**İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

# ATIKSU ARITMA TESİSLERİNDEKİ YAN AKIMLARIN ARITMA SİSTEMİNE ETKİSİ

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**
**Müh. Onur TAŞKINOĞLU**

**Anabilim Dalı: Çevre Mühendisliği**

**Programı: Çevre Bilimleri ve Mühendisliği**

**KASIM 2008**

**İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

# ATIKSU ARITMA TESİSLERİNDEKİ YAN AKIMLARIN ARITMA SİSTEMİNE ETKİSİ

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**Müh. Onur TAŞKINOĞLU**
**(501041716)**

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 15 Eylül 2008**
**Tezin Savunulduğu Tarih : 10 Kasım 2008**

| | |
|---|---|
| **Tez Danışmanı :** | **Prof.Dr. Erdem GÖRGÜN** |
| **Diğer Jüri Üyeleri** | **Prof.Dr. İzzet ÖZTÜRK (İ.T.Ü.)** |
| | **Prof.Dr. Ferhan ÇEÇEN (B.Ü.)** |

**KASIM 2008**

# ÖNSÖZ

Bu çalışma sırasında bilgi, hoşgörü ve anlayışı ile daima yanımda olan, tavsiye ve yardımlarını benden esirgemeyen, bu çalışmanın oluşmasında en büyük paya sahip değerli danışman hocam Prof. Dr. Erdem GÖRGÜN'ne tüm içtenliğimle teşekkür ederim.

Çalışmamın her aşamasında yardımlarıyla yanımda olan, değerli bilgilerini benimle paylaşan sayın hocam Yrd. Doç. Dr. H.Güçlü İNSEL'e teşekkürü bir borç bilirim.

Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi hakkında bilgi edinmemi sağlayan ve yardımlarını eksik etmeyen başta Kayseri Su ve Kanalizasyon idaresi (KASKİ) Daire Başkanı Yük. Müh. Özgür ÖZDEMİR ve tüm tesis çalışanlarına çok teşekkür ederim.

Deneysel çalışma sırasında sağladıkları yardım için tüm laboratuar personeline, tüm çalışmam boyunca beni yalnız bırakmayan, yardımlarını ve özverili çalışmalarını benden esirgemeyen değerli arkadaşlarıma çok teşekkürler.

Çalışmam boyunca hiç bir zaman yardımlarını eksik etmeyen eşim Burcu TAŞKINOĞLU'na teşekkür ederim.

Bugüne değin, maddi ve manevi desteklerini hiç esirgemeyen, elde ettiğim başarılardaki en büyük paya sahip, daima yanımda olacaklarına inandığım sevgili aileme en içten teşekkürlerimi sunarım.

Kasım, 2008 Onur TAŞKINOĞLU

**İÇİNDEKİLER**


**KISALTMALAR** **v**
**TABLO LİSTESİ** **vi**
**ŞEKİL LİSTESİ** **viii**
**SEMBOL LİSTESİ** **xi**
**ÖZET** **xiii**
**SUMMARY** **xiv**

**1. GİRİŞ** **1**
1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi 1
1.2 Çalışmanın Amacı ve Kapsamı 2

**2. NÜTRİENT GİDERİMİ** **4**
2.1 Biyolojik Nitrifikasyon 4
2.1.1 Biyolojik nitrifikasyon prosesinin tanımı 4
2.1.2 Nitrifikasyonun mikrobiyolojisi 5
2.1.3 Nitrifikasyonda çevresel faktörler 5
2.2 Biyolojik Denitrifikasyon 5
2.2.1 Biyolojik denitrifikasyon prosesinin tanımı 6
2.3 Biyolojik Fosfor Giderimi 6
2.3.1 Biyolojik fosfor gideriminde prosesin tanımı 7
2.3.2 Biyolojik fosfor gideriminde anaerobik bölümde oluşan prosesler 7
2.3.3 Fosfor gideriminde mikrobiyoloji 8
2.4 Azot Giderimi İçin Askıda Büyüme Prosesleri 9
2.5 Fosfor Giderimi İçin Askıda Büyüme Prosesleri 9
2.6 Anaerobik Arıtım 10
2.6.1 Giriş 10
2.6.2 Havasız arıtma sistemlerinin avantajları 10
2.6.3 Havasız arıtma sistemlerinin dezavantajları 11
2.6.4 Havasız arıtmanın esasları 12
2.6.5 Havasız arıtma teknolojileri 14
2.6.6 Askıda çoğalan sistemler 14
2.6.7 Biyofilm sistemleri 14
2.6.8 Diğer sistemler 15
2.6.9 İşletmeye alma ve proses kontrolü 15
2.7 Arıtma Çamurlarının Çürütülmesi 18
2.7.1 Havasız (anaerobik) çamur çürütme süreci 18
2.7.2 Çamur çürütücü tipleri 18
2.7.3 Çamur çürütücülerin proses tasarımı ve kontrolü 19
2.7.4 Çürütme tankı şekilleri 20
2.8 Çamur Susuzlaştırma ve Önemi 20
2.9 Model Çeşitleri 21

2.9.1 ASM1 modeli 21
2.9.2 ASM2 modeli 23
2.9.3 ASM2d modeli 23
2.9.4 ASM 3 modeli 23
2.9.5 ADM 1 modeli 25
2.10 Kalibrasyon Prosedürü 25
2.10.1 Aktif çamur modelleri için kalibrasyon prosedürü 25
2.10.2 Biomath kalibrasyon protokolü 26
2.11 Biowin Programında Kullanılan Proses Modelleri 35
2.11.1 Aktif çamur modeli 36
2.11.2 Anaerobik çürüme modeli 38
2.12 Yapılmış Çalışmalar 39

**3. KAYSERİ ATIKSU ARITMA TESİSİ'NİN TANITIMI 54**
3.1 Genel Bilgi 54
3.2 Giriş Kanalı ve Giriş Pompa İstasyonu 54
3.3 Izgara Binası 54
3.4 Havalandırmalı Kum ve Yağ Tutucu 55
3.5 Giriş Debi Ölçüm Kanalı 55
3.6 Ön Çökeltme Tankları 55
3.7 Selektör / Biyolojik Fosfor Giderim Tankı 55
3.8 Havalandırma Tankları 56
3.9 Son Çökeltme Tankları 56
3.10 Çıkış Debi Ölçüm Kanalı 56
3.11 Ön Çamur Yoğunlaştırıcı 56
3.12 Çamur Çürütücü Tank ve Çamur Çürütme Binası 57
3.13 Birleştirilmiş Isı ve Güç Üniteleri (CHP) 57
3.14 Gaz Depolama Tankı 57
3.15 Gaz Meşalesi 57
3.16 Çamur Susuzlaştırma Binası 58

**4. DENEYSEL ÇALIŞMA 59**
4.1 Deneysel Çalışmanın Planlanması 59
4.2 Deneysel Çalışma Düzeni 59
4.2.1 Analizlerde kullanılan materyal ve metot 59

**5. MODELLEME ÇALIŞMALARI 67**
5.1 Kütle Dengelerinin Hesaplanması 67
5.2 Verilerin Modele Girilmesi 67
5.3 Model Doğrulama Çalışması 77
5.4 Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi'nin Farklı Durumlar İçin Modellenmesi 78

**6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER 91**

**KAYNAKLAR 93**

**EKLER 97**

**ÖZGEÇMİŞ 133**

## KISALTMALAR

| | | |
|---|---|---|
| **ADP** | : | Adenozin Difosfat |
| **AKM** | : | Askıda Katı Madde |
| **ATP** | : | Adenozin Trifosfat |
| **BNR** | : | Biyolojik Nütrient Giderimi |
| **BOİ** | : | Biyolojik Oksijen İhtiyacı |
| **EBPR** | : | Artırılmış Biyolojik Fosfor Giderimi |
| **HPLC** | : | Yüksek Performanslı Sıvı Kromatografisi |
| **KOİ** | : | Kimyasal Oksijen İhtiyacı |
| $\mathbf{KOİ_{parçalanmış}}$ | : | Giderilen Toplam KOİ Miktarı |
| **MLE** | : | Modifiye Edilmiş Ludzock Ettinger |
| **MLSS** | : | Askıda Katı Madde Konsantrasyonu |
| **NADH** | : | Nikotamid Adenin Dinikleotid Koenzim |
| $\mathbf{NH_3}$ | : | Amonyak |
| $\mathbf{NH_4^+}$ | : | Amonyum İyonu |
| $\mathbf{NH_4}$**-N** | : | Amonyum Azotu |
| $\mathbf{NO_2^-}$ | : | Nitrit İyonu |
| $\mathbf{NO_2}$**-N** | : | Nitrat Azotu |
| $\mathbf{NO_3}$**-N** | : | Nitrat Azotu |
| **OED** | : | Optimum Deneysel Dizayn |
| **ORP** | : | Oksidasyon-Redüksiyon Potansiyeli |
| **OUR** | : | Oksijen Kullanım Oranı |
| **PAOs** | : | Fosfor Biriktiren Organizmalar |
| **pH** | : | Hidrojen İyonu Konsantrasyonu |
| **PHB** | : | Polihidroksibütrat |
| **RAS** | : | Geri Döndürülen Aktif Çamur |
| **SRT** | : | Çamur Kalış Süresi |
| **SVI** | : | Çamur Hacim İndeksi |
| **TAM** | : | Toplam Askıda Katı Madde |
| **TKN** | : | Toplam Kjeldahl Azotu |
| **TP** | : | Toplam Fosfor |
| **UYA** | : | Uçucu Yağ Asitleri |
| **VFA** | : | Uçucu Yağ Asitleri |

## TABLO LİSTESİ


| | | Sayfa No |
|---|---|---|
| **Tablo 2.1** | Başlıca anaerobik mikroorganizma grupları ……. | 12 |
| **Tablo 2.2** | İşletmeye alma süresini etkileyen faktörler ……... | 16 |
| **Tablo 2.3** | Anaerobik mikroorganizmalar için optimum çevre şartları……... | 16 |
| **Tablo 2.4** | Havasız çamur çürütücü çıkış suyu özellikleri……... | 20 |
| **Tablo 2.5** | Aerobik ortamda heterotrofik bakteri büyümesi için stokiyometriler ve proses kinetikleri…….. | 22 |
| **Tablo 5.1** | 2005 yılı giriş atıksuyu ortalamaları…….. | 67 |
| **Tablo 5.2** | 2005 yılı çıkış atıksuyu ortalamaları…….. | 68 |
| **Tablo 5.3** | Deney sonuçları…….. | 68 |
| **Tablo 5.4** | Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi'nin 2007 yılı 5 aylık ortalama değerleri……... | 77 |
| **Tablo A.1** | Sıradan heterotrofik organizmaların büyüme ve parçalanmasıyla ilgili değerler……... | 99 |
| **Tablo A.2** | Hidroliz, adsorpsiyon, ammonifikasyon ve asimile edici dentifrikasyonla ilgili değerler……... | 100 |
| **Tablo A.3** | Amonyak oksitleyen biyokütlenin büyümesi ve parçalanması ile ilgili değerler…….. | 101 |
| **Tablo A.4** | Nitrit oksitleyen biyokütlenin büyümesi ve parçalanması ilgili değerler……... | 102 |
| **Tablo A.5** | Fosfor biriktiren organizmaların büyümesi ve parçalanması ile ilgili değerler……... | 103 |
| **Tablo A.6** | Fermentasyon esnasında heterotrofik büyüme ile ilgili değerler.. | 104 |
| **Tablo A.7** | Propiyonik asitojenlerin büyüme ve parçalanması ile ilgili değerler…….. | 105 |
| **Tablo A.8** | Metanojenlerin büyüme ve parçalanması ile ilgili değerler……... | 106 |
| **Tablo C.** | Deney sonuçları…….. | 111 |
| **Tablo D.2** | Ön çökeltim tankında AKM için kütle dengesi açıklaması…… | 114 |
| **Tablo D.3** | Havalandırma havuzunda AKM için kütle dengesinin açıklanması…… | 115 |
| **Tablo D.4** | Ön yoğunlaştırma tankında AKM için kütle dengesi açıklaması... | 116 |
| **Tablo D.5** | Çamur çürütücü tankında AKM için kütle dengesi açıklaması….. | 116 |
| **Tablo D.6** | Karıştırma tankında AKM için kütle dengesi açıklaması……... | 117 |
| **Tablo D.7** | Belt filtrede AKM için kütle dengesi açıklaması……... | 117 |
| **Tablo D.9** | Ön çökeltim tankında KOİ için kütle dengesi açıklaması…….. | 119 |
| **Tablo D.10** | Havalandırma havuzunda KOİ için kütle dengesinin açıklanması. | 120 |
| **Tablo D.11** | Ön yoğunlaştırma tankında KOİ için kütle dengesi açıklaması…. | 121 |
| **Tablo D.12** | Çamur çürütücü tankında KOİ için kütle dengesi açıklaması…… | 121 |

**Tablo D.13** Karıştırma tankında KOİ için kütle dengesi açıklaması……. 122
**Tablo D.14** Belt filtrede KOİ için kütle dengesi açıklaması……. 122
**Tablo D.16** Ön çökeltim tankında TKN için kütle dengesi açıklaması……. 124
**Tablo D.17** Havalandırma havuzunda TKN için kütle dengesinin açıklanması…… 125
**Tablo D.18** Ön yoğunlaştırma tankında TKN için kütle dengesi açıklaması… 126
**Tablo D.19** Çamur çürütücü tankında TKN için kütle dengesi açıklaması…... 126
**Tablo D.20** Karıştırma tankında TKN için kütle dengesi açıklaması…… 127
**Tablo D.21** Belt filtrede TKN için kütle dengesi açıklaması…… 127
**Tablo D.23** Ön çökeltim tankında Fosfor için kütle dengesi açıklaması……... 129
**Tablo D.24** Havalandırma havuzunda Fosfor için kütle dengesinin açıklanması…… 130
**Tablo D.25** Ön yoğunlaştırma tankında Fosfor için kütle dengesi açıklaması.. 131
**Tablo D.26** Çamur çürütücü tankında Fosfor için kütle dengesi açıklaması…. 131
**Tablo D.27** Karıştırma tankında Fosfor için kütle dengesi açıklaması……. 132
**Tablo D.28** Belt filtrede Fosfor için kütle dengesi açıklaması…….. 132

## ŞEKİL LİSTESİ


| | | Sayfa No |
|---|---|---|
| **Şekil 2.1** | : Tekli çamur askıda büyüyen sistemler…… | 4 |
| **Şekil 2.2** | : Ikili çamur askıda büyüyen sistemler……. | 4 |
| **Şekil 2.3** | : Biyolojik arıtma proseslerinde azot dönüşümü……... | 6 |
| **Şekil 2.4** | : Evsel çamurların çürütülmesi esnasında organik maddelerin metana dönüşümü …… | 13 |
| **Şekil 2.5** | : Askıda çoğalan reaktör tipleri ……. | 14 |
| **Şekil 2.6** | : Biyofilm sistemlerinin reaktör tipleri ……. | 15 |
| **Şekil 2.7** | : Uygulanan diğer reaktör tipleri ……... | 15 |
| **Şekil 2.8** | : Anaerobik parçalanma prosesi için sıcaklık aralıkları …… | 17 |
| **Şekil 2.9** | : Çürütücü şekilleri……..... | 20 |
| **Şekil 2.10** | : Çamur tasfiye ve uzaklaştırma alternatifleri…… | 21 |
| **Şekil 2.11** | : Biomath model kalibrasyon protokolu…… | 27 |
| **Şekil 2.12** | : Çökelme karakterizasyonuna karar verme diyagramı……. | 29 |
| **Şekil 2.13** | : Parametre tahmin rotası……... | 30 |
| **Şekil 2.14** | : Giriş atıksuyunda KOİ fraksiyonu……... | 31 |
| **Şekil 4.1** | : TKN türleri…….. | 60 |
| **Şekil 4.2** | : Fosfor türleri…… | 60 |
| **Şekil 4.3** | : Kimyasal oksijen ihtiyacı fraksiyonları……... | 62 |
| **Şekil 4.4** | : Evsel suda bulunan katı maddelerin sınıflandırılması ve mg/l olarak konsantrasyonları……. | 65 |
| **Şekil 5.1** | : KOİ fraksiyonları……. | 69 |
| **Şekil 5.2** | : TKN'nin fraksiyonlarına ayrılması……. | 70 |
| **Şekil 5.3** | : Giriş değerlerinin programa aktarılması…….. | 70 |
| **Şekil 5.4** | : Giriş atıksuyu fraksiyonlarının programa aktarılması……. | 71 |
| **Şekil 5.5** | : Programda tesisin görünümü……... | 72 |
| **Şekil 5.6** | : Ön çökeltim tankının programdaki verileri……. | 73 |
| **Şekil 5.7** | : Biyoselektör tankının programdaki verileri……. | 73 |
| **Şekil 5.8** | : Havalandırma tankındaki aerobik bölümün programdaki verileri……. | 74 |
| **Şekil 5.9** | : Havalandırma tankındaki anoksik bölümün programdaki verileri……. | 74 |
| **Şekil 5.10** | : Havalandırma tankındaki içsel geri devrin programdaki verisi……. | 74 |
| **Şekil 5.11** | : Havalandırma tankındaki çamur geri devrinin programdaki verisi……. | 74 |

**Şekil 5.12** : Sistemden atılan çamur miktarının programdaki verisi….. 75
**Şekil 5.13** : Son çökeltim tankının programdaki verisi…….. 75
**Şekil 5.14** : Ön yoğunlaştırma tankının programdaki verisi……... 75
**Şekil 5.15** : Anaerobik çamur çürütücünün programdaki verisi……. 76
**Şekil 5.16** : Susuzlaştırma ünitesinin programdaki verisi…….. 76
**Şekil 5.17** : Ön yoğunlaştırmadan çıkan üst suyun programdaki verisi……... 76
**Şekil 5.18** : Susuzlaştırmadan çıkan üst suyun programdaki verisi…… 77
**Şekil 5.19** : Mevcut durum için modelleme çıkış sonuçları…… 78
**Şekil 5.20** : sistemden atılan çamurla ön çökeltimden gelen çamurun ön yoğunlaştırmaya verilmesi durumu ……... 79
**Şekil 5.21** : Fazla çamur ve ön çökeltim çamurunun ön yoğunlaştırılmaya verilmesi durumunda çıkış değerleri….. 79
**Şekil 5.22** : Fazla çamur ve ön çökeltim çamurunun ön yoğunlaştırılmaya verilmesidurumunda çürütücünün durumu…….. 80
**Şekil 5.23** : Senaryo A'da oluşturulan simülasyondaki fosfor kütle dengesi……. 81
**Şekil 5.24** : Senaryo A'da oluşturulan simülasyondaki TKN kütle dengesi…….. 82
**Şekil 5.25** : Yan akımların ayrı toplanarak metal ilave edilmesi durumu……... 83
**Şekil 5.26** : Yan akımların ayrı toplanarak metal ilave edilmesi durumu çıkış değerleri ……..….. 83
**Şekil 5.27** : Yan akımların ayrı toplanarak metal ilave edilmesi durumunda çürütücünün durumu …… 84
**Şekil 5.28** : Senaryo B'da oluşturulan simülasyondaki fosfor kütle dengesi……... 85
**Şekil 5.29** : Senaryo B'da oluşturulan simülasyondaki TKN kütle dengesi ……..... 86
**Şekil 5.30** : Sistemden atılan çamurla ön çökeltimden gelen çamurun ön yoğunlaştırmaya verilmesi ve çamur yaşının küçültülmesi durumu……. 87
**Şekil 5.31** : Fazla çamur ve ön çökeltim çamurunun ön yoğunlaştırılmaya verilmesi ve çamur yaşının küçültülmesi durumunda çıkış değerleri……. 87
**Şekil 5.32** : Fazla çamur ve ön çökeltim çamurunun ön yoğunlaştırılmaya verilmesi ve çamur yaşının küçültülmesi durumunda çürütücünün durumu…….. 88
**Şekil 5.33** : Senaryo C'da oluşturulan simülasyondaki fosfor kütle dengesi……... 89
**Şekil 5.34** :Senaryo C'da oluşturulan simülasyondaki TKN kütle dengesi…….. 90
**Şekil B.1** : Tesisin akış diyagramı……. 108

**Şekil B.2** : Vaziyet planı…… 109
**Şekil D.1** : AKM için kütle dengesi …… 113
**Şekil D.8** : KOİ için kütle dengesi …… 118
**Şekil D.15** : TKN için kütle dengesi …… 123
**Şekil D.22** : Fosfor için kütle dengesi ……. 128

## SEMBOL LİSTESİ

| | | |
|---|---|---|
| **$b_A$** | : | Ototrofik parçalanma hız sabiti [gün$^{-1}$] |
| **$b_H$** | : | Heterotrofik biyokütle bozunma sabiti [gün$^{-1}$] |
| **bsKOİ** | : | Biyolojik olarak parçalanabilir kimyasal oksijen ihtiyacı [mg KOİ/L] |
| **F/M** | : | Organik madde miktarının biokütle konsantrasyonuna oranı [kg $BOİ_5$/kg UAKM] |
| **Fac** | : | VFA olan biyolojik olarak parçalanabilen KOİ fraksiyonu |
| **$f_{aer}$** | : | Reaktörün aerobik fraksiyonu |
| **Fbs** | : | Biyolojik olarak parçalanabilen giriş toplam KOİ fraksiyonu |
| **Fna** | : | Amonyak olan giriş TKN'sinin fraksiyonu |
| **Fnox** | : | Partikül halindeki biyolojik olarak parçalanabilen giriş organik azotun fraksiyonu |
| **Fnus** | : | Çözünebilir biyolojik olarak parçalanamayan giriş TKN'sinin fraksiyonu |
| **$Fpo_4$** | : | Fosfat olan giriş toplam fosforun fraksiyonu |
| **Fup** | : | Partikül halindeki biyolojik olarak parçalanmayan giriş toplam KOİ fraksiyonu |
| **FupN** | : | Partikül halindeki biyolojik olarak parçalanmayan KOİ için N:KOİ oranı |
| **FupP** | : | Partikül halindeki biyolojik olarak parçalanmayan KOİ için P:KOİ oranı |
| **Fus** | : | Çözünebilir biyolojik olarak parçalanamayan giriş toplam KOİ fraksiyonu |
| **Fxsp** | : | Partikül halindeki yavaş biyolojik olarak parçalanabilen giriş KOİ fraksiyonu |
| **FZba** | : | Ototrofik organizmaların giriş toplam KOİ fraksiyonu |
| **FZbam** | : | Asetoklastik metanojen organizmaların giriş toplam KOİ fraksiyonu |
| **FZbh** | : | Polyfosfat olmayan heterotrofik organizmaların giriş toplam KOİ fraksiyonu |
| **FZbhm** | : | $H_2$-Kullanan metanojen organizmaların giriş toplam KOİ fraksiyonu |
| **FZbp** | : | Polyfosfat heterotrofik organizmaların giriş toplam KOİ fraksiyonu |
| **FZbpa** | : | Propiyonik asit asetojen organizmaların giriş toplam KOİ fraksiyonu |
| **$i_{NSI}$** | : | Inert çözünebilir organik maddenin azot içeriği [mg N/L] |

$\mathbf{i_{NXI}}$ : İnert askıda organik maddenin azot içeriğinin [mg N/L]

$\mathbf{K_h}$ : Hidroliz hızı [$gün^{-1}$]

$\mathbf{K_L}$a : Oksijen transfer etkinliği katsayısı [$saat^{-1}$]

**Kx** : Hidroliz yarı doygunluk sabiti

**Lv** : Hacimsel organik yükleme [kg BOİ/$m^{3.}$gün]

$\mathbf{N_{nitr}}$ : Nitrifiye edilmiş azot miktarı [mg N/L]

**pH** : Hidrojen İyonu Konsantrasyonu

**rbKOİ** : Kolay Biyolojik olarak parçalanabilir çözünmüş KOİ [mg KOİ/L]

$\mathbf{S_A}$ : Fermentasyon ürünü (asetik asit) [mg KOİ/L]

$\mathbf{S_F}$ : Kolay Biyolojik Olarak Parçalanabilir Fermente KOİ [mg KOİ/L]

$\mathbf{S_H}$ : Kolay hidrolize olabilen KOİ [mg KOİ/L]

**Sı** : Inert KOİ[mg KOİ/L]

$\mathbf{S_i}$ : İnert Biyolojik Olarak Parçalanmayan Çözülebilir KOİ [mg KOİ/L]

$\mathbf{S_{KN}}$ : Çözünebilir Kjeldahl Azotu [mg N/L]

**So/Xo** : Substrat miktarının biyokütleye oranı

$\mathbf{S_S}$ : Biyolojik olarak parçalanabilen KOİ [mg KOİ/L]

$\mathbf{X_{BM}}$ : Biyokütle konsantrasyonu

$\mathbf{X_H}$ : Heterotrofik Biyokütle

$\mathbf{X_i}$ : İnert Biyolojik Olarak Parçalanmayan Partikül KOİ [mg KOİ/L]

$\mathbf{X_{PAO}}$ : Fosfor biriktiren organizmalar

$\mathbf{X_{PHA}}$ : Organik depo ürünleri

$\mathbf{X_{PP}}$ : Depolanmış polifosfat

$\mathbf{X_S}$ : Yavaş biyolojik olarak parçalanabilen KOİ [mg KOİ/L]

$\mathbf{X_{SC}}$ : Yavaş hidrolize olabilen KOİ [mg KOİ/L]

$\mathbf{X_{so}}$ : Biyolojik olarak yavaş parçalanabilen substrat [mg KOİ/L]

**Y** : Biokütleye dönüşüm oranı [mg UAKM/mg $BOİ_5$]

$\boldsymbol{\tau}$ : Hidrolik bekleme süresi [gün]

$\mathbf{\Theta_H}$ : Hidrolik kalış süresi [gün]

$\mathbf{\Theta_x}$ : Çamur yaşı [gün]

# ATIKSU ARITMA TESİSLERİNDEKİ YAN AKIMLARIN ARITMA SİSTEMİNE ETKİSİ

## ÖZET

Bu çalışmada, atıksu arıtma tesislerindeki yan akımların (ön yoğunlaştırıcı üst suyu ve belt filtrelerden çıkan üst su) arıtma sistemine etkisi incelenmiştir.

Birinci bölümde, yapılan çalışmanın önemi vurgulanarak, amaç ve kapsamı açıklanmıştır.

İkinci bölümde anaerobik prosesler, azot ve fosfor gideren arıtma sistemleri, anaerobik çamur çürütücüler ve modelleme hakkında geniş bir literatür incelemesi yapılmıştır.

Üçüncü bölümde Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi'nin tanıtımı yapılmıştır.

Dördüncü bölümde Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan numunelere uygulanan Askıda Katı Madde (AKM), Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), Toplam Kjeldahl Azotu (TKN), Toplam Fosfor ve pH analizlerinden bahsedilmiş akabinde deney sonuçları verilmiştir.

Beşinci bölümde, yapılan analizler neticesinde elde edilen sonuçlar ve arıtma tesisinden alınan veriler yardımıyla kütle dengeleri kurularak her bir ünitenin debisi bulunmuştur. Debi, Toplam KOİ, TKN, Toplam Fosfor ve pH gibi parametreler atıksu modelleme programına (Biowin) girilmiştir. Daha sonra KOİ ve TKN fraksiyonlarına ayrılarak Biowin programına tanıtılmış, her bir üniteye giren ve çıkan debiler, hacimler, yükseklikler, akımların döndürüleceği noktalar ve kısacası tüm tesis modelleme programına girilmiştir. Model sonuçları ile tesisten alınan veriler karşılaştırılarak modelin doğruluğu test edilmiştir. Yan akımların arıtma sistemine olan etkisinin incelenmesi için oluşturulan 3 senaryo oluşturulmuştur. Birinci senaryoda sistemden atılan çamur ve ön çökeltim çamuru ön yoğunlaştırıcıya verilmiş, oluşan çamur çamur çürütücüye beslenmiş ve çürümüş çamur belt filtreye verilmiştir. Ön yoğunlaştırmadan ve belt filtrelerden çıkan üst su ön çökeltim tankı öncesine verilmiştir. İkinci senoryada birinci senaryodan farklı olarak üst sular sisteme verilmeden önce metal ilavesi yapılmıştır. Üçüncü senaryoda ise birinci senaryoda oluşturulan sistemin 21 günlük çamur yaşı 9 güne indirilmiş ve havalandırma havuz hacimleri küçültülmüştür.

Altıncı bölümde modelleme çalışmasının sonuçları değerlendirilmiş ve incelenen arıtma uygulamaları arasından en uygun olan arıtma düzeni seçilmiş, önerilerden bahsedilmiştir.

## THE EFFECT OF SUPERNATANTS IN THE WASTEWATER TREATMENT PLANTS TO THE TREATMENT SYSTEM


### SUMMARY

In this study, the effect of supernatants (supernatant from primary thickener and supernatant from belt filters) in wastewater treatment plants to the treatment system was investigated.

In the first section, the aim and the scope of the study were explained by emphasizing the importance of study.

In the second section, a detailed literature search on anaerobic processes, treatment systems that remove nitrogen and phosphorus, anaerobic sludge digesters and modelling was made.

In the third section, Kayseri Wastewater Treatment Plant was introduced.

In the fourth section, the analyses such as Total Suspended Solid (TSS), Chemical Oxygen Demand (COD), Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), Total Phosphorus (TP) and pH that were done to the samples taken from Kayseri Wastewater Treatment Plant were mentioned and then the results of the experiments were given.

In the fifth section, the flow of every unit was found by creating mass balances with the aid of the results that were obtained at the end of the analyses and the datas that were taken from the wastewater treatment plant. The parameters such as flow, Total COD, TKN, Total Phosphorus and pH were entered to the modeling programme (Biowin). Then COD and TKN parameters were introduced to the Biowin programme by separating them into their fractions. Also all flows that enter to every unit and exit from every unit, volumes, heights, the points that the flows will be returned shortly whole plant were entered to the modeling programme. The accuracy of the model was tested by comparing the results of the model and the datas taken from the plant. Three scenarios were created to investigate the effect sub-flows to the treatment plant. In the first scenario, both the sludge that was ejected from the system and the sludge in primary settler were given to primary thickener. Then the sludge was fed to sludge digester and digested sludge was given to belt press. The supernatant from the primary thickener and belt filter were given in front of the primary settling tank. In the second scenario unlike the first scenario, metal addition was made before the supernatants were given to system. Finally in the third scenario, sludge age of the first system was reduced from 21 days to 9 days and the volumes of aeration tanks were lowered.

In the sixth section, results of modelling study was evaluated, the best practicable scheme between the analysed ones was selected and suggestions were given.

# 1. GİRİŞ

## 1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi

Atıksuların deniz, göl, nehir gibi ortamlara verilmeden önce arıtma tesislerinde işlemlerden geçtikten sonra alıcı ortama verilmesi söz konusu ortamların korunması nedeniyle önemlidir ve yasal zorunluluktur. Atıksuların içerisinde biyolojik olarak parçalanabilen, toksik, çökebilen maddeler ve mikroorganizmaların yanında azot ve fosfor gibi besi elementleri mevcuttur. Bunlardan azot ve fosfor göl, dere gibi alıcı ortamlara verildiğinde alglerin çoğalmasına neden olmakta ve sonuçta alg patlaması olarak nitelendirilen ötrofikasyon meydana gelmektedir. Ötrofikasyonda azotun yanında fosfor kısıtlayıcı faktördür çünkü bazı bakteri türleri ve algler atmosferik azotu büyümeleri için gerekli olan nitrat ve nitrite dönüştürebilmektedir. Böylece az miktardaki fosfor bile suların kirlenmesine neden olmaktadır. Arıtma tesislerinden çıkan azot ve fosfor konsantrasyonlarının yönetmeliklerde istenen değerlerin altında olması bu bakımdan çok önemlidir.

Ayrıca büyük arıtma tesislerinde oluşan çamur miktarı çok fazladır ve Avrupa Birliği'ne giriş sürecinde olan Türkiye için bu konu çok önemlidir. Türkiyenin bu süreçte çevre alanında ve diğer alanlarda bazı sorumlulukları vardır. Çevre alanında atık miktarının azaltılması bu sorumluluklardan biridir. Atıkların düzenli depolama sahalarına gitmeden kaynakta azaltılması gerekmektedir. Arıtma tesislerinden çıkan çamurların hacminin azaltılması bu yönden çok önemlidir. Arıtma çamurlarının ayrıca stabilizasyona uğramadan doğrudan tarım alanlarında kullanılmaları çevre ve insan sağlığı için tehlikelidir.

Anaerobik çamur çürütme hacim azaltmak, stabilizasyon ve patojen gidermek amacıyla uygulanan bir yöntemdir. Çamur stabilizasyon prosesi arıtma tesislerinin performansı için önemlidir. Stabilizasyona uğramış çamur kararlı haldedir ve bu ürün ya kullanılmakta ya da düzenli depolama sahasına gönderilmektedir. Uçucu katıların giderilmesiyle çamur hacmi ve biyokütlenin stabilizasyonuyla ise patojenler azalmakta olup, daha az kokulu, çevre ve insan sağlığı için zararlı olmayan kararlı bir ürün haline gelmektedir. Büyük evsel arıtma tesislerinde en yaygın stabilizasyon

prosesi anaerobik çamur çürütmedir. Anaerobik sistemin aerobik sisteme göre üstünlükleri; düşük enerji tüketimi, çamur oluşumunun azalması, nütrient ihtiyaçları ve metan oluşumundan enerji elde edilmesidir.

Bu çalışmada, özellikle anaerobik çamur çürütücü içeren atıksu arıtma tesislerinde yan akımların (varsa çamur çürütücü üst suyu, son yoğunlaştırma üst suyu, susuzlaştırma ünitelerinden gelen üst su) tesisi nasıl etkilediğine bakılıp, azot ve fosfor konsantrasyonlarının alıcı ortama verilmeden önce azaltılarak ötrofikasyonun önlenmesi, yönetmeliklerde belirtilen standartların sağlanması ya da standartları sağlamakla beraber yan akımların sistem içinde geri döndürülerek sistem veriminin artırılması ve çıkış standartlarını sağlamaya yönelik uygun arıtma düzenlerinin bulunması hedeflenmektedir. Bu çalışmayla gelecekte yapılacak olan arıtma tesislerinde yan akımların sebep olduğu yüksek azot ve fosfor miktarının düşürülmesine ve bu sayede arıtma sisteminin doğru çalışmasına yardımcı olunacaktır. Ayrıca modelleme bazlı bu çalışma ile Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi'nde meydana gelebilecek değişiklikler önceden tahmin edilebilecektir.

## 1.2 Çalışmanın Amacı ve Kapsamı

Bu projede atıksu arıtma tesislerindeki yan akımlardaki fosfor ve azotun arıtma sistemine olan etkisinin incelenmesi, tespit edilen etkileri tasarımda ve işletmede en aza indirecek önlemlerin belirlenmesi ve çıkış nütrient standartlarını sağlamaya yönelik optimum sistem konfigürasyonlarının belirlenmesi amaçlanmaktadır.

Yukarıda sözü edilen amaç çerçevesinde bu projenin kapsamı aşağıda ana hatlarıyla verilmiştir.

Çalışmanın birinci aşamasında anaerobik çamur çürütücüler, azot ve fosfor gideren arıtma sistemleri, modelleme konusunda literatürde yer alan çalışmalar değerlendirilmiştir.

İkinci aşamada yürütülen deneysel çalışma kapsamında Kayseri Büyükşehir Belediyesi'ne ait olan Arıtma Tesisi ziyaret edilmiş ve belirli noktalarından numune alınarak (ön çökeltim tankı çamuru, ön yoğunlaştırıcı çamuru, çürütme çamuru, son çökeltim tankı çamuru, ön yoğunlaştırıcı üst suyu, belt filtre suyu) toplam KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı), Çözünmüş KOİ, Toplam Kjeldahl Azotu ve Toplam Fosfor, Alkalinite, pH, AKM (Askıda Katı Madde), UAKM( Uçucucu Askıda Katı

Madde), UYA (Uçucu Yağ Asidi), $Mg^{2+}$ ve $NH_4^+$ konsantrasyonlarına bakılmıştır. Bu parametrelerin ölçümlerinde Standart Yöntemler kullanılmıştır.

Çalışmanın üçüncü aşamasında, deneysel çalışmadan ve Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi Laboratuarı'ndan elde edilen veriler yardımıyla kütle dengeleri kurulmuş, her bir ünite için debiler bulunarak modelleme çalışması yapılmıştır. Bu modelleme çalışması yardımı ile farklı arıtma düzenleri elde edilmiş ve daha sonra en uygun arıtma düzeni ve işletme şartları tespit edilmeye çalışılmıştır.

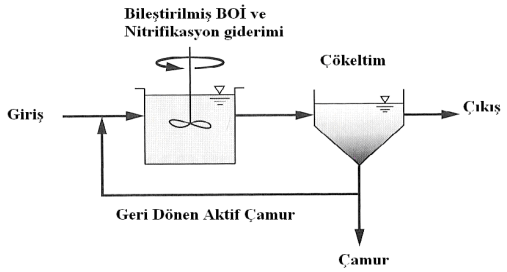
# 2. NÜTRİENT GİDERİMİ

## 2.1 Biyolojik Nitrifikasyon

Nitrifikasyon amonyağın nitrite, nitritin ise nitrata oksitlendiği iki basamaklı biyolojik prosesi tanımlamaktadır.

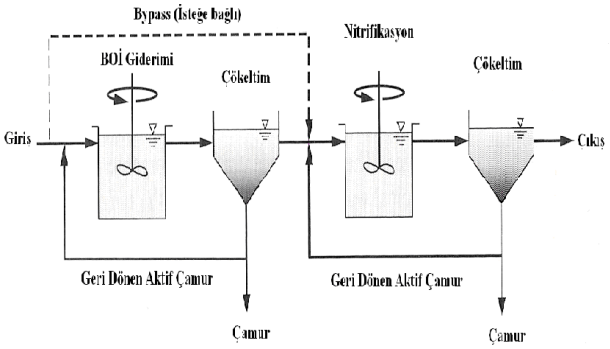
### 2.1.1 Biyolojik nitrifikasyon prosesinin tanımı

BOİ gideriminde olduğu gibi nitrifikasyonda da askıda büyüme ve bir yüzeye yapışık büyüme gibi iki biyolojik proses gerçekleşebilmektedir. Askıda büyüme prosesi nitrifikasyonu BOİ gideriminin bir arada gerçekleştiği bir havalandırma tankı, çöktürme tankı ve çamur geri döngü sisteminden oluşmaktadır (Şekil 2.1).




**Şekil 2.1:** Tekli Çamur Askıda Büyüyen Sistemler

Toksik ve inhibitör maddeler içeren atıksuda Şekil 2.2'deki gibi ikili çamurlu askıda büyüyen sistem kullanılmaktadır.




**Şekil 2.2:** İkili Çamur Askıda Büyüyen Sistemler

İkili çamur sistemi, seri halinde iki adet havalandırma tankı ve iki adet çöktürme tankından oluşmaktadır. BOİ ve toksik maddeler birinci ünitede giderilmekte böylece nitrifikasyon ikinci ünitede gerçekleşmektedir.

### 2.1.2 Nitrifikasyonun mikrobiyolojisi

Aerobik ototrofik bakteriler aktif çamur ve biofilm proseslerinde nitrifikasyondan sorumludur. Nitrifikasyon iki grup bakteri içeren iki basamaklı bir prosestir. Birinci basamakta amonyak bir grup ototrofik bakteri tarafından nitrite ikinci basamakta ise nitrit bir diğer ototrofik bakteri grubu tarafından nitrata oksitlenmektedir. Ancak bu iki grup bakteri birbirinden kesinlikle farklıdır. Klasik deneylerle atıksu arıtımında nitrifikasyon prosesinde kullanılan ototrofik bakteriler sırasıyla amonyağı nitrite oksitleyen nitrosomonas ve nitriti nitrata oksitleyen nitrobakterdir.

### 2.1.3 Nitrifikasyonda çevresel faktörler

Nitrifikasyon pH, toksisite, metaller ve iyonlaşmamış amonyak gibi çevresel faktörlerden etkilenmektedir.

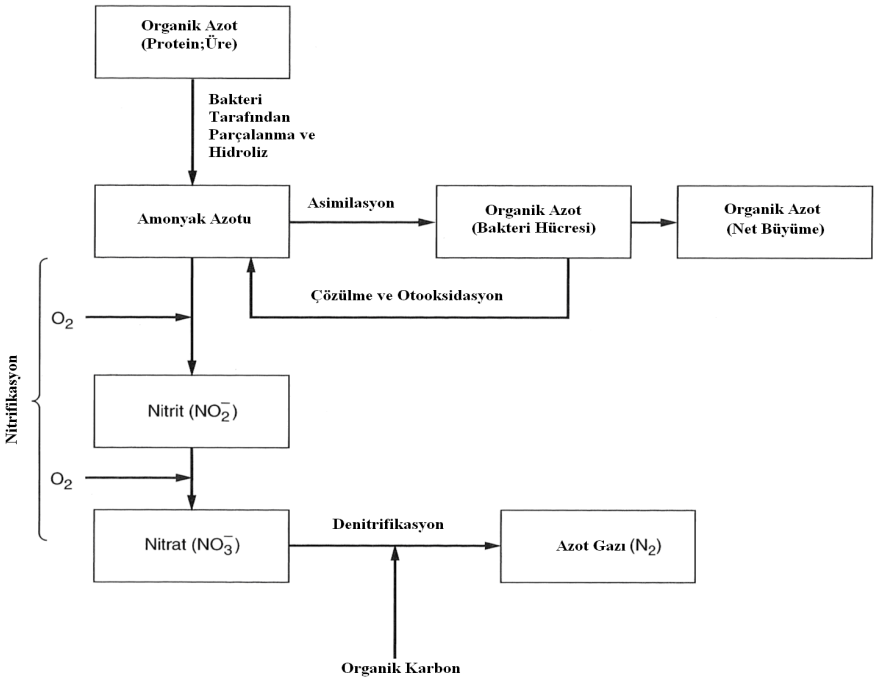
1. **Hidrojen İyonu Konsantrasyonu (pH)** : Optimal nitrifikasyon hızları pH 7,5-8,0 arasında oluşmaktadır.
2. **Toksisite:** Toksik bileşikler; çözücü organik kimyasallar, aminler, proteinler, taninler, fenolik bileşikler, alkoller, eterler, karbomatlar ve benzen vs. gibi bileşiklerdir.
3. **Metaller:** Nitrifikasyonu etkileyen diğer bir faktördür.
4. **İyonlaşmamış Amonyak:** Nitrifikasyon iyonlaşmamış yani serbest amonyak ($NH_3$) ve iyonlaşmamış nitröz asidi tarafından da inhibe edilmektedir. İnhibisyon etkileri toplam azot türüne, sıcaklığa ve pH'ya bağlıdır.

## 2.2 Biyolojik Denitrifikasyon

Nitratın nitrik oksit, nitröz oksit ve azot gazına biyolojik olarak indirgenmesi denitrifikasyon olarak adlandırılmaktadır.

### 2.2.1 Biyolojik denitrifikasyon prosesinin tanımı

Biyolojik proseslerde nitrat giderimi 2 şekilde olmaktadır. Bunlar asimile ve disimile nitrat giderimidir (Şekil 2.3). Asimilasyonla nitrat giderimi nitratın hücre sentezinde kullanılmak üzere amonyağa indirgenmesidir. Asimilasyon $NH_4$-N formunun hali hazırda bulunmadığı zaman oluşmakta ve çözünmüş oksijen konsantrasyonundan bağımsızdır. Diğer yandan disimilasyonla nitrat giderimi veya biyolojik denitrifikasyon elektron taşıma sistemiyle bir çift oluşturmaktadır. Nitrat veya nitrit çeşitli organik veya inorganik elektron vericilerin oksidasyonu için elektron alıcı olarak kullanılmaktadır.




**Şekil 2.3:** Biyolojik Arıtma Proseslerinde Azot Dönüşümü

## 2.3 Biyolojik Fosfor Giderimi

Fosfor giderimi genellikle ötrifikasyonu önlemek için yapılmaktadır çünkü fosfor birçok su sistemi için sınırlı bir nütrienttir. Alıcı ortamdaki etki potansiyeline ve tesisin lokasyonuna bağlı olarak fosforun arıtma tesisi çıkış suyunda deşarj limitleri 0,1-2 mg/L arasında değişmektedir. Biyolojik fosfor gideriminin önemli avantajları arasında kimyasal maliyetinin az olması ve kimyasal çöktürmeye kıyasla daha az çamur oluşumu sayılabilmektedir.

### 2.3.1 Biyolojik fosfor gideriminde prosesin tanımı

Fosforun biyolojik gideriminde, giriş suyundaki fosfor, hücre biyokütlesinin içerisinde bulunmakta ve atık çamur olarak prosesten ayrılmaktadır. Fosfor biriktiren organizmalar (PAOs) fosfor tüketerek büyümektedir. Fosfor giderim sistemi; 0,5-1,0 saat arası bir $\tau$ değerine sahip olan bir anaerobik tank ve arkasında aktif çamur havalandırma tankı içermektedir. Anaerobik tank, geri döndürülen aktif çamur ile giriş atık suyunun karışmasını sağlamak üzere karıştırılmaktadır. (Anaerobik SRT değerleri 2 ile 40 gün arasında değişmektedir.)

Biyolojik sistemlerde fosfor giderimi aşağıdaki gözlemlere bağlıdır.

1. Birçok bakteri aşırı miktardaki fosforu polifosfat halinde hücresinde depolama eğilimindedir.
2. Anaerobik koşullar altında fosfor biriktiren organizmalar fermentasyon ürünlerini (uçucu yağ asitleri gibi) asimile etmektedir.
3. Aerobik koşullar altında depolanan ürünlerin oksidasyonu sonucu enerji üretilmekte ve hücre arası polifosfat depolanması artmaktadır.

Fosfor giderimi için birçok uygulamada, anoksik reaktör bir anaerobik reaktörü takip etmekte ve önünde ise bir aerobik reaktör yer almaktadır. Fosfor biriktiren organizmaların birçoğu oksijen yerine nitriti kullanarak depolanmış haldeki karbonu oksitlemektedir.

### 2.3.2 Biyolojik fosfor gideriminde anaerobik bölümde oluşan prosesler

- Biyokütle tarafından kolayca asimile edilen çözünmüş parçalanabilen organik maddenin (bsKOİ) fermentasyonu sonucu asetat oluşmaktadır.
- Fosfat biriktiren organizmalar depolanan polifosfatlardan uygun enerjiyi kullanarak asetatı asimile etmekte ve polihidroksibütrat (PHB) depo ürünlerini oluşturmaktadır. Asetat alımına paralel olarak magnezyum, potasyum ve kalsiyum katyonlarının yanında ortafosfat salınımıda gerçekleşmektedir.
- Fosfat biriktiren organizmalar içindeki polihidroksibütrat içeriği, polifosfat miktarı düştükçe artmaktadır.

### 2.3.3 Fosfor gideriminde mikrobiyoloji

Fosfor adenozin trifosfat (ATP) polifosfatlar yoluyla hücresel enerji transferinde önemli bir rol oynamaktadır. Yükseltgenme-indirgenme reaksiyonları ile enerji oluşturulmaktadır. Adenozin difosfat (ADP) bu enerjinin 7,4 kcaL/mol'ünü fosfat bağlarında tutarak ATP'ye dönüşmektedir. Hücre enerji kullandığında ise ATP ADP'ye dönüşmekte ve ortama fosfor salınmaktadır. Aktif çamur sisteminde yaygın olarak kullanılan heterotrofik bakteriler için tipik fosfor kompozisyonu % 1,5-2,0 arasındadır. Ancak birçok bakteri fosforu hücrelerinde enerji açısından zengin polifosfatlar olarak depolama kabiliyetine sahiptir. Bu durumda fosfor içeriği kuru bazda % 20-30 civarına yükselmektedir. Polifosfatlar hücre içindeki granüllerde $Mg^{2+}$, $Ca^{2+}$ ve $K^{+}$ katyonları ile birlikte bulunmaktadır.

Anaerobik zonda sıvıda ölçülen ortafosfat konsantrasyonu atıksudaki giriş konsantrasyonu (5-8 mg/L) ile karşılaştırıldığında çok daha yüksek olup, 40 mg/L'ye kadar çıkabilmektedir. Bu zondaki yüksek ortafosfat konsantrasyonu bakterilerden fosfor salımının gerçekleştiğinin bir göstergesidir. Ayrıca bu zonda önemli miktarlarda PHB bakteri hücrelerinde depolanmış durumdadır. Ancak bir sonraki anoksik ve/veya aerobik zonda PHB konsantrasyonu önemli derecede düşüş göstermektedir.

Anaerobik/aerobik arıtma prosesinde anaerobik zon "seçici zon" olarak adlandırılmaktadır. Çünkü PAO'ların çoğalması için gerekli koşulları sağlamaktadır. Giriş bKOİ'nin bir kısmı diğer heterotrofik bakteriler yerine PAO'lar tarafından tüketilmektedir. PAO'lar düşük moleküler ağırlığa sahip fermentasyon ürünlerini tercih etmektedir. Tercih edilen besin kaynağı giriş bsKOİ anaerobik zon dışında kullanılamaz. Polifosfat depolama kabiliyetleri nedeniyle PAO'lar anaerobik zonda asetatı asimile edebilecek enerjiye sahiptirler. Diğer aerobik heterotrofik bakteriler asetat alımı için herhangi bir mekanizmaya sahip değildirler ve bu yüzden PAO'lar KOİ'yi asimile ederken diğer aerobik heterotrofik bakteriler ise bundan mahrum kalmaktadırlar. Ayrıca PAO'ların aktif çamurda oldukça yoğun ve iyi çökebilen floklar oluşturması da bir avantaj olarak belirtilmelidir.

Biyolojik fosfor giderim sistemlerinde atık çamurun uzaklaştırılması konusu dikkatle ele alınmalıdır. Çamur anaerobik koşullarda tutulduğunda fosfor salımı oluşacaktır. Bakteriler depolanmış olan polifosfatı enerji kaynağı olarak kullandığında asetat

ilavesi olmasa bile ortafosfat salımı mümkündür. Ortafosfat salımı ayrıca biyolojik fosfor arıtma sistemlerinin anaerobik zonunda uzun temas sürelerinden sonra da oluşabilmektedir (Metcalf & Eddy, 2003).

## 2.4 Azot Giderimi İçin Askıda Büyüme Prosesleri

Azot giderimi için askıda büyüme prosesleri aşağıda verilmiştir:

**(a)** Ludzack Ettinger

**(b)** Modifiye edilmiş Ludzack Ettinger (MLE)

**(c)** Basamaklı Besleme (Step Feed)

**(d)** Ardışık Kesikli Reaktör (Sequencing Batch Reactor : SBR)

**(e)** Bio-denitro $^{TM}$

**(f)** Nitrox$^{TM}$

**(g)** Tek Çamur (Single-Sludge)

**(h)** Bardenpho (4-stage)

**(i)** Oksidasyon Hendeği (Oxidation Ditch)

**(j)** İki basamaklı ekstra karbon kaynaklı

**(k)** Eş Zamanlı Nitrifikasyon/ Denitrifikasyon

**(l)** Orbal$^{TM}$ Prosesi

**(m)** Sharon (Nitrit üzerinden yüksek aktiviteli amonyak giderimi için tekli reaktör sistemi)

## 2.5 Fosfor Giderimi İçin Askıda Büyüme Prosesleri

Fosfor giderimi için askıda büyüme sistemleri şunlardır:

**(a)** Phoredox(A/O)

**(b)** $A^2$/O Prosesi

**(c)** Modifiye Edilmiş Bardenpho (5- basamaklı) Prosesi

**(d)** UCT (Standart ve Modifiye Edilmiş)

**(e)** VIP (Virginia Initiative Plant)

**(f)** Johannesburg Prosesi

**(g)** Biyolojik Fosfor Giderimi İçeren SBR

**(h)** Phostrip Prosesi (Metcalf & Eddy, 2003).

## 2.6 Anaerobik Arıtım

### 2.6.1 Giriş

Anaerobik arıtma (havasız arıtma), organik atıkların oksijensiz ortamda biyolojik süreçlerle parçalanmak suretiyle, $CH_4$, $CO_2$, $NH_3$, $H_2S$ gibi son ürünlere dönüştürülmesi olarak tanımlanmaktadır. Artan enerji maliyetleri, mevcut arıtma sistemlerinin yatırım ve işletme giderleri bakımından yeniden incelenmesini gündeme getirmiş ve bunun sonucu olarak da havasız arıtma sistemleri geliştirilmiştir (Öztürk, 1999).

### 2.6.2 Havasız arıtma sistemlerinin avantajları

Bu proseslerde çamurun çürütülmesiyle stabilizasyon sağlanarak çamur hacminde azalma ve patojen mikroorganizmaların giderilmesi sağlanabilmektedir.

Yüksek organik madde ($BOİ_5$>1.000–1.500 mg/L) ve düşük katı madde içeren konsantre atıksuların arıtılmasında aerobik proseslerin uygulanmasının pahalı oluşu havasız proseslerin gelişmesine neden olmuştur. Havasız biyoteknolojinin olumlu özellikleri; proses stabilitesinin sağlanabilmesi, biyokütle atığının bertaraf maliyetinin düşüklüğü, besi maddesi sağlama maliyetinin düşüklüğü, inşa alanı gereksiniminin azlığı, enerjinin korunması ile ekolojik ve ekonomik fayda sağlaması, işletme kontrolü gereksiniminin minimize edilmiş olması, oluşan gazın hava kirlenmesi açısından kontrol edilebilir olması, köpük probleminin olmaması, havasız şartlarda biyolojik olarak parçalanamayan maddelerin parçalanabilmesi ve atıksudaki mevsimsel değişiklerde arıtmanın stabilizesinin sağlanabilmesidir.

Havalı ve havasız biyoteknolojiler karşılaştırıldığında havasız arıtmanın birçok üstün yönü olduğu görülmektedir. İlk olarak, havasız proseslerde biyolojik büyüme hızı aerobik sistemlere göre daha azdır. Havasız proseslerde organik maddenin sadece % 5-15'i biyokütleye dönüşmektedir. Bu durum, arıtma sonrasında biyolojik çamur bertarafının aerobik sistemlere göre daha kolay ve düşük maliyetli olacağını göstermektedir.

Biyolojik proseslerde biyokütle sentezi için ortamda fosfor ve azot gibi temel besi maddeleri mutlaka bulunmalıdır. Endüstriyel atıksular her zaman bu maddeleri yeterli oranda ihtiva etmediklerinden biyolojik arıtma öncesi besi maddesi ilavesi gerekmektedir. Ancak havasız sistemlerde biyolojik büyüme hızının düşük olmasına bağlı olarak ilave besi maddesi ihtiyacı da daha az olmaktadır.

Havasız arıtma esnasında metan gazının oluşması sistemin diğer bir üstünlüğüdür. Metan elektrik veya ısı enerjisi üretimi için kullanılabilir enerji kaynağıdır. Havasız sistemlerde hem enerji sarfiyatı daha az olmakta, hem de sistem kullanılabilir enerji kaynağı üretmektedir.

Havasız sistemler çok yüksek organik yüklemelerde çalıştırılabilmektedir. Buna karşın, havalı sistemlerde oksijen transferi sınırlı olduğundan yüksek organik yükler uygulanamamaktadır (Rittmann ve McCarty, 2001).

### 2.6.3 Havasız arıtma sistemlerinin dezavantajları

Havasız arıtmanın dezavantajlarının başında mikroorganizmaların büyüme hızlarının düşük olması gelmektedir. Havasız arıtmada metanojenlerin çoğalma hızları, havalı arıtmadaki mikroorganizmalara göre yarı yarıya daha azdır. Buna bağlı olarak, havasız proseslerde hem başlangıçta sistemin dengeye gelme süresi uzun olmakta, hem de olumsuz çevre şartlarından dolayı sistemde biyokütle kaybı yaşanması durumunda sistemin tekrar eski haline gelmesi uzun sürmektedir.

Anaerobik biyoteknolojisinin olumsuz özellikleri; biyokütle gelişimi için uzun başlangıç evresinin gereksinimi, seyreltik atıksularda yeterli alkalinitenin üretilememesi, bazı durumlarda çıkış suyunda istenilen standart değerlerin sağlanamaması, seyreltik atıksuların arıtılması durumunda oluşan biyogaz miktarının az olması ve elde edilen enerjinin sistemi ısıtmaya yetmemesi, aşırı sülfatlı atıksularda koku probleminin olması, nitrifikasyonun mümkün olmaması, metanojenlerin toksit maddelere ve çevre şartlarına aşırı duyarlı olması, düşük sıcaklıklarda kinetik hızların daha da düşük olması ve biyokütlenin maksimun aktivitesi için gerekli olan azot konsantrasyonunun daha fazla olması şeklinde verilmektedir.

Havasız sistemlerin diğer bir olumsuz tarafı atıksuda sülfat bileşiklerinin olması durumunda ortaya çıkmaktadır. Sülfatların indirgenmesi veya proteinlerin parçalanması sonucu ortaya çıkan $H_2S$ hem toksik hem de korozif niteliktedir.

Ayrıca, gazdaki $H_2S$ istenmeyen kötü kokulara neden olmaktadır. Biyogazın yakılması durumunda $H_2S$'nin $SO_2$'ye oksitlenmesi ile koku problemi azalmaktadır. Ancak, bu durumda da hava kirletici parametre olan $SO_2$ meydana gelmektedir. Bu nedenle, havasız arıtmada $H_2S$ oluşumu her zaman kontrol altında tutulmalıdır.

Anaerobik ayrışma esnasında ara ürün olarak organik asitlerin oluşması ortamın pH değerini sürekli düşürmektedir. Metan üreten bakterilerin yaşayabileceği pH aralığı 6,5 ile 8,0 olduğundan sistemde sürekli pH kontrolü yapılmalı ve tampon maddesi ilave edilmelidir. Havasız arıtmada bu ihtiyacın sağlanması havalı sistemlere göre hem daha hassas hem de daha maliyetli olmaktadır (Rittmann ve McCarty, 2001).

### 2.6.4 Havasız arıtmanın esasları

#### 2.6.4.1 Mikrobiyolojik prosesler

Havasız arıtma farklı mikroorganizma gruplarının rol aldığı oldukça kompleks bir biyokimyasal süreçtir. Bununla birlikte genelde başlıca 2 grup bakterinin, asit bakterileri ve metan bakterileri esas görevi üstlendiği bilinmektedir (Tablo 2.1 ).

**Tablo 2.1:** Başlıca Anaerobik Mikroorganizma Grupları (Öztürk, 1999)

| | |
|---|---|
| Asit Bakterileri | Bütrik ve Propiyonik asit üretenler |
| | Asetik asit üretenler |
| Metanojenler | Asetik asit kullananlar |
| | Hidrojen kullananlar |

Kompleks organik maddelerin havasız ayrışması en genel halde üç safhalı bir proses halinde ele alınabilmektedir.

1. Yüksek molekül ağırlıklı katı ve çözünmüş organik maddelerin hidrolizi,
2. Düşük molekül ağırlıklı organik maddelerin asit bakterilerince muhtelif uçucu yağ asitleri ve müteakibinde asetik asite dönüştürülmesi,
3. Asetik asit, $H_2$ ve $CO_2$ den metan üretimi (Öztürk ,1999).

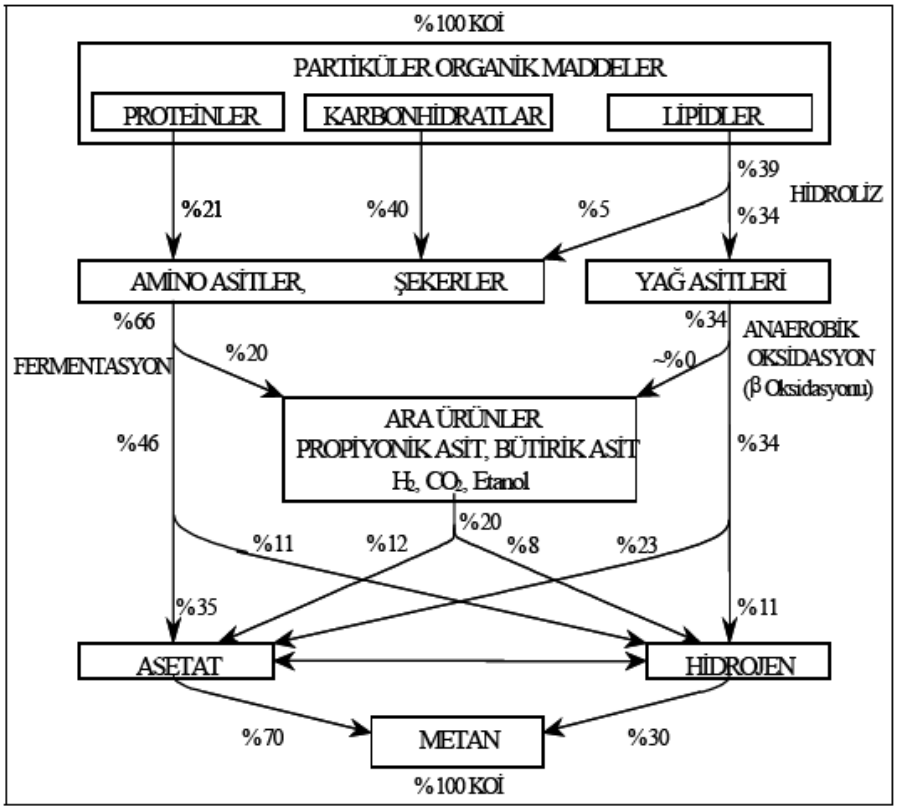
**Hidroliz:** Hücre dışı enzimlerce gerçekleştirilen oldukça yavaş bir süreçtir. Reaksiyon hızını etkileyen en önemli faktör pH, sıcaklık ve çamur yaşıdır.

**Asit Üretimi :** Bu safhasında hidroliz ürünleri asetik asit veya reaktördeki işletme şartlarının kararlı olmaması halinde, propiyonik, bütirik, izobütirik ve izovalerik asit gibi ikiden fazla karbonlu yağ asitlerine dönüştürülmektedir. Bazı

asidojenik bakteri türleri karbonhidratları kullanarak asetik asit üretmektedirler. Diğer bir tür de belirli şartlarda $H_2$ üretmektedirler. Asetik asit bakterileri çoğalmaları için gerekli enerjiyi organik asit ve solventlerin asetik asit, $H_2$ ve $CO_2$ parçalanması sonucu açığa çıkan enerjiden sağlamaktadır.

**Metan Üretimi:** Yavaş bir süreçtir ve genellikle havasız arıtmada hız sınırlayıcı safha olarak kabul edilmektedir. Metan asetik asitin parçalanması ve /veya $H_2$ ile $CO_2$'in sentezi sonucunda üretilmektedir. Havasız reaktörlerde üretilen $CH_4$'ün takriben % 30'u $H_2$ ve $CO_2$'den % 70'i ise asetik asitin parçalanmasından oluşmaktadır (Şekil 2.4).

Metan bakterileri, fizyolojik yapıları gereği en etkili şekilde pH=6,7-8,0 aralığında faaliyet gösterirler. Grup halinde metan bakterilerinin kullanabilecekleri besin maddeleri oldukça sınırlı olup, bunlar asetik asit, $H_2$ ve tek karbonlu bileşiklerdir.




**Şekil 2.4:** Evsel Çamurların Çürütülmesi Esnasında Organik Maddelerin Metana Dönüşümü (Alvarez, 2003).

### 2.6.5 Havasız arıtma teknolojileri

Havasız reaktörler üst kısmı kapalı ve hava ile temas olmayacak şekilde inşa edilmektedirler. Tank içerisinde atıksuyun tabandan beslenmesi, oluşan biyogazın hareketi veya geri devri, mekanik karıştırıcılar ve çamur geri devri yoluyla karışım sağlanmaktadır. Ayrışmanın daha hızlı ve tam olması için reaktör ısıtılmaktadır. Bunun için gerekli olan enerji, proses esnasında oluşan biyogazdan sağlanabilmektedir. Tüm reaktörlerde sıvı-katı-gaz fazlarının birbirlerinde ayrılması amaçlanmaktadır.

**Havasız reaktör tipleri**

Anaerobik reaktör tipleri; mikroorganizmaların askıda çoğaldığı reaktörler ve biyofilmli reaktörler olmak üzere iki sınıfa ayrılmaktadır.

### 2.6.6 Askıda çoğalan sistemler

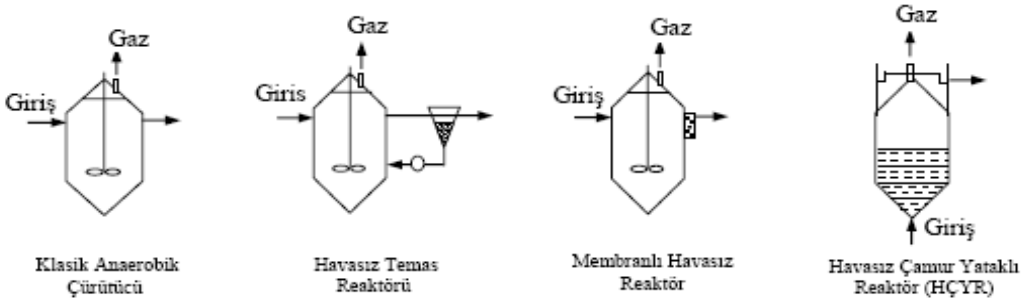
Askıda çoğalan sistemlerin başlıca uygulamaları aşağıda görülmektedir (Şekil 2.5).

• Klasik Havasız Çürütücüler,

• Havasız Temas Reaktörleri,

• Membranlı Havasız Reaktörler,

• Havasız Çamur Yataklı Reaktörlerdir.




**Şekil 2.5:** Askıda Çoğalan Reaktör Tipleri (Öztürk, 1999)

### 2.6.7 Biyofilm sistemleri

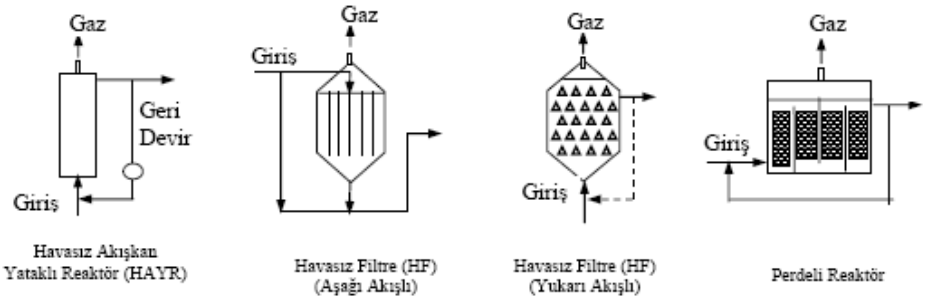
Biyofilm sistemlerinin başlıca uygulamaları şunlardır (Şekil 2.6):

• Havasız Akışkan Yataklı Reaktörler (HAYR),

• Havasız Filtreler (HF),

• Havasız Döner Diskler,

• Perdeli Reaktörler.




**Şekil 2.6 :** Biyofilm Sistemlerinin Reaktör Tipleri (Öztürk, 1999)

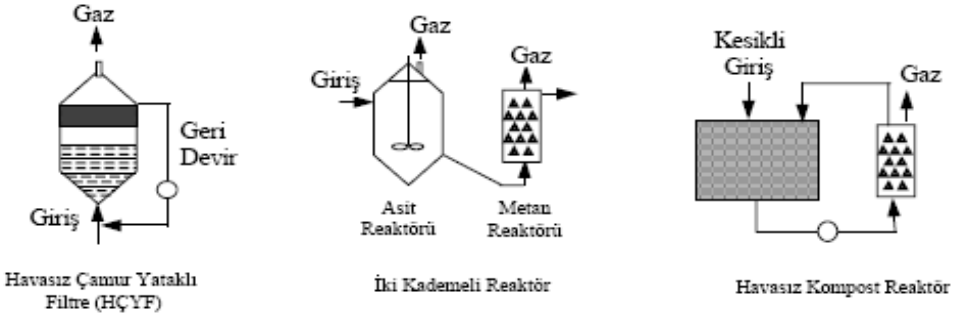
### 2.6.8 Diğer sistemler

Farklı olarak uygulanan diğer reaktör tiplerinin başlıcaları (Şekil 2.7):

• Havasız Çamur Yataklı Filtreler,

• İki Kademeli Reaktörler,

• Havasız Kompost Reaktörleridir.




**Şekil 2.7:** Uygulanan Diğer Reaktör Tipleri (Öztürk, 1999).

### 2.6.9 İşletmeye alma ve proses kontrolü

Havasız arıtma süreçlerinde birçok faktör arıtma verimini etkilemektedir. Bunlar; hidrolik bekletme süresi (HBS), çamur yaşı ve hacimsel organik yükleme (Lv) gibi yükleme faktörleri, sıcaklık, pH, besi maddesi, toksik maddeler gibi çevresel faktörler veya karıştırma ve atıksu özellikleri gibi işletme faktörleridir.

### 2.6.9.1 İşletmeye alma

Biyokütle birikim hızı biyokütleye dönüşüm hızına (Y) bağlıdır. İşletmeye alma döneminin süresi hedeflenen hacimsel organik yüke (Lv) göre değişir. Düşük hızlı reaktörlerde (Lv= 1-5 kg KOİ/$m^3$-gün) işletmeye alma süresi daha düşük biyokütle konsantrasyonlarında ve daha kısa sürelerde tamamlanır. Buna karşılık olarak, yüksek hızlı (Lv= 5-25 kg KOİ/ $m^3$-gün) havasız sistemler için daha yüksek reaktör biyokütle konsantrasyonlarına ihtiyaç vardır. İşletmeye alma süresini etkileyen başlıca faktörler Tablo 2.2'de verilmektedir.

**Tablo 2.2:** İşletmeye Alma Süresini Etkileyen Faktörler (Öztürk, 1999)

- Hedeflenen organik yük ve/veya biokütle konsantrasyonu
- Aşı çamurunun reaktörde kalan kısmının oranı
- Biyokütle birikme verimi
- Giren atığın biokütleye dönüşüm verimi (Y)

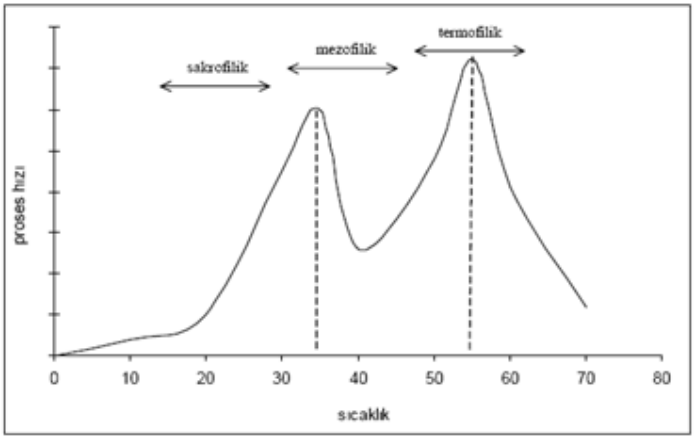
### 2.6.9.2 Optimum çevre şartları

Havasız arıtmayı gerçekleştiren mikroorganizma topluluğunun kapasitesinden en verimli şekilde yararlanabilmek için reaktörde optimum çevre şartlarının sağlanması gerekmektedir (Tablo2.3).

**Tablo 2.3:** Anaerobik Mikroorganizmalar İçin Optimum Çevre Şartları

| **Parametre** | **Optimum Şartlar** |
|---|---|
| Arıtılan atığın bileşimi | Karbon, temel (N,P) ve iz elementlerbakımından dengeli olmalı, $O_2$, $NO_3$,$H_2O_2$, $SO_4$ gibi oksitleyici maddeler,toksit ve inhibitör elementler içermemeli |
| KOİ/N/P | 300/5/1 |
| PH | 6,5-8,2 |
| Sıcaklık | 25-40 (35-37)$^oC$~50-60 (55)$^oC$ |
| Alkalinite | 1000-4000 (2000) mg/lt $CaCO_3$ |
| TUA | <1000-1500 mg/lt (astetik asit olarak) |
| TUA/Alkalinite | <0,1 |

**Sıcaklık:** Havasız arıtımda başlıca iki sıcaklık aralığı vardır. Bunlar mezofilik 25~40 $^0C$ (opt. 35 $^0C$ ) ve termofilik 50~60 $^0C$ (opt. 55 $^0C$ ) sıcaklık kademeleri olarak adlandırılmaktadır. Sıcaklıkla proses hızı arasındaki durum Şekil 2.8'de verilmiştir.




**Şekil 2.8:** Anaerobik Parçalanma Prosesi İçin Sıcaklık Aralıkları

**Uygun pH :** Metan bakterileri için optimum pH aralığı 6,5-8,2 kabul edilmektedir. pH>8 için aktivitenin aniden düşmesi ortamdaki serbest (iyonize olmamış) amonyak miktarıyla ilgilidir. pH kontrolüyle metan bakterileri üzerindeki inhibisyon etkisi önlenmektedir. pH<5,5 halinde asit bakterileri inhibisyona uğramaktadırlar.

**Oksitleyici maddeler :** Havasız arıtmada kararlılığın sağlanabilmesi için ortamda kesinlikle serbest oksijen bulunmamalıdır. Oksijen kimyasal olarak bağlı olsa bile arıtma sürecini olumsuz olarak etkilemektedir (Öztürk, 1999).

**Nütrientler, uçucu asitler ve alkalinite:** Arıtmanın KOİ/N/P bakımından dengeli olması çok önemlidir. Böyle bir denge yoksa üre, $H_3PO_4$ veya amonyum di bazik fosfat gibi kimyasal maddelerle bu sağlanmaktadır. Biyokütle oluşumunun hızlı olduğu işletmeye alma dönemlerinde KOİ/N/P oranı 300/5/1~500/5/1 arasında tutulmakta, kararlı işletme hallerinde ise 700/5/1 oranı uygulanabilmektedir.

N ve P gibi makro nütrientlerin yanında Na, K, Mg, Fe, S, Ni, Co, Mo, Se ve W gibi iz elementlerinde havasız arıtma için gerekli olduğu tespit edilmiştir. Özellikle diğer bütün çevre şartları optimum olduğu halde yeterli KOİ giderimi ve düşük UA seviyeleri elde edilmezse, iz element eksikliği söz konusu olabilmektedir.

Reaktörün pH'sı ve gazın $CO_2$ kısmi basıncı (yüzdesi) bilindiği takdirde ortamdaki bikarbonat alkalinitesinin tahmini mümkündür. Benzer şekilde pH ve alkalinite bilindiğinde gazdaki $CO_2$ yüzdesi de bulunabilmektedir (Öztürk, 1999).

## 2.7 Arıtma Çamurlarının Çürütülmesi

### 2.7.1 Havasız (anaerobik) çamur çürütme süreci

Atıksu arıtma tesislerinde ortaya çıkan ham (birincil) ve biyolojik fazla çamurlar havasız ortamda çürütülmektedir. Havasız çürüme süreci anaerobik bakterilerce gerçekleştirilmekte olup, organik çamurların havasız ayrışma süreci; hidroliz, asit üretimi ve metan üretimi olmak üzere başlıca üç safhada gerçekleştirilmektedir.

Hidroliz safhasında, çözünmemiş yapıdaki kompleks organik maddeler hücre dışı enzimler vasıtası ile daha basit yapıda organik maddelere dönüştürülmektedir. İkinci safhada, karbonhidrat, yağlar ve proteinlerden oluşan organik maddeler asit bakterilerince uçucu yağ asitlerine dönüştürülmektedir. Metan üretimi safhasında metan bakterilerince ikinci safhanın son ürünü olan asetik asidin parçalanması veya $CO_2$ ile $H_2$'in sentezi yoluyla metan ve karbondioksit üretilmektedir. Havasız çürütme işleminden geçen evsel arıtma tesisi çamurları kararlı, kokusuz, patojen organizma konsantrasyonu düşük ve araziye serilebilecek özelliktedir. Havasız çamur çürütme yönteminin başlıca mahzurları, yüksek ilk yatırım maliyeti, işletme güçlükleri ve çıkış suyu kirlilik yükünün fazla oluşudur. Havasız arıtma süreci esas itibari ile pH, atığın bileşimi ve sıcaklığa bağlıdır. Yüksek organik yüklerde metan üretimi durmakta, anaerobik reaktörde asit birikimi olmakta ve çıkan gazda $CO_2$ yüzdesi artmaktadır. Havasız çürütücüler genellikle mezofilik sıcaklık aralığında (35-40°C) işletilmektedirler. Ancak son yıllarda termofilik çürütme sonucu oluşan çamurların daha iyi süzülebildiği ve çürütme veriminin de daha yüksek olduğu yolunda uygulamalar da gözlenmektedir.

### 2.7.2 Çamur çürütücü tipleri

Havasız çamur çürütücüler düşük hızlı ve yüksek hızlı olmak üzere iki tiptir. Düşük hızlı (standart) çürütücülerde ısıtma ve karıştırma uygulanmaz. Hidrolik bekleme süresi yörenin iklimine bağlı olarak 30-60 gün arasında değişmektedir. Yüksek hızlı çürütücülerde ise havasız ayrışma sürecini hızlandırmak gayesi ile ısıtma ve karıştırma uygulanmaktadır. Bu tip çürütücüler genellikle seri bağlı 2 reaktör tarzında tertip edilmektedir. İkinci reaktör sıvı-katı ayrımını (çökeltme) gerçekleştirmekte ve çamur yaşının kontrolüne imkan vermektedir.

### 2.7.3 Çamur çürütücülerin proses tasarımı ve kontrolü

Mezofilik havasız çamur çürütücülerin tasarım ve işletmesinde göz önünde tutulacak en önemli kontrol parametreleri çürütücü hacmi, ısıtma ve sıcaklık kontrolü, gaz üretimi ve kullanımı, çürümüş çamur suyu özellikleri, çamurun stabilizasyon derecesi ve süzülebilirliğidir. Bu faktörlerin her biri aşağıda açıklanmıştır.

#### 2.7.3.1 Çürütücü hacmi

Çürütücü hacmi genellikle, çürütme süresi (hidrolik bekleme süresi), çamur yaşı, hacimsel yük, eş değer nüfus ve gözlenen hacim azalması parametrelerinden biri veya bir kaçı göz önünde tutularak hesaplanmaktadır (Öztürk, 1999).

#### 2.7.3.2 Isıtma ve sıcaklık kontrolü

Havasız çamur çürütme sürecinin optimum şartlarda sürdürülebilmesi için, mezofılik ve termofilik çürütücülerdeki sıcaklıklar sırasıyla 35°C ve 55°C civarında tutulmalıdır. Bu yüzden reaktör sıcaklığının belli bir değerde muhafazası için beslenen çamur ve reaktör muhtevasının ısıtılması gerekmektedir. Sağlanan toplam ısı çürütücüdeki ısı kayıplarını karşılamalıdır.

#### 2.7.3.3 Gaz üretimi ve kullanımı

Çamur çürütme süreci esnasında üretilen biyogaz önemli bir enerji kaynağıdır. Çürütücü gazı % 60-70 $CH_4$, % 25-30 $C0_2$ ve az miktarda $H_2$, $N_2$, $H_2S$ ve diğer gazlar ihtiva etmektedir. Bu gazın ısı değeri 21.000-25.000 kj/$m^3$, yoğunluğu ise havanınkinin % 86'sıdır. Çürütücü gazı, ısıtma ve motorların tahrikinde kullanılmaktadır.

#### 2.7.3.4 Çürümüş çamur suyu özellikleri

Çürütücü suyu kalitesi; çürütücünün tek veya iki kademeli oluşu, karıştırma durumu ve katı maddelerin ne oranda ayrıldığı vb. parametrelere göre değişmektedir. Bu su atıksu arıtma tesisine geri döndürülmekte ve arıtma tesisine önemli oranda ilave kirlilik yükü vermektedir. Yoğunlaştırılmış ham çamur ve biyolojik aktif çamur karışımının çürütüldüğü bir çürütücünün tipik çıkış suyu özellikleri Tablo 2.4' de verilmiştir.

**Tablo 2.4:** Havasız Çamur Çürütücü Çıkış Suyu Özellikleri

| Parametre | Konsantrasyon (mg/L) |
|---|---|
| Toplam Katı Madde | 3.000–15.000 |
| $BOİ_5$ | 1.000–10.000 |
| KOİ | 3.000–30.000 |
| $NH_4$ | 400–1.000 |
| Toplam P | 300–1.000 |

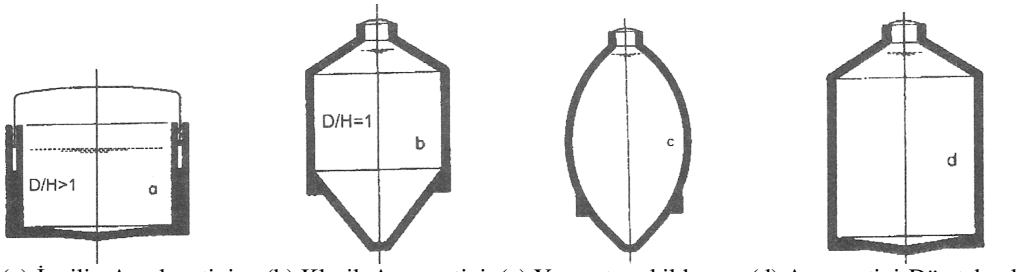
### 2.7.3.5 Çamurun stabilizasyon derecesi ve süzülebilirliği

Çamur çürütücü hacmi 37°C lik bir sıcaklık ve 20 günlük çürüme süresine göre boyutlandırılmaktadır. Çürüme süresi, belli bir sıcaklıkta % 90 stabilizasyon için gerekli süre olarak alınmaktadır. Çürütme süresi arttıkça çamurun stabilizasyon derecesi de artmaktadır.

Termofilik çürütme halinde sıcaklığın 54°C ve çürüme süresinin 12 gün olması tavsiye edilmektedir. Çamur çürütücülerde tank sıcaklığının $\Delta t \leq +2°C$ olacak şekilde kontrolü, sistem verimliliği bakımından çok önemlidir.

### 2.7.4 Çürütme tankı şekilleri

Pratikte genellikle dört tip çürütme tankı kullanılmaktadır. Bunlar, İngiliz-Amerikan tipi, klasik Avrupa tipi, genel yumurta ve Avrupa tipi (düz tabanlı) çürütücülerdir (Şekil 2.9).




(a) İngiliz-Amekan tipi (b) Klasik Avrupa tipi (c) Yumurta şekilde (d) Avrupa tipi-Düz tabanlı

**Şekil 2.9:** Çürütücü Şekilleri

## 2.8 Çamur Susuzlaştırma ve Önemi

Çamur tasfiyesi, arıtma tesisleri bünyesindeki en karmaşık işlemlerinden birisidir. Atıksu arıtımında otaya çıkan çamur miktarı, atıksuyun % 1 ila % 6'sı gibi düşük bir yüzdesini teşkil etmekle beraber, çamur tasfiye (arıtma) ünitelerinin yatırım bedeli toplam sistem maliyetinin % 30-40'ı işletme maliyeti ise bütün işletme maliyetinin

% 50'si kadardır. Bu yüzden en uygun çamur tasfiye metodunun seçilmesi büyük önem taşımaktadır.

Çamurun nihai uzaklaştırılmasını kolaylaştırmak bakımından katı madde muhtevasının artırılması veya su muhtevasının azaltılması yani suyunun alınması gerekmektedir. Çamurun suyunun alınması ile aşağıdaki faydalar sağlanmaktadır:

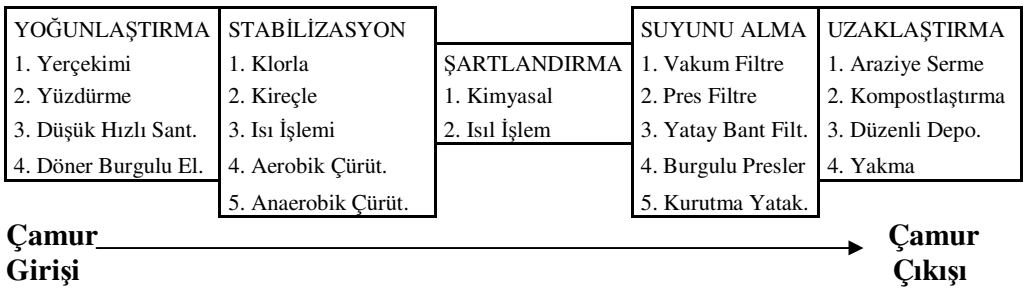
a) Çamurun su muhtevası azaldığında hacmi de azalacağından nihai uzaklaştırma sahasına nakil masrafı azalmakta,

b) Kürek, kepçe nakil bandı, traktör gibi vasıtalarla taşınabildiğinden sıvı haldeki çamura göre daha kolay nakledilebilmekte,

c) Yakma bahis mevzu olduğu zaman, su muhtevası azaldığından yakılması daha da kolaylaşmakta,

d) Çamurun tamamen kokusuz olmasını ve ayrışmamasını temin etmekte,
e) Çamurun nihai olarak araziye serilme durumunda, yeraltına sızma sonucu yer altı suyunun kirlenmesi önlenebilmektedir.

Çamur suyunun alınması, vakum, pres, yatay band filtre, burgulu pres, santrifüj gibi usullerle veya kurutma yatakları ve çamur lagünleriyle sağlanabilmektedir (Şekil 2.10) (Öztürk, 1999).




**Şekil 2.10:** Çamur Tasfiye ve Uzaklaştırma Alternatifleri

## 2.9 Model Çeşitleri

### 2.9.1 ASM1 modeli

1983 yılında, biyolojik atık su arıtma tesislerinin dizaynı ve işletilmesinde kullanılmak üzere matematik modellerin geliştirilmesi ve uygulanması amacıyla International Association of Water Quality (IAWQ) tarafından uluslararası bir çalışma grubu oluşturulmuştur. Bu grubun amaçları konuyla ilgili mevcut modellerin incelenmesi ve karbon oksidasyonu, nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerini

gerçekleştiren sistemlerin performansını en gerçekçi biçimde tahmin edebilecek mümkün olan en basit modellerin geliştirilmesidir. Yapılan çalışmalar sonucunda, 1987 yılında Activated Sludge Model No.1 (ASM1) olarak adlandırılan model ortaya çıkmıştır (Henze ve diğ., 1987).

ASM1, aktif çamur sistemlerini temsil etmek için kullanılan en yaygın model olup, biyolojik fosfor gideriminin düşünülmediği durumlarda temel model olarak kabul edilebilmektedir (Henze ve diğ., 1987).

Modelde heterotrofik bakteri karbon ve enerji kaynağı olarak çözünebilir substratı kullanarak aerobik bir ortamda büyümektedir. Bu esnada 2 temel proses oluşmaktadır: biyokütle hücre büyümesi ile artmakta, hücre parçalanması ile azalmaktadır. Oksijen kullanımı ve substrat giderimi gibi diğer prosesler de oluşmakta olup, bunlar temel proses olarak kabul edilmemektedir. Çünkü bu prosesler biyokütle büyümesi ve parçalanması sonucu oluşmaktadır (Henze ve diğ., 1987).

**Tablo 2.5:** Aerobik Ortamda Heterotrofik Bakteri Büyümesi İçin Stokiyometriler ve Proses Kinetikleri

| Bileşim i / Proses j | $X_B$ | $S_S$ | $S_O$ | Proses oranı $\rho_1$ $ML^{-3}T^{-1}$ |
|---|---|---|---|---|
| Büyüme | 1 | $-\frac{1}{Y}$ | $-\frac{1-Y}{Y}$ | $\frac{\mu \cdot S_S}{K_S + S_S} X$ |
| Parçalanma | -1 | | -1 | $b.X_B$ |
| Gözlenen dönüşüm oranı $ML^{-3}T^{-1}$ | $r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j \nu_{ij} \rho_j$ | | | |
| | Biyokütle [M(KOİ)$L^{-3}$] | Substrat [M(KOİ)$L^{-3}$] | Oksijen [M(KOİ)$L^{-3}$] | |

ASM1 modelinde mikroorganizmaların büyüme kinetikleri Monod tipi denklemlerle ifade edilmektedir. Monod kinetikleri birinci dereceden eşitliklerde biyokütle büyümesinin biyokütle konsantrasyonu ile, karma dereceli denklemlerde ise substrat konsantrasyonu ile orantılı olduğunu söylemektedir. Tablo 2.5'de olduğu gibi matris gösteriminin en önemli faydası kütle dengesi eşitliklerinin hazırlanmasında

kullanılacak olan her bir komponentin akıbetinin hızlı ve kolay bir şekilde göz önüne serilmesine izin vermesidir. Matris gösteriminin diğer bir faydası ise tutarlı birimlerin kullanıldığı matriksin çaprazlanması sonucu sürekliliğin sağlanmasıdır. Stokiyometrik katsayıların toplamının sıfır olması gerekmektedir (Henze ve diğ., 1987).

### 2.9.2 ASM2 modeli

KOİ, azot ve fosfor giderimi için kombine biyolojik proseslerin dinamik simülasyonu amacıyla ASM2 geliştirilmiştir. Ancak bu model biyolojik fosfor giderim modellerine bir alternatif olup, bu konuda geliştirilen son model değildir. ASM2 modeli genel olarak ASM1 modelinin daha genişletilmiş şeklidir. ASM1 modeli nitirifikasyon ve denitrifikasyon proseslerinin modellenmesinde oldukça başarılı olmakla beraber modelleme ve atıksu konusunda bir ilktir. ASM 2 modeli daha karmaşık bir modeldir ve atıksuyu karakterize edebilmek için daha fazla komponent içermektedir. Özellikle biyolojik fosfor giderimine odaklanmaktadır. ASM2'de ASM1 göre en önemli değişiklik biyokütlenin hücre iç yapısına sahip olmasıdır. Bu yüzden de biyokütle konsantrasyonu $X_{BM}$ parametresiyle tanımlanamamaktadır. Bu, modelin biyolojik fosfor giderimi içermesi için ön koşuldur (Henze ve diğ., 1995).

### 2.9.3 ASM2d modeli

ASM2 modelinin biraz daha genişletilmiş halidir. İki ilave proses içermektedir. Fosfor biriktiren organizmalar (PAO) hücre içersindeki organik depo ürünlerini denitrifikasyon için kullanabilmektedirler. ASM2d'de fosfor biriktiren organizmaların sadece aerobik koşullar altında büyüdüğü farz edilmektedir. ASM2d denitrifikasyon yapıcı PAO'ları içermektedir (Henze ve diğ., 1999).

### 2.9.4 ASM 3 modeli

10 yılı aşkın bir süre uygulanan ASM1 modelinden edinilen tecrübeler bu modelde bazı eksikliklerin olduğunu ortaya koymuştur:

1. ASM1, heterotrofik organizmaların azot ve alkalinite kısıtları ile ilgili kinetik ifadeleri içermemektedir.
2. ASM1, model bileşiği olarak biyolojik olarak parçalanabilir çözünebilir ve partikül organik azot içermektedir. Bu bileşikler kolay ölçülememekte ve

ASM1'in kullanımını karışık hale getirmektedir. Bu yüzden de azotlu bileşikler ASM1 bazlı birçok modelde elimine edilmektedir.

3. ASM1'deki ammonifikasyon kinetiklerinin niceliği kolay bir şekilde açıklanamamakta ve proses çok hızlı olduğundan model tahminlerini önemli derecede etkilemektedir. Yine birçok ASM1 versiyonunda bütün organik bileşikler için sabit bir kompozisyon varsayılarak ammonifikasyon prosesi elimine edilmektedir.
4. ASM1 kaynağına (giriş veya biyokütle parçalanması gibi) bağlı olarak inert partikül maddeyi ayırmaktadır. Ama gerçekte bu iki fraksiyonun ayrılması mümkün değildir.
5. Heterotrofik organizmalar tarafından gerçekleştirilen denitrifikasyonda ve oksijen tüketimi tahminlerinde hidroliz prosesi baskın bir etkiye sahiptir. Gerçekte ise bu proses hidroliz, organizmaların parçalanması ve substratların depolanması gibi bazı ikili prosesler olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu nedenle bu kombine prosesin kinetik parametrelerin tanımlanması zordur.
6. Hidroliz ve büyümeyle kombine edilmiş organizmaların parçalanması prosesi depo bileşikleri, ölüm, biyokütlenin parçalanması gibi içsel solunumun toplu etkilerini tanımlamak üzere kullanılmaktadır bu da kinetik parametrelerin değerlendirilmesinde zorluklara neden olmaktadır.
7. Aktif çamur tesislerinde aerobik ve anoksik koşullar altında artan konsantrasyonlarda kolay biyolojik parçalanabilir organik substratlar, depolanmış poli hidroksi alkanatlar (PHA) ve bazen de lipitler veya glikojen gözlenmektedir. Bu proses ASM1'de mevcut değildir.
8. ASM1 aerobik ve anoksik koşullar altında nitrifikasyon bakterilerinin parçalanma hızlarını ayırma olanağına sahip değildir. Yüksek katı kalış sürelerinde ve anoksik reaktör hacimlerinin yüksek fraksiyonlarında bu durum maksimum nitrifikasyon hızlarının tahmini gibi bazı problemlere sebep olabilmektedir.
9. ASM1 modeli sıklıkla ölçülen askıda katı konsantrasyonunu direkt olarak tahmin edememektedir.

10. Solunum testlerinde genellikle yüksek biyokütle verim katsayıları elde edilmektedir. Asetat gibi kolay biyolojik olarak parçalanabilen substratlar ilave edilmektedir. Solunum testlerinden anlaşıldığı üzere bu substratlar yavaş biyolojik olarak parçalanabilen fraksiyon içermektedir.

Bütün bu eksiklikler dikkate alındığında modelleme için yeni bir standardın oluşturulması gerekli görülmüş ve ASM3 geliştirilmiştir (Gujer ve diğ., 1999).

### 2.9.5 ADM 1 modeli

Biyokütlenin (fazla çamur) az oluşması, aerobik sistemlere göre daha az nütrient gereksinimi, yüksek organik yükleme hızları ve enerji üretimi anaerobik arıtımın sağladığı avantajlardandır. Fakat düşük metan üretimi, reaktörlerde yüksek uçucu asit oluşumu gibi işletme problemleri anaerobik çamur çürütücülerde olumsuzluğa sebep olmaktadır. Deneysel çalışmaların yüksek maliyetleri ve harcanan zaman düşünüldüğünde bu tip olumsuzlukları ortadan kaldırmak, verimli bir işletme sağlamak ve optimum dizaynı elde etmek amacıyla matematiksel modelleme yöntemi olarak anaerobik çamur çürütücülerin simülasyonu için Anaerobik Çürütme Modeli No.1 (ADM1) geliştirilmiştir. Bu model, biyokimyasal prosesler ve fizikokimyasal prosesleri tanımlayan birçok adımı içermektedir (Batstone ve diğ., 2002).

## 2.10 Kalibrasyon Prosedürü

### 2.10.1 Aktif çamur modelleri için kalibrasyon prosedürü

Atıksu arıtma tesislerinin model bazlı optimizasyonu, kompleks atıksu arıtma tesisi modellerinin başarılı kalibrasyonunu gerektirmektedir.

Son yıllarda yeni proseslerin keşfedilmesiyle modeller daha karmaşık hale gelmiş ve sonuç olarak modelleme konusu çok zaman gerektiren bir konu olmuştur. Kullanılacak modelin seçimi modelin kullanım amacına bağlıdır. Düşük maliyet ve en uygun çıkış kalitesi kriterlerini sağlayan proses işletme koşullarına yönelik araştırmalar, model çalışmalarında ulaşılmak istenen en yaygın hedeflerdir. Model seçiminden sonra en önemli konu biyolojik ve fizikokimyasal (çökelme) prosesleri içeren tüm aktif çamur tesisinin davranışlarının karakterize edilmesidir. Bu, kalibrasyon diye adlandırılmaktadır.

### 2.10.2 Biomath kalibrasyon protokolü

Aktif çamur modellerinin kalibrasyonu için Biomath protokolü 4 ana basamak ve 12 modülden oluşmaktadır (Şekil 2.11). Aktif çamur tesisinden elde edilen gerekli bilgilere karar verilmesini takiben modelleme hedeflerinin belirlenmesi birinci basamağı oluşturmaktadır. Aktif çamur tesisi hakkında detaylı bilginin toplanması 2. basamaktadır. Bu basamakta kütle transferi (hidrolik ve oksijen transferi), biyolojik prosesler, çökelme ve giriş karakterizasyonları bulunmaktadır. Dinamik giriş datasının kullanımıyla aktif çamur modelinin tam kalibrasyonu ve laboratuar ölçekli tesislerden elde edilen parametre değerleri 3. basamağı oluşturmaktadır. Son basamak bazı modüllerin nihai iterasyonunu içermektedir.

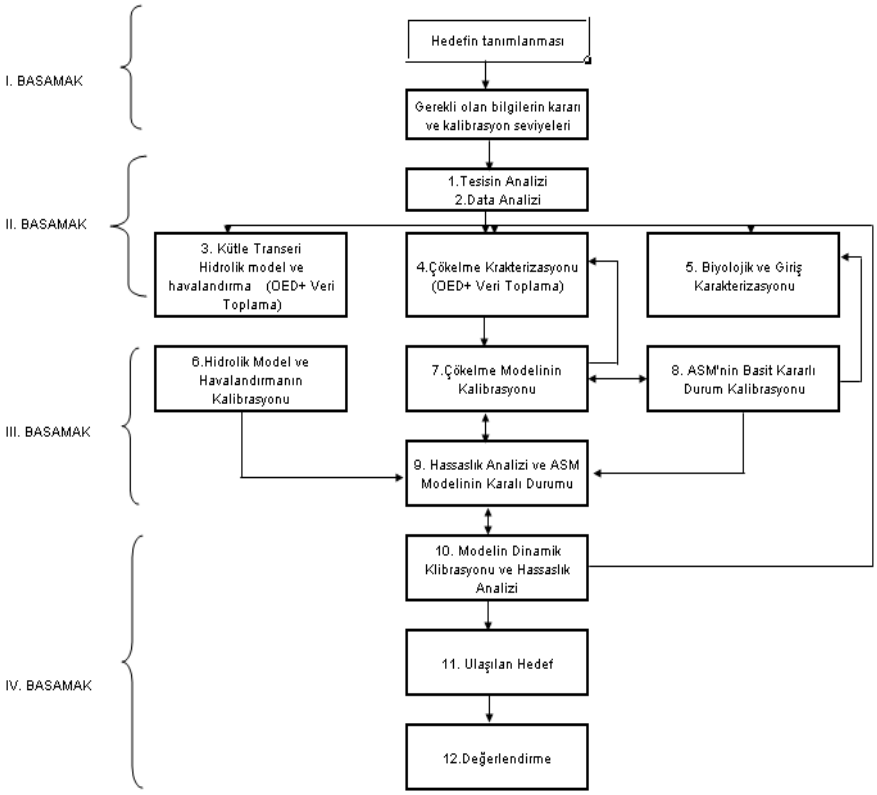
**1. Basamak : Hedef modelin açıklanması**

Birinci basamakta, aktif çamur tesislerinin modellenmesi için ana hedefler belirtilmelidir (Şekil 2.11). Modelleme için ana hedefler; mevcut bir aktif çamur tesisinin kalitesinin/seviyesinin yükseltilmesi ve optimizasyonu, çıkış kriterlerini karşılama, işletme sırasında maliyet azaltımı, çıkış atıksuyunun yeniden kullanılması, kontrol stratejilerinin geliştirilmesi ve artıma tesisinin dizaynıdır.

**2. Basamak : Tesis anket/veri analizi ve proses karakterizasyonu**

Dizayn verileri; hacimler, reaktör sayısı, pompalama kapasiteleri, aeratörlerin sayısı ve kurulan bağlantılar gibi fiziksel karakteristikleri içermektedir. İşletme verileri; genel olarak fiili çalışma hacimleri, akış hızları, enerji tüketimi, çamurun veya atıksuyun kompartımanlar üzerinde dağıtımı ve bazı arıtma tesis alternatifleri için spesifik dizayn parametreleridir. Dizayn verisi; genel tesis yerleşimi ve konfigürasyonunu, kompartımanlarını/proses birimlerini, hacimlerini/alanlarını/derin liklerini, su ve çamur hattını, yüklenen kapasiteleri, pompaları, aeratörleri, P&I diyagramlarını ve hidrolik yerleşimi içermektedir. Diğer yandan, işletme datası ise giriş atıksuyu için debiyi, çamur geri döngülerini, çamur sarfiyatını, içsel devir daimi; paralel hatlar üzerinde çamur/atıksu dağıtımını, kademeli besleme vs.'nin yanında lokasyon ve kontrol stratejilerinin tipi ve uygulamasını içermektedir. Burada en önemli data; giriş ve çıkış atıksuyunun konvansiyonel karakterizasyonunu (KOİ, TKN, $PO_4$, TP, $NO_3$, $NH_4$, TSS, pH, T ($^0$ C) gibi); arıtma tesisinden on-line ölçümleri (çözünmüş oksijen, $NO_3$, SVI, ML(V)SS, $PO_4$, $NH_4$, pH, T ($^0$ C) gibi); çöktürücüdeki çamur örtüsünün yüksekliğini, geri döndürülen çamurda ve çıkışta TSS

konsantrasyonunu, çamurun P ve N içeriğini, çamur yaşı ve günlük çamur üretimini, çamurun VSS/SS oranını kapsayan ölçülmüş datadır.




**Şekil 2.11:** Biomath Model Kalibrasyon Protokolu

Debi ve çamura ilişkin (N ve P içeriği dikkate alındığında) kütle dengeleri özellikle sistemin kesin çamur yaşını belirlerken model kalibrasyonu için son derece önemlidir. Modelleme bakış açısıyla bakıldığında, çamur yaşının bütün model çıktılarına kıyasla en hassas parametre olduğu unutulmamalıdır.

**Kütle transfer karakterizasyonu**

Kütle transfer karakterizasyonunda şu 2 husus düşünülmelidir. Birincisi bütün reaktörlerde (yüzey aeratörlerinde, sıkıştırılmış havada) oksijen transfer etkinliğine ($K_La$) karar verilmesidir. İkincisi ise arıtma tesisinin hidrolik karakterizasyonudur.

**Oksijen transfer karakterizasyonu**

Havalandırma için $K_La$ değerine karar verirken öncelikle işletme faktörlerinin ve biyolojik faktörlerin oksijen transferi üzerindeki etkileri düşünülmelidir (sıcaklık, tuz

içeriği gibi). Hacimsel kütle transfer katsayısına ($K_La$) proses koşulları altında karar verilmelidir. Son 20 yılda çeşitli metotlar geliştirilmiştir. Aeratörlerin günlük güç tüketimleri ve üreticilerden elde edilen bilgiler havalandırma sisteminin oksijen transfer katsayısı hakkında ipucu verebilmektedir.

**Hidrolik karakterizasyon**

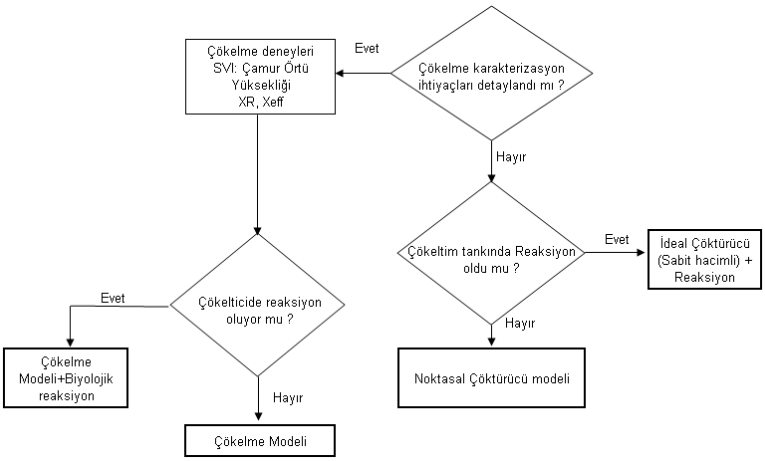
Reaktör konfigürasyonu ve modelleme hedefleri hidrolik karakterizasyonda gerekli olan doğruluk derecesinin seçimi üzerinde etkili olacaktır. Hidrolikleri tesis tecrübesinden, tesisin yerinden veya tesis anketinden (daha yüksek hacimler ve dispersiyonlar gibi) anlamak zordur ve detaylı bir hidrolik karakterizasyon gereklidir.

**Çökelme karakterizasyonu**

Eğer çökelme performansı ve çökelme sırasında gerçekleşen reaksiyonlar tüm sistemin davranışını etkiliyorsa, detaylı bir çökelme karakterizasyonu gereklidir (çıkış KOİ, N ve P). Detaylı bir çökelme karakterizasyonu gerekli ise, çökelme deneyleri ve/veya SVI gibi diğer önemli ölçümler çökelme modelinin seçiminden önce yürütülmelidir.

Çöktürücüde gerçekleşen denitrifikasyon ve fosfor salımı da dikkate alınmalıdır. Bu, nitrat-fosfat üzerinden oluşturulmuş kütle dengesinin hesaplanması ile veya yakalanan floklarda oluşan gaz baloncukları gibi bölgesel gözlemlerle kontrol edilebilmektedir.

Uygun modelin seçimi konsantrasyon profillerinin veya çamur örtü tabakasının yüksekliğinin zamana göre değişimini gösteren profillerin durumuna bağlıdır. Bu ikisinden birine en uygun olan model tercih edilmelidir. Reaksiyonlar da performansı önemli derecede etkiliyorsa çöktürücü modeli içinde yer almalıdır. Çökelme karakterizasyonu için akış diyagramı Şekil 2.12'de verilmiştir.




**Şekil 2.12:** Çökelme Karakterizasyonuna Karar Verme Diyagramı

Biyolojik reaktörlerin önünde bulunan birincil çöktürücüler fizikokimyasal ve biyolojik reaksiyonlar arasında aktivasyon ve/veya etkileşimler olması nedeniyle çok önemli bir yere sahiptir. Atıksudaki biyokütle birinci çöktürücüdeki mevcut çevresel koşullara bağlı olarak fermentasyon, heterotrofik aktivite nedeniyle asidifikasyon ve ammonifikasyon gibi biyolojik proseslerin oluşmasına sebep olmaktadır. Birincil çöktürücünün tüm proses performansı üzerindeki etkisi belli ise, çökelme ve biyolojik reaksiyonlar modelde birleştirilmelidir. Birincil çöktürücünün etkisi; filtre edilmiş/filtre edilmemiş KOİ, $NH_4$-N, P, pH ve VFA analizleri gibi önemli ve yerinde deneysel analizler yürüterek değerlendirilebilmektedir.

**Biyolojik karakterizasyon**

ASM Modelleri gerçek ölçekte arıtma tesislerinde başarılı bir şekilde kullanılmaktadır. Bu nedenle, önerilen Biomath Protokolünde kalibrasyon metodolojisi ASM Modelleri üzerinde fokuslanmaktadır. Biyolojik aktivitenin modellenmesinde model seçimi; arıtma tesisinde oluşan biyolojik proseslere/aktiviteye (KOİ giderimi, N&P giderimi gibi) ve model uygulamasının amacına bağlıdır.

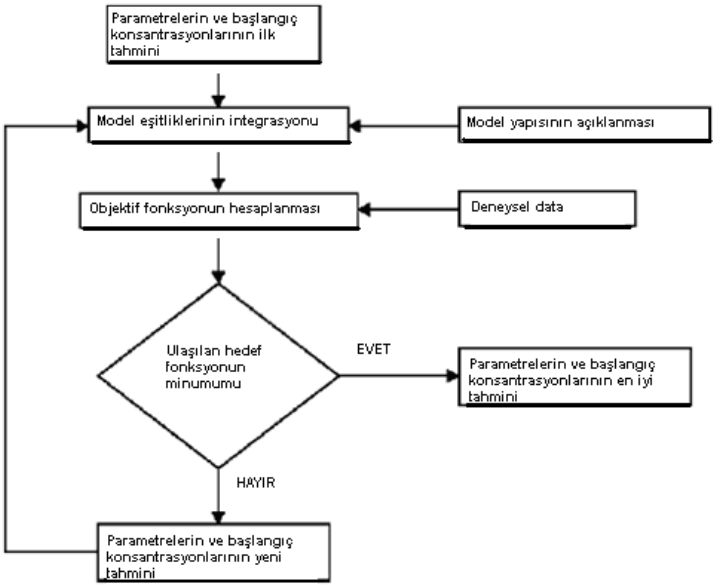
Model bileşenlerinin oluşturulması pahalı ve zaman alıcı bir prosestir. Bu nedenle, mümkün olduğunda önceki uygulamalarda rapor edilen default değerlerin model parametrelerine atanması önerilmektedir. Bu bağlamda, modelleme pratiğinin hedefine bağlı olarak yürütülen bir duyarlılık analizi, nispeten daha az duyarlı olan ve en duyarlı olan parametrelerin ayırt edilmesine izin vermektedir. Bu bilgi kalibrasyon protokolünde kullanılmalıdır.

**En uygun (optimal) deneysel dizayn (optimal experimental design, OED)**

Matematiksel modelin kalibrasyonu duyarlılık fonksiyonlarının analiz edilmesini gerektirmektedir. Aktif çamur modellerinin kalibrasyonu için pahalı ve zaman alıcı bazı laboratuar ölçekli deneyler ve tam ölçekli ölçüm denemelerine ihtiyaç duyulmaktadır. Optimal deneysel dizayn metodolojisi gerek laboratuar ölçeğinde gerekse tam ölçekte de uygulanabilmektedir. Ancak, tam ölçekli sistemlerde OED uygulamaları için yüksek derecede ön bilgiye ve uzman bilgisine ihtiyaç duyulmaktadır.

**Aktif çamur model parametrelerine karar verilmesi**

Parametre belirleme, ölçülmüş data yardımıyla seçilen modelin parametrelerinin optimal değerlerini belirlemeye dayanmaktadır. Parametreleri belirlenecek olan model yapısı için komponentlerin başlangıç konsantrasyonu ve deneysel datalar gereklidir. Şekil 2.13 parametrelerin tahmin rotasını göstermektedir.



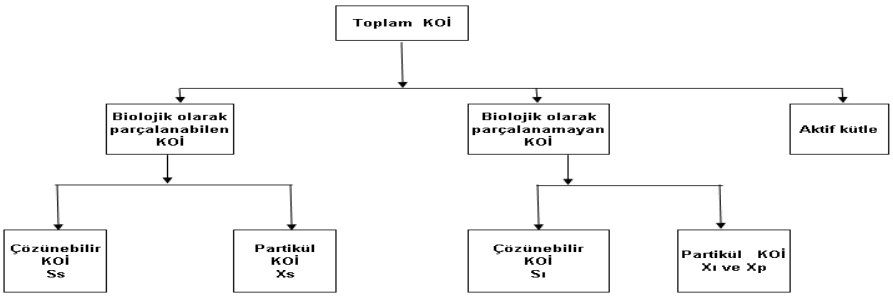

**Şekil 2.13:** Parametre Tahmin Rotası

Aşağıda giriş atıksuyunun karakterizasyonu için metotlar ve ASM1 ve ASM2d için kinetik/stokiyometrik parametreler özetlenmiştir.

**Giriş atıksu karakterizasyonu**

Birçok durumda, sıradan atıksu arıtma tesislerinin günlük kontrolü, giriş ve çıkış KOİ'si, TKN, $NH_4$ ve $PO_4$-P ölçümünü içermektedir. Giriş KOİ'si Şekil 2.14'de

gösterilen komponentlerden oluşmaktadır.




**Şekil 2.14:** Giriş Atıksuyunda KOİ Fraksiyonu

Sistemin 3 günden daha fazla bir katı kalış süresinde (SRT) işletilmesi durumunda, çıkış çözünebilir inert KOİ'si, $S_I$'nın arıtma tesisinin giriş inert çözünebilir KOİ'sine denk olduğu varsayılmaktadır. Pratikte çıkış KOİ'sinin % 90'ı giriş çözünebilir inert KOİ'si olarak kabul edilmektedir.

**Biyolojik olarak parçalanabilir KOİ fraksiyonları**

Biyolojik olarak parçalanabilir KOİ fraksiyonu respirometre yardımıyla belirlenebilmektedir. Ancak, KOİ fraksiyonları heterotrofik dönüşüm katsayısına, $Y_H$ bağlıdır. Biyolojik olarak parçalanabilen KOİ fraksiyonu, $S_S$ diğer çalışmalarda önerilen bazı respirometrik metotlar yardımıyla belirlenebilmektedir.

$X_I$ tayini için alternatif yaklaşım ise ölçülen ve tahmin edilen çamur konsantrasyonu ile çamur üretiminin karşılaştırılmasıdır. Modelleme çalışmalarında, $X_I$ konsantrasyonu çamur dengesinin model kalibrasyonunda tipik olarak "ayarlama komponenti" olarak kullanılmakta ve uzun dönem BOİ testinden sonra kalıntı KOİ'nin ölçümü ile hesaplanmaktadır. $X_s$'in parçalanma süresi ise $S_s$'in parçalanma süresinden çok daha uzundur. İlave olarak, $X_s$ organik azot ve fosfor da içermekte olup, parçalanması sonucu azot ve fosfor açığa çıkmaktadır.

**Azot fraksiyonları**

Giriş atıksuyunda hiç biyokütle bulunmadığı yada ihmal edilebilir seviyede biyokütle bulunduğu varsayımı ile, Toplam Kjeldahl Azotu 2.1 numaralı eşitliğe göre fraksiyonlarına ayrılmaktadır.

$$TKN = X_{NI} + X_{ND} + S_{NI} + S_{ND} + S_{NH} \quad \textbf{(2.1)}$$

Analitik olarak ölçülmüş $NH_4$-N konsantrasyonunun $S_{NH}$'a eşit olduğu düşünülmektedir. Bu komponentin birçok atıksu arıtma tesisinde data kontrolünde kullanılabileceği sanılmaktadır. Çözünebilir Kjeldahl Azotu'nun Toplam TKN'ye oranının KOİ çözünebilen/KOİ toplam oranı ile orantılı olduğu varsayılmaktadır. Bu yüzden, inert çözünebilir organik maddenin ($i_{NSI}$) azot içeriğinin % 1,5'e denk olduğu varsayımıyla $S_{ND}$ konsantrasyonu 2.3 numaralı eşitlik ile bulunabilmekte ve çözünebilir Kjeldahl Azotu ($S_{KN}$) ise 2.2 numaralı eşitlik ile yaklaşık olarak hesaplanmaktadır.

$$S_{KN} = (KOİ_{çözünebilen}/KOİ_{Toplam}).TKN = S_{NI} + S_{ND} + S_{NH} \quad \textbf{(2.2)}$$

$$S_{ND} = S_{KN} - i_{NSI} \cdot S_I - S_{NH} \quad \textbf{(2.3)}$$

İnert askıda organik maddenin azot içeriğinin ($i_{NXI}$) % 1'e eşit olduğu varsayılmakta ve bu sayede $X_{ND}$'nin tespiti için 4 numaralı eşitlik elde edilmektedir.

$$XND = TKN - iNXI \cdot XI - SKN \quad \textbf{(2.4)}$$

**Kinetik parametrelerin bulunması**

Aşağıda verilen metodoloji ASM1'de yer alan aktif çamur proseslerinin anahtar kinetik parametrelerinin (heterotrofik ve ototrofik aktivite ile ilgili olan parametreler) bulunması için önerilen metodolojidir.

**Maksimum spesifik büyüme hızı**

Heterotroflar ve nitrifikasyon bakterileri için maksimum spesifik büyüme hızına karar vermek üzere kesikli bir respirometrik test yürütülmektedir.

Model bazlı parametre tahminini kullanarak ve verim katsayılarını tahmin ederek heterotroflar ve nitrifikasyon bakterileri için maksimum büyüme hızlarını Monod sabitleri (Ks ve $K_{NH}$) ile elde etmek mümkündür.

Duyarlılık analizi parametre etkilerinin ölçüm çıktısı üzerindeki etkilerini göstermek üzere en yaygın olarak kullanılan metottur. Kesikli deneylerden (oksijen alım hızı testi) aktif biyokütlenin maksimum büyüme hızını tanımlamak oldukça zordur. Bu durumda aktif heterotrofik biyokütle fraksiyonu 2.5 numaralı eşitliğe göre tesis üzerinden kurulacak kütle dengesinin kullanımı ile yaklaşık olarak tahmin edilebilmektedir. Sürekli bir sistemde durağan koşullardaki aktif heterotrofik

biyokütle konsantrasyonu şu şekilde hesaplanabilmektedir:

$$X_H = \frac{Y_H}{1 + b_H \theta_X} \frac{\theta_X}{\theta_H} KOİ_{parçalanmış} \quad \textbf{(2.5)}$$

Burada;

$\Theta_x$ : Çamur yaşı

$\Theta_H$ : Hidrolik kalış süresi

$KOİ_{parçalanmış}$ :giderilen toplam KOİ miktarı

$b_H$: parçalanma hızı

$Y_H$ : verim katsayısı

Aynı şekilde, aktif nitrifikasyon yapan biyokütlenin konsantrasyonu da 2.6 nolu eşitlikten yararlanılarak bulunabilmektedir:

$$X_A = \frac{Y_A}{1 + b_A \theta_X} \frac{\theta_X}{\theta_H} f_{aer} N_{Nitr} \quad \textbf{(2.6)}$$

Burada;

$f_{aer}$ : reaktörün aerobik fraksiyonu

$N_{nitr}$ : nitrifiye edilmiş azot miktarı

$b_A$: ototrofik parçalanma hız sabiti

$Y_A$ : ototrofik verim katsayısı

**Hidroliz olabilen KOİ ve hidroliz kinetikleri**

ASM modelleri ile birleştirilmiş hidroliz mekanizması bir eşitlikle açıklanmaktadır. Bu eşitlik maksimum hidroliz hızı ($K_h$) ve hidroliz için yarı doygunluk sabitinden ($K_x$) etkilenmektedir.

**Biyokütlenin parçalanma hızı**

İçsel solunum hızı, $\mathbf{r_{Oiç}}$, substrat kaynağına gerek olmadan zamanın bir fonksyonu olarak uzun dönemli (10-12 gün gibi) havalandırmalı kesikli testlerle kolayca ölçülebilmektedir. Heterotrofik içsel parçalanma hızı, $b_H$, zamanın bir fonksyonu olarak işaretlenmiş ln[OUR(t)] data noktalarını içeren eğrinin eğimi olarak

bulunabilmektedir. Bu parçalanma hızı, $Y_H$ ve $f_p$ değerlerinin bilindiği kabul edilirse, ölüm rejenerasyon kavramına bağlı olarak (2.7 nolu eşitlik) model parçalanma hızına dönüştürülebilmektedir. (Mesela ASM1 default parametrelerine göre $Y_H = 0.67$ ve $f_p = 0.08$'dir.)

$$b_H = \frac{b'_H}{1 - Y_H(1 - f_{p)}} \qquad \textbf{(2.7)}$$

**EBPR aktivite testi**

P alım miktarı anaerobik koşullar altındaki fosfor salımına bağlıdır. Anaerobik kesikli test EBPR tesisinden örneklenen karışık sıvıya asetat (veya lağım suyu) ilavesi ile gerçekleştirilmektedir. Ancak, karışık sıvıda bulunan nitrat dikkate alınmalıdır çünkü eğer nitrat ortamda mevcutsa, sıradan heterotroflar denitrifikasyon için asetatın bir kısmını tüketmektedirler. Bu yüzden, aşırı miktarda asetat enjekte edilmeli veya çamur suyla durulanmalıdır. Ayrıca, deney sırasında karışık sıvının pH değeri de sabit tutulmalıdır çünkü P salımı dış ortam pH'sından etkilenmektedir.

**3. Basamak : Seçilen modelin durağan koşullarda kalibrasyonu**

Bu fazda, arıtma tesisindeki farklı reaktörler basit bir arıtma tesis konfigürasyonu gibi ideal karıştırmalı tank ile temsil edilmektedir (Şekil 2.37 - 8. Modül). Geniş ölçekli atıksu arıtma tesisi datasının ortalaması -bu ortalamanın durağan koşulları temsil ettiği düşünülerek- alınmakta ve model ortalama çıkış konsantrasyonuna ve atık çamur datasına uydurulmak üzere kalibre edilmektedir. Aktif çamur modelinin ve çöktürücünün kalibrasyonu çıkış kalitesini tanımlamak üzere birbiriyle bağlantılıdır. Bu basamakta, durağan koşul kalibrasyonu ve çöktürücü model kalibrasyonu arasındaki etkileşim dikkate alınmaktadır. Diğer avantaj ise kalibrasyon sırasında geniş ölçek datasının kullanılması ile model parametrelerinin ($Y_H$, $b_H$ ) değiştirilerek ayarlanmış atıksu komponentlerinin karakterizasyonudur.

Giriş atıksu karakterizasyonu aktif çamur tesisinin simülasyonu için gereklidir. Bu yüzden, atıksu karakterizasyonu dikkatli bir şekilde gerçekleştirilmektedir. Bundan sonra modelleme çalışmasının amaçlarına uygun bir şekilde alt-modeller seçilmelidir. Daha sonra, modelin tüm durağan koşul simülasyonu, default parametreler ve atıksuyun ortalama giriş karakterizasyonuna bağlı olan akı değeri kullanılarak yürütülmektedir. Burada, çamurun kütle dengesi ve aktif çamur tesisinin

çamur üretimi gerçek ölçümlere uydurulmalıdır.

**4. Basamak : Dinamik kalibrasyon ve sonuçların değerlendirilmesi**

4. basamakta aktif çamur modelinin dinamik kalibrasyonu hedeflenmektedir. Dinamik kalibrasyona başlamadan önce çamur üretimi modellenmeli ve gerçek durumda uyumlu olmalıdır (bunun 3. basamakta gerçekleştirilmesi beklenmektedir). Modelin dinamik kalibrasyonu dinamik giriş konsantrasyon profillerinin uygun (elverişli) olmasını gerektirmektedir. Daha fazla miktarda data ve örneklemenin optimizasyonu hem sistem davranışını anlamaya yardımcı olacak yeterli bilginin sağlanmasını hem de 2. basamakta düşünülmesi gereken parametrelerin tam (kesin) tahminini sağlamaktadır. Öncelikle tahmin edilecek parametrelere (biyolojik model için kinetik veya stokiyometrik parametreler gibi) karar vermek gerekir.

Duyarlılık analizi gerekli bir analiz olup, dinamik giriş datası ile 3. basamakta elde edilen parametreleri kullanmaktadır. Çıkış değişkenleri modelleme çalışmasının amaçlarına veya datanın uygunluğuna ve kalitesine göre seçilmelidir. Daha sonra, modelin kalibrasyonu, ölçümlerden elde edilen dinamik dataya modelin (parametrelerin) uydurulması ile yapılabilmektedir.

AS modelinin devamında, ulaşılması hedeflenen amaçlar doğrultusunda bir sonuç değerlendirmesi yapılmaktadır. Kalibrasyonu yapılmış modelin başarısı değerlendirilmelidir. Eğer kalibre edilmiş aktif çamur modelinin sistemin dinamik davranışı ile benzemediği düşünülüyorsa, tesis datasının, alt modellerin veya hatta 1. basamakta açıklanan hedeflerin yeniden değerlendirilerek çözüm yollarının araştırılması gerekmektedir. Ayrıca, var olan modelin modifiye edilmesi gerektiği veya kalibrasyonda alternatif bir aktif çamur modelinin kullanılması önerilmektedir. Ancak, bu durumda, işlemler yeni aktif çamur modeli için tekrar takip edilmelidir (Vanrolleghem ve diğ.).

## 2.11 Biowin Programında Kullanılan Proses Modelleri

Biowin, Biowin genel modeli diye anılan aktif çamur/anaerobik çürütücü modelini kullanmaktadır. Model, 50 durum değişkeni ve 60 proses ifadesine sahiptir. Bu proses ifadeleri aktif çamur ve anaerobik çürüme sistemlerinde meydana gelen biyolojik proseslerin, çeşitli kimyasal çöktürme reaksiyonlarının ve 6 gaz için gaz-

sıvı kütle transfer davranışlarının tanımlanmasında kullanılmaktadır. Model formülasyonu pH'ın tanımlanmasına gerekmektedir.

### 2.11.1 Aktif çamur modeli

Biowin'deki aktif çamur modüllerininiçerdiği fonksiyonlar aşağıda verilmiştir.

#### 2.11.1.1 Sıradan heterotrofik organizmaların büyüme ve parçalanması

Proseslerin bu grubu sıradan heterotrofik organizmaların aerobik ve anoksik şartlar altında büyümesini ve bütün koşullarda parçalanmasını tanımlamaktadır. Aktif çamur modelleri asetat, propiyonat ve kolay biyolojik olarak parçalanabilir kompleks substrat ve metanol üzerinde heterotrofik organizmaların aerobik büyümesine izin vermektedir. Organizmalar substratı belirlenen bu sıraya göre kullanma eğilimdedirler. Anoksik şartlarda heterotroflar yalnızca 3 substratı kullanabilmektedirler. Bunlar; asetat, propiyonat ve kolay biyolojik olarak parçalanabilir kompleks substrattır. Biowinde metanolün anoksik kullanımı organizmaların özel gruplarına göre sınırlandırılmıştır. Biowin aerobik, anoksik ve anaerobik koşullar altında bütün substratlarla beraber hücre sentezi için azot kaynağı olarak amonyak kullanılmaktadır. Kinetik, stokiyometrik ve diğer sabitlerin değerkeri Tablo A.1'de gösterilmiştir.

#### 2.11.1.2 Hidroliz, adsorpsiyon, ammonifikasyon ve asimile edici denitrifikasyon

Bu prosesler her organizma grubu için ayrı ayrı irdelenmektedir. Çünkü birden fazla organizma tipi mevcuttur (genellikle hem sıradan heterotrofik organizmalar hemde fosfat biriktiren organizmalar).

Biyolojik olarak parçalanabilen partikül organik azot ve fosforun hidrolizinde; biyolojik olarak parçalanabilen partikül azotun (fosfor) hidrolizinin biyolojik olarak parçalanabilen partikül organikler ile aynı hızda ilerlediği varsayılmaktadır. Ancak biyolojik olarak parçalanabilen organik azot (fosfor) biyolojik olarak parçalanabilen partikül organiklere oranı ile ayarlanmaktadır.

Sentez için nitrat veya nitritin amonyağa asimile edici denitrifikasyonu; biowin düşük amonyak koşullarında (amonyak büyüme için kısıtlı olduğunda) sentez için herhangi organizma ile amonyak üretimine izin vermektedir. Mümkün değilse nitrat kullanmaktadır. Kinetik, stokiyometrik ve diğer sabitlerin değerkeri Tablo A.2'de gösterilmiştir.

#### 2.11.1.3 Amonyak oksitleyen biyokütlenin büyümesi ve parçalanması (AOB):

Bu biyokütle amonyağı nitrite oksitleyerek ve inorganik karbondan ($CO_2$'yi fikse ederek) organik madde sentezi için enerji kullanarak büyümektedir. Hücre sentezi için azot kaynağı amonyaktır. Kinetik, stokiyometrik ve diğer sabitlerin değerleri Tablo A.3'de gösterilmiştir.

#### 2.11.1.4 Nitrit oksitleyen biyokütlenin büyümesi ve parçalanması:

Biyokütle, nitriti nitrata oksitleyerek ve inorganik karbondan ($CO_2$'yi fikse ederek) organik madde sentezi için enerji kullanarak gelişmektedir. Hücre sentezi için azot kaynağı amonyaktır. Kinetik, stokiyometrik ve diğer sabitlerin değerleri Tablo A.4'de gösterilmiştir.

#### 2.11.1.5 Fosfor biriktiren organizmaların büyümesi ve parçalanması

Proseslerin bu grubu tüm koşullar altında polifosfat biriktiren organizmaların büyümesi ve parçalanmasını tanımlamaktadır. Bu tanımlar; aerobik ve anoksik büyüme, uçucu yağ asitlerinin (VFA) ayrılması ve polifosfatın dağılma (parçalanması) içermektedir.

Aerobik koşullar altında PAO'lar için 2 maksimum spesifik büyüme hızı vardır. Daha düşük büyüme hız sabiti fosfor açısından sınırlı koşullar altında kullanılmakta olup, farklı bir stokiyometriye sahiptir. Ayrıca 2 anoksik büyüme prosesi vardır. Biri nitrat kullanırken diğeri nitrit kullanmaktadır. Fosfat açısından zengin koşullar altında büyüme prosesleri fosfat alımı ile sonlanmakta ve kalsiyum, magnezyum iyonları ile diğer iyonlar açısından denge sağlanmaktadır. Bu iyonlardan birinin eksikliği büyüme prosesini durdurmaktadır.

Biowin hücre sentezi için aerobik, anaerobik ve anoksik koşullar altında azot kaynağı olarak amonyak kullanmaktadır. Düşük amonyak konsantrasyonlarında Biowin, sentez ihtiyaçlarını karşılamak üzere nitrat veya nitritten asimile edici amonyak üretimine izin vermektedir.

Anoksik koşullarda hız anoksik büyüme faktörü ile çarpılmakta ve tercihen elektron alıcı olarak nitrit kullanılmaktadır.

PAO'lar asitleri ayırmak için polifosfatların içerisindeki enerjiyi kullanmakta ve depo PHA'sı olarak depo etmektedirler. Biowin modelinde PAO'lar bu proses için hem asetat hem de propiyonat kullanabilmektedirler.

2 parçalanma prosesi (aerobik ve anoksik/anaerobik) mevcuttur. Her parçalanma prosesi PHA (düşük ve yüksek moleküler ağırlıklı polifosfat) için bir yok olma prosesidir. Yok olma hızları direk olarak parçalanma hızı ile orantılıdır.

Ortamda oksijen bulunmaması durumunda fosfat salan anaerobik prosesin devamı için bir Poli-P parçalanma prosesi mevcuttur. Bu proses anoksik/anaerobik parçalanma hızı ile orantılıdır. Kinetik, stokiyometrik ve diğer sabitlerin değerkeri Tablo A.5'de gösterilmiştir.

### 2.11.2 Anaerobik çürüme modeli

Biowin'deki anaerobik çürüme modeli şu fonksiyonel kategorileri, modülleri içermektedir.

#### 2.11.2.1 Fermentasyon esnasında heterotrofik büyüme

Biyolojik olarak kolayca parçalanabilen substratın asetata, propiyonata, karbondioksite ve hidrojene fermentasyonu için 2 yol vardır. Baskın olan yol çözünmüş hidrojen konsantrasyonu ile yönetilmektedir. Bu prosesler sıradan heterotrofik organizmalar tarafından yürütülmektedir.

Biowin hücre sentezi için azot kaynağı olarak amonyak kullanmaktadır. Kinetik, stokiyometrik ve diğer sabitlerin değerkeri Tablo A.6'da gösterilmiştir.

#### 2.11.2.2 Propiyonik asitojenlerin büyüme ve parçalanması

Bu proses propiyonik asitojenlerin propiyonatı asetata, karbondioksite ve hidrojene dönüştürerek büyüme ve parçalanmasını tanımlamaktadır. Biowin hücre sentezi için azot kaynağı olarak amonyak kullanmaktadır. Parçalanma prosesi elektron alıcısı ortamına göre değişen bir hıza sahiptir. Kinetik, stokiyometrik ve diğer sabitlerin değerkeri Tablo A.7'de gösterilmiştir.

#### 2.11.2.3 Metanojenlerin büyüme ve parçalanması

Bu proses zorunlu anaerobik mikroorganizmaların 2 temel grubunun büyüme ve parçalanmasını tanımlamaktadır (asetoklastik metanojenler asetatı (veya metanolü) metana, $CO_2$'ye, hidrojenotrofik metanojenler ise $CO_2$'yi (veya metanolü) ve hidrojeni metana ve suya dönüştürmektedirler).

Biowin hücre sentezi için azot kaynağı olarak amonyağı kullanmaktadır. Bütün popülasyonlar için parçalanma hızı elektron alıcısına göre değişmektedir. Kinetik,

stokiyometrik ve diğer sabitlerin değerleri Tablo A.8'de gösterilmiştir (http://www.envirosim.com/downloads/modelsusedinbiowin.pdf).

## 2.12 Yapılmış Çalışmalar

Sidat ve arkadaşları (1999), yürüttükleri çalışmada biyokütle konsantrasyonunun evsel atıksuda fosfat giderimi üzerine etkisini incelemiştir. Bu amaç ile çeşitli biyokütle konsantrasyonları 2 saat anaerobik ortamda tutulmuş, bunu takiben ise 5 saat havalandırmaya maruz bırakılmıştır. Anaerobik ve aerobik inkübasyon sonrası ortofosfat konsantrasyonları spektrofotometre yardımıyla tespit edilmiştir. Biyokütle konsantrasyonunun değişmesi ile fosfat gideriminde fark edilir değişiklik meydana geldiği görülmüştür. Optimum fosfat giderimi biyokütle konsantrasyonunun 1900 mg/L olduğu durumda elde edilmiştir. Bu bulgulardan yola çıkarak biyokütle konsantrasyonu ile fosfat giderim kapasitesinin doğrudan ilişkili olduğu ve biyokütle konsantrasyonunun artması ile fosfat giderim kapasitesinin de artış gösterdiği sonucuna varılmıştır.

Thornton ve arkadaşları (2006), yürüttükleri çalışmada çamur çürütücüden çıkan üst sudaki (süpernatant) amonyumun iyon değişimi yöntemiyle giderimini incelemiştir. Çürütülmüş çamurun susuzlaştırılması sonucu elde edilen üst suyun amonyum konsantrasyonu 200-700 mg/L $NH_4$-N civarındadır. Bu üst su genelde atıksu arıtımında sistemin başına döndürülerek başlangıçta sisteme giren toplam azot yükünün % 25'den daha fazlasını oluşturmaktadır. Bu çalışmada amonyum giderimi için iyon değiştirici olarak kil bazlı "mesolite" denen bir malzeme kullanılmıştır. Sonuç olarak mesolite'in amonyum iyonu için oldukça seçici olduğu tespit edilmiştir. Sonuçlar, başlangıç amonyum azotu konsantrasyonu 600 mg/L'den büyük olan üst sudan % 95'den fazla amonyum giderimi elde edildiğini göstermiştir (Toplam iyon değişim kapasitesinin 51 g $NH_4$-N $kg^{-1}$ olduğu ortam için). Bu da söz konusu iyon değiştirici için işletme kapasitesinin 27-36 g $NH_4$-N $kg^{-1}$ olması demektir.

Türker ve diğerleri (2006), anaerobik çürütücüden çıkan üst sudan amonyum giderimi ve magnezyum ve fosfatın geri kazanımı üzerinde çalışmıştır. Struvit yöntemi ile anaerobik çürütücüden çıkan üst sudan $NH_4^+$ giderim verimini ve hızını tahmin etmek üzere ikinci dereceden kinetik bir model geliştirilmiştir. Buna alternatif olarak $NH_4^+$ struvit ile geri kazanılabilmekte ve geriye kalan $Mg^{2+}$ ve $PO_4^{3-}$ atıksuya geri döndürülebilmektedir. Bu geri döndürme maliyeti de azaltmıştır. 5 adımlı bir

proseste $NH_4^+$ geri kazanımı başlangıçta % 92 iken üst sudaki magnezyum ve fosfatın ($Mg^{2+}$ ve $PO_4^{3-}$) her basamakta kaybından dolayı 5. adımda % 77'ye azalmıştır. Sonuç olarak, geri döndürülen nütrientlerin ekonomik analizi yapılmış ve tek basamaklı bir proses ile karşılaştırılmıştır. Buna göre, $NH_4^+$ geri kazanım maliyeti 0,36 \$/kg $NH_4$-N olarak hesaplanmıştır. Tek basamaklı prosesin maliyeti ise 7,7 \$/ kg $NH_4$-N olarak elde edilmiştir. Ayrıca struvit çöktürmesinin çok hızlı olduğu gözlenmiş ve çok basamaklı çöktürmenin yüksek seviyede amonyak içeren atıksular için uygun olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Eğer uygulanan bu arıtım sonrası deşarj standartları karşılanmıyorsa, kalan amonyağın konvensiyonel teknolojilerle (kostik ilavesi ile amonyağın uçurulması vs. gibi) giderilebileceği düşünülmüştür.

Wild ve Siegrist (1998), EBPR sisteminin tesis performansı üzerine etkilerini bütün tesis için simülasyon senaryoları üreterek araştırmışlardır. Literatür bilgileri ve önceki deneysel çalışmalardan yararlanarak matematik modeller kurulmuştur. Tesis içinde ve tesis çıkışında nütrientlerin miktarını belirterek 4 adet senaryo sunulmuştur. Bunlar; fazla çamurun ayrı koyulaştırılarak sistemin işletilmesi, birincil çamur ile fazla çamurun bir arada koyulaştırılarak sistemin işletilmesi, uçucu yağ asitlerinin oluşturulması adına birincil çamur fermentasyonunun etkisinin incelenmesi ve son olarak da giriş suyunda fosfor seviyesinin artırılarak tesis performansının incelenmesidir. Bu bulgular söz konusu atıksu (Switzerland atıksuyu) kompozisyonu için birincil çamur fermentasyonu ile kombine edilmiş EBPR sisteminin fizibil olduğunu göstermiştir. Ancak, giriş suyunda fosfor konsantrasyonunun artması proses kapasitesini aşmış ve bu noktada bazı soru işaretlerinin oluşmasına yol açmıştır. EBPR sisteminin 1. senaryo doğrultusunda işletilmesi üzerinde çalışılan atıksu için etkin bulunmuş ve % 80 fosfor ve %70'den az ise azot giderimi elde edilmiştir. Bu verim, nütrient giderimi için 3. senaryonun işletilmesi ile daha da artırılabilmiştir.

Wild ve diğerleri (1997), anaerobik çamur çürütücüden geri döndürülen fosfor yüklerinin tahmini üzerinde çalışmıştır. EBPR içeren atıksu arıtma tesislerinde çürütücüden geri döndürülen fosfor yüklerinin tespit edilme gerekliliğinden yola çıkarak bu çalışma gerçekleştirilmiştir. Laboratuar ölçekli çürütücüde saf aşırı (fazla) çamur ve karışık çamur ile yürütülen deneyler oldukça fazla derecede fiksasyon göstermiştir. Birincil çamurun varlığı durumunda geri dönüşüm yükünün %10'un altında bir seviyeye kadar minimize edildiği görülmüştür. Ayrıca fermentasyona

uğramış birincil çamurun bu fraksiyonu önemli ölçüde etkilemediği tespit edilmiştir. Saf aşırı (fazla) çamurun stabilizasyonunda çözünmüş fosfor fraksiyonunun % 20-25 civarında olduğu bulunmuştur. Fosfor salımı ve geri fiksasyonunu içeren kombine proses için matematiksel bir model geliştirilmiştir. Çöktürme prosesleri için kalsiyumun bulunması sistemi etkileyici bir parametredir ve sertlik, zeolite içeriği vs. gibi farklı atıksu koşulları ve farklı çamur yaşı gibi aktif çamur ünitesi işletim tipleri için değişmektedir. Demir ise sadece sülfür fiksasyonu için gerekli miktarın belirlenmesinden sonra çürütme işleminde fosfor çöktürülmesi için gereklidir. Bu çalışma kapsamında geliştirilen model, farklı işletme koşulları altında fosforun geri döndürülecek miktarının tahmin edilmesini ve çeşitli proses alternatiflerinin karşılaştırılmasını sağlamaktadır. Bunun için ise taze çamur kompozisyonu özellikle de polifosfat içeriği aşırı çamurdaki inorganik fosfor içeriği hakkında detaylı bilgiye ihtiyaç duyulduğu sonucuna varılmıştır.

Aşırı biyolojik fosfor gideren arıtma tesislerinde çamur arıtımı için anaerobik çamur çürütücü (AÇÇ) kullanılmaktadır. AÇÇ'deki çamur susuzlaştırma ünitelerinde yüksek fosfor konsantrasyonlarına sahip akımlar mevcuttur. Bu akımlardaki fosforun giderilmesinde kontrollü struvite kristalleşmesi kullanılabilmektedir. Struvite ( ya da MAP) magnezyum, amonyum ve fosfatın kristalleşmesinden oluşmaktadır. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar sürekli işletilen pilot ölçekli MAP reaktörlerden elde edilen işletme sonuçlarıdır. Bu çalışmada kullanılan pilot ölçekli reaktör 143 L hacminde olup, havalandırmalı bir reaktördür. Bir reaksiyon bir de çöktürme olmak üzere 2 kısmından oluşmaktadır. Anaerobik olarak çürütülmüş çamur bir santrifüj ünitesinden geçirilmekte ve buradan elde edilen su MAP reaktörüne alınmaktadır. Gerekli olan alkali pH'ı elde etmek ve prosese gerekli plan magnezyumu sağlamak için % 60 lık magnezyum hidroksit kullanılmıştır. Girişteki ortalama orta fosfat konsantrasyonu 61 mg/L iken MAP'la % 94 giderim oranı sağlanmıştır. Reaktör pH 8,5 civarında işletilmiştir. Yetersiz magnezyum dozajının fosfor giderim performansını azalttığı görülmüştür (Münch ve diğ., 2000).

Takıguchi ve digerleri (2004), laboratuar ölçekli bir EBPR prosesinde aktif çamur örneğinden fosfor geri kazanımını araştırmıştır. Anaerobik çürütme deneyleri 37 ve 53 $^{0}$C sıcaklıklarda 20 gün boyunca sürdürülmüştür. Isıya maruz kalmış çamurda mezofilik çürüme MLSS oranını % 40 azaltmıştır. Aktif çamurun fazla miktarda polifosfor içerdiği (kuru ağırlık olarak yaklaşık % 3,5–5 ) ve toplam fosfor içeriğinin

ise kuru ağırlık bazında % 4,3 ile % 6,9 arasında değiştiği görülmüştür. Isı arıtımı MLSS konsantrasyonunu da yaklaşık % 25–30 oranında azaltmıştır. Santrifüj sonrası salınan fosfor $CaCl_2$ ilavesiyle çöktürülürken salınan toplam fosforun % 85'i 800 devir/ 5 dk santrifüj sonrası kalsiyum fosfat şeklinde çöktürülmüştür.

Tüm proses boyunca MLSS giderimi ısıtılmış çamur için % 65-70 arasındadır. Isıtılmış çamurun termofilik çürütülmesi içinde benzer sonuçlar elde edilmiştir.

Anaerobik çürütme öncesi ısı arıtımı MLSS oranını % 25-30 azaltmaktadır. Bu da göstermiştir ki metan gazına dönüştürülen organik maddenin önemli bir kısmı fosfor geri kazanım basamağında sıvıya geçmektedir.

Metan oluşumunu artırmak üzere anaerobik çürütme sıvının içindeki askıda çamurun ısıtılmasıyla çalışılmıştır. Bu durumda metan oluşumunun arıtılmamış çamura göre çok daha fazla olduğu görülmüştür. Ayrıca nedeni çok açık olmamasına rağmen, termofilik üretmede metan oluşumunun artışı daha fazla bulunmuştur. Fosfor geri kazanımında süpernatantta çözünebilir kalsiyumun düşük konsantrasyonda olduğu görülmüştür.

Polifosfat yönünden zengin atık aktif çamur anaerobik çürümeye maruz bırakıldığında, yüksek oranda fosfor sıvıya geçmektedir. Bu ise struvit çöktürmesinde problemlere sebep olmaktadır ki bu da daha sonraki çamur proseslerini etkilemektedir. Anaerobik çürütücüdeki amonyum konsantrasyonu çok yüksekse, fosfor ya da magnezyum konsantrasyonu struvit oluşumunu sınırlamaktadır. Başlangıç inorganik fosfor konsantrasyonu (Pi) arıtılmamış çamur için 5-6 mM, ısı uygulanmış çamur için ise 1-1,5 mM'dır. Anaerobik çürüme sonunda, arıtılmamış çamur için çürütücüden çıkan sıvının fosfor konsantrasyonu 11 mM 'a ulaşmıştır. Bu değer ısı uygulanmış çamur için bulunan değerden 4 kat daha yüksektir. Arıtılmamış çamur için çürütücü sıvısındaki $NH_4^+$ konsantrasyonu 20 dakika inkübasyon sonunda ısı uygulanmış çamura göre yaklaşık 1,5 kat daha yüksektir. Ancak $Mg^{2+}$ açısından bakıldığında arıtılmamış ve ısı uygulanmış çamurlar için anaerobik çürüme sonrası düşük konsantrasyonlar elde edilmiştir. Bunun nedeni, laboratuar ölçekli EBPR prosesinden alınan aktif çamurun düşük seviyelerde $Mg^{2+}$ biriktirmesidir. Dolayısıyla yürütülen deneyler de struvit çöktürmesinde bu düşük $Mg^{2+}$ konsantrasyonları ile sınırlandırılmıştır.

Isı giderimi anaerobik çürüme öncesi atık aktif çamur için kullanılan uygun bir prosestir. Anaerobik çürüme öncesi uygulanan ısı arıtımının çürümeyi ve metan oluşumunu artırdığı rapor edilmiştir. Ancak, ısı arıtımının anaerobik çürüme öncesi fosfor geri kazanım basamağı olarak uygulanmasına dair hiçbir girişimde bulunulmamıştır. EBPR prosesinden çıkan atık aktif çamurun anaerobik çürümeye maruz bırakılması, yüksek konsantrasyonlarda fosfor içeren süpernatant oluşumuna neden olmaktadır. Bu çamur proseslerinde (struvit çöktürmesi de dahil) oluşan problemlerin azalmasına yardımcı olmaktadır. Struvit çöktürmesinin kontrollü bir şekilde uygulanması anaerobik çürüme sonrası tekrar kullanılabilir formda fosfor geri kazanımı sağlamak için test edilmiştir. Burada amaç; struvit çökeltilerinin azaltılarak borularda ve santrifüjlerde istenmeyen çökeltilerin engellenmesini sağlamaktır.

Fosfat biriktiren organizmalar (PAOs) hücreler arası granüllerde poli fosfatı enerji kaynağı olarak biriktirmektedirler. PAQ lar basit organik bileşikleri biriktirmek ve polibetahidroksibütrat (PHB) gibi polihidroksialkanatlar olarak depolamak üzere enerji kullanarak anaerobik koşullarda ve fermentasyon ürünleri varlığında ortafosfatı ortama vermektedirler (Strom, 2006).

Tchobanoglous ve diğerleri (2003), aerobik şartlarda PAO'lar depolanan organik materyalin bir kısmını kullanarak büyümeye devam etmektedir. Ortamdan ortafosfatı alıp, polifosfat olarak depolamaktadır. Böylece PAO'lar, aerobik olmasına rağmen, biyolojik arıtma sistemlerinin anaerobik tabaka içeren aktif çamur prosesinde işlev görebilmektedir. Başlangıç anaerobik koşullarda organik maddeleri parçalayabilme kabiliyetine sahip olduklarından PAO'lar bu şartlarda diğer aerobik bakterilerle yarışabilmektedirler. Ancak aerobik fermentasyon metabolizmasından daha fazla enerji verdiğinden anaerobiklerle rekabet edememektedirler. EBPR'deki fosfat atık aktif çamur ile giderilmektedir. Bu çamurdaki fosfor kuru ağırlık olarak % 5 civarındadır. EBPR Bardenpho prosesi (azot giderimi de sağlar ); A/O, $A^2$/O, (azot giderimi de sağlar) prosesleri, ardışık kesikli reaktörler ve phostrip prosesi gibi çeşitli sistemlerde anlatılmıştır.

Bardenpho'nun geliştiricisi James Barnard (2006) son olarak EBPR nin avantajları, dezavantajları ve çıkış fosfor konsantrasyonu 0,1 mg/L den az olması üzerinde çalışmıştır. PAO'lar için uygunluğu bilindiğinden fermentasyon ile uçucu yağ asitlerinin üretilmesinin gerekliliğini vurgulamıştır. Düşük N ve P seviyelerinin

olmasına katkı sağlayan bazı faktörler (anoksik bölgelerde ikincil fosfor salınımını da içeren) belirtilmiştir. Fermentasyondaki PAO oluşumunu sağlamaktadır. Bazı faktörler düşük N ve P seviyelerini zorlaştırmaktadır (Anoksik tabakasındaki fosforun ikincil fosfor salınımınıda içeren). PAO'ların GAO'lara (glikojen biriktiren organizmalar) göre üstünlüğü gösterilmiş ve GAO'lar için gerekli ortam koşulları verilmiştir. Bunlar; yüksek çamur yaşı, yüksek sıcaklık, daha uzun havalandırmanın gerçekleşmediği kalış süresi, düşük organik azotlu daha güçlü atıklar, anaerobik bölgede beslenen polisakaritler ve düşük pH'dır.

Netling ve diğerleri (2005), tam ölçekli tesislerde EBPR nin güvenirliğini etkileyen faktörler üzerinde çalışmıştır. 0,1 mg/L'den düşük fosfor konsantrasyonlarına 1 aydan daha fazla sürede, 0,03 mg/ L'ye 1 haftada, 0,02 mg/ L'lik konsantrasyonlara ise birkaç günde ulaşmışlardır. Bu oran fermentasyon ya da fermente olabilen bir substratın ilavesiyle artırılabilmektedir. Geri döngü burada önemli olabilmektedir. Böylece EBPR sistemine çok fazla miktarda fosfor gelmemiş olmaktadır. Aynı zamanda GAO'ların sorunlu olduğu ve iyi fosfor giderimi sağlamadıkları sonucuna ulaşılmıştır.

Randall (2006), EBPR de karbon artışının kullanımını araştırmıştır. Asetik ve propiyonik asit gibi kısa zincirli uçucu yağ asitlerinin (VFAs) kullanılabileceği sonucuna varılmıştır. Bazı karbon kaynakları, örneğin bazı şekerler ve alkoller GAO'ların oluşumuna, kabarmaya veya aşırı hücre dışı polimer oluşumuna sebep olabilmektedirler. VFA'lar lağım sistemlerinde meydana gelebilmekte, endüstriyel deşarjlar ile artabilmekte, direk olarak eklenebilmekte ya da yerinde oluşabilmektedir. Birçok tesis için anaerobik tabakada kendiliğinden oluşum yeterli olabilmektedir. Alternatif olarak ön çökeltim çamurlarının fermentasyonu, ilk çıkış ya da bazı aktif çamur sistemlerinde uygulanabilmektedir. Phostrip prosesinde fermentasyon ayrıca sıyırma tanklarında meydana gelmektedir.

Çin'de bulunan bir $A^2/O$ prosesi içeren atıksu arıtma tesisinde etkin bir fosfor giderimi için çözünmüş oksijen, çamur yaşı ve nitrat azotu konsantrasyonu optimizasyonu yapılmıştır (Li ve diğ., 2005). Sonuçlar anaerobik fazda çözünmüş oksijenin kontrol edilmesi ve anaerobik bölümde nitrat azot konsatrasyonun azaltılması gerektiğini, 8-10 günlük çamur yaşı yerine 15 gün tercih edilmesi gerektiğini göstermiştir.

Musvota (1999), anaerobik çürütücü üst suyunun havalandırılması sonucu oluşan fiziksel ve kimyasal proseslerin simule edilebilmesi için 3 fazlı zayıf asit/baz karışımından oluşan bir kinetik model geliştirilmiştir. Modelin içerdiği kinetik reaksiyonlar; zayıf asit/baz ayrışması (su, karbonat, amonyum, fosfat ve kısa zincirli yağ asitleri ), amorf kalsiyum fosfat, kalsiyum ve magnezyum karbonatın çökmesi, karbondioksit ve amonyağın sıyrılmasıdır.

Modelin doğruluğu literatür bilgileri ile teyit edilmiş, model daha sonra 2 ayrı anaerobik çürütücü üst suyunun üzerinde kesikli havalandırma testlerinin simülasyonu için uygulanmıştır. Bu 2 anaerobik çamur çürütücü üst suyunun birincisi yukarı akışlı anaerobik çamur (alkol atıksuyundan kaynaklanan) yataklı çürütücü diğeri ise kanalizasyon çamuru içeren anaerobik çürütücüdür. Kesikli testlerde pH, $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $PO_4$-P, serbest ve bağlı amonyak ve $H_2CO_3$ (inorganik karbonun hesaplandığı alkalinite) ölçülmüştür.

Birinci bölümde fiziksel-kimyasal model geliştirilmiş ve anaerobik çürütücü üst sularının havalandırma ile arıtımı sonucu oluşan kimyasal reaksiyonların simule edilmesi için uygulanmıştır. Bu sistemde oluşan prosesler; zayıf asit/bazların çözünmesi, katıların (struvit, newberiyite, amorf kalsiyum fosfat, magnezyum ve kalsiyum karbonat) çökelmesi, $CO_2$ ve $NH_3$'ün sıyrılmasıdır.

Her atık tipi için bütün kesikli testlerde tek bir set çözünürlük ürünleri ve çökme hız sabitleri bulunmuş, bulunan değerler literatürle uyumlu olduğu, ayrıca mevcut koşullar için çöken mineral tipleri de literatürle uyumlu bulunmuştur.

Yasui (2008), Bu çalışma çoklu kesikli reaktör deneylerinden elde edilen metan üretim hız eğrilerini kullanarak birincil çamurun hidrolizinde hız kısıtlayıcı basamakları anlatmaktadır. Birincil çamurun anaerobik kesikli reaktörde parçalanması 2 geçici pik içeren karmaşık bir metan üretim eğrisi vermektedir. Birinci pik, kolay hidrolize olabilen substratların parçalanması sonucu oluşurken ikinci pik ise büyük partiküllerin parçalanması sonucu oluşmuştur. İkinci piki simüle edebilmek için daha dikkatlice oluşturulmuş bir partikül hidroliz modeli gereklidir. Birincil çamur, 17 anaerobik respirogramın 4 veri tabanına bağlı olarak ve aktif çamur modeline benzer bir substrat karakterizasyonu yaklaşımı kullanılarak farklı kinetiklere sahip 3 biyolojik olarak parçalanabilen fraksiyona ayrılmıştır. Bunlardan birincisi yavaş biyolojik olarak parçalanabilen bileşiklere tipik bir şekilde

parçalanma gösteren, hidroliz olabilen substrattır. İkincisi biyokütlenin parçalanmasına benzer yapıda parçalanma gösteren bir substrat fonksiyonudur. Üçüncüsü ise birincil çamurdaki büyük partikülleri açığa çıkaran hidrolizden önce parçalanma gerektiren bir substrattır. Bu sonuçlara bağlı olarak, ADM1 yapısındaki modifikasyonlar anaerobik çürütücüdeki birincil çamurun parçalanması modelinin geliştirilmesi için tasarlanmıştır.

Evsel birincil çamurun parçalanma mekanizmaları ve kinetikleri kesikli anaerobik respirometre deneyleri kullanılarak ve metan oluşum hız eğrileri oluşturularak çalışılmıştır. Bu çalışmanın en önemli sonucu birincil çamurdaki parçalanabilir organiklerin en az 3 farklı kinetik ($X_{s1,}$ $X_{s2}$, $X_{s3}$) fraksiyonunun parçalanmasını simüle etmek için basitleştirilmiş bir model (break up modeli) kullanılmıştır. Metan oluşum hızı için gerekli deneysel veriler kullanılarak basitleştirilmiş bu modelin parametre değerlerine karar vermek üzere analitik çözümler yapılmıştır. Üç katı fraksiyonu içinde parçalanma proseslerini içeren modifiye edilmiş (ADM1) ve bütün deneysel veri kümelerinin simüle edilmesi için kullanılmıştır. Modifiye edilmiş model yapısı içinde gerekli olan değişken sayıdaki parçalanma basamakları, gelecekte yeni modelleme yaklaşımları gerektirecek olan prosesin tamamlanması için baş kısıttır.

Pastor (2007), Birincil ve ikincil çamurda ayrı ve karışık yoğunlaştırmanın struvit geri kazanımı üzerine etkisi araştırılmıştır. Çürütücüdeki çöken fosfor miktarı ayrı yoğunlaştırma sonunda 13,7 gr P/ kg arıtılmış çamur iken karışık yoğunlaştırma sonunda 5,9 gr P/ kg arıtılmış çamura düşmüştür. Bu kontrolsüz çökmenin azalması işletme problemlerinin azalması anlamına gelmekte ve fosforun daha sonraki kristalizasyonu için ortam sağlanmaktadır. Yüksek fosfor çökelmesi ve yüksek geri kazanım verileri her iki kristalizasyon deneyi için sağlanmıştır. Ancak karışık yoğunlaştırma konfigürasyonu yüksek kalsiyum konsantrasyonunun var olması nedeniyle daha düşük bir fosfor çökelmesi göstermiştir. Bu düşük yüzdeye rağmen diğer çalışmalardaki fosfor kütle dengeleri göstermektedir ki karışık yoğunlaştırma deneyleri sonucu daha yüksek fosfor geri kazanımı elde edilmektedir. Birincil ve EBPR çamurunun karışık yoğunlaştırılması yoğunlaştırıcıdaki polifosfat hidrolizinin artması nedeniyle çürütücüdeki çökelmeyi azaltmaktadır. Bu strateji bertaraf edilecek çamur hacmini azaltmaktadır ve borulardaki tıkanmaların kontrol edilmesini sağlamaktadır. Bu nedenle tesisteki bakım maliyetleri azaltılabilmektedir. Ayrıca

yoğunlaştırılmış çamurun yıkanarak tasfiye edilmesi salınan fosforun yoğunlaştırıcı üst suyundan ekstrakte edilmesini kolaylaştırmaktadır. Bu akım bu sayede kristalizasyon prosesi için uygun bir hale gelmektedir. Bu uygunluk reaktiflerin kullanımını azaltmaya yardımcı olmaktadır (struvit çökmesi için magnezyum ilavesini gerekli olmaması gibi).

Ayrı yoğunlaştırma konfigürasyonunda, birincil çamur ön çökeltimden çöktürücüye pompalanmaktadır. Bu çamurun yoğunlaştırılması ön çökeltim tankında elde edilen yüksek katı konsantrasyonu nedeniyle gerek görülmemiştir. Bu yüzden (EBPR çamuru) ikincil çamur yoğunlaştırılmıştır. Yoğunlaştırıcıdan çıkan üst su düşük fosfor konsantrasyonu içerdiğinden direk atıksu arıtma tesisine verilmiştir. İki çamurda anaerobik çamur çürütücüye beslenmiş ve santrifüjle susuzlaştırma sağlanmıştır. Santrifüjden elde edilen üst su kristalleştirilmek üzere kullanılan temel bir substrattır.

Karışık yoğunlaştırma konfigürasyonunda birincil çamur ve EBPR çamuru bir arada yoğunlaştırılmıştır. Birincil çamur konsantrasyonu anaerobik çürüme sistemi için yeteri kadar yüksektir ancak her iki çamurun birbiriyle temasını sağlamak üzere birarada yoğunlaştırma yapılmıştır. Bir önceki konfigürasyonunda olduğu gibi yoğunlaştırılan çamurlar anaerobik çamur çürütücüye beslenmiş ve daha sonra santrifüjle susuzlaştırılmıştır. Yoğunlaştırıcıdan ve susuzlaştırma ünitesinden çıkan üst sular karıştırılmış kristalizasyon ünitesine beslenmiştir. Anaerobik çürütücü mezofilik şartlarda işletilmiş olup, katıların kalış süresi 20 gündür. Kristalizasyon ünitesi sürekli moda işletilmiştir ve hidrolik bekleme zamanı 2 saattir.

Polifosfat olarak (Poli-P) depolanan fosfor anaerobik çürüme sırasında hidroliz olmaktadır. Polifosfat hidrolizi esnasında fosfor salımı potasyum ve magnezyumun aynı oranda salımını takip etmektedir. Fosfor alımında da aynı şey geçerlidir.

Ulaşılan yüksek amonyum konsantrasyonu nedeniyle çürütücüde salınan potasyumun kimyasal fiksasyonu söz konusu olmamaktadır. Sadece düşük amonyum konsantrasyonlarında bazı çalışmalar potasyum struvitein amonyum struvit(MAP) çöktüğünü göstermiştir.

Organik madde parçalanması sonucu fosfor, potasyum, magnezyum ve kalsiyum salınmaktadır. Salınan miktarlar kütle dengesinin oluşturulması açısından önemlidir.

A deneylerinde B deneylerine göre daha yüksek fosfor çökelmesi oluştuğu görülmüştür (A= 460,4 mg/L, B=229 mg/L). Çürütücüye girmeden önce birincil çamur ile EBPR çamuru karşılaştırıldığında temel farkın yoğunlaştırma basamağında ortaya çıktığı gözlenmiştir. Bu iki çamurun ayrı ve karışık yoğunlaştırılması çürütücüdeki fosfor çökelmesini oldukça etkilemektedir. Ayrıca daha yüksek miktarda magnezyum ve kalsiyumun A deneylerinde anaerobik çürütücüde elde edildiği görülmüştür.

A deneyleri B deneylerine göre çürütücü içinde daha yüksek fosfor çökelmesi göstermiştir. Buna sebep olarak her 2 deneyde de çürüme basamağından önce çamurlara farklı muamele edilmesi gösterilebilmektedir. Çamurların ayrı yoğunlaştırılması (A deneyleri) birincil çamurun sağladığı yüksek uçucu yağ asitlerinin (VFA) eksikliği nedeniyle polifosfat hidrolizini artırmaktadır. Bu nedenle çürütücüdeki organik katı bozunmasından ve polifosfat hidrolizinden oldukça yüksek konsantrasyonda fosfor salınmaktadır. Bu fosfor salınımı çürütücü içinde magnezyum ve kalsiyum fosfatlarının çökebilmesi için gerekli fosfor potansiyelini artırmaktadır. A deneyinde arıtılan çamurun kg'ı başına 13,7 gr fosfor çökmüştür. B deneyinde ise sadece arıtılan kg çamur başına 5,9 gr fosfor elde edilmiştir. Çamurun karışık yoğunlaştırılması (B deneyi) polifosfat hidrolizinin yoğunlaşrıcıda başlaması nedeniyle çürütücüdeki fosfor salınımını azaltmaktadır. Bu her iki deney içinde çürütücüde PAO'lar tarafından salınan potasyum miktarının kıyaslaması ile kanıtlanabilmektedir (A deneyi 134,3 mg/L, B deneyi 3,9 mg/L). Bu sonuçtan bütün polifosforun yoğunlaştırıcıda (graviteli yoğunlaştırıcı) hidroliz olduğu görülmüştür. Ayrıca yoğunlaştırılmış çamurun yıkanması salınan fosforun yoğunlaştırıcı üst suyundan ekstraksiyonunu sağlamaktadır. Bu da struvit olarak fosfor geri kazanım prosesinin kullanılabileceği akımda fosfor konsantrasyonunun yüksek olmasına neden olmaktadır.

Nihai çamur bertarafı düşünüldüğünde, A deney sonucu çürütücüde elde edilen daha yüksek çökelme, bertaraf edilecek daha yüksek hacimde çamurun oluştuğunu göstermekte, bu da toplam maliyeti artırmaktadır.

Çalışılan her 2 sıvıda da yüksek fosfor çökelmesi ve geri kazanımı elde edilmesine rağmen, B sıvısı A sıvısından daha düşük fosfor çökelmesine maruz kalmıştır. Bunun sebebi kalsiyum fosfat oluşumunu sağlayan yüksek kalsiyum konsantrasyonudur. Ancak bu düşük P-MAP yüzdesine rağmen global fosfor kütle dengesi göstermiştir

ki karışık yoğunlaştırma konfigürasyonu struvit cinsinden (arıtılan çamur kg'ı başına) daha yüksek fosfor geri kazanımı sağlamaktadır.

Yapılan bir diğer çalışmada, arıtma çamuru ve çamur küllerinden fosfor geri kazanımı için; çamur bünyesinden salınması ve sıvı ortama alınan salınmış fosforun geri kazanılması olarak iki aşamalı yöntem izlenmektedir. Atıksu arıtma çamuru bünyesinden fosforun salınması amacıyla çeşitli kimyasal ve ısıl işlemler kullanılmıştır. Bu çalışmada, arıtma çamuru bünyesinde bağlı olan fosforun salınması için asidik işlem uygulanmış, bu amaçla inorganik bir asit olan nitrik asit ve organik bir asit olan oksalik asit kullanılmış ve fosfor salınması üzerinde karıştırma sıcaklığı, karıştırma zamanı ve asidin konsantrasyon değeri gibi parametrelerin etkileri araştırılmıştır. Sonuçların değerlendirilmesi için Box-Wilson deneysel tasarım metodu uygulanarak salınan fosfor miktarı için hesaplanan değerler ile deneysel olarak ölçülmüş ve değerler arasında uyum olduğu belirlenmiştir. Değerlendirme sonuçlarına göre; fosfor salınmasında nitrik asitin oksalik aside göre daha etkili bir kimyasal olduğu belirlenmiştir (Pakdil, 2007).

Bir diğer çalışmada ise, anaerobik çürümüş çamur numuneleriyle yapılan deneylerde bu tür çamurların farklı şartlandırıcı maddeler ve değişken karıştırma şiddetleri altında uygun süzülebilirlik koşullarını sağlayıp sağlamayacağı tespit edilmeye çalışılmıştır. Çamur numuneleri çöktürülmeden önce ve sonra olmak üzere iki grupta kullanılmışlardır. Deneylerde; Polielektrolit, $FeCl_3$ ve $Ca(OH)_2$ olmak üzere üç grup şartlandırıcı madde kullanılmıştır. Çalışmanın sonuçları, optimum koşullar sağlanırsa daha iyi susuzlaştırma verimleri elde edilebileceğini göstermiştir. Ayrıca, deneylerde şartlandırmanın süpernatant kalitesine olan etkisi de incelenmiştir. Bunun sonucunda ise, optimum şartlandırma koşullarında kirletici konsantrasyonları daha düşük bir süpernatant elde edilebileceği tespit edilmiştir (Sel, 2002).

Shu ve diğerleri (2005), çamur çürütücüden çıkan üst sudaki (süpernatant) fosforun struvite metodu ile geri kazanımı üzerinde çalışmıştır ve şunları belirtmiştir: Fosfor atıksudan struvite kristalizasyonu ($MgNH_4PO_4.6H_2O$) geri kazanılabilmektedir. Bu çalışma sonunda bu teknolojinin fosfor geri kazanımında etkin, fizibil ve ekonomik olduğu, bu sayede fosfor kaynaklarının korunabileceği sonucuna varmışlardır. Ayrıca struvite kristallerinin oluşturulması için çeşitli endüstrilerden gelen atıksuların birleştirilebileceği fikrine ulaşmışlardır.

Jenicek ve diğerleri, evsel atıksu arıtma sistemlerinde çürütülmüş çamurun susuzlaştırılmasından kaynaklanan üst sudaki azot yükünün aktif çamur sistemine etkisi üzerine çalışmıştır. Nitritation (amonyağın nitrite dönüşümü) /denitritation (nitratın nitrite dönüşümü) prosesi veya nitritation (amonyağın nitrite dönüşümü) / deammonifikasyon (amonyağın nitrite nitritinse azot gazına dönüşümü) gibi özel biyolojik metotların uygulanması önemli derecede amonyak azotu giderimi sağladığı bilinmektedir. Bu metotların pratikteki kullanımında; düşük toplam arıtım maliyeti ve prosesin kararlılığı, gücü olmak üzere 2 önemli husus vardır. Bu iki gereksinim de nitritation/ denitritation prosesleri ile karşılanmaktadır. Bu bağlamda, nitritation prosesi temel bir proses olup, burada istenen nitrit ortamda birikmesinin sağlanmasıdır. Bu çalışmada nitrit birikimini etkileyen ana faktörler tanımlanmış, amonyak konsantrasyonuna ve N-yükleme hızına özellikle dikkat edilmiştir. Yüksek konsantrasyonda amonyak azotunun olması nitritation sırasında kararlılığın sağlanması açısından önemlidir. Ancak amonyak azotunun etkisi karmaşıktır ve gerçek amonyak azotu konsantrasyonu ile nitrit birikimi arasında direk bir ilişki gözlenmemiştir. Yüksek azot yükleme hızı; sık gözlenen bir durum olan NOB'lerin (Nitrit oksitleyen bakteriler tarafından nitritin nitrata dönüşümü) birincil inhibisyon faktörlerine adaptasyonundan kaçınmak için önemli bir araç olarak karşımıza çıkmaktadır.

—Üst suyun kompozisyonunun nitritation/ denitritation ile azot giderimine uygun olduğu,

—Üst suyun kompozisyonunun anaerobik çürüme teknolojisinin optimizasyonunun bir sonucu olarak değişebildiği,

—Üst suyun ayrı arıtımının, atıksu arıtma tesislerinde tesis bazında azot gideriminin optimizasyonu için iyi bir imkân sunmakta olduğu sonucuna varılmıştır.

Ivanov ve arkadaşları (2008), yürüttükleri çalışmada fosfor gideriminde yaygın olarak kullanılan demir tuzlarının yerine demir madeninden demir indirgeyen bakterilerce demir II iyonlarını kullanmıştır. Bu noktadan hareketle demir madeninin biyolojik olarak indirgenmesini kullanarak üst sularda fosfor gideriminin fizibilitesini test etmişlerdir. Demir II iyonlarının üretimi, fosfat ve organik karbon giderim hızları, kesikli deneylerle farklı boyuttaki demir madeni cevherlerinin fonksiyonu olarak incelenmiştir. Demir indirgeyen bakteriler, demir madeninden 550

mg/L'ye kadar demir II iyonu oluşumunu sağlamıştır. Demir II iyonu oluşumunun, demir cevherinin hesaplanan spesifik yüzey alanına lineer olarak bağlı olduğu görülmüştür. Üst sudaki fosfor konsantrasyonu demir cevherinin biyolojik olarak indirgenmesi sonucu % 90 azaltılmıştır. Ayrıca demir cevherinin partikül boyutu 7 mm'den daha küçük olduğunda fosfor giderim hızının demir cevheri partiküllerinin spesifik yüzey alanına bağlı olmadığı gözlenmiştir. Bu bulgulardan yola çıkarak demir cevheri kullanılarak fosfat gideriminin demir tuzu kullanarak konvansiyonel kimyasal çöktürme ile fosfat gideriminden daha ekonomik olduğu söylenebilmektedir. Çünkü demir cevheri daha düşük maliyetlidir.

Yang ve diğerleri (2007), bir evsel atıksu arıtma tesisinden alınan anaerobik çürümüş çamura alum çamuru ile şartlandırma ve susuzlaştırma uygulanması üzerinde çalışmıştır. Yürüttükleri bu çalışmanın amacı; alum çamurunun karışık çamurun susuzlaştırılmasında rolünü test etmek ve üst sudaki fosforu tespit etmektir. Deneyler bu 2 çamur karışımı için optimal karışım oranının 2:1 (anaerobik çürütülmüş çamur: alum çamuru; hacim bazında) olduğunu ve bu da çamurun içindeki fosforun alum ile adsorpsiyonu sonucu üst suda % 99 fosfor giderimi sağlanacağını göstermiştir. Atıksu arıtma tesislerindeki fosfor yükü atıksu arıtım prosesi esnasında üst suyun geri döndürülmesiyle artmakta olduğu bilinmektedir. Sonuç olarak bu çalışmada değinilen şartlandırma ve susuzlaştırma stratejisinin atıksu arıtma tesislerinde önemli derecede fosfor yükü azaltacağı düşünülmüştür. Ayrıca alum çamurunun kullanılması, filtrasyona karşı rezistansı ve kılcal emme zamanını azalttığı için karışık çamurun susuzlaştırılmasında yararlı bir yol olarak gösterilmektedir. Bu da alum çamurunun yük nötralizasyonunda fosfor için absorban olarak rol oynamasına katkı sağlamaktadır. Deneyler ayrıca anaerobik çürütülmüş çamurun optimal polimer dozunun 120 mg/L, karışık çamurun optimal polimer dozunun ise (karışım;2:1 iken ) 15 mg/L olduğunu göstermiştir. Burada polimer kullanımından tasarruf sağlandığı gözlenmiştir. Bu yüzden teknik açıdan bakıldığında, bir arada şartlandırma ve susuzlaştırma stratejisinin etkin bir yöntem olduğu yinede gerçek ölçekli uygulamalarda entegre bir şekilde proseslerin maliyet analizi, çamur transferi, artan çamur kekinin bertarafı ilave idare, polimer tasarrufu vs gibi faktörlerin de düşünülmesi gerektiği sonucuna varılmıştır.

Jones ve diğerleri (2007) yürüttükleri çalışmada, ototrofik ana akım ve yan akım reaksiyonlarının simülasyonunu tüm tesis için entegre bir model kullanarak tanımlamışlardır.

Yürütülen bu çalışma; yan akım modeliyle entegre edilmiş proses modeli aktif çamur/anaerobik çürüme modelinin Biowin'deki uygulamasıdır. Bu model aktif çamur, anaerobik çürüme ve yan akım reaksiyonlarının yanı sıra pH, gaz transferi ve kimyasal çöktürme gibi prosesleri içeren bir model matrisidir. Bu model 50'nin üzerinde bileşene ve 80'den fazla bu bileşenler üzerinde etkili olan prosese sahiptir. Bütün bu proseslerin stokiyometrisi elementel dengelerden sistematik olarak çıkarılmıştır. Biyokimyasal oksidasyon ve redüksiyon prosesleri C, H, O, N, P ve inorganik iyonlara göre dengelenmiştir.

Nitrifikasyon hızlarını ölçmek için yüksek F/M testleri uygulanmış ve nitrata ek olarak nitrit birikimi gözlenmiştir. Bu nedenle bu testler amonyağın nitrite dönüşümü (nitritation) nitritin nitrata dönüşümü (nitratation) olan kalibrasyon parametreleri için çok iyi veriler elde edilmesine sebep olmuştur.

Nitrifikasyon hızlarını ölçmek için düşük F/M testleri de uygulanmış bazen az miktarda nitrit birikimi elde edilmiştir. Bazı durumlarda bu testler amonyağın nitrite dönüşümü (nitritation) nitritin nitrata dönüşümü (nitratation) olan kalibrasyon parametreleri için çok iyi veriler elde edilmesine sebep olmuştur. Bu testlerin amonyak konsantrasyonlarının düşük olduğu durumu temsil etmektedir.

Çalışmada ayrıca pilot ölçekli bir Sharon Prosesinden elde edilen data amonyağın nitrite dönüşümü (nitritation) ve uygun koşullar altında NOB'lerin yıkanmasının tahmini için modelin geçerliliğini doğrulamak için simüle edilmiştir.

Seçilen pilot ölçekli tesiste dizayn koşulları ve işletme stratejilerini değerlendirmek üzere başlangıç simülasyonları mevcut modelle yürütülmüştür.

- Amonyağın Nitrite Dönüşümü (Nitritation)-Nitratın Azot Gazına Dönüşümü (Denitritation): Pilot tesisin başlangıç işletme modu, metanol ilaveli amonyağın nitrite dönüşümü (nitritation), nitratın azot gazına dönüşümü (denitritation) olarak ayarlanmıştır. Nitrit oksitleyen bakterinin yıkandığı böylece aerobik fazda amonyaktan nitrit oluştuğu anoksik fazda ise nitritten azot gazı oluştuğu gözlenmiştir. Anoksik metanol kullanıcılar tarafından

nitratın azot gazına dönüşümü (denitritation) oluştuğu için ardışık kesikli reaktörde (SBR) hiç nitrat bulunmadığı gözlenmiştir.

- Amonyağın Nitrite Dönüşümü (Nitritation) - Deammonifikasyon

  Bu modda sisteme metanol ilavesi durdurulmuş ve Anammox organizmaları içeren çamur reaktöre ilave edilmiştir. Bu işletme modunun dizayn koşulları amonyağın nitrite dönüşümü (nitritation)-nitratın azot gazına dönüşümü (denitritation) moduyla aynıdır. Bu modda pH, dar bir skalada değiştirilmiştir. Çünkü Anammox organizmalarına karşı toksik olan nitritin birikiminin engellenmesi istenmiştir. Anammox reaksiyonunda bol miktarda nitrat üretimi gözlenmiştir. Nitrit azot konsantrasyonu 5 mg/L altında tutulmuştur.

Sistem ayarları amonyağın nitrite dönüşümü (nitritation)-nitratın azot gazına dönüşümü (denitritation) moduna geri döndürüldüğünde, amonyak ve nitrit seviyelerinde yükselme, nitrat seviyesinde düşüş gözlenmiştir. Bu da Anammox organizmaların performans ve aktivitesinde bir düşüş olduğunu göstermiştir. Nitrit miktarındaki artış organizmaların geri dönüşü olmayan inhibisyonuna sebep olacaktır.

Sonuç olarak bu çalışma; ototrofik ana ve yan akımların simülasyonunu baz alarak tüm tesis için geliştirilen bir entegre modeli tanımlamaktadır. Modelin ana ve yan akım koşullarına kalibrasyonu gösterilmiştir. Yan akım prosesinin simülasyonu için bu modelin uygulanmasının farklı işletme modlarının ve kontrol stratejilerinin değerlendirilmesine olanak sağlayacağı düşünülmektedir.

# 3. KAYSERİ ATIKSU ARITMA TESİSİNİN TANITIMI

## 3.1 Genel Bilgi

Atıksu Arıtma Tesisi 134.055 $m^2$'si çamur depolama alanı olmak üzere toplam 369.490 $m^2$ saha üzerine kurulmuştur. 800.000 nüfus eşdeğerine hizmet verebilmektedir. Atıksu arıtma tesisinde karbonun yanı sıra azot ve fosfor da giderilmektedir. Tesisin ön çökeltme çamuru çürütülmekte ve çürütülmüş çamurdan çıkan gaz, ısı ve elektrik enerjisi olarak tesis içinde kullanılmaktadır. Tesisten çıkan arıtılmış su Karasu Deresi'ne verilmektedir. Tesisin akış diyagramı EK B1'de ve tesisin vaziyet planı EK B2'de verilmiştir.

## 3.2 Giriş Kanalı ve Giriş Pompa İstasyonu

Atıksu, 3.000 mm çapındaki kanalizasyon borusuyla tesis giriş kanalına bağlanır. Giriş kanalında dalgıç pompaları korumak amacıyla 90 mm aralığa sahip mekanik temizlemeli kaba ızgaralar mevcuttur.

Giriş Pompa istasyonu: Tesise atıksuyun alınabilmesi için giriş kanalındaki seviyeden kontrol edilen dalgıç pompalar kullanılmaktadır. Tesiste giriş terfi istasyonundan başka ara terfi istasyonu yoktur ve çamur kısımları hariç üniteler arası geçiş cazibeyle yapılmaktadır.

## 3.3 Izgara Binası

Bu ünitede 2+1 ızgara kanalı yer almaktadır. Her bir kanalda 1 adet mekanik temizlemeli ızgara ve 1 adet mekanik temizlemeli basamaklı ince ızgara bulunmaktadır. Izgara konveyörü ve presi bu binada bulunmaktadır. Izgara temizliği su seviyesi farkı ile kontrol edilmektedir. Izgara atıkları burgulu konveyör ile sıkıştırma işleminin yapıldığı ızgara presine verilmektedir. Preslenen atıklar konteynerlerde depolanmakta ve sahadan uzaklaştırılmaktadır.

### 3.4 Havalandırmalı Kum ve Yağ Tutucu

Atıksu içindeki kum ve yağın ayrılarak, mekanik ekipmanlara zarar vermesini önlemek amacıyla atıksu arıtma tesisinde 4 adet havalandırmalı kum ve yağ tutucu yer almaktadır.

### 3.5 Giriş Debi Ölçüm Kanalı

Havalandırmalı kum ve yağ tutucudan çıkan atıksu, giriş venturi kanalından geçmektedir. Venturi kanalında debi ölçümünün yanında, kompozit numune cihazı, pH, sıcaklık ve iletkenlik ölçüm cihazları yer almaktadır.

### 3.6 Ön Çökeltme Tankları

Atıksudaki askıda katı maddenin kısmi olarak giderilmesi için 2 adet ön çökeltme tankı yer almaktadır. Bu tanklar 35,7 m çapında dairesel tanklar olarak inşa edilmiş olup, merkezi giriş yapısı, döner sıyırıcı köprüsü ve çıkış savakları bulunmaktadır. Çöken çamur merkezdeki çamur konisinden pompa istasyonuna cazibeyle iletilmektedir. Ön çökeltme tankı çıkış suyu da cazibeyle biyofosfor tankına aktarılmaktadır.

### 3.7 Selektör / Biyolojik Fosfor Giderim Tankı

Geri devir çamuru pompa istasyonundan gelen çamur, selektör tankı girişine verilmektedir. Biyo-fosfor tankı girişindeki su, çamur hatlarıyla karışmaktadır. Bundan dolayı giriş yapısına dalgıç bir pompa yerleştirilmiştir. Daha sonra atıksu, içinde 4 adet dalgıç mikser bulunan selektör tanka iletilmektedir. Prosesin anaerobik ortamda gerçekleşmesi için havalandırma yoktur. Fosforun biyolojik olarak salınımı bu tankta gerçekleştirilmektedir. Anaerobik koşullarda mikroorganizmalar stres altına girmektedirler ve böylece hücre yapılarından orto-fosfat bırakmaya başlamaktadırlar. Daha sonra aktif mikroorganizmalar aerobik ortama tabi tutulduklarında biyo-fosfor tankında bıraktıkları fosfordan daha fazlasını bünyelerine geri almaktadırlar. Çıkış savaklarından su 4 hatta ayrılıp havalandırma tanklarına beslenmektedirler.

### 3.8 Havalandırma Tankları

Selektör tank çıkış suyu dağıtım yapısı vasıtasıyla organik kirletici maddelerin ve azotun biyolojik olarak giderilmesi amacıyla 2 * 4 havalandırma tanklarına cazibeyle iletilmektedir. Havalandırma tankları oksidasyon hendeği şeklinde inşa edilmiştir. Atıksuyun ve çamurun karışması ve çamurun çökmesinin engellenmesi için karıştırıcılar bulunmaktadır. Havalandırılan kısımda 1 adet ve anoksik kısımda 1 adet olmak üzere 2 yerdeki oksijen ölçümüyle tanklara verilecek havanın kontrolü yapılmaktadır. Çıkış suyu kalitesi için istenen nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesinden dolayı biyolojik arıtma için 25 günlük bir çamur yaşı seçilmiştir. Uzun havalandırma sayesinde tesis, debi değişikliklerine ve giriş suyu konsantrasyonundaki farklılıklara rağmen çıkış suyu kalitesini garanti etmektedir. Oksik kısım, hava dağıtım boruları ve ince kabarcıklı membran difüzörleri içeren bir havalandırma sistemi ile donatılmıştır. Gerekli hava blover istasyonundan sağlanmaktadır.

### 3.9 Son Çökeltme Tankları

Aktif çamurun giderilmesi ve kısmi olarak tesise geri beslenmesi amacıyla 4 son çökeltme tankı mevcuttur. Bu tanklar 59,40 m çaplı dairesel tank olarak inşa edilmiş olup, merkezi giriş yapısı, döner sıyırıcı köprüsü ve çıkış savakları bulunmaktadır. Dalgıç pompalar vasıtasıyla çamur kısmi olarak selektör tank giriş yapısına geri devir çamuru olarak iletilirken bir kısmı da fazla çamur olarak çamur susuzlaştırma ekipmanı öncesindeki karışım tankına verilmektedir.

### 3.10 Çıkış Debi Ölçüm Kanalı

Son çökeltme tanklarından çıkan arıtılmış su, tesisten çıkan su miktarının belirlenmesi için çıkış venturi kanalından geçerek Karasu Nehri'ne ulaşmaktadır. Venturi kanalında ayrıca numune alma cihazı, pH, sıcaklık ve iletkenlik ölçüm cihazları da yer almaktadır.

### 3.11 Ön Çamur Yoğunlaştırıcı

Ön çamur pompa istasyonundan terfi ettirilen çamur parçalayıcıdan geçtikten sonra ön yoğunlaştırma tankına verilmektedir. Burada çamur, havuza monte edilmiş olan

karıştırıcı tarak ile karıştırılarak yerçekimi kuvveti ile % 4 KM'den (Kuru Madde) % 7 KM yoğunluğa ulaştırılır. Üstte kalan durgun su, taşkın savağı yardımıyla bulanık su toplama tankına beslenir.

### 3.12 Çamur Çürütücü Tank ve Çamur Çürütme Binası

Ön çamur yoğunlaştırıcıdan gelen çamur ham çamur pompaları vasıtasıyla ısı eşanjörlerine basılır. Isı eşanjörü giriş borusunda ön çamur ile çürümüş devir daim çamuru karıştırılır. Isı eşanjöründen çıkan çamur, çürütücü tanka pompalanır. Çamur çürütüldükten sonra ikincil çamur yoğunlaştırıcıya aktarılır. Üretilen gaz, gaz depolama tankında depolanır ve birleştirilmiş ısı ve güç üniteleri (CHP) sayesinde elektrik ve ısı enerjisi üretmek üzere kullanılır. Süzüntü suyu kanalizasyon sistemi aracılığıyla giriş kanalına geri verilir. Çamur çürütme, anaerobik bir fermentasyon prosesidir. Çürütücüye beslenen çamur (ön çamur ve yağ karışımı) yaklaşık 37°C sıcaklığında oksijensiz bir ortamda çürütülür. Proses sürecinde organik maddelerin (uçucu katılar) ayrıştırılması gerçekleştirilir.

### 3.13 Birleştirilmiş Isı ve Güç Üniteleri (CHP)

Gaz, gaz depolama tankından yoğunlaşan suyun tekrar giderimi için seramik filtreye gider. Daha sonra enerji üretimi için CHP ünitesinde kullanılır. CHP ünitesinin amacı, gazdan ısı ve elektrik enerjisi üretmektir. Üretilen enerji ile Atıksu Arıtma Tesisi'nin elektrik enerji ihtiyacının % 30'u, idari bina da dahil olmak üzere ısı enerji ihtiyacının tamamı karşılanmaktadır.

### 3.14 Gaz Depolama Tankı

Çürütücü tankında üretilen gaz, öncelikle sıvıların ayrılması için kum filtresine verilir. Gaz, kalitesine ve miktarına bağlı olarak, gaz depolama tankında depolanır ya da gaz meşalesinde yakılır. Gaz depolama tankı, çürütücü tanktaki biyogaz üretimi ile birleştirilmiş ısı ve güç (CHP) üniteleri arasında tampon görevi görür.

### 3.15 Gaz Meşalesi

Eğer depolanamayacak fazla biyogaz varsa, bu fazla gaz, gaz meşalesine gönderilir.

### 3.16 Çamur Susuzlaştırma Binası

İkincil çamur yoğunlaştırıcıda yoğunlaştırılan çamur ve biyolojik arıtmadan gelen fazla çamur, çamur susuzlaştırma öncesi karıştırma tankında karıştırılır. Karışım tankından çıkan çamur, çamur besleme pompaları vasıtasıyla her bir susuzlaştırma ünitesine basılır. Belt filtre pres, çamuru çamur besleme pompalarından almaktadır. Pompa basma tarafında çamura seyreltilmiş polimer eklenir ve karıştırılır. Daha sonra çamur, önce suyun yer çekimi ile ayrıldığı süzücü banda beslenir. Çamur keki çamur yüzeyinden sürekli olarak su akıtmaya neden olan yastık bloklar aracılığı ile sürekli olarak üst üste tekrar istiflenir. Yoğunlaştırılan çamur, sıyırıcı aracılığıyla süzücü banttan boşaltılır ve daha sonra belt filtre prese beslenir. Filtre pres sayesinde çamur, % 20 KM'ye ulaştırılır ve kireç eklenmesi ile % 35 KM'ye de çıkarılabilir.

# 4. DENEYSEL ÇALIŞMA

## 4.1 Deneysel Çalışmanın Planlanması

Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan numunelere modelleme çalışmalarında kullanmak üzere Kimyasal Oksijen İhtiyacı, Toplam Fosfor, Toplam Kjeldahl Azotu, uçucu yağ asitleri, askıda katı madde, uçucu askıda katı madde, alkalinite, pH, $Mg^{2+}$ ve $NH_4^+$ ölçümleri yapılmıştır. Yapılan atıksu analizlerinin sonuçları Tablo C'de verilmiştir.

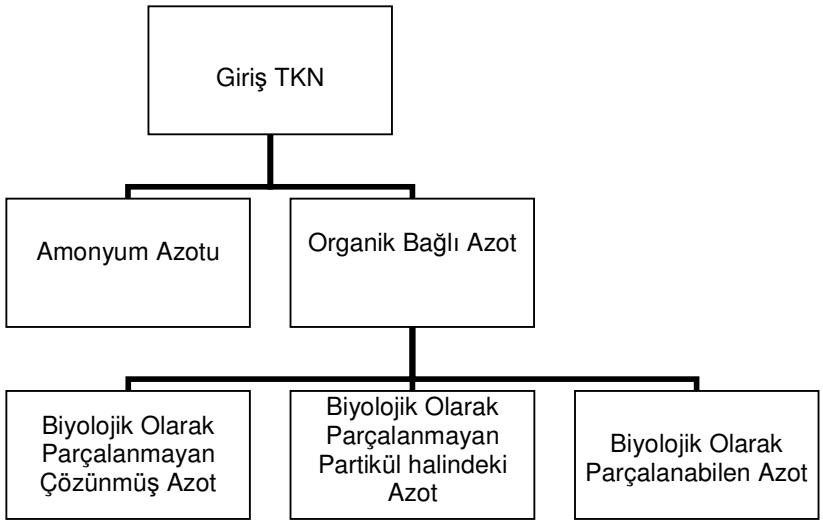
## 4.2 Deneysel Çalışma Düzeni

### 4.2.1 Analizlerde kullanılan materyal ve metot

#### 4.2.1.1 Amonyak ve Toplam Kjeldahl Azotu (TKN)

Arıtma sistemlerinde organik azotun bir kısmı mikroorganizmalar tarafından hidrolizle amonyak azotuna çevrilmektedir. TKN aerobik şartlarda mikroorganizmalar tarafından oksitlenmekte ve biyokütle tarafından yeni hücrelerin oluşumu için kullanılmaktadır. Amonyak azotunun oksitlenmesi için amonyak azotunun kilogramı başına 4,57 kg oksijen gerekmektedir. TKN'nin fraksiyonları Şekil 4.1'de gösterilmiştir.

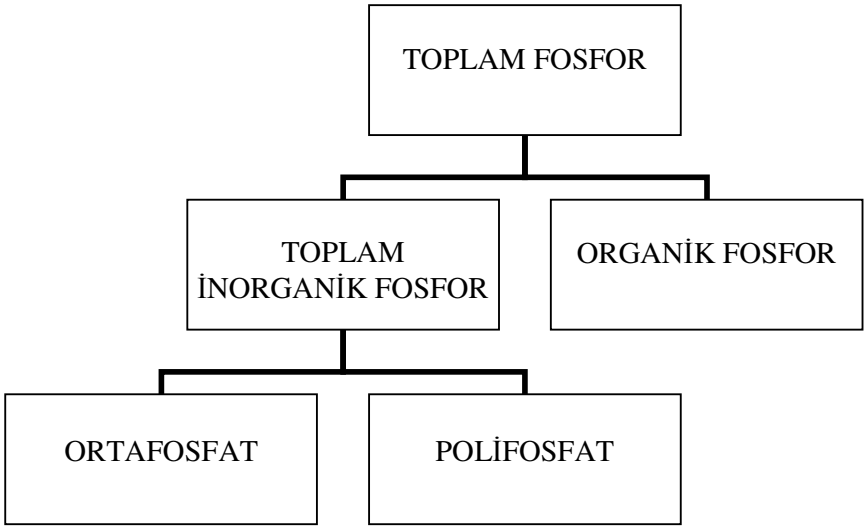
**TKN analizinin yapılma amacı:** TKN, azotun ne kadarı oksitlenmemiş formda olduğunu ve azotun oksitlenme kapasitesini göstermektedir. Örnek olarak; TKN oksitlendiğinde nitrat azotu oluşmaktadır. Azot türleri içinde TN, TKN (amonyak ve organik azot toplamıdır), nitrit azotu ve nitrat azotu yer almaktadır. Toplam azot, ileri atıksu arıtma tesisleri için uygun bir parametredir (BNR, 2006).




**Şekil 4.1 :** TKN Türleri

#### 4.2.1.2 Toplam fosfor

Sularda fosfor, fosfat olarak bulunmaktadır. İnorganik fosfat bileşikleri ve bunların susuz şekilleri olan polifosfatlar çevre mühendisleri için önemlidir. Fosfor türleri Şekil 4.2'de gösterilmiştir (Samsunlu, 1999).




**Şekil 4.2 :** Fosfor Türleri

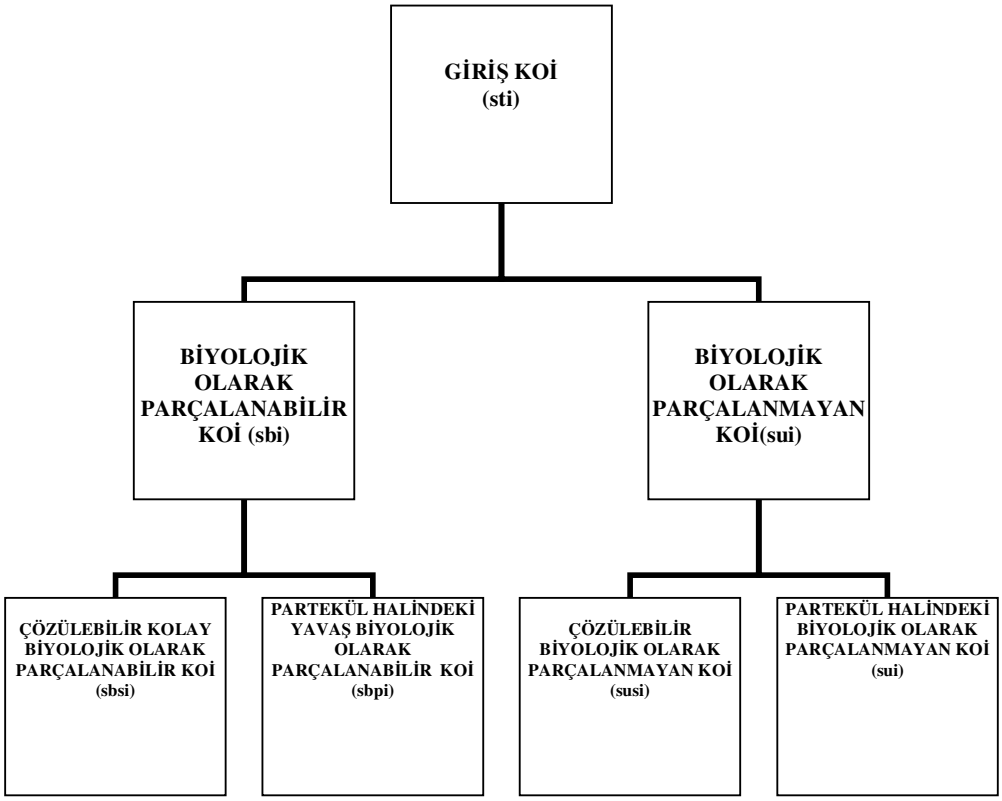
Fosfor, tüm yaşayan canlıların hücre büyümesi ve yenilenmesi için gereksinim duyduğu bir mikro besi maddesidir. Ayrıca fosfor, tatlı sularda ve göllerde alglerin büyümeleri için kısıtlayıcı faktördür. Bu nedenden dolayı birçok atıksu arıtma tesisi sahip olduğu fosfor çıkış limitlerinde toplam fosfor yüklerini azaltma girişimindedirler. Akarsu ve göllerde algler ürediği zaman sonuçta ölmekte ve

organizmalar tarafından ayrıştırılmasıyla çözünmüş oksijenin azalmasına neden olmaktadır. Ayrıca düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonunun etkisiyle parçalanan algler su kütlesinin tabanına çökmekte ve akarsu ve göllerin tabanını doldurmaktadır.

**Toplam fosfor analizlerinin amacı:** Hücre büyümesi ve yenilenmesi için fosfor gerekli olduğu için biyolojik arıtma sistemlerinde fosfora ihtiyaç vardır. Genellikle nütrient ihtiyaçlarını BOİ/N/P oranı 100/5/1 oranı göstermektedir. Bu orandan giderilen her 100 mg/L BOİ başına 1 mg/L fosforun hücre büyümesi için gerekli olduğu sonucu çıkarılmaktadır. Bu oran, sistemin tipine bağlı olarak değişiklik göstermekte olup, bu oranla anlatılan aslında bütün biyolojik sistemlerde bir miktar fosforun giderildiğidir. Birçok evsel atıksu arıtma sisteminde hücre büyümesini sağlamak için daha fazla fosfor bulunmakta ve geri kalan kısım ise arıtma yoluyla giderilmektedir. Fosfor birçok formda bulunabilir ve ikincil atıksu arıtma sistemiyle form değiştirebilmektedir. Fosforun türleri içinde bir kısmı çözünmüş halde diğer kısmı askıda katı halinde bulunabilmektedir. Çözünmüş kısım genellikle ortofosfat yapısındadır (BNR, 2006).

#### 4.2.1.3 Kimyasal oksijen ihtiyacı

Kimyasal oksijen ihtiyacı örneklerin kimyasal oksijen ihtiyacının ölçülmesini içeren BOİ'ye benzeyen bir uygulamadır. BOİ ile karşılaştırıldığında 3 saat gibi kısa bir sürede gerçekleşmektedir. KOİ analizinin çeşitli şekillerde yapılması biyolojik sistemler üzerinde KOİ' nin etkisinin daha iyi karakterize edilmesi için gereklidir. Fosfat biriktirici organizmalar tarafından direkt olarak kullanılan KOİ fraksiyonlarının izole edilmesi şeklinde uygulanır (BNR, 2006). KOİ'nin fraksiyonları Şekil 4.3'de gösterilmiştir.




**Şekil 4.3:** Kimyasal Oksiken İhtiyacı Fraksiyonları (Metcalf & Eddy, 2003).

Giriş KOİ'si öncelikle biyolojik olarak parçalanabilen ve biyolojik olarak parçalanmayan olmak üzere iki bölüme ayrılmaktadır. Biyolojik olarak parçalanmayan kısmı arıtma sisteminden geçer ya da AKM'nin içinde partikül madde olarak ya da ilk çamur olarak sistemden atılmaktadır. Biyolojik olarak parçalanabilir kısım, çözülebilir kolay biyolojik olarak parçalanabilir kısım ve partikül halindeki yavaş biyolojik olarak parçalanabilir kısım olarak iki alt bölüme ayrılmaktadır. Biyolojik nütrient gideriminde çözülebilir kolay biyolojik olarak parçalanabilir kısım anahtar rolündedir.

**Kimyasal oksijen ihtiyacının (KOİ) analizinin amacı:** Anaerobik zonda kolay biyolojik olarak parçalanabilir bileşimler kısa bekletme sürelerinde (1-2 saat) fermentasyonla uçucu yağ asidi formlarına dönmektedirler. Girişte kolay biyolojik olarak parçalanabilir bileşimler arttığında anaerobik katmanda fosfor salınımı artmaktadır. Çözülebilir kolay biyolojik olarak parçalanabilir kısmın konsantrasyonunun PAO'lar etrafında en az 25 mg/L olması halinde anaerobik katmanda fosfor salınımı gerçekleşmektedir. Diğer araştırmalar EBPR'nin olması

için çözülebilir kolay biyolojik olarak parçalanabilir kısmın giriş konsantrasyonu 60 mg/L olması gereklidir (BNR, 2006).

#### 4.2.1.4 Uçucu yağ asitleri (UYA)

Uçucu asitlerin tayini çoğunlukla anaerobik arıtma proseslerinin kontrolünde yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Organik maddenin biyokimyasal olarak ayrışmasında çok çeşitli saprofitik bakteriler kompleks maddeleri hidrolize etmekte ve düşük molekül ağırlıklı bileşiklere dönüştürmektedirler. Oluşan düşük moleküler ağırlıklı bileşiklerin tümü kısa zincirli yağ asitleridir. (Asetik asit, propiyonik asit, bütirik ve valerik asit, izovalerik ve kaproik asit gibi). Bu düşük moleküler ağırlıklı yağ asitleri, uçucu asitler olarak ifade edilmektedirler. Bunlar normal atmosfer basıncında distile edilebilmektedirler. Bu asitlerin ortamda artışı, eğer sistemde gerekli tamponlama kapasitesi yoksa pH düşmelerine ve böylece anaerobik arıtma prosesinin durmasına yol açabilmektedir (Samsunlu, 1999).

Anaerobik katmandaki uçucu yağ asitleri EBPR prosesinin performansını etkilemektedir. BPR sırasında atıksudan mg/L fosfor giderimi başına 50-60 mg/L KOİ tüketimi gerçekleştiği geçmiş çalışmalarda saptanmıştır. Asetik asit EBPR için en etkili olan uçucu yağ asitleridir.

Asetik asit atıksu fermentasyonunda oluşan ilk uçucu yağ asitidir, ikinci olarak da propiyonik asit gelmektedir. Yeterli uçucu yağ asidi üretimi atıksu toplama sistemlerinde uzun bekletme süreleri olan lağımlarda oluşabilmektedir.

**Uçucu yağ asiti analizlerinin amacı:** Uygun şartlarda çalışan anaerobik çürütme tesislerinde, organik maddenin ayrıştırılmasında iki grup bakteri uyum içinde çalışmaktadır. Saprofilik bakteriler ayrışmayı asit kademesine kadar yürütmekte ve daha sonra metanojenlerin dönüşümü, metan ve karbondioksit oluşumu ile tamamlamaktadırlar. Metanojenler yeterli sayıda mevcut olduğunda ve çevresel koşullar uygun olduğunda, saprofilik bakteriler tarafından üretilen son ürünler (uçucu asitler) metan bakterileri tarafından hızlı bir şekilde kullanılırlar. Netice olarak mevcut doğal tamponların nötralize etme yeteneğini aşarak ortamda biriktirilemezler ve pH metan bakterileri için uygun sınırda kalır. Bu şartlar altında, çürüyen çamurun uçucu asit içeriği çoğunlukla 50-250 mg/L arasındadır ve asetik asit şeklinde ifade edilir.

Metanojenler doğada çok yaygın olarak bulunurlar ve daima bir miktar, evsel atıksularda ve bunlardan elde edilen çamurlarda mevcuttur. Ancak saprofilik bakterilerle sayıca mukayese edildiklerinde çok azdır. Bu nedenle daha ziyade çamur çürütme amacı ile kullanılan anaerobik ayrışmanın başlangıcında, bir miktar çürütülmüş çamur aşılama amacı ile geri döndürülür. Çünkü ham çamurun tamponlama gücü azdır. Diğer taraftan saprofilik bakteriler, metan bakterilerinden çok daha hızlı bir şekilde ürerler. Bu nedenle pH'nın düşerek ayrışmayı durdurması önemli bir tehlikedir. Bu durum meydana gelirse, ortama kireç ekleyerek pH'yı nötral bölgeye yükseltmek uygun olur. Bu nedenle metan parçalanmasının başlangıcı esnasında çevre şartlarının kontrolü amacı ile pH ölçümleri ve uçucu asit tayinleri gerekli olmaktadır.

Anaerobik çürütme ünitelerinin başarılı çalışması, metan ve saprofitik bakteriler arasında yeterli bir denge elde edilmesine bağlıdır. Metan bakterileri çevre koşullan ve gıda yükündeki değişimlerle oldukça yakın ilişkilidirler. Bu bakteriler pH ve sıcaklık değişimlerinden, saprofitik bakterilerden daha fazla etkilenirler. Bu iki faktörden birindeki değişim uçucu asitlerin bozunma hızında azalmalara neden olur; neticede de uçucu asitler sistemde birikmeye başlarlar.

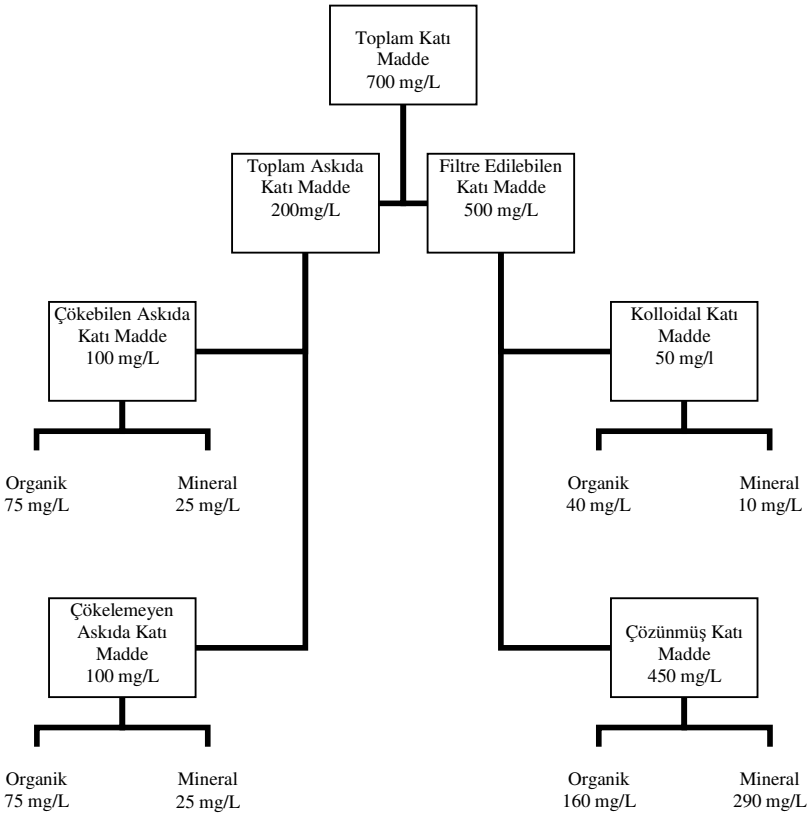
Saprofitik bakteriler metan bakterilerinden daha hızlı bir şekilde çoğalabilirler. Artan gıda yüklemeleri altında uçucu asitler; yavaş gelişen metan mikroorganizmalarının onları kontrol edemeyecekleri kadar hızı bir şekilde meydana gelirler. Bu durum sistemde uçucu asitlerin birikimine neden olur. Bu gibi hallerde çamur; çamur çürütme ünitelerinden uzaklaştırılmalı veya taşınmalıdır. Bununla beraber, büyük miktarlarda çamurun uzaklaştırılması ortamdaki metan organizmalarının uçucu asitlerin bozunmasını sağlamaya yetmeyecek kadar azalmasına neden olacaktır ve ortamda uçucu asitlerin birikimi olayı meydana gelecektir. Yukarıda belirtilen nedenlerle çürütme ünitelerinde uçucu asit tayinleri, bu ünitelerin düzgün çalışıp çalışmadığını kontrol etmede en önemli unsur olmaktadır (Samsunlu,1999).

Ayrıca biyolojik nutrient gideren atıksu arıtma sistemlerinde anaerobik kısmında uçucu yağ asitlerinin (VFA: Volatile Fatty Acid) varlığı EBPR için gereklidir. Giriş atıksuyu zayıfsa uçucu yağ asitleri üretimi ya biyolojik nutrient giderimi (BNR: Biological Nutrient Removal) anaerobik zonunda ya da biyolojik nutrient giderim sisteminin dışında fermentasyon öncesi verilen ayrı bir proses ile gerçekleşir. Bir tesiste uçucu yağ asitleri (VFA) proses kontrol parametresi olarak seçilebilir. Bu

BPR tanklarının girişinde çok miktarda olmadığı için yararlı bir kanıt olabilir. Bu tesisler uçucu yağ asitlerinin çok olması ve proseslerin ayarlanmasının izlenmesiyle optimize edilebilirler.

#### 4.2.1.5 Askıda katı maddeler ve uçucu askıda katı maddeler

Ölçüm prensiplerine göre su numunelerinin standart cam elyafı filtreden süzülmesi ve filtrenin kurutulması sonucu elde edilen kalıntılar, toplam askıda katı maddeleri (TAM) veya askıda katı maddeler (AKM) olarak adlandırılır. Askıda katı maddelerin organik fraksiyonu uçucu askıda katı maddeler (UAKM) tanımlanmaktadır (www.ins.itu.edu.tr/cevre/labor/dokuman/Foyler/AKM_UAKM.pdf). Evsel suda bulunan katı maddelerin sınıflandırılması ve mg/L olarak konsantrasyonları Şekil 4.4'de verilmiştir.




**Şekil 4.4:** Evsel Suda Bulunan Katı Maddelerin Sınıflandırılması ve mg/L Olarak Konsantrasyonları (Samsunlu, 1999).

**Askıda Katı Madde Analizlerinin Amacı :**

Yüksek konsantrasyonlarda katı madde içeren kirlenmiş sular, endüstri kuruluşların çıkış suyu kalitesine ve alıcı suya olumsuz etki yapar. Endüstriyel atıksuların arıtılmasında ön çökeltme tanklarının gerekli olup olmadığına karar vermede ve bunların boyutlandırılmasında katı madde miktarının bilinmesi gereklidir. Kimyasal madde kullanımı ve meydana gelecek çamur miktarını etkiler. Arıtma tesisi çıkışında katı madde konsantrasyonun belli bir limit değeri aşmasına izin verilmez çünkü alıcı su ortamlarında çökelmelere ve fazla miktarda dip çamuru oluşumuna neden olurlar. Taban birikintilerinde anaerobik ayrışma başlar. Ayrıca alıcı ortamlarda bulanıklık yaparak ışık geçirgenliğini azaltır (Samsunlu, 1999).

# 5. MODELLEME ÇALIŞMALARI

## 5.1 Kütle Dengelerinin Hesaplanması

Yapılan analizler ve tesisten alınan veriler yardımıyla her bir ünite için debiler bulunmuştur. Analizler sonucu elde edilen veriler ve debilerden yararlanarak AKM (Askıda Katı Madde), KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı), TKN (Toplam Kjeldahl Azotu), TP (Toplam Fosfor) için kütle dengeleri kurulmuş olup, her bir kütle dengesi için şekil ve açıklamaları içeren tablolar EK D'de verilmiştir.

## 5.2 Verilerin Modele Girilmesi

Modelleme çalışmasında simülasyon programı olarak Biowin 2.1 programı kullanılmıştır. Tesis, programa aşağıdaki sıraya göre tanıtılmıştır.

**Ortalama Değerlerin Oluşturulması:** Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan 2005 yılı verilerinin giriş ve çıkış değerlerinden giriş (Tablo 5.1) ve çıkış (Tablo 5.2) ortalama değerleri oluşturulmuştur.

**Tablo 5.1:** 2005 Yılı Giriş Atıksuyu Ortalamaları

| Deney | Birim | Ortalama |
|---|---|---|
| Giriş Debisi | $m^3$ | 140.454 |
| AKM | mg/L | 341 |
| KOİ | mg/L | 665 |
| Toplam P | mg/L | 10 |

**Tablo 5.2:** 2005 Yılı Çıkış Atıksuyu Ortalamaları

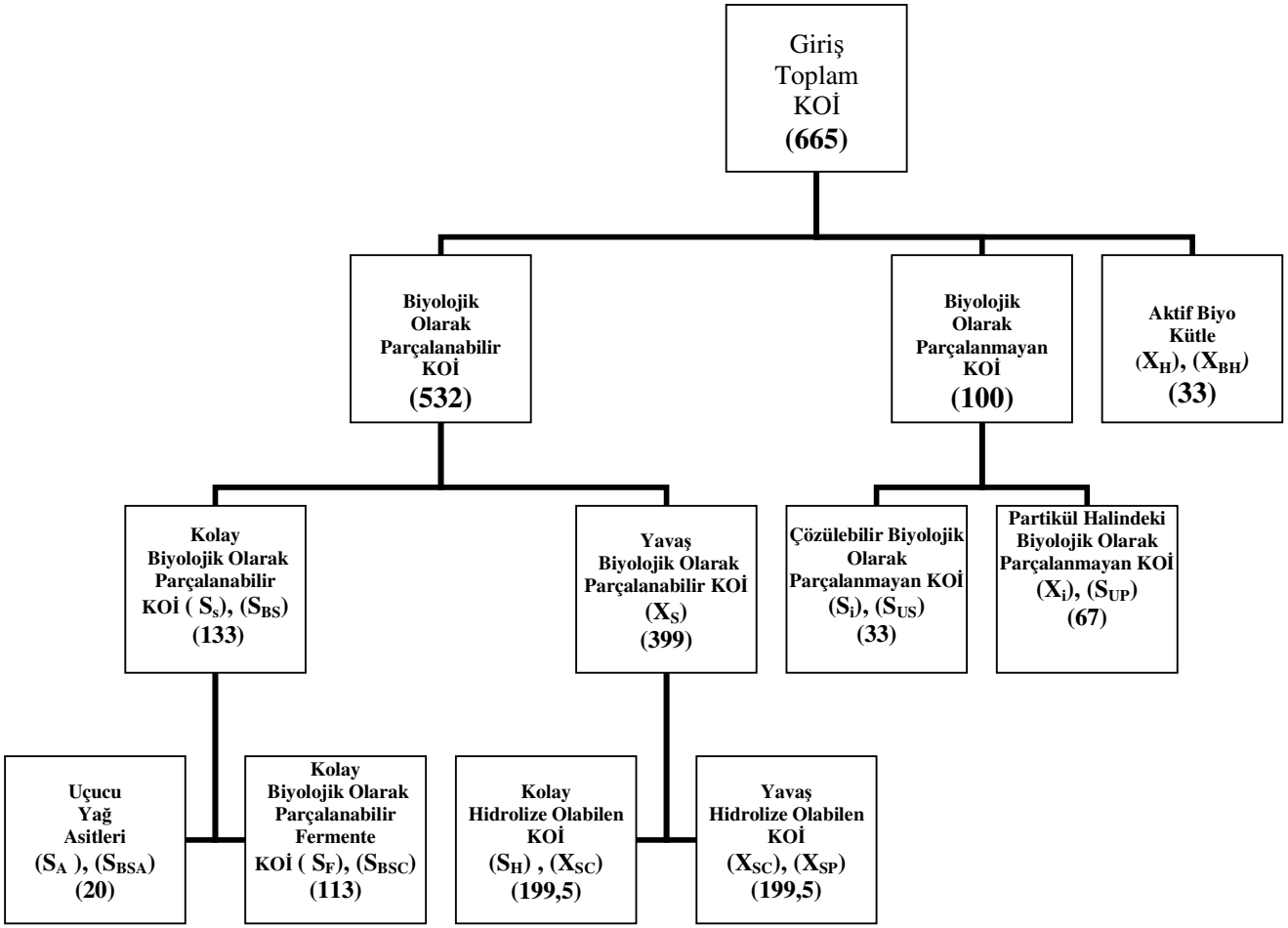
| Deney | Birim | Ortalama |
|---|---|---|
| Çıkış Debisi | $m^3$ | 137.110 |
| $BOİ_5$ | mg/L | 8 |
| AKM | mg/L | 20 |
| KOİ | mg/L | 41 |
| $NH_4^-N$ | mg/L | 3 |
| $NO_3^-N$ | mg/L | 3 |
| TOPLAM N | mg/L | 8 |
| $PO_4^-P$ | mg/L | 2 |
| Toplam P | mg/L | 3 |

**Yapılan Analizler:** Tesisin belirli noktalarından alınan (ön çökeltim tankı çamuru, ön yoğunlaştırıcı çamuru, çürütücü çamuru, son çökeltim tankı çamuru, ön yoğunlaştırıcı üst suyu, belt fitre suyu) numunelere AKM (Askıda Katı Madde), Toplam KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı), Toplam Kjeldahl Azotu ve Toplam Fosfor analizleri yapılmıştır. Analiz sonuçları Tablo 5.3'de verilmiştir.

**Tablo 5.3:** Analiz Sonuçları

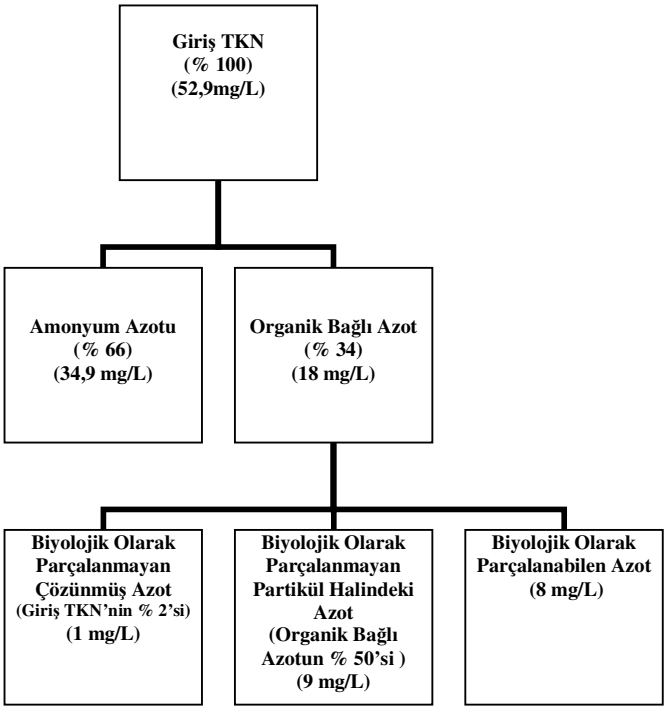
| Numune Alınan Yer | T. KOİ (mg/L) | T.P. (mg/L) | TKN (mg/L) | ALKALİNİTE (mg $CaCO_3$/L) | pH | AKM (mg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Ön Çökeltim Tankı Çamuru | 10.079 | 104 | 448 | - | 6,6 | 8.160 |
| Ön Yoğunlaştırıcı Çamuru | 73.903 | 404 | 2.016 | - | 5,85 | 57.600 |
| Çürütücü Çamuru | 100.955 | 502 | 2.576 | - | 7,6 | 50.400 |
| Son Çökeltim Tankı Çamuru | 7.367 | 230 | 518 | - | 6,9 | 7.700 |
| Ön Yoğunlaştırıcı Üst Suyu | 930 | 27 | 75 | 665 | 7,1 | 172 |
| Belt Filtre Suyu | 220 | 9 | 52 | 512 | 7,8 | 134 |

**KOİ Fraksiyonları:** KOİ, literatürden yararlanarak fraksiyonlarına ayrılmıştır. KOİ fraksiyonları Şekil 5.1'de verilmiştir.



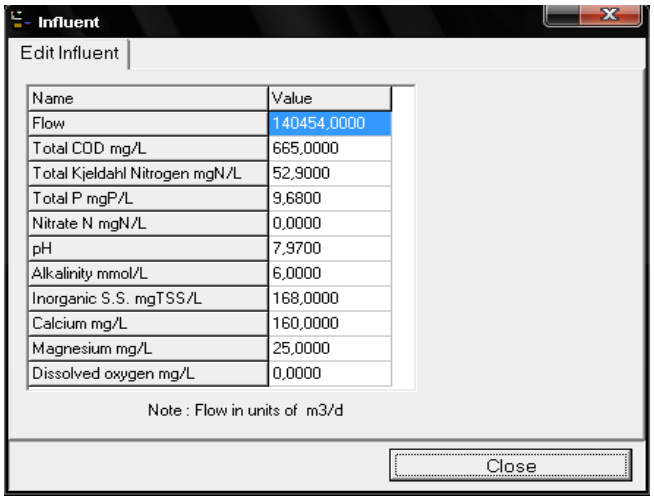

**Şekil 5.1:** KOİ Fraksiyonları

**TKN Fraksiyonları:** Giriş TKN değeri, literatür ve Biowin programındaki değerlerden yararlanılarak fraksiyonlarına ayrılmıştır. Şekil 5.2, TKN fraksiyonlarını göstermektedir.



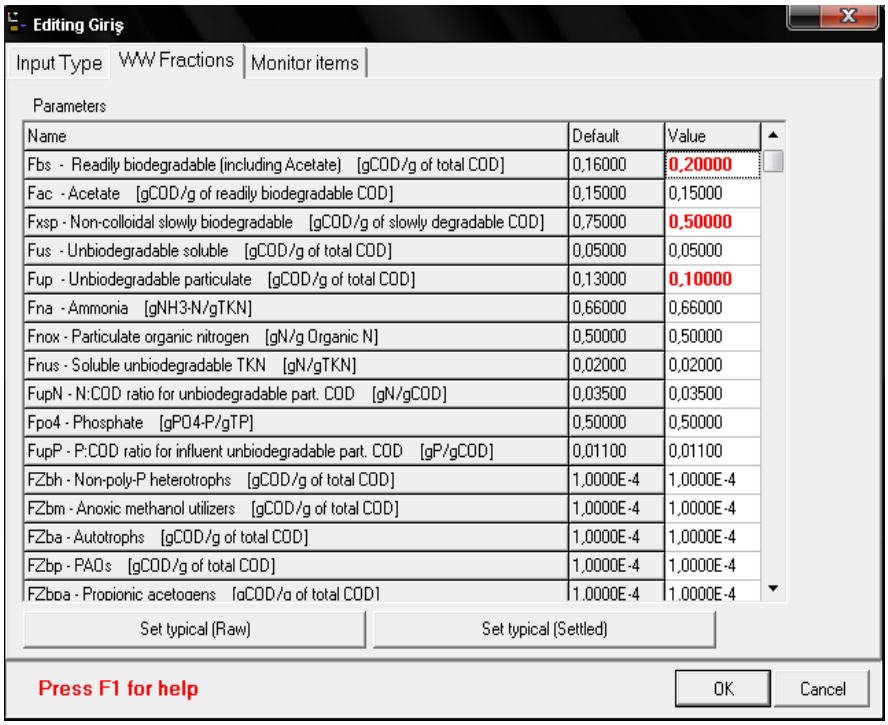

**Şekil 5.2:** TKN'nin Fraksiyonlarına Ayrılması

**Debilerin Modele Girilmesi:** Tesise ait 2005 yılı atıksuyu giriş ortalama değerleri programa girilmiştir (Şekil 5.3).



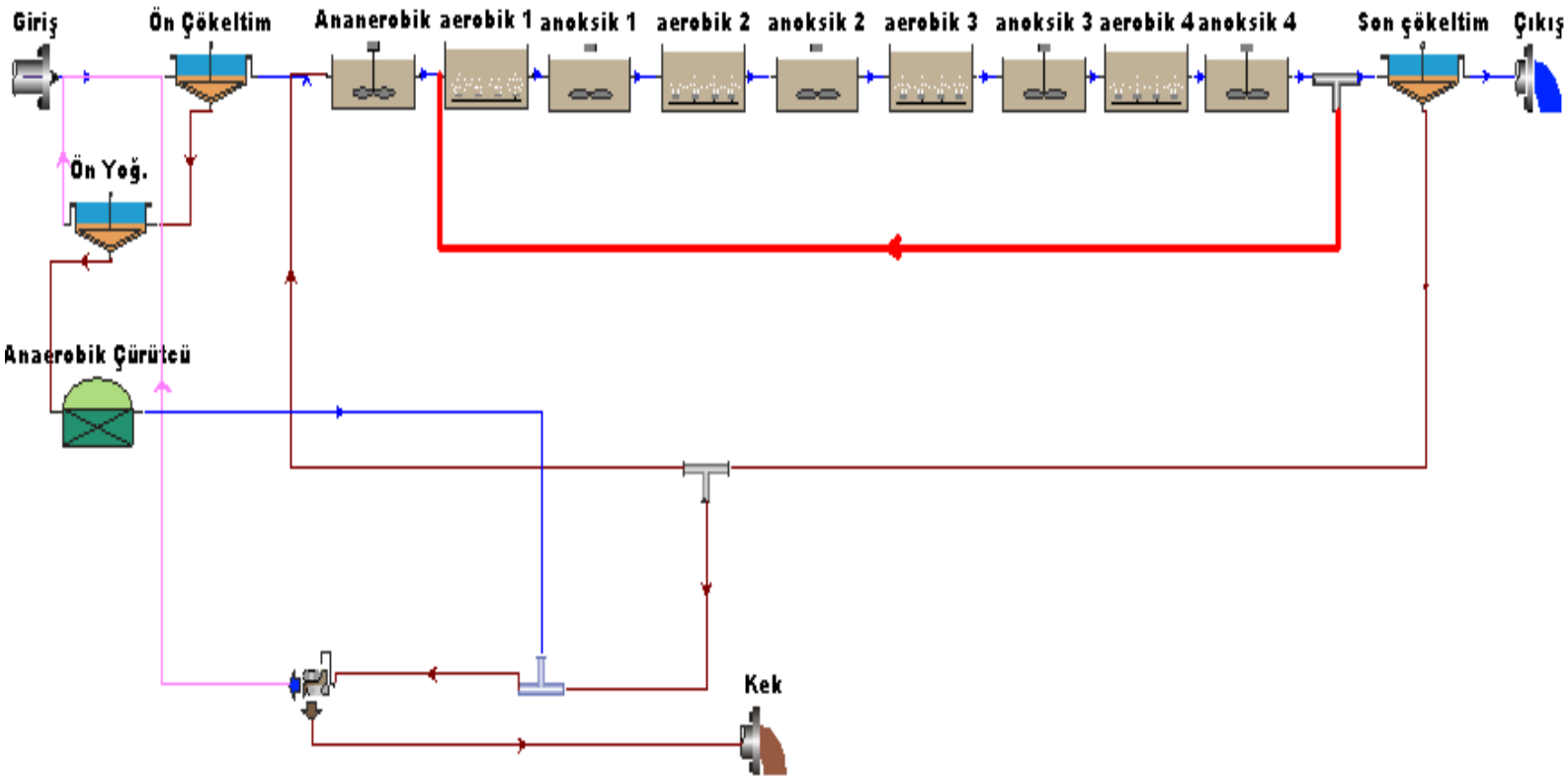

**Şekil 5.3:** Giriş Değerlerinin Programa Aktarılması

**Giriş Atıksu Fraksiyonlarının Programa Girilmesi:** Giriş atıksuyu fraksiyonları programa girilmiştir (Şekil 5.4).



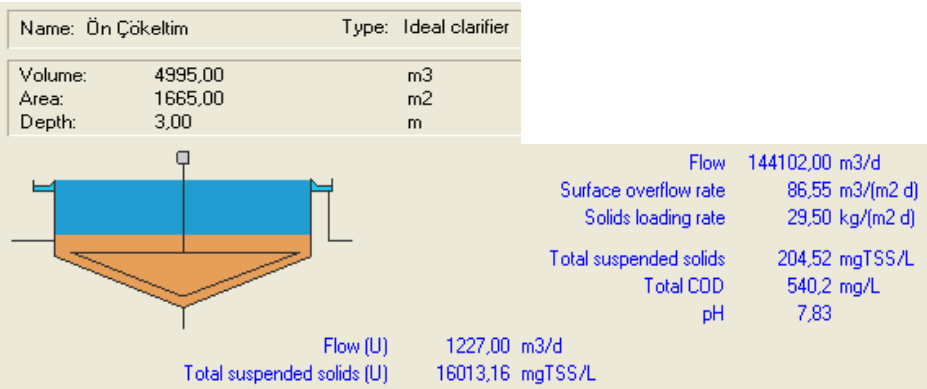

**Şekil 5.4:** Giriş Atıksuyu Fraksiyonlarının Programa Aktarılması

**Ünitelerin Oluşturulması:** Tesisteki her bir ünite tek tek Biowin programına tanıtılmıştır. Şekil 5.5, tesisin programda görünümünü göstermektedir.



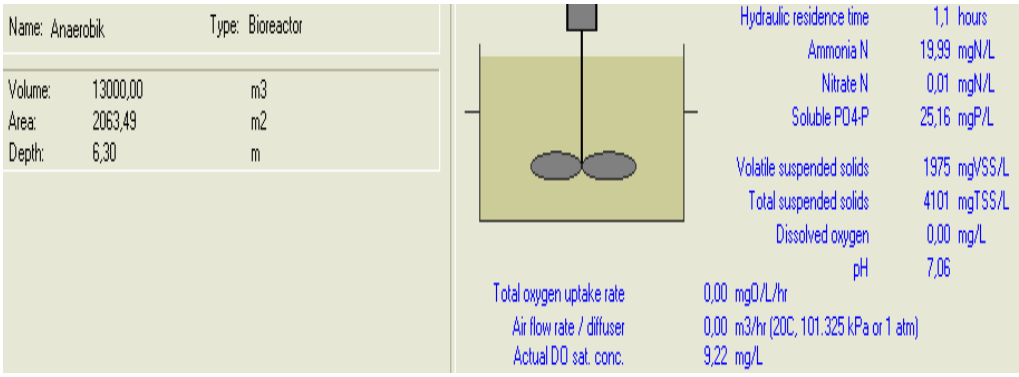

**Şekil 5.5:** Programda Tesisin Görünümü

**Ön Çökeltim Tankı Verilerinin Modele Girilmesi:** Ön çökeltim tankının alanı ve yüksekliği, giderim oranı, ön yoğunlaştırmadan, son yoğunlaştırmadan, susuzlaştırma ünitesinden ve girişten tanka gelen debiler programa tanıtılmıştır (Şekil 5.6).



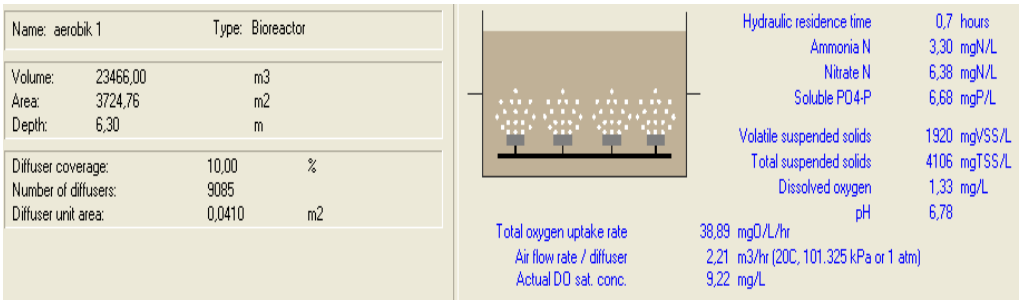

**Şekil 5.6:** Ön Çökeltim Tankının Programdaki Verileri

**Biyoselektör Tankı Verilerinin Modele Girilmesi:** Biyoselektör tankının alanı ve yüksekliği ve tanka gelen debi programa tanıtılmıştır (Şekil 5.7).

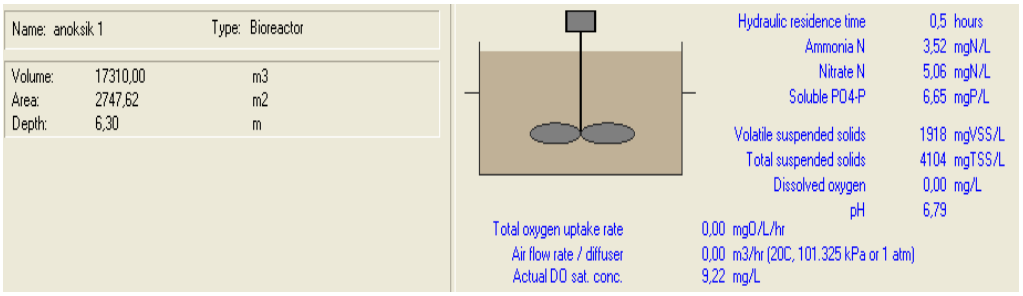



**Şekil 5.7:** Biyoselektör Tankının Programdaki Verileri

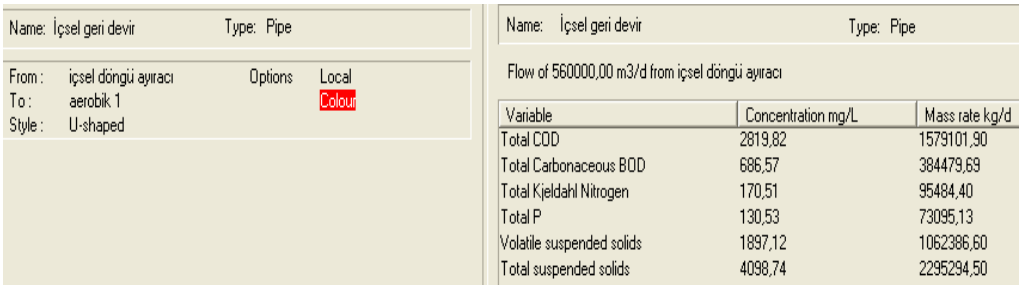
**Havalandırma Tankı Verilerinin Modele Girilmesi:** Aerobik ve anoksik tankların alanı, yüksekliği, aerobik tanklar için oksijen değerleri, tanklara gelen debi ve içsel geri devir oranı programa tanıtılmıştır (Şekil 5.8, 5.9, 5.10, 5.11, 5.12).



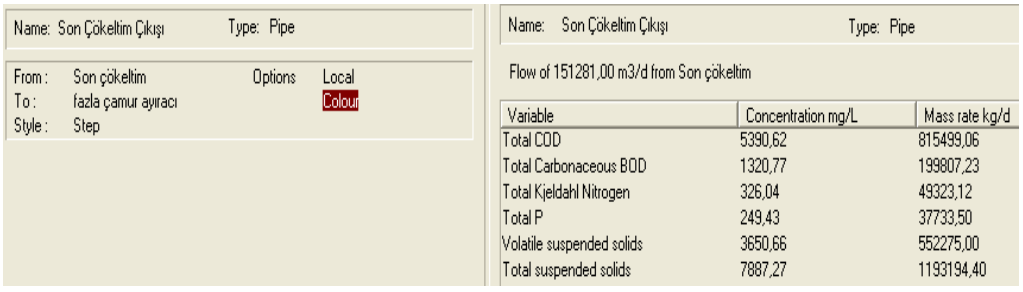

**Şekil 5.8:** Havalandırma Tankındaki Aerobik Bölümün Programdaki Verileri



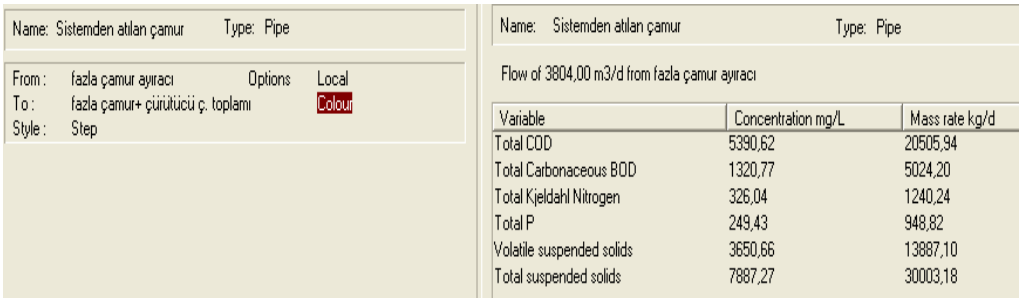

**Şekil 5.9:** Havalandırma Tankındaki Anoksik Bölümün Programdaki Verileri




**Şekil 5.10:** Havalandırma Tankındaki İçsel Geri Devrin Programdaki Verisi

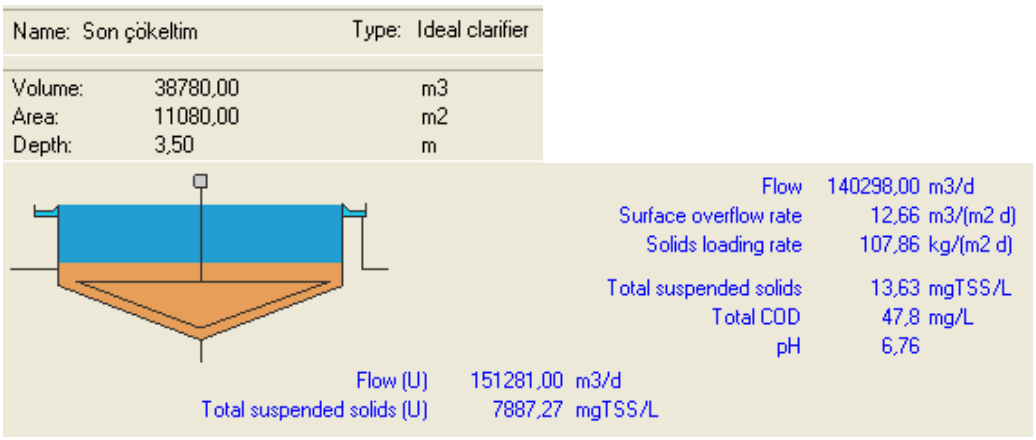



**Şekil 5.11.** Son Çökeltim Tankındaki Çamur Geri Devrinin Programdaki Verisi



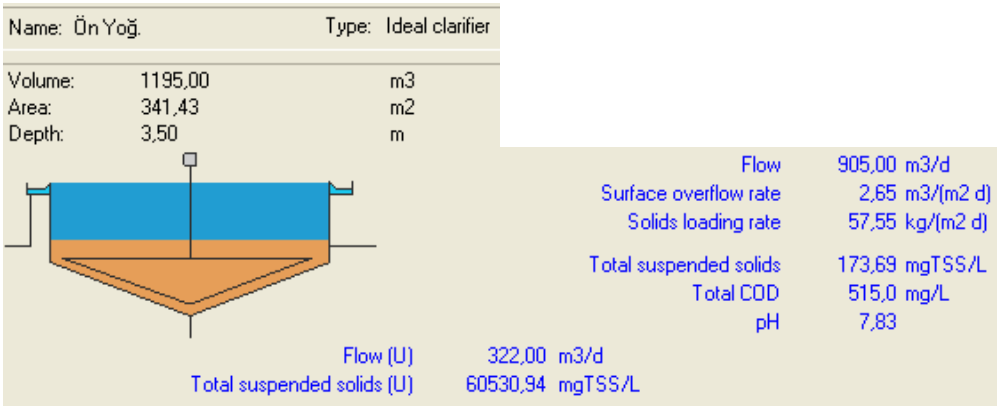

**Şekil 5.12.** Sistemden Atılan Çamur Miktarının Programdaki Verisi

**Son Çökeltim Tankı Verilerinin Modele Girilmesi:** Son çökeltim tankının alanı ve yüksekliği, giderim oranı, tanka gelen debi, geri devredilen debi ve sistemden atılan çamur miktarı programa tanıtılmıştır (Şekil 5.13).



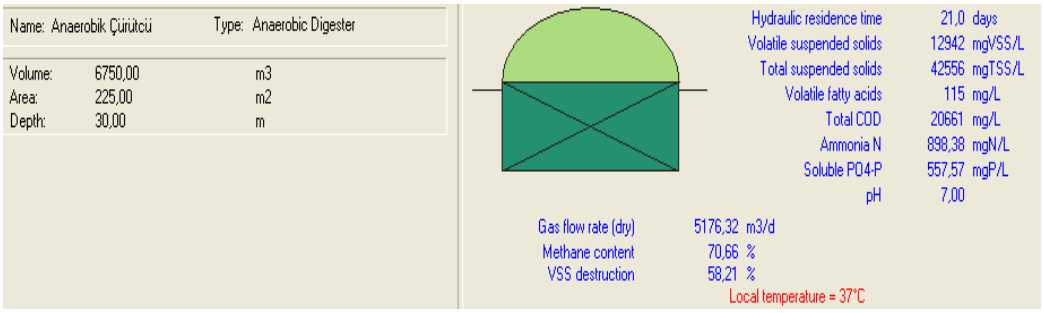

**Şekil 5.13:** Son Çökeltim Tankının Programdaki Verisi

**Ön Yoğunlaştırma Tankı Verilerinin Modele Girilmesi:** Ön yoğunlaştırma tankının alanı ve yüksekliği, giderim oranı, tanka gelen debi ve üst su debisi programa tanıtılmıştır (Şekil 5.14).



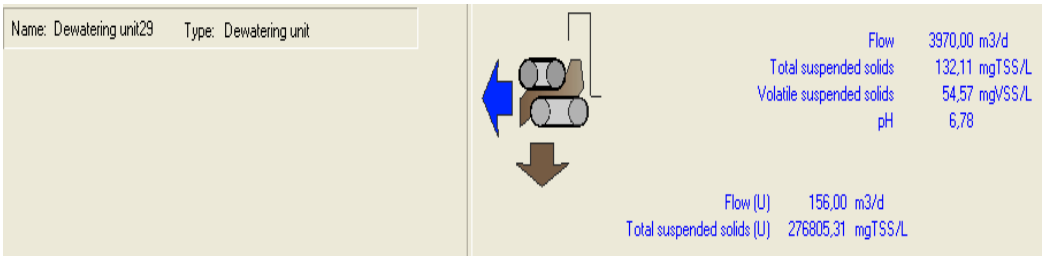

**Şekil 5.14.** Ön Yoğunlaştırma Tankının Programdaki Verisi

**Anaerobik Çamur Çürütücü Verilerinin Modele Girilmesi:** Anaerobik çamur çürütücü tankının alanı ve yüksekliği, pH ve tanka gelen debi programa tanıtılmıştır (Şekil 5.15).



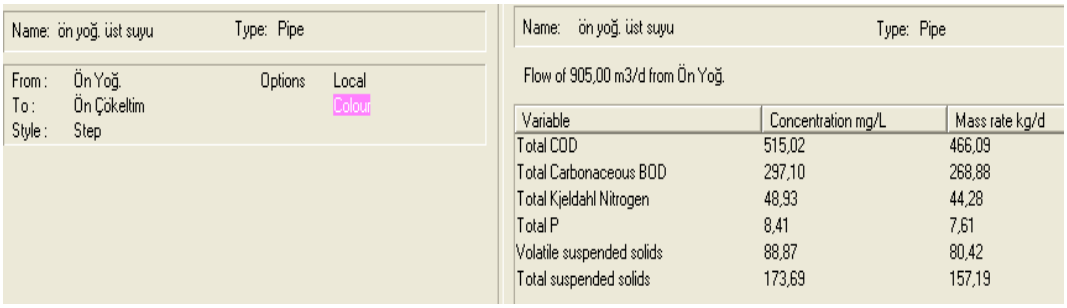

**Şekil 5.15:** Anaerobik Çamur Çürütücünün Programdaki Verisi

**Susuzlaştırma Ünitesi Verilerinin Modele Girilmesi:** Susuzlaştırma ünitesinin giderim oranı, tanka gelen debi ve üst su debisi programa tanıtılmıştır (Şekil 5.16).



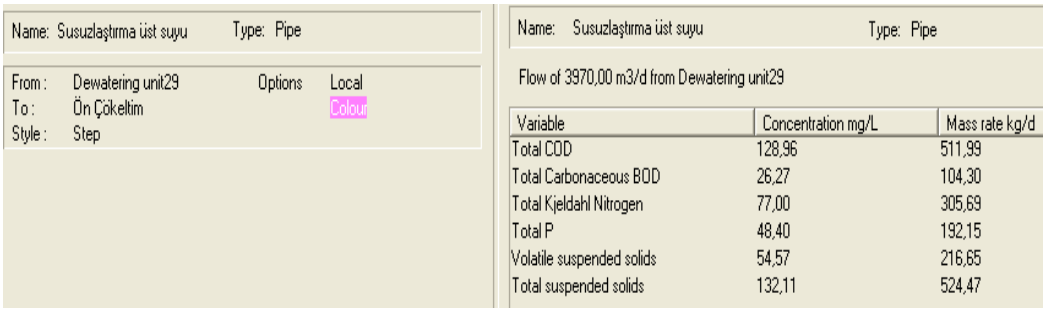

**Şekil 5.16:** Susuzlaştırma Ünitesinin Programdaki Verisi

**Ön Yoğunlaştırma Üst Suyu:** Ön yoğunlaştırmadan çıkan üst su ön çökeltim tankının girişine verilmektedir (Şekil 5.17).




**Şekil 5.17:** Ön Yoğunlaştırmadan Çıkan Üst suyun Programdaki Verisi

**Çamur Susuzlaştırma Üst Suyu:** Çamur susuzlaştırmadan çıkan üst su ön çökeltim tankının girişine verilmektedir (Şekil 5.18).



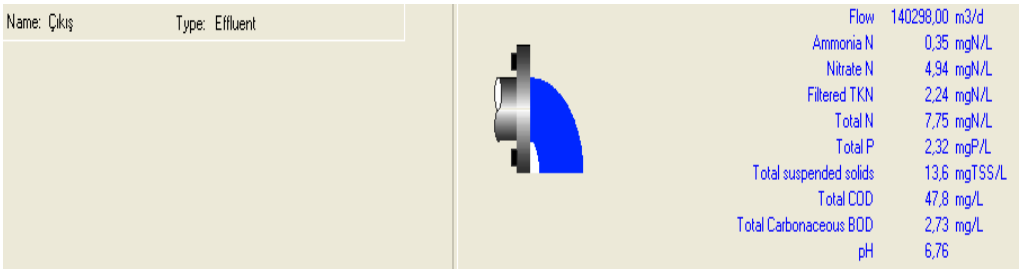

**Şekil 5.18:** Susuzlaştırmadan Çıkan Üst suyun Programdaki Verisi

## 5.3 Model Doğrulama Çalışması

Modelin Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi'ne uygun olup olmadığının kontrolü için doğrulama çalışması yapılmıştır. Tablo 5.4'te verilen Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi'ne ait 2007 yılı ortalama değerleri modelin çıkışındaki (Şekil 5.19) değerler karşılaştırılmış ve sonuçların birbirine yakın olduğu görülmüştür.

**Tablo 5.4:** Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi'nin 2007 Yılı 5 Aylık Ortalama Değerleri

| Konum | Analiz | Birim | Ocak Ort. Değer | Şubat Ort. Değer | Mart Ort. Değer | Nisan Ort. Değer | Mayıs Ort. Değer | Ort. Değer | Model Sonuçları |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Atıksu Arıtma Girişi Laboratuar Analizleri | pH | - | 8,1 | 8,1 | 8,0 | 8,1 | 8,1 | 8,1 | 7,97 |
| | AKM | mg/L | 543 | 385 | 382 | 340 | 412 | 412,2 | - |
| | UAKM | mg/L | 351 | 265 | 271 | 234 | 273 | 278,7 | - |
| | Kjeldahl-N | mg/L | 59,9 | 56,6 | 50,8 | 46,7 | 50,4 | 52,9 | - |
| | Toplam P | mg/L | 8,9 | 9,3 | 8,4 | 8,5 | 9,2 | 8,9 | 9,68 |
| | KOİ | mg/L | 759 | 688 | 650 | 626 | 659 | 676,4 | 665 |
| | | | | | | | | | |
| Son Çökeltme Çıkışı | AKM | mg/L | 9 | 18 | 18 | 14 | 8 | 13,6 | 14,7 |
| | Top-N | mg/L | 10,79 | 4,17 | 4,52 | 6,45 | 6,39 | 6,5 | 5,32 |
| | Kjeldahl-N | mg/L | 7,45 | 2,96 | 1,75 | 2,03 | 3,24 | 3,5 | - |
| | $NH_4$ - N | mg/L | 5,06 | 0,66 | 0,33 | 0,32 | 2,59 | 1,8 | 2,78 |
| | $NO_3$ – N | mg/L | 2,86 | 0,22 | 0,96 | 2,97 | 1,03 | 1,6 | 2,87 |
| | Toplam P | mg/L | 1,94 | 1,06 | 2,30 | 1,49 | 1,96 | 1,7 | 1,71 |
| | $PO_4$ – P | mg/L | 1,52 | 0,58 | 1,70 | 1,11 | 1,64 | 1,3 | - |
| | KOİ | mg/L | 33,9 | 45,9 | 44,4 | 36,2 | 31,5 | 38,4 | 48,8 |
| | $BOİ_5$ | mg/L | 5 | 10 | 9 | 8 | 5 | 7,3 | 4,52 |




**Şekil 5.19:** Mevcut Durum İçin Modelleme Çıkış Sonuçları

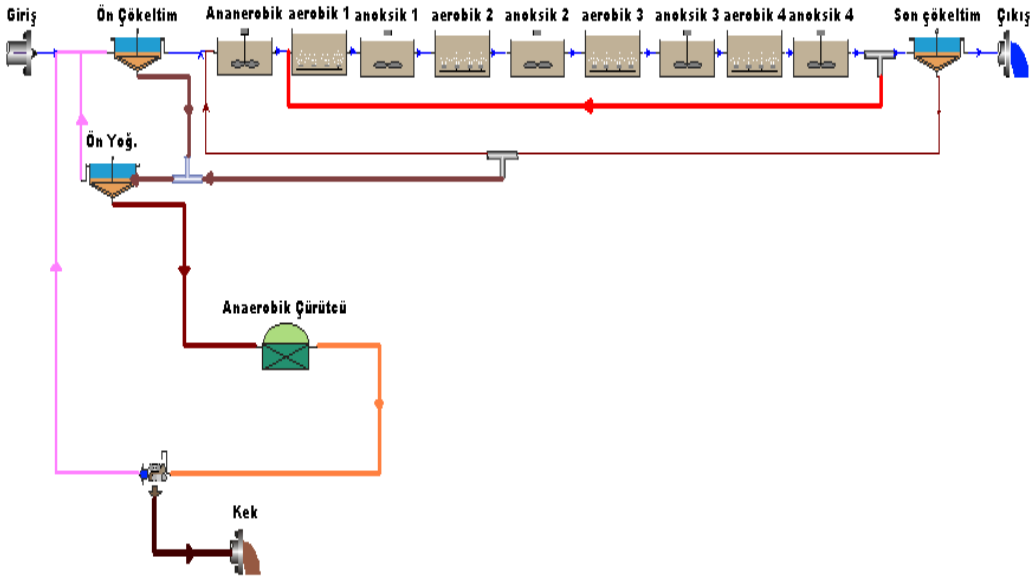
## 5.4 Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi'nin Farklı Durumlar İçin Modellenmesi

Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi'nin farklı durumlar için modellenmesi amacıyla tesise ait 2005 yılı ortalama verileri yardımıyla oluşturulan modelde 3 farklı senaryo denenmiştir. Bu şekilde yan akımların tesisi nasıl etkilendiği araştırılmıştır.

- Senaryo A: Ön çökeltim çamuru ile sistemden atılan çamurun birleştirilerek ön yoğunlaştırmaya verilmesi durumu
- Senaryo B: Ön çökeltim çamuru ile sistemden atılan çamurun birleştirilerek ön yoğunlaştırmaya ve yan akımların sisteme verilmeden metal ilavesi yapılarak ön çökeltim öncesine verilmesi durumu
- Senaryo C: Çamur yaşının 21 günden 9 güne indirilmesi ve havuz hacimlerinin azaltılması sonucu oluşacak durum.

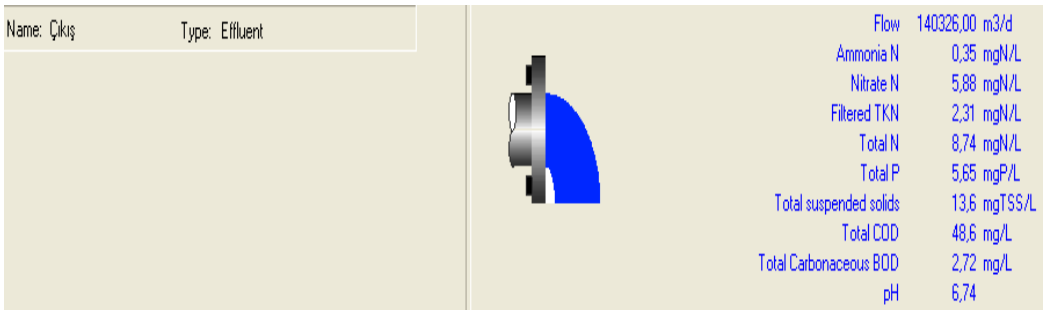
### Senaryo A

Sistemden atılması gereken çamur ile ön çökeltim tankından gelen çamur ön yoğunlaştırmaya verilmiştir (Şekil 5.20).



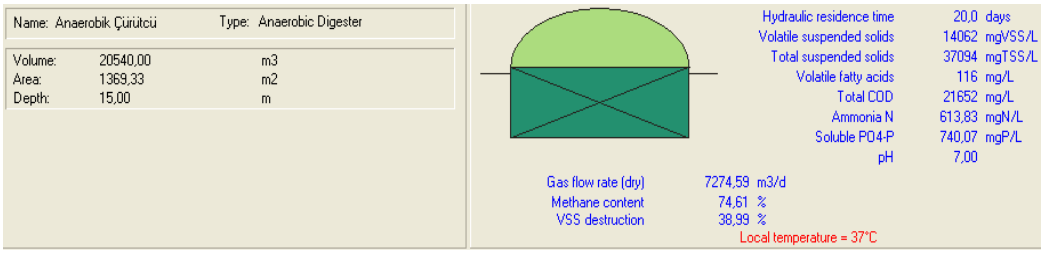

**Şekil 5.20:** Sistemden Atılan Çamurla Ön Çökeltimden Gelen Çamurun Ön Yoğunlaştırmaya Verilmesi Durumu

Sistem çıkış değerleri açısından değerlendirildiğinde fazla çamur ile ön çökeltimden gelen çamurun ön yoğunlaştırmaya verilmesi durumunda (Şekil 5.19) mevcut duruma (Şekil 5.20) göre AKM'de bir bir değişikliğin olmadığı, Toplam KOİ'nin 47,8 mg/L'den 48,6 mg/L'ye, Toplam Fosfor değerinin 2,32 mg/L'den 5,65 mg/L'ye, Toplam Azot değerinin ise 7,75 mg/L'den 8,74 mg/L'ye arttığı görülmüştür.



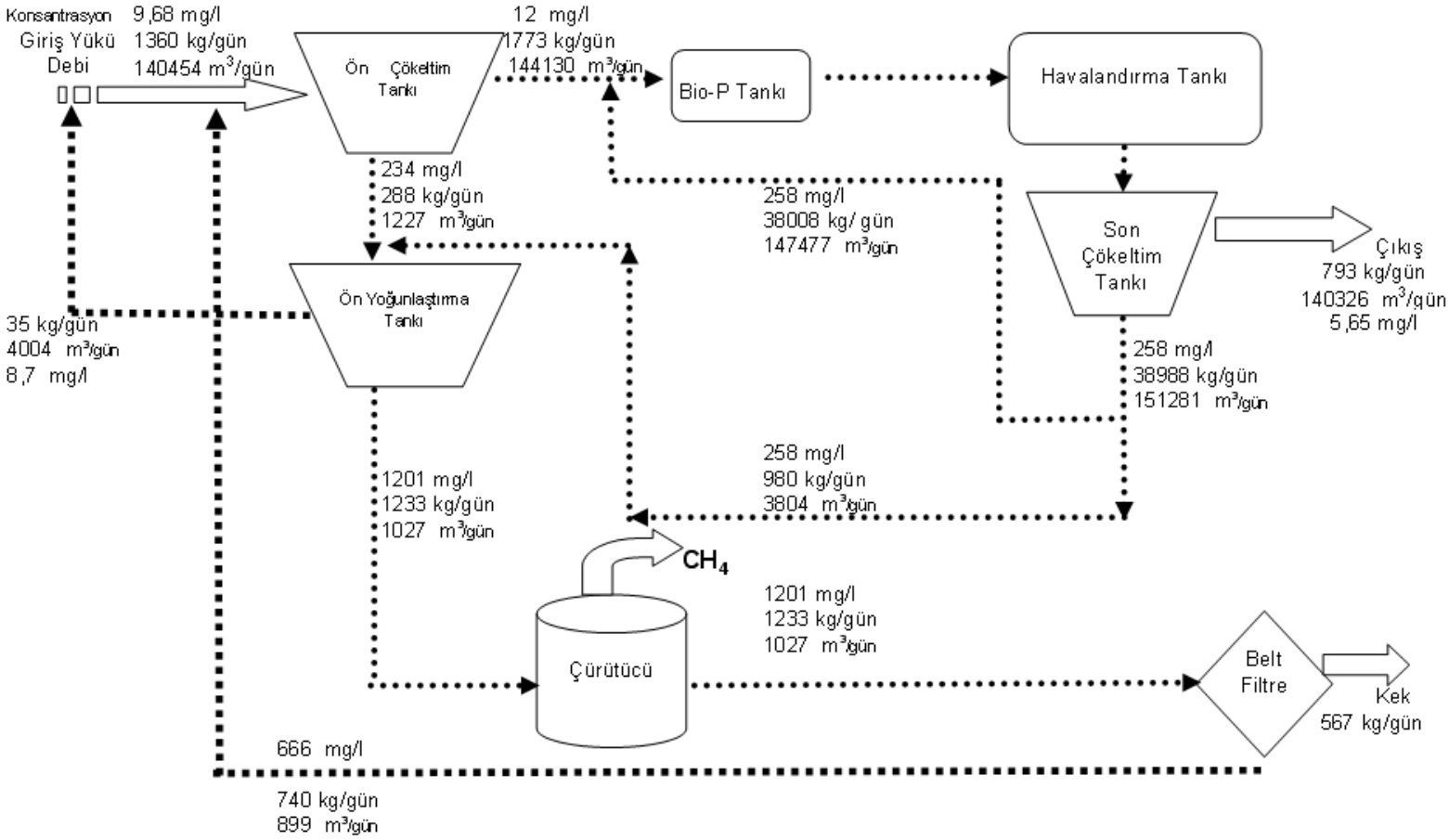

**Şekil 5.21:** Fazla Çamur ve Ön Çökeltim Çamurunun Ön Yoğunlaştırılmaya Verilmesi Durumunda Çıkış Değerleri

Fazla çamurun ve ön çökeltim çamurunun ön yoğunlaştırılmaya verilmesi durumu (Şekil 5.22) ile tesisin mevcut durumu (Şekil 5.15) çamur çürütücüdeki gaz debisine içeriğine göre değerlendirildiğinde gaz miktarının 5.176 $m^3$/gün'den 7.274 $m^3$/gün'e yükseldiği görülmüştür.

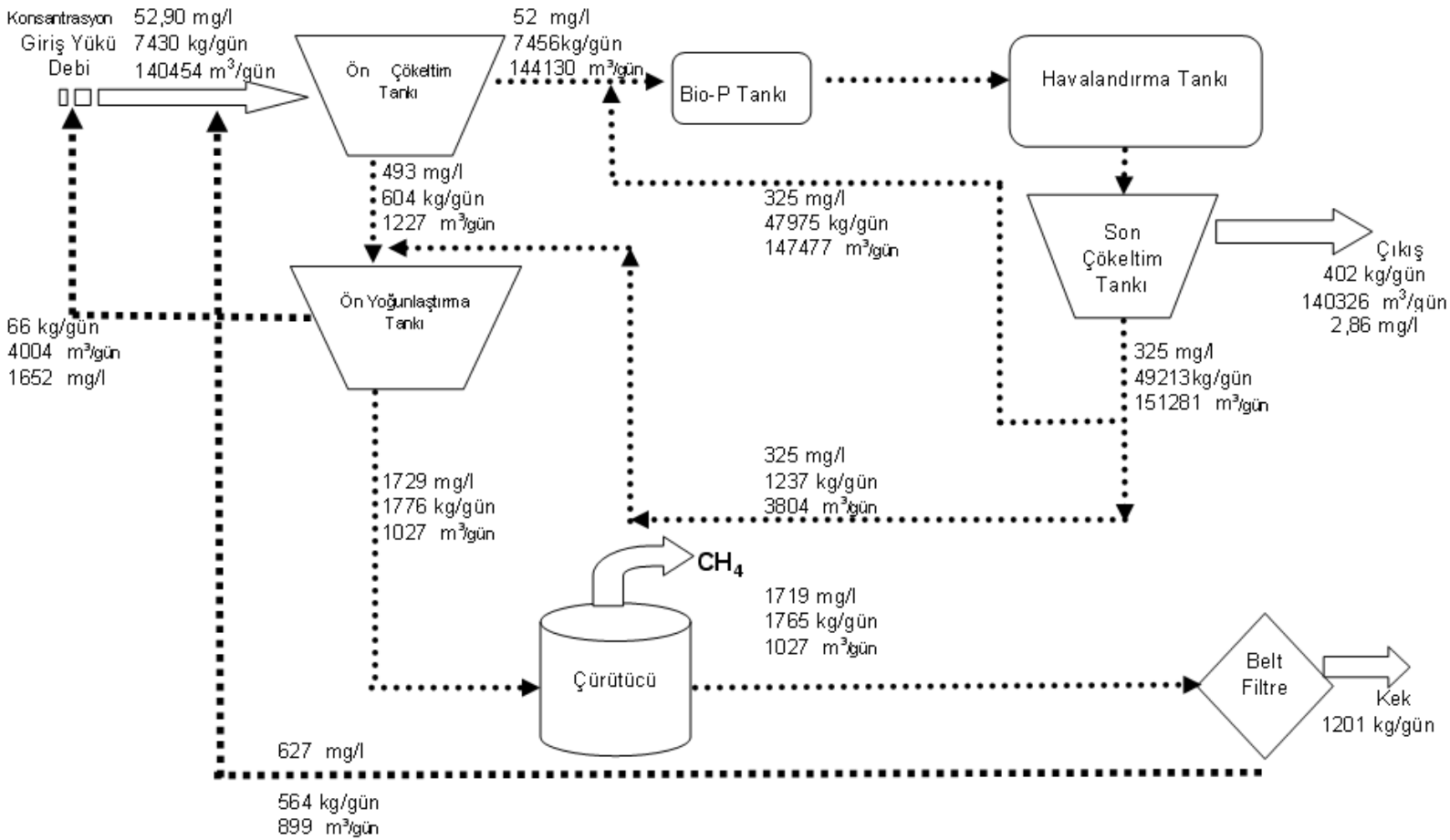



**Şekil 5.22:** Fazla Çamur ve Ön Çökeltim Çamurunun Ön Yoğunlaştırılmaya VerilmesiDurumunda Çürütücünün Durumu

Biowinde Senaryo A'da oluşturulan simülasyondaki Fosfor ve TKN için kütle dengesi şekil 5.23 ve 5.24'de gösterilmiştir.



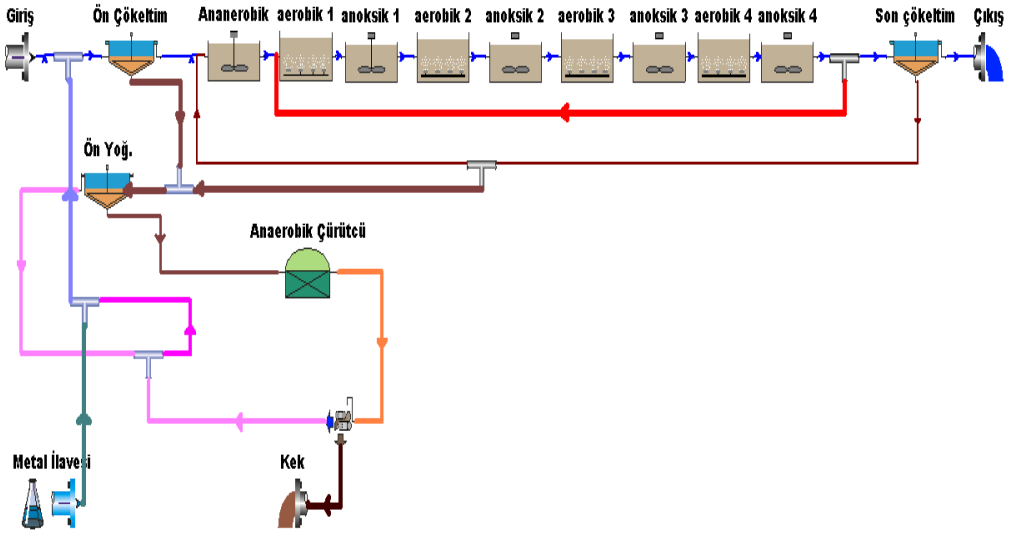

**Şekil 5.23:** Senaryo A'da oluşturulan Simülasyondaki Fosfor Kütle Dengesi




**Şekil 5.24:** Senaryo A'da oluşturulan Simülasyondaki TKN Kütle Dengesi

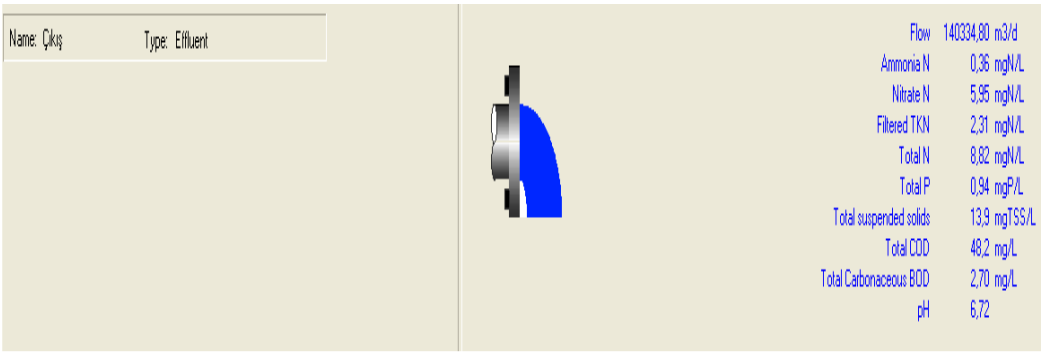
**Senaryo B**

Senaryo B'de ön çökeltim çamuru ile sistemden atılan çamur birleştirilerek ön yoğunlaştırmaya, yan akımlara ise metal ilavesi yapılarak ön çökeltim tankı öncesine Şekil 5.25'de görüldüğü gibi verilmiştir.



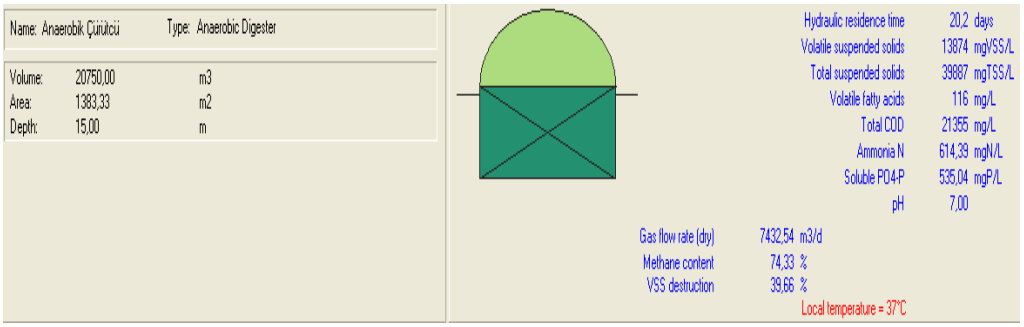

**Şekil 5.25:** Yan Akımların Ayrı Toplanarak Metal ilave Edilmesi Durumu

Yan akımların ayrı toplanarak metal ilave edilmesi durumu (Şekil 5.26) ile mevcut durum çıkış değerleri (Şekil 5.19) göre karşılaştırıldığında AKM konsantrasyonunun 13,6 mg/L'den 13,9 mg/L'ye, KOİ konsantrasyonunun 47,8 mg/L'den 48,2 mg/L'ye, Toplam Azot konsantrasyonunun 7,75 mg/L'den 8,82 mg/L'ye yükseldiği , Toplam Fosfor konsantrasyonunun ise 2,32 mg/L'den 0,94 mg/L'ye düştüğü görülmüştür.



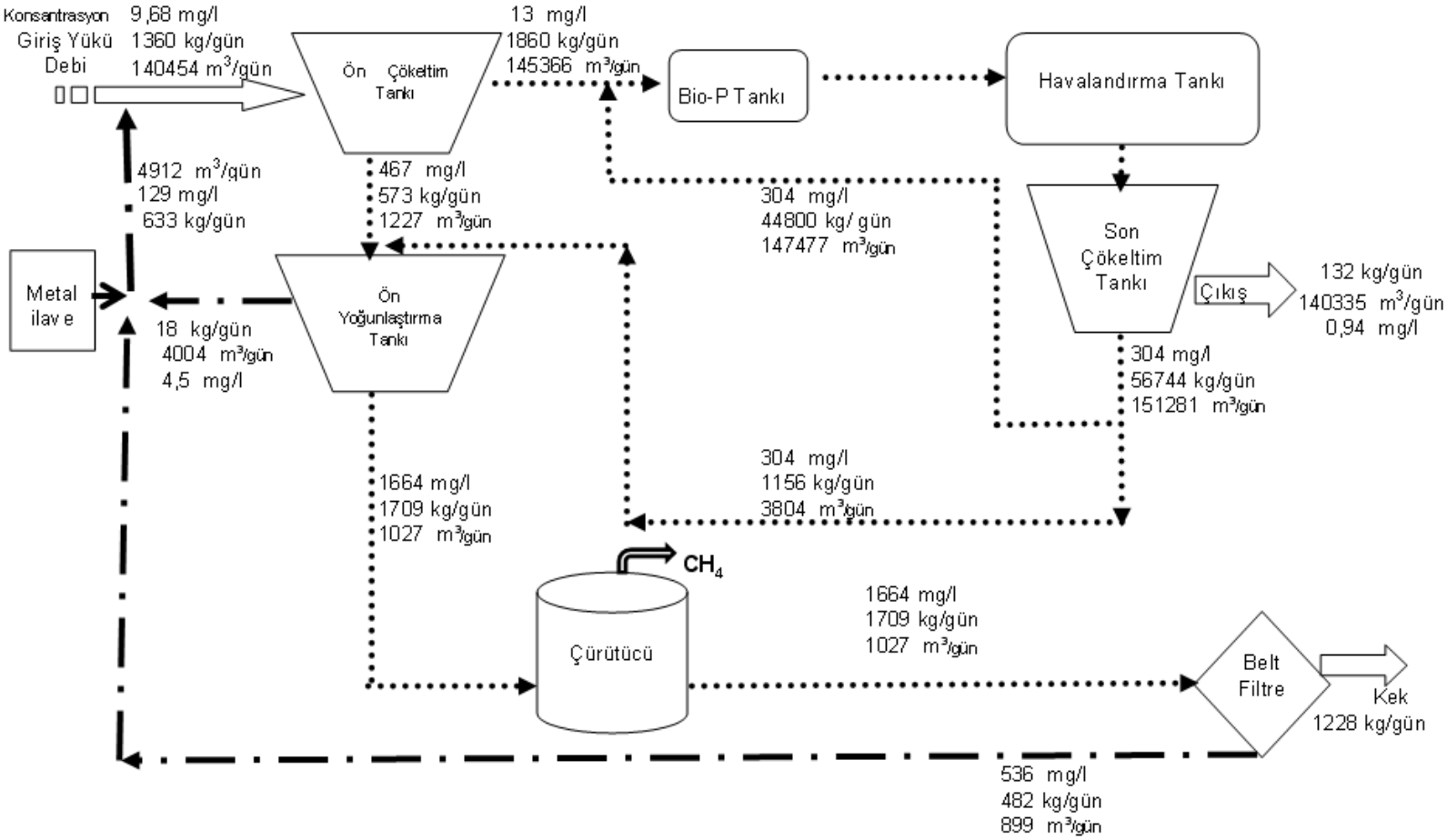

**Şekil 5.26:** Yan Akımların Ayrı Toplanarak Metal ilave Edilmesi Durumu Çıkış Değerleri

Fazla çamurun ve ön çökeltim çamurunun ön yoğunlaştırılmaya verilmesi durumu (Şekil 5.27) ile tesisin mevcut durumu (Şekil 5.15) çamur çürütücüdeki gaz debisine içeriğine göre değerlendirildiğinde gaz miktarının 5.176 $m^3$/gün'den 7.433 $m^3$/gün'e yükseldiği görülmüştür.

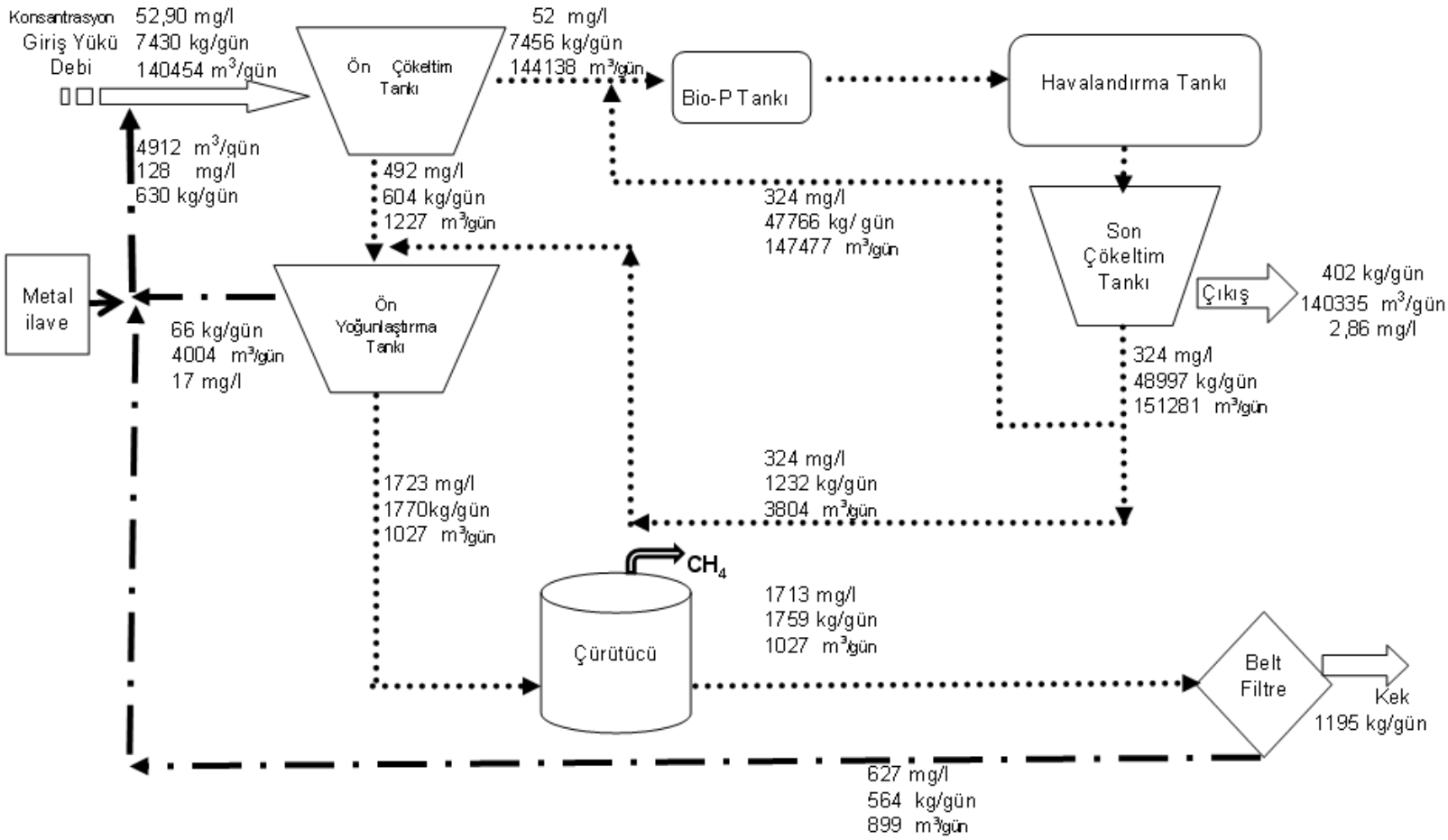



**Şekil 5.27:** Yan Akımların Ayrı Toplanarak Metal ilave Edilmesi Durumunda Çürütücünün Durumu

Biowinde Senaryo B'de oluşturulan simülasyondaki Fosfor ve TKN için kütle dengesi şekil 5.28 ve 5.29'da gösterilmiştir.



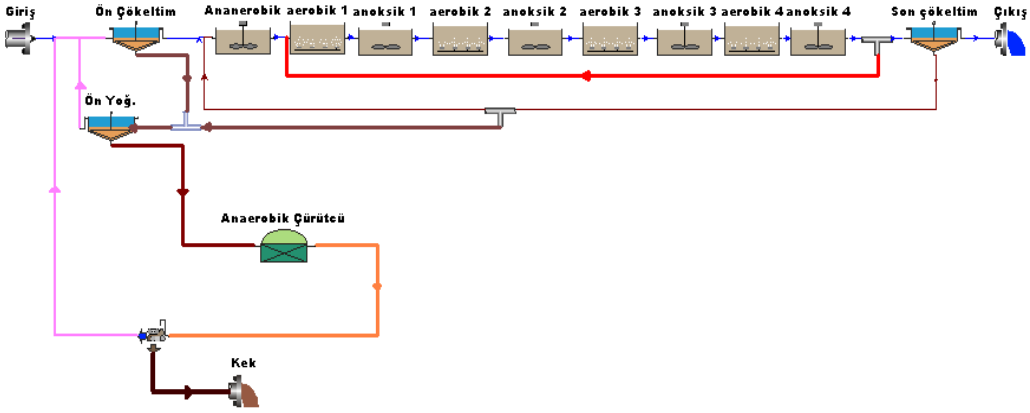

**Şekil 5.28:** Senaryo B'de oluşturulan Simülasyondaki Fosfor Kütle Dengesi




**Şekil 5.29:** Senaryo B'de oluşturulan Simülasyondaki TKN Kütle Dengesi

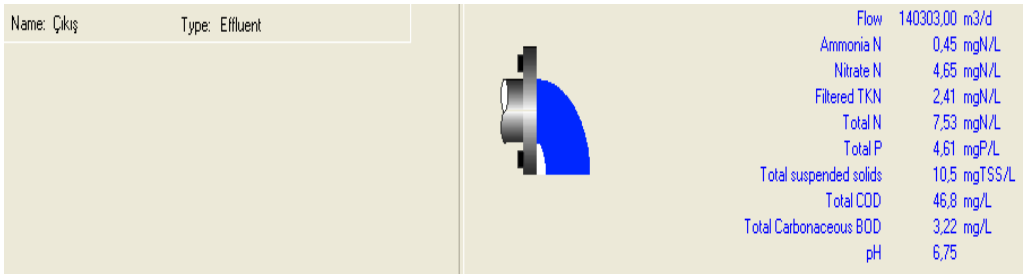
**Senaryo C**

Bu senaryoda, sistemden atılması gereken çamur ile ön çökeltim tankından gelen çamur ön yoğunlaştırmaya verilmiş olup, çamur yaşı 21 günden 9 güne indirilmiş ve havuz hacimleri azaltılmıştır (Şekil 5.30).



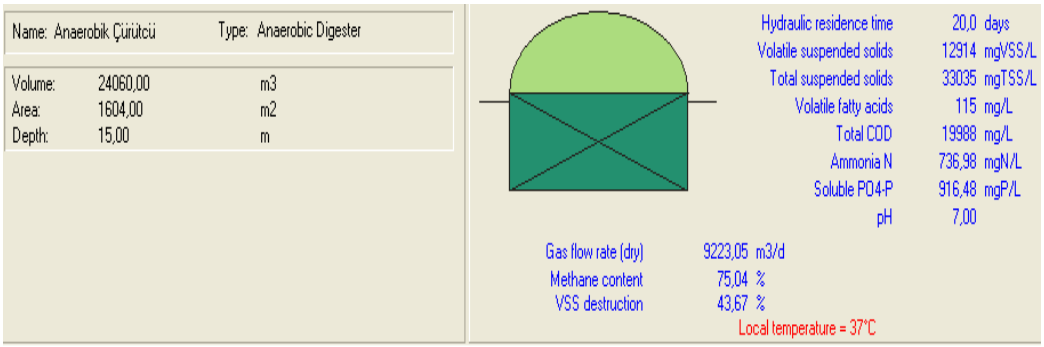

**Şekil 5.30:** Sistemden Atılan Çamurla Ön Çökeltimden Gelen Çamurun Ön Yoğunlaştırmaya Verilmesi ve Çamur Yaşının Küçültülmesi Durumu

Sistem çıkış değerleri açısından değerlendirildiğinde; fazla çamur ile ön çökeltimden gelen çamurun ön yoğunlaştırmaya verilmesi ve çamur yaşının küçültülmesi durumunda (Şekil 5.31) mevcut duruma (Şekil 5.19) göre AKM konsantrasyonunun 13,6 mg/L'den 10,5 mg/L'ye, Toplam KOİ konsantrasyonunun 47,8 mg/L'den 46,8 mg/L'ye ve Toplam Azot konsantrasyonunun 7,75 mg/L'den 7,53 mg/L'ye düştüğü, Toplam Fosforun ise 2,32 mg/L'den 4,61 mg/L'ye yükseldiği görülmüştür.



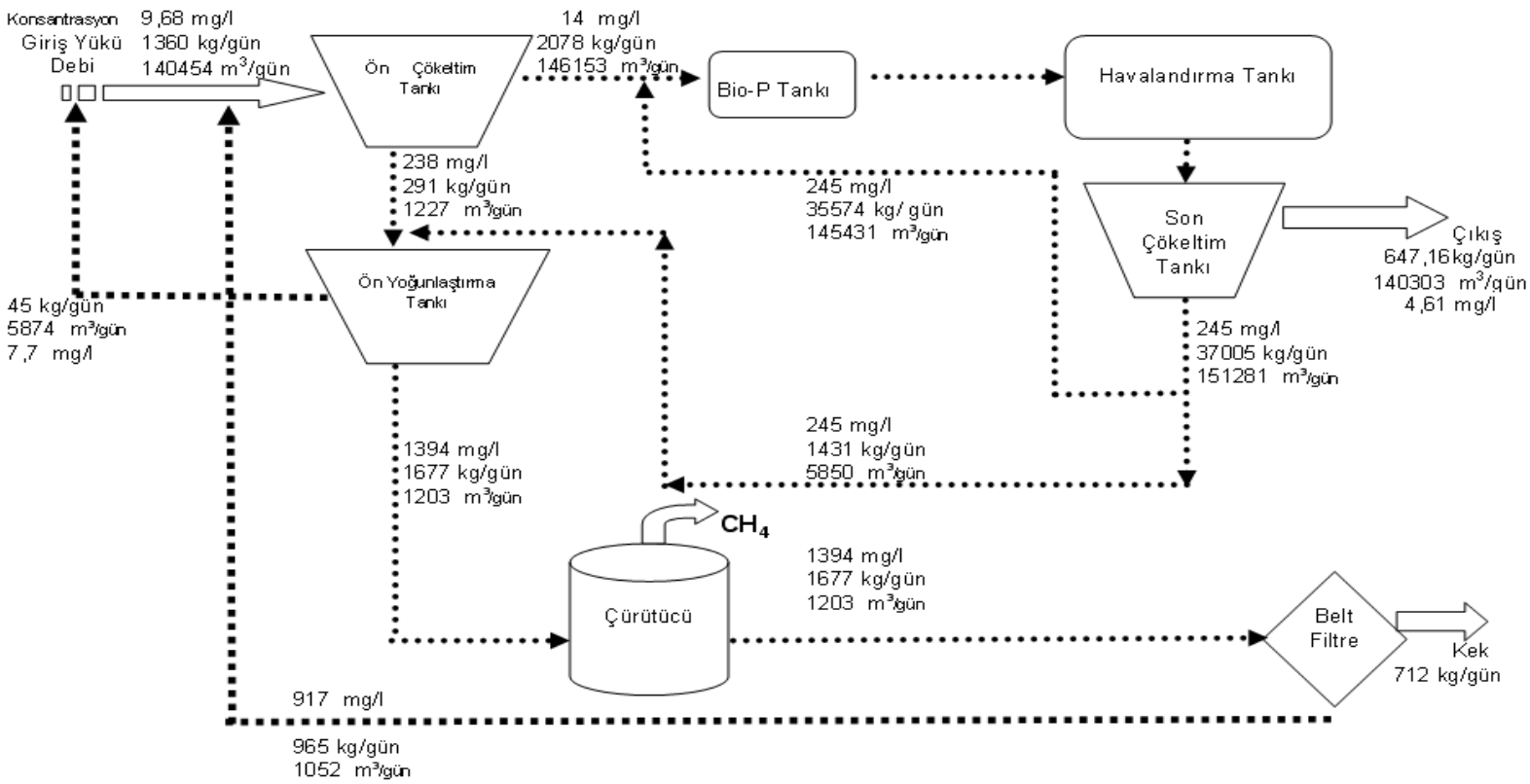

**Şekil 5.31:** Fazla Çamur ve Ön Çökeltim Çamurunun Ön Yoğunlaştırılmaya Verilmesi ve Çamur Yaşının Küçültülmesi Durumunda Çıkış Değerleri

Fazla çamurun ve ön çökeltim çamurunun ön yoğunlaştırılmaya verilmesi durumu (Şekil 5.32) ile tesisin mevcut durumu (Şekil 5.15) çamur çürütücüdeki gaz debisi içeriğine göre değerlendirildiğinde gaz miktarının 5.176 $m^3$/gün'den 9.223 $m^3$/gün'e yükseldiği görülmüştür.

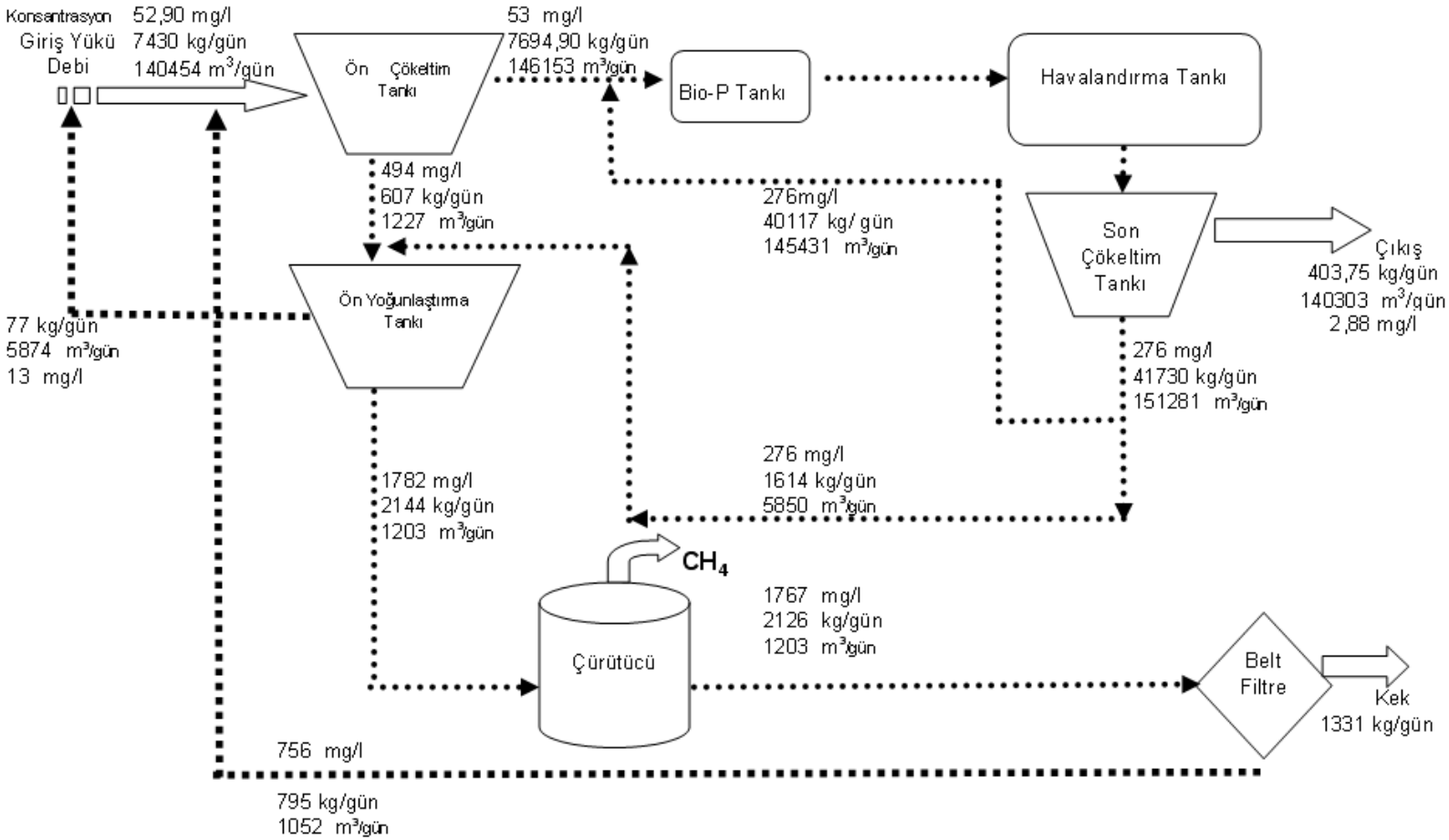



**Şekil 5.32:** Fazla Çamur ve Ön Çökeltim Çamurunun Ön Yoğunlaştırılmaya Verilmesi ve Çamur Yaşının KüçültülmesiDurumunda Çürütücünün Durumu

Biowinde Senaryo C'de oluşturulan simülasyondaki Fosfor ve TKN için kütle dengeleri Şekil 5.33 ve 5.34'de gösterilmiştir.




**Şekil 5.33:** Senaryo C'de oluşturulan Simülasyondaki Fosfor Kütle Dengesi




**Şekil 5.34:** Senaryo C'de oluşturulan Simülasyondaki TKN Kütle Dengesi

# 6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada anaerobik çamur çürütücü içeren bir arıtma tesisinde yan akımlardan (belt filtre ve ön yoğunlaştırıcı üst suları) kaynaklanan fosfor ve azot yükünün tesisi nasıl etkilediğine bakılmış ve çıkış standartları açısından en uygun arıtma düzenine karar verilmiştir.

Bu çerçevede, örnek tesis olarak azot ve fosfor giderim proseslerinin ve anaerobik çamur çürütücü ünitesinin bulunması nedeniyle Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi seçilmiştir.

Tesisten alınan veriler ve yapılan deneylerden elde edilen sonuçlar ile oluşturulan kütle dengeleri yardımıyla her bir ünitenin debisi bulunmuştur. Ekonomik açıdan ve zaman açısından mevcut sistemde değişiklik yapılması imkansız olduğundan simülasyon programından yararlanılmıştır. Simülasyon programı olarak Biowin programı kullanılmıştır. Doğru sonuçların elde edilebilmesi için de mevcut sistem modele eksiksiz bir şekilde tanıtılmıştır. Giriş atıksuyundaki debi, toplam KOİ, TKN, toplam fosfor, pH, askıda katı madde, havuz hacimleri, çamur geri devri, sistemden atılan çamur miktarı, her bir üniteye giren debi, yan akım debileri ve hangi akımın hangi noktaya verilmesi gerektiği gibi bilgiler modele girilmiştir. Model sonuçları ile tesisten alınan sonuçların karşılaştırılması yapılmış, değerlerin birbirine yakın olduğu görülmüştür.

Tesisin farklı durumlara nasıl tepki verdiği ve çıkış konsantrasyonlarının hangi durumda daha kabul edilebilir olduğu model üzerinde değişik senaryolar oluşturularak incelenmiştir. İlk senaryo olarak (Senaryo A) ön çökeltim çamuruyla sistemden atılması gereken çamurun ön yoğunlaştırıcıya ve yan akımların ise ön çökeltim tankının girişine verilmesi durumunda tesisin nasıl etkilendiğine bakılmıştır. Sistemde biyolojik fosfor giderimi gerçekleştiği için oluşan arıtma çamuru fosfor açısından oldukça zengindir. Sistemden atılması gereken bu fosfor yüklü çamur ve ön çökeltim çamuru anaerobik çamur çürütücüye verildiğinde çamurun bünyesinde bulunan yüksek konsantrasyondaki fosforun ortama verilmesi

beklenmektedir. Çürütülmüş çamur daha sonra çamur susuzlaştırma ünitesine verilmekte ve çamurun susuzlaştırılması sonucu fosfor bakımından zengin üst su oluşmaktadır. Bu üst su ile beraber ön yoğunlaştırıcıdan çıkan üst suyun sisteme geri döndürülmesi durumunda atıksuyun çıkış konsantrasyonlarının nasıl etkilendiği araştırılmıştır. Tesis çıkışındaki Toplam Fosfor konsantrasyonunun 5,65 mg/L, toplam azot konsantrasyonunun ise 8,74 mg/L olduğu tespit edilmiştir.

Senaryo B'de Senaryo A'dan farklı olarak çamur susuzlaştırıcı ve ön yoğunlaştırıcıdan gelen üst sulara ön çökeltim tankının girişine verilmeden önce metal ilavesi (alüminyum sülfat) yapılmıştır. Atıksuyun çıkış konsantrasyonlarına bakıldığında, Toplam Fosfor konsantrasyonu 0,94 mg/L'ye düşmüş, Toplam Azot konsantrasyonu ise 8,82 mg/L olarak bulunmuştur. Burada fosfor konsantrasyonundaki bu önemli düşüşün sebebi olarak kimyasal çöktürme ile fosfor gideriminin sağlanmış olması gösterilebilmektedir.

Senaryo C'de ise Senaryo A'da 21 gün olarak alınan çamur yaşı 9 güne indirilmiş ve havuz hacimleri de azaltılmıştır. Çamur yaşının azaltılmasıyla çamurun sistemde bekleme süresinin azaltılarak aktif biyokütle ile daha fazla fosfor giderimi amaçlanmıştır. Bu durumda atıksuyun çıkış konsantrasyonlarına bakıldığında Toplam Fosfor konsantrasyonunun 4,61 mg/L, Toplam Azot konsantrasyonunun ise 7,53 mg/L olduğu gözlenmiştir ancak bu senaryoda elde edilen sonuçlar Senaryo B'de elde edilen sonuçların önüne geçememiştir.

Sonuç olarak; üç senaryo karşılaştırıldığında, atıksudaki çıkış konsantrasyonları açısından en uygun senaryonun Senaryo B olduğu görülmektedir. Ayrıca sistemden atılan çamurun ön yoğunlaştırmaya verilmesiyle metan gazından elde edilen elektriğin %30'dan %50'ye çıkacağı düşünülmektedir. Böylece kullanılan metal maliyetine karşılık, elektrik üretiminin artması ve çıkış standartlarının karşılanması sağlanmaktadır.

İleride Kayseri'de Organize Sanayi Bölgesi'ne (OSB) ait arıtma tesisinin devreye alınmasıyla modelin tekrar revize edilmesi gerekecektir.

Ayrıca genel olarak anaerobik çamur çürütücü içeren atıksu arıtma tesisleri dizayn edilirken yan akımların ileride işletme sorunlarına neden olmayacak şekilde tasarlanması gerekmektedir. Aksi takdirde çıkış standartlarının sağlanmasında zorluklarla karşı karşıya kalınacağı unutulmamalıdır.

## KAYNAKLAR


**Alvarez, M.J.,** 2003. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes, pp. 1-43, Iwa Publishing, London.

**Barnard, J.,** 2006. Requirements for achieving effluent phosphorus of less than 0.1 mg/L,Session P1 in WERF, 2006.

**Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kaliuzhnyi, S.V., Pavlostathis, S.G.,Rozzi, A. Sanders, W.T.M., Siegrist, H., Vavilin, V.A.,** 2002. Anaerobic digestion model no. 1 (ADM1), *Scientific and Technical Report*, No. 13. IWA Publishing, London.

**Gujer, W., Henze, M., Mino, T., and Van Loosdrecht, M. C. M.,** 1999. Activated sludge model No.3.

**Henze, M., Grady, C. P. L.jr., Gujer, W., Marais, G. v. R. And Matsuo, T.,** 1986. Activated sludge model no. 1 IAWPRC, *Scientific and Technical Report*, London.

**Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., and Marais, G. v. R.,** 1995. Activated sludge model no. 2 IAWQ, *Scientific and Technical Report*, England.

**Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. v. R. and Van Loosdrecht, M. C. M.,** 1998. Activated sludge model No. 2d.

**Ivanov V., Kuang S., Stabnikov V. And Guo C.,** 2008. The removal of phosphorus from reject water in a municipal wastewater treatment plant using iron ore. Research Article.

**Jenicek P., Svehla P. and Zabranska J.,** Reject water treatment by nitritation/denitritation process-influence of ammonia concentration and loading rate.

**Jones R. M., Dold P.L., Takacs I., Chapman K, Wett B., Murthy S. And Shaughnessy M.O.,** 2007. Simulation for operation and control of reject water treatment processes. Water Environment Federation, 4357-4372.

**Li, J., H. Ren, X. Wang, Q. Liu, and Q. Xie**., 2005. Technique for biological phosphorus removal, *Pollution Engineering*, **37**, 14-17.

**Metcalf & Eddy,** 2003. Wastewater Engineering, Treatment Disposal Reuse, McGraw-Hill International Editions.

**Muench, E. V., Barr, K.,** 2001. Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester side streams, *Water Research* , **35(1),** 151-159.

**Musvoto, E. V., Wentzel, M. C., Ekama, G. A.,** 1999. Integrated Chemical-Physical Processes Modelling II. Simulating Aeration Treatment of Anaerobic Digester Supernatantants, *Water Research Group*, South Africa.

**Neethling, J.B., Bakke, B., Benisch, M., Gu, A., Stephens, H., Stensel, H.D. and Moore, R.,** 2005. Factors influencing the reliability of enhanced biological phosphorus removal, *Final Report*, Water Environment Research Foundation, Alexandria, VA.

**Özdemir, Ö.,** 2007. Kişisel Görüşme.

**Öztürk, İ.,** 1999. Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları, s. 11-46, Su Vakfı Yayınları, İstanbul.

**Pakdil, N.B. ve Filibeli A.,** 2007. Arıtma çamurlarında fosfor salınmasını etkileyen parametrelerin Box-Wilson deneysel tasarım metodu kullanılarak incelenmesi, *SKKD*, **17(3),** 25-32.

**Pastor, L., Marti, N., Bouzas, A. and Seco, A.,** 2007. Sewage sludge management for phosphorus recovery as struvite in EBPR wastewater treatment plants, *Bioresource Technology*.

**Randall, A.A.,** 2006. Carbon augmentation for biological phosphorus removal to low Concentrations, Session P1 in WERF.

**Rittmann, B.E. and McCarty, P.L.,** 2001. Environmental Biotechnology: Principles and applications, pp. 570-596, McGraw-Hill, Inc., New York.

**Samsunlu, A.,** 1999. Çevre Mühendisliği Kimyası, Sam-Çevre teknolojileri yayınları, İstanbul.

**Sel, İ., ve Akça, L.,** 2001. Anaerobik çürütücülerde süpernatant kontrolü ve çamur şartlandırma, *SKKD*, **11(2),** 9-18.

**Shu, L., Schneider, P., Jegatheesan, V. and Johnson, J.,** 2006. An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant, *Bioresource Technology*, **97,** 2211-2216.

**Sidat, M., Kasan, H.C. and Bux, F.** Laboratory-scale investigation of biological phosphate removalfrom municipal wastewater, *Centre for Water and Wastewater Research*, Technikon Natal, South Africa.

**Speece, R.E.,** 1996. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters, pp. 3-36, Archae Press, USA.

**Strom, P.F.,** 2006a. Introduction to phosphorus removal. Invited Presentation for Wastewater Treatment Operator's Workshop, *91st Annual Meeting*, NJWEA, Atlantic City, NJ.

**Strom, P.F.,** 2006b. Phosphorus removal techniques. Invited Presentation for Water Quality Trading, *91st Annual Meeting,* NJWEA, Atlantic City, NJ.

**Takiguchi, N., Kishino, M., Kuroda, A., Kato, J. and Ohtake, H.,** 2004. A laboratory-scale test of anaerobic digestion and methane production after phosphorus recovery from waste activated sludge, *Journal of Bioscience and Bioengineering*, **97(6),** 365-368.

**Tchobanoglous, G., Burton, F.L. and Stensel, H.D.,** 2003. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse, pp.1819, 4th Edition, McGraw-Hill, Inc., New York.

**Thornton, A., Pearce, P. and Parsons, S.A.,** 2007. Ammonium removal from digested sludge liquors using ion exchange. *Water Research*, **41,** 433-439.

**Türker, M., İpek, C. and Elen.,** 2006. Removal of ammonia as struvite from anaerobic digester effluents and recycling of magnesium and phosphate. *Bioresource Technology*.

**Vanrolleghem, P. A**., Insel G., Petersen B., Sin,G., Pauw D. D., Nopens I., Dovermann H., Weijers S. and Gernaey K. A comprehensive model calibration procedure for activated sludge models.

**Water Environment Federation,** 2006. Biological Nutrient Removal (BNR) Operation in Wastewater Treatment Plants Task Force, *Water Resources Institute*, New York.

**Wild, D., Kisliakova, A. and Siegrist, H.,**1997. Prediction of recycle phosphorus loads from anaerobic digestion. *Water Research*, **31(9),** 2300-2308.

**Wild, D., Siegrist, H.,** 1999. The simulation of nutrient fluxes in wastewater treatment plants with EBPR. *Water Research*, **33(7),** 1652-1662.

**Yang Y., Zhao Y. Q., Babatunde A. O. and Kearney P.,** 2007. Co-Conditioning of the anaerobic digested sludge of a municipal wastewater treatment plant with alum sludge: Benefit of phosphorus reduction in reject water. *Water Environment Research*, **79(13),** 2468-2476.

**Yasui, H., Goel, R., Li, Y.Y. and Noike, T.,** 2008. Modified ADM1 structure for modelling municipal primary sludge hydrolysis. *Water Research*, **42(1-2),** 249-259.

http://www.envirosim.com/downloads/modelsusedinbiowin.pdf

www.ins.itu.edu.tr/cevre/labor/dokuman/Foyler/AKM_UAKM.pdf

# EKLER

# EK A

**Tablo A.1** Sıradan Heterotrofik Organizmaların Büyüme ve Parçalanmasıyla İlgili Değerler

| **Kinetik parametreler** | **Değer** | **Birim** |
|---|---|---|
| Maksimum spesifik büyüme hızı | 3,2 | $gün^{-1}$ |
| Substrat yarı doygunluk sabiti | 5,0 | mgKOİ/L |
| Anoksik büyüme faktörü | 0,5 | - |
| Aerobik parçalanma sabiti | 0,62 | $gün^{-1}$ |
| Anoksik /anaerobik parçalanma sabiti | 0,3 | $gün^{-1}$ |
| **Stokiyometrik Parametreler** | | |
| Dönüşüm oranı | 0,666 | mg KOİ/mg KOİ |
| Biyokütledeki azot miktarı | 0,07 | mg N/mg KOİ |
| İnertteki azot miktarı | 0,07 | mg N/mg KOİ |
| Biyokütledeki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mg KOİ |
| İnertteki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mg KOİ |
| İçsel kalıntı | 0,08 | |
| KOİ/UAKM oranı | 1,42 | mg KOİ/mg UAKM |
| Dönüşüm oranı (anoksik ) | 0,54 | mg KOİ/mg KOİ |
| Propiyonik asite dönüşüm oranı (aerobik) | 0,5 | mg KOİ/mg KOİ |
| Propiyonik asite dönüşüm oranı (anoksik) | 0,41 | mg KOİ/mg KOİ |
| Asetik asite dönüşüm oranı (aerobik) | 0,4 | mg KOİ/mg KOİ |
| Asetik asite dönüşüm oranı (anoksik) | 0,32 | mg KOİ/mg KOİ |
| Metanole dönüşüm oranı (aerobik) | 0,5 | mg KOİ/mg KOİ |
| **pH inhibisyonu** | | |
| Heterotroflar için düşük pH limiti | 4,0 | pH |
| Heterotroflar için yüksek pH limiti | 10,0 | pH |
| **Anahtar fonksiyonlar** | | |
| Heterotrofik çözünmüş oksijen yarı doygunluk sabiti | 0,05 | $mgO_2/L$ |
| Aerobik denitrifikasyon çözünmüş oksijen yarı doygunluk sabiti | 0,05 | $mgO_2/L$ |
| Anoksik $NO_3$ - N yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgN/L |
| Anoksik $NO_2$- N yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgN/L |
| $NH_3$-N nütrienti yarı doygunluk sabiti | 0,001 | mgN/L |
| P nütrienti yarı doygunluk sabiti | 0,001 | mgP/L |
| Anyon/katyon yarı doygunluk sabiti | 0,01 | meq/L |

**Tablo A.2** Hidroliz,Adsorpsiyon, Ammonifikasyon ve Asimile Edici Denitrifikasyonla İlgili Değerler

| **Kinetik parametreler** | **Değer** | **Birim** |
|---|---|---|
| Hidroliz hızı | 2,1 | $gün^{-1}$ |
| Hidroliz yarı doygunluk sabiti | 0,06 | |
| Anoksik hidroliz faktörü | 0,28 | |
| Anaerobik hidroliz faktörü | 0,5 | |
| Kolloidlerin adsorpsiyon hızı | 0,8 | $gün^{-1}$ |
| Amonifikasyon hızı | 0,04 | $gün^{-1}$ |
| Asimile edici nitrat/nitrit giderim hızı | 0,5 | $gün^{-1}$ |
| Hidroliz hızı | 0,1 | $gün^{-1}$ |
| Hidroliz yarı doygunluk sabiti | 0,15 | |
| **Anahtar Fonksiyonlar** | | |
| Heterotrofik çözünmüş oksijen yarı doygunluk sabiti | 0,05 | $mgO_2/L$ |
| Anoksik $NO_3$ -N yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgN/L |
| Anoksik $NO_2$ -N yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgN/L |
| $NH_3$-N nütrienti yarı doygunluk sabiti | 0,001 | mgN/L |

**Tablo A.3** Amonyak Oksitleyen Biyokütlenin Büyümesi ve Parçalanması ile İlgili Değerler

| **Kinetik parametreler** | **Değer** | **Birim** |
|---|---|---|
| Maksimum spesifik büyüme hızı | 3,2 | $gün^{-1}$ |
| Substrat ($NH_4$) yarı doygunluk sabiti | 0,7 | mgN/L |
| Aerobik parçalanma hızı | 0,17 | $gün^{-1}$ |
| Anoksik /anaerobik parçalanma hızı | 0,08 | $gün^{-1}$ |
| $Ki_{HNO2}$ (Nitröz asit inhibisyonu) | 0,005 | mmol/L |
| **Stokiyometrik Parametreler** | | |
| Dönüşüm oranı | 0,15 | mg KOİ/mgN |
| Biyokütledeki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| İnertteki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| Biyokütledeki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| İnertteki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| İçsel kalıntı dönüşüm oranı | 0,08 | |
| KOİ/UAKM oranı | 1,42 | mg KOİ/mgUAKM |
| **pH Inhibisyonu** | | |
| Ototroflar için düşük pH limiti | 5,5 | pH |
| Ototroflar için yüksek pH limiti | 9,5 | pH |
| **Anahtar Fonksiyonlar** | | |
| Amonyak oksitleyicilerin çözünmüş oksijen yarı doygunluk sabiti | 0,25 | $mgO_2/L$ |
| P nutrienti yarı doygunluk sabiti | 0,001 | mgP/L |
| Ototroflar için $CO_2$ yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mmol/L |
| Anyon/katyon yarı doygunluk | 0,01 | meq/L |

**Tablo A.4** Nitrit Oksitleyen Biyokütlenin Büyümesi ve Parçalanması İlgili Değerler

| **Kinetik parametreler** | **Değer** | **Birim** |
|---|---|---|
| Maksimum spesifik büyüme hızı | 0,7 | $gün^{-1}$ |
| Substrat ($NO_2$) yarı doygunluk sabiti | 0,05 | mgN/L |
| Aerobik parçalanma hızı | 0,17 | $gün^{-1}$ |
| Anoksik /anaerobik parçalanma hızı | 0,08 | $gün^{-1}$ |
| $Ki_{HNH3-N}$ ($NH_3$ inhibisyonu) | 0,075 | mmol/L |
| **Stokiyometrik Parametreler** | | |
| Dönüşüm oranı | 0,09 | mg KOİ/mgN |
| Biyokütledeki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| İnertteki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| Biyokütledeki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| İnertteki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| İçsel kalıntı dönüşüm oranı | 0,08 | |
| KOİ/UAKM oranı | 1,42 | mg KOİ/mgUAKM |
| **pH Inhibisyonu** | | |
| Ototroflar için düşük pH limiti | 5,5 | pH |
| Ototroflar için yüksek pH limiti | 9,5 | pH |
| **Anahtar Fonksiyonlar** | | |
| Nitrit oksitleyicilerin çözünmüş oksijen yarı doygunluk sabiti | 0,5 | $mgO_2/L$ |
| P nutrienti yarı doygunluk sabiti | 0,001 | mgP/L |
| Ototroflar için $CO_2$ yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mmol/L |
| Anyon/katyon yarı doygunluk sabiti | 0,01 | meq/L |

**Tablo A.5** Fosfor Biriktiren Organizmaların Büyümesi ve Parçalanması ile İlgili Değerler

| **Kinetik parametreler** | **Değer** | **Birim** |
|---|---|---|
| Maksimum spesifik büyüme hızı | 0,95 | $gün^{-1}$ |
| Maksimum spesifik büyüme hızı, P limitli | 0,42 | $gün^{-1}$ |
| Substrat yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgKOİ/L |
| Substrat yarı doygunluk sabiti, P limitli | 0,05 | mgKOİ/L |
| Magnezyum yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgMg/L |
| Katyon yarı doygunluk sabiti | 0,1 | meq/L |
| Aerobik parçalanma hızı | 0,1 | $gün^{-1}$ |
| Anaerobik parçalanma hızı | 0,04 | $gün^{-1}$ |
| Ayrışma Hızı | 6,0 | $gün^{-1}$ |
| Anoksik büyüme faktörü | 0,33 | |
| **Stokiyometrik Parametreler** | | |
| Dönüşüm oranı (aerobik) | 0,639 | mg KOİ/mgKOİ |
| Dönüşüm oranı (anoksik) | 0,52 | mg KOİ/mgKOİ |
| Aerobik P/PHA alımı | 0,95 | mg P/mgKOİ |
| Anoksik P/PHA alımı | 0,35 | mg P/mgKOİ |
| Ayrışma esnasında PHA oluşumu | 0,889 | mg KOİ/mgKOİ |
| Biyokütledeki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| Partikül halindeki inertteki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| Çözünebilir inertteki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| Biyokütledeki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| Partikül halindeki inertteki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| İnert partiküle dönüşüm oranı | 0,25 | |
| Çözünebilir inerte dönüşüm oranı | 0,2 | |
| P/Asetat salınım oranı | 0,49 | mg P/mgKOİ |
| KOİ/UAKM oranı | 1,42 | mg KOİ/mgUAKM |
| Düşük PP dönüşümü | 0,94 | mgP/mgP |
| **pH Inhibisyonu** | | |
| Polifosfat biriktiren heterotroflar için düşük pH limiti | 4,0 | pH |
| Polifosfat biriktiren heterotroflar için yüksek pH limiti | 10,0 | pH |
| **Anahtar Fonksiyonlar** | | |
| Heterotrofik çözünmüş oksijen yarı doygunluk sabiti | 0,05 | $mgO_2/L$ |
| Anoksik $NO_3$ -N yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgN/L |
| Anoksik $NO_2$ -N yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgN/L |
| $NH_3$ -N nütrient yarı doygunluk sabiti | 0,001 | mgN/L |
| Polifosfat yarı doygunluk sabiti | 0,01 | mgP/L |
| UYA ayrışma yarı doygunluk sabiti | 5,0 | mg KOİ/L |
| P alım yarı doygunluk sabiti | 0,15 | mgP/L |
| P nutrienti yarı doygunluk sabiti | 0,001 | mgP/L |
| Anyon/katyon yarı doygunluk | 0,01 | meq/L |
| **Diğer Parametreler** | | |
| Polifosfat içindeki Mg/P mol oranı | 0,3 | mol Mg/molP |
| Polifosfat içindeki Katyon/P mol oranı | 0,3 | meq/mmolP |
| Polifosfat içindeki Ca/P mol oranı | 0,05 | mol Ca/molP |

**Tablo A.6** Fermentasyon Esnasında Heterotrofik Büyüme ile İlgili Değerler

| **Kinetik parametreler** | **Değer** | **Birim** |
|---|---|---|
| Anoksik/anaerobik parçalanma hızı | 0,3 | $gün^{-1}$ |
| Fermentasyon hızı | 3,2 | $gün^{-1}$ |
| Fermentasyon yarı doygunluk sabiti | 5,0 | mgKOİ/L |
| Anaerobik büyüme faktörü | 0,125 | |
| **Stokiyometrik Parametreler** | | |
| Dönüşüm oranı(Düşük $H_2$ konsantrasyonunda fermentasyon) | 0,1 | mg KOİ/mgKOİ |
| Dönüşüm oranı (Yüksek $H_2$ konsantrasyonunda fermentasyon) | 0,1 | mg KOİ/mgKOİ |
| $H_2$ dönüşüm oranı (Düşük $H_2$ konsantrasyonunda fermentasyon) | 0,35 | mg KOİ/mgKOİ |
| $H_2$ dönüşüm oranı (Yüksek $H_2$ konsantrasyonunda fermentasyon) | 0,0 | mg KOİ/mgKOİ |
| Propiyonat dönüşüm oranı (Düşük $H_2$ konsantrasyonunda fermentasyon) | 0,0 | mg KOİ/mgKOİ |
| Propiyonat dönüşüm oranı (Yüksek $H_2$ konsantrasyonunda fermentasyon) | 0,7 | mg KOİ/mgKOİ |
| $CO_2$ dönüşüm oranı (Düşük $H_2$ konsantrasyonunda fermentasyon) | 0,7 | $mmolCO_2$/mmolHAC |
| $CO_2$ dönüşüm oranı (Yüksek $H_2$ konsantrasyonunda fermentasyon) | 0,0 | $mmolCO_2$/mmolHAC |
| Biyokütledeki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| Biyokütledeki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| İnertteki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| İçsel kalıntı miktarı | 0,08 | |
| KOİ/UAKM oranı | 1,42 | mg KOİ/mgUAKM |
| **pH Inhibition** | | |
| Heterotroflar için düşük pH limiti (anaerobik) | 5,5 | pH |
| Heterotroflar için yüksek pH limiti (anaerobik) | 8,5 | pH |
| **Anahtar Fonksiyonlar** | | |
| Heterotrofik çözünmüş oksijen yarı doygunluk sabiti | 0,05 | $mgO_2$/L |
| Anoksik $NO_3$ -N yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgN/L |
| Anoksik $NO_2$ -N yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgN/L |
| $NH_3$-N nütrienti yarı doygunluk sabiti | 0,001 | mgN/L |
| Fosfor yarı doygunluk sabiti | 0,001 | mgP/L |
| Heterotrofik hidrojen yarı doygunluk sabiti | 1,0 | mg KOİ/L |
| Anyon/katyon yarı doygunluk sabiti | 0,01 | meq/L |

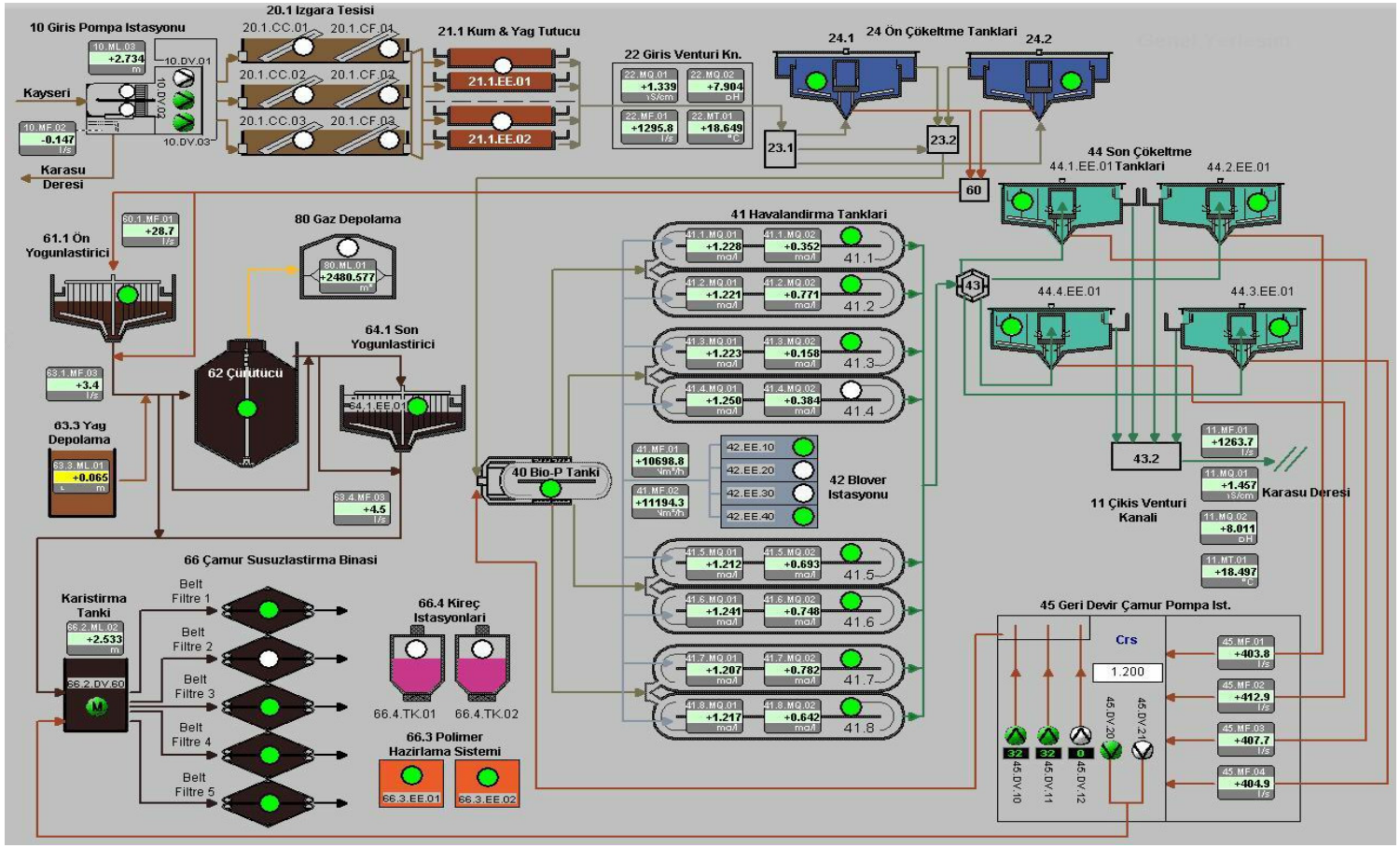
**Tablo A.7** Propiyonik Asitojenlerin Büyüme ve Parçalanması ile İlgili Değerler

| **Kinetik parametreler** | **Değer** | **Birim** |
|---|---|---|
| Maksimum spesifik büyüme hızı | 0.25 | $gün^{-1}$ |
| Substrat yarı doygunluk sabiti | 10,0 | mgKOİ/L |
| Asetat inhibisyonu | 10000 | mgKOİ/L |
| Parçalanma hızı | 0,05 | $gün^{-1}$ |
| Aerobik parçalanma hızı | 0,52 | $gün^{-1}$ |
| **Stokiyometrik Parametreler** | | |
| Dönüşüm oranı | 0,1 | mg KOİ/mgKOİ |
| $H_2$ dönüşüm oranı | 0,4 | mg KOİ/mgKOİ |
| $CO_2$ dönüşüm oranı | 1,0 | $mmolCO_2$/mmol |
| Biyokütledeki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| İçsel kalıntıdaki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| Biyokütledeki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| İçsel kalıntıdaki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| İçsel kalıntıdaki dönüşüm oranı | 0,08 | |
| KOİ/UAKM oranı | 1,42 | mg KOİ/mgUAKM |
| **pH Inhibition** | | |
| Propiyonik asedojenler için düşük pH limiti (anaerobik) | 4,0 | pH |
| Propiyonik asedojenler için yüksek pH limiti (anaerobik) | 10,0 | pH |
| **Anahtar Fonksiyonlar** | | |
| Heterotrofik çözünmüş oksijen yarı doygunluk sabiti | 0,05 | $mgO_2$/L |
| Anoksik $NO_3$-N yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgN/L |
| Anoksik $NO_2$-N yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgN/L |
| $NH_3$-N nütrienti yarı doygunluk sabiti | 0,001 | mgN/L |
| Fosfor yarı doygunluk sabiti | 0,001 | mgP/L |
| Propiyonik asetojenler için hidrojen limiti | 5,0 | mg KOİ/L |
| Anyon/katyon yarı doygunluk sabiti | 0,01 | meq/L |

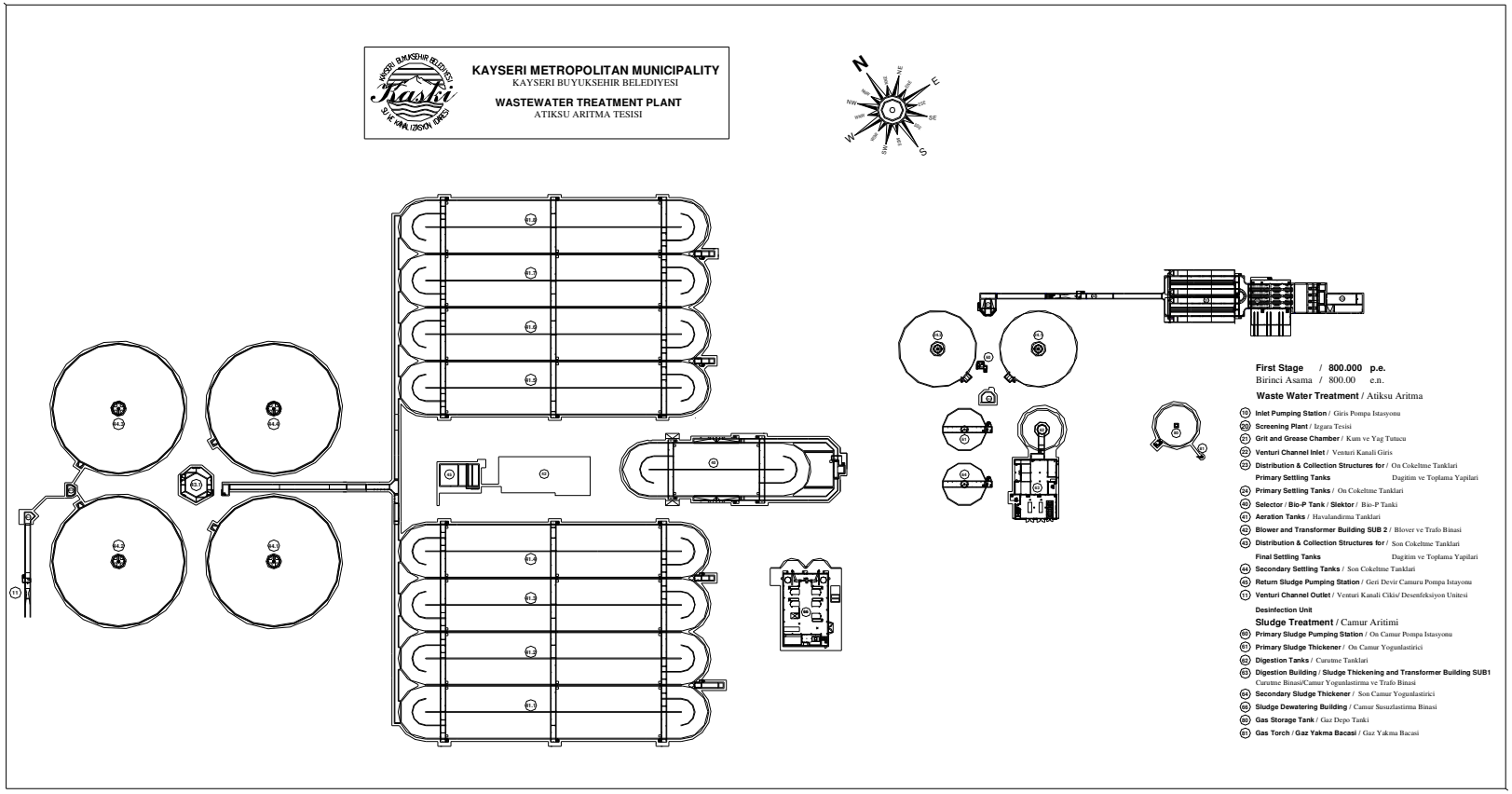
**Tablo A.8** Metanojenlerin Büyüme ve Parçalanması ile İlgili Değerler

| **Kinetik parametreler** | **Değer** | **Birim** |
|---|---|---|
| Asetoklastik maksimum spesifik büyüme hızı | 0.3 | $gün^{-1}$ |
| $H_2$ kullanım maksimum spesifik büyüme hızı | 1,4 | $gün^{-1}$ |
| Asetoklastik yarı doygunluk sabiti | 100 | mgKOİ/L |
| Asetoklastik metanol yarı doygunluk sabiti | 0,5 | mgKOİ/L |
| Hidrojenotrofik $CO_2$ yarı doygunluk sabiti | 0,1 | $mmolCO_2/L$ |
| $H_2$ kullanan organizmalar için yarı doygunluk sabiti | 0,5 | mgKOİ/L |
| Asetoklastik propiyonik inhibisyonu | 10000 | mgKOİ/L |
| Asetoklastik parçalanma hızı | 0,13 | $gün^{-1}$ |
| Asetoklastik aerobik parçalanma hızı | 0,6 | $gün^{-1}$ |
| $H_2$ kullanan organizmaların parçalanma hızı | 0,13 | $gün^{-1}$ |
| $H_2$ kullanan organizmalar için aerobik parçalanma hızı | 0,6 | $gün^{-1}$ |
| **Stokiyometrik Parametreler** | | |
| Asetoklastik dönüşüm oranı | 0,1 | mg KOİ/mgKOİ |
| Metanol asetoklastik dönüşüm oranı | 0,1 | mg KOİ/mgKOİ |
| $H_2$ kullanan organizmalar için dönüşüm oranı | 0,1 | mg KOİ/mgKOİ |
| Metanol-$H_2$ kullanan organizmalar için dönüşüm oranı | 0,1 | mg KOİ/mgKOİ |
| Asetoklastik biyokütledeki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| $H_2$ kullanan biyokütledeki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| Asetoklastik içsel kalıntıdaki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| $H_2$ kullanımından kaynaklanan içsel kalıntıdaki azot miktarı | 0,07 | mg N/mgKOİ |
| Asetoklastik biyokütledeki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| $H_2$ kullanımından kaynaklanan biyokütledeki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| Asetoklastik içsel kalıntıdaki fosfor | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| $H_2$ kullanımından kaynaklanan içsel kalıntıdaki fosfor miktarı | 0,022 | mg P/mgKOİ |
| İçsel kalıntıdaki asetoklastik dönüşüm oranı | 0,08 | |
| $H_2$ kullanan biyokütlenin içsel kalıntıya dönüşüm oranı | 0,08 | |
| Asetoklastik esnasında KOİ/UAKM oranı | 1,42 | mg KOİ/mgUAKM |
| KOİ/UAKM oranı | 1,42 | mg KOİ/mgUAKM |
| **pH Inhibition** | | |
| Asetoklastik metanojenler için düşük pH limiti | 5,0 | pH |
| Asetoklastik metanojenler için yüksek pH limiti | 9,0 | pH |
| $H_2$ kullanan metanojenler için düşük pH limiti | 5,0 | pH |
| $H_2$ kullanan metanojenler için yüksek pH limiti | 9,0 | pH |
| **Anahtar Fonksiyonlar** | | |
| Heterotrofik çözünmüş oksijen yarı doygunluk sabiti | 0,05 | $mgO_2/L$ |
| Anoksik $NO_3$-N yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgN/L |
| Anoksik $NO_2$-N yarı doygunluk sabiti | 0,1 | mgN/L |
| $NH_3$-N nütrienti yarı doygunluk sabiti | 0,001 | mgN/L |
| Fosfor nutrient için yarı doygunluk sabiti | 0,001 | mgP/L |
| Anyon/katyon yarı doygunluk sabiti | 0,01 | meq/L |

# EK B




**Şekil B.1** Tesisin Akış Diyagramı



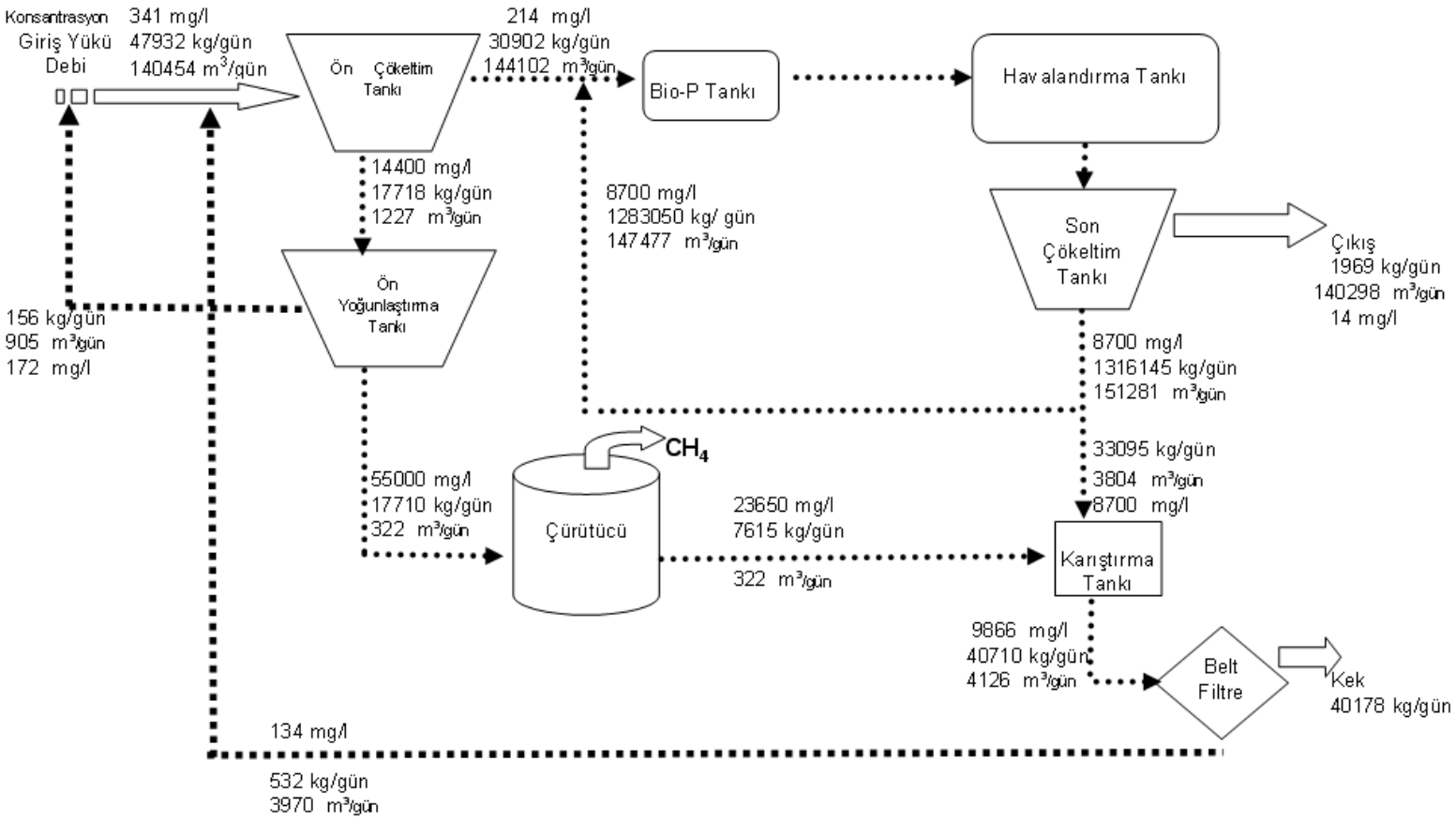

**Şekil B.2** Vaziyet Planı

**EK C**

**Tablo C.** Deney Sonuçları

| Numune Alınan Yer | T. KOİ (mg/L) | Ç.KOİ (mg/L) | T.P. (mg/L) | TKN (mg/L) | AKM (mg/L) | pH | Alkalinite mg $CaCO_3$/L | UAKM (mg/L) | UYA | $Mg^{2+}$ (mg/L) | $NH_4^+$ (mg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Ön Çökeltim Tankı Çamuru | 10.079 | 941 | 104 | 448 | 8.160 | 6,6 | - | - | - | - | - |
| Ön Yoğunlaştırıcı Çamuru | 73.903 | 6.513 | 404 | 2.016 | 57.600 | 5,85 | - | - | - | - | - |
| Çürütücü Çamuru | 100.955 | 4.240 | 502 | 2.576 | 50.400 | 7,6 | - | - | - | - | - |
| Son Çökeltim Tankı Çamuru | 7.367 | 191 | 230 | 518 | 7.700 | 6,9 | - | - | - | - | - |
| Ön Yoğunlaştırıcı Üst Suyu | 930 | 624 | 27 | 75 | 172 | 7,1 | 665 | 20 | 670,01 | 56 | 80 |
| Belt Filtre Suyu | 220 | 52 | 9 | 52 | 134 | 7,8 | 512 | 29 | 1,17 | 30 | 70 |

**EK D**




**Şekil D.1** AKM İçin Kütle Dengesi

**Tablo D.2** Ön Çökeltim Tankında AKM İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| | Değer | Birim | Açıklama |
|---|---|---|---|
| **Giriş Debisi** | 140.454 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Giriş AKM Kon.** | 341 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Giriş Yükü** | 47.932 | kg/gün | Giriş debi değeri ile giriş AKM konsantrasyonunun çarpımı sonucu bulunan değer |
| **Ön Yoğunlaştırıcı Üst Suyu Giriş** | | | |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş Debisi** | 905 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş AKM Kon.** | 172 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Belt Filtre Üst Suyu Giriş** | | | |
| **B.F. Üst Suyu Giriş Debisi** | 3.970 | $m^3$/gün | Hesaplama sonucu bulunan değer |
| **B.F. Üst Suyu Giriş AKM Kon.** | 134 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Ön Yoğunlaştırıcı Çıkışı** | | | |
| **Ö. Y. Çıkış Debisi** | 1.227 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö. Y. Çıkış AKM Kon.** | 14.440 | mg/L | Kabul yapıldı. (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 8160 mg/l ) |
| **Ö. Y. Çıkış Yükü** | 17.718 | kg/gün | Ön yoğunlaştırıcı çıkış debi değeri ile ön yoğunlaştırıcı çıkış AKM konsantrasyonunun çarpımı sonucu bulunan değer |
| **BioFosfor Girişi** | | | |
| **Bio Fosfor Giriş Debisi** | 144.102 | $m^3$/gün | Ön çökeltim tankına giren giriş, ön yoğunlaştırma üst suyuna giriş, belt filtre üst suyu giriş debilerinden ön yoğunlaştırıcı çıkış debisindeki fakın sonucu |
| **Bio Fosfor Giriş AKM Kon.** | 214 | mg/L | Kabul yapıldı. |
| **Bio Fosfor Giriş Yükü** | 30.902 | kg/gün | Biofosfor giriş debi değeri ile biofosfor giriş AKM'nin çarpımı sonucu bulunan değer |

**Tablo D.3** Havalandırma Havuzunda AKM İçin Kütle Dengesinin Açıklanması

| **Bio Fosfor Girişi** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Bio Fosfor Giriş Debisi** | 144.102 | $m^3$/gün | Ön çökeltim tankına giren giriş, ön yoğunlaştırma üst suyuna giriş, belt filtre üst suyu giriş debilerinden ön yoğunlaştırıcı çıkış debisindeki fakın sonucu |
| **Bio Fosfor Giriş AKM Kon.** | 214 | mg/L | Kabul yapıldı. |
| **Bio Fosfor Giriş Yükü** | 30.902 | kg/gün | Biofosfor giriş debi değeri ile biofosfor giriş AKM konsantrasyonunun çarpımı sonucu bulunan değer |
| **Çamur Geri Devri** | | | |
| **Çamur Geri Devir Debisi** | 147.477 | $m^3$/gün | Giriş debisininin ( 140.454 $m^3$/gün ) tesisten elde edilen geri devir miktarına ( % 105 ) göre ayarlanmasıyla elde edilen değer (140.454*1,05) |
| **Çamur Geri Devir AKM Kon.** | 9.000 | mg/L | Kabul yapıldı. (Tesisten elde edilen değer 9.104 mg/l ) |
| **Havalandırma Tankı Çıkışı** | | | |
| **H. T. Çıkış Debisi** | 291.579 | $m^3$/gün | Bio fosfor tankına giriş debisi ile çamur geri devir debisinin toplamı |
| **H. T. Çıkış AKM Kon.** | 4.742 | mg/L | Tesisten elde edilen değer |
| **Fazla Çamur** | | | |
| **Fazla Çamur Debisi** | 3.804 | $m^3$/gün | Tesisten elde edilen değer |
| **Fazla Çamur AKM Kon.** | 9.000 | mg/L | Tesisten elde edilen değer |
| **Son Çökeltim Çamur Geri Devri** | | | |
| **S. Ç. Çamur Geri Devir Debisi** | 151.281 | $m^3$/gün | Çamur geri devir debisi ile fazla çamur debisinin toplamı |
| **S. Ç. Çamur Geri Devir AKM Kon.** | 9.000 | mg/L | Tesisten elde edilen değer |
| **Çıkış** | | | |
| **Çıkış Debisi** | 140.298 | $m^3$/gün | Havalandırma tankı çıkış debisi ile son çökeltim çamur geri devir debisi arasındaki fark |
| **Çıkış AKM Kon.** | 20 | mg/L | Tesisten elde edilen değer |

**Tablo D.4** Ön Yoğunlaştırma Tankında AKM İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| **Ön Yoğunlaştırıcı Girişi** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Ö. Y. Çıkış Debisi** | 1.227 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö. Y. Çıkış AKM Kon.** | 14.440 | mg/L | Kabul yapıldı. (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 8.160 mg/L ) |
| **Ö. Y. Çıkış Yükü** | 17.718 | kg/gün | Ön yoğunlaştırıcı çıkış debi değeri ile ön yoğunlaştırıcı çıkış AKM konsantrasyonunun çarpımı sonucu bulunan değer |
| **Ön Yoğ. Çıkışı ( Çürütücü Giriş )** | | | |
| **Ön. Yoğ. Çıkış Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ön. Yoğ. Çıkış AKM Kon.** | 55.000 | mg/L | Kabul yapıldı. (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 57.600 mg/L ) |
| **Ön Yoğunlaştırıcı Üst Suyu Giriş** | | | |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş Debisi** | 905 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş AKM Kon.** | 172 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |

**Tablo D.5** Çamur Çürütücü Tankında AKM İçin Kütle Dengesi Açıklaması

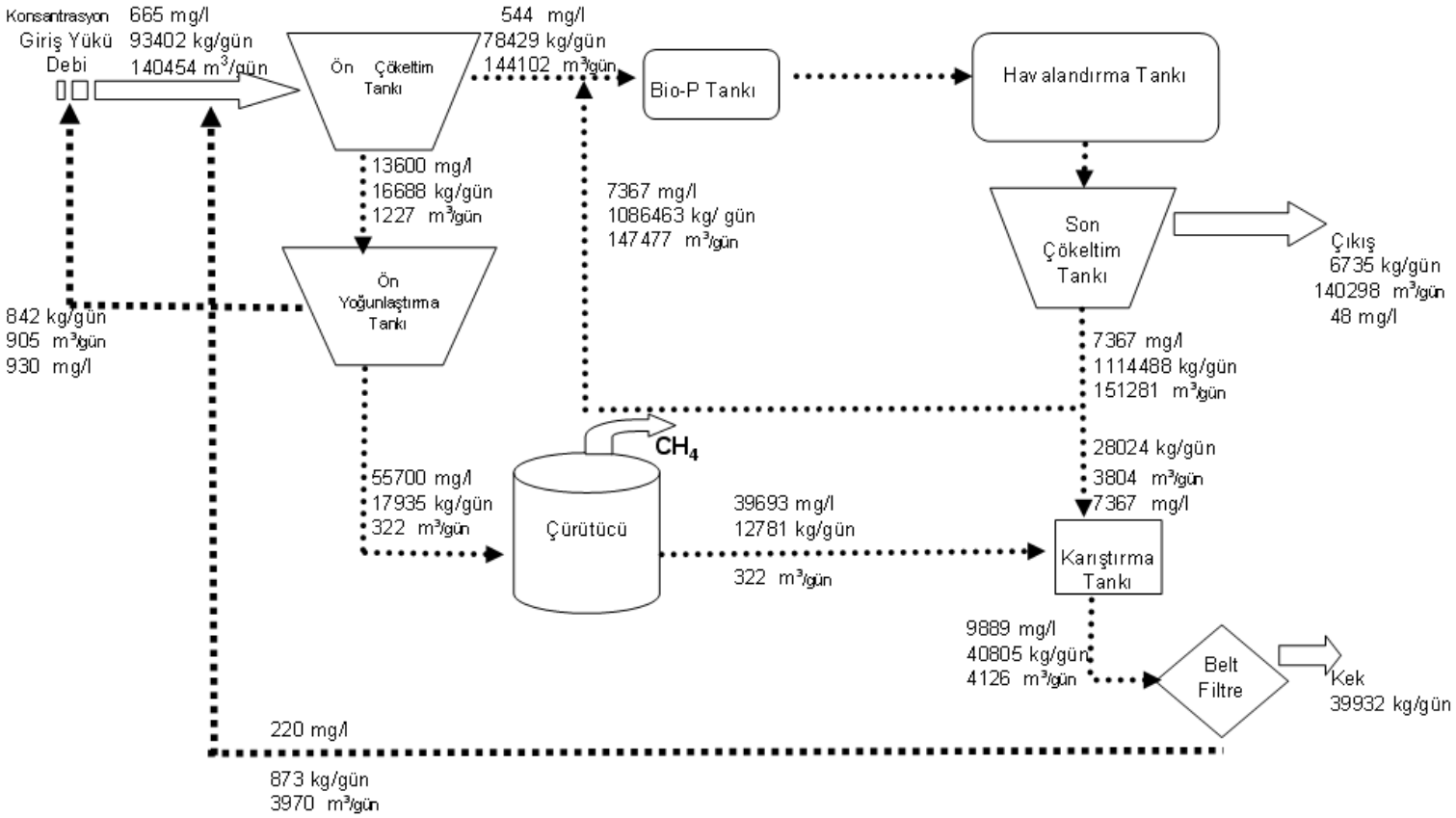
| **Çürütücü Giriş** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Çürütücü Giriş Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Çürütücü Giriş AKM Kon.** | 55.000 | mg/L | Kabul yapıldı. (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 57.600 mg/L ) |
| **Çürütücü Çıkış** | | | |
| **Çürütücü Çıkış Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Çürütücü Çıkış AKM Kon.** | 23.650 | mg/L | Hesapla Bulunan değer (Çürütücüde % 57 UAKM giderilmekte) |

**Tablo D.6** Karıştırma Tankında AKM İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| **Fazla Çamur** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Fazla Çamur Debisi** | 3.804 | $m^3$/gün | Tesisten elde edilen değer |
| **Fazla Çamur AKM Kon.** | 9.000 | mg/L | Tesisten elde edilen değer |
| **Çürütücü Çıkış** | | | |
| **Çürütücü Çıkış Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Çürütücü Çıkış AKM Kon.** | 23.650 | mg/L | Hesapla Bulunan değer (Çürütücüde % 57 UAKM giderilmekte) |
| **Karıştırma Tankı** | | | |
| **Karıştırma Tankı Debisi** | 4.126 | $m^3$/gün | Fazla Çamur debisi ile çürütücü çıkış debisi toplamları |
| **Karıştırma Tankı Yükü** | 40.710 | kg/gün | Hesapla bulunan değer ((3.804*9+322*23,6)/4.126) |

**Tablo D.7** Belt Filtrede AKM İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| **Belt Filtre** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Belt filtre Üst su Debisi** | 3.970 | $m^3$/gün | (322*2,5/20)+(3.804*0,6/20)=156, Belt filtre suyu=4.126-156=3.970 |
| **Belt filtre Çıkış AKM Kon.** | 134 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Belt filtre Çıkış Yükü** | 532 | kg/gün | Belt filtre üst su debisi ile belt filtre çıkış AKM konsantrasyonu çarpımı |
| | | | |
| **AKM Yükü** | 40.178 | kg/gün | Karıştırma tank yüküyle belt filtre çıkış yükü arasındaki fark |




**Şekil D.8** KOİ İçin Kütle Dengesi

**Tablo D.9** Ön Çökeltim Tankında KOİ İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| | Değer | Birim | Açıklama |
|---|---|---|---|
| **Giriş Debisi** | 140.454 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Giriş KOİ Kon.** | 665 | mg/L | Tesisten alınan değer |
| **Giriş Yükü** | 93.402 | kg/gün | Giriş debi değeri ile giriş KOİ konsantrasyonunun çarpımı sonucu bulunan değer |
| **Ön Yoğunlaştırıcı Üst Suyu Giriş** | | | |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş Debisi** | 905 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş KOİ Kon.** | 930 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Belt Filtre Üst Suyu Giriş** | | | |
| **B.F. Üst Suyu Giriş Debisi** | 3.970 | $m^3$/gün | Hesaplama sonucu bulunan değer |
| **B.F. Üst Suyu Giriş KOİ Kon.** | 220 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Ön Yoğunlaştırıcı Çıkışı** | | | |
| **Ö. Y. Çıkış Debisi** | 1227 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö. Y. Çıkış KOİ Kon.** | 15300 | mg/L | Kabul yapıldı. (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 10.080 mg/L ) |
| **Ö. Y. Çıkış Yükü** | 18.773 | kg/gün | Ön yoğunlaştırıcı çıkış debi değeri ile ön yoğunlaştırıcı çıkış KOİ'nin çarpımı sonucu bulunan değer |
| **BioFosfor Girişi** | | | |
| **Bio Fosfor Giriş Debisi** | 144.102 | $m^3$/gün | Ön çökeltim tankına giren giriş, ön yoğunlaştırma üst suyuna giriş, belt filtre üst suyu giriş debilerinden ön yoğunlaştırıcı çıkış debisindeki fakın sonucu |
| **Bio Fosfor Giriş KOİ Kon.** | 544 | mg/L | Kabul yapıldı. |
| **Bio Fosfor Giriş Yükü** | 78.429 | kg/gün | Biofosfor giriş debi değeri ile biofosfor giriş KOİ konsantrasyonunun çarpımı sonucu bulunan değer |

**Tablo D.10** Havalandırma Havuzunda KOİ İçin Kütle Dengesinin Açıklanması

| **Bio Fosfor Girişi** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Bio Fosfor Giriş Debisi** | 144.102 | $m^3$/gün | Ön çökeltim tankına giren giriş, ön yoğunlaştırma üst suyuna giriş, belt filtre üst suyu giriş debilerinden ön yoğunlaştırıcı çıkış debisindeki fakın sonucu |
| **Bio Fosfor Giriş KOİ Kon.** | 544 | mg/L | Kabul yapıldı. |
| **Bio Fosfor Giriş Yükü** | 78.429 | kg/gün | Biofosfor giriş debi değeri ile biofosfor giriş KOİ konsantrasyonunun çarpımı sonucu bulunan değer |
| **Çamur Geri Devri** | | | |
| **Çamur Geri Devir Debisi** | 147.477 | $m^3$/gün | Giriş debisininin ( 140.454 $m^3$/gün ) tesisten elde edilen geri devir miktarına ( % 105 ) göre ayarlanmasıyla elde edilen değer (140454*1,05) |
| **Çamur Geri Devir KOİ Kon.** | 7.367 | mg/L | Yapılan analiz sonucu elde edilen değer |
| **Havalandırma Tankı Çıkışı** | | | |
| **H. T. Çıkış Debisi** | 291.579 | $m^3$/gün | Bio fosfor tankına giriş debisi ile çamur geri devir debisinin toplamı |
| **H. T. Çıkış KOİ Kon.** | 3.900 | mg/l | Hesaplama sonucu elde edilen değer |
| **Fazla Çamur** | | | |
| **Fazla Çamur Debisi** | 3.804 | $m^3$/gün | Tesisten elde edilen değer |
| **Fazla Çamur KOİ Kon.** | 7.367 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer |
| **Son Çökeltim Çamur Geri Devri** | | | |
| **S. Ç. Çamur Geri Devir Debisi** | 151.281 | $m^3$/gün | Çamur geri devir debisi ile fazla çamur debisinin toplamı |
| **S. Ç. Çamur Geri Devir KOİ Kon.** | 7.367 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer |
| **Çıkış** | | | |
| **Çıkış Debisi** | 140.298 | $m^3$/gün | Havalandırma tankı çıkış debisi ile son çökeltim çamur geri devir debisi arasındaki fark |
| **Çıkış KOİ Kon.** | 48 | mg/L | Tesisten elde edilen değer |

**Tablo D.11** Ön Yoğunlaştırma Tankında AKM İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| **Ön Yoğunlaştırıcı Girişi** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Ö. Y. Çıkış Debisi** | 1.227 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö. Y. Çıkış KOİ Kon.** | 15.300 | mg/L | Kabul yapıldı. (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 10.080 mg/L ) |
| **Ö. Y. Çıkış Yükü** | 18.773 | kg/gün | Ön yoğunlaştırıcı çıkış debi değeri ile ön yoğunlaştırıcı çıkış KOİ konsantrasyonunun çarpımı sonucu bulunan değer |
| **Ön Yoğ. Çıkışı ( Çürütücü Giriş )** | | | |
| **Ön. Yoğ. Çıkış Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ön. Yoğ. Çıkış KOİ Kon.** | 55700 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 73.900 mg/L) |
| **Ön Yoğunlaştırıcı Üst Suyu Giriş** | | | |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş Debisi** | 905 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş KOİ Kon.** | 930 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |

**Tablo D.12** Çamur Çürütücü Tankında KOİ İçin Kütle Dengesi Açıklaması

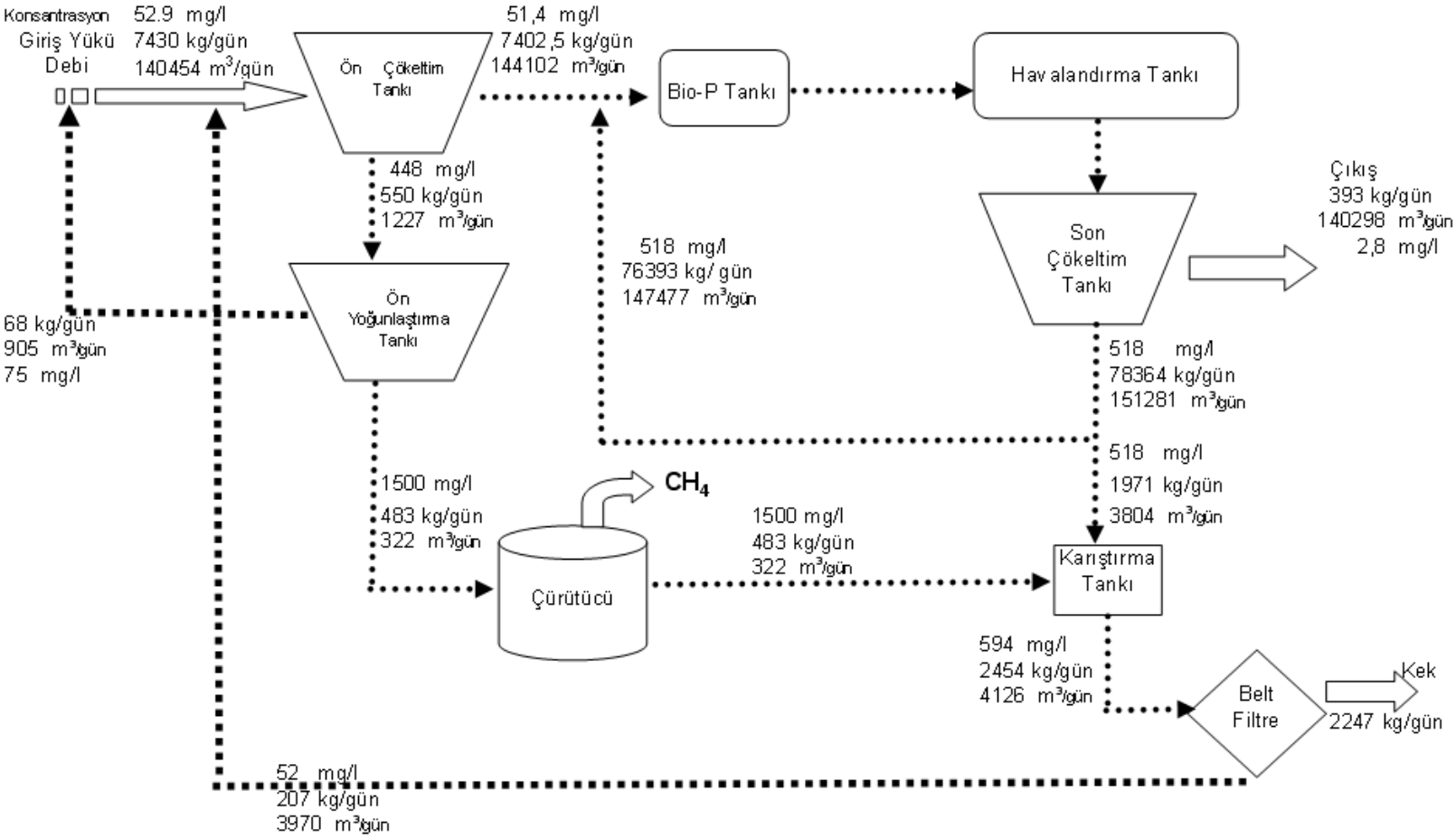
| **Çürütücü Giriş** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Çürütücü Giriş Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Çürütücü Giriş KOİ Kon.** | 55.700 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer(Yapılan analiz sonucu bulunan değer 73.900 mg/L) |
| **Çürütücü Çıkış** | | | |
| **Çürütücü Çıkış Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Çürütücü Çıkış KOİ Kon.** | 39.693 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer (1.804 $m^3$ metan üretimi) |

**Tablo D.13** Karıştırma Tankında KOİ İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| Fazla Çamur | Değer | Birim | Açıklama |
|---|---|---|---|
| **Fazla Çamur Debisi** | 3.804 | $m^3$/gün | Tesisten elde edilen değer |
| **Fazla Çamur KOİ Kon.** | 7.367 | mg/L | Yapılan analiz sonucu elde edilen değer |
| **Çürütücü Çıkış** | | | |
| **Çürütücü Çıkış Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Çürütücü Çıkış KOİ Kon.** | 39.693 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer (1.804 $m^3$ metan üretimi) |
| **Karıştırma Tankı** | | | |
| **Karıştırma Tankı Debisi** | 4.126 | $m^3$/gün | Fazla Çamur debisi ile çürütücü çıkış debisi toplamları |
| **Karıştırma Tankı Yükü** | 40.805 | kg/gün | Hesapla bulunan değer ((3.804*7,367+322*39,7)/4126) |

**Tablo D.14** Belt Filtrede KOİ İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| Belt Filtre | Değer | Birim | Açıklama |
|---|---|---|---|
| **Belt filtre Çıkış Debisi** | 3.970 | $m^3$/gün | Hesapla bulunan değer. |
| **Belt filtre Çıkış KOİ Kon.** | 220 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Belt filtre Çıkış Yükü** | 874 | kg/gün | Belt filtre çıkış debisi ile belt filtre çıkış KOİ konsantrasyonu çarpımı |
| | | | |
| **KOİ Yükü** | 39.932 | kg/gün | Karıştırma tank yüküyle belt filtre çıkış yükü arasındaki fark |




**Şekil D.15** TKN İçin Kütle Dengesi

**Tablo D.16** Ön Çökeltim Tankında TKN İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| | Değer | Birim | Açıklama |
|---|---|---|---|
| **Giriş Debisi** | 140.454 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Giriş TKN Kon.** | 52,9 | mg/L | Tesisten alınan değer |
| **Giriş Yükü** | 7.430 | kg/gün | Giriş debi değeri ile giriş TKN konsantrasyonun çarpımı sonucu bulunan değer |
| **Ön Yoğunlaştırıcı Üst Suyu Giriş** | | | |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş Debisi** | 905 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş TKN Kon.** | 75 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Belt Filtre Üst Suyu Giriş** | | | |
| **B.F. Üst Suyu Giriş Debisi** | 3.970 | $m^3$/gün | Hesaplama sonucu bulunan değer |
| **B.F. Üst Suyu Giriş TKN Kon.** | 52 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Ön Yoğunlaştırıcı Çıkışı** | | | |
| **Ö. Y. Çıkış Debisi** | 1.227 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö. Y. Çıkış TKN Kon.** | 448 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Ö. Y. Çıkış Yükü** | 550 | kg/gün | Ön yoğunlaştırıcı çıkış debi değeri ile ön yoğunlaştırıcı çıkış TKN konsantrasyonun çarpımı sonucu bulunan değer |
| **BioFosfor Girişi** | | | |
| **Bio Fosfor Giriş Debisi** | 144.102 | $m^3$/gün | Ön çökeltim tankına giren giriş, ön yoğunlaştırma üst suyuna giriş, belt filtre üst suyu giriş debilerinden ön yoğunlaştırıcı çıkış debisindeki farkın sonucu |
| **Bio Fosfor Giriş TKN Kon.** | 51,4 | mg/L | Bio fosfor giriş yükünün bio fosfor giriş debisine oranı |
| **Bio Fosfor Giriş Yükü** | 7402,5 | kg/gün | Ön çökeltim tankına giren giriş, ön yoğunlaştırma üst suyuna giriş, belt filtre üst suyu giriş yüklerinden ön yoğunlaştırıcı çıkış yükündeki farkın sonucu |

**Tablo D.17** Havalandırma Havuzunda TKN İçin Kütle Dengesinin Açıklanması

| **Bio Fosfor Girişi** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Bio Fosfor Giriş Debisi** | 144.102 | $m^3$/gün | Ön çökeltim tankına giren giriş, ön yoğunlaştırma üst suyuna giriş, belt filtre üst suyu giriş debilerinden ön yoğunlaştırıcı çıkış debisindeki fakın sonucu |
| **Bio Fosfor Giriş TKN Kon.** | 51,4 | mg/L | Bio fosfor giriş yükünün bio fosfor giriş debisine oranı |
| **Bio Fosfor Giriş Yükü** | 7402,5 | kg/gün | Ön çökeltim tankına giren giriş, ön yoğunlaştırma üst suyuna giriş, belt filtre üst suyu giriş yüklerinden ön yoğunlaştırıcı çıkış yükündeki farkın sonucu |
| **Çamur Geri Devri** | | | |
| **Çamur Geri Devir Debisi** | 147.477 | $m^3$/gün | Giriş debisininin ( 140.454 $m^3$/gün ) tesisten elde edilen geri devir miktarına ( % 105 ) göre ayarlanmasıyla elde edilen değer (140.454*1,05) |
| **Çamur Geri Devir TKN Kon.** | 518 | mg/L | Yapılan analiz sonucu elde edilen değer |
| **Havalandırma Tankı Çıkışı** | | | |
| **H. T. Çıkış Debisi** | 291.579 | $m^3$/gün | Bio fosfor tankına giriş debisi ile çamur geri devir debisinin toplamı |
| **H. T. Çıkış TKN Kon.** | 275 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer |
| **Fazla Çamur** | | | |
| **Fazla Çamur Debisi** | 3.804 | $m^3$/gün | Tesisten elde edilen değer |
| **Fazla Çamur TKN Kon.** | 518 | mg/L | Yapılan analiz sonucu elde edilen değer |
| **Son Çökeltim Çamur Geri Devri** | | | |
| **S. Ç. Çamur Geri Devir Debisi** | 151.281 | $m^3$/gün | Çamur geri devir debisi ile fazla çamur debisinin toplamı |
| **S. Ç. Çamur Geri Devir TKN Kon.** | 518 | mg/L | Yapılan analiz sonucu elde edilen değer |
| **Çıkış** | | | |
| **Çıkış Debisi** | 140.298 | $m^3$/gün | Havalandırma tankı çıkış debisi ile son çökeltim çamur geri devir debisi arasındaki fark |
| **Çıkış TKN Kon.** | 2,8 | mg/L | Tesisten elde edilen değer |

**Tablo D.18** Ön Yoğunlaştırma Tankında TKN İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| **Ön Yoğunlaştırıcı Girişi** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Ö. Y. Çıkış Debisi** | 1.227 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö. Y. Çıkış TKN Kon.** | 448 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Ö. Y. Çıkış Yükü** | 550 | kg/gün | Ön yoğunlaştırıcı çıkış debi değeri ile ön yoğunlaştırıcı çıkış TKN konsantrasyonun çarpımı sonucu bulunan değer |
| **Ön Yoğ. Çıkışı ( Çürütücü Giriş )** | | | |
| **Ön. Yoğ. Çıkış Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ön. Yoğ. Çıkış TKN Kon.** | 1.500 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 2.016 mg/L ) |
| **Ön Yoğunlaştırıcı Üst Suyu Giriş** | | | |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş Debisi** | 905 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş TKN Kon.** | 75 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |

**Tablo D.19** Çamur Çürütücü Tankında TKN İçin Kütle Dengesi Açıklaması

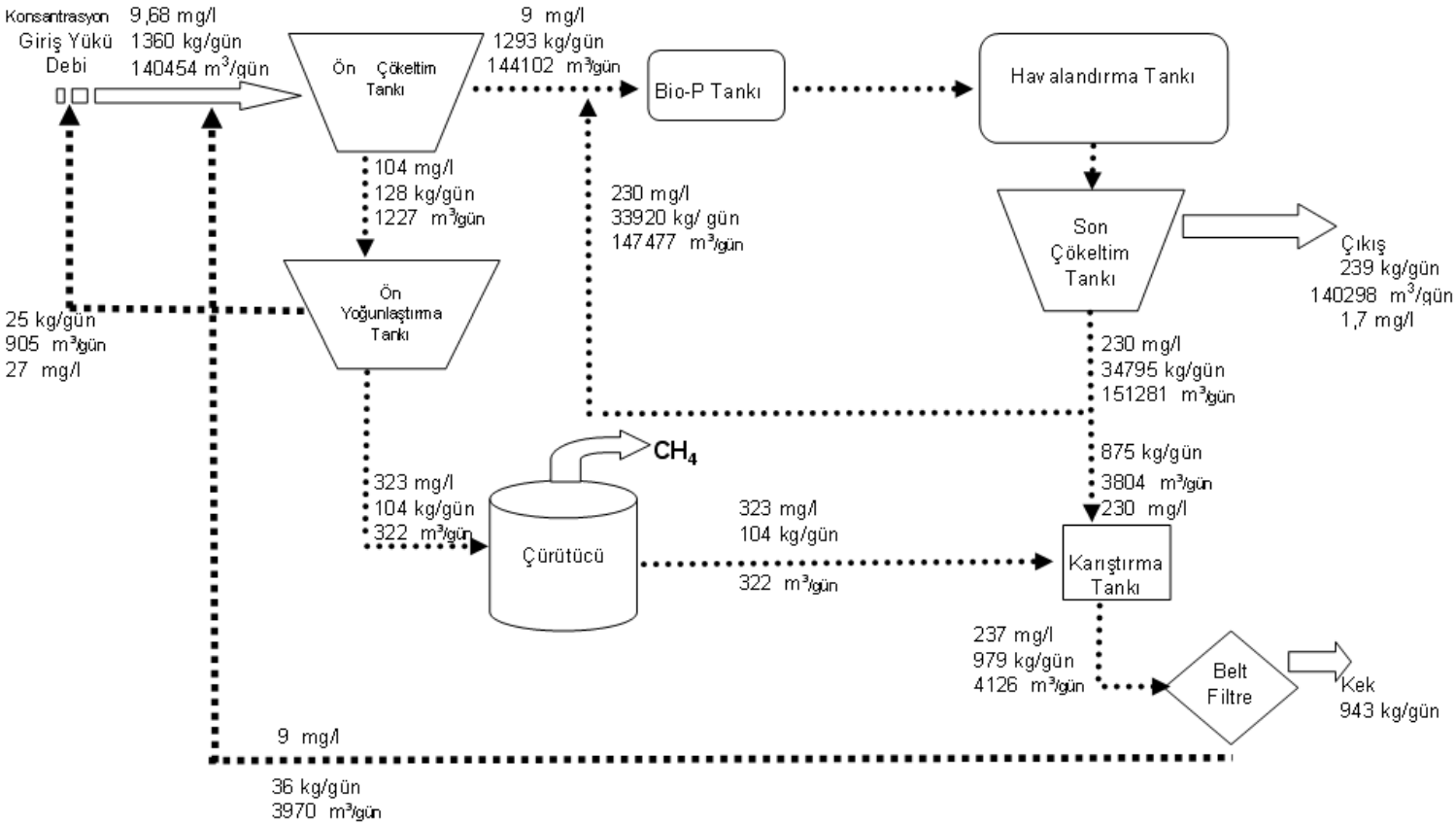
| **Çürütücü Giriş** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Çürütücü Giriş Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Çürütücü Giriş TKN Kon.** | 1.500 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 2.016 mg/L) |
| **Çürütücü Çıkış** | | | |
| **Çürütücü Çıkış Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Çürütücü Çıkış TKN Kon.** | 1.500 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 2.576 mg/L) |

**Tablo D.20** Karıştırma Tankında TKN İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| **Fazla Çamur** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Fazla Çamur Debisi** | 3.804 | $m^3$/gün | Tesisten elde edilen değer |
| **Fazla Çamur TKN Kon.** | 518 | mg/L | Yapılan analiz sonucu elde edilen değer |
| **Çürütücü Çıkış** | | | |
| **Çürütücü Çıkış Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Çürütücü Çıkış TKN Kon.** | 1.500 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 2.016 mg/L ) |
| **Karıştırma Tankı** | | | |
| **Karıştırma Tankı Debisi** | 4.126 | $m^3$/gün | Fazla Çamur debisi ile çürütücü çıkış debisi toplamları |
| **Karıştırma Tankı Yükü** | 2.454 | kg/gün | Hesapla bulunan değer ((3.804*0,518+322*1,5)/4.126) |

**Tablo D.21** Belt Filtrede TKN İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| **Belt Filtre** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| | | | |
| **Belt filtre Çıkış Debisi** | 3.970 | $m^3$/gün | Hesapla bulunan değer |
| **Belt filtre Çıkış TKN Kon.** | 52 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Belt filtre Çıkış Yükü** | 206 | kg/gün | Belt filtre çıkış debisi ile belt filtre çıkış KOİ konsantrasyonu çarpımı |
| | | | |
| **TKN Yükü** | 2.247 | kg/gün | Karıştırma tank yüküyle belt filtre çıkış yükü arasındaki fark |




**Şekil D.22** Fosfor İçin Kütle Dengesi

**Tablo D.23** Ön Çökeltim Tankında Fosfor İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| | Değer | Birim | Açıklama |
|---|---|---|---|
| **Giriş Debisi** | 140.454 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Giriş TP Kon.** | 9,68 | mg/L | Tesisten alınan değer |
| **Giriş Yükü** | 1.360 | kg/gün | Giriş debi değeri ile giriş toplam fosfor konsantrasyonunun çarpımı sonucu bulunan değer |
| **Ön Yoğunlaştırıcı Üst Suyu Giriş** | | | |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş Debisi** | 905 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş TP Kon.** | 27 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Belt Filtre Üst Suyu Giriş** | | | |
| **B.F. Üst Suyu Giriş Debisi** | 3.970 | $m^3$/gün | Hesaplama sonucu bulunan değer |
| **B.F. Üst Suyu Giriş TP Kon.** | 9 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Ön Yoğunlaştırıcı Çıkışı** | | | |
| **Ö. Y. Çıkış Debisi** | 1.227 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö. Y. Çıkış TP Kon.** | 104 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer (hesaplanan değerle aynı) |
| **Ö. Y. Çıkış Yükü** | 127,6 | kg/gün | Ön yoğunlaştırıcı çıkış debi değeri ile ön yoğunlaştırıcı çıkış toplam fosfor konsantrasyonun çarpımı sonucu bulunan değer |
| **BioFosfor Girişi** | | | |
| **Bio Fosfor Giriş Debisi** | 144.102 | $m^3$/gün | Ön çökeltim tankına giren giriş, ön yoğunlaştırma üst suyuna giriş, belt filtre üst suyu giriş debilerinden ön yoğunlaştırıcı çıkış debisindeki farkın sonucu |
| **Bio Fosfor Giriş TP Kon.** | 9 | mg/L | Bio fosfor giriş yükünün bio fosfor giriş debisine oranı |
| **Bio Fosfor Giriş Yükü** | 1.292 | kg/gün | Ön çökeltim tankına giren giriş, ön yoğunlaştırma üst suyuna giriş, belt filtre üst suyu giriş yüklerinden ön yoğunlaştırıcı çıkış yükündeki farkın sonucu |

**Tablo D.24** Havalandırma Havuzunda Fosfor İçin Kütle Dengesinin Açıklanması

| **Bio Fosfor Girişi** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Bio Fosfor Giriş Debisi** | 144.102 | $m^3$/gün | Ön çökeltim tankına giren giriş, ön yoğunlaştırma üst suyuna giriş, belt filtre üst suyu giriş debilerinden ön yoğunlaştırıcı çıkış debisindeki fakın sonucu |
| **Bio Fosfor Giriş TP Kon.** | 9 | mg/L | Bio fosfor giriş yükünün bio fosfor giriş debisine oranı |
| **Bio Fosfor Giriş Yükü** | 1.292 | kg/gün | Ön çökeltim tankına giren giriş, ön yoğunlaştırma üst suyuna giriş, belt filtre üst suyu giriş yüklerinden ön yoğunlaştırıcı çıkış yükündeki farkın sonucu |
| **Çamur Geri Devri** | | | |
| **Çamur Geri Devir Debisi** | 147477 | $m^3$/gün | Giriş debisininin ( 140.454 $m^3$/gün ) tesisten elde edilen geri devir miktarına ( % 105 ) göre ayarlanmasıyla elde edilen değer (140.454*1,05) |
| **Çamur Geri Devir TP Kon.** | 230 | mg/L | Yapılan analiz sonucu elde edilen değer |
| **Havalandırma Tankı Çıkışı** | | | |
| **H. T. Çıkış Debisi** | 291.579 | $m^3$/gün | Bio fosfor tankına giriş debisi ile çamur geri devir debisinin toplamı |
| **H. T. Çıkış TP Kon.** | 122 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer |
| **Fazla Çamur** | | | |
| **Fazla Çamur Debisi** | 3.804 | $m^3$/gün | Tesisten elde edilen değer |
| **Fazla Çamur TP Kon.** | 230 | mg/L | Yapılan analiz sonucu elde edilen değer |
| **Son Çökeltim Çamur Geri Devri** | | | |
| **S. Ç. Çamur Geri Devir Debisi** | 151.281 | $m^3$/gün | Çamur geri devir debisi ile fazla çamur debisinin toplamı |
| **S. Ç. Çamur Geri Devir TP Kon.** | 230 | mg/L | Yapılan analiz sonucu elde edilen değer |
| **Çıkış** | | | |
| **Çıkış Debisi** | 136.588 | $m^3$/gün | Havalandırma tankı çıkış debisi ile son çökeltim çamur geri devir debisi arasındaki fark |
| **Çıkış TP Kon.** | 1,7 | mg/L | Tesisten elde edilen değer |

**Tablo D.25** Ön Yoğunlaştırma Tankında Fosfor İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| **Ön Yoğunlaştırıcı Girişi** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Ö. Y. Çıkış Debisi** | 1.227 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö. Y. Çıkış TP Kon.** | 104 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Ö. Y. Çıkış Yükü** | 127,6 | kg/gün | Ön yoğunlaştırıcı çıkış debi değeri ile ön yoğunlaştırıcı çıkış toplam fosfor konsantrasyonun çarpımı sonucu bulunan değer |
| **Ön Yoğ. Çıkışı ( Çürütücü Giriş )** | | | |
| **Ön. Yoğ. Çıkış Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ön. Yoğ. Çıkış TP Kon.** | 320 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 404 mg/L) |
| **Ön Yoğunlaştırıcı Üst Suyu Giriş** | | | |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş Debisi** | 905 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Ö.Y. Üst Suyu Giriş TP Kon.** | 27 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |

**Tablo D.26** Çamur Çürütücü Tankında Fosfor İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| **Çürütücü Giriş** | **Değer** | **Birim** | **Açıklama** |
|---|---|---|---|
| **Çürütücü Giriş Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Çürütücü Giriş TP Kon.** | 320 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 404 mg/L ) |
| **Çürütücü Çıkış** | | | |
| **Çürütücü Çıkış Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Çürütücü Çıkış TP Kon.** | 320 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 502 mg/L) |

**Tablo D.27** Karıştırma Tankında Fosfor İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| Fazla Çamur | Değer | Birim | Açıklama |
|---|---|---|---|
| **Fazla Çamur Debisi** | 3.804 | $m^3$/gün | Tesisten elde edilen değer |
| **Fazla Çamur TP Kon.** | 230 | mg/L | Yapılan analiz sonucu elde edilen değer |
| **Çürütücü Çıkış** | | | |
| **Çürütücü Çıkış Debisi** | 322 | $m^3$/gün | Tesisten alınan değer |
| **Çürütücü Çıkış TP Kon.** | 320 | mg/L | Hesaplama sonucu elde edilen değer (Yapılan analiz sonucu bulunan değer 502 mg/L ) |
| **Karıştırma Tankı** | | | |
| **Karıştırma Tankı Debisi** | 4.126 | $m^3$/gün | Fazla Çamur debisi ile çürütücü çıkış debisi toplamları |
| **Karıştırma Tankı Yükü** | 978 | kg/gün | Hesapla bulunan değer ((3.804*0,23+322*0,32)/4.126) |

**Tablo D.28** Belt Filtrede Fosfor İçin Kütle Dengesi Açıklaması

| Belt Filtre | Değer | Birim | Açıklama |
|---|---|---|---|
| **Belt filtre Çıkış Debisi** | 3.970 | $m^3$/gün | Hesapla bulunan değer |
| **Belt filtre Çıkış TP Kon.** | 9 | mg/L | Yapılan analiz sonucu bulunan değer |
| **Belt filtre Çıkış Yükü** | 35,73 | kg/gün | Belt filtre çıkış debisi ile belt filtre çıkış KOİ konsantrasyonu çarpımı |
| | | | |
| **TP Yükü** | 943 | kg/gün | Karıştırma tank yüküyle belt filtre çıkış yükü arasındaki fark |

## ÖZGEÇMİŞ

Onur TAŞKINOĞLU 17 Mayıs 1980'de Ankara'da doğdu. İlk öğrenimini İstanbul Yıldıztepe İlköğretim Okulu'nda, orta öğrenimini Büyükçekmece Lisesi'nde tamamladıktan sonra 1998 yılında Trakya Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde yüksek öğrenimine başladı. 2002 yılında bölüm ve fakülte üçüncüsü olarak Çevre Mühendisliği diplomasını aldı. 2005 yılında İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Çevre Bilimleri ve Mühendisliği programında yüksek lisans öğrenimine başladı.