

**T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**EVSEL ATIKSULARDAN MODİFİYE BEŞ KADEMELİ BARDENPHO
PROSESİYLE NÜTRİENT GİDERİMİ VE BULANIK MANTIK YÖNTEMİNİN
UYGULANMASI**

ASUMAN YILDIRIM

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ PROGRAMI**

**DANIŞMAN
DOÇ. DR. EYÜP DEBİK**

İSTANBUL, 2012

T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**EVSEL ATIKSULARDAN MODİFİYE BEŞ KADEMELİ BARDENPHO
PROSESİYLE NÜTRİENT GİDERİMİ VE BULANIK MANTIK YÖNTEMİNİN
UYGULANMASI**

Asuman YILDIRIM tarafından hazırlanan tez çalışması 08.06.2012 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Tez Danışmanı

Doç. Dr. Eyüp DEBİK
Yıldız Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri

Doç. Dr. Eyüp DEBİK
Yıldız Teknik Üniversitesi

Doç. Dr. Süleyman ÖVEZ
İstanbul Teknik Üniversitesi

Doç. Dr. Mehmet ÇAKMAKÇI
Yıldız Teknik Üniversitesi

ÖNSÖZ

Öncelikle tez çalışmam boyunca her türlü imkanı sağlayan, desteğini esirgemeyen, bilgisini ve tecrübesini paylaşan tez danışmanım saygıdeğer hocam Doç. Dr. Eyüp Debik'e,

Yüksek lisans ve lisans eğitimim boyunca değerli bilgilerinden faydalandığım tüm saygıdeğer hocalarıma,

Tez çalışması sırasında bilgileri ve değerli fikirleriyle bana yol gösteren, her türlü yardım ve destekte bulunan, ilgilerini esirgemeyen değerli hocalarım Yrd. Doç. Dr. Tamer Coşkun ve Araş. Gör. Neslihan Manav'a,

Birlikte çalıştığımız, desteğini, yardımını ve sabrını esirgemeyen sevgili arkadaşım Çiğdem Balçık'a ve manevi desteklerinden dolayı tüm yüksek lisans dönem arkadaşlarıma,

Bugünlere gelmemin başlıca sebebi olan, her zaman sevgi ve desteklerini hissettiğim, maddi ve manevi imkanlarını hiçbir zaman esirgemeyen sevgili aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Mayıs, 2012

Asuman YILDIRIM

İÇİNDEKİLER

	sayfa
SİMGE LİSTESİ	vii
KISALTMA LİSTESİ	viii
ŞEKİL LİSTESİ.....	ix
ÇİZELGE LİSTESİ	xi
ÖZET	xii
ABSTRACT	xiii
BÖLÜM 1	
GİRİŞ.....	1
1.1 Literatür Özeti	1
1.2 Tezin Amacı	2
1.3 Hipotez	2
BÖLÜM 2	
EVSEL ATIKSULARIN ARITIMI	3
2.1 Evsel Atıksu	3
2.2 Evsel Atıksu Arıtımının Önemi	5
2.3 Türkiye’de Evsel Atıksu Arıtımı	6
2.4 Atıksu Arıtım Yöntemleri.....	7
BÖLÜM 3	
BİYOLOJİK ARITIM	10
3.1 Biyolojik Arıtımda Mikroorganizmalar	10
3.1.1 Mikroorganizma Çeşitleri ve Özellikleri	10
3.1.2 Mikroorganizmaların Besin İhtiyacı.....	12
3.2 Biyolojik Arıtım Yöntemleri	12
3.3 Aktif Çamur Yöntemi.....	14

3.3.1	Aktif Çamur	15
3.3.2	Aktif Çamur Sistemlerinde Kullanılan Biyolojik Prosesler	16
3.3.3	Aktif Çamur Sistemlerinde Karşılaşılan İşletme Problemleri	20
3.3.4	Biyolojik Nütrient Giderim Prosesleri.....	21
3.3.4.1	Biyolojik Azot Giderim Prosesleri	21
3.3.4.2	Biyolojik Azot Giderim Prosesleriyle Yapılan Çalışmalar.....	24
3.3.4.3	Biyolojik Fosfor Giderim Prosesleri	25
3.3.4.4	Biyolojik Fosfor Giderim Prosesleriyle Yapılan Çalışmalar	28
3.3.5	5 Kademeli Bardenpho Prosesi	30
3.3.5.1	5 Kademeli Bardenpho Prosesiyle Yapılan Çalışmalar	33
BÖLÜM 4		
BULANIK MANTIK (FUZZY LOGIC)		34
4.1	Bulanık Küme	35
4.1.1	Üyelik Fonksiyonu	36
4.1.2	Bulanık Kümede İşlemler.....	38
4.2	Bulanık Mantık	38
4.3	Bulanık Mantığın Uygulama Alanları	43
BÖLÜM 5		
MATERYAL METOT.....		44
5.1	Atıksu Kompozisyonu.....	44
5.2	Pilot Tesis ve İşletilmesi	45
5.3	Ölçüm Yöntemleri	49
BÖLÜM 6		
DENEYSEL SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRME.....		50
6.1	KOİ Giderimi.....	50
6.2	N Giderimi	53
6.3	P Giderimi.....	60
6.4	Katı Madde Giderimi.....	64
6.5	Kararlı Hal.....	66
BÖLÜM 7		
BULANIK MODEL ÇALIŞMASI		70
7.1	Model Girdileri ve Çıktıları	71
7.2	Kural Tabanı	76
7.3	Model Sonuçları	77
BÖLÜM 8		
SONUÇLAR VE ÖNERİLER		82
KAYNAKLAR.....		84

EK-A

MODELLERİN KURAL TABANI.....	88
ÖZGEÇMİŞ.....	92

SİMGE LİSTESİ

C/N	Karbon azot oranı
F/M	Substratın biyokütleyle oranı
R^2	Determinasyon katsayısı
U	Spesifik substrat kullanım oranı
X_T	Kuru çamur ağırlığı
V_{SR}	Çöken çamur hacmi
μ	Bulanık küme üyelik derecesi
$\cap$	Kümelerin kesişimi
$\cup$	Kümelerin birleşimi
$\subseteq$	Altkümesi veya eşit

KISALTMA LİSTESİ

ADP	Adenozin difosfat
AKM	Askıda katı madde
ATP	Adenozin trifosfat
BOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
C	Karbon
CO ₂	Karbondioksit
ÇO	Çözünmüş oksijen
FIS	Fuzzy inference system (bulanık çıkarım sistemi)
HRT	Hidrolik Bekletme Süresi
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MLSS	Aktif Çamur Havuzundaki Askıda Katılar
N	Azot
NO ₂ ⁻ -N	Nitrit azotu
NO ₃ ⁻ -N	Nitrat azotu
NH ₃ -N	Amonyak azotu
O ₂	Oksijen
P	Fosfor
PAO	Fosfor biriktiren organizmalar
PO ₄ ⁻³ -P	Fosfat fosforu
SRT	Çamur yaşı
SVI	Çamur hacim indeksi
TKN	Toplam kjeldahl azotu
TN	Toplam azot
TP	Toplam fosfor
UAKM	Uçucu askıda katı madde

ŞEKİL LİSTESİ

	Sayfa
Şekil 3.1	Filamentli bakteri 11
Şekil 3.2	Aktif çamur sistemi genel akım şeması..... 14
Şekil 3.3	Birleşik sistemle nitrifikasyonun şematik görünümü..... 17
Şekil 3.4	İkili sistemle nitrifikasyonun şematik görünümü..... 18
Şekil 3.5	Ön-anoksik/son-anoksik denitrifikasyon sistemi şematik görünümü 19
Şekil 3.6	MLE prosesinin akım şeması 22
Şekil 3.7	Ardışık kesikli reaktör şematik görünümü..... 23
Şekil 3.8	Dört kademeli Bardenpho prosesi şematik görünümü 24
Şekil 3.9	A ² O prosesinin şematik görünümü 26
Şekil 3.10	UCT prosesinin şematik gösterimi 26
Şekil 3.11	Modifiye UCT prosesinin şematik görünümü 27
Şekil 3.12	VIP prosesinin şematik görünümü 28
Şekil 3.13	Beş kademeli Bardenpho prosesinin şematik gösterimi..... 30
Şekil 4.1	Klasik ve bulanık yaş kümesi 35
Şekil 4.2	Üyelik fonksiyonlarının kısımları 36
Şekil 4.3	A ve B bulanık kümelerinin kesişim ve birleşimi..... 38
Şekil 4.4	Bulanık mantık denetleyici genel akış şeması..... 39
Şekil 4.5	Bulanıklaştırma işlemi 39
Şekil 4.6	Çıkarım mekanizması 40
Şekil 4.7	Durulaştırma işlemi..... 43
Şekil 5.1	Pilot ölçekli reaktörün planı 45
Şekil 5.2	Pilot ölçekli reaktörün görünüşü 46
Şekil 5.3	Pilot ölçekli reaktörün akım şeması 47
Şekil 5.4	Giriş yapısı, ön çöktürme havuzu, dağıtım yapısı ve anaerobik havuz 47
Şekil 5.5	Aerobik2 havuzunun üstten görünüşü 48
Şekil 5.6	Anoksik1, aerobik1 ve son çöktürme havuzlarının üstten görünüşü 48
Şekil 6.1	Giriş-çıkış KOİ konsantrasyonları ve giderim veriminin değişimi..... 51
Şekil 6.2	Farklı fazlardaki KOİ konsantrasyonlarının değişimi 52
Şekil 6.3	Giriş-çıkış TKN konsantrasyonları ve giderim veriminin değişimi..... 54
Şekil 6.4	Farklı fazlardaki TKN konsantrasyonlarının değişimi 55
Şekil 6.5	Giriş-çıkış NH ₃ -N konsantrasyonları ve giderim veriminin değişimi 56
Şekil 6.6	Farklı fazlardaki NH ₃ -N konsantrasyonlarının değişimi 56
Şekil 6.7	Farklı fazlardaki NO ₂ -N konsantrasyonlarının değişimi 58

Şekil 6.8	Farklı fazlardaki $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının değişimi	59
Şekil 6.9	Giriş-çıkış $\text{PO}_4\text{-P}$ konsantrasyonları ve giderim veriminin değişimi	61
Şekil 6.10	Farklı fazlardaki $\text{PO}_4\text{-P}$ konsantrasyonlarının değişimi	62
Şekil 6.11	Giriş-çıkış TP konsantrasyonları ve giderim veriminin değişimi.....	63
Şekil 6.12	Farklı fazlardaki TP konsantrasyonlarının değişimi.....	64
Şekil 6.13	Giriş-çıkış AKM konsantrasyonları ve giderim veriminin değişimi.....	65
Şekil 6.14	Giriş-çıkış UAKM konsantrasyonları ve giderim veriminin değişimi	65
Şekil 6.15	Kararlı halde reaktördeki N ve P değişimi.....	66
Şekil 7.1	Zaman girdi değişkeninin üyelik fonksiyonu.....	72
Şekil 7.2	$\text{KOI}_{\text{giriş}}$ girdi değişkeninin üyelik fonksiyonu.....	72
Şekil 7.3	$\text{TKN}_{\text{giriş}}$ girdi değişkeninin üyelik fonksiyonu.....	73
Şekil 7.4	$\text{TP}_{\text{giriş}}$ girdi değişkeninin üyelik fonksiyonu	73
Şekil 7.5	$\text{KOI}_{\text{çıkış}}$ çıktı değişkeninin üyelik fonksiyonu	74
Şekil 7.6	$\text{TKN}_{\text{çıkış}}$ çıktı değişkeninin üyelik fonksiyonu	75
Şekil 7.7	$\text{TP}_{\text{çıkış}}$ çıktı değişkeninin üyelik fonksiyonu.....	75
Şekil 7.8	MATLAB programı rule editor aracı	77
Şekil 7.9	Durulaştırma (rule viewer) ekranı.....	77
Şekil 7.10	1.model deney-model sonuçları arası korelasyon eğrisi	78
Şekil 7.11	2.model deney-model sonuçları arası korelasyon eğrisi	79
Şekil 7.12	3.model deney-model sonuçları arası korelasyon eğrisi	80
Şekil 7.13	4.model deney-model sonuçları arası korelasyon eğrisi	80
Şekil 7.14	5.model deney-model sonuçları arası korelasyon eğrisi	81

ÇİZELGE LİSTESİ

	Sayfa
Çizelge 2.1	Evsel atıksu karakteristik değerleri 4
Çizelge 2.2	Türkiye 2008 yılı istatistikî verileri 6
Çizelge 2.3	Türkiye 2008 yılı atıksu arıtma istatistikî verileri 7
Çizelge 3.1	Biyolojik arıtım yöntemleri 13
Çizelge 3.2	Biyolojik nütrient giderim proses fazlarının özeti 22
Çizelge 3.3	Beş kademeli Bardenpho prosesinin tasarım parametreleri31
Çizelge 3.4	Beş kademeli Bardenpho prosesinin avantaj ve dezavantajları 32
Çizelge 4.1	Bulanık kümelerde üyelik fonksiyonlarının şekil ve ifadeleri 37
Çizelge 4.2	Bulanık sözlerle temsil edilen kural tablosu 41
Çizelge 5.1	Atıksu karakterizasyonu 44
Çizelge 6.1	Reaktörün KOİ konsantrasyonları ve elde edilen verimler 51
Çizelge 6.2	Reaktörün TKN ve NH ₃ -N konsantrasyonları ve elde edilen verimler 53
Çizelge 6.3	Reaktörün bölümlerinde ölçülen NO ₃ -N ve NO ₂ -N konsantrasyonları .. 57
Çizelge 6.4	Reaktörün TN konsantrasyonları ve elde edilen verimler 60
Çizelge 6.5	Reaktörün PO ₄ -P ve TP konsantrasyonları ve elde edilen verimler 61
Çizelge 6.6	Reaktörün kararlı hal ortalama çıkış konsantrasyonları ve elde edilen verimler67
Çizelge 6.7	Çalışmanın literatürdeki bazı çalışmalarla mukayesesi 68
Çizelge 7.1	Model girdi fonksiyonlarının sözel ifadesi ve aralıkları 71
Çizelge 7.2	Model çıktı fonksiyonlarının sözel ifadesi ve aralıkları 74
Çizelge 7.3	Model girdi ve çıktıları76

**EVSEL ATIKSULARDAN MODİFİYE BEŞ KADEMELİ BARDENPHO PROSESİYLE
NÜTRİENT GİDERİMİ VE BULANIK MANTIK YÖNTEMİNİN UYGULANMASI**

Asuman YILDIRIM

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Yüksek Lisans Tezi

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Eyüp DEBİK

Çalışmada Modifiye Beş Kademeli Bardenpho (MBKB) prosesiyle evsel atıksuyun arıtımı incelenmiştir. Pilot ölçekli reaktör sırasıyla ön çöktürme, anaerobik, anoksik1, aerobik1, anoksik2, aerobik2 ve son çöktürme'den oluşmaktadır. İşletme sürecinde KOİ, TKN, NH₃-N, NO₃-N, NO₂-N, TN, PO₄-P, TP, AKM, UAKM analizleri yapılarak bu parametrelerin her fazdaki değişimleri incelenmiştir. Çalışmada ortalama %86,3 KOİ giderim verim elde edilmiştir. N ve P giderimi yapan MBKB prosesinde elde edilen ortalama TN, TP giderim verimleri sırasıyla %82,4 ve %88,7'dir. Ayrıca ortalama %85,7 verimle TKN, %92,8 verimle NH₃-N, %87,4 verimle PO₄-P, %91,5 verimle AKM ve %90,8 verimle UAKM giderilmiştir. Elde edilen veriler atıksulardan biyolojik nütrient gideriminde MBKB prosesinin verimli bir şekilde kullanılabileceğini göstermiştir.

Çalışmanın ikinci aşamasında deneysel veriler kullanılarak bulanık mantık (fuzzy logic) tahmin modeli oluşturulmuştur. Çalışma süresi (zaman), giriş atıksuyu KOİ, TKN, TP değerlerinin girdi, reaktör çıkış atıksuyu KOİ, TKN, TP değerlerinin çıktı olarak kullanıldığı beş farklı model tanımlanmıştır. Elde edilen model sonuçlarıyla deneysel sonuçlar karşılaştırılmış ve 0,80'in üzerinde determinasyon katsayısı (R^2) hesaplanmıştır. 1'e yakın elde edilen bu değerler bulanık mantık yönteminin sistemde uygulanabileceğini ve bu yöntemle sistem performansının başarıyla tahmin edilebileceğini göstermiştir.

Anahtar Kelimeler: evsel atıksu arıtımı, modifiye beş kademeli bardenpho (MBKB) prosesi, bulanık mantık

ABSTRACT

NUTRIENT REMOVAL FROM MUNICIPAL WASTEWATER BY MODIFIED FIVE STAGE BARDENPHO PROCESS AND APPLICATION OF FUZZY LOGIC MODEL

Asuman YILDIRIM

Department of Environmental Engineering

Advisor: Assoc. Prof. Dr. Eyüp Debik

In this study, municipal wastewater treatment by Modified Five Stage Bardenpho (MFSB) process was investigated. Pilot-scale reactor consisted of primary clarifier, anaerobic, anoxic1, aerobic1, anoxic2, aerobic2 and secondary clarifier tanks. At operation period COD, TKN, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, TN, $\text{PO}_4\text{-P}$, TP, SS, VSS were analyzed and changes of these parameters at every tank were investigated. In this study, 86,3% average removal of COD was obtained. At MFSB process, which remove N and P, the average removal efficiencies of TN and TP were 82,4% and 88,7%, respectively. Also average removal efficiency was recorded at 85,7% as TKN, 92,8% as $\text{NH}_3\text{-N}$, 87,4% as $\text{PO}_4\text{-P}$, 91,5% as SS and 90,8% as VSS. The data obtained from the study showed that MFSB process can be use efficiently for biologic removal of nutrient.

At second stage, a fuzzy logic forecasting model was built by using experimental data. Five different models were defined. At these models operation period (time), COD, TKN and TP of influent wastewater were used as input; COD, TKN and TP of effluent wastewater were used as output. Data, which was obtained from models, was compared with experimental data. Determination coefficients (R^2) were calculated over 0,80. These data which were obtained close to 1 showed that fuzzy logic model can be applied for this process and performance of the process can be estimated successfully.

Key words: wastewater treatment, modified five stage bardenpho (MFSB) process, fuzzy logic

YILDIZ TECHNICAL UNIVERSITY

GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES

1.1 Literatür Özeti

Atıksu yönetiminin insan ve kent sağlığı üzerindeki etkisi eski çağlardan beri bilinmektedir. Atıksu bünyesinde askıda ve çözünmüş halde kirleticiler bulunur. Bu kirleticilerin birikmesi su ortamlarında septik şartların, kötü kokuların, istenmeyen şartların oluşmasına neden olur. Su kaynaklarının korunması amacıyla iyi bir su yönetimi gerekmektedir. Atıksu yönetiminin amacı toplum hayatını ekonomik, sosyal, politik, çevresel açılardan korumaktır. Atıksuların kanalizasyon sistemleriyle toplanması ve atıksu arıtma tesislerinde arıtılıp standartlara göre alıcı ortamlara deşarj edilmesi su yönetiminin en önemli unsurlarındandır.

Nüfus artışıyla atıksu miktarı her geçen gün artmakta ve arıtma ihtiyacı gün geçtikçe daha fazla önem kazanmaktadır. Fiziksel, kimyasal ve biyolojik çeşitli arıtım yöntemleri teknolojiyle birlikte gelişim göstermektedir. Literatür çalışmalarında atıksuyun kirletici özelliklerine bağlı olarak daha iyi kalitede arıtım yapabilmek amacıyla çeşitli konfigürasyonlar oluşturulmuştur.

Evsel atıksuların biyolojik arıtımı literatürde önem kazanmaktadır. Karbon ve nütrient giderimini sağlamak amacıyla çeşitli konfigürasyonlarda sistemler üzerinde araştırmalar yapılmıştır. Bu sistemlerden öne çıkanlar A^2O , UCT, bardenpho, VIP, Johannesburg ve ardışık kesikli reaktörlerdir.

1.2 Tezin Amacı

Kentten gelen evsel atıksuların arıtımı halk ve çevre sağılığı açısından önemlidir. Bu amaçla çeşitli çalışmalar yapılmış ve farklı sistemler geliştirilmiştir. Çalışmada evsel atıksu arıtımını daha iyi şekilde gerçekleştirebilmek için modifiye beş kademeli bardenpho (MBKB) prosesiyle çalışma yapılmıştır. Sistemin performansını takip ederek en verimli arıtma sistemini oluşturabilmek ve biyolojik sistemlerin çeşitli faktörlerden etkilenecek yaşanabilecek işletme problemlerine çözüm bulmak amaçlanmıştır. Ayrıca sistem performansını takip etmeye yönelik modelleme çalışması da yapılmıştır.

1.3 Hipotez

Evsel atıksuların beş kademeli bardenpho prosesinin geliştirilmiş hali olan modifiye beş kademeli bardenpho (MBKB) prosesiyle arıtılması ve sistemin performansının bulanık mantık modeliyle takip edilmesi amaçlanmıştır.

EVSEL ATIKSULARIN ARITIMI

2.1 Evsel Atıksu

Evsel atıksular, kentlerde temiz suların çeşitli şekillerde kullanılmasıyla oluşan ve kanalizasyon sistemleriyle uzaklaştırılan atıksulardır. Arıtma tesislerinin dizayn edilmesi ve işletilmesi için atıksuyun miktarının, özelliklerinin ve kaynağının bilinmesi gereklidir. Atıksular evsel ve endüstriyel kaynaklardan, yağmur sularından ve okul, hastane gibi hizmet sektörlerinden kaynaklanır. Atıksuyun miktarı kanalizasyon sistemine bağlanan alanın nüfusuna, atıksuyun özellikleri ise bu alandaki nüfusun yaşam standartlarına bağlıdır [1], [2].

Evsel atıksu bünyesinde çok sayıda farklı madde bulunmakta olup atıksuyun karakterinin belirlenmesi için çeşitli parametrelerin ölçülmesi gerekir. Bunların belirlenebilmesi maksadıyla fiziksel, kimyasal, biyolojik ve bakteriyolojik deney ve yöntemlerden faydalanılır. Böylece arıtılacak atıksu tanınır, arıtma tesisinin yeterli olup olmadığı belirlenir, ayrıca arıtma tesislerinin kontrol ve işletilmesi kolaylaştırılır [1].

Evsel atıksular askıda ve çözünmüş organik, inorganik maddeler içerirler. Başlıca organik maddeler karbonhidrat, lignin, yağ, sabun, sentetik deterjan, proteinler ve protein ayrışma ürünleri, endüstriyel kaynaklardan gelen doğal ve sentetik organik kimyasallardır [3]. Evsel atıksular fiziksel, kimyasal, biyolojik bileşenlerine göre sınıflandırılırlar. Evsel atıksuyun özellikleri kirletici konsantrasyonuna bağlı olarak Çizelge 2.1’de verilmiştir. Tabloda kuvvetli karakterli atıksu 240 L/kişi.gün, orta

karakterli atıksu 460 L/kişi.gün, zayıf karakterli atıksu ise 750 L/kişi.gün hesabına göre verilmiştir [4].

Çizelge 2.1 Evsel atıksu karakteristik değerleri [4]

Kirletici	Birim	Konsantrasyon		
		Zayıf	Orta	Kuvvetli
Toplam katı madde	mg/L	390	720	1230
Toplam çözünmüş katı madde	mg/L	270	500	860
Sabit	mg/L	160	300	520
Uçucu	mg/L	110	200	340
Toplam askıda katı madde	mg/L	120	210	400
Sabit	mg/L	25	50	85
Uçucu	mg/L	95	160	315
Çökebilir katı madde	mg/L	5	10	20
BOİ ₅ ,20°C	mg/L	110	190	350
KOİ	mg/L	250	430	800
Azot (toplam)	mg/L	20	40	70
Organik	mg/L	8	15	25
Serbest amonyak	mg/L	12	25	45
Nitrit	mg/L	0	0	0
Nitrat	mg/L	0	0	0
Fosfor (toplam)	mg/L	4	7	12
Organik	mg/L	1	2	4
İnorganik	mg/L	3	5	8
Klorür	mg/L	30	50	90
Sülfat	mg/L	20	30	50
Yağ ve gres	mg/L	50	90	100
Uçucu organikler	µg/L	<100	100-400	>400

2.2 Evsel Atıksu Arıtımının Önemi

Atıksu yönetiminin insan ve kent sağlığı üzerindeki etkisi eski çağlardan beri bilinmektedir. Yüzyıllar boyunca atıksu yönetimine çok önem verilmemiştir. Birçok bölgede atıksu caddelere deşarj edilmiş, halk ve çevre sağlığı olumsuz etkilenmiş, 19yy.'a kadar salgın hastalıklara neden olmuştur. İnsan ve çevre sağlığını koruma bilincinin artmasıyla kullanılmış suların toplanıp, uygun yerlere taşınmasını sağlayan kanalizasyon sistemleri kurulmuştur. Dünyanın en eski kanalizasyon sistemi Cloaca Maxima Antik Roma'da, yerel bir bataklığın drenajı ve dönemin en kalabalık şehrinin atıksularının tasfiyesi için yapılmıştır. Ayrıca çağlar boyu yapılmış bazı arkeolojik çalışmalarda barajlar, borular ve kanallar gibi atıksu yönetimi için yapılmış çalışmalara rastlanmıştır. Roma dönemi alt yapı sistemleri tarihin en iyi sistemleridir. Suyun toplanmasından tasfiyesine kadar su yönetim sistemleri geliştirilmiştir [5].

Su kaynaklarının korunması için iyi bir atıksu yönetimi gerekir. Atıksu yönetiminin amacı toplum hayatını ekonomik, sosyal, politik, çevresel açılardan korumaktır. İyi bir atıksu yönetimi yapabilmek için öncelikle atıksuyun iyi tanınması, bileşenlerinin ve bu bileşenlerin çevreye yayılması halinde oluşabilecek etkilerin bilinmesi gerekir.

Kullanılmış sular kanallarda toplandıktan sonra bertaraf edilmek üzere bir alıcı ortama verilir. Atıksuyun deşarj edildiği ortamlarda halk sağlığına ve ekolojik dengeye olabilecek etkilerini minimuma indirmek için deşarj öncesi atıksu arıtımı yapılır. Atıksu arıtımında askıda katı maddelerin, ağır metallerin, zehirli bileşiklerin, biyolojik olarak parçalanabilen organik maddelerin, azotun, fosforun, patojenik organizmaların giderilmesi amaçlanır [6]. Arıtılmayan atıksular alıcı ortamlarda biriktiğinde atıksuda bulunan organik maddeler septik şartların oluşmasıyla zamanla bozunur. Ayrıca patojenik mikroorganizmalar ile nütrientler, alıcı ortamda metabolik faaliyetleri artırır ve oksijen yetersiz kalır [7]. Anaerobik ortamın gelişmesiyle istenmeyen koşullar, kötü kokular oluşur, balık ölümleri görülür. Su kaynaklarından içme suyu temini güçleşir, kolera, tifo, sarılık gibi hastalıklar artar, suların endüstri ve tarımda kullanılması kısıtlanır. Nüfus artışı ve küresel ısınmayla azalan su kaynaklarını korumak amacıyla kullanılmış sular arıtılmalı, geri kazanılmalı ya da uygun standartlarda deşarj edilmelidir.

2.3 Türkiye’de Evsel Atıksu Arıtımı

Türkiye su kıtlığı çeken bir ülke olmadığı gibi su zengini bir ülke de değildir. İyi bir su politikası izlenmemesi ve kaynakların en iyi şekilde değerlendirilmemesi durumunda su sıkıntılarıyla karşı karşıya kalınacaktır. Türkiye’de yıllık tüketilebilecek su miktarı yaklaşık 112 milyar m³, kişi başına yıllık tüketim 1600 m³’tür [8]. Türkiye istatistik kurumu verilerine göre 2008 yılında 11,6 milyar m³ su doğrudan su kaynaklarından çekilmiştir. Türkiye’de belediyeler ilk 1980’lerde atıksu arıtımıyla ilgili teknik hazırlıklar yapmaya başlamıştır. İlk deniz deşarjı 1983’te Yalova ve Çınarcık’ta yapılmıştır [9].

Çizelge 2-2 Türkiye 2008 yılı istatistikî verileri [10]

Toplam belediye sayısı	3225
Toplam belediye nüfusu	58 581 515
Kanalizasyon şebekesi ile hizmet verilen belediye sayısı	2421
Kanalizasyon şebekesi ile hizmet verilen belediye nüfusu	51 673 078
Kanalizasyon şebekesi ile hizmet verilen nüfusun toplam nüfusa oranı	%73
Arıtma tesisi ile hizmet verilen belediye sayısı	442
Arıtma tesisi ile hizmet verilen belediye nüfusu	32 518 318
Arıtma tesisi ile hizmet verilen nüfusun toplam nüfusa oranı	%46
Alıcı ortamlara göre şebekeden deşarj edilen atıksu miktarı	3261 milyon m ³ /yıl

Türkiye İstatistik Kurumu verilerine göre 2008 yılında 8,7 milyar m³ atıksu oluşmuştur ve oluşan atıksuyun %69’u arıtılmıştır. Atıksu arıtma tesisleri ile hizmet verilen belediye nüfusunun oranı Türkiye nüfusu içinde %46, toplam belediye nüfusu içinde %56 olarak hesaplanmıştır. 2008 yılı itibariyle belediyelere ait 29’u fiziksel, 158’i biyolojik, 32’si ileri ve 17’si doğal arıtma sistemi olmak üzere toplam 236 atıksu arıtma tesisi bulunmakta

ve bu tesisler ile 442 belediyeye hizmet verilmektedir. Arıtılan atıksuyun %38,3'üne biyolojik, %32,7'sine fiziksel, %28,8'ine ileri ve %0,3'üne doğal arıtma uygulanmaktadır [10].

Çizelge 2-3 Türkiye 2008 yılı atıksu arıtma istatistikî verileri [10]

	Atıksu Arıtma Tesisi Sayısı	Tesiste Arıtılan Atıksu Miktarı
Toplam atıksu arıtma tesisi sayısı	236	2252 milyon m ³ /yıl
Fiziksel atıksu arıtma tesisi sayısı	29	736 milyon m ³ /yıl
Biyolojik atıksu arıtma tesisi sayısı	158	861 milyon m ³ /yıl
İleri atıksu arıtma tesisi sayısı	32	649 milyon m ³ /yıl
Doğal atıksu arıtma tesisi sayısı	17	6 milyon m ³ /yıl

2008 yılında kanalizasyon şebekeleri ile toplanan 3,26 milyar m³ atıksuyun %44,7'si denize, %43,1'i akarsuya, %3,5'i baraja, %2,1'i göle-gölete, %1,5'i araziye ve %5,1'i diğer alıcı ortamlara deşarj edilmiştir[10]. Türkiye'de belediyelerin kontrolünde bulunan atıksu arıtma tesislerine alternatif atıksu bertaraf yöntemleri de kullanılmaktadır. Bunlar; septik tank, doğrudan alıcı ortama deşarj, doğal ve yapay sulak alanlarda arıttırma [11].

Türkiye'de bulunan evsel atıksu arıtma tesislerinin işletimi ve bakımı belediyelerin sorumluluğundadır. Yüksek enerji ve kimyasal sarfiyatları; kalifiye eleman eksikliği; arıtma sistemlerinin ani yüklere, kapasite artışlarına, debi değişikliklerine uygun olarak tasarlanmamış olmaları; bakım ve onarım gibi bazı işletme problemleriyle karşılaşmaktadır [12].

2.4 Atıksu Arıtım Yöntemleri

Atıksu arıtım yöntemleri atıksuyun karakteristiğine ve alıcı ortam deşarj standartlarına göre belirlenmektedir. Arıtım yöntemleri mekanik, kimyasal, biyolojik olmak üzere üçe ayrılır. Şimdiye kadar fiziksel faktörlerin etkisinin kullanıldığı yöntemler temel işlemler,

kimyasal ve biyolojik reaksiyonların etkisinin kullanıldığı yöntemler temel prosesler olarak ele alınır. Şimdilerde ise ön, birincil, ikincil ve ileri arıtım sağlamak için temel işlem ve prosesler birlikte anılmaktadır [4].

Mekanik Arıtım

Mekanik arıtım prosesleri fiziksel yöntemlerin kullanıldığı proseslerdir. Bu proseste pompa ve diğer sistemlere zarar verebilecek atıklar giderilir. Mekanik arıtmada katı maddeler ızgarada tutularak, sudan daha ağır maddeler yerçekimi etkisiyle çöktürme havuzlarında çöktürülürken ayrıca yüzdürmeyle yağ vb. maddeler giderilir. Izgara, elek, öğütücü, kum tutucu, yağ tutucu, çöktürme havuzu ve yüzdürme havuzu mekanik arıtım birimleridir.

Izgara arıtma tesislerinde kullanılan ilk ünedir. Atıksuyla gelen katı maddelerin tutulması sağlanır böylece pompaların tıkanması önlenir, atık suyun görüntüsü düzeltilir, arıtma kademelerinin verimi arttırılır. Temizlenme sistemlerine göre elle ve mekanik olarak temizlenen şekilde ikiye ayrılırlar. Küçük tesislerde elle, büyük tesislerde mekanik olarak temizlenen ızgaralar tercih edilmektedir. Izgara çubukları arasındaki mesafeye göre de ızgaralar ikiye ayrılır. Çubuklar arasındaki mesafe 6-150 mm arasında olduğunda kaba ızgara, <6 mm olduğunda ince ızgaradır. Izgaralarda tutulan maddeler katı atık tesislerinde gömülerek veya yakılarak bertaraf edilirler. Izgaralar yatayla belli bir açı yapacak şekilde inşa edilirler. Izgaralarda suyun geçiş hızının da 0,4-1 m/sn arasında olması istenir. Kentsel atıksu arıtma tesisi girişlerinde fazla kullanılmamasına rağmen; bazı tesislerde ızgaralarda tutulamayan katı maddeleri tutmak için üzerinde 0,02-3 mm çapında delikler bulunan band ve disk şeklinde elekler kullanılmaktadır. Bu elekler paslanmaz çelik, naylon veya polyester malzemeler kullanılarak üretilmektedir [1].

Kum tutucular özellikle birleşik kanalizasyon sistemlerinden gelen kum, çakıl gibi maddelerin tutulmasını sağlayan ünedir. Böylece diğer sistemlerdeki tıkanma aşınma gibi problemler engellenir. Dikdörtgen planlı, havalandırmalı, dairesel planlı, yatay veya düşey akımlı olarak inşa edilebilirler. Havalandırmalı kum tutucular sayesinde yağ tutulması da sağlanabilir. Yağların giderimi için ayrı bir sistem kurulabileceği gibi havalandırmalı kum tutucu ya da ön çöktürme havuzları yüzeyinden alınabilir. Kum

tutucular küçük ölçekli tesislerde elle, büyük tesislerde mekanik olarak temizlenir. Mekanik olarak temizleme, hareketli mekanizma üzerindeki basınçlı pompalarla yapılır.

Ön çöktürme havuzları, yoğunluk farkları sayesinde kendiliğinden çökebilen maddelerin ayrılması için kullanılır. Ön çöktürme havuzlarının verimi askıda katı madde ve BOİ giderme oranına göre değerlendirilir. Askıda katı maddelerin %50-70'i, BOİ'nin %25-40'ı giderilebilmektedir. Dikdörtgen veya dairesel olarak inşa edilebilen çöktürme havuzları, bekletme süresi 1,5-2,5 saat olacak şekilde tasarlanmaktadır [4]. Dikdörtgen havuzlarda zincirli hareketli köprüler, dairesel havuzlarda döner sıyrıcılar kullanılarak tabana çöken çamurun toplanması gereklidir. Ön çöktürme havuzlarından çıkan su savaklanarak daha sonraki arıtma kademelerine alınmaktadır.

Kimyasal Arıtım

Kimyasal arıtım, mekanik olarak giderilemeyen kirleticilerin çeşitli kimyasallar yardımıyla giderilmesi amacıyla kullanılan prosestir. Atıksu arıtımında kimyasal işlemler ilk 1850-1890 yılları arasında İngiltere'de kullanılmıştır [1]. Kimyasal arıtım işlemleri fiziksel ve biyolojik sistemlerle beraber kullanılabileceği gibi tek başına da kullanılabilmektedir.

Nötralizasyon, pıhtılaştırma-yumaklaştırma, yüzdürme (flotasyon), kimyasal oksidasyon, kimyasal çöktürme, iyon değiştirme başlıca kimyasal arıtma işlemleridir. Kimyasal çökeltme ile %80-90 askıda katı madde, %50-80 BOİ, %80-90 bakteri giderimi sağlanabilmektedir [1]. İleri arıtmada çökelemeyen maddelerin çökeltmesinde ve fosfor gideriminde kimyasal arıtım uygulanabilir. Kimyasal arıtmayla kirleticiler fiziksel olarak giderilebilen yeni formlara dönüştürülür. Alüm, kireç, demir gibi kimyasallar eklenerek kirleticilerin flokleşmesi sağlanır, daha ağır ve büyük hale gelen maddeler fiziksel olarak daha kolay ve hızlı arıtılır [13].

Biyolojik Arıtım

Biyolojik arıtım 3. bölümde kapsamlı şekilde ele alınmıştır.

BÖLÜM 3

BIYOLOJİK ARITIM

Biyolojik arıtım kirleticilerin biyokimyasal reaksiyonlarla aerobik-anaerobik şartlarda giderilmesidir. Çöktürme havuzlarından gelen çözünmüş organik maddelerin ve giderilemeyen çok küçük askıda katı maddelerin giderimi amaçlanır. Biyokimyasal prosesler çözünmüş organik maddelerin yıkımını ve dönüşümünü kapsar. Organik maddeler ya CO₂ ve azot gazı gibi zararsız formlara ya da fiziksel olarak giderilebilecek yeni hücrelere dönüştürülür. Ayrıca kolloidal haldeki maddeler bakteriler tarafından tutularak çökebilir hale gelirler. Çöktürme havuzlarından alınan çamurların arıtımı da biyolojik yollarla yapılabilir [14].

3.1 Biyolojik Arıtımda Mikroorganizmalar

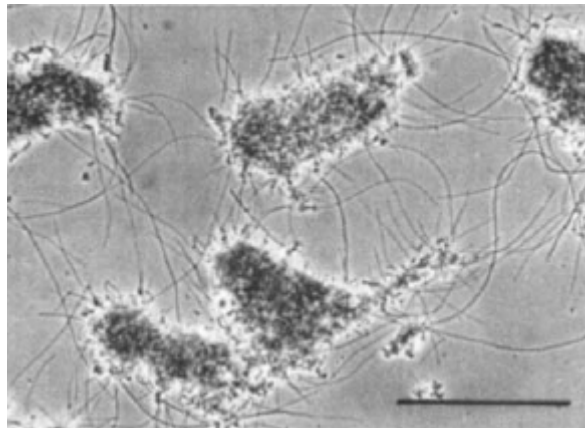
3.1.1 Mikroorganizma Çeşitleri ve Özellikleri

Biyolojik arıtımda aerobik, anaerobik ve fakültatif mikroorganizmalar rol oynar. Aerobik mikroorganizmalar metabolik prosesleri için moleküler oksijene ihtiyaç duyarlar. Anaerobik mikroorganizmalar oksijensiz ortamda yaşarlar ve enerjilerini organik maddelerden sağlarlar. Fakültatif mikroorganizmalar oksijenli ortamda aerobik, oksijensiz ortamda anaerobik olarak davranırlar [1].

Yüzeysel su ve atıksularda bakteri, fungi, alg, protozoa, bitkiler, hayvanlar ve virüsler bulunmaktadır. Arke ve bakteriler prokaryotik, protozoalar ökaryotik canlılar olup prokaryotik mikroorganizmalar daha basit yapılı canlılardır, çekirdek zarları yoktur ve

ikiye bölünerek çoğalırlar. Ökaryotik mikroorganizmalar prokaryotiklere göre daha karmaşık yapıdadırlar ve çekirdek zarına sahiptirler [4].

Biyolojik arıtmada yaygın olarak bakteriler bulunmaktadır. İnsan bağırsağında bulunan bakteriler dışkıyla dışarı atıldığından evsel atıksularda önemli konsantrasyonda patojenik ve patojenik olmayan bakteri vardır. Evsel atıksularda en çok bulunan bakteri cinsi *Salmonella*, en az bulunan cinsi *Shigella*'dır. Ayrıca *Vibrio*, *Mikrobakteri*, *Klostridyum*, *Leptospira* ve *Yersinia* bakterileri de bulunmaktadır [4]. Bakteriler tek hücreli prokaryotik canlılar olup hücrelerinde kolloid özellikte stoplazma; stoplazma bünyesinde protein, karbonhidrat ve diğer kompleks organik bileşikler barındırır. Bakteriler küresel, silindirik, spiral biçiminde bulunurlar [1]. Elektron kaynağına göre heterotrofik ve kemoototrofik olarak iki sınıfa ayrılırlar. Elektron ve karbon kaynağı olarak organik bileşikler kullanan bakteriler heterotrofik bakterilerdir. Biyokimyasal proseslerde organik madde giderimi esas amaç olduğundan sistemde heterotrofik bakteriler baskındır. Elektron kaynağı olarak inorganik bileşikler, karbon kaynağı olarak CO₂'i kullanan bakteriler kemoototrofik bakteriler olup azot gideriminde kullanılırlar ve nitrifikasyondan sorumludurlar. Biyolojik arıtmada bazı bakterilerin olumsuz etkileri vardır. Filamentli bakteriler (Şekil 3.1) floklara bağlanırlar ve çökelmeyi engelleyerek çıkış suyu kalitesinin bozulmasına neden olurlar. Diğer bir bakteri türü ise biyolojik reaktörlerde önemli oranda köpük oluşumuna, havalandırma ve çöktürme havuzlarının köpükle kaplanmasına neden olabilirler [14].



Şekil 3.1 Filamentli bakteri [14]

3.1.2 Mikroorganizmaların Besin İhtiyacı

Organizmalar fonksiyonlarının devamı ve yeni hücrelerin üretimi için enerjiye, karbon kaynağına ve nütrientlere ihtiyaç duyarlar. Karbon kaynağı olarak organik madde veya CO₂ kullanılmakta olup organik maddeyi kullanan organizmalar heterotrof, CO₂'i kullananlar ise ototrof canlılar olarak adlandırılır. CO₂'in karbon bileşiklerine indirgendiği reaksiyonlar enerjiye ihtiyaç duyduklarından ototrofik canlılar heterotrofiklerden daha fazla enerji kullanırlar ve daha düşük verimde biyokütle elde ederler [4].

Hücre sentezi için gerekli enerji ışıktan ya da kimyasal reaksiyonlardan elde edilir. Enerji kaynağı olarak ışığı kullanan organizmalar fototrof, kimyasal reaksiyonları kullananlar kemotrof canlılardır. Fototrof ve kemotrof mikroorganizmalar hem ototrofik hemde heterotrofik olabilirler. Kemotrofların enerji kaynağı olarak kullandığı reaksiyonlar yükseltgenme-indirgenme reaksiyonlarıdır ve bu reaksiyonlarda elektron verici yükseltgenirken alıcı indirgenir. Kemototrof canlılar enerjilerini inorganik bileşiklerin, kemoheterotrof canlılar enerjilerini organik bileşiklerin yükseltgenme-indirgenme reaksiyonlarından elde ederler [4].

Mikroorganizmalar hücre sentezi için azot, sülfür, fosfor, potasyum, magnezyum, kalsiyum, demir, sodyum, seryum gibi inorganik besin maddelerine ihtiyaç duyarlar. Buna ek olarak çinko, mangan, selenyum, kobalt, bakır ve nikel de ihtiyaç duyulan diğer besin maddeleridir. Organizmalar ayrıca; aminoasitler, pürinler, primidinler ve vitaminler gibi organik besin maddelerine de ihtiyaç duyarlar [1].

3.2 Biyolojik Arıtım Yöntemleri

Biyolojik arıtım genel olarak askıda büyüyen/bağlı büyüyen prosesler ve aerobik/anaerobik arıtım olarak kategorilere ayrılmaktadır. Askıda büyüyen sistemler, mikroorganizmaların reaktör içinde uygun karıştırma yöntemiyle süspanse(askıda) halde bulunduğu prosesler olup en çok kullanılan askıda büyüyen sistem aktif çamur prosesidir. Bağlı büyüyen sistemlerde mikroorganizmalar sabit bir yatağa bağlanarak çoğalmaktadır. Aynı zamanda bağlı büyüyen sistemler biyofilm sistemler olarak da bilinmektedir. Yatak malzemesi taş, çakıl, cüruf, kum ve plastik gibi değişik

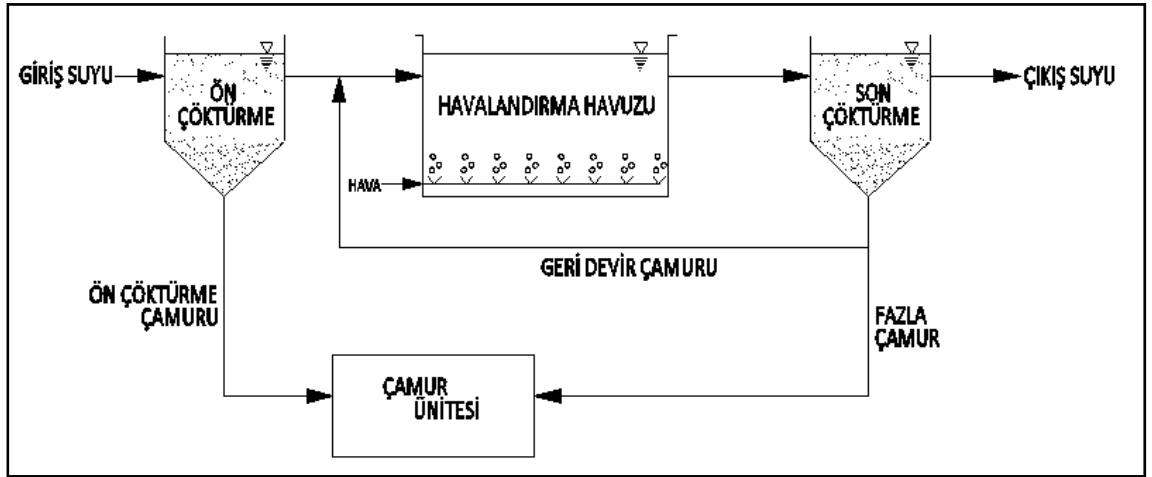
maddelerden yapılabilen biyofilm sistemlerinin en çok kullanılan şekli damlatmalı filtrelerdir. Askıda ve bağlı büyüyen prosesler aerobik veya anaerobik olarak işletilebilmektedirler. Biyolojik arıtma sistemlerinin uygulama şekilleri Çizelge 3.1’de özetlenmiştir.

Çizelge 3.1 Biyolojik arıtım yöntemleri [4]

Proses Şekli	Genel Adı	Kullanım Alanı
Aerobik Prosesler		
Askıda Büyüyen	Aktif çamur prosesi	BOİ giderimi/nitrifikasyon
	Havalandırmalı lagün	BOİ giderimi/nitrifikasyon
	Aerobik çürütücü	Stabilizasyon, BOİ giderimi
Bağlı Büyüyen	Damlatmalı filtre	BOİ giderimi/nitrifikasyon
	Döner biyodiskler	BOİ giderimi/nitrifikasyon
	Biyofilm prosesler	BOİ giderimi/nitrifikasyon
Hibrit Sistemler	Damlatmalı filtre/ aktif çamur	BOİ giderimi/nitrifikasyon
Havalandırmalı Lagünler	Havalandırmalı lagün	BOİ giderimi
Anaerobik Prosesler		
Askıda Büyüyen	Anaerobik temas reaktörü	BOİ giderimi
	Anaerobik çürütücü	Stabilizasyon, katı ve patojen giderimi
Bağlı Büyüyen	Anaerobik paket/ akışkan yataklı reaktör	BOİ giderimi, atık stabilizasyonu, denitrifikasyon
Çamur Yataklı	Yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör	BOİ giderimi, özellikle yüksek organik yükklü atıklar
Hibrit Sistem	Yukarı akışlı çamur yataklı/ bağlı büyüyen	BOİ giderimi
Anaerobik Lagün	Anaerobik lagün	BOİ giderimi, atık stabilizasyonu

3.3 Aktif Çamur Yöntemi

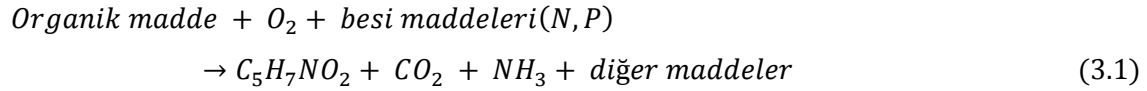
Evsel atıksu arıtımında en çok kullanılan yöntem aktif çamur yöntemi olup ilk aktif çamur patenti 1913 yılında İngiltere’de alınmıştır [5]. Aktif çamur prosesi, mikroorganizmaların aerobik şartlarda karışık atıksuda askıda halde bulunması esasına dayanmaktadır. Organik maddelerin son ürünlere oksidasyonu ve yeni hücre sentezi sağlanan proses; reaktör, aktif çamur, havalandırma/karıştırma sistemi, çöktürme tankı ve geri devir çamuru olmak üzere beş bileşenden oluşmaktadır [15]. Klasik aktif çamur sistemi biyolojik arıtımın yapıldığı havalandırma havuzları ve flokların çöktürülerek giderildiği son çöktürme havuzlarından oluşmasına rağmen çoğunlukla ızgara, kum tutucu ve ön çöktürme havuzları gibi ön arıtım üniteleri ile birlikte kullanılır. Son çöktürme havuzundan alınan çamurun sisteme geri devrettirildiği aktif çamur sisteminin şematik görünümü Şekil 3.2’de verilmiştir.



Şekil 3.2 Aktif çamur sistemi genel akım şeması

Aktif çamur prosesinin bazı avantaj ve dezavantajları vardır. Prosesin bakım ve işletimi doğru yapıldığında sinek ve koku problemi oluşmaz. Ayrıca kullanılan üniteler küçük olduğundan daha az alana ihtiyaç duyulur [13]. Bu yüzden yeterli büyüklükte arazi bulunmadığında tercih edilen bu sistemde alan ihtiyacı kişi başına 0,25-0,4 m²'dir. Yaklaşık arıtma verimi %90-95 civarında olduğu için alıcı ortamdan dolayı yüksek arıtma verimi gerektiğinde de aktif çamur prosesi tercih edilir [7]. Sisteme havalandırma için enerji gerektiğinden işletme maliyeti yüksek olan bu proseslerin kişi başına yıllık işletme ve bakım masrafı yaklaşık 3\$'dır [7].

Aktif çamur sistemlerinde atıksuyun biyolojik olarak temizlenmesi havalandırma havuzunda aktif çamur sayesinde olur. Reaktörlerde bakteriler tarafından gerçekleştirilen reaksiyon (3.1)'de gösterildiği şekildedir [1].



3.3.1 Aktif Çamur

Aktif çamur sistemleri, proseste arıtmadan sorumlu aktif mikroorganizma içerdiğinden dolayı bu şekilde adlandırılmaktadır. Havalandırma tankında biyolojik arıtımın gerçekleşmesi için, son çökeltme tankından alınan çamur havalandırma tankının başına geri devrettirilir. Böylece reaktördeki mikroorganizma konsantrasyonu istenen değerlerde tutulur. Oluşan fazla çamur da çamur tasfiye ünitelerine gönderilir.

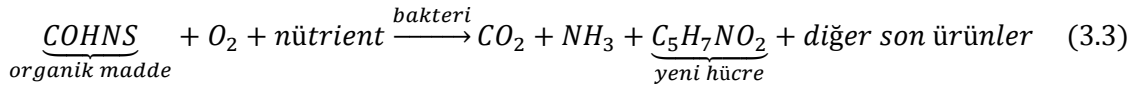
Çamur floklarına tutunan maddelerin son çöktürme havuzunda çöktürülebilmesi için aktif çamurun floklaşma ve çökme özelliğine sahip olması gerekir. Çamurun çökme özelliğini belirleyebilmek için çamur hacim indeksinden yararlanılır. Çamur hacim indeksi otuz dakikalık çökme süresi sonunda 1 gr çamurun hacmini ml cinsinden gösterir (Bkz: Denklem 3.2). İyi floklaşan aktif çamurun SVI değeri 50-100 ml/gr civarında olur, 150 ml/gr'ın üstüne çıktığında çamur kabarması problemiyle karşılaşılır.

$$SVI = \frac{V_{SR}}{X_T} \quad (3.2)$$

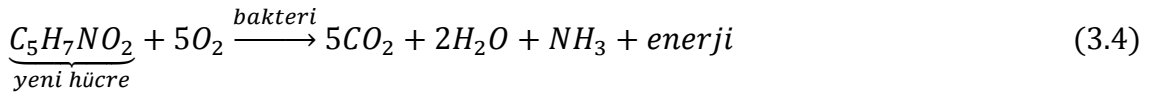
Aktif çamurda bakteriler organik maddeyi ayrıştırdıklarından dolayı en etkin mikroorganizmalardır. Aerobik ve fakültatif bakteriler havalandırma havuzunda organik maddeyi enerji üretmek ve yeni hücre sentezi için kullanırlar. Ayrıca NO_3^- , SO_4^{2-} , CO_2 gibi yan ürünler oluşur. Sistemde *Pseudomonas sp.*, *Zoogloea*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Nocardia*, *Bidellovibrio*, *Mycobacterium* bakterileri bulunur. Ayrıca nitrifikasyon bakterileri olan *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter* de yer alır. Sistemde bulunan protozoalar floklaşmamış bakterileri, rotiferler küçük çökelmemiş biyolojik flokları tüketirler. Siliyatlar da serbest dolaşan bakterileri yiyerek suyu berraklaştırır ve BOİ'yi düşürür [1].

3.3.2 Aktif Çamur Sistemlerinde Kullanılan Biyolojik Prosesler

Atıksu arıtımında biyolojik arıtımın esas amacı çözünmüş oksijen tüketimine neden olan organik maddelerin giderilmesidir. Ayrıca koloidal/askıda katı maddelerin ve patojenik organizmaların giderilmesi de biyolojik arıtımın amaçlarındandır. Arıtımın tam anlamıyla gerçekleşmesi için heterotrofik bakterilerle atıksu arasında yeterli temas süresine, oksijene ve nütrientlere ihtiyaç duyulur. Atıksuda bulunan organik maddenin yarısından fazlası okside olur, kalan kısmı yeni biyokütle sentezinde kullanılır. Havalandırma havuzu sonrası çöktürme havuzu kullanılarak biyokütlenin sudan ayrılması sağlanır. Aerobik oksidasyon karışık bakteri topluluğu tarafından gerçekleştirilir. Çamur bekletme yaşı (SRT), substratın mikroorganizmaya oranı (F/M), spesifik substrat kullanım oranı (U) gibi faktörler aerobik oksidasyonda etkilidir. Aerobik proseslerde organik madde giderimi genel denklemi (3.3)'de verildiği gibidir [4].



Aerobik proseslerde elektron verici organik madde iken, O₂ elektron alıcısıdır. Havalandırma tankında gerçekleşen diğer reaksiyon ise içsel solunum olup genel denklemi (3.4)'te verilmiştir [4].

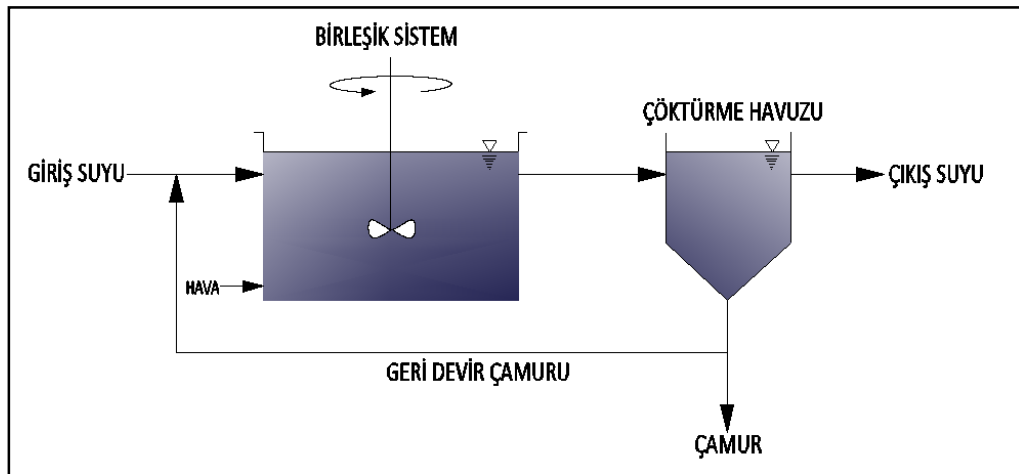


Atıksuda azot, amonyum azotu (NH₄-N) ve organik azot formunda bulunur. Amonyum azotu ve organik azotun toplamı TKN (Toplam Kjeldahl Azotu) olarak adlandırılır. TKN'nin %60-70'ini amonyum azotu, diğer kısmını ise organik azot oluşturur. Amonyum azotu bakteri sentezi ve nitrifikasyon için hazır formda bulunur. Organik azotun biyolojik olarak bozunabilen ve bozunamayan kısımları mevcut olup, bozunabilen kısmı biyolojik yollarla giderilirken yaklaşık %6'lık kısmı kalır. Bozunamayan azotun partiküler hali son çöktürmede çöktürülürken, çözünmüş kısmı çıkış suyunda kalır. Verimli bir azot giderim tesisinde çıkış suyu azot konsantrasyonu genellikle giriş suyu konsantrasyonunun %3'ünden azdır [4].

Bir nütrient olan azot mikroorganizmalar tarafından yeni hücrelerin yapımında kullanılır. Son   kt rme havuzunda mikroorganizmaların giderilmesiyle azot giderilmiş olunur. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon azot giderim yöntemlerinden olup nitrifikasyon iki adımda gerçekleşen bir biyolojik prosestir ve ilk adımda amonyak *Nitrosomonas* bakterileri tarafından nitrite (3.5) denklemiyle, ikinci adımda nitrit *Nitrobacter* bakterileri tarafından nitrata (3.6) denklemiyle dönüşür. Toplam oksidasyon reaksiyonu (3.7) denkleminde verilmiştir [4].



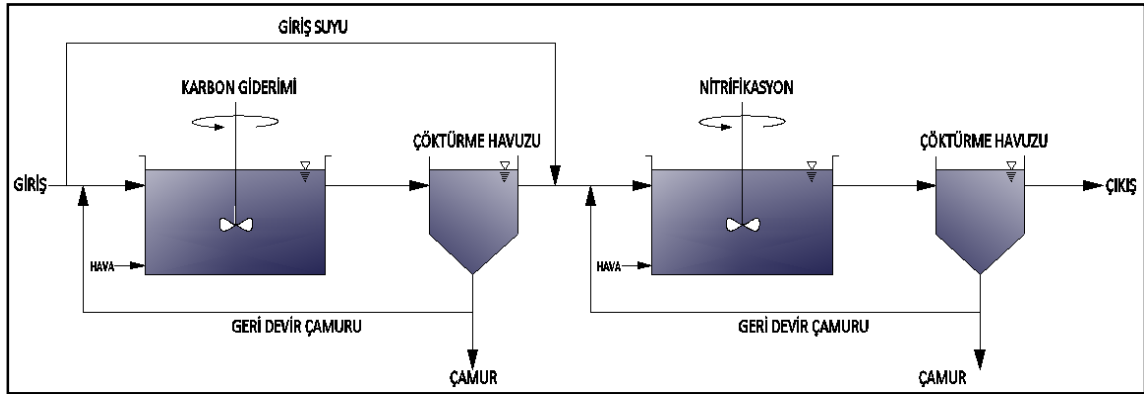
Amonyak alıcı sulardaki yaşamı bozması ve  trotfikasyona neden olması yüzünden, nitrifikasyon arıtım sistemlerinde gerekli bir biyolojik prosestir. Nitrifikasyon karbon giderimiyle aynı reaktörde ger ekle ebilece i gibi toksik etkinin olduğu sularda farklı reaktörde de gerçekleştirilebilmektedir. Aynı reaktörde gerçekleştirilen sistemler bir havalandırma havuzu, bir çöktürme tankı ve geri devir sisteminden oluşur ( ekil 3.3).



Şekil 3.3 Birleşik sistemle nitrifikasyonun şematik görünümü [4]

Ayrı reaktör kullanılan sistemler iki havalandırma havuzunu ve iki çöktürme havuzunu içerir ( ekil 3.4). İlk tankta kısa çamur bekletme ya ı ile karbon giderimi sağlanır. Heterotrofik bakteriler toksik maddelere karşı azot gideren bakterilerden daha dirençli olduğundan toksik maddeler ilk tankta giderilmiş olur [4]. İkinci tankta nitrifikasyon

gerçekleştirilir. Nitrifikasyondan sorumlu bakteriler heterotrofik bakterilerden daha yavaş büyürler, bakterilere substrat sağlamak için giriş suyunun bir kısmı ayrı bir hatla ikinci havalandırma tankına verilir. Nitrifikasyon tesisi tasarımında azot- BOİ konsantrasyonu, alkalinite, sıcaklık, toksisite önemli kriterlerdir.

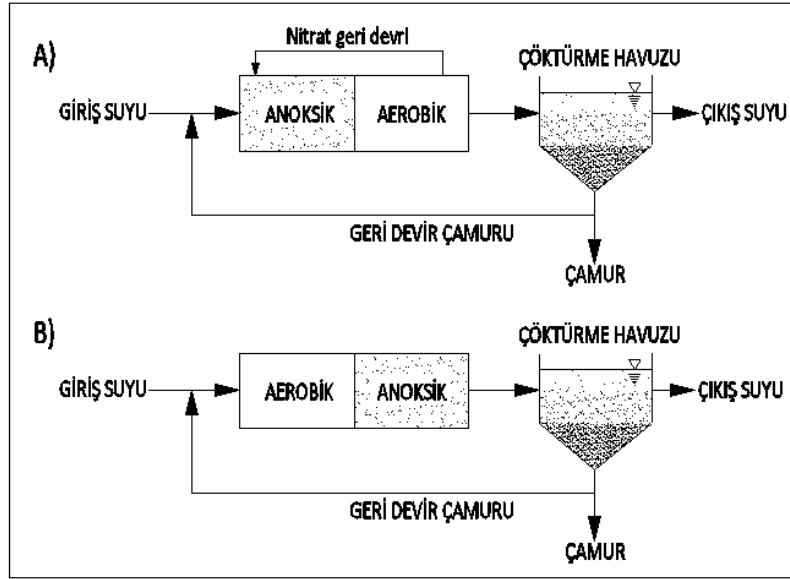


Şekil 3.4 İkili sistemle nitrifikasyonun şematik görünümü [4]

Denitrifikasyon nitratın azot gazına indirgendiği biyolojik prosestir. Kimyasal nitrat giderim yöntemlerine göre daha düşük maliyetlidir ve sıkça kullanılan bir yöntemdir. Denitrifikasyon yapan bakteriler ototrofik veya heterotrofik olabilirler. Denitrifikasyonda çeşitli mikroorganizmalar görev yapar, en çok rastlanılan *Pseudomonas sp.* türüdür. Denitrifikasyon oksijen yokluğunda, organik maddelerin biyolojik oksidasyonunda nitrit ve nitratın elektron alıcı olarak kullanıldığı prosestir. Nitratın indirgenme reaksiyonu nitratın nitrite, nitrik okside, nitrous okside, N gazına indirgenme adımlarını içerir (3.8) [4].



Denitrifikasyon prosesinin tasarımı iki şekilde olabilir, sistemlerden biri ön-anoksik sistem iken, diğeri ise son-anoksik sistemdir. Ön-anoksik sistem evsel atıksu arıtımında en çok kullanılan yöntem olup anoksik tank sonrası havalandırma tankından oluşur (Şekil 3.5). Nitrifikasyon havalandırma tankında gerçekleştirilir, tankta oluşan nitrat anoksik tanka geri devrettirilir. Anoksik tankta elektron verici olarak atıksuda bulunan organik madde, elektron alıcı olarak ise nitrat kullanılır [4].



Şekil 3.5 Ön-anoksik/son-anoksik denitrifikasyon sistemi şematik görünümü [4]

Son-anoksik yöntemde denitrifikasyon işlemi nitrifikasyondan sonra gerçekleşir. Aerobik tank sonrası anoksik tank kullanılır (Şekil 3.5) ve nitrifikasyon ile organik maddenin oksitlenmesi aerobik tankta gerçekleşir. Oluşan nitrit, nitrat anoksik tanka geçer ve denitrifikasyonla giderilirler. Anoksik tanka gelen suda karbon düşük oranda bulunur ve dışarıdan verilmesi gerekir. Bu sistemin dezavantajı metanol gibi dışarıdan karbon kaynağı vermenin işletme maliyetini artırmasıdır [4].

Atıksularda bulunan bir diğer nütrient fosfordur. Fosfor alıcı su ortamlarında sınırlayıcı faktör olduğundan fosfor giderimi ötrofikasyon kontrolü için gereklidir. Önceleri fosfor giderimi kimyasal yollarla yapılırken 1980'lerden sonra biyolojik olarak yapılmaya başlanmıştır. Kimyasal maliyetinin olmaması ve daha az çamur oluşumu gibi avantajlarından dolayı biyolojik arıtım tercih edilmektedir.

Biyolojik fosfor gideriminde mikroorganizmaların hücre sentezi ve enerji transferi için fosfora ihtiyaç duymasından faydalanılır. Fosfor biriktiren mikroorganizmalar(PAO) denilen mikroorganizmalar belirli şartlarda oldukça fazla fosforu bünyelerine alırlar. Fazla fosfor bünyesine alabilen bu mikroorganizmaların sudan uzaklaştırılması ile arıtım sağlanmış olunur. Biyolojik sistemlerde bakteriler fazla fosforu hücrelerinde polifosfat olarak depolarlar. Anaerobik şartlar altında PAO'lar (*Acinetobakter*) uçucu yağ asitleri gibi fermantasyon ürünlerini depolarken fosfor açığa çıkarırlar. Aerobik ve anoksik şartlarda, depoladıkları fermantasyon ürünlerini okside ederek enerji elde ederlerken

hücrelerindeki polifosfatın depolanması arttığından daha fazla fosforu bünyesine alırlar. Fosfor giderimi için anaerobik faz sonrası aerobik veya anoksik bir faz gerekmektedir.

3.3.3 Aktif Çamur Sistemlerinde Karşılaşılan İşletme Problemleri

Aktif çamur proseslerinde sistemin verimi büyük ölçüde çöktürme etkinliğine bağlıdır [16]. Aktif çamur sistemlerinde en fazla problemle çamurun çıkış suyundan ayrıldığı çöktürme havuzunda karşılaşılır. Karşılaşılan başlıca problemler; çamur kabarması, floklaşmama, küçük floklar, köpürme ve denitrifikasyondur. Denitrifikasyon dışındaki bütün problemler flok biçimlerine bağlanabilir [15].

Çamur kabarmasına atıksu karakteristikleri, dizayn parametreleri ve işletme şartları neden olur [4]. En önemli nedenlerinden biri filamentli organizmalar olup floğun çökme karakteristiği üzerinde olumsuz etkisi olduğundan yüksek konsantrasyonda filamentli yapının olması istenmez. Filamentli bakterilerin neden olduğu çamur kabarması flokların çökmesini ve çamur sıkışmasını engeller. Bu yüzden düşük MLSS konsantrasyonlu çamur geri devrettirildiğinden, zamanla sistemde istenilen MLSS konsantrasyonunu sağlamak zorlaşır ve F/M oranı artar. İyi çökme sağlanmadığından çıkış suyuna partiküller karışır ve çıkış suyu kalitesi bozulur. Düşük ÇO konsantrasyonu, düşük pH, nütrient eksikliği, düşük F/M filamentli organizmaların oluşmasına neden olur [4]. Atıksu karakteristiğindeki dalgalanmalar giderilerek, SRT düşürülerek, ÇO konsantrasyonu en az 2 mg/L'de tutularak, tam karışimli reaktörler yerine seri bağlı reaktörler kullanılarak, pH 6,5-8,5 aralığında tutularak, F/M oranı düşürülerek filament oluşması engellenebilir [17].

Gray vd. [15]'nin 2010 yılı çalışmalarına göre aktif çamur sistemlerinde görülen diğer problem köpük oluşumudur. *Nocardia sp.* ve *Microthrix parvicella* adı verilen filamentli mikroorganizmalar sistemde köpük oluşumuna neden olur. Bu filamentli mikroorganizmaların hücre yüzeyi hidrofobik yapıdadır. Böylece hava kabarcıklarına tutunarak yüzeye çıkarlar ve yüzeyde köpük oluşumuna neden olurlar. Oluşan köpük çıkış suyuna karışarak çıkış suyu kalitesini bozar ve sistemin verimini düşürür. Köpük oluşumu köpük kırıcılarla giderilebilirken soğuk hava koşulları gibi bazı durumlarda kahverengi köpük katılaşır, temizlenmesi zorlaşabilir. Köpük oluşumunu engellemenin

en genel yolu havalandırma oranının düşürülmesi olmakla beraber düşük CO konsantrasyonu arıtma verimini düşürebilir. Birçok arıtma tesisinde köpük oluşumunu engellemek için çamur yaşı düşürülür veya tazyikli suyla köpük parçalanabilir [17].

3.3.4 Biyolojik Nütrient Giderim Prosesleri

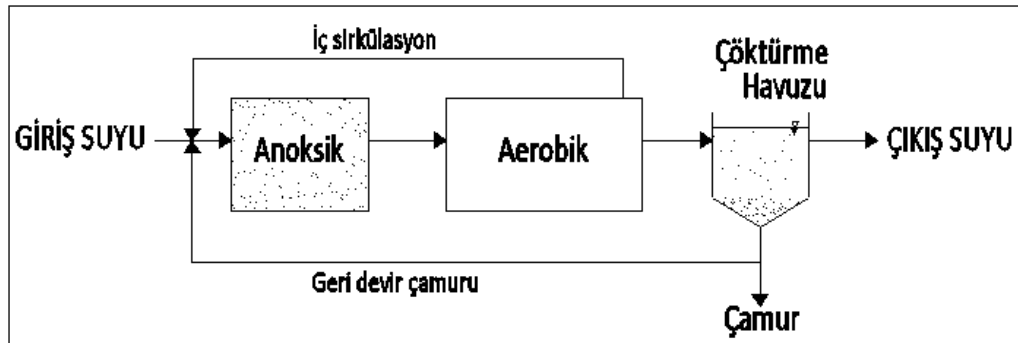
Biyolojik nütrient giderim prosesleri, atıksuda bulunan N ve P'un giderimini sağlamak amacıyla geliştirilen, anoksik ve anaerobik fazların kullanıldığı aktif çamur prosesinin farklı modifikasyonlarıdır. Azot giderimini sağlamak için, aerobik ve anoksik fazlar kullanılarak yapılan ilk sistem 1960'larda geliştirilmiştir. İlk sistemlerden birinde organik madde giderimi, nitrifikasyon, denitrifikasyon sırasıyla farklı adımlarda gerçekleştirilirdi, fakat bu sistem maliyetli olması sebebiyle gerçek ölçekte fazla tercih edilmemiştir. Diğer geliştirilen sistemde nitrifikasyon aerobik fazda, denitrifikasyon anoksik fazda gerçekleştirilirken, organik madde iki fazda da giderilirdi. 1960 yıllarında azot gideren aktif çamur sistemlerinde fosfor giderimi için çalışmalara başlanmış ve biyolojik fosfor gideren phostrip prosesi geliştirilmiştir [14]. Biyolojik nütrient giderim proses fazları ve işlevleri Çizelge 3-2'de özetlenmiştir [14].

3.3.4.1 Biyolojik Azot Giderim Prosesleri

Biyolojik azot giderim prosesleri nitrifikasyon için aerobik fazı, denitrifikasyon için anoksik fazı ve aerobik fazda oluşan nitratı anoksik faza veren geri devir hattını kapsamaktadır [14]. Biyolojik azot giderimini sağlamak için değişik aktif çamur konfigürasyonları vardır. Bu konfigürasyonlar Ludzack-Ettinger (LE), modifiye LE (MLE), ardışık kesikli reaktör, biyo-denitro, nitrox, tek çamurlu, bardenpho, oksidasyon hendeği, düşük CO 'li oksidasyon hendeği, orbal ve sharon prosesleridir [4],[18]. Prosesin seçimi bölge şartlarına, piyasadaki mevcut proses-ekipmanlarına ve arıtım ihtiyacına bakılarak yapılmaktadır.

Çizelge 3-2 Biyolojik nütrient giderim proses fazlarının özeti [14]

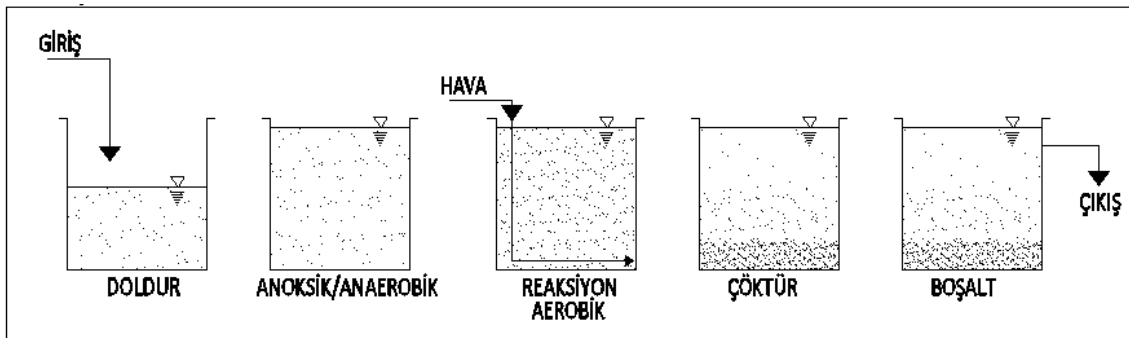
Faz	Biyokimyasal Dönüşüm	İşlev	Fazın gerekli olduğu proses
Anaerobik	-PAO'ların uçucu yağ asitlerini biriktirmesi -Heterotrofik bakteriler tarafından biyolojik bozunur organik maddenin fermantasyonu -Fosfor açığa çıkarılması	-Fosfor biriktiren organizmaların ayrılması	-P giderimi
Anoksik	-Denitrifikasyon -Alkalinite üretimi	-NO ₃ -N'unun N ₂ 'ye çevrimi -Denitrifikasyon bakterilerinin ayrılması	-N giderimi
Aerobik	-Nitrifikasyon -Depolanmış ve harici substratın PAO'lar tarafından tüketimi -Harici substratın heterotrofik bakteriler tarafından tüketimi -P alımı (yükseltgenmesi) -Alkalinite tüketimi	-NH ₄ -N'unun NO ₃ -N'a çevrimi -Gaz çıkarımıyla N giderimi -Polifosfat oluşumu	-N giderimi -P giderimi



Şekil 3.6 MLE prosesinin akım şeması [4]

Biyolojik azot giderim sistemlerinden en çok karşılaşılanı modifiye Ludzack-Ettinger (MLE) prosesidir (Şekil 3.6). Orijinal Ludzack-Ettinger prosesi Barnard tarafından 1973'te geliştirilmiş daha sonra aerobik fazda oluşan nitratı anoksik faza vermek için iç geri devir sistemi eklenerek MLE sistemleri ortaya konulmuştur. Böylece denitrifikasyon hızı ve azot giderim verimi artırılmıştır. Yeterli substrat girişi, temas süresi ve geri devir oranı evsel atıksu arıtma tesisi çıkışlarında $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonunu 4-7 mg/L'ye düşüren MLE prosesi mevcut tesislere kolay uyum sağlamaktadır [4].

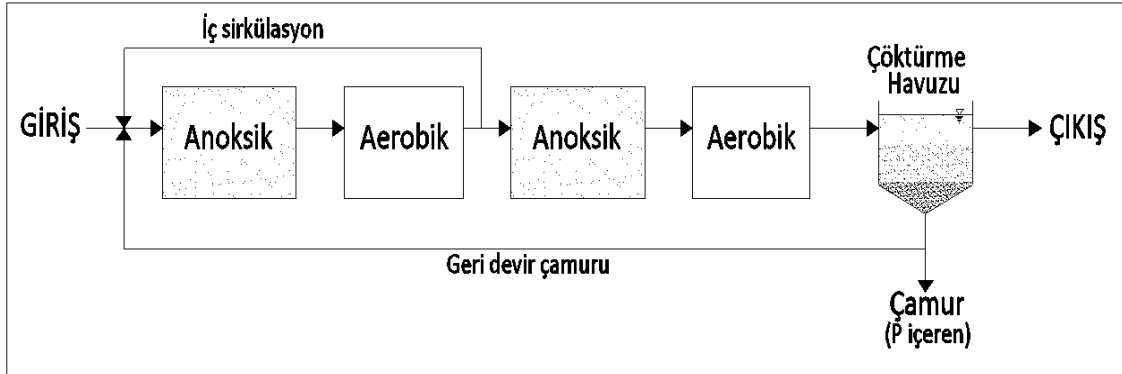
Ardışık kesikli reaktör olarak isimlendirilen aktif çamur sisteminde de önemli miktarda azot giderimi sağlanmaktadır (Şekil 3.7). Sistem aynı zamanda giriş suyu substratını kullanarak ön-denitrifikasyon da sağlar. Doldurma adımında çamurla giriş suyunun karışması için karıştırıcı kullanılır. Birçok evsel atıksu arıtımında yeterli substrat ve temas süresi sağlandığında çöktürme ve boşaltma adımlarında bütün azot giderilebilir. Bazı nitratların giderimi havalandırma olmayan çöktürme ve boşaltma adımıyla gerçekleşir [4].



Şekil 3.7 Ardışık kesikli reaktör şematik görünümü [4]

İleri azot giderimi ek anoksik faz ve son küçük aerobik faz eklenerek sağlanabilir. Bu sistem dört kademeli Bardenpho'dur (Şekil 3.8). İlk bardenpho prosesi 1970'lerin ortasında güney Afrika'da gerçek ölçekli olarak yapılmıştır. Bardenpho prosesinde hem ön-anoksik hem son-anoksik denitrifikasyon görülür [4]. Sistemde ilk olarak anoksik faz bulunur. Anoksik faza nitrifikasyon sonrası geri devir yapılır, giriş atıksuyundaki organik madde geri devirden gelen nitratın denitrifikasyonunda kullanılır. Bu faza organik yükleme yüksek olduğundan denitrifikasyon hızlı gerçekleşir. Anoksik faz sonrası aerobik faz bulunur, atıksudaki amonyak anoksik fazda işleme uğramadan aerobik faza

geçer, burada nitrifikasyona uğrar. İkinci anoksik faz ilave denitrifikasyon sağlamak için eklenmiştir ve bu adımda içsel solunum karbonu kullanılır. Son aerobik faz küçük olup azot gazının sıyrılması ve amonyağın nitrifikasyonu için kullanılır [1].



Şekil 3.8 Dört kademeli Bardenpho prosesi şematik görünümü [4]

3.3.4.2 Biyolojik Azot Giderim Prosesleriyle Yapılan Çalışmalar

Biyolojik azot giderim sistemlerinden olan MLE prosesiyle Hafez vd. [19] 2010 yılında çalışma yapmışlar ve düşük hidrolik bekletme süresinde MLE prosesinin performansını incelemişlerdir. Anoksik-aerobik faz ve çöktürme havuzundan oluşan pilot ölçekli sistemde aerobik fazdan anoksik faza giriş debisinin 3,75 katı kadar iç sirkülasyon yapılmıştır. Sistemin hidrolik bekletme süresi anoksik fazda 1,5 saat; aerobikte 4,6 saat; son çöktürme havuzunda 2,6 saat olarak ayarlanmıştır. Sisteme KOİ'si 235 mg/L, BOİ'si 134 mg/L, TKN'si 26 mg/L, TP'si 4,7 mg/L, $\text{NH}_4\text{-N}$ 'u 15,6 mg/L olan gerçek ölçekli tesisin ön arıtma çıkışından alınan evsel atıksu verilmiştir. Arıtım sonucu KOİ 42 mg/L'ye, BOİ 13,7 mg/L'ye, TKN 2,4 mg/L'ye, TP 1,9 mg/L'ye, $\text{NH}_4\text{-N}$ 0,5 mg/L'ye düşürülmüştür.

Zhu vd. [20] 2009 yılında yaptıkları çalışmada, geliştirdikleri biyolojik nütrient giderim prosesinin optimizasyonunu ve performansını incelemişlerdir. Sistem sıralı anoksik ve aerobik fazlardan oluşan sekiz adımlı bir sistemdir. Fazlar perdelerle ayrılmış ve anoksik fazlarda mekanik karıştırıcılar kullanılmıştır. Giriş atıksuyu dört anoksik faza, atıksuyun C/N oranına bağlı olarak belirlenmiş oranlarda beslenmiştir. Yapılan çalışmalar sonunda %95'ten fazla toplam azot giderimi elde etmişlerdir.

Zeng vd. [21] 2010 yılında yaptıkları çalışmada evsel atıksuyun sürekli A^2O prosesiyle arıtımını incelemişlerdir. Çalışılan sistem altı bölmeli olup ilk bölme ön-anoksik faz,

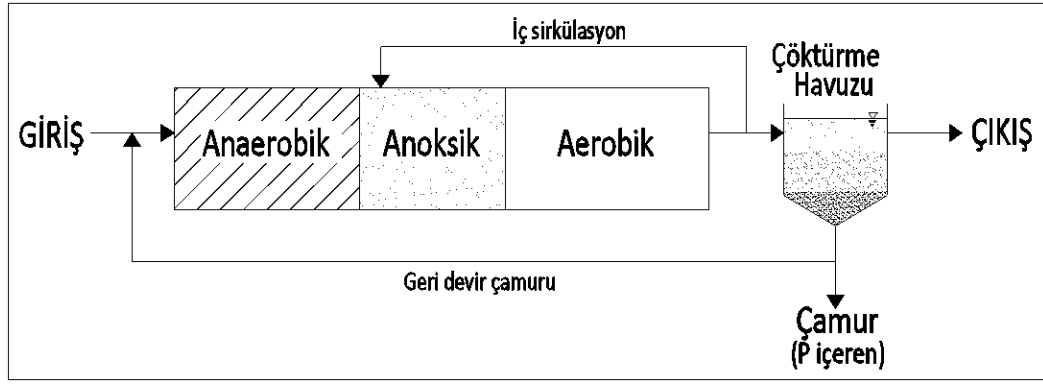
ikinci bölme anaerobik faz, üçüncü ve dördüncü bölmeler anoksik faz olarak işletilirken son iki bölme aerobik faz olarak kullanılmıştır. Ortam sıcaklığında, düşük ÇO konsantrasyonunda %95'e varan TN giderim verimleri elde edilmiş ve çamur kabarması gözlemlenmemiştir.

3.3.4.3 Biyolojik Fosfor Giderim Prosesleri

Atıksu arıtımında alıcı ortamdaki biyolojik yaşamı korumak için fosfor giderimi önemlidir. Fosfor giderimi sistemlerde anaerobik ve aerobik fazların birlikte kullanılmasıyla gerçekleşir; fakat bazı durumlarda anoksik fazda da fosfor giderimi sağlanabilir [22].

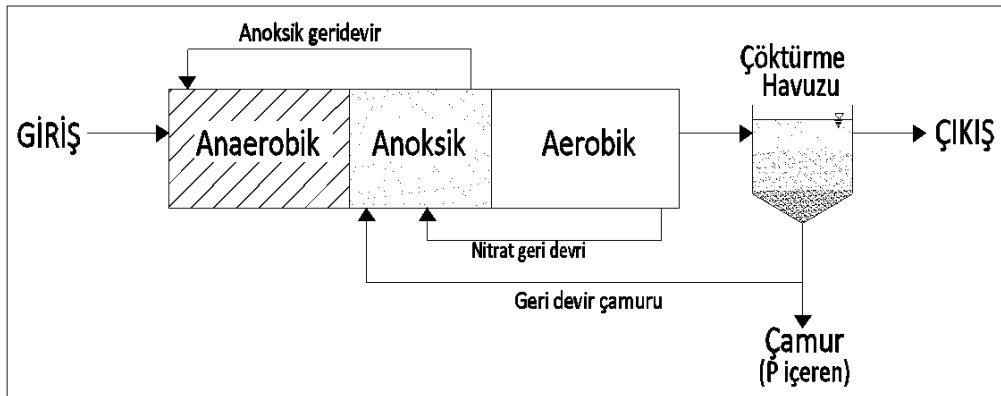
Anoksik fazda denitrifikasyonla beraber P giderimi, PAO'ların elektron alıcı olarak oksijen yerine nitrit ve nitratı kullanmasıyla gerçekleşir. Nitrat konsantrasyonunun yüksek olduğu durumlarda geçerlidir. Anoksik ortamda PAO'ların enerji üretim verimi daha düşük olup aerobik koşuldan daha az fosfor hücre bünyesine alınır ve daha düşük konsantrasyonda organik maddeye ihtiyaç duyulur. Daha düşük verimde enerji üretildiğinden daha az çamur oluşur. Sisteme oksijen verilmesi gerekmediğinden anoksik fazda P gideren sistemlerin maliyeti daha düşüktür [23].

Biyolojik arıtımla azot ve fosfor giderimi için anaerobik, anoksik ve aerobik fazların farklı kombinasyonlarda bulunduğu çeşitli sistemler geliştirilmiştir. Anaerobik fazda, oluşan uçucu yağ asitleri PAO'lar tarafından depolanır ve fosfor salınımı olur. Anoksik fazda denitrifikasyon ve denitrifiye fosfor giderimi, aerobik fazda nitrifikasyon ve fosforun hücre bünyesine alınması gerçekleşir [23]. N ve P giderimi için geliştirilmiş sistemler phoredox (A/O), A²O, modifiye bardenpho, standart/modifiye UCT, VIP, Johannesburg prosesi, ardışık kesikli reaktör ve Phostrip prosesleridir [4].



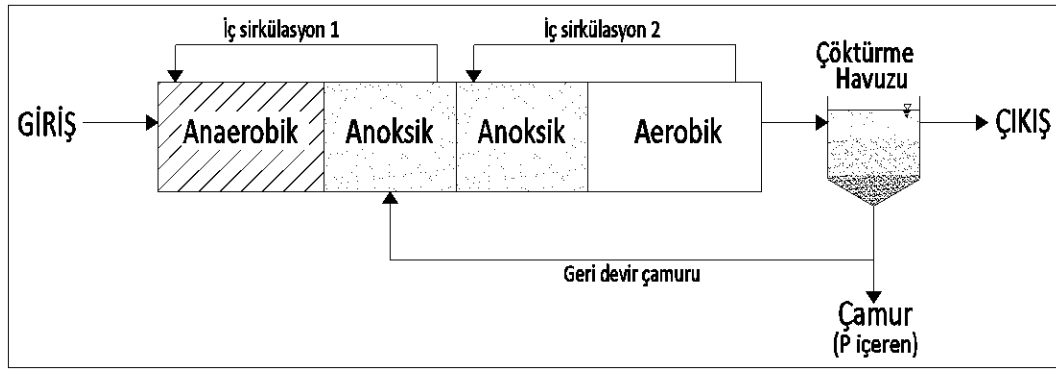
Şekil 3.9 A²O prosesinin şematik görünümü [4]

Phoredox (A/O) prosesi 1975 yılında Barnard tarafından geliştirilen basit bir biyolojik fosfor giderim prosesi olup anaerobik faz sonrası aerobik fazdan oluşur. A/O prosesine nitrifikasyon işleminin sağlanması için anoksik bir faz eklenerek modifiye edilmiştir [4]. Yeni geliştirilen A²O prosesinde anoksik faz aerobik fazdan önce bulunduğu için bir ön-denitrifikasyon prosesidir (Şekil 3.9). Sistemde NO_x'in anoksik fazda denitrifikasyonunu sağlamak için aerobik fazdan anoksik faza iç geri devir hattı vardır. Böylece çözünmüş oksijen bulunmayan fazda kimyasal oksijen ihtiyacı nitrit-nitratla sağlanır. Anaerobik fazdan anoksik faza geçen PAO'lar denitrifiye P giderimini sağlar. A²O prosesinde, çöktürme havuzundan anaerobik faza çamur geri devri yapılarak NO_x'in anaerobik faza verilmesine neden olunur. Uçucu yağ asitlerinin PAO'lar tarafından kullanılması yerine denitrifikasyon işleminin bir müddet meydana gelmesi fosfor giderimi açısından dezavantajdır [23].



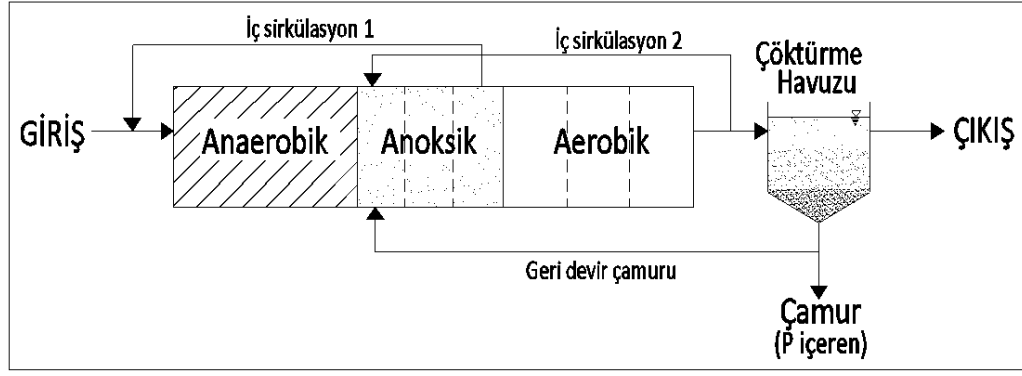
Şekil 3.10 UCT prosesinin şematik gösterimi [4]

UCT (University of Cape Town) sistemi anaerobik, anoksik ve aerobik fazlardan oluşan ön-denitrifikasyon sistemidir (Şekil 3.10). UCT prosesinin A^2O prosesinden farkı geri devirin anaerobik faz yerine anoksik faza yapılmasıdır. Böylece organik madde kullanımı ve biyokütle geri devri arttırılmış olunur ayrıca nitratın anaerobik faza geri devrinin dezavantajı giderilir. Sistemde anoksik fazdan anaerobik faza iç sirkülasyon hattı bulunur. Gelen geri devir yüksek oranda çözünmüş BOİ, düşük konsantrasyonda nitrat içerdiğinden anaerobik fazda fermentasyon için uygun ortamı sağlar. Modifiye edilmiş UCT prosesinde birbirini takip eden iki farklı anoksik faz bulunur (Şekil 3.11). Birinci anoksik fazda geri devirden gelen düşük konsantrasyonlu nitrat denitrifikasyona uğrar ve anoksik fazdan alınan yüksek organik karbon içerikli su anaerobik faza geri devrettirilir. İkinci anoksik faza aerobik fazdan nitrat geri devri sağlanarak prosesteki nitrat gideriminin büyük oranda gerçekleşmesi sağlanır [4], [23].



Şekil 3.11 Modifiye UCT prosesinin şematik görünümü [4]

VIP prosesi UCT prosesine benzer bir proses olup anaerobik, anoksik ve aerobik fazlardan oluşan ön-denitrifikasyon prosesidir [23]. VIP prosesinin akım şeması Şekil 3.12’de verilmiştir. UCT prosesinden farkı geri devir hattıdır. Çöktürme havuzundan alınan geri devir çamuru aerobik faz çıkışından alınan suyla beraber anoksik fazın başına, anoksik fazdan alınan çamur anaerobik faza geri devredilir. Böylece anaerobik faza nitrat girişi engellenmiş olunur ayrıca anaerobik fazda organik madde stabilizasyonu gerçekleşeceğinden prosesin oksijen ihtiyacı azalır.



Şekil 3.12 VIP prosesinin şematik görünümü [4]

Beş kademeli bardenpho prosesi bölüm 3.3.5'te ayrıntılı olarak incelenmiştir.

3.3.4.4 Biyolojik Fosfor Giderim Prosesleriyle Yapılan Çalışmalar

Biyolojik fosfor giderimini Akın ve Uğurlu [24] 2004 yılında ardışık kesikli reaktör kullanarak araştırmışlar ve denitrifikasyonun reaktör performansı ve fosfor giderimi üzerindeki etkilerini incelemişlerdir. Anoksik fazın olduğu ve olmadığı iki farklı proses çalışılmış ve anoksik fazın olduğu sistemde olmadığı sisteme göre daha yüksek azot ve fosfor giderim verimleri elde edilmiştir (%97 $\text{NO}_3\text{-N}$, %77P). Çalışma sonucunda aerobik faz öncesi kısa bir anoksik fazın bulunmasının etkin N ve P giderimi için önemli olduğu görülmüştür.

Xu vd. [25] 2011 yılında sırasıyla iki anaerobik, altı aerobik, iki anoksik fazdan oluşan A^2O prosesinde fosfor giderimini incelemişlerdir. Anaerobik fazdan anoksik faza iç sirkülasyon yapılarak PAO'ların anoksik fazda elektron alıcı olarak nitratı kullanmaları sağlanmış ve anoksik fazda aynı anda $\text{NO}_3\text{-N}$ ve $\text{PO}_4\text{-P}$ giderilmiştir. Sistemde % 93 $\text{NH}_4\text{-N}$, %70,3 TN ve %87,3 $\text{PO}_4\text{-P}$ giderim verimi elde edilmiştir.

Anoksik fazda P gideriminin sağlandığı A^2O sistemiyle yapılan bir diğer çalışma Peng vd. [26] tarafından 2006 yılında yapılmıştır. Laboratuar ölçekli sistem iki anaerobik, iki anoksik ve dört aerobik fazdan oluşmuştur. Son aerobik fazdan anoksik fazın başına iç sirkülasyon yapılmış ve sistem sonunda %92,3 KOİ; %95,5 P; %96 $\text{NH}_4\text{-N}$ ve %79,5TN giderimi sağlanmıştır.

Wang vd. [27] 2009 yılında yaptıkları çalışmada $\text{A}^2\text{N-SBR}$ adı verilen sistemle evsel atıksu arıtımı yapmışlardır. Sistem anaerobik, anoksik adımlarını içeren ardışık kesikli

reaktörden ve nitrifikasyonun gerçekleşmesinin sağlandığı aerobik biyofilm reaktörden oluşmuştur. Girişte farklı KOİ/P, KOİ/TN, TN/P oranlarında çalışılmış ve KOİ/P ve TN/P oranlarındaki artışla P gideriminin de arttığı görülmüştür. KOİ/TN oranının düşmesinin P gideriminde etkisi olmazken, N giderimini düşürmüştür. Optimum KOİ/P (19,9), KOİ/TN (9,9) oranlarında %94 fosfor ve %91 azot giderimi elde edilmiştir.

Chen vd. [28] 2011 yılında yaptıkları çalışmada A²O prosesi sonrası biyolojik havalandırmalı filtre kullanmışlardır. Yeni oluşturulan sistemle nitrifikasyon bakterileriyle PAO'lar arasındaki SRT uyumsuzluğu giderilmiştir. A²O sisteminde PAO'lar için kısa SRT, nitrifikasyon bakterileri için ise filtrede uzun SRT sağlanmıştır. Filtre çıkışından anoksik faza farklı oranlarda nitrat geri devri yapılmış ve nitrat geri devir oranının KOİ-NH₄-N gideriminde etkisi olduğu görülmüştür. Çalışma sonucunda KOİ 50 mg/L'den, NH₄-N 0,5 mg/L'den, TP 0,5mg/L'den düşük değerlerde sağlanmıştır.

Vaiopoulou ve Aivasidis [29] 2008 yılında yaptıkları çalışmada UCT prosesinin kaskat yöntemiyle kombinasyonu olan pilot ölçekli yeni bir aktif çamur sistemi geliştirmişlerdir. Biyolojik olarak karbon, azot ve fosfor giderimi amaçlanan sistemde anaerobik tank sonrası, üç çift kaskat anoksik-aerobik reaktörler bulunmaktadır. Sistemin sonunda ise çöktürme havuzu yer alır. Kaskat yöntemi, evsel ham atıksuyun anaerobik tank ile ikinci ve üçüncü anoksik-aerobik reaktör çiftine paylaştırılarak verilmesi ile sağlanmıştır. Birinci çift reaktörden anaerobik tanka iç sirkülasyon yapılmıştır. Giriş debisinin %60'ı anaerobik tanka, %25'i ikinci, %15'i üçüncü reaktör çiftlerine verildiğinde; %89 KOİ, %95 BOİ, %90 TKN, %73 TN, %67 TP giderimi elde edilmiştir. Geliştirilen sistemle yüksek verim, enerji tasarrufu, iyi çökelme özelliğine sahip çamur ve işletme kolaylığı sağlanmıştır.

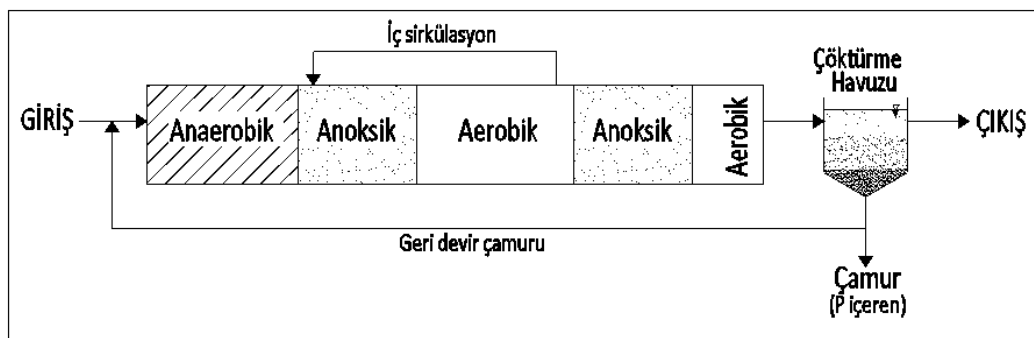
Temas tankı, ön çöktürme havuzu, aerobik tank, anoksik tank, kesikli havalandırma reaktörü, son aerobik tank ve son çöktürme havuzundan oluşan bir pilot tesisle evsel atıksudan biyolojik nütrient giderimi üzerine Kim vd. [30] 2009 yılında bir çalışma yapmışlardır. Kesikli havalandırma reaktörü gözenekli poliüretan köpük yatağı kullanılan bağlı büyüyen bir sistemdir. Reaktörde bir saat havalandırma yapılarak aerobik şart, sonra havalandırma kesilerek bir saat anoksik şart sağlanmıştır. Böylece

sistemde yüksek organik ve nütrient giderimi sağlanmıştır. 12 gün çamur yaşıyla işletilen sistemde %89 KOİ, %76 TN ve %95 TP giderim verimi elde edilmiştir.

Monclus vd. [31] 2010 yılında yaptıkları çalışmada yüksek nütrient giderimi sağlamak için membran biyoreaktrle (MBR) UCT prosesinin birleşimi bir sistem geliştirmişlerdir. Pilot lekli sistemde UCT prosesi, anaerobik-anoksik-aerobik reaktörlerden oluşmakta olup UCT prosesi sonrası MBR sisteminde boşluklu elyaf membran batık şekilde kullanılmıştır. Aerobik reaktörle beraber MBR’da da havalandırma yapılan prosese atıksu evsel atıksu arıtma tesisi ızgara çıkışından alınmış ve sisteme verilmeden önce 1 mm gözenek çaplı filtreden geçirilmiştir. MBR ve UCT prosesinin birleşimi olan bu sistemle yüksek oranda organik madde ve nütrient giderimi elde edilmiştir (%95 KOİ, %90’dan fazla N, %80’den fazla P).

3.3.5 5 Kademeli Bardenpho Prosesi

Bardenpho sistemi biyolojik nütrient giderimi için geliştirilmiş bir prosestir. 1970’li yıllarda James Barnard tarafından güney Afrika’da geliştirilmiştir [32]. İlk bardenpho prosesi sırasıyla anoksik, aerobik, anoksik, aerobik fazlarını içeren tek çamurlu dört adımlı bardenpho prosesidir. Dört kademli bardenpho prosesi N gideren bir sistemdir. Barnard bu prosesle P giderimini de sağlamak için çalışmalar yapmış ve sistemin başına anaerobik bir faz eklemiştir. Geliştirilen yeni sistem beş kademli bardenpho prosesi olarak adlandırılmıştır [14].



Şekil 3.13 Beş kademeli Bardenpho prosesinin şematik gösterimi [4]

Beş kademeli bardenpho prosesi; N, P ve C giderimi için geliştirilmiş birleşik bir biyolojik sistemdir [4]. Sistemin şematik görünümü Şekil 3.13’te ve tasarım parametreleri ise izelge 3-3’te verilmiştir. Proseste havalandırma havuzundan sonra son çöktürme

havuzu kullanılır ve son çöktürme çamurundan belli bir oranda sistemin başına geri devir yapılır. İlk faz olan anaerobik bölge P giderimi için önemlidir, uçucu yağ asitleri PAO tarafından depolanırken P salınımı gerçekleşir. Atıksu anaerobik fazdan sonra NO_3^- denitrifikasyonun gerçekleştiği anoksik faza geçer. Üçüncü faz olan aerobik fazda nitrifikasyon ve organik karbon oksidasyonu ile fosforun mikroorganizmalar tarafından tutunması sağlanır. Nitrifikasyon sonucu oluşan nitratın anoksik fazda denitrifikasyonunu sağlamak için birinci aerobik fazdan birinci anoksik faza iç sirkülasyon hattı bulunur. Gray'e [15] göre oluşan MLSS'in %80'nden fazlası geri devredilir.

Çizelge 3-3 Beş kademeli Bardenpho prosesinin tasarım parametreleri [4]

Dizayn parametresi		Birim	Değer
SRT		gün	10-20
MLSS		mg/L	3000-4000
Hidrolik bekleme süresi	Anaerobik faz	saat	0,5-1,5
	1. anoksik faz	saat	1-3
	1. aerobik faz	saat	4-12
	2. anoksik faz	saat	2-4
	2. aerobik faz	saat	0,5-1
	Geri devir aktif çamur oranı	Girişin %'si	50-100
İç geri devir oranı		Girişin %'si	200-400

Tek anoksik ve aerobik faz içeren A^2O gibi proseslerin çıkışında NO_3^- -N'na rastlanır. Ayrıca çamur içerisinde bulunan nitrat, geri devirle anaerobik faza gelip probleme yol açabilir [33]. Bunu önlemek için beş kademeli bardenpho prosesinde birinci aerobik

fazdan gelen ve iç sirkülasyondan kalan NO_3 'ın denitrifikasyonunu sağlamak için sisteme ikinci bir anoksik faz eklenmiştir. Böylece çıkış suyunda diğer sistemlerden daha düşük amonyak ve nitrat konsantrasyonu ölçülür. Denitrifikasyon sonrası atıksuyu çöktürme tankına yollamak floklara tutunmuş N_2 gazından kaynaklanan çöktürme problemlerine yol açar. İkinci anoksik fazdan sonra küçük bir aerobik faz kullanılarak N_2 gazının salınımı sağlanır ve çamur yüzme problemi [14] ve P kaybı giderilmiş olur [4]. Rigopoulos ve Linke [34] makalelerinde belirttiklerine göre 5 kademeli bardenpho sistemi iki anoksik faz içermesinden dolayı hem ön-denitrifikasyon hem son-denitrifikasyon sistemi olup ön-denitrifikasyon sistemi, son-denitrifikasyon sistemiyle takip edilir. Sarkar vd. [35] çalışmalarında bazı durumlarda bu faza gelen organik karbonun yetersiz kalabileceğini, dışarıdan C kaynağı (metanol) verilebileceğini belirtmiştir. Maliyetli bir yol olmasına rağmen verimli azot giderim sonuçları alınabilir.

Çizelge 3-4 Beş kademeli Bardenpho prosesinin avantaj ve dezavantajları ([4], [14])

Avantajları

- Tüm biyolojik fosfor giderim proseslerinden daha az çamur oluşur
- Atık çamur fosfor içeriği fazladır ve gübre değerine sahiptir
- İyi çökebilen çamur oluşur
- Toplam azot miktarı birçok prosesten daha az değerlere ulaşabilir. Çıkış TN konsantrasyonu 3-5 mg/L arasında değişebilir
- Kontrolü kolaydır

Dezavantajları

- Daha büyük tank hacmi gerekir
- İç geri devir oranının fazla olmasından dolayı pompaj maliyeti ve bakım ihtiyacı artar
- Yüksek BOİ/P oranı gerektirir

3.3.5.1 5 Kademeli Bardenpho Prosesiyle Yapılan Çalışmalar

Lim vd. [36] 2009 yılında modifiye A²O olarak adlandırdıkları pilot ölçekli, sırasıyla anaerobik, anoksik, aerobik, anoksik ve aerobik fazlarını içermesiyle beş kademeli bardenpho prosesine benzer bir reaktör ile çalışma yapmışlardır. Reaktörde her iki aerobik fazdan anoksik fazların başına iç sirkülasyon yapılmıştır. Toplam hacmi 10m³ olan pilot ölçekli sistem TN’i %72 verimle 38,6 mg/L’den 10,8 mg/L’ye; BOİ konsantrasyonunu %93 verimle 71,4 mg/L’den 4,6 mg/L’ye düşürmüştür. Çıkış değerleri çalışmanın yapıldığı yer olan Kore standartlarının altında tespit edilmiştir. Çalışmada modifiye Bardenpho prosesiyle yüksek azot giderim verimi yanında düşük çamur oluşumu gibi avantajların elde edildiği rapor edilmiştir.

Foley vd. [37] 2010 yılında yaptıkları çalışmada 5 kademeli bardenpho ve MLE proseslerini karşılaştırmışlardır. Sistemlere verilen atıksuyun TN konsantrasyonu 50 mg/L, TP konsantrasyonu 12 mg/L olup MLE prosesi çıkışında TN konsantrasyonu 10 mg/L’den düşük ölçülürken TP gideriminin olmadığı görülmüştür. Modifiye bardenpho prosesiyle ise TN konsantrasyonu 3 mg/L’ye, TP konsantrasyonu 1 mg/L’ye düşürülmüştür. Bardenpho prosesiyle fosfor gideriminin sağlanabildiği ve azot gideriminin de MLE prosesinden daha iyi yapıldığı sonucuna varılmıştır.

BULANIK MANTIK (FUZZY LOGIC)

Fuzzy logic kavramı, ilk kez 1965 yılında Kaliforniya’da Prof. Lotfi A. Zadeh tarafından yazılan makale ile ortaya konulmuş ancak 1970’li yılların ikinci yarısından sonra kullanılmaya başlanmıştır. 1980’li yılların ikinci yarısından sonra da Japonların ürünlerinde bulanık mantığı kullanmalarıyla hız kazanmış ve doruk noktasına ulaşmıştır [38].

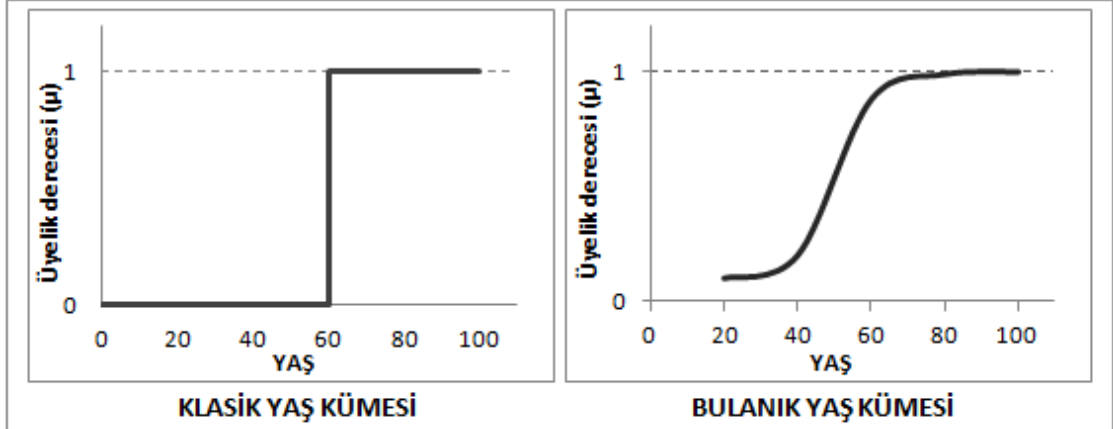
Zadeh makalesinde; insanların, belirsiz veya kesinlik ifade etmeyen bir takım bilgileri kullanarak karar verebilme özellikleri sayesinde bazı sistemleri makinelerden daha iyi kontrol edebildiklerini vurgulamıştır [39]. İnsanlar bir olayın anlatılmasında, bir durum karşısında karar verilmesinde kesinlik ifade etmeyen terimler kullanırlar. Örneğin kişilerin yaşını belli etmek için yaşlı-genç gibi kesin terimler yerine çok yaşlı, yaşlı, orta yaşlı, genç, çok genç gibi terimler kullanırlar. Günlük hayatta insanların kullandığı birçok terim aslında bulanık bir yapıya sahiptir [38]. İnsanlar kullandıkları bu terimleri bilgi ve tecrübelerine dayanarak geliştirirler.

Bulanık mantık, belirsizliklerin anlatımı ve belirsizliklerle çalışılabilmesi için kurulmuş katı bir matematik düzen olarak tanımlanmaktadır. Bulanık mantık soğuk-sıcak, yavaş-hızlı, alçak-yüksek gibi ikili değişkenlerden oluşan dünyayı az soğuk-az sıcak, az yavaş-az hızlı, az alçak-az yüksek gibi esnek niteleyicilerle yumuşatarak gerçek dünyaya benzetir [40].

4.1 Bulanık Küme

Bulanık küme, bulanık mantığın en temel elemanıdır. Zadeh makalesinde bulanık kümeyi, değişik üyelik yani ait olma derecelerine sahip elemanları olan bir küme türü olarak tanımlamıştır. Ayrıca bulanık kümenin, elemanlarının her birine 0 ile 1 arasında üyelik değeri atayabilen bir üyelik fonksiyonu ile karakterize edilebildiğini belirtmiştir [38]. Bulanık küme teorisinin, üyelikten üye olmamaya dereceli geçişi ifade etmesindeki yeteneği, belirsizlikleri tanımlamada önemli bir yere sahiptir. Bulanık küme teorisi; belirsizliğin ölçülmesinde güçlü ve anlamlı araçlar sunmasına ek olarak, dilimizde ifade edilen belirsiz kavramların anlamlı bir biçimde temsilini sağlar [41].

Klasik kümelerde bir elemanın kümeye ait olması kesindir. Eleman ya kümeye dahildir ya da kümenin dışındadır. Buna bağlı olarak kesin kümede; kümeye dahil olan elemanların üyelik derecesi (μ) 1, kümenin dışında olan elemanların üyelik derecesi (μ) 0'dır. Şekil 4.1'de klasik yaş kümesi belirtilmiştir. Klasik kümeye göre 60 yaş ve üstündekiler yaşlı, 60 yaşın altındakiler ise yaşlı değildir. Bu durumda 59 yaşındaki biri kesinlikle yaşlı değildir [38].



Şekil 4.1 Klasik ve bulanık yaş kümesi [38]

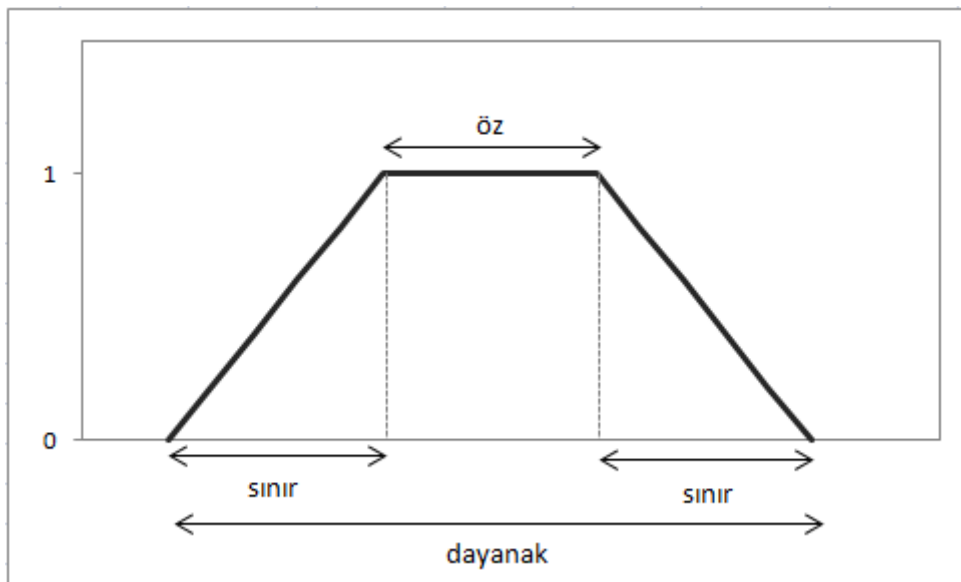
Bulanık kümede elemana, matematiksel olarak kümedeki üyelik derecesini (μ) belli eden değerler atanır. Bu değerler 0 ile 1 arasındaki gerçel sayılarken; tam üye olan elemanda bu değer 1, üye olmayan elemanda 0'dır [41]. Şekil 4.1'de yaşlı insanların küme gösterimi bulanık kümeyle temsil edilmiştir. Bu kümede yaşı 20'nin altında olan birinin yaşlılık derecesi 0'dır. Yaşı 20'den 80'e yaklaştıkça yaşlılık derecesi 0 ile 1

arasında değerler alır. 20'nin biraz üzerindeki birinin yaşı kümesindeki üyelik derecesi düşükken, yaşı 80'e yaklaşan birinin yaşı kümesindeki üyelik derecesi yüksektir [38].

4.1.1 Üyelik Fonksiyonu

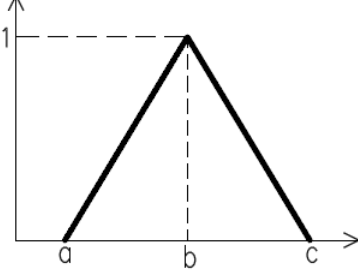
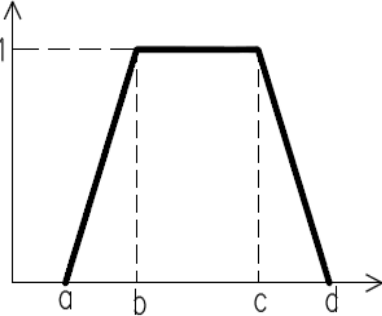
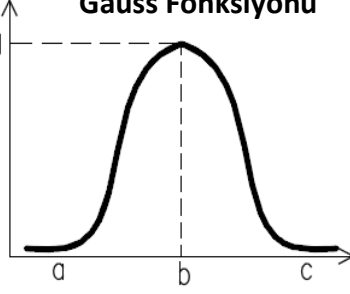
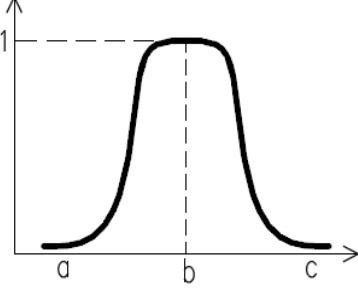
Üyelik derecelerinin elde edildiği üyelik fonksiyonları bulanık kümeleri temsil eder ve değişik biçimlere sahiplerdir. Bu biçimler arasında en çok kullanılan üyelik fonksiyonları; üçgen, yamuk, gauss ve çan biçiminde olanlarıdır. Üçgen, yamuk, gauss ve çan biçimindeki fonksiyonların şekilleri ve ifadeleri Çizelge 4.1'de verilmiştir. Ayrıca bu biçimler dışında sigmoid, sinüsoid türü fonksiyonlar da kullanılmaktadır. Sigmoid fonksiyonlar ya sağa ya da sola bakarlar ve genellikle kesin genel kümesinin alt ve üst sınırlarında yer alırlar [38]. Üyelik fonksiyonlarının seçiminde belirli bir yöntem olmadığından deneme yanılma yolu ile seçilir; ancak bu da zaman alıcı bir çözümdür [40].

Üyelik fonksiyonlarının kısımları Şekil 4.2'de gösterilmiştir. Üyelik fonksiyonlarında; üyelik dereceleri 1'e eşit olan elemanların toplandığı kısma öz denir ve burada $\mu(x)=1$ 'dir. Tüm elemanları içeren kısma kümenin dayanağı denir; bu kısımda $\mu(x)$ 0 ile 1 arasındadır. Üyelik derecelerinin 0 ya da 1 olmadığı elemanların toplandığı kısma o kümenin sınırları ya da geçiş bölgeleri denir. Burada $0<\mu(x)<1$ şeklindedir [42].



Şekil 4.2 Üyelik fonksiyonlarının kısımları [42]

Çizelge 4.1 Bulanık kümelerde üyelik fonksiyonlarının şekil ve ifadeleri [43]

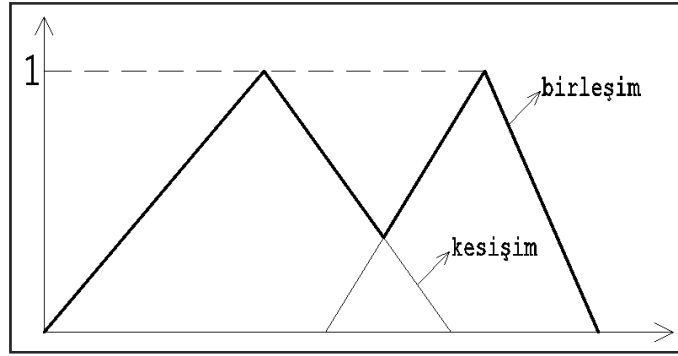
Üyelik Fonksiyonu	İfade	
Üçgen Fonksiyon 	$\mu(x)=0$ $x < a$ $\mu(x) = \frac{x-a}{b-a}$ $a \leq x \leq b$ $\mu(x) = \frac{c-x}{c-b}$ $b \leq x \leq c$ $\mu(x)=0$ $x > c$	
Yamuk Fonksiyon 	$\mu(x)=0$ $x < a$ $\mu(x) = \frac{x-a}{b-a}$ $a \leq x \leq b$ $\mu(x)=1$ $b \leq x \leq c$ $\mu(x) = \frac{d-x}{d-c}$ $c \leq x \leq d$ $\mu(x)=0$ $x > d$	
Gauss Fonksiyonu 	$\mu(x) = \exp\left(\frac{-(x-m)^2}{2\sigma^2}\right)$	b;gauss eğrisinin merkezi σ;gauss eğrisinin genişliği
Çan Fonksiyonu 	$\mu(x) = \frac{1}{1 + \left \frac{x-c}{a}\right ^b}$	

4.1.2 Bulanık Kümede İşlemler

Klasik kümelerde olduğu gibi bulanık kümelerde de kesişim ve birleşim işlemleri vardır. Birleşim ve kesişim işlemleri minimum ve maksimum fonksiyonlarıyla tanımlanırlar. Normalde de olduğu gibi bulanık mantıkta da “veya (or)” bağlacı maksimumu, “ve (and)” bağlacı minimumu gösterir. Birleşim işlemi “veya (or)” bağlacıyla, kesişim işlemi “ve (and)” bağlacıyla temsil edilir. E evrensel kümesindeki A ve B bulanık kümelerinin kesişim ve birleşim üyelik fonksiyonları sırasıyla denklem (4.1) ve (4.2)’de verilmiştir. Şekil 4.3’te ise A ve B kümelerinin kesişim ve birleşimi gösterilmiştir [44].

$$Kesişim(A \cap B): \mu_{A \cap B}(x) = \min[\mu_A(x), \mu_B(x)] \quad (4.1)$$

$$Birleşim(A \cup B): \mu_{A \cup B}(x) = \max[\mu_A(x), \mu_B(x)] \quad (4.2)$$



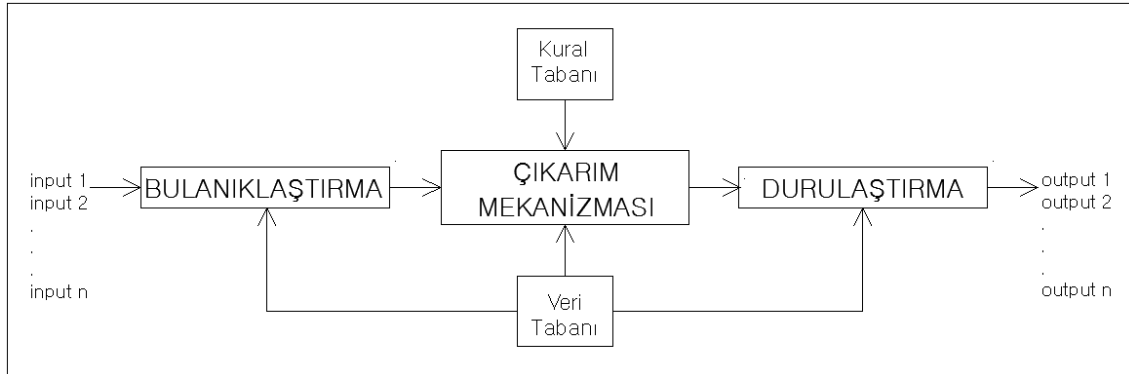
Şekil 4.3 A ve B bulanık kümelerinin kesişim ve birleşimi [44]

Bulanık kümede ayrıca kapsama, eşitlik ve tümleyen özellikleri de vardır. Kümelerin kapsama ve eşitlik özellikleri üyelik derecelerine göre belirlenir. Eğer $\mu_A(x) \leq \mu_B(x)$ ise $A \subseteq B$ olur; ayrıca eğer $\mu_A(x) = \mu_B(x)$ ise $A = B$ olur. A kümesinin tümleyeninin üyelik derecesi $\mu_{A'}(x) = 1 - \mu_A(x)$ şeklindedir [44].

4.2 Bulanık Mantık

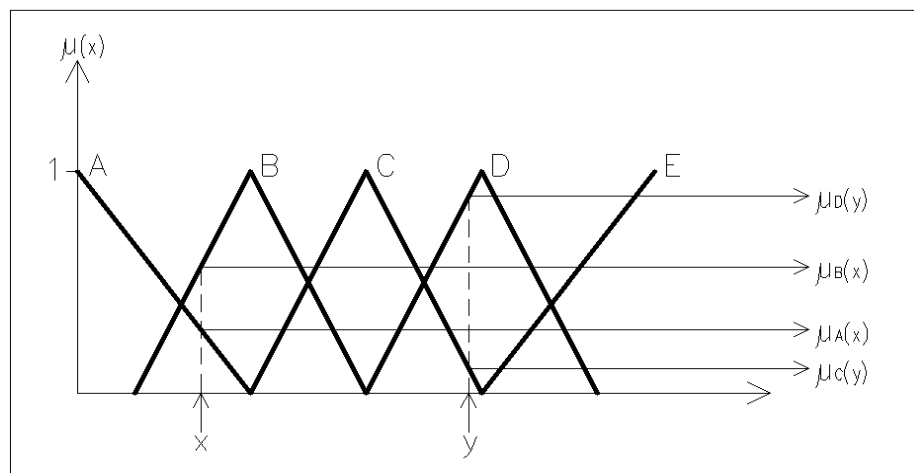
Bulanık kümeye dayalı olan ve bulanık ilişkiler kurmaya yardım eden modelleme türü olup problemlerin kolayca çözülmesi ve çözümün gerçeğe yakınlığı gibi avantajları olan bir modeldir. Bulanık mantık, denetim sitemlerinde ilk kez Mamdani tarafından 1975 yılında kullanılmıştır. Bulanık modellerde, sistemin istenilen çıkışı vermesi için girişe uygulanacak işlem ayarlanır. Bu mantıktan dolayı makinelerin sistemi kontrol etmesi insanların denetimine benzer [45].

Şekil 4.4'te bulanık mantık denetleyicisinin genel şeması verilmiştir. Şekilde de görüldüğü gibi sistem bulanıklaştırma, çıkarım mekanizması ve durulaştırma adımlarından oluşmaktadır. Sistemde bulunan veri tabanı üyelik fonksiyonları için gerekli bilgileri sağlar; kural tabanı da çıkarım yapılırken kullanılan kontrol kurallarını içerir.



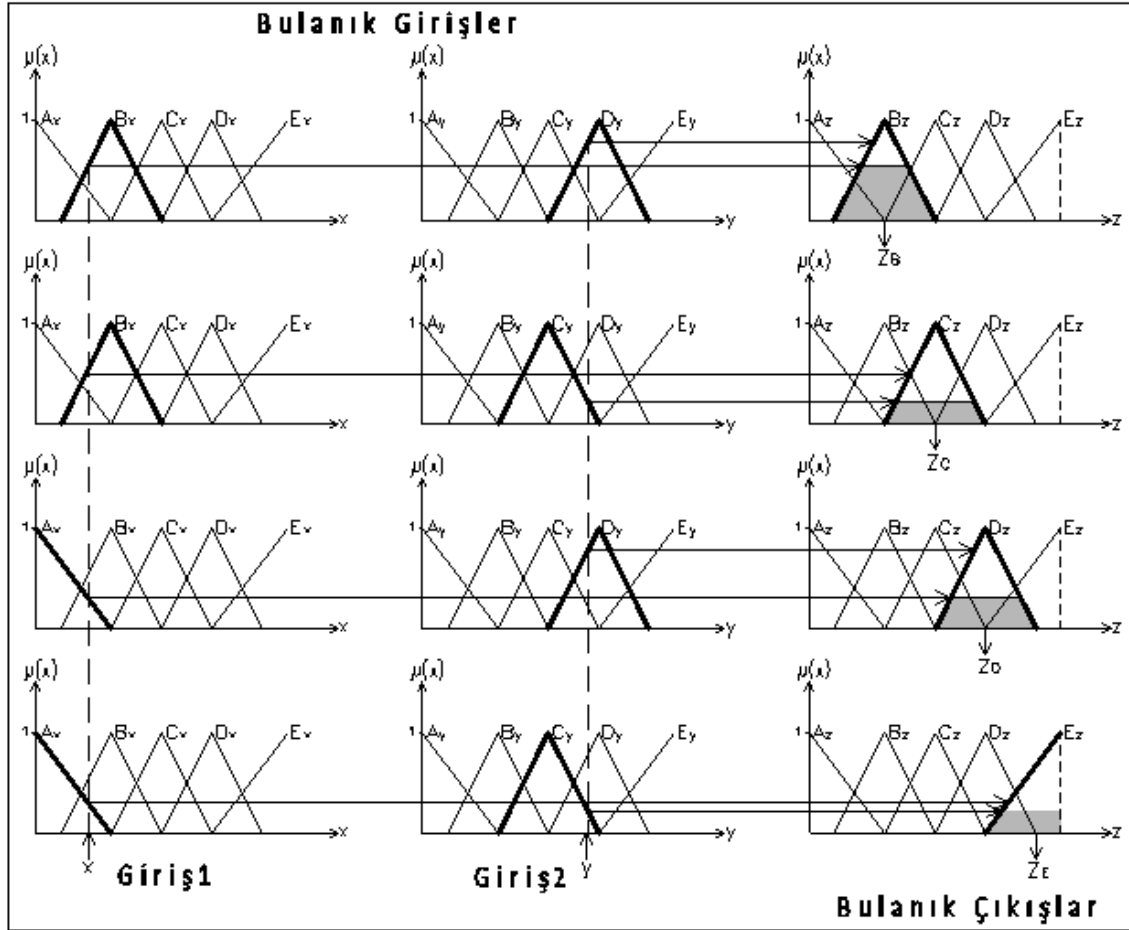
Şekil 4.4 Bulanık mantık denetleyici genel akış şeması

Bulanıklaştırıcı (fuzzifier), sistemin ilk adımıdır ve girilen kesin değerler bulanıklaştırılır. Bulanıklaştırma, sayısal olan kesin değerlerin üyelik fonksiyonları kullanılarak sözel ifadelere çevrilmesiyle gerçekleştirilir. Şekil 4.5'te bulanıklaştırma işlemi verilmiştir. A, B, C, D ve E sistemde kullanılan bulanık kümeler olup x ve y sistemin girdileridir. Bulanıklaştırma işleminde sisteme girilen girdilerin üyelik dereceleri incelenir. Şekilde x girdisinin A ve B bulanık kümelerindeki üyelik dereceleri sırasıyla $\mu_A(x)$, $\mu_B(x)$ 'dir. Y girdisinin C ve D bulanık kümelerindeki üyelik dereceleri sırasıyla $\mu_C(y)$, $\mu_D(y)$ 'dir. Böylece x ve y girdilerinin bu kümelerde üyeliğe sahip oldukları anlaşılır.



Şekil 4.5 Bulanıklaştırma işlemi [45]

Bulanık sistemin ikinci adımı çıkarım mekanizmasıdır. Çıkarım mekanizmasında bulanıklaştırıcıdan gelen bulanık değerler (üyelik dereceleri) burada depolanmış halde bulunan bilgi kümeleri ile birlikte kullanılarak bulanık bir sonuç elde edilir. Bilgi kümeleri “if.....then.....else....” şeklinde kurulmuş ve giriş- çıkışı birbirine bağlayan koşul cümleleridir. Bu koşul cümlelerinin her biri birer kural olduğundan bu kısma kural tabanı denir [45].



Şekil 4.6 Çıkarım mekanizması [45]

Şekil 4.6’da çıkarım mekanizması örnek olarak gösterilmiştir. Bulanıklaştırıcıdan alınan bulanık x ve y değerleri çıkarım mekanizmasına girer. Kural tabanına aşağıdaki şekilde örnek 4 kural girilmiştir. Bunlar:

Kural 1: if (x is B_x) and (y is D_y) then (z is B_z)

Kural 2: if (x is B_x) and (y is C_y) then (z is C_z)

Kural 3: if (x is A_x) and (y is D_y) then (z is D_z)

Kural 4: if (x is A_x) and (y is C_y) then (z is E_z)

Verilen bu kural cümlelerinin doğrultusunda sistem bulanık z çıkışları verir. Bulanık z çıkışlarının üyelik dereceleri kurallarda kullanılan “and” bağlacı doğrultusunda belirlenir. “and” bağlacı bulanık kümede kesişim işlemini ifade ettiğinden üyelik derecesi minimum olan dikkate alınır. Bu durumda kurallara bağlı olarak elde edilen bulanık z değerlerinin üyelik dereceleri aşağıdaki gibidir.

$$\text{Kural 1: } \min[\mu_B(x), \mu_D(y)] = \mu_B(z)$$

$$\text{Kural 2: } \min[\mu_B(x), \mu_C(y)] = \mu_C(z)$$

$$\text{Kural 3: } \min[\mu_A(x), \mu_D(y)] = \mu_D(z)$$

$$\text{Kural 4: } \min[\mu_A(x), \mu_C(y)] = \mu_E(z)$$

Kural tabanında bulunan kurallar bulanık kümeler arasındaki ilişkiyi verir. Bulanık ilişkiler tablolar halinde de verilebilir. Çizelge 4.2’de yukarıda verilen kuralların bulanık sözlerle temsil edilen kural tablosu verilmiştir. Tablolar kullanılıp yine bulanık z değerleri elde edilir [45].

Çizelge 4-2 Bulanık sözlerle temsil edilen kural tablosu [45]

	D _y	C _y
B _x	B _z	C _z
A _x	D _z	E _z

Bulanık sistemin son adımı durulaştırıcıdır. Çıkarım mekanizmasından elde edilen çıkış değerleri bulanık değerlerdir. Bulanık değerlerin kullanılabilmesi için kesin değerlere dönüştürülmesi gerekir. Durulaştırıcı adımında elde edilen bulanık değerler kesin değerlere dönüştürülür, yani sözel ifadeler sayısal ifadelere çevrilir. Farklı durulaştırma yöntemleri vardır. Bu yöntemleri Kıyak [42] çalışmasında şöyle sıralamıştır;

- Üyelik derecesi en büyük olanların en büyüğüne dayanan *maksimumun en büyüğü yöntemi*,
- Üyelik derecesi en büyük olanların en küçüğüne dayanan *maksimumun en küçüğü yöntemi*,

- Üyelik derecesi en büyük olanların ortalamasına dayanan *maksimumun ortalaması yöntemi*,
- Simetrik üyelik fonksiyonlarının bulunması halinde kullanılan *ağırlıklı ortalama yöntemi*,
- Tepeleri olan çıkarım bulanık kümelerin bulunması halinde kullanılan *yükseklik yöntemi*,
- *Ağırlık merkezi yöntemi*

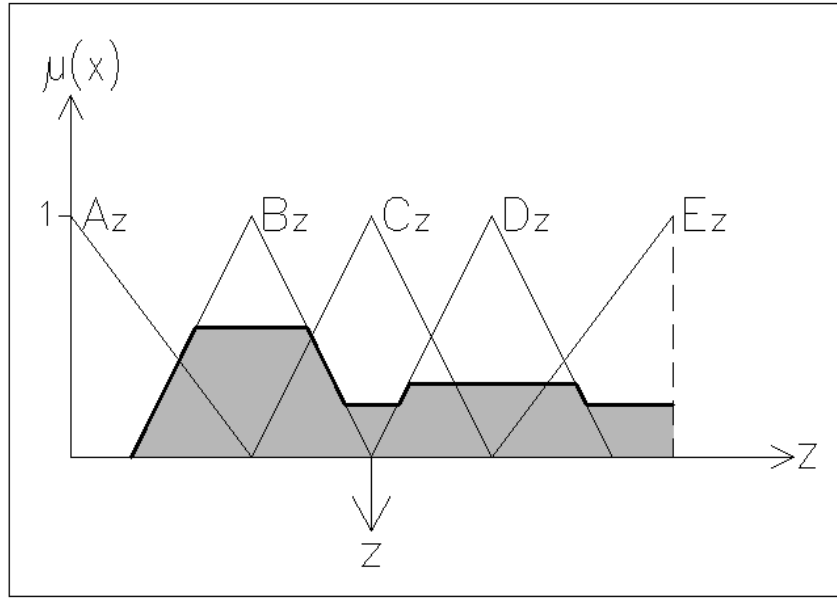
Ağırlık merkezi yöntemi bu yöntemler arasında en çok kullanılanıdır. Bu tezde de ağırlık merkezi yöntemi (centroid) kullanıldığından bu yöntem açıklanmıştır.

Ağırlık merkezi yönteminde çıkış fonksiyonlarının altında kalan alanların ağırlık merkezi alınır. Yöntemin formülü (4.3) denkleminde gösterilmiştir.

$$z = \frac{\sum \mu(z)z}{\sum \mu(z)} \quad (4.3)$$

Şekil 4.6’da da görüldüğü gibi çıkarım mekanizmasında kural tabanlarına bağlı olarak üyelik fonksiyonlarının altında kalan alanlar belirlenir. Bu alanlar Şekil 4.7’de görüldüğü gibi birleştirilir. Üyelik fonksiyonlarının altında kalan bu toplam alanın ağırlık merkezi durulaştırma işlemi sonucu istenilen kesin değeri verir.

Bulanık denetim bölümünde anlatılan yöntem Mamdani yöntemidir. Tezde Mamdani yöntemi kullanıldığından bu yöntem anlatılmıştır. Mamdani yöntemi dışında Takagi-Sugeno ve Tsukamoto yöntemleri de vardır.



Şekil 4.7 Durulaştırma işlemi

4.3 Bulanık Mantığın Uygulama Alanları

Günümüzde bulanık sistemler, birçok fen bilimleri ve mühendislik uygulamasında geleneksel yöntemlerin yerine geçmiş durumdadır. Bulanık mantık ilk olarak çimento sektöründe kullanılmaya başlanmıştır. Daha sonraları Japonların bulaşık makinesi, çamaşır makinesi, elektrik süpürgesi, video kamera gibi ürünlerinde kullanmaya başlamalarıyla sanayide yaygın uygulama alanı bulmuştur. Geniş alanda uygulama alanı bulması sebebiyle hızla gelişme göstermekte olan bulanık mantık; son teknoloji alanı olan insansız uçakların kontrolünde, tren frenleme sistemlerinde, ABS (otomatik fren sistemi) ve ASC (otomatik vites kontrolü) kontrolünde kullanılmaktadır ([46], [47]).

Bulanık sistemler en sık kontrol alanında kullanılmakla birlikte ayrıca model tanımlama (görüntü, ses, sinyal işleme gibi), nicel çözümleme (yön-eylem araştırması, yönetim), çıkarsama (teşhis, tahmin ve planlama için uzman sistemler; doğal lisan işleme; akıllı arabirim; akıllı robotlar; yazılım mühendisliği) ve bilgi çıkarma (veritabanları) gibi alanlarda da kullanılmaktadır ([46], [47]).

MATERYAL METOT**5.1 Atıksu Kompozisyonu**

Çalışmada, pilot ölçekli tesiste evsel atıksu arıtımı yapılmıştır. Evsel atıksu, pilot ölçekli tesisin bulunduğu Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesis'i'nin kum tutucu çıkışından alınmıştır. Arıtılan atıksuyun karakterizasyonu yapılmış ve Çizelge 5.1'de verilmiştir. Tesisin aşılınması gerçek ölçekli tesisin çamur geri devir hattından alınan çamurla yapılmıştır.

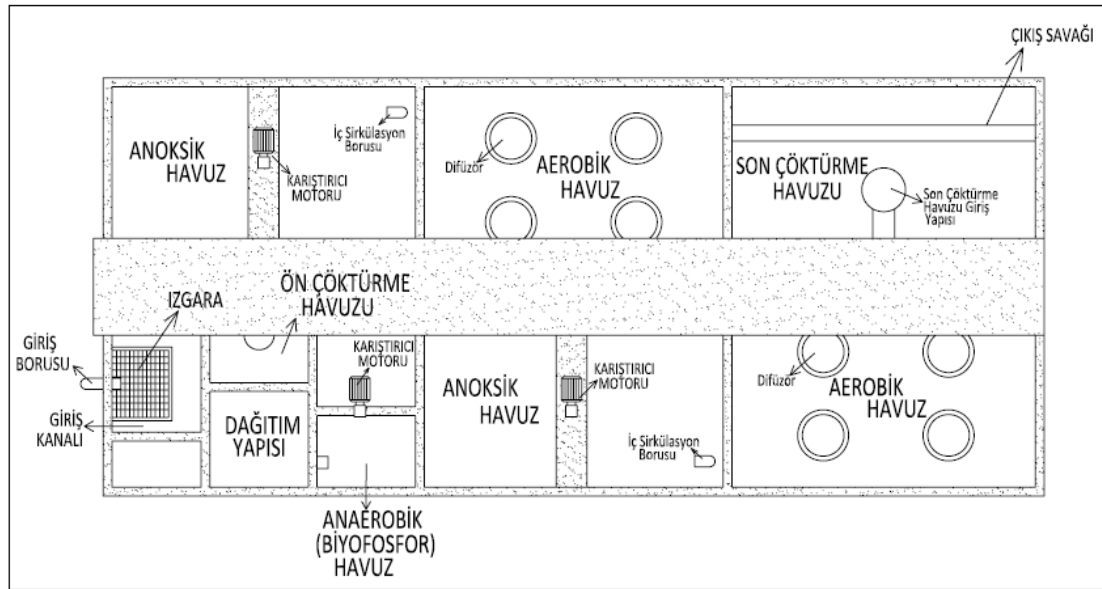
Çizelge 5.1 Atıksu karakterizasyonu

Parametre	Birim	Aralık	Ortalama
KOİ	mg/L	465-930	647,30
TKN	mg/L	39-100	79
NH ₃ -N	mg/L	33-68	51,87
NO ₃ -N	mg/L	0,05-0,4	0,12
NO ₂ -N	mg/L	0,01-0,15	0,05
TP	mg/L	6,52-10,3	7,93
PO ₄ -P	mg/L	1,72-4,94	3,42
AKM	mg/L	120-880	321
UAKM	mg/L	92-402	219
pH	-	7-8	7,55

5.2 Pilot Tesis ve İşletilmesi

Çalışmada; evsel atıksuyun Modifiye Beş Kademeli Bardenpho prosesiyle arıtımı incelenmiştir. Kullanılan reaktör pilot ölçekli olup, İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi arazisi içinde, tesisin kum tutucularıyla ön çöktürme havuzları arasında yer almaktadır. Reaktör epoksi boyalı karbon çelikten yapılmış olup 10m³/gün kapasitede ve yaklaşık 50 kişilik nüfusun atıksuyunu arıtacak şekilde tasarlanmıştır. Reaktör sırasıyla giriş yapısı, ön çöktürme, dağıtım, biyofosfor, anoksik1 (denitrifikasyon), aerobik1 (nitrifikasyon), anoksik2, aerobik2 ve son çöktürme havuzlarını içerir. Pilot ölçekli reaktörün planı Şekil 5.1’de verilmiştir.

Çalışılan pilot ölçekli reaktörün klasik beş kademeli bardenpho prosesinden iki farkı vardır. İlk olarak, birinci iç sirkülasyon hattına ek olarak aerobik2 havuzundan anoksik2 havuzuna ikinci bir iç sirkülasyon hattı bulunur. Ayrıca ikinci aerobik havuzun hacminin daha düşük olması gerekirken birinci aerobik havuzla aynı hacimdedir. Bu farklardan dolayı bu çalışmadaki reaktör modifiye beş kademeli bardenpho prosesi olarak isimlendirilmiştir.



Şekil 5.1 Pilot ölçekli reaktörün planı

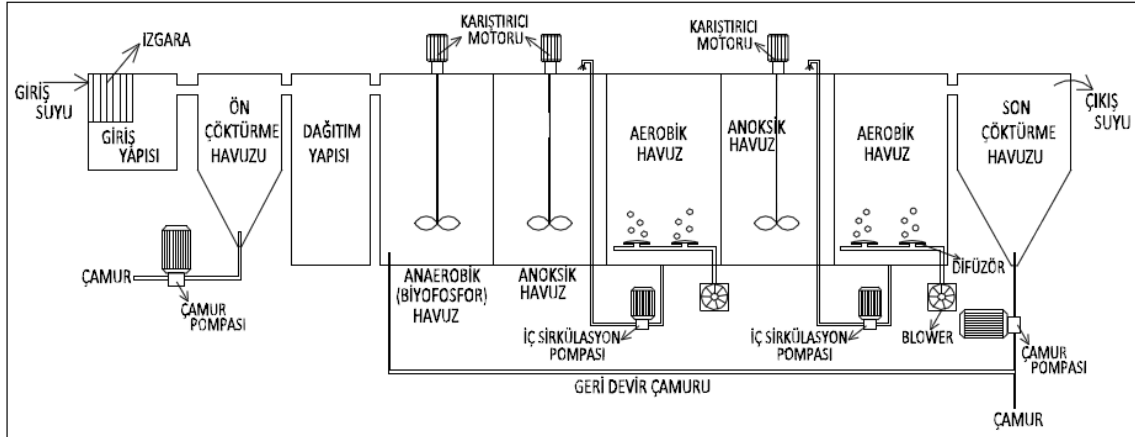


Şekil 5.2 Pilot ölçekli reaktörün görünüşü

Pilot ölçekli reaktör Şekil 5.2’de gösterilmiştir. Reaktöre atıksu, gerçek ölçekli tesisin kum tutucu çıkışından alınır. Atıksu ilk olarak reaktörün giriş yapısına gelir, burada bulunan 3 mm aralıklı paslanmaz çelikten yapılmış ızgaradan geçerek ön çöktürme havuzuna alınır. Ön çöktürme havuzu $0,25 \text{ m}^3$ hacminde olup burada atıksuda bulunan askıda maddelerin çöktürülmesi sağlanır ve biriken çamur havuzun alt kısmından alınarak uzaklaştırılır. Ön çöktürme havuzundaki su savaklanarak $0,25 \text{ m}^3$ hacmindeki dağıtım havuzuna sonra da biyofosfor havuzuna alınır. Biyofosfor havuzu $0,5 \text{ m}^3$ hacminde tasarlanmış olup havuz bir karıştırıcıyla karıştırılmaktadır.

Biyofosfor havuzundan çıkan sular savaklanarak 1.anoksik (denitrifikasyon) havuzuna buradan da savaklanarak sırasıyla 1.aerobik, 2.anoksik ve 2.aerobik havuzlara gelir. Anoksik havuzlar $1,4 \text{ m}^3$ hacmindedir. Anoksik havuzlarda karışım paslanmaz çelikten yapılmış karıştırıcıyla sağlanır. $1,7 \text{ m}^3$ hacminde olan aerobik havuzlarda bakteriler için gerekli ortamı sağlamak amacıyla havalandırma yapılır. Havalandırmada iki blower ve havuz tabanlarına yerleştirilen iki aerobik havuzdaki dörder difüzörden yararlanır. Reaktörün işletimi sırasında aerobik havuzlardan anoksik havuzlara pompa yardımıyla iç sirkülasyon yapılır.

İkinci aerobik havuzdan çıkan su, son çöktürme havuzunun ortasında bulunan giriş yapısına geçer buradan havuza verilir. Son çöktürme havuzu 1,4 m³ hacminde tasarlanmıştır. Partiküler haldeki maddelerin çökmesinin sağlanmasıyla arıtılan su, üçgen savaklardan savaklanarak alınır. Çamur konisinde biriken çamurun bir kısmı pompa ile biyofosfor havuzuna geri devrettirilirken fazla çamur reaktörden uzaklaştırılır. Reaktörün akım şeması Şekil 5.3'te verilmiştir.



Şekil 5.3 Pilot ölçekli reaktörün akım şeması



Şekil 5.4 Giriş yapısı, ön çöktürme havuzu, dağıtım yapısı ve anaerobik havuz



Şekil 5.5 Aerobik2 havuzunun üstten görünüşü



Şekil 5.6 Anoksik1, aerobik1 ve son çöktürme havuzlarının üstten görünüşü

Reaktörün işletilmesinde kullanılan pompa, karıştırıcı, difüzör, blower gibi mekanik ekipmanların kontrolü reaktörde bulunan kontrol panosundan sağlanmıştır. İşletim sırasında mekanik ekipmanlar gerekli olduğunda bu panodan kapatılıp açılabilmiş ve oluşan problemler bu panodan kontrol edilebilmiştir.

Çalışma sırasında sistem 10 m³/gün debide işletilmiş ve son çöktürme havuzundan anaerobik havuza 8 m³/gün debide, %80 oranında geri devir yapılmıştır. Aerobik havuzlardan anoksik havuzlara 1.kısımda 43 m³/gün; 2.kısımda 47 m³/gün kapasitede iç sirkülasyon yapılmıştır. Çalışma boyunca reaktör AKM konsantrasyonu 4500-5500 mg/L arasında tutulmuştur. Sistem beş ay süreyle düzenli olarak işletilmiştir. Bu periyotta haftada iki defa olmak üzere reaktörün yedi bölgesinden (giriş yapısı, biyofosfor havuzu, 1.anoksik havuz, 1.aerobik havuz, 2.anoksik havuz, 2.aerobik havuz, çıkış suyu) numuneler alınmıştır. Alınan numunelerin deneysel analizleri yapılmış ve sistem sürekli kontrol altında tutulmuştur.

Çamurun çökelme özelliğini takip etmek amacıyla 2.aerobik havuzdan alınan numunelerin SVI analizleri yapılmıştır. Numunelerin 1 L'sinin 30 dakikada çöken hacmi belirlenmiş ve AKM konsantrasyonundan yararlanılarak SVI değerleri hesaplanmıştır.

5.3 Ölçüm Yöntemleri

Çalışmada Modifiye Beş Kademeli Bardenpho prosesinin her fazından numune alınmıştır. Alınan numunelerde KOİ, TKN, NH₃-N, NO₃-N, NO₂-N, TP, PO₄-P, AKM, UAKM ve SVI analizleri yapılmıştır. Analizler standart metotlar kullanılarak yapılmıştır [48].

KOİ analizleri açık reflüks yöntemiyle (5220B); TKN analizleri (4500-N_{org} B. Macro-Kjeldahl Method) parçalama ve distilasyon yöntemi kullanılarak; amonyak analizleri distilasyon yöntemi kullanılarak titrimetrik (4500-NH₃ C. Titrimetric Method) olarak yapılmıştır. Fosfor ölçümleri için kalay klorür yöntemi (4500-P D. Stannous Chloride Method) kullanılmış olup, PO₄³⁻-P ölçümleri doğrudan renklendirmeyeyle, TP ölçümleri ise "asitle parçalama" işleminden sonra renklendirme ile gerçekleştirilmiştir. PO₄³⁻-P için spektrofotometrik okumalar WTW photolab 6600 UV-VIS (spectro flex 6600) cihazı kullanılarak yapılmıştır. SVI ölçümleri, AKM konsantrasyonu belirlenen, 1 litrelik MLSS İmhoff Hunisi'nde 30 dakika çöktürülerek çöken çamur hacminin belirlenmesi ile hesaplanmıştır. SVI ölçümleri için kullanılan AKM analizleri gravimetrik yöntemle tayin edilmiştir.

DENEYSEL SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRME

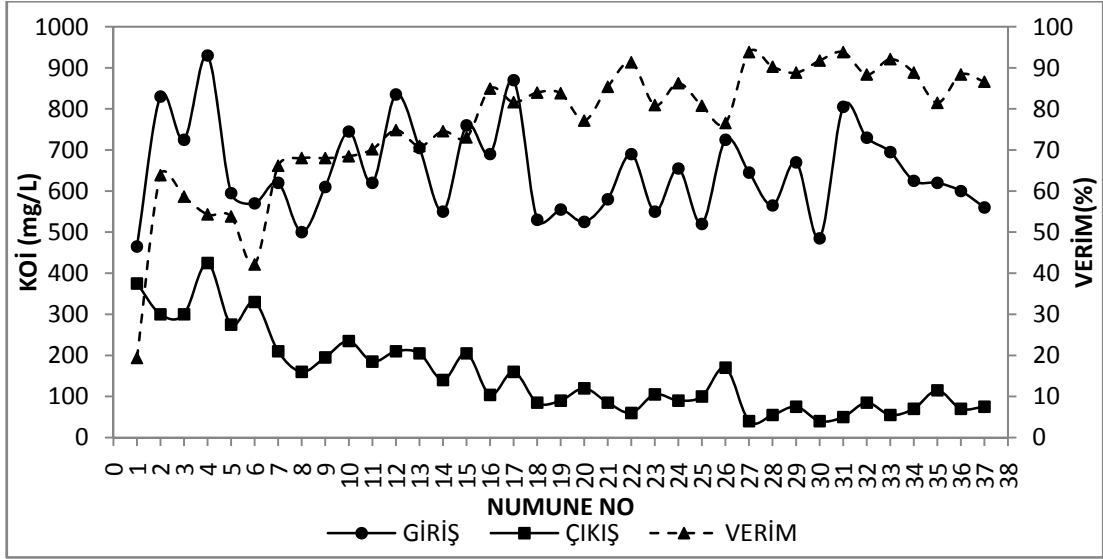
Çalışmada pilot ölçekli Modifiye Beş Kademeli Bardenpho prosesinde evsel atıksu arıtımı yapılmıştır. Reaktörün yedi bölgesinden (giriş yapısı, biyofosfor havuzu, 1.anoksik havuz, 1.aerobik havuz, 2.anoksik havuz, 2.aerobik havuz, çıkış suyu) beş ay boyunca, haftada iki defa olmak üzere numune alınmış ve sistemin performansı takip edilmiştir. Modifiye Beş Kademeli Bardenpho prosesi karbon, azot ve fosfor giderimi yapan biyolojik arıtım yöntemidir. Bu yüzden alınan numunelerin KOİ, TKN, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, TP, $\text{PO}_4\text{-P}$, AKM, UAKM ve SVI analizleri yapılarak sistem performansı incelenmiştir. Ham atıksu ve çıkış konsantrasyonları dikkate alınarak giderim verimleri hesaplanmıştır.

6.1 KOİ Giderimi

Reaktörün yedi bölgesinden alınan numunelerin KOİ analizleri yapılmış ve elde edilen sonuçlar Çizelge 6.1’de özetlenmiştir. Ham evsel atıksuyun KOİ değerleri 465-930 mg/L arasında değişmektedir, ortalama 647,30 mg/L’dir. Reaktör çıkışında KOİ konsantrasyonu 40-425 mg/L arasında olup ortalama 152,68 mg/L olarak tespit edilmiştir. KOİ giderim verimi %19 ile %94 arasında değişirken, ortalama %76 KOİ giderim verimi elde edilmiştir. KOİ giriş ve çıkış konsantrasyonları ile giderim verimleri Şekil 6.1’de grafik halinde verilmiştir. Grafikte de görüldüğü başlangıçta KOİ çıkış konsantrasyonları yüksek iken zamanla konsantrasyon düşmüş ve son zamanlarda 100 mg/L’den düşük ölçülmüştür. Konsantrasyonlara bağlı olarak KOİ giderme verimi zamanla yükselmiş ve %90’dan yüksek değerlere ulaşılmıştır.

Çizelge 6.1 Reaktörün KOİ konsantrasyonları ve elde edilen verimler

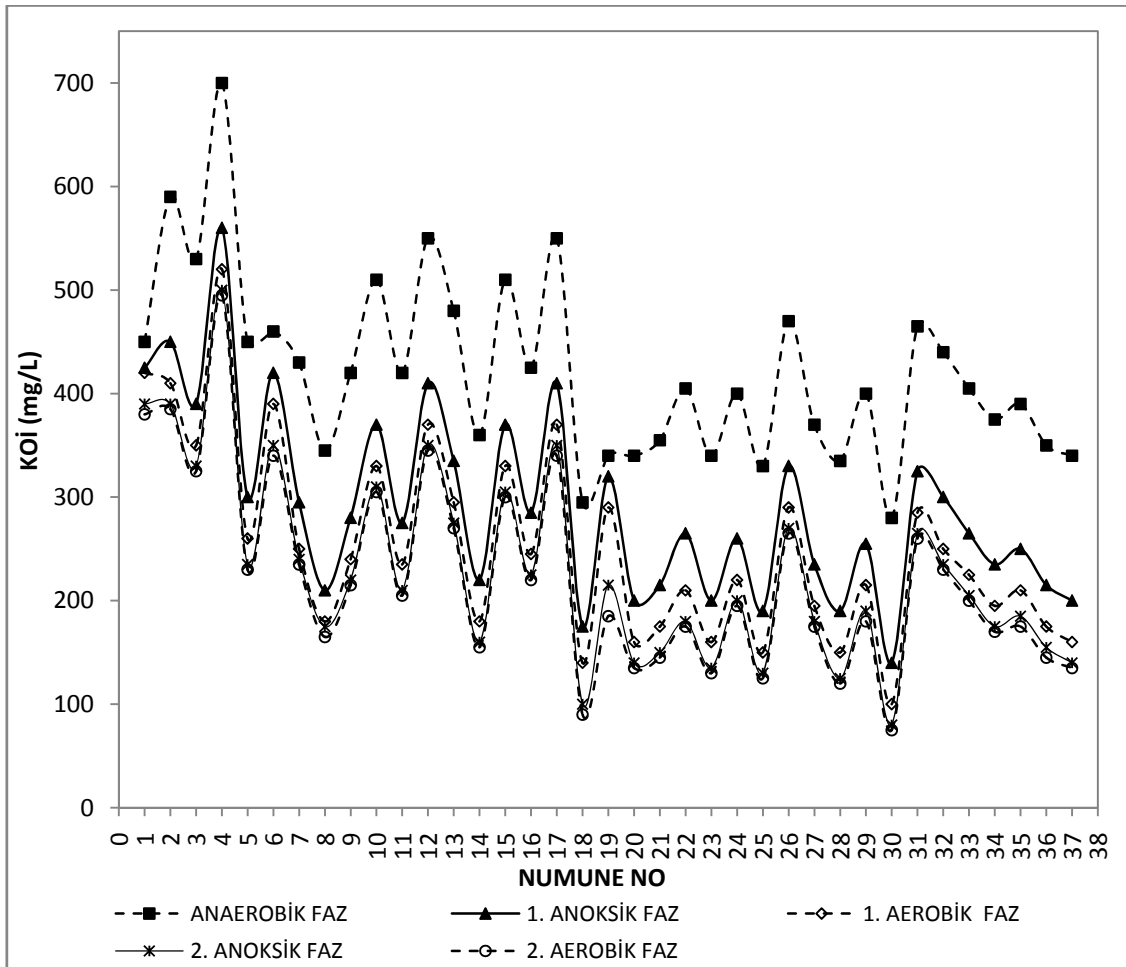
	KOİ (mg/L)	Ortalama
Giriş	465-930	647,30
Anaerobik	280-700	421,76
Anoksik1	140-560	291,00
Aerobik1	100-520	228,92
Anoksik2	80-500	222,16
Aerobik2	75-495	152,68
Çıkış	40-425	152,68
Verim(%)	19-94	76



Şekil 6.1 Giriş – çıkış KOİ konsantrasyonları ve giderim veriminin değişimi

Reaktörün her fazından alınmış numunelerin KOİ konsantrasyonları Şekil 6.2’de gösterilmiştir. Anaerobik fazda KOİ konsantrasyonu 280-700 mg/L arasında değişmiştir. Giriş KOİ konsantrasyonunun ortalama %35’i anaerobik fazda giderilmiştir. Diğer fazlarda KOİ konsantrasyonları 1.anoksik fazda 140-560 mg/L; 1.aerobik fazda 100-520 mg/L; 2.anoksik fazda 80-500 mg/L; 2.aerobik fazda 75-495 mg/L arasında değişmiştir.

Çalışmadaki ortalama KOİ konsantrasyonları ve şekil incelendiğinde atıksuyun KOİ konsantrasyonunun reaktör boyunca düştüğü görülmüştür (Şekil 6.2). Peng vd. [26] çalışmalarında en fazla KOİ gideriminin ilk faz olan anaerobik fazda, ikinci olarak anoksik fazda olduğunu; en düşük giderimin de aerobik fazda olduğunu belirtmişlerdir. Çalışılan reaktörde de ilk faz anaerobik fazdır, ortalama %34 KOİ giderim verimi gerçekleşmiştir. Anoksik fazlarda anaerobik faza göre, aerobik fazlarda da anoksik faza göre daha az giderim olmuştur.



Şekil 6.2 Farklı fazlardaki KOİ konsantrasyonlarının değişimi

Son çöktürme havuzları fiziksel arıtım üniteleridir; mikroorganizmaların çöktürülmesi sağlanır, biyolojik arıtım gerçekleşmez. Biyolojik arıtım en son 2. aerobik fazda gerçekleşir, burada mikroorganizmalar alabilecekleri organik maddeyi bünyelerine alırlar atıksuda biyolojik olarak parçalanamayan KOİ kalır. Deneyler numunelerin çamur kısmının çöktürülüp duru fazı alınarak yapıldığından 2.aerobik fazdaki mikroorganizma konsantrasyonu KOİ konsantrasyonunda pozitif hatanın oluşmasına sebep olmuş

olabilir. Bu nedenle 2.aerobik faz KOİ konsantrasyonu ile çıkış KOİ konsantrasyonunun yaklaşık aynı olması beklenirken çalışmadaki sonuçlarda farklılık meydana gelmiştir.

6.2 N Giderimi

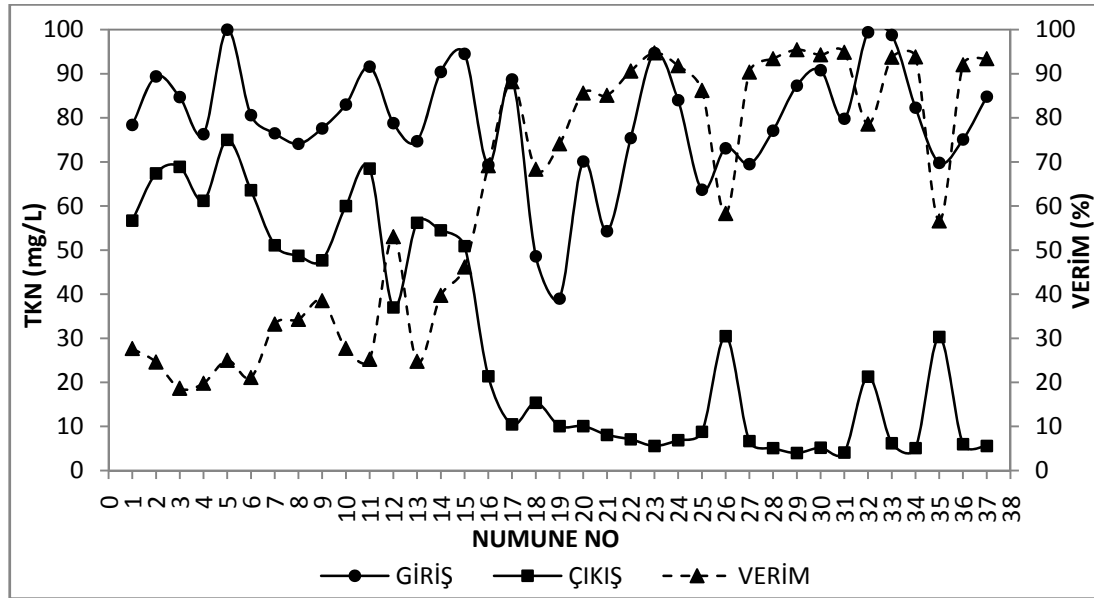
Modifiye Beş Kademeli Bardenpho prosesi N gideren bir sistem olduğundan; N kontrol edilmesi gereken önemli parametrelerden biridir. Çalışmada N kontrolü de reaktörün yedi bölgesinden alınan numunelerde TKN, NH₃-N, NO₃-N, NO₂-N analizleriyle yapılmıştır. Yapılan analizler sonucu elde edilen TKN ve NH₃-N konsantrasyonları Çizelge 6.2’de özetlenmiştir.

Çizelge 6-2 Reaktörün TKN ve NH₃-N konsantrasyonları ve elde edilen verimler

	TKN (mg/L)	Ortalama	NH ₃ -N (mg/L)	Ortalama
Giriş	39,00-100	79,09	33,60-67,80	52,00
Anaerobik	22,40-82,30	45,46	3,17-56,70	27,87
Anoksik1	6,30-81,20	38,66	0,10-56,30	22,61
Aerobik1	5,10-78,30	35,00	0,10-55,20	20,64
Anoksik2	5,00-77,10	33,18	0,10-55,00	19,56
Aerobik2	5,00-75,90	31,57	0,10-54,10	18,63
Çıkış	5,00-75,00	29,77	0,10-54,00	18,15
Verim(%)	19-95	63	16-99	68

Yapılan TKN analizleri sonucu elde edilen giriş çıkış konsantrasyonları ve giderim verimleri Şekil 6.3’te gösterilmiştir. Giriş TKN konsantrasyonu 39-100 mg/L arasında, ortalama ise 79,09 mg/L olarak tespit edilmiştir. Çıkış TKN konsantrasyonu 5 ile 75 mg/L arasında değişirken ortalama çıkış konsantrasyonu 29,77 mg/L olarak bulunmuştur. Ortalama TKN giderim verimi %63 iken verim %19 ile 95 arasında değişmiştir. Beş aylık işletim periyodunun ilk dönemlerinde çıkış konsantrasyonları 40 mg/L’nin üstündeyken daha sonraki numunelerde çıkış konsantrasyonu düşmüştür.

Giderim verimleri de ilk dönemlerde düşükken, sonraki dönemlerde artmıştır ve %90'ın üzerine çıkmıştır.

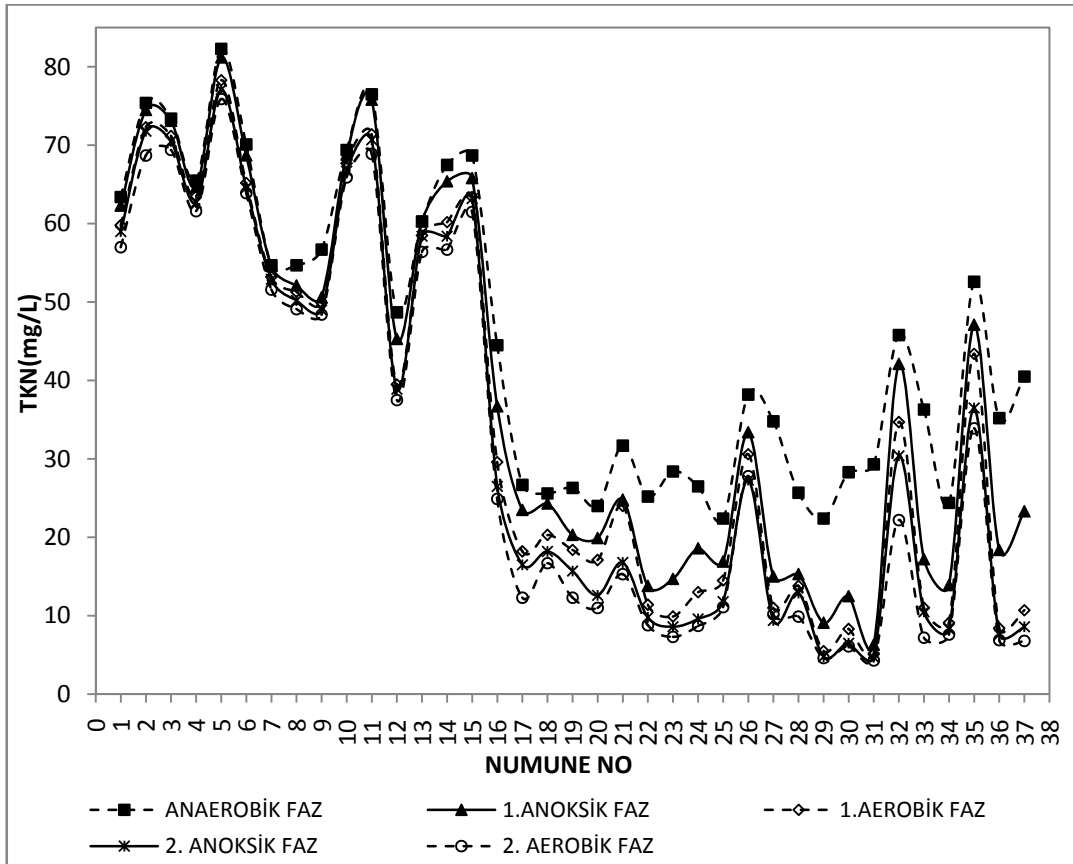


Şekil 6.3 Giriş-çıkış TKN konsantrasyonlarının ve giderim veriminin değişimi

Fazlara bağlı olarak numunelerin TKN değişimleri Şekil 6.4'te gösterilmiştir. Fazlar arası değişimler incelendiğinde reaktör boyunca TKN konsantrasyonunun düştüğü görülmüştür. En yüksek konsantrasyon girişte ölçülmüştür; ilk faz olan anaerobik fazda konsantrasyon önemli ölçüde düşmüştür. Normalde anaerobik fazda TKN konsantrasyonunun, nitrifikasyon veya denitrifikasyonla N giderimi olmadığından, yüksek miktarda değişmesi beklenmez. Bu düşüş, son çöktürme havuzundan geri devir yapılan düşük TKN konsantrasyonlu çamurun giriş suyu konsantrasyonunu seyreltmesinden kaynaklanmaktadır. Diğer fazlardaki TKN konsantrasyonunun düşüşü TKN içeriğindeki $\text{NH}_3\text{-N}$ 'nin ve organik azotun $\text{NH}_3\text{-N}$ 'a dönüşen kısmının nitrifikasyon ve denitrifikasyonla giderimine bağlıdır.

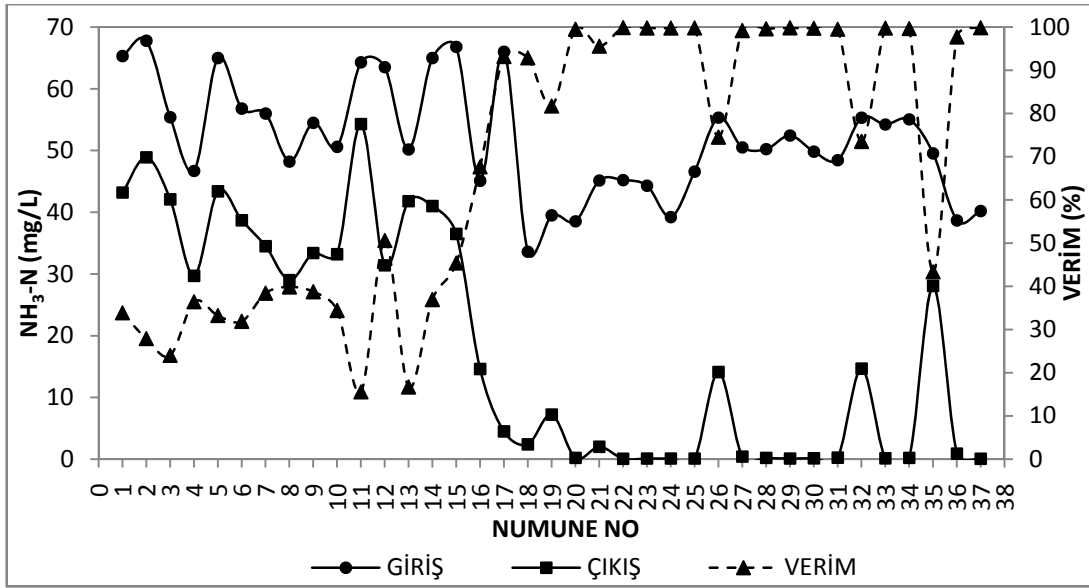
N giderimini kontrol etmek için aynı zamanda $\text{NH}_3\text{-N}$ analizleri de yapılmış ve giriş çıkış konsantrasyonları ile giderim verimleri Şekil 6.5'te gösterilmiştir. 33,6-67,8 mg/L arasında değişen ve ortalama 52 mg/L $\text{NH}_3\text{-N}$ ihtiva eden atıksudan $\text{NH}_3\text{-N}$, %16 ile %99 arasında değişen verimlerle giderilmiştir. Ortalama verim %68 olarak belirlenirken çıkış konsantrasyonu 0,1-54 mg/L arasında değişmiş ve ortalama olarak 18,15 mg/L ölçülmüştür. Sistemin performansının beş aylık çalışma süresinde arttığı gözlemlenmiştir.

olup $\text{NH}_3\text{-N}$ çıkış konsantrasyonu zamanla 1 mg/L'nin altına düşmüş ve verim %90'dan fazla ölçülmüştür.

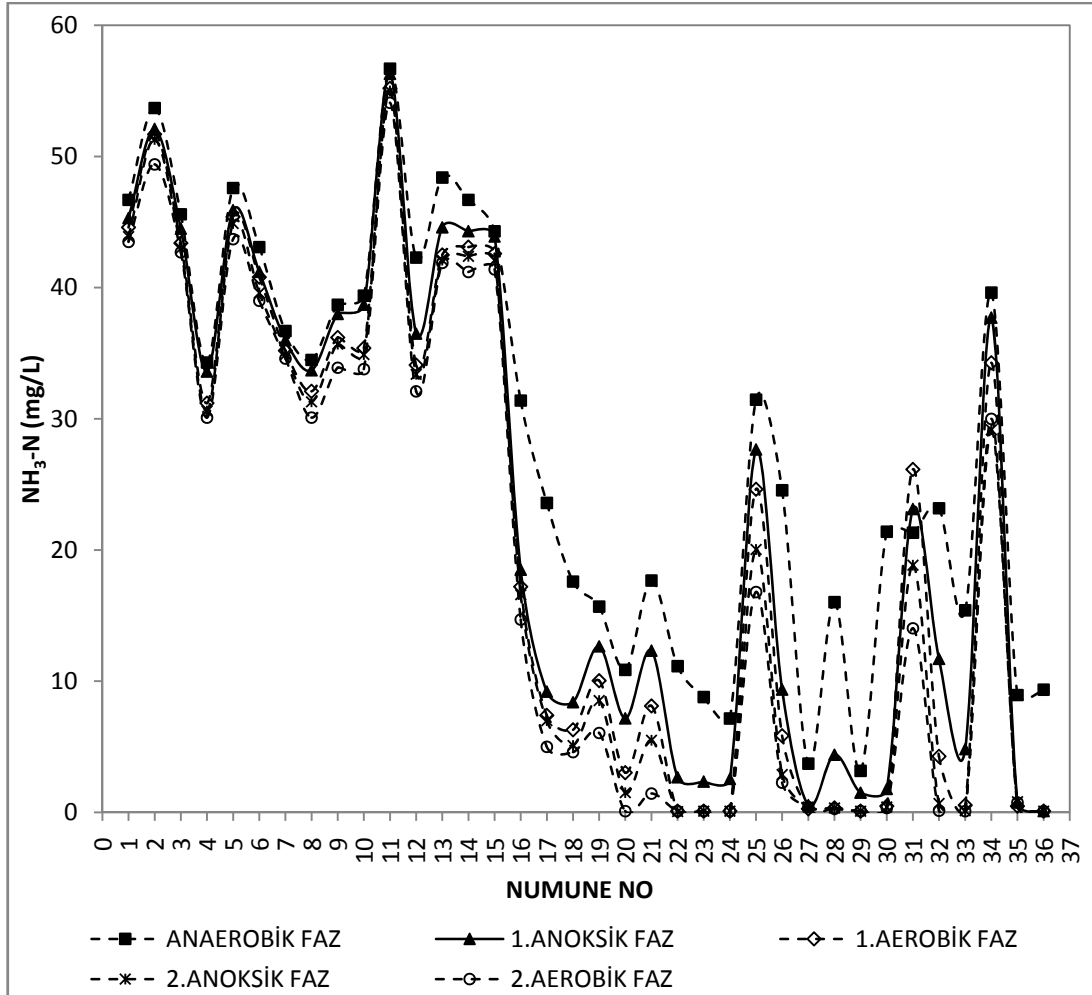


Şekil 6.4 Farklı fazlardaki TKN konsantrasyonlarının değişimi

$\text{NH}_3\text{-N}$ 'unun fazlardaki değişimi Şekil 6.6'da gösterilmiştir. $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonu TKN konsantrasyonu ile aynı şekilde değişim göstermiş ve reaktör boyunca konsantrasyon düşmüştür. Anaerobik fazda $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonunun önemli miktarda düştüğü görülmüştür. Bu düşüş TKN konsantrasyonunun düşüşüyle aynı şekilde seyrelmeden kaynaklanmıştır. $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonunun aerobik ve anoksik fazlarda da düştüğü görülmüş olup bu durum aerobik ortamda nitrifikasyon bakterilerinin amonyağı nitrit ve nitrate dönüştürmelerinden kaynaklanmaktadır. Anoksik ortamda $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonunda önemli miktarda düşüş beklenmezken iç sirkülasyondan gelen düşük $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonu seyrelmeye neden olmuştur.



Şekil 6.5 Giriş-çıkış NH₃-N konsantrasyonları ve giderim veriminin değişimi



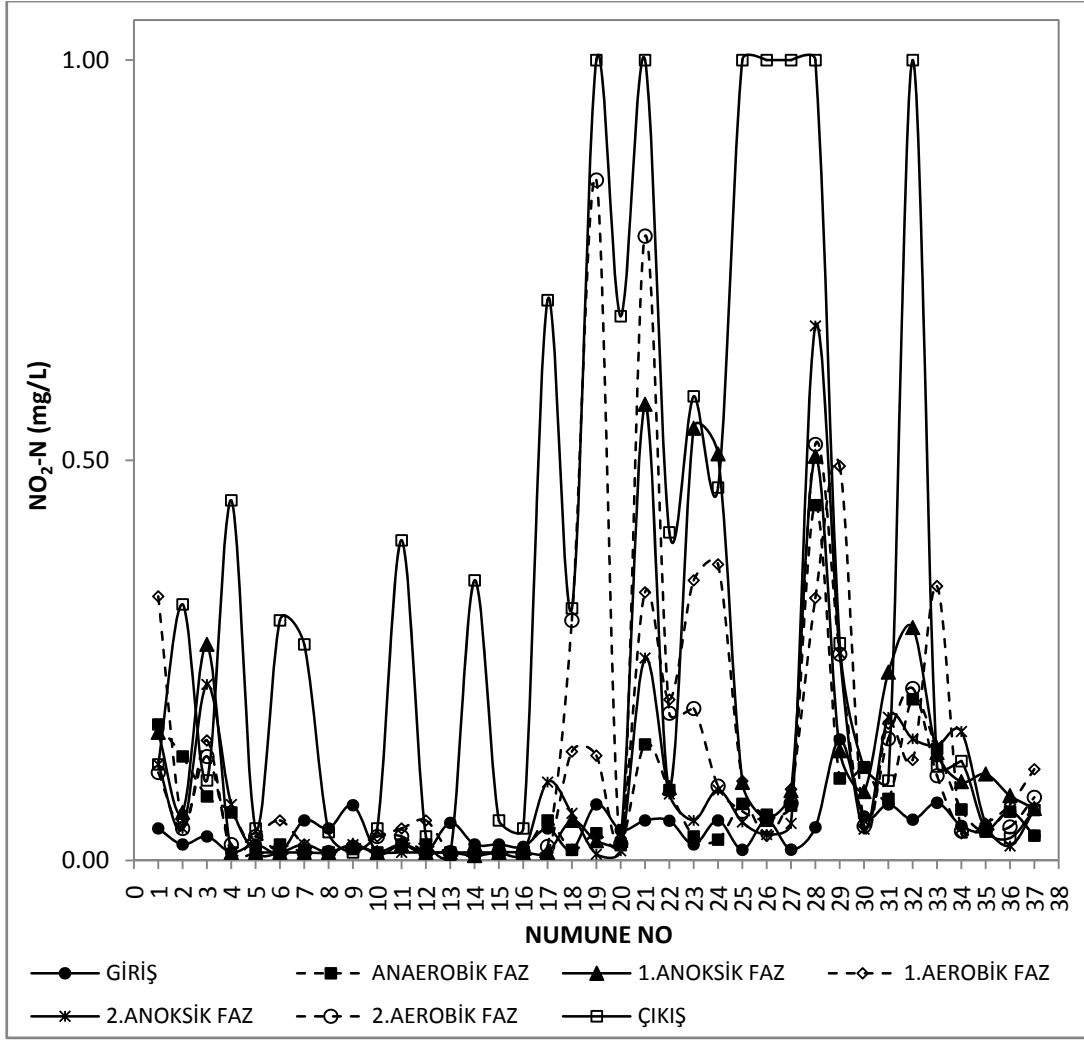
Şekil 6.6 Farklı fazlardaki NH₃-N konsantrasyonlarının değişimi

Amonyak aerobik şartlar altında nitrit ve nitrata dönüşür böylece bir biyolojik proses olan nitrifikasyon gerçekleşir. Sistemde gerçekleşen nitrit- nitrat değişimini incelemek amacıyla reaktörün yedi bölgesinden alınan numunelerde nitrit ve nitrat analizleri de yapılmış ve elde edilen sonuçlar Çizelge 6.3'te özetlenmiştir.

Çizelge 6-3 Reaktörün bölümlerinde ölçülen $\text{NO}_3\text{-N}$ ve $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonları

	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/L)	Ortalama	$\text{NO}_2\text{-N}$ (mg/L)	Ortalama
Giriş	0,05-0,40	0,12	0,01-0,15	0,04
Anaerobik	0,08-0,85	0,34	0,01-0,44	0,07
Anoksik1	0,20-2,00	0,40	0,01-0,57	0,12
Aerobik1	0,80-2,00	1,56	0,01-0,49	0,12
Anoksik2	0,20-1,40	0,56	0,01-0,67	0,08
Aerobik2	1,10-2,00	1,54	0,01-0,85	0,12
Çıkış	1,10-2,00	1,65	0,01-1,00	0,37

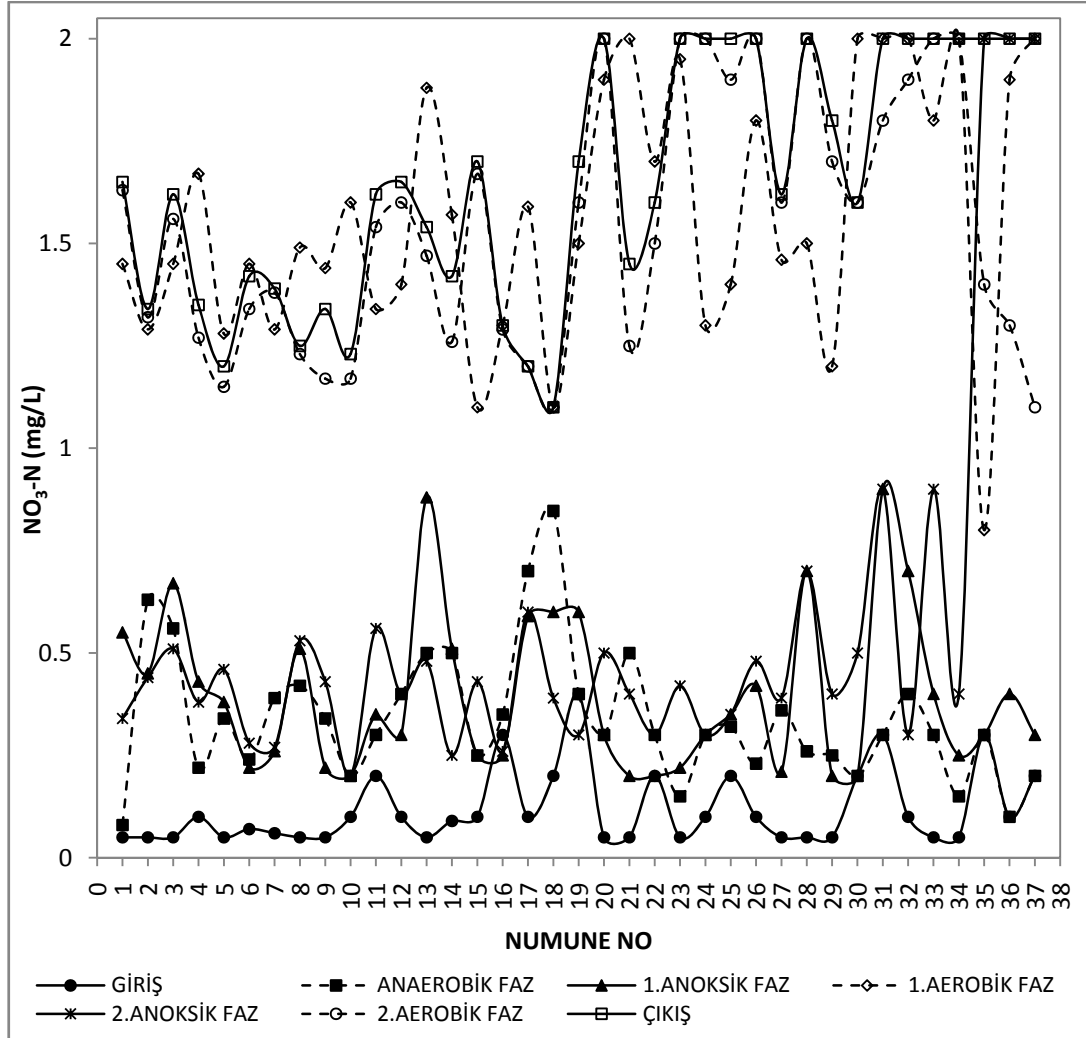
Nitrit konsantrasyonunun fazlara bağlı değişimi Şekil 6.7'de gösterilmiştir. Giriş atıksuyunda nitrit çok düşük konsantrasyonda olacağından, en düşük nitrit konsantrasyonu girişte ve 0,01-0,15 mg/L arasında, ortalama ise 0,04 mg/L olarak ölçülmüştür. Nitrifikasyon prosesinin ilk adımında amonyak nitrite dönüşürken, kararsız yapıdaki nitrit nitrata dönüşür. Bu nedenle reaktör boyunca nitrit konsantrasyonunda önemli değişiklik olmamıştır. Giriş konsantrasyonuna göre anaerobik fazda nitrit daha yüksek konsantrasyonda ölçülmüştür (ortalama 0,07 mg/L), nitrifikasyonun gerçekleşmediği bu fazda artış geri devir çamuruyla gelen nitritten kaynaklanmıştır. Aerobik fazda amonyak nitrifikasyon bakterileri tarafından nitrite dönüştürülür, bu nedenle aerobik fazlardaki nitrit konsantrasyonunda düşüğe olsa artış olmuştur. Şekil 6.7 incelendiğinde nitrit konsantrasyonunun en yüksek çıkışta ölçüldüğü görülmüştür. Çıkış nitrit konsantrasyonu 0,01 ile 1,00 mg/L arasında olup ortalama 0,37 mg/L şeklinde ölçülmüştür.



Şekil 6.7 Farklı fazlardaki $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonlarının değişimi

Nitrat konsantrasyonunun fazlara bağlı değişimi Şekil 6.8’de gösterilmiştir. Nitrat; giriş atıksuyunda 0,05-0,40 mg/L arasında iken ortalama 0,12 mg/L olarak ölçülmüştür. Nitrat değişimi incelendiğinde en düşük konsantrasyonun girişte ölçüldüğü görülmüştür. Anaerobik fazda nitrat oluşumu gerçekleşmediğinden nitrat konsantrasyonunda girişe göre değişim beklenmez. Reaktörde anaerobik fazdaki nitrat konsantrasyonu ortalama 0,34 mg/L olarak ölçülmüştür, yani giriş konsantrasyonuna göre artış olmuştur. Bu artış geri devir çamuruyla bu faza nitrat gelmesinden kaynaklanmaktadır. Birinci ve ikinci aerobik fazlarda nitrat konsantrasyonu, nitrifikasyonun aerobik şartlarda gerçekleşmesinden ve amonyağın nitrit ve ardından nitrata dönüşmesinden dolayı yüksek oranda ölçülmüştür. Her iki aerobik fazdan birinci ve ikinci anoksik fazlara iç sirkülasyon yapılarak nitratin anoksik fazlara geçişi sağlanmış böylece denitrifikasyon bakterileri tarafından nitrat azot gazına dönüşmüştür. Buna

bağlı olarak nitrat konsantrasyonu anoksik fazlarda aerobik fazlara göre daha düşük ölçülmüştür. Çıkışta nitrat konsantrasyonu 1,10-2,00 mg/L arasında ölçülürken ortalama 1,65 mg/L olarak tespit edilmiştir.



Şekil 6.8 Farklı fazlardaki NO₃-N konsantrasyonlarının değişimi

Reaktör boyunca N konsantrasyonundaki değişimi incelemek için ölçülen TKN konsantrasyonuna nitrit ve nitrat konsantrasyonları eklenerek toplam N konsantrasyonları hesaplanmış ve Çizelge 6.4'te özetlenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre giriş TN konsantrasyonu 39,47 ile 100,07 mg/L arasında değişmiş olup ortalama 79,24 mg/L konsantrasyon elde edilmiştir. Bu konsantrasyon çıkışta 6,92 ile 76,24 mg/L arasında değişen değerlerde ölçülürken ortalama çıkış konsantrasyonu 31,85 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu durumda %16,7 ile %92,4 arasında değişen TN giderim verimleri için ortalama %60,2 giderim verimi elde edilmiştir. Reaktör beş ay boyunca

işletilmiş ve bu süreçte biyolojik olarak iyileşme meydana gelmiştir. Kararlı hale ulaşıldığında TN çıkış konsantrasyonu ortalama 13 mg/L olarak ölçülmüş ve TN verimi de %80'den fazla elde edilmiştir. Böylece reaktörde nitrifikasyon ve denitrifikasyonun gerçekleştiği ve N gideriminin tatmin edici olduğu görülmüştür.

Çizelge 6-4 Reaktörün TN konsantrasyonları ve elde edilen verimler

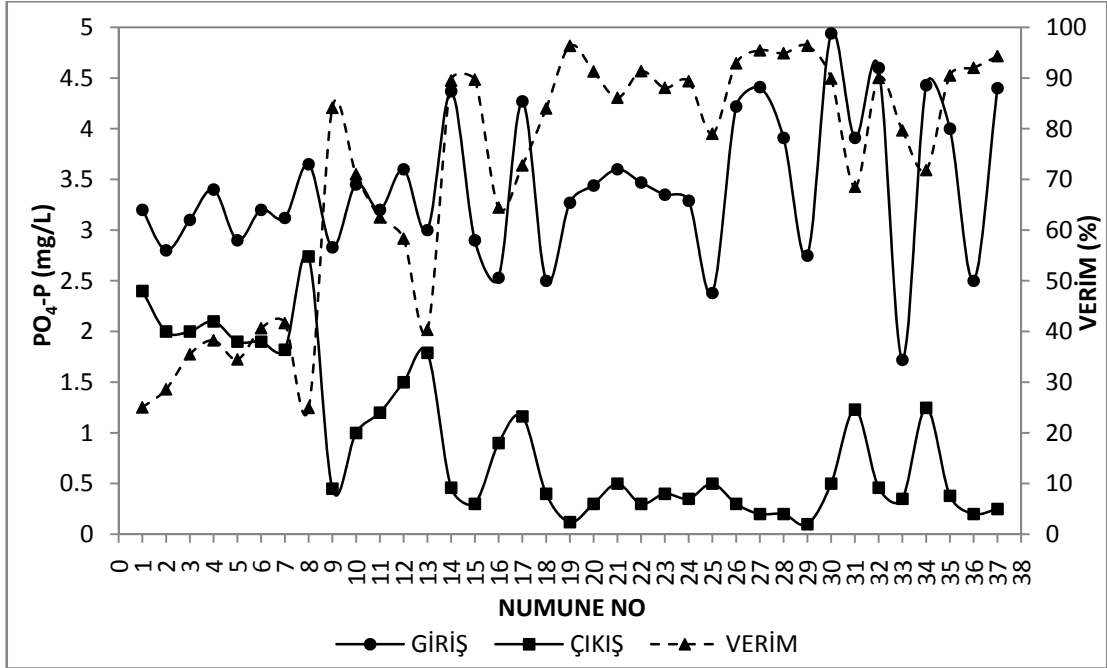
	TN (mg/L)	Ortalama
Giriş	39,47-100,07	79,24
Anaerobik	22,75-82,65	45,88
Anoksik1	7,44-81,59	39,28
Aerobik1	7,19-79,61	36,67
Anoksik2	5,66-77,57	33,78
Aerobik2	6,95-77,08	33,33
Çıkış	6,92-76,24	31,85
Verim(%)	16,7-92,4	60,2

6.3 P Giderimi

Biyolojik fosfor giderimi yapan reaktörün performansını incelemek için numunelerin toplam fosfor ve PO_4 -P analizleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar Çizelge 6.5'de özetlenirken ham atıksu ve reaktör çıkışı konsantrasyonları ile elde edilen verim grafiksel olarak Şekil 6.9'da gösterilmiştir. Ham atıksuyun PO_4 -P konsantrasyonu 1,72-4,94 mg/L arasında değişirken (ortalama 3,42mg/L), %25 ile %96 arasında değişen verimlerde giderilmiş (ortalama %72) ve 0,1-2,74 mg/L arasında değişen çıkış değerleri (ortalama 0,93mg/L) elde edilmiştir. Daha önce de belirtildiği gibi reaktör beş ay boyunca işletilmiş olup KOİ ve N sonuçlarında da görüldüğü gibi reaktörün performansı PO_4 -P giderim veriminde de zamanla iyileşmiş buna bağlı olarak PO_4 -P çıkış konsantrasyonları hedeflenen değerlere düşmüştür.

Çizelge 6-5 Reaktörün PO₄-P ve TP konsantrasyonları ve elde edilen verimler

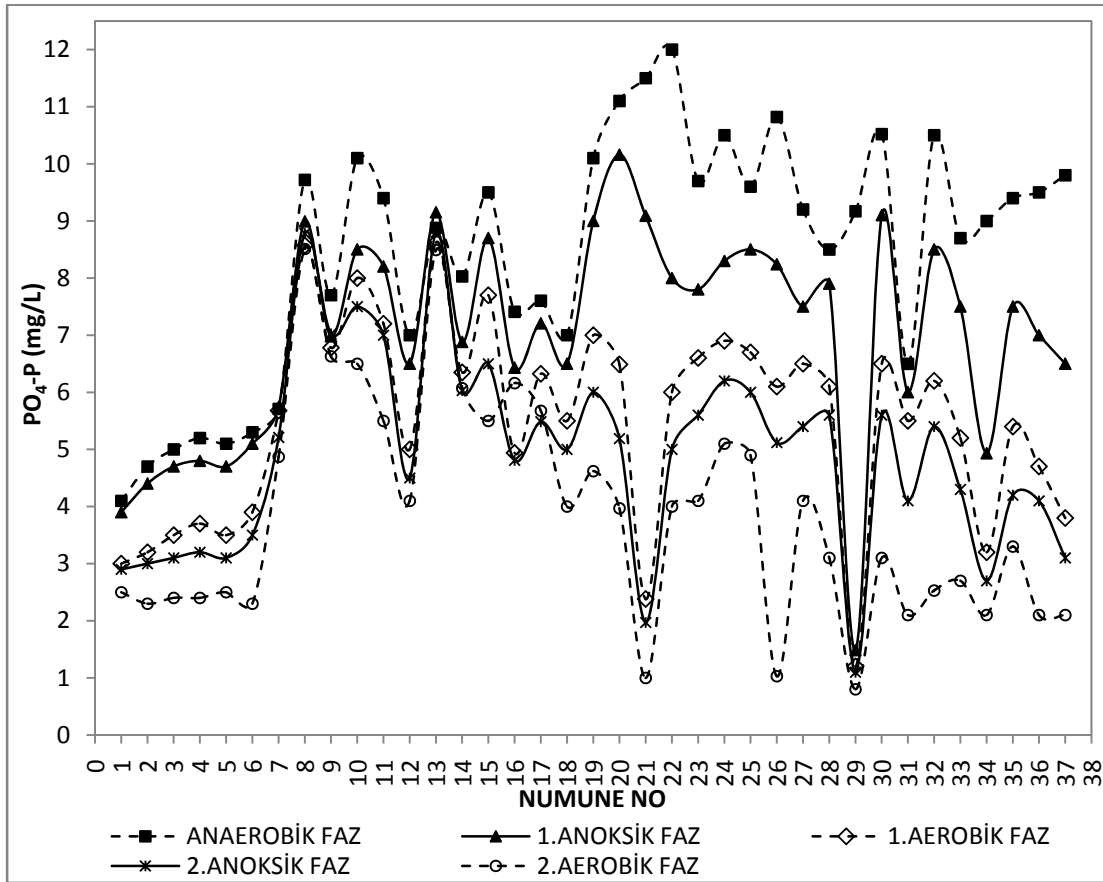
	PO ₄ -P (mg/L)	Ortalama	TP (mg/L)	Ortalama
Giriş	1,72-4,94	3,42	6,52-10,30	7,94
Anaerobik	4,1-12	8,47	7,30-15,60	10,01
Anoksik1	1,48-10,16	7,04	5,20-10,60	8,13
Aerobik1	1,20-8,62	5,51	3,60-9,10	6,53
Anoksik2	1,10-8,80	4,92	3,20-9,20	5,75
Aerobik2	0,80-8,51	3,87	2,30-8,80	4,76
Çıkış	0,10-2,74	0,93	0,35-3,90	1,47
Verim(%)	25-96	72	51,3-95,1	80,3



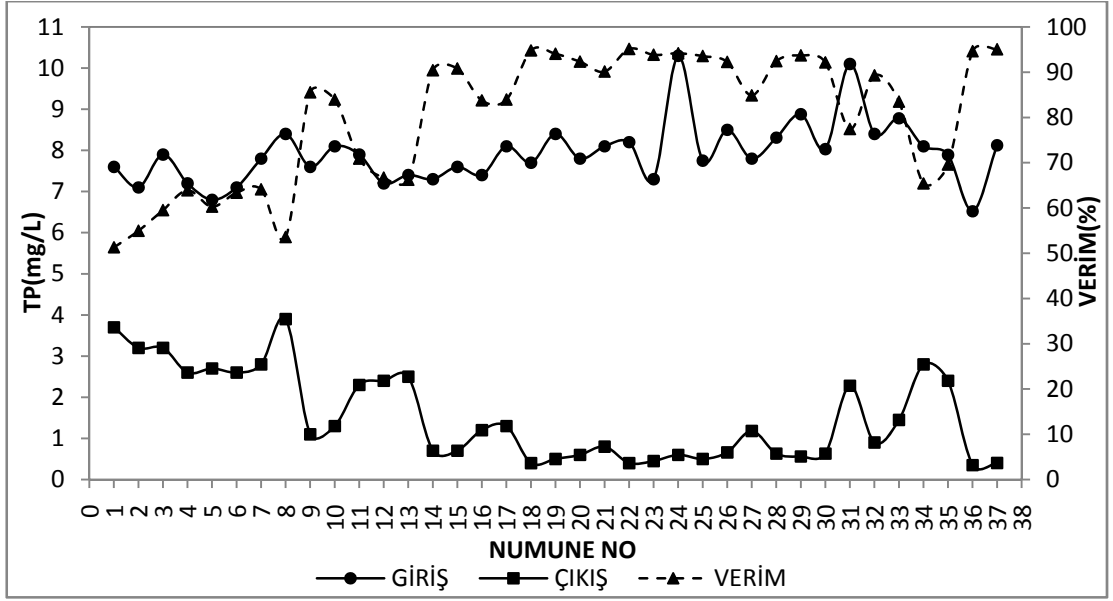
Şekil 6.9 Giriş-çıkış PO₄-P konsantrasyonları ve giderim veriminin değişimi

Her fazdan alınan numunelerin PO₄-P konsantrasyonları değişimi incelenmiş ve Şekil 6.10'da gösterilmiştir. Ortalama giriş konsantrasyonu 3,42 mg/L olan ham atıksuyun PO₄-P değerleri anaerobik havuzda yükselmiş ve 4,10 ile 12 mg/L arasında değişen

(ortalama 8,47 mg/L) değerlere ulaşmıştır. Fosfor giderimi konusunda da bahsedildiği gibi anaerobik şartlarda fosfor biriktiren mikroorganizmalar (PAO) uçucu yağ asidi gibi fermentasyon ürünlerini depolarken bünyelerindeki ATP'yi ADP'ye çevirirler ve ortama $PO_4\text{-P}$ verirler böylece anaerobik havuzdaki konsantrasyon artar. PAO'lar aerobik ve anoksik şartlarda depoladıkları fermentasyon ürünlerini okside ederek enerji elde ederler. Hücrelerindeki polifosfatın depolanması arttığından daha fazla fosforu bünyesine alırlar. Bu yüzden anaerobik faz sonrası bulunan anoksik ve aerobik fazlarda $PO_4\text{-P}$ konsantrasyonunun düşmesi beklenir. Anaerobik fazda ortalama 8,47 mg/L olan $PO_4\text{-P}$ konsantrasyonu ortalama olarak anoksik1 fazında 7,04 mg/L; aerobik1 fazında 5,51 mg/L; anoksik2 fazında 4,92 mg/L; aerobik2 fazında 3,87 mg/L olarak ölçülmüştür. Beklendiği gibi $PO_4\text{-P}$ konsantrasyonunda aerobik ve anoksik fazlarda düşüş olmuş oldukça verimli P giderimi gerçekleşmiştir. Bünyesine fosforu alan mikroorganizmalar son çöktürme havuzunda çöktürülerek fosfor giderimi tam olarak sağlanmış olup çıkış suyu konsantrasyonu istenen limitlerden daha düşük değerler almıştır.



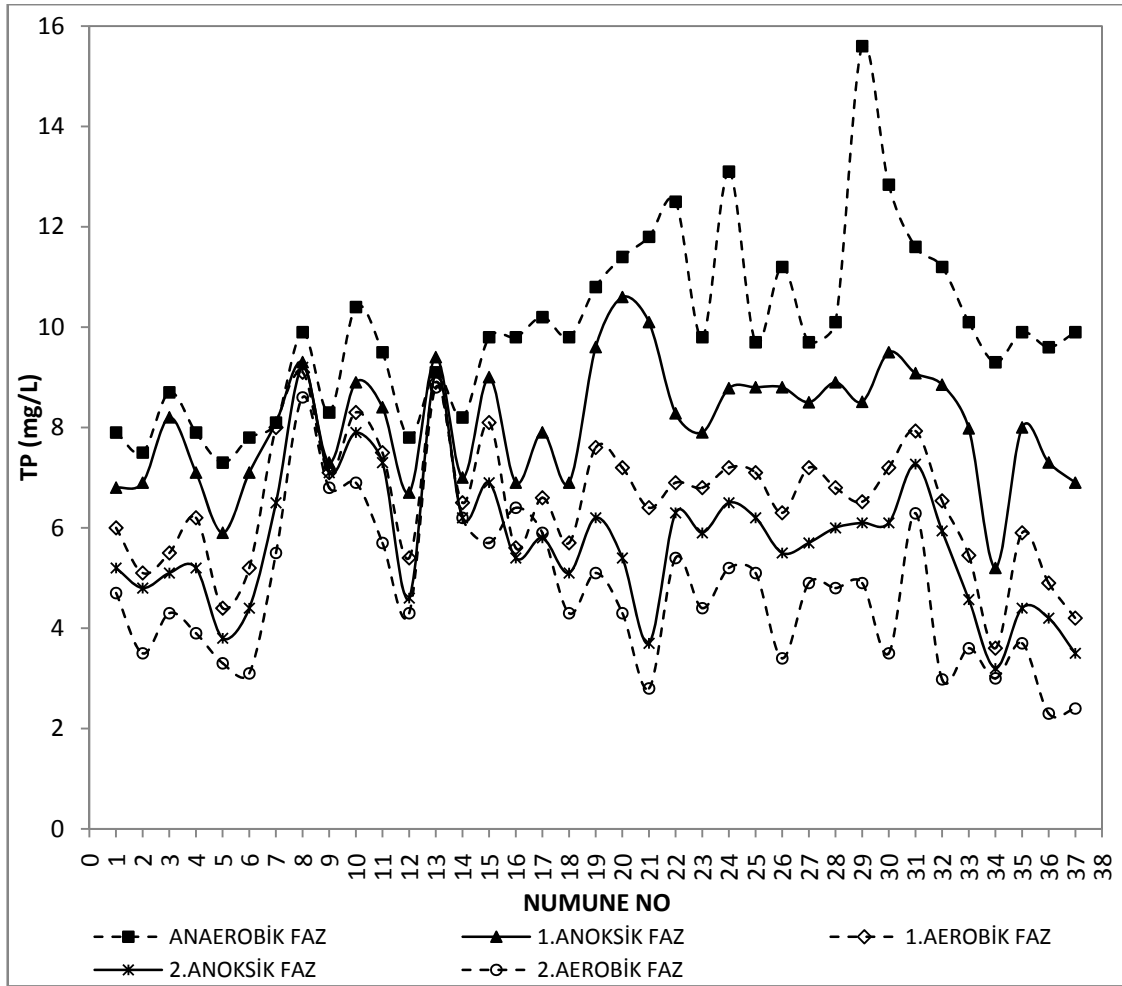
Şekil 6.10 Farklı fazlardaki $PO_4\text{-P}$ konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.11 Giriş-çıkış TP konsantrasyonları ve giderim veriminin değişimi

Alınan numunelerin toplam P analizleri de yapılmıştır. Elde edilen giriş-çıkış konsantrasyonları ve verimler Şekil 6.11’de gösterilmiştir. TP konsantrasyonu ham atıksuda 6,52-10,3 mg/L arasında değişirken ortalaması 7,94 mg/L seviyesinden 0,35-3,9 mg/L arasında değişen (ortalama 1,47 mg/L) değerlere düşürülmüştür. Reaktörde biyolojik arıtım sonucunda %51,3-95,1 arasında değişen verimde TP giderilirken ortalama %80,3 TP giderim verimi elde edilmiştir. Reaktörün bütün fazlarından alınan numunelerde yapılan toplam fosfor analizlerinin sonuçları Şekil 6.12’de gösterilmiş olup TP konsantrasyonunun değişiminin PO_4-P ’nin değişimi ile benzerlik gösterdiği tespit edilmiştir.

Akın ve Uğurlu [24] anoksik fazın P giderimine etkisi üzerindeki çalışmalarında, anoksik fazın bulunmasının denitrifiye P giderimini sağladığı için P giderim verimini yaklaşık %15 oranında artırdığını belirtmişlerdir. Anoksik fazda PAO’lar NO_3-N ’unu elektron alıcı olarak kullanmakta olup böylece depo ürünlerinin oksidasyonu ile bünyelerine P alarak arıtım sağlamaktadırlar. Bu sebeple çalışmada anoksik ve aerobik fazların ardışık olarak bulunması yüksek fosfor gideriminin sağlanmasında etkili olmuştur.

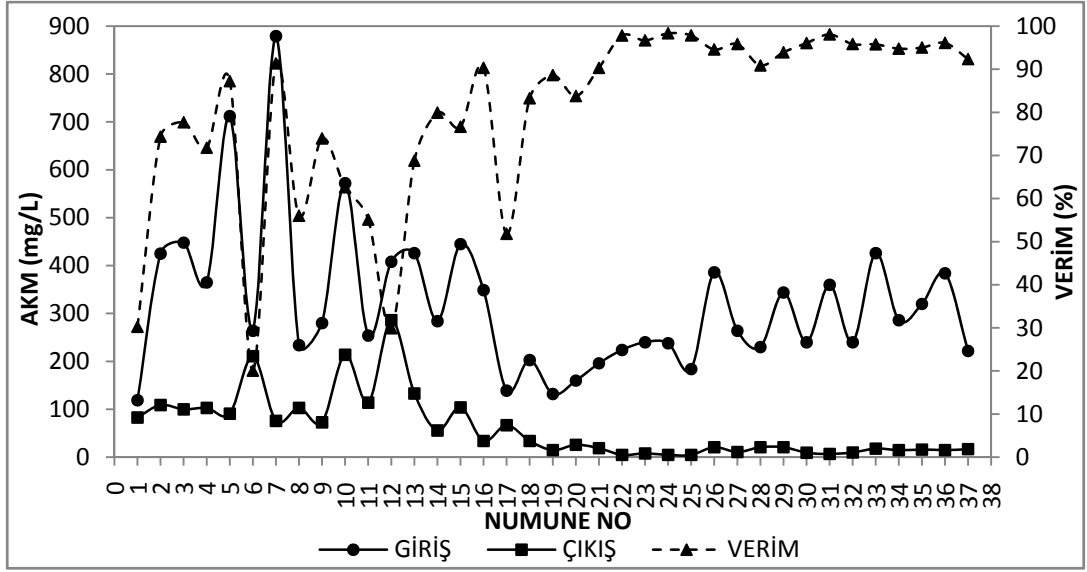


Şekil 6.12 Farklı fazlardaki TP konsantrasyonlarının değişimi

6.4 Katı Madde Giderimi

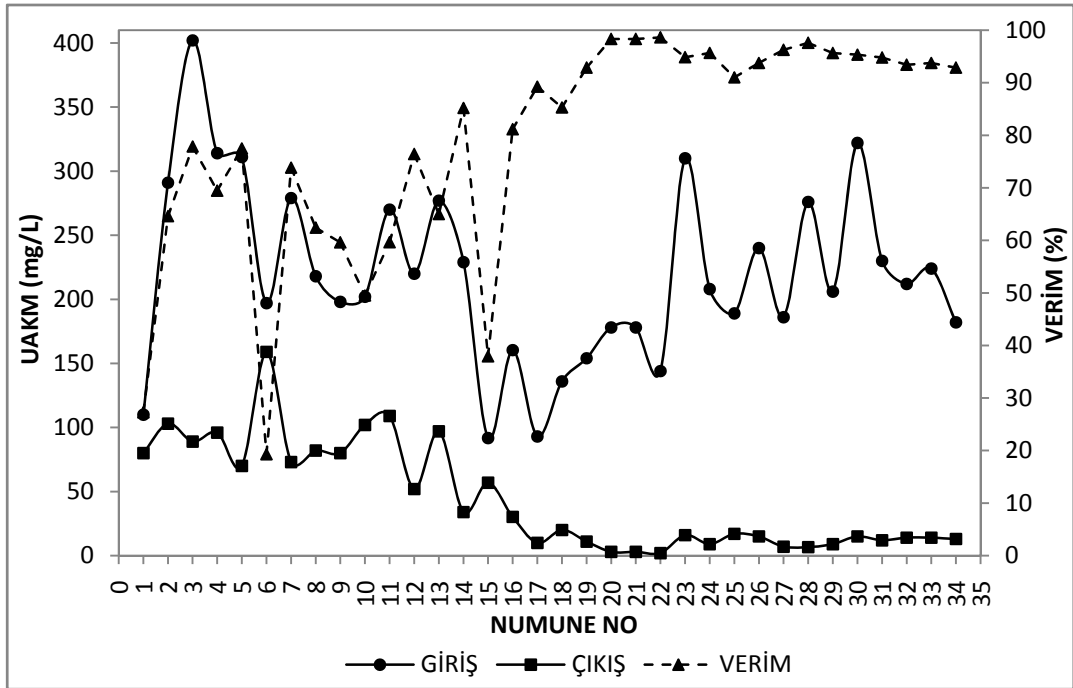
Evsel atıksu arıtımında kontrol edilmesi gereken önemli parametrelerden biri de katı madde konsantrasyonudur. Çalışmada alınan numunelerin AKM ve UAKM analizleri yapılmış ve katı madde giderimi için elde edilen verimler hesaplanmıştır. Sonuçlar reaktör veriminin beş aylık işletim periyodunda arttığını göstermektedir.

Çalışma süresince evsel atıksuyun AKM konsantrasyonları 119-879 mg/L arasında değişmiş olup ortalama konsantrasyon 321,14 mg/L olarak tespit edilmiştir. Son çöktürme havuzunun savak yapısından alınan çıkış suyunun AKM konsantrasyonu 5 ile 286 mg/L arasında değişirken ortalama çıkış konsantrasyonu 60,96 mg/L olarak belirlenmiştir. AKM giriş ve çıkış değerleri göz önüne alındığında AKM'nin %20-98 arasında değişen verimlerde giderildiği, ortalama verimin ise %80,4 olduğu gözlenmiştir (Şekil 6.13).



Şekil 6.13 Giriş-çıkış AKM konsantrasyonları ve giderim veriminin değişimi

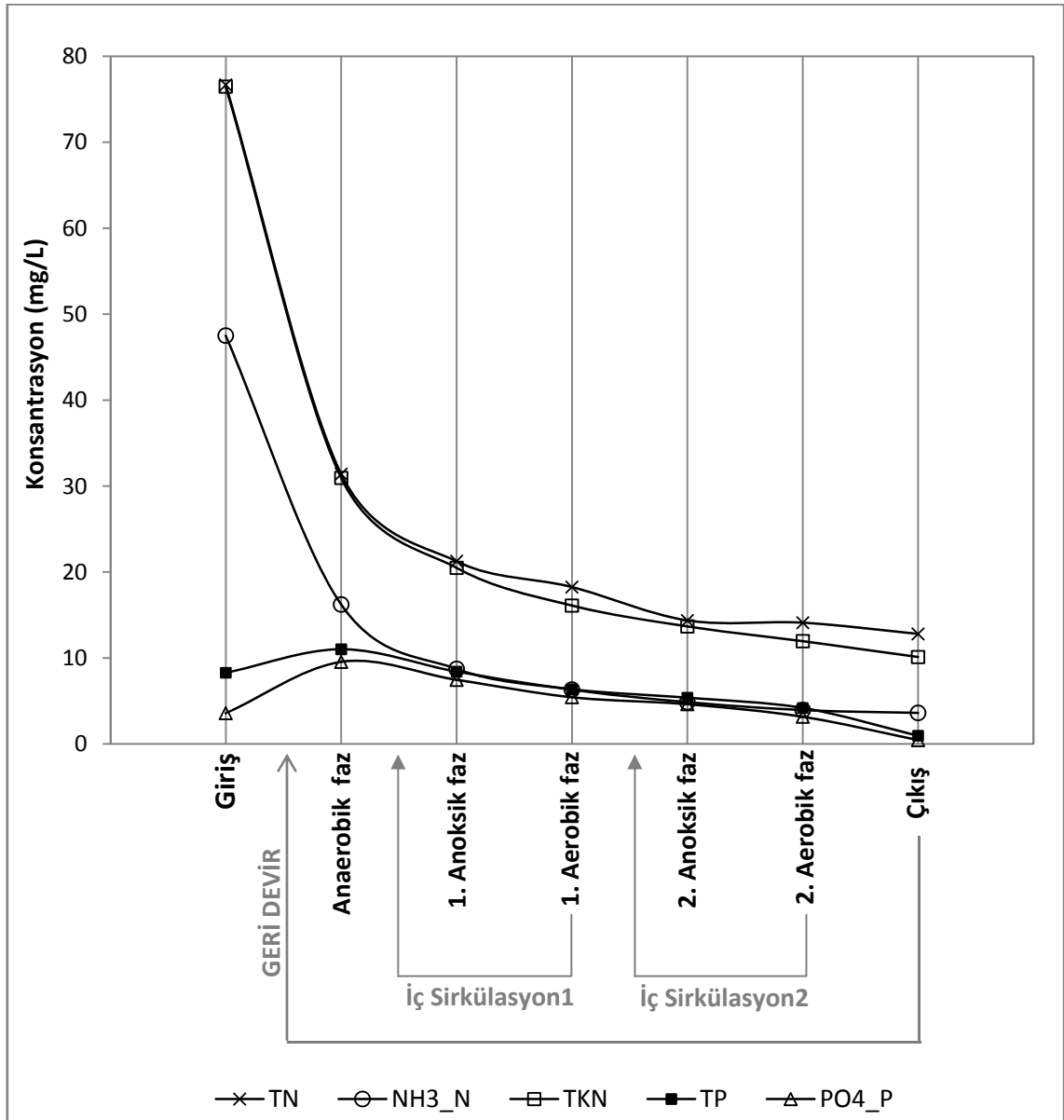
Evel atıksuyun UAKM konsantrasyonları 91-402 mg/L arasında değişiklik gösterirken ortalama giriş UAKM konsantrasyonu 219 mg/L olarak belirlenmiştir. UAKM değerleri %19 ile 98 arasında değişen verimlerle ortalama %78,9 mertebesinde giderilmiştir. Arıtım sonucunda elde edilen suyun UAKM değerleri 2-159 mg/L arasında değişmiş olup ortalama 44,41 mg/L çıkış değeri elde edilmiştir (Şekil 6.14).



Şekil 6.14 Giriş-çıkış UAKM konsantrasyonları ve giderim veriminin değişimi

Reaktörün ortalama SVI değeri 120 ml/g olarak belirlenmiştir. SVI değerlerinin 150 ml/g'dan düşük olması istenir. 150 ml/g'ın üstündeki SVI değerlerinde çamur iyi çökelmez ve çamur kabarması problemiyle karşılaşılır. Çalışmada elde edilen SVI değerlerinin büyük kısmı 150ml/g'ın altındayken bazı değerler üstünde tespit edilmiştir. SVI değerinin sınır değerin üstünde olmasından dolayı çalışma sırasında reaktörde çamur kabarması problemiyle karşılaşmıştır.

6.5 Kararlı Hal



Şekil 6.15 Kararlı halde reaktördeki N ve P değişimi

Reaktör beş ay boyunca işletilmiş ve belli bir süre sonra kararlı hale ulaşılmıştır. Kararlı hale ulaştıktan sonra reaktördeki N ve P'un değişimini görmek için yaklaşık iki aylık süreçte çalışılan yirmi numunenin N ve P konsantrasyonlarının ortalamaları alınmış ve Şekil 6.15'te gösterilmiştir. Şekilden TP ve PO₄-P'nun beklendiği gibi değişim gösterdiği görülmektedir. Anaerobik fazda P salınımına bağlı olarak artmış daha sonraki fazlarda mikroorganizmaların bünyelerine P'u almalarından dolayı azalmış ve çıkışta sifıra yakın değerler gözlenmiştir. NH₃-N konsantrasyonunun değişimi incelendiğinde reaktör boyunca düştüğü görülmektedir. Anaerobik fazda beklenmeyen düşüşün nedeni geri devirden kaynaklanan seyrelmedir. NH₃-N konsantrasyonu aerobik fazda nitrifikasyondan dolayı önemli oranda düşmüş olup anoksik fazda ise iç sirkülasyondan dolayı düşme gerçekleşmiştir. TKN konsantrasyonu amonyak ve organik azotun toplamı olduğundan TKN değerleri NH₃-N'tan yüksek olarak tespit edilmiştir. Diğer taraftan TKN ve TN konsantrasyonları beklendiği gibi reaktör boyunca düşmüş ve TN konsantrasyonu giriş, anaerobik ve anoksik fazlarda, nitrit-nitrat konsantrasyonunun çok düşük konsantrasyonda olmasından dolayı TKN konsantrasyonu ile hemen hemen eşit seviyede tespit edilmiştir. Aerobik fazlardaki TKN ve TN konsantrasyonları arasındaki küçük fark bu fazlarda meydana gelen NO_x'lerden kaynaklanmıştır.

Çizelge 6.6 Reaktörün kararlı hal ortalama çıkış konsantrasyonları ve elde edilen verimler

Parametre	Çıkış değerleri (mg/L)	Verim (%)
KOI	85,48	86,3
TKN	10,22	85,7
NH ₃ -N	3,62	92,8
NO ₂ -N	0,54	-
NO ₃ -N	1,81	-
TN	12,57	82,4
PO ₄ -P	0,45	87,4
TP	0,97	88,7
AKM	17,88	91,5
UAKM	14,19	90,8

Çizelge 6-7 Çalışmanın literatürdeki bazı çalışmalarla mukayesesi

Proses	Konfigürasyonu	KOİ Giderimi	N Giderimi	P Giderimi	Kaynak
MLE	Ano.-Ae.- Çök. havuzu	%82	%75-80	%70	Hafez vd. [19]
A ² O	2An.-6Ae.-2Ano.	-	%70,3	%87,3 PO ₄ -P	Xu vd. [25]
A ² O	2Ana.-2Ano.- 4Ae.	%92,3	%79,5	%95,5	Peng vd. [26]
A ² N-AKR	An.-Ano. AKR ve Ae. biyofilm	-	%91	%94	Wang vd. [27]
A ² O ve filtre	An.-Ano.Ae. ve havalandırılmalı filtre	%87	%78	%97	Chen vd. [28]
UCT	An.- 3"Ano.-Ae." (kademeli besleme)	%89	%73	%67	Vaiopoulou ve Aivasidis [29]
Ae.-Ano.-kesikli havalandırılmalı biyofiltre- Ae.- çöktürme		%89	%76	%95	Kim vd. [30]
Beş Kademeli bardenpho	An.-Ano.-Ae.- Ano.-Ae.	-	%72	-	Lim vd. [36]
Ardışık kesikli reaktör	An.-Ae.-Ano.- Ae.	%91	%78 TKN %85 NH ₃ -N	%87	Debik ve Manav [49]
Modifiye Beş Kademeli Bardenpho	An-Ano.-Ae.- Ano.-Ae.	%86,3	%82,4	%88,7 TP %87,4 PO ₄ -P	Bu çalışma

Reaktörün kararlı hale ulaştıktan sonraki ortalama çıkış konsantrasyonları ve elde edilen verimler Çizelge 6.6'da gösterilmiştir. "Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği"ndeki kentsel atıksu arıtım tesislerinden deşarj limitleri KOİ, TN ve TP için sırasıyla 125 mg/L,

10 mg/L ve 1 mg/L'dir. Çalışmada elde edilen kararlı hal çıkış konsantrasyonları TN konsantrasyonu hariç bu deşarj standartlarının altındadır. Ancak yönetmeliğin 11. maddesinde;

“Hassas su alanlarında uyulması gereken şartlar aşağıda belirtilmiştir.

a) Mahallin en büyük mülki amiri, 10000 E.N.’dan fazla toplama alanlarından hassas alanlara yapılacak tüm deşarjların Tablo 2’de belirtilen şartlara uyması için gerekli tedbirleri alır.

b) Bir hassas su alanı içinde yer alan tüm kentsel atıksu arıtma tesisleri toplamında kirlilik yükünün, ilgili idarelerce, toplam fosforda minimum %75 ve toplam azotta minimum %75 arıtma veriminin gösterilmesi durumunda alternatifli olarak, münferit arıtma tesisi için bu Yönetmeliğin 11 inci maddesinin (a) bendinde belirtilen şartlar uygulanmaz.”

denmekte olup %82 TN giderimi de yönetmeliğin bu hükmüne göre yeterli görülebilir. Ayrıca “Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği” evsel nitelikli atıksuların alıcı ortama deşarj KOİ standartları, 2 ve 24 saatlik numuneler için sırasıyla 120 ve 90 mg/L'dir. Çalışmada elde edilen KOİ konsantrasyonu bu standartların da altında tespit edilmiştir.

Kararlı hale ulaştıktan sonraki ortalama verimlerin literatürdeki bazı çalışmalarla mukayesesi Çizelge 6.7’de verilmiştir. Çalışma sonuçları literatürle karşılaştırıldığında reaktörün KOİ, TN ve TP verimlerinin yüksek olduğunu ve Modifiye Beş Kademeli Bardenpho prosesinin biyolojik nütrient gideriminde başarılı bir şekilde kullanılabileceğini göstermiştir.

BULANIK MODEL ÇALIŞMASI

Çalışmada elde edilen deneysel veriler kullanılarak bulanık mantık yöntemi ile tahmin modeli oluşturulmuştur. Modelleme için MATLAB yazılımı kullanılmış ve “Mamdani” modeli uygulanmıştır. Matlab yazılımında bulanık mantık araçları; FIS Editor, Membership Function Editor, Rule Editor ve Rule Viewer’dır. FIS Editoründe girdi-çıkış sayısı girilir ve adlandırılır, fonksiyon metotları ve durulaştırma yöntemi belirlenir. Membership Function Editor bölümü üyelik fonksiyonu yöneticisidir. Girdi değişkenlerinin üyelik fonksiyonlarının şekilleri, sınırları ve parametreleri belirlenir. Rule Editor kural yöneticisidir ve girdi ile çıktı arasında belirlenen kurallar girilir. Kurallar girilirken kuralları birbirine bağlayan operatör bu bölümde belirlenir. Rule Viewer durulaştırma ekranıdır, giriş değişkenlerine göre kurallara bağlı olarak çıkış değişkenleri alınır.

Çalışmada pilot tesis çıkışı KOİ, TKN ve TP değerlerini kontrol etmek için beş model oluşturulmuştur. Çalışılan beş modelde deneysel çalışma süresi, giriş atıksuyu KOİ, TKN ve TP değerleri girdi değişkenleri olarak; çıkış atıksuyu KOİ, TKN ve TP değerleri çıktı değişkenleri olarak girilmiştir. Girdi ve çıktı değişkenlerinin her birinde 5’er yamuk üyelik fonksiyonu kullanılmıştır. Kural tabanında “ve (and)” operatörü ve durulaştırma adımı “centroid (ağırlık merkezi) yöntemi” uygulanmıştır.

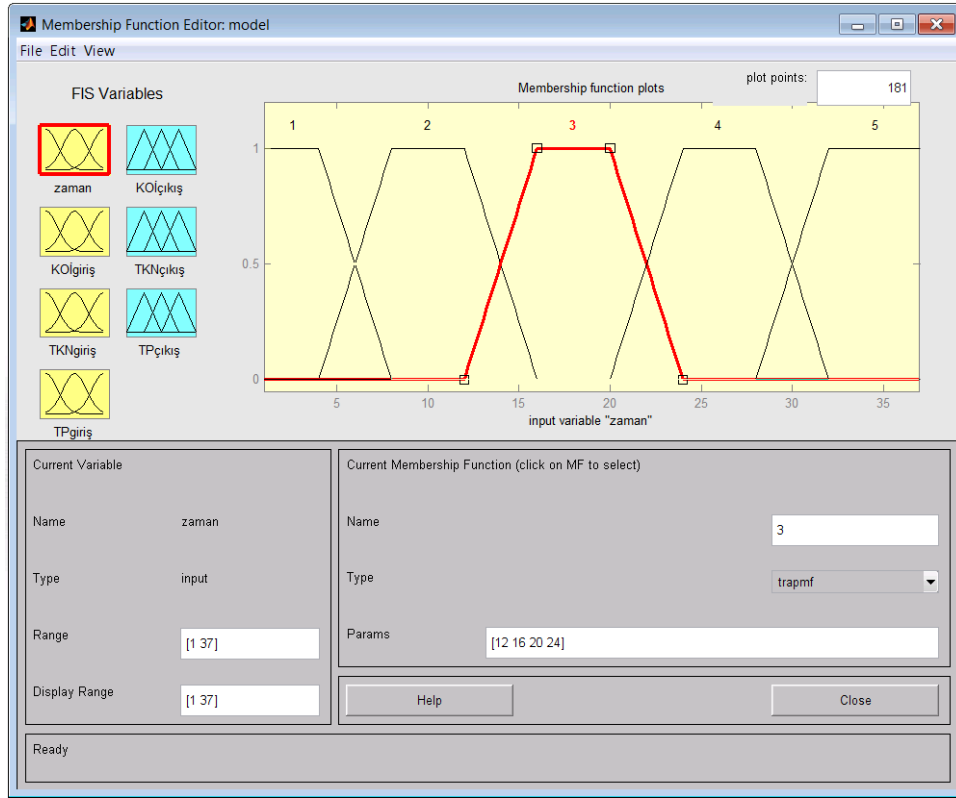
7.1 Model Girdileri ve Çıktıları

Türkdoğan ve Yetilmezsoy [50] çalışmalarında anaerobik reaktörün biyogaz ve metan üretimini kontrol etmek için geliştirdikleri bulanık mantık modelinde girdi olarak biyogaz ve metan üretimini etkileyen organik yük, KOİ giderim verimi, giriş alkalinitesi ve giriş-çıkış pH değerlerini kullanmışlardır. Bu çalışmada da çıkış KOİ, TKN ve TP konsantrasyonlarının kontrolü yapılacağından giriş atıksuyu KOİ, TKN ve TP değerleri girdi değişkenleri olarak kullanılmıştır. Ayrıca çalışma dönemi tesisin devreye alınma periyodunu da kapsamaktadır ve yeni işletmeye alınan bir biyolojik arıtmada zaman önemli bir faktör olduğundan bütün modellerde zaman girdisi kullanılmıştır.

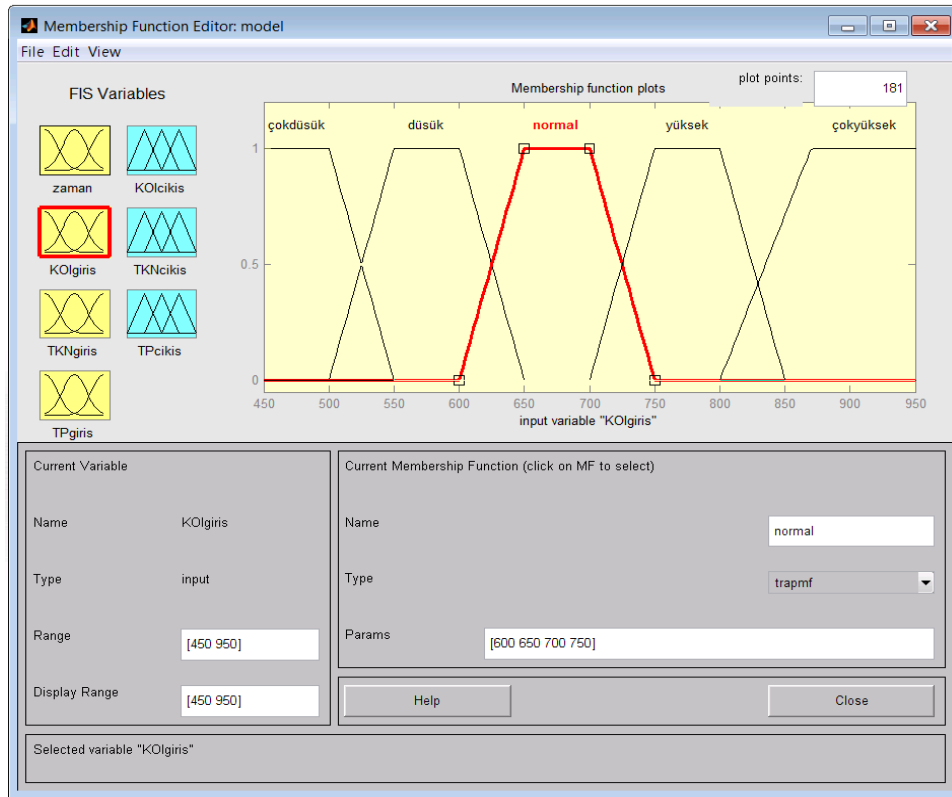
Deneysel çalışma süresinde alınan otuz dört numune zamana göre 1'den 34'e kadar sıralanarak 1 ile 5 arasındaki sayılarla ifade edilen 5 gruba ayrılmıştır. Diğer girdiler olan giriş atıksuyu KOİ, TKN ve TP değerleri Çizelge 7.1'deki gibi çok yüksek, yüksek, normal, düşük, çok düşük olmak üzere beş sözel gruba ayrılmıştır. Zaman, KOİ, TKN ve TP girdilerinin üyelik fonksiyonlarının MATLAB programında oluşturulmuş şekilleri sırasıyla Şekil 7.1, Şekil 7.2, Şekil 7.3 ve Şekil 7.4'te verilmiştir.

Çizelge 7.1 Model girdi fonksiyonlarının sözel ifadesi ve aralıkları

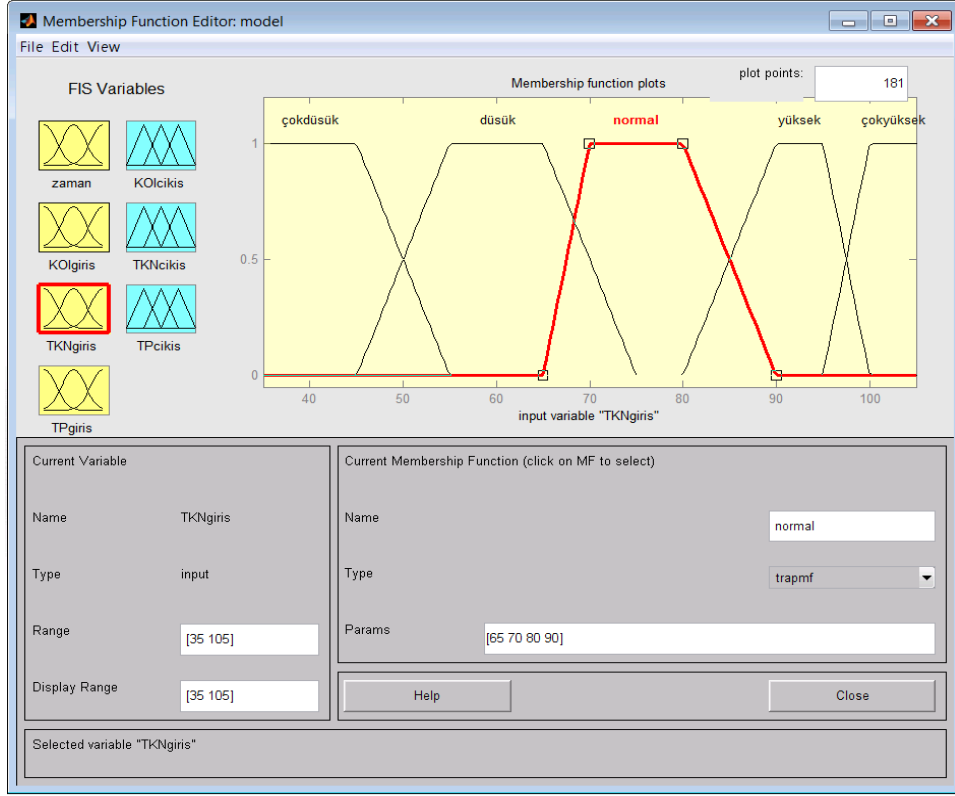
Sözel İfade	Giriş KOİ(mg/L)	Giriş TKN(mg/L)	Giriş TP(mg/L)
Çok düşük	[400 450 500 550]	[25 35 45 55]	[5,5 6 6,5 7]
Düşük	[500 550 600 650]	[45 55 65 75]	[6,5 7 7,5 8]
Normal	[600 650 700 750]	[65 70 80 90]	[7,5 8 8,5 9]
Yüksek	[700 750 800 850]	[80 90 95 100]	[8,5 9 9,5 10]
Çok yüksek	[800 850 900 950]	[95 100 105 110]	[9,5 10,25 11 11,5]



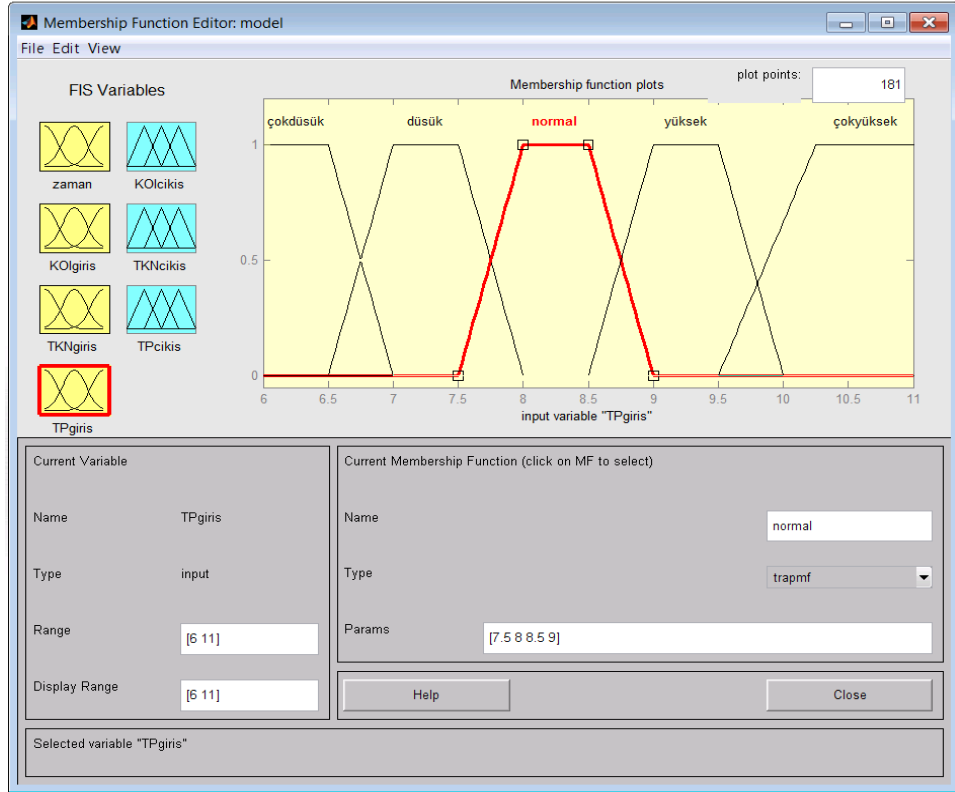
Şekil 7.1 Zaman girdi değişkeninin üyelik fonksiyonu



Şekil 7.2 KOİ_{giris} girdi değişkeninin üyelik fonksiyonu



Şekil 7.3 TKN_{giriş} girdi değişkeninin üyelik fonksiyonu

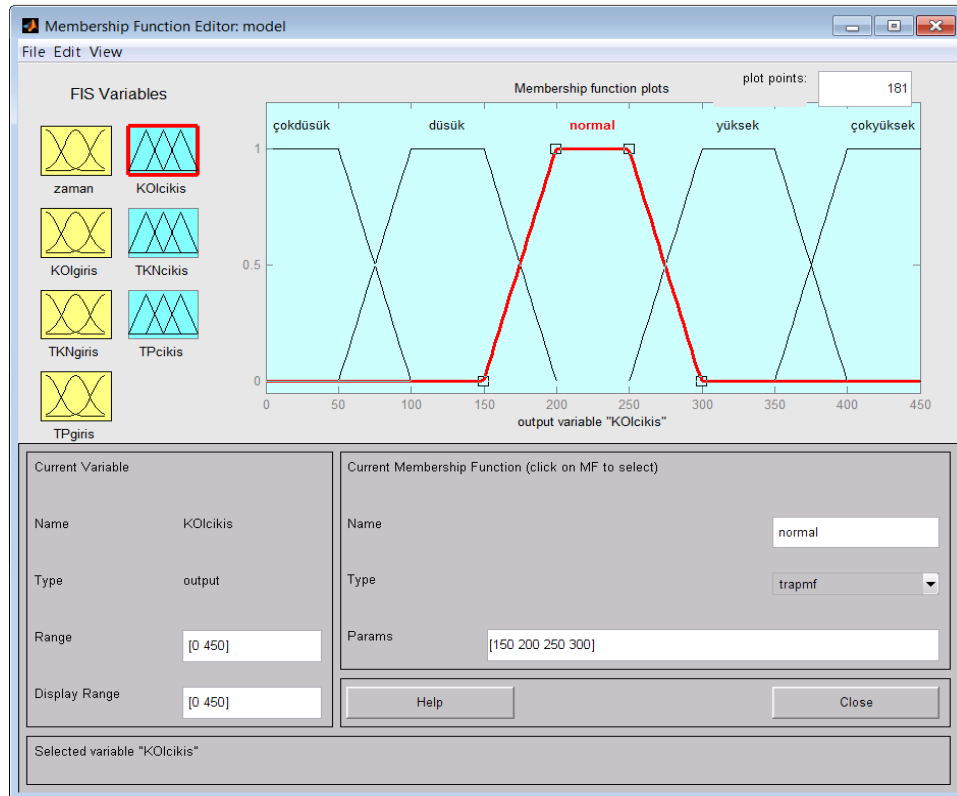


Şekil 7.4 TP_{giriş} girdi değişkeninin üyelik fonksiyonu

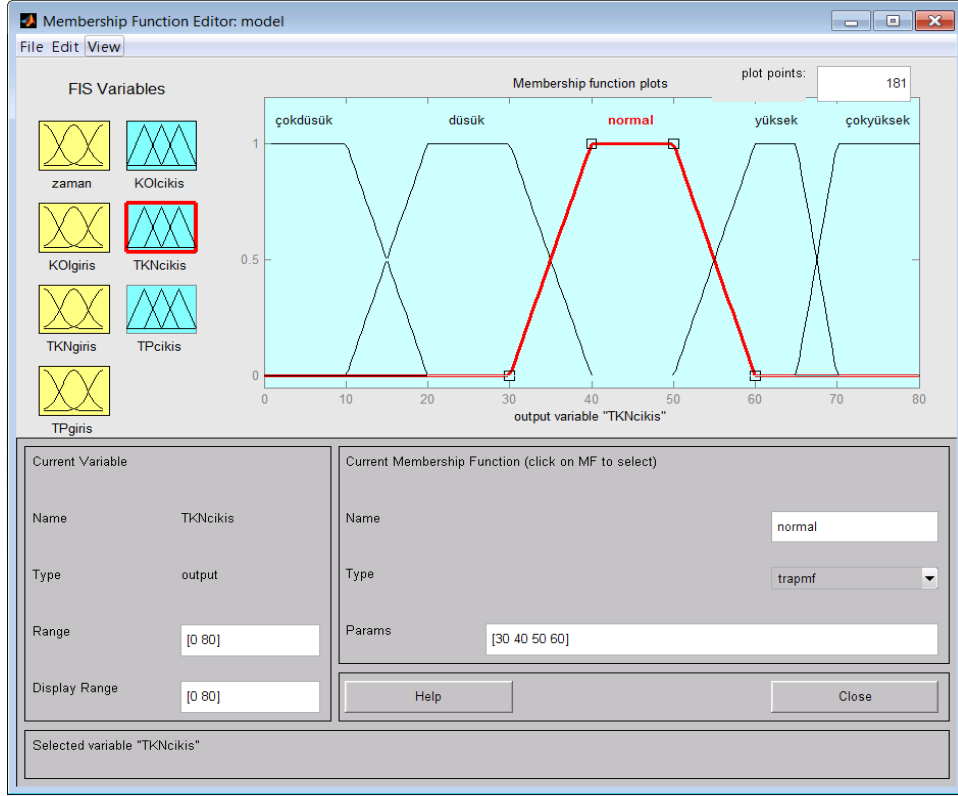
Modifiye beş kademeli bardenpho prosesi KOİ, N ve P gideren bir proses olduğundan çıkış KOİ, TKN ve TP değerleri kontrol edilmesi gereken parametrelerdir. Bu nedenle çalışmadaki Fuzzy Logic modelinde çıktı değerleri olarak reaktör çıkış suyu KOİ, TKN ve TP değerleri kullanılmıştır. Bu değerler Çizelge 7.2'deki gibi çok yüksek, yüksek, normal, düşük, çok düşük olmak üzere beş sözel gruba ayrılmıştır. Üyelik fonksiyonlarının MATLAB programında oluşturulmuş şekilleri sırasıyla Şekil 7.5, Şekil 7.6 ve Şekil 7.7'de verilmiştir.

Çizelge 7.2 Model çıktı fonksiyonlarının sözel ifadesi ve aralıkları

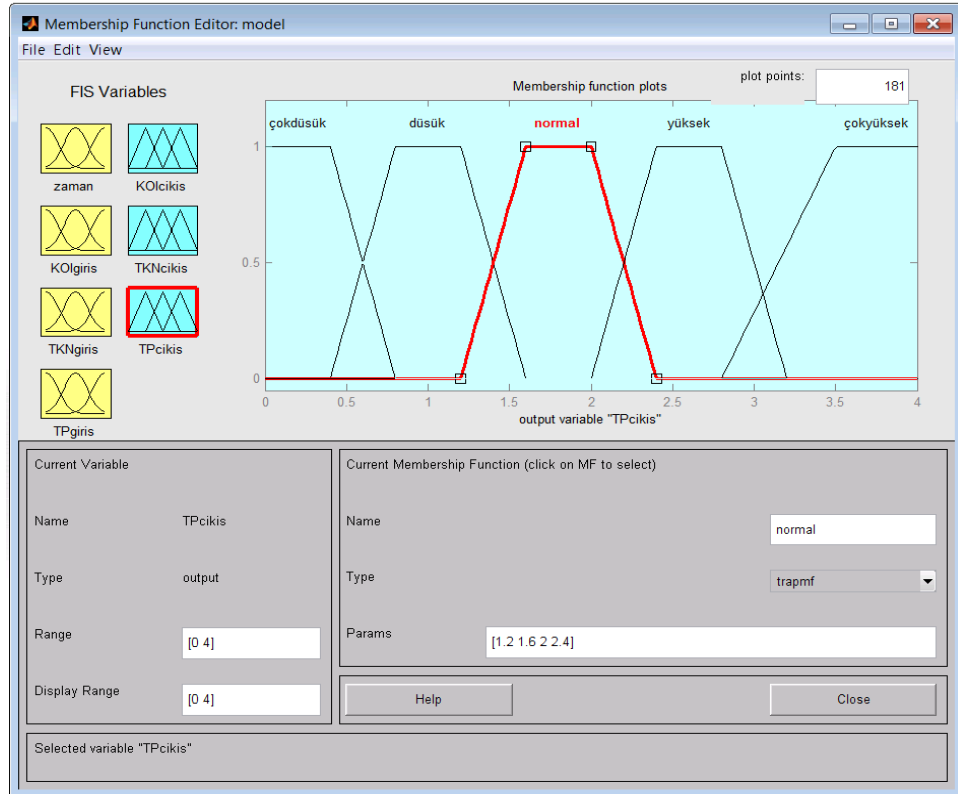
Sözel İfade	Çıkış KOİ(mg/L)	Çıkış TKN(mg/L)	Çıkış TP(mg/L)
Çok düşük	[-50 0 50 100]	[-10 0 10 20]	[-0,4 0 0,4 0,8]
Düşük	[50 100 150 200]	[10 20 30 40]	[0,4 0,8 1,2 1,6]
Normal	[150 200 250 300]	[30 40 50 60]	[1,2 1,6 2 2,4]
Yüksek	[250 300 350 400]	[50 60 65 70]	[2 2,4 2,8 3,2]
Çok yüksek	[350 400 450 500]	[65 70 80 90]	[2,8 3,5 4 4,5]



Şekil 7.5 KOİ_{çıkış} çıktı değişkeninin üyelik fonksiyonu



Şekil 7.6 TKN_{çıkış} çıktı değişkeninin üyelik fonksiyonu



Şekil 7.7 TP_{çıkış} çıktı değişkeninin üyelik fonksiyonu

7.2 Kural Tabanı

Sistemin KOİ, TKN ve TP kontrolünün sağlanması için beş farklı model oluşturulmuştur. Bu modellerin girdi ve çıktıları Çizelge 7.3'te gösterilmiştir.

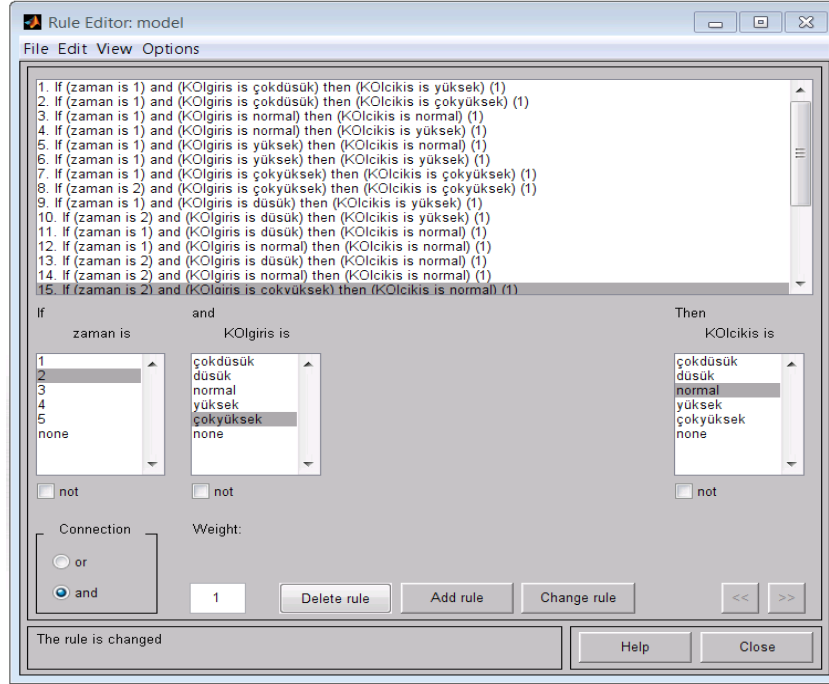
Model oluşturulması için gerekli kurallar Rule Editör aracına “ve (and)” operatörü kullanılarak aşağıdaki örnekteki gibi girilmiştir. MATLAB programı rule editor aracı Şekil 7.8’de verilmiştir. Kullanılan kural tabanları tablo şeklinde Ek A’da verilmiştir.

Örnek: “if (input1 is...) and (input2 is ...) then (output1 is...)”

Modellemede kullanılan otuz dört numunenin yirmi dördü kural tabanında, karışık zamanlarda seçilen onu modelin kontrolünde kullanılmıştır.

Çizelge 7.3 Modellerin girdi ve çıktıları

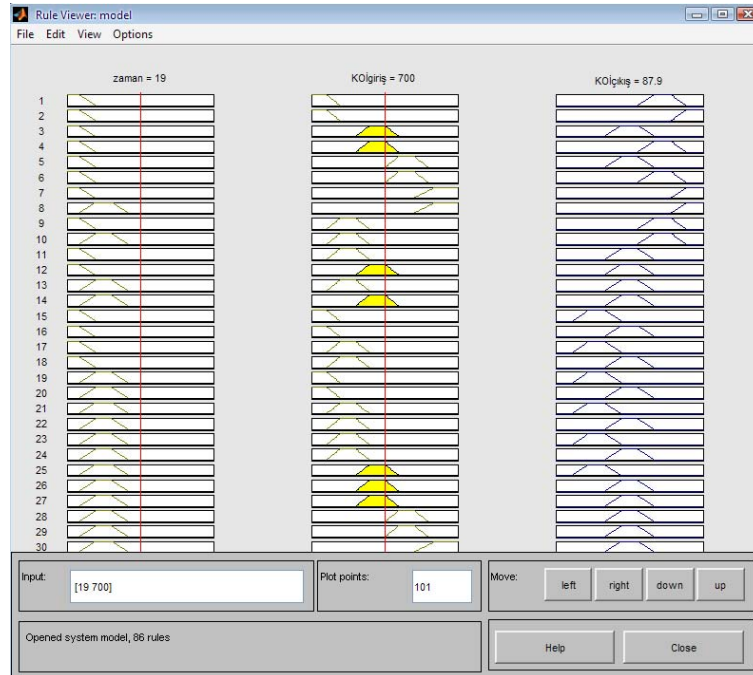
Model no	Girdi (İnput)	Çıktı (Output)
1	Zaman Giriş KOİ	Çıkış KOİ
2	Zaman Giriş KOİ Giriş TKN	Çıkış KOİ
3	Zaman Giriş TKN	Çıkış TKN
4	Zaman Giriş TKN Giriş KOİ	Çıkış TKN
5	Zaman Giriş TP	Çıkış TP



Şekil 7.8 MATLAB programı rule editör aracı

7.3 Model Sonuçları

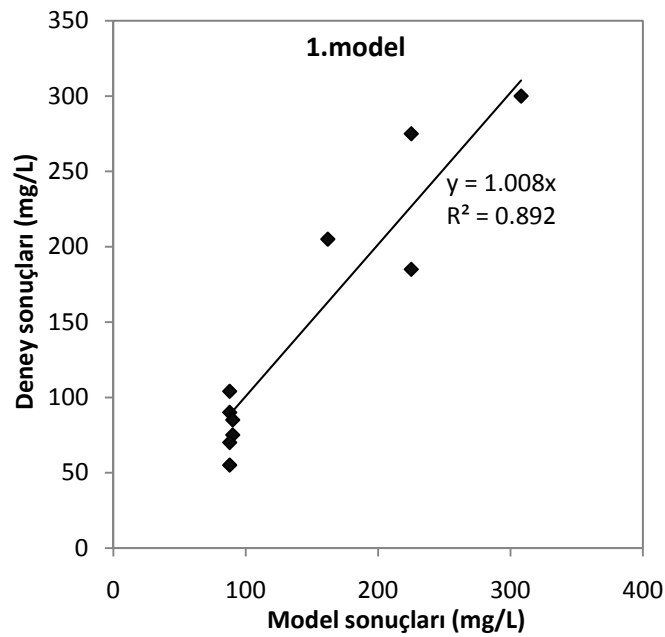
Modellerin kural tabanları oluşturulduktan sonra durulaştırma işleminde model sonuçları alınmıştır. MATLAB programının rule viewer adımımda girdi değerleri girilerek modelin verdiği çıktı değeri alınmıştır. Rule viewer adımı Şekil 7.9’da gösterilmiştir.



Şekil 7.9 Durulaştırma (rule viewer) ekranı

Durulaştırma işlemi sonucunda elde edilen model sonuçlarıyla deneysel sonuçlar karşılaştırılarak, modelin performansını kontrol etmek amacıyla determinasyon katsayısı (R^2) hesaplanmıştır. Elde edilen determinasyon katsayılarının 1'e yakın olması sistem performansının bulanık mantık uygulaması ile yakın bir uyum içerisinde olduğunu göstermektedir.

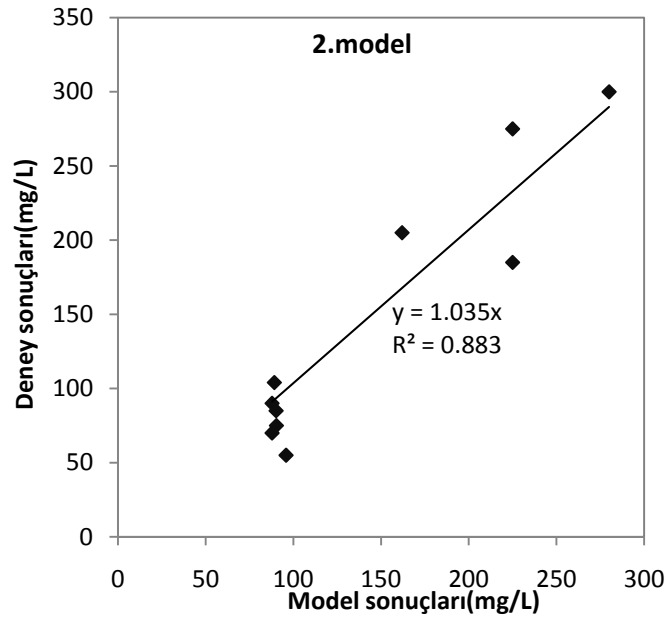
İlk modelde zaman ve giriş KOİ değerlerine bağlı olarak çıkış KOİ değerlerinin tahmini yapılmış ve modelin verdiği değerlerle deneysel çalışma sonucu elde edilen veriler karşılaştırılmıştır. Deneysel çalışmalarda elde edilen sonuçlara karşılık modelle elde edilen sonuçların grafiği oluşturulmuş (Şekil 7.10) ve determinasyon katsayısı (R^2) 0,892 olarak hesaplanmıştır. 1'e yakın olan determinasyon katsayısı giriş atıksuyu KOİ konsantrasyonlarının bilinmesi halinde çıkış suyu KOİ konsantrasyonlarının bulanık mantık yöntemiyle tahmin edilebileceğini göstermiştir.



Şekil 7.10 1.model deney-model sonuçları arası korelasyon eğrisi

İkinci modelde çıkış KOİ değerlerinin tahmini, zaman ve giriş KOİ'sinin yanında giriş TKN değerlerine bağlanmıştır. Deneylerde elde edilen sonuçlar ile model tahmin sonuçları karşılaştırılmış ve korelasyon eğrisi oluşturulmuştur (Şekil 7.11). Bu denemede de deneysel sonuçlar ile model sonuçları arasında yakın bir ilişki görülmüş ve (R^2) değeri 0,883 olarak hesaplanmıştır. Bu sonuçlardan hareketle giriş atıksuyu KOİ ve TKN

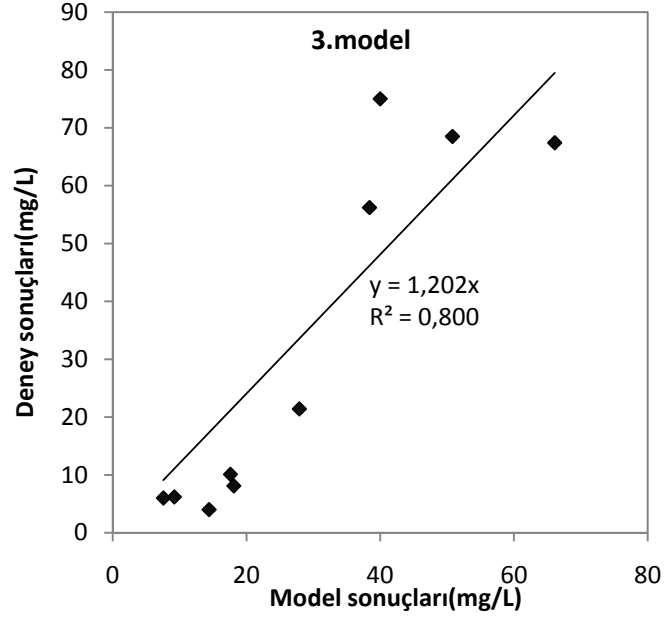
konsantrasyonlarının bilinmesi halinde çıkış suyu KOİ konsantrasyonlarının bulanık mantık yöntemiyle başarıyla tahmin edilebildiği tespit edilmiştir.



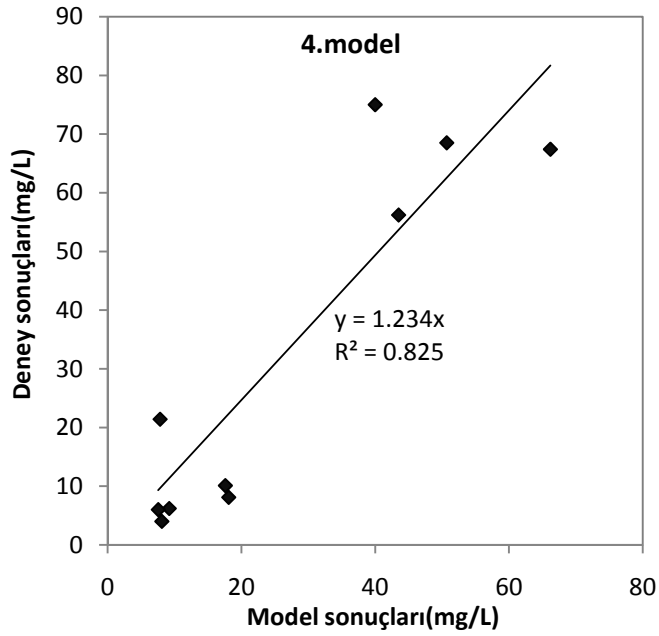
Şekil 7.11 2.model deney-model sonuçları arası korelasyon eğrisi

Üçüncü modelde çıkış TKN değerlerinin tahmin edilmesi amacıyla girdi olarak zaman ve giriş TKN değerleri kullanılmıştır. Modelden elde edilen sonuçlar ile deneysel sonuçlar karşılaştırılmış ve elde edilen korelasyon eğrisi Şekil 7.12’de gösterilmiştir. Üçüncü modelin determinasyon katsayısı da yine 1 değerine yakın şekilde (R^2) 0,80 olarak tespit edilmiştir. Buradan hareketle TKN çıkış suyu konsantrasyonunun, giriş atıksuyu TKN konsantrasyonlarının bilinmesi halinde bulanık mantık modeliyle yeterli bir güven aralığında tahmin edilebildiği sonucuna varılmıştır.

Dördüncü modelde ikinci modele benzer şekilde zaman, giriş KOİ ve TKN değerleri girdi olarak kullanılırken çıktı değeri olarak çıkış TKN değeri belirlenmiştir. Tasarlanan model sonucunda elde edilen tahmin değerleriyle deneysel veriler karşılaştırılmış ve karşılaştırma sonucu korelasyon eğrisi oluşturulmuştur (Şekil 7.13). Determinasyon katsayısı (R^2) 0,825 olarak hesaplanan bu modelde de giriş atıksuyu KOİ ve TKN konsantrasyonlarının bilinmesi halinde çıkış suyu TKN konsantrasyonunun tahmin edilebileceği sonucuna varılmıştır.

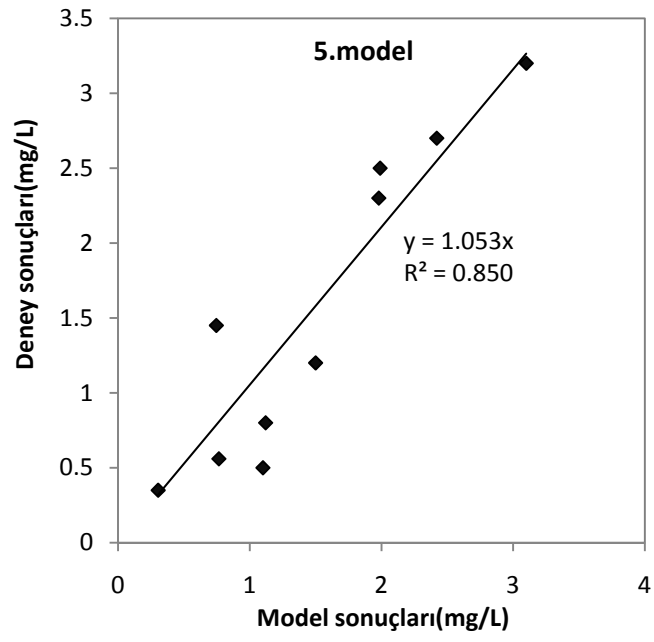


Şekil 7.12 3.model deney-model sonuçları arası korelasyon eğrisi



Şekil 7.13 4.model deney-model sonuçları arası korelasyon eğrisi

Beşinci modelde zaman ve TP'nin giriş değerlerine karşılık çıkış değerleri tahmin edilmiş ve elde edilen korelasyon eğrisi ile hesaplanan determinasyon katsayısı ($R^2=0,850$) Şekil 7.14'te gösterilmiştir. Hesaplanan determinasyon katsayısının 1'e yakın olması çıkış TP değerlerinin giriş TP değerlerinin bilinmesi halinde bulanık mantıkla modelleme sonucunda tahmin edilebileceğini göstermiştir.



Şekil 7.14 5.model deney-model sonuçları arası korelasyon eğrisi

SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Atıksu bünyesindeki kirleticilerin birikmesi su ortamlarında septik şartların, kötü kokuların, istenmeyen şartların oluşmasına neden olmaktadır. Bu olumsuz etkiyi önleyebilmek ve daha verimli sonuçlar almak amacıyla yeni sistemler geliştirilmektedir. Çalışmada da verimli nütrient giderimi sağlayabilmek amacıyla Modifiye Beş Kademeli Bardenpho prosesi kullanılmıştır.

İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi arazisi içinde bulunan pilot ölçekli Modifiye Beş Kademeli Bardenpho prosesiyle çalışılmıştır. 10 m³/gün kapasite ve 1 gün hidrolik bekletme süresiyle çalıştırılan reaktöre atıksu, İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinin kum tutucu çıkışından alınmıştır. Reaktörde sırasıyla giriş yapısı, ön çöktürme havuzu, dağıtım yapısı, anaerobik-anoksik1-aerobik1-anoksik2-aerobik2 fazları ve son çöktürme havuzu bölümleri bulunmaktadır. Her aerobik fazdan kendisinden önceki anoksik faza nitrat geri devri ile son çöktürme havuzundan anaerobik faza çamur geri devri sağlanmıştır. Çalışmada reaktör performansı beş ay boyunca takip edilmiş ve reaktörün yedi bölgesinden alınan numunelerin KOİ, TKN, NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N, TN, PO₄-P, TP, AKM, UAKM analizleri yapılmıştır.

Modifiye beş kademeli bardenpho prosesiyle evsel atıksuyun arıtımı yapılan çalışmada kararlı hale ulaşıldığı durumda KOİ verimi ortalama %86,3 olarak tespit edilmiştir. TN, TKN ve NH₃-N verimleri sırasıyla %82,4; %85,7 ve %92,8 olarak belirlenmiştir. P giderimi de sağlanan sistemin PO₄-P ve TP verimlerinin sırasıyla %87,4 ve %88,7 olduğu gözlenmiştir. Ayrıca katı madde giderim verimleri AKM ve UAKM için sırasıyla %91,5 ve %90,8 olarak tespit edilmiştir. Elde edilen verimler literatürle karşılaştırıldığında

sistemin iyi bir biyolojik arıtım ve nütrient giderimi gerçekleştirdiği görülmüştür. Diğer taraftan elde edilen sonuçlar ülkemizde yürürlükte olan “Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği” ve “Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği” hükümlerinin yerine getirilmesi için sistemin iyi bir arıtma alternatifi olabileceğini ortaya koymuştur.

Çalışmada elde edilen deneysel veriler kullanılarak bulanık mantık yöntemi ile tahmin modeli oluşturulmuştur. Modelleme için MATLAB yazılımı kullanılmış ve “Mamdani” modeli uygulanmıştır. Deneysel  alışma süresi, giriş atıksuyu KOÇ, TKN ve TP değerlerinin girdi değerşkeni olarak; çıkış atıksuyu KOÇ, TKN ve TP değerlerinin çıkış değerşkenleri olarak kullanıldığı beş model oluşturulmuştur.

Giriş atıksuyu KOÇ değerlerinin bilinerek çıkış atıksuyu KOÇ değerlerinin tahmin edildiği 1.modelde R^2 (determinasyon katsayısı) 0,892; giriş TKN ve KOÇ değerlerine göre  ıkış KOÇ değerlerinin tahmin edildiği 2.modelde R^2 0,883 olarak bulunmuştur. 3.modelde giriş TKN değerine bağlı olarak  ıkış TKN değerini tahmin edilmeye çalışılmış ve R^2 0,800; giriş TKN değerinin yanında KOÇ değerinin bilinmesiyle  ıkış TKN değerinin tahmin edildiği 4.modelde ise R^2 0,825 olarak bulunmuştur. Son model olan 5.modelde ise giriş TP değerine bağlı olarak  ıkış TP değerlerinin tahmin edilmesi amaçlanmış ve R^2 0,850 olarak bulunmuştur. 1’e yakın elde edilen R^2 değerleri sistemin bulanık mantık yöntemiyle modellemeye uygun olduğunu ve bulanık mantık yönteminin sistem performansının tahmin edilmesinde kullanılabileceğini göstermiştir.

KAYNAKLAR

- [1] Samsunlu, A., (2006). Atık Suların Arıtılması, 3.baskı, Birsen Yayınevi, İstanbul
- [2] Ayrak, B., (2010). Evsel Atıksuların Arıtılması ve Maliyet Analizi, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze
- [3] Food and Agriculture Organization of the United Nations, Wastewater Characteristics and Effluent Quality Parameters, www.fao.org/docrep/T0551E/t055103.htm, 29 Ekim 2011
- [4] Metcalf ve Eddy, (2003). Wastewater Engineering Treatment and Reuse, Fourth Edition, Mc Graw Hill, New Delhi.
- [5] Lofrano G. ve Brown J., (2010). "Review: Wastewater Management Through the Ages: A History of Mankind", Science of the Total Environment, 408: 5254–5264
- [6] Dağ, M.C., (2011). Evsel Nitelikli Atıksular Arıtma Prosesleri, [http://www.biokim-aritma.com/Evsel Nitelikli Atyksularyn Arytym Yontemleri.pdf](http://www.biokim-aritma.com/Evsel_Nitelikli_Atyksularyn_Arytym_Yontemleri.pdf), 5 Kasım 2011
- [7] Manav N., (2006). Ardışık Kesikli Reaktör ile Evsel Atıksulardan Azot ve Fosfor Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul
- [8] Özbay, İ. ve Kavaklı, M., (2008). "Türkiye’de ve Diğer Ülkelerde Arıtılmış Atıksuların Geri Kazanım Uygulamalarının İncelenmesi", Çevre Sorunları Sempozyumu, 2008, Kocaeli
- [9] Çakmak, B. ve Apaydın, H., (2010). "Review.Advances in the Management of the Wastewater in Turkey: Natural Treatments or Constructed Wetlands", Spanish Journal of Agricultural Research, 8(1), 188-201
- [10] Türkiye İstatistik Kurumu, Belediye Atıksu İstatistikleri, http://www.tuik.gov.tr/PreTablo.do?tb_id=10&ust_id=3, 5 Kasım 2011
- [11] Alaton, İ., Tanik, A., Ovez, S., İskender, G., Gürel, M. ve Orhon, D., (2007). "Reuse Potential of Urban Wastewater Treatment Plant Effluents in Turkey: a Case Study on Selected Plants", Desalination, 215:159–165

- [12] Alaton, İ., Gürel, M., Eremektar, G., Övez, S., Tanık, A., Orhon, D., (2005). "Türkiye'de Sürdürülebilir Atıksu Yönetimi: Mevcut Durum, Karşılaşılan Sorunlar ve Çözüm Önerileri", Arıtılmış Evsel Atıksuların Tarımsal Sulamada Kullanılması Çalıştayı, 2005, Ankara
- [13] US Environmental Protection Agency(EPA), Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems, <http://www.epa.gov/npdes/pubs/primer.pdf>, 8 Kasım 2011
- [14] Grady, C.P.L., Daigger, G.T. ve Lim, H.C., (1999). Biological Wastewater Treatment, Second Edition, Marcel Dekker, New York
- [15] Gray, N.F., (2010). "Activated Sludge", Water Technology, Third Edition, 513-563
- [16] Haliki, A., Özdemir, G. ve Uzel, A., (2004). "Aktif Çamur Sistemlerinde Sorun Yaratan Filamentli Mikroorganizmaların İzolasyonu ve Kontrol Stratejileri Üzerine Bir Araştırma", Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi, 21(3-4):275-277
- [17] Aktif Arıtma Teknolojileri, Çamur Kabarması ve Köpürme, www.aktifaritma.com/aktifcamur.html, 12 Aralık 2011
- [18] Debik, E., Manav, N. ve Coşkun, T., (2008), "Biyolojik Temel İşlemler Ders Notları", http://www.cem.yildiz.edu.tr/3-menu/icerikleri/3-egitim-ogretim/ogretim_kademeleri/lisans/ders_notlari/0413051-BTI/bti-ders_notlari.pdf, 20 Aralık 2011
- [19] Hafez, H., Elbeshbishy, E., Chowdhury, N., Nakhla, G., Fitzgerald, J., Rossum A.V. ve Gauld, G., (2010). "Pushing the Hydraulic Retention Time Envelope in Modified Ludzack Ettinger Systems", Chemical Engineering Journal, 163:202–211
- [20] Zhu, G., Peng, Y., Zhai, L., Wang, Y. ve Wang S., (2009). "Performance and Optimization of Biological Nitrogen Removal Process Enhanced by Anoxic/Oxic Step Feeding", Biochemical Engineering Journal, 43:280–287
- [21] Zeng, W., Li, L., Yang, Y., Wang, S. ve Peng, Y., (2010). "Nitritation and Denitritation of Domestic Wastewater Using a Continuous Anaerobic–Anoxic–Aerobic (A2O) Process at Ambient Temperatures", Bioresource Technology, 101:8074–8082
- [22] Pell, M. ve Wörman, A., (2011). "Biological Wastewater Treatment Systems", Biochemical Engineering Journal, 49: 376–441
- [23] Oehmen, A., Lemos, P.C., Carvalho, G., Yuan, Z., Keller, J., Blackall, L.L. ve Reis, M.A.M., (2007). "Review: Advances in Enhanced Biological Phosphorus Removal: From Micro to Macro Scale", Water Research, 41:2271–2300
- [24] Akin, B.S. ve Uğurlu, A., (2004). "The Effect of an Anoxic Zone on Biological Phosphorus Removal by a Sequential Batch Reactor", Bioresource Technology, 94:1–7
- [25] Xu., X., Liu, G. ve Zhu, L., (2011). "Enhanced Denitrifying Phosphorous Removal in a Novel Anaerobic/Aerobic/Anoxic(AOA) Process With the

- Diversion of Internal Carbon Source”, *Bioresource Technology*, 102: 10340–10345
- [26] Peng, Y., Wang, X. ve Li, B., (2006). “Anoxic Biological Phosphorus Uptake and the Effect of Excessive Aeration on Biological Phosphorus Removal in the A2O Process”, *Desalination*, 189:155–164
 - [27] Wang, Y., Peng, Y. ve Stephenson, T., (2009). “Effect of Influent Nutrient Ratios and Hydraulic Retention Time (HRT) on Simultaneous Phosphorus and Nitrogen Removal in a Two-Sludge Sequencing Batch Reactor Process”, *Bioresource Technology*, 100:506–3512
 - [28] Chen, Y., Peng, C., Wang, J., Ye, L., Zhang, L. ve Peng, Y., (2011). “Effect of Nitrate Recycling Ratio on Simultaneous Biological Nutrient Removal in a Novel Anaerobic/Anoxic/Oxic (A2/O)-Biological Aerated Filter (BAF) System”, *Bioresource Technology*, 102: 5722–5727
 - [29] Vaioopoulou, E. ve Aivasidis, A., (2008). “A Modified UCT Method For Biological Nutrient Removal: Configuration and Performance”, *Chemosphere*, 72: 1062–1068
 - [30] Kim, D., Kim, K., Ryu, H., Min, K. ve Lee, S., (2009). “Long Term Operation of Pilot-Scale Biological Nutrient Removal Process in Treating Municipal Wastewater”, *Bioresource Technology*, 100:3180–3184
 - [31] Monclus, H., Sipma, J., Ferrero, G., Comas, J. ve Roda, R., (2010). “Optimization of Biological Nutrient Removal in a Pilot Plant UCT-MBR Treating Municipal Wastewater During Start-Up”, *Desalination*, 250:592–597
 - [32] Morse, G.K., Brett, S.W., Guy, J.A. ve Lester, J.N., (1998). “Review: Phosphorus Removal and Recovery Technologies”, *The Science of the Total Environment*, 212:69-81
 - [33] Alasino, N., Mussati, M.C., Scenna, N. ve Aguirre P., (2008). “Combined Nitrogen and Phosphorus Removal. Model-Based Process Optimization”, 18th European Symposium on Computer Aided Process Engineering, Argentina
 - [34] Rigopoulos, S. ve Linke, P., (2002). “Systematic Development of Optimal Activated Sludge Process Designs”, *Computers and Chemical Engineering*, 26:585–597
 - [35] Sarkar, U., Dasgupta, D., Bhattacharya, T., Pal, S. ve Chakroborty, T., (2010). “Dynamic Simulation of Activated Sludge Based Wastewater Treatment Processes: Case Studies With Titagarh Sewage Treatment Plant, India”, *Desalination*, 252:120–126
 - [36] Lim, E., Jeong, G., Bhang, S., Park, S. ve Park, D., (2009). “Evaluation of Pilot-Scale Modified A2O Processes For the Removal of Nitrogen Compounds From Sewage”, *Bioresource Technology*, 100:6149–6154
 - [37] Foley, J., Haas, D., Hartley, K. ve Lant P., (2010). “Comprehensive Life Cycle Inventories of Alternative Wastewater Treatment Systems”, *Water Research*, 44: 1654-1666

- [38] Altaş, İ. H., (1999). "Bulanık Mantık: Bulanıklılık Kavramı", Enerji, Elektrik, Elektromekanik-3e, 62: 80-85
- [39] Aras, Ö., (2010). "Bulanık Mantık Teknikleri ile Nötralizasyon Prosesinde On-line pH Kontrolü", Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Gebze
- [40] Özkan, A., (1997). "Sıcaklık ve Nemin Bulanık Mantık Yöntemiyle Kontrolü", Yüksek Lisans Tezi, Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya
- [41] Sarı, M., Murat, Y.Ş. ve Kırabalı, M. "Bulanık Modelleme Yaklaşımı ve Uygulamaları", Pamukkale Üniversitesi
- [42] Kıyak, E., (2003). "Bulanık Mantık Yöntemiyle Uçuş Kontrol Uygulamaları", Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir
- [43] Armağan, H., (2008). "Öğrenci Akademik Performans Değerlendirmesi İçin Yeni Bir Yaklaşım", Yüksek Lisans Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta
- [44] Çağman, N., (2006). "Bulanık Mantık", Bilim ve Teknik, 463: 50-51
- [45] Altaş, İ. H., (1999). "Bulanık Mantık: Bulanık Denetim", Enerji, Elektrik, Elektromekanik-3e, 64: 76-81
- [46] Yaralıoğlu, K. "Bulanık Mantık",
www.deu.edu.tr/userweb/k.yaralioglu/dosyalar/bul-man.doc, 22.01.2012
- [47] Deniz, E., (2006). "Bulanık Mantık Tabanlı Tahmin Modeli ve Uygulaması", Yüksek Lisans Tezi, Muğla Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Muğla
- [48] APHA, AWWA, and WPCF, (2005), "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 18th Ed., Washington, DC.
- [49] Debik, E. ve Manav, N., (2010). "Sequence optimization in a sequencing batch reactor for biological nutrient removal from domestic wastewater", Bioprocess Biosyst Eng., 33: 533–540
- [50] Türkdöğən, İ. ve Yetilmezsoy, K., (2010). "A fuzzy-logic-based model to predict biogas and methane production rates in a pilot-scale mesophilic UASB reactor treating molasses wastewater", Journal of Hazardous Materials, 182: 460–471

MODELLERİN KURAL TABANI

Model 1

NO	Giriş KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)	NO	Giriş KOİ (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)
1	çok düşük	yüksek	3	çok yüksek	normal
1	çok düşük	çok yüksek	3	çok düşük	düşük
1	normal	normal	3	düşük	düşük
1	normal	yüksek	3	çok yüksek	düşük
1	yüksek	normal	3	çok düşük	çok düşük
1	yüksek	yüksek	3	düşük	çok düşük
1	çok yüksek	çok yüksek	3	normal	çok düşük
1	düşük	yüksek	3	normal	düşük
1	düşük	normal	4	çok düşük	düşük
1	çok düşük	düşük	4	düşük	düşük
1	çok düşük	normal	4	normal	çok düşük
1	düşük	düşük	4	normal	düşük
2	çok yüksek	çok yüksek	4	çok düşük	çok düşük
2	düşük	yüksek	4	düşük	çok düşük
2	düşük	normal	4	yüksek	çok düşük
2	normal	normal	4	yüksek	düşük
2	çok düşük	düşük	4	çok yüksek	çok düşük
2	çok düşük	normal	4	çok yüksek	düşük
2	düşük	düşük	5	düşük	çok düşük
2	düşük	normal	5	düşük	düşük
2	düşük	düşük	5	çok düşük	çok düşük
2	düşük	normal	5	yüksek	çok düşük
2	normal	düşük	5	yüksek	düşük
2	normal	normal	5	çok yüksek	çok düşük
2	yüksek	normal	5	çok yüksek	düşük
2	çok yüksek	normal	5	normal	çok düşük
3	yüksek	normal	5	normal	düşük

Model 2

N O	Giriş KOİ (mg/L)	Giriş TKN (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)
1	çok düşük	normal	yüksek
1	çok düşük	normal	çok yüksek
1	normal	normal	normal
1	normal	normal	yüksek
1	normal	yüksek	normal
1	normal	yüksek	yüksek
1	yüksek	normal	normal
1	yüksek	normal	yüksek
1	yüksek	yüksek	normal
1	yüksek	yüksek	yüksek
1	çok yüksek	normal	çok yüksek
1	düşük	normal	yüksek
1	düşük	normal	yüksek
1	düşük	normal	normal
1	normal	normal	normal
1	çok düşük	düşük	düşük
1	çok düşük	düşük	normal
1	çok düşük	normal	düşük
1	çok düşük	normal	normal
1	düşük	düşük	düşük
1	düşük	düşük	normal
1	düşük	normal	düşük
2	çok yüksek	normal	çok yüksek
2	düşük	normal	yüksek
2	düşük	normal	yüksek
2	düşük	normal	normal
2	normal	normal	normal
2	çok düşük	düşük	düşük
2	çok düşük	düşük	normal
2	çok düşük	normal	düşük
2	çok düşük	normal	normal
2	düşük	düşük	düşük
2	düşük	düşük	normal
2	düşük	normal	düşük
2	düşük	normal	normal
2	normal	düşük	normal
2	çok yüksek	normal	normal
2	çok düşük	yüksek	düşük
2	düşük	yüksek	düşük
2	yüksek	yüksek	normal
3	yüksek	normal	normal
3	çok yüksek	normal	normal
3	çok düşük	yüksek	düşük
3	düşük	yüksek	düşük

N O	Giriş KOİ (mg/L)	Giriş TKN (mg/L)	Çıkış KOİ (mg/L)
3	çok yüksek	yüksek	normal
3	çok düşük	çok düşük	çok düşük
3	çok düşük	çok düşük	düşük
3	çok düşük	düşük	çok düşük
3	çok düşük	düşük	düşük
3	düşük	çok düşük	çok düşük
3	düşük	çok düşük	düşük
3	düşük	düşük	çok düşük
3	düşük	düşük	düşük
3	çok düşük	normal	düşük
3	düşük	normal	düşük
3	normal	normal	çok düşük
3	normal	normal	düşük
3	normal	yüksek	çok düşük
3	normal	yüksek	düşük
4	çok düşük	düşük	düşük
4	çok düşük	normal	düşük
4	düşük	düşük	düşük
4	düşük	normal	düşük
4	normal	normal	çok düşük
4	normal	normal	düşük
4	çok düşük	yüksek	düşük
4	düşük	yüksek	düşük
4	çok düşük	düşük	çok düşük
4	düşük	düşük	çok düşük
4	düşük	normal	çok düşük
4	normal	düşük	çok düşük
4	normal	normal	çok düşük
4	çok düşük	yüksek	çok düşük
4	yüksek	normal	çok düşük
4	yüksek	normal	düşük
4	çok yüksek	normal	çok düşük
4	çok yüksek	normal	düşük
5	düşük	normal	çok düşük
5	düşük	normal	düşük
5	çok düşük	yüksek	çok düşük
5	yüksek	normal	çok düşük
5	yüksek	normal	düşük
5	çok yüksek	normal	çok düşük
5	çok yüksek	normal	düşük
5	düşük	yüksek	çok düşük
5	düşük	yüksek	düşük
5	normal	normal	çok düşük
5	normal	normal	düşük

3	çok yüksek	normal	düşük
3	çok yüksek	yüksek	düşük

5	normal	yüksek	çok düşük
5	normal	yüksek	düşük

Model 3

NO	Giriş TKN (mg/L)	Çıkış TKN (mg/L)
1	normal	normal
1	normal	yüksek
1	normal	çok yüksek
1	yüksek	yüksek
1	yüksek	çok yüksek
1	düşük	normal
2	normal	yüksek
2	yüksek	Yüksek
2	normal	normal
2	düşük	normal
2	yüksek	normal
2	normal	düşük
3	normal	düşük
3	normal	normal

NO	Giriş TKN (mg/L)	Çıkış TKN (mg/L)
3	yüksek	normal
3	yüksek	yüksek
3	normal	çok düşük
3	yüksek	çok düşük
3	yüksek	düşük
3	çok düşük	çok düşük
3	çok düşük	düşük
3	düşük	çok düşük
3	düşük	düşük
4	normal	çok düşük
4	normal	düşük
4	yüksek	çok düşük
5	normal	çok düşük
5	yüksek	çok düşük

Model 4

N O	Giriş KOİ (mg/L)	Giriş TKN (mg/L)	Çıkış TKN (mg/L)
1	çok düşük	normal	normal
1	çok düşük	normal	yüksek
1	normal	normal	yüksek
1	normal	normal	çok yüksek
1	normal	yüksek	yüksek
1	normal	yüksek	çok yüksek
1	yüksek	normal	yüksek
1	yüksek	normal	çok yüksek
1	yüksek	yüksek	yüksek
1	yüksek	yüksek	çok yüksek
1	çok yüksek	normal	yüksek
1	düşük	normal	yüksek
1	düşük	yüksek	yüksek
1	düşük	normal	normal
1	normal	normal	normal
1	normal	normal	yüksek
1	çok düşük	düşük	normal
1	çok düşük	normal	normal
1	düşük	düşük	normal
1	düşük	normal	normal
2	çok yüksek	normal	yüksek
2	düşük	normal	yüksek

N O	Giriş KOİ (mg/L)	Giriş TKN (mg/L)	Çıkış TKN (mg/L)
3	çok yüksek	normal	normal
3	düşük	yüksek	normal
3	düşük	yüksek	yüksek
3	yüksek	yüksek	normal
3	yüksek	yüksek	yüksek
3	çok yüksek	normal	çok düşük
3	çok yüksek	yüksek	çok düşük
3	çok yüksek	yüksek	düşük
3	çok düşük	çok düşük	çok düşük
3	çok düşük	çok düşük	düşük
3	çok düşük	düşük	çok düşük
3	çok düşük	düşük	düşük
3	düşük	çok düşük	çok düşük
3	düşük	çok düşük	düşük
3	düşük	düşük	çok düşük
3	düşük	düşük	düşük
3	çok düşük	normal	çok düşük
3	çok düşük	normal	düşük
3	düşük	normal	çok düşük
3	düşük	normal	düşük
3	normal	normal	çok düşük
3	çok düşük	yüksek	çok düşük

2	düşük	yüksek	yüksek
2	düşük	normal	normal
2	düşük	normal	yüksek
2	normal	normal	normal
2	normal	normal	yüksek
2	çok düşük	düşük	normal
2	çok düşük	normal	normal
2	düşük	düşük	normal
2	normal	normal	yüksek
2	normal	yüksek	normal
2	normal	yüksek	yüksek
2	düşük	yüksek	normal
2	yüksek	normal	düşük
2	yüksek	normal	normal
2	çok yüksek	normal	düşük
2	çok yüksek	normal	normal
2	yüksek	yüksek	normal
2	yüksek	yüksek	yüksek
2	çok düşük	yüksek	normal
2	çok düşük	yüksek	yüksek
3	yüksek	normal	düşük
3	yüksek	normal	normal
3	çok yüksek	normal	düşük

3	düşük	yüksek	çok düşük
3	normal	yüksek	çok düşük
4	çok düşük	düşük	çok düşük
4	çok düşük	düşük	düşük
4	çok düşük	normal	çok düşük
4	çok düşük	normal	düşük
4	düşük	düşük	çok düşük
4	düşük	düşük	düşük
4	düşük	normal	çok düşük
4	düşük	normal	düşük
4	normal	normal	çok düşük
4	çok düşük	yüksek	çok düşük
4	düşük	yüksek	çok düşük
4	normal	yüksek	çok düşük
4	normal	düşük	çok düşük
4	yüksek	normal	çok düşük
4	çok yüksek	normal	çok düşük
5	düşük	normal	çok düşük
5	çok düşük	yüksek	çok düşük
5	çok yüksek	normal	çok düşük
5	düşük	yüksek	çok düşük
5	normal	normal	çok düşük
5	normal	yüksek	çok düşük

Model 5

NO	Giriş TP(mg/L)	Çıkış TP (mg/L)
1	düşük	yüksek
1	normal	yüksek
1	düşük	çok yüksek
1	normal	çok yüksek
2	düşük	yüksek
2	düşük	çok yüksek
2	normal	yüksek
2	normal	çok yüksek
2	düşük	düşük
2	normal	düşük
2	normal	normal
2	düşük	normal
2	düşük	çok düşük
2	normal	çok düşük
3	düşük	normal
3	düşük	yüksek
3	düşük	çok düşük
3	düşük	düşük

NO	Giriş TP(mg/L)	Çıkış TP (mg/L)
3	normal	çok düşük
3	normal	düşük
3	normal	normal
3	çok yüksek	çok düşük
3	çok yüksek	düşük
4	düşük	çok düşük
4	düşük	düşük
4	normal	çok düşük
4	normal	düşük
4	çok yüksek	çok düşük
4	çok yüksek	düşük
4	çok yüksek	normal
5	normal	çok düşük
5	normal	düşük
5	normal	yüksek
5	normal	çok yüksek
5	çok yüksek	normal
5	çok yüksek	yüksek

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı :Asuman YILDIRIM
Doğum Tarihi ve Yeri :10.10.1986 / Şişli
Yabancı Dili : İngilizce
E-posta :yil.asuman@gmail.com

ÖĞRENİM DURUMU

Derece	Alan	Okul/Üniversite	Mezuniyet Yılı
Lisans	Çevre mühendisliği	Yıldız Teknik Üniversitesi	2010
Lise	Sayısal	Beşiktaş Bingöl Erdem Lisesi (YDA)	2004