ÖZET

Doktora Tezi

TAM ÖLÇEKLİ KENTSEL ATIKSU ARITMA TESİSLERİNİN BİLGİSAYAR PROGRAMI KULLANILARAK MODELLENMESİ VE ARITMA PERFORMANSLARININ İNCELENMESİ

Dünyamin GÜÇLÜ
Selçuk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Şükrü DURSUN

2007, 152 sayfa

Juri: Yrd. Doç. Dr. Şükrü DURSUN
Prof. Dr. Bülent TOPKAYA
Yrd. Doç. Dr. Mustafa ONÜÇYILDIZ
Prof. Dr. Recep İLERİ
Prof. Dr. Ali BERKTAY

Atıksu arıtma tesislerinden daha yüksek kalitede çıkış suyu elde edilmesine ilişkin talepler gün geçtikçe artmaktadır. Bu talepleri karşılayabilmek için atıksu arıtma tesislerinin daha verimli işletilmesi ve kontrolü gerekmektedir. Arıtma esnasında meydana gelen proses dinamiklerinin modellenmesiyle tesisin önemli parametrelerinin izlenmesi ve kontrolü güvenilir ve ekonomik bir şekilde mümkün olabilmektedir.

Bu çalışmada, atıksu arıtma tesislerinin arıtma verimlerinin modellenmesi, işletme parametrelerinin izlenilmesi ve kontrolünde bu modellerin uygulanabilirliğinin pratik olarak araştırılması, uygulanabilirlik potansiyellerinin belirlenmesi ve bunların karşılaştırmalı olarak değerlendirilerek ortaya konması hedeflenmiştir. Modelleme için farklı modelleme yaklaşımları ele alınmıştır. Bunlardan ASM1 mekanistik modeli, Yapay Sinir Ağları (YSA) ve her iki yöntemin kombinasyonu olan bir hibrit model Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi üzerinde uygulanmıştır.

Atıksu örnekleri ve aktif çamur, ASM1 modelinin gerektirdiği gibi karakterize edilmiştir. Arıtma Tesisinin matematiksel modeli (ASM1) GPS-X yazılım programı kullanılarak oluşturulmuştur. Tesise ait aynı dönemi kapsayan işletme veri setleri

kullanılarak çeşitli YSA modelleri oluşturulmuştur. Daha sonra, her iki modelin avantajlarını bünyesinde barındıran bir hibrit model oluşturulmuş ve bununla model tahmin performansının iyileştirilmesi hedeflenmiştir.

Bu üç model kullanılarak, arıtma performansının değerlendirilmesi amacıyla, havalandırma havuzu AKM, çıkış KOİ ve çıkış AKM konsantrasyonlarının tahmini yapılmış ve sonuçlar karşılaştırılmıştır. Burada, hibrit model yaklaşımının, ASM1 ve YSA'dan daha başarılı sonuçlar verdiği ve tesisin işletme koşullarını diğer iki modele göre daha iyi tanımladığı gözlenmiştir.

ASM1 modeline ait korelasyon katsayıları düşükse de, arıtma esnasında meydana gelen fiziksel, kimyasal ve biyolojik faaliyetlerin kompleksliği, veri aralığının genişliği ve hesaplanan diğer hata değerleri de dikkate alındığında, modelin hedef çıktı parametrelerinin tahmininde başarılı sonuçlar verdiği görülmektedir.

Mevcut tesise ait geçmiş veriler kullanılarak eğitilen bir YSA modelinin, lineer olmayan ve kompleks yapıdaki atıksu arıtma tesisi proseslerinin dinamik davranışını tatmin edici derecede modellediği ortaya konulmuştur. Böylece, YSA'nın reaksiyon kinetiği esasına dayanan modellere alternatif olabileceği görülmüştür.

Oluşturulan hibrit model her iki modelin avantajlarını bünyesinde barındırdığından, performans tahmini, arıtma proseslerinin izlenmesi, kontrolü ve optimizasyonu için daha uygun bir alternatif olarak kullanılabileceği ortaya konmuştur.

Anahtar Kelimeler: Atıksu karakterizasyonu, Atıksu arıtma tesisi, Aktif çamur, Modelleme, ASM1, YSA, Hibrit model

ABSTRACT

Ph.D. Thesis

MODELLING OF FULL SCALE MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT PLANT AND INVESTIGATION OF TREATMENT PERFORMANCES USING COMPUTER PROGRAM

Dünyamin GÜÇLÜ
Selcuk University
Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Asist. Prof. Dr. Şükrü DURSUN

2007, 152 pages

Jury: Asist. Prof. Dr. Şükrü DURSUN
Prof. Dr. Bülent TOPKAYA
Asist. Prof. Dr. Mustafa ONÜÇYILDIZ
Prof. Dr. Recep İLERİ
Prof. Dr. Ali BERKTAY

There is an increasing demand regarding to obtain higher quality treated wastewater from treatment plants. In order to meet these demands, wastewater treatment plants need to be operated and controlled more effectively. It is possible to monitor and control key parameters of the treatment plant by modelling the treatment process dynamics in a reliable and economical manner.

The purpose of this study is the modeling of the treatment performances of wastewater treatment plants, the practical investigation of the applicability of the models in monitoring and control of operational parameters, determining the applicability potentials and demonstration of these by comparative evaluations. Diverse modeling approaches have been considered for the modeling purposes. From these, Activated Sludge Model No.1 (ASM1) mechanistic model, Artificial Neural Networks (ANN) and a hybrid model which is the combination of both models have been applied on Ankara Central Wastewater Treatment Plant.

Wastewater samples and activated sludge have been characterized as required by ASM1 model. The mathematical model (ASM1) of the Treatment Plant has been developed by using a GPS-X computer program. ANN Models have been developed utilizing the operational data sets which belong to the plant and cover the same

period. In addition, a hybrid model which contains the advantages of both models has been created and improvement in the prediction performance has been targeted with this model.

Using these three models, by the purpose of evaluation of treatment performance, MLSS in the aeration tank, effluent COD and SS concentrations have been predicted and the results have been compared. It is observed that the hybrid model approach gives more successful results than ASM1 and ANN, and describes the operation conditions of the plant better than the others.

Although the correlation coefficients of the ASM1 model is low, by considering the complexity of the physical, chemical and biological activities carried out during treatment, the broadness of the data range and the computed other error values, it is seen that it gives successful results in prediction of target output parameters.

It is demonstrated that an ANN model trained with the previous data of the existing treatment plant can model the dynamic behavior of the nonlinear and complex wastewater treatment plant processes at an acceptable level. Thus, it is seen that ANN can be an alternative to the models based on reaction kinetics.

Since the created hybrid model contains the advantages of both models in itself, it is shown that it can be used as a better alternative for prediction of performance, monitoring, control and optimization of treatment processes.

Keywords: Wastewater characterization, Wastewater treatment plant, Activated sludge, Modelling, ASM1, ANN, Hybrid model

TEŞEKKÜR

Çalışmam boyunca ilgisini, yardımlarını esirgemeyen ve beni yönlendiren danışmanım Sayın Yrd. Doç. Dr. Şükrü DURSUN'a, tez izleme komitesinde bulunan, önerileri ile her zaman destek olan Sayın Prof. Dr. Bülent TOPKAYA ve Sayın Yrd. Doç. Dr. Mustafa ONÜÇYILDIZ'a içtenlikle teşekkür ederim.

Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi personeli adına gerek deneysel çalışmalarım boyunca gerekse tesise ait bilgi ve dokümanların sağlanmasında gösterdiği kolaylıklar ve yardımlarından dolayı tesis Müdürü Gökhan DEMİREL'e teşekkür ederim. Numune alımı ve laboratuar çalışmaları esnasındaki desteklerinden dolayı Laboratuar Müdürü Şevket ÖZAYDIN ve Cemalettin AKIN'a da ayrıca sonsuz minnetlerimi sunarım. Yapay sinir ağı geliştirme sürecinde yardımlarını esirgemeyen Sayın Yrd. Doç. Dr. Nihat YILMAZ'a da teşekkür ederim.

Her türlü maddi ve manevi desteklerinden, hoşgörü ve sabırlarından dolayı eşim ve aileme şükranlarımı sunarım.

Mayıs, 2007

Dünyamin GÜÇLÜ

İÇİNDEKİLER **Sayfa No**

ÖZET **i**
ABSTRACT **iii**
TEŞEKKÜR **v**
İÇİNDEKİLER **vi**
ÇİZELGE LİSTESİ **ix**
ŞEKİL LİSTESİ **x**
SEMBOLLER **xv**

1.GİRİŞ **1**

2.KAYNAK ARAŞTIRMASI **4**
2.1.ASM 1 Modeli İle İlgili Çalışmalar 4
2.2.YSA Uygulamaları İle İlgili Çalışmalar 10

3.ASM ve YSA MODELLERİ **13**
3.1.Modelleme ve Simülasyon 13
3.2.IAWQ (Çalışma Grubu) 1 No'lu Modeli 14
3.2.1.Modelde yer alan karbonlu ve azotlu maddelerin sınıflandırılması 15
3.2.2.Modelde kullanılan parametreler 18
3.2.3.Modelde yer alan prosesler 20
3.2.4.Modelin matematiksel ifadesi 25
3.2.5.ASM 1 Modelindeki Kabuller ve Kısıtlamalar 28
3.2.6.Activated Sludge model No.2 (ASM 2) 30
3.2.7.Activated Sludge model No.3 (ASM 3) 32
3.3.Yapay Sinir Ağları 35
3.3.1.Giriş 35
3.3.2.Biyolojik nöron 36
3.3.3.Yapay Nöron 38
3.3.3.1.Girişler 39
3.3.3.2.Ağırlıklar 39

3.3.3.3.Toplama fonksiyonu 40
3.3.3.4.Aktivasyon fonksiyonu 40
3.3.3.5.Çıkış 40
3.3.4.Aktivasyon Fonksiyonları 41
3.3.5.Ağ Tipleri 43
3.3.6.YSA Öğrenme Algoritmaları 44
3.3.7.Öğrenme Kuralları 45
3.3.8.Çok Katmanlı Perceptron (Multi-Layer Perceptron) 46
3.3.9.Hatanın Geriye Yayılması algoritması ve Genelleştirilmiş Delta Kuralı 48
3.3.10.Hatanın geriye Yayılması Algoritmasının Geliştirilmesi 56

4.MATERYAL ve METOT 58
4.1.MATERYAL 58
4.1.1.Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi 58
4.1.2.GPS-X Modelleme Programı 63
4.1.3.Cihazlar ve kimyasallar 63
4.2.METOT 64
4.2.1.Numune alma ve analiz yöntemleri 64
4.2.2.Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Fraksiyonlarının Belirlenmesi 64
4.2.2.1.Hızlı Fiziksel-Kimyasal Metot 64
4.2.2.2.Respirometrik Metot 66
4.2.3.Heterotrofik Maksimum Çoğalma Hız (μ_H) Belirlenmesi 68
4.2.4.İçsel Solunum Hızının (b_H) Belirlenmesi 70
4.2.5.ASM1 Model Geliştirme Süreci 72
4.2.6.YSA Model Geliştirme Süreci 74
4.2.6.1. Eğitim ve Test Setlerinin Hazırlanması 76
4.2.6.2. Verilerin Normalizasyonu 80
4.2.6.3. Verilerin Normalizasyonu 81
4.2.7.Hibrit Model Geliştirme Süreci 82

5.ARAŞTIRMA SONUÇLAR ve TARTIŞMA 84
5.1.Atıksu Karakterizasyonu 84

5.2.Kimsayal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Fraksiyonlarının Belirlenmesi 84
5.2.1.Çözünmüş İnert KOİ, Sı Tespiti 85
5.2.2.Çözünmüş Biyolojik Olarak Kolay Parçalanabilir KOİ, Ss Tespiti 86
5.2.2.1.Hızlı Fiziksel-Kimyasal Metot 86
5.2.2.2.Respirometrik Metot 88
5.3.İçsel Solunum Hızının (b_H) ve Heterotrofik Maksimum Çoğalma Hızının (μ_H) Belirlenmesi 92
5.3.1.İçsel Solunum Hızının (b_H) Belirlenmesi 92
5.3.2.Heterotrofik Maksimum Çoğalma Hızının (μ_H) Belirlenmesi 93
5.4.KOİ Fraksiyon Değerleri Ve Hesaplanan Kinetik Parametre Değerlerinin Literatür ile Kıyaslanması 95
5.5.Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisinin GPS-X Programı Kullanılarak ASM1 ile Modellenmesi 99
5.6.Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisinin YSA ile Modellenmesi 108
5.6.1.MLSS Model Sonuçları 109
5.6.2.KOİ Model Sonuçları 113
5.6.3.AKM Model Sonuçları 117
5.7.Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisinin Hibrit Model ile Modellenmesi 121
5.6.1.MLSS Hibrit Model Sonuçları 121
5.6.2.KOİ Hibrit Model Sonuçları 124
5.6.3.AKM Hibrit Model Sonuçları 127
5.8.ASM1, YSA ve Hibrit Model Sonuçlarının Karşılaştırılması 129

6.SONUÇLAR VE ÖNERİLER 137
6.1.Sonuçlar 137
6.2.Öneriler 140

KAYNAKLAR 141

EKLER 148
Ek A 149
Ek B 151

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 3.1.	ASM1 modelinde kullanılan parametrelerin sıcaklıkla değişimi	19
Çizelge 3.2.	ASM1 Modelinin Matris şeklinde gösterimi	24
Çizelge 4.1.	Ankara merkezi atıksu arıtma tesisi için eşdeğer nüfusa göre proje dizayn debileri ve toplam organik yük değerleri	60
Çizelge 4.2.	YSA modeli için giriş parametrelerinin değişim aralığı	76
Çizelge 5.1.	Çıkış atıksuyu filtre KOİ ve flok KOİ değerlerinin sonuçları	85
Çizelge 5.2.	Giriş atıksuyu filtre KOİ ve flok KOİ değerlerinin sonuçları	87
Çizelge 5.3.	Respirometrik ve fiziksel kimyasal yöntem S_S değerleri	90
Çizelge 5.4.	Evsel atıksu için literatür KOİ fraksiyon değerleri	97
Çizelge 5.5.	Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi model simülasyonu için işletme parametreleri	100
Çizelge 5.6.	Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi için ASM1 kalibrasyon parametreleri ve değerleri	101
Çizelge 5.8.	YSA MLSS model performans değerleri	112
Çizelge 5.9.	YSA KOİ model performans değerleri	116
Çizelge 5.10.	YSA AKM model performans değerleri	120
Çizelge 5.11.	ASM1,YSA ve hibrit MLSS modeli performans değerleri	131
Çizelge 5.12.	ASM1,YSA ve hibrit KOİ modeli performans değerleri	133
Çizelge 5.13.	ASM1,YSA ve hibrit AKM modeli performans değerleri	135

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 3.1.	Karbonlu maddelerin sınıflandırılması	16
Şekil 3.2.	Azotlu maddelerin sınıflandırılması	16
Şekil 3.3.	ASM1 modeli akış diyagramı	23
Şekil 3.4.	Fosfor akümüle eden organizmaların (PAO) depolama ve büyümeleri için ASM2 modeli substrat akışı	31
Şekil 3.5.	Heterotrofik ve otorotrofik biokütle için ASM1 ve ASM3 modellerindeki substrat akışı	33
Şekil 3.6.	Biyolojik nöron	37
Şekil 3.7.	Yapay nöronun şematik gösterimi	38
Şekil 3.8.	Yaygın olarak kullanılan eşik fonksiyonları	43
Şekil 3.9.	(n:m:p) mimarisine sahip çok katmanlı perceptronun yapısı	46
Şekil 3.10.	Hatanın geriye yayılması algoritmasının blok diyagramı	48
Şekil 3.11.	Gizli katmanı olmayan ağın hata fonksiyonu	50
Şekil 3.12.	Gizli katmana ait ağın hata fonksiyonu	50
Şekil 4.1.	Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi genel yerleşim planı	59
Şekil 4.2.	Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi genel yerleşim planı	61
Şekil 4.3.	Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi arıtma prosesinin akım şeması	62
Şekil 4.4.	Oksijen Tüketim Hızı (OTH) ölçümü için kullanılan deney düzeneği	66
Şekil 4.5.	S_S'ın belirlenmesi için kesikli deneylerden elde edilen tipik bir OTH profili	67
Şekil 4.6.	Yüksek F/M oranında μ_{max}'ın belirlenmesi için kesikli deneylerden elde edilen zamana karşı tipik OTH profili	68
Şekil 4.7.	μ_{max}'ın belirlenmesi için kesikli deneylerden elde edilen tipik $\ln(OTH_0/OTH)$ değerleri	70
Şekil 4.8.	b_H'ın belirlenmesi için kesikli deneylerden elde edilen tipik OTH profilinin logaritmik formu	71
Şekil 4.9.	ASM1 modeli simülasyon çalışması genel akış diyagramı	73

Şekil 4.10.	YSA model geliştirme sürecinin akış diyagramı	75
Şekil 4.11.	Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi giriş debisinin 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi	77
Şekil 4.12.	Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi girişi kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonunun 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi	77
Şekil 4.13.	Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi girişi kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) yükünün 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi	78
Şekil 4.14.	Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi girişi toplam kjedahl azotu (TKN) konsantrasyonunun 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi	78
Şekil 4.15.	Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi fazla çamur debisinin (WAS) 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi	79
Şekil 4.16.	Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi geri devir çamur debisinin (RAS) 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi	79
Şekil 4.17.	Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi girişi askıda katı madde (AKM) konsantrasyonunun 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi	80
Şekil 4.18.	Hibrit modelin şematik gösterimi	83
Şekil 5.1.	Çıkış filtre KOİ ve flok KOİ arasındaki ilişki	86
Şekil 5.2.	Giriş filtre KOİ ve flok KOİ arasındaki ilişki	88
Şekil 5.3.	S_S'in belirlenmesi için yürütülen 5 nolu OTH deneyi (F/M 0.30)	89
Şekil 5.4.	S_S'in belirlenmesi için yürütülen 6 nolu OTH deneyi (F/M 1.01)	89
Şekil 5.5.	Giriş filtre KOİ ve flok KOİ arasındaki ilişki	91
Şekil 5.6.	b_H 'ın belirlenmesi için elde edilen OTH profili	92
Şekil 5.7.	b_H 'ın belirlenmesi için elde edilen OTH profilinin logaritmik formu	93
Şekil 5.8.	Yüksek F/M oranında elde edilen ait OTH profili	94
Şekil 5.9.	ln (OTH/OTH_0) oranın zamanla değişimi	95
Şekil 5.10.	Ankara Merkezi Atıksu Arıtma tesisi GPS-X programı akış diyagramı	99

Şekil 5.11. Ölçülen çıkış suyu toplam KOİ konsantrasyonu ve ASM1 modeli simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması 102
Şekil 5.12. Ölçülen çıkış suyu AKM konsantrasyonu ve ASM1 modeli simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması 103
Şekil 5.13. Ölçülen çıkış suyu süzüntü KOİ konsantrasyonu ve ASM1 modeli simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması 104
Şekil 5.14. Havalandırma tankı ölçülen MLSS konsantrasyonu ve ASM1 modeli simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması 105
Şekil 5.15. Havalandırma tankı ölçülen çıkış çözünmüş O_2 konsantrasyonu ve ASM1 modeli simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması 106
Şekil 5.16. Geri devir hattı ölçülen AKM konsantrasyonu ve ASM1 modeli simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması 106
Şekil 5.17. Tesis çıkışı toplam KOİ, AKM ve havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarını tahmin için geliştirilen YSA modeli ağ topolojisi 108
Şekil 5.18. YSA öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının karşılaştırılması 109
Şekil 5.19. YSA test verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının karşılaştırılması 110
Şekil 5.20. YSA öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının korelasyon grafiği 110
Şekil 5.21. YSA test verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının korelasyon grafiği 111
Şekil 5.22. YSA eğitim ve test verileri için gizli katman nöron sayısının korelasyon katsayısı model performansı üzerine etkisi 111
Şekil 5.23. YSA öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması 113
Şekil 5.24. YSA test verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması 114
Şekil 5.25. YSA öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının korelasyon grafiği 114

Şekil 5.26. YSA test verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının korelasyon grafiği 115
Şekil 5.27. YSA eğitim ve test verileri için gizli katman nöron sayısının korelasyon katsayısı model performansı üzerine etkisi 115
Şekil 5.28. YSA öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının karşılaştırılması 117
Şekil 5.29. YSA test verileri için ölçülen ve model tahmin çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının karşılaştırılması 118
Şekil 5.30. YSA öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının korelasyon grafiği 118
Şekil 5.31. YSA test verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının korelasyon grafiği 119
Şekil 5.32. YSA eğitim ve test verileri için gizli katman nöron sayısının korelasyon katsayısı model performansı üzerine etkisi 119
Şekil 5.33. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının karşılaştırılması 122
Şekil 5.34. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının karşılaştırılması 122
Şekil 5.35. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının korelasyon grafiği 123
Şekil 5.36. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının korelasyon grafiği 123
Şekil 5.37. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması 124
Şekil 5.38. Hibrit model test verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması 125
Şekil 5.39. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının korelasyon grafiği 125
Şekil 5.40. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının korelasyon grafiği 126

Şekil 5.41. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının karşılaştırılması 127
Şekil 5.42. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının karşılaştırılması 127
Şekil 5.43. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının korelasyon grafiği 128
Şekil 5.44. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının korelasyon grafiği 128
Şekil 5.45. Öğrenme verileri için ASM1, YSA ve hibrit model tahminleri ile ölçülen havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının karşılaştırılması 129
Şekil 5.46. Test verileri için ASM1, YSA ve hibrit model tahminleri ile ölçülen havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının karşılaştırılması 130
Şekil 5.47. Öğrenme verileri için ASM1, YSA ve hibrit model tahminleri ile ölçülen çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması 132
Şekil 5.48. Test verileri için ASM1, YSA ve hibrit model tahminleri ile ölçülen çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması 132
Şekil 5.49. Öğrenme verileri için ASM1, YSA ve hibrit model tahminleri ile ölçülen çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının karşılaştırılması 134
Şekil 5.50. Test verileri için ASM, YSA ve hibrit model tahminleri ile ölçülen çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının karşılaştırılması 134

SEMBOLLER

ASM : Aktif çamur modeli

$BOİ_5$:5 günlük biyolojik oksijen ihtiyacı (mg/L)

KOİ : Kimyasal oksijen ihtiyacı (mg/L)

TKOİ : Toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (mg/L)

ÇKOİ : Çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı (mg/

AKM : Askıda katı madde (mg/L)

UAKM: Uçucu askıda katı madde (mg/L)

TKN : Toplam kjeldahl azotu

S_S : Kolay ayrışan KOİ konsantrasyonu (mg/L)

S_I : Çözünmüş inert KOİ konsantrasyonu (mg/L)

S_H : Hızlı hidroliz olabilen KOİ konsantrasyonu (mg/L)

X_S : Yavaş ayrışan KOİ konsantrasyonu (mg/L)

X_I : Partiküler inert KOİ konsantrasyonu (mg/L)

X_H : Heterotrofik biyokütle konsantrasyonu (mg/L)

OTH : Oksijen tüketim hızı (mg/L. saat)

V_{bk} :Aşılanan biyokütle hacmi (L)

V_{at} :Atıksu hacmi (L)

Y_H : Heterotrofik biyokütle dönüşüm oranı (mg KOİ/mg KOİ)

b_H : Heterotrofik biyokütle için bozunma katsayısı (1/gün)

b_H' :Ölüm-yenilenme modelinde bozunma katsayısı (1/gün)

μ_{hmax} : Heterotrofik biyokütlenin maksimum spesifik üreme hızı (1/gün)

f_P : Biyokütlenin inert partiküler ürüne dönüşen oranı

X_P : İnert mikrobiyal partiküler ürün konsantrasyonu (mg KOİ/L)

S_0 : Çözünmüş oksijen konsantrasyonu (mg/L)

Q : Debi (m^3/gün)

RAS : Geri devir çamur debisi (m^3/gün)

WAS : Fazla çamur debisi (m^3/gün)

ATU : Allythiourea

F/M :Besi maddesi - mikroorganizma oranı (mg KOİ/mg KSUAKM.gün)

S/X :Besi maddesi – mikroorganizma oranı (mg KOİ/mg KSUAKM)

IAWQ : Uluslar arası su kalitesi kurumu

YSA : Yapay sinir ağı

MLP : Çok katmanlı perceptron

x_n : Girişler

w_{in} : Ağırlık değerleri

b_i : Bias değeri

S_i : Hücreye gelen net girdi

f_i : Aktivasyon fonksiyonu

y_i : Çıkış

α : Momentum katsayısı

ε : Öğrenme katsayısı

e_k : Ağdan elde edilen çıkış ve asıl çıkış arasındaki hata

d_k : Çıkış katmanındaki herhangi bir k nöronunun hedef (istenen) çıkış değeri

y_k : Ağdan elde edilen (asıl) çıkış değeri

δ . Delta

E : Toplam karesel hata

MSE : Karesel ortalama hata

MAPE : Mutlak ortalama yüzde hata

R^2 : Korelasyon katsayısının karesi

1. GİRİŞ

Aktif çamur arıtma prosesi, evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında günümüzde en yaygın kullanılan biyolojik arıtma prosesidir. Aktif çamur prosesinin işletim biçimi, tüm tesisin arıtma giderlerini belirlemesi açısından çok önemlidir. Uygun şartlar altında işletildiğinde, istenen arıtma veriminin sağlanması mümkün olacaktır. Fakat, uygun olmayan işletme koşulları proses verimini etkilemekte ve arıtma verimi istenilen düzeyde gerçekleşmemektedir. Ülkemizdeki atıksu arıtma tesislerinin bir kısmı elverişsiz işletme koşulları sonucu atıl duruma düşmektedir. Bu tesislerin finansmanlarının önemli bir kısmının dış kaynaklardan karşılandığı dikkate alındığında, tesislerinin optimum bir şekilde işletilerek, yüksek çıkış suyu kalitesinin elde edilmesi ile yapılan yatırımların etkin kullanımını daha da zorunlu hale getirmektedir.

Gittikçe artan daha sıkı deşarj standartlarına paralel çıkış suyu kalitesinin yüksek olması ve dolayısıyla alıcı ortam su kalitesinin korunması için; tasarım, optimizasyon çalışmaları ve kapasite artırımı ile sistemin çeşitli işletme şartları altındaki davranışlarının araştırılması günümüzde hem pratik hem de ekonomik olarak matematik modeller kullanılarak dinamik simülasyon çalışmaları ile gerçekleştirilmektedir. Bu alandaki son gelişmeler, başlangıçtaki klasik aktif çamur modelleri yerine, çok bileşenli modelleme yaklaşımlarında yoğunlaşmış bulunmaktadır. Bu modelleme yaklaşımları, hem aktif çamurun sitokiometrik ve kinetik sabitlerin tespitini, hem de atıksuyun daha detaylı karakterize edilmesini gerektirmektedir. Gerçek proses ve simülasyon sonuçlarının birbiriyle uyumu için, atıksuyun ve biyokütlenin karakterizasyonunun mümkün olabildiğince gerçekçi olarak belirlenmesi gerekir.

Atıksuyun fraksiyonlarına ayrılarak detaylı karakterizasyonu, kinetik ve stokiyometrik parametrelerin tayini, esas itibariyle sadece işletme parametrelerinden hareketle elde edilen çok detaylı verilerin olması halinde bile oldukça zordur. Fraksiyon parametreleri, atıksuyun bileşenlerinden ve kanalizasyon sisteminde meydana gelen ön arıtımından etkilenmektedir. Deneysel çalışmalar aynı zamanda, bu parametrelerin atıksu arıtma tesisi girişindeki yağmurlu ve kurak hava dönemlerinde, hafta içi ve hafta

sonlarında, ayrıca gün içerisinde büyük salınım gösterdiğini ortaya koymaktadır. Pratikte karşılaşılan bu durum, gerek detaylı ham atıksu karakteristiği ve gerekse de atıksu debisinin değişimi, birçok atıksu arıtma tesisinde projelendirmeye esas alınan değerlere yeterince yansıtılamamaktadır. Bu ise, arıtma tesisinin gereğinden büyük kapasitede tasarlanmasına veya arıtma sisteminin atıksudaki mevcut kirleticilerin tamamının giderilmesi için yeterli kapasiteyi sağlayamamasına neden olabilmektedir. Bu da, hem ilk yatırım maliyetini hem de işletme maliyetini artırıcı yönde bir etki göstermektedir.

Günümüzde aktif çamur sistemlerinin modellenmesi ve dinamik simülasyonundan bahsedildiğinde, ASM1 modeli (Activated Sludge Model No. 1) ile ilişkilendirme kaçınılmaz olmaktadır. 1987 yılında IAWQ Çalışma grubu tarafından (bugün IWA) ASM1 olarak adlandırılan ve şuanda 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.

Gerek IWA tarafından önerilen gerekse diğer benzeri modeller, arıtma proseslerinin dinamik karakterini mekanistik bir yaklaşımla reaksiyon kinetiği bazında ele alarak; nitrifikasyon, denitrifikasyon ve fosfor giderimini iyi bir şekilde tanımlamaktadırlar. Bu modellerin, çok sayıda deneysel çalışmalarla belirlenmesi gereken detaylı kinetik ve stokiyometrik parametrelere sahip olmaları ve hala bazı zayıflıklarının bulunması, model kalibrasyonunu ve uygulanmasını zorlaştırmaktadır. Ayrıca, literatürde fikir birliği sağlanmış bir standart kalibrasyon konseptinin bulunmayışı da modelin performansının değerlendirilmesini ve diğer çalışmalarla kıyaslanmasını zorlaştırmaktadır.

Son zamanlarda, reaksiyon kinetiği esasına dayalı dinamik simülasyon modellerine alternatif olarak, yapay sinir ağları (YSA) ölçülen işletme verilerden yararlanılarak atıksu arıtma tesisi proseslerinin modellenmesinde kullanılabilmektedir. Modelleme çalışmalarında yapay sinir ağlarının kullanımı, her şeyden önce yoğun laboratuar çalışmalarını, birçok parametrenin zaman alan analitik tanımlanmasını kolaylaştıran öğrenme ve mevcut durum şartlarına kendilerini adapte edebilme yeteneğine sahip olmaları nedeniyle büyük avantaj olarak ön plana çıkmaktadır. YSA,

sağladığı avantajlar ve az sayıdaki sınırlı uygulamaları nedeniyle özellikle atıksu arıtımında büyük bir araştırma potansiyeline sahiptir.

Bu çalışmanın amacı mekanistik model ASM1, yapay zeka yöntemlerinden YSA ve her iki yöntemin kombinasyonu hibrit modelleme yaklaşımının (ASM1 ve YSA) atıksu arıtma tesislerinin arıtma verimlerinin modellenmesinde, işletme parametrelerinin izlenmesi ve kontrolündeki uygulanabilirliği pratik olarak araştırılacak, uygulanabilirlik potansiyelleri belirlenecek ve karşılaştırmalı olarak değerlendirilecektir. Çalışma sonucu elde edilen veriler ışığı altında, bu modelleme yaklaşımlarının atıksu arıtma tesislerinin kararlı bir biçimde işletilebilmesi için proses kontrol ve izlemesi aşamasında ne kadar yararlı ve anlamlı olabileceği araştırılacaktır.

Çalışma kapsamında, öncelikle Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi giriş ve çıkışından on iki gün süresince iki saatlik kompozit atıksu örnekleri alınacaktır. Atıksu örnekleri Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), ASM1 modelinin gerektirdiği gibi karakterize edilecektir. Ayrıca askıda katı madde (AKM) Amonyum azotu; nitrat azotu ve toplam azot konsantrasyonları da laboratuarda tespit edilecektir. Aktif çamura ait kinetik katsayılar (içsel solunum hızı, b_H ve maksimum çoğalma hızı, μ_H) deneysel olarak belirlenecektir. Arıtma Tesisinin matematiksel modeli (ASM1) GPS-X yazılım programı kullanılarak oluşturulacaktır. YSA model geliştirme sürecinde ise aynı dönemi kapsayan tesise ait işletme verileri ve laboratuar analiz sonuçları ile eğitim ve test veri setleri hazırlanacaktır. Bu veri setleri kullanılarak gizli katman ve katmandaki nöron sayısı bazında değişik YSA modelleri oluşturulacaktır. Daha sonra, her iki modelin avantajlarını kullanarak oluşturulan hibrit model ile model tahmin performanslarının iyileştirilmesinin mümkün olup olamayacağı ele alınacaktır. Son bölümde ise arıtma tesisi için birbirinden bağımsız oluşturulan üç modelin (ASM1, YSA ve hibrit model) tahmin sonuçları karşılaştırılmalı olarak birlikte değerlendirilecektir.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. ASM 1 Modeli İle İlgili Çalışmalar

Çok bileşenli modelleme çalışmalarının artmasına paralel olarak atıksu karakteristiği, klasik aktif çamur modellerine kıyasla kolleftif parametreler yerine modellerin gerektirdiği şekilde detaylı olarak ele alındığı çalışmaların sayında da büyük artış olmuştur. Bu konuda gerek ulusal gerekse de uluslararası düzeyde birçok çalışma bulunmaktadır. Ne var ki, çalışma sonuçlarının tam ölçekli tesis uygulamaları karaterizasyon çalışmalarıyla kıyaslandığında sınırlı sayıda kalmaktadır. ASM1 modelinin uygulama alanı bulduğu tam ölçekli bazı çalışmalar ve sonuçları burada özetlenmiştir.

İsviçre'deki Zürich-Werdhölzli (350.000 EN), Zürich-Glatt (110.000 PE) ve Wattwil (20.000 PE) atıksu arıtma tesislerinin atıksuları Siegrist ve Tschui (1992) tarafından ASM1 modeli dikkate alınarak karakaterize edilmiştir. Zürich-Glatt ve Wattwil arıtma tesislerinde kısmi nitrifikasyon, Zürich-Werdhölzli arıtma tesisinde ise tam nitrifikasyon şartlarının hakim olduğu belirtilmektedir. Bu üç atıksu arıtma tesisinden elde edilen veriler yardımıyla oluşturulan modellerde sadece KOİ giderimi ve nitrifikasyon için kalibrasyon ve verifikasyon çalışmaları yürütülerek sonuçları irdelenmiştir. Bir başka çalışma da ise (Leeuw ve ark., 1996) Harlingen (Hollanda) atıksu arıtma tesisi ASM1 modeli esas alınıp SIMBA programı ile modellenerek çeşitli proses modifikasyonlarının verimliliği ele alınmıştır. Tesise başka bir tesisin çamur susuzlaştırma ünitesinden arasıra azotça zengin filtre sularının yanı sıra klorür ve fosfor içeren endüstriyel atıksular da gelmektedir. Model üç haftalık bir zaman diliminde on-line ölçülen parametreler ile kalibre edilmiştir. Ölçüm periyodu boyunca, yağmur suları ve endüstriyel deşarjlardan dolayı tesisin hidrolik ve organik yükü önemli ölçüde salınım göstermiştir. Bu durum çıkışta pik amonyum konsantrasyonlarının oluşmasına sebep olmuştur. Modelin kalibrasyonundan sonra çeşitli proses modifikasyonlarının çıkış

konsantrasyonları üzerine etkisi, maliyetsiz veya az maliyetli (filtre suları ve endüstriyel atıksuların dengelenerek dozlanması, nitrifikasyon tanklarında iyileştirilmiş manüel oksijen kontrolü) ve daha pahalı modifikasyonlar (bütün denitrifikasyon tanklarında mekanik karışım ve otomatik oksijen kontrolü, nitrifikasyon ve denitrifikasyon tanklarının yeniden düzenlenmesi, daha yüksek geri çevrim oranı) olmak üzere iki grupta incelenmiştir. Birinci grup ile çıkış toplam azot konsantrasyonlarında azalma elde edilmesine karşın, 10 mg/L'lik deşarj standartları ikinci grup ile yakalanmıştır.

Arıtma tesisi planlamasında dinamik simülasyonun pozitif etkilerini Dorgeloh ve ark., (1996), Almanya'da iki farklı evsel atıksu arıtma tesisinde ele almışlardır. SIMBA programı, ASM1 modeli bazında simülasyon çalışmalarında kullanılmıştır. Kısmi denitrifikasyon kapasitesine sahip birinci tesiste çamur arıtımı proses sularının yönetimi senaryosunun etkileri değerlendirilmektedir. O_2 konsantrasyonu seviyesinin ayarlanması, her iki tesiste de ortak olarak ele alınan başka bir senaryodur. Her iki tesiste uygulanan senaryolar azot (NH_4-N, NO_3-N) çıkış konsantrasyonlarında iyileşme sağlamasının yanı sıra %10 enerji tasarrufu da sağlamıştır. Çıkış sınır değerlerini sağlamak açısından öngörülen havuz hacminin % 100 artırılmasına da gerek olmadığı yapılan simülasyon çalışmaları neticesinde ortaya çıkmıştır.

Modelin endüstriyel uygulamasını evsel atıksu arıtma tesisi ile birlikte ele aldığı Coen ve ark., (1997), tam ölçekli iki tesisin performanslarını iyileştirmek amacıyla ASM1 ile modellemişlerdir. Her iki tesis, respirometrik ve laboratuar çalışmalarından elde edilen bir aylık ölçüm sonuçları ile kalibre edilmiştir. Endüstriyel atıksu arıtma tesisinin azotça zengin atıksuları ön denitrifikasyon ünitesine sahip bir sistemde arıtılmakta ve dışarıdan karbon ilave edilmektedir. Enerji ve karbon tüketimi ile ilişkili, işletme masraflarını azaltmak amacıyla senaryoya dayalı simülasyon çalışmaları yürütülmüştür. Simülasyon çalışmaları sonucunda, dış karbon kaynağının fazla miktarda dozlandığı, dolayısıyla kontrol edilmesi gerektiği önerilmektedir. % 40 endüstriyel menşeli atıksu arıtan Hoogstraten (Belçika) evsel atıksu arıtma tesisinde ise (45.000 EN) çıkış toplam azot konsantrasyonu kriterlerinin ihlali sonucunda, çeşitli işletme stratejileri geliştirmek için senaryo analizleri yapılmıştır. Çıkış toplam azot konsantrasyonlarının

özellikle hafta sonları sağlanması açısından evsel atıksu arıtma tesisinin biyolojik arıtma ünitesine ek olarak anoksik bir bölge oluşturulması tavsiye edilmektedir.

Ladiges ve ark., (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) çıkış sınır değerlerinin sağlanması olanaklarını araştırmışlardır. Simülasyon çalışmaları SIMBA programı ile ASM1 modeline göre yürütülmüştür. Model kalibrasyonu 14 günlük analizler neticesinde elde edilen 4.000 veri ile gerçekleştirilmiştir. Birbirinden farklı muhtemel 19 çözüm önerisinin etkinliği dinamik simülasyon çalışmaları ile karşılaştırılmış ve değerlendirilmiştir. Çalışmaların neticesinde, çamur arıtımı proses suları depolama tankı hacminin genişletilmesi ile gelecekteki çıkış suyu standartlarının sağlanabileceği ön plana çıkmaktadır. Tesisin mevcut kullanılmayan kapasitesinin etkinleştirilmesi esasına dayanan tesis içi optimizasyon çalışmalarının, klasik yöntemlerle tesisin genişletilmesi karşısında % 75 oranında maliyeti azaltıcı yönde pozitif etki gösterdiği vurgulanmaktadır. Beck ve ark., (2005) tarafından üzüm hasat mevsimi süresince yüksek organik debi salınımından ötürü işletme sorunlarıyla karşı karşıya kalan Beblenheim (Fransa) evsel atıksu arıtma tesisinde (20.000 EN) KOİ giderim veriminin optimizasyonu ve çökeltme havuzu kapasitesinden kaynaklanan performans limitlerini değerlendirmek amacıyla değişik proses akış hattı konfigürasyon ve yönetim stratejileri simülasyon çalışmaları ile karşılaştırılmıştır. Biyolojik proseslerin simülasyonu için ASM1 modeli GPS-X programı ile birlikte kullanılmıştır. Kurak hava ve hasat dönemi için atıksu KOİ fraksiyonları birbirinden bağımsız olarak belirlenmiştir. Hasat dönemi atıksularının büyük oranda biyolojik kolay parçalanabilir KOİ fraksiyonundan (% 85) oluştuğu gözlemlenmiştir. Optimizasyon senaryoları ile ikiden fazla havalandırma havuzu sayısının KOİ giderimini önemli oranda iyileştirmediği, bir reaktör yerine sabit hacimli iki reaktör inşası ile hidrolik optimizasyonun başarılabileceği, ek olarak iki reaktör arasına ikinci bir çökeltim havuzunun inşasının arıtım kalitesini artıracağı, hattın giriş tarafında karıştırılan ve havalandırılan bir dengeleme havuzu kurulmasının pik organik madde kontrolünün yanı sıra arıtımının bu aşamada başlamasını sağlayabileceği sonucuna varılmaktadır.

Geniş bir kabul 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 yaygındır. Genişletilmiş 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 ön denitrifikasyon ünitesi şeklinde genişletilmiştir. Sadece Temmuz-Ekim aylarında nitrifikasyon meydana gelmesinden ötürü, yılın kalan kısmında altı paralel hattın birinde nitrifikasyonun devam ettirilmesi ve nitrifikasyon başlangıcında bu hattan tekrar diğer hatlara besleme yapılması senaryosu tasarlanmıştır. Neticede bahsi geçen senaryonun başarı ile simülasyonun gerçekleştirilebileceği ortaya konmuştur. Ayrıca nitrifikasyon başlangıcında, beslemenin çıkış NH_4-N konsantrasyonunun hızlı bir şekilde düşmesinde az etkili olduğu görülmüştür. Modifiye ASM 1 modeli ile Carucci ve ark., (1999) tarafından azot giderimi gerçekleştirilen büyük ölçekli Roma-Est (800.000 EN) aktif çamur arıtma tesisi modellemiştir. Model kalibrasyonunda 1 aylık günlük ortalama değerler kullanılmıştır. Giriş atıksu substrat fraksiyonlarını karakterize etmek ve kinetik parametrelerini hesaplamak için fiziksel-kimyasal metot yanında respirometrik testler de yürütülmüştür. Biyolojik kolay parçalanabilir KOİ (S_S), respirometrik deneylerde % 8 iken fiziksel-kimyasal metotta ise % 15 olarak bulunmuştur. Simülasyon, atıksu arıtma tesisi akış şeması ve işletme şartları değiştirilmek suretiyle tesis operatörlerinin ihtiyaçlarına göre yapılmıştır. Sonuçlar, üç hat yerine iki hat ile arıtım yapılması ihtimalin işletmede büyük bir iyileşme sağladığını göstermektedir. Bunun yanı sıra, ne ilk çökeltim tankının kullanımı ne de havalandırılmış çamurun anoksik üniteye olan iç çevrimi kullanışlı gözükmemektedir.

Tam ölçekli başka bir uygulamada ise, Kungsängen (İsveç) evsel atıksu arıtma tesisinde aktif çamur modellemesi için atıksu karakterizasyonunun basitleştirilmesi olanakları Xu ve Hultman (1996)'ın çalışmasında araştırılmıştır. ASM1 modelinin az genişletilmiş versiyonu EFOR paket bilgisayar programı ile birlikte kullanılmıştır. Kalibrasyon işlemi, kararlı hal ve dinamik simülasyon olmak üzere iki aşamada gerçekleştirilmiştir. Atıksu karakterizasyonu için sadece Oksijen Tüketim Hızı (OTH)

ölçümleri ve Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) analizleri gerektiren oldukça basit bir prosedür önerilmektedir. Printemps ve ark., (2004), Tougas (Fransa) atıksu arıtma tesisini (600.000 EN) genişletilmiş ASM1 modeli ile WEST® paket programını kullanılarak modellemişlerdir. Su sıcaklığının atıksu kinetiğine olan etkisi, düşük alkalinite konsantrasyonunun nitrifikasyon üzerine etkisinin yanı sıra, toplam askıda katı maddenin (TAKM) özel bir fraksiyonu da modele dahil edilmiştir. Biyolojik arıtma ünitesi oksidasyon hendeğinden oluşan tesis için iki farklı model oluşturmuşlardır. Birinci modelde yedi biyolojik hat, tek bir hatta birleştirilerek basit bir şekilde modellenmesine karşın, ikinci model tahmin dört biyolojik hat olarak daha detaylı olacak bir biçimde modellenmiştir. Çıkış amonyum, nitrat konsantrasyonları ve günlük çamur çekme sonuçları dikkate alınarak üç aylık bir zaman aralığında kalibrasyon ve validasyon yapılmıştır. Amonyum ve nitrat konsantrasyonları her iki modelde de birbirine yakın bir biçimde tahmin edilmiştir. Fakat, günlük çamur çekme miktarları dikkate alınarak yapılan hata kıyaslamasında, basit model ile yürütülen simülasyon çalışmaları sonucunda elde edilen hata değerlerinin, detaylı modelde bazı hatlarda arttığı görülmüştür. Buna karşın her bir hattın birbirinden farklı yüklenerek işletildiği dikkate alındığında detaylı model ile elde edilen sonuçların daha güvenilir olduğu ortaya konmaktadır.

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 türlerinin ölçümü esas alınarak bunların kalibrasyon esnasındaki etkisi incelenmiştir. Her birinde de farklı 3 tane durumunun kalibrasyon üzerine etkisi incelenmiştir. Bu üç durum şu şekildedir: 30 ML/gün'lük debiye sahip klasik aktif çamur arıtma tesisi, aylık veriler yardımıyla öncelikle kararlı hal ve daha sonra da günlük veriler ile dinamik olarak kış ve yaz ayları için modellenmiştir. Kararlı hal model kalibrasyonu esnasında gerçek katı alı konma süresi ile simülasyon sonuçları arasında büyük fark olduğu gözlenmiştir. Katı madde kütle dengesi hesapları sonucunda çamur atma programı düzeltilmiştir. 950ML/gün'lük debiye sahip klasik aktif çamur arıtma tesisinde giriş atıksu KOİ fraksiyonlarının tespiti için ölçümler yapılmıştır. Bu

veriler, gelecekte tesisin genişletilmesi durumunda tesis performansının simülasyonu için modeli kalibre etmek için kullanılmıştır. 85 ML/gün'lük debiye sahip klasik aktif çamur arıtma tesisindeki karalı hal ve dinamik kalibrasyon çalışmaları yürütülmüş ve neticede çıkış nitrat konsantrasyonu hariç KOİ, amonyum ve fosfor konsantrasyonlarının başarılı bir şekilde simülasyonu ortaya konmuştur. Eksik katı madde kütle dengesi envanterinin yanlış katı madde alıkonma süresi (STR) tahminlerine öncülük yapabileceği, KOİ fraksiyonlarının eksik ve yetersiz tanımlanmasının tesisin katı madde yükünün olduğundan daha az tahminine aynı şekilde arıtma ve havalandırma kapasitesinin tahmin edilenden daha yetersiz tasarımına, azot türlerinin ve KOİ fraksiyonlarının yetersiz tespitinin azot giderimine ilişkin proses tasarımını engelleyebileceği nasıl bir şekilde engelleyebileceği kalibrasyon çalışmaları esnasında ele alınarak incelenmiştir.

Ülkemizde'de tam ölçekli Atıksu arıtma tesislerinin modellenmesi ile ilgili olarak yapılan modelleme çalışmaları son yıllarda artmaya başlamıştır. Nuhoglu ve ark., (2005), Karosel tip havalandırma tankına sahip Erzincan kenti evsel atıksu arıtma tesisini (124.000 EN) ASM 1 ile GPS-X simülasyon yazılımını kullanarak modellemişlerdir. Giriş atıksu karakterizasyonunda respirometrik metot kullanmıştır. 42 günlük ortalama değerlerin model girdisi olarak kullanıldığı çalışmaların neticesinde, sadece dört model parametresini değiştirerek tesis çıkışındaki karbonlu, azotlu ve partiküler madde konsantrasyonlarının dinamik simulasyonu gerçekleştirmişlerdir. Gökçay ve Sin (2004)'de Ankara Merkezi atıksu arıtma tesisi ön çökeltme tankı atıksularını kış şartlarında kimyasal ve respirometrik metotla karakterizasyona tabi tutarak bir günlük veriler ışığı altında ASM1 modelini SSSP programını kullanarak kalibre etmişlerdir. Kalibrasyon ve test aşamasında sadece çıkış KOİ, havalandırma tankı MLSS ve OTH değerleri dikkate alınmıştır. OTH tahmin değerlerinin sağlanması için model oksijen bileşenine bir düzeltme faktörü eklenerek modifikasyon önerilmiştir.

2.2. YSA Uygulamaları İle İlgili Çalışmalar

Yapay sinir ağlarının (YSA) bir modelleme tekniği olarak atıksu arıtımında kullanılmasına yönelik çalışmalar, 1990'lı yıllara kadar uzanmaktadır. Becher ve ark., (1994) tarafından Chemnitz-Heinerdorf (Almanya) pilot arıtma tesisinin (10.000 EN) biyolojik arıtma ünitesi girişinde 3 hafta süresince iletkenlik, bulanıklık, redoks potansiyeli 2 saatlik kompozit numunelerde tayin edilerek, giriş $BOİ_5$ konsantrasyonları tahmin edilmiştir. Sonuçlar, gerçek değerler ile tahmin değerleri arasında iyi bir örtüşme olduğunu ortaya koymuştur.

Winkler ve ark., (1995), Chemnitz-Heinerdorf (Almanya) pilot arıtma tesisin (10.000 EN) azot giderim ünitesinde, yapay sinir ağları yardımıyla dinamik bir simülasyon modeli geliştirmişlerdir. Proses verileri, dört haftalık ölçümlerden elde edilmiştir. Giriş, denitrifikasyon ve nitrifikasyon ünitelerinin çıkışında NH_4-N ve NO_3-N parametleri 2 saatlik kompozit numunelerde tespit edilmiştir. Bunların yanı sıra giriş debisi, geri devir ve geri devir çamur miktarları da ölçülmüştür. 6 farklı veri grubunda, yağmurlu hava verilerinin dahil olduğu tüm veriler (Varyasyon-1) ve sadece kurak hava verileri (Varyasyon-2) dikkate alınarak 11 model oluşturulmuş ve optimum YSA yapısı tespit edilmiştir. Backpropagation (geriye yayılım) ve Radial Basic Funktion Network (RBFN) yapılarının daha iyi sonuçlar verdiği belirlenmiştir. Varyasyon-2 model simülasyon sonuçlarının Varyasyon-1'e göre daha iyi olduğu tespit edilmiştir. Varyasyon-1 için korelasyon katsayısı(R), minimum yüzde hata, ortalama yüzde hata ve maksimum yüzde hata sırasıyla 0,87, % 0.00, % 4.4 ve %50,2 olmasına karşın varyasyon 2'de 0.89, % 0.00, % 3.8 ve %28,7 olarak bulunmuştur.

Almanyadaki bir başka çalışmada ise, Siegen yakınlarındaki evsel bir atıksu arıtma tesisinde (12.000 EN) Häck ve ark., (1996) tarafından yürütülen bir çalışmada, on-line ölçüm analizatörlerinin eksik verilerinin YSA kullanarak tamamlanabileceği gösterilmiştir. Bu bağlamda arıtma tesisi girişinde, havalandırma tankında ve çıkışta pH, iletkenlik, bulanıklık, redoks potansiyeli, KOİ, NH_4-N ve NO_3-N parametreleri, 2 haftalık bir dönem için sürekli olarak ölçülmüştür. İlk hafta verileri modelin eğitimi,

diğer veriler ise model testi için kullanılmıştır. Giriş KOİ, NH_4-N konsantrasyonları ile havalandırma tankı NH_4-N ve NO_3-N konsantrasyonları MLP modeli ile tahmin edilmiştir. Model performansının göstergesi olarak, ortalama yüzde hata sırasıyla %7.4, %9.2, %16, %27 olarak bulunmuştur. Diğer yandan korelasyon katsayısı (R) giriş KOİ konsantrasyonları için 0.92 iken havalandırma tankı NH_4-N ve NO_3-N konsantrasyonları için 0.91 ve 0.82 olarak hesaplanmıştır.

Zhao ve ark., (1999), ardışık kesikli reaktörde (SBR) yürüttükleri bir çalışmada, ASM2, basitleştirilmiş proses modeli (SPM), basitleştirilmiş proses modeli (SPM) - yapay sinir ağı (ANN) hibrid modeli vasıtasıyla azot ve fosfor konsantrasyonu simülasyon sonuçlarını kıyaslamıştır. ASM2 fosfor giderimini de dikkate alan detaylı bir model karşın bu çalışmada, SPM SBR proses bilgisinden yararlanılarak ASM2 modelinin basitleştirilmiş şekli olarak ortaya konmuştur. Çoğu zaman bu iki model ile yaklaşık değerler elde edilmesine karşın proses değiştiğinde yeni kalibrasyon gerektiği vurgulanmıştır. En iyi sonuçlar, mekanistik model ve yapay sinir ağlarının avantajlarını bünyesinde barındıran hibrid model ile elde edilmiştir.

Gontarski ve ark., (2000), Brezilya'da saf terefitalic asit üreten bir kimya endüstrisinin atıksularının çıkış Toplam Organik Karbon (TOK) konsantrasyonlarını, backpropagation (geriye yayılım) eğitme algoritması ve delta-bar-delta eğitme kuralı kullanarak YSA ile modellemiş ve hassasiyet analizleri yapmıştır. Seri bağlı üç havalandırma tankı ve çökeltme tankından oluşan aktif çamur ünitesinden elde edilen giriş pH, Toplam Organik Karbon (TOK), debi, geri devir debisi oranı, havalandırma tankı TOK, çamur konsantrasyonu (MLSS), Çözünmüş oksijen (ÇO), ortalama çamur yaşı (θ_c) verileri modelin eğitiminde kullanılmıştır. Eğitim ve test esnasındaki ortalama korelasyon katsayıları (R) sırasıyla 0.98 ve 0.97 olarak bulunmuştur. Oliveira-Esquerre ve ark., (2004), Brezilyadaki bir kağıt endüstrisi atıksularının arıtıldığı havalandırmalı lagün giriş ve çıkış BOİ değerlerini geliştirdikleri model yardımıyla tahmin etmeye çalışmışlardır. Çalışmaları esnasında iki farklı data grubunda farklı modeller denemelerine rağmen en iyi sonucu MLP ile elde etmişlerdir. Test datalarında giriş BOİ için R^2=81,3 çıkış BOİ için ise R^2=69,7 sonuçları ile havalandırmalı lagün BOİ konsantrasyonlarının dinamik olarak modellenebileceğini ortaya koymuşlardır.

Kahire'deki (Mısır) merkezi atıksu arıtma tesisin değişik kademelerinde 10 ay boyunca yürütülen BOİ ve AKM konsantrasyonu ölçüm sonuçları Hamed ve ark., (2004) tarafından kullanılarak, yapay sinir ağları ile bu iki parametrenin atıksu arıtma tesisi çıkış konsantrasyonları modellenmiştir. Dört ayrı grup data için yapılan modelleme de MLP (çok katmanlı perseptron) ağ yapısı ve backpropagation (geriye yayılım) öğrenme algoritması seçilmiştir. YSA ve lineer regresyon modellerinin karşılaştırıldığı çalışmada, en iyi model sonuçlarının YSA ile ön çökelteme tankı çıkışı verilerinin modele dahil edilmesiyle elde edildiği gözlenmiştir. Test datalarında BOİ ve AKM için sırasıyla korelasyon katsayısı karesi (R^2) 0.63 - 0.81 ve 0.45 - 0.65 arasında bulunmuştur. Başka bir çalışmada ise Grieu ve ark., (2005), Sain Cyprien (Fransa) atıksu arıtma tesisinde (80.000 EN) online olarak yıl boyunca ölçülen arıtma tesisi giriş debisi (Q_{in}), hava debisi (Q_{air}) ve çözünmüş oksijen (ÇO) parametrelerini ön veri işlemeye tabi tutmak suretiyle öncelikle giriş KOİ ve NH_4-N sonrasında da tüm giriş parametrelerini kullanarak çıkış KOİ ve NH_4-N konsantrasyonlarını tahmin etmişlerdir. MLP (çok katmanlı perseptron) ağ yapısında çeşitli eğitme algoritmaları seçilmesine rağmen Levenberg-Marquart eğitme algoritması daha hızlı ve robust (kararlı) olarak kendini göstermiştir. Modelin test safhasında KOİ ve NH_4-N konsantrasyonlarının giriş ve çıkıştaki ortalama yüzde hataları (average relative error) iki ayrı data grubunda sırasıyla % 9.8-13.3, % 12.8-14 ve % 13.9-15.2, % 15.7-6.6 arasında kalmıştır.

Ülkemizdeki bir uygulamada ise Onkal-Engin ve ark., (2005), atıksu kokusu ve BOİ parametrelerinden hareketle, YSA modelleme tekniği ile veri grubunun birinde koku sınıflandırılmasını diğerinde ise koku ve BOİ arasındaki ilişkiyi yüksek korelasyon katsayılarına ulaşan değerler (R=0.93) ışığında ortaya koymuşlardır. Bu noktadan hareketle, modelin değişen atıksu arıtma tesisi şartlarına adaptasyonu neticesinde elektronik burun (electronic nose) verileri yardımıyla online BOİ konsantrasyonlarının kolaylıkla izlenebileceği vurgulanmıştır.

3. ASM VE YSA MODELLERİ

3.1. Modelleme ve Simülasyon

Matematiksel model, modellenecek sistemdeki değişkenler arasındaki ilişkinin, cebirik eşitlikler, diferansiyel eşitlikler ya da diferansiyel eşitlik sistemi halindeki matematiksel yapılara taşınmasıdır (Gujer ve ark., 1997; Ahnert ve Kühn, 2001). Simülasyon ise, matematiksel bir modelle yürütülen deneysel çalışmalardır. Mevcut olmayan bir sistem üzerinde veya mevcut bir sisteme müdahale etmeden çalışmak, zaman alan ve pahalı uygulamaları daha kısa sürede ve ekonomik bir şekilde yürütmek simülasyon çalışmalarının esas amaçları arasındadır (Otterpohl, 1995). Günümüzde özellikle gelişmiş bilgisayar donanım ve yazılımları sayesinde matematiksel tabanlı proses simülasyonu bütün mühendislik dallarında başarıyla kullanılmaktadır (Coen ve. ark., 1996; Copp, 2002).

Aktif çamur sistemlerinin simülasyonu büyük oranda evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinin tasarımında ve tasarımlarının değiştirilmesinde kullanılmaktadır. Tasarım aşamasında off-line simülasyon söz konusu olmaktadır. Arıtma tesisinin iletilmesi aşamasında hem off-line hem de on-line simülasyon çalışmaları yürütülebilmektedir. On-line simülasyon da simülasyon programı sürekli olarak arıtma tesisi otomasyon sistemine bağlı bulunmakta ve ölçüm değerleri on-line analizatörler tarafından sağlanmaktadır. Daha çok prosesin izlenmesi için kullanılmaktadır. Fakat bu konuda yapılan uygulamalar kısıtlıdır. Simülasyon çalışmaları aynı zamanda eğitim ve araştırma amaçlı olarak da kullanılmaktadır (Otterpohl, 1995; Gujer ve ark., 1997; Egemen ve ark., 1998; Ahnert ve Kühn, 2001; Morgenroth ve ark., 2002).

Atıksu arıtma tesisleri, temelde mümkün olmasına karşın hiçbir zaman simülasyon sonuçlarına göre boyutlandırılmamaktadır. Ünite boyutlarının ilk tespiti genellikle klasik boyutlandırma kriterleri yardımıyla belirlenmekte ve dinamik simülasyon ile seçilen kritik şartlar için tesisin boyutu ve işletme şekli, analiz edilmekte ve maksimum

faydanın sağlanacağı şartlar test edilmektedir. Farklı tasarım alternatiflerinin değerlendirilmesi ve mevcut kapasitenin artırılmasının aşamasında da kullanılarak, muhtemel tesis performansının tahmin edilmesi açısından kolaylık sağlamaktadır (Niemann ve 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.

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

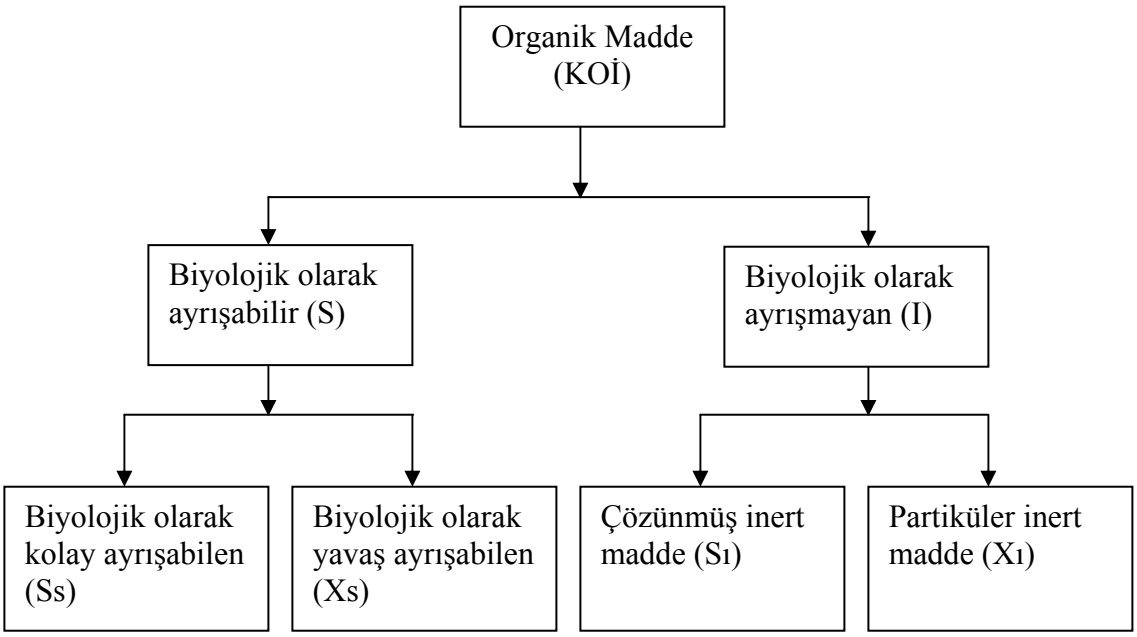
Aktif çamur sistemlerinin modellenmesi ve dinamik simülasyonundan bahsedildiğinde, ASM1 modeli (Activated Sludge Model No. 1) (Henze ve ark., 1987) ile ilişkilendirilme kaçınılmaz olmaktadır. 1987 yılında Uluslararası Su Kirliliği Araştırma ve Kontrolü Birliği IAWPRC (bugün IAWQ) çalışma grubu tarafından ASM1 olarak adlandırılan ve şuanda 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.

Her ne kadar son zamanlarda bu Çalışma Grubuna ait diğer modeller ASM2 (Henze ve ark., 1995), ASM2d (Henze ve ark., 1999) ve ASM3 (Gujer ve ark., 1999) yayınlanmış olsa da 1 No'lu model, evsel atıksular için tek çamurlu sistemlerde karbonlu madde ve azotlu madde giderimini başarılı bir biçimde ortaya koyan ve en geniş kabul gören modeldir. Bu model 13 bileşen ve 8 tane prosesten oluşan kapsamlı bir modeldir (Weijers ve Vanrolleghem, 1997; Lindberg, 1997; Larrea ve ark., 1992; Nuhoğlu ve ark., 2005; Weijers, 2000).

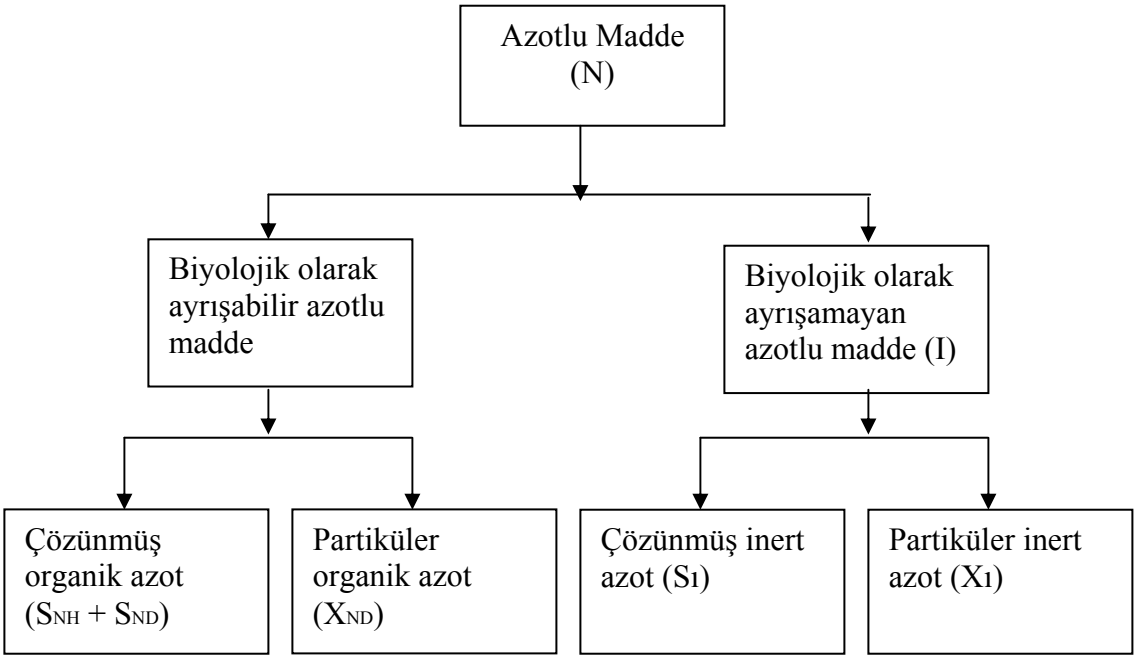
3.2.1. Modelde yer alan karbonlu ve azotlu maddelerin sınıflandırılması

Atıksu karekterizasyonu, aktif çamur prosesi tasarım ve modellemesinde en kritik aşamalardan bir tanesidir. Modelde organik madde için biyokütle, organik madde ve electron alıcısı ile bağlantı kurmaya imkan vermesi bakımından KOİ seçilmiştir. Ayrıca çeşitli azot türleri ve alkalinite haricinde tüm konsantrasyonlar mg KOİ/L olarak verilmektedir. Çözünebilir bileşikler S sembolüyle, çözünemeyenler ise X ile gösterilmiştir. B, S, ve O alt indisleri ise sırasıyla biyokütle, substrat ve oksijeni göstermek için kullanılmaktadır. (Henze, 1992; Orhon ve Çokgör, 1997).

ASM1'de atıksuyun karakterizasyonunu tatmin edici bir şekilde yansıtmakta yetersiz kalan kollektif parametreler bazında yapılan ölçümler yerine, atıksu içeriği (KOİ, azotlu bileşikler) fraksiyonlara ayrılmaktadır. Modeldeki en önemli ayrım, organik maddenin biyolojik olarak parçalanan (S) ve biyolojik olarak parçalanamayan madde (I) şeklinde iki ana grupta tanımlanmasıdır. Biyolojik olarak parçalanan maddeler, biyolojik olarak kolay parçalanan (S_S) ve yavaş parçalanan (X_S) ve biyolojik olarak parçalanamayan maddeler de, inert çözünebilir (S_I) ve inert Partiküler (X_I) olarak iki alt fraksiyona ayrılmaktadır. Bu ayrım atıksu arıtma tesislerinin tasarımında belirleyici bir büyüklük olmaktadır. Ayrıca yürütülen modelleme ve simülasyon çalışmalarının sonuçlarını da önemli ölçüde etkilemektedir (Bornemann ve ark., 1998; Vestner ve Günthert 2001; Baeza ve ark., 2002). Şekil 3.1 ve Şekil 3.2'de sırasıyla karbonlu ve azotlu maddelerin sınıflandırılması gösterilmiştir.



Şekil 3.1. Karbonlu maddelerin sınıflandırılması (Orhon ve Artan, 1994; Petersen, 2000).



Şekil 3.2. Azotlu maddelerin sınıflandırılması (Orhon ve Artan, 1994; Petersen, 2000).

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 nispeten daha kompleks moleküllerden oluşmaktadır. Bu tip substrat kullanılmadan önce hücre dışında tutulur ve biyolojik olarak kolay parçalanabilen substrata dönüştürülür. Bu dönüşüm olayında (Hidroliz) enerji kullanımı olmadığı ve dolayısıyla electron alıcı kullanımınında olmadığı kabul edilmektedir. Biyolojik olarak yavaş ayrışabilen substratın spesifik hidroliz hızı ve biyolojik olarak kolay ayrışabilen substrattan önemli ölçüde azdır. Bu nedenle, Xs substrat olarak yalnız başına bulunduğunda biyokütle üremesi için hız sınırlayıcı faktör haline gelir.

Biyolojik olarak parçalanamayan organik madde ise biyolojik olarak inert olup, aktif çamur sisteminden yapı olarak değişmeden geçmektedir. Biyolojik olarak inert olan organik madde ikiye ayrılmaktadır.

Inert çözülebilir organik madde (Sı):

Sisteme girdiği konsantrasyonda sistemi terk etmektedir.

Inert askıda organik madde (Xı):

Aktif çamurun yapısında tutunmakta ve çamur atımı yolu ile sistemden uzaklaştırılmaktadır. Atılan çamur debisi, giriş suyu debisinden küçük olduğundan kurulan kütle dengesinde sistemdeki Xı konsantrasyonunun 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:

Bu grubun içine amonyum azotu (S_{NH}) (serbest bileşen ve tuzları), çözünebilir organik azot (S_{ND})ve partikül haldeki organik azot girmektedir. Partikül halindeki organik azot, biyolojik olarak yavaş ayrışan organik maddenin hidrolizine paralele olarak çözünebilir organik azota hidrolize olmaktadır. Çözünebilir organik azot ise heterotrofik bakteri tarafından kullanılmakta ve amonyum azotuna çevrilmektedir. Amonyum azotu heterotrofik biomas sentezi için azot kaynağı olarak görev yapmakta ve ototrofik nitrifiye edici bakterilerin üremesi için de enerji kaynağı görevini yerine getirmektedir. Basitleştirme gayesiyle, amonyum azotunun nitrat azotuna olan dönüşümü, oksijene ihtiyaç duyan tek kademeli proses olarak ele alınmaktadır. Oluşan nitrat, anoksik şartlar altında heterotrofik bakteriler için son elektron alıcı olarak rol oynar. Hem ototrofik hem de heterotrofik hücrelerin bozunmasıyla tekrar döngüye girebilen partiküler haldeki organik azot açığa çıkmaktadır.

Biyolojik olarak ayrışmayan azotlu maddeler:

Bu maddelerin partiküler kısmı biyolojik olarak ayrışmayan partiküler KOİ ile birlikte ele alınır. Çözünebilir kısım ise genelde ihmal edilebilecek kadar küçük olup modele dahil edilmemiştir.

3.2.2. Modelde kullanılan parametreler

IAWQ Çalışma Grubu 1 No'lu modelinin pratikte yararlı olarak kullanılabilmesi için model parametrelerinin bilinmesi gereklidir (Vanrolleghem ve ark., 1997; Spanjers ve ark., 1996; Spanjers ve ark,. 1998; Kappeler ve Gujer, 1992). Model, 5 adet kinetik ve 14 adet stokiyometrik olmak üzere toplam 19 parametreden oluşmaktadır. Bu parametrelerin 10 ve 20 °C deki değerleri ve değer aralıkları Çizelge 3.1'de verilmiştir.

Çizelge 3.1. ASM1 modelinde kullanılan parametrelerin sıcaklıkla değişimi (Jeppsson,1996)

Parametreler	Sembol	Birimi	20 ^{0}C	10 ^{0}C	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	f_p	---	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/m^3	20	20	5-225
Heterotroflar için oksijen yarı doygunluk katsayısı	$K_{O,H}$	gr O_2/m^3	0.2	0.2	0.01-0.2
Denitrifikasyon yapan heterotroflar için nitrat yarı doygunluk katsayısı	K_{NO}	gr NO_3-N/m^3	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	η_g	---	0.8	0.8	0.6-1
Anoksik koşullarda hidroliz için düzeltme faktörü	η_h	---	0.4	0.4	-
Maksimum spesifik hidroliz hızı	k_h	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	μ_{Amax}	1/gün	0.80	0.3	
Otorotrofik biyokütle için amonyak yarı doygunluk sabiti	K_{NH}	gr NH_3-N/m^3	1	1	-
Otorotrofik biyokütle için oksijen yarı doygunluk sabiti	$K_{O,A}$	gr O_2/m^3	0.4	0.4	0.4-2
Amonyaklaşma hızı sabiti	k_a	m^{3}KOİ/gr.gün	0.08	0.04	-
Otorotrofik biyokütle için bozunma katsayısı	b_A	1/gün	0.2	0.1	0.05-0.2

3.2.3. 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 esasına dayanan 8 adet proses yer almaktadır. Modelin akış diyagramı Şekil 3.4'de, matris şeklinde gösterimi ise Çizelge 3.2'de verilmiştir. Çizelge 3.2'de gösterilen bu prosesler aşağıda kısaca açıklanmaktadır.

Heterotrofların aerobik olarak çoğalması:

Çizelge 3.2'nin 1. satırında yer alan aerobik heterotrofik çoğalmada biyolojik olarak kolay parçalanabilir substrat ve oksijen tüketilmektedir. Çoğalma hızı her iki bileşene Monod tipinde bir ifadeyle bağlıdır. Modelde biyolojik olarak kolay parçalanabilir substratın büyüme ile orantılı olduğu da dikkate alınmaktadır. Amonyum azotu da yeni hücrelerin sentezi için azot kaynağı olarak kullanılarak hücre yapısına katılmaktadır.

Heterotrofların anoksik olarak çoğalması:

Çizelge 3.2'nin 2. satırında ise nitrat azotunu elektron alıcısı olarak tüketen heterotroflar anoksik çoğalması yer almaktadır. Aerobik büyümede olduğu gibi biyolojik olarak kolay parçalanabilir substrat tüketilmekte ve amonyum azotu, azot kaynağı olarak hücre sentezinde kullanılmaktadır. Anoksik çoğalmanın hız ifadesinde kolay ayrışan substratın etkisi, aerobik çoğalma ile aynı olarak verilmektedir. Fakat, aerobik şartlara kıyasla anoksik substrat gideriminin daha yavaş gerçekleştiği bilinmektedir. Modelde bu etkiyi yansıtabilmek için η_g (<1) düzeltme faktörü ifadeye ilave edilmiştir. Oksijen varlığında anoksik çoğalmanın inhibisyon etkiside hız ifadesinde dikkate alınmaktadır.

Ototrofların aerobik olarak çoğalması:

Ototrofların aerobik olarak çoğalma prosesesi Çizelge 3.2'nin 3. satırında yer almaktadır. Nitrifiye edici mikroorganizmaların çoğalması için enerji kaynağı olarak

çözünmüş amonyum azotu ve oksijen tüketilmekte ve proses sonunda ototrofik biyokütle ve nitrat azotu oluşmaktadır. İlaveten, amonyum azotunun belirli bir kısmı da hücre sentezi için azot kaynağı olarak hücre bünyesine alınmaktadır. Prosesin amonyum azotu ve oksijen ile bağlantısı Monod tipindeki ifadelerle gösterilmektedir. Ototrofların aerobik çoğalmasının atıksuyun pH değerinden etkilendiği bilinmesine rağmen bu durum biyoreaktör içindeki mevcut pH değerinin tahmin edilmesinin zorluğu nedeniyle hız ifadesinde dikkate alınmamaktadır. pH ile ilgili herhangi bir problem, alkalinite ifadesinin kullanılmasıyla kontrol edilebilmektedir.

Heterotrofik biyokütlenin bozunması:

Heterotrofik biyokütlenin bozunması Çizelge 3.2'nin 4. satırında yer almaktadır ve ölüm-yenilenme konseptine göre modellenmiştir. Heterotrofik bozunmayı temsil eden katsayı (b_H) klasik bozunma (içsel solunum) katsayısından kavram ve büyüklük olarak farklıdır. Bu durumda bozunma mikroorganizmanın inert partiküler ürünler ve biyolojik olarak yavaş ayrışan substrat kombinasyonuna dönüşmesine neden olmaktadır. Ölüm-yenilenme konseptindeki bozunma sürecinde elektron alıcısı (O_2 ve NO_3^- gibi) kullanılmamakta ve KOİ giderilmemektedir. b_H elektron alıcısının cinsinden ve konsantrasyonundan etkilenmemektedir.

Ototrofik biyokütlenin bozunması:

Bu proses de heterotrofik biyokütlenin bozunmasıyla aynı şekilde modellenmektedir.

Çözünmüş organik azotun amonifikasyonu:

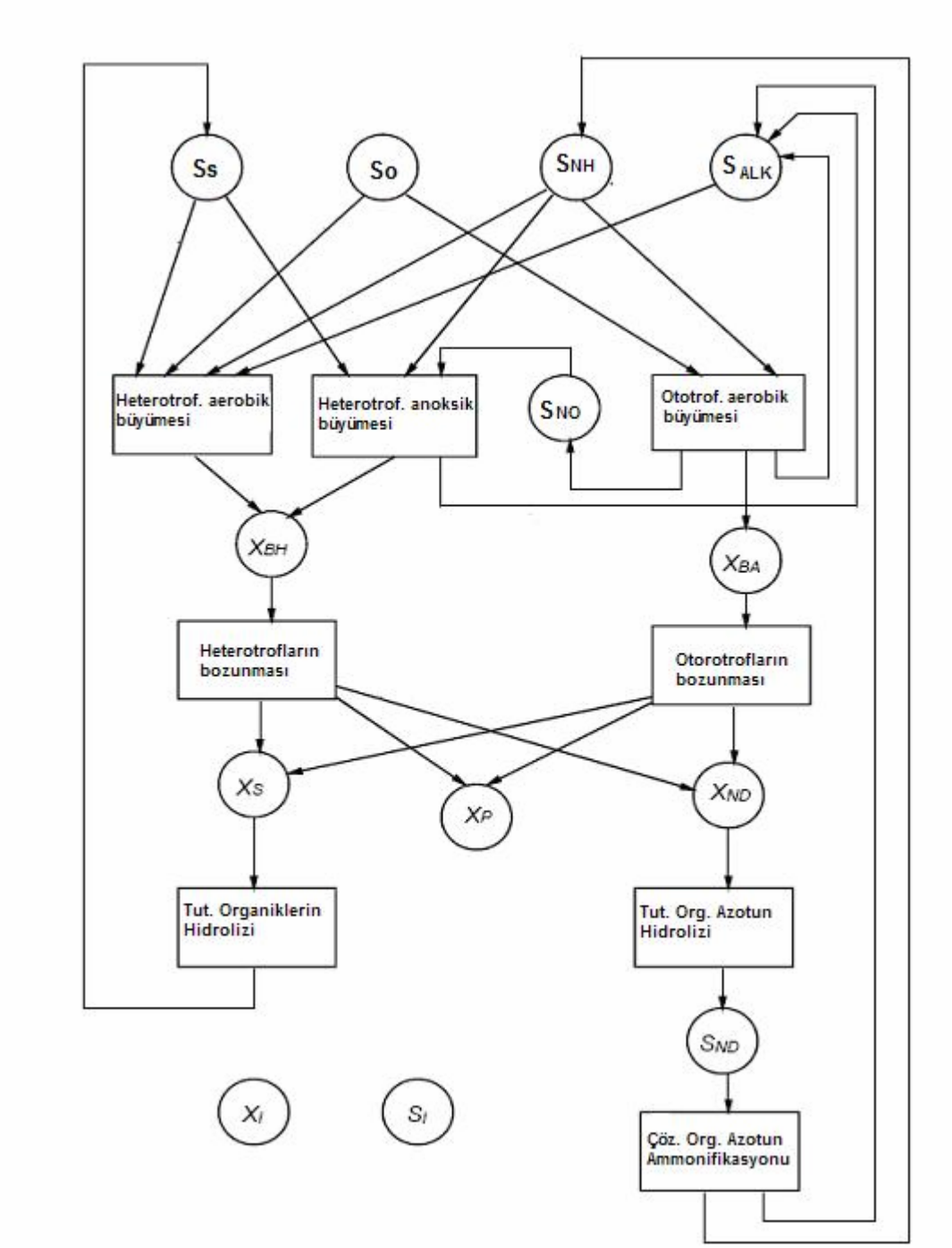
Çizelge 3.2'nin 6. satırda yer alan bu proseste, aktif heterotrofik organizmalar, birinci mertebeden gerçekleşen bir reaksiyonla biyolojik olarak ayrışabilir çözünmüş organik azotu, amonyum azotuna dönüştürmektedir. Hidrojen iyonlarının tüketildiği bu reaksiyon alkalinite değişimine neden olmaktadır.

Tutulmuş organik maddelerin hidrolizi:

Çizelge 3.2'nin 7. satırda yer alan bu proseste, çamur kütlesi içinde tutulan biyolojik olarak yavaş ayrışabilir substrat, hücre dışı enzimler vasıtasıyla kolay ayrışan substrata dönüştürülmektedir. Hidroliz konusundaki araştırma ve bilgi birikimi yeterli olmamakla beraber, bu prosesle ilgili bazı temeller oluşturulmuştur. Bunlardan birincisi, hidroliz hızının aktif heterotrofik biyokütleye birinci dereceden bağımlı olduğudur. Diğeri ise hidroliz hızı ile X_S/X_{BH} arasındaki ilişkinin monod tipindeki bir fonksiyonla açıklanabilmektedir. Biyokütleye oranla tutulmuş organiklerinin miktarının artmasıyla doygunluğa ulaşmaktadır. Anoksik şartlarda hidroliz hızı aerobik şartlarla kıyaslandığında azalmaktadır. Bu etki η_h (<1) düzeltme faktörü eklenerek dikkate alınmıştır. Hidrolizin sadece aerobik ve anoksik şartlarda meydana geldiği, anaerobik şartlarda hidroliz hızının sıfıra yaklaştığı kabul edilmektedir.

Tutulmuş organik azotun hidrolizi:

Çizelge 3.2'nin 8. satırında yer alan organik azotun hidrolizi, organik azotun yavaş ayrışan substratta homojen olarak dağıldığı kabul edilerek, hız yavaş ayrışan substratın hidroliz hızıyla orantılı olarak modellenmiştir.



Şekil 3.3. ASM1 modeli akış diyagramı (S_S, Biyolojik olarak kolay ayrışabilen organik madde; S_o, 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 parçalanabilir organik madde; X_p, Biyokütle bozunmasıyla ortaya çıkan partiküler ürünler; X_{ND}, Biyolojik olarak parçalanabilir partiküler organik azot; S_{ND}, Biyolojik olarak parçalanabilir çözünmüş organik azot; X_I, Partiküler yapıdaki inert organik madde; S_I, Çözünebilir inert organik madde).

Çizelge 3.2. ASM1 Modelinin Matris şeklinde gösterimi (Henze ve ark., 1987).

Bileşen → / i		1 S_I	2 S_S	3 X_I	4 X_S	5 X_{BH}	6 X_{BA}	7 X_P	8 S_O	9 S_{NO}	10 S_{NH}	11 S_{ND}	12 X_{ND}	13 S_{ALK}	Proses Hızı , ρ_i $(ML^{-3}T^{-1})$
j	Proses ↓														
1	Heterotrofların aerobik üremesi		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H\left(\frac{S_S}{K_S+S_S}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OH}+S_O}\right)X_{BH}$
2	Heterotrofların anoksik üremesi		$-\frac{1}{Y_H}$			1				$-\frac{1-Y_H}{2.86\,Y_H}$	$-i_{XB}$			$\frac{1-Y_H}{14*2.86Y_H}-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H\left(\frac{S_S}{K_S+S_S}\right)\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}}\right)\eta_g X_{BH}$
3	Ototrofların 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	Heterotrofların bozunması				$1-f_P$	-1		f_P					$i_{XB}-f_P i_{XP}$		$b_H X_{BH}$
5	Ototrofların bozunması				$1-f_P$		-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										$k_h\frac{X_S/X_{BH}}{K_X+(X_S/X_{BH})}\left[\left(\frac{S_O}{K_{OH}+S_O}\right)+\eta_h\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}}\right)\right]X_{BH}$
8	Tutunmuş organik azotun hidrolizi											1	-1		$\rho_7(X_{ND}/X_S)$
Gözlenen Dönüşüm hızı $ML^{-3}T^{-1}$		$r_i=\sum_j r_{ij}=\sum_j \nu_{ij}\rho_i$													
Sitokiyometrik parametreler: Heterotrofik verim: Y_H Ototrofik verim: Y_A Biyolojik olarak yavaş ayrışabilir substrata dönüşen biyokütle: f_p Biyokütledeki N/KOİ oranı: $İ_{XB}$		Çözünebilir inert organik madde [M(KOİ)L^{-3}]	Biyo. olarak kolay parçalanabilir organik madde [M(KOİ)L^{-3}]	Partiküler yapıdaki inert organik madde M(KOİ)L^{-3}]	Biyolojik olarak yavaş parçalanabilir substrat [M(KOİ)L^{-3}]	Aktif heterotrofik biyokütle [M(KOİ)L^{-3}]	Aktif ototrofik biyokütle [M(KOİ)L^{-3}]	Biyokütle bozunmasıyla ortaya çıkan partiküler ürünler	Oksijen [M(KOİ)L^{-3}]	Nitrat ve nitrit azotu [M(N)L^{-3}]	Amonyum azotu [M(N)L^{-3}]	Biyolojik olarak parçalanabilir çözünmüş organk azot [M(N)L^{-3}]	Biyolojik olarak parçalanabilir partiküler organik azot [M(N)L^{-3}]	Alkalinite – Molar Brimler	**Kinetik parametreler:** Heterotrofik üreme ve bozunma: $\mu_{H,max}$, K_S, K_{OH}, K_{NO}, b_H Ototrofik üreme ve bozunma: $\mu_{A,max}$, K_{NH}, K_{OA}, b_A Heterotrofların anoksik üremesi için düzeltme faktörü: η_g Amonyaklaşma: k_a Hidroliz: k_h, K_X Anoksik Hidroliz için düzeltme faktörü: η_h

3.2.4. Modelin matematiksel ifadesi

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

Biyolojik olarak kolay ayrışabilen Substrat için hız ifadesi;

$$R_{SS} = \frac{dSs}{dt} = \nu_{21}\,\rho_1 + \nu_{22}\,\rho_2 + \nu_{27}\,\rho_7 = -\frac{\mu_H}{Y_H}\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O}\right)X_{BH} -$$

$$\frac{\mu_H}{Y_H}\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right)\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right)\eta_g X_{BH} +$$

$$k_h \frac{X_S / X_{BH}}{K_X + (X_S / X_{BH})}\left[\left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O}\right) + \eta_h\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right)\right]X_{BH}$$

Biyolojik olarak kolay ayrışabilen Substrat için hız ifadesi;

$$R_{XS} = \frac{dXs}{dt} = \nu_{44}\,\rho_4 + \nu_{45}\,\rho_5 + \nu_{47}\,\rho_7 = (1 - f_P)(b_H X_{BH}) + (1 - f_P)(b_A X_{BA}) -$$

$$k_h \frac{X_S / X_{BH}}{K_X + (X_S / X_{BH})}\left[\left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O}\right) + \eta_h\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right)\right]X_{BH}$$

Aktif heterotrofik biyokütle için hız ifadesi;

$$R_{XBH} = \frac{dX_{BH}}{dt} = \nu_{51}\,\rho_1 + \nu_{52}\,\rho_2 + \nu_{54}\,\rho_4 = \mu_H\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O}\right)X_{BH} +$$

$$\mu_H\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right)\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right)\eta_g X_{BH} - (b_H X_{BH})$$

Aktif heterotrofik biyokütle için hız ifadesi;

$$R_{XBA} = \frac{dX_{BA}}{dt} = \nu_{63}\,\rho_3 + \nu_{65}\,\rho_5 = \mu_A\left(\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OA}+S_O}\right)X_{BA} - (b_A X_{BA})$$

Biyokütle bozunmasıyla açığa çıkan inert partiküler ürünler için hız ifadesi;

$$R_{XP} = \frac{dX_P}{dt} = \nu_{74}\,\rho_4 + \nu_{75}\,\rho_5 = f_P\,b_H X_{BH} + f_P\,b_A X_{BA}$$

Oksijen için hız ifadesi;

$$R_{SO} = \frac{dS_O}{dt} = \nu_{81}\,\rho_1 + \nu_{83}\,\rho_3 = \left(-\frac{1-Y_H}{Y_H}\right)\mu_H\left(\frac{S_S}{K_S+S_S}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OH}+S_O}\right)X_{BH} -$$

$$\left(-\frac{4.57-Y_A}{Y_A}\right)\mu_A\left(\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OA}+S_O}\right)X_{BA}$$

Nitrat ve nitrit azotu için hız ifadesi;

$$R_{SNO} = \frac{dS_{NO}}{dt} = \nu_{92}\,\rho_2 + \nu_{93}\,\rho_3 = \left(-\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}\right)\mu_H\left(\frac{S_S}{K_S+S_S}\right)\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_O}\right)$$

$$\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}}\right)\eta_g X_{BH} + \frac{\mu_A}{Y_A}\left(\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OA}+S_O}\right)X_{BA}$$

Amonyum azotu için hız ifadesi;

$$R_{SNH} = \frac{dS_{NH}}{dt} = \nu_{101}\,\rho_1 + \nu_{102}\,\rho_2 + \nu_{103}\,\rho_3 + \nu_{106}\,\rho_6 =$$

$$-i_{XB}\,\mu_H\left(\frac{S_S}{K_S+S_S}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OH}+S_O}\right)X_{BH}$$

$$-i_{XB}\,\mu_H\left(\frac{S_S}{K_S+S_S}\right)\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}}\right)\eta_g X_{BH} -$$

$$\left(i_{XB}+\frac{1}{Y_A}\right)\mu_A\left(\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OA}+S_O}\right)X_{BA}+k_aS_{ND}X_{BH}$$

Çözünmüş haldeki biyolojik olarak ayrışabilir organik azot için hız ifadesi;

$$\mathrm{R_{SND}}=\frac{dS_{ND}}{dt}=\nu_{116}\,\rho_6+\nu_{11}\,\rho_8=-k_aS_{ND}X_{BH}+\rho_7\left(X_{ND}/X_S\right)$$

ifadesinde ρ_7 yerine Çizelgenin yedinci satırında yer alan hidroliz ifadesinin açık şekli yazılırsa;

$$\frac{dS_{ND}}{dt}=-k_aS_{ND}X_{BH}+$$
$$k_h\frac{X_{ND}/X_{BH}}{K_X+\left(X_S/X_{BH}\right)}\left[\left(\frac{S_O}{K_{OH}+S_O}\right)+\eta_h\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}}\right)\right]X_{BH}$$

Partiküler yapıdaki biyolojik olarak ayrışabilir organik azot için hız ifadesi;

$$\mathrm{R_{XND}}=\frac{dX_{ND}}{dt}=\nu_{124}\,\rho_4+\nu_{125}\,\rho_5+\nu_{128}\,\rho_8=(i_{XB}-f_Pi_{XP})(b_HX_{BH})+$$
$$(i_{XB}-f_Pi_{XP})(b_AX_{BA})-\rho_7\left(X_{ND}/X_S\right)$$

olup, ρ_7 yerine hidroliz ifadesinin açık şekli yazılırsa;

$$\frac{dX_{ND}}{dt}=(i_{XB}-f_Pi_{XP})(b_HX_{BH})+(i_{XB}-f_Pi_{XP})(b_AX_{BA})-$$
$$k_h\frac{X_{ND}/X_{BH}}{K_X+\left(X_S/X_{BH}\right)}\left[\left(\frac{S_O}{K_{OH}+S_O}\right)+\eta_h\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH}+S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}}\right)\right]X_{BH}$$

Alkalinite için hız ifadesi;

$$R_{SALK} = \frac{dS_{ALK}}{dt} = \nu_{131}\,\rho_1 + \nu_{132}\,\rho_2 + \nu_{133}\,\rho_3 + \nu_{136}\,\rho_6 =$$

$$\left(-\frac{i_{XB}}{14}\right)\mu_H\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O}\right)X_{BH} +$$

$$\left(\frac{1 - Y_H}{14 * 2.86 Y_H} - \frac{i_{XB}}{14}\right)\mu_H\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right)\left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right)\eta_g X_{BH} +$$

$$\left(\frac{-i_{XB}}{14} - \frac{1}{7Y_A}\right)\mu_A\left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right)\left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_O}\right)X_{BA} + \frac{k_a S_{ND} X_{BH}}{14}$$

3.2.5. ASM1 Modelindeki Kabuller ve Kısıtlamalar

Bir atıksu arıtma sistemi modellenmesi gerektiğinde, modelin pratikte kullanılabilir olması için birtakım basitleştirme ve kabullerin yapılması gerekmektedir. Bunların bazıları doğrudan sistemin kendisiyle, diğerleri de kullanılan matematik model ile ilişkilendirilmektedir. Çoğu defa bu basitleştirme ve kabuller dolaylı olarak ifade edilmektedir. Bu durum, basitleştirme ve kabullerin gözden kaçmasına neden olabilmektedir. Böyle olması durumunda, sonuçlardan yeterince yararlanamama ihtimali bulunmaktadır. ASM1 modelinde yapılan kabuller ve kısıtlamalara aşağıda değinilmektedir (Henze ve ark., 1987; Jeppsson, 1996).

1) Sistem sabit sıcaklıkta işletilmektedir. Çoğu katsayıların sıcaklığın fonksiyonu olması nedeniyle, işlevsellikleri açıkça hız ifadelerinde ifade edilebilir ve zaman-değişik sıcaklık salınımları sırasıyla dikkate alınabilirdi. Model parametreleri üzerine belirli bir aralıktaki sıcaklık değişimlerinin etkisini göstermek için Arrhenius eşitliğinden faydalanılabilir.

2) pH değeri sabit olup, nötrale yakındır. pH değerinin katsayılarından birçoğunu etkilediği bilinse de bu etkiyi gösterecek ifade sayısı kısıtlıdır. Bu nedenle pH nın sabit olduğu kabul edilmiştir. Modele alkalinitenin dahil edilmesi, kullanıcıya pH kontrolü ile ilgili potansiyel problemleri tespit etme olanağı sağlamaktadır.

3) Organik maddenin yapısındaki değişimler göz önüne alınmamıştır (örneğin biyolojik olarak hızlı ayrışabilen organik madde). Bir başka deyişle, hız ifadelerinde yer alan katsayıların değerlerinin sabit olduğu kabul edilmiştir. Herhangi bir giriş fraksiyonu ile ilişkilendirilen konsantrasyonun zamanla değişimi muhtemeldir. Bu suretle, model giriş yükünü yansıtırken, giriş atıksu karakterinde meydana gelen değişimleri tam olarak yansıtamamaktadır.

4) Organik substrat giderimi ve hücre büyümesi üzerine azot, fosfor ve diğer inorganik nutrientlerin sınırlandırılmasıyla ortaya çıkacak etkilere değinilmemiştir. Halbuki, yetersiz inorganik nutrientlerin çamur çökme problemlerine öncülük ettiği iyi bilinmektedir. Bu nedenle, dengeli bir büyüme için gerekli olan inorganik nutrientlerin yeterli miktarlarda olup olmadığına dikkat edilmelidir.

5) Denitrifikasyon için düzeltme faktörleri olan n_g ve n_h verilen atıksular için sabittir. Bu faktörlerin sistem konfigürasyonundan etkilenmesi muhtemeldir. Fakat bu durum modelde dikkate alınmamıştır.

6) Nitrifikasyon için verilen katsayıların sabit olduğu kabul edilmiştir. Aynı zamanda bu katsayılar, atıksudaki diğer bileşenlerin inhibe edici etkilerini barındıracak şekilde verilmektedir.

7) Heterotrofik biokütle homojen olup, zamanla türlerinin çeşitliliği bir değişim göstermemektedir. Bu kabul sabit kinetik parametrelerin içinde bulunmaktadır. Bu, substrat konsantrasyon değişiminin ve reaktör konfigürasyonunun v.s. çamur çökelmesi üzerine etkisinin dikkate alınmadığını ifade etmektedir.

8) Partiküler yapıdaki organik maddenin çamurda tutunmasının anlık olduğu kabul edilmektedir.

9) Organik madde ve organik azotun hidrolizleri birbirleriyle birleştirilmektedir. Bunun eşit hız ve eş zamanlı olarak meydana geldiği kabul edilmiştir.

10) Mevcut olan elektron alıcının tipi aktif biokütlenin bozunma vasıtasıyla olan kaybını etkilememektedir.

3.2.6. Activated Sludge model No.2 (ASM2)

ASM1 araştırma, geliştirme ve nitrojen giderim proseslerinin optimizasyonu için yararlı bir araç olarak gösterilmektedir. Bunlara ilaveten eğitim alanında da kendini ispatlamıştır. ASM1 kullanımı ile elde edilen tecrübelere dayanılarak yeni bir model olan Activated Sludge Model No.2 (ASM2) (Gujer ve ark., 1995; Henze ve ark., 1995) geliştirilmiştir.

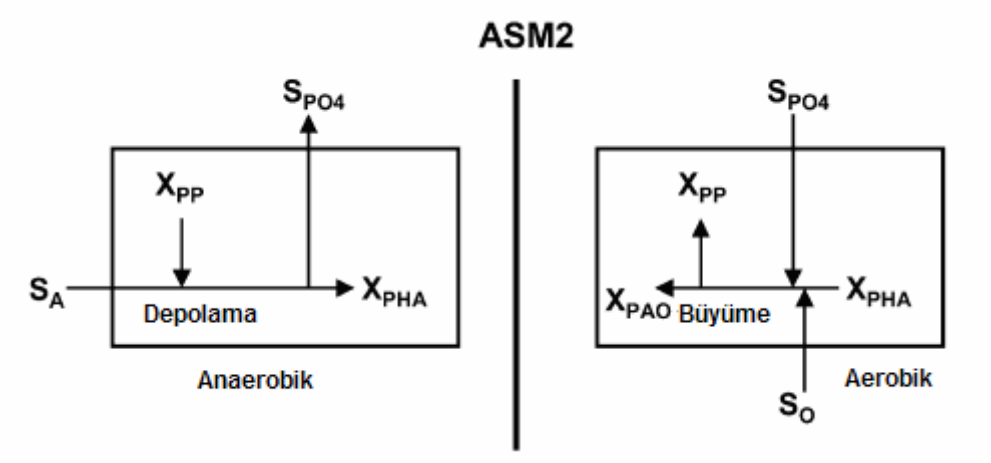
ASM1'de biyolojik fosfor giderimi ile ilgili herhangi bir ifade yer almazken ASM2'de biyolojik fosfor giderimi modellenmektedir. Dolayısıyla fazladan birkaç madde grubunu ve biyolojik prosesleri de içermektedir. Böylelikle modeldeki mevcut ve belirlenmesi gereken parametrelerin sayısı da aynı şekilde gözle görülür bir şekilde artmaktadır. ASM2 biyolojik proseslere ilaveten aynı zamanda, çökelme yoluyla kimyasal fosfor giderimi modellemesi için kullanılabilecek iki kimyasal prosesi de içermektedir. Model 19 bileşen ve 17 prosesten (kimyasal fosfor giderimi dahil edildiğinde 19 proses) oluşmaktadır. Model çok kompleks ve detaylı olup pratik kullanımı kısıtlıdır. Özellikle fosfor kısmının modellenmesi yeteri derecede kullanım güvenilirliği sağlamamaktadır.

ASM2 biyolojik azot ve fosfor giderimi için birleşik modellerin daha ileri seviyede gelişimi açısından yararlı bir çerçeve sağlamaktadır. ASM 1'den ASM 2'ye olan en önemli değişim, biokütlenin hücre içi yapıya sahip olması gerçeğidir. Bu yüzden konsantrasyonu basit bir şekilde X_{BM} parametresi ile tanımlanamamaktadır. Bu, modelde biyolojik fosfor giderimini içermesi için ön koşuldur. ASM 2 deki biyolojik fosfor modellenmesi Şekil 3.5'de gösterilmektedir.

ASM1 tamamen hem bütün organik partiküler maddelerin hem de aktif çamurun toplam konsantrasyonu için KOİ'nı temel alırken, ASM2 aktif çamur sistemlerinin performansı için öncelikli öneme sahip aktif çamurun fraksiyonu olan polifosfatları içermektedir. Bu sebepten ötürü, modeldeki toplam askıda katı maddeyi (TSS) içerme olanağı ortaya konmaktadır.

ASM2 her bir hücrenin iç yapısını ayırt etmemektedir, fakat sadece biokütlenin ortalama yapısını (kompozisyonunu) dikkate almaktadır. Her hücrenin yapısı tipik bir şekilde popülasyon ortalamasından sapma göstermektedir (mesela hücre, depolama ürünleri içermeyebilirken, ortalama hücre depolama ürünlerine sahip

olabilmektedir). Bu önemlidir, çünkü ASM2'de kullanılan kinetik ifadeler lineer değil ve bu yüzden ister istemez ortalama davranış, ortalama özelliklerden tahmin edilemeyebilir.



Şekil 3.4. Fosfor akümüle eden organizmaların (PAO) depolama ve büyümeleri için ASM2 modeli substrat akışı (Henze ve ark., 1995).

ASM2 raporunun da açıkça ifade ettiği gibi, bu model biolojik fosfor giderimi prosesinin tanımlanmasına olanak sağlamaktadır. Fakat henüz gözlemlenen bütün fenomenleri içermemektedir. Fosfor ve nitrat dinamiklerinin daha iyi tanımlanmasına izin verebilecek, denitrifikasyon aktivitelerini göz önünde bulunduran ASM2'nin küçük bir modifikasyonu olan ASM2d (Henze ve ark., 1999) bu duruma güzel bir örnektir.

Fosfor akümüle eden organizmalar, bütün organik depolama ürünlerinin bir model bileşenine X_{PHA} 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 ve ark., 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 ve ark., 1999).

3.2.7. Activated Sludge Model No.3 (ASM3)

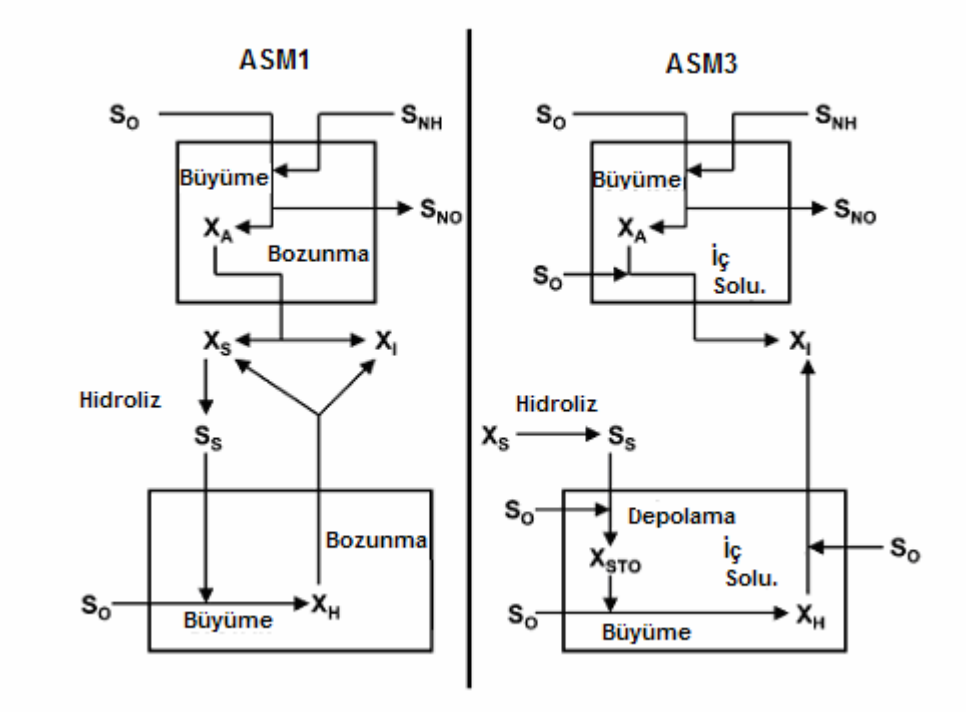
Yeni bilimsel araştırma birikimlerinin dikkate alınmasıyla ASM3 (Gujer ve ark., 1999) de aktif çamur proses realitesi ASM1'den farklı olarak başka bir şekilde modellenmektedir. ASM1'deki gibi aynı prosesleri tanımlamaktadır. Matris formatı ve madde ölçütünün kullanımı bakımından aynı prensibe dayanmaktadır. Yeni olan, organik substratın depolanması ve endojen solunum yardımıyla liziz (lysis) tanımlamasıdır. Biyolojik fosfor giderimi ASM1 de olduğu gibi burada da dikkate alınmamaktadır.

ASM3'ün yayınlanmasıyla ASM1'in halihazırdaki eksiklikleri giderilmekte ise de ASM3 kendini pratikte kabul ettirmek zorundadır. Çünkü kıyaslanabilirliği ve kullanılanılabilen parametreler bakımından hala büyük bir güvenilirlik bulunmamaktadır (Koch ve ark., 2000) ve kullanımı sadece parametre tespiti ve tahmini ile sınırlı kalmaktadır (Koch ve ark., 2000; Avcıoğlu ve ark., 2003; Zettl 2001).

ASM1 ile ASM3 modelleri arasındaki en önemli fark ASM3'ün heterotrofik aktif çamur dönüşümlerindeki depolama polimerlerinin önemini kabul etmesidir. ASM3'de önce çabuk biyolojik parçalanabilen substratın (S_S) alındığı ve büyümeden evvel içsel hücre bileşen de depolandığı (X_{STO}) varsayılmaktadır (Şekil 3.6). Böylelikle heterotrof biokütle biyolojik fosfor giderimindeki (Bio-P) fosfor akümüle eden organizmalara benzer şekilde hücre içi yapısıyla modellenmektedir. İçsel bileşen (X_{STO}) sonradan biokütle büyümesi için kullanılmaktadır. ASM1'de tanımlandığı gibi dışsal substrat üzerinden direkt olarak biokütle büyümesi ASM3'de dikkate alınmamaktadır.

ASM1 ve ASM3 arasındaki ikinci fark ise ASM3 modelinin ASM1 modelinden daha kolay kalibre edilebilmesidir. Bu esasen çevrimsel büyüme-bozunma-büyüme modelinin, genellikle ölüm-rejenerasyon konsepti olarak adlandırılmaktadır, büyüme-endojen respirasyon modeline dönüşüm vasıtasıyla elde

edilmektedir (Şekil 3.6). ASM1'de etkin olarak bütün durum değişkenleri direkt olarak parametre değerlerindeki değişimlerden etkilenmekte iken, ASM3'de direkt etki oldukça daha azdır. Böylece daha iyi parametre tanımlaması güvencesi vermektedir.



Şekil 3.5. Heterotrofik ve otorotrofik biokütle için ASM1 ve ASM3 modellerindeki substrat akışı (Gernaey ve ark., 2004; Gujer ve ark., 1999)

Koch ve ark., (2000) ASM1 ve ASM2 modellerinin her ikisinde ortak evsel atıksu arıtma tesislerindeki dinamik davranışları tanımlayabilecek kapasitede olduğu, ASM 3 nün çabuk parçalanabilen substrat depolanmasını önemli olduğu (endüstriyel atıksu) veya önemli derecede havalandırılmayan bölgeli atıksu arıtma tesisleri içinki durumlarda daha iyi performans gösterdiği sonucuna varmıştır. ASM 3 modeli bio-P giderim modülü ile genişletilebilir (Ky ve ark., 2001; Rieger ve ark., 2001; Gernaey ve ark., 2004).

ASM3'de madde gruplarının tanımı bakımından da birkaç önemli değişiklik bulunmaktadır. Bu özellikle KOİ X_S fraksiyonu için geçerlidir. ASM1'in aksine toplam biyolojik yavaş parçalanabilen fraksiyon girişten ileri gelmekte ve biokütlenin (X_{BA} ve X_{BH}) bozunması ile üretilmemektedir. Hidroliz ürünleri ASM3'de S_S ve S_I fraksiyonları üzerine dağılmaktadır. Böylelikle çözünmüş ve partiküler KOİ fraksiyonları analitik olarak membran filtre (gözenek çapı 0,45 μm) üzerinden filtrasyon ile ayrılabilmektedir (Uhlenhut, 1999).

ASM3 modelinin kompleksliği ASM1 ile kıyaslanabilir. Hidrolizden depolamaya değişime yapılan vurgu ile, atıksu karakterizasyonunun bir önemli noktası değiştişmektedir. Kolay parçalanabilir KOİ (S_S) ASM1'de respirasyon testlerinden tespit edilmek zorunda ve bu testin yorumu Y_H değerine bağlıdır. ASM3'de çözünebilir KOİ sadece S_I ve S_S den oluşmaktadır.

3.3. Yapay Sinir Ağları

3.3.1. Giriş

Yapay sinir ağları (YSA), insan beyninden esinlenerek geliştirilmiş, en genel manada biyolojik sinir ağlarını taklit eden bilgisayar programlarıdır. Literatürde YSA için üzerinde fikir birliği sağlanmış tek bir tanım bulunmamasına karşılık, kapsamlı ve genel kabul gören bir tanım Haykin (1999) tarafından verilmektedir: "Bir sinir ağı, deneyimsel bilgileri biriktirmeye yönelik doğal bir eğilimi olan ve bunların kullanılmasını sağlayan basit işlem birimlerinden oluşan yoğun bir şekilde paralel dağıtılmış bir işlemcidir. Bu işlemci iki bakımdan beyin ile benzerlik göstermektedir: 1. Bilgi, ağ tarafından bir öğrenme süreciyle kendi çevresinden elde edilir. 2. Elde edilen bilgileri biriktirmek için sinaptik ağırlıklar olarak da bilinen nöronlar arası bağlantı kuvvetleri kullanılır."

İlk yapay sinir ağ modeli 1943 yılında Warren McCulloch ve Walter Pitts tarafından gerçekleştirilmiştir. 1943'den sonra başka bilim adamlarının da bu konuda çalışmaları olmasına rağmen 1980'li yıllar yapay sinir ağları ile ilgili çalışmalar için bir atılım dönemi olmuştur. Özellikle 1986 yılında Rumelhart ve arkadaşlarının ileri beslemeli (feedforward) ağlarda yeni öğrenme modeli olan hatanın geriye yayılma algoritmasını (backpropagation algorithm) geliştirmesi, birçok problemin çözülmesini mümkün kılması ve çok sayıda başarılı uygulamaların yapılmasına imkan sağlaması bakımından bir dönüm noktası olarak kabul edilmiştir.

Günümüzde birçok bilim alanında YSA, doğrusal olmama, öğrenme, genelleme, uyarlanabilirlik, hata toleransı özellikleri nedeniyle etkin olmuş ve uygulama alanı bulmuştur. YSA'nın başlıca uygulama alanları sınıflandırma, tahmin ve modelleme olarak ele alınabilir. Oluşturulacak ağın yapısının belirlenmesinde, ağ parametrelerinin seçiminde belirli bir standardın olmaması daha çok tecrübe dayalı olması ve ağın davranışlarının açıklanamamasına rağmen YSA'ya olan ilgi son zamanlarda gittikçe artmaktadır.

YSA, yapay sinir hücrelerinin birbirleri ile çeşitli şekillerde bağlanmasından oluşur ve genellikle katmanlar şeklinde düzenlenir. YSA olayları öğrenerek

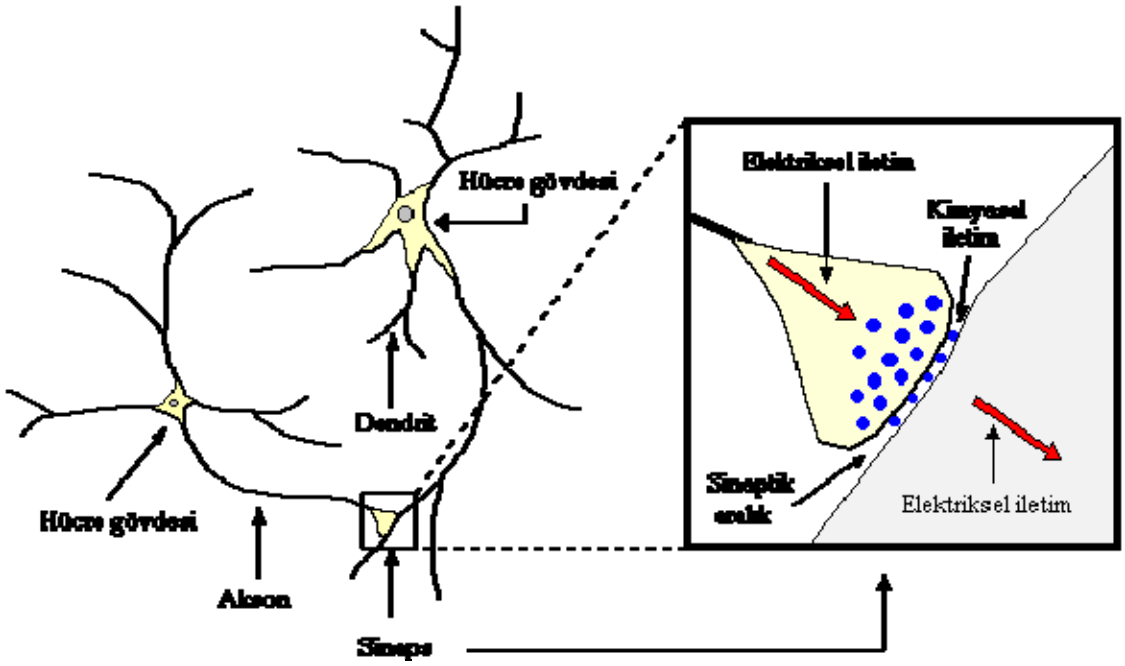
(eğitilerek) karar verme prensibi üzerine çalışır. Öğrenme süreci, arzu edilen amaca ulaşmak için YSA ağırlıklarının yenilenmesini sağlayan öğrenme algoritmalarını ihtiva eder. YSA'da ağırlık değişimi yok ise öğrenme işlemi de durmuş demektir. Öğrenme sonucu elde edilen bilgiler bağlantı ağırlıklarında saklanır (Skapura 1996, Yılmaz ve ark., 2006).

Öğrenme yeteneği, tam tanımlı olmayan çok sayıda nonlineer değişkene sahip problemlerin YSA'lar yardımıyla çözülmesine imkan sağlamaktadır. YSA, bu üstün özelliğiyle klasik tekniklerle çözümü zor olan problemlerin mühendislik uygulamalarında etkin bir alternatif olarak ortaya çıkmaktadır.

3.3.2. Biyolojik nöron

Sinir hücreleri nöron olarak bilinir ve sinir ağlarının en temel birimlerinden birisi olup sinir sistemi içerisindeki fonksiyon ve görevlerine göre değişik şekil ve büyüklükte olabilir. Temel bir nöron, hücre gövdesi (soma), gövdeye giren sinyal alıcılar (dendrit), gövdeden çıkan sinyal ileticiler (akson) ve nöronlar arasındaki bağlantı sağlayıcılar (sinaps)'lardan meydana gelir. Bir nöron hücresinin yapısı Şekil 3.6'da gösterilmiştir.

Sinir hücreleri arasındaki iletişimin gerçekleştiği boşluklu bölgeler sinaps olarak adlandırılmaktadır. Bir bakıma hücreler arasında bağlantı görevini üstlenmektedirler. Bunlar fiziksel bağlantılardan ziyade, bir hücreden diğerine elektrik sinyallerinin geçmesini sağlayan boşluklardır (Öztemel, 2003). Bu sinyaller dendritler tarafından alınıp gövdeye ulaştırılırlar. Hücre gövdesi içerisinde toplanan bilgi uyarma eşiğini aştığı zaman hücre uyarılır ve aksonlar aracılığıyla diğer hücrelere sinyaller gönderilir. Bir hücrenin tek bir akson uzantısı bulunur. Ancak bu akson uzantıdan çıkan çok sayıda uzantı ve bunların ucunda sinaptik bağlantılar mevcuttur. Dendritlere göre daha az sayıda dallanma gösterdiklerinden daha düzgün bir yapıya sahiptirler.



Şekil 3.6. Biyolojik nöron (Sağıroğlu ve ark. 2003, adapte edilmiştir).

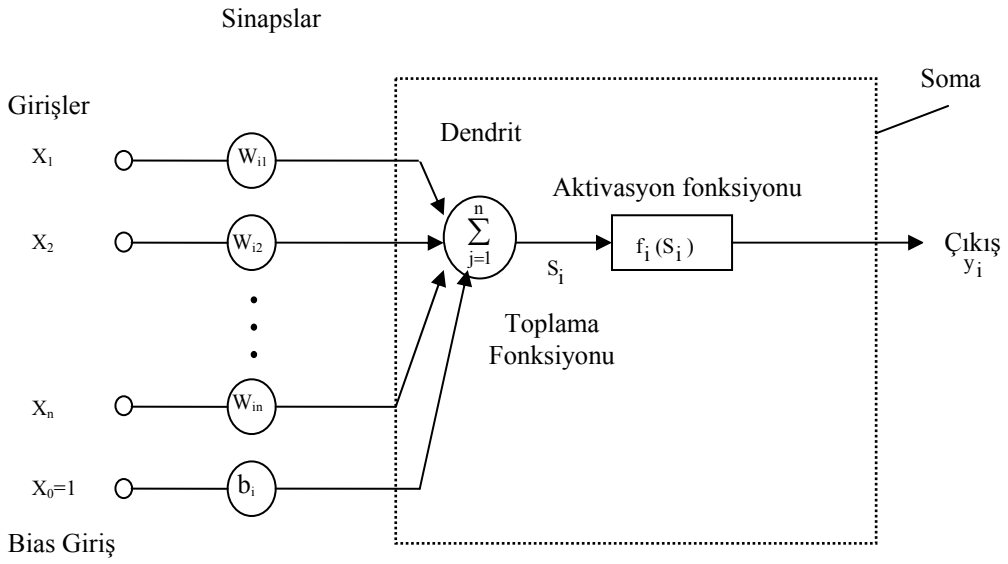
Nöronların birbirleriyle bilgi alışverişi karışık bir kimyasal süreçtir ve bu süreç elektrik sinyalleri şeklinde sinapslarda kimyasal taşıyıcılar (nörotransmitter) vasıtasıyla meydana gelmektedir. Sinyaller bir nöronun aksonundan diğerinin dendritine gönderilir. Burada, mesajı gönderen hücre (presinaptik) ile mesajı alan (postsinaptik) hücre birbirlerine oldukça yakınlaşırlar (Sağıroğlu ve ark., 2003). Sinapslarda elektriksel ve kimyasal olmak üzere iki faklı iletim söz konusudur. Elektriksel iletimde akson sonlarının dış membranı diğer hücreninki ile çok yakın bir şekilde bağlı bulunmaktadır. Burada iyon yükleri değişimi olabildiği için plazma köprüsü üzerinden çok hızlı bir şekilde sinyal iletimi söz konusudur. Fakat insanlarda kimyasal sinapslar daha baskındır (Weiprecht, 2004).

Nöronlar elektrik sinyalini hücre duvarındaki voltajı değiştirerek üretirler. Bu ise hücrenin içinde ve dışında dağılmış bulunan iyonlar vasıtasıyla olur. İnce bir plazma-membranı şeklindeki hücre duvarı içerisinde iyon kanalları olarak adlandırılan seçici geçirgen gözenekler bulunmaktadır. Sodyum, potasyum, kalsiyum ve klor gibi iyonların kendine has ayrı kanalları bulunmaktadır. Potasyum yoğunluğu nöronun içinde sodyum yoğunluğu nöronun dışındadır. Bir hücre diğer bir hücreye

elektrik enerjisini bu kimyasal iyonlar vasıtasıyla transfer eder. Bazı iyonlar elektrik ve magnetik kutuplaşmaya sebep olurken bazıları kutuplaşmadan kurtulup hücre zarını açarak iyonların somaya geçmesini sağlar ve somanın iç durumu değişir. Zaten sinyallerin bir hücreden diğerine akmasını sağlayan da bu kutuplaşmanın azalması olayıdır (Özbay, 1999).

3.3.3. Yapay Nöron

Yapay sinir ağlarının temel birimi, işlem elemanı ya da düğüm olarak adlandırılan yapay bir sinir hücresidir (nöron). Bir yapay nöron, biyolojik nöronlara göre daha basit yapıda olmasına karşılık, biyolojik nöronların işlevlerini taklit ederler. Temel olarak girişler, ağırlıklar, toplama fonksiyonu, transfer fonksiyonu ve çıkış olmak üzere beş kısımdan oluşmaktadır. Yapay bir nöronun yapısı Şekil 3.7'de gösterilmiştir.



Şekil 3.7. Yapay nöronun şematik gösterimi (Vas, 1999)

Girişler (x_n) olarak temsil edilmiştir. Bu girişlerin her biri sinaptik ağırlık değerleri (w_{in}) ile çarpılır ve b_i sabit değeri (genellikle bias veya aktivasyon fonksiyonunun eşik değeri olarak da adlandırılmaktadır) ile toplanmak suretiyle net girdi S_i (eşitlik 3.1) elde edilir. Bu değerler, aktivasyon fonksiyonu (f_i) ile işleme tabi tutulduktan sonra (eşitlik 3.2) çıkışı (y_i) oluştururlar.

$$S_i = \sum_{j=1}^{n} w_{ij} x_j + b_i \tag{3.1}$$

$$y_i = f_i(S_i) = f_i\left(\sum_{j=1}^{n} w_{ij} x_j + b_i \right) \tag{3.2}$$

3.3.3.1. Girişler

Bir nörona girişin dış ve iç olmak üzere iki kaynağı bulunmaktadır. İç girişler, kendinden önceki girişleri ve bias girişini de kapsamaktadır. Girişler ($x_1, x_2, x_3, ..., x_n$),aldıkları bilgileri sinire iletir.

3.3.3.2. Ağırlıklar

Ağırlıklar ($w_{i1}, w_{i2}, w_{i3}, ..., w_{in}$), yapay sinire iletilen girişlerin sinir üzerindeki etkisini belirleyen uygun katsayılardır. Yapay sinir ağlarının birçoğunda, eğitim aşaması ağırlık değerlerinin bulunması için kullanılır ve de sistemin çıkışları ile giriş eğitim değerlerine dayalı doğru çıkış değerlerine yakınsayana kadar sürekli değişir. Sadece eğitim aşamasında değişirler. Eğitim süreci tamamlandıktan sonra, genellikle hepsinin değerleri farklı olacak şekilde ağırlıklar sabit kalmaktır. Çoğu zaman ağırlıkların başlangıç değerleri rasgele seçilmektedir. Bunlar pozitif ya da negatif değerler olabilmektedirler (Vas 1999). Ağırlıkların büyük ya da küçük olması önemli veya önemsiz olduğu anlamına gelmez. Bir ağırlığın değerinin sıfır olması o ağ

açısından en önemli olay sayılabilir. Artı veya eksi olması etkisinin negatif olduğuna işaret eder (Öztemel 2003).

3.3.3.3. Toplama fonksiyonu

Toplama fonksiyonu, değişik fonksiyonlar kullanılmasına rağmen (Elmas, 2003) en yaygın biçimiyle, her bir ağırlığa karşılık gelen girişlerle çarpımının toplamlarını bias değeri (b_i) ile toplayarak hücreye gelen net girdiyi (S_i) hesaplar ve aktivasyon fonksiyonuna gönderir. Bir yapay sinir ağında bulunan yapay nöronların hepsinin aynı toplama fonksiyonu sahip olmaları gerekmez ve genellikle deneme yanılma denemeleri ile tespit edilmektedirler.

3.3.3.4. Aktivasyon fonksiyonu

Aktivasyon fonksiyonu, hücreye gelen net girdiyi işleme tabi tutmak suretiyle hücrenin üreteceği çıktıyı belirler. Toplama fonksiyonunda olduğu gibi aktivasyonunda çıktıyı hesaplamak için değişik formüller kullanılmaktadır. En uygun fonksiyon deneme-yanılma denemeleri sonucunda tespit edilebilmektedir.

3.3.3.5. Çıkış

Aktivasyon fonksiyonu tarafından belirlenen çıktı değerinin $y_i = f_i(S_i)$, diğer sinirler ve dış dünyaya gönderildiği yerdir. Bir yapay sinirin, ağ şeklinde gösterimden ötürü birçok çıkışı varmış gibi gözükmesine karşılık, biyolojik sinirde olduğu gibi birçok girişe sahipken sadece tek bir çıkışı bulunmaktadır. Sinir çıkışı

aktivasyon işleminin sonucuna eşdeğerdir. Hücre kendi çıktısını kendisine geri girdi olarak da gönderebilir.

3.3.4. Aktivasyon Fonksiyonları

Transfer, eşik veya öğrenme eğrisi olarak da adlandırılan aktivasyon fonksiyonları, muhtemel sonsuz giriş kümesine sahip işlem elemanlarını, önceden belirlenmiş sınırlar içinde çıkış olarak düzenler. Bu değerler çoğunlukla [0,1] veya [-1,1] arasındadır. Yaygın olarak kullanılan beş tane eşik fonksiyonu vardır. Bunlar lineer, rampa, basamak, sigmoid ve tanjant hiperbolik fonksiyonlarıdır. Şekil 3.8'de bu fonksiyonlar gösterilmiştir. Şekil3.9a'da gösterilen lineer fonksiyonun denklemi aşağıdaki gibidir:

$$f(x) = \alpha x$$

Formülde α, işlem elemanının x aktivitesini ayarlayan reel değerli bir sabittir. Lineer fonksiyon [-τ, + τ] sınırları arasında kısıtlandığında Şekil 3.8b'deki rampa eşik fonksiyonu olur ve denklemi;

$$f(x) = \begin{cases} +\tau : & eger & x \geq \tau \\ x : & eger & |x| < \tau \\ -\tau : & eger & x \leq -\tau \end{cases}$$ şeklini alır.

Ayrıca +τ ve -τ değerleri bu fonksiyonun üst (maksimum) ve alt (minimum) doyma değerleri olarak adlandırılır. Pratik çalışmalarda +τ ve -τ değerleri genel olarak +τ = +1 ve -τ = 0 (veya -1)'dir.

Eğer eşik fonksiyonu bir giriş işaretine bağlı ise yaydığı +τ giriş toplamı pozitif, bağlı değilse eşik basamak fonksiyonu |-δ| olarak adlandırılır. Bunun en önemli özelliği tüm girdi değerine karşılık sadece iki çeşit çıktı üretmesidir (Şekil 3.8c). Basamak eşik fonksiyonunun denklemi aşağıdaki şekildedir:

$$f(x)=\begin{cases}+\tau: & eger \quad x>0\\ -\delta: & diger \quad durumlar\end{cases}$$

Günümüzde YSA uygulamalarında en yaygın olarak kullanılan aktivasyon fonksiyonudur. Bu fonksiyonun davranışı Şekil 3.8d'de verilmiştir ve formülü ise,

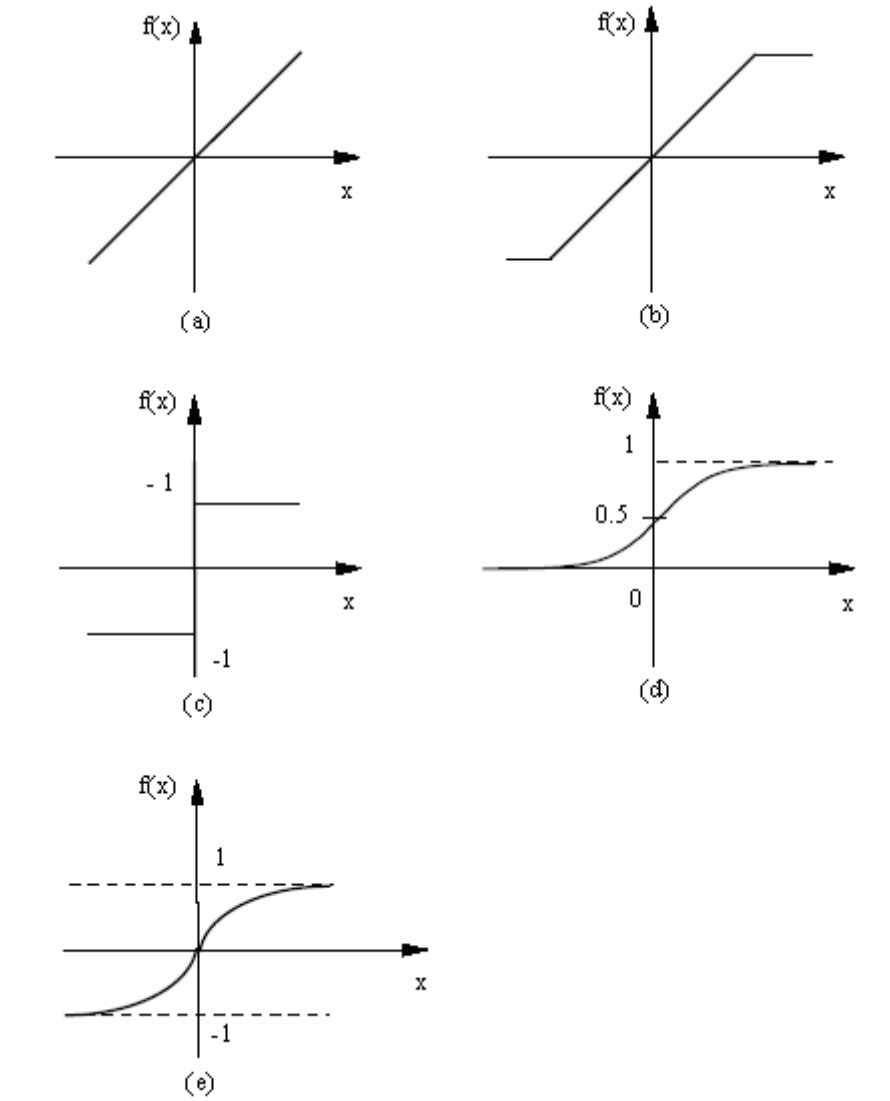
$f(x)=\frac{1}{1+e^{-x}}$ şeklindedir.

Sigmoid fonksiyonu, rampa fonksiyonunun sürekli halidir. S şeklinde olduğundan çoğu zaman S fonksiyonu olarak da adlandırılır. Seviyeli, doğrusal olmayan (non-lineer) çıkış veren, sınırlı, monoton artan bir fonksiyondur.

YSA uygulamalarında en çok kullanılan aktivasyon fonksiyonlarından bir diğeri ise, Şekil 3.8e'de görülmekte olan tanjant hiperbolik tanh(x) fonksiyonudur ve denklemi;

$\tanh(x)=\frac{e^{x}-e^{-x}}{e^{x}+e^{-x}}=\frac{e^{2x}-1}{e^{2x}+1}$ şeklindedir.

Her işlem elemanı kendisine gelen bir yerel veriye göre, kendisini ayarlayarak bütün YSA nın bilgi (enformasyon) bölgesini öğrenmesini sağlar. Yukarıdaki transfer fonksiyonlarını kullanabilmek için, birçok uygulamada, giriş verilerinin gerçek değerlerinin "0" ile "1" arasındaki bir reel sayıya dönüştürülmesi (normalizasyon) gerekir.



Şekil 3.8. Yaygın olarak kullanılan eşik fonksiyonları

3.3.5. Ağ Tipleri

Yapay sinir ağları, yapılarına göre ileri beslemeli (feedforward) ve geri beslemeli (feedback) ağlar olmak üzere iki şekilde sınıflandırılmaktadırlar.

1- İleri Beslemeli Ağ: İleri beslemeli ağlarda nöronlar genellikle katmanlara ayrılmışlardır. Her bir katmandaki nöronlar sadece önceki katmanın nöronlarınca

beslenir ve dolayısıyla bilgi akışı sadece ileriye doğrudur. Nöronların aynı katman içerisinde bağlantıları bulunmaz. Bu ağlar statik ağlar olarak da bilinirler (Kröse ve Smagt, 1996; Vas, 1999).

2- Geri Beslemeli Ağ: Geri beslemeli ağlar, çıkış ve ara katmandaki nöron çıkışlarının, en azından giriş veya önceki ara katmanlara geri beslendiği ağ yapısını temsil ederler. Bir katmandan diğerine veya kendisine doğru uzanan ağırlıklar yoluyla geri besleme bağlantılarına izin veren bir ağ yapısı gösterir. Böylece bilgi akışı hem ileri yönde hem de geri yönde olmaktadır. İleri beslemeli ağların aksine ağın dinamik özellikleri çok önemlidir (Haykin, 1999; Kröse ve Smagt, 1996).

3.3.6. YSA Öğrenme Algoritmaları

Öğrenme, yapay sinir ağlarının ayrılmaz bir parçasıdır. Öğrenme algoritması, öğrenme kuralının YSA'ya nasıl adapte edileceğini belirtir. Yapay sinir ağlarında genel olarak iki öğrenme algoritması ve bunların uygulandığı değişik öğrenme kuralları bulunmaktadır. Bu öğrenme yaklaşımları temel olarak danışmanlı ve danışmansız olmak üzere iki faklı gruba ayrılmaktadır.

Danışmanlı Öğrenme (Supervised Learning): Bu tip öğrenme yaklaşımında, bir danışman veya öğretmen eşliğinde YSA'ya ne öğrenmesi gerektiği eldeki gerçek örnekler yoluyla bildirilmektedir. Öğrenilmesi istenen problem ile ilgili örnekler sisteme giriş ve çıkış seti olarak verilir. Her bir örnek için arzu edilen çıkış ile gerçek çıkış arasındaki farka (hata) göre, nöronlar arası bağlantıların ağırlığı, ağ doğru sonuçları verecek şekilde seçilen bir öğrenme algoritması yardımıyla düzenlenir. Bu sayede girdiler ve çıktılar arsındaki ilişkiler öğrenilmektedir. Genelleştirilmiş delta kuralı veya geriyayılım (backpropagation) algoritması danışmanlı öğrenme algoritmalarına örnek olarak verilebilir (Sağıroğlu ve ark., 2003).

Danışmansız Öğrenme (Unsupervised Learning): Danışmansız öğrenmede, probleme ait giriş değerlerine karşın istenilen çıkış değerinin bilinmesine gerek

yoktur. Bu tür öğrenme daha çok sınıflandırma problemleri için kullanılmaktadır. Girişe verilen örnekten elde edilen çıkış bilgisine göre, ağ sınıflandırma kurallarını kendi kendine geliştirmektedir. Girişe göre, bu giriş verileri arasındaki matematiksel ilişkilere göre bağlantı ağırlıkları ayarlanmaktadır. Böylece ağ veriyi üyeleri birbirinin benzeri olan desenlere (patterns) yol göstermeksizin ayırır ve buna karşılık bir çıkış üretir. Farklı özellik gösteren desenlerde ise yeni çıkışlar üretilir. Danışmansız öğrenme, danışmanlı öğrenmeye göre daha hızlı olmasının yanında matematik algoritmaları da daha basittir. Grossberg tarafından geliştirilen ART (Adaptive Rezonance Theory) veya Kohonen tarafından geliştirilen SOM (Self Organizing Map) öğrenme kuralı örnek olarak verilebilir (Sağıroğlu ve ark., 2003; Elmas, 2003).

3.3.7. Öğrenme Kuralları

Yapay sinir ağlarında öğrenme, nöronlar arasındaki ağırlıkların değiştirilmesi ile gerçekleşmektedir. Başlangıçta rasgele olarak belirlenen ağırlıkların, ağa gösterilen örnekler için doğru çıktıları üretecek şekilde ayarlanması sürecidir. Nöronlar arası bağlantılar üzerindeki ağırlıkların belirli kurallara göre değişmektedir. Bu kurallara öğrenme kuralları denir. Ancak öğrenme kuralları uyarınca ağırlıklarını değiştirebilen ağlar eğitilebilir (Öztemel, 2003; Elmas, 2003).

Literatürde bulunan birçok öğrenme algoritmasının ilki Hebb (1949) tarafından en basit bir şekilde ortaya konmuştur. Bu algoritmaların birçoğu Hebb kuralından türetilmiştir. Doğal sinir ağlarında öğrenme çok karmaşık bir süreçtir ve matematiksel olarak ifadesi zordur. Dolayısıyla YSA'lar için kullanılan öğrenme kuralları da, doğal sinir ağlarındaki öğrenme işleminin basitleştirilmiş halidir. Literatürde mevcut olan ve en yaygın kullanılan öğrenme kuralları şunlardır.

1- Rastlantısal (Hebb) öğrenme kuralı,
2- Hopfield öğrenme kuralı
3- Delta (Widrow-Hoff ve ADALİNE) öğrenme kuralı,
4- Kompetitif (Kohonen) öğrenme,
5- Filtreleme (Grossberg),

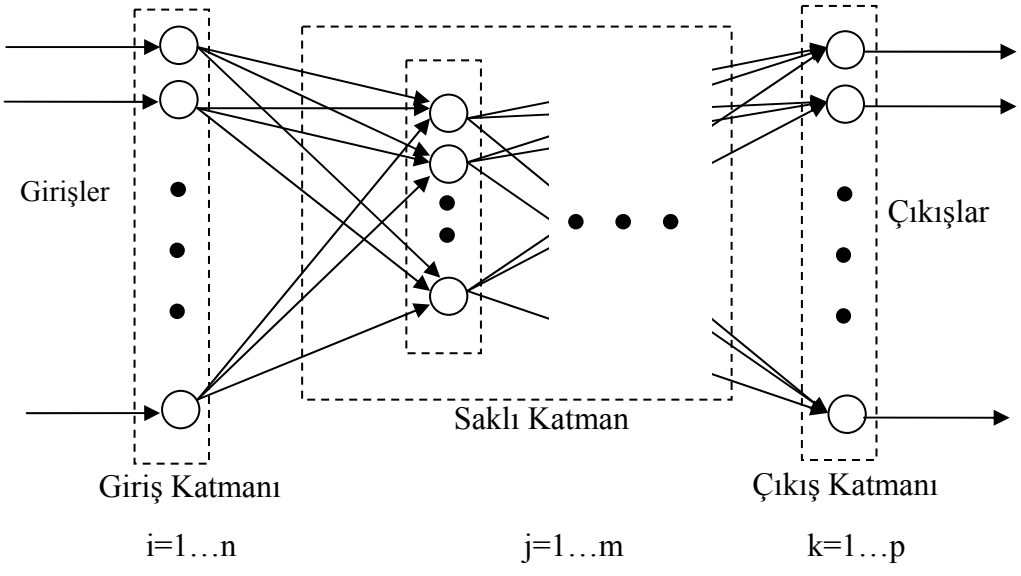
6- Boltzmann öğrenme kuralı

7- Genelleştirilmiş delta kuralı öğrenme

Burada bütün öğrenme kurallarına değinilmeyecektir. Sadece tezde kullanılan "Genelleştirilmiş delta kuralı" öğrenmesi çok katmanlı bir perceptron sinir ağı (MLP) modeli ile birlikte ele alınacaktır.

3.3.8. Çok katmanlı Perceptron (Multi-Layer Perceptron)

Çok katmanlı bir perceptron sinir ağı (MLP) modeli, giriş ve çıkış katmanları arasında bir veya daha fazla saklı katmanın kullanıldığı YSA sistemidir. Her katmanda bir veya daha fazla işlemci eleman (nöron) bulunabilir. Şekil 3.9'da çok katmanlı perceptronun genel yapısı verilmiştir. Bir katmandaki bütün işlem elemanları bir üst katmandaki işlem elemanlarına bağlıdır. Katman içi herhangi bir bağlantı bulunmamaktadır. Bilgi akışı ileri yönde olduğu için ileri yayılmalı (feed forward) sinir ağı modeli olarak da adlandırılır. Giriş ve çıkış katmanındaki işlem elemanı sayısı uygulanan probleme göre belirlenirken ara katmanlardaki işlem elemanı sayısı ise deneme yanılma yoluyla bulunur. Bu ağ modeli özellikle mühendislik alanındaki uygulamalarda yaygın olarak kullanılan sinir ağı modelidir.



Şekil 3.9. n:m:p mimarisine sahip çok katmanlı perceptronun yapısı

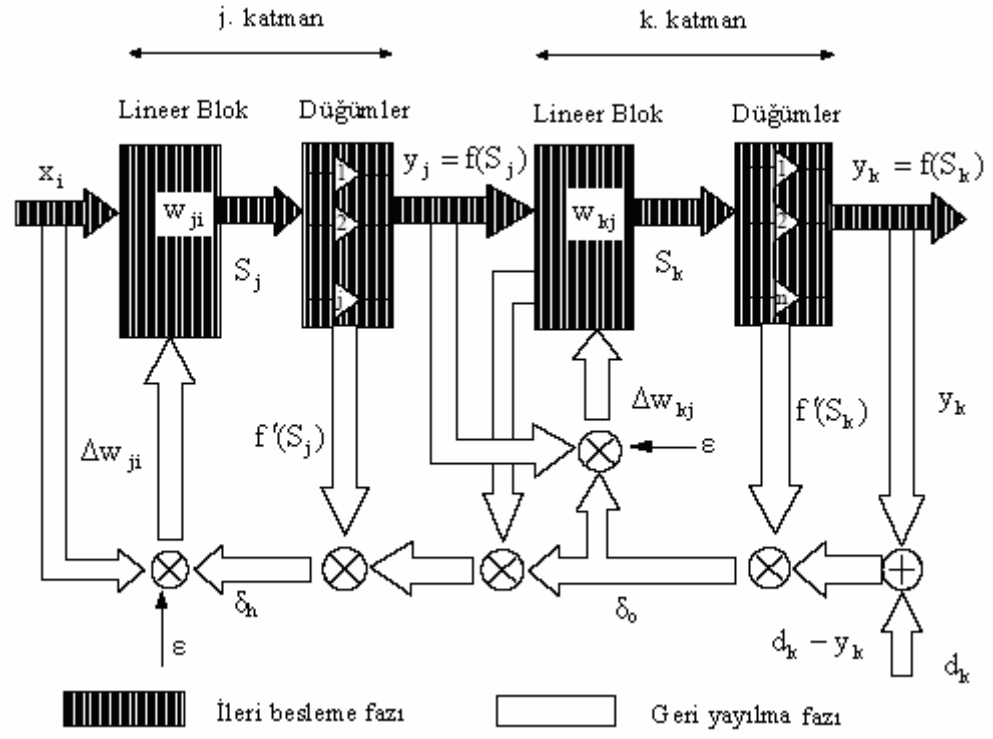
Çok katmanlı perceptronlar (MLP), zor ve farklı problemlerin çözümünde, "hatanın geriye yayılması algoritması" (error back-propagation algorithm) (Rumelhart ve ark., 1986) olarak bilinen popüler bir algoritma ile danışmanlı eğitilmek suretiyle başarılı bir şekilde uygulanmaktadır. Bu algoritma, hata düzeltme öğrenim kuralına (error correction learning rule) dayanmaktadır. Temel olarak, hatanın geriye yayılarak öğrenimi (error back propagation learning) ileri doğru hesaplama (ağın çıktısını hesaplama) ve geriye doğru hesaplama (ağırlıkları değiştirme) olmak üzere iki aşamadan oluşmaktadır.

İlk aşamada, veriler giriş katmanına uygulanır. Giriş katmanında herhangi bir bilgi işleme yapılmaz. Ağ içinde katmandan katmana ileri yönde yapılan işlemler neticesinde ağın çıkış değeri hesaplanır. Bu aşamada ağırlıkları sabittir. İkinci aşamada ise, ağırlıklar hata düzeltme kuralına uygun olarak değişmektedir. Elde edilen çıkış değeri ile istenen değer arasında herhangi bir fark olması durumunda, ağırlıklar bu farkı azaltacak biçimde yeniden düzenlenir. Elde edilen çıkış değerleri, istenilen değerlerle karşılaştırılarak bunların arasındaki fark, hata olarak kabul edilir. Hata işareti gizli işlem elemanlarından çıkış birimine olan ağırlıkları değiştirmekte kullanılır. Fakat bunu yaparken giriş katmanından gizli katmana gelenin değiştirilip değiştirilemediğini düşünmek gerekir. Gizli birimlerden ne tür bir çıkış istendiği bilinemeyeceği için gizli birimlerin çıkışında hata işareti verilmesi kolay bir şey değildir. Bunun yerine her birimin çıkış biriminin hatalarına olan etkisi bilinmelidir. Bu ise hatalı birim için, gizli birime bağlı olan çıkış birimlerinin hata işaretlerinin toplamı alınarak yapılır.

Çok sayıda gizli katmana sahip sistemlerde, her sistemin hata işaretleri, bir önceki katmanın düzeltilmiş işlemlerinden çıkartılarak işlem tekrarlanır. Ağırlık düzeltme işleminin çıkış katmanına bağlı ağırlıklardan başlaması ve ağırlıklara ters yönde giriş katmanına kadar devam etmesinden ötürü bu algoritma"hatanın geriye yayılması algoritması" (back-propagation algorithm) olarak adlandırılmaktadır (Haykin 1999). Bu çalışmada, bu algoritma kullanıldığından bir sonraki bölümde detaylı olarak ele alınacaktır.

3.3.9. Hatanın Geriye Yayılması Algoritması ve Genelleştirilmiş Delta Kuralı

Hatanın geriye yayılması eğitme algoritması, çok katmanlı, ileri yayılımlı bir perceptrondan elde edilen çıkışlar ile eldeki hedef çıkışlar arasındaki hataların karesinin ortalamasını minimum yapmak için geliştirilmiş iteratif bir gradyan algoritmadır. Eğitme işlemi için genelleştirilmiş delta kuralını (Generalized Delta Rule) kullanır. Genelleştirilmiş delta kuralı**,** Şekil 3.10'da gösterilen tek gizli katmana sahip üç katlı ağ mimarisinde ele alınmıştır.



Şekil 3.10. Hatanın geriye yayılması algoritmasının blok diyagramı (Özbay, 1999).

Şekil 3.11'de mimarisi gösterilen algoritma, ana hatlarıyla şöyledir: Ağ mimarisi tanımlanır ve ağırlıklar bazı rasgele küçük sayılar ile başlatılarak, ağa ilk giriş sunulur. Burada m-boyutlu giriş örüntüleri girildiğinde; $x_i = [x_1, x_2, ... , x_m]^T$ dir. Benzer şekilde istenilen n-boyutlu çıkış örüntülerini ise; $d_k = [d_1, d_2, ... , d_n]^T$

belirtir. x_i değerleri i katmanındaki nöronların çıkış değerleri ise, j katmanındaki bir nörona gelecek olan toplam giriş,

$$S_j = \sum_{i=1}^{m} w_{ji} x_i + b_i \qquad (3.1)$$

olur. Gizli katmandaki j nöronunun transfer fonksiyonu çıkışı;

$$y_j = f_j(S_j) = f\left(S_j\right) \qquad \text{j=1,2,…,J} \qquad (3.2)$$

dir. Burada f_j transfer fonksiyonudur. Çıkış katmanındaki k nöronuna gelecek olan toplam giriş ise,

$$S_k = \sum_{j=1}^{J} w_{kj} y_j + b_j \qquad (3.3)$$

dir. Yine çıkış katmanındaki bir k nöronun lineer olmayan çıkışı;

$$y_k = f_k(S_k) = f\left(S_k\right) \qquad \text{k=1,2,…,n olur.} \qquad (3.4)$$

Ağdan elde edilen çıkış, asıl çıkış ile karşılaştırılır ve e_k hatası aşağıdaki gibi hesaplanır;

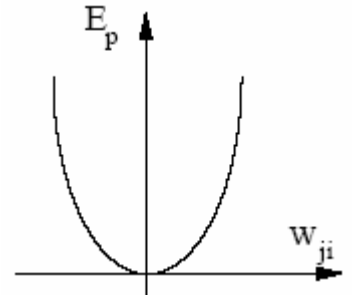
$$e_k = (d_k - y_k) \qquad (3.5)$$

Burada d_k ve y_k sırasıyla çıkış katmanındaki herhangi bir k nöronunun hedef (istenen) ve ağdan elde edilen (asıl) çıkışlardır. Dikkat edilmesi gereken husus, böyle bir karşılaştırmanın sadece ağın çıkış katmanı için mümkün olmasıdır. Böylece çıkış katmanıyla olan bağlar için ağırlık ayarlaması öncelikle göz önüne alınır. Her bir örüntü (pattern) için toplam karesel hata;

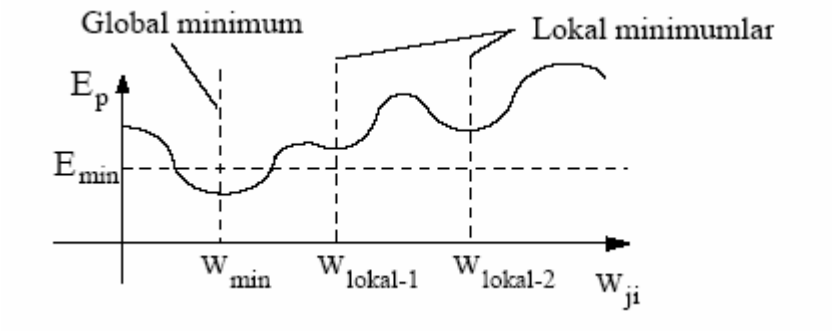
$$E = \frac{1}{2}\sum_k (e_k)^2 = \frac{1}{2}\sum_k (d_k - y_k)^2 \qquad (3.6)$$

olur.

Hata fonksiyonu Şekil 3.11 ve Şekil 3.12'de gösterildiği gibidir. Gizli katman olduğu zaman; hata düzeyi Şekil 3.11.'de olduğu gibi sadece bir minimumdan oluşmaz, Şekil 3.12.'deki gibi çeşitli minimumlar oluşur. Bu minimumlar lokal ve global olarak sınıflandırılırlar. Lokal minimumlar birden fazla olabilir. Global minimum, hatanın en küçük olduğu minimumdur. Öğrenme esnasında global minimuma ulaşılmak istenir.



Şekil 3.11. Gizli katmanı olmayan ağın hata fonksiyonunun grafiksel gösterimi



Şekil 3.12. Gizli katmana ait ağın hata fonksiyonunun grafiksel gösterimi

Ağırlıkların değişimi,

$$\Delta w_{kj} = -\varepsilon \frac{\partial E}{\partial w_{kj}} \tag{3.7}$$

Burada ε, öğrenme oranı katsayısı adı verilen küçük değerde pozitif bir sayıdır (genellikle 0 ile 1 aralığında değişmektedir). Eşitlik 3.7'deki ağırlık değişimini ifade etmek için E'nin w_{kj} ağırlığına göre kısmi türevi alınacaktır. Ağırlıkların değişimi hata eğimine (error gradient) yani sistem değişkenlerine (girdiler, hesaplanan çıktılar, ağırlıklar) göre yapılacağı için zincir kuralını uygulamak gerekmektedir. Eşitliğe zincir kuralı uygulanır ve sağ tarafı açılırsa (Rumelhart ve ark., 1986) şu sonuç elde edilir:

$$\frac{\partial E}{\partial w_{kj}} = \frac{\partial E}{\partial S_k}\frac{\partial S_k}{\partial w_{kj}} = \frac{\partial E}{\partial S_k}\left(\frac{\partial}{\partial w_{kj}}\sum_j w_{kj}.y_j\right) \tag{3.8}$$

Eşitlik 3.8'deki parantez içindeki terim doğrudan hesaplanabilir. Böylece

$$\frac{\partial}{\partial w_{kj}}\sum_j w_{kj}.y_j = \sum_j \frac{w_{kj}.y_j}{w_{kj}} = y_j \tag{3.9}$$

olur.

Amaç, uygun w seçimiyle, $E = \sum_P E_P$ toplam hatayı yeterince küçük yapmaktır. Bu bağlamda, bir $p \in P$ örüntüsü (pattern) ard arda ve rasgele seçilir. k. nöronda oluşan ve 'delta' adı verilen hata işareti,

$$\delta_o = -\frac{\partial E}{\partial S_k} \tag{3.10}$$

eşitlik 3.9 ve 3.10 eşitlik 3.8'de yerine konulursa,

$$\frac{\partial E}{\partial w_{kj}} = -\delta_o . y_j \tag{3.11}$$

ve 3.11 ifadesi 3.7'de yerine konulursa,

$$\Delta w_{kj} = \varepsilon \delta_o y_j \tag{3.12}$$

ifadesi elde edilir.

Eğer herhangi bir P büyüklüğünde çalışmadaki hata, E_P küçültülebilirse, sistemin hatası da azalacaktır. E_P değerini düşürmek demek, ağırlığı $\delta_o y_j$ 'ye bağlı olarak değiştirmek demektir. Buna "Delta Kuralı" denir. Her sonraki katmandaki ağırlıkları öyle bir şekilde değiştirilecektir ki, katman hataları bir önceki değerinden düşük çıkacaktır. Önceki gizli katmandaki tüm nöronlar ile çıkış katmanındaki k. nöron arasındaki ağırlıklar, eşitlik 3.12'deki Δw_{kj} miktarı ile ayarlanır. 3.10 denklemi kısmi türevlerine ayrılırsa,

$$\delta_o = -\frac{\partial E}{\partial S_k} = -\frac{\partial E}{\partial y_k}\frac{\partial y_k}{\partial S_k} \tag{3.13}$$

$$\frac{\partial E}{\partial y_k} = -(d_k - y_k) \tag{3.14}$$

olup; k. nöron çıkışın lokal hatasını verir. Eşitlik 3.13'deki son terim aktivasyon fonksiyonunun türevidir.

$$\frac{\partial y_k}{\partial S_k} = f_k^{'}(S_k) \tag{3.15}$$

Son iki formül eşitlik 3.13'de yerine konulursa,

$$\delta_o = (d_k - y_k) f_k^{'}(S_k) \tag{3.16}$$

bulunur. Bu son bulunan eşitlik, eşitlik 3.12'de yerine konulduğunda k nöronu için;

$$\Delta w_{kj} = \varepsilon(d_k - y_k) f_k^{'}(S_k) y_j \tag{3.17}$$

olur.

Eğer arada gizli katman varsa, eşitlik 3.12'e benzer bir biçimde delta kuralı gizli katman için tekrar uyarlanır. Gizli katmanlarda, hedeflenen bir çıkış değeri yoktur. Çıkış sinirlerinin hataları, gizli katman ağırlıklarının ayarlanmasında kullanılmaktadır.

$$\Delta w_{ji} = -\varepsilon \frac{\partial E}{\partial w_{ji}} \tag{3.18}$$

zincir kuralı uygulanırsa,

$$\frac{\partial E}{\partial w_{ji}} = \frac{\partial E}{\partial S_j} \frac{\partial S_j}{\partial w_{ji}} \tag{3.19}$$

olur ve burada eşitliğin ikinci terimi eşitlik 3.9'a benzer biçimde i. nöronun girişine yani x_i'ye eşittir.

$$\delta_h = -\frac{\partial E}{\partial S_j} = -\frac{\partial E}{\partial y_j} \frac{\partial y_j}{\partial S_j} \tag{3.20}$$

Yukarıdaki eşitliğin son terimi, $\frac{\partial y_j}{\partial S_j} = f_j^{'}(S_j)$ 'dır.

Bununla birlikte, $\partial E / \partial_{yj}$ faktörü doğrudan geliştirilemez. Özel olarak çıkış katmanına etkisi,

$$\frac{\partial E}{\partial y_j} = \sum_k \frac{\partial E}{\partial S_k}\frac{\partial S_k}{\partial y_j} = \sum_k \left(\frac{\partial E}{\partial S_k}\right)\frac{\partial}{\partial y_j}\sum_m w_{km} y_j = \sum_k \left(\frac{\partial E}{\partial S_k}\right) w_{kj} = -\sum_k \delta_o w_{kj} \quad (3.21)$$

şeklinde bulunur. Bulunan sonuç eşitlik 3.20'de yerine konulursa;

$$\delta_h = f_j^{'}(S_j)\sum_k \delta_o w_{kj} \quad (3.22)$$

elde edilir. Δw_{ji} tekrar düzenlenirse;

$$\Delta w_{ji} = -\varepsilon\frac{\partial E}{\partial w_{ji}} = \varepsilon\delta_h x_i = \varepsilon f_j^{'}(S_j)\left(\sum_k \delta_o w_{kj}\right) x_i \quad (3.23)$$

elde edilir. 3.21 denklemindeki ''-'' işareti, ağırlıkların ters yönde değiştiğini belirtir.

Bütün yapılan işlemler kısaca özetlenecek olursa, genelleştirilmiş delta kuralı şayet j. nöron, çıkış katmanı nöronuysa 3.16 denklemine benzer biçimde uygulanır. Çıkış katmanları için delta değeri elde edilir. Eğer j nöronları gizli katmana ait nöronlar ise, o zaman 3.22 denklemi kullanılır.

Genelleştirilmiş delta kuralı

$$\Delta w_{ji} = \varepsilon\delta_h x_i$$

Çıkış katmanı elemanları için

$$\delta_h = (d_y - o_y) f_j^{'}(S_j)$$

Gizli katman elemanları için

$$\delta_h = f_j^{'}(S_j)\sum_k \delta_o w_{kj}$$

Transfer (eşik) fonksiyonu olarak sigmoid fonksiyonu kullanıldığında,

$$f(S_j) = y_j = \frac{1}{1+e^{-S_j}} \tag{3.24}$$

olur. Bu ifadenin türevi alınıp gerekli sadeleştirme yapıldığında,

$$f'(S_j) = \frac{1}{1+e^{-S_j}} \frac{1+e^{-S_j}-1}{1+e^{-S_j}} \tag{3.25}$$

$$\frac{\partial y_j}{\partial S_j} = f_j'(S_j) = y_j(1-y_j) \tag{3.26}$$

bulunur. Benzer işlem k katmanı içinde yapılırsa;

$$\frac{\partial y_k}{\partial S_k} = f_k'(S_k) = y_k(1-y_k) \tag{3.27}$$

bulunur. 3.27 denklemi eşitlik 3.16'da, yerine konursa, eşitlik 3.16'daki delta ifadesi, δ_o çıkış katmanı için

$$\delta_o = (d_k - y_k) y_k (1-y_k) \tag{3.28}$$

elde edilir. Benzer şekilde 3.26 denklemi de eşitlik 3.22'de yerine konursa, eşitlik 3.22'deki delta ifadesi δ_h gizli katman elemanı için aşağıdaki elde edilir.

$$\delta_h = y_j(1-y_j) \sum_k \delta_o w_{kj} \tag{3.29}$$

w_{ji}'yi öğrenme durumunda her eğitme örüntüsünün seti için Δw_{ij}'yi hesaplamak gerekir. Öğrenme oranı ε, hızlı öğrenmeyi sağlar, fakat dalgalanmalara sebep olabilir. Rumelhart ve McClelland (1986)'ın öngördüğü gibi öğrenmeyi

hızlandırmak için eşitlik 3.12 ve 3.23 ifadelerine momentum terimleri (α) eklenirse, en genel haliyle çıkış ve gizli katman ifadeleri aşağıdaki şekilde olur.

$$\Delta w_{kj}(t+1) = \varepsilon \delta_o y_j + \alpha \Delta w_{kj}(t) \tag{3.30}$$

$$\Delta w_{ji}(t+1) = \varepsilon \delta_h x_i + \alpha \Delta w_{ji}(t) \tag{3.31}$$

Burada t, öğrenme döngülerinin (iterasyon) sayısını gösterir. α, küçük değerde pozitif bir sayıdır.

3.3.10. Hatanın Geriye Yayılması Algoritmasının Geliştirilmesi

Pratikte, hatanın geriye yayılması algoritmasında öğrenme yavaştır. Bu hata yüzeyinin özelliğinden kaynaklanmaktadır (Lippman, 1987). Bu durumda, öğrenmeyi hızlandırmak amacıyla nümerik hızlandırma tekniklerinden birini veya bir kaçını kullanmak faydalı olmaktadır.

Hatanın geriye yayılması algoritmasında, çözüme ulaşma hızı ile öğrenme oranı birbiriyle doğrudan alakalıdır. Öğrenme oranı bağlantı ağırlıklarındaki değişme miktarını kontrol etmektedir. Hata fonksiyonu üzerinde minimuma yaklaşırken atılan adımın büyüklüğü olarak ifade edilebilir. Eğer öğrenme oranı küçük seçilirse, bağlantı ağırlıklarında ve hata değerindeki değişim az miktarda olacağından gerçek çözüme ulaşılmak için adım sayısını artırmak gerekecektir. Dolayısıyla çözüme ulaşmak uzun zaman alacaktır. Bu gibi durumlarda ayrıca değişim miktarı çok düşük olduğundan çoğu zaman en küçük noktasına ulaşıldığı düşüncesi ile eğitimin durdurulması mümkündür. Öğrenme oranının büyük seçilmesi durumunda ise, bağlantı ağırlıklarındaki ani ve hızlı değişimler çözüme kolaylıkla yaklaşılabilme imkanı vermesine karşın çözüm etrafındaki ani sıçramalar (osilasyon) ile çözüme ulaşılmasını engelleyecektir. Bu durumun kararsızlığa yol açacağı belirtilmektedir (Şen, 2004; Haykin 1999).

Momentum katsayısı (α) fikri bu noktadan hareketle ortaya atılmıştır. Ani sıçramalardan (osilasyon) kaçınmanın en basit metodu Rumelhart ve McClelland (1986)'ın öngördüğü gibi delta kuralına momentum terimi ekleyerek modifiye etmektir. Momentum katsayısı genellikle $0<\alpha<1$ arasında değişen bir sayıdır. Buna karşın, öğrenme katsayısı $0.01<\varepsilon<10$ aralığında sabit bir sayıdır.

Hatanın geriye yayılması algoritması genellikle iyi bir performans göstermesine rağmen; bu algoritma, bir gradyent arama tekniği olduğu için, global minimum yerine, en küçük kareler (Least Mean Square) fonksiyonunun bir lokal minimumunu bulabilmektedir. Performansı artırmak ve lokal minimum problemini azaltmak için; gizli düğümler ilave edilmesi, ağırlıkların ayarlanması için kullanılan öğrenme katsayısının azaltılması ve farklı rasgele ağırlık setlerinden başlayarak birçok defa eğitme işleminin tekrarlanması önerilmektedir (Lippmann 1987).

4. MATERYAL VE METOT

4.1. MATERYAL

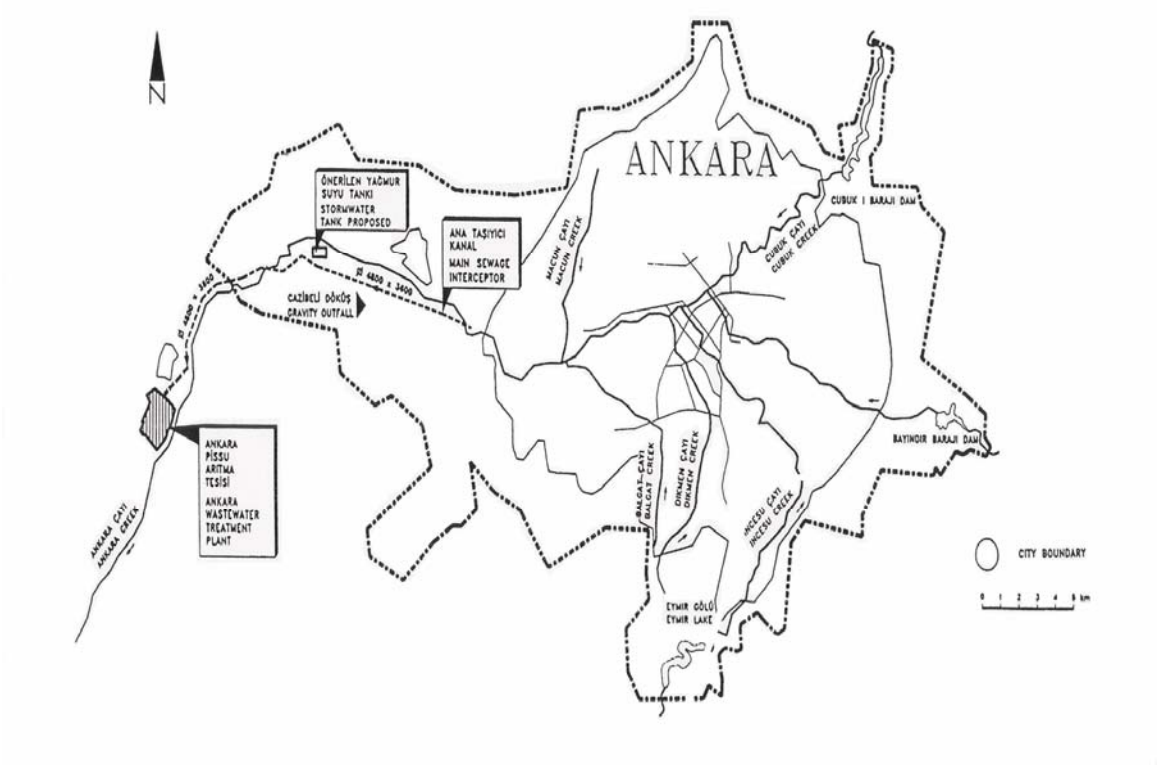
4.1.1. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi

Avrupa'nın en büyük atıksu arıtma tesislerinden biri olan Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi şehir merkezinin batısında 45 km mesafede, Ankara Çayı akıntısı yönündeki Tatlar köyünün (Sincan yakınında) yanında yer almaktadır (Şekil 4.1). Tesisin yerleşim alanı, 2025 yılında dahi şehir yerleşiminin dışında kalacağı dikkate alınarak seçilmiştir. Şehrin ve arıtma tesisinin topografisi, atıksuyun arıtma tesisine taşınmasında pompa istasyonu gerektirmeyecek şekilde tasarlanmasını mümkün kılmıştır. Kanalizasyon sisteminde toplanan bütün atıksular tesise tamamen cazibeyle ulaşmaktadır.

2025 hedef yılı için tesis alanı 182 hektar alanı kapsamaktadır. Ve ilk aşamada yaklaşık 1/3'ü kullanılmıştır. Tesis 2002, 2010 ve 2025 yıllarında üç aşamada genişletilecektir. Ağustos 1997'deki ilk aşama işletmeye 2.5 hat ile başlanmıştır. Ankara Su ve Kanalizasyon İdaresi (ASKİ) Genel Müdürlüğü, 2002 yılı I. Aşama için yaklaşık 4 milyon eşdeğer nüfusa hizmet vermek üzere inşa edilen tesisin kesin kabulünü altı aylık işletmeye alma ve iki yıllık eğitim ve işletme dönemleri sonrasında 2000 yılı Mayıs ayında tesisi devralmıştır.

Atıksu Arıtma Tesisi, günde 765.000 m^3 atıksu arıtma kapasitesi ile klasik aktif çamur prosesi bazında projelendirilerek inşa edilmiştir. Tesisin genişletilmesi, 2025 yılında yaklaşık 6 milyon eşdeğer nüfusa hizmet verebilecek kapasitede olup, azot ve fosfor giderimi ünitelerinin eklenmesine uygun şekildedir. Tesis ile ilgili temel tasarım kriterleri Çizelge 4.1'de verilmektedir.

Sakarya Nehri ve bu nehir üzerindeki barajların kirliliğinin % 50'si Ankara'nın atıksularından kaynaklanmaktadır. Bu nedenle atıksu arıtma tesisi Sakarya Nehri Havzası için hayati önem taşımaktadır.



Şekil 4.1 Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi genel yerleşim planı

Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi'nde arıtma için kullanılan proses, aktif çamur, anaerobik çamur stabilizasyonu ve bant filtre presli mekanik çamur suyu alma tekniğidir.

Atıksu arıtma tesisi şu anda (1. aşama) kaba ve ince ızgaralar ile kum tutuculardan oluşan ön arıtma aşamasını kapsamaktadır. Yüzen ve askıdaki katı maddeleri bertaraf etmek için her biri 50 m çapında on adet ön çökeltme tankı ile her biri 55 m çapında yirmi adet son çökeltme tankı yapılmıştır. Doksan adet yüzeysel havalandırıcı beş adet havalandırma tankı (35 x 153 m) aktif çamur prosesini sağlamaktadır. Arıtma prosesi sonrasında Ankara Çayı'na giden çıkış suyunun $BOİ_5$ değeri limit değer olan 30 mg/L'nin altındadır (Şekil 4.2,3).

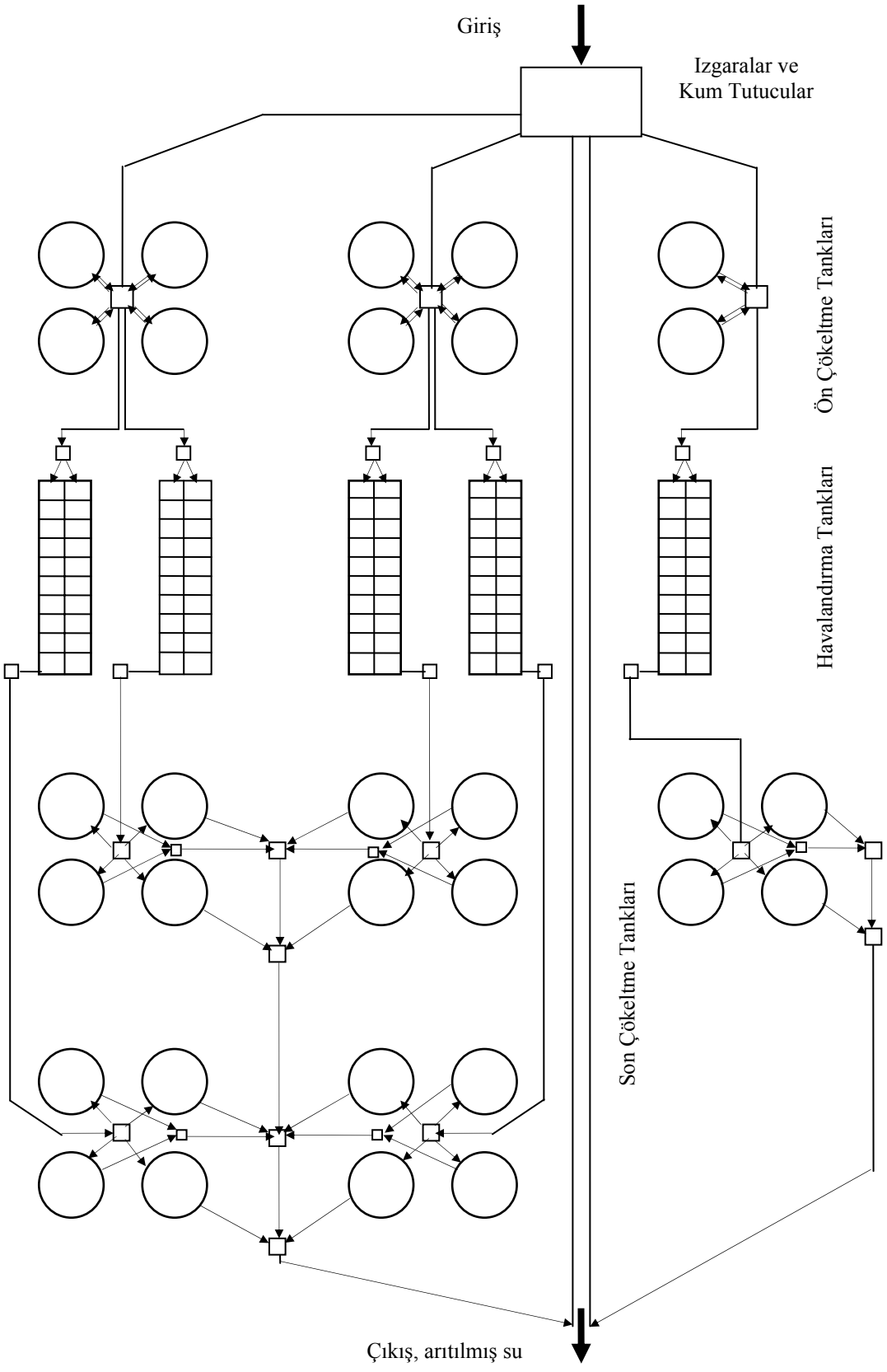
Çamur özümleme işlemi sekiz adet ısıtmalı özümleyicide (toplam 90.000 m^3) yapılmaktadır. Çamur özümleme öncesinde her biri 25 m çapındaki yedi adet ham çamur yoğunlaştırıcıdan ve özümleme sonrasında beş adet özümlenmiş çamur yoğunlaştırıcıda yoğunlaştırılmaktadır. Özümlenmiş ve yoğunlaştırılmış çamur, altı

adet bant filtresi ile kuru madde kapsamı >%25 olacak şekilde susuzlaştırılmaktadır. Susuzlaştırılan çamurun bir kısmı atıksu arıtma tesisi yakınındaki ekim alanlarına kamyonlarla taşınmaktadır. Çamurun diğer bir kısmı, Belediyenin daha sonra tarımsal amaçla kullanması için tesis alanındaki boş araziye serilip, güneşe maruz bırakılarak kurutulmaktadır.

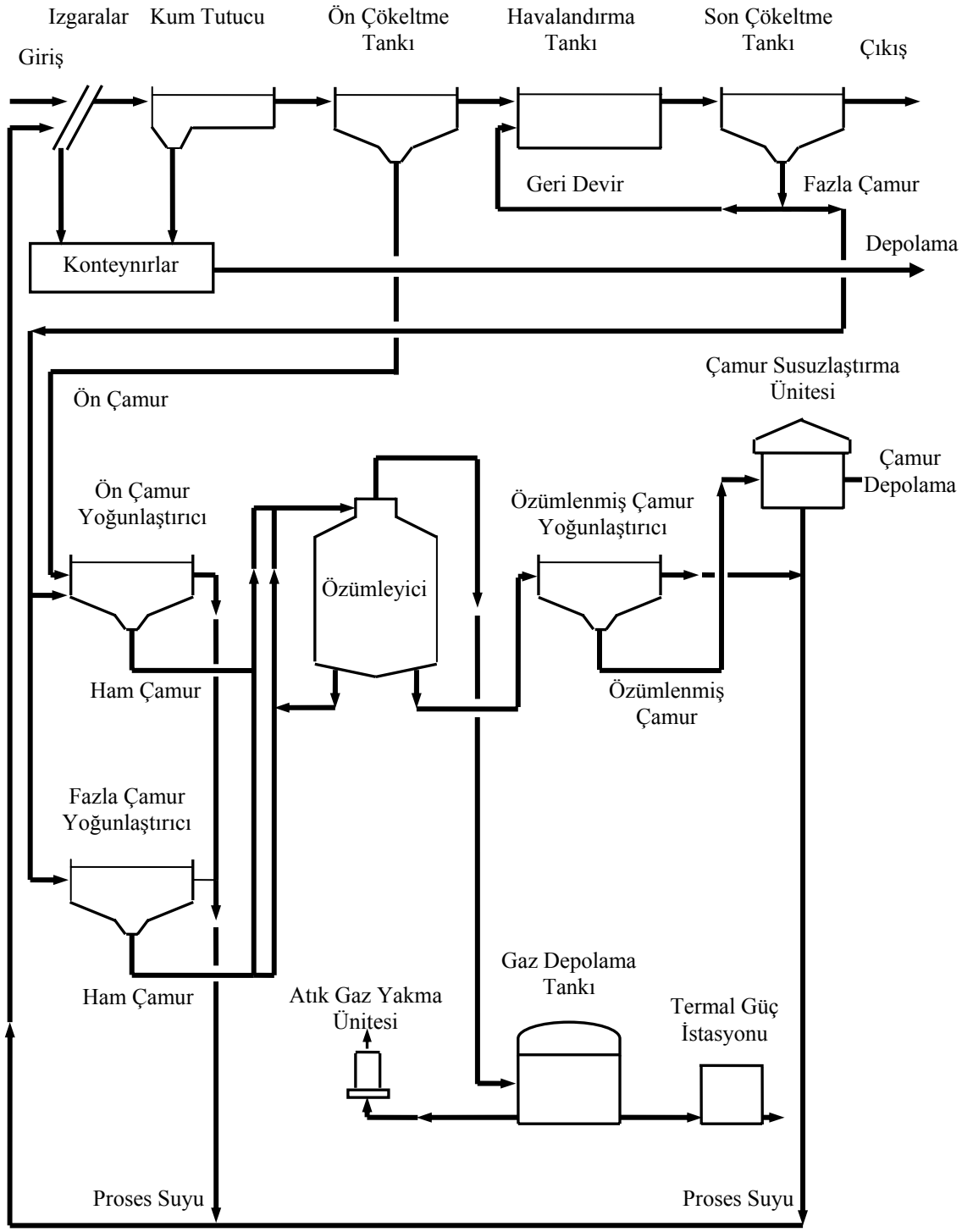
Özümleme tanklarında açığa çıkan biyogaz iki adet silindirik gaz tankında (her biri 4.000 m^3) depolanmaktadır. Blok tipte termal güç istasyonunda bulunan her biri 1.650 kW kapasiteli iki elektrik jeneratörü, biyogazı elektrik enerjisine çevirmektedir. Şu anda tesisin toplam enerji ihtiyacının yıllık ortalama yaklaşık %80'ni bu tesisten karşılamaktadır.

Çizelge 4.1 Ankara merkezi atıksu arıtma tesisi için eşdeğer nüfusa göre proje dizayn debileri ve toplam organik yük değerleri

Yıllar	1996	2002	2010	2025
Genişletme aşamaları	-	1. aşama (Mevcut durum)	2. aşama	3. aşama
Proses hattı sayısı	2.5	2.5	3	4
Eşdeğer Nüfus (kişi)	3.298.500	3.919.600	4.833.300	6.288.300
Hidrolik yükleme değerleri				
Ortalama kuru hava debisi (m^3/gün)	638.794	765.000	971.000	1.377.310
Minimum kuru hava debisi (m^3/gün)	567.817	680.000	863.111	1.224.276
Pik kuru hava debisi (m^3/gün)	734.649	880.000	1.117.000	1.584.000
Pik yağışlı hava debisi (m^3/gün)	1.277.589	1.530.000	1.942.000	2.754.620
Giriş atıksu değerleri				
Toplam $BOİ_5$ yükü (kg/gün)	197.9111	235.175	290.000	377.300
Çıkış suyu kalitesi				
$BOİ_5$ konsantrasyonu, mg/l	< 30			



Şekil 4.2 Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi genel yerleşim planı



Şekil 4.3 Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi arıtma prosesinin akım şeması

4.1.2. GPS-X Modelleme Programı

Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi ASM1 modeli Kanadalı Hydromantis firması tarafından geliştirilen GPS-X 5.0 programında oluşturulmuştur. Evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinin modellemesi, simülasyon ve kontrolü için çok amaçlı modelleme ortamına sahip modüler bir programdır. Çeşitli Windows sürümlerinde çalıştırılabilen programının kullanımı kolay ve esnektir. Program dinamik modelleme ve simülasyon çalışmalarını kolaylaştırmak için gelişmiş grafiksel kullanıcı ara yüzü kullanmaktadır. Programda bir atıksu arıtma tesisinde bulunan hemen hemen bütün birimler mevcuttur. Atıksu girişi, deşarj, dağıtma yapıları, birleştirme yapıları, pompa istasyonu, dengeleme tankı, kum tutucu, ön ve son çöktürme tanklar, biyolojik arıtma birimleri (havalandırmalı tam karışımlı ve piston akışlı reaktörler), çözünmüş hava flotasyonu (DAF), çamur yoğunlaştırıcı, aerobik ve anaerobik çamur çürütücü, çamur susuzlaştırma, membran filtre, kum filtresi ve dezenfenksiyon üniteleri bulunmaktadır. Kullanıcı tercihine göre programda, Simulator (benzetim), Builder (akış diyagramlarını bilgisayar kodu haline getiren birim), Analyzer (model parametreleri için analiz birimi), Optimizer (en uygun şartları belirleme birimi) gibi birimleri bulunmaktadır.

4.1.3. Cihazlar ve kimyasallar

Atıksu numuneleri, Bühler Montec 1024 ve ISCO 6700C full size numune alma cihazları ile alınmıştır. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), WTW PhotoLab S12 spektrofotometre ve WTW CR 2200 termoreaktör kullanılarak tespit edilmiştir. Atıksu numunelerinin santrifüjleşmesinde Gallenkamp santrifüj cihazı kullanılmıştır. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu ölçümleri WTW Multi 340i marka oksijenmetre ile yapılmıştır. Sahada debi, MLSS konsantrasyonu, çözünmüş oksijen konsantrasyonu, pH, sıcaklık ve iletkenlik parametreleri ise online analizatörler ile ölçülmüştür. Debi için Endress-Hauser Promag 33 DN 200 akış sensörü ve Endress-Hauser Deltapilot DB 43C, seviye sensörü, çözünmüş oksijen için Endress-Hauser

COS 3 oksijen sensörü, MLSS için Endress-Hauser CUS 1 bulanıklık sensörü, pH ve sıcaklık için Endress-Hauser Orbisint CPS 11 pH ve sıcaklık sensörü kullanılmıştır. Kimyasal analiz ve deneylerin yürütülmesinde Merck marka analitik saflıkta kimyasallar kullanılmıştır.

4.2. METOT

4.2.1. Numune alma ve analiz yöntemleri

Atıksu numuneleri, tesisin giriş ve birinci hat son çökeltme tankı çıkışına yerleştirilen otomatik numune alma cihazıyla 05-12 haziran 2006 tarihleri arasında 2 saatlik kompozit numune şeklinde 12 gün süresince alınmıştır. Numuneler Standart Metotlarda (APHA, 2005) belirtildiği şekilde anaerobik şartlarda (sıkıca kapatılmış plastik şişelerde) +4°C'de saklanmış ve en fazla 24 saatlik bir saklama süresi sonunda analiz edilmiştir. KOİ, 26-1500 mg/L ve 15-300 mg/L ölçüm aralığına sahip WTW hazır küvet testleri kullanılarak ölçülmüştür. Çözünmüş KOİ, 0,45 μm membran filtre kullanılarak süzülmüş numunelerde tayin edilmiştir. AKM ve UAKM tayini içinde aynı filtreler kullanılmış ve Standart Metodlar'da (APHA, 2005) belirtildiği şekilde tayin edilmiştir. Sahada on-line analizatörlerle sürekli ölçülen parametre değerleri, 2 saatlik ortalamaları şeklinde hesaplanmıştır.

4.2.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Fraksiyonlarının Belirlenmesi

4.2.2.1. Hızlı Fiziksel-Kimyasal Metot

Çözünmüş biyolojik olarak kolay parçalanabilir KOİ (S_S) tespiti için biyolojik metoda alternatif olarak geliştirilen hızlı fiziksel-kimyasal metot kullanılmıştır (Mamais ve ark. 1993). Giriş toplam çözünmüş KOİ'nin çözünmüş biyolojik olarak

kolay parçalanabilir KOİ (S_S) ve biyolojik olarak parçalanamayan KOİ (S_I) fraksiyonundan meydana geldiği ayrıca giriş çözünmüş biyolojik olarak parçalanamayan KOİ (S_I)'nın 3 gün veya daha büyük çamur yaşında arıtma yapan aktif çamur sisteminin çözünmüş gerçek çıkış KOİ'sine eşit olduğu kabul edilmiştir .

Çözünmüş biyolojik olarak kolay parçalanabilir KOİ (S_S), aynı zamanda çözünmüş biyolojik olarak parçalanamayan KOİ (S_I) tespiti için de kullanılan flokülasyon/filtrasyon vasıtasıyla tespit edilmiştir. Flokülasyon ve bunu takip eden çöktürme (çinko hidroksit çökelmesi) uygulaması ile normal olarak atıksu içerisindeki 0,45 μm membran filtresini geçebilecek büyüklükteki kollaidal partiküller uzaklaştırılarak filtrasyon işleminden sonra atıksuda sadece çözünmüş organik madde içeriğinin kalması sağlanmıştır.

Çözünmüş biyolojik olarak kolay parçalanabilir KOİ (S_S) eşitlik 4.1 yardımı ile giriş atık suyunun toplam gerçek çözünmüş KOİ'si ve çıkış atık suyunun çözünmüş KOİ'si (S_I) arasındaki farktan hesaplanmıştır.

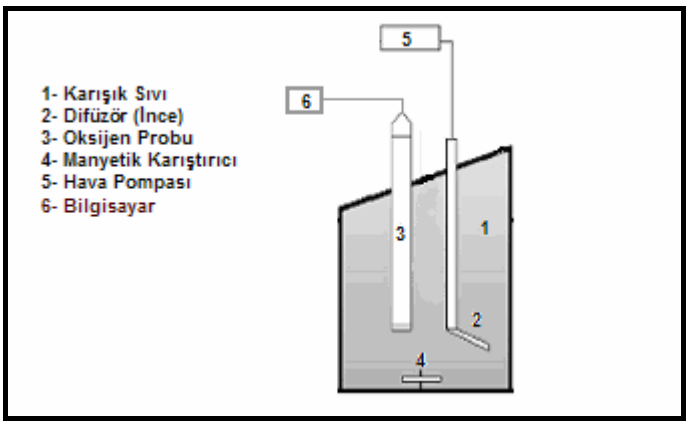
$$S_S = (\text{toplam gerçek çözünmüş KOİ}_{\text{giriş}}) - (S_I) \qquad (4.1)$$

Fiziksel-kimyasal test süresince her bir numune için şu prosedür kullanılmıştır: (1) Hazırlanan 100 mL atık su numunesine 100 g/L çinko sülfat çözeltisinden 1 mL eklenmiştir. Numune 1 dakika kadar manyetik karıştırıcı ile iyice karıştırılmıştır, (2) 6 M (molar) sodyum hidroksit (NaOH) çözeltisinden ekleyerek numenin pH'sını 10.5 olacak şekilde ayarlanmıştır ve 10-20 dakika çökelmeye bırakılmıştır, (3) Berrak supernatantı (20-30 mL) pipetle çekilerek 0.45 μm membran filtreden geçirilmek suretiyle süzüntü (filtrat) KOİ'si ölçülmüştür.

Giriş atık suyunun toplam gerçek çözünmüş KOİ'si için giriş atık su numunesine uygulanan işlemler benzer şekilde çıkış çözünmüş inert KOİ (S_I) tespiti için de çıkış atık suyundan numene alınarak uygulanmıştır.

4.2.2.2.Respirometrik Metot

Çözünmüş biyolojik olarak kolay parçalanabilir KOİ (S_S) konsantrasyonlarının belirlenmesine yönelik respirometrik deneyler (Ekama ve ark., 1986) seçilen belirli bir F/M oranında 2 L hacminde kesikli olarak aerobik ortamda çalıştırılan acrylglas rektörlerde oda sıcaklığında yürütülmüştür. Hava debisi, OTH ölçümleri en az 6–7 mg/l çözünmüş oksijen konsantrasyonu ile başlayacak şekilde ayarlanmıştır. Kullanılan deney düzeneği Şekil 4.4'de gösterilmektedir. Çamur yaşının 10 günden düşük olması nedeniyle denemelerde nitrifikasyon bakterilerinden kaynaklanan oksijen tüketimini önlemek maksadıyla ortama inhibitör ilave edilmemiştir.

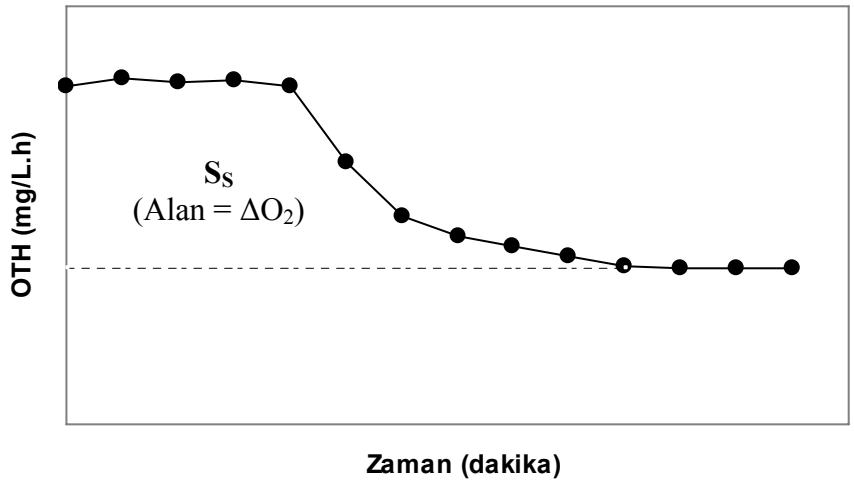


Şekil 4.4. Oksijen Tüketim Hızı (OTH) ölçümü için kullanılan deney düzeneği

Hem havalandırılan hem de manyetik karıştırıcı ile karıştırılan aerobik kesikli reaktöre, seçilen F/M oranını sağlayacak şekilde atıksu ve aktif çamur konmasının ardından oksijen konsantrasyonu 6–7 mg/l aralığına kadar yükseltilmiştir. Daha sonra 5- 8 dakika boyunca oksijen konsantrasyonundaki azalma ölçülmüştür. Bu süre boyunca elde edilen çözünmüş oksijen konsantrasyonu farkı, o zaman dilimindeki OTH olarak hesaplanmıştır. OTH ölçümlerine F/M oranına bağlı olarak işlemlerin her 5-15 dakikada bir tekrarlanması şeklinde 1 – 3 saat boyunca devam edilmiştir.

Zamana karşı OTH değerleri grafiğe geçirilmek suretiyle kolay ayrışabilir KOİ, (S_S) bulunmuştur.

Oluşturulan respirogram eğrisinin altındaki toplam alan biyolojik parçalanabilir organik madde miktarını $S_s/(1-Y_H)$ temsil etmektedir. Şekil 4.5'de tipik bir OTH profili gösterilmiştir. Respirogram eğrisininde, OTH değerleri başlangıçta bir süre yüksek değerlerde sabit kalıp, sonra mikrobiyolojik aktiviteye göre azalma eğilimine girmektedir. Başlangıç OTH değeri ile eğride ilk düşüşün olduğu kısmın kuyruk tarafı arasında kalan alan S_S'e karşılık gelmektedir. S_S konsantrasyonları seyrelme faktörün de dikkate alındığı eşitlik 4.2 yardımı ile hesaplanmıştır.



Şekil 4.5 S_S'ın belirlenmesi için kesikli deneylerden elde edilen tipik bir OTH profili

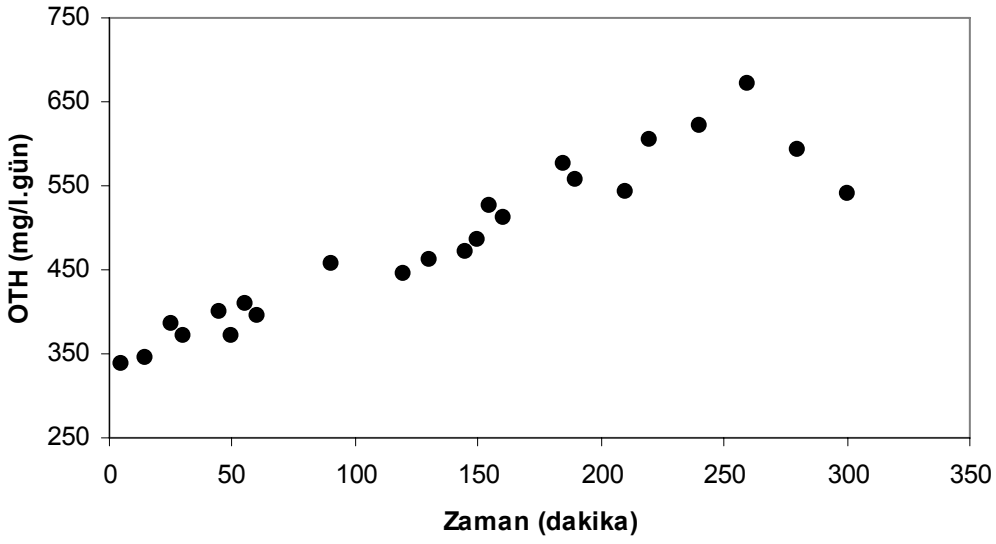
$$S_s = \frac{1}{1-Y_H}\int_0^{t1} OTH.dt\,\frac{(V_{at}+V_{bk})}{V_{at}} \qquad (4.2)$$

Burada; V_{at}, atıksu miktarı (mL); V_{bk}, biyokütle miktarı (mL); Y_H, heterotrofik dönüşüm oranı (gKOİ/gKOİ) olarak ifade edilmiştir.

4.2.3. Heterotrofik Maksimum Çoğalma Hızının, (μ_H) Belirlenmesi

Heterotrof organizmaların maksimum çoğalma hızlarının belirlenebilmesine yönelik deneysel çalışmalarda Kappeler ve Gujer (1992) tarafından önerilen yöntem kullanılmıştır. Bu yöntemde, kesikli olarak yürütülen deneylerde, çok düşük konsantrasyonda biokütle/atıksu hacim oranı 1/10 (KOİ/UAKM oranı yaklaşık 4) olan santrifüjlenmiş atıksu karışımında OTH ölçümleri yapılarak heterotrofik maksimum çoğalma hızı belirlenmiştir.

Kesikli deneyin ilk periyodunda biokütlenin çoğalması çok hızlı olmaktadır. Düşük mikroorganizma konsantrasyonları ile başlandığından, artan biokütle miktarına bağlı olarak zamanla artan OTH değerleri elde edilmektedir. Kolay ayrışan substrat (S_S) kısıtlayıcı olduğunda, çoğalma hidroliz sonucu oluşan substrat üzerinden devam etmektedir. Bu aşamada OTH hidroliz hızına bağlı olarak yavaşlamaktadır (Şekil 4.6).



Şekil 4.6. Yüksek F/M oranında μ_{max}'ın belirlenmesi için kesikli deneylerden elde edilen zamana karşı tipik OTH profili

Substrat ve Oksijen sınırlamasının olmadığı (maksimum çoğalma koşullarının geçerli olduğu durumda) kesikli reaktördeki oksijen tüketim hızı,

$$OTH(t) = \frac{(1-Y_H)}{Y_H}\mu_{\max} X_H(t) + (1-f_E) b_H X_H(t) \tag{4.5}$$

şeklinde yazılabilmektedir. Biokütlenin net çoğalması;

$$X_H(t) = X_{H0} e^{(\mu_{\max} - b_H)t} \tag{4.6}$$

ile ifade edilmektedir. X_H (Eşitlik 4.6) eşitlik 4.5'de yerine konularak yeniden düzenlenirse;

$$OTH(t) = \left[\frac{(1-Y_H)}{Y_H}\mu_{\max} + (1-f_E) b_H \right] X_{H0} e^{(\mu_{\max} - b_H)t} \tag{4.7}$$

eşitliği elde edilmektedir. Herhangi bir andaki ve başlangıçtaki OTH oranları

$$\frac{OTH(t)}{OTH(t_0)} = e^{(\mu_{\max} - b_H)t} \tag{4.8}$$

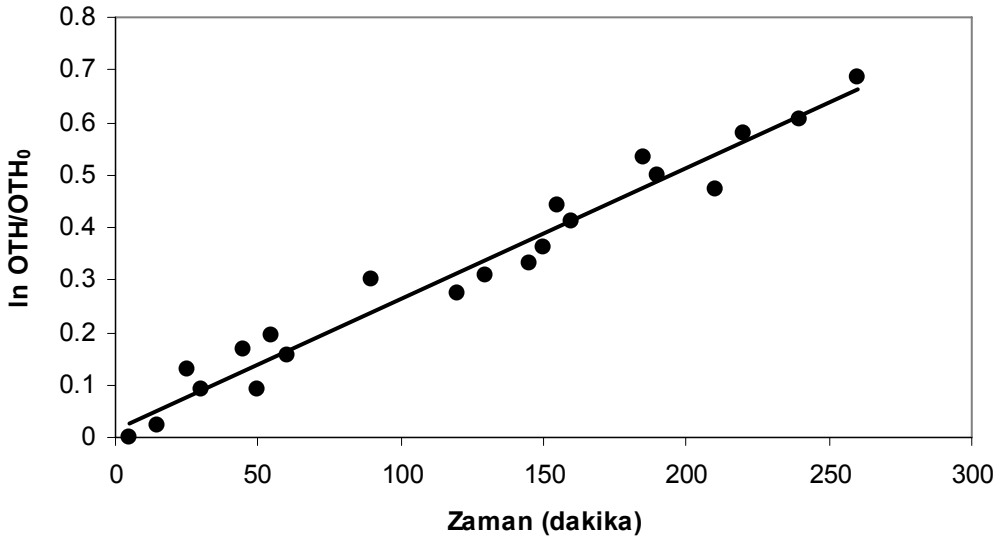
şeklinde yazılabilmektedir. Bu ifadenin e tabanına göre logaritması alındığında

$$\ln \frac{OTH(t)}{OTH(t_0)} = (\mu_{\max} - b_H)t \tag{4.9}$$

eşitliği elde edilmektedir. Bu bağıntı grafik olarak eğimi $\mu_{\max} - b_H$ olan bir doğruyu vermektedir (Şekil 4.7). Bu yöntem ile net maksimum çoğalma hızı bulunduğundan $\mu_{\max}$ ve b_H değerlerinin ayrı ayrı belirlenebilmesi için yaklaşık olarak $b_H / \mu_{\max}$ oranının 0.05 olduğu kabul edilmektedir. Dolayısıyla maksimum çoğalma hızı

$$\mu_{\max} = 1.05(\mu_{\max} - b_H) \tag{4.10}$$

ifadesi ile hesaplamıştır.



Şekil 4.7. μ_{max}'ın belirlenmesi için kesikli deneylerden elde edilen tipik $\ln(OTH_0/OTH)$ değerleri

4.2.4. İçsel (Endojen) Solunum Hızının (b_H) Belirlenmesi

İçsel solunum hızının belirlenebilmesine yönelik yürütülen kesikli deneylerde (Ekama ve ark. 1986), 3000 - 4000 mg MLSS/L aralığında yüksek biokütle konsantrasyonları içeren reaktörlerde içsel solunum fazında, uzun süreli OTH ölçümleri yapılmıştır. Dışarıdan herhangi bir organik madde ilavesi olmazken biokütle havalandırma havuzundan temin edilmiştir. Çamur yaşının 10 günden düşük olması nedeniyle nitrifikasyonu önlemek için inhibitör eklenmemiştir. Ölçümlere başlangıçta ölçülen OTH değerinin 1/10 u elde edilinceye kadar devam edilmiştir

Dışarıdan herhangi bir organik madde ilavesi ve oksijen sınırlamasının olmadığı durumda kesikli reaktördeki oksijen konsantrasyonu değişimi ve biokütle konsantrasyonu,

$$\frac{dS_O}{dt} = -(1 - f_E) b_H X_H \tag{4.11}$$

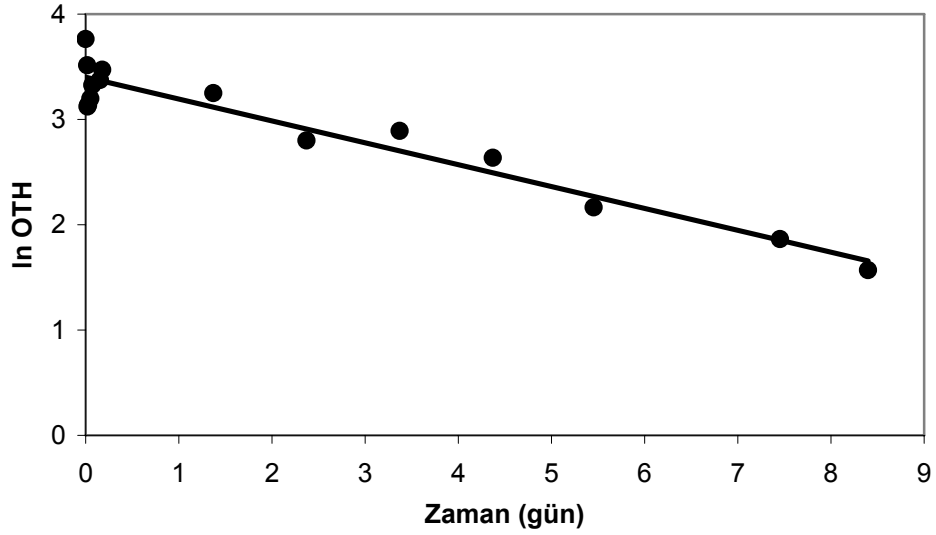
$$X_H = X_{H0} e^{-b_H t} \tag{4.12}$$

ile ifade edilmektedir. Eşitlik 4.11,12'e göre oluşturulan

$$\ln OTH = \ln\left[-(1 - f_E) b_H X_{H0}\right] - b_H t \tag{4.13}$$

ifadesi başlangıç biokütle konsantrasyonundan bağımsız olarak, eğimi b_H olan bir doğruyu vermektedir (Şekil 4.8). Buradan bulunan içsel solunum hızı değeri ASM1 modelinde kullanılabilmesi için eşitlik 4.14'e göre tekrar düzenlenmiştir.

$$b_H' = \frac{b_H}{1 - Y_H (1 - f_E)} \tag{4.14}$$

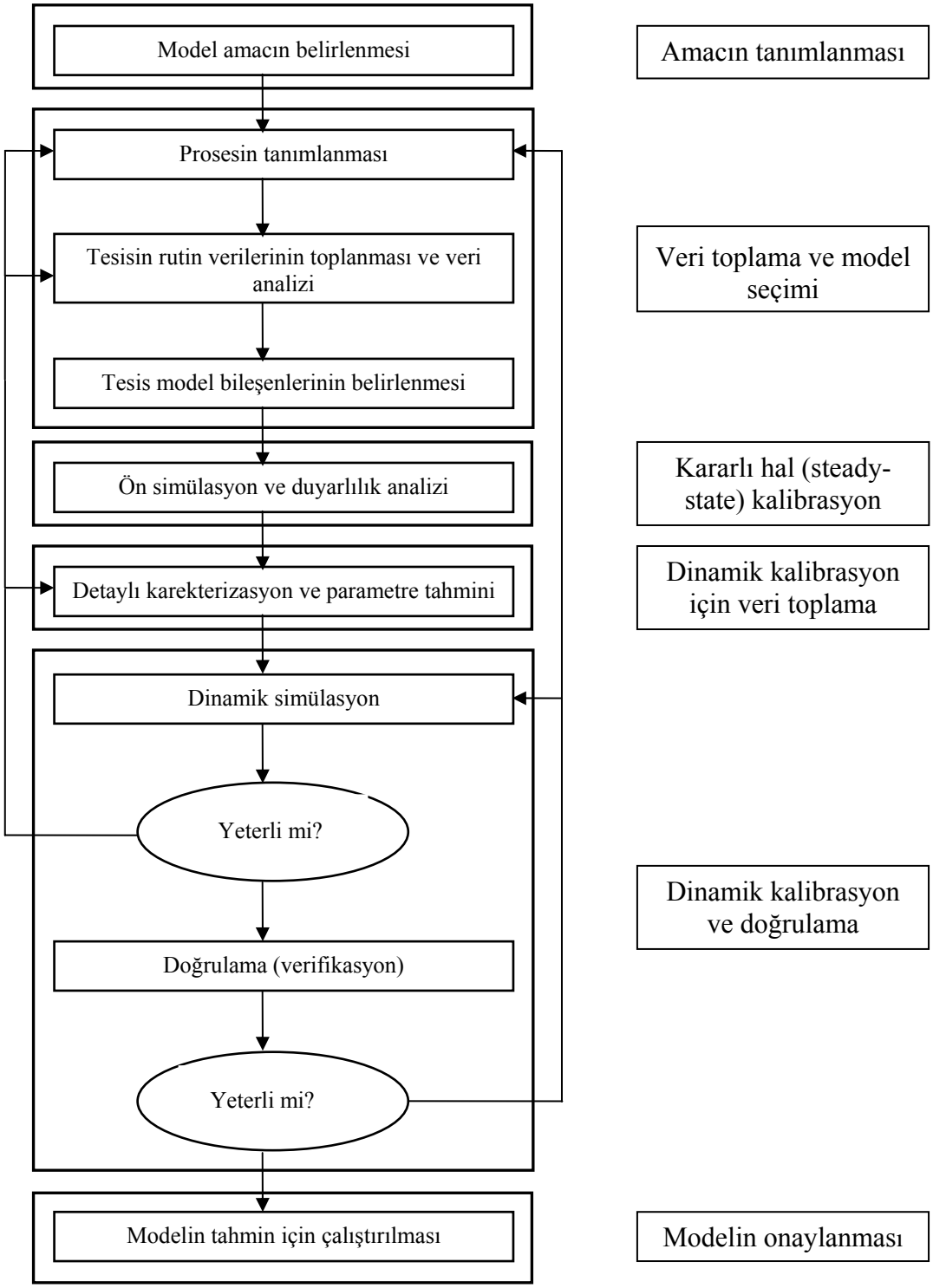


Şekil 4.8. b_H'ın belirlenmesi için kesikli deneylerden elde edilen tipik OTH profilinin logaritmik formu

4.2.5. ASM1 Model Geliştirme Süreci

ASM1 modeli simülasyon çalışmasında amacın tanımlanması, veri toplama ve model seçimi, kararlı hal kalibrasyonu, dinamik kalibrasyon için veri toplama, dinamik kalibrasyon ve doğrulama, modelin onaylanması aşamaları takip edilmiştir. ASM1 modeli simülasyon çalışması genel akış diyagramı Şekil 4.9'da detaylı olarak gösterilmektedir.

Öncelikle çalışmanın amacı belirlenmiştir. Bu kapsamda, oluşturulacak ASM1 modelinin tesisin senaryo çalışmalarında da kullanılabilmesini sağlamak, elde edilecek verilerin YSA modelinde de kullanılabilmesini mümkün kılmak amacıyla en az bir hafta sonunu da içerisine alacak şekilde 12 gün boyunca ölçümlerin sürdürülmesine karar verilmiştir. Tesisin toplam veriminin modellenmesi hedeflendiği için numune alma noktaları tesis giriş ve çıkışı olarak tespit edilmiştir. Sonraki aşamada, Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisindeki prosesler tespit edildikten sonra bu proseslere ait dizayn verileri (reaktör boyutları v.b.), işletme verileri (giriş, çıkış, geri dönüş ve fazla çamur debileri, giriş çıkış parametre konsantrasyonları, reaktör konsantrasyonları, katı alıkonma süresi, çamur çökelme özellikleri v.b.) ve performans bilgileri toplanmıştır. Çöktürme havuzları ve biyolojik ünitenin her biri için uygun modeller seçilmiştir. Oluşturulan ilk modelle ön simülasyon çalışması yürütülmüştür. Bu aşamada modelin kararlı hal (steady-state) simülasyon sonuçları tesisin ortalama verileri ile karşılaştırılmıştır. Ayrıca duyarlılık analizi ile hassas parametreler belirlenmiştir. Dinamik kalibrasyon için giriş atıksuyunun detaylı karakterizasyonundan, stokiyometrik ve kinetik parametrelerin laboratuar ortamında tespiti sonucu elde edilen veriler ile model manüel olarak kalibre edilmiştir ve en iyi model kalibrasyonu elde edilmeye çalışılmıştır. Başka veriler ile model doğrulanmıştır ve tahmin için çalışır konuma getirilmiştir. Kalibrasyon ve doğrulama sonuçlarının yeterli olmaması durumunda prosesin tanımlanması, tesisin rutin verilerinin toplanması ve veri analizi, detaylı karakterizasyon ve parametre tahmini aşamalarına dönülerek kalibrasyon ve doğrulama işlemleri tekrarlanmıştır.

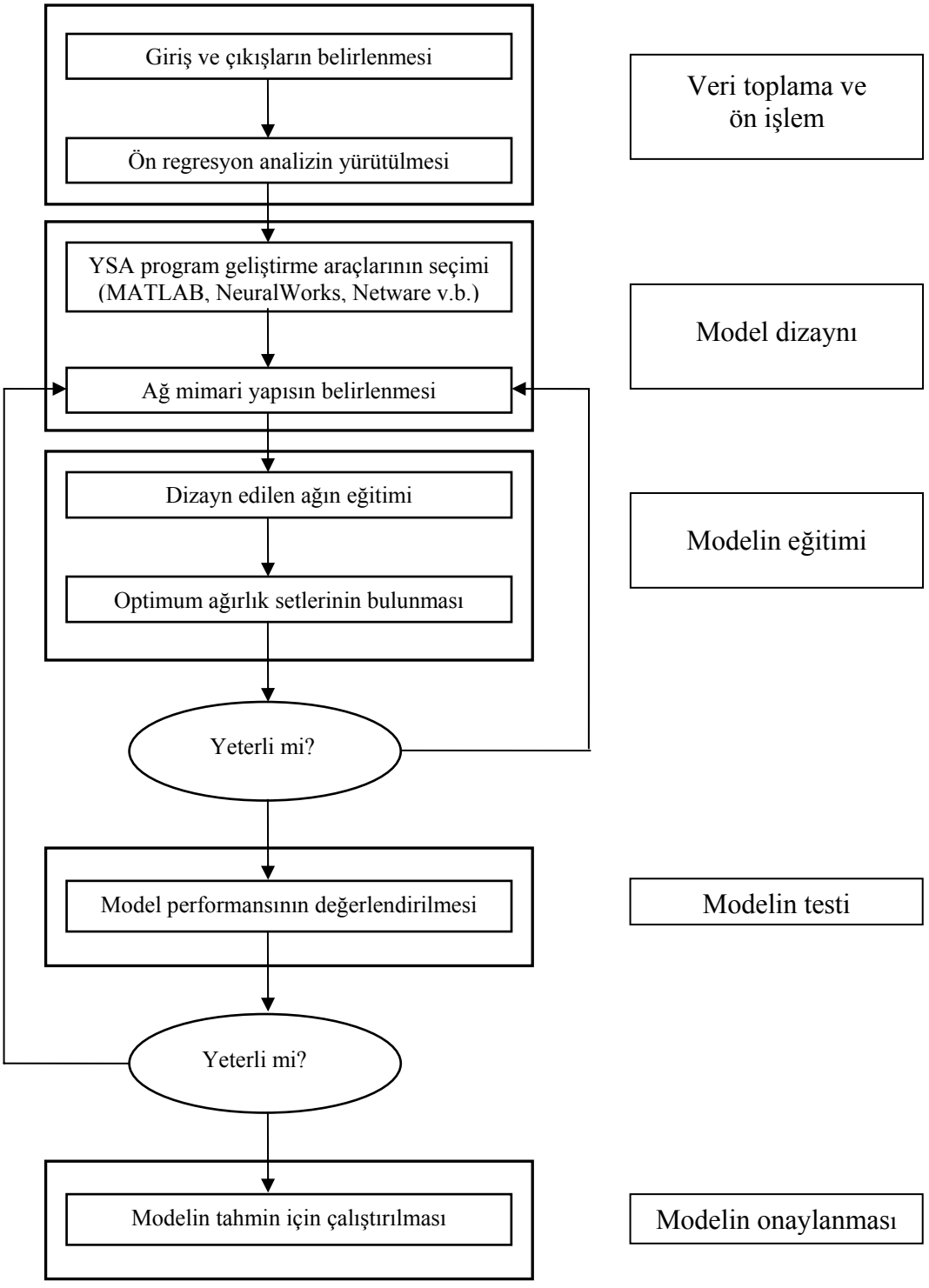


Şekil:4.9. ASM1 modeli simülasyon çalışması genel akış diyagramı

4.2.6. YSA Model Geliştirme Süreci

YSA model geliştirme sürecinde, veri toplama ve ön işlem, model dizaynı, modelin eğitimi, modelin testi ve modelin onaylanması aşamaları takip edilmiştir. Şekil 4.10'da YSA model geliştirme sürecinin akış diyagramı daha detaylı verilmiştir. İlk aşamada, çalışma süresince Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi işletme verileri ve ölçüm sonuçları değerlendirilerek model giriş ve çıkışları belirlenmiştir. Girişlerinin model çıkışına etkisi ön regresyon analizi ile araştırılmıştır. Veriler normalize edilerek eğitim ve test setleri oluşturulmuştur. Modelin dizaynı aşamasında uygun YSA program geliştirme aracı seçimi yapılmıştır ve sonrasında ağ mimari yapısı belirlenmiştir. Çok katmanlı perceptron (MLP) ağ yapısında hatanın geriye yayılımı eğitim algoritmasının bir türevi olan ve MATLAB programında (version 7.0) N.Net Toolbox'ın içerisinde yer alan traingdx fonksiyonu tüm YSA çalışmalarında kullanılmıştır. Kurulan tüm YSA modelleri, hedef çıktı değerlerinin etkin bir şekilde tahmin edilebilmesi için birçok iterasyon (maksimum 10000) adımında eğitilmiştir.

Dizayn edilen ağın eğitimi ve optimum ağırlık setlerinin bulunması modelin eğitimi (ASM1 modelinde kalibrasyon aşaması) kapsamında değerlendirilmiştir. Modelin testi aşamasında, eğitilen ağ yapısında test verileri için performans fonksiyonları kullanılarak gerçek değerler ile model tahmin değerleri arasındaki hata hesaplamalarına ve korelasyona göre model performansı (ASM1 modelinde doğrulama aşaması) değerlendirilmiştir. Eğitim ve test sonuçların yeterli olmaması durumunda, gizli katmandaki nöron sayısının yanı sıra gizli katman sayısı da değiştirilerek eğitim ve test aşamaları tekrarlanmıştır. En uygun ve genelleme kabiliyeti en yüksek model bulunmaya çalışılmıştır. Test aşamasının da başarı ile tamamlanmasından sonra modelin tahmin için çalışır hale getirilerek onaylanmıştır.



Şekil 4.10. YSA model geliştirme sürecinin akış diyagramı

4.2.6.1. Eğitim ve test setlerinin hazırlanması

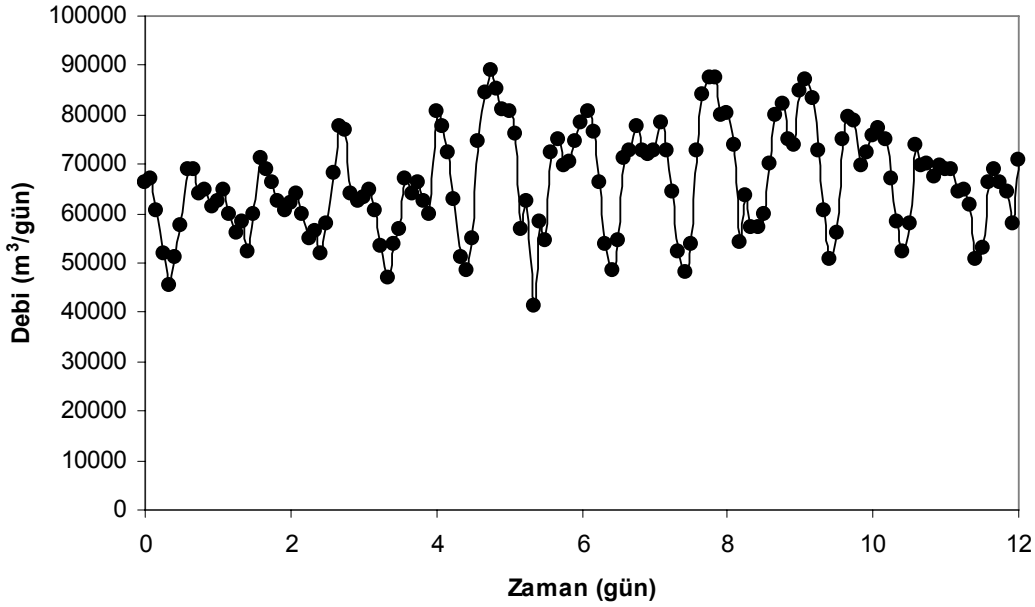
Her bir parametrenin istatiksel değişim aralığı incelemesi yapılmış ve ölçüm hatalarının olup olmadığı kontrol edilmiştir. Bu parametrelerin ölçüm zamanı içindeki maksimum, minimum ve ortalama değerleri Çizelge 4.2'de verilmiştir. Çizelgede bulunan parametreler oluşturulan YSA modeli için (t) anındaki girdi parametreleri olup çıktı olarak ise (t) anındaki çıkış KOİ, AKM ve havalandırma havuzu MLSS konsantrasyonu tahmin edilmiştir. Ayrıca giriş verilerinin bulunduğu (t-1) zamanına ait konsantrasyonu da giriş parametreleri arasına dahil edilerek, bu kirlilik parametresinin arıtma sistemindeki sürekliliğe muhtemel etkisi de dikkate alınmıştır. Veri seti, öğrenme ve test seti olarak iki gruba ayrılmıştır. Veri setinin % 83 'ü (125 veri) eğitim için % 17'i (25 veri) test için kullanılmıştır.

Çizelge 4.2. YSA modeli için giriş parametrelerinin değişim aralığı

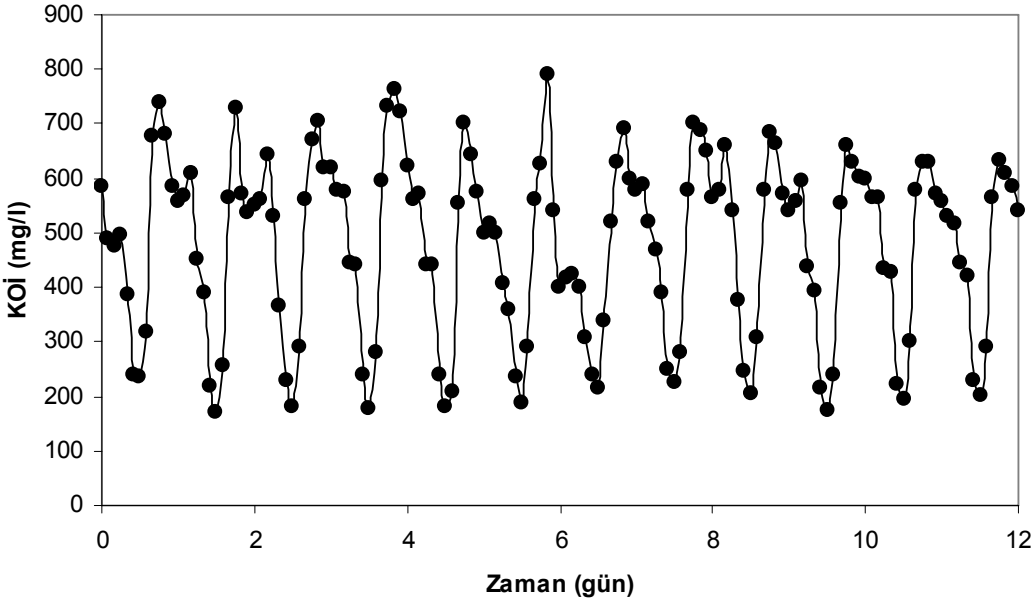
Parametre	Birim	Minimum	Ortalama	Maksimum	Std. sapma
Debi	m^3/gün	41.310	66.358	89.100	10.314
KOİ	mg/L	172	479	790	165
AKM	mg/L	52	256	468	100
KOİ yükü	kg/gün	9.771	32.660	62.548	13.785
TKN	mg/L	10,36	34,58	51,94	7,73
RAS	m^3/gün	6.912	14.807	16.524	1.411
WAS	m^3/gün	846	1.035	1.350	69,4
O_2 çıkış	mg/L	1,28	4,34	6,99	1,33

RAS: Geri devir çamur miktarı (m^3/gün), WAS: Fazla çamur miktarı (m^3/gün)

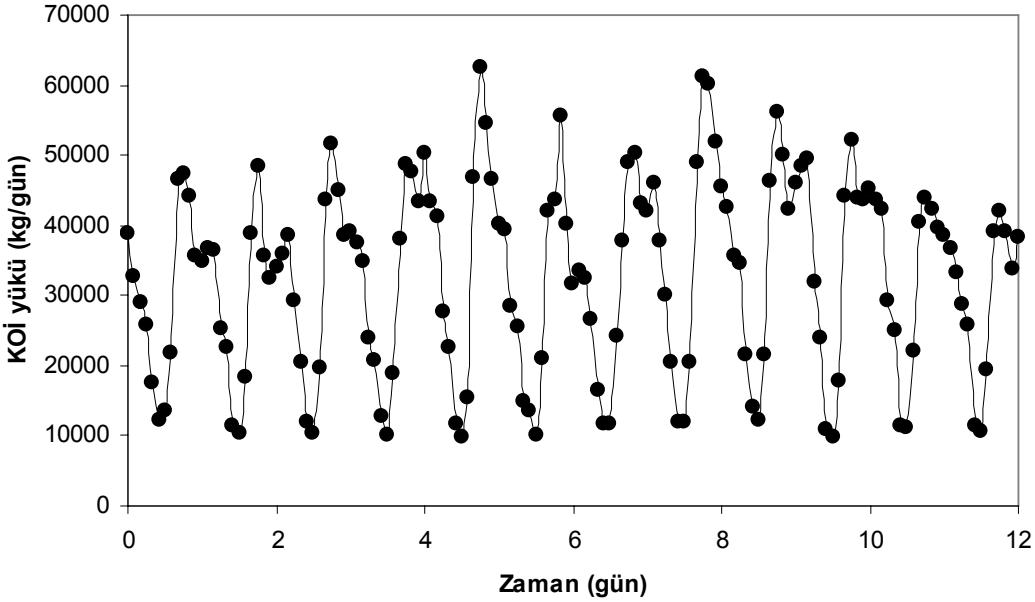
Bu çalışmada, YSA model girişi olarak kullanılan bütün parametrelerin 2 saatlik kompozit numunelerde 12 gün boyunca ölçülen değerlerinin gün içerisindeki dinamik değişimi grafiksel olarak Şekil 4.11 ile Şekil 4.17 arasında gösterilmiştir.



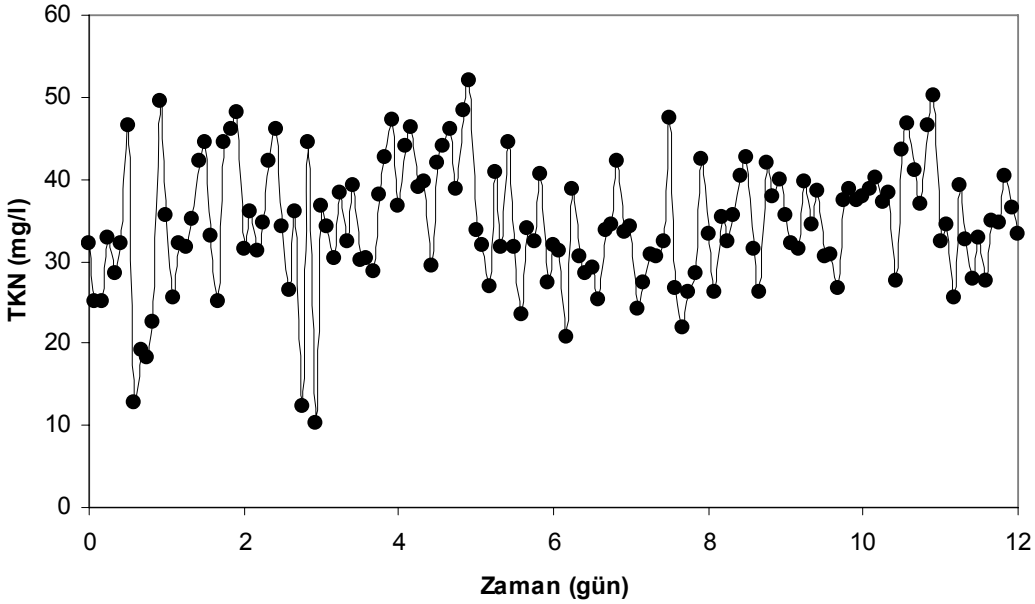
Şekil 4.11. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi giriş debisinin 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi



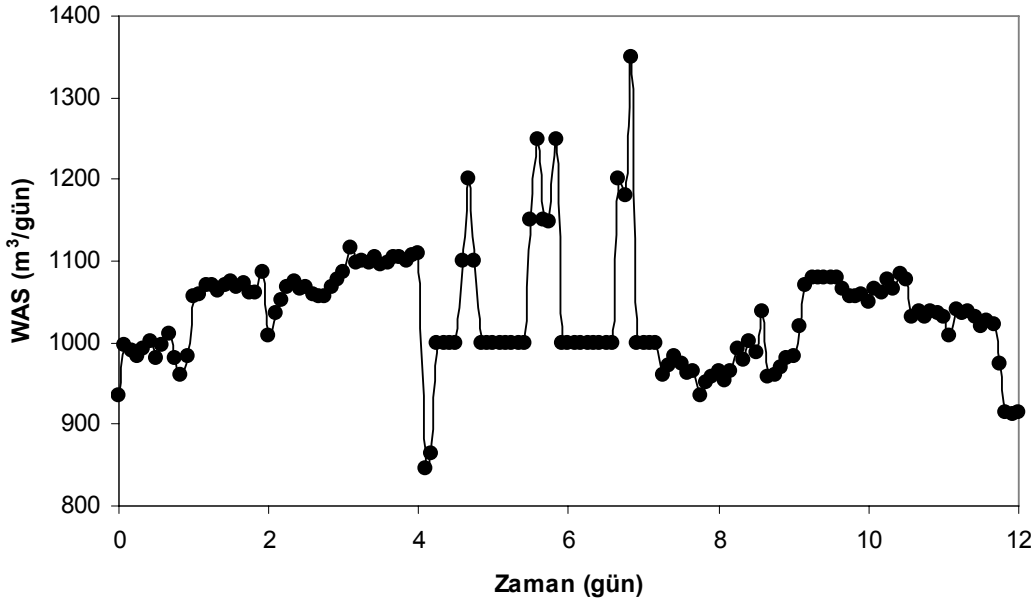
Şekil 4.12. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi girişi kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonunun 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi



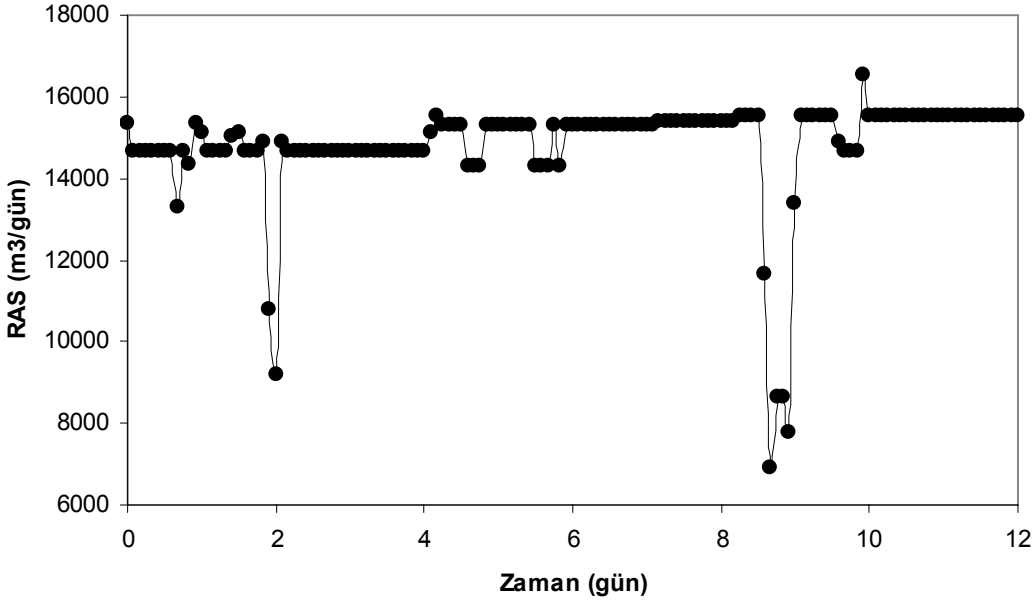
Şekil 4.13. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi girişi kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) yükünün 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi



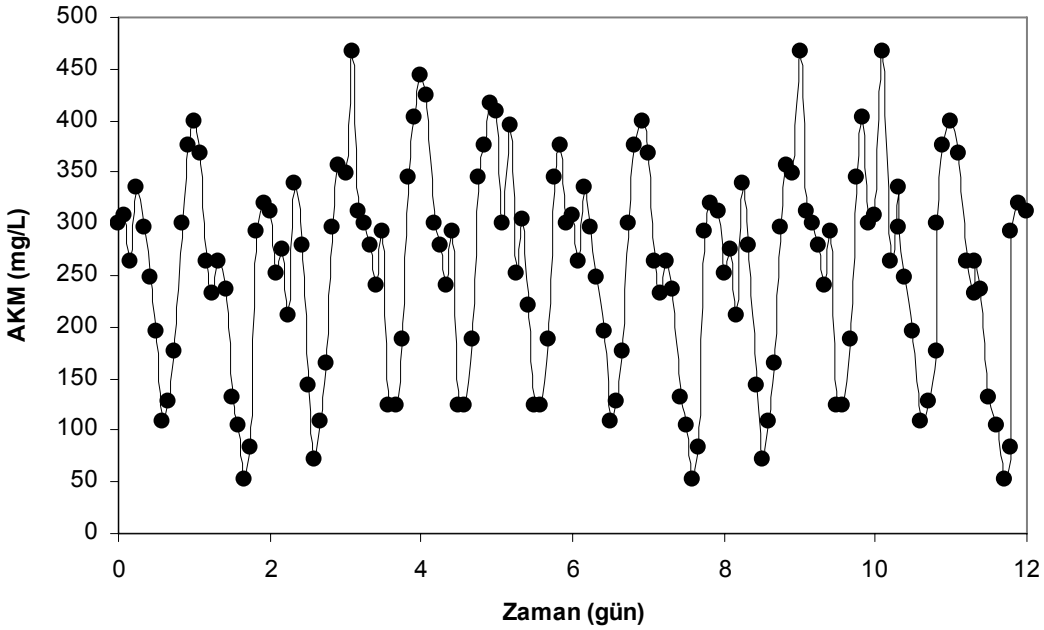
Şekil 4.14. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi girişi toplam kjedahl azotu (TKN) konsantrasyonunun 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi



Şekil 4.15. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi fazla çamur debisinin (WAS) 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi



Şekil 4.16. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi geri devir çamur debisinin (RAS) 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi



Şekil 4.17. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi girişi askıda katı madde (AKM) konsantrasyonunun 2 saatlik zaman aralıklarındaki 12 günlük değişimi

4.2.6.2. Verilerin Normalizasyonu

Yapay sinir ağlarının en belirgin özelliklerinde olan doğrusal olmama özelliğini anlamlı hale getiren yaklaşım, verilerin bir normalizasyon işlemine tabi tutulmasıdır. Gerçek sistemden elde edilen ölçüm değerleri YSA modelinde kullanılabilecek yapıya sahip değillerdir. Verilerin normalizasyonu, girdi setindeki her bir parametrenin modelin tahmin işlemine eşit ölçüde katkıda bulunmasını sağlar. Şayet girdi setindeki parametreler normalize edilmez ise sayısal olarak düşük bir aralıkta salınan bir parametrenin etkisi daha geniş aralıkta salınan diğer bir parametreye göre daha önemsiz kalacaktır. Bu olumsuzluk kullanılacak öğrenme fonksiyonunu da başarısız kılabilir. Bu durumu ortadan kaldırmak ve her bir parametrenin modele eşit bir şekilde katkıda bulunmasının sağlamak amacıyla veri setindeki bütün parametre değerleri kendi salınım aralıklarında normalize edilmiştir. Farklı normalizasyon denklemleri bulunmasına rağmen, genellikle MLP YSA

modelinde giriş ve çıkış değerlerinin 0–1 aralığında normalize edilmesi tercih edilmesi nedeniyle bu çalışmada da veri setindeki parametreler denklem 4.15 kullanılarak normalize edilmiştir.

$$X_{norm} = \frac{X - X_{min}}{X_{max} - X_{min}} \qquad (4.15)$$

Burada;

X_{norm} : x verisinin normalize edilmiş şekli

x : gerçek değer

X_{min} : veri grubunun minimum değeri

X_{max} : veri grubunun maksimum değeri

Eğitim ve test esnasında normalize edilmiş giriş ve çıkış değerlerinin kullanılması aşamasından sonra, sonuçlarının yorumlanabilmesi için veriler ters normalize işlemine tabi tutulmak suretiyle orijinal değerlerine çevrilmiştir.

4.2.6.3. Performans kriterleri

Öğrenme performansını etkileyen önemli faktörlerden biriside performans fonksiyonudur. Eğitim ve test aşamalarında, gerçek değerler (arzu edilen) ile model tarafından tahmin edilen değerler arasındaki hata hesaplaması optimum ağ yapısının tespitinde performans kriteri olarak kullanılmıştır. Literatürde hata hesaplaması için kabul görmüş genel bir performans fonksiyonu bulunmadığından ötürü, sıkça kullanılan tipik performans fonksiyonlarından aşağıdaki eşitliklerde verilen fonksiyonların kullanılmasına karar verilmiştir.

$$\text{Korelasyon katsayısının karesi } (R^2) = \left(\frac{\sum (x-\bar{x})(y-\bar{y})}{\sqrt{\sum (x-\bar{x})^2 \sum (y-\bar{y})^2}} \right)^2 \quad (4.16)$$

$$\text{Ortalama karesel hata (MSE)} = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(t_i - td_i)^2 \quad (4.17)$$

$$\text{Ortalama karesel hatanın karekökü (RMSE)} = \sqrt{\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(t_i - td_i)^2} \quad (4.18)$$

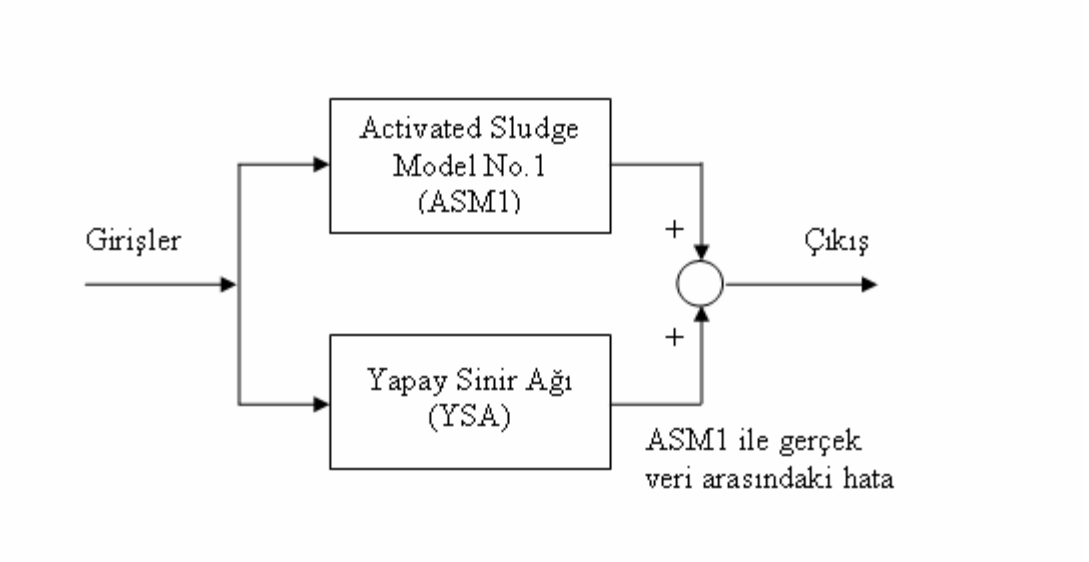
$$\text{Ortalama mutlak hata (MAE) (\%)} = \frac{1}{N}\left(\sum_{i=1}^{N}\left|t_i - td_i\right|\right) * 100 \quad (4.19)$$

$$\text{Ortalama mutlak yüzde hata (MAPE)} = \frac{1}{N}\left(\sum_{i=1}^{N}\left[\left|\frac{t_i - td_i}{t_i}\right|\right]\right) * 100 \quad (4.20)$$

Burada t_i model tahmin değerini, td_i gerçek değeri, N ise hatalı terim sayısını ifade etmektedir. Bu çalışmada, model performansının tespitinde korelasyon katsayısının karesi (R^2), karesel ortalama hata (MSE), karesel ortalama hatanın karekökü (RMSE), ortalama mutlak hata (MAE) ve ortalama mutlak yüzde hata (MAPE) birlikte değerlendirilmiştir.

4.2.7. Hibrit Model Geliştirme Süreci

Hibrit model, yapay sinir ağı (YSA) modelinin (bölüm 4.2.6) Activated Sludge Model No.1 (ASM1) modeline (bölüm 4.2.5) paralel eklenmesi sonucu oluşturulmuştur. Hibrit modelin yapısı şekil 4.18'de gösterildiği gibidir.



Şekil 4.18. Hibrit modelin şematik gösterimi

ASM1 modeli ilk aşamada hedef çıktı parametrelerinin dinamik simülasyonu için, YSA modeli ise deneysel veriler ile ASM1 modeli simülasyon sonuçları arasındaki hatayı tahmin etmek için kullanılmıştır. Hibrit modelde, YSA girişleri bölüm 4.2.6'daki girişler ile aynı iken hedef çıktı olarak hata değerleri kullanılmıştır. YSA modeli sonuçları, ASM1 modeli tahmin sonuçlarına eklenerek hata düzeltmesi yapılmıştır.

5. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA

5. 1. Atıksu Karekterizasyonu

Ankara atıksu arıtma tesisi giriş atıksuların çalışma süresince konvansiyonel karekterizasyonu sonucu elde edilen ortalama değerleri TKOİ 479 mg/L, ÇKOİ 130, NO_3-N 0.5 mg/L, NH_4-N, 24 mg/L, toplam N 40, AKM 256 mg/L, pH 7.5, iletkenlik 1200 ms/cm, sıcaklık 19.5 C olarak bulunmuştur. Ayrıca NH_4-N'ın değerlerinden hareketle tesisin geçmiş dönemlerine ait TKN analiz sonuçları değerlendirilerek TKN / NH_4-N oranı yaklaşık 1.44 olarak tespit edilmiştir. ASM1 modelinde kullanılmak üzere NH_4-N değerleri hesaplanan faktör ile TKN konsantrasyon değerleri haline dönüştürülmüştür. Literatürde evsel atıksular için verilen karaterizasyonlar dikkate alındığında tesis giriş atıksularının ortalama değerler bazında orta derece kuvvetli atıksu özelliğindedir.

5.2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Fraksiyonlarının Belirlenmesi

ASM 1 modelinin uygulanabilirliği giriş atıksuyu kompozisyonunun fraksiyonlara ayrılmasını gerektirmektedir. Toplam KOİ ise eşitlik (5.1)'de ifade edildiği gibi bu fraksiyonların toplamından oluşmaktadır.

$$KOİ_{toplam} = S_I + S_S + X_I + X_S \qquad (5.1)$$

S_I ve S_S bileşenleri deneysel olarak, X_I'de model kalibrasyonu ile belirlendikten sonra eşitlik (5.1) yardımıyla X_S bileşeni hesaplanmıştır. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisinde çalışma süresince giriş atık suyu KOİ'nın her bir fraksiyonunun tespiti ayrı ayrı ele alınmıştır.

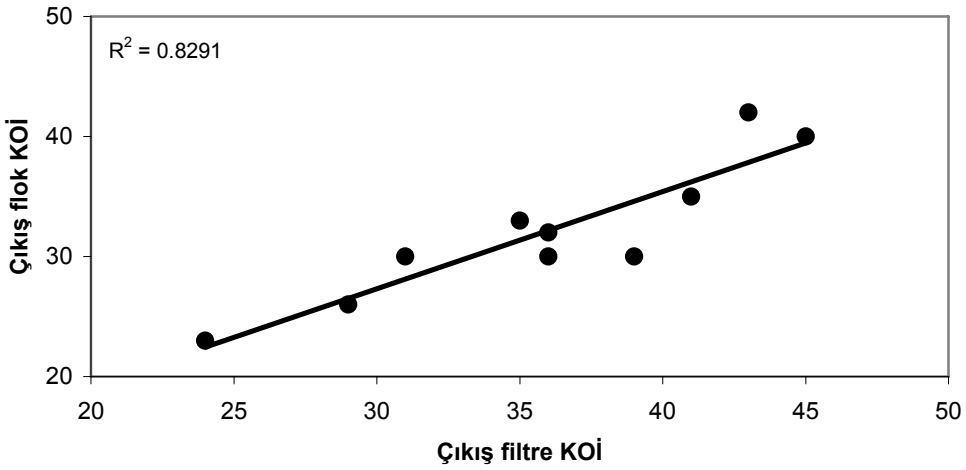
5.2.1. Çözünmüş inert KOİ, S_I tespiti

Çözünmüş inert KOİ (S_I) (Mamais ve ark., 1993) tarafından geliştirilen hızlı fiziksel-kimyasal metot kullanılarak tespit edilmiştir. Düşük yükleme şartlarında çalışan aktif çamur tesislerinin çıkış filtre KOİ ile S_I'nın belirlenebileceği belirtilmektir (Ekama ve ark., 1986).

Bu çalışmada çıkış suyu filtre KOİ değeri ile flok KOİ arasında ilişkilendirme yapılarak 0.9 gibi bir düzeltme faktörü bulunmuştur. Aynı değer Xu ve Hultman 1996'nın bir çalışmasında da kullanılmıştır. Çıkış filtre KOİ'nin büyük bir oranının (% 90-95) inert olduğu ve bunun S_I'ı temsil ettiği Henze ve ark., 1994 tarafından da belirtilmektedir. Daha sonraki çalışmalarda bu faktör dikkate alınarak, direk çıkış suyu filtre KOİ değeri üzerinden S_I tespit edilmiştir. Çizelge 5.1'de değişik zamanlarda örneklenen çıkış atıksuyu filtre KOİ ve flok KOİ değerlerinin sonuçları verilmiştir. Ayrıca çıkış filtre KOİ ve flok KOİ arasındaki ilişki ise Şekil 5.1'de gösterilmiştir.

Çizelge 5.1. Çıkış atıksuyu filtre KOİ ve flok KOİ değerlerinin sonuçları

Numune no	Toplam KOİ (mg/L)	Filtre KOİ(mg/L)	Flok KOİ(mg/L)
1	36	35	33
2	41	36	32
3	50	39	30
4	46	29	26
5	55	45	40
6	50	36	30
7	45	43	42
8	40	24	23
9	57	41	35
10	34	31	30



Şekil 5.1. Çıkış filtre KOİ ve flok KOİ arasındaki ilişki

5.2.2. Çözünmüş biyolojik olarak kolay parçalanabilir KOİ, S_S tespiti

Çözünmüş biyolojik olarak kolay parçalanabilir KOİ, S_S hem hızlı fiziksel-kimyasal metot hem de respirometrik metot kullanılarak iki ayrı şekilde tespit edilmiştir. Elde edilen deneysel sonuçlar karşılaştırılmalı olarak değerlendirilmiştir.

5.2.2.1. Hızlı Fiziksel-Kimyasal Metot

Çözünmüş biyolojik olarak kolay parçalanabilir KOİ (S_S) (Mamaisve ark., 1993) tarafından geliştirilen hızlı fiziksel-kimyasal metot kullanılarak aşağıdaki eşitlik (5.2) yardımıyla tespit edilmiştir. Burada, giriş atık suyunun toplam gerçek çözünmüş KOİ'si ve çıkış atık suyunun çözünmüş KOİ'si (S_I) arasındaki fark, giriş atık suyunun çözünmüş biyolojik olarak kolay parçalanabilir KOİ'sine (S_S) eşittir.

$$S_S = (\text{toplam gerçek çözünmüş KOİ}_{\text{giriş}}) - (\text{çözünmüş inert KOİ}_{\text{çıkış}}, S_I) \qquad (5.2)$$

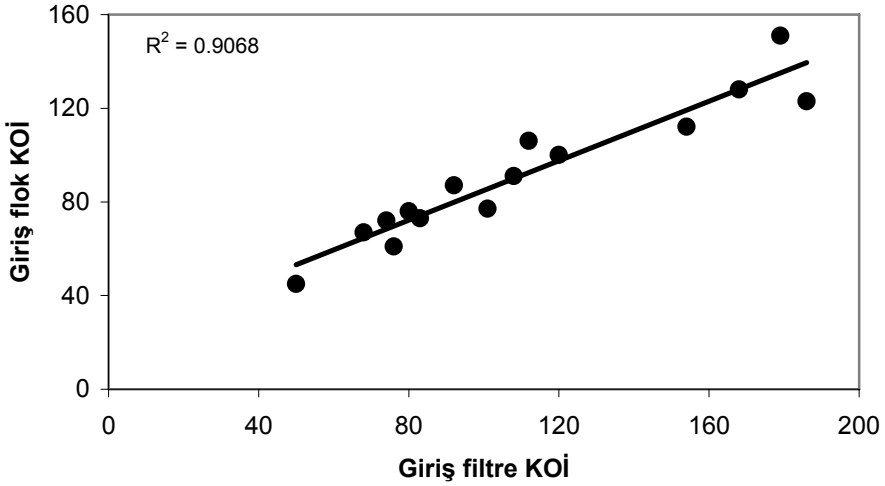
Giriş suyu filtre KOİ değeri ile flok KOİ arasında ilişkilendirme yapılarak 0.85 gibi bir düzeltme faktörü bulunmuştur. Benzer bir çalışma Xu and Hultman 1996 tarafından da yürütülmüştür. Eşitlik (5.2) daha önce belirlenen çıkış inert KOİ'de dikkate alınarak tekrar düzenlendiğinde, rutin filtre KOİ analizlerinden direk olarak S_S tayin edilmesinde kullanılabilecek olan eşitlik (5.3) elde edilmiştir.

$$S_S = 0.85\ KOİ_{\text{giriş, filtre}} - 0.9\ KOİ_{\text{çıkış, filtre}} \qquad (5.3)$$

Gün içerisindeki dinamik salınımı yansıtabilecek şekilde değişik zamanlarda örneklenen giriş atıksuyu filtre KOİ ve flok KOİ değerlerinin sonuçları Çizelge 5.2'de verilmiştir. Şekil 5.2'de ise giriş filtre KOİ ve flok KOİ arasındaki ilişki gösterilmiştir.

Çizelge 5.2. Giriş atıksuyu filtre KOİ ve flok KOİ değerlerinin sonuçları

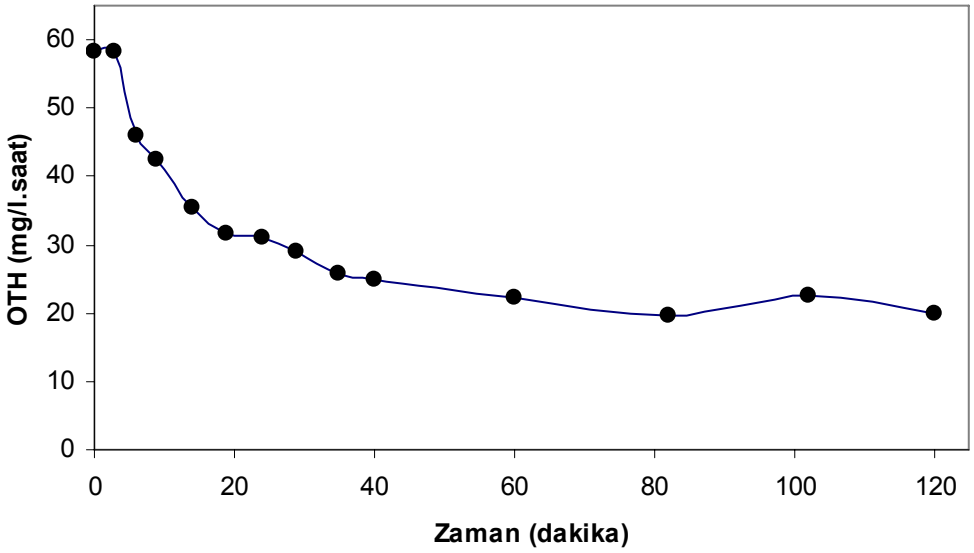
Numune no	Toplam KOİ (mg/L)	Filtre KOİ (mg/L)	Flok KOİ (mg/L)
1	220	74	72
2	564	108	91
3	728	186	123
4	572	154	112
5	464	168	128
6	440	80	76
7	320	76	61
8	560	101	77
9	480	92	87
10	130	50	45
11	676	179	151
12	262	112	106
13	316	68	67
14	374	83	73
15	388	120	100



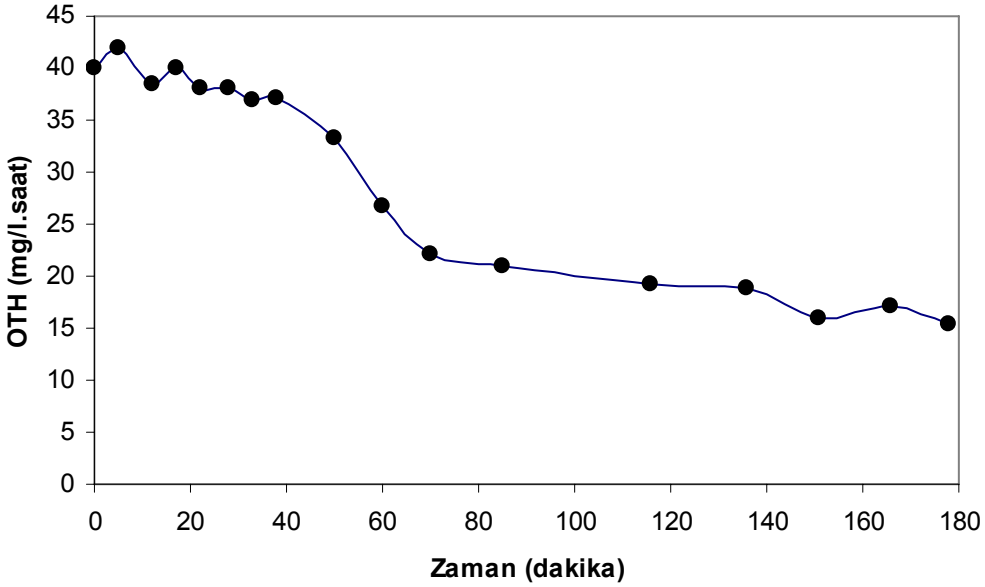
Şekil 5.2. Giriş filtre KOİ ve flok KOİ arasındaki ilişki

5.2.2.2. Respirometrik Metot

S_S konsantrasyonlarının belirlenmesinde Ekama ve ark., 1986 tarafından önerilen respirometrik kesikli deneyler 0.3 – 1.3 mg COD/mg VSS F/M oranlarında yürütülmüştür. Başlangıç F/M oranın iyi bir şekilde ayarlanmasının, oluşturulan respirogram eğrisinin altında S_S ile ilişkilendirilen alanın daha iyi ayırt edilebilmesini sağlamaktadır. Ancak herhangi bir oran kesin olarak önerilmemiştir (Henze ve ark., 1987). Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisindeki deneysel çalışmaların neticesinde, F/M oranına bağlı olarak sadece OTH grafiğin şeklinin değiştiği, toplam alanın önemli ölçüde değişmediği gözlenmiştir. Şekil 5.3 ve Şekil 5.4'de iki farklı F/M oranında elde edilen OTH denemeleri gösterilmektedir.



Şekil 5.3. S_S'in belirlenmesi için yürütülen 5 nolu OTH deneyi (F/M 0.3)



Şekil 5.4. S_S'in belirlenmesi için yürütülen 6 nolu OTH deneyi (F/M 1.01)

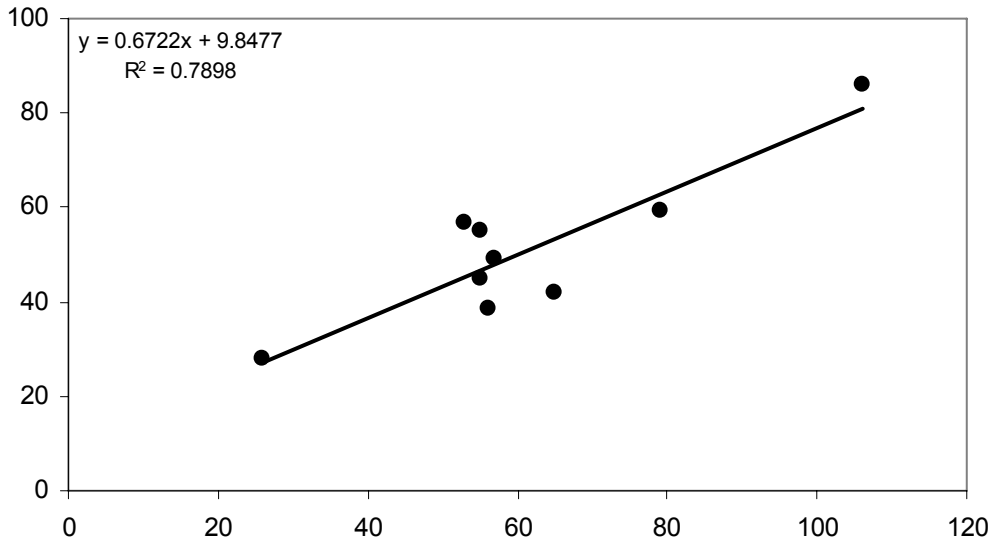
F/M oranının küçülmesi ile başlangıçta oldukça yüksek OTH değerlerinin olduğu ancak kısa sürede OTH değerlerinde ani azalma eğilimin ortaya çıktığı profilin daraldığı görülmektedir. Bu durum artan yüksek mikrobiyolojik aktivitenin

bir sonucudur. Ortam da yeterince substratın olmayışı nedeniyle, biokütle hızlı bir şekilde ortamdaki sınırlı miktardaki S_S'i tüketmektedir. Dolayısıyla OTH değerleri de yüksek olmaktadır. Substrat miktarının az olması nedeniyle biokütle tarafında kısa bir zaman diliminde tüketilmesiyle ani düşüşler meydana gelmektedir. Yüksek F/M oranlarında ise S_S'ın tüketilmesi ile hidroliz bölgesine geçişler daha yavaş ve uzun süreli olmaktadır. S_S tayini için yürütülen denemelerde zamana karşılık oluşturulan diğer OTH grafikleri ekler kısmında verilmiştir. Çizelge 5.3'de respirometrik ve hızlı fiziksel kimyasal metot ile hesaplanan S_S değerleri, Şekil 5.5'de de hesaplanan değerler arasındaki ilişki gösterilmiştir.

Çizelge 5.3. Respirometrik ve fiziksel kimyasal yöntem S_S değerleri

Deneme No	S/X	$V_{atıksu}/V_{MLVSS}$	C_T (mg/l)	S_{SR}^* (mg/l)	S_{SK}^* (mg/l)	S_{SR}/C_T (%)	S_{SK}/C_T (%)
1	0.41	1.33	464	59.29	79	19.39	22.84
2	0.33	1.57	320	28.04	26	10.31	8.12
3	0.70	1.33	676	86.07	106	7.24	8.87
4	0.96	2.50	560	56.74	53	11.07	7.67
5	0.30	1.83	480	38.43	56	8.95	9.58
6	1.01	1.10	572	49.33	57	10.13	9.09
7	1.06	1.17	380	42.02	65	12.10	14.47
8	0.80	3.00	340	44.78	55	18.18	16.66
9	1.28	3.00	340	55.01	55	19.11	16.17
Ortalama			459	51.07	61.33	11.47	13.69
St. Sapma			124.7	16.41	21.69	3.73	4.72
Minimum			320	28.04	26	8.0	8.12
Maksimum			676	86.07	106	18.54	22.84

S_{SR}: Respirometrik metotla hesaplanan değerler
S_{SK}: Fiziksel kimyasal metotla hesaplanan değerler



Şekil 5.5. Giriş filtre KOİ ve flok KOİ arasındaki ilişki

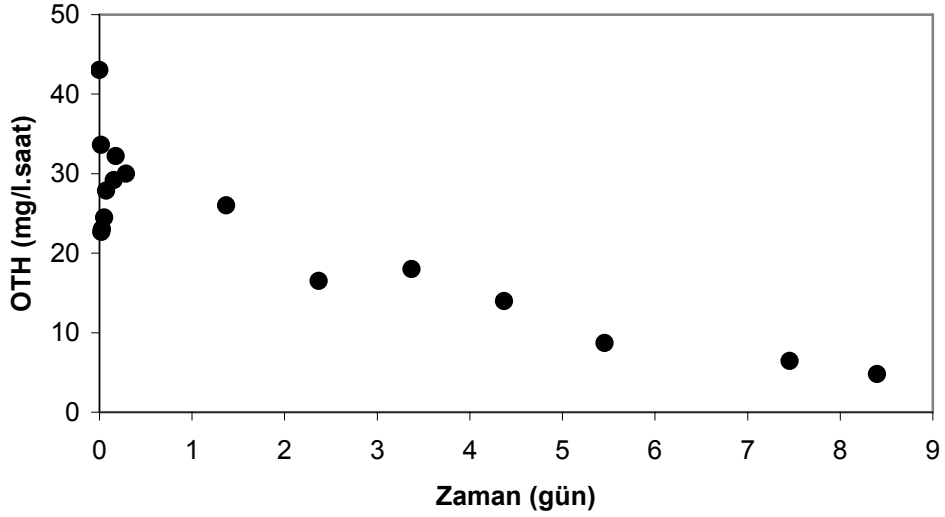
Respirometrik metotla hesaplanan değerlerin ve hızlı fiziksel kimyasal metot ile hesaplanan S_S değerleri ile iyi bir şekilde tam olarak örtüştüğünü söylemek mümkün olmamakla beraber bazı denemelerde ise birbirine yakın değerlerin olduğu da görülmektedir. Bu durum, Şekil 5.5'deki respirometrik ve fiziksel kimyasal metotla hesaplanan KOİ değerleri arasındaki korelasyon katsayısını da etkilemektedir. Bazı denemelerde respirometrik metotla hesaplanan değerlerin daha küçük olması dikkat çekmektedir. OTH denemeleri esnasında meydana gelen substrat depolanmasının (storage) bir sonucu olarak, respirometrik metotla hesaplanan S_S fraksiyonun daha düşük değerler aldığı Ubay ve ark., 1998; Carucci ve ark., 1999'ın çalışmalarında da belirtilmektedir. Diğer denemelerdeki hataların, S_S ile ilişkilendirilen alanın belirlenmesi esnasında oluşturulan temel doğrunun (baseline) tam olarak S_S'ın tüketildiği noktaya tekabül etmemesinden kaynaklanabilmektedir. Fiziksel-kimyasal metodun pratik ve tekrarlanabilir olması nedeniyle tüm çalışma boyunca KOİ fraksiyonlarının tespit edilmesinde kullanılmıştır.

5.3. İçsel Solunum Hızının (b_H) ve Heterotrofik Maksimum Çoğalma Hızının (μ_H) Belirlenmesi

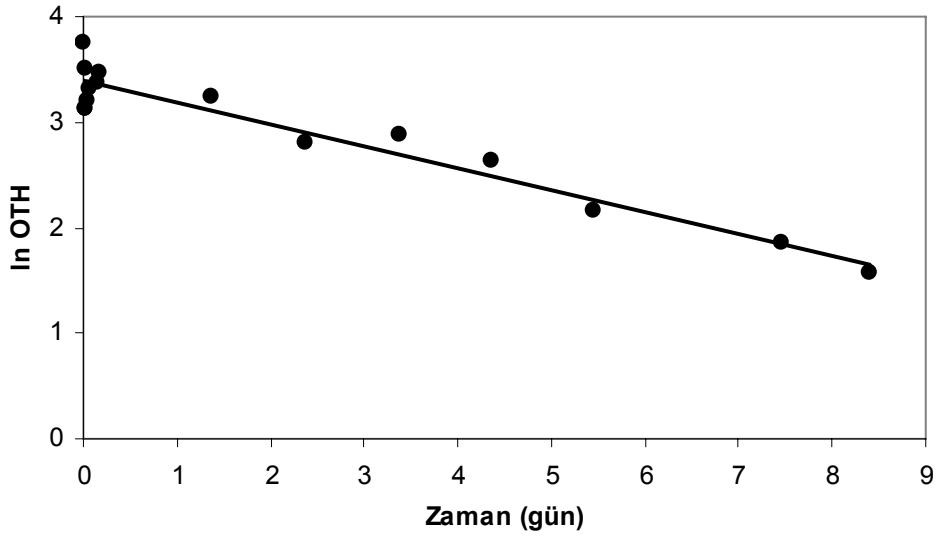
5.3.1 İçsel Solunum Hızının (b_H) Belirlenmesi

İçsel solunum hızı (Ekama ve ark., 1986) tarafından geliştirilen metot kullanılarak belirlenmiştir. Kesikli deneylerde kullanılan aktif çamur, havalandırma tankı aktif çamur konsantrasyonunun düşük olması nedeniyle birkaç defa çökelmeye maruz bırakılarak 3500 – 4000 mg AKM/L aralığına kadar yoğunlaştırılmıştır. Yoğunlaştırılan aktif çamur sürekli havalandırılan ve besleme yapılmayan 2 L'lik reaktöre aktarılmıştır. Her defasında reaktörün üst kısmından alınan 450 mL lık numunelerde oksijen tüketim hızı (OTH) 7 - 9 gün boyunca ölçülmüştür. Ölçümlere başlangıçta ölçülen OTH değerinin 1/10 u elde edilinceye kadar devam edilmiştir

İçsel solunum hızı deneylerinde elde edilen tipik OTH profili Şekil 5.6'da gösterilmektedir. OTH profilinin logaritmik formu ise Şekil 5.7'de verilmektedir. OTH profilinin zamana karşılık logaritmik formu, teorik esasları bölüm 4.2.3'de açıklandığı gibi eğimi b_H olan bir doğruyu vermektedir. Toplam olarak yürütülen 2 deneyin sonuncusu ise ekler kısmında verilmiştir.



Şekil 5.6. b_H 'ın belirlenmesi için elde edilen OTH profili



Şekil 5.7. b_H 'ın belirlenmesi için elde edilen OTH profilinin logaritmik formu ($b_{H=}$0.20 gün^{-1}, T= 22 ^{o}C)

İçsel solunum hızının tespitine yönelik yürütülen kesikli 2 deneyin sonucunda ortalama değer 20 °C'de 0.26 gün^{-1} olarak bulunmuştur. Buradan elde edilen değerlerin ASM1 modelinde kullanılması için ölüm – yenilenme (death-regeneration) konsepti gereğince eşitlik (5.4)'e göre tekrar düzenlenmiştir. Düzenleme sonucun da Ankara merkezi atıksu arıtma tesisi ASM 1modeli için b_H 0.75 gün^{-1} olarak bulunmuştur.

$$b_H{}' = \frac{b_H}{1 - Y_H(1 - f_E)} \qquad (5.4)$$

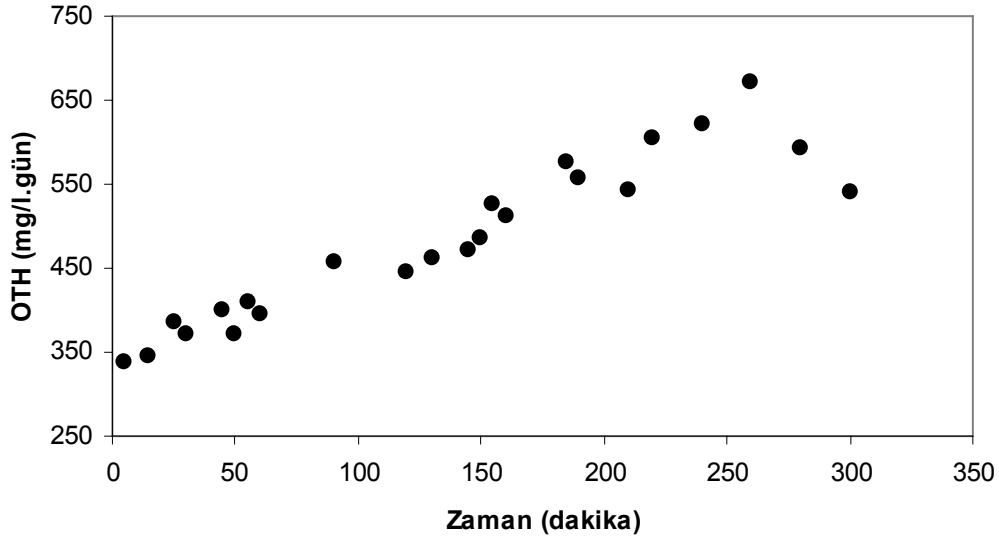
5.3.2. Heterotrofik Maksimum Çoğalma Hızının (μ_H) Belirlenmesi

Heterotrof organizmaların maksimum çoğalma hızları Kappeler ve Gujer, (1992) tarafından geliştirilen yöntem kullanılarak belirlenmiştir. Sürekli olarak havalandırılan 2L'lik kesikli reaktörlerde yürütülen deneylerde, çok düşük konsantrasyonda biokütle / atıksu hacim oranı 1/10 (KOİ/UAKM oranı yaklaşık 4)

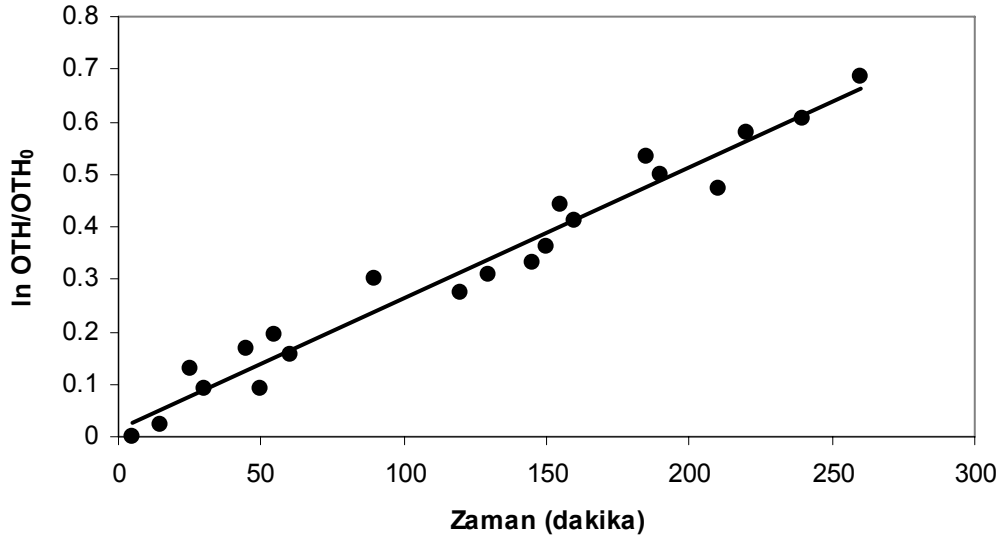
olan santrifüjlenmiş atıksu karışımının üst kısmından alınan 450 mL lık numunelerde oksijen tüketim hızı (OTH) ölçümleri yapılarak heterotrofik maksimum çoğalma hızı tespit edilmiştir.

Maksimum çoğalma hızı deneylerinde Yüksek F/M oranında elde edilen OTH profili Şekil 5.8'de gösterilmektedir. OTH profilinin logaritmik formu ise Şekil 5.9'da verilmektedir. Substrat ve oksijen kısıtlamasının olmadığı ortamda OTH profilinin zamana karşılık logaritmik formu denklem (5.5)'e göre eğimi $\mu_{\max} - b_H$ olan bir doğruyu vermektedir. Önceden tespit edilen b_H değerinin doğrunun eğiminden bulunan değerden çıkarılması maksimum çoğalma hızı hesaplanmıştır.

$$\ln \frac{OTH\,(t)}{OTH\,(t_0)} = (\mu_{\max} - b_H)t \qquad (5.5)$$



Şekil 5.8. Yüksek F/M oranında elde edilen ait OTH profili



Şekil 5.9. ln (OTH/OTH_0) oranın zamanla değişimi ($\mu_{H=}$3.58 gün^{-1}, T= 22 ^{o}C).

Maksimum çoğalma hızının tespitine yönelik yürütülen kesikli 3 deneyin sonucunda ortalama değer 20 °C'de 3.0 gün^{-1} olarak bulunmuştur. Diğer iki deneye ait grafikler ve değerler ekler kısmında verilmiştir.

5.4. KOİ Fraksiyon Değerleri Ve Hesaplanan Kinetik Parametre Değerlerinin Literatür ile Kıyaslanması

Atıksu KOİ bileşenleri, tesislerin tasarımında ve işletilmesinde belirleyici bir büyüklük olmaktadır. Bu bileşenler, kanalizasyon sisteminde meydana gelen ön arıtımından etkilenmekle beraber yağmurlu ve kurak hava dönemlerinde, hafta içi ve hafta sonlarında ve de gün içerisinde büyük salınım göstermektedir. Ham ve ön arıtımdan geçmiş evsel atıksu için literatür KOİ fraksiyon değerlerinin karşılaştırıldığı Çizelge 5.4 dikkatle incelendiğinde, bu değerlerin ülkeden ülkeye, tesisten tesise geniş bir aralıkta değişebileceği görülmektedir. Modelleme çalışması öncesi detaylı karakterizasyon için yapılan deneysel çalışmaların gerekliliği daha net bir şekilde anlaşılmaktadır.

Çizelge 5.4'de ham atıksu için kolay ayrışabilir KOİ (S_S) % 9-20, çözünmüş inert KOİ (S_I) % 2-11, yavaş ayrışabilir KOİ (X_S) % 38-80 ve partiküler inert KOİ (X_I) % 7-32 aralığında değişim gösterirken ön arıtıma uğramış atıksu da S_S % 7-33, S_I % 3-20, X_S % 33-77 ve X_I % 4-25 değerleri arasındadır. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi giriş atıksuyunda yapılan karakterizasyon neticesinde toplam KOİ değerinin % 17'i S_S, % 6'sı S_I %7'sı X_I ve % 70'ı X_S olarak bulunmuştur. S_S fraksiyonu ham atıksu için maksimum değerle aynı olmakta iken S_I fraksiyonu verilen aralık değerleri arasında kalmaktadır. X_S fraksiyonu aralıktaki maksimum değere daha yakın iken X_I minimum değerden daha düşüktür. Bu çalışma sonucunda bulunan değerler ülkemizde yapılan diğer çalışmalarla kıyaslandığında S_S, Nuhoglu ve ark. (2004) tarafından verilen değere (%20) yakın Orhon ve ark. (1994) tarafından verilen değerin (%9) ise yaklaşık iki katıdır. Diğer fraksiyon oranları Orhon ve ark., (1994, 1997) tarafından verilen oranlara daha yakın değerler almaktadır.

Çizelge 5.4. Evsel atıksu için literatür KOİ fraksiyon değerleri

	TKOI (mg/L)	S_I (%)	S_S (%)	X_S (%)	X_H (%)	X_I (%)	Referans
Ham							
Güney Afrika	530	5	20	62	--	13	Ekama et al. 1986
Danimarka	--	2	20	40	20	18	Henze et al. 1992
İtalya	313	6	15	56	15	8	Carucci et al. 1999
Türkiye I	431	3	10	80*	--	7	Orhon et al. 1994
Türkiye II	410	4	9	77*	--	10	Orhon et al. 1997
Türkiye III	423	11	20	38	--	32	Nuhoglu et al. 2005
Türkiye IV	479	6	17	70	--	7	Bu Çalışma
Ön arıtım							
Güney Afrika	370	8	28	60	--	4	Ekama et al. 1986
İsviçre	220	11	32	45	--	11	Henze et al. 1987
Macaristan	350	9	29	43	--	20	Henze et al. 1987
Danimarka I	515	8	24	49	--	19	Henze et al. 1987
Danimarka	--	3	20	43	14	11	Henze et al. 1992
İsviçre I	250	20	11	53	7	9	Kappeler&Gujer 1992
İsviçre II	430	10	7	60	15	8	Kappeler&Gujer 1992
İsviçre III	325	12	8	55	15	10	Kappeler&Gujer 1992
İsviçre IV	360	10	16	40	25	9	Sollfrank 1988
İspanya I	340	9	18	33	15	25	De la Sota et al. 1994
Fransa I	450	10	33	44	--	13	Lesouef et al. 1992
Fransa II	345	6	25	41	--		Lesouef et al. 1992
Türkiye I	300	4	14	77*	--	5	Orhon et al. 1994
Türkiye II	250	20	32	40	--	8	Gokcay et al. 2005

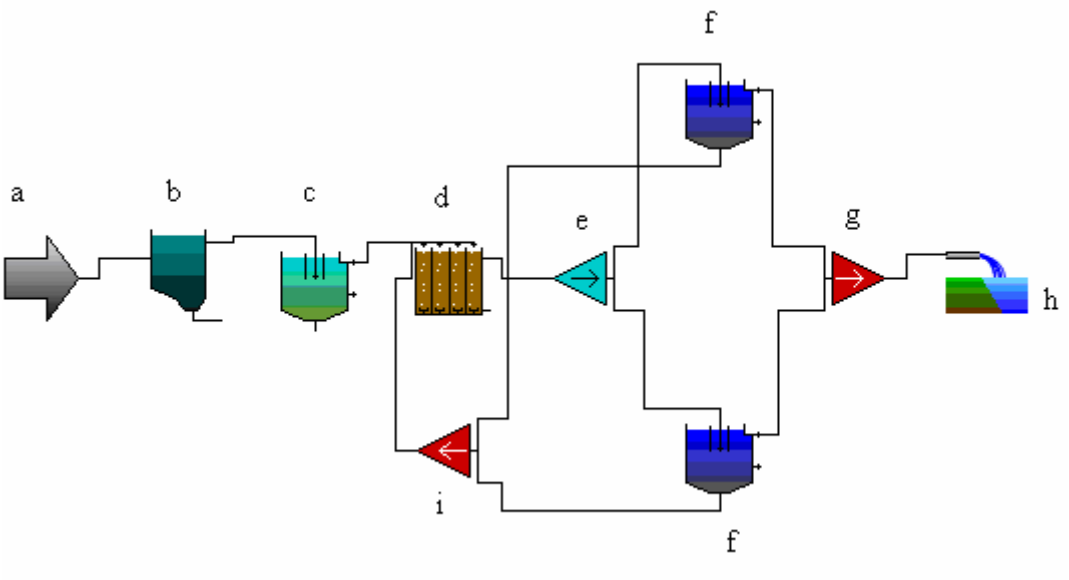
*X_S değeri, (S_H+X_S)' ın toplamı olarak değerlendirilmektedir.

b_H değerleri literatürde 0.05 gün^{-1}- 1.6 gün^{-1} (Çizelge 3.1) gibi geniş bir aralıkta değişim göstermektedir. Evsel atıksular ile yürütülen deneylerde elde edilen içsel solonum hızları için (Ubay Çokgör, 1997) iki farklı atıksu için sırasıyla 22.5 °C'de 0.24 gün^{-1} ve 20 °C'de 0.11 gün^{-1}, Sollfrank ve Gujer (1991), 10 °C'de 0.12 gün^{-1} ve 20 °C'de 0.24 gün^{-1}, Kappeler ve Gujer (1992) 22 °C'de 0.1 ve 0.4 gün^{-1}, 13 °C'de 0.05 ve 0.1 gün^{-1}, 15 °C'de 0.08 gün^{-1}, Gökçay ve Sin (2005), 13°C'de 0.24 gün^{-1} değerlerini vermektedir. Bu çalışmada, Ankara merkezi atıksu arıtma tesisi için hesaplanan ortalama μ_H değeri, literatür aralık değerlerinin arasında kalmaktadır. Buradan elde edilen değerlerin ASM1 modelinde kullanılması için ölüm – yenilenme (death-regeneration) konsepti gereğince eşitlik (5.4)'e göre tekrar düzenlenmiştir. Düzenleme sonucun da Ankara merkezi atıksu arıtma tesisi ASM 1 modeli için b_H 0.75 gün^{-1} olarak bulunmuştur. Ancak bu değer ASM1 modelinde 10°C'de 0.20 gün^{-1} ve 20°C'de 0.62 gün^{-1} (Henze ve ark. 1987) olarak tavsiye edilmektedir. Ankara merkezi atıksu arıtma tesisi ASM 1 modeli için hesaplanan ortalama b_H değeri, ASM1 modelinde 20 °C için tavsiye edilen tipik değerinin üstündedir.

μ_H değerleri literatürde 0.6 gün^{-1} – 13.2 gün^{-1} (Çizelge 3.1) gibi geniş bir aralıkta değişim göstermektedir. Evsel atıksular ile yürütülen deneylerde elde edilen maksimum çoğalma hızları için (Henze ve ark. 1987) 10°C'de 3 gün^{-1} ve 20°C'de 6 gün^{-1}, Ubay Çokgör, (1997) farklı atıksular için 4.7 (2.7-6.5) gün^{-1} (15-24 °C) ve 1.8-4.2 gün^{-1} (15-23 °C) aralığını, Sollfrank ve Gujer (1991), 10 °C'de 0.75 gün^{-1} ve 20 °C'de 1.5 gün^{-1}, Kappeler ve Gujer (1992) 22 °C'de 2 ve 7 gün^{-1}, 13 °C'de 1 ve 2 gün^{-1}, 15 °C'de 1.5 gün^{-1}, De la Sota ve ark. (1994) 20°C'de 6 gün^{-1}, Gökçay ve Sin (2005), 13°C'de 1.2 gün^{-1} değerlerini vermektedir. Bu çalışmada, Ankara merkezi atıksu arıtma tesisi ASM1 modeli için hesaplanan ortalama μ_H değeri, literatür aralık değerlerinin arasında kalmakla beraber ASM1 modelinde 20 °C için tavsiye edilen değerinin altındadır.

5.5. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisinin GPS-X Programı Kullanılarak ASM1 İle Modellenmesi

Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi modelleme çalışmaları GPS-X 5.0 bilgisayar programı kullanılarak ASM1 modeli ile yürütülmüştür. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisinin modelini oluşturmak için tesisin akış diyagramı uygun proses seçimi ile gerçeğine benzer şekilde GPS-X ortamına aktarılmıştır. Akış diyagramında bir adet kum tutucu, bir adet ön çöktürme havuzu, bir adet havalandırma havuzu ve iki adet de son çöktürme havuzu yer almaktadır. Havalandırma havuzlarının her biri birbirine seri bağlanmış üç adet tam karışımlı reaktörle gösterilmiştir. Ayrıca tesisin akış diyagramında yer alan birimler için uygun modeller seçilmiştir. Havalandırma havuzu için ASM1, çöktürme havuzları içinde Takacs ve ark. (1991) tarafından geliştirilen bir boyutlu model kullanılmıştır. Şekil 5.10'da Ankara Merkezi Atıksu Arıtma tesisinin GPS-X programındaki akış diyagramı gösterilmektedir.



Şekil 5.10. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma tesisi GPS-X programı akış diyagramı
(a: giriş atıksu, b: kum tutucu, c: ön çökeltme havuzu, d: havalandırma havuzu, e: dağıtma yapısı, f: son çökeltme tankları, g: toplama yapısı, h: deşarj, i: geri devir hattı toplama yapısı)

Arıtma tesisi simülasyon kalitesi büyük ölçüde tesisinin gerçek durumunun iyi bir şekilde modele yansıtılmasıyla yakından ilişkilendirilmiştir. GPS-X ortamında tesisinin akış diyagramının grafiksel olarak oluşturulmasından sonra her bir birime ait fiziksel özellikler ve işletme bilgileri modele aktarılmıştır. Çizelge 5.5'de model simülasyonu için kullanılan havalandırma havuzu özellikleri ve işletme bilgileri gösterilmektedir.

Çizelge 5.5. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi model simülasyonu için işletme parametreleri

Havalandırma havuzu reaktör sayısı	3
Her bir reaktör hacmi (m^3)	4.335 (toplam 13.000m^3)
Çamur yaşı (gün)	3,2
Ortalama debi (m^3/gün)	65.000
Geri devir debisi (m^3/ gün)	45.000
Fazla çamur debisi (m^3/ gün)	1.000

Model oluşturulup çalışır hale getirildikten sonra dinamik olarak kalibre edilmiştir. Herhangi bir modelleme çalışmasının en önemli bileşenlerinden biri olan kalibrasyon aşamasında, çeşitli stokiyometrik ve kinetik parametreler seçilerek model tarafından tahmin edilen sonuçlar ile gerçek sonuçlar arasındaki fark mümkün olduğunca azaltılmaya çalışılmıştır. Modelin geçerliliğin ortaya konduğu verifikasyon aşamasında ise kalibrasyonda kullanılmayan başka veriler ile model simüle edilmiştir.

Tesisin dinamik olarak davranışını tam olarak yansıtabilmek amacıyla 12 günlük yoğun bir örnekleme süresince her 2 saatte bir alınan kompozit numunelerde yapılan analiz sonuçları kullanılmıştır. İlk 10 güne ait veriler modelin kalibrasyonda geriye kalan 2 günlük veriler ise modelin verifikasyonunda kullanılmıştır. KOİ, TKN ve AKM parametreleri laboratuarda analiz edilmesine karşın debi, pH, iletkenlik, sıcaklık, oksijen konsantrasyonu ve MLSS parametreleri ise online analizatörler ile ölçülmüştür.

Kalibrasyon esnasında, daha önceki bölümde belirlenen kinetik ve stokiyometrik parametreler ve KOİ fraksiyonları yardımıyla proses için gerekli ve belirlenmeyen diğer sabitler tespit edilmiştir. Kinetik parametrelerin sıcaklığa duyarlı olmaları nedeniyle Arrhenius eşitliği kullanılarak atıksu sıcaklığındaki değerleri dikkate alınmıştır. Ankara Merkezi atıksu arıtma tesisinde sadece hetetrofik aerobik karbon oksidasyonu prosesisine dayanan karbon giderimi olmaktadır. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon meydana gelmemektedir. Maksimum ototrofik büyüme hızı (μ_A) sıfır alınarak ototrof mikroorganizmaların giderim prosesine etkisi dikkate alınmamıştır. Çizelge 5.6'da Ankara Merkezi atıksu arıtma tesisinin kalibrasyonu için seçilen kinetik ve stokiyometrik parametreler ve bunların değerleri gösterilmektedir.

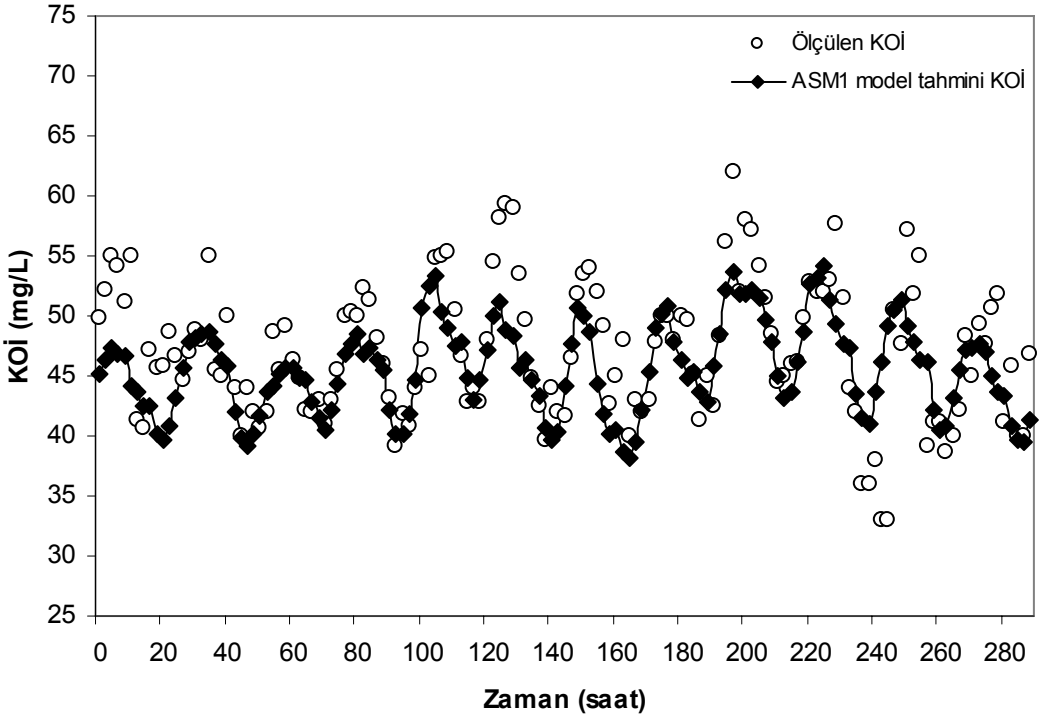
Çizelge 5.6. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi için ASM1 kalibrasyon parametreleri ve değerleri

	Birim	tavsiye edilen (20°C)	kalibre edilen (19°C)
Heterotrofik dönüşüm oranı (Y_H)	gKOİ/gKOİ	0.67	0.67
Heterot. mak. özgül üreme hızı (μ_H)	$gün^{-1}$	6.0	3.0
Heterotrofik bozunma hızı (b_H)	$gün^{-1}$	0.62	0.80
Heterot. yarı doygunluk katsayısı (K_S)	$gKOİm^{-3}$	20	7.0
Oksijen yarıdoygunluk katsayısı (K_O)	gO_2m^{-3}	0.20	0.20
Ototrofik mak. özgül üreme hızı (μ_A)	$gün^{-1}$	0.80	0.0
Hidroliz hızı (k_h)	$gKOİ/(gKOİ.gün)^{-1}$	3.0	4.0

Modelleme çalışmasın da tüm tesisin modellenmesi yerine atıksu ve mikroorganizma karakteristiğinin tüm tesiste değişmediği varsayımı ile basitleştirme yapılarak sadece birinci hattaki havalandırma havuzu modellenmiştir. Bu durumun modele yansıtılabilmesi amacıyla havuzlardaki MLSS ve O_2 konsantrasyonları ortalama değerler olarak hesaplanmıştır.

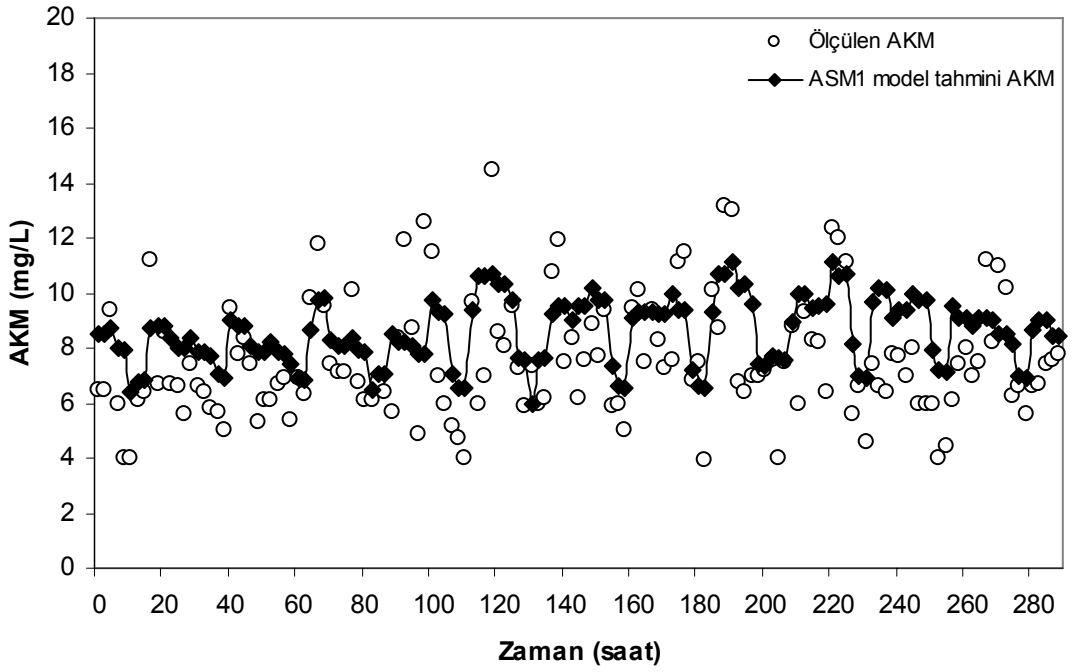
ASM1 modeli herhangi bir başka ayarlamaya ihtiyaç duyulmaksızın başarılı bir şekilde kalibre edilmiştir. Aynı şekilde verifikasyonun da başarı ile sonuçlanması neticesinde modelin oluşturulması aşaması tamamlanmıştır. Oluşturulan bu model ile ayrıca tesiste senaryo çalışmaların yürütülmesi ve uygulanması da mümkün hale gelmiştir.

Tesis çıkışında ölçülen ve model tarafından hesaplanan toplam KOİ değerleri Şekil 5.11'de gösterilmektedir. Simüle edilen çıkış suyu toplam KOİ değerlerinin ölçülen değerlerle uyum içerisinde olduğu görülmektedir. Model ayrıca gün içerisindeki salınımları da iyi derecede yansıtmaktadır. Fakat ölçülen değerlerin hesaplanan değerlerden biraz yüksek olduğu açıkça şekilde görülmektedir. S_S, S_I, X_S, X_I, X_{BH}'ın toplamından oluşan KOİ değerinin yükselmesi, son çökeltme tankı performansından dolayısıyla çıkış suyunda bulunan partiküler yapıdaki KOİ bileşenlerinin etkisinden ileri gelmektedir.



Şekil 5.11. Ölçülen çıkış suyu toplam KOİ konsantrasyonu ve ASM1 modeli simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması

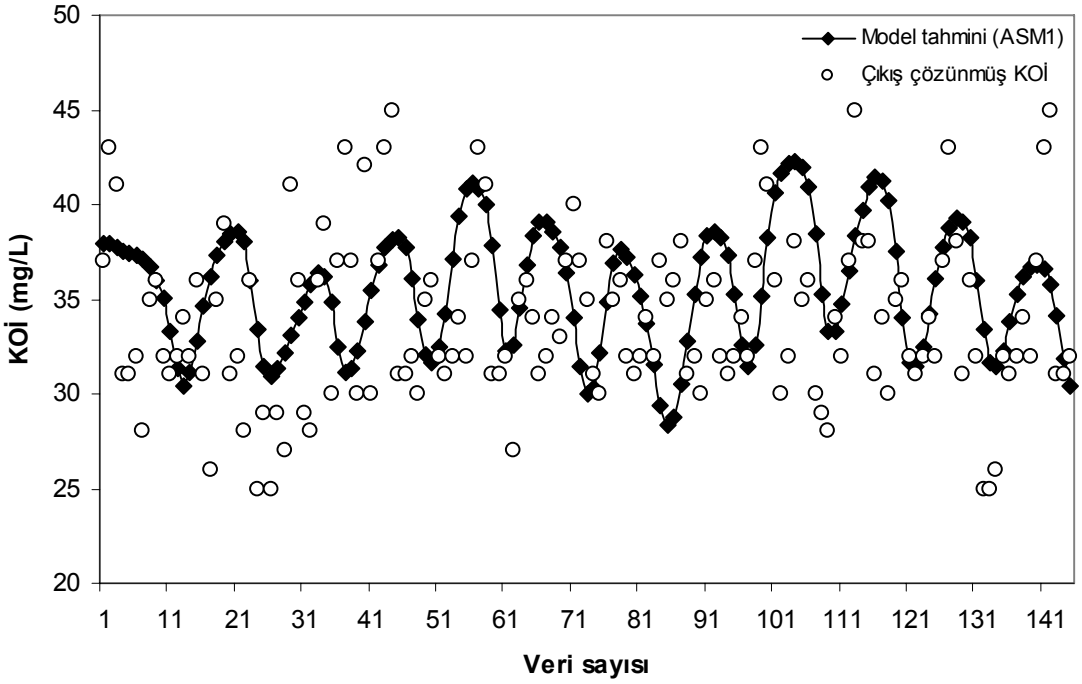
Şekil 5.12'de tesis çıkış suyu AKM konsantrasyonu için simülasyon sonuçları karşılaştırmalı olarak gösterilmektedir. Hesaplanan değerler ile ölçülen değerlerin toplam KOİ tahmininde olduğunun aksine çok uyumlu olmadığı görülmektedir. Ancak model çıkış suyu AKM konsantrasyonlarındaki salınımı başarılı bir şekilde yansıtmaktadır.



Şekil 5.12. Ölçülen çıkış suyu AKM konsantrasyonu ve ASM1 modeli simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması

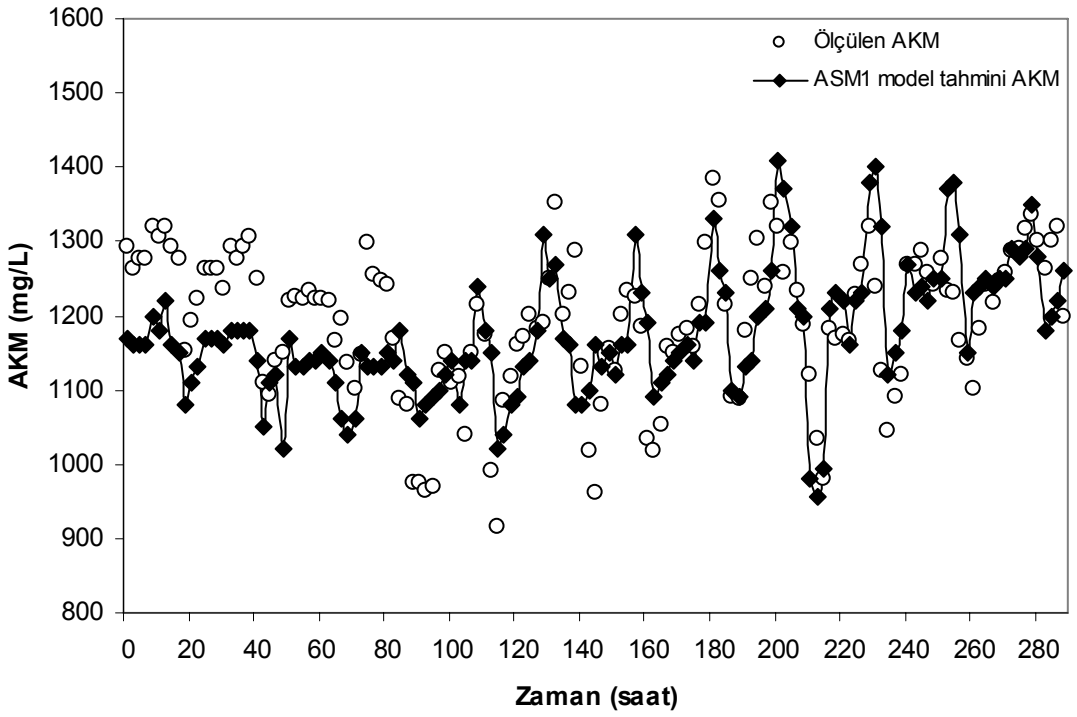
Çıkış suyu süzüntü ÇKOİ konsantrasyonu için simülasyon sonuçları Şekil 5.13'de verilmektedir. Çıkış suyu toplam ÇKOİ değerlerinin ölçülen değerlerle genelde uyum içerisinde olduğu görülmektedir. Modelin aynı başarıyı maksimum ve minimum değerleri yakalamada gösterdiği söylenemez. Fakat gün içerisindeki salınımları da iyi derecede yansıtmaktadır. ÇKOİ kısmen X_S'i içermekle beraber S_S ve S_I bileşenlerinden oluşmaktadır. S_S ve X_S'ın sistemde tamamen tüketildiği dikkate alındığında ÇKOİ yalnızca S_I bileşenini içermektedir. S_I değerlerinin dar bir aralıkta

salınması, ekstrem değerlerin olmaması ve KOİ ölçümlerindeki spektrofotometrik hata payı da göz önünde bulundurulduğunda model tahmin ve gerçek değerleri arasındaki hata kabul edilebilir bir boyuttadır.



Şekil 5.13. Ölçülen çıkış suyu süzüntü KOİ konsantrasyonu ve ASM1 modeli simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması

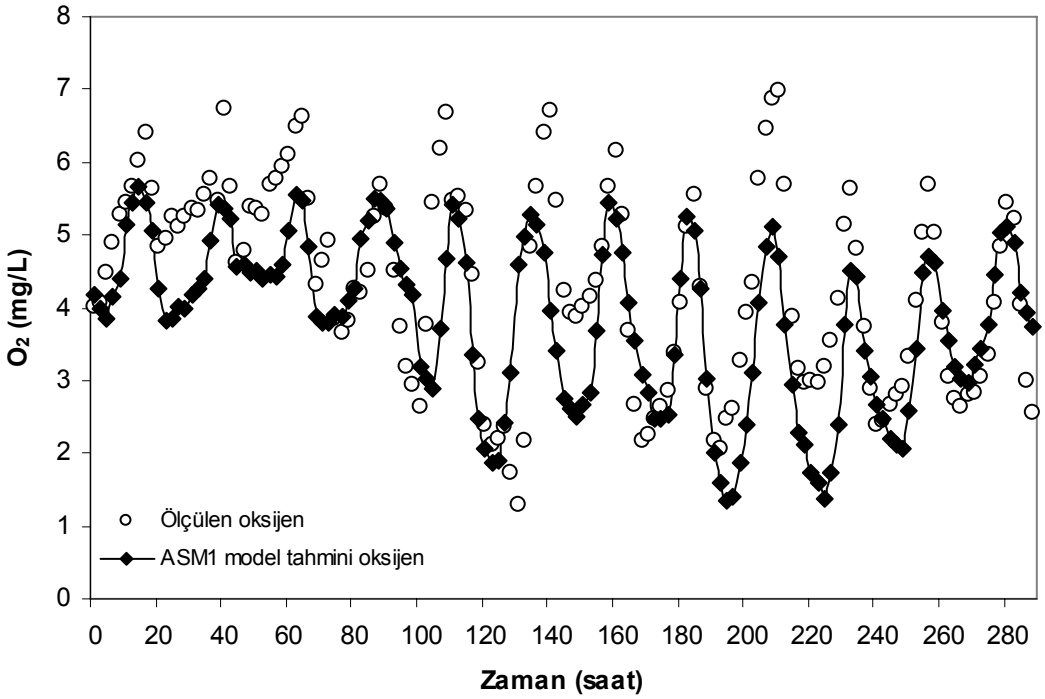
Şekil 5.14'de Havalandırma tankı MLSS konsantrasyonu sonuçları karşılaştırılmaktadır. 2. günden sonraki birkaç değerdeki sapmalar hariç model havalandırma havuzu MLSS kosantrasyonlarının oldukça başarılı bir şekilde tahmin edildiği şekilden de açıkça görülmektedir. Bu kadar başarılı bir tahminde MLSS değerlerinin on-line analizatörlerle ölçülmesinin büyük bir payı bulunmaktadır. On-line ölçüm sonuçlarının 2 saatlik ortalamaları yerine sürekli ölçülen değerlerinin değerlendirilmesi halinde model performansının daha da artacağı düşünülmektedir.



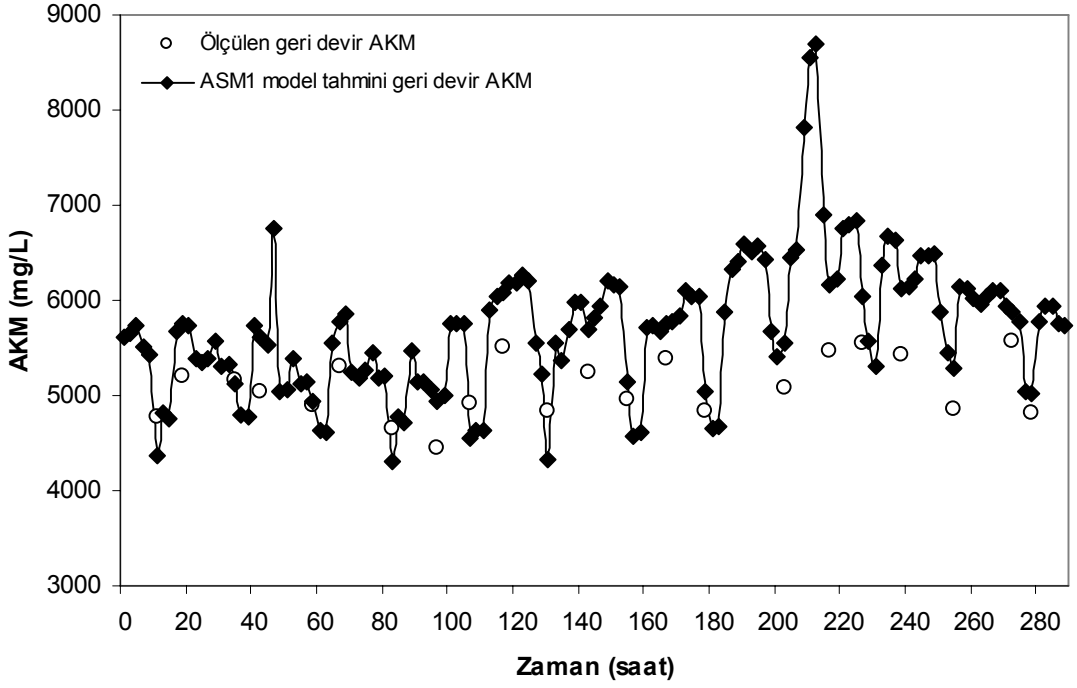
Şekil 5.14 Havalandırma tankı ölçülen MLSS konsantrasyonu ve ASM1 modeli simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması

Havalandırma tankı için Şekil 5.15'deki simülasyon sonuçları gerçek değerlerle karşılaştırıldığında oksijen konsantrasyonu gibi hassas bir parametre için sonuçların iyi bir şekilde model tarafından yakalandığı görülmektedir. O_2 sensörü havalandırma tankının çıkış kısmına yakın bir bölgede sabitlendiği için modelde 3. havuzdaki konsantrasyon değerleri kullanılmıştır. On-line ölçümlerin model performansının daha iyi ortaya konmasına yardımcı olduğu burada da bir kez daha net olarak görülmektedir.

Geri devir hattı AKM konsantrasyonu için modelden elde edilen değerlerle ölçülen konsantrasyon değerleri arasındaki karşılaştırma ise Şekil 5.16'da gösterilmiştir. Burada diğer parametre konsantrasyonlarından farklı olarak günde sadece 2 anlık alınan numunenin analiz sonuçları kullanılmıştır. Geri devir hattı ölçülen AKM konsantrasyonunun modelle tahmin edilen değerlerle uyum içerisinde olduğu görülmektedir. Model kalibrasyonu esnasında giriş atıksu X_I fraksiyonunun model simülasyonu ile belirlenmesi model sonuçlarının tutarlı olmasına katkı sağlamıştır.



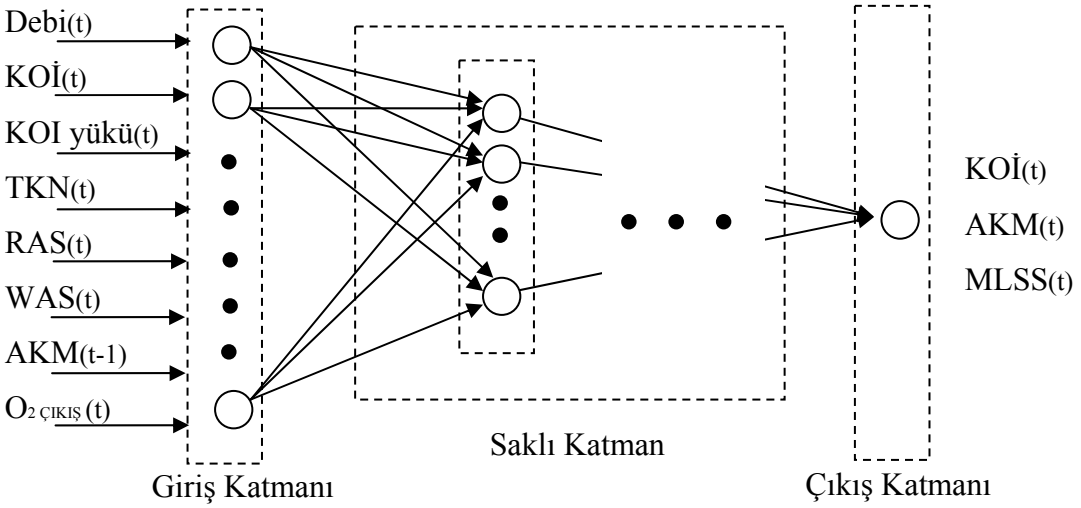
Şekil 5.15. Havalandırma tankı ölçülen çıkış çözünmüş O_2 konsantrasyonu ve ASM1 modeli simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması



Şekil 5.16. Geri devir hattı ölçülen AKM konsantrasyonu ve ASM1 modeli simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması

5.6. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisinin YSA İle Modellenmesi

Ankara Merkezi Atıksu arıtma tesisindeki 12 günlük yoğun bir örnekleme döneminden elde edilen işletme verileri kullanılarak tesis performansının göstergesi olan KOİ, AKM ve havalandırma tankı MLSS parametreleri için üç ayrı model oluşturulmuştur. Veri setinin % 83 'ü (125 veri) eğitim, % 17'si (25 veri) test verisi olmak üzere iki gruba ayrılmıştır. Öğrenme ve test seti gruplandırması model performansının daha iyi değerlendirilmesi bakımından önemli olduğu için gruplar rasgele (random) seçilmiştir. Her bir model için gizli katman sayısı ve bu katmanlardaki nöron sayısı, aktivasyon fonksiyonu değiştirilerek en uygun ve genelleme kabiliyeti en yüksek model bulunmuştur. En iyi model tahmin sonuçları eğitim ve test setleri için ayrı ayrı karşılaştırılmalı olarak değerlendirilmiştir. Geliştirilen YSA ağ modeli ağ topolojisi Şekil 5.17'de verilmektedir.

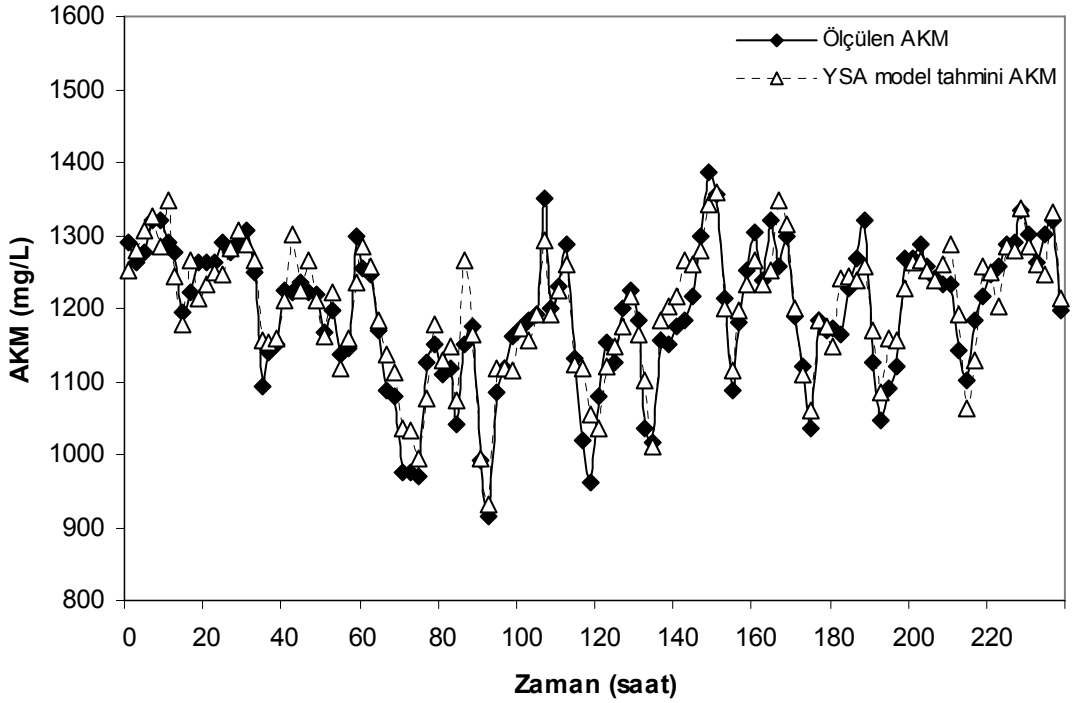


Şekil 5.17. Tesis çıkışı toplam KOİ, AKM ve havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarını tahmin için geliştirilen YSA modeli ağ topolojisi

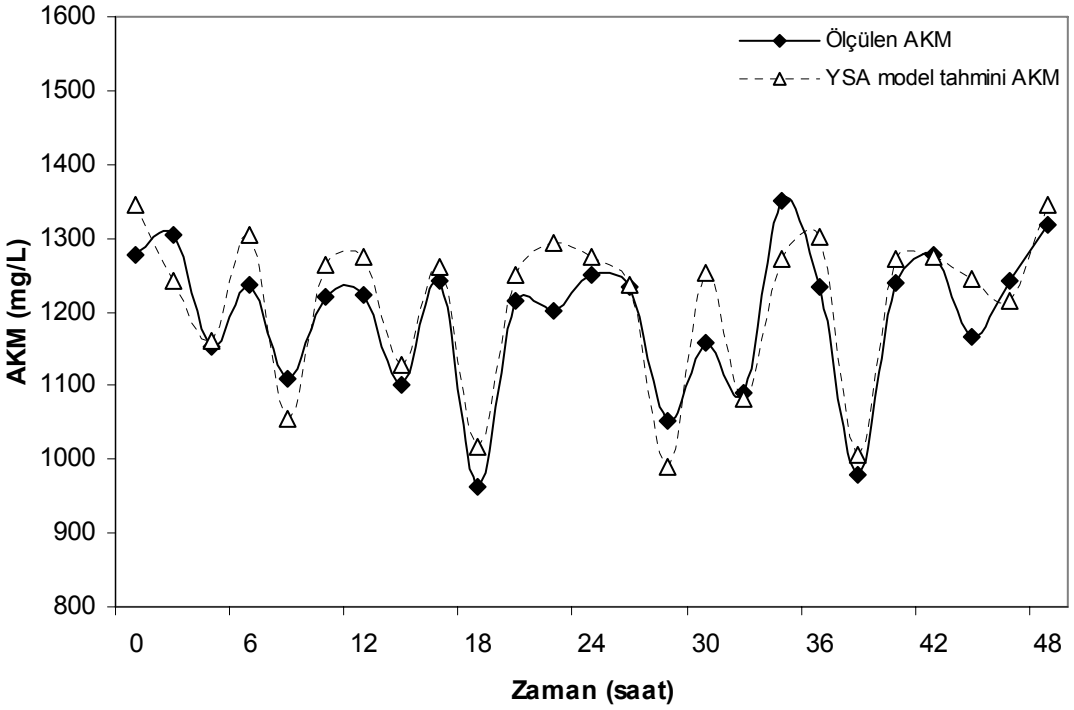
KOİ, AKM ve MLSS modellerinin her birinde giriş sayısı değişmez iken oluşturulan modele göre çıkış nöron sayısı 1 olmaktadır.

5.6.1. MLSS model sonuçları

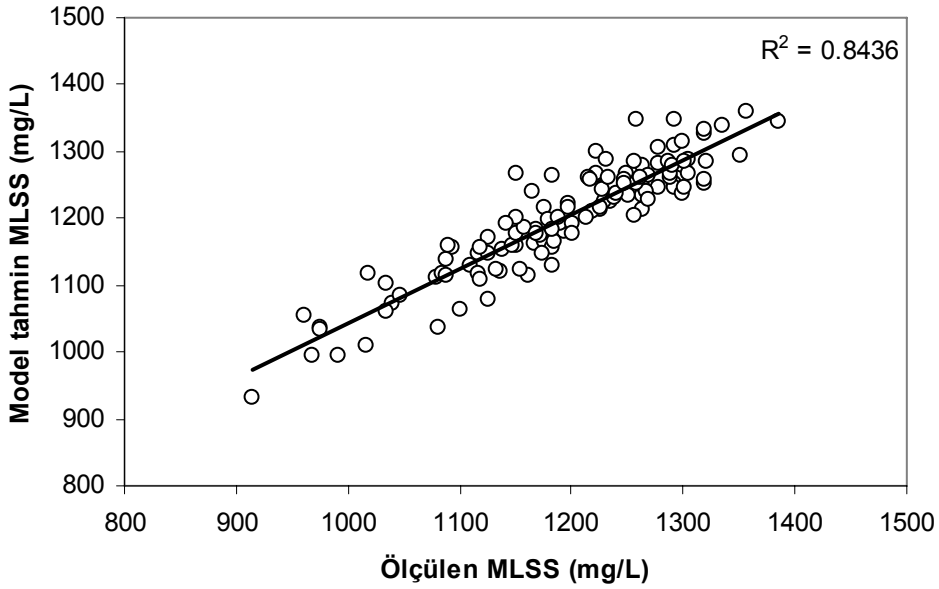
Giriş veri setindeki 8 parametre ile oluşturulan YSA modelinde çıkış katmanı MLSS konsantrasyonu temsil eden tek bir nörondan oluşmaktadır. Oluşturulan modelin topolojik yapısı Şekil 5.17'de gösterilmiştir. Gizli katman nöron sayıları 3 ile 30 arasında değiştirilerek en iyi model tek gizli katmanda 14 nöron sayısına sahip ağ yapısında (8-14-1) 6000 iterasyonda oluşturulmuştur. Aktivasyon fonksiyonu olarak tang-sigmoid fonksiyonu seçilmiştir. Öğrenme ve test verileri için model tahmin ve ölçülen MLSS konsantrasyonu değişimleri Şekil 5.18 ve Şekil 5.19' deki grafiklerde sırasıyla verilmiştir. Test sonuçları incelendiğinde, gün içerisindeki salınımın oldukça iyi tahmin edildiği görülmektedir. YSA MLSS 8-14-1 modelinde eğitim ve test için tahmin edilen ve ölçülen konsantrasyon değerleri arasında yüksek bir korelasyon, (R^2) 0.84 ve 0.78 elde edilmiştir. Şekil 5.20 ve Şekil 5.21'de korelasyon grafiği gösterilmiştir. Gizli katmandaki nöron sayısına göre korelasyon değerleri ise Şekil 5.22'de verilmiştir.



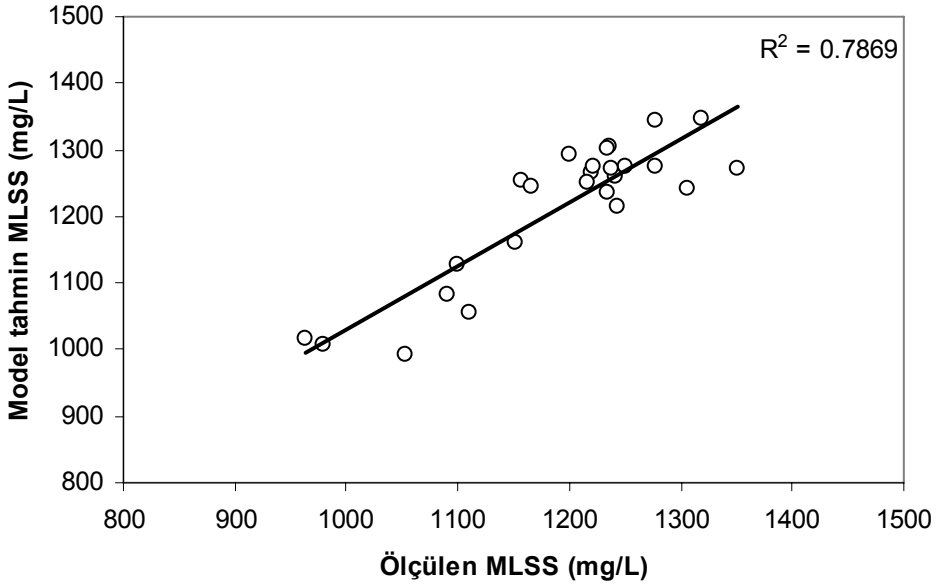
Şekil 5.18. YSA öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının karşılaştırılması



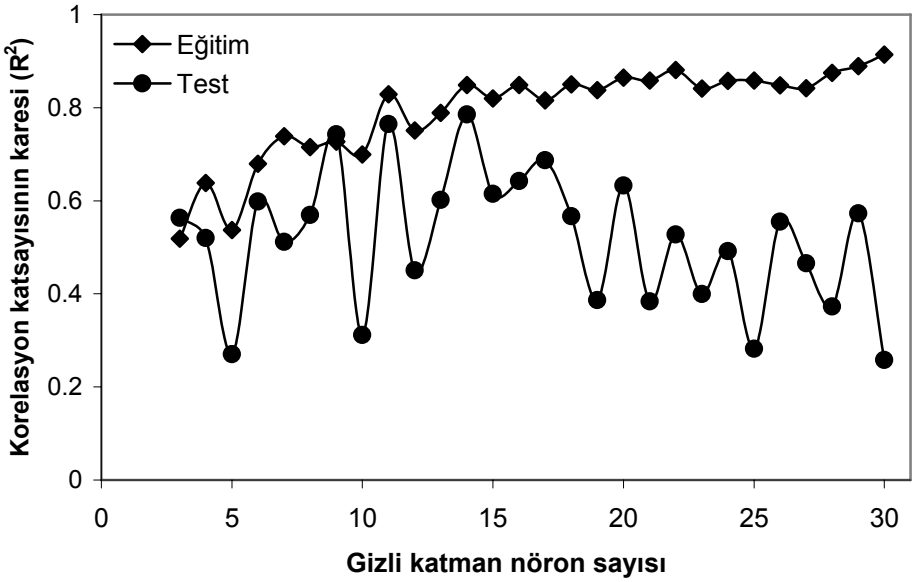
Şekil 5.19. YSA test verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının karşılaştırılması



Şekil 5.20. YSA öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının korelasyon grafiği



Şekil 5.21. YSA test verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının korelasyon grafiği



Şekil 5.22. YSA eğitim ve test verileri için gizli katman nöron sayısının korelasyon katsayısı model performansı üzerine etkisi

Şekilden de görüldüğü gibi öğrenme seti korelasyon katsayısı bire yaklaşırken test seti korelasyon katsayısı 14'ünci nörondan sonra azalmaya başlamaktadır. Giriş veri setindeki parametre miktarından az sayıda gizli katman nöronu kullanıldığında modelin yeterince genelleme yapamadığı görülmektedir. 17'den fazla nöron kullanılmasında ise modelin ezberleme eğilimi artmakta ve genelleme yapabilme özelliğini kaybetmektedir. Öte yandan model tahmin süresi de nöron sayısıyla doğru orantılı olarak artmaktadır.

Korelasyon katsayısı ile beraber performans kriteri olarak değerlendirilen MSE, ortalama yüzde hata değerleri, tek ve çift gizli katmana sahip iki ayrı model için Çizelge 5.8'de özetlenmiştir.

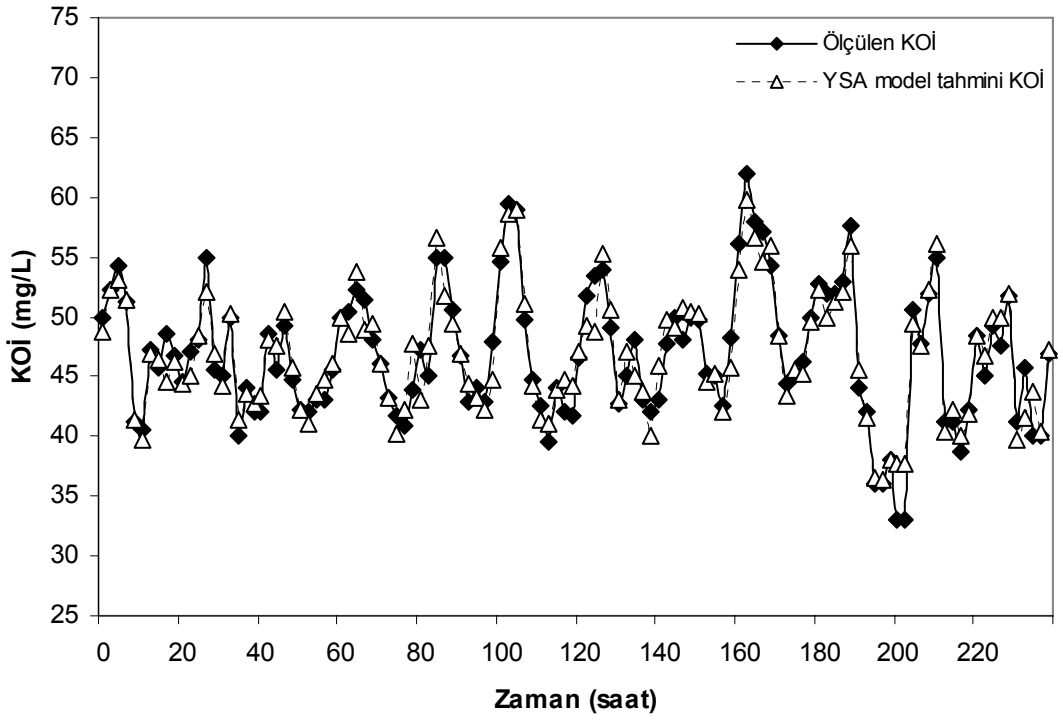
Çizelge 5.8. YSA MLSS model performans değerleri

	Öğrenme verisi		Test verisi	
	(8-14-1)	(8-8-15-1)	(8-14-1)	(8-8-15-1)
Korelasyon (R^2)	0.84	0.82	0.78	0.75
MSE	0.0066	0.0070	0.0124	0.0138
Ortalama Hata (%)	6.43	6.28	9.55	9.91
İterasyon	6000	2000	6000	2000

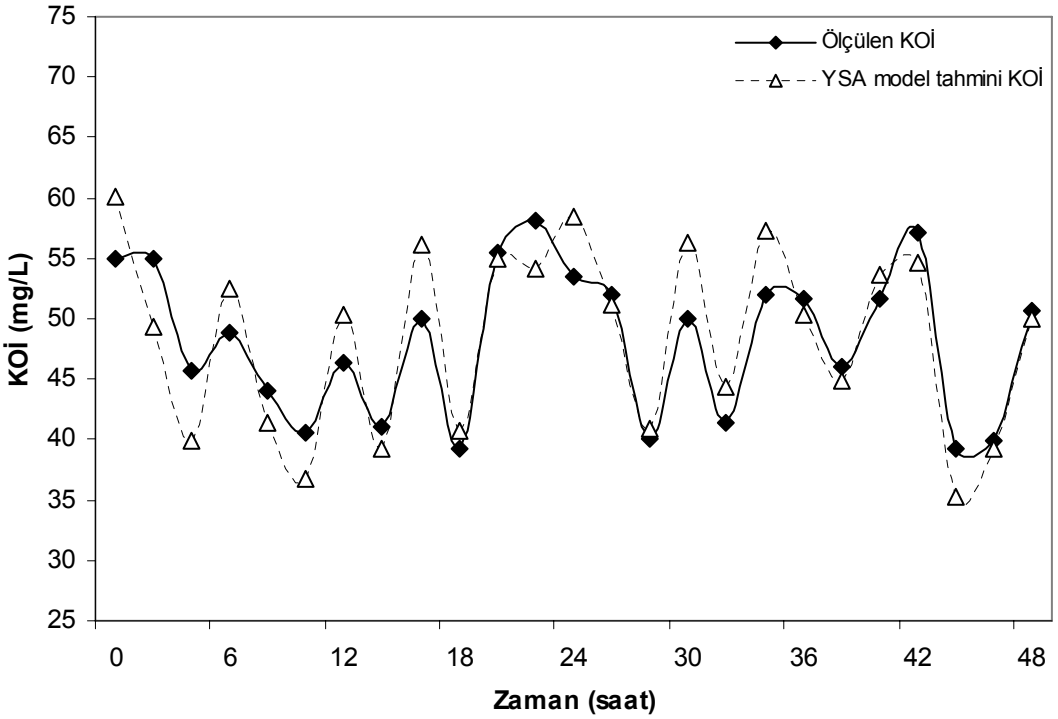
Tek gizli katmana sahip YSA MLSS modelinde test verisi korelasyon katsayısı, MSE ve ortalama hata sırasıyla 0.78, 0.0124 ve 9.55 iken çift gizli katmanda 0.75, 0.0138 ve 9.91 olarak bulunmuştur. Çift gizli katman kullanılması modelin genelleme kabiliyetine ek bir katkı sağlamamaktadır. Diğer taraftan en iyi model yapısı tek gizli katmanda 6000 iterasyonda, çift gizli katmanda ise 2000 iterasyonda elde edilmiştir.

5.6.2. KOİ model sonuçları

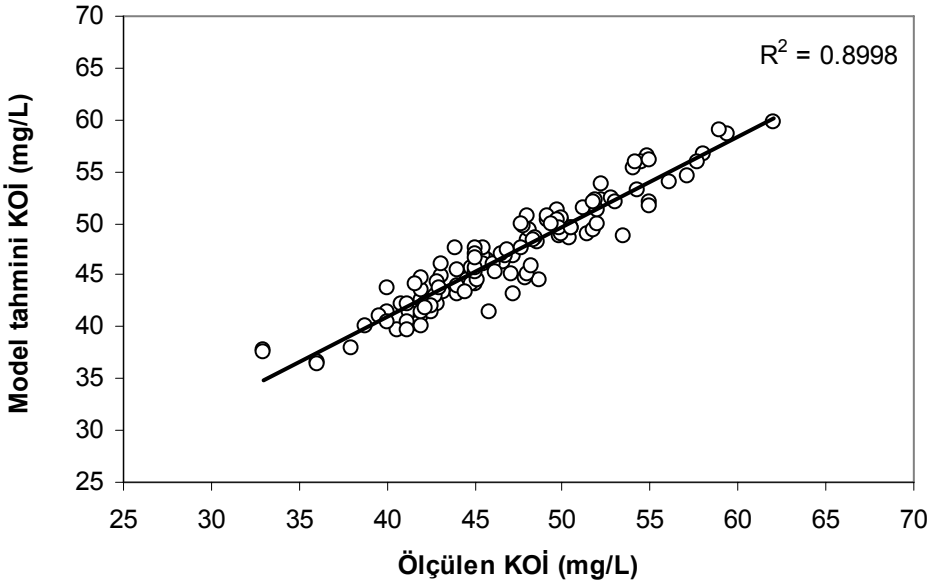
Giriş veri setindeki 8 parametre ile oluşturulan YSA modelinde çıkış katmanı MLSS konsantrasyonu temsil eden tek bir nörondan oluşmaktadır. Oluşturulan modelin topolojik yapısı Şekil 5.17'de gösterilmiştir. Gizli katman nöron sayıları 3ile 30 arasında değiştirilerek en iyi model çift gizli katmanda 10 nöron sayısına sahip ağ yapısında (8-9-10-1) 4000 iterasyonda oluşturulmuştur. Aktivasyon fonksiyonu olarak tang-sigmoid fonksiyonu seçilmiştir. Öğrenme ve test verileri için model tahmin ve ölçülen KOİ konsantrasyonu değişimleri Şekil 5.23 ve Şekil 5.24' deki grafiklerde sırasıyla verilmiştir. Test sonuçları incelendiğinde, gün içerisindeki salınımın oldukça iyi tahmin edildiği görülmektedir. YSA KOİ 8-9-10-1 modelinde eğitim ve test için tahmin edilen ve ölçülen konsantrasyon değerleri arasında yüksek bir korelasyon, (R^2) 0.89 ve 0.75 elde edilmiştir. Şekil 5.25 ve Şekil 5.26'de korelasyon grafiği gösterilmiştir. Gizli katmandaki nöron sayısına göre korelasyon değerleri ise Şekil 5.27'de verilmiştir.



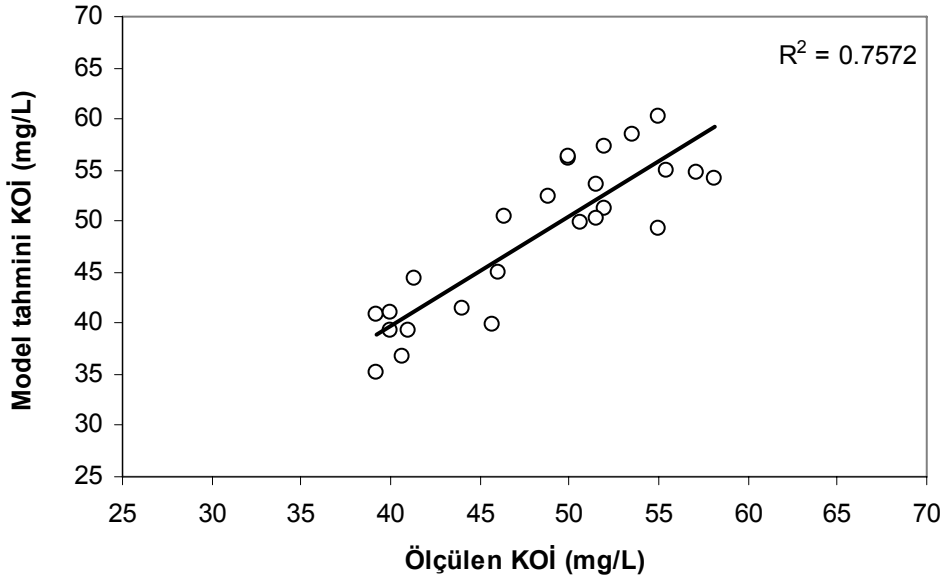
Şekil 5.23. YSA öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması



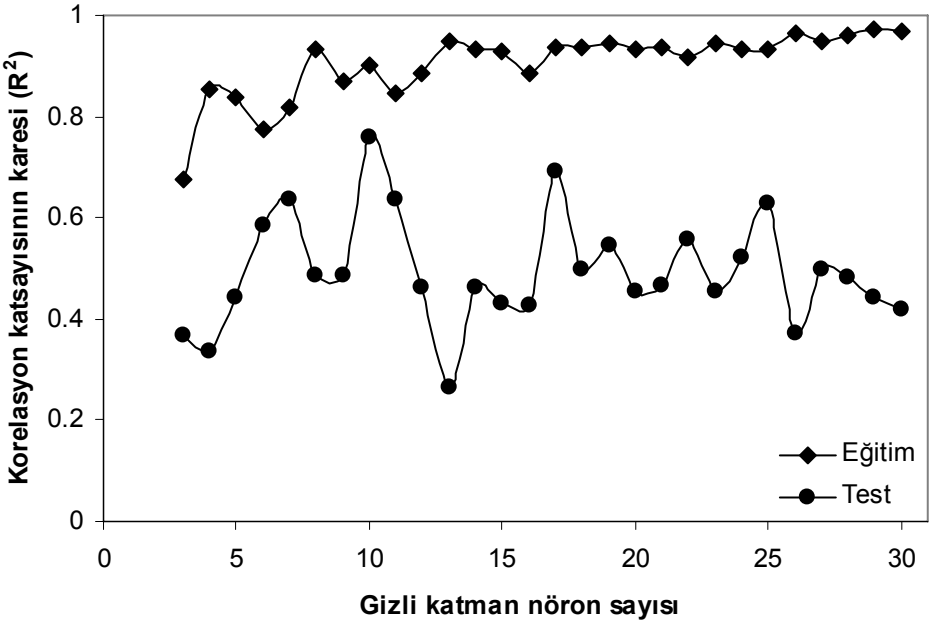
Şekil 5.24. YSA test verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması



Şekil 5.25. YSA öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının korelasyon grafiği



Şekil 5.26. YSA test verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının korelasyon grafiği



Şekil 5.27. YSA eğitim ve test verileri için gizli katman nöron sayısının korelasyon katsayısı model performansı üzerine etkisi

Şekilden de görüldüğü gibi öğrenme seti korelasyon katsayısı 2. gizli katmanda bire yaklaşırken test seti korelasyon katsayısı 10'unci nörondan sonra azalmaya başlamaktadır. 10 nörondan az sayıda gizli katman nöronu kullanıldığında modelin yeterince genelleme yapamadığı görülmektedir.11'den fazla nöron kullanılmasında ise modelin ezberleme eğilimi artmakta ve genelleme yapabilme özelliğini kaybetmektedir. Öte yandan model tahmin süresi de nöron sayısıyla doğru orantılı olarak artmaktadır.

Korelasyon katsayısı ile beraber performans kriteri olarak değerlendirilen MSE, ortalama yüzde hata değerleri, tek ve çift gizli katmana sahip iki ayrı model için Çizelge 5.9'de özetlenmiştir.

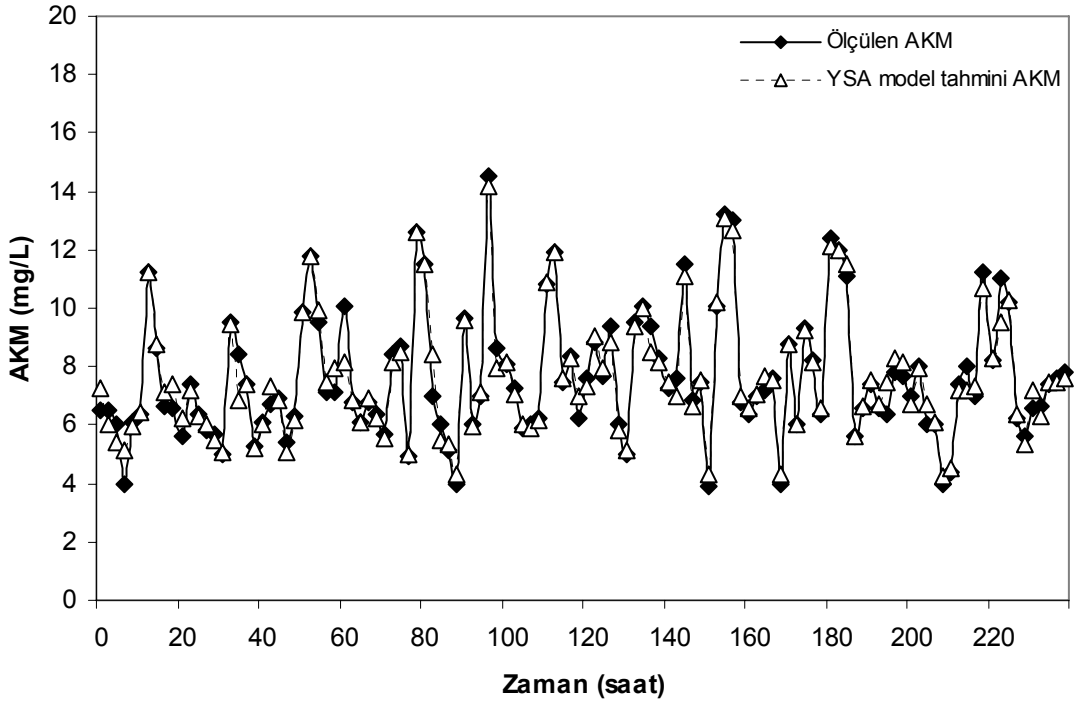
Çizelge 5.9. YSA KOİ model performans değerleri

	Öğrenme verisi		Test verisi	
	(8-20-1)	(8-9-10-1)	(8-20-1)	(8-9-10-1)
Korelasyon (R^2)	0.75	0.89	0.71	0.75
MSE	0.0088	0.0035	0.0123	0.016
Ortalama Hata (%)	7.2	4.55	8.3	10.8
İterasyon	1500	4000	1500	4000

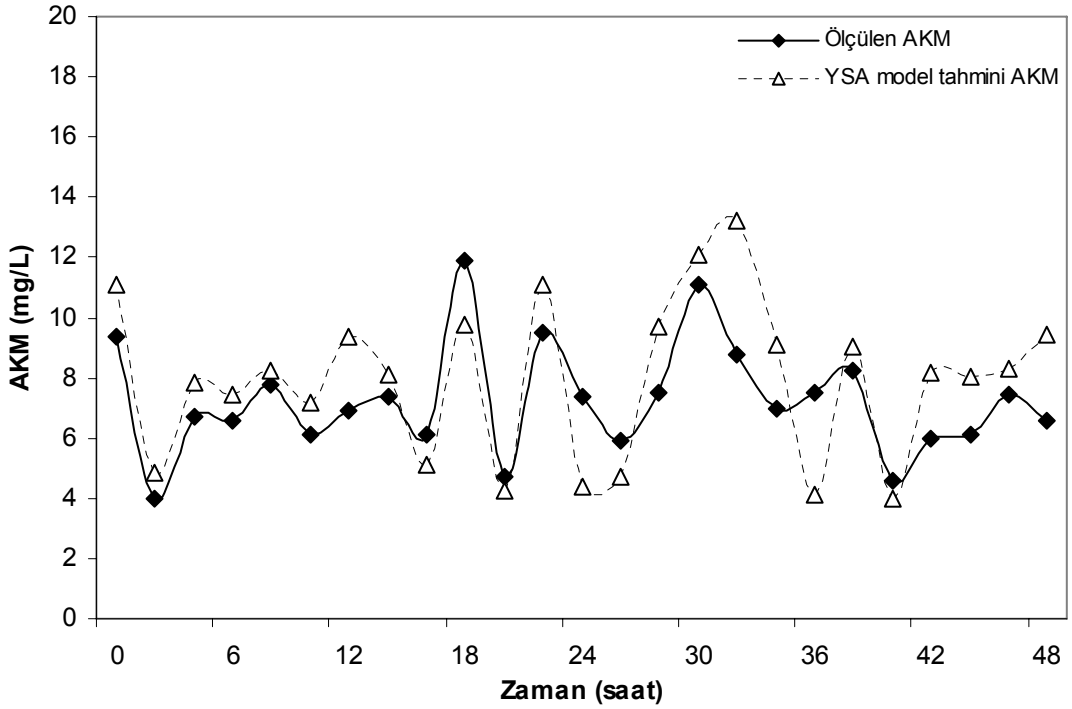
Tek gizli katmana sahip YSA KOİ modelinde test verisi korelasyon katsayısı, MSE ve ortalama hata sırasıyla 0.71, 0.0123 ve 8.3 iken çift gizli katmanda 0.75, 0.016 ve 10.8 olarak bulunmuştur. En iyi model yapısı tek gizli katmanda 1500 iterasyonda, çift gizli katmanda ise 4000 iterasyonda elde edilmiştir. Çift gizli katmanda korelasyon katsayısı tek gizli katmana göre daha büyük olmasına karşın, diğer performans kriterlerinden MSE ve ortalama hata daha yüksektir. Eğitim verilerindeki performans kriterleri de dikkate alındığında, çift gizli katman kullanılmasının modelin tahmin performansına ek bir katkı sağladığı görülmektedir.

5.6.3. AKM model sonuçları

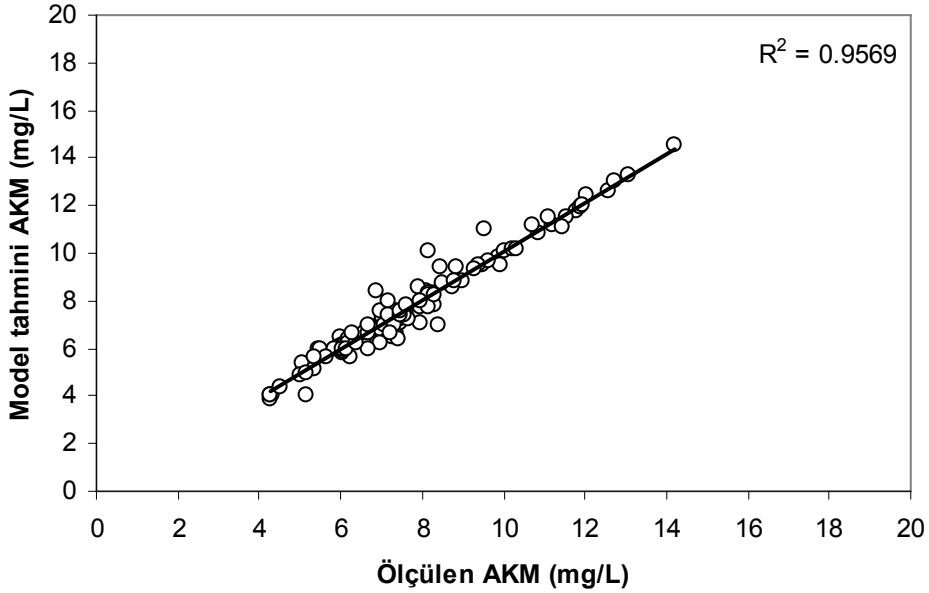
Giriş veri setindeki 8 parametre ile oluşturulan YSA modelinde çıkış katmanı AKM konsantrasyonu temsil eden tek bir nörondan oluşmaktadır. Oluşturulan modelin topolojik yapısı Şekil 5.17'de gösterilmiştir. Gizli katman nöron sayıları 3ile 30 arasında değiştirilerek en iyi model çift gizli katmanda 19 nöron sayısına sahip ağ yapısında (8-9-19-1) 9500 iterasyonda oluşturulmuştur. Aktivasyon fonksiyonu olarak tang-tang-sigmoid fonksiyonu seçilmiştir. Öğrenme ve test verileri için model tahmin ve ölçülen AKM konsantrasyonu değişimleri Şekil 5.2 8 ve Şekil 5.2 9' daki grafiklerde sırasıyla verilmiştir. Test sonuçları incelendiğinde, gün içerisindeki salınımın oldukça iyi tahmin edildiği görülmektedir. YSA AKM 8-9-19-1 modelinde eğitim ve test için tahmin edilen ve ölçülen konsantrasyon değerleri arasında yüksek bir korelasyon, (R^2) 0.95 ve 0.51 elde edilmiştir. Şekil 5.3 0 ve Şekil 5.31'de korelasyon grafiği gösterilmiştir. Gizli katmandaki nöron sayısına göre korelasyon değerleri ise Şekil 5.32'de verilmiştir.



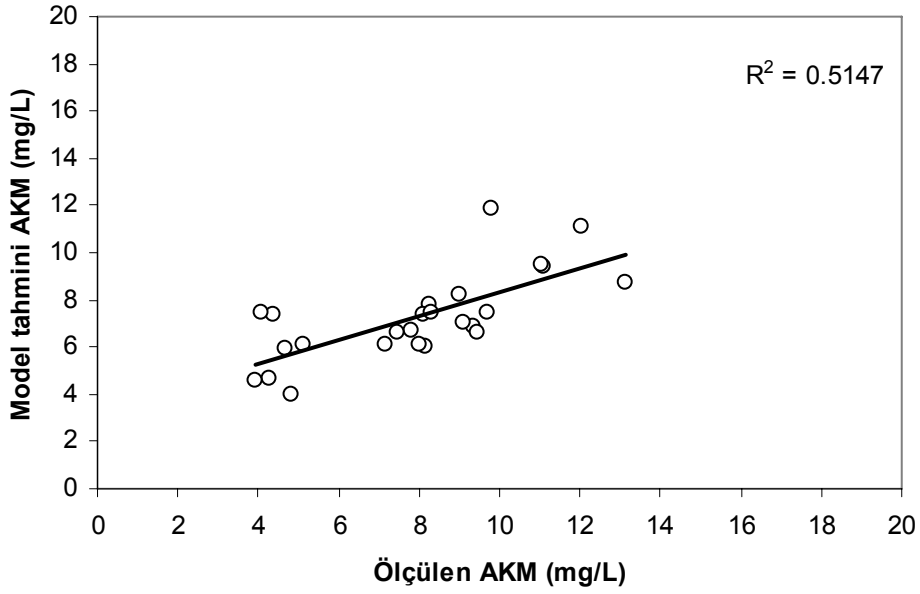
Şekil 5.28. YSA öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının karşılaştırılması



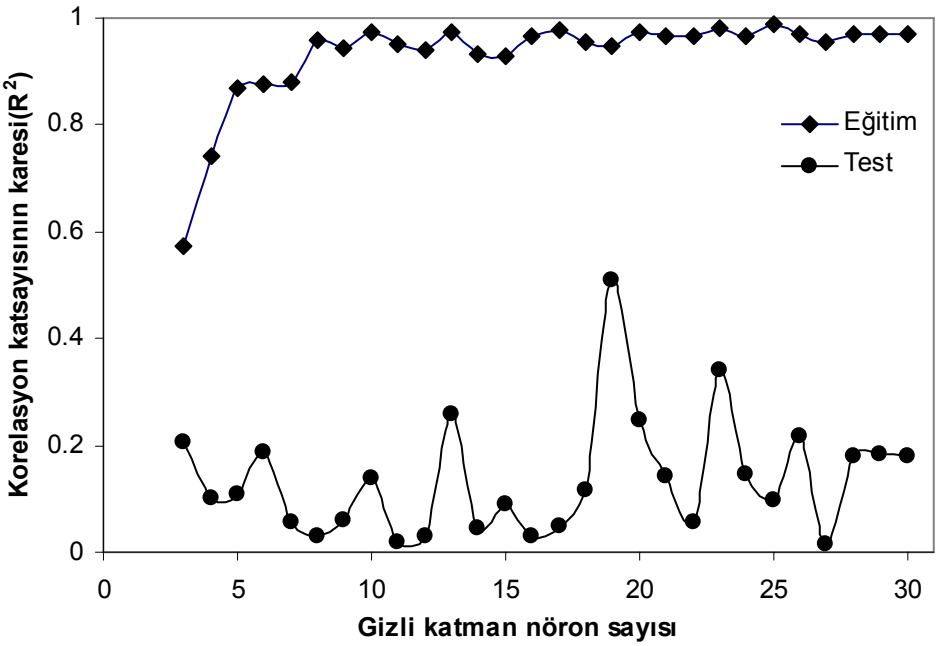
Şekil 5.29. YSA test verileri için ölçülen ve model tahmin çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının karşılaştırılması



Şekil 5.30. YSA öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının korelasyon grafiği



Şekil 5.31. YSA test verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının korelasyon grafiği



Şekil 5.32. YSA eğitim ve test verileri için gizli katman nöron sayısının korelasyon katsayısı model performansı üzerine etkisi

Şekilden de görüldüğü gibi öğrenme seti korelasyon katsayısı 2. gizli katmanda bire yaklaşırken test seti korelasyon katsayısı 19'uncu nörondan sonra azalmaya başlamaktadır. Gizli katmanda 19 nörondan daha az sayıda nöron kullanıldığında modelin yeterince genelleme yapamadığı görülmektedir.19'dan fazla nöron kullanılmasında ise modelin ezberleme eğilimi artmakta ve genelleme yapabilme özelliğini kaybetmektedir. Öte yandan model tahmin süresi de nöron sayısıyla doğru orantılı olarak artmaktadır.

Korelasyon katsayısı ile beraber performans kriteri olarak değerlendirilen MSE, ortalama yüzde hata değerleri, tek ve çift gizli katmana sahip iki ayrı model için Çizelge 5.10'da özetlenmiştir.

Çizelge 5.10. YSA AKM model performans değerleri

	Öğrenme verisi		Test verisi	
	(8-23-1)	(8-9-19-1)	(8-23-1)	(8-9-19-1)
Korelasyon (R^2)	0.89	0.95	0.46	0.51
MSE	0.0045	0.0019	0.0225	0.0319
Ortalama Hata (%)	4.71	2.91	11.4	15.2
İterasyon	12500	9500	12500	9500

Tek gizli katmana sahip YSA KOİ modelinde test verisi korelasyon katsayısı, MSE ve ortalama hata sırasıyla 0.46, 0.0225 ve 11.4 iken çift gizli katmanda 0.51, 0.0319 ve 15.2 olarak bulunmuştur. En iyi model yapısı tek gizli katmanda 12500 iterasyonda, çift gizli katmanda ise 9500 iterasyonda elde edilmiştir. Çift gizli katmanda korelasyon katsayısı tek gizli katmana göre daha büyük olmasına karşın, diğer performans kriterlerinden MSE ve ortalama hata daha yüksektir. Eğitim verilerindeki performans kriterleri de dikkate alındığında, çift gizli katman kullanılmasının modelin tahmin performansına ek bir katkı sağladığı görülmektedir.

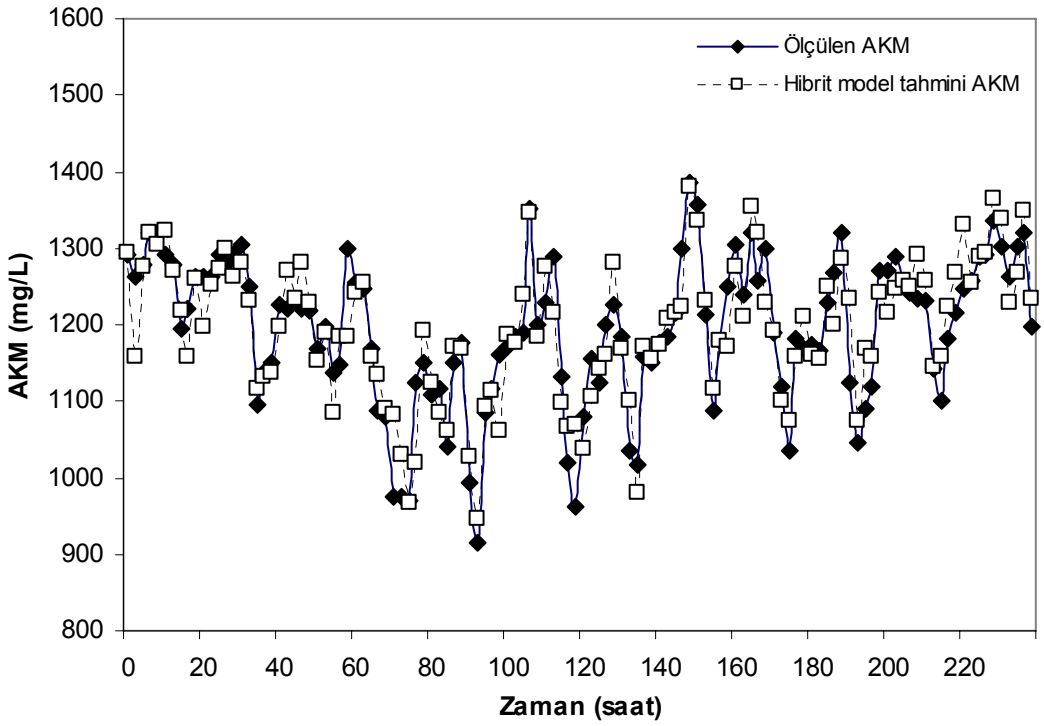
5.7. Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisinin Hibrit Model ile Modellenmesi

Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzu MLSS, çıkış suyu KOİ ve AKM konsantrasyonlarının tahmin performanslarının iyileştirilmesi amacıyla üç ayrı hibrit model oluşturulmuştur. Modelin hata eğitimi esnasında YSA gizli katman nöron sayıları 3 ile 40 arasında değiştirilmiştir. Aktivasyon fonksiyonu olarak tang-sigmoid fonksiyonu seçilmiştir. Her bir parametrenin hibrit model tahmin sonuçları eğitim ve test verileri için ayrı bir şekilde değerlendirilmiştir.

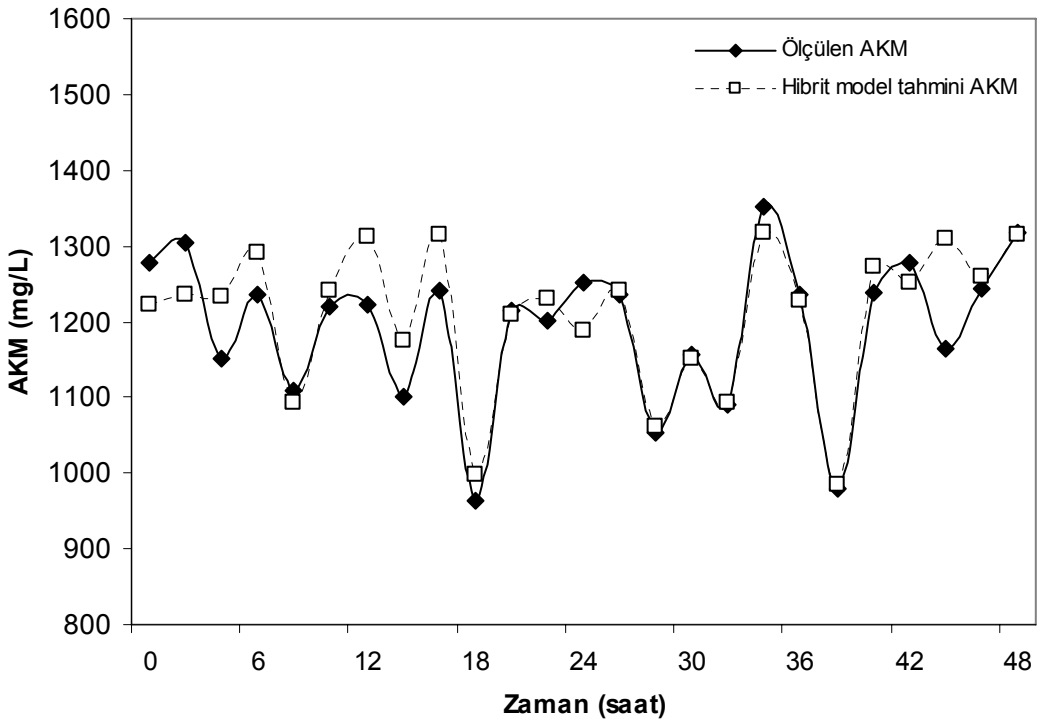
5.7.1. MLSS hibrit model sonuçları

Havalandırma havuzu MLSS konsantrasyonunun tahmini için oluşturulan hibrit modelin YSA hata eğitimi esnasında, en iyi model tek gizli katmanda 28 nöron sayısına sahip ağ yapısında (8-28-1) 5500 iterasyonda oluşturulmuştur. MLSS hibrit modelin öğrenme ve test verileri için model tahmin ve ölçülen MLSS konsantrasyonu değişimleri Şekil 5.33 ve Şekil 5.34' deki grafiklerde sırasıyla verilmiştir. Modelin, gün içerisindeki salınımı, maksimum ve minimum noktaları tahmin etmede oldukça başarılı olduğu test sonuçlarından açıkça görülmektedir.

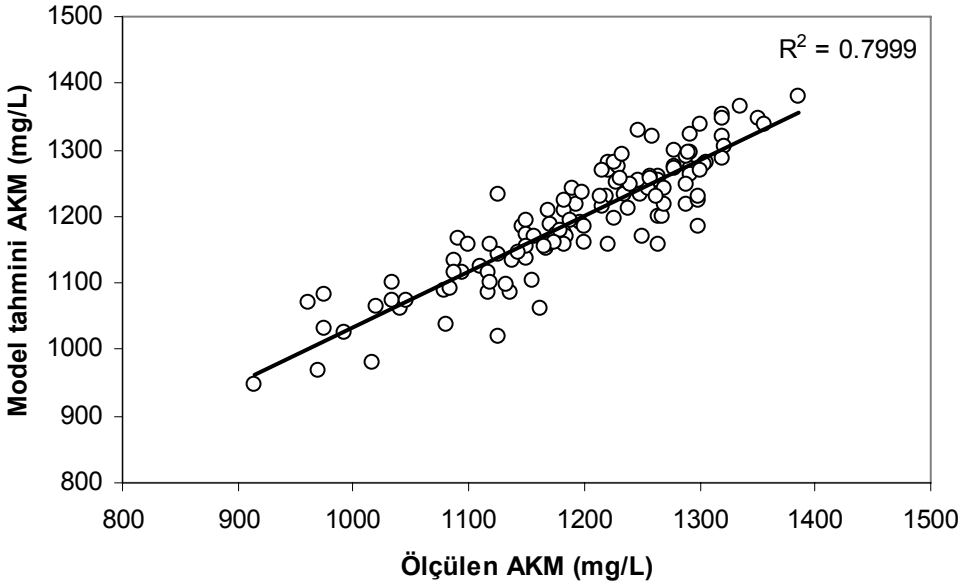
Hibrit model eğitim ve test verileri için tahmin edilen ve ölçülen konsantrasyon değerleri arasındaki korelasyon katsayısı sırasıyla (R^2), 0.80 ve 0.75 olarak elde edilmiştir. Elde edilen bu değerler Şekil 5.35 ve Şekil 5.36'daki korelasyon grafiklerinde gösterilmiştir. Korelasyon katsayısı ile beraber performans kriteri olarak değerlendirilen MSE ve MAE hata değerleri eğitim ve test verileri için sırasıyla 1841.04 mg/L ve 32.72 mg/L, 2720.16 mg/L ve 38.58 mg/L olarak bulunmuştur. Verilerin salınım aralığı dikkate alındığında, bu hata değerleri çok düşük kalmaktadır.



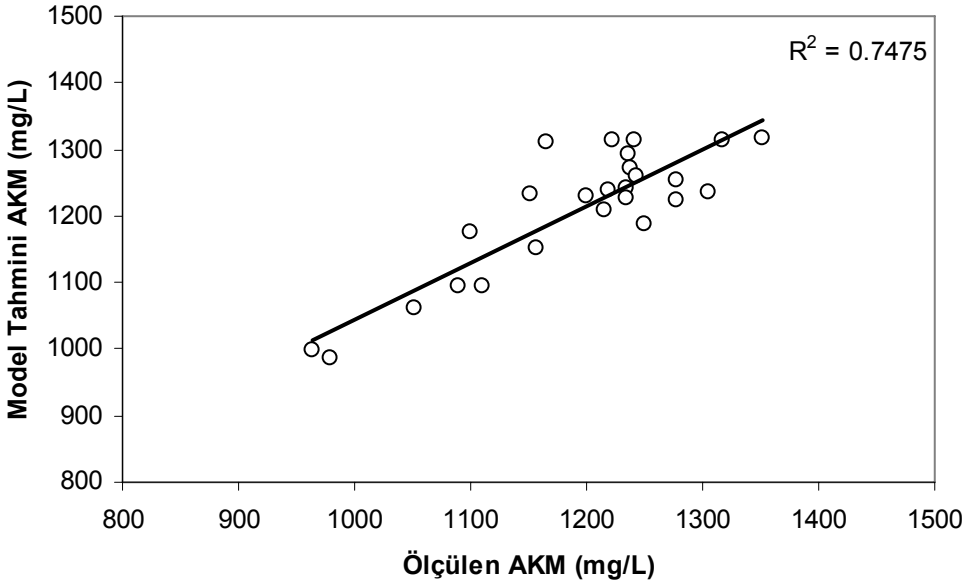
Şekil 5.33. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının karşılaştırılması



Şekil 5.34. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının karşılaştırılması



Şekil 5.35. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının korelasyon grafiği

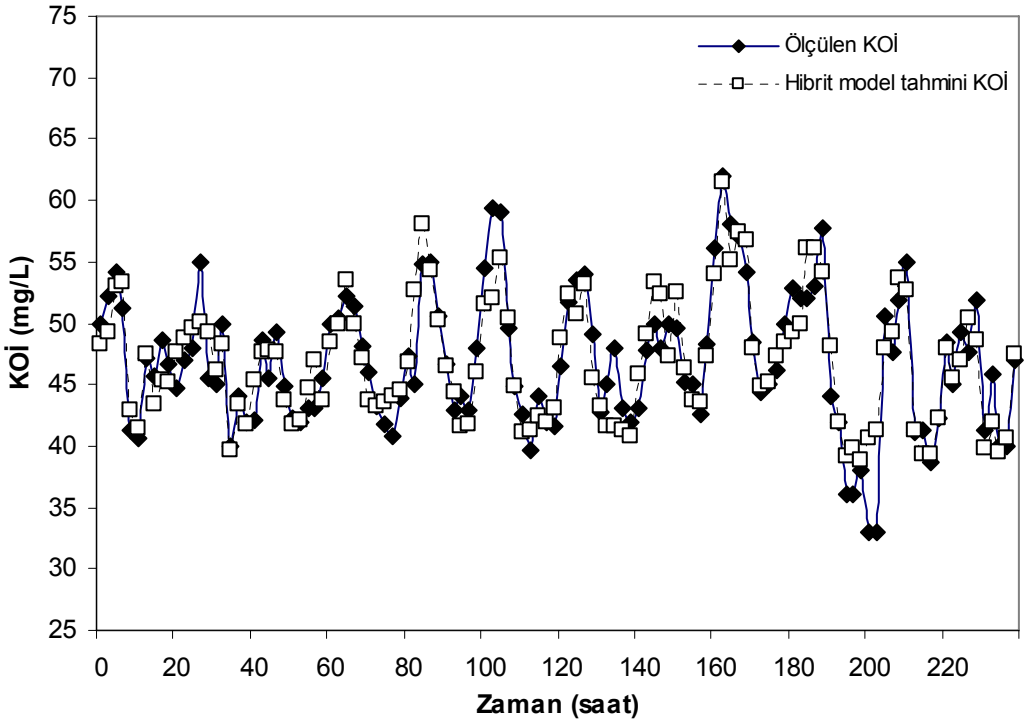


Şekil 5.36. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının korelasyon grafiği

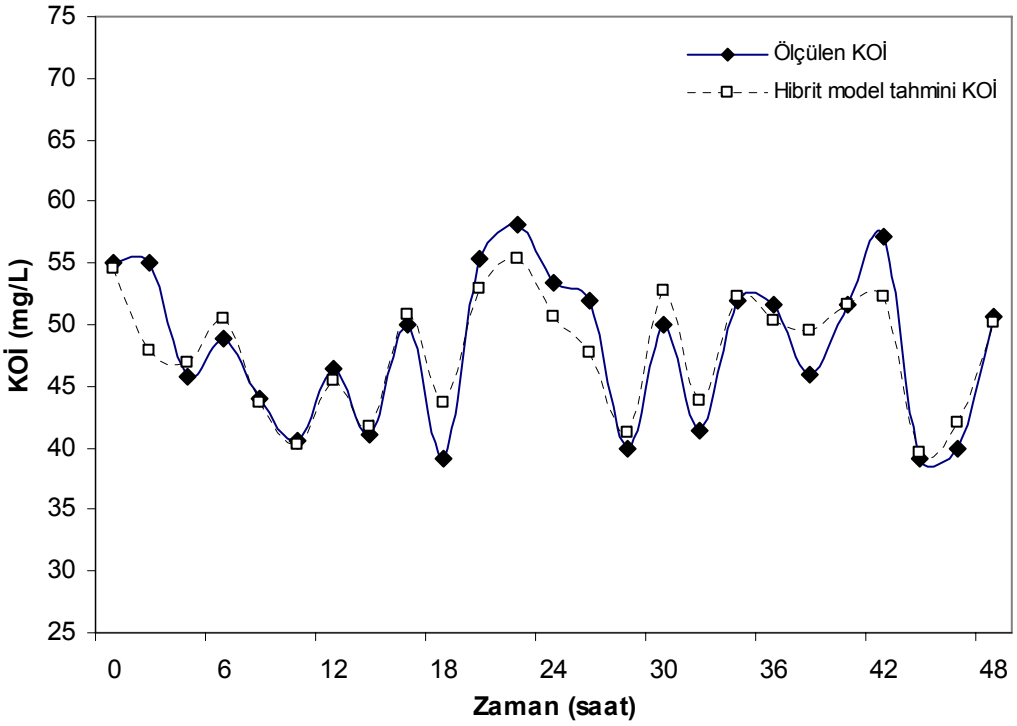
5.7.2. KOİ hibrit model sonuçları

Tesis çıkışı toplam KOİ konsantrasyonunun tahmini için oluşturulan hibrit modelin YSA hata eğitimi esnasında en iyi model tek gizli katmanda 38 nöron sayısına sahip ağ yapısında (8-38-1) 2000 iterasyonda oluşturulmuştur. Hibrit modelin öğrenme ve test verileri için model tahmin ve ölçülen KOİ konsantrasyonu değişimleri Şekil 5.37 ve Şekil 5.38' deki grafiklerde sırasıyla verilmiştir. Test sonuçları, gün içerisindeki salınımın, maksimum ve minimum noktaların model tarafından çok iyi derecede tahmin edildiğini açıkça ortaya koymaktadır.

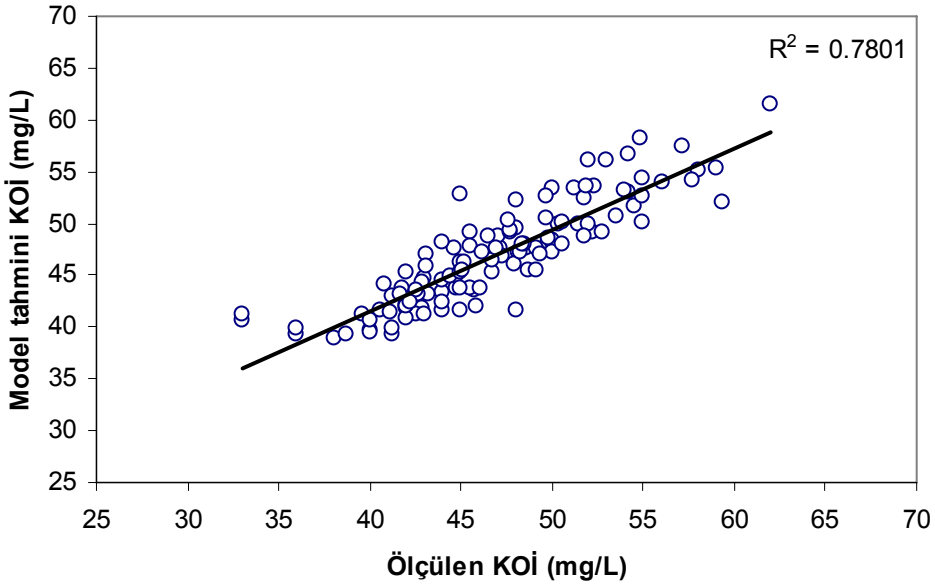
Hibrit modelin eğitim ve test verilerinde tahmin edilen ve ölçülen KOİ konsantrasyonları arasında 0.78 ve 0.82 gibi yüksek bir korelasyon katsayısı (R^2), elde edilmiştir. Bu değerler Şekil 5.39 ve Şekil 5.40'daki korelasyon grafiklerinde gösterilmiştir. Performans kriteri olarak değerlendirilen diğer hata değerleri MSE ve MAPE eğitim ve test verileri için sırasıyla 6.57 mg/L ve 1.96 mg/L, 7.00 mg/L ve 1.99 mg/L olarak bulunmuştur. Verilerin salınım aralığı dikkate alındığında, bu hata değerleri çok düşüktür.



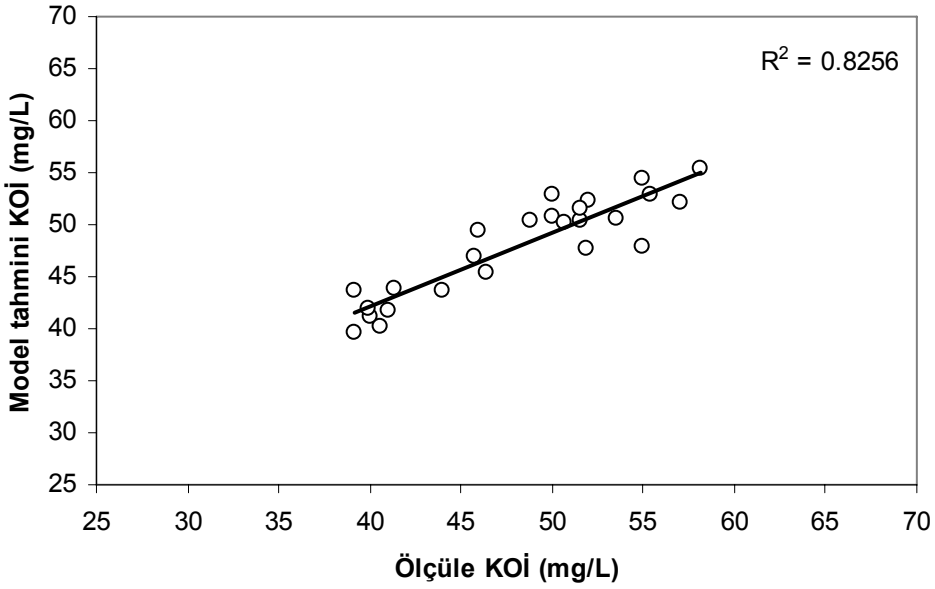
Şekil 5.37. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması



Şekil 5.38. Hibrit model test verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması



Şekil 5.39. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının korelasyon grafiği

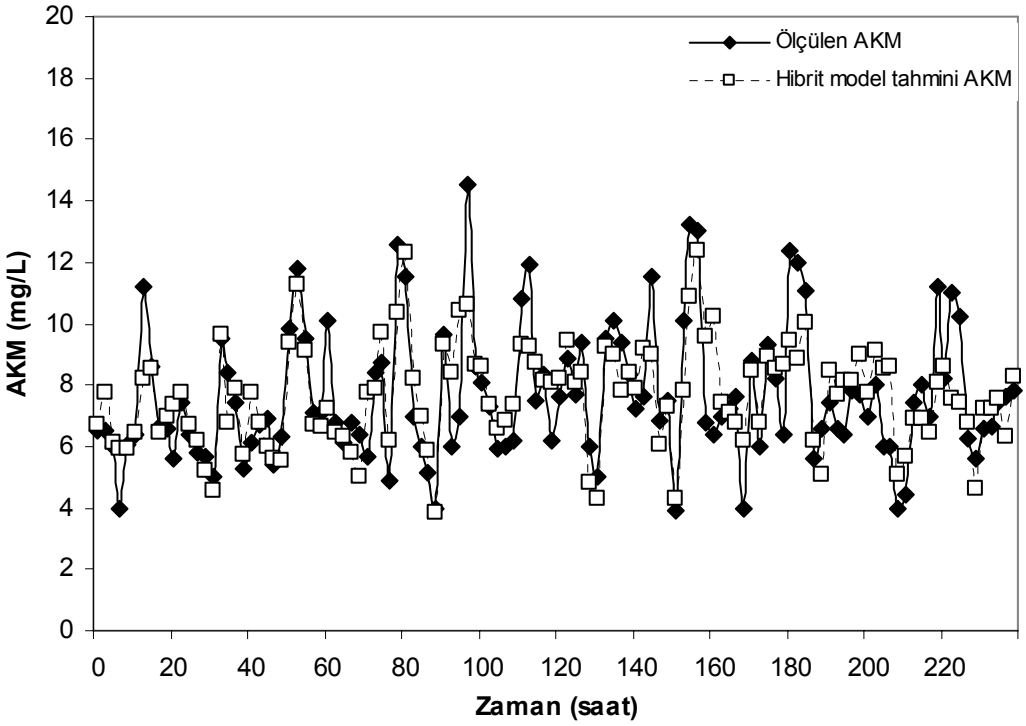


Şekil 5.40. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının korelasyon grafiği

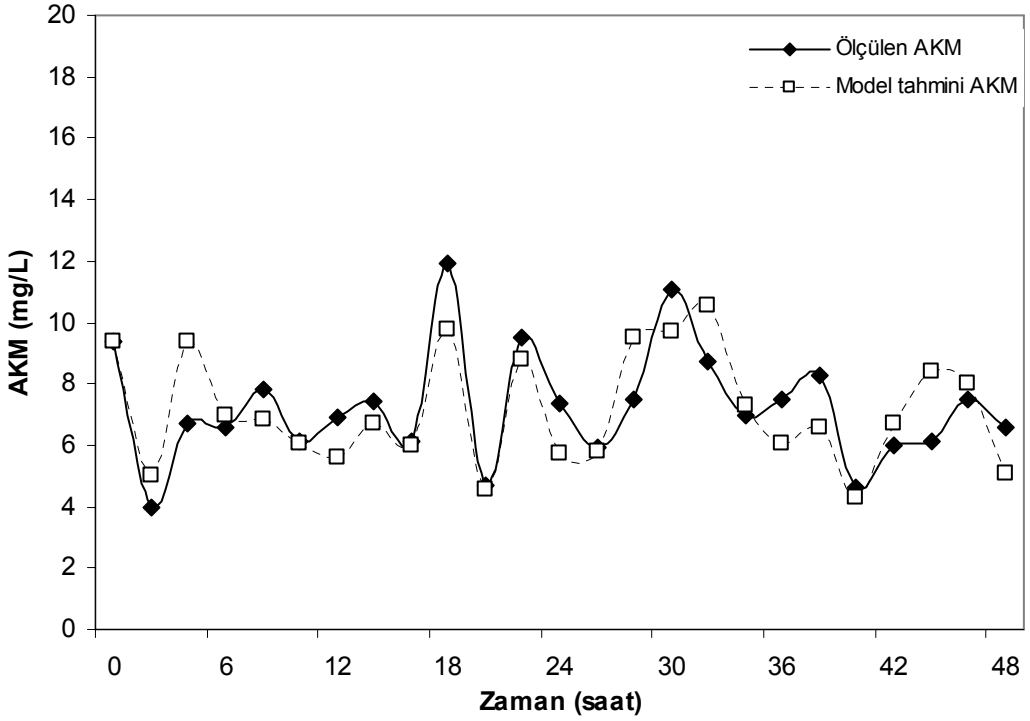
5.7.3. AKM model sonuçları

Tesis çıkışı toplam AKM konsantrasyonunun tahmini için oluşturulan hibrit modelin YSA hata eğitimi esnasında en iyi model tek gizli katmanda 4 nöron sayısına sahip ağ yapısında (8-4-1) 9500 iterasyonda oluşturulmuştur. Hibrit modelin öğrenme ve test verileri için model tahmin ve ölçülen AKM konsantrasyonu değişimleri Şekil 5.41 ve Şekil 5.42' deki grafiklerde sırasıyla verilmiştir. Gün içerisindeki salınım, maksimum ve minimum noktalar diğer iki hibrit modelde olduğunun aksine model tarafından çok iyi derecede tahmin edilememektedir.

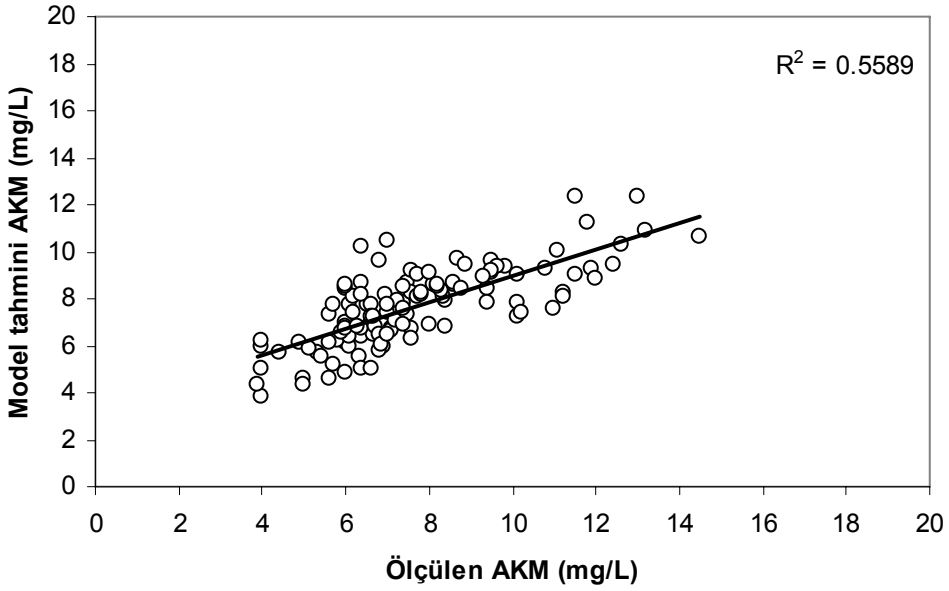
Tahmin edilen ve ölçülen AKM konsantrasyonları arasında eğitim ve test verileri için 0.56 ve 0.55 gibi düşük bir korelasyon katsayısı (R^2), elde edilmiştir. Bu durum Şekil 5.43 ve Şekil 5.44'deki korelasyon grafiklerinde görülmektedir. Diğer hata değerleri MSE ve MAPE ise eğitim ve test verileri için sırasıyla 2.069 mg/L ve 1.090 mg/L, 1.686 mg/L ve 1.042 mg/L olarak bulunmuştur. Diğer iki hibrit model ile kıyaslandığında, hata değerlerinin artığı görülmektedir.



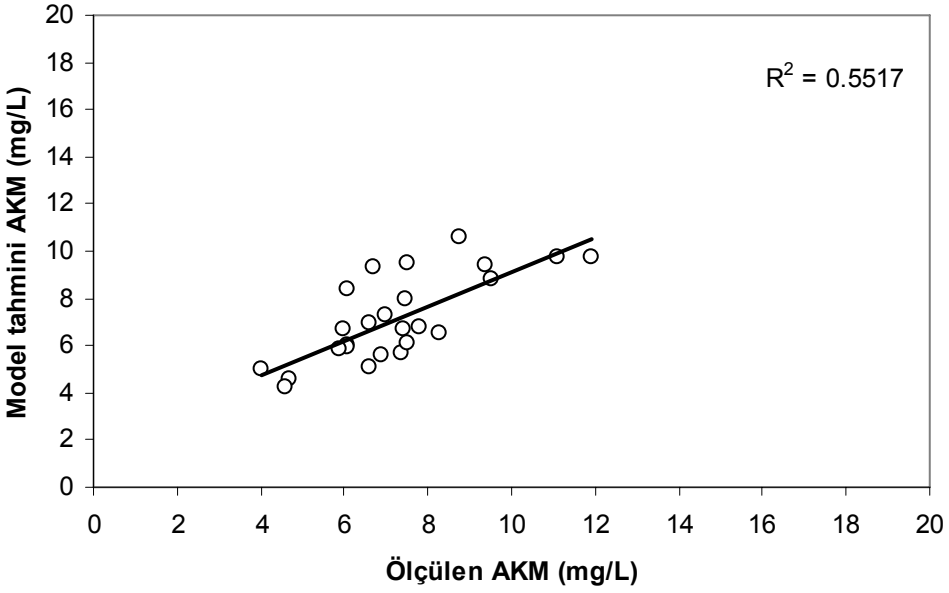
Şekil 5.41. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının karşılaştırılması



Şekil 5.42. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının karşılaştırılması



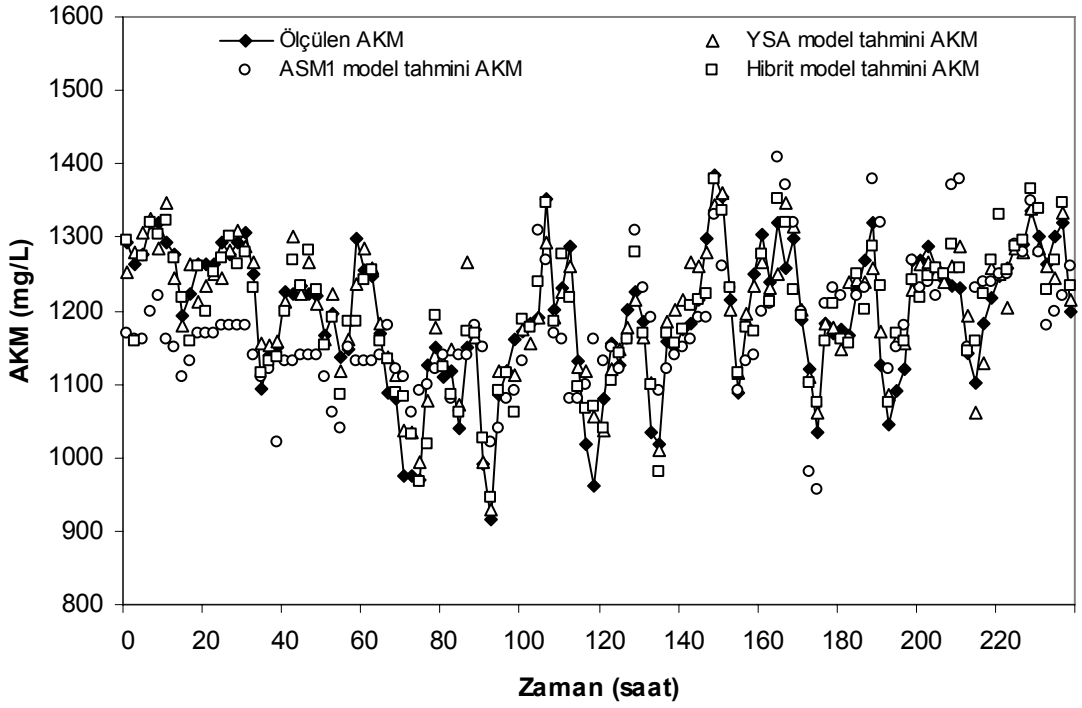
Şekil 5.43. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının korelasyon grafiği



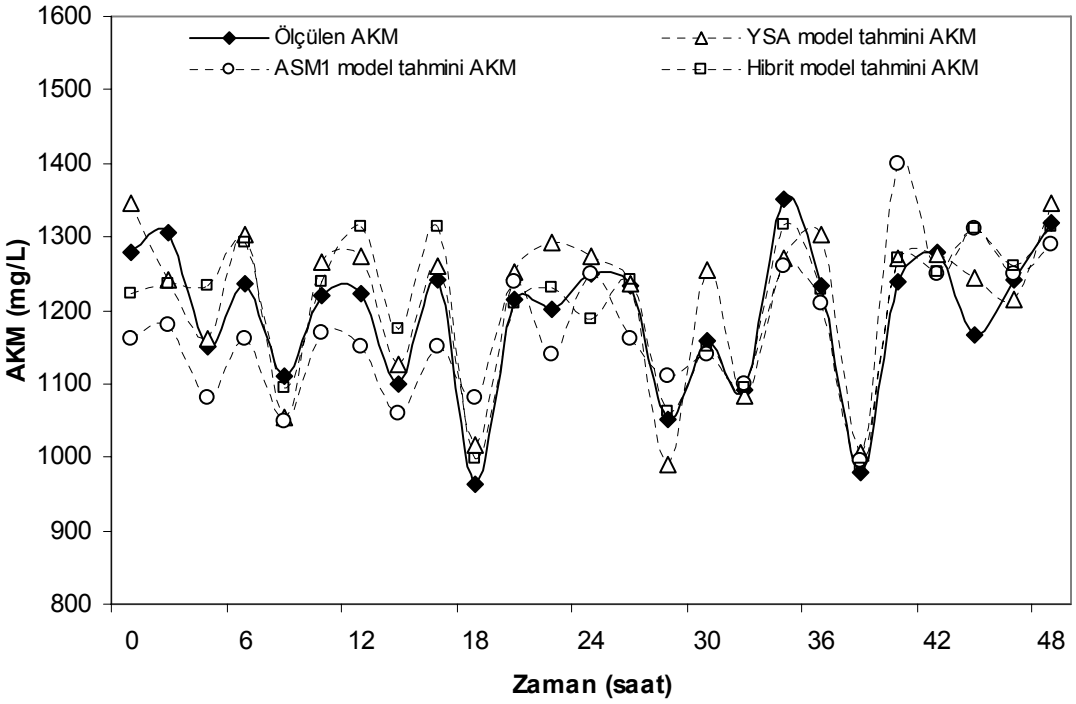
Şekil 5.44. Hibrit model öğrenme verileri için ölçülen ve model tahmini çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının korelasyon grafiği

5.8. ASM1, YSA Ve Hibrit Model Sonuçlarının Karşılaştırılması

Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi havalandırma havuzu MLSS, çıkış suyu KOİ ve AKM konsantrasyonlarının ASM1, YSA ve hibrit model tahmin sonuçları ölçülen değerlerle karşılaştırılmış ve model performansları Şekil 5.44 ve 5.50'de değerlendirilmiştir. YSA modelinde (Bölüm 5.5) rasgele seçilen eğitim ve test verilerine karşılık gelen ASM1 model sonuçları karşılaştırmada kullanılmıştır. Öğrenme ve test verileri için ASM1, YSA ve hibrit model tahminleri ile havalandırma havuzu MLSS konsantrasyonu ölçüm değerleri Şekil 5.45 ve 5.46'daki grafiklerde sırasıyla verilmiştir.



Şekil 5.45. Öğrenme verileri için ASM1, YSA ve hibrit model tahminleri ile ölçülen havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının karşılaştırılması



Şekil 5.46. Test verileri için ASM1, YSA ve hibrit model tahminleri ile ölçülen havalandırma tankı MLSS konsantrasyonlarının karşılaştırılması

Öğrenme ve test verilerinin her biri ayrı ayrı ele alındığında, YSA modelinin korelasyon katsayısına (R^2) göre ASM1 ve hibrit modelden daha iyi sonuçlar ürettiği görülmektedir. Fakat diğer hata değerleri test verisi için hibrit modelde daha düşük iken eğitim verilerinde daha büyük değerler almaktadır. Eğitim ve test verilerinde tahmin edilen ve ölçülen MLSS konsantrasyon değerleri arasındaki korelasyon (R^2) sırasıyla ASM1 için 0.32 ve 0.47 YSA için 0.84 ve 0.78, hibrit model için 0.80 ve 0.75 olarak bulunmuştur. Test verilerinde ASM1, YSA ve hibrit model için MSE 5854.5 mg/L, 2757.8 mg/L ve 2720.1 mg/L, RMSE 76.51 mg/L, 52.51 mg/L ve 52.15 mg/L, MAE 62.57 mg/L, 44.91 mg/L ve 38.58 mg/L, MAPE %5.24 %3.77 ve % 3.22 olarak bulunmuştur. ASM1, YSA ve hibrit MLSS modeli performans değerlendirme ölçütleri daha detaylı olarak Çizelge 5.11'de gösterilmiştir.

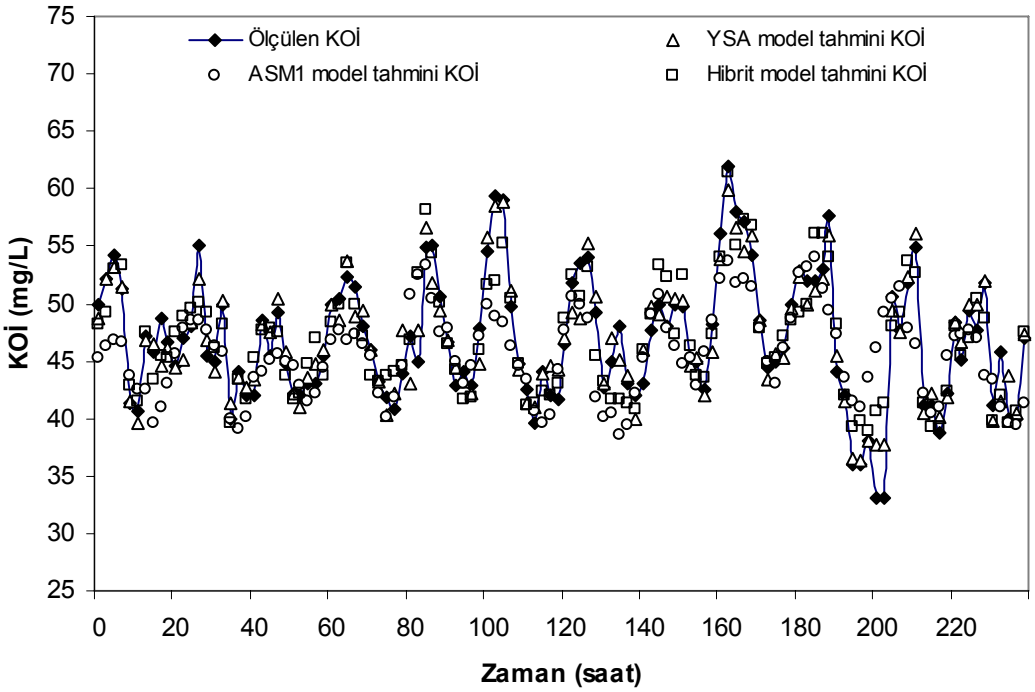
Eğitim setinde ASM1 modeli, ilk 40 saate kadar havalandırma havuzu MLSS konsantrasyonlarını gerçek değerlerinden daha düşük tahmin etmektedir. Bu durum model performansını negatif yönde etkilemekte ise de modele ait hata değerleri kabul edilebilir düzeyde kalmaktadır. Diğer taraftan, her iki veri seti için ASM1, YSA ve

hibrit model sonuçları gün içerisindeki salınımları iyi derecede yansıtmaktadır. Elde edilen düşük hata değerleri her üç modelinde havalandırma havuzu MLSS konsantrasyonu tahminde başarılı olduğunu ortaya koymaktadır.

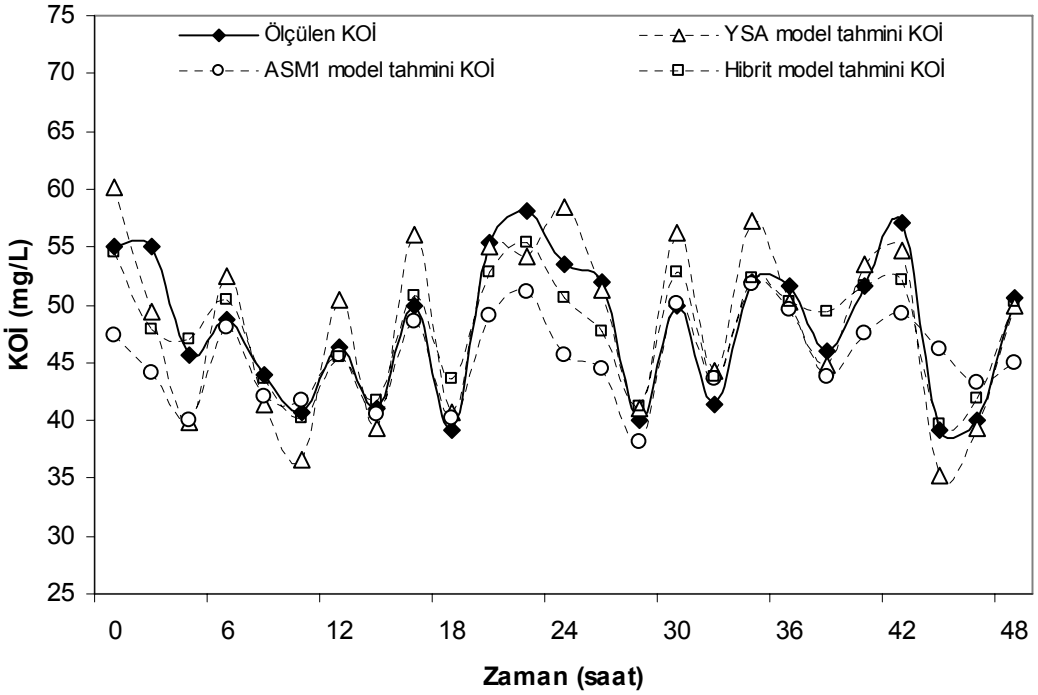
Çizelge 5.11. ASM1,YSA ve hibrit MLSS modeli performans değerleri

	Öğrenme verisi			Test verisi		
	ASM1	YSA	Hibrit	ASM1	YSA	Hibrit
Korelasyon (R^2)	0.32	0.84	0.80	0.47	0.78	0.75
MSE (mg/L)	7352.7	1473.9	1841.0	5854.5	2757.8	2720.1
RMSE (mg/L)	85.74	38.39	42.90	76.51	52.51	52.15
MAE (mg/L)	70.60	30.23	32.72	62.57	44.91	38.58
MAPE (%)	5.97	2.58	2.79	5.24	3.77	3.22

ASM1, YSA ve hibrit model tahminleri ile arıtma tesisi çıkış KOİ konsantrasyonları Şekil 5.47 ve 5.48'deki grafiklerde öğrenme ve test verileri için sırasıyla verilmiştir. Arıtma tesisi çıkış KOİ için oluşturulan YSA modelinin hem öğrenme hem de test verilerinde ASM1 modelinden daha iyi sonuçlar ürettiği görülmektedir. ASM1 modeli KOİ konsantrasyon değişimlerini başarılı bir şekilde yansıtmasına rağmen aynı başarıyı maksimum ve minimum noktaları yakalamada gösterememektedir. Özellikle, eğitim setinde 196 ile 202 saatleri arasındaki minimum değerler, test setinde 18-28 saatleri arasındaki maksimum değerler için YSA modeli ile çok daha iyi sonuçlar elde edilmektedir. Diğer taraftan, maksimum ve minimum noktalar YSA'dan daha iyi bir şekilde hibrit model tarafından tahmin edilmektedir. Eğitim verilerinde ise hibrit model tahmin performansının YSA modeline kıyasla düştüğü görülmektedir. Çizelge 5.12'den de anlaşılabileceği gibi, bu durum, hibrit model performans ölçütlerine de yansımaktadır.



Şekil 5.47. Öğrenme verileri için ASM1, YSA ve hibrit model tahminleri ile ölçülen çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması



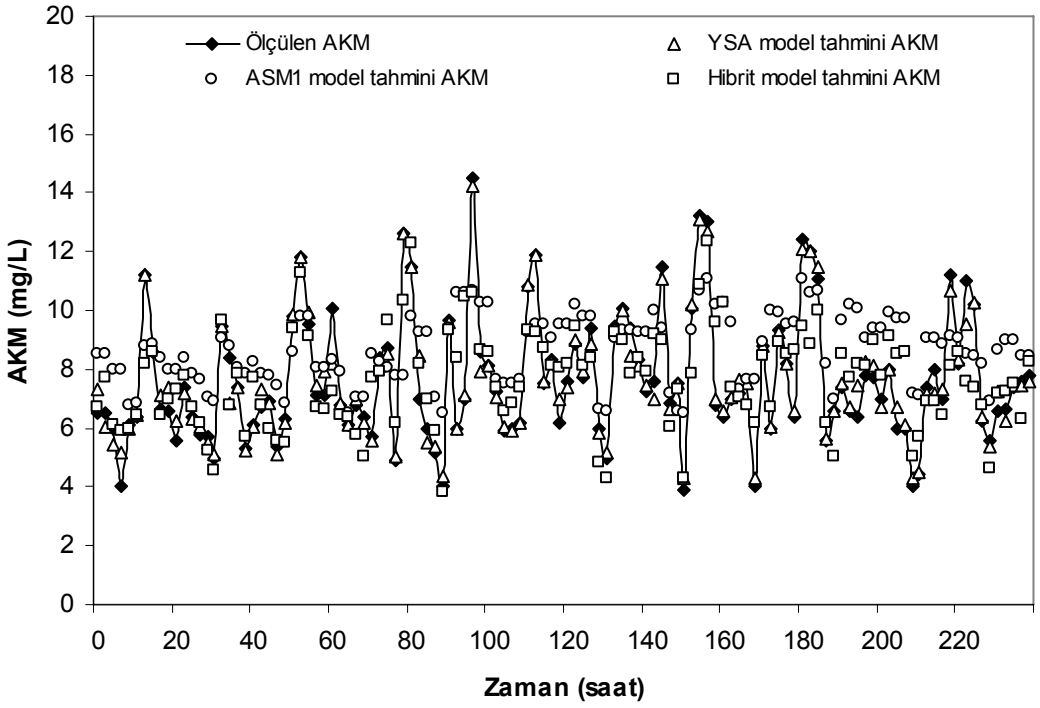
Şekil 5.48. Test verileri için ASM1, YSA ve hibrit model tahminleri ile ölçülen çıkış toplam KOİ konsantrasyonlarının karşılaştırılması

Tahmin edilen ve ölçülen çıkış KOİ konsantrasyon değerleri arasındaki korelasyon (R^2), MSE, RMSE, MAE ve MAPE sırasıyla ASM1 eğitim verilerinde 0.44, 18.29 mg/L, 4.27 mg/L, 3.16 mg/l, % 6.76 test verilerinde 0.53, 24.58 mg/L, 4.95 mg/L, 3.88 mg/L, % 7.76 iken YSA eğitim verilerinde 0.89, 3.02 mg/L, 1.73 mg/L, 1.31 mg/l, % 2.86 test verilerinde 0.75, 13.44 mg/L, 3.66 mg/L, 3.12 mg/L, % 6.46 hibrit model eğitim verilerinde 0.78, 6.57 mg/L, 2.56 mg/L, 1.96 mg/l, % 4.25 test verilerinde ise 0.82, 7.00 mg/L, 2.64 mg/L, 1.99 mg/L, % 4.08 olarak bulunmuştur.

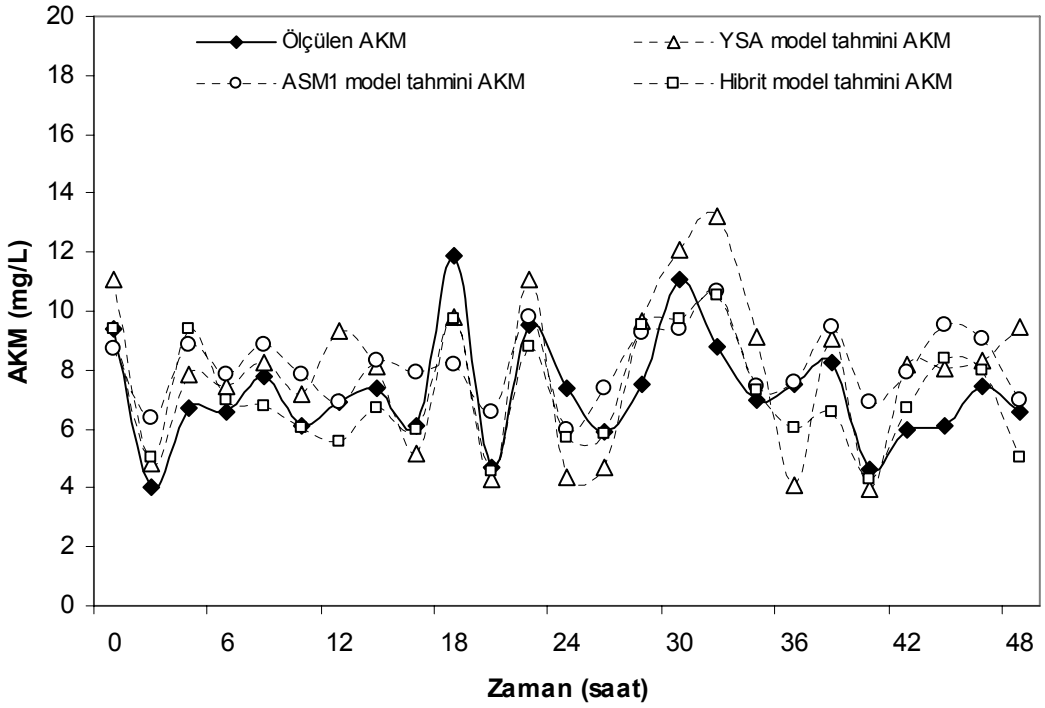
Çizelge 5.12. ASM1,YSA ve hibrit KOİ modeli performans değerleri

	Öğrenme verisi			Test verisi		
	ASM1	YSA	Hibrit	ASM1	YSA	Hibrit
Korelasyon (R^2)	0.44	0.89	0.78	0.53	0.75	0.82
MSE (mg/L)	18.29	3.02	6.57	24.58	13.44	7.00
RMSE (mg/L)	4.27	1.73	2.56.	4.95	3.66	2.64
MAE (mg/L)	3.16	1.31	1.96	3.88	3.12	1.99
MAPE (%)	6.76	2.86	4.25	7.76	6.46	4.08

ASM1, YSA ve hibrit model tahminleri ile arıtma tesisi çıkış AKM konsantrasyonları Şekil 5.49 ve 5.50'deki grafiklerde öğrenme ve test verileri için sırasıyla verilmiştir. Arıtma tesisi çıkış AKM için oluşturulan hibrit model eğitim ve test verilerinde YSA ve ASM1 modelinden daha başarılı tahminler yapmaktadır. Test verisinde, korelasyon katsayısı (R^2) ASM1, YSA ve hibrit model için sırasıyla 0.32, 0.51 ve 0.55'dir (Çizelge 5.13). Korelasyon katsayısını(R^2) dikkate alarak, hibrit modelin YSA'dan daha başarılı olduğunu söyleyemesek de, diğer hata değerleri arasındaki fark özellikle MAPE değerleri (% 22.68 ve %14.35) bunu açıkça ortaya koymaktadır. Diğer taraftan, YSA modeli eğitim verisinde korelasyon katsayısı R^2=0.95 iken hibrit modelde ciddi bir şekilde R^2=0.56'ya düşmektedir.



Şekil 5.49. Öğrenme verileri için ASM1, YSA ve hibrit model tahminleri ile ölçülen çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının karşılaştırılması



Şekil 5.50. Test verileri için ASM, YSA ve hibrit model tahminleri ile ölçülen çıkış toplam AKM konsantrasyonlarının karşılaştırılması

Eğitim verilerinde YSA, ASM1 modelinden daha başarılı iken test verilerinde korelasyon katsayısı (R^2) bakımından başarılı olmasına karşın diğer hata değerlerinde aynı başarıyı sağlayamamaktadır. ASM1 modeli, tesis çıkış AKM konsantrasyonu salınımını çok iyi derecede yakalayamamasına rağmen YSA modeline kıyasla gerçek değerlere da yakın sonuçlar tahmin etmektedir. Bu durumun, MSE, RMSE, MAE ve hatta MAPE bakımından YSA modelinden daha düşük ve yakın hata hesaplarının elde edilmesinde etkili olduğu düşünülmektedir. Tesis çıkışı AKM için oluşturulan her üç modelin performans değerlendirme ölçütleri daha detaylı olarak Çizelge 5.13'de gösterilmiştir.

Çizelge 5.13. ASM1,YSA ve hibrit AKM modeli performans değerleri

	Öğrenme verisi			Test verisi		
	ASM1	YSA	Hibrit	ASM1	YSA	Hibrit
Korelasyon (R^2)	0.32	0.95	0.56	0.32	0.51	0.55
MSE (mg/L)	4.239	0.206	2.069	3.073	3.672	1.686
RMSE (mg/L)	2.058	0.453	1.438	1.752	1.916	1.298
MAE (mg/L)	1.743	0.295	1.090	1.501	1.632	1.042
MAPE (%)	25.98	4.19	14.64	22.75	22.68	14.35

AKM modelinde, havalandırma havuzu MLSS ve tesis çıkış KOİ modellerine göre korelasyon katsayısı (R^2) düşerken hesaplanan hata değerleri de artmaktadır. Hamed ve ark., (2004) tarafından daha önce yapılan bir çalışmada da, arıtma tesisi çıkış AKM konsatrasyonunun tahmini için oluşturulmuş dört farklı modelde 0.45 ile 0.65 arasında değişen düşük korelasyon katsayıları (R^2) elde edilmiştir. Bu çalışmada, YSA ve hibrit model için elde edilen korelasyon katsayıları (R^2) 0.51 ve 0.55 verilen aralık içerisinde kalmaktadır.

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

6.1. Sonuçlar

Bu çalışmada, Avrupanın en büyük arıtma tesislerinden biri olan Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisinde yoğun bir örnekleme süresince elde edilen analiz sonuçları ve tesisin işletme verileri kullanılarak ASM1, YSA ve hibrit modelleme yaklaşımları ile hedef çıktı parametreleri için farklı modeller oluşturulmuştur. Her üç modelleme yaklaşımın atıksu arıtma tesislerinin arıtma verimlerinin modellenmesi, işletme parametrelerinin izlenmesi ve kontrolündeki uygulanabilirliğinin pratik olarak araştırılması, uygulanabilirlik potansiyellerinin belirlenmesi ve karşılaştırmalı değerlendirilmesi ortaya konmaya çalışılmıştır. Modelleme çalışma sonuçları aşağıda özetlenmiştir:

ASM1 modelinin gerektirdiği gibi giriş atıksuyunun deneysel karakterizasyonu sonucu toplam KOİ değerinin ortalama S_I, S_S, X_I ve X_S fraksiyonları sırasıyla % 6, % 17, % 7 ve %70 olarak bulunmuştur. Biyokütlenin karakterizasyonunda ise ortalama içsel solunum hızı (b_H) 0.26 gün^{-1} ölüm – yenilenme konsepti gereğince tekrar düzenlenerek 0.75 gün^{-1}, ortalama maksimum çoğalma hızı (μ_H) 3.0 gün^{-1} olarak bulunmuştur. Ancak b_H değeri ASM1 modelinde 20 °C için önerilen tipik değerinin üstünde olmasına karşın μ_H değeri tavsiye edilen değerinin altındadır.

ASM1 modelinin tesis çıkışı KOİ'nin gün içerisindeki salınımlarını iyi derecede yansıttığı, fakat ölçülen değerlerin hesaplanan değerlerden yüksek olduğu tespit edilmiştir. Çıkış suyu ÇKOİ konsantrasyonu ölçülen değerlerle genelde uyum içerisinde olmasına rağmen, model aynı başarıyı maksimum ve minimum değerleri yakalamada gösterememiştir. Model; çıkış suyu AKM konsantrasyonlarındaki salınımı başarılı bir şekilde yansıtmasına rağmen değerler birbirleriyle uyum içerisinde bulunmamaktadır. Diğer taraftan, havalandırma havuzu MLSS konsantrasyonu ve çıkış oksijen konsantrasyonu oldukça başarılı bir şekilde tahmin edilmektedir. Çamur geri devir hattı AKM konsantrasyon değerlerinin tahmini de başarı ile sonuçlanmıştır.

Ankara Merkezi Atıksu Arıtma tesisi için oluşturulan ASM1 modelinin herhangi bir başka parametrenin deneysel tespitine ihtiyaç duyulmaksızın başarılı bir şekilde kalibre edilmesi ve doğrulanmasıyla tesiste değişik senaryo çalışmaların yürütülmesi ve sonuçlarının uygulanabilirliği mümkün olmaktadır.

Yapay Sinir Ağı ile ortaya konan modelleme çalışmaları neticesinde havalandırma havuzu MLSS, çıkış KOİ ve AKM parametrelerinin herbiri için iki ayrı model oluşturulmuştur. En iyi model MLSS için tek gizli katmanlı ağ yapısında elde edilirken, KOİ ve AKM için çift gizli katmanda elde edilmiştir. Kurulan YSA modellerinin doğruluğu, eğitim ve test verileri için elde edilen yüksek korelasyon katsayısı (R^2) ve düşük hata değerleri ile ortaya konmuştur. Diğer parametrelerin aksine, sadece AKM modeli test verilerinde daha düşük korelasyon (R^2=0.51) katsayısı elde edilmiştir.

Hibrit model yaklaşımında ise, eğitim ve test verilerinde havalandırma havuzu MLSS ve çıkış KOİ modellerinde oldukça yüksek korelasyon (R^2= 0.80 ve 0.82) ve düşük hata değerleri elde edilirken, çıkış AKM modelinde diğer modellere kıyasla daha düşük korelasyon katsayısı (R^2= 0.55) ve daha yüksek hata değerleri bulunmuştur. Bu da, modelleme çalışmasında AKM'nin diğer parametrelerle paralellik arz etmediğini ortaya koymaktadır.

Havalandırma havuzu AKM, çıkış KOİ ve çıkış AKM tahmininde her üç modelin hangisinin daha başarılı olduğunu belirlemek amacıyla, rasgele seçilen veri grubu için korelasyon katsayısı(R^2) ve MSE, RMSE, MAE, MAPE hata değerleri arasında bir karşılaştırma yapılmıştır. Buna göre; arıtma performansının değerlendirilmesinde hibrit model yaklaşımının, ASM ve YSA'dan daha başarılı sonuçlar verdiği tespit edilmiştir. Hibrit model yaklaşımının tesisin işletme koşullarını ASM1 ve YSA'na göre daha iyi tanımladığı gözlenmektedir. Diğer taraftan, YSA ile kıyaslandığında hibrit model tahmin performansı, eğitim verilerinde düşerken test verilerinde artmaktadır.

Her ne kadar model doğrulama aşamasında ASM1 modelinde korelasyon katsayıları düşükse de, arıtma esnasında meydana gelen fiziksel, kimyasal ve biyolojik faaliyetlerin kompleksliği, veri aralığın genişliği de dahil bu durum hesaplanan diğer hata değerleri birlikte değerlendirildiğinde, modelin hedef çıktı parametrelerinin tahmininde başarılı sonuçlar verdiği söylenebilir.

YSA modelleme yaklaşımın, tesise ait geçmiş verilerin varlığında lineer olmayan, kompleks yapıdaki mevcut atıksu arıtma tesisi proseslerinin dinamik davranışını tatmin edici derecede yansıtmada, reaksiyon kinetiği esasına dayanan modellere alternatif olabileceği ortaya konmuştur. Oluşturulan hibrit modelin, her iki modelin avantajlarını bünyesinde barındırması nedeniyle prosesleri on-line izleme, tahmin, kontrolü ve optimizasyonda daha uygun bir alternatif olarak kullanılabileceği görülmektedir.

Literatürde Çevre Mühendisliği uygulama alanlarında yapay zeka yöntemleri ile modelleme çalışmalarına yönelik ilgi son zamanlarda artmıştır. Buna rağmen, arıtma tesisi performanslarının tahmin edilmesi, işletmede proses kontrolü ve izlenmesinde kullanılmasına yönelik çalışmalar oldukça kısıtlıdır. Bu tez kapsamında ASM1, YSA ve hibrit modellerinin oluşturulması ile elde edilen sonuçlar, bu alandaki eksikliklilerin tamamlanmasına katkı sağlayabilecek ve pratik uygulama çalışmalarına yol gösterebileceği düşünülmektedir.

Ülkemizdeki atıksu arıtma tesislerinin sayısı gün geçtikçe artmasına rağmen halen bir çok sayıda yerleşim yerinde atıksu arıtma tesisi bulunmamaktadır. Mevcut arıtma tesislerinin çoğu sadece karbon oksidasyonu, bazı tesisler ise karbon oksidasyonu ve nitrifikasyon için tasarlanmıştır. Bu tesislerde organik madde bakımından deşarj standartları sağlansa da, azot giderimi ile ilgili deşarj standartları ancak denitrifikasyon kapasitesinin oluşturulması veya iyileştirilmesi ile sağlanabilecektir.

Diğer taraftan, Avrupa Birliğinden (AB) müzakere takvimi alan ülkemiz, müzakereler sırasında AB müktesebatı çerçevesinde daha sıkı deşarj standartları ile su kalite parametrelerini de gözden geçirip, ilgili kanun ve yönetmelikleri uyumlu hale getirme çalışmalarına başlamak zorundadır. Bu süreçte, ülkemizdeki mevcut atıksu arıtma tesislerinin performans değerleri ve yeni yönetmelikler uyarınca mevcut atıksu arıtma tesislerinin uygunluğu tartışmaya açılacak, tesislerin kapasite artırımı ve modifikasyonu da dahil olmak üzere çözüm önerileri üzerinde çalışmalar yapılacaktır. Bu çalışmanın sonuçları, bu açıdan ele alındığında uygulamaya yönelik büyük bir katkı sağlayacağına inanılmaktadır. Elde edilen verilerin, uygulamaların, deneyim ve tecrübelerin paylaşımı yeni yapılacak olan atıksu arıtma tesislerin

tasarımında, işletilmesinde kalitenin artırılmasına ve finans kaynaklarının daha etkin kullanımına ayrıca bir katkı sağlayacaktır.

6.2. Öneriler

Modelleme çalışmaları, hem Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi hem de diğer tesisler için hedef çıktı parametresini etkileyen daha çok sayıda parametre ve veri ile yürütülebilir. Daha fazla veri ile uzun dönemli modelleme çalışmalarına imkan sağlanması tesis içi oluşabilecek muhtemel problemlerin tahmininde, anında müdahale edilmesinde ve uygulanacak stratejinin karar verme süreci ve mekanizmasını kuvvetlendirmesinde daha yararlı olabilir. Burada, iklimsel bileşenleri de içeren çok sayıda parametre ile daha kapsamlı veri tabanının oluşturulması ve bu parametrelerin hedef çıktı parametreleri ile ilişkilendirilmesi önem kazanmaktadır.

Bu çalışmada, arıtma performansının değerlendirilmesinde hibrit model yaklaşımının, ASM ve YSA'dan daha başarılı sonuçlar verdiği ortaya konmuştur. Bu durumda, YSA dışında diğer yapay zeka yöntemlerinin tek başına, ASM1 veya birbirleriyle hibrit olarak kullanılabilirliği araştırılabilir.

Şok yükleme ve yağışlı hava debilerinin atıksu arıtma tesisine muhtemel etkilerinin önlenmesi için by-pass edilerek alıcı ortama direkt verilen kısmı alıcı ortamda ciddi kirlilik oluşturma potansiyeline sahiptir. Modelleme çalışmalarında, atıksu arıtma tesisinin tek başına ele alınması yerine kanalizasyon sistemi, atıksu arıtma tesisi ve alıcı ortamın birlikte bir bütün olarak değerlendirilmesi alıcı ortam şartlarının daha da iyi korunması etkin hale getirecektir.

Oluşturulan modelin farklı mevsimsel şartlar ve işletme koşullarında geçerli kılınması, gerekirse tekrar kalibre edilmesi modelin şok debi ve organik madde yüklemesi altında tesis çıkış suyu kalitesi değişimlerinin, nitrifikasyon ve denitrifikasyon kapasitesinin araştırılmasına yönelik senaryo çalışmalarında daha güvenilir ve hassas sonuçlar üretilmesine ciddi katkılar sağlayacaktır.

KAYNAKLAR

Ahnert, M. und Kühn, V. 2001. Planungsbegleitende dynamische Simulation von Klaeranlagen bei Neubau bzw. Erweiterungsmassnahmen. Dresdner Berichte, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft,TU Dresden 17: 91-126.

APHA, 2005. Standard Methods For Examination Of Water And Wastewater, American Public Health Association, 20th Edition, Washington, DC, U.S.A.

Avcıoğlu, E. Karahan-Gül, Ö and 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.

Becher, T. und Winkler, U. 1994. Simulation, Überwachung und Steurung von Abwasserbehandlungsanlagen mit neuronalen Netzen. Entsorgungspraxis 5: 84–90.

Beck, C., Prades, G. and Sadowski, A.G. 2005. Activated sludge wastewater treatment plants optimisation to face pollution overloads during grape harvest periods. Water Science and Technology 51(1): 81-88.

Belanche, L., Valdes, J.J., Comas, J. Roda, I.R. and Poch, M. 2000. Prediction of the bulking phenomenon in wastewater treatment plants. Artificial Intelligence in Engineering 14: 307–317.

Bornemann, C., Londong, J., Freund, M., Nowak, O., Otterpohl, R., Rolfs, T. 1998. Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen mit dem Belebtschlammmodell Nr. 1 der IAWQ. Korrespondenz Abwasser 3: 455-462.

Carucci, A., Rolle, E. and Smurra, P. 1999. Management optimisation of a large wastewater treatment plant. Water Science and Technology 39(4): 129-136.

Chen, J.C., Chang, N.B. and Shieh, W.K. 2003. Assessing wastewater reclamation potential by neural network model. Engineering Applications of Artificial Intelligence 16: 149-157.

Coen, F., Vanderhaegen, B., Bonen, I., Vanrolleghem P.A. and Van Meenen, P. 1997. Improved design and control of industrial and municipal nutrient removal plants using dynamic models. Water Science and Technology 35(10): 53-61.

Cote, M., Grandjean, B.P.A., Lessard, P., Thibault, J. 1995. Dynamic modeling of the activated sludge process: improving prediction using neural networks. Water Research 29(4): 995–1004.

De la Sota, A., Larrea, L., Novak, L., Grau, P. & Henze, M. 1994. Performance and model calibration of R-D-N process in pilot plant. Water Science and Technology 30(6): 355-364.

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

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. and Marais G.v.R 1986. Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. Water Science and Technology 18: 91-114.

El-Din, A.G. and Smith, D.W. 2002. A neural Network model to predict the wastewater inflow incorporating rainfall events. Water Research 36: 1115-1126.

Elmas, Ç. 2003. Yapay Sinir Ağları (Kuram, Mimari, Eğitim, Uygulama), 192s., Seçkin Ankara.

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(11-12): 185-195.

Gernaey, K. V., van Loosdrecht, M. C. 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.

GPS-X version 5.0 user's guide, 2006. Canada: JT Hydromantis Inc.

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

Gontarski, C.A., Rodrigues, P.R., Mori, M. and Prenem, L.F. 2000. Simulation of an industrial wastewater treatment plant using artificial neural networks. Computers and Chemical Engineering 24: 1719-1723.

Grieu, S., Traore, A., Polit, M. and Colprim J. 2005. Prediction of parameters characterizing the state of a pollution removal biologic process. Engineering Applications of Artificial Intelligence 18(5): 559-573.

Gujer, W., Henze, M., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., & Marais, G. v. R. 1995. The activated sludge model No. 2: Biological phosphorus removal. Water Science and Technology 31(2): 1-12.

Gujer, W., Haller, B., Hartwig, P., Londong, J., Mang, J., Meinema, K., Nowak, O., Otterpohl, R., Rolfs, T., Schuhen, M. 1997. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.11.4 : Simulation von Klaeranlagen. Korrespondenz Abwasser 11: 2064-2074.

Gujer, W., Henze, M., Mino, T.,& van Loosdrechi, M. 1999. Activated sludge model no. 3. Water Science Technology 39(1): 183-193.

Häck, M. and Köhne, M. 1996. Estimation of wastewater process parameters using artificial neural networks. Water Science and Technology 33(1): 101-115.

Hamed, M.M., Khalafallah, M.G. and Hassanien, E.A. 2004. Prediction of wastewater treatment plant performance using artificial neural networks. Environmental Modelling & Software 19: 919–928.

Hamoda, M.F., Al-Ghusain, I.A. and Hassan, A.H. 1999. Integrated wastewater treatment plant performance evaluation using artificial neural networks. Water Science and Technology 40 (7): 55-65.

Haykin, S. 1999. Neural Networks, A Comprehensive Foundation, 842pp., Prentice Hall International Inc. USA, New Jersey.

Henze, M., Grady C. P. L., Jr, Gujer, W., Marais, G. v. R., Matsuo, T. 1987. Activated sludge model no 1. IAWQ Scientific and Technical Report No 1, London, UK.

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

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. v. R., Van Loosdrecht, M. C. M. 1995. Activated sludge model no 2. IAWQ, Scientific and Technical Report No 3, London, UK.

Henze M, Gujer W, Mino T, Matsuo T, Wentzel M, Marais, G.v.R, Van Loosdrecht M.C.M. 1999. Activated sludge model No. 2d. Water Science and Technology 39(1): 165-182.

Hulsbeek, J.J.W., Kruit, J., Roeleveld, P.J., van Loosdrecht, M.C.M., 2002. A practical protocol for dynamic modelling of activatedslud ge systems. Water Science and Technology 45 (6): 127–136.

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.

Kappeler, J. and Guyer, W. 1992. Estimation of Kinetic Parameters of Heterotrophic Biomass under Aerobik Conditions and Characterization of Wastewater for Activated Sludge Modelling. Water Science and Technology 25 (6): 125-139.

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

Kröse, B., Smagt, P. 1996. An Introduction to Neural Networks, 135pp., The University of Amsterdam, Amsterdam.

Lipmann, R.P., 1987. An introduction to computing with neural nets, IEEE ASSP Magazine April, 4-22.

Ladiges G., Günner, C. und 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. and 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., Payrandeau, A., Rogalla, F. & Kleiber, B. 1992. Optimizing nitrogen removal reactor configurations by on-site calibration of the IAWPRC Activated Sludge Model. Water Science and Technology 25(6): 105-120.

Lessard, P. and Beck, M.B. 1993. Dynamic modeling of the activated sludge process: a case study. Water Research 27(6): 963-978.

Mamais, D., Jenkins, D. and Pitt, P. 1993. A rapid physical-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble cod in municipal wastewater. Water Research 27(1): 195-197.

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

Morgenroth, E., Kommedal, R. Harremoes, P. 2002. Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic Wastewater treatment – a review. Water Science and Technology 45(6): 25-40.

Morgenroth, E., Arvin, E., Vanrolleghem, P. 2002. The use of mathematical Models in teaching Wastewater treatment engineering. Water Science and Technology 45(6): 229-233.

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

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

Oliveira-Esquerre, K.P., Seborg, D.E., Mori, M. and Bruns, R.E. 2004. Application of steady-state and dynamic modeling for the prediction of the BOD of an aerated lagoon at a pulp and paper mill, Part II. Nonlinear approaches. Chemical Engineering Journal 105: 61–69.

Onkal-Engin, G., Demir, I. and Engin, S.N. 2005. Determination of the relationship between sewage odour and BOD by neural networks. Environmental Modelling & Software 20: 843–850.

Orhon, D. and Artan, N., 1994. Modelling of Activated Sludge Systems. Technomic Pres, Lancaster, PA.

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

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. and Ubay Çokgör, E. 1997. COD fractionation in wastewater characterization-the state of the art. J. Chem. Tech. Biotechnol., 68: 294-302.

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, Aachen.

Özbay, Y., 1999. EKG Aritmilerini Hızlı Tanıma. Doktora Tezi, S.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Ocak 1999, Konya.

Öztemel, E. 2003. Yapay Sinir Ağları, 232s., Papatya, İstanbul.

Petersen, B. 2000. Calibration, identifiability and optimal experimental design of activated sludge models. Ph.D. Thesis, Ghent University, Belgium. Available from http://biomath.rug.ac.be/theses/OldTheses.html.

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

Randall, C.W., Barnard, J.L., Stensel H.D., 1992. Design and retrofit of Wastewater treatment plants for biological nutrient removal, Technomic pres, Penssylvania, U.S.A.

Roeleveld, P.J., van Loosdrecht, M.C.M., 2002. Experiences with guidelines for wastewater characterization in The Netherlands. Water Science and Technology 45 (6): 77–87.

Rumelhart, D.E., Hinton, G.E., Williams, R.J. 1986. Learning Internal Representations by Error Propagation, MIT Press, Cambridge, MA.

Rumelhart, D.E., McClelland, J.L., PDP Research Group 1986.

Sağıroğlu, Ş., Beşdok, E., Erler, M. 2003. Yapay Sinir Ağları, Mühendislikte Yapay Zeka Uygulamaları-I, 423s., Ufuk Kayseri.

Siegrist, H. and 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.

Skapura, D.M. 1996. Building Neural Networks, 286pp., ACM Press, New York.

Sollfrank, U. 1988. Bedeutung Organischer Fraktionen in Kommunalem Abwasser im Hinblick auf die Mathematische Modellierung von Belebtschlammsystemen. Dissertation No 8765, ETH-Zurich, Switzerland.

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

Sözen S., Ubay Çokgö r E., Orhon D. and Henze M. 1998. Respirometric analysis of activated sludge behaviour: II. Heterotrophic growth under aerobic and anoxic conditions. Water Research 32: 476-488.

Şen, Z. 2004. Yapay Sinir Ağları İlkeleri, 183s., Su Vakfı İstanbul.

Takacs I, Patry GG, Nolasco D. 1991. A dynamic model of the clarification-thickening process. Water Research 25(10): 1263–71.

Ubay Çokgör E., Sözen S., Orhon D. and Henze M. 1998. Respirometric analysis of activated sludge behaviour: I. Assessment of the readily biodegradable substrate. Water Research 32: 461-475.

Uhlenhut, F. 1999. Modellierung der biologischen Abbauvorgaenge in Klaeranklagen, Dissertation, Fachbereich Chemie der Carl von Ossietzky Universitaet Oldenburg, Oldenburg.

Vas, P. 1999. Artificial-Intelligence-Based Electrical Machines and Drives, Application of Fuzzy, Neural, Fuzzy-,Neural, and Genetic-Algorithm-Based Techniques, 625 pp., Oxford University Press,Inc. New york.

Vestner R.J. und Günthert F.W. 2001. CSB-Fraktionierung als Grundlage zur Bemessung von kommunalen Klaeranlagen. GWF Wasser Abwasser, 142(9): 635-644.

Weiprecht, J. 2004. Neuronen, Modelle, Künstliche Neuronale Netze, Manuskript, www.weiprecht.de/ANN/knn.pdf.

Winkler, U. und Voigtländer, G. 1995. Anwendung neuronaler Netze für die Simulation von Prozessabläufen auf vorhandenen Kläranlagen. Korrespondenz Abwasser 10: 1784–1792.

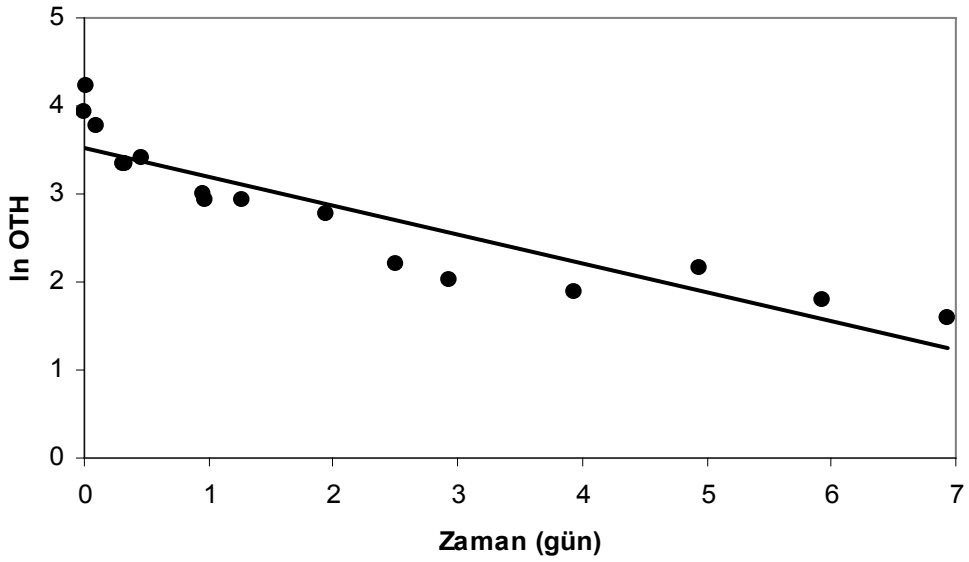
Xu, S. and Hultman, B. 1996. Experiences in wastewater characterization and model calibration for activated sludge process. Water Science and Technology 33(12): 89-98.

Yılmaz, N., Sağıroğlu, Ş., Bayrak, M., 2006. Landmark Detection via ANN for Web-based Autonomous Mobile Robot:SUNAR. Selcuk Journal of Applied Mathematics (SJAM) 7(1): 45-62.

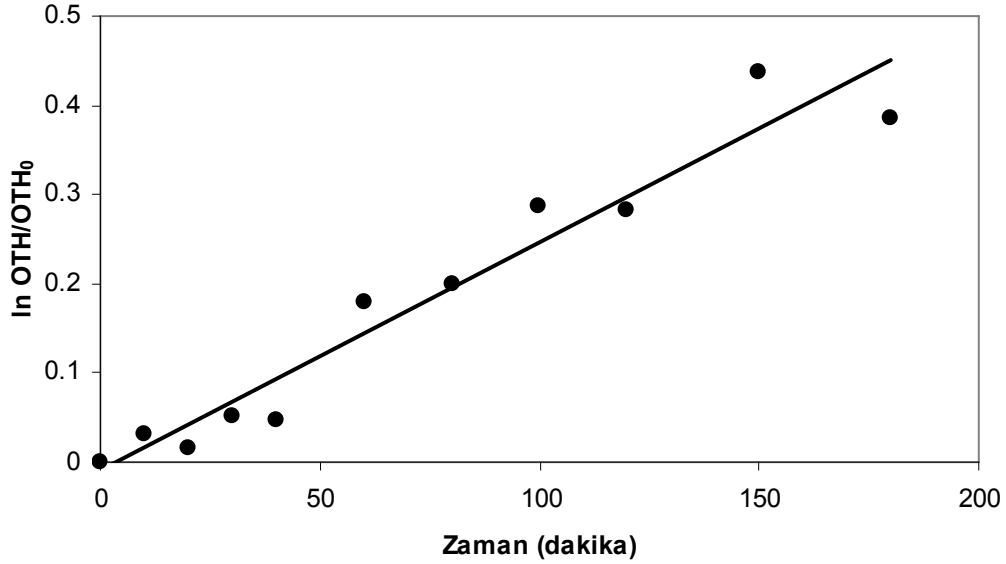
Zhao, H., Hao, O.J. and McAvoy, T.J. 1999. Approaches to modeling nutrient dynamics: ASM2, simplified model and neural nets. Water Science and Technology 39(1): 227-234.

EKLER

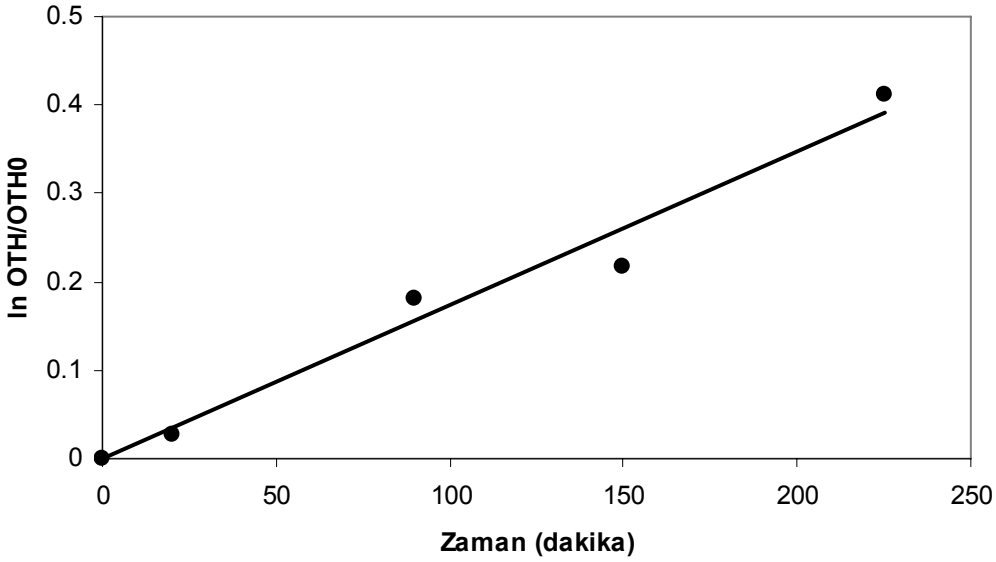
EK A: b_H ve μ_{max}'ın belirlenmesi için yürütülen deney sonuçların grafikleri



Ek A.1. b_H'ın belirlenmesi için yürütülen 2 nolu deneye ait OTH profilinin logaritmik formu (b_H=0.32 gün^{-1}, T=22 ^oC)

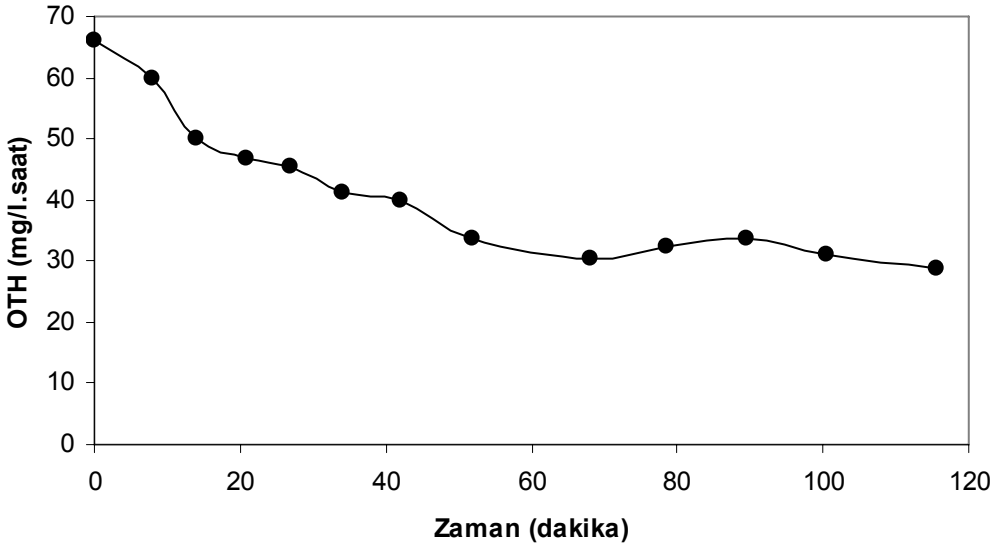


Ek A.2. μ_{max}'ın belirlenmesi için kesikli deneylerden elde edilen 2 nolu deneye ait ln(OTH_0/OTH) değerleri(μ_H=3.66 gün^{-1}, T=22 ^oC)

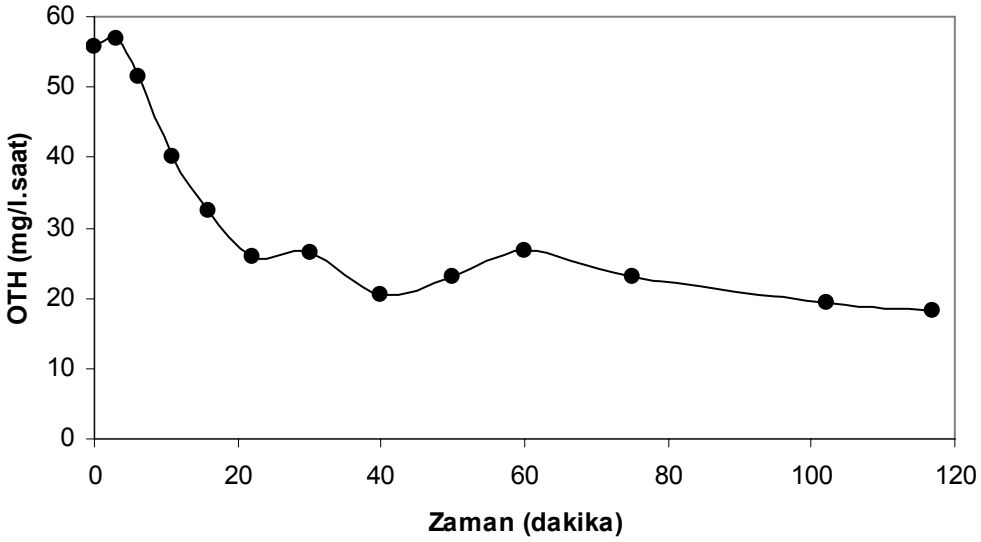


Ek A.3. μ_{max} 'ın belirlenmesi için kesikli deneylerden elde edilen 3 nolu deneye ait $\ln(OTH_0/OTH)$ değerleri(μ_H =2.53 gün^{-1}, T=21 ^oC)

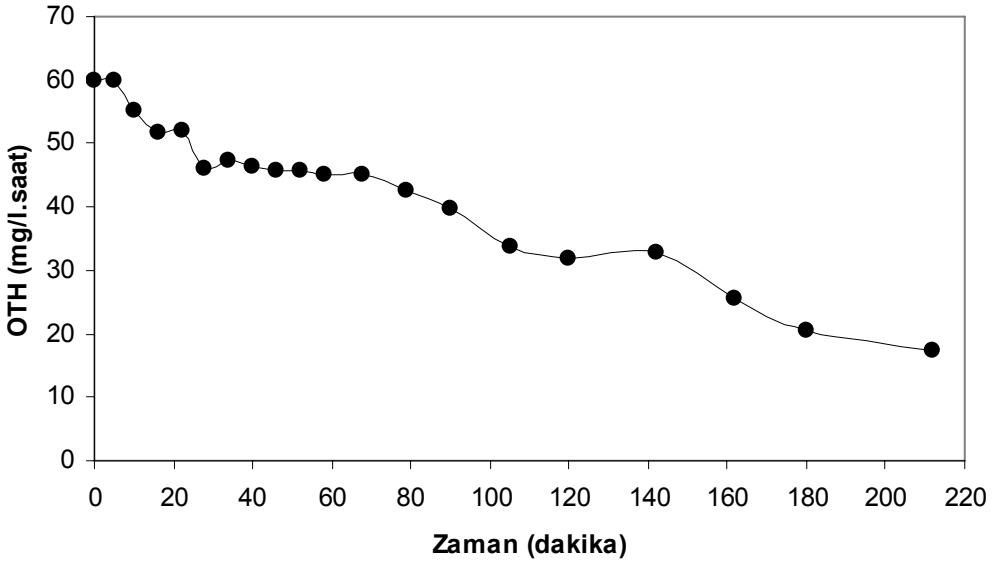
EK B: S_S'in belirlenmesi için yürütülen OTH deney sonuçlarının grafikleri



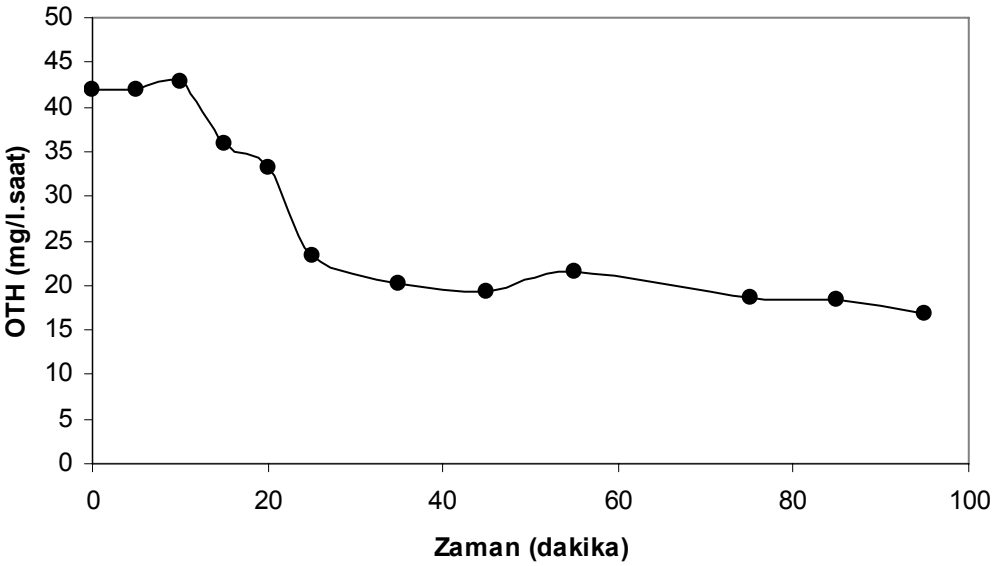
Ek B.1. S_S'in belirlenmesi için yürütülen 1 nolu OTH deneyi (F/M 0.41)



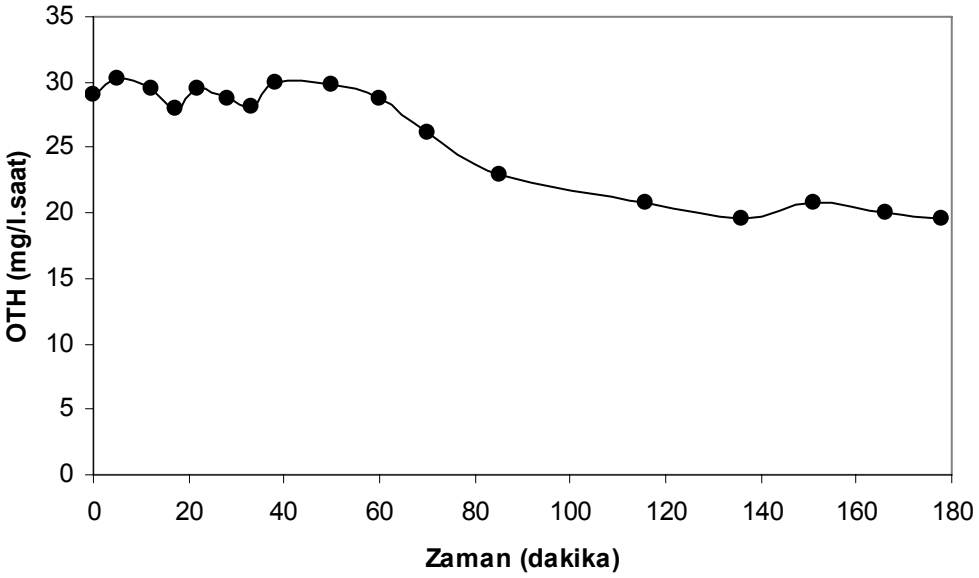
Ek B.2. S_S'in belirlenmesi için yürütülen 2 nolu OTH deneyi (F/M 0.33)



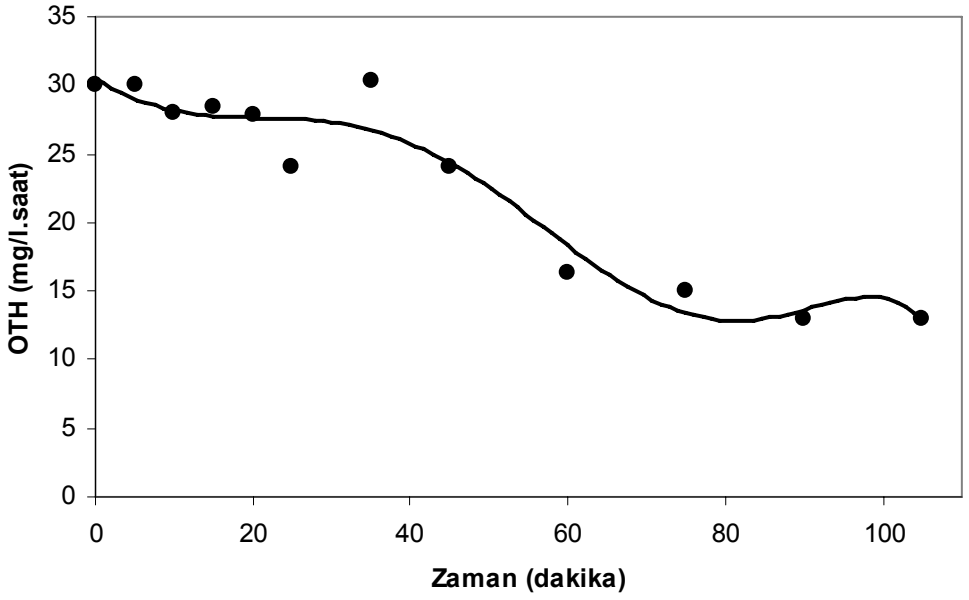
Ek B.3. S_S'in belirlenmesi için yürütülen 3 nolu OTH deneyi (F/M 0.70)



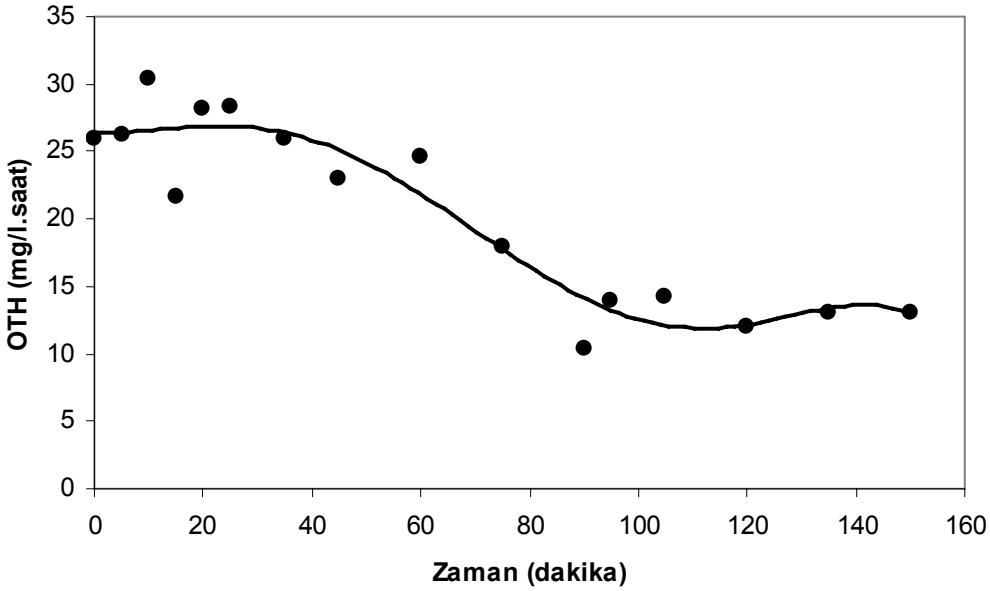
Ek B.4. S_S'in belirlenmesi için yürütülen 4 nolu OTH deneyi (F/M 0.96)



Ek B.5. S_S'in belirlenmesi için yürütülen 7 nolu OTH deneyi (F/M 1.06)



Ek B.6. S_S'in belirlenmesi için yürütülen 8 nolu OTH deneyi (F/M 0.80)



Ek B.7. S_S'in belirlenmesi için yürütülen 9 nolu OTH deneyi (F/M 1.28)