

**YAPAY SİNİR AĞLARI VE ASM2 KULLANILARAK
AKTİF ÇAMUR PROSESİNİN
KONTROLÜ VE MODELLENMESİ**

**CONTROL AND MODELLING OF
ACTIVATED SLUDGE PROCESS
BY USING
ARTIFICIAL NEURAL NETWORKS AND ASM2**

CUMHUR ÖZTÜRK

Hacettepe Üniversitesi
Lisansüstü Eğitim Öğretim ve Sınav Yönetmeliğinin
ÇEVRE Mühendisliği Anabilim Dalı İçin Öngördüğü
DOKTORA TEZİ
olarak hazırlanmıştır.

2007

YAPAY SİNİR AĞLARI VE ASM2 KULLANILARAK AKTİF ÇAMUR PROSESİNİN KONTROLÜ VE MODELLENMESİ

Cumhur Öztürk

ÖZ

Aktif çamur prensibiyle çalışan atıksu arıtma tesislerinin modellenmesi tasarım, analiz ve optimizasyon gibi farklı amaçlarla sıklıkla kullanılan bir uygulamadır. Ancak, genel kabul görmüş ve uzun zamandır kullanılan klasik aktif çamur modellerinin kurulması ve kalibrasyonu zor ve zahmetlidir. Günümüzde, mevcut modelleme tekniklerini güçlendirmek ve iyileştirmek amacıyla çalışmalar sürerken bir yandan da alternatif model yöntemleri araştırılmaktadır. Bu tez çalışmasında büyük ölçekli bir atıksu arıtma tesisi olan Hurma (Antalya) Atıksu Arıtma Tesisi iki farklı modelleme yaklaşımı kullanılarak modellenmiştir. Bu yöntemlerden ilki klasik model yöntemlerinden olan aktif çamur modeli ASM2, ikincisi ise alternatif bir model yaklaşımı olan yapay sinir ağı modelleme tekniğidir. İki farklı modelleme yönteminin kullanılmasındaki amaç her iki yöntemin üstünlük ve zayıflıklarının belirlenmesi ve bu alanda gerçekleştirilecek çalışmalar için bir zemin oluşturabilmektir. Sistemin ASM2 ile modellenmesinde, tesis bütüncül olarak modellenmiş, bu amaçla öncelikle kinetik modele zemin oluşturan hidrolik model ve sonrasında kinetik model yapısı kurulmuştur. Model, tesis işletme verileri kullanılarak kalibre edilmiştir. Sonuç olarak büyüme hızı, havalandırma havuzu oksijen değeri, çamur yaşı gibi bazı ara model değerleri elde edildiği gibi çıkış suyu toplam azot, toplam fosfor ve kimyasal oksijen ihtiyacı gibi değerlere de ulaşılmıştır. Model ve hedef değerler arasında elde edilen korelasyon değerleri toplam azot, toplam fosfor ve kimyasal oksijen ihtiyacı için sırasıyla 0.56, 0.38 ve 0.41 olarak hesaplanmıştır. Ancak, aynı işletme verileri kullanılarak yapay sinir ağı yöntemi ile çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacı değerinin tahmin edildiği çalışmanın ikinci bölümünde 0.70'e varan korelasyon değerleri elde edilmiştir. Bu sonuca ulaşabilmek için, tesisden elde edilen veri üzerinde istatistiksel analizler yapılmış, verinin kullanılabilirliği ve güvenilirliği test edilmiş, model yapısında bulunan giriş katmanı ve saklı katman yapılarında bulunacak model elemanları belirlenmiş, farklı model değişkenleri incelenmiş ve veri seti üzerinde sayısal dönüşümler uygulanmıştır. Gerçekleştirilen tüm çalışmalar uygun alanlarda tek bir çatı altında toplanarak yapay sinir ağı ile gerçekleştirilecek benzer çalışmalar için sistematik bir yapı meydana getirilmiştir. Sonuç olarak, veriye

dayalı tüm çevre mühendisliği uygulamalarında kullanılabilecek kapsamlı bir yapı elde edilmiştir. Kullanılan her iki yöntemin bazı üstünlük ve zayıflıkları olduğu gözlenmiştir. ASM2 modelleme yaklaşımı ile atıksu arıtma tesislerinin modellenmesi bütüncül olarak gerçekleştirilebilmekte, ancak model kurulumu ve kalibrasyonu uzun ve zor olabilmektedir. Bunun yanında yapay sinir ağları yöntemi, modellenen sistemin iç yapısının bilinme zorunluluğu olmaması ve modelleme aşamasının daha esnek olması gibi sebeplerden dolayı daha kolay kullanımı olan bir modelleme yaklaşımıdır. Ancak, bu yöntemin kullanılabilmesi için sisteme ait geçmiş verilerin bulunması gerekmektedir. Bu nedenle yapay sinir ağları yöntemi, tasarım amaçlı kullanılamamaktadır.

Anahtar Kelimeler: Aktif çamur, ASM2, kinetik model, modelleme, yapay sinir ağları.

Danışman: Prof. Dr. Ayşenur UĞURLU, Hacettepe Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

CONTROL AND MODELLING OF ACTIVATED SLUDGE PROCESS BY USING ARTIFICIAL NEURAL NETWORKS AND ASM2

Cumhur Öztürk

ABSTRACT

Modelling of activated sludge plants is a common application used for various purposes such as design, analysis and optimization. However, building conventional activated sludge models which have been widely used for a long time is a difficult and cumbersome process as well as the calibration of these models. Nowadays, research studies are being conducted to improve current modelling techniques while the search for new methods are still continuing. In this thesis study, a large-scaled wastewater treatment plant (WWTP), namely Hurma (Antalya) WWTP, was modelled using two different modelling techniques: conventional activated sludge model ASM2 and an alternative modelling technique Artificial Neural Network (ANN). The purpose of using two different techniques is to analyze the advantages and disadvantages of both techniques and try to establish a basis for further studies that shall be carried out on this topic. The plant was modelled as a whole with ASM2. Upon building the hydraulic and kinetic model, the model was calibrated using real plant operating data. As a result, intermediate model results such as growth rate, aeration basin oxygen concentration, sludge age and final model results such as effluent total nitrogen, total phosphorous and chemical oxygen demand concentrations were obtained. Correlation coefficients of model and target values for total nitrogen, total phosphorous and chemical oxygen demand concentrations were computed as 0.56, 0.38 and 0.41, respectively. However, model results for ANN studies which aimed to predict the chemical oxygen demand concentrations gave a better model performance with a correlation coefficient of 0.70 by using the same operational data of the plant. All applications carried out in order to achieve this result were gathered together by means of a pair of source codes wherever possible for similar ANN research studies. Thus, a systematic structure was developed which can be used in data-based environmental engineering applications. It was observed that both modelling techniques have some advantages and disadvantages. ASM2 approach is capable of modelling the activated sludge process as a whole, while developing and calibrating the model is difficult and take a long time. On the other hand, ANN

approach is a much more easy-to-use technique. There is no need to know the inner structure of the phenomenon that is being modelled and it provides a more flexible modelling environment. Still, in order to use the ANN technique, the past data record of the system is needed and for this reason it is not possible to use this technique for design purposes.

Keywords: Activated sludge, ASM2, kinetic model, modelling, artificial neural network.

Advisor: Prof. Dr. Ayşenur UĞURLU, Hacettepe University, Department of Environmental Engineering, Environmental Engineering Section

TEŞEKKÜR

Yazar, bu çalışmanın gerçekleşmesindeki katkılarından dolayı aşağıdaki kişilere içtenlikle teşekkür eder.

Danışmanım Prof. Dr. Ayşenur Uğurlu, doktora öğrenciliğimin ve tez çalışmasının her aşamasında desteğini benden esirgememiş, tezin tamamlanması için her zaman bilgisi ve tecrübesiyle yanımda olmuştur.

Tez çalışması kapsamında kinetik model yaklaşımının oluşturulmasını ve teze dahil edilmesini öneren Danimarka Teknik Üniversitesi öğretim üyelerinden Prof. Dr. Mogens Henze ve Doç. Dr. Ann Marie Eilersen teze büyük bir katkı sağlamışlardır.

Saha çalışmaları ve veri sağlanması konularında ilgi ve desteklerinden dolayı Antalya Su ve Atıksu İşleri Genel Müdürlüğü'nden Osman Yıldız başta olmak üzere ASAT çalışanlarına ve Hurma Atıksu Arıtma Tesisi personeline teşekkür ederim.

Tez izleme komitesinde bulunan Prof. Dr. Cem Saraç, komite toplantılarında ve sonrasında yaptığı öneriler ve gösterdiği ilgi ve anlayış ile tezin tamamlanması konusunda beni sürekli cesaretlendirmiştir.

Dört yıla yakın bir süre odayı paylaştığım Dr. Türkay Onacak kişiliği ile bu birlikteliğin sadece oda arkadaşlığı ile sınırlı kalmamasını sağlayarak, hem hoca, hem arkadaş hem de büyüğüm olarak desteğini ve önerilerini benden hiçbir zaman esirgememiştir.

Güzel ve değerli arkadaşlıklarından dolayı Çevre Mühendisliği Bölümü'nde beraber çalıştığım araştırma görevlisi arkadaşlarım ve bölüm sekreteri Cemile Yiğitoğlu ile Jeoloji Mühendisliği Bölümü'ndeki yakın çalışma arkadaşlarıma teşekkür ederim.

Her zaman benim yanımda olduklarını bildiğim ve benim için bu tezden çok daha önemli olan annem, ablam ve abime tüm hayatım için teşekkür ederim.

Son olarak, doktora çalışması boyunca her türlü sıkıntı, sorun ve tatsızlığımı usanmadan göğüs geren ve defalarca bırakma noktasına geldiğim bu çalışmaya devam etmem konusunda her seferinde beni ikna eden sevgili eşim İpek Öztürk'e teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

Sayfa

ÖZ	i
ABSTRACT	iii
TEŞEKKÜR	v
İÇİNDEKİLER DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ	ix
ÇİZELGELER DİZİNİ	xi
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	xiii
1. GİRİŞ VE ÇALIŞMANIN AMACI	1
2. TEMEL BİLGİLER	10
2.1. Atıksu Arıtımı	10
2.2. Aktif Çamur Prosesi	12
2.3. Organik Madde Giderimi	14
2.4. Fosfor Giderimi	16
2.4.1. Biyolojik fosfor giderimi	17
2.4.2. Kimyasal fosfor giderimi	17
2.4.3. Fiziksel fosfor giderimi	18
2.5. Azot giderimi	18
2.5.1. Nitrifikasyon	19
2.5.2. Denitrifikasyon	20
2.6. Atıksu Arıtma Tesislerinin Modellenmesi	21
2.7. Aktif Çamur Modellemesi	22
2.8. ASM2'nin Yapısı	23
2.8.1. Kinetik parametreler	28
2.8.2. ASM2 modelinde yapılan kabuller ve kısıtlar	31
2.9. Model Kalibrasyonu	38
2.10. ASM Model Çalışmaları	41
2.11. AQUASIM	44
2.11.1. AQUASIM'deki model yapısı	44
2.12. Hidrolik Model	47
2.13. Yapay Sinir Ağları	48
2.13.1. YSA'nın yapısı	49
2.13.2. Yapay sinir ağlarının çevre mühendisliğinde kullanım alanları	51
2.13.3. Yapay sinir ağlarının üstünlükleri	52
2.13.4. Yapay sinir ağları tasarımı	56
2.13.5. Yapay sinir ağı model platformu	60
2.13.6. Geri beslemeli ağlar	60
2.13.7. Geri Beslemeli Ağ Modifikasyonları	62
2.13.7.1. Ölçekli eşleştirmeli gradyan öğrenme yöntemi	63
2.13.7.2. Quickprop	63

2.13.7.3. Rprop.....	64
3. METOD VE MATERYALLER	66
3.1. Antalya Şehri Atıksu Toplama Hatları ve Hurma AAT	66
3.1.1. Arıtım prosesi	68
3.2. Veri Toplama	72
3.3. Veri Analizi.....	74
3.4. ASM2 Model Kurulumu	78
3.4.1. Hidrolik model	79
3.4.1.1. Anoksik ve oksik havuz hacimleri	79
3.4.2. Modelde kullanılan bağlantılar.....	84
3.4.3. Biyolojik - kimyasal model	86
3.5. YSA Model Çalışmaları.....	94
3.5.1. Veri ön-işleme	95
3.5.2. Model girdilerinin belirlenmesi	96
3.5.3. Eğitim ve sınav.....	102
3.5.4. Model yapısının düzenlenmesi.....	104
3.5.4.1. Budama algoritması.....	105
3.5.4.2. Temel bileşenler analizi	108
3.5.4.3. Rastlantısallık işlemi	109
3.5.4.4. Gürültü analizi.....	110
3.5.4.5. Pürüzsüzleştirme	111
3.5.5. Veri ve sonuç işleme	112
4. MODEL ÇALIŞMALARI VE TARTIŞMA	118
4.1. ASM2.....	120
4.1.1. Alkalinite.....	121
4.1.2. Büyüme hızı	123
4.1.3. Bozunma hızı	125
4.1.4. Çamur yaşı	126
4.1.5. MLSS değeri	129
4.1.6. Çözünmüş oksijen.....	131
4.1.7. Hidrolik bekletme süresi	133
4.1.8. Çıkış suyu karakteristikleri.....	134
4.1.8.1. Toplam azot.....	135
4.1.8.2. Toplam fosfor.....	136
4.1.8.3. KOİ değeri	139
4.1.9. ASM2 sonuçlarının değerlendirilmesi.....	141
4.2. YSA.....	145
4.2.1. İkinci bölüm model uygulamaları	152
4.2.1.1. Uygulama 1	152
4.2.1.2. Uygulama 2	154
4.2.1.3. Uygulama 3	156
4.2.1.4. Uygulama 4	157
4.2.1.5. Uygulama 5	158
4.2.1.6. Uygulama 6	160
4.2.1.7. Uygulama 7	161
4.2.1.8. Uygulama 8	161
4.2.1.9. Uygulama 9	163

4.2.1.10. Uygulama 10.....	164
4.2.2. YSA sonuçlarının değerlendirilmesi	166
5. SONUÇLAR	169
6. ÖNERİLER.....	175
KAYNAKLAR DİZİNİ.....	176
EKLER.....	187
ÖZGEÇMİŞ	214

ŞEKİLLER DİZİNİ

	<u>Sayfa</u>
Şekil 2.1. Toplam KOİ'nin parçalanabilme özelliğine göre bileşenleri (Henze at al. (2000)'den uyarlanmıştır).	27
Şekil 2.2. AQUASIM altyapılarının birbirleriyle olan ilişkisi.	45
Şekil 2.3. Tipik bir sinir ağı yapılanması.	50
Şekil 2.4. Sinir ağları tasarım yöntemi.	56
Şekil 2.5. Tipik bir nodda gerçekleşen işlemler (Maier and Dandy (2001)'den uyarlanmıştır).	61
Şekil 3.1. Hurma AAT akış şeması.	70
Şekil 3.2. Atıksu debisi ve çıkış suyu KOİ değerleri için Box-Whisker Plot analizi sonuçları.	74
Şekil 3.3. Hurma AAT giriş debisi ve yağış miktarı karşılaştırması.	76
Şekil 3.4. Hurma AAT giriş ve çıkış suyu KOİ değerlerinin değişimi.	77
Şekil 3.5. Saha ölçümleri sonucu elde edilen oksijen profilleri.	82
Şekil 3.6. Çözünmüş oksijen değerlerinin havuz hacmindeki dağılımları.	84
Şekil 3.7. Hurma AAT'nin model konfigürasyonu.	87
Şekil 3.8. k-katlı CV analiz sonuçları.	102
Şekil 3.9. Model çalışması akış şeması.	113
Şekil 3.10. Ham veriden kalıp dosyalarını hazırlayan programın ekran görüntüsü. .	116
Şekil 3.11. Model çıktılarından grafik oluşturan program ekranlarından birinin görüntüsü.	117
Şekil 4.1. Tüm reaktörler için alkalinite değerleri.	123
Şekil 4.2. Farklı organizma türleri için sıcaklık düzeltmesi yapılmış maksimum büyüme hızları.	125
Şekil 4.3. Farklı organizma türleri için modelden elde edilen sıcaklık düzeltmesi yapılmış bozunma hızlarının değişimi.	126
Şekil 4.4. Çamur yaşı sıcaklık ilişkisi.	128
Şekil 4.5. Çamur yaşı fazla çamur debisi ilişkisi.	128
Şekil 4.6. Havalandırma havuzu MLSS, atıksu debisi ve geri devir debisi değerleri.	130
Şekil 4.7. Reaktörlerde model tarafından belirlenen çözünmüş oksijen konsantrasyonları.	132
Şekil 4.8. Hurma AAT'nde bulunan tüm havuzlar için modelde hesaplanan hidrolik bekletme süreleri.	134
Şekil 4.9. Çıkış suyu toplam azot değerinin ASM2 modeli ile temsili.	136
Şekil 4.10. Giriş suyu ve modelden elde edilen anaerobik reaktör fosfor değerleri. .	137
Şekil 4.11. Anaerobik havuzda salınan fosfor miktarı ve sıcaklık ilişkisi.	138
Şekil 4.12. Çıkış suyu toplam fosfor değeri.	138
Şekil 4.13. ASM2 model çalışması sonucu elde edilen çıkış suyu toplam KOİ değeri ve bu değer bileşenleri (KOİ:Toplam KOİ, S_A: Çok kolay parçalanabilen organik madde, S_F: Kolay parçalanabilen organik madde, S_I: Çözünmüş inört organik madde).	140
Şekil 4.14. Çıkış suyu KOİ değeri.	141
Şekil 4.15. Tek ve çift saklı katmanlı modellerin eğitim ve test performanslarının karşılaştırılması.	151

Şekil 4.16. Birinci bölüm model çalışmalarından bir örnek ($r^2=0.412$, MAPE=1.907).	152
Şekil 4.17. TBA uygulanmış model ($r^2 = 0.27$, MAPE=1.801).	154
Şekil 4.18. Medyan dönüşümü uygulanan model çıktısı ($r^2 = 0.19$, MAPE=2.431).	155
Şekil 4.19. Çıkış suyu KOİ değerine medyan dönüşümü uygulanmayan model çıktısı ($r^2 = -0.075$, MAPE=4.313).	155
Şekil 4.20. Rastlantısal olarak dağıtılan veri seti ile elde edilen model çıktısı ($r^2 = 0.463$, MAPE=1.793).	156
Şekil 4.21. Medyan ve rastlantı dönüşümleri uygulanan verilerle elde edilen model çıktısı ($r^2 = 0.525$, MAPE=1.382).	157
Şekil 4.22. TBA ile elde edilen model çıktısı (2 bileşen, $r^2=0.367$, MAPE=1.811).	159
Şekil 4.23. TBA ile elde edilen model çıktısı (4 bileşen, $r^2=0.44$, MAPE=1.613).	159
Şekil 4.24. Medyan ve rastlantı dönüşümüne gün verisinin eklenmesi sonucu elde edilen model çıktısı ($r^2=0.635$, MAPE=1.197).	160
Şekil 4.25. Medyan+Ortalama ve rastlantı dönüşümüne gün verisinin eklenmesi sonucu model çıktısı ($r^2=0.649$, MAPE=0.905).	161
Şekil 4.26. Yeni normalizasyon aralığında model çıktısı ($r^2=0.697$, MAPE=0.204).	162
Şekil 4.27. Frekans arttırımı ile elde edilen en başarılı model çalışması ($r^2=0.613$, MAPE=0.213).	163
Şekil 4.28. Geçmiş günlere ait verilerin sisteme dahil edilmesi sonucu elde edilen en başarılı model çalışması.	165

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1. Atıksu arıtımında kullanılan proses ve sistem alternatifleri (Tchobanoglous et al., 2003).....	11
Çizelge 2.2. Aktif çamur prosesinin üstünlükleri ve zayıf noktaları (Öztürk vd., 2005).	13
Çizelge 2.3. Aerobik ortamda gerçekleşen heterotrofik bakteri büyümesinin kinetiği ve stokiyometrisi.....	24
Çizelge 2.4. ASM2'de yer alan proses kinetik eşitlikleri (Henze et al., 2000).....	25
Çizelge 2.5. Evsel atıksudaki organik madde miktarları için tipik değerler (Henze et al., 1995).	28
Çizelge 2.6. ASM2 için kinetik parametre tanımları ve değerleri (Henze et al., 2000).	29
Çizelge 2.7. ASM2 için stokiyometrik sabitlerin tanımları ve değerleri (Henze et al., 2000).	30
Çizelge 2.8. Sıcaklık değişim faktörü için literatürde verilen bazı değerler.	30
Çizelge 2.9. Çözünmüş bileşenler için stokiyometrik matris (Henze et al., 2000).....	32
Çizelge 2.10. Partiküler bileşenler için stokiyometrik matris (Henze et al., 2000).....	33
Çizelge 2.11. Farklı ASM çalışmaları ve amaçları (Gernaey et al., 2004).	43
Çizelge 2.12. Sınır ağlarıyla modellenmiş bazı problemlerin karakteristik değerleri...57	
Çizelge 3.1. Hurma AAT için tasarım kriterleri (ASAT, 2002).	68
Çizelge 3.2. Hurma AAT için tasarım giriş ve hedef çıkış suyu karakteristikleri (ASAT, 2002).	68
Çizelge 3.3. Hurma AAT giriş ve çıkış suyu değerleri.....	77
Çizelge 3.4. Hurma AAT'nde çözünmüş oksijen ölçümleri sonucu elde edilen denitrifikasyon ve nitrifikasyon hacimleri.....	81
Çizelge 3.5. AQUASIM'de kullanılan model değişkenleri.	88
Çizelge 3.6. Farklı çalışmalarda elde edilen kinetik ve stokiyometrik değerler92	
Çizelge 3.7. Tez çalışmasında gerçekleştirilen model çalışmasında bazı model parametrelerinde yapılan değişiklikler.	94
Çizelge 3.8. Hurma AAT atıksu parametreleri arası Pearson korelasyon değerleri. ...95	
Çizelge 3.9. Alternatiflerde kullanılan model giriş parametreleri.	97
Çizelge 3.10. Alternatiflerin benzer model tipleriyle karşılaştırılması.	98
Çizelge 3.11. Budama algoritması ile elde edilen model topolojileri ve sonuçları107	
Çizelge 3.12. Kalıp dosyaları oluşturmak için kullanılan program modülleri.	114
Çizelge 4.1. Farklı mikroorganizma türleri için sıcaklık düzeltmesi yapılmış maksimum büyüme hızları.	124
Çizelge 4.2. Model tarafından hesaplanan ve gerçek hidrolik bekletme süreleri.134	
Çizelge 4.3. Çıkış suyu parametreleri gerçek ve model değerleri.....	142
Çizelge 4.4. İlk bölümde gerçekleştirilen model çalışmaları kombinasyonları.147	
Çizelge 4.5. Çevrim sayısının eğitim ve test korelasyonları üzerine etkisi.	150
Çizelge 4.6. TBA sonucu elde edilen özdeğer ve açıklanan varyanslar.	153
Çizelge 4.7. TBA sonucu elde edilen katsayı matrisi.	153
Çizelge 4.8. Medyan ve rastlantı dönüşümü yapılmış veri setinde uygulanan TBA değerleri.	158
Çizelge 4.9. Frekans artırımında farklı tekrar sayıları için model performansları.164	
Çizelge 4.10. İki ilave nöron bulunan model yapılarında kullanılan atıksu değişkenleri.	165

Çizelge 5.1. ASM ve YSA model yaklaşımlarının karşılaştırılması.	173
Çizelge Ek1.1. Havalandırma havuzu tasarım değerleri.....	188
Çizelge Ek 2.1. Hurma AAT işletme parametlerinin tanımlayıcı istatistik değerleri. .	189
Çizelge Ek 2.2. Tüm veri setinde bulunan değişkenlerin geçerli ve eksik gün sayıları.	190
Çizelge Ek 2.3. YSA model çalışmalarında kullanılan atıksu değişkenleri için gerçekleştirilen t test sonuçları.	191

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

AAT	Atıksu arıtma tesisi
AKM	Askıda katı madde
ASM	IAWPRC Activated Sludge Model, Aktif çamur modeli
ASM1	IAWPRC Activated Sludge Model No:1, Aktif çamur modeli 1
ASM2	IAWPRC Activated Sludge Model No:2, Aktif çamur modeli 2
ASM2d	IAWPRC Activated Sludge Model No:2d, Aktif çamur modeli 2d
ASM3	IAWPRC Activated Sludge Model No:2, Aktif çamur modeli 3
ATV	Alman Su Yönetimi, Atıksu ve Katı Atık Birliği
b_{AUT}	Ototrofik organizmalar için bozunma katsayısı
b_H	Heterotrofik organizmalar için bozunma katsayısı
BOİ	Biyokimyasal oksijen ihtiyacı
b_{PAO}	Fosfotrofik organizmalar için bozunma katsayısı
f_{XI}	Biyokütle bozunmasında oluşan inört KOİ oranı
FFT	Fast fourier dönüşümü
F/M	Besin mikroorganizma oranı
GB	Geri beslemeli
IWA	Uluslararası Su Birliği
K_A	Asetat için doyumluk katsayısı
K_{ALK}	Alkalinite için doyumluk katsayısı
K_F	S_F üzerinde büyüme için doyumluk katsayısı
K_{fe}	S_F üzerinde fermentasyon için doyumluk katsayısı
K_h	Hidroliz hız sabiti
K_{IPP}	X_{PP} birikimi için inhibisyon katsayısı
K_{La}	Oksijen transfer kapasitesi
K_{MAX}	X_{PP}/X_{PAO} maksimum değeri
K_{NH4}	Amonyak için doyumluk katsayısı

K_{NO_3}	Nitrat için doyunluk/inhibisyon katsayısı
K_{O_2}	Oksijen için doyunluk/inhibisyon katsayısı
K_{OI}	Kimyasal oksijen ihtiyacı
K_P	Fosfor için doyunluk katsayısı
K_{PHA}	PHA için doyunluk katsayısı
K_{PP}	Polifosfat için doyunluk katsayısı
K_{PS}	Fosfor için PP birikiminde doyunluk katsayısı
MLSS	Karışık sıvı askıda katı madde
MLVSS	Karışık sıvı askıda uçucu katı madde
PAO	Fosfor biriktiren organizmalar
PHA	Poli hidroksi alkonat
PHB	Poli hidroksi bütürat
PP	Polifosfat
S_A	Çok kolay parçalanabilen organik madde
S_F	Kolay parçalanabilen organik madde
S_I	Çözünmüş inört organik madde
S_{Koi}	Çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı
SKKY	Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği
SNNS	Stuttgart neural network simulator
SRT	Çamur alıkonma süresi
T	Sıcaklık
TAKM	Toplam askıda katı madde
TBA	Temel bileşenler analizi
TN	Toplam azot değeri
TOK	Toplam organik karbon
TP	Toplam fosfor değeri
UAKM	Uçucu askıda katı madde

X_{AUT}	Ototrofik biyokütle
X_H	Heterotrofik biyokütle
X_I	Partiküler inört organik madde
X_{KOI}	Partiküler kimyasal oksijen ihtiyacı
X_{PAO}	Fosfotrofik biyokütle
X_{PHA}	PAOların organik birikim ürünleri
X_{PP}	PAOlarda birikmiş PP miktarı
X_S	Zor parçalanabilen organik madde
Y_{AUT}	Ototrof organizma ürün (yield) katsayısı
Y_H	Heterotrof organizma ürün (yield) katsayısı
YSA	Yapay sinir ağıları
μ_{AUT}	Ototrofik biyokütlenin maksimum büyüme hızı
μ_H	Heterotrofik biyokütlenin maksimum büyüme hızı
μ_{PAO}	Fosfotrofik biyokütlenin maksimum büyüme hızı

1. GİRİŞ VE ÇALIŞMANIN AMACI

Atık, her türlü üretim mekanizmasının doğal bir ürünüdür. Dünya üzerinde artan nüfus ve endüstrileşme ile atık ve kirletici miktarları sürekli artmakta, alıcı ortamlarda önemli çevresel problemlere neden olmaktadır. Atık oluşumunu en aza indirmek, oluşan atıklardan insan ve çevre sağlığını mümkün olduğunca az etkileyen yöntemler aracılığıyla kurtulmak günümüz atık yönetim anlayışının temel ilkeleridir.

Atıksu arıtımının kökeni antik çağlara kadar uzanmaktadır. Ancak, günümüz şartlarında arıtımın ilk örneklerine 19. yüzyılın ortalarında rastlanmaktadır. Geçen yaklaşık 150 yıllık süre içinde teknolojiye ilerlemeyle birlikte birçok gelişme kaydedilmişse de, artan nüfus ve şehirleşme atıksu arıtımının iyi planlanması, çalıştırılması ve kontrol edilmesi gerekliliğini ortaya çıkarmıştır. Günümüzde doğal kaynaklar hızla tükenmekte, enerji üretim maliyetleri artmaktadır. Doğal kaynakların korunması ve mevcut enerji potansiyelinin verimli kullanılabilmesi için endüstriyel sistemler başta olmak üzere kullanılan tüm sistemlerde optimizasyon çalışmaları sonucu daha az su tüketen, suyun geri kazanıldığı ve daha az kirlilik yaratan sistemlerin geliştirilmesi ve enerji giderlerinin azaltılması kaçınılmaz görünmektedir.

Optimizasyon, ilgili sistemlerin iyi anlaşılması ya da doğru bir şekilde tanımlanabilmesi ile mümkündür. Akademik çalışmalarda ve mühendislik uygulamalarında uzun yıllardır bu amaçla modelleme teknikleri başarıyla kullanılmaktadır. Daha genel bir bakış açısıyla bakıldığında insan hayatının hemen hemen her alanında, gerçekliği tanımlayabilmek amacıyla modellerin kullanılageldiği söylenebilir.

Atıksu arıtımında ise günümüzdeki modellerin belli başlı kullanım alanları:

- Temel biyolojik proseslerin mekanizmalarının daha iyi anlaşılması,
- Tüm proseslerin tasarımı ile kontrol ve işletme stratejilerinin belirlenmesi,
- Operatörler ve işletme mühendislerinin eğitimi

olarak sayılabilir (Dochain and Vanrolleghem, 2001).

Atıksu arıtma modelleri, proseslerin dinamik hareketlerini sayısal olarak benzetimi sonucu tahmin etmek ya da analiz etmek için kullanılmaktadır. Bunun dışında modeller, sistemlerin izlenmesi ya da başka bir deyişle sistemin on-line olarak sürekli izlenebilen değişkenlerin ve parametrelerin zaman içinde değişimlerini tahmin etmek amacıyla da kullanılabilir. Modeller, on-line olarak takip edilmesi mümkün olmayan değişken ya da parametrelerin izlenmesini de sağlayabilmektedir.

Herhangi bir arıtma tesisine iletilen atıksu, birçok kirleticiyi de beraberinde taşır. Evsel atıksularda bulunan Askıda Katı Madde (AKM); Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ) ve Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) olarak ölçülen organik madde miktarı; patojenler ve besin maddeleri (azot, fosfor) bir atıksuyun genel özelliklerini ortaya koymaktadır. Arıtılan atıksuyun deşarj edilmeden önceki kalitesi oldukça önemli iken tesiste gözlenen proseslerin kontrolü her zaman uygun zaman ve ekonomik şartlarda gerçekleşmemektedir. Bu durumun belli başlı sebepleri:

- Prosesin, gerçek trofik bir ortama sahip biyolojik yapısının olması,
- Gelen atıksuyun karmaşık ve değişken olması,
- On-line olarak kullanılabilen uyarıcı ve aletlerin azlığı,
- İzlenen parametrenin analiz süresine bağlı olarak gerçekleşen gecikmeler (AKM için yaklaşık 1 saat, KOİ için 2 saat ve BOİ için 5 gün gibi) ve,
- Sistemin dinamik yapıya sahip olması şeklinde sıralanabilir (Belanche et al., 1999).

Atıksu arıtma tesislerinin işletilmesi ve kontrolü, hassas çevre dengelerini korumak ve tesisi kararlı şartlar altında çalıştırmak açılarından büyük önem taşımaktadır. Bu amaçla, arıtma tesislerinin dinamik yapısını yansıtan modellere gereksinim duyulmaktadır. Ancak, sistemin karmaşıklığı ile birlikte tesislerden elde edilen verilerin genel olarak heterojen yapılı, eksik ve hassasiyetinin düşük olması, bu tip modellerin üretilmesini güçleştirmektedir. Algoritmik yapıdaki klasik modeller bu ihtiyaca tam anlamıyla cevap verememektedir (Dochain and Vanrolleghem, 2001).

Matematiksel bir modelin başarılı olabilmesi ancak model yapısının ve parametrelerinin modellenen sistemi doğru bir şekilde tanımlayabilmesi ile mümkündür. Teorik (tümdengelimsel) modelleme çoğu zaman başarı için tek başına yeterli olmamaktadır. Modelin geçerli olarak kabul edilebilmesi için aynı zamanda deneysel olarak da (tümevarımsal) başarılı olması gerekmektedir (Dochain and Vanrolleghem, 2001).

Modeller dinamik ve statik modeller olarak ikiye ayrılabilir. Dinamik modeller proseslerin zaman içindeki evrimini tanımlamayı hedeflerken statik ya da yatışkın durumlu modeller ise dinamik modellerin özel bir durumu olarak kabul edilebilir (zamana bağlı bir değişiklik gözlenmediğinde ya da daha doğru bir ifadeyle zamana karşı türevin sıfır olduğu durumlarda). Bu yaklaşım, özellikle sistem analizi açısından ve modellerin proses denetimi ve kontrolü alanlarında kullanılması bakımından oldukça önemlidir.

Atıksu arıtma tesislerinde (AAT) gerçekleşen prosesler genellikle dinamik olarak tanımlanmaktadır. Bunun sebebi değişkenlerin zamana bağlı olarak farklılık göstermesidir. Bu yüzden modeldeki dinamiklik, dinamik girdi ve/veya durum değişkenleri (state variables) olarak formülize edilebilen bir zaman bağımlılığı olarak tanımlanır. Dinamik model çıktısı genellikle, zaman dizisi (time series) olarak adlandırılmaktadır (Dochain and Vanrolleghem, 2001).

Herhangi bir model, yapısında rastlantısallıklar taşıyorsa bu model stokastiktir. Aksi takdirde model deterministik bir yapıya sahiptir. Model yapılarında bulunan belirsizlikler (uncertainty) aşağıdaki durumlardan dolayı kaynaklanabilmektedir:

- Giriş değişkenlerinde belirsizlikler,
- Parametre değerlerinde belirsizlikler,
- Model yapısında belirsizlikler.

Ölçümlerden kaynaklanan belirsizliklerin bu üç belirsizlik durumunun içinde bulunduğu kabul edilebilir. Tüm belirsizlik tipleri ihmal edildiğinde elde edilen model tipi deterministiktir ve model çıktısı, giriş parametreleri ve başlangıç koşullarıyla birebir ilgilidir. Stokastik bir modelin çıktısı ise olasılık dağılım fonksiyonu olarak

verilmektedir. Mekanik, fiziksel ya da beyaz kutu gibi terimler modelin fiziksel, kimyasal ve biyolojik yasalar üzerine kurulduğunu göstermektedir. Bu tür modellerde elde bulunan tek bilgi kaynağı a-priori bilgilerdir. Bir başka ifadeyle, modelleme sırasında tümevarım yöntemi uygulanmaktadır. Deterministik modellerin sıklıkla bu tür modellerle karıştırılması sonucunda deterministik modellerin mutlaka fiziksel, kimyasal, biyolojik yasaları temel alan yapıda olması gerektiği gibi yanlış bir kanı oluşmaktadır. Oysa ki, karakutu modellere iyi bir örnek olan yapay sinir ağları (YSA) da deterministik modeldir ancak, model yapısı bu yasalara dayanılarak oluşturulmamaktadır (Dochain and Vanrolleghem, 2001).

Görüngüsel, karakutu, ampririk ve buluşsal (heuristic) gibi terimler ise model yapısının yasalardan çok amprisizme dayandığını göstermek amacıyla kullanılmaktadır. Bu tip modellerde belirleyici olan verilerdir ve bu yüzden tümdengelimsel bir yol izlenmektedir. Karakutu modellerin yapısında, ilgili fiziksel, kimyasal ya da biyolojik gerçekliklerle örtüşecek bir özellik olması gerekmemektedir. Aksine, karakutu modeller sistemin giriş ve çıkış parametreleri arasında fiziksel ya da içsel herhangi bir bilgiye ihtiyaç duymamaktadır. Giriş ve çıkış parametreleri bu tip modellerde, gerçek sistemde gözlemlenen etki-tepkileri benzer şekilde modelleyebilme aracı olarak kabul edilebilir.

Kullanılan denklemlerin yapısına göre bir model doğrusal ya da doğrusal olmayan model olarak adlandırılır. Eğer bir fonksiyonun herhangi bir parametreye göre türevi tekrar bu parametrenin bir fonksiyonu olarak ortaya çıkıyorsa bu durumda fonksiyon doğrusal değildir. Sonuç olarak, kurulacak model de o parametre için doğrusal olmayacaktır. Bir model, değişkenlerine ya da parametrelerine göre doğrusal olabilir. Ancak bir model, değişkenleri açısından doğrusal iken parametreleri açısından doğrusal olmayan özellikler taşıyabilir. Bu durumun tersi de mümkün olabilmektedir. Doğrusal olma durumu model çözümleri için oldukça büyük bir kolaylık sağlamaktadır. Doğrusal modeller uygulamada sıklıkla kullanılmakta ve çözümler genelde analitik olmaktadır. Ancak, doğrusal olmayan model yapılarında genellikle sayısal (nümerik) çözümler daha baskındır (Dochain and Vanrolleghem, 2001). Çevre Mühendisliği uygulamalarında karşılaşılan problemlerin birçoğu doğrusal özellikler taşımamaktadır. Özellikle, atıksu arıtım prosesleri doğrusal olmayan ilişkilerle tanımlanmaktadır.

Birçok durumda ana model, farklı alt-işlemlerin çalıştığı alt-modellerin birbirine eklemelendiği bir yapı olarak düşünülebilir. Örneğin Aktif Çamur Modeli (ASM) birbirinden bağımsız ama birbiriyle ilişkili birçok alt-modelin (bozunma, nitrifikasyon, hidroliz, vb.) çalışmasıyla oluşturulmuştur (Henze et al., 2000). Nihai model, bazı etkilerin ve buna bağlı olarak ilgili proseslerin ihmal edildiği daha basit model yapılarının birleştirilmesiyle oluşturulmaktadır. Basit model ile parametre tahmini (parameter estimation) yapıldıktan sonra elde edilen sonuçlar bir sonraki ve daha karmaşık model için başlangıç tahminleri olarak kullanılır. Örneğin, tüm model için parametre tahmini gerçekleştirilmeden önce bozunma, hidroliz ve nitrifikasyon ile ilgili parametreler, başlangıç tahminlerine dayanılarak kestirilmeye çalışılır.

Matematiksel modeller farklı kriterlere göre farklı şekillerde sınıflandırılabilir de Caswell (1976), bu sınıflandırmayı bir sistemi anlamak için oluşturulan modeller ve tahmin/öngörü için oluşturulan modeller şeklinde yapmaktadır. Sistemlerin teorik ya da gelecekteki davranışlarını tahmin etmek pratikte modellerin en önemli görevlerinden biridir. Tahmin için kullanılan modeller gerçek bir sistemin farklı koşullar altında nasıl tepki vereceğini hızlı ve doğru bir şekilde belirlemeyi hedeflemektedir. Model, sistemin ilerideki davranışlarının nasıl olacağını öngörmesinin yanı sıra (yeni girdilerle benzetim), hipotetik şartlar altında (yeni parametre değerleri ile) sistemin nasıl davranacağını da tahmin etmek amaçlı kullanılabilir. Burada değinilen ikinci yaklaşım genel olarak tasarım amacıyla kullanılmaktadır. Karakutu modeller, sistemin temelinde yatan mekanizmalar dikkate alınmadan kalibre edilirler. Model tahminleri, özellikle kontrol amacıyla kullanılmaktadır. Karakutu modellerin oluşturulması için harcanan zamanın diğer tip modellere göre oldukça az olması bu modeller açısından önemli bir avantaj sağlamakta ve bazı durumlarda da tercih edilmesine neden olmaktadır (Dochain and Vanrolleghem, 2001).

Son yıllarda sıklıkla kullanılan ve modellerin bir ürünü olarak kabul edilebilecek bir kavram da “yazılım sensörleri”dir (software sensor). Yazılım sensörleri, bir prosesin tamamı ya da bir kısmının dinamik olarak modellenmesi sonucu on-line ölçülemeyen bazı değişkenlerin (örneğin biyokütle, substratlar ya da ürünler) veya bilinmeyen ya da bilinmesi oldukça güç olan parametrelerin (örneğin reaksiyon hızları, kinetik ya da ürün katsayıları gibi) online olarak takip edilebilen birkaç ölçüm aracılığıyla (debi

oranı; azot, fosfor gibi nütrientlerin konsantrasyonları; solunum hızları; bulanıklık; pH; ORP gibi) hesaplanmasına yönelik bir algoritma olarak düşünülebilir. Bir değişkenin değerine ulaşıldığı için “sensör”, bu işlem bir algoritma aracılığıyla gerçekleştirildiği için “yazılım” kavramları kullanılmaktadır.

AAT, hem doğal çevrenin korunması açısından hem de sürekli duyulan enerji gereksiniminden dolayı hassas sistemler olarak tanımlanabilir. Ancak AAT, karmaşık yapılarından dolayı sorunlar ile karşılaşıldığında çözümlerin kolay bulunabildiği ve uygulanabildiği sistemler değildir. Bu durumda güvenilir, kullanımı ve geliştirilmesi kolay model yapılarının oluşturulması arıtma tesisleri için daha da önem kazanmaktadır (Dochain and Vanrolleghem, 2001). Bu modellerin AAT’ne uygulanması ve daha iyi bir tesis kontrolü ve işletmesi sağlanmasına yönelik çalışmalar sürdürülmektedir. Farklılaşan koşullar ve toplumsal taleplerle birlikte sürekli bir değişim içinde olan deşarj standartları, model gereksinim ve uygulamalarını da sürekli bir devinim içinde tutmaktadır. Örneğin, atıksulardan azot ve fosfor giderimi Amerika Birleşik Devletleri ve çoğu Avrupa ülkesinde zorunluluk haline getirilmiş ve ilgili deşarj standartları zaman içinde daha da sıkılaştırılmıştır. Bu durum hem AAT’deki işletme anlayışlarını değiştirmiş, hem de AAT modellerinin kapsamalarını genişletmiştir.

Türkiye’de de daha önce deşarj limitleri bulunmayan toplam azot ve toplam fosfor konsantrasyonları için 2006 yılında yayınlanan 26047 sayılı Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği ile deşarj limitleri konulmuştur. Bu yönetmeliğe göre eşdeğer nüfusu 100000’den fazla olan yerleşim birimleri için deşarj limitleri toplam azot için 10 mg/l ve toplam fosfor için ise 1 mg/l olarak belirlenmiştir (KAAY, 2006).

Bu tez çalışmasında, atıksu arıtma tesislerinde değişik yüklemeler ve koşullara bağlı olarak proses kontrolü amacıyla iki farklı modelleme tekniği büyük ölçekli bir atıksu arıtma tesisine uygulanmıştır. Bu çalışmanın başlıca amacı, arıtma tesislerinde günlük olarak takip edilen işletme parametrelerinin kullanılabileceği bir modelleme anlayışı geliştirebilmektir. Birçok atıksu arıtma tesisinde günlük olarak takip edilen atıksu karakteristiklerinin kullanımı ile oluşturulacak modellerin, tesislerin kontrolü, optimizasyonu ve arıtım performanslarının artırılması gibi amaçlarla tesis işletmelerine yardımcı olacağı düşünülmektedir.

Bu amaçla, Antalya Metropolitan Alanı'nda faaliyet gösteren ve Antalya şehrinin evsel atıksularını arıtan Hurma AAT çalışma alanı olarak seçilmiştir. Hurma AAT büyük ölçekli bir arıtma tesisidir (günlük debisi 37,500 m³). Tesiste özellikle kış aylarında tasarım debisini aşan yüksek hidrolik yüklemeler gözlenmektedir. Bu durum, Hurma AAT'nin optimum şartlarda çalıştırılmasını zorlaştırmaktadır. İşletme parametreleri açısından düşünüldüğünde tesisin birbirinden oldukça farklı işletme koşullarında çalıştırıldığı görülmektedir. Bu nedenle, geliştirilen modellerin, farklı işletme koşullarında test edilmesi modellere daha geniş uygulama alanları yaratırken güvenilirliklerini de arttıracaktır.

Tesis modellemesi, her ikisi de deterministik model olan Aktif Çamur Modeli 2 (ASM2) ve yapay sinir ağları (YSA) kullanılarak gerçekleştirilmiştir. ASM2 modelinin seçilmesinin sebebi, Antalya Hurma AAT'nin tüm tesis proseslerini kinetik olarak modellerken mümkün olduğunca basit bir yapı ile sistemi açıklayabilmektir. Kinetik modelin çalıştırılma platformu olarak ise AQUASIM programı kullanılmıştır. YSA ise arıtma tesisi modellerinde yakın bir zamanda kullanılmaya başlanmış yenilikçi ve modelleme anlayışına getirdiği kolaylık ve esnekliklerle yeni bir modelleme yaklaşımının geliştirilebileceği geniş kullanım alanı olan bir modelleme yöntemidir. YSA'nın çalışma platformu olarak ise SNNS programı tercih edilmiştir.

Bu tez çalışmasında iki farklı model tipinin seçilmesindeki amaç, farklı model anlayışlarının avantaj ve dezavantajlarını bir arada görerek, sistem modellemesine yönelik bilgilerin toparlanabilmesidir. Aynı tesisin iki farklı model anlayışı ile modellenmesinin, model sistemlerinin karşılaştırılabilmesi ve aktif çamur prosesinin modellenmesinde bu iki yöntemin üstünlük ve zayıflıklarının belirlenebilmesi açısından önemli olduğu düşünülmüştür.

ASM2 modeli, aktif çamur prensibiyle çalışan atıksu arıtma tesislerinde gerçekleşen farklı prosesleri temel alan matematiksel bir modeldir. Tüm proses kinetikleri matematiksel eşitlikler olarak ifade edilmiş ve böylelikle sistem bütüncül olarak açıklanmaya çalışılmıştır. Bu anlamda ASM2, deterministik ve tümdengelimsel bir model tipidir. ASM2 modeli ile yapılan çalışma, tesise gelen ham atıksu verilerinden yararlanılarak biyolojik ve kimyasal reaksiyonlar sonucunda sistemde oluşan

değişimlerin incelenmesini ve sistemin çıkış suyu karakteristiklerinin kestirilmeye çalışılmasını sağlamıştır.

YSA ise karakutu modelleme tekniğinin tipik bir örneğidir. Veri merkezli bir modelleme yöntemi olan YSA, geçmiş verileri temel alan bir sistem kurulmasını amaçlamaktadır. YSA, ASM2 gibi deterministik bir model olsa da tümevarımsal özellik taşımaktadır. Tezin YSA ile gerçekleştirilen bölümünde, sistemin bütüncül olarak modellenmesinden daha çok benzer bir sistemde de uygulanabilecek bir modelleme sistemi geliştirilmeye çalışılmıştır. Bu amaçla, atıksularda organik madde miktarının belirleyicilerinden biri olan KOİ, hedef parametre olarak seçilmiş ve tesisin çıkış suyu KOİ değerini ham atıksu özelliklerini kullanarak öngörmeyi hedefleyen model çalışmaları yürütülmüştür. KOİ, arıtma tesislerinde günlük olarak takip edilen bir parametredir. Arıtma işleminin her aşaması için önemli bir bilgi olan atıksudaki organik madde miktarının ölçüsüdür. Ayrıca, arıtma tesislerinde çıkış suyu kalitesinin yönetmelik gereği takip edilmesi gerekmektedir (KAAY, 2006). Ölçümü, laboratuvarında konvansiyonel yöntemle ya da özel kitlelerle yapılmaktadır. Organik madde miktarını belirleyen BOİ ölçümünden daha kısa zamanda ölçülse de emek, zaman ve maliyet gerektiren bir işlemdir. Tesisin çıkış suyu KOİ değerinin YSA modeli ile belirlenmesi bu sebeplerden dolayı önem kazanmaktadır.

Literatürde ASM ile gerçekleştirilen birçok AAT model çalışması bulunsa da YSA kavramının arıtma tesislerine uygulanmasının kısa geçmişi nedeniyle kapsamlı çalışmalara nadiren rastlanmaktadır. Özellikle her iki modelleme yönteminin birlikte gerçek tesis verilerine uygulandığı, üstünlük ve zayıf noktalarının tartışıldığı ve sistematik bir yaklaşımın oluşturulduğu çalışmalara rastlanmamaktadır. Bu çalışmanın, atıksu arıtma tesislerinde ASM ve YSA uygulamaları ile ilgili bilgileri derlemesi ve ileriki çalışmalar için bir temel teşkil etmesi açılarından oldukça önemli olduğu düşünülmektedir.

Her iki modelleme tekniğinin detayları ve uygulamaları “Temel Bilgiler” bölümünde; veri toplama ve analizi ile modellerin kurulum aşamaları ve izlenen metodoloji “Metod ve Materyaller” bölümünde ve elde edilen sonuçlar, karşılaşılan sorunlar ve sonuçların değerlendirilmesi “Model Çalışmaları ve Tartışma” bölümlerinde

tartışılacaktır. Model çalışmalarının genel değerlendirmesi ise “Sonuçlar” bölümünde verilecektir.

2. TEMEL BİLGİLER

2.1. Atıksu Arıtımı

Antropojenik olarak kalitesi bozulmuş her türlü su atıksu olarak adlandırılabilir. Daha dar anlamıyla atıksu, evsel ya da endüstriyel kaynaklı olan ve arıtma tesislerinde işlenen suyu tanımlamaktadır. Günümüz toplumlarında atıksu arıtımı bir tercih meselesinden daha çok bir zorunluluk haline gelmiştir. Bugünkü kabul ve anlayışlara göre özellikle şehirlerde atıksuyun arıtılabilmesi için üretildiği noktalardan toplanması ve merkezi bir tesise iletilerek burada arıtma işlemlerine tabi tutulması gerekmektedir. Atıksu arıtımı, atıksuda bulunan fiziksel, kimyasal ve biyolojik kirleticilerin yine fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemlerle uzaklaştırılması işlemidir. Burada amaç, arıtım prosesleri sonucunda doğaya bırakılabilecek ya da tekrar kullanılabilir özelliklere sahip çıkış suyu (arıtılmış su) ve katı atık (çamur) elde etmektir (Tchobanoglous et al., 2003).

Modern anlamda ilk kanalizasyon sistemi Almanya'nın Hamburg kentinde 1842 yılında inşa edilmiştir. Ancak, atıksu arıtımı tarihsel olarak atıksuyun toplanması kavramından oldukça sonra başlamış bir süreçtir. 19. yüzyıl ortalarında başlayan ilk merkezi arıtma girişimlerinin günümüz proseslerine benzer bir duruma gelmesi 1920'li yılları bulmuştur. Ancak, atıksu arıtma tesislerinin tasarımı 1950'lere kadar ampirik yöntemlerle devam etmiş, günümüz mühendislik yaklaşımları ancak bu tarihten sonra uygulanmaya başlamıştır. Son 30-40 yıl içerisinde ise atıksu arıtımı bilgi ve uygulamalarında büyük gelişmeler kaydedilmiştir (Peavy et al., 1988).

Evsel atıksu, büyük oranda (yaklaşık %95) sudan oluşmaktadır. Bunun dışında, çözünmüş halde organik (üre, meyve şekeri, protein, vb.) ve inorganik (amonyak, deniz tuzu, vb.) maddeler ile partiküler organik (dışkı, saç, yemek artığı, vb.) ve inorganik (kum, çakıl, seramik, vb.) maddeler, patojenler, protozolar, emülsiyonlar, gazlar, toksik maddeler ve bazı insan faaliyetlerinden kaynaklanan büyük parçalar (bebek bezi, oyuncak, hijyenik ped, naylon torba, vb.) evsel atıksuyu oluşturan diğer bileşenler olarak sıralanabilir (Henze et al., 1995).

Atıksu arıtımında, farklı kirleticiler için farklı arıtım proses ve sistemlerinin uygulanabileceği yaklaşımlar bulunmaktadır (Çizelge 2.1).

Çizelge 2.1. Atıksu arıtımında kullanılan proses ve sistem alternatifleri (Tchobanoglous et al., 2003).

Kirletici	Proses/Sistem
Askıda katı madde	Çöktürme Filtrasyon Yüzdürme Kimyasal-polimer kullanımı Koagülasyon/çöktürme Arazi uygulamaları
Biyolojik olarak ayrışabilen organikler	Aktif çamur Damlatmalı filtre Dönen biyodiskler Lagün ve oksidayon hendekleri Kum filtresi Arazi uygulamaları
Patojen	Klorlama Hipoklorlama Ozonlama Arazi uygulamaları
Azot	Askıda büyüme (nitrifikasyon ve denitrifikasyon uygulamaları) Biyofilm tabakası (nitrifikasyon ve denitrifikasyon uygulamaları) Amonyak uzaklaştırma (sıyırma) İyon değişimi Kırılma noktası klorlama Arazi uygulamaları
Fosfor	Metal-tuzu ilavesi Kireç ile koagülasyon/çöktürme Biyolojik-kimyasal fosfor giderimi Arazi uygulamaları
Zor giderilen organikler	Karbon adsorpsiyonu Üçüncül ozonlama Arazi uygulamaları
Ağır metaller	Kimyasal çöktürme İyon değişimi Arazi uygulamaları
Çözünmüş inorganik katılar	İyon değişimi Ters osmos Elektrodiyaliz

Atıksu arıtımında uygulanacak yöntemler ve seçilecek sistemler arıtılmış atıksuyun potansiyel kullanımına, atıksuyun özelliğine, çeşitli proses ve işlemlerin birarada uygulanabilirliğine, deşarj standartlarına ve çeşitli sistemlerin çevresel ve ekonomik fizibilitesi dikkate alınarak belirlenmektedir. Çizelge 2.1'de sunulan proses alternatiflerinden biri ya da birkaçı istenilen arıtım derecesini sağlamak amacıyla

seçilebilmektedir. Atıksu arıtımında kullanılan biyolojik sistemlerin başlıcaları aşağıdaki gibi sıralanabilir (Toprak, 1999):

- Aktif çamur prosesi
- Damlatmalı filtreler
- Biyodiskler
- Havalandırmalı lagünler
- Stabilizasyon havuzları
- Anaerobik filtre
- Yukarı akışlı çamur yatağı
- Yapay sulak alanlar

Aktif çamur prosesleri veya modifikasyonları biyolojik arıtma yöntemleri arasında geniş uygulama alanı bulmakta ve yaygın olarak büyük ölçekli tesislerde kullanılmaktadır (Öztürk vd., 2005).

2.2. Aktif Çamur Prosesi

Aktif çamur prosesi, 1914 yılında Arden ve Lockett isimli araştırmacılar tarafından geliştirilmiştir. Prosesinin temel ilkesi, “aktif çamur” olarak adlandırılan su ve biyokütle karışımının, karıştırma ya da havalandırma ile havalandırma havuzu içerisinde hareket ettirilmesi ve bu hareket sayesinde çökelmeden floklar halinde askıda kalabilmesidir. Aktif çamur, canlı mikroorganizmalar haricinde organik ve inorganik partiküler maddeler de içermektedir (Henze et al., 1995).

Aktif çamur süreci, mikroorganizmaların organik maddeyi oksijen kullanarak ayrıştırmaları esasına dayanan bir aerobik biyolojik arıtma yöntemidir. Bu süreç, bir ikincil arıtım sürecidir ve bir havalandırma havuzu ve onu izleyen son çökeltme havuzundan oluşur. Klasik uygulamalarda ön çökeltme havuzu da kullanılmaktadır. Klasik aktif çamur prosesinde atıksu, mikroorganizmaların yüksek konsantrasyonlarda bulunduğu havalandırma havuzuna verilir. Organik madde,

mikrobiyal büyüme için hem karbon hem de enerji kaynağı olarak görev alır ve yeni hücrelerin sentezinde kullanılır. Ayrışma ürünleri olarak karbondioksit ve su oluşur (Toprak, 1999).

Sistem farklı arıtım kademelerinden oluşmaktadır. Birinci kademe işlemleri izgaralama, kum tutma ve çökeltme gibi fiziksel işlemlerdir. Evsel atıksularda birinci kademe arıtma ile atıksudaki BOİ'nin yaklaşık %30-35'i giderilmektedir. Ön çökeltmeden sonraki arıtmaya ikinci kademe arıtma denir. İkinci kademe arıtmada, biyolojik arıtma işlemleri uygulanmaktadır. Bu işlemler sırasında çözünmüş organik madde, çökelebilen biyokütle haline dönüştürülür ve son çökeltme tankından çamur olarak uzaklaştırılır. Aktif çamurun bir bölümü havalandırma tankına yeterli biyokütlenin sağlanması için geri döndürülür. Kalan çamur ise çoğalan biyokütleyle karşı gelen çamur olup sistemden dışarı alınarak birinci kademe arıtma sırasında çıkan çamurla karıştırılır. Karışık çamur daha sonra yoğunlaştırılır ve daha sonra stabilize edilmek amacıyla çamur çürütücülere gönderilir. Aktif çamur prosesi ile %90'ın üzerinde BOİ giderimi sağlanır (Öztürk vd., 2005).

Aktif çamur prosesi büyük ölçekli arıtma tesislerinde uygulanan diğer biyolojik proseslerle karşılaştırıldığında bazı üstünlüklerinin yanı sıra bir takım zayıf noktalara da sahiptir (Çizelge 2.2). Görüleceği üzere, yatırım masrafı düşük iken, aktif çamur sistemlerinin işletme giderleri yüksektir.

Çizelge 2.2. Aktif çamur prosesinin üstünlükleri ve zayıf noktaları (Öztürk vd., 2005).

Avantajlar	Dezavantajlar
<ul style="list-style-type: none">▪ Düşük yatırım maliyeti▪ Düşük alan gereksinimi▪ Yeterli havalandırma▪ Daha az koku problemi▪ Yüksek verim	<ul style="list-style-type: none">▪ Yüksek işletme maliyeti▪ Şok yüklemelere karşı hassasiyet▪ Düşük çıkış suyu berraklığı

Aktif çamur prosesinin karışık yapısı sistemin daha iyi anlaşılabilmesi için uzun yıllar üzerinde çalışılmasını gerektirmiştir. Bu durum, prosesin çeşitli modifikasyonlarının oluşmasına neden olmuştur (Öztürk vd., 2005). Bunlar;

- Klasik aktif çamur sistemi

- Uzun havalandırmalı aktif çamur sistemi
- Oksidasyon hendekleri
- Carrousel hendekleri
- Kontak stabilizasyon tankları
- Basamaklı havalandırma
- Ardışık kesikli reaktörler olarak sayılabilir.

Son yıllarda, klasik aktif çamur sistemlerinde karbon gideriminin yanısıra azot ve fosfor gideriminin de gerçekleştirildiği sistemler geliştirilmiştir. Bu sistemlerin başlıcaları aşağıda sıralanmaktadır (Akın, 2002):

- A/O prosesleri
- A²/O prosesleri
- Bardenpho prosesi
- UCT prosesi (University of Capetown)
- VIP prosesi (Virginia Initiative Plant in Norfolk)
- BIODENIPHO prosesi

2.3. Organik Madde Giderimi

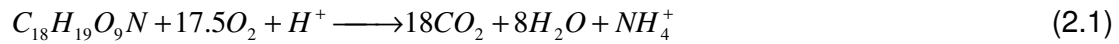
Atıksuda bulunan organik madde karbon kaynaklı atıkları tanımlamak amacıyla kullanılmaktadır. Evsel atıksularda bulunan organik maddenin karbonhidrat, yağ ve proteinden oluştuğu kabul edilmektedir. Bileşimindeki karbonhidrat, yağ ve protein miktarına göre karbon ve azot içeriği değişmektedir. Bu durum, organik madde yıkımı için gerekli oksijen miktarını da etkilemektedir. Bir başka deyişle, organik maddenin bileşimi atıksuyun BOİ değerini belirlemektedir (Henze et al., 1995).

Organik madde, biyolojik bir sistemde büyüme, hidroliz, bozunma ve adsorpsiyon proseslerinden biri ya da birkaçına maruz kalmaktadır. Atıksu arıtımı için

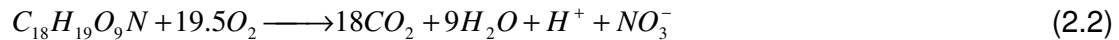
adsorpsiyon diğer üç mekanizma kadar önemli değildir. Organik madde, aktif çamur sistemi havalandırma havuzunda aşağıda verilen aşamalardan birinden geçmektedir:

- Oksidasyon sonucu karbondioksit ve suya ya da azot, fosfor ve kükürt içeren organik maddelere dönüşebilir.
- Biyokütle içinde tutulabilir.
- Herhangi bir değişime uğramadan sistemi terkeder. Bu durumda organik madde inört olarak tanımlanır ve biyolojik olarak ayrışmamaktadır (non-biodegradable).
- Başka organik maddelere dönüşür.

Genel olarak organik maddenin yaklaşık kimyasal kompozisyonu $C_{18}H_{19}O_9N$ olarak verilebilir (Henze et al., 1995). Nitrifikasyonun gerçekleşmediği ve organik maddenin karbondioksite yükseltendiği reaksiyon Eş. 2.1'deki gibidir.



Nitrifikasyonun gerçekleştiği durumda ise reaksiyon azotlu bileşikler ve hidrojen iyonu açısından farklılık göstermektedir (Eş. 2.2).



Biyolojik bir sistemde organik madde giderimini etkileyen en önemli çevresel faktörler sıcaklık, oksijen, pH, toksik maddeler, azot ve fosfordur.

Aerobik prosesler için çalışma aralığı $0-32^\circ C$ 'dir. $32-40^\circ C$ aralığında proses hızı sabitlenirken, sonrasında hızlı bir düşüşle $45^\circ C$ civarında sıfırlanır. Bunun dışında, $55-60^\circ C$ aralığında çalışan termofilik bakteriler de mevcuttur (Henze et al., 1995).

Organik madde giderim prosesinin oksijen, azot ve fosfor bağımlılığı Monod kinetiğiyle açıklanabilir (Eş. 2.3). Monod kinetiğine göre bu üç değişken konsantrasyonlarının proses kinetiği üzerinde herhangi bir kısıtı olmaması durumunda gözlenen büyüme hızı maksimum büyüme hızına yakınlaşacaktır.

Herhangi birindeki bir kısıt, büyüme hızının Monod denkleğinin tanımladığı şekilde düşmesine neden olacaktır.

$$\mu_g = \mu_{\max} \prod \frac{S_x}{S_x + K_{S,x}} \quad (2.3)$$

Burada,

- μ_g : Gözlenen büyüme hızı,
- μ_{\max} : Maksimum büyüme hızı,
- S_x : Değışken konsantrasyonu,
- $K_{S,x}$: Değışken için doygunluk katsayısıdır.

Aerobik prosesler için optimum pH değeri 6-9 aralığındadır. Daha yüksek pH'larda (pH>9) reaksiyon hızı, hızla düşerken, düşük pH değerlerinde (pH<6) ise daha yavaş bir düşüş gözlenmektedir. Biyolojik arıtım proseslerinde genellikle sorunlar düşük pH değerlerinde yaşanmaktadır.

Kompleks oluşumu, kimyasal çökelekler ve siyanür, fenol gibi maddeler proses üzerinde toksik etki yapmaktadır. Bu tür durumlarda, toksik maddenin konsantrasyonuna bağlı olarak proses, yavaşlayabileceği gibi tamamen inhibe de olabilmektedir (Henze et al., 1995).

2.4. Fosfor Giderimi

Fosfor, yaşayan organizmalar için hayati bir önem taşımaktadır. Canlı hayatı için zehirli olmasa da alıcı ortamlara yüksek konsantrasyonlarda verilmesi durumunda aşırı alg büyümesi sonucu ötrofikasyon gibi önemli çevresel sorunlara neden olmaktadır.

Ham atıksuda bulunan fosfor, yaklaşık %90'ı evsel atıksulardan olmak üzere, gıda endüstrisinde oluşan endüstriyel atıklardan ve fosforca zengin gübrelerden kaynaklanmaktadır. Evsel atıksularda bulunan fosforun en önemli kaynağı deterjanlardır (Tanyolaç ve Çelebi, 1992). Evsel atıksulardaki toplam fosforun tipik değerleri 6-23 mg P/l aralığındadır (Henze et al., 1995).

Atıksu arıtma tesislerinde fosfor, biyolojik depolama, fiziksel arıtım ve/veya kimyasal çökeltme yöntemleriyle giderilebilmektedir. KAA Y (2006)'ne göre, eşdeğer nüfusu

100000'den fazla olan yerleşim yerleri için toplam fosfor limit değeri 1 mg/l olarak belirlenmiştir. Bu değer, eşdeğer nüfusu 100000'den az olan yerler için ise 2 mg/l'dir.

2.4.1. Biyolojik fosfor giderimi

Fosforun biyolojik olarak giderimi, anaerobik ve aerobik proseslerin birbiri ardından gerçekleşmesiyle sağlanır. Fosfor biriktiren organizmalar (PAO), aerobik şartlar altında suda çözülmüş halde ve polifosfat (PP) olarak bulunan fosforu büyük miktarlarda bünyelerinde tutabilirler. Ortamda oksijen olmadığı durumlarda ise bu polifosfatı oksidan olarak kullanıp çoğalırlar. Bu proses sonucunda ise ortama fosfor salınır.

Biyolojik fosfor gideriminde dikkat edilmesi gereken en önemli noktalardan biri nitrat konsantrasyonudur. Denitrifiye bakterilerin PAO'lara göre daha hızlı olan organik madde tüketme hızlarından ve aynı besine karşı aralarında bir yarış olmasından dolayı ortamda nitrat bulunması biyolojik fosfor giderimi üzerinde olumsuz etki yapmaktadır (Henze et al., 1995).

Mikrobiyolojik olarak giderilemeyen fazla fosfor ise ortamda çözülmüş oksijen bulunmadığı durumlarda (anoksik ortam ve çökeltme) oluşan çamurla birlikte ya da çoğalma sırasında ortamda çözünebilir tuzlar oluşturamayacak kadar fazla miktarda salındığında ortamdan uzaklaştırılabilir.

2.4.2. Kimyasal fosfor giderimi

Kimyasal fosfor giderimi, tek başına uygulanabildiği gibi biyolojik arıtım sonucunda deşarj standartlarının sağlanamadığı durumlarda biyolojik arıtmaya ek olarak da uygulanabilir.

Kimyasal fosfor giderimi dört basamakta gerçekleşir: çökeltme, koagülasyon, flokülasyon ve ayırma. Çökeltme ve koagülasyon işlemleri çok çabuk gerçekleştiklerinden eş zamanlı olarak kabul edilebilirler. Çökeltme ile birlikte genellikle ortofosfat olarak çözülmüş halde bulunan fosfor, metal tuzlarının ilave edilmesiyle düşük çözünürlüklü katılara dönüşürler. Alüminyum sülfat en iyi çöktürücü olarak bilinmekle birlikte, demir (II) ve demir (III) de bu amaçla kullanılmaktadır. En yaygın olarak kullanılan çöktürücü ise kalsiyumdur. Kalsiyum

genellikle atıksuya sönmemiş kireç ya da kalsiyum oksit şeklinde uygulanmaktadır (Akın, 2002).

AAT'nde kimyasal fosfor giderimi aşağıda belirtilen bölümlerin birinde ya da hepsinde birden uygulanabilmektedir (Tchobanoglous et al., 2003):

- İlk çökeltmeden önce,
- İlk çökeltmeden sonra veya biyolojik arıtmadan sonra,
- Biyolojik arıtımı takip eden ikincil bir arıtmadan önce veya sonra.

Atıksulardan kimyasal fosfor giderimi pH'a bağlı bir prosestir ve en iyi giderim pH 8-11 aralığında gerçekleşmektedir (Akın, 2002). Prosesin pH 7.5-8.5 aralığında da gerçekleştiği gözlenmiştir (Yeoman et al., 1988).

2.4.3. Fiziksel fosfor giderimi

Atıksulardan biyolojik ve kimyasal olarak fosfor gideriminin yanısıra fiziksel giderim yöntemleri de uygulanmaktadır. Bundaki en büyük neden biyolojik ve kimyasal yöntemlerin masraflı olması ve birçok işletme güçlüğüne bulunmasıdır. Ters osmos, elektroliz, birleşik filtrasyon ve adsorpsiyon kullanılan fiziksel yöntemlerden bazılarıdır (Tchobanoglous et al., 2003).

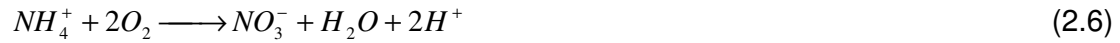
2.5. Azot giderimi

Göl, akarsu gibi alıcı ortamlarda çözülmüş oksijen miktarının tükenme riskini azaltmak için atıksularda azotlu bileşiklerin giderilmesi ya da en azından bu bileşiklerin, yükseltgendikten sonra alıcı ortamlara verilmesi gerekmektedir. Azot barındıran bileşikler biyolojik ya da kimyasal olarak yükseltgenirken oksijene ihtiyaç duyarlar. Azotlu bileşiklerin oksidasyonu (nitrifikasyon) doğal sularda da gerçekleşebilir. Göl, akarsu gibi alıcı ortamlarda nitrifikasyonun gerçekleşmesi ortamda bulunan çözülmüş oksijenin tükenmesine neden olabilir. Oksijeni tükenmiş bir su kütlesi, aerobik ekolojik sistemi sürdürmeyeceği için balık dahil birçok sucul canlı organizmanın ölümüne neden olabilir ve sonuçta ekolojik bir dengesizlik ortaya çıkar. Bu tür bir oksijen tüketiminin önüne geçebilmek amacıyla nitrifikasyonun mutlaka arıtma tesisinde gerçekleşmesi gerekmektedir.

Evsel atıksulardaki azotun ana kaynakları dışı, üre, yiyecek artıkları ve kimyasal atıklardır. Toplam azot miktarının büyük çoğunluğu amonyak ve organik azot şeklinde bulunurken, çok az miktarda nitrat, nitrit ve azot gazına rastlanmaktadır (Siegrist and Jenssen, 1989). Evsel atıksularda toplam azot miktarı tipik olarak 20-80 mg N/l aralığındadır. Bu değerin yaklaşık %60'ını amonyak azotu oluşturmaktadır (Henze et al., 1995).

2.5.1. Nitrifikasyon

Nitrifikasyon iki aşamalı bir prosestir. İlk aşamada amonyum (NH_4^+) nitrite (NO_2^-), ikinci aşamada ise nitrit nitrata (NO_3^-) çevrilir. Nitrifikasyon, uygun koşullar altında ve nitrifikasyon bakterilerinin olduğu durumlarda tüm biyosferde gerçekleşebilir. Proses, ototrofik mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilmektedir. Atıksu içerisinde nitrifikasyon yapan çok çeşitli mikroorganizma bulunsada prosesin başarısı açısından asıl önemli olan sadece Nitrosomonas ve Nitrobacter tip organizmalardır. Mikroorganizmalar prosesin iki farklı basamağı için önemlidir. Nitrosomonas, ilk basamaktan, Nitrobacter ise ikinci basamaktan sorumludur. Prosesin iki basamağı ve sadeleştirilmiş toplam reaksiyon Eş. 2.4-2.6'daki gibi verilebilir:



Nitrifikasyon, toplam reaksiyon dikkate alındığında alkalinite tüketmektedir. Bu durum özellikle düşük pH değerleri olan atıksularda sorunlara yol açabilir. Optimum pH aralığı 7.5-8.2'dir. Düşük ($pH < 6$) ya da yüksek ($pH > 9$) pH değerleri, proses hızının düşmesine ya da prosesin tamamıyla inhibe olmasına neden olabilir (Henze et al., 1995). pH değerinin sabit tutulabilmesi amacıyla $CaCO_3$ cinsinden 50 mg/l alkalinite yeterli olmaktadır (Toprak, 1999).

Proses aynı zamanda sıcaklığa karşı da duyarlıdır. Prosesin en verimli çalıştığı sıcaklıklar 20-30°C aralığıdır. Daha düşük sıcaklıklarda düşük proses hızları

gözlemlenirken 35°C'nin üstündeki sıcaklıklar nitrifikasyon yapan bakteriler için ölüm sınırındır (Henze et al., 1995).

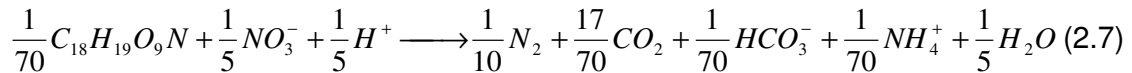
Nitrifikasyon yapan bakteriler aerobiktir ve mutlaka oksijene gereksinim duyarlar. Çözünmüş oksijen değerinin 2-3 mg/l olduğu durumlar nitrifikasyon bakterilerinin büyümesi için uygun şartlardır. Çözünmüş oksijen değerinin 1 mg/l'nin altına düştüğü durumlarda proses inhibe olur (Toprak, 1999).

2.5.2. Denitrifikasyon

Denitrifikasyon prosesi, nitratın mikroorganizmalar tarafından atmosferik azota dönüştürülme işlemidir. Proses, anoksik ortamda gerçekleşir ve nitrat oksidan olarak kullanılır. Denitrifikasyon da nitrifikasyon gibi doğada sıklıkla gözlemlenebilen bir prosestir. Denitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için oksijensiz ya da çok az oksijenin (<0.5 mg/l) olduğu bir ortamda nitratın bulunması gerekmektedir. Denitrifikasyon yapan birçok bakteri fakültatif ve ortamda bulunduğu takdirde oksijeni oksidan olarak tercih etmektedirler (Henze et al., 1995).

Denitrifikasyonun (ve nitrifikasyonun) tüm ara ürünleri toksik özelliklere sahiptir ve ortamda bulunmaları istenmez. Organik maddenin ya da nütrientin az olduğu durumlarda veya prosesin güçlü dinamik etkenlere maruz kaldığı durumlarda proses tam olarak tamamlanmaz ve ara ürünler oluşabilir (Henze et al., 1995).

Denitrifikasyon yapan bakteriler enerji ve karbon kaynağı olarak organik maddeyi kullanmaktadır (heterotrof bakteri). Toplam proses Eş. 2.7'deki gibi verilebilir:



burada C₁₈H₁₉O₉N organik maddeyi temsil etmektedir.

Proses, Monod kinetiğiyle açıklanabilir. Substrat limitleyici olmadığına Monod denkliği sıfırıncı dereceden tanımlanabilir. Dış karbon kaynağı eklenerek substratın limitleyici olmamasını sağlamak mümkündür ve hatta çoğu zaman da gereklidir. Karbon kaynağı olarak genelde asetik asit ya da metanol gibi kolay parçalanabilen organik maddeler kullanılmaktadır (Henze et al., 1995).

Denitrifikasyon suyun alkalinitesini yükseltir. Proses 5.8-9.2 pH aralığında gerçekleşebilse de optimum pH değerleri denitrifikasyon prosesi için 7-8.2 aralığındadır. Proses, sıcaklıktan aerobik heterotrofik prosesler gibi etkilenmektedir. Sıcaklık düştükçe proses hızı da düşer. Kış aylarında dahi denitrifikasyon gerçekleşebilir ancak, 10°C'nin altında reaksiyon hızı oldukça düşmektedir. Reaksiyon hızı 5°C için 0.013 gNO₃⁻/g MLSS iken 27 °C'de 0.16 gNO₃⁻/g MLSS olarak saptanmıştır. Oksijenin proses için inhibasyon etkisi vardır. 0.5 mg/l'nin üzerindeki çözülmüş oksijen değerleri, denitrifikasyon bakterileri için toksik etki yapmaktadır (Toprak, 1999).

2.6. Atıksu Arıtma Tesislerinin Modellenmesi

Modeller, gerçekte var olan bir yapıyı daha iyi anlamayı ve geliştirmeyi sağlayan araçlardır. AAT modelleri, tesis tasarımı ve araştırma çalışmalarında sıklıkla kullanılan yöntemlerdir. Ancak, AAT modelleri bünyelerinde bazı zorlukları barındırmaktadır. Arıtma tesislerinde çok sayıda proses aynı anda gerçekleşmektedir. Proses dinamikleri hakkında hergün daha fazla bilgi edinilse de proseler oldukça karmaşık yapıdadır ve detayları tam olarak çözülmemiştir. Ayrıca, prosesler yatışkın ve doğrusal olmayan özelliklere sahiptirler. Buna rağmen, literatürde başarılı model çalışmalarına rastlanmaktadır. Zaman içinde toplumların talepleri değiştiğinden ve bu talep değişikliği son yıllarda özellikle çevresel konularda bir hassasiyet yarattığından uygulanan yöntemler ve kriterler de zaman içinde değişikliğe uğramaktadır. Bu yüzden model çalışmaları, toplumsal, akademik ve mühendislik alanlarındaki taleplere yanıt verebilmek amacıyla yeni koşullara uyarlanarak devam etmektedir (Henze et al., 2000).

Arıtma tesisi modellemesinde oldukça fazla sayıda değişkenin dikkate alınması gerekmektedir. Ancak bu durum, modelleme çalışmasına farklı bir boyut da getirmektedir. Model, gerçek hayatın benzerini daha kolay ve daha anlaşılabilir olarak sunmayı hedeflerken, parametre sayısının artmasıyla daha karmaşık ve kullanılması zor hale gelebilmektedir. Diğer taraftan, model ne kadar basitleştirilir ve ne kadar çok kabul yapılırsa, modelin gerçek olayların yeterince iyi benzetimini yapması da o kadar zorlaşmaktadır. Modelleme yapılırken bu hassas dengenin sağlanması gerekmektedir.

Model çalışmasının en önemli aşaması teorik olarak doğru çalışan bir model yaratmak değildir. Gerçek verilerle test edilip doğruluğu ispatlanmadıkça oluşturulan modele güvenilemez. Kurulan modele uygulanacak olan kalibrasyon model performansını arttıracaktır. Kalibrasyon, modelin ince ayarı olarak da değerlendirilebilir. Kalibrasyon sonucu ölçülen ve/veya gözlenen tüm değerlerin hesaplanan değerlere mutlak uyum sağlaması gibi bir zorunluluk yoktur. Kalibrasyon, bir tesis ya da bir proses için güvenilir sonuçlar verecek şekilde de yapılabilir. Kalibrasyonun başarısı modelin genelleme başarısıyla değerlendirilebilir. İyi bir model, kalibrasyon ve gerçek verilerle sınanmasından sonra herhangi bir tesis ve her türlü şart için başarılı benzetimler (simulasyon) yapabilmelidir. Reichert et al. (1995)'in de değindiği gibi aktif çamur sistemlerine tanımlayıcı programlar uygulamak (aktif çamur modelleri gibi), tesislerden elde edilen veri sayısındaki artış ile daha kolaylaşmakta ve arıtma tesislerinin gün geçtikçe artan önemiyle de daha gerekli bir konu haline gelmektedir.

2.7. Aktif Çamur Modellemesi

Aktif çamur kinetiği üzerine geliştirilmiş birçok model ve bu modellerin uygulandığı birçok platform bulunmaktadır (GPS-X, WEST, TUDP Delft University, vb.). Bunların içinde en yaygın olarak kullanılan ve diğer bazı modellere de temel oluşturan "Activated Sludge Modelling" (ASM), ilk olarak 1987 yılında Uluslararası Su Kirliliği Araştırma ve Kontrolü Kurumu (International Association on Water Pollution Research and Control IAWPRC, şimdiki adıyla IWA) tarafından geliştirilmiştir. ASM1 olarak geliştirilen ilk aktif çamur modeli birçok eksikliğine rağmen atıksu karakterizasyonu ve matris notasyonu kavramlarını atıksu modellerine tanıtmaktan dolayı oldukça önemlidir ve birçok araştırmacı tarafından daha detaylı model çalışmaları için temel alınmıştır. ASM1 yaklaşık beş yıllık bir ekip çalışmasının ürünüdür. Modelin geliştirildiği yıllarda kısıtlı sayıda arıtma tesisi, biyolojik nütrient giderimi yapmaktaydı. Bu yüzden, ASM1'de azot giderimi model yapısına, heterotrofik ve ototrofik organizmaların büyüme reaksiyonları olarak basit bir şekilde dahil edilirken biyolojik fosfor giderimi modellenmemiştir. 1980'lerin ortalarından itibaren biyolojik fosfor gideriminin yaygınlaşması ve proses hakkındaki bilgilerin artmasıyla birlikte 1995 yılında ASM2 modeli geliştirilmiştir. ASM2'nin denitrifikasyon yapan fosfor biriktiren organizmalar (PAO) kavramı ile geliştirilmesi sonucunda da

1999 yılında ASM2d modeli yayınlanmıştır. 1998 yılında IWA, gelecek model çalışmalarına platform oluşturma düşüncesiyle geçmiş tecrübelerden yararlanarak ASM3 modelini geliştirmiştir. ASM3 özellikle son yıllarda artan içsel depolama bileşenleri (internal storage compounds) bilgisini de ASM'ye dahil etmiştir. Bugün için ASM düşüncesi, birçok ticari veya araştırma amaçlı aktif çamur modelleme programının temelini oluşturmaktadır (Henze et al., 2000).

2.8. ASM2'nin Yapısı

ASM2, aktif çamur prosesindeki farklı tip organizmaların (heterotrofik, ototrofik, fosfotrofik) farklı ortamlardaki (aerobik, anaerobik ve anoksik) farklı davranışlarının (büyüme, fermentasyon, bozunma, vb), reaksiyon kinetik hızları ve bu reaksiyonlara giren bileşiklerin stokiyometrik katsayıları yardımıyla açıklanması ilkesine dayalıdır. ASM2, IWA tarafından geliştirilen diğer tüm aktif çamur modellerinde olduğu gibi matris notasyonu kullanmaktadır. ASM notasyonu aşağıdaki örnekteki gibi açıklanabilir:

Heterotrofik bakteriler aerobik ortamda bulunan çözülmüş substratı kullanarak büyürler. Temel olarak, ortamda gerçekleşen iki reaksiyon bulunmaktadır. Biyokütle (X_B) hücre büyümesiyle artarken bozunma sonucunda azalmaktadır. Bu reaksiyonların yanında oksijen (S_O) kullanımı ve substrat (S_S) giderimi de olmaktadır ancak bu durum yukarıdaki iki temel reaksiyonun bir sonucudur ve stokiyometrik olarak bu reaksiyonlarla ilişkilidir. Bu durumu açıklayan en basit kavramsal modelde sadece biyokütle, substrat ve çözülmüş oksijen dikkate alınmaktadır. Reaksiyonun stokiyometrisi ile birlikte reaksiyonun kinetiğinin de dahil edilmesiyle proses temel şekliyle tanımlanmış olmaktadır (Henze et al., 2000). Gerçekleşen reaksiyonların matris notasyonu ile gösterilmesi Çizelge 2.3'deki gibi olacaktır.

Çizelge 2.3'te "j" ile gösterilen satırlar prosesleri, "i" ile gösterilen sütunlar ise bileşenleri göstermektedir. Stokiyometrik katsayılar da kullanılan "-" bir bileşenin reaksiyona girdiğini, "+" ise reaksiyon ürünü olduğunu göstermektedir. Buna göre örneğin, heterotrofik bakterinin büyüme prosesinde reaksiyona $-1/Y$ birim substrat ve $-(1-Y)/Y$ birim oksijen girmektedir. Reaksiyon sonucunda 1 birim biyokütle oluşmaktadır. Reaksiyon kinetiği ise en sağ sütunda "Büyüme" satırının karşısına gelen ifadeyle tanımlanmaktadır.

Çizelge 2.3. Aerobik ortamda gerçekleşen heterotrofik bakteri büyümesinin kinetiği ve stokiyometrisi.

j \ Bileşen i	1	2	3	Proses hızı
	X_B	S_S	S_O	
1 Büyüme	1	$-1/Y$	$-(1-Y)/Y$	$\frac{\mu S_S}{K_S + S_S} X_S$
2 Bozunma	-1		-1	bX_B
Gözlenen hızlar	$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} \rho_{ij}$			
Stokiyometrik parametre Gerçek büyüme ürün katsayısı: Y	Biyokütle	Substans	Oksijen	Kinetik parametreler Maksimum büyüme hızı: μ Yarı zaman sabiti: K_S Spesifik bozunma hızı: b

Çizelge 2.3'te özetlenen mekanizmalar, aktif çamur prosesinin ve ASM modelleme mantığının sadece küçük bir bölümünü açıklamaktadır. ASM2, aktif çamur sisteminin tamamını 19 farklı proses eşitliğiyle tanımlamaktadır. Gerçekleşen bu prosesler Çizelge 2.4'te verilmektedir. ASM yaklaşımına göre aktif çamur prosesinde gerçekleşen reaksiyonlar beş ayrı kategoride değerlendirilebilir. Bu kategorilerden ilki hidroliz prosesini tanımlamaktadır ve ASM'de bu proses üç farklı ortam için (aerobik, anoksik, anaerobik) farklı reaksiyon kinetikleriyle açıklanmıştır. Heterotrofik, fosfotrofik ve ototrofik organizmaların gerçekleştirdiği tüm prosesler Monod kinetiğine göre düzenlenmiş üç farklı kategoride açıklanmıştır. Son olarak ise, çökeltme ve çözünme reaksiyonlarından oluşan kimyasal fosfor gideriminin tanımlandığı kategori bulunmaktadır.

Atıksu arıtma tesisine ulaşan ham atıksuyun içerdiği organik madde miktarı aktif çamur prosesinin anlaşılabilmesi ve detaylı olarak çalışılabilmesi açısından önem taşımaktadır. Organik madde miktarını belirleyebilmek amacıyla günümüzde üç ölçüm tekniği genel kabul görmektedir:

- Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ)
- Toplam Organik Karbon (TOK)
- Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)

Çizelge 2.4. ASM2'de yer alan proses kinetik eşitlikleri (Henze et al., 2000).

PROSES	PROSES HIZI (ρ)
Hidroliz	
1. Aerobik Hidroliz	$K_h * \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} * \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} * X_H$
2. Anoksik Hidroliz	$K_h * \eta_{NO_3} * \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} * \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} * \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} * X_H$
3. Anaerobik Hidroliz	$K_h * \eta_{fe} * \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} * \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} * \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} * X_H$
Heterotrofik organizmalar: X_H	
4. Fermente edilebilir substrat üzerinde büyüme, S_F	$\mu_H * \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} * \frac{S_F}{K_F + S_F} * \frac{S_F}{S_F + S_A} * \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} * \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} * X_H$
5. Fermentasyon ürünleri üzerinde büyüme, S_A	$\mu_H * \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} * \frac{S_A}{K_A + S_A} * \frac{S_A}{S_F + S_A} * \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} * \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} * X_H$
6. Fermente edilebilir substrat üzerinde denitrifikasyon, S_F	$\mu_H * \eta_{NO_3} * \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} * \frac{S_F}{K_F + S_F} * \frac{S_F}{S_F + S_A} * \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} * \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} * \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} * X_H$
7. Fermentasyon ürünleri üzerinde denitrifikasyon, S_A	$\mu_H * \eta_{NO_3} * \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} * \frac{S_A}{K_A + S_A} * \frac{S_A}{S_F + S_A} * \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} * \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} * \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} * X_H$
8. Fermentasyon	$q_{fe} * \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} * \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} * \frac{S_F}{K_{fe} + S_F} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} * X_H$
9. Bozunma*	$b_H * X_H * \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}}$

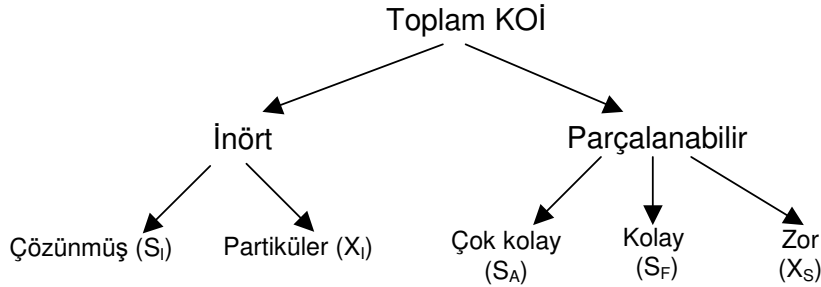
Çizelge 2.4. (devam)

Fosfotrofik organizmalar: X_{PAO}	
10. X_{PHA} birikimi	$q_{PHA} * \frac{S_A}{K_A + S_A} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} * \frac{X_{PP} / X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP} / X_{PAO}} * X_{PAO}$
11. X_{PP} birikimi	$q_{PP} * \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} * \frac{S_{PO_4}}{K_{PS} + S_{PO_4}} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} * \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} * \frac{K_{MAX} - X_{PP} / X_{PAO}}{K_{IPP} + K_{MAX} - X_{PP} / X_{PAO}} * X_{PAO}$
12. X_{PHA} üzerinde aeobik büyüme	$\mu_{PAO} * \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} * \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} * \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} * \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} * X_{PAO}$
13. X_{PAO} 'nun bozunması	$b_{PAO} * X_{PAO} * S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$
14. X_{PP} 'nin bozunması	$b_{PP} * X_{PP} * S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$
15. X_{PHA} 'nin bozunması	$b_{PHA} * X_{PHA} * S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$
Ototrofik organizmalar: X_{AUT}	
16. Büyüme	$\mu_{AUT} * \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} * \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} * \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} * X_{AUT}$
17. Bozunma*	$b_{AUT} * X_{AUT} * \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}}$
Fe(OH) ₃ ile fosfor giderimi	
18. Çökelme	$k_{PRE} * S_{PO_4} * X_{MeOH}$
19. Çözünme	$k_{RED} * X_{MeP} * S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$

* Kappeler and Gujer (1992)'e göre düzeltilmiştir.

Bu üç yöntem içinde KOİ, organik substrat, biyokütle ve kullanılan oksijen arasındaki elektron denkliliklerini en iyi şekilde açıklamasından dolayı diğer ölçüm tekniklerine üstünlük sağlamaktadır (Gaudy and Gaudy, 1971). Ayrıca kütle dengeleri de KOİ cinsinden kurulabilmektedir. Bu yüzden ASM yaklaşımında kullanılan tüm organik madde değerleri, biyokütle de dahil olmak üzere KOİ cinsinden verilmiştir (Henze et.al., 2000).

Arıtma tesislerine gelen KOİ miktarı genel olarak günlük olarak takip edilmektedir. Yapılan analizlerde ölçülen değer, toplam KOİ miktarını vermektedir. Ancak, bu değeri olduğu gibi kullanarak, organik madde ve nütrient giderim proseslerini modellemek mümkün değildir. Bu yüzden, toplam KOİ değerinin bileşenlerine ayrılması gerekmektedir. KOİ değeri farklı kriterlere göre farklı şekillerde sınıflandırılabilir. Örneğin, atıksuyun içinde bulunma durumuna göre KOİ, çözülmüş KOİ (S_{KOI}) ve partiküler KOİ (X_{KOI}) olmak üzere iki ayrı gruba ayrılabilirken parçalanabilme özelliğine göre Şekil 2.1'deki gibi bir yapılanmaya sahiptir.



Şekil 2.1. Toplam KOİ'nin parçalanabilme özelliğine göre bileşenleri (Henze at al. (2000)'den uyarlanmıştır).

Toplam KOİ'nin Şekil 2.1'deki gibi bileşenlerine ayrılması model parametrelerinin doğru tanımlanabilmesi için yeterli olmaktadır. Evsel atıksudaki organik madde miktarlarının KOİ cinsinden tipik değerleri Çizelge 2.5'teki gibi verilebilir (Henze et.al., 1995). Tüm atıksu tipleri için, toplam KOİ (C_{KOI}) değerinin yaklaşık olarak %40'ı çözülmüş KOİ (S_{KOI}), %60'ı partiküler KOİ (X_{KOI}) olarak kabul edilmektedir. Toplam KOİ'nin yaklaşık olarak %25'i ise inört KOİ (C_I) olarak düşünülmektedir. Çözülmüş haldeki inört KOİ (S_I) ise toplam çözülmüş KOİ'nin (S_{KOI}) yaklaşık olarak %10'unu oluşturmaktadır. İnört KOİ (C_I) haricinde kalan parçalanabilir KOİ'nin yaklaşık yarısını ise zor parçalanabilen organik maddeler (X_S) oluşturmaktadır.

Çizelge 2.5. Evsel atıksudaki organik madde miktarları için tipik değerler (Henze et al., 1995).

Parametre	Sembol	Atıksu tipi			
		Kuvvetli (gO ₂ /m ³)	Orta (gO ₂ /m ³)	Zayıf (gO ₂ /m ³)	Çok zayıf (gO ₂ /m ³)
Toplam KOİ	C _{KOI}	740	530	320	210
Çözünmüş	S _{KOI}	300	210	130	80
Partiküler	X _{KOI}	440	320	190	130
Inört toplam	C _I	180	130	80	50
Çözünmüş	S _I	30	20	15	10
Partiküler	X _I	150	110	65	40
Parçalanabilir toplam		560	400	240	160
Çok kolay	S _A	90	60	40	25
Kolay	S _F	180	130	75	50
Zor	X _s	290	210	125	85
Hetrotrofik biyokütle	X _H	120	90	55	35
Ototrofik biyokütle	X _{AUT}	1	1	0.5	0.5

2.8.1. Kinetik parametreler

Henze et al. (2000), ASM2 yapısında yer alan kinetik parametreler ve stokiyometrik sabitler için sırasıyla Çizelge 2.6 ve Çizelge 2.7'de verilen değerlere ulaşmışlardır. İki farklı sıcaklıkta (10°C ve 20°C) verilen kinetik parametrelerin bir kısmı ASM1'den elde edilen deneyimlerle, özellikle biyolojik fosfor giderimine ait kinetik parametreler başta olmak üzere diğer bir kısmı ise laboratuvar ölçekli deneyler ve gerçek arıtma tesisi deneyimleriyle belirlenmiştir (Henze et al., 2000). Kimyasal fosfor giderimi haricindeki tüm reaksiyon hız sabitleri, büyüme ve bozunma hızları sıcaklıkla değişmektedir. Bu değerler artan sıcaklıkla daha yüksek değerler almaktadır. Çizelge 2.6'da yer alan diğer tüm doygunluk ve inhibisyon katsayıları ise sıcaklık değişiminden etkilenmemektedir. Bu duruma tek istisna hidroliz prosesinde kullanılan partikül KOİ için doygunluk katsayısıdır (K_x). Bu katsayının 20°C'deki değeri 0.10 g KOİ (g KOİ)⁻¹ iken 10°C'de 0.30 g KOİ (g KOİ)⁻¹'ye yükselmektedir.

Çizelge 2.6. ASM2 için kinetik parametre tanımları ve değerleri (Henze et al., 2000).

Sıcaklık		20°C	10°C	Birim
<i>Hidroliz:</i>				
K_H	Hidroliz hız sabiti	3.00	2.00	gün ⁻¹
η_{NO_3}	Anoksik hidroliz hız azaltma faktörü	0.60	0.60	-
η_{Fe}	Anaerobik hidroliz hız azaltma faktörü	0.10	0.10	-
K_{O_2}	Oksijen için doyumluk/inhibisyon katsayısı	0.20	0.20	g O ₂ m ⁻³
K_{NO_3}	Nitrat için doyumluk/inhibisyon katsayısı	0.50	0.50	g N m ⁻³
K_x	Partikül KOİ için doyumluk katsayısı	0.10	0.30	g KOİ (g KOİ) ⁻¹
<i>Heterotrofik organizmalar:</i>				
μ_H	Maksimum büyüme hızı	6.00	3.00	gün ⁻¹
q_{Fe}	Fermentasyon için maksimum hız	3.00	1.50	g KOİ (g KOİ) ⁻¹ gün ⁻¹
η_{NO_3}	Denitrifikasyon için hız azaltma faktörü	0.80	0.80	-
b_H	Bozunma hızı	0.40	0.20	gün ⁻¹
K_{O_2}	Oksijen için doyumluk/inhibisyon katsayısı	0.20	0.20	g O ₂ m ⁻³
K_F	S_F üzerinde büyüme için doyumluk katsayısı	4.00	4.00	g KOİ m ⁻³
K_{Fe}	S_F üzerinde fermentasyon için doyumluk katsayısı	20.00	20.00	g KOİ m ⁻³
K_A	S_A (asetat) için doyumluk katsayısı	4.00	4.00	g KOİ m ⁻³
K_{NO_3}	Nitrat için doyumluk/inhibisyon katsayısı	0.50	0.50	g N m ⁻³
K_{NH_4}	Amonyak için doyumluk katsayısı (nütrient)	0.05	0.05	g N m ⁻³
K_P	Fosfor için doyumluk katsayısı (nütrient)	0.01	0.01	g P m ⁻³
K_{ALK}	Alkalinite için doyumluk katsayısı	0.10	0.10	mol HCO ₃ ⁻ m ⁻³
<i>Fosfotrofik organizmalar:</i>				
q_{PHA}	PHA birikimi için hız sabiti	3.00	2.00	g KOİ (g PAO) ⁻¹ gün ⁻¹
q_{PP}	PP birikimi için hız sabiti	1.50	1.00	g PP (g PAO) ⁻¹ gün ⁻¹
μ_{PAO}	Maksimum büyüme hızı	1.00	0.67	gün ⁻¹
b_{PAO}	X_{PAO} bozunma hızı	0.20	0.10	gün ⁻¹
b_{PP}	X_{PP} bozunma hızı	0.20	0.10	gün ⁻¹
b_{PHA}	X_{PHA} bozunma hızı	0.20	0.10	gün ⁻¹
K_{O_2}	Oksijen için doyumluk katsayısı	0.20	0.20	g O ₂ m ⁻³
K_A	S_A (asetat) için doyumluk katsayısı	4.00	4.00	g KOİ m ⁻³
K_{NH_4}	Amonyak için doyumluk katsayısı	0.05	0.05	g N m ⁻³
K_{PS}	Fosfor için PP birikiminde doyumluk katsayısı	0.20	0.20	g P m ⁻³
K_P	Fosfor için büyümede doyumluk katsayısı	0.01	0.01	g P m ⁻³
K_{ALK}	Alkalinite için doyumluk katsayısı	0.10	0.10	mol HCO ₃ ⁻ m ⁻³
K_{PP}	Polifosfat için doyumluk katsayısı	0.01	0.01	g PP (g PAO) ⁻¹
K_{MAX}	X_{PP}/X_{PAO} oranının maksimum değeri	0.34	0.34	g PP (g PAO) ⁻¹
K_{IPP}	X_{PP} birikimi için inhibisyon katsayısı	0.02	0.02	g PP (g PAO) ⁻¹
K_{PHA}	PHA için doyumluk katsayısı	0.01	0.01	g PHA (g PAO) ⁻¹
<i>Ototrofik organizmalar:</i>				
μ_{AUT}	Maksimum büyüme hızı	1.00	0.35	gün ⁻¹
b_{AUT}	Bozunma hızı	0.15	0.05	gün ⁻¹
K_{O_2}	Oksijen için doyumluk katsayısı	0.50	0.50	g O ₂ m ⁻³
K_{NH_4}	Amonyak için doyumluk katsayısı	1.00	1.00	g N m ⁻³
K_{ALK}	Alkalinite için doyumluk katsayısı	0.50	0.50	mol HCO ₃ ⁻ m ⁻³
K_P	Fosfor için doyumluk katsayısı	0.01	0.01	g P m ⁻³
<i>Çökeltme:</i>				
K_{PRE}	Fosfor çökeltmesi için hız sabiti	1.00	1.00	m ³ (gFe(OH) ₃) ⁻¹ gün ⁻¹
K_{PRE}	Fosfor çözünmesi için hız sabiti	0.60	0.60	gün ⁻¹
K_{ALK}	Alkalinite için doyumluk katsayısı	0.50	0.50	mol HCO ₃ ⁻ m ⁻³

Çizelge 2.7. ASM2 için stokiyometrik sabitlerin tanımları ve değerleri (Henze et al., 2000).

<i>Hidroliz:</i>			
f_{SI}	Partikül substrat içindeki inört KOİ oranı	0.00	g KOİ/g KOİ
<i>Heterotrofik organizmalar: X_H</i>			
Y_H	Ürün katsayısı	0.63	g KOİ/g KOİ
f_{XI}	Biyokütle bozunmasında oluşan inört KOİ oranı	0.10	g KOİ/g KOİ
<i>Fosfotroflar: X_{PAO}</i>			
Y_{PAO}	Ürün katsayısı (biyokütle/PHA)	0.63	g KOİ/g KOİ
Y_{PO4}	PHA birikimi için PP gereksinimi	0.40	g P/g KOİ
Y_{PHA}	PP birikimi için PHA gereksinimi	0.20	g KOİ/g KOİ
f_{XI}	Biyokütle bozunmasında oluşan inert KOİ oranı	0.10	g KOİ/g KOİ
<i>Ototrof organizmalar: X_{AUT}</i>			
Y_{AUT}	Ürün katsayısı (biyokütle/nitrat)	0.24	g KOİ/g N
f_{XI}	Biyokütle bozunmasında oluşan inert KOİ oranı	0.10	g KOİ/g KOİ

Çizelge 2.7'de verilen stokiyometrik sabitler ise yine ASM1'den elde edilen deneyimler sonucu ya da gerçek tesis verileri ile ASM2 yapısının düzenlendiği deneme çalışmalarında belirlenmişlerdir. Özellikle fosfotrofların ürün katsayılarının belirlenmesi için gerçekleştirilen deneysel çalışmalar kısıtlıdır (Henze et al., 2000).

Sıcaklık ile değişim gösteren parametreler, günlük atıksu sıcaklık değerleri dikkate alınarak Eş. 2.8'e göre sıcaklık düzeltmeleri yapılarak kullanılmalıdır:

$$k_T = k_{20} \theta^{(T-20)} \quad (2.8)$$

Burada, k_T : T sıcaklığındaki değişken değeri,
 k_{20} : 20°C sıcaklıktaki değişken değeri,
 θ : sıcaklık değişim faktörü,
T : sıcaklıktır.

Eş. 2.8'deki θ değerleri farklı kinetik parametreler için farklı değerler alabilmektedir. Bu değerlerden literatürde sıkça kullanılanlar Çizelge 2.8'de sunulmuştur.

Çizelge 2.8. Sıcaklık değişim faktörü için literatürde verilen bazı değerler.

	Smets et al. 2003	Henze et al. 2000	Tchobanoglous et al. 2003
Max büyüme hızı, μ_H	1.07	1.07	1.07
Bozunma hızı, b_H	1.072	1.07	1.03-1.08
Max büyüme hızı, μ_{AUT}	1.103	1.12	1.06-1.123
Bozunma hızı, b_{AUT}	1.12	1.12	1.03-1.123
Max hidroliz hızı, k_h	1.116	1.04	-
Yarı doygunluk hidroliz, K_X	1.116	1.04	1.0

ASM modellerinin bir diğer bileşeni ise herbir prosese giren ve çıkan bileşenlerin stokiyometrik oranlarıyla beraber sunulduğu stokiyometrik matrislerdir. Çözünmüş

bileşenler için matris Çizelge 2.9'da, partiküler bileşenler için ise Çizelge 2.10'da sunulmuştur. Her iki çizelgede, ASM2 yapısında bulunan 19 farklı proses için ilgili model değişkenlerinin prosese katılım (reaksiyona giren ya da ürün olarak) durumlarını göstermektedir. Model değişkenleri sütunlarda, prosesler ise satırlarda verilmiştir. Herhangi bir model değişkeni ile herhangi bir prosesin kesişiminde bulunan değer o proses için değişkenin stokiyometrik oranını vermektedir. Bu değer pozitif olması reaksiyon sonucu bu değişkenin üretildiğini, negatif olması ise tüketildiğini göstermektedir. Kesişim noktasında herhangi bir değer bulunmaması değişkenin proses ile herhangi bir ilişkisinin olmadığını belirtmektedir.

Çizelge 2.9 ve Çizelge 2.10'da kullanılan i_{NBM} , biyokütle içerisindeki azot miktarını (0.07 gN/gKOİ), i_{PBM} ise biyokütle içerisindeki fosfor miktarını (0.02 gP/gKOİ) göstermektedir. $u_{i,j}$ sembolüyle gösterilen değerler ise "i" nolu proses için "j" bileşenin stokiyometrik oranını vermektedir. Bu oranın hesaplanmasında kütle dengelerinden yararlanılmaktadır.

2.8.2. ASM2 modelinde yapılan kabuller ve kısıtlar

Her model çalışmasında olduğu gibi ASM2'de de bazı kabuller ve basitleştirmeler yapılmıştır. Kabuller ve basitleştirmelerin bir kısmı ASM2'nin kendi yapısından kaynaklanırken bazıları ise modelin AQUASIM ortamında çalıştırılabilmesi amacıyla yapılmıştır. Yapılan bu kabuller sonrasında ve ASM'nin yapısından dolayı model, bazı kısıtlamalarla çalışmaktadır. Bu model yapısında yapılan kabuller, sonuçları ve modelin kısıtlamaları aşağıdaki gibi sıralanabilir (Henze et al., 2000):

- ASM, sadece evsel atıksu modelleri için kullanılabilir. Endüstriyel atıksuların ya da yüksek oranda endüstriyel atıksu karışan evsel atıksu modellemelerinde kullanılamaz.
- ASM, biyolojik arıtımı ve kimyasal fosfor giderimini modellemektedir. Çökeltme tankında gerçekleşen katı-sıvı faz ayrımı model kapsamına alınmamıştır.

Çizelge 2.9. Çözünmüş bileşenler için stokiyometrik matris (Henze et al., 2000).

	S_{O_2}	S_F	S_A	S_{NH_4}	S_{NO_3}	S_{PO_4}	S_I	S_{ALK}	S_{N_2}
<i>Proses:</i>									
1	Aerobik hidroliz						f_{SI}	$U_{1,ALK}$	
2	Anoksik hidroliz						f_{SI}	$U_{2,ALK}$	
3	Anaerobik hidroliz						f_{SI}	$U_{3,ALK}$	
<i>Heterotrofik organizmalar: X_H</i>									
4	S_F üzerinde büyüme	$1-1/Y_H$	$-1/Y_H$			U_{4,PO_4}		$U_{4,ALK}$	
5	S_A üzerinde büyüme	$1-1/Y_H$		$-1/Y_H$		U_{5,PO_4}		$U_{5,ALK}$	
6	S_F ile denitrifikasyon		$-1/Y_H$		$-\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}$	U_{6,PO_4}		$U_{6,ALK}$	$\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}$
7	S_A ile denitrifikasyon			$-1/Y_H$	$-\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}$	U_{7,PO_4}		$U_{7,ALK}$	$\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}$
8	Fermentasyon		-1	1.00		U_{8,PO_4}		$U_{8,ALK}$	
9	Bozunma					U_{9,PO_4}		$U_{9,ALK}$	
<i>Fosfotrofik organizmalar: X_{PAO}</i>									
10	X_{PHA} birikimi		-1			Y_{PO_4}		$U_{10,ALK}$	
11	X_{PP} birikimi	$-Y_{PHA}$				-1		$U_{11,ALK}$	
12	Aerobik büyüme	$1-1/Y_H$			U_{12,NH_4}	$-i_{PBM}$		$U_{12,ALK}$	
13	X_{PAO} bozunması				U_{13,NH_4}	U_{13,PO_4}		$U_{13,ALK}$	
14	X_{PP} bozunması					1.00		$U_{14,ALK}$	
15	X_{PHA} bozunması		1.00					$U_{15,ALK}$	
<i>Ototrofik organizmalar: X_{AUT}</i>									
16	Büyüme	$-\frac{4.57-Y_A}{Y_A}$			$1/Y_A$	$-i_{PBM}$		$U_{16,ALK}$	
17	Bozunma				U_{13,NH_4}	U_{17,PO_4}		$U_{17,ALK}$	
<i>$Fe(OH)_3$ ile fosfor giderimi:</i>									
18	Çökelme					-1		$U_{18,ALK}$	
19	Çözünme					1		$U_{19,ALK}$	

Çizelge 2.10. Partiküler bileşenler için stokiyometrik matris (Henze et al., 2000).

	X_I	X_S	X_H	X_{PAO}	X_{PP}	X_{PHA}	X_{AUT}	X_{TSS}
<i>Proses</i>								
1	Aerobik hidroliz	-1						$U_{1,TSS}$
2	Anoksik hidroliz	-1						$U_{2,TSS}$
3	Anaerobik hidroliz	-1						$U_{3,TSS}$
<i>Heterotrofik organizmalar: X_H</i>								
4	S_F üzerinde büyüme		1					$U_{4,TSS}$
5	S_A üzerinde büyüme		1					$U_{5,TSS}$
6	S_F ile denitrifikasyon		1					$U_{6,TSS}$
7	S_A ile denitrifikasyon		1					$U_{7,TSS}$
8	Fermentasyon							
9	Bozunma	f_{XI}	$1 - f_{XI}$	-1				$U_{9,TSS}$
<i>Fosfotrofik organizmalar: X_{PAO}</i>								
10	X_{PHA} birikimi				$-Y_{PO4}$	1		$U_{10,TSS}$
11	X_{PP} birikimi				1	$-Y_{PHA}$		$U_{11,TSS}$
12	Aerobik büyüme			1		$-1/Y_H$		$U_{12,TSS}$
13	X_{PAO} bozunması	f_{XI}	$1 - f_{XI}$	-1				$U_{13,TSS}$
14	X_{PP} bozunması							$U_{14,TSS}$
15	X_{PHA} bozunması					-1		$U_{15,TSS}$
<i>Ototrofik organizmalar: X_{AUT}</i>								
16	Büyüme						1	$U_{16,TSS}$
17	Bozunma	f_{XI}	$1 - f_{XI}$				-1	$U_{17,TSS}$
<i>$Fe(OH)_3$ ile fosfor giderimi:</i>								
18	Çökeltme							$U_{18,TSS}$
19	Çözünme							$U_{19,TSS}$

- Modelde kullanılan parametrelerin tayini ve hesaplanması nötr pH değerinde yapılmıştır. Bu yüzden pH'ın nötr değerlere yakın olduğu ve büyük değişiklikler göstermediği varsayılmıştır. pH değerinin 6.3-7.8 aralığında kalması tercih edilmektedir. Bununla birlikte pH, nitrifikasyon başta olmak üzere birçok proseste etkilidir.
- Atıksu sıcaklığının 10-25°C aralığında olduğu kabul edilmiştir. Bu aralığın dışında kalan atıksu sıcaklıklarının özellikle fosfor gideriminde hatalı sonuçlar verebileceği düşünülmektedir.
- Polifosfatlar aktif çamurun bir parçasıdır ancak KOİ'yi oluşturan bileşenlerden biri olarak kabul edilmemektedir. Polifosfatın model elemanı olarak kullanılması, toplam askıda katı madde (TAKM) değerini de modele dahil etmektedir. Böylece, ham atıksu içindeki mineral yapıları partiküller modele dahil edildiği gibi, kimyasal çökeltme sonucu oluşan katı maddeler de dikkate alınmaktadır.

- Organizma türlerini temsil eden ortalama bir yapı olduğu ve organizmaların bu yapıya bağlı davranma şekilleri olduğu kabul edilir. Kompozisyonu oluşturan hücrelerin iç yapıları önemli değildir. Ancak, proses kinetikleri doğrusal olmayan bir yapı sergiledikleri için ortalama bir yapı kabul etmek modelin gerçekliğiyle ilgili bir takım sorunlar yaratabilir. Ancak tersi bir durum, modelleme sürecini oldukça karmaşıklaştıracaktır.
- Tüm model bileşenleri çözünmüş ($S_?$) ya da partikül ($X_?$) halindedir. Partiküler bileşenler aktif çamurla ya da çöktürme tanklarında çöktürülen çamur ile taşınırken, çözünmüş bileşenler sadece suyla taşınabilmektedir. Tüm partikül maddeler elektriksel olarak nötr olmak zorundadır. Çözünmüş maddeler iyon yapısında olabilirler.
- Tüm bileşenler ilgili sistemde homojen olarak dağılmışlardır.
- Fermentasyon ürünlerinin hepsinin asetat olduğu kabul edilmiştir.
- Tüm stokiyometrik hesaplamalar için alkalinite, bikorbanat olarak kabul edilmiştir.
- Sistemde bulunan inört KO_2 'nin bir kısmının ham atıksudan diğer bir kısmının ise aktif çamur sürecinde, partikül halindeki substratın hidrolizinden kaynaklandığı kabul edilir.
- Azot gazı denitrifikasyon prosesinin tek ürünüdür.
- Elektriksel dengenin kurulabilmesi amacıyla amonyum ve amonyak azotunun tümü amonyum olarak kabul edilmektedir. Aynı şekilde, nitrit ve nitratın tümü nitrat olarak ifade edilmektedir.
- Oksijen, denitrifikasyon sonucu oluşan azot gazı gibi gaz değişimine uğrayabilir.
- İnorganik çözüner fosfor esas olarak orto-fosfatlardan oluşmaktadır. Yük dengesi için pH değerine bağlı olmaksızın ortofosfatın %50'sinin $H_2PO_4^-$ %50'sinin de HPO_4^- olduğu kabul edilir.

- Ototrof organizmaların mutlak aerobik olduğu varsayılmaktadır.
- Heterotrofik organizmalar aerobik ve anoksik (denitrifikasyon) ortamlarda büyüyebilirler. Anaerobik koşullarda da aktif rol oynayabilirler (fermentasyon).
- X_{PAO} 'nun tüm PP biriktiren organizmaları temsil ettiği düşünülür. X_{PAO} konsantrasyonu X_{PP} ve X_{PHA} konsantrasyonlarını kapsamaz, sadece gerçek biyokütle değeridir.
- X_{PHA} , poli-hidroksi-alkanotları (PHA) ve glikojen gibi yapıları içermektedir. X_{PHA} , analitik olarak ölçülemese de model elemanı olarak önemlidir. KOİ denkliği kurularak hesaplanabilir. Stokiyometrik hesaplamalarda $(C_4H_6O_2)_n$ poli-hidroksi-bütürat (PHB) formunda kabul edilir.
- X_{PP} polifosfatlar stokiyometrik hesaplamalarda $(K_{0.33}Mg_{0.33}PO_3)_n$ formunda kabul edilir.
- Süreklilik denklemleri dört ana temel değişken üzerine kurulmuştur. Bunlar; KOİ, elektriksel yükler, azot ve fosfordur.
- Hidroliz prosesi, ortamdaki elektron alıcısının miktarını göz önüne almak amacıyla üç farklı ortam için tanımlanmıştır. Hidrolizden heterotrofik organizmalar sorumlu olduğundan ve aerobik ortamda hidroliz daha hızlı gerçekleştiğinden diğer iki ortamdaki hidroliz hızlarını düşürmek amacıyla η_{NO_3} ve η_{Fe} değerleri kullanılmıştır. Hidroliz prosesinin modellenmesini kolaylaştırmak amacıyla ASM1'den farklı olarak zor parçalanabilen KOİ miktarının (X_S) azot oranının sabit olduğu kabul edilmiştir. Bu kabul ile kullanılması gereken altı hidroliz reaksiyonu ve iki partikül değişkeni devre dışı bırakılmıştır.
- Organik madde, organik azot ve organik fosfor hidrolizi birleştirilmiş ve aynı anda gerçekleştiği kabul edilmiştir.
- Fermente edilebilen substratlar (S_F) içerisinde de sabit oranlarda azot ve fosfor bulunmaktadır. Böylelikle amonyak oluşum reaksiyonu modele dahil edilmemiştir.

- Denitrifikasyon, ortamda çözülmüş oksijen bulunduğu durumda inhibe olur. Anoksik ortamda heterotrofik organizmaların maksimum büyüme hızı, aerobik şartlardaki hızına göre düşük olmaktadır. Bu düşüşü ve tüm heterotrofik organizmaların denitrifikasyon prosesine dahil olmadığını açıklayabilmek amacıyla η_{NO_3} oranında proses hızı düşürülmüştür.
- Anaerobik şartlarda heterotrofik organizmalar fermentasyon yapabilirler. Fermentasyon, aslında heterotrofik organizmlar için büyüme prosesini kapsasa da model yapısını karmaşıklaştırmamak için bu proses basit bir dönüşüm reaksiyonu olarak kabul edilmiştir.
- PAO'ların denitrifikasyon yapamadıkları ve sadece X_{PHA} 'larla büyüebildikleri kabul edilmiştir. Bu kabul, modelin anaerobik ve anoksik ortamlardaki çalışmasını etkilemektedir. Anaerobik ve anoksik tankta gerçekleşen olaylar aşağıdaki gibi özetlenebilir:

a) Anaerobik tank: Anaerobik tankta nitrat azotu bulunmasının biyolojik fosfor giderim verimini düşürdüğü bilinmektedir. Bu durumu oluşturan üç ana mekanizmadan söz edilebilir:

1.mekanizma: Çok kolay parçalanabilen organik madde (S_A) için PAO'lar ve heterotrofik bakterilerin denitrifikasyon yapabilen kısmı arasında bir yarış vardır. Bu da PAO'lar tarafından daha az PHA'nın bünyelerinde depolanmasına neden olmaktadır.

2.mekanizma: Fermentasyonun azalması sonucu PAO aktivitesi düşmektedir. Denitrifikasyon yapabilen heterotroflar S_F 'i S_A 'ya çeviremezler. Bu yüzden anaerobik tankta daha az S_A oluşacak ve sonuç olarak tankta daha az PHA birikecektir. Bu durum ise aerobik tankta PAO büyümesini kısıtlayacak ve fosfotrofların yıkanarak ortamdan kaçmasına neden olacaktır.

3.mekanizma: Bazı POA'lar denitrifikasyon yapabilmektedir. Anaerobik tankta nitrat girmesi sonucu bu organizmalar PP'ı kullanarak enerji elde etme yerine denitrifikasyon sonucu enerji kazanırlar.

Her üç durum da anaerobik tankta gerçekleşen durumlar olsa da ASM2 modeli sadece ilk iki mekanizmayı dikkate almaktadır. İlk iki mekanizmanın modele dahil edilmesiyle anaerobik tankta nitrat girişi sonucu biyolojik fosfor gideriminin engellenmesi doğru bir şekilde modellenenilmektedir. Üçüncü mekanizma ASM2 modeli geliştirildiği zamanlarda, bu konuyu açıklayıcı yeterli bilginin henüz oluşmamasından ve ayrıca modeli mümkün olduğunca basit tutabilme isteğinden dolayı dahil edilmemiştir. Bu mekanizmanın dahil edilmesiyle ASM2d geliştirilmiştir.

b) Anoksik tank: PAO'ların denitrifikasyon yapmadıkları kabulü, bu organizmalar açısından anoksik tankı da anaerobik yapmaktadır. Bu yüzden PAO'lar anoksik tanklarda fosfor salınımına devam edecektir. Gerçekte ise bu koşullarda fosfor salınımı olduğu kadar fosfor tutulumu da olmaktadır. Bunun gerçekleşebilmesi ise ancak PAO'ların bir kısmının denitrifikasyon yapabilmesi ile mümkündür. Anoksik tanklar modellenirken denitrifikasyon için heterotrofik hızın (η_{NO_3}) artırılması gerekli olabilir.

- Fosfor salınımı esas olarak anaerobik ortamda gerçekleşse de anoksik ve aerobik ortamlarda da olduğu bilinmektedir. Bu nedenle, fosfor salınım prosesinde oksijen ve nitratın inhibisyon etkisi eşitliğe konmamıştır.
- Nitrifikasyon, tek basamaklı bir proses olarak değerlendirilir. Amonyumun doğrudan nitrata yükseltildiği kabul edilmektedir.
- Nitrifikasyon yapan organizmalar mutlak aerobiktir. Amonyumu besin ve nütrient olarak tüketir ve ürün olarak nitratı oluştururlar.
- Geri dönüş çamurundaki nitrat ihmal edilmektedir. Anaerobik tankta gerçekleşen hidroliz prosesinin küçük bir kısmı bu durumu telafi etmek için kullanılabilir. Anaerobik tankta az miktarda nitrat bulunması durumunda dahi ASM2 bu durumu sorunsuz bir şekilde modelleyebilmektedir.
- Piston akımlı reaktörler, bir dizi seri bağlı tam karışımli reaktör olarak modellenenbilir. COST (European CO-operation in the field of Scientific and Technical Research), anoksik ve aerobik bölümleri bulunan piston akımlı

reaktörleri, seri bağlı 2 anoksik ve 3 aerobik tank olarak modellemeyi ve son aerobik tanktan ilk anoksik tanka bir iç döngü kullanmayı önermektedir (COST, 2000).

2.9. Model Kalibrasyonu

ASM çalışmalarının son aşamalarını model kalibrasyonu ve modelin test edilmesi oluşturmaktadır. Kalibrasyon, model çıktılarının gerçek değerlere yaklaşmasını sağlamak amacıyla gerçekleştirilen çalışmalardır. Bu çalışmalarda, kinetik ve stokiyometrik parametreler ile atıksu kompozisyonu gibi model değişkenleri için uygun değerler saptanmaktadır. Model kalibrasyonu, tesis atıksuyu ile gerçekleştirilen deneylerle, tesis işletmesinden elde edilen değerlerle ya da her ikisinin birden kullanılmasıyla gerçekleştirilmektedir. Model kalibrasyonunda yapılacak değişikliklerin ana ilkeleri aşağıdaki gibi verilebilir (Henze et al., 2000):

- Çoğu değişken, farklı sistemler için önemli değişiklikler göstermediği için kalibrasyon sırasında değiştirilmemelidir. Bu değişkenler Y_H , Y_{AUT} , μ_H , K_{O_2} , K_F , K_A , K_{NO_3} , K_{O_2AUT} , K_{NH_4} olarak sayılabilir.
- Eğer kalibrasyon amacıyla gerçekleştirilen deney sonuçlarına karşı model duyarlı değilse kalibrasyonu planlanan değişkenin değeri aynen korunmalıdır. Eğer değişiklik kaçınılmazsa kalibrasyon, konuyla ilgili tecrübe ve bilgilerin ışığında değişkenin alabileceği olası değerler dikkate alınarak yapılmalıdır.
- Her aşamada sadece tek bir parametrenin değeri değiştirilmelidir. Aktif çamur prosesindeki değişkenlerin birçoğu birbiriyle ilişkili olduğu için yapılan kalibrasyonun etkisini görebilmek amacıyla çoklu değişken kalibrasyonundan kaçınılmalıdır. Eğer, iki ya da daha fazla değişken değeri değiştirilmesi gerekiyorsa, sonuç üzerinde daha fazla etkili olacak değişkende kalibrasyona gidilmelidir. Örneğin, büyüme ve bozunma hızı değerleri için kalibrasyon gerçekleştirilecekse, öncelikle büyüme hızı kalibre edilmelidir.
- Değişkenler arası güçlü ilişkilerin etkisini en aza indirebilmek için gerçekleştirilecek deneyler tek bir değişkenin etkisini ortaya koyacak şekilde planlanmalıdır.

Kalibrasyon amacıyla kullanılacak değerler modelin amacına yönelik olmalıdır. Eğer model, yatışkın durum benzetimi yapmak amacıyla kullanılacaksa hedeflenen kalibrasyon değerleri dinamik olmayan verilerden elde edilmelidir. Aynı şekilde, model dinamik durum benzetimi için kullanılacaksa, kalibrasyon da dinamik verilerle yapılmalıdır. Bu yüzden, iki farklı kalibrasyon aşaması, dinamik olmayan veriyle ve dinamik veriyle gerçekleştirilen kalibrasyon olarak tanımlanmaktadır (Henze et al., 2000).

ASM ile gerçekleştirilen çalışmaların birçoğunda kalibrasyon aşaması net bir şekilde tanımlanmamıştır (Sin et al., 2005). Bu eksikliği gidermek amacıyla farklı araştırmacılar tarafından, Henze et al. (2000) tarafından önerilen kalibrasyon yönteminin yanısıra bazı sistematik kalibrasyon yaklaşımları sunulmuştur. Bu yaklaşımların en bilinenleri BIOMATH (Vanrolleghem et al., 2003), STOWA (Hulsbeek et al., 2002), HSG (Langergraber et al., 2004) ve WERF (Melcer et al., 2004) protokolleridir (Sin et al., 2005). Yukarıda değinilen kalibrasyon protokolleri genel kabul görmüş yöntemler olsa da herbirinin farklı avantaj ve dezavantajları bulunmaktadır. BIOMATH dört protokol içinde uygulanması en zor olanıdır. Kalibrasyonu ampirik yöntemlerden daha çok bilimsel ve kesin yöntemlerle yapmayı hedeflemektedir. Kalibrasyon performansı açısından en başarılı yaklaşımdır. STOWA protokolü düz, pratik ve uygulanması kolay özellikleriyle WERF yöntemiyle birlikte pratik uygulamalar için oldukça uygun görünmektedir. STOWA, özellikle modelleme konusunda tecrübesiz kişilere kalibrasyon basamakları ve bu basamakların önemi hakkında değerli bilgiler sunmaktadır. HSG protokolü şu ana kadar büyük ölçekli ve gerçek bir tesise uygulanmamıştır. Ancak HSG, kalibrasyon sonuçlarının sunumu ve tartışılması için dahi belirli bir düzen önermiştir ve bu protokolün uygulanması durumunda sonuçların incelenmesi ve karşılaştırılmasının oldukça kolay olacağı düşünülmektedir. WERF protokolünün kalibrasyon çalışmasını farklı aşamalara bölmesi model araştırmacısına büyük bir esneklik sağlamaktadır. Kalibrasyon aşaması istenen amaca göre seçilebilmektedir. Özellikle, geçmiş tesis işletme verilerinin kullanıldığı 2 numaralı aşama, bu tür verilere hemen her tesite ulaşılabilmesinden dolayı önemlidir. Diğer kalibrasyon aşamaları ve protokollerde önerilen çok fazla sayıda ve sıklıkta ölçümün gerçekleştirildiği dönemler, kalibrasyon çalışmalarının en zor ve masraflı kısmını oluşturmaktadır (Sin et al., 2005).

BIOMATH kalibrasyon protokolü dört aşamadan oluşmaktadır. İlk aşamada tesis tanımlama ve karakterizasyonu ele alınmaktadır. İkinci aşama yatışkın durum kalibrasyonu, üçüncü aşama dinamik kalibrasyonu ve son aşama da kalibrasyon sonuçlarının değerlendirilmesini içermektedir.

STOWA protokolü, Hollanda'da bulunan 100'ü aşkın arıtma tesisinin kalibrasyonunda elde edilen bilgi ve tecrübelerin biraraya getirilmesi ile oluşturulmuştur. Bu protokole göre atıksu kompozisyonu, BOİ deneyleriyle birlikte fiziksel-kimyasal yöntemlere dayandırılarak tanımlanmaktadır. Daha önce elde edilen tecrübeler ışığında sonuç üzerinde en çok etkisi olan değişkenden başlayarak daha az önemli değişkene doğru ilerleyen aşamalı bir kalibrasyon uygulanmaktadır. Kalibrasyonda kullanılacak değerlere ulaşmak amacıyla fazla sayıda ve sıklıkta ölçümlerin gerçekleştirildiği ölçüm günleri düzenlenmelidir.

HSG protokolü, Almanya, Avusturya ve İsviçre'de bulunan arıtma tesislerinin incelenmesi sonrasında oluşturulmuştur. HSG, diğer protokoller gibi farklı aşamalardan oluşmaktadır. Diğer protokollerden ayrılan en önemli özellikleri, dinamik kalibrasyon öncesi hidrolik modelin kalibre edilmesi ve seri bağlı tam karışımli reaktör sayısının belirlenmesi amacıyla izleme deneylerinin ve hesaplamalı akışkanlar dinamiği (HAD) çalışmalarının önerilmiş olmasıdır. Kalibrasyonun başarısı, pik ve medyan değerlerinin yansıtılmasındaki başarının görsel olarak değerlendirilmesi ile ölçülmektedir.

WERF protokolü ise ABD ve Kanada aktif çamur uygulamalarından elde edilen bilgilerle üretilmiştir. WERF, basitten karmaşığa doğru dört farklı kalibrasyon aşaması önermektedir. Karmaşık kalibrasyon aşamasına gidildikçe kalibrasyonun doğruluk derecesi de artmaktadır. İlk aşama kalibrasyon, model tarafından önerilen değerlerin kullanıldığı ve değerlerde hiçbir değişikliğe gidilmeyen kalibrasyon aşamasıdır. Genellikle yeni yapılması planlanan tesislerin tasarımında kullanılmaktadır. Geçmiş tesis verilerinin inceleme, düzeltme gibi uygun işlemlerden sonra kalibrasyon amaçlı kullanılması ikinci aşama kalibrasyondur. Tesis verilerinin doğruluk kontrolü, kütle denklilikleri ve konuyla ilgili deneyimlerin kullanılması sonucu gerçekleştirilmektedir. Üçüncü aşama kalibrasyon, tesis dinamiğini ve atıksu kompozisyonunu daha detaylı açıklamayı hedefleyen yoğun ölçüm günlerini gerektirmektedir. Hidrolik modelden

daha iyi sonuçlar elde etmek amacıyla tesis hidrolik davranışını açıklamaya yönelik izleme deneylerinin gerçekleştirilmesi ve ampirik yaklaşımların kullanılması da bu aşamadaki kalibrasyon çalışmalarıdır. Dördüncü ve son aşamada ise üçüncü aşamanın yeterli olmadığı durumlarda detaylı ve doğrudan parametre tayinine yönelik deneyler yapılmaktadır.

Yukarıda değinilen dört protokolün bazı noktalarda ortak sorunları bulunmaktadır (Sin et al., 2005):

- Uygulanabilirlik sınırları.
- Veri toplamada karşılaşılan teknik kısıtlamalar.
- Laboratuvar ölçekli deney sonuçlarının gerçek ölçekli modellere taşınması.
- Fazla sayıda ve sık aralıklarla veri toplama dönemlerinin tasarımı (ölçülecek parametreler, ölçüm noktaları ve sıklıkları).
- Model kalibrasyonunun karmaşıklığı (kompleks model yapısına karşılık sınırlı sayıda veri).

Tüm protokoller, model kalibrasyon çalışmalarının sonucunda elde edilen modelin kalibrasyon aşamasında kullanılan verilerden farklı veri setleriyle test edilmesini ve model performansının değerlendirmesinin bu değerlere göre yapılmasını önermektedir. Modelin, değişik senaryo tahminlerinde kullanılabilmesinin ön koşulu modelin kalibrasyon sonucunda mutlaka değişik çalışma koşullarında (farklı çamur yaşı, sıcaklık, organik ve hidrolik yükleme vb.) test edilmesi ve doğrulanmasıdır (Sin et al., 2005).

2.10. ASM Model Çalışmaları

ASM model sürümleri, IWA tarafından geliştirildiği günden bu yana pek çok araştırmada kullanılmış ve başarılı sonuçlar elde edilmiştir. Bu çalışmaların bir kısmı aktif çamur prosesinin uygulandığı AAT'lerinin işletme parametrelerini modellenmesi üzerine olurken, bir kısmı ise aktif çamur prosesinde detaylı kavramsal açıklamalar yapmak üzere gerçekleştirilmiştir. Literatürde ASM sürümleri ile gerçekleştirilen model çalışmalarının yanısıra model kurulumu, karşılaşılan sorunlar, uygun çözüm

önerileri, kalibrasyon teknikleri, atıksu kompozisyonu ve kinetik parametrelerin belirlenmesi üzerine yapılmış kavramsal çalışmalara da rastlanmaktadır. Literatürde rastlanan çalışmaların büyük bir çoğunluğunda diğer modellere de temel oluşturan ASM1 ve modifikasyonları kullanılmıştır. ASM yaklaşımının geliştirildiği yaklaşık 20 yıllık süreç içinde yapılan çalışmalar, aktif çamur prosesini detaylarıyla inceleyerek sürecin daha iyi anlaşılmasını sağladığı gibi, mevcut tesislerin incelenmesini ve yeni yapılması ya da geliştirilmesi planlanan tesisler için de bir tasarım platformu oluşturulmasını sağlamıştır.

Kristensen et al. (1998), ASM modellerinin kalibrasyonu için atıksu kompozisyonun ve kinetik parametrelerin belirlenmesi amacıyla kesikli reaktörlerde respirometrik çalışmalar gerçekleştirmişlerdir. Çalışma, respirometrik çalışmalara dayanan bir kalibrasyon stratejisinin geliştirilmesini sağlamıştır. Pedersen and Sinkjær (1992), ASM1 ile Danimarka, Kopenhag'da bulunan Damhusåen AAT'ni modellemişlerdir. Tesise ait veri setini iki bölüme ayırarak ilk veri setiyle kalibrasyon çalışmasını gerçekleştirmişler, yeni bir kalibrasyon uygulamadan ikinci veri setiyle modelin güvenilirliğini sınamışlardır. ASM model anlayışının, uygun model yapısı kurulumu ve kalibrasyon aşamalarından sonra aktif çamur prosesini modellemekte başarılı olduğu sonucuna varmışlardır. ASM1'in kullanıldığı bir başka çalışmada yine, başarılı bir kalibrasyon sonucunda aktif çamur prosesinde nitrifikasyon ve denitrifikasyonun da ASM model anlayışı ile açıklanabildiği sonucuna varılmıştır (Drolka et al., 2001). Atıksu kompozisyonun belirlenmesi amacıyla Bjerre et al. (1995), Almanya'da bulunan Emscher Nehri'nden aldıkları örneklerle respirometrik çalışmalar gerçekleştirmişler ve nehir suyunun KOİ değerinin model bileşenleri olarak ayrımını incelemişlerdir. Model kalibrasyonu ve atıksu kompozisyonunun belirlenmesine yönelik bir başka çalışma ise İsviçre'de bulunan Zürich-Glatt, Wattwil ve Zürich-Werdhölzli AAT'nde gerçekleştirilmiştir (Siegrist and Tschui, 1992). ASM1 kullanılan bu çalışmada, tesis atıksuları ile gerçekleştirilen deneylerin sonuçları ve tesis verileri kullanılarak kalibrasyon yapılmış ve gerçek değerlerle uyumlu sonuçlar elde edilmiştir. Gernaey and Jorgensen (2004)'in çalışmalarında ise azot ve fosfor giderimi ASM1 ve ASM2d temelli iki modelle incelenmiştir. Azot giderimi ASM1 ile incelenirken fosfor giderimi için ASM2d tercih edilmiştir. Hipotetik bir tesisin tasarlandığı çalışma, farklı koşullarda gerçekleşen azot ve fosfor giderimini detaylı

olarak incelemiştir. de Haas et al. (2001), ASM2 ile aktif çamur prosesinde fosfor giderimini incelemişler ve reaksiyon kinetiklerinde yaptıkları bazı küçük modifikasyonlarla modelin fosfor giderimini başarıyla temsil ettiğini görmüşlerdir. Azot ve fosfor gideriminin birlikte gerçekleştiği Hardenberg AAT'nin (Hollanda) işletmeye alındığı süreç ASM2d ile modellenmiştir (Meijer et al., 2002). Çalışmada, kinetik parametrelerin kalibrasyonu ile biyolojik fosfor giderimi benzetimlerinde başarılı sonuçlar elde edilmiştir. Nuhoğlu et al. (2005) Erzincan AAT'ni ASM1 tabanlı GPS-X yazılımını kullanarak modellemiştir. Tesis çıkış suyu karbonlu ve azotlu bileşiklerin değerleri ile partiküler madde değerleri ve ayrıca havalandırma havuzu MLSS değeri başarılı bir şekilde kestirilmiştir. Atıksu karakterizasyonu ve kinetik parametre tayini İsveç'te bulunan Uppsala AAT için gerçekleştirilmiş ve ASM1 tabanlı EFOR yazılımı ile tesis amonyak, nitrat, MLVSS ve katı madde değerleri hesaplanmıştır (Xu and Hultman, 1996). Elde edilen model çıktılarının tesis işletme değerleri ile uyumlu olduğu görülmüştür. ASM yaklaşımında KOİ, azot ve fosfor için kütle denklıkları kurulmaktadır. Nowak et al. (1999), Dresden (Almanya) AAT'nin modellemesinde kalibre edilecek parametreleri tayin etmek için bu yaklaşımı benimsemişlerdir. ASM1 modelindeki parametreleri belirlemek amacıyla tesis içerisinde bulunan pilot tesiste respirometrik çalışmalar gerçekleştirmişler ve kütle denklıklarıyla yardımıyla bu parametreleri hesaplamışlardır. ASM yaklaşımının önemli bir bölümünü oluşturan atıksu karakterizasyonu ve kinetik parametre tayini Kristensen et al. (1992), Kappeler and Gujer (1992) gibi araştırmacılar tarafından çalışılmıştır. Gernaey et al. (2004), aktif çamur modellemesini ana hatlarıyla inceledikleri çalışmalarında ASM yaklaşımı ile gerçekleştirilen bazı çalışmalara yer vermişlerdir (Çizelge 2.11).

Çizelge 2.11. Farklı ASM çalışmaları ve amaçları (Gernaey et al., 2004).

Yazar	Yıl	Model	Amaç
Coen et al.	1996	ASM1	Tesis yükseltmesi, azot giderimi
Çınar et al.	1998	ASM2	Tesis yükseltmesi, fosfor giderimi
Yuan et al.	1998	ASM1	Tasarım, farklı proses alternatiflerinin değerlendirilmesi
Ladiges et al.	1999	ASM1	Tesis yükseltmesi, azot giderimi

Gerçekleştirilen çalışmalarda ASM1 kullanımı daha ağırlıklı olurken bu çalışmalar tesis yükseltmesi ve azot giderimini incelemektedir. Tasarım amacıyla gerçekleştirilen bir başka çalışmada da ASM1 modeli kullanılmıştır (Yuan et al., 1998). Çınar et al.

(1998) tarafından gerçekleştirilen ve tesis yükseltilmesinin fosfor giderimi ile birlikte incelendiği çalışmada ise ASM2 yaklaşımı kullanılmıştır.

2.11. AQUASIM

AQUASIM, laboratuvar ortamında, dış alanlarda ve doğada gerçekleşen sucul sistemlerin tanımlanmasında ve benzetimde sıklıkla kullanılan bir platformdur. AQUASIM, 90'lı yılların başında İsviçre Çevre Bilimleri Federal Enstitüsü Bilgisayar ve Sistem Bilimleri Bölümü'nde (EAWAG) yazılmıştır. Günümüze kadar birçok farklı alanda kullanılmıştır. Program, ana hatlarıyla dört temel işlevi yerine getirmektedir:

- Benzetim (simulation)
- Tanımlama (identifiability)
- Parametre tahmini
- Belirsizlik analizi (uncertainty analysis)

Tanımlama ve belirsizlik analizi, her ikisinin arka planında bulunan matematiksel tekniklerin benzerliği dolayısıyla duyarlılık analizi olarak birleştirilmiştir. Kullanıcının bu platform üzerinde tanımladığı modeller sayesinde dinamik benzetimler yapmak mümkündür. Sonuçların grafiksel olarak izlenebilmesi kullanıcıya ölçüm sonuçlarıyla karşılaştırma yapma fırsatı sunmaktadır. Seçilen değişkenlere uygulanan duyarlılık analizleri de kullanıcıya tanımlama problemlerini saptama ve yorumlama konusunda yardımcı olmaktadır. Ayrıca, duyarlılık analizi sayesinde hesaplanan değerlerdeki belirsizlik ve her bir değişkenin toplam belirsizlik üzerindeki etkisi hesaplanabilmektedir. AQUASIM, parametre tahmini işlemini ağırlıklı en küçük kareler yöntemi ile gerçekleştirmektedir (Reichert, 1998).

2.11.1. AQUASIM'deki model yapısı

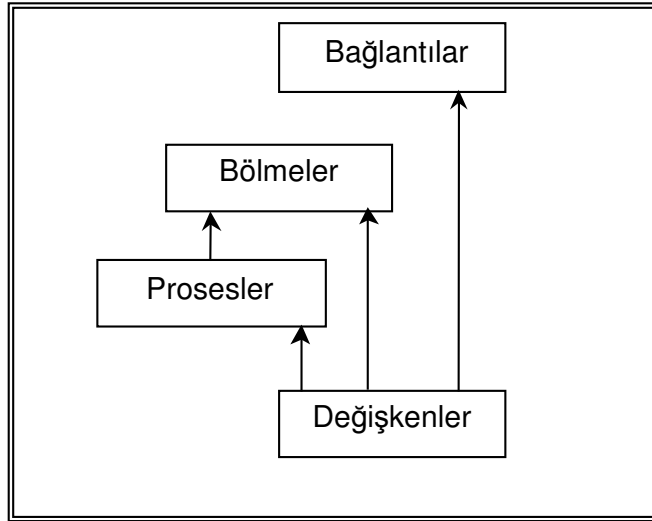
AQUASIM platformunun kendine özgü bir model yapısı bulunmaktadır. Bu yapıyı oluşturan temel, sucul sistemin bağlantılarla birbirine eklemlenmiş olarak farklı bölmelere ayrılmasıdır. Bu bölmeler, baskın taşınım proseslerinin verildiği ve rastlantısal dönüşüm proseslerinin tanımlanabildiği uzay alanlarıdır. Bağlantılar, bölmeler arasındaki tanımlı arayüzleri birbirine bağlar. Kullanıcı tarafından

tanımlanan değişkenler ise bu yapının temel taşlarını oluşturmaktadır. AQUASIM'in genel yapısı Şekil 2.2'de görüldüğü gibi verilebilir (Reichert, 1998).

Altı değişken tipte ve sınırsız sayıda değişken tanımlanabilmektedir. Bu değişkenleri üç ana gruba ayırmak mümkündür:

- Sistem değişkenleri: durum değişkenleri, program değişkenleri
- Veri değişkenleri: sabit değişkenler, gerçek liste değişkenleri
- Fonksiyon değişkenleri: değişken liste değişkenleri, formül değişkenleri

Aktif çamur sistemlerinin modellerinde, durum değişkenleri partikül ve çözünmüş madde konsantrasyonlarının belirlenmesi için kullanılır. Diferansiyel denklemlerin çözülmesi sonucunda bu değerlere ulaşılabilir. Program değişkenleri ise daha önceden tanımlı değişkenler arasında ilişkiler kurarak yeni değişkenler yaratır. Aktif çamur benzetimlerinde en önemli program değişkenleri; zaman (gerçek liste değişkenlerinin zamana bağlı akış ve konsantrasyon değişimlerini tanımlama argümanı olarak), debi (herhangi bir bölmedeki o andaki debiyi belirtir) ve reaktör hacmi olarak sıralanabilir.



Şekil 2.2. AQUASIM altyapılarının birbirleriyle olan ilişkisi.

Sabit değişkenler, model parametrelerini ya da sistem davranışını etkileyen dış faktörleri tanımlamak için, gerçek liste değişkenleri ise verili bir argüman (başka bir

değişken) üzerinden tanımlanan veri serileri için kullanılırlar. Aktif çamur sistemlerinde kullanılan en önemli gerçek liste argümanı zamandır. ASCII veri dosyalarından okunan zaman serileri iki farklı amaç için kullanılabilir: Sistemin giriş ve çıkış değerlerinin interpolasyon yoluyla belirlenmesinde ve parametre tahmini sürecinde herhangi bir değişkenin hedef değerlerini oluşturan veri çiftleri olarak. Değişken liste değişkenleri yine gerçek liste değişkenleri gibidir. Ancak bu sefer veri setinin argümanı bir gerçek sayı değil bunun yerine farklı bir değişkendir. Formül değişkenleri ise kullanıcıya cebirsel ifadeler kullanarak bir değişkeni tanımlama şansı verir. Bu değişkenler örneğin, proses hızlarının tanımlanmasında kullanılabilir. AQUASIM'in esnek yapısı kullanıcıya, model çalışmasının başında tanımladığı değişken tiplerini, herhangi bir zamanda değiştirme olanağı sunar (Reichert, 1998).

AQUASIM platformunda iki tip proses tanımlanabilmektedir: denge kinetiği ve dinamik prosesler. Aktif çamur sistemlerinin modellenmesinde biyokimyasal proses sistemleri için dinamik prosesler kullanılmaktadır (Henze et al., 1986). AQUASIM'in dinamik proses uygulamaları, biyokimyasal prosesleri tek bir dönüşüm hızı ve bu prosesden etkilenen maddelerin stokiyometrik katsayıları yardımıyla formülize etmeye olanak sağlamaktadır.

AQUASIM hemen hemen tüm sucul ortam modellemelerinde kullanılabilir. Bunun için farklı bölüm alternatifleri sunulmuştur:

- Tam karışımli reaktör,
- Biyofilm reaktörü,
- Advectif-difüsif reaktör,
- Doygun toprak kolonu,
- Akarsu kesiti,
- Göl.

Sıklıkla karşılaşılan aktif çamur sistemlerinin modellenmesi için sabit ya da değişken hacimli tam karışımli reaktör bölümü kullanılması yeterli olmaktadır.

Bölümler arası bağlantılar advectif ya da difüfif bağlantılar kullanılarak sağlanabilmektedir. Advectif bağlantılar sayesinde reaktörler arasında kütle ya da akım ayrılmaları ve birleşmeleri modellenenbilir. Böylelikle sistem içinde su ve madde taşınımı benzetimi yapmak mümkün olmaktadır.

AQUASIM, sucul ortamlar için çok amaçlı bir platform olsa da şimdiye kadar gerçekleştirilmiş çalışmaların birçoğu aktif çamur modellemesine yöneliktir. Janning et al. (1995), AQUASIM'i büyük ölçekli batık nitrifikasyon filtresi kinetiğinin belirlenmesi ve modellenmesi çalışmasında temel olarak kullanmışlardır. Matematiksel modelin en iyi temsil özelliklerini belirlemek amacıyla çok sayıda değişken seti uygulanmıştır.

Portekiz'de bulunan Parada AAT'nin çıkış suyu kalitesinin iyileştirilmesi amacıyla AQUASIM kullanılmıştır (Cheng and Ribarova, 1999). Parada AAT, biyolojik azot giderimi yapılan bir aktif çamur sistemidir. Mevcut tesis kapasitesinin artırılması incelenmiş ve bu amaçla tesis ASM1 (Henze et al., 1986) temel alınarak modellenmiştir. Model daha sonra tesis verileri kullanılarak kalibre edilmiş ve mevcut kapasitenin herhangi bir iyileştirme yapılmadan biyolojik azot giderimine yeterli olduğu sonucuna varılmıştır.

AQUASIM ayrıca aktif çamur modellerinde parametre tahmini ve duyarlılık testleri için de sıklıkla kullanılmaktadır. Reichert et al. (1995) denitrifikasyon prosesi için tek bir parametre tahmini yapmayı hedeflemişlerdir. Bu amaçla, genel kabul görmüş değişkenler, deneye özgü parametreler ve nitrat, nitrit, azot gazı gibi hedef değerlere ulaşmak için düzenlenmiş deneylerin sonuçları kullanılarak parametre tahmini yapılmıştır. Parametre tanımlaması için duyarlılık fonksiyonlarının kullanılabilirliği de ayrıca incelenmiştir. Sonuç olarak, AQUASIM özellikle aktif çamur modellerinin geliştirilmesi için oldukça esnek bir ortam sunmakta, model parametrelerinin tanımlanmasına yardımcı olmaktadır.

2.12. Hidrolik Model

Hidrolik model, temel olarak tesiste bulunan reaktörlerin hacimlerini, hidrolik karakterlerini (tam karışım, piston akış, sabit hacimli, değişken hacimli vd.), geri dönüş çamuru, atık çamur gibi parametreler de dahil olmak üzere tanklar arasındaki

sıvı akım koşullarını tanımlamaktadır (Gernaey et al., 2004). Hidrolik bekletme süresi, matematiksel olarak belirli bir tankın hacminin tanka birim zamanda gelen debinin oranı olarak ifade edilebilir (Eş. 2.9). Hidrolik bekletme süresinin, akımın herhangi bir su parçacığından geçmesi için gerekli ortalama süreden farklı bir anlamı vardır (Henze et al., 1995). Bu kabulden hareketle geri dönüş debisi, hidrolik bekletme süresi hesabında tanka gelen debinin bir parçası olarak düşünülmemektedir.

$$HBS_i = \frac{V_i}{Q_i} \quad (2.9)$$

Burada,

HBS : Hidrolik bekletme süresi (saat),

V : Hacim (m³),

Q : Debi (m³/saat),

i : Reaktör numarası olarak tanımlanmıştır.

2.13. Yapay Sinir Ağları

Yapay sinir ağları (YSA), klasik modelleme tekniklerinden yapısal ve kavramsal olarak oldukça büyük farklılıklar gösteren bir modelleme yöntemidir. YSA temelde, insan beyninin çalışma prensiplerinden esinlenilerek ortaya konmuş bir modelleme düşüncesidir. İnsan beyninin işleyişi üzerine yapılan nörofizyolojik çalışmalar 20. yüzyılın ortalarına kadar uzanmaktadır (Maier and Dandy, 2000). İnsanların her zaman hayalini kurduğu karar verebilen, öğrenebilen ve hatta düşünebilen makinalar yapma fikrinin daha da güçlenmesi, bilgisayarların hız ve kapasitelerindeki büyük artışların yaşandığı son 20 yılda gerçekleşmiştir. YSA, saniyede milyonlarca işlem yapabilen ve verilen görevleri hatasız olarak yerine getiren makinalara biraz daha fazla sorumluluk verme düşüncesinin bir ürünüdür. Bu terimdeki “yapay” kelimesi ortaya konan yapının biyolojik kökenli olmadığını vurgulamak, “sinir ağları” ise meydana gelen ağ yapısının, insan vücudundaki sinir sisteminden esinlenilerek oluşturulduğunu belirtmek için kullanılmaktadır.

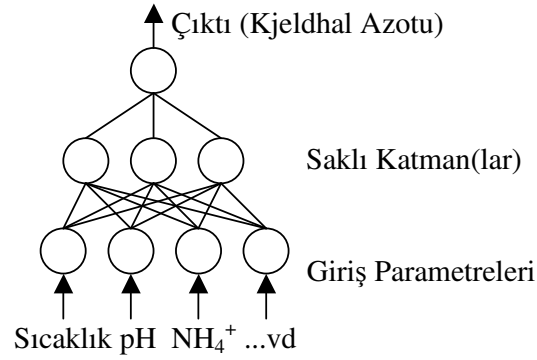
Yeni bir teknolojinin kullanılabileceği üç farklı alan bulunmaktadır. İlki, halihazırda çözümü bilinen eski problemlere bu yeni teknolojinin uygulanarak daha hızlı ya da daha verimli bir çözüm yolunun oluşturulmasının araştırılmasıdır. Bu şekilde yeni bakış açıları getirilebilirken, problem çerçevesinde çok daha fazla miktarda bilgi ve

veri kullanılabilir. İkinci olarak yeni teknoloji eski fakat çözülememiş problemlere uygulanabilir. Son olarak ise yeni teknoloji tamamen yeni bir alanda uygulanabilir (Dowla and Rogers, 1995).

Küçük bir çocuğun beyninin yapabildiği ancak tüm gelişmişliklerine rağmen günümüz bilgisayarlarının hala yapmakta zorlandıkları ya da yapamadıkları işleri, insan beyninin yerine getirebiliyor olması uzun yıllardır araştırmacıların ilgisini çekmektedir. İnsan beyni, bilgisayarlarla karşılaştırıldığında yavaş kalan yapısına rağmen gelişmiş boyuttaki iç haberleşme ve paralel işlem sayesinde üstünlük kazanmaktadır. İnsan beyninin bu yapısı klasik hesaplama yöntemlerine alternatif oluşturabilecek yapay sinir ağları fikrini doğurmuştur. YSA'nı, uzman sistemlerden ayıran en önemli özellik, kuralların belli bir hiyerarşi içinde sırasıyla yerine getirilmeyişidir. Aksine, YSA belli bir kurala bağlı kalınmaksızın bilişsel düzeyde sembolik bir işlem yapmaktadır. Uzman sistemler, davranışları belli bir şekilde tanımlarken YSA, davranışı taklit yoluna gitmektedir. Tıpkı insan beyninin günlük hayatta karşılaştığı birçok durumda belirli kurallar çerçevesinden daha çok hislere ve tecrübelerle dayanarak verdiği tepkiler gibidir. YSA'nın çalışması, bir maymunun bir eğitim sürecinden sonra neyi niye yaptığını bilmeden doğru hareketi yapmasına benzetilebilir (Dowla and Rogers, 1995).

2.13.1. YSA'nın yapısı

Sinir ağı, bir sistemin giriş verileri ile hedeflenen değerler arasındaki ilişkiyi, minimum hatayı verecek şekilde, bir takım eğitim aşamalarından geçerek tanımayı "öğrenen" hesaplama sistemidir (Caudill, 1987). Sinir ağı; katmanlar, katmanlarda bulunan nodlar ve nodlar arasındaki ağırlıklardan oluşmaktadır. Bir sinir ağında üç farklı katman bulunmaktadır. Modele giriş değerlerinin verildiği katman, giriş katmanı olarak adlandırılmaktadır. Model çıktı ya da çıktıların elde edildiği son katman ise çıkış katmanıdır. Bu iki katman arasında yer alan tüm katman ya da katmanlar da saklı katman olarak değerlendirilmektedir. Tipik bir sinir ağı yapısı Şekil 2.3'teki gibi tanımlanabilir.



Şekil 2.3. Tipik bir sinir ağı yapılanması.

Şekil 2.3'te yer alan dairesel yapılar model yapısındaki nodları, nodları birbirine bağlayan ara yapılar da her bir nodun bir sonraki aşamayı etkileme oranını belirten ağırlıkları göstermektedir. Ağın eğitim süreci, sistemden elde edilen değerlerin bilinen ve hedeflenen değerlere mümkün olduğunca yakın olduğu duruma kadar devam eder. İterasyona dayalı bu sistem hatayı minimize ederken giriş parametreleri ile hedeflenen değerler arasında bir tür kapalı kutu ilişkisi kurar. Bu, sinir ağının "öğrenme" aşamasıdır. Öğrenme kelimesinin kullanımı, bu işlemin ezberlemeden daha çok bir öğrenme şeklinde olmasından dolayıdır. Geçmişte toplanmış veriler kullanılarak farklı değişkenler arasında anlamlı ve sağlıklı ilişkiler kurulmaktadır. YSA'nı klasik yöntemlerden ayıran en önemli nokta, bu ilişkilerin oluşturulması için çok detaylı teknik analizlerin yapılması ve sistemin işleyişinin tüm detaylarıyla bilinmesi zorunluluğunun olmamasıdır. Bilgisayarda kullanılan klasik yöntemler, işlemleri ardışık olarak ana işlemci (CPU) üzerinden yaparken, sinir ağları nodlar aracılığıyla paralel işlemler yürütebilmektedir. İstatistikî yöntemlerle karşılaştırıldığında sinir ağları eldeki veriler arasındaki ilişkileri anlayabilmek için çok daha geniş bir bakış açısı sunarken konuyla ilgili özel fonksiyonel tanımlamalar gerekmemektedir. Ayrıca yine istatistikî yöntemlerde olduğu gibi güvenlik aralığı, dağılımlar ve bağımsız değişken değerler gibi kullanılması ve yorumlaması uzmanlık isteyen uygulamalar bulunmamaktadır. YSA, veri setinde bulunabilecek gürültüye karşı da istatistikî modeller kadar hassas değildir. Az sayıda veri ile çalışıldığında YSA daha başarılı sonuçlar vermektedir. Bunun yanında, herhangi bir sistemin işleyişi ile ilgili tüm fonksiyonlar sinir ağının bağlantıları (nodlar ve ağırlıklar) arasına kodlanmıştır (Maier and Dandy, 2000). YSA, biyolojik nöronun bir modeli olduğundan değişen çevre koşullarına da kendini adapte edebilme özelliğine sahiptir. Bu sistemin

en önemli özelliği, öğrenme aşamasında ara katmanlarda bulunan her bir nodun sistemin farklı özelliklerine karşı duyarlılık geliştirmesidir. Böylece, öğrenmeden sonra ağa sunulacak yeni veri setleri karşısında nodlar tanıdığı bir sinyal aldığı anda bunu bir sonraki katmana iletirken, tanımadığı sinyallere karşı ise herhangi bir uyarımda bulunmayacaktır. Bu işlem tıpkı insan vücudundaki sinir hücrelerinin davranışı gibidir. Sinir ağları bütün bu özelliklerinden dolayı klasik algoritmik yöntemlerle çözülemeyen kompleks, doğrusal olmayan ilişkileri içeren sistemlerin çözümünde alternatif bir yöntem olarak görünmektedir.

2.13.2. Yapay sinir ağlarının çevre mühendisliğinde kullanım alanları

Sinir ağları son 20-25 yıldır özellikle tanıma, tanımlama, tahmin, ve algılama gibi alanlarda sıklıkla kullanılmış olsa da çevre mühendisliği alanındaki uygulamalarda kullanılmaya başlanması hayli yenidir. Çevre mühendisliği konularında kullanım amacı daha çok AAT'nin çalışma özelliklerinin modellenmesi ve tahmini (Barnett and Andrews, 1992; Boger, 1992), su ve atıksu arıtma tesislerinin performans değerlendirmesi (Pu and Hung, 1995), AAT kontrolü ve optimizasyonu (Ladiges and Monnerich, 1996), AAT tasarımı (Krovvidy and Wee, 1990), karar verme mekanizmasını iyileştirmek ve hızlandırmak yönündedir. Yapay sinir ağlarının kullanıldığı bazı çevre mühendisliği uygulamaları aşağıdaki gibi sıralanabilir:

- AAT'nde AKM, KOİ ve BOİ giderim verimi (Belanche et al., 1999).
- Girdi olarak sıcaklık, giriş debisi, giriş BOİ, giriş AKM, birincil arıtım BOİ ve AKM değerleri kullanılarak, ikincil ve üçüncül arıtım BOİ ve AKM değerlerinin modellenmesi (Hamoda et al., 1999).
- Saatlik pH ölçümü yerine debi ve güneş ışınması ölçümlerinin kullanılması (Moatar et al, 1999).
- Yağış verisinden yararlanılarak, bu günleri takip eden günlerde AAT'ne gelecek hidrolik yükleme miktarının tayini (El-Din and Smith, 2002).
- Kıyı sularında amonyak, nitrit, nitrat ve fosfat verisi kullanılarak su kalitesinin tayini (Aguilera et al., 2001).

- Atıksu arıtma tesisine gelen debi, KOİ, NH₄, NO₃, NO₂, AKM, klor, fosfor, pH ve sıcaklık değerleri kullanılarak Kjeldahl Azotu değerini tahmin eden model çalışması (Choi and Park, 2001).
- Akarsuda periyodik olarak ölçülen renk, bulanıklık, sıcaklık, debi, çözünmüş fosfor, toplam fosfor, yükseltgenmiş azot miktarı, toplam demir değerleri kullanılarak, *Anabaena* tipi bakteri konsantrasyonunun belirlenmesi (Maier et al., 1998)
- İklim değişikliğinin akarsu hidrolojisi ve ekolojisi üzerindeki etkisinin modellenmesi (Poff et al., 1996)
- Deniz suyunda tuzluluk (de Silets et al., 1992); besin konsantrasyonu (Daniell and Wundke, 1993); ozon dozu (Roadknight et al., 1997); akarsularda alg konsantrasyonu ve taşınımı (Whitehead et al., 1997); deniz yüzeyi sıcaklıkları (Tangang et al., 1997); yağış (Goswami and Srividya, 1996); yağış-akış ilişkisi (Smith and Eli, 1995) gibi farklı konularda YSA kullanılarak yapılmış çalışmalar bulunmaktadır.

Bu tez kapsamında çevre mühendisliği uygulamalarındaki YSA çalışmalarına yer verilmektedir.

2.13.3. Yapay sinir ağlarının üstünlükleri

Yapay sinir ağları, atıksu arıtma tesislerindeki farklı prosesler için ayrı modeller yaratılarak kullanılabileceği gibi, bu tesislerin işletilmesi ve optimizasyonunu bütüncül olarak ele alan modellerin geliştirilmesinde de kullanılabilmektedir. Doğru yapı kurulduğu takdirde sinir ağları, klasik modelleme yöntemlerine göre çok daha esnek bir ortam yaratmaktadır. Özellikle, bir arıtma tesisinin işletilmesinde önemli olan parametrelerin tayininde büyük kolaylıklar sağlayabilir. Ölçülmesi zaman alan ya da pahalı olan, mevcut tekniklerle on-line ölçüm yapmanın imkansız olduğu durumlarda ölçümü daha kolay, zahmetsiz ve ucuz olan parametrelerin yardımıyla bu değerlere YSA aracılığıyla ulaşılabilmektedir. Takip edilen sistemin (örneğin, atıksu arıtma tesisi) günlük işletme verilerinden yararlanılarak birkaç gün sonrasında karşılaşılabilecek olası durumların ya da sorunların tespit edilmesi sayesinde önceden tedbir alınması mümkün olabilmektedir. Sinir ağları, insanın akıl yürütme

yeteneği ile bilgisayarların hızlı ve hatasız işlem yapabilme yeteneklerini birleştirdiğinden, arıtma tesisi optimizasyonu ve kontrolünü başarılı ve güvenilir bir şekilde sağlayabilir. YSA, diğer modelleme teknikleri ve özellikle istatistiki tanımlama yöntemleri ile karşılaştırıldığında yöntemin bazı avantajlara sahip olduğu görülmektedir. Bu özellikler aşağıdaki gibi özetlenebilir (Dowla and Rogers, 1995):

a) Uyum: Kontrollü eğitim (Supervised learning) başta olmak üzere tüm öğrenme yöntemlerinde YSA, buluşsal ya da teorik bilgiler yerine örnekleri kullanarak karşılaşılan problemi çözmeye çalışır. Mühendislik uygulamalarında özellikle de çevre bilimleri ile ilgili uygulamaların birçoğunda kesin çözümler bulunmamaktadır. Bu tür durumlardaki en büyük bilgi kaynağı geçmiş zamanda karşılaşılan örneklerdir. Bir başka deyişle, karşılaşılan problemin arkasında yatan mantığı ya da ilgili denklileri analitik ya da sayısal yöntemlerle ifade etmek mümkün değilse, ilgili sistemin davranışını klasik yöntemlerle açıklamak kolay olmayabilir. YSA, daha önceden belirlenmiş bazı ilişkilere gereksinim duymadığı ve hatta gerekli ilişkileri kendi oluşturmaya çalıştığı için böyle durumlarda avantajlıdır.

YSA, parametrik ve doğrusal olmayan regresyon yöntemi gibi düşünülebilir. Klasik regresyon modellerinde, verinin oturtulacağı (fit) modelin önceden belirlenmesi gerekmektedir. Oysa ki, YSA modellerinde kullanıcının kesin olarak fonksiyon belirleme gibi bir zorunluluğu yoktur. Doğrusal ya da doğrusal olmayan fonksiyonların doğru kombinasyonu ağ tarafından en doğru şekilde belirlenecektir.

b) Genelleme: Bir YSA'nın genelleme özelliği, eğitim sırasında karşılaşmadığı girdi değerlerine anlamlı cevaplar verebilme ya da genel anlamıyla somutlaştırabilme becerisi olarak tanımlanabilir (Maier and Dandy, 2000). Bu beceri, eğitim sırasında ele alınan problemin önemli noktalarının (ya da bilgilerinin) nodlar arasında bulunan ağırlıklara kodlanmasıyla sağlanır. Eğitilmiş bir ağda problem, ağırlıkların sahip olduğu değerliklere indirgenmiştir. Bu sayede, model bu problem üzerinde sunulan yeni verilere doğru yanıtlar vermekle kalmaz, aynı zamanda bu kodlu bilginin doğru bir şekilde yorumlanabilmesi durumunda problemin geneli hakkında farklı bilgiler de sunabilir.

c) Doğrusal olmamak: YSA'nın en önemli özelliklerinden birisi doğrusal olmayan ilişkileri tanımlayabilme becerisidir. Çevre mühendisliği uygulamalarında doğrusal

olmayan ilişkilerle sıklıkla karşılaşılmaktadır. Doğrusal olmama durumu, ilgilenilen eşitlikteki bilinmeyenlerin birbirlerine bağlı olmalarından kaynaklanabileceği gibi incelenen konuda çok boyutlu ya da geometrik davranışlar görünmesinden de kaynaklanabilir. YSA'nda kullanılan transfer (aktivasyon) fonksiyonları modele doğrusal olmama esnekliğini sağlayabilmektedir. Örneğin, sıklıkla kullanılan sigmoid fonksiyonu, doğrusal bir parçası da olan doğrusal olmayan bir fonksiyondur. Problem doğrusal olduğunda YSA bu fonksiyonun sadece doğrusal bölümünü kullanmaktadır. Fonksiyonun doğrusal olmama durumunda ise aktivasyon fonksiyonu buna göre davranmakta ve gerekli doğrusal olmama durumunu sağlayabilmektedir. Bu sayede klasik analiz yöntemlerine göre büyük bir esneklik sağlanmaktadır.

d) Gürültülü, bulanık veriye açık olma: İyi tasarlanmış bir YSA gürültülü, eksik (bulanık) ve hatta yanlış verilerle bile iyi sonuçlar verebilir. Genellikle çevre mühendisliği uygulamalarında bu tür veriler kullanılarak gerçek problemler çözülmeye ya da anlamlandırılmaya çalışılmaktadır. YSA'larının bu özelliği sayesinde kullanıcı daha esnek ve rahat çalışabilmektedir.

e) Modülerlik: YSA, eldeki problem her ne olursa olsun problemi, model içerisindeki ağırlık değerlerine indirgediğinde (sıkıştırdığında), bu bilgi kolaylıkla taşınabilmekte ve başka bir sisteme monte edilebilir hale gelmektedir. Modülerlik sayesinde YSA, yeni verilerle güncellenebilmekte, uzun zaman model çalışmaları yapmadan senaryo tahminleri yapabilmekte ve hızlı olması dolayısıyla gerçek zamanlı çalıştırılabilmektedir.

Tüm bu özelliklerinden dolayı YSA kullanımı hızla yaygınlaşmakta, klasik modelleme yöntemleri ve istatistiki uygulamalara alternatif ve yardımcı bir yöntem olarak daha fazla kullanılmaktadır.

Literatürde YSA yaklaşımının yanısıra, neurofuzzy (NF) ve Adaptive Neural Fuzzy Inference System (ANFIS) gibi yapay zeka modelleme yöntemlerine de rastlanmaktadır. Tüm yapay zeka modelleme yöntemlerinin ilgili problem yapısı ve veri karakteristiğine bağlı üstünlük ve zayıflıkları bulunmaktadır. Veri sayısının ve giriş parametrelerinin az sayıda olduğu problemler için ANFIS, diğer durumlar için ise YSA yönteminin uygun olduğu söylenebilir (Göktepe et al., 2004). ANFIS yaklaşımı, sinir ağları ve bulanık mantığın üstünlüklerinin birleştirilmesi ile oldukça güçlü bir

modelleme yöntemi olarak görülmektedir. Bu sayede, ANFIS bulanık kontrolden kaynaklanan pürüzsüzlük (smoothness) ve sinir ağlarının uyum (adaptability) gibi özelliklerini bünyesinde barındırmaktadır. Fakat, modelleme yapısında bulunan karmaşık hesaplamalardan kaynaklanan önemli kısıtlamalar da içermektedir. ANFIS yönteminin, sonuca hızlı ulaşma, daha küçük eğitim seti gereksinimi, daha kompakt model yapıları, otomatik olarak gerçekleşen parametre ayarları ve interpolasyondan kaynaklanan pürüzsüzlük gibi üstünlüklerinin yanısıra başlangıç veri bölümlenmesi ve giriş veri sayısına karşı hassasiyetten kaynaklanan yüzey salınımları ve alansal karmaşıklıklar, sistemde bulunabilecek olası populasyon dışı değerlerin güçlü olumsuz etkileri ve bilinen monotonik ilişkileri temsil edememesi gibi bazı zayıflıkları da bulunmaktadır. (Bonnisonne, 1997).

Literatürde, YSA ve diğer yapay zeka modelleme yöntemleriyle yapılmış karşılaştırmalı çalışmalara rastlanmaktadır. Bu çalışmalar genel olarak incelendiğinde, herhangi bir yapay zeka yönteminin diğer yöntemlere üstünlüğünden bahsetmek mümkün görünmemektedir. YSA'nın ANFIS'e göre daha başarılı sonuçlar verdiği çalışmalara rastlanabildiği gibi (Sahoo et al., 2005; Bateni et al., 2007), ANFIS yöntemi ile daha başarılı sonuçların elde edildiği çalışmalar da mevcuttur (Abraham et al., 2001; Singh et al., 2007). Bu çalışmaların yanında birçok çalışmada ise model performansı ve kullanılabilirlik açılarından ANFIS ve YSA arasında çok küçük farklılıklar olduğu ve her iki modelleme yönteminin birbirlerine çok yakın performanslar verdiğini belirtilmektedir (Maier et al., 2001; Vieira et al., 2004; Chau et al., 2005; Iglesias et al., 2007).

NF ve YSA yaklaşımlarının kullanılarak akarsu akımı-askıdaki sediman miktarı ilişkisinin araştırıldığı çalışmada NF'in YSA'dan daha başarılı tahminlerde bulunduğu ve bu ilişkiyi daha yüksek korelasyon değerleriyle ifade edebildiği belirtilmektedir. Toplam sediman miktarı için NF yöntemi %-1.8, YSA ise %-2.0'lik bir bağıl hata ile tahminlerde bulunmuşlardır (Kisi, 2005). Ancak, ANFIS ve YSA tekniklerinin kullanılarak köprü ayaklarında su akışından kaynaklanan aşınma derinliklerinin modellendiği çalışmada ise YSA yaklaşımının sistemi daha iyi açıklayabildiği görülmüştür (Bateni et al., 2007).

Sonuç olarak YSA, diğer yapay zeka modelleme yaklaşımları gibi güçlü bir modelleme tekniği olarak kabul edilmektedir.

2.13.4. Yapay sinir ağları tasarımı

YSA ile oluşturulan modellerde Şekil 2.4'te verilen akış şeması doğrultusunda işlemler gerçekleştirilmektedir. İlk ve en önemli aşama ilgili sistem verilerinin toplanmasıdır. Öncelikle modele neden ihtiyaç duyulduğu, modelleme sonucunda elde edilecek kazanımlar ve bu amaçla toplanması gereken veri tipleri ve sayılarının neler olduğu sorularına yanıt bulunması gerekmektedir. Modellenecek sistemde veriler bu yanıtların ışığı altında toplanmalıdır. Eldeki veriler, modelleme çalışmaları sırasında üç farklı amaç için kullanılmaktadır. Veri setinin bir bölümü ağın eğitimi için kullanılırken, ikinci bölüm eğitim sırasında genelleme yeteneğinin sınanması amacıyla, üçüncü ve son bölüm ise eğitilen modelin eğitim sırasında karşılaşmadığı değerler karşısındaki performansını ölçmek amacıyla kullanılmaktadır (Stone, 1974).



Şekil 2.4. Sinir ağları tasarım yöntemi.

Veri setlerinin modele beslenmeden önce ön işlemlerden geçirilmesi gerekmektedir. Model amacına uygun öğrenme yöntemlerinin seçiminden sonra yine hedefe uygun ağ yapısı kurulmalıdır. Eğitimin durdurulma kriterlerinin herhangi biri sağlanana kadar eğitim verisi tekrar tekrar sisteme sunulur. Model, amaçlanan hedefe ulaştığı takdirde eğitim başarılı kabul edilir. Aksi takdirde gerekli düzeltmelerin yapılması amacıyla sistemde geri dönülür.

Modelin giriş ve çıkış katmanındaki eleman sayıları genellikle problemin yapısı ve temsil özelliği ile belirlenmektedir. Ancak, saklı katman sayısı ve bu katmanlarda bulunacak nod sayısı model tasarımcısı tarafından belirlenmelidir. Tasarımcı, bu karara eğitim amaçlı kullanılacak örnek sayısı ve dağılımı gibi bir takım kriterlere göre karar verme durumundadır. Model yapısında bulunan ağırlık sayısını sınırlayarak, genelleme yeteneği artırılırken ezberleme riski de minimize edilebilir. Genel kural olarak eğitim için kullanılan örnek sayısının ağırlık sayısından daha fazla olması gerektiği söylenebilir.

Modelin iyi bir genelleme yeteneğine sahip olabilmesi için eğitim veri setinin giriş-çıkış parametreleri açısından mümkün olan en geniş aralığı kapsamaya önemlidir. Literatürde farklı amaçlarla gerçekleştirilmiş YSA çalışmalarında değişik model topolojilerine ve veri seti dağılımlarına rastlanmaktadır (Çizelge 2.12).

Çizelge 2.12. Sinir ağlarıyla modellenmiş bazı problemlerin karakteristik değerleri.

Yazar	Değişken	Zaman	Veri Sayısı		Topoloji (G-S1-S2-Ç)*
			Eğitim	Test	
Recknagel et al., 1997	Alg kons.	Gün	3653	730	?**
Hsu et al., 1995	Akış	Gün	365	1826	9-3-0-1
Tawfik et al., 1997	Akış	Gün	144	144	2-2-0-1
French et al., 1992	Yağış	Saat	1000	500	625-100-0-625
Kuligowski et al., 1998	Yağış	6 saat	3688	922	5-?-?-1
Bastarache et al., 1997	pH	Gün	356	39	3-20-0-1
Thirumalaiah 1998	Su seviyesi	Gün	800	295	1-3-0-2

*G : Giriş Katmanı, S1: Birinci saklı katman, S2: İkinci Saklı Katman, Ç : Çıkış Katmanı

** Belirtilmemiş

Genellikle çalışmalarda çıkış katmanındaki nod sayısı sınırlıdır. Modeller çoğunlukla bir ya da birkaç parametrenin tahmini için kullanılmaktadır. Çalışmalarda genellikle günlük ortalama değerler kullanılmıştır. Farklı ölçüm sıklıklarındaki verilerle yapılan çalışmalara da rastlanmaktadır (saatlik, 6 saatlik veri gibi). Verinin, eğitim ve test setlerine ayrılması için bazı öneriler sunulsa da çalışmalarda bu işlemin genel olarak

rastgele gerçekleştirildiği görülmektedir. Genel bir kural olmasa da, eğitim veri sayısı test veri sayısından daha fazla tutulmaktadır. Kullanılacak olan toplam veri sayısı için de belirli bir kriter olmasa da mümkün olduğunca çok sayıda veri ile model çalışmaları gerçekleştirilmektedir.

Modelin, eğitim setinde tüm ya da hemen hemen tüm veriler için giriş ve çıkış değerleri arasında bir ilişki kurmasını sağlayacak öğrenme algoritması uygulanır. Yeteri kadar çok sayıda örnek modele öğretildiğinde sistemin, genelleme yeteneğini kazandığı ve böylece daha önce karşılaşmadığı verilerin sunulması durumunda da benzer bir çözüm üretebileceği düşünülür. Bu noktada, modelin aşırı öğrenme (ezberleme) olarak adlandırılan duruma ulaşmaması önemlidir. Aşırı öğrenme, veri setinin gürültüsüz (noise-free) olduğu kabul edilerek öğrenme hata değerini daha da küçültmek amacıyla, modelin daha fazla eğitime zorlanması durumunda ortaya çıkan bir sorundur. Bu durumdan kaçınmanın en iyi yolu fazla sayıda ve geniş bir aralığa yayılan eğitim kalıpları (pattern) kullanmak ve modelin, eğitim ve test verileri karşısında benzer sonuçlar verdiği optimum noktayı yakalamaktır. Test verilerinden elde edilen sonuçların, eğitim verilerinden elde edilen sonuçlar kadar iyi olduğu nokta, optimum eğitim süreci olarak tanımlanabilir. Aşırı öğrenmeyi denetlemenin bir diğer yolu ise eğitim sırasında sına veri kullanmaktır (Gagnon et al.,1997). Kullanıcı tarafından belirlenen aralıklarda sisteme eğitim verisi dışında bir veri seti sunulur. Çevrim sayısı arttıkça eğitim hata değerinde de bir düşüş gözlenecektir. Ancak, sına verisinde bu düşüş gerçekleşmediği sürece sistem performansı genellemeden ezberlemeye yönelecektir. Sına veri ile sistemin verdiği hata değerinin yükselmeye başladığı nokta, ezberlemenin başlangıcı olarak kabul edilebilir.

Öğrenme sırasında kullanılacak olan veri sayısının fazlalığı ve mümkün olduğunca geniş bir aralığı kapsaması (işletmede karşılaşılabilecek olası değerler) öğrenmenin daha sağlıklı olmasını ve modelin daha geniş bir aralıkta kullanılabilmesini sağlamaktadır.

YSA tasarımının ana hatları aşağıdaki gibi özetlenebilir (Dowla and Rogers, 1995):

Tanım: Problem matematiksel açıdan tam olarak tanımlanmalıdır. Uygun ağ yapısının seçilmesinden önce bu çok önemlidir. Örneğin, problemin doğru ve tam

matematiksels tanımının yapılması kullanıcının hangi ağı sececeği (İleri-geri besleme, Kohonen, Hopfield ya da RBF) konusunda oldukça yardımcı olacaktır.

Fizik: Problemin temel ilişkilerini ve proseslerini açıklayarak girdiler ve çıktılar arasında anlamlı ya da yarı-anlamlandırılabilir bir ilişki olması sağlanmalıdır. Öğrenmenin olduğu model yapılarında hata fonksiyonu minimize edilmeye çalışılır. Ancak, asıl amaçlanan hata fonksiyonunun anlamlı bir şekilde minimize ederken model çıktısını tanımlayabilmektir. YSA'nın performansı problemin fiziksel yapısı hakkında ışık tutmaktadır. Aynı zamanda problemin fiziksel yapısı başlangıç YSA model kurulumunu da etkileyecektir.

Temsil: Kullanılabilecek ya da ölçülebilen parametrelerin model yapısı ve amacını temsil ettiğinden emin olunması gerekmektedir.

Geliştirme: YSA'nın tasarlanması ve geliştirilmesi sanılanın aksine oldukça tecrübe ve yetenek gerektiren bir işlemdir.

Performans: Ağ performansının ölçülebilmesi için objektif değerlendirmeye gereksinim duyulmaktadır. Örneğın, modelin uygulamada hatalı sonuç verme olasılığının ne olduğu; ağın duyarlılığının ne olduğu; ağın, eğitim sırasında karşılaştığı değerlerden farklı değerlerle karşılaştığında güvenilir sonuçlar verip veremeyeceği gibi. Bu soruların cevapları ağ performansının değerlendirilebilmesi için önem taşımaktadır.

Ağ performansı temel olarak aşağıdaki kriterlerden bir ya da birkaçının karşılanmasına göre değerlendirilmektedir (Maier and Dandy, 2000):

- Tahmin becerisi,
- Eğitim süresi,
- Verinin sisteme sunulması ve sonuç alınması arasında geçen süre.

Korelasyon katsayısı ya da normalleştirilmiş etkin değer, ağın eğitimini daha doğru yönlendirebilmek için kullanılabilecek sayısal analiz yöntemleridir.

2.13.5. Yapay sinir ağı model platformu

Stuttgart Üniversitesi Paralel ve Dağıtık Yüksek Performanslı Sistemler Enstitüsü (Institut für Parallele und Verteilte Höchstleistungsrechner, IPVR) tarafından geliştirilen Stuttgart Neural Network Simulator (SNNS), bir YSA simülatörüdür. Program 1989 yılında geliştirilmeye başlanmış olup programın güncellemeleri ve gerekli teknik yardımlar halen Tübingen Üniversitesi (Almanya) tarafından sağlanmaktadır. Projenin amacı, özellikle akademik amaçlı YSA çalışmaları için yeterli ve esnek bir araştırma ve uygulama platformu oluşturmaktır. Bu nedenle, programla ilgili her türlü bilgi, döküman ve programın kendisi ücretsiz olarak internetten sağlanabilmektedir (<http://www-ra.informatik.uni-tuebingen.de/SNNS/>). Program şu an için 160.000 satırın üzerinde kod içermekte olup açık kod olması nedeniyle de geliştirilmeye sürekli açıktır (SNNS, 2002).

SNNS programının iki temel bileşeni bulunmaktadır: C dilinde yazılmış çekirdek program ve bu çekirdeğin üstüne oturtulmuş 2 ve 3 boyutlu görsellik sağlayan kullanıcı grafik arayüzüdür (GUI). Program çekirdeği tüm model işlemlerini gerçekleştiren bölümdür ve GUI'ye ihtiyaç duymadan başka uygulamalar altında C programı olarak da çalışabilmektedir.

SNNS, orijinal olarak UNIX tabanlı bir programdır. Ancak, XWIN32 emülatörü sayesinde Windows işletim sistemli bilgisayarlarda da çalıştırılabilmektedir. Ayrıca, SNNS için JAVA platformunda bir program geliştirilmiştir (JavaNNS). Fakat, JavaNNS görsel yapısı ve sağladığı menüleriyle kullanıcı açısından pratik olsa da model çalışma hızı açısından kullanımı sınırlıdır.

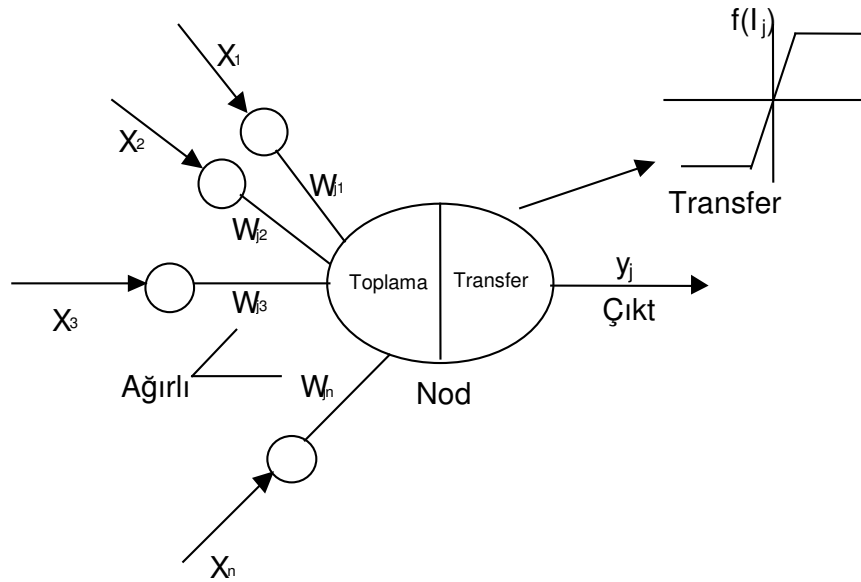
2.13.6. Geri beslemeli ağlar

Öğrenme aşaması için literatürde en sıklıkla kullanılan yöntem ileri-geri beslemeli ağıdır (feed-forward back-propagation). Maier and Dandy (2000), su kaynakları değişkenlerinin YSA ile modellendiği 43 çalışmayı inceledikleri makalelerinde bu çalışmalardan 39'unun geri besleme (GB) öğrenme fonksiyonunu ya da modifikasyonlarını kullandığını belirtmektedir. Bu tür ağ yapılarında, bir giriş katmanı, bir veya daha fazla saklı katman ve bir çıkış katmanı bulunmaktadır. Eldeki veriler hesaplamaların yapıldığı katmanlardan gerçek (hedef) değere doğru ilerler (feed-forward). İşlemler herbir nodda tanımlı aktivasyon fonksiyonunun belirlediği aritmetik

işlemler kapsamında gerçekleştirilmektedir. Herbir noda gelen girdiler, hedef nodla girdinin geldiği kaynak nod arasındaki ağırlık değeriyle (w_{ij}) çarpılır ve tüm çarpımlar toplanır. Toplama bir eşik değeri (θ_j) eklenir ve bu sonuç o nod için girdi değeri olur (I_j) (Eş. 2.10). Seçilen aktivasyon fonksiyonuna göre nodun çıktı değeri (y_j) (Eş. 2.11) fonksiyon sonucu olarak verilir (Şekil 2.5) (Maier and Dandy, 2001).

$$I_j = \sum w_{ji} x_i + \theta_j \quad (2.10)$$

$$y_j = f(I_j) \quad (2.11)$$



Şekil 2.5. Tipik bir noda gerçekleşen işlemler (Maier and Dandy (2001)'den uyarlanmıştır).

Hedef değeri ile hesaplanan değeri arasındaki hata (E) (Eş. 2.12), çıkış katmanından giriş katmanına doğru her noddan geçecek şekilde ters yönde iletilir (back-propagation). Ağın orta katmanlarındaki herbir nod hata sinyalinden belli bir oranda etkilenir ($\Delta w(t)$) (Eş. 2.13). Bu miktar, o nodun çıktı üzerindeki etkisi oranında hesaplanır. Ağda bulunan tüm nodlar hata sinyalinin kendi payına düşen miktarını aldıkları ana kadar çevrim devam eder. Elde edilen hata sinyaline göre ağırlıklar güncellenir ve sistemin hedeflenen değeri yakınsaması sağlanır. Eğim düşümü (gradient descent) yöntemi GB ağlarda kullanılan ağırlık güncelleme yöntemidir (Maier and Dandy, 2001).

$$E = \frac{1}{2} \sum (\zeta_h - \zeta_m)^2 \quad (2.12)$$

$$\Delta w(t) = \sum_{s=1}^{\varepsilon} -\eta \frac{\partial E}{\partial w} + \mu \Delta w(t-1) \quad (2.13)$$

Burada,

ζ_h : Hedeflenen çıktı değeri,

ζ_m : Model çıktı değeri,

η : Öğrenme hızı,

μ : Momentum değeri,

ε : Çevrim sayısıdır.

Güncellenen değerlerle aynı işlemler tekrarlanır ve sistem, hedeflenen değer ile hesaplanan değer arasındaki farkı belli bir değer altına düşürdüğünde, başka bir deyişle hata fonksiyonunun evrensel minimumu yakalandığında işlemler sona erer.

GB öğrenme fonksiyonunun SNNS programında iki değişkeni bulunmaktadır. Bunlar öğrenme değişkeni η ve maksimum fark d_{max} 'tır. η , eğim düşümünde atılacak adımın büyüklüğünü belirler ve tipik değeri 0.1-1.0 aralığındadır. d_{max} ise hedef değer ile hesaplanan değer arasındaki farkın kabul edilebildiği en büyük değerdir. Örneğin, 0.9'dan büyük değerlerin 1.0 ve 0.1'den küçük değerlerin 0 olarak kabul edilmesi isteniyorsa d_{max} 'ın alacağı değer 0.1'dir. Bu değer kullanılması amaç, aşırı eğitimi engellemektir. Tipik değerleri 0.1 ve 0.2'dir. Fonksiyon, programda Eş. 2.14 ve Eş. 2.15'teki gibi kullanılmaktadır (SNNS, 2002):

$$\Delta w_{ij} = \eta \delta_j o_i \quad (2.14)$$

$$\delta_j = \begin{cases} f'(net_j)(t_j - o_j) \dots \dots j \text{ çıktı katmanındaysa} \\ f'(net_j) \sum_k \delta_k w_{jk} \dots \dots j \text{ saklı katmandaysa} \end{cases} \quad (2.15)$$

2.13.7. Geri Beslemeli Ağ Modifikasyonları

YSA ile geliştirilen birçok modelde ara bağlantı sayısı ya da örnek sayısı çok fazla olduğu için GB öğrenme fonksiyonu ile sonuca ulaşmak uzun zaman almaktadır. Bu sorun birkaç şekilde aşılabılır: Birincisi, verinin ön işlemlerden geçirilerek incelenen problemin boyutlarını küçülmesini sağlayarak, ikincisi ise yüksek performanslı bilgisayarlar ya da paralel işlemciler kullanarak. Son olarak, sayısal optimizasyon

teknikleri kullanarak GB yöntemini hızlandırmak çözüm yollarından biri olabilir. Sayısal optimizasyon tekniklerinin uygulandığı GB ağ modifikasyonlarından belli başlıları aşağıdaki gibi özetlenebilir.

2.13.7.1. Ölçekli eşleştirmeli gradyan öğrenme yöntemi

Ölçekli eşleştirmeli gradyan öğrenme (Scaled Conjugate Gradient, SCG) yöntemi GB'yi hızlandırmak için geliştirilmiş öğrenme yöntemlerinden biridir. SCG'nin en önemli özellikleri hızı ve basitliğidir. Bu yöntem, GB'de kullanılan en hızlı düşüm (steepest descent) yönteminde daha hızlı sonuç vermekte, sabit öğrenme basamağı (learning step) "μ"den kaynaklanan yetersizlikleri ortadan kaldırmaktadır. Ayrıca, ikinci dereceden minimizasyon yöntemleri olan Newton ve quasi-Newton yöntemleri gibi karışık değildir.

2.13.7.2. Quickprop

GB'de işlemleri hızlandırmanın bir yolu da hata yüzeyindeki eğrilik (curvature) bilgisini kullanmaktır. Bunun için hata fonksiyonunun ikinci dereceden türevi alınmalıdır. Quickprop fonksiyonu, hata fonksiyonunun yerel olarak ikinci dereceden olduğunu varsayarak bulunduğu noktadan tek bir adımda parabolün minimum noktasına ulaşmayı hedeflemektedir. Quickprop, türevleri her ağırlığın kendi yönünde almaktadır. İlk eğim hesabı standart GB yöntemine göre alındıktan sonra hata fonksiyonunun minimumuna ulaşmak için Eş. 2.16'da verilen işlemi gerçekleştirmektedir:

$$\Delta(t+1)w_{ij} = \frac{S(t+1)}{S(t) - S(t+1)} \Delta(t)w_{ij} \quad (2.16)$$

Burada,

w_{ij} i ve j birimleri arasındaki ağırlık,

$\Delta(t+1)$ gerçek ağırlık değişimi,

$S(t+1)$ hata fonksiyonunun w_{ij} 'ye göre türevi,

$S(t)$ son kısmi türevdir.

SNNS, Quickprop için 4 farklı değişken kullanmaktadır. Bu değişkenler; η , öğrenme parametresi; μ , maksimum büyüme parametresi; ν , ağırlık düşüm terimi ve d_{\max} 'tir. η 'nin kullanımı standart GB ile aynıdır ancak tipik değerleri 0.1-0.3 aralığındadır. μ , ağırlık değişiminde mevcut durumdaki maksimum ağırlık değişimini vermektedir. Tipik

değerleri 1.75-2.25 aralığındadır. ν , ağırlıkları küçültmek için kullanılan bir değişkendir. Quickprop, bu değişkenin değerine oldukça hassastır. Bu yüzden küçük değerler kullanmak gerekmektedir. Tipik değeri 0.0001'dir. d_{\max} 'ın anlamı ve tipik değerleri standart GB ile aynıdır (SNNS, 2002).

2.13.7.3. Rprop

Rprop fonksiyonunun temel ilkesi, kısmi türevin büyüklüğünün atılacak ağırlık adımı üzerindeki olumsuz etkisini yok etmeye çalışmaktır. Bunu sağlayabilmek için, ağırlık güncelleştirmesinin hangi yöne doğru yapılacağına kararını türevin işaretine göre belirlenerek verilir. Ağırlık değişiminin büyüklüğü "güncelleme değeri" olarak adlandırılan $\Delta_{ij}^{(t)}$ tarafından belirlenir (Eş. 2.17).

$$\Delta w_{ij}^{(t)} = \begin{cases} -\Delta_{ij}^{(t)} & , \quad \frac{\partial E^{(t)}}{\partial w_{ij}^{(t)}} > 0 \\ +\Delta_{ij}^{(t)} & , \quad \frac{\partial E^{(t)}}{\partial w_{ij}^{(t)}} < 0 \\ 0 & , \quad \frac{\partial E^{(t)}}{\partial w_{ij}^{(t)}} = 0 \end{cases} \quad (2.17)$$

Rprop fonksiyonunda ikinci aşama $\Delta_{ij}^{(t)}$ değerinin hesaplanmasıdır. Bu işlem işarete dayalı bir uyum işlemidir (Eş. 2.18).

$$\Delta_{ij}^t = \begin{cases} \eta^+ * \Delta_{ij}^{(t-1)} & , \quad \frac{\partial E^{(t-1)}}{\partial w_{ij}^{(t-1)}} * \frac{\partial E^{(t)}}{\partial w_{ij}^{(t)}} > 0 \\ \eta^- * \Delta_{ij}^{(t-1)} & , \quad \frac{\partial E^{(t-1)}}{\partial w_{ij}^{(t-1)}} * \frac{\partial E^{(t)}}{\partial w_{ij}^{(t)}} < 0 \\ 0 & , \quad \frac{\partial E^{(t-1)}}{\partial w_{ij}^{(t-1)}} * \frac{\partial E^{(t)}}{\partial w_{ij}^{(t)}} = 0 \end{cases} \quad (2.18)$$

Karar verilmesi gereken değişken sayısını arttırmamak amacıyla ağırlık adımını büyütmeye ve küçültmeye katsayıları olan η^+ ile η^- değerleri sırasıyla 1.2 ve 0.5 değerlerine sabitlenmiştir. Eş. 2.18'de verilen ilişki aşağıdaki gibi açıklanabilir:

w_{ij} ağırlığının kısmi türevi işaret değiştirdiğinde bu durum atılan bir önceki adımın çok büyük olduğunu ve algoritmanın yerel bir minimumun üzerinden geçtiğini göstermektedir. Ağırlık güncelleme değeri, $\Delta_{ij}^{(t)}$, η^- katsayısı kadar küçültülmelidir. Türevin işareti değişmemiş ise yakınsamayı hızlandırabilmek için güncelleme değeri η^+ katsayısı kadar büyütülmelidir. Rprop, öğrenme işlemini hata fonksiyonunun topolojisine uydurmaya çalıştığı için ağırlık güncellemesi, tüm kalıp setinin düşüm bilgisinin hesaplanmasından sonra gerçekleşmektedir.

Rprop, SNNS'de üç değişkenle tanımlanmaktadır: Δ_0 , Δ_{\max} ve α . Δ_0 başlangıç güncelleme değeridir. Öğrenim başladığında, tüm güncelleme değerleri için Δ_0 atanmaktadır. Her ne kadar öğrenme fonksiyonu, eğitim ilerledikçe bu değerin sürekli değişmesinden dolayı bu değişkene hassas değilse de, değerin sistemde bulunan ağırlık değerlerine uygun olarak belirlenmesi gerekmektedir. Örneğin, 0.1 uygun bir değer olarak kabul edilebilir. Ağırlıkların çok büyük değerler almasını önlemek amacıyla Rprop ikinci değişken, Δ_{\max} 'ı kullanmaktadır. Güncelleme değerinin alabileceği en yüksek değer Δ_{\max} 'tır. Fonksiyon, bu değişken için de hassas değildir. Tipik değerler 30-100 aralığındadır. Son değişken, α , ağırlık düşüm katsayısıdır. Çıktı hatasını (model hedefini) düşürmenin yanısıra ağırlıkların boyutlarını da küçültmektedir. Ağırlık boyutlarının düşürülmesi sistemin genelleme becerisini arttırmaktadır. Rprop'da kullanılan hata fonksiyonu Eş. 2.19'da verilmiştir (SNNS, 2002).

$$E = \sum (t_i - o_i)^2 + 10^{-\alpha} \sum w_{ij}^2 \quad (2.19)$$

3. METOD VE MATERYALLER

Bu tez kapsamında aktif çamur prensibiyle çalışan ve organik maddenin yanısıra azot ve fosfor gideriminin gerçekleştiği Antalya Hurma AAT'nin, iki farklı modelleme yöntemi ile modellenmesine çalışılmıştır. Bu yöntemlerden ilki, tesiste gerçekleşen biyolojik ve kimyasal proseslerin kinetiklerini açıklayan aktif çamur modelleme tekniği ASM2, ikincisi ise geçmişe dönük tesis işletme verilerinin kullanımı sonucu tesis işletme parametrelerinin öngörülmesini hedefleyen yapay sinir ağları (YSA) modelleme tekniğidir. Klasik aktif çamur modelleme yaklaşımı olan ASM2 ile birlikte, bu alanda yeni bir bakış açısı getirmeyi hedefleyen YSA yaklaşımı aynı arıtma tesisi verilerine uygulanarak her iki model yaklaşımının üstünlük ve zayıflıkları belirlenmeye çalışılacaktır.

Çalışmanın ASM2 kullanılan bölümünde tesis bütüncül olarak modellenmiş, bu amaçla öncelikle kinetik modele zemin oluşturan hidrolik model kurulmuş ve sonrasında gerçek tesis işletme verileri kullanılarak model kalibre edilmiştir. Sonuç olarak büyüme hızı, havalandırma havuzu oksijen değeri, çamur yaşı gibi bazı ara model değerleri elde edilirken, tesis çıkış suyundaki toplam azot, toplam fosfor ve kimyasal oksijen ihtiyacı gibi değerlere de ulaşılmıştır. Aynı işletme verileri kullanılarak yapay sinir ağları ile çıkış suyu kimyasal oksijen ihtiyacının tahmin edildiği çalışmanın ikinci bölümünde, veri işleme, model kurulumu, model değişkenlerinin belirlenmesi, elde edilen sonuçların değerlendirilmesi gibi pek çok YSA model basamağı detaylarıyla incelenmiştir. Aktif çamur modellemesinde yeni bir alternatif olarak kullanılabilirliğinin araştırıldığı bu çalışmada, YSA yaklaşımının uygulama yöntemleri üzerinde durularak benzer çalışmalar için sistematik bir yapı meydana getirilmeye çalışılmıştır.

3.1. Antalya Şehri Atıksu Toplama Hatları ve Hurma AAT

Antalya, Türkiye'nin güneyinde, kuzeyde Toros Dağları'nın eteklerinden güneyde Akdeniz kıyı şeridine doğru doğal bir eğimin gözleendiği bir bölgede yer almaktadır. Şehir merkezi deniz kıyısında bulunmakta ve şehir merkezinden doğu ve batı yönlerine doğru, kuzey-güney doğrultusunda gözlenen yükseklik farklılıkları bulunmaktadır. Antalya'nın atıksu şebekesi şehrin bu topoğrafik özellikleri dikkate alınarak inşa edilmiştir. Bu nedenle, Antalya'da atıksuyun toplanması ve arıtılması iki

bölümlü bir proje olarak düşünülmüş, şehrin batı ve doğu bölgeleri ayrı ayrı değerlendirilmiştir. Hurma AAT, Antalya Metropolitan Alanı'nın batı bölgesinde oluşan atıksuları arıtmak amacıyla kurulmuş ve şehrin batı bölümünde yer alan bir tesistir.

Batı bölgelerinde yer alan atıksu toplama sisteminin toplam uzunluğu 750 kilometreyi bulmaktadır. Bu sistemin 11.6 km'lik bir kısmını ana kollektörler oluşturmaktadır. Kollektör hattı, Hurma AAT'ne ulaşmadan önceki son 1.5 km'lik bölümde düz bir topoğrafyaya sahip alüvyonlu araziden geçmektedir. Bu topoğrafyadan kaynaklanabilecek yüksek yük kaybının önüne geçilebilmesi amacıyla kollektör hattı bu bölgede, herbiri 2000 mm çaplı iki paralel hattan oluşmaktadır. Tüm kanalizasyon şebekesi boyunca akışın %75'i cazibeyle sağlanmakta, bunun yeterli olmadığı durumlarda ise iki pompa istasyonu yardımıyla atıksu yükseltilmektedir.

Antalya'nın tipik jeolojik yapısını travertenler oluşturmaktadır. Şehir merkezinde 250 metreye varan derinliklere kadar travertenler gözlense de özellikle Hurma AAT yakınlarında ve kollektör hattının bulunduğu bölgede 15-20 metre derinliğe kadar kumlu killi alüvyon birikimlerine rastlanmaktadır. Ayrıca, bu bölgede yeraltı suyunun oldukça yüksek olduğu (0.80-2.75 m) bildirilmektedir (İller Bankası, 1992).

Hurma AAT'ne gelen ham atıksuyun büyük bir kısmı evsel kaynaklıdır. Bunun yanında birkaç turistik tesisten ve üniversite kampüsünden kaynaklanan atıksular ile ön arıtmadan geçirildikten sonra kanalizasyona verilen toplam debinin yaklaşık %6'sını oluşturan yağ, tekstil, pil ve un endüstrilerinden kaynaklanan atıksular da tesise gelmektedir (İller Bankası, 1992).

Hurma AAT, organik madde gideriminin yanısıra azot ve fosfor arıtımını da içeren uzun havalandırmalı aktif çamur sistemine göre tasarlanmıştır. Tesis, zaman içinde kapasite arttırımına olanak verecek şekilde aşamalı olarak planlanmıştır. Tez çalışmasının gerçekleştirildiği ilk aşama 37,500 m³/gün ortalama debide 250,000 eşdeğer nüfusun atıksuyunu arıtacak kapasitede tasarlanmış ve 1 Mart 2002 tarihinde işletmeye alınmıştır.

Tesis tasarım kriterleri Çizelge 3.1'de verilmiştir. Tasarım giriş suyu değerleri ve SKKY dikkate alınarak belirlenmiş olan hedef çıkış suyu değerleri ise Çizelge 3.2'de sunulmuştur. 8 Ocak 2006 tarihinde yürürlüğe giren KAAY'ne göre toplam azot ve

toplam fosfor değerleri için değarj değerleri sırasıyla 10 mg/l ve 1 mg/l olarak belirlenmiştir. Ancak, Hurma AAT çıkış suyu tasarım değerleri, bu yönetmeliğin yayınlanmasından önce belirlenmiştir. Bu yüzden, tasarım çıkış suyu değerleri Avrupa Birliği değarj standartlarıyla uyumlu olarak seçilmiş, çıkış suyu toplam Kjeldahl azotu için 12 mg/l, toplam fosfor için 2 mg/l tasarım değerleri belirlenmiştir.

Çizelge 3.1. Hurma AAT için tasarım kriterleri (ASAT, 2002).

Parametre	1.Kademe
Eşdeğer nüfus (kişi)	250,000
Birim atıksu (l/kişi-gün)	150
Ortalama atıksu debisi (m ³ /gün)	37,500
Pik kuru hava debisi (m ³ /gün)	57,936
Maksimum yağışlı hava debisi (m ³ /gün)	67,512

Çizelge 3.2. Hurma AAT için tasarım giriş ve hedef çıkış suyu karakteristikleri (ASAT, 2002).

Parametre	Ortalama giriş derişimi (mg/l)	Çıkış derişimi (mg/l)
Biyokimyasal oksijen ihtiyacı, BOI ₅	400	25
Kimyasal oksijen ihtiyacı, KOİ	700	125
Askıda katı madde, AKM	500	35
Toplam kjeldahl azotu, TKN	60	12
Toplam fosfor, TP	12	2

3.1.1. Arıtım prosesi

Uzun havalandırılmalı aktif çamur sistemi, atıksuyun 1 günden uzun hidrolik bekletme süresinde tankın içinde alıkonulması sonucu nitrifikasyon, denitrifikasyon, fosfor giderimi ve çamurun stabilizasyonunu da sağlayan bir sistemdir. Aerobik ortamdaki uzun bekletme süresi sayesinde gerçekleşen çamur stabilizasyonu, klasik aktif çamur yöntemlerine göre daha az çamur üretilmesine neden olmaktadır. Böylece, çamur arıtımı ve arıtım çamurunun bertarafı, klasik aktif çamur yöntemlerine göre daha ekonomik olmaktadır.

Uzun havalandırılmalı aktif çamur prosesinde ön çökeltme havuzu ve genelde çamur çürütücüler yoktur. Bundan dolayı, bu tip tesislerin inşaatı ve işletmesi klasik aktif çamur tesislerine göre çok daha kolaydır. Bu sistemde ham atıksu ızgara ve kum

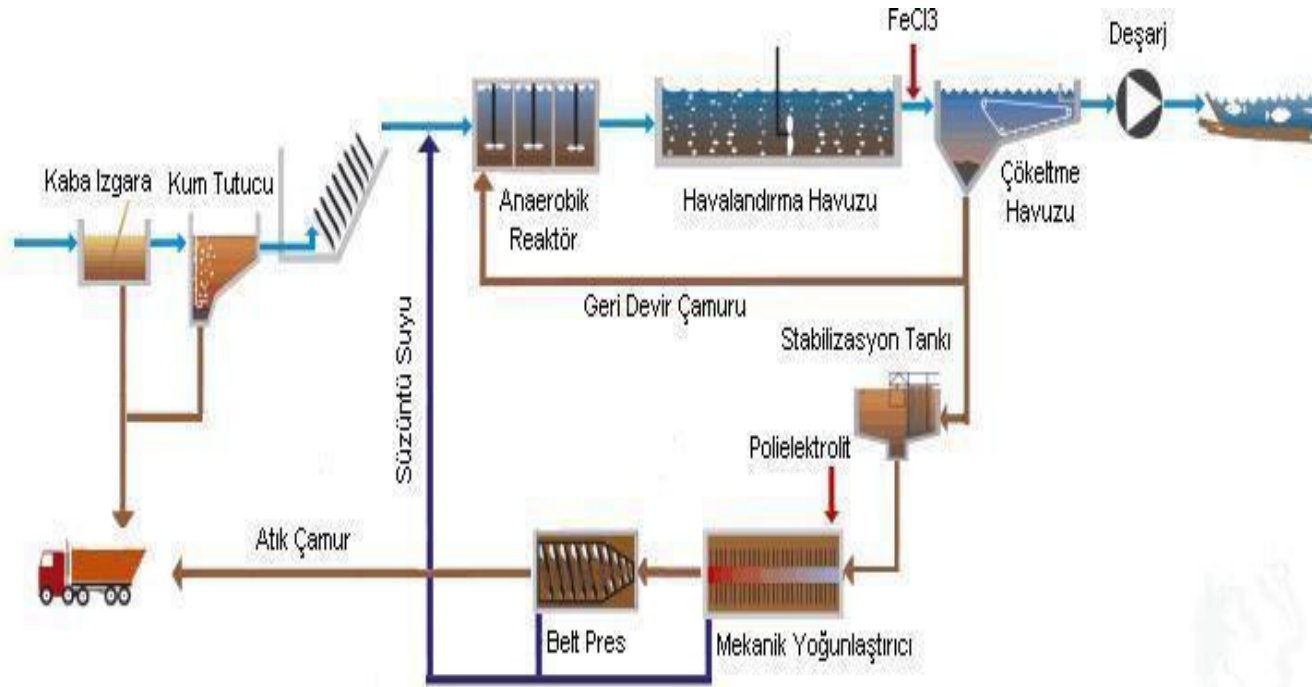
tutuculardan sonra doğrudan havalandırma havuzuna verilir. Atıksuyun havalandırma havuzunda kaldığı sürenin uzun olmasından dolayı bu ad verilmiştir. Bu sistem her ne kadar enerji tüketimi fazla olan bir proses olsa da, işletme kolaylıkları bu sistemleri avantajlı hale sokmaktadır. Klasik aktif çamur sistemine göre bir diğer avantajı da %97-98 mertebesinde BOİ giderim kapasitesidir. Bu sistemlerde azot giderimi de gerçekleşmektedir (Öztürk vd., 2005). Sistemin karakteristik özellikleri yüksek karışık sıvı askıda katı madde (MLSS) değeri, yüksek çamur geri çevrim oranı ve düşük çamur atım hızıdır (Toprak, 1999).

Hurma AAT'nde atıksu, tesise ulaştıktan sonra fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma ünitelerinden geçerek arıtılmaktadır. Hurma AAT'nin proses akış şeması Şekil 3.1'de verilmektedir.

Şekil 3.1'den de görüleceği üzere, kaba ızgara ve kum tutuculardan oluşan ön işlemlerden geçen atıksu önce terfi merkezine gelmekte buradan burgulu pompalar ile yükseltilerek biyolojik fosfor gideriminde ilk aşama olan her biri 2200 m³ hacimli seri bağlı iki anaerobik reaktöre gönderilmektedir. Bu tanklarda karışım, dalgıç karıştırıcılar ile sağlanmaktadır. Biyolojik arıtmada kütle dengesinin korunması amacıyla çökeltme tankından yapılan çamur geri deviri de bu tanka bağlanmaktadır. Oksijensiz bir ortamda 1.4 saat bekletilen atık suda oluşan anaerobik şartlarda faaliyet gösteren mikroorganizmalar fosforu bünyelerinden atarken polifosfatı, PHA olarak bünyelerinde depolamaktadırlar. Bu nedenle, bu tanktan çıkan atıksudaki fosfor konsantrasyonu giriş fosfor değerinden daha yüksek olmaktadır.

Anaerobik tanktan çıkan atıksu, havalandırma havuzuna iletilmektedir. 46140 m³ hacime sahip oksidasyon hendeği tipindeki sistem 30 saat hidrolik bekletme süresine sahip oval yapılı bir tanktır. Havuz derinliği 6 metre olup atıksu herbiri 173 metre uzunluğundaki dört hendek yapısında arıtılmaktadır. Hurma AAT aktif çamur prosesi için kabul edilen havalandırma havuzu tasarım değerleri ve tesisin fiziksel yapısı EK 1'de verilmiştir.

Havalandırma havuzunda yatay akış, çökelmeyi önleyen ve minimum 0.3 m/sn yatay hızı sağlayan tabana yerleştirilmiş dalgıç karıştırıcılarla sağlanmaktadır. Oksidasyon hendeği tipi havuzlarda içsel döngü suyun havuz içinde dolaşması ile sürekli olarak



Şekil 3.1. Hurma AAT akış şeması.

sağlanmaktadır. Sisteme gereken hava blowerlar aracılığıyla havalandırma havuzuna verilmektedir. Blowerlardan gelen havanın suda etkin bir biçimde dağılımının sağlanması amacıyla havalandırma havuzu tabanında membran tipi hava difüzörleri kullanılmıştır.

Organik madde giderimi, havalandırma havuzunda gerçekleşmektedir. Havalandırma havuzunda aynı zamanda biyolojik azot ve fosfor giderimleri de olmaktadır. Sistemde azot giderimi, havalandırma havuzları içerisinde havalandırma şartlarının kontrolü ile oluşturulan ve birbirini takip eden anoksik ve oksik bölümlerde gerçekleştirilmektedir. Atıksu önce anoksik bölüme gelmektedir. Döngü halinde bulunan ve nitrat konsantrasyonu yüksek olan ilk bölüme nitratlar denitrifiye olmaktadır. Anoksik bölümü terkeden su oksik bölüme geçmektedir. Burada tabanda bulunan difüzörler aracılığıyla tanka hava verilmekte ve nitrifikasyon ile birlikte karbon ve biyolojik fosfor giderimi sağlanmaktadır. Biyolojik olarak giderilemeyen fosfor, atıksuyun çökeltme tankına iletimi sırasında uygulanan % 40'lık $FeCl_3$ çözeltisi yardımıyla çöktürülmektedir. Tesiste aylık ortalama 900 kg $FeCl_3$ çözeltisi kullanılmaktadır.

Blowerların etkin kullanımının sağlanması ve gereksiz enerji giderlerinin azaltılması amacıyla havalandırma havuzlarının içerisine çözünmüş oksijen ölçerler yerleştirilmiştir. Toplam üç adet olan oksijen ölçerlerin ikisi anoksik/oksik alanların geçiş noktalarına diğeri ise oksik bölüme yerleştirilmiştir. Bu sistem, debi kontrollü blowerları kontrol ederek gereksiz havalandırmayı engellemektedir. Blowerların kontrolü, işletme şartlarına göre 1.5-2.5 mg/l çözünmüş oksijen değer aralığına göre otomatik olarak ayarlanmaktadır. Ayrıca, yine anoksik/oksik geçiş noktalarına denitrifikasyon-nitrifikasyon şartlarının kontrolü amacıyla iki adet ORP ölçer yerleştirilmiştir.

Havalandırma havuzundan çıkan aktif çamur karışım sıvısı (MLSS), son çökeltme havuzlarına iletilmek üzere dağıtım yapısına gelmektedir. Dağıtım yapısından ikiye ayrılan su 2 adet dairesel son çökeltme havuzuna alınmakta ve burada katı ve sıvı fazların birbirinden ayrılması sağlanmaktadır. Çökeltme havuzlarının toplam hacmi $14921 m^3$, hidrolik bekletme süreleri de 9.5 saat olarak tasarlanmıştır. Tabana çöken aktif çamur, sistemin başına anaerobik tanklara gönderilmek üzere geri devir pompa

istasyonuna alınmaktadır. Üstte bulunan arıtılmış su ise savaklar ile toplanarak deşarj pompa istasyonuna gönderilmektedir.

Sistemden atılması gereken fazla çamur, geri devir pompa istasyonu içerisinde bulunan dalgıç pompalar aracılığıyla çamur karıştırma ve depolama tankına alınmaktadır. Pompa basma hattının üzerinde, atılan çamur miktarını ölçen debi ölçer bulunmaktadır.

Çamur susuzlaştırma ünitelerinin boyutlarının küçültülmesini ve verimlerinin artışı sağlamak için katı madde miktarının artırılması yani katı maddenin yoğunlaştırılması gerekmektedir. Hurma AAT'nde seçilen çamur uzaklaştırma sistemi, stabilizasyon tankı, mekanik çamur yoğunlaştırıcı ve belt presten oluşmaktadır. Son çökeltme tankından alınan fazla çamurdaki katı madde yüzdesi %0.8 mertebesindedir. Fazla çamur, mekanik susuzlaştırma ünitesine beslenmeden önce çamur karıştırma ve dengeleme tankına alınmaktadır. Bu tankta bekletme süresi 8 saattir. Çamur bu tankta havalandırılarak stabilize edilirken, beklemeden kaynaklanan anaerobikleşme sonucu açığa çıkan fosforun da tekrar bakterinin bünyesine geçmesi sağlanmaktadır.

Çamur karıştırma tankından alınan çamur, 2 adet mekanik çamur yoğunlaştırıcıya beslenir. Mekanik yoğunlaştırıcılarda çamur %3.5 katı madde konsantrasyonuna yoğunlaştırılır. Mekanik yoğunlaştırıcıdan çıkan çamur ise belt prese iletilmektedir.

Çamurun şartlandırılması için polielektrolit çözeltisi kullanılmaktadır. Polielektrolit çözeltisi iki adet paket sistemde hazırlanarak dozlama sistemi ile mekanik susuzlaştırıcılar öncesinde bulunan statik mikserlere gönderilmektedir. Belt preslerden çıkan ortalama % 16 katı madde içeren çamur keki konveyörler ile römorklara alınarak tesisten uzaklaştırılmaktadır. Mekanik yoğunlaştırıcıdan ve belt filtre ünitesinden alınan süzüntü suyu ise tesisin başına geri döndürülmektedir (ASAT, 2002)

3.2. Veri Toplama

Her iki model çalışmasının ilk aşaması, tesise ait verilerin toplanması ve işlenmesini içermektedir. Hurma AAT'den, 1 Mayıs 2002 - 31 Mart 2004 tarihleri arasında yaklaşık 2 yıllık giriş, çıkış ve işletme parametrelerini içeren veri seti temin edilmiştir. Veri setinin iki yıllık bir süreci kapsamı özellikle YSA çalışmaları için yeterli bir

aralık olarak önerilmektedir (Bkz. Çizelge 2.12). Tesisin ilk işletmeye alındığı döneme ait (start-up) veriler yatışkın özellikler taşımayacağından bu değerler ilgili alanın dışında bırakılmıştır. 1 Mart 2002 tarihinde işletmeye alınan Hurma AAT'nin iki aylık süre içinde proses kinetikleri açısından yatışkın özelliklere ulaştığı kabul edilmiştir.

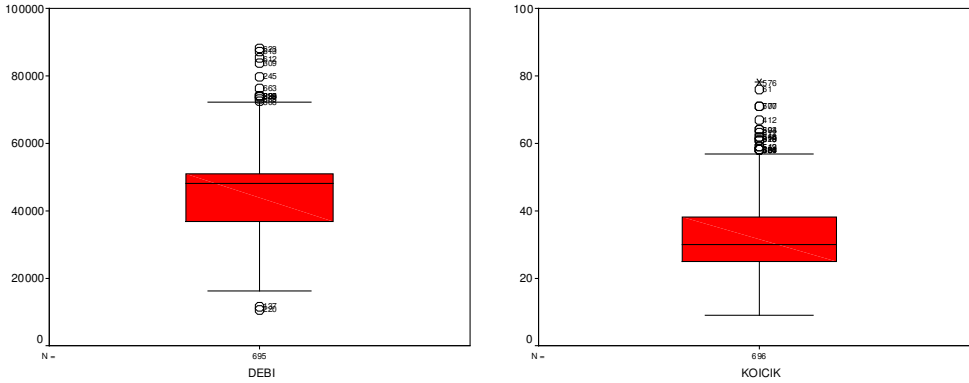
Veri seti, tesisin farklı bölümlerinde ölçülen ya da hesaplanan toplam 50 değişik parametreden oluşmaktadır. Tesise gelen atıksuyun fiziksel ve kimyasal özellikleri, tesiste kullanılan enerji, havalandırma havuzu biyokütle değeri, geri devir çamuru özellikleri, çıkış suyu özellikleri ve fazla çamurun özelliklerine ait veriler tesiste ölçülen ya da kaydedilen değerleri oluşturmaktadır. Ham ve arıtılmış atıksuyun KOİ, BOİ, AKM, pH değerleri ile giriş suyunun sıcaklığı ve debisi günlük olarak takip edilirken nütrient değerleri haftalık olarak ölçülmüştür. Tesisteki enerji tüketimi (toplam, gündüz, akşam, birim KOİ giderimi için tüketilen enerji miktarları) ile geri devir ve atık çamur debileri ve katı madde miktarları da yine günlük olarak takip edilen değerlerdir. Tesise giren atıksuyun ve deşarj edilen arıtılmış suyun fiziksel, biyolojik ve kimyasal özellikleri tesisin giriş ve çıkışından alınan anlık numunelerle tesis laboratuvarında belirlenirken, tesise gelen atıksu debisi, Parshall savağı ve ultrasonik debi ölçerler aracılığıyla ölçülmektedir. Havalandırma havuzundaki askıda ve uçucu katı madde değerleri, geri devir çamuru ve atık çamur özellikleri ise tesisin ilgili yerlerinde bulunan debi ölçerler ve bu noktalardan alınan anlık numunelerle takip edilmektedir.

Veri setinde iki yıllık süreç içinde ölçülmemiş ya da kayıtlara alınmamış bazı değerler bulunmaktadır. ASM2'nin aktif çamur prosesini bütüncül olarak modellemesinden dolayı, model değişkeni olarak kullanılan tüm parametrelerin ilgili gün için bulunması gerekmektedir. Bu nedenle, model değişkenlerinden herhangi birinin ölçülmediği ya da kaydedilmediği günler ASM2 çalışması için veri seti dışında bırakılmıştır. Çamur geri devir katı madde miktarı ve debisinin belirli bir dönemde kaydedilmemiş olmasından dolayı ASM2 için kullanılabilecek veri setinin büyüklüğünü bu iki parametrenin eksiksiz olarak kaydedildiği yaklaşık 140 günlük bir aralık belirlemektedir. YSA çalışması için ise böyle bir zorunluluk olmamasından dolayı veri setinin tamamı bu çalışma için kullanılabilmiştir.

3.3. Veri Analizi

Model çalışmalarında kullanılacak verilerin güvenilirliği, başarılı bir model performansı elde edilebilmesi konusunda birincil öneme sahiptir. Bu nedenle, herhangi bir model çalışmasına başlanmadan önce kullanılacak olan veri setinin güvenilirliğinin test edilmesi gerekmektedir. Hurma AAT'nden temin edilen veri setinde model çalışmalarının öncesinde istatistiki değerlendirmeler yapılarak modellerde kullanılacak verilerin tespitine çalışılmış ve istatistiki analiz sonucunda güvenilirliğinden kuşku duyulan veriler çalışma dışında bırakılmıştır. Veri setinin tanımlayıcı istatistikleri EK 2'de verilmiştir.

İlk olarak elde edilen veri seti, içerisinde bulunabilecek hatalı ölçülmüş ya da kaydedilmiş, olası populasyon dışı (outlier) değerlerin tespit edilebilmesi amacıyla analiz edilmiştir. Eksik ya da hatalı girilmiş bir parametre değerinin tespit edildiği gün verisinin tamamı setten çıkartılmıştır. Bu tip günlerin veri setinden çıkarılmasından sonra elde edilen veri setinde populasyon dışı değerlerin tespit edilebilmesi amacıyla Box-Whisker Plot analizi uygulanmıştır. Tüm atıksu değişkenleri için gerçekleştirilen Box-Whisker Plot analizlerine örnek olarak atıksu debisi ve çıkış suyu KOİ değeri sonuçları Şekil 3.2'de verilmiştir.



Şekil 3.2. Atıksu debisi ve çıkış suyu KOİ değerleri için Box-Whisker Plot analizi sonuçları.

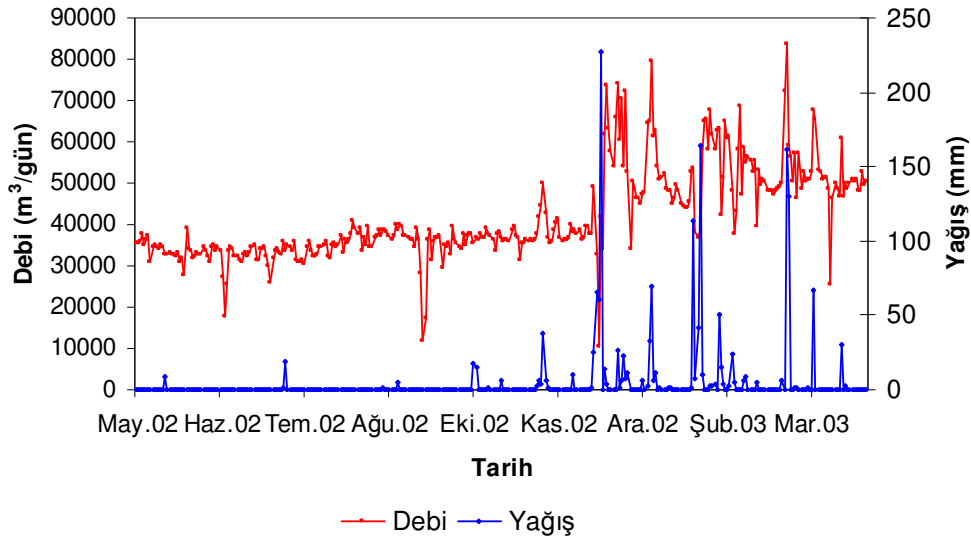
Analiz sonucu, olası populasyon dışı değer olarak görünen verilerin çalışma dışında bırakılıp bırakılmamasına, bu değerlerin tüm veri seti ile birlikte incelenmesi sonucunda karar verilmiştir. Populasyon dışı olarak görülen değerler, sistemin uç noktalarında bulunan, kaydedilen maksimum ve minimum değerlere yakın değerlerdir. Bu değerlerin, sistemin uç noktalarında bulunabilecek değerli bilgilere

sahip olma olasılığı yüksektir. Bu tür bilgilerin kaybolmaması amacıyla o güne ait tüm veriler birlikte tekrar incelenmiş, olası populasyon dışı olarak görünen verinin öncesi ve sonrasındaki günlere ait aynı parametrenin değerleriyle de karşılaştırılmış ve bu değerlerin veri setinden çıkarılma ya da çıkarılmama kararı bu değerlendirmeye göre verilmiştir.

Hurma AAT'ne gelen atıksu debi değerleri, Box-Whisker Plot analizi sonucunda en fazla populasyon dışı değerlerin rastlandığı tesis parametresi olmuştur. Yüksek debi değerleri, hatalı girilmiş ya da ölçülmüş değerler olabileceği gibi tesisteki aşırı hidrolik yüklemeyi işaret eden değerler de olabilmektedir. Bu durumun en önemli sebebi, tesisin özellikle kış aylarında yüksek hidrolik yüklerle çalışmasıdır. Ortalama tasarım debisinin, 37500 m³/gün olmasına rağmen bazı günler tesise gelen debinin bu değerlerin iki katını aştığı gözlenmiştir. Bu günlere ait değerler, debi veri seti için olası populasyon dışı değerler olarak görünmektedir. Ancak, Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü Antalya Meteoroloji İstasyonu'ndan elde edilen uzun dönemli (41 yıllık) yağış verileri incelendiğinde Antalya'da kaydedilen yağışın %50'den fazlasının kış aylarında gerçekleştiği görülmektedir. Uzun dönem yağış ortalaması Antalya için yıllık 1068.2 mm olarak ölçülmüştür. Bu miktarın yalnızca %11'i Mayıs-Ekim ayları arasında kaydedilmektedir. Kış aylarında Antalya'ya düşen yağışın yarısından fazlası ise Aralık ve Ocak aylarında gerçekleşmektedir.

Düzensiz bir yağış rejimine sahip olan Antalya'da bu nedenle kış aylarında aşırı yağışlara ve buna bağlı sel taşkınlarına sıklıkla rastlanmaktadır. Her ne kadar Antalya'da yağmur suyu ve atıksu için ayrı altyapı sistemleri tasarlanmış ve inşa edilmiş olsa da atıksu altyapı sisteminin eski olmasından dolayı bazı bölgelerde atıksu hattında kırık ve çatlakların olduğu, sistemde yanlış ve hatalı yağmur suyu bağlantılarının bulunduğu bildirilmektedir (O. Yıldız, 2003, sözlü görüşme). Bölüm 3.1'de değinildiği gibi kollektör hattının tesise ulaşmadan önceki son bölümleri yeraltı suyu seviyesinin yüksek olduğu alüvyonlu araziden geçmektedir. Tüm bu şartlar, özellikle yüksek yağış kaydedilen ve takip eden günlerde atıksu altyapı sistemine önemli miktarda yağmur suyu girişinin olduğunu düşündürmektedir. Bu nedenle, Antalya İli için alınan bir yıllık yağış verisi tesise gelen atıksu debi değerleri ile birlikte incelenmiştir (Şekil 3.3). Yüksek yağış değerlerinin kaydedildiği günler genel olarak tesise yüksek hidrolik yüklemelerin kaydedildiği günlerle çakışmaktadır. Bu günlerin

öncesi ve sonrasında tesise gelen debi değerleri de dikkate alınarak aşırı hidrolik yüklemenin yüksek yağış miktarlarıyla ilgili olup olmadığının belirlenmesine çalışılmıştır. Bu değerlendirmeler sonucu bu tür değerlerin bir kısmının veri seti içerisinde bırakılmasına karar verilmiştir. Benzer değerlendirme ve çalışmalar, analiz sonucu popülasyon dışı olarak belirlenen tüm değişken değerleri için tekrarlanmış ve popülasyon dışı olduğuna karar verilen değişkenlerin veri setinden çıkarılması sonucu modellerde kullanılacak veri setine ulaşılmıştır.



Şekil 3.3. Hurma AAT giriş debisi ve yağış miktarı karşılaştırması.

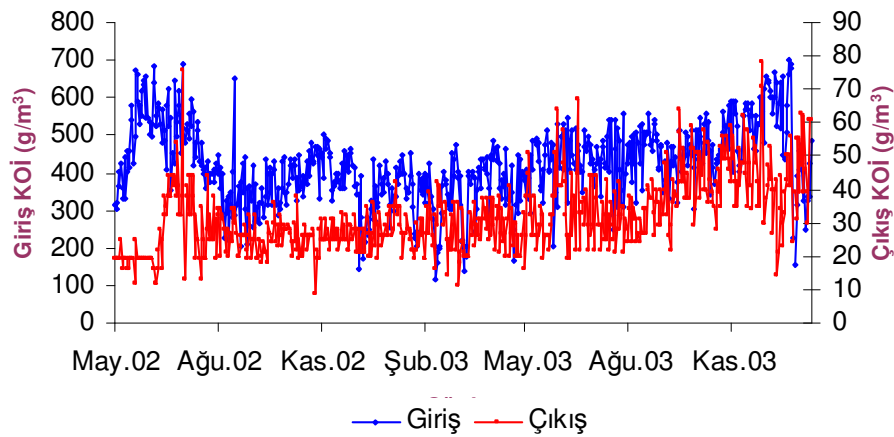
Toplam veri setinin yaklaşık iki yıllık bir zaman dilimini kapsamaya karşılık, veri setinin bütünlüğü ve kullanılabilirliğinin istatistiksel olarak denetlenmesinden sonra ASM2 model çalışması için 137, YSA model çalışması için ise 690 günlük veri setleri elde edilmiştir. Kalan verilerin istatistiki incelemesi yapıldığında tesis işletme değerlerinin tasarım değerlerinden farklı olduğu gözlenmiştir. İşletme verilerinden elde edilen tesis giriş ve çıkış suyu ortalama değerleri Çizelge 3.3'te verilmiştir. Tesise gelen ortalama debi değeri tasarım debisinin oldukça üstünde kalmaktadır. Ortalama olarak tesise gelen atıksu debisi tasarım debisinden %23 daha fazladır. Kaydedilen en yüksek debi değeri ise tasarım değerinin iki katından daha fazladır. Bu durum özellikle kış aylarında ciddi işletme problemlerine neden olabilmektedir. Ancak, artan hidrolik yük ham atıksuyu seyrelterek tesise gelen atıksuyun organik madde, nütrient ve katı madde konsantrasyonlarının tasarım değerlerinin oldukça altında kalmasına neden olmaktadır. Tesise ulaşan atıksudaki ortalama kimyasal

oksijen ihtiyacı değeri tasarım değerinden %39.7, biyokimyasal oksijen ihtiyacı %42.5, katı madde konsantrasyonu %54.8, toplam azot değeri %33.3, toplam fosfor değeri %33.5 daha düşük ölçülmüştür. Tasarım değerlerine göre düşük konsantrasyonlara sahip olmasından dolayı yüksek hidrolik yüklemelere rağmen tesis çıkış suyu konsantrasyonlarının, tasarım değerlerinden ve Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği (KAAY, 2006) ile belirlenen deşarj standartlarından daha düşük olduğu görülmüştür. Bu değerlendirmedeki tek istisna çıkış suyu toplam fosfor konsantrasyonudur. Ancak, KAAY 2006 tarihli bir yönetmeliktir ve model çalışmasında kullanılan veri setinin kaydedildiği dönemde deşarj suyu toplam fosfor konsantrasyonu için yasal bir limit bulunmamaktadır.

Çizelge 3.3. Hurma AAT giriş ve çıkış suyu değerleri.

	GİRİŞ							ÇIKIŞ				
	Debi (m ³ /gün)	Sıc. (°C)	KOİ (mg/l)	BOİ (mg/l)	AKM (mg/l)	TN (mg/l)	TP (mg/l)	KOİ (mg/l)	BOİ (mg/l)	AKM (mg/l)	TN (mg/l)	TP (mg/l)
Ort.	46140	19.98	422	230	226	40.01	7.97	32	8	11	6.60	1.80
SD	10435	3.51	109	84	95	5.76	2.11	11	4	5	2.21	0.23
Maks.	87992	33.30	720	475	840	51.80	13.60	78	26	30	11.78	2.30
Min.	10624	11.30	115	18	46	25.35	3.26	9	1	1	2.34	0.52
Tasarım	37500	15	700	400	500	60	12	125	25	35	12	2

Tesis işletme parametrelerinde iki yıllık süre içerisinde değişimler ve salınımlar gözlenmiştir. Bu değişimlere örnek olarak giriş ve çıkış suyu KOİ değerleri Şekil 3.4'te verilmiştir. Tüm atıksu parametreleri, benzer değişimleri yılın farklı zamanları için ve özellikle tesise gelen atıksu debisindeki değişimlerle birlikte göstermektedir.



Şekil 3.4. Hurma AAT giriş ve çıkış suyu KOİ değerlerinin değişimi.

3.4. ASM2 Model Kurulumu

Tez çalışmasının ASM yaklaşımı uygulandığı bölümündeki ana hedef, Hurma AAT'ni bütüncül olarak temsil eden bir sistem oluşturmaktır. Her ne kadar tesiste nütrient giderimi (azot ve fosfor) gerçekleşse de çalışmanın amacı bu prosesleri detaylarıyla inceleyen kavramsal bir model yaratmak değildir. ASM2, ASM1 yapısının üzerine geliştirilmiş, nütrient giderimini de modelleyen bir yaklaşımdır. Bu yüzden, Hurma AAT kinetik model çalışması, tezin amacına yönelik olarak ASM2 ile gerçekleştirilmiştir.

ASM2, AAT'ndeki biyolojik ve kimyasal prosesleri modelleyen bir yaklaşımdır. Hurma AAT, ASM2 ile modellenirken model yapısı gereği ön işlemler modelleme kapsamı dışında bırakılmıştır. Zaten, ön işlemlerden geçen atıksuyun fiziksel, biyolojik ve kimyasal özelliklerinde önemli bir değişiklik olmaması beklenmektedir. Uzun havalandırmalı aktif çamur ilkesine göre işleyen Hurma AAT'nde ön çökeltme tankı olmaması nedeniyle, tesise gelen ham atıksu özelliklerinin, biyolojik arıtma birimlerine gelen atıksuyun özellikleri ile aynı olduğu kabul edilmektedir. Çökeltme havuzu ise madde ve su taşınımının doğru olarak modellenmesi için modelin içinde bırakılmış ancak havuzda kimyasal fosfor giderim prosesi haricinde herhangi bir prosesin gerçekleşmediği varsayılarak, çökeltme prosesi modellenmemiştir. Son çökeltme havuzlarında gerçekleşen çökeltme prosesini modellemek amacıyla literatürde aktif çamur modellerinden tamamen bağımsız model yaklaşımları bulunmaktadır. En popüler çökeltme havuzu modelleri, bekletme süreleri olmayan basit noktasal çökeltme tankı modelleriyle, Takacs et al. (1991) tarafından önerilen tek boyutlu, katmanlı çöktürücü modeli olarak sayılabilir (Gernaey et al., 2004). Çökeltme havuzu modelleri, aktif çamur model yaklaşımlarından tamamıyla farklı bir uzmanlık ve uygulama alanıdır. Bu nedenle bu tez çalışmasında, sadece Hurma AAT'nde gerçekleşen biyolojik ve kimyasal arıtım ASM2 modeli kullanılarak modellenmiştir.

ASM2'nin AQUASIM platformunda uygulanabilmesi için öncelikle Hurma AAT'nin fiziksel yapısının (reaktör sayıları, hacimleri, atıksuyun reaktörler arasındaki dolanımı) oluşturulması gerekmektedir. Tesiste bulunan tüm reaktörler (anaerobik havuz, havalandırma havuzu ve çökeltme tankı) tam karışım ve sabit hacimli reaktörler olarak tanımlanmıştır. Bu aşama, hidrolik model aşaması olarak

tanımlanabilir. Biyolojik modelin düzgün çalışması öncelikle onun alt basamağı olarak kabul edilebilecek olan hidrolik modelin düzgün çalışmasına bağlıdır.

3.4.1. Hidrolik model

Havalandırma havuzu, karuzel tipi oksidasyon hendeği şeklindedir. Bu tip havuzlardaki akımlar, piston akımlı olarak tanımlanır. Havuz içindeki anoksik ve aerobik bölümler havalandırma şartlarına göre birbirini takip etmektedirler. Modelin daha gerçekçi ve hızlı çalışabilmesi amacıyla COST (2000), piston akımlı havuzları seri bağlanmış tam karışimli reaktörler olarak modellemeyi önermektedir. Piston akımın doğru olarak benzetiminin yapılabilmesi için yeterince çok sayıda tam karışimli reaktöre, model yapısının karışık hale gelmemesi ve hesaplama süresini arttırmamak için de mümkün olduğunca az sayıda reaktöre ihtiyaç duyulmaktadır. Optimum modelleme şartlarını sağlayabilmek için COST (2000), anoksik ve aerobik bölümlerin hacimleri oranında paylaştırıldığı ikisi anoksik ve üçü aerobik olmak üzere toplam 5 adet seri tam karışimli reaktör kullanmayı önermektedir. Bu modelin kurulabilmesi için aşağıdaki çalışmalar yapılmıştır.

3.4.1.1. Anoksik ve oksik havuz hacimleri

Havalandırma havuzunun 5 adet seri tam karışimli reaktörle modellenmesi yaklaşımı, denitrifikasyon ve nitrifikasyon gerçekleşen bölümlerin hacimlerinin havuzun toplam hacminde hangi oranlarda yer aldığı sorununu da beraberinde getirmektedir. ASM2 modelinin çalıştırılmaya başlanmasından önce hangi reaktörlerin anoksik, hangi reaktörlerin oksik şartlarda çalışacağı ve bu reaktörlerin herbirinin hacminin ne olacağının belirlenmesi gerekmektedir. Pratikten elde edilen bilgiler, havalandırma havuzlarında denitrifikasyonun gerçekleştiği bölümün hacminin (anoksik bölüm), nitrifikasyon gerçekleşen bölgenin hacminin (oksik bölüm) yaklaşık yarısı olduğunu göstermektedir (G. Petersen, 2003, yazılı görüşme). Bir başka deyişle, toplam havalandırma havuzu hacminin 1/3'lük kısmında denitrifikasyon gerçekleşmekte, geri kalan 2/3'lük kısımda ise nitrifikasyon prosesi gerçekleşmektedir. COST (2000) da, aktif çamur proseslerinde denitrifikasyon/nitrifikasyon bölgeleri hacim oranının yaklaşık olarak 0.5 olduğunu belirtmektedir. Ayrıca, Hurma AAT'nde de bu yaklaşıma göre tasarım yapılmıştır (ASAT, 2002). Hurma AAT için bu oranın tesisin tasarım değerleri göz önüne alındığında 0.46 olduğu görülmektedir (EK 1).

Antalya Hurma AAT'nde gerçek denitrifikasyon ve nitrifikasyon bölge hacimlerinin belirlenebilmesi amacıyla saha çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Çalışmanın temel hedefi, çözünmüş oksijen değerlerini havalandırma havuzunun tüm noktalarında ölçerek nitrifikasyon ve denitrifikasyon gerçekleşen bölümlerinin belirlenmesi ve bu sayede her iki bölümün gerçek hacim değerlerinin modelde kullanılmasıdır. Bu amaçla, havalandırma havuzunda düşey ve yatay çözünmüş oksijen profillerinin belirlenmesi için çözünmüş oksijen ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Ölçüm noktalarının, havalandırma havuzunun oksijen profilini güvenilir bir şekilde oluşturabilmesi amacıyla havuz boyunca ölçümlerin sık aralıklarla yapılması planlanmıştır. Hurma AAT'nin piston akımlı havalandırma havuzunda atıksu, herbiri 173 metre uzunluğunda olan (EK 1) dört oksidasyon hendeği boyunca sürekli çevrim halindedir. Yatay oksijen profilinin çıkarılabilmesi amacıyla havalandırma havuzunda üç hendek boyunca 6 metre aralıklarla çözünmüş oksijen ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Havalandırmanın kapalı olduğu anoksik hendek boyunca ise havuzun mimarisi nedeni ile ancak havuz üzerinde bulunan üç köprü üstünden ve ek olarak havuz kenarında ölçüme olanak sağlayan iki noktadan ölçümler alınabilmektedir. Ancak bu durum anoksik bölümün tamamına yakınında çözünmüş oksijen değerlerinde büyük bir değişiklik olmamasından dolayı önemli bir sorun yaratmamaktadır. Düşeyde ise yatay ölçüm gerçekleştirilen her noktada derinlik boyunca (6 metre) birer metre aralıklarla çözünmüş oksijen ölçümleri alınmıştır. Atıksu kompozisyonu ve tesis işletme koşullarındaki değişiklikleri inceleyebilmek amacıyla ölçümler haftaiçi ve haftasonu olmak üzere haftanın değişik günlerinde ve günün farklı saatlerinde gerçekleştirilmiştir. Akşam ve gece ölçümleri ise, tesis yönetiminin, bu saatlerde tesiste kısıtlı sayıda nöbetçi personel bulunması ve havalandırma havuzu çevresinde aydınlatmanın bulunmaması sonucu oluşabilecek güvenlik problemlerini belirtmesi üzerine gerçekleştirilememiştir. Sabah ölçümleri 7:30-11:15, öğle ölçümleri 11:15-14:45, akşamüstü ölçümleri ise 14:45-18:30 saatleri arasında gerçekleştirilmiştir.

Havalandırma havuzunda membran tipi hava diffüzörleri kullanılmış ve bunlar havuzun tabanına yerleştirilmiştir. Bu durum, oksijen konsantrasyonunun havuz derinliği boyunca eşit bir dağılım göstermesini sağlamaktadır. Derinlik boyunca gerçekleştirilen oksijen ölçümlerinde çözünmüş oksijen konsantrasyonunun derinlik boyunca değişmediği gözlemlenmiştir. Ölçümler sonucunda havalandırma havuzundaki

yatay oksijen profilleri Şekil 3.5'teki gibi belirlenmiştir. Elde edilen oksijen profilleri, havalandırma havuzunda gerçekleşen denitrifikasyon ve nitrifikasyon hacim değerlerinin tasarım değerlerinden bir miktar sapma gösterdiğini göstermiştir.

Çözünmüş oksijen değerinin 0.5 mg/l'den düşük olduğu alanlar anoksik bölge olarak tanımlanmıştır (Toprak, 1999). Bu durumda elde edilen hacim yüzdeleri Çizelge 3.4'teki gibi verilebilir. Çizelge 3.4'ten de görülebileceği gibi Antalya Hurma AAT için bu oran (V_{DN}/V_N) 0.37 olarak hesaplanmıştır. Toplam havuz hacminin ortalama %73'ünde nitrifikasyon gerçekleşirken %27'sinde de nitrifikasyon meydana geldiği çözünmüş oksijen ölçümleriyle belirlenmiştir. Drolka et al. (2001), Ljubljana AAT'nin atıksuyunu inceledikleri pilot sistem çalışmalarında hacim oranı olarak 0.37 değerini kullanmışlardır. Xu and Hultman (1996), Kungsängen AAT'nin model kalibrasyonunu gerçekleştirdikleri çalışmalarında bu değeri 0.33 olarak vermişlerdir. Fosfor ve azot gideriminin beraber gerçekleştiği bir proses analizi için kullanılan ve Copp (2002) tarafından önerilen referans sistemde gerçekleştirilen çalışmada da anoksik/oksik hacim oranı 0.38 olarak verilmiştir (Gernaey and Jorgensen, 2004). Yapılan bu çalışmanın sonuçlarına göre Hurma AAT'de elde edilen 0.37 oranının bu değerler içinde kaldığı görülmektedir. Böylece, modelleme çalışmalarında havalandırma havuzu hacmi, her biri 6225 m³ olan iki anoksik ve yine her biri 11230m³ olan üç aerobik havuz şeklinde oluşturulmuştur.

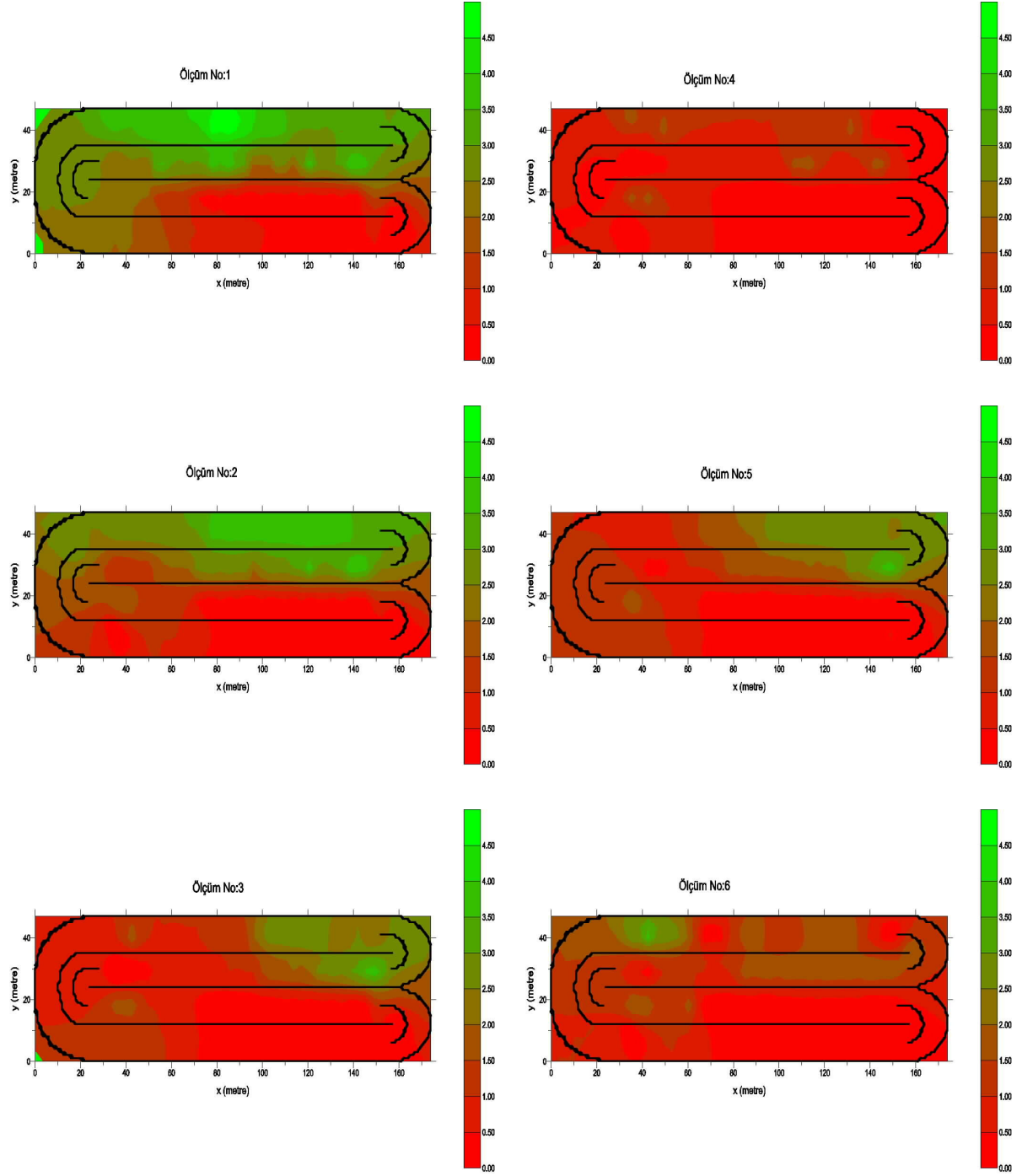
Çizelge 3.4. Hurma AAT'nde çözünmüş oksijen ölçümleri sonucu elde edilen denitrifikasyon ve nitrifikasyon hacimleri.

Ölçüm No	V_N/V_T (%)	V_{DN}/V_T (%)	V_{DN}/V_N	Ölçüm Zamanı
1	84	16	0.19	Öğlen 11:15-14:45
2	78	22	0.28	Sabah 7:30-10:45
3	75	25	0.33	Öğlen 12:15-14:45
4	55	45	0.81	Akşamüstü 15:30-18:30
5	75	25	0.33	Sabah 8:30-11:15
6	72	28	0.39	Akşamüstü 14:45-17:15
Ortalama	73	27	0.37	

V_N : Nitrifikasyon bölgesi hacmi

V_{DN} : Denitrifikasyon bölgesi hacmi

V_T : Toplam havalandırma havuzu hacmi



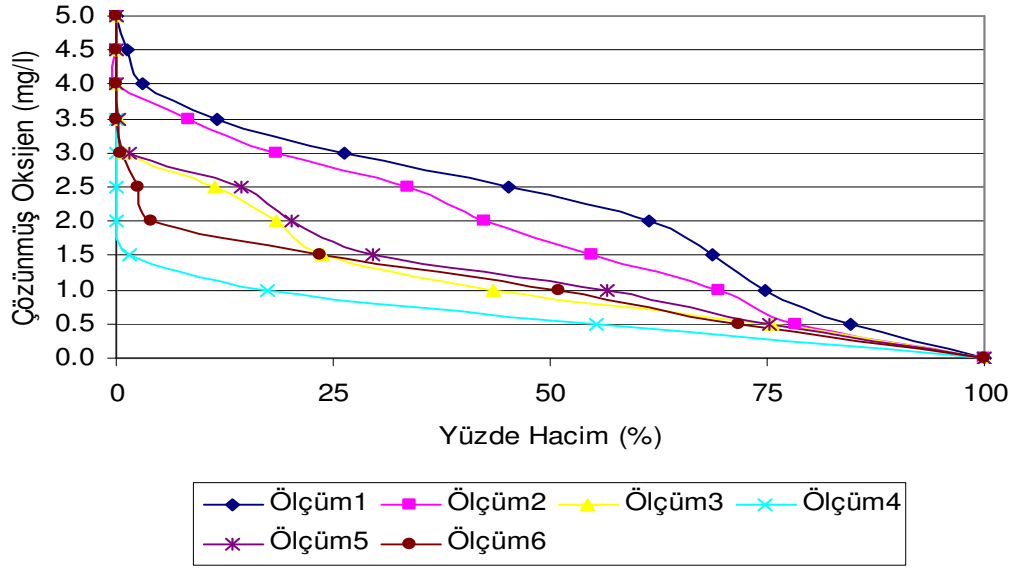
Şekil 3.5. Saha ölçümleri sonucu elde edilen oksijen profilleri.

Model çalışmasında nitrifikasyon havuzlarında kullanılacak ortalama çözünmüş oksijen değerlerinin hesaplanabilmesi amacıyla, tüm ölçümlerde elde edilen değerler

kullanılarak havalandırma havuzu yüzdelik bölümlere ayrılmıştır (Şekil 3.6). Şekil 3.6'da yatay eksen, havuz hacminin yüzde kaçının düşey ekseninde belirtilen çözünmüş oksijen değeri ve altında çözünmüş oksijen konsantrasyonuna sahip olduğunu göstermektedir. Her ölçüm için yatay ekseninde %50 hacim değerinden girilerek ölçüm eğrileri kestirilmiş ve düşey ekseninde bu hacim oranına karşılık gelen çözünmüş oksijen değeri okunmuştur. Okunan değer, o ölçüm için havalandırma havuzunun tamamı için ortalama bir çözünmüş oksijen değeri vermektedir. Tüm ölçümler için elde edilen bu değerlerin ortalamasının alınmasıyla havalandırma havuzunun tamamı için, fiziksel anlamı olmayan ortalama bir çözünmüş oksijen değeri hesaplanmış ve 1.23 mg/l değeri bulunmuştur. Bu değere havuzun denitrifikasyon hacmi de dahil olduğundan nitrifikasyon bölgesinin ortalama çözünmüş oksijen değerinin daha yüksek olduğu söylenebilir. Nitrifikasyon hacminde yapılan ölçümlerde çözünmüş oksijenin 0.5 ile 5.75 mg/l arasında değiştiği gözlenmiştir. Denitrifikasyon/nitrifikasyon bölgelerinin hacim oranının 0.37 olduğu göz önüne alındığında, nitrifikasyon bölgesinde yaklaşık ortalama çözünmüş oksijen değerinin tasarım değeri olan 2 mg/l'ye oldukça yakın 2.1 mg/l olduğu hesaplanmıştır.

Şekil 3.5'ten de görülebileceği gibi nitrifikasyon bölgesi çözünmüş oksijen konsantrasyonu açısından iki farklı bölüme ayrılabilir. İlk bölüm anoksik hacmin hemen sonrasında daha düşük çözünmüş oksijen değerlerinin gözleendiği bölüm, ikincisi ise bu bölümü takip eden daha yüksek çözünmüş oksijen değerlerinin ölçüldüğü bölümdür. Birinci bölgede çözünmüş oksijen tüketim hızı, çözünmüş oksijen temin hızından daha fazla olduğu için ikinci bölümden daha düşük çözünmüş oksijen değerleri ölçülmüştür. Bu nedenle, nitrifikasyon bölgesinin tüm kesimlerinde aynı havalandırma fonksiyonunun kullanılmaması gerektiği düşünülmüştür. Gernaey and Jorgensen (2004), ASM2d kullandıkları modelleme çalışmalarında biyolojik reaktör için iki farklı havalandırma fonksiyonu tanımlamışlardır. Modelde kullanılan üç aerobik havuzdan ikisi için 10 1/saat (240 1/gün), diğeri için ise 2.5 1/saat (60 1/gün) K_La (oksijen transfer kapasitesi) değerine sahip fonksiyonlar tanımlamışlardır.

Tüm bu sebeplerden dolayı, tez çalışmasının aktif çamur modellemesi bölümünde nitrifikasyon bölgesi, ortalama 2 mg/l çözünmüş oksijen değerleri verecek biri yüksek diğeri düşük K_La değerine sahip iki havalandırma fonksiyonuyla tanımlanmıştır.



Şekil 3.6. Çözünmüş oksijen değerlerinin havuz hacmindeki dağılımları.

Saha çalışmaları sırasında gerçekleştirilen bir başka çalışma ise aktif çamurun havalandırma havuzu içerisindeki yatay taşınım hızını belirlemeye yönelik olarak gerçekleştirilen izleme deneyleridir. Bu amaçla, havuzun çeşitli noktalarına farklı zamanlarda straform parçacıkları bırakılarak parçacıkların birim zaman içerisinde katettikleri mesafeler kaydedilmiştir. Parçacıkların, sıvı içerisinde mümkün olduğunca düşük sürtünme kuvvetine maruz kalabilmeleri ve yüzeyde batmadan durabilmeleri amacıyla strafor parçacıkları 4 mm çaplı küçük küreler olarak hazırlanmışlardır. İzleme deneyleri sonucunda havalandırma havuzundaki yatay taşınım hızı ortalama 0.287 m/sn olarak hesaplanmıştır. Bu değer, tasarım değeri olan 0.3 m/sn'ye yakın bir değerdir, bu yüzden yatay taşınım hızının kullanıldığı hesaplamalarda bu değer 0.3 m/sn olarak kabul edilmiştir.

3.4.2. Modelde kullanılan bağlantılar

AQUASIM platformunda, havuzlar arasında madde ve su taşınımını bağlantılar sağlamaktadır. Bağlantılar, AQUASIM'de bölmeler, prosesler ve değişkenlerle birlikte programın temel yapılarından birisidir. Bağlantılar sayesinde tesise gelen atıksu, biyolojik arıtıma başlanan ilk havuzdan tesisi terkettiği son havuza kadar gerçeğe uygun bir şekilde iletilebilmektedir. Bağlantı tanımlamalarıyla, suyun yanısıra bir havuzda bulunan çözünmüş ya da partiküler maddeler de bağlantının yapıldığı havuza taşınabilmektedir. Çözünmüş ya da partiküler maddelerin taşınımları, atıksu

ile birlikte ya da önceden belirlenen miktarlarda olabilmektedir. Hurma AAT için kurulan modelde bağlantılar anaerobik havuzdan anoksik havuzlara, anoksik havuzdan aerobik havuzlara, son aerobik havuzdan çökeltme tankına, çökeltme tankından da bir kısmı geri devir döngüsüne, bir kısmı atık çamur ve bir kısmı da arıtılmış su olarak tesisten deşarj edilecek şekilde ayrıştırılarak tanımlanmışlardır.

Havalandırma havuzu seri halde 5 reaktör halinde modellenmiştir. Bu kabul, piston akımlı reaktörlerde kendiliğinden gerçekleşen bir durumu yeni bir model değişkeni olarak tanımlama zorunluluğunu getirmiştir. Tesiste, hidrolik bekletme süresi boyunca havalandırma havuzunda bulunan aktif çamur, anoksik ve oksik bölümlerden geçerken atıksuyun içeriğindeki organik maddeyi tüketmekte, böylece karbon giderimi ve denitrifikasyon gerçekleşmektedir. Bunun yanında nitrifikasyon ve biyolojik fosfor giderimi de gözlenmektedir. Havalandırma havuzu, birbirine seri olarak bağlı tam karışımli beş reaktör halinde modellendiği için hidrolik bekletme süresi içerisinde gerçekte işletme sırasında gözlenen konsantrasyon değerlerine ulaşılabilmesi için yapay olarak yaratılan (gerçekte bulunmayan) bir iç döngü bağlantısına gereksinim duyulmaktadır. İç döngü bağlantısının niceliksel değeri modelin sağlıklı sonuçlar verebilmesi için oldukça önemlidir. Bağlantı için sabit bir değer atanması tesise gelen değişken atıksu debisinin etkilerinin tam olarak benzetimini sağlayamayacağı için uygun bir yaklaşım olarak düşünülmemektedir. COST (2000), bu değer için giriş debisinin üç katını kullanmayı önermektedir. Ayrıca, Germaey and Jorgensen (2004)'in biyolojik atıksu arıtma tesisinde azot ve fosfor giderimini ASM2d kullanarak modelledikleri çalışmalarında içsel döngü değerini giriş debisinin üç katı olarak almışlardır. Ancak, tez çalışmasında benzer bir şekilde içsel döngü olarak bu değerın uygulanması sonucunda modelin, belirli bir süre sonra işlemleri yürütemediği ve hata verdiği gözlenmiştir. İçsel döngü değerini geliş debisinin üç katı olarak tanımlanabilmesi amacıyla herbir reaktördeki debi değişkenleri için farklı başlangıç koşulları denenmiş ancak elde edilen sonuçların amaçlanan içsel döngü değerini sağlamadığı görülmüştür. İçsel döngü değerinin gerçek akım durumunu yansıtabilmesi amacıyla havalandırma havuzu içerisinde bir kontrol hacmi tasarlanmıştır. Kontrol hacminin havuzdaki yatay hız olan 0.3 m/sn ile hareket ettiği ve hidrolik bekletme süresi boyunca reaktör içinde döndüğü kabul edilmiştir. Birim genişlikteki kontrol hacmi her turda hacmi kadar bir suyu

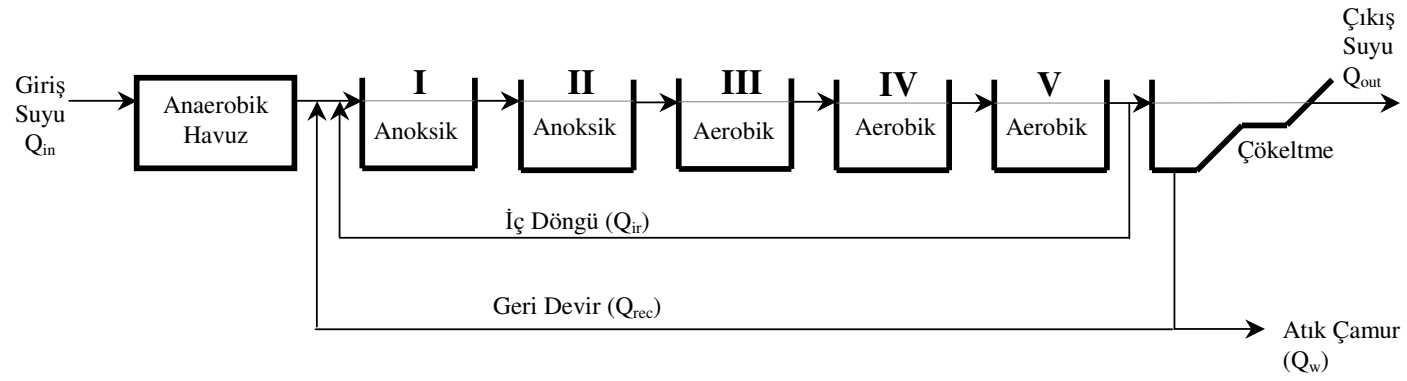
havalandırma havuzu içinde döndürecektir. Bu hacmin, havuz içerisinde bir döngüyü ne kadar sürede tamalayacağı ve sonuç olarak bir hidrolik bekletme süresi boyunca kaç çevrim yapacağı hesaplanmıştır. Buradan elde edilen bilgilerle piston akımlı bir havuzun seri, tam karışimli reaktörlerle modellenebilmesi için içsel döngü değerinin belirlenmesine çalışılmıştır. Hesaplamalar, içsel döngünün tesise gelen debinin 0.9-1.0 katı aralığında olması gerektiğini göstermiştir.

Modelin gerçeğe uygun olmasını sağlamak amacıyla reaktörler arasında hiçbir madde ya da su akışı engellenmemiştir. Örneğin, havalandırma prosesinin aktif durumda olmadığı son çökeltme tankına havalandırma havuzundan yapılan model bağlantısında oksijen de dahil edilmiştir. Böylece, son çökeltme havuzundaki oksijen değerini, bu havuzun şartlarının belirlenmesi sağlanmıştır. Aynı durum tüm reaktörler ve parametreler için geçerlidir. Çökeltme havuzundan yapılan geri devir için ise sadece partiküler maddelerin geri döndürüldüğü, çözünmüş haldeki maddelerin ise çökeltme havuzunun üst kısmından arıtılmış su olarak tesisi terk ettiği kabul edilmiştir. Hurma AAT'nin AQUASIM'de oluşturulan model yapısı Şekil 3.7'de özetlenmiştir.

3.4.3. Biyolojik - kimyasal model

Kinetik modelin ikinci aşaması, ASM2 tarafından önerilen 19 prosesin tanımlanması ve model yapısında ilgili reaktörlere girilmesidir. Bunun için öncelikle Hurma AAT'nde ölçülen atıksu değişkenlerinin model değişkenleri olarak düzenlenmesi, böylece modelde kullanılabilir hale getirilmesi gerekmektedir. Bununla birlikte model yapısında kullanılan kinetik parametrelerin ve stokiyometrik katsayılar gibi bazı sabitlerin de değerlerinin belirlenmesi gerekmektedir.

ASM2 model yapısında bulunan tüm değişkenler AQUASIM yapısına uygun değişken tipleri olarak tanımlanmıştır. Değişkenlerin toplam sayısı 97'yi bulmaktadır ve bunlar ana hatlarıyla Çizelge 3.5'teki gibi sınıflandırılabilirler. Bu değişkenlerin birçoğu, heterotrofik, ototrofik ve fosfotrofik mikroorganizmaların kinetik davranışlarını belirleyen büyüme, bozunma hızları; ürün katsayıları; Monod kinetikleri ile ilgili doygunluk katsayılarıdır.



Şekil 3.7. Hurma AAT'nin model konfigürasyonu.

Bu değişkenlerin dışında, atıksu özelliklerini karakterize eden çözünmüş ve partiküler madde konsantrasyonları ile bu değerlerin model değişkeni olarak tanımlandığı genel değişkenler; debi, zaman, hacim gibi program değişkenleri ile çamur yaşı, hidrolik bekletme süresi gibi formül değişkenleri bulunmaktadır. Son olarak, herbir reaksiyon için reaksiyonun hız denklemleri ile birlikte stokiyometrik matrisi de girilmiştir. ASM2'nin yapısında bulunan 19 standart proses kinetiğinin (Bkz. Çizelge 2.4) yanısıra havalandırma havuzu için tanımlanan iki farklı havalandırma fonksiyonu ile toplam proses sayısı 21'e ulaşmıştır.

Çizelge 3.5. AQUASIM'de kullanılan model değişkenleri.

	Heterotrof	Ototrof	Fosfotrof
Bozunma	b_H	b_{AUT}	b_{PAO}, b_{PHA}, b_{PP}
Maksimum büyüme hızı	μ_H	μ_{AUT}	μ_{PAO}
Biyokütle	X_H	X_{AUT}	X_{PAO}, X_{PHA}, X_{PP}
Ürün katsayısı	Y_H	Y_{AUT}	$Y_{PAO}, Y_{PHA}, Y_{PO_4}$
Doygunluk katsayısı	19 farklı değer		
Çözünmüş madde	5'i başlangıç değeri olmak üzere 14 değişken		
Partiküler madde	5'i başlangıç değeri olmak üzere 18 değişken		
Debi	4 farklı değişken		
Formül değişkenleri	Çamur yaşı, hidrolik bekletme süresi		
Program değişkenleri	Debi, zaman, hacim		
Diğer	Sıcaklık, stokiyometrik sabitler, havalandırma		

Model çalışmasında kullanılan ve Çizelge 2.4'te yer alan değişkenlerin atıksu kompozisyonu ile ilgili olanları Çizelge 2.5'te verilen kompozisyon tanımlamalarından yararlanılarak hesaplanmıştır. Bu hesaplamalarda Hurma AAT'den sağlanan işletme verileri kullanılmıştır.

Modelin, benzetime başladığı an ($t=0$ anı) tesisin işletmeye alındığı zamanla (start-up) örtüşmemektedir. Bu durum, en azından benzetimin başlangıç noktalarında hatalı sonuçlara yol açacağından modelin başlama anında tesisin yatışkın halde bulunması gerekmektedir. Bu sorun iki şekilde çözümlenebilir: 1) Modelde kullanılan herbir değişkenin $t=0$ anındaki uygun başlangıç koşullarının belirlenmesi, 2) Modelin, rastgele seçilecek başlangıç koşullarıyla $t=0$ anından önce başlatılarak $t=0$ anına gelindiğinde yatışkın koşullara geçilmiş olması (D. Batstone, 2003, sözlü görüşme). Bu çalışmada ikinci alternatif seçilmiş ve modelin $t=0$ anında yatışkın hale geçtiğinin

gözlendiği ve rastgele seçilmiş olan $t=-100$ zamanında modelin çalışması başlatılmıştır.

Modelin çalışmaya başladığı anda tüm parametreler ve parametrelerin AQUASIM'de tanımlı olduğu tüm model bölümleri için başlangıç koşullarının belirlenmesi gerekmektedir. Başlangıç koşulları, ilgili parametrenin $t=0$ anında model girdisi (gerçek veri) ile uyumlu olmasını sağlamak durumundadır. Örneğin, herhangi bir tip bakteri popülasyonu $t=0$ anında sabit bir değere ulaşmış olmalıdır. Bu değer mikroorganizmanın, gerçek durumda gözlemlenen büyüme sonucu elde edilen konsantrasyonundan daha fazla çoğalmamasını ya da sistemden yıkanıp gitmemesini garanti etmelidir. Bu yüzden, başlangıç koşullarının seçimi hem tesisin giriş atıksu özellikleri hem de sistemde gözlenen değerler göz önüne alınarak belirlenmiştir. Rastgele seçilmiş olan model başlangıç zamanının da bu noktada test edilmesi sağlanmaktadır. Bunun için $t=0$ anına varıldığında, model değişkenlerinin sabit yüklemeler karşısında durağan değerlere ulaştığı kontrol edilmektedir. Bu süreç, tesisin işletmeye alınma dönemi gibi düşünülmektedir. Hurma AAT'nin işletme protokolünde tesisin 45 günde yatışkın duruma geçeceği öngörülmüştür (ASAT, 2002). Ayrıca, model çalışmalarında kullanılan veri setine, tesisin işletmeye alınma sürecini içeren ilk iki aylık dönem içindeki veriler dahil edilmemiştir. Böylece, model çalışmalarında tesisin işletmeye alınma dönemi çalışma sürecinin dışında bırakılmıştır. Bu durumda, modelin rastgele seçilmiş olan 100 günlük bir süreç öncesinde başlatılması yeterli ve hatta güvenli olarak nitelendirilebilecek bir zaman dilimidir. $t=0$ anında model değişkenlerinin yatışkın hale geçtiğinin kontrol edilmesi ile tüm model çalışmaları için model başlangıç zamanı olarak $t=-100$ anı seçilmiştir.

AQUASIM, birimlerle çalışmayan bir programdır. Bu yüzden bütün değişkenlerin uygun birimlerde olması, değerlerinin daha önceden karar verilen birim konvansiyonuna göre ayarlanması kullanıcının sorumluluğundadır. Tesisten elde edilen veriler günlük olduğu için modelde zaman basamağı olarak gün, kütle birimi olarak gram ve hacim birimi olarak da metreküp kullanılmıştır. Tüm değişkenler bu birim konvansiyonuna göre düzenlenerek modele girilmiştir.

Yukarıda değinilen ASM2 kabullerinin yanısıra AQUASIM tabanında modelin çalıştırılabilmesi ya da model çalışma süresinin kısaltılabilmesi amacıyla başka kabuller daha yapılmıştır. Bu kabuller aşağıdaki gibi verilebilir:

- Anaerobik havuzda bulunan nitrat, biyolojik fosfor giderimini olumsuz yönde etkilemektedir. Bunun sebebi, asetat olarak modellenen çok kolay parçalanabilen organik maddeye karşı, her ikisi de heterotrof olan, denitrifikasyon yapan mikroorganizmalar ile PAO'lar arasında bir yarış olmasıdır. Bu durum, PAO'ların daha yavaş kinetikleri olmasından dolayı besin olarak kullandıkları çok kolay parçalanabilen organik maddeye sınırlı miktarda ulaşabilmelerine ya da hiç ulaşamamalarına neden olmaktadır. Sonuç olarak, biyolojik fosfor giderimi yavaşlamakta ya da tamamen durmaktadır (Henze et al., 2000). Her ne kadar ASM2 anaerobik şartlarda küçük miktarlarda nitratı sorunsuzca modelleyebilse de dönüş çamurunda nitrat bulunmadığı kabul edilmiştir. Nitratın, anaerobik havuza geri döndürülen çamurla gelmesi durumunda dahi fermentasyon sonucu oluşan ürünler (model için asetat) anaerobik havuzda bulunan nitratın denitrifikasyonu için yeterli olmaktadır. Bu durumda, ham atıksuda bulunan çok kolay parçalanabilen organik madde miktarı biyolojik fosfor giderim prosesinin gerçekleşebilmesi için yeterli olmaktadır. Fermentasyon sonucu ortamdaki asetat miktarı, hem denitrifikasyon yapan bakteriler için hem de biyolojik fosfor giderimi gerçekleştiren mikroorganizmalar için yeterli seviyeye ulaşmaktadır. Böylece, iki tip mikroorganizma arasında aynı besine karşı bir yarış gerçekleşmemektedir.
- Çökeltme tankında kimyasal fosfor giderimi prosesinden başka hiçbir prosesin gerçekleşmediği kabul edilmiştir. Bu proses nedeniyle, çökeltme tankına gelen ve tanktan çıkan atıksu özelliklerinde az da olsa bir iyileşme oluşmaktadır. Bu farkı yansıtabilmek amacıyla tesisten deşarj edilen arıtılmış su, birim hacime sahip bir reaktör gibi modele eklenmiştir.
- Tesiste ölçülen toplam fosfor değerinin çözünmüş inorganik orto-fosfat değerine eşit olduğu varsayılmıştır.
- AQUASIM yapısında ASM2 proseslerine ilave olarak tanımlanan havalandırma işlemlerinin, oksijen değerlerinde salınım yaratmaması amacıyla

herhangi bir andaki oksijen transfer hızı, ortamdaki oksijen konsantrasyonunun o andaki değeri de hesaba katılarak belirlenmiştir (Eş. 3.1).

$$\rho_{\text{havalandıama}} = K_L a^* (S_{O_2 \text{ sat}} - S_{O_2}) \quad (3.1)$$

- Heterotrofik ve ototrofik organizmalarda gerçekleşen bozunma reaksiyonu içsel solunum (endogenous respiration) reaksiyonuyla değiştirilmiştir (Kappeler and Gujer, 1992). Oksijene bağlı bir anahtar (switch) konularak oksijen konsantrasyonunun sıfıra yaklaştığı durumlarda içsel solunum hızının da sıfıra yaklaşması sağlanmıştır.

Hurma AAT için ASM2 model değişkenlerinin belirlenmesi ve modelin kurulmasından sonra ilk model çalışmaları Henze et al. (2000)'in ASM2 için önerdiği stokiyometrik ve kinetik katsayıların kullanılmasıyla gerçekleştirilmiştir. Ancak, bu katsayıların kullanılmasıyla elde edilen sonuçlar tesis işleyişini başarılı bir şekilde modelleyememiştir.

Hidrolik modelin başarılı bir şekilde çalışıyor olması ve kinetik modelin hata vermeden çalışması, Hurma AAT için kurulan modelin kavramsal olarak doğru çalıştığını göstermektedir. Ancak, ilk aşamada elde edilen sonuçlardan daha iyi model çıktıları alabilmek için ikinci aşama olarak modelin kalibrasyonu gerçekleştirilmiştir. Kalibrasyon amacıyla, Henze et al. (2000) tarafından önerilen kinetik ve stokiyometrik değerlerin bazılarında değişikliklere gidilmesi düşünülmüştür. Bu düşüncede en büyük etken, aktif çamur model kalibrasyonu yapılan çalışmalarda benzer bir yaklaşımın benimsenmiş olmasıdır.

Model kalibrasyonu amacıyla gerçekleştirilen değişikliklerde aktif çamur prosesinin, bu prosesi kullanan tüm arıtma tesislerinde aynı şekilde gerçekleşmemesi önemli bir rol oynamaktadır. Ancak, bu durumdan daha etkili olan, IWA çalışma grubu tarafından önerilen ASM2 yapısında birçok araştırmacının bazı kavramsal farklılıkları işaret etmesidir.

Çizelge 3.6. Farklı çalışmalarda elde edilen kinetik ve stokiyometrik değerler

Çalışma No	Birim	1	2*	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14*
Heterotrof															
Max büyüme hızı, μ_H	gün ⁻¹	6	4		2.50	6	7.4	8		2.5-4	5.5	6	4.23	4	
Heterotrofik ürün, Y_H	gKOİ gKOİ ⁻¹	0.67	0.67		0.666		0.75	0.67	0.63	0.57-0.64		0.67		0.67	0.52
Substrat doygunluk, K_S	gKOİ m ⁻³	20	10		11	5	60	2.5-4		5-20	35				
Anoksik büyüme, η_g	-	0.8	0.8			0.6	0.8					0.6			
Bozunum hızı, b_H	gün ⁻¹	0.62	0.3		0.62	0.62	0.63	0.4	0.9	0.5-0.58		0.62	0.28	0.3	
Biyokütle bozunma oranı, f_P	-	0.08	0.08		0.08		0.055	0.2		0.08-0.1				0.08	
Ototrof															
Max büyüme hızı, μ_{AUT}	gün ⁻¹	0.8	0.5	0.37	0.43	1.4	1.04				0.19	0.8	0.61	0.5	
Ototrofik ürün, Y_{AUT}	gKOİ gKOİ ⁻¹	0.24	0.24		0.15		0.24					0.24			
Bozunma hızı, b_{AUT}	gün ⁻¹	0.1	0.05		0.04	0.15	0.01					0.15	0.09	0.05	0.05
Fosfotrof															
PHA hız sabiti, q_{PHA}	g KOİ g PAO ⁻¹ gün ⁻¹													2.46	
PP hız sabiti, q_{PP} g PP	g PAO ⁻¹ gün ⁻¹													1.23	
Max büyüme hızı, μ_{PAO}	gün ⁻¹													0.82	
Bozunma hızı, b_{PAO}	gün ⁻¹													0.14	
Bozunma hızı, b_{PP}	gün ⁻¹													0.14	
Bozunma hızı, b_{PHA}	gün ⁻¹													0.14	
Hidroliz															
Max hidroliz hızı, k_h	gün ⁻¹	3.0	3		2.81		10	4-5		1.5-55			2.46		
Yarı doygunluk hidroliz, K_X	gKOİ gKOİ ⁻¹	0.03	0.1		0.15		0.01			0.02-10					
Anoksik hidroliz, η_{NO_3}	-				0.37									0.5	

* 15°C'de

1) Smets et al.(2003), 2) Gernaey and Jorgensen (2004), 3) de Haas et al. (2001), 4) Stokes et al. (1993), 5) Pedersen and Sinkjær (1992), 6) Drolka et al. (2001), 7) Kappeler and Gujer (1992), 8) Bjerre et al. (1995), 9) Siegrist and Tschui (1992), 10) Nuhoğlu et al. (2005), 11) Xu and Hultman (1996), 12) Gernaey et al. (2004), 13) Vanhooren and Nguyen, 1996, 14) ASAT, 2002.

Bu önerilerin birçoğu mikroorganizmaların kinetik davranışlarıyla ilgilidir. Örneğin, Siegrist et al. (1999), çalışmalarında tüm ortamlar için ototrofik bozunma hızlarında farklılıklar olduğunu göstermişlerdir. Brdjanovic et al. (2000) ile Rieger et al. (2001) heterotrof ve X_{PAO} için de benzer bir davranış özelliğinden bahsetmektedirler (Gernaey and Jorgensen, 2004). Bu nedenle, ASM ile gerçekleştirilen model çalışmaları ve bu çalışmalarda önerilen stokiyometrik ve kinetik parametreler incelenmiştir. Bu konuda yapılmış çalışmalarda stokiyometrik ve kinetik parametreler için önerilen değerler Çizelge 3.6'da verilmiştir.

Daha iyi model sonuçları elde etmek amacıyla, literatürde yapılan benzer çalışmalarda sunulan öneriler ışığında model kalibrasyonu gerçekleştirilmiştir.

Önerilen değerler, her model çalıştırılmasında yalnızca bir parametrenin değeri değiştirilerek denenmiş, bu değişimin model sonuçlarına etkisi gözlenmiştir. Değişim uygulanacak parametrenin karar verilmesinde model sonuçları üzerinde daha etkili olduğu düşünülen parametrelere öncelik verilmiştir. Örneğin, heterotrofik mikroorganizmalar için bozunma hızı ve maksimum büyüme hızı oksijen ve nütrient kısıtı olmadığı durumlarda sıcaklığın ve çamur yaşının fonksiyonu olarak belirlenebilmektedir. Maksimum büyüme hızının sayısal değer olarak bozunma hızından daha büyük olması nedeniyle, kalibrasyon sırasında öncelikle maksimum büyüme hızı değerinin belirlenmesine çalışılmaktadır. Bozunma hızı, maksimum büyüme hızının yaklaşık olarak %5'i seviyelerindedir (Kappeler and Gujer, 1992). Bu nedenle, tez çalışmasında öncelikle maksimum büyüme hızları üzerinde kalibrasyon işlemi gerçekleştirilmiştir.

Modelin kalibrasyonu amacıyla değişiklik yapılan parametre, model performansı üzerinde herhangi bir iyileşme sağlamadığı takdirde, bu parametrenin değeri Henze et al. (2000) tarafından önerilen orijinal haliyle model yapısında bırakılmıştır. Çizelge 3.6'da önerilen değerlerin model yapısında test edilmesi sonucunda model performansında iyileştirme sağladığı görülen parametreler ve bu parametrelerde uygulanan değişiklikler Çizelge 3.7'de özetlenmiştir.

Kalibrasyon sonucu ototrofik ve fosfotrofik mikroorganizmaların bozunma hızları düşürülmüş, heterotrofik mikroorganizmaların bozunma hızında ise bir değişiklik yapılmamıştır. Yine heterotrofik mikroorganizmalar hariç diğer organizma türleri için

maksimum büyüme hızları düşürülmüştür. Heterotrof ürün katsayısı ise, literatürde sunulan birçok çalışmayla uyumlu olarak (Smets et al., 2003, Stokes et al., 1993; Kappeler and Gujer, 1992; Xu and Hultman, 1996; Vanhooren and Nguyen, 1996) 0.63 olarak verilen orijinal değerinden 0.67'ye yükseltilmiştir.

Çizelge 3.7. Tez çalışmasında gerçekleştirilen model çalışmasında bazı model parametrelerinde yapılan değişiklikler.

Parametre	Orijinal değerler Henze et al. (2000)	Tez çalışmasında kullanılan değerler
b_{AUT} (1/gün)	0.15	0.05
b_{PAO} (1/gün)	0.2	0.14
b_{PHA} (1/gün)	0.2	0.14
b_{PP} (1/gün)	0.2	0.14
f_P (-)	0.1	0.08
μ_{AUT} (1/gün)	1.0	0.8
μ_{PAO} (1/gün)	1.0	0.82
Y_H (gKOİ/ gKOİ)	0.63	0.67

3.5. YSA Model Çalışmaları

Maier and Dandy (2000), YSA model kurulumunun önemli basamaklarını aşağıdaki gibi özetlemiştir:

- Veri ön-işleme
- Yeterli ve gerekli model girdilerinin belirlenmesi
- Uygun model yapısı
- Eğitim ve sınama

Tez çalışmasında da bu basamaklar izlenerek modelin kurulumu sağlanmıştır. Öncelikle veri seti, detaylı ön işlemlerden geçirilmiş ve sonrasında model yapısında gereksinim duyulan model giriş parametrelerinin belirlenmesine çalışılmıştır. Çok sayıda değişkenin optimum kombinasyonunun arandığı model çalışmaları gerçekleştirilmiş ve elde edilen model sonuçları incelenerek bu yapı üzerinde mümkün olan en başarılı model performansına ulaşılmaya çalışılmıştır. Model kurulumunda takip edilen tüm basamaklar detaylarıyla aşağıda tartışılmıştır.

3.5.1. Veri ön-işleme

Bölüm 3.3'te değinilen veri analizlerinden elde edilen veri setine, gerçekleştirilen analizlere ek olarak YSA model çalışmaları öncesinde farklı ön-işlemler uygulanmıştır. Maier and Dandy (2000), parametreler arası ilişkilerin belirlenmesi amacıyla, zamana karşı çizilecek olan grafiklerin kullanılmasını önermektedir. Bu amaçla, herbir değişkenin zamana karşı grafikleri çizilmiş ve ortalama, standart sapma, en yüksek ve en düşük değer, değişim aralığı gibi tanımlayıcı istatistik değerler hesaplanmıştır (Bkz. EK 2). Hurma AAT işletme parametreleri arası Pearson korelasyon değerleri hesaplanmış, özellikle bu çalışmada YSA modeli hedef parametresi olarak seçilen çıkış suyu KOİ değeri ile atıksu giriş parametrelerinin ilişkisi gözlenmiştir (Çizelge 3.8). Analiz sonucunda, çıkış suyu KOİ değerinin %99 anlamlılık seviyesinde giriş suyu debi, sıcaklık, KOİ, KOİ ve BOİ cinsinden organik yüklemeler ile tesiste tüketilen enerji miktarı değerleriyle ilişkisi olduğu görülmüştür.

Çizelge 3.8. Hurma AAT atıksu parametreleri arası Pearson korelasyon değerleri.

	Debi	Enerji	pH	T	KOİ	AKM	BOİ	BOİ _{yük}	KOİ _{yük}	KOİ _{çıkış}
Debi	1.000	.493**	-.233**	-.166**	-.188**	-.373**	-.528**	.036	.517**	.267**
Enerji	.493**	1.000	-.086*	.183**	.199**	-.050	-.021	.361**	.525**	.273**
pH	-.233**	-.086*	1.000	-.041	.143**	.226**	.307**	.178**	-.051	-.058
T	-.166**	.183**	-.041	1.000	.311**	.121**	.288**	.299**	.185**	.193**
KOİ	-.188**	.199**	.143**	.311**	1.000	.653**	.671**	.697**	.722**	.319**
AKM	-.373**	-.050	.226**	.121**	.653**	1.000	.708**	.535**	.257**	-.053
BOİ	-.528**	-.021	.307**	.288**	.671**	.708**	1.000	.796**	.199**	.028
BOİ _{yük}	.036	.361**	.178**	.299**	.697**	.535**	.796**	1.000	.644**	.256**
KOİ _{yük}	.517**	.525**	-.051	.185**	.722**	.257**	.199**	.644**	1.000	.468**
KOİ _{çıkış}	.267**	.273**	-.058	.193**	.319**	-.053	.028	.256**	.468**	1.00

** , %99 seviyesinde önemli korelasyon

* , %95 seviyesinde önemli korelasyon

Veri ön-işlemenin bu noktadaki amacı, değişkenlerin genel davranışını ve dağılımını daha iyi görmek ve varsa hatalı ya da beklenenden farklı özellikler taşıyan verilerin bulunduğu veri seti alanlarına, model çalışması öncesi müdahale edebilmektir.

Veri setinin analizinde uygulanan bir diğer ön-işlem de normalizasyondur. Normalizasyonun amacı, tüm değişkenlerin değer büyüklüklerine bakılmaksızın modelin eğitimi üzerinde eşit etkiye sahip olabilmelerini sağlamaktır (Maier and Dandy, 2000). Nodlarda gerçekleşen ve nodlarda tanımlı transfer fonksiyonları ile belirlenen işlemler basit aritmetik işlemlerdir. Herbir nodun çıktısı olarak elde edilen ve model yapısında bir sonraki katmanda bulunan nodların giriş değeri olarak kullanılan bu

değerler yukarıda değinilen basit aritmetik işlemler sonucunda elde edilmektedir. Örneğin, tez çalışmasında geliştirilen modelin giriş parametrelerinden debinin değeri 10^4 , pH'ın ise 10^0 mertebesinde. Her iki değişkenin nod çıktı değeri üzerinde eşit gücü olması ancak değerlerin normalize edilmesiyle sağlanabilmektedir. Bu sayede farklı mertebelerdeki değişkenlerin nod çıktısı üzerinde büyüklükleri oranında etki etmesi engellenmiş olacaktır. Başka bir deyişle, tüm giriş parametrelerinin sayısal değerlerine bakılmaksızın model eğitimi için eşit etkilerinin olması sağlanacaktır. Parametrelerin model üstündeki etkileri ancak model eğitimi sonucunda elde edilen nodlar arası bağlantı değerleriyle belirlenmektedir. Normalizasyon aralığı nodlarda kullanılan transfer fonksiyonlarına göre belirlenmelidir. Örneğin, "logistic" fonksiyonunun çıktı aralığının [0,1] olmasından dolayı veriler bu aralığa normalize edilmektedir (Maier and Dandy, 2000). "tanh" transfer fonksiyonu ise [-1,1] aralığını desteklemektedir. Model çalışmaları için Eş. 3.2'de verilen işlem, normalizasyon amacıyla kullanılmıştır. Bu işlem sonucu veriler [-1,1] aralığına normalize edilmektedirler. Eş. 3.2, model çalışmasında kullanılan farklı normalizasyon aralıkları elde edilecek şekilde düzenlenmiştir.

$$x_{norm} = \frac{(x_i - \frac{x_{max} + x_{min}}{2}) * 2}{x_{max} - x_{min}} \quad (3.2)$$

Burada,

X_{norm} : Normalize edilmiş değişken değeri,

X_{max} : Değişken veri setinde rastlanan en yüksek değer,

X_{min} : Değişken veri setinde rastlanan en düşük değerdir.

3.5.2. Model girdilerinin belirlenmesi

YSA model çalışmasında, model topolojisiyle ilgili iki temel soruya yanıt bulunması gerekmektedir: i) Modelde giriş parametresi olarak kullanılacak ilgili değişkenler nelerdir? ii) Saklı katmanın boyutları ne olmalıdır? (Boger and Weber, 2000).

Modelde kullanılacak giriş parametrelerinin seçiminde kriter olarak öncelikle, tesis çıkış suyu KOİ değerinin diğer işletme parametreleri ile olan ilişkisine bakılmıştır. Bu amaçla eldeki tüm giriş atıksu değişkenleri kullanılmış ve uygun parametreler seçilerek üç farklı model tipi denenmiştir. Pearson korelasyon katsayılarına dayanarak geliştirilen alternatifler aşağıdaki gibidir:

- Alternatif I: Korelasyon değerlerine bakılmaksızın eldeki tüm giriş parametrelerinin kullanılması.
- Alternatif II: %99 anlamlılık düzeyinde negatif ya da pozitif yüksek korelasyona sahip parametrelerin kullanılması.
- Alternatif III: %99 anlamlılık düzeyinde düşük korelasyona sahip parametrelerin kullanılması.

Bu alternatiflerde kullanılan model giriş parametreleri Çizelge 3.9'da özetlenmektedir. İlk alternatifte model giriş parametresi olarak, Hurma AAT'nde ölçülen giriş atıksu özellikleri debi; tesiste kullanılan enerji; giriş suyu pH, sıcaklık, KOİ, BOİ ve KOİ:BOİ oranı değerleri ile KOİ ve BOİ cinsinden organik yükleme değerleri kullanılmıştır. İkinci alternatifte ise bir numaralı alternatifte kullanılan veri setinden, %99 anlamlılık düzeyinde düşük korelasyona sahip olan pH, BOİ ve AKM değerlerinin çıkarıldığı veri seti kullanılmıştır. Son alternatif ise yukarıda değinilen düşük korelasyona sahip üç değişkenin giriş parametresi olarak seçildiği model yapısıdır.

Çizelge 3.9. Alternatiflerde kullanılan model giriş parametreleri.

Alternatif	Giriş parametreleri
I	Debi, enerji, pH, sıcaklık, KOİ, BOİ, AKM, KOİ ve BOİ cinsinden organik yük, KOİ/BOİ
II	Debi, enerji, sıcaklık, KOİ, KOİ ve BOİ cinsinden organik yük, KOİ/BOİ
III	pH, BOİ, AKM

Herbir alternatif için farklı model topolojileri (değişik saklı katman sayısı ve nöron sayıları), farklı öğrenme ve aktivasyon fonksiyonları ile farklı çevrim sayıları denenerek en yüksek model performansına ulaşılmaya çalışılmıştır. Ancak, elde edilen sonuçlar genel olarak düşük korelasyon ve yüksek hata değerlerine sahip olduğu görülmüştür. Alternatif performansları arasında karşılaştırma yapabilmek amacıyla çalışmanın bu aşamasında görece yüksek korelasyon elde edilen benzer model konfigürasyonları Çizelge 3.10'da verilmiştir.

Çizelge 3.10'dan da görülebileceği gibi çalışmanın bu aşamasında en başarılı sonuçları 1 numaralı alternatif olan tüm giriş parametrelerinin kullanıldığı seçenek vermiştir. Ancak, her ne kadar eğitim aşamasında yüksek korelasyon değerleri elde edilse de test verileriyle elde edilen korelasyon değerlerinin oldukça düşük olması

istenen yüksek model performansının sağlanamadığının bir göstergesidir. Bu nedenle, öncelikle modelde kullanılacak giriş parametrelerinin belirlenmesi için farklı yaklaşımlar üzerinde durulmuş ve sonrasında da veri setine model performansının artırılmasına yönelik sayısal dönüşümler uygulanmıştır.

Çizelge 3.10. Alternatiflerin benzer model tipleriyle karşılaştırılması.

Alternatif	Topoloji G-S-S-Ç	Öğrenme fonksiyonu	Model değişkenleri	Çevrim sayısı	r^2	
					Eğitim	Test
I	10-10-10-1	Rprop	0.1, 50, 4	100000	0.91	0.42
II	7-10-10-1	Rprop	0.1, 50, 4	100000	0.81	0.13
III	3-10-10-1	Rprop	0.1, 50, 4	100000	0.61	0.03

G: Giriş katmanı, S: Saklı katman, Ç: Çıkış katmanı

Giriş parametrelerinin seçimi için öncelikle, konuyla ilgili a-priori bilgiler kullanılmalıdır. Eldeki tüm verileri kullanarak çok sayıda giriş parametresi oluşturmak ve yapay sinir ağının hedef değer(ler) için istenen fonksiyonu çözmesini beklemek sistemdeki toplam nöron ve bağlantı sayısını artırarak hesaplamaları karmaşıktırmakta ve modelin çalışma süresini uzatmaktadır. İlgisiz olabilecek verilerin kullanımı, modeldeki öğrenmeyi zorlaştırarak hata fonksiyonundaki yerel minimaları arttırmakta, bu yüzden yanlış yakınsamalar sonucu düşük model performansına neden olmaktadır. Benzer sonuçlar veren daha basit modellerle çalışmak karmaşık modellere göre daha kolaydır. Bunun yanında, model hedefine göre ilgisiz verilerin kullanılması, girdi-çıkış ilişkisini kurmaya çalışan sistemin gereksiz ve kullanılamaz ilişkiler kurmasına neden olacaktır. Bu yüzden, eldeki veri setinden çıkarılabilecek bilgilerle, herhangi bir bilgi kaybı olmaksızın, amaçlanan hedefe en küçük yapıyla ulaşmak model giriş parametrelerinin belirlenmesinde başlıca faktördür (Bowden et al., 2005a).

Maier and Dandy (2000), küçük model yapılarının avantajlarını ve dezavantajlarını aşağıdaki gibi özetlemiştir:

Avantajlar:

- Daha iyi genelleme becerisi (Castellano et al., 1997),
- Daha küçük depolama ve çalışma alanı gereksinimleri,
- Daha hızlı sonuç elde etme,

- Kullanımının daha kolay ve ekonomik olması (donanım üzerine uygulanması) (Bebis and Georgiopoulos, 1994),
- Kural çıkarımının daha kolay yapılabilmesidir (Towell et al., 1991).

Dezavantajlar:

- Hata yüzeyinin daha karmaşık ve yerel minima sayısının daha fazla olması,
- Evrensel minimaya ulaşmak için daha fazla sayıda ağırlık güncellemesinin gerekmesidir.

Maier and Dandy (2000), en basit ağ yapısından başlanarak teker teker giriş parametrelerinin denendiği, eklenmesi model performansına ekstra bir iyileşme katmayan parametrelerin devre dışı bırakıldığı bir yöntem önermektedir. Ancak Masters (1993), tek başına bir etkisi olmadığı halde toplu olarak model performansına etki edebilecek parametreler olabileceğini belirtmektedir. Bowden et al. (2005a), yöntemi tersinden işletmenin de mümkün olduğunu söylemektedir. Mümkün olan en büyük ağ yapısı ile başlanarak model performansı üzerinde etkisiz olan elemanlar veri setinden çıkarılmaktadır. Yukarıda değinilen son iki çalışma dikkate alınarak 10 giriş parametresinin kullanıldığı en geniş ağ yapısından başlanarak basamaklama yöntemiyle (stepwise) model performansı üzerinde etkili olmayan parametreler belirlenerek veri setinden çıkarılmıştır. Bu durumda elde edilecek olan iyileşmeyi sağlayan başlıca nedenler:

- Giriş parametrelerindeki gürültünün ve ilgisiz verilerin saf dışı bırakılması,
- Nöronlar arasındaki linklerin sayısının azalmış olmasından dolayı aşırı eğitim (over-fitting) olasılığının düşmesi olarak sayılabilir.

Bu işlemler sonucunda KOİ:BOİ oranı ile KOİ ve BOİ cinsinden organik yükleme değerlerinin model performansına önemli bir etkisi olmadığı görülerek bu değişkenler model çalışması dışında bırakılmıştır. Ayrıca, BOİ değeri ölçüm metodu nedeniyle günlük olarak takip edilememektedir. Tesise gelen ham atıksuyun o günkü BOİ değerinin laboratuvarında belirlenebilmesi için 5 günlük bir süreye gereksinim duyulmaktadır. Modelin hedefi, günlük tesis verileriyle çıkış suyu KOİ değerinin

kestirilmesi olduğu için BOİ değeri de giriş parametresi olarak seçilmemiştir. Sistemden çıkarılan değişkenler tarafından modele sunulan bilgilerin, KOİ ve debi değerlerinin bağımsız model parametreleri olarak kullanılmasından dolayı model yapısında dolaylı olarak yer aldığı düşünülmektedir. Bu yüzden bu değerlerin çıkarılmasının, model performansında önemli bir farklılık yaratmadığı düşünülmektedir.

Saklı katman ve katmanlarda bulunacak nöron sayısının belirlenmesi ise giriş katmanında bulunacak nöron sayısının belirlenmesinden daha belirsiz ve daha uzun zaman alan bir işlemdir. Literatürde bunun için farklı yaklaşımlar bulunsa da saklı katman için tek ya da en fazla çift katman kullanılması ve nöron sayısının mümkün olduğunca minimize edilmesi önerilmektedir. Tek saklı katmanlı ağlar herhangi bir fonksiyonu tanımlayabilmek için genellikle yeterli olmaktadır (Häck and Köhne, 1996). Ancak, bazı karışık problemler için iki saklı katman uygulamaları da başarılı sonuçlar vermiştir. Ancak yine de her problem için optimum ağ topolojisinin araştırılması gerekmektedir (Maier and Dandy, 2000). Saklı katmandaki nöron sayısının fazlalığı ise aşırı eğitim (over-fitting) tehlikesine yol açmaktadır (Boger and Weber, 2000).

Saklı katman sayısı ve saklı katmanlardaki nöron sayısı için amprik olarak elde edilen bazı yaklaşımlar bulunmaktadır. Örneğin, saklı katman nöron sayısı için Eş. 3.3 ve Eş. 3.4'te verilen üst limitler önerilmektedir:

$$N^S \leq 2N^G + 1 \quad (3.3)$$

(Hecht-Nielsen, 1987)

N^S : Saklı katman nöron sayısı

N^G : Giriş katmanı nöron sayısı

$$N^S \leq 2N^{EV} / (N^G + 1) \quad (3.4)$$

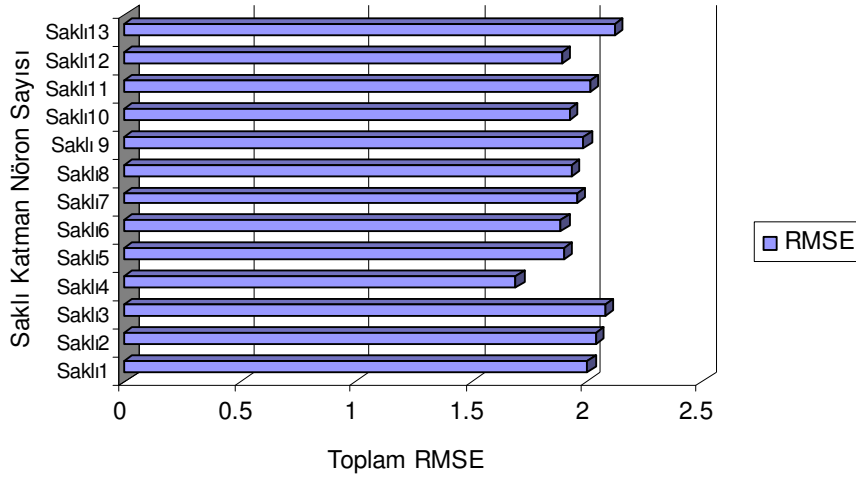
(Rogers and Dowla, 1994)

N^{EV} : Eğitim veri sayısı

İleri-geri beslemeli ağlar için ağda bulunan toplam bağlantı sayısı saklı katmanda bulunan nöron sayısı ile birebir ilişkilidir. Saklı katman nöron sayısı ne kadar fazla olur ise model yapısındaki toplam bağlantı sayısı da o kadar fazla olacaktır. Temel bir kural olarak eğitimde kullanılan kalıp sayısının toplam bağlantı sayısından daha fazla

olması gerekmektedir (Rogers and Dowla, 1994). Ağda bulunan giriş ve çıkış nöronları modelin giriş ve çıkış değişkenleri ile tanımlı olduğundan, bu kriter saklı katman sayısı ve katmanlarda bulunabilecek nöron sayısı hakkında yardımcı olmaktadır. Bazı çalışmalarda bu oranın 2'ye 1 (Masters, 1993) ve hatta 10'a 1 olması (Weigend et al., 1990) önerilmiştir. Amari et al. (1997) ise bu oranın 30 olduğu durumlarda aşırı öğrenmenin olmadığını öne sürmektedir. Tüm bu öneriler hala tartışılmaktadır.

Tüm bu bilgiler ışığında saklı katman nöron sayısını belirlemek amacıyla Moore (2006) tarafından önerilen k-katlı (k-fold) cross validation (CV) analizi uygulanmıştır. İki saklı katman uygulamaları model performansında bir iyileşmeye yol açmadığı, aksine yapıyı karmaşıklaştırdığı ve dolayısıyla aşırı eğitim olasılığını arttırdığı için tek saklı katmanı bulunan model yapılarıyla k-katlı CV analizi gerçekleştirilmiştir. k-katlı CV analizi, model eğitiminde kullanılmayan veri setinin bir bölümünün k eşit parçaya bölünmesi ve her eğitim aşamasında 1 parça dışarıda bırakılarak modelin eğitilmesi sonucu gerçekleştirilmektedir. Her eğitim sonucunda model çıktıları ve hedef değerleri arasındaki hata hesaplanmaktadır (RMSE). Veri setinden oluşturulabilecek tüm alternatiflerden elde edilen hata değerleri toplanmaktadır. Saklı katmanda farklı nöron sayıları kullanılarak farklı model yapıları oluşturulmaktadır. Örneğin, bu çalışmada nöron sayısı 0'dan başlayarak yukarıda değinilen kriterler ışığında arttırılmıştır. Tüm bu işlemler sonucunda en az toplam hata değerini veren alternatif, optimum model yapısı olarak kabul edilebilir. Bu analiz optimum saklı katman nöron sayısının dört olarak alınabileceğini göstermektedir (Şekil 3.8). Bu bilgiler ışığında, model çalışmaları sırasında tek saklı katmanda 4 nöronlu model yapıları başta olmak üzere yine tek saklı katmanda 5 ve 6 nöronlu model topolojileri de sıklıkla kullanılmıştır. Burada, tek bir alternatif üzerinde karar verilememesinin nedenleri, 5 ve 6 nöronlu yapıların da görece düşük hata değerleri vermiş olması ve bu analiz yönteminin kesin kurallar koyan bir yöntemden daha çok saklı katman nöron sayısının belirlenebilmesi için bir öneri olmasındandır.



Şekil 3.8. k-katlı CV analiz sonuçları.

3.5.3. Eğitim ve sınav

Yapay sinir ağı modellerinin temel ilkesi hata fonksiyonunu minimize etmektir. Hatanın minimuma indirildiği her durum ağın başarılı olduğu anlamına gelmemektedir. Bir ağın başarılı olması ağın genelleme yeteneğiyle ilgilidir. Bir yapay sinir ağı modelinin genelleme yeteneği ise, eğitim veri seti büyüklüğünün bağlantı (link) sayısına oranının bir fonksiyonudur. Bu oranın düşük olması durumunda, devam ettirilen eğitim, genelleme yeteneğinin yitirilmesine ya da hiç oluşmamasına neden olacaktır. Veri setinde gürültü bulunması durumunda modelin genelleme yeteneği daha da kötüleşecektir (Maier and Dandy, 2000).

Gürültü, herhangi bir kaynaktan elde edilen bilgiyi bozan, özelliğini kaybettiren ya da kirlen etken olarak tanımlanabilir. Veriye dayalı tüm sistemlerde, sistemden elde edilen veri ya da bilgiler telekomünikasyon alanında olduğu gibi sistemden elde edilen sinyaller olarak değerlendirilebilir. Bu sistemlerden gelen sinyaldeki rastlantısal değişiklikler de gürültü tanımına girmektedir. Gürültü, bilinen ya da tahmin edilemeyen (açıklanamayan) kaynaklardan gelebilir. Arıtma tesislerinden elde edilen verilerde, ölçüm yapılan herhangi bir sistemde rastlanabilecek gürültü kaynaklarının (ölçüm cihazlarından kaynaklanan belirsizlikler "uncertainty", deney hataları, ölçüm hataları, vb.) yanısıra arıtma tesislerinin dinamik yapısından kaynaklanan gürültüler de etkili olmaktadır. Örneğin, model çalışmalarında kullanılan günlük verilerden oluşan veri seti, tesisin ilgili gündeki durumunu özetleyen bir tablo ortaya koymaktadır. Ancak, elde edilen bu bilgiler sistemi hatasız olarak temsil

etmemektedir. Daha açık bir ifadeyle, giriş atık suyu özelliklerini belirlemek için alınan numunenin sistemi temsil ettiği düşünülse de, çıkış suyu özelliklerini belirlemek için alınan numunenin birebir giriş suyu numunesinin temsil ettiği sistem özelliklerini yansıttığını söylemek güçtür. Her ne kadar numunenin, sistemin özelliklerini değiştirmeyen ve aynı zamanda onu temsil eden özelliklerde olması gerekse de yukarıda değinilen durum çerçevesinde sistem analizinde belirsizlikler yaratacaktır. Alınan numunelerin ya da gerçekleştirilen ölçümlerin yeri, zamanı ve kalitesi sistemin tamamen doğru temsil edilebilmesi için çok önemlidir. Bu durumda da veri setinde gürültü bulunması kaçınılmaz olacaktır.

Eğitim ve sınav süreci çok parametrelidir. Modelin çalıştırılabilmesi için seçilmesi ya da değer atanması gereken birçok parametre bulunmaktadır. En iyi model performansını elde edebilmek için mümkün olan en başarılı kombinasyonu bulmak gerekmektedir. Bu parametrelerin belli başlıları şunlardır:

- Öğrenme fonksiyonu: Modelin hangi fonksiyon ilkelerine göre öğrenimi gerçekleştireceği belirlenir. Model hedefine göre, belirli öğrenme fonksiyonları arasında tercih yapılabilir. Maier et al., 1998 yılındaki çalışmalarında, tahmin ve değer kestirme amaçlı geliştirilen YSA için GB ağların daha uygun bir öğrenme fonksiyonu olduğunu belirtmektedir (NeuralWare, 1991). Çevresel değişkenlerin tahminine yönelik literatürde rastlanan YSA çalışmalarının büyük bir çoğunluğunda GB ağlar kullanılmıştır (Maier and Dandy, 1998a). Tez çalışmasında GB ile birlikte bu fonksiyonun modifikasyonları olan Rprop, Quickprop ve SCG fonksiyonları kullanılmıştır.
- Öğrenme fonksiyonu değişkenleri: Her fonksiyonun kendine özgü değişkenleri bulunmaktadır ve ağ eğitimine başlamadan önce kullanıcının bu değerlere karar vermesi gerekmektedir. Örneğin, GB ağlar için öğrenme hızı ve momentum hızı olmak üzere iki, Rprop için üç farklı değişken tanımlanmak zorundadır. Tez çalışmasında, Bölüm 2.13.6 ile 2.13.7 ve alt bölümlerinde verilen tipik değer aralıkları kullanılarak farklı kombinasyonlar denenmiş ve en başarılı model performansı elde edilmeye çalışılmıştır.
- Döngü sayısı: Eğitim sırasında kalıpların ağa kaç defa sunulacağını belirleyen sayıdır. Bu sayı, öğrenmenin gerçekleşebileceği kadar fazla, aşırı-

öğrenmenin olmayacağı kadar az olmalıdır. Bu yüzden döngü sayısı seçimi oldukça kritiktir. Model çalışmalarında 5000 – 500000 aralığında çevrim sayıları kullanılmıştır.

- Sınama verisi sorgu döngüsü: Sınama verisinin ne kadar sıklıkla (kaç çevrimde bir) ağa sunulacağına karar verilir. Model çalışmalarının tümünde, eğitim kalıplarının modele sunulmasından sonra (tek çevrim) sınama kalıpları ile model aşırı eğitime karşı test edilmiştir.
- Bağlantı başlangıç değeri ataması: Ağın eğitimine başlanmadan, ilk çevrimin gerçekleştirilebilmesi için bağlantılara bir ilk değer atanması gerekmektedir. Bu işlem belirli bir aralığın seçilmesiyle gerçekleştirilir. Çalışmalarda normalizasyon aralıkları da dikkate alınarak $[-1,1]$ aralığında rastlantısal bağlantı değerleri atanmıştır. Bu aralık bağlantıların başlangıç değerlerini belirlemekte ve ağın eğitimi sırasındaki güncellemeler sırasında bağlantının alacağı değeri sınırlandırmamaktadır. Eğitim sonucunda bağlantıların alacağı değerler, seçilen bu aralığın dışında kalabilmektedir.
- Transfer fonksiyonu: Herbir katmanda bulunan nöronların, kendilerine gelen girdilere hangi dönüşümü uygulayacağına karar verdiği fonksiyonlardır. Saklı katmanlar için doğrusal olmayan, çıkış katmanı için ise genellikle doğrusal fonksiyonlar tercih edilmektedir. Bu kombinasyon, model veri seti sınırları dışında test edilse dahi başarılı bir performans sergilemektedir (Maier and Dandy, 2000). Tez çalışmasında saklı katman transfer fonksiyonu olarak tanjant hiperbolik, logistic, signum, sinus fonksiyonları denenmiş, en başarılı sonuçlar sigmoid fonksiyonlar olan tanjant hiperbolik ve logistic fonksiyonlarında elde edilmiştir. Çıkış katmanı için ise doğrusal fonksiyon kullanılmıştır.

3.5.4. Model yapısının düzenlemesi

Optimum model topolojisini yaratmak ve model çalışmalarının ilk aşamalarında elde edilen model performansını arttırmak amacıyla birçok işlem uygulanmıştır. Uygun model yapısının belirlenebilmesi amacıyla budama (pruning) algoritması, giriş parametre sayısının küçültülerek daha basit ve kullanışlı bir model yaratılabilmesi için temel bileşenler analizi (TBA), veri setini mevsimsellik ve eğilimlerden kurtarabilmek için rastlantısal dağılım, değişken değerlerindeki aşırı salınımların olumsuz etkisini

azaltabilmek için pürüzsüzleştirme (smoothing) ve veri setindeki gürültüyü (noise) azaltabilmek amacıyla da Wavelet ve FFT (Fast Fourier Dönüşüm) analizleri uygulanmıştır. Bu analizler, detaylarıyla birlikte aşağıda açıklanmıştır.

3.5.4.1. Budama algoritması

Budama algoritması, YSA model yapısının basitleştirilmesi amacıyla uygulanan yöntemlerden birisidir. Budama, kurulan model yapısından gereksiz bağlantıları ya da birimleri çıkarmayı hedeflemektedir. Bu algoritma farklı amaçlar için uygulanabilmektedir:

- Uygun bir model yapısının bulunması.
- Ağ için gerekli olan giderlerin (modelin çalışma süresi, hafıza ve donanım açılarından) düşürülmesi.
- Mutlaka gerçekleşmese de daha iyi bir genellemenin elde edilebilmesi.
- Sistem performansının artırılabilmesi için gerekli olmayan birimlerin sistemden çıkartılmasıyla elde edilen ilişkilerin daha anlamlı hale gelmesi.

Budama algoritması için önemli olan iki kriter vardır: Birincisi neyin budanacağıdır. Budama, ağırlıklar ya da nöronlar için gerçekleştirilebilir. Giriş katmanındaki ve saklı katmandaki nöronlar için özel algoritmalar bulunmaktadır. İkincisi ise, budamanın nasıl gerçekleştirileceğidir. Algoritma, aşağıda verilen sıralamaya göre gerçekleştirilmektedir (SNNS, 2002):

1. Makul büyüklükte bir ağ yapısı kurulur.
2. Ağ, GB ya da benzer bir öğrenme fonksiyonu ile eğitilir.
3. Her birim için (ağırlık ya da nöron) çıkıntı (saliency) değeri hesaplanır.
4. En küçük çıkıntı değeri olan birim sistemden atılır.
5. Ağ tekrar eğitilir.
6. Eğer elde edilen hata çok büyük değilse üçüncü adıma geri dönülür.

Çıkıntı değeri hesaplamak için “ağırlık tabanlı budama” (magnitude based pruning), “optimum beyin hasarı” (optimal brain damage), “optimum beyin cerrahı” (optimal brain surgeon), “iskeletleştirme” (skeletonization), “katılmayan birimler” (non-contributing units) gibi farklı yaklaşımlar bulunmaktadır. Tüm bu yaklaşımlar değişik matematiksel önermeler içerse de en basitinden en karmaşığına kadar bütün yaklaşımlar benzer sonuçlar vermektedir (SNNS, 2002).

Literatürde budama algoritmasının nasıl uygulanacağı, hangi model elemanları çıkarıldığında sistemin işleyişinin bozulmadan korunacağı ile ilgili birçok çalışma bulunmasına karşın (Sietsma and Dow, 1991; Karnin, 1990; Chung and Lee, 1992), algoritma performansının sistem parametrelerine çok duyarlı olduğu belirtilmektedir (Maier and Dandy, 2000). Ayrıca, çoğu zaman budama sonucu elde edilen “en küçük” model yapısından daha iyi performanslara sahip “orta ölçekli” model yapıları bulmak da olanaklı olmaktadır (Bebis and Georgiopoulos, 1994).

Budama algoritması uygulanarak optimum model topolojisinin oluşturulmaya çalışıldığı model çalışmalarında ağırlık tabanlı budama yaklaşımı kullanılmıştır. Farklı büyüklüklerde başlangıç model yapıları seçilmiş ve budama algoritması uygulanarak Bölüm 3.5.2’de tartışılan sebeplerden dolayı mümkün olan en küçük model yapısına ulaşılmaya çalışılmıştır. Budama işlemi öncesinde saklı katman nöron sayılarına büyük başlangıç değerleri atanmış, budama sonucunda ise elde edilen ağ yapısı test verisi ile sınanmıştır. Ayrıca işlemler öncesinde, kabul edilebilen en yüksek hata kareler toplam değerinin (SSE), en yüksek hata artışının, eğitimde ve test sırasında kullanılacak çevrim sayılarının belirlenmesi gerekmektedir.

Budama algoritması çalışmaları iki saklı katmanda yüksek sayıda nöronların bulunduğu model yapılarıyla gerçekleştirilmiştir. Herbir katmanda sayıları 12 ile 25 arasında değişen nöronlar kullanılmıştır. Ağın eğitimi sırasında 10000-30000 aralığında çevrim sayıları tercih edilmiş ve yukarıda değinilen algoritma uyarınca budama işleminden sonra ağın yeniden eğitimi için 1000-10000 aralığındaki çevrim sayıları kullanılmıştır. Farklı SSE ve min hata değerleri ile birlikte çalışmalarda Rprop öğrenme fonksiyonu seçilerek algoritma sonucunda mümkün olan en küçük model yapısına ulaşılmaya çalışılmıştır. Budama algoritması ile gerçekleştirilen

çalışmalardan bir kısmı elde edilen eğitim ve test korelasyon değerleri ile birlikte Çizelge 3.11'de özetlenmiştir.

Çizelge 3.11. Budama algoritması ile elde edilen model topolojileri ve sonuçları

No	Saklı Katman		SSE	Çevrim sayısı	Tekrar çevrim sayısı	Min hata	r ²	
	Başlangıç	Sonuç					Eğitim	Test
1	15-12	6-2	5	30000	1000	0.01	0.34	-0.05
2	15-12	9-8	5	30000	1000	3	0.76	0.27
3	15-12	9-7	5	50000	1000	3	0.80	0.12
4	15-12	5-2	5	30000	1000	10	0.41	-0.04
5	15-12	12-6	5	30000	1000	1	0.80	-0.01
6	15-12	4-3	5	30000	1000	3	0.26	-0.11
7	15-12	5-2	3	30000	1000	3	0.31	0.17
8	25-25	8-7	5	30000	1000	3	0.79	0.12
9	25-25	7-5	5	30000	10000	3	0.74	0.16
10	25-25	6-1	5	30000	10000	1	0.79	0.10
11	25-25	8-4	5	30000	10000	0.1	0.79	-0.09
12	25-25	1-0	10	30000	10000	1	0.46	-0.16
13	25-25	15-13	1	30000	10000	1	0.96	0.04
14	25-25	15-15	1	30000	10000	0.5	0.94	0.14
15	25-25	16-23	1	30000	5000	0.5	0.94	0.09
16	25-25	7-4	5	30000	5000	0.5	0.77	0.08
17	25-25	11-3	5	30000	5000	0.1	0.70	0.06
18	25-25	8-3	5	30000	10000	0.01	0.80	-0.06
19	25-25	18-15	5	10000	1000	3	0.78	0.26
20	25-25	3-1	5	30000	10000	1	0.73	0.29
21	25-25	11-4	5	30000	10000	3	0.73	-0.15
22	25-25	7-9	5	30000	10000	3	0.77	-0.21
23	25-25	7-4	5	30000	10000	1	0.79	-0.03
24	25-25	12-2	5	30000	10000	1	0.80	0.37
25	25-25	9-5	5	30000	10000	0.5	0.79	0.19
26	25-25	11-3	5	30000	5000	0.5	0.80	0.21
27	25-25	9-4	5	30000	5000	1	0.80	0.29
28	25-25	9-5	5	30000	5000	1	0.76	-0.14
29	25-25	7-5	5	10000	5000	0.1	0.76	0.15
30	25-25	7-5	5	10000	5000	0.1	0.76	0.15

Budama algoritması ile yüksek korelasyon değerleri veren model topolojileri elde edilmesi sağlanamamıştır. Hurma AAT için gerçekteştirilen model çalışmasında budama algoritmasının uygulanması sonucunda en başarılı test verisi korelasyon değeri 0.37 olarak hesaplanmıştır. Bazı uygulamalarda 0.80'in üzerinde yüksek eğitim korelasyon değerleri elde edilmesine karşın sonuç model topolojisinin test verileri ile sınanması sonucu benzer yüksek korelasyon değerleri elde edilememiştir.

Bu nedenle budama algoritmasının, tez çalışmasında yüksek korelasyon değerleri veren optimum model topolojilerinin belirlenmesinde bir alternatif olarak kullanılmamasına karar verilmiştir.

3.5.4.2. Temel bileşenler analizi

Temel bileşenler analizi (TBA), herhangi bir veri setindeki değişkenlerin bir dizi matematiksel işlem sonucu “temel bileşen” olarak adlandırılan ve birbiriyle korelasyona sahip olmayan daha az sayıda değişkene dönüştürülme işlemidir. İşlemler sonucunda farklı özdeğerlere sahip, değişken sayısı kadar temel bileşen elde edilmektedir. Elde edilen temel bileşenler, özdeğerlerine göre azalan sırada sıralanmakta ve belirli bir değerden daha yüksek özdeğerlere sahip bileşenler seçilmektedir. Tüm bileşenler, veri setinde belli bir varyansı açıklamaktadır. Veri setinde açıklanan varyans miktarı, bileşenin özdeğeri ile doğru orantılıdır. TBA'nin kullanım amaçları, veri setlerinin boyutlarını tanımlamak ya da küçültmek, veri setini açıklayan yeni ve anlamlı değişkenler yaratmak olarak sıralanabilir (Miller, 1990).

TBA, YSA çalışmalarında değişken sayısını azaltmak, veri setinde bulunan gürültü ve sapmayı minimize etmek amaçlarıyla kullanılmaktadır. TBA işlemlerine, bağımlı değişken değerinin dahil edilmemesi dolayısıyla veri setinde bulunabilecek sapmalar ve gürültü minimize edilebilmektedir. Choi and Park (2001), atıksu arıtma tesisi giriş suyu Kjeldahl azot değerini YSA ile modelledikleri çalışmalarında 11 model giriş parametresini TBA sonucunda 5'e düşürmüşlerdir. Model giriş parametresi olarak beş temel bileşeni kullanmaları sonucunda model hata değerlerinde büyük bir iyileşme sağlandığı belirtilmiştir.

Tez çalışması kapsamında model giriş parametre sayısını azaltmak ve bununla birlikte gürültünün neden olduğu olumsuzlukları engelleyebilmek amacıyla veri setine TBA uygulanmıştır. Analiz sonucunda özdeğeri 1'den büyük olan bileşenler seçilerek giriş parametresi sayısı 2'ye düşürülmüştür. 2 bileşen, toplam varyansın %67'sini açıklamaktadır. Modelin bu şekilde çalıştırılması sonucu elde edilen değerlerin başarılı olmaması nedeniyle veri setinin daha fazla oranda açıklanabilmesi ve dolayısıyla sistemi daha iyi temsil edebilmesi amacıyla özdeğerleri 0.7'den büyük olan dört bileşen seçilmiştir (toplam varyansın %89'u). Ancak, bu durumda da model performansında beklenen iyileşmenin sağlanmadığı, korelasyon değerlerini anlamlı

bir şekilde yükseltmemesinin yanısıra hata değerlerini de düşürmediği görülmüştür. Bu nedenle, YSA çalışmalarında daha başarılı model performansları elde edebilmek amacıyla veri setine TBA uygulaması, ileriki çalışmalarda bir alternatif olarak düşünülmemiştir.

3.5.4.3. Rastlantısallık işlemi

Antalya AAT giriş ve çıkış suyu verileri incelendiğinde özellikle debi ve sıcaklık gibi giriş suyu özelliklerinde mevsimsel farklılıklar olduğu görülmektedir. Tesise gelen debi, veri setinde bulunan tüm verilerle istatistiksel olarak anlamlı korelasyona sahiptir. Bu nedenle, veri setinde görülen mevsimsellik, özellikle de tesise gelen debinin böyle bir özellik göstermesi, model sonuçlarını etkilemektedir.

Gorr (1994), Kang (1991) ve Tang et al. (1991) gibi birçok araştırmacı, YSA'nın yapıları gereği mevsimselliği modelleyebileceğini belirtmişlerdir. Franses and Draisma (1995) YSA'nın, veri setindeki mevsimselliği tanımlamak amacıyla kullanılabileceğini öne sürmektedir. Kang (1991) YSA'nın, veride mevsimsellik ya da eğilim olduğu durumlarda diğer modelleme tekniklerine göre daha üstün olduğunu iddia etmektedir. Bunlara ek olarak, Maier et al. (1998) YSA'nın diğer modelleme tekniklerine göre bazı önemli üstünlüklerini, veri setinin olasılık dağılımının bilinmek zorunda olmaması (Burke, 1991); veride mevsimsel ya da döngüsel değişimlerin yer alabilmesi (Maier and Dandy, 1996); doğrusal olmayan ilişkilerde, gürültülü ya da eksik veri setleriyle oldukça başarılı sonuçlar vermesi (Maren et al., 1990) olarak belirtmişlerdir.

Ancak, daha yakın zamanlı çalışmalarda bu konu tartışmaya açılmıştır. Aynı araştırmacıların daha sonraki çalışmalarında (Maier and Dandy, 2000) YSA'na uygulanacak veri setlerinin her türlü deterministik özellikten (eğilim, mevsimsellik, döngüsellik) arındırılması gerektiği vurgulanmıştır. Mevsimsellik barındıran veri setleri, modellerin eğitim aralığının dışında çalışmasına neden olmakta ve düşük kaliteli model çıktılarını vermektedir. YSA her ne kadar mevsimselliği modelleyebiliyor gibi görünse de mevsimsellikten arındırılmış (deseasonalized) verilerle daha iyi sonuçlar alınabildiği gösterilmiştir (Hill et al., 1996; Nelson et al., 1999).

Tez çalışması kapsamında geliştirilen model, çıkış suyu KOİ değerini zamana bağlı olarak hesaplamamaktadır. Bir başka deyişle, herhangi bir zamanda ulaşılmak

istenen KOİ değeri, o gün tesiste ölçülen giriş parametrelerinin bir fonksiyonu olarak hesaplanmaktadır. Bu nedenle, eğitim verisinin kronolojik sırayla modele sunulma zorunluluğu yoktur. Bu avantajdan yararlanmak üzere tüm veri setini rastlantısal olarak dağıtan yeni bir program modülü yazılmış (EK 3) ve modelin eğitimi sırasında modele sunulan değerlerin iki yıldan oluşan veri setinin farklı bölümlerinden (hem farklı yıllardan hem de yılın farklı zamanlarından) gelmesi sağlanmıştır. Modele zaman bilgisini de sunabilmek amacıyla, verinin alındığı gün bilgisi, giriş parametresi olarak bir nörona yüklenmiştir.

3.5.4.4. Gürültü analizi

Yapay sinir ağları, veri setindeki gürültüye karşı hassastır. Model eğitiminin amacı, hata fonksiyonunu mümkün olduğunca minimize etmektir. Ancak, gürültülü veri setleri ile çalışıldığında, eğitim süreci belli bir noktadan sonra aşırı öğrenmeye neden olabilmektedir. Artan çevrim sayısı ile model, eğitim verisine tam bir uyum sağlayabilirken, sistem genelleme becerisinden uzaklaşarak sadece eğitim verisine ait özellikleri öğrenecektir (Maier and Dandy, 2000). Bu yüzden veri setinin mümkün olduğunca gürültüden arındırılmış olması önemlidir.

Ancak, arıtma tesislerinden elde edilen veriler gürültülü veri setleri olarak tanımlanmaktadır. Arıtma tesis verileri için değişik gürültü kaynakları bulunsa da, gürültünün en önemli kaynağı arıtma tesislerinin dinamik yapılarıdır. Gürültü filtreleme yaklaşımları YSA model çalışmalarında uygulama alanı bulmuştur. Örneğin, zaman gecikmeli YSA ile atıksu kalitesini online olarak tahmin etmeyi amaçlayan sistem tasarımında veriler ön-işlemin bir parçası olarak sonsuz dürtü yanıtı (Infinite Impulse Response, IIR) filtreleme işlemine tabi tutulmuştur. İkinci derece IIR düşük frekans filtresi sayesinde veri setinde pürüzsüzleşme (smoothing) sağlanması amaçlanmıştır (Zhu et al., 1998).

Hurma AAT verilerindeki gürültüyü tanımlamak amacıyla “Fast Fourier” dönüşüm algoritması (FFT) ve “wavelet” analizi uygulanmış ancak her iki işlemin sonuçları tesis verileri için geniş bir frekans spektrumundan gelen sinyaller olduğunu göstermiştir. Bu gürültü tipi beyaz gürültü (white noise) olarak adlandırılmaktadır. Beyaz gürültü, geniş bir aralıkta tüm frekanslardan eşit şiddette sinyal gelmesi durumu olarak tanımlanmaktadır (Scholik and Yan, 2001). “Beyaz” kelimesi, beyaz ışığın tüm

renklerin (frekansların) birleşmesiyle oluşmasına bir benzerlik taşıması nedeniyle kullanılmaktadır. Uygun filtrelerin kullanılması, istenilen aralıktaki sinyallerin korunarak bu aralığın dışındaki tüm frekansların engellenmesini sağlayabilmektedir. İstenilen frekans dışındaki diğer tüm frekansların bloke edilmesi ise ilgi alanı dışındaki sisteme ait tüm bilgilerin yok olması anlamına gelecektir. Bu tür filtreleme teknikleri genellikle elektronik mühendisliği uygulamalarında sinyal işleme gibi alanlarda kullanılmaktadır. Hurma AAT verilerine böyle bir filtre uygulanması veri setinin model çalışması açısından tamamıyla kullanılamaz duruma gelmesine neden olacaktır. Bu yüzden, veri setindeki gürültüyü minimize etmek için bu tip bir filtre uygulanması bu tez çalışmasının amacına uygun olmayacaktır.

3.5.4.5. Pürüzsüzleştirme

Veri setinde bulunan eğilimleri ve salınımları ortadan kaldırmak amacıyla birçok istatistikî yöntem uygulanabilmektedir. Bu uygulamalar pürüzsüzleştirme (smoothing) yöntemleri olarak bilinmektedir. Pürüzsüzleştirme uygulanan veri setleri, bu işlemin uygulanmadığı veri setlerine oranla zaman içinde veride gerçekleşen değişimleri daha iyi açıklayabilmektedir. Ayrıca, veri setinde bulunan gürültünün azaltılması konusunda da başarılı olmaktadır. Bu yöntemlerden en bilineni ve sıklıkla kullanılan hareketli ortalama yöntemidir. Bu yöntemde veri setinde bulunan değerler birbirini takip eden günlerdeki değerlerle birlikte değerlendirilmektedir. Başka bir ifadeyle, belli bir zaman aralığında birbirini takip eden günlerdeki veri kümesinin ortalaması o günün değişken değeri olarak kullanılmaktadır. Araştırmacılar, çalışmalarında genellikle 3, 4 ya da 5 günlük zaman aralıklarını kullanmışlardır (Mjalli et al., 2006).

Hurma AAT işletme verileri incelendiğinde, bazı günlerde ölçülen değerlerde yüksek salınımlar gözlenmektedir. Bu salınımların model performansı üzerindeki etkisini en aza indirebilmek amacıyla hareketli ortalama yöntemi, üzerinde bazı değişiklikler yapılarak uygulanmıştır. Veri setinde bulunan her bir parametre için, öncesinde ve sonrasında bulunan iki günlük veri de dahil edilerek toplam beş günden oluşan bir veri seti oluşturulmuş ve setin medyan değeri alınmıştır. Böylelikle veri setinde birbirini takip eden günlerde oluşması muhtemel salınımlardan kaynaklanabilecek hata payları minimize edilmeye çalışılmıştır. Ancak, minimum ve maksimum noktalarda (sistemin uç noktaları) önemli bilgiler saklanma olasılığına karşı, bu değerleri de dikkate alabilmek amacıyla setin ortalaması ile hesaplanan medyan

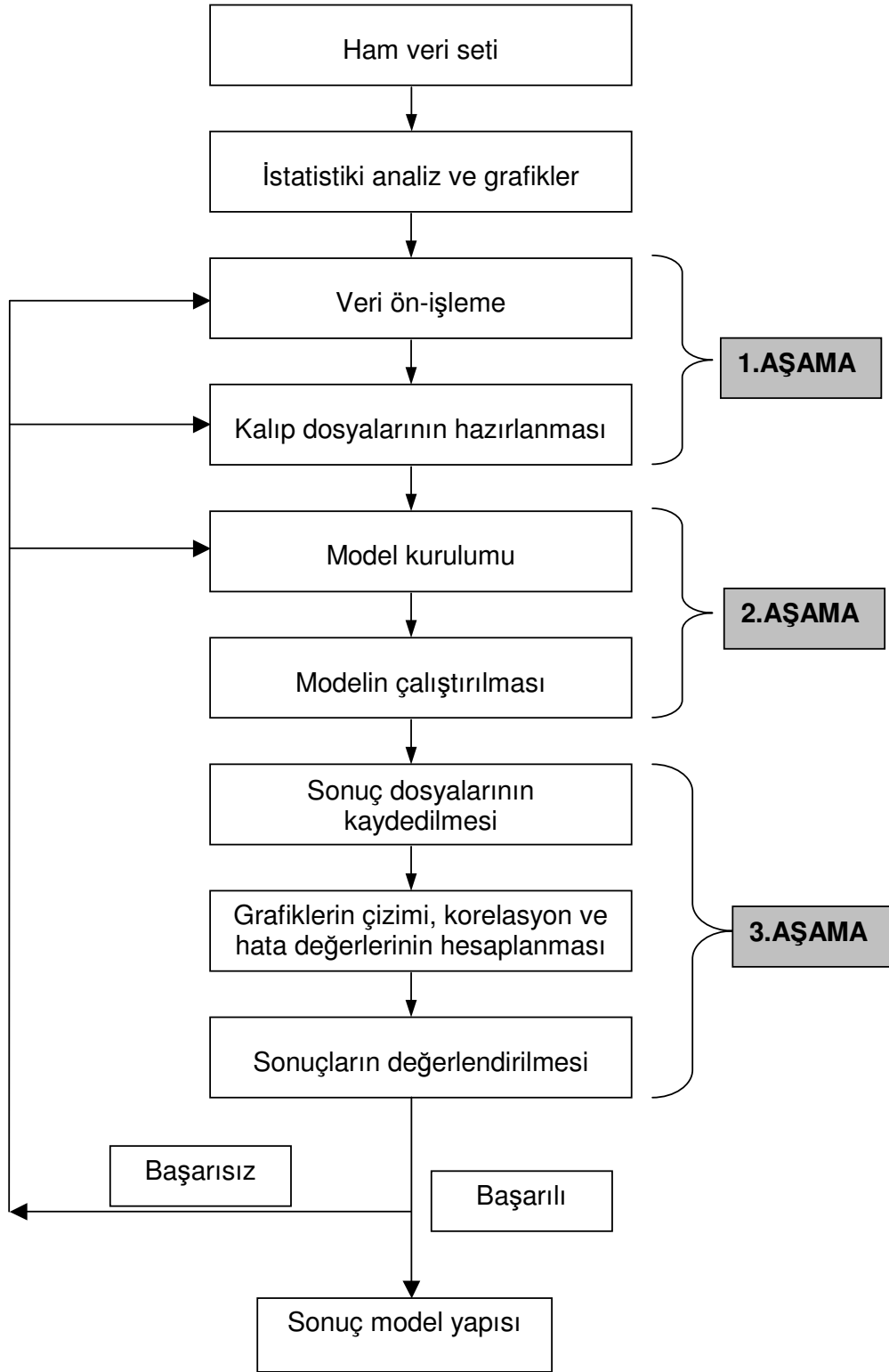
değerinin aritmetik ortalaması, o günün değeri olarak kullanılmıştır. Modelin hedef parametresi olan çıkış suyu KOİ değerlerine ise bu işlem uygulanmamış, değerler tesis kayıtlarında olduğu gibi bırakılmıştır. Bu işlemler, veri setine yukarıda değinilen rastlantısal düzenleme uygulanmadan önce yapılmıştır.

3.5.5. Veri ve sonuç işleme

YSA model çalışmaları boyunca verilerin düzenlenmesi, modele sunulması, model çıktılarının değerlendirilmesi gibi pek çok işlem defalarca tekrarlanmak durumundadır. Bu işlemleri daha hızlı bir hale getirmek ve belli bir sistematik yapıya oturtmak amacıyla FORTRAN ve VisualBasic dillerinde bazı yardımcı programlar yazılmıştır. AAT'den elde edilen veri setinin model çıktısı olarak değerlendirilebilmesi için birkaç adımdan geçmesi gerekmektedir (Şekil 3.9).

Bu adımlar, üç farklı aşamada değerlendirilebilirler. Arıtma tesisinden elde edilen veri seti, istatistiki analizler ve grafiksel değerlendirmeler aracılığıyla model çalışmasında kullanılacak veri seti haline getirilmektedir. Bu işlemlerden sonraki ilk aşama, farklı ön-işlem alternatifleri kullanılarak veri setinin dönüştürülmesi ve buradan elde edilen veri seti ile model çalışmasında kullanılacak kalıp dosyalarının oluşturulmasıdır. İkinci aşamada YSA model platformu olarak kullanılan SNNS programında model yapısı oluşturularak model değişkenleri belirlenmekte ve model çalıştırılmaktadır. Üçüncü ve son aşamada ise modelden elde edilen sonuç dosyaları kullanılarak model çıktısı ve hedef değerler arasında karşılıklı grafikler çizilmekte, korelasyon ve hata değerleri hesaplanmaktadır. Elde edilen bu sonuçlarla model performansı değerlendirilmekte ve eğer model performansı yeterli görülmezse farklı model alternatiflerinin denenebilmesi amacıyla çalışma, veri ön-işleme, kalıp dosyalarının hazırlanması ya da model kurulumunun gerçekleştirilmesi basamaklarından birine geri dönülerek tekrarlanmaktadır.

Veri seti Bölüm 3.3'te değinilen işlemlerden geçirildikten sonra herhangi bir metin editöründe kolonlar halinde tutulmaktadır. Bu dosya içinde potansiyel giriş ve çıkış parametrelerinin tümü yer almalıdır. Veriler, ihtiyaçlar doğrultusunda farklı ön-işlemlerden geçirilebilmektedir. Bu ön-işlemlerden geçirilen veriler, model çalışmasının SNNS'de gerçekleştirilebilmesi için belli bir düzene sahip kalıp dosyalarına uygun şekilde yazdırılmaktadır.



Şekil 3.9. Model çalışması akış şeması.

Kalıp dosyaları eğitim, test ve sınama olmak üzere üç ayrı dosya şeklinde hazırlanmaktadır. Tüm süreç, EK 3'te verilen program aracılığıyla otomatik olarak gerçekleşmektedir. Kullanıcı bu program sayesinde ham veri dosyasından istediği değişkenler için (modelde kullanılacak giriş ve çıkış parametreleri) Çizelge 3.12'de verilen modüllerden istediğini seçerek veriyi işlemekte ve toplam veri sayısını aşmamak koşuluyla istediği büyüklüklerde kalıp dosyalarını oluşturmaktadır.

Çizelge 3.12. Kalıp dosyaları oluşturmak için kullanılan program modülleri.

Modül Adı	Açıklama
VERİ	Model giriş parametresi olarak kullanılacak değişkenler, ham veri dosyasından seçilerek yeni bir dosya oluşturulur.
İSTATİSTİK	Seçilen değişkenlerin ortalama, standart sapma, maksimum, minimum ve menzil değerleri hesaplanır.
PÜRÜZ	Değişkenler ardışık beş günün medyan ve ortalama değerleri kullanılarak pürüzsüzleştirilir.
NORMALİZASYON	Seçilen değişkenler istenilen aralıkta normalize edilirler.
RASTLANTI	Veri seti tamamen rastlantısal şekilde yeniden düzenlenir ve kalıp dosyaları sıralı olmayan veri dosyasından oluşturulur.
DOSYA	İstenilen büyüklüklerde kalıp dosyaları yazdırılır.

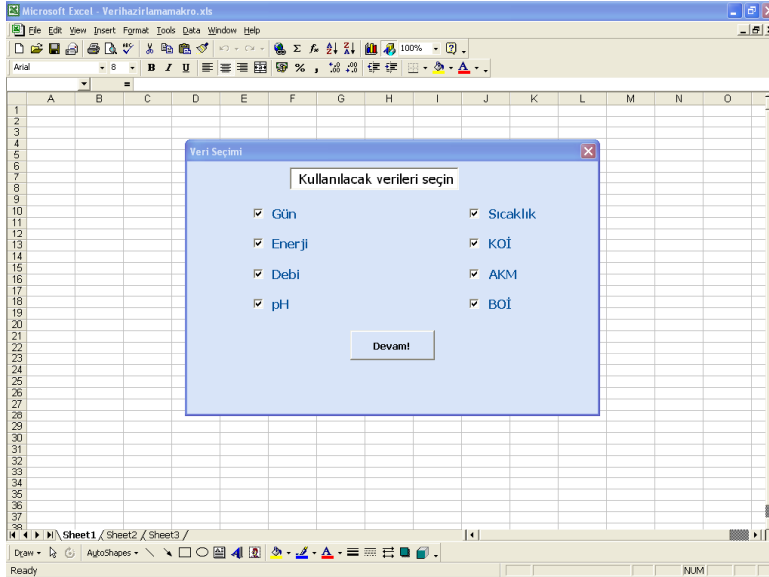
Bu modüllerden “Veri” modülü, tüm veri setinden, kullanıcının seçtiği model değişkenlerini ayırarak işlemlerin gerçekleştirilebilmesi için yeni bir dosyaya yazmaktadır. “İstatistik” modülü, kullanıcı tarafından modelde kullanılmak üzere seçilen değişkenler için ortalama, standart sapma, maksimum, minimum ve menzil değerleri hesaplamaktadır. Tüm model çalışmaları için bu modül kullanılmıştır. “Pürüz” modeli, model değişkenlerinin hareketli ortalama ve medyan değerlerinin kullanılmasıyla veri setinin pürüzsüzleştirilmesini sağlamaktadır. Modülde yapılacak küçük değişikliklerle hesaplamada kullanılacak ardışık gün sayısı değiştirilebilmekte ve işlemler için yalnızca medyan ya da ortalama değerleri kullanılabilir. “Normalizasyon” modülü ise modelde seçilecek olan transfer fonksiyonuna göre veri setinin normalizasyon aralığını belirlemekte ve veri setini bu aralığa göre normalize etmektedir. Veri seti modele kronolojik sırayla verilmemesini sağlamaktadır. Veri setinde bulunan mevsimsellik özelliğinin olumsuz etkisini ortadan kaldırmak için “Rastlantı” modülü aracılığıyla modelde kullanılacak tüm değişkenler rastlantısal olarak dağıtılmaktadır. Son olarak, ön-işlemlerden geçen veri setinden modelde

kullanılacak kalıp dosyalarının istenilen büyüklüklerde yazdırılabilmesi amacıyla “Dosya” modülü kullanılmaktadır.

Kalıp dosyalarının büyüklükleri ile ilgili olarak araştırmacılar tarafından bazı öneriler sunulmuştur. Lek and Guegan (1999), eğitim ve test verisi olarak ikiye böldükleri veri setlerinde 1:1, 2:1 ve 3:1 oranlarını kullanmışlardır. Araştırmacılar, eğitim ve test verilerinin problemi temsil edici ve özellikle test verisinin, sağlıklı bir model performans değerlendirmesi yapılabilmesi için yeterince büyük olması gerektiğini belirtmektedirler. Bir başka çalışmada, toplam 1953 günlük verinin bulunduğu veri seti eğitim, sınav ve test veri setleri için sırasıyla 1250, 312 ve 391 günlük bölümlere ayrılmıştır (Bowden et al, 2005b). Bu çalışmada kullanılan eğitim, sınav, test verisi oranları 4.33:1:1.33 olarak hesaplanmaktadır. Hamed et al. (2004), Kahire (Mısır) AAT performansını YSA modeli ile analiz ettikleri çalışmalarında, veri setini eğitim ve test verisi olarak sadece ikiye ayırmışlardır. Çalışmada 1.5:1, 2,33:1, 4:1 ve 9:1 gibi farklı ayırma oranları kullanılmıştır. Maier and Dandy (2000), YSA ile gerçekleştirilmiş çalışmaları incelemişler ve birçok çalışmada araştırmacıların, veri ayırmasını özenli bir şekilde yapmadıklarını, veri ayırma oranlarında herhangi bir kriteri göz önüne almadıklarını, bu ayırma oranlarını tamamen rastlantısal bir şekilde gerçekleştirdiklerini ve özellikle de sınav verisi kullanımının yaygın olmadığını belirtmişlerdir. Ancak, model eğitiminin aşırı eğitime karşı kontrol edilebilmesi için sınav verisinin mutlaka kullanılması gerekmektedir. Baxter et al. (2002), eğitim, sınav ve test verisi için uygulanacak 3:1:1 oranının birçok model uygulamasında başarılı sonuçlar verdiğini belirtmektedirler. Bununla birlikte Maier and Dandy (2000), model performansının mümkün olduğunca çok test verisi ile kontrol edilmesinin de başarılı bir model kontrolü için gerekli olduğunu belirtmektedirler. Tüm bu nedenlerden dolayı bu tez çalışmasında veri seti, 3:1:3 eğitim, sınav ve test verisi oranlarıyla bölümlere ayrılmıştır. Buradaki amaç, Baxter et al. (2002)'in önerdiği eğitim ve sınav verisi oranını korurken, Maier and Dandy (2000)'nin önerisi doğrultusunda test verisi miktarını arttırmaktır. Ayırma işlemi sonrasında eğitim, sınav ve test verilerinin istatistiksel olarak aynı popülasyondan geldiği kontrol edilmelidir (Baxter et al., 2002). Verinin farklı popülasyonları temsil edecek şekilde bölümlere ayrılması, model performansını düşürecektir. Bu durumda model, eğitimin yapıldığı aralıktan farklı bir aralıkta test edilecek ve modelin limitlerinin dışında kullanılmasına neden olacaktır

(Maier and Dandy, 2000). Hurma AAT'nin her bir parametresi için yapılan varyans analizleri sonucunda ayrımı yapılan veri setlerinin aynı populasyondan geldiği kontrol edilerek model çalışmalarına devam edilmiştir.

SNNS'de kullanılacak kalıp dosyalarının yazdırılması kaynak kodu EK 3'te verilen program içinden EK 4'te verilen programın çağrılmasıyla sağlanmaktadır. Giriş parametrelerinin seçildiği programın ekranın görüntüsü Şekil 3.10'daki gibidir. Programın çalıştırılmasıyla ekrana gelen sorgu penceresinde, Hurma AAT giriş suyu parametrelerinden modelde kullanılacak olanlar seçilmektedir. Yukarıda değinilen modüller aracılığıyla veri ön-işlemi ve sonrasında kalıp dosyalarının hazırlanması gerçekleşmektedir.

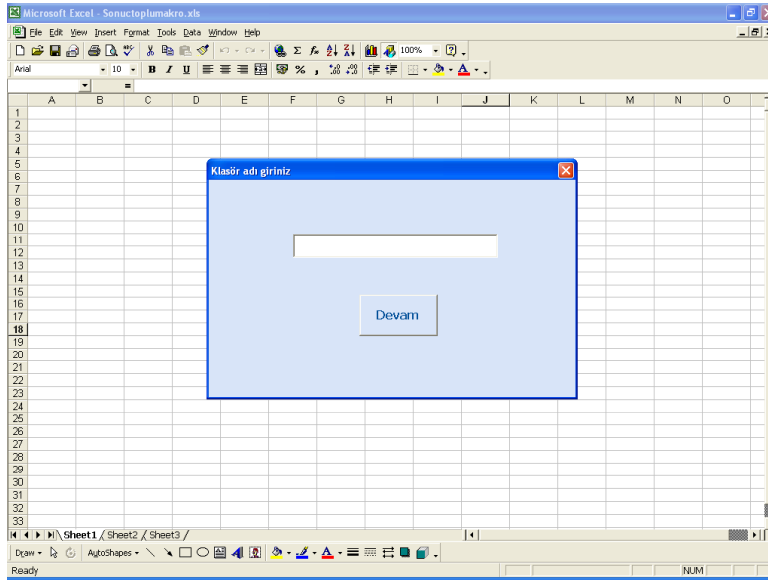


Şekil 3.10. Ham veriden kalıp dosyalarını hazırlayan programın ekran görüntüsü.

Kalıp dosyalarının yazdırılmasından sonra model yapısı SNNS'de oluşturulmaktadır. Giriş ve çıkış katmanları ile saklı katman ya da katmanlardaki nöron sayısı sisteme girilir. Kalıp dosyalarındaki giriş ve çıkış parametre sayısı ile kurulan modelde karşılık gelen nöron sayıları birbirleriyle aynı olmak zorundadır. Aksi takdirde program hata mesajı verecektir. Model eğitimi; öğrenme fonksiyonu ve değişkenlerinin seçimi, saklı katmanlar için transfer fonksiyonu seçimi, çevrim sayısının belirlenmesi işlemlerinden sonra başlatılmaktadır. Model sınavma verisiyle aşırı eğitime karşı sürekli kontrol edilmektedir. Tüm model sonuçları kayıt edilmekte ve sonrasında değerlendirilmektedir. Aynı topoloji ve kalıp dosyalarıyla en iyi model performansını

yakalayabilmek için modelin farklı model değişkenleriyle tekrar tekrar çalıştırılması gerekmektedir.

Sonuçların incelenebilmesi ve karşılaştırılabilmesi için grafiklerinin çizilmesi, korelasyon ve hata değerlerinin hesaplanması gerekmektedir. Kaydedilen sonuç dosyalarının sayıca çok olması ve bu işlemlerin tekrara dayalı ve uzun olmasından dolayı bu işlemler için de yardımcı bir program yazılmıştır (EK 5 ve EK 6). Programın örnek ekran görüntüsü Şekil 3.11'deki gibidir.



Şekil 3.11. Model çıktılarından grafik oluşturan program ekranlarından birinin görüntüsü.

Programın sorgu ekranlarıyla sırasıyla model sonucunun kaydedildiği klasör bilgisi, model numarası, modelin çevrim sayısı, model değişkenleri ve veri sayısı girilmektedir. Bu girdiler sonucunda program, eğitim ve test verileri için model ve hedef değerlerinin karşılıklı grafiklerini çizmekte, korelasyon ve hata değerlerini hesaplayarak modelle ilgili tüm bilgileri bir çizelge halinde ilgili klasörün altına kaydetmektedir.

4. MODEL ÇALIŞMALARI VE TARTIŞMA

Modeller, insanoğlunun uzun yıllardır doğada ya da insan yapısı sistemlerde gerçekliği kavrayabilmek ve bu sayede çevresinde gerçekleşen olaylara daha kolay müdahale edebilmesini sağlamak amacıyla kullandığı bir araçtır. Çok farklı uygulama alanlarında çok değişik modelleme yaklaşımları bulunmaktadır. Ancak, tüm bu modelleme yaklaşımlarının ortak hedefi gerçeği anlayabilmek ve açıklayabilmektir.

İnsanoğlunun kullanageldiği modeller tüm farklılıklarına karşın bir takım ortak özellikler de sergilemektedir. Gerçekliği yansıtabilmek çoğu zaman kolay bir işlem değildir. Geliştirilen modeller, ilgili alanlarda günümüze kadar biriktirilmiş olan bilgiyi mümkün olan en uç seviyede kullanmaya çalışmaktadır. Bunun nedeni, gerçekte yaşanan ya da gözlenen mekanizmaların tam olarak modellenebilmesi bu mekanizmaların tüm detaylarıyla modelde yer almasıyla mümkündür. Ancak, pratikte bu çoğu zaman mümkün olamamaktadır. Model girdileri olarak kullanılacak olan verilerin yetersizliği, konu hakkındaki güncel bilginin sürekli bir gelişim içinde olması ve bu nedenle her zaman için bir eksiklik barındırması ve belki de en önemlisi bilgi toplamanın genellikle uzun, zor ve maliyetli bir işlem olması en başta gelen engeller olarak düşünülebilir.

Bu nedenle, çoğu zaman modelleme yaklaşımlarında bir takım kabuller ve kısıtların yapılması gerekmektedir. Bu kabul ve kısıtların, gerçeklikten uzaklaşmayacak kadar sınırlı ve modelin kullanılabilirliğini sağlayacak kadar da yeterli sayıda olması gerekmektedir. Bu durum, modellemede göz önünde bulundurulması gereken en hassas dengelerden biridir.

Başarılı model yaklaşımları, hızla endüstrileşen ve bu yüzden de doğal kaynaklar üzerinde ciddi baskılar yaratan günümüz toplumunda vazgeçilmez bir gereklilik olarak görünmektedir. Üretim ve tüketim sistemlerinin daha iyi anlaşılabilmesi ve böylece bu sistemlerin optimizasyonu aracılığıyla daha verimli sistemler haline dönüştürülmesinde modeller önemli birer araç olarak kabul edilebilirler. Bu sayede, doğal kaynakların daha az tüketilmesi ve içinde bulunduğumuz çevreye daha az zarar verilmesi sağlanabilmektedir.

Atıksu arıtımı, tüm bu sebeplerden dolayı modelleme yaklaşımlarının sıklıkla uygulandığı bir alandır. Ancak, atıksu arıtımında yaygın olarak kullanılan aktif çamur prosesi ve modifikasyonları, karmaşık yapıları nedeniyle modellenmesi zor sistemlerdir. Prosesin temelinde yatan mekanizmalar, büyük oranda açıklanmış ve detaylarıyla biliniyor olsa da bu bilgiyi eksiksiz olarak modellere yansıtmak yukarıda değinilen sebeplerden dolayı her zaman mümkün olamamaktadır. Yoğun ölçüm dönemleri ve laboratuvar çalışmaları gerçekleştirilerek mümkün olan en fazla bilginin toplanması sağlanabilmektedir. Ancak, zaman, emek ve maliyet açılarından bir değerlendirme yapıldığında bu yaklaşımın pratik bir şekilde tüm arıtma tesislerine uygulanabilirliği karmaşık bir işlem olarak görünmektedir.

Atıksu arıtma tesislerinin birçoğunda yasal deşarj limitlerine uyumun ve tesiste gerçekleşen proseslerin takip edilebilmesi için günlük olarak bazı ölçümler ve gözlemler gerçekleştirilmektedir. Özellikle, büyük ölçekli arıtma tesislerinde, atıksuyun tesisin farklı bölümlerindeki özelliklerini belirlemek amacıyla çok sayıda değişken takip edilmekte ve manuel ya da on-line olarak kaydedilmektedir. Bu değişkenler, tesise gelen atıksuyun sıcaklık, askıda katı madde gibi fiziksel özellikleri; kimyasal oksijen ihtiyacı, nütrient konsantrasyonları gibi kirlilik belirteci olan biyokimyasal özellikler; aktif çamurun özellikleri; arıtılmış suyun fiziksel ve biyokimyasal özellikleri ile debi, tesiste kullanılan enerji gibi değişkenler olabilmektedir. Oldukça çeşitli ve çok sayıda olan bu işletme verileri, atıksu arıtma tesislerinin modellenmesinde kullanılabilecek önemli miktarda bilgiyi sağlamaktadır.

Tez çalışmasında günlük işletme verilerinin kullanıldığı iki modelleme yaklaşımı geliştirilmiştir. Bu amaçla, Antalya'da bulunan Hurma AAT'nin iki yıllık bir süreyi kapsayan günlük işletme verileri kullanılmıştır. İki modelleme yaklaşımından ilki aktif çamur modeli örneklerinden biri olan ASM2 diğeri ise klasik modelleme anlayışlarından farklı bir yaklaşımı olan yapay sinir ağı modelleme yöntemidir. Hurma AAT aktif çamur ünitesi ve tesiste gerçekleşen karbon (KOİ), azot ve fosfor giderimi ASM2 yaklaşımı ile modellenmiş, yapay sinir ağı yöntemi ile de tesisi çıkış suyu KOİ değeri kestirilmeye çalışılmıştır. İlgili çalışmalar iki ayrı başlık altında incelenmiştir. Tez çalışmasının aktif çamur modellemesi ve yapay sinir ağı bölümlerinde elde edilen sonuçlar ayrı ayrı bu bölümde verilmiştir. Her iki model

yaklaşımının farklılıkları, üstünlük ve zayıflıkları belirlenmeye çalışılmış ve birbirleri ile karşılaştırılması yapılmıştır.

4.1. ASM2

ASM2, yapısında var olan tüm prosesler model içerisinde tanımlandığında ve aktif olarak kullanıldığında, aktif çamur prosesini bütüncül olarak modelleyebilen bir modelleme yaklaşımıdır. Bu nedenle, model sadece çıkış suyu değerlerini tahmin eden bir yaklaşım olmayıp aynı zamanda proses sırasında gerçekleşen tüm reaksiyonları tesisin farklı noktalarında çok sayıda değişkenle açıklayabilen bir yaklaşımdır. Bu sayede, tesis çıkış suyunun KOİ ve nütrient konsantrasyon değerleri elde edilirken, tesisin model yapısında tanımlanmış olan farklı bölümlerinde alkalinite, mikroorganizma büyüme hızı, çamur yaşı, bozunma hızı, MLSS değeri, çözünmüş oksijen miktarı ve hidrolik bekletme süreleri gibi çok farklı değişkenin değerlerine de ulaşılabilmektedir. Aynı zamanda KOİ, toplam azot ve toplam fosfor değerleri de tesisin ara basmaklarında takip edilebilmektedir.

ASM2 ile gerçekleştirilen çalışmalar sonucunda elde edilen Hurma AAT model sonuçları iki ayrı bölümde ele alınabilir. İlki, model performansını değerlendirmek amacıyla kullanılan model çıkış suyu tahminleri, ikincisi ise bu değerlere ulaşmak için model ara elemanı olarak kabul edilebilecek büyüme hızı, bozunma hızı, çamur yaşı, çözünmüş oksijen, MLSS ve hidrolik bekletme süresi gibi değerlerdir. İkinci bölümde verilen değerler aracılığıyla, kurulan modelin kavramsal olarak doğru çalışıp çalışmadığı test edilebilmektedir. Bu değerlerin gerçeğe uygun bir şekilde benzetiminin yapılabilmesi, modelin başarılı bir şekilde çalıştığının bir göstergesi olarak kabul edilebilir. Aşağıdaki bölümlerde önce, sırasıyla alkalinite, büyüme hızı, bozunma hızı, çamur yaşı, MLSS değeri, çözünmüş oksijen ve hidrolik bekletme süresinden oluşan model ara değerleri üzerinde durulacak, daha sonra ise çıkış suyu karakteristiklerinden toplam azot, toplam fosfor ve kimyasal oksijen ihtiyacı sonuç değerleri sunulacaktır. Bu bölümlerde kullanılan havalandırma havuzu terimi, Hurma AAT'nde bulunan, anoksik ve oksik olmak üzere iki bölümden oluşan karuzel yapılı oksidasyon hendeğinin tamamını tanımlamaktadır.

4.1.1. Alkalinite

Alkalinite, herhangi bir su kütlesinde bulunan hidrojen iyonlarını girdikleri reaksiyon sonucu nötralize eden iyon miktarını belirleyen bir ölçüdür. Bu nedenle alkalinite, su kütlesinin asitleri nötralize etme potansiyeli olarak tanımlanabilir (Peavy et al., 1988).

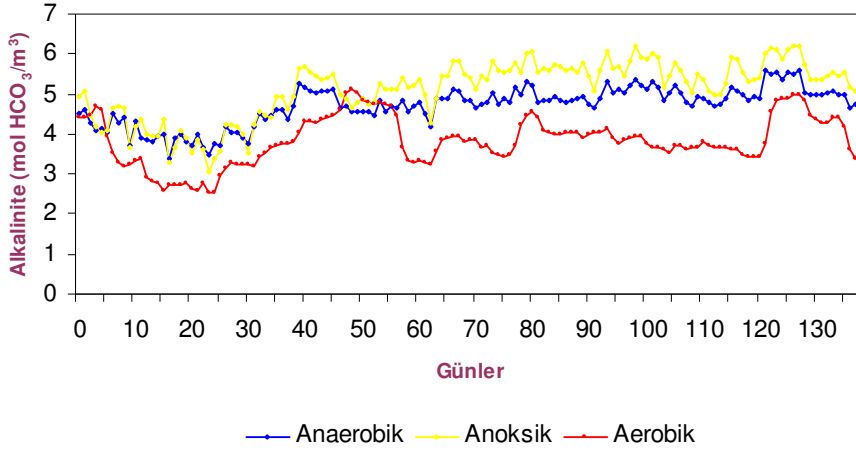
Atıksu arıtma tesislerinde gerçekleşen biyokimyasal prosesler açısından alkalinite değeri önemlidir. Atıksu kompozisyonundan ya da arıtma tesislerinde gerçekleşen reaksiyonlar sonucu pH değeri etkilenmekte ve değişmektedir. Bazı reaksiyonlar sonucu alkalinite tüketilirken (örneğin, nitrifikasyon) bazı reaksiyonlar sonucu alkalinite değeri artmaktadır (örneğin, denitrifikasyon). Tesise gelen ham evsel atıksu kompozisyonunda görülebilecek ani değişiklikler de (örneğin, yüksek miktarda endüstriyel atıksu karışımı) özellikle pH değeri üzerinde etkili olabilmektedir. Ancak, atıksu arıtma tesislerinde gerçekleşen her biyolojik proses için optimum bir pH değeri bulunmaktadır. Atıksuyun alkalinitesi, biyolojik ünitelerdeki pH değişimini kontrol etmektedir. Alkalinite, reaksiyonlardaki pH değişimlerine bir tampon görevi görmektedir. Bu sayede, pH değerlerinde büyük salınımlar olması engellenmekte ve proseslerin optimum pH koşulları altında gerçekleşmesi sağlanabilmektedir. Atıksu arıtma tesislerinde genellikle düşük pH ile ilgili sorunlar yaşanmakta ve bu sorunu aşmak için atıksuya kireç ilave edilmesi yoluyla atıksuyun alkalinitesi arttırılmaktadır. Böylece, düşük pH sonucu reaksiyonların kısmen ya da tamamen inhibe olması engellenmektedir.

ASM2 ile gerçekleştirilen model kapsamında alkaliniteyi düzenleyici herhangi bir işlem öngörülmemiş ve değerinin prosesler sonucu kendiliğinden belirlenmesine izin verilmiştir. Ancak alkalinite değeri, bu proseslerin pH açısından optimum şartlarda gerçekleştiğinin kontrolü açısından önemlidir. Model yapısında alkalinite tüketen ve üreten prosesler bulunmaktadır. Tüm ortamlarda gerçekleşen hidroliz prosesleri, fermentasyon, denitrifikasyon, X_{PP} birikimi ve çok kolay parçalanabilen organik maddeyi (S_A) kullanan heterotrofik mikroorganizmaların büyümesi gibi prosesler sonucunda alkalinite üretilmektedir. Alkalinite üzerinde en büyük etkisi olan proses ise ototrofik organizmaların büyümesi, bir başka deyişle nitrifikasyon prosesidir. Bu proses büyük oranda alkalinite tüketen bir prosestir. Bunun yanında, modelde kullanılan kolay parçalanabilen organik maddeyi (S_F) kullanan heterotrofik organizmaların büyüme süreci, X_{PHA} birikimi, PAO'ların aerobik ortamda büyüme

prosesi ile fosfotrof organizmaları tanımlamak amacıyla modelde kullanılan üç farklı organizma türünden X_{PP} ve X_{PHA} 'ın (diğer organizma türü X_{PAO} 'nun bozunumu alkalinite üretir) bozunumu prosesleri az miktarlarda alkalinite tüketmektedirler.

ASM2'de, alkalinite birimi olarak $\text{mol.HCO}_3^-/\text{m}^3$ kullanılmaktadır. Modelden tüm havuzlar için elde edilen alkalinite değerleri grafiksel olarak Şekil 4.1'de verilmiştir. Model çalışmaları sonucunda anaerobik reaktörde $4.70 \text{ mol.HCO}_3^-/\text{m}^3$, havalandırma havuzunda $4.34 \text{ mol.HCO}_3^-/\text{m}^3$ ortalama alkalinite değerleri elde edilmiştir. Havalandırma havuzunun, anoksik bölümü için elde edilen ortalama alkalinite değeri $5.11 \text{ mol.HCO}_3^-/\text{m}^3$, oksik bölüm için elde edilen alkalinite değeri ise $3.83 \text{ mol.HCO}_3^-/\text{m}^3$ olarak hesaplanmıştır. Bu değerler biyolojik proseslerin gerçekleşmesi için uygun değerler olarak kabul edilebilir. IWA, ham atıksuyun alkalinitesinin $5 \text{ mol.HCO}_3^-/\text{m}^3$ olarak kabul edilebileceğini ve bu değer biyolojik prosesler için yeterli olduğunu belirtmektedir (Henze et al., 2000).

Havalandırma havuzunun anoksik bölümünde modelden elde edilen alkalinite değerinin, atıksuyun bir önceki aşamada bulunduğu anaerobik reaktördeki alkalinite değerinden bir miktar daha yüksek olması, anoksik bölümde gerçekleşen ve düşük miktarlarda alkalinite üreten denitrifikasyon, hidroliz, fermentasyon ve bozunma prosesleri ile açıklanabilir. Alkalinite üzerinde en büyük etkisi olan nitrifikasyon prosesi havalandırma havuzunun oksik bölümünde gerçekleşir ve alkalinite tüketir. Model tarafından hesaplanan alkalinite değerlerinin oksik bölümde, anoksik bölümden daha düşük olduğu görülmektedir. Çökeltme tankındaki alkalinite değeri model tarafından sıfır olarak hesaplanmıştır. Bu durumun, çökeltme tankında kimyasal fosfor gideriminin haricinde başka bir reaksiyonun tanımlı olmamasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Gerçekte, demirklorür dozlaması ile gerçekleşen kimyasal fosfor gideriminde, demir tuzlarının oluşumu sırasında ortam pH'ı düşmekte ve alkalinite tüketilmektedir. Tüm reaktörlerde model tarafından hesaplanan alkalinite değerlerinin grafiksel eğilimi, tesise gelen atıksu debisinin bir fonksiyonu olarak belirlenmektedir. Model yapısında alkalinite, ham atıksuda bulunan alkalinite değerleri ile belirlenmekte ve tesiste gerçekleşen prosesler sonucunda da değişimler göstermektedir. Bu yüzden, tüm reaktörler için alkalinite grafikleri benzer salınımlar ve eğilimler göstermektedir ve bu değişimler atıksuyun debisi ile örtüşmektedir.



Şekil 4.1. Tüm reaktörler için alkalinite değerleri.

4.1.2. Büyüme hızı

ASM2, biyolojik arıtma ünitesinde, kullanılan substrata bağlı olarak üç farklı mikroorganizma topluluğunun etkin olduğunu kabul etmektedir: Bunlar, heterotrof, ototrof ve fosfotrof mikroorganizmalardır. Aktif amur sisteminde gerçekleşen tüm reaksiyonlar Monod kinetiğiyle ile açıklanmaktadır. Monod kinetiğine göre, aktif çamur prosesindeki reaksiyonlar belirli bir reaksiyon hızına göre gerçekleşmekte ve bu hızı reaksiyon ile ilgili mikroorganizma tipinin miktarı, reaksiyona giren ya da çıkan değişkenlerin konsantrasyonları ve doğunluk katsayıları ile birlikte ilgili mikroorganizmaların büyüme hızı belirlemektedir.

Büyüme hızı, herhangi bir organizma türünün aktif çamur içinde varlığını sürdürebilmesi açısından önemlidir. Mikroorganizmalar, fazla çamur atımı, bozunma, arıtılmış su değarjı ile birlikte katı madde olarak tesisten ayrılma gibi süreçlerle sistemden uzaklaşmakta/uzaklaştırılmaktadır. Büyüme hızı, yukarıda değinilen proseslerin hızlardan daha yüksek olmak zorundadır. Mikroorganizmaların sistem içerisinde kalabilmeleri ancak, farklı süreçlerle sistem dışına çıkma hızlarına eşit ya da bu hızlardan daha büyük büyüme hızlarına sahip olduklarında mümkündür. Her sınıftaki organizma için belirli bir maksimum büyüme hızı vardır ve bu değer mikroorganizmanın gerçekleştirdiği işleme göre değişmektedir. Örneğin, toksik yapılı organik maddeleri reaksiyon sonucu yıkan mikroorganizmalar, gerçekleşen işlemin çok basamaklı ve zor olmasından ve buna bağlı olarak düşük ürün verimlerine sahip olmalarından dolayı düşük büyüme hızlarına sahiptirler. Aynı durum, amonyağı nitrit

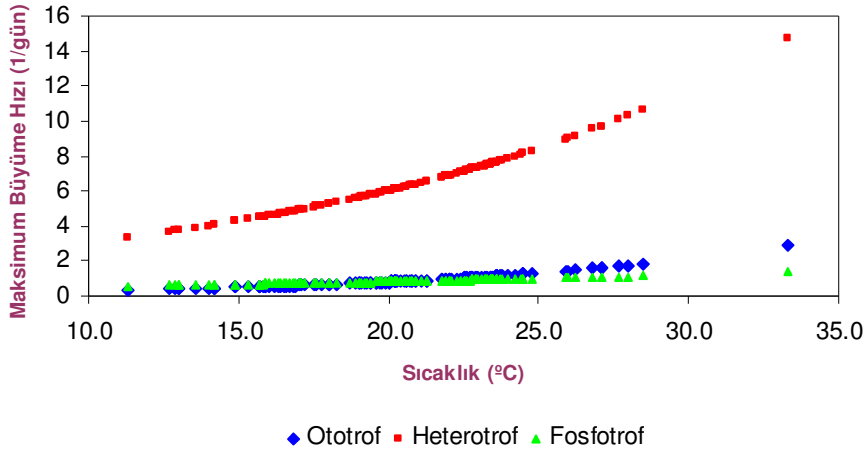
ve nitrata dönüştüren ototrofik organizmalar için de geçerlidir. Bu tip organizmalar heterotrofik organizmalarla karşılaştırıldığında düşük büyüme hızlarına sahiptirler (Henze et al., 1995).

Her sınıftaki organizmalar için belirli bir maksimum büyüme hızı vardır. Büyüme hızı ortam sıcaklığıyla değişmektedir. Hurma AAT'ne gelen atıksu sıcaklıklarına göre düzeltilmiş maksimum büyüme hızları Şekil 4.2'de verilmiştir. 20°C'de maksimum büyüme hızları heterotrofik organizmalar için 6 gün⁻¹, ototrofik organizmalar için 0.8 gün⁻¹ ve fosfotrofik organizmalar için 0.82 gün⁻¹ olarak kabul edilmiştir. Hurma AAT'ne gelen atıksu sıcaklıklarına göre bu değerlerde sıcaklık düzeltmeleri yapılmış ve proses kinetiklerinde sıcaklık düzeltmesi yapılmış büyüme hızları kullanılmıştır. En hızlı büyüme kinetiğine sahip heterotrofik organizmalar sıcaklık değişiminden en fazla etkilenen mikroorganizma sınıfıdır. Atıksu sıcaklığı Hurma AAT'nde 11.3-33.3°C arasında ölçülmüştür. Heterotrofik organizmaların büyüme hızları sıcaklık değerine bağlı olarak 3.33-14.76 gün⁻¹ değerleri arasında değişmiştir. Ototrof organizmaların büyüme hızları 0.34-2.95 gün⁻¹, fosfotrof organizmaların büyüme hızları ise 0.58-1.38 gün⁻¹ değerleri arasında değişmiştir (Çizelge 4.1)

Çizelge 4.1. Farklı mikroorganizma türleri için sıcaklık düzeltmesi yapılmış maksimum büyüme hızları.

	Sıcaklık (°C)	Heterotrof (gün ⁻¹)	Ototrof (gün ⁻¹)	Fosfotrof (gün ⁻¹)
Maksimum	33.3	14.76	2.95	1.38
Minimum	11.3	3.33	0.34	0.58
Ortalama±SD	19.98±3.73	6.43±1.66	0.90±0.35	0.85±0.12

Sıcaklık değişim katsayıları heterotrofik, ototrofik ve fosfotrofik organizmalar için sırasıyla 1.07, 1.103 ve 1.04 olarak kabul edilmiştir. Ototrofik ve fosfotrofik organizmaların 20°C'deki maksimum büyüme hızları birbirlerine yakın olmasına karşın (sırasıyla 0.80 ve 0.82 gün⁻¹), ototrofik organizmaların sıcaklık değişimlerinden fosfotroflara göre daha fazla etkilenmelerinden dolayı ototrofik organizmaların büyüme hızları daha geniş bir aralıkta salınmıştır.



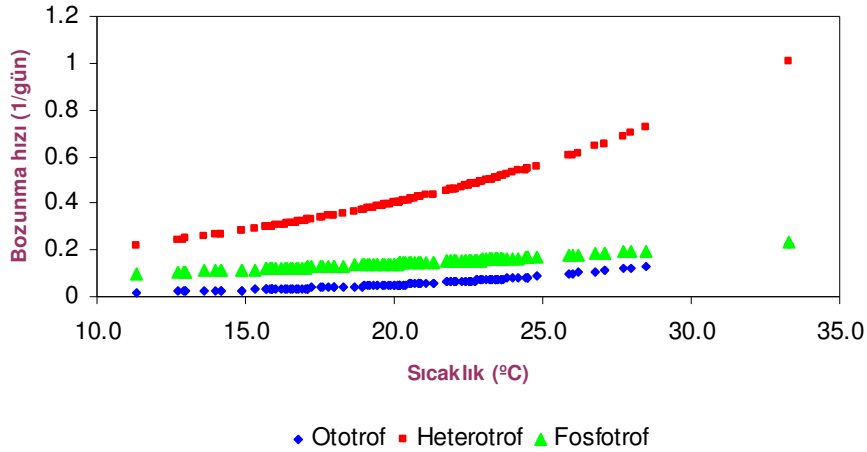
Şekil 4.2. Farklı organizma türleri için sıcaklık düzeltmesi yapılmış maksimum büyüme hızları.

4.1.3. Bozunma hızı

Her mikroorganizma türü için belirli bir bozunma (ölüm) hızı (death rate) bulunmaktadır. Bu süreç biyolojik arıtma tesislerinde maddelerin dönüşümü açısından temel bir süreçtir. Organizma ölümü, sistemde bulunan madde miktarını değiştirmemekte, sadece canlı organizmaların zor parçalanabilen organik maddeye dönüşmesine neden olmaktadır. Oluşan bu yeni organik madde, hidroliz sonucu daha kolay parçalanabilen organik maddeye dönüşerek ortamda bulunan canlı organizmaların büyümesi için besin durumuna geçmektedir. Bozunma sonucunda bir miktar inört madde de açığa çıkmaktadır. Her ne kadar, bu yeni ürün gerçekte çok zor parçalanabilen organik madde olsa da, çok zor parçalanabilen organik maddenin hidroliz hızı ve biyolojik arıtma sistemlerinde karşılaşılan bekleme süreleri göz önüne alındığında, arıtma sistemleri açısından bu ürün inört madde olarak değerlendirilmektedir.

Organizmaların bozunma süreçleri birinci dereceden prosesler olarak tanımlanmakta ve proses hızı, organizma miktarı ve bozunum hızının bir fonksiyonu olarak belirlenmektedir (Henze et al., 1995). Ancak, ASM2 yapısında fosfotroflar için bozunma hızı, alkaliniteye bağlı bir anahtar terim yardımıyla tanımlanmıştır. Model çalışmasında, heterotrof ve ototrof organizmaların bozunum hızı eşitliklerine Kappeler and Gujer (1992)'in önerisiyle oksijene bağlı bir anahtar terim yerleştirilerek ifade, içsel solunum prosesine dönüştürülmüştür.

Heterotrof, ototrof ve fosfotrof organizmalar için bozunma, her tür için belirli bir hızda gerçekleşmektedir. Model çalışmasında bu hızlar 20°C'de sırasıyla 0.4, 0.05 ve 0.14 gün⁻¹ olarak tanımlanmışlardır. Büyüme hızında olduğu gibi bozunum hızları da sıcaklık değişimlerinden etkilenmektedir. Bozunum hızlarının sıcaklıkla değişimi Şekil 4.3'te verilmiştir. Sıcaklık değişim katsayıları olarak heterotrof, ototrof ve fosfotrof organizmalar için sırasıyla 1.072, 1.12 ve 1.04 değerleri kullanılmıştır. Bu katsayılar aracılığıyla tesise gelen atıksu sıcaklığına göre (11.3-33.3°C arası) bozunma hızlarına sıcaklık düzeltmeleri uygulanmıştır. Bu düzeltme sonucunda heterotrof, ototrof ve fosfotrof organizmalar için bozunma hızları sırasıyla 0.22-1.01, 0.02-0.23 ve 0.01-0.24 gün⁻¹ değerleri arasında değişmiştir. Büyüme hızı sıcaklık düzeltmelerinde olduğu gibi bozunma hızında da sıcaklığa karşı en hassas organizma türü ototrof organizmalardır. Şekil 4.3'te gözlenen günlük bozunma hızındaki değişiklikler atıksu sıcaklığının bir fonksiyonudur.



Şekil 4.3. Farklı organizma türleri için modelden elde edilen sıcaklık düzeltmesi yapılmış bozunma hızlarının değişimi.

4.1.4. Çamur yaşı

Aktif çamur prosesinde çamur yaşı, biyokütlenin tesis içerisinde ortalama kalma süresi olarak tanımlanmaktadır (Henze et al., 1995). Çamur yaşının matematiksel olarak ifadesi Eş. 4.1'deki gibi verilebilir. Bu eşitliğe göre çamur yaşı, sistemde bulunan toplam çamur miktarının, sistemden uzaklaştırılan toplam çamur miktarına oranı olarak ifade edilmektedir.

$$\theta_c = \frac{V * X}{(Q - Q_w * TKM_{\text{çıkış}}) + (Q_w * TKM_w)} \quad (4.1)$$

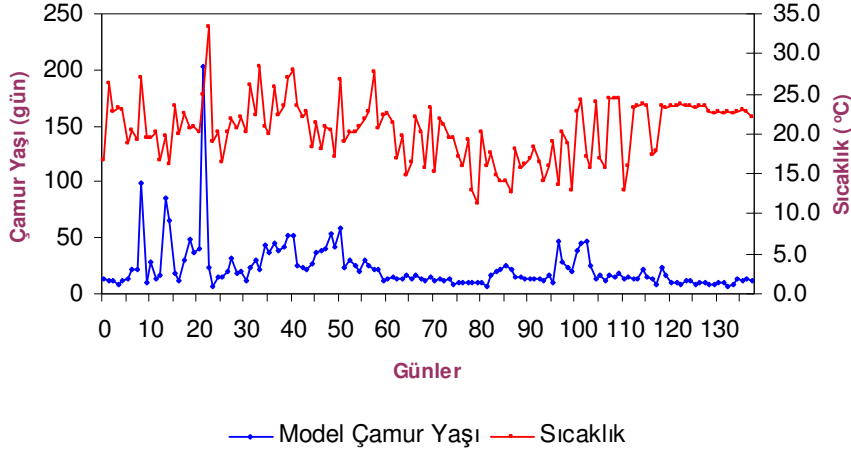
Burada,

- θ_c : Toplam çamur yaşı (gün),
V : Havalandırma havuzu hacmi (m^3),
X : Havalandırma havuzu MLSS değeri (g/m^3),
Q : Debi ($m^3/gün$),
 Q_w : Atık çamur debisi ($m^3/gün$),
 $TKM_{\text{çıkış}}$: Çıkış suyu toplam katı madde miktarı (g/m^3),
 TKM_w : Atık çamur toplam katı madde miktarıdır (g/m^3).

Çamur yaşı, aktif çamur prosesinin kontrolü açısından önemli bir parametredir. Havalandırma havuzunda sabit bir F:M oranı tutturabilmek ve sistemde gerçekleşmesi istenen tüm prosesler için uygun mikroorganizma türlerinin aktif çamur içerisinde bulunmasını sağlayabilmek için çamur yaşının kontrol edilmesi gerekmektedir. Bu durum, özellikle nitrifikasyon süreci (ototrofik organizmalar) gibi düşük kinetik hızlara sahip prosesler için daha da önem kazanmaktadır. Düşük kinetik hızlara sahip mikroorganizmaların aktif çamur içerisinde bulunabilmesi ve varlıklarını devam ettirebilmesi için çamur yaşının yüksek seçilmesi gerekmektedir. Klasik aktif çamur sisteminde bu proseslerin gerçekleşebilmesi için çamur yaşı 5-15 gün, uzun havalandırmalı aktif çamur sistemlerinde ise 10-30 gün aralığında seçilmektedir (Öztürk vd., 2005). Hurma AAT için ise çamur yaşı 12.1 gün olarak tasarlanmıştır (ASAT, 2002). Çamur yaşı sistem kontrol parametresi olarak kullanıldığı durumlarda, seçilen çamur yaşının devam ettirilebilmesi ancak sistemden fazla çamurun çekilmesi ile mümkün olabilmektedir (Bkz. Eş 4.1).

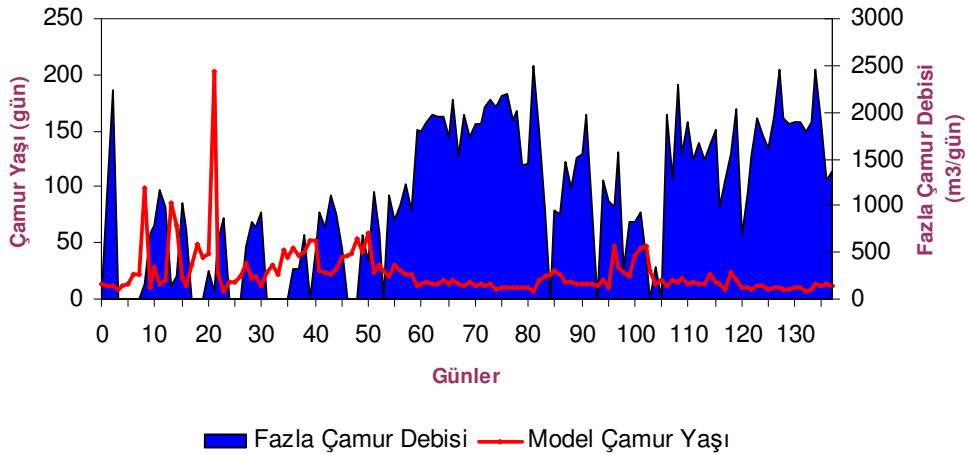
Proses hızları sıcaklığa karşı hassastır. Özellikle düşük sıcaklıklarda proses hızlarında düşüşler gözlenmekte, artan sıcaklıkla proses hızları da artmaktadır. Bu yüzden aktif çamur prosesinde çamur yaşı, tesise gelen atıksuyun kompozisyonu ile birlikte atıksu sıcaklığı ve sistemden atılan fazla çamur miktarı ile ilişkilidir. Model sonucu elde edilen değerlerle hesaplanan çamur yaşının sıcaklıkla ilişkisi Şekil 4.4'te verilmiştir. Özellikle modelin çalışma aralığının başlangıcında yüksek çamur yaşlarının kaydedildiği günler atıksu sıcaklığının yüksek olduğu günlerle örtüşmektedir. Sıcaklık artışıyla reaksiyon hızlarının artması ve buna bağlı olarak çamur atım miktarının da artmasıyla çamur yaşının düşük olması beklenmektedir. Bununla birlikte, daha sonraki günlerde sıcaklık değişimlerinin çamur yaşını

etkilemediği görülmektedir. Başlangıçtaki bu durumun tesisin o anına ilişkin geçici bir sorun olduğu düşünülmektedir.



Şekil 4.4. Çamur yaşı sıcaklık ilişkisi.

Çamur yaşının fazla çamur miktarı ile olan ilişkisi ise Şekil 4.5'te verilmiştir. Şekil 4.5 incelendiğinde düşük çamur atımı yapılan günlerin yüksek çamur yaşlarına neden olduğu görülmektedir. Çamur yaşının sıcaklıkla ilişkisinde olduğu gibi grafikte sonraki günleri temsil eden çamur yaşının, tesisten atılan çamur miktarından etkilenmediği ve kararlı bir seyir izlediği görülmektedir.



Şekil 4.5. Çamur yaşı fazla çamur debisi ilişkisi.

Eş. 4.1'e göre model değişkenleriyle çamur yaşı hesaplandığında ortalama 22.8 günlük çamur yaşı değeri bulunmuştur. Tesis verileri yardımıyla çamur yaşı hesaplandığında ise 21.56 gün değerine ulaşılmıştır. Modelden elde edilen ve tesis

işletme verileriyle hesaplanan ortalama çamur yaşı değerlerinin birbirleri ile uyumlu olduğu görülmektedir.

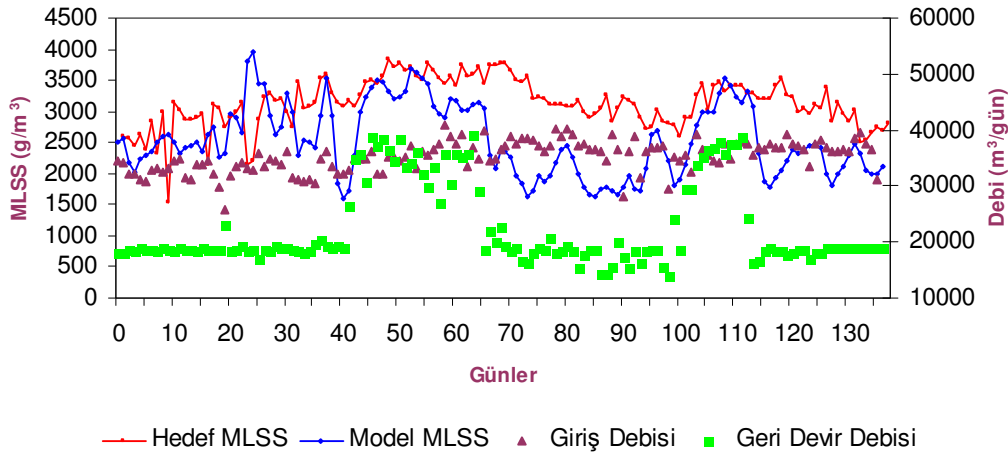
Çamur yaşı grafiği incelendiğinde yüksek değerlere sahip günler olduğu gözlenmektedir. Örneğin, maksimum değer olarak 21. günde hesaplanan toplam çamur yaşı 201 gündür. Bu güne ait atık çamur debisi incelendiğinde bu değer 88 m³ gibi oldukça düşük bir değer olduğu görülmektedir. Model çalışmasının gerçekleştirildiği zaman aralığında ortalama atık çamur debisi günlük 1300 m³ civarındadır. Genel olarak toplam çamur yaşının yüksek hesaplandığı günler atık çamur debisinin düşük olduğu günlere rastgelmektedir. Toplam veri setinin yaklaşık %10'unu oluşturan bu tip günler hesaplama dışı bırakıldığında toplam çamur yaşı 17.5 gün olarak bulunmaktadır. Düşük atık çamur debilerinin kaydedildiği günlerin birbirini takip eden günlerde gerçekleşmemesi nedeniyle, bu tip değerlerin herhangi bir işletme ya da sistem hatasından kaynaklanmadığı, işletme koşullarına göre bu değerlerin ayarlanmış olduğu düşünülmektedir.

4.1.5. MLSS değeri

Bir atıksu arıtma tesisine gelen ham atıksuyun geri devir çamuru ile karışımı sonucu biyolojik ünitelerde oluşan toplam katı madde miktarı, karışım sıvısı askıda katı madde (mixed liquor suspended solids, MLSS) olarak adlandırılmaktadır. MLSS; biyokütle, biyolojik olarak parçalanamayan uçucu katı madde ve inört inorganik toplam katı maddeden oluşmaktadır (Tchobanogloous et al., 2003).

ASM model yaklaşımı açısından MLSS değeri, sistemde gerçekleşen proseslerden etkilendiği gibi, havuzlar arasındaki su ve katı madde transferiyle de yakından ilgilidir. Bu yüzden, başarılı bir MLSS benzetimi modelin hem kinetik hem de hidrolik olarak iyi çalıştığını göstermektedir. Şekil 4.6'da görüldüğü gibi Hurma AAT havalandırma havuzunda ölçülen MLSS değerleri ile modelde belirlenen MLSS değerleri eğilim olarak benzerlikler göstermektedir. Ancak, günlük değer tahmini konusunda model sonuçlarında bazı problemler olduğu görülmektedir. Bu durum, iki değer arasındaki korelasyon değerinin (r^2) 0.28 olarak hesaplanmasıyla da açığa çıkmaktadır. Şekil 4.6'da havalandırma havuzu MLSS değeri ile birlikte tesise gelen atıksu debisi ve geri devir debisi de verilmiştir.

Havalandırma havuzu F:M oranını sabit bir değerde tutmak açısından son çökeltme havuzundan havalandırma havuzuna yapılan geri devirin debisi önemli bir parametredir. Geri devir debisi bu nedenle havalandırma havuzu MLSS değeri üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. Hurma AAT'nin ASM2 model çalışmasında kullanılan veri setinde tesise gelen atıksu debisi 25000-40000 m³/gün değerleri arasında değişmekte ve bu süre içerisinde genellikle durağan bir seyir izlemektedir. Ancak, geri devir debisi incelendiğinde model sürecinin iki farklı zaman aralığında bu değerde artışlar görülmektedir. Genel olarak 18000 m³/gün seviyesinde ölçülen geri devir debisi 42-66. günler ile 101-114. günler arasında 38000 m³/gün seviyelerine çıkmaktadır. İlk artış döneminde modelin MLSS değeri için verdiği tahminlerle gerçek değerler arasındaki benzerlikler devam etmektedir. Ancak, bu dönemin sonuyla başlayan süreç sonrasında geri devir debisinin tekrar 18000 m³/gün seviyelerine düşmesi ve bu zaman diliminde tesise gelen atıksu debisinde herhangi bir değişim olmaması ile birlikte hedef ve model MLSS değerleri arasında farklılıklar gözlenmektedir. Geri devir debisinin tekrar yükseldiği ikinci dönemle birlikte hedef ve model değerleri tekrar yakınlaşmakta fakat, geri devir debisinin tekrar düşmesi ile birlikte bu değerler arasındaki fark da açılmaktadır.



Şekil 4.6. Havalandırma havuzu MLSS, atıksu debisi ve geri devir debisi değerleri.

Günlük MLSS değerlerinin tahmini konusunda ASM2 modeli başarılı sonuçlar vermemiştir. Daha önce değinildiği gibi, son çökeltme tankında gerçekleşen çökeltme işlemi ASM2 model kapsamında değildir. Tez çalışmasında bu işlem modellenmediği için geri devir çamuru içerisinde bulunan mikroorganizma türleri ve miktarları, son

çökeltme havuzunda bulunan partiküler maddeler dikkate alınarak gerçekleştirilmiştir. Bu yaklaşımın, MLSS değerlerinin günlük tahmininde etkili olduğu düşünülmektedir.

Benzer şekilde, Hong and Bhamidimarri (2003) genetik algoritma, YSA ve ASM2 ile çıkış suyu katı madde ve havalandırma havuzu MLSS değerini modelledikleri çalışmalarında ASM2 ile diğer modelleme alternatiflerine göre daha başarısız sonuçlar elde etmişlerdir. Çıkış suyu katı madde değeri YSA ile 0.81, ASM2 ile 0.26 korelasyon değeri ile hesaplanırken; MLSS değerinde YSA ile 0.84, ASM2 ile 0.41 korelasyon değerlerine ulaşmışlardır.

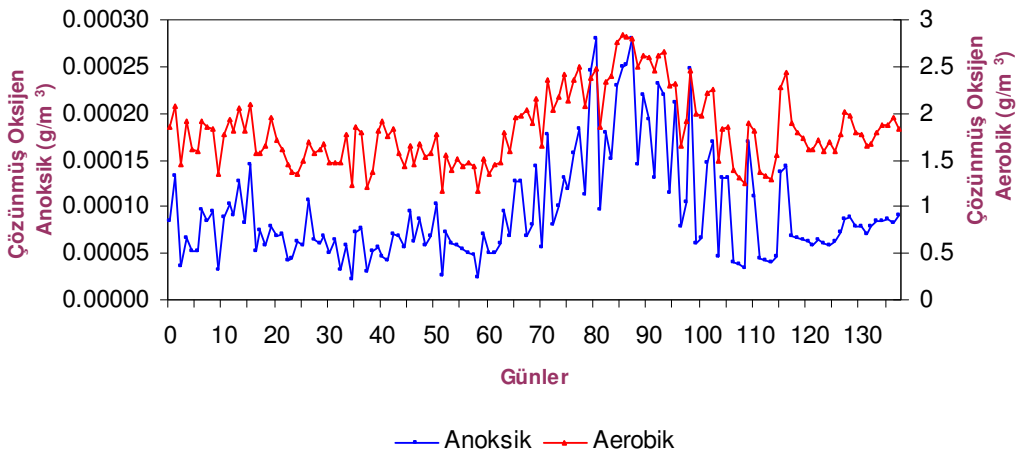
4.1.6. Çözünmüş oksijen

Havalandırma havuzunun aerobik kısmında çözünmüş oksijen değerleri Bölüm 3.4.1.1'de tartışılan ölçüm sonuçları ve değerlendirmeleri doğrultusunda modellenmiştir. Gerçekleştirilen saha çalışmaları sonucunda Hurma AAT havalandırma havuzunda denitrifikasyon/nitrifikasyon hacim oranı 0.37 olarak hesaplanmış ve bu hesaba göre modelleme çalışmalarında havalandırma havuzu hacmi, her biri 6225 m³ olan iki anoksik ve yine her biri 11230m³ olan üç aerobik havuz şeklinde oluşturulmuştur. Yapılan saha çalışmaları sonucunda havalandırma havuzunun aerobik haciminde ortalama çözünmüş oksijen değeri 2.1 mg/l olarak belirlenmiştir. Nitrifikasyon bölgesi çözünmüş oksijen konsantrasyonu açısından iki farklı bölüme ayrılmış olarak tanımlanmasından dolayı nitrifikasyon bölgesinde iki farklı havalandırma fonksiyonu tanımlamıştır. Modelde yer alan üç aerobik havuzdan ikisi için K_{La} (oksijen transfer kapasitesi) değeri 10 1/saat (240 1/gün), üçüncüsü için ise 2.5 1/saat (60 1/gün) olan fonksiyonlar tanımlanmıştır. Böylece, model çalışmasında nitrifikasyon bölgesi için tasarım değeri olan ortalama 2 mg/l çözünmüş oksijen konsantrasyonu sağlayacak biri yüksek diğeri düşük K_{La} değerine sahip iki havalandırma fonksiyonu kullanılmıştır.

ASM2 yapısında, havalandırma havuzuna blowerlarla sağlanan çözünmüş oksijen miktarı, yine bu havuzda farklı prosesler aracılığıyla tüketilmektedir. Üç tip mikroorganizmanın (heterotrof, ototrof ve fosfotrof) büyüme ve fosfotroflar tarafından gerçekleştirilen polifosfat birikimi reaksiyonları oksijen tüketen reaksiyonlardır. Stokiyometrik olarak oksijen tüketiminde en etkili olan reaksiyon ototroflar tarafından gerçekleştirilen nitrifikasyon reaksiyonudur. Model yapısında çözünmüş oksijen

girdisi havalandırma fonksiyonlarıyla tanımlanmış ve yukarıda değinilen reaksiyonlar sonucu da tüketilmiştir. Modelde havuzlar arası çözünmüş oksijen transferi engellenmemiş ve bu değerin ortamda gerçekleşen prosesler sonucunda belirlenmesine olanak sağlanmıştır. Havalandırma fonksiyonları, anaerobik havuz, havalandırma havuzunun anoksik bölümü ve son çökeltme havuzunda aktif değildir.

Tüm reaktörlerin modelde hesaplanan çözünmüş oksijen konsantrasyonlarının değişimi Şekil 4.7’de verilmiştir. Model, anaerobik ve çökeltme tanklarında beklenildiği gibi sıfır çözünmüş oksijen değerleri vermiştir. Havalandırma havuzunun anoksik bölümleri için ise model, sıfıra oldukça yakın bir değer hesaplamıştır (ortalama 10^{-4} mertebesinde). Piston akımlı reaktörlerde anoksik ve aerobik bölümler arasında aktif çamurun akışıyla birlikte oksijen transferi de gerçekleşmektedir. Bu nedenle, havalandırmanın açık olmadığı anoksik hacimde düşük de olsa bir miktar oksijen bulunmaktadır. Modelin anoksik bölüm için verdiği düşük oksijen değerleri pratikte karşılaşılan durumla örtüşmektedir. Hurma AAT’nde gerçekleştirilen saha ölçümlerinde anoksik bölüm olarak tanımlanan alanda ortalama 0.05 g/m^3 çözünmüş oksijen değerleri ölçülmüştür (hassasiyeti 0.01 g/m^3 olan oksijen ölçerle). Bu nedenle, tesisin havalandırma havuzu anoksik hacmindeki çözünmüş oksijen konsantrasyonlarının ASM2 model yaklaşımı tarafından başarıyla temsil edildiği söylenebilir.



Şekil 4.7. Reaktörlerde model tarafından belirlenen çözünmüş oksijen konsantrasyonları.

İki farklı havalandırma fonksiyonunun uygulandığı aerobik bölümün tamamı için ise ortalama 1.87 g/m^3 lük bir değer elde edilmiştir. Bu değer, saha ölçümlerinden elde edilen çözünmüş oksijen değerine (2.1 g/m^3) yakın bir değer olarak hesaplanmıştır. Ancak, birçok farklı reaksiyon sonucunda hesaplanan bu değerdeki hata payının oldukça önemsiz olduğu ve çözünmüş oksijen konsantrasyonu açısından modelin başarılı bir benzetim yaptığı görülmektedir.

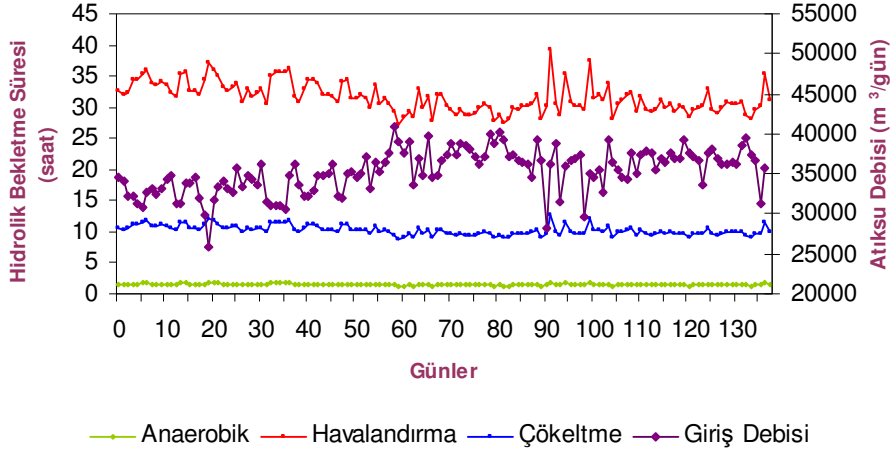
4.1.7. Hidrolik bekletme süresi

Biyolojik modelin altyapısı olarak kurulan hidrolik model, tüm reaktörlerde atıksuyun dolaşımını, transferini açıklamakta ve bekletilme sürelerini hesaplamaktadır. Hidrolik bekletme süresi, ilgili reaktör hacminin bu reaktöre gelen atıksu debisine oranı olarak ifade edilmektedir. Bu nedenle, sabit hacimli reaktörlerde hidrolik bekletme süresi sadece reaktöre gelen atıksu debisinin bir fonksiyonu olarak belirlenmektedir. Hidrolik bekletme süresi tanımlanmasında Henze et al. (1995) tarafından önerilen, “akımın herhangi bir su parçacığından geçmesi için gerekli ortalama süre ile hidrolik bekletme süresi birbirinden farklı kavramlardır” yaklaşımı kullanılmıştır. Bu nedenle, hidrolik bekletme süresinin hesaplanmasında çamur geri dönüş debisi, tanka giren debinin bir parçası olarak kabul edilmemiştir.

Modelden elde edilen hidrolik bekletme süreleri incelendiğinde Hurma AAT'nin hidrolik olarak gerçeğe uygun bir şekilde modellendiği görülmektedir (Şekil 4.8). Tesise gelen atıksu debisinin yüksek olduğu günlerde hidrolik bekletme süresi düşmekte, debinin düşük olduğu günlerde ise artmaktadır. Model çalışmasında kullanılan veri setindeki atıksu debi değerleri günlük olarak $25000-40000 \text{ m}^3$ aralığında değişmektedir. Bu dönemde tesise giren atıksu debisinin ortalaması $35280 \text{ m}^3/\text{gün}$ olarak hesaplanmıştır.

Herbir havuz için model tarafından hesaplanan ve gerçek ortalama hidrolik bekletme süreleri Çizelge 4.2'de verilmiştir. Model tarafından, anaerobik havuz için 1.503 saat, havalandırma havuzu için 31.537 saat ve son çökeltme havuzu için 10.198 saat ortalama hidrolik bekletme süreleri hesaplanmıştır. Bu değerler gerçek tesis verileri ile hesaplanan hidrolik bekletme sürelerine çok yakındır. Modelden elde edilen hidrolik bekletme süreleri, model yapısında tesiste bulunan havuzlar ve bu havuzlar

arasındaki bağlantıların doğru bir şekilde yapılandırıldığını göstermektedir. ASM2'de kurulan hidrolik model Hurma AAT için başarıyla çalışmaktadır.



Şekil 4.8. Hurma AAT'nde bulunan tüm havuzlar için modelde hesaplanan hidrolik bekletme süreleri.

Çizelge 4.2. Model tarafından hesaplanan ve gerçek hidrolik bekletme süreleri.

	Anaerobik	Havalandırma	Çökeltme
Model (saat)	1.503	31.537	10.198
Gerçek (saat)	1.506	31.579	10.212

4.1.8. Çıkış suyu karakteristikleri

Tez çalışmasında ASM2 ile gerçekleştirilen model çerçevesinde oluşturulan kinetik model Hurma AAT'ni bütüncül olarak modellemektedir. Kinetik model, bu özelliğinden dolayı tesisin tüm kesimleri için bir bilgi verebilmektedir. Böylelikle, model çalışması sonucunda tesis çıkış suyundaki parametrelerden toplam azot, toplam fosfor ve kimyasal oksijen ihtiyacı değerlerine ulaşılabilmektedir. Ancak, tezin öncelikli hedefi ASM2 ile birlikte, bir alternatif olarak YSA yaklaşımı ile de tesisin modellenmesi ve her iki modelleme yönteminin karşılaştırılması temeline dayanmaktadır. Bu nedenle, ortak bir karşılaştırma zemini yaratmak amacıyla ana hedef parametresi olarak çıkış suyundaki kimyasal oksijen ihtiyacı konsantrasyonu seçilmiştir. Hurma AAT'nde gerçekleşen nütrient giderimi ASM2 model yaklaşımı içerisinde değerlendirilmiş olmasına karşın, nütrient gideriminin modellenmesi amacıyla detaylı bir kalibrasyon çalışması gerçekleştirilmemiştir. Nütrient giderimi prosesleri kalibrasyonu ile ilgili olarak bazı kinetik parametrelerin değerlerinde değişikliğe gidilmiştir. Bu parametreler, ototrofik ve fosfotrofik mikroorganizmalar için bozunma hızları ve

spesifik büyüme hızlarıdır (Bkz. Bölüm 3.4.3). Aşağıda, arıtılmış atıksuda bulunan ve model tarafından belirlenmiş toplam azot, toplam fosfor ve kimyasal oksijen ihtiyacı konsantasyon sonuçları tartışılmıştır.

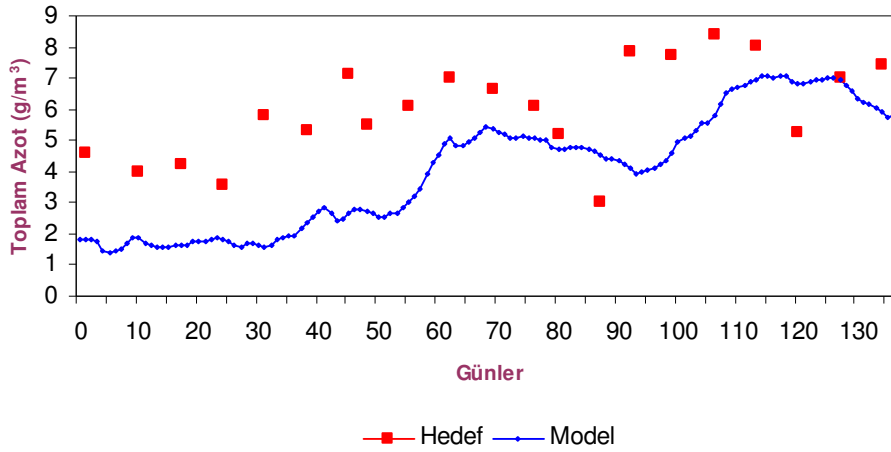
4.1.8.1. Toplam azot

Toplam azot değeri; organik azot, amonyak, nitrit ve nitrat derişimlerinin toplam değeri olarak tanımlanmaktadır. ASM2, azot gideriminde organik azotu ayrı bir değişken olarak modellememektedir. Organik azot, kimyasal oksijen ihtiyacının bir parçası olarak düşünölmektedir (Henze et al., 2000). Organik azotun prosesler sonucu tamamıyla tüketildiğı ve çıkış suyu toplam azot değerinin amonyak, nitrat ve nitritten oluştuğı kabul edilmektedir. ASM2, nitrat ve nitrit konsantrasyonlarının toplamını nitrat değişkeni altında toplamaktadır. Bu durumda çıkış suyu toplam azot değeri, model tarafından amonyak ve nitrat değerlerinin toplamı olarak hesaplanmaktadır.

Amonyak, heterotrof ve fosfotrof mikroorganizmaların büyüme prosesleri sonucu az bir miktar tüketilse de amonyağın nitrat ve nitrite dönüşümü temel olarak ototrof mikroorganizmalarca gerçekleştirilen nitrifikasyon prosesi sonucu olmaktadır. Heterotrof organizmaların çok kolay ve kolay parçalanabilen organik madde kullanarak gerçekleştirdikleri denitrifikasyon prosesinde ise stokiyometrik olarak düşük miktarlarda amonyak tüketilmektedir. Tesiste gerçekleşen tüm hidroliz, bozunma ve fermentasyon proseslerinde ise yine düşük miktarlarda amonyak açığa çıkmaktadır. Nitratin azot gazına dönüşerek ortamdaki uzaklaştırılması ise denitrifikasyon prosesiyle heterotrof mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilmektedir. Tüm bu prosesler sonucunda, azot giderimi sağlanmakta ve kalan azot tesis çıkış suyu toplam azot değerini oluşturmaktadır.

Modelde elde edilen çıkış suyu toplam azot değerleri tesis verileri ile karşılaştırıldığında gerçek tesis verilerinde gözlenen değişimlerin büyük oranda temsil edildiğı görölmektedir (Şekil 4.9). Ancak, değerlerin büyük çoğunluğunda model, gerçek tesis verilerinden daha düşük toplam azot değerleri vermiştir. Gerçek toplam azot değerleri ile model çıktıları arasındaki korelasyon değeri 0.56 olarak hesaplanmıştır. Toplam azot değeri, nitrat döngüsü olarak da adlandırılabilen teorik model elemanı, içsel döngünün değerine karşı hassastır. İçsel döngünün gerçekte

var olmayan bir eleman olmasından dolayı modelde bu değişken için bir değer atanması oldukça kritik bir konudur. Model çalışmalarında içsel döngü değeri tesise gelen atıksu debisi ile ilişkilendirilmiş ve içsel döngü değeri, tesise gelen atıksu debisinin 0.9 katı olarak alınmıştır (Bkz. Bölüm 3.4.2). Bu değer kalibrasyonu sonucu model çıktılarının gerçek değerlere daha yakınlaşması sağlanabilir. Fakat bu durumda model, gerçeği doğru bir şekilde modellemekten uzaklaşacaktır. Kalibrasyon işlemlerinin mutlaka fiziksel, biyolojik ve kimyasal gerçeklere dayandırılması gerekmektedir. Kalibrasyon aşamasının, model çıktıları ile tesis verilerini birebir uyumlu hale getirmek amacıyla gerçekleştirilmesi, modelin gerçekliği yansıtmasında sorunlar yaratabilmektedir.



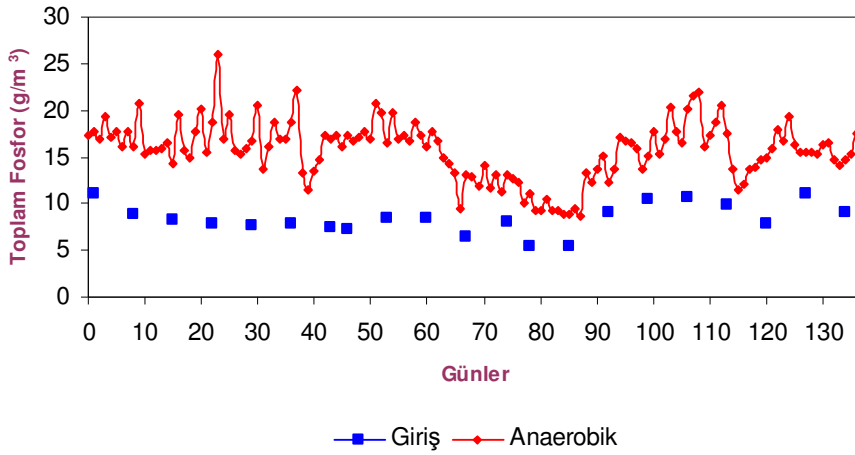
Şekil 4.9. Çıkış suyu toplam azot değerinin ASM2 modeli ile temsili.

4.1.8.2. Toplam fosfor

Fosfor, Hurma AAT'nde iki farklı proses sonucunda giderilmektedir. Bunlardan ilki biyolojik fosfor giderimi ikincisi ise kimyasal fosfor giderimidir. Biyolojik fosfor gideriminin ilk basamağını anaerobik havuzda gerçekleşen fosfor salınımı oluşturmaktadır. İkinci basamakta ise havalandırma havuzunda ortamda bulunan fosforun, fosfotrofların bünyesinde tutulması ile fosfor giderimi sağlanmaktadır. Kimyasal fosfor giderimi ise Hurma AAT'nde son çökeltme tankına $FeCl_3$ çözeltisi eklenerek fosforun demir tuzları oluşturması sayesinde gerçekleşmekte ve biyolojik olarak giderilemeyen fosforun kalan kısmının ortamdaki uzaklaştırılması sağlanmaktadır. Biyolojik fosfor giderimini temel olarak fosfotroflar gerçekleştirirse de, heterotrof ve ototrof mikroorganizmalar da fosforu büyüme, hücre yenilenmesi gibi

amaçlarla kullanarak düşük miktarlarda fosfor giderimi yapmaktadır. Fermentasyon ve bozunma prosesleri ise yine düşük miktarlarda fosfor salınımına neden olmaktadır.

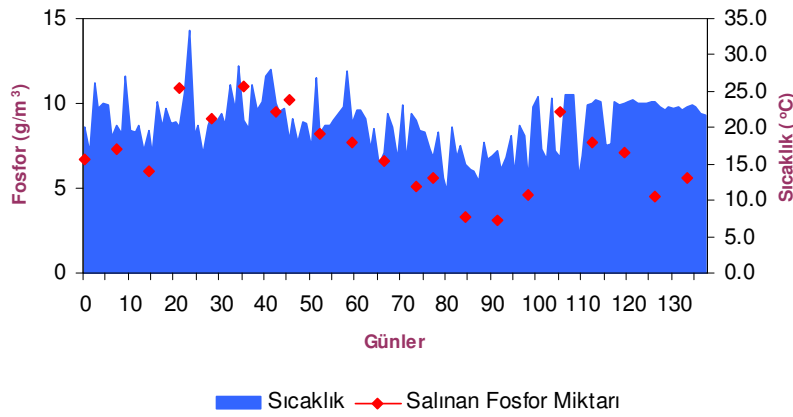
Tez çalışmasında, ASM2 ile yukarıda değinilen tüm bu prosesler modellenmiştir. Fosfotroflar, anaerobik ortamda bünyelerinde bulunan polifosfatı oksidan olarak kullanmakta ve bu reaksiyon sonucu ortama fosfor salınmaktadır. Bu işlem sırasında ise fosfotroflar bünyelerinde PHA depolamaktadır. Bu nedenle, anaerobik havuzdan çıkan atıksuyun fosfor değeri havuza giren fosfor değerinden daha yüksek olmaktadır (Şekil 4.10). Model, bu mekanizmayı başarılı bir şekilde temsil etmektedir.



Şekil 4.10. Giriş suyu ve modelden elde edilen anaerobik reaktör fosfor değerleri.

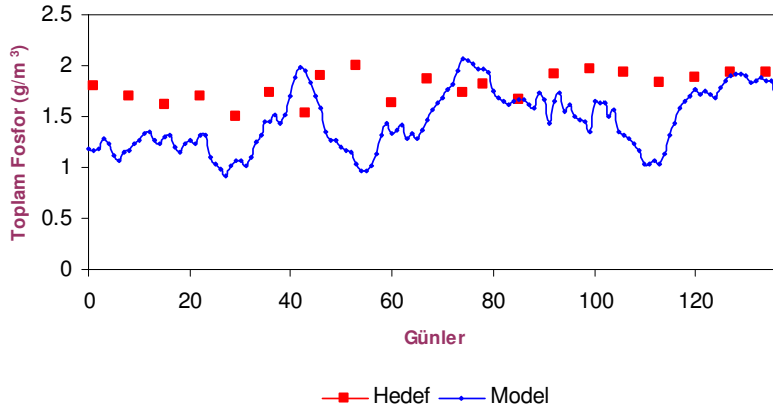
Ancak, anaerobik havuzda salınan fosfor sonucu artan toplam fosfor değeri ile giriş suyu fosfor değeri arasında bir ilişki olmadığı görülmektedir. Modelde kullanılan veri setinde tesise gelen toplam fosfor değeri ortalama olarak 8.41 g/m^3 olarak hesaplanmıştır. Zaman içinde bu değerde büyük değişiklikler gözlenmese de anaerobik havuz çıkışında model tarafından belirlenen toplam fosfor değerlerinde salınımlar gözlenmektedir. Başka bir deyişle, tesise gelen toplam fosfor miktarı farklı günlerde benzer değerlere sahip olsa da anaerobik havuzda salınan fosfor miktarı farklılıklar gösterebilmektedir. Bu durumun açıklanabilmesi için anaerobik havuzda salınan fosfor miktarının atıksu sıcaklığı ile olan ilişkisi incelenmiştir (Şekil 4.11). Salınan fosfor miktarının yüksek olduğu günler büyük çoğunlukla atıksu sıcaklığının da yüksek olduğu günlere denk gelmektedir. Düşük atıksu sıcaklıklarında ise anaerobik havuzda salınan fosfor miktarında düşüşler gözlenmiştir. Bu durum,

sıcaklığın proses kinetikleri üzerindeki etkisiyle açıklanabilir. Model çalışmalarında fosfotroflar için büyüme hızları $0.58-1.38 \text{ gün}^{-1}$ arasında hesaplanmıştır. 20°C 'de fosfotrofların büyüme hızının 0.82 gün^{-1} olduğu düşünüldüğünde büyüme hızında gerçekleşen değişim en sıcak günlerde yaklaşık olarak %70 fazla, en soğuk günlerde ise %36 düşük olduğu görülmektedir. Bu yüzden, atıksuyun sıcaklığı anaerobik havuzda gerçekleşen proses kinetiklerini etkileyerek bu havuzda salınan fosfor miktarını etkilemektedir.



Şekil 4.11. Anaerobik havuzda salınan fosfor miktarı ve sıcaklık ilişkisi.

Havalandırma havuzunda PAO'lar bünyelerine, salınan fosforu geri almakta ve fosfor giderimi gerçekleştirmektedir. Ancak, biyolojik fosfor giderimi ile fosforun tamamı giderilememektedir. Kalan fosfor ise deşarj standartlarının sağlanabilmesi için çökeltme havuzuna FeCl_3 çözeltisi eklenerek kimyasal olarak giderilmektedir. Model, bu prosesler sonucunda çıkış suyu fosfor değerlerine ulaşmaktadır (Şekil 4.12).



Şekil 4.12. Çıkış suyu toplam fosfor değeri.

Fosfor giderimi için elde edilen sonuçlar genel tesis eğilimini yansıtsa da düşük korelasyon değerine ulaşılmıştır ($r^2=0.38$). Model, toplam azot tahminlerinde olduğu gibi genellikle tesisten elde edilen çıkış suyu toplam fosfor değerlerinden daha düşük tahminlerde bulunmuştur.

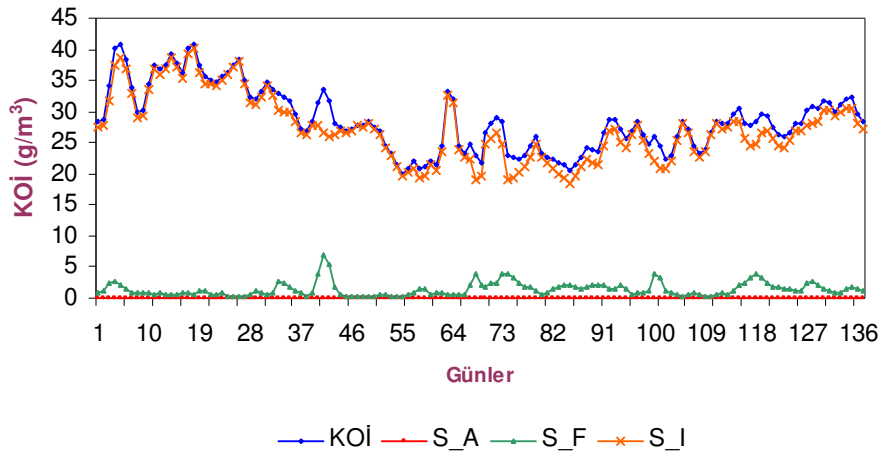
4.1.8.3. KOİ değeri

Hurma AAT, ASM2 ile bütüncül olarak modellenmiş olsa da tez çalışması açısından YSA model değerleri ile karşılaştırılabilmesi için çıkış suyu KOİ değerinin model tarafından belirlenmesi büyük önem taşımaktadır. Tesis çıkış suyu toplam kimyasal oksijen ihtiyacının, çökeltme havuzunda bulunan çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı bileşenlerinden oluştuğu düşünülmektedir. Bu bileşenler, çok kolay parçalanabilen organik madde (S_A), kolay parçalanabilen organik madde (S_F) ve çözünmüş inört organik madde (S_I) olarak sıralanabilir. Siegrist and Tschui (1992), çıkış suyu KOİ değerinin %90'ının çözünmüş inört organik maddeden oluştuğunu belirtmektedir. Model çalışmaları da benzer bir sonuç ortaya koymuştur. Elde edilen sonuçlar, çıkış suyundaki toplam KOİ değerinin ortalama olarak %94.95'inin inört organik maddeden oluştuğunu göstermektedir. Kolay parçalanabilen organik madde ise toplam KOİ değerinin sadece % 5.04'ünü oluşturmaktadır. Çok kolay parçalanabilen organik madde ise biyolojik ünitelerde neredeyse tamamen tüketilmektedir ve çıkış suyu KOİ değerinde ihmal edilebilir bir paya sahiptir (yaklaşık olarak % 0.7). Bu yüzden, tesise gelen ham atıksuda bulunan çözünmüş inört organik madde miktarı, tesis çıkış suyu KOİ değerini belirleyen başlıca faktördür. Model çalışması öncesi toplam KOİ değerinin parçalara ayrılması (Bkz. Bölüm 2.8) bu nedenle büyük önem taşımaktadır.

Model sonuçlarına göre, kimyasal oksijen ihtiyacı olarak tanımlanan organik madde miktarının aktif çamur prosesinde değişik mekanizmalar sonucunda büyük oranda giderildiği görülmektedir. Çözünmüş durumda bulunan organik maddenin aktif çamur içerisinde iki kaynağı bulunmaktadır:

- i) Atıksu ile tesise gelen çözünmüş ve biyolojik olarak parçalanabilen organik madde.
- ii) Partiküler organik maddelerin bir kısmının hidrolizi sonucu oluşan kolay parçalanabilen organik madde.

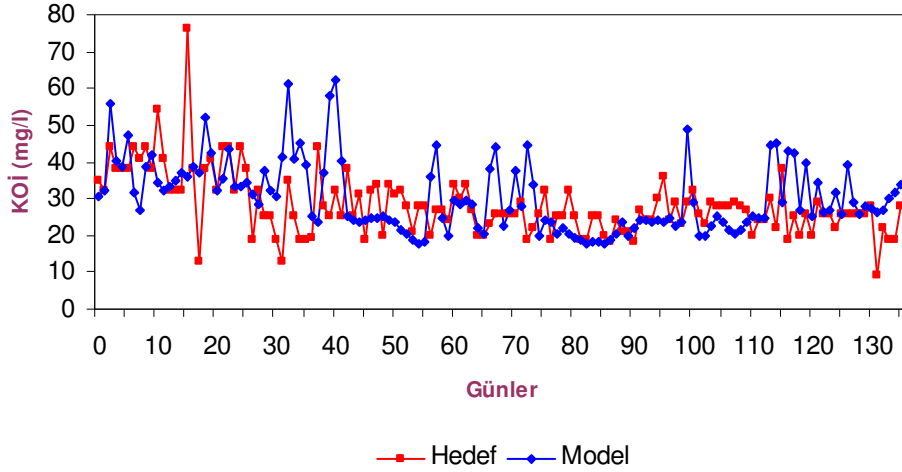
Her iki kaynaktan gelen çözünmüş organik maddenin aktif çamur prosesleri sırasında mikroorganizmalar tarafından büyük oranda besin olarak kullanıldığı ve bu nedenle çıkış suyu KOİ değerinde düşük bir orana sahip olduğu anlaşılmaktadır. Partiküler durumda bulunan biyolojik olarak parçalanabilen ya da inört organik maddeler ise son çökeltme tankında çamurla birlikte çökelmekte ve geri devir çamuruyla birlikte anaerobik havuza geri gönderilerek yeniden sisteme dahil edilmektedir. Sonuç olarak, çıkış suyu KOİ değerinin, büyük oranda çözünmüş inört KOİ'den oluştuğu görülmüştür (Şekil 4.13).



Şekil 4.13. ASM2 model çalışması sonucu elde edilen çıkış suyu toplam KOİ değeri ve bu değer bileşenleri (KOİ:Toplam KOİ, S_A: Çok kolay parçalanabilen organik madde, S_F: Kolay parçalanabilen organik madde, S_I: Çözünmüş inört organik madde).

Model sonuçları ile tesis çıkış suyu KOİ verisinin (Şekil 4.14) birlikte incelenmesi sonucu, modelin birçok noktada başarılı tahminler yaptığı görülmektedir. Modelde kullanılan tüm günler için tesis işletme verilerinin ortalama KOİ değeri 28.198 g/m^3 , model KOİ değerlerinin ortalaması ise 28.637 g/m^3 olarak hesaplanmıştır. ASM2, veri serisinde bulunan sadece birkaç gün için tesis verilerinden farklı tahminlerde bulunmuştur. Örneğin, 16. günde tesis verilerinde 76 g/m^3 'lük bir KOİ değeri gözlenirken model tarafından bu gün için hesaplanan KOİ değeri 36.16 g/m^3 olmuştur. Benzer bir şekilde 18. gün için gerçek ve model değerleri sırasıyla 13 ve 40.85 g/m^3 'tür. Özetle model, ortalama KOİ değerinden sapan (yüksek ya da düşük) günler için başarılı tahminler gerçekleştirememiştir. Ancak, bu günler haricindeki model tahminleri gerçek tesis verileri ile uyumlu görünmektedir ($r^2=0.41$,

MAPE=0.236). Ancak, model çıkış suyu KOİ değerinin model tarafından daha başarılı bir şekilde ve daha yüksek korelasyonla hesaplanabilmesi, hassas bir KOİ ayırımını gerektirmektedir. Özellikle, ham atıksuda bulunan inört çözünmüş KOİ değerinin toplam KOİ değerine oranının kesin bir şekilde belirlenebilmesi, ASM2 çalışması açısından çıkış suyu KOİ değerinin kestirilmesinde performans artırıcı bir etken olacaktır.



Şekil 4.14. Çıkış suyu KOİ değeri.

4.1.9. ASM2 sonuçlarının değerlendirilmesi

ASM2 model sonuçları toplu olarak incelendiğinde, model performansı Hurma AAT'nin genel karakteristiğini yansıtmaması açısından bazı sorunlara karşı başarılı kabul edilebilir. Yukarıda detaylarıyla değinilen tüm ara model elemanları ve çıkış suyu karakteristikleri aracılığıyla gerçekleştirilen model çalışmasının, Hurma AAT'nde gerçekleşen aktif çamur prosesini açıklayabildiği görülmektedir. Hidrolik modelin başarılı bir şekilde çalıştığı, bu sayede tesiste bulunan partiküler madde ve sıvı taşınımının gerçeğe uygun bir şekilde modellendiği; alkalinite, büyüme ve bozunma hızları, çamur yaşı ile havalandırma havuzu MLSS değeri ve çözünmüş oksijen konsantrasyonlarının zaman içerisindeki değişim eğilimlerinin kestirilebildiği bir model yapısı kurulabilmiştir. Çıkış suyundaki toplam azot, toplam fosfor ve kimyasal oksijen ihtiyacı gibi parametrelerin konsantrasyon değişimleri de model tarafından kestirilebilmiştir.

Ancak, bu değişkenlerin günlük değerlerinin, model tarafından kestirilmesi konusunda benzer bir başarıdan söz etmek pek mümkün görünmemektedir. Bu durum, model ve tesis değerleri arasındaki korelasyon ve hata değerlerinin karşılaştırılması ile açık bir şekilde görülebilmektedir. ıkış suyu parametrelerinden toplam azot, toplam fosfor ve kimyasal oksijen ihtiyaı değerlerinin model ve hedef değerlerinin ortalaması, standart sapması ve bu değerler arasındaki korelasyon katsayıları ile hata değerleri izelge 4.3'te verilmiştir.

Çizelge 4.3. ıkış suyu parametreleri gerçek ve model değerleri.

	Gerçek			Model		
	TN	TP	KOİ	TN	TP	KOİ
Ortalama (g/m ³)	5.992	1.793	28.198	4.059	1.464	28.637
Standart sapma	1.553	0.145	8.554	1.899	0.297	5.108
Korelasyon (r ²)	-	-	-	0.56	0.38	0.41
Hata (MAPE)	-	-	-	0.392	0.213	0.236

TN: Toplam Azot, TP: Toplam Fosfor, KOİ: Kimyasal Oksijen İhtiyacı

ıkış parametreleri arasında en yüksek korelasyon toplam azot değerlerinde 0.56 ile elde edilmiştir. Toplam fosfor için 0.38 ve kimyasal oksijen ihtiyaı için ise 0.41 korelasyon değerleri hesaplanmıştır. Modelden elde edilen toplam azot değerleri 0.392 MAPE değeri ile bu üç değişken içinde en yüksek hata değerine sahip değişkendir. Hata değerlerinin genel olarak düşük olması, ASM2 model çalışmasının, tesis verilerini yüksek bir doğruluk oranıyla tahmin edemediğini ancak tesisin genel eğilimini başarıyla temsil ettiğini göstermektedir. Bu durum aynı zamanda, tesisten ve modelden elde edilen ortalama değerlerin birbirlerine yakın olması ile de doğrulanmaktadır. Hurma AAT işletme verileri ve modelden elde edilen değerlerin ortalaması sırasıyla toplam azot için 5.992 ve 4.059 g/m³, toplam fosfor için 1.793 ve 1.464 g/m³ ve KOİ için 28.298 ve 28.637 g/m³ olarak hesaplanmıştır. Toplam azot ve fosfor değerlerinde tesis verileri daha düşük standart sapma değerlerine sahipken KOİ için daha yüksek standart sapma değeri olduğu görülmektedir. Bu durum, tesis çıkış suyu KOİ verilerinde bazı günlerde görülen salınımlar yüzünden gerçekleşmektedir.

Toplam azot ve toplam fosfor kestirimlerinde gözlenen hata değerlerinin, bu verilerin tesiste haftalık olarak ölçülmesinden, dolayısıyla bu değerler için daha detaylı bir kalibrasyon gerçekleştirilememesinden kaynaklandığı düşünmektedir. Model,

zaman birimi olarak günü kullanmakta ve tüm değişkenler için günlük değerler hesaplamakta iken toplam azot ve toplam fosfor değerleri haftalık izlenen tesis verileriyle karşılaştırılmıştır. Bu durumda, tesisten elde edilen ardışık iki veri arasında kalan zaman dilimi içerisinde nütrient konsantrasyonları ve değişimleri hakkında model çıktıları ile karşılaştırma yapılabilecek bir bilgi bulunmamaktadır.

Düşük model performansının, tesis verilerinin geniş bir aralığa dağılmış olması, tesis işletme verilerinin günlük ve hatta azot ve fosfor gibi değerler için haftalık takip ediliyor olması gibi sebeplerden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Literatürde, ASM model yaklaşımı kullanılarak aktif çamur prosesi ile çalışan atıksu arıtma tesislerini bütüncül olarak modelleyen çalışmalara sıklıkla rastlanmamaktadır. Çalışmaların büyük çoğunluğu, aktif çamur prosesinin belirli bir bölümünü açıklayan (örneğin, azot (Hu et al., 2003) ve fosfor (Krühne et al., 1998; de Haas et al., 2001; Meijer et al., 2002; Gernaey and Jorgensen, 2004) giderimleri) ya da kalibrasyon aşamalarını detaylı olarak anlatan ve model yapısında bulunan kinetik parametrelerin tespitine (Pedersen and Sinkjær, 1992; Kappeler and Gujer, 1992; Kristensen et al., 1998) ve atıksu karakterizasyonuna (Siegrist and Tschui, 1992; Kristensen et al., 1992; Bjerre et al., 1995; Nowak et al., 1999; Chuang and Ouyang, 2000) yönelik çalışmalardır.

Gerçek tesis verilerinin kullanıldığı sınırlı sayıdaki çalışmalarda ise model performansının değerlendirilmesi amacıyla korelasyon katsayıları ve hata değerleri genellikle tercih edilmemiştir. Bu değerlendirme ölçütleri yerine ortalama değerler, değer aralıkları ve grafiksel gösterimlerden faydalanılmıştır. Brdjanovic et al. (2000), Hollanda'da bulunan Haarlem Waarderpolder AAT'nde gerçekleşen KOİ, azot ve fosfor giderimlerini ASM2 ve bir diğer kinetik aktif çamur modeli olan Delft Bio-P modeli aracılığıyla incelemişlerdir. ASM2 tarafından önerilen fosfor giderim mekanizmaları yerine Delft Bio-P modeli sisteme eklenmiş ve karma bir model yapısı oluşturulmuştur. Çalışmanın amaçları, bütüncül tesis modellemesi, biyolojik fosfor giderimi için atıksu ve çamur karakterizasyonu, modelin değerlendirmesini yapabilmek amacıyla kesikli laboratuvar çalışmalarının gerçekleştirilmesi ve sonuç olarak farklı fosfor giderim mekanizmalarının model aracılığıyla incelenmesi olarak ortaya koyulmuştur. Geliştirilen model sonucunda, havalandırma havuzu MLVSS

değeri ve atık çamur debisinin kalibrasyonu sonucu çamur alıkonma süresi 85 gün olarak hesaplanmıştır. Bu değişkenin tesiste elde edilen gerçek değeri ise 80 gün olarak bulunmuştur. Havalandırma havuzunda çözünmüş oksijen, gerçeğe uygun şekilde 1.8 mg/l değerine sabitlenerek nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri kalibre edilmiştir. Bu işlem sonucunda 2.4 mg/l ve 5.3 mg/l olan gerçek ortalama amonyak ve nitrit değerleri model tarafından sırasıyla 2.5 ± 0.5 ve 4.6 ± 0.9 olarak hesaplanmıştır. Çalışmada daha sonra model, kesikli çalışmalarda elde edilen sonuçlara uyarlanmış, kinetik parametrelerin belirlenmesi ile alternatif fosfor giderim senaryoları incelenmiştir. Ancak, bu noktalarda gerçek tesis verileri ile uyum konusunda herhangi bir yorumda bulunulmamıştır.

Nuhoğlu et al. (2005) ise çalışmalarında Erzincan AAT'ni GPS-X simulasyon programı kullanarak bütüncül olarak modellemişlerdir. Bu program, IWA tarafından geliştirilen aktif çamur modellerini (ASM) temel alan bir paket programdır. Çalışma kapsamında respirometrik analizler sonucunda atıksu karakterizasyonu belirlenmiş ve model çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Ancak, bu çalışmada model sonuçları tesis verileri ile birlikte karşılaştırmalı olarak grafiklerle verilmiş, model sonuçlarının tesis verileri ile uyumu konusunda başka herhangi bir kriter kullanılmamıştır.

GPS-X simulasyon programının kullanıldığı bir başka çalışmada ise İngiltere'de bulunan Coleshill AAT modellenmiştir (Stokes et al., 1993). Bu çalışmada yataşkın durum kalibrasyonu (steady-state calibration) uygulanmış ve ham atıksu, ön çökeltme tankı çıkış suyu, havalandırma havuzu ve tesis çıkış suyu kirlilik parametreleri için tesis verileri ve model arasında oldukça başarılı bir uyum yakalanmıştır. Ancak dinamik kalibrasyon gerçekleştirildiğinde aynı başarı yakalanamamış ve modelin tesis verileri ile test edilmesi sonucu, model ve tesis verileri arasında farklılıklar gözlenmiştir. Örneğin, çıkış suyu askıda katı madde değeri tesiste 3-5 mg/l aralığında ölçülürken, model sonuçlarında 1-2 mg/l'lik hatalar görülmüştür. Araştırmacılar, bu durumun özellikle askıda katı madde ölçümünden kaynaklanan gürültü problemiyle olabileceğini ve kabul edilebilir bir fark olduğunu belirtmektedirler. Çalışmada grafiksel olarak verilen bir diğer sonuç ise çıkış suyu amonyak konsantrasyonudur. Bu değer için model çıktısı, on-line olarak gerçekleştirilen amonyak ölçümleri ile karşılaştırılmış ve her iki sonuç arasında zaman zaman farklılıklar olduğu tespit edilmiştir. On-line amonyak-ölçer 12 saat

aralıklarla kendini yeniden kalibre etmektedir. Oluşan farklılıkların, yeni kalibrasyon öncesinde gerçekleştiği bu yüzden de modelin bir uyarıcı niteliğinde kullanılabileceği kaydedilmektedir. Ancak, bu çalışmada da model ve tesis verilerinin karşılaştırılmasına rastlanmamaktadır.

Sonuç olarak, tez çalışmasında gerçekleştirilen Hurma AAT'nin ASM2 ile modellenmesinde kavramsal olarak doğru bir model yapısının kurulduğu, ancak tesisten elde edilen atıksu karakteristiklerinin model tarafından tam olarak yansıtılmadığı söylenebilir. Günlük tesis verilerinin kullanıldığı bu tür çalışmalarda yüksek korelasyon değerlerinin elde edilemediği görülmüştür.

4.2. YSA

Yapay sinir ağları yaklaşımı, bir sisteme ait geçmiş verileri kullanarak sistemin işleyişini ve sistem içinde bulunan parametreler arası ilişkileri “öğrenmeye” çalışan bir modelleme yöntemidir. Bu yöntemin esin kaynağı, insan vücudunda bulunan biyolojik sinir hücrelerinin (nöron) işleyiş mekanizması ve bu hücrelerin oluşturduğu sinir ağının genel çalışma şeklidir. Nöronlar, kendilerine dışarıdan gelen uyarımlara karşı bir tepki verirler ya da bu uyarıma karşı tepkisiz kalırlar. Bu tepki (ya da tepkisizlik) bir sonraki nörona aktarılarak beyine kadar iletilmekte ve vücudun uyarıma karşı vereceği tepki şekillenmektedir.

Yapay sinir ağları da bu mekanizmaya benzetilerek, dışarıdan gelen uyarımlar (veriler) nöron adı verilen yapılarda işlenmekte, model yapısının içerisinde bulunan diğer nöronlardan geçerek sistemin sonuna iletilmektedir. Bu yapıda katman adı verilen hiyerarşik yapılar bulunmaktadır. Örneğin, veriler giriş katmanı olarak adlandırılan ilk katmandaki nöronlar aracılığıyla sisteme girmektedir. Sonucun alındığı son katman ise çıkış katmanı adını almaktadır. Bu iki katman arasında ise, sisteme bir tür kapalı kutu özelliğini kazandıran ve saklı katman olarak adlandırılan katman ya da katmanlar bulunmaktadır. Tüm bu katmanlarda bulunan nöronlar tıpkı insan vücudunda olduğu gibi kendisine bir önceki nörondan gelen veriyi işlemekte ve bir sonraki nörona bu bilgiyi iletmektedir.

Yukarıda değinilen bu sistem çerçevesinde, tez çalışması kapsamında Hurma (Antalya) AAT'nin çıkış suyu Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) değeri geçmiş tesis

işletme verilerinden yararlanılarak belirlenmeye çalışılmıştır. Çıkış suyu KOİ değerinin YSA modelinin hedefi olarak belirlenmesinin belli başlı sebepleri aşağıdaki gibi sıralanabilir:

- KOİ, atıksularda organik madde miktarı belirleyicilerinden biridir.
- Arıtma tesislerinde günlük olarak takip edilen bir parametredir.
- Arıtma işleminin her aşaması için önemli bir bilgi kaynağıdır.
- Arıtma tesislerinde çıkış suyu kalitesi açısından yasa gereği takip edilmesi gerekmektedir.
- Ölçümü, laboratuvarında konvansiyonel yöntemle ya da özel kitlerle yapılmaktadır.
- Diğer organik madde belirteçleri gibi (örneğin, BOİ) ölçümü uzun zaman almamakta (yaklaşık 2 saat) ancak belirlenmesi emek, zaman ve maliyet gerektirmektedir.
- KOİ'nin tespiti için kullanılacak farklı model yaklaşımları (örneğin, ASM) kurulumu zor, uzun zaman alan ve konu hakkında bilgi ve tecrübe gerektiren çözümlerdir.

Tez çalışmasının bu bölümünde aşamalı bir yaklaşım benimsenmiştir. Hurma AAT'nden elde edilen işletme verilerinin Bölüm 3.5.1'de değinilen istatistiki analizler ve normalizasyon gibi işlemlerden geçirilerek YSA model çalışmalarında kullanılabilir hale getirilmesini takiben, en yüksek korelasyon ve en düşük hata değerlerinin elde edileceği model arayışları sürdürülmüştür.

Bu amaçla en basit model anlayışından başlanarak model performansını arttırması düşünülen daha karmaşık model uygulamaları üzerinde durulmuştur. YSA çalışmalarını bu nedenle iki farklı bölümde incelemek mümkündür. Bu bölümlerden ilki, YSA kavramının detaylarıyla araştırıldığı, farklı değişkenlerin model performansı üzerindeki etkisinin incelendiği ve daha başarılı model yapıları elde etmek için izlenmesi gereken stratejilerin belirlendiği aşamadır. İkinci aşama ise, ilk bölümde elde edilen bu tecrübelerden yararlanarak başarılı bir model yapısı oluşturmak

amacıyla sistematik bir yapının kurulduğu ve bu yapıdan elde edilen sonuçların değerlendirildiği bölümdür.

YSA çalışmalarının ilk bölümünde, model yapısı ile ilgili tüm değişkenlerin olası kombinasyonları denenmiştir. Yapılan çalışmalar ve denenmiş değişkenler Çizelge 4.4'teki gibi özetlenebilir.

Çizelge 4.4. İlk bölümde gerçekleştirilen model çalışmaları kombinasyonları.

Değişkenler	Tipi	Açıklama	
Katmanlar	Tüm	Hurma AAT'den elde edilen tüm atıksu değişkenleri.	
	İlişkili	Çıkış suyu KOİ değeri ile istatistiksel olarak anlamlı ilişkiye sahip atıksu değişkenleri.	
	İlişkisiz	Çıkış suyu KOİ değeri ile istatistiksel olarak anlamlı ilişkiye sahip olmayan atıksu değişkenleri.	
	Sonuç	İlk bölüm sonuç modellerinde kullanılan ve BOİ, KOİ:BOİ ve organik yükleme değerlerinin çıkarıldığı atıksu değişkenleri.	
	Saklı	Tek	Nöron sayısı 1'den 15'e kadar değiştirildi.
		Çift	Nöron sayıları ilk katman için 1'den 8'e, ikinci katman için 1'den 15'e değiştirildi.
	Çıkış	Çıkış suyu KOİ değeri.	
Öğrenme fonk.	BP	İki değişkeni var.	
	Rprop	Üç değişkeni var.	
	Quickprop	Dört değişkeni var.	
	SCG	Dört değişkeni var.	
Aktivasyon fonk.	Logistic	Saklı katman(lar)da kullanıldı.	
	Tanh	Saklı katman(lar)da kullanıldı.	
	Signum	Saklı katman(lar)da kullanıldı. Diğer iki fonksiyona göre daha az kullanıldı.	
	Doğrusal	Sadece çıkış katmanı aktivasyon fonksiyonu olarak kullanıldı.	
Çevrim sayısı		5000-500000 arasında çevrim sayıları denendi.	
Karışık sıra		Kalıp dosyaları, sıralı ve sırasız olarak modele girildi.	

Başarılı bir model yapısının gerçekleştirilebilmesi amacıyla model kurulumunda bulunan tüm bu parametrelerin optimum kombinasyonunun bulunması gerekmektedir. Bu durum da çok fazla sayıda model çalışmasının yapılmasını zorunlu hale getirmektedir. Modelde giriş parametresi olarak kullanılacak olan değişkenlerin tespit edilmesinin ardından saklı katman sayısı ve her bir katmanda kullanılacak nöron sayısı belirlenmiştir. İki saklı katman alternatifleri için ilk saklı

katmanda nöron sayıları 1'den 8'e kadar değiştirilmiş ve ikinci katmanda da 1 ile 15 arasında değişen nöron sayıları kullanılmıştır. Kalıp dosyaları bu konfigürasyona göre hazırlanarak model yapısı oluşturulmuş ve öğrenme fonksiyonu seçilmiştir. Farklı öğrenme fonksiyonları için yukarıda değinilen her kombinasyonun denenmesi gerekmektedir. Aynı zamanda, öğrenme fonksiyonu değişkenlerine farklı değerler verilerek bu değişkenlerin model performansı üzerindeki etkisi incelenmiştir. Bu kombinasyonlarla birlikte katmanlarda kullanılacak aktivasyon fonksiyonları seçilmiştir. Model alternatiflerinin sınaama verisine karşı verdiği tepki, aşırı-öğrenmenin engellenebilmesi amacıyla sürekli takip edilerek farklı çevrim sayıları denenmiştir. Son olarak, kalıp dosyalarının aynı sırayla modele sunulması sonucunda rastlantısal model performansları elde edilmesinin önüne geçmek amacıyla kalıp dosyaları bazı model çalışmaları sırasında karışık sıra ile de modele verilmiştir. Tüm bu kombinasyonlar tamamı ile uygulandığında oldukça büyük sayıda model alternatifinin denenmesi gerekmektedir. Bütün bu işlemlerin manuel olarak yapıldığı durumlarda, model çalışmasında en fazla zamanı alan veri hazırlama ve değerlendirme yaklaşık olarak bir saatlik bir süreyi almaktadır. İstenilen çevrim sayısına göre modelin çalışma ve sonuçların kaydedilme süresi ise 2-5 dakika arasında değişmektedir. Bu nedenle, model çalışmasında en fazla zaman alan veri hazırlama ve değerlendirme bölümleri için Bölüm 3.5.5'te tartışılan yardımcı programların yazılması ile toplam süre 10 dakika gibi kısa bir süreye inmiştir. Kalıp dosyalarının hazırlanması ve modelin kurulması sonrasında ise aynı konfigürasyon üzerinde denenecek tüm alternatifler çok daha kısa bir süre içinde gerçekleşmektedir.

İlk bölüm çalışmaları Bölüm 3.5 ve alt bölümlerinde detaylarıyla açıklanmıştır. Gerçekleştirilen bu çalışmalardan elde edilen sonuçlar aşağıdaki gibi özetlenebilir:

- Başarılı bir model yaratılması, YSA modelleme anlayışı içinde yer alan birçok değişkenin doğru kombinasyonunun yakalanması ile mümkündür. Boger and Weber (2000), çok değişkenli problemlerin yapay sinir ağları kullanarak modellenmesinin oldukça kompleks ve uzun zaman alan bir çalışma olduğunu belirtmektedir. İstenilen sonuca ulaşmanın basit, bilinen ya da kestirilebilen tek bir yolu olmaması, doğru kavramsal model bilgileri üzerine birçok yöntem ve alternatif denenmesi ile aşılabilecek bir sorundur. Bu nedenle, modelden elde

edilebilecek en yüksek performans ancak model yapısının doğru kurulması, model girdilerinin doğru ve etkili bir şekilde belirlenmesi ve model değişkenlerinin sistemin kolay öğrenmesi ve hata fonksiyonunu minimize edecek şekilde seçilmesi ile sağlanabilmektedir.

- Model konfigürasyonundan bağımsız olarak, model değişkenleri içinde model performansına en önemli etkiyi, eğitim sürecinin uzunluğunu belirten çevrim sayısı yaratmaktadır. Öğrenme fonksiyonunun seçimi ve seçilen fonksiyonun değişkenleri, model topolojisi ve çevrim sayısı gibi parametreler model performansını etkilemekte fakat bu etki model performansında çok büyük değişikliklere neden olmamaktadır.
- Çizelge 4.4'te özetlenen tüm model alternatiflerin tek tek denenmesi gerekmemektedir. Belli bir konfigürasyon için elde edilen ilk sonuçlar, konfigürasyonun genel performansı hakkında bilgi vermektedir. Bu nedenle, düşük performansa sahip konfigürasyonlarda tüm alternatifler denenmemiştir.
- Çevrim sayısı arttıkça modelin eğitim başarısının arttığı görülmüştür. Ancak bu durum genel bir kural değildir, istisnalar da gözlenmiştir. Benzer topolijelere sahip iki ayrı modelde, çevrim sayısının artırılmasıyla eğitim korelasyon değerinin düştüğü durumlar gözlenmiştir. Bunun nedenleri, kalıp dosyalarının ağa sunulmasında aynı sıranın izlenmiyor olması ya da hata fonksiyonunda evrensel minima arayışının her zaman aynı sonucu vermemesi olarak sıralanabilir. Hata minimizasyonu sırasında gerçekleştirilen sayısız aritmetik işlemlerden elde edilen sonuçlar, yuvarlama, kestirme gibi etkenlerden dolayı küçük de olsa bir takım değişikliklere neden olabilmektedir. Bu durumda da, artan çevrim sayısına karşın daha düşük eğitim performansı ile karşılaşılabilir. Ancak, yine de artan çevrim sayısının, eğitim korelasyonlarını arttırdığı genel bir kural olarak söylenebilir.
- Çevrim sayısının artması, mutlaka model performansının artmasını sağlamamaktadır. Onaylama verisine modelin verdiği tepki, model performansını belirleyen başlıca kriterlerden biridir. Onaylama verisinin modele sunulması sürecinde bir noktadan sonra modelin verdiği hata artmaktadır. Bu nokta, model eğitiminin kesilmesi gerektiğini gösteren noktadır. Model eğitiminin

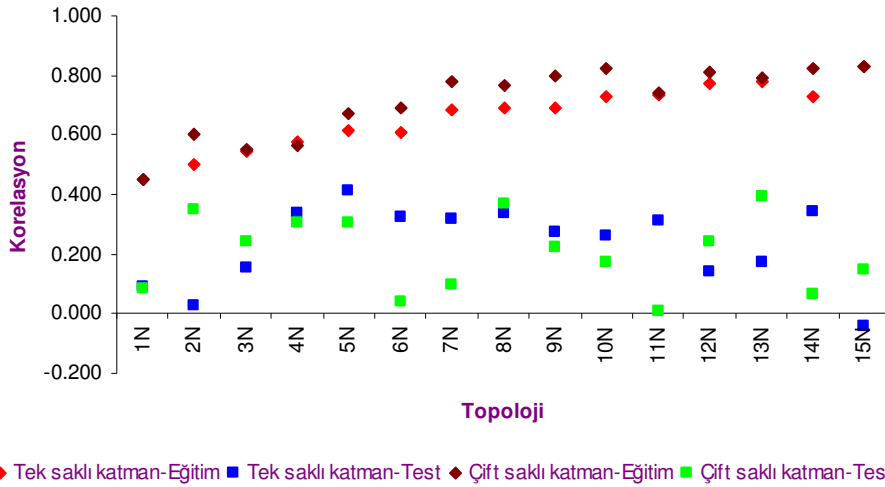
devam ettirilmesi, YSA'nın genelleme özelliğinden uzaklaşarak ezberleme özelliği geliştirmesine neden olmaktadır. Bu durumda karşılaşılan tipik sonuç, eğitim korelasyonu artarken test korelasyon değerinin düşmesidir. Çalışmalar sırasında bu durumla karşılaşılan bazı örnekler Çizelge 4.5'te verilmiştir. Farklı model topolijeleri ve model değişkenlerinin kullanıldığı bu örneklerde eğitim korelasyonu artarken test korelasyonunun düştüğü görülmektedir. Birinci ve ikinci örneklerde aynı model topolojisi, öğrenme fonksiyonu ve öğrenme fonksiyonu değişkenleri kullanılmış fakat aktivasyon fonksiyonları değiştirilmiştir. Her iki durumda da artan çevrim sayısı eğitim korelasyonunu artırırken test korelasyonu düşmüştür. Farklı bir model topolojisi ve öğrenme fonksiyonu değişkenlerinin kullanıldığı üçüncü örnekte de benzer bir durum gözlenmiştir.

Çizelge 4.5. Çevrim sayısının eğitim ve test korelasyonları üzerine etkisi.

Model No	Eğitim	Test	Çevrim sayısı	Aktivasyon fonksiyonu	Öğrenme fonksiyonu değişkenleri
1	0.691	0.553	50000	logistic	0.01-100-4
	0.786	0.49	100000		
2	0.726	0.529	50000	tanh	0.01-100-4
	0.740	0.515	100000		
3	0.799	0.63	10000	logistic	0,2-50-4
	0.845	0.593	20000		

- İki gizli katmana sahip model yapısı, tek katmanlı ağa göre genelde daha iyi bir eğitim performansı göstermektedir. Ancak, aynı başarılı performans test verileri ile gözlenmemiştir. Tek saklı katmana sahip model yapıları, test verisi ile genellikle daha başarılı performanslar sergilemişlerdir (Şekil 4.15). Saklı katman sayısı ve katmanlarda bulunan nöron sayıları haricindeki tüm model değişkenleri sabit tutularak, saklı katman sayısının model performansı üzerindeki etkisi incelenmiştir. Şekil 4.15'te tek saklı katman nöron sayısının 1'den 15'e değiştirildiği, çift saklı katmanda ilk saklı katman için 4 nöronun kullanıldığı ve ikinci saklı katman sayısının yine 1'den 15'e değiştirildiği örnek bir çalışma verilmiştir. Çift saklı katmana sahip model alternatiflerinin hemen hemen tamamında eğitim korelasyonu tek saklı katmanlı model alternatiflerinden daha yüksek olmuştur. Test verisi ile gerçekleştirilen çalışmalarda, çift saklı katmanlı model korelasyonları salınımlar gösterse de,

özellikle tez çalışmasında tercih edilen 4, 5 ve 6 nörona sahip (Bkz. Bölüm 3.5.2) saklı katman alternatiflerinde tek saklı katman uygulamalarının daha yüksek korelasyon değerleri verdiği görülmüştür. Diğer karşılaştırmalı model topolojilerinde de benzer sonuçlar elde edilmiştir.



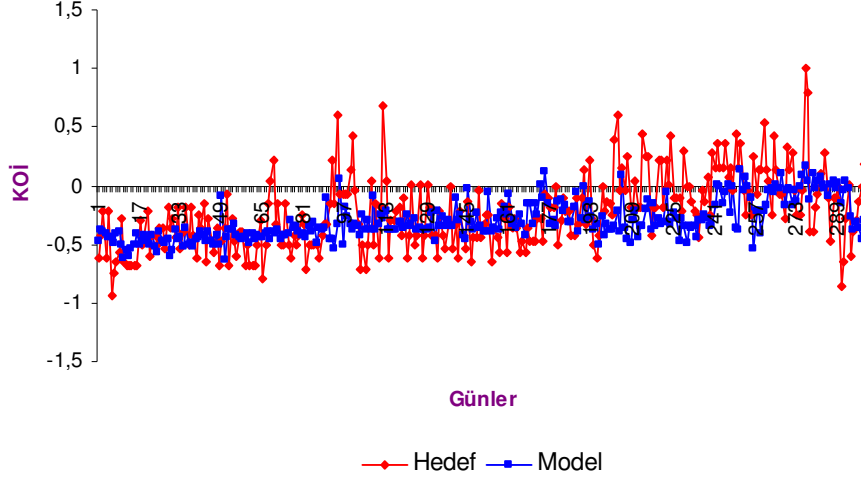
Şekil 4.15. Tek ve çift saklı katmanlı modellerin eğitim ve test performanslarının karşılaştırılması.

- En başarılı model alternatifleri, giriş katmanında debi, enerji, pH, sıcaklık, KOİ, ve AKM değerlerinin kullandığı; tek saklı katmanda 4, 5 ya da 6 nöron bulunan; öğrenme fonksiyonu olarak Rprop ya da Quickprop kullanan; giriş ve saklı katmanlarda logistic ya da tanjant hiperbolik, çıkış katmanında doğrusal aktivasyon fonksiyonları tanımlanmış ve çevrim sayısının 50000'i aşmadığı model kombinasyonlarıyla elde edilmiştir.

Yukarıda değinilen ilk bölüm çalışmalarında, YSA'nın eğitimi sonrasında yüksek korelasyonlar (0.80-0.90) elde edilse de, model performansının ölçüldüğü test verileri ile aynı performans sağlanamamıştır. Bu bölümde elde edilen en başarılı model çalışmasında test verisiyle 0.412'lik bir korelasyon değeri ve 1.907'lik hata değeri elde edilmiştir (Şekil 4.16).

Modelin, gerçek verilerin maksimum ve minimuma yaklaştığı noktalarda başarılı tahminler gerçekleştiremediği ve model değerlerinin dar bir aralıkta toplandığı gözlenmiştir. Elde edilen bu değerler başarılı bir model performansı olarak kabul

edilmemiştir. Bu nedenle, model performansını artırıcı sayısal ve yapısal bazı düzenlemeler gerçekleştirilmiştir. Bu düzenlemeler detaylarıyla aşağıda tartışılmıştır.



Şekil 4.16. Birinci bölüm model çalışmalarından bir örnek ($r^2=0.412$, MAPE=1.907).

4.2.1. İkinci bölüm model uygulamaları

Gerçekleştirilen model çalışmalarının başarısı modelin test verisi ile verdiği sonuçlara göre üç kriter dikkate alınarak değerlendirilmiştir:

- Model çıktılarının tesis işletme verileri ile görsel uyumu,
- Model çıktıları ile tesis işletme verileri arasındaki korelasyon değeri,
- Model çıktıları ile tesis işletme verileri arasındaki hata değeri.

Son bölümde gerçekleştirilen çalışmalarda model ve kullanılan veri açılarından bazı yapısal ve sayısal düzenlemelere gidilerek yukarıdaki kriterler doğrultusunda model performansının artırılmasına çalışılmıştır. Bu çalışmalarda temel bileşenler analizi, medyan ve ortalama değerlerinin kullanılmasıyla veri setinin düzgünleştirilmesi, rastlantı dönüşümü ve farklı normalizasyon aralıklarının denenmesi gibi yapısal ve sayısal düzenlemeler kullanılmıştır.

4.2.1.1. Uygulama 1

İlk bölümde elde edilen model performansının artırılması amacıyla öncelikle mevcut veri setine TBA uygulanmıştır. Bileşenler ve özdeğerler için elde edilen TBA

sonuçları Çizelge 4.6'da verilmiştir. Bu sonuçlara göre model giriş parametresi olarak özgün değeri birden büyük olan üç bileşen belirlenmiştir.

Çizelge 4.6. TBA sonucu elde edilen özdeğer ve açıklanan varyanslar.

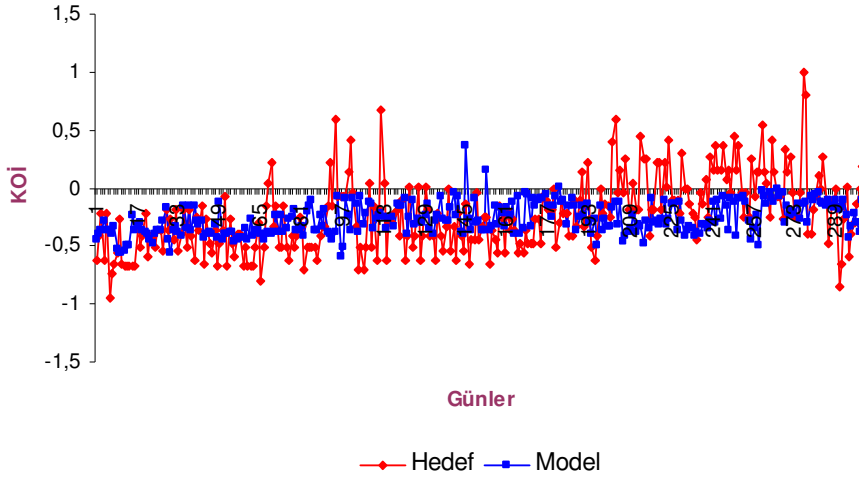
Bileşen	Özdeğer	Açıklanan varyans (%)	Toplam açıklanan varyans (%)
1	3.886	38.855	38.855
2	2.298	22.984	61.389
3	1.062	10.623	72.462
4	0.981	9.809	82.270
5	0.824	8.238	90.508
6	0.439	4.394	94.902
7	0.309	3.085	97.988
8	0.169	1.690	99.678
9	0.026	0.265	99.943
10	0.006	0.057	100.000

Analiz sonucunda elde edilen katsayı matrisi (Çizelge 4.7) ile veri setinde bulunan değişkenlerin değerlerinin çarpılması ile bu üç değişkenin tüm günler için değerleri hesaplanmıştır.

Çizelge 4.7. TBA sonucu elde edilen katsayı matrisi.

	Bileşen		
	1	2	3
Debi	-0.70	0.377	-0.032
Enerji	0.063	0.311	-0.366
pH	0.043	-0.080	0.008
Sıcaklık	0.109	0.011	-0.500
KOİ	0.220	0.078	0.316
AKM	0.192	-0.100	0.383
BOİ	0.232	-0.152	-0.008
KOİ:BOİ	-0.148	0.164	0.510
BOİyük	0.232	0.099	-0.085
KOİyük	0.141	0.338	0.205

Yeni veri seti kullanılarak kalıp dosyaları oluşturulmuş ve bu yapı üzerinde farklı model alternatifleri denenmiştir. Alternatifler içinde en başarılı model performansı Şekil 4.17'de gösterildiği şekilde elde edilmiştir.

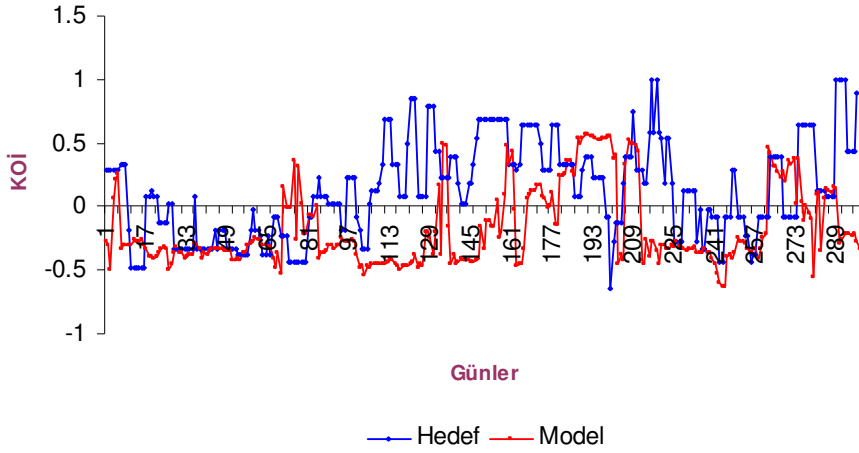


Şekil 4.17. TBA uygulanmış model ($r^2 = 0.27$, MAPE=1.801).

TBA sonucu alınan korelasyon ve hata değerleri tatmin edici olmamıştır. Seçilen temel bileşenlerin giriş parametresi olarak kullanıldığı model yapılarında elde edilen korelasyon değerleri önceki çalışmalardan da daha düşük olarak hesaplanmıştır. İlk bölüm çalışmalarında 0.412 olarak elde edilen en başarılı model alternatifinin korelasyonu 0.27'ye düşmüştür. Model tahminleri ve tesis verileri arasında hesaplanan hata değeri ise %5'lik bir azalışla 1.907'den 1.801'e düşmüştür. Modelin maksimum ve minimuma yakın değerlerde gösterdiği başarısız performans bu uygulamada da devam etmiştir. Model tahminleri, dar bir aralıkta gerçekleşmiş, özellikle sistemin uç noktalarındaki tahminlerde model gerçeği yansıtmaktan oldukça uzak kalmıştır. TBA model performansını artırıcı bir etki yaratmadığından çalışmalara sadece ön işlemlerden geçirilmiş orijinal veri seti ile devam edilmiştir.

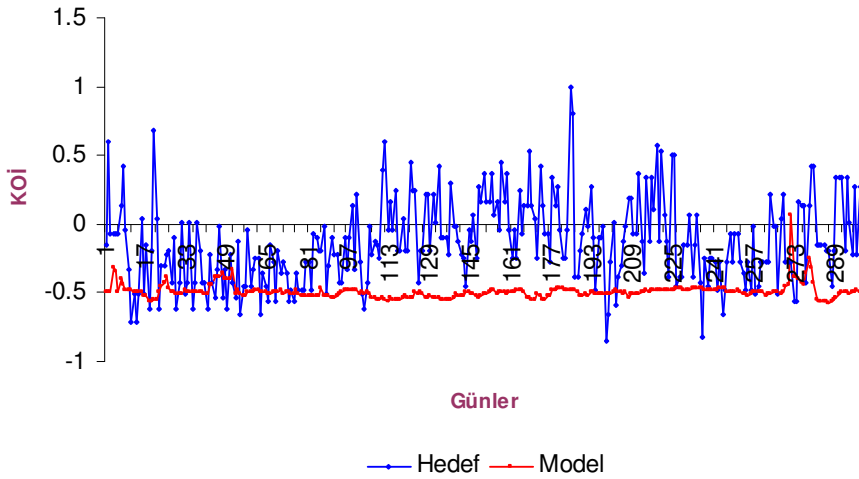
4.2.1.2. Uygulama 2

Model performansında iyileşme sağlanabilmesi amacıyla bir diğer alternatif olarak veri setine düzgünleştirme (smoothing) uygulanmıştır. Modelin, tesisten elde edilen verilen maksimum ve minimum değerlere yakın noktalarda başarılı tahminlerde bulunamaması ve atıksu değişkenlerinin birbirini takip eden günlerde salınımlar yapması nedeniyle düzleştirmenin bu sorunları ortadan kaldıracacağı düşünülmüştür. Bu amaçla, herbir parametrenin öncesindeki ve sonrasındaki 2 günün verisi de hesaba katılarak medyan değerleri hesaplanmıştır. Dönüşüm sonrası elde edilen yeni veri setiyle model çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Farklı model alternatiflerinin denenmesi sonucu elde edilen en iyi model çıktısı Şekil 4.18'de verilmiştir.



Şekil 4.18. Medyan dönüşümü uygulanan model çıktısı ($r^2 = 0.19$, MAPE=2.431).

Medyan dönüşümü modelin daha geniş bir aralıkta tahminler yapmasını sağlamıştır. Ancak, hedef değerlerin uç noktalarda dönüşüm nedeniyle birbirini takip eden düz alanlar oluşturduğu, basamaklı bir görünüme sahip olduğu ve modelin bu değerleri tahmin etmede başarısız olduğu gözlenmiştir. Dönüşüm sonrası elde edilen en başarılı model performansının korelasyon değeri de 0.19 gibi diğer çalışmalardan daha düşük bir değer olmuştur. Hata değeri de artarak 2.431'e çıkmıştır.



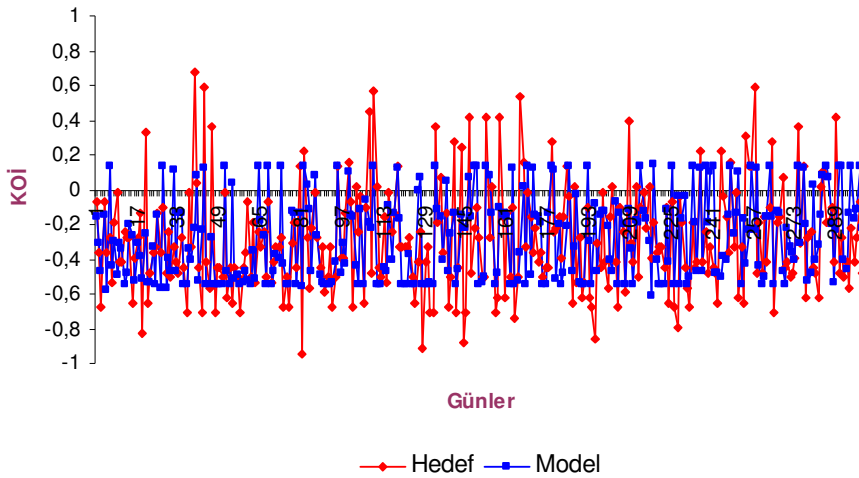
Şekil 4.19. Çıkış suyu KOİ değerine medyan dönüşümü uygulanmayan model çıktısı ($r^2 = -0.075$, MAPE=4.313).

Düşük model performansının, hedef değerlerin basamaklı görünümünden kaynaklandığı düşünülerek medyan dönüşümü çıkış suyu KOİ değerlerine uygulanmamış ve sadece giriş parametreleri düzleştirilmiştir. Bu veri setiyle

gerçekleştirilen model çalışmaları ise çok daha başarısız sonuçlar vermiştir (Şekil 4.19). Model, sistem özelliklerini yakalayamamış ve sabit olarak nitelendirilebilecek tahminlerde bulunmuştur. En başarılı model alternatifinde -0.075 korelasyon ve 4.313 MAPE değerine ulaşılmıştır.

4.2.1.3. Uygulama 3

Medyan dönüşümü sonrasında elde edilen model yapısı ile düşük korelasyon ve yüksek hata değerlerine ulaşılması üzerine veri setinin düzleştirilmesinden başka bir iyileştirme alternatifi üzerinde durulmuştur. Medyan dönüşümü uygulanmamış veri seti rastlantısal bir şekilde dağıtılarak veri setinde bulunabilecek mevsimsellik ve eğilim gibi olumsuz şartların giderilmesine çalışılmıştır. Bu dönüşüm için bir program yazılmış ve veri seti herhangi bir sayı dizisi ya da kurala bağlı kalınmadan tamamen rastlantısal bir şekilde dağıtılmıştır. Elde edilen yeni veri setinden eğitim, sınav ve test kalıplarının oluşturulması ve bu kalıpların modele beslenmesi sonucunda korelasyon ve hata değerlerinde bir miktar iyileşme sağlandığı görülmüştür (Şekil 4.20). Korelasyon değeri 0.463 'e yükselirken hata değeri 1.793 'e düşmüştür. Bu değerler, şu ana kadar elde edilen en iyi model performansı olmuştur. Model tahminlerinin, önceki çalışmalarda olduğu gibi dar bir aralığa sıkışmadığı, ancak maksimum ve minimuma yakın noktalarda yine başarılı tahminler gerçekleştiremediği görülmüştür.

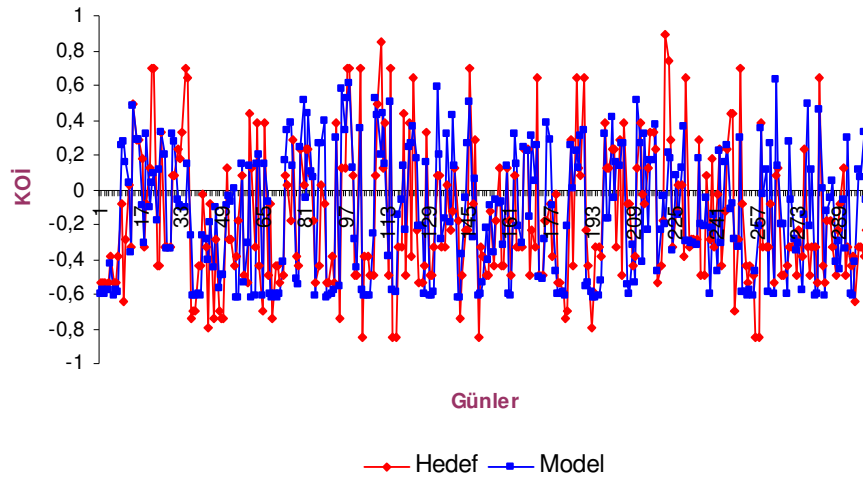


Şekil 4.20. Rastlantısal olarak dağıtılan veri seti ile elde edilen model çıktısı ($r^2 = 0.463$, MAPE=1.793).

Tesis verilerinin modele rastlantısal bir sırayla sunulmasının veri setinde bulunan mevsimsellik ve eğilimlerin model performansı üzerindeki olumsuz etkiyi azalttığı düşünülmektedir. Modelin hedefi, günlük atıksu verilerinden yararlanılarak o güne ait çıkış suyu KOİ değerini tahmin etmek olduğundan verinin model yapısına kronolojik sırayla verilme zorunluluğu da bulunmamaktadır. Bu nedenle, verinin rastlantısal olarak dağıtılması ileriki çalışmalarda da model performansının artırılması amacıyla tercih edilmiştir.

4.2.1.4. Uygulama 4

Rastlantı dönüşümünün model performansı üzerinde bir miktar iyileşme sağlanması, ancak bu performansın daha da artırılabilmesi amacıyla Uygulama 2'de gerçekleştirilen veri düzeltirmesinin tekrar uygulanması düşünülmüştür. Bu amaçla, her iki yöntem birlikte veri setine uygulanmıştır. Veri setindeki her bir parametre değeri için, öncesinde ve ardında bulunan ikişer verinin de dahil edilmesiyle 5 günlük yeni bir veri aralığı oluşturulmuştur. Parametre değerleri olarak bu veri aralığının medyan değerleri kullanılmıştır. Düzleştirilen veri seti, Uygulama 3'te geliştirilen yöntemle rastlantısal olarak dağıtılmıştır. Diğer uygulamalarda yapıldığı gibi yeni veri setiyle kalıp dosyaları oluşturulmuş ve en iyi model performansının yakalanabilmesi için değişik model alternatifleri denenmiştir. Farklı çevrim sayıları, aktivasyon fonksiyonları, öğrenme fonksiyonları ve değişkenlerinin denendiği alternatif model çalışmalarından elde edilen en iyi model performansı Şekil 4.21'de verilmiştir.



Şekil 4.21. Medyan ve rastlantı dönüşümleri uygulanan verilerle elde edilen model çıktısı ($r^2 = 0.525$, MAPE=1.382).

Model sonuçlarının, hedef değerleri daha iyi temsil ettiği, korelasyon değerinin 0.525'e yükseldiği, hata değerinin ise 1.382'ye düştüğü görülmüştür.

4.2.1.5. Uygulama 5

Uygulanan medyan ve rastlantı dönüşümüyle birlikte sonuçlarda görece bir iyileşme gözlenmesi, korelasyon değerini arttırmak ve hata miktarını düşürmek için rastlantısallık ve medyan dönüşümü uygulanmış veri seti üzerinden farklı alternatifler denenmesi fikrini doğurmuştur. Bu amaçla, dönüşümden geçmiş veri seti temel alınmış ve gerçekleştirilmesi düşünülen analizler ve dönüşümler bu veri setine uygulanmıştır.

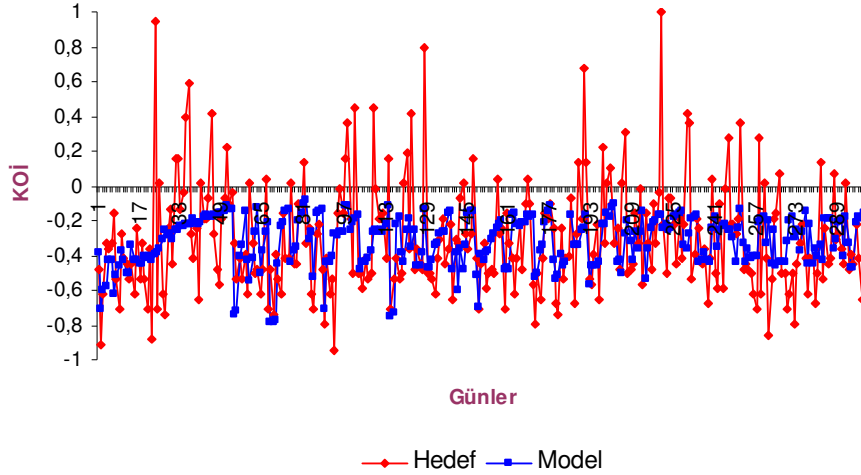
TBA, model giriş parametre sayısını azaltarak gürültünün neden olduğu olumsuzlukları da engelleyebilmektedir. Uygulama 1'de TBA ile başarılı sonuçlar elde edilememiş ancak, dönüşüm uygulanmış veri setinde analizin olumlu sonuçlar verebileceği düşünülmüştür. Bu nedenle, veri setinin dönüştürülmüş haline yeniden TBA uygulanmıştır. Analiz sonuçları Çizelge 4.8'de verilmiştir.

Çizelge 4.8. Medyan ve rastlantı dönüşümü yapılmış veri setinde uygulanan TBA değerleri.

Bileşen	Özdeğer	Açıklanan varyans (%)	Toplam açıklanan varyans (%)
1	3.175	45.362	45.362
2	1.554	22.201	67.562
3	0.821	11.725	79.288
4	0.727	10.383	89.670
5	0.355	5.076	94.747
6	0.246	3.510	98.257
7	0.122	1.743	100.000

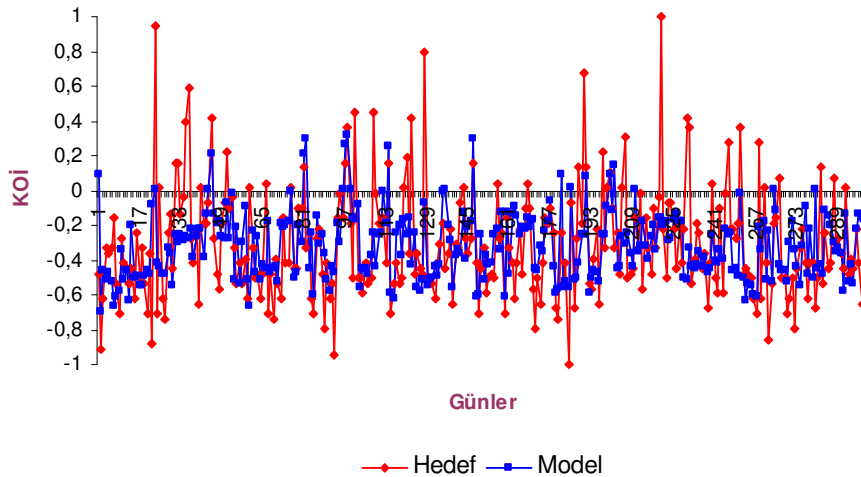
Özdeğeri 1'den büyük olan iki değişkenin bulunduğu ve bu değişkenlerden ilkinin toplam varyansın %45'ini, ikincisinin ise %22'sini olmak üzere toplam varyansın %67'sini açıkladığı görülmüştür. Üçüncü ve dördüncü değişkenler ise özdeğerleri 1'den düşük olmakla birlikte toplam varyansın sırasıyla %11'ini ve %10'unu açıklamaktadır. Bu sonuçlara göre iki ayrı model tipi geliştirilmiştir. Öncelikle özdeğeri 1'den fazla olan 2 bileşen seçilmiş ve oluşturulan yeni veri setiyle model çalışmaları gerçekleştirilmiştir (Şekil 4.22). En başarılı model performansında 0.367'lik korelasyon ve 1.811'lik hata değerleri hesaplanmıştır. TBA sonucu elde edilen iki bileşenli model

yapısının toplam varyansın %67'sini açıklamasından dolayı veri setinin yeterince temsil edilmediği düşünülmüştür.



Şekil 4.22.TBA ile elde edilen model çıktısı (2 bileşen, $r^2=0.367$, MAPE=1.811).

Veri setindeki bilginin daha iyi açıklanabilmesi amacıyla ikinci alternatif olarak özdeğeri 0.7'den büyük dört bileşen model giriş parametresi olarak seçilmiştir. Yeni oluşturulan veri setiyle model çalışmaları gerçekleştirilmiştir (Şekil 4.23).



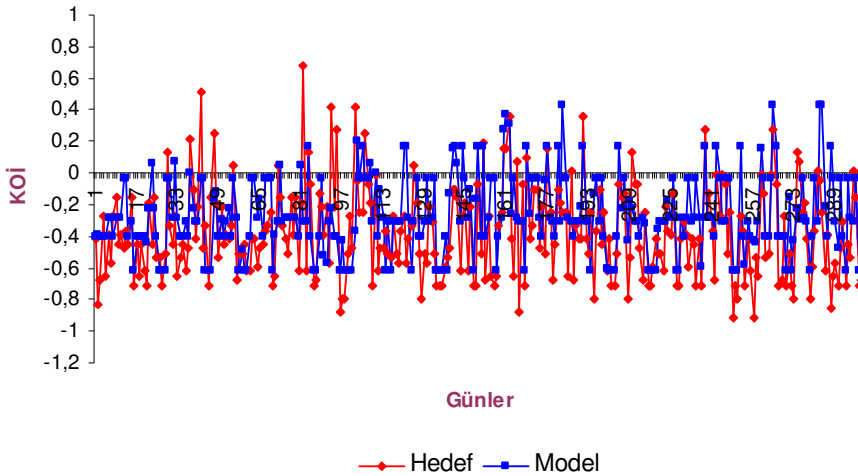
Şekil 4.23.TBA ile elde edilen model çıktısı (4 bileşen, $r^2=0.44$, MAPE=1.613).

2 bileşenli model yapısıyla karşılaştırıldığında korelasyon değerinin arttığı ($r^2=0.44$) ve hata değerinin (MAPE=1.613) düştüğü görülmüştür. Bu performans artışının, 4 bileşenli modelin, orijinal verinin daha fazla bir kısmını açıklamasından (açıklanan varyans %67'den %89'a çıkmıştır) kaynaklandığı düşünülmektedir. Her iki alternatifte

elde edilen sonuçlar dönüşüm uygulanmayan veri setine uygulanan TBA sonuçlarına göre daha başarılı olmuştur. Ancak TBA, sonuç olarak model performansını artırıcı bir etki göstermemiştir. Korelasyon değerleri düşük hesaplanırken sistemin verdiği hata değerleri yüksek çıkmıştır. Bu yüzden TBA'nin ileriki çalışmalarda kullanılmasının model performansını artırıcı bir etki yapmayacağı sonucuna varılarak analizin kullanımından vazgeçilmiştir.

4.2.1.6. Uygulama 6

TBA sonucunda model performansında istenen iyileşmenin sağlanamaması üzerine medyan ve rastlantı dönüşümü uygulanan veri setine tekrar dönülerek yeni alternatifler üzerinde durulmuştur. Tesis işletme verilerinin rastlantısal olarak dağıtılması verilerin ölçüldüğü gün bilgisini dolaylı olarak sistem dışında bırakmaktadır. Veri değerinin yılın hangi gününe ait olduğu bilgisini de sisteme katabilmek amacıyla gün verisi ilave bir giriş katmanı nöronu olarak modele eklenmiştir. Bu bilginin sisteme eklenmesi olumlu sonuçlar vermiş ve model performansında bir miktar daha iyileşme sağlandığı görülmüştür (Şekil 4.24). Yeni veri setiyle gerçekleştirilen model çalışmalarında korelasyon değeri 0.635'e çıkmış hata değeri ise 1.197'ye düşmüştür. Performansın artmasına karşın, uç noktalardaki tahminlerde başarılı sonuçlar alınamaması ile ilgili problem çözülememiştir.

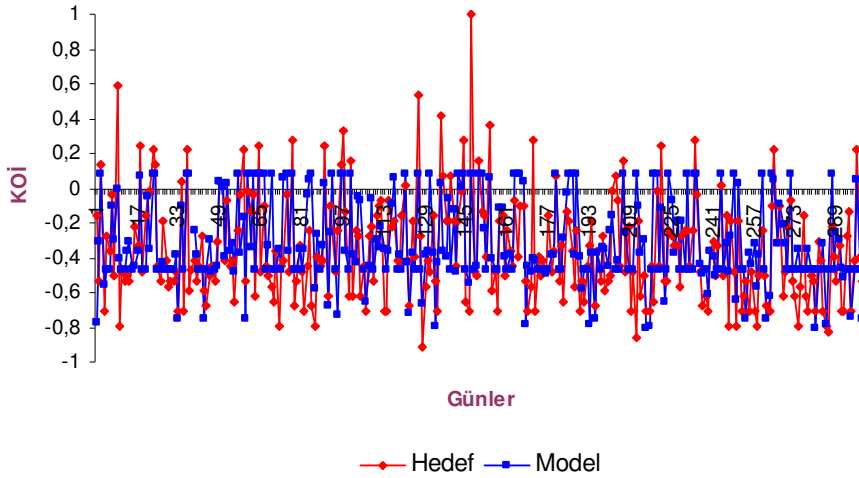


Şekil 4.24. Medyan ve rastlantı dönüşümüne gün verisinin eklenmesi sonucu elde edilen model çıktısı ($r^2=0.635$, MAPE=1.197).

4.2.1.7. Uygulama 7

Korelasyon değerlerini daha da yükseltebilmek amacıyla veri setinin düzgünleştirilmesi işleminde bazı değişiklikler yapılması düşünülmüştür. 5 günden oluşan veri aralığının sadece medyan değerinin hesaplanması özellikle sistemin uç noktalarında (maksimum ve minimuma yakın değerler) bulunan bilgilerde kayıp olmasına neden olmaktadır. Model tahminlerinde, bu noktalardaki değerlerde başarılı sonuçlar elde edilememesi de veri düzgünleştirme uygulamasında değişiklik yapma gereksinimini doğurmuştur. Bu nedenle, aralık değerinin hesaplanmasında medyanın yanısıra ortalama değerlerin de kullanılması ile yeni bir veri seti elde edilmiştir. Oluşturulan beş günlük veri aralıklarının medyan değeri ve ortalamasının aritmetik ortalaması alınarak her bir parametre için yeni değerler hesaplanmıştır. Bu uygulama sayesinde veri seti düzleştirilirken sistemin uç noktalarında bulunan değerlerin etkisinin artırılması düşünülmüştür. Yeni veri setiyle elde edilen en başarılı model performansı Şekil 4.25'te verilmiştir.

Uygulanan bu dönüşüm sayesinde bir önceki uygulamaya göre korelasyon değerinde %2'lik küçük bir iyileşme sağlanırken ($r^2=0.649$) hata değerinde %24'lük bir düşüş olmuştur (MAPE=0.905).

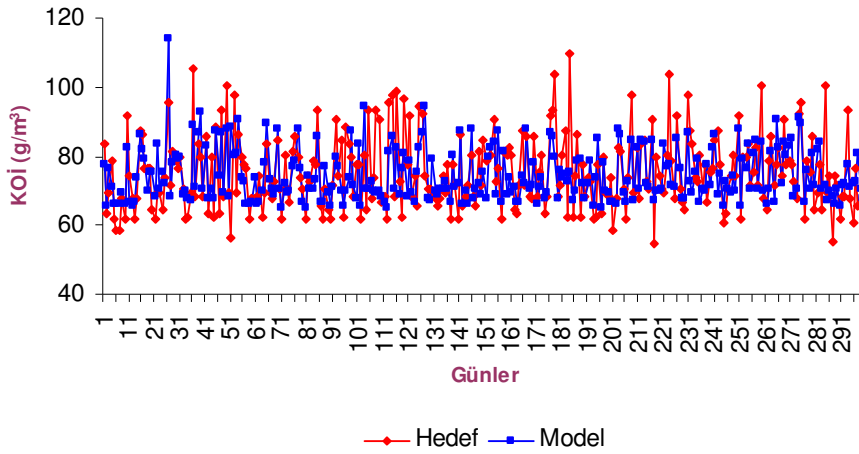


Şekil 4.25. Medyan+Ortalama ve rastlantı dönüşümüne gün verisinin eklenmesi sonucu model çıktısı ($r^2=0.649$, MAPE=0.905).

4.2.1.8. Uygulama 8

Veri setine uygulanan normalizasyon aralığı saklı katmanda kullanılan aktivasyon fonksiyonuna göre belirlenmektedir. YSA çalışmasının ikinci aşamasında saklı

katman için en sıklıkla kullanılan aktivasyon fonksiyonları tanjant hiperbolik ve logistic fonksiyonlardır. Fonksiyonların yapısı gereği ilk fonksiyonda [-1,1] normalizasyon aralığı seçilirken, ikinci fonksiyonda normalizasyon aralığı [0,1] olmaktadır. Aralığın uç noktaları için model, hata fonksiyonunu minimize ederken ağırlık güncellemeleri çok küçük olmakta ve bu durum da model çıktısında düz nokta öbekleri oluşturmaktadır (Maier and Dandy, 2000). Şekil 4.25'te verilen model tahminlerinde de maksimum ve minimum değerlerde birbirini takip eden düz nokta öbekleri görülmektedir. Maier and Dandy (2000), bu problemi aşabilmek amacıyla verinin aktivasyon fonksiyonu normalizasyon aralığının limitlerine normalize edilmemesi gerektiğini belirtmektedirler. Bu nedenle, modelde kullanılan Hurma AAT işletme verisinin normalizasyon işleminde, tanjant hiperbolik fonksiyonu için [-0.9 - 0.9], logistic fonksiyonu için [0.1-0.9] aralıkları uygulanmıştır. Medyan, ortalama ve rastlantı dönüşümleri uygulanan veri seti bu yeni aralığa normalize edilmiş ve farklı model parametreleri ile çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Elde edilen en başarılı model çalışması Şekil 4.26'da verilmiştir. Elde edilen KOİ değerleri gerçek ve model sonuçları için normalizasyon aralığından tekrar dönüştürülmüş ve yatay ekseninde KOİ değerleri g/m³ birimiyle verilmiştir.



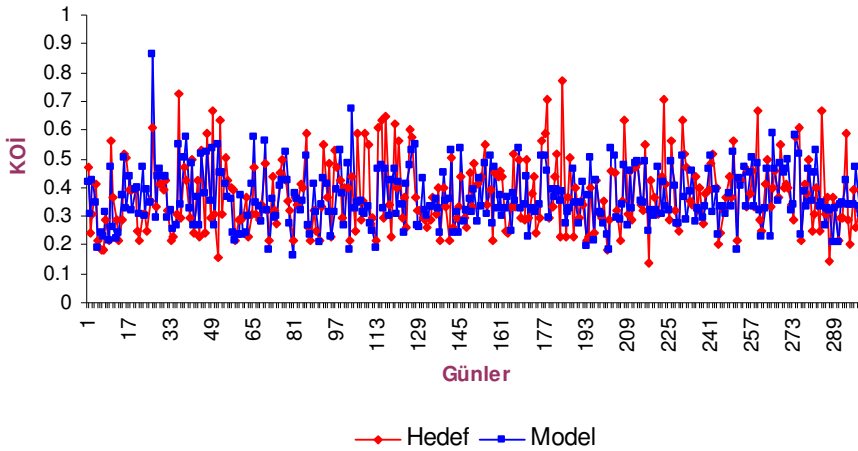
Şekil 4.26. Yeni normalizasyon aralığında model çıktısı ($r^2=0.697$, $MAPE=0.204$).

Bu çalışma sonucunda hesaplanan korelasyon ve hata değerleri sırasıyla $r^2=0.697$ ve $MAPE=0.204$ olmuştur. Bu sonuçlar, tüm YSA çalışmaları içinde elde edilen en başarılı model performansı olmuştur. Korelasyon değeri yaklaşık %70'e çıkarken, hata değeri ise daha önce elde edilen en düşük hata değerlerinden yaklaşık %80

daha az hesaplanmıştır. Düz nokta öbeklerine bu çalışmada rastlanmamıştır. Model, uç noktadaki değerlerin tamamı için başarılı tahminler gerçekleştiremese de önceki çalışmalara oranla daha fazla noktada hedef değerlere yaklaşabilmiştir.

4.2.1.9. Uygulama 9

Model çalışmasının özellikle sistemin uç noktalarında başarılı tahminlerde bulunamaması nedeniyle elde edilen en başarılı model konfigürasyonu kullanılarak model performansının artırılabilmesine yönelik çalışmalara devam edilmiştir. Bu amaçla öncelikle, modelin eğitiminde kullanılan veri setinde bulunan maksimum ve minimuma yakın değerlerin bu veri seti içerisindeki frekanslarının artırılması düşünülmüştür. Eğitim veri setindeki çıkış suyu KOİ konsantrasyonunun en yüksek ve en düşük değerlere sahip on günlük değerleri, diğer tüm giriş parametreleri ile yeni gün verileri olarak eğitim setine dahil edilmiştir. Bu değerler, farklı tekrar sayıları ile eklenerek modelin maksimum ve minimum noktadaki başarısının artırılması hedeflenmiştir. İki tekrarlı alternatiflerden başlanarak tekrar sayısı birer birer artırılmış ve beş tekrarlı veri setine kadar model çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Elde edilen yeni eğitim verileri ile model alternatifleri denenmiş ve en iyi model performansına ulaşılmaya çalışılmıştır. En başarılı model performansları iki tekrarlı eğitim veri setleriyle gerçekleştirilen çalışmalarda elde edilmiştir (Şekil 4.27).



Şekil 4.27. Frekans arttırımı ile elde edilen en başarılı model çalışması ($r^2=0.613$, MAPE=0.213).

Model, çıkış suyu KOİ değerini 0.613 korelasyon ve 0.213 hata değeriyle hesaplamıştır. Ancak, Bölüm 4.2.1.8'de tartışılan 8 numaralı uygulamada gözlenen

model performansı, frekans arttırımı ile elde edilen performanstan daha başarılı olmuştur.

Frekans arttırımının model performansında artış sağlamadığı düşünülmektedir. En yüksek ve en düşük değerlerin tekrarlanma sayısının artması ile model performansının daha da düştüğü gözlenmiştir. Farklı tekrarlanma sayıları ile elde edilen model sonuçları Çizelge 4.9'da verilmiştir.

Çizelge 4.9. Frekans arttırımında farklı tekrar sayıları için model performansları.

Tekrar sayısı	r^2	MAPE
2	0.613	0.213
3	0.585	0.227
4	0.441	0.239
5	-0.06	0.557

Çizelge 4.9'dan da görülebileceği gibi tekrar sayısı arttıkça model performansı düşmektedir. Beş tekrarın yapıldığı model alternatiflerinde elde edilen -0.06 'lık korelasyon ve 0.557 'lik hata değerleri modelin tamamı ile genelleme yeteneğinden uzaklaştığını göstermektedir. Aynı bilginin sürekli olarak eğitim aşamasında modele sunulması YSA modelinin "öğrenme" yerine ezberlemeye yöneldiğini ve bu nedenle de yeni sunulan test verisini tahmin etmede başarılı olamadığını göstermektedir. Beş tekrarlı model eğitiminde elde edilen çok yüksek korelasyon ($r^2=0.975$) değeri de bu durumun bir göstergesidir.

4.2.1.10. Uygulama 10

Bölüm 4.2.1.6'da değinildiği gibi gün verisinin eklenmesi model performansını arttırmıştır. Veri setinin rastlantısal olarak dağıtılıyor olması ve Hurma AAT'nde gözlenen uzun hidrolik bekletme süreleri nedeniyle günlük çıkış suyu KOİ tahmini yapan model yapısına önceki günlerin bilgisinin de eklenmesi düşünülmüştür. Bu amaçla çıkış suyu KOİ değeriyle en yüksek korelasyon değerlerine sahip giriş suyu KOİ değeri, tesiste tüketilen enerji miktarı ve atıksu debisi ilave nöronlar olarak modele eklenmiştir (Bkz. Çizelge 3.8). Tahminin yapılacağı günden (t) başlanarak sırasıyla bir (t-1), iki (t-2) ve üç gün (t-3) öncesine ait bu üç değişkene ait veriler yeni nöron(lar) olarak sisteme dahil edilmiştir. Model yapısının oluşturulmasında, giriş suyu KOİ değeri, tesiste tüketilen enerji miktarı ve atıksu debisinin tüm

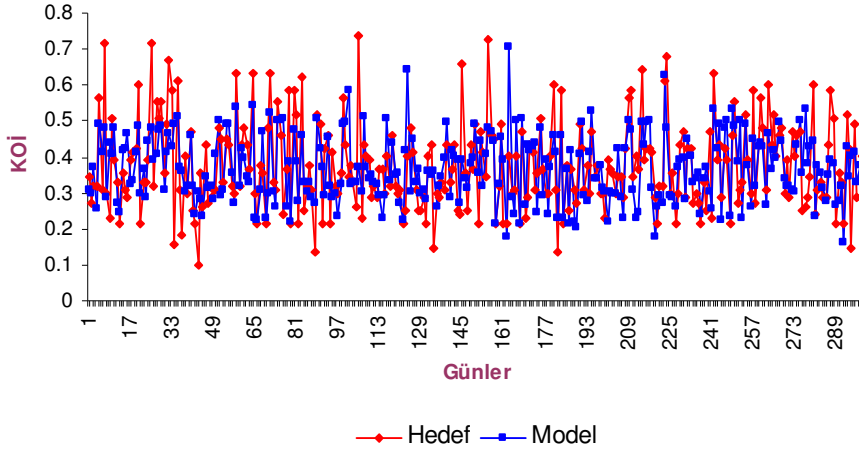
kombinasyonları test edilmiştir. Örnek olarak, ilave 2 nöronun kullanıldığı model çalışmalarındaki kombinasyonlar Çizelge 4.10'daki gibi verilebilir.

Çizelge 4.10. İki ilave nöron bulunan model yapılarında kullanılan atıksu değişkenleri.

Model No	K(t-1)	K(t-2)	E(t-1)	E(t-2)	D(t-1)	D(t-2)
1	+	+				
2			+	+		
3					+	+
4	+		+			
5	+				+	
6			+		+	

K: Giriş suyu KOİ değeri, E: Tesiste tüketilen enerji miktarı, D: Atıksu debisi

Geçmiş günlere ait verilerin ilave nöron olarak sisteme eklendiği çalışmalar sonucunda en başarılı model performansı, atıksu debisi ve giriş suyu KOİ değerlerinin iki ilave nöronla temsil edildiği model yapılarında elde edilmiştir. Farklı model topolojileri ve değişkenleriyle gerçekleştirilen çalışmalar sonucunda korelasyon değeri 0.608 ve hata değeri 0.225 olarak hesaplanmıştır (Şekil 4.28).



Şekil 4.28. Geçmiş günlere ait verilerin sisteme dahil edilmesi sonucu elde edilen en başarılı model çalışması.

Sonuç olarak, veri setinde bulunan en yüksek ve en düşük değerlerin frekanslarının artırılarak modelin bu noktalarda daha iyi öğrenmesini amaçlayan ve geçmiş günlere ait verilerin sisteme eklenmesiyle parametreler arası ilişkilerde kronolojik bilginin yeniden model yapısına dahil edildiği yöntemler, model performansını artırıcı bir etkide bulunmamışlardır. Tez çalışması sonucunda YSA ile çıkış suyu KOİ değerinin tahmin edildiği en başarılı model performansının, veri setinin düzgünleştirildiği, gün

bilgisinin dahil edildiği, verinin normalizasyon aralığının uç noktalarına normalize edilmediği ve verinin rastlantısal olarak dağıtıldığı uygulamada elde edildiği görülmüştür.

4.2.2. YSA sonuçlarının değerlendirilmesi

YSA modelleme yaklaşımı ile Hurma AAT çıkış suyu KOİ değerinin kestirilmeye çalışıldığı bu bölümde eldeki veri setinden maksimum performansın elde edilebileceği alternatifler üzerinde durulmuştur. Uygulanan farklı analizler ve dönüşümler sonucu, birçok model alternatifinin de denenmesi ile tesis işletme değerleri ile model çıktıları arasında %70'e varan bir korelasyon değeri ile birlikte 0.204 gibi düşük bir hata değeri elde edilmiştir.

Literatürde çevre mühendisliği alanında YSA kullanılan çalışmalar model performanslarını farklı şekillerde ifade etmektedirler. Bu amaçla, korelasyon katsayıları, hata değerleri ve grafiksel yaklaşımlar kullanılmaktadır. Hata değerlerinin kullanıldığı çalışmaların bir kısmında kök ortalama kare hatası (RMSE) ve ortalama karesel hata (MSE) gibi hesaplanan değerlerin, model verisinin mertebesine doğrudan bağlı olduğu yaklaşımlar kullanılmıştır. Bu durumda modelin kendi içerisindeki başarı kriteri olarak kullanılabilir olan hata değerleri farklı model yaklaşımları arasında karşılaştırma yapma olasılığını ortadan kaldırmaktadır. Bowden et al. (2005b), Maier and Dandy (1998b), Du et al. (1996), Danh et al. (1999)'ın çalışmaları bu tip çalışmalara örnek olarak verilebilir. Ayrıca, elde edilen model sonuçlarını sadece grafiksel olarak değerlendiren çalışmalara da rastlanmaktadır (Valentin et al., 1999).

Hamed et al. (2004) Kahire (Mısır) AAT çıkış suyu BOİ ve AKM değerlerinin YSA ile tahminine yönelik çalışmalarında, BOİ için 0.665 ve AKM için 0.542 korelasyon değerlerine ulaşmışlardır. Hata değerleri MAPE olarak hesaplamış ve tüm model alternatifleri için 0.13-0.17 aralığında hata değerleri elde edilmiştir. Araştırmacılar, bu hata değerlerinin çok düşük olduğunu belirtmektedirler. Häck and Köhne (1996), Siegen'de (Almanya) bulunan küçük ölçekli AAT'ni (12000 eşdeğer nüfus) YSA ile modellemişlerdir. Model çıktı parametreleri olarak giriş KOİ ve NH₄ değerleri ile havalandırma havuzu NH₄ ve NO₃ değerleri seçilmiştir. Model sonucunda, giriş KOİ değeri 0.92 korelasyon ve 0.064 bağıl hata, giriş NH₄ değeri 0.91 korelasyon ve

0.098 bağıl hata, havalandırma havuzu NH₄ değeri 0.91 korelasyon ve 0.16 bağıl hata, havalandırma havuzu NO₃ değeri ise 0.82 korelasyon ve 0.27 bağıl hata ile tahmin edilmiştir. Çalışmada hesaplanan bağıl hata değeri MAPE değerinin hesaplanması ile benzerlikler göstermektedir. Model performansının yüksek olmasında modellenen tesisin küçük olmasının önemli bir payı olduğu düşünülmektedir. Ancak, çalışmada veri setinin dağılımı hakkında bilgi verilmemiştir. Hamoda et al. (1999) büyük ölçekli Ardiya (Kuveyt) AAT'nde tek saklı katmanı bulunan YSA ile ikincil arıtım sonunda toplam askıda katı madde değerini 0.71, BOİ değerini 0.65; üçüncül arıtım sonunda toplam askıda katı madde değerini 0.72, BOİ değerini 0.74 korelasyon değerleriyle tahmin etmişlerdir. İki saklı katman kullandıkları model çalışmalarında ise daha başarısız sonuçlar elde etmişlerdir. Elde ettikleri korelasyon değerleri sırasıyla 0.46, 0.67, 0.69 ve 0.63 olarak belirtilmiştir. Tüm çalışmada verilen korelasyon değerleri "r" olarak hesaplanmıştır. Bu değer yerine çoğu çalışmada kullanılan "r²" değeri hesaplandığı takdirde çalışmada sunulan değerlerin daha düşük olacağı açıktır. YSA yaklaşımının kullanıldığı bir diğer çalışmada, hem teorik bir AAT verisi hem de iki farklı gerçek AAT verisi kullanılmıştır (Moral, 2004). Bu çalışma sonucunda, teorik tesis verileri ile 0.98 gibi çok yüksek korelasyon katsayısı elde edilmiştir. Ancak, gerçek tesis verilerinin kullanıldığı İskenderun ve Ankara AAT'lerinin modellenmesinde sırasıyla 0.795 ve 0.688 korelasyon değerlerine ulaşılmıştır. El-Din and Smith (2002), yağışlı günlerde atıksu arıtma tesisine gelen atıksu miktarını 0.80-0.90 korelasyon aralığında tahmin etmişlerdir.

Atıksu arıtma tesislerinin YSA ile modellenmesi dışında da model çalışmalarına rastlamak mümkündür. Pankaj Singh and Deo (2006), akarsu debisini tahmin ettikleri çalışmalarında geri beslemeli ağlar ile yılın farklı zamanları için 0.50-0.86 aralığında korelasyon katsayıları elde etmişlerdir. Generalized regression neural network (GRNN) yöntemi ile 0.18-0.80 aralığında, adaptive neuro-fuzzy inference systems (ANFIS) ile de 0.50-0.85 aralığında korelasyon değerleri elde etmişlerdir. Düşük korelasyon değerleri Muson dönemi için gerçekleştirilen model çalışmalarında hesaplanmıştır. Bu durum, sistem yapısının dinamik, dolayısıyla da modele beslenen verinin değişken olduğu durumlarda korelasyon değerlerinin daha düşük hesaplandığını düşündürmektedir. Chai and Andrews (1998), su arıtımında bulanıklık

değerinin tahmini için gerçekleştirdikleri YSA çalışmalarında 0.90 korelasyon değeri elde etmişlerdir. Su arıtım prosesindeki bulanıklığın YSA ile modellendiği bir başka çalışmada ise 0.88 korelasyon değerine ulaşılmıştır (Baxter et al., 2002). Araştırmacılar bu sonuca 80 günlük bir veri setiyle ulaşırken, yüksek korelasyon elde etmelerinin en büyük nedeni olarak tesiste işlenen ham suyun özellikleri ve prosesin oldukça yatışkın özellikler göstermiş olmasını belirtmektedirler. Zhang and Stanley (1997), Kuzey Saskatchewan Nehri (Kanada) su kalitesi parametrelerinden akarsuyun renginin tayini amacıyla YSA model çalışması gerçekleştirmişler ve farklı yaklaşımlarla 0.90 mertebesinde yüksek korelasyonlar elde etmişlerdir. Loire Nehri (Fransa) pH değeri için gerçekleştirilen YSA çalışmasında debi ve günlük ışıma miktarı giriş parametreleri olarak kullanılmış ve 0.86'lık maksimum korelasyon değeri elde edilmiştir (Moatar et al., 1999).

Boger and Weber (2000), mühendislik dışı bir YSA uygulaması olan ve televizyon izlenme oranlarıyla ilgili çalışmalarında farklı YSA model yaklaşımlarıyla 0.67-0.74 aralığında korelasyon 0.19-0.21 aralığında da MAPE hata değerleri elde etmişlerdir.

Tüm bu çalışmalarla birlikte tez kapsamında gerçekleştirilen YSA modeli değerlendirildiğinde, YSA model performansının, sistemin yapısı, dolayısıyla da sistemden elde edilen veri setinin özellikleri ile doğrudan ilgili olduğu söylenebilir. Yüksek korelasyon değerlerinin genellikle, problemin karmaşık olmadığı, eldeki veri setinin büyük salınımlar göstermediği durumlarda (yatışkın özellikler taşıyan sistem verileri ile), hata ve gürültü barındırmayan veri setlerinin varlığında elde edildiği görülmüştür. Sistem yapısının karmaşıklaşması durumunda ya da sistem girdilerinde büyük değişiklikler gözlemlendiğinde aynı başarıyı elde etmenin zorlaştığı sonucuna varılabilir. Atıksu arıtma tesislerinin bu anlamda karışık sistemler olması, tez çalışmasında oluşturulan model anlayışının bu tip sistemlerde yüksek performanslı model yapıları oluşturmak açısından oldukça önemli olduğu düşünülmektedir.

5. SONUÇLAR

Tez çalışmasında elde edilen sonuçlar aşağıdaki gibi özetlenebilir:

- Hurma AAT'nin işletme verilerinin kullanılarak aktif çamur modeli ASM2 ve yapay sinir ağı yaklaşımı ile gerçekleştirilen model yapısıyla modellenmesinde karşılaşılan bir takım sorunlara karşın başarılı olunmuştur.
- ASM2 için seçilen AQUASIM programı ve yapay sinir ağı için seçilen SNNS programı her iki model çalışması için kullanımı kolay ve başarılı platformlardır.
- Tez çalışmasının önemli özelliklerinden biri, her iki model yaklaşımında da günlük tesis işletme verilerinin kullanılmış olmasıdır.
- ASM2 ile Hurma AAT'nin öncelikle fiziksel yapısı modellenmiş, ilgili değişkenler ve prosesler tanımlanmıştır. Hidrolik modelin başarılı bir şekilde çalıştığı ve tesiste gerçekleşen proseslerin büyük oranda benzetiminin yapıldığı görülmüştür.
- Yapılan saha ölçümleri sonucunda havalandırma havuzunun toplam hacminin %73'ünün nitrifikasyon, %27'sinin ise denitrifikasyon hacmi olarak tanımlanabileceği görülmüştür. Piston akımlı karuzel tipi havalandırma havuzu, her biri 6225 m³ olan iki anoksik ve yine her biri 11230m³ olan üç aerobik olmak üzere toplam beş seri bağlı tam karışımli reaktörle modellenmiştir.
- Havalandırma havuzu çözünmüş oksijen konsantrasyonu ASM2 tarafından 1.87 g/m³ olarak hesaplanmıştır. Saha ölçümlerinden elde edilen ortalama değer 2.1 g/m³'tür.
- ASM2, çıkış suyu parametrelerinden toplam azot, toplam fosfor ve kimyasal oksijen ihtiyacı değerlerini sırasıyla 0.56, 0.38 ve 0.41 korelasyon değerleri ile tahmin etmiştir. Havalandırma havuzu MLSS değeri ise 0.28 korelasyon değeri ile modellenmiştir.
- Korelasyon değerlerinin düşük olması, günlük değerlerin büyük bir doğrulukla kestirilememesinden kaynaklanmaktadır. Ancak, tüm değişkenler için ASM2 zaman içindeki eğilimleri modelleyebilmiştir.

- YSA model çalışması sonucu tesis çıkış suyu kimyasal oksijen değeri %70'e varan bir korelasyonla tahmin edilebilmiştir.
- YSA çalışması için en önemli kriterlerin, veri analizi, kullanılacak giriş katmanı parametrelerinin belirlenmesi, saklı katman ve her katmanda kullanılacak nöron sayısının belirlenmesi ve amaca yönelik uygun model değişkenlerine karar verilmesi olduğu düşünülmektedir.
- Model çalışması öncesi kullanılacak olan veri setinin mutlaka detaylı bir şekilde analiz edilmesi ve güvenilir olmayan verinin kullanılmaması gerekmektedir.
- Model performansında herhangi bir iyileşme sağlamayan parametreler giriş katmanı parametresi olarak seçilmemelidir. Seçim, titizlikle gerçekleştirilmeli ve sistem hakkındaki bilgiler mutlaka dikkate alınmalıdır.
- Tek saklı katman uygulamaları genellikle daha iyi model performansları vermiştir. İki saklı katman kullanımı modeli karmaşıktırırken model performansında herhangi bir iyileşme gözlenmemiştir.
- Saklı katmanda bulunan nöron sayısı tamamen probleme özgü bir değişken olmakla birlikte, bu çalışmada 4,5 ve 6 nöronlu katmanlar en iyi model performanslarını vermişlerdir.
- Tez çalışmasında kullanılan geri beslemeli öğrenme fonksiyonu ve bu fonksiyonun modifikasyonları içinde en hızlı ve en başarılı sonuçları Rprop fonksiyonu vermiştir.
- Giriş katmanı ve saklı katman için kullanılan logistic ve tanjant hiperbolik aktivasyon fonksiyonları ile en iyi model sonuçları sağlanmıştır. Çıkış katmanı için ise doğrusal aktivasyon fonksiyonu kullanılmıştır.
- En başarılı model performansları 10000-20000 arasındaki çevrim sayıları ile elde edilmiştir.
- Model performansının artırılması için veri setinde gerçekleştirilen sayısal düzenlemeler etkili olmuştur. Bu düzenlemeler sonucunda model performansı iki katına yakın arttırılabilmektedir.

- Veri setinde bulunan gürültü, daha yüksek korelasyonlar ve daha düşük hata değerleri elde edilmesini engellemektedir.
- Çıkış suyu KOİ değerinin hesaplanmasındaki model performansları dikkate alındığında, YSA'nın ASM2'ye göre daha başarılı olduğu gözlenmektedir.

Bu sonuçların ışığında genel olarak aşağıdaki değerlendirmeler yapılabilir:

- Sistemin karmaşık yapısından dolayı atıksu arıtma tesisi modellemesi birçok zorluk içermektedir. Ancak, varolan sistemleri daha iyi anlayabilmek ya da geliştirmek, yeni kurulacak tesisleri daha iyi tasarlayabilmek ve etkileşim içinde oldukları çevresel kalite koşullarına mümkün olan en az etkiyi yapmalarını sağlamak amaçlarıyla model çalışmaları oldukça önemlidir.

- Literatürde klasik anlamda birçok aktif çamur modelleme yöntemleri ve uygulamaları bulunmaktadır. Bu tür modellerle birçok başarılı çalışma yapılmış olsa da modellerin kullanımı ve gerçek tesislerde uygulanması zorlu ve uzun bir süreçtir. Modelin gerçekliği yansıtabilmesi yapılan kabullerin hassasiyetine bağlıdır. Ayrıca, kabul sayısı arttıkça model gerçeklikten uzaklaşmakta, az sayıdaki kabul ise modelin kullanılabilirliğini önemli oranda kısıtlamakta ya da zorlaştırmaktadır.

- Kavramsal olarak başarılı bir aktif çamur modeli, özellikle de bu alanda genel kabul görmüş ASM yaklaşımı için çok sayıda değişkenin hesaplanması, ölçülmesi ya da tahmin edilmesi gerekmektedir.

- Aktif çamur modelinin başarısı, kavramsal olarak doğru yapılandırılmış model yapısına doğru bir kalibrasyon aşamasının uygulanmasına bağlıdır. Bu süreç ise, konu hakkında detaylı bilgi ve tecrübe gerektiren bir işlemdir. Kalibrasyon aşamasında, model çıktılarının tesis verileri ile birebir uyumlu olmasını sağlamaya çalışmak, modelin gerçekliği doğru yansıtmasına neden olabilmektedir. Bu yüzden kalibrasyon, detaylı ve zorlu bir aşamadır.

- ASM model yaklaşımı, tüm boyutlarıyla kalibrasyonu gerçekleştirildiğinde çok zahmetli ve maliyetli bir modelleme tekniğidir. Düşük kalibrasyon derecelerinde elde edilen sonuçlar ise tatminkar değildir. Özellikle KOİ ayrımı, sonuç üzerinde büyük

etkisi olan bir işlemdir. Farklı KOİ parçalanma yüzdeleri farklı model sonuçlarının elde edilmesine neden olabilmektedir.

- Aktif çamur modelleme sürecinde yukarıda değinilen zorluklar farklı model yaklaşımlarının alternatif olarak dikkate alınmasına neden olmuştur. Bu alternatifler içinde son yıllarda birçok çevre mühendisliği uygulamasında yoğun bir şekilde kullanılan yapay sinir ağı yaklaşımı bulunmaktadır. Yapay sinir ağı, yapısı gereğince atıksu arıtma sistemlerinde karşılaşılan karmaşık, doğrusal olmayan ve dinamik ilişkileri açıklamakta başarılı olabilmektedir.

- YSA'nın esnek yapısı, model kullanıcılarına ilgili konunun temelindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik ilişkileri bilmek ve yorumlamak zorunluluğu getirmemektedir. Tersine, sistem geçmiş tesis verilerinden yola çıkarak tesis değişkenleri arasında bir tür kapalı kutu ilişkisi kurmaktadır. Ulaşılmaya çalışılan değişken ya da değişkenler için parametreler arası bu ilişki kullanılmakta ve sistemin temelinde yatan mekanizmalar belirleyici olmamaktadır. Ancak, YSA model yaklaşımı, bir taraftan verilerin girdiği, diğer taraftan da anlamlı sonuçların çıktığı bir makine olarak düşünülmemelidir. Başarılı model sonuçları ancak doğru model yapısı, model girdileri, öğrenme fonksiyonları gibi birçok model değişkeninin optimum kombinasyonu ile elde edilebilmektedir.

- Uygun model bileşenlerinin kullanılması durumunda YSA ile, kinetik model yaklaşımı kadar ve hatta daha başarılı sonuçlar elde edilebildiği görülmüştür. İki model yaklaşımının kullanım alanları farklılıklar gösterse de YSA'nın literatürde genel kabul gören ASM yaklaşımı kadar iyi sonuçlar vermesi bu yöntemin ileriki çalışmalar için bir alternatif olabileceği düşüncesini kuvvetlendirmektedir.

- Özellikle YSA model çalışması ile YSA model yaklaşımının tüm basamakları, olası işlemleri ve sonuç değerlendirme kriter ve şartları bir yapı altında toplanmıştır. Yazılan programlar aracılığıyla ham veriden model sonucuna kadar varan süreç hızlı, güvenilir ve her türlü esnekliği sağlayacak şekilde gerçekleştirilebilmektedir. Bu nedenle, tez kapsamında gerçekleştirilen YSA çalışması benzer çalışmalarda kullanılabilecek sistematik bir model anlayışı geliştirerek ileride gerçekleştirilecek çalışmalar için bir zemin oluşturmaktadır. YSA'nın kinetik modelleme yöntemiyle karşılaştırmalı performansı, böyle bir olasılığın yüksek olduğunu göstermektedir.

- Geliştirilen YSA model yapısı, sadece aktif çamur prosesi model çalışmaları için değil, çevre mühendisliği alanında gerçekleştirilecek veriye dayalı her türlü çalışmada kullanılabilecek durumdadır.
- Karakutu modellerin oluşturulması için harcanan zamanın diğer tip modellere göre oldukça az olması bu modeller açısından önemli bir avantaj sağlamaktadır.
- Yapay sinir ağları yöntemi, modellenen sistemin iç yapısının bilinme zorunluluğu olmaması ve modelleme aşamasının daha esnek olması gibi sebeplerden dolayı daha kolay kullanımı olan bir modelleme yaklaşımdır. Ancak, bu yöntemin kullanılabilmesi için sisteme ait geçmiş verilerin bulunması gerekmektedir. Bu nedenle yapay sinir ağları yöntemi, tasarım amaçlı kullanılamamaktadır.
- Modeller tesislerin çalıştırılması aşamasında operatörlere ya da izleme sistemlerine gerekli tedbirlerin alınması konusunda yardımcı olarak sistemin optimum şartlarda çalışmasına; proses, sensör ya da işletim hatalarını belirleyerek kazaların ya da sorunların oluşmasını önlemeye yardımcı olabilirler.

Tez çalışması kapsamında gerçekleştirilen çalışmaların sonucunda tesis verilerine uygulanan her iki modelleme yaklaşımının üstünlük ve zayıflıkları Çizelge 5.1'de verilmiştir.

Çizelge 5.1. ASM ve YSA model yaklaşımlarının karşılaştırılması.

	ASM	YSA
Üstünlük	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sisteminin tümünü açıklayabiliyor. ▪ Sistem değişkenleri arasındaki ilişkileri belirlemek ve anlamak daha kolay. ▪ Kullanım alanları daha geniş. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sistemin iç yapısının bilinmesi gerekmiyor. ▪ Geçmiş verilerden öğrendiği için gerçekliğe kavramsal bir modelden daha yakın. ▪ Öğrenme aşaması sürekli, değişiklikler karşısında daha esnek.
Zayıflık	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Model değişkenlerini belirlemek zahmetli, uzun, pahalı ve zor. ▪ Sistem ve modelleme hakkında bilgi ve deneyim gerektiriyor. ▪ Çok sayıda kısıtlama ve kabul içeriyor. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Geçmiş işletme verilerine ihtiyaç var, yeni sistemler için uygun değil. ▪ Kinetik modele göre daha fazla miktarda tesise özgü.

Atıksu arıtma tesislerinin işletme parametreleri arasında oldukça kuvvetli bir doğrusal olmayan ilişki vardır. Halen, arıtma tesislerinin dinamik yapısını gerçek anlamda dolaysız olarak ölçümleme konusunda ciddi kısıtlamalar bulunmaktadır (Hong and Bhamidimarri, 2003). Bu durum özellikle optimizasyon, kontrol ve analiz gibi konularda esnek ve kullanımı yeni açılımlar getirebilecek çalışmaların önemini daha da arttırmaktadır. Tez kapsamındaki bu çalışma da, AAT'lerinin gerçek işletme verilerinin giriş parametreleri olarak kullanıldığı böyle bir sistemin kurulmasının yollarını araştırmıştır.

Sonuç olarak, büyük ölçekli atıksu arıtma tesisi işletme parametrelerinin, oluşturulan model aracılığıyla kestirilebildiği görülmektedir. YSA genel olarak tasarım ya da denetleme amaçlı kullanılmamaktadır (Delft Hydroinformatics, 2000). Bu durumda hedef çok yüksek korelasyon değerleri elde etmek değildir. YSA'nın imkanları ve üstünlükleri üzerinden yeni sistemler yaratılabileceği düşünülmektedir. Tibshirani (1994) model çalışmaları için şu önermeyi yapmıştır: "Çoğu zaman gerçek bir probleme yaklaşık bir sonuç bulmak çok basitleştirilmiş kesin bir sonuç elde etmekten daha iyidir".

6. ÖNERİLER

Tez kapsamında gerçekleştirilen model çalışmalarının daha da geliştirilebilmesi ve farklı alanlara uygulanabilmesi için yapılabilecek bazı işlemler aşağıdaki gibi sıralanabilir:

- Aktif çamur modeli (ASM2) performansını arttırmak amacıyla kinetik parametrelerin ve KOİ ayırımının hassas bir şekilde belirlenebilmesi amaçlarıyla pilot ölçekli laboratuvar çalışmaları gerçekleştirilebilir.
- YSA modelleme yöntemiyle, aktif çamur modeli için gerekli olan kinetik parametrelerin ve KOİ ayırımının belirlenmesine çalışılabilir. Bu sayede, YSA yönteminin esnek yapısı aktif çamur modelinin zorluklarının aşılmasında bir araç olarak kullanılabilir.
- Veri setinde bulunan gürültü model performansını olumsuz etkilemektedir. Bu etkiyi giderebilmek ya da minimize edebilmek için daha detaylı gürültü analizleri gerçekleştirilebilir. Veri setindeki gürültünün azaltılması hem kinetik hem de YSA modelleme yöntemlerinde daha başarılı sonuçların alınmasını sağlayacaktır.
- YSA yönteminin üstünlüklerinden biri olan kural çıkarımı üzerinde çalışmalar gerçekleştirilebilir. Sistem içi ilişkilerden yararlanılarak gerçekleştirilebilen kural çıkarımı, aktif çamur prosesi hakkında yeni ve farklı bilgilerin oluşturulmasına yardımcı olabilir.
- YSA modelinin görece başarısız olduğu noktalar, değerlerin maksimum ve minimuma yakın olduğu noktalardır. Bu noktalarda modelin daha iyi çalışmasının yolları aranarak model performansının daha da iyileşmesi sağlanabilir.

KAYNAKLAR DİZİNİ

- Abraham, A., Philip, N.S. and Joseph, B., 2001, Will We Have a Wet Summer? Soft Computing Methods for Long-term Rainfall Forecasting (ESM 2001), 15th European Simulation Multiconference, Prague.
- Aguilera, P.A., Frenich, A.G., Torres, J.A., Castro, H., Martinez Vidal, J.L. and Canton, M., 2001, Application of the kohonen neural network in coastal water management: methodological development for the assessment and prediction of water quality, *Water Research*, 35(17), 4053-4062.
- Akın, B.S., 2002, Ardışık Kesikli Reaktör Sisteminde Aşırı Biyolojik Fosfor Gideriminin İncelenmesi, Doktora Tezi, Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 166 s.
- Amari, S.I., Murata, N., Müller, K.R., Finke, M. and Yang, H.H., 1997, Asymptotic statistical theory of over-training and cross-validation, *IEEE Transactions on Neural Networks*, 8(5), 985-996.
- ASAT, 2002, Antalya Büyükşehir Belediyesi Su ve Atıksu İdaresi Genel Müdürlüğü, Antalya Su Temini ve Atık Projesi Hurma Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi İşletme ve Bakım Talimatnamesi, Cilt I.
- Barnett, M.W. and Andrews, J.F., Expert systems for anaerobic digestion process operation, *J.Env. Eng., ASCE*, 118(6), 949-963.
- Bateni, S.M., Borghei, S.M. and Jeng, D.-S., 2007, Neural network and neuro-fuzzy assessments for scour depth around bridge piers, *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 20(3), 401-414.
- Baxter, C.W., Stanley, S.J., Zhang, Q. and Smith, D.W., 2002, Developing artificial neural network models of water treatment processes: A guide for utilities, *Journal of Environmental Engineering Science*, 1, 201-211.
- Bebis, G. and Georgiopoulos, M., 1994, Feed-forward neural networks: Why network size is so important, *IEEE Potentials*, October/November, 27-31.
- Belanche, L.A., Valdes, J.J., Comas, J., Roda, I.R. and Poch, M., 1999, Towards a model of input-output behaviour of wastewater treatment plants using soft computing techniques, *Environmental Modelling & Software*, 14, 409-419.
- Bjerre, H.L., Hvitved-Jacobsen, T., Teichgraber, B. and te Heesen, D., 1995, Experimental procedures characterizing transformations of wastewater organic matter in the Emscher River, Germany, *Wat. Sci. Tech.*, 31(7), 201-212.
- Boger, Z. and Weber, R., 2000 , Finding an optimal artificial artificial neural network topology in real life modeling - Two approaches, Second International ICSC Symposium on Neural Computation May 23 - 26, Technical University of Berlin, Germany.

- Boger, Z., 1992, Application of reduced neural networks to water and wastewater treatment plant operation, *Water and Wastewater Treatment Instrumentation*, ISA Transactions, 31(1), 25-33.
- Bonnisone, P.P., 1997, Adaptive Neural Fuzzy Inference Systems (ANFIS): Analysis and Applications, <http://www.rpi.edu/~bonisp/fuzzy-course/99/L9/ANFIS.pdf>.
- Bowden, G.J., Dandy, G.C. and Maier, H.R., 2005a, Input determination for neural network models in water resources applications. Part I-Background and methodology, *Journal of Hydrology*, 301, 75-92.
- Bowden, G.J., Dandy, G.C. and Maier, H.R., 2005b, Input determination for neural network models in water resources applications. Part 2. Case study: forecasting salinity in a river, *Journal of Hydrology*, 301, 93-107.
- Brdjanovic, D., van Loosdrecht, M.C.M., Versteeg, P., Hooijmans, C.M., Alaerts, G.J. and Heijnen, J.J., 2000, Modelling COD, N and P removal in a full scale WWTP Harlem Waarderpolder, *Water Research*, 34, 846-858.
- Burke L.I., 1991, Introduction to neural systems for pattern recognition, *Comput. Oper. Res.*, 18(2), 211-220.
- Castellano G., Fanelli A.M. and Pelillo M., 1997, An iterative pruning algorithm for feedforward neural networks, *IEEE Transactions on Neural Networks* 8(3), 519-531.
- Caswell, H., 1976, The validation problem, B.C. Patten (ed.), *Simulation in ecology*, vol. IV. Academic Press, New York, 313-325.
- Caudill, M., 1987, Neural networks primer, Part I, *AI Expert*, 2(12), 46-52.
- Cheng, C.Y. and Ribarova, I., 1999, Activated sludge system modelling for improving the effluent water quality, *Wat. Sci. Tech.*, 39(8), 93-98.
- Chai, A. and Andrews, R.C., 1998, Application of neural networks to water treatment particulate removal processes, Extended Abstract, OWMA/OWWA Joint Annual Conference, Niagara Falls, Ontario, Canada.
- Chau, K.W., Wu, C.L. and Li, Y.S., 2005, Comparison of several flood forecasting models in Yangtze River, *J. Hydrologic Engrg.*, 10(6), 485-491.
- Choi, D. and Park, H., 2001, A hybrid artificial neural network as a software sensor for optimal control of a wastewater treatment process, *Water Research*, 35(16), 3959-3967.
- Chuang, Shun-Hsing and Ouyang, Chiao-Fuei, 2000, The biomass fractions of heterotrophs and phosphate-accumulating organisms in a nitrogen and phosphorus removal system, *Water Research*, 34(8), 2283-2290.

- Çınar, Ö., Daigger, G.T. and Graef, S.P., 1998, Evaluation of IAWQ activated sludge model no. 2 using steady-state data from four full-scale wastewater treatment plants, *Water Environ. Res.*, 70, 1216-1224.
- Coen, F., Vanderhaeghen, B., Boonen, I., Vanrolleghem, P.A., Van Eyck, L. and Van Meenen, P., 1996, Nitrogen removal upgrade of a WWTP within existing reactor volumes: a simulation supported scenario analysis, *Wat. Sci. Tech.*, 34(3-4), 339-346.
- Copp, J., 2002, *The COST Simulation Benchmark: Description and Simulator Manual*, Office for Official Publications of the European Community, Luxembourg, 154p.
- COST, 2000, *European Cooperation in the Field of Scientific and Technical Research, The COST Simulation Benchmark: Description and Simulator Manual (a product of COST Action 624 & COST Action 682)*, Edited by John B. Copp, 144p.
- D. Batstone, 2003, *Sözlü görüşme*, DTU, Kopenhag, Danimarka.
- Danh, N.T., Phien, H.N. and Gupta, A.D., 1999, Neural network models for river flow forecasting, *Water SA*, 25(1), 33-39.
- Daniell, T.M. and Wundke, A.D., 1993, Neural networks - Assisting in water quality modelling, *Preprints Watercomp, Australasian Conference on Computing for the Water Industry Today and Tomorrow*, Melbourne, Australia, 51-57.
- de Haas, D.W., Wentzel, M.C. and Ekama, G.A., 2001, The use of simultaneous chemical precipitation in modified activated sludge systems exhibiting biological excess phosphate removal Part 7: Application of the IAWQ Model, *Water SA*, 27(2), 151-168.
- de Silets, L., Golden, B., Wang, Q. and Kumar, R., 1992, Predicting salinity in the Chesapeake Bay using backpropagation, *Comput. Oper. Res.*, 19(3/4), 277-285.
- Delft Hydroinformatics, 2000, *Use of Artificial Neural Networks and Fuzzy Logic for Integrated Water Management: Review of Applications*, Project Report, 9p.
- Dochain, D. and Vanrolleghem, P., 2001, *Dynamical Modelling and Estimation in Wastewater Treatment Processes*, IWA Publishing, London, 342 p.
- Dowla, F.U. and Rogers, L.L., 1995, *Solving Problems in Environmental Engineering and Geosciences with ANN*, MIT Press, Cambridge, 239 p.
- Drolka, M., Plazl, I. and Koloini, T., 2001, The results of mathematical model and pilot plant research of wastewater treatment, *Chem. Biochem. Eng.*, 15(2), 71-74.
- Du, Y.G., Tyagi, R.D. and Bhamidimarri, R., 1996, Neural network analysis of the diffusional limitations in activated sludge flocs, *Process Biochemistry*, 31(8), 753-763.

- 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.
- Franses, P.H. and Draisma, G., 1995, Recognizing changing seasonal patterns using artificial neural networks, Working Paper, Economic Institute, Erasmus University, Papers 9514/a, Rotterdam.
- G. Petersen, 2003, Yazılı görüşme, EnviDan, Kopenhag, Danimarka.
- Gagnon, C., Grandjean, B.P.A. and Thibault, J., 1997, Modelling of coagulant dosage in a water treatment plant, *Artificial Intelligence in Engineering*, 11, 401-404.
- Gaudy, A.F.Jr and Gaudy, E.T., 1971, Biological Concepts for Design and Operation of The Activated Sludge Process. US Environmental Protection Agency Water Pollution Research Series, Report No. 17090, FQJ, 09/71, US EPA, Washington, DC.
- Gernaey, K.V. and Jorgensen, S.B., 2004, Benchmarking combined biological phosphorus and nitrogen removal wastewater treatment processes, *Control Engineering Practice*, 12, 357-373.
- Gernaey, K.V., van Loosdrecht, M.C.M., Henze, M., Lind, M. and Jorgensen, S.B., 2004, Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: State of the art, *Environmental Modelling & Software*, 19(9), 763-783.
- Gorr W.L., 1994, Research prospective on neural network forecasting, Editorial, *International Journal of Forecasting*, 10, 1-4.
- Goswami, P. and Srividya, 1996, A novel neural network design for long range prediction of rainfall pattern, *Current Science*, 70(6), 447-457.
- Göktepe, A.B., Açar, E. and Lav, A.H., 2004, Comparison of multilayer perceptron and adaptive neuro-fuzzy system on backcalculating the mechanical properties of flexible pavements, *ARI The Bulletin of the Istanbul Technical University*, 54(3), 65-77.
- Häck, M., and Köhne, M., 1996, Estimation of wastewater process parameters using neural networks, *Wat. Sci. Tech.*, 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, 918-928.
- Hamoda, M. F., Al-Ghusain, I. A. and Hassan A.H., 1999, Integrated wastewater treatment plant performance evaluation using artificial neural networks, *Wat. Sci. Tech.*, 40(7), 55-65.
- Hecht-Nielsen, R., 1987, Kolmogorov's mapping neural network existence theorem, *Proceedings of the First IEEE International Joint Conference on Neural Networks*, San Diego, CA, IEEE, New York, 11-14.

- Henze, M., Gujer, W., Mino, T. and van Loosdrecht, M., 2000, Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, Scientific and Technical Report No.9 , IWA Technical Report, London, 121 p.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J.C. and Arvin, E., 1995, Wastewater Treatment Biological and Chemical Processes, 2nd edition, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 383 p.
- Henze, M., Grady, C., Gujer, W., Marais, G. and Matsuo T., 1986, Activated Sludge Model No.1 Scientific and Technical Report 1, IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment Processes, IAWPRC, London.
- Hill, T., O'Connor, M. and Remus, W., 1996, Neural network models for time series forecasts, *Management Science*, 42, 1082-1092.
- Hong, Y.S. and Bhamidimarri, R., 2003, Evolutionary self-organising modelling of a municipal wastewater treatment plant, *Water Research*, 37, 1199-1212.
- Hu Zhi-rong, Wentzel, M.C. and Ekama, G.A., 2003, Modelling biological nutrient removal activated sludge systems – a review, *Water Research*, 37, 3430-3444.
- Hulsbeek, J.J.W., Kruit, J., Roeleveld, P.J. and van Loosdrecht, M.C.M., 2002, A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems, *Wat. Sci. Tech.*, 45(6), 127-136.
- Iglesias, A., Dafonte, C., Arcay, B. and Cotos, J.M., 2007, Integration of remote sensing techniques and connectionist models for decision support in fishing catches, *Environmental Modelling & Software*, 22(6), 862-870.
- İller Bankası, 1992, Antalya Kanalizasyon Tatbikat Projesi Açıklama Raporu, İller Bankası Genel Müdürlüğü Kanalizasyon Dairesi Başkanlığı, Ankara, 16s.
- Janning, K., Harremoës, P. and Nielsen, M., 1995, Evaluating and modelling the kinetics in a full scale submerged denitrification filter, *Wat. Sci. Tech.*, 32(8), 115-123.
- KAAY, 8 Ocak 2006, Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği, Resmi Gazete, sayı 26047.
- Kang, S., 1991, An Investigation of the Use of Feedforward Neural Networks for Forecasting, Doktora Tezi, Kent State University, Kent, OH.
- Kappeler, J. and Gujer, W., 1992, Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling, *Wat. Sci. Tech.*, 25(6), 125-139.
- Karnin, E.D., 1990, A simple procedure for pruning backpropagation trained neural networks, *IEEE Transactions on <neural Networks* 1, 239-242.

- Kisi, O., 2005, Suspended sediment estimation using neuro-fuzzy and neural network approaches, *Hydrological Sciences*, 50(4), 683-696.
- Kristensen, G.H., Jansen, J.L.C. and Jorgensen, P.E., 1998, Batch test procedures as tools for calibration of the activated sludge model – A pilot scale demonstration, *Wat. Sci. Tech.*, 37(4-5), 235-242.
- Kristensen, G.H., Jorgensen, P.E. and Henze, M., 1992, Characterization of functional microorganisms groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR, *Wat. Sci. Tech.*, 25(6), 43-57.
- Krühne, U., Isaacs, S.H. and Jorgensen, S.Bay., 1998, Modelling of biological phosphorous removal data with the Activated Sludge Model No.2 and extended version incorporating denitrifying PAO, European Conference on New Advances in Biological Nitrogen and Phosphorous Removal for Municipal or Industrial Wastewaters, Narbonne, France, 239-246.
- Krovvidy, S. and Wee, W.G., 1990, A knowledge based neural network approach for wastewater treatment systems, *Proceedings of Intl. Joint Conf. On Neural Networks*, San Diego, CA, USA, 327-332.
- Ladiges, G., Gunner, C. and Otterpohl, R., 1999, Optimisation of the Hamburg wastewater treatment plants by dynamic simulation, *Wat. Sci. Tech.*, 39(4), 37-44.
- Ladiges, G. and Monnerich, A., 1996, Application of experience with expert systems for the operation of wastewater treatment plants, *Wat. Sci. Tech.*, 33(12), 265-268.
- Langergraber, G., Rieger, L., Winkler, S., Alex, J., Wiese, J., Owerdieck, C., Ahnert, M., Simon, J. and Maurer, M., 2004, A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants, *Wat. Sci. Tech.*, 50(7), 131-138.
- Lek, S. and Guegan, J.F., 1999, Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction, *Ecological Modelling*, 120, 65-73.
- Maier, H.R. and Dandy, G. C., 2001, Neural network based modelling of environmental variables: A systematic approach, *Mathematical and Computer Modelling*, 33, 669-682.
- Maier, H.R., Sayed, T. and Lence, B.J., 2001, Forecasting cyanobacterium *Anabaena* spp. in the River Murray, South Australia, using B-spline neurofuzzy models, *Ecological Modelling*, 146(1-3), 85-96.
- Maier, H. R. and Dandy, G. C., 2000, Neural networks for the prediction and forecasting of water resources variables: A review of modelling issues and applications, *Environmental Modelling & Software* 15, 101-124.
- Maier, H.G., Dandy, G.C. and Burch, M.D., 1998, Use of artificial neural networks for modelling *Cyanobacteria anabaena* spp. in the River Murray, South Africa, *Ecological Modelling*, 105, 257-272.

- Maier, H.G. and Dandy, G.C., 1998a, The effect of internal parameters and geometry on the performance of back-propagation neural networks: an empirical study, *Environmental Modelling & Software*, 13, 193-209.
- Maier, H.G. and Dandy, G.C., 1998b, Understanding the behaviour and optimising the performance of back-propagation neural networks: an empirical study, *Environmental Modelling & Software*, 13, 179-191.
- Maier, H.G. and Dandy, G.C., 1996, Neural network models for forecasting univariate time series, *Neural Network World*, 6(5), 747-771.
- Maren, A., Harston, C. and Pap, R., 1990, *Handbook of Neural Computing Applications*, Academic Press, San Diego, CA, 448 p.
- Masters, T., 1993, *Practical Neural Network Recipes In C++*, Academic Press, San Diego, CA, 493 p.
- Meijer, S.C.F., van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J., 2002, Modelling the start-up of a full scale biological phosphorous and nitrogen removing WWTP, *Water Research*, 36, 4667-4682.
- Melcer, H., Dold, P.L., Jones, R.M., Bye, C.M., Takacs, I., Stensel, H.D., Wilson, A.W., Sun, P. and Bury, S., 2004, *Methods for Wastewater Characterisation in Activated Sludge Modeling*, Water Environment Research Foundation (WERF), Alexandria, VA, USA, IWA Publishing, London, UK, 596 p.
- Miller, A.J., 1990, *Subset Selection in Regression*, Chapman and Hall, London, 229 p.
- Mjalli, F.S., Al-Asheh, S. and Alfadala, H.E., 2006, Use of artificial neural network black-box modelling for the prediction of wastewater treatment plants performance, *Journal of Environmental Management*, Düzeltilmiş makale, yayında.
- Moatar, F., Fessant, F. and Poirel, A., 1999, pH modelling by neural networks. Application of control and validation data series in the Middle Loire river, *Ecological Modelling*, 120(2), 141-156
- Moore, A.W., 2006, Cross-Validation for Detecting and Preventing Overfitting, Cross-Validation Tutorial, <http://www.autonlab.org/tutorials/>
- Moral, H., 2004, *Modelling of Activated Sludge Process by Using Artificial Neural Networks*, Yüksek Lisans Tezi, Orta Doğu Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 110 p.
- Nelson, M., Hill, T., Remus, W. and O'Connor, M., 1999, Time series forecasting using neural networks: Should the data be deseasonalized first?, *Journal of Forecasting*, 18, 359-367.
- NeuralWare, 1991, *Neural Computing, NeuralWorks Professional II/Plus (Vers. 4.04) and NeuralWorks Explorer*, Pittsburg, PA, USA, 360 p.

- Nowak, O., Franz, A., Svardal, K., Müller, V. and Kühn, V., 1999, Parameter estimation for activated sludge models with the help of mass balances, *Wat. Sci. Tech.*, 39(4), 113-120.
- Nuhoğlu, A., Keskinler, B. and Yildiz, E., 2005, Mathematical modelling of an activated sludge process - the Erzincan case, *Process Biochemistry*, 40, 2467-2473.
- O.Yıldız, 2003, Sözlü görüşme, ASAT, Antalya, Türkiye.
- Öztürk, İ., Timur, H. ve Koşkan, U., 2005, Atıksu Arıtımının Esasları - Eysel, Endüstriyel Atıksu Arıtımı ve Arıtma Çamurlarının Kontrolü, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, İstanbul, 459 s.
- Pankaj Singh and Deo, M.C., 2006, Suitability of different neural networks in daily flow forecasting, *Applied Soft Computing*, Kabul edilmiş makale, baskıda.
- Peavy, H.S., Rowe, D.R. and Tchobanoglous, G., 1988, *Environmental Engineering*, 3rd Edition, McGraw-Hill Book Company, New York, 699 p.
- Pedersen, J. and Sinkjær, O., 1992, Test of the activated sludge model's capabilities as a prognostic tool on a pilot scale wastewater treatment plant, *Wat. Sci. Tech.*, 25(6), 185-194.
- Poff, N.L., Tokar, S. and Johnson, P., 1996, Stream hydrological and ecological responses to climate change assessed with an artificial neural network, *Limnology and Oceanography*, 41(5), 857-863.
- Pu, H. and Hung, Y., 1995, Artificial neural networks for predicting municipal activated sludge wastewater treatment plant performance, *Intl. J. Environmental Studies*, 48, 97-116.
- Reichert, P., 1998, *AQUASIM 2.0 User Manual, Computer Program for the Identification and Simulation Of Aquatic Systems*, 214p.
- Reichert, P., von Schultess, R. and Wild, D., 1995, The use of AQUASIM for estimating parameters of activated sludge models, *Wat. Sci. Tech.*, 31(2), 135-147.
- Rieger, L., Koch, G., Kuhni, M., Gujer, W. and Siegrist, H., 2001, The EAWAG bio-P module for activated sludge model No.3, *Water Research*, 35, 3887-3903.
- Roadknight, C.M., Balls, G.R., Mills, G.E. and Palmer-Brown, D., 1997, Modelling complex environmental data, *IEEE Transactions on Neural Networks*, 8(4), 852-862.
- Rogers, L.L. and Dowla, F.U., 1994, Optimization of groundwater remediation using artificial neural networks with parallel solute transport modeling, *Water Resources Research*, 30(2), 457-481.

- Sahoo, G.B., Ray, C. and Wade, H.F., 2005, Pesticide prediction in ground water in North Carolina domestic wells using artificial neural networks, *Ecological Modelling*, 183(1), 29-46.
- Scholik, A.R. and H.Y. Yan, 2001, Effects of underwater noise on auditory sensitivity of a cyprinid fish, *Hear. Res.*, 152, 17-24.
- Siegrist, H., Brunner, I., Koch, G., Linh Con Phan and Van Chieu Le, 1999, Reduction of biomass decay rate under anoxic and anaerobic conditions, *Wat. Sci. Tech.*, 39(1), 129-137.
- 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, *Wat. Sci. Tech.*, 25(6), 167-183.
- Siegrist, R.L. and Jenssen, P.D., 1989, Nitrogen removal during wastewater infiltration as affected by design and environmental factors, 6th Northwest On-Site Wastewater Treatment Short Course, Ed. R.W.Seabloom and D. Lenning, University of Washington, Seattle, Washington, 304-318.
- Sietsma, J. and Dow, R.J.F., 1991, Creating neural networks that generalize, *Neural Networks*, 4, 67-79.
- Sin, G., Van Hulle, S.W.H., De Pauw, D.J.W., van Griensven, A. and Vanrolleghem, P.A., 2005, A critical comparison of systematic calibration protocols for activated sludge models: A SWOT analysis, *Water Research*, 39, 2459-2474.
- Singh, T.N., Sinha, S. and Singh, V.K., 2007, Prediction of thermal conductivity of rock through physico-mechanical properties, *Building and Environment*, 42(1), 146-155.
- Smets, I.Y., Haegebaert, J.V., Carrette, R. and van Impe, J.F., 2003, Linearization of the activated sludge model ASM1 for fast and reliable predictions, *Water Research*, 37, 1831-1851.
- SNNS, 2002, Stuttgart Neural Network Simulator User Manual, Version 4.2, <http://www-ra.informatik.uni-tuebingen.de/SNNS/>
- Stokes, L., Takacs, I., Watson, B. and Watts, J.B., 1993, Dynamic modelling of an ASP sewage works – A case study, *Wat. Sci. Tech.*, 28(11-12), 151-161.
- Stone, M., 1974, Cross-validatory choice and assesment of statistical predictions, *Journal of the Royal Statistical Society*, B 36, 111-147.
- SKKY, 31 Aralık 2004, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği, Resmi Gazete, sayı 25687.
- Takacs, I., Patry, G.G., Nolasco, D., 1991, A dynamic modelling of the clarification-thickening process, *Water Res.*, 25, 1263-1271.
- Tang, Z., deAlmeida, C. and Fishwick, P.A., 1991, Time series forecasting using neural networks vs Box-Jenkins methodology, *Simulation*, 57(5), 303-310.

- Tangang, F.T., Hsieh, W.W. and Tang, B., 1997, Forecasting the equatorial sea surface temperatures by neural network models, *Climate Dynamics*, 13, 135-147.
- Tanyolaç, A. ve Çelebi, S.S., 1992, Endüstriyel Atıksu Arıtımı, TMMOB Kimya Mühendisleri Odası Yayını, Ankara, 327 s.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. and Stensel, H.D., 2003, *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, Fourth Ed., Metcalf&Eddy, McGraw-Hill Inc., New York, 1819p.
- Tibshirani, R., 1994, Comment on 'Neural networks: A review from a statistical perspective' by Cheng B. and Titterington D.M., *Statistical Science*, 9(1), 48-49.
- Toprak, H., 1999, Atıksu Arıtma Sistemlerinin Tasarım Esasları, Genişletilmiş 3. Baskı, Birinci Cilt, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir, 464 s.
- Towell, G.G., Craven, M.K. and Shavlik, J.W., 1991, Constructive induction in knowledge-based neural networks, *Proceedings of the 8th International Workshop on Machine Learning*, Morgan Kaufman, San Mateo, 213-217.
- Valentin, N., Denoeux, T., and Fotoohi, F., 1999, An hybrid neural network based system for optimization of coagulant dosing in a water treatment plant, *Proceedings: IJCNN'99, International Joint Conference on Neural Networks*, Piscataway, NJ., IEEE Service Center, Volume 5, 3380-3385.
- Vanhooren, H. and Nguyen, K., 1996, Development of a Simulation Protocol for Evaluation of Respirometry-based Control Strategies, *Gent-Ottawa Report*, University of Gent, BIOMATH Department, Belgium, 33p.
- Vanrolleghem, P.A., Insel, G., Petersen, B., Sin, G., De Pauw, D., Nopens, I., Weijers, S. and Gernaey, K., 2003, A comprehensive model calibration procedure for activated sludge models, *Proceedings: WEFTEC 2003, 76th Annual Technical Exhibition and Conference*, Los Angeles, CA, USA (CD-ROM).
- Vieira, J.J., Dias, F.M. and Mota, A., 2004, Artificial neural networks and neuro-fuzzy systems for modelling and controlling real systems: a comparative study, *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 17(3), 265-273.
- Weigend, A.S., Rumelhart, D.E. and Huberman, B.A., 1990, Predicting the future: A connectionist approach, *International Journal of Neural Systems*, 1(3), 193-209.
- Whitehead, P.G., Howard, A. and Arulmani, C., 1997, Modelling algal growth and transport in rivers – a comparison of time series analysis, dynamic mass balance and neural network techniques, *Hydrobiologia*, 349, 39-46.

- Xu, S. and Hultman, B., 1996, Experiences in wastewater characterization and model calibration for the activated sludge process, *Wat. Sci. Tech.*, 33(12), 89-98.
- Yeoman, S., Stephenson, T., Lester, J.N. and Perry, R., 1988, The removal of phosphorus during wastewater treatment: A review, *Environment Pollution*, 49, 183-233.
- Yuan, Z., Bogaert, H., Vansteenkiste, G. and Verstraete, W., 1998, Sludge storage for countering nitrogen shock loads and toxicity incidents, *Wat. Sci. Tech.*, 37(12),173-180.
- Zhang, Q. and Stanley, S.J., 1997, Forecasting raw water quality parameters for the North Saskatchewan River by neural network modeling, *Water Research*, 31(9), 2340-2350.
- Zhu, J., Zurcher, J., Rao, M. and Meng, M.Q-H., 1998, An on-line wastewater quality predication system based on a time-delay neural network, *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 11, 747-758.

EKLER

Ekler Dizini

EK 1. Hurma AAT için bazı değişkenlerin ve tesisin fiziksel yapısının tasarım değerleri.....	188
EK 2. Hurma AAT işletme verilerinden elde edilen tanımlayıcı istatistik değerler....	189
EK 3. Veri hazırlanmasında kullanılan VisualBasic programı.....	192
EK 4. Kalıp dosyalarını yazan FORTRAN kodu.....	200
EK 5. Sonuçların hazırlanması için yazılan VisualBasic programı.....	203
EK 6. Model çıktısını Excel programına hazır hale getiren FORTRAN kodu.....	212

EK 1. Hurma AAT için bazı değişkenlerin ve tesisin fiziksel yapısının tasarım değerleri

Hurma AAT tasarımını için kabul edilen tasarım değerleri Çizelge 1'de verilmiştir.

Çizelge Ek1.1. Havalandırma havuzu tasarım değerleri

Hacim (m ³)	
Hesaplanan	46875
Gerçekleştirilen	46140
Havuz	
Adedi	1
Boy (m)	173
Eni (m)	46
Derinliği (m)	6
MLSS (mg/l)	4000
MLVSS/MLSS	0.8
MLVSS (mg/l)	3200
ÇO (mg/l)	2
Sıcaklık (°C)	15
μ_H (1/gün)	0.52
F/M kg BOI/kg MLSS –gün	0.08
Denitrifikasyon hacmi, V_D (m ³)	14550
V_D/V_A (%)	46

EK 2. Hurma AAT işletme verilerinden elde edilen tanımlayıcı istatistik değerler

Çizelge Ek 2.1. Hurma AAT işletme parametlerinin tanımlayıcı istatistik değerleri.

	N	Menzil	Minimum	Maksimum	Ortalama	SD	Skewnes	Kurtosis
DEBI	695	77368.00	10624.00	87992.00	46154.21	10433.67	.338	1.163
ENERJI	695	14364.00	1985.00	16349.00	9661.584	1750.241	-.488	1.554
PH	696	1.03	7.03	8.06	7.6324	.1484	-.675	.801
SICAKLIK	694	22.00	11.30	33.30	19.9824	3.5032	.134	-.802
KOI	696	605.00	115.00	720.00	421.8606	108.8056	-.002	.003
AKM	696	794.00	46.00	840.00	225.7198	94.8105	1.604	6.092
BOI	696	457.00	18.00	475.00	230.1042	84.3334	.074	-.020
TN	100	43.90	4.70	48.60	34.9101	8.1212	-.998	1.624
TP	100	10.34	3.26	13.60	7.9739	2.1063	.098	-.339
BOIYUK	692	21366.00	672.00	22038.00	10197.34	3220.934	-.209	.602
KOIYUK	692	49383.00	2975.00	52358.00	19288.49	5968.558	.383	.784
IMHOFF	346	470.00	180.00	650.00	391.6618	119.0161	.549	-.872
MLSS	346	2670.00	1545.00	4215.00	3305.090	401.0625	-.623	.545
SVI	346	114.00	71.00	185.00	117.7803	30.1818	.613	-1.160
GERIDEBI	139	25053.00	14149.00	39202.00	22605.31	7285.714	1.204	-.177
GERIAKM	346	13670.00	3965.00	17635.00	7841.893	1842.770	1.737	5.403
PHCIK	696	1.50	6.76	8.26	7.6270	.2517	.159	-.295
KOICIK	696	69.00	9.00	78.00	32.2172	10.8769	.908	.993
AKMCIK	696	29.00	1.00	30.00	10.5230	5.2977	.835	.294
BOICIK	691	25.00	1.00	26.00	8.2012	4.1635	.994	.781
TNCIK	100	9.44	2.34	11.78	6.6002	2.2100	.307	-.466
TPCIK	100	1.78	.52	2.30	1.7997	.2273	-2.312	10.337
FAZDEBI	318	2499.00	.00	2499.00	1155.786	514.4675	.248	-.458
FAZLAYUK	320	22466.00	.00	22466.00	8743.794	3785.196	.218	.109
BELTDEBI	321	1457.00	.00	1457.00	655.2305	264.8245	.243	-.241
BELTAKM	340	19080.00	4890.00	23970.00	13303.71	3162.062	-.065	.249
BELTYUK	323	24099.00	.00	24099.00	8598.118	3656.375	.324	.499
POLI	320	83.00	.00	83.00	30.8875	14.2347	.774	.747

Çizelge Ek 2.2. Tüm veri setinde bulunan değişkenlerin geçerli ve eksik gün sayıları.

	N	
	Geçerli	Eksik
DEBI	695	6
ENERJI	695	6
PH	696	5
SICAKLIK	694	7
KOI	696	5
AKM	696	5
BOI	696	5
TN	100	601
TP	100	601
BOIYUK	692	9
KOIYUK	692	9
IMHOFF	346	355
MLSS	346	355
SVI	346	355
GERIDEBI	139	562
GERIAKM	346	355
PHCIK	696	5
KOICIK	696	5
AKMCIK	696	5
BOICIK	691	10
TNCIK	100	601
TPCIK	100	601
FAZDEBI	318	383
FAZLAYUK	320	381
BELTDEBI	321	380
BELTAKM	340	361
BELTYUK	323	378
POLI	320	381

Çizelge Ek 2.3. YSA model çalışmalarında kullanılan atıksu değişkenleri için gerçekleştirilen t test sonuçları.

	t	df	Ortalama	%95 Güven Aralığı	
				Alt	Üst
DEBI	116.618	694	46154.21	45377.15	46931.26
ENERJI	145.527	694	9661.5842	9531.2340	9791.9343
PH	1357.116	695	7.6324	7.6214	7.6435
SICAKLIK	150.268	693	19.9824	19.7213	20.2435
KOI	102.287	695	421.8606	413.7631	429.9581
AKM	62.808	695	225.7198	218.6639	232.7758
BOI	71.983	695	230.1042	223.8279	236.3804
TN	42.986	99	34.9101	33.2987	36.5215
TP	37.857	99	7.9739	7.5560	8.3918
BOIYUK	83.283	691	10197.34	9956.9404	10437.74
KOIYUK	85.012	691	19288.49	18843.01	19733.97
KOICIK	78.143	695	32.2172	31.4078	33.0267

EK 3. Veri hazırlanmasında kullanılan VisualBasic programı

```
Private Sub CommandButton1_Click()  
' Sub Verihazirlama()  
' Verihazirlama Macro  
' Macro recorded 25.07.2006 by Cumhur  
,  
  
    Dim sFileName1, sFileName2 As String  
    Dim sPrompt1, sPrompt2 As String  
    Dim sTitle1, sTitle2 As String  
    Dim Veri(8) As Integer  
    Dim LastColumn As Integer  
  
    UserForm1.Hide  
  
    'Veri dosyasının bulunduğu klasörün adı. Modeller klasörünün hemen altında yer  
    almalı.  
    sPrompt1 = "Klasor adi giriniz"  
    sTitle1 = "Klasor adi"  
    sFileName1 = InputBox(sPrompt1, sTitle1)  
  
    'Dönüşüm uygulanmamış verilerin bulunduğu dosya (*.xls). 690 günlük veri olduğu  
    've başlangıçta iki satırlık header olduğu kabul edilmiştir. Herhangi bir değişiklik  
    'olduğu durumda aşağıdaki sayılarda değiştirilmelidir.  
    sPrompt2 = "Ham verinin bulunduğu dosyanin adini giriniz"  
    sTitle2 = "Dosya Adi"  
    sFileName2 = InputBox(sPrompt2, sTitle2)  
  
    For i = 1 To 8  
    If (UserForm1.Controls("Checkbox" & i).Value = True) Then  
    Veri(i) = i  
    Else: Veri(i) = 0  
    End If  
    Next i  
  
    'Data.txt dosyası FORTRAN programının okuması için oluşturulan geçici dosya.  
    'Programın işi bittikten sonra Data.txt siliniyor.  
    Workbooks.Add  
    Range("A1").Select  
    ActiveCell.FormulaR1C1 = sFileName1  
  
    For i = 1 To 8  
    k = i + 1  
    Range("A" & k).Select  
    ActiveCell.FormulaR1C1 = Veri(i)  
    Next i  
  
    ActiveWorkbook.SaveAs Filename:= _
```



```
"C:\Documents and  
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\Data.txt" _  
 , FileFormat:=xlText, CreateBackup:=False
```

```
Application.DisplayAlerts = False  
ActiveWindow.Close
```

```
'Parametre.txt dosyası seçilen değişkenlerin yazıldığı dosya.  
Workbooks.Add
```

```
For i = 1 To 8  
If (UserForm1.Controls("Checkbox" & i).Value = True) Then  
Range("A" & i).Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = UserForm1.Controls("Label" & i).Caption  
End If  
Next i
```

```
ActiveWorkbook.SaveAs Filename:= _  
 "C:\Documents and Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" &  
 sFileName1 & "\Parametre.txt" _  
 , FileFormat:=xlText, CreateBackup:=False
```

```
Application.DisplayAlerts = False  
ActiveWindow.Close
```

```
Workbooks.Open ("C:\Documents and  
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" _  
 & sFileName1 & "\" & sFileName2 & ".xls")
```

```
'ISTATISTIK  
Columns("A:A").Select  
Selection.Insert Shift:=xlToRight  
ActiveCell.SpecialCells(xlLastCell).Select  
Range("A693").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Ortalama"  
Range("A694").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "SD"  
Range("A695").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Max"  
Range("A696").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Min"  
Range("A697").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Büyük ort"  
Range("A698").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Fark"  
Range("A693:A698").Select  
Selection.Font.Bold = True  
Columns("A:A").EntireColumn.AutoFit  
Range("B693").Select
```

```

ActiveCell.FormulaR1C1 = "=AVERAGE(R[-690]C:R[-1]C)"
Range("B694").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "=STDEV(R[-691]C:R[-2]C)"
Range("B695").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "=MAX(R[-692]C:R[-3]C)"
Range("B696").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "=MIN(R[-693]C:R[-4]C)"
Range("B697").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "=(R[-2]C+R[-1]C)/2"
Range("B698").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "=R[-3]C-R[-2]C"
Range("B693:B698").Select
Selection.AutoFill Destination:=Range("B693:J698"), Type:=xlFillDefault
Range("B693:J698").Select
Cells.Select
With Selection.Font
    .Size = 8
    .Strikethrough = False
    .Superscript = False
    .Subscript = False
    .OutlineFont = False
    .Shadow = False
    .Underline = xlUnderlineStyleNone
End With

Range("A692:J692").Select
With Selection.Borders(xlEdgeBottom)
    .LineStyle = xlContinuous
    .Weight = xlThin
    .ColorIndex = xlAutomatic
End With

Range("J1:J698").Select
With Selection.Borders(xlEdgeRight)
    .LineStyle = xlContinuous
    .Weight = xlThin
    .ColorIndex = xlAutomatic
End With

'MEDYAN-ORTALAMA
Range("B1:J2").Select
Selection.Copy
Range("K1").Select
ActiveSheet.Paste
Range("B3:B692").Select
Selection.Copy
Range("K3").Select
ActiveSheet.Paste
Range("J3:J692").Select

```

```

Selection.Copy
Range("S3").Select
ActiveSheet.Paste
Range("L3").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = _
    "=AVERAGE(MEDIAN(RC[-9]:R[2]C[-9]),AVERAGE(RC[-9]:R[2]C[-9]))"
Range("L4").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = _
    "=AVERAGE(MEDIAN(R[-1]C[-9]:R[2]C[-9]),AVERAGE(R[-1]C[-9]:R[2]C[-9]))"
Range("L5").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = _
    "=AVERAGE(MEDIAN(R[-2]C[-9]:R[2]C[-9]),AVERAGE(R[-2]C[-9]:R[2]C[-9]))"
Range("L5").Select
Selection.AutoFill Destination:=Range("L5:L692")
Range("L5:L692").Select
ActiveCell.SpecialCells(xlLastCell).Select
Range("L691").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = _
    "=AVERAGE(MEDIAN(R[-2]C[-9]:R[1]C[-9]),AVERAGE(R[-2]C[-9]:R[1]C[-9]))"
Range("L692").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = _
    "=AVERAGE(MEDIAN(R[-2]C[-9]:RC[-9]),AVERAGE(R[-2]C[-9]:RC[-9]))"
Range("L3:L692").Select
Selection.AutoFill Destination:=Range("L3:R692"), Type:=xlFillDefault
Range("J693:J698").Select
Selection.AutoFill Destination:=Range("J693:S698"), Type:=xlFillDefault
Range("K693:S698").Select
Selection.NumberFormat = "0.0"
Range("L3:R692").Select
Selection.NumberFormat = "0.00"
Columns("K:S").Select
Columns("K:S").EntireColumn.AutoFit

Range("K693:S698").Select
Selection.Borders(xlRight).LineStyle = xlNone

Range("K692:S692").Select
With Selection.Borders(xlEdgeBottom)
    .LineStyle = xlContinuous
    .Weight = xlThin
    .ColorIndex = xlAutomatic
End With

Range("S1:S698").Select
With Selection.Borders(xlEdgeRight)
    .LineStyle = xlContinuous
    .Weight = xlThin
    .ColorIndex = xlAutomatic
End With

```

'NORMALIZASYON

Range("T3").Select

ActiveCell.FormulaR1C1 = "=0.5+(RC[-18]-R697C[-18])*0.8/R698C[-18]"

ActiveCell.FormulaR1C1 = "=0.5+(RC[-9]-R697C[-9])*0.8/R698C[-9]"

Range("T3").Select

Selection.AutoFill Destination:=Range("T3:T692")

Range("T3:T692").Select

ActiveCell.SpecialCells(xlLastCell).Select

Range("T3").Select

Range(Selection, Selection.End(xlDown)).Select

Selection.AutoFill Destination:=Range("T3:AB692"), Type:=xlFillDefault

Range("K1:S2").Select

Selection.Copy

Range("T1").Select

ActiveSheet.Paste

Range("S693:S698").Select

Application.CutCopyMode = False

Selection.AutoFill Destination:=Range("S693:AB698"), Type:=xlFillDefault

Range("T3:AB692").Select

Range("AB692").Activate

Selection.NumberFormat = "0.000"

Range("T693:AB698").Select

Range("AB698").Activate

Selection.NumberFormat = "0.00"

Columns("T:AB").Select

Columns("T:AB").EntireColumn.AutoFit

Range("T693:AB698").Select

Selection.Borders(xlRight).LineStyle = xlNone

Range("S692:AB692").Select

With Selection.Borders(xlEdgeBottom)

.LineStyle = xlContinuous

.Weight = xlThin

.ColorIndex = xlAutomatic

End With

Range("AB1:AB698").Select

With Selection.Borders(xlEdgeRight)

.LineStyle = xlContinuous

.Weight = xlThin

.ColorIndex = xlAutomatic

End With

'RANDOM

Range("AC3").Select

ActiveCell.FormulaR1C1 = _

```
"=(TRUNC(RC[-8]*1000)-TRUNC(RC[-8]*10)*100+1)*(TRUNC(RC[-7]*1000)-  
TRUNC(RC[-7]*100)*10+1)*(TRUNC(RC[-6]*1000)-TRUNC(RC[-6]*10)*100+1)"  
Range("AC3").Select  
Selection.AutoFill Destination:=Range("AC3:AC692"), Type:=xlFillDefault  
Range("AC2").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "rast."
```

```
'Tüm dönüşümlerin görülebildiği veri seti "Tumdonusum.xls" olarak kaydediliyor.  
ChDir _  
"C:\Documents and Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" &  
sFileName1  
ActiveWorkbook.SaveAs Filename:="Tumdonusum.xls", CreateBackup:=False
```

```
Range("T1:AC692").Select  
Range("T692").Activate  
Selection.Copy  
Workbooks.Add  
Selection.PasteSpecial Paste:=xlValues, Operation:=xlNone, SkipBlanks:= _  
False, Transpose:=False  
Application.CutCopyMode = False  
With Selection.Font  
    .Name = "Arial"  
    .Size = 8  
End With
```

```
Rows("1:1").Select  
Selection.Font.Bold = True  
Range("A1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Gün"  
Range("B1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Debi"  
Range("C1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Enerji"  
Range("D1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "pH"  
Range("E1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Co"  
Range("F1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "KOl"  
Range("G1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "AKM"  
Range("H1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "BOI"  
Range("I1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "KOlçıkış"  
Range("J1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = "rast."  
Rows("2:2").Select  
Selection.Delete Shift:=xlUp
```

```
Range("A2:I693").Select
Range("I693").Activate
Selection.NumberFormat = "0.000"
Columns("A:J").Select
Columns("A:J").EntireColumn.AutoFit
Selection.Sort Key1:=Range("J2"), Order1:=xlAscending, Key2:=Range("B2") _
, Order2:=xlAscending, Header:=xlGuess, OrderCustom:=1, MatchCase:= _
False, Orientation:=xlTopToBottom
```

'Başta seçilmeyen değişkenlerin Rastlanti.xls dosyasından kolon halinde silinmesi

```
For j = 8 To 1 Step -1
If (Veri(j) = 0) Then
    Sheets(1).Columns(j).Select
    Selection.Delete Shift:=xlLeft
End If
Next j
```

```
Range("A1").Select
```

'Tüm dönüşümlerin uygulandığı ve sonuç olarak elde edilen veri seti "Rastlanti.xls" olarak

```
'kaydedilmesi.
ActiveWorkbook.SaveAs Filename:="Rastlanti.xls", CreateBackup:=False
```

```
Rows("1:1").Select
Selection.Delete Shift:=xlUp
LastColumn = Range("A1").End(xlToRight).Column
Columns(LastColumn).Select
Selection.Delete
```

'FORTRAN programının (Deneme.f90)kullanacağı şekliyle veri seti "Rastlanti.txt" olarak kaydediliyor

```
ActiveWorkbook.SaveAs Filename:="Rastlanti.txt", FileFormat:=xlText,
CreateBackup:=False
Application.DisplayAlerts = False
ActiveWindow.Close
```

```
Windows("Tumdonusum.xls").Activate
Range("A1").Select
ActiveWorkbook.Save
Application.DisplayAlerts = False
ActiveWindow.Close
```

'FORTRAN programı çalıştırılıyor (Deneme.exe). *.pat uzantılı dosyalar oluşturuluyor.

```
ChDir _
"C:\Documents and Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" &
sFileName1 & "\Editor"
```

```
dRetVal = Shell("Deneme.exe", 1)

MsgBox ("İşlem bitti mi?")

Kill "C:\Documents and
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\Data.txt"

End Sub
```

EK 4. Kalıp dosyalarını yazan FORTRAN kodu

! SNNS programında kullanılacak *.pat dosyalarını oluşturan program.
! İstenen büyüklüklerde Modeltrain.pat, Modelvalid.pat ve Modeltest.pat
! dosyaları oluşturulur.

! ITRAIN: Train verisi pattern sayısı
! IVALID: Valid verisi pattern sayısı
! ITEST : Test verisi pattern sayısı
! ISAYAC: Input sayısı, I3: Output sayısı
! KLASOR: *.txt dosyasının bulunduğu adresteki son klasörün ismi
! DOSYA: *.txt dosyasının adı (Değişiklik yapılmaz ise Rastlanti.txt, Excel Macro'dan geliyor)

USE MSFLIB

LOGICAL(4) status
CHARACTER*20 KLASOR,DOSYA,TRAIN,VALID,TEST
CHARACTER*4 UZANTI1,TUS*1
INTEGER SIRA(8)

OPEN (35,FILE='C:\Documents and
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\Data.txt')
READ (35,*) KLASOR
READ (35,*) (SIRA(I), I=1,8)
CLOSE (35)

I3=1
ISAYAC=8

UZANTI1='.txt'
TRAIN='Modeltrain.pat'
VALID='Modelvalid.pat'
TEST='Modeltest.pat'
DOSYA=TRIM('Rastlanti'//UZANTI1)

status = CHANGEDIRQQ('C:\Documents and
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\
status = CHANGEDIRQQ(KLASOR)

PRINT *, 'Asagidaki degerlerde herhangi bir degisiklik yapmak istiyorsaniz'
PRINT *, "'E" tusuna basin.'
PRINT *, "
PRINT *, 'Train=300, Valid=90, Test=300'

READ *,TUS

IF (TUS.EQ.'e'.OR.TUS.EQ.'E') THEN


```

77 PRINT *,'Her bir veri seti icin pattern sayilarini girin (TOPLAM=690 olmalı)'
PRINT *,'TRAIN'
READ *,ITRAIN
PRINT *,'VALID'
READ *,IVALID
PRINT *,'TEST'
READ *,ITEST

ITOPLAM=ITRAIN+IVALID+ITEST

IF (ITOPLAM.NE.690) THEN
PRINT *,'Toplam sayi 690 olmalı'
GOTO 77
END IF

ELSE IF (TUS.NE.'E')THEN

    ITRAIN=300
    IVALID=90
    ITEST=300

END IF

DO 111 IJK=1,8
    IF (SIRA(IJK).EQ.0) ISAYAC=ISAYAC-1
111 CONTINUE

OPEN (8,FILE=DOSYA)

CALL YAZDIRMA (TRAIN,ITRAIN,I3,ISAYAC)
CALL YAZDIRMA (VALID,IVALID,I3,ISAYAC)
CALL YAZDIRMA (TEST,ITEST,I3,ISAYAC)

END

SUBROUTINE YAZDIRMA (DOSYAADI,I1DUMMY,I3DUMMY,ICOUNT)

    CHARACTER*20 DOSYAADI,STRING
    CHARACTER SWAP*1
    INTEGER ICOUNT
    REAL DATA(9) !8 giriş 1 çıkış toplam 9 veri olduğu için

    OPEN (10,FILE=DOSYAADI)
    WRITE (10,1)
    WRITE (10,10)
    WRITE (10,2) 'No. of patterns :',I1DUMMY
    WRITE (10,3) 'No. of input units :',ICOUNT
    WRITE (10,4) 'No. of output units :',I3DUMMY

```

! 6 Nolu Format satırı yerine farklı sayıda (kullanıcının girdiği kadar) değişken okumak için
! stringin oluşturulması.

```
WRITE (SWAP,'(I1)') ICOUNT  
STRING = '(F6.3,' // SWAP // '(1X,F6.3))'
```

```
DO 100 I=1,I1DUMMY
```

```
    ITOPLAM=ICOUNT+1  
    READ (8,*) (DATA(J),J=1,ITOPLAM)  
    WRITE (10,5) '# Input pattern',I,':'  
    WRITE (10,STRING) (DATA(J),J=1,ICOUNT)  
    WRITE (10,7) '# Output pattern',I,':'  
    WRITE (10,8) (DATA(J),J=ITOPLAM,ITOPLAM)
```

```
100 CONTINUE
```

```
CLOSE (10)
```

```
1 FORMAT ('SNNS pattern definition file V3.2',/, 'generated at Mon Apr 25  
17:11:43 1994')
```

```
2 FORMAT (A17,1X,I3)
```

```
3 FORMAT (A20,1X,I2)
```

```
4 FORMAT (A21,1X,I2,/) 
```

```
5 FORMAT (A15,1X,I3,A1)
```

! 6 ve 8 numaralı Format satırları değişken sayısına göre değiştirilmeli

! 6 FORMAT (F6.3,8(1X,F6.3)) (Bu format satırı yerine yukarıdaki string kullanılmıştır.)

```
7 FORMAT (A16,1X,I3,A1)
```

```
8 FORMAT (F6.3)
```

```
10 FORMAT (/)
```

```
RETURN
```

```
END
```

EK 5. Sonuçların hazırlanması için yazılan VisualBasic programı

```
Sub Auto_Open()
```

```
Dim sFilename1, sFilename2, sFilename4, sFilename5 As String  
Dim sPrompt1, sPrompt2, sPrompt3, sPrompt4, sPrompt5 As String  
Dim sTitle1, sTitle2, sTitle3, sTitle4, sTitle5 As String  
Dim sVeri, sVeriarti, sVerieksi As Integer
```

```
sPrompt1 = "Klasör adı giriniz"  
sTitle1 = "Klasör adı"  
sFilename1 = InputBox(sPrompt1, sTitle1)
```

```
sPrompt2 = "Model numarası giriniz"  
sTitle2 = "Model No"  
sFilename2 = InputBox(sPrompt2, sTitle2)
```

```
sPrompt3 = "Veri sayısını giriniz"  
sTitle3 = "Veri sayısı"  
sVeri = InputBox(sPrompt3, sTitle3)
```

```
sPrompt4 = "Model değişkenlerini giriniz (x-y-z)"  
sTitle4 = "Model değişkenleri"  
sFilename4 = InputBox(sPrompt4, sTitle4)
```

```
sPrompt5 = "Çevrim sayısını giriniz"  
sTitle5 = "Veri sayısı"  
sFilename5 = InputBox(sPrompt5, sTitle5)
```

```
sVeriarti = sVeri + 1  
sVerieksi = sVeri - 1
```

```
'Data.txt dosyası FORTRAN programının okuması için oluşturulan geçici dosya.  
'Programın işi bittikten sonra Data.txt siliniyor.
```

```
Workbooks.Add  
Range("A1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = sFilename1  
Range("B1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = sFilename2  
Range("C1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = sVeri  
Range("D1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = sFilename4  
Range("E1").Select  
ActiveCell.FormulaR1C1 = sFilename5
```

```
ActiveWorkbook.SaveAs FileName:= _  
"C:\Documents and  
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\Data.txt" _
```

```

, FileFormat:=xlText, CreateBackup:=False

Application.DisplayAlerts = False
ActiveWindow.Close

'FORTRAN programı çalıştırılıyor (Veri.exe). *.res uzantılı dosyalar *.dat haline
getiriyor.
ChDir _
"C:\Documents and Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" &
sFilename1 & "\Veri"

dRetVal = Shell("Veri.exe", 1)

'Veri.exe'nin çalışması için programa 1 saniyelik bir ara veriliyor.
Application.Wait Time + TimeSerial(0, 0, 1)

'*.dat dosyalarından model grafikleri çiziliyor ve korelasyonlar hesaplanıyor.
Workbooks.OpenText FileName:= _
"C:\Documents and Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" &
sFilename1 & "\Model" & sFilename2 & "\Model" & sFilename2 & ".dat" _
, Origin:=xlWindows, StartRow:=1, DataType:=xlDelimited, TextQualifier _
:=xlDoubleQuote, ConsecutiveDelimiter:=True, Tab:=True, Semicolon:=False _
, Comma:=False, Space:=True, Other:=False, FieldInfo:=Array(Array(1, 9), _
Array(2, 1), Array(3, 1)), DecimalSeparator:= ".", ThousandsSeparator:= ","

Call Grafikilk(sVeri)

ActiveChart.SetSourceData Source:=Sheets("Model" & sFilename2).Range("A1:B"
& sVeriarti), PlotBy _
:=xlColumns
ActiveChart.Location Where:=xlLocationAsObject, Name:="Model" & sFilename2

Call Grafikduzenleme

Windows("Model" & sFilename2 & ".dat").Activate
Range("A1").Select
ActiveWorkbook.SaveAs FileName:= _
"C:\Documents and Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" &
sFilename1 & "\Model" & sFilename2 & "\Model" & sFilename2 & ".xls" _
, FileFormat:=xlNormal, Password:="", WriteResPassword:="", _
ReadOnlyRecommended:=False, CreateBackup:=False

Call RMSE(sVeri)

Workbooks.OpenText FileName:= _
"C:\Documents and Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" &
sFilename1 & "\Model" & sFilename2 & "\Model" & sFilename2 & "test.dat" _
, Origin:=xlWindows, StartRow:=1, DataType:=xlDelimited, TextQualifier _
:=xlDoubleQuote, ConsecutiveDelimiter:=True, Tab:=True, Semicolon:=False _

```

```
, Comma:=False, Space:=True, Other:=False, FieldInfo:=Array(Array(1, 9), _  
Array(2, 1), Array(3, 1)), DecimalSeparator:=".", ThousandsSeparator:=","
```

Call Grafikilk(sVeri)

```
ActiveChart.SetSourceData Source:=Sheets("Model" & sFilename2 &  
"test").Range("A1:B" & sVeriarti), PlotBy _  
:=xlColumns  
ActiveChart.Location Where:=xlLocationAsObject, Name:="Model" & sFilename2  
& "test"
```

Call Grafikduzenleme

```
Windows("Model" & sFilename2 & "test.dat").Activate  
Range("A1").Select  
ActiveWorkbook.SaveAs FileName:= _  
"C:\Documents and Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" &  
sFilename1 & "\Model" & sFilename2 & "\Model" & sFilename2 & "test.xls" _  
, FileFormat:=xlNormal, Password:="", WriteResPassword:="", _  
ReadOnlyRecommended:=False, CreateBackup:=False
```

Call RMSE(sVeri)

'Korelasyon ve RMSE'ün Sonuclar.xls dosyasına yazılması
Call Sonuc(sFilename1, sFilename2)

'Model değişkenleri ve çevrim sayısının Sonuclar.xls dosyasına yazılması
Call Paramcevrin(sFilename2)

'Sonuclar.xls dosyasında verilerin olduğu yerin çerçeve içine alınması
Call Cerceve(sFilename2)

Kill "C:\Documents and
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\Data.txt"

```
*.res uzantılı dosyalar işlem bittikten sonra Model* klasörüne taşıyor  
OldFilePath = "C:\Documents and  
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" & sFilename1 & "\Model" &  
sFilename2 & ".res"  
NewFilePath = "C:\Documents and  
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" & sFilename1 & "\Model" &  
sFilename2 & "\Model" & sFilename2 & ".res"  
Name OldFilePath As NewFilePath
```

```
OldFilePath = "C:\Documents and  
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" & sFilename1 & "\Model" &  
sFilename2 & "test.res"
```

```

NewFilePath = "C:\Documents and
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" & sFilename1 & "\Model" &
sFilename2 & "\Model" & sFilename2 & "test.res"
Name OldFilePath As NewFilePath

```

```
End Sub
```

```
Sub Wait()
```

```
Application.Wait Time + TimeSerial(0, 0, 5)
```

```
End Sub
```

```
Sub Grafikilk(sVeri)
```

```

Rows("1:1").Select
Selection.Insert Shift:=xlDown
Range("A1").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Hedef"
Range("B1").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Model"
Range("C1").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Korelasyon"
Range("D1").Select
Columns("C:C").EntireColumn.AutoFit
ActiveCell.FormulaR1C1 = "=CORREL(R[1]C[-3]:R[" & sVeri & "]C[-3],R[1]C[-2]:R["
& sVeri & "]C[-2])"
Columns("A:B").Select
Charts.Add
ActiveChart.ChartType = xlLineMarkers

```

```
End Sub
```

```
Sub Grafikduzenleme()
```

```

With ActiveChart.Axes(xlCategory)
.HasMajorGridlines = False
.HasMinorGridlines = False
End With
With ActiveChart.Axes(xlValue)
.HasMajorGridlines = False
.HasMinorGridlines = False
End With
ActiveChart.HasLegend = True
ActiveChart.Legend.Select
Selection.Position = xlBottom
ActiveSheet.Shapes("Chart 1").IncrementLeft 15.75
ActiveSheet.Shapes("Chart 1").IncrementTop -103.5
ActiveChart.PlotArea.Select

```

```

With Selection.Border
    .Weight = xlThin
    .LineStyle = xlNone
End With
Selection.Interior.ColorIndex = xlNone
ActiveChart.ChartArea.Select
With Selection.Border
    .Weight = 2
    .LineStyle = 0
End With
Selection.Interior.ColorIndex = xlAutomatic
ActiveChart.Legend.Select
With Selection.Border
    .Weight = xlHairline
    .LineStyle = xlNone
End With
Selection.Shadow = False
Selection.Interior.ColorIndex = xlAutomatic
ActiveChart.Axes(xlValue).Select
Selection.TickLabels.AutoScaleFont = True
With Selection.TickLabels.Font
    .Name = "Arial"
    .FontStyle = "Normal"
    .Size = 8
    .ColorIndex = xlAutomatic
    .Background = xlAutomatic
End With
ActiveChart.Axes(xlCategory).Select
Selection.TickLabels.AutoScaleFont = True
With Selection.TickLabels.Font
    .Name = "Arial"
    .FontStyle = "Normal"
    .Size = 8
    .ColorIndex = xlAutomatic
    .Background = xlAutomatic
End With
ActiveChart.SeriesCollection(1).Select
With Selection.Border
    .ColorIndex = 3
    .Weight = xlThin
    .LineStyle = xlContinuous
End With
With Selection
    .MarkerBackgroundColorIndex = 3
    .MarkerForegroundColorIndex = 3
    .MarkerStyle = xlDiamond
    .MarkerSize = 3
End With
ActiveChart.SeriesCollection(2).Select

```

```

With Selection.Border
    .ColorIndex = 5
    .Weight = xlThin
    .LineStyle = xlContinuous
End With
With Selection
    .MarkerBackgroundColorIndex = 5
    .MarkerForegroundColorIndex = 5
    .MarkerStyle = xlSquare
    .MarkerSize = 3
End With

With ActiveChart
    .Axes(xlCategory, xlPrimary).HasTitle = True
    .Axes(xlCategory, xlPrimary).AxisTitle.Characters.Text = "Günler"
    .Axes(xlValue, xlPrimary).HasTitle = True
    .Axes(xlValue, xlPrimary).AxisTitle.Characters.Text = "KÖİ"
End With
ActiveChart.Axes(xlCategory).AxisTitle.Select
Selection.AutoScaleFont = True
With Selection.Font
    .Name = "Arial"
    .Size = 8
    .Underline = xlUnderlineStyleNone
    .ColorIndex = xlAutomatic
    .Background = xlAutomatic
End With
Selection.Font.ColorIndex = 54

ActiveChart.Axes(xlValue).AxisTitle.Select
Selection.AutoScaleFont = True
With Selection.Font
    .Name = "Arial"
    .Size = 8
    .Underline = xlUnderlineStyleNone
    .ColorIndex = xlAutomatic
    .Background = xlAutomatic
End With
Selection.Font.ColorIndex = 54
ActiveWindow.Visible = False

End Sub

Sub RMSE(sVeri)

sVeriarti = sVeri + 1
sVerieksi = sVeri - 1

Columns("C:D").Select

```



```

Selection.Insert Shift:=xlToRight
Range("C1").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "RMSE"
Range("D1").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "NormalRMSE"
Range("C2").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "=SQRT(POWER(RC[-2]-RC[-1],2))"
Selection.AutoFill Destination:=Range("C2:C" & sVeriarti)
Range("D2").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "=SQRT(POWER((RC[-3]-RC[-2])/RC[-3],2))"
Range("D2").Select
Selection.AutoFill Destination:=Range("D2:D" & sVeriarti)
Columns("C:D").Select
Selection.NumberFormat = "0.000"
Columns("C:E").EntireColumn.AutoFit
Columns("E:F").Select
Selection.Insert Shift:=xlToRight
Range("E1").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Toplam1"
Range("F1").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "Toplam2"
Range("E2").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "=SUM(RC[-2]:R[" & sVerieksi & "]C[-2])/" & sVeri
Range("F2").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "=SUM(RC[-2]:R[" & sVerieksi & "]C[-2])/" & sVeri

ActiveWorkbook.Save

End Sub

Sub Sonuc(sFilename1, sFilename2)

    ChDir "C:\Documents and Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" &
sFilename1
    Workbooks.Open FileName:= _
        "C:\Documents and Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\" &
sFilename1 & "\Sonuclar.xls"
    Windows("Model" & sFilename2 & ".xls").Activate
    Range("H1").Select
    Selection.Copy
    Windows("Sonuclar.xls").Activate
    satir = sFilename2 + 1
    Range("B" & satir).Select
    Selection.PasteSpecial Paste:=xlValues, Operation:=xlNone, SkipBlanks:= _
        False, Transpose:=False
    Windows("Model" & sFilename2 & "test.xls").Activate
    Range("H1").Select
    Application.CutCopyMode = False
    Selection.Copy

```

```

Windows("Sonuclar.xls").Activate
Range("C" & satir).Select
Selection.PasteSpecial Paste:=xlValues, Operation:=xlNone, SkipBlanks:= _
    False, Transpose:=False
Windows("Model" & sFilename2 & "test.xls").Activate
Range("F2").Select
Application.CutCopyMode = False
Selection.Copy
Windows("Sonuclar.xls").Activate
Range("D" & satir).Select
Selection.PasteSpecial Paste:=xlValues, Operation:=xlNone, SkipBlanks:= _
    False, Transpose:=False
Application.CutCopyMode = False
Range("A" & satir).Select
Selection.Value = sFilename2
Range("A1").Select
ActiveWorkbook.Save

```

End Sub

```

Sub Paramcevrin(sFilename2)

```

```

    ChDir "C:\Documents and Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\"
    Workbooks.Open FileName:= _
        "C:\Documents and
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\Data.txt"
    Range("D1").Select
    Selection.Copy
    Windows("Sonuclar.xls").Activate
    satir = sFilename2 + 1
    Range("E" & satir).Select
    Selection.PasteSpecial Paste:=xlValues, Operation:=xlNone, SkipBlanks:= _
        False, Transpose:=False
    Windows("Data.txt").Activate
    Range("E1").Select
    Selection.Copy
    Windows("Sonuclar.xls").Activate
    satir = sFilename2 + 1
    Range("F" & satir).Select
    Selection.PasteSpecial Paste:=xlValues, Operation:=xlNone, SkipBlanks:= _
        False, Transpose:=False
    Range("A1").Select
    ActiveWorkbook.Save
    Windows("Data.txt").Activate
    ActiveWindow.Close

```

End Sub

```

Sub Cerceve(sFilename2)

satir = sFilename2 + 1
Range("A2:F" & satir).Select
With Selection.Borders(xlEdgeLeft)
    .LineStyle = xlContinuous
    .Weight = xlThin
    .ColorIndex = xlAutomatic
End With
With Selection.Borders(xlEdgeTop)
    .LineStyle = xlContinuous
    .Weight = xlThin
    .ColorIndex = xlAutomatic
End With
With Selection.Borders(xlEdgeBottom)
    .LineStyle = xlContinuous
    .Weight = xlThin
    .ColorIndex = xlAutomatic
End With
With Selection.Borders(xlEdgeRight)
    .LineStyle = xlContinuous
    .Weight = xlThin
    .ColorIndex = xlAutomatic
End With
With Selection.Borders(xlInsideVertical)
    .LineStyle = xlContinuous
    .Weight = xlThin
    .ColorIndex = xlAutomatic
End With
With Selection.Borders(xlInsideHorizontal)
    .LineStyle = xlContinuous
    .Weight = xlThin
    .ColorIndex = xlAutomatic
End With
Range("A1").Select
ActiveWorkbook.Save

End Sub

```

EK 6. Model çıktısını Excel programına hazır hale getiren FORTRAN kodu

!Bu program *.res uzantılı sonuç dosyalarından *.dat uzantılı dosyalar yaratmaya yarar.

!Sinir ağı modelinde kaç çıkış parametresi varsa (output node) real değişken olarak onlar tanımlanmalıdır.

!Değişken tek boyutlu arraydir ve büyüklüğü test dosyasında yer alan satır sayısı kadardır.

!Çıkış parametresi için 700 günlük bir alan ayrılmıştır. Veri sayısı ile girilen gün kadarı (N) *.dat

!uzantılı dosyada okunur ve kullanılır.

!7 nolu dosya *.res dosyasının olduğu adresi, 8 nolu dosya da *.dat dosyasının olacağı adresi gösterir

```
USE MSFLIB
```

```
LOGICAL(4) status,result
```

```
REAL HEDCOD(700)
```

```
REAL SONCOD(700)
```

```
INTEGER N
```

```
CHARACTER*20 KLASOR,MODEL1,MODEL2,OUTPUT1,OUTPUT2
```

```
CHARACTER*4 UZANTI1,UZANTI2,MODELNO
```

!Eğer program excel makro içinden çağırılırsa aşağıdaki command line'lı yerlere gerek yok.

!İlgili veriler Data.txt dosyasından okunacak. Data.txt dosyası, kullanıcının makroda girdiği

!verilerle makro tarafından oluşturuluyor.

```
OPEN (35,FILE='C:\Documents and  
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snnns\Modeller\Data.txt')
```

```
READ (35,*) KLASOR,MODELNO,N
```

```
!PRINT *,'KLASOR ADI VE MODEL NO GIRIN'
```

```
!PRINT *,'KLASOR ADI'
```

```
!READ *,KLASOR
```

```
!PRINT *,'MODEL NO'
```

```
!READ *,MODELNO
```

```
!PRINT *,'VERI SAYISINI GIRIN'
```

```
!READ *,N
```

```
UZANTI1='.res'
```

```
UZANTI2='.dat'
```

```
MODEL1='Model'//TRIM(MODELNO)//UZANTI1
```

```
MODEL2='Model'//TRIM(MODELNO)//'test'//UZANTI1
```

```
OUTPUT1='Model'//TRIM(MODELNO)//UZANTI2
```

```
OUTPUT2='Model'//TRIM(MODELNO)//'test'//UZANTI2
```

```
status = CHANGEDIRQQ('C:\Documents and  
Settings\Cumhur\Belgelerim\Cumhur\Snns\Modeller\  
status = CHANGEDIRQQ(TRIM(KLASOR))
```

```
OPEN (7,FILE=MODEL1)  
OPEN (70,FILE=MODEL2)
```

```
result = MAKEDIRQQ('Model'//MODELNO)  
status = CHANGEDIRQQ('Model'//MODELNO)
```

```
OPEN (8,FILE=OUTPUT1)  
OPEN (80,FILE=OUTPUT2)
```

```
DO 200 J=1,9  
READ (7,*)  
200 CONTINUE
```

```
DO 300 I=1,N  
  READ (7,*)  
  READ (7,*) HEDCOD(I)  
  READ (7,*) SONCOD(I)  
  WRITE (8,11) HEDCOD(I), SONCOD(I)  
300 CONTINUE
```

```
DO 2000 K=1,9  
READ (70,*)  
2000 CONTINUE
```

```
DO 3000 IJ=1,N  
  READ (70,*)  
  READ (70,*) HEDCOD(IJ)  
  READ (70,*) SONCOD(IJ)  
  WRITE (80,11) HEDCOD(IJ), SONCOD(IJ)  
3000 CONTINUE
```

```
CLOSE (7)  
CLOSE (8)  
CLOSE (70)  
CLOSE (80)
```

```
11 FORMAT (F6.3,2X,F6.3)
```

```
END
```

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Cumhuri Öztürk

Doğum Yeri : Denizli

Doğum Yılı : 1973

Medeni Hali : Evli

Eğitim ve Akademik Durumu:

Lise 1984-1991 Bornova Anadolu Lisesi, İzmir

Lisans 1991-1996 Orta Doğu Teknik Üniversitesi, İnşaat Mühendisliği Bölümü

Y. Lisans 1996-1999 Orta Doğu Teknik Üniversitesi, İnşaat Mühendisliği Bölümü

Yabancı Dil:

İngilizce, Almanca

İş Tecrübesi:

1996-1999 Orta Doğu Teknik Üniversitesi Kıyı ve Liman Mühendisliği Laboratuvarı, Proje Asistanı

1999-2000 Orta Doğu Teknik Üniversitesi Enformatik Enstitüsü, Araştırma Görevlisi

2000-2005 Hacettepe Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Araştırma Görevlisi

2005-2007 Hacettepe Üniversitesi Jeoloji Mühendisliği Bölümü, Araştırma Görevlisi