

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**EVSEL ATIKSULARDAN YAPAY SULAK ALAN
SİSTEMLERİYLE FOSFOR GİDERİMİNİN
İNCELENMESİ**

DOKTORA TEZİ

Y. Müh. Sönmez DAĞLI

**Anabilim Dalı: ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ
Programı: ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ**

TEMMUZ 2006

ÖNSÖZ

Bu çalışmanın en başından sonuna kadar yardım ve destek gördüğüm hocam Prof.Dr.Lütfi Akça'ya;

TÜBİTAK MAM Kimya ve Çevre Enstitüsünde yürütülen “Atıksuların Doğal Arıtma Teknolojileri ile Arıtılması” projesi kapsamında gerçekleştirdiğim bu doktora tezi için proje yürütücüsü Dr.Selma Ayaz'a;

Reaktör inşaatında, yazın sıcağında, kışın soğukunda, numune alımları sırasında ve analizlerdeki yardımlarından ötürü MAM Çevre Bölümü teknisyenlerinden Özcan İnal, Sedat Çelik, Gülcan Enginsoy, İlker Bakır ve Kenan Sapmaz'a ;

Doktora derslerim sırasında evlendiğim, bu tez için her türlü derdimi paylaşan kıymetli eşim'e ve beni bu ülkeye faydalı bir insan yapmaya çalışmış annem ve babama sonsuz şükranlarımı sunarım...

Tüm öğretmenlerime.....

Temmuz, 2006

Sönmez DAĞLI

İÇİNDEKİLER

KISALTMALAR	vii
TABLO LİSTESİ	viii
ŞEKİL LİSTESİ	ix
SEMBOL LİSTESİ	xii
FOTOĞRAF LİSTESİ	xiii
ÖZET	xiv
SUMMARY	xv
1. GİRİŞ	1
1.1.Konu	1
1.2.Kapsam	2
2. YAPAY SULAKALAN ARITIM SİSTEMLERİNİN ATIKSU ARITIMINDAKİ YERİ	4
2.1. Yapay Sulakalanlar	5
2.1.1.Yapay sulakalan bitkileri	5
2.1.1.1. Su sümbülü (Water hyacinth)	6
2.1.1.2. Su mercimeği (Duckweed)	7
2.1.1.3. Kamış (Cattails)	8
2.1.1.4. Hasırotu (Bulrush)	9
2.1.1.5. Saz (Reeds)	9
2.1.1.6. Japon şemsiyesi (Cyperus)	10
2.2. Yapay Sulakalan Türleri	11
2.2.1. Serbest yüzey akışlı sulakalan (SYS)	12
2.2.2. Yüzeyaltı akışlı yapay sulakalanlar (YAS)	13
2.2.2.1.Yatay yüzeyaltı akışlı sulakalanlar	15
2.2.2.2.Düşey yüzeyaltı akışlı sulakalanlar	16
2.3. Yapay Sulakalanların Tasarım Kriterleri	18
2.3.1. Topoğrafya	18
2.3.2. Toprak geçirgenliği	18
2.3.3. Hidrolojik faktörler	18
2.3.4. BOI yükleme hızı	19
2.3.5. Hidrolik yükleme hızları	20
2.3.6. Bekletme süresi	21
2.3.7. Yüzey alanı	21

2.3.8. Enkesit alanı	21
2.3.9. Derinlik	22
2.3.10. Dolgu malzemesi	22
2.3.11. Ön arıtma	22
2.3.12. Vejetasyon	23
2.3.13. Vejetasyon hasadı	23
2.3.14. Sistem konfigürasyonları	23
2.3.15. Dağıtma sistemi	23
2.3.16. Çıkış yapıları	24
2.4. Yapay Sulakalanların Performansları	23
2.4.1. BOI giderimi	24
2.4.2. AKM giderimi	26
2.4.3. Azot giderimi	26
2.5. Fosfor Giderimi ve Fosfor Kimyası	27
2.5.1. Fosfor türleri	28
2.5.2. Fosfor analizi	31
2.5.2.1. Toplam fosfor	32
2.5.2.2. Reaktif fosfor	32
2.5.2.3. Asitle hidrolize olabilen fosforlar (polifosfatlar)	34
2.5.2.4. Organik fosforlar	34
2.5.3. Sulakalanda fosfor çevrimi	34
2.5.4. Fosforun bitki kimyası	38
2.5.5. Fosforun ortam malzemesi tarafından tutulması	40
2.5.5.1. Freundlich izotermi	43
2.5.5.2. Langmuir izotermi	44
2.5.5.3. BET izotermi	45
2.5.6. Bitki olmayan topraklarda fosforun hareketi	46
2.5.6.1. Yatay hareket	46
2.5.6.2. Dikey hareket (Difüzyon)	46
2.5.7. Sulakalanlarda toprak tıkanması	47
2.5.8. Kimyasal kinetik	48
2.5.9. Biyokütle oluşumu	50
2.6. Yapay Sulakalanlarda Fosfor Giderimi Üzerine Yapılan Çalışmalar	51
2.6.1. Fosfor giderim mekanizması	51
2.6.2. Fosfor giderimine bitkinin etkisi	58
2.6.3. Fosfor giderimine ortam malzemesinin etkisi	59
2.6.4. Yapay sulakalanlarda fosfor giderim çalışmalarının değerlendirilmesi	68

3. DENEY SİSTEMLERİ VE YÖNTEM	71
3.1. Deney Düzenekleri	71
3.2. Ortam Malzemeleri	75
3.3. Kavanoz (jar-test) Deneyi	79
3.4. Analiz Yöntemleri	80
4. DENEY SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRME	82
4.1. Fosforun Ortam Malzemelerinde Tutulması	82
4.1.1. Toplam fosfor için lanmuir davranışı	82
4.1.2. Ortofosfat için langmuir davranışı	83
4.1.3. Toplam fosfor için freundlich davranışı	83
4.1.4. Ortofosfat için freundlich davranışı	83
4.1.5. Toplam fosfor için BET davranışı	83
4.1.6. Ortofosfat için BET davranışı	83
4.1.7. Ortam malzemesi tarafından fosfor tutulması	84
4.2. Sistemde Oluşan Biyokütle Miktarı ve Bitki Tarafından Fosfor Alımı	89
4.3. Kinetik Model	91
4.3.1. 1 m ² 'lik sistem için elde edilen kinetik sabitler	92
4.3.2. 10 m ² 'lik sistem için elde edilen kinetik sabitler	97
4.3.3. 100 m ² 'lik sistem için elde edilen kinetik sabitler	98
4.3.4. Modelin Doğrulanması	99
4.4. Pilot Sistemlerde Fosfor Giderme Verimleri	103
4.4.1. 1 m ² 'lik sistemlerden elde edilen sonuçlar	103
4.4.1.1. pH değişimi	104
4.4.1.2. Sıcaklık ve çözülmüş oksijen değişimleri	105
4.4.1.3. İletkenlik değişimi	106
4.4.1.4. Fosfor(TP, PO ₄ ⁻) giderimi	108
4.4.2. 10 m ² 'lik sistemden elde edilen sonuçlar	112
4.4.2.1. pH değişimi	112
4.4.2.2. Sıcaklık ve çözülmüş oksijen değişimleri	113
4.4.2.3. İletkenlik değişimi	114
4.4.2.4. Fosfor (TP, PO ₄ ⁻) giderimi	115
4.4.3. 100 m ² 'lik sistemden elde edilen sonuçlar	117
4.4.3.1. pH değişimi	117
4.4.3.2. Çözülmüş oksijen ve sıcaklık değişimi	118
4.4.3.3. İletkenlik değişimi	119
4.4.3.4. Fosfor (TP, PO ₄ ⁻) giderimi	119

5. SONUÇLAR VE TARTIŞMA	122
KAYNAKLAR	125
EKLER	134
ÖZGEÇMİŞ	161

KISALTMALAR

AAS	: Atomik Absorbsiyon Spektrometre
ABD	: Amerika Birleşik Devletleri
EPA	: Amerikan Çevre Koruma Teşkilatı
ASTM	: Amerikan Standart Test Metodları
AWWA	: Amerikan Su İşleri Teşkilatı
BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
AKM	: Askıda Katı Madde
TKN	: Toplam Kjeldahl Azotu
TN	: Toplam Azot
TP	: Toplam Fosfor
PO₄	: Ortofosfat
SRP	: Çözülmüş reaktif fosfor
LECA	: Genleşmiş kil
XRF	: X ışını difraktometre cihazı
VOC	: Uçucu Organik Madde

TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 2.1. :Atıksu arıtımında bitkiler	6
Tablo 2.2. :Arıtma Sistemlerinin Tipik İnşaat-İşletme ve Bakım Masrafları.....	17
Tablo 2.3. :ABD’deki bazı sulakalanların performansları.....	24
Tablo 2.4. :YAS Sulakalanlar için ortam özellikleri	26
Tablo 2.5. :Sulakalandaki fosfor türleri	30
Tablo 2.6. :Bazı sulakalan bitkilerinin fosfor içeriği	39
Tablo 2.7. :Yapay sulakalanlarda fosfor giderim verimleri.....	68
Tablo 3.1. :Pilot yapay sulakalan sistemlerinin işletme şartları.....	75
Tablo 3.2. :Yapay sulakalanda kullanılan malzemelere ait fiziksel özellikler.....	77
Tablo 3.3. :Sistemlerde kullanılan malzemelerin dane boyutları	77
Tablo 3.4. :Sulakalan ortam malzemelerinin katyon içerikleri	78
Tablo 3.5. :Seçili malzemelerin XRF Sonuçları.....	79
Tablo 3.6. :Deneylerde kullanılan analiz metodları.....	81
Tablo 4.1. :Malzemelerin dengeye ulaşma süreleri.....	84
Tablo 4.2. :Büyük dane çapında denge durumunda 21 °C ve 4 °C ‘de tutulan TP miktarları.....	85
Tablo 4.3. : Küçük dane çapında denge durumunda 21 °C ve 4 °C ‘de tutulan TP miktarları.....	85
Tablo 4.4. :Büyük dane çapında denge durumunda 21 °C ve 4 °C ‘de tutulan PO4 miktarları.....	86
Tablo 4.5. : Küçük dane çapında denge durumunda 21 °C ve 4 °C ‘de tutulan PO4 miktarları.....	86
Tablo 4.6. : 1 m ² ’lik pilot ölçekli sistemlerin karşılaştırılması.....	89
Tablo 4.7. : 100 m ² ’lik sistemde bitki tarafından alıkonan TP miktarı	91
Tablo 4.8. : 100 m ² ’lik sistemde bitki tarafından alıkonan TP miktarı	93
Tablo 4.9. : 10 m ² ’lik sistem’de TP için hız sabitleri (20°C’de) ve sıc. düz. katsayıları (θ).....	97
Tablo 4.10. : 100 m ² ’lik sistemde TP için hız sabitleri (20°C’de) ve sıc. düz. katsayıları (θ).....	98
Tablo A.1. : Malzemelerin 21 °C ve 4 °C’de dengeye ulaşma süreleri.....	134
Tablo A.2. : Malzemelerin 21 °C ve 4 °C’de dengeye ulaşma süreleri.....	135
Tablo A.3. : 12 mg/l TP için Langmuir izotermi deney sonuçları.....	136
Tablo A.4. : 7,74 mg PO ₄ /l için Langmuir izotermi deney sonuçları.....	137
Tablo E.1 :1 m ² ’lik sistemlerde pH Değişimleri.....	151
Tablo E.2. :1 m ² ’lik sistemlerde Sıcaklık ve Ç.O Değişimleri.....	151
Tablo E.3. :1 m ² ’lik sistemlerde elektriksel iletkenlik değişimi.....	152
Tablo E.4. :1 m ² ’lik sistemlerde TP Giderimi.....	152

Tablo E.5.	:1 m ² 'lik sistemlerde PO ₄ Giderimi.....	152
Tablo E.6.	:10 m ² 'lik sistemde pH Değişimi.....	153
Tablo E.7.	:10 m ² 'lik sistemlerde Sıcaklık ve Ç.O Değişimleri.....	153
Tablo E.8.	:10 m ² 'lik sistemlerde elektriksel iletkenlik değişimi.....	154
Tablo E.9.	:10 m ² 'lik sistemlerde PO ₄ Giderimi.....	155
Tablo E.10.	:10 m ² 'lik sistemlerde TP Giderimi.....	156
Tablo E.11.	:100 m ² 'lik sistemlerde pH Değişimleri.....	157
Tablo E.12.	:100 m ² 'lik sistemlerde elektriksel iletkenlik değişimi.....	157
Tablo E.13.	:100 m ² 'lik sistemlerde PO ₄ Giderimi.....	158
Tablo E.14.	:10 m ² 'lik sistemlerde TP Giderimi.....	159
Tablo E.15.	:100 m ² 'lik sistemde elde edilen toplam fosfor giderimi.....	160

ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 2.1 : Serbest Su Yüzeyli Sulakalan.....	13
Şekil 2.2 : Yatay yüzeyaltı akışlı sulakalan.....	15
Şekil 2.3 : Düşey yüzeyaltı akışlı sulakalan.....	17
Şekil 2.4 : Fosfor analizi akım şeması.....	33
Şekil 2.5 : Fosfor çevrimi.....	38
Şekil 2.6 : Bitkili yapay sulakalanlarda muhtemel fosfor giderim yolları...	56
Şekil 3.1 : Deneysel Yapay Sulakalan Siteminin Plan Görünüşü.....	72
Şekil 3.2 : 100 m ² 'lik sistemin yatay kesitte görünümü.....	74
Şekil 3.3 : 10 m ² 'lik sistemin yatay kesitten görünümü.....	74
Şekil 3.4 : 1 m ² 'lik sistemin yatay kesitten görünümü.....	74
Şekil 4.1 : TP için pH ile büyük dane çapında görülen tutulma.....	87
Şekil 4.2 : TP için pH ile küçük dane çapında görülen tutulma.....	87
Şekil 4.3 : PO ₄ için pH ile büyük dane çapında görülen tutulma.....	88
Şekil 4.4 : PO ₄ için pH ile küçük dane çapında görülen tutulma.....	88
Şekil 4.5 : 100 m ² 'lik sistemde bitki uzunluğu ve biyokütle artışı.....	90
Şekil 4.6 : 1 m ² 'lik toprak dolgulu sistemde TP için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	93
Şekil 4.7 : 1 m ² 'lik perlit dolgulu sistemde TP için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	93
Şekil 4.8 : 1 m ² 'lik cüruf dolgulusistemde TP için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	94
Şekil 4.9 : 1 m ² 'lik kum dolgulu sistemde TP için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	94
Şekil 4.10 : 1 m ² 'lik çakıl dolgulu sistemde PO ₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	94
Şekil 4.11 : 1 m ² 'lik toprak dolgulu sistemde PO ₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	95
Şekil 4.12 : 1 m ² 'lik perlit dolgulu sistemde PO ₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	95
Şekil 4.13 : 1 m ² 'lik çakıl dolgulu sistemde PO ₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	95
Şekil 4.14 : 1 m ² 'lik cüruf dolgulu sistemde PO ₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	96
Şekil 4.15 : 1 m ² 'lik kum dolgulu sistemde PO ₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	96
Şekil 4.16 : 10 m ² 'lik sistem'de TP için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	97
Şekil 4.17 : 10 m ² 'lik sistem'de PO ₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	98
Şekil 4.18 : 100 m ² 'lik sistem'de TP için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	99
Şekil 4.19 : 100 m ² 'lik sistem'de PO ₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi.....	99

Şekil 4.20 :: 1 m ² 'lik sistemde TP için elde edilen karşılaştırmalı çıkış konsantrasyonları.....	100
Şekil 4.21 :: 1 m ² 'lik sistemde PO ₄ için elde edilen karşılaştırmalı çıkış konsantrasyonları.....	101
Şekil 4.22 :: 10 m ² 'lik sistemde TP için elde edilen karşılaştırmalı çıkış konsantrasyonları.....	102
Şekil 4.23 :: 10 m ² 'lik sistemde PO ₄ için elde edilen karşılaştırmalı çıkış konsantrasyonları.....	102
Şekil 4.24 :: 100 m ² 'lik sistemde TP için elde edilen karşılaştırmalı çıkış konsantrasyonları.....	103
Şekil 4.25 :: 100 m ² 'lik sistemde PO ₄ için elde edilen karşılaştırmalı çıkış konsantrasyonları.....	103
Şekil 4.26 :: 1 m ² 'lik sistemlerde pH Değişimleri.....	104
Şekil 4.27 :: 1 m ² 'lik sistemlerde Sıcaklık ve Ç.O Değişimleri.....	105
Şekil 4.28 :: 1 m ² 'lik sistemlerde elektriksel iletkenlik değişimi	107
Şekil 4.29 :: 1 m ² 'lik sistemde iletkenlik değerleri karşılaştırması.....	108
Şekil 4.30 :: 1 m ² 'lik sistemlerde TP Giderimi	108
Şekil 4.31 :: Pilot sistemlerin çıkış TP performanslarının karşılaştırılması...	109
Şekil 4.32 :: Pilot sistemlerin TP giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	110
Şekil 4.33 :: 1 m ² 'lik Sistemlerde PO ₄ Giderimi.....	111
Şekil 4.34 :: Pilot sistemlerin çıkış PO ₄ performanslarının karşılaştırılması..	111
Şekil 4.35 :: Pilot sistemlerin ortofosfat verimlerinin karşılaştırılması	112
Şekil 4.36 :: 10 m ² 'lik sistemde pH Değişimi	113
Şekil 4.37 :: 10 m ² 'lik sistemde Ç.O ve Sıcaklık Değişimi	114
Şekil 4.38 :: 10 m ² 'lik sistemde elektriksel iletkenlik değişimi	114
Şekil 4.39 :: 10 m ² 1.reaktörde ortofosfat giderimi.....	115
Şekil 4.40 :: 10 m ² 2.reaktörde ortofosfat giderimi.....	115
Şekil 4.41 :: 10 m ² 'lik 1.reaktörde Toplam Fosfor Giderimi.....	116
Şekil 4.42 :: 10 m ² 'lik 2.reaktörde Toplam Fosfor Giderimi.....	116
Şekil 4.43 :: 100 m ² 'lik sistemde pH Değişimi.....	117
Şekil 4.44 :: 100 m ² 'lik sistemde Ç.O-Sıcaklık Değişimi.....	118
Şekil 4.45 :: 100 m ² 'lik sistemde iletkenlik değişimi.....	119
Şekil 4.46 :: 100 m ² 'lik sistemde ortofosfat giderimi.....	120
Şekil 4.47 :: 100 m ² 'lik sistemde elde edilen toplam fosfor giderimi.....	120
Şekil C.1 :: 12 mg/l TP için 21 °C ve 4 °C 'de toprak için elde edilen ilişki.	142
Şekil C.2 :: 12 mg/l TP için 21 °C ve 4 °C 'de perlit için elde edilen ilişki...	142
Şekil C.3 :: 12 mg/l TP için 21 °C ve 4 °C 'de yüksek fırın cürufu için elde edilen ilişki.....	143
Şekil C.4 :: 12 mg/l TP için 21 °C ve 4 °C 'de çakıl için elde edilen ilişki...	143
Şekil C.5 :: 12 mg/l TP için 21 °C ve 4 °C 'de kum için elde edilen ilişki....	144
Şekil C.6 :: 12 mg/l PO ₄ için 21 °C ve 4 °C 'de toprak için elde edilen ilişki.....	144
Şekil C.7 :: 12 mg/l PO ₄ için 21 °C ve 4 °C 'de perlit için elde edilen ilişki.	145
Şekil C.8 :: 12 mg/l PO ₄ için 21 °C ve 4 °C 'de yüksek fırın cürufu için elde edilen ilişki.....	145
Şekil C.9 :: 12 mg/l PO ₄ için 21 °C ve 4 °C 'de çakıl için elde edilen ilişki..	146
Şekil C.10 :: 12 mg/l PO ₄ için 21 °C ve 4 °C 'de kum için elde edilen ilişki..	146

SEMBOL LİSTESİ

C_e	: Çıkış konsantrasyon
C_o	: Giriş konsantrasyon
C_s	: Adsorbe olmuş konsantrasyon
V	: Hacim
K_t	: Sıcaklığa bağlı birinci derece hız sabiti
K_{20}	: 20 °C'deki hız sabiti
t	: Hidrolik bekletme süresi
Q	: Debi
d	: Derinlik
n	: Prozite
A_s	: Yüzey alanı
A_c	: Enkesit alanı
W	: Yatak genişliği
k_s	: Hidrolik geçirgenlik
S	: Yatak eğimi
T	: Sıcaklık
y	: Adsorplanan madde miktarı
C_w	: Adsorplanan maddenin denge konsantrasyonu
a_p	: Kapasite göstergesi
a, b, Q^0, B	: Reaksiyon sabitleri
P	: Fosfor depolama kapasitesi
f	: Fosfor depolama faktörü
l	: Derinlik
v	: Fosfor cephe hızı
v	: Su hızı
N	: Dikey fosfor difüzyon akısı
D	: Difüzyon katsayısı
ρ	: Yoğunluk
w	: Su içeriği
T_c	: Tıkanma süresi
θ	: Sıcaklık katsayısı

FOTOĞRAF LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Foto 2.1. : Su sümbülü	7
Foto 2.2. : Su mercimeği	8
Foto 2.3. : Kamış	9
Foto 2.4. : Hasırotu	10
Foto 2.5. : Saz	11
Foto 2.6. : Japon Şemsiyesi	11
Foto 3.1. : Perlit ve Çakıl	75
Foto 3.2. : Toprak ve Kum	76
Foto 3.3. : Yüksek fırın cürufu	76
Foto 3.4. : Jar-test düzeneği	80
Foto D.1. : 1 m ² ve 10 m ² 'lik sistemlerin yaz mevsiminde genel görünümü	147
Foto D.2. : 100 m ² 'lik sistemin yaz mevsiminde görünümü	147
Foto D.3. : 10 m ² 'lik sistemin kış aylarında görünümü	148
Foto D.4. : 1 m ² 'lik sistemlerin kış aylarında görünümü	148
Foto D.5. : 100 m ² 'lik sistemin kış aylarında görünümü	149
Foto D.6. : 10 m ² 'lik sistemde 1.reaktörden 2.reaktöre atıksu beslemesi	149
Foto D.7. : Foseptikten atıksu beslemesi ve ön çöktürme tankından atıksu dağıtımı	150
Foto D.8. : Ana dağıtma tankından 100 m ² 'lik sisteme atıksu dağıtımı	150

EVSEL ATIKSULARDAN YAPAY SULAKALAN SİSTEMLERİYLE FOSFOR GİDERİMİNİN İNCELENMESİ

ÖZET

Bu çalışmada, evsel atıksuda bulunan ve alıcı ortamda ötrofikasyona yol açan iki elementten biri olan fosforun yapay sulakalan sistemlerinde giderimi incelenmiş, giderim verimine etki eden faktörler araştırılmıştır.

Yapay sulakalanlarda fosfor gideriminde en önemli parametre olan ortam malzemesinin verime etkisi adsorpsiyon izotermi ile açıklanmaya çalışılmıştır. Bu etkiyi anlayabilmek için toprak, demir-çelik endüstrisi yüksek fırın cürufu, perlit, çakıl ve kum kullanılmıştır. Malzemelerin katyon içeriğinin etkisini görmek amacı ile yapılan AAS analizleri sonuçlarına göre en fazla katyon içeren malzeme her üç katyonu da (Al, Fe,Ca) içeren yüksek fırın cürufu olarak gözükmemektedir. Yüksek fırın cürufunu sırası ile çakıl, toprak, kum ve perlit izlemektedir. Her bir katyon için ayrı ayrı değerlendirme yapıldığında Ca içeriği en yüksek malzemeler çakıl ve yüksek fırın cürufu'dur. Fe içeriği en yüksek malzeme yüksek fırın cürufu; Al içeriği en yüksek malzeme ise toprak ve yüksek fırın cürufu'dur. Dolayısıyla fosfor adsorplama kapasitesi açısından en umut verici malzemeler yüksek fırın cürufu, çakıl ve toprak olarak gözükmemektedir.

Arazide tesis edilen pilot ölçekli sulakalanlarda kullanılan malzemelerin 21 °C ve 4 °C'de yaz ve kış şartlarında adsorpsiyon dengeye ulaşma süresi, Jar-test düzeneğinde gerçekleştirilen deneyler ile tespit edilmiştir. Deneyler çalışılan sıcaklık sabit tutularak ve denge zamanına kadar reaktörlerin 50 rpm hızında sürekli karşılaştırılması ile yapılmıştır. Aynı düzenek kullanılarak yukarıda verilen ortam

malzemelerinin 21 °C ve 4 °C’de, 12 mg/l ve 40 mg/l Toplam Fosfor (TP) konsantrasyonu için Freundlich, Langmuir ve BET izotermine uygunluğu araştırılmıştır. Kullanılan malzemelerin tümünün Langmuir izotermine uygun adsorpsiyon davranışı gösterdiği görülmüştür.

Yapay sulakalan giderim çalışmaları, arazide kurulan 1 m²’lik 24 adet; 5 m²’lik paralel bağlı iki reaktörden oluşan 10 m²’lik 1 adet ve 100 m²’lik 1 adet pilot yapay sulakalan kullanarak gerçekleştirilmiştir. 1 m²’lik sistemler ortam malzemesinin fosfor giderimine olan etkisi; 10 m²’lik sistem bitkinin fosfor giderimindeki rolü; 100 m²’lik sistem ise gerçek bir yapay sulakalanın fosfor giderimi performansının anlaşılması amacı ile kullanılmıştır. 1 m²’lik yapay sulakalanlarda, ortam malzemesi olarak toprak, perlit, yüksek fırın cürufu, çakıl ve kum kullanılmıştır. 10 m² ve 100 m²’lik yapay sulakalanlarda ise ortam malzemesi olarak çakıl kullanılmıştır. 1 m²’lik sistemlerde ortam malzemesinin rolünü daha iyi anlamak üzere bitki kullanılmamış, 10 m²’lik sistemde iris ve phragmites, 100 m²’lik sistemde ise japon şemsiyesi (cyperus) bitki olarak kullanılmıştır. Tüm sistemlere debimetreler ile sabitlenmek sureti ile 30 l/m²/gün hidrolik yükünde ön çöktürülmüş evsel atıksu beslenmiş, 24 saatlik kompozit numuneler alınarak giderim verimleri tespit edilmiştir. pH, sıcaklık, iletkenlik ve çözünmüş oksijen parametreleri hemen analiz edilmiş, diğer parametreler için örnekler +4 °C’de muhafaza edilerek analizler gerçekleştirilmiştir.

1 m²’lik sistemlerde yapılan giderim çalışmalarına göre, en iyi toplam fosfor (TP) giderimi elde edilen malzemelerin çakıl, kum ve yüksek fırın cürufu olduğu görülmektedir. Tüm malzemeler kış periyodunun bitişi ile hızlı bir verim artışı periyoduna girmiş ve giderim verimleri % 50 civarında dengeye gelmiştir. Çakıl için elde edilen TP giderim verimi % 52.5 olarak gerçekleşmiş, bunu % 49.3 ile kum, % 46.4 ile yüksek fırın cürufu, % 35.9 ile perlit ve % 35.6 ile toprak izlemiştir. Ortofosfat iyonu (PO₄²⁻) açısından bakıldığında, en iyi giderime yine çakıl, yüksek fırın cürufu ve kumda ulaşılmıştır. Çakıl için elde edilen PO₄²⁻ giderimi % 65.9, yüksek fırın cürufu için % 61.5, kum için % 58.8, perlit için % 50.2, toprak için ise % 47.2’dir.

10 m²'lik sistemde yapılan giderim çalışmalarına göre, 5 m²'lik ilk reaktörde elde edilen TP giderim verimi % 41.4, ikinci reaktörde ise % 68.8'dir. Ortofosfat iyonu (PO₄²⁻) açısından bakıldığında ilk reaktörde % 44, ikinci reaktörde ise % 70.1 giderim verimi elde edilmiştir. Birinci reaktör, sisteme gelen şok yüklerin dengelenmesi ve ikinci sistemin daha yüksek verimde çalışmasını sağlamıştır. 10 m²'lik sistemde elde edilen giderim eğrilerindeki sapmanın azlığı da bu durumu doğrulamaktadır.

100 m²'lik sistemde yapılan giderim çalışmaları sonucunda, TP için elde edilen giderim verimi % 47.5, PO₄²⁻ için ise % 49.9'dur. 100 m²'lik sistem, 10 m²' ve 1m²'lik sistemlere göre daha iyi bir akım rejimi ve giderim ortamı sağladığından elde edilen % 49'luk giderim verimin 10 m²'lik ve 1m²'lik sistemde elde edilen verimden daha iyi olması gereklidir. Ancak 100 m²'lik sistemde elde edilen toplam fosfor ve ortofosfat giderim veriminin 1 m²'lik sistemlerden daha iyi olmasına rağmen 10 m²'lik sistemin çıkışında elde edilen %70.1'lik verimden daha düşük olması şaşırtıcı bir sonuçtur. Bu durumun en muhtemel sebebi 100 m²'lik sistemin iki bölümlü reaktörden teşkil edilmemesidir.

Belirli bir giriş konsantrasyonuna sahip atıksu için tahmini çıkış konsantrasyonlarının belirlenmesi amacıyla bu çalışmada elde edilen deney sonuçlarına dayanılarak sıcaklığa bağlı hız sabitleri (K_T) ve sıcaklık düzeltme katsayıları (θ) belirlenmiştir. 1 m²'lik sistemlerde TP için elde edilen k_{20} değerleri toprak için 0.039, perlit için 0.052; yüksek fırın cürufu için 0.104; çakıl için 0.059; kum için 0.029 (1/gün) olup yüksek fırın cürufu hariç olmak üzere literatürde kaydedilen değerlere oldukça yakındır. Ortofosfat açısından toprak için elde edilen 0.066; perlit için 0.067, yüksek fırın cürufu için 0.021; çakıl için 0.051 ve kum için elde edilen 0.050 1/gün değerleri de TP için elde edilen değerlere oldukça yakındır. 10 m²'lik sistemde ortam malzemesi olarak çakıl kullanıldığında elde edilen k_{20} değerleri TP için 0.015, PO₄ için 0.012 olup, Brix (1998) tarafından verilen 0.025 değerinden biraz daha düşüktür. 100 m²'lik sistemde TP için k_{20} sabiti 0.016; ortofosfat için ise 0.018 1/gün olarak elde edilmiş olup, Brix (1998) tarafından verilen 0.025 1/gün değerine 10 m²'lik

sistemden daha da yakındır. Model kullanılarak elde edilen çıkış konsantrasyonlarının gerçek çıkış konsantrasyonları ile uyumlu olduğu görülmüştür.

Atıksudaki fosfor konsantrasyonunun bitkiler tarafından atmosfere uçucu organik madde salınımını arttırdığını göstermek üzere yapılan pilot ölçekli deneylere göre, atıksuda artan fosfor konsantrasyonu, bitki tarafından atmosfere yayılan uçucu organik madde miktarını da arttırmaktadır.

PHOSPHORUS REMOVAL FROM DOMESTIC WASTEWATERS BY CONSTRUCTED WETLANDS

SUMMARY

In this study, removal of phosphorus, which is one of the most two important element in wastewater and cause to eutrophication is examined; factors affected on removal efficiency are detailed investigated. The mechanisms of phosphorus removal in constructed wetlands such as adsorption (onto media material), precipitation, plant uptake, system geometry, climate, wastewater composition are insufficiently understood. As to the removal mechanisms for P also include biological transformations. Although wetland capacity to remove pollutants is considered good, water quality discharge limits are becoming more stringent; and therefore the performance demand of constructed wetlands capacity is increasing. The discharge of nutrients to the environment is one of the water quality parameters that are becoming increasingly restricted, since nutrients are responsible for eutrophication of waters. The capacity of constructed wetlands to remove phosphorus is an issue that has not been satisfactorily solved. The aim of this study is to understand the effect of media material on phosphorus removal on constructed wetlands. To understand this effect, the Jar-Test system was fed batch and all supernatant analysis after one hour settling time were made according to standard methods.

As the media material the most important parameter in constructed wetlands, its effect on phosphorus removal efficiency was explored by means of adsorption experiments. Soil, slag, perlite, gravel and sea sand were selected as media materials in this experimental study. Soil was provided from a construction site, slag was supplied from iron and steel foundry, perlite obtained from mine, gravel was provided

from Municipality of Gebze, sea sand was taken from Gebze seaside. According to the sieve analysis, perlit was found as the most uniform and suitable material for the study. The others were exhibited changeable grain size distribution.

To determine the effect of cation contains of the materials which is considered very important in the literature, atomic absorption spectrometer analysis was conducted on the materials. According to the results of this analysis, slag was evaluated the most suitable material as it contains all three cations (Al, Fe, Ca). Gravel, soil, sea sand and perlit are followed to the slag. The element analysis showed that gravel and slag have the highest amount of iron amongs the tested materials; slag has the highest aluminum content. Therefore it is decided that slag, gravel and soil are the most proper media materials for the adsorption of phosphorus.

Equilibrium times of all materials used in the pilot facility which structured in the land are determined under summer and winter conditions (21 °C and 4 °C) using to Jar-test equipment. The experiments were conducted in the constant temperature and continuously mixing to the reactor at 50 rpm until reach the equilibrium time. The suitability of the materials to Freundlich, Langmuir and BET isotherms are searched by using the same jar-test equipment under 21 °C and 4 °C for 12 mg/l and 40 mg/l total phosphorus concentration. All materials showed similiarity to Freundlich isotherm as a result.

Experiments are conducted using to 1 m², 10 m² and 100 m² pilot constructed wetland systems located on the land. Perlite, sand, soil, fly ash and gravel which are considered effective materials on wastewater treatment were used in 1 m² pilot systems. Gravel was used as a media in 10 m² and 100 m² pilot systems. For better understand the role of media on treatment efficiency, no plant type was used in 1 m² systems. Iris and phragmites was used in 10 m² pilot system and cyperus alternatfoliou was used in 100 m² pilot system. Domestic wastewater was fed to all sytems by fixing the quantity with quantity meters with 30 l/m²/gün hydrolic loading after primary settling and composite wastewater samples were taken to understand removal efficiency. pH, dissolved oxygen, temperature and electrical conductivity

parameters are analysed immediately and other parameters were stored under +4 °C until analysis.

According to experiment results on 1 m² pilot systems for understanding which media is the most effective on treatment; gravel, sand and fly ash are considered successful respectively. Removal efficiency for all media has started to increase after finished winter period and reached to equilibrium % 50. The total phosphorus removal efficiency for gravel obtained % 52.5, sand is followed this with % 49.3 and fly ash with % 46.4, perlite with % 35.9 and soil with % 35.6. When removal efficiency evaluate for PO₄, gravel, fly ash and sand are considered the most effective materials again. % 65.9 removal efficiency was obtained for gravel, % 61.5 for fly ash, % 58.8 for sand, % 50.2 for perlite and % 47.2 for soil.

According to the results in 10 m² system, % 41.4 at the first 5 m² and % 68.8 TP efficiency obtained at second 5 m² using to gravel. If orthophosphate removal efficiency evaluate, % 44 efficiency was observed in the first reactor and % 70.1 efficiency was observed in the second reactor. First reactor was equilibrated the removal efficiency and supported to the second reactor. Finally, greater removal efficiency was obtained at the second reactor. Good removal shape at the second system outlet is an important investigation for this theory.

After the removal studies on 100 m² pilot system, % 47.5 TP and % 49.9 PO₄ efficiency was observed. A good hydrolic regime and flow conditions supported to this system but less removal efficiencies obtained than 10 m² systems although better efficiencies hoped. The main reason for this situation is claimed that structuring one reactor of the system behalf on two systems.

For obtain discharge concentrations, a kinetic rate constants (K_T) and temperature coefficients (θ) are also calculated from experimental data. Obtained k_{20} values for TP in 1 m² systems for soil 0.039, and for perlite is 0.052; for fly ash 0.104; for gravel 0.059; for sand 0.029 (1/day), all the values are very close to literature values

except from fly ash. Obtained k_{20} values for orthophosphate for soil 0.066; for perlite 0.067, for fly ash 0.021; for gravel 0.051 and for sand 0.050 1/day are very close to each other to TP values. k_{20} values for 10 m² pilot system when gravel used as a media are 0,015 for TP and 0.012 for PO₄, these values are very close to 0,025 founded by Brix (1998). k_{20} values for 100 m² pilot system when gravel used as a media are 0,018 for TP and 0.016 for PO₄, these values are also close to 0,025 founded by Brix (1998). Kinetic model results are found compatible with real data obtained from pilot systems.

1.GİRİŞ

1.1 Konu

Doğal arıtma, doğal ortamlardaki fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçler sonucu kirletici maddelerin tutulması veya dönüştürülmesini tanımlamak için kullanılan bir terimdir. Bu sürece, bitkiler fotosentez ile oksijen sağlayarak ve bazı kirleticileri bünyesine alarak; toprak, çakıl vb. ortam malzemeleri de filtrasyon, adsorpsiyon gibi prosesler ile katkıda bulunurlar. Ayrıca ortam malzemesi yüzeyinde oluşan biyofilm tabakasında da organik madde giderimi, nitrifikasyon ve denitrifikasyon gerçekleşir. Doğal arıtma açısından en verimli ve en karmaşık ortamlar, bitki, su ve toprağın bir arada bulunduğu sulakalanlardır. Böceklerin yaprakları yemek sureti ile besi maddelerini bünyesine alması, sıcaklık ve yağış arıtma verimini arttıran etkenlerdir. Yapay sulakalanlar ise doğal arıtmanın kontrollü bir reaktörde gerçekleştirildiği sistemlerdir. 1920'lerden sonra yerini konvansiyonel arıtma sistemlerine bırakmaya başlayan doğal arıtma sistemleri, arazi sıkıntısı olmayan pek çok ülkede özellikle enerji gerektirmemesi sebebiyle son yıllarda yeniden cazip hale gelmeye başlamıştır. Özellikle Türkiye gibi enerji sıkıntısı yaşayan ve atıksu arıtma tesisleri işletme giderlerinin yüksekliği sebebiyle yeterince çalıştırılmadığı ülkelerde, arazi darlığı bulunmayan tüm yöreler için doğal arıtma sistemlerinin yüksek bir uygulama alanı bulunmaktadır. Bu sistemlerin yatırım ve işletme maliyetlerinin düşük olması, ekolojik ortam sağlamaları, ve özellikle estetik açıdan bir çok olumlu yanlarının bulunması, bu teknolojilerin önemli üstünlüklerindendir.

Türkiye' nin çevre sorunları ile mücadelede en önemli eksikliklerinden birinin de mali kaynak eksikliği olduğu bilinmektedir. Diğer taraftan son yıllarda özellikle gelişmiş ülkelerde, konvansiyonel arıtma sistemlerine göre ilk yatırım maliyeti ve işletme masrafları oldukça düşük, estetik açıdan giderek güzelleştirilen sulakalan sistemleri geliştirilmekte ve uygulanmaktadır. Bu sistemler kullanılarak özellikle güney bölgelerimizde düşük enerji maliyeti ile organik madde, nutrient ve ağır metallerde önemli giderimler elde edilebilecektir.

Doğal arıtma sistemleri ötrofikasyona hassas bölgelerde atıksulardan organik maddelerin yanı sıra N ve P gideriminde de kullanılabilir. N,P giderimi oldukça pahalı bir yöntemdir, doğal arıtma sistemleri özellikle ılıman iklimde atıksu gideriminde başarılı olmakla birlikte N'yi biraz düşük, P'yi ise daha düşük giderebilmektedir. Dolayısıyla bu sistemlerin N,P'yi daha verimli giderebilmesi önem taşımaktadır. Bu çalışmada sulakalan sistemleri ile atıksudan fosfor giderimi, sistemde fosfor birikimi ve birikimi etkileyen etkenler araştırılarak sulakalan sistemlerinin fosfor giderimi açısından evsel atıksu arıtımına uygunluğunun değerlendirilmesi yapılmaya çalışılmıştır. Özellikle az nüfuslu yerleşim yerleri için çevreye daha duyarlı, enerji gerektirmeyen, ucuz ve tamamen doğal proseslerin birer parçası olarak planlanan bu sistemlerin, alternatif arıtma sistemleri olarak Türkiye şartlarında kullanılabilme imkanları da araştırılmıştır. Türkiye'deki büyük şehirlerde baş gösteren içme suyu temini için kullanılan alıcı ortamların kirlenmesinde önemli etkenlerden biri olan fosforun bu sistemlerde giderilme mekanizması da ortaya çıkarılmaya çalışılmıştır.

1.2 Kapsam

Bu çalışma kapsamında evsel atıksudan fosfor giderimini etkileyen faktörler ayrıntılı olarak incelenmiştir. Gebze'de bulunan TÜBİTAK MAM arazisi üzerinde 1 m², 10 m² ve 100 m² büyüklüğünde deneysel pilot ölçekli sistemler kurularak bekletme süresi, hidrolik yükleme hızı ve sıcaklık gibi sistemin verimini etkileyen ana parametreler üzerinde çalışılmış, bunun yanında bitki türü, bitki hasadı ve bitki yoğunluğunun da sistem verimi üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Kurulan pilot sistemlere, zaman rölesine bağlı çalışan pompa ile foseptikte toplanan evsel atıksu beslenmiştir. Evsel atıksu, sistemlere, kaba parçacıkların sistemi tıkamasının önlenmesi için bir ön çöktürmeden geçirilerek verilmiştir.

Pilot sistemlerin her biri yatay akışlı yapay sulakalan olarak tasarlanmıştır. Sadece 10 m²'lik sistemi oluşturan 5 m²'lik iki adet seri bağlı reaktörden ikincisi dikey akışlı olarak tasarlanmıştır. Sistemlerde kullanılan ortam malzemesi ne olursa olsun, çıkış suyu kalitesini sağlamak için sistem çıkışlarına 5 cm'lik çakıl tabakası serilmiştir. Sistemin atıksu ile beslendiği gün giriş suyu numunesi alınmış; çıkış suyu numuneleri ise bir hafta sonra alınmaya başlanmıştır.

1 m²'lik sistemlerde ortam malzemesinin arıtma verimine etkisini anlamak için iç piyasada kolaylıkla bulunabilen kum, çakıl, toprak, perlit ve uçucu kül gibi ortam malzemeleri kullanılmıştır. Aynı maddelerin arazideki değişken iklim koşulları yerine sabit sıcaklıklarda fosfor adsorblama kapasitesini bulmak için laboratuvarda yaz ve kışı temsil etmek üzere 4 °C ve 21 °C 'de izoterm deneyleri gerçekleştirilmiştir. Fosfor giderme verimine bitkinin etkisini anlamak için literatürde yapay sulakalanlar için en fazla tercih edilen İris ve Phragmites ekili toprak-çakıl dolgulu 5'er m²'lik iki adet reaktörden oluşan sistem inşa edilmiştir. Söz konusu sistemde reaktörler seri bağlanarak verime olan etki de gözlenmiştir. 100 m²'lik sistemde ise 1 m²'lik sistemlerde en iyi sonuç veren malzemelerden biri olan çakıl kullanılarak japon şemsiyesi (cyperus alternatififolius) ile elde edilen giderme verimleri gözlenmiştir. Sistemlerin verimini belirleyen analizler, uluslararası standartlarla akredite edilmiş metodlar kullanılarak yapılmıştır.

Elde edilen veriye kinetik model uygulanarak sistemlere ait kinetik sabitler bulunmuştur. Bulunan sabitlerin literatür ile karşılaştırması yapılmıştır. Sisteme ait giriş-çıkış verisi modelde kullanılarak model sonuçları ile sistem çıkışlarının karşılaştırılması yapılmıştır.

2. YAPAY SULAKALAN SİSTEMLERİNİN ATIKSU ARITIMINDAKİ YERİ

Doğal sulakalanlara tarihsel olarak bakıldığında genelde atıksu deşarj alanları olarak kullanılmışlardır (Kadlec ve Knight, 1996). Bir çok durumda bu kullanımın arkasında yatan gerçek sebep atıksuların arıtımından ziyade direkt boşaltımı olmuştur. Atıksu arıtım teknolojisindeki daha sonraki adım konvansiyonel sistemlerdir ve giderek artan sayıları sebebi ile işletilmeleri enerji maliyetleri ve yetişmiş eleman ihtiyacı sebebi ile zaman zaman sorun haline gelmektedir. Bu nedenle de daha düşük işletme-bakım ve inşaat masrafları sebebiyle sulakalan projeleri hızlandırılmaya başlanmıştır. Yapay sulakalanlar, doğal arıtmanın mühendislik tasarımı ile daha küçük reaktörlerde cereyan ettiği kontrollü sistemlerdir. Yapay sulakalanlar bugün dünyanın bir çok kısmında atıksu yönetimi ve su kirliliği kontrolünde önemli bir rol oynamaktadır. ABD’de sulakalan çalışmalarının 1950’lerde başladığı, özellikle 1980’li yıllardan sonra doğal sulakalanlardan ziyade yapay sulakalanlar konusundaki çalışmalara hız verildiği görülmektedir (EPA,1999). Masi (2005), halen Almanya’da 5000; İngiltere’de 800, Avusturya’da 500, Danimarka’da 300, İtalya’da 300, Çek Cumhuriyetinde 160, Portekiz ve Polonya’da 120, Fransa’da 100 civarında yapay sulakalan olduğunu belirtmektedir.

Avrupa Birliği adaylık sürecinde bulunan ülkemizi de ilgilendiren, Su Politikası Alanında Topluluk Faaliyeti için bir Çalışma Çerçevesi Oluşturan 23 Ekim 2000 tarihli ve 2000/60/EC sayılı Su Çerçeve Direktifi’nin (EU Water Framework Directive), 4. ve 5. Maddesinde nehir havzalarının; 7.maddesinde ise içme suyu amaçlı kullanılan tüm yer üstü ve yer altı su kaynaklarının topluluk ülkelerinde korunması ve sürdürülebilir kullanımının sağlanması öngörülmektedir. Bu amaçla üye ülkelerin su havzaları için koruma ve izleme planları yapmaları ve bunları uygulamaları istenmektedir. Aynı direktifin 4.maddesi 5.bendinde ise koruma planlarının uygulanamayacak kadar pahalı olması durumunda benzer çevresel önceliklere sahip daha pratik ve ucuz yöntemlerin araştırılması da tavsiye edilmektedir. Çevre ve Orman Bakanlığı, yukarıdaki direktiften faydalanılarak

ülkemiz için hazırladığı Ulusal Sulakalan Politikasında da benzer uygulamaları teşvik etmektedir.

Sulakalanlar şehirselleşen, endüstriyel ve zirai deşarjların arıtımında kullanılan çok düşük masraflı alternatifler olarak göz önünde bulundurulmaktadır. Bunun yanında maden ocağı atıksularının arıtımı, yağmur suyu arıtımında da kullanılmaya başlanmıştır. Günümüzde dünyaya yayılmış ve sulakalan temelli binlerce atıksu arıtım sistemleri mevcuttur. Son 10 yıl içerisinde sulak alanların BOI, nutrientler, sınırlı derecede metal ve toksik organik bileşiklerin giderilmesi, mühendislik değerlendirmesi ve tasarım kriterleri, optimizasyon ve masraf değerlendirilmesi hakkında bir hayli sayıda çalışma gerçekleştirilmiştir.

2.1 Yapay Sulakalanlar

Yapay sulakalanların başlıca aktörleri bitkiler, planktonik organizmalar ve sistemin dolgu malzemesidir. Bunun yanında iklim (sıcaklık, nem, kış periyodunun uzunluğu), atıksu yapısı, ön arıtma mevcudiyeti ve atıksu besleme şekli gibi faktörler de sistemde meydana gelen doğal arıtmada etkili faktörlerdendir. Atıksuda bulunan N,P gibi nutrientler ekseriyetle bitkilerin kök dokularıyla ve köklerle temas halindeki mikroflora tarafından tutulmaktadır.

Özellikle gelişmekte olan ve ılıman iklim kuşağında yer alan ülkeler için uygun olan bu sistemler, düşük işletme ve bakım masraflarının yanında çamur üretimlerinin de yok denecek kadar az olması sebebiyle tercih edilmektedirler (Ayaz ve Saygın, 1996). Düzensiz şehirleşmenin hakim olduğu büyük Metropolitan şehirlerde (Türkiye'nin İstanbul, İzmir, Antalya vb. şehirlerinde) yapay sulakalan sistemleri diğer sistemlere göre ekonomik yönden daha avantajlı olarak değerlendirilmektedir (Ayaz ve Akça, 2000).

2.1.1 Yapay sulakalan bitkileri

Doğal arıtmanın esas aktörlerinden biri olan bitkilerle donatılmış yapay sulakalanlarda; yüzcü, batık, köklü bitkiler kullanılmaktadır. Bunun haricinde tüm bu bitkilerin bir kombinasyonu ile oluşturulan müşterek yapay sulakalan sistemleri

de oluşturulabilmektedir. Bu tür sistemlerin mevsim şartlarına bağlı olarak değişken yüklemelerle seri ya da paralel olarak veya yazın sürekli kışın kesikli beslemeli olarak kullanılabilmesi mümkündür. Bu açıdan sıcaklığa bağlı olarak arıtma verimi çok fazla artabilen bu sistemlerin kış nüfusu düşük ve yaz nüfusu yüksek olan turistik yerleşim birimlerinde kullanılabilme ihtimali oldukça fazladır.

Atıksu arıtımında en yaygın olarak kullanılan bitkiler su sümbülü, su mercimeği, kamyş, saz, kofa, hasırotu, japon şemsiyesi ve sedge'dir. Bunların bazı çevresel koşulları Tablo 2.1'de verilmiştir (Stephenson ve ark., 1980).

2.1.1.1 Su sümbülü (*Eichornia crassipes*)

Tropik ve subtropik bölgelerde yaşayabilen su sümbülü, uygun çevre şartlarını bulduğunda oldukça hızlı büyüeyebilen bir bitkidir. Yüzeydeki yoğun bitki türbülans ve karışımı oluşturan rüzgar etkisini kırdığından yüzey havalanmasını engelleyerek su sıcaklığındaki dalgalanmaları ılımlı hale getirir. Bunun yanında sığ sularda bile yüzeye yakın kısımlar düşük oksijen içerikli olup taban kısımları ise tamamen anaerobik hale geçebilmektedir.

Tablo 2.1: Atıksu arıtımında bitkiler (Stephenson ve ark., 1980; Knight, 2003)

Yaygın İsmi	Bilimsel Adı	Bulunma Yeri	Opt.sıcaklık	Tohum verme sıc.	Etkin pH aralığı
Su sümbülü- water hyacinth	<i>Eichornia crassipes</i>	Her yerde	20-30	10	5-7
Su mercimeği- Duckweed	<i>Lemna minor</i>	Her yerde	20-30	5	5-7
Kamyş-Cattail	<i>Typha spp.</i>	Her yerde	10-30	12-24	4-10
Saz-Common reed	<i>Phragmites communis</i>	Her yerde	12-23	10-30	2-8
Kofa-Rush	<i>Juncus spp.</i>	Her yerde	16-26	-	5-7,5
Hasırotu- Bulrush	<i>Scirpus spp.</i>	Her yerde	16-27	-	4-9
Sedge	<i>Carex spp.</i>	Her yerde	14-32	-	5-7,5

Su sümbülü, yüksek üreme hızı sebebiyle atıksu arıtımı uygulamalarında çok geniş yer bulmuştur. Hem ikincil (BOİ giderimi) hem de üçüncül arıtım (N,P gibi nütrient giderimi) için kullanılmaktadır. Bekletme süresi atıksuyun özelliklerine ve çıkış kalitesindeki beklentilere bağlı olarak değişmektedir fakat genellikle 5-15 gün arasındadır (EPA, 2000).

Bitkisel büyüme hızı 220 kg/ha/gün'dür. Birkaç adet sistem için azot giderim hızı, azot yükü 9-42 kg/ha/gün arasındayken yaklaşık olarak 19 kg/ha/gün olarak belirlenmiştir (Weber ve Tchobanoglous., 1985). Çok geniş kök sistemleri sayesinde mikroorganizmalar için çok büyük bir temas yüzeyini oluşturmakta ve organiklerin ayrışım potansiyelini de arttırmaktadır. Don olayından oldukça etkilenmekte ve 10 °C'nin altındaki sıcaklıklarda büyüme hızı büyük oranda düşmektedir. Su sümbülü, foto 2.1'de gösterilmiştir.



Foto 2.1: Su sümbülü

2.1.1.2 Su mercimeği (*Lemna* sp.)

Su mercimeği'nin atıksu arıtımında kullanılan en yaygın türleri., *Spirodela* sp., ve *Wolffia* sp. olup atıksu arıtımında su sümbülünden daha fazla uygulama alanı bulmuştur. 1-3 °C'den daha düşük sıcaklıklarda bile büyüebilmektedirler. Su sümbülü ile kıyaslandığında; kök sistemleri çok geniş bir alana yayılmadığından mikroorganizmalar için daha düşük bir temas yüzeyi sağlarlar ve atıksu arıtımındaki direkt rolleri daha düşüktür. Atıksu arıtımındaki temel maksatları nütrient giderimidir. Su mercimeği foto 2.2.'de gösterilmiştir.

Su yüzeyini tamamen kapladıklarından hem su yüzeyine difüzyonla oksijen girişini hem de çok zayıf ışık geçirgenliğinden dolayı fitoplanktonların oksijen üretimini (fotosentez) engellerler. Bu nedenle suyun anaerobik hale geçerek ortama denitrifikasyonun hakim olması riski söz konusudur. Diğer yüzücü bitkilerden en az iki kat daha fazla bir büyüme hızına sahip olduklarından uygun sıcaklıkta (27 °C) su yüzeyindeki kapladıkları alanı 4 gün içinde iki katına çıkarırlar. Yüzeyi tamamen kapladıklarından alglerin büyümesi engellenir ve sedimentasyon daha iyi gelişir.



Foto 2.2: Su mercimeği

Su mercimeği su yüzeyinden kolayca hasat edilebilir. Optimum büyüme hızı yaklaşık 0,49 kg/m²-gün' dür. Su yüzeyindeki yoğunluğu sıcaklığa, nütrient içeriğine ve hasat sıklığına bağlıdır. Kuru ağırlık olarak % 4,59-7,15 (ort.:5,91) Kjeldahl azotu içerirler. Su sümbülleriyle kıyaslandığında hasatlanan biyokütlenin nütrient (azot ve fosfor) içeriği daha yüksektir ve en az iki katı kadar protein, yağ, azot ve fosfor içermektedir (Cully ve Epps, 1973).

Su mercimekleriyle arıtma sistemlerinde görülen en önemli problemlerden birisi rüzgar etkisiyle su mercimeklerinin belli bir bölgeye yığılmasıdır. Bu nedenle büyük sistemlerde bunun için yüzücü bariyerler kullanılmaktadır. 5 °C sıcaklık altında performansları önemli ölçüde düşmektedir. Bu tür sistemlerde bekletme süresi atıksuyun kalitesine, hasat sıklığına, çıkış kalitesi beklentilerine ve iklime bağlı olup tipik bir şekilde 30 günden (yazın) birkaç aya (kışın) kadar değişir (Ngo, 1987).

2.1.1.3 Kamış (*Typha* spp.)

Kamış, (*Typha* spp.) çevrede oldukça fazla bulunabilen ve değişik ortam koşullarında yaşayabilen, çoğaltılması kolay ve bu sebeple yapay sulakalanlar için ideal bitki türleridir. Kök bölgesi hızlı büyür ve gövdesi kuşların bile konabileceği kadar dayanıklıdır, çiçekleri foto 2.3'te görüldüğü üzere kahverengi dişi kısım ve sarı renkli erkek kısımdan oluşmaktadır. Çok çabuk büyüdükleri için elde edilecek biyokütle miktarı fazladır ancak N ve P giderim potansiyelleri kısıtlıdır. Kamış kökleri yaklaşık 1 m aralıklar ile dikilmelidir.



Foto 2.3: Kamış

2.1.1.4 Hasırotu (*Scirpus* spp.)

Saz'lar genus *juncus* ailesinin üyesidir ve uzun süre canlı kalabilen ve yığınlar halinde büyüyen otsu bitkilerdir. Hasırotu (*scirpus* spp.) da çok yaygın bir bitki türü olup, iç sular ve kıyı sularından tuzlu bataklıklara kadar geniş yaşama alanları bulunmaktadır. Bulrush'lar 5 cm'lik su derinliğinden 3 m'lik derinliğe kadar yaşayabilmektedir. 16-27 °C arasında en iyi verim alınmakta ve 4-9 pH aralığında yaşayabilmektedirler. Hasırotu, foto 2.4.'te gösterilmiştir.

2.1.1.5 Saz (*Phragmites australis*)

Sazlar, uzun sezonluk bitkiler olup geniş ve kalıcı rhizome bölgeleri vardır. Saz Avrupa'da en yaygın köklü bitki olup kamışlara göre daha derinlere göre nüfuz edebildiğinden saz kullanılan sistemlerde daha etkili bir oksijen transferi söz konusudur.



Foto 2.4: Hasırotu

Common reed (*Phragmites australis*) olarak bilinen bir diğer saz; uzun boylu, güçlü kökleri olan ve 2 cm kalınlığında toprağa oldukça sıkı bağlı olan bir bitkidir. Gövdesi 4 m'ye kadar büyüeyebilen sazın, gövde genişliği de 1.5 cm'ye kadar çıkabilmektedir. Yaprakları düz olup, yaprak uçları testere tipindedir, tipik olarak 1-6 cm genişliğinde ve 60 cm uzunluğundadır. Bu bitki tüm Dünya ölçeğinde yaygın olarak bulunmaktadır, su yataklarında fazla bulunması insan kaynaklı bir kirlenmenin de göstergesi olarak değerlendirilmektedir (Cronk ve Fennesy, 2001). Spor oluşturarak rahatlıkla çoğalabilme özellikleri sebebi ile doğal arıtmanın en yaygın kullanılan bitkilerinden biridir. Sel baskınları ve 30 ppm'e kadar tuzluluk oranlarını da tolere edebilmektedir (Cook, 1996).

Saz, genelde bulunduğu su ortamında en baskın bitki türüdür, çok çabuk büyümesi ve yayılması sonucu diğer bitki türlerini gölgeler hale gelir. Yüksek evapotranspirasyon hızına sahip olması dolayısıyla su seviyesinde önemli değişikliklere sebep olabilmektedir. Foto 2.5.'te saz (*phragmites australis*) gösterilmiştir.

2.1.1.6 Japon şemsiyesi (*Cyperus alternatifolious*)

Japon şemsiyesi, genellikle nutrient bakımından zengin olan kirli göl ve dere kenarlarında bulunan, 20-30 cm ile 1-2 m arasında uzunluğa ve 5-50 cm yaprak genişliğine sahip koyu yeşil renkli bir bitkidir. Yaprakları merkezden çevreye doğru şemsiye şeklinde geliştiği için Japon Şemsiyesi olarak adlandırılmaktadır. Tropikal bir bitki olduğu için genelde nemli ortamları sever ve 15-20 cm derinliğe kadar su içinde de yaşayabilmektedir. Su bulamadığı durumda sararmakta ve duraklama



Foto 2.5: Saz

periyoduna geçmektedir. Su ile yeniden temas etmesi durumunda kök bölgesinden yeni uzantılar oluşturarak yeniden büyümeye başlamaktadır. Kış şartlarında dahi yaşayabilmekte olan japon şemsiyesi, foto 2.6’da da görüldüğü gibi ilkbaharda çiçek açarak hızlı büyüme sürecine girmektedir.



Foto 2.6: Japon Şemsiyesi

2.2 Yapay Sulakalan Türleri

Temel itibariyle Serbest Yüzey Akışlı (SYS) ve Yüzeyaltı Akışlı (YAS) olmak üzere iki tür yapay sulakalan mevcuttur. YAS sistemlerinde suyun aktığı ortamın geçirgen olması gereklidir. YAS sistemleri literatürde “root zone method” veya “rock reed filter” olarak ta adlandırılmaktadır.

Yapay sulak alanlarda organik maddelerin ayrışması; bitki ile bakteri arasındaki "simbiyotik:ortak yaşam" reaksiyonlarla olmaktadır. Bu reaksiyonlarda fotosentezle oksijen tüketilirken; bu oksijen hem bitkilerin solunumuyla tüketilir hem de "aerobik/veya fakültatif bakterilerle girişteki organik maddelerin ayrışmasında kullanılır.

Bakterilerce organik maddelerin ayrıştırılması sonrası CO_2 ve NH_4^+ -bileşikleri oluşurken bunlar bitkiler tarafından kullanılmaktadır. Bir diğer giderim mekanizması olan çökelme işlemiyle atıksudaki çökebilen katılar ve partikül formundaki N ve P giderilir ve sonuçta atıksuyun BOI_5 değeri düşürülür. Zamanla tabanda besi maddeleri bakımından zengin bir çamur tabakası hasıl olur. Makrofitler (gözle görülebilen damarlı bitkiler) kökleriyle bu çamur bölgesine oksijen transfer ederek mikroorganizmaların kirleticileri aerobik olarak ayrıştırmasına yardımcı olurlar. Makrofitler kirleticilerin giderilmesini sağlayan mikroorganizmalar için fiziksel destekleyiciler konumundadırlar (EPA, 1999).

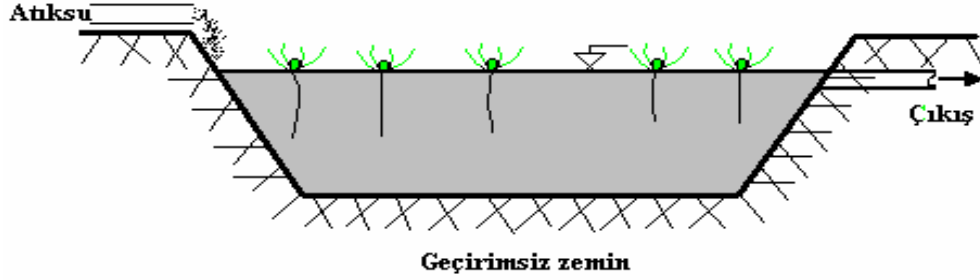
Burada organik maddelerin ayrışmasında iki temel bakteri grubu görev almaktadır: sıvı kısımdaki askıdaki bakteriler ve sedimentlerde, döküntülerde, ara yüzeylerde ve suya batık olan bitkilerin köklerinde ve saplarında bağlı olarak yaşayan biyofilm bakterileri. Oksijen bitki köklerine transfer edilirken toprak-su matrisi içinde biyokimyasal dönüşümler gerçekleşmekte ve sıvı kısımdaki organik maddeler askıda büyüyen mikroorganizmalarca tüketilmektedir.

2.2.1 Serbest yüzey akışlı sulakalan (SYS)

SYS sistemleri genelde genelde havuz veya kanallardan ibarettir, yeraltına sızıntıyı önlemek için kil tabakası veya diğer geoteknik malzeme ile kaplıdırlar. Genelde su derinliği azdır (en fazla 60 cm), su akış hızı düşüktür ve bitkiler sap, gövde ve kökleriyle su akımını düzenler. Uzun ve dar kanallar şeklinde yapılarak piston akıma yaklaştırılmaya çalıştırılırlar.

Genelde ikinci yada ileri kademe arıtım maksadıyla kullanılmaktadır. Özellikle dar ve uzun kanallarda kısa sirkülasyonlar minimum düzeyde olduğu için Şekil 2.1'de

görüldüğü gibi bu sulakalan içerisinde tüm bitki türleri (yüzücü, batık ve köklü) barınabilmektedir. Hidrolojik rejimi doğal sulakalanlarla benzerdir.



Şekil 2.1: Serbest Su Yüzeyli Sulakalan

Fakültatif lagünlere benzerse de bir çok farklı yapısal (giriş ve çıkış yapısı) ve fonksiyonel özellikler taşımaktadırlar. Sığ olanları ise aerobik lagünlerle büyük benzerlik taşırlar. Bitkilerden dolayı net karbon üretimi fakültatif havuzlardan daha yüksektir. Çünkü oksijenin yetersiz olduğu su kolonunda hem organik karbonun yavaş ayrışımından hem de ayrışmaya karşı direncin fazla olmasından dolayı inorganik karbon üretimi çok yüksektir. Bu yüksek inorganik karbon içeriğinden dolayı hem havuzlardan hem de lagünlerden farklı biyokimyasal özellikler gösterirler.

Sulakalan içerisindeki temel çevrim süresince kimyasal serbest enerji heterotrofik mikroorganizmalar tarafından çıkarılır ve açığa çıkan sabit karbon ile azot atmosfere doğru buharlaşır. Fosforun ancak küçük bir kısmı ve diğer uçucu olmayan elementler mineral çevrimle kaybolabilir ve sedimentlere katılabilir. Serbest yüzey akışlı sulakalanlar ototrofik ekosistemlerdir. Atmosferden gelen ilave karbon ve azotla, atıksu kaynağından gelen kirleticiler birlikte eşzamanlı olarak giderilirler.

2.2.2 Yüzeyaltı akışlı yapay sulakalanlar (YAS)

Yüzeyaltı akışlı sulakalanlar, SYS'lara oranla ikincil yada ileri arıtma maksadıyla tasarlanmaktadır. Bunlar aynı zamanda "kök bölgesi" yada "çakıl-su kamışı filtreleri" olarak ta isimlendirilirler ve köklü bitkileri destekleyen kum yada çakıl ile

doldurulmuş geçirimsiz tabandan kurulu kanallar yada hendeklerden ibarettirler (Metcalf& Eddy, 1991). YAS sulakalanlarında bitki büyümesi için destek vazifesi görmesi için bir ortam malzemesi bulunur ve sisteme çıkışa doğru az bir eğim (en fazla % 0.5 gibi) verilir. Alternatif olarak giriş borusu delikli olabilir. Atıksu sulakalanda bitki kök bölgesine (rizosfer) doğru ilerlerken filtrasyon, sorpsiyon, çökelme prosesleri ve mikrobiyal ayrışma ile arıtılır.

YAS'lar, özellikle ılıman iklim kuşağındaki ülkelerde (Türkiye gibi), küçük ve orta ölçekli yerleşim bölgelerinin evsel ve endüstriyel atıksuları için çok geniş bir uygulama alanına sahiptir. Ayrıca bu sistemler organik kirleticiler, asidik maden ocağı drenaj suları ve tarımsal deşarjlarla kirletilmiş yüzey sularının arıtılması maksadıyla da kullanılmaktadırlar. Konvansiyonel mekanik arıtım alternatifleriyle kıyaslandığında daha düşük ilk yatırım, işletme ve bakım masraflarına sahiptir.

YAS sistemlerinde kullanılan sazlar (common reeds) sıcaklık, tuzluluk ve toksiklik açısından çok geniş bir tolerans aralığına sahip olduklarından sistemin uygulanabilirliği de artmaktadır.

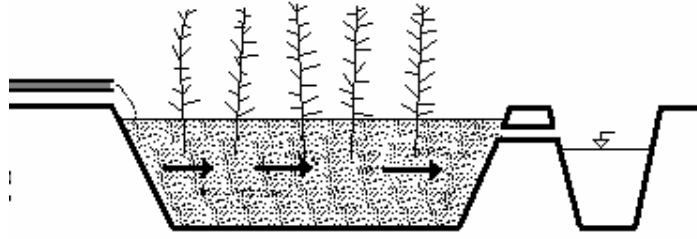
Yüzeyaltı akışlı sistemler yüzey akışlı sistemlere nazaran daha düşük bir alan gerektirirler ve koku ve sivrisinek problemlerine neden olmazlar. Yüzeyaltı akışlı sulak alanlarda genelde AKM, BOI ve koliform giderimi yüksek olmasına karşılık çoğunda kök bölgesinin aşağısında oksijenlendirmenin yetersiz kalması sebebiyle nitrifikasyonun engellenmesi neticesinde yeterli düzeyde azot giderimi sağlanamamaktadır. Bu sebeple günümüzde bir çok araştırmacı yüksek azot gideriminde nitrifikasyon verimini maksimum düzeye çıkarmak amacıyla çok farklı türde sistem arayışı içerisine gitmişler ve çeşitli modeller geliştirmişlerdir. Literatür verileri nitrifikasyon için en iyi verimin düşey yüzeyaltı akışlı ve denitrifikasyon için ise yatay yüzeyaltı akışlı sistemlerle başarılacağını göstermektedir.

Düşey yüzeyaltı akışlı sistem kesikli olarak çalıştırıldığında, doymun olmayan bir zemin yapısıyla kök bölgesi ve çevresine daha yüksek oranda oksijen difüzyonu ve iletimi sağlandığından nitrifikasyon potansiyeli daha yüksek olmaktadır. Bunun yanında arıtma verimi öncelikle sistemin tasarım şekline, hidrolik akım rejimine ve bitki türüne bağlıdır. Ayrıca ham atıksu ve atıksudaki toksisite ve pH, katı madde

içeriği ve sıcaklık da sistemin verimini etkileyen diğer temel faktörlerdir. Temel itibarıyla yatay ve düşey akışlı olmak üzere iki tür yüzeyaltı akışlı yapay sulakalan mevcuttur.

2.2.2.1 Yatay yüzeyaltı akışlı sulakalanlar

Evsel atıksulardan azot gideriminde en yaygın olarak kullanılan sistemlerdir. Genellikle "*Phragmites australis*" türü bitkilerle donatılmışlardır. Şekil 2.2'de yatay yüzeyaltı akışlı sulakalan sistemi görülmektedir (Moshiri, 1993).



Şekil 2.2: Yatay yüzeyaltı akışlı sulakalan

Yüzeyaltından giren atıksu çıkış bölgesine (genelde taban kısmında) ulaşana kadar gözenekli yatak malzemesi içerisinde (yüzeyde göllenme olmayacak şekilde) yavaşça akmaktadır. Bu yavaş akım sayesinde atıksu aerobik, anoksik ve anaerobik bölgelerle temas eder. Aerobik bölge olarak tanımlanan yerler, bitki-atıksu ortamına oksijen transferi yapan kökler ile rizomların yakın çevresi olmaktadır.

Bitki-atıksu ortamında bitki köklerinin etkilendiği rizosfer kısmından atıksu geçerken biyolojik, fiziksel ve kimyasal reaksiyonlar ile organik maddenin ayrışması sağlanmaktadır (Brix, 1987; Cooper, 1996). Bu tür sistemlerde atıksu arıtım kavramı ilk olarak 1970' li yıllarda Almanya' da ortaya atılmıştır. Yapımı ve işletimi ise Almanya' da Othfresen' de 1974 yılında RZM adı altında olmuştur (Kickuth, 1977). RZM sistemi; toprak dolgu materyali içinde köklü bitkiler içeren ve plastik kaplı tanktan ibaret bir sistemdir.

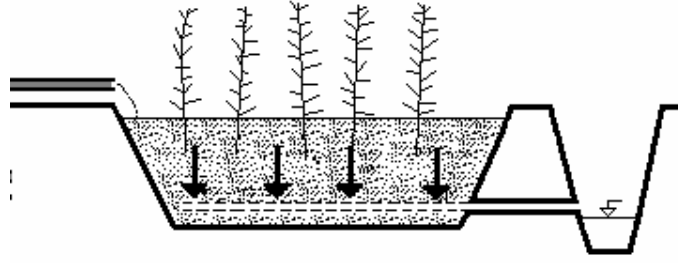
Bununla birlikte toprak bazlı yapay sulakalan sistemleri düşük hidrolik geçirgenliğe sahip olup hem yüzeysel akış problemi oluşturur hem de atıksuyun rizosferle temasını güçleştirirler. Bu nedenle çakıl gibi gözenekli materyallerin kullanımının hem daha iyi bir temas sağladığı hem de yüzeyde akış oluşmadığı ifade edilmektedir (Cooper, 1993).

Aerobik ayrışma için gerekli oksijen direkt olarak atmosferden difüzyonla yada bitki kökleri ile oksijenin ortama yayılması ile temin edilir. Phragmites ile yapılan bazı çalışmalar, oksijen taşınım kapasitesinin bitki kök bölgesindeki aerobik ayrıştırmaya yetmediği ve anaerobik ayrışmanın daha hakim olduğunu ifade etmektedir (Brix,1987). YAS sistemlerinin bir diğer faydası da ön arıtım yapılmadığında SYS sistemlerinde sorunlara yol açabilen AKM'nin filtrasyon ve çökeltmeyle etkili bir şekilde giderilmesi olarak gösterilmektedir (Cooper , 1996). Yazarlara göre, çökeltme olayı yatay akışlı sistemin yeterli atıksu beslenemeyen hidrolik açıdan ölü bölgelerinde gerçekleşmektedir.

2.2.2.2 Düşey yüzeyaltı akışlı sulakalanlar

Yatay akışlılarda olduğu gibi düşey akışlı sistemlerde de kullanılan en yaygın bitki türü su kamışları (Common reeds)'dır. Bununla birlikte büyük su kamışları (Cattail) ve sazlıklar (Bulrush) da çok yaygın olarak kullanılmaktadır. Şekil 2.3' te tipik bir düşey akışlı sistem görülmektedir (Moshiri, 1993). Düşey akışlı sulakalanlar da yatay akışlıda olduğu gibi aynı yoğunlukta büyüyen bitkilerden kurulu ve üzeri kumla örtülü düz bir çakıl yataktan ibarettir. Atıksu yüzeyden geniş bir alana uygulanır ve tabana kadar düşey istikamette akması sağlanır. Tabandaki drenaj sistemiyle atıksu toplanır. Hızlı drenaj yapıldığında atmosferden atıksu hacmine eşit hacimde oksijen çekilir. Böylece yatak çok iyi oksijenlendirilerek BOI ve amonyak giderimi için gerekli oksijen sağlanmış olur (Cooper, 1996).

Düşey akışlı sistemler klasik biyolojik filtreler (damlatmalı filtreler) prensip olarak çok benzerdir (Cooper, 1996). İlk olarak 1970' li yıllarda Almanya'da Seidel tarafından inşa edilmiş ve "Max Planck Institute Process (MPIP)" yada "Krefeld Prosesi" olarak isimlendirilmiştir.



Şekil 2.3: Düşey yüzeyaltı akışlı sulakalan

Operatörler ve tasarımcılar ilk olarak inşaa edilen yatay akışlı sistemlerin nitrifikasyondaki başarısını çok yetersiz bulmuşlar ve sebebini ise bitki kökleriyle oksijen transferinin yetersizliğine bağlamışlardır.

Avrupa'daki bir çok yapay sulakalan sistemlerinden elde edilen ortalama arıtım verimleri Toplam Fosfor için % 47.2; Toplam Azot için %39.6 olarak rapor edilmiştir (Börner,1992; Schierup ve ark., 1990). Tablo 2.2'de doğal arıtma sistemlerinin yaygın arıtma sistemlerine göre inşaat, işletme ve bakım masrafları açısından karşılaştırması verilmiştir (EPA,1999).

Tablo 2.2: Arıtma Sistemlerinin Tipik İnşaat-İşletme ve Bakım Masrafları

Sistemin türü	İnşaat masrafları (\$/m ²)	İşletme ve Bakım Masrafları (\$/m ³ atıksu)
Aktif Çamur ve İleri Arıtma	2000-5000	0.35-0.50
Yerinde Arıtım	1000-3000	0.01-0.10
Yavaş İnfiltrasyon	800-2000	0.10-0.20
Hızlı İnfiltrasyon	450-900	0.05-0.10
Arazi Üzerinden Akıtma	600-1000	0.08-0.15
Fakültatif Havuz	500-1000	0.07-0.13
Havalandırma Havuzu	600-1200	0.10-0.16
Su Sümbülü (Hyacinth)	500-1000	0.12-0.14
Yapay Sulak Alan (Serbest Yüzey Akışlı)	500-1000	0.03-0.09

2.3 Yapay Sulakalanların Tasarım Kriterleri

Çok yüklenen ve kötü işletilen atıksu arıtma sistemleri su kalitesi ile ilgili problemlere sahip oldukları gibi işletme sorunlarına da yol açmaktadır. Ayrıca kötü çıkış suyundan dolayı yer altı suyu kirlenmesi problemi de yaratabilmektedirler. Özellikle küçük yerleşim yerleri için bu sorunun pratik çözümüne yönelik olarak Tennessee Valley Authority (TVA), ABD tarafından 1986 yılında yapay sulakalanların tanıtımına başlanmıştır. Test çalışmaları Yapay Sulakalanların BOİ, AKM ve fekal koliform için ikinci derece arıtma tesisi verimi sağladığını göstermiştir (Steiner, Watson and Choate,1993).

Yapay Sulakalanlar genelde alana özgü bir teknolojidirler. Bu sebeple her yerleşime özgü iklim ve arazi tipine göre tasarlanmalıdırlar.

2.3.1 Topoğrafya

Yapay sulakalanlar hemen her yerde uygulanabilirler. Köklü bitkiler, yüzücü bitkilere nazaran soğuk şartlarına ve donmaya karşı daha toleranslıdır ancak yine de topoğrafya kazma ve düzenleme gibi maliyetli kalemler açısından önemli bir faktör olduğu için nispeten düz bir zeminde kurulmaları gereklidir. Bunun yanında seçilen arazinin pompaj masraflarını azaltmak açısından atıksuya düşey olarak en yakın mesafede olması gereklidir.

2.3.2 Toprak geçirgenliği

Özellikle YAS tipi sulakalanlar için toprak permeabilitesi önemlidir. En uygun permeabilite değeri $10^{-6} - 10^{-7}$ m/s gibi oldukça düşük bir değer olmalıdır.

2.3.3 Hidrolojik faktörler

Bir yapay sulakalan performansı hidrolojik özelliklerle de yakından ilgilidir. Çökeltme, infiltrasyon, evapotranspirasyon (ET), hidrolik yükleme hızı ve su derinliği organik maddelerin, nutrientlerin ve iz elementlerin gideriminde etkilidir, sistemin bekletme zamanını değiştirmekle kalmaz, atık suyun konsantre hale gelmesi veya

seyrelmesini de etkiler. Örneğin, Tayland'ta işletilen bir yapay sulakalan'da yazın atıksuyun %35'inin evapotranspirasyon ile kaybolduğu rapor edilmiştir (Koottatep, 2002).

Bekletme süresi veya su hacmindeki değişim giderme verimini etkilediğinden her bir yapay sulakalan için su bütçesi yapılmalıdır.

$$Q_i - Q_o + P - ET = dV/dT$$

Q_i :Giriş atıksu debisi

Q_o :Çıkış atıksu debisi

P :Çökelme

ET :Evapotranspirasyon

V :Hacim

T :Zaman

Bu denklemde YAS girişi ve çıkışı sistem yalıtıldığı için hesaba katılmamıştır. Geçmiş meteorolojik datalar evapotranspirasyon ve çökelme değerlerinin tahmininde kullanılabilir. Eğer sistem relatif olarak sabit bir su derinliğinde işletiliyorsa $dV/dT=0$ 'dır ve çıkış debisi yukarıdaki denklemde hesaplanabilir.

2.3.4 BOİ yükleme hızı

Yapay sulakalanda organik yük kontrolü için iki amaç vardır; birincisi denitrifikasyon bakterileri için gerekli karbon kaynağının sağlanması, ikincisi ise sistemdeki bitkilerin aşırı oksijen temin etmesini engellemektir.

Eğer denitrifikasyon için yeterli karbon kaynağı yoksa, düşük azot giderimi elde edilecektir. Bununla birlikte aşırı organik yükleme durumunda (özellikle iyi dağıtım olmaması durumunda) bitki ölümü ve koku problemi oluşur. SYS'lerdeki organik yükleme, sistem çıkışı geri devrettirilerek kontrol edilebilir. 112 kg BOİ/ ha.gün tipik bir üst organik yükleme değeridir.

SYS tipi yapay sulakalan için tipik yükleme değerinin matematiksel ifadesi sulakalan vejetasyonunun oksijen transfer kapasitesinden yazılabilir. Yüklemenin tahmini iki basamaklı bir proses ile olur,

- 1) gerekli oksijen miktarı hesabı ile
- 2) kabul edilen yüzey alanı için kullanılabilir oksijenin hesaplanması

Gerekli oksijen= $1,5 \times \text{BOİ}_5$

Kullanılabilir oksijen= $(\text{TrO}_2)(\text{As}):1000$

BOİ_5 : Organik yük, kg/gün

TrO_2 : Vejetasyon için oksijen transfer hızı $20 \text{ g/m}^2 \cdot \text{gün}$

As: Sulakalan yüzey alanı, m^2

Güvenlik faktörü olarak kullanılabilir oksijen, gerekli oksijenin iki katını geçmemelidir. Genelde kullanılan batık bitkiler sulakalanın m^2 'sine $5-45 \text{ g O}_2/\text{gün}$ oksijen transfer edebilmektedir. Tipik oksijen transfer hızı olan $20 \text{ g/m}^2 \cdot \text{gün}$ değeri için organik yükleme hızı $133 \text{ kg BOİ}_5/\text{ha.gün}$ olabilir. Yapay sulakalanlar için literatürde verilen bir başka organik yük değeri ön arıtmanın derecesine bağlı olarak $770 \text{ kg BOİ}/\text{ha.gün}$ 'dür (Steiner, Watson and Choate,1993). Foseptikte BOİ 'nin % 40'ının giderileceği düşünülürse septik tank çıkışında BOİ yükü $0.046 \text{ kg BOİ}/\text{gün}$ olacaktır.

2.3.5 Hidrolik yükleme hızları

SY sistemler için hidrolik yükleme hızı, her sulakalana ait hidrolojik faktörlere bağlı olduğu için bir aralık vermek güçtür. Ancak $150-500 \text{ m}^3/\text{ha.gün}$ (yani $1,5-5 \text{ m}^3/100 \text{ m}^2 \cdot \text{gün}$) aralığı hava şartları, toprak koşulları (permeabilite vs.) ve bitki tipine bağlı olarak uygulanmalıdır. Ontario, Listowel'den alınan veriye göre $200 \text{ m}^3/\text{ha.gün}$ değerinde maksimum arıtma verimi elde edilmektedir.

Özellikle sıcak yaz aylarında buharlaşma (evapotranspirasyon) sebebi ile su kayıpları, sulakalanın performansını etkileyebilmektedir. Böyle durumlarda su azalması sebebi ile sulakalanda kütle bazında iyi bir giderim sağlandığı halde konsantrasyon artış eğilimine girmektedir.

Bir sulakalan sıfır deşarj yapmak üzere tasarlandığında hidrolik yükleme hızı esas parametre olur. Böyle bir sulakalanda atıksu buharlaşma, transpirasyon (terleme) ve yer altı suyu akımı ile sistemi terkeder ve yeraltına akan atıksu iyon değişimi vb. mekanizmalar ile arıtılır.

2.3.6 Bekletme süresi

Bir sulakalanda arıtma performansı, bekletme süresinin bir fonksiyonudur. Bunun yanında zemin eğimi, su derinliği, vejetasyon, alan büyüklüğü ve akım hızını kontrol eden geometrik şekil de performansı etkilemektedir.

6-7 günlük bir bekletme zamanı birincil ve ikincil atıksuyun optimum arıtımı için rapor edilmiştir. Daha kısa zamanlar kirleticilerin ayrışması için yeterli süre sağlamaz, daha uzun süreler ise durgun ve anaerobik koşullara yol açarlar.

İki iklim faktörü bekleme süresini etkilemektedir. Birincisi yaz mevsimindeki evapotranspirasyon, ikincisi ise kış mevsiminde oluşan buzlanmadır. Birincisi bekleme süresini arttırır, diğeri ise düşürür.

Bir sulakalandaki gerçek bekletme süresini hesaplamak çeşitli sebeplerden dolayı pek kolay değildir. Örneğin topoğrafik farklılıklar sebebi ile oluşan ölü hacimler, bitki büyümesi, katı maddelerin sedimentasyonu ve akımda kanallaşma (kısa devreler) başlıca sebeplerdir.

2.3.7 Yüzey alanı

Tipik bir yapay sulakalan için literatürde verilen yüzey alanı $31.9 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{gün}$ 'dür (EPA, 1999; Lantzke et al. 1992; Masi, 2005).

2.3.8 Enkesit alanı

Hidrolik ve organik yükleme değerlerine göre hesaplanan enkesit alanından büyük olanı kullanılır. Hidrolik geçirgenliğin sağlanması için yeterli substrat boşluğunun olduğu kabulü ile Darcy Kanunu kullanılarak % 1 taban eğiminde verilen debi için gerekli alan hesaplanır. Çok yüksek organik yük, substrat tıkanmalarına ve anaerobik bir çamur oluşumuna yol açabilir. EPA'ya göre eğer organik yük $0.49 \text{ kg BOD}/\text{m}^2$ enkesit alanı veya $2.04 \text{ m}^2/\text{kg.gün}$ değerini aşarsa böyle bir durum oluşabilmektedir. Güvenlik faktörü 2 kabul edilirse organik yükleme hızı $4.08 \text{ m}^2/\text{kg.gün}$ olur.

2.3.9 Derinlik

Bitki kök bölgesine oksijen penetrasyonu için sulakalan derinliğinin uygun olarak hesaplanması gereklidir (Reed ve Brown, 1995). Genelde iyi bir havalanma için literatürde derinliğin 30 cm'den az olması (Tanner ve ark, 1999) veya bitki türüne göre 30-76 cm arasında olması (Tanner ve ark, 1998) yönünde farklı tavsiyeler bulunmakla birlikte genel olarak fazla reaktör derinliği istenmemektedir. Ancak bitki kökleri genelde malzemenin iyi hava alan üst kısmında olduğu için derinliğin 45 cm'ye kadar çıkarılması mümkündür.

2.3.10 Dolgu malzemesi

Genelde dolgu malzemesi yıkanmış çakıdır. Nehir çakılı sıkışmayı önleyecek şekilde yuvarlak olduğu için tercih edilir. Genelde 1.3 cm çaplı çakıl kullanılır. 5 cm'ye kadar büyütülse de daha iyi vejetasyon için küçük çaplı çakıl daha iyidir.

2.3.11 Ön arıtma

İlk yatırım ve işletme giderlerini azaltmak için, sulakalana atıksu vermeden önce atıksuyun en az maliyet ile olacak şekilde ön arıtılması gereklidir. Bununla birlikte ön arıtmanın seviyesi nihai giderimi de etkileyeceğinden, istenen çıkış suyu kalitesine uygun bir ön arıtmanın da boyutlandırılması gereklidir.

Sulakalan arıtımı ile konvansiyonel arıtmanın müşterek tesis edilmesi genelde ilk yatırım maliyeti olarak yüksek olduğundan, ancak önceden bir konvansiyonel arıtma tesisinin olması durumunda bu maliyet göz ardı edilmiş olur. Bir lagün ile ön arıtma için oldukça geniş alan gereklidir ve kış şartlarında H_2S ; yaz şartlarında ise alg problemlerinin oluşumu söz konusudur. Bununla birlikte AKM ve BOİ giderimi sayesinde oksijen ihtiyacı düşürülür ve daha az çamur oluşumu sağlanmış olur. Eğer ilave fosfor giderimi isteniyor ise, ön arıtma aşamasında kimyasal ilave edilmesi daha pratik bir çözüm olarak tavsiye edilmektedir.

2.3.12 Bitki

Bitkilerin arıtma işlemindeki esas faydası oksijeni kök bölgesine transfer etmektir. Sistemde bitkilerin olması ile (sap, kökler ve rizome bölgesi) oksijen , toprak veya dolgu malzemesinde daha derin bölgelere kadar inebilmekte ve doğal bir difüzyon olayı gerçekleşmektedir.

SYS sulakalanlarda esas nokta batık durumdaki bitkinin sap, kök ve rhizome bölgelerinin fiziksel durumu olup askıda mikrobiyal büyümeye destek görevi görürler.

2.3.13 Bitki hasadı

Genel olarak, yüzeyaltı akışlı (YAS) sulakalanlarda vejetasyon hasadı gerekli değildir. Serbest su yüzeyli sistemlerde, kuruyan bitkiler sistemdeki hidrolik profili düzenlemek ve tepecikler oluşturarak kanal akımını engellememesi için hasat edilebilir. Hasat, genelde nutrient giderimini arttırmak için pratik bir yol değildir.

2.3.14 Sistem geometrisi

Sulakalanlar konusundaki tecrübeler uzunluk/genişlik oranının önemini piston akım hidroliğini sağlama açısından ortaya koymuştur. 3-5 eşitliğinde verilen model taşınım için esas form olarak kabul edilebilir. Bu sebeple sulakalandaki akım dağıtımı, en yüksek uzunluk/genişlik oranını sağlayacak şekilde bölümler ile yada bariyerler ile yapılmalıdır.

2.3.15 Dağıtma sistemi

Su dağıtma sistemi mümkün olduğu kadar fazla kanal kullanılarak tasarlanmalıdır. Giriş akımının mümkün olduğunca fazla noktadan sisteme verilmesi, sulakalanın kontrolü ve verimli işletilmesi açısından önemli bir gereksinimdir.

2.3.16 Çıkış yapıları

Bir yapay sulakalanda çıkış yapılarının konfigürasyonu alıcı ortamın özelliklerine ve sulakalandaki alt ünitelerin sayılarına bağlı olup bu yapının sistemden su çıkışını kontrol etme açısından ayarlanabilir olması faydalıdır. Çıkış yapısının ayarlanabilir olması kış sezonunda daha derin (fazla su tutan) bir sistem gerekliliği açısından da önemlidir. Sistem, don tehlikesine karşı suyun boşalmasını sağlayabilecek bir çıkış yapısına da sahip olmalıdır.

2.4 Yapay Sulakalanların Performansları

Sulakalanlarda BOİ₅, AKM ve Azot üzerinde ciddi; metaller, iz organikler ve patojenler üzerinde önemli giderim verimleri elde edilebilmektedir. ABD'deki bazı pilot ölçekli sulakalanların performans değerleri Tablo 2.3'te verilmiştir (EPA, 1999).

Tablo 2.3: ABD'deki bazı sulakalanların performansları (EPA,1999)

Yerleşim	Sulakalan Tipi	Çıkış Konsantrasyonları, mg/l					
		BOİ	AKM	NH ₄	NO ₃	TN	TP
Listowel, Ontario	Serbest Su Yüzeyle	10	8	6	0,2	8,9	0,6
Arcata, CA	Serbest Su Yüzeyle	<20	<8	<10	0,7	11,6	6,1
Santee, CA	Çakıl Dolgulu	<30	<8	<5	<0,2	-	-
Vermontville, MI	Sızdırmalı	-	-	2	1,2	6,2	2,1

Sulakalanlarda oluşan arıtma prosesleri arazide arıtmaya benzer özellikler göstermektedir. Çökebilir organik maddelerin giderilmesi sedimentasyon ile olur, örneğin koloidal ve çözünmüş organiklerin esas giderimi aerobik mikrobiyal oksidasyon yolu ile olur.

2.4.1 BOİ giderimi

Yüzeyaltı bileşenlerinin (toprak, çakıl, kaya vb..) esas oksijen kaynağı bitki tarafından köklere transfer edilen oksijendir. Çoğu durumda yüzeyaltı akışlı sistemler

yatak yüzeyine doğru akımlı şekilde tasarlanarak az da olsa havalanma sağlanmaya çalışılır. Bu sebeple bitki türünün seçimi de oldukça önemlidir.

Yüzeyaltı akışlı sistemlerde BOİ iderimi birinci derece piston akımlı kinetik ile tanımlanabilir. Aşağıdaki eşitlik yeniden düzenlenerek YAS için gerekli alan hesabında da kullanılabilir.

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp(-K_t t) \quad (2.1)$$

$$A_s = \frac{[Q(\ln C_o - \ln C_e)]}{(K_t \cdot d \cdot n)} \quad (2.2)$$

Ce:Çıkış BOD kons., mg/l

Co:Giriş BOD kons.,mg/l

Kt: Sıcaklığa bağlı birinci derece hız sabiti, 1/gün

t: Hidrolik bekletme süresi, gün

Q: Debi, m³/gün

d: Yatak derinliği, m

n: Yatağın porozitesi

As: Sistemin yüzey alanı

Bir YAS’de enkesit alanı ise aşağıdaki eşitlik ile hesaplanır,

$$A_c = \frac{Q}{k_s \cdot S} \quad (2.3)$$

Ac: Enkesit alanı (akıma dik), m² (dxW)

d: Yatak derinliği, m

W:Yatak genişliği, m

ks:Ortamın hidrolik geçirgenliği, m³/m².gün

S:Yatak eğimi

$$\text{Yatak genişliği, enkesit alanı biliniyorsa } W = \frac{A_c}{d} \quad (2.4)$$

formülün'den hesaplanabilir.

$$Q = k_s \cdot A_s \cdot S \quad (2.5)$$

yazılabilir. Yatak enkesit alanı ve genişliği sıcaklık ve organik yükleme hızından da bağımsızdır, sadece ortamın hidrolik özellikleri tarafından kontrol edilirler.

$$K_t \text{ değeri } K_T = K_{20} \cdot (1.1)^{(T-20)} \quad (2.6)$$

eşitliğinden hesaplanabilir (K_{20} değeri bilinmelidir). Orta derecede kum içeren bir ortam için K_{20} değeri yaklaşık 1.28 gün^{-1} 'dir. Bazı dolgu malzemeleri için tahmini porozite (n), hidrolik iletkenlik ve K_{20} değerleri Tablo 2.4'te verilmiştir.

Tablo 2.4: YAS Sulakalanlar için ortam özellikleri

Ortam	Maks. % 10'luk kesimin boyu	Porozite (n)	Hid.İlet.Kats. ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{gün}$)	K_{20}
Orta Boy Kum	1 mm	0,42	420	1,84
İri Kum	2 mm	0,39	480	1,35
Çakıl	8 mm	0,35	500	0,86

2.4.2 AKM giderimi

Yapay sulakalanların hemen tümünde derinlik az olduğu ve sakin bir ortam olduğu için iyi bir AKM giderimi olur, giderim genelde hemen girişteki kısımda meydana gelir.

Girişte akımın seyreltilmesi için uygun bir difüzör sistemi seçilirse hem AKM çökmesi için gerekli düşük su hızı elde edilir hem de çıkışa yakın bölgede oluşabilecek anoksik şartlar önlenabilir.

2.4.3 Azot giderimi

Nitrifikasyon/denitrifikasyon, azot gideriminin esas yoludur. Bu sebeple geri devirli bir sulakalan sisteminde 5-7 gün arasında değişen bekletme sürelerinde TKN Azotu

konsantrasyonu <10 mg/l elde edilebilmektedir. Toplam N açısından karşılaştırıldığında bitkili sistemlerin bitkisizlere göre önemli bir giderim üstünlüğü bulunmaktadır. Birim sulakalan yüzey alanı için bitki bünyesine alınan nütrient miktarları bitki tipi ve çevresel koşullara göre farklı olmakla birlikte sınırlıdır (Tanner ve ark., 1995). Herhangi bir bitki için sınır değere yaklaştıktan sonra belli bir değere kadar ilave alım da olabilmektedir. Gersberg ve diğ., (1986) bulrush ile ekili sistemde N için limit değer % 12-16'sına kadar ilave giderim olabildiğini ileri sürmüştür. Bitkili ve bitkisiz sistemler için yapılan karşılaştırmalı ölçümlere göre bitkili sistemler, bitkisiz sistemler için elde edilen giderim değerlerinin %3-19'u (TN için) ile %3-60'ı (TP için) arasında fazla giderim sağlayabilmektedir (Taner ve ark., 1995). Yapay sulakalanlar denitrifikasyon prosesinde bitkiden elde edilen karbon kaynakları da dikkate alındığında bir yakıt kaynağı olarak kullanılabilir.

2.5 Fosfor Giderimi ve Fosfor Kimyası

Bir çok sulakalan sisteminde fosfor giderimi atıksu ve toprak arasında yeterli temas imkanının olmayışı sebebiyle çok fazla etkili olmadığı belirtilmektedir. Ancak sistemlerde dolgu malzemesi olarak uygun ortamlar seçildiğinde giderim artabilmektedir. Yapay sulakalanlarda fosfor giderimi genellikle adsorpsiyon, absorpsiyon, çökelme ve filtrasyonun bir arada gerçekleştiği tutulma kavramı ile açıklanmaktadır (Sakadevan ve Bavor, 1998; Forbes, 2002). Adsorpsiyon ve absorpsiyon; adsorbat olarak adlandırılan bir bileşenin, genellikle sıvı veya gaz fazından genellikle katı faza (adsorbant) olan hareketini tanımlamaktadır (Eckenfelder, 1968). Adsorpsiyon ile absorpsiyon arasındaki temel fark; adsorpsiyon prosesinin adsorbantın yüzeyinde, absorpsiyon prosesinin ise adsorbantın tüm sathında gerçekleşmesidir. Pierzynski (1991), fosfor absorpsiyonunu fosforun katı toprak parçacıklarına difüzyonu olarak tanımlamaktadır. Çökelme, atıksu içinde partiküler formda bulunan bileşenlerin yerçekimi etkisi ile tabana doğru hareketidir. Filtrasyon ise gerek yerçekimi gerekse akış hızı ile partiküllerin diğer bir fazın boşluklarında birikmesidir. Adsorpsiyon, absorpsiyon, çökelme ve filtrasyon genellikle birbirini tamamlayan prosesler olarak gerçekleşmektedir. Sakadevan ve Bavor, (1998), kısa dönemde adsorpsiyonun daha baskın devam ettiğini, daha sonra diğer proseslerin rol almaya başladığını ifade etmektedir.

Adsorpsiyon için sürükleyici kuvvet; adsorbanın hidrofobik davranışı ve katı için gösterdiği yüksek afinite ile oluşmaktadır (Eckenfelder, 1968). Adsorbanın katı için gösterdiği afinite, esas olarak üç adet yüzey olayı ile açıklanmaktadır: adsorbanın adsorbant üzerine elektriksel çekimi (iyon değişimi), van der Waals çekimi (fiziksel adsorpsiyon) ve kimyasal çekim (Eckenfelder, 1968; Schwarzenbach et al. 1992). İyon değişiminde, adsorbat iyonları daha önceden yüklenmiş yerlerde tutunmuş iyonlarla yer değiştirmelidir. Fiziksel adsorpsiyonda ise

Kil içeriğinin fazlalığı ve demir ile alüminyum iyonlarının fazlalığında fosfor giderim potansiyeli de artacaktır. Ancak bu tür malzemeler kullanıldığında hidrolik geçirgenlik kapasitesi de azalacağından arıtma için daha geniş bir alan gerekecektir.

2.5.1 Fosfor türleri

Elementel fosfor, periyodik tabloda 5.Gruba dahil olup, atom numarası 15 ve atom ağırlığı 30,97'dir. Atıksularda bulunan fosfor türleri başlıca organik fosfor, ortofosfatlar ve polifosfatlardır.

Fosfor, doğal sular ve atıksularda genelde inorganik formu olan fosfatlar şeklinde bulunan bitki büyümesi için gerekli olan nutrientlerden biridir ve genelde büyümeyi sınırlandırıcı bir faktördür. Fosfatlar ise ortofosfat, kondense fosfat (piro, meta, poli) ve bağlı fosfatlar şeklinde ortamda bulunabilmektedir. Organik fosfor genelde biyolojik prosesler sonucunda oluşur ve ham atıksuda gıda artıkları ve insan dışkıları olarak bulunur. İnorganik fosfor ise genelde temizlik amaçlı faaliyetler sonucu oluşur, bunun yanında tarımsal faaliyetler için kullanılan fosfatlı gübrelerden de önemli oranda inorganik fosfor kaynaklanabilmektedir. Genelde bitki büyümesi için gerekli C/N/P oranı 106/16/1'dir. Ancak genelde atıksular bu orana sahip değildir ve bu dengeyi sağlamak için dışarıdan nutrient ilavesi gereklidir. Bu çalışmada kullanılan MAM Kampüsü evsel atıksuyunun ortalama kirletici konsantrasyonları TOK:80 mg/l; TN:40 mg/l ve TP:8.5 mg/l olarak değerlendirildiğinde bu oranın 30:11:1 civarında olduğu görülmektedir. Bu durumu, azot eksikliği şeklinde veya fosfor fazlalığı şeklinde de değerlendirmek de mümkündür.

Sulakalarda fosfor giderimi için fosfor türleri ve analiz yöntemlerinin de bilinmesi önemlidir. Sulakalandaki fosfor türleri Tablo 2.5.'te verilmiştir. Sulakalan ortamında bu fosfor türleri birbirine dönüşebilmektedir. Örneğin çözünebilir reaktif fosfor bitkiler tarafından hücre yapısına alınır veya toprak-sediment üzerine sorbe edilir. Organik fosfor ise eğer yapısında bulunduğu organik madde okside edilebiliyor ise çözünebilir fosfor olarak ortama salınabilmektedir.

Bir sulakalan ortamındaki fosfor türleri başlıca çözünmüş fosfor, katı mineral fosfor ve katı organik fosfordur. Bunlardan sistemde en çok reaksiyona giren inorganik türler, ortamda pH'a bağlı olarak formlar halinde bulunurlar.



Yukarıdaki denklemlerden de görüleceği üzere ortamın asidik olması durumunda fosforik asit; bazik olması durumunda ise ortofosfat baskın tür olacaktır. Atıksu arıtımında genelde reaksiyonlar bazik ortamda gerçekleştiği için fosfor giderimi ortofosfat baz alınarak hesaplanmaktadır.

Sulakalarda bulunan hemen hemen her katyon fosfor ile reaksiyona girerek çökebilmektedir. Sulakalan ortamında bulunan bazı önemli çökelekler Reedy ve D'Angelo (1994) tarafından aşağıda verilmiştir:

Apatit	$(Ca_5(Cl,F)(PO_4)_3)$
Hidroksilapatit	$Ca_5(OH)(PO_4)_3$
Variskit	$Al(PO_4).2H_2O$
Strengit	$Fe(PO_4).2H_2O$
Vivianit	$Fe_3(PO_4)_2.8H_2O$
Wavellit	$Al_3(OH)_3(PO_4)_2.5H_2O$

Doğrudan kimyasal reaksiyon haricinde fosfor, diğer mineraller ile ferrik oksihidroksit gibi bir formda veya karbonat mineralleri ile kalsit (kalsiyum karbonat) şeklinde çökebilir. Fosfor mineral kimyası oldukça karmaşık olup; ortamda birden fazla katyon olduğu durumlarda çözünürlük hesaplamaları çok zordur.

Tablo 2.5: Sulakalandaki fosfor türleri

Fosfor Türü	Açıklama
Çözünmüş Fosfor (ÇF)	Çözünmüş fosfor için 0.45 um'lik filtrelerden süzölmüş örneklerde çalışılır.
Ortofosfat (PO ₄ -P)	Fosforun en bilinen iyonik formudur.
Yoğunlaşmış fosfat	Pirofosfat, metafosfat ve polifosfatlardan oluşur.
Çözünebilir reaktif fosfor (ÇRF)	Genelde ortofosfat ve biraz da yoğunlaşmış fosfatlardan ibaret olup, analitik metod ile hidrolize olurlar.
Çözünmüş asit hidrolizli fosfor (ÇİF)	Ortofosfat ve yoğunlaşmış fosfatlardan ibarettir. Kaynamış su sıcaklığında asit hidrolizi ile belirlenirler.
Toplam Çözünmüş Fosfor (TÇF)	Oksidatif yakma ile ortofosfata çevrilebilen fosfordur.
Çözünmüş Organik Fosfor (ÇOF)	DAHP'nin ayrı bir türü olup, oksidatif yakma ile ortofosfata çevrilebilir. (ÇOF=TÇF-ÇİF)
Suda Çözünmüş yada Askıda Fosfor	Bu tür için süzme işlemi uygulanmaz.
Toplam Reaktif Fosfor (TRF)	
Toplam İnorganik Fosfor (TİF)	
Toplam Fosfor (TF)	
Toplam Organik Fosfor (TOF=TF-TİF)	
Toprak partikülleri üzerine emilmiş fosfor	Toprak önce ekstrakte edilir. Daha sonra herhangi bir çözünmüş fosfor türü gibi analize devam edilir.
Biyokütle'nin yapısında saklı fosfor	Biyokütle örneklerinin yakılması ile bulunan ortofosfat, aynı zamanda toplam fosforun da ölçüsüdür.
Toprak partiküllerinin yapısında saklı fosfor	Topraktaki yapısal, içsel fosfor türleri nemli numunelerin ekstraktlarından belirlenir. Tipik ekstraktlar aşağıdakileri içerir: Sodyum Hidroksit (0,1 M): Ekstrakttaki SRP, demir veya alüminyum bağlı fosforun göstergesidir. Ekstrakta SRP-TP dengesi varsa organik fosforun humik ve fulvik asitlerle birlikte bulunduğu anlaşılır Hidroklorik asit (0,5 M): Ekstrakttaki SRP, kalsiyum bağlı fosforun habercisidir. Toplam fosforu bulmak için ortofosfat analizi yapılır.

Sulakalan toprakları için eğilimler (Reedy and D'Angelo,1994) tarafından aşağıdaki gibi belirtilmiştir:

- Asidik topraklarda fosfor, alüminyum ve demir tarafından tutulabilir
- Alkali topraklarda fosfor, kalsiyum ve magnezyum tarafından tutulabilir.
- İndirgeyici şartlar demir minerallerinin çözünmesine ve açığa çıkan fosforun çökmesine sebep olur. Sülfat, indirgeyici şartlar sebebi ile ortamda serbest sülfid olarak bulunduğu demir sülfid oluşturarak fosforun demir ile mineralizasyonunu önler.

2.5.2 Fosfor analizi

Fosfor, doğal sularda ve atıksularda genellikle inorganik formu olan fosfatlar şeklinde bulunur. Bu formlar ortofosfatlar, kondense fosfatlar (piro, meta, polifosfatlar) ve organik bağlı fosfatlar olarak sınıflandırılabilir. Bu formlar çözeltide, partikül yada detrituslar üzerinde veya sucul organizmaların bünyelerinde bulunabilir.

Fosfor analizi genel olarak iki adımda yürütülmektedir:

- A) İlgili fosfor türünün çözünmüş ortofosfata çevrilmesi
- B) Çözünmüş ortofosfat'ın kolorimetrik (yada fotometrik) olarak hesaplanması

0,45 µm gözenek çaplı bir membran filtre ile filtrasyon, fosforun askıda ve çözünmüş formlarını ayırır.

Herhangi bir ön hidroliz veya oksidatif yakma işlemi olmaksızın kolorimetrik olarak tespit edilebilen fosfatlar "reaktif fosfor" olarak adlandırılır. Reaktif fosfor her ne kadar ortofosfat'ın bir ölçüsü ise de, kondense fosfatların küçük bir kısmı da hidrolize uğrayabilmektedir. Reaktif fosfor hem çözünmüş hem de askıda formda olabilmektedir.

Suyun kaynama sıcaklığında yapılan asit hidrolizi, çözünmüş ve partiküler kondense fosfatı çözünmüş ortofosfata dönüştürür. Bu safhada organik bileşiklerden de bir kısım fosfat salınımı olabilir, ancak bu oran asidin gücü, hidroliz süresi ve sıcaklık

ayarlanarak azaltılabilir. Bu sebeple kondense fosfat terimi yerine asit ile hidrolize olabilen fosfor terimi kullanılır.

Ortamdaki organik maddenin oksidasyon ile yakılarak fosfat fraksiyonlarının ortofosfata dönüştürülmesi sonucu elde edilen fosfora organik fosfor veya organik bağlı fosfor denilir. Diğer fosfor türlerinde olduğu gibi organik fosfor da hem çözünmüş hem de askıda kısımlardan oluşabilir.

Aşağıdaki şekilde her bir fosfor türünün analizi gösterilmiştir. Şekil 2.4.'te de görüldüğü gibi analizler genelde ham örnek ile veya süzölmüş kısmı kullanılarak yapılmaktadır, askıda kısımdaki fosfor aradaki farktan hesaplanabilmektedir. Askıda fosfor, cam yünü filtrede alıkonan malzemenin yakılması ile hesaplanabilir.

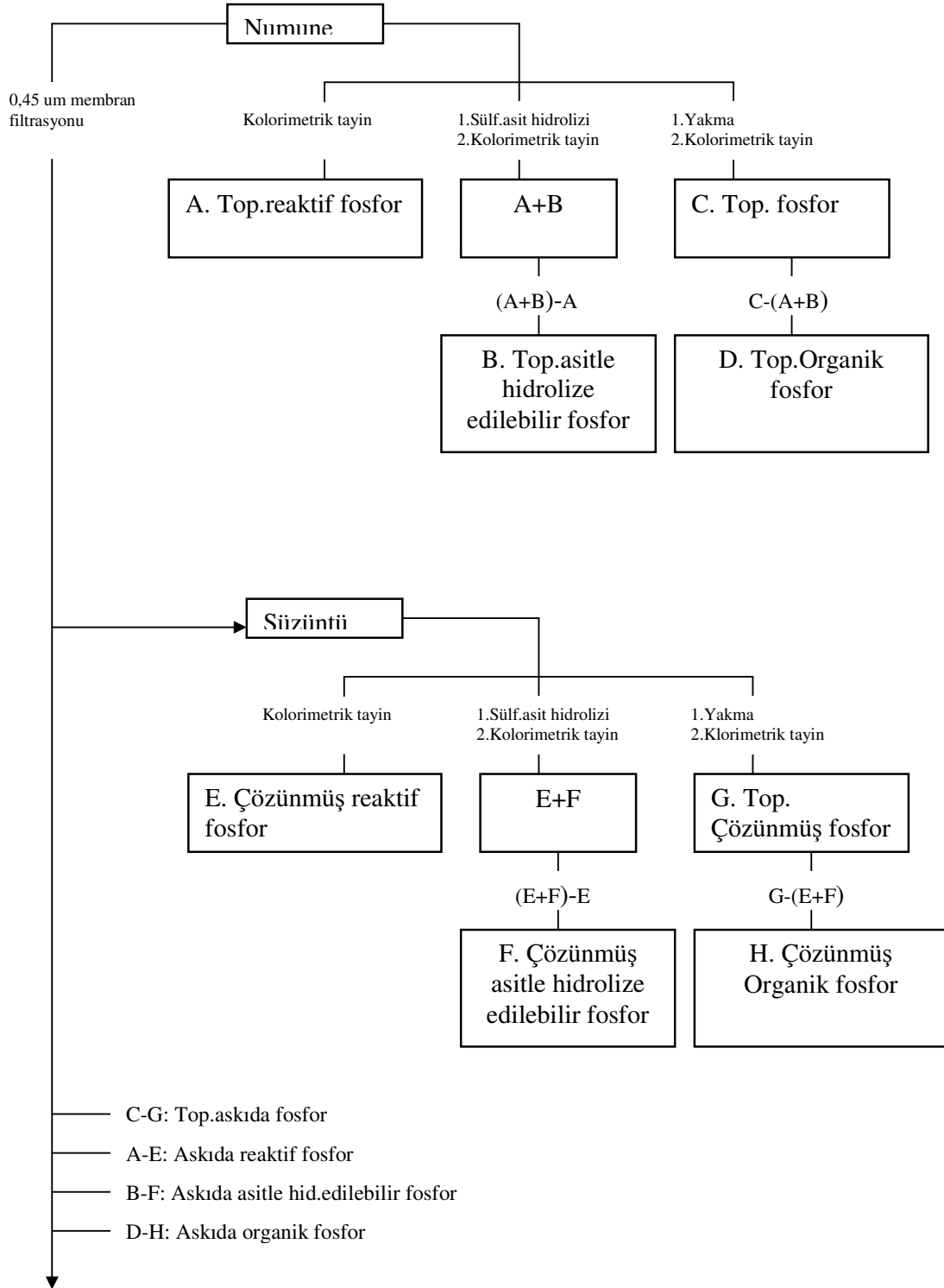
Şekilden de göröleceğı üzere özetle fosforlar analitik olarak dört gruba ayrılabilir:

2.5.2.1 Toplam fosfor

Asitle parçalama işlemi uygulanmış, fosforların toplamıdır. Yani *ortofosfatlar* (analizi hiçbir ön işleme tabi tutulmadan yapılan reaktif fosfatlar) + tüm çözünen ve çözünmeyen *kondense fosfatlar* (deterjanlardan gelen diğer ismi asitle hidrolize olabilen piro-,tripoli- ve heksametafosfat gibi yüksek molekül ağırlığına sahip fosfatlar) + *organik fosfor* (gübre, kanalizasyon, dışkı, yemek artıklarından gelen ve ortafosfatların dönüşümüyle biyolojik prosesler sonucunda oluşan- biyolojik arıtma tesisleri gibi- fosfatlar)

2.5.2.2 Reaktif fosfor

Hidroliz veya parçalama ön işlemine tabii tutulmamış fosfatların kolorimetrik analizi sonucu “reaktif fosfor” tayin edilir. Reaktif fosforun büyük bir kısmı ortofosfatlardır, küçük bir kısmı ise yoğunlaşmış fosfatlardır.



Şekil 2.4: Fosfor analizi akım şeması

2.5.2.3 Asitle hidrolize olabilen fosforlar (polifosfatlar)

Yoğunlaşmış fosfatlar, piro-, tripoli- ve heksametafosfat gibi moleküler ağırlığı daha yüksek fosfatları içermektedirler. Fakat bazı doğal sular, test koşullarında ortafosfata dönüşebilecek organik fosforları da içerebileceği için doğru tanımlama yapmak amacıyla, bu metotla bulunan fosforlar ‘asitle hidrolize olabilen fosforlar’ olarak isimlendirilmişlerdir.

2.5.2.4 Organik fosforlar

Örneğin içerisindeki toplam organik fosfor miktarı, yine örnekteki toplam fosfor miktarından ortofosfat ve asitle hidrolize olabilen fosforların toplam miktarının çıkarılması ile bulunur.

Tüm fosforlar için, analizden önce filtrasyon işlemi yapılıyorsa çözünmüş formu, filtrasyon işlemi yapılmıyorsa toplam formu elde edilmiş olur.

Değişik ön işlemlerin uygulanması farklı fosfor formunun elde edilmesini sağlar. Daha sonra uygulanan kolorimetrik yöntem aynıdır. Fosfor analizinde kolorimetrik yöntem olarak “Kalay Klorür Yöntemi” uygulanmaktadır (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998).

Molibdofosforik asit kalay klorür tarafından indirgenir ve molibden mavisi rengi meydana gelir. Bu yöntemin dedeksiyon limiti 3 µgP/L’ dir. 0.3010 absorbansdaki hassasiyeti 10 µgP/L’ dir. 100 µgP/L nin altındaki değerler için ekstraksiyon işlemi güvenilirliği artırır ve girişim etkilerini azaltır.

2.5.3 Sulakalanda fosfor çevrimi

Fosfor, yaşayan bir hücrede enerji dönüşümünün gerçekleşmesinde rol oynayan hayati bir elementtir. Fosfor, hücreye fosfat olarak girer ve hem organik fosfor hem de polifosfatlarla birleşir (Hooper, 1973). Gerek bitkilerdeki kloroplastlarda meydana getirilen fotofosforilasyon, gerekse hücredeki mitokondriler tarafından

gerçekleştirilen oksidatif fosforilasyon sonucunda inorganik fosforun (fosfatların) esterleştirilmesi ile ATP (Adenozin tri fosfat) üretilir (Hooper, 1973).

İnorganik fosfor + ADP (Adenozin difosfat)+ ışık (veya oksidatif) enerji-→ ATP

Enerji yüklenmiş olan ATP, hücredeki tüm metabolik faaliyetleri destekler. Dolayısıyla fotosentezin gerçekleşmesindeki önemli bir rolün de fosfora ait olduğu söylenebilir.

Fosfor, sulakalan sisteminde karmaşık biyojeokimyasal çevrimlerle kullanılır ve çeşitli yollar ile sisteme giriş ve çıkışları içeren süreçler oluşur. Fosfor arıtımı genelde atıksu arıtımında zor bir adımdır ve doğal arıtma sistemlerinde de bu kural geçerlidir. Birim arıtma alanı olarak değerlendirildiğinde sulakalan sistemleri fosfor arıtımında çok fazla etkili değildir ve konvansiyonel sistemler ile karşılaştırıldığında “alan yoğun” sistemlerdir, dolayısıyla daha geniş alan gerektirirler (EPA,1999).

Sulakalan sisteminde proses fosfor çevrimini anlamak için sistem; atıksu, bitkiler, mikroorganizma ve toprak olarak bileşenlerine ayrılabilir. Sisteme doğal olarak fosfor girişi su girişi ve atmosferik çökeltme ile olmaktadır. Sistemden çıkışlar da çevrimi tamamlayan su çıkışı ve yer altı suyuna infiltrasyon ile olan kaçıdır. Yer altı suyundan sisteme giriş veya sistemden gaz formunda çıkış oldukça sınırlı olarak gerçekleşmektedir.

Fosfor, biyotik ve abiyotik prosesler neticesinde sulakalanlarda giderilmektedir. Biyotik prosesler, kök bünyesindeki mikroskobik canlılar ve vejetasyon ile alım, bitki atıklarındaki ve topraktaki organik fosforun minerilizasyonu; abiyotik prosesler ise sedimantasyon, birikim, adsorbsiyon, toprak ve su kolonu arasındaki etkileşimleri kapsamaktadır.

Fosforun serbest su yüzeyli ve yüzeyaltı akışlı sulakalan sistemlerinde giderim mekanizmaları temelde aynı olmasına rağmen bazı farklılıklar da mevcuttur. Serbest su yüzeyli sistemde çözünmüş fosfat su kolonunda bitki biyofilmine ve/veya sediment üzerine çökebilir. Çözünmüş fosforun sediment ile su kolonu arasında difüzyon ile ve adsorpsiyon/desorpsiyon ile değişimi serbest su yüzeyli sistemlerde

esas mekanizmalardan biridir. Sediment üzerine gelen fosfatlar, pH değerinin 7'den büyük olması durumunda kalsiyum fosfat olarak çözünmez forma geçerler.

Sulakalanlarda fosfor giderimi için iki önemli fiziksel proses olmaktadır; partiküler fosforun sedimentasyonu ve çözünmüş fosforun ortamda tutulması. Sistemdeki partiküler fosforun kullanılabilir ve kullanılamayan kısımları bulunmaktadır. Eğer partiküler madde planktonik ise ayrışarak çözünmüş fosfor yayılabilir. Partiküller ayrıca zayıfca tutulmuş ve hemen desorbe olan fosfor da içerebilir. Ama eğer partiküller çözünmez mineraller veya refrakter organofosfor kompleksleri içeriyorsa, sedimentasyon prosesi ile giderilebilirler.

Tüm sulakalanlar fosfor tutma kapasitesine sahiptir ancak bu kapasite değişkendir. Özellikle yüzeyaltı akışlı sulakalanda tutulma için geniş bir alan söz konusudur. Demir ve alüminyum bakımından zengin topraklar, kireçli ortam ve özel killer kullanılarak bu fosfor tutulma kapasitesi artırılabilir.

Sisteme giren fosfor, kullanılmaya hazır ve hazır olmayan formlarda olabilmektedir. Eğer fosfor, planktonun yapısında ise bunlar ayrışarak çözünmüş fosforu oluşturmakta, bu çözünmüş fosfor da bitkiler tarafından alınmaktadır. Ayrıca sulakalan toprağı ve çökelen maddelerce tutulmaktadır. Partiküler fosfor organizmaya tutunmuş şekilde bulunuyorsa tekrar ortama geri dönebilmektedir. Fakat su ortamındaki partiküller, çözünemeyen fosfor veya organofosforlu bileşikler içeriyorsa, çökeltme prosesiyle kalıcı olarak fosfor giderilebilmektedir.

Tüm sulakalan toprağı, fosforu adsorplama kapasitesine sahiptir, fakat bu kapasite oldukça değişkendir. Yüzey altı sulakalanlardaki ortam malzemesi de iyi seçildiğinde önemli miktarlarda fosforu giderebilmektedir.

Organizmaların hücre büyümesi için gerekli olan fosfor, en fazla mikroorganizmalar (bakteri, mantar, alg, omurgasızlar vb.) tarafından alınır, çünkü bu organizmalar hızlıca büyüme ve çoğalma özelliklerine sahiptir. (Richardson ve Marshall, 1986) tarafından yapılan bir çalışmaya göre bir sulakalanda mikroorganizmalar tarafından fosfor alımı 1 saatten az bir sürede olmaktadır. Bununla birlikte alınan fosforun % 90'ı da sonraki 6 saat içinde salınmaktadır.

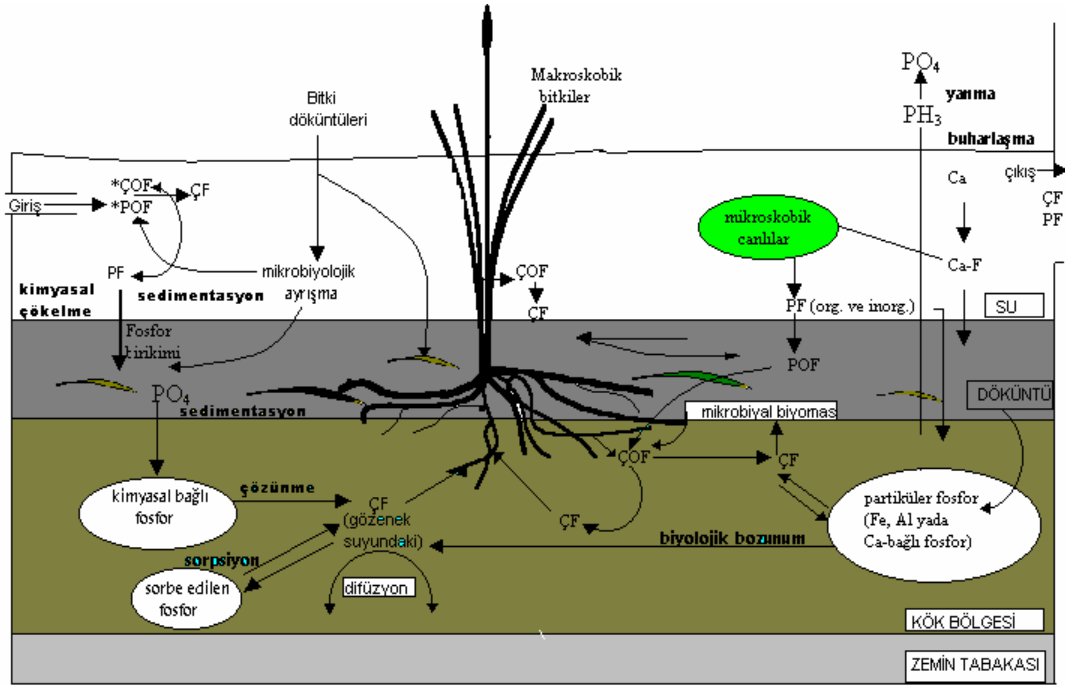
Makrofitler, fosforu daha yavaş elde eder ve kullanır. Bir kısım fosfor yüzeye yakın harici kökler ile kazanılırken, daha fazla bir miktarı ise esas kökler tarafından kazanılmaktadır.

Fosfor bir nutrient olduğu için, bitkiye verildiğinde doğal olarak hızlı bir gelişmeye yol açar. Dolayısıyla fosfor beslemesi sadece arıtma amaçlı değil, bitki büyümesinin arttırılması içinde yapılabilir. Ancak bitki tarafından fosfor alınabilmesi için fosforun çözünmüş organik fosfat veya çözünmemiş inorganik fosfat değil de çözünmüş inorganik fosfat formunda olması gereklidir. Bu işlem de atıksu ortamında bulunan bakteri, alg gibi mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilmektedir. Bitki biyokütlesindeki artış, fosfor alımının nihai olmaya başladığı son kısımda oldukça yavaşlar. Biyokütledeki fosfor artışı kısa zamanlı ve tersinir bir prosestir, dolayısıyla biyokütledeki artış, fosfor giderimi açısından bir avantaj olarak değerlendirilmemelidir.

Bitki kökleri biyokütlenin önemli bir parçası olup, aktif fosfor depolama alanı olarak değerlendirilebilir. Bitki kökleri fosforu ekstrakte ederek kullanılabilir hale getirirler. Köklerin olduğu toprak tabakası ve bir alt toprak tabakasında fosforun kullanılabilir ve kullanılamayan formları bulunmaktadır.

Sulakalanlarda çözünmüş fosfor bitkiler tarafından alınır, hücre fosforuna çevrilir veya sulakalan toprağı ve çökelen maddelerce tutulur. Eğer organik kısım oksitlenirse organik fosfor, çözünmüş fosfor olarak serbest kalır. Sulakalanlardaki fosfor depolama, transfer ve çevrimi aşağıdaki Şekil 2.5.'te verilmiştir.

Şekil 2.5'te de gösterildiğı gibi çok bileşeni olan fosfor çevriminde en önemli unsur net depolama kapasitesine sahip olan toprak veya dolgu malzemesidir. Bunun yanında sistemdeki bitki hasadı ile de bir miktar fosfor giderimi sağlanabilmektedir. Köklü bitkilerin hasadının çok kolay olmamasına rağmen Herkowitz (1986), yüzey akışlı bir sistemde % 2.5 civarında bir fosfor gideriminin sağlandığını bildirmiştir. Fischer (1988), yüzücü bitkilerden su sümbülü ile hasadın kolay olmasına uygun olarak % 20'lik toplam fosfor giderimine ulaşabilmiştir.



(ÇOF:çözünmüş organik fosfor, POF:partiküler fosfor, ÇF:çözünmüş fosfor, PH_3 : fosfin, PO_4-P : ortofosfat)

Şekil 2.5: Fosfor çevrimi

2.5.4 Fosforun bitki kimyası

Fosfor, canlı organizmaların tümünün hücre yapısında bulunduğu için doğal olarak sulakalan ortamında da bulunur. Genel olarak yaşayan bir bitkinin yapraklarında kuru ağırlık bazında % 0.1-0.4 oranında fosfor bulunur. Bazı sulakalan bitkilerinin fosfor konsantrasyonu Tablo 2.6’da toplu olarak gösterilmiştir.

Sulakalanda herhangi bir anda, bitkinin toprak yüzeyi üzerinde kalan kısmı birincil üretim hızına ($g/m^2/yıl$) bağlı olarak büyüme sürecinde iken diğer bir kısmı da ölme sürecindedir.

Yaprak artıkları, 12-24 aylık sıcaklık periyodunda kararlı olarak ayrışma eğilimindedir, plankton ve periphyton’dan gelen artıklar ise daha hızlı ayrışma eğilimindedir. Bunların önemli oranda oluşumu söz konusu olmamasına rağmen biyokütle kalıntıları ve minerallerin çökerek birleşmesi fosfor giderimi için tek sürdürülebilir depolama mekanizmasıdır.

Tablo 2.6: Bazı sulakalan bitkilerinin fosfor içeriği

Bitki	Yaygın İsmi	Fosfor İçeriği (% kuru ağırlık)			Kaynak
		Canlı	Ölü	Atık	
Carex spp.	Sedge	0,08	-	0,07	Kadlec,1988 b.
Carex spp.	Sedge	0,30	-	0,22	Kadlec,1988b
Cladium jomaicense	Sawgrass	0,04	0,02	0,02	Davis,1990
Cladium jomaicense	Sawgrass	0,08	0,04	0,12	Davis,1990
Typha domingensis	Cattail	0,14	0,05	0,02	Toth,1990,Davis,1990
Typha domingensis	Cattail	0,20	0,07	0,16	Toth,1990,Davis,1990
T.Latifolia	Cattail	0,09	0,04	0,07	Kadlec,1988b
T.Latifolia	Cattail	0,28	0,05	0,24	Kadlec,1988b
Scirpus californicus	Bulrush	0,13	0,07	-	Anonim,1992
Eleocharis sp.	Spikerush	0,18	0,04	-	Waller,1988
Eleocharis sp.	Spikerush	0,26	0,29	-	Waller,1988
Panicum spp.	Maidencane	0,13	-	-	Waller,1988
Panicum spp.	Maidencane	0,16	0,08	--	Waller,1988
Sagittaria ap.	Arrowhead	0,40	0,14	-	Waller,1988
Sagittaria ap.	Arrowhead	0,41	0,07	-	Waller,1988
Utricularia spp.	Bladderworth	0,11	-	-	Waller,1988
Utricularia spp.	Bladderworth	0,16	0,10	-	Waller,1988
Salix spp.	Willow leaves	0,12	0,20	0,10	Chamie,1976
Salix spp.	Willow leaves	0,31	-	-	Kadlec,1988b
Betula pumila	Bog birchleaves	0,12	-	0,08	Chamie,1976
Betula pumila	Bog birchleaves	0,33	-	-	Kadlec,1988b

2.5.5 Fosforun ortam malzemesi tarafından tutulması

Tutulma teorisi adsorpsiyon ve absorpsiyonu da içeren bir terim olup, genellikle sıvı (veya gaz) fazından katı faza doğru hareket olarak tanımlanmaktadır (Eckenfelder, 1968). Yapay sulakalanlarda fosfor giderimi genellikle adsorpsiyon, absorpsiyon, çökeltme ve filtrasyonun bir arada gerçekleştiği tutulma kavramı ile açıklanmaktadır (Sakadevan ve Bavor, 1998). Adsorpsiyon ve absorpsiyon; adsorbat olarak adlandırılan bir bileşenin, genellikle sıvı veya gaz fazından genellikle katı faza (adsorbant) olan hareketini tanımlamaktadır (Eckenfelder, 1968). Adsorpsiyon ile absorpsiyon arasındaki temel fark; adsorpsiyon prosesinin adsorbantın yüzeyinde, absorpsiyon prosesinin ise adsorbantın tüm sathında gerçekleşmesidir. Pierzynski (1991), fosfor absorpsiyonunu fosforun katı toprak parçacıklarına difüzyonu olarak tanımlamaktadır. Çökeltme, atıksu içinde partiküler formda bulunan bileşenlerin yerçekimi etkisi ile tabana doğru hareketidir. Filtrasyon ise gerek yerçekimi gerekse akış hızı ile partiküllerin diğer bir fazın boşluklarında birikmesidir. Adsorpsiyon, absorpsiyon, çökeltme ve filtrasyon genellikle birbirini tamamlayan prosesler olarak gerçekleşmektedir. Sakadevan ve Bavor, (1998), kısa dönemde adsorpsiyonun daha baskın devam ettiğini, daha sonra diğer proseslerin rol almaya başladığını ifade etmektedir.

Adsorpsiyon için sürükleyici kuvvet; adsorbanın hidrofobik davranışı ve katı için gösterdiği yüksek afinite ile oluşmaktadır (Eckenfelder, 1968). Adsorbanın katı için gösterdiği afinite, esas olarak üç adet yüzey olayı ile açıklanmaktadır: adsorbanın adsorbant üzerine elektriksel çekimi (iyon değişimi), van der Waals çekimi (fiziksel adsorpsiyon) ve kimyasal çekim (Eckenfelder, 1968; Schwarzenbach et al. 1992). İyon değişiminde, adsorbat iyonları daha önceden yüklenmiş yerlerde tutunmuş iyonlarla yer değiştirmelidir. Fiziksel adsorpsiyonda ise adsorplanan molekül yüzeyde belirli bir yerde birikmez, fakat arayüzeyde geçiş hareketleri yapabilir (Eckenfelder, 1968). Kimyasal adsorpsiyonda ise moleküllerin yüzeyde veya arayüzeyde hareket etmediği, tamamen bağlandığı kabul edilir. Genellikle adsorpsiyon bu üç prosesin bir bileşimi olarak gerçekleşmektedir. Öncelikle fiziksel adsorpsiyon daha sonra ise kimyasal adsorpsiyon gerçekleşmektedir. Eksi yüklü fosfatların artı yüklü kil partiküllerine kimyasal olarak bağlanması ve fosfatların kil

matrisindeki silikatlarla yer değiştirmesi fosfor-kil etkileşimindeki temel mekanizmalar olarak değerlendirilmektedir (Mitsch ve Gosselink 1993).

Tutulmayı açıklayan modellerin çoğunda adsorplanan P molekülünün, enerjiye sahip diğer uygun yerlerde ilave P tutulması için yer değiştirdiği kabul edilmektedir. Pierzynski (1991) tarafından yapılan derlemeye göre, difüzyon-çökelme modellerinde ise metal oksit partikülü yüzeylerinde metal fosfat çökeleklerinin oluşumu ile tutulmanın yönlendirildiği ifade edilmektedir. Yazara göre, tutulma hızı fosforun metal fosfat çökeleği olarak reaksiyona girmemiş metal oksit yüzeylerine difüzyonuna bağlıdır. Bu difüzyon da, metal oksit-metal fosfat arayüzeyi ve çözeltideki fosfor konsantrasyonu gradyanına bağlıdır. Barrow (1983) da, toprağa P adsorpsiyonu ve desorpsiyonunu tanımlayan mekanistik bir model geliştirmiştir. Bu model üç bileşenlidir; birincisi eksi 2 değerlikli fosfat iyonları ile değişken yüklü yüzeyler arasındaki reaksiyondur. İkincisi, yüzey özelliklerinin değişkenliğinin olmadığı yani normal dağıldığıdır. ncs ise başlangıçta adsorpsiyonun partikül içine doğru difüzyon gradyanı olarak gerçekleştiği kabulüdür.

Tutulma kinetiği, genelde hızlı ve kaba bir adsorpsiyonu izleyen yavaş bir duraklama periyodunu tanımlar ve bu yavaş periyotta P alımı daha yavaş ilerlemektedir (Schwarzenbach et al 1992). Boşluksuz yüzeylere adsorpsiyonun genelde çok hızlı yürüdüğü, denge haline dakikalar hatta saniyelerle ulaşıldığı raporlanmıştır (Eckenfelder, 1968). Tutulma hızını başlıca çözeltiden adsorbant yüzeyine doğru hedef analitin difüzyon hızı etkilemektedir. Difüzyon hızını ise akış hızı, türbülans, partiküllerin gözenek çapı ve adsorpsiyon ara yüzey tabakası kalınlığı etkilemektedir. Fiziksel olarak adsorplanmış P, kimyasal olarak adsorplanmış P gibi yüzeyde sıkıca tutulmadığından, su ile desorpsiyona uğrayabilir. Ancak, fiziksel olarak adsorplanmış olan P, zamanla kimyasal olarak adsorplanmış P ile yer değiştirerek ilave P giderimi sağlanmış olmaktadır.

Fosforun bir kısmı kimyasal yapısına bağlı olarak suda depolanır, bir diğer kısmı ise ortamın pH değerine bağlı olarak değişen çözünürlüğü göre çöker ve fosfor bileşikleri olarak katıların yüzeyinde tutulur. Sudaki fosfor, yukarıda da açıklandığı üzere çözünmüş reaktif fosfor, çözünmüş organik fosfor, ortofosfat fosforu gibi kısımlara ayrılmaktadır. Ancak su içinde partiküler bir fosfor türü bulunmaz, tanım

olarak tüm partiküler fosforların çökerek sulakalandaki katı maddeye bağlı olduğu düşünülür. Ancak, fosforun organik ve inorganik materyallerin üzerinde tutulabildiği veya kalsiyum, magnezyum, demir ve alüminyum gibi katyonlarla beraber çökelebildiği de belirtilmektedir (Forbes, 2002). Çökelme haricinde sistemde fosfor tutunması, ortam malzemesinin bir araya gelerek oluşturduğu filtrasyon prosesi ile de olmaktadır. İçme suyu arıtımında sık kullanılan kum filtrelerde olduğu gibi, yapay sulakalanlarda da partiküler fosforun bir kısmı, meydana gelen boşlukta filtrasyon prosesi ile tutulmaktadır.

Adsorpsiyon, bir faz içinde (sıvı, gaz) bulunan bir maddenin diğer bir faza (katı, sıvı) gitmesi ve diğer faz yüzeyinde tutunması olarak tanımlanmaktadır. Bir katı-sıvı veya katı-gaz ara yüzeyindeki konsantrasyon değişimine adsorpsiyon denilmektedir. Diğer bir tanımla adsorpsiyon bir ortamdan diğer ortam yüzeyine madde taşınımıdır. Yüzeyde konsantrasyonu artan veya biriken maddeye adsorplanan madde (adsorbat), adsorplayan maddeye ise adsorbant adı verilir. Adsorpsiyon olayı fizikokimyasal bir proses olup, iki yönlü devam eden ve zamanla bir dengeye ulaşan reaksiyonlar halinde devam etmektedir. Denge halinde, adsorban üzerinde tutulan madde ile çözeltideki maddenin oranları eşittir, yani ileri reaksiyon (adsorpsiyon) ile geri reaksiyon (desorpsiyon) hızları birbirine eşittir. Adsorban madde üzerindeki birikim, adsorplanacak madde miktarı (konsantrasyonu) ve sıcaklığa bağlı olarak değişmektedir.

Adsorpsiyon prosesi, maddenin arayüzeyinde bulunan moleküller arasındaki kuvvetlerin dengelenmemiş olmasından ve Van der Waals kuvvetlerinden ileri gelir. Daha farklı bir proses olan absorpsiyon prosesinde ise tutulan madde absorplayıcı maddenin içine doğru yayılır ve homojen olarak birikir. Tozların sünger üzerinde birikimi adsorpsiyon; suyun sünger tarafından emilmesi ise absorpsiyon prosesine örnek olarak verilebilir. Adsorpsiyon proesi, özellikle son yıllarda içme suyu arıtımında tad-koku gideriminde ve çeşitli endüstriyel proseslerde özel kirletici gideriminde yaygın olarak kullanılmaya başlanmıştır.

Adsorpsiyon, adsorplayıcı kuvvetlerin cinsine göre, fiziksel ve kimyasal adsorpsiyon olarak iki türlüdür:

Fiziksel adsorpsiyon genellikle Van der Waals kuvvetleri tarafından gerçekleştirilir ve iki yönlü gelişen hızlı bir prosestir. Daha çok düşük sıcaklıklarda meydana gelmekte olup sıcaklık arttıkça adsorpsiyon azalmaktadır. Birden fazla tabakada adsorpsiyon oluşması da mümkündür.

Kimyasal adsorpsiyon, adsorplanan moleküllerle adsorbanın yüzey molekülleri ya da atomları arasındaki gerçek bir reaksiyondan ileri gelmektedir (Berkem ve Baykut, 1980; Erkut ve Tüzün, 1984). Bu tip bir adsorpsiyon tersinir değildir ve reaksiyon ısisına eşdeğer bir adsorpsiyon ısisına sahiptir. Kimyasal adsorpsiyon sıcaklık artışı ile artmaktadır ve genelde tek tabakada gerçekleşmektedir. Kimyasal adsorpsiyonun bazı hallerde katının bütün yüzeyinde değil de aktif merkez adı verilen ve Taylor tarafından açıklanan bazı merkezlerde gerçekleşebildiği de belirtilmektedir (Berkem ve Baykut, 1980).

Adsorpsiyonu incelemek için kullanılan en uygun gösterimler izoterm eğrileridir. Sabit sıcaklıkta adsorban tarafından adsorplanan madde miktarı ile denge basıncı veya konsantrasyonu arasındaki bağıntıya adsorpsiyon izotermi adı verilmektedir. Yani izoterm ile adsorban ve adsorplanacak madde arasındaki ilişki anlaşılmaktadır. İzoterm eğrileri ampirik olarak belirlenmekte fakat matematiksel olarak ifade edilmektedir. İzotermeler sabit sıcaklıkta, adsorbanın birim kütlesinde adsorbe olan maddenin, adsorplanacak maddenin bağıl konsantrasyonuna karşı çizilmektedir. Genellikle adsorban ile adsorbat arasında kuvvetli bir afinitenin kimyasal adsorpsiyon Langmuir izotermi ile, basit fiziksel adsorpsiyon ise Freundlich izotermi ile ifade edilir (Apak ve diğ., 1991).

2.5.5.1 Freundlich izotermi

Teorik yaklaşımlar kullanılarak tüm adsorpsiyon izoterm türleri için uygun genel bir eşitlik bulunmamaktadır. Adsorpsiyon izotermeleri genelde beş tip olarak sınıflandırılmakta olup, her bir tip izotermin uygun olduğu eşitlik farklıdır (Brauner ve Preisinger, 1956). Bir çok durum için adsorpsiyon izotermi Freundlich tarafından geliştirilmiş ampirik bir eşitlik ile uyum sağlamaktadır. Bu eşitlik,

$$y = a_p \cdot C_w^b \quad (2.8)$$

şeklinde ifade edilmektedir. Burada;

$$y = \frac{C_0 - C_e}{M} \cdot V \text{ belirli bir adsorban kütlesi tarafından adsorplanan madde miktarını,}$$

x/m (mg/mg)

C_w adsorplanan maddenin denge konsantrasyonunu, mg/l

a_p (kapasite göstergesi) ve n (adsorbant şiddeti) ise sabitleri ifade etmektedir.

Bir adsorpsiyon deneyinin Freundlich denklemine uyarlılığını göstermek için bu denklemin her iki tarafının logaritması alınarak doğrusallaştırılır.

$$\log y = \log a_p + 1/n \log C_w \quad (2.9)$$

Deney sonucunda $\log y$ ile $\log C_w$ arasında çizilen grafiğin bir doğru vermesi, adsorpsiyonun Freundlich denklemine uyarlılığını gösterir. Grafiğin ordinatı kesim noktasından a_p ve doğrunun eğiminden $1/n$ sabitleri elde edilir.

2.5.5.2 Langmuir izotermi

Langmuir tarafından geliştirilen teoriye göre atom veya moleküller adsorplayıcı yüzeyinde aktif merkezler tarafından tutulmakta ve bu tutulma tek tabaka halinde gerçekleşmektedir.

$$y = \frac{a \cdot C_w}{1 + b C_w} \quad (2.10)$$

Bu formülde,

y belirli bir adsorban kütlesi tarafından adsorplanan madde miktarı, x/m (mg/mg)

C_w adsorplanan maddenin denge konsantrasyonu, mg/l

a, b reaksiyon sabitleri

Bu denklemin her iki tarafı C_w 'ye bölünürse,

$$\frac{C_w}{y} = \frac{1}{a} + \left(\frac{b}{a}\right) C_w \quad (2.11)$$

eşitliği elde edilir. Absiste C_w , ordinatta C_w / y değerleri kullanılarak çizilen grafiğin doğru şeklinde olması, gerçekleşen adsorpsiyonun Langmuir izoterminde uygunluğunu göstermektedir. Doğrunun ordinatı kesim noktasından $1/a$; eğiminden ise b/a değeri elde edilmiş olur.

2.5.5.3 BET izotermi

Brunauer, Emmert, Teller (BET) ise, birden fazla tabakada gerçekleşen adsorplamalara da uygulanabilen bir denklem geliştirmişlerdir. BET denklemi, söz konusu tabakaların her birinin Langmuir izotermindeki tek tabaka gibi davrandığını ve bir tabaka dolmadan da diğer tabakada birikim olabileceğini ifade etmektedir.

$$y = \frac{B.C.Q^0}{(C_0 - C)[1 + (B - 1)(C / C_0)]} \quad (2.12)$$

Bu denklemi doğrusallaştırmak için her iki taraf $(C_0 - C)/C$ ile çarpılırsa,

$$\frac{C}{(C_0 - C).y} = \frac{1}{B.Q^0} + \frac{B - 1}{B.Q^0} \cdot \frac{C}{C_0} \quad (2.13)$$

denklemi elde edilir.

Bu denklemde,

y belirli bir adsorban kütlesi tarafından adsorplanan madde miktarı, x/m (mg/mg)

C adsorbe olacak maddenin denge konsantrasyonu, mg/l

C_0 adsorbe olacak maddenin başlangıç konsantrasyonu, mg/l

Q^0 Tek tabakada adsorblanmış madde miktarını gösteren sabit

B adsorplanma ısısı ile ilgili sabit

Absiste C / C_0 , ordinatta $\frac{C}{(C_0 - C).y}$ çizilerek elde edilen grafik doğruyu gösteriyor

ise, elde edilen adsorpsiyon değerleri BET izoterminde uygundur. Bu durumda doğrunun ordinatı kesim noktasından ve doğrunun eğiminden B ve Q^0 elde edilir.

2.5.6 Bitki olmayan topraklarda fosforun hareketi

Mevcut sulakalan topraklarının tutma ömrünün hesaplanmasında gerekli olan toprağın fosfor tutma kapasitesi, bu konudaki tek faktör değildir. Fosfor, toprakta yatay ve düşey yönde hareket ederek doymamış yerlere ulaşır ve bu sırada karışık bir takım biyolojik aktiviteler fosforun topraktaki dikey hareket hızını belirler.

2.5.6.1 Yatay hareket

Eğer toprakta suyun hareketi söz konusu ise, fosforunda zamanla aynı doğrultuda hareketi söz konusu olacaktır. Katı yüzeylerin depolama kapasitesinin azlığı sebebi ile cephe kısmı sudan daha yavaş hareket edecektir. Eksponansiyel sabiti 1'den küçük Freundlich izotermi söz konusu olduğunda yatay hareketin relatif olarak sertleşeceği ve yavaşlayacağı ifade edilmektedir (Kadlec ve Knight,1996).

Fosforun cephe (ön) hızı aşağıdaki formülden hesaplanabilir,

$$v = \frac{u}{f} \quad (2.14)$$

v : fosfor cephe hızı, m/gün

u : su hızı, m/gün

f : toprağın fosfor depolama faktörü, boyutsuz

Kadlec ve Knight (1996), f faktörünün 5-50 arasında değişmekte olduğunu bildirmiştir. Sulakalandaki sızıntı önlenemediğinde, üst toprak tabakasından kök bölgesine doğru bir hareket oluşur (bitkinin terleme ihtiyacı sebebi ile). Dolayısıyla, yalıtımlı bir sulakalanda suyun dikey hareketine ait en düşük limit değeri bitkinin terleme hızına eşittir. Bu hız, aynı zamanda evapotranspirasyon hızına eşit olup ılıman kuzey iklim bölgesi için 1-2 m/yıl değerine eşittir.

2.5.6.2 Dikey hareket (Difüzyon)

Kirleticiler, atıksu akımı olmadan da tutucu bir ortamda konsantrasyon gradyanı sebebi ile dikey olarak ta hareket edebilirler. Difüzyon Fick Kanunu ile gösterilebilir,

$$N = D \left[- \frac{dC}{dl} \right] \quad (2.15)$$

N: Dikey fosfor difüzyon akısı, g/m²/yıl

D: Difüzyon katsayısı m²/yıl

dC: Giriş ve çıkış konsantrasyon farkı, mg/l

l: Toprak yüzeyinden olan dikey mesafe (derinlik), m

Dikey difüzyon akısı tahminleri, sudaki fosforun dikey konsantrasyon profillerinin ölçümü ile de yapılabilir ancak 40-50 cm derinlikte bir yapay sulakalandan numune alma işlemi serbest su yüzeyli sulakalarda olduğu kadar kolay değildir. Difüzyon katsayısı 0.5.10⁻⁵ cm²/sn=0.016 m²/yıl (serbest suyun difüzyon katsayısının yaklaşık yarısı); bu çalışma için kullanılan atıksuyun giriş fosfor konsantrasyonu 8.5 mg/l ve yüzeyden 10 cm aşağıda çıkış fosfor konsantrasyonu 5 mg/l olarak kabul edildiğinde yıllık dikey fosfor akısı

$$N = (0.016) \left[\frac{8.5 - 5}{0.1} \right] = 0.56$$

; 50 cm derinlikte ise 0.112 g/m²/yıl olarak hesaplanır.

2.5.7 Sulakalanlarda toprak tıkanması

Yapay sulakalanların verimi etkili toprak havalandırmasına dayanır. Bu yüzden BOI, KOI ve amonyak giderimleri yüksektir. Çoğu sistemde toprağın havalandırılması, kütle akışı ve difüzyon tarafından oksijen sağlanarak yüzeyde kesintili darbe yüklemesi ile sağlanmaktadır. Yatağın üst tabakaları yüksek drenaj kapasitesine sahipse ve yatak yüzeyi 2 yükleme arasında kuruyorsa, oksijen transferi engellenir ve sadece kütle akış mekanizmaları iş görür. Bu yüzden toprak tıkanması olduğunda arıtım verimi önemli bir şekilde düşer.

Tıkanma, içme suyu arıtımında kum filtrelerinde veya atıksu arıtımında damlatmalı filtrede fiziksel ve mikrobiyal faaliyet sonucu oluşan doğal bir etki olarak iyi bilinmektedir. Toprak tıkanması ise toprağın hidrolik kapasitesi yani hidrolik olarak kullanılabilir gözenek hacminin büyüklüğüne bağlıdır. Aşağıdaki mekanizmalar bu hacmi etkilediği yada süzülme hızını düşürdüğü için kontrol edilmelidirler;

* Toprak gözeneklerinin dıştan tıkanmasına neden olan organik ve inorganik katıların tortulaşması; içteki tıkanıklığa neden olan gözeneklerdeki tane yüzeyinde tortulaşma (Pompadaki arızalar sonucunda hatlarda biriken biyokütlenin sisteme girişte birikmesi sonucu oluşur, bu sebeple sistemdeki her kesintiden sonra hatlar temizlenmeli ve atıksu dağıtımı mümkün olduğunca homojen yapılmalıdır)

* Atıksudaki sabit besi kaynağı yüzünden toprak gözeneklerinde biyokütle üremesi (Genelde sentetik atıksu ile sabit konsantrasyonlu çözelti beslenmesi durumunda oluşur, arazide büyük sistemlerde çalışıldığında atıksu konsantrasyonu değişken olduğundan bu problem nadiren görülür)

* Kimyasal çökelme ve gözeneklerin tortulaşması (Genelde bekletme süresinin fazla olduğu sistemlerde görülür)

Ortam maddesinin tane büyüklüğünün dağılımı gözenek büyüklüğünde belirli bir etkiye ve hidrolik kapasiteye sahip olduğu için, toprak tıkanmasında temel etkiyi oluşturduğu açıktır. Tane büyüklüğü toprağın iyileşmesi (geri kazanım) için önemlidir.

Organik yükleme de tıkanmada önemli bir faktördür. Kadlec ve Knight (1996), tıkanmanın denge haline varmadan önce sadece organik yüke bağlı olduğunu ileri sürmüştür. Organik yüklemenin yanında askıda katıların yüklenmesi (özellikle bakteriler tarafından ayrıştırılamayan askıda katılar) toprak tıkanmasında etkilidir.

Toprak tıkanmasında sıcaklık ta ikinci dereceden bir etkiye sahiptir. Sıcaklık arttıkça artan biyolojik aktivite ile büyüme hızı da artar. Gözeneklerde dolu olan organik maddelerin ayrışmasının hızlanması ile toprak gözenekleri daha yüksek biyokütle ile dolarlar.

2.5.8 Kimyasal kinetik

Kimyasal kinetik veya reaksiyon kinetiği, kimyasal reaksiyonun zamanla ilerleyişini değiştiren basınç, ısı, derişim, ışın (radyoaktivite, ışık) ve katalizör gibi etkenlerin

etkime şeklini inceler. Bu etkiye şekli matematik ifadelerle açıklanır. Kinetik eski yunancadaki “hareket” sözcüğünden gelir. Kinetikte “termodinamik kontrol” terimi, kimyasal reaksiyonun ürünlerin kalitesi (kararlılığı) ile belirlenmesi, “kinetik kontrol” ise reaksiyonun aşılacak enerji engellerinin yüksekliği ile belirlenmesi anlamına gelir. Reaksiyon difüzyon kontrolü ise maddelerin kütle iletim hızlarının, reaksiyon hızından düşük olması yüzünden ürünün meydana gelme hızının kütle iletim hızına eşit olması anlamına gelir.

Kimyasal kinetik iki yönden incelenir:

- 1) Kimyasal bağların kırılma ve eklenme kurallarını ortaya koyma
- 2) İstenilen dönüşümü en ekonomik yoldan sağlama

Reaksiyon çeşitleri

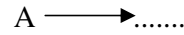
Reaksiyonların bölümlere ayrılması değişik açılardan yapılır:

- 1) Fazlarına göre ayırma

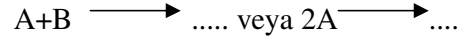
- a) Homojen reaksiyonlar
- b) Heterojen reaksiyonlar

- 2) Molekül adedine göre ayırma

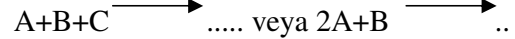
- a) Bir moleküllü reaksiyon



- b) İki moleküllü reaksiyon



- c) Üç veya daha çok moleküllü reaksiyon



- 3) Katalizli oluşuna göre ayırma

- a) Katalitik olmayan reaksiyon
- b) Katalitik reaksiyon

- 4) Mertebesine göre ayırma

- a) Sıfırıncı mertebe $r = k$ $C = k$

- b) Birinci mertebe $r = kC$

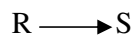
- c) Çoklu mertebe $r = kC^2$

- 5) Mekanizmaya göre ayırma

- a) Dönüşsüz $A \longrightarrow R$

- b) Dönüştür $A \rightleftharpoons R$

- c) Paralel $A \longrightarrow R$



- d) Ardışık reaksiyon $A \longrightarrow R \longrightarrow S$

Reaksiyon Hızı

Reaksiyon hızı, birim hacim içinde reaksiyon yoluyla ortaya çıkan veya ortadan kaybolan maddenin molar dönüşme hızıdır. Kısaca hız, birim reaksiyon hacmi içinde bileşiğin mol değişimidir. Buna göre birimi ($\text{mol.cm}^{-3}.\text{s}^{-1}$), ($\text{kmol.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$) v.b. olarak alınabilir.

Reaksiyon hızı, reaksiyon ortamına göre birim hacim yerine ağırlık (W), yüzey (S), dolgunun toplam tane hacmi (V) gibi birimler başına gösterilebilir.

$$\begin{aligned} r^I &= 1/W. (dn/dt) & W: &\text{Reaksiyonun yürüdüğü kap içindeki maddenin ağırlığı} \\ r^{II} &= 1/S. (dn/dt) & S: &\text{Reaksiyonun yürüdüğü toplam yüzey} \\ r^{III} &= 1/Vd. (dn/dt) & Vd: &\text{Reaksiyonun yürüdüğü toplam tane hacmi} \end{aligned}$$

Verilen dört hız ifadesi, molar dönüşme hızı aynı reaksiyon için aynı olacağından,
 $V.r = W. r^I = S. r^{II} = Vd. r^{III}$

Hız Denklemleri

Reaksiyon hızlarının reaksiyona katılan maddelerin konsantrasyonları ile ifadesi reaksiyonun çeşidine (yürüyüş şekline) bağlıdır.

-Basit reaksiyonlarda hız denklemleri

Basit reaksiyonlarda hız, reaksiyona giren maddelerin konsantrasyonları çarpımı ile orantılıdır. Böylece basit reaksiyonlarda hız, denklemin stoikiometrisine uyar.

2.5.9 Biyokütle oluşumu

Bir bitkinin biyokütlesi, gram olarak kuru ağırlığından ibarettir. Örneğin çimin biyokütlesi yapraktan ibaret iken ağacın biyokütlesi çiçek, meyve, yaprak, dal, gövde ve kök'ün toplamı olarak hesaplanır. Eğer bir bitkinin toprak yüzeyinin yukarısında bulunan kısımları ölçülürse, bu durumda yerüstü biyokütle değeri olarak belirtilir. Bir bitki topluluğunun biyokütlesi ise m^2 başına düşen kuru ağırlık olarak belirtilir (g/m^2). Kuru ağırlık, bitkinin 60-105 °C arasındaki bir etüvde 24-72 saat kurutulması ile hesaplanır. Bazen biyokütlenin külsüz kuru ağırlık (veya organik kuru ağırlık) olarak ta ifade edilmesi mümkündür, bu durumda bitki bir kül fırınında 550 °C'de 15 dk yakılır, yakma ile bitkinin organik içeriği gaz haline dönüşeceğinden elde edilen

değer ile kuru ağırlık değerinin farkı külsüz kuru ağırlığı (veya organik kuru ağırlığı) verecektir.

Pik biyokütle terimi ise bitkinin en fazla biyokütleyle sahip olduğu dönemi tanımlamak için kullanılır. Pik biyokütleyle ulaşıldıktan sonra bitki büyümesi yavaşlar ve bitki ölür.

2.6 Yapay Sulakalanlarda Fosfor Giderimi Üzerine Yapılan Çalışmalar

2.6.1 Fosfor giderim mekanizmaları

Yapay sulakalanlar fosfor giderme kapasitesine sahiptir ancak uzun süreli deneyler, sulakalanın P ile çok hızlı doyduğunu ve çalışamaz hale geldiğini göstermiştir. Mineral toprak dolgulu sistemlerde (Masscheleyn et al. 1992) ve kalsiyum, demir yada alüminyum bakımından zengin dolgu malzemeli ortamlarda (Mitsch et al. 1995, Cooke et al. 1992) P'nin çökelme ve/veya tutulma prosesi ile uzun dönemli giderilmesinin mümkün olduğu belirtilmektedir.

P gideriminde en önemli etken askıda katı madde ilişkisidir. Eğer atıksu yüksek oranda AKM içeriyor ve bu AKM çözünmez P yada organofosfor kompleksleri içeriyorsa, P sedimentasyon prosesi ile giderilir (Kadlec ve Knight, 1996; Mitsch et al. 1995). Eğer atıksuda çözünmüş P fazla ve/veya AKM içinde hemen desorbe olabilen P ve/veya AKM içinde planktonlar gibi hemen ayrılabilen organik P formları varsa; P giderimi daha az etkili olacaktır (Kadlec ve Knight 1996). Çözünmüş P'nin giderimi ise yapay sulakalandaki en kritik konu olup, giderimi sedimentasyondan çok çökelme, bitki alımı, tutulma gibi proseslerle açıklanmaktadır.

Yapay sulakalanlarda fosfor gideriminden esas olarak iki fiziksel proses sorumludur; partiküler fosforun sedimentasyonu ve çözünmüş fosforun ortamda tutulması. Partiküler bağlı fosfor sedimente kolayca çökebilir ancak zayıf bağlı olması durumunda tekrar su kolonuna karışma ihtimali de yüksektir. Texas'ta 1992'de kurulan bir sulakalanda AKM ve nutrientler sürekli gözlenmiş ve sulakalanda ortalama P gideriminin $4.4 \text{ g/m}^2/\text{yıl}$ olduğu görülmüştür. Sisteme girişte AKM 139 mg/l ve P ise 0.5 mg/l dir (Mokry et al 1998). Kadlec ve Knight (1996), sulakalan

topraklarının fosfor tutma kapasitesinin olduğunu ancak bu kapasitenin oldukça değişken ve özellikle yüzeysel akışlı sulakalanlarda çabuk duyduğunu belirtmiştir.

Garcia ve arkadaşları (2004) tarafından yapılan bir çalışmada; 54 m² yüzey alanına sahip iki adet yatay yüzeyaltı akışlı yapay sulakalanın birinde 0.27 m derinlik, diğerinde 0.5 m derinlik kullanılmıştır. Ortam malzemesi olarak 3.5-10 mm arasında çakıl kullanılan sistemlerin 0.27 m derinliğe sahip olanında %10-22, 0.5 m derinliğe sahip olanda ise % 2-10 TP giderim verimi elde edilmiştir.

Stottmeister ve ark. (2003), bitki ve mikroorganizmaların yapay sulakalan verimine etkisini açıklayan çalışmada, sulakalanda bitkilerin asıl rolünün ağır metal giderimi, mikroorganizmaların ise organik maddenin karbonunun ayrıştırılması olduğunu belirtmişlerdir.

Reedy ve D'Angelo, (1994)'ya göre fosfor, sistemde adsorpsiyon, iyon değişimi ya da kimyasal reaksiyon ile de çözünmez forma geçmektedir. Bu faktörlerin kapasitesi dolunca fosfor giderimi de durmaktadır. Killi bir malzemenin alüminyum, demir ve kalsiyum içeriği fazla ve geniş bir yüzey alanı olduğunda fosfor giderimi için en fazla potansiyelin olması demektir, ancak kilin hidrolik iletkenliğinin az olması suyun teması açısından çok kötü bir özelliktir. Çakıllı malzeme ise yüksek hidrolik geçirgenlik sayesinde atıksuyun yatak içinde hareketi açısından çok iyidir ancak çakılın impermeabl yapısı sebebiyle adsorpsiyon, iyon değişimi ve kimyasal reaksiyon için gerekli yüzey alanı oldukça azdır. Aktif alanlar dolduğunda fosfor giderimi de yavaşlar veya durur.

Sulakalanların en önemli özelliklerinden biri aerobik ve anaerobik katmanlardan oluşması ve bu katmanlar arasında +700 ile -300 mV arasında değişen redoks potansiyellerinin varolmasıdır. Bunun sonuçları olarak,

- O₂, NO₃ ve SO₄ gibi elektron alıcılarının oluşması
- Hidrolik dalgalanmalar
- Oksijenin bitkiler tarafından köklere iletilmesi

gibi durumlar oluşabilmektedir. Sulakalanlarda genelde alg aktivitesi yüksektir ve bu yüzden toprağın oksijen içeriği gün ve gece boyunca sürer. Genelde üst katmanlarda

aerobik tabaka bulunmakta ve redoks potansiyeli de büyük olmakta, daha aşağıdaki anaerobik tabakalarda ise redoks potansiyeli düşmektedir.

Redoks tabakalaşması anaerobik solunum sırasında elektron alıcılarının kullanılması sonucu da olabilir. Örneğin denitrifikasyonda FeOH ve SO₄'ün indirgenmesi değişik redoks potansiyelleri oluşturur. Bu yüzden redoks tabakalaşması; nitrifikasyon-denitrifikasyon, demiroksit tarafından gerçekleştirilen fosfor çökmesi, amonyumun oksidasyonu ve toksik organik bileşiklerin bozunması gibi pek çok reaksiyonun potansiyelini gösteren bir indikatördür. Sulakalan bitkileri anaerobik koşullarda özel önlem mekanizmaları oluşturmaktadır. Örneğin bitki, oksijeni köke iletebilmek için içsel hava boşlukları oluşturmakta, bitki türüne bağlı olarak bu hava boşlukları bitkinin %60'ını kaplayacak kadar çok olabilmektedir. Dolayısıyla oksijen bu şekilde moleküler difüzyonla taşınmaktadır. Moleküler difüzyon basınç farkları, sıcaklık ve yoğunluğun bir fonksiyonudur (Reedy ve D'Angelo, 1994).

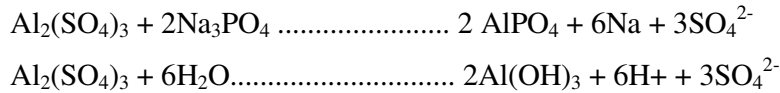
Su içindeki fosfor, perifiton tarafından tüketilirken, ölü biyokütle toprak üzerinde birikerek bozunmaya başlar. Fosforun gelişen mikroorganizmalarca topraktan alınarak kullanılması, su içinde dibe doğru azalan bir fosfor konsantrasyonu ile sonuçlanır. Kalan fosfor toprak üzerinde birikerek enzim hidrolizi ile biyolojik olarak kullanılmak üzere toprak bünyesinde tutulur. Toplam fosfor içindeki organik fosfor oranı çoğunlukla %40'ın üzerindedir. Bu da aerobik koşullarda bitkinin kolayca fosforu kullanmasını sağlar. Ancak anaerobik koşullarda organik fosfor enzim hidrolizine karşı dayanıklıdır, bu yüzden anaerobik ortam bir fosfor havuzu gibidir, fosforun giderimi daha zordur.

Bir sulakalan sisteminde fosforun gaz formu olan fosfin (PH₃) de zaman zaman önemli boyutlara ulaşmaktadır. Fosfin suda çözünabilir ama oldukça yüksek buhar basıncına sahip bir gazdır. Düşük redoks potansiyeli olan bölgelerde genelde metan ile birlikte ortama salınır. Devai ve ark. (1988), Macaristan'daki bir yapay sulakalanda fosfin emisyonlarını ölçmüş ve 1.7 g/m²/yıl mertebesindeki fosforun kimyasal yoldan kaybolduğunu bildirmiştir. Bir başka çalışmada fosforun atmosfere fosfin olarak uçması 15,7 pg PH₃/g nemli toprak/saat gibi oldukça sınırlı olarak rapor edilmiştir (Devai ve Delaune, 1995). Devai ve ark.,(1988), atmosfere fosfin olarak P kaçışının sadece küçük fosfor akılarında söz konusu olduğu ileri

sürülmektedir. Bunun yanında düzenli bir hasat ve sistemde bazı modifikasyonlar ile bitkinin kısıtlı fosfor alımının da arttırılabileceği belirtilmiştir.

Yapay sulakalanda evsel atıksudan fosfor giderimi üzerine yapılan bir çalışmada (Davies ve Cottingham,1993), atıksudan fosfor gideriminde birçok proses olduğu ancak giderim için belirli bir limitin söz konusu, bu limit aşıldığında ilave bir giderim sağlanamadığı ifade edilmektedir. Bu çalışmada yapay sulakalanda çakıl gibi yüksek hidrolik iletkenlikli bir malzeme kullanılarak atıksuyun yüzeyaltından, bitkinin kök ve rhizome bölgesinden akması sağlanmış ve yüzeylerdeki (kök, rhizome ve çakıl) bakteriyel büyüme ile kirleticilerin absorplanması ve giderilmesi sağlanmaya çalışılmıştır. Yazarlara göre bitki bünyesine alınan fosfor, bitkinin tamamen büyümesinde sonra yaprak ve sapların sisteme düşmesi sebebiyle yeniden sisteme dönmektedir. Bu sebeple ürün hasadının zamanında yapılması gereklidir. Yazarlara göre bitki bünyesine alınan fosfor miktarı nispeten düşüktür, örneğin sazlar için bitki gövdesinde bu değer 0,9-1,35 mg/g (kuru ağırlık), yapraklar için 1-1.7, tüm bitki için 0.9-1.63 arasındadır. Florida'da 5 m uzunluğunda *Phragmites australis*'in 95 ton/ha olarak büyüdüğü rapor edilmiştir (Davies ve Cottingham,1993).

(Davies ve Cottingham,1993), atıksudaki fosforun çözünmez alüminyum fosfata çevrilerek giderilmesi için alum dozlaması yapılırsa, fosfatın düşük seviyelerinde (<10 mg/l) alüminyumfosfat yerine alüminyum hidroksit oluşumu için bir rekabet oluşmayacağını, ancak bunun için Al:P oranının teorik değer olan 1:1'den büyük olması gerektiğini rapor etmiştir.



Alüminyum hidroksit oluşumu sonunda pH şiddetlice düşer ve bu da fosfat oluşumunu azaltır (pH 7'nin altında alüminyum fosfatın çözünürlüğü hızlıca artar). Bu durumda ortama kireç eklenerek bu durum önlenmeye çalışılır.

Yazarlar, tek başına alum kullanarak ve kireç ile birlikte uygulandığında fosfor giderimine olan katkının anlaşılması için 30m uzunluğa, 5 m genişliğe ve 0.6 m derinliğe sahip bir sulakalanda değişik P:Al molar oranlarında bitkili ve bitkisiz sistemlerde çalışmışlar, alum ile birlikte kireç kullanarak fosfor giderimini

araştırmışlardır. Sonuç olarak alum ile birlikte kireç kullanarak, tek başına alum kullanıldığında elde edilen verimin (%28.8-% 54.9) iki katına kadar ulaşmanın (% 69.6-% 81.8) mümkün olduğu rapor edilmiştir. Yazarlar ayrıca doğrudan alum çözeltisi besleme halinde karışımın sağlanmasındaki güçlüğe dikkate çekerek yapay sulakalanı üç bölme halinde inşa etmeyi; birinci bölmede bitkiler yardımı ile AKM ve BOI₅ gideriminin sağlanmasını, ikinci bölmede alum ve kireç dozlaması ile birlikte hızlı karıştırma ve sedimentasyonun oluşmasını, üçüncü bölmede ise ikinci bölmeden kaçan çözünmez fosfor formlarının giderilmesinin sağlanmasını önermiştir.

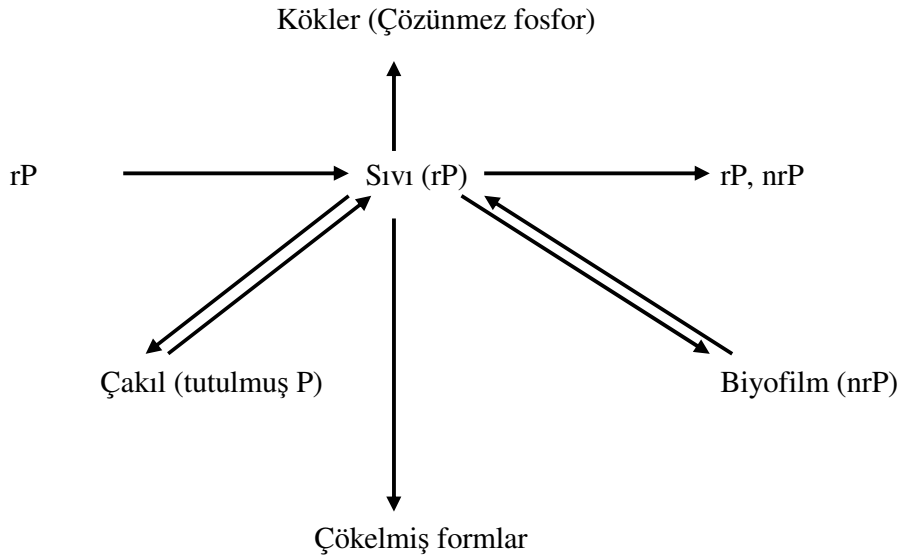
Coveney ve ark.,(2002) tarafından yapılan bir çalışmada Apopka hiperötrofik gölünün restorasyonu için Toplam Fosfor (TP) giderimi amacıyla 14 km²'lik bir sulakalan sistemi teşkil edilmiştir. Bu sistem diğerlerinden farklı tasarlanmıştır, çünkü çıkış suyu göle geri devrettirilmektedir ve bu sistemde amaç, göldeki baskın fosfor türü olan partiküler fosforu gidermektir. Bunun için 2 km²'lik bir pilot sulakalan yapılmıştır. Göldeki TP konsantrasyonu 0,12-0,29 mg P/l'dir ve TP giderim verimi %30-67 arası olmuştur.

Evsel atıksuların yeniden değerlendirilmesi amacıyla yapay sulakalanların kullanımı Avustralya ve Güneydoğu Asya'da da artan ilgi ile karşılanmaktadır (Bavor ve Mitchell,1994; Roser ve Bavor,1994; Sakadevan ve Bavor, 1998). Yapay sulakalanlardaki çalışmalar bakteri, AKM, BOD ve özellikle N,P gibi nütrientlerin giderimi üzerinde yoğunlaşmıştır. (Sakadevan ve Bavor, 1999), sulakalan sisteminde nütrient giderimini anlamak amacıyla (30 x 5 m) ebadında 5 adet serbest su yüzeyli sulakalan tasarlamış; havuzlarda 40 cm kil tabakası üzerine 30 cm üst dolgu toprağı atılmıştır. Havuzlar 7 parçaya ayrılmış ve 3 adet bitki ile donatılmıştır. İkincil arıtma çıkış suyundan beslenen sistemler 5 farklı işletme şartında çalıştırılmıştır. Havuzlar, sistemde yüksek-düşük hidrolik yükleme hızı, fosfor konsantrasyonu, bekletme süresi, su derinliği ve toprak-bitki-su sisteminde N-P dönüşümünün izlenebilmesine göre tasarlanmıştır. Sistemlerden 1,2 ve 5'te ortalama P giriş konsantrasyonu 6,6 mg/l ile 13.9 mg/l arasında değişmiştir. Düşük fosfor ile beslenen 3 ve 4'te ise 0,17 mg/l ile 5.26 mg/l arası fosfor girişi olmuştur. P giderimi, yüksek fosfor konsantrasyonu ile beslenen sistemlerde % 11-22.7 arasında; düşük fosfor konsantrasyonu ile beslenenlerde % 47-49 arasında olmuştur. Bu gelişme de yapay

sulakalanlarda P giderim veriminin giriş P konsantrasyonu ile ters orantılı olduğu görüşünü doğrulamaktadır (Hosomi et al.,1994). Buna ilaveten yüksek su derinliği, yüksek hidrolik yükleme ve düşük bekletme süresi de P giderimini azaltmıştır.

Yapay sulakalanlarda fosfor birikimi üzerine yapılan çalışmalar, kütle dengesine göre bitkiler ve alt tabakada ciddi fosfor birikimlerinin olduğunu işaret etmektedir (Breen, 1990; Rogers et al., 1990; Sharma, 1992). Lantzke ve ark.,1999 tarafından yapılan yüzeyaltı akışlı sulakalan için fosfor giderimi modeli Şekil 2.6'da gösterilmiştir.

Yapay sulakalanda aşağıda gösterilen şekildeki reaksiyonların derecesi ve ortofosfatın polifosfatlar ile organik fosfora mikrobiyal dönüşüm mekanizmaları henüz tam olarak anlaşılamamıştır. Sisteme giren ve çıkan fosfor türlerinin belirlenmesi ile bu mekanizmalara açıklık getirilmesi mümkündür.



Şekil 2.6: Bitkili yapay sulakalanlarda muhtemel fosfor giderim yolları
(rP:reaktif fosfor; nrP: reaktif olmayan fosfor)

Bitki kökleri ile fosfor alımı aktif bir mekanizma olup, kök kılcalları tarafından gerçekleştirilmektedir. (Sorrel ve ark., 2000), kökler tarafından ortofosfat alımının fosfor konsantrasyonundan bağımsız olarak gerçekleştirilmekte olduğunu ileri sürmüştür.

Ortofosfatın biyofilm adsorpsiyonu C:P oranının 80'den küçük olduğu durumlarda karbon limitli olup, BOD değeri yüksek atıksularda daha hızlı ortofosfat giderimi olmaktadır. Giderim düşük BOD değerinde giriş ortofosfat konsantrasyonundan bağımsızdır ancak limitleyici karbon miktarı ile doğru orantılıdır. Ortofosfatın çakıl üzerine adsorpsiyonu, birinci derece kinetik ile ifade edilebilmektedir, denge haline yaklaştıkça adsorbe olan ortofosfat miktarı arttıkça desorpsiyon da artmaktadır. Dolgu malzemesi toprak olduğunda nihai adsorpsiyon hızı boş adsorpsiyon yerleri ile orantılı olup sorpsiyon Freundlich izotermine göre olmaktadır.

Dikey akışlı sistemlerde, bitki büyümesinin hızlı olması sonucu 12 aydan kısa bir zamanda en fazla TP giderimi elde edilebilmektedir (Breen, 1990; Rogers et al.,1990; Sharma,1992).

Steer ve ark.,(2002) tarafından yapılan çalışmada ABD-Ohio'daki 21 adet sulakalan sisteminin EPA Çıkış suyu kriterlerine göre değerlendirmesi yapılmıştır. Üç adet bölmeden oluşan sistemlerin (bir adet foseptik ve iki adet sulakalan) kriterleri büyük oranda sağladıkları; BOD gideriminin %89 (30 mg/l'den düşük), AKM gideriminin %79 (30 mg/l'den düşük), fekal koliform % 74 (1000 adet/100 ml'den düşük) olduğu rapor edilmiştir. TP değerinin 1 mg/l çıkış limitini (%80 giderim verimi), amonyak değerinin ise 1.5 mg/l limitini (%56 giderim verimi) önemli oranda sağladığı da belirtilmiştir. Yazarlar, aynı şartlarda daha az P giderim verimi elde edilen çalışmalarda bitki hasadı konusundaki yetersiz veriye dikkat çekerek bitkide alıkonulan P'nin hasat edilmemesi halinde çürüyerek ortama P kaynağı sağladığını belirtmiştir.

1975 yılında Hollanda'da kurulmuş bir sulakalanda verime olan etkisini incelemek üzere su ve kütle dengesi üzerine yapılan bir araştırmada (Meuleman et al, 2003), dört adet 0.25 ha'lık sisteme phragmites australis ekilmiş olup, atıksu ile beslenen sistemde kumlu toprak ortam malzemesi olarak kullanılmıştır. Sistemin su bütçesi bir yıl boyunca aylık periyotlar halinde meteorolojik verilerden ve sistemdeki gerçek değerlerden yararlanılarak hesaplanmıştır. Sisteme uygulanan yükleme hızları 16700 kg COD/ha.yıl, 2400 kg N/ha.yıl, 335 kg P/ha.yıl'dır. COD ve BOD için elde edilen verimler sırası ile %81 ve %96 olup, yaklaşık % 99 E.Coli giderimi de sağlanmıştır. N ve P giderimi ise % 30 ve % 24 olarak gerçekleşmiştir. Nutrient giderimi kaynaklarına göre bitki alımı ve hasat (% 15 N ve % 10 P), denitrifikasyon (% 8 N),

sedimentasyon ve organik maddenin toprakta birikimi (% 7 N ve % 14 P) olarak gerçekleşmiştir. Yazarlar, giderim veriminin artırılması için bitki hasadının Aralık-Ocak ayı yerine Ekim ayında yapılmasının ve ortam malzemesi olarak P adsorplama özelliği olan kumlu sediment kullanımının yararlı olacağını belirtmiştir. Sistemin P için dolma süresi 15 yıl olarak hesaplanmıştır.

2.6.2 Fosfor giderimine bitkinin etkisi

Picard ve ark. (2005) tarafından yapılan bir çalışmada, bitkili ve bitkisiz sistemlere 31 mg/l TP verilerek yapılan giderim çalışmasında, bitkinin TP giderimindeki rolünün % 3 ile % 60 aralığında değiştiği belirtilmiştir. Steer ve ark. (2005) tarafından yapılan bir başka çalışmada ise, çakılın dolgu malzemesi olarak kullanıldığı bir bitkili (*Scirpus* ve *Sagittaria*) sistemde % 55 TP giderimi elde edilmiştir. Mbuligwe (2004), üç bölümlü bir yapay sulakalanda ilk bölümde sadece nehir kumu, ikinci bölümde *typha latifolia* ve üçüncü bölümde *colocasia esculenta* kullanarak (anaerobik olarak arıtılmış) evsel atıksu arıtımını gerçekleştirmiştir. Sonuç olarak PO_4 için ilk reaktörde % 51, *typha latifolia* olan reaktörde %69 ve *colocasia esculenta* olan reaktörde %75 giderim elde etmiştir. Fraser ve ark. (2004), bitkili ve bitkisiz sistemde verime etki eden faktörleri daha iyi anlamak için dört adet bitki (*scirpus validus*, *carex lacustris*, *phalaris arundinacea* ve *typha latifolia*) ekili ve bitkisiz sisteme 31 mg/l ve 62 mg/l TP konsantrasyonunda atıksu vermiştir. Çalışmanın sonunda bitkili sistemde her iki konsantrasyonda da önemli bir giderim farkının olmadığı görülmüştür.

Ran ve ark. (2004) ise, *Lemna*'nın olduğu bir yüzey akışlı sulakalanda kayda değer bir fosfor giderimine rastlanmadığını bildirmiştir.

Kim ve Geary, (2000), sistemde biyokütle hasadının fosfor giderim verimine etkisini araştırmak için *Baumea articulata* ve *Schoenoplectus mucronatus* makrofitleri ile zengin nütrient şartlarında fosfor giderimi deneyleri gerçekleştirmiştir. 40 adet bitkili geniş kovanın kullanıldığı sistemde 9 ay boyunca yüksek hidrolik yükte yapay atıksu verilerek çalışılmıştır. Bitkilerin yarısı hasad edilmemiş, diğer yarısının ise toprak üzerindeki kısımları düzenli olarak hasad edilmiştir. *Baumea*'ya göre P alımı ve giderimi açısından *Schoenoplectus* üst toprak kademesinde daha iyi performans

göstermiştir. Biyokütle hasadı Schoenoplectus'un P alımını arttırmıştır fakat toplam P giderimi üzerine önemli bir etki olmamıştır, bunda bitkilerin geri kazanım hızının yavaşlığı ve hasattan sonra biyokütlenin yeniden büyümesi sebep olmuştur. Sistemdeki toplam P'nin önemli bir kısmını depolaması sebebi ile üst toprak tabakası en önemli P deposudur. Yazarlara göre bitki yapraklarında, bitki köklerinde depolanan P'nin yaklaşık yarısı depolanmaktadır. Bitki hasadı ile sistemde giderilen toplam P'nin sadece % 5'i oranında bir verim artışı sağlanabilmektedir. Yazarlar, bitkili bir sistemin fosfor depolama ömrünü yaklaşık 9 ay olarak belirtmiştir.

Lantzke ve ark. (1992)'na göre bitkili dikey akışlı sulakalanda ortofosfat giderimi üç paralel yol ile olmaktadır. Bu yollar hızlıdan yavaşa doğru ortam malzemesine sorpsiyon > biyofilm parçalanması > makrofit alımı şeklindedir. Giderilen fosforun miktarı ortam malzemesi > makrofit > biyofilm şeklindedir, ancak sistemdeki çalışma arttıkça giderilen P miktarı makrofit > ortam malzemesi > biyofilm olarak değişmektedir. Yazarlara göre sulakalan hidrolojisi de P giderimini kısıtlamaktadır; hız, karışım olmadığı zaman kütle transferi tarafından kısıtlanır, karıştırma olursa yaklaşık üç kat artar. Evapotranspirasyon ile olan karışım nispeten düşük ve belirlenmesi oldukça zordur. Arazide çalışan sistemlerde çevre sıcaklığının gece ve gündüz değişimi sonucu günlük bir karışım da sağlanmış olur.

Köklü bitkilerden oluşan bir sulakalanda ise fosfor alımı, sediment boşluklarında bulunan suyun kök tarafından alımı ile olmaktadır (Wetzel,1983). Mokry et al (1998), yapay sulakalan bitkisinde yaptığı çalışmada, bitkinin kuru ağırlık olarak % 0.354 fosfor içerdiğini tespit etmiştir.

2.6.3 Fosfor giderimine ortam malzemesinin etkisi

Barlow ve ark. (2004), fosforun yüzeysel akışlı yapay sulakalanda yüzeysel su akışı ve su derinliğinin sediment tarafından fosfor alımına etkisini araştırmıştır. Sedimentler tarafından ortalama fosfor alımının $0,26 \text{ g/m}^2$ olduğu ve bu alımın su hızı ve derinliğinden etkilenmediği belirtilmiştir.

Borggaard ve ark. (2004) tarafından yapılan bir diğer çalışmada ise, yapay sulakalanda toprak kullanılması halinde adsorpsiyon kapasitesinin hesabı yapılmıştır.

Sonuç olarak iki farklı toprak örneğinin deneysel ve teorik karşılaştırılması yapılmış; Langmuir izotermine uygun olduğu görülen her iki topraktan birinci toprak örneği için hesapla bulunan P adsorpsiyon kapasitesi 1953 mg P/kg toprak, deneysel olarak bulunan değer ise 1209 mg P/kg toprak olmuştur. İkinci toprak için hesapla 6107 mg P/kg toprak ve deneysel olarak 2542 mg P/kg toprak olmuştur.

Brix ve arkadaşları (2000) tarafından yüzeyaltı akışlı yapay sulakalanlarda fosfor giderimi için ortam seçimi üzerine yapılan bir çalışmaya göre fosforun kum yatağına sorpsiyonu yüzeyaltı akışlı yapay sulakalanlar için en önemli fosfor giderim mekanizması olarak gösterilmektedir. Bu yüzden kum malzemesinin seçiminin önemine değinilerek 13 adet Danimarka kumunda fosfor giderimi üzerine çalışma yapılmıştır. Yazarlara göre fosfor giderimindeki en önemli özellik, kumların Ca ihtivasıdır. Bunun yanında fosfor bağlayıcı özelliği olarak kalsit ve kırılmış mermerin oldukça yüksek kapasiteye sahip olduğu belirtilmiştir.

Tanner ve arkadaşları (1999), doğal ve yapay sulakalanların fosfor giderim performansının belirli bir nihai denge periyodundan sonra azalmakta olduğunu; yükleme hızı ve sulakalan özelliklerinin bu periyodu etkilemekle beraber bu azalımın on yıla kadar uzadığını belirterek partiküler fosforun çökelme ve alıkonmasının düşük su hızına sahip sulakalanlarda önemli olduğuna dikkat çekmiştir. Çözünür fosforun alımı ile sorpsiyon (ortama, biyofilm üzerine, detritus üzerine), kompleksleşme, çökelme ve bitki biyokütlesinin üzerine asimilasyon reaksiyonları olmaktadır. Bununla birlikte uzun vadeli P giderimi genelde refrakter organik ve inorganik fosfor formları içeren sedimentlerin gelişimi ile olmaktadır.

Tanner ve ark. (1995), süt endüstrisi atıksuyu ile beslenen sulakalanlarda yaptığı çalışmalarda TP gideriminin bitkili sistemlerde ilk yılda en yüksek yükleme hızında dahi bitkisiz sistemlere göre daha iyi olduğunu bulmuştur. Tanner ve ark. (1998), bitkili sistemlerin dördüncü ve beşinci yılında ise TP giderim performanslarının oldukça azaldığını rapor etmiştir.

Tanner ve arkadaşları (1999) tarafından yapılan deneysel çalışmada 9,5 m uzunluğunda, 2 m genişliğinde ve 40 cm derinliğinde çakıl dolgulı (1-3 cm çaplı, % 35 poroziteli) sulakalanlar kullanılmıştır. Yumuşak gövdeli bir saz (*schoenoplectus*

tabernaemontani) sulakalanın yarısına kadar ekilmiştir. Dört farklı hidrolik yükteki süt endüstrisi atıksuyu stabilizasyon havuzunda ön arıtmadan geçirilerek sulakalanlara verilmiştir. 2 yıllık işletme periyodundan sonra bitkisiz sistemde TP birikimi artan atıksu yüklemesi ile 40 g/m^2 'den 50 g/m^2 değerine yükselmiştir. Bitkili sistemde ise bu birikim 1.4-2 kat fazla olarak gerçekleşmiştir. TP birikimi genelde yüzeyde veya alt tabakanın 10 cm üzerinde gerçekleşmiştir. 5 yıllık işletmeden sonra ise TP birikimi bitkili ve bitkisiz sistemlerde birbirine yakın ve $115\text{-}128 \text{ g/m}^2$ civarında olmuştur. TP birikimi sistemin hemen girişinde 170 g/m^2 (buradaki çamur birikimi sebebi ile), çıkışa yakın bölgede ise 100 g/m^2 olmuştur. Yazarlara göre sediment tabakasında biriken bitki esaslı organik maddeler P adsorbsiyonu için yeni yerler hazırlamakta ve kompleksleşme ile yeniden çökeltme için ortamı hazırlamaktadır.

Sulakalanda redoks potansiyelinin ölçümünden bitkili sistemde yüzeydeki (yüzeyden 10 cm aşağıda) aerobik şartların bitkisiz sisteme göre daha fazla olduğu görülmüştür. Bitki kökünden oksijen yayılımı daha alt tabakada P giderimini arttırmaktadır.

Johnston, (1993), evsel atıksu ile beslenen yapay sulakalanda 5 yıllık işletme süresi sonunda alt tabakada $23\text{-}25 \text{ g/m}^2/\text{yıl}$ fosfor birikimi elde etmiştir. Bu değer mineral topraklı sulakalanda elde edilen birikim değerinden 3-240 kat; doğal sulakalan sistemlerinden elde edilenlerden ise 22-600 kat fazladır Bu değerler sulama amaçlı çalıştırılan yapay sulakalanlarda elde edilen değerlerden de 8 kat fazladır (Mitsch ve ark.,1995). Sisteme uygulanan TP yükleri evsel atıksu için verilen $0,3\text{-}1 \text{ gr TP/m}^2/\text{gün}$ aralığında kalmaktadır (Kadlec ve Knight, 1996). 5 yıllık işletme sonunda tüm alanlarda TP birikimi $115\text{-}128 \text{ g/m}^2$ seviyelerine ulaşmıştır.

Mann (1994)'a göre de yapay sulakalanlarda en önemli TP giderim mekanizması alt tabakadaki tutulma'dır. Sulakalandan P kaybı için bir başka nokta da sulakalandaki böcek vb. hayvanlardan kaynaklanmaktadır.

Mann (1990), yapay sulakalanda fosfor giderimi için toprak veya toprağa yakın özellikler gösteren malzemenin kullanılmasını tavsiye etmektedir. Bugüne kadar kil, çakıl ve bazı endüstriyel atık maddeler sulakalanın fosfor giderim kapasitesinin artırılması için denenmiştir. Bu çalışmalardan elde edilen tecrübeler fosfor gideriminde doğal malzemelerin başarılı olduğunu ortaya koymaktadır, örneğin

Netter ve Bischofsberger (1990) bu amaçla demirli kumu kullanarak ümit verici sonuçlar almıştır. Fosfor giderimini arttırmanın bir diğer yolu da ortamın fosfor adsorpsiyon kapasitesinin arttırılmasıdır. Steiner ve Freeman (1989) alüminyum ve demirin, Willadsen ve ark., (1990) ise kirecin ortama ilavesini önermektedir. Bu amaçla tasarlanmış ürün olan LECA (Light Expanded Clay Aggregates), 4 kg P/yıl/m³ fosfor depolama kapasitesi ,yüksek porozitesi ve yüksek hidrolik iletkenliği ile özellikle Norveç ve İsveç'te ilgi duyulan bir malzemedir.

Atıksudan Fosfor Giderimi için LECA (Genleşmiş Kil) Kullanımı üzerine yapılan bir çalışmada, (Johansson, 1997) Leca'nın fosfor giderim performansının tahmini için kolon deneyleri yapılmıştır. İkinci bir kolon deneyi de Leca'ya başka bir malzeme karıştırılması durumundaki performansı izlemek için yapılmıştır. Birinci kolon deneyinde 75 cm yüksekliğinde ve 30 cm çapa sahip kolonlara (4 adet) 4 mm çaplı Leca konulmuş, beşinci kolon ise referans olması açısından kum ile yine 50 cm yüksekliğe kadar doldurulmuştur. 0,3 lt/st hızında fosfor çözeltisi (200 mg/l P) aşağı akışlı olarak sistemlere beslenmiştir. 3 adet kolon doymamış şartlarda, iki adet kolon ise doymuş şartlarda beslenmiştir. İkinci kolon deneyinde ise üç adet aynı tipte kolon kullanılmıştır. Birinci kolonda %50 kum-% 50 (%75 CaCO₃+%25 kum) karışım malzeme; ikinci kolonda iki adet %40'lık kum arasında %20'lik CaCO₃; üçüncü kolonda ise %50 Leca-%37.5 CaCO₃-%12.5 kum karışımı kullanılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre leca'nın fosfor sorpsiyon kapasitesi düşüktür ve doymuş ve doymamış şartların verime etkisinin olmadığı gözlenmiştir. Çalışılan dört adet kolondan elde edilen ortalama tutulma 0,5 kg P/m³'tür. Bu sonuçlar kesikli deneyler ile 10 kat daha iyi giderim elde eden Jenssen ve arkadaşlarının (1991) sonuçlarına uymamaktadır. Jenssen'in çalışmasında partiküllerin birleşmesinin önlenmesi için kullandığı kirecin fosfora karşı çok aktif olmasının bu sonuca yol açtığı düşünülmektedir.

Sawhney ve Hill (1975) ise fosfat giderimini arttırmak için beslemeler arasında ortamın kurumasına izin verilmesi halinde rejenerasyon ile yeni sorpsiyon alanlarının oluşturulmakta olduğunu ileri sürmektedir.

Dolgu malzemesinin seçiminde hidrolik iletkenlik te önemlidir (Brix, 1993 ve Steiner ve Freeman, 1989). Partiküller çok küçük olduğunda hidrolik iletkenlik

azalmakta, büyük olduğunda ise bekletme süresi azalarak giderim verimi azalmakta olduğundan optimum dane boyutunda malzeme seçimi önemlidir.

Evsel atıksudaki P konsantrasyonu 6-10 mg/l arasındır ve bu kadar miktardaki P bile ötrofikasyonu teşvik etmektedir. Bir sulakalandaki P adsorpsiyon kapasitesi iki faktöre bağlıdır; substrat partikülündeki yüzey alanını ifade eden adsorpsiyon yeri sayısı ve pH. P adsorpsiyonu çok miktarda kalsiyum içeren alkali sulakalarda en yüksektir, fazla miktarda alüminyum içeren asidik ortamlarda ise çökeltme reaksiyonları sebebi ile giderim olmaktadır. Örneğin kalsiyum çözünabilir fosfor ile yüksek pH'ta reaksiyona girerek hidroksiapatit oluşturur ve çöker (Stumm ve Morgan, 1981).

Bir sulakalarda ortam malzemesinin fosfor adsorpsiyon kapasitesi hidrolik iletkenlik ve yüzey alanından hesaplanılabilir. Tortulaşma sonucu tıkanmayı önlemek için gerekli olan yüksek hidrolik iletkenlik geniş bir yüzey alanının olmaması anlamına, dolayısıyla düşük fosfor adsorpsiyonu anlamına gelmektedir. Örneğin yapay sulakalanlarda oldukça geniş olarak kullanılan doğal toprak, %98'e kadar fosfor giderim verimine ulaşabilmektedir (Dinges,1982), ancak düşük hidrolik iletkenlik sebebi ile yumaklaşma sonucu tıkanmaya yol açmaktadır (Cooper,1993).

Nehir çakılları da yapay sulakalan malzemesi olarak kullanılmaktadır. Çakıllar yüksek hidrolik iletkenliğe dolayısıyla düşük P giderimine sahiptir. Partiküller impermeabl olup, hacimlerine göre oldukça az yüzey alanına sahiptir. Çakıllar ile elde edilen verim % 20'den (Fisher, 1988) demir bakımından zengin çakıllarda % 90'a kadar çıkabilmektedir (Reed ve Brown, 1995).

Gray ve ark. (2000), maerl'in (kalsine edilmiş deniz yosunu) substrat olarak performansının tahmin edilmesi için üç adet bitkili (*phragmatis australis*) ve üç adet bitkisiz suni pilot yapay sulakalarda sentetik atıksu ile çalışılmıştır. Maerl'in %80'i kalsiyum karbonat, %10'u magnezyum karbonat gibi minerallerden oluşmakta, geriye kalan yapıyı da kükürt %0.6, fosfor %0.35, potasyum %0.2, sodyum %0.17, demir %0.25 , alüminyum %0.05 ve bakır %0,015 gibi iz elementler oluşturmaktadır (Inglethorpe, 1992). Maerl, birim hacimdeki yüzey alanının fazlalığı ($220 \text{ m}^2/\text{l}$), oldukça yüksek porozitesi ve yüksek kalsiyum karbonat ihtivası sebebi ile yapay

sulakalanlar için oldukça umut veren bir malzemedir. 9 haftada elde edilen sonuçlara göre maerl'in TP giderim verimi %98'dir.

Maerl'in fosfor adsorpsiyon kapasitesinin tayini için kesikli bir sistem, nehir çakılına karşı aynı anda çalıştırılmıştır. Sistemde KH_2PO_4 'ten hazırlanmış suni fosfor çözeltisi kullanılmıştır (5, 50, 500 ve 5000 mg/l'lik). Bir behere konan çözeltiye mikrobiyal gelişmeyi önlemek için 2 damla kloroform damlatılmış; 200 rpm hızında 72 saat karıştırılmıştır. 24, 48 ve 72 saat sonra her bir beherden 20'şer ml örnek alınarak 4000 rpm hızında 10 dk santrifüjlenmiş ve SRP (Soluble Reactive Phosphorus) tayini stannous chloride metodu (Standard Methods,1998) ile yapılmıştır.

Ortamda alıkonulan P, mg/kg adsorplanan değer olarak Reedy ve ark. (1998) tarafından verilen eşitlik ile hesaplanmıştır.

$$P \text{ adsorpsiyonu (mg/kg)} : \frac{[(C_0.V) - (C_1.V)]}{M} \quad (2.18)$$

C_0 : Giriş P konsantrasyonu, mg/l

V : Atıksu hacmi, lt

C_1 : Çıkış P konsantrasyonu, mg/l

M : Kullanılan dolgu malzemesi, kg

1,29 m² yüzey alanlı 6 adet tanka 21 kg maerl doldurularak yapılan deneyler sonucunda her bir tankta yaklaşık 48 st içinde dengeye ulaşılmıştır. TP giderimi açısından hem bitkili hem de bitkisiz sistemin verimi hemen hemen aynıdır. 5 mg/l giriş P konsantrasyonu için verim %99 iken, 50 mg/l için %95, 500 mg/l için %60 ve 5000 mg/l için %32 olmuştur. Bu sonuçlara göre düşük konsantrasyonlarda verim daha iyidir.Gray ve ark. (2000). 50 mg/l P giriş değeri için maerl'in doymuş hale geleceği zaman 4 yıl olarak bulunmuştur. Bu tahmine bitki alımı, sedimentasyon ve kayıplar dahil edilmediğinden gerçek süre çok daha fazla olacaktır. Yazarlara göre sulakalanda P giderimi, adsorpsiyon ve çökelmeyi de içeren bir reaksiyon olup, P adsorpsiyonu redoks potansiyeli, pH, Fe-Al-Ca mineralleri miktarları tarafından kontrol edilmektedir. P adsorbe olduktan sonra biyolojik dönüşümlerle organik formlara dönüşmekte ve ortamdaki hareketliliği artmaktadır. Adsorplayıcı maddede

Ca, Al ve Fe oksitlerin varlığı adsorpsiyon artışına işaret etmektedir. Bu çalışmadaki amaç toprakların, endüstriyel son ürünlerin ve adsorplayıcı maddelerin sistemde dolgu maddesi olarak kullanılabilimleri için P adsorpsiyon karakteristiklerini hesaplamak ve adsorpsiyon karakteristiklerini artırma imkanlarını araştırmaktır.

Sakadevan ve Bavor (1998), tarafından yapılan bir çalışmada, iki adet endüstriyel son ürün (cüruf) ve iki adet klinoptilolit'in sulakalanlarda P giderimi için uygunluğu Freundlich ve Langmuir izotermi çıkarılarak araştırılmıştır. Yüksek fırın cürufu 44,2 g P/kg ile en yüksek adsorpsiyonu göstermiş, bunu çalışan bir sulakalandan alınan toprak 4,2-5,2 g P/kg değeri izlemiştir. Daha çok atıksudan amonyum gideriminde kullanılan klinoptilolit (zeolit) ise 2,15 gP/kg ile en kötü performansı göstermiştir. P adsorpsiyonun oksalat ile ekstrakte olabilen Al ve Fe 'nin kombinasyonu ile yakından ilgili olduğu görülmüştür.

Yukarıdaki adsorpsiyon çalışmasına göre tüm ortam malzemelerinde 0-200 mg/l P besleme konsantrasyonlarında P'nin %50'den fazlası malzemeler tarafından adsorplanmıştır. >200 mg/l P konsantrasyonlarında tüm toprak çeşitleri ve zeolitte bu oran %30'a düşmüştür. Yüksek fırın cürufu ve çelik cürufu >200 mg/l P konsantrasyonlarında %50'den fazla adsorplama yapabilmektedir. Freundlich izoterm sonuçlarına göre yüksek fırın cürufu en iyi adsorplayıcı madde olarak gözükmektedir. Bunun sebebinin içerdiği yüksek oranda Al, Fe ve Ca mineralleridir. Yine korelasyon çalışmasına göre toprağın organik madde muhtevasının P adsorpsiyonu üzerine etkisi bulunmamıştır. Bulunan negatif korelasyon katsayısı malzemedeki organik maddenin fiziksel olarak veya organik anyonların P ile yarışarak P adsorpsiyonunu engellediğini göstermektedir. Bunun yanında P adsorpsiyonu ile organik madde arasında pozitif yüklü bir ilişki bulmuştur. Onlara göre organik madde Fe ve Al ile şelat oluşturarak P adsorpsiyonu için uygun yüzeyler hazırlamaktadır.

Yüzeysel akışlı sulakalanlarda sadece toprak-su arayüzeyi oksitlendiğinden sisteme giren P çoğunlukla bu tabaka ile temas halinde artılır, oysa yüzeyaltı akışlı sistemde atıksu doğrudan ortam malzemesi boyunca ilerlediğinden P giderimi de esasen bu tabakada olur. Dolayısıyla yapay sulakalanların P giderim kapasitesini etkileyen en önemli faktör, ortam malzemesinin tutma kapasitesidir (Pant, ve ark., 2001).

Pant, ve ark., 2001, tarafından yapılan çalışmada ikincil arıtma tesisi çıkış suyu kullanılarak üç farklı dolgu malzemesi (Lockport dolomite, Queenston kayası ve Fonthill kumu) ile P giderimi incelenmiş ve P sorpsiyon karakteristikleri araştırılmıştır. Denge P konsantrasyonu (EPCo), maksimum P sorpsiyonu (Smax) ve tutma kapasitesi (Pr) karşılaştırıldığında Fonthill kumunun diğer malzemelere göre daha iyi bir P tutucusu olduğu görülmüştür. Genelde kullanım arttıkça ortam malzemesinin EPCo değeri artmıştır. Malzemenin Al ve Mg içeriği arttıkça EPCo değeri de artmıştır.

Sulakalana verilen yada mineralizasyon sonucu oluşan inorganik fosfor, asit özellikli topraklarda demir ve alüminyum hidroksitleri tarafından, alkali özellikteki topraklarda ise kalsiyum mineralleri tarafından tutulur. Fosfor adsorpsiyonu pH, elektriksel iletkenlik, adsorban alan miktarı ve sıcaklığa bağlıdır (Reedy, K.R., D'Angelo, 1994).

Alüminyum oksit, yarı yanmış dolomit, cüruf gibi fosfor gideriminde kullanılan bir başka malzeme de uçucu kül'dür. Uçucu kül, termik santrallerde kömür yakılması sonucu oluşan reaksiyon ürünüdür. 1980'li yıllarda yapılan çalışmalarda (Tsitouridou ve Georgiou, 1987), farklı CaO içeriği olan üç adet uçucu külü adsorpsiyon/çökeltme prosesi ile fosfat gideriminde kullanmış; (Grupta ve diğerleri, 1990) ise uçucu külün aktif karbona benzer özellikleri olduğunu ortaya çıkarmıştır. Termik santrallerden kaynaklanan uçucu küllerin sulu çözeltilerdeki fosforun giderilmesi amacı ile yapılan bir çalışmada (Uğurlu ve Salman, 1998), kesikli tip reaktörlerde seri deneyler ile sıcaklık, fosfat konsantrasyonu ve uçucu kül dozajının giderim verimine etkisi araştırılmıştır. Kurulan deneysel sistemde farklı uçucu kül besleme oranlarındaki (4 g/l; 10 g/l; 20 g/l) reaktörlere 20 mg/l, 50 mg/l ve 100 mg/l P içeren sentetik çözeltiler beslenmiştir. Uçucu kül dozajının verime doğrudan etkisinin olmadığını gözlenmesi üzerine deneyler oda sıcaklığı 27.8 °C, 40 °C ve 50 °C'de gerçekleştirilmiş, en fazla giderim verimi 40 °C'de elde edilmiştir. Giriş P konsantrasyonu 20 mg/l iken % 95-99 aralığında olan verim; 50 mg/l için % 90-99 , 100 mg/l için % 50-90 civarında gerçekleşmiştir. En iyi verim alınan 20 mg/l giriş P konsantrasyonu için deneyler sürekli tipte çalıştırılan bir başka kolonda da

tekrarlanmış, ilk 30 dakikada elde edilen % 95 verim 72 saat sonunda % 80'e gerilemiştir.

Literatüre göre yapay sulakalanlarda P giderimine en fazla etki eden parametreler substrat üzerine adsorpsiyon, kimyasal çökelme, bakteriyel faaliyet ile alım, bitki ve alg tarafından alım ve organik madde üzerine tutunmadır. Ortam malzemesi seçiminde maddenin fiziksel ve kimyasal özelliklerinin değerlendirilmesinin gerekli olduğu da bir çok yazar tarafından belirtilmiştir (Zhu ve ark., 1997; Drizo, 1998). Bu malzemeler reaktif Al veya Fe içermeli veya yüzeylerinde oksit grupları bulundurulmalıdır, yada P'nin CaPO_4 olarak çökmesi için Ca minerali içermelidirler. Fe, Al ve Ca minerallerinden başka, P adsorpsiyonunun malzemenin pH, Eh ve adsorplayıcı yüzey alanı tarafından kontrol edildiği ileri sürülmüştür (Vymazal ve ark., 1998). İnce taneli malzemeler doğal olarak daha fazla yüzey alanına sahip olacağından, P adsorpsiyonu için daha fazla kapasiteye sahip olacaktır. Ancak bu tür malzemeler genelde düşük hidrolik iletkenliğe sahip olduğu için tıkanma sonucu göllenme ve atıksu ile malzemenin yetersiz teması sorunu oluşur, bu sebeple P giderimi için bu tür malzemelerin yeterli hidrolik iletkenliğe sahip olması ve kolay elde edilebilir ucuz maddelerden seçilmesi gereklidir.

Yüzeyaltı akışlı bir yapay sulakalanda fosfat giderimini arttıran ortam malzemesinin seçim kriterlerini oluşturmak için yapılan bir çalışmada (Drizo ve ark., 1999), 7 adet malzemenin (boksit, kaya, yanmış yağlı kaya, kireçtaşı, zeolit, Leca, uçucu kül) pH, katyon değiştirme kapasitesi, hidrolik iletkenlik, porozite, spesifik yüzey alanı, partikül boyut dağılımı ve P adsorpsiyon kapasitesi parametreleri incelenmiştir. Deneyler sonucunda en fazla P adsorpsiyonunu uçucu kül ve kaya göstermiş, bunları sırayla boksit, kireçtaşı ve Leca izlemiştir. Buna göre P adsorpsiyonuna en fazla etki eden parametreyi bulmak için Langmuir eşitliğinden bulunan maksimum P adsorpsiyon değerleri pH, katyon değiştirme kapasitesi, hidrolik iletkenlik, porozite, yüzey alanı ve Langmuir eşitliğinden bulunan bağlama kapasitesi parametrelerine göre regresyon analizine tabi tutulmuş ancak tüm bu parametrelerin P adsorpsiyonu üzerine önemli bir etkisi gözlenmemiştir. Malzemelerin doygunluk noktalarının bulunması için kolon deneyleri 40 güne kadar uzatılmış, 25 g $\text{P/m}^3/\text{gün}$ yükleme hızında kaya 400 mg P/kg ile en fazla P adsorpsiyonu yapmış, bunu 300 mg/kg ile uçucu kül izlemiştir. Teorik değerler ile gerçek değerler arasındaki farklılık ise

yazarlar tarafından Langmuir eşitliğinin adsorbe olacak maddenin uniform yüzeye tutunmasını açıkladığı, bu çalışmada ise fosforun hem uniform hem de non-uniform yüzeylere tutunması olarak açıklanmıştır.

2.6.4 Yapay sulakalanlarda fosfor giderimi çalışmalarının değerlendirilmesi

Literatürde verilen bilgilerden derlenerek yapay sulakalanlarda elde edilmiş fosfor giderimleri ve bu verimlerin elde edildiği şartlar, Tablo 2.7’de gösterilmiştir. Bilgi olmayan veya net bilgi verilmeyen parametreler tabloda boş bırakılmıştır.

Tablo 2.7: Yapay sulakalanlarda fosfor giderim verimleri

Ortam	Bitki	Debi-Yük l/(m ²)gün	t gün	Atıksu	Giriş TP mg/l	Verim %	Kaynak
		0,6	5	İAT	11,5	89	Breen (1990)
		0,6	5	İAT	11,5	68	Breen (1990)
		1>2	5>2	ÖAÇ	6>13	39	Rogers et al. (1990)
		1>4	5>1	ÖAÇ	6>13	84	Rogers et al. (1990)
Çakıl	Schoenopl . validus	1,4	5	ÖAÇ	3-6	45-97	Sharma (1992)
Çakıl	Schoenopl . validus	4,3	0,2 st	SA	9,3	49	Lantzke et al.(1999)
Çakıl	Schoenopl . Validus	4,3	0,2 st	SA	7,9	48	Lantzke et al.(1999)
Çakıl	Schoenopl . Validus	4,3	1	SA	9,3		Lantzke et al.(1999)
Çakıl	Schoenopl . validus	4,3	1	SA	7,9		Lantzke et al.(1999)
Çakıl	Schoenopl . validus	1,9	2	SA	9,8	65	Lantzke et al.(1999)
Çakıl	Schoeno pl. validus	1,9	2	SA	9,8		Lantzke et al.(1999)
		60	5	ÖAÇ	3,5-6	34	Heritage (1995)
--		60	5	ÖAÇ	6-8	84	Heritage (1995)
Çakıl	Phragmite	96	--	Atıksu	8	6	Davies and Cott.

	s australis						(1993)
Çakıl	Phragmite s australis	96	--	Atıksu	8	81*	Davies and Cott. (1993)
Toprak	Yok	20-126	--	İA	0.2	30-67	Coveney et al. (2000)
Çakıl	Schoen. tabernae.	30-100	--	SEA	15	50-100 g/m2	Tanner et al. (1995)
%66 kum %34 CaCO ₃	Yok	0.4	--	SA	200	71	Johannson (1997)
%80 kum %20 CaCO ₃	Yok	0.4	--	SA	200	52	Johannson (1997)
%50 Leca %38 CaCO %12 kum	Yok	0.4	--	SA	200	65	Johannson (1997)
Kaya Uçucu kül Boksit Leca	Yok	3	0.5	SA	2.5- 40	400 mg/kg 300 mg/kg 160 mg/kg 155 mg/kg	Drizo et al. (1999)
Kırık tuğla, iri kum,çakıl	Grass	40-120	--	Atıksu	18	44	House et al, (1999)
Kumlu toprak	Phragmites australis	--	--	Atıksu	13.3	24	Meuleman et al., 2003
Çakıl	Bulrush	--	--	Atıksu	8.36	80	Steer et al, (2002)
Toprak- çakıl	Grass	32	16	ÖAÇ	1.2	80	Yang et al, (2001)

* Alum ve kireç ile birlikte alınan verim

İA: İkinci Kademe Arıtılmış Atıksu, İAT: İkinci Kademe Arıtılmış Tavuk Atıksuyu

ÖAÇ: Ön Arıtılmış Atıksu, SA: Sentetik Atıksu, SEA: Süt End. Atıksuyu

Literatür taraması ve literatürden elde edilen Tablo 2.7'ye göre yapay sulakalanlarda en fazla kullanılan ortam malzemesi kolay bulunabilirliği ve ucuzluğu açısından çakıl olarak gözükmektedir. Bitkilerin yapay sulakalan performansı üzerine önemli bir etkisi rapor edilmemiş, ancak bitkinin sistem verimine kökleri vasıtasıyla oksijen vererek etki ettiği belirtilmiştir. Genellikle sistemlerin fosfor giderme verimleri %40-

45 gibi düşük değerler olarak vurgulanmış, ancak bazı şartlarda yüksek verime ulaşıldığı da rapor edilmiştir.

Yapılan bu tez çalışmasında, birbirinin 10 katı büyüklüğünde  sistemde evsel atıksudan fosfor giderimini etkileyen faktörler araştırılmış, sistemdeki tutulmanın esas olarak adsorpsiyon prosesi ile gerçekleştirildiği gösterilmiştir. Tüm pilot ölçekli tesislerden birbirine yakın ve literatürdeki değerlerden biraz daha fazla verim elde edilmiştir. Ayrıca bu çalışma ile sistemin çalışması bir model ile açıklanmaya çalışılmış ve sisteme ait kinetik sabitler verilmiştir.

3. DENEY SİSTEMLERİ VE YÖNTEM

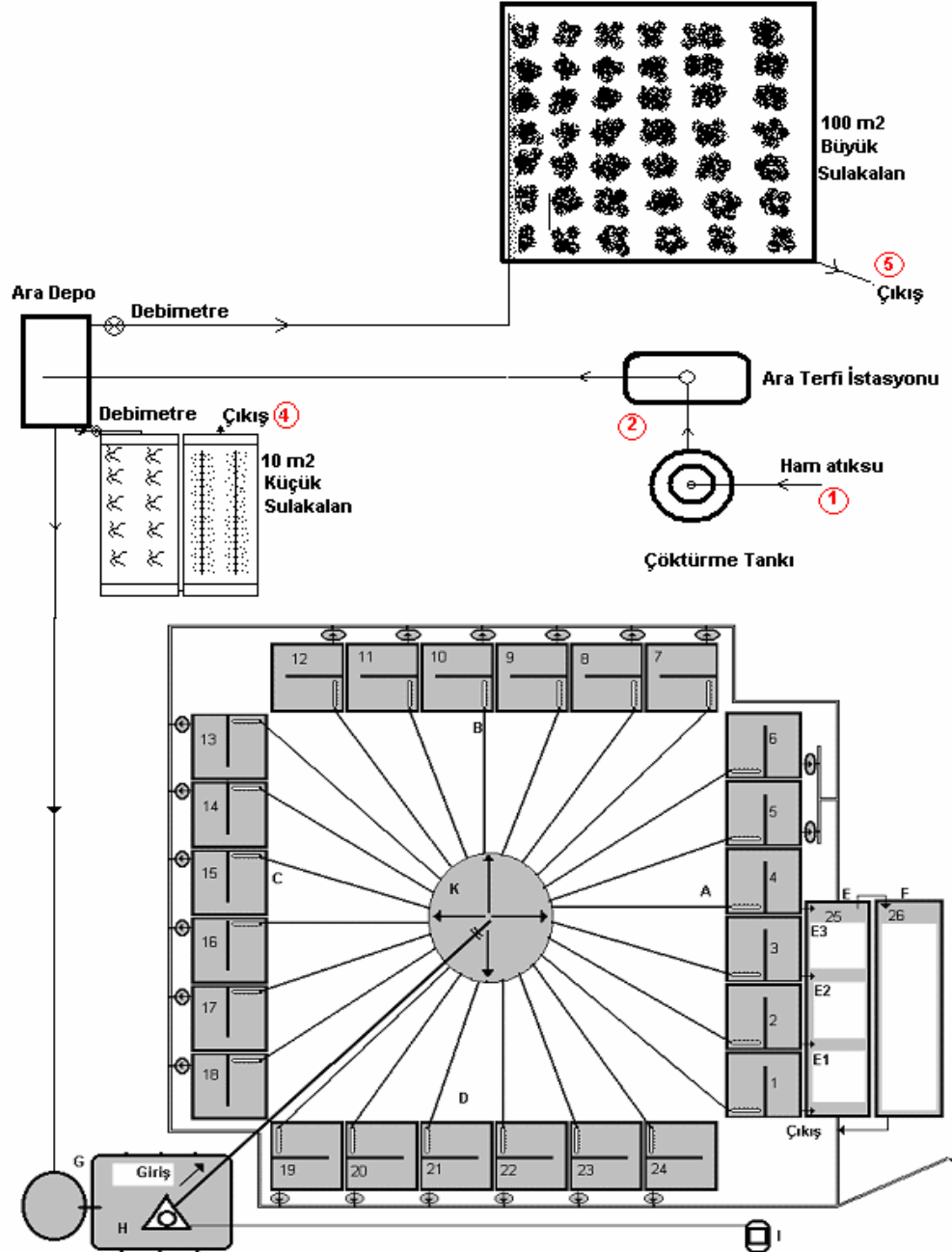
3.1 Deney Düzenekleri

Bu çalışmada TÜBİTAK-Marmara Araştırma Merkezi Gebze Yerleşkesinden kaynaklanan evsel atıksu kullanılmıştır. Çeşitli birimlerden kaynaklanan evsel atıksular, foseptik yapısına konulan dalgıç pompa ile bir Ön Çöktürme tankına terfi edilmiş; bu tankın çıkış suyu bir dağıtma yapısı ile 3 grup yapay sulakalan sistemine dağıtılmıştır. Yapay sulakalan sistemleri sırası ile 1 m²'lik; 10 m²'lik ve 100 m²'lik olarak inşa edilmiştir. 1 m²'lik sistemler değişik dolgu malzemeleri ile çalışma açısından 5 adet olarak tasarlanmıştır. 1 m²'lik tankların tümü polyesterden; 10 m²'lik sistemdeki tanklar çelikten ve 100 m²'lik sistem ise sızdırmaz zeminli çakıl dolgulu olarak imal edilmiştir. Yatay yüzeyaltı akışlı olarak çalıştırılan yapay sulakalanlarda 100 m²'lik (10 x 10 m) ve 10 m²'lik (5 x 2 m) sistemler dolgu malzemesi olarak orta boy (2-10mm) çakılla doldurulmuş; 1m²'lik tanklarda (1,0 x 1,0 x 0,22 m) ise dolgu malzemesi olarak orta boy çakıl, orman toprağı, deniz kumu, perlit ve demir çelik endüstrisi atığı olan yüksek fırın cürufu kullanılmıştır. 10 m²'lik sistemde bitkiye destek olması sebebi ile üst 10 cm'lik bölgeye toprak dolgu yapılmıştır. 100 m²'lik sistem de başlangıçta atıksu dağıtımının uniform olarak yapılabilmesi için basınçlı çok küçük delikleri olan borularla kaplanmış; ancak rüzgarlı havalarda atıksuyun aerosoller halinde uzak mesafelere yayılması ve sık sık görülen tıkanma sorunları sebebi ile atıksu dağıtımı 40 mm'lik, delikli polietilen boru ile yapılmıştır.

Foseptikten sisteme atıksu beslemesi, pompaya bağlanan bir zaman rolesi ile yapılmış; böylece sistemlerin 24 saat sürekli çalışması sağlanmıştır. Ön Çöktürme tankından çıkan suyun terfi edildiği dağıtma tankı çıkışlarına konulan debimetreler ile atıksuyun tüm sistemlere birim yüzey alanına eşit olarak dağılımı sağlanmıştır.

Dağıtma yapısından sistemlere atıksu dağıtımında, çökelme sonucu tıkanma problemleri ile karşılaşmamak için mümkün olduğunca küçük çaplı borular

kullanılmış, borular inşa kolaylığı sebebi ile polietilen malzemeden seçilmiştir. 1 m²'lik ve 10 m²'lik sistemlerde atıksuyun üniform dağıtımı ve için atıksu hazırlanan ön çakıl tabakasına verilmiş ve müteakiben tanklara gönderilmiştir. 100 m²'lik sistemde ise atıksu tank çıkışına en uzak noktaya kadar uzatılan delikli borudan sisteme üniform olarak dağıtılmıştır. Çalışmada kullanılan düzeneklerin şeması Şekil 3.1.'de ve çeşitli açılardan görüntüleri ise Foto 3.1-Foto 3.8' de gösterilmiştir.



Şekil 3.1: Deneysel Yapay Sulakalan Siteminin Plan Görünüşü

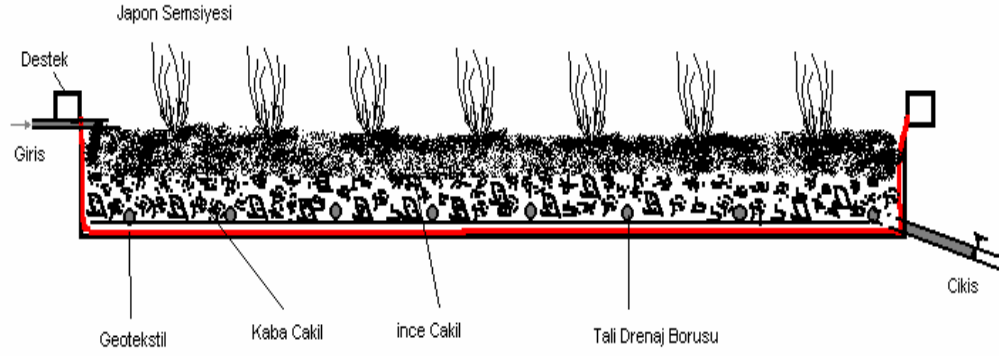
Bütün sistemlerde hidrolik yük, 30 l/m²/gün aralığında tutulmuştur. Tanklara dağıtılan atıksuyun ölçümü, şekil 3.1’de de gösterildiği üzere ara depoya konulan debimetrelerle yapılmıştır.

Şekil 3.1.’ de ile gösterilen 14, 15, 20, 21 ve 24 numaralı bitkisiz reaktörlere sırası ile toprak, perlit, uçucu kül, kum ve çakıl doldurularak, dolgu malzemelerinin arıtma verimine olan etkileri incelenmiştir. Şekil 3.1’de görülen diğer reaktörler, bu çalışmada kullanılmamıştır. Bunlar, önceden tamamlanmış bir başka çalışmada kurulan sistemler olup, E ve F tankları, ilk 4 adet reaktörden çıkan suyun dengelenmesi amacı ile kullanılmıştır.

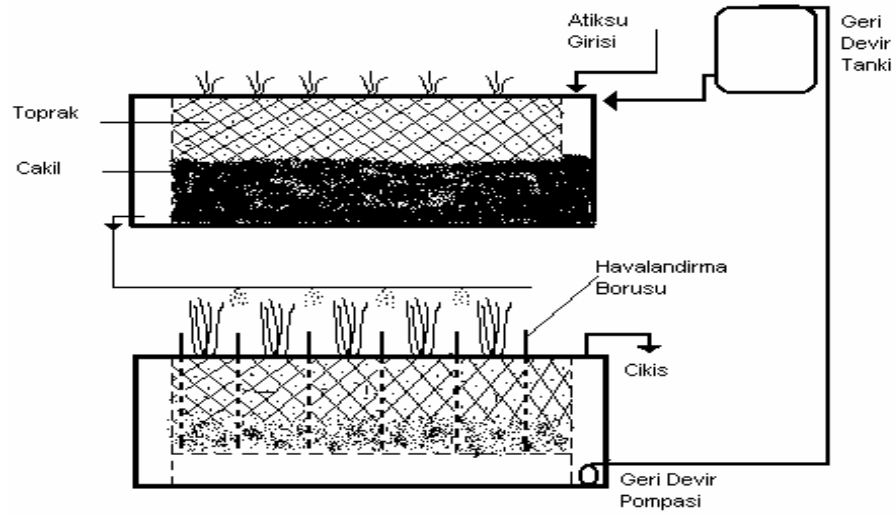
24 saat sürekli olarak çalıştırılan sistem sadece Ocak-Mart ayları arasında bir kaç defa gözlenen donlu günler ve bir kaç defa baş gösteren pompa, boru, debimetre tıkanması gibi arıza durumlarında çalıştırılamamıştır. Sistemlere atıksu beslenemediği durumlarda Paşaköy Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suyu ile dolu tanktan su pompalanarak sistemlerin şok yüklere maruz kalması önlenmeye çalışılmıştır.

Sistemlerden arıza ve kesintiler hariç olmak üzere haftada 2 defa numune alınmış; pH, Elektriksel İletkenlik, Sıcaklık ve Çözünmüş Oksijen Analizleri 10 dakika içerisinde, diğer analizler ise analizin özelliğine göre 6 saat ile 7 gün içinde tamamlanmıştır. Numuneler 1 litrelik plastik numune kaplarına her defasında aynı noktadan ve belirli bir miktar atıksu geçişine izin verildikten sonra 1 saatlik kompozit numune olarak alınmıştır.

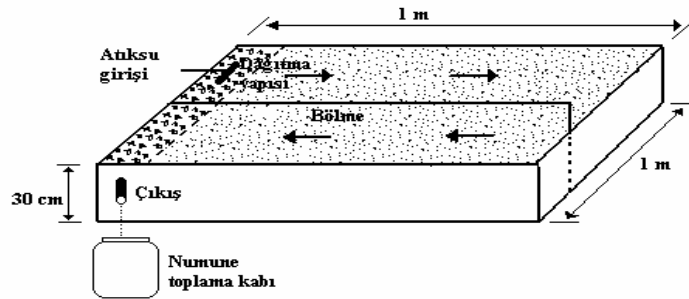
100 m²’lik, 10 m²’lik ve 1 m²’lik sistemlere ait çizimler sırası ile Şekil 3.2, Şekil 3.3 ve Şekil 3.4’te gösterilmiştir. Kurulan yapay sulakalan sistemlerinin genel özellikleri ve işletme şartları Tablo 3.1’de toplu olarak verilmiştir.



Şekil 3.2: 100 m²'lik sistemin boyuna kesitte görünümü



Şekil 3.3: 10 m²'lik sistemin boyuna kesitte görünümü



Şekil 3.4: 1 m²'lik sistemin izometrik görünümü

Tablo 3.1: Yapay sulakalan sistemlerinin işletme şartları

Özellik	1 m ² 'lik sistem	10 m ² 'lik sistem	100 m ² 'lik sistem
Debi, m ³ /gün	0.03	0.3	3
Hidrolik yük, lt/m ² /gün	30	30	30
Dolgu malzeme yüksekliği, cm	20	40	40

3.2 Ortam Malzemeleri

1 m²'lik reaktörlerde kullanılan yüksek fırın cürufu, kum, toprak, perlit ve çakıl sırası ile Foto 3.; Foto 3.2 ve Foto 3.3'te gösterilmiştir. 10 m²'lik ve 100 m²'lik sistemlerde de, sonuçların karşılaştırılabilirliği açısından aynı çakıl kullanılmıştır.



Foto 3.1: Perlit ve Çakıl



Foto 3.2: Toprak ve Kum



Foto 3.3: Yüksek fırın cürufu (Uçucu kül)

Dolgu malzemesi olarak kullanılan malzemelere ait genel fiziksel özellikler ise Tablo 3.2’de verilmiştir. Tabloda verilen sonuçlar, oda sıcaklığında kurutulmuş malzemeler üzerinde elde edilen sonuçlardır.

Tablo 3.2: Yapay sulakalanda kullanılan malzemelere ait fiziksel özellikler

Özellik	Çakıl	Perlit	Cüruf	Toprak	Kum
Yoğunluk, g/cm ³	2.3	0.8	1.2	1.1	2.1
Porozite (Boşluk oranı)	0.67	0.51	0.42	0.38	0.47
Boşluk suyu	0.57	0.41	0.32	0.28	0.37
Malzemelerin %90’lık kısmının eşit veya küçük olduğu dane çapı,mm	15	5	20	8	1

Malzemelerin fiziksel özelliklerini karşılaştırmak üzere elek analizi otomatik çalkalama özelliğine sahip Karl Kolb marka elekte yapılmıştır. Emniyetli çalışma açısından cihaza her bir deneyde 2 adet elek takılmış, her bir eleme işlemi cihazın zamanlayıcısı 5 dakikaya ayarlanarak gerçekleştirilmiştir. Elek analizi sonucu bulunan dane boyut dağılımları Tablo 3.3’de verilmiştir.

Tablo 3.3: Sistemlerde kullanılan malzemelerin dane boyutları

Malzeme	< 1 mm %	1-2 mm %	2-2.8 mm %	2,8-4 mm %	4-5.6 mm %	> 5,6 mm %
Çakıl	0,52	0,07	0,6	7,21	13,95	77,65
Cüruf	13,02	20,01	12,98	12,75	7,24	34
Malzeme	<0,25 mm %	0,25-0,5 mm %	0,5-1 mm %	1-2 mm %	2-4 mm %	> 4 mm %
Kum	6,9	24,6	28,7	19,3	15,2	5,3
Perlit	0	0	14	35	48	0
Toprak	11,1	27,3	25,5	17,3	9,4	9,4

Yukarıdaki tabloya göre en düzenli (üniform) dane boyutuna sahip ortam malzemesi perlit olarak gözükmemektedir ancak bunun sebebi ticari olarak eşit dane boyunda üretilmesidir. Diğer bütün malzemelerin dane boyutu. Dane büyüklüğü açısından çakıldan sonra en iri yapılı malzemeler sırası ile cüruf, perlit, toprak ve kum’dur.

Deney sistemlerinde kullanılan malzemelerin başlıca katyon içeriğinin etkisini görmek amacı ile yapılan AAS analizleri sonuçları Tablo 3.4’ de gösterilmiştir. Katyon analizleri malzemelerin öğütücüde öğütülmesini müteakiben kuvvetli asit ile çözülerek Varian marka AAS cihazında alev modunda okunması sureti ile yapılmıştır.

Tablo 3.4: Sulakalan ortam malzemelerinin katyon içerikleri

Ortam Malzemesi	Al İçeriği g/kg	Fe İçeriği g/kg	Ca İçeriği g/kg
Toprak	40,10	34,10	48,90
Çakıl	6,90	4,20	336
Perlit	1,27	1,55	1,05
Kum	12,20	13,85	37,70
Cüruf	28,50	222,90	212,7

Yukarıdaki sonuçlara göre, her bir katyon için değerlendirme yapıldığında Ca içeriği en yüksek malzemeler çakıl ve cüruf’tur. Fe içeriği en yüksek malzeme cüruf; Al içeriği en yüksek malzeme ise toprak ve cüruf’tur. Tablodan da görüleceği gibi fosfor tutulması açısından katyon değiştirme kapasitesi en yüksek olan malzemeler cüruf, çakıl ve toprak olarak gözükmektedir.

Yukarıdaki malzemelerin atıksu arıtımındaki etkinliğinin tam olarak değerlendirilmesi ve olası diğer ağır metal içeriklerinin bulunması amacı ile X-Ray Difraktometre cihazı ile tam element analizi de yapılmıştır. Philips marka PW2004 model XRF cihazı ile bulunan sonuçlar Tablo 3.5’te verilmiştir.*

Tablo 3.5’te bulunan sonuçlar, Tablo 3.4’teki sonuçlarla benzerlik göstermekte olup, fosfor tutulması açısından en umut verici malzemeler yine cüruf, çakıl, toprak ve kum olarak sıralanmaktadır. Bu sonuçlardan malzemelerin önemli oranda ağır metal içermediği de görülmektedir. Tablo 3.5’deki XRF analizi değerlerinin AAS değerlerinden bir miktar daha yüksek olmasının sebebi; AAS cihazının odaklanan

* XRF Cihazı ile periyodik cetvelde oksijen-uranyum arası elementler tanımlanabilmektedir.

metali hassas olarak ölçmesi, XRF cihazının ise malzemedeki tüm metalleri taraması sebebiyledir.

Tablo 3.5: Seçili malzemelerin XRF Sonuçları

Element	Çakıl (%)	Kum (%)	Toprak (%)	Cüruf (%)
Al	1,933	6,249	9,920	4,749
Ba	0,058	0,074	0,065	0,179
Ca	55,286	6,006	6,030	21,340
Cl	0,055	0,022	0	0,072
Fe	1,467	1,811	3,529	19,449
K	0,669	1,501	1,779	0,039
Mg	0,677	0,711	1,025	1,561
Mn	0,116	0,047	0,123	3,570
Na	0,058	0,532	0,321	0,066
O	32,817	48,715	47,534	37,102
P	0,054	0,065	0,068	0,249
Rb	0,003	0,005	0,009	0
S	0,218	0,039	0,029	0,155
Si	6,320	33,958	29,084	10,25
Sr	0,077	0,022	0,017	0,019
Ti	0,144	0,199	0,392	0,261
Y	0,002	0,002	0,007	0,054
Zn	0,027	0,003	0,008	0,017
Zr	0,020	0,011	0,021	0,013

Not: Perlit, analiz sırasında presleme sonucu eridiğinden sonuç alınamamıştır.

3.3. Kavanoz (jar-test) Deneyi

Ortam malzemesi tarafından fosfor tutulmasını daha iyi anlamak için laboratuvar ölçekli tutulma deneyleri yapılmıştır. Deneyler Foto 3.4'te gösterilen Jar-test düzeneğinde gerçekleştirilmiştir. Deneylerde, bu tür çalışmalarda sıklıkla kullanılan (Lotfy ve Rashed, 2002; Furukawa ve ark., 1994) ve aşağıda içeriği verilen sentetik

atıksu kullanılmıştır. Sentetik atıksu, TP içeriği evsel atıksuyu temsil edecek şekilde 12 mg/l konsantrasyonda (PO_4 konsantrasyonu 8, 4 mg/l) hazırlanarak kullanılmıştır.

0,1 g Glikoz, 0,001 g maya ekstraktı, süttozu, üre, 0,15 g amonyum klorür (NH_4Cl), 0,08 g sulu sodyum dihidrojen fosfat ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$), 0,01 g potasyum bikarbonat (KHCO_3), 0,1 g sodyum bikarbonat (NaHCO_3), 0,09 g sulu magnezyum sülfat ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), 5 g sulu demir sülfat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), 0,09 g sulu mangan sülfat ($\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$), 0,014 g sulu kalsiyum klorür ($\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), 0,1 g bentonit



Foto 3.4: Jar-test düzeneği

Jar-test ile tutulma deneyleri, Foto 3.4'te görülen düzeneğin dönüş hızının 50 rpm'e ayarlandığı durumda, ortam sıcaklığının yaz şartları için 21 $^{\circ}\text{C}$ 'ye; kış şartları için 4 $^{\circ}\text{C}$ 'ye ayarlanması ile gerçekleştirilmiştir. 1 litrelik cam beherlere konulan sentetik atıksuya her bir malzemenin 10 gramı ilave edilmiş ve her 12 saatte bir üst duru fazda TP ve PO_4 konsantrasyonları ölçülmüştür.

3.4 Analiz Yöntemleri

Bu çalışmadaki atıksu ve bitki ile ilgili analizler TÜBİTAK-MAM Kimya ve Çevre Enstitüsü laboratuvarlarında standart yöntemlere (Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992) göre yapılmıştır. Bitki ile ilgili

element analizlerindeki ön işlemler yine standart yöntemlere göre (Methods in Agricultural Chemical Analysis, 2002) yapıldıktan sonra analizler Varian marka atomik absorpsiyon cihazı ile yapılmıştır. Sistemde kullanılan dolgu malzemelerinin elek analizi ve XRF analizleri ise Malzeme Enstitüsü Enstrümantal Analiz Laboratuvarında yapılmıştır. Atıksu ve bitkideki ölçülen parametreler ve analiz metodları Tablo 3.6 'da verilmiştir.

Tablo 3.6: Deneylerde kullanılan analiz metodları

Parametre	Metod	Alet	Kaynak
Kjeldahl azotu (TKN)	Asitli ortamda parçalama, distilasyon, titrimetrik	Kjeldahl aleti Gerhardt vapodest 3S, distilasyon cihazı	APHA, AWWA-WPCF(1992)
NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^-	Kromatografik	Dionex 4000I iyon kromatografisi	Anions in Water-, ASTM D 4327
KOI	Asitli ortamda oksidasyon, kolorimetrik	HACH DR-2000 spektrofotometre	APHA, AWWA-WPCF(1992)
TOK	Infrared	Shimadzu APHA, TOC-500	APHA, AWWA-WPCF(1992)
AKM	Gravimetrik	Etüv, terazi	APHA, AWWA-WPCF(1992)
pH	Elektrometrik	Metrohm 632	APHA, AWWA-WPCF(1992)
Çöz. oksijen ve sıcaklık	Membran elektrod	OXI-196 632	APHA, AWWA-WPCF(1992)
Bulanıklık	Nephelometrik	HF model DRT-1000	APHA, AWWA-WPCF(1992)
Kjeldahl Azotu(TKN)	Asitli ortamda parçalama, distilasyon, titrimetrik	Kjeldahl aleti, distilasyon cihazı	Methods in Agricultural Chemical Analysis (2002)
Fosfor(P)	Asitli ortamda parçalama, kolorimetrik	Varian Techtron 635-UV-VIS ektrofotometre	APHA, AWWA-WPCF(1992)
Klorür(Cl)	Asitli ortamda parçalama, titrimetrik	otomatik titratör	APHA, AWWA-WPCF(1992)
Metaller	AAS metodu	Varian AAS Cihazı	APHA, AWWA-WPCF (1992)
Kül Miktarı	Gravimetrik	Etüv, fırın, terazi	APHA, AWWA-WPCF (1992)

4. DENEY SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRME

4.1 Fosforun Ortam Malzemelerinde Tutulması

Literatür kısmında da belirtildiği gibi, yapay sulakalan sistemlerinde fosfor giderimi esas olarak ortam malzemesi tarafından tutulma ile olmaktadır. Ortam malzemesi tarafından tutulabilecek fosfor miktarını araştırmak için laboratuvar ölçekli tutulma deneyleri düzenlenmiştir. Bu amaçla ilk olarak pilot ölçekli sulakalanlarda kullanılan malzemelerin yaz ve kış şartlarında tutulma dengesine ulaşma süresini belirlemek için laboratuvar da 21 °C ve 4 °C’de deneyler yapılmış, deneylerin sonuçları EK-A Tablo A.1 ve A.2’de verilmiştir. Denge sürelerine göre elde edilen denge grafikleri de Ek A.3’te verilmiştir. Bulunan denge süreleri, daha sonra yapılan tutulma deneylerinin tamamlanma süresinde kullanılmıştır.

Tutulma deneylerinde sentetik atıksu kullanılmıştır. Sentetik atıksu, fosfor içeriği evsel atıksuyu temsil edecek şekilde 12 mg/l TP konsantrasyonda hazırlanarak kullanılmıştır. Söz konusu atıksuyun ortofosfat (PO_4) konsantrasyonu 7.74 mg/l olarak ölçülmüştür. Malzemelerin dane çapının tutulma üzerindeki etkisini daha iyi anlamak için malzemelerin iki farklı dane çapında deneyler sürdürülmüştür. Perlitin dane boyutu sabit olduğundan ikinci bir dane çapı ile çalışılamamıştır.

Bu aşamadan sonra malzemelerin (Toprak, kum, çakıl, perlit ve yüksek fırın cürufu) farklı dane çapları için adsorpsiyon izotermelerini elde etmek amacıyla 120 saatlik tutulma deneyleri gerçekleştirilmiştir.

4.1.1 Toplam fosfor için langmuir davranışı

Aynı sentetik atıksu ile laboratuvar şartlarında elde edilen Langmuir izotermi deney sonuçları EK-B’de Şekil B.1 ile Şekil B.5 arasında toplu halde gösterilmiştir. Bu şekillere göre, tüm malzemelerde fosfor tutulması Langmuir izotermine uygunluk

göstermektedir. Grafiklerden elde edilen sabitler ve tutulma denklemleri EK-A Tablo A.3'te malzeme çapları ve iki farklı sıcaklığa göre toplu olarak gösterilmiştir.

4.1.2 Ortofosfat için langmuir davranışı

Yukarıda da bahsedildiği gibi 7.76 mg PO₄/l orto fosfat içeren (iki farklı atıksu ile elde edilen deney sonuçları EK-C'de Şekil C.1 ile Şekil C.5 arasında toplu halde gösterilmiştir. Ortofosfat için bulunan tutulma grafikleri de tümü Langmuir izotermine uygunluk göstermektedir. Grafiklerden elde edilen sabitler ve tutulma denklemleri EK-A Tablo A.4'te malzeme çapları ve iki farklı sıcaklığa göre toplu olarak gösterilmiştir.

4.1.3 Toplam fosfor için freundlich davranışı

Her malzeme için iki farklı dane çapı ve sentetik atıksu kullanılarak laboratuvar şartlarında 21 °C'de ve 4 °C'de tüm malzemeler için elde edilen izoterm grafiklerine göre Toplam Fosfor tutulması Freundlich izotermine uygunluk göstermemektedir.

4.1.4 Ortofosfat için freundlich davranışı

Aynı sentetik atıksu için aynı şartlarda ortofosfat parametresi için Freundlich izotermine uygunluk amacıyla elde edilen grafiklere göre ortofosfat tutulması da Freundlich izotermine uyum göstermemektedir.

4.1.5 Toplam fosfor için BET davranışı

Toplam fosfor tutulması için elde edilen deney sonuçlarının BET izotermine uygunluk göstermediği görülmüştür.

4.1.6 Ortofosfat için BET davranışı

Ortofosfat tutulması için elde edilen grafikler incelendiğinde, deney sonuçlarının BET izotermine uygun olmadığı görülmüştür.

4.1.7 Ortam malzemesi tarafından fosfor tutulması

Fosforun çeşitli malzemelerde tutulma dengesine ulaşma sürelerini belirlemek için yapılan deneylerin sonuçları EK-A'daki tablo ve şekillerde verilmiş, Tablo 4.1'de ise özet sonuçlar sunulmuştur.

Tablo 4.1: Malzemelerin dengeye ulaşma süreleri

Malzeme	Dengeye ulaşma süresi (saat)	
	4 °C	21 °C
Çakıl (2-10 mm)	120	120
Çakıl (0,5-5 mm)	120	120
Kum (0,25-2 mm)	96	96
Kum (0,25-1 mm)	72	48
Cüruf (1-5 mm)	24	96
Cüruf (0,25-2 mm)	24	96
Toprak (0,25-4 mm)	120	96
Toprak (0,25-1 mm)	120	96
Perlit (0,5-2 mm)	120	96

Tablo 4.1 ve EK-B'de bulunan şekiller incelendiği zaman ortamda kalan TP konsantrasyonlarında ilk 5 saatte hızlı bir düşüş görülmekte, bundan sonra, gözlem süresi olan 120 saate kadar, yavaş ta olsa düşüşler devam etmektedir. İncelenen malzemelerin çoğunlukla dengeye ulaşma süresi 96 saatin üzerindedir. Çakıl malzemesinin her iki boyutunda ve sıcaklıkta da denge süresi 120 saatin üzerindedir. Toprak ve perlit için düşük sıcaklıkta denge süresi 120 saatten fazla, yüksek sıcaklıkta ise 96 saat olarak gözlenmiştir. İncelenen malzemelerden yüksek fırın cürufunda fosfor tutulmasının dengeye ulaşma süresi, diğer malzemelere göre belirgin şekilde düşük çıkmıştır. Özellikle düşük sıcaklıkta 24 saatlik sürede denge konsantrasyonuna ulaşılmıştır.

Fosforun katı partiküller üzerindeki tutulması izotermiler aracılığı ile sudaki fosfor konsantrasyonu ile ilişkilendirilebilir. Katı madde üzerinde tutulmuş fosfor konsantrasyonunun hangi izoterme uygun olduğu belirlendikten sonra ortam malzemesi üzerinde fosfor tutulma kapasitesi de bulunan izoterm denkleminde

hesaplanabilmektedir. EK-C’de Şekil C.1 ve C.10’da verilen grafiklere göre tutulma deneylerinde bulunan sonuçlar, en iyi Langmuir izoterminde uygunluk göstermektedir.

İlgili grafiklerden bulunan ve Tablo A.3 ve A.4’te verilen izoterm sabitleri ve tutulma eşitlikleri kullanılarak 21 °C ve 4 °C ‘de elde edilen tutulma miktarları TP için büyük ve küçük dane çaplı malzemeler için sırasıyla Tablo 4.2 ve 4.3’te; PO₄ için ise Tablo 4.4 ve 4.5’te gösterilmiştir.

Tablo 4.2: Büyük dane çapında denge durumunda

21 °C ve 4 °C ‘de tutulan TP miktarları

Pilot sistem	21 °C TP mg/kg	4 °C TP mg/kg
Toprak	1363	239
Perlit	20	17
Cüruf	458	363
Çakıl	111	324
Kum	669	367

Tablo 4.3: Küçük dane çapında denge durumunda

21 °C ve 4 °C ‘de tutulan TP miktarları

Pilot system	21 °C TP mg/kg	4 °C TP mg/kg
Toprak	1968	6318
Perlit	--	--
Cüruf	385	530
Çakıl	688	937
Kum	359	816

Tablo 4.4: Büyük dane çapında denge durumunda
21 °C ve 4 °C ‘de tutulan PO₄ miktarları

Pilot sistem	21 °C PO ₄ mg/kg	4 °C PO ₄ mg/kg
Toprak	1058	1887
Perlit	10	47
Uç.kül	1635	172
Çakıl	113	57
Kum	682	934

Tablo 4.5: Küçük dane çapında denge durumunda
21 °C ve 4 °C ‘de tutulan PO₄ miktarları

Pilot sistem	21 °C PO ₄ mg/kg	4 °C PO ₄ mg/kg
1 m ² , Toprak	530	592
1 m ² , Perlit	--	--
1 m ² , Uç.kül	1686	880
1 m ² , Çakıl	478	2176
1 m ² , Kum	1636	1100

Tablo 4.2, 4.3, 4.4 ve 4.5’e göre malzemeler açısından bir değerlendirme yapıldığında, en fazla tutulmanın toprakta meydana geldiği görülmektedir. İnce daneli toprakta 4 °C’de tutulan toplam fosfor miktarı 6318 mg TP/kg toprak değerine kadar çıkmaktadır. En düşük tutulma ise perlit için elde edilmiştir. Denge (doygunluk) haline gelene kadar tutulan fosfor miktarları açısından bir sıralama yapıldığında en düşükten en yükseğe doğru aşağıdaki sıra elde edilmektedir :

TP için perlit< cüruf< çakıl< kum< toprak

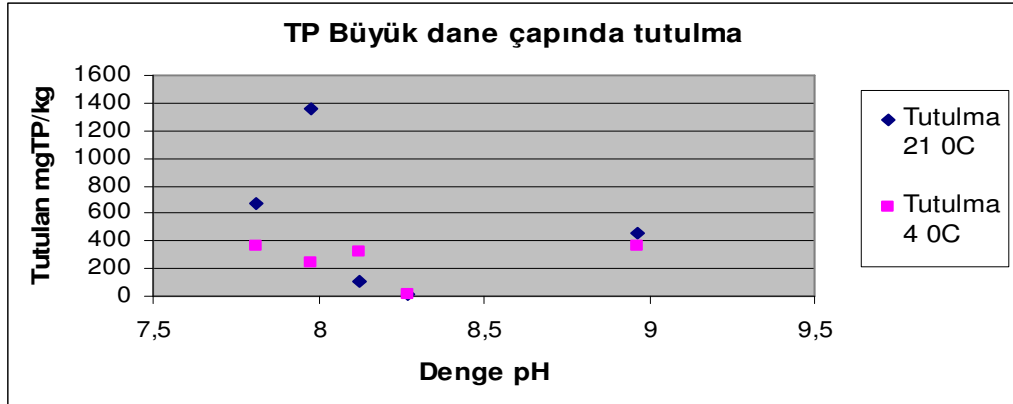
PO₄ için perlit< çakıl< toprak< kum< cüruf

Metcalf&Eddy, 1999’ nin de belirttiği üzere adsorpsiyon sıcaklık ile ters oratılıdır. Yukarıdaki tablolardan malzemelerin çoğunluğu için 4 °C’de elde edilen tutulmanın 21 °C ‘de elde edilen tutulmadan daha fazla olduğu görülmektedir. Ancak bazı deney sonuçlarına göre fosfor tutulması, sıcaklık ile artmaktadır. Bu durumun deneysel hatalardan kaynaklandığı düşünülmektedir. Tablo 4.2 ve 4.4’te PO₄ için 21 °C’de

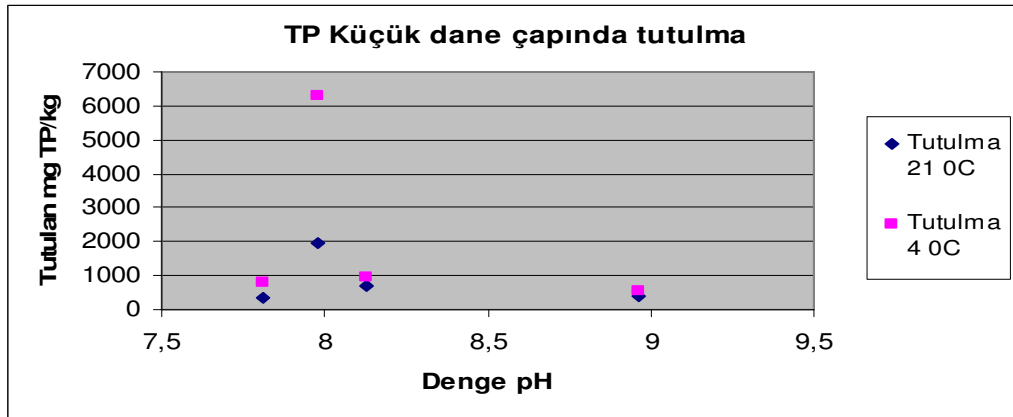
elde edilen tutulma değerlerinin, aynı sıcaklıkta TP için elde edilen değerlerden daha yüksek olduğu görölmektedir. Bu durum, inorganik fosforun organik fosfora göre daha fazla tutulabildiğini göstermektedir.

Tablolardan görölen bir başka sonuç, genellikle küçük dane çaplarında elde edilen tutulma değerinin büyük dane çapı değerlerine göre daha yüksek oluşudur. Dane çapı küçüldükçe birim hacimdeki yüzey alanının artması sebebi ile kirleticinin daha fazla tutulması söz konusu olduğundan, bu beklenen bir sonuçtur. Ancak bu durum toprak için tam tersine gerçekleşmiştir.

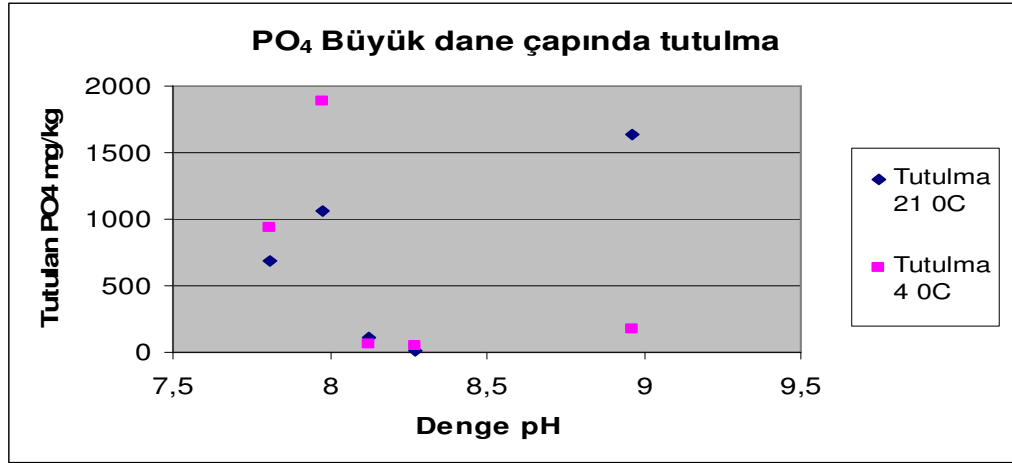
Jart testte yapılan tutunma deneylerinde, pH değişimi ile dane çapı ve tutulma arasındaki ilişkiyi araştırmak üzere çizilen grafikler Şekil 4.1 ile Şekil 4.4 arasında verilmiştir. Aşağıda verilen grafiklere göre gerek TP gerekse ortofosfat için pH ile tutulma arasında belirgin bir ilişki bulunmamaktadır.



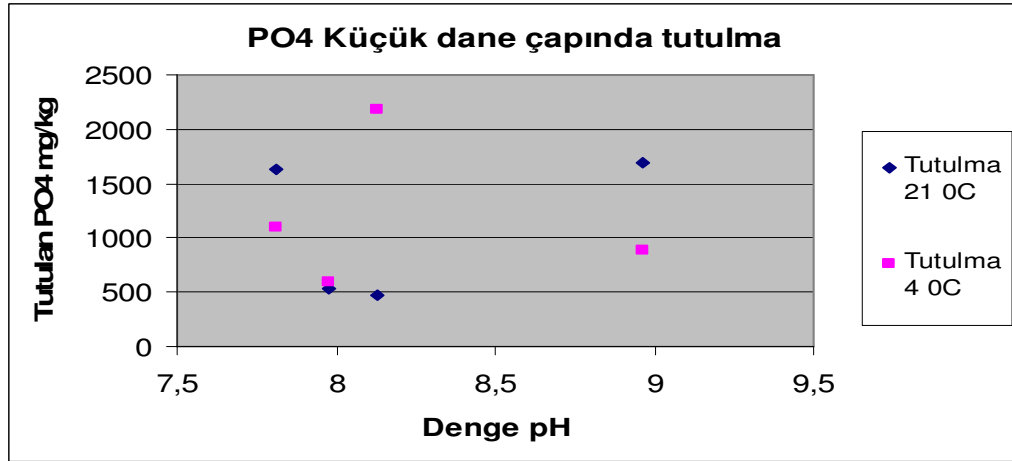
Şekil 4.1: TP için pH ile büyük dane çapında görölen tutulma



Şekil 4.2 : TP için pH ile küçük dane çapında görölen tutulma



Şekil 4.3: PO₄ için pH ile büyük dane çapında görülen tutulma



Şekil 4.4: PO₄ için pH ile küçük dane çapında görülen tutulma

1 m²'lik sistemlerdeki hidrolik özelliklerden yararlanılarak elde edilen fosfor tutulmasının her iki fosfor türü açısından karşılaştırılması Tablo 4.6'da yapılmıştır. Hidrolik hesaplarda, sezon boyunca elde edilen veriden yararlanılarak sisteme giren ortalama TP konsantrasyonu 7 mg/l, ortofosfat konsantrasyonu ise 5 mg/l olarak alınmıştır.

Tablo 4.6'ya göre her iki fosfor türü için elde edilen yıllık giderimler açısından sıralamalar şöyledir:

TP için toprak < perlit < cüruf < kum < çakıl

PO₄ için toprak < perlit < kum < cüruf < çakıl

Bu sıralamaya göre birim tutulma değerlerindeki sıralamadan farklı olan malzeme topraktır. Bu durum, toprak için elde edilen verilerin hatalı olduğunu ve toprak için düzenlenecek deneylerin çok daha dikkatli yapılmasını düşündürmektedir.

Tablo 4.6 : 1 m²'lik pilot ölçekli sistemlerin karşılaştırılması

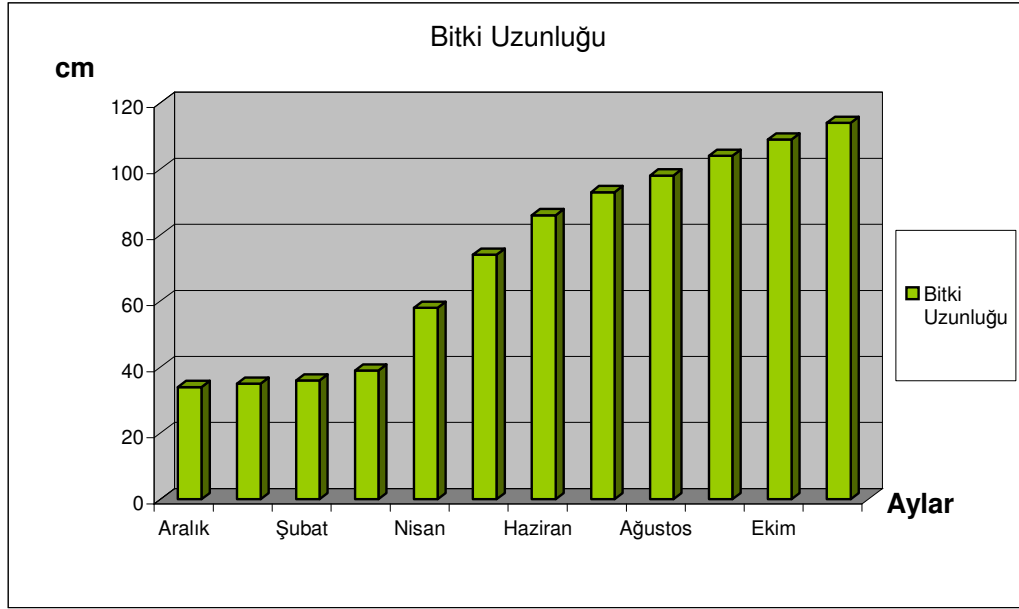
Sistem	TP verim %	PO ₄ verim %	Tutulmuş TP g/m ² .yıl	Tutulmuş PO ₄ g/m ² .yıl
1 m ² , Toprak	35.7	47.2	27,4	25,8
1 m ² , Perlit	36	50.2	27,6	27,4
1 m ² , Cüruf	46.4	61.5	35,6	33,7
1 m ² , Çakıl	52.5	65.9	40,2	36,1
1 m ² , Kum	49.3	58.9	37,8	32,2

Tablo 4.6'dan görüldüğü üzere ; çakıl ve cüruf, hem TP hem de PO₄ parametresi açısından en fazla tutulmanın elde edildiği ortam malzemeleridir. TP açısından tüm malzemelerde elde edilen 27.36-52.70 g/m².yıl tutulma değerleri Tanner ve ark.,1999 tarafından çakıl için verilen 40-51 g/m².yıl değerlerine yakın, Körner ve Vermaat, 1998 tarafından verilen 5,1-27 g/m².yıl değerlerinden ise daha fazladır.

4.2 Sistemde Oluşan Biyokütle Miktarı ve Bitki Tarafından Fosfor Alımı

Doğal arıtma sistemlerinde, ortam malzemesine tutulmadan sonra en önemli fosfor giderim mekanizması bitki bünyesine fosfor alımı ve hasat ile olan giderimdir. Bitki tarafından alınan fosfor miktarı, belirli bir hasat süresi sonunda bitki içerisinde bulunan fosfor konsantrasyonu ile elde edilen kuru bitki ağırlığının çarpımını ifade eden g/m² yada daha büyük pilot sistemler için kg/ha olarak ifade edilmektedir. 1 m²'lik ve 10 m²'lik sistemlere göre daha fazla bitki içermesi açısından 100 m²'lik sistemde seçilen kontrol bitkisinin uzunluğundan, sistemdeki biyokütle artışı Şekil 4.5'te verildiği gibi bulunmuştur.

100 m²'lik sistemde bitki tarafından alınan fosfor miktarını tespit etmek için sistemin işletilmeye alınmasını izleyen 2 hafta içinde 1 m²'lik bir alanda kontrol bitkisi yapraklarından örnek alınarak TP analizi yapılmış ve başlangıçta 0.18 mg/kg TP içerdiği belirlenmiştir.



Şekil 4.5: 100 m²'lik sistemde bitki uzunluğu ve biyokütle artışı

Sistemin 12 aylık çalışma periyodu sonunda aynı bitki hasat edilerek bitki tarafından alınan TP miktarı Tablo 4.7'de gösterilmiştir. Bitki yapraklarından örnekler, 1 yıl süre boyunca kompozit örnekleme yapılarak alınmıştır.

100 m²'lik sistem, 66 adet bitki kökü içermesinden dolayı bitki tarafında giderilen TP hesabı için kullanılmıştır. Tablo 4.7'ye göre 3.5 kg'lık kuru ağırlık için 66 kök'ün toplam kuru ağırlığı 231 kg'dır. Şekil 4.5'e göre başlangıç boyu 35 cm, yıl sonu boyu 116 cm olduğunda başlangıç bitki ağırlığı 1,05 kg kabul edilmiştir. Buna göre 1 yılda 100 m²'lik alanda gerçekleşen biyokütle artışı 161,7 kg olarak hesaplanmıştır. Bu değer 278 mg/kg kuru ağırlık TP konsantrasyonu ile çarpıldığında 100 m²'lik sistemde alıkonan TP miktarı 0.63 g/m²/yıl olarak hesaplanır. 30 l/m²/gün atıksu debisi ile isteme beslenen atıksu ve ortalama 10 mg/l (g/m³) TP giriş konsantrasyonu için sisteme yılda giren TP miktarı 109.5 g/m²/yıl baz alındığında, bitki bünyesine alınan TP miktarı % 0.57 olarak bulunmaktadır. Bu sonuç, 100 m²'lik sistemde kullanılan köklü bitki (*Cyperus alternatifolius*) için bitki bünyesine alınan fosforun çok önemsiz seviyede kaldığını göstermektedir.

Tablo 4.7: 100 m²'lik sistemde bitki tarafından alıkonan TP miktarı

Çalışma başlangıcında kuru ağırlıkta TP, mg/kg	0,18
1 yıllık hasat sonunda brüt bitki ağırlığı, kg	10
105 °C kurutmadan sonra kuru ağırlık, kg	3.5
Nem içeriği, %	65
Kuru ağırlık TP Kons., mg/kg	278 (%0.028)
Alıkonan TP, g/m ²	0,642
Net alıkonan TP *, gr/m ²	0,630

Yukarıdaki tabloda 109.5 gr/m²/yıl TP yükü için elde edilen 0,63 gr/m² TP alımı, Vymazal (2003) tarafından hibrid sistemde Phalaris kullanılarak 40,2 gr/m²/yıl TP yükü için elde edilen 1.5 gr/m².yıl, Haberl ve Perfler (1995) tarafından hibrid sistemde Phragmites kullanılarak 94 gr/m²/yıl TP yükü için elde edilen 2.4 gr/m².yıl ve Hurry ve Bellinger (1990) tarafından serbest su yüzeyli sistemde Phalaris kullanılarak 159 gr/m²/yıl TP yükü için elde 10.9 gr/m².yıl değerinden daha düşüktür.

4.3 Kinetik Model

Belirli bir giriş konsantrasyonuna sahip atıksu için tahmini çıkış konsantrasyonlarının belirlenmesi amacıyla bu çalışmada elde edilen deney sonuçlarına dayanılarak sıcaklığa bağlı hız sabitleri (K_T) ve sıcaklık düzeltme katsayıları (θ) belirlenmiştir.

K_T değerleri, giriş ve çıkış konsantrasyonları ile hidrolik bekletme süreleri arasındaki ilişkiye bağlı olarak verilen birinci dereceden reaksiyon kinetiğini gösteren denklemle (Denklem 4.1) elde edilmektedir:

$$C_\varphi / C_\varphi = \exp(-K_T.t) \quad (4.1)$$

Burada;

C_φ ve C_g : sırayla çıkış ve girişteki P (TP, PO₄) konsantrasyonları (mg/L)

K_T : sıcaklık ve bitki yoğunluğuna bağlı hız sabiti, $k_T=k_{20} \theta^{T-20}$ (1/gün)

k_{20} : 20°C'deki reaksiyon hız katsayısı (1/gün)

θ =sıcaklık katsayısı (boyutsuz)

t :sistemdeki bekletme süresi (gün)

K_T değerleri aynı sıcaklıkta ve en az iki örnekle elde edilen deney sonuçlarına dayanılarak bulunmuştur.

Aşağıda verilen grafiklerde de görüldüğü üzere, pilot ölçekli sulakalan sistemleri çıkış verisinden $\text{Log } K_T$ ile $T-20$ arasında 2. dereceden bir polinom ilişkisi bulunmuştur. Bu ilişki,

$$\text{Log } K_T = \pm a(T - 20)^2 \pm b(T - 20) \pm C \quad (4.2)$$

şeklindedir. Burada, a ve b katsayılar olup, C ise bir sabittir.

Sulakalanlarda hız sabiti üzerine sıcaklığın etkisi Denklem 4.3 (van't Hoff-Arrhenius ilişkisiyle) ile gösterilmektedir,

$$K_T = k_{20} \theta^{(T-20)} \quad (4.3)$$

Denklem 4.3'teki her iki tarafının logaritması alınarak Denklem 4.4 elde edilmiştir:

$$\text{Log } K_T = (T - 20) \cdot \text{Log } \theta + \text{Log } k_{20} \quad (4.4)$$

Denklem 4.2 ve Denklem 4.4'teki $\text{Log } K_T$ değerleri birbirine eşitlenerek denklem 4.5 elde edilir;

$$(T - 20) \cdot \text{Log } \theta + \text{Log } k_{20} = (T - 20) [\pm a(T - 20) \pm b] \pm C \quad (4.5)$$

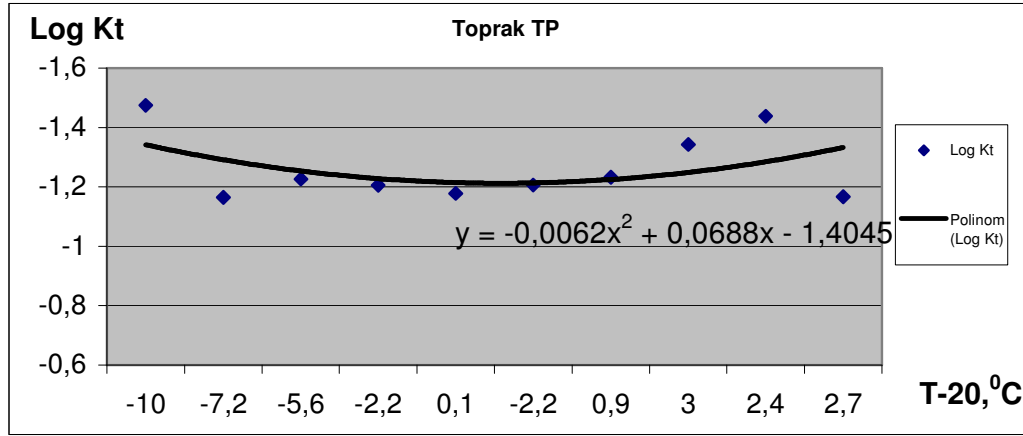
Denklem 4.5'ten de görüldüğü üzere $\text{Log } \theta$ değeri $(\pm a(T - 20) \pm b)$ değerine ve $\text{Log } k_{20}$ değeri de $\pm C$ değerine eşittir. Bu eşitliklerden, θ ve k_{20} değerleri elde edilmiştir.

4.3.1 1 m²'lik sistem için elde edilen kinetik sabitler

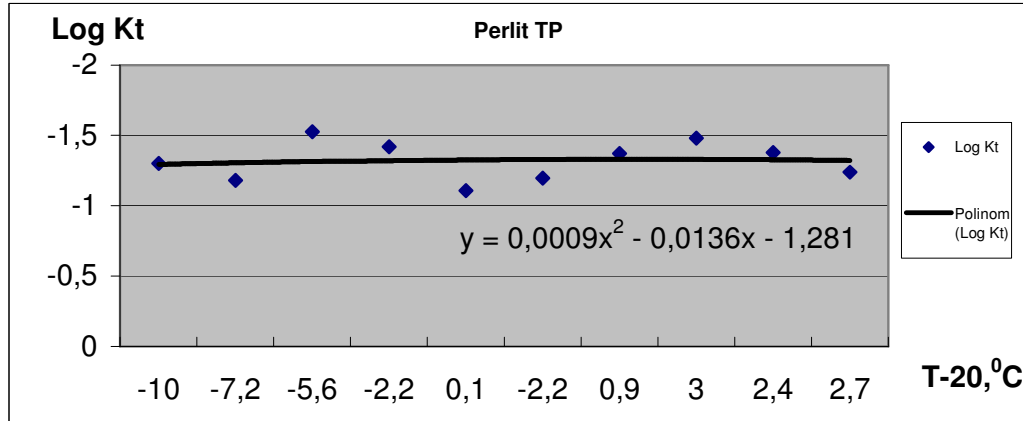
Toplam fosfor için 1 m²'lik sistemlerdeki 5 adet ortam malzemesi kullanılarak elde edilen hız sabitleri ve sıcaklık katsayıları Tablo 4.8'de verilmiştir. Her bir ortam malzemesi için elde edilen $\text{Log } K_t$ ve sıcaklık ($T-20$) ilişkisi TP için Şekil 4.6 ve Şekil 4.10 arasında; PO₄ için ise Şekil 4.11 ile Şekil 4.15 arasında verilmiştir.

Tablo 4.8: 1 m²'lik sistemde TP için hız sabitleri (20 °C'de) ve sıc. düz. katsayıları (θ)

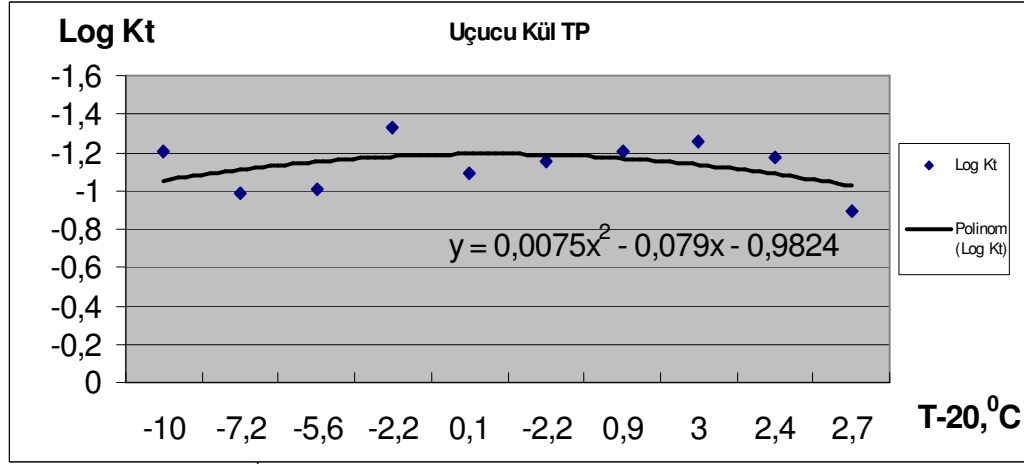
Ortam Malzemesi	k_{20} (1/gün)	θ (boyutsuz)
Yüzeyaltı akışlı sistem(YAS)		
Toprak (TP)	0.039	1.204
Toprak (PO_4)	0.066	1.260
Perlit (TP)	0.052	0.973
Perlit (PO_4)	0.067	1.179
Cüruf (TP)	0.104	0.862
Cüruf (PO_4)	0.021	2.369
Çakıl (TP)	0.059	1.219
Çakıl (PO_4)	0.051	1.623
Kum (TP)	0.029	1.110
Kum (PO_4)	0.050	1.569



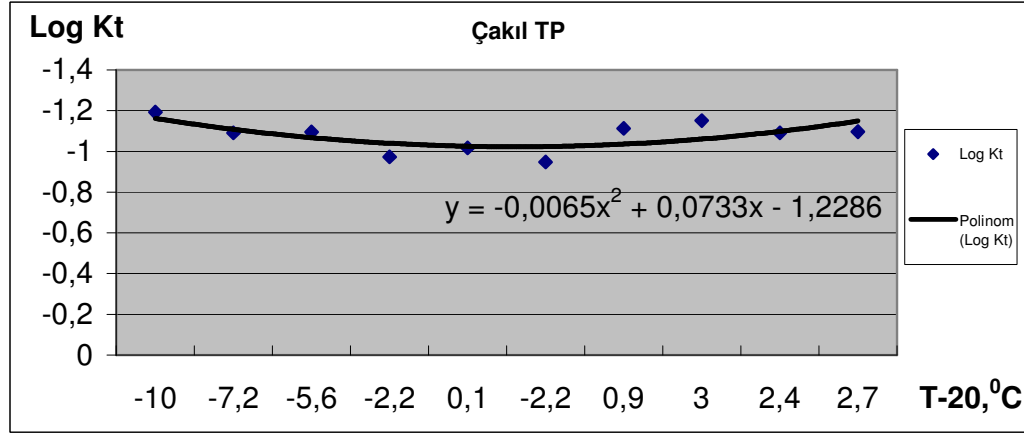
Şekil 4.6: 1 m²'lik toprak dolgulu sistemde TP için Log Kt ile T-20 ilişkisi



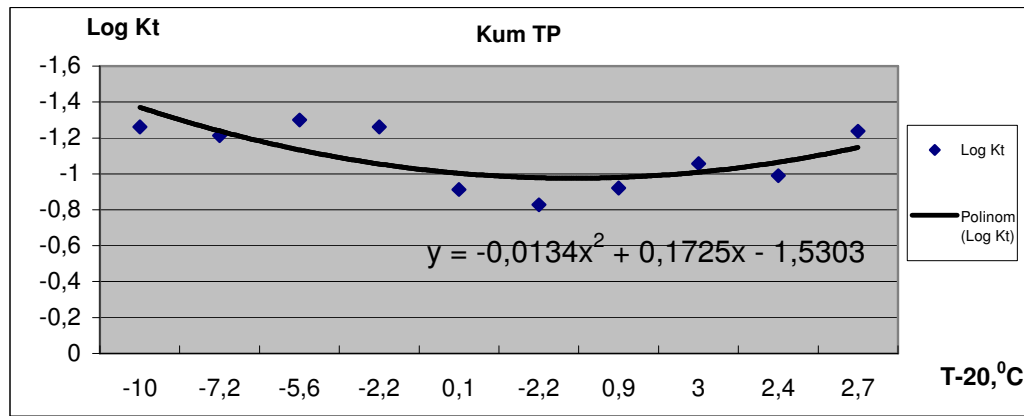
Şekil 4.7: 1 m²'lik perlit dolgulu sistemde TP için Log Kt ile T-20 ilişkisi



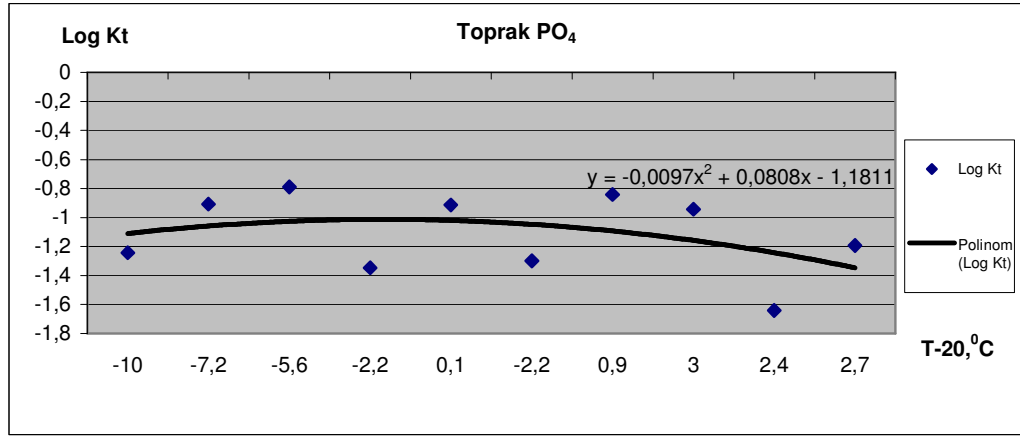
Şekil 4.8: 1 m²'lik cüruf dolgulusistemde TP için Log Kt ile T-20 ilişkisi



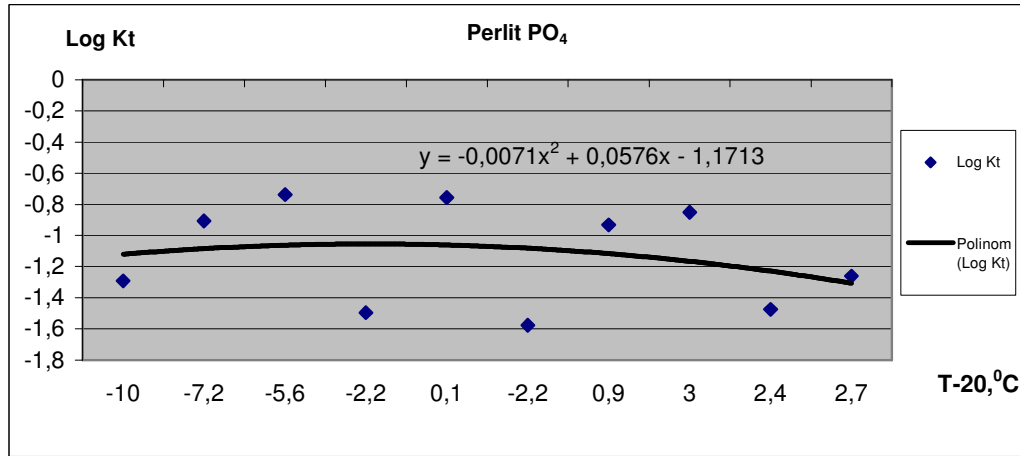
Şekil 4.9: 1 m²'lik çakıl dolgulu sistemde TP için Log Kt ile T-20 ilişkisi



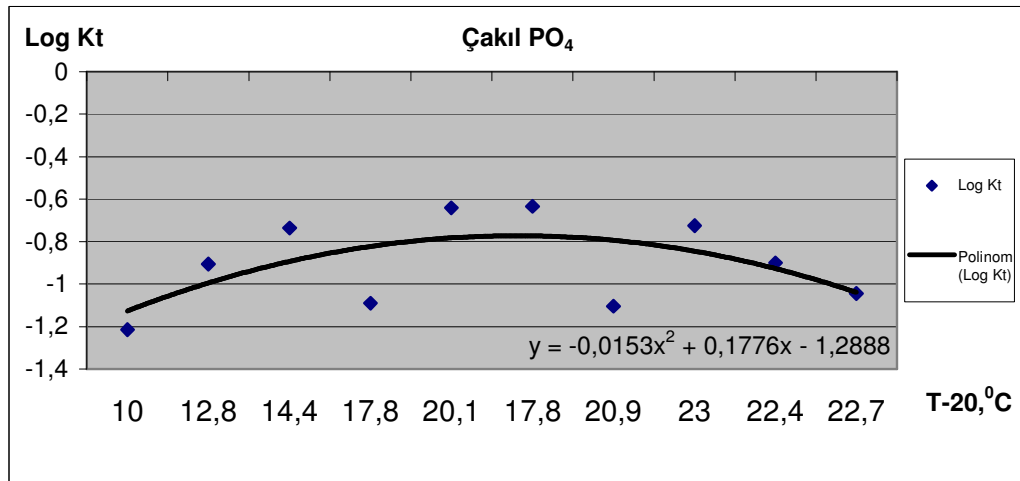
Şekil 4.10: 1 m²'lik kum dolgulu sistemde TP için Log Kt ile T-20 ilişkisi



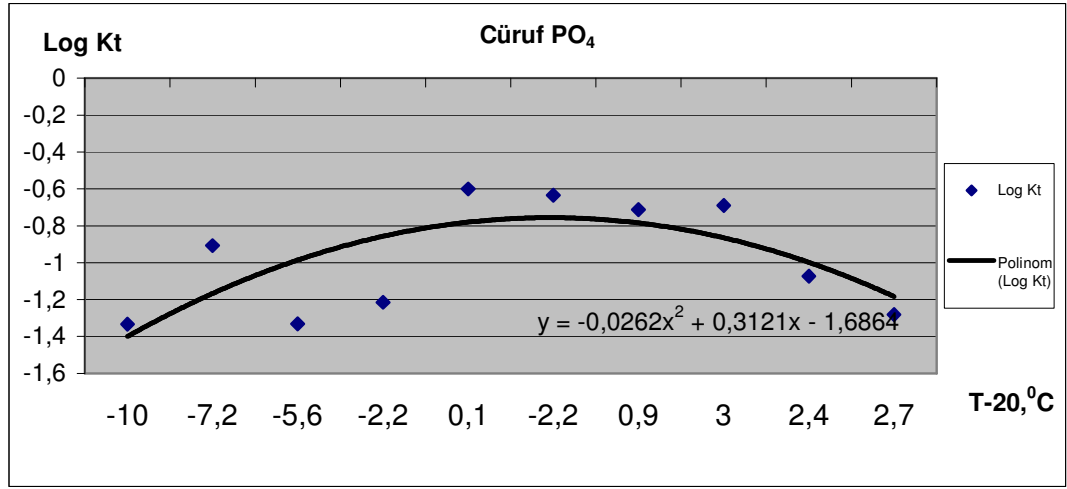
Şekil 4.11: 1 m²'lik toprak dolgulu sistemde PO₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi



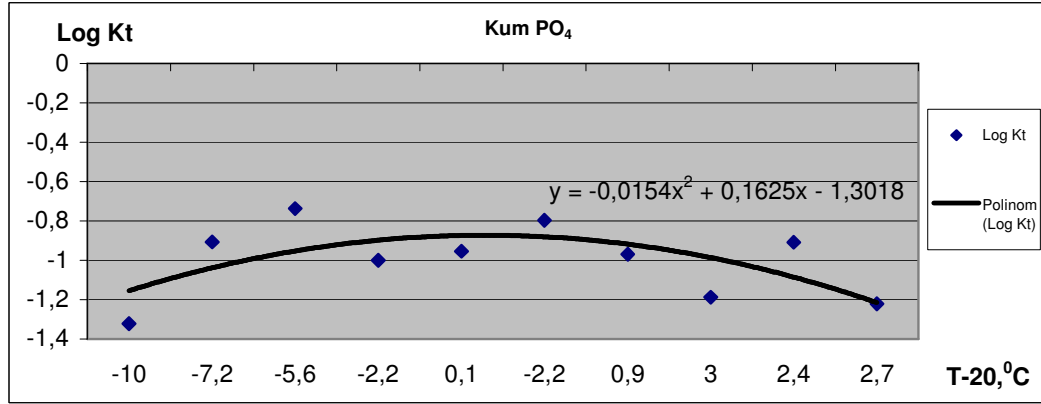
Şekil 4.12: 1 m²'lik perlit dolgulu sistemde PO₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi



Şekil 4.13: 1 m²'lik çakıl dolgulu sistemde PO₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi



Şekil 4.14: 1 m²'lik cüruf dolgulu sistemde PO₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi



Şekil 4.15: 1 m²'lik kum dolgulu sistemde PO₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi

Literatürde sulakalan sistemlerindeki fosfor için kaydedilen hız sabitleri belirli bir aralığı kapsamaktadır. Kadlec ve Knight (1996), TP için 0.033 1/gün değerini bulmuş, Brix (1998) ise TP için aynı değeri 0.025 1/gün olarak belirtmiştir.

Bu çalışmada TP için elde edilen k_{20} değerleri toprak için 0.039, perlit için 0.052; cüruf için 0.104; çakıl için 0.059; kum için 0.029 (1/gün) olup cüruf hariç olmak üzere literatürde kaydedilen değerlere oldukça yakındır. Ortofosfat için toprak için elde edilen 0.066; perlit için 0.067, cüruf için 0.021; çakıl için 0.051 ve kum için elde edilen 0.050 1/gün değerleri de TP için elde edilen değerlere oldukça yakındır.

4.3.2 10 m²'lik sistem için elde edilen kinetik sabitler

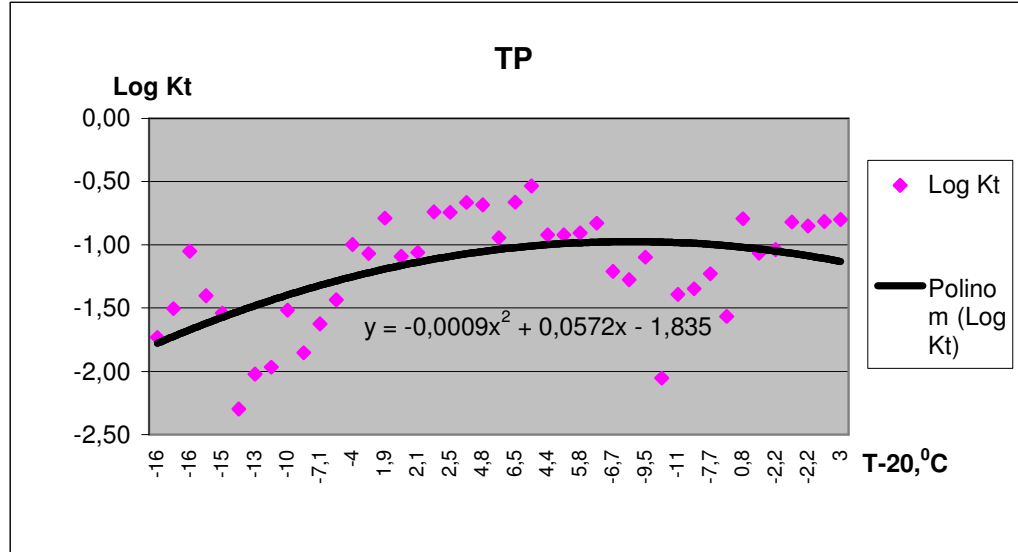
10 m²'lik pilot sistemde toplam fosfor ve ortofosfat için ortam malzemesi olarak çakıl kullanıldığında elde edilen hız sabitleri ve sıcaklık katsayıları Tablo 4.9'da verilmiştir.

Tablo 4.9: 10 m²'lik sistem'de TP için hız sabitleri (20°C'de) ve sıc. düz. katsayıları (θ)

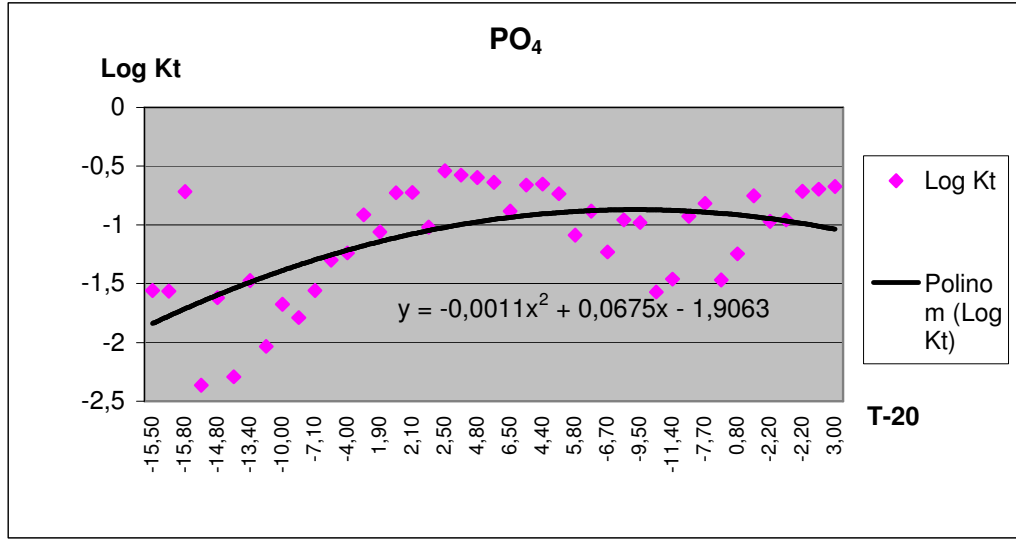
	<i>Yüzey Altı Akışlı Sistem (YAS)</i>	
Ortam Malzemesi	k_{20} (1/gün)	θ (boyutsuz)
Çakıl (TP)	0.015	1.150
Çakıl (PO ₄)	0.012	1.180

Tablo 4.9'dan da görüleceği üzere ortam malzemesi olarak çakıl kullanıldığında elde edilen k_{20} değerleri TP için 0.015, PO₄ için 0.012 olup, Brix (1998) tarafından verilen 0.025 değerinden biraz daha düşüktür.

Ortam malzemesi olarak çakıl kullanıldığında elde edilen Log Kt ve sıcaklık (T-20) ilişkisi sırası ile TP için şekil 4.16'da; PO₄ için ise şekil 4.17'de verilmiştir.



Şekil 4.16: 10 m²'lik sistem'de TP için Log Kt ile T-20 ilişkisi



Şekil 4.17: 10 m²'lik sistem'de PO₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi

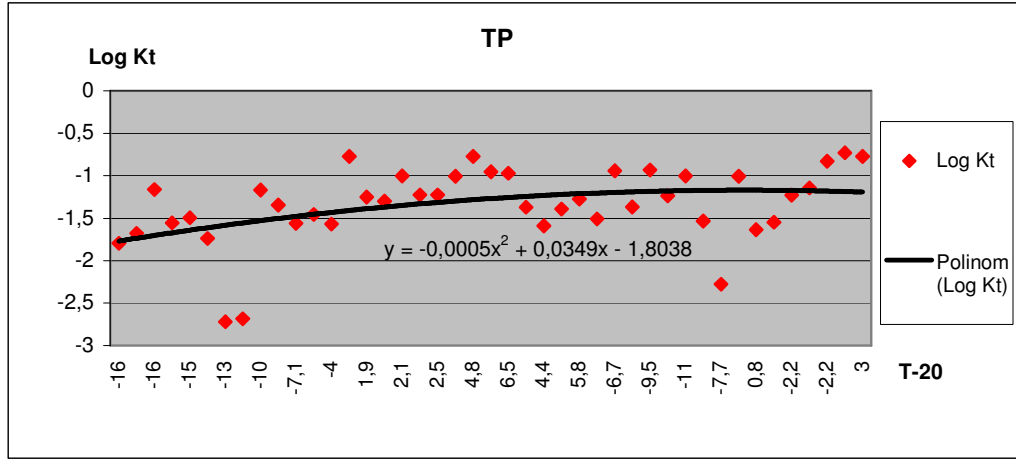
4.3.3 100 m²'lik sistem için elde edilen kinetik sabitler

100 m²'lik sistem için de aynı şekilde ortam malzemesi olarak çakıl kullanıldığında toplam fosfor ve ortofosfat için elde edilen hız sabitleri ve sıcaklık katsayıları Tablo 4.10'da verilmiştir.

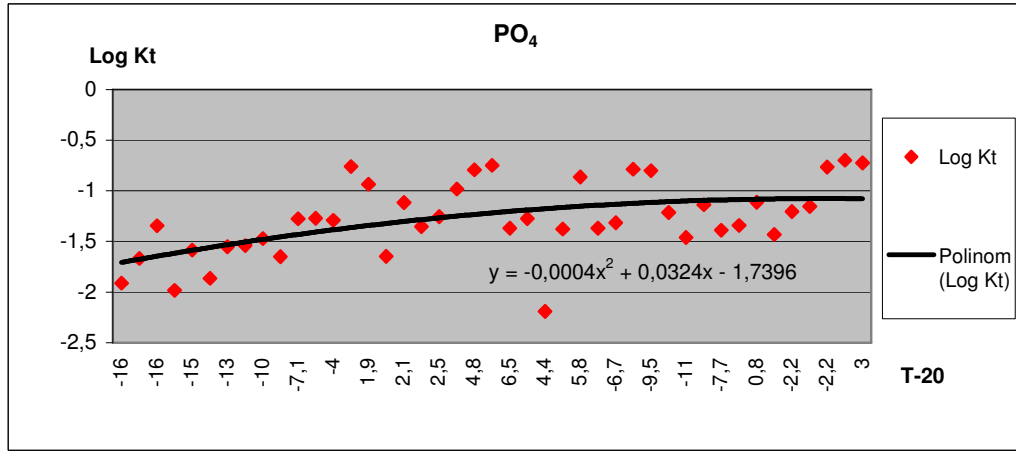
Tablo 4.10: 100 m²'lik sistemde TP için hız sabitleri (20°C'de) ve sıc. düz. katsayıları (θ)

Ortam Malzemesi	Yüzey Altı Akışlı Sistem (YAS)	
	k_{20} (1/gün)	θ (boyutsuz)
Çakıl (TP)	0.016	1.089
Çakıl (PO ₄)	0.018	1.081

Tablo 4.10'a göre 100 m²'lik sistemde TP için k_{20} sabiti 0.016; ortofosfat için ise 0.018 1/gün olarak elde edilmiş olup, Brix (1998) tarafından verilen 0.025 1/gün değerine 10 m²'lik sistemden daha da yakındır. Ortam malzemesi olarak çakıl kullanıldığında TP ve PO₄ fosforu için elde edilen Log Kt ve sıcaklık ilişkisi sırası ile Şekil 4.18 ve Şekil 4.19'da gösterilmiştir.



Şekil 4.18: 100 m²'lik sistem'de TP için Log Kt ile T-20 ilişkisi



Şekil 4.19: 100 m²'lik sistem'de PO₄ için Log Kt ile T-20 ilişkisi

4.3.4 Kinetik modelin doğrulanması

Kinetik modelden elde edilen θ ve k_{20} değerleri aşağıdaki Denklem 4.6'da yerine konularak tahmini çıkış konsantrasyonları elde edilmiştir

$$C_{\zeta} = 10^{\frac{2.3025 \cdot \text{Log} C_g - k_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \cdot t}{2.3025}} \quad (4.6)$$

Bu formülde;

C_{ζ} : tahmini çıkış konsantrasyonları (mg/L)

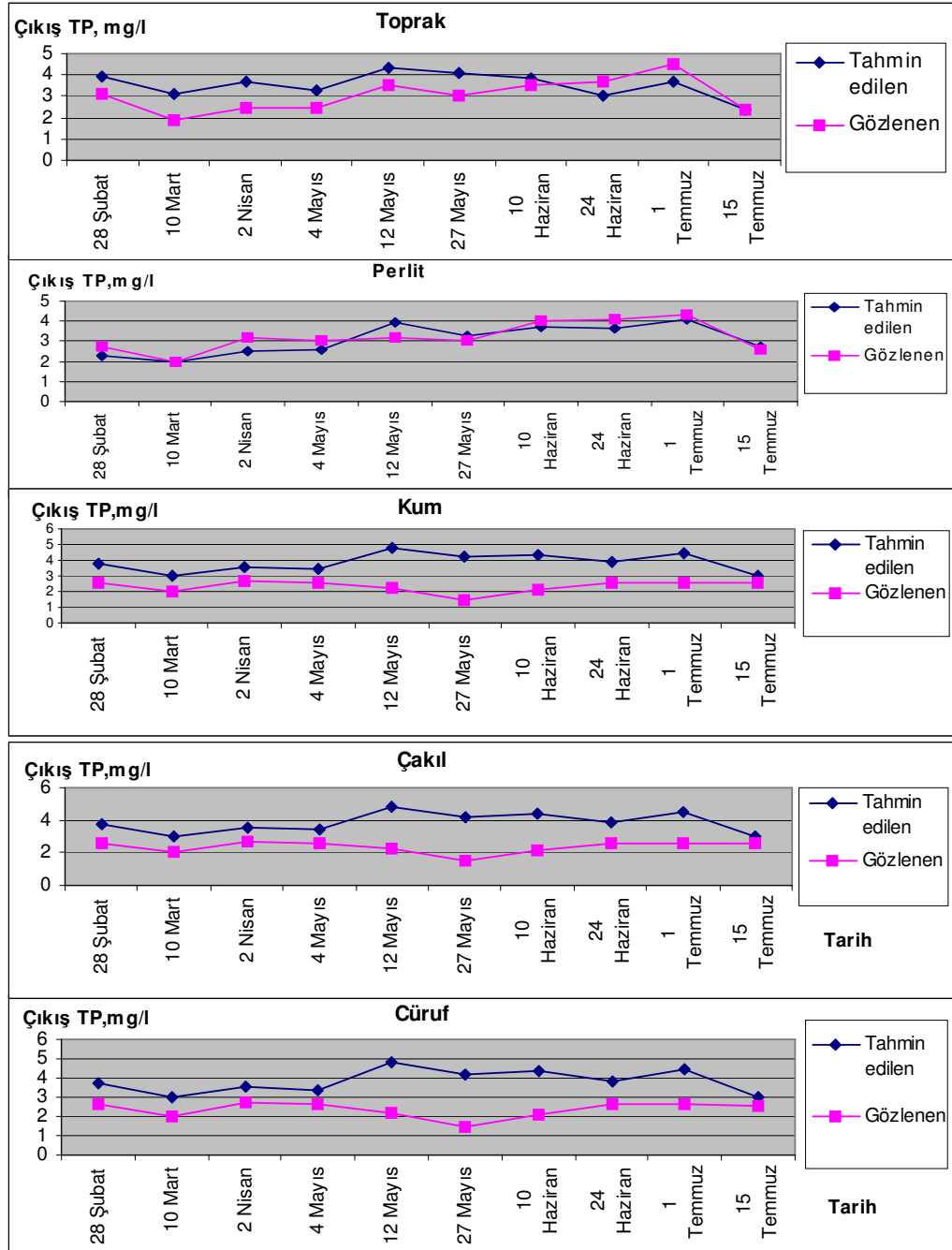
C_g : giriş konsantrasyonları (mg/L),

t : hidrolik bekletme süresi (gün),

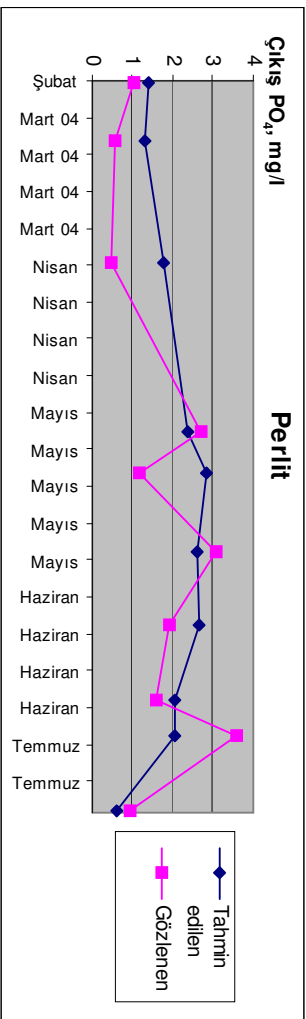
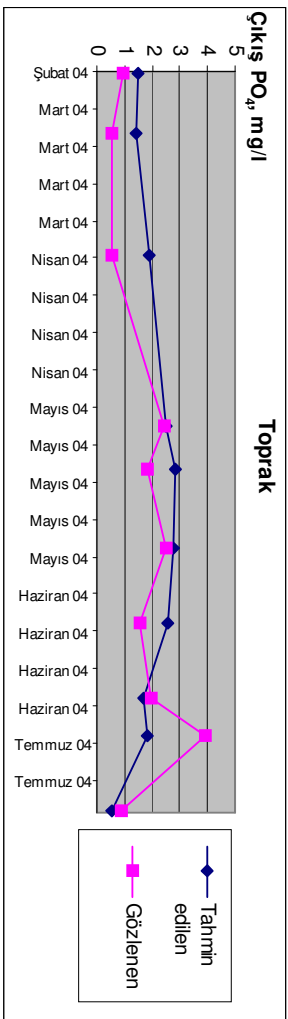
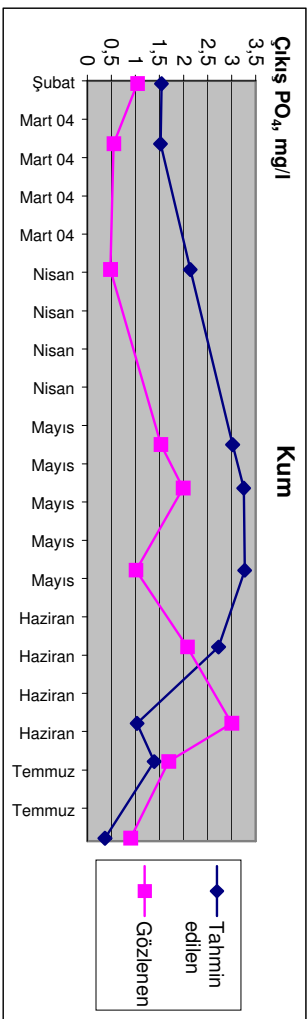
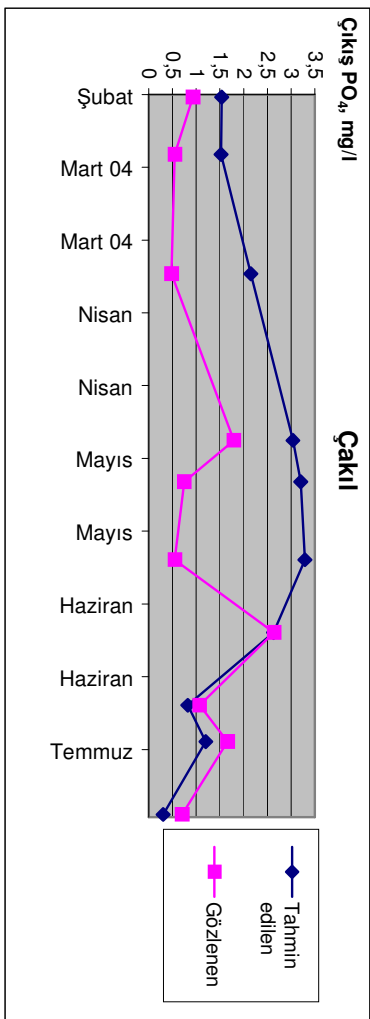
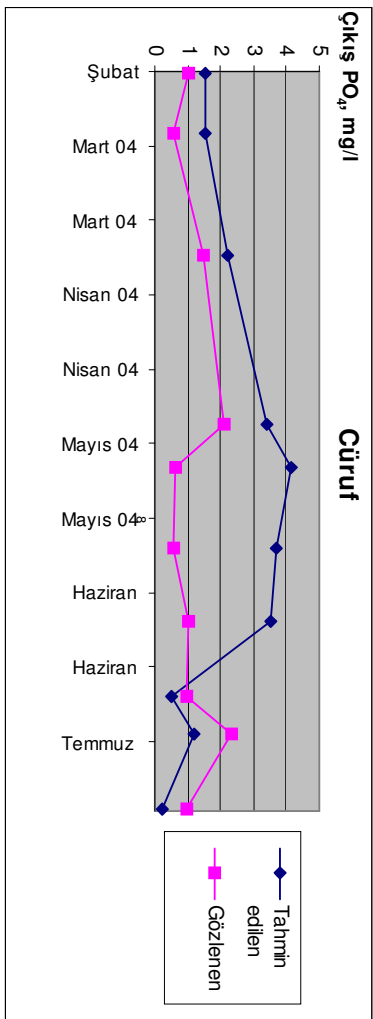
T: su sıcaklığı ($^{\circ}\text{C}$),

2.3024 katsayısı ise $\ln(10)$ değerine eşittir.

Buna göre 1 m^2 'lik pilot ölçekli sistemde tüm ortam malzemeleri için elde edilen grafik, TP için şekil 4.20'de; PO_4 için ise şekil 4.21'de topluca gösterilmiştir. Modelden ve sistemden elde edilen sonuçların genelde uyumlu olduğu görülmüştür.

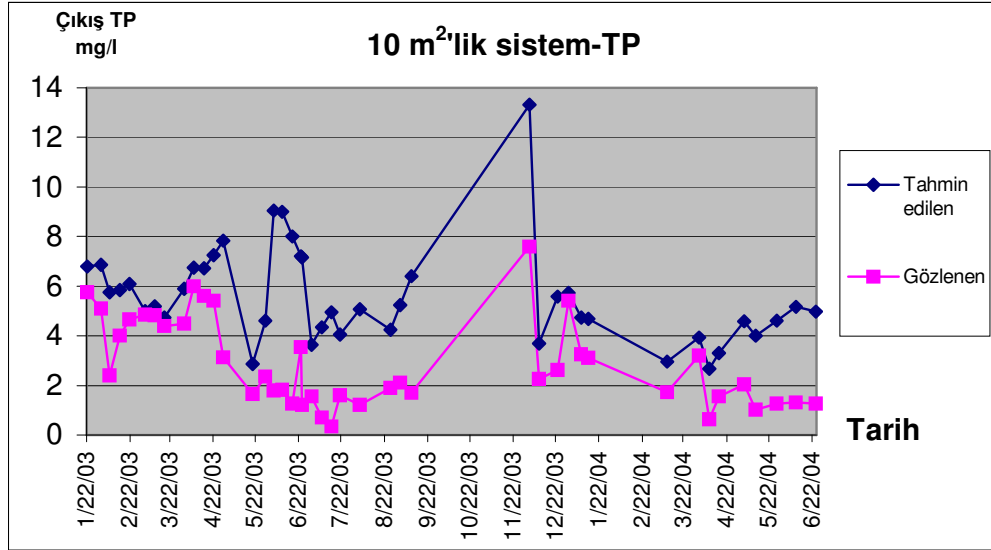


Şekil 4.20: 1 m²'lik sistemde TP için elde edilen karşılaştırmalı çıkış konsantrasyonları

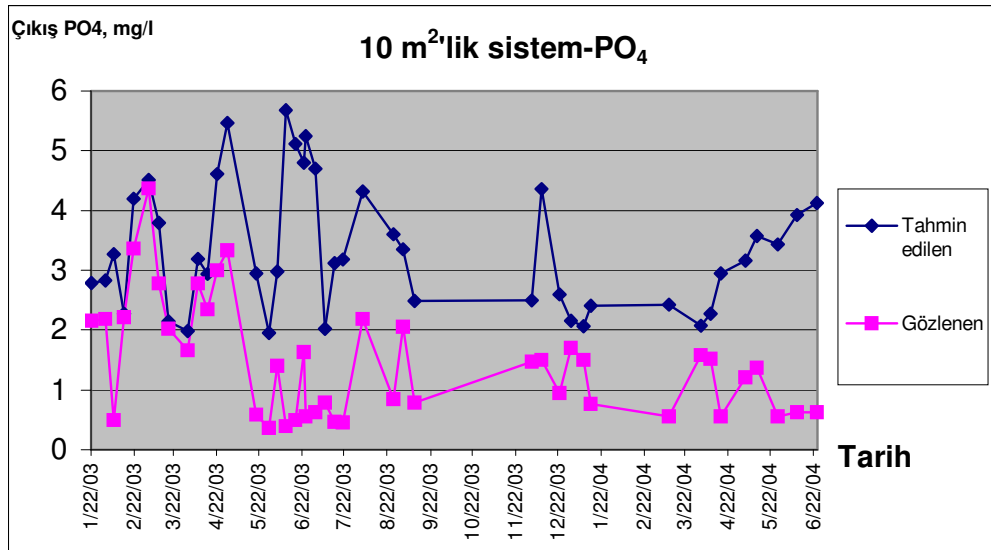


Şekil 4.21: 1 m²'lik sistemde PO₄ için elde edilen karşılaştırılmalı çıkış konsantrasyonları

Aynı model için 10 m²'lik sistemde elde edilen sonuçlar TP için şekil 4.22'de; PO₄ için şekil 4.23'te gösterilmiştir. Şekillerden de görüldüğü üzere, model ve gerçek sonuçlar arasındaki uyum, burada da görülmektedir.

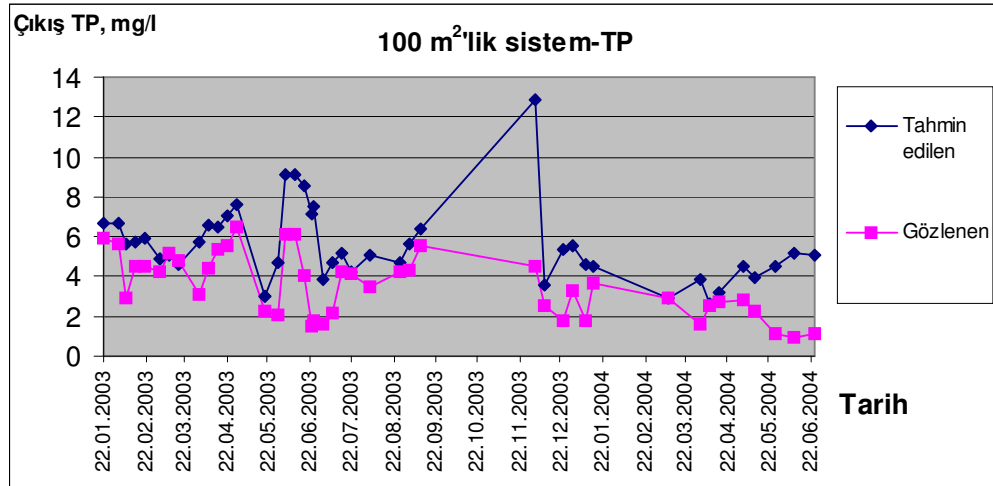


Şekil 4.22: 10 m²'lik sistemde TP için elde edilen karşılaştırmalı çıkış konsantrasyonları

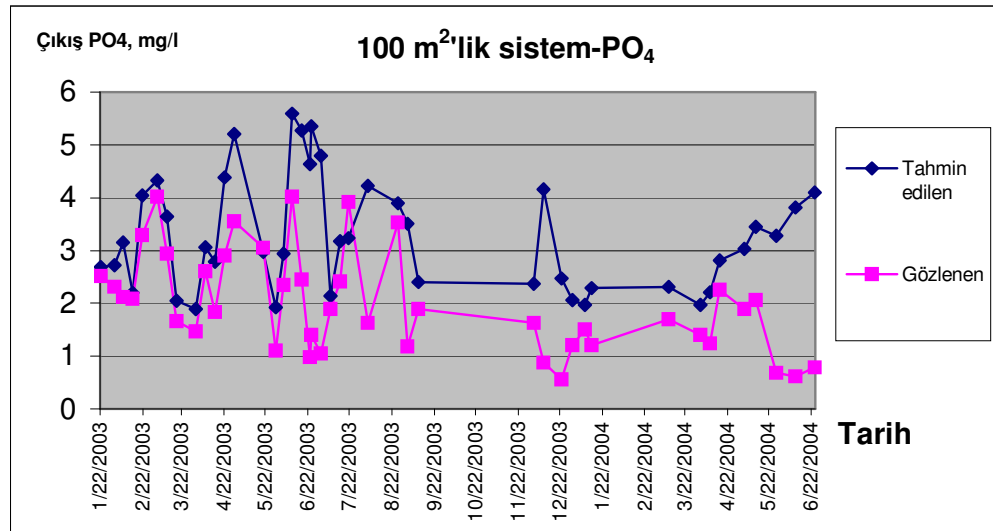


Şekil 4.23: 10 m²'lik sistemde PO₄ için elde edilen karşılaştırmalı çıkış konsantrasyonları

Yine aynı model için 100 m²'lik sistemde elde edilen sonuçlar TP için şekil 4.24'te; PO₄ için şekil 4.25'te gösterilmiştir.



Şekil 4.24: 100 m²'lik sistemde TP için elde edilen karşılaştırmalı çıkış konsantrasyonları



Şekil 4.25: 100 m²'lik sistemde PO₄ için elde edilen karşılaştırmalı çıkış konsantrasyonları

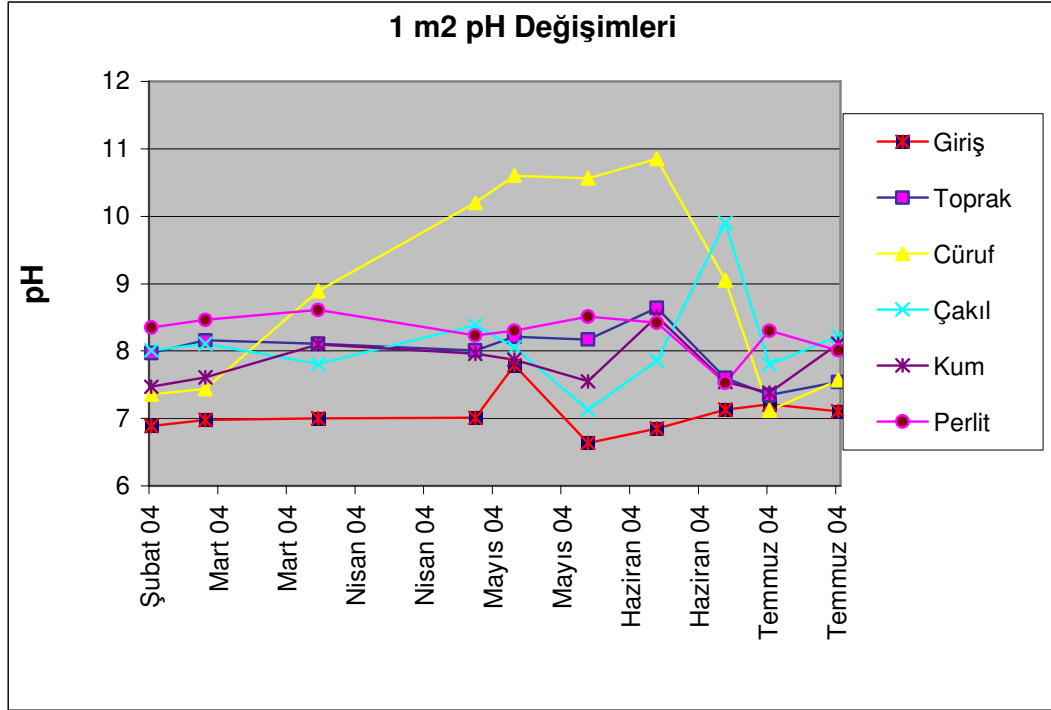
4.4 Pilot Sistemlerde Fosfor Giderme Verimleri

4.4.1 1 m²'lik sistemlerden elde edilen sonuçlar

Şekil 3.1.'de gösterilen sistemlerden 5 adedi, toprak, çakıl, perlit, cüruf ve kum ile doldurularak Şubat 2004 içerisinde işletmeye alınmış ve Temmuz 2004 sonuna kadar 6 ay süre ile 24 saatlik kompozit numuneler toplanarak veri elde edilmiştir. Sistemlere Şekil 3.1'de de görüldüğü gibi aynı atıksu ön çöktürme yapılarak verilmiş ve atıksu yükü 30 l/m²/gün değerinde sabit tutulmuştur.

4.4.1.1 pH değışimleri

1 m²'lik sistemlere çalışma süresince beslenen evsel atıksuyun konsantrasyonu değışken olduğundan her numune alma işleminde giriş atıksuyu da alınmıştır. Sistemlerin genel çalışma verimi açısından en basit göstergelerden biri olan pH değışimi giriş atıksuyuna bağılı olarak Şekil 4.26'da verilmiştir. Elde edilen pH değışimi sonuçları EK-E (Tablo E.1)'da verilmiştir.



Şekil 4.26: 1 m²'lik sistemlerde pH Değışimleri

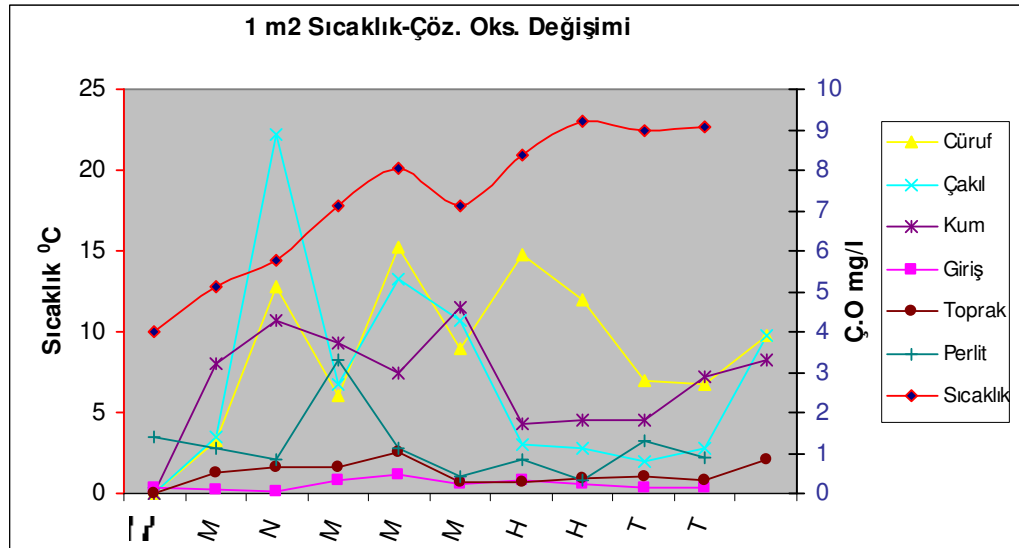
Şekil 4.26 ve Tablo E.1 birlikte incelendiğinde giriş atıksuyunun ortalama pH değeri 7.06 olduğı; ortam malzemelerinden cüruf'ün çıkış pH değeri diğer malzemelerden oldukça farklı olarak 8.9 değeriine sahip olduğı görölmektedir. Atıksuyun pH değeriine en yakın çıkış pH değeri 7.8 ile kum'da görölmekte, bu malzemeyi sırası ile toprak (7.97), çakıl (8.13) ve perlit (8.27) izlemektedir. Bu sonuçlara göre, ortam malzemelerinin atıksudaki organik maddeleri giderirken, pH'ı da artığı görölmektedir. Ancak pH çıkış değeri verim değeri ile birlikte değerlendirildiğine, pH artışı ile verim arasında doğrudan bir ilişki gözlenmemektedir.

Oysa, çözeltinin pH'ının tutulması çeşitli sebeplerden etkilendiği litertürde belirtilmektedir. Eckenfelder (1968), hem hidrojen hem de hidroksil iyonlarının adsorplanma eğiliminin yüksek olduğunu, bu sebeple çözelti pH'ının adsorban yüzeyinde kirleticiye karşı afinitenin artmasına veya azalmasına sebep olarak tutulmada etkili olduğunu belirtmiştir. Pierzynski (1991) ise, yüksek pH değerlerinde fosforun çözünürlüğünün Kalsiyum fosfat oluşumu ile, daha düşük pH değerlerinde ise Al veya Fe fosfat oluşumu ile kontrol edildiğini belirtmiştir. Şekil 4.26 ve Tablo I.1'e göre pH ile P giderim verimi arasında sadece cüruf için artış görülmüş olması, bu görüşleri doğrulamaktadır.

Şekil 4.26'da verilen pH değişimleri grafiğine göre en iyi tutulma elde edilen cüruf'ün pH'ı da malzemeler içinde en yüksektir. Malzemelerin adsorplama özelliği ile pH grafiği arasında belirli bir uyum olup, iyi fosfor adsorplayan malzemelerin pH'ı da nisbeten yüksektir.

4.4.1.2 Sıcaklık ve çözünmüş oksijen değişimleri

Sistemlere verilen atıksuyun sıcaklığı ve çözünmüş oksijen değişimleri de numuneler alınır alınmaz 5-10 dk içerisinde laboratuvarda ölçülmüştür. Sıcaklık ölçümünde görülen %1 civarındaki sapmalar ihmal edilmiştir. Sistemlerde gözlenen sıcaklık ve çözünmüş oksijen değişimleri Şekil 4.27'de gösterilmiştir. Çözünmüş oksijen değerleri Ek E (Tablo E.2)'da verilmiştir.



Şekil 4.27: 1 m²'lik sistemlerde Sıcaklık ve Ç.O Değişimleri

Yaşayan bir su ortamında sıcaklık ile çözülmüş oksijen belirli bir denge halinde bulunmaktadır ve Henry Kanununa göre sudaki çözülmüş oksijen konsantrasyonu suyun sıcaklığı ile ters orantılıdır. Tutulma reaksiyonları entropide azalmaya yol açtığından ekzotermik reaksiyonlardır (Eckenfelder, 1968). Bu sebeple sıcaklık arttığında tutulma azalması ve P giderim veriminde bir miktar azalma görülmesi beklenir. Şekil 4.24 ve Tablo I.2’de verilen sonuçlara göre ortalama 0.5 mg/l çözülmüş oksijen içeren evsel atıksuyun çözülmüş oksijenini en fazla artıran malzemeler sırası ile cüruf (3.86), çakıl (3.07) ve kum (3.03)’dur. Perlit (2.89) iyi bir ortalama çıkış değerine sahip ise de performansı düzensiz ve istikrarsız olarak gözükmemekte; toprak (1.33) ise çözülmüş oksijen için önemli bir artış sağlayamamıştır. Çakıl ve cüruf, elek analizinden de görüleceği üzere en büyük dane çapına sahip iki malzeme olduğundan, sistemde daha iyi havalandırma sağlayarak çözülmüş oksijen konsantrasyonunun artmasını sağlamıştır. Yaz aylarına doğru artan sıcaklık ile beraber tüm sistemlerde çözülmüş oksijen seviyelerinde de beklenildiği üzere genel bir düşüş gözlenmektedir. Çözülmüş oksijen parametresinin bundan sonraki çalışmalarda eş zamanlı (online) olarak gözlenmesinde önemli fayda görülmektedir.

4.4.1.3 İletkenlik değişimi

İletkenlik, ortamdaki iyonik konsantrasyonun b r  l s d r. Ancak, sadece ortamdaki iyonlara değil, aynı zamanda sıcaklığa da bağlı değiştiğinden, ölçülen tüm iletkenlik değerlerinin 25  C’ye çevrilerek standartlaştırılması önerilmektedir (Gray ve Bevilacqua, 1997). Yazarlar tarafından bu amaçla önerilen eşitlik,

$$C_{25} = \frac{C_T - C_w}{1 + 0,02(T - 25)} + 0,0545 \quad (4.7)$$

olup, burada;

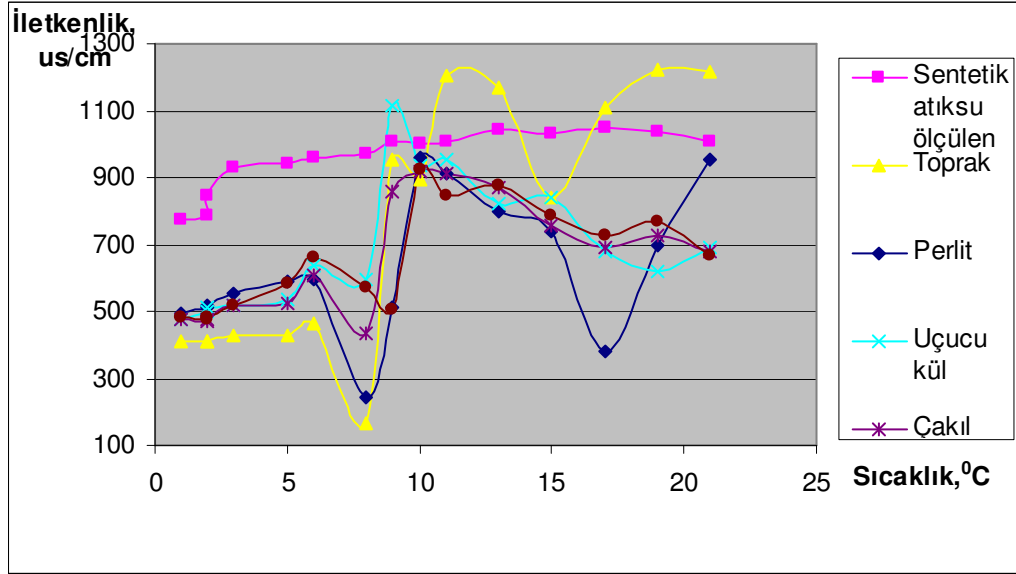
C_T = T sıcaklığında ölçülen iletkenliği, us/cm

C_w = Aynı sıcaklıkta saf suyun iletkenliği, us/cm

T = Numune sıcaklığı,  C

C_{25} = 25  C’ye çevrilmiş iletkenlik, us/cm

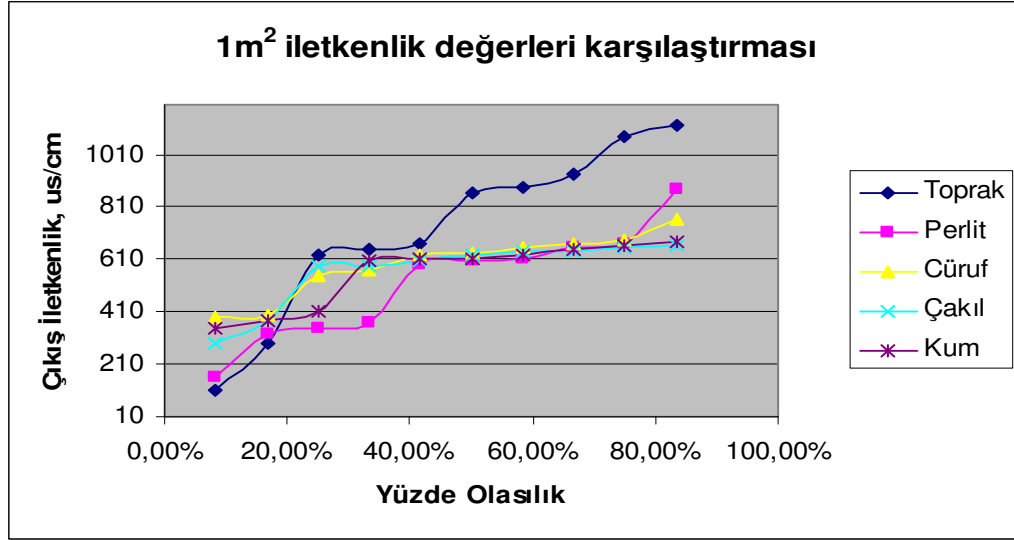
Yukarıdaki denkleme göre, sıcaklığın iletkenlik üzerine etkisini görmek amacıyla sentetik atıksu için çeşitli sıcaklıklarda elde edilen ve laboratuvar ölçekli deneylerden elde edilen iletkenlik değerleri standardize edilerek Şekil 4.28’de gösterilmiştir. Sayısal değerler ise Ek E (Tablo E.3)’te verilmiştir.



Şekil 4.28: 1 m²’lik sistemlerde elektriksel iletkenlik değişimi

Şekil 4.28 ve Tablo E.3’e göre evsel atıksuyun ortalama elektriksel iletkenlik değeri olan 836 us/cm değerinde kış aylarında yaşanan düşme eğilimi, yaz aylarında yükselmeye başlamış ve toprak hariç tüm malzemelerde 600 us/cm değerine yaklaşmıştır. Şekil 4.27’de de görüldüğü gibi iletkenlik artışı grafiği, sıcaklık artışı grafiği ile önemli bir benzerliğe sahiptir. Şekil 4.28 dikkatli olarak incelendiğinde, atıksu sıcaklığının 5 dereceden 10 dereceye doğru yükselmeye başladığı bahar aylarından başlamak üzere iletkenlikte önemli bir yükselme gözlenmektedir. Toprak, diğer malzemelere oranla bu yükselmenin en fazla olduğu ortam malzemesidir. Bunun anlamı kış aylarında düşük nutrient giderimi sebebi ile nutrientlerin partiküler formda kalmaları, yaz aylarında artan giderim verimi ile çözünmüş forma geçmeye başlayan kirleticilerin iletkenliği arttırmalarıdır. Şekil 4.28’e göre ortalama iletkenlik değişimi %30 dolaylarındadır.

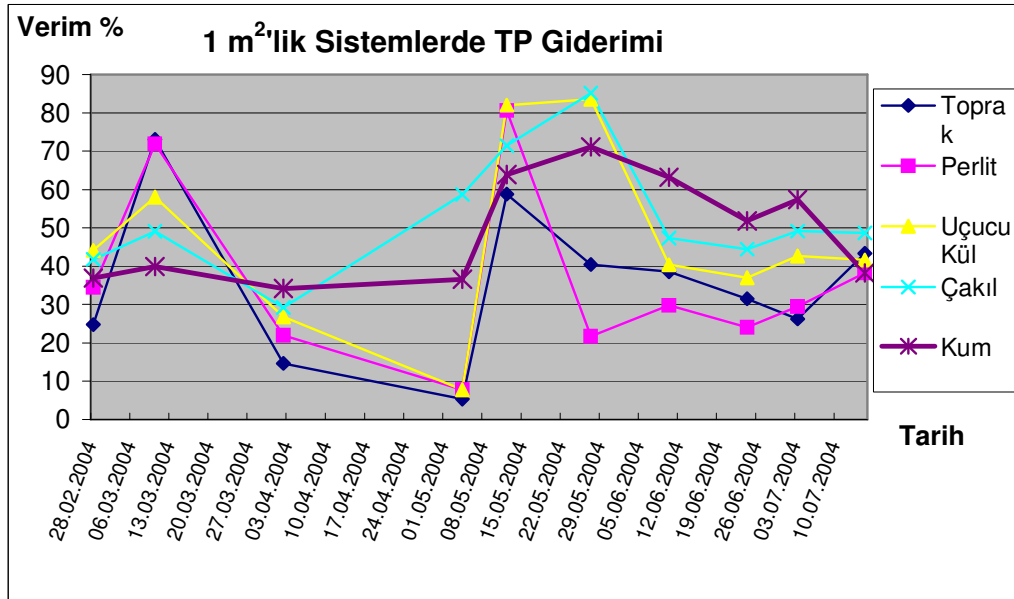
Çıkış iletkenlik değerlerinin olasılık dağılımının grafiği Şekil 4.29'da verilmiştir. Buna göre toprak en fazla; perlit ise en az iletkenlik çıkış çıkış değerine sahip malzeme olarak gözükmemektedir.



Şekil 4.29: 1 m² 2lik sistemde iletkenlik değerleri karşılaştırması

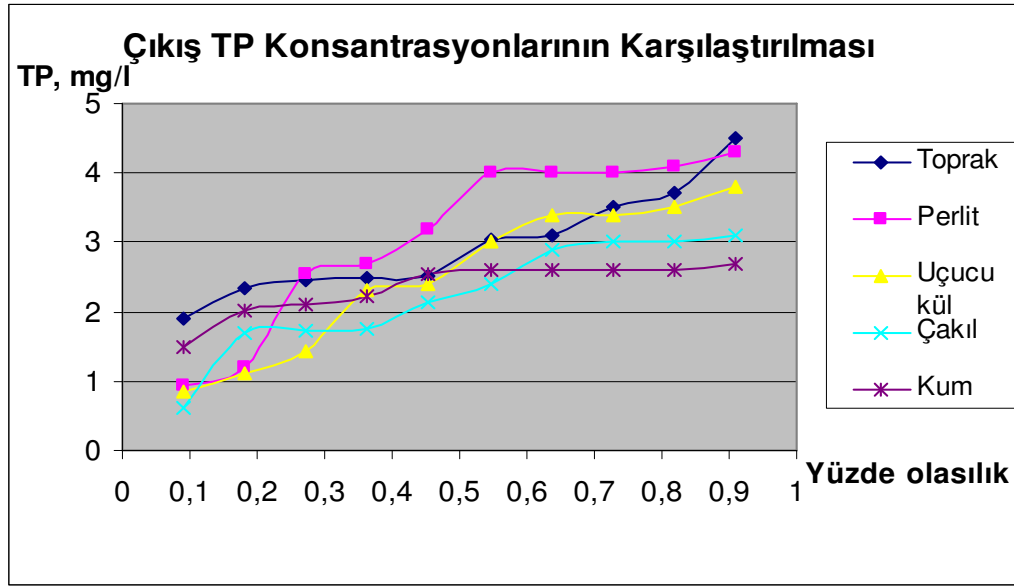
4.4.1.4 Fosfor (TP, PO₄) giderimi

Her bir sistemden elde edilen Toplam Fosfor (TP) giderimi Şekil 4.26'da; Ortofosfat giderimi ise Şekil 4.30'da verilmiştir.



Şekil 4.30: 1 m²'lik sistemlerde TP Giderimi

Şekil 4.30 incelendiğinde en iyi fosfor giderimi elde edilen malzemenin kum olduğu görülmektedir. Kum, boyut dağılımı açısından en küçük malzeme olduğundan, diğer malzemelere oranla çok daha fazla tutulma yüzeyine sahiptir. Diğer malzemeler kış periyodunun bitişi ile hızlı bir verim artışı periyoduna girmiş ve giderim verimleri %50 civarında dengeye gelmiştir. Kum için dengeye gelen TP giderim verimi ise %60 civarındadır. Çıkış suyu P konsantrasyonu değerlerinden de görüleceği üzere yaz aylarında daha iyi giderim verimi elde edilmesi, Bölüm 4.1.7’de açıklandığı üzere tutulma prosesine ilave olarak daha çok mikrobiyolojik prosesler ve bitki metabolizmasının artması ile ; kış aylarında ise daha çok tutulma prosesi ile olduğunu göstermektedir. Çıkış konsantrasyonlarının olasılık dağılımına göre değişimi ise Şekil 4.31’de gösterilmiştir. Bu şekilden de en kötü performansın perlit’e; en iyi performansın ise çakıl ve cüruf’ ait olduğu görülmektedir.

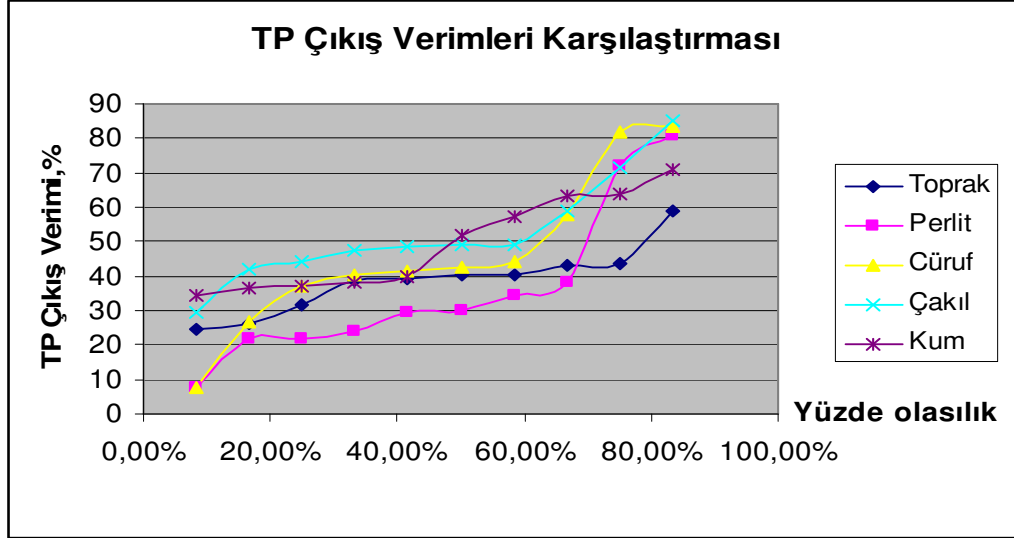


Şekil 4.31: Pilot sistemlerin çıkış TP performanslarının karşılaştırılması

Her bir malzeme için elde edilen ortalama giderim verimleri Ek E (Tablo E.4)’de verilmiştir.

Yukarıdaki tabloya göre TP için en iyi giderime sahip malzemeler sırası ile çakıl, kum, cüruf, perlit ve topraktır. Tutulma deneylerinde bu sıranın toprak, kum, çakıl, cüruf, perlit olduğu göz önünde bulundurulduğunda toprak için elde edilen laboratuvar verisinin hatalı olduğu düşünülmektedir.

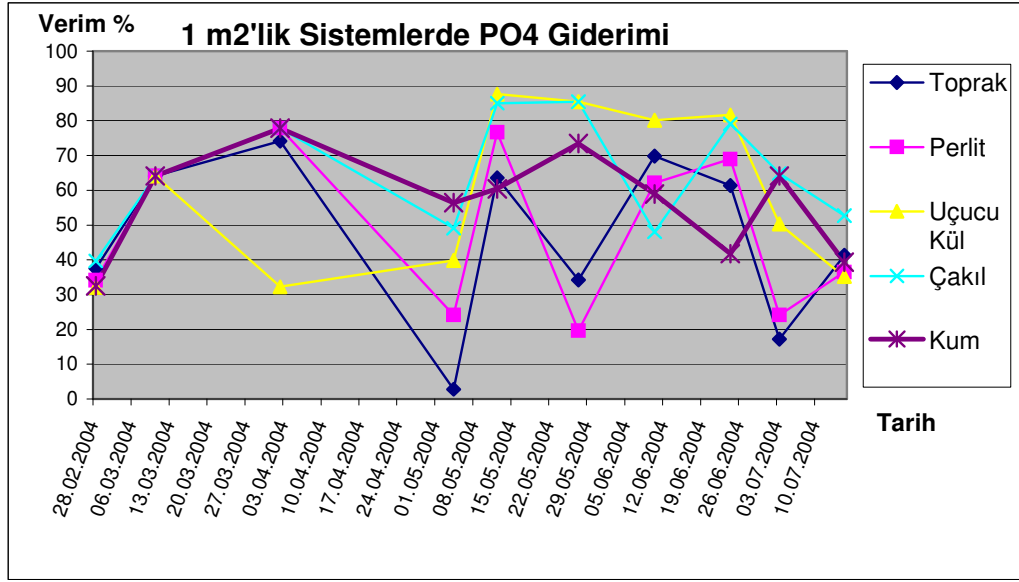
Aynı olasılık grafiği, sistemlerden elde edilen verimler için de yapıldığında Şekil 4.32 elde edilir. Şekil 4.32 incelendiğinde en iyi verime ulaşma ihtimalinin çakıl ve cüruf için geçerli olduğu görülmektedir.



Şekil 4.32: Pilot sistemlerin TP giderim verimlerinin karşılaştırılması

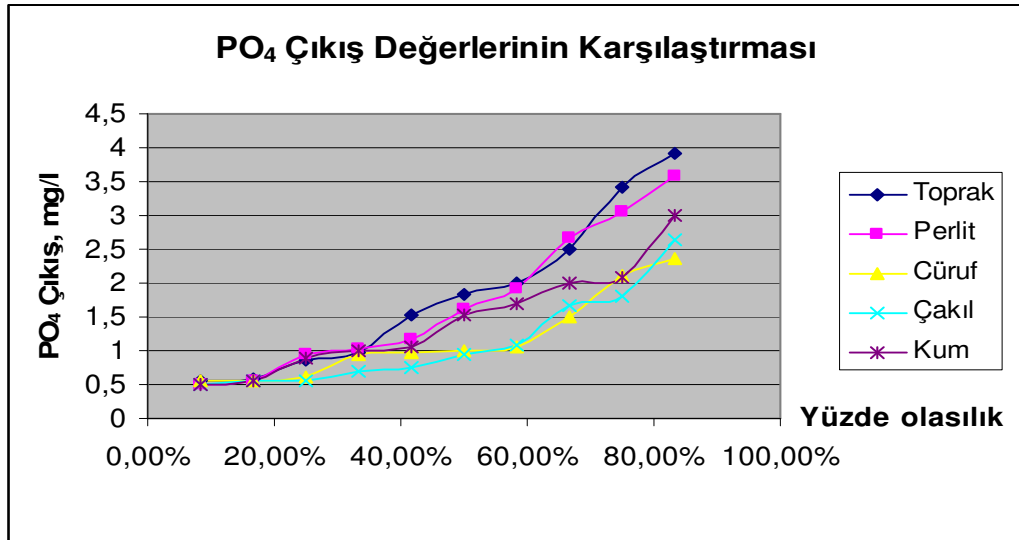
1 m²'lik sistemlerde ortofosfat giderimi şekil 4.33'te gösterilmiştir. Şekil 4.33 ve Tablo E.4 incelendiğinde TP'de olduğu gibi kumun ortofosfat açısından iyi bir giderime sahip olduğu görülmektedir. Çakıl ve cüruf de ortofosfat gideriminde başarılı bir performans göstermektedir. Gerek toprak, gerekse perlit yapı olarak zamanla suda kısmen çözünen maddeler olduğundan, sistem çıkışındaki dalgalanmalara sebebiyet vermektedirler. Ortofosfat için malzemelerden elde edilen ortalama giderim verimleri ise Ek E (Tablo E.5)'de görülmektedir.

Tablo E.5'e göre ortofosfat açısından en iyi giderim verimine sahip malzemeler sırası ile çakıl, cüruf, kum, perlit ve toprak'tır. Tutulma deneylerinde bu sıranın cüruf, kum, toprak, çakıl, perlit olduğu düşünülürse ortofosfat için de laboratuvar verisinin hatalı olduğu düşünülmektedir.

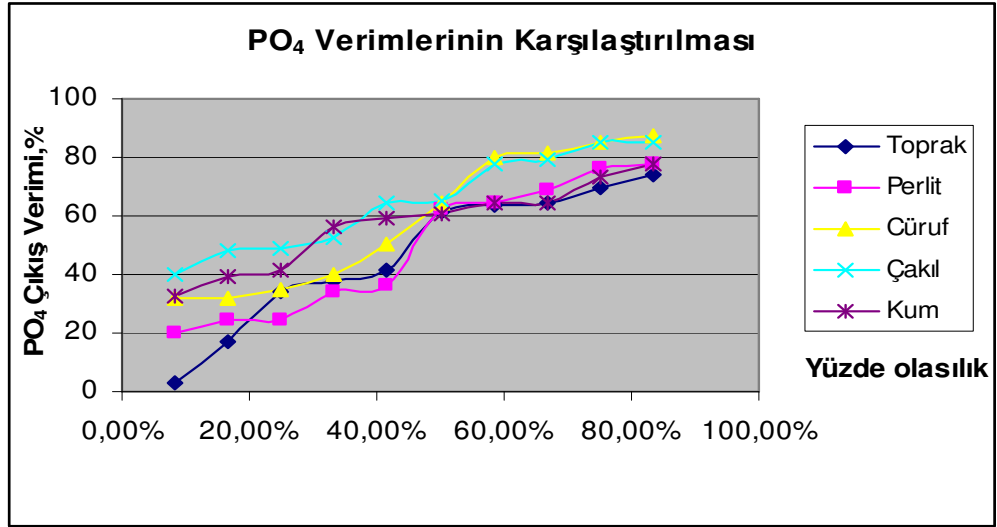


Şekil 4.33: 1 m²'lik Sistemlerde PO₄ Giderimi

Ortofosfat çıkış değerlerinin olasılık olarak karşılaştırılması Şekil 4.34'te gösterilmiştir. Buna göre, ortam malzemeleri ortofosfat giderimi açısından fazla kararlı olmamakla birlikte, en iyi giderim verimine sahip malzeme cüruf olarak görülmektedir. Şekil 4.35'te görüldüğü üzere aynı karşılaştırma elde edilen ortofosfat verimleri için yapıldığında ise en iyi malzemeler çakıl ve cüruf olarak görülmektedir.



Şekil 4.34: Pilot sistemlerin çıkış PO₄ performanslarının karşılaştırılması



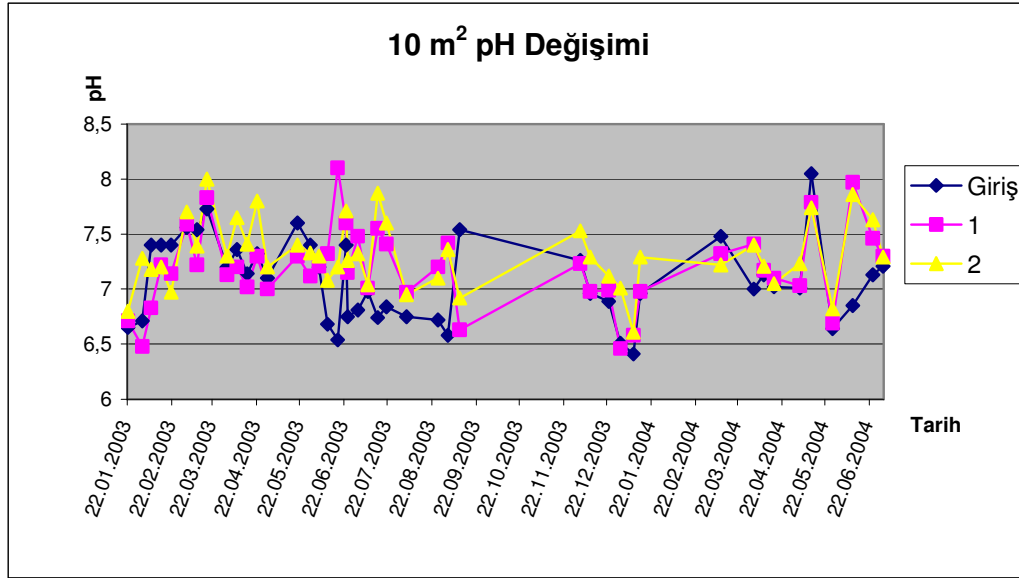
Şekil 4.35: Pilot sistemlerin ortofosfat verimlerinin karşılaştırılması

4.4.2 10 m²'lik sistemden elde edilen sonuçlar

Şekil 3.1.'de gösterilen sistemlerden 2 adet 5 m²'lik (1.5 m x 3.5 m) dikdörtgen reaktörlerden oluşan 10 m²'lik sistem; 40 cm orta boy çakıl ile doldurularak bitkinin tutunabilmesi açısından 10 cm toprak tabakası ile tamamlanmıştır. Birinci reaktöre iris bitkisi; ikinci reaktöre ise phragmites bitkisi ekilerek aynı sistemde iki farklı bitkinin etkisinin anlaşılması hedeflenmiştir. Bitki seçimleri, literatürde en fazla giderim verimi alındığı ifadesine göre yapılmıştır. Birinci bölmede arıtılmış suyun ikinci bölmeye eşit olarak dağıtılabilmesi için birinci bölmeden alınan su dağıtma boruları ile üstten damlatmalı bir şekilde ikinci bölmeye beslenmiştir. Ocak 2003 içerisinde işletmeye alınan sistemden Temmuz 2004 sonuna kadar 18 ay süre ile her hafta 24 saatlik kompozit numuneler toplanarak veri elde edilmiştir. Sistemlere Şekil 3.1'de de görüldüğü gibi aynı atıksu ön çöktürme yapılarak verilmiş ve atıksu yükü 30 l/m²/gün değerinde sabit tutulmuştur.

4.4.2.1 pH değişimi

Daha önce de ifade edildiği üzere sistemlere ön arıtmadan geçirilerek verilen evsel atıksuyun konsantrasyonu değişken olabildiğinden birinci ve ikinci reaktördeki pH değişimi giriş atıksuyuna karşı izlenmiştir. Sisteme giren atıksuyun 1 ve 2 nolu reaktörde değişimi, Şekil 4.36'da verilmiştir.



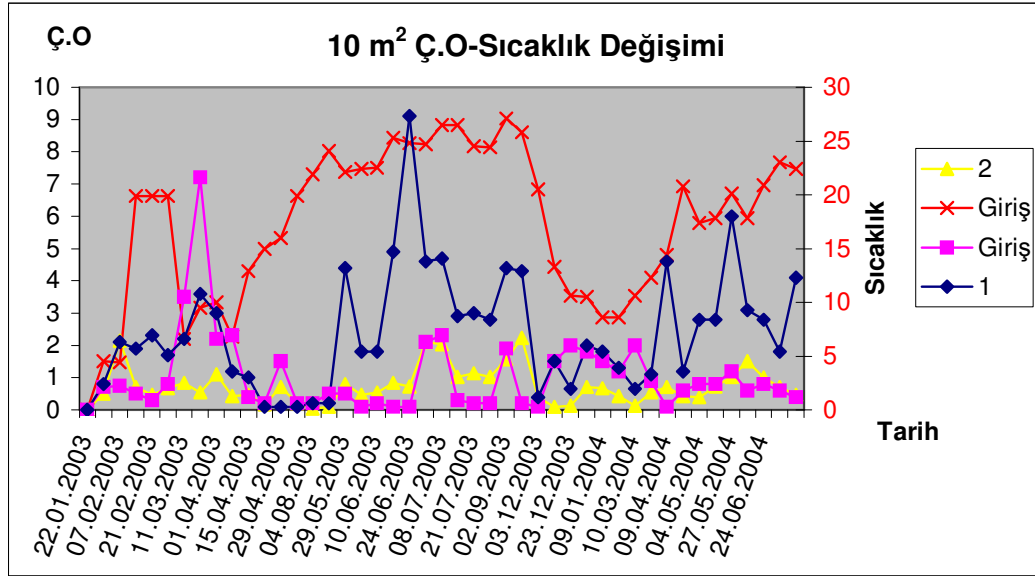
Şekil 4.36: 10 m²'lik sistemde pH Değişimi

Şekil 4.36'ya göre 10 m²'lik sistemde her iki reaktörde de pH değerinde önemli bir değişim gözlenmemektedir. Gerek 1.reaktör gerekse 2.reaktörde pH değerinde az da olsa bir yükselme görülmektedir. Bu yükselme rakamsal olarak Ek E Tablo E.6'da da görülmektedir.

4.4.2.2 Sıcaklık ve çözünmüş oksijen değişimleri

Diğer sistemlerde olduğu gibi 10 m²'lik sisteme verilen atıksuyun sıcaklığı ve çözünmüş oksijen değişimleri de numuneler alınır alınmaz 5-10 dk içerisinde laboratuvarında ölçülmüştür. Sıcaklık ölçümünde görülen % 1 civarındaki sapmalar ihmal edilmiştir. Sistemlerde gözlenen sıcaklık ve çözünmüş oksijen değişimleri Şekil 4.37'de, rakamsal değerler olarak ta Ek E (Tablo E.7)'de gösterilmiştir.

Şekil 4.37 ve Tablo E.7'den de görüleceği gibi, 1 numaralı reaktörden çıkışta çözünmüş oksijen seviyesi girişe göre belirli bir yükselme eğilimine girmekte; yaz aylarına doğru çözünmüş oksijen artışı daha da belirginleşmektedir. 2 numaralı reaktörden çıkışta ise çözünmüş oksijen seviyesi şaşırtıcı olarak düşme eğilimindedir. Bu durum, reaktörde nirtifikasyonun gerçekleşmiş olduğu ile açıklanmaktadır.

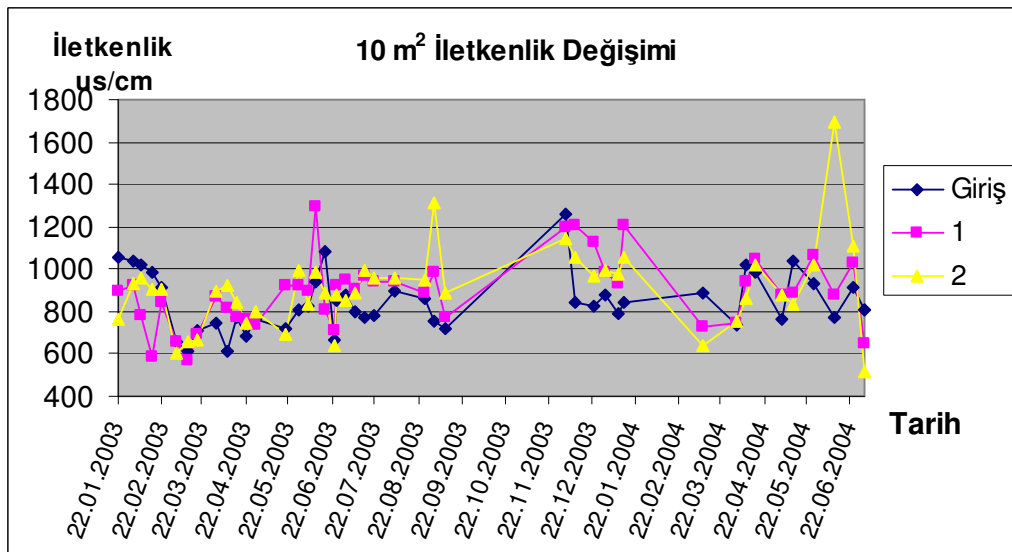


Şekil 4.37: 10 m²'lik sistemde Ç.O ve Sıcaklık Değişimi

4.4.2.3 İletkenlik değişimi

Sisteme verilen atıksudaki iletkenlik değişimi Şekil 4.38'de ve rakamsal olarak Ek E (Tablo E.8)'de gösterilmektedir.

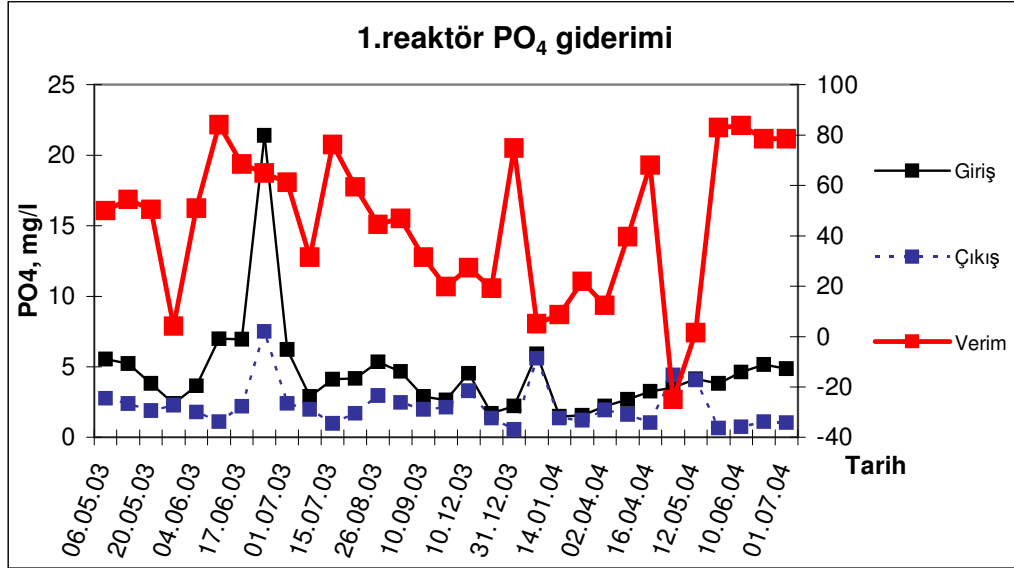
Şekil 4.38 ve Tablo E.8 incelendiğinde 10 m²'lik sistemde elektriksel iletkenlik açısından önemli bir değişimin olmadığı görülmektedir. Elektriksel iletkenlik, artan sıcaklıkla beraber yaz aylarına doğru artmakta ve belirli bir dengeye gelmektedir. Birinci bölme çıkışındaki salınımın ikinci bölmede nisbeten azaldığı görülmektedir.



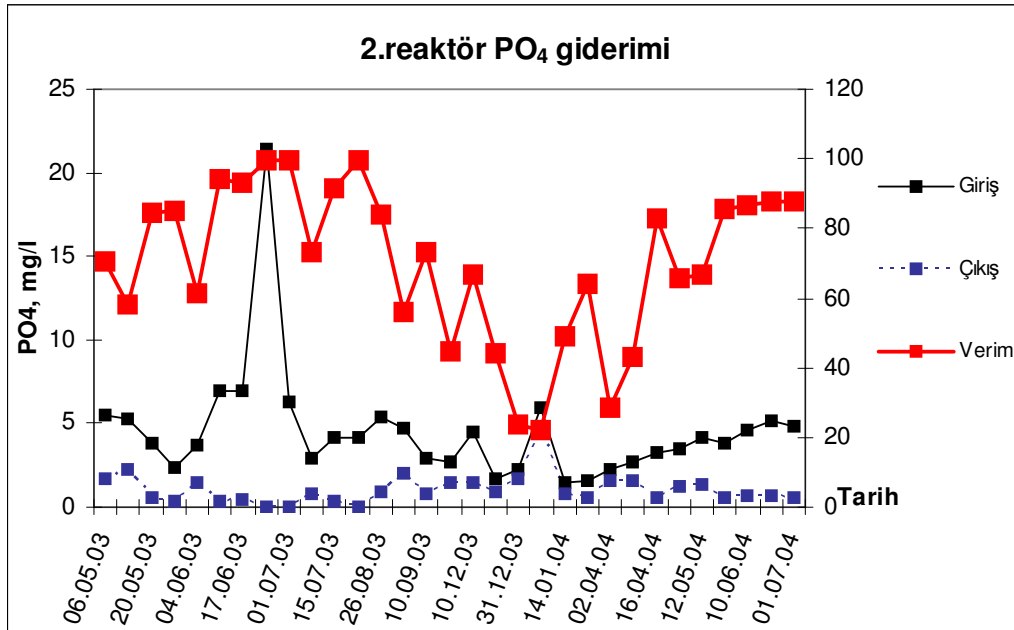
Şekil 4.38: 10 m²'lik sistemde elektriksel iletkenlik değişimi

4.4.2.4 Fosfor (TP, PO₄⁻) giderimi

10 m²'lik sistemde ortofosfat giderimi için, bitki ve atıksu beslemesi farklı olduğu için 5 m²'lik her iki reaktörün davranışları da ayrı ayrı incelenmiştir. 1.reaktörde elde edilen ortofosfat giderimi Şekil 4.39'da, 2.reaktörde elde edilen ortofosfat giderimi ise Şekil 4.40'ta verilmiştir.



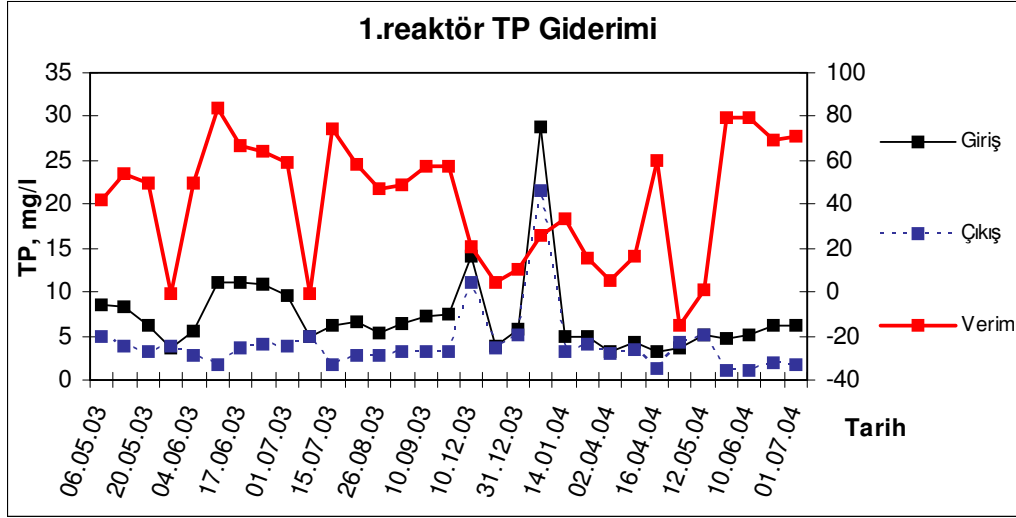
Şekil 4.39: 10 m² 1.reaktörde ortofosfat giderimi



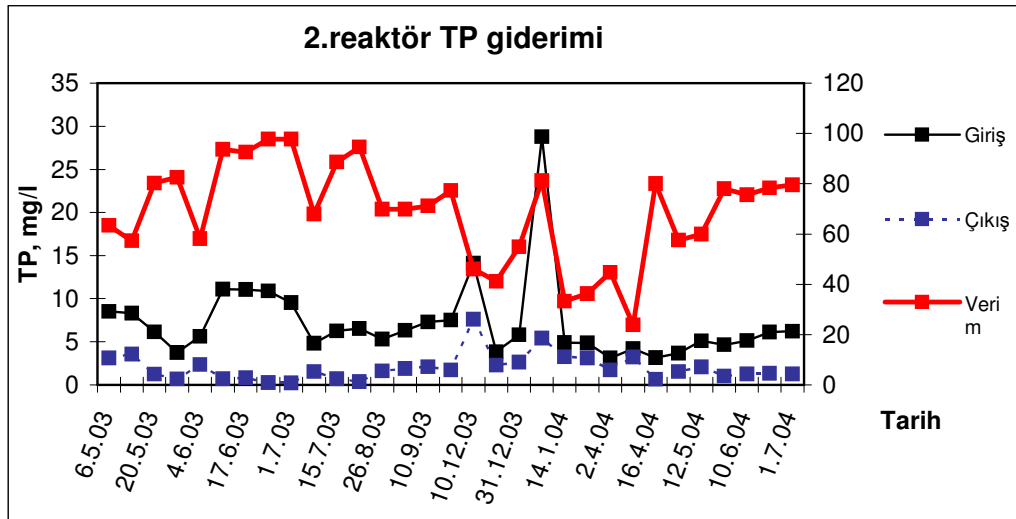
Şekil 4.40: 10 m² 2.reaktörde ortofosfat giderimi

Şekil 4.39 incelendiğinde 1.reaktörde atıksuyun ortofosfat giderim veriminin yaz aylarında yükseldiği, kış aylarında nisbeten daha düşük bir verim elde edildiği görülmektedir. Şekil 4.40'da ise 2.reaktörde ortofosfat gideriminin yaz aylarındaki artışı ve kış aylarındaki düşüşü daha net olarak gözükmemektedir. Ek E (Tablo E.9)'da rakamsal olarak ta gösterildiği üzere 1.reaktör çıkışında % 44 olan ortofosfat giderimi, 2.reaktör çıkışında % 70'e yükselmektedir.

10 m²'lik sistemde de toplam fosfor giderimi her iki reaktör için ayrı ayrı olmak üzere Şekil 4.41 ve 4.42'de; her iki sistemden elde edilen veriler ise Ek E (Tablo E.10)'da verilmiştir.



Şekil 4.41: 10 m²'lik 1.reaktörde Toplam Fosfor Giderimi



Şekil 4.42: 10 m²'lik 2.reaktörde Toplam Fosfor Giderimi

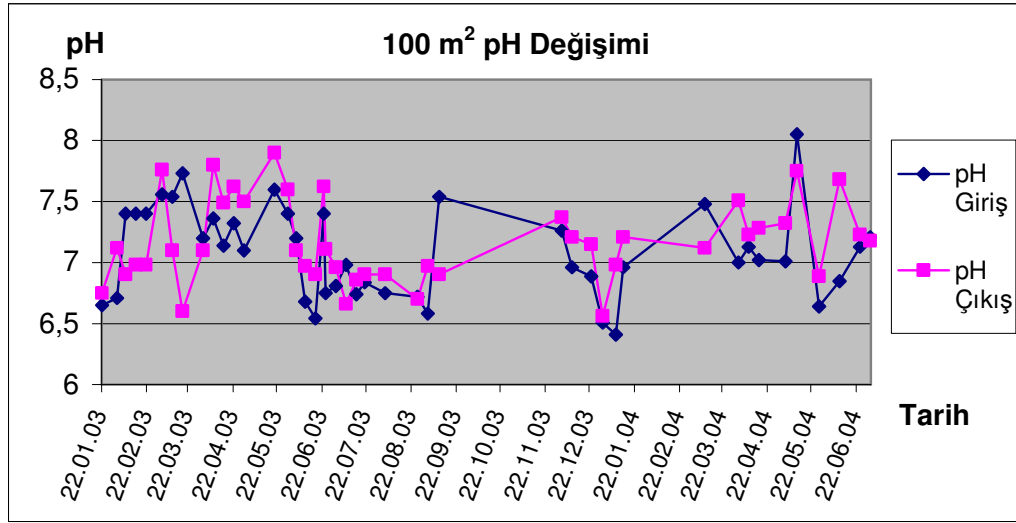
Şekil 4.41 ve 4.42 incelendiğinde ortofosfat paramteresine benzer olarak 1.reaktörde atıksuyun TP giderim veriminin yaz aylarında yükseldiği, kış aylarında nisbeten daha düşük bir verim elde edildiği görülmektedir. 1.reaktör çıkışında TP için elde edilen gideriminin % 44 olan ortofosfat gideriminden ortofosfat gideriminden daha az olduğu (% 41), 2.reaktör çıkışında elde edilen TP gideriminin de ortofasfat veriminden (%70) daha az (%68) olduğu görülmektedir.

4.4.3 100 m²'lik sistemden elde edilen sonuçlar

4.4.3.1 pH değişimi

100 m²'lik sisteme gelen atıksu için pH değişimi, sistemin hemen girişinde ve çıkışında alınan 24 saatlik kompozit numuneler ile izlenmiştir. Sistemdeki pH değişimi Şekil 4.43'te gösterilmiştir.

pH değişiminin çalışma periyodu boyunca değişimini gösteren veri ise Ek E (Tablo E.11)'de verilmiştir.

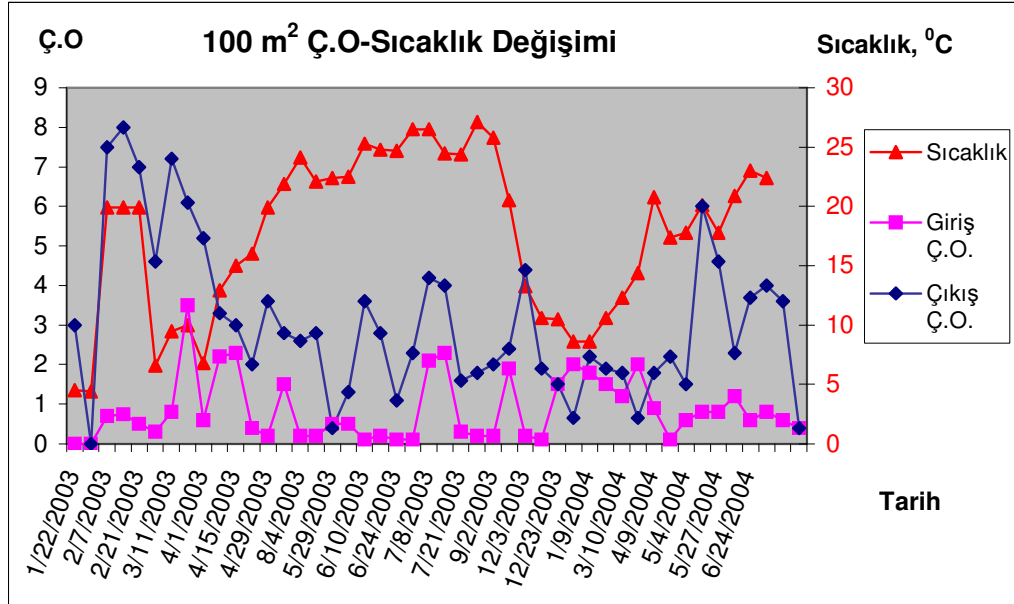


Şekil 4.43: 100 m²'lik sistemde pH Değişimi

Şekil 4.43 ve Tablo I.11'e göre 100 m²'lik sistemde de diğer sistemlerde olduğu gibi çıkışta pH değerinde küçük bir artış söz konusudur. Bu sistemde dikkati çeken nokta, pH artışının ilk bahar ve sonbahar mevsimlerinde olması, yazın azalmasıdır.

4.4.3.2 Çözünmüş oksijen ve sıcaklık değişimi

100 m²'lik sistem için çözünmüş oksijendeki değişim sıcaklık parametresi ile birlikte Şekil 4.44'te gösterilmiştir. Sistemden elde edilen veriler rakamsal olarak Ek E (Tablo E.12)'de verilmiştir.

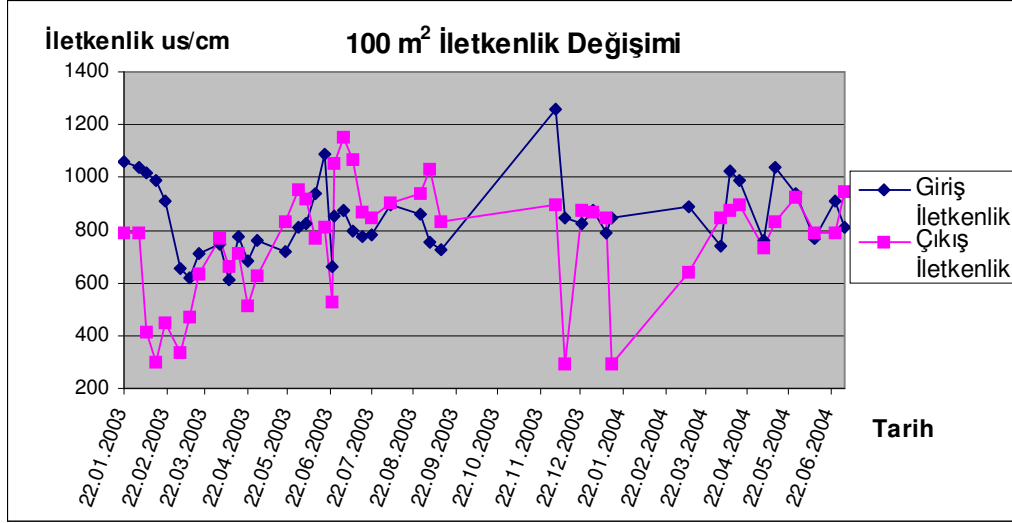


Şekil 4.44: 100 m²'lik sistemde Ç.O-Sıcaklık Değişimi

Şekil 4.44 ve Tablo I.12 incelendiğinde çıkıştaki çözünmüş oksijen seviyesinin girişe nazaran arttığı; bu artışın yaz aylarında artan sıcaklık ile nisbi olarak azalan çözünmüş oksijen seviyesine rağmen olduğu görülmektedir. 100 m²'lik sistemden elde edilen 3.14 mg/l çözünmüş oksijen konsantrasyonu 10 m²'lik sistemde elde edilen 2.29 mg/l değerinden ve toprak (1.33 mg/l), perlit (2.89 mg/l), kum (3.03) ve çakıl (3.07 mg/l) için elde edilen çıkış değerlerinden daha iyidir. Bu sistemin çıkış suyunda akvaryum balıklarının uzun süre ölmeden yaşamış olması da sistemin iyi çalıştığına işarettir. 100 m²'lik sistemde çakıl için elde edilen çıkış değerinin 1 m²'lik sistemde çakıl için elde edilen değere yakın olması da sistemin karşılaştırılabilirliği açısından iyi bir işaret olarak gözükmemektedir. Bu sistemin büyük ölçekli ve ekolojik açıdan yaşayan bir sistem olması da daha iyi sonuç alınmasını sağlamıştır. 100 m²'lik sistemde alınan çözünmüş oksijen değerinden daha iyi tek sonuç 1 m²'lik sistemde kullanılan cüruf'den (3.86 mg/l) alınmıştır.

4.4.3.3 İletkenlik değişimi

100 m²'lik sistemden elde edilen iletkenlik değişimi Şekil 4.45 ve rakamsal değerler Ek E (Tablo E.13)'te gösterilmiştir.



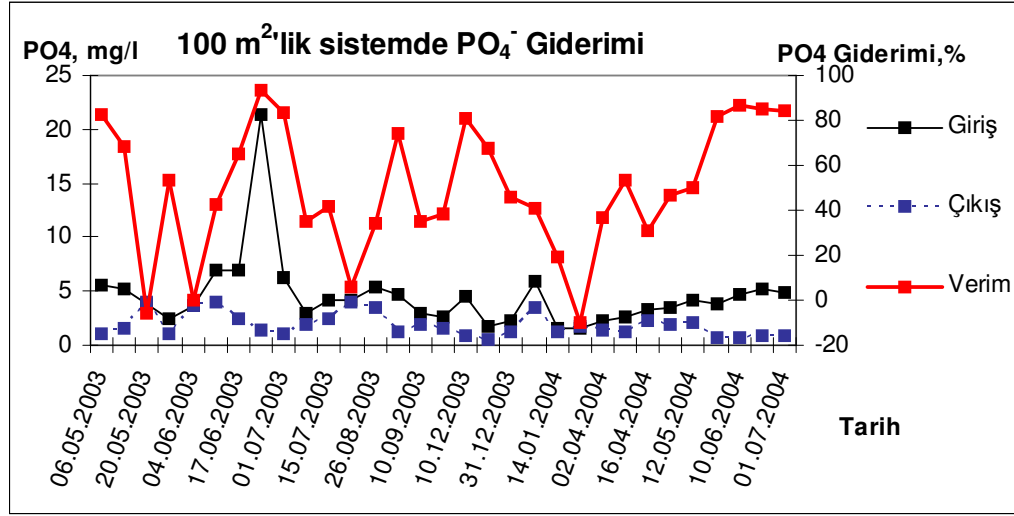
Şekil 4.45: 100 m²'lik sistemde iletkenlik değişimi

Şekil 4.45 ve Tablo E.13'e göre bazı sapmalar haricinde iletkenlik değerinde sistemin verimini değerlendirebilecek önemli bir değişim gerçekleşmemiştir. Yaza aylarında artan sıcaklığa bağlı olarak iletkenlik artışı, bu şekilde de görülmektedir.

4.4.3.4 Fosfor giderimi

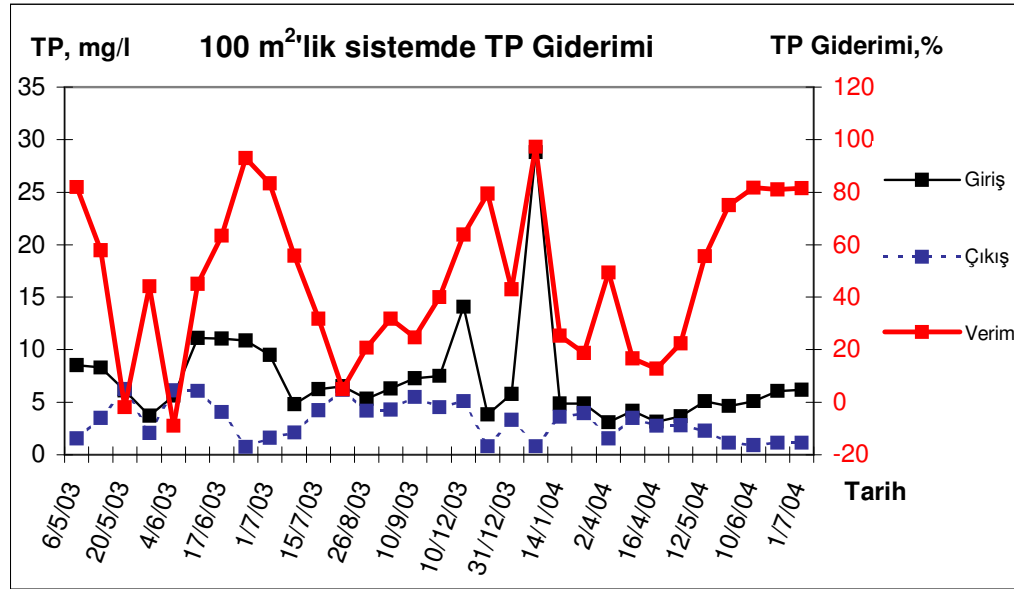
100 m²'lik sistemde elde edilen ortofosfat giderimi, Şekil 4.46'da, rakamsal veri ise Ek E (Tablo E.14)'te verilmiştir.

Şekil 4.46 incelendiğinde ortofosfat parametresi için de sulakalanda kış mevsiminde görülen verim azalmasının söz konusu olduğunu söylemek mümkündür. 100 m²'lik sistem, 10 m²' ve 1m²'lik sistemlere göre daha iyi bir akım rejimi ve giderim ortamı sağladığından elde edilen % 49'luk giderim verimin 10 m²'lik ve 1m²'lik sistemde elde edilen verimden daha iyi olması gereklidir. Ancak 100 m²'lik sistemde elde edilen ortofosfat giderim verimi 1 m²'lik sistemlerden (Cüruf- %35, Perlit-%36, kum-%39, toprak-%41, çakıl-%52) daha iyi olmasına rağmen 10 m²'lik sistemin çıkışında elde edilen %70'lik verimden daha düşük olması şaşırtıcı bir sonuçtur.



Şekil 4.46: 100 m²'lik sistemde ortofosfat giderimi

100 m²'lik sistemde elde edilen toplam fosfor giderim verimi Şekil 4.47'de, giderim verisi ise Ek E (Tablo E.15)'te gösterilmiştir.



Şekil 4.47: 100 m²'lik sistemde elde edilen toplam fosfor giderimi

Toplam fosfor giderimi için Şekil 4.47 ve Tablo E.15 incelendiğinde ortofosfat için elde edilen sonuçlara benzer sonuçlar görülmektedir. Yaz aylarında söz konusu olan verim artışı toplam fosfor için de görülmekte, sistemde zaman zaman görülen kesinti, arıza vb.. sebeplerle verim sapmaları 100 m²'lik sistemde de görülmektedir.

Ortofosfat paramtresinde olduğu gibi toplam fosforda da elde edilen % 47'lik giderim verimi 1m²'lik sistemlerde elde edilen verimlerden (Perlit-% 38, kum-% 38, cüruf-% 41, toprak-% 43, çakıl% 48) daha büyük olmasına karşılık, 10 m²'lik sistemde elde edilen % 68'lik verimden daha düşük kalmaktadır.

5. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

Yapay sulakalan sistemlerinde fosfor gideriminin araştırıldığı bu çalışmada, laboratuvar çalışmalarında sentetik olarak hazırlanan evsel karakterde atıksu, arazi ölçekli çalışmalarda TÜBİTAK-Marmara Araştırma Merkezi Gebze Yerleşkesinden kaynaklanan evsel nitelikli atıksu kullanılarak 1 m²'lik, 10 m²'lik ve 100 m²'lik pilot ölçekli yapay sulakalan sistemleri üzerinde deneyler yürütülmüştür. 1 m²'lik sistemlerde 5 farklı dolgu malzemesi (orta boy çakıl, orman toprağı, deniz kumu, perlit ve demir çelik endüstrisi atığı olan uçucu kül) kullanılmıştır. 10 m²'lik sistemde dolgu malzemesi olarak çakıl ve bitki olarak iris ve phragmites kullanılmış, 100 m²'lik sistemde ise dolgu malzemesi olarak çakıl ve bitki olarak cyperus alternatifolius kullanılmıştır.

Bu çalışmada ulaşılan başlıca sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

Kullanılan dolgu malzemelerin katyon içeriğinin belirlenmesi için yapılan AAS analizleri sonuçları göre, en fazla katyon içeren malzeme her üç katyonu da içeren uçucu kül (Al:28,5 g/kg , Fe: 222,9 g/kg , Ca: 212,7 g/kg) olarak gözükmemektedir. Uçucu külü sırası ile çakıl, toprak, kum ve perlit izlemektedir. Ancak her bir katyon için değerlendirme yapıldığında Ca içeriğı en yüksek malzemeler çakıl (336 g/kg) ve uçucu kül (212,7 g/kg)'dür. Fe içeriğı en yüksek malzeme uçucu kül (222,9 g/kg); Al içeriğı en yüksek malzeme ise toprak (40,1 g/kg) ve uçucu kül (28,5 g/kg)'dür. X-Ray Difraktometre cihazı ile yapılan tam element analizi sonuçları, katyon içeriğı sonuçları ile benzerlik göstermiştir.

Arazide tesis edilen pilot ölçekli sulakalanlarda kullanılan malzemelerin yaz ve kış şartlarında adsorpsiyon dengeye ulaşma süresini tespit etmek için Jar-test düzeneğinde 21 °C ve 4 °C'de yapılan laboratuvar deney sonuçlarına göre her iki sıcaklık değerinde de fosforun malzeme üzerine adsorpsiyonu yaklaşık 72 saat içinde dengeye ulaşmaktadır. Evsel atıksuyu temsil etmesi açısından 12 mg/l TP içeriğine sahip sentetik atıksu kullanılarak yapılan laboratuvar ölçekli adsorpsiyon deneyleri sonucunda elde edilen fosfor tutulması, Langmuir izotermine uygunluk göstermiştir. 21 °C'de elde edilen fosfor tutulması, 4 °C'de elde edilenden daha fazladır. Her iki

sıcaklık değeri de birbirine yakın tutulma elde edilen malzemeler kum (669 mg P/kg, 367 mg P/kg) ve cüruf tur (458 mg P/kg, 363mg P/kg). Toprak 21 °C’de iyi bir tutulma (1363 mg P/kg) sağlamasına rağmen 40C’de zayıf performans (239 mg P/kg) göstermiştir. Perlit, her iki sıcaklık değeri de zayıf tutulma (20 mg P/kg, 17 mg P/kg) sağlayabilmiştir. Çakıl ise tüm malzemelerin aksine 21 °C’de daha az tutulma (111 mg P/kg) sağlamış, 4 °C’de ise daha fazla fosfor (324 mg P/kg) tutmuştur. Malzemeler açısından bir değerlendirme yapıldığında, en fazla tutulmanın toprakta meydana geldiği görülmektedir. İnce daneli toprakta 4 °C’de tutulan toplam fosfor miktarı 6318 mg TP/kg toprak değerine kadar çıkmaktadır. En düşük tutulma ise perlit için elde edilmiştir. Denge (doygunluk) haline gelene kadar tutulan fosfor miktarları açısından bir sıralama yapıldığında en düşükten en yükseğe doğru aşağıdaki sıra elde edilmektedir :

TP için: perlit< cüruf< çakıl< kum< toprak

PO₄ için : perlit< çakıl< toprak< kum< cüruf

Tablo 3.5’te bulunan sonuçlar, Tablo 3.4’teki sonuçlarla benzerlik göstermekte olup, fosfor tutulması açısından en umut verici malzemeler yine cüruf, çakıl, toprak ve kum olarak sıralanmaktadır. Bu sonuçlardan malzemelerin önemli oranda ağır metal içermediği de görülmektedir. Tablo 3.5’deki XRF analizi değerlerinin AAS değerlerinden bir miktar daha yüksek olmasının sebebi; AAS cihazının odaklanan metali hassas olarak ölçmesi, XRF cihazının ise malzemedeki tüm metalleri taraması sebebiyledir.

PO₄ için 21 °C’de elde edilen adsorpsiyon değerlerinin, aynı sıcaklıkta TP için elde edilen değerlerden daha yüksek olduğu görülmektedir. Bu durumu, özellikle 100 m²’lik sistemde elde edilen daha yüksek PO₄ giderim verimi de (PO₄ giderim verimi % 49.87, TP giderim verimi (% 47.47) doğrulamaktadır. pH değişimleri grafiğine göre en iyi adsorpsiyon elde edilen uçucu kül’ün pH’ı da malzemeler içinde en yüksektir. Malzemelerin adsorplaması özelliği ile pH grafiği arasında belirli bir uyum olup, iyi fosfor adsorplayam malzemelerin pH’ı da nisbeten yüksektir.

1 yılda 100 m²’lik alanda gerçekleşen biyokütle artışı 161,7 kg ve 100 m²’lik sistemde alıkonan TP miktarı 0.63 g/m²/yıl olarak hesaplanır. 30 l/m²/gün atıksu

debisi ile isteme beslenen atıksu ve ortalama 10 mg/l (g/m^3) TP giriş konsantrasyonu için sisteme yılda giren TP miktarı $109.5 \text{ g/m}^2/\text{yıl}$ baz alındığında, bitki bünyesine alınan TP miktarı % 0.57 olarak bulunmaktadır. Bu sonuç, 100 m^2 'lik sistemde kullanılan köklü bitki (*Cyperus alternatifolius*) için bitki bünyesine alınan fosforun çok önemsiz seviyede kaldığını göstermektedir. $109.5 \text{ gr/m}^2/\text{yıl}$ TP yükü için elde edilen 0.63 gr/m^2 TP alımı, Vymazal (2003) tarafından hibrid sistemde *Phalaris* kullanılarak $40.2 \text{ gr/m}^2/\text{yıl}$ TP yükü için elde edilen $1.5 \text{ gr/m}^2/\text{yıl}$, Haberl ve Perfler (1995) tarafından hibrid sistemde *Phragmites* kullanılarak $94 \text{ gr/m}^2/\text{yıl}$ TP yükü için elde edilen $2.4 \text{ gr/m}^2/\text{yıl}$ ve Hurry ve Bellinger (1990) tarafından serbest su yüzeyli sistemde *Phalaris* kullanılarak $159 \text{ gr/m}^2/\text{yıl}$ TP yükü için elde $10.9 \text{ gr/m}^2/\text{yıl}$ değerinden daha düşüktür.

Belirli bir giriş konsantrasyonuna sahip atıksu için tahmini çıkış konsantrasyonlarının belirlenmesi amacıyla bu çalışmada elde edilen deney sonuçlarına dayanılarak sıcaklığa bağlı hız sabitleri (K_T) ve sıcaklık düzeltme katsayıları (θ) belirlenmiştir.

1 m^2 'lik sistemde TP için elde edilen k_{20} değerleri toprak için 0.039, perlit için 0.052; uçucu kül için 0.104; çakıl için 0.059; kum için 0.029 (1/gün) olup uçucu kül hariç olmak üzere literatürde kaydedilen değerlere oldukça yakındır. Ortofosfat için toprak için elde edilen 0.066; perlit için 0.067, uçucu kül için 0.021; çakıl için 0.051 ve kum için elde edilen 0.050 1/gün değerleri de TP için elde edilen değerlere oldukça yakındır.

10 m^2 'lik sistemde ortam malzemesi olarak çakıl kullanıldığında elde edilen k_{20} değerleri TP için 0.015, PO_4 için 0.012 olup, Brix (1998) tarafından verilen 0.025 değerinden biraz daha düşüktür.

100 m^2 'lik sistemde TP için k_{20} sabiti 0.016; ortofosfat için ise 0.018 1/gün olarak elde edilmiş olup, Brix (1998) tarafından verilen 0.025 1/gün değerine 10 m^2 'lik sistemden daha da yakındır. Her üç sistem için de modelden elde edilen ve sistemden elde edilen sonuçların karşılaştırılması yapılmış ve genelde uyumlu olduğu görülmüştür.

Bu sonuçlara göre toprak, cüruf ve kum gerek TP tutma kabiliyeti gerekse kolay ve ucuz bulunabilirliği sebebiyle fosfor gideriminde kullanılabilecek malzemeler olarak değerlendirilmiştir.

KAYNAKLAR

- Apak, R., Tütem, E., Hugül, M., Kar, F.,** 1991. Suların Arıtılması, TÜBİTAK Proje No:KTÇAG-7, s.22-23.Ankara.
- ASTM D 4327,** 2003. Standard Test Method for Anions in Water by Chemically Suppressed Ion Chromatography, *American Society for Testing and Materials*, West Conshohocken.
- Ayaz Ç.S.ve Saygı Ö.,** 1996. Hydroponic Wastewater Treatment Garden: an Intermittent Recirculating Constructed Wetland Systems for Water Pollution Control, *International Association of Water Quality 1996 Biennial Conference*, June 23- 28, 1996, 2, Poster 1-1, Vienna, Austria.
- Ayaz Ç.S ve Akça L.,** 2000. Treatment of wastewater by constructed wetland in small settlements, *Water Science and Tech.*, **24**, 40-51.
- Barlow, K., Nash, D., Grayson, R.,** 2004. Investigating phosphorus interactions with bed sediments in a fluvial environment using a recirculating flume and intact soil cores, *Water Research*, **38**, 3420-3430.
- Barrow, N. J.** 1983. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil, *J. Soil Sci.*, **34**, 733-750.
- Bavor, H.J. and Mitchell, D.S. ,**1994. Wetland systems in pollution control, *Water Sci. Tech.*, 29, 41-47.
- Berkem A.R.,Baykut, S.,** 1998. Fizikokimya, İstanbul Üniversitesi Yayınları Sayı:2735, Kimya Fakültesi No:42, s.787-817, İstanbul.
- Borggaard, O.K., Szilas, C., Gimsing, A.L., Rasmussen, L.H.,** 2004. Estimation of soil phosphate adsorption capacity by means of a pedotransfer function. *Geoderma*, **118**, 55-61.
- Börner, T.,** 1992. *Einflussfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenklaranlagen*, *Schriftenreihe Wasserversorgung, Abw. Und Raumplanung*, Band 58, TH Darmstadt.
- Brauner, K., Preisinger, A.,** 1956. Sturuktur und Entstehung des Sepioliths, *Tschermaks Miner. Petrog. Mitt.* , **6**, 120-140.
- Breen, P.F.,** 1990. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. *Wat. Res.*, **24**, 689-697.
- Brix, H.,** 1987. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plant –the root zone method, *Wat. Science Tech.*, **19**, 107-118.

- Brix, H.**, 1993. Macrophyte-Mediated Oxygen Transfer in Wetlands : Transport Mechanisms and Rates, *Water Science and Tech.*, **24**, 391-398.
- Brix, H.**, 1998. Do macrophytes play a role in constructed wetlands? *Water Science and Tech.*, **36**, 364-378.
- Brix H., Arias C.A. ve Del Bubba M.**, 2000. Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands, *Water Science and Technology*, **44**, 47-54.
- Cook, C.D.K.**, 1996. Aquatic Plant Book, SPB Academic Publishing, Newyork.
- Cooke, J. G., L. Stub and N. Mora.** 1992. Fractionation of phosphorus in the sediment of a wetland after a decade of receiving sewage effluent. *J. Environ. Qual.*, **21**, 726-732.
- Cooper, P.F.**, 1993. The Use Of Reed Bed Systems To Treat Domestic Sewage, CRC Press Lewis Publishers, Newyork.
- Cooper, P.**, 1996. Reed Beds And Constructed Wetlands For Wastewater Treatment, WRc Publications, Marlow.
- Coveney M.F., Lowe E.F.ve Battoe L.E.**, 2002. Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration, *Wat.Sci.Tech.*, **19**, 141-159.
- Cronk, J.K., Fennesy, M.S.**, 2001. Wetland Plants-Biology and Ecology, Lewis Publishers, Newyork.
- Cully, D.D., Epps, E.A.**, 1973. Use of duckweed for waste treatment and animal feed, *Journal of Water Pollut. Control Fed.*, **44**, 327.
- Davies T.H.ve Cottingham P.D.**,1993. Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, Newyork.
- Devai, I., Delaune, R.D.**, 1995. Evidence for phosphine production and emissions from Louisina and Florisa marsh soils, *Org.Geochem.*, **23**, No:3, 277-279.
- Devai, I., Felfoldy, L., Wittner, I., Plosz, S.**, 1988. Detection of phosphine: new aspects of the phosphorus cycle in the hydrosphere. *Nature*, **33**, 343-345.
- Dinges, R.**, 1982. Natural Systems for Water Pollution Control, Van Nostrand Reinhold Co., New York.
- Drizo, A.**, 1998. Phosphate and ammonium removal from wastewater using constructed wetland systems, *PhD Thesis*, Edinburg University, Scothland.
- Drizo, A, Frost, C.A., Grace J, Smith, K.A.**, 1999. Physico-Chemical screening of phosphate removing substrates for use in constructed wetland systems. *Wat.Res.*, **33**, No:17, 3595-3602.

- Drizo, A, Frost, C.A., Grace J, Smith, K.A.,** 2000. Phosphate and ammonium distribution in a pilot scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate, *Wat.Res.*, **34**, No:9, 2483-2490.
- Eckenfelder, W.W.,** 1968. Water Resource Management Series, Volume 1, *Manual of Treatment Processes: Principles and applications of adsorption*. Pp. 1-19. Environmental Science Services Corporation, Newyork.
- EPA,** 2000. Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters, *Environmental Protection Agency*, USA.
- EPA,** 1999. Design Manual:Onsite wastewater treatment and disposal systems, 625/1-80-012, Environmental Protection Agency, USA.
- Erkut, H., Tüzün, Ş.,** 1984. Kolloid Kimya, İstanbul Üniversitesi Yayınları, Güray Matbaası, İstanbul.
- European Union Water Framewok Directive,** 2000. 2000/60/EC, Luxemburg.
- Fisher, J.L.,** 1988. Wastewater Treatment Using Aquatic Pplants, Elsevier Applied Science, London.
- Fraser, L.H., Carty, S.M., Ster, D.,** 2004. A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms, *Bioresource Technology*, **94**, 185-192.
- Furukawa, K., Tanaka, N., Fujita, M.,** 1994. Stoichiometry of Activated Sludge Process for the Treatment of Synthetic Organic Wastewater, *Journal of Fermantation and Bioengineering*, **78**, No:2, 175-178.
- Garcia, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang,Y., Ortiz, L., Bayona, J.M.,** 2004. Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater, *Water Research*, **38**, 1669-1678.
- Gersberg, R.M., Elkins, B.V., Lyon, S.R., Goldman, C.R.,**1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands, *Water Res.*, **20**, 363-368.
- Grace, J.B.,** 1989. Effects of water depth on Typha Latifolia and Typha Domingensis, *Am.Jour.Bot.*, **76**, 762-768.
- Gray, D.M., Bevilacqua, A.C.,** 1997. Cation conductivity temperature compensation, *International Water Conference*, Pittsburg, USA, 23-27 September, 78-81.
- Gray S., Kinross, J., Read, P., Marland, A.,** 2000. The nutrient assimilative capacity of maerl as a substrate in constructed wetland systems for waste treatment, *Wat.Research*, **34**, No:8, 2183-2190.

- Grupta, G.S., Prasad, G., Singh, V.N.** 1990. Removal of chrome dye from aqueous solutions by mixed adsorbents: fly ash and coal, *Water Research*, **24**, 45-50.
- Haberl, R., Perferler, R., Mayer H.,** 1995. Constructed Wetlands in Europe, *Wat. Sci. Tech.*, **32**, No.3, 305-315.
- Heritage, A., Pistillo, P., Sharma, K. P., Lantzke, I. R.,** 1995. Treatment of primary-settled urban sewage in pilot-scale vertical flow wetland filters: comparison of four emergent macrophyte species over a 12 month period, *Wat.Sci. and Tech.*, **32**, 295-304.
- Herkowitz, J.** 1986. Listowel Artificial Marsh Project Report., Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Toronto, Canada.
- Hooper, F.F.,** 1973. Environmental Phosphorus Handbook, in *Origin and fate of organic phosphorus compounds in aquatic systems*, pp. 78-80, John Wiley&Sons., Newyork.
- Hosomi, M., Murakami, A., and Sudo, R.,** 1994. A four year mass balance for a natural wetland system receiving domestic wastewater, *Wat. Sci. Tech.*, **30(8)**, 235-244.
- House, C.H., Bergmann, B.A., Stomp, A.M., Frederic, D.J.,** 1999. Combining constructed wetlands and aquatic and soil filters for reclamation and reuse of water, *Ecological Eng.*, **12**, 27-38.
- Hurry, R. J ve Bellinger, E. G.,** 1990. Potential yield and nutrient removal by harvesting of *Phalaris arundinacea* in a wetland treatment system *Proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, 24–28 September 1990, Pergamon Press, Oxford.
- Inglethorpe, S.D.J.,** 1992. Measurement of selected physical properties of three samples submitted by SAC consultants. British Geological Survey Technical Report, MPSR.
- Johansson, L.,** 1997. The use of leca for the removal of phosphorus from wastewater, *Wat.Sci.Tech.*, **35**, No:5,87-93.
- Jenssen, P.D., Krogstad, T., Briseid, T. ve Norgaard, E.,** 1991. Testing of reactive filter media (Leca) for use in agricultural drainage systems, *Int. Seminar of the Technical Section of CIGR on Environmental Challenges and Solutions in Agricultural Engineering*, University of Norway, Norway, July 1-4, 160-166.
- Johnston, C.A.,**1993. Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, Newyork.
- Kadlec, R.H., ve Knight,L.R.,**1996. Treatment Wetlands, CRC.Press. The University of Michigan, Ann Arbor and Wetland Manegement Services Chelsa, Michigan.

- Kim S.Y.ve Geary P.M.**, 2000. Biomass evaluation in the constructed wetlands, *Wat.Sci. and Tech.*, **44**, No:11-12, 61-67.
- Knight R.L., Gu, B., Clarke R.A., Newman J.M.**, 2003. Long-term phosphorus removal in Florida aquatic systems dominated by submerged aquatic vegetation, *Ecological Engineering*, **20**, 45- 63.
- Kickuth, R.**, 1977. Utilization Of Manure By Land Spreading, Commission of the European Communicaties, 335-343. EUR 5672e. London, UK.
- Koottatep, Thammarat et al.**, 2002. *IWA 8th. Int. Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Arusha, Tanzania, Sept 15-19.
- Körner, S., ve Vermaat, J.E.**, 1998. The relative importance of Lemna Gibba, bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed-covered domestic wastewater, *Wat.Res.*, **32**, No:12, 3651-3661.
- Lantzke I.R., Mitchell D.S., Heritage A.D., Sharma K.P.**, 1999. A model of factors controlling orthophosphate removal in planted vertical flow wetlands, *Ecological Eng.*, **12**, 93-105.
- Lantzke I.R., Heritage A.D., Pistillo G.ve Mitchell D.S.**, 1992. Phosphorus removal rates in bucket size planted wetlands with a vertical hydrolic flow, *Water Research*, **32**, No:4, 1280-1286.
- Lotfy, H.R., Rashed, I.G.**, 2002. A method for treating wastewater containing formaldehyde, *Water Research*, **36**, 633-637.
- Mann, R.A.**, 1994. Phosphorus Removal in Constructed Wetlands: *Substratum adsorption*, pp.97-105, Pergamon Press, Oxford.
- Masscheleyn, P. H., J. H. Pardue, R. D. DeLaune, and W. H. Patrick, Jr.** 1992. Phosphorus release and assimilatory capacity of two lower Mississippi Valley freshwater wetland soils, *Wat. Res. Bul.*, **28**, 763-773.
- Masi, Fabio**, 2005. Training Course Notes on Constructed Wetlands, MRC-Gebze, Kocaeli, Turkey, 01-04 July.
- Mbuligwe, S.E.**, 2004. Comparative effectiveness of engineered wetland systems in the treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater, *Ecological Eng.*, **23**, 269-284.
- Metcalf and Eddy**, 1999. Wastewater Treatment, Disposal and Reuse, McGraw Hill Co., Newyork.
- Methods in Agricultural Chemical Analysis: A Practical Handbook**, 2002. Institute of Rural Studies, University of Wales, Aberystwyth, UK.
- Meuleman, A.F.M., Logtestijn R., Rijs, G.B.J., Verhoeven, J.T.A**, 2003. Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment, *Ecol. Eng.*, **20**, 31-44.

- Mitsch, W.J., Cronck, J.K., Wu, X., Nairn, R.W., Hey, D.L.,** 1995. Phosphorus retention in constructed freshwater riparian marshes, *Ecol. Applic.*, **5**, 830-845.
- Mitsch, W. and J. G. Gosselink.** 1993. Wetlands, Van Nostrand Reinhold, New York.
- Mokry, L., W. Frossard, D. Andrews, A. Plummer, Jr. and J. Mancini.** 1998. Use Of Constructed Wetlands To Supplement And Protect A North Central Texas Water Supply, Unpublished report, Alan Plummer Assoc. Inc. Arlington, Texas.
- Moshiri, Gerald.,** 1993. Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, Lewis Publishers, Michigan.
- Netter and Bischofsberger,** 1998. Sewage Treatment By Planted Soil Filters, Pergamon Press, Oxford, UK.
- Ngo, V.,** 1987. Boosting pond performance with aquaculture, *Operations Forum*, **4**, 20.
- Pant H.K., Reedy K.R., Lemon E.,** 2001. Phosphorus retention capacity of root bed media of subsurface flow constructed wetlands, *Ecological Eng.*, **17**, 345-355.
- Picard C.R., Fraser L.H., Steer D.,** 2005. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms, *Bioresource Tech.*, **96**, 1039-1047.
- Pierzynski, G.M.,** 1991. The chemistry and mineralogy of phosphorus in excessively fertilized soils, *Crit. Rev. In Envir. Control*, **21**, 265-295.
- Ran, N., Agami, M., Oron, G.,** 2004. A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel, *Water Research*, **38**, 2240-2247.
- Reed, S.C., Brown D.,** 1995. Subsurface flow wetlands: a performance evaluation, *Water Environment Research*, **67**, 244-248.
- Reedy, K.R., D'Angelo E.M.,** 1994. Constructed wetland specifications for pollutant removal, *Wat.Sci and Tech.*, **35**, No:5, 1-10.
- Reedy, K.R., Connor G.A.O., Gale, P.M.,** 1998. Phosphorus sorption capacities of wetland soils and stream sediments impacted by dairy effluent, *Journal of Environmental Quality*, **27**, 438-447.
- Richardson, C.J. ve Marshall, P.E.,** 1986. Process controlling movement, storage and export of phosphorus in a fen peatland, *Ecol. Monogr.*, **56**, 279-302.

- Rogers, K.H., Breen, P.F., Chick, A.J.,** 1990. Hydraulics, root distribution and phosphorus removal in experimental wetland systems, *Cons. Wetlands and Wat. Pol. Cont.*, **56**, 587-590.
- Roser, D.J. and Bavor, H.J.** 1994. SWAMP, 227-232, Albury, Australia.
- Sakadevan, K., H.J.Bavor,** 1998. Nutrient removal mechanisms in Constructed Wetlands, *Wat.Res.*, **32**, No:2, 393-399.
- Sakadevan, K., ve Bavor H.J.,** 1999. Nutrient removal mechanisms in Constructed Wetlands and sustainable water management, *Wat.Sci. and Tech.*, **40**, No:2, 121-128.
- Sawhney, B.L. ve Hill, D.E.,** 1975. Phosphate sorption characteristics of soils treated with the domestic waste water, *J.Environmental Quality.*, **4**, 342-346.
- Schierup, H.H., Brix, H., and Lorenzen, B.,** 1990. Wastewater Treatment in Constructed Reed Beds in Denmark-State Of The Art, Pergamon press, Oxford.
- Schwarzenbach, R. P., P. M. Gschwend, and D. M. Imboden.** 1992. Environmental organic chemistry, John Wiley&Sons, Inc., Newyork.
- Scinto, L.J., Reddy, K.R.,** 2003. Biotic and abiotic uptake of phosphorus by periphyton in a subtropical freshwater wetland, *Aquatic Botany*, **77**, 203-222.
- Sharma K.P.** 1992. Harvesting schoenoplectus validus shoots for nutrients, *Wat.Research*, **34**, No:8, 2212-2222.
- Soto, F., Garcia, M., Luis, E., Becares, E.,** 1999. Role of Scirpus Lacistris bacterial and nutrient removal from wastewater, *Wat.Sci.Tech.*, **40**, No:3, 241-247.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater,**1998. 4500- P A, 4500- P B. ; 4500-P D. Stannous Chloride Method (20th Edition), APHA, *American Water Works Association*,USA.
- Steer, D., Fraser, L., Boddy, J., Seibert, B.,** 2002. Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single family domestic effluent, *Ecological Eng.*, **18**, 429-440.
- Steer D., Fraser L., Seibert B.,** 2005. Cell-to-cell pollution reduction effectiveness of subsurface domestic treatment wetlands, *Bioresource Tech.*, **96**, 969-976.
- Stephenson, M., Turner, G., Pope, P., Colt, J., Knight, A., Tchobanoglous, G.,** 1980. The use and potential of aquaitc species for wastewater treatment, *Appendix A: The environmental requirements of aquatic plants*, Publication No.65, California State Water Resources Control Board, Sacramento.

- Steiner, G.R. and Freeman, Jr., R.J.**, 1989. Configuration and Substrate Design Consideration for Constructed Wetlands Wastewater Treatment, Lewis Publishers, Inc., Michigan.
- Steiner G.R., Watson J.T. and Choate K.D.**, 1994. Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, Michigan.
- Stottmeister, U., et al.**, 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment, *Biotechnology Technology*, **22**, 93-117.
- Stumm W. ve Morgan, J.J.**, 1981. Aquatic Chemistry, John Wiley&Sons, New York.
- Tanner, C.C., Clayton, J.S., Upsdell, M.P.**, 1995. Effect of loading rate and planting on dairy farm wastewaters in constructed wetlands II, *Wat. Res.*, **29**, 27-34.
- Tanner, C.C., Sukias, J.P.S., M.P.Upsdell**, 1998. Relationship between loading rates and pollutant removal during maturation of gravel-bed constructed wetlands, *J. Environ. Qual.*, **27**, 448-458.
- Tanner, C.C., Sukias, J.P.S., M.P.Upsdell**, 1999. Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands, *Wat.Sci. and Tech.*, **40**, No:3, 147-154.
- Tsitouridou, R.; Georgiou, J.**, 1987. A contribution to the study of phosphate sorption by three Greek fly ashes, *Toxicol. Environ. Chem.*, **17**, 129-138.
- Tunçsiper, B., Ayaz, S.Ç., Akça, L.**, 2005. Performance analysis and modelling of an experimental constructed wetlands, *Wat.Sci. and Tech*, **62**, 501-508.
- Uğurlu A.ve Salman B.**, 1998. Phosphorus removal by fly ash, *Environment International*, **24**, No.8, 911-918.
- Vymazal, J.**, 2003. Removal of phosphorus via harvesting of emergent vegetation in constructed wetlands for wastewater treatment, *Water Sci. Tech.*, **35** (5), 113-118.
- Vymazal et al.**, 1998. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Willadsen, C.T., Riger-Kusk, O and Qvist, B.**, 1990. Removal of nutritive salts from two Danish root zone systems, Pergamon Press, Oxford.
- Weber, A.S., Tchobanoglous, G.**, 1985. Nitrification in water hyacinth treatment systems, *Journal of Env. Eng.*, **11**(5), 699-712.
- Wetzel, R. G.** 1983. Limnology, 2nd edition. Saunders College Publ., Michigan.

- Yang L., Chang ,H.T., Huang, M.N.L.,** 2001. Nutrient removal in gravel- and soil-based wetland microcosms with and without vegetation, *Ecological Engineering*, **18**, 91–105.
- Zhu, T., Jenssen P.D., Maehlum T. and Krogstadt T.,** 1997. Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates: potential filter media in treatment wetlands, *Water Sci. Tech.*, **35** (5), 103-108.

EK-A

Tablo A.1: Malzemelerin 21 °C ve 4 °C’de dengeye ulaşma süreleri (TP için)

	Numune	Numune	Numune	Numune	Numune
21 °C için	Çakıl d :2-10 mm	Kum d :0,25-2 mm	Uçucu Kül d :1-5 mm	Perlit d:0,5-2 mm	Toprak d:0,25-4 mm
TP-Başlangıç	12	12	12	12	12
TP,1 saat	10,24	10,51	10,25	11,5	10,21
TP, 5 saat	10,11	10,01	9,58	11	9,24
TP,24 saat	9,89	9,58	9,01	10,58	8,81
TP,48 saat	9,58	8,76	8,14	10,01	8
TP,72 saat	8,78	8,11	7,23	9,58	7,51
TP,96 saat	8,52	7,78	6,45	8,84	7,01
TP,120 saat	8,02	7,54	6,02	8,56	6,69
4 °C için					
TP	12	12	12	12	12
TP,1 saat	10,87	10,57	10,21	11,25	10,26
TP, 5 saat	10,24	10,21	9,94	11,05	9,57
TP,24 saat	9,91	9,96	8,56	10,69	9,14
TP,48 saat	9,18	9,29	8,24	10,27	8,58
TP,72 saat	9,01	8,78	8,01	10,01	8,11
TP,96 saat	8,81	8,27	7,87	9,58	7,87
TP,120 saat	8,21	8,11	7,58	9,14	7,51
21 °C için	Çakıl d :0,5-5 mm	Kum (Nehir) d :0,25-1 mm	Uçucu Kül d :0,25-2 mm	Perlit *	Toprak d:0,25-1 mm
TP-Başlangıç	12	12	12		12
TP,1 saat	11,2	10,9	10,25		10,21
TP, 5 saat	10,89	10,24	10,01		9,58
TP,24 saat	10,21	9,90	9,15		9,03
TP,48 saat	9,85	9,26	8,59		8,54
TP,72 saat	9,14	9,01	8,11		7,89
TP,96 saat	8,54	8,21	7,58		7,21
TP,120 saat	8,14	8,01	7,24		6,99
4 °C için					
TP	12	12	12		12
TP,1 saat	11,25	11,5	11,1		11,56
TP, 5 saat	10,90	10,91	10,84		11,02
TP,24 saat	10,54	10,42	9,54		10,58
TP,48 saat	10,02	9,87	9,11		10,04
TP,72 saat	9,72	9,68	9,01		9,57
TP,96 saat	9,14	9,51	8,91		9,21
TP,120 saat	8,89	9,25	8,60		8,88

* Perlitin dane boyutu sabit olduğundan daha küçük bir malzeme ile çalışılamamıştır.

Tablo A.2: Malzemelerin 21 °C ve 4 °C’de dengeye ulaşma süreleri (PO₄ için)

	Numune	Numune	Numune	Numune	Numune
21 °C için	Çakıl d :2-10 mm	Kum d :0,25-2 mm	Yüksek Fırın Cürufu d :1-5 mm	Perlit d:0,5-2 mm	Toprak d:0,25-4 mm
PO ₄ -Başlangıç	10,35	10,35	10,35	10,35	10,35
PO ₄ ,1 saat	10,21	10,02	9,24	10,31	9,68
PO ₄ , 5 saat	10,14	9,91	8,21	10,2	9,12
PO ₄ ,24 saat	9,88	9,28	5,54	10,08	8,34
PO ₄ ,48 saat	8,41	7,34	3,78	8,55	6,01
PO ₄ ,72 saat	8,34	7,21	3,48	7,48	6,08
PO ₄ ,96 saat	8,33	7,28	3,41	7,15	6,12
PO ₄ ,120 saat	8,24	7,15	3,24	7,35	6,05
4 °C için					
PO ₄	10,35	10,35	10,35	10,35	10,35
PO ₄ ,1 saat	8,80	8,57	8,17	9,43	9,11
PO ₄ , 5 saat	8,34	8,42	7,92	9,29	8,71
PO ₄ ,24 saat	8,09	8,17	7,54	9,15	8,34
PO ₄ ,48 saat	7,90	7,94	7,56	8,96	8,26
PO ₄ ,72 saat	7,80	7,86	6,83	8,77	8,16
PO ₄ ,96 saat	7,50	7,77	6,43	8,58	8,05
PO ₄ ,120 saat	7,41	7,64	6,12	8,17	8,01
21 °C için	Çakıl d :0,5-5 mm	Kum (Nehir) d :0,25-2 mm	Uçucu Kül d :0,25-2 mm	Perlit *	Toprak d:0,25-1 mm
PO ₄ -Başlangıç	10,35	10,35	10,35		10,35
PO ₄ ,1 saat	10,02	10,02	9,51		9,5
PO ₄ , 5 saat	9,52	9,91	9		9,05
PO ₄ ,24 saat	9,11	9,28	5,65		8,65
PO ₄ ,48 saat	8,25	7,34	4,52		7,24
PO ₄ ,72 saat	8	7,21	4		6,5
PO ₄ ,96 saat	7,85	7,28	3,54		6,24
PO ₄ ,120 saat	7,55	7,15	3,11		6,1
4 °C için					
PO ₄	10,35	10,35	10,35		10,35
PO ₄ ,1 saat	10,1	10	9		9,91
PO ₄ , 5 saat	9,52	9,34	8		9
PO ₄ ,24 saat	8	9,23	5,54		8,43
PO ₄ ,48 saat	8	7,23	4,52		7,18
PO ₄ ,72 saat	7,45	6,45	4,1		6,4
PO ₄ ,96 saat	7,12	6,44	3,45		6
PO ₄ ,120 saat	6,32	6,43	3		5,1

* Perlitin dane boyutu sabit olduğundan daha küçük bir malzeme ile çalışılamamıştır.

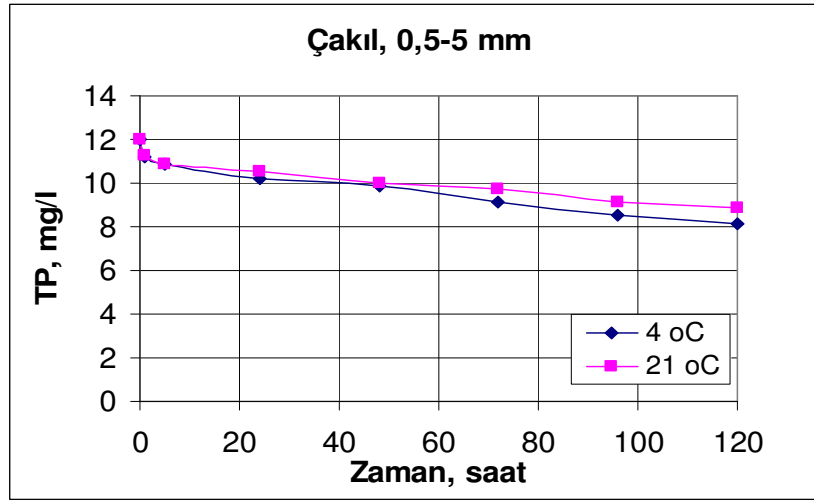
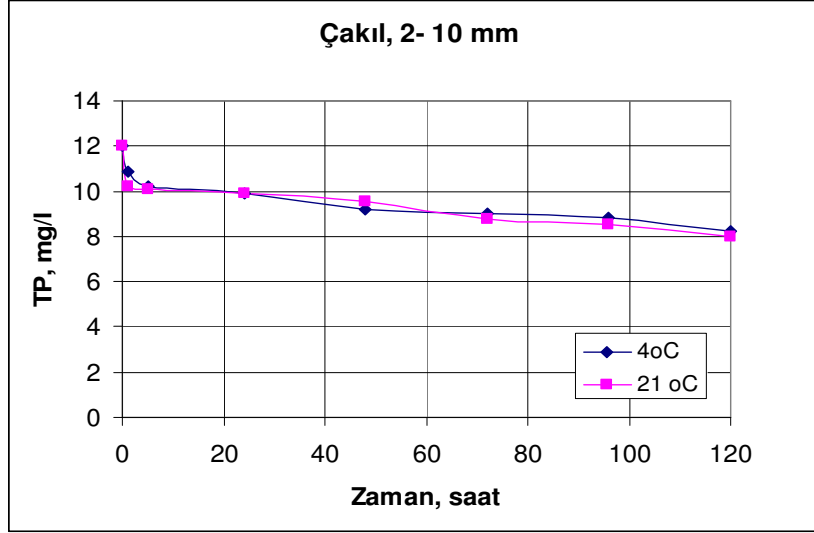
Tablo A.3: 12 mg/l TP için Langmuir izotermi deney sonuçları

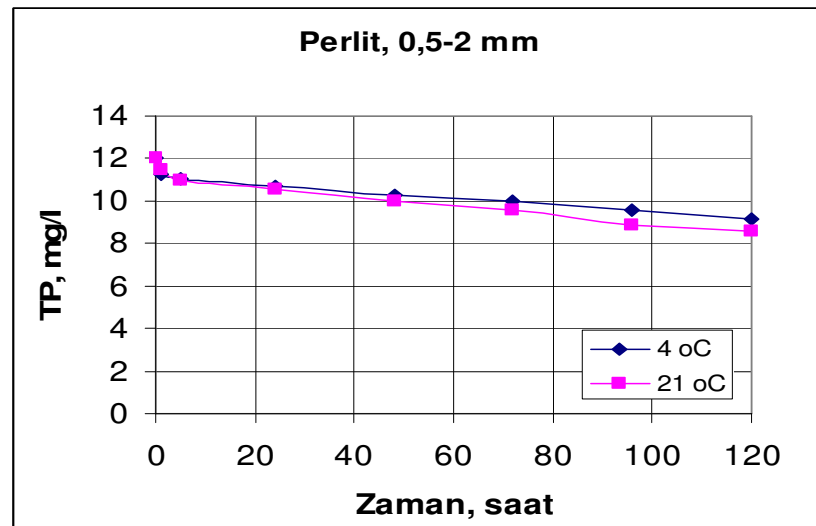
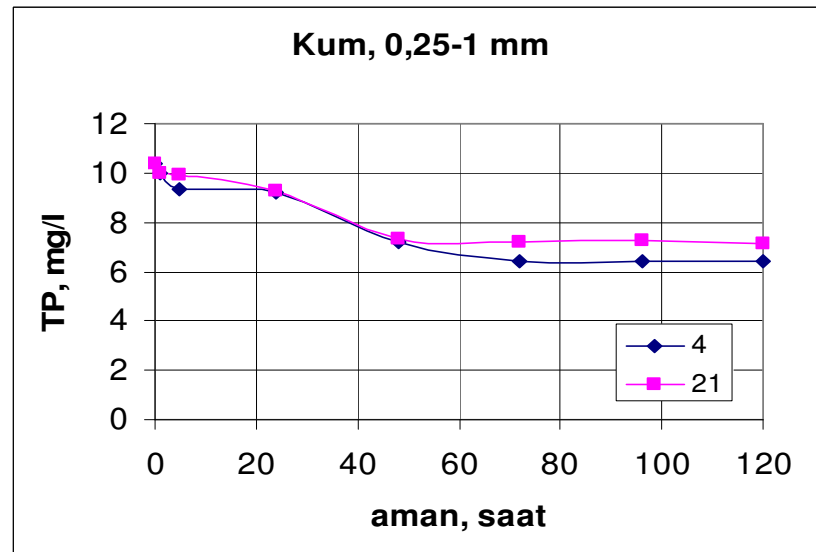
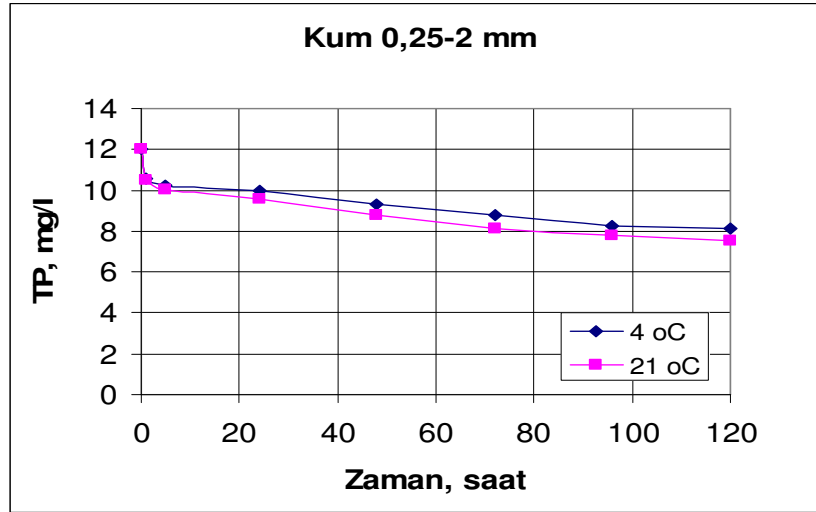
Malzeme	a, tabaka sabiti		b, reaksiyon sabiti		Tutulma eşitliği	Tutulma miktarı, mg TP/kg
	21 °C	4 °C	21 °C	4 °C		
Çakıl, TP K.Dane çapı D:0,5-5 mm	-0,0063	-0,0254	-0,132	-0,0854	$Y: \frac{-0,0063Cd}{1-0,132Cd}^{(21^{\circ}C)}$	688
					$Y: \frac{-0,0254Cd}{1-0,0854Cd}^{(4^{\circ}C)}$	937
Çakıl, TP B.Dane çapı D:2-10 mm	-0,0023	-0,0298	-0,112	-0,2135	$Y: \frac{-0,0004Cd}{1-0,1211Cd}^{(21^{\circ}C)}$	111
					$Y: \frac{-0,0298Cd}{1-0,2135Cd}^{(4^{\circ}C)}$	324
Kum, TP K.Dane çapı 0,25-2 mm	-0,0148	-0,0359	-0,1660	-0,1021	$Y: \frac{-0,0148Cd}{1-0,1660Cd}^{(21^{\circ}C)}$	359
					$Y: \frac{-0,0359Cd}{1-0,1521Cd}^{(4^{\circ}C)}$	816
Kum, TP B.Dane çapı 0,5-2 mm	-0,0036	-0,0130	-0,138	-0,1587	$Y: \frac{-0,0036Cd}{1-0,138Cd}^{(21^{\circ}C)}$	669
					$Y: \frac{-0,0130Cd}{1-0,1587Cd}^{(4^{\circ}C)}$	367
Uçucu kül, TP K.Dane çapı 0,25-2 mm	-0,0459	-0,0168	-0,2574	-0,0846	$Y: \frac{-0,0459Cd}{1-0,2574Cd}^{(21^{\circ}C)}$	385
					$Y: \frac{-0,0168Cd}{1-0,0846Cd}^{(4^{\circ}C)}$	530
Uçucu kül, TP B.Dane çapı 1-5 mm	-0,027	0,0297	-0,225	-0,2136	$Y: \frac{-0,027Cd}{1-0,225Cd}^{(21^{\circ}C)}$	458
					$Y: \frac{-0,0297Cd}{1-,2136Cd}^{(4^{\circ}C)}$	363
Toprak TP K.Dane çapı 0,25-1 mm	-0,0087	-0,0056	-0,1481	-0,136	$Y: \frac{-0,0087Cd}{1-0,1481Cd}^{(21^{\circ}C)}$	6318
					$Y: \frac{-0,0056Cd}{1-0,136Cd}^{(4^{\circ}C)}$	1968
Toprak TP B.Dane çapı 0,25-4 mm	-0,0069	-0,0075	-0,139	-0,144	$Y: \frac{-0,0069Cd}{1-0,139Cd}^{(21^{\circ}C)}$	1363
					$Y: \frac{-0,0075Cd}{1-0,144Cd}^{(4^{\circ}C)}$	239
Perlit TP 0,5-2 mm	-0,0039	-0,0033	-0,117	-0,120	$Y: \frac{-0,0039Cd}{1-0,117Cd}^{(21^{\circ}C)}$	20
					$Y: \frac{-0,0033Cd}{1-0,120Cd}^{(4^{\circ}C)}$	17

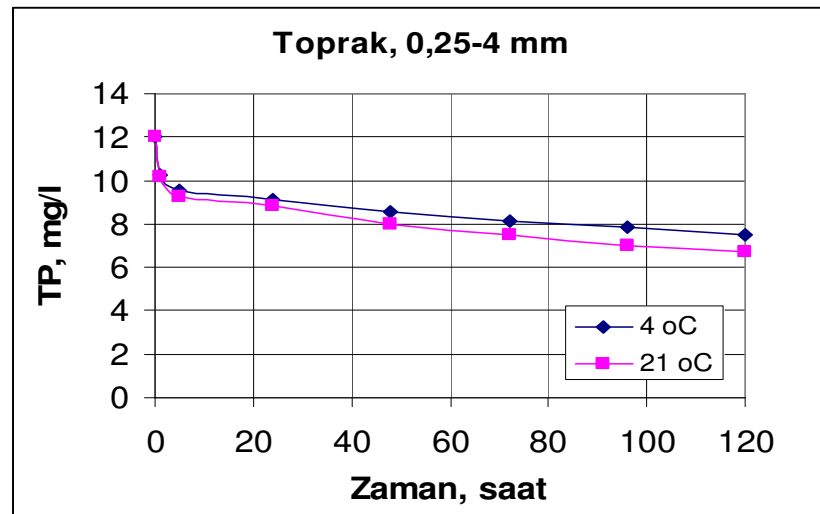
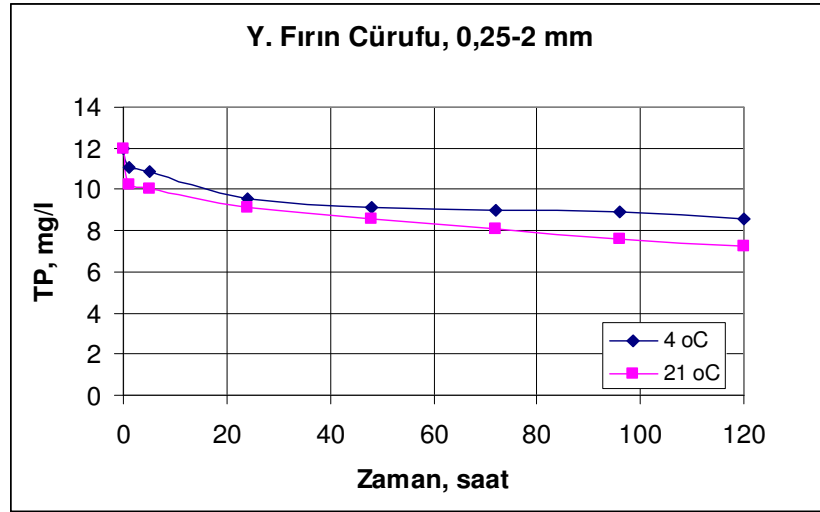
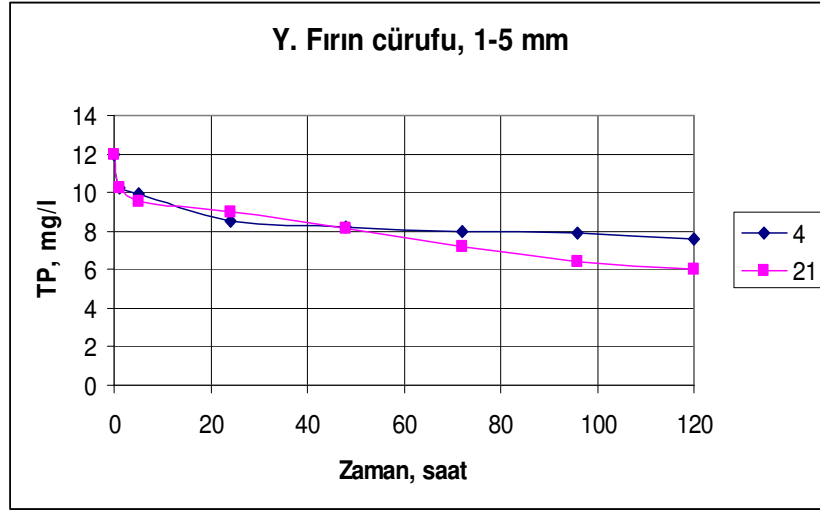
Tablo A.4: 7,74 mg PO₄/l için Langmuir izotermi deney sonuçları

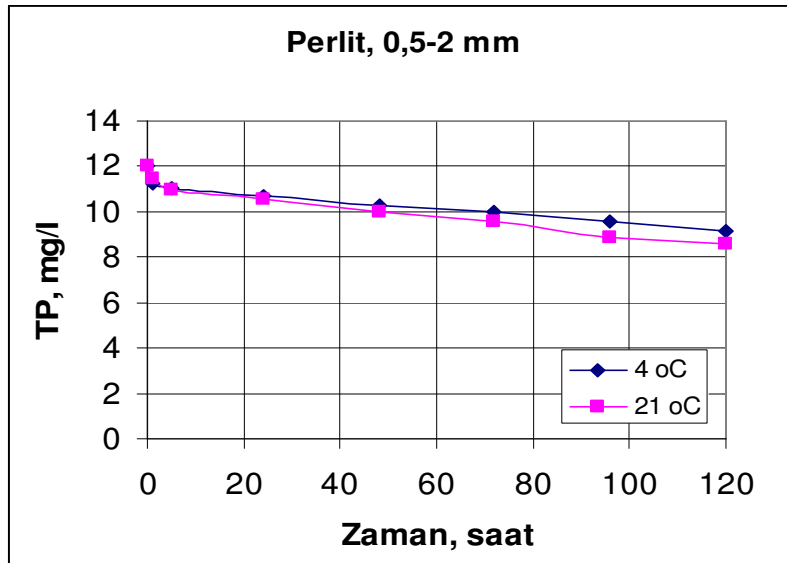
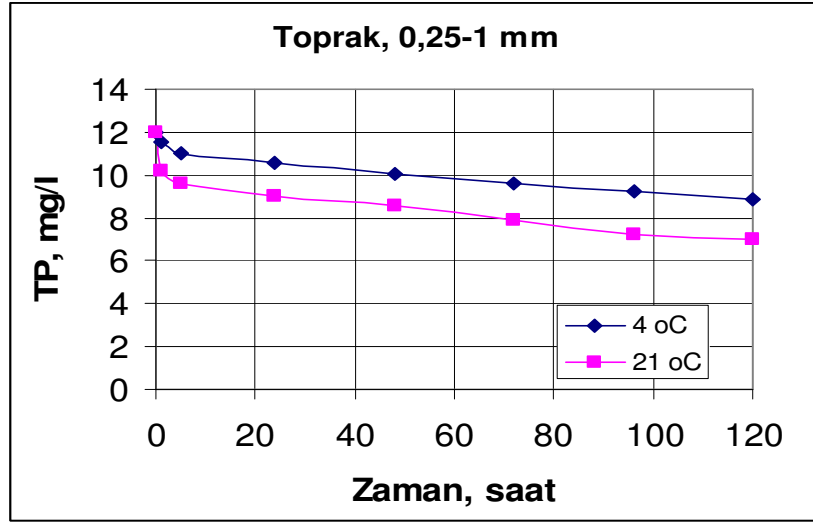
Malzeme	a, tabaka sabiti		b, reaksiyon sabiti		Tutulma eşitliği	Tutulma miktarı mg PO ₄ /kg
	21 °C	4 °C	21 °C	4 °C		
Çakıl, PO ₄ K.Dane çapı D:0,5-5 mm	-,0005	,0092	-0,122	-0,154	$Y: \frac{-0,0005Cd}{1-0,122Cd}^{(21^{\circ}C)}$	478
					$Y: \frac{-0,0092Cd}{1-0,154Cd}^{(4^{\circ}C)}$	2176
Çakıl, PO ₄ B.Dane çapı D:2-10 mm	-,0004	-,0071	-0,121	-0,209	$Y: \frac{-0,0004Cd}{1-0,121Cd}^{(21^{\circ}C)}$	113
					$Y: \frac{-0,0071Cd}{1-0,209Cd}^{(4^{\circ}C)}$	57
Kum, PO ₄ K.Dane çapı 0,25-2 mm	-,0018	-,0007	-0,141	-0,093	$Y: \frac{-0,0018Cd}{1-0,141Cd}^{(21^{\circ}C)}$	1636
					$Y: \frac{-0,0007Cd}{1-0,093Cd}^{(4^{\circ}C)}$	1100
Kum, PO ₄ B.Dane çapı 0,5-2 mm	-,0181	,0073	-0,142	-0,209	$Y: \frac{-0,0018Cd}{1-0,142Cd}^{(21^{\circ}C)}$	682
					$Y: \frac{-0,0073Cd}{1-0,209Cd}^{(4^{\circ}C)}$	934
Cüruf, PO ₄ K.Dane çapı 0,25-2 mm	-,0279	-,0778	-0,305	-0,245	$Y: \frac{-0,0279Cd}{1-0,305Cd}^{(21^{\circ}C)}$	1686
					$Y: \frac{-0,0778Cd}{1-0,245Cd}^{(4^{\circ}C)}$	880
Cüruf, PO ₄ B.Dane çapı 1-5 mm	-,0281	-,0186	-0,306	-0,271	$Y: \frac{-0,0281Cd}{1-0,306Cd}^{(21^{\circ}C)}$	1635
					$Y: \frac{-0,0186Cd}{1-,271Cd}^{(4^{\circ}C)}$	172
Toprak PO ₄ B.Dane çapı 0,25-4 mm	-,0071	-,0055	-0,172	-0,0957	$Y: \frac{-0,0071Cd}{1-0,172Cd}^{(21^{\circ}C)}$	1058
					$Y: \frac{-0,0055Cd}{1-0,0957Cd}^{(4^{\circ}C)}$	1887
Toprak PO ₄ K.Dane çapı 0,25-1 mm	-,0064	-,0040	-0,176	-0,188	$Y: \frac{-0,0064Cd}{1-0,176Cd}^{(21^{\circ}C)}$	530
					$Y: \frac{-0,004Cd}{1-0,188Cd}^{(4^{\circ}C)}$	592
Perlit PO ₄ 0,5-2 mm	-,0003	-,0026	0,131	0,177	$Y: \frac{-0,0003Cd}{1-0,131Cd}^{(21^{\circ}C)}$	10
					$Y: \frac{-0,0026Cd}{1-0,177Cd}^{(4^{\circ}C)}$	47

EK B
DENGE GRAFİKLERİ



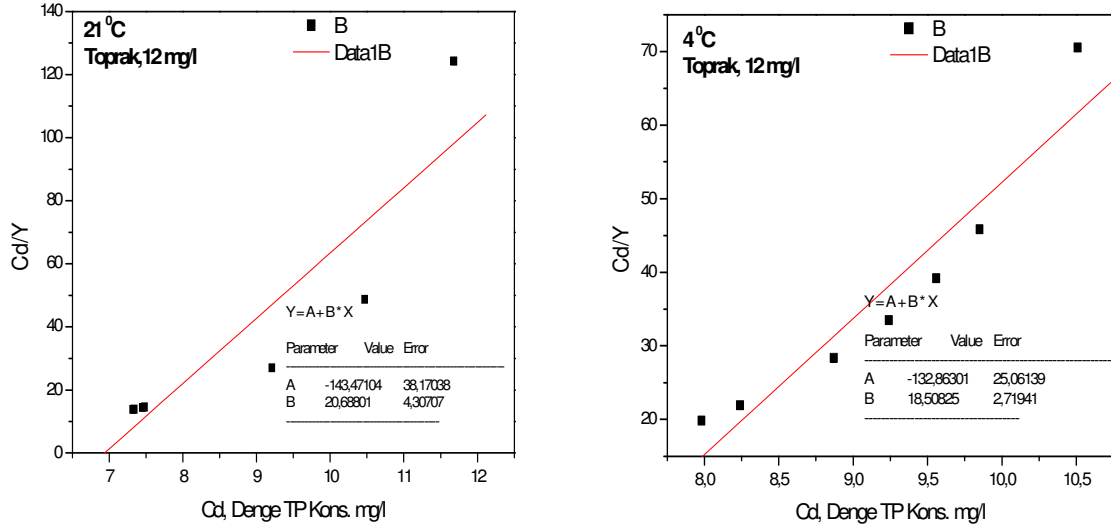




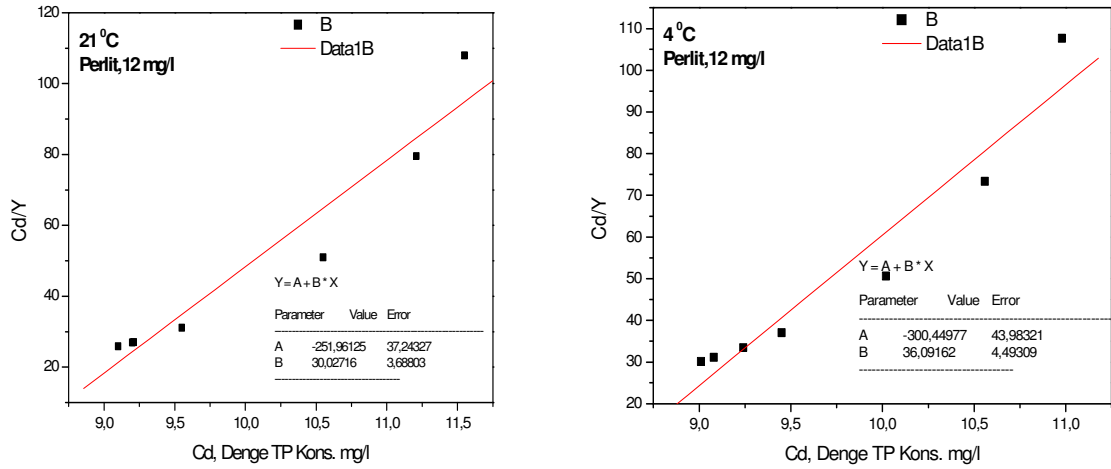


EK-C

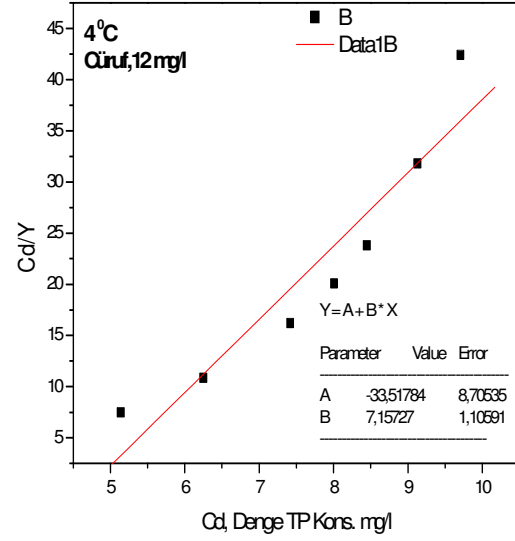
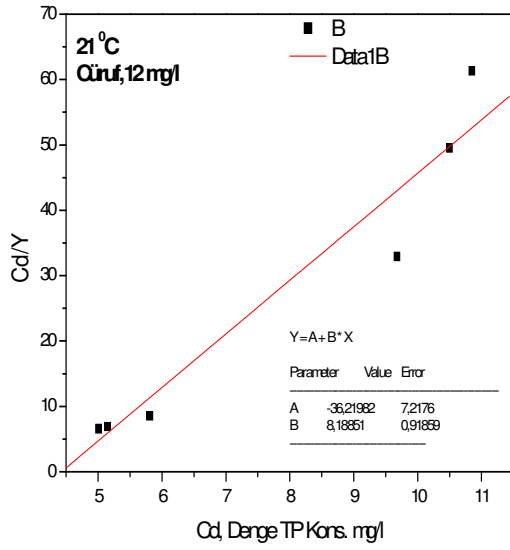
TOPLAM FOSFOR VE ORTOFOSFAT İÇİN LANGMUIR İZOTERMLERİ



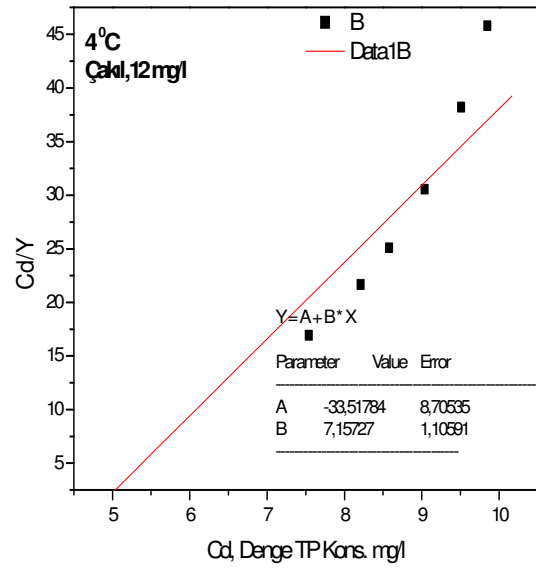
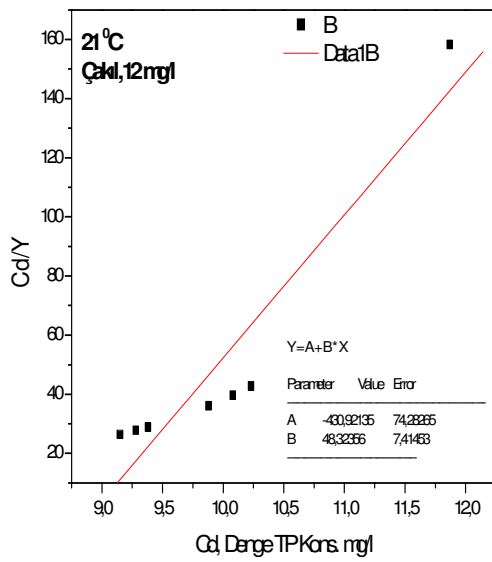
Şekil C.1: 12 mg/l TP için 21 °C ve 4 °C ‘de toprak için elde edilen ilişki



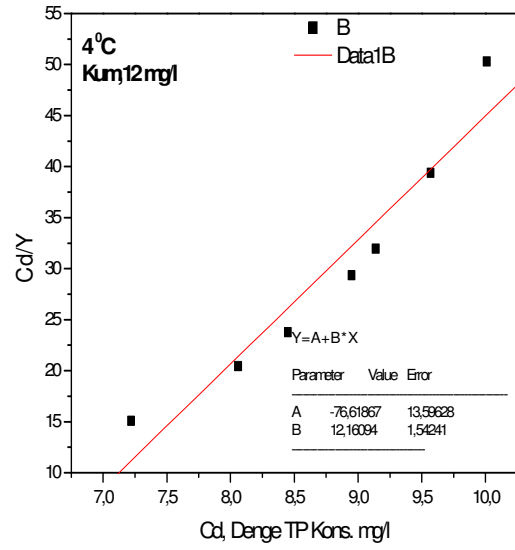
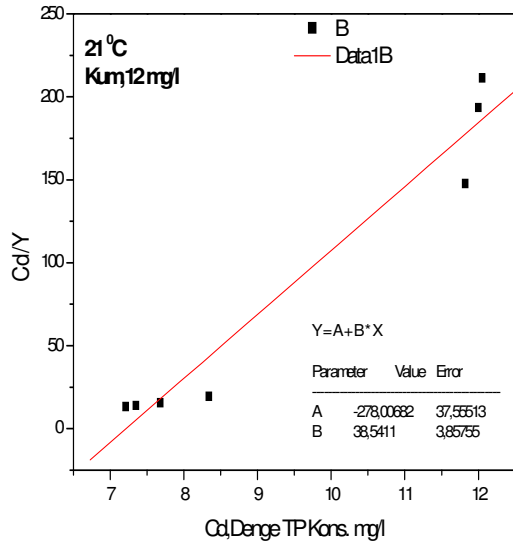
Şekil C.2: 12 mg/l TP için 21 °C ve 4 °C ‘de perlit için elde edilen ilişki



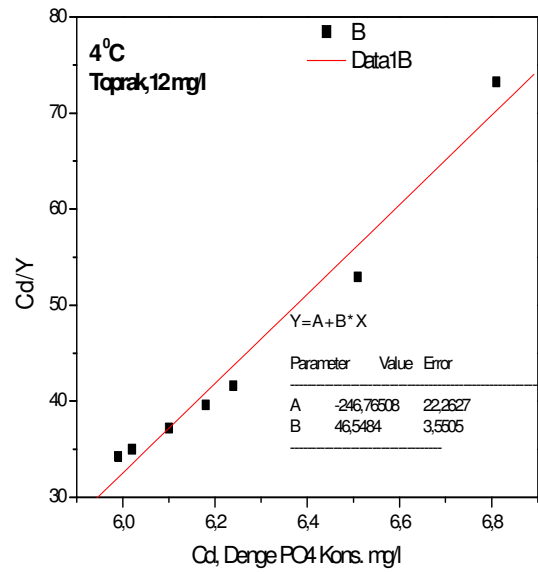
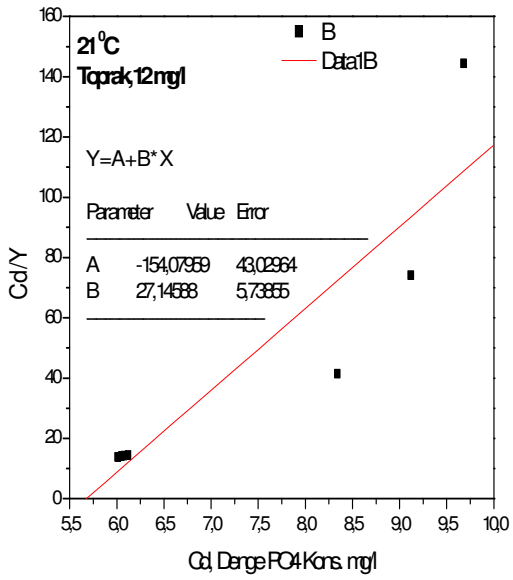
Şekil C.3: 12 mg/l TP için 21 °C ve 4 °C ‘de cüruf için elde edilen ilişki



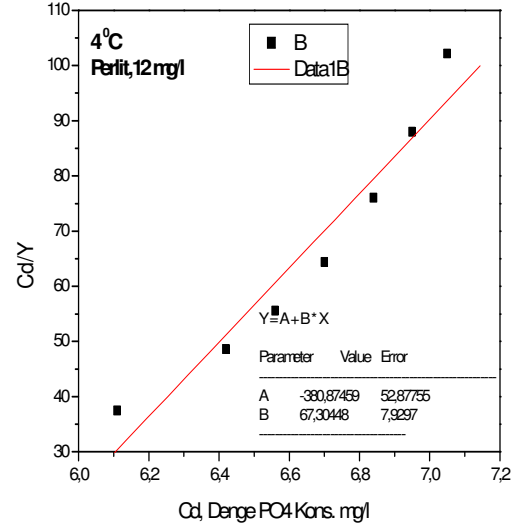
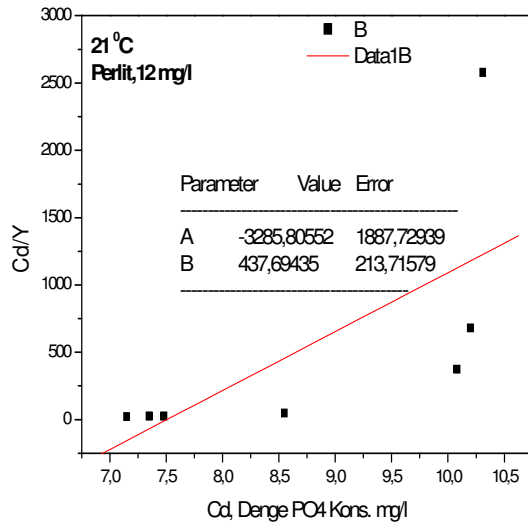
Şekil C.4: 12 mg/l TP için 21 °C ve 4 °C ‘de çakıl için elde edilen ilişki



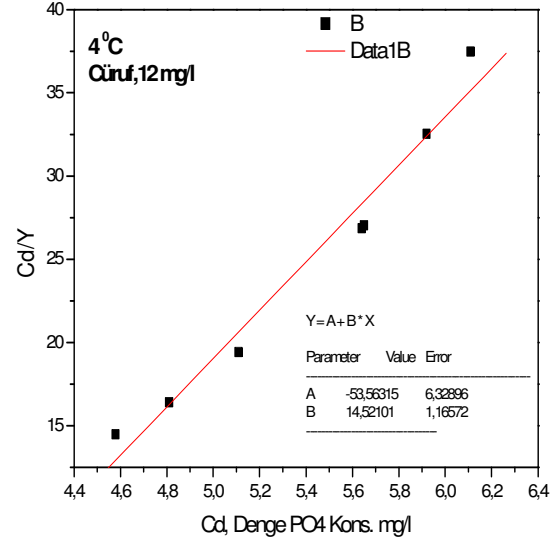
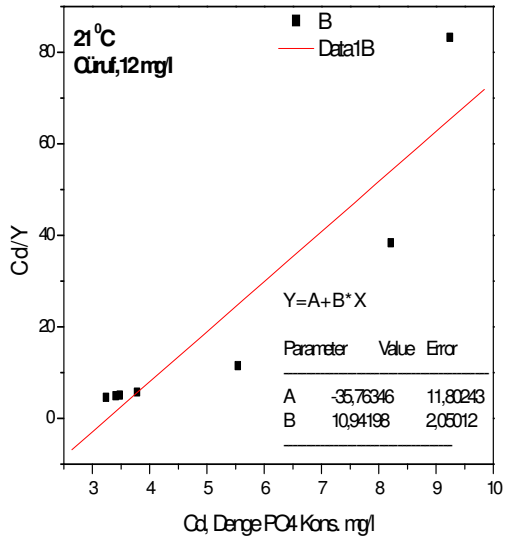
Şekil C.5: 12 mg/l TP için 21 °C ve 4 °C ‘de kum için elde edilen ilişki



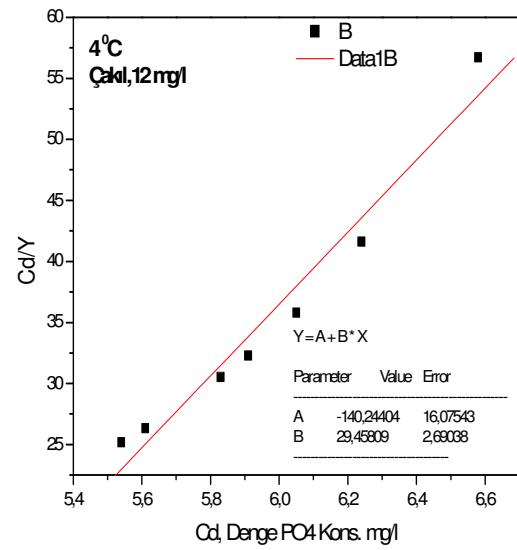
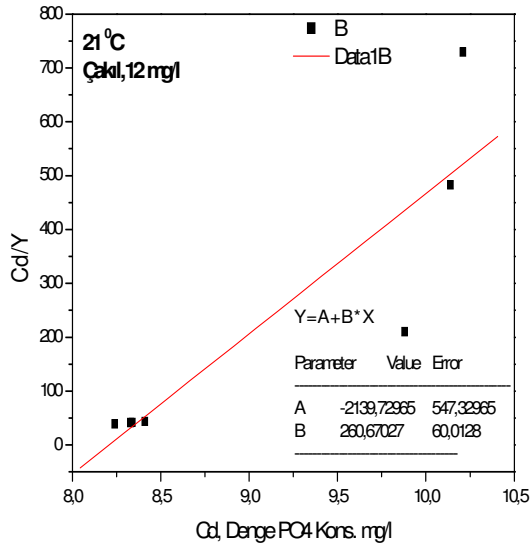
Şekil C.6: 12 mg/l PO₄ için 21 °C ve 4 °C ‘de toprak için elde edilen ilişki



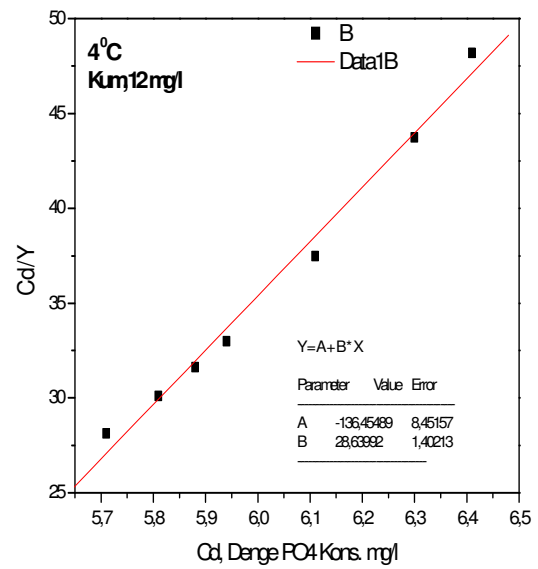
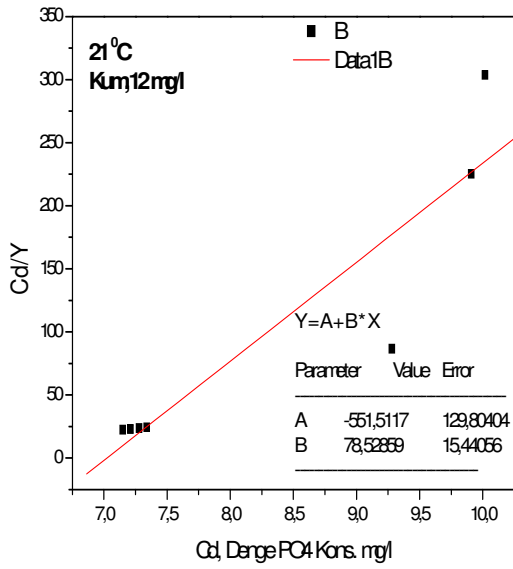
Şekil C.7: 12 mg/l PO₄ için 21 °C ve 4 °C ‘de perlit için elde edilen ilişki



Şekil C.8: 12 mg/l PO₄ için 21 °C ve 4 °C ‘de cüruf için elde edilen ilişki



Şekil C.9: 12 mg/l PO₄ için 21 °C ve 4 °C ‘de çakıl için elde edilen ilişki



Şekil C.10: 12 mg/l PO₄ için 21 °C ve 4 °C ‘de kum için elde edilen ilişki

EK D
PİLOT SİSTEMLERİN GÖRÜNTÜLERİ



Foto D.1: 1 m² ve 10 m²'lik sistemlerin yaz mevsiminde genel görünümü



Foto D.2: 100 m²'lik sistemin yaz mevsiminde görünümü



Foto D.3: 10 m²'lik sistemin kış aylarında görünümü



Foto D.4: 1 m²'lik sistemlerin kış aylarında görünümü



Foto D.5: 100 m²'lik sistemin kış aylarında görünümü



Foto D.6: 10 m²'lik sistemde 1.reaktörden 2.reaktöre atıksu beslemesi



Foto D.7: Foseptikten atıksu beslemesi ve ön çöktürme tankından atıksu dağıtımı



Foto D.8: Ana dağıtma tankından 100 m²'lik sisteme atıksu dağıtımı

EK E
PİLOT SİSTEM VERİSİ

Tablo E.1: 1 m²'lik sistemlerde pH Değişimleri

Tarih	Giriş	Toprak	Perlit	Uçucu Kül	Çakıl	Kum
28.02.2004	6.89	7.97	8.35	7.36	8.01	7.47
10.03.2004	6.98	8.16	8.46	7.44	8.11	7.61
02.04.2004	7	8.11	8.61	8.89	7.81	8.1
04.05.2004	7.01	8.01	8.23	10.2	8.38	7.96
12.05.2004	7.79	8.21	8.3	10.6	8.05	7.87
27.05.2004	6.64	8.17	8.51	10.56	7.13	7.55
10.06.2004	6.85	8.64	8.42	10.85	7.86	8.51
24.06.2004	7.13	7.6	7.53	9.05	9.9	7.54
03.07.2004	7.21	7.35	8.3	7.12	7.8	7.38
17.07.2004	7.11	7.54	8.01	7.57	8.22	8.11
Ort. pH	7.061	7.976	8.272	8.964	8.127	7.81

Tablo E.2: 1m²'lik sistemlerde Ç.O ve Sıcaklık Değişimleri

Tarih	Giriş	Sıcaklık	Toprak	Perlit	Uçucu Kül	Çakıl	Kum
	Ç.O	Sıcaklık	Ç.O	Ç.O	Ç.O	Ç.O	Ç.O
28.02.2004	0.3	10	1.3	3.5	1.3	1.4	3.2
10.03.2004	0.2	12.8	1.6	9.8	5.1	8.9	4.3
02.04.2004	0.1	14.4	1.6	7.1	2.4	2.7	3.7
04.05.2004	0.8	17.8	2.6	8	6.1	5.3	3
12.05.2004	1.2	20.1	0.7	2.8	3.6	4.3	4.6
27.05.2004	0.6	17.8	0.7	1.1	5.9	1.2	1.7
10.06.2004	0.8	20.9	0.9	2.1	4.8	1.1	1.8
24.06.2004	0.6	23	1	0.8	2.8	0.8	1.8
03.07.2004	0.4	22.4	0.8	3.3	2.7	1.1	2.9
17.07.2004	0.3	22.7	2.1	4.8	5.1	4.9	4.3
Ortalama	0.53		1.33	2.893	3.86	3.07	3.03

Tablo E.3: 1 m²'lik sistemlerde elektriksel iletkenlik değışimi

Tarih	Giriş	Toprak	Perlit	Uçucu Kül	Çakıl	Kum
28.02.2004	778	287	369	396	376	411
10.03.2004	730	110	160	393	288	378
02.04.2004	741	648	348	760	585	344
04.05.2004	763	625	671	655	641	647
12.05.2004	1036	866	655	685	658	608
27.05.2004	936	888	607	626	663	664
10.06.2004	770	670	593	670	604	630
24.06.2004	912	933	322	568	581	611
03.07.2004	812	1076	614	547	638	677
17.07.2004	885	1121	875	635	623	611
Ortalama	836.3	722.4	521.4	593.5	565.7	558.1

Tablo E.4: 1 m²'lik sistemlerde TP için elde edilen ortalama giderim verimleri

	Toprak	Perlit	Uçucu Kül	Çakıl	Kum
1.1.1.1 Tarih	Verim	Verim	Verim	Verim	Verim
28.02.2004	24.75	34.46	44.17	41.74	36.89
10.03.2004	73.07	71.89	57.98	49.11	39.94
02.04.2004	14.63	21.95	26.82	29.26	34.14
04.05.2004	5.33	7.76	7.76	58.73	36.65
12.05.2004	58.82	80.55	82.02	71.40	63.88
27.05.2004	40.42	21.67	83.59	85.15	71.09
10.06.2004	38.59	29.82	40.35	47.36	63.15
24.06.2004	31.48	24.07	37.03	44.44	51.85
03.07.2004	26.22	29.50	42.62	49.18	57.37
15.07.2004	43.34	38.25	41.64	48.66	38.25
Ortalama	35.67	35.99	46.40	52.50	49.32

Tablo E.5: 1 m²'lik sistemlerde PO₄ için elde edilen ortalama giderim verimleri

	Toprak	Perlit	Uçucu Kül	Çakıl	Kum
Tarih	Verim	Verim	Verim	Verim	Verim
28.02.2004	37.55	34.17	32.06	39.66	32.48
10.03.2004	64.13	64.13	64.13	64.13	64.13
02.04.2004	74.18	77.87	32.20	77.87	77.87
04.05.2004	2.77	24.07	39.81	49.07	56.48
12.05.2004	63.63	76.62	87.66	85.06	60.38
27.05.2004	34.18	19.65	85.47	85.47	73.50
10.06.2004	69.87	62.17	80.12	48.07	58.97
24.06.2004	61.39	68.98	81.64	79.11	41.77
03.07.2004	17.24	24.13	50.34	64.82	64.13
Ort. Verim	47.22	50.20	61.49	65.92	58.86

Tablo E.6: 10 m²'lik sistemde pH Değişimi

Tarih aralığı	Ort. Giriş pH	1.reaktör ort. pH	2.reaktör ort. pH
Ocak -Aralık 2003	7.01	7.05	7.11
Ocak-Temmuz 2004	7.08	7.19	7.30

Tablo E.7: 10 m²'lik sistemde Ç.O ve Sıcaklık Değişimi

Tarih	Giriş Ç.O	1.Çıkış Ç.O	2.Çıkış Ç.O	Tarih	Giriş Ç.O	1.Çıkış Ç.O	2.Çıkış Ç.O
22.01.2003	0.7	0.8	1.5	21.07.2003	0.2	2.8	3.1
01.02.2003	0.75	2.1	6.4	04.08.2003	0.5	0.2	0.3
07.02.2003	0.5	1.9	2.1	26.08.2003	1.9	4.4	4.7
14.02.2003	0.3	2.3	1.4	02.09.2003	0.2	4.3	6.7
21.02.2003	0.8	1.7	2	10.09.2003	0.1	0.4	1.2
04.03.2003	3.5	2.2	2.5	03.12.2003	1.5	1.5	0.3
11.03.2003	7.2	3.6	1.6	10.12.2003	2	0.65	0.4
18.03.2003	2.2	3	3.3	23.12.2003	1.8	2	2.1
01.04.2003	2.3	1.2	1.3	31.12.2003	1.5	1.8	2
08.04.2003	0.4	1	1.4	09.01.2004	1.2	1.3	1.3
15.04.2003	0.2	0.1	0.5	14.01.2004	2	0.65	0.4
22.04.2003	1.5	0.1	2.1	10.03.2004	0.9	1.1	1.6
29.04.2003	0.2	0.1	0.6	02.04.2004	0.1	4.6	2.1
23.06.2003	0.2	0.2	0.1	09.04.2004	0.6	1.2	1.3
20.05.2003	0.5	4.4	2.4	16.04.2004	0.8	2.8	1.2
29.05.2003	0.1	1.8	1.4	04.05.2004	0.8	2.8	2.2
04.06.2003	0.2	1.8	1.6	12.05.2004	1.2	6	3.1
10.06.2003	0.1	4.9	2.5	27.05.2004	0.6	3.1	4.5
17.06.2003	0.1	9.1	2.2	10.06.2004	0.8	2.8	3
24.06.2003	2.1	4.6	6.3	24.06.2004	0.6	1.8	2.1
01.07.2003	2.3	4.7	6.1	01.07.2004	0.4	4.1	1.4
08.07.2003	0.3	2.9	3.1	Ortalama	1.053	2.45	2.291
15.07.2003	0.2	3	3.4				

Tablo E.8: 10 m²'lik sistemde elektriksel iletkenlik değişimi

	Giriş	1	2		Giriş	1	2
Tarih	İletkenlik	İletkenlik	İletkenlik	Tarih	İletkenlik	İletkenlik	İletkenlik
22.01.2003	1056	896	763	15.07.2003	776	965	990
01.02.2003	1040	927	936	21.07.2003	781	940	961
07.02.2003	1018	778	960	26.08.2003	863	891	953
14.02.2003	988	590	903	02.09.2003	755	982	1317
21.02.2003	912	845	905	10.09.2003	722	773	886
04.03.2003	655	654	600	03.12.2003	1260	1197	1145
11.03.2003	616	569	655	10.12.2003	846	1210	1060
18.03.2003	708	690	667	23.12.2003	823	1124	968
01.04.2003	745	870	895	31.12.2003	877	988	995
08.04.2003	615	820	920	09.01.2004	786	934	976
15.04.2003	773	770	847	14.01.2004	846	1210	1060
22.04.2003	680	766	750	10.03.2004	888	732	638
29.04.2003	762	740	795	02.04.2004	741	744	754
23.06.2003	665	710	640	09.04.2004	1021	944	858
04.08.2003	896	942	959	16.04.2004	989	1044	1021
20.05.2003	720	920	690	04.05.2004	763	878	879
29.05.2003	812	925	990	12.05.2004	1036	890	836
04.06.2003	825	900	830	27.05.2004	936	1065	1022
10.06.2003	941	1293	986	10.06.2004	770	881	1696
17.06.2003	1086	805	884	24.06.2004	912	1028	1105
24.06.2003	855	925	877	01.07.2004	812	645	513
01.07.2003	875	951	848	Ortalama	846,4	892,2	905
08.07.2003	796	906	888				

Tablo E.9: 10 m²'lik sistemde ortofosfat giderim verimi

Tarih	1.reak. giriş	1.reak. çıkış	1.reak. verim	2.reak. giriş	2.reak. çıkış	2.reak. verim
06.05.03	5,547	2,774	50	5,547	1,63	71
15.05.03	5,221	2,382	54	5,221	2,19	58
20.05.03	3,818	1,893	50	3,818	0,59	85
29.05.03	2,382	2,284	4	2,382	0,36	85
04.06.03	3,655	1,795	51	3,655	1,40	62
10.06.03	6,983	1,109	84	6,983	0,39	94
17.06.03	6,951	2,186	69	6,951	0,49	93
24.06.03	21,4	7,5	65	21,4	0,05	100
01.07.03	6,233	2,415	61	6,233	0,03	100
08.07.03	2,904	1,991	31	2,904	0,78	73
15.07.03	4,112	0,979	76	4,112	0,36	91
21.07.03	4,177	1,697	59	4,177	0,03	99
26.08.03	5,352	2,969	45	5,352	0,85	84
02.09.03	4,666	2,48	47	4,666	2,06	56
10.09.03	2,904	1,991	31	2,904	0,78	73
03.12.03	2,643	2,121	20	2,643	1,47	44
10.12.03	4,536	3,296	27	4,536	1,50	67
23.12.03	1,697	1,371	19	1,697	0,95	44
31.12.03	2,219	0,558	75	2,219	1,70	24
09.01.04	5,9	5,6	5	5,9	4,60	22
14.01.04	1,501	1,371	9	1,501	0,76	49
10.03.04	1,547	1,207	22	1,547	0,55	64
02.04.04	2,212	1,938	12	2,212	1,58	29
09.04.04	2,676	1,615	40	2,676	1,52	43
16.04.04	3,263	1,044	68	3,263	0,55	83
04.05.04	3,524	4,405	-25	3,524	1,21	66
12.05.04	4,144	4,079	2	4,144	1,37	67
27.05.04	3,818	0,653	83	3,818	0,55	85
10.06.04	4,634	0,751	84	4,634	0,62	87
24.06.04	5,156	1,109	78	5,156	0,62	88
01.07.04	4,862	1,044	79	4,862	0,59	88
Ortalama	4,537	2	44	4,537	1,036	70,11

Tablo E.10: 10 m²'lik sistemde Toplam Fosfor Giderimi

Tarih	1.reak.giriş	1.reak.çıkış	1.reak.verim	2.reak.giriş	2.reak.çıkış	2.reak.verim
06.05.03	8,52	4,91	42	8,52	3,12	63
15.05.03	8,32	3,86	54	8,32	3,55	57
20.05.03	6,13	3,11	49	6,13	1,21	80
29.05.03	3,72	3,76	-1	3,72	0,65	83
04.06.03	5,62	2,83	50	5,62	2,35	58
10.06.03	11,1	1,8	84	11,1	0,7	94
17.06.03	11,07	3,65	67	11,07	0,82	93
24.06.03	10,9	3,95	64	10,9	0,25	98
01.07.03	9,52	3,9	59	9,52	0,21	98
08.07.03	4,83	4,86	-1	4,83	1,55	68
15.07.03	6,23	1,61	74	6,23	0,71	89
21.07.03	6,51	2,75	58	6,51	0,35	95
26.08.03	5,3	2,8	47	5,3	1,6	70
02.09.03	6,3	3,2	49	6,3	1,9	70
10.09.03	7,3	3,1	58	7,3	2,1	71
03.12.03	7,5	3,2	57	7,5	1,7	77
10.12.03	14,1	11,2	21	14,1	7,6	46
23.12.03	3,84	3,67	4	3,84	2,26	41
31.12.03	5,79	5,19	10	5,79	2,61	55
09.01.04	28,8	21,5	25	28,8	5,4	81
14.01.04	4,87	3,24	33	4,87	3,25	33
10.03.04	4,86	4,11	15	4,86	3,1	36
02.04.04	3,11	2,95	5	3,11	1,72	45
09.04.04	4,2	3,5	17	4,2	3,2	24
16.04.04	3,15	1,27	60	3,15	0,63	80
04.05.04	3,65	4,21	-15	3,65	1,55	58
12.05.04	5,11	5,08	1	5,11	2,05	60
27.05.04	4,65	0,97	79	4,65	1,02	78
10.06.04	5,12	1,05	79	5,12	1,25	76
24.06.04	6,1	1,9	69	6,1	1,32	78
01.07.04	6,2	1,8	71	6,2	1,27	80
Ortalama	7,175	4,03	41,44	7,175	1,968	68,81

Tablo E.11: 100 m²'lik sistemde pH Değişimi

Tarih	pH Giriş	pH Çıkış	Tarih	pH Giriş	pH Çıkış
22.01.03	6,65	6,75	08.07.03	6,98	6,66
01.02.03	6,71	7,12	15.07.03	6,74	6,86
07.02.03	7,4	6,9	21.07.03	6,84	6,9
14.02.03	7,4	6,98	26.08.03	6,72	6,7
21.02.03	7,4	6,98	02.09.03	6,58	6,97
04.03.03	7,56	7,76	10.09.03	7,54	6,9
11.03.03	7,54	7,1	03.12.03	7,26	7,37
18.03.03	7,73	6,6	10.12.03	6,96	7,21
01.04.03	7,2	7,1	23.12.03	6,89	7,15
08.04.03	7,36	7,8	31.12.03	6,51	6,56
15.04.03	7,14	7,49	09.01.04	6,41	6,98
22.04.03	7,32	7,62	14.01.04	6,96	7,21
29.04.03	7,1	7,5	10.03.04	7,48	7,12
23.06.03	7,4	7,62	02.04.04	7	7,51
04.08.03	6,75	6,9	09.04.04	7,13	7,23
20.05.03	7,6	7,9	16.04.04	7,02	7,28
29.05.03	7,4	7,6	04.05.04	7,01	7,32
04.06.03	7,2	7,1	12.05.04	8,05	7,75
10.06.03	6,68	6,97	27.05.04	6,64	6,89
17.06.03	6,54	6,9	10.06.04	6,85	7,68
24.06.03	6,75	7,11	24.06.04	7,13	7,23
01.07.03	6,81	6,96	01.07.04	7,21	7,18
			Ortalama	7,081	7,169

Tablo E.12: 100 m²'lik sistemde elde edilen iletkenlik değişimi

Tarih	İletkenlik-gir.	İletkenlik-çık.	Tarih	İletkenlik-gir.	İletkenlik-çık.
22.01.03	1056	787	15.07.03	776	870
01.02.03	1040	790	21.07.03	781	846
07.02.03	1018	411	26.08.03	863	938
14.02.03	988	296	02.09.03	755	1032
21.02.03	912	451	10.09.03	722	830
04.03.03	655	336	03.12.03	1260	897
11.03.03	616	469	10.12.03	846	295
18.03.03	708	632	23.12.03	823	876
01.04.03	745	765	31.12.03	877	865
08.04.03	615	665	09.01.04	786	845
15.04.03	773	712	14.01.04	846	295
22.04.03	680	512	10.03.04	888	640
29.04.03	762	627	02.04.04	741	844
23.06.03	665	525	09.04.04	1021	874
04.08.03	896	901	16.04.04	989	899
20.05.03	720	830	04.05.04	763	736
29.05.03	812	950	12.05.04	1036	833
04.06.03	825	920	27.05.04	936	922
10.06.03	941	765	10.06.04	770	789
17.06.03	1086	812	24.06.04	912	788
24.06.03	855	1054	01.07.04	812	946
01.07.03	875	1149	Ortalama	846	756,4
08.07.03	796	1063			

Tablo E.13: 100 m²'lik sistemde ortofosfat giderimi

Tarih	Giriş	Çıkış	Verim
06.05.03	5,547	0,979	82
15.05.03	5,221	1,632	69
20.05.03	3,818	4,046	-6
29.05.03	2,382	1,109	53
04.06.03	3,655	3,655	0
10.06.03	6,983	4,014	43
17.06.03	6,951	2,447	65
24.06.03	21,4	1,4	93
01.07.03	6,233	1,044	83
08.07.03	2,904	1,893	35
15.07.03	4,112	2,415	41
21.07.03	4,177	3,916	6
26.08.03	5,352	3,524	34
02.09.03	4,666	1,188	75
10.09.03	2,904	1,893	35
03.12.03	2,643	1,632	38
10.12.03	4,536	0,881	81
23.12.03	1,697	0,555	67
31.12.03	2,219	1,207	46
09.01.04	5,9	3,5	41
14.01.04	1,501	1,207	20
10.03.04	1,547	1,697	-10
02.04.04	2,212	1,403	37
09.04.04	2,676	1,24	54
16.04.04	3,263	2,252	31
04.05.04	3,524	1,893	46
12.05.04	4,144	2,056	50
27.05.04	3,818	0,685	82
10.06.04	4,634	0,62	87
24.06.04	5,156	0,783	85
01.07.04	4,862	0,783	84
Ortalama	4,537	1,856	49,87

Tablo E.14: 100 m²'lik sistemde ortofosfat giderimi

Tarih	Giriş	Çıkış	Verim
06.05.03	5,547	0,979	82
15.05.03	5,221	1,632	69
20.05.03	3,818	4,046	-6
29.05.03	2,382	1,109	53
04.06.03	3,655	3,655	0
10.06.03	6,983	4,014	43
17.06.03	6,951	2,447	65
24.06.03	21,4	1,4	93
01.07.03	6,233	1,044	83
08.07.03	2,904	1,893	35
15.07.03	4,112	2,415	41
21.07.03	4,177	3,916	6
26.08.03	5,352	3,524	34
02.09.03	4,666	1,188	75
10.09.03	2,904	1,893	35
03.12.03	2,643	1,632	38
10.12.03	4,536	0,881	81
23.12.03	1,697	0,555	67
31.12.03	2,219	1,207	46
09.01.04	5,9	3,5	41
14.01.04	1,501	1,207	20
10.03.04	1,547	1,697	-10
02.04.04	2,212	1,403	37
09.04.04	2,676	1,24	54
16.04.04	3,263	2,252	31
04.05.04	3,524	1,893	46
12.05.04	4,144	2,056	50
27.05.04	3,818	0,685	82
10.06.04	4,634	0,62	87
24.06.04	5,156	0,783	85
01.07.04	4,862	0,783	84
Ortalama	4,537	1,856	49,87

Tablo E.15: 100 m²'lik sistemde elde edilen toplam fosfor giderimi

Tarih	Giriş	Çıkış	Verim
6.5.03	8,52	1,53	82
15.5.03	8,32	3,5	58
20.5.03	6,13	6,25	-2
29.5.03	3,72	2,08	44
4.6.03	5,62	6,13	-9
10.6.03	11,1	6,1	45
17.6.03	11,07	4,06	63
24.6.03	10,9	0,76	93
1.7.03	9,52	1,58	83
8.7.03	4,83	2,13	56
15.7.03	6,23	4,25	32
21.7.03	6,51	6,18	5
26.8.03	5,3	4,2	21
2.9.03	6,3	4,3	32
10.9.03	7,3	5,5	25
3.12.03	7,5	4,5	40
10.12.03	14,1	5,1	64
23.12.03	3,84	0,79	79
31.12.03	5,79	3,3	43
9.1.04	28,8	0,8	97
14.1.04	4,87	3,63	25
10.3.04	4,86	3,95	19
2.4.04	3,11	1,57	50
9.4.04	4,2	3,5	17
16.4.04	3,15	2,75	13
4.5.04	3,65	2,83	22
12.5.04	5,11	2,27	56
27.5.04	4,65	1,16	75
10.6.04	5,12	0,94	82
24.6.04	6,1	1,15	81
1.7.04	6,2	1,15	81
Ortalama	7,175	3,159	47,47

ÖZGEÇMİŞ

1973 yılında Çanakkale Gelibolu’da dünyaya gelen DAĞLI, ilkokulu Namık Kemal İlköğretim Okulu; ortaokul ve liseyi Gelibolu Lisesinde tamamladı. Üniversite öğrenimini 1994 İTÜ İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünde tamamladı. “Çinko kaplama endüstrisi atıksularından demir giderimi” isimli yüksek lisans tezini Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Çevre Mühendisliği bölümünde 1997 yılında tamamladı. 1994-2001 yılları arasında Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Çevre Mühendisliği bölümünde Araştırma Görevlisi olarak çalıştı. 1998 yılında doktora programına kayıt oldu. 1998-1999 yıllarında askerliği yedek subay olarak tamamladı. 2001 yılından bu yana TÜBİTAK MAM Kimya ve Çevre Enstitüsünde Araştırmacı olarak çalışmaktadır.

Evli ve 2 çocuk babası olan Dağlı’nın çevre mühendisliği alanında yurtiçinde yayınlanmış 6 adet makalesi bulunmaktadır. İngilizce bilen Dağlı, söz konusu tez için ESF (European Science Foundation) tarafından kısa dönem bursu ile İtalya’da bulunmuştur.