i inert kısım olarak değerlendirilirken, 15-21 ^{0}C aralığında toplam KOİ nin % 12,5 i inert olarak bulunmuştur.

[Boero et al. 1991], tarafından biyolojik proseslerde çözünmüş mikrobiyal ürünlerin teşekkülü, kesikli reaktörde ^{14}C-fenol ve ^{14}C-glikoz kullanılarak yapılmıştır. Bu çalışmada; biyolojik olarak kolay ayrışabilen fakat yüksek konsantrasyonda bakteriyel büyüme için inhibit etki yaratan fenol, endüstriyel kirletici olduğu için kullanılmıştır. Glikoz ise herhangi bir toksik etkisi olmayan ve kolay parçalanan bir substrattır. Çözünmüş mikrobiyal ürünler (SMP), substrat azalması ve içsel hücre bozulması durumunda ara veya son ürünlerden oluşmaktadır.

Organik karbona kaynaklı SMP'nin, başlangıç fenolün ortalama olarak %14,7 si ve başlangıç glikozun %3,1 i kadar üretildiği gözlenmiştir. Fenol, glikozdan fazla SMP üretmesiyle beraber ürettiği SMP nin glikozun ürettiğinden daha fazla biyolijik ayrışabilir olduğu tespit edilmiştir.

2.5. Atıksu Arıtma Tesisinin Modellenmesi

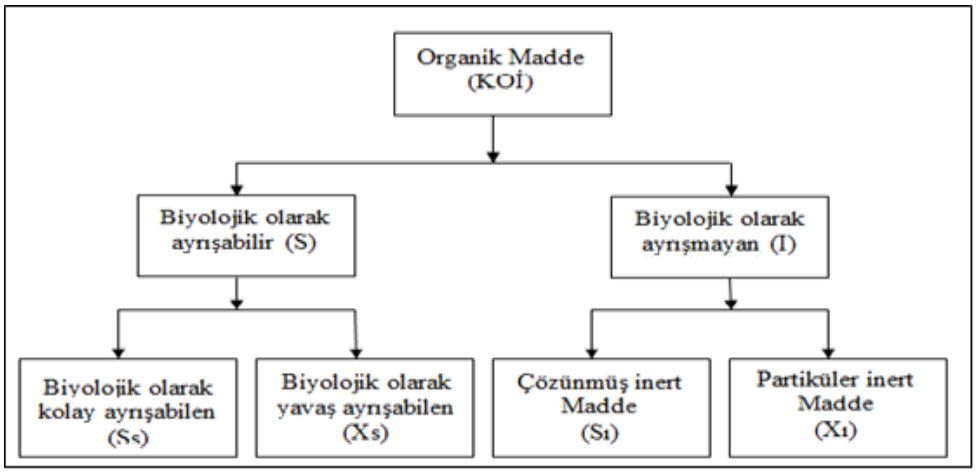
Matematiksel model, modellenecek sistemdeki değişkenler arasındaki ilişkinin, cebirik eşitlikler, diferansiyel eşitlikler veya diferansiyel eşitlik sistemi şeklindeki matematiksel yapılara taşınmasıdır [Gujer et al., 1999], Simülasyon ise, matematiksel bir modelle yapılan deneysel çalışmalardır. Olmayan bir sistem üzerinde ya da mevcut bir sisteme müdahale etmeden çalışmak, zaman alan ve maliyetli olası sebebiyle simülasyon çalışmaları kısa sürede ve ekonomik bir şekilde yürütmek asıl hedefleri arasındadır [Otterpohl, 1995]. Günümüzde gelişmiş bilgisayar donanım ve yazılımları ile matematiksel tabanlı proses simülasyonu mühendislik dallarında başarıyla kullanılmaktadır [Coen et al., 1995], [Copp, 2002]. Aktif çamur proseslerinin simülasyonu evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinin dizaynında ve dizaynlarının değiştirilmesinde kullanılmaktadır. Dizayn aşamasında off-line simülasyon yapılmaktadır. Arıtma tesisinin iletilmesi aşamasında hem off-line hem de on-line simülasyon çalışmaları yapılmaktadır. On-line simülasyon da simülasyon programı sürekli olarak aktif çamurlu arıtma tesisi otomasyon sistemine bağlı olmakta ve ölçüm değerleri on-line analizatörler tarafından sağlanmaktadır. Bu izleme daha çok prosesin izlenmesi için kullanılmaktadır. Ancak bu konuda yapılan uygulamalar kısıtlıdır. Simülasyon çalışmaları aynı zamanda eğitim ve araştırma içinde kullanılmaktadır [Otterpohl, 1995], [Gujer et al., 1995], [Egemen vd., 1998],], [Morgenroth et al., 2002]. Atıksu arıtma tesisleri, mümkün olmasına rağmen simülasyon sonuçlarına göre boyutlandırılmamaktadır. Ünite boyutlarının ilk tespiti klasik boyutlandırma kriterleriyle hesaplanmakta ve dinamik simülasyon ile seçilen kritik şartlar için tesisin ebatı ve işletmesi, analiz edilmekte ve maksimum 14 yararın sağlanacağı şartlar test edilmektedir. Farklı tasarım alternatifleriyle ve mevcut kapasitenin artırılması da kullanılarak, muhtemel tesis performansının tahmin edilmesi açısından kolaylık sağlamaktadır [Niemann and Orth, 2001]. Tesise müdahale etmeden arıtma veriminin iyileştirilmesi ve ekonomiklik çalışmalarında çeşitli işletme senaryolarının denenmesi, bu şartlar altında tesis davranışın

belirlenmesi simülasyon çalışmaları sonucunda kolaylıkla incelenebilmektedir. Böylece karar verme mekanizmasına yardımcı olmaktadır. Ayrıca tesis personelinin arıtma esnasında gerçekleşen karmaşık süreçlerin daha iyi anlayabilmesini kolaylaştırmaktadır.

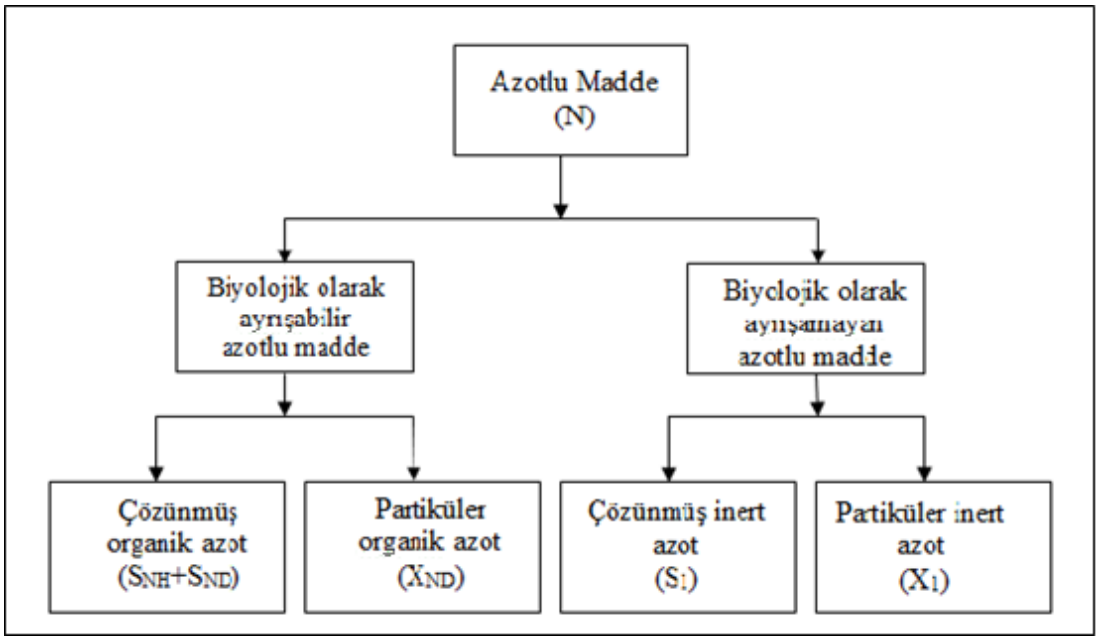
3. AKTİF ÇAMUR MODELLERİ

3.1. IAWQ Çalışma Grubu 1 No lu Modeli (ASM1)

Aktif çamur sistemlerinin modellenmesi ve dinamik simülasyonu çalışması yapıldığında, ASM1 modeli (Activated Sludge Model No. 1) [Henze et al., 1987] ilişkillendirilmektedir. 1987 yılında Uluslararası Su Kirliliği Araştırma ve Kontrolü Birliği IAWPRC (bugün IAWQ) çalışma grubu tarafından ASM1 olarak isimlendirilen ve son yıllarda yaygın kullanılan programlara temel olan oldukça kapsamlı bir model geliştirilmiştir. İlk evsel ,sonra da endüstriyel arıtma tesislerinin modellenmesi ve simülasyonunda yaygın bir kullanım alanına sahip olmuştur. Son zamanlarda bu Çalışma Grubuna ait diğer modeller ASM2 [Henze et al., 1995], ASM2d [Henze et al., 1999] ve ASM3 [Gujer et al., 1999] yayınlanmış olsa da 1 No'lu model, evsel atıksular için tek çamurlu sistemlerde organik madde ve azotlu madde giderimini iyi bir şekilde ortaya koyan ve geniş kabul gören modeldir. Bu model 13 bileşen ve 8 tane prosesten oluşan geniş kapsamlı modeldir [Weijers and Vanrolleghem, 1997], [Nuhoğlu ve ark., 2005], [Weijers et al., 1996]. Organik maddelerin sınıflandırılması Şekil 3.1'da, azotlu maddelerin sınıflandırılması Şekil 3.2'de verilmiştir [Orhon ve Artan, 1994], [Petersen, 2000].



Şekil 3.1: Karbonlu maddelerin sınıflandırılması.



Şekil 3.2: Azotlu maddelerin sınıflandırılması.

- Biyolojik olarak kolay parçalanabilen substrat (Ss)**:**

Modellemede organik maddenin bu kısmının çözünebilir olduğu kabulü ile yapılmaktadır. Biyolojik olarak kolay parçalanabilen organik madde, nispeten basit moleküllerden oluşmakta ve direkt olarak heterotrofik bakteriler tarafından yeni hücrelerin sentezi için kullanılmaktadır. Moleküllerde yer alan enerjinin bir kısmı (KOİ) biyokütleye geçmekte, kalanı ise sentez için ihtiyaç duyulan enerjiyi karşılamak üzere harcanmaktadır. Bu kısımda yer alan elektronlar dış elektron alıcılara transfer edilmektedir (oksijen veya nitrat).

- Biyolojik olarak yavaş parçalanabilen substrat (Xs):

Substratın yavaş parçalanabilen bu kısmı bir dereceye daha kompleks moleküllerden teşekkül etmektedir. Bu tip substratlar önce hücre dışında tutulur ve biyolojik olarak kolay parçalanabilen substrat haline gelir. Bu dönüşümde (Hidroliz) enerji yararlanma olmadığı ve bu nedenle electron alıcı kullanımınında olmadığı kabul edilmektedir. Biyolojik olarak yavaş ayrışabilen substratın spesifik hidroliz hızı biyolojik olarak kolay ayrışabilen substrattan daha azdır.. Bu sebeble , Xs substrat olarak yalnız bulunduğunda aktif çamur üremesi için hız sınırlayıcı faktör olur. Biyolojik olarak parçalanamayan organik madde ise biyolojik olarak inert olarak adlandırılır ve aktif çamur sisteminden yapı olarak değişmeden aktif çamur

sistemini terk etmektedir. Biyolojik olarak inert olan organik madde ikiye ayrılmaktadır.

- İnert çözülebilir organik madde (S_I)**:**

  Sisteme girdiği konsantrasyonda aktif çamur sistemini terk etmektedir.

- İnert askıda organik madde (X_I):

  Aktif çamurun yapısında çökelmekte ve fazla çamur olarak sistemden uzaklaştırılmaktadır. Atılan çamur debisi, giriş suyu debisinden küçük olduğundan kurulan kütle dengesinde sistemdeki X_I konsantrasyonunun yoğunlaştığından giriş suyundakinden daha büyük olması gerekmektedir.

  Atıksudaki azotlu maddeler de karbonlu maddeler gibi biyolojik olarak ayrıştırılabilen ve ayrıştırılamayan şeklinde iki ana gruba ayrılabilir.

- Biyolojik olarak ayrıştırılabilen azotlu maddeler:

  Toplam azot içinde amonyum azotu (S_{NH}) (serbest bileşen ve tuzları), çözünebilir organik azot (S_{ND}) ve partikül haldeki organik azot girmektedir. Partikül şeklindeki organik azot, biyolojik olarak yavaş ayrışan organik maddenin hidrolizine paralele olarak çözünebilir organik azota hidrolize dönüşmektedir. Çözünebilir organik azot ise heterotrofik bakteri tarafından amonyum azotuna dönüştürülmektedir. Amonyum azotu heterotrofik biyokütle sentezi için azot kaynağı olarak hizmet etmekte ve ototrofik nitrifiye edici bakterilerin üremesi için de enerji kaynağı görevini üstlenmektedir. Sonuç olarak, amonyum azotunun nitrat azotuna olan dönüşümü, oksijene ihtiyaç duyan tek prosesidir. Nitrifikasyon sürecinde oluşa nitrat, anoksik şartlar altında heterotrofik bakteriler için son elektron alıcı olarak kullanılır. Hem ototrofik hem de heterotrofik hücrelerin bozunmasıyla döngüye partiküler haldeki organik azot olarak tekrar girmektedir.

- Biyolojik olarak ayrışmayan azotlu maddeler:

  Bu maddelerin partiküler bölümü biyolojik olarak ayrışmayan partiküler KOİ kısmıyla beraber ele alınır. Çözünebilir kısım çok düşük miktarlada olduğundan ihmal edilerek modele alınmaz.

3.1.1. Modelde Yer Alan Karbonlu Ve Azotlu Maddelerin Sınıflandırılması

Atıksu karekterizasyonu, aktif çamur sistemleri dizayn ve modellemesinde en önemli aşamalardan birisidir. Modelde karbon kaynağı biyokütle, organik madde ve electron alıcısı ile bağlantı kurmaya imkan vermesi için BOİ değil , KOİ seçilmiştir. Farklı azot türleri ve alkalinite hariç tüm konsantrasyonlar mg KOİ/L olarak verilmektedir. Çözünmüş bileşikler S sembolüyle, çözünemeyenler ise X ile ifade edilmiştir. B, S, ve O alt indisleri ise sırasıyla biyokütle, substrat ve oksijeni ifade etmektedir[Henze, 1992], [Orhon ve Çokgör, 1997]. ASM1'de atıksuyun karakterizasyonunu ifade etmekte yetersiz kalan kollektif parametreler bazında yapılan ölçümler yerine, atıksu muhtevası (KOİ, azotlu bileşikler) fraksiyonlara ayrılmaktadır. Modeldeki en önemli fark, organik maddenin biyolojik olarak ayrışabilen (S) ve biyolojik olarak ayrışmayan madde (I) şeklinde iki ana grupta tanımlanmasıdır. Biyolojik olarak ayrışan maddeler, biyolojik olarak kolay ayrışan (SS) ve yavaş ayrışan (XS) ve biyolojik olarak ayrışmayan maddeler de, inert çözünebilir (SI) ve inert Partiküler (XI) olarak iki alt gruba ayrılmaktadır. Bu ayrım atıksu arıtma tesislerinin dizaynında belirleyici bir büyüklük olmaktadır. Ayrıca yapılan modelleme ve simülasyon çalışmalarının neticelerini de önemli ölçüde etkilemektedir [Bornemann et al., 1998], [Baeza et al., 2002]. Şekil 3.1 ve Şekil 3.2'de sırasıyla karbonlu ve azotlu maddelerin sınıflandırılması gösterilmiştir.

3.1.2. Modelde Kullanılan Parametreler

IAWQ Çalışma Grubu 1 No'lu modelinin uygulamada yararlı olarak kullanılabilmesi için model parametrelerinin iyi bilinmesi gereklidir [Vanrolleghem et al., 1999], [Spanjers et al., 1996], [Spanjers et al,. 1998], [Kappeler and Gujer, 1992]. Model, 5 adet kinetik ve 14 adet stokiyometrik olmak üzere toplam 19 parametreden oluşmaktadır. Bu parametrelerin 10 °C ve 20 °C deki değerleri ve değer aralıkları Tablo 3.1'da verilmiştir [Jeppsson, 1996].

Tablo 3.1: ASM1 modelinde ki parametrelerin sıcaklıkla ilişkisi.

Parametreler	Sembol	Birimi	20 ºC	10 ºC	Literatür
Stokiyometrik parametreler					
Heterotrofik biyokütle için dönüşüm oranı	Y_H	gr KOİ/gr KOİ	0.67	0.67	0.38-0.75
Ototrofik biyokütle için dönüşüm oranı	Y_A	gr KOİ / gr N	0.24	0.24	0.07-0.28
Biyokütlenin inert partiküler ürüne dönüşüm oranı	fp	---------	0.08	0.08	-
Birim biyokütle KOİ'de bulunan azot ağırlığı	$İ_{XB}$	gr N / gr KOİ	0.086	0.086	-
Biyokütleden üretilen inert ürünlerin KOİ'sinde bulunan azot ağırlığı	$İ_{XE}$	gr N / gr KOİ	0.06	0.06	-
Kinetik parametreler					
Heterotrofik biyokütlenin maksimum spesifik üreme hızı	μ_{hmax}	1/gün	6	3	0.6-13.2
Heterotrofik biyokütlenin yarı doygunluk sabiti	K_S	gr KOİ/m³	20	20	5-225
Heterotroflar için oksijen yarı doygunluk katsayısı	$K_{O,H}$	gr O_2/m³	0.2	0.2	0.01-0.2
Denitrifikasyon yapan heterotroflar için nitrat yarı doygunluk katsayısı	K_{NO}	gr NO_3-N/m³	0.5	0.5	0.1-0.5
Heterotrofik biyokütle için bozunma katsayısı	b_H	1/gün	0.62	0.2	0.05-1.6
Anoksik koşullarda heterotrofik üreme için düzeltme	ηg	----	0.8	0.8	0.6-1
Anoksik koşullarda hidroliz için düzeltme faktörü	ηh	----	0.4	0.4	-
Maksimum spesifik hidroliz hızı	kh	gr KOİ/gr KOİ.gün	3	1	-
Biyolojik olarakyavaş parçalanan substratın hidrolizi için yarı doygunluk sabiti	K_X	gr KOİ/gr KOİ	0.03	0.01	-
Otorotrofik biyokütlenin maksimum spesifik üreme hızı	μAmax	1/gün	0.80	0.3	-
Otorotrofik biyokütle için amonyak yarı doygunluk sabiti	K_{NH}	gr NH_3-N/m³	1	1	-
Otorotrofik biyokütle için oksijen yarı doygunluk sabiti	$K_{O,A}$	gr O_2/m³	0.4	0.4	0.4-2
Amonyaklaşma hızı sabiti	ka	m³KOİ/gr.gün	0.08	0.04	-
Otorotrofik biyokütle için bozunma katsayısı	bA	1/gün	0.2	0.1	0.05-0.2

3.1.3. Modelde Yer Alan Prosesler

IAWQ Çalışma grubunun geliştirdiği 1 No'lu modelde temel olarak, biyokütlenin büyümesi, biyokütlenin bozunması, organik azotun amonifikasyonu ve tutulmuş partiküler organik maddenin hidrolizi olmak üzere 8 adet proses içermektedir. Modelin akış şeması Şekil 3. 3'de, matris şeklinde ifadesi ise Tablo 3.2'de verilmiştir. Tablo 3.2'de gösterilen bu prosesler aşağıda kısaca özetlenmektedir.

3.1.3.1. Heterotrofların Aerobik Olarak Çoğalması

Tablo 3.2'nin 1. satırında yer alan aerobik heterotrofik çoğalmada biyolojik olarak kolay ayrışabilir substrat ve oksijen kullanmaktadır. Çoğalma hızı her iki bileşen de Monod tipinde bir ifadeyle tanımlanır. Modelde biyolojik olarak kolay ayrışabilir substratın büyüme ile orantılı olduğu da belirlenmiştir. Amonyum azotu da yeni hücrelerin bileşimii için azot kaynağı olarak tüketilerek hücre yapısına katılmaktadır.

3.1.3.2. Heterotrofların Anoksik Olarak Çoğalması

Tablo 3.2'nin 2. satırında ise nitrat azotunu elektron alıcısı olarak kullanan heterotroflar anoksik çoğalmasıyı göstermektedir. Aerobik büyümede olduğu gibi biyolojik olarak kolay ayrışabilir substrat kullanılmakta ve amonyum azotu, azot kaynağı olarak hücre sentezinde kullanılmaktadır. Anoksik çoğalmanın hız ifadesinde kolay ayrışan substratın etkisi, aerobik çoğalma ile aynı ifade edilmektedir. Bununla birlikte aerobik şartlara oranla anoksik substrat gideriminin daha yavaş gerçekleştiği bilinmektedir. Modelde bu etkiyi yansıtabilmek için ηg (<1) düzeltme faktörü ilave edilmiştir. Ortamda oksijen olduğunda anoksik çoğalmanın inhibisyon etkiside hız ifadesinde dikkate alınmaktadır.

3.1.3.3. Ototrofların Aerobik Olarak Çoğalması:

Ototrofların aerobik olarak çoğalma prosesesi Tablo 3.2'nin 3. satırında yer gösterilmektedir. Nitrifiye edici mikroorganizmaların çoğalması için enerji olarak çözünmüş amonyum azotu ve oksijen harcanmakta ve proses sonunda ototrofik biyokütle ve nitrat azotu teşekkül etmektedir. Buna ilaveten, amonyum azotunun belirli bir kısmı da hücre sentezi için azot kaynağı olarak hücre içine alınmaktadır. Prosesin amonyum azotu ve oksijen ile bağlantısı Monod tipinde ifade edilmektedir. Ototrofların aerobik çoğalmasının atıksuyun pH değerinden etkilendiği bilinmesine rağmen bu hal biyoreaktör içindeki pH değerinin tahmin edilmesinin zorluğu sebebiyle hız ifadesinde dikkate alınmamaktadır. pH parametresi ile ilgili herhangi bir problem, alkalinite ifadesinin kullanılmasıyla kontrol altına alınmaktadır.

3.1.3.4. Heterotrofik Biyokütlenin Bozunması:

Heterotrofik biyokütlenin bozunması Tablo 3.2'nin 4. satırında yer almaktadır ve ölüm-yenilenme şeklinde modellenmiştir. Heterotrofik bozunmayı ifade eden katsayı ($b_{H,}$) klasik bozunma (içsel solunum) katsayısından kavram ve büyüklük olarak ayrıdır. Bu şekilde bozunma mikroorganizmanın inert partiküler ürünler ve biyolojik olarak yavaş parçalanan substrat bileşimine dönüşmesine neden olmaktadır. Ölüm-yenilenme kavramındaki bozunma sürecinde elektron alıcısı (O_2 ve NO_3 gibi) harcanmamakta ve KOİ giderimi olmamaktadır. Bozunma(b_H)elektron alıcısının çeşit ve konsantrasyonundan etkilenmemektedir.

3.1.3.5. Ototrofik Biyokütlenin Bozunması:

Bu proses de heterotrofik biyokütlenin bozunmasıyla aynı biçimde modellenmektedir.

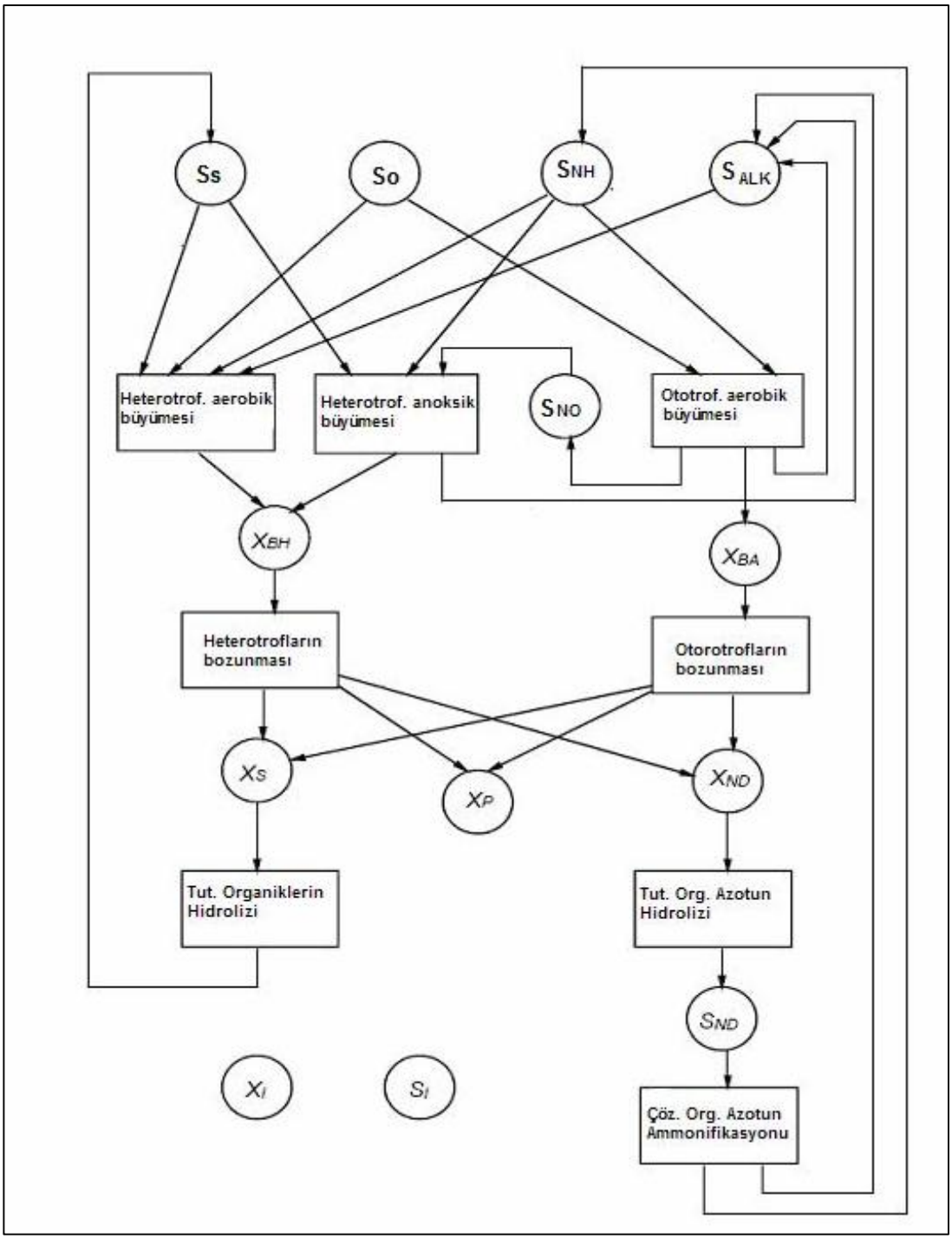
3.1.3.6. Çözünmüş Organik Azotun Amonifikasyonu:

Tablo 3.2'nin 6. satırda yer alan bu proseste, aktif heterotrofik organizmalar, birinci dereceden gerçekleşen bir reaksiyonla biyolojik olarak parçalanabilir çözünmüş organik azotu, amonyum azotuna dönüştürmektedir. Hidrojen iyonlarının

harcandığı bu reaksiyon alkalinite değişimine sebep olmaktadır. Tutulmuş organik maddelerin hidrolizi: Tablo 3.2'nin 7. satırda yer alan bu proseste, biyokütle içinde biyolojik olarak yavaş parçalanabilir substrat, hücre dışı enzimler vasıtasıyla kolay parçalanabilen substrata dönüştürülmektedir. Hidroliz konusundaki araştırma ve bilgi birikimi yeterli olmamakla birlikte , bu prosesle ilgili bazı temeller oluşturulmuştur. İlki , hidroliz hızının aktif heterotrofik biyokütleye önemli bir şekilde bağımlı olduğudur. Diğeri ise hidroliz hızı ile X_S/Xb_H arasındaki bağıntının monod bağıntısı ilgili bir fonksiyonla açıklanabilmektedir. Aktif çamura oranla tutulmuş organiklerinin miktarının artmasıyla birlikte doygunluğa ulaşmaktadır. Anoksik koşullarda hidroliz hızı aerobik şartlarla karşılaştırıldığında azalmaktadır. Bu etki ηh (<1) düzeltme faktörü eklenerek düzeltilmiştir. Hidrolizin sadece aerobik ve anoksik koşullarda oluştuğu, anaerobik şartlarda hidroliz hızının sıfıra yaklaştığı kabul edilmektedir.

3.1.3.7. Tutulmuş Organik Azotun Hidrolizi:

Tablo 3.2'nin 8. satırında yer alan organik azotun hidrolizi, organik azotun yavaş parçalanan substratta homojen olarak dağıldığı varsayılmış, hız yavaş parçalana substratın hidroliz hızıyla doğru orantılı bir şekilde modellenmiştir. ASM1 Modeli akış şeması Şekil 3.3'de gösterilmiştir.



Şekil 3.3: ASM1 modeli akış diyagramı.

(S_S, Biyolojik olarak kolay parçalanabilen organik madde; So, Çözünmüş oksijen; S_{NH}, amonyum azotu; S_{ALK}, alkalinite; S_{NO}, Nitrat azotu; X_{BH}, Aktif heterotrofik biyokütle; X_{BA}, Aktif ototrofik biyokütle; X_S, Biyolojik olarak yavaş ayrışabilir organik madde; Xp, Biyokütle bozunmasıyla ortaya çıkan partiküler ürünler; X_{ND}, Biyolojik olarak ayrışabilir partiküler organik azot; S_{ND}, Biyolojik

olarak ayrışabilir çözünmüş organik azot; X_I, Partiküler yapıdaki inert organik madde; S_I, Çözünebilir inert organik madde). ASM1 Modelinin Matris şeklinde gösterimi Tablo 3.2'de verilmiştir [Henze et al., 1987].

Tablo 3.2: ASM1 modelinin matris şeklinde gösterimi.

BİLEŞEN	i	1 S1	2 Ss	3 X1	4 XS	5 XBH	6 XBA	7 Xp	8 SO	9 SNO	10 SNH	11 SND	12 XND	13 SALK	Proses Hızı, $pp_i(ML^{-3}T^{-1})$
j	Proses														
1	Heterotrofların aerobik üremesi		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		-i_{XB}			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H\left(\frac{S_S}{K_S+S_S}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OH}+S_O}\right)$
2	Heterotrofların aerobik üremesi		$-\frac{1}{Y_H}$			1				$-\frac{1-Y_N}{2,86Y_N}$	-i_{XB}			$\left(\frac{1-Y_H}{14*2.86Y_H}-\frac{i_{XB}}{14}\right)$	$\mu_H\left(\frac{S_S}{K_S+S_S}\right)\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}}\right)\eta_g X_{BH}$
3	otorotrofların aerobik üremesi						1		$-\frac{4,57-Y_A}{Y_A}$	$-\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XB}$ $-\frac{1}{Y_A}$			$-\frac{i_{XB}}{14}-\frac{1}{7Y_A}$	$\mu_A\left(\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OA}+S_O}\right)X_{BA}$
4	Heterorofların bozulması				1-f_p	-1		f_p					$i_{XB}-f_p i_{XP}$		$b_H X_{BH}$
5	Otorotrofların bozulması				1-f_p		-1	f_p					$i_{XB}-f_p i_{XP}$		$b_A X_{BA}$
6	Çözünmüş organik azotun amonifikasyonu										1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_a S_{ND} X_{BH}$
7	Tutunmuş organiklerin hidrolizi		1		-1										$k_h \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_X+\left(\frac{X_S}{X_{BH}}\right)}\left[\left(\frac{S_O}{K_{OH}+S_O}\right)+\eta_h\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}}\right)\right]X_{BH}$
8	Tutunmuş organik azotun hidrolizi											1	-1		$\rho_7(X_{ND}/X_S)$
Gözlenen dönüşüm hızı		$r_i=\sum_j r_{ij}=\sum_j v_{ij}\rho_i$													

3.1.3.8. Modelin Matematiksel İfadesi

Matris hali sayesinde ASM1 modelinin karmaşık yapısı bir şekilde gizlenmiştir. Her bir bileşen için, akım (konvektif) terimleri önüne alınmadan hız ifadeleri aşağıda verilmiştir.

Biyolojik olarak kolay parçalanabilen Substrat için hız ifadesi;

$$
\begin{aligned}
Rss = \frac{dSs}{dt} &= v_{21}\rho_1 + v_{22}\rho_2 + v_{27}\rho_7 \\
&= -\frac{\mu_H}{Y_H}\left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right)\left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_0}\right)X_{BH} \\
&- \frac{\mu_H}{Y_H}\left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right)\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_0}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{N0}}\right)\eta_g X_{BH} \\
&+ k_h \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_x + \left(\frac{X_s}{X_{BH}}\right)}\left[\left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_0}\right)\right. \\
&\left. + \eta_h\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_0}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{N0}}\right)\right]X_{BH}
\end{aligned}
\tag{3.1.}
$$

Biyolojik olarak kolay parçalanabilen Substrat için hız ifadesi

$$
\begin{aligned}
Rxs = \frac{dXs}{dt} &= v_{44}\rho_4 + v_{45}\rho_5 + v_{47}\rho_7 \\
&= (1 - f_p)(b_H X_{BH}) + (1 - f_p)(b_A X_{BA}) \\
&- k_h \frac{\frac{X_s}{X_{BH}}}{K_X + \left(\frac{X_s}{X_{BH}}\right)}\left[\left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O}\right)\right. \\
&\left. + n_h\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right)\right]X_{BH}
\end{aligned}
\tag{3.2.}
$$

Aktif heterotrofik biyokütle için hız ifadesi;

$$R_{XBH} = \frac{dX_{BH}}{dt} = v_{51}\rho_1 + v_{52}\rho_2 + v_{54}\rho_4$$
$$= \mu_H \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right)\left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_0}\right) X_{BH} \tag{3.3.}$$
$$+ \mu_H \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right)\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_0}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{N0}}\right) \eta_g X_{BH}$$
$$+ b_H X_{BH}$$

Biyokütle bozunmasıyla ortaya çıkan inert partiküler ürünler için hız ifadesi;

$$R_{XP} = \frac{dX_p}{dt} = v_{74}\rho_4 + v_{75}\rho_5 = f_P b_H X_{BH} + f_P b_A X_{BA} \tag{3.4.}$$

Oksijen için hız ifadesi;

$$R_{S_O} = \frac{dS_O}{dt} = v_{81}\rho_1 + v_{83}\rho_3$$
$$= \left(\frac{1 - Y_H}{Y_H}\right) \mu_H \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right)\left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_0}\right) X_{BH} \tag{3.5.}$$
$$- \left(\frac{4{,}57 - Y_A}{Y_A}\right) \mu_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right)\left(\frac{K_{OA}}{K_{OA} + S_0}\right) X_{BA}$$

Nitrat ve nitrit azotu için hız ifadesi;

$$R_{S_{NO}} = \frac{dS_{NO}}{dt} = v_{92}\rho_2 + v_{93}\rho_3$$
$$= \left(\frac{1 - Y_H}{2{,}86 Y_H}\right) \mu_H \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right)$$
$$+ \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_0}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{N0}}\right) \eta_g X_{BH} \tag{3.6.}$$
$$+ \frac{\mu_A}{Y_A} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_0}\right) X_{BA}$$

Amonyum azotu için hız ifadesi;

$$R_{S_{NH}} = \frac{dS_{NH}}{dt} = v_{101}\rho_1 + v_{102}\rho_2 + v_{103}\rho_3 + v_{106}\rho_6$$
$$= -\, i_{XB}\mu_H \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_0}\right) X_{BH}$$
$$-\, i_{XB}\mu_H \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right)\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_0}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{N0}}\right) \eta_g X_{BH}$$
$$-\, \left(i_{XB} + \frac{1}{Y_A}\right)\mu_H \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_0}\right) X_{BA}$$
$$+\, k_a S_{ND} X_{BA} \tag{3.7.}$$

Çözünmüş şekildeki biyolojik olarak parçalanabilir organik azot için hız ifadesi;

$$R_{S_{ND}} = \frac{dS_{ND}}{dt} = v_{116}\rho_6 + v_{11}\rho_8 = -k_a S_{ND} X_{BH} + \rho_7 \left(\frac{X_{ND}}{X_S}\right) \tag{3.8.}$$

ifadesinde ρ_7 yerine Çizelgenin yedinci satırında olan hidroliz ifadesinin net bir şekli yazılırsa;

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = -k_a S_{ND} X_{BH} +$$
$$= k_h \frac{\frac{X_{ND}}{X_{BH}}}{K_X + \left(\frac{X_S}{X_{BH}}\right)} \left[\left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_0}\right)\right.$$
$$\left. + n_h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right)\right] X_{BH} \tag{3.9.}$$

Partiküler haldeki biyolojik olarak ayrışabilir organik azot için hız ifadesi;

$$= \frac{dX_{ND}}{dt} = v_{124}\rho_4 + v_{125}\rho_5 + v_{128}\rho_S \tag{3.10.}$$
$$= (i_{XB} - f_P\dot{I}_{XP})(b_H X_{BH}) + \left(i_{XB} - f_p\dot{I}_{XP}\right)(b_A X_{BA})$$
$$- \rho_7(X_{ND}/X_S)$$

olup, ρ_7 yerine hidroliz ifadesinin net şekli yazılırsa;

$$\frac{dX_{ND}}{dt} = (i_{XB} - f_P i_{XP})(b_H X_{BH}) + (i_{XB} - f_P i_{XP})(b_A X_{BA})$$
$$- k_h \frac{X_{ND}/X_{BH}}{K_X + (X_S/X_{BH})}\left[\left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O}\right)\right.$$
$$\left. + \eta_h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right)\right] X_{BH} \tag{3.11.}$$

Alkalinite için hız ifadesi;

$$R_{S_{ALK}} = \frac{dS_{ALK}}{dt} = v_{131}\rho_1 + v_{132}\rho 2 \quad + v_{133}\rho 3 + \ v_{136}\rho_6$$
$$= \left(-\frac{i_{XB}}{14}\right)\mu_H \left(\frac{S_S}{K_s + \ S_s}\right)\left(\frac{S_o}{K_{OH} + \ S_0}\right) X_{BH}$$
$$+ \left(\frac{1 - Y_H}{14 * 2.86 Y_H}\right.$$
$$\left. - \frac{i_{XB}}{14}\right)\mu_H \left(\frac{S_S}{K_s + \ S_s}\right)\left(\frac{S_o}{K_{OH} + \ S_0}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right)\eta_8 X_{BH}$$
$$+ \left(-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7Y_A}\right)\mu_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + \ S_{NH}}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OA} + \ S_O}\right) X_{BA}$$
$$+ \frac{k_a S_{ND} X_{BH}}{14} \tag{3.12.}$$

3.1.3.9. ASM1 Modelindeki Kabuller ve Kısıtlamalar

Bir atıksu arıtma sistemi modellenmesi ihtiyacı olduğunda, modelin pratikte kullanılabilir olması birtakım basitleştirme ve kabullerin yapılmasını gerektirmektedir. Bu kabullerin bazıları direk sistemin kendisiyle, diğerleri de kullanılan matematik model ile ilişkilendirilmektedir. Çoğu kez basitleştirme ve

kabuller dolaylı ifade edilmektedir. Böyle olduğunda, basitleştirme ve kabullerin gözden kaçmasına sebep olabilmektedir. Bu şekilde olduğunda, sonuçlardan yeterince yararlanamama ihtimali yüksek bulunmaktadır. ASM1 modelinde yapılan kabuller ve kısıtlamalara aşağıda şekilde verilmiştir [Henze et al., 1987], [Jeppsson, 1996].

- Sistem sabit sıcaklıkta işletildiği varsayılır. Bir çok katsayıların sıcaklığın fonksiyonu olması sebebiyle, fonksiyonları açıkça hız ifadeleri şeklinde verilir ve zaman-değişik sıcaklık değişiklikleri sırasıyla dikkate alınabilirdi. Model de kullanılan parametreler belirli bir aralıktaki sıcaklık değişimlerinin etkisini göstermek için Arrhenius eşitliğinden yararlanılır.
- pH değeri sabittir, nötrale yakındır. pH değeri bir çok parametreden etkilediği bilinse de bu etkiyi gösterecek ifade miktarı kısıtlıdır. Bu sebeple pH nın sabit varsayılıp kabul edilmiştir. Modele alkalinitenin ilave edilmesi, kullanıcıya pH kontrolü ile ilgili problemleri belirleme olanağı sağlamaktadır.
- Organik maddenin yapısındaki değişimler dikkate alınmamıştır (örneğin biyolojik olarak hızlı parçalanan organik madde). Farklı bir ifadeyle, hız ifadelerinde olan katsayıların değerlerinin sabit olduğu varsayılmıştır. Belirli bir giriş fraksiyonu ile ilişkilendirilen konsantrasyonun zamanla değişimi olasıdır. Netice olarak, model giriş yükünü tam verirken, giriş atıksu fraksiyonlarındaki meydana gelen değişimleri tam olarak yansıtamamaktadır.
- Organik maddet giderimi ve hücre büyümesi üzerine azot, fosfor ve diğer nutrientlerin sınırlandırılmasıyla meydana çıkacak etkilere değinilmemiştir. Halbuki, yetersiz inorganik nutrientlerin çamur çökme problemlerine sebep olduğu çok iyi bilinmektedir. Bu sebeple, dengeli bir büyüme için gerekli olan inorganik nutrientlerin yeterli miktarlarda olup olmadığına dikkat edilmelidir.
- Denitrifikasyon için düzeltme faktörleri olan ng ve nh belirlenmiş atıksular için sabittir. Bu faktörlerin sistem konfigürasyonundan etkilenme ihtimali vardır. Böyle olmasına karşın modelde dikkate alınmamıştır.
- Nitrifikasyon için belirlenen katsayıların sabit olduğu kabul edilmiştir. Bununla birlikte katsayılar, atıksudaki diğer bileşenlerin inhibe edici etkilerini yansıtacak şekilde verilmektedir.

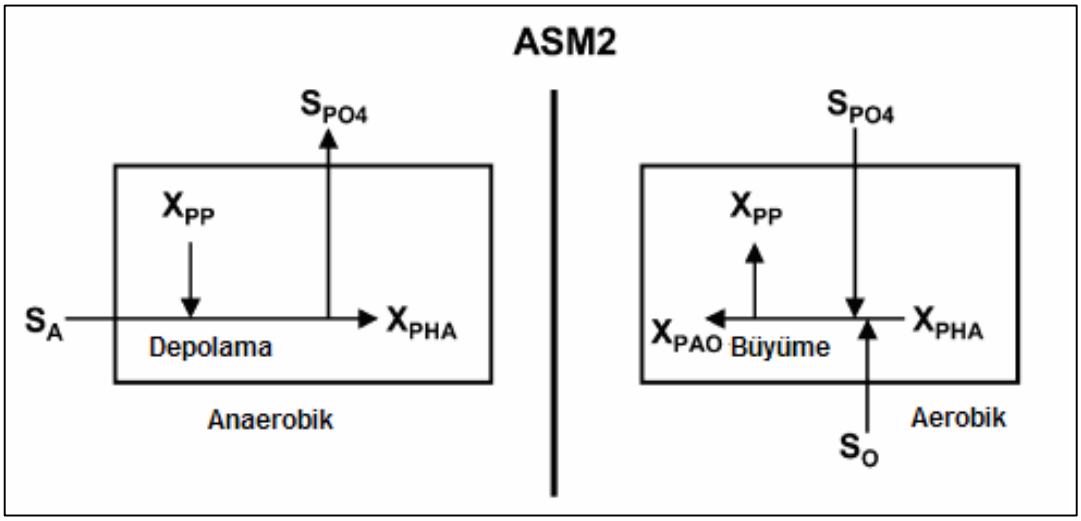
- Heterotrofik biokütle homojen dağılmış olup, zamanla türleri bir değişim göstermemektedir. Bu kabul sabit kinetik parametrelerin içinde vardır. Bu, organik konsantrasyon değişiminin ve reaktör değişimleri v.s. çamur çökelmesi üzerine etkisinin dikkate alınmadığı şeklinde yansımaktadır.
- Partiküler haldeki substratın çamurda tutunmasının anlık olduğu varsayılmaktadır.
- Organik madde ve organik azotun hidrolizleri ikili şekilde birleştirilmektedir. Bunun eşit hız ve eş zamanlı olarak meydana geldiği varsayılmıştır.
- Elektron alıcının tipi aktif biokütlenin bozunma sebebiyle olan kaybını etkilememektedir.

3.2. Aktif Çamur Model No.2 (ASM2)

ASM1 araştırma, geliştirme ve azot giderim proseslerinin optimizasyonu için faydalı bir araç olarak kabul görmüştür. Ek olarak eğitim alanında da kendini ispatlamıştır. ASM1 kullanımı ile elde edilen tecrübelerle yeni bir model olan Activated Sludge Model No.2 (ASM2) [Gujer et al., 1999], [Henze et al., 1995] oluşturulmuştur.

ASM1'de biyolojik fosfor giderimi ile ilgili herhangi bir ifade olmadığından bu eksik; biyolojik fosfor giderimi eklenerek ASM2' de şeklinde modellenmektedir. Böylelikle fazladan birkaç parametre grubunu ve biyolojik prosesleri de içermektedir. Sonuçta modeldeki mevcut ve belirlenmesi gereken parametrelerin sayısı da aynı şekilde prosesleri de artmaktadır. ASM2 biyolojik proseslere ilaveten eş zamanlı, çökelme ile kimyasal fosfor giderimi modellemesi için kullanılabilecek iki kimyasal prosesi de kapsamaktadır. Model 19 bileşen ve 17 prosesten (kimyasal fosfor giderimi ilave edildiğinde 19 proses) meydana gelmektedir. Model çok karışık ve ayrıntılıı olup pratik kullanımı kısıtlıdır. Özellikle fosfor kısmının modellenmesi yeteri seviyede kullanım güvenilirliği sağlamamaktadır. ASM2 biyolojik azot ve fosfor giderimi için birleşik modellerin daha ileri seviyede gelişimi için faydalı bir ifade içermektedir. ASM 1' den ASM 2' ye olan en önemli değişim, biokütlenin hücre içi yapıya sahip olması gerçeğidir. Bu nedenle konsantrasyonu basit bir şekilde XBM parametresi ile ifade edilememektedir.

Bu, modelde biyolojik fosfor gideriminini kapsaması için şarttır. ASM2 deki biyolojik fosfor modellenmesi Şekil 3.4' de verilmektedir. ASM1 tamamen hem bütün organik partiküler substratın hem de aktif çamurun toplam konsantrasyonu için KOİ parametresini temel alırken, ASM2 aktif çamur prosesinin performansı için öncelikli öneme sahip aktif çamurun fraksiyonu olan polifosfatları kapsamaktadır. Bu nedenden ötürü, modeldeki toplam askıda katı maddeyi (TSS) kapsama olanağı ortaya konmaktadır. ASM2 her bir hücrenin iç yapısını ayırt etmemektedir, fakat sadece aktif biyomasın ortalama yapısını (kompozisyonunu) önemsemektedir. Her hücrenin yapısı farklı bir ölçüde popülasyon ortalamasından sapma yapmaktadır. (örneğin hücre, depolama ürünleri kapsamazken, ortalama hücre depolama ürünlerine sahip olabilmektedir). ASM2'de kullanılan kinetik anlatımlar lineer değil ve bu nedenle ortalama davranış, ortalama özelliklerden tahmin edilmesi zordur. Fosfor organizmaların (PAO) depolama ve büyümeleri için ASM2 modeli substrat akışı Şekil 3.4'de gösterilmiştir [Henze et al., 1995].



Şekil 3.4: Fosfor organizmaların (PAO) depolama ve büyümeleri için ASM2 modeli substrat akış şeması.

ASM2 raporunun da anlatıldığı gibi, bu model biyolojik fosfor giderimi prosesinin tanımlanmasına imkan vermektedir. Fakat henüz gözlemlenen bütün olayları kapsamamaktadır. Fosfor ve nitrat dinamiklerinin daha iyi tanımlanmasına izin verebilecek, denitrifikasyon aktivitelerini göz önünde bulunduran ASM2'nin küçük bir modifikasyonu olan ASM2d [Henze et al., 1999] bu duruma güzel bir örnektir.

Fosfor akümüle eden organizmalar, bütün organik depolama ürünlerinin bir model bileşenine XPHA dahil edildiği hücre içi yapı ile modellenmektedir. Fosfor akümüle eden organizmalar, sadece hücre içi organik depolama maddeleri ile büyümektedir. Depolama elektron alıcı şartlarına bağımlı değildir. Fakat sadece asetat gibi fermentasyon ürünleri mevcut olduğunda mümkün olmaktadır. Bu, pratik anlamda depolamanın genellikle sadece anaerobik aktif çamur tanklarında gözleneceği anlamına gelmektedir [Gernaey et al., 2004]. Bu bağlamda, ASM2 fosfor akümüle eden organizmaların sadece aerobik şartlar altında büyüdüğünü kabul ederken, ASM2d denitrifikasyon yapan fosfor akümüle eden organizmaları da göz önüne almaktadır [Henze et al., 1999].

3.3. Aktif Çamur Model No.3 (ASM3)

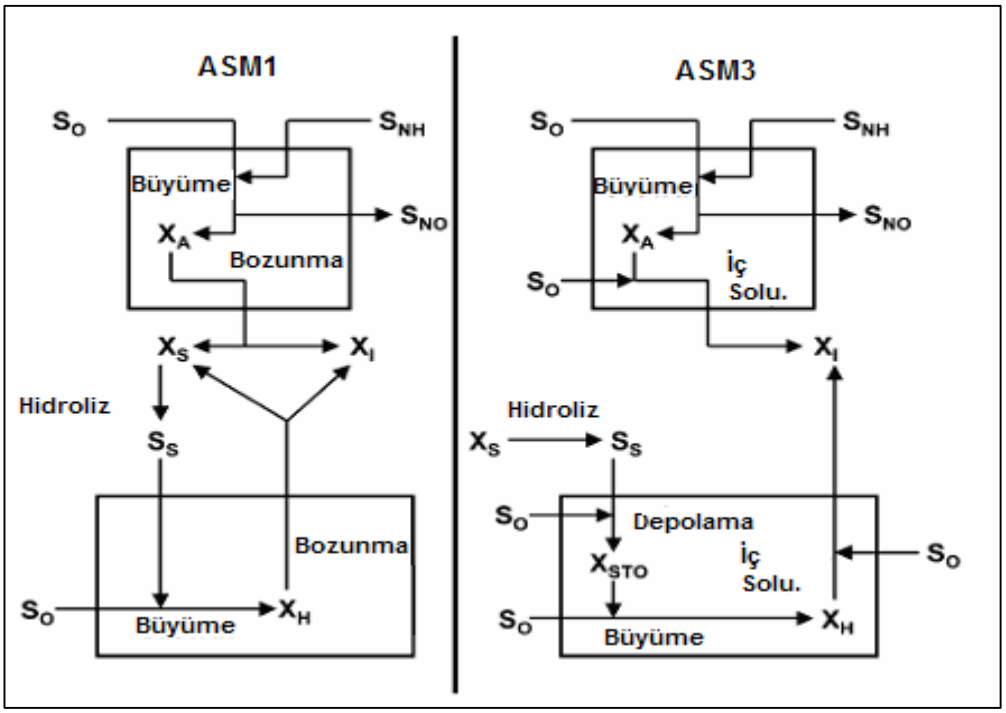
Yeni bilimsel araştırmalar neticesinde ASM3 [Gujer et al., 1999] de aktif çamur proses realitesi ASM1'den farklı bir şekilde modellenmektedir. ASM1'deki prosesleri aynı şekilde tanımlamaktadır. Matris şekli ve madde ölçütünün kullanımı açısından aynı prensibe dayanmaktadır. Yeni olan, organik maddenin depolanması ve endojen solunum yardımıyla liziz (lysis) ifade edilmesidir. Biyolojik fosfor giderimi ASM1 de olduğu gibi ASM3 de de dikkate alınmamaktadır.

ASM3'ün ortaya çıkışıyla beraber ASM1'in halihazırdaki eksiklikleri giderilmekte ise de ASM3 kendini uygulamada kabul ettirmek zorundadır. Çünkü kıyaslanabilirliği ve kullanılanılabilen parametreler açısından hala belirsizlikler bulunmaktadır ve kullanımı sadece parametre tespiti ve tahmini ile sınırlıdır [Koch et al., 2000], (Avcıoğlu vd., 2003]

ASM1 ile ASM3 modelleri arasındaki en önemli fark ASM3'ün heterotrofik aktif çamur dönüşümlerindeki depolama polimerlerinin içine alan prosesi kabul etmesidir. ASM3'de ilk hızlı biyolojik parçalanabilen substratın (SS) alındığı ve büyümeden önce içsel hücre bileşen de depolandığı (XSTO) kabul görmektedir

Bu şekilde heterotrof biokütle biyolojik fosfor giderimindeki (Bio-P) fosfor biriktiren organizmalara benzer halde hücre içi yapısıyla modellenmektedir. İçsel bileşen (XSTO) daha sonra biomas büyümesi için kullanılmaktadır. ASM1'de tanımlandığı gibi dışsal substrat üzerinden direkt olarak biokütle büyümesi ASM3'de ihmal edilmektedir. ASM1 ve ASM3 arasındaki ikinci fark ise ASM3 modelinin ASM1 modeline kıyasla daha kolay kalibrasyonu yapılabilmesidir. Bu temelde

döngüsel büyüme-bozunma-büyüme modelinin, genellikle ölüm-rejenerasyon konsepti olarak adlandırılmaktadır, büyüme-endojen respirasyon modeline dönüşümüyle elde edilmektedir (Şekil 3.5). ASM1'de etkin olan bütün hal değişkenleri direkt olarak parametre değerlerinden etkilenmekte iken, ASM3'de direkt etki daha azdır. Parametre değişkenlerinden az etkilendiğinde daha iyi parametre tanımlaması güvencesi vermektedir. Heterotrofik ve otorotrofik biokütle için ASM1 ve ASM3 modellerindeki substrat akım Şekil 3.5'de verilmiştir [Gernaey et al., 2004], [Gujer et al., 1999].



Şekil 3.5: Heterotrofik ve otorotrofik biokütle için ASM1 ve ASM3 modellerindeki substrat akış diyagramı.

ASM1 ve ASM2 modellerininden ortak evsel atıksu arıtma tesislerindeki dinamik davranışları karakterize edecek kapasitede olduğu, ASM 3 nün hızlı parçalanabilen organik maddenin depolanmasını önemli olduğu (endüstriyel atıksu) veya önemli miktarda havalandırılmayan bölgeli atıksu arıtma tesisleri içinki durumlarda daha iyi performans göstermiştir [Koch et al., 2000]. ASM 3 modeli bio-P giderim modülü ile genişletilebilir [Rieger et al., 2001], [Gernaey et al., 2004]. ASM3'de madde gruplarının karakterize edilmesi bakımından da birkaç önemli değişiklik bulunmaktadır. Bu özellikle KOİ XS fraksiyonu içindir. ASM1'in aksine toplam biyolojik yavaş parçalanabilen fraksiyon tesis girişinden gelmekte ve aktif

çamurun (XBA ve XBH) bozunması ile üretilmemektedir. Hidroliz ürünleri ASM3'de SS ve SI fraksiyonlarına eklenmektedir. Bu da çözünmüş ve partiküler KOİ fraksiyonları analitik olarak membran filtre (gözenek çapı 0,45 μm) üzerinden filtrasyon ile ayrılabilmektedir

ASM3 modelinin karışıklığı ASM1 ile kıyaslanabilir. Hidrolizden depolamaya kadar değişime yapılan vurguyla, atıksu karakterizasyonunun bir önemli noktası değiştişmektedir. Kolay ayrışabilir KOİ (SS) ASM1'de respirasyon testlerinden bulunmak zorunda ve bu testin yorumu hetetrofik dönüşüm değerine bağlıdır.

4. SİMÜLATÖRLER

Fabrikaların su şebekelerinde suların tekrar kullanılması için stratejileri geliştirilmesinin ve yeni su arıtma teknoloji çalışmalarında teşviğin azalması, maliyetlerin yükselmesi, teknolojilerin geniş bir yelpazede oluşu, şebekelerde farklı noktada farklı su kalitesinin olması, çoklu kaynaklar optimum çözümlerin bulunmasında zorluklar çıkarır. İşte bu noktada matematik modeller ve simülasyonlar bütün bu sorunları çözer [Makinia, 2010].

Akademik, mühendislik uygulamaları, model gelişimi, model uygulaması için kullanılır.

4.1. Model Paketleri

- Öğretmek için basit simülatörler (ASIM)
- Mühendislik Uygulamaları (Biowin,stoat)
- Araştırma, akademik (west, simba, GPS_X, AQASIM)
- Kendi modelini kendin yaratabilirsiniz(Excel, matlap, veya diğer programlanabilir diller).

Tüm simülatörler 1 veya daha fazla bioreaktör modeli kullanımına izin verir. Örneğin GPS_X tüm IWA modelleri, EFOR ASM1 ve ASM2 d direk kullanılmış ASM3 değiştirilmiştir. STOAT ASM1 ve ASM2d değiştirerek kullanılmış, ASM3 BOİ dayandırılmıştır. BİOWİN genel model olarak [Barker and Dold, 1997] genişletilerek kullanılmaktadır.

Tüm simülatörler window içinde kofigüre edilmiş Şekilsel olarak gösterim yapabilmektedir. Tüm simülatörler dünya çapında kullanılmaktayken EFOR ve SİMBA kendi bölgesinde kullanılmaktdır.

4.1.1. Biowin

Envirosim tarafından geliştirildi. Mühendislik uygulamaları için kullanılıyor. Kendi modelini destekliyor. (ASDM), pH model yaklaşımı(süpermodel). Kanada menşeyli bir programdır.

4.1.2. Simba

İfak Magdeburg tarafından geliştirildi Simulink Matlaba dayanmaktadır. Kontrol ve entegre modelleri uygulamaları için tercih edilir. Almanya menşeyli bir programdır.

4.1.3. Stoat

WRC tarafından İngiltere de gelitirildi. Mühendislik uygulamalarında kullanılıyor. İngiltere spesifik model içerir.

4.1.4. Gps-X

İlk ticari atıksu simülatörüdür. Geniş proses kütüphaneye sahiptir. Hydromantis tarafından Kanada da geliştirildi.

4.1.5. West

Hammis (çoğu su için) Belçika da geliştirildi. Açık sistemdir. Duyarlılık analizleri, parametre hesaplama, entegre modelleri kapsamaktadır.

4.1.6. Aquasim

Aquasim yazılımı sucul sistemlerin tanımlanması ve tasarlanması ve dinamik olarak modellenmesi aşamalarında kullanılmaktadır. Aynı zamanda yazılım model değerlendirme, hassasiyet analizi ve parametre tahmini gibi önemli alt araçları bünyesinde barındırmaktadır. Model yaklaşımında aktif çamur prosesini tanımlayan kısmi diferansiyel eşitlikler ilk olarak sonlu farklar metodu ile nümerik olarak ifade edilmekte ve matematiksel iterasyon teknikleri ile dinamik (zamana bağlı) olarak çözülmektedir [Reichert, 1998].

4.1.7. Efor

DHF tarafından Danimarka da yazılımı yapılmıştır. İşletme ve dizayn için kullanılabilmektede veya atıksu arıtma tesisi performansı hakkında bilgi vermektedir.

Tesis konfigürasyonu için farklı senaryolarda tesis işletmesi ve etkileri kolaylıkla test edilebilir ve yeniden bazı bölümleri inşaa edilebilmektedir.

4.1.8. Diğerleri

- Steady state göre özelleştirilmiştir.
- CapDet Plant-ıt stoat, Snss Pro, Toxchem, ve benzeri.

4.2. Neden Simülatörler

- Değişik proses üniteleri ve ekipmanları için güvenli model kütüphaneleri.
- Geniş tesis model inşası için fleksibilite.
- Grafiksel olarak gösterim.
- Modelin robust integreasyonu ve güvenirliliğini sağlamak için numerikal metodlar.
- Gerçek zamanlı bağlantılı olma imkanı.
- Tüm yaygın işletme sistemleri altında çalışma.
- Yazılım ve raporlama çıkışlarının sunumlarında çeşitlilik.

4.2.1. Simülatörleri Neye Göre Satın Almalıyız

- Modelleme konuları (proses modelleri var mı?).
- Ücret (satın alma, destek ve eğitim maliyetleri).
- Eğitim.
- Destek (şirketten, veya diğer gruplardan).
- Dökümantasyon ve yardım bölümleri.
- Araştırma için model yazma, sistem analizleri ve parametre hesapları bölümleri olmalıdır.

5. KALİBRASYON

Matematiksel modeller basitleştirilmiş sistemlerin gerçek sistemlere yaklaştırılmasıdır. Sistem mümkün olduğunca gerçek tesis parametrelerine yakın olmalıdır [Werf, 2003].

IWA bilimsel ve teknik Rapor Aktif Çamur Model 2 de [Henze et al, 1995] model kalibrasyonu için bazı direktifler vermiştir. Bu raporda verilen prensipler özetle şu şekildedir:

- Parametrelerin çoğu modelde durumdan duruma önemli değişiklikler yapılamaz ve bu nedenle gerekçesiz değiştirilememektedir.
- Deneysel verilerin model öngörüleri bu parametreye değişikliklere duyarlı olmadıkça verilere bir parametreye ayarlamak için tavsiye edilemez.
- Zamanda yalnızca bir parametre değiştirilmelidir. Eğer parametre etkileşim çifti ise (büyüme hızı ve ölüm hızı gibi) büyük nispi etkisi ile tek parametre ile değiştirilebilinir.
- Bir parametre kalibrasyonu için deneysel veriler ile ilgili parametrenin etkisini ekin bir şekilde göstermelidir.
- Bir modelin genel makul kalibrasyonu sadece modelin ilkesinin ayrıntılı bir anlayış ile mümkündür. Bu ortaya çıkan parametre olmadan düzelmeler gerçeklikten uzak modelini bozabilir.
- Mevcut tesislerin bir simülatör de kalibrasyonu için kabul edilebilir karmaşıklık birkaç olası seviyesi vardır.

Atıksu Arıtma tesisi performansı simülasyonu için 4 grup bilgiye ihtiyaç vardır:

- Fiziksel tesisi dataları: Bu grupta arıtma tesisi ünite boyutlarını kapsar. Örneğin tank boyutları, hacimleri, uzunluk, genişlik ve derinlik gibi.
- Tesis işletme bilgileri: İşletme bilgilerini içerir. Atık çamur miktarı, geri devir oranı, havalandırma zonlarında oksijen konsantrasyon gibi.
- Giriş organik yük bilgileri: Giriş debi ve parametre değerlerini kapsar.
- Kinetik ve stokiyometrik model parametreleri: Aktif çamur modelleri kinetik ve stokiyometrik parametrelerini kapsar.

5.1. Kalibrasyonun Amacı

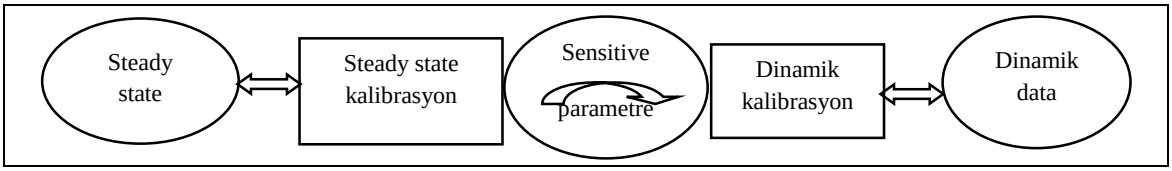
Kalibrasyon tipik olarak girilen değerlerin simülasyonu gerçek tesisin değerlerine yakın olmalarına kadar yapılan ayarlamalardır. Amaç gerçek değerler ile modelin tahminlerinin arasındaki hataları mimumuma düşürmektir. Unutulmamalıdır ki amaç mükemmel bir uyum değildir, model tesisin basitleştirilmiş hali ve bazı basit girişleri ihmal etmektir.

5.2. Kalibrasyon Prosedürü

Kalibrasyon genel olarak aşağıdaki aşamalardan oluşur.

- Ölçülen dataların senaryoyu çalıştıran simülasyonu vardır.
- Uzun dönemli kararlı durumun olması gerekir (steady state) : Bu kuru hava, yağışlı hava durumlarındaki normal işletme şartlarını içerir. Her zaman ilk etapta steady state durumunda kalibrasyon için başlanır.
- Modeli başlatma: Dinamik simülasyonda başlatma noktasının (başlangıç koşulları) özel bir önemi vardır. Dinamik çalışmada tüm parametreler için başlangıç koşullarda gerçek hesaplama için uygun bir şekilde başlatılmalıdır.
- Bazı tahmini hesaplamalar ve gözlenen data simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması.
- Parametreleri ayarlama ve ilk adıma geri dönüş.

Şekil 5.1.'de model kalibrasyonu gösterilmektedir. Kalibrasyon modelinde aktif çamur sisteminin ortalama performansı ile kalibre edilir. Model kalibrasyonu gerçek işletme bilgileri ve dinamik giriş atıksu karakterizasyonu ile birlikte yapılır. İlk önce steady state kalibrasyonu yapılır. Bunun için yıllık ortalama değerler girilir, sonra ise dinamik değerlerle kalibrasyon doğrulanır [Vanrolleghem et al., 2003].



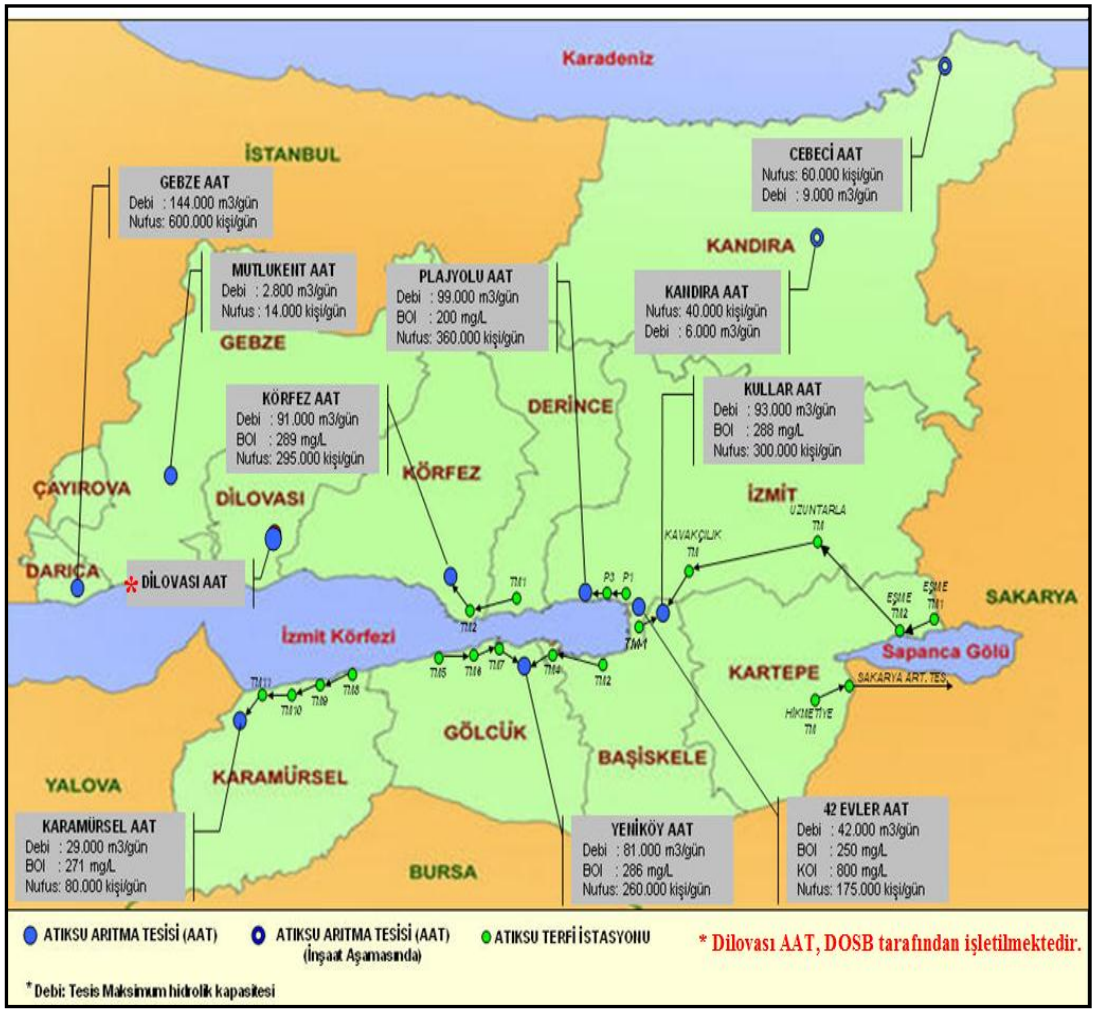
Şekil 5.1: Kalibrasyon metadolojisinin şematik gösterimi.

6. MATERYAL METOD

Kocaeli Büyükşehir Belediyesi, İSU Genel Müdürlüğü (İSU) bünyesinde atıksu arıtma tesisleri ve daha çok küçük ölçekli köylerin atıksularının arıtıldığı modüler atıksu arıtma tesisleri mevcuttur.

Şekil 6.1.'de Kocaeli sınırları içersindeki büyük arıtma tesisleri ve kapasiteleri görülmektedir. Bu tesislere endüstriler ön arıtım yaptıktan sonra atıksularını kanalizasyon şebekesine vermektedirler. Yalnız Kandıra Atıksu Arıtma Tesisi, Cebeci Atıksu Arıtma Tesisi, Plajyolu Atıksu Arıtma Tesisi'ne az sayıda endüstri tesisinin atıksuyu bağlıdır, tamamen evsel özeliği göstermektedir ve endüstriyel olumsuz etki ile karşılaşılmamıştır. KAAT ise % 60 evsel nitelikte, % 40 endüstriyel karakterde olmasına rağmen tamamen endüstriyel nitelikli atıksu özeliği taşımaktadır.

KAAT' ye irili ufaklı 47 endüstrinin atıksuları gelmektedir ve atıksu endüstriyel atıksu özeliği göstermektedir. Bu endüstrilerin etkilerini belirlemek için KAAT tez konusu olarak seçilmiştir.



Şekil 6.1: Kocaeli sınırları içersindeki büyük arıtma tesisleri ve kapasiteleri

6.1. Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi

KAAT, İzmit Çevre Entegre Projesi (İÇEP) dahilinde inşaatı yaptırılan 3 adet tesisten biridir. Tesis tek aşamalı olarak tasarlanmıştır. Tesis inşaatına 29/01/1993 yılında başlanmış ve 24/11/1996 tarihi itibariyle tesise atıksu alınmaya başlanmıştır.

KAAT, İzmit'in doğu kesimindeki irili ufaklı 20 fabrikanın endüstriyel nitelikte atıksuyu ile 42 Evler Sanayi Mahallesi, Yahya Kaptan Mahallesi, Uzuntarla, Yuvam Akarca konutlarından gelen evsel nitelikte atıksularını arıtmak üzere kurulmuştur.

Ancak Yahya Kaptan Mahallesi, Uzuntarla, Yuvam Akarca konutlarından gelen evsel nitelikte atıksular 2003 yılında devreye alınan Kullar Atıksu Arıtma Tesisi' ne bağlanmıştır. Günümüz itibariyle KAAT' ye irili ufaklı 47 işletmenin endüstriyel nitelikte atıksuyu ile Outlet Center Alış Veriş Merkezinden gelen evsel nitelikte atıksuları arıtmaktadır.

Tesis biyolojik arıtma tesisidir ve klasik aktif çamur sistemi ile çalışmaktadır. Atıksular tesise çapları 600 ile 1400 mm arasında değişen yaklaşık 18 km uzunluğunda kolektör sistemi ile taşınmaktadır. Tesis tasarım debileri Tablo 6.1.'de, kirlilik yük değerleri ise Tablo 6.2.'de verilmiştir.

Tablo 6.1: Kentsel atıksu tesisi tasarım debileri.

DEBİ	BİRİM	DEĞERLERİ
Minimum Debi (Q_{min})	m^3/saat	570
Ortalama Debi (Q_{ort})	m^3/saat	1.460
Maksimum Debi (Q_{max})	m^3/saat	1.750
Proje Debisi (Qpro)	m^3/saat	1.500
Ortalama Atıksu Debisi	m^3/gün	35.000
Endüstriyel Atıksu Debisi	m^3/gün	19.500
Evsel Atıksu Debisi	m^3/gün	8.500
Sızma Debisi	m^3/gün	7.000

Tablo 6.2: Kentsel atıksu tesisi tasarım kirlilik yük değerler.

PARAMETRELER	BİRİM	DEĞERLERİ
$BOİ_5$ (250 mg/L)	kg/gün	8.750
AKM (350 mg/L)	kg/gün	12.250
KOİ (800 mg/L)	kg/gün	28.000

Tesise giren endüstriyel atıksuyun büyük bir kısmını fermantasyon atıksuyu oluşturmaktadır. KAAT' ye atıksu veren fabrikalar kendi bünyesinde ön arıtma yapmak ve kirlilik parametrelerini İSU Atıksuların Kanalizasyona Deşarj Yönetmeliği Tablo. 6.3.'te verilen limitlere indirmekle yükümlüdürler.

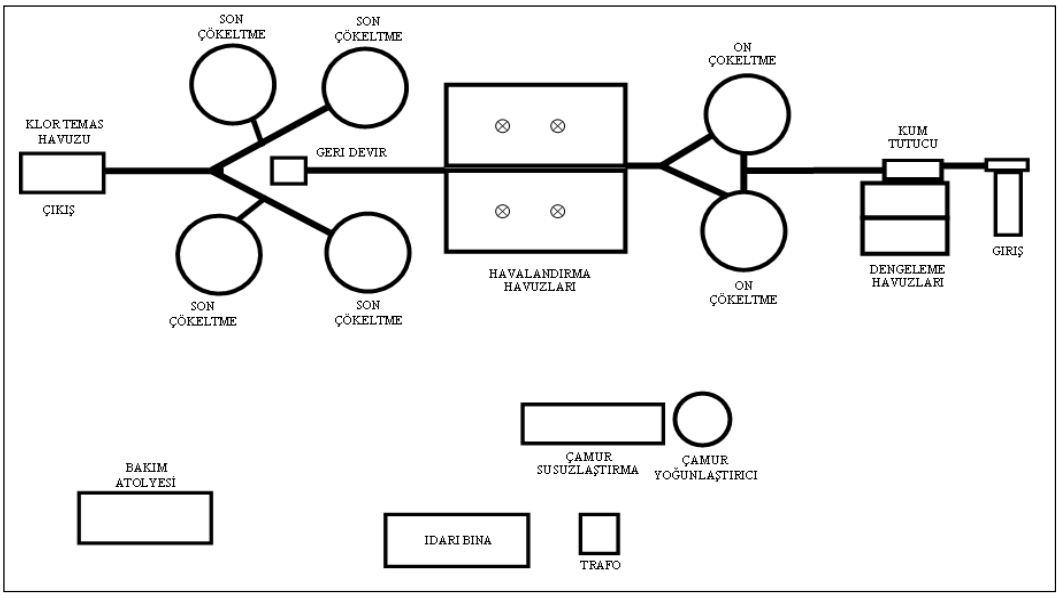
Tablo 6.3: Tesis kabul kriterleri.

PARAMETRELER	İKİ SAATLİK KOMPOZİT ATIKSU ÖRNEĞİNDE İZİN VERİLEBİLİR DEĞER
KOİ (mg/1) (a)	800
AKM (mg/1)	350
TN (mg/1)	100
Toplam Fosfor (mg/1)	10
Yağ ve gres (mg/1)	50
Anyonik Yüzey Aktif Maddeler (Deterjan) (mg/L)	10 (Biyolojik olarak parçalanması TSE'ye uygun olmayan maddelerin boşaltımı yasaktır.)
Arsenik (As) (mg/1)	3
Antimon (Sb) (mg/1)	3
Kalay (Sn) (mg/1)	5
Demir (Fe) (mg/L)	5
Bor (B) (mg/1)	3
Kadmiyum (Cd) (mg/1)	2
Toplam Krom (Cr) (mg/1)	5
Bakır (Cu) (mg/1)	2
Kurşun (Pb) (mg/1)	3
Nikel (Ni) (mg/1)	5
Çinko (Zn) (mg/1)	5
Civa (Hg) (mg/1)	0.2
Gümüs (Ag) (mg/1)	5
Toplam Siyanür (CN) (mg/1)	10
Fenol (mg/1)	20
Toplam Sülfür (mg/1)	2
Serbest Klor (mg/1)	5
Sülfat (SO_4) (mg/1) (c)	1700
Sıcaklık (0 °C) (b)	40
pH (b)	6-10
Renk (RES birimi)	436 nm : 20 525 nm: 17 620 nm: 11
Alüminyum (Al) (mg/1)	3

6.1.1. KAAT Üniteleri

Karbon giderimine yönelik klasik aktif çamur sistemi olan KAAT' ye ait genel görünüm Resim 6.2.' de ve vaziyet planı Şekil 6.3.' de verilmiştir.

Şekil 6.2: KAAT genel görünümü.



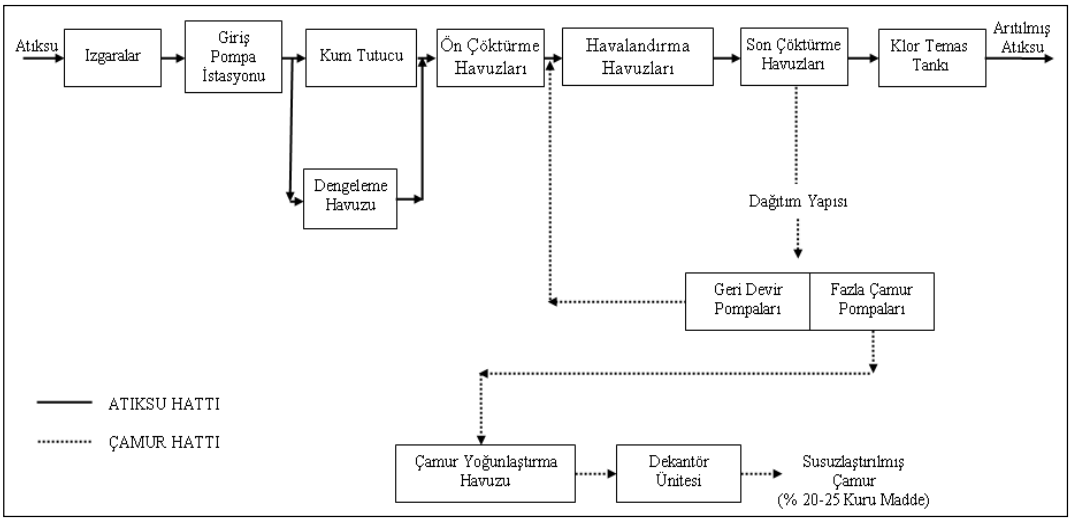
Şekil 6.3: KAAT vaziyet planı.

Klasik aktif çamur sistemi havalandırma tankı, çökeltim tankı ve geri devir sisteminin mevcut olduğu bir prosestir. KAAT temel olarak havalandırma tankları ve çökeltme tankları olmak üzere iki kısımdan oluşmaktadır. Havalandırma tanklarında proses için gereken oksijen yüzeysel havalandırıcılar (aeratörler) vasıtasıyla verilmektedir. Çökeltme tankında, biyolojik floklarla su birbirinden ayrılır. Çamurun bir kısmı havalandırma tanklarına geri dönerken, fazla çamur da yoğunlaştırıcı tankına pompalanmaktadır.

Kolektör hattıyla tesise gelen atıksu:

- Izgara,
- Giriş pompa istasyonu,
- Havalandırmalı kum ve yağ tutucu,
- Dengeleme tankı,
- Ön çöktürme tankı,
- Havalandırma tankı,
- Son çöktürme tankı,
- Klor temas tankı,
- Çamur yoğunlaştırıcı,
- Çamur susuzlaştırma (dekantör)

ünitelerinden geçmektedir. Tesise ait proses akım şeması Şekil 6.4' te verilmiştir.



Şekil 6.4: KAAT proses akım şeması.

6.1.1.1. Otomatik Temizlemeli İnce Izgara ve Izgara Presi

Atıksular tesise çapları 600 ile 1400 mm arasında değişen yaklaşık 18 km uzunluğunda kolektör sistemi ile taşınmaktadır. Giriş pompaları ile tesisin diğer ünitelerinin hasar görmemesi ve tıkanma problemlerinden korumak amacıyla tesise iletilen atıksu otomatik temizlemeli ince ızgaralardan geçirilmektedir. İnce ızgaralar zaman ve seviye ayarlı olarak çalışmaktadır. Izgarada tutulan katı atıklar, otomatik temizlemeli ızgara ile beraber çalışan ızgara presinden geçirilmektedir. Izgara presindeki toplama hunisine alınan atıklar vida konveyör ile sıkıştırılarak susuzlaştırılmaktadır. İşlem sonunda oluşan atıksular ızgara kanalına gönderilmekte, susuzlaştırılan atıklar ise konteynıra alınarak sistemden uzaklaştırılmaktadır. İnce ızgaranın tasarım parametreleri Tablo 6.4.' te verilmiştir.

Tablo 6.4: İnce ızgara özellikleri.

Izgara sayısı	2 adet
Izgara çubuk aralığı	10 mm
Izgara kapasitesi (her biri)	1.500 m^3/ saat
Izgara kanalındaki hız	1 m/sn

6.1.1.2. Elle Temizlemeli Kaba Izgara

İnce ızgaralarda arıza olduğu durumlarda devreye alınan kaba ızgara el ile temizlenmektedir. Kaba ızgaranın tasarım parametreleri Tablo 6.5' te verilmiştir.

Tablo 6.5: Kaba ızgara özellikleri.

Izgara sayısı	1 adet
Izgara çubuk aralığı	40 mm
Izgara kapasitesi	3.500 m^3/ saat

6.1.1.3. Giriş Pompa İstasyonu

Atıksu ızgaralardan sonra giriş pompa istasyonuna gönderilmekte ve su seviye kontrollü olarak dalgıç pompayla tesisisin birinci arıtma kademesine iletilmektedir. Giriş pompa istasyonu özellikleri Tablo 6.6' da verilmiştir.

Tablo 6.6: Giriş pompa istasyonu özellikleri.

Dalgıç pompa kapasitesi (2 adet)	500 m^3/saat
Dalgıç pompa kapasitesi (2 adet)	1.000 m^3/saat

6.1.1.4. Havalandırmalı Kum Tutucu ve Yağ Tutucu

Birinci arıtma kademesinde atıksu ilk olarak kumun çöktürüldüğü havalandırıcılı kum ve yağ tutucuya gelmektedir. Proses ünitelerinde istenmeyen kum birikmelerini ve ekipmanların normalin üzerinde aşınmalarını önlemek için atıksuyun içindeki kum ve benzeri maddeler uzaklaştırılmaktadır. Yağ ise uçucu organiklerin ve kötü kokulu çamurların yol açtığı estetik problemlerden dolayı uzaklaştırılmaktadır.

Blowerlarla sisteme hava verilmekte ve askıdaki katı maddelerin çökmesi engellenerek, ağır olan kum, çakıl vb. maddeler çöktürülmektedir. Sistemden çekilen kum, kum toplama haznesinde suyu alındıktan sonra düzenli deponi alanına gönderilmektedir. Kum tutucunun hemen yanında yağ tutucu sistemi bulunmaktadır. Yağ tutucu haznesinde toplanan atıklar ise vidanjörle çekilerek düzenli deponi alanına gönderilmektedir. Havalandırmalı kum ve yağ tutucunun tasarım parametreleri Tablo 6.7'de verilmiştir.

Tablo 6.7: Havalandırmalı kum tutucu ve yağ tutucu özellikleri.

Havuz sayısı	2 adet
Bekletme süresi	384 sn
Kum giderim verimi	% 88
Toplam hacim	160 m^3
Yüzey yüklemesi	18,8 m^3/m^2.saat
Uzunluk	20 m
Su derinliği	2,65 m
Blower hava debisi (2 adet)	90 m^3/saat
Kum pompası kapasitesi (2 adet)	45 m^3/saat

6.1.1.5. Dengeleme Tankı

Kum tutucudan çıkan atıksular veya maksimum debi olan 1.750 m^3/saat'i aşan debi dengeleme tankına iletilmektedir. Dengeleme tankları atıksuyun kirliliğini homojenize etmek, karıştırmak ve kokuşmayı engellemek için difüzörlerle havalandırılmaktadır. Burada amaç debi, ph ve organik maddenin salınımlarını minimize ederek toksik etkiyi gidermektir. Dengeleme tankı tasarım parametreleri Tablo 6.8' de verilmiştir.

Tablo 6.8: Dengeleme tankı özellikleri.

Havuz sayısı	2 adet
Toplam hacim	5.000 m^3
Su seviyesi	5 m
Bekletme zamanı	3,5 saat
Dengeleme pompaları kapasitesi	300 m^3/saat
	600 m^3/saat
	850 m^3/saat
Blower (2 adet)	1.300 m^3/saat

6.1.1.6. Ön Çöktürme Tankları

Atıksu, dengeleme tankından dalgıç pompalarla ön çöktürme tanklarına aktarılmaktadır. Ön çöktürme tanklarında atıksu içindeki graviteyle çökebilen katıların sudan uzaklaştırılması sağlanmaktadır. Çöktürme tanklarında biyokimyasal oksijen ihtiyacının %25'i, askıda katı maddenin ise %50'si giderilmektedir. Bu havuzlarda organik ve katı madde giderimi biyolojik arıtmadaki yükü azaltmaktadır. Ön çöktürme tankı tasarım parametreleri Tablo 6.9'da verilmiştir.

Tablo 6.9: Ön çöktürme tankı özellikleri.

Havuz sayısı	2 adet
Çap	20 m
Su derinliği	3 m
Bekletme süresi	1,3 saat
AKM giderim verimi	% 50
BOİ giderim verimi	% 25
Yüzey yüklemesi	2,4 m^3/m^2.saat
Toplam hacim	1.880 m^3
Çamur hacmi	160 m^3/gün
Çamur pompası (2 adet)	25 m^3/saat

6.1.1.7. Havalandırma Tankları

Biyolojik arıtmanın temelini oluşturan ve en önemli mikroorganizmalar olan bakterilerin geliştiği ve çoğaldığı ünitedir. Aktif çamur kolloidal çözünmüş maddelerin mikroorganizmalar ile çökebilir biyolojik floklara dönüştürüldüğü prosestir. Bu ünitede, mikroorganizmaların organik maddeleri oksitlemesi sonucu organik maddenin bir kısmı biyokütleye bir kısmı da CO_2 ve H_2O'ya dönüştürülür. Mikroorganizmaların besinini atıksu içindeki organik kirlilik oluşturmakta ve atıksu içindeki çözünmüş oksijeni kullanarak organik maddeleri parçalamaktadır. Havuzlardaki oksijen ihtiyacı 4 adet aeratör tarafından sağlanmaktadır. Havalandırma havuzunda gereken arıtma veriminin sağlanması amacıyla havuz içerisinde faaliyet gösteren mikroorganizma sayısını (MLSS) sabit bir değerde

tutmak gerekmektedir. Bu nedenle biyokütlenin bir kısmı çöktürme kademesinde fazla çamur olarak sistemden atılırken diğer kısmı havalandırma bölümüne geri devrettirilmektedir. Çünkü mikroorganizmalar (MLSS) organik maddelerin parçalanmasından sorumludurlar. Havalandırma tankı tasarım parametreleri Tablo 6.10'da verilmiştir.

Tablo 6.10: Havalandırma tankı özellikleri.

Havuz sayısı	2 adet
Havalandırma toplam hacmi	10.400 m^3
Derinlik	3,22 m
Bekletme süresi	6,9 saat
Çamur yaşı	12 gün
Yüzey Aeratör adedi	4
Yüzey aeratör tipi	Gyrox 360 S-29
Her bir aeratör oksijen kapasitesi	212,5 kg O_2/saat

6.1.1.8. Son Çöktürme Tankları

Biyolojik arıtmadan gelen arıtılmış suyun içindeki bakterilerin arıtılmış sudan ayrılması için son çöktürme havuzları kullanılmaktadır. Bu sistemde merkezden (deflektörden) beslenen çamur yerçekimi yardımıyla havuz tabanına çökelir ve burada biriken çamur dip sıyırıcısının her bir dönüşünde havuzun merkezine doğru yönlendirilir. Çöktürme havuzlarında; yoğun katı madde içeriğindeki çamur dibe çökelirken arıtılmış atıksu savaklanmaktadır. Çöktürme havuzlarının tabanından toplanan çamurun bir kısmı geri devir pompalarıyla havalandırma havuzuna geri döndürülürken bir kısmı da fazla çamur pompaları ile çamur yoğunlaştırma havuzuna aktarılmaktadır. Son çöktürme tankı tasarım parametreleri Tablo 6.11' de verilmiştir.

Tablo 6.11: Son çöktürme tankı özellikleri.

Havuz sayısı	4 adet
Çap	25 m
Bekletme süresi	4 saat
Her bir tank hacmi	1.470 m^3
Su derinliği	3 m
Yüzey yüklemesi	0,76 m^3/m^2.saat
Geri devir çamuru pompa kapasitesi	750 m^3/saat (2 adet)
	500 m^3/saat (1 adet)
Fazla çamur pompası kapasitesi	30 m^3/saat (2 adet)

6.1.1.9. Klor Temas Tankı

Son çöktürme havuzundan savaklanan arıtılmış atıksu, klor temas tankına gönderilmekte ve buradan alıcı ortama deşarj edilmektedir. Klor temas tankı tasarım parametreleri Tablo 6.12' te verilmiştir.

Tablo 6.12: Klor temas tankı özellikleri.

Havuz sayısı	1 adet
Tank hacmi	880 m^3
Bekletme süresi	30 dk

6.1.1.10. Çamur Yoğunlaştırma Tankı

Ön çöktürme ve son çöktürme havuzlarından alınan yaklaşık % 1,5 kuru maddeli çamur, çöktürme havuzlarının mantığıyla çalışan yoğunlaştırma tankında yaklaşık 12-24 saat arasında bekletilmekte % 3-5 kuru maddeye çıkarılmaktadır. Fazla çamurdan ayrılan su üstten savaklanarak tesisin giriş ünitesine gönderilmektedir. Çamur yoğunlaştırma tankı tasarım parametreleri Tablo 6.13' te verilmiştir.

Tablo 6.13: Çamur yoğunlaştırma tankı özellikleri.

Havuz sayısı	1 adet
Tank hacmi	616 m^3
Çap	14 m
Sağlanan katı madde konsantrasyonu	% 3-5
Bekletme zamanı	12-24 saat

6.1.1.11.Çamur Susuzlaştırma Ünitesi (Dekantör)

Çamur susuzlaştırma işlemi ile nihai olarak uzaklaştırılacak çamurun hacminin azalması sağlanmaktadır. Çamur susuzlaştırma ekipmanı olarak dekantörler kullanılmaktadır. Dekantörler çamuru minimum % 25 kuru maddeye çıkaracak özelliktedirler.

Çamur yoğunlaştırma havuzundaki çamur, homojenliği sağlayan bir parçalayıcıdan geçirilip çamur besleme pompaları ile dekantörlere iletilmektedir. Bir adet polielektrolit hazırlama ünitesinde hazırlanan su-polielektrolit karışımı, çamurun yumaklaşmasını sağlamak üzere dekantörlere verilmektedir. Susuzlaştırılan çamur, dekantörlerin altında bulunan burgu konveyör vasıtasıyla bina dışında bulunan kamyonlara yüklenerek bertarafa gönderilmekte, dekantörlerden çıkan süzüntü suyu ise tesisin giriş ünitesine iletilmektedir. Çamur susuzlaştırma ünitesinin özellikleri Tablo 6.14' te verilmiştir.

Tablo 6.14: Çamur susuzlaştırma ünitesi özellikleri.

Dekantör sayısı	2 adet
Dekantör kapasitesi	25 m^3/saat
Dekantör katı madde çıkışı	% 20-25
Çamur pompası kapasitesi	35 m^3/saat (2 adet)
Polielektrolit pompası kapasitesi	2 m^3/saat (2 adet)

6.1.2. KAAT Atıksu Özellikleri

Tesisin genel değerlendirmesi için İSU Genel Müdürlüğün'den 2011 işletme ve proses değerleri alınmıştır. İşletme numuneleri 24 saatlik kompozit numunelerdir. İşletme giriş ve çıkış numuneleri otomatik numune alma cihazıyla alınmaktadır.

Analizler ise KAAT bünyesinde bulunan 17025 akreditasyon sertifikasına sahip laboratuarlarda yapılmıştır. Analizlerde kullanılan metodlar tablo 6.15 de gösterilmektedir.

Tablo 6.15: Analizlerde kullanılan metodlar.

PARAMETRE	BİRİM	Metod
KOİ	mg/L	Standart Metod 5220-D
BOİ	mg/L	Standart Metod 5210-B
AKM	mg/L	Standart Metod 2540-D
TN	mg/L	Merck Yöntemi 14537
Toplam fosfor	mg/L	TS EN ISO 11885:2010
UAKM	mg/L	Standart Metod 2540-E

Tesisin 2011 yılı ortalama debisi yaz aylarında 20.000 m^3/gün, kış aylarında 27.726 m^3/gün'dür. Debide çok fark olmamasının sebebi kışın yağışlı havalarda atıksuyun dengeleme tankından by-pass ediliyor olmasıdır. Tesise ortalama 23.863 m^3/gün atıksu girişi olmaktadır. Bu atıksuyun 9.816 m^3/gün endüstriyel, 14.047 m^3/gün evsel niteliktedir.

Kanalizasyon şebekesine bağlı olan endüstriler Kocaeli Büyükşehir Belediyesi İSU Genel Müdürlüğü Atıksuların Kanalizasyona Deşarj Yönetmeliği'nde (AKDY) belirtilen şartları sağlamakla yükümlüdürler. Atıksularının özellikleri nedeniyle kanalizasyon sistemine doğrudan deşarjı uygun görülmeyen endüstriyel atıksu oluşturan kuruluşlar gerekli ön arıtma düzenini kurmak zorundadır. Uyulması gereken değerler Tablo 6. 3'de gösterilmektedir. Endüstrieyel atıksu katagorisinde en fazla debi maya endüstrisinden gelmekte, endüstri debisinin % 42'sini oluşturmaktadır. Tesis atıksuyu maya endüstrisinin koku ve rengini yani kahverengi özeliği göstermektedir. Maya endüstrisi şeker endüstrisi ürünü olan melası kullanmakta bu da yüksek organik madde ve siyaha yakın kahverengi atıksu özeliği göstermekte, bu renk ise melonoidin pigmentinden kaynaklanmaktadır. [Gengeç vd, 2012]. Bu renk biyolojik olarak giderilememektedir. Yine maya endüstri atıksuları inert çözünmüş KOİ atıksu içermektedir ve Maya endüstrisi atıksuyunda % 10 ile % 48 arasında inert çözünmüş KOİ içerdiğini belirtmiştirdir [Yılmaz ve Öztürk, 1995].

Bu oran tesise girip biyolojik olarak hiçbir parçalanmaya uğramadan tesisi terk edecektir

İSU atıksu laboratuarların da hafta bir kez yapılan ağır metal analizlerinde şimdiye kadar tablodaki ağır metal değerlerini aştığı görülmemiştir. Ancak 2011 yılı ortalama değerlerinin verildiği Tablo 6.16 de KOİ ve AKM değerlerinin limitlerinin üzerinde olduğu görülmektedir. Bu konu ikinci bölümde ayrıntılı olarak irdelenecektir.

Tablo 6.16: KAAT giriş suyu karakterizasyonu.

TARİH	KOİ(mg/L)		$BOİ_5$ (mg/L)	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)	TN (mg/L)	TP (mg/L)
	Toplam	Çözünmüş					
Ocak 11	2.654	1.610	390	500	420	80	6,2
Şubat 11	2.184	1.530	300	450	360	94	4,5
Mart 11	2.248	1.300	315	1.200	735	90	4,3
Nisan 11	3.055	2.250	600	510	500	92	7,2
Mayıs 11	3.184	2.100	780	900	895	69	4,5
Haziran 11	3.450	2.350	810	525	510	73	4,8
Temmuz 11	2.710	2.400	400	495	440	85	5,2
Ağustos 11	3.582	2.200	590	1.080	870	58	4,7
Eylül 11	2.251	1.600	425	470	420	75	6,2
Ekim 11	1.930	1.200	500	570	550	92	3
Kasım 11	2.880	1.620	470	550	500	99	5,5
Aralık 11	2.737	1.500	420	560	510	102	4,2
Ortalama	**2737**	**1800**	**500**	**650**	**546**	**84**	**5**
Std Sapma	520,39	398,1	165,65	257,3	177,7	13,25	1,12
Minimum	1.696	1.004	168	136	144,6	57,5	2,76
Maksimum	3.777	2.596	831	1.164	901	110,5	7,24

Ön çökeltme tankları ara depolama şeklinde kullanıldığından giriş ve ön çökeltim tankları arasında atıksu karakterizasyonu yönünden pek bir fark olmadığı Tablo 6.17 de görüldüğü gibi yoktur bu nedenle değerlendirmeler tesis girişine göre yapılmıştır.Tesis organik kirliliği yüksek olduğundan biyolojik atık çamur uzaklaştırılmasına ağırlık verilmiş öncelikle son çökeltim tanklarından çamur çekilmiş, ön çöktürme tanklarından çamur yeteri kadar çekilmemiştir. 2011 yılında tesis giriş ve ön çöktürme çıkışından tekil numuneler alınarak analiz sonuçları karşılaştırılmıştır. İşletme koşulları 2011 yılı giriş atıksu ile aynı özelikleri taşımaktadır, yine organik kirlilik fazla olduğundan biyolojik atık çamur

uzaklaştırmaya ağırlık verilmiştir. Tesiste dengeleme tankı da mevcuttur, fakat sadece yağışlı havalarda debi yüksek olduğunda by pass yapabilmek için kullanılmaktadır.

Tablo 6.17: 26.06-04.07.2011 tarihleri arası KAAT giriş ve ön çökeltim çıkışı atıksu karakteristiği.

TARİH	T.KOİ(mg/L)		AKM(mg/L)	
	TESİSİ GİRİŞİ	ÖN ÇÖKELTİM ÇIK.	TESİSİ GİRİŞİ	ÖN ÇÖKELTİM ÇIK.
26.06.2011	1.950	2.000	510	620
27.06.2011	2.000	1.980	700	680
28.06.2011	2.063	2.050	870	720
29.06.2011	3.500	3.400	450	560
30.06.2011	2.650	2.590	640	759
01.07.2011	2.350	2.290	560	460
02.07.2011	3.020	2.980	690	820
03.07.2011	1.950	1.890	520	480
04.07.2011	1.990	2.000	900	1.080

Tesis 2011 yılı ortalama değerleri Tablo 6.16 da verilmiştir. Konvansiyonel karakterizasyonda $BOİ_5$/KOİ oranı 0.18 bulunmuştur. KOİ ve uçucu katılar; toplam organik madde konsantrasyonunu yani biylojik olarak ayrışabilen ve ayrışamayan organik maddeyi ölçer BOİ ise toplam ayrışabilir organik maddeyi gösterir. Bununla birlikte ayrışabilir organik madde fraksiyonları ile ilgili bilgi vermez. BOİ ve KOİ arasındaki oran yüksekse hızlı ayrışabilir atıksu özeliği vardır. BOİ ve KOİ oranı düştükçe yavaş ayrışabilir oranı yükselmeye başlar. [Vollertsen et al., 2002]. Farklı bölümde ele alınacak çalışmada organik madde fraksiyonlarının belirlenmesi sonucu biyolojik olarak KOİ'nin % 83,6'nin arıtılabileceği tespit edilmiştir. Tablo 6.18.'de tesis atıksu çıkış değerleri verilmiştir. Tesis KOİ giderim verimi % 89'dur.

Tablo 6.18: KAAT çıkış suyu karakteristiği.

TARİH	KOİ(mg/l)	BOİ(mg/l)	AKM(mg/l)	TN(mg/l)	TP(mg/l)
Ocak 11	258	18	49	65	1
Şubat 11	250	28	66	48	1,4
Mart 11	240	29	43	72	0,5
Nisan 11	269	21	38	48	1,3
Mayıs 11	305	45	42	45	0,78
Haziran 11	322	18	53	68	0,3
Temmuz 11	330	28	30	40	0,9
Ağustos 11	320	35	45	51	1,4
Eylül 11	298	36	69	44	0,95
Ekim 11	235	19	23	49	0,7
Kasım 11	251	17	49	58	0,8
Aralık 11	279	16	29	79	1,7
Ortalama	**281**	**25**	**44**	**59**	**0,98**
Std Sapma	164	9	13	13	0,77
Minimum	213	7	18	33	0,21
Maksimum	345	43	70	85	1,5

Atıksu Karakteristiği dikkate alınırken debi ve KOİ değerleri üzerinde durulmuştur, çünkü tesis organik karbon gidermeye yönelik bir tesistir. Daha önce belirtildiği gibi ağır metaller İSU' nun belirlediği limit değerlerin altında olduğundan, ağır metal ile ilgili bir sorun yaşanmamaktadır. Tesis girişlerinde toplam azot parametresinin yüksek olduğu göerülmektedir. KAAT azot giderimine yönelik bir tesis olmadığından bu konu ele alınmamış, fosfor değerleri de düşük olduğundan bu konuya da girilmemiştir.

6.1.3. Tesis İşletme Bilgileri

Tesis Çevre Entegre projesi kapsamında Lurgi Bamag GmbH firması tarafından projelendirilmiş ve 1996 yılında işletmeye alınmıştır. Atıksu arıtma Tesisi % 60 evsel, % 40 ise endüstriyel atıksularının arıtıldığı biyolojik bir tesistir. Klasik aktif çamur sistemine göre çalışmakta sadece organik kirlilik gidermektedir.

Tesis de dengeleme tankları yağışlı havalarda debinin yüksek olduğu zamanlarda by-pass yapmak amacıyla kullanılmaktadır. Ancak bu tanklar sürekli kullanılarak tesis KOİ ve AKM konsantarsyon değerleri daha homojen hale getirip organik karbon

salınımları azaltılabilinir. Çıkıştaki klorlama tankı da klorlama yapılmadan kullanılmaktadır. Tesis işletme bilgileri Tablo 6.19' de gösterilmektedir.

Tablo 6.19: KAAT işletme bilgileri.

PROSES	BİRİM	DİZAYN	İŞLETME
Debi	m^3/gün	35.000	23.867
Yük($BOİ_5$)	kg/gün	8.750	11.933
Yük(KOİ)	kg/gün	28.000	65.323
Çamur Yaşı	gün	12	9
Geri Devir Oranı	%	100	126
MLSS Konsantrasyonu	mg/L	4.000	9.400
Oksijen Gereksinimi	kg O_2/gün	9.491	12.887
Çamur Üretimi	kg/gün	8.320	11.336
ARITILMIŞ SU KARAKTERİ			
KOİ	mg/L	281	
TN	mg/L	59	
Toplam Fosfor	mg/L	0,98	

Tesis 35.000 m^3/gün debiye göre dizayn edilmiştir. Kullar Atıksu Arıtma Tesisi devreye girmesiyle bir kısım evsel atıksular bu tesise bağlanmıştır. KAAT 2011 yılı ortalama debisi 23.863 m^3/gün' dür.

$BOİ_5$ Dizayn göre günlük üretilecek çamur 8320 kg/gün iken 2011 yılı için bu üretim % 40 artarak 13122 kg/gün olmuştur. Tesis dizaynında BOİ 250 mg/L için oksijen ihtiyacı 9.491 kgO_2/kg iken,tesis 2011 yılı ortalama $BOİ_5$ 500 mg/L olup oksijen ihtiyacı ise 14.230 kgO_2/gün'dür. Mevcut durumda oksijen değerleri genelde 1 mg/L'in altındadır. Havalandırma tankındaki ortalama oksijen seviyesi 0,6 mg/L, zaman zaman 0,2 mg/L' lere kadar düşüğü işletmeciler tarafından beyan edilmektedir. Yine işletme yetkililerinin verdiği bilgilere göre oksijen 0,6 mg/L'nin altına düştüğünde aktif çamur sistemi flamentli yapı oluşmakta , 0.6 üzerine çıktığında tesis kısa sürede eski arıtma verimine dönmektedir. Oksijen değerinin düşük olmasının bir sebebide MLSS değerinin çok yüksek olmasıdır.

Dizayn da çamur yaşı 12 gün'dür. Organik kirliliğin yüksek olması dolayısıyla üretilen çamurun fazla olması istenilen düzeyde çamurun çekilememesine rağmen

çamur yaşı 9 gün olmuştur. Çamur çekilememesi havalandırma MLSS miktarınıı 9.400 mg/L'ye yükseltmiştir. Havalandırma tankındaki MLSS miktarının yüksek olması nedeniyle son çökeltim tanklarında katı madde kaçışını engellemek için geri devir oranı attırılmıştır.

KOİ değerinin yüksek olması çamur üretimini arttırdığı için dekantörün çalışma saatini 8'den 24 saate çıkarmıştır.

Çamur üretiminin fazla olması, atık çamur pompalarının, oksijen sarfiyatının, dekantörlerin fazla çalışmasına sebep olmuş enerji maliyetlerini arttırmıştır.

Tesis arıtılmı atıksuyu önce Sarı Dere vasıtasıyla İzmit Körfezine deşarj olmaktadır. Tablo 6.20.' de tesis deşarjı SKKY Tablo 19. karışık endüstriyel atıksu kategorisine girmektedir. Arıtılmış atıksu deşarjlarında, 24 saatlik kompozit atıksu için KOİ değeri 300 mg/L'dir. Arıtma tesisi arıtılmış atıksu KOİ değeri ortalaması 281 mg/L olup genelde 300 mg/L'nin altındadır.Tablo 19 göre TKN 15 mg/L olması gerekiyor fakat tesis çıkış azotu 59 mg/L dir bu değerde limitlerin üzerindedir.

Kentsel atıksuların toplanması, arıtılması ve deşarjı ile belirli endüstriyel sektörlerden kaynaklanan atıksu deşarjının olumsuz etkilerine karşı çevreyi korumak amacıyla 08/01/2006 tarih ve 26047 sayılı Resmi Gazetede yayımlanarak yürürlüğe giren KAAY kapsamında, hassas ve az hassas bölgelerin genel olarak tanımlamaları yapılmış ve buralara deşarj edilecek atıksular için arıtma prensipleri tariflenerek deşarj kriterleri konulmuştur. Kentsel atıksu arıtma tesislerinden ikincil arıtıma ilişkin deşarj limitleri Tablo 6.21 de KOİ için 125 mg/L sağlanması şeklindedir. 42 Evler KAAT çıkış atıksuyu KOİ 125 mg/L sağlamamaktadır. Azot değeride deşarjı da bu yönetmeliğe uymamaktadır. Tesiste azot ve fosfor giderimi olmadığından bu iki parametre değerlendirmeye alınmamıştır. İSU bünyesinde azot ve fosforun biyolojik giderimine yönelik proje çalışmaları başlatılmıştır.

Tablo 6.20: SKKY Tablo 19 karışık endüstri atık suların alıcı ortama deşarj standartları.

PARAMETRE	Birim	Kompozit Numune 2 Saatlik	Kompozit Numune 24 Saatlik
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	(mg/L)	400	300
Askıda Katı Madde (AKM)	(mg/L)	200	100
Yağ ve Gres	(mg/L)	20	10
Toplam Fosfor	(mg/L)	2	1
Toplam Krom	(mg/L)	2	1
Krom (Cr^{+6})	(mg/L)	0.5	0.5
Kurşun (Pb)	(mg/L)	2	1
Toplam Siyanür (CN^-)	(mg/L)	1	0.5
Kadmiyum (Cd)	(mg/L)	0.1	-
Demir (Fe)	(mg/L)	10	-
Florür (F^-)	(mg/L)	15	-
Bakır (Cu)	(mg/L)	3	-
Çinko (Zn)	(mg/L)	5	-
Civa (Hg)	(mg/L)	-	0.05
Sülfat (SO_4)	(mg/L)	1.500	1.500
Toplam Kjeldahl-Azotu (*)	(mg/L)	20	15
Balık Biyodeneyi (ZSF)	-	10	10
pH	-	6-9	6-9
Renk	(Pt-Co)	280	260

Tablo 6.21: 91/271/EEC direktifine göre deşarj kriterleri.

Parametre	Max.Konsantrasyon (mg/L)	Min.Azaltma (%)
$BOİ_5$	25	70-90
KOİ	125	75
TAK	35	90

6.2. Kentsel Atıksu Arıtma Tesisine Bağlı Endüstrilerin Atıksu Kirlilik Profili

Endüstriyel gelişme kapsamında fabrikaların bazen atıksuların kontrolünde yasal boşluklardan faydalanması, bazen de pahalı olması sebebiyle endüstriyel kuruluşların atıksularıyla çevre bilinçsiz bir şekilde kirletilmektedir. Bununla beraber sanayi atıksularının deşarj edildikleri kanalizasyon hattına evsel ve endüstriyel atıksuların beraber arıtıldığı arıtma tesislerine ve bu yapıları kontrol eden ve temizleyen personele zarar vermeyecek şekilde olması gerekir. Bu hususlar dikkate alındığında sanayi atıksularının henüz kaynağındayken bir ön arıtma

yapılması hem atıksu kaynağı hem de alıcı ortam açısından yarar sağlayacaktır [Eroğlu vd., 1997].

Kentsel atıksu arıtma tesisine bağlı olan endüstriler ön arıtım yaptıktan sonra arıtma tesisine bağlanmaları gerekirken kuruluşların buna kimi zaman uymadığı ve evsel nitelikteki suları endüstriyel özeliğe de çevirdiği de görülmektedir [Samsunlu, 1980].

Evsel atıksularla endüstrilerin kanalizasyona atıksularını verirken ön arıtım yapmaması ya da yeterli ön arıtım yapması, arıtma verimini düşürmekte kimi zaman ise inhibasyon etkisi yapmaktadır. Bu endüstrileri tespiti, arıtım verimi açısından önemli olmakla bereber tespiti zordur. Bu ancak endüstrilerin kirlilik profilinin çıkarılması ile beraber tespiti sağlanabilinir. Endüstriyel atık araştırması, su kullanan ve atık üreten tüm proseslerin kütle dengesini, belirli proseslerde ve tüm tesiste atık karakterizasyonundaki değişimleri kapsayan bir prosedürdür. Atık araştırması, endüstrilerde iki hedefe yöneliktir. Proses profilinin ve kirlenme profilinin çıkarılmasıdır [Öztürk vd., 2008], [Tünay, 1996].

Endüstrilerde olan arıtma tesisleri düzenli olarak denetlenmeli, mevcut laboratuvar imkânları ve tesiste çalışacak yetişmiş personel gücü artırılmalıdır. Denetim esnasında tesisin giriş ve çıkışından numuneler alınmalı ve tesislerin verimleri doğru bir şekilde hesaplanmalıdır. Arıtma tesisi yapması istenen endüstrilere bildiriler gönderilmeli, bu yönde özendirmek için teşvikler verilmelidir. işletme maliyetlerini arttıran sebepler arasında tesisin kirlilik yükü, çamur bertarafı ve enerjisi de vardır [Born, 1993].

Endüstrilerin etkilerini tespit etmek için önce endüstriler tabii oldukları yönetmelikler ve üretimlere göre Tablo 6.22'deki gibi gruplara ayrılmıştır. Bir endüstri kategorisinde, altkategorilerin olusturulması, endüstrinin atıksu karakterizasyonunun belirlenmesi icin çok büyük avantajlar sağlamaktadır. Altkategorizasyon, kirlenme öğeleri yönünden farklılıkları ortaya çıkaracak ve kendi içinde standart bir değerlendirmeye olanak verecek şekilde yapılır. Altkategoriler, genellikle kategori içerisinde iyi belirlenmiş ve kendi bünyesinde homojen bir grubu oluştururlar [Görgün, 1991]. Endüstrilerin debi ve 2011 yılı analiz raporları İSU Genel Müdürlüğü'nden alınmıştır. Evsel nitelikte atıksu için Kocaeli'nin evsel atıksu özelliği gösteren Plajyolu Atıksu Arıtma Tesisi seçilmiştir. Bazı endüstrilerin atıksularının evsel özeliği olduğu için evsel nitelikli atıksular kategorisine alınmıştır.

Bu bölümde amaç KAAT kirlilik yükünün; endüstrilerin ayrı ayrı kirlilik yüklerinin toplamına eşit olmasının sağlanmasıdır. Böylelikle KAAT' ye atıksularını veren endüstrilerin etkileri belirlenmiş olacaktır.

Tablo 6.22: KAAT' ye bağlı endüstri kolları ve bağlı olduğu yönetmelikler.

Endüstriler	Tablo (SKKY)	Q (m^3/gün)
KAAT	19. Karışık endüstri	23.863
Evsel Atıksu	21.2. Evsel nitelikli atıksu	14.520
Maya endüstrisi	5.2. Maya üretimi	4.200
Metal endüstrisi	15.2. Genelde metal hazırlama ve işleme	1.303
Elektrik, gaz endüstrisi	9.6.-20.7. Soğutma suyu, su yumuşatma, demineralizasyon	689
Lastik endüstrisi	14.11. Kauçuk üretimi ve benzerleri	972
Otomotiv endüstri	18.2. Otomobil, kamyon, traktör, minibüs, v.b. taşıt aracı üretimi	500
Düzenli depolama	19. Karışık endüstri	250
Petroyağ endüstrisi	20.3. Benzin istasyonları, yer ve taşıt yıkama suları	30
Araç tekstili endüstrisi	10.1-10.7. Tekstil sanayi,	364
Mezbaha	5.6-5.8. Mezbahalar ve entegre et tesisleri	45
Karışık endüstriler	19. Karışık endüstri	465
Süt endüstrisi	5.3. Süt ve süt ürünleri	15
İlaç endüstri	14.6. İlaç hammadde üretimi	15
Kağıt endüstrisi	13.10. Selüloz, kağıt, karton ve benzeri sanayi	153
Ağaç, mobilya end.	16. Ağaç mamülleri ve mobilya sanayi	347

6.2.1. Kirlilik Profili İçin Kabullar ve İzlenen Yol

Endüstriyel atıksular için belirtilmesi gereken en önemli özellik, hem debide hem de içeriğinde geniş çapta dalgalanmaların olduğudur. Dolayısıyla, bu durumları tarif etmek ve belli değerlere ulaşmak için en iyi yol deneysel verilerin istatiksel analizi yoluyla elde edilen verilerden faydalanmaktır. Fakat burada kullanılan debiler işletmelerin İSU'ya beyanlarıdır, hiçbir şekilde değiştirilmemiştir ve yine kullanılan parametreler değişken değil sabit olarak kabul edilmiştir.

KAAT' ye bağlı endüstrilerin arıtma tesisi çıkışları İSU Ruhsat ve Denetim Ekibi tarafından kontrol edilmekte ve numune alınıp analiz yapılmaktadır. İSU Genel

Müdürlüğü'nden temin edilen analiz sonuçları ile birlikte aynı iş kolu ve yönetmeliğe bağlı benzer endüstrilerin analiz sonuçları da incelenmiştir. Endüstri atıksuların ham arıtılmamış özelikleri literatürden bulunmuştur.

Kirlilik profili oluşturulurken KOİ, AKM ve TN parametreleri ele alınmıştır. TP ile ilgili veriler yeteri kadar olmadığı için değerlendirmeye alınmamıştır.

Evsel nitelikte atıksu; Kocaeli'nin evsel atıksu özelliği gösteren Plajyolu Atıksu Arıtma Tesisi seçilmiştir.

Endüstriyel nitelikli atıksu 9.816 m^3/gün, evsel nitelikli atıksu miktarı 14.047 m^3/gün'dür. Endüstrilerden alınan numuneler, akreditasyon sertifikasına sahip İSU Genel Müdürlüğü Laboratuvar Şube Müdürlüğü laboratuvarında yapılmıştır. 2011 yılına ait, endüstrilerin kanalizasyona deşarjından alınan kontrol numunelerinin analiz sonuçları, Plajyolu Atıksu Arıtma Tesisi ve KAAT giriş atıksu analiz sonuçları kullanılmıştır.

6.2.2. Numune Alma Şekli Ve Analiz Metodları

Endüstri tesislerinden numuneler alan İSU Denetim Ekibi personelleri Bakanlık tarafından verilen "Yetkilendirilmiş Laboratuvarlar için Su ve Atıksu Numune Alma" eğitimine katılarak yetki almışlardır.

Numuneler 2 saatlik kompozit şeklinde alınmaktadır. Alınan numuneler Standart Metodlarda belirtilen şekilde istenilen parametreye göre ön çalışma yapılıp soğuk zincirlerle KAAT bünyesinde bulunan laboratuara taşınmaktadır. KAAT bünyesinde bulunan Laboratuvarlar 17025 akreditasyon sertifikasına sahiptir. Laboratuvarlarda yapılan ve kullanılan parametrelerin analiz metodları Tablo 6.23'de gösterilmektedir.

Tablo 6.23: Analizlerde kullanılan metodlar.

Parametre	Birim	Metod
KOİ	mg/L	Standart Metod 5220-D
BOİ	mg/L	Standart Metod 5210-B
AKM	mg/L	Standart Metod 2540-D
TN	mg/L	Merck Yöntemi 14537
TP	mg/L	TS EN ISO 11885:2010
UAKM	mg/L	Standart Metod 2540-E
Alkalinite	mg $CaCO_3$/l	Standart Metod 2320-A

6.3. Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu

Biyolojik arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu çalışması Eylül 2011' de KAAT' den alınan 24 saatlik kompozit numuneleri ile yapılmıştır.

Biyolojik arıtabilirlik bazlı karakterizasyon çalışmalarında kullanılan aktif çamur, tesisin havalandırma tankı geri devir çamurundan alınmıştır. Her örneklemede atıksu ile birlikte taze aktif çamurda alınmıştır.

Laboratuvar ölçekli deneylerde kullanılan hetetrofik aktif çamurun incelenen atıksuya, besleme modeline ve yapılandırma aklimasyonu yapılmalıdır. Bu sebeble yapılan aklimasyonda, besleme modeline ve proses yapılandırma aklimasyon öncelik kazanmıştır. Eğer numune, çamurun aklime edilmediği bir bileşen var ise, çamur bu maddeyi kolay ayrışabilir dahi olsa bile başlangıçta tüketmeyebilir. Örneğin sistem biyokütle, kesikli testlerde asetat veya glukozu hızla metobolize etmemektedir [Ekama et.al., 1986].

Biyokütle aklimasyonu aerobik koşullarda, kesikli olarak silindirik reaktörde yapılmıştır. KAAT evsel atıksuları da içerdiğinden evsel atıksu ilavesi yapılmamıştır.

Reaktörlerde azot kaynaklı oksijen tüketimini inhibe etmek için yani nitrifikasyonu engellemek amacıyla Formula 2533 (Hach Company) kullanılmıştır

6.3.1. İnert Organik Madde Bileşiminin Belirlenmesine Yönelik Çalışmalar

İnert organik madde bileşiminin belirlenmesi için [Orhan vd, 1994] tarafından kullanılan yöntem ile çalışılmıştır. Bu yöntemde toplam ve süzülmüş atıksu ile beslenen ve aklime olmuş 40 mg UAKM/l biyokütle ile aşılanan, 1 L hacimli, iki paralel kesikli reaktör çalışılımıştır. Zamana karşı, toplam ve çözünmüş KOİ ölçümleri yapılmıştır. Ölçümler, KOİ gideriminin durduğu zamanda neticelendirilmiştir. Kütle dengelerilerinden çözünmüş ve partiküler madde belirlenmiştir. Bu yöntem ile aynı zamanda biyolojik arıtma sürecinde, metabolik aktiviteler sonucunda, üretilen çözünmüş ve partiküler kalıcı ürünlerde belirlenmiştir.

6.3.2. Kolay Organik Madde Bileşiminin Belirlenmesine Yönelik Çalışmalar

Kolay ayrışan organik maddelerin bulunmasında [Ekama et. al., 1986] tarafından yapılan yöntem kullanılmıştır. Yavaş ayrışan çözünmüş ve partiküler organik madde bileşenleri, kütle dengesinden hesaplanmıştır.

Kolay ayrışan organik madde (S_S) deneyi çamur yaşı 9 gün ve F/M oranı 0,67 kg KOİ /kg UAKM olan aktif çamur kütlesi kullanılarak OTH ölçümleri 160 dakika izlenmiştir.

Kolay ayrışan organik madde aerobik koşullar kullanılarak, kesikli çalıştırılan silindirik reaktörlerde oksijen miktarı 6-8 mg/L arasında tutulan zamana karşı OTH (Ekama et. al., 1986) çözünmüş oksijen ölçümleri 4-5 sürdürülmüştür. Nitrifikasyon sürecini engellemek için Formula 2533 (Hach Company) kimyasalı kullanılmıştır.

6.3.3. Analiz Yöntemleri

Bu çalışmada yürütülen analizler Atıksu laboratuvarlarında Tablo 6.23 ' daki metodlarla yapılmıştır. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu ölçümleri "WTW OXİ 340İ" marka bir oksijenmetre ile yapılmış ve RC 232 portu ile bilgisayara bağlanmıştır.

6.4. Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinin Modellemesi

Tesise müdahale etmeden arıtma veriminin iyileştirilmesi ve ekonomiklik çalışmalarında farklı işletme senaryolarının denenmesi, bu şartlar altında tesis davranışın belirlenmesi; simülasyon çalışmaları sonucunda kolaylıkla incelenebilmektedir. Böylece simülasyon karar verme mekanizmasına yardımcı olmaktadır. Bununla birlikte simülasyon çalışmaları operatörün arıtma esnasında gerçekleşen karmaşık süreçlerin daha iyi anlayabilmesini kolaylaştırmaktadır.

Çalışma kapsamında ASM modeli kullanılarak, mevcut olan aktif çamur sisteminin modellenmesi amaçlanmıştır. ASM modelleri evsel atıksuları arıtmak için dinamik simülasyonlar çok faydalı bir araçtır fakat bu bu modeller endüstriyel atıksulara uygulamalarını kısıtlamaktadır. Bu modelleri endüstriyel atıksu arıtımına uygulamak için kinetik reaksiyonlara eklemelerle ASM modelleri modifiye edilerek endüstri atıksuların arıtılmasına uygulanabilinir [Nowak et al,1995]. Bu amaçla

çalışma kapsamında AQUASIM 2.0 yazılımı kullanılmıştır. AQUASIM 2.0 yazılımı sucul sistemlerin tanımlanması ve dizaynı ve dinamik olarak modellenmesi evrelerinde kullanılmaktadır. Aynı zamanda yazılım model değerlendirme, hassasiyet analizi ve parametre tahmini gibi önemli alt araçları da içermektedir. Model de aktif çamur prosesini tanımlayan kısmi diferansiyel eşitlikler ilk olarak sonlu farklar metodu ile nümerik olarak ifade edilmekte ve matematiksel iterasyon teknikleri ile dinamik (zamana bağlı) olarak çözülmektedir [Reichert, 1998].

Bu bölümde amaç ASM1 modeli endüstriyel atıksular için modifiye edilerek ,dinamik şartlarda atıksu karakterizasyon ve kinetik katsayılar belirlenerek daha sonraki kısımlarda endüstrilerin tesis çıkışına organik kirlilik etkilerinin belirlenmesidir.

KAAT karbon giderimi yapan biyolojik arıtma tesisidir. Azot ve fosfor giderimi yapılmamaktadır. KAAT' de kullanılan Aktif Çamur Modelinin İkili Hidrolize Göre Matrix Sunumu Tablo 6.24' de gösterilmektedir. Model yalnızca karbon giderimi yapmaktadır. Bu model çoğalma, bozunma, yavaş ve hızlı hidroliz prosesini içermektedir. Hidroliz yavaş ayrışabilen organik maddenin ayrışmasını ifade eden önemli bir prosestir. Bu proses, aktif çamur modellerinin önemli bir kısmını oluşturmakta ve yavaş ayrışabilen maddelerin heterotrofik bakteriler tarafından alıkonma kinetiğini ifade etmektedir. Hidroliz prosesi, heterotrofik bakterilerin çoğalma kinetiğinden daha yavaş oluşmakta ve organik karbonun parçalanmasında genellikle hız kısıtlayıcı etken olarak bilinmektedir. Birçok evsel ve endüstriyel atıksu tipinde yavaş ayrışabilir organik madde yüksek miktarlarda bulunmaktadır [Henze, 1992]. Yavaş bir proses olduğundan dolayı, özellikle endüstriyel menşeyli atıksularda [Orhon vd., 2002a]; [Rozzi et al., 1999] arıtma tesisi çıkış kalitesini etkileyen faktörlerin başında gelmektedir. Bununla birlikte, biyolojik substrat gideriminde elektron alıcısı ve vericisi (organik karbon) arasındaki dengeyi ifade ettiğinden önemli bir proses olarak da bilinmektedir [Bannister and Pretorius, 1998] [Moser et al., 1998], [Hatziconstantinou et al., 1996]. Arıtma tesislerinin uygun dizaynı, kontrolü ve iyileştirilebilmesi için atıksulardaki ayrışabilir organik karbon miktarının yanında ayrışma kinetiğinin de doğru tespit edilmesi gerekmektedir.

KAAT' ye gelen atıksu üzerinde konvansiyonel karakterizasyon ve biyolojik arıtılabilirlik bazlı karakterizasyon çalışması bir önceki bölümde yapılmıştır.

Tablo 6.24: KAAT için aktif çamur modelinin ikili hidrolize göre matrix sunumu (içsel solunum).

	S_I	S_S	S_H	X_I	X_S	X_H	X_P	S_O	S_P	Proses Hızları
Hetetrofların aerobik Çoğalması		$-1/Y_H$				1		$-(1-Y_H/Y_H)$		$\mu_H\ [S_S/(K_S+S_S)]*X_H$
Hetetrofların Bozunması						-1	F_{EX}	$-(1-F_{EX}-F_{ES})$	F_{ES}	B_H*X_H
Partiküler Organiklerin Hidrolizi		1			-1					$K_{HX}*[(X_S/X_H)/(K_{XX}+(X_S/X_H))]$
Çözünmüş Organiklerin Hidrolizi		1	-1							$K_{HS}*[(S_H/X_H)/(K_{XS}+(S_H/X_H))]$
	KOİ	KOİ	KOİ	KOİ	KOİ	KOİ	KOİ	-KOİ	KOİ	

7. SAYISAL VE DENEYSEL SONUÇLAR

7.1. KAAT Bağlı Endüstrilerin KOİ Yükünün Belirlenmesi

KOİ yükünü belirlemek için, endüstrilerin debi beyan değerleri ve endüstrilerin arıtma çıkışlarından alınan yani kanalizasyon şebekesine verdikleri atıksuya ait analiz raporlarının verileri kullanılmıştır.

Evsel atıksu verileri için, Plajyolu Atıksu Arıtma Tesisi 2011 yılı giriş ortalama değerleri alınmıştır. Düzenli depolama alanı tesisinde arıtma kullanılmadığından ve yeni proje yapıldığından veriler direkt alınmıştır. KAAT girişleri 2011 yılı ortalama değerleri alınmıştır. Burada amaç Denetim ekibinin arıtma çıkışlarından aldığı numune sonuçları ile KAAT' ye gelen KOİ yüklerin eşit olmasını sağlamaktır.

Yük dengesini en fazla değiştirecek faktör, debisi yüksek olan tesisler ve KOİ değerleri yüksek olan tesislerdir. İlaç endüstrisinde düşük debi ve yüksek KOİ değeri vardır. İlaç endüstri ile ilgili bir analiz sonucu olmadığından bu veri değiştirilmeden kullanılmıştır. İlaç atıksularda KOİ değeri 60.000 mg/L olarak alınmıştır [Keriş, 2008]. Düzenli depolama alanı KOİ değeri 19.000 mg/L'dir [İnsel et al, 2012]. Bu Bu veriler değiştirilmeden kullanılacaktır.. Bu çalışmada yük dengesini debi değeri yüksek olan evsel, maya, metal, lastik endüstri atıksuları en fazla etkileyecektir.

Tablo 7.1'de de görüldüğü gibi KAAT giriş KOİ yükü 65.313 kg/gün iken endüstrilerin ve Plajyolu Atıksu Arıtma Tesisinin toplam KOİ yükü 13.261 kg/gün'dür. Yükler birbirini tutmamaktadır. Bu yükler birbirini tutmadığı için, endüstrilerin kanalizasyon şebekesine deşarj ettikleri atıksulardan KOİ değeri en yüksek olan analiz sonucu verileri kullanılmıştır. Plajyolu Atıksu Arıtma Tesisi'nde ise 2011 yılı en yüksek KOİ parametrelerinin ortalama değerleri alınmış ve tekrar yük dengesi incelenmştir.

Tablo 7.1 : KAAT kirlilik yükü ve işletmelerin kirlilik yükleri.

ENDÜSTRİLER	Q (m^3/gün)	KOİ (mg/L)	Q*KOİ (kg/gün)
KAAT Giriş	23.863	2.737	65.313
Evsel Atıksu	14.520	320	4.646
Maya End. Atıksuyu	4.200	380	1.596
Metal End. Atıksuyu	1.303	438	571
Elekrtik, Gaz End. Atıksuyu	689	30	21
Lastik End. Atıksuyu	972	238	231
Otomotiv End. Atıksuyu	500	350	175
Düzenli Depolama Alanı Atıksuyu	250	19.000	4.750
Petroyağ End. Atıksuyu	30	780	23
Araç Tekstili End. Atıksuyu	364	137	50
Mezbaha Atıksuyu	45	122	5
Karışık End. Atıksuyu	465	321	149
Süt End. Atıksuyu	15	16	0,24
İlaç End. Atıksuyu	15	60.000	900
Kağıt End. Atıksuyu	153	60	9
Ağaç, Mobilya End. Atıksuyu	347	385	319
TOPLAM YÜK			13.261

Tablo 7.2'de görüldüğü gibi evsel atıksular maksimum değeri 420 mg/L, maya endüstrisi 1.382 mg/L, lastik endüstrisi 2.031 mg/L, kağıt endüstrisi 1.050 mg/L, ağaç, mobiya endüstrisi 920 mg/L olduğunda toplam yük 21.465 kg/gün olmaktadır ve yine yük dengesini sağlayamamaktadır

Kütle dengesi, tesis girişindeki değerler ile ayrı ayrı endüstrilere değer verildiğinde endüstrilerin toplamındaki yükün birbirine uymadığı görülmüştür. Sonrasında endüstriler ayrı ayrı ele alınmış ve arıtılmamış değerler verilerek kütle dengesi sağlanmaya çalışılmıştır.

Tablo 7.2: KAAT ‘ye gelen işletmelerin denetimler sonucu yakalanan bazı endüstrilerin yüksek değerleri ve evsel atıksuların maksimuma göre yük durumları.

ENDÜSTRİLER	Q (m^3/gün)	KOİ (mg/L)	Q*KOİ (kg/gün)
KAAT Giriş	23.863	2.737	65.313
Evsel Atıksu	14.520	420	6.098
Maya End. Atıksuyu	4.200	1.382	5.804
Metal End. Atıksuyu	1.303	794	1.035
Elekrtik, Gaz End. Atıksuyu	689	30	21
Lastik End. Atıksuyu	972	2.031	1.974
Otomotiv End. Atıksuyu	500	350	175
Düzenli Depolama Alanı Atıksuyu	250	19.000	4.750
Petroyağ End. Atıksuyu	30	780	23
Araç Tekstili End. Atıksuyu	364	137	50
Mezbaha Atıksuyu	45	122	5
Karışık End. Atıksuyu	465	321	149
Süt End. Atıksuyu	15	16	1
İlaç End. Atıksuyu	15	60.000	900
Kağıt End. Atıksuyu	153	1.050	161
Ağaç, Mobilya End. Atıksuyu	347	920	582
TOPLAM YÜK			21.465

Daha önceki yük hesaplamalarında görüldüğü gibi yüke en büyük etken debi veya düzenli depolama alanlarında olduğu gibi KOİ değerinin yüksek olmasından dolayı ilk önce evsel değerler alınmıştır. Evsel atıksu değerleri Plajyolu Atıksu Arıtma Tesisi girişi maksimum değerlerin ortalaması alınmıştır. O bölgedeki atıksu özeliğini temsil ettiğinden literatürden değerler alınmamıştır. Tablo 7.3’ de [Erdoğan, 2005] yaptığı çalışmada İzmir, Isparta ve Tarsus şehirlerin ortalamaları ile aynı KOİ değerine sahip, Tablo 7.4’ de [Henze et al., 1995] tarafından verilen değerlerin ise ortalamaların altında bir değere sahiptir.

İlaç, düzenli depolama KOİ değerleri değişmemiştir. Elektrik, gaz endüstrisin de organik kirlilik yoktur ve bu nedenle SKKY’de KOİ ve BOİ parametresi bulunmamaktadır. Karışık endüstri de denetim ekibi tarafından alınan numunelerde

KOİ değeri en fazla 321 mg/L görülmektedir, senaryo en kötü şartlarda yazıldığından KOİ değeri kanala deşarj limiti olan 800 mg/L alınmıştır.

Türkiye'de bazı şehir atıksularının karakterizasyonu Tablo 7.3' te [Erdoğan, 2005], Evsel atıksu karakterizasyonu Tablo 7.4'te verilmiştir [Henze et al., 1995].

Tablo 7.3: Türkiye'deki bazı şehir atıksularının karakterizasyonu.

ŞEHİR	KOİ (mg/L)		BOİ (mg/L)		AKM (mg/L)		TP (mg/L)		TKN (mg/L)	
	ARALIK	ORT	ARALIK	ORT	ARALIK	ORT	ARALIK	ORT	ARALIK	ORT
İZMİR A.A.T.	79-1154	424	80-540	202	54-1188	250	2,52-27,6	7,68	16-97	41
TARSUS A.A.T.	100-1198	439	140-400	225	19-923	190	15-37	24	21-71	46
ANTALYA A.A.T.	35-704	386	30-475	252	18-840	266	0,1-15	6	9-56	27
ANKARA A.A.T.	109-528	305	50-245	159	65-380	147	3,3-12,2	8,2	8-87	40
ISPARTA A.A.T.	184-976	423	150-450	251	75-836	158	-	-	-	

Tablo 7.4: Evsel atıksu karakterizasyonu.

PARAMETRELER	KOİ (mg/L)		BOİ (mg/L)		TP (mg/L)		TN (mg/L)	
	ARALIK	ORT	ARALIK	ORT	ARALIK	ORT	ARALIK	ORT
DEĞERLER	320-740	530	230-530	380	6-23	16	20-80	50

Metal endüstrilerinde literatürde bu işletmeyle ve SKKY Tablo 11.28 ile örtüşen bir endüstri bulanamamıştır. Türkiye'nin birkaç Su ve Orman Bakanlığı'nın İl Müdürlükler ile irtibata geçilmiş onlardan da uygun bir bilgi alınamadığından İSU denetimlerinde en yüksek değer olan 794 mg/L veri olarak alınmıştır.

Lastik endüstrisi ham atıksu KOİ değeri 5.000 mg/L olarak verilmiştir [Arceivala, 2002]. Şimdiye kadar toplam KOİ yükü 24.513 kg/gün olmuştur.

Otomotiv endüstrisi [Aydın vd., 2010] tarafından KOİ değeri 3.480 bildirilmiştir. KOİ toplam yükü 26.078 kg/gün olmuştur.

Araç tekstili kord bezi üretimi yapmaktadır. Kord bezinin hammaddesi naylon, polyster, aramid olduğundan polyester örgü kumaş KOİ değeri 1.985 mg/L bildirilmiştir [Germirli vd., 1998]. Böylelikle KOİ yükü 26.750 kg/gün olmuştur.

Mezbaha atıksuları KOİ değeri 1.100-7.250 olarak bildirilmiş [Manjunath et al., 1999]. Bu senoryoda KOİ değeri 7.250 mg/L olarak alındığında KOİ yükü 27.071 kg/gün değere ulaşmıştır.

Süt endüstrisi atıksuyu KOİ değeri 1800 mg/L olark bildirilmiş [Arceivale, 2002]. KOİ yükü 27098 kg/gün olmuştur.

Denetim ekibi tarafından alınan karışık endüstriyel atıksu numunelerinde, KOİ değeri en fazla 321 mg/L görülmüştür. Ancek senoryo en kötü şartlarda yazıldığından KOİ değeri kanala deşarj limiti olan 800 mg/L alınmış ve KOİ yükü 27.320 kg/gün olmuştur.

Kağıt endüstrisi atıksuyu [Jern, 2006] tarafından KOİ 5.080 mg/L olarak verilmiş ve KOİ yükü 27.937 kg/gün olmuştur.

Ağaç endüstrisi ham arıtılmamış atıksu değeri literatürde bulunmuş fakat İSU denetim ekibinin aldıkları numunelerde ölçülen KOİ değerinden daha düşük olduğu için bu değer kullanılmamıştır. İSU verilerine göre KOİ değeri 1.678 mg/L'dir ve KOİ yükü 27.937 kg/gün olmuştur.

Maya endüstrisinin ihmal edildiği bu senaryolarda KOİ yükü 27.937 kg/gün bulunmuştur. Debi ve KOİ değeri yüksek olduğundan en sona bırakılmıştır.

Maya endüstrisinin 6090-25920 mg/L arasında değiştiğini bildirmektedir [Krapivina et al, 2007]. Senorya da tüm endüstrilerin KOİ değerleri en yüksek almaya çalışılmış fakat denge sağlanamamıştır. Bu süreçte toplam KOİ yükü 65494kg/gün olması için maya endüstrisi KOİ değerini 10300 mg/L alınmıştır buda Krapivina'in bildirdiği 6090-25700 mg/L değerler arasındadır.

Tablo 7.5: KAAT' ye gelen endüstrilerin tahmini gereği ham arıtılmamış şekilde kanala deşarj ile KOİ yük durumları.

ENDÜSTRİLER	Q (m^3/gün)	KOİ (mg/L)	Q*KOİ (kg/gün)
KAAT Giriş	23.863	2.737	65.313
Evsel Atıksu	14.520	420	6.098
Maya End. Atıksuyu	4.200	10.300	43.260
Metal End. Atıksuyu	1.303	794	1.035
Elektrik, Gaz End. Atıksuyu	689	30	21
Lastik End. Atıksuyu	972	5.000	4.860
Otomotiv End. Atıksuyu	500	3.480	1.740
Düzenli Depolama Alanı Atıksuyu	250	19.000	4.750
Petroyağ End. Atıksuyu	30	780	23
Araç Tekstili End. Atıksuyu	364	1.985	723
Mezbaha Atıksuyu	45	7.250	326
Karışık End. Atıksuyu	465	800	372
Süt End. Atıksuyu	15	1.800	27
İlaç End. Atıksuyu	15	60.000	900
Kağıt End. Atıksuyu	153	5.080	777
Ağaç, Mobilya End. Atıksuyu	347	1.678	582
TOPLAM YÜK			65.494

Tablo 7.5' de görüldüğü gibi en büyük kirliliği maya endüstrisi vermektedir. KAAT atıksu özelikleri, özelikle rengi ve kokusu maya endüstrisine ait atıksu niteliği taşımaktadır. 2011 kurak havada maya endüstrisi bakım için duruşa geçtiğinde KAAT KOİ giriş değerinin nasıl düştüğü Tablo 7.6' da görülmektedir.

Tablo 7.6: Maya endüstrisi bakım için devreden çıktığında kaatndeki KOİ ve AKM değişimleri.

TARİH	AKM (mg/L)	KOİ (mg/L)	
	Giriş	Giriş	Çıkış
28.07.2011	248	655	155
29.07.2011	224	825	188
30.07.2011	98	964	130
31.07.2011	230	1.220	150
04.08.2011	452	1030	145
05.08.2011	420	996	132
06.08.2011	250	1130	133

Yukardaki verilerden KAAT' ye en büyük kirlilik maya endüstrisinden kaynaklandığı görülmektedir. Tablo 7.6' de maya endüstrisi devreden çıktığında tesis girişlerindeki KOİ değerlerinin düştüğü görülmektedir. Tablo 7.7' de endüstrilerin ve KAAT arasındaki yük dengesi sağlandıktan sonraki, endüstrilerin KOİ değerleri görülmektedir. Bu sonuçlar doğrultusunda endüstrilerin KAAT' ye verdikleri KOİ yük oranları Tablo 7.7' de görülmektedir. En fazla etkiyi % 66 KOİ yükü ile maya endüstrisi yapmaktadır. KAAT' nin debisinin % 60'nı evsel nitelikli atıksu ihtiva etmesine rağmen KOİ yükü % 9.32' dir.

Tablo 7.7: Tüm endüstrilerin ayrı ayrı KAAT' ye % KOİ yükü etkileri.

FABRİKALAR	Q (m^3/gün)	KOİ yükü (%)
KAAT	23.863	100
Maya Endüstrisi	4.200	66
Evsel Atıksu	14.520	9,32
Lastik Endüstrisi	972	7,43
Düzenli Depolama	250	7,13
Otomotiv Endüstri	500	2,66
Metal Endüstri	500	1,58
İlaç Endüstri	15	1,38
Kağıt Endüstri	153	1,18
Araç Tekstili Endüstri	364	1,1
Mezbaha	45	0,92
Ağaç, Mobilya End.	347	0,89
Karışık Endüstriler	465	0,56
Süt Endüstrisi	15	0,04
Petroyağ Endüstrisi	153	0,03
Elekrtik, Gaz Endüstri	689	0,02

7.2. KAAT Bağlı Endüstrilerin AKM Yükünün Belirlenmesi

KAAT' ye bağlı endüstrilerin AKM yükünün belirlenmesinde İzlenen yol KOİ yükü belirlenmesi ile aynıdır. KAAT ve Plajyolu Atıksu Arıtma Tesisinin 2011 yılı AKM değerleri alınmıştır. Düzenli depolama alanı AKM 2944 mg/L alınmıştır [İnsel, 2012]. İlaç endüstri atıksuyu 3 mg/L alınmıştır [Keriş, 2008]. Diğer endüstrilerin değerleri ise İSU denetim ekipleri tarafından alınan atıksu numunelerine İSU laboratuarlarında yaptırılan analizlerin sonuçlarıdır. KAAT' ye gelen ortalama AKM yükü 15510 kg/gün' dür. İşletmeler ayrı ayrı ele alındığında ise AKM yükünün 8235 kg/gün olduğu Tablo 7.8' de görülmektedir.

Tablo 7.8: KAAT endüstrilerin ayrı ayrı AKM yükleri.

ENDÜSTRİLER	Q (m^3/gün)	AKM (mg/L)	Q*AKM (kg/gün)
KAAT Giriş	23.863	650	15.511
Evsel Atıksu	14.520	176	2.556
Maya Endüstrisi	4.200	548	2.302
Metal Endüstri	1.303	1480	1.928
Elekrtik, Gaz Endüstri	689	23	16
Lastik Endüstrisi	972	266	259
Otomotiv Endüstri	500	18	9
Düzenli Depolama	250	2944	736
Petroyağ Endüstrisi	30	266	8
Araç Tekstili Endüstri	364	99	36
Mezbaha	45	30	1
Karışık Endüstriler	465	313	146
Süt Endüstrisi	15	8	0,12
İlaç Endüstri	15	3	0,04
Kağıt Endüstri	153	500	77
Ağaç, Mobilya End.	347	468	162
TOPLAM YÜK			8.235

Kütle dengesi, tesis girişindeki değerler ile her bir endüstriye ayrı değer verildiğinde, toplamındaki yük birbirine uymamaktadır. Aynı uygulama endüstriler ayrı ayrı ele alınarak ve ham arıtılmamış değerler verilerek kütle dengesi sağlanmaya çalışılmıştır.

KAAT ortalama AKM 650 mg/L ve Plajyolu Atıksu Arıtma Tesisi maksimum AKM değerleri ortalaması 250 mg/L alınmıştır. Türkiye' deki bazı şehirlerle kıyaslandığında Tablo 7.3' de görüldüğü gibi İzmir ile aynı değere sahip, Antalya'dan biraz düşük, Ankara ve Isparta'dan yüksek AKM değerine sahiptir. Yukar daki tablo üzerine değişiklikler ayrı ayrı yapılarak yükler değiştirilmiştir. Bu şekilde evsel atıksu değerleri değiştirildiğinde AKM yükü 9233 kg/ gün olmuştur.

Literatürde lastik endüstrisi AKM değerleri ile ilgili bir değer bulunmadığı için İSU laboratuvarında yapılan birkaç lastik endüstrisine ait atıksu numunelerinin analiz

sonuçları kullanılmıştır. Bu değerlere göre AKM 522 mg/L alınmış ve AKM yükü 9481 kg/gün olmuştur.

Otomotiv sektöründe [Aydın vd., 2010] tarafından ham atıksu AKM değeri 895 mg/L bidirmiştir ve böylelikle AKM yükü 9919,396 kg/gün olmuştur.

Mezbaha atıksuların AKM değeri 2300 olarak bildirmiştir [Manjuhath et al., 2000] ve KOİ yükü 10021 kg/gün olmuştur.

Kord bezi üretiminde polyester kullanıldığından AKM değeri 213 mg/L olarak bildirilmiştir [Germirli vd., 2000] toplam AKM yükü 10063 kg/gün olmuştur.

Süt ve süt ürünleri AKM değerini 820 olarak vermiştir [Barnes et al., 1984] ve böylelikle AKM yükü 10079 kg/gün olmuştur.

Kağıt endüstrisinde AKM 1600 mg/L verilmiştir [Öztürk, 1999]. Toplam AKM yükü 10323 kg/gün olmuştur.

Ağaç endüstrisi ham arıtılmamış atıksu değeri literatürde bulunmuş fakat İSU denetim ekibinin aldıkları numuneden düşük olduğu için alınmamıştır, aynı değerde bırakılmıştır.

Bu denemelerde AKM yükü 10323 kg/gün değere ulaşılmıştır. Bu hesaplamalarda sadece maya endüstrisini atıksuları için bir değer verilmemiştir.

Maya endüstrisinde [Gengeç vd., 2012] yaptığı çalışmada aerobik arıtma çıkışı ve İSU kanala deşarj 40 mg/L olarak vermiştir. Halbuki Tablo 7.8' da kullandığımız değerden düşük ve yük eşitliğini sağlamamıştır. Aynı makalede anaerobik çıkışı 5,08 gr/l olarak verilmiş, AKM yükü 29358 kg/gün olmuştur. Bu değer 42 Evler toplam AKM den çok yüksek olmuştur. KOİ yük hesaplamalarında görüldüğü gibi maya endüstrisi en fazla kirliliği vermektedir. Bu sebebten kütle dengesinin sağlanabilmesi için AKM 1800 mg/L alınmış AKM toplam yükü 15572 kg/gün olmuştur.

Tablo 7.9: KAAT' ye gelen endüstrilerin tahmini gereği ham arıtılmamış şekilde kanala deşarj ile AKM yük durumları.

ENDÜSTRİLER	Q (m3/gün)	AKM (mg/L)	Q*AKM (kg/gün)
KAAT Giriş	23.863	650	15.510
Evsel Atıksu	14.520	250	3.630
Maya Endüstrisi	4.200	1.800	7.560
Metal Endüstri	1.303	1.480	1.928
Elekrtik, Gaz Endüstri	689	23	15
Lastik Endüstrisi	972	522	507
Otomotiv Endüstri	500	893	446
Düzenli Depolama	250	2.944	736
Petroyağ Endüstrisi	30	216	6
Araç Tekstili Endüstri	364	213	77
Mezbaha	45	2.300	103
Karışık Endüstriler	465	313	145
Süt Endüstrisi	15	820	12
İlaç Endüstri	15	3	0,04
Kağıt Endüstri	153	1.600	244
Ağaç, Mobilya End.	347	1.678	163
TOPLAM YÜK			15.572

Tablo 7.9' da KAAT' ye en büyük AKM yükü maya endüstrisinden kaynaklandığı görülmektedir. Bu bilgiler ışığında tesislerin KAAT' ye kirlilik AKM yük oranları, Tablo 7.10' da görülmektedir.

Tablo 7.10: Tüm endüstrilerin ayrı ayrı KAAT' ye % AKM yükü etkileri.

FABRİKALAR	Q (m^3/gün)	AKM yükü (%)
KAAT	23.863	100
Maya Endüstrisi	4.200	48
Evsel Atıksu	14.520	23
Metal Endüstri	1.303	12
Düzenli Depolama	250	4,7
Lastik Endüstrisi	972	3,24
Otomotiv Endüstrisi	500	2,9
Kağıt Endüstri	153	1,56
Ağaç, Mobilya End	347	1,03
Karışık Endüstriler	465	0,94
Mezbaha	45	0,66
Araç Tekstili Endüstri	364	0,49
Petroyağ Endüstrisi	30	0,38
Elekrtik, Gaz Endüstri	689	0,1
Süt Endüstrisi	15	0,079
İlaç End.	15	0,025

Tablo 7.10' da görüldüğü gibi en büyük yük maya endüstrisinden gelmektedir. Evsel AKM yükü % 23 iken KOİ yükü % 9.2'dir ve daha düşüktür. Metal KOİ yükü % 1.53 iken AKM yükü % 12'dir. KOİ ve AKM yük oranlarının farklı olması AKM değeri inorganik kısmının fazla olduğu sonucunu da çıkarabilir.

7.3. KAAT Bağlı Endüstrilerin Azot Yükünün Belirlenmesi

İSU denetimlerinde bazı analizlerde TKN ölçümü yapılmıştır. Fakat bu bölümde TN yükü hesaplanacağından bazı kabullerle TKN, TN'ye dönüştürülecektir. Bağlı olan hiçbir endüstride nitrifikasyon aşaması yoktur. Bu nedenle ATV E standart hesaplamalarında kullanılan nitrat 1 mg/L kabul edilecek, nitrit ise ihmal edilecektir. Böylelikle TN TKN ve nitratın toplamı olacaktır.

42 Evler Atıksu arıtma girişi 2011 yılı ortalama TN değerleri kabul edilecektir. Evsel atıksu değerleri Plajyolu Atıksu Arıtma Tesisi 2011 yılı ortalama değerleridir.

Düzenli depolama alanı için TN 2075 mg/L alınmıştır [İnsel vd., 2012]. İlaç endüstrisi için TN 925 mg/L alınmıştır [Keriş, 2008].

Elektrik ve gaz tesislerinin SKKY Tablo 20.7'de azot parametresi bulunmamaktadır. Üretimde de hammaddede olarak azot kullanılmadığından 1 kabul edilmiştir.

Lastik endüstrisinde azot parametresi bulunmamaktadır. Üretimde de hammaddede olarak azot kullanılmadığından 1 kabul edilmiştir.

Bu endüstriler dışında kalan diğer endüstriler için ise, İSU denetim ekibi personelleri tarafından alınan numunelerin analiz sonuçları kullanılmıştır.

Tablo 7.11' de görüldüğü gibi TN girişi KAAT' ye 2004,5 kg/gün iken ayrı ayrı yüklerin toplamı 1591 kg/gün'dür.

Kütle dengesi, tesis girişindeki değerler ile her bir endüstriye ayrı değer verildiğinde, toplamındaki yük birbirine uymamaktadır. Aynı uygulama endüstriler ayrı ayrı ele alınarak ve arıtılmamış değerler verilerek kütle dengesi sağlanmaya çalışılmıştır.

Tablo 7.11: KAAT endüstrilerin ayrı ayrı TN yükleri.

ENDÜSTRİLER	Q (kg/gün)	TN (mg/L)	Q*TN (kg/gün)
KAAT Giriş	23.863	84	2.004,5
Evsel Atıksu	14.520	35	508,2
Maya Endüstrisi	4.200	87,5	367,5
Metal Endüstri	1.303	1	1,3
Elekrtik, Gaz Endüstri	689	1	0,7
Lastik Endüstrisi	972	1	1,0
Otomotiv Endüstri	500	5	2,5
Düzenli Depolama	250	2075	518,8
Petroyağ Endüstrisi	30	12	0,4
Araç Tekstili Endüstri	364	15	5,5
Mezbaha	45	15	0,67
Karışık Endüstriler	465	10	4,65
Süt Endüstrisi	15	935	14,0
İlaç Endüstri	15	925	0,7
Kağıt Endüstri	153	47,5	7,3
Ağaç, Mobilya End.	347	468	162,4
TOPLAM YÜK			1.591

Paljyolu Atıksu Arıtma Tesisi giriş TN değerini maksimum değerlerin ortalamasını 40 mg/L alındığında Tablo 7.3'e göre İzmir ve Isparta ile aynı, Tarsus'dan düşük, Antalya'dan yüksektir. Tablo 7.3'de TKN olarak değerler alınmış, değerlere ATV 131 E'ye göre nitrat 1 mg/L ilave edilmiş, TKN ve nitratın toplamı; TN'yi oluşturduğu kabul edilmiştir. Yine Tablo 7.3' e göre ise ortalamanın üzerindedir. Bu şekilde toplam yük 1663,25 olmaktadır.

Otomobil endüstrisi TN değeri 25 mg/L verilmiştir [Moayed et al., 2010]. Bu şekilde TN yükü 1673,25 kg/gün olmuştur.

Araç tekstil endüstrisi TN 27 mg/L olarak verilmiştir. [Germirli vd., 2000]. TN 28 mg/L ve toplam yük 1678 kg/gün olmuştur.

Mezbaha tesisleri TN 150 mg/L verilmiştir [Manjunath et al., 2000] ve toplam yük 1684,68 kg/gün oluştur.

Ağaç mobilya TN değeri bulunmuş fakat İSU denetim ekibinin aldıkları numunelere ait analiz sonuçlarından düşük olduğu için alınmamıştır, aynı değerde bırakılmıştır.

Maya endüstrisi [Gengeç vd., 2012] tarafından TKN 421 mg/L olarak verilmiş ve TN ise 422 olmuştur. Kütle yükü çok yükseldiğinden kütle dengesi sağlanması için TN 160 mg/L alınmıştır. Böylece TN yükü 2006 kg/gün olmuştur. Kütle yükü Tablo 7.12' de gösterilmektedir.

Tablo 7.12: KAAT' ye gelen endüstrilerin tahmini gereği ham arıtılmamış şekilde kanala deşarj ile TN yük durumları.

ENDÜSTRİLER	Q (m^3/gün)	TN (mg/L)	Q*TN (kg/gün)
KAAT Giriş	23.863	2.737	2.004
Evsel Atıksu	14.520	40	581
Maya Endüstrisi	4.200	160	672
Metal Endüstri	1.303	1	1
Elekrtik, Gaz Endüstri	689	1	1
Lastik Endüstrisi	972	1	1
Otomotiv Endüstri	500	25	13
Düzenli Depolama	250	2.075	519
Petroyağ Endüstrisi	30	12	0
Araç Tekstili Endüstri	364	28	10
Mezbaha	45	150	7
Karışık Endüstriler	465	10	5
Süt Endüstrisi	15	935	14
İlaç Endüstri	15	925	14
Kağıt Endüstri	153	47,5	7
Ağaç, Mobilya End.	347	468	162
TOPLAM YÜK			2.006

Tablo 7.12' de ki veriler ışığında KAAT' ye en büyük TN kirliliği maya endüstrisinden kaynaklandığı görülmektedir. Tesislerin KAAT' ye kirlilik TN yük oranları Tablo 7.13' de gösterilmektedir.

Tablo 7.13: Tüm endüstrilerin ayrı ayrı KAAT' ye % TN yükü etkileri.

FABRİKALAR	Q (m^3/gün)	TN yükü (%)
KAAT	23.863	100
Maya Endüstrisi	4.200	34
Evsel Atıksu	14.520	29
Düzenli Depolama	250	26
Ağaç, Mobilya End.	347	8,1
Süt Endüstrisi	15	0,7
İlaç Endüstri	15	0,69
Otomotiv Endüstri	500	0,62
Araç Tekstili Endüstri	364	0,5
Kağıt Endüstri	153	0,36
Mezbaha	45	0,33
Lastik Endüstrisi	972	0,04
Karışık Endüstriler	465	0,03
Süt Endüstrisi	15	0,04
Metal Endüstri	1.303	0,03
Elekrtik, Gaz Endüstri	689	0,012

7.4. KAAT'ye Bağlı Endüstrilerin Fosfor Yükünün Belirlenmesi

KAAT de TP değeri 5 mg/L'dir. İSU denetim görevlileri tarafından endüstrilerden alınan numunelerde genelde SKKY tablolarında yer almadığı için TP analizi istenmemiştir. Tesise bağlı olan endüstrilerin ise literatürde fosfor değerleri ile alakalı bilgi bulunamadığından bu parametre için yeteri kadar veri toplanamamıştır.

7.5. KAAT' ye Bağlı Endüstrilerin AKDY Uygunluğu

Kocaeli bölgesinde endüstri tesisleri kanalizasyon sistemine bağlanmıştır ve atıksular kentsel atıksu arıtma tesisinde ikincil bir arıtma işleminden sonra alıcı ortama verilmektedir. Kanalizasyona bağlı olan endüstriler İSU denetim görevlileri tarafından 24 saat denetlenmekte ve kontrol altında tutulmaktadır. Sürekli denetim esnasında deşarj noktasından numuneler alınmaktadır ve bu numunelerin AKDY'ye uygun olduğu görülmektedir. Ancak bu sonuçlar arıtma tesisi verileriyle örtüşmemektedir. Bölüm 7.1, 7.2, 7.3, 7.4'de yapılan kütle dengesi her endüstrinin arıtma tesisisine etkilerini göstermektedir. Yapılan bu çalışma bir kez daha göstermektedir ki endüstriler AKDY deşarj limitlerine uymamaktadır.

KAAT'nin atıksu karakterizasyonu ve verimindeki dalgalanmanın önemli bir nedeni, her ne kadar tesisinin belirlenmiş bir kabul kriterleri varsa da, bu limitlere uygun deşarj yapılıp yapılmadığının sürekli olarak kontrol edilmeyişidir. Kollektöre verilen atıksuların her fırsatta arıtma tesisine ulaşması işletme şartlarınnında çok değişken olması sonucuna neden olmaktadır [Arslan, 2002].

7.6. KAAT' ye Bağlı Olan Endüstriler Ayrı Ayrı Devreden Çıktığında Giriş KOİ Değerleri

Endüstriyel atıksularla ilgili olarak burada belirtilmesi gereken en önemli özellik, hem debide hem de içeriğinde geniş çapta dalgalanmaların olduğudur. Bu sebeple, bu durumları tarif etmek ve belli değerler ulaşmak için en iyi yol deneysel verilerin analizi yoluyla elde edilen verilerden faydalanmaktır. Fakat burada kullanılan debiler işletmelerin İSU'ya verdikleri beyanlarıdır ve hiçbir şekilde değiştirilmemiştir. Kullanılan parametreler değişken değil sabit olarak kabul edilmiştir.

Bu bölümde hesaplamalar yük üzerinden yapılmıştır. Maya endüstrisiyle örnek vererek liste oluşturulacaktır. Maya endüstrisinin tesise verdiği KOİ yükü 43260 kg/gün, tesise gelen toplam yük ise 65494 kg/gün'dür. Maya endüstrisi devreden çıkarsa; kalan yük 22234 kg/gün'dür. Maya endüstrisi debisi 4200 m^3/gün, tesise gelen toplam debi 23863 m^3/ gün'dür. Maya endüstrisi devreden çıkarsa kalan debi 19663 m^3/gün'dür. KOİ değeri ise 22234/19663 ve sonuç 1132 mg/L'dir. Tablo 7.14

de endüstri ve evsel atıksular ayrı ayrı devreden çıktığında KOİ değerleri görülmektedir.

Tablo 7.14 : Endüstriler münferit devre dışı kaldığında KAAT giriş KOİ değerleri.

Devre Dışı Kalan Endüstri	KAAT Giriş KOİ Değeri (mg/L)
Maya Endüstrisi	1.132
Evsel Atıksu	6.338
Düzenli Depolama	2.567
Ağaç, Mobilya End.	-
Süt Endüstrisi	-
İlaç Endüstri	2.650
Otomotiv Endüstri	2.720
Araç Tekstili Endüstri	2.747
Kağıt Endüstri	2.715
Mezbaha	-
Lastik Endüstrisi	2.639
Karışık Endüstriler	-
Süt Endüstrisi	-
Metal Endüstri	2.848
Elekrtik, Gaz Endüstri	-

KAAT KOİ ortalama değeri 2737 mg/L'dir. Tablo 7.14' de maya endüstrisi atıksuları devreden çıkmasıyla KOİ değeri 1132 mg/L olmaktadır. Tablo 7.6'de bu değerleri desteklemektedir. Maya endüstrisi bakım için atıksularını KAAT' ye vermediğinde tesis KOİ değerleri 655-1220 mg/L arasında değişmektedir.

Evsel atıksular devreden çıktığında KAAT giriş KOİ değeri 6338 mg/L olmaktadır. Evsel atıksu tesise alınmadığında KOİ değeri yükselmektedir. Bu şekilde mikroorganizmalar şok yüklemelerle karşı karşıya kalacak ve mikroorganizmalar üzerinde inhibasyon etkisi yaratacaktır. Evsel atıksular tamponlama görevi yapmaktadır. Evsel atıksu ile endüstriyel arıtımın, endüstriyel atık suların ayrı arıtımından daha etkili ve ekonomik olduğu; ancak arıtma maliyetini hesaplamada kontrolün kaybedilebileceği vurgulanmıştır [Monson et al., 1978]. Endüstriyel atık

suların evsel atık sularla birlikte arıtılmaları indirgenebilirlik faktörü ile belirlenmiş ve aktif çamur yöntemiyle birlikte arıtımın ayrı arıtmadan daha ekonomik olduğu belirlenmiştir [Samsunlu, 1980]. Evsel atıksu olmadığında KOİ değeri artacaktır ki [Şengül, 1991] endüstriyel atıksuların arıtılabilme imkanın evsel atıksularla karıştırılınca artacağını bildirmiştir.

Düzenli depolama, ilaç, lastik endüstrileri devre dışı kaldığında KOİ değerleri 2737 mg/L nin altına düşmektedir. Bu endüstriler de tesise önemli bir etki yaptığını göstermektedir. Düzeli depolama ve ilaç endüstrisinin debileri düşük olduğu halde KOİ değerini yükseltmektedir.

Otomotiv, araç tekstil, kağıt endüstrileri pek bir etki göstermemektedirler. KOİ değerleri değişmemektedir.

Metal endüstrisi devreden çıktığında ise 2737 olan değer 2848 mg/L'ye ulaşmaktadır ki bu endüstrinin de seyrelme etkisi olduğu görülmektedir.

Tablo 7.14' de KOİ yükü 500 kg/gün'ün altında kalan endüstrilerin etkileri olmadığından değerlendirmeye alınmamışlardır.

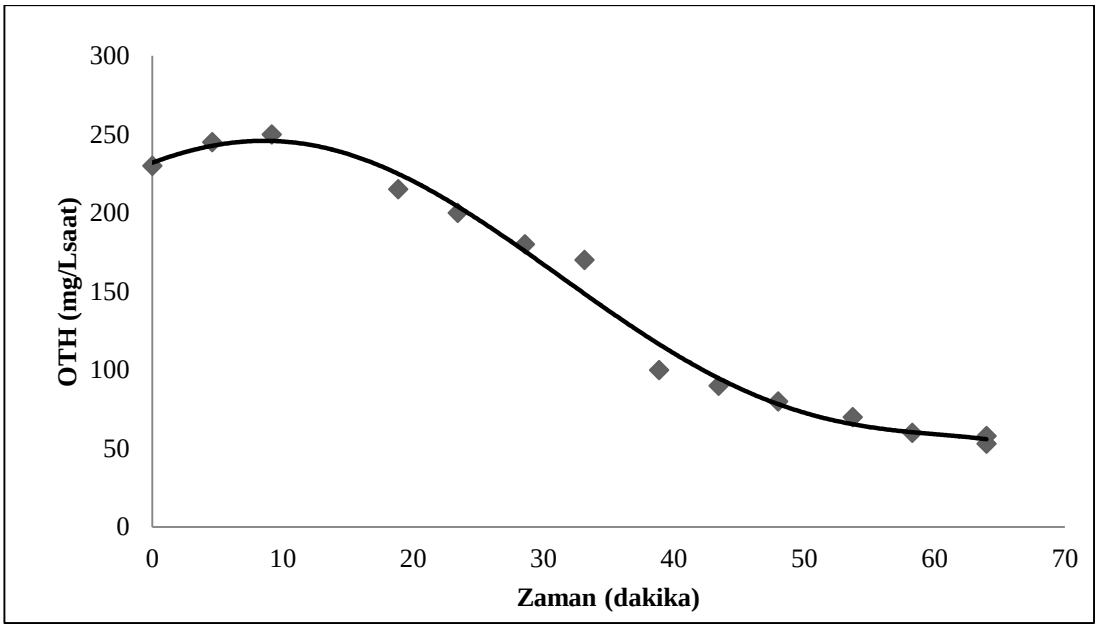
7.7. KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesi

KOİ bileşenlerini belirlemek için biyolojik ayrışabilirlikik çalışmaları Eylül 2011 de tarihindeki numunelerle yapılmıştır.

Kolay ayrışan organik maddelerin belirlenmesinde [Ekama et. al., 1986] tarafından önerilen yöntem ile çalışılmıştır. İnert organik madde bileşiminin belirlenmesi için [Orhan vd., 1994] tarafından önerilen yöntem ile çalışılmıştır. Yavaş ayrışan çözünmüş ve partiküler organik madde bileşenleri, kütle dengesinden hesaplanmıştır.

7.8. Eylül 2011 Ayı Atıksu Numunesi ile Yapılan Deneysel Çalışmalar

Kentsel AAT için kurulan reaktörde çamur yaşı 8 gün ve F/M 0,45 (grKOİ/ UAKM olan biyokütle kullanılarak OTH ölçüm sonucu elde edilen kolay ayrışan organik madde gösteren (Ss) Şekil 7.1'de verilmiştir.



Şekil 7.1: Eylül 2011 numunesine ait SS belirleme grafiği.

$$\Delta O + \Delta O' = 360{,}23 \text{mg } O_2/L \quad (7.1)$$

Buradan $\Delta O = 100{,}08 \text{mg } O_2/L$ olarak hesaplanır.

Y_H'ı belirlemek için S_S'e paralel yürütülen çözünmüş KOİ'nin zamanla değişimi Şekil 7.2 de verilmiştir. Şekil 7.2 'den başlangıç KOİ: 1100 mg/L, son KOİ: 180 mg/L alınarak,

$$\Delta KOİ_{çöz}: 1100-180 = 920 \text{ mg/L} \quad (7.2)$$

(2.28) eşitliği kullanılarak Y_H değeri aşağıdaki şekilde hesaplanabilir.

$$Y_H = 1 - \Delta O_2 / \Delta KOİ_{çöz} \quad (7.3)$$

$$Y_H = 1-360{,}23/920 : \ 0{,}61 \text{ mgKOİ/mgKOİ} \quad (7.4)$$

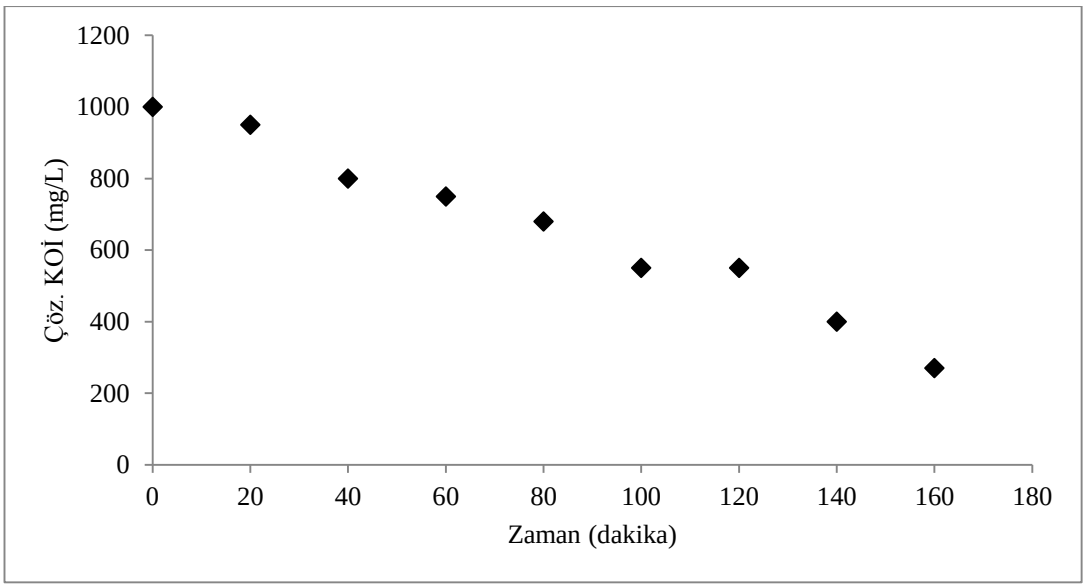
Y_H değeri bulunduktan sonra kolay ayrışan organik maddenin hesabı aşağıda yapılmıştır.

$$S_S = \Delta O_2/1-Y_H(V_T/V_{Atıksu}) \quad (7.5)$$

$$Ss=100,08/1-0,61(1/0,6)= 425 \text{ mg/L} \quad (7.6)$$

bulunur.

Şekil 7.2'de Eylül 2011 nununesinde çözünmüş KOİ'nin zamanla değişimi verilmiştir.



Şekil 7.2: Kentsel AAT Eylül 2011 nununesinde çözünmüş KOİ 'nin zamanla değişimi.

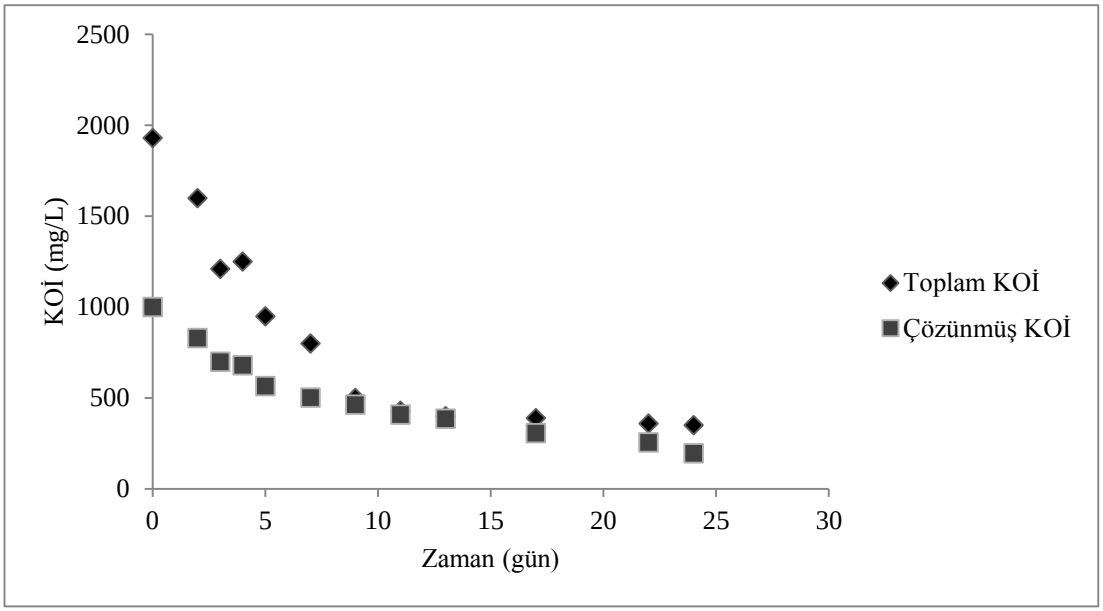
Atıksuda mevcut çözünmüş ve partiküler biyolojik olarak ayrışmayan inert maddeler, [Orhon et.al., 1994] tarafından geliştirilen yöntem yardımıyla belirlenmiştir. Bu yönteme göre iki paralel çalışma yürütülmüştür.Bir reaktöre ham atıksu numunesi yani hiçbir işlem görmemiş diğer reaktöre ise aynı numune süzülerek konmuştur. 25 gün boyunca her iki reaktörde hem toplam KOİ hemde süzülmüş KOİ lere bakılmıştır. Çalışmaya sistem stabil hale gelene kadar devam edilmiştir. Bu yönteme göre işletilen süzülmüş atıksu beslenen reaktörün KOİ profili değerleri Tablo 7.16 de verilmiş olup Şekil 7.4. 'de grafiğe alınmıştır. Ham atıksu beslenen reaktörün KOİ profili değerleri Tablo 7.15 'de ve grafiği ise Şekil 7.3'de verilmiştir.

Tablo 7.15: Kentsel AAT ham atıksu beslenen reaktörde KOİ profili değerleri.

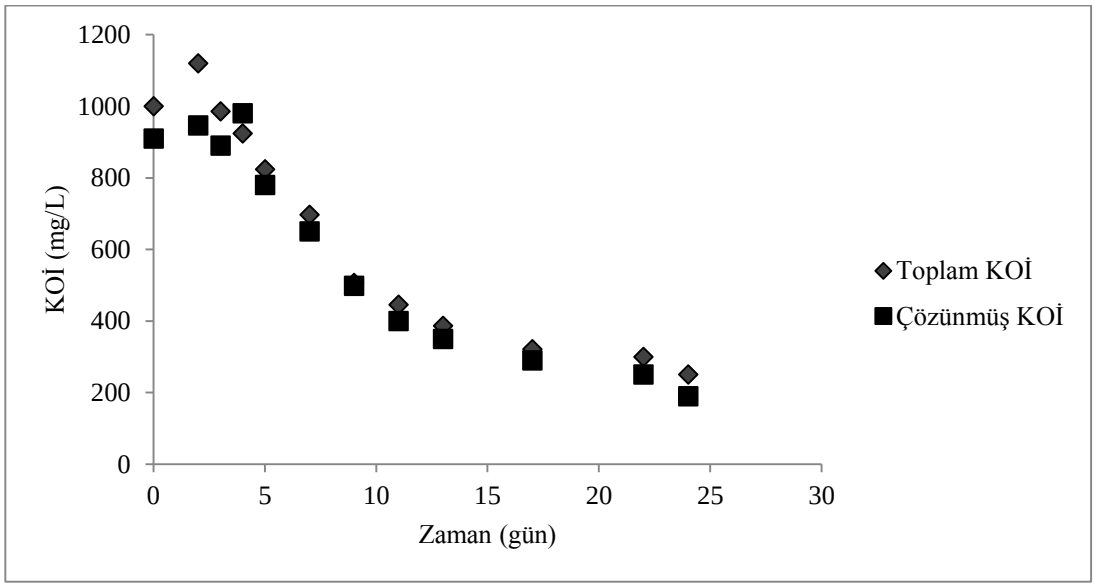
Zaman (Gün)	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)
0	1.930	1.000
2	1.600	829
3	1.210	700
4	1.250	690
5	950	565
7	800	502
9	500	463
11	430	408
13	400	385
17	390	307
22	360	256
24	350	195

Tablo 7.16: Kentsel AAT süzülmüş atıksu beslenen reaktörde KOİ profili değerleri.

Zaman (Gün)	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)
0	1.000	910
2	1.120	996
3	986	890
4	924	980
5	824	780
7	697	750
9	506	602
11	445	535
13	386	481
17	321	407
22	290	280
24	250	230



Şekil 7.3: Kentsel AAT ham atıksu beslenen reaktörde KOİ profili.



Şekil 7.4: Kentsel AAT süzülmüş atıksu beslenen reaktörde KOİ profili.

Tablo 7.15 ve Tablo 7.16' de verilen değerler kullanılarak, atıksuyun çözünmüş ve partiküler inert organik maddeleri aşağıda hesaplanmıştır.

$$C_{T1}-S_{T1}= X_{P1}+X_1= 155 \text{ mg/L} \quad (7.7)$$

$$C_{T2}-S_{T2}=X_{P2}= 20 \text{ mg/L} \quad (7.8)$$

$$\Delta C_{T1} = C_{T0} - C_{T1} = C_{SO} - S_{P1} - X_{P1} = 1580 \text{ mg/L} \quad (7.9)$$

$$\Delta C_{T2} = S_{T0} - C_{T2} = 750 \text{ mg/L} \quad (7.10)$$

$$X_{P1} = X_{P2}(\Delta C_{T1} / \Delta C_{T2}) = 43 \text{ mg/L} \quad (7.11)$$

$$X_1 = (C_{T1} - S_{T1}) - X_{P1} = 112 \text{ mg/L} \quad (7.12)$$

$$S_{T1} - S_{T2} = S_{P1} - S_{P2} = 35 \text{ mg/L} \quad (7.13)$$

$$S_{P1} = (S_{T1} - S_{T2})/[1-(\Delta C_{T2} / \Delta C_{T1}] = 67 \text{ mg/L} \quad (7.14)$$

$$S_1 = S_{T1} - S_{P1} = 128 \text{ mg/L} \quad (7.15)$$

Giriş akımında; ham atıksu ve süzülmüş atıksu için yazılan KOİ fraksiyonları bağıntılarıyla çözünmüş ve partiküler yavaş ayrışan organik madde bileşenleri aşağıda hesaplanmıştır.

$$S_T = S_S + S_H + S_I \quad (7.16)$$

$$1000 \text{ mg/L} = 425 \text{ mg/L} + 128 \text{ mg/L} + SH$$

$$SH = 447 \text{ mg/L} \quad (7.17)$$

$$1930 \text{ m/L} = 1000 \text{ mg/L} + 112 \text{mg/L} \quad (7.18)$$

$$X_S = 818 \text{ mg/L} \quad (7.19)$$

Tablo 7.17' de verilen organik madde bileşenlerinden; kolay ayrışabilir KOİ konsantrasyonunun, toplam ve süzülmüş KOİ değerlerine oranı (S_S/C_T, S_S/S_T), çözünmüş inert ve yavaş ayrışan KOİ konsantrasyonlarının toplam KOİ oranları (S_1/C_T,S_H/C_T), partiküler inert ve yavaş ayrışan KOİ konsantrasyonlarının toplam KOİ değerine oranları (X_S/C_T, X_1/C_T) hesaplanarak gösterilmiştir.

Tablo 7.17: Deneysel Sonuçların Değerlendirilmesi.

Örnekleme Zamanı	S_T/C_T	S_S/C_T	S_S/S_T	S_1/C_T	S_H/C_T	X_S/C_T	X_1/C_T
Eylül 2011	0,518	0,176	0,34	0,06	0,28	0,41	0,074

Çözünmüş KOİ değeri, olarak toplam KOİ'nin % 51,8'ni oluşturmaktadır. İncelenen örneklemede; toplam atıksuyun % 17,6'i kolay ayrışabilir, % 6 sı çözünmüş inert madde, % 28 çözünmüş yavaş ayrışabilir KOİ, % 41'si partiküler yavaş ayrışabilir, % 7,4'i inert partiküler KOİ olarak bulunmuştur. Çözünmüş KOİ'nin ise % 34'i kolay ayrışabilir KOİ'dir.

KOİ bileşenlerinin ayrıntılı olarak incelenmesi ile ortalama değerler olarak, atıksuyun % 13,4'sinin inert olduğu, % 86,6'nın ise biyolojik olarak arıtılabileceği ortaya çıkmıştır.

Toplam KOİ'nin ağırlıklı olarak çözünmüş ve partiküler yavaş ayrışabilir KOİ'den oluştuğu gözlenmiştir. Dolayısıyla çıkış suyunda istenen verimin eldesinde, hidroliz süreci önemli rol oynamaktadır.

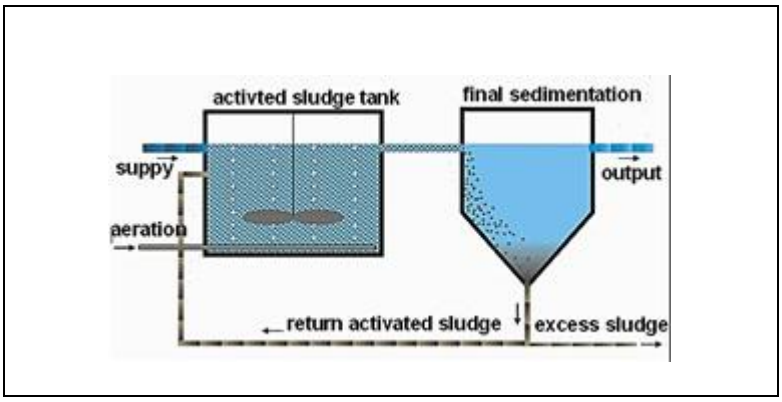
Tablo 7.18 bakıldığında [Arslan, 2002] tarafından yapılan çalışmada çözünmüş inert KOİ % 13 iken, bu çalışma da ise % 6, çözünmüş yavaş ayrışan KOİ % 35 iken bu çalışma da % 28, partiküler inert KOİ yok iken bu çalışmada % 7,4 çıkmıştır. Bu yıllar arasındaki fark atıksu özeliklerin değişmesindan kaynaklanmaktadır. Bu farklılık da endüstilerin proseslerindeki değişikliklerden kaynaklanabilir. Keza maya endüstrisi 2006 ylında İSU Genel Müdürlüğü'ne başvurarak proses değişikliğinde bulunmuştur.

Tablo 7.18: KAAT KOİ fraksiyonlarının literatürle karşılaştırılması.

Endüstriler	S_1 (%)	SS %)	X_s (%)	X_1 (%)	SH (%)
KAAT. (Bu çalışma)	6	17,6	41	7,4	28
KAAT. [Arslan, 2002]	13	15	37	-	35
Maya End.(Öztürk vd., 1995)	10-48	-	-	-	-
Maya End.(Zhou et al., 2008)	10-15	-	-	-	-
Evsel atıksu [Orhon vd., 1997]	4	9	77(Xs+SH)	10	-
Tekstil OSB [Orhon vd, 2002]	2	17	26	13	42
Tekstil Kot [Germirli vd., 1998]	4	14	29	-	53
Süt prosesi [Orhon ve Ubay Çokgör, 1997]	-	28	16	8	48
Pamuklu [Germirli Babuna vd., 1998]	7	18	-	-	57
Bira [Karlikanovate vd., 2012]	2	9	9	2	78
Tekstil [Karlikanovate vd., 2012]	2	10	19	1	69
Deponi Alanı [İnsel vd., 2012]	17	18	-	13	52

7.9. Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinin AQUASİM Programı İle Simülasyonu

Arıtma tesisi simülasyon başarısı büyük ölçüde tesisinin gerçek durumunun iyi bir şekilde modele yansıtılmasıyla sağlanmıştır. AQUASİM programına tesis tanıtımı akım diyagramı Şekil 7.5' de ki gibi yapılmıştır.. Şekil havalandırma ve çöktürme tankını oluşturmakta, son çökeltim tankından havalandırmaya geri devir olmaktadır ve sonra her bir birime ait fiziksel özellikler ve işletme bilgileri simülasyon programına aktarılmıştır. Tablo 7.19' de simulasyon da kullanılan işletme bilgileri ve Tablo 7.20' da atıksu karakteristik özelliği görülmektedir.



Şekil 7.5. KAAT Aquasim programında kullanılan üniteler akış diyagramı.

Tablo 7.18: Aquasim programında kullanılan KAAT işletme bilgileri.

Parametreler	Birim	Değer
Debi	m^3/gün	23.863
Havalandırma Hacmi	m^3	10.400
Geri Devir Hacmi	m^3	30.000
Son Çökeltme Tankı Hacmi	m^3	5.880
Çamur Yaşı	gün	9

Tablo 7.19: Aquasim programında kullanılan KAAT giriş suyu karakterizasyonu.

PARAMETRE	BİRİM	DEĞER
Debi	m^3/gün	23.863
Toplam KOİ	mg/L	2.737
Çözünmüş KOİ	mg/L	1.800
BOİ5	mg/L	500
AKM	mg/L	650
UAKM	mg/L	546
TN	mg/L	84
TP	mg /l	5

Tablo 7.16' deki 2011 yılı ortalama atıksu analiz sonuçları ve Tablo 7.15' deki işletme değerleri, KOİ karakteristik arıtılabilirlik sonuçları Aquasim programına girilmiştir. Arıtma tesisi çıkış KOİ değerlerine göre kalibrasyon yapılmıştır.

KAAT sadece hetetrofik aerobik karbon oksidasyonu prosesisine dayanan karbon giderimi olmaktadır. Azot ve fosfor giderimi olmamaktadır. Model oluşturulup çalışır hale getirildikten sonra dinamik olarak tesis çıkış değerlerine göre modelden elde edilen sonuçları(hesaplanan sonuçları), ölçümü yapılan sonuçlara olabildiğince yaklaştırmak gayesiyle çeşitli kinetik ve sitokiyometrik parametreler kalibre edilmiştir. Kalibre edildikten sonra ise 2012 ylı değerleri ile doğrulama yapılmıştır. Bu amaçla, çıkış suyunda ilgilenilen değişkenle ilgisi olduğu bilinen parametreler için ayarlamalar yapılmıştır. Bu ayarlamalarda kullanılan parametrelerin değerleri, literatüre uygun aralıklar dahilinde, belirli miktarlarda arttırılarak, modelden elde edilen değerin ölçülmüş olan değerlere ne ölçüde yaklaştığı tespit edilmeye çalışılmıştır. Tablo 7.17'de simülasyonda kullanılan parametre değerleri gösterilmiştir.

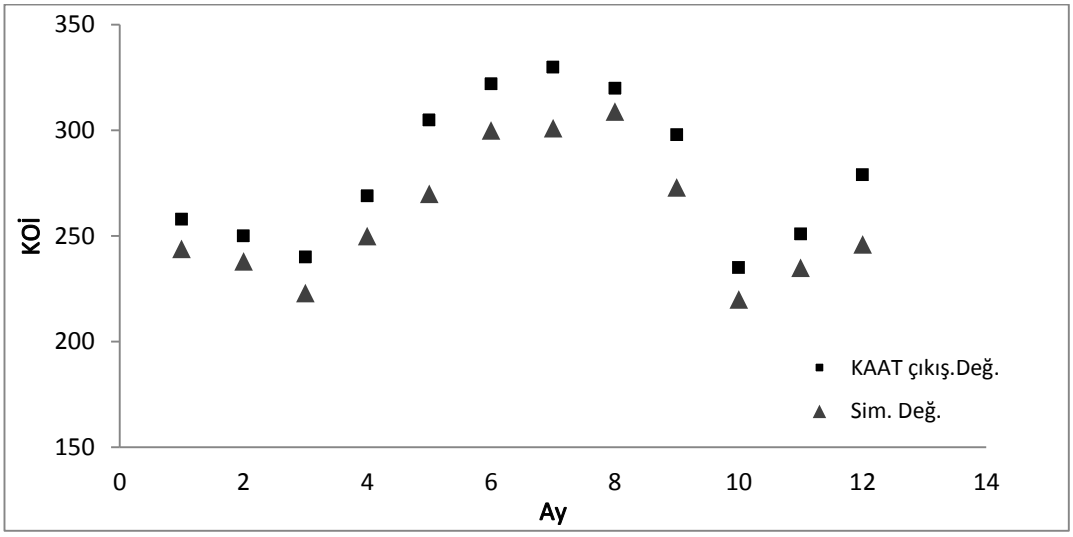
Modellerde yer alan biyokimyasal süreçler bir dizi kinetik ve stokiyometrik katsayı ile oluşturulmaktadır. Modellerin geçerliliği, büyük ölçüde bu katsayıların doğru belirlenmesiyle olmaktadır. Bu katsayıların her atıksu için mutlak değerler geçerli değildir. Bazı modelleme çalışmalarında katsayılar için önerilmiş olan kullanım (default) değerlerini başlangıçta uygun büyüklükler olarak değerlendirmek doğru kabul edilir [Henze et,al., 1987]. Her bir model katsayısının incelenen endüstri ve atıksuya uygun olarak seçilmesi gerekmektedir. Özellikle, değişik parametrelerin

(KOİ/BOİ$_5$; KOİ/UAKM, vb.) dönüşümlerini tanımlayan stokiyometrik katsayıların her atıksuya uygun olarak seçilmesi, modellerin ve simülasyonunun doğru çalışması için önem kazanmaktadır.

Tablo 7.201: KAAT simülasyonda kullanılan parametre değerleri.

Parametreler	Birim	Simülasyonda Kullanılan Değerler
b_H	1/gün	0,18
K_{hs}	1/gün	1.8
K_{hx}	1/gün	0,7
K_s	gr KOİ/m^3	20
K_{xx}	gr KOİ/gr KOİ	0,09
K_{xs}	gr KOİ/gr KOİ	0,08
μ_H	1/gün	3,2

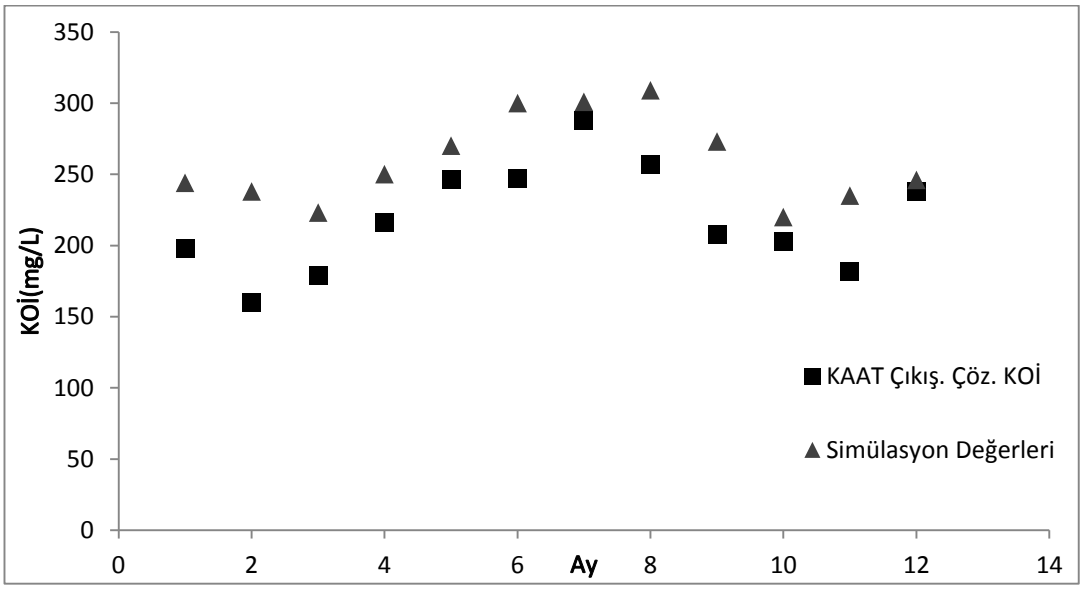
Steady State 2011 yılı ayların aylık ortalama değerleri Aquasim programına girilmiştir Daha sonra , 2011 yılı ayrı ayrı aylık ortalama değerler ile kalibrasyon yapılmıştır. 2012 yılı ayrı ayrı aylık ortalama değerleri programa girilerek validasyon yapılmıştır. 2011 yılı ortalama sıcaklık 15 C^0 olarak kabul edilmiştir.



Şekil 7.6. Ölçülen çıkış suyu toplam KOİ konsantrasyonu ve model simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması.

Tesis çıkışında 2011 yılı Toplam KOİ ölçülen ve model tarafından hesaplanan KOİ değerleri Şekil 7.6' da gösterilmektedir. Simülasyon değerleri tesis çıkış değerlerinden düşüktür. Düşük olmasının sebebi simülasyon sonuçlarında sadece

çözünmüş KOİ değerlerinin olmasıdır. Tesis 2011 yılı çıkış değerleri ise çözünmüş ve askıdan kaynaklanan KOİ toplamını göstermektedir. Şekil 7.7 ise simülasyon sonuçları ve tesis çıkışındaki AKM kaynaklı KOİ çıkarıldıktan sonraki KOİ değerlerini göstermektedir. Simülasyon ve tesis çıkış KOİ arasındaki ortalama fark 44 mg/L'dir. Modeli herhangi bir başka ayarlamaya gerek duyulmaksızın başarılı bir şekilde kalibrasyonu yapılmıştır.

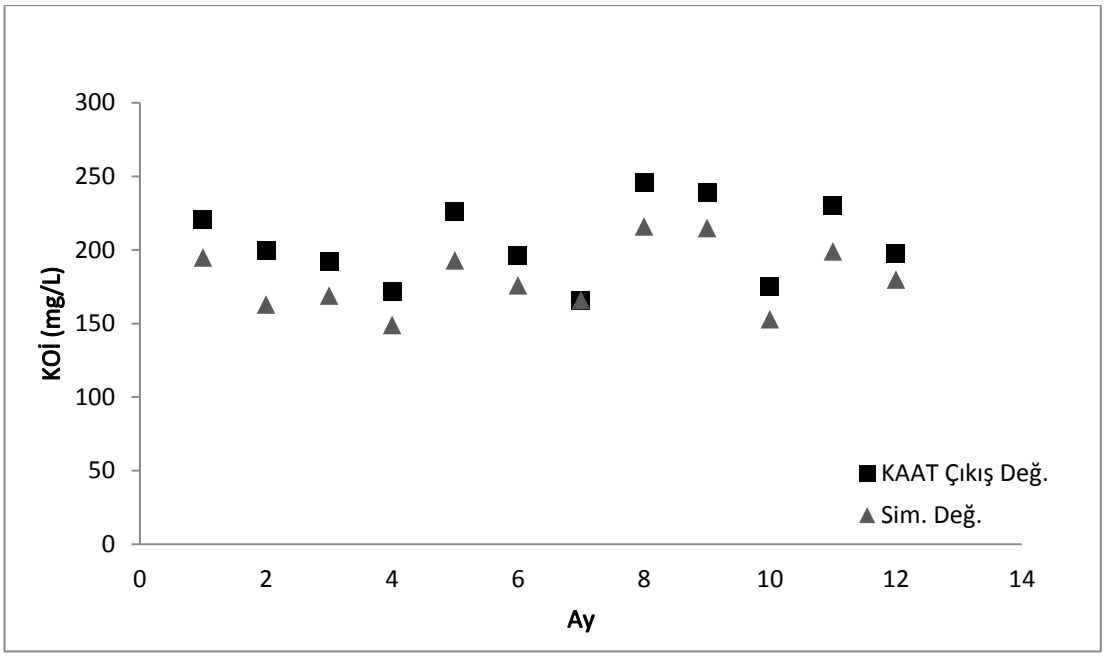


Şekil 7.7. Ölçülen çıkış suyu Çözünmüş KOİ konsantrasyonu ve model simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması.

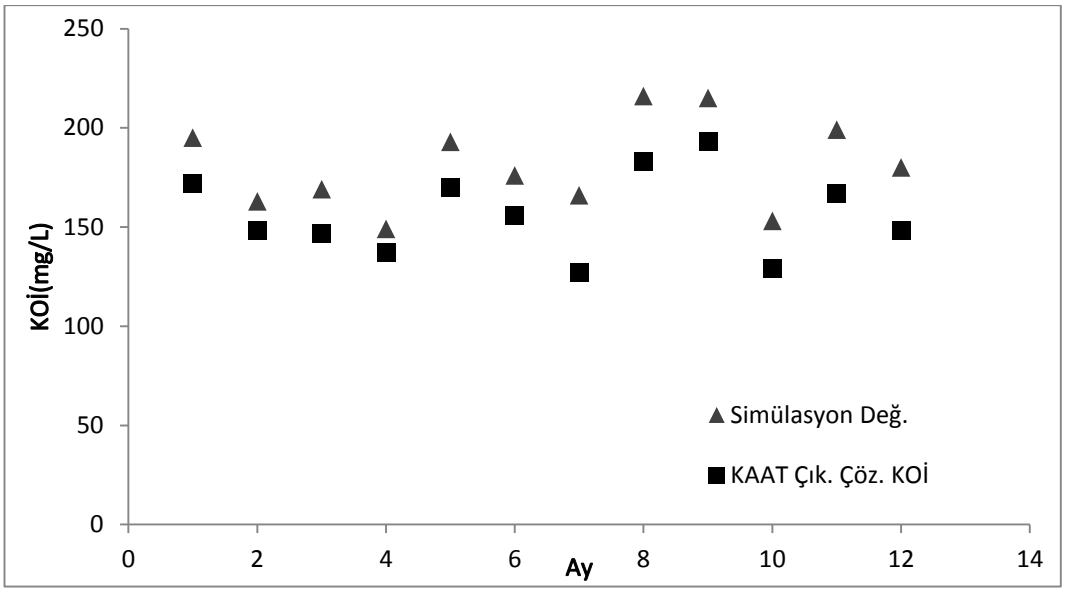
Kalibrasyonu başarılı bir şekilde yaptıktan sonra doğrulama için validasyon yapılmıştır. Tablo 7.22 2012 yılı KAAT giriş-çıkış değerlerini Şekil 7.8 ise simülasyon çıkışı göstermektedir. Şekilde 2012 yılı tesis çıkış toplam KOİ ve sümülasyon çözünmüş haldeki KOİ değerlerini göstermektedir. Simülasyon sonuçlarının uyumlu olması kalibrasyonun doğrulamıştır. Şekil 7.9 ise simülasyon sonuçları ve tesis çıkışındaki AKM kaynaklı KOİ çıkarıldıktan sonraki KOİ değerlerini göstermektedir. 2012 yılı ortalama çamur yaşı 9 gün, Havalandırma MLSS değeri ise 6700 mg/L dir.

Tablo 7.212: KAAT 2012 giriş – çıkış değerleri.

Tarih	Debi (m^3/gün)	KOİ (mg/L)	
		Giriş	Çıkış
Ocak	22.497	1.934	187
Şubat	28.883	1.575	209
Mart	25.800	1.319	171
Nisan	19.720	1.905	172
Mayıs	32.718	1.715	144
Haziran	30.076	1.200	149
Temmuz	25.524	1.450	132
Ağustos	24.460	1.890	176
Eylül	23.320	2.100	153
Ekim	19.213	1.910	140
Kasım	24.980	1.876	180
Aralık	26.100	1.504	203



Şekil 7.8. Ölçülen çıkış suyu 2012 yılı toplam KOİ konsantrasyonu ve model simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması.



Şekil 7.9. 2012 yılı Ölçülen çıkış suyu çözünmüş KOİ konsantrasyonu ve model simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması.

Tablo 7.17'de simülasyon, literatür kinetik ve sokiyometrik katsayılar karşılaştılmıştır. Bu tabloda amaç bağlı olan endüstrilerin her birinin literatürdeki kinetik ve stokiyometrik katsayıların karşılaştırılmasıdır. Bağlı olan her endüstrinin kinetik ve stokiyometrik katsayıları ile ilgili çalışma bulunamamıştır. Tesise en fazla maya, düzenli depolama, evsel, lastik endüstri atıksuları etki etmektedir. Literatürde maya endüstrisi ve lastik endüstrisine ait çalışma bulunamamıştır. Maya endüstrisi bulunamadığından gıda endüstrileri katsayıları dikkate alınmıştır.

Literatürde farklı substratlar çeşitli parçalanma hızları ile sınıflandırılırlar ve aktif çamur sistemlerinde biyolojik olarak yavaş ayrışan substratın biyolojik olarak parçalanma kinetikleri hidroliz mekanizması ile adlandırılır. Bu yaklaşımda; hidroliz hızı iki kinetik sabitin yani kh (maksimum hidroliz hızı) ve Kx (hidroliz için yarı doygunluk sabiti)'büyüklüğüne bağlıdır. Bu sabitlerin nümerik değerleri atıksudan atıksuya değişir özellikle endüstriyel atıksularda önemli değişimler gösterirler. Genellikle aerobik şartlarda kh ve Kx'in deneysel değerlendirmesinde uygulanan prosedür; model değerlendirmesi ve respirogramların eğriye yaklaştırılmasını kapsar. İncelenen atıksu üzerinde elde edilen modelleme çalışmaları sonucu elde edilen dönüşüm oranının, maksimum spesifik çoğalma hızı ve yarı doygunluk sabiti değerinin literatürle uyumlu olduğu görülmüştür. Hidroliz katsayıları da literatürle uyumludur. Bu veriler çıkış suyu kalitesi üzerine incelenen hidroliz katsayıların etkisinin çok büyük olduğunu açıkça ortaya koymaktadır.

Tablo 7.23: KAAT'de kinetik ve stokiyometrik katsayıların literatürle karşılaştırılması.

Parametre	K_{xs} (1/gün)	K_{xx} (1/gün)	b_H (1/gün)	K_s (gr KOİ/m³)	Khx (1/gün)	Khs (1/gün)	μ_H (1/gün)	Y_H (gr KOİ/ hücre KOİ)
Bu çalışma	0,08	0,09	0,18	20	0.7	1.8	3,2	0,61
Evsel [Orhon vd., 1997]	-	-	0,15	6	0,45	2,5	4,9	0,67
Polyamid halı Terbiyesi (kompozit) [Günay., 2005]	-	-	0,1	1	6	3,5	6	0,66
Pamuklu Terbiye [Germirli Babuna vd., 1998]	-	-	0,19	13	0,7	0,8	3,2	0,62
Polyester Terbiyesi [Germirli Babuna vd., 1998]	-	-	0,12	25	0,65	3,8	5,3	0,69
Tekstil OSB [Orhon vd., 2002]	-	-	0,18	10	0,4	2	3,9	0,62
Düzenli Depolama [İnsel vd., 2012]	_	-	0,2	3,5	0,76	0,002	2,55	-
Kümes [Eremaktar vd., 1999]	0,07	0,6	0,2	14	2,3	3,3	3,9	-
Et [Görgün vd.,1995]	0,13	-	0,1	30	1,4	-	4,2	-
Mezbaha 1a [Pozo et al., 2003]	0,013	0,07	0,2	1,5	0,8	1,4	3,8	-
Patates Endüstrisi [Bertone et.al, 1996]	-	-	0,58	6	-	-		0,45
Mezbaha 2a [Pozo et al, 2003]	0,008	0,02	0,2	3	0,6	-	3,1	-
Süt endüstrisi [Sözen vd., 1998]			0,14			1,8	4,5	-
İlaç Endüstri Orhon vd ., 2002]	-	0,05		9	2,2		2,5	0,55
Yağ- Gres [Monod J., 1949]	0,07	-	-	17,66-61,39	-		0,45-2	0,13-0,41
Şekerleme [Orhon. Vd., 1995]	-	-	0,1-0,24	75-200	1	-	4,7-6	0,64-0,69
Karışık Endüstri [Arslan, 2002]	-	-	0,13-0,18	-	-	-	2,41-3,61	0,35-0,46

7.10. KAAT Performansının Değerlendirmesi

KAAT giriş KOİ fraksiyonları; kolay ayrışabilir KOİ % 17,6 hızlı hidroliz olabilen KOİ % 28, yavaş hidroliz olabilen KOİ % 7,4, çözünmüş inert KOİ % 6, partiküler inert KOİ % 7,4 bulunmuştur. Şekil 7.10'de KAAT Çıkış KOİ fraksiyonları gösterilmektedir.

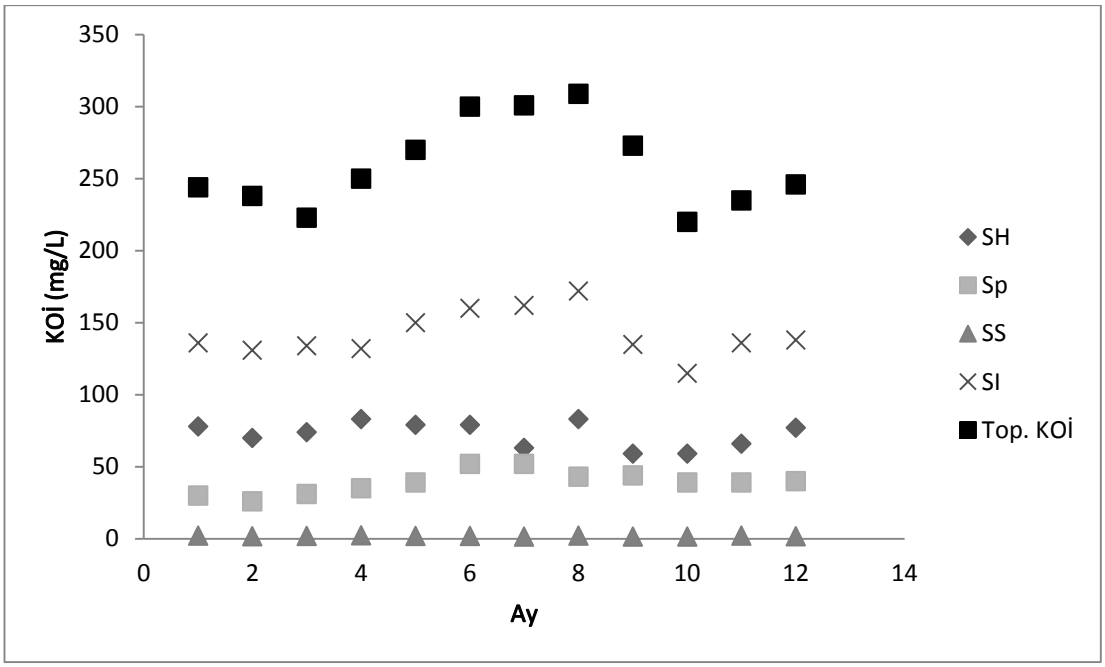
Atıksularda da aktif çamur sistemleriiçin inert çözünmüş KOİ çok önemlidir, çünkü bu kısım biyolojik olarak hiçbir şekilde parçalanmayacak ve sistemden arıtılmadan ayrılacaktır. İnert partiküler kısım aktif çamurla beraber çöktürüldüğü için çıkış kalitesini etkileyemeyecektir [Morgenrothr et.al, 2002], [Orhon ve Ubay Çokgör, 1997]. Partiküler ve inert KOİ fraksiyonlarının bilinmesi deşarj standartları ve işletme şartları için önem kazanmaktadır [Dulekgurgen vd., 2006], [Wang et.al., 2005]. Tesis girişinde inert KOİ % 6'dır. Şekilde de görüldüğü gibi ortalama olarak inert KOİ çıkış 164 mg/L'dir.

Toplam KOİ'nin % 69' nu hidroliz kısmını oluşturmaktadır. Hidroliz, yavaş ayrışabilen organik maddenin arıtılmasını karakterize eden önemli bir prosestir. Bu proses, aktif çamur modellerinin önemli bir bölümünü oluşturmakta ve yavaş ayrışabilen organik maddelerin heterotrofik bakteriler tarafından tüketilme kinetiğini göstermektedir [İnsel vd., 2005]. Atıksularda KOİ fraksiyonlarının ve bunlara ait giderim kinetiğinin belirlenebilmesi aktif çamur tasarımı ve işletilmesi açısından büyük önem taşımaktadır. Özellikle, yavaş ayrışan organik maddenin atıksularda yüksek miktarlarda olduğu bilinmektedir. Hidroliz prosesi aktif çamur tesislerinin işletilmesinde çıkış suyu kalitesinin, fazla çamur oluşumu, oksijen ihtiyacı ve nutrient giderimi açısından büyük rol oynamaktadır [İnsel vd., 2005]. Hidroliz prosesi, heterotrofik bakterilerin çoğalma kinetiğinden daha yavaş işlemekte ve organik karbonun parçalanmasında genellikle hız kısıtlayıcı faktör olarak bilinmektedir. Birçok atıksu tipinde yavaş ayrışabilir organik madde (XS) yüksek miktarlarda bulunmaktadır [Henze, 1992]. Yavaş bir proses olduğundan dolayı, özellikle endüstriyel kaynaklı atıksularda [Orhon vd., 2002a], [Rozzi et.al., 1999] arıtma tesisi çıkış kalitesini etkileyen faktörlerin başında gelmektedir. Şekilden de görüldüğü gibi hızlı hidroliz olabilen (SH) KOİ ortalama 80 mg/L, dir. Hızlı hidroliz kısmının yeteri kadar giderilemediği görülmektedir.

Yapılan çalışmalar göstermiştir ki hidroliz olabilen KOİ fraksiyonları kolay ayrışabilir ve içsel solunum bölümleri arasında olmaktadır.. Deneysel olarak, Oksijen Tüketim Hızı (OTH) profilinde iki ayrı plato olduğunda , heterotrofik büyüme ve hidroliz kinetiğini ifade eden parametreler özgün olarak tahmin edilebilir. Fakat, hidroliz parametrelerinin tahmini için ikinci OTH platosunun şekli ve içsel solunum OTH seviyesi ile arasındaki geçişler önem kazanmaktadır. [İnsel vd., 2003].

[Günay vd., 2005] bir çalışmada "Polyamid esaslı halı işlem ve üretiminden oluşan atıksuların biyolojik arıtılabilirliğini değerlendiren bu çalışma, farklı atıksu özeliği ve kompozit çıkış suyunun ayrıntılı karakterizasyonu yapılmış organik maddenin % 80-90'ı çözünmüş olmasına karşın çok az bir kısmı biyolojik olarak kolay ayrışabilen ve hemen hemen tamamı yavaş ayrışabilir özelikte olduğu tespit edilmiştir. Sonuçlar değerlendirilmesinde respirometrik yöntem ve aerobik sistemdeki oksijen tüketim miktarı ana model parametresi olarak kullanılmıştır. Sürekli ve tam karışımlı aktif çamur sistemleri için dizayn uygulamaları, 10 günlük çamur yaşında kullanılmayan 3 günlük uzun bir hidrolik bekletme süresini tanımlamaktadır."

Başka bir çalışmada [Karlikanovaite vd., 2012] de "tekstil ve bira atıksuyu da her iki atıksu için de toplam yavaş ayrışabilen KOİ (XS*) oranının aynı mertebede (% 87-88) ve bu fraksiyon içindeki yavaş ayrışabilen çözünmüş KOİ bileşenlerinin (SH) birbirine yakın seviyelerde olduğu gözlemlenmiştir. Yavaş ayrışabilen organik maddelerin hidrolizi için gerekli olan zaman, biyolojik arıtma birimlerinin hidrolik bekletme sürelerine etkiyen bir parametre olması itibariyle önem kazanmıştır." şeklinde belirtmiştir." Bu durumda hidroliz prosesinde hidrolik bekletme ve çamur yaşları ön plana çıkmıştır.



Şekil 7.10. KAAT simülasyon çıkış KOİ fraksiyonları.

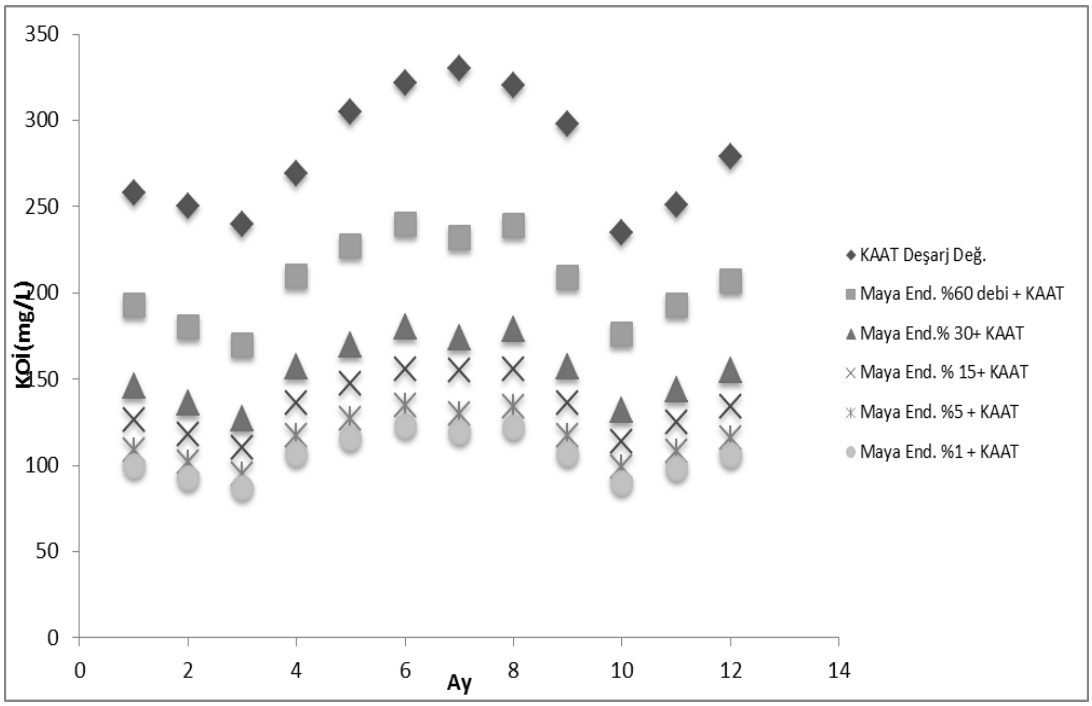
Tesis organik kirlilik giderimine yöneliktir. Tesis Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği Tablo 19 ve "Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği"ne tabidir. Tesis SKKY Tablo 19 alıcı ortam deşarj limit değerlerini sağlamaktadır. Fakat Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği'nde belirtilen alıcı ortam KOİ değeri 125 mg/L'ye inememektedir.

7.11. Maya Endüstrisinin KAAT Deşarjına Etkisi

Maya endüstrisi atıksuları; yüksek KOİ, N, koyu kahverengi ve biyolojik olarak ayrışamayan organik bileşik gibi çok çeşitli kirleticiler içermektedir. Maya endüstrisi atıksuları % 10-15 oranlarında çözünmüş inert KOİ içermektedir (Yılmaz ve Öztürk, 1995). Kirliliği oluşturan bu maddelerin atıksudan, bilinen proseslerle gideriminin kolay olmadığı çalışmalar ile kanıtlanmıştır.

Maya endüstrisi atıksuları KAAT yükünün % 66'sını oluşturmaktadır. Bu atıksularının yüksek oranlarda KOİ içermesi ve endüstri tesislerinin kanala deşarj etmeden önce yeterli ön arıtım yapmaması çıkış deşarj değerlerinin de yükselmesine sebep olmuştur. Maya endüstrisi atıksuları devreden çıktığı durumda, KOİ konsantrasyonunun 1132 mg/L olduğu Tablo 7.14' te görülmektedir. Maya endüstri atıksularının, KAAT deşarjda KAAY'de belirtilen deşarj standartlarının

sağlanamamasında büyük bir etkisi vardır. Ancak bahse konu endüstri atıksuları, daha düşük debilerde KAAT' ye alındığında deşarj limitlerinde önemli bir düşme görülmüştür. Maya endüstri debisinin % 60, % 30, % 15, % 5 ve % 1 oranlarında KAAT' ye verildiğinde, tesis giriş KOİ değerleri sırasıyla 2169 mg/L, 1680 mg/L, 1412 mg/L, 1224 mg/L ve 1147 mg/L olmuştur. Bu karakterizasyonda atıksular KAAT' ye geldiğinde simülasyon deşarj değerleri şekil 7.11 görülmektedir.



Şekil 7.11 : Maya endüstri atıksuları KAAT atıksularıyla belirli oranlarda karıştırıldığında simülasyon deşarj değerleri.

Şekil 7.11 görüldüğü gibi KAAT' ye verilen maya endüsri atıksu debi miktarı azaldıkça deşarj KOİ konsantrasyonu önemli miktarda azalmıştır. Deşarj değerlerindeki azalmalar, debi oranı % 30 karıştırıldığında daha fazla olmaya başlamıştır. % 5 ile %1 verildiğinde aralarında önemli bir fark olmamıştır. Maya endüstrisi atıksuları % 1 oranla KAAT' ye verildiğinde, KOİ deşarj konsantrasyonu 87-123 mg/L arasında değişmiş ve ortalama 105 mg/L olmuştur. Mevcut işletme şartlarında ise 235-330 mg/L ve ortalama 281 mg/L' dir. Maya endüstrisi atıksularını %1 oranla KAAT' ye verdiği taktirde deşarj KOİ konsantrasyonunda ortalama % 63 azalma olacaktır.

Maya endüstrisi atıksularını % 1 oranda verdiğinde KAAY' ye göre KOİ deşarj limit değeri 125 mg/L sağlayacaktır.

7.12. KAAT Endüstriyel Atıksu Özeliği Yerine Kentsel Atıksu Özeliği Gösterdiğinde Deşarj daki Değişim.

İstenen arıtma performanslarına ulaşılabilmesi için, atıksularda bulunan KOİ'nin ne kadarının kolay ayrışabilir ve ne kadarının yavaş ayrışabilir özellikte olduğunun belirlenmesine ek olarak, bu atıksulara ait inert KOİ bileşenlerinin bilinmesi gerekir. Bu bileşenlerinin bilinmesi arıtma çıkışında istenecek stantardlara ulaşıp ulaşılmaması konusunda bilgi vermektedir.

KAAT bağlı her endüstri İSU kanalizasyon Yönetmeliği'ne göre atıksuları ön arıtma yaptıktan sonra atıksularını limit değerlerine indirdikten sonra vermekle yükümlüdür. Tezde de belirtildiği gibi endüstrilerin bu deşarj limitlere uymadığı görülmektedir. Halbuki bu limitleri sağlasaydı KAAT çıkış değerleri, KAAT yönetmeliğine göre KOİ değerini sağlayacaktır.

Bu bölümde KAAT bağlı endüstriler AKDY'ye uymaları halinde tesis deşarj değerlerinin durumu irdelenecektir.

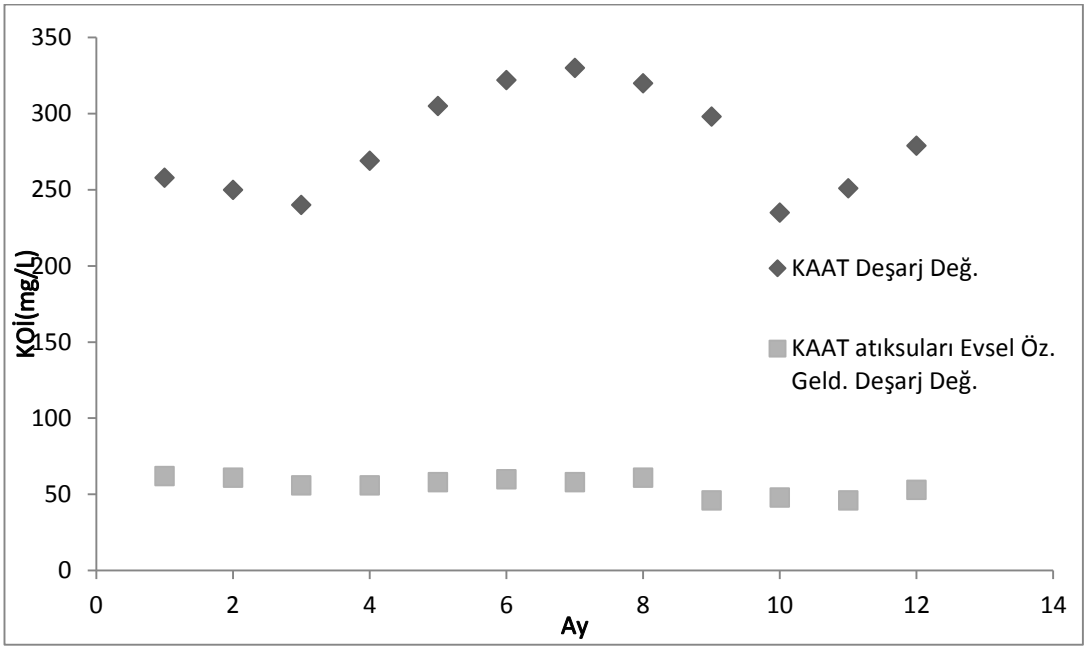
Gebze bölgesindeki KAAT'de de endüstriler ön arıtım yaptıktan sonra atıksularını bu arıtma tesisine vermektedirler ve tesis atıksuları tamamen evsel atıksu özeliği göstermektedir. Bu tesis atıksularının 2012 yılı değerleri alınarak bu özelikte atıksular geldiğinde KAAT deşarjı değerleri irdelenmiştir. Gebze KAAT giriş ve Çıkış KOİ değerleri Tablo 7.24'de gösterilmektedir. Gebze KAAT'deki debi miktarı, 42 Evler KAAT kapasitesi hidrolik olarak kaldıramayacağından KAAT 2011 yılı debi değerleri alınmıştır. Çamur yaşı 8 gün, MLSS değeri ise 4000 mg/ L olarak alınmıştır.

Tablo 7.224. Gebze KAAT giriş ve çıkış KOİ değerleri.

Tarih	Giriş Toplam KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)
Oca.12	349	41
Şub.12	398	70
Mar.12	511	45
Nis.12	538	48
May.12	563	61
Haz.12	523	54
Tem.12	660	71
Ağu.12	565	46
Eyl.12	553	40
Eki.12	431	32
Kas.12	564	36
Ara.12	739	42

KAAT için yazılan model aynen kullanılmış sadece çözünmüş yavaş ayrışan hidroliz prosesi sıfır (0) kabul edilmiştir. KOİ fraksiyonları (Sözen vd., 2008) KAAT için yapılan bir çalışmadan alınmıştır. KOİ fraksiyonları SI, SS, XS, XI sırasıyla %5, %15, %70, %10 kabul edilmiştir. Kinetik katsayılar ise evsel nitelikli atksular için kullanılan değerler kabul edilmiştir.

Şekil 7.11'de görüldüğü gibi eğer atıksular kentsel atıksu özeliğne göre gelirse KAAT deşarjları Kentsel Atıksu Yönetmeliği'ne göre 125 mg/L altında kalmıştır. 2011 yılı KAAT çıkış ortlama KOİ değeri 281 mg/L iken kentsel özelikte atıksu geldiğinde çıkış ortalam KOİ değeri 55 mg/L dir ve 800 mg/L altında atıksularını verdikleri taktirde deşarjlarda KOİ de % 80 azalma olacaktır.



Şekil 7.12 : KAAT deşarj değerleri ve KAAT'ye gelen atıksular tamamen evsel atıksu özeliği gösterdiğinde simülasyon deşarj değerleri.

7.13. KAAT Endüstriyel Atıksu Özeliği Yerine Kentsel Atıksu Özeliği Gösterdiğinde KAAT Oksijen ve Çamur Üretimi

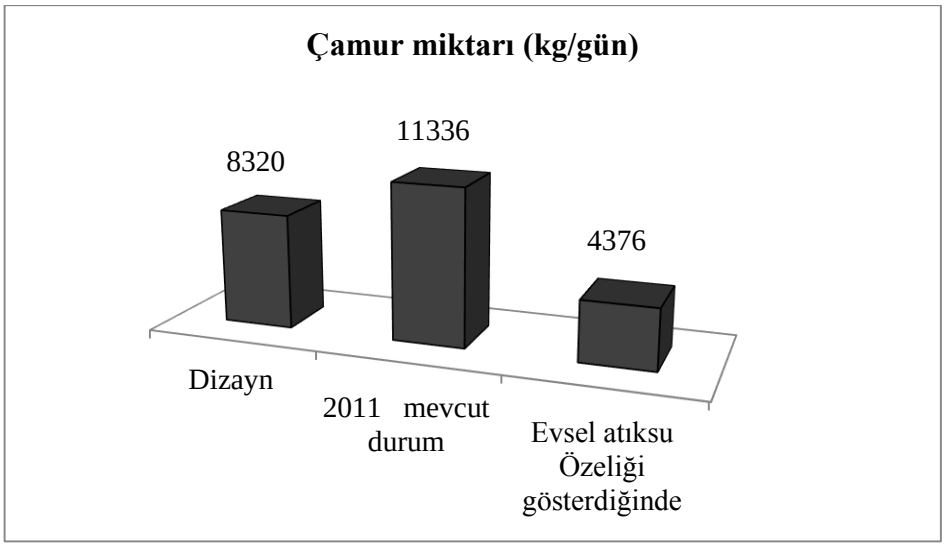
Oksijen gereksinimi sistemde tüketilen sübstrat ve üretilen çamur miktarına bağlı olarak da tanımlanabilir. Oksijen gereksinimi aktif çamur sistemlerinde hem yatırım hem de işletme ihtiyaçları açısından önem taşıyan bir parametresidir. Pratik olarak sistemin istenen verimde çalıştırılabilmesi ve ekonomik açıdan optimizasyonunun sağlanabilmesi için, doğru bir yaklaşımla hesaplanması gereklidir.

Aktif çamur sistemlerinde arıtma olayının temel unsurlarından biri havalandırmadır. Havalandırma yolu ile reaksiyon ortamına devamlı çözünmüş oksijen sağlanır. Yetersiz havalandırma yapıldığında çözünmüş oksijen miktarının azalması ve hatta tükenmesi söz konusudur. Bu durumda tüm arıtma sistemi çöker. Aktif çamurdaki çoğalma ortamının ihtiyaç duyduğu oksijen miktarının doğru hesaplanması büyük önem taşımaktadır. Bu sebeble, oksijen gereksiniminin hesaplanmasına yönelik değişik ifadeler geliştirilmiştir [Orhon ve Artan, 1994], [Eckenfelder and Grau, 1992]. Bu ifadelerin bazıları aktif çamur sistemlerinin tasarımı için yapılan yönetmeliklerde yer almıştır [ATV, 1991]. Havalandırma tanklarında mikroorganizmalar organik giderim yaparken oksijene gereksinim duymaktadır. Organik maddeden yeni hücrelere oluşmakta ve aktif çamur üretimi olmaktadır.

Kentsel atıksu arıtma tesisinin dizaynında , 2011 yılı tesise gelen KOİ göre ve atıksular kentsel atıksu özeliği gösterdiğindeki durumlarda oksijen gereksinimi ve oluşan çamur miktarları bulunmuştur.

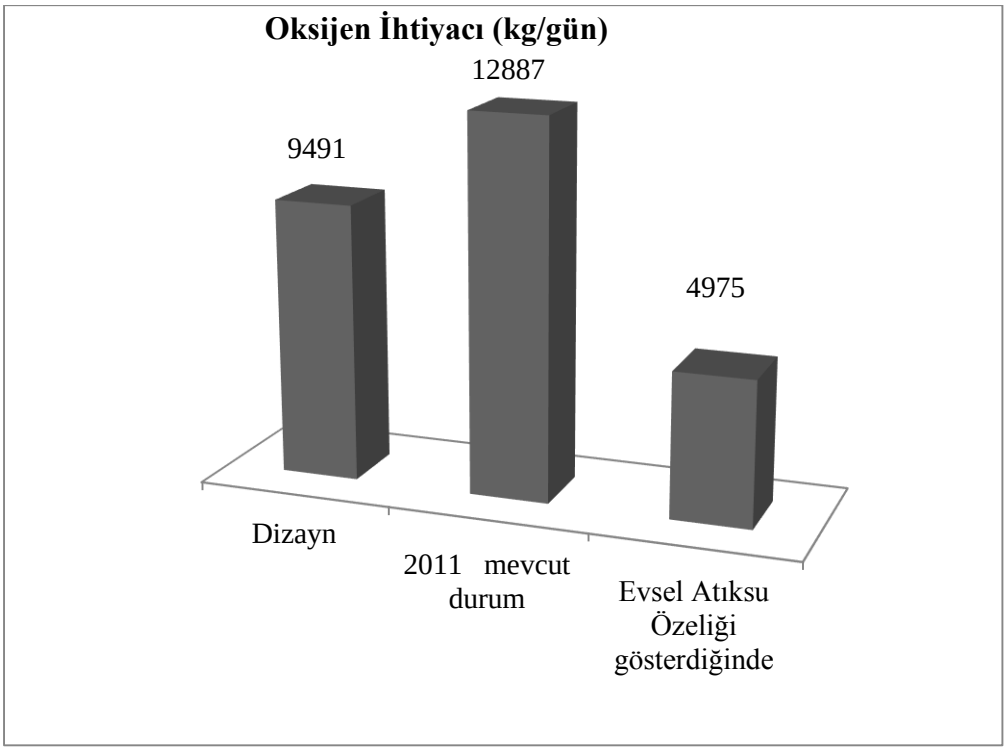
Bu hesaplamalar Metcalf & Eddy göre yapılmıştır(Tchobanaoglous et al., 2002) Gebze KAAT ortalama $BOİ_5$ 193mg/L'dir.

Şekil 7.12' de KAAT işletme esnasında ürettiği çamur ve kentsel atksu özeliği gösterdiğinde çamur üretimini göstermektedir. Şekil 7.12 ' de görüldüğü dizayn 800 mg/L KOİ'ye göre çamur oluşumu 8320 kg/gün, 2011 yılı işletme esnsında çamur oluşumu 11.336 kg/gün, kentsel atıksu özeliği gösterdiğinde ise en düşük değer olan 4376 kg/gün çamur oluşmaktadır. Tüm endüstriler İSU Kanalizasyon Deşarj Yönetmeliği'nde belirtilen 800 mg/L KOİ değerinin altına inip atıksularını verdikleri zaman evsel atıksuların etkisiyle seyrelme olacak buda çamur üretimini dahada azaltacaktır. KAAT giriş KOİ değeri 800 mg/L altında olduğunda tabloda da görüldüğü gibi çamur üretimi 4376 kg/gün olacak bu da mevcut durumda çamur üretiminde % 61 oranında azalma olmasını sağlayacaktır.



Şekil 7.13 : KAAT'de üretilen çamur miktarları.

Şekil 7.13' de KAAT dizaynında, 2011 yılı işletme esnasında tesise gelen KOİ parametresine göre ve atıksular kentsel atıksu özeliği gösterdiğindeki durumlarda havalandırma tankındaki KOİ parametresinin giderimi için ihtiyaç duyulan oksijen durumunu göstermektedir. Tablodan tesis dizaynında oksijen ihtiyacı 9491 kg/gün, tesis 2011 yılı işletmesinde 12.887 kg/l olmuştur. Oksijen ihtiyacı % 49 artmışrtır. Tüm endüstriler İSU Kanalizasyon Deşarj Yönetmeliği'nde belirtilen 800 mg/L olan KOİ değerine indirildikten sonra atıksularını kanala vermeleri halinde ise yani KAAT giriş KOİ değeri 800 mg/L altında olduğunda tabloda da görüldüğü gibi oksijen ihtiyacı 4975 kg/gün olmaktadır. Bu da mevcut durumda oksijen ihtiyacında % 62 oranında azalma olmasını sağlayacaktır.



Şekil 7.14 : KAAT Aktif Çamur Oksijen İhtiyacı Miktarları (Kg O2/gün).

Sonuçlar göstermiştir ki endüstrilerin kanala deşarj yönetmeliğine uyduğunda hem çamur üretiminde hem de oksijen ihtiyacında azalma olmuştur. Yine endüstrilerin kanala deşarj yönetmeliğine uyduğunda çamur bertarafında ve enerji maliyetlerinde önemli miktarlarda azalma olacaktır.

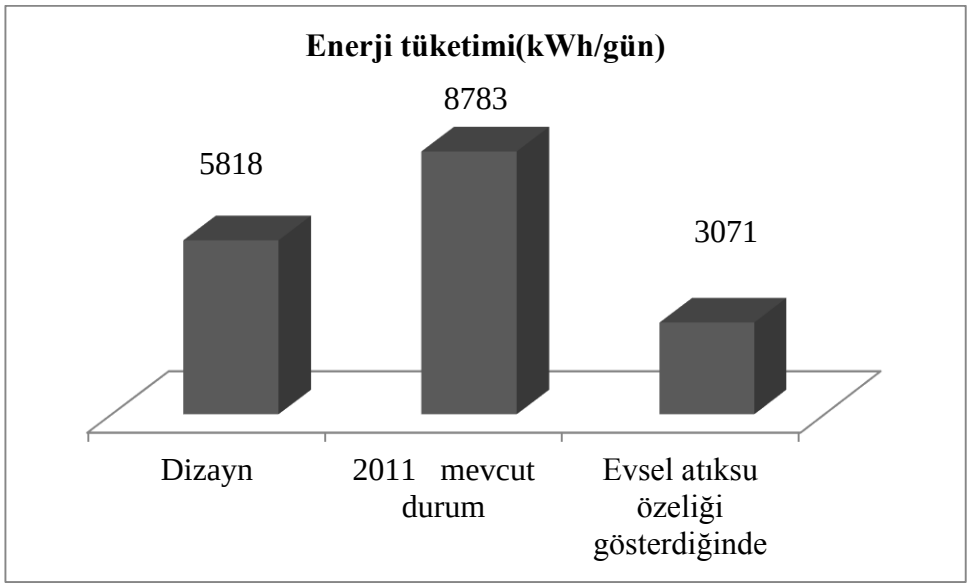
7.14. KAAT Endüstriyel Atıksu Özeliği Yerine Kentsel Atıksu Özeliği Gösterdiğinde Havalandırma Tanklarında Enerji Tüketimi

Aktif çamur süreci, mikroorganizmaların organik maddeyi oksijen kullanarak ayrıştırmaları esasından faydalanılarak geliştirilen bir aerobik biyolojik arıtma sistemidir. Atıksu daki organik madde miktarı yani KOİ ve BOİ, o atıksuya verilecek oksijeni belirleyecektir. Bir atıksuyun arıtılması sırasında O_2 tüketiminin doğru bilinmesi çok önemlidir. Oksijen ihtiyacı, aktif çamur prosesinde toplam maliyetin önemli bir kısmını oluşturur.

KAAT' de havalandırma yüzey aeratörler tarafından yapılmaktadır. Yüksek verimde oksijen transferi sağlayacak biçimde tasarlanan aeratörler, motor ve redüktörden oluşan tahrik ünitesi, gövde, şaft ve fandan oluşan mekanik yapıya

sahiptir. Redüktör sürekli çalışma şartlarına uygun olarak geliştirilmiştir. Çökelmeyi engelleyecek şekilde dizayn edilmiş olan fan, dikine emdiği atık suyu havuz yüzeyine paralel olarak sprey halinde havaya püskürtmesiyle oluşan çok sayıda ince hava kabarcıklar, havuzda oluşan karışım ile en alt noktalara kadar iletilerek uzun bir temas süresi sağlanır. Tesiste 4 adet yüzey aeratör mevcuttur ve Gyrox360S-29 tipindedir. Havalandırma tanklarında ki dizayn oksijen kapasitesi 9491 kg/gün olarak yapılmıştır. Dizayn da % 55-100 kapasite ile çalıştırma esnekliği sağlanmıştır. Bu çalışma esnekliği savakların açılıp kapanması ile derinlik değiştirilerek sağlanmaktadır. Aeratörler ne kadar derine batarsa o kadar oksijen temin edilmesi sağlanmış olacaktır ve bu da enerji maliyetini arttıracaktır.

2011 yılı KAAT havalandırma enerji maliyeti ortalama olarak toplam enerjinin % 64'dür.Havalandırma tanklarında aeratörlerin oksijen transfer verimi; havuz derinliğine ve havuz boyutlarına göre uygun kapasitede 20 C^0 de 1.2-2.2 kg O_2/kWh aralığında değişmektedir. KAAT de oksijen transfer verimi ise 1.6 kg O_2/kWh'dır. Şekil 4.32' de KAAT dizaynında, 2011 yılı tesise gelen KOİ'ye göre ve atıksular kentsel atıksu özeliği gösterdiğindeki durumlarda enerji tüketimlerini göstermektedir.



Şekil 7.15 : KAAT havalandırma tankı enerji miktarları (kWh/gün).

Şekil 7.15' de KAAT dizaynında, 2011 yılı işletme esnasında tesise gelen KOİ' ye göre ve atıksular kentsel atıksu özeliği gösterdiğindeki durumlarda havalandırma tankındaki KOİ parametresinin giderimi için enerji tüketimlerini

göstermektedir. Tablodan tesis dizaynında enerji tüketimi 5818 kWh/gün, tesis 2011 yılı işletmesinde 8783 kWh/gün olup, enerji tüketimini % 50 artmışrtır. Tüm endüstriler İSU Kanalizasyon Deşarj Yönetmeliği'nde belirtilen 800 mg/L olan KOİ değerine indirildikten sonra atıksularını kanala vermeleri halinde ise yani KAAT giriş KOİ değeri 800 mg/L altında olduğunda tabloda da görüldüğü gibi oksijen ihtiyacı 3071 kWh/gün olmaktadır. Bu da mevcut durumda enerji tüketiminde % 65 oranında azalma olmasını sağlayacaktır.

8. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Ön arıtımını yaptıktan sonra atıksularını kanala veren farklı endüstrilere ait endüstriyel atıksular ile evsel atıksular aynı tesise alınarak biyolojik olarak arıtılmaktadır. Bu çalışmada KAAT giriş atıksularının karakterizasyonu, modellenmesi ve endüstrilerin tesis giriş-çıkış atıksu karakterizasyonuna, işletmeye etkileri belirlenmiştir.

KAAT karakterizasyonu ve endüstrilerin etkileri için 2011 yılı 24 saatlik kompozit atıksu analiz sonuçları kullanılmıştır. Biyolojik arıtılabilirlik çalışmaları ise Eylül 2011 yılı 24 saatlik kompozit atıksu numuneleri ile yapılmıştır.

2011 yılı KAAT giriş KOİ değerleri 1930-3582 mg/L aralığında değişmekte, standart sapması 520 mg/L değerini almaktadır. Endüstrilerin AKDY'de belirtilen deşarj limitlerine uymadığı belirlenmiştir.

KAAT debi olarak, % 60 evsel, % 40 endüstriyel atıksularının arıtıldığı biyolojik bir atıksu arıtma tesisidir. Tesis debisi % 40 endüstriyel nitelikte olmasına rağmen tamamen endüstriyel nitelikte bir atıksu özeliği göstermektedir.

Tesis giriş ortalama KOİ 2737 mg/L, çıkış ortalama KOİ 281 mg/L ve tesis KOİ giderim verimi % 89'dur. Bu çalışmada organik fraksiyonlarınn biyolojik olarak KOİ'nin % 86.6 arıtılacağı belirlenmiştir.

Endüstrilerin kirlilik profili oluşturulurken KOİ, AKM, TN parametreleri ele alınmıştır. Toplam fosfor ile ilgili veriler yeterli olmadığı için değerlendirmeye alınamamıştır.

KAAT' ye en büyük KOİ yükü % 66 ile maya endüstrisinden kaynaklanmaktadır. Evsel atıksuların KOİ yükü % 9,23 olarak bulunmuştur.

KAAT' ye en yüksek AKM yükü % 48 ile maya endüstrisinden kaynaklanmaktadır. Bu değeri evsel atıksular % 23 AKM yükü ile takip etmiştir. Metal endüstrisi AKM yükü %12'dir.

Azot yükü değerlendirildiğinde en büyük yük % 34 ile maya endüstrisi bunu da % 29 ile evsel atıksular takip etmiştir.

Kolay ayrışan organik maddelerin bulunmasında [Ekama et. al., 1986] tarafından önerilen kesikli reaktörlerde, zamana karşı oksijen tüketim hızı (OTH) ölçüm değerleri kullanılmıştır. Eylül 2011 yılında alınan atıksu örneğinde kolay ayrışan organik madde fraksiyonu bulunmuştur.

İnert organik madde bileşiminin belirlenmesi için [Orhan et. al, 1994] tarafından kullanılan yöntem ile çalışılmıştır. Bu yöntemde toplam ve süzülmüş atıksu ile beslenen ve aklime biyokütle ile aşılanan, iki paralel kesikli reaktör çalışılımıştır. Zamana karşı, toplam ve çözünmüş KOİ ölçümleri yapılmıştır. Eylül 2011 yılında alınan atıksu örneğinde inert organik madde fraksiyonu bulunmuştur.

Biyolojik arıtılabilirlilik çalışmaları değerlendirildiğinde toplam atıksuda %17.6 kolay ayrışabilir KOİ, % 6 çözünmüş inert KOİ, % 28 çözünmüş yavaş ayrışabilir KOİ, % 41 partiküler yavaş ayrışabilir KOİ, %7.4 partiküler inert KOİ olarak bulunmuştur.

Atıksu karakterizasyonda $BOİ_5$/KOİ oranı ortalama 0.18 bulunmuştur. Bu oran değerlendirildiğinde atıksuyun biyolojik olarak arıtıma uygun olmadığı sonucuna varılmaktadır. Fakat organik madde fraksiyonlarının belirlenmesi sonucu, KOİ'nin % 86.6'sının biyolojik olarak arıtılabileceği bulunmuştur. Bu sebeble konvansiyonel karakterizasyon çalışmalarının sistem tasarımlar için yeterli olmadığı, arıtılabilirlik esaslı çalışmaların gerekliliği ve önemi ortaya çıkmaktadır.

KAAT'de endüstriyel atıksular için ASM modeli modifiye edilerek aktif çamur modeli İkili Hidroliz olarak kullanılmıştır. Tesiste yalnız karbon giderildiğinden, karbon giderimi yapılacak şekilde modellenmiştir. Modele hidroliz prosesi eklenerek modifiye edilmiştir. Model çoğalma, bozunma ve yavaş ve hızlı hidroliz proseslerini kapsamıştır.

Model oluşturulup aquasim programı kullanılarak çalışır hale getirildikten sonra dinamik olarak kalibre edilmiştir. Kalibre edildikten sonra 2012 yılı verileri ile doğrulama yapılmıştır.

KAAT toplam KOİ değerinin % 69'u hidroliz kısmı oluşturmaktadır. Hızlı hidroliz olabilen KOİ (SH) ortalama 84 mg/L ve hızlı hidroliz kısmının yeteri kadar giderilemediği görülmektedir. Tesis girişinde çözünmüş inert KOİ % 6'dır. Bu kısım tesise geldiği gibi hiçbir parçalanmaya uğramadan tesisi terk edecektir. Bu durumda ortalama olarak inert KOİ çıkış 164 mg/L'dir. İnert KOİ ve hidroliz olabilen KOİ istenilen deşarj limitlerine ulaşılmamasına sebep olmaktadır

KAAT SKKY Tablo 19 Karışık endüstrilerin alıcı ortam deşarj limit değerlerine inmekte fakat KAAY'de belirtilen alıcı ortam KOİ değeri 125 mg/L değerini sağlayamamaktadır.

Biyolojik arıtma tesislerinin dizaynında ve işletilmesinde istenilen deşarj kalitesine ulaşılmasında KOİ parametresinin çözünmüş inert ve çözünmüş hidroliz fraksiyonları önemli bir rol oynamaktadır.

Çözünmüş hidroliz prosesi için uzun bekletme süresi ve daha yüksek çamur yaşları ile karşılanabileceği sanılan deşarj limitlerinin, yüksek çamur yaşlarında metabolik ürünlerin birikimi ile bozulabilmektedir.

KAAT toplam KOİ değerinin % 69'u hidroliz kısmı oluşturmaktadır. Hidroliz prosesini hızlandıracak ön işlemlerle biyolojik arıtma verimi artıralabilinir. Germirli Babuna et al (1999) tarafından tekstil atıksuyunda yapılan bir çalışmada H_2O_2 ile kısmi kimyasal oksidasyon uygulanarak atıksuyun maksimum spesifik hidroliz hızının, 0.8 gün^{-1} değerinden 1.6 gün $^{-1}$ değerine yükseldiği gözlenmiştir.

Kentsel atıksu arıtma tesisi işletmesinde, endüstriyel atıksular için istenen kanala deşarj yönetmeliği limit değerinde, önemli olan toplam organik madde miktarı değil, inert organik madde miktarıdır. İnert organik madde miktarı KAAT deşarj limitlerini etkileyecektir.

Kentsel atıksu arıtma tesisine en yüksek KOİ yükü olan maya endüstrisidir ve KAAT deşarj değerlerinin KAAY'de belirtilen 125 mg/L limitine inmesini engellemektedir. Simülasyon programında maya endüstri atıksuyu debisi % 60, % 30, % 15, % 5 ve % 1 oranlarında KAAT verildiğinde çıkış değerleri önemli miktarlarda azalmış ve maya endüstrisi % 1 debi ile verildiğinde KAAT 'nın deşarj KOİ değeri 87- 123 mg/L aralığında olmuştur. Bu şekilde Kentsel Atıksu Arıtma yönetmeliği değeri olan 125 mg/L değerine inebilmiştir.

Maya endüstrisi gibi kompleks atıksuların toksisite etkisi de incelenerek, KAAT' de arıtılması büyük önem arz edeceği açık bir şekilde görülmüştür. Bu kapsamda çalışmaların ekonomik yönden de bir faydasının olabileceği düşünüldüğünde, ilerisi için tüm endüstriyel atıksuların toksisite değerlerinin tespit edilmesi ve bu atıksuların evsel atıksularla ortak bir arıtma tesisinde arıtılmasının mali boyutunun da detaylı bir şekilde incelenmesi gerektiği düşünülmektedir. Bu şekilde evsel atıksuların endüstriyel atıksularla beraber arıtılmasından daha faydalı sonuçların elde edileceği izlenimi edinilmiştir.

Tüm endüstriler AKDY' de belirtilen KOİ değerinin 800 mg/L'ye indirildikten sonra atıksularını kanala vermeleri halinde ise yani KAAT giriş KOİ değeri 800 mg/L'nin altında olduğunda ve tamamen evsel nitelikte atıksu özeliği gösterdiğinde

çamur üretiminde % 61 azalma, oksijen ihtiyacında % 61 azalma ve enerji tüketiminde % 65 azalma olacaktır.

Endüstri atıksularının proseslerinin güvenilir olarak izlenmesi ve kontrol edilmesi en az proses sonunda daha kaliteli ürün elde etmek kadar ikincil arıtmada ekonomik değere sahiptir. Her ne kadar izleme ve kontrol yöntemleri, endüstriyel uygulamalarda daha yaygın olarak gözlense de kirlilik problemlerinin arttığı ve çevre koruma yasalarının sıkılaştırdığı kurallar çerçevesinde proseslerinin kontrolünde de bu yönde yenilikçi yaklaşımlara ihtiyaç duyulmaktadır. Atıksu arıtma tesisleri hem yatırım, hem işletme maliyetleri çok yüksek olduğundan mutlaka akılcı yaklaşımlar ile izlenmesi ve kontrol edilmesi gerekmektedir.

Kocaeli bölgesinde endüstri tesisleri kanalizasyon sistemine bağlanmıştır ve atıksular kentsel atıksu arıtma tesisinde ikincil bir arıtma işleminden sonra alıcı ortama verilmektedir. Kanalizasyona bağlı olan endüstriler İSU denetim birimi tarafından 24 saat denetlenmekte ve kontrol altında tutulmaktadır. Sürekli denetim esnasında deşarj noktasından numuneler alınmaktadır ve bu numunelerin AKDY'ye uygun olduğu görülmektedir. Ancak bu sonuçlar arıtma tesisi verileriyle örtüşmemektedir. Eldeki veriler endüstrilerin kaçak deşarj yaptığını göstermektedir. Bu çalışma endüstrilerin kontrollerinin teknolojik 24 saat kesintisiz online olarak yapılmasının zorunlu hale geldiği klasik yöntemlerle kontrollerin artık terk edilmesi gerekliliğini ortaya çıkarmıştır. Her endüstri çıkışına otomatik ölçüm cihazları takılarak deşarjlar merkezi bir noktadan sürekli kontrol edilmelidir. Teknolojik yöntemlerle endüstrilerin sürekli izlenebilirliliğin sağlanması aynı zamanda endüstrilerin arıtma verimliliğinin kontrolünü sağlayarak arıtma yöntemlerinin uygun olup olmadığı, uygun değilse gerekli arıtma yöntemlerinin belirlenmesi açısından oldukça önemlidir.

İllegal deşarjların belirlenmesi için teknolojik yöntemlerle modelleme yapılacak daha çok çalışmalara ihtiyaç vardır.

KAYNAKLAR

Arceivala S. J., (2002), ”Çevre Kirliliği Kontrolünde Atıksu Arıtımı” , 1st Edition , Tata – Mc Graw Hill.

Arceivale S. J., Soleker S. R., (2008), ”Wastewater Treatment For Pollution Control and Reuse” , 3rd Edition, Tata McGraw- Hill.

Arslan A., (2002), “İzmit Endüstriyel ve Evsel Atıksu Arıtma Tesisi Atıklarının Konvansiyonel Karakterizasyonu ve Değerlendirilmesi", Doktora Tezi, Kocaeli Üniversitesi.

ATV., (1991), “Bemessung von einstufigan Belebungsanlagen ab 5000 einwohrerten (Guidelines fort he design of aeration plants from a total of 5000 . İnhabitans and more and population equivalants.), ATV – Arbeitsblatt A131, Abwasser Techinische vereingung(ATV) , Hannef, Germany.

Avcioglu E., Karahan O., Orhon D., (2003), “ Estimation of stoichiometric and kinetic coefficients of ASM3 under aerobic and anoxic conditions via respirometry.”, Water Science and Technology. 48 (8), 185–194.

Aydın S., Çelik Y., Güneysu S., Arayacı S., (2010), ”Evaluation of methods and efficiencies of ındustrial wastewater treatment in Turkey”, KSÜ Mühendislik Bilimleri Dergisi, 13(2),25-56

Baeza J.A., Gabriel D., Lafuente J., (2002), “ Improving the nitrogen removal efficiency of an A2/O based WWTP by using an on-line Knowledge Based Expert System.”, Water Research, 36, 2109–2123.

Barker P.S., Dold P.L., (1997), “ General model for biological nutrient removal activated sludge systems: model presentation.”, Water Environmental. Researh, 69, 969–984.

Barnes D., Forster C. F., Hrudey S. E., (1984), “Surveys in Industrial Wastewater Treatment”, 2 nd. Edition, Food and Allied Industries. Pittman Publishing Limited.

Beck M.B., (2005), “Vulnerabılıty of water quality in intensively developing urban watershed.”, Enviromental Modelling and software, 20(4), 381-400.

Bertola N., Palladino L., Bevilacqua A., Zartizky N., (1996), “Optimasation of the design parameters in an activated sludge system fort he wastewater treatment of potato prosesing plant”, Journal of Food Engineering, 40, 27-33.

Boero V.J., Eckenfelder Jr., W.W., Bowers A.R., (1991), “ Soluble microbial product formation in biological systems”, Water Science and Technology, 23, 106

Born T., (1993), ”Wirtschaftlichkeit und Kostenplanung von kommunalen bwasserreinigungsanlagen”, Universität Stuttgar , Germany.

Bornemann C., Londong J., Freund M., Nowak O., Otterpohl R., Rolfs T., (1998), “ A guide for the dynamic simulation of aeration plants with the IAWQ’s ASM1 (in German)”, Korrespondenz Abwasser, 3, 455–462.

Carucci A., Lindrea K., Majone M., Ramadori R., (1999), “Different mechanisms for the anaerobic storage of organic substrates and their effect on enhanced biological phosphate removal (EBPR).”, Water Science and Technology, 39(6), 45-96

Coen F., Vanderhaegen B., Bonen I., Vanrolleghem P.A., Van Meenen P., (1995), ” Improved design and control of industrial and municipal nutrient removal plants using dynamic models.”, Water Science and Technology, 35(10), 53-61.

Copp J.B., (2002), “ The Cost Simulaton Bencmark . İn Decripttıon and Simulator “Manuel Office for offical Publications of the Europan Commnication, Luxembourg, ISBN 92-894-1658-0.

Chudoba J., Cech J.S., Farkac J., Grau P., (1985), “Control of activated sludge flamentaus bulking experemental verification of a kinetic sludge microoarganism.”, Water Science and Technology, 17, 252-272.

Dold P.L., Marais G.V.R., (1986), ”Evaluation of the general activated sludge model proposed by the IAWPRC task group”, Water Science and Technology 18 , 63-89.

Dorgeloh E., Mihopulos J., Freund M., Meinema K., Rolfs T., (1996) ,“Optimierung der Planung kommunaler Kläranlagen mittels dynamischer Simulation”, Korrespondenz Abwasser 3, 417-422.

Droste R., (1997), “Water and Theory And Practice Of Water And Wastewater Treatment”, 3 rd Edition, Wiley Publication, 047112444-3, USA.

Dulekgurgen E., Doğruel S., Karahan Ö., Orhon D., (2006), ”Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability”, Water Research, 40(2), 273-282.

Eckenfelder W.W., Grau P., (1992), “Process Theory—Kinetics and Sludge Quality control”, 2 nd Edition, European practices, PA Technomic Publishing.

Egemen E., Edwards F., Nirmalakhanndan N., (1998), ”Computer simulation models in environmental engineering education”, Water Science and Technology, 38(11), 295-302.

Ekama G.A., Dold P.L., Marais G.V.R., (1986), ”Procedures for determining influent COD fractions and maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems “, Water Science and Technology, 18, 91-114.

Ekama G.A., Wentzel M. C., Casey T.G., Maraıs G.V.R. (1996), “Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems - Stimulation of the selector effect under anoxic conditions.”, Water SA, 22 (2), 119-126.

Eremektar G., Ubay Cokgor E., Ovez S., Germirli B.F., Orhon D., (1999), “Biological treatability of poultry processing plant effluent: a case study”, Water Science and Technology, 40, 323–329.

Erdoğan E., (2005), ”Türkiye’de evsel atıksu oluşum miktarları ve karakterizasyonu”, İTÜ Su Kirlenmesi Kontrolü, 15(1-3), 57-89.

Eroğlu V., Sarıkaya H.S., Sevimli M.F., (1997), “İstanbul’daki sanayi atıksularının denetimi: değerlendirme ve gelişmeler”, İTÜ Su Kirlenmesi Kontrolü, 7 (3), 7-16.
Finnson A., (1993), ”Simulation of a strategy to start up nitrification at Bromma sewage plant using a model based on the IAWPRC model no. 1.”, Water Science and Technology, 28, 185-195.

Gengeç E., (2012), ”Optimization of baker's yeast wastewater using response surface methodology by electrocoagulation”, Desalination 286 ,200-209.

Germirli F., (1991), ”Assesment of the Initial Inert Soluble COD in Industrial wastewaters”, Water Science and Technology, 23, 1077-1086.

Germirli F., Orhon D., Artan N., Ubay E. and Görgün E., (1993), “ Effect of two-stage treatment on the biological treatability of strong industrial wastewaters”, Water Science and Technology, 28, 145-152.

Germirli B.F., Orhon D., Ubay Ç.E., İnsel G., Yapraklı B., (1998), ”Modelling of activated sludge for textile wastewaters”, Water Science and Technology, 38, 9–17.

Germirli B.F., Orhon D., Eremektar G., İnsel G., Ubay Çokgör E., (2000), “Tarıma Dayalı Endüstrilerin Atıksu Karakterizasyonu ve Biyolojik Arıtılabilirliği”, TÜBİTAK, Türkiye Bilimsel ve Teknik Araştırma Kurumu, Proje No: YDABÇAG-584/Ü-5, 72, İstanbul.

Gernaey K.V., VanLoosdrecht M., Henze M., Lind M., Jorgensen S.B., (2004), ” Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation”, State of art. Environmental Modelling & Software, 19, 763–783.

Gokcay C.F., Sin G., (2004), ”Modelling of a large-scale wastewater treatmentplant for efficient operation”, Water Science and Technology 50(7), 123-130.

Gorgun E., (1991), ”Sut Endustrisinde Atıksu-Peynir Altı Suyu Karısımlarının Biyolojik Arıtılabilirliği”, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi.

Gorgun E, Ubay Cokgor E., Orhon D., Germirli F., Artan N., (1995), “Modelling biological treatability for meat processing effluent”, Water Science and Technology, 32, 43–52.

Gujer W., Henze M., Mino T., VanLoosdrechi M., (1999), ”Activated sludge model no. 3 “, Water Science Technology, 39(1), 183-193.

Günay Y., (2005), “Akrilik Ve Polyamid Elyaf Esaslı Halı Terbiyesi Atıksularının Karakterizasyonu Ve Biyolojik Arıtılabilirliği”, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi.

Hatziconstantinou G.J., Yannakopoulos P., Andreakis A., (1996), ”Primary sludge hydrolysis for biological nutrient removal”, Water Science and Technology, 34(1-2), 417-423.

Henze M., Grady C.P., Gujer W., Marais G.V.R. Matsuo T., (1987), ”Activated Sludge Model No. 1.”, IAWQ Scientific and Technical Report 1, London.

Henze M., (1992), ”Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes”, Water Science and Technology, 25(6), 1-15.

Henze M., (1995), ”Wastewater and biomass characterization for activated sludge model no:2 Biological phosphorus removal”, Water Science and Technology., 31(2), 13-23.

Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel C. M., Marias G., (1995), ” Activated sludge model No:2”, IAWQ Sci and Tech report No:3, London.

Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel C. M., Marias G., (1999), “Activated sludge model no:2D, ASM 2d”, Water Science and Technology., 39(1), 165-182.

Henze M. ,Willi G., Takashi M., Loosdrecht M.V., (2002), ”Activated sludge models ;ASM1, ASM2, ASM2d AND ASM3”, Published by IWA Publishing in its Scientific and Technical Report series, London.

Hu Z.R., Wetzel M.C., Ekama G.A., (2002), “ The signifience of denitrifying polyphophate accumulating organisms in biogical nutrient removal activated sludge system.”, Water Science and Technology, 46(1), 129-138.

İnsel G., Orhon D., Vanrolleghem P.A., (2003), ”Identification and modelling of aerobic hydrolysis – application of optimal experimental design”, Journal of Chemical Technology and Biotechnology 78, (437–445).

İnsel G., Orhon D., Vanrolleghem P.A.,(2005), ”Aktif çamur sistemlerinde aerobik hidroliz kinetiğinin tanımlanması, modellenmesi ve optimal deney tasarımı uygulaması”, İTÜ Su Kirlenmesi Kontrolü,15(1-3), 107-120.

İnsel G., Dagdar M., Doğruel S., Dizge N., Cokgor U., E., Keskinler B., (2012), “Biodegradation characteristics and size fractionation of landfill leachate”, Journal of Hazardous Material, 12,437–445.

Jeppsson U., (1996), ”Modeling aspects of wastewater treatment processes”, PhD Dissertation, Department of Industrial Electrical Engineering and Automation (IEA), Lund Institute of Technology (LTH), Lund, Sweden.

Jern N., (2006), ”Industrial Wastewater Treatment”, 2nd Edition, İmperial College Press, England.

Kappeler J., Gujer W., (1992), ”Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization wastewater for activated sludge modelling”, Water Science and Technology,25(6),125-140.

Karahan Ö., Marc C. M., Loosdrech V., Orhon D., (2006), “Modeling the Utilization of Starch by Activated Sludge for Simultaneous Substrate Storage and Microbial Growth”, Biotechnology and Bioengineering, 94(1), 43-53.

Karlikanovaite A., Karahan Ö., Dülekgürgen E., (2012), ”Endüstriyel atıksuların KOİ bileşenleri ve biyolojik arıtılabilirlikleri: Tekstil ve bira endüstrisi örnekleri”, İTÜ Su Kirlenmesi Kontrolü, 22(1), 3-10.

Keriş Ü.D., (2008), ”Yüksek KOİ İçeriğine Sahip İlaç Sanayi Atıksularının Arıtılabilirlik Çalışmaları”, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji.

Koch G., Kühni M., Gujer W., Siegrist H., (2000), ”Calibration and validation of activated sludge model no.3 for Swiss municipal wastewaters”, Water Research, 34(14), 3580–3590.

Krapivina M, Kurissoo T., Blonskaja V., Zub S., Vilu R., (2007), ”Treatment of sulphate containing yeast wastewater in an anaerobic sequence batch reactor”, Proceedings of the Estonian Academy of Sciences.

Kristen K. M., Gould, I. R., Myers, A. B., (1992), “ Absorption, fluorescence, and resonance Raman spectroscopy of the hexamethylbenzene/tetracyanoethylene charge-transfer complex: Toward a self-consistent model.” Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 99(1) ,9017-9026.

Ladiges G., Günner C., Otterpohl R., (2001), ”Optimierung des Hamburger Klärwerksverbundes Köhlbrandhöft/Dradenau mithilfe der dynamischen simulation”, KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 48(4), 490-498.

Leeuw E.J., Kramer J.F., Bult B.A., Wijcherson M.H., (1996), “Optimisation of nutrient removal with on-line monitoring and dynamic simulation”, Water Science and Technology 33(1), 203-209.

Lesouef A., Payraudea M., Rogall F., Kleıber B., (1992), “ Optimizing nitrogen removal reactor configurations by on-site calibration of the IAWPRC activated sludge model”,. Water Science and Technology, 25 (6), 105-123.

Makinia J., (2010), ”Mathematical Modelling and Computer Simulation of Activated Sludge Systems”, 2 nd Edition, IWA publishin, USA.

Manjunath N.T., Mehrotra I., Mathur R.P., (1999), ”Treatment of wastewater from slaughterhouse”, Water Research, 34 (6), 1930-1936.

Melcer H., (1999), ”Full scale experience with biological process models-calibration issues”, Water Science and Technology, 39(1), 245-252.

Moayed S.M., Mirbagheri S. A., (2010), ”Determination of kinetic constants and biological treatment of automobile industries wastewater.”, İnternational Journal of Environment Research, 4(1), 131-136.

Monod J., (1949), ”The Growth of Bacterial Cultures”, Annual. Review. Microbiolog 3., USA.

Monson J.G., Burstein D., Loven A.W., (1978), ”Separate-combined ındustrial and municipal waste-water treatment an evaluation”, Water And Sewage Works, 125, 50-59.

Morgenroth E., Kommedal R., Harremoës P., (2002), ”Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment – a review”, Water Science and Technology, 45, 6.

Moser E.R., Udert K.M., Wild D., Siegrist H., (1998), ”Products from primary sludge fermentation and their suitability for nutrient removal”, Water Science and Technology, 38(1), 265-273.

Niemann K., Orth H., (2001), ”Control measures for wastewater treatment plants during stormflow”, Water Science and Technology, 43(11), 309-314.

Nowak O., Svardal K., Schweigh O.F., (1995), ”The dynamic behaviour of nitrifying activated sludge system influenced by inhibiting wastewater compounds”, Water Science and Technology, 31 (2), 15–124.

Nuhoglu A., Keskinler B., Yildiz E., (2005), ”Mathematical modelling of the activated sludge process-the Erzincan case”, Process Biochemistry, 40, 2467-2473.

Orhon D., Artan N., Büyükmurat S., Görgün E., (1992), " The effect of residual and biodegradation of settleable organic matter for domestic wastewater", Water Science Technology, 25(1), 87–95.

Orhon D., Artan N., (1994), "Modelling of Activated Sludge Systems", 1st Edition, Technomic, Lancaster, USA

Orhon D., Artan N., Ateş E., (1994), "A desciption of Tthre methods for the determination of the ınitial ınert particulate chemical oxygen demand of wastewater", Journal of Chemical Technology and Biotechnology ,48, 73-80.

Orhon D., Sözen S., Ubay E., (1994a), " Assesment of Nitrification-Denitrification Potential of Istanbul Domestic Wastewater.", Water Science and Technology 30(6): 21-30.

Orhon D., Yildiz G., Cokgor E.U., (1995), "Respirometric evaluation of biodegradability of confectionary wastewaters", Water Science and Technology, 32, 11–19.

Orhon D., Ates E., Sözen S., Ubay Çokgör E., (1997), "Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters", Environmental. Pollution, 95 (2) 191-204.

Orhon D., Cokgor E.U., (1997), "COD fractionation in wastewater characterization—The state of the art", Journal of Chemical Technology and Biotechnology , 68, 283–293.

Orhon D., Ubay Ç.E., Sözen S., (1999), "Experimental basis for the hydrolysis of slowly biodegradable substrate in different wastewaters", Water Science and Technology, 39(1), 87–95.

Orhon D., Okutman D., Insel G., (2002), "Characterization and biodegradation of settleable organic matter for domestic wastewater", Water SA, 28(3), 299-305.

Orhon D., Kabdasli I., Cokgor E.U., Tünay O., Artan N., (2002a), "Experimental assessment of optimum operation strategy for large industrial wastewater treatment plants", Environmental Engineering Science, 19(1), 47-58.

Orhon D., (2002), "Aktif çamur sistemlerinde oksijen gereksiniminin biyokimyasal esasları ve modellenmesi", İTÜ Su Kirliliği Kontrolü, 1(1).

Otterpohl R., (1995), "Dynamische simulation zur unterschtützung der planung und des betribes kommunaler klaeranlagen", RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Gewaesserschutz, Wasser, Abwasser, GWA, Bd. 151.

Öztürk İ., Çiftçi T., Tolay M., (1995), " Application of anaerobic waste treatment technology for the food industry effluents," 5th Int. Symp. On Food Industry, 23-28 Nisan, Türkiye.

Öztürk İ., (1999), ”Anaerobik Biyoteknoloji ve Atıksu Arıtımındaki Uygulamaları”, 1. Baskı, Su Vakfı Yayınları.

Öztürk M., (2008), ”Katı atık depolama alanında metan gazı olusumu [online], http://www.mozturk.net

Petersen B., (2000), ”Calibration, İdentifiability and Optimal Experimental Design of Activated Sludge Models”, Ph.D. Thesis, Ghent University, Belgium.

Pozo R., Okutman D., Dulkadiroglu H., Orhon D., Diez V., (2003), “ Biodegradability of slaughterhouse wastewater with high blood content under anaerobic and aerobic conditions’, Journal of Chemical Technology and Biotechnology ,78, 384–391.

Printemps C., Baudin A., Dormoy T., Zug M., Vanrolleghem P.A., (2004), ”Optimisation of a large WWTP thanks to mathematical modeling”, Water Science and Technology, 50(7), 113-122.

Reichert P., Ruchti J., Simon W., (1998), ”AQUASIM 2.0; Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology”, Duebendorf, Switzerland.

Rozzi A., Ficara E., Cellemare C.M., Bortone G., (1999), ”Characterization of textile wastewater and other industrial wastewaters by respirometric and titration biosensors”, Water Science and Technology, 40(1), 161-168.

Tchobanoglous G., Burton F.L., Stensel D.H., (2002), “Wastewater Engineering: Treatment and Reuse”, 4 th Edition , McGraw-Hill, America.

Tofaş, (1998), ”Tofaş Türk Otomotiv Sanayi A.Ş. Atıksu Arıtma Tesisi”, Lastik Sektörü Raporu, Türkiye.

Tünay O., (1996), “Endüstriyel Kirlenme Kontrolü”, İstanbul Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Matbaası, 1578, İstanbul.

Samsunlu A., (1980), “Endüstri kullanılmış sularının evsel pis sularla birlikte arıtılabilmelerinin indirgenebilirlik faktörü yardımı ile belirlemesi”, TÜBİTAK Çevre Araştırmaları Grubu VII. Bilim Kongresi, İstanbul.

Sarıkaya H.Z., Meriç S., Yılmaz E., Toröz İ., (1996), “Organize sanayi bölgelerinde arıtma tesisi maliyet tahmini ve katılım paylarının belirlenmesi”, İTÜ Su Kirlenmesi Kontrol, 6(3), 43-51.

Siegrist H., Tschui M., (1992), ”Interpretation of experimental data with regard to the activated sludge model no. 1 and calibration of the model for municipal wastewater treatment plants”, Water Science and Technology, 25(6), 167-183.

Sollfrank U., Gujer W., (1991), “Characterisation of domestic wastewater for mathematical modelling of the activated sludge process”, Water Science and Technology, 23 (1), 1057-1066.

Sollfrank U., Kappeler J., Gujer W., (1992), “Temperature effects on wastewater characterization and the release of soluble inert organic material “,Water Science and Technology, 25(6), 33-41.

Sözen S., Ubay Ç. E., Orhon D., Henze M., (1998), ”Respirometric analysis of activated sludge behaviour-II. Heterotrophic growth under aerobic and anoxic conditions”, Water Research. 32 (2), 476–488.

Sözen S., Orhon D., Ubay Cokgor E., Görgün E., Insel G., Karahan O., Yagci N., Okutman Tas D., Dulekgurgen E., Dogruel S., Olmez Hanci T., Zengin Balci G. E., Çiğgın A. S., Pala I., Katipoglu T., Eldem N., Unal A., (2008), ‘İleri biyolojik atıksu arıtma tesislerinde model bazlı proses optimizasyonu”, Final Raporu, İstanbul Teknik Üniversitesi.

Spanjers H., Vanrolleghem P., Olsson G., Dold P., (1996), ”Respirometry in control of the activated sludge process”, Water Science and Technology, 34(3-4), 117–126.

Spanjers H., Vanrolleghem P.A., Olsson G., Dold P.L., (1998), “ Respirometry in control of the activated sludge process: Principales.”, Scientific and technical report no.7. IAWQ, London.

Şengül F., (1991), ”Endüstriyel Atıksuların Özellikleri ve Arıtılması”, D.E.Ü. Mühendislik ve Mimarlık Fakültesi Yayınları , 172, İzmir.

Şengül F., (1996), ”Endüstriyel Atıksuların Özelikleri ve Arıtılması”, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Yayınları, 173, İzmir.

Vanrolleghem P.A., Spanjers H., Petersen B., Ginestet P., Takacs I., (1999), “ Estimating (combinations of) activated sludge model no. 1 parameters and components by respirometry.” Water Science and Technology, 39 (1), 195–214.

Vanrolleghem P.A., Insel G., Petersen B., Sin G., De Pauw D., Nopens I., Dovermann H., Weijers S., Gernaey K.A., (2003), ”Comprehensive model calibration procedure for activated sludge models”, 76th Annual Technical Exhibition and Conference, October 11–15.

Vollertsen J., HvitvedJ., (2002), ”Biodegradability of wastewater – a method for COD – fractionattion “,Water Science and Technology, 45(3), 25-34.

Yılmaz G., Öztürk İ., (1995), ”Fermentasyon endüstrisi atıksularında çözünmüş inert KOİ’nin belirlenmesi”, İTÜ, 4. Endüstriyel Kirlenme Sempozyumu, 231-242.

Zhou X., Wang Y., Liu H., Shi Y., (2008) , ”Assessment of initial inert soluble COD in yeast industry wastewater under anaerobic conditions”, Fresenius Environmental Bulletin:, 6, 738-743.

Xu S., Hultman B., (1996), ”Experiences in wastewater characterization and model calibration for activated sludge process”, Water Science and Technology 33(12), 89-98.

Wang B., Poa C., Wei L., Li L., Yang Y., Che Y., (2005), “ Selectivity of single-walled carbon nanotubes by different carbon precursors on co-mo catalysts”, Journal of the American Chemical society, 129, 9014-9.

Weijers S.R., Kok J.J., Preisig H.A., Buunen A., Wouda T.W.M., (1996), “Parameter identifiability in the IAWQ model No.1 for modelling activated sludge plants for enhanced nitrogen removal.”, Computer. Chemical Engineer. 20, 1455–1460.

Weijers S.R., Vanrolleghem P.A., (1997, “A procedure for selecting best dentifiable parameters in calibrating activated sludge model no. 1 to full scale plant data.”, Water Science and Technology, 36 (5), 69–79.

Wentzel M.C., Mbewe A., Lakay M.T., Ekama G.A., (1999), ”Batch test for characterization of the carbonaceous materials in municipal wastewaters”, Water SA, 25(3), 327-335.

WERF(Water Environment Research Foundation), (2003),” Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling.” Project 99-WWF-3, ISBN 1- 893664-71-6. Alexandria, Virginia.

ÖZGEÇMİŞ

1973 yılında Sivas'ta doğdu. Atatürk Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümünden 1995 yılında mezun oldu. 1998 yılında Gebze İleri teknoloji Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında yüksek lisans derecesine hak kazandı. 2006 yılında yine aynı bölümde doktoraya başladı. 1996 yılında İZAYDAŞ yakma tesisinde çalışmaya başladı, aynı yıl 42 Evler Atıksu Arıtma Proses ve Laboratuar sorululuğu görevlerini üstlendi. 2003 yılından beri Kocaeli Büyükşehir Belediyesi İSU Genel Müdürlüğü Arıtma Tesisleri Daire Başkanlığı bünyesinde Kontrol Mühendisi olarak görev yapmaktadır. İki çocuk annesidir.

EKLER

Ek A: Tez Çalışması Kapsamında Yapılan Yayınlar

Tursun Y., Keskinler B., (2015), ”Determınıng the effects of ındustrıal discharges on urban wastewater characteristics and the plant operatıon, ınspectıon of ındustrıal discaharges”, Fresenius Environmental Bulletin, 24(12)