

**FARMASÖTİK ÜRÜNLERİNİN SULAK ALAN SİSTEMİNDE
ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI**
Nihan ÖZENGİN



T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**FARMASÖTİK ÜRÜNLERİNİN SULAK ALAN SİSTEMİNDE
ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI**

Nihan ÖZENGİN

Doç.Dr. Ayşe ELMACI
(Danışman)

DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2012

U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
- atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı

beyan ederim.

/ /2012
Nihan ÖZENGİN

ÖZET

Doktora Tezi

FARMASÖTİK ÜRÜNLERİNİN SULAK ALAN SİSTEMİNDE ARITILABİLİRLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

Nihan ÖZENGİN

Uludağ Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç.Dr. Ayşe ELMACI

Bu çalışmanın amacı, laboratuvar ölçekli reaktörlerde yüzey altı akışlı sistemde *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex. Steudel (kamış) ile dolgu malzemesi olarak da Leca (genişletilmiş kil agregası) kullanılarak ve serbest yüzey akışlı sistemde ise *Lemna minor* L. (su mercimeği) kullanılarak hem evsel atık suyun hem de seçilen farmasötik ürünlerin arıtılabilirliğini araştırmaktır. Sistemler öncelikli olarak zayıf evsel atık su ile daha sonra kuvvetli evsel atık su ile sürekli olarak çalıştırılmıştır. Hidrolik bekletme süresi üç gün olarak belirlenen yapay sulak alan sistemlerinin giriş ve çıkışından alınan numunelerde atık su arıtım performansını ortaya koymak amacıyla pH, sıcaklık, elektriksel iletkenlik ($EC_{25^{\circ}C}$), çözülmüş oksijen (ÇO), toplam azot (TN), amonyum azotu (NH_4-N), nitrat (NO_3^-), nitrit (NO_2^-), toplam fosfor (TP), orto-fosfat (PO_4-P), askıda katı madde (AKM), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) belirlenmiştir. İşletim süresince, yüzey altı akışlı yapay sulak alan sisteminin serbest yüzey akışlı sisteme göre evsel atık sularının arıtımında daha iyi performans gösterdiği sonucuna varılmıştır. Elde edilen veriler Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde doğal arıtım sistemleri için uygulanan deşarj standartlarına göre değerlendirildiğinde, her iki sistem için deşarj standartlarının sağlandığı görülmektedir. Farmasötik ürünlerin arıtımında (karbamazepin, ibuprofen ve sulfadiazin), yüzey altı akışlı sistemde serbest yüzey akışlı sisteme göre daha yüksek giderim verimi elde edilmiştir. Yüzey altı akışlı sistemde Leca yatak malzemesinin kullanıldığı kontrol tankında arıtılan farmasötik ürünlerden karbamazepin ve sulfadiazinin Freundlich izotermine, sulfadiazin ise Langmuir izotermine uygunluk göstermiştir.

Anahtar Kelimeler: Atık su arıtımı, farmasötik, *Lemna*, *Phragmites*, serbest yüzey akışlı, yapay sulak alan, yüzey altı akışlı.

2012, xv + 188 sayfa.

ABSTRACT

PhD Thesis

INVESTIGATION OF TREATIBILITY OF PHARMACEUTICAL PRODUCTS IN CONSTRUCTED WETLAND SYSTEMS

Nihan ÖZENGİN

Uludağ University

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assoc.Prof. Ayşe ELMACI

The aim of this study was established in laboratory reactors as a subsurface flow system, rooted plant *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex. Steudel (cane) and as filter material Leca (expanded clay aggregate) and free-surface flow system in the floating aquatic plant *Lemna minor* L. (Duckweed) to investigate the treatibility of domestic wastewater and pharmaceutical products. Reactors were fed continuously priority with weak domestic wastewater and then with strong domestic wastewater. Hydraulic retention time is approximately three days, samples were taken at inlet and outlet water wetlands for the pH, temperature, electrical conductivity ($EC_{25^{\circ}C}$), dissolved oxygen (DO), total nitrogen (TN), ammonium nitrogen (NH_4-N), nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-), total phosphorus (TP), ortho-phosphate (PO_4-P), suspended solids (TSS), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD) were analyzed in order to demonstrate the performance. During operation, subsurface flow artificial wetland treatment system provided an ideal performance than subsurface flow artificial wetland treatment system for domestic wastewater treatment. Water Pollution Control Regulation discharge standards imposed on natural treatment systems evaluated according to the pH, BOD and COD concentration values for subsurface flow and free-surface flow system discharge standards. In treatment of the pharmaceutical products, subsurface flow system showed higher performance than free surface flow system. Pharmaceutical products (carbamazepine, ibuprofen and sulfadiazine) treated with Leca, the tank bed material used in control tank of subsurface flow system, showed compliance with Freundlich isotherm application of carbamazepine and sulfadiazin and showed compliance with Langmuir isotherm application of sulfadiazine.

Key words: Constructed wetland, free surface flow, *Lemna*, *Phragmites*, pharmaceutical, subsurface flow, wastewater treatment.

2012, xv + 188 sayfa.

ÖNSÖZ VE/VEYA TEŞEKKÜR

Lisansüstü eğitimim sürecinde, benim için yardım ve desteklerini esirgemeyen danışmanım, sayın Doç. Dr. Ayşe ELMACI'ya teşekkürlerimi arz ederim.

Tez çalışması süresince, bilgi birikimi ve tecrübelerinden istifade etme imkânı bulduğum, sayın Prof.Dr. Hüseyin S. BAŞKAYA, Prof.Dr. Bülent ŞENGÖRÜR ve Doç.Dr. Taner YONAR'a büyük katkılarından dolayı sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Tüm eğitim hayatım boyunca sevgilerini, anlayışlarını ve desteklerini benden hiçbir zaman esirgemeyen sevgili aileme en içten minnet ve şükranlarımı sunarım.

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET.....	v
ABSTRACT	vi
ÖNSÖZ ve TEŞEKKÜR	vii
İÇİNDEKİLER	viii
SİMGE ve KISALTMALAR DİZİNİ	x
ŞEKİLLER DİZİNİ	xi
ÇİZELGELER DİZİNİ	xv
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI	6
2.1. Farmasötik Ürünler	6
2.1.1. Dünyadaki ilaç kullanımındaki artış	7
2.1.2. Doğal sularda ve içme suyu kaynaklarında bulunan ilaç atıklarının kaynakları.	8
2.1.3. İlaç sınıfları ve çevresel etkileri.....	10
2.2. Atık Sularda İlaç Arıtımı.....	18
2.2.1. Tıbbi ilaçların atıksulardan gideriminde teknik olasılıklar.....	19
2.2.1.1. Tıbbi ilaçların atık su arıtma tesislerinde giderim prosesleri.....	20
2.2.1.2. Biyolojik parçalanma.....	21
2.2.1.3. Abiyotik prosesler.....	21
2.2.1.4. İleri arıtma yöntemleri.....	22
2.2.2. Sucul sistemlerin tıbbi ilaçlarla kirlenmesinin önlenmesinde diğer yaklaşımlar	22
2.3. Farmasötik Ürünlerle Yapılan Arıtım Çalışmaları.....	24
2.4. Sulak Alanlar.....	28
2.4.1. Yapay sulak alanların ekolojisi.....	33
2.4.1.1. Bitkiler	34
2.4.1.2. Mikroorganizmalar.....	38
2.5. Yapay Sulak Alanların Atık su Arıtımında Kullanımı.....	40
2.5.1. Arıtma sistemleri olarak yapay sulak alanlar.....	40
2.5.2. Arıtımda kullanılan sulak alan tipleri.....	41
2.5.2.1. Yüzeysel akışlı sistemler.....	42
2.5.2.2. Yüzeysel altı akışlı sistemler.....	44
2.5.2.3. Hibrit sistemler.....	49
2.6. Arıtma Prosesi.....	49
2.6.1. Azot giderimi.....	51
2.6.2. Fosfor giderimi.....	54
2.6.3. Patogen giderimi.....	57
2.6.4. Askıda katı madde (AKM) giderimi	58
2.6.5. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) giderimi	60
2.7. Yapay Sulak Alanların Avantaj ve Dezavantajları.....	62
2.8. Sulak Alan Sistemleri ile Yapılan Arıtım Çalışmaları.....	63
3. MATERYAL VE YÖNTEM	69
3.1. Materyal	70
3.1.1. Deneysel çalışmalarda kullanılan yapay sulak alan sistemleri.....	70
3.1.1.1. Yüzeysel altı akışlı sistem (YAAS).....	71
3.1.1.2. Serbest yüzeysel akışlı sistem (SYAS).....	76
3.1.2. Serbest yüzeysel akışlı sistemde kullanılan zamanlayıcı	80
3.1.3. Sistemlerde kullanılan sentetik atık su.....	80

3.1.4. Yüzey altı akışlı sistemde kullanılan yatak malzemesi - Leca (Hydroton-genişletilmiş kil agreaları)	81
3.1.5. Sistemlerde kullanılan bitkiler.....	84
3.1.6. Çalışmada kullanılan ilaç aktif maddeleri ve özellikleri.....	86
3.2. Yöntem.....	89
3.2.1. Analiz metotları.....	92
4. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	97
4.1. Optimum Çalışma Koşullarının Belirlenmesi.....	97
4.1.1. Yüzey altı akışlı sistem.....	97
4.1.2. Serbest yüzey akışlı sistem.....	98
4.2. Serbest Yüzey Akışlı ve Yüzey Altı Akışlı Sistem Atık su Arıtım Verimi.....	102
4.2.1. Deneysel sistemlerde ölçülen sıcaklık değerleri.....	102
4.2.2. Deneysel sistemlerde ölçülen pH değerleri.....	105
4.2.3. Deneysel sistemlerde ölçülen elektriksel iletkenlik ($EC_{25^{\circ}C}$) değerleri.....	108
4.2.4. Deneysel sistemlerde ölçülen çözünmüş oksijen ($\dot{C}O$) değerleri.....	111
4.2.5. Deneysel sistemlerde analiz edilen toplam azot (TN) değerleri.....	115
4.2.6. Deneysel sistemlerde analiz edilen amonyum azotu (NH_4-N) değerleri.....	118
4.2.7. Deneysel sistemlerde analiz edilen nitrat (NO_3^-) ve nitrit (NO_2^-) değerleri.....	121
4.2.8. Deneysel sistemlerde analiz edilen toplam fosfor (TP) değerleri.....	126
4.2.9. Deneysel sistemlerde analiz edilen orto-fosfat (OP) değerleri.....	129
4.2.10. Deneysel sistemlerde ölçülen askıda katı madde (AKM) değerleri.....	132
4.2.11. Deneysel sistemlerde analiz edilen kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) değerleri.....	135
4.2.12. Deneysel sistemlerde analiz edilen biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) değerleri.....	139
4.3. Yüzey Altı Akışlı Sistem İçin Örnek Boyutlandırma.....	142
4.3.1. Nüfus.....	144
4.3.2. Proje debisi.....	144
4.3.3. Kirlilik yükleri.....	144
4.3.4. Foseptik sonrası kirlilik yükleri.....	144
4.3.4.1. Foseptik çıkış, sistem giriş BOİ yükü.....	145
4.3.4.2. Foseptik çıkış, sistem giriş AKM yükü.....	145
4.3.5. Arıtma sistemi tasarım parametreleri.....	145
4.3.6. Boyutlandırmada kullanılacak tipik ortam karakteristikleri.....	145
4.3.7. Yüzey altı akışlı yapay sulak alan sistemi.....	146
4.3.7.1. Kış şartlarında.....	146
4.3.7.2. Yaz şartlarında.....	147
4.3.7.3. Hidrolik yükleme kontrolü.....	148
4.3.7.4. Tasarım boyutlandırma kontrolü.....	148
4.4. Sulak Alanların Maliyeti.....	150
4.4.1. Sulak alanlarda sağlanması beklenen aktif yaşam.....	150
4.4.2. Yatırım ve yıllık maliyetler.....	151
4.4.2.1. Yatırım Maliyetleri.....	151
4.4.2.2. Yıllık Maliyetler.....	152
4.5. Farmasötik Ürünlerin Yüzey Altı Akışlı ve Serbest Yüzey Akışlı Sistemde Giderimi.....	154
4.5.1. Deneysel sistemlerde karbamazepin arıtımı.....	154
4.5.2. Deneysel sistemlerde ibuprofen arıtımı.....	157
4.5.3. Deneysel sistemlerde sulfadiazin arıtımı.....	160

5. SONUÇ	165
5.1. Yüzey Altı Akışlı (YAAS) ve Serbest Yüzey Akışlı Sistemlerin (SYAS) Atık Su Arıtım Performanslarının Değerlendirilmesi.....	166
5.2. Yüzey Altı Akışlı (YAAS) Ve Serbest Yüzey Akışlı Sistemlerin (SYAS) Çıkış Suyu Kalitesinin Değerlendirilmesi.....	170
5.3. Yüzey Altı Akışlı (YAAS) ve Serbest Yüzey Akışlı Sistemlerin (SYAS) Farmasötik Ürünleri Arıtım Performanslarının Değerlendirilmesi.....	171
KAYNAKLAR	173
ÖZGEÇMİŞ	187

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
AKM	Askıda Katı Madde
BOİ ₅	Beş Günlük Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
°C	Santigrad Derece
C	Karbon
Ca	Kalsiyum
cm	Santimetre
ÇO	Çözünmüş Oksijen
EC	Elektriksel İletkenlik
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
l	litre
m ²	Metrekare
mg	Miligram
N ₂	Azot Gazı
NH ₃	Amonyak
NH ₄ -N	Amonyum Azotu
NO ₃	Nitrat
NO ₂	Nitrit
O	Oksijen
PO ₄ -P	Orto-fosfat
Q	Debi
SKKY	Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği.
SYAS	Serbest Yüzey Akışlı Sistem
TN	Toplam Azot
TP	Toplam Fosfor
USEPA	Çevre Koruma Ajansı
YAAS	Yüzey altı Akışlı Sistem

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 2.1. İnsanlar ve hayvanlar için kullanılan tıbbi maddelerin çevredeki beklenen yayılma davranışları.....	9
Şekil 2.2. İlaçların artan polaritesine metabolik yaklaşım.....	11
Şekil 2.3. Sulak alan bitkilerinin kök yapıları.....	31
Şekil 2.4. Sulak alanlarda abiotik prosesler.....	32
Şekil 2.5. Sulak alanlarda biyotik prosesler.....	33
Şekil 2.6. Yapay sulak alanlarda bitki kök bölgesinde oluşabilecek etkileşimler.....	35
Şekil 2.7. Arıtma hatları için sulak alanları içeren seçenekler.....	41
Şekil 2.8. Yapay sulak alanların sınıflandırılması.....	42
Şekil 2.9. Serbest yüzey akışlı sistemler.....	43
Şekil 2.10. Yüzey altı akışlı sistemler.....	45
Şekil 2.11. Yatay akışlı sulak alan sistemi.....	47
Şekil 2.12. Dikey akışlı sulak alan sistemi.....	48
Şekil 2.13. Sulak alanlarda temel azot girdi ve çıktıları.....	51
Şekil 2.14. Sulak alanlarda fosfor döngüsü.....	56
Şekil 2.15. Yüzey akışlı sulak alanlarda AKM giderim mekanizmaları.....	59
Şekil 2.16. Yüzey altı akışlı sulak alanlarda AKM giderim mekanizması.....	59
Şekil 2.17. Yüzey akışlı yapay sulak alanlarda BOİ/Karbon giderim mekanizmaları..	61
Şekil 3.1. Yüzey altı akışlı sistemin şematik görünümü.....	72
Şekil 3.2. Yüzey altı akışlı sistemin boylamsal kesiti.....	72
Şekil 3.3. Yüzey altı akışlı sistemin görünümü.....	74
Şekil 3.4. Yüzey altı akışlı sistemin giriş yapısı.....	75
Şekil 3.5. Yüzey altı akışlı sistemin çıkış yapısının görünümü ve kesit görüntüsü....	76
Şekil 3.6. Serbest yüzey akışlı sistemin şematik görünümü.....	77
Şekil 3.7. Serbest yüzey akışlı sistemin görünümü.....	78
Şekil 3.8. Serbest yüzey akışlı sistemin giriş ve çıkış yapıları.....	79
Şekil 3.9. Sistemde kullanılan zamanlayıcının görünümü.....	80
Şekil 3.10. Sistemde kullanılan yatak malzemesinin (Leca) görünümü.....	82
Şekil 3.11. <i>Phragmites australis</i> 'in görünümü.....	84
Şekil 3.12. <i>Lemna minor</i> L.'in görünümü.....	86
Şekil 3.13. Karbamazepinin kimyasal formülü ve 3 boyutlu görüntüsü.....	87
Şekil 3.14. İbuprofenin kimyasal formülü ve 3 boyutlu görüntüsü.....	88
Şekil 3.15. Sulfadiazinin kimyasal formülü ve 3 boyutlu görüntüsü.....	89
Şekil 3.16. Tez çalışmasında izlenen aşamalar.....	91
Şekil 3.17. Katı faz ekstraksiyon işleminin şematik görünümü.....	96
Şekil 4.1. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen sıcaklık değerleri.....	104
Şekil 4.2. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen pH değerleri.....	106
Şekil 4.3. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen EC _{25°C} değerleri.....	109
Şekil 4.4. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen ÇO	

değerleri.....	112
Şekil 4.5. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen ÇO ve sıcaklık değişimleri.....	113
Şekil 4.6. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen TN değerleri.....	117
Şekil 4.7. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen $\text{NH}_4\text{-N}$ değerleri.....	119
Şekil 4.8. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen NO_3^- değerleri.....	123
Şekil 4.9. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen NO_2^- değerleri.....	124
Şekil 4.10. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen TP değerleri.....	127
Şekil 4.11. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen OP değerleri.....	130
Şekil 4.12. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen AKM değerleri.....	133
Şekil 4.13. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen KOİ değerleri.....	136
Şekil 4.14. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen KOİ ve AKM değişimleri.....	137
Şekil 4.15. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen BOİ değerleri.....	140
Şekil 4.16. Sistemin şematik görünümü.....	149
Şekil 4.17. Yüzey altı akışlı sistemde karbamazepin giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri.....	155
Şekil 4.18. Yüzey altı akışlı sistemde Leca karbamazepin Langmuir adsorpsiyon grafiği.....	155
Şekil 4.19. Yüzey altı akışlı sistemde Leca karbamazepin Freundlich adsorpsiyon grafiği.....	156
Şekil 4.20. Serbest yüzey akışlı sistemde karbamazepin giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri.....	156
Şekil 4.21. Yüzey altı akışlı sistemde ibuprofen giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri.....	158
Şekil 4.22. Yüzey altı akışlı sistemde Leca ibuprofen Langmuir adsorpsiyon grafiği.....	158
Şekil 4.23. Yüzey altı akışlı sistemde Leca ibuprofen Freundlich adsorpsiyon	

grafığı.....	159
Şekil 4.24. Serbest yüzey akışlı sistemde ibuprofen giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri.....	159
Şekil 4.25. Yüzey altı akışlı sistemde sulfadiazin giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri.....	160
Şekil 4.26. Yüzey altı akışlı sistemde Leca sulfadiazin Langmuir adsorpsiyon grafığı.....	161
Şekil 4.27. Yüzey altı akışlı sistemde Leca sulfadiazin Freundlich adsorpsiyon grafığı.....	161
Şekil 4.28. Serbest yüzey akışlı sistemde sulfadiazin giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri.....	162

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Sucul ortamda bulunan farmasötikler.....	13
Çizelge 2.2. Yapay sulak alanlarda bulunan bitki tipleri ve arıtma prosesindeki fonksiyonları.....	37
Çizelge 2.3. Sulak alanlarda gerçekleşen giderim mekanizmaları.....	50
Çizelge 2.4. Yapay sulak alanlarda azot giderim mekanizmaları.....	52
Çizelge 3.1. Sentetik atık su bileşimi.....	81
Çizelge 3.2. Genleşmiş kil agrega birim hacim ağırlık değerleri.....	83
Çizelge 3.3. Genleşmiş kil agregaların su emme ve kompasite değerleri.....	83
Çizelge 3.4. Genleşmiş kil agregaların porozite ve doyma derecesi değerleri.....	83
Çizelge 3.5. Phragmites taksonomik seviyesi.....	84
Çizelge 3.6. <i>Lemna minor</i> taksonomik seviyesi.....	85
Çizelge 4.1. Yüzey altı akışlı sistemde HBS=3-7 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.....	98
Çizelge 4.2. Serbest yüzey akışlı sistemde HBS=3 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.....	99
Çizelge 4.3. Serbest yüzey akışlı sistemde HBS=4 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.....	99
Çizelge 4.4. Serbest yüzey akışlı sistemde HBS=5 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.....	100
Çizelge 4.5. Serbest yüzey akışlı sistemde HBS=6 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.....	100
Çizelge 4.6. Serbest yüzey akışlı sistemde HBS=7 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.....	100
Çizelge 4.7. Serbest yüzey akışlı sistemde HBS=8 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.....	101
Çizelge 4.8. Atık su arıtımında yaklaşık ilk yatırım maliyetleri.....	153
Çizelge 4.9. Leca ve <i>P. australis</i> 'in kök ve gövdesinde ölçülen farmasötik ürünlerin değerleri.....	163
Çizelge 4.10. Langmuir ve Freundlich izotermelerinin karşılaştırılması.....	164
Çizelge 5.1. Evsel nitelikli atık sular için deşarj standartları.....	171

1. GİRİŞ

Teknolojinin ilerlemesi, sanayileşmenin artması, dünya nüfusundaki patlama ve ülkelerin endüstrileşmeye daha çok önem vermesi sonucu çevre kirlenmesi hızlanmakta, enerji sıkıntısı gibi su sıkıntısı problemi de insanoğlunu ciddi bir şekilde tehdit etmektedir. Yeni teknolojiler, toplumsal ve bireysel yaşama kazandırdığı üstünlüklere rağmen, ekosistem açısından büyük sorunları da beraberinde getirmektedir. Atıkların niteliği ve oranı gittikçe tehlikeli bir boyuta ulaşmaktadır. Bu da, küresel anlamda çevre kirliliğinin artmasına neden olmaktadır.

Son yıllarda, çevre kirliliğini önlemek amacıyla yürütülen çalışmalarda tekrar kullanım ve geri kazanım önem kazanırken, mümkün olduğu kadar az enerji kullanımı ile en fazla arıtım elde edilmesi için de çaba harcanmaktadır.

Yerçekimi kuvveti ile çökelmede, ya da biyolojik organizmalarla arıtmada olduğu gibi bütün atık arıtım yöntemleri doğal proseslere dayanmaktadır. Fakat bu sistemlerde kullanılan bu doğal bileşenler çoğunlukla enerji gerektiren bir mekanik ekipmanla desteklenmektedir. Yapay bataklık sistemleri ise, 'doğal sistemler' tanımını tam anlamı ile hak etmektedir. Çünkü, bu sistemler atığın sisteme taşınmasında kullanılan pompa ve borular gibi ekipmanlar dışında, arıtım proseslerini gerçekleştirmek için dışarıdan bir enerji kaynağı kullanımını gerektirmemektedir. Doğal sistemler, sadece işletim aşamasında enerji ve kimyasal madde kullanımı açısından değil; inşa açısından da ekonomiktir. Bununla birlikte, doğal arıtma sistemleri mekanik işleyen tesislere göre daha fazla alan kaplamaktadır.

Sulak alanlar, dünyadaki ana ekosistem grupları arasında ayrıcalıklı olmalarını sağlayan bazı özelliklere sahiptirler. Büyük miktarda su, biyolojik üretkenliğin çoğu formu için önem taşır. Sulak alanlar, oksijen gibi başlıca kimyasal elementlerin azaldığı dönemleri aşmak için, sahip oldukları önemli miktarlardaki su temininden faydalanmak konusunda gerekli mekanizmalara sahiptir. Bu yüzden sulak alanlar, gezegenimizde biyolojik üretkenliği en yüksek olan ekosistemlerden biridir. Böylelikle, ormanlarda karşılaşılabilecek büyüklükte bitkilere ve diğer ekosistemlerde yaygın olmayan memelileri, kuşları, sürüngenleri, amfibileri, balıkları vb. içeren kalabalık bir hayvan grubuna yaşam alanı olurlar (Kadlec ve Wallace 2009).

Yapay sulak alanların en yaygın uygulamalarından birisi, evsel atık suların birincil ve ikincil arıtımı içindir. Arıtımı sağlayan mekanizmalar temel olarak, fizikokimyasal ve mikrobiyolojik tabanlıdır. Konvansiyonel arıtım sistemleri ile kıyaslandığında yapay sulak alanların besin tutma kapasitesi yüksek, prosesi istikrarlı, işletim şartları basit, enerji ihtiyacı az, yatırım ve işletme maliyetleri düşük ve çamur üretimi yok denecek kadar azdır. Yapay sulak alanlarda bulunan bitkiler, mikroorganizmalar ve toprakla beraber atık sudaki maddeler arasındaki etkileşimler kompleks mekanizmalar olsa da yapay sulak alanların işletimi konvansiyonel sistemlere göre nispeten kolaydır. Ancak, yapay sulak alanların tasarımı ve inşası tahmin edilenden daha fazla mühendislik birikimi gerektirir (USEPA 1999, USEPA 2000, Çiftçi ve ark. 2007).

Günümüzde suda organik bileşiklerin bulunmasının su kalitesini etkileyen önemli bir faktör olduğu bilinmektedir. Suda bulunan çeşitli organik kimyasallar istenmeyen tat ve kokulara neden olurlar. Endüstrileşmeye paralel olarak ortaya çıkan ürünler ve insan davranışları sonucunda sularda organik madde kirlilikleri hem artmakta hem de aşırı derecede çeşitlilik göstermektedir. Doğada bulunuşu insan ve diğer canlılar için tehlike oluşturan madde gruplarından birisi de tıbbi ilaçlardır. Tıbbi ilaç kullanımından kaynaklanan mikrokirleticilerin çevrede oluşumu ve görülmesi son 10 yılda giderek artmıştır. Sucul çevre içinde bu mikrokirleticilerin varlığı ve olası etkileri endişeye yol açmaktadır (Halling Sorensen ve ark.1998, Ternes 1998).

Tıbbi ilaçlar, kolay içilebilmeleri ve uzun süre depolanabilmeleri amacı ile mümkün olduğu kadar dayanıklı ve sıvı fazda hareketlilikleri yüksek olacak şekilde üretilirler. Bu özelliklerinden dolayı, ilaç içindeki aktif maddeler ve biyotransformasyon ürünleri, ekosistemde birikerek çeşitli etkilere sebep olabilirler. Antibiyotikler, antibakteriyel ilaçlar, ağrı kesiciler ve ateş düşürücü ilaçlar, betablokerler, kolesterol ilaçları, sitostatik ilaçlar, sentetik steroidler vb. çeşitli araştırmalarla ekosistemde tespit edilen ilaçlardır (Saygı ve ark. 2012).

Tıbbi ilaçlar, hastalar tarafından kullanıldıktan sonra bir kısmı metabolizma tarafından kullanılırken, kullanılmayan kısım idrar yoluyla dışarıya atılır (Kümmerer ve Al-Ahmad 1997, Kümmerer 2001). Böylece kanalizasyona ve oradan da arıtma tesisine ulaşır. Bu sırada biyolojik olarak bozunmazlarsa ya da arıtma tesisinde arıtım sırasında yok

edilmezlerse içme sularına karışabilirler. İlaç atıklarının sadece atık sularda değil sedimentlerde de biriktiği görülmüştür. Arıtma tesisi çıkış suları ve çamurları tarım alanlarında kullanılabilir. Bu kullanımlar sonucu tıbbi madde atıkları toprağa, oradan da yeraltı sularına ulaşabilir. Ayrıca bitkiler üzerinde de birikim gözlenebilir. Atık sularda bulunan tıbbi madde atıkları ve dezenfektanlar mikrobiyal dengeyi de etkilemektedir. Son zamanlarda tıbbi maddeler yüzey sularında, yeraltı suyu ve içme sularında görülmüştür. Bu kompleks organikler, sentetik ve inhibe edici özelliklerinden dolayı doğal mikroorganizmalar tarafından parçalanamamakta ya da kısmen parçalanmakta (metabolit oluşumu) ve de kimyasal kararlılıklarından dolayı onlarca yıl doğada değişik fazlarda yer almaktadır (USEPA 1998, Roefler ve ark. 2000,). Ancak, hastanelerden ve evlerden kanalizasyon sistemine ulaştırılan bu maddeler hakkında çok az araştırma yapılmıştır (Henschel ve ark. 1997).

Gelişmiş ülkelerde kullanılan tıbbi kimyasalların arıtılması amacıyla ileri arıtma teknolojileri kullanılmaktadır. Bunlar ozonlama, ultrafiltrasyon, ters osmoz vb. yüksek basınçlı membran sistemleri ve adsorpsiyon gibi fiziksel kimyasal proseslerdir (Şahan 2007).

Türkiye’de ise farmasötik ürünler üzerine yapılan araştırmalar çok azdır. Erdin ve ark. (2004) endokrin maddeleri ve çevresel etkileri incelemişlerdir. Kitis ve ark. (2004) doğal sularda ve içme suyu kaynaklarında endokrin sistemini bozabilecek kimyasalları araştırmışlardır. Vergili ve ark. (2005) ilaç aktif maddelerinin sucul çevrede bulunuşları, davranışları ve etkilerini değerlendirmişlerdir. Şahan (2007) farmasötik maddelerin aktif çamur arıtma prosesinde giderimini araştırmıştır. Görüldüğü üzere, bu konu Türkiye’de son yıllarda önem kazanmaya ve araştırılmaya başlanmıştır.

Günümüze kadar sucul sistemlerde çeşitli ilaç gruplarına ait 100’den fazla tıbbi ilaç ve metabolitleri tespit edilmiştir (Heberer 2002a, Jones ve ark. 2007). En fazla tespit edilen ilaç gurupları ağrı kesiciler, epilepsi ve antibiyotik ilaç guruplarıdır (Kabak 2008). İlaç etken maddelerinden, karbamazepin, epilepsiye karşı ilaçlarda dünya çapında en sık kullanılan etkin maddelerden biridir. Basit veya karmaşık kısmi nöbetlerin tedavisinde kullanılır. Ayrıca manik-depresif hastalık ve şiddetli saldırganlık durumları gibi belirli psikiyatrik hastalıkların tedavisinde de etkilidir (Goodmann Gilman, 1990).

Karbamazepin, türevlerine dönüştükten sonra insan vücudundan atıldığı formda pek çok yüzeysel suda saptanmıştır (Clara ve ark. 2004). Ternes (1998) karbamazepinin arıtma tesisinde sadece %7 oranında giderilebildiğini belirlemiştir. Balıklar için ise toksik bir maddedir (Laville ve ark. 2004). İbuprofen, analjezik, antiinflamatuvar ve antipiretik etkilere sahip nonsteroidal antiinflamatuvar bir madde olup fenilpropiyonik asit türevidir. Romatizmal, sırt, baş, diş, kas, soğuk algınlığı ve ateşin düşürülmesi amacıyla sıkça kullanılmaktadır. Kimura ve ark. (2004) biyolojik arıtımla %54-89 arasında ibuprofenin giderilebildiğini belirtmişlerdir. İsviçre’de 3 farklı atık su arıtım tesisinde bazı asidik ilaçların oluşumu incelenmiş ve ibuprofenin atık su arıtım tesislerinde çok az giderildiği, çıkış sularında yüksek konsantrasyonlarda bulunduğu, yüzey suları için potansiyel kirletici olduğu ve çevresel risk oluşturduğu tespit edilmiştir (Wuersch ve ark. 2005). Carballa ve ark. (2005) ibuprofen’in fizikokimyasal yöntemlerle %10-25 oranında giderilebildiğini belirtmişlerdir. Sulfadiazin veteriner hekimlikte özellikle kanatlı hayvan ve balık hastalıklarında kullanılan antibakteriyel ilaçlardandır. Veteriner hekimliğinde antibakteriyel ilaçlar, enfeksiyon hastalıklarını tedavi etmek (terapötik) veya hayvansal verimi artırmak (non-terapötik) amacıyla kullanılır. Literatürde belirtilen çalışmalarda, 80 farklı antibiyotik’in µg/L veya ng/L düzeyinde hastane deşarjı, evsel atık su, yüzey ve yeraltı sularında bulunabildiğini göstermektedir (Cengiz 2007). Kabak (2008), literatür çalışmaları değerlendirildiğinde anti bakteriyel ilaçların giderim verimlerinin ikincil arıtma ünitelerinde % 51-99 arasında, birincil arıtma ünitelerinde ise % 0-44 arasında değiştiğini belirtilmiştir.

Bütün bu bahsedilen konular dikkate alınarak, yapay sulak alan sistemlerinde atık su arıtımının araştırılması planlanmıştır. Bu amaçla, yapay sulak alan sistem reaktörlerinde hem evsel atık su arıtım performansını, hem de belirlenen farmasötik ürünlerin arıtılabilirliğini belirlemek için, öncelikle laboratuvar ölçekli sürekli olarak çalıştırılacak sistemler kurulmuştur. Yapay sulak alan sistemleri olarak, en yaygın olarak kullanılan sistemlerden yüzey altı akışlı sistem ve serbest yüzey akışlı sistem ile çalışılmıştır. Türkiye’de sıklıkla bulunabilirliği, ortama kolayca adapte olabilmeleri, hızlı büyüme özellikleri nedeniyle seçilen *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex. Steudel (kamuş) yüzey altı akışlı sistemde ve *Lemna minor* L. (su mercimeği) ise serbest yüzey akışlı sistemde kullanılmıştır. Çalışmanın birinci aşamasında, yapay sulak alan sistemlerinin atık su arıtım performansı ve kullanılabilirliği belirlenmeye çalışılmıştır. Ayrıca, sulak

alan sisteminde kontrol reaktörleri kullanılarak arıtım veriminde bitkilerin ve ortam malzemesinin etkisi de ortaya konulmaya çalışılmıştır. İkinci aşamada ise, farmasötik ürünlerin deneysel sulak alan sistemlerinde arıtılabilirliği belirlenmeye çalışılmıştır. Bu konuyu araştırmak için, farmasötik ürünlerden en yaygın olarak kullanılan anti-epileptik ilaç etken maddesi olan karbamazepin, antienflamatuar ilaç etken maddesi olan ibuprofen ve antibiyotik ilaçların etken maddesi olan sulfadiazin seçilmiştir. Yukarıda bahsedilen nedenlerle, bu çalışma kapsamında, yapay sulak alan sisteminde *Phragmites australis* ve *Lemna minor* ile evsel nitelikli atık suyun arıtılıp arıtılamayacağı, yapay sulak alan sisteminde *Phragmites australis* ve *Lemna minor* ile farmasötik ürünlerin arıtılıp arıtılamayacağı, yapay sulak alan sisteminde ortam malzemesi olarak kullanılan genişletilmiş kil agregalarının (Leca) evsel nitelikli atıksu arıtımında rolü olup olmadığı, yapay sulak alan sisteminde kullanılan Lecanın farmasötik ürünlerin arıtımında rolü olup olmadığı, yapay sulak alan sistemlerinin maliyetleri ve ekonomik yönleri belirlenmiş olacaktır.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Farmasötik Ürünler

1970'lerden beri çoğu Avrupa ve Amerika ulusal su kirliliği kontrolü programı, özellikle hepsine birden “kalıcı, biyokümülatif toksik” (PBT), “kalıcı organik kirleticiler” (POPs) ve diğer “biyokümülatif sorunlu kimyasallar” (BCC) denilen bilindik Ana Kirletici Unsurlar ile ilgilenmektedir. Ancak, günümüzde şehrsel faaliyetlerde çok daha geniş çaplı kullanılan diğer önemli “tanınmamış” veya “yeni ortaya çıkmakta olan” kirletici unsurlar mevcuttur (Ellis 2006).

Farmasötik ürünler modern toplumlarda geniş ölçüde tüketilen, ilaçlar (antibiyotikler, ağrı kesiciler, epilepsi önleyici ilaçlar, vb.), hormonlar (doğal ve sentetik), X-ışını karşıtı malzemeler, misk kokuları ve son zamanlara kadar çevresel etkileri pek yankı uyandırmayan, ancak yüzey etkinleştirici plastisizer, koruyucu, dezenfektan ve antiseptik olarak yaygın şekilde kullanılan fenolik kimyasallar dahil olmak üzere, çok sayıda bir grup bileşim içermektedir (Suarez ve ark. 2008, Peng ve ark. 2008). Bu maddeler çok düşük yoğunlukta bile biyolojik etkiler bırakmak üzere tasarlandıkları için, çevreye serbestçe yayıldığında suda ve karada yaşayan canlı varlıklar üzerinde bazı zararlı etkiler bırakabilir. Ayrıca, bunların bazıları biyobirikimlidir. Alındıktan sonra ilaçlar genellikle organizma tarafından emilir ve aktif molekülün kimyasal yapısının değiştirildiği metabolik reaksiyonlara maruz kalır (Suarez ve ark. 2008).

Özellikle hormonal aktif kimyasallar, kişisel bakım ürünleri ve insanlarda, bitkilerde ve hayvanlarda fizyolojik bir tepki oluşturmak için tasarlanmış farmasötikler olmak üzere pek çok sentetik organik kimyasalın kullanımlarından sonra çevrede bıraktığı etkinin boyutu, aktarımı ve nihai durumu hakkında çok az şey bilinmektedir. Bu bilgi eksikliğinin nedenlerinden biri, şimdiye kadar çevrede bulunması beklenebilen, düşük yoğunluktaki bu bileşimleri algılayan çok az analitik yöntemin bulunmasıdır. Bu bileşimlerin çevrede bulunmasının potansiyel tehlikeleri arasında anormal fizyolojik süreçler ve kendini yenileyen sakatlık durumu, artan kanser vakaları, antibiyotik-dirençli bakterinin gelişmesi ve kimyasal karışımların potansiyel olarak artan toksitesi yer almaktadır (Kolphin ve ark. 2002).

Tıbbi maddelerin insanlarda belli ölçülerde transformasyona uğradığı fikrinden hareketle tıbbi maddelerin, genellikle çevrede kolayca biyo-bozunur olduğu düşünülmektedir. Bu nedenle, ilaçların sucül çevreye etkilerini araştırmak üzere yapılan çalışmalar son yıllarda arttırılmış ve tıbbi maddelerin farklı su ortamlarındaki konsantrasyonları hakkında bulgular elde edilmeye çalışılmıştır. Bu çalışmalarda gözlemlenen bileşikler arasında hormonlar, lipid düşürücü ajanlar, ağrı kesiciler, anti-kanser ilaçları, sitostatik bileşikler, anti-epileptikler ve kan basıncını düzenleyen ilaçlar olmak üzere geniş bir ilaç çeşidi bulunmaktadır (Kümmerer 2001).

2.1.1. Dünyadaki ilaç kullanımındaki artış

Tıbbi ilaç kullanımından kaynaklanan mikrokirleticilerin çevrede oluşumu ve görülmesi son 10 yılda giderek artmıştır (Şahan 2007). Daughton (2004) dünya çapında ticari olarak mevcut 6 milyon kadar farmasötik ürünü olduğunu ve farmasötiklerin kullanımının yılda ağırlık olarak %34 oranında arttığını öne sürmüştür. Sadece hijyenik ürünler, Almanya'da yıllık kullanılan 140.000 tona yakın şampuan ile Avrupa piyasasında bulunan en az 8000 preparasyon içerir. Almanya'nın yılda yaklaşık 600, Fransa, İtalya ve İspanya'nın 300 ton üzerinde antibiyotik kullandığı tahmin edilmektedir. En çok kullanılan ilaçlar olarak yılda 2000 ton parasetamol, 770 ton asetisalsilik asit ve 106 ton metformin ile İngiltere'de 3000'den fazla aktif maddenin kullanım izni bulunmaktadır. Toplam 170 farmasötik kimyasalın yılda 1 tondan fazla miktarda tüketildiği tahmin edilmektedir (Webb, 2000). Kentleşme, ilgili ticari faaliyetler ve kişisel bakım ve sağlığa verilen önemin artmasıyla birlikte, farmasötik ve kişisel bakım ürünlerinin (PPCP) toplumsal bir su kirliliği faktörü olması büyüyen bir tehlike arz etmektedir (Ellis 2006). Sucül çevre içinde bu mikrokirleticilerin varlığı ve olası etkileri endişeye yol açmaktadır (Şahan 2007).

Dünya çapında en çok satan 500 ilacın tutarı 300 milyar dolar civarındadır. ABD'de adam başına düşen satış tutarı (552 dolar) ikinci en çok satan ülke olan Japonya'dakinden yaklaşık %40 daha fazladır. Farmasötiklerin küresel olarak gözlenen satışları 2004'te 518 milyar dolara ulaşmıştır (Daughton 2007).

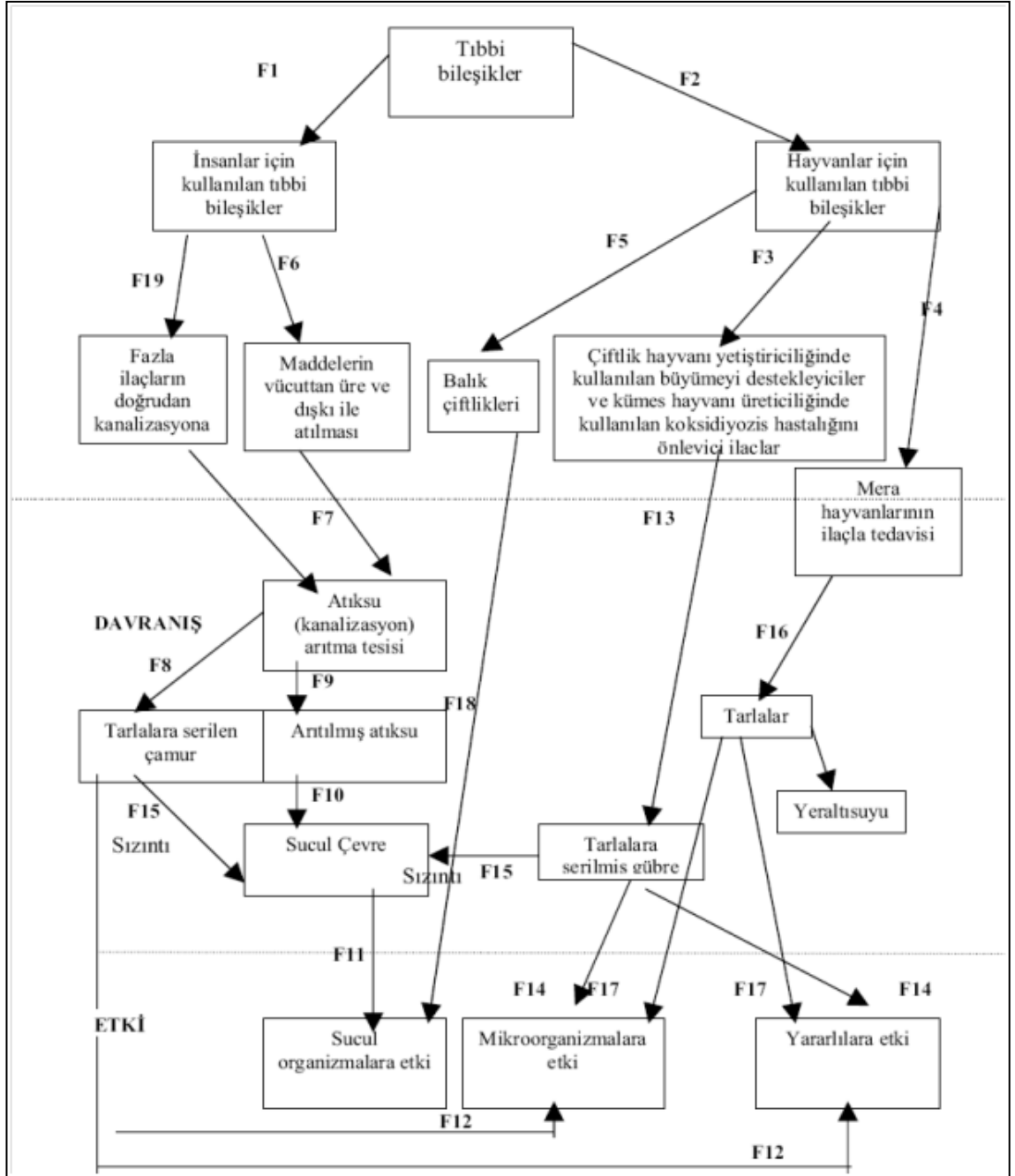
Avrupa'daki doğal sularda yapılan araştırmalarda etinlestradiyol, klofibrinik asit (kolestrol düşürücü ilaç), fenazon ve fenofibrat (kanda lipit oranını düzenleyici ilaç),

ibuprofen ve diklofenak (analjezik) tespit edilmiştir. Bu kimyasalların içme suyu ile tekrar vücuda alındığında etkileri bilinmemektedir. 1999-2000 yılları arasında A.B.D.'nin 30 eyaletinde 139 doğal suda yapılan analizlerde en sık olarak koprostanol (fekal steroid), kolesterol (bitki ve hayvan steroidi), N,N-dietiltoluamit (böcek kovucu), kafein, triklosan (antimikrobiyal dezenfektan), tri (2-kloroetil) fosfat (yangın söndürücü), ve 4-nonilfenol (iyonik olmayan deterjan metaboliti) bulunmuştur (Kolphin 2002).

Binlerce belirgin ilaç maddesinin var olmasına ve yüzlercesinin tüm dünyada düzenli olarak kullanılmasına rağmen, şimdiye kadar çeşitli çevresel örneklerde sadece 100 ya da civarı farmasötik ve kişisel bakım ürünü rutin olarak tanımlanmıştır. Bu fark büyük ölçüde, (1) tüm ilaçların çevresel kalıntılar olarak algılanmaya yetecek miktarlarda kullanılmaması, (2) pek çok ilacın ya ana kimyasalın çıkışını azaltmak üzere özel olarak metabolize edilmesi ya da makine yardımlı veya doğal süreçlerle hızla değişime uğratılması ve (3) tüm farmasötiklerin, mevcut kimyasal analiz yöntemlerini kullanan karmaşık çevresel matrislerde düşük yoğunluklarda kolayca fark edilir olmamasından kaynaklanmaktadır. Bunlardan başka pek çok farmasötik ve kişisel bakım ürünü hiç şüphesiz kirletici olarak mevcuttur, ancak henüz denetlenmeye tabi tutulmamışlardır (Daughton 2005) .

2.1.2. Doğal sularda ve içme suyu kaynaklarında bulunan ilaç atıklarının kaynakları

İlaç aktif maddelerinin çevreye girişi çeşitli yollarla olmaktadır. İnsanlar ve hayvanlardan başlayan bu çevrimde ilaç aktif maddeleri atık sulara, toprağa, yeraltı sularına ve yeterli arıtım yapılmadığı takdirde içme sularımıza kadar ulaşırlar (Hallings-Sorensen ve ark. 1998, Ternes 1998, Daughton ve Ternes 1999). İnsanlar ve hayvanlar için kullanılan tıbbi maddelerin çevredeki beklenen yayılma davranışları ayrıntılı olarak Şekil 2.1'de verilmiştir. Bu şekile göre tıbbi ürünler kabaca ikiye ayrılabilir: İnsanlar tarafından kullanılan tıbbi ürünler (F1) ve veterinerlik ilaçları (F2). Veterinerlik ilaçları çiftlik hayvanı yetiştiriciliğinde ve kümes hayvanı üreticiliğinde kullanılırlar (F3). Bunlara ilave olarak, meralardaki çiftlik hayvanlarının tedavisi için kullanılan ilaçlar (F4) ve balık çiftliklerinde kullanılan yem katkıları (F5) veterinerlik amaçlı kullanım



Şekil 2.1. İnsanlar ve hayvanlar için kullanılan tıbbi maddelerin çevredeki beklenen yayılma davranışları (Halling-Sorensen ve ark. 1998).

yoluyla doğaya karışırlar. İnsanlar tarafından kullanılan tıbbi ürünler üre ve dışkı yoluyla kanalizasyona (F6) ve oradan da atık su arıtma tesisine (F7) ulaşırlar. Ksenobiyotikler örnek alınırsa burada maddenin 3 türlü davranış olasılığı vardır: i) madde tamamen su ve CO₂'e mineralize olur (örn. Aspirin) ii) madde lipofiliktir ve kolayca parçalanmaz. Böylece maddenin bir kısmı çamurda tutulur. iii) madde lipofilik halinden daha hidrofobik bir forma metabolize olur, ancak dayanıklı hale gelir. Bu

şekilde arıtma tesisinde giderilemez ve atık su ile atılarak (F9) alıcı sulara karışır (F9). Metabolitlerin biyolojik olarak hala aktif olmaları durumunda da ortamdaki sucül organizmaları etkiler (F11). Çamurda tutulma olasılığı olan maddeler; çamurun tarlalara serilmesi durumunda mikroorganizmaları ve yararlıları etkileyebilir (F12). Ahırlardaki hayvanlar için büyümeyi destekleyici olarak kullanılan tıbbi maddeler çoğunlukla gübreye kadar ulaşır (F13). Bu maddeler toprak organizmalarını etkileyebilir (F14). Araziye yayılmış olan arıtma çamurlarındaki ve gübredeki hidrofilik maddeler yağmurlar sonucunda sızma ile sucül çevreye ulaşırlar (F15). Arazideki hayvanlar için kullanılan tıbbi maddeler üre ve dışkı yoluyla doğrudan araziye atılır (F16). Yüksek lokal konsantrasyon toprak organizmalarını etkiler (F17). Araziye yayılmış tıbbi maddelerin toprakta mineralize olmaları veya yer altı sularına ulaşmaları da olasıdır. Balık çiftliklerinde kullanılan tıbbi maddeler doğrudan alıcı sulara karışır, çünkü antibiyotik ve diğer ilaçlarla balıkları tedavi etmenin en iyi yolu yem katkılarını kullanmaktır. Verilen yem katkılarının büyük bir kısmı balıklar tarafından yenmediği için kafeslerin içinden düşerek deniz yatağında birikir. Bu maddeler sucül organizmaları etkileyebilir (F18). İnsanların kullanımı için satılan tıbbi maddelerin bilinmeyen bir kısmı insanlar tarafından atık olarak tuvaletlere atılırlar ve kanalizasyon sistemine karışarak arıtma tesisine ulaşırlar (F19) (Halling–Sorensen ve ark. 1998).

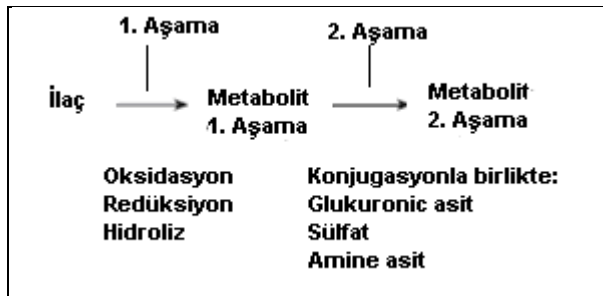
İnsan kaynaklı ilaçların çevreye girişi kullanılan ilaçların dozu ve miktarına, vücuttan atılma sıklığına, ilacın katılara tutulma eğilimine ve atık su arıtma tesisindeki/depo alanındaki mikroorganizmaların metabolik dönüştürme yeteneklerine bağlıdır (Daughton ve Ternes 1999). İlaçların çoğu insan vücudundan sadece çok az dönüştürülmüş veya hiç değişmeden atılır. Bu maddeler atık su arıtımı esnasında uzaklaştırılmazlar ve böylece bazı farmasötik aktif bileşikler hemen hemen hiç değişmeden atık su arıtma tesislerinden alıcı ortamlara deşarj edilirler (Heberer 2002a, Reddersen ve ark. 2002, Dietrich ve ark. 2002, Mersmann 2003).

2.1.3. İlaç sınıfları ve çevresel etkileri

Farmasötik ürünlerin çevrede bıraktığı etki kimyasal özelliklerine bağlıdır. Farmasötik bileşimler organizmalarda ya da canlı dokularda özel biyolojik etkiler oluşturmak üzere üretilmiştir ve bu yüzden çok güçlü maddelerdir ve biyolojik olarak artmaya

meyillidirler. Pek çok farmasötik lipofiliktir ve hücre zarlarından geçer ve inaktivasyondan ısrarlı bir şekilde kaçındıkları için tedavi edici bir etkiye zor sahip olurlar. İlaç molekülleri çoğunlukla karboksil, aldehid ve amino grupları gibi pek çok işlevsel gruba ayrılır. Bu da moleküllerin katılara bağlanma kapasitesini pH değerine veya katı matriksinin diğer unsurlarına (örneğin, karmaşıklaşma sonucu) bağlı kılar (Robinson ve ark. 2007).

Tıbbi maddeler çevreye girmeden önce farmakolojik bir sona maruz kalır. Çoğu farmasötik bileşimler, çevreye verilmeden önce I. Aşama veya II. Aşama metabolit halinde ayrılır (Şekil 2.2). I. Aşama reaksiyonlar genellikle oksidasyon, redüksiyon ya da hidrolizdir ve yan ürünler çoğunlukla ana bileşimden daha toksiktir. II. Aşama reaksiyonlarda konjugasyon bulunur, bu da anormal olarak etkin olmayan bileşimlere sebep olur (Robinson ve ark. 2007). I. Aşama moleküle reaktif işlevsel gruplar eklemek üzere, monoksijenaz (örn. Kitokron P450), redüktanlar ve hidrolazlardan (esterler ve epoksidler için) yararlanır. II. Aşama molekülü hidrofilik ve daha fazla salgılanır yapmak için eşdeğer konjugasyon (glukoronidasyon) kullanır. Bu reaksiyonlar glikosiltransferaslar, sülfotransferaslar (hidroksiyaratikler ve karboksi grupları için), glutatyon transferaslar (halojenler, nitro grupları veya doğmamış/ konjuge yerler gibi elektrofilik işlevsel gruplar için), asetiltransferaslar (ana aminler ya da hidrazinler için) ve aminoasiltransferaslar (serbest amino asit kullanan karboksi gruplarından peptidler oluşturmak için) tarafından hızlandırılır. Bu metabolik strateji metabolitleri art ardına ana bileşimden daha polar yapar ve böylece salgılanım artar (Şekil 2.2) (Daughton ve Ternes 1999).



Şekil 2.2. İlaçların artan polaritesine metabolik yaklaşım (Daughton ve Ternes 1999).

Tıbbi maddelerin insanlarda belli ölçülerde transformasyona uğradığı fikrinden hareketle tıbbi maddelerin, genellikle çevrede kolayca biyo-bozunur olduğu

düşünülmektedir. Bu nedenle, ilaçların sucul çevreye etkilerini araştırmak üzere yapılan çalışmalar son yıllarda arttırılmış ve tıbbi maddelerin farklı su ortamlarındaki konsantrasyonları hakkında bulgular elde edilmeye çalışılmıştır (Kümmerer 2001). Çizelge 2.1.'de Sucul ortamda bulunan farmasötiklerin bazıları verilmiştir.

Çizelge 2.1. Sucul ortamda bulunan farmasötikler (Daughton ve Ternes 1999, Esplugas ve ark. 2000, Suarez ve ark. 2008, Sponberg ve Witter 2008, Ellis 2006, Peng ve ark. 2008, Kasprzyk-Hordern ve ark. 2008, Kolphin ve ark. 2002).

İlaç grubu	Bileşik
Analjezik/Steroid Olmayan Antienflamatuar (NSAIDs)	Acetaminophen (Paracetamol), Acetylsalicylic acid (aspirin), Diclofenac, Dimethylamino-phenazone (Aminopyrine), Fenoprofen, Ibuprofen, Ibuprofen, Ketoprofen, Meclofenamic acid, Naproxen
Analjezik/Anti-epileptik	Carbamazepine
Analjezik	Phenazone (Antipyrine), Codeine, Hydrocodone, Antipyrine
Beta-blokör	Betaxolol, Bisoprolol, Carazolol, Metoprolol, Nadolol, Propranolol, Timolol, Diltiazem
Kan lipit düzenleyici	Bezafibrate, Clofibrate, Etofibrate, Fenofibrate, Gemfibrozil
Kardiyak ilaç	Verapamil
β_2-sempatomimetik bronkodilatör	Clenbuterol, Fenoterol, Terbutaline
Kan lipit düzenleyicilerin polar, aktif metaboliti	Clofibric acid
Antineoplastik	Cyclophosphamide (Cyclophosphane), Ifosfamide
X-Ray kontrast araçları	Diatrizoate (Na), Iohexol, Iopamidol, Iopromide, Iotrolan
Psikiyatrik ilaçlar	Diazepam
Antibiyotik/antimikrobiyal	Fluoroquinolone carboxylic acids, Sulfonamides, Trimetoprim, Chlortetracycline, Erythromycin, Lincomycin, Oxytetracycline, Tylosin, Tetracycline, Sulfadimethoxine, Sulfamethazine, Sulfamethizole, Sulfamethoxazole, Sulfathiazole, Sulfisoxazole, Amoxicillin
Antidepresant (SSRI)	Fluoxetine, Fluvoxamine, Paroxetine, Citalopram
Gebelik önleyici	7 α -Ethinylestradiol
Östrojen/Steroid ve Hormones	Estrone (Doğal), 17 β -Estradiol (Doğal), 17 α -Estradiol (Doğal), Estriol (Doğal), 17 α -ethinylestradiol (Sentetik), Mestranol (Sentetik), Diethylstilbestrol (Sentetik)

Endokrin sistemini bozan kimyasallar (EDC)/hormonlar: Endokrin sistemini bozan kimyasallar (EDC'ler), Ekonomi ve İşbirliği Kalkınma Teşkilatı (OECD) tarafından "endokrin sistemlerinin işlevini değiştiren ve nihai olarak sağlıklı bir organizmada ya da alt nüfuslarında sağlığa zararlı yan etkiler bırakan harici bir madde ya da karışım olarak tanımlanmıştır (Esplugas ve ark. 2007). Östrojenik ilaçlar, özellikle sentetik kenoöstrejenler, östrojen-tamamlayıcı tedavi ve oral kontraseptivlerde, büyümeyi hızlandırmak için veterinerlikte ve atletik performansı artırmada yoğun olarak kullanılmaktadır (Daughton ve Ternes 1999).

Özellikle EDC'lerin son yıllarda gelişmiş ülkelerde gündeme gelmesinin en büyük nedeni ürkütücü sonuçlar ortaya koyan bazı bilimsel çalışmalardır. Vücuda alındığında doğal hormonları taklit edip üreme sistemini bozan EDC'lerin doğadaki birçok hayvan türlerinde (bazı balıklarda, kuşlarda, memelilerde ve timsahlarda) cinsiyet bozuklukları, cinsiyetsiz doğumlar, sperm sayılarında azalmalar, erkek organizmalarda dişilik, dişi organizmalarda da erkeklik özelliklerini artırdığı tespit edilmiştir (Kitis ve ark. 2004).

Genel hatlarıyla sucul çevrede bulunan EDC'ler şöyle özetlenebilir: doğal östrojenler (örneğin, 17P-estradiyol, estron, fitoöstrojenler ve hayvan steroidleri), sentetik östrojenler, hormonlar ve metabolitler (estradiyoller, testosteron, progesteron), organoklorlu pestisitler (DDT, lindan, zineb, atrazin), bazı farmasötik ve kişisel bakım (PPCP) ürünleri, halojenlenmiş aromatik hidrokarbonlar (HAH), çok halkalı aromatik hidrokarbonlar (PAH), fitalatlar, fenoller (bisfenol A), dioksinler, poliklorlu bifeniller (PCB), alkilfenoller, alkilfenol etoksilatlar (APE), fekal steroidler, antidepresanlar, kadmiyum ve kurşun gibi bazı ağır metaller (Esplugas ve ark. 2007). EDC olduğundan şüphe edilen birçok kimyasalın kullanımı sonucu çevredeki taşınımı, miktarları, bozunumu, dönüşümü ve nihai akıbetleri konularında sınırlı bilgi mevcuttur. Bu bilgi eksikliğinin temel nedeni son yıllara kadar bu tür kimyasalların çevrede bulunan eser miktarlarını tespit edebilecek analitik ölçüm metotlarının yetersiz kalmasıdır (Daughton ve Ternes, 1999). Şu ana kadar yapılan bilimsel çalışmaların çoğu EDC'lerin omurgalı memelilerin üreme sistemlerine olan etkilerine odaklanmıştır (Şahan 2007).

Florida'da dikofol ve DDT ile kirlenmiş aynı zamanda da bir atık su arıtma tesisinin deşarjını ve zirai alanlardan yüzeysel akış alan bir gölün diğer temiz bir kontrol göl ile

karşılaştırılması sonucu dişi timsahlarda 17 β -estradiyol hormon seviyelerinin çok arttığı ve erkek timsahlarda da abnormal testis sistemi ve normalden küçük erkeklik organlarının olduğu gözlenmiştir (Guillette ve ark. 1994). İngiltere’de bazı atık su arıtma tesis çıkışlarında düşük seviyelerde de olsa 17 β -estradiyol, estron ve sentetik östrojen 17 α -etinillestradiyol bulunmuştur. Deşarjın olduğu nehir sularına maruz bırakılan alabalıkların üreme sistemlerinde olumsuzluklar tespit edilmiştir (Hemming ve ark. 2001). Tribütiltin kökenli endokrin sisteminin bozulması kabuklu deniz hayvanlarında da gözlenmiş ve dişi organizmalarda maskülinizasyonlar neticesinde erkekleşme özellikleri (erkeklik organı oluşumu gibi) ortaya çıkmıştır (Matthiessen ve Gibbs 1998). A.B.D.’de yapılan araştırmalarda 57 tane ham içme suyu kaynağının 25 tanesinde, 56 tane arıtılmış içme suyunun 8 tanesinde ve 15 tane arıtılmış atık su çıkışının 11 tanesinde östrojenik aktivite bulunmuştur (Hemming ve ark. 2001). EDC’lerin insanlarda da prostat ve meme kanseri artışlarına ve erkeklerde sperm sayısının azalmasına neden olabileceği varsayılmaktadır (Kitis ve ark. 2004).

Sucul ortamlar EDC’lerden en çok etkilenen ortamlardır. Sedimentlerde biriken EDC’ler bu ortamlarda yaşayan bentik organizmalara ve balıklara olumsuz etki yapabilmektedir (USEPA 1998). Beslenme zincirinde bir üst seviyede yer alan tüketiciler de bünyelerinde EDC’ler olan avlarından beslendiklerinde EDC’lere maruz kalmaktadırlar. Ayrıca, EDC’ler toprakta da mevcutsa kara ve ormansal bölgelerdeki vahşi hayatı da etkilemektedir. İnsanların EDC’lere maruz kalmaları çeşitli yollarla olabilir. Örneğin, poliklorlu bifenil (PCB) veya DDT bulaşmış bir besin maddesinin tüketilmesi, yetersiz arıtım sonucu EDC’ler içeren suların içilmesi, temizlik maddeleri, kozmetikler, bazı ilaçlar, pestisitler, gıda katkı maddeleri gibi ticari sentetik ürünlerin kullanılmasıdır (USEPA 1997, USEPA 2001, Şahan 2007).

Antibiyotikler: Veterinerlik ve hayvancılık, özellikle su ürünleri yetiştiriciliği antibiyotiklerin çevreye yayılmasında önemli rol oynar. Hirsch ve ark. (1999), atık suları ve yeraltı sularını/yer üstü sularını; makrolidler, sülfonamidler, penisilinler ve tetrasilinleri temsil eden 18 antibiyotik araştırarak analiz etmişlerdir. Penisilinler (hidrolizlere maruz kalan) ve tetrasilinler (kalsiyum ve benzeri katyonlarda çökebilir) bulunamamış, diğerleri ise litre başına miligram ölçüsünde bulunmuştur. Aslında, antibiyotiklerin aşırı ve yaygın (ve bazen ayırım gözetilmeksizin) kullanımının çevreye

yayılışlarından sonra bıraktıkları etki ile birleştğinde bakteriyel patojenler arasında hızlandırılmış ve yaygın bir direncin oluşmasında ana etkenlerden biri olduğu öne sürülmektedir. Yeterli ölçüde yüksek yoğunluklar da bakteri üzerinde tesirli etki bırakabilir. Bu etkiler, kolayca doğada bozulmuş mikrobiyal topluluk yapılarının ortaya çıkmasına ve dolayısıyla geniş gıda zincirini etkiler. Su ürünleri yetiştiriciliğinde kullanımları ise bunların sonunda insanlar tarafından tüketilmesine neden olur (Daughton ve Ternes 1999).

Kan lipit düzenleyicileri: Klofibrik asit bir kanalizasyon atığında olduğu bildirilen ilk reçeteli ilaçtır (SRS), ve denetleme çalışmalarında en çok bildirilen farmasötik ürünlerden biridir. Geniş bir kullanıma sahip olan, kan lipit düzenleyicilerinden biri olan ve ayrıca fenilalkanoik asit herbisit mekoprop ile yapısal olarak ilişkili olan klofibrik asit Avrupa'daki araştırmacılardan büyük ilgi görmüştür. Stan ve Heberer (1997) ilk klofibrik asidi Berlin'de musluk suyunda ve 10-165 ng/L yoğunluğu arasında bulmuştur. Su arıtma tesisinin altındaki yeraltı suyunda 4 µg/L seviyesine kadar klofibrik asit bulmuştur, ayrıca içme suyu örneklerinde de klofibrik asit konsantrasyonlarına rastlamışlardır. Böylece, arıtma/su arıtma süreçleri ile ortadan kaldırılmadığı sonucuna varmışlardır (Daughton ve Ternes 1999).

Opid olmayan analjezikler/steroidal olmayan iltihap önleyici (antienflamatuar) ilaçlar: Steroidal olmayan iltihap önleyici (NSAID'ler) analjezik, antipiretik ve antienflamatuar etkili ilaçlardır. "steroidal olmayan" terimi bu ilaçları benzer etkileri olan (çok daha geniş etki alanları vardır) steroidlerden ayırmak için kullanılır. NSAID'ler narkotik değildirler. Bu grubun en çok bilinen üyeleri aspirin ve ibuprofendir.

NSAID'ler analjezik, ateş düşürücü ve anti inflammatuar etkileri olan ilaçlardır ve yaygın olarak kullanılmalarının bir nedeni, opioidlerin aksine, sedasyon, solunuma bağlı depresyon ya da bağımlılığa sebep olmamasıdır. 1829'da salisilik asidin izolasyonunu takiben, NSAID'ler insanlar için tıpta uzun süredir kullanılmaktadır ve çok sayıda NSAID tezgah üstü reçetesiz alınabildiği göz önünde bulundurulursa nispeten güvenli olarak kabul edilir olmuşlardır. Son zamanlarda ikinci nesil siklooksijenaz (COX) inhibitörleri ya da COXIBS (örn., selekoksip) gibi yeni ilaçlar piyasaya sürülmüştür. Bu

ilaçların kimyasal yapıları birbirinden farklı olsa da, hepsi asidik özelliğe sahiptir (Paxeus 2004).

Heberer ve ark. (2002b) yaptıkları çalışmada Almanya'daki birkaç içme suyu numunesinde de eser miktarda diklofenak, ibuprofen ve fenazon bulmuşlardır. Ternes (1998), Almanya'daki farklı nehir ve atık su arıtma tesislerinde yaptığı araştırmada atık su arıtma tesisi giriş suyunda en yüksek konsantrasyonda bulunan farmasötik ürünün salisilik asit olduğunu saptamıştır (Vergili ve ark. 2005).

Antidepresanlar/obsesif-kompulsif düzenleyiciler: Seçmeli serotonin geri alım inhibitörleri (SSRI'ler) Prozak, Zoloft, Luvoks, ve Paksil içeren ve yaygın olarak kullanılan büyük bir reçeteli antidepresan sınıfıdır. Bu ilaçların yaygın ve yoğun bir kullanımı vardır. Hedef olmayan organizmalarda ilaçların etkileri ile ilgili tıbbi literatüre geçmiş çok az çalışma mevcuttur. Fong (1998)'un ve serotoninin suda yaşayan çok geniş bir canlı çeşidi üzerindeki işlevini araştıran diğer fizyolojistlerin yürüttüğü çalışmalar, çevrede düşük seviyede bulunan farmasötik ürünlerin önemi hakkındaki bir tartışmada çok faydalı olabilir. Fong (1998)'un çalışması, hedef olmayan türler üzerinde düşük (ppb) yoğunlukta farmasötik ürünlerin çok büyük fizyolojik etkiler bırakabileceğini göstermesi bakımından, belki de şimdiye kadar yürütülen çalışmaların içinde en önemli olanıdır.

Serotonin hem vertebra hem de invertebra sinir sistemlerinde bulunan bir biyojenik amindir. SSRI'ler taşıyıcı enzimleri engelleyerek sinapsislerde geri alımını önleme yoluyla serotonin nerotransmisyonunu artırır. Memeli nerotransmisyonda önemli rol oynamasına ek olarak, serotonin pek çok diğer canlı arasında yumuşakçalarda geniş çapta fizyolojik düzenleyici role sahiptir. Bivalflar için, çok sayıda üreme, oksit matürasyon (olgunlaşma) ve parturisyon (doğum) dahil olmak üzere reproduktif (çoğalma) işlevler serotonin tarafından düzenlenir. Serotonin, kalp atışı ritmi, beslenme/ısınma, yüzmek için kullanılan hareket kası şekilleri, siliyanın atışı ve larval metamorfozların endüksiyonu gibi daha pek çok davranış ve refleksi düzenler. Ayrıca, kabuklularda ve ovaryan maturasyonda (çeşitli nerohormonların hiperglisemik hormone, kırmızı pigment-dispersan hormon, nerodepresan hormon ve tüy önleyici hormon) salgılanmasını artırır (Daughton and Ternes 1999)..

Bazı ticari çiftlik sahipleri yumurtlamayı artırmak için serotonin eklerler. Fong (1998), Prozak (flueksetin) ve Luvoks (fluvoksamin)'in, serotoninden daha düşük büyüklük sırasında pek çok aköz (kıvamlı) yoğunlukta zebra midyelerinin yumurtlamasını sağlayan, şimdiye kadar bulunan en güçlü endüser olduğunu keşfetti.

SSRI'lerin sucul yaşam üzerinde yüzeysel etkiler bırakabilme potansiyelleri, özellikle agresyonun düzenlenmesinde limasonlar ve mürekkep balıklarında bir faktör olan seretonin geri alım mekanizmaları tarafından daha da artırılır. Ancak, fark edilmeyen bir başka yüzeysel etkileri, istakozlardaki saldırgan davranışta görülür. Serotonin, istakozda geri çekilme eğilimlerini azaltmak suretiyle alt unsurları hakim unsurlara karşı savaşmaya teşvik ederek davranışsal bir tersine dönmeye sebep olur (Daughton and Ternes 1999).

2.2. Atık Sularda İlaç Arıtımı

Tıbbi maddeler, hastalar tarafından kullanıldıktan sonra bir kısmı metabolizma tarafından kullanılırken, kullanılmayan kısım idrar yoluyla dışarıya atılır. Böylece kanalizasyona ve oradan da arıtma tesisine ulaşır. Bu sırada biyolojik olarak bozunmazlarsa ya da arıtma tesisinde arıtım sırasında yok edilmezlerse içme sularına karışabilirler. İlaç atıklarının sadece atık sularda değil sedimentlerde de biriktiği görülmüştür. Arıtma tesisi çıkış suları ve çamurları tarım alanlarında kullanılabilir. Bu kullanımlar sonucu tıbbi madde atıkları toprağa, oradan da yeraltı sularına ulaşabilir. Ayrıca bitkiler üzerinde de birikim gözlenebilir. Atık sularda bulunan tıbbi madde atıkları ve dezenfektanlar mikrobiyal dengeyi de etkilemektedir. Son zamanlarda tıbbi maddeler yüzey sularında, yeraltı suyu ve içme sularında görülmüştür. Bu kompleks organikler sentetik ve inhibe edici özelliklerinden dolayı doğal mikroorganizmalar tarafından parçalanamamakta ya da kısmen parçalanmakta (metabolit oluşumu) ve de kimyasal kararlılıklarından dolayı onlarca yıl doğada değişik fazlarda yer almaktadır. Ancak hastanelerden ve evlerden kanalizasyon sistemine ulaştırılan bu maddeler hakkında çok az araştırma yapılmıştır (Şahan 2007).

2.2.1. Tıbbi ilaçların atık sulardan giderilmesinde teknik olasılıklar

Temelde, atık sudan mikro kirleticilerin giderimi için 4 farklı yaklaşım vardır:

- 1- Var olan arıtım teknolojilerinin en iyi şekilde kullanımı,
- 2- Var olan arıtım tesisleriyle yeni son arıtım teknolojilerini birleştirmek,
- 3- Kaynakta ayırma metotları,
- 4- Kaynak kontrol ölçümleri.

Atık su arıtma tesislerinin iyileştirilmesi ve kaynakta kontrol önlemlerinin uygulanması, atık su deşarj ve alıcı ortam standartlarının geliştirilmesi için geleneksel yöntemlerdir. Bunlardan kaynakta ayırma metodu atık su arıtım çevrelerinde gittikçe artan bir kullanımdır. Kaynakta ayırma metodunda atıklar, önce atık türlerini esas alan bir ayırma tabii tutulmalı ve sınıflandırılmalıdır. Atık sınıflandırılmasından sonra yapılacak birleştirme ve ayırmalar ancak arıtma teknolojisi açısından uygun ise gerçekleştirilebilir.

Tıbbi kimyasalların büyük çoğunluğu organik madde, azot, fosfor gibi nütrientlerin giderimi üzerine projelendirilmiş konvansiyonel atık su arıtma prosesleri ile etkin olarak giderilmemekte ve olumsuz etkiler yapacak konsantrasyonlarda sucul ortamlara deşarj edilmektedirler. Araştırmalar bu kimyasalların çoğunun uygulanan atık su arıtım tesislerinde tamamiyle giderilmediğini, bu nedenle çıkış suyunda bulduklarını belirtmiştir (Ternes 1998, Şahan 2007). Çıkış suyunda bulunan bu kirleticilerin alıcı ortama deşarjıyla yüzey sularına, içme sularına ve yeraltı sularına bulaştığı belirlenmiştir (Kolphin ve ark. 2002). Sudan kirleticilerin giderimine etki eden en önemli faktör doğal (kil, sediment, mikroorganizmalar) veya ortama eklenen (aktif karbon, koagülant) katı partiküllerin birbirlerini etkileyerek fizikokimyasal (çökme, flotasyon) veya biyolojik proseslerle (biyodegradasyon) giderimidir. Bununla birlikte, düşük adsorpsiyon katsayılı bileşikler sıvı fazda kalma eğilimindedirler ve atık su arıtma tesislerinden alıcı ortama ulaşırlar. Bu yolla antienflamatuarlar, antibiyotikler gibi sıvı fazda kalan bazı farmasötik ve kişisel bakım ürünleri (misk ve östrojen gibi) çamura adsorplanırlar (Şahan 2007).

Gelişmiş ülkelerde kullanılan tıbbi ilaçların arıtılması amacıyla ileri arıtma teknolojileri uygulanmaktadır. Genel anlamda bakıldığında tıbbi ilaçların konvansiyonel aktif çamur sistemlerindeki ana giderim mekanizmaları, biyolojik parçalanma, adsorpsiyon, sıyırma

ve uçurma, abiyotik hidroliz ve abiyotik oksidasyondur. Bunların yanında ileri arıtma olarak da örneğin filtrasyon, UV-radyasyonu, ozonizasyon, membran sistemleri vb. metotlar kullanılmaktadır (Kabak 2008).

2.2.1.1. Tıbbi ilaçların atık su arıtma tesislerinde giderim prosesleri

Tıbbi ilaçların büyük çoğunluğu organik madde, azot, fosfor gibi nütriyentlerin giderimi üzerine projelendirilmiş konvansiyonel atık su arıtma prosesleri ile etkin olarak giderilememekte ve olumsuz etkiler yapacak konsantrasyonlarda sucul ortamlara deşarj edilmektedirler. Yapılan bilimsel çalışmalarda bu ilaçların çoğunun uygulanan atık su arıtım tesislerinde tamamıyla giderilmediği, bu nedenle çıkış suyunda buldukları belirtilmiştir (Ternes 1998, Boyd ve ark. 2003, Metcalfe ve ark. 2003, Gagn  t ve ark. 2006, Roberts ve Thomas 2006, Gomez ve ark. 2007). Çıkış suyunda bulunan bu kirleticilerin alıcı ortama deşarjıyla yüzey sularına, yer altı sularına ve içme sularına karıştığı belirlenmiştir (Sacher ve ark. 2001, Heberer 2002, Kolpin ve ark. 2002, Bendz ve ark. 2005). Sudan kirleticilerin giderimine etki eden en önemli faktör doğal (kil, sediment, mikroorganizmalar) veya ortama eklenen (aktif karbon, koagülant) katı partiküllerin birbirlerini etkileyerek fizikokimyasal (çökme, flotasyon) veya biyolojik proseslerle (biyolojik ayrışma) giderimidir. Bununla birlikte, düşük adsorpsiyon katsayılı bileşikler sıvı fazda kalma eğilimindedirler ve atık su arıtma tesislerinden alıcı ortama ulaşırlar (Ohlenbusch ve ark. 2000). Bu yolla ağrı kesici (anti-inflammatuvarlar, antibiyotikler) gibi sıvı fazda kalan bazı tıbbi ilaçlar çamura adsorplanırlar.

Tipik bir avrupa ülkesi atık su arıtma tesisinde biyolojik giderim, tıbbi ilaç gibi mikrokirleticilerin giderilmesinde en etkili arıtma (giderim) prosesidir. Arıtma çamurlarının yakıldığı yerlerde adsorpsiyon prosesi de önemli bir giderim verimi sağlamaktadır. Özel durumlarda, fiziksel prosesler yakılabilecek nitelikte olan yoğun mikrokirletici içeren çözeltileri oluşturabilirler. Fotokimyasal prosesler sucul ekosistemlerdeki mikrokirleticilerin giderilmesinde önemli bir katkı sağlarken, atık su arıtma tesislerinde daha az rol oynamaktadırlar (Jürgens ve ark. 2002). Çıkış sularında kimyasal oksidasyon uygulaması henüz deneysel çalışma aşamasında (evresinde) olan yeni bir arıtma teknolojisidir. Adsorpsiyon mikrokirleticilerin nihai gideriminde önemli bir proses olup ancak gerçek giderim arıtma çamurlarının akıbetine bağlıdır. Sıyırma (stripping) sucul ortamdaki mikrokirleticilerin atmosfere taşınımını sağlamaktadır.

Gelişmiş ülkelerde kullanılan tıbbi ilaçların arıtılması amacıyla ileri arıtma teknolojileri uygulanmaktadır. Bunlar ileriki bölümlerde verilmiştir. Genel anlamda bakıldığında tıbbi ilaçların konvansiyonel aktif çamur sistemlerindeki ana giderim mekanizmaları, biyolojik parçalanma, adsorpsiyon, sıyırma ve uçurma, abiyotik hidroliz ve abiyotik oksidasyondur. Bunların yanında ileri arıtma olarak da örneğin filtrasyon, UV-radyasyonu, ozonizasyon, membran sistemleri vb. metotlar kullanılmaktadır.

2.2.1.2. Biyolojik parçalanma

Atık su arıtma tesislerinde organik kirleticiler 10-5-10-9 g/L konsantrasyon aralığında bulunurlar (Golet ve ark. 2002). Bu kirleticiler kısmi parçalanırlar; bu bileşiklerden bazıları giderilemezken, bazıları kısmen ve bazıları da tespit sınırının altındadırlar (Golet ve ark. 2002). Günümüzde giderim verimini etkileyen parametreler tam olarak anlaşılammıştır. Üzerinde yoğunlaşılan araştırmalarda çamur yaşı, substrat varlığı (substrat inhibisyonu), redoks şartları (aerobik, anoksik veya anaerobik), adsorpsiyon ve reaktör konfigürasyonu üzerinde durulmaktadır.

Atık sularındaki oldukça düşük konsantrasyondaki organik kirleticileden dolayı, biyolojik dönüşüm ve parçalanma mekanizmaları henüz tam olarak anlaşılammıştır. Tıbbi ilaçların atık su arıtma tesislerinden biyolojik parçalanma ile giderimi üzerinde günümüze kadar çok az çalışma yapılmıştır. Yapılan çalışmalar gerçek arıtma tesislerinden ziyade, laboratuvar ortamlarında oluşturulan test sistemlerinde gerçekleştirilmiştir (Steger-Hartmann ve ark. 1998, Kümmerer ve ark. 2000). Bir maddenin biyolojik parçalanması oksijen tüketiminin ölçülmesi, karbondioksit oluşturması veya çözülmüş organik karbon konsantrasyonunun giderimi ile anlaşılmmaktadır. Bir maddenin en az 28 günlük deney aralığında teorik oksijen ihtiyacının %60'na ulaşıldığında veya çözülmüş organik maddenin %70'i giderildiğinde, bu madde biyolojik olarak kolayca giderilebilir olarak sınıflandırılmakta, değilse biyolojik olarak kolayca giderilemeyen olarak kabul edilmektedir.

2.2.1.3. Abiyotik prosesler

Birçok toksik ve biyolojik olarak ayrışmaya dirençli organik bileşikler, biyolojik atık su arıtma tesislerine girmektedir. Biyolojik olmayan, adsorpsiyon, sıyırma, uçurma gibi

abiyotik giderimler bazı durumlarda biyolojik giderimden daha önemli olabilmektedir (Metcalf ve Eddy 2003).

2.2.1.4. İleri arıtma yöntemleri

Gelişmiş ülkelerde kullanılan tıbbi kimyasalların arıtılması amacıyla ileri arıtma teknolojileri uygulanmaktadır. Bunlar; Ozonizasyon, ultrafiltrasyon, ters osmoz gibi yüksek basınçlı membran sistemleri ve aktif karbon adsorpsiyonudur. Bunlardan filtrasyon birçok xenobiotik organik bileşiğin su ortamından uzaklaştırılmasını sağlarken uv-radyasyonu ve ozonizasyon çoğunlukla xenobiotik organik bileşikleri metabolitlerine dönüştürmektedir. Bu mekanizmalar birçok tıbbi ilaç için yüksek giderim verimi sağlamakla birlikte, ozonizasyon atık su arıtımında üçüncül ileri arıtma sağlamaktadır (Poseidon 2005). Bununla birlikte ozonizasyon sonunda toksik metabolitlerin oluşumunda dikkatli olunmalıdır (Wert ve ark. 2007).

2.2.2. Sucul sistemlerin tıbbi ilaçlarla kirlenmesinin önlenmesinde diğer yaklaşımlar

Geleneksel olarak sucul ekosistemlerin insan kaynaklı kirleticiler tarafından kirlenmesinin engellenmesinde veya azaltılmasında iki yol vardır. Bunlar bu kirleticilerin atık su arıtma tesislerinde giderilmesi veya bunların kullanımının yasaklanmasıdır. Yasaklamanın yerine endüstriler diğer bir yaklaşım getirmişlerdir. Bu yaklaşımın esasını kirleticiler emisyonlarını düşürücü üretim proseslerinin geliştirilmesi oluşturmaktadır. Son 15-20 yılda gelişmiş endüstrileşmiş ülkelerde kirleticilerin azaltılması yönünde yoğun programlar uygulanmaktadır. Bu programların amacı kirleticilerin sucul sistemlerdeki mevcudiyetinde değil, çevresel ortamlara su yoluyla taşınan kirleticilerin engellenmesinde sürdürülebilir çözümlerin üretilme arzusudur (Kabak 2008).

Sucul ekosistemlerin insan kaynaklı kirleticiler tarafından kirlenmesinin engellenmesinde önemli bir yaklaşım da atık planıdır. Henze (1997) atıkların ileride atık su arıtma tesislerinde ve deponilerde en uygun şartlarda bertaraf edilebilmeleri için az atık oluşumunu sağlayan önlemlerin, atıkların oluştuğu evlerde ve endüstrilerde alınması gerektiğini belirtmiştir. Tıbbi ilaçlardan kaynaklanan kirliliğin engellenmesi

için evlerde uygulanabilecek tedbirler; metabolizma sonucu oluşan idrarların (üre) biriktirilmesi, üre içeren tuvalet sularını kaynağında ayrılması sayılabilir (Larsen ve Gujer 1996, Otterpohl 2002). Atık kontrolünde özellikle yüksek konsantrasyonlarda tıbbi ilaç içeren hastahane atık sularının bir ön arıtmadan geçirilerek kanalizasyon sistemine verilmesi atık kontrolünde iyi bir örnek oluşturmaktadır (Kabak 2008).

Ürenin kaynağında ayrılması atık su mühendisliği açısından son yıllarda en önemli araştırma konularından biri haline gelmiştir. İnsan kullanımı sonucu oluşan organik kimyasalların çoğu böbrekten atılabilmeleri için polar, suda çözünebilir formlara dönüştürülmektedir (Sheldon ve ark. 1986). Bu teknoloji özellikle atık sulardaki tıbbi ilaçların akıbetleri konusundaki sorular için özel bir ilgi alanı oluşturmaktadır. Üre ayırma sistemine sahip tuvaletlerin birçok çeşidi bulunmaktadır (<http://www.novaquatis.eawag.ch>) ve birkaç büyük avrupalı atık su otoriteleri bu teknolojiyi test etmek için pilot ölçekli çalışmalar yürütmektedir (Johansson 2001, Peter-Fröhlich ve ark. 2003, Kabak 2008). Üre ayırma işleminin kaynağında yapılmak istenmesinin ana gayesi nütrientlerden ve mikrokirleticilerden kaynaklanan su kirliliğinin kontrol altına alınmasıdır. Üre evsel atık su hacminin %1'den daha az bir kısmını oluşturmasına rağmen, atık su arıtma sistemine giren nütrientlerin ve insan metabolizması sonucu oluşan birçok mikrokirleticiyi (tıbbi ilaçlar, hormonlar vs.) içermektedir. Tedavi amaçlı kullanımlar dışında, kullanılmayan tıbbi ilaçların evlerde tuvaletlere atılarak uzaklaştırılması, atık suların bu mikrokirleticilerle kirlenmesini arttırmaktadır (Heberer 2002). Birçok durumda etkili bir üre ayırma sistemi ile atık su tesislerindeki nütrientlerin ve mikrokirleticilerin giderilmesi ve böylece atık su arıtma tesislerindeki nütrient ve mikrokirleticilerin giderilmesi için yapılan atık su arıtma tesisi dizaynları değiştirilerek ekonomik anlamda büyük kazançlar sağlanabilmektedir. İsviçrede bir atık su arıtma tesisinde yürütülen çalışmada her tuvalet başına 10 L biriktirme kapasiteli bir üre ayırma sisteminin eklenmesi ve basit bir kontrol sistemi ile kanalizasyon sistemindeki evsel atık suların nitrifikasyon kapasitesinin %30 arttığı ve ürenin %50 oranında azaldığı ortaya konmuştur (Rauch ve ark., 2003).

2.3. Farmasötik Ürünlerle Yapılan Arıtım Çalışmaları

Winkler ve ark. (2001), ibuprofen ve klofibrik asit'in nehirdeki biyofilm sisitemler tarafından giderimini incelemişlerdir. Yapılan çalışmada ibuprofen'in %90'a yakın kısmının nehir biyofilm reaktöründe kolayca parçalandığı, klofibrik asitin ise 3 haftalık deneysel periyot süresince biyolojik olarak parçalanmadığı gözlemlenmiştir. Ayrıca yapılan laboratuvar çalışmasında steril edilen reaktörde ibuprofenin giderilmediği gözlemlenmiştir. Bu sonuç nehir biyofilm reaktörlerindeki ilaçların gideriminde abiotik kayıpların ve adsorpsiyonun küçük bir rol oynadığını göstermiştir.

Heberer (2002), yaptığı araştırmada Avusturya, Brezilya, Kanada, İngiltere, Almanya, Yunanistan İtalya, İspanya ve İsviçre'de bulunan sucul çevrelerde 80'den fazla bileşik, farmasötik ve metabolitlerinin bulunduğunu belirtmiştir. Bazı farmasötik ürünlerin belediye atık sularının giriş ve çıkış sularında ve bu atık suyun deşarj edildiği yüzey sularında rastlanmıştır. Bu çalışma farmasötik ürünlerin belediye evsel atık su arıtma tesisleri tarafından tamamiyle giderilemediğini böylece yüzey sularına ve hatta yeraltı sularına karıştığını göstermiştir.

İki fiziko-kimyasal proses kullanarak (koagülasyon-flokülasyon ve flotasyon) farmasötiklerin ve kişisel bakım ürünlerinin giderimini amaçlayan çalışmada seçilen ürünler ibuprofen, naproxen, diklofenak, karbamazepine, diazepam, galaxolide ve tonalidedir. Koagülasyon-flokülasyon prosesi %50-75 giderim verimiyle sadece iki hoş koku ürünü (galaxolide ve tonalide) ve diklofenak üzerinde etkili olmuştur. Diğer taraftan bütün farmasötik ve kişisel bakım ürünleri kısmi olarak sıcaklığa bağlı olarak flotasyon ünitesinde giderilmiştir (%20-75 giderim verimi) (Carballa ve ark. 2003).

Carballa ve ark. (2004a), yaptıkları çalışmada geleneksel atık su arıtım tesisinin her bir ünitesinde (ön arıtım, birincil arıtım, ikincil arıtım (aerobik arıtım)) farmasötiklerin giderimini incelemişlerdir. Birincil arıtımda; kişisel bakım ürünlerinin %30-50, hormonların %20, aerobik arıtımda bütün bileşiklerin %35-75 arasında, çıkış suyunda; personel bakım ürünlerinin %70-90, antienflamatuarların %40-65, hormonların ise %60 giderildiğini bulmuşlardır.

Farmasötiklerin ve kişisel bakım ürünlerinin atık çamurun anaerobik parçalanma ile gideriminde ozonla oksidatif ön arıtımın etkisi araştırılmıştır. Bunun için mezofilik (37 °C) ve termofilik (55 °C) şartlarda çalışan 2 anaerobik tank kullanılmış ve bunlara ön arıtım yapılmayan ve anaerobik parçalanmada çamur stabilizasyonunu geliştirmek amacıyla ozonla ön arıtıma yapılan atık sular uygulanmıştır. Sıcaklığın farmasötik ve kişisel bakım ürünlerinin gideriminde hiçbir etkisi olmadığı anlaşılmıştır. Bu çalışma sonucunda sulfamethoxazole, 17 α -ethinyloestradiol ve doğal östrojenlerin (östron ve 17 β -estradiol)'in %80, galaxolide, tonalide ve diklofenakın %60, ibuprofenin %50, iopromidein %20, karbamazepinin ise sadece ozon ön arıtımı uygulanmış atık suda termofilik şartlar altında %60'ının giderildiği bulunmuştur (Carballa ve ark. 2004b),

Carballa ve ark. (2005), koagülasyon-flokülasyon ve flotasyon gibi, iki fizikokimyasal prosesle kanalizasyon atık suyu içinde mevcut bazı tıbbi ilaçlar ve personel bakım ürünlerinin giderimini araştırmıştır. Bunlar; lipofilik bileşikler (sentetik miskler galaxolide ve tonalide), nötral bileşikler (diazepam ve karbamazepin) ve asidik bileşikler (ibuprofen, naproxen ve diklofenak) olmak üzere üç gruba ayrılmıştır. Koagülasyon-flokülasyon analizleri sonucu diklofenak, galaxolide ve tonalide'in %70 giderildiği, diazepam, karbamazepine, ibuprofen ve naproxen'in %25'den daha az miktarda giderildiği gözlemlenmiştir. Flotasyon analizleri farklı iki sıcaklık (12 ve 25 °C) ve atık suyun farklı iki yağ içeriğinde (60 mg/l ve 150 mg/l) çalışılmıştır. Galaxolide ve tonalide %35-60, diazepam %40-50, diklofenak %20-45, karbamazepin %20-35, ibuprofen %10-25 ve naproxen %10-30 oranında giderilmiştir. En iyi sonuçların 25 °C'de verildiği, misk ve nötral bileşiklerin yüksek yağ oranında atık sudan daha fazla giderildiği gözlenmiştir.

Farmasötik aktif bileşiklerin (PhAC) membran biyoreaktörleri (MBR) ile giderimi incelenmiştir ve MBR'lerin performansı geleneksel aktif çamur prosesi ile kıyaslanmıştır. Bu çalışmada iki pilot membran biyoreaktör kullanılmıştır. Biyoreaktörlerden birisi (Convantional Membrane Bioreactor, CMBR) doğrudan arıtılmamış atık su ile beslenmiş, diğer reaktör (Hybrit Membrane Bioreactor, HMBR) ise; ön arıtımı yapılmış (koagülasyon ve sedimantasyon) su ile beslenmiştir. Yapılan çalışma sonucunda, ibuprofenin biyolojik arıtım tarafından kolayca giderildiği, ketoprofen ve naproxenin biyolojik arıtımla giderilmediği ancak MBR'lerle giderildiği,

diklofenak ve dichlopropun ise hem MBR'ler hem de biyolojik arıtım tarafından giderilemediği görülmüştür. Diklofenak ve dichlopropun parçalanmasının zor olma sebebinin yapısındaki klor ve iki aromatik halkadan kaynaklanabileceği belirtilmiştir. (Kimura ve ark. 2004).

Clara ve ark. (2005), Avusturya'nın güneybatısında yer alan ve yaklaşık 7000 nüfusu karşılayan üç farklı atık su arıtma tesisinde sekiz farmasötik, iki polisiklik misk ve dokuz endokrin sistemini bozan kimyasalı (EDC) analiz etmiştir. Ultrafiltrasyon membran biyoreaktörü atık su arıtma tesislerinden biriyle birleştirilmiş ve farklı katı alıkoyma sürelerinde işletilmiştir. Yapılan araştırmalar sonucunda karbamazepine ve diklofenakin hiçbir arıtma tesisinde giderilemediği, diğer yandan bisphenol-A, ibuprofen, ve bezafibratein yaklaşık olarak %90 giderildiği gözlemlenmiştir. Ayrıca, bu çalışma atık su arıtma tesisleri ve membran biyoreaktörünün giderim verimi arasında çok fazla farklılık olmadığını ve yüksek bekletme zamanında giderim veriminin daha yüksek olduğunu göstermiştir.

Membran biyoreaktör ile arıtılmış belediye atık suyunda seçilen asidik farmasötiklerin (ketoprofen, naproxen, ibuprofen, diklofenak ve bezafibrate) mikrobiyal parçalanması sonucu oluşan metabolitlerini araştıran çalışma yapılmıştır. Yapılan testlerde oluşan parçalanma ara ürünleri LC-MS (Sıvı kromatografi kütle spektrometre sistemi) tarafından tanımlanmıştır. Laboratuvar çalışmaları diklofenakin transformasyona uğramadığını, naproxen ve ibuprofenin tamamıyla mineralize olabileceğini, ancak ketoprofen ve bezafibratein mikrobiyal biyotransformasyonunda daha kararlı metabolitler meydana getirdiğini ve bunun için daha dikkatli olunması gerektiğini göstermiştir (Quintana ve ark. 2005).

Roberts ve Thomas (2006), İngiltere'deki Tyne nehri yüzey suyunda ve Howdon atık su arıtım tesisi çıkış suyunda belirlenen farmasötiklerin oluşumunu incelemiştir. Bu çalışmada belirlenen farmasötikler; acetyl-sulfamethoxazole, clofibric acid, clotrimazole, dextropropoxyphene, diklofenak, erythromycin, ibuprofen, mefenamic acid, parasetamol, propranolol, sulfamethoxazole, tamoxifen ve trimethoprimdir. Örnekler katı faz ekstraksiyonunu takiben elektrosprey kütle spektrometresi ve ters fazlı yüksek performanslı sıvı kromatografisi tarafından analiz edilmiştir. Howdon atık su

arıtım tesisinde atık suya ileri arıtım yöntemi olan UV arıtım uygulanmıştır. Arıtım sonucunda ilaç örneklerinin bazılarının %55-100 (%91 clorofibric acid, %55 clotrimazole, %71 diklofenak, %89 ibuprofen, %100 parasetamol) arasında giderildiği görülmüştür. Bazılarının ise atık su içindeki konsantrasyonlarının arttığı görülmüştür (%34 propranolol, %30 tamoxifen, %3 trimethoprim, %79 erythromycin). Bunun nedeninin arıtım prosesi boyunca birleşik metabolitlerin ayrışması sonucu konsantrasyonun artması olarak düşünülmüştür. Bu çalışmada belirlenen ilaçların aktif çamur arıtımı boyunca sorpsiyon davranışı incelenmemiş, Pre-UV örnekleri içindeki azalmanın nedeni biyodegradasyon ve/veya adsorpsiyona bağlanmıştır. Ayrıca bu çalışma atık su arıtım tesislerine ileri arıtım yöntemleri uygulansa dahi bu bileşiklerin giderilmesinde yetersiz olduğunu ve yüzey sularında görüldüğünü göstermiştir.

İsviçre’de 3 farklı atık su arıtım tesisinde bazı asidik ilaçların (ibuprofen, mefenamic acid, ketoprofen, clofibrilic asit ve diklofenak) oluşumu incelenmiş ve risk değerlendirmesi çalışılmıştır. Bu araştırma sonucu ibuprofen, mefenamic acid ve diklofenakın atık su arıtım tesislerinde çok az giderildiği ve çıkış sularında yüksek konsantrasyonlarda bulunduğu ve bu ilaçların yüzey suları için potansiyel kirletici olduğu ve çevresel risk oluşturduğu tespit edilmiştir (Wuersch ve ark. 2005).

Jones ve ark. (2007), güney İngiltere’de aktif çamur arıtım tesisinde seçilen farmasötik bileşiklerinin (ibuprofen, parasetamol, salbutamol ve propranolol-HCl) oluşumunu ve giderimini araştırmıştır. Analiz sonuçları GC-MS’de okunmuştur. Sonuçlar, bu farmasötiklerin %86-94 arasında giderildiğini ancak çıkış suyunda propranolol-HCl hariç hepsinin birkaç yüz ng/l miktarında bulunduğunu göstermiştir.

Gómez ve ark. (2007), İspanya’nın güneyinde bulunan atık su arıtım tesislerinde farmasötikler ve metabolitlerinin oluşumunu, kararlılığını ve giderimini araştırmıştır. 1 yıl süren bu araştırma sonucunda atık su giriş suyunda ibuprofen, parasetamol (acetaminophen), dipyrone, diklofenak, karbamazepin, kodein, pestisitler (Klorfenvinfos, ve Permethrin), kafein, triklosan, bisfenol A ve bu bileşiklerin metabolitleri (1,7-dimethylxanthine, karbamazepin 10,11-epoxide ve 2,7/2,8-dichlorodibenzo-*p*-dioxin) bulunmuştur. Aktif çamur arıtım tesisinde arıtılan bu maddelerden %95 ibuprofen, %99 parasetamol, %74 dipyrone, %46 kodein, %85

kafein, %20 karbamazepin, %61 triklosan, %90 bisfenol A, %83 klorfeninfos, %88 permethrininin giderildiğini ancak çıkış suyunda halen bu maddelerin bulunduğunu ve bu giderimin yetersiz olduğunu belirtmiştir.

Japonya'da Tone Kanalı'nda antibakteriyel bileşen olan triklosanı izleme çalışması yapılmıştır. Triklosan konsantrasyonu 11 ila 31 ng/l arasında değişen değerlerde tespit edilmiştir. Yüksek konsantrasyonlara daha çok kanalın yukarı kısımlarında rastlanmıştır (Nishi ve ark. 2008).

2.4 . Sulak Alanlar

Yapay sulak alanlar, evsel ve endüstriyel atık su arıtımı için konvansiyonel arıtma sistemlerine bir alternatif olarak son yıllarda uygulanması artan enerji ihtiyacı az, yatırım ve işletme maliyetleri düşük, işletim şartları basit, çamur üretimi çok az, doğal bir atık su arıtma sistemidir. Özellikle arazinin bol, ucuz ve işletme için kalifiye teknik personelin az olabileceği kırsal bölgelerde, kompleks ve mekanik donanımlı hantal konvansiyonel arıtma sistemlerine göre, fizibil bir arıtma yöntemi olarak önerilmektedir.

Yapay sulak alanların en yaygın uygulamalarından birisi, evsel atık suların birincil ve ikincil arıtımı içindir. Arıtımı sağlayan mekanizmalar temel olarak, fizikokimyasal ve mikrobiyolojik tabanlıdır. Konvansiyonel arıtım sistemleri ile kıyaslandığında yapay sulak alanların besin tutma kapasitesi yüksek, prosesi istikrarlı, işletim şartları basit, enerji ihtiyacı az, yatırım ve işletme maliyetleri düşük ve çamur üretimi yok denecek kadar azdır. Yapay sulak alanlarda bulunan bitkiler, mikroorganizmalar ve toprakla beraber atık sudaki maddeler arasındaki etkileşimler kompleks mekanizmalar olsa da yapay sulak alanların işletimi konvansiyonel sistemlere göre nispeten kolaydır. Ancak yapay sulak alanların tasarımı ve inşası tahmin edilenden daha fazla mühendislik birikimi gerektirir (USEPA 1999, USEPA 2000, Çiftçi ve ark. 2007).

Arıtma amacının yanı sıra, uygun koşullar altında yapay sulak alanlar aşağıdaki fonksiyonları da sağlayabilmektedir:

- Su kalitesinin artırılması,
- Rekreasyon amaçlı kullanım,

- Besinlerin dönüşümü,
- Balık ve vahşi yaşam için ortam oluşturma,
- Pasif dinlenme (kuş gözlemi, fotoğrafçılık vs.),
- Aktif dinlenme (avlanma vs.),
- Eğitim ve araştırma,
- Estetik görünüm (Moshiri 1993).

Yapay sulak alanlar; bitkileri, toprağı ve ilgili mikrobiyal grupları, atık su arıtmaya yardımcı olacak şekilde kapsayan doğal süreçlerden faydalanmak için tasarlanan ve inşa edilen mühendislik sistemleridir. Bunlar, doğal sulak alanlarda meydana gelen süreçlerin birçoğundan faydalanmak için tasarlanırlar, fakat bunu daha kontrollü bir çevrede yaparlar.

Yapay sulak alan sistemleri özel olarak tasarlanan yataklarda yetiştirilen bitkiler vasıtasıyla atık suların arıtılması esasına dayanmaktadır. Yapay sulak alan arıtma sistemleri birden çok sucul canlının arıtma görevi üstlendiğı, genellikle dar uzun ve sığ havuzlardan oluşur. Atık suyun bir havuzda toplanarak yüzen bitkilerle arıtılması gibi alternatif uygulamaları da olan bu yöntemin küçük yerleşim birimlerinden, büyük şehirlere, hatta endüstriyel atık suların arıtılmasına kadar birçok uygulama alanı vardır.

Doğal malzeme kullanılarak ihtiyaç büyüklüğünde hazırlanan havuzlarda atık suyun filtre edilmesi, yetiştirilen sulak alan bitkileri ve filtre ortamındaki mikroorganizmalarla suyun arıtılması esasına dayanan bu sistem, doğal yapının küçük taklitleridir (Reddy ve D'angelo 1997).

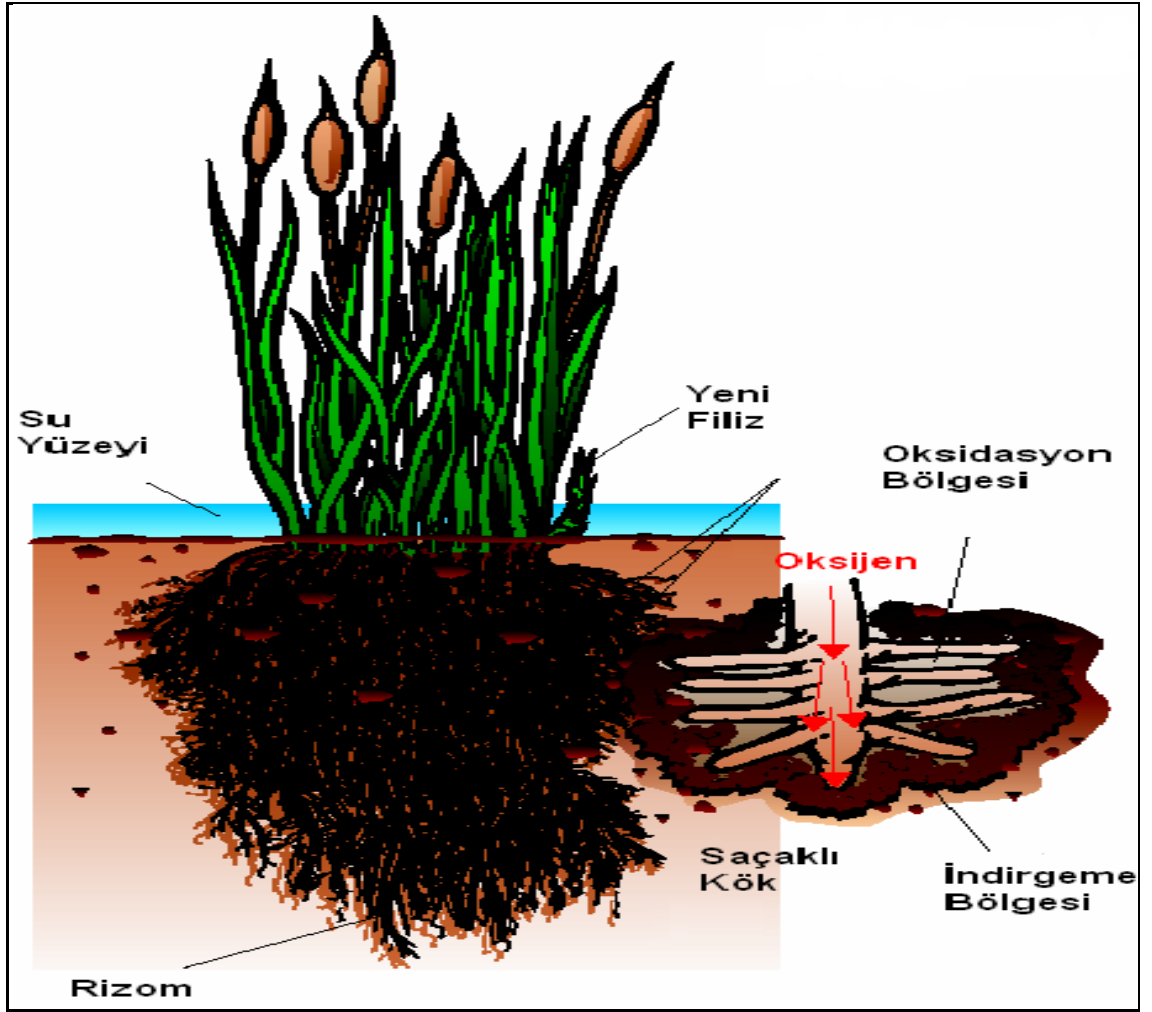
Yapay sulak alanların ana bileşenleri dolgu malzemesi ve sudur. Sistemin çalışmasında en önemli faktör bitkilerin arıtma kapasitesidir. Havadan aldıkları oksijeni kökleri vasıtasıyla atık suya ileten bitkiler, aynı zamanda kökleri vasıtasıyla atık suda bulunan kirleticileri (azot, fosfor vb.) besin olarak kullanarak suyun arıtılmasını sağlamaktadır.

Sulak alan toprağı ya da sedimanı hem kimyasal dönüşümlerin gerçekleşmesinde rol alır, hem de sulak alan bitkileri için gerekli kimyasal besinlerin temel kaynağıdır. Sulak alan bitkilerinin atık su arıtımında önemli rolleri vardır (Çiftçi ve ark. 2007).

Öncelikle, bitkiler sulak alan yatağı içinde suyun akış hızını ve yeniden süspansiyon olmayı azaltarak sedimentasyon olayının hızlanmasına neden olur, sulak alan yatağı içinde yüzey alanı oluşturarak biyofilm oluşumuna yardımcı olur, bitki yüzeyi ve biyofilmin artmasıyla partiküllerin filtrasyonunu artırır, sulak alan yatağının pH'ını etkileyerek fotosentetik biyofilm için uygun dolgu ortamı oluşturur, kökün belli bölgelerinden oksijen sızıntısı ile mikrobiyal besin dönüşümünün artması ile sedimentin redoks koşulları etkilenir, havadan aldıkları oksijeni köklerine taşırlar ve bir kısmını sıvı substrata yayarlar (Merz 2000).

Su bitkilerinin derin kökleri vardır (Şekil 2.3.). Kök ve gövdeler, suda oldukça büyük hacim tutarlar. Bunun yanında, sulak alan yatağı içindeki mikroorganizmalara oksijen sağlarlar ve zeminin hidrolik geçirgenliğini düzenlerler.

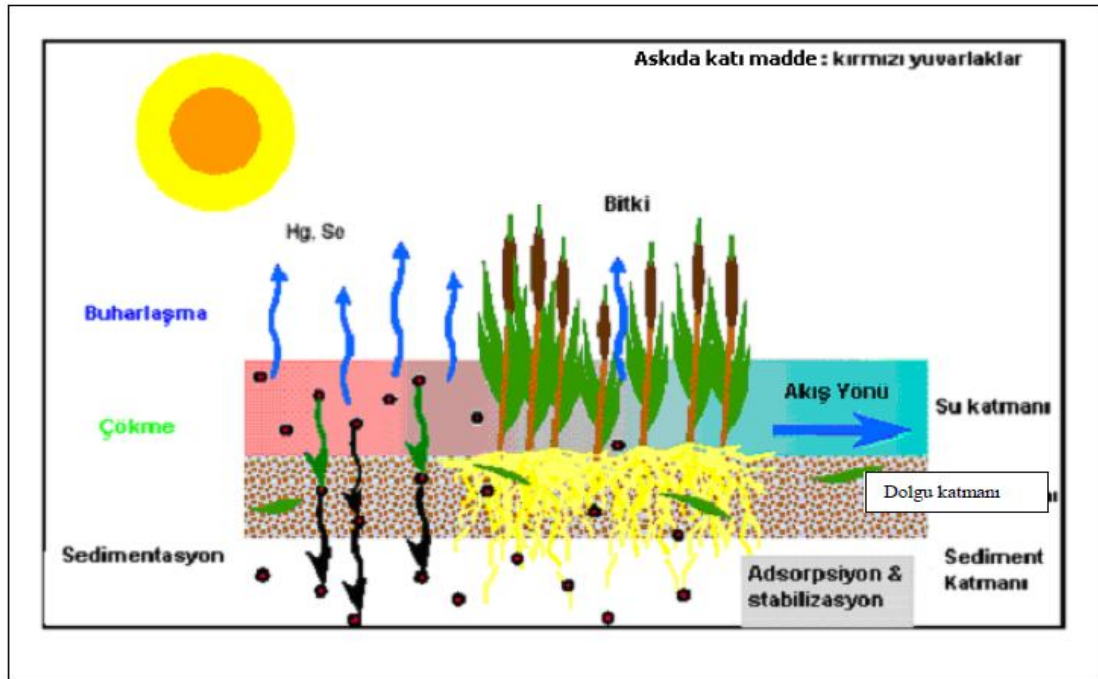
Sulak alan arıtım sistemlerinde bitkilerin yaprakları tarafından fotosentetik olarak üretilen oksijen organik bileşikleri biodegradasyona uğratmak amacıyla kök bölgelerine taşır. Bitkilerdeki kök gelişimi ne kadar iyi olursa bu bozunmada o derece etkin olarak gerçekleşir. Bitki köklerinin yapay sulak alanlarda önemli fonksiyonu mikroorganizmalara tutunma yüzeyi sağlaması, denitrifikasyon için organik karbon vermesi, oksijenin filtre içine transferi ve belkide sistemin akışında geçirgenliği artırması olmaktadır (Kietlinska ve Renman, 2005).



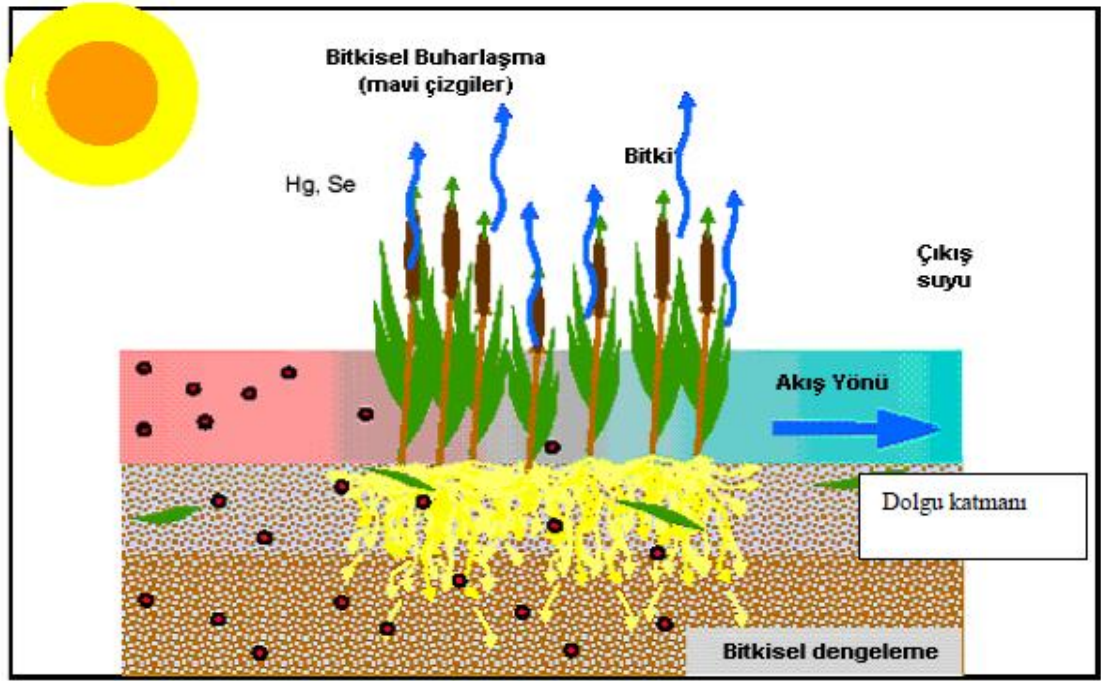
Şekil 2.3. Sulak alan bitkilerinin kök yapıları (www.tarim.gov.tr).

Yapay sulak alanlar kirleticileri; abiotik ve biyotik proseslerle arıtlar. Abiyotik prosesler, sedimentasyon, çökelme, sorpsiyon, kimyasal oksitlenme/indirgenme, fotodegradasyon, buharlaşma prosesleri olarak bildirilmektedir. Sedimentasyon; partikül madde ve askıda katı madde uzaklaştırılmasında, sorpsiyon; kısa süreli alıkonulma yada kirleticinin uzun süreli immobilizasyonunda (adsorpsiyon ve adsorpsiyonun birleşmesi), kimyasal oksitlenme; atık sularındaki organik maddelerin kuvvetli bir oksidasyon maddesi ile oksidasyonu, kimyasal çökme; giriş akımındaki metalin çözünmeyen katı formuna dönüşerek çökmesi, fotodegradasyon; güneş ışığı etkisiyle organik bileşiğin parçalanması, buharlaşma işleminde ise; bileşiğin kısmi buhar basıncı uygun ise gaz fazına dönüşebilmektedir. Abiyotik prosesler ise aerobik ve aneorobik bozunma, fitodegradasyon, fitovolatilizasyon vb. mekanizmalardan meydana gelmektedir.

Sulak alanın aerobik ve anaerobik bölgelerinde mikroorganizmaların metabolik prosesleri, organik bileşiklerin uzaklaştırılmasında etkin rol oynar. Bitkiler kirleticileri ya besin maddesi olarak kullanır ya da organik bileşiğin biyodegradasyonunu zenginleştirmek için kök bölgesine geçen oksijen sayesinde meydana gelen proseslerle fitodegradasyon olur. İnorganik elementler ise bitki tarafından ya direk alınır ya da sistem içinde birikime uğrar. Kök bölgesinde inorganik bileşiklerin birikimi fitostabilizasyondur. Bitkilerin yapraklarında meydana gelen solunumla uçucu bileşiklerin ortamdaki uzaklaşması fitovolatilizasyon olarak tanımlanır (ITRC, 2003). Şekil 2.4 ve 2.5'te abiotik ve biyotik prosesler özetlenmektedir.



Şekil 2.4. Sulak alanlarda abiyotik prosesler (ITRC 2003).



Şekil 2.5. Sulak alanlarda biyotik prosesler (ITRC, 2003) .

2.4.1. Yapay sulak alanların ekolojisi

Sulak alanlar, dünyadaki ana ekosistem grupları arasında ayrıcalıklı olmalarını sağlayan bazı özelliklere sahiptirler. Büyük miktarda su, biyolojik üretkenliğin çoğu formu için önem taşır. Sulak alanlar, oksijen gibi başlıca kimyasal elementlerin azaldığı dönemleri aşmak için, sahip oldukları önemli miktarlardaki su temininden faydalanmak konusunda gerekli mekanizmalara sahiptir. Bu yüzden sulak alanlar, gezegenimizde biyolojik üretkenliği en yüksek olan ekosistemlerden biridir. Böylelikle, ormanlarda karşılaşılabilecek büyüklükte bitkilere ve diğer ekosistemlerde yaygın olmayan memelileri, kuşları, sürüngenleri, amfibileri (hem karada hem denizde yaşayabilen canlı), balıkları vb. içeren kalabalık bir hayvan grubuna yaşam alanı olurlar (Kadlec ve Wallace 2009).

Yapay sulak alanlardan yüksek arıtma verimi sağlanabilmesi için sistemi oluşturan birimlerin ve bu birimlerin bütünleşmiş ekolojilerinin iyi kavranması gerekir. Sulak alanların ekolojisini ve karakterini; iklim, akış hidrolojisi, proses, bitki türleri ve atık su karakteristikleri (substrat türü ve konsantrasyonu gibi) belirler (USEPA 1999).

2.4.1.1. Bitkiler

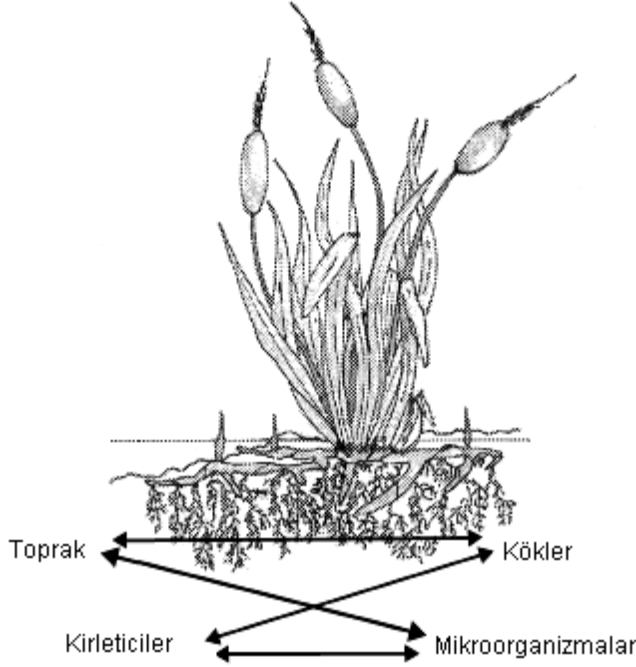
Yapay sulak alanlarda bitki topluluğunun görevi, akımı yönlendirmek ve mikrobiyal büyüme için bir tutunma bölgesi oluşturmaktır. Bitkiler, sızdırmayı azaltmalarının yanında substratların stabilizasyonunu da sağlarlar. Ayrıca, yapay sulak alana estetik bir değer kazandırır. Sulak alanda oluşacak yoğun bir bitki örtüsü, olası rüzgarların sisteme yapabileceği olumsuz etkileri de azaltacaktır. Bitkilerin ölümü sonucu ortaya çıkan artıklardan ortama yayılan organik karbon mikroorganizmalar tarafından besin kaynağı olarak kullanılır (USEPA 2000).

Bitkilerin kök bölgelerinde bulunan mikroorganizmaların organik ve inorganik kirleticileri gidermesinde çözünmüş oksijen önemli bir rol oynar. Bitkiler, kök bölgesindeki oksijen varlığında besinleri alırlar ve mikroorganizmalar da oksijen varlığında (aerobik bozundurma için) organik maddeleri parçalarlar (USEPA 2000).

Sulak alanlara oksijen kazandıran önemli etmenlerden birisi bitkilerdir. Bitkiler fotosentez yoluyla sudaki çözünmüş oksijen konsantrasyonunu artırır. Oksijen, sulak alanlardaki mikroorganizmalar tarafından gerek biyolojik reaksiyonlarda gerekse metabolik reaksiyonlarda kullanılır ve bu yüzden sudaki çözünmüş oksijen konsantrasyonu düşmektedir. Kısaca, oksijen talebi oluşturan maddeler; giriş atık suyundaki organik maddeler, canlı organizmaların depoladığı organik maddeler, sulak alanların yüzeyinde ve tabanında biriken ölü bitkiler, askıda duran perifiton ve plankton ölüleri, girişteki amonyak azotu şeklinde özetlenebilir (Çiftçi ve ark. 2007).

Diğer tüm bitkiler gibi, sulak alan bitkileri de sağlıklı gelişebilmek için çok sayıda makro ve mikro besinlere ihtiyaç duymaktadırlar. Evsel atık sularda bu sınırlayıcı besinlerden yeterli miktarda olmasına rağmen, endüstriyel atık sular ve asit maden drenajı gibi diğer atık su tiplerinde bu besinler çoğunlukla yeterli miktarlarda bulunmazlar. Sulak alan bitkilerinin yaşam döngüsünde azot ve fosfor önemli besinlerdir. Azot ve fosfor, bitkilerin gelişme ve ölüm evrelerinde doğal olarak ortamdan alınıp salınmaktadır. Ölü biyokütlelerden bozunmayan bitki artıkları, fosfor, metaller ve diğer elementler için depo görevi görmektedir. Saz ve kamış gibi yüksek lignin içeren bazı türlerin çoğu ölü biyokütle olarak kalmakta ve kış mevsimi boyunca çok yavaş bozulmaktadır (Kadlec ve Knight 1996).

Yapay sulak alanlarda aktivitenin gerçekleştiği bölge, çoğunlukla kök bölgesidir (rizosfer). Bu bölgede; bitkiler, mikroorganizmalar, toprak ve kirleticilerin etkileşimlerinden dolayı fizikokimyasal ve biyolojik prosesler gerçekleşir (Şekil 2.6) (Çiftçi ve ark. 2007).



Şekil 2.6. Yapay sulak alanlarda bitki kök bölgesinde oluşabilecek etkileşimler (USEPA 2000, Çiftçi ve ark. 2007).

Rizosfer, endorizosfer (kök içi) ve ektorizosfer (kök çevresi) olmak üzere 2 kısımda incelenir. Bitki ve mikroorganizmaların etkileşimlerinin de rizosferde olduğu bilinmektedir. Bitkilerin bünyesindeki maddelerin rizosfere geçişi rizo-birikme olarak adlandırılır. Rizo-birikme ürünleri (organik karbon, ölü hücre materyalleri vs.) rizosferde çok sayıda biyolojik prosesin gerçekleşmesine sebep olur. Ortama yayılan organik karbon bileşiklerinin miktarı, fotosentez sonucu elde edilen net ürünün %10-40'ıdır. Bitki salgılarının kimyasal kompozisyonları çok değişkendir. Bitki dokularında bulunan bileşikler genelde kök yoluyla ortama yayılırlar.

Yapay sulak alanlarda en çok kullanılan bitkiler: saz, başak, diğer sazlar, hasırotu, kamış, büyük su kamışıdır. Tüm sulak alan bitki türlerini atık su arıtımında kullanmak uygun olmayabilir. Kullanılacak bitki türü devamlı su içinde bulunmayı ve yüksek kirlilik konsantrasyonlarına sahip atık sulara devamlı maruz kalmayı tolere edebilecek nitelikte olmalıdır. Atık su arıtımı için bitki türünün seçimi, sık bir bitki örtüsü oluşturmak kadar önemlidir. İyi büyüme sağlayacağına inanılan birçok bitki türü seçilebilir (USEPA 2000, Çiftçi ve ark. 2007). Yapay sulak alanlarda bulunan bitki tipleri ve arıtma prosesindeki işlevleri Çizelge 2.2’de özetlenmiştir.

Atık sulardaki yüksek organik yüklemelerden dolayı yapay sulak alanlar organik madde açısından zengindir. Bu yüzden sazlıkların kullanımı iyi sonuçlar vermektedir. Çünkü, yüksek besin seviyelerini tolere edebilecek yapıdadırlar. Büyük su kamışı ve sazlık bitkileri de, birçok değişik atık suya gösterdikleri yüksek tolerans sayesinde yapay sulak alanlarda sıkça kullanılsalar da her ikisinin de dezavantajları bulunmaktadır. Büyük su kamışı, oldukça yayılmacı karakterde bir bitkidir. Büyük su kamışı bitkisinin birçok böcek tarafından tercih edilmesi durumu da göz önüne alındığında zirai alanlarda büyük su kamışı bitkisinin kullanımı iyi bir tercih değildir. Sazlık bitkileri, çok baskın karakterde olmalarından dolayı yerleştiği bölgede diğer bitkilerin yaşamasına imkan tanımaz (USEPA 2000, Çiftçi ve ark. 2007).

Otsu sulak alan bitkileri, sulak alanların yapısal içerikleri açısından çok önemlidir. Lentiseller (yaprak veya gövdedeki küçük açıklıklar), havanın bitkilere doğru akışına izin verirler. Çeşitli dokular, bitkilerin uzunluğu boyunca gaz dolaşımına sebep olarak bitki köklerine hava sağlarlar. Özel morfolojik gelişme yapıları, köklerin havalandırılmasına yardım eder. Gazların absorpsiyonu ve su kolonundan bitki besinlerini doğrudan alabilen gelişmiş kökler ve ekstra fizyolojik durumlar, anaerobik toprak şartlarında bitkilerin gelişimine yardım ederler. Gelişen otsu bitkilerin esas rolleri, yapay sulak alanlarda sedimentasyon ve flokülasyonu arttırmak ve ideal hidrodinamik koşullarda askıda katıların filtrasyonunu sağlamaktır. Ayrıca, yapay sulak alanlardaki bitkiler kış aylarında, su yüzeyini düşük sıcaklıklardan korur, ısı kaybını azaltır ve rüzgarı engellerler (Çiftçi ve ark. 2007).

Çizelge 2.2. Yapay sulak alanlarda bulunan bitki tipleri ve arıtma prosesindeki fonksiyonları (Çiftçi ve ark. 2007).

Bitki tipleri	Genel karakterleri ve örnekler	Arıtma prosesindeki önemi ve fonksiyonları	Habitat için önemi ve fonksiyonları	Dizayn ve işletme durumları
Serbest yüzen sucullar	Kök ve kök benzeri yapılar, yüzen yapraklardan ayrılır. Su dalgaları ile uzaklaştırılır. <i>Su mercimeği</i>	Ana amacı besinlerin alımı ve alg gelişimini geciktirmek. Yoğun yüzücü topluluklar atmosferden oksijen difüzyonunu sınırlar.	Yoğun yüzücü topluluklar atmosferden oksijen difüzyonunu sınırlar. Su içindeki bitkiler için güneş ışığını bloke eder. Hayvanlar için sığınak, yiyecek sağlar.	Su mercimeği istilacı doğal bir türdür. Spesifik dizayn gerektirmez.
Köklü yüzen sucullar	Su altı yaprakları içerebilir. Yüzücü yapraklarla genellikle dipte köklenir. <i>Nilüfer</i>	Ana amacı, mikrobiyal tutunma için yapı sağlamak ve gün boyunca suya oksijen bırakmaktır. Yoğun yüzücü topluluklar, atmosferden oksijen difüzyonunu sınırlar.	Yoğun yüzücü topluluklar atmosferden oksijen difüzyonunu sınırlar. Su içindeki bitkiler için güneş ışığını bloke eder. Hayvanlar için sığınak, yiyecek sağlar.	Bitki tipine göre su derinliği dizayn edilmelidir.
Su altı sucullar	Genelde tam olarak su altındadır, yüzücü yaprakları içerebilir. Kökleri diptedir. <i>Batak otu</i>	Ana amacı, mikrobiyal tutunma için yapı sağlamak ve gün boyunca suya oksijen bırakmaktır. Yoğun yüzücü topluluklar, atmosferden oksijen difüzyonunu sınırlar.	Hayvanlar için sığınak ve yiyecek sağlar.	Açık su tabakasında tutma zamanı, alg gelişme süresinden daha kısa olmalıdır.
Gelişen sucullar	Otsu kökleri diptedir. Sel ve doygun durumlara karşı toleranslıdır. <i>Su kamışı, saz</i>	Ana amaç arıtılmış flokülasyon ve sedimentasyon sağlamaktır. İkinci amaç alg gelişmesini geciktirmek için gölgelemektir.	Hayvanlar için sığınak ve yiyecek sağlar. Estetik güzellik sağlar.	Su derinliği, seçilen türler için optimum aralıktadır.
Çalılık ve fundalıklar	Odunsu, 6 m'den kısa. <i>Çalılık, çoban püskülü</i>	Arıtma fonksiyonu tanımlanmamıştır.	Hayvanlar için sığınak ve yiyecek sağlar. Estetik güzellik sağlar.	Detaylı bilgi mevcut değildir.
Ağaçlar	Odunsu, 6 m'den uzun. <i>Akça ağaç, söğüt</i>	Arıtma fonksiyonu tanımlanmamıştır.	Hayvanlar için sığınak ve yiyecek sağlar. Estetik güzellik sağlar.	Detaylı bilgi mevcut değildir.

2.4.1.2. Mikroorganizmalar

Yapay sulak alanlarda besinlerin ve organik kirleticilerin bozunması ve mineralizasyonu esasen bitkiler tarafından değil, mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir. Ancak, bitkiler, bitki artıkları ve sedimentler, mikrobiyal aktivitenin yoğunlaşabileceği katı yüzeyleri oluştururlar. Tüm sulak alanlarda ekolojik yaşam, karmaşık enerji dönüşümlerini gerçekleştirebilmek için bakteri ve mikroorganizmalara ihtiyaç duyar. Mikroorganizmalar giriş atık suyundaki organik molekülleri parçalayarak gerekli enerjiyi ve çoğalmalarını sağlarlar. Aerobik sistemlerde organik karbonun tam mineralizasyonu sonucu karbondioksit ve su temel ürünler olarak oluşur (USEPA 2000).

Alt akımlı sistemlerde aerobik biyolojik prosesler ağırlıklı olarak köklerin etrafında ya da kök yüzeyinde meydana gelmektedir. Oksijen yokluğunun hakim olduğu durumlarda sülfat indirgenmesi, denitrifikasyon ve metan oluşumu gibi anaerobik reaksiyonlar gerçekleşmektedir. Bugüne kadar yapılan sulak alan çalışmalarında azot transformasyonu önemli yer tutmuştur. Mikrobiyal aktivite, azotun yararlı ve değişik formlarına dönüşümlerinde özellikle önemlidir.

Azotun değişik formları da bitkiler tarafından metabolizmalarında kullanılmak üzere sudan ya da topraktan alınır. Oksijenli ortamda azot ya ortama salınır ya da tüketilir. Azot gideriminin ana mekanizması aerobik şartlarda nitrifikasyon (amonyak azotundan nitrit ve müteakiben nitrat oluşumu) ve anoksik şartlarda denitrifikasyondur (nitratın azot gazına indirgenmesi). Ancak azot bitki biyokütlesine bağlı formda ise bu mekanizmalar önemini büyük ölçüde yitirirler. Azot gazı, belirli mikroorganizmalar (azot bağlayıcı enzimi içeren) tarafından organik azota dönüştürülebilmektedir (azot fiksasyonu). Bu işlem, bakteriler ve mavi-yeşil algler tarafından anaerobik veya aerobik şartlarda meydana getirilmektedir. Azot fiksasyonu, sediment tabakasında, serbest su yüzeyli sulak alanların yüzeyinde, bitkilerin gövde ve yapraklarının yüzeyinde meydana gelmektedir (USEPA 2000).

Yapay sulak alanlarda ve özellikle alt-yatay akışlı sistemlerde sülfür metabolizması daha az gerçekleşmektedir. Bitkilerin bünyelerine fosfor almaları da mikrobiyal aktiviteye bağlı bir durumdur. Fosfor, çözünmeyen formlardan bitkilerin alımı için uygun olan çözünebilir formlara dönüşmektedir (USEPA 2000).

Tüm sulak ortamlarda bulunan algler, serbest su yüzeyli sistemlerin kaçınılmaz bir parçası olmuşlardır. Algler belirli arıtma sistemlerinde (örneğin lagünler) önemli bir bileşen iken serbest su yüzeyli sulak alan sistemlerinde de arıtma performansına önemli etkiler yaparlar. Batık bitki örtüsünün bulunduğu açık alanlardaki algler, güneş ışığını ve havalanmayı bloke eden canlı bir örtü tabakası oluşturup, su kütlesine ışığın ve oksijenin nüfuz etmesini engellerler. Bu da suda düşük çözünmüş oksijen seviyelerinin oluşmasına sebep olur. Alglerin sulak alanlardaki varlığı tasarım aşamasından önce göz önünde bulundurulmalıdır.

Yapay sulak alan sistemlerinde, askıda katı maddelerin temel kaynağı mavi-yeşil alg hücreleridir. Boyutları 1-100 µm aralığındadır. Hareketli algler, yapay sulak alan atık su sistemlerinde tipik olarak çok baskın değildir. Alg hücreleri besin içermeyen ve ışıksız ortamlarda ölmekte, yüzebilirlik özelliklerini kaybetmekte ve çökelmektedirler. Çökelme hızları, türlere ve fizyolojik durumlara bağlı olarak 0.1-1.0 m/s arasında değişebilir. Bu hücrelerin çoğu sedimentasyon ile uzaklaştırılabilir. Sulak alandaki hücrelerin flokülasyonu da mümkün olabilir. Partikül boyut teorisi (maddenin tanecikli yapısı), kolloidal parçacıkların serbest su yüzeyli sulak alan sistemlerinde çökebileceğini göstermektedir (USEPA 2000).

2.5. Yapay Sulak Alanların Atık su Arıtımında Kullanımı

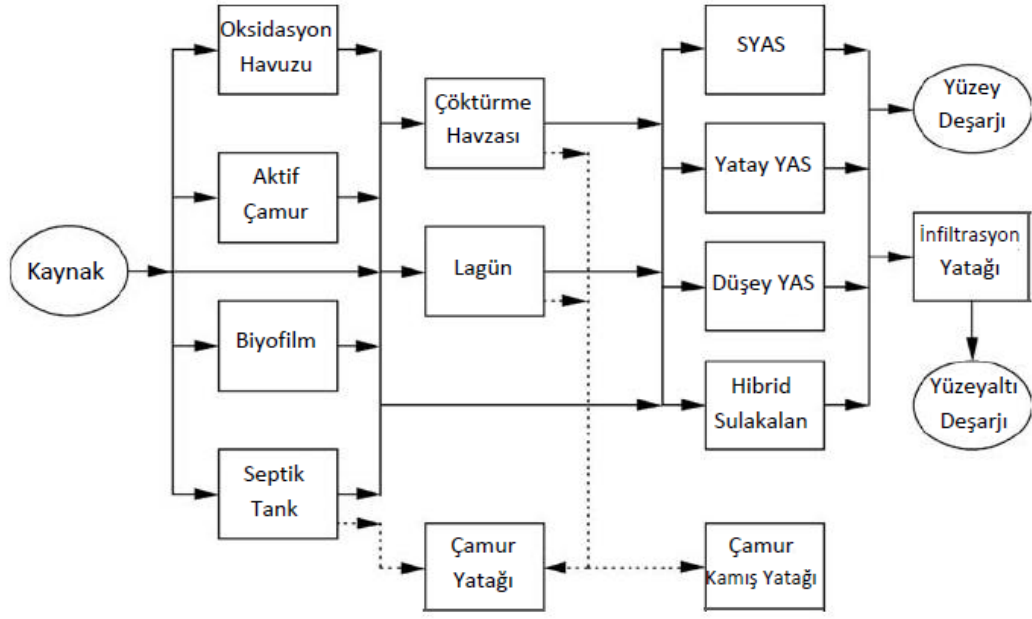
2.5.1. Arıtma sistemleri olarak yapay sulak alanlar

Sulak alanlara tarihsel olarak bakıldığında, genelde atık su deşarj alanları olarak kullanıldıkları görülür. Birçok durumda, bu kullanımın arkasında yatan gerçek sebep, atık suların arıtılmasından ziyade direkt boşaltımı olmuştur. Atık su arıtma teknolojisinde bir sonraki adım, konvansiyonel sistemlerdir ve giderek artan sayıları sebebiyle işletilmeleri, enerji maliyetleri ve yetişmiş eleman ihtiyacı zaman zaman sorun haline gelmektedir. Bu nedenle, daha düşük işletme-bakım ve inşaat masrafları sebebiyle sulak alan projeleri hızlandırılmaya başlanmıştır (USEPA 1999, Sivrioğlu 2010).

Temelde, evsel çamurları arıtmak için, geleneksel atık su arıtma tesislerinde ve sulak alan sistemlerinde aynı fiziksel/kimyasal/biyolojik süreçler kullanılmaktadır. Farklılıklar, ağırlıklı olarak yer ve zaman konularında meydana gelmektedir: sulak alanlar önemli ölçüde daha fazla yer ve zaman gerektirmektedir.

Sulak alanlar, çoğu ekosistemden daha yüksek biyolojik aktiviteye sahip olduğu için, atık sularda bulunan yaygın kirleticilerin çoğunu, daha sonra biyolojik üretkenlik için kullanılacak zararsız yan ürünlere veya temel besinlere dönüştürebilirler. Bu dönüşümler, sulak alanın doğasında bulunan ve güneş, rüzgâr, toprak ve hayvanlardan kaynaklanan çevresel enerjisi vasıtasıyla gerçekleşir. Bu kirletici dönüşümlerinden, göreceli olarak düşük maliyetli hafriyat, boru tesisatı ve birkaç donanım ile faydalanılabilir. Sulak alanlar, işletim ve bakım maliyeti en düşük olan arıtma sistemlerindedir. Bir sulak alanda çalışır halde bulunan doğal çevresel enerjiler sayesinde, arıtma hedeflerini karşılamak için gerekli fosil yakıt enerjisi ve kimyasallar tipik olarak çok düşük miktarlardadır.

Sulak alanlar genellikle; septik tanklar, lagünler ve mekanik arıtma tesisleri gibi diğer arıtma yapıları ile birleştirilerek kullanılır (Şekil 2.7) (Kadlec ve Wallace 2009).



Şekil. 2.7. Arıtma hatları için sulak alanları içeren seçenekler (Kadlec ve Wallace 2009).

2.5.2. Arıtımda kullanılan sulak alan tipleri

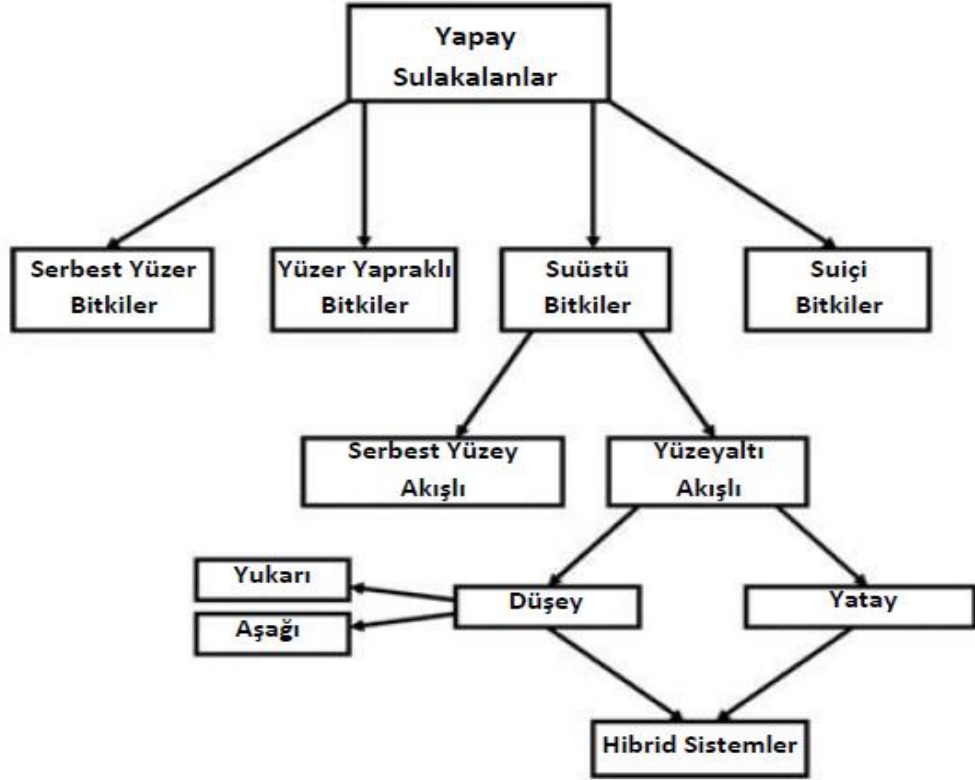
Temel sınıflandırma, büyüyen makrofit (büyük su bitkisi) tipine göredir; daha sonraki sınıflandırma genellikle suyun akış rejimini esas alır (Şekil 2.8).

Kullanılan makrofit tipine göre;

- ✓ Yüzen makrofit bazlı sistem
- ✓ Batık makrofit bazlı sistem
- ✓ Köklü makrofit bazlı sistem

Suyun akış rejimine göre;

- ✓ Serbest su yüzeyli sistemler
- ✓ Yatay akışlı sistemler
- ✓ Dikey akışlı sistemler
- ✓ Hibrid sistemler (üçünün kombinasyonu) (Zaimoğlu ve Bozkurt 2010).

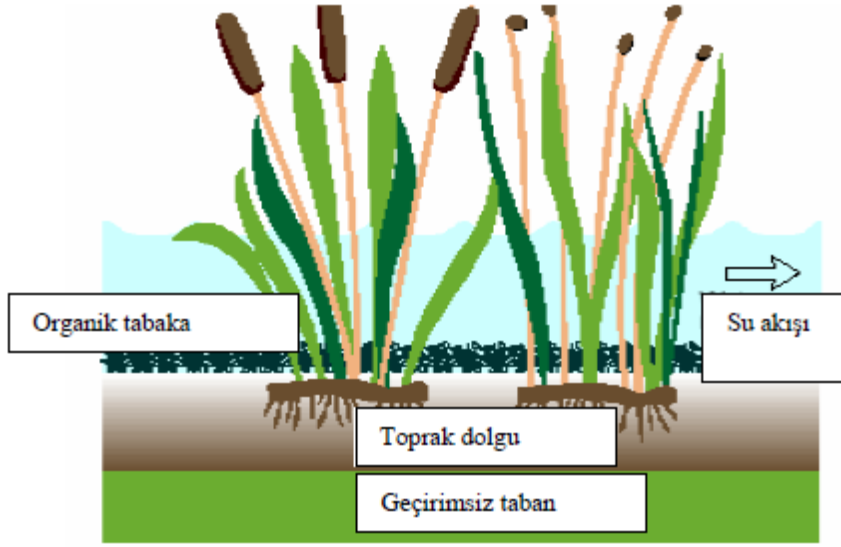


Şekil 2.8. Yapay sulak alanların sınıflandırılması (Zaimoğlu ve Bozkurt 2010).

Yapay sulak alanlar, yüzey akışlı sulak alanlar, yüzey altı akışlı sulak alanlar ve hibrid sistem olarak inşa edilebilirler.

2.5.2.1. Yüzey akışlı sistemler

Yüzey akışlı sistemler, su yüzeyinin atmosfere maruz kaldığı sistemlerdir. Birçok doğal sulak alan serbest yüzey akışlı sistemler olup, bataklıklar örnek olarak verilebilir. Yapılan incelemeler, sulak alan sistemlerinde su kalitesinin arttığını göstermiş ve atık su arıtımı için yapay sulak alanların yapımına ışık tutmuştur. Serbest yüzey akışlı sistemlerde, su bitki ekili toprak yüzeyi üzerinden giriş ve çıkış noktası arasında akmaktadır (USEPA 2000). Bu sistemin bir kesiti şekil 2.9’da görülmektedir.



Şekil 2.9. Serbest yüzey akışlı sistemler (Merz 2000).

Yüzey akışlı yapay sulak alanlar sığ bir taban, toprak yada farklı bir ortama desteklenmiş bitki kökleri ve suyun belli bir sıklıkta kalmasını sağlayan su kontrol sisteminden meydana gelir. Su yüzeyi dolgu malzemesinin üzerindedir. Yüzey akışlı sistemler doğal bataklıklara benzerler ve doğal yaşama ortam sağladıkları gibi arıtma yapabilme özelliğine sahiptir. Bu tip sulak alanlarda yüzeye yakın bölgeler aerobik, sığ su ve dolgu malzemesi bölgesi anaerobiktir (Ayaz 1998).

Bu sistemlerde en fazla kullanılan sulak alan bitkileri *Typha* spp., *Scirpus* spp., *Phragmites* spp.'dir. Bu sistemlerde bitkiler, bir yada iki tür polikültür olarak sistemde bulunabilmektedir. Bu sulak alanların avantajı; yatırım ve işletme maliyetinin düşük olması, dezavantajı ise kurulabilmesi için geniş alanlar gerektirmesidir (Yalçuk 2007).

Atık su, sulak alan boyunca akarken; sedimentasyon, filtrasyon, oksidasyon, indirgenme, adsorpsiyon ve çökme ile arıtılır. Serbest yüzey akış sistemleri doğal sulak alanları çok iyi taklit ettiği için; böcekler, yumuşakçalar, balıklar, amfibiler (hem karada hem denizde yaşayabilen canlı), sürüngenler, kuşlar ve memeliler gibi geniş çeşitlilikte bir vahşi yaşam için çekici bölgeler olmaları şaşırtıcı değildir. İnsanların patojenlere maruz kalma olasılığı nedeniyle bu sistemler ikincil arıtma için nadiren kullanılır. Serbest yüzey akışlı sistemlerin en yaygın kullanımını ikincil ya da üçüncül

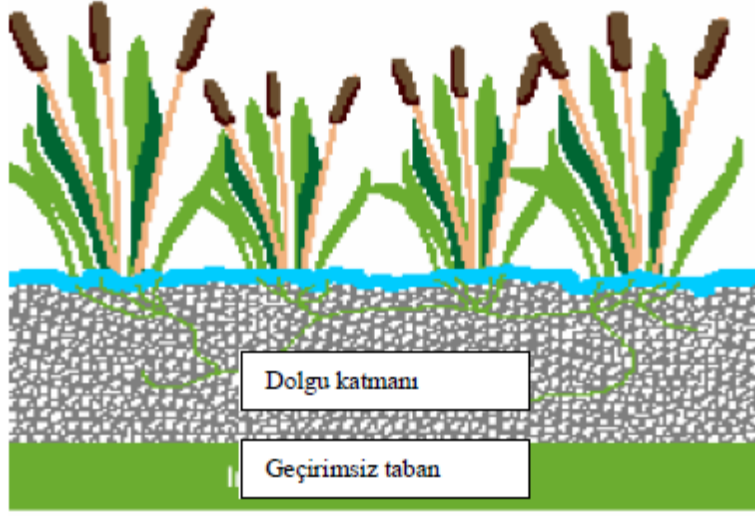
arıtma süreçlerinden çıkan suyun ileri arıtmaya tabi tutulmasıdır (Kadlec ve Knight 1996, Sivrioğlu 2010).

Canlı bitkilerin su içindeki kısmı, daha önceki bitkilerden biriken artıklar ve dik duran ölü bitkiler, sistemde biyolojik arıtma yapan mikroorganizmalar için substrat sağlarlar. Oksijen, su yüzeyinde ve canlı yüzeylerde, aerobik aktivitelere imkân verecek şekilde mevcuttur. Ancak, sulak alandaki aktivitelerin büyük kısmı anaerobiktir. Serbest yüzey akışlı sistemlerdeki giriş suyunun düşük hızlı ve laminar akışlı olması; biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) bileşenleri, fiksasyona uğramış toplam azot (TN) ve toplam fosfor (TP), metallerin iz seviyeleri ve karmaşık organikleri içeren toplam askıda katı maddenin (TAKM) çok verimli bir şekilde giderilmesini sağlar. Çözünmezler, ya oksitlenirler ya da indirgenerek çözünebilir formda BOİ, TN ve TP açığa çıkarılırlar ki bunlar da ya toprak/sedimentler tarafından adsorbe edilirler ya da sulak alandaki mikrobiyal/bitkisel popülasyonlar tarafından giderilirler (USEPA 2000).

Bu sistemler kentsel, tarımsal ve endüstriyel suları arıtmak için neredeyse tek seçenektir. Bunun sebebi, darbeli akışların ve değişken su seviyelerinin üstesinden gelebilmeleridir. Maden sularının arıtılmasında, yeraltı sularının ıslahında ve kirletici sızıntıların arıtılmasında sıklıkla tercih edilirler. Arıtma bataklıklarının maliyeti düşük değildir, ancak genellikle, alternatif teknolojiler karşısında yatırım maliyeti konusunda rekabetçidir. İşletme maliyetleri tipik olarak, alternatif seçeneklere göre oldukça düşüktür (Lehr ve ark. 2005).

2.5.2.2. Yüzey altı akışlı sistemler

Bu sistemlerde su, yüzey dolgu malzemesinin altından akar. Yüzey altı akışlı sistemlerin avantajları; soğuk iklim koşullarına dayanıklıdır, böcek ve koku problemi minimize edilmiştir. Gözenekli dolgu malzemesi yüzey alanının büyümesine yardımcı olurken, yüzey akışlı sisteme göre daha hızlı ve etkin arıtım performansına sahiptir. İşletme maliyeti yüzey akışlı sistemlere göre daha yüksektir, tıkanma ve istenmeyen yüzey akışları meydana gelebilmektedir. Bir diğer avantajı da; yüzey altı akışlı sistemler mikrobiyal kolonileşmeye uygun geniş yüzey alanına sahip olmasından dolayı, serbest akışlı sistemlere göre daha fazla arıtma verimine sahiptir. Bu sistemlerin bir kesiti Şekil 2.10'da görülmektedir (Ayaz 1998).



Şekil 2.10. Yüzey altı akışlı sulak alan sistemi (Merz 2000).

Bu sulak alanların tabanı çakıltaşı veya kırma taşlardan oluşur. Yüzey altı akışlı sistemlerde kullanılan bitkiler bu sistem içinde uygundur.

Suyun akışına bağlı olarak yatay ve dikey akışlı olarak işletilebilmektedir. Yatay ve dikey akış sistemlerini birbirlerinden ayıran en önemli özellik; yatay akış sistemlerinin tek katmandan, dikey akış sistemlerinin ise birden fazla dolgu malzemesi katmanından oluşmasıdır. Bir yüzey altı akışlı sistem; bitkilerin büyümesini temin eden çakıl taşı ve kumlu bir ortam ile borulama sistemi ve havuzlardan ibarettir. Yüzey altı akışlı sulak alanlardaki başlıca projelendirme kriterleri; bekleme süresi, giriş BOİ₅ konsantrasyonu ve havuz derinliğidir (USEPA 2000).

Kullanım açısından yatay ve dikey akışlı sulak alanlar bazı avantaj ve dezavantajlara sahiptir:

Dikey akış sistemlerinin avantajları;

- ✓ Kullanım alanının küçük olması,
- ✓ İyi oksijen iletimine sahip olduğundan nitrifikasyonun gerçekleşmesi,
- ✓ Hidroliğin kolay olması,
- ✓ Arıtım performansının yüksek olmasıdır.

Dezavantajları ise;

- ✓ Akış yönü mesafesi kısa olması,
- ✓ Denitrifikasyonun gerçekleşmesinin düşük olması,
- ✓ Teknik açıdan maliyeti daha yüksek olması ve
- ✓ Özellikle fosfor gideriminde artım verimi düşüktür.

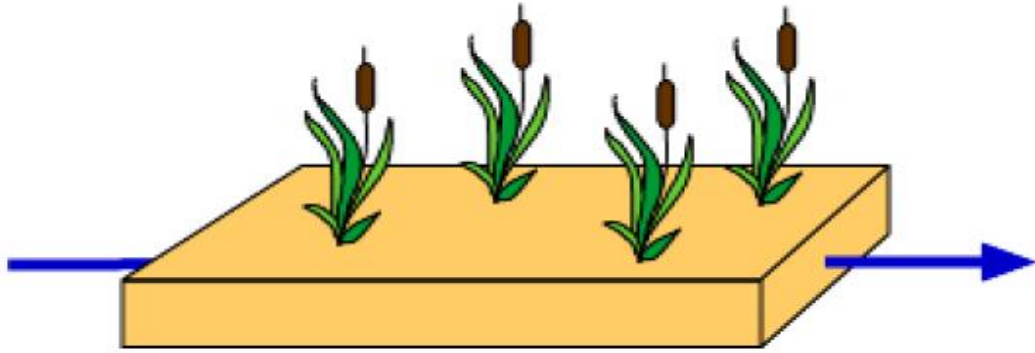
Yatay akış sistemlerinin avantajları;

- ✓ Alıkonulma süresi uzun olduğundan besin maddelerinin giderimi daha kolay olurken, nitrifikasyon ve denitrifikasyonda gerçekleşebilmektedir,
- ✓ N ve P uzaklaştırılmasında humik asit oluşur,
- ✓ Yaşam döngüsü uzundur.

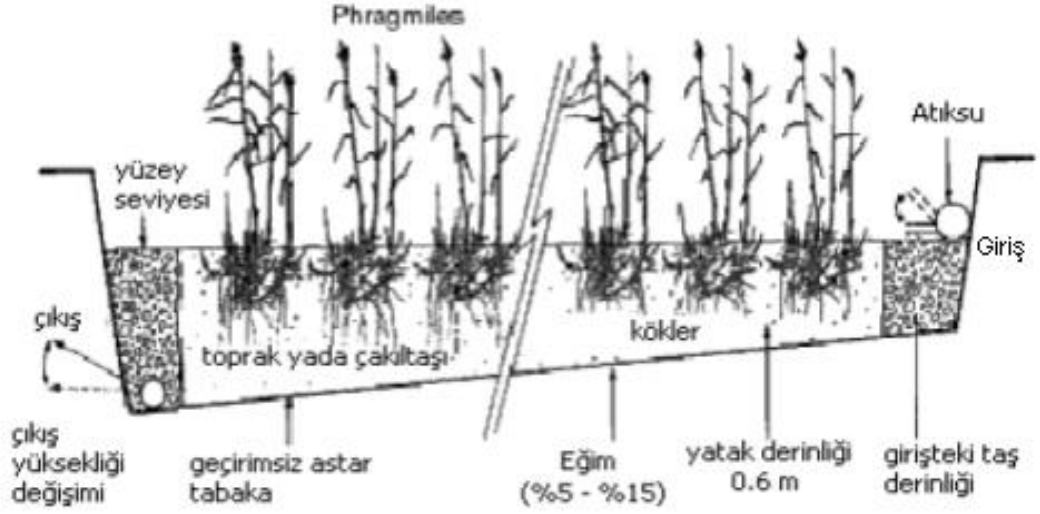
Dezavantajları ise,

- ✓ Alan ihtiyacının büyük olması,
- ✓ Oksijen gereksinimi açısından hidroliğin iyi belirlenmesi gerekmektedir,
- ✓ Eşit atık su dağılımının sağlanmasıdır (Ayaz 1998).

Yatay akışlı yapay sulak alanlarda atık su yatay olarak sistemden akar ve yüzey ile teması yoktur. Suyun yatayda infiltrasyonu sırasında biyolojik ve fizikokimyasal metotlar ile atık suyun arıtımı sağlanmış olur. Şekil 2.11'de yatay akışlı sulak alan sisteminin akış yönü ve örnek kesiti gösterilmektedir.



(a)



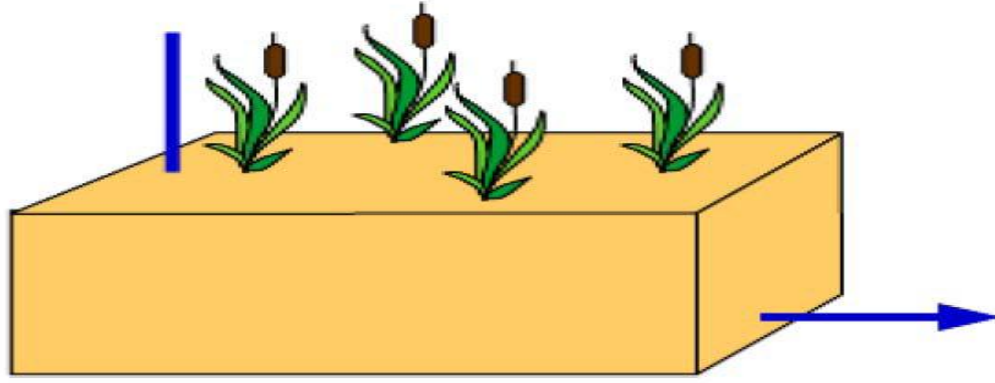
(b)

Şekil 2.11. Yatay akışlı sulak alan sistemi (a) akış yönü ve b) kesiti).

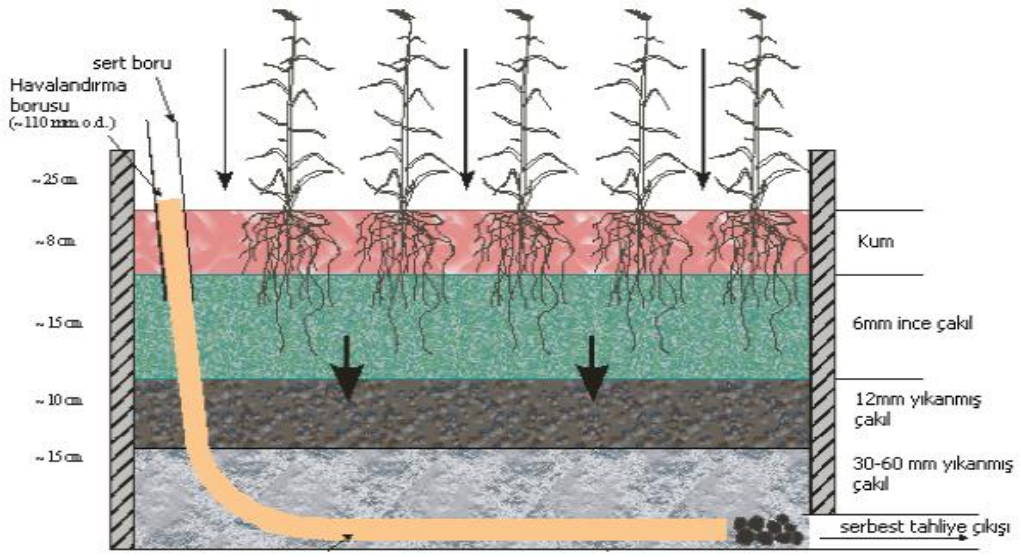
(www.fujitaresearch.com/reports/wetlands.html)

Düşey akışlı sulak alanlarda atık su, yatağın üst kısmına eşit oranda uygulanır ve çıkış suyu, yatağın uzun eksenine paralel bir şekilde, delikli borularla aşağı kısımda çekilir. Böyle bir sistem tipik olarak iki kademedен oluşur: seri halde bulunan düşey akışlı hücreler ve bunları takip eden bir veya birden çok yatay akışlı parlatma hücresi. Düşey akış hücrelerinin her kademesi, paralel birkaç tekil sulak alan hücresinden meydana gelir. Bunun sebebi, atık suyun alternatifli olarak ara ara uygulanmasıdır (Zaimoğlu ve Bozkurt 2010).

Bu fikrin temel avantajı, periyodik dinlendirme ve kuruma periyodu sırasında aerobik koşulların yenilenmesidir. Bu, BOİ ve amonyak azotunun, sürekli doygun ve genel olarak anaerobik koşulda olan yatay akışlı (YAS) yatağında elde edilebilecek değerlerden daha yüksek hızlarda giderimine izin verir. Sonuç olarak, düşey akışlı sistemler, karşılaştırmaya uygun ve aynı performans seviyeleri için tasarlanmış bir YAS sistemine göre bir miktar daha küçük alan gerektirebilir (Zaimoğlu ve Bozkurt 2010).



(a)



(b)

Şekil 2.12. Dikey akışlı sulak alan sistemi (a) akış yönü b) kesiti)

(www.fujitaresearch.com/reports/wetlands.html).

Yatay YAS sistemlerinin, sınırlı oksijen taşınımı nedeniyle, amonyak oksidasyonu yeteneği sınırlıdır. Düşey YAS sistemleri Avrupa'da, daha yüksek seviyede oksijen taşınımı ve böylece nitrifikasyona uğramış bir çıkış suyu elde etmek için geliştirilmiştir.

Düşey YAS sistemlerinin amonyağı oksitleme yeteneğı, bu sistemlerin, kentsel veya evsel atık sudan daha yüksek amonyak içeren uygulamalarda kullanılmasına sebep olmuştur. Atık gömme uygulamalarındaki kirletici sızıntı ve gıda işleme atık suları, litre başına yüzlerce miligram amonyak seviyelerine sahip olabilirler ve bu durumlarda indirgeme yapmanın anahtarı nitrifikasyon yeteneğidir. Bu nedenle, düşey YAS sistemleri bu tip atıkların arıtma süreçlerinin birer parçası olmuşlardır (Zaimoğlu ve Bozkurt 2010).

2.5.2.3. Hibrit sistemler

Tek aşamalı sistemler giderim proseslerinin tümünün aynı yerde meydana gelmesini gerektirir. Hibrit ya da çok aşamalı sistemlerde farklı reaksiyon tipleri için farklı hücreler tasarlanmıştır. Maden drenajının etkin sulak alan arıtımı aerobik ve anaerobik arıtımı artırmak için bir dizi farklı sulak alan hücrelerini gerektirebilmektedir.

2.6. Arıtma Prosesi

Biyokimyasal çevrimler sulak alan içerisindeki biyolojik olarak indirgenebilir organik maddelerin kompozisyonunu ve konsantrasyonunu değiştirebilen önemli mekanizmalardır. Bu çevrimler, mineralizasyon, gazifikasyon veya organik maddenin yeni biyokütleyle dönüşümüyle giderimleri sağlayabilmektedir. Atık sudaki organik madde, enerji kaynağı ve biyokütle sentezi için hammadde olarak kullanılır. Bu bağlamda gerçekleşen reaksiyonlar, molekülleri organizmaların kullanımına, enerji üretimine veya hücre yapıtaşları sentezinde kullanmaya hazır hale getirir (Vymazal ve ark. 1998)

Çizelge 2.3. Sulak alanlarda gerçekleşen giderim mekanizmaları (Vymazal ve ark. 1998).

Parametre	Giderim Mekanizması
AKM	Çökelme, Süzülme
BOİ	Biyolojik ayrışma, Çökelme
Azot	Amonyaklaşma, Nitrifikasyon / Denitrifikasyon, Bitkilerin kullanımı
Fosfor	Çökelme ve adsorbsiyon, Bitkilerin kullanımı
Patojen	Çökelme, Ölüm, U.V. Radyasyonu, Bitki köklerinden antibiyotik salgısı

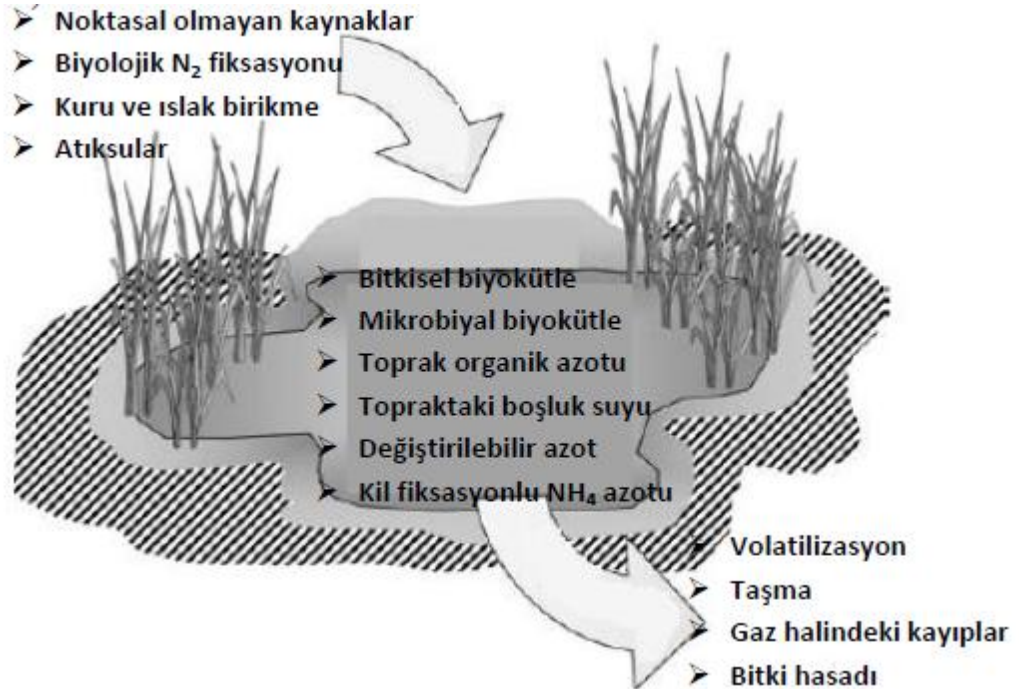
Çizelge 2.3'te sulak alanlarda gerçekleşen giderim mekanizmaları gösterilmektedir. Yapay sulak alanların temel fonksiyonları, büyük ölçüde bileşenlerinden biri olan mikroorganizmalar ve onların metabolizmaları ile gerçekleştirilir. Mikroorganizmaların sulak alanlardaki aktiviteleri; büyük miktardaki organik ve inorganik maddenin aktif olmayan veya çözülemeyen maddelerle değişimini sağlamak, sulak alan zemininin redüksiyon/oksidasyon (redoks) koşullarını değiştirmek ve besin maddelerinin yeniden kullanımını sağlamaktır.

Sulak alanlar esas olarak birer arıtım yapıları iseler de; buldukları yerlerin estetiğini ve görünümünü de iyileştirmek suretiyle somut olmayan birçok yarara da sahip bulunmaktadır. Görüntü olarak sulak alanlar son derece zengin çevrelerdir. Su faktörünün görüntü olgusuna eklenmesi durumunda yapay sulak alanlar en az doğal sulak alanlar kadar çevreye çok yönlü farklılık sağlarlar. Bitkilerin biçimlerinin, büyüklüklerinin, renklerinin ve oluşturdukları kombinasyonlarının çeşitliliği, ayrıca alanın şeklinin de farklılığı gibi unsurlar sulak alanları estetik birer yapı haline getirmektedir. Yapay sulak alanlar, keskin çizgilerden kaçınılarak ve doğal eş yükselti eğrilerine uyularak inşa edildiklerinde, ilk bakışta doğal sulak alanlardan ayırt edilemezler (Demirörs 2006).

2.6.1. Azot giderimi

Azot, sahip olduğu değerlilikleri (+5'ten -3'e) kapsayan birçok biyotik/abiyotik dönüşümle karmaşık bir biyojeokimyasal döngüye sahiptir. Bileşikler, tüm biyolojik yaşam için gerekli olan çeşitli inorganik ve organik azot formlarını kapsar. Azotun sulak alanlardaki en önemli inorganik formları; amonyum (NH_4^+), nitrit (NO_2^-) ve nitrattır (NO_3^-). Gaz halindeki azot; diazot (N_2), nitroz oksit (N_2O), nitrik oksit (NO_2 ve N_2O_4) ve amonyak (NH_3) olarak bulunabilir (Reddy ve Delaune 2008).

Şekil 2.13'te sulak alanlarda temel azot girdi ve çıktıları verilmektedir. Sulak alanlara azot girişi, biyolojik N_2 fiksasyonu ve dış kaynaklardan gelen noktasal/noktasal olmayan yüklemeler ile olur. Bunlara; atmosferik azot birikimi, tarımsal ve kentsel akışlar, çeltik üretimi için gübre uygulaması, nutrient ve gübre taşıyan sağanak akıntı ve sulak alanlardaki gibi nutrientçe zengin su örnek olarak verilebilir. Ölçülebilir miktarlarda azot, ayrıca, atmosferdeki çökeltme ve parçacık madde (azot içeren organik toz veya volatilizasyona uğramış amonyağın adsorpsiyonu) ile de gelebilir. Yağış ile gelen tipik toplam azot konsantrasyonu 0,5-2 mg/l'dir (Zaimoğlu ve Bozkurt 2010).



Şekil 2.13. Sulak alanlarda temel azot girdi ve çıktıları (Reddy ve Delaune 2008)

Sulak alanlardaki azot reaksiyonları inorganik azotun nitrifikasyon ve denitrifikasyonu, amonifikasyon, bitkisel ve mikrobiyolojik alım şeklinde gerçekleşir. Aerobik sulak alan sistemlerinde organik azotun amonifikasyonu sonucu oluşan azot, nitrifikasyon işleminden geçer ve toplam azot denitrifikasyon sonucu giderilebilir. Amonifikasyon için en uygun sıcaklık aralığı 40–60°C, pH aralığı ise 6,5–8,5 olarak bilinmektedir (Zaimoğlu ve Bozkurt 2010).

Sulak alanlardaki temel azot dönüşümleri Çizelge 2.4'te verilmiştir. Azotun çeşitli formları sürekli olarak, inorganikten organik bileşiklere ve organikten tekrar inorganik bileşiklere kimyasal dönüşümlerde bulunurlar. Bu süreçlerin bazıları, devam etmek için enerjiye ihtiyaç duyar (genellikle organik bir karbon kaynağından), ve diğerleri enerji açığa çıkarırlar ki bunlar organizmalar tarafından büyümek ve yaşamda kalmak için kullanılır.

Çizelge 2.4. Yapay sulak alanlarda azot giderim mekanizmaları (Vymazal 2007, Sivrioğlu 2010).

Süreç	Dönüşüm
Volatilizasyon	amonyak N (sulu) → amonyak N (gaz)
Amonifikasyon	organik N → amonyak N
Nitrifikasyon	amonyak N → nitrit N → nitrat N
Nitrat amonifikasyonu	nitrat N → amonyak N
Denitrifikasyon	nitrat N → nitrit N → gaz N ₂ , N ₂ O
N ₂ fiksasyonu	gaz N ₂ → amonyak N
Bitkisel/mikrobiyal alım (özümleme)	amonyak, nitrit, nitrat N → organik N
Amonyak adsorpsiyonu	-
Organik azot gömme	-
ANAMMOX (Anaerobik Amonyum Oksidasyonu)	amonyum N → gaz N ₂

Yapay sulak alanlarda, atık sulardaki toplam azot; nitrifikasyon, denitrifikasyon, zeminde depo edilme, uçuculaşma, bitkilerle alım mekanizmaları ile giderilir. Yapay sulak alanlarda atık sular sulak alan yatağından süzülürken nitrifikasyon olayı gerçekleşir. Toplam azot gideriminde sıcaklık önemli bir faktördür. Azot giderimi hidrolük yükleme oranı, azot/karbon oranı, kısa bekletme süresi gibi faktörlerden büyük bir şekilde etkilendiğinden dolayı giderim miktarları farklılık gösterebilir (Sivrioğlu 2010).

Atık sudan nihai olarak azot gideren mekanizmalar sadece; amonyak volatilizasyonu, denitrifikasyon, bitkisel alım (biyokütle hasadı), amonyak adsorpsiyonu, ANAMMOX ve organik azot gömmedir. Diğer süreçler (amonifikasyon, nitrifikasyon vb.) sadece, azotu diğer azot formlarına dönüştürür, ancak, atık sudan azot gidermezler.

Amonifikasyon, atık sudan azot gidermez; diğer süreçlerin (nitrifikasyon, volatilizasyon, “adsorpsiyon, bitkisel alım vb.) kullanacağı şekilde, organik azotu amonyağa dönüştürür. Ayrıca, sulak alan bitkilerinin çürümesi sırasında da meydana gelir ve hem aerobik hem de anaerobik koşullarda devam eder. Bu nedenle, amonifikasyon tüm yapay sulak alan tiplerinde olur (Vymazal 2007).

Nitrifikasyon da amonifikasyon gibi, atık sudan azot gidermez. Ancak, denitrifikasyonla eşleşmiş nitrifikasyon, birçok sulak alanda gerçekleşen temel bir azot giderim sürecidir. Nitrifikasyon, oksijenin yüksek konsantrasyonlarda var olduğu durumlarda meydana gelir. Bunun sebebi, aerobik nitrifikasyon bakterilerinin büyümesi ve artması için oksijen desteğine ihtiyaç duymalarıdır. Nitrifikasyon tüm YS tiplerinde gerçekleşir, ancak, bu sürecin boyutu oksijen durumuna bağlıdır. Nitrifikasyon, pek çok yapay sulak alan tipinde, azot giderimi için sınırlayıcı bir süreçtir. Bunun sebebi, amonyağın çamurda ve diğer birçok atık suda baskın azot türü olmasıdır.

Denitrifikasyon, temel bir azot giderim mekanizması olarak düşünülür. Ancak, atık sudaki nitrat konsantrasyonları genellikle (tarımsal ve bazı endüstriyel atık sular hariç) çok düşüktür. Böylelikle, denitrifikasyonun nitrifikasyonla eşleşme şartı ortaya çıkar. Birçok sulak alanda, nitrifikasyon ve denitrifikasyon için gerekli oksijen miktarının farklı olması, azot gideriminin daha yüksek olmasını engeller (Vymazal 2007).

Gaz azotun fiksasyonu, belirli çevre koşulları altında, sulak alandaki azot döngüsüne önemli oranda katkıda bulunabilir. Azot fiksasyonu yapan organizmaların çürümesinden sonra, organik bileşiklere dönüşen azot suya geçer. Bu süreç, yapay sulak alanlarda azot gideriminin değerlendirilmesinde ihmal edilir ve bu konuda mevcut veri yoktur.

Bitkisel alım, serbest yüzer makrofitlerden oluşan yapay sulak alanlarda en temel giderim mekanizmasıdır. Su üstü bitkilerin, özellikle kentsel ve evsel çamur arıtma amaçlı yapay sulak alanlarda, giderim potansiyeli çok düşüktür. Ancak, mevsimsel değişikliklerin minimum olduğu ve birden çok hasadın yapılabildiği tropikal bölgelerde, özellikle düşük yüklemeli sistemlerde, su üstü bitkilerin hasadı, önemli bir giderim yolu olabilir (Vymazal 2007).

Amonyum adsorpsiyonu, substrat ve atık suyun verimli bir şekilde temas ettiği yüzey altı akışlı sitemlerle sınırlıdır. Ek olarak, yapay sulak alanlarda kullanılan substratlar yeteri kadar emme bölgesi sağlamaz. Amonyak emmede en etkili olan killi topraklardır ve halihazırda yapay sulak alanlar için çok kullanılmazlar.

Organik azot gömme, su üstü bitkilere ve serbest su yüzeyine sahip yapay sulak alanlarla sınırlıdır. Bunlarda torf/artık tabakası, nutrientlerin giderilmesinde önemli rol oynar (Vymazal 2007).

2.6.2. Fosfor giderimi

Bir sulak alan su sütununa giren fosfor tipik olarak hem organik hem de inorganik formda bulunur. Sulak alanlarda her bir formun birbirine oranı; toprağa, bitkilere ve drenaj havzasının arazi kullanım karakteristiklerine bağlıdır. Mevcut analitik metodolojilerle fosfor formlarını tam olarak türlere ayırmak zordur. Fosforun sulak alanlardaki taşınım ve dönüşümlerini takip etmek için, bu sistemlere giren fosfor formlarını şu şekilde sınıflandırmak uygun olacaktır:

- çözünmüş inorganik fosfor (DIP)
- çözünmüş organik fosfor (DOP)
- çözünmeyen inorganik fosfor (PIP)
- çözünmeyen organik fosfor (POP)

Çözünmez (POP) ve çözünebilir (DOP) organik fraksiyonlar da dayanıksız ve refrakter bileşenler olarak ikiye ayrılabilir. DIP, biyolojik şekilde kullanılabilir olarak değerlendirilir. Ancak, çözünebilir organik (DOP) ve çözünmez (POP) formlar, genelde, biyolojik olarak kullanılabilir olarak değerlendirilmek için inorganik formlara dönüştürülmelidir (Reddy ve Delaune 2008).

Sulak alanlar, fosforun tüm formlarının ara dönüşümleri için uygun bir ortam sağlar. Çözünebilir reaktif fosfor, bitkiler tarafından alınarak dokularda kullanılır veya toprak ve sedimentler tarafından emilir. Organik yapısal fosfor, organik matris oksidasyona uğrarsa, çözünebilir fosfor olarak açığa çıkarılabilir. Bazı koşullar altında, çözünmez çökelti oluşur; fakat koşulların değişmesiyle tekrar çözünebilirler. Sulak alanlardaki fosfor dönüşümleri şu şekilde sayılabilir:

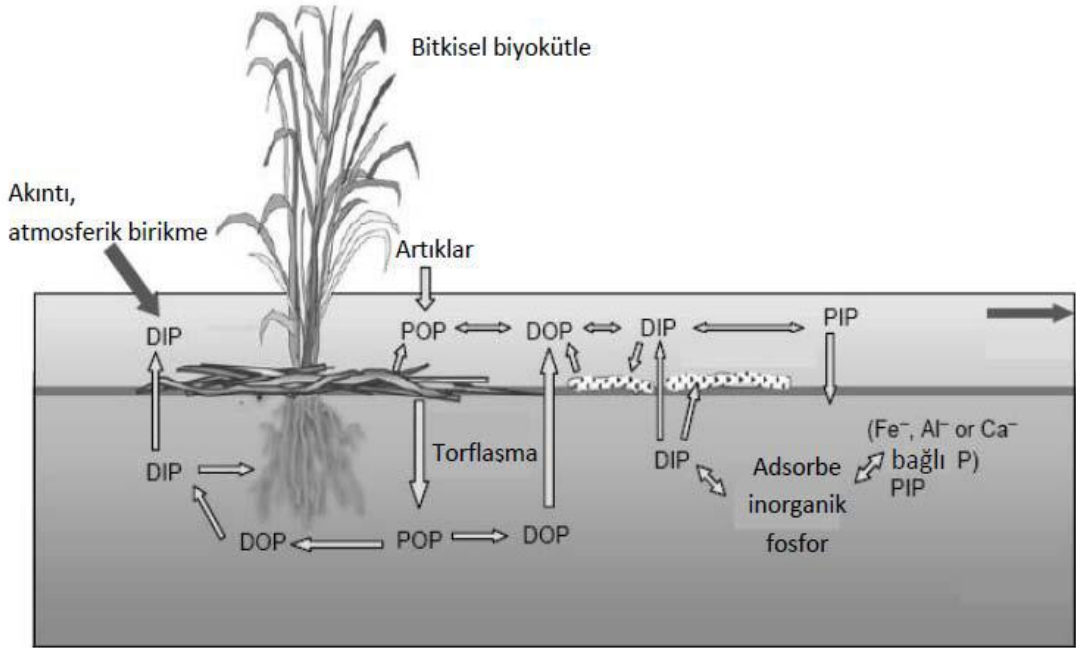
- ✓ Turba (torf) oluşumu,
- ✓ Adsorpsiyon / desorpsiyon,
- ✓ Çökeltme / çözünme,
- ✓ Bitkisel / mikrobiyal alım,
- ✓ Ufalanma ve sızma,
- ✓ Mineralizasyon ve gömülme (Vymazal 2007).

Fosfor, biyotik ve abiyotik prosesler sayesinde sulak alanlardan giderilmektedir. Biyotik prosesler, kök bölgesindeki mikroorganizmalarca ve vejetasyon ile alınımı, bitki artıklarının ve topraktaki organik fosforun mineralizasyonunu, abiyotik prosesler ise sedimentasyon ve birikim, adsorpsiyon ve çökeltme ile toprak ve su sütunu arasındaki prosesleri kapsamaktadır. Sulak alanlarda çözülmüş fosfor, bitkiler tarafından alınır, hücre fosforuna çevrilir veya sulak alan toprağı ve çökelen maddelerce tutulur. Eğer organik kısım oksitlenirse, organik fosfor çözülmüş fosfor olarak serbest kalır. Sulak alan sistemlerindeki temel fosforlu bileşikler; çözülmüş fosfor, partiküler fosfor ve partiküler organik fosfordur (Sivrioğlu 2010).

Sulak alandaki organizmalar büyümeleri için fosfora ihtiyaç duyarlar ve bunları dokularına dâhil ederler. Fosforun en hızlı şekilde alınması mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir. Ancak makrofitler fosforu çok daha yavaş alır ve kullanırlar. Fosforun bir kısmı bitkinin, yüzeysel suyun içinde veya yakınında bulunan kökleri tarafından alınır. Büyük bir kısmı da toprak içindeki kökler tarafından alınır. Böylece fosforun toprağın içindeki hareketi ortaya çıkar.

Fosforun bir besin maddesi olması nedeniyle sulak alana eklenmesi, büyümeyi hızlandırır ve böylece biyokütle miktarının artmasına yol açar. Fosfor sadece bitkinin büyümesi için kullanılır. Bunun sonucunda daha fazla artığın oluşmasına neden olur. Bitki kökü biyokütlenin bir parçasıdır ve aktif fosfor birikiminin önemli bir bölümünü teşkil eder.

Fosfor gideriminde partikül halindeki ve çözünmüş haldeki fosforun sedimantasyonu olmak üzere iki prosesi mevcuttur. Partiküller, tekrar ortama verilebilecek şekilde zayıfça emilmiş fosfor da içerebilir. Bütün sulak alan toprağı fosforu depolama kapasitesine sahiptir. Ancak, toprak artan fosfor yüklemesiyle kısa sürede doymun hale gelir (Demirörs 2006).



Şekil 2.14. Sulak alanlarda fosfor döngüsü (Reddy ve Delaune 2008)

Fosfor depolaması, toprak gözenek suyunda, katı partiküllerin kimyasal yapısında ve katıların yüzeyinde fosfor bileşiklerinin tutunması şeklinde gerçekleşir. Tüm partiküller toprağın birer parçası olarak düşünülebilir. Topraktaki fosforun çoğu hem organik hem de inorganik olan fosfordur. Çok az kısmı da adsorblanmış fosfordur. Sulak alanlardaki fotosentetik proses aktivitelerinin belirlenmesindeki temel faktörler sıcaklık ve güneş enerjisi olup bu değişkenler fosfor gideriminde çok önemlidir.

Yapay sulak alanlarda esas fosfor giderim mekanizması kimyasal çökeltme ve adsorplamadır. Bitkiler ve mikroorganizmalar bir miktar fosforu bünyelerine geçirebilmektedirler. Şekil 2.14'te yapay sulak alanlarda fosfor giderim mekanizmalarını göstermektedir. Fosfor giderimi, sulak alan yatağında kullanılan zemin cinsine bağlıdır. Eğer yatakta çakıl kullanılıyorsa çok az fosfor giderilirken, zeminde kil içeriğinin yüksek olması durumunda fosfor giderimi daha yüksektir. Yatakta su, zemine doğru sızarken fosforu bağlayan demir ve alüminyum bileşenleri ile temas eder ve fosfor çözünmeyen bileşikler haline dönüşerek çökeltme ve adsorbsiyon ile giderilir (Kadlec ve Knight, 1996).

2.6.3. Patojen giderimi

Patojenlerin giderimi suyun sıcaklığına, kimyasına ve güneş ışığına bağlı olarak gelişir. Bu faktörlere bağlı olarak doğal yollarla ölüm, bakteri yiyen organizmaların (zooplankton) bünyesine geçmesiyle ve çökeltmeyle giderim de önemli bir yer tutar.

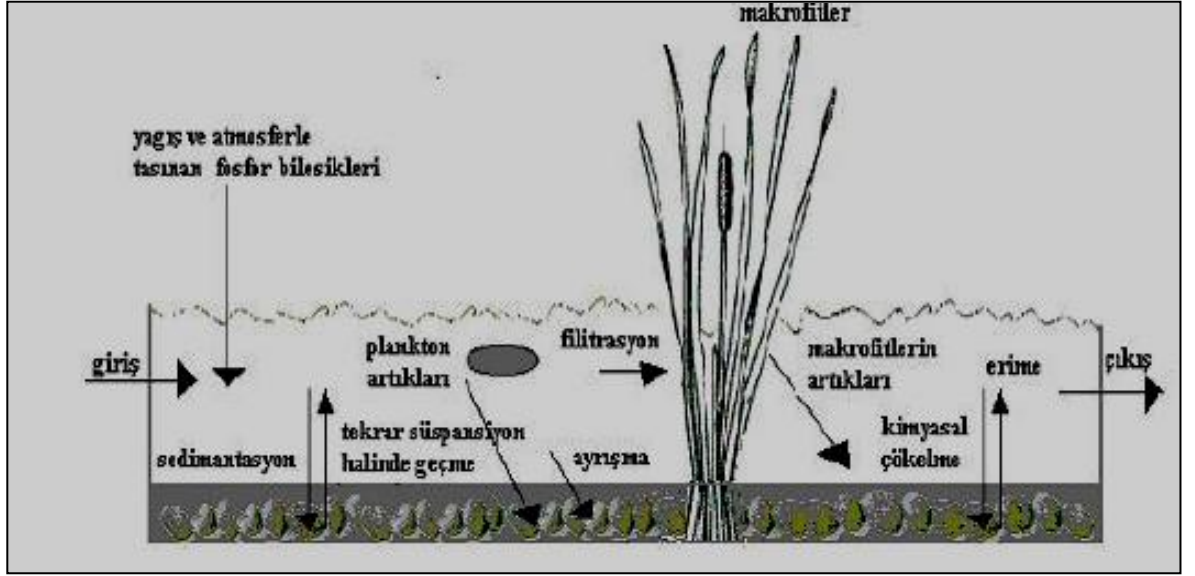
Bir sulak alan sistemindeki patojen mikroorganizmalar genelde parazitler, bakteriler ve virüslerdir. Tüm patojenlerin izlenmesi pratik olmadığından *Fekal koliform* gibi indikatör organizmalar izlenir. *Faecal streptococci* ve *MS-2* arıtma sistemlerinin giderim performansını ölçmede kullanılmaktadır. Doğal sulak alanlar patojenlerin yaşamaları için çok uygun bir ortam olduğundan tam olarak giderilmeleri için dezenfeksiyona ihtiyaç duyulur. Yapay sulak alanlarla patojen giderimi %80 ile %90 arasında değişmektedir (Özen 2006).

2.6.4. Askıda katı madde (AKM) giderimi

Katılar sulak alanlar dışından (akıntılarla ve atmosferden) ve sulak alan planktonlarından ve bitki- hayvan atıklarından gelebilir. Sulak alanlardaki düşük su akış hızı ve gelen katıların uygun kompozisyonu ile askıda katılar sudan çöklerler. Sedimentlerin tekrar askıda hale gelmesi sadece kirleticilerin sedimentten salınımına neden olmaz, aynı zamanda yatakta bulanıklık artar ve ışık geçirgenliği azalır. Askıda katıların giderilmesi için gerekli prosesler sedimentasyon, filtrasyon, adsorpsiyon ve çökeltmedir.

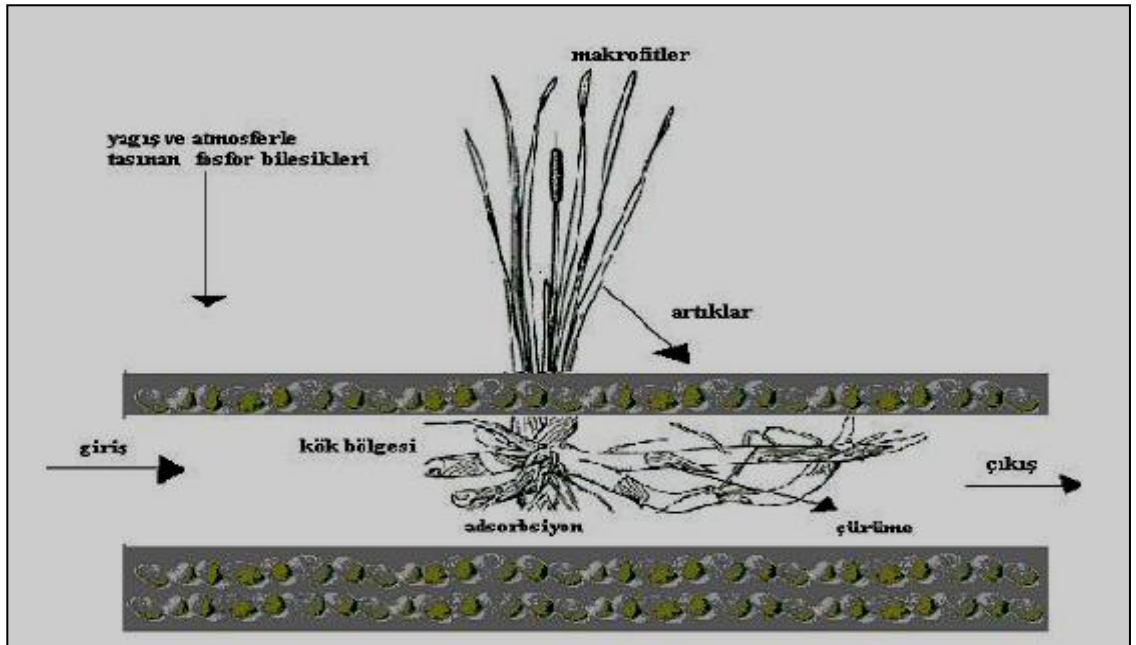
Yüzey akışlı sistemlerde AKM giderimi (Şekil 2.15) çökeltme, filtrasyon, kimyasal çökeltme gibi proseslerle gerçekleşmektedir. Yüzey akışlı sistemlerde esas AKM giderim mekanizması çökeltmedir. Atık su içerisindeki partiküller; suyun hızı, sulak alanın derinliği, partiküllerin boyutu, su sıcaklığı gibi faktörlere bağlı olarak çöklerler. Atık suların içindeki organik maddelerin özelliklerine bağlı olarak yapay sulak alanlarda katı maddelerin çökeltmesi münferit taneli çökeltme ve yumaklı çökeltme arasında olur. Yüzey akışlı sistemlerde çökelen partiküllerin tekrar süspansiyon haline geçmesi problemi, sistemde su hızının çok küçük olmasından dolayı çok önemli bir sorun değildir. Ancak, rüzgardan kaynaklanan türbülans, her tipte ve büyüklükteki organizmaların su içerisindeki hareketleri, biyolojik ve kimyasal reaksiyonlar sonucu oluşan gaz çıkışları çökelen partiküllerin tekrar süspansiyon haline geçmesine neden olabilir (Zaimoğlu ve Bozkurt 2010).

Diğer AKM giderim mekanizmaları; sık vejetasyona sahip sistemlerde partiküllerin, bitkilerin aralarından geçerken filtre edilmesi ve çeşitli kimyasal reaksiyonlarla çözülmüş katı maddelerin çözünemeyen bileşikler haline dönüşerek çökeltmesidir (Koottatep 2002).



Şekil 2.15. Yüzey akışlı sulak alanlarda AKM giderim mekanizmaları (Kadlec 1996).

Yüzey altı akışlı sistemlerde AKM giderim mekanizmaları (Şekil 2.16), yüzey akışlı sistemlere göre farklılıklar gösterir. Bu sistemlerin esas AKM giderim mekanizması köklerde adsorbsiyondur. Bu sistemlerin en büyük problemi tıkanma problemidir. Bunun önlenmesi amacıyla ön arıtım için septik tanklar kullanılabilir.

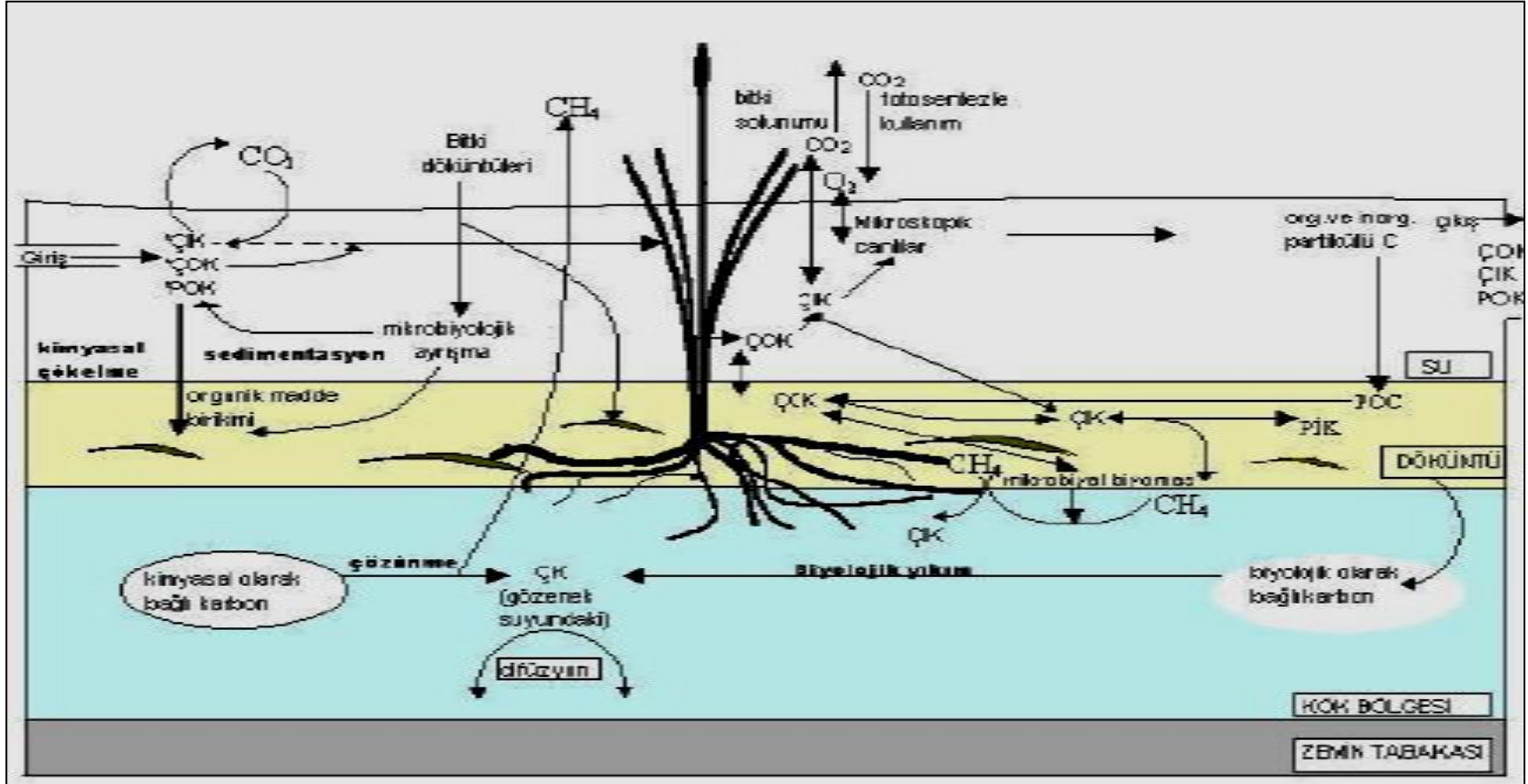


Şekil 2.16. Yüzey altı akışlı sulak alanlarda AKM giderim mekanizmaları (Kadlec 1996).

2.6.5. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) giderimi

Organik maddeler temel olarak filtrasyon ve biyolojik oksidasyon prosesleri ile giderilir. Su içerisinde süspansiyon halde dağıntık ya da katı bir yüzeye yapışık olarak bulunan mikroorganizmalar çoğalarak organik maddeleri gaz halindeki son ürünlere ve hücre yapıtaşı haline dönüştürürler. Olay aerobik, anaerobik ve fakültatif olabilir (Kadlec ve Knight 1996).

Aerobik ayrışmada hücre sentezi için lüzumlu enerji, organik maddenin bir kısmı yakılarak elde edilir. Sistemde disimilasyon, asimilasyon ve otooksidasyon olayları aynı anda meydana gelir. Atık suyun içerisindeki organik maddenin kimyasal formülü *C-O-H-N-S* olarak kabul edilir. Atık su içinde partikül halindeki organik maddeler çökelme ile giderilirken organik maddelerin bir kısmı demir, sülfür, nitrat indirgenmesi gibi çeşitli kimyasal reaksiyonlarla gaz ya da çözünen bileşikler haline dönüşerek giderilirler (Kootatep ve ark., 2001). Yüzey akışlı yapay sulak alanlarda BOİ/Karbon giderim mekanizmaları şekil 2.17’de gösterilmektedir. Yüzey akışlı yapay sulak alanlarda bu reaksiyonların gerçekleşmesi için gerekli olan oksijen kaynağı yüzey havalandırmasıdır. Başlıca biyokimyasal bozunma reaksiyonları, bitkilerin su altında kalan bölümleri ve dip birikintilerinin yüzeylerinde gerçekleşir. Aerobik koşulları sağlamak için mevcut tek oksijen taşıma mekanizması oksijenin yapraklardan köklere taşınmasıdır. Bu durumda biyokimyasal reaksiyonlar tıpkı bir damlatmalı filtrede olduğu gibi ortamın çeperlerinde ve bitkilerin su altında kalan kısımlarında oluşan biyofilm tabakasında gerçekleşir. Bitkilerin kök bölümlerine taşınan oksijen, arıtım için gerekli aerobik koşulları sağlar. Yapay sulak alanların projelendirilmesinde BOİ giderimi, hidrolik şartlar ile birlikte göz önüne alınan en önemli parametredir. BOİ gideriminde birinci derece piston akım kinetiği yaklaşımı yapılmaktadır (Demirörs 2006).



Şekil 2.17. Yüzeş akışlı yapay sulak alanlarda BOİ/Karbon giderim mekanizmaları (Kadlec ve Knight 1996).

2.7. Yapay Sulak Alanların Avantajları ve Dezavantajları

Yapay sulak alanlar, çok çeşitli nedenlerle atık suların ve yüzey akışa geçen yağış sularının iyileştirilmesi konusunda fayda/masraf oranı açısından olumlu, teknik açıdan ise fizibilitesi yüksek olan ve bu nedenle tercih edilen yatırımlardır. Yapay sulak alanların tercih edilme nedenleri şöyle sıralanabilir:

- ✓ Diğer arıtım seçeneklerine kıyasla daha ucuza mal olabilmektedirler.
- ✓ İşletme ve bakım masrafları daha düşüktür.
- ✓ Sürekli bir işletme ve bakım çalışması gerektirmezler. Periyodik bakımlar yeterli olmaktadır.
- ✓ Taşkınlardaki dalgalanmaları tamponlarlar.
- ✓ Suyun tekrar kullanımına olanak verirler.

Bunlara ek olarak;

- ✓ Pek çok sulak alan canlısına yaşam ortamı sağlarlar.
- ✓ Araziye tam bir uyum sağlayacak biçimde inşa edilebilirler.
- ✓ Suyun kalitesinin yükseltilmesinin yanında yaban hayatı ve açık alanların güzelleştirilmesi gibi yararlar da sağlarlar.
- ✓ Toplum tarafından büyük bir ilgi ile gözlemlenen çevreye duyarlı bir yaklaşımdırlar.

Yapay sulak alanların kullanımına ilişkin kısıtlayıcı faktörler de vardır. Bunlar:

- ✓ Klasik su arıtma tesislerine kıyasla daha geniş bir alanın kullanılmasını gerektirirler. Yapay sulak alanlar yalnızca arazinin bol ve pahalı olmadığı yerlerde ekonomik olabilmektedirler.
- ✓ Klasik arıtmaya kıyasla daha az tutarlı bir performans sergilemektedirler. Sulak alan arıtmasının etkinliği yağış ve kuraklık gibi çevresel koşulların mevsimsel değişimine bağlı olarak farklılıklar sergileyebilmektedir.
- ✓ Amonyak ve pestisit gibi toksik kimyasallara karşı duyarlıdırlar.
- ✓ Bu gibi kirleticilerin suya karışmış olması geçici olarak arıtmanın etkinliğini azaltabilmektedir (Demirörs 2006).

2.8. Sulak Alan Sistemleri ile Yapılan Arıtım Çalışmaları

Dünya çapında binlerce yapay sulak alan arıtma sistemi vardır ve halen de artan bir hızla bu tür sistemlerin yapımına ve kullanımına devam edilmektedir. Yaklaşık olarak sayılar Almanya'da 50.000, Avusturya'da 1000, İngiltere'de 800, İtalya'da 300, Danimarka'da 200, Çek Cumhuriyetinde 160, Portekiz'de 120 ve Kuzey Amerika'da da 8000 adet olarak bildirilmektedir (Vymazal 2005). Bu tez çalışmasında, yapay sulak alan sisteminin gelişiminde ve kullanımının yaygınlaşmasında çok önemli yer tutan uygulamalara ve bunların devamında yapılan belli başlı bazı bilimsel çalışmalara yer verilmiştir.

Matamoros ve ark. (2008a), *Phragmites australis* kullanarak yüzey altı akışlı deneysel sistem oluşturmuşlardır. Bu sistemi glükoz ve nişasta içeren iki ayrı sentetik atık su kullanarak organik maddenin giderim verimine etkisini araştırmışlardır. Ayrıca, sistemde klofibrinik asit, ibuprofen ve karbamezapin giderimini incelemişlerdir. Çalışma sonucunda, glükoz içeren sentetik atık suyla daha net giderim verimi elde edildiği belirtilmiştir (Sülfat %75, KOİ %88, Amonyum %57). Farmasötik ürünlerin giderimlerinin organik maddeye bağlı olmadığı sonucuna varmışlardır.

Matamoros ve ark. (2008b) yaptıkları farklı bir çalışmada da, sahada kurdukları sulak alan sisteminde *Typha* ve *Phragmites* bitkilerini kullanmışlardır. Sistemi atık su arıtma tesisinin ikincil arıtım çıkış suyuyla beslemişlerdir. Sistemde klofibrinik asit, karbamezapin, kafein, ketoprofen, naproksen ve diklofenak giderimini araştırmışlardır. Karbamezapin ve klofibrinik asit dışında (%30-47) %90 giderim verimi elde etmişlerdir.

Yapay sulak alanlarda bitkilerin ve mikroorganizmaların arıtıma olan etkisiyle ilgili yapılan çalışmada, sudaki kirleticilerin giderilmesinde görev alan bitkilerin ve bu bitkilerin kök bölgesinde yaşayan mikroorganizmaların mekanizmaları üzerinde durulmuştur. Oksijenin kök bölgesine alımında, nütrientlerin bitki bünyesine alımında ve kirleticilerin doğrudan indirgenmesinde bitkilerin etkisi ve mikroorganizmaların rolü incelenmiştir ve kök bölgesindeki aktiviteleri ve metabolizmayı gerçekleştiren mikroorganizmalar için oksijenin sağlanmasının çok önemli bir rol oynadığı gözlemlenmiştir (Stottmeister ve ark. 2003).

Oron ve ark. (2004) İsrail’de evsel atık suları arıtmak için su mercimeği (*Lemna gibba*) kullanan pilot ölçekli yüzey akışlı bir yapay sulak alan sistemi kurmuşlardır. Geri kullanım amaçları için deney süresi boyunca su kalitesini ve sistem verimini incelemişlerdir. Yaptıkları çalışmalar, yaklaşık beş günlük bekletme süresini, 0,234 m³/gün’lük ortalama debiyi, 0,22 m/gün’lük hidrolik yüklem oranını vermiştir. Sistemin en çok askıda katı ve organik madde giderdiğini bulmuşlardır. Sulak alanda çok yüksek düzeyde (~%95) fekal koliform giderilmesine karşılık, azot gideriminin çok az olduğunu (%10–20) ve fosfor gideriminin ihmal edilebilir düzeyde kaldığını gözlemlemişlerdir.

Yapay sulak alanlardaki sucul bitkilerin rolünü ve yetiştirilen *Typha latifolia* bitkisinin yakıt olarak kullanılma potansiyelinin değerlendirilmesiyle ilgili bir çalışma yapılmıştır. Sonuçta; bitkilendirilmiş sistemin BOİ, amonyak azotu ve patojen gideriminde daha etkili olduğunu; KOİ, AKM gibi parametrelerin gideriminde esas rolü bitkiler ya da mikroorganizmalar yerine fiziksel süreçlerin oynadığını; nitrat gideriminin her iki sulak alanda da yaklaşık olarak eşit olmasından dolayı denitrifikasyonun baskın mekanizma olduğunu ve sucul bitkilerden bağımsız da yürüyebildiğini; yaz mevsiminin fosfor gideriminde daha etkili olmasının dışında mevsimlerin kirleticilerin gideriminde farklılık yaratmadığını belirlemişlerdir (Ciria ve ark. 2005).

Al-Omari ve Fayyad (2003) evsel atık suların Ürdün’de yüzey altı akışlı yapay sulak alanlarla arıtılmasının performansı ile ilgili bir çalışma yapmışlardır. Elde ettikleri sonuçlar yüzey altı akışlı sistemlerin, BOİ’yi, azotun çeşitli formlarını, AKM’yi ve fekal koliformları giderecek kapasitede olduğu yönünde olmuştur. Ancak giderim verimlerinin yataktan yatağa ve aydan aya değiştiğini bulmuşlardır. Sonuçlar, BOİ giderimiyle BOİ yüklemesi arasında güçlü bir bağ olduğunu göstermiştir. Toplam azot, amonyak azotu ve nitrat azotu reaksiyonlarını incelemişlerdir. Yataklarda nitrifikasyonun ve denitrifikasyonun gerçekleştiğini saptamışlardır. AKM içinse giderimin yataktan yatağa ve aynı yatak için aydan aya değiştiğini bulmuşlardır. Fekal koliformlarda, giriş suyundaki miktarın yüksek olmasından dolayı 1/3 log giderim gözlemişlerdir.

Doğal arıtma üzerine biri sürekli diğeri kesikli olan iki farklı sistemle farklı yükleme koşulları değerlendirilen ve bir yıl süren çalışmada sürekli debiyle çalışan pilot tesis birbirine seri bağlı iki tanktan oluşmuştur. Atık suyun sürekli devridaim ettiği tanklar dolgu maddesiyle doldurulmuş ve bitki olarak da *Cyperus* kullanılmıştır. Kesikli çalışan sistemler ise yüzey alanı 1 m² olan birbirine seri bağlı 12 adet tanktan oluşmuştur. Bu tankların 7 tanesi *Phragmites*, *Cyperus*, *Rush*, *Iris*, *Lolium*, *Canna*, ve *Paspalum* ile bitkilendirilmiş ve diğer 5 tanesi bitkisiz bırakılmıştır. Yaptıkları çalışma sonucunda sırasıyla KOİ ve amonyak azotu için en iyi giderim verimlerini *Iris* ve *Cana* bitkisinin verdiğini belirlemişlerdir. Diğer parametreler içinse (TOK, AKM, KOİ, NH₄-N, PO₄-P) bitkili ve bitkisiz reaktörlerde çok belirgin farklılıklar olmadığını tespit etmişlerdir (Ayaz ve Akça 2001).

Koskiaho (2003), Güney Finlandiya’da tarım havzasında bulunan iki yapay sulak alanın hidrolik özelliklerini iki boyutlu hidrodinamik ve su kalitesi taşınım modelleriyle çalışmıştır. Farklı tasarım seçeneklerinin etkilerini belirlemek amacıyla varolan ve hipotetik giderim verimlerini belirlemiştir. İki boyutlu sediment taşınım modeliyle sulak alanlardaki sediment giderimlerini simüle etmiştir. Debiyi sulak alan arazisine en uygun şekilde dağıtan perdeler sayesinde hidrolik verimin oldukça arttığını bulmuştur. Ayrıca, uzunlamasına şekle sahip olan sulak alanın daha performanslı, giriş yapısının boyutuna ve şekline bakmaksızın hidrolik veriminin daha yüksek olduğunu saptamıştır. Askıda sediment gideriminde sulak alanın havzaya bağlı alanının önemli bir rol oynadığını belirlemiştir. Havzasının %5 kadarını işgal eden bir sulak alanın taşkın zamanlarında %43–72 arasında AKM giderebildiğini gözlemlemiştir. Ancak %0,5’lik orana sahip diğer sulak alanda giderim %7–5 arasında kalmıştır. Aynı taşkın olaylarına yönelik yaptığı model simülasyonlar ise çok farklı giderim aralıkları verse de kabul edilebilir değerler arasında kalmıştır.

Kentsel atık suyu arıtmak için kullanılan yatay akışlı kamış yataklarının devreye alınması sırasındaki kirletici giderim performanslarını incelemeye yönelik bir çalışma yapılmıştır. Çalışmada hidrolik yükleme oranının (HYO), en-boy oranının, filtre yatak ortamının boyutlarının ve su derinliğinin, yatay akışlı kamış yatağının (YAKY) devreye alınması sırasında seçilen kirleticilere olan etkisini araştırılmıştır. Çalışma pilot ölçekli ve yaklaşık aynı yüzey alanına sahip olan dört parça havuzdan oluşmuş YAKY olarak

yapılmıştır. Sistemi haftalık olarak Mayıs 2001'den Ocak 2002'ye kadar gözlemlenmiştir. HYO ve su derinliğinin YAKY'de etken faktör olduğunu bulunmuştur. 0,27 m derinliğinde olan yatakların KOİ, BOİ₅, amonyak ve çözünmüş reaktif fosfor (ÇRP) giderimlerinin 0,5 m derinliğindeki yatakların giderimlerinden daha fazla olduğunu belirlenmiştir. Sığ yataklardaki yüksek giderim verimini bu yatakların düşük redoks potansiyellerine bağlanmıştır (García ve ark. 2004).

Garcia ve ark. (2005) belli başlı bazı dizayn parametrelerinin yüzey altı yatay akışlı sulak alanın giderim verimine olan etkisini incelemişlerdir. Üç yıl sürdürdükleri çalışma süresi boyunca, hidrolik yükleme oranının (HYO), en-boy oranının, dane boyutunun ve su derinliğinin yüzey altı yatay akışlı sulak alanlarda seçilen belli kirleticiler üzerindeki giderime olan etkisini araştırmışlardır. Çalışmayı büyüklükleri yaklaşık olarak birbirine eşit yüzey alana sahip olan dört adet sulak alanda yürütmüşlerdir. Sulak alanların sırasıyla en-boy oranları şöyledir: 1:1, 1,5:1, 2:1 ve 2,5:1. sonuçlar su derinliğinin yüzey altı yatay akışlı sulak alanda belirleyici faktör olduğunu göstermiştir. Su derinliğinin 0,27 m olduğu durumda sulak alanın daha fazla BOİ, KOİ, amonyak ve çözünmüş reaktif fosfor (ÇRP) giderdiğini bulmuşlardır. Ancak HYO ile su derinliği arasındaki farkların kıyaslanamayacak kadar az olduğunu ve diğer faktörlere kıyasla en-boy oranının etkisinin önemsiz olduğunu belirlemişlerdir.

Kao ve ark. (2006) pilot ölçekli bir yapay sulak alanda endüstriyel atık su tasfiyesi üzerine çalışmışlardır. Güney Tayvan'daki bir endüstriyel park alanına kurdukları 4 mx1 mx1 m (enxboyxderinlik) boyutlarındaki yüzey akışlı sulak alanda endüstrinin atık su arıtma tesisinin dengeleme tankından aldıkları atık suyu kullanmışlardır. İlk çalışma olan bitki seçimi çalışmasında, birbirinden bağımsız çalışan dört adet sulak alan sistemi kurmuşlar ve her bir sulak alanda farklı bir bitki türü yetiştirmişlerdir Sırasıyla sulak alanların %40'ını kaplayacak şekilde *Phragmites communis* ve *Typha orientalis* ve yüzer bitki olarak *Pistia stratiotes* (su salatası) ve *Ipomoea aquatica* (su ıspanağı) bitkilerini kullanmışlardır. Yaptıkları altı aylık gözlem bu atık suya yalnızca *Phragmites communis* bitkisinin dayanabildiğini göstermiştir. Bunun devamında bu bitkiyi kullanarak ikinci bir çalışmaya girişmişler ve bu çalışmada farklı hidrolik bekletme süresi ve yatak malzemesi kullanmışlardır. Sonuçta beş günlük bekletme süresine sahip

ve seramik yatak malzemesinin kullanıldığı sulak alanın Tayvan’da şu an geçerli olan endüstriyel atık suların deşarj standardını sağladığını belirlemişlerdir.

Alıcı ortamların ötrifikasyondan korunması ve arıtılmış suyun yeniden kullanılması amacıyla yönelik olarak tarımsal atık su kullanan yapay sulak alanlardaki nütrient giderimini incelenmiştir. Yaklaşık sekiz ay boyunca pilot ölçekli birbirine seri bağlanmış serbest su yüzlü (SSS) ve yüzey altı akışlı (YAS) arıtma sistemleri işletilmiştir. Çalışma, sistemin başlangıç döneminin incelenmesi ve farklı hidrolik yükleme değerlerinde tarımsal atık sudan inorganik azot ve fosforu giderme performansını değerlendirme amacıyla yürütülmüştür. Sulak alanlar çok hızlı devreye alınma davranışı içerisinde bulunmuşlardır ve elde edilen proses dengeleri sırasıyla şöyle olmuştur: adaptasyon periyodu olmadan YAS sistemde fosfat giderimi başlamıştır, 1 ay sonra YAS sistemde, 2–3 ay sonrada SSS sistemde azot giderimi başlamıştır, 3 aydan sonra ise SSS sistemde fosfat giderimi başlamıştır ve her iki sistemde de 7 ay sonra bitkiyle örtülme tamamlanmıştır. Azot giderim verimlerinin farklı hidrolik yükleme denemelerinden etkilendiğini, Fosfat giderim verimlerinin ise hidrolik yüklemelerle ters oranda olduğunu belirlemişlerdir. Serbest su yüzlü sistem daha çok inorganik azotu giderirken, yüzey altı akışlı sistemin serbest su yüzlü ile aynı veya biraz daha fazla oranda fosfor giderdiğini tespit etmişlerdir (Lin ve ark. 2002).

İsveç Nynäshamn’daki Alhagen sulak alanında havuz şeklinin ve heterojen vejetasyonun yapay sulak alandaki akışa ve arıtma verimine olan etkisini incelenmiştir. Buna yönelik olarak yapay sulak alandaki azotun bütün dönüşümlerini gösteren bir model oluşturulmuştur. Çıkış suyundaki azot, bekletme süresinin olasılık yoğunluk fonksiyonuyla, bekletme süresince birinci dereceden reaksiyon kinetiğine göre toplam azotun suda zamanla giderilme oranının kimyasal transformasyon fonksiyonu arasında bir bağ kurularak modellenmiştir. Vejetasyondaki heterojenlik bekletme süresinin değişimini artırdığından dolayı çıkış suyundaki azot konsantrasyonunu da artırmıştır. Alhagen’den elde edilen veri ve kurulan teoriye göre bekletme süresi olasılık yoğunluk fonksiyonunun, su için arıtmada çok önemli bir etkiye sahip olduğunu ve özellikle, en-boy oranının aktif su hacmine ve arıtma verimine önemli derecede etki ettiğini belirlenmiştir (Wörman ve Kronnäs 2005).

Heo ve ark. (2005), yapay sulak alanlarda, fosfor gideriminin uzun ömürlü olması için seçilebilecek filtre ortamıyla ilgili bir çalışma yapmışlardır. En uygun şartları gözlemlene açısından çeşitli filtre ortamlarının tip ve boyutlarıyla fosfor adsorbsiyon kapasiteleri arasındaki ilişkiyi incelemişlerdir. Yapay sulak alanın P adsorpsiyon kapasitesinin artımının ömrü üzerine olan etkisini incelemişlerdir. Yaptıkları çalışma filtre ortamının boyutunun küçülmesiyle adsorbsiyonun arttığını göstermiştir. Çalışılan filtre ortamlarının içinde en uygun olanı 0,1–2 mm'lik boyuta sahip olan filtre ortamı olarak belirlemişlerdir.

Liang ve ark. (2003), bir yapay sulak alan sisteminde substrat mikroorganizmalarının rolünü ve atık su arıtımında üreaz aktivitesini inceleyen bir çalışma yapmışlardır. Çin'in Wuhan bölgesinde kirlenmiş nehir suyunun arıtılma verimini gözlemlene amacıyla dikey/ters dikey akışlı yapay sulak alan inşa etmişlerdir. Sulak alan substratındaki üreaz aktivitelerinin ve substrat mikroorganizmalarının sayısını, tabaka sayımı ve kolorimetrik analiz ile belirlemişlerdir. Sulak alanın BOİ, KOİ, TP, TKN ve AKM giderim verimlerinin tayinini Çevre Koruma Örgütü (EPA) yöntemleriyle yapmışlardır. Substrattaki mikroorganizma sayısı ile TKN ve KOİ giderim oranları arasında pozitif korelasyon bulmuşlardır. Üreaz aktiviteleriyle TKN giderimi arasında dikkate değer bir pozitif korelasyon varken, üreaz aktiviteleriyle BOİ giderimi arasında negatif korelasyon olduğunu saptamışlardır. Substrat mikroorganizmalarının ve üreaz aktivitelerinin arıtma prosesi boyunca anahtar rol oynadığını ve bunlardan yapay sulak alanların arıtma performansını gösteren indikatörler olarak faydalanılabileceğini belirtmişlerdir.

Tixier ve ark. (2003) yaptıkları çalışmada 6 adet ilaç aktif maddesinin (karbamazepin, klofibrinik asid, diklofenak, ibuprofen, ketoprofen ve naproksen) göl ortamındaki dayanıklılıklarını incelemişlerdir. Bu çalışmada en dayanıklı olanlar karbamazepin ve klofibrinik asidi olarak saptanmıştır.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

Bu tez çalışmasında, laboratuarda kurulmuş olan reaktörlerde yüzey altı akışlı sistemde köklü bitki olarak *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex. Steudel (kamış) ve serbest yüzey akışlı sistemde ise yüzen su bitkisi olarak *Lemna minor* L. (su mercimeği) kullanılmıştır. Yüzey altı akışlı ve serbest yüzey akışlı sulak alan sistemlerinde reaktörler evsel atık suyu karakterize eden sentetik atık su ile sürekli olarak işletilmiştir. Sentetik atık su İktisadi İşbirliği ve Kalkınma Teşkilatı (OECD) tarafından önerilen şekilde hazırlanmıştır (OECD, 1984). Bu şekilde hazırlanan sentetik atık suyun KOİ konsantrasyonu ~250 mg/l olduğu için, bu konsantrasyon zayıf evsel atık suyu temsil etmektedir.

Çalışmanın ilk aşamasında, bitkiler sistemlere adapte edildikten sonra, yüzey altı akışlı sistemde belirli bir derinlikte farklı hidrolik bekletme süreleri uygulanarak optimum hidrolik bekletme süresi belirlenmiştir. Serbest yüzey akışlı reaktörde ise farklı derinliklerde farklı hidrolik bekletme süreleri denenerek optimum koşullar belirlenmiştir. Her denenen hidrolik bekletme süresinin başlangıcında depolama tankından, hidrolik bekleme süresinin sonunda ise çıkış tankından örnekler alınarak sistemlerin atık su arıtım performansları belirlenmiştir. Bu aşamadan sonra yüzey altı akışlı ve serbest yüzey akışlı sistemde kontrol reaktörleri (bitkisiz) devreye alınmıştır. Hem bitkili hem de bitkisiz reaktörlerden belirlenen en uygun hidrolik bekletme süresinin başında depolama tankından, sonunda çıkış tankından numuneler alınarak arıtım verimini belirlemek için analizler yapılmıştır. Böylece hem sistemlerin uygun çalışma koşulları altında atık su arıtım performansı ortaya konulmuş, hemde arıtım veriminde bitkilerin etkisi belirlenmiştir. Ayrıca, yüzey altı akışlı sistemde kullanılan ortam malzemesi genişletilmiş kil agregası (Leca)'nında evsel nitelikli atık su arıtımında rolü olup olmadığı belirlenmiştir.

Çalışmada sistemlerin performansının izlenmesi amacıyla sistemin giriş ve çıkışlarından alınan örneklerde; pH, sıcaklık, elektriksel iletkenlik (EC), çözünmüş oksijen (ÇO), toplam azot (TN), amonyum azotu (NH₄-N), nitrat (NO₃⁻), nitrit (NO₂⁻), toplam fosfor (TP), orto-fosfat (OP), askıda katı madde (AKM), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) belirlenmiştir.

Çalışmanın ikinci bölümünde ise, sulak alan sistemlerinin farmasötik ürünleri arıtma performansını belirlemek amacıyla seçilen karbamazepin, ibuprofen, sulfadiazin ve çözeltileri belirli konsantrasyonlarda hazırlanmıştır. Sulak alan sisteminde serbest yüzey akışlı ve yüzey altı akışlı reaktörlerin depolama tankına evsel nitelikli sentetik atık suyla birlikte verilmiştir. Optimum olarak tespit edilmiş olan çalışma koşullarında işletilen sistemlerin giriş ve çıkışlarından örnek alınarak farmasötik ürünlerin atık sudaki konsantrasyonlarının belirlenmesi için bu analizleri ekonomik ve rutin olarak yapan en uygun laboratuara gönderilmiştir. Elde edilen veriler değerlendirilerek sistemlerin farmasötik ürünleri giderim verimi hesaplanmıştır.

Bu çalışma kapsamında,

- yapay sulak alan sisteminde *Phragmites australis* ve *Lemna minor* ile evsel nitelikli atık suyun arıtılıp arıtılmayacağı,
- yapay sulak alan sisteminde *Phragmites australis* ve *Lemna minor* ile farmasötik ürünlerin arıtılıp arıtılmayacağı,
- yapay sulak alan sisteminde ortam malzemesi olarak kullanılan genişletilmiş kil agregalarının evsel nitelikli atık su arıtımında rolü olup olmadığı,
- yapay sulak alan sisteminde ortam malzemesi olarak kullanılan genişletilmiş kil agregalarının farmasötik ürünlerin arıtımında rolü olup olmadığı,
- her iki sistemin maliyetleri ve ekonomik yönleri belirlenmiştir.

3.1. Materyal

3.1.1 Deneysel çalışmalarda kullanılan yapay sulak alan sistemleri

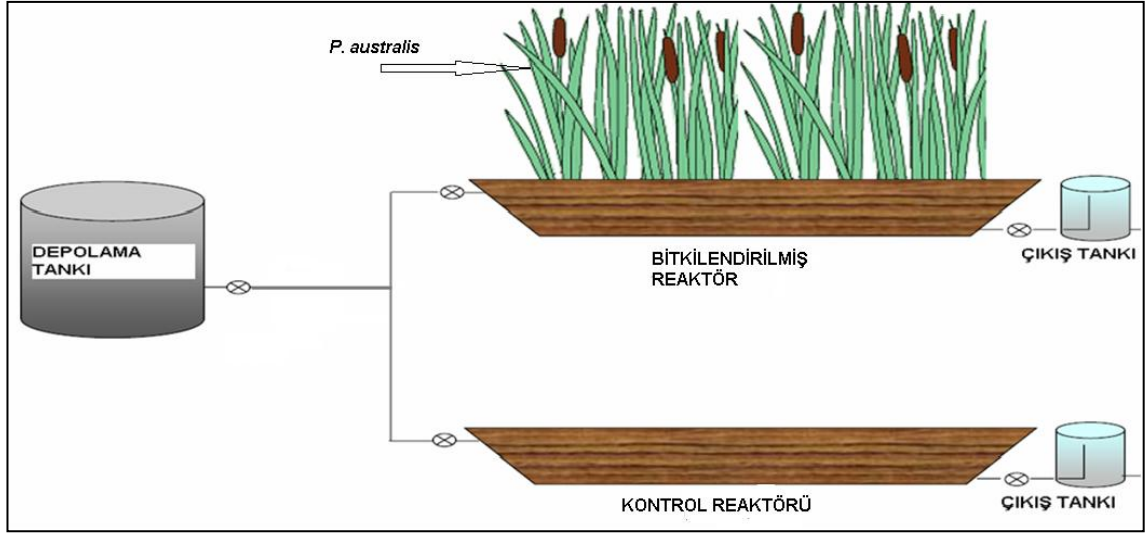
Bu tez çalışmasında reaktörlerde; serbest ve yüzey altı yatay akışlı sistemler uygulanmış, dolgu malzemesi olarak da genişletilmiş kil agregaları (Leca) kullanılmıştır. Sulak alan bitkisi olarak *Phragmites australis* ve *Lemna minor* bitkileri seçilmiştir. Bu çalışmada kullanılan sistemler ve bu sistemleri besleyen atık suların özellikleri ayrıntılı olarak verilmektedir.

3.1.1.1 Yüzey altı akışlı sistem (YAAS)

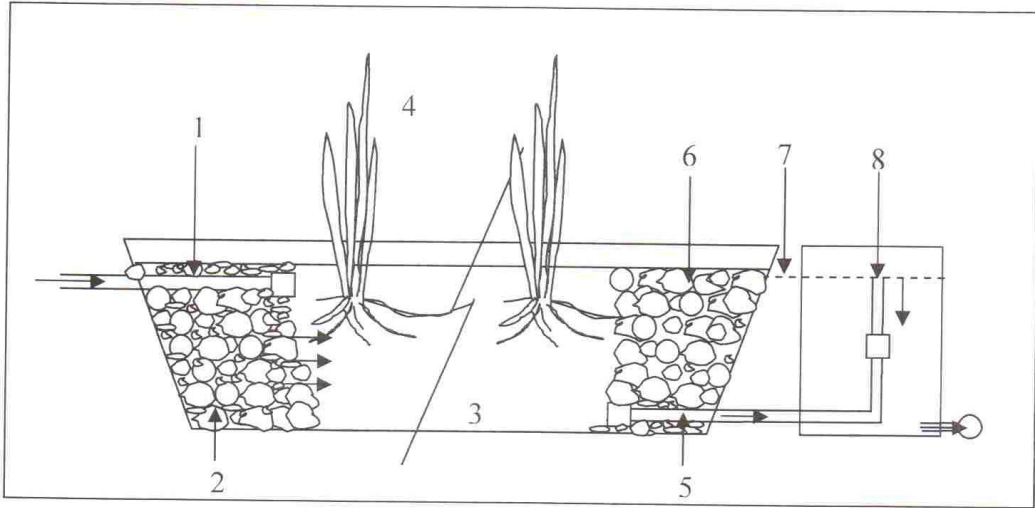
Laboratuvar donanımı depolama tankı (40 L), 2 adet pilot ölçekli yatay yüzey altı akışlı sistem (YAAS) reaktörü ve 2 adet çıkış tankından oluşmuştur. Belirtilen laboratuvar donanımı paslanmaz çelikten yapılmıştır. Reaktörler 0.2 m (en), 2.45 m (uzunluk) ve 0.45 m (derinlik) ölçülerinde yamuk şeklinde üretilmiştir. Birinci reaktörde *Phragmites australis* bitkisi kullanılmıştır. İkincisi ise kontrol reaktörü (bitkisiz) olarak kullanılmıştır. Reaktörlerin sonunda çıkış bölmesi bulunmaktadır.

Ling (2006), yüzey altı akışlı sulak alanların yüksek arıtım performansı için yüksek en:boy oranına sahip olması gerektiğini belirtmiştir. Bunun aşağısında düşük giderim verimleri elde edilmiştir.

Şekil 3.1 YAAS reaktörünün şematik görünümü, Şekil 3.2 YAAS reaktörünün boylamsal kesitini, Şekil 3.3 ise çalışmada kullanılan sistemin görünümünü göstermektedir. Şekil 3.4 sistemin giriş yapısını, Şekil 3.5 sistemin çıkış yapısını (a) çalışmadaki sistemin çıkış yapısı, b) çıkış yapısının boylamsal kesiti) göstermektedir. Giriş noktasında delikli borunun fonksiyonu sentetik atık suyu reaktöre dağıtmaktır. Giriş ve çıkış yapıları çakılla (3-5 cm ϕ) örtülmüştür. Buna ilaveten, çakıl delikli boruların yatak malzemesi tarafından tıkanmasını önlemektedir. Sızdırmazlığı sağlamak amacıyla reaktörlerin içleri PVC liner ile kaplanmıştır ve sonrasında yatak malzemesi ile doldurulmuştur. Yatak malzemesi yüksekliği 27 cm'dir. Hidrolik basınç prensibine göre, reaktördeki su seviyesi ile çıkış borusu yüksekliği aynı olmalıdır. Bu nedenle, reaktördeki su seviyesi yatak malzeme yüzeyinin 1 cm aşağısında olacak şekilde tasarlanmıştır. Hazırlanan sentetik atık su, debi ayarı yapılabilen peristaltik pompa ile basılarak sistem sürekli olarak çalıştırılmıştır.



Şekil 3.1. Yüzey altı akışlı sistemin şematik görünümü.



Şekil 3.2. Yüzey altı akışlı sistemin boylamsal kesiti (1. Delikli giriş borusu, 2.Çakıllarla doldurulmuş dağılım bölümü, 3. Yatak malzemesi, 4. Bitkiler, 5. Delikli çıkış borusu, 6. Çakılla doldurulmuş biriktirme bölümü, 7. Çıkış yapısında istenilen su seviyesi, 8. Ayarlanabilir çıkış boru tesisatı) (Yılmaz 2003).



(a)



(b)

Şekil 3.3. Yüzey altı akışlı sistemin görünümü ((a) bitkili reaktör ve (b) kontrol reaktörü).



(a)

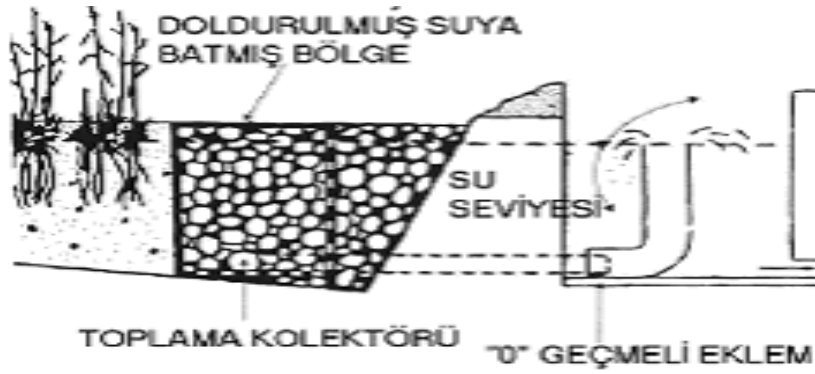


(b)

Şekil 3.4. Yüzey altı akışlı sistemin giriş yapısı ((a) giriş bağlantı yapısı ve (b) giriş yapısının yakından görünümü).



(a)



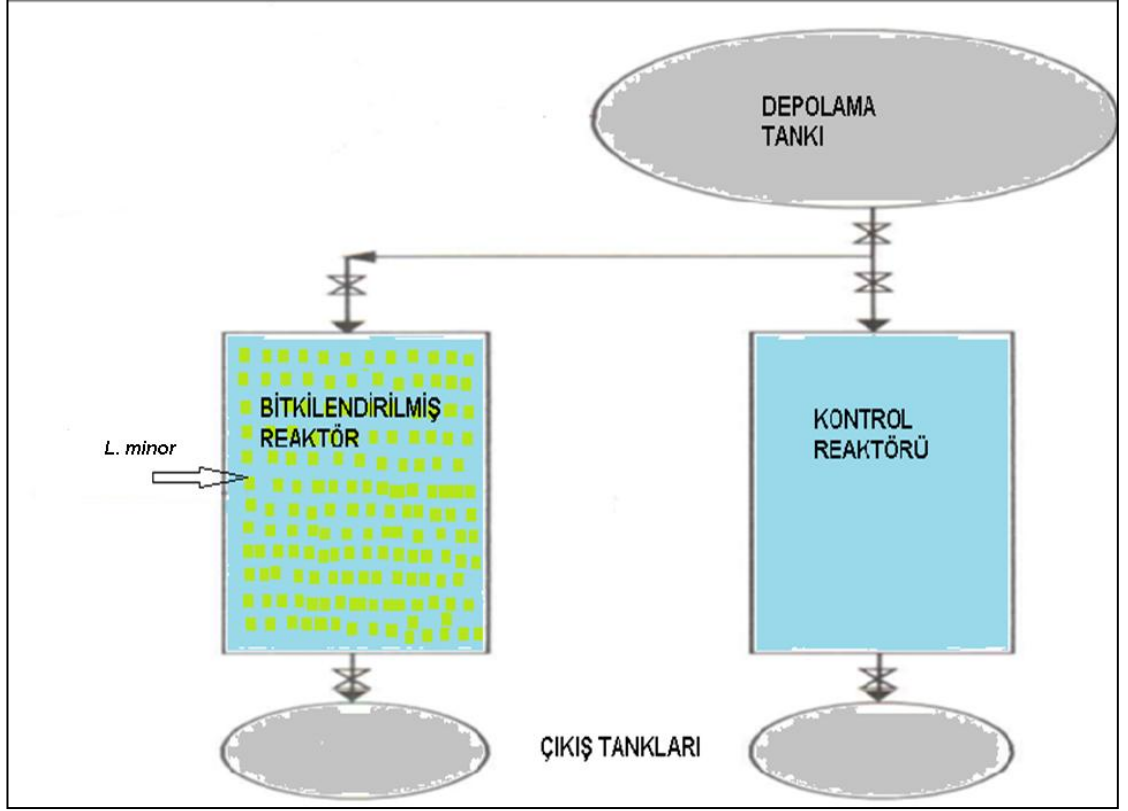
(b)

Şekil 3.5. Yüzeysel akışlı sistemin çalışmadaki çıkış yapısının görünümü (a) ve kesit görüntüsü (b) (USEPA 2000).

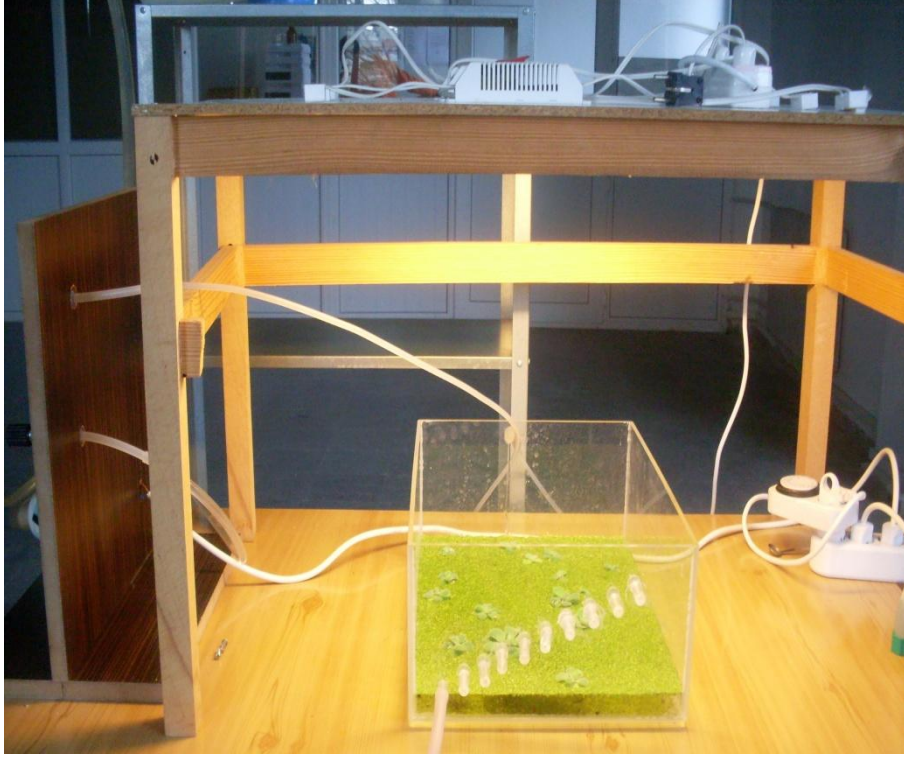
3.1.1.2. Serbest yüzeysel akışlı sistem (SYAS)

Deneysel çalışmada kullanılan laboratuvar donanımı daha önce Şekil 3.6'da belirtilen düzenekte oluşturulmuştur. Şekil 3.6'da sistemin şematik görünümü, Şekil 3.7'de ise çalışmada kullanılan sistem görülmektedir. Laboratuvar ölçekli düzenek 40x30x16 boyutlarında 2 adet havuzdan oluşmuştur. Birinci havuzda *Lemna minor* bitkisi

kullanılmıştır. Bu bitki su yüzeyinde serbest olarak hareket etmektedir. İkincisi ise kontrol havuzu olarak kullanılmıştır. Havuzların sonunda çıkış bölmesi bulunmaktadır. Şekil 3.8’de çalışmada kullanılan serbest yüzey akışlı sistemin giriş (a) ve çıkış yapısı (b) gösterilmektedir.



Şekil 3.6. Serbest yüzey akışlı sistemin şematik görünümü (Bozdoğan 2009’dan adapte edilmiştir).



(a)

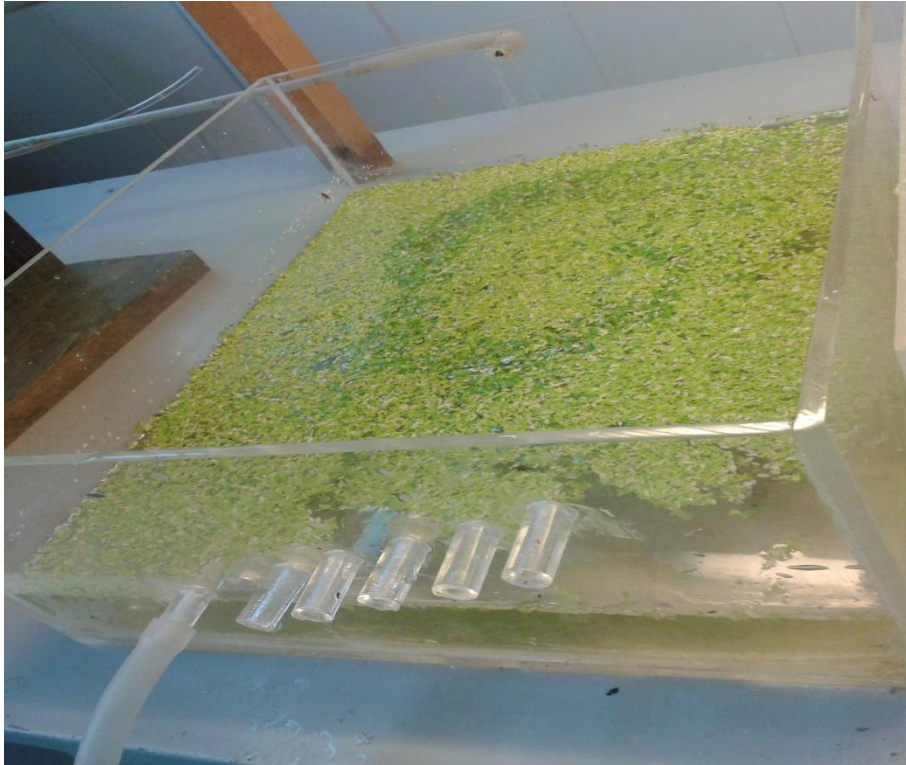


(b)

Şekil 3.7. Çalışmadaki serbest yüzey akışlı sistemin görünümü ((a) bitkili reaktör ve (b) kontrol reaktörü).



(a)



(b)

Şekil 3.8. Çalışmadaki serbest yüzey akışlı sistemin (a) giriş ve (b) çıkış yapıları.

Hazırlanan sentetik atık su, debi ayarı yapılabilen peristaltik pompa ile basılarak sistem sürekli olarak çalıştırılmıştır. Ayrıca laboratuvar çalışmasında aydınlatma için lamba kullanılmıştır. Lambaların bir zaman ayarlayıcı yardımı ile geceleri sönmeleri, gündüzleri ise yanmaları sağlanmıştır.

3.1.2. Serbest yüzey akışlı sistemde kullanılan zamanlayıcı

Laboratuvar çalışmasında aydınlatma için gün ışığına yakın özellikli lamba (OSRAM 18W/54) kullanılmıştır. Lambaların bir zaman ayarlayıcı yardımı ile geceleri sönmeleri, gündüzleri ise yanmaları sağlanmıştır. Literatür bilgilerine dayanarak gündüz 16 saat süresince zaman ayarlayıcı açık tutulup, kalan 8 saatlik zaman diliminde kapatılmıştır (Tylova ve ark. 2008, Deng ve ark. 2006).



Şekil 3.9. Sistemde kullanılan zamanlayıcının görünümü.

3.1.3. Sistemlerde kullanılan sentetik atık su

Çalışmanın birinci bölümünde sentetik olarak hazırlanan evsel nitelikli atık su ile kontrollü koşullarda yapay sulak alan sistemlerinin arıtım verimi incelenmiştir. Sentetik atık suyun bileşenleri Çizelge 3.1’de verilmektedir. Sentetik atık su İktisadi İşbirliği ve Kalkınma Teşkilatı (OECD) tarafından önerilen şekilde hazırlanmıştır (OECD 1984). Zayıf evsel atık su ile yapılan çalışmada KOİ ~250 mg/l, kuvvetli evsel atık su ile yapılan çalışmada ise KOİ ~500 mg/l olacak şekilde konsantrasyonlar ayarlanmıştır.

Çizelge 3.1. Sentetik atık su bileşimi (OECD 1984, Prochaska ve Zouboulis 2006).

Bileşik	Konsantrasyon (mg/l)
Peptone	160
Et Ekstraktı	110
Üre	30
K ₂ HPO ₄	28
NaCl	7
MgSO ₄ .7H ₂ O	2
CaCl ₂	4

3.1.4. Yüzey altı akışlı sistemde kullanılan yatak malzemesi - Leca (Hydroton-genişletilmiş kil agregaları)

Değişik karakteristik özellikleri sayesinde birçok endüstri dalında farklı amaçlar için kullanılan hafif agregaların dağılım aralığı oldukça geniştir. Bunların yaygın anlamda kullanılan isimleri, orijinlerine ve üretimlerinin yapıldığı ülkeye göre değişiklik göstermektedir. Agregalar; doğal agregalar, endüstriyel olarak üretilen suni agregalar ve endüstriyel ürünlerin atıklarından elde edilen suni agregalar olarak üç ana gruba ayrılmaktadır.

Doğal hafif agregalar; genelde bir volkanizma ürünü olarak oluşmuş gözenekli ve geniş kütleli dağılımlar gösteren endüstriyel hammaddelerdir. Endüstriyel olarak üretilen suni agregalar; çok geniş bir ürün çeşitliliğine sahip oldukları için genelde ticari isimleri ile bilinmektedirler. Temel sınıflandırmaları, üretildikleri hammaddeye ve özgül ağırlık değerlerindeki belirgin azalmaların sağlandığı (yani belirli bir oranda genleşmenin sağlandığı) üretim yöntemine göre yapılmaktadır. Endüstriyel ürünlerin atıklarından elde edilen suni agregalara ise fırın klinkeri, kömür cürufu, sinterlenmiş ve pulverize edilmiş uçucu küller örnek verilebilir (Gündüz ve ark. 2006).

Sinterleşme süreci çabuk olan ve 1100-1300 °C arasında belirli bir hacim artışına uğrayan kil, killi şist ve şeyllere genel olarak genleşen killer adı verilmektedir. Genleştirilmiş kil için kullanılan yaygın hammaddeler; erken sinterleşen kil, kumlu kil

(Lem, mil), killi şist ve şifertondur. Bunlar mineralojik olarak illit, serizit ve montmorillonit gibi tabakalı silikatlardan meydana gelir. Bazı hallerde bir miktar kaolinit ve klorit ile değişen miktarlarda kuvars, feldspat, kalsit, dolomit ve limonit ihtiva ederler (Anonim, 2005). Bu malzemelerin 1100-1300°C'de pişirilmesi neticesinde oluşan gözenekli yapıya sahip küçük seramik ürünlerin (granüller) dış yüzeyinde iyi sinterleşmiş sert ve piroplastik yapı gösteren bir kabuk oluşmaktadır (Şekil 3.10). İç kısımda ise, malzeme bünyesinde bulunan ve pişme esnasında açığa çıkan tüm gazların bünyeyi terk etmesi nedeniyle kapalı ve küçük boşluklar halinde hücreler ihtiva eden homojen bir yapı meydana gelmektedir. Bu oluşum, inşaat sektöründe hafif yapı elemanlarının eldesinde hafif agrega malzemesi olarak değerlendirilebilmektedir (Gündüz ve ark. 2006).

Genleştirilmiş kil, hafif yapı malzemeleri arasında basınç mukavemeti en yüksek olan elemanlardan biridir. İngilizce'de "*expanded clay*", Almanca'da ise "*blähton*" adıyla bilinmektedir. Dünya ticari piyasasında, üretim ve teknik isimlendirmelerine göre günümüzde Leca, Liapor Ve Keramzit terminolojik tanımlamaları ile de anılmaktadırlar (Gündüz ve ark. 2006).



Şekil 3.10. Sistemde kullanılan yatak malzemesinin (Leca) görünümü (www.leca.ae).

Genişletilmiş kil agregaları ile ilgili teknik veriler Çizelge 3.2, 3.3 ve 3.4'de verilmektedir.

Çizelge 3.2. Genleşmiş kil agregası birim hacim ağırlık değerleri (Gündüz ve ark. 2006).

Boyut (mm)	Birim hacim ağırlık (Nemli durumda) (kg/m ³)	Birim hacim ağırlık (Kuru durumda) (kg/m ³)	Agregada bulunan nem miktarı (%)
0-5	545	513	6,24
5-10	390	369	5,69
10-20	376	365	3,02
20-40	295	266	10,90

Çizelge 3.3. Genleşmiş kil agregalarının su emme ve kompasite değerleri (Gündüz ve ark. 2006).

Agrega boyutu (mm)	Su emme (%)	Kompasite (%)
0-5	11,74	21,92
5-10	25,64	15,77
10-20	21,91	15,60
20-40	23,61	11,37

Çizelge 3.4. Genleşmiş kil agregalarının porozite ve doyma derecesi değerleri (Gündüz ve ark. 2006).

Agrega Boyutu (mm)	Gerçek porozite (%)	Doyma derecesi (%)
0-5	78,08	15,04
5-10	84,23	30,44
10-20	84,40	25,96
20-40	88,63	26,64

Leca (Hydroton) taneleri ağırlık olarak hafiftir, sıkışmazlar ve tekrar kullanılabilirler. Taneler kullanımdan sonra temizlenip sterilize edilebilirler. Ayrıca bu taneler hareketsiz, pH değerleri nötr ve herhangi bir besin maddesi içermezler. Taneler serbestçe kururlar ve fazla su tutmazlar; bunun sonucunda da kök çevresinde iyi bir oksijen seviyesi sağlarlar ve bu yüzden taneler taşkın ve kanal sistemlerinde kullanım için uygundur (www.gartengold.com).

Ayrıca Dordio ve ark. (2007), yapay sulak alanda 3 farklı yatak malzemesini karşılaştırdıkları çalışmalarında genişletilmiş kil agregalarının fenoksi bileşiklerin sorpsiyonunda en yüksek sorpsiyon kapasitesine sahip olduğunu belirtmiştir.

3.1.5. Sistemlerde kullanılan bitkiler

Bu çalışmada, yüzey altı akışlı sistemde yarı batık su bitkilerinden *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex. Steudel ve serbest yüzey akışlı sistemde ise yüzen su bitkilerinden *Lemna minör* L. (su mercimeği) kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan bitkiler *L. minor* ve *Phragmites australis* ticari olarak üretilerek satışa sunulan firmadan temin edilmiştir.

Phragmites australis (Cav.) Trin. Ex. Steudel (Kamış): Eş adları; *Arundo australis* ve *Phragmites communis* olup, gövdeleri yalın, 3m'ye kadar uzayan, çok yıllık, su üstü yabancı otudur (Şekil 3.11). Dilcik 0,5-1 mm boyundadır, tüylerden oluşmuş yoğun bir saçak şeklindedir, genç dönemlerinde dış yüzeylerinde aynı zamanda 1cm'ye kadar uzayan 1 sıra dik tüy bulunur. Yaprak ayaları taban bölümlerinde daralmıştır, 60x3cm boyutlarına kadar büyüyebilir, uzun ve belirgin bir uca doğru giderek daralır, kenarları pürüzlüdür. Bileşik salkım 40 cm'ye kadar uzayabilir, demetçiklerin taban bölümleri tüylüdür. Başakçıklar 3–6 çiçeklidir. Başakçık kavuzları eşit boyda değildir, pürüzlüdür. Göller, ırmaklar, kanallar, bataklıklar, kanal ve deniz kıyılarında gelişir (Cronk ve Fennesy 2001, Naz 2008). *Phragmites australis*'in taksonomik seviyesi Çizelge 3.5'te verilmektedir.

Çizelge 3.5. Phragmites taksonomik seviyesi (Davis 1984).

Alem	Plantae (Bitkiler)
Bölüm	Magnoliophyta (Kapalı tohumlular)
Sınıf	Liliopsida (Bir çenekliler)
Takım	Poales
Familya	Poaceae (Buğdaygiller)
Cins	<i>Phragmites</i> Adans
Familya	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. Ex. Steudel



Şekil 3.11. *Phragmites australis*'in görünümü (www.hort.purdue.edu).

Lemna minor L. (Su mercimeği): Su mercimekleri yaprakları ile birlikte 1-3 mm genişlikte, yeşil renkte tatlı su bitkileridir (Şekil 3.12). Botanik de sistematik olarak Lemnaceae familyasının ait olduğu monocotyledonlardandır (Skillicorn ve ark. 1993). Su mercimekleri, en küçük, en basit ve en hızlı üreme hızına sahip çiçekli bitkilerden biridir. Yaprığında küçük bir hücre bölünür ve yeni bir yaprak üretir; her yaprak yaşamı boyunca en az 10 ila 20 katı yeni yaprak üretme kapasitesine sahiptir. Atık suda yetişebilen *Lemna* sp. 27°C sıcaklıkta yaprak sayısını her dört günde bir, iki katına çıkarır. Birçok su mercimeği türü turion adlı özel bir madde oluşturarak düşük sıcaklıklarda yaşayabilir (Skillicorn ve ark. 1993, Nalbur 1997). Su mercimeği yaprağı az life sahiptir, çünkü yaprak ve gövdelerini desteklemek için yapısal dokuya ihtiyaçları yoktur. Su mercimeği türleri geniş çeşitlilikte coğrafik ve iklimsel bölgelere adapte olabilir ve susuz çöller ve sürekli soğuk kutup bölgeleri hariç her yerde bulunabilirler. Çoğunluğu tropikal ılıman iklimlerde ve ılıman bölgelerde bulunur (Artan 2007). *Lemna minor*'ün taksonomik seviyesi Çizelge 3.6'da gösterilmektedir.

Çizelge 3.6. *Lemna minor* taksonomik seviyesi (Davis 1984).

Alem	Plantae (Bitkiler)
Bölüm	Magnoliophyta (Kapalı tohumlular)
Sınıf	Liliopsida (Bir çenekliler)
Takım	Alismatales
Familya	Lemnaceae
Cins	<i>Lemna</i> L.
Familya	<i>Lemna minor</i> L.

Birçok tür sıcaklık sınır değerlerinde yaşamını sürdürür, ancak; sıcak ve güneşli koşullarda daha hızlı büyüme gösterir. Su taşkınları ve akuatik kuşlarla yayılırlar. Genç su mercimeği yaprakları %92-94 oranında su içerir. Lif ve kül içeriği yüksektir ve yavaş büyüme nedeniyle protein içeriği düşüktür (Skillicorn ve ark.1993).

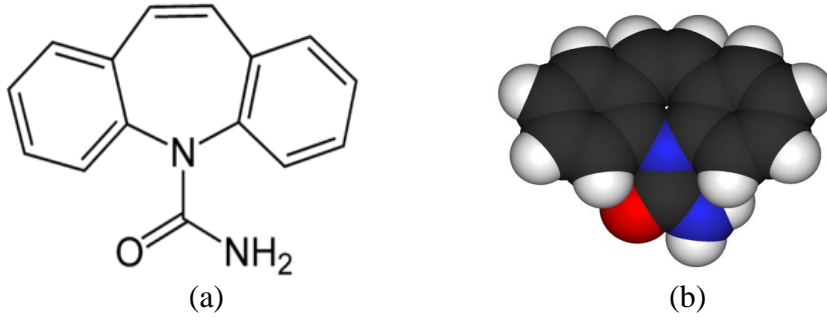


Şekil 3.12. *Lemna minor* L.'in görünümü (www.hort.purdue.edu).

3.1.6. Çalışmada kullanılan ilaç aktif maddeleri ve özellikleri

Karbamazepin [5H-Dibenz (b,f) azepin-5-karboksamid]: Karbamazepin, epilepsiye karşı kullanılan en yaygın ilaçtır. Aynı zamanda manik-depresif hastalık ve şiddetli saldırganlık durumları gibi belirli psikiyatrik hastalıkların tedavisinde ve uyuşturucu ve alkol tedavisinde de etkilidir (Oetken ve ark. 2005). İngiltere’de yılda 40 tondan fazla karbamazepin tüketilmektedir (Jones ve ark. 2002). Almanya’da 2001 yılında reçeteye verilen tüm antiepileptik ilaçların %40’ının etken maddesini karbamazepin oluşturur. Karbamazepin, esas olarak karaciğerde türevlerine dönüştürülürerek uzaklaştırılır. Karbamazepin, idrar yoluyla atılır. Atılımın %72’sini konjuge olmamış metabolitleri, %3’ü ise değişmeden atılan bölümü oluşturmaktadır (Clara ve ark. 2004).

Karbamazepin moleküler ağırlığı 236.26 g/mol ve CAS numarası 298-46-4’dir. Karbamazepin, oda sıcaklığında beyaz veya sarımsı beyaz renkte, kokusuz, suda kısmi çözünebilir, erime noktası 190-193°C arasında olan bir maddedir. Şekil 3.13’te karbamazepinin kimyasal formülü (a) ve 3 boyutlu görüntüsü (b) verilmektedir.



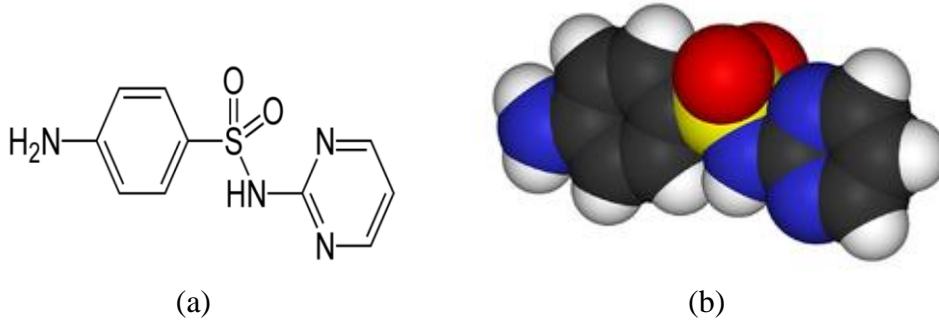
Şekil 3.13. Karbamazepinin a) kimyasal formülü ve b) 3 boyutlu görüntüsü (www.psikofarma.info).

Biyolojik olarak çözünmez olduğu ve adsorpsiyona duyarlı olmadığı için karbamazepin, birçok araştırmacı tarafından (Clara ve ark. 2004, Glassmeyer ve ark. 2005, Benotti ve Brownawell 2007, Nakada ve ark. 2008) konservatif kimyasal izleyici olarak belirtilmiştir. Karbamazepin, sadece insanlar tarafından kullanılır ve bu nedenle insan fekal kontaminasyonunun bir göstergesi olarak hizmet verebilir (Kasprzyk-Hordern ve ark. 2009).

Stamatelatos ve ark. (2003) karbamazepin maddesinin kanalizasyon sistemine girdikten sonra tüm aşamalarda aktif çamur, anaerobik parçalanma çamuru, deniz suyu, tatlı su ve toprak- davranışını incelemiştir. Karbamazepin, özellikle uzun sürelerde aktif çamur prosesinde KOİ gideriminde düşüşe neden olurken, anaerobik çamur prosesini etkilememektedir. Karbamazepinin, anaerobik veya aerobik parçalanma proseslerinin hiç birinde parçalanmadığı ve katı fazlara biyolojik olarak sorplandığı düşünülmektedir. Çalışmada incelenen sucul ortamların çoğunda karbamazepin bulunması, bu maddenin çok dayanıklı olduğunu göstermektedir. Karbamazepinin algler için toksik olmadığı (Andreozzi ve ark. 2002), ancak balıklar için toksik olduğu belirtilmiştir (Laville ve ark. 2004).

Ibuprofen (2-[4-(2-methylpropyl)phenyl]propanoic acid): Klinik olarak kanıtlanmış, analjezik ve antipiretik etken maddedir. Ağrı eşiğini yükseltmek yoluyla analjezik, hipotalamustaki termo-regülasyon merkezi üzerindeki etkisi yolu ile de antipiretik bir etki gösterir. Ibuprofen eczanelerde sıklıkla bulunan Nurofen, Nurofen gel and Nurofen Plus gibi ağrı ve ateş kesici ve romatizmal ilaçların ana bileşenidir. 600-1200 mg/d gibi

bileşiklerdir. Şekil 3.15'te sulfadiazinin kimyasal formülü (a) ve 3 boyutlu görüntüsü (b) verilmektedir.



Şekil 3.15. Sulfadiazinin a) kimyasal formülü ve b) 3 boyutlu görüntüsü (www.psikofarma.info).

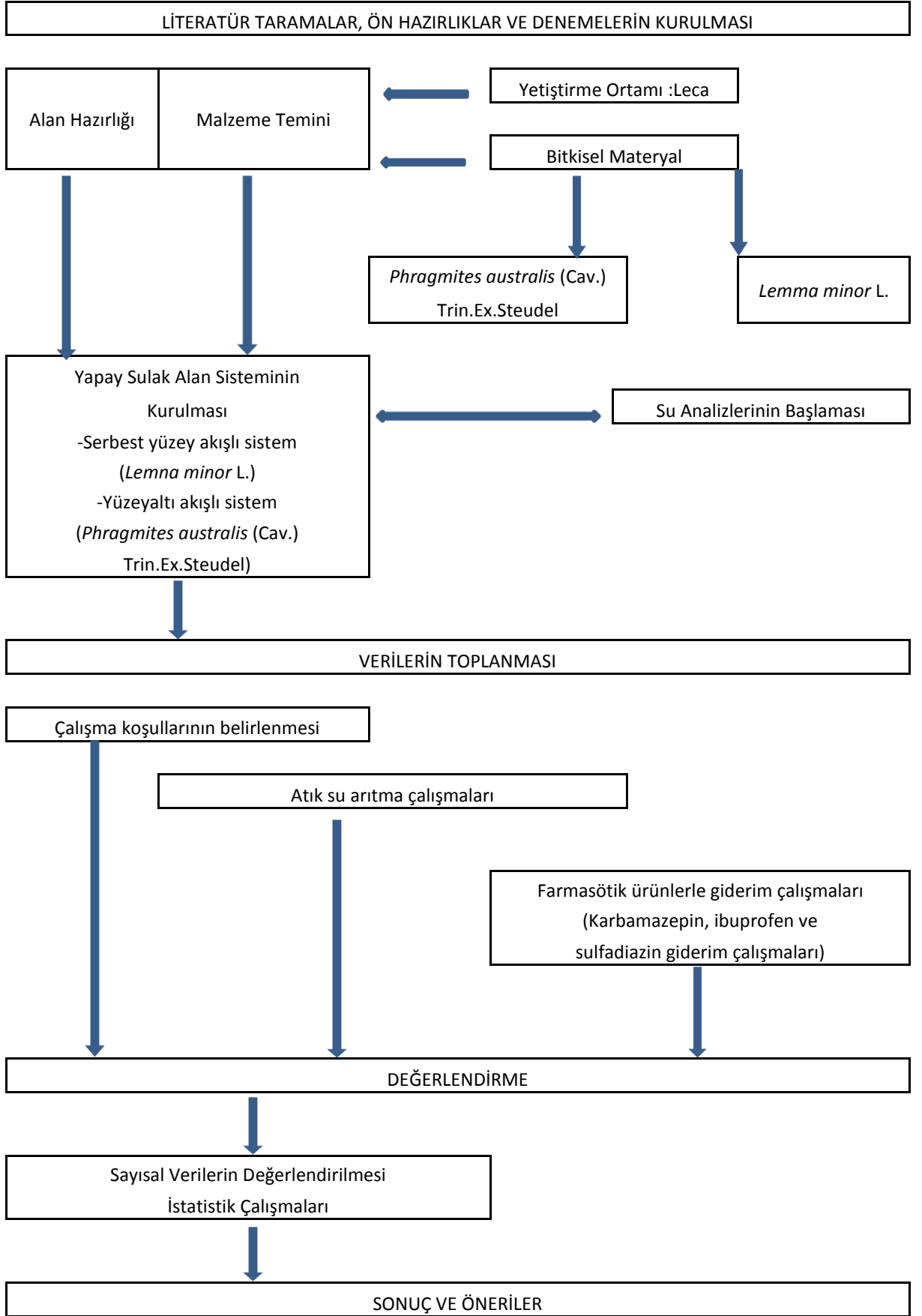
Sulfonamidler, böbrekler aracılığıyla metabolit veya ana bileşik halinde vücuttan uzaklaştırılır. Ayrıca gözyaşı, dışkı, safra, süt ve ter bu ilaçlar için atılım yolu olabilmektedir (Cengiz 2007).

Balık yetiştiriciliğinde sulfonamidler yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Treves-Brown 2000). Akuakültürde antibakteriyel maddelerin kullanımı, yetiştiriciliği yapılan balıkların dokularında kalıntılara neden olmaktadır. Dokulardaki antimikrobiyal ilaçların varlığı ile mümkün olabilecek tehlikeler alerji, toksik etkiler, insan bağırsak florasında kolonizasyonda değişiklikler ve insandaki patojenlerde direnç gelişimi olarak sıralanabilir (Papapanagiotou ve ark. 2000).

3.2. Yöntem

Çalışma literatür taramaları, ön hazırlıklar ve denemelerin kurulması, veri toplama ve değerlendirme bölümlerinden oluşmuştur (Şekil 3.16). Çalışmanın birinci bölümü, literatür araştırması ve gerekli malzemelerin temin edilmesiyle birlikte laboratuvar ölçekli yüzey altı akışlı ve serbest yüzey akışlı sulak alan sistem reaktörlerinin kurulmasıyla başlamıştır. Her sistem giriş tankı, bitkilendirilmiş reaktör, kontrol reaktörü (bitkilendirilmemiş) ve çıkış tankından oluşmuştur. Evsel atık suyu karakterize eden sentetik atık su sistemlerin işletilmesinde sürekli olarak kullanılmıştır. Sentetik atık su İktisadi İşbirliği ve Kalkınma Teşkilatı (OECD) tarafından önerilen şekilde hazırlanmıştır (OECD, 1984). Öncelikle KOİ konsantrasyonu ~250 mg/l olan zayıf

evsel atık su daha sonra KOİ konsantrasyonu ~500 mg/l olan kuvvetli evsel atık su sistemlerde kullanılmıştır. Sistemler kurulduktan sonra öncelikle sadece bitkili reaktörler işletilmiştir. Bitkiler sistemlere adapte edildikten sonra sistemler için optimum çalışma koşulları belirlenmeye başlanmıştır. Serbest yüzey akışlı sistemde reaktörde farklı derinliklerde farklı hidrolik bekletme süreleri uygulanmıştır. Yüzey altı akışlı sistemde ise, belirli bir derinlikte farklı hidrolik bekletme süreleri uygulanarak optimum hidrolik bekletme süresi belirlenmiştir. Her denenen uygulamanın başlangıcında depolama tankından, hidrolik bekleme süresinin sonunda ise çıkış tankından örnekler alınarak sistemlerin atık su arıtım performansları yalnızca sıcaklık, pH ve KOİ analizi yapılarak belirlenmiştir. Sistemler bu aşamada zayıf evsel atık su ile işletilmiştir. Elde edilen sonuçlar değerlendirilerek optimum çalışma koşulları belirlendikten sonra serbest yüzey akışlı ve yüzey altı akışlı sistemde kontrol tankları (bitkisiz) devreye alınmıştır. Öncelikle zayıf evsel atık su ile uygulama yapılmıştır. Hem bitkili hem de bitkisiz reaktörlerden belirlenen en uygun hidrolik bekletme süresinin başında depolama tankından, sonunda çıkış tankından numuneler alınarak arıtım verimini belirlemek için fiziksel ve kimyasal analizler yapılmıştır. Aynı işlem kuvvetli evsel atık su ile de tekrarlanmıştır. Böylece hem sistemlerin uygun çalışma koşulları altında atık su arıtım performansı ortaya konulmuş, hemde arıtım veriminde bitkilerin etkisi belirlenmiştir. Ayrıca, yüzey altı akışlı sistemde kullanılan ortam malzemesi genişletilmiş kil agregası (Leca)'nında evsel nitelikli atık su arıtımında rolü olup olmadığı ortaya konulmuştur.



Şekil 3.16. Tez çalışmasında izlenen aşamalar.

Çalışmada sistemlerin performansının izlenmesi amacıyla sistemin giriş ve çıkışlarından alınan olan örneklerde; pH, sıcaklık, elektriksel iletkenlik (EC), çözülmüş oksijen (ÇO), toplam azot (TN), amonyum azotu (NH₄-N), nitrat (NO₃⁻), nitrit (NO₂⁻), toplam fosfor (TP), orto-fosfat (OP), askıda katı madde (AKM), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) belirlenmiştir.

Sistemlerin maliyetini ve ekonomik yönünü göz önüne çıkarmak amacıyla en verimli çalışan sistem için örnek boyutlandırma hesabı yapılmıştır.

İkinci bölümde, sulak alan sistemlerinin farmasötik ürünleri arıtma performansını belirlemek amacıyla seçilen karbamazepin, ibuprofen ve sulfadiazin çözeltileri belirli konsantrasyonlarda hazırlanmıştır. Sulak alan sisteminde serbest yüzey akışlı ve yüzey altı akışlı reaktörlerin depolama tankına kuvvetli evsel nitelikli sentetik atık suyla birlikte verilmiştir. Optimum olarak tespit edilmiş olan çalışma koşullarında işletilen sistemlerin giriş ve çıkışlarından örnek alınarak farmasötik ürünlerin atık sudaki konsantrasyonlarının belirlenmesi için bu analizleri ekonomik ve rutin olarak yapan en uygun laboratuara gönderilmiştir. Laboratuara gönderilen örneklerde seçilen karbamazepin, ibuprofen ve sulfadiazinin konsantrasyonlarının belirlenmesi için analiz edilmeden önce her bir örneğin ayrı ayrı ön hazırlık işlemleri yapılmıştır. Ön hazırlık işlemlerinin 1. aşaması, ekstraksiyon kolon veya disklerine çeşitli tutucu maddelerin doldurulması ve sıvı örneklerini istenmeyen bileşenlerden ayırma, yoğunlaştırma ve ileriki analiz aşamalarına hazırlamak amacıyla uygulanan katı faz ekstraksiyonudur. 2. aşaması, silika jel sütunları gibi ileri temizleme aşamalarının uygulanmasıdır. Bu aşamalardan sonra laboratuara gönderilen örneklerin HPLC cihazında analizleri yapılmıştır. Araştırma tamamlandığında elde edilen bütün sonuçlar değerlendirilerek, sulak alan sistemlerinin farmasötik ürünleri arıtılabilirliği ve performansı ortaya konulmuştur.

3.2.1. Analiz metotları

Tez çalışmasında kurulan sulak alanların performansının izlenmesi için sistemin giriş ve çıkış yapılarından alınan örneklerde pH, sıcaklık, elektriksel iletkenlik (EC), çözülmüş oksijen (ÇO), toplam azot (TN), amonyum azotu (NH₄-N), nitrat (NO₃⁻), nitrit (NO₂⁻), toplam fosfor (TP), orto-fosfat (OP), askıda katı madde (AKM), kimyasal oksijen

ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) konsantrasyonları belirlenmiştir. Sıcaklık, pH, EC değerleri çoklu parametre cihazı ile ölçülmüştür. KOİ ve AKM standart metodlara göre (APHA, 2005), diğer parametreler (TN, TP, NH₄-N, NO₂⁻, NO₃⁻ ve PO₄-P) ise Dr. Lange test kitleri kullanılarak DR5000 model spektrofotometrede ölçümlenmiştir.

pH ve sıcaklık ölçümleri: pH ve sıcaklık ölçümü Consort marka çoklu analiz ölçer ile yapılmıştır. Hidrolik bekletme sürelerinin başlangıcında depolama tankında ve bitişinde çıkış tankında ölçümlenmiştir.

Elektriksel iletkenlik (EC_{25°C}) ölçümü: Elektriksel iletkenlik ölçümü Consort marka çoklu analiz ölçer ile yapılmıştır. Hidrolik bekletme sürelerinin başlangıcında depolama tankında ve bitişinde çıkış tankında ölçümlenmiştir.

Çözünmüş oksijen: Çözünmüş oksijen ölçümü Consort marka çoklu analiz ölçer ile yapılmıştır. Hidrolik bekletme sürelerinin başlangıcında depolama tankında ve bitişinde çıkış tankında ölçümlenmiştir.

Toplam azot (TN) analizi: TN konsantrasyonu kit ile Nessler yöntemine göre örnekler hazırlanarak Hach Lange DR5000 spektrofotometrede okunmuştur.

Amonyum azotu analizi: Amonyum azotu konsantrasyonu kit ile Salisilat yöntemine göre örnekler hazırlanarak Hach Lange DR5000 spektrofotometrede okunmuştur.

Nitrat Analizi: Nitrat azotu konsantrasyonu kit ile kadmiyum indirgemesi yöntemine göre örnekler hazırlanarak Hach Lange DR5000 spektrofotometrede okunmuştur.

Nitrit analizi: Nitrit azotu konsantrasyonu kit ile Diazotizasyon yöntemine göre örnekler hazırlanarak Hach Lange DR5000 spektrofotometrede okunmuştur.

Toplam fosfor (TP) ve orto-fosfat (PO₄-P) analizi: Toplam fosfor ve orto-fosfat konsantrasyonu kit ile Molibden mavisi yöntemine göre örnekler hazırlanarak Hach Lange DR5000 spektrofotometrede okunmuştur.

Askıda katı madde (AKM) analizi: Standart metodlara uygun olarak gravimetrik yöntem kullanılarak ölçülmüştür. 50 ml numune GF/C Whatman filtre kağıdından, vakum pompası (Sartorius marka) ile süzölmüş 105°C’de etüvde 1 saat kurutulup, desikatörde soğutulduktan sonra tartılmıştır (APHA 2005). AKM konsantrasyonu aşağıda belirtildiği gibi hesaplanmıştır.

$$AKM(mg/l)=[(Süzdeç kağıdı+AKM ağırlığı)-Süzgeç kağıdı ağırlığı]*10^6/ml \text{ örnek}$$

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizleri: KOİ, evsel ve endüstriyel atık suların kirlilik derecesini belirlemede kullanılan bir parametredir. KOİ suda organik maddelerin kimyasal olarak ayrışmasında tüketilen oksijen miktarının bir ölçüsüdür. Sulara fazla miktarda organik atık verilmesi, çözünmüş oksijenin fazla miktarda tüketilmesi sonucunu doğurur. Bu nedenle suların kirlilik derecesi yüksek oldukça, yani fazla miktarda organik maddenin bu sulara atılması halinde, KOİ değeri de yüksek olacaktır. KOİ ne kadar yüksek ise o suların fazlaca organik maddeler tarafından kirlendiğini belirtir (Özen 2006).

KOİ analizleri Standart Metotlardaki 5220.C’de belirtilen Closed Reflux, titrimetrik yöntemine göre yapılmıştır. 2,5 ml numune üzerine 1,5 ml standart potasyum dikromat çözeltisi (0,0167 M) ve 3,5 ml sülfürik asit reaktifi eklenmiştir. Bu işlemler şahit içinde tekrarlanmıştır. Bunlar 148°C’deki termostatta 2 saat süre ile kaynatılmıştır. Oda sıcaklığına kadar soğutulduktan sonra 0,1 M standart demir amonyum sülfat titrantı (FAS) ile titrasyon yapılmıştır. Öncelikle şahit için sarfiyat “A” okunmuştur. Ardından numune için sarfiyat “B” okunmuştur. Günlük olarak FAS çözeltisinin molaritesi kontrol edilmiştir. Bunun için 2,5 ml saf su 1,5 ml standart potasyum dikromat çözeltisi ve 3,5 ml sülfürik asit reaktifi eklenmiş ve kaynatmadan titrasyon yapıp, sarfiyat okunmuştur (APHA, 2005).

$$FAS \text{ Molarite} = (1,5 / ml \text{ Sarfiyat}) \times 0,1 \quad (3.1)$$

$$KOİ = \frac{[(A-B)*8000*FAS \text{ Molarite}]}{Numune \text{ Hacmi}} \quad (3.2)$$

Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) analizi: BOİ analizleri Standart Metotlardaki 5210-B’de belirtilen yöntemine göre yapılmıştır. Bu yöntem, organik materyalin biyokimyasal degradesyonu için belirli bir inkübasyon periyodu sırasında kullanılan oksijen ile

inorganik materyali okside etmek için kullanılan oksijeni ölçer. Metot numunenin hava geçirmeyen ve belirli büyüklükteki bir şişeye tümüyle doldurulmasından ve belirli bir sıcaklıkta 5 gün inkübe edilmesinden oluşur. Başlangıçta ve inkübasyondan sonra ölçülen çözülmüş oksijen arasındaki farktan BOİ konsantrasyonu hesaplanır.

İstatistiksel analiz: Tez çalışması sonunda elde edilen verileri istatistiksel açıdan inceleyebilmek için SPSS 17.0 ve Sigma Plot paket programları kullanılmıştır.

Karbamazepin, ibuprofen ve sulfadiazin çözeltilerinin hazırlanması: 0,0005 g ilaç temiz spatül yardımıyla hassas terazide (Sartorius marka) tartılmıştır. Tartımlar 100 ml'lik balon jöjeye aktarılarak saf su ile tamamlanmış ve çözümlenmeyi kolaylaştırmak ve hızlandırmak amacıyla ultrasonik banyoda 40 dakika tutulmuştur. Daha sonra depolama sistemlerin depolama tankına aktarılarak son hacim kuvvetli evsel atık su ile tamamlanmıştır.

Karbamazepin, ibuprofen ve sulfadiazin örneklerinin analizi: Çıkış suyundan alınan her örnek amber cam şişelere alınarak yurtdışında analizi yaptırılacak laboratuara gönderilene kadar +4°C'de buzdolabında saklanmıştır. Örnekler laboratuara soğuk gönderi olarak teslim edilmiştir.

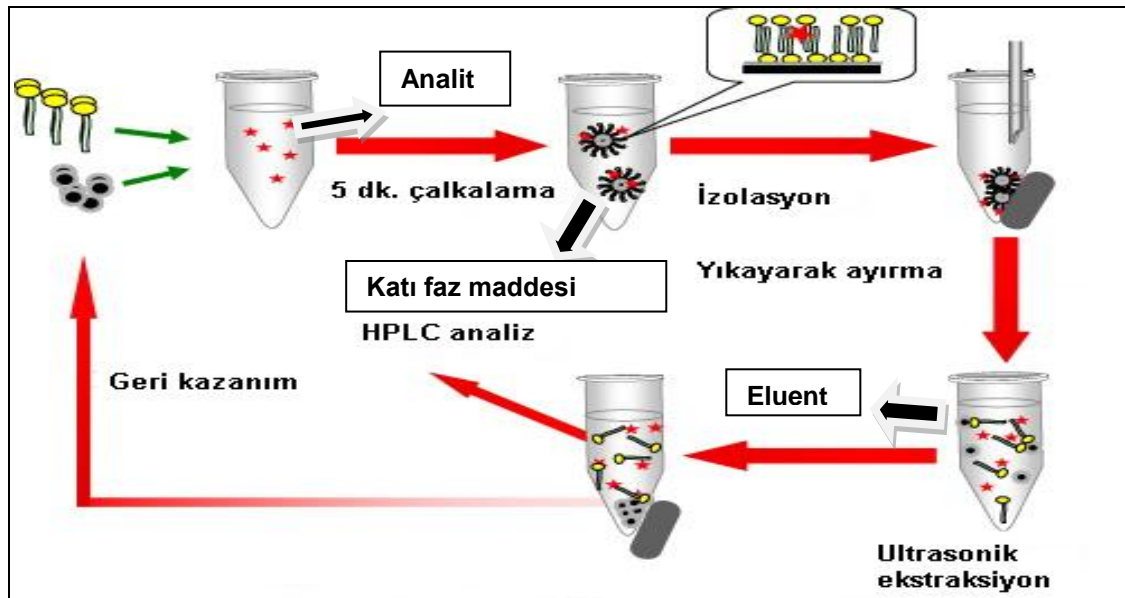
Gönderilen laboratuarda, ilaçların ekstraksiyonu Blackwell ve ark. 2004 tarafından geliştirilen yöntemin modifiye edilmesi ile gerçekleştirilmiştir. Analizlerinde üç paralel örnek kullanılmıştır. Methanol, acetonitrile ve su karışımından (LiChrosolv) oluşturulan ekstraksiyon (pH 7.2) çözeltilisinin 5ml'si örneğine ilave edilmiştir. Hazırlanan örnek vortekste 30 sn karıştırılmış ve ardından 10 dakika süreyle ultrasonik su banyosunda tutulmuştur. Bu işlemden sonra örnekler 15 dakika santrifüj işlemi uygulandı ve üstteki sıvı katman 500 ml hacmindeki cam bir şişeye alınarak soğuk (+4°C) ve karanlık bir ortamda muhafaza edilmiştir. Bu işlem iki kez daha tekrarlanmış ve sıvı katmanlar birleştirilmiştir. Çözeltideki metanol düzeyini %2'nin altına düşürebilmek için, ultrasaf su ile 400 ml'ye seyreltilmiş ve hazırlanan çözeltinin pH değeri fosforik asitle 2.9'a ayarlanmıştır.

HLB katı faz arındırma kartuşları birleştirilerek vakum manifold sistemine yerleştirilmiştir. Ekstraksiyon çözeltilisinin 5 ml'sinin ultra saf suyla 100 ml'ye

tamamlanması ile yıkama/şartlandırma çözeltisi hazırlanmıştır. Katı faz kartuşları 2 ml metanol ve 2 ml şartlandırma çözeltisi ile muamele edilmiştir. Çözeltilerin ve örneklerin kartuşlardan geçiş hızı yaklaşık 1 ml/dk olarak ayarlanmıştır. Tüm örnek kartuşlardan geçirildikten sonra HLB kartuşları sırayla 5ml yıkama çözeltisi ve 4 ml %20'lik metanol kullanılarak yıkanmıştır. Antibakteriyel ilaç HLB kartuşundan, 2 kez 1 ml metanol kullanılarak çözeltilere alınmış, metanol içinde homojen dağılımlarını sağlamak için karıştırılmış ve karışımın yaklaşık 1ml'si HPLC analiz için gerçekleştirilmesi amacıyla 1.8 ml hacmindeki vialle aktarılmıştır. Hazırlanan örnekler analiz için gerçekleştirilmesine kadar -20°C'de muhafaza edilmiştir.

Örnek için geri kazanım düzeyleri, her bir derişimdeki 3 paralel çalışmanın sonucunda elde edilen ilaç derişim değerlerinin ortalamasının kirlilik düzeyine oranı ile hesaplanmıştır. Kimyasal analiz sonuçlarının bir birine yakınlık derecesi nisbi standart sapma (% RSD) olarak belirtilmiştir. Örnekler UV dedektör ile C18 kolon (1,7 µm) kullanılarak HPLC'de (Waters Corp., Milford, MA, USA) okunmuştur. Laboratuardan alınan sonuçlar değerlendirilmiştir.

Katı faz ekstraksiyon işleminin genel olarak şematik görünümü Şekil 3.17'de görülmektedir.



Şekil. 3.17. Katı faz ekstraksiyon işleminin şematik gösterimi (Zhu ve ark. 2010)

4.BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Optimum Çalışma Koşullarının Belirlenmesi

Çalışmanın birinci aşamasını oluşturan bu bölümde, yüzey altı akışlı ve serbest yüzey akışlı sulak alan sitemlerinin evsel nitelikli atık su arıtımında en verimli çalışma koşullarını belirlemek amacıyla işletmeye alınmış ve sentetik atık su ile kararlı konumda çalışmaya başlanmıştır. Bitki büyümesi (*P. australis*) süreci, yüzey altı akışlı sistemde ilk 4 hafta içerisinde filizlenmeye başlamıştır. Serbest yüzey akışlı sistemde ise adapte sürecinde bir kısım bitkiler (*L. minor*) ölmüş ancak kısa sürede yeniden artış göstermeye başlamıştır. Laboratuvar ölçekli yapay sulak alan uygulaması manuel bir sisteme dayandığı için deney çalışmaları süresince her gün kontrol edilmiş, sistemin sürekliliği sağlanmıştır.

Hidrolik bekletme süresi (HBS) teorik olarak, havuza giren suyun havuzdan çıkıncaya kadar havuzda kaldığı süreyi ifade etmektedir. Bitkilerin sisteme adapte edilmesinden sonra serbest yüzey akışlı sistem için 3 ila 8 gün arasında değişen hidrolik bekletme sürelerinde ve 5 ila 10 cm arasında değişen yüksekliklerde, yüzey altı akışlı sistem için sabit derinlikte (27 cm) 3 ila 7 gün arasında değişen hidrolik bekletme sürelerinde çalıştırılarak sistemler için en uygun hidrolik bekletme süresi belirlenmiştir. Belirlenen hidrolik bekletme süresinin başlangıç ve bitiş zamanlarında sistemin verimini belirlemek amacıyla giriş ve çıkış suyundan örnekler alınıp analizlenmiştir. Çalışmanın bu aşamasında, sistemlerin giriş ve çıkışından alınan örneklerde, en verimli çalışma koşullarının belirlenmesi amacıyla KOİ, ortam koşullarının kontrolü amacıyla sıcaklık ve pH ölçümleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar aşağıda verilmektedir.

4.1.1. Yüzey altı akışlı sistem

Zayıf evsel atık su ile beslenen yüzey altı akışlı sistem için giriş ve çıkış suyunda ölçülen minimum ve maksimum sıcaklık değerleri giriş suyu için sırasıyla 19 ve 20,1°C, çıkış suyu için sırasıyla 19,1 ve 20,9°C'dir. Ortalama sıcaklık değerleri giriş ve çıkış suyu için sırasıyla 19,8 ve 20,3°C'dir.

Giriş suyunda ölçülen minimum ve maksimum pH değeri sırasıyla 7,90 ve 7,93, ortalama pH değeri 7,91'dir. Çıkış suyunda ölçülen minimum ve maksimum pH değeri sırasıyla 7,87 ve 8.39, ortalama pH değeri 8,07 olmuştur.

Çizelge 4.1'de 250 mg/l KOİ içeren sentetik atık su ile besleme yapılan yüzey altı akışlı sistemin çıkışından alınan numunelerde ölçülen KOİ değerleri görülmektedir. Çıkış KOİ değeri 12,8-30,4 mg/l arasında değişim göstermiş, KOİ giderim verimleri %94,88-87,0 arasında değişmiştir. Yüzey altı akışlı sistem için 3 ila 7 günlük hidrolik bekleme süre denemelerinin sonunda en verimli çalışma koşulunun 3 günlük hidrolik bekleme süresinde olduğu belirlenmiştir.

3 ila 7 günlük denenen hidrolik bekleme sürelerinde giriş ve çıkış suyunda analizlenen sıcaklık, pH ve KOİ değerleri ayrıntılı olarak Çizelge 4.1'de verilmektedir.

Çizelge 4.1. Yüzey altı akışlı sistemde HBS=3-7 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.

HBS (gün)	Sıcaklık Giriş	Sıcaklık Çıkış	pH Giriş	pH Çıkış	KOİ Giriş (mg/l)	KOİ Çıkış (mg/l)	Giderim Verimi (%)
3	19,0000	19,1000	7,9300	8,2200	250	12,8000	94,8800
4	20,0000	20,9000	7,9100	8,3900	250	22,4000	91,0400
5	20,1000	20,6000	7,9200	7,9200	250	22,4000	91,0400
6	20,0000	20,5000	7,9000	7,8700	250	22,8000	90,8800
7	20,0000	20,4000	7,9100	7,9500	250	30,4000	87,0000

Elde edilen verilerin istatistiksel analizi SPSS 16.0 ve SigmaPlot 9.0 paket programları kullanılarak değerlendirilmesi sonucunda da 3 günlük hidrolik bekleme süresinin en verimli çalışma koşulu olduğu sonucuna varılmıştır.

4.1.2. Serbest yüzey akışlı sistem

Zayıf evsel atık su ile beslenen serbest yüzey akışlı sistem giriş suyunda ölçülen minimum ve maksimum sıcaklık sırasıyla 18,7 ve 24,6°C, ortalama sıcaklık 22,26°C'dir. Çıkış suyunda ise ölçülen minimum ve maksimum sıcaklık sırasıyla 18,8 ve 26,1°C, ortalama sıcaklık 23,01°C'dir. Sıcaklık dağılımlarının karşılaştırılması sonucunda;

değerlerin çıkış suyunda giriş suyuna göre en fazla 2°C yükseldiği saptanmıştır. Sulak alanlarda organik madde alınımı ve atık suda biyolojik değişimler direk ya da indirekt olarak sıcaklıktan etkilenmektedir (Özen 2006). *Lemna minor*'ün optimum büyüme sıcaklığı 20-30°C dir ve bu sıcaklık aralığında yaprak sayısını ikiye çıkarır ve böylece kapladığı alanı her dört günde bir ikiye katlar. Su mercimeği diğer vasküler (ilkel) bitkilerden en az iki kat daha hızlı çoğalabilir. 35-40°C de olumsuz etkiler görülmeye başlar (Reed ve ark., 1995). Çalışmada gözlenen sıcaklık değişimlerinin *L. minor* 'un gelişimi için uygun olduğu görülmektedir. Çizelge 4.2-4.7'de farklı hidrolik bekletme sürelerinde (HBS) ölçülen sıcaklık değerleri ayrıntılı olarak verilmektedir.

Çizelge 4.2. Serbest yüzey akışlı sistemde HBS = 3 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.

Derinlik (cm)	Sıcaklık Giriş	Sıcaklık Çıkış	pH Giriş	pH Çıkış	KOİ Giriş (mg/l)	KOİ Çıkış (mg/l)	Giderim Verimi (%)
5	20,00	20,00	7,93	8,54	250	35,20	85,92
6	20,10	20,70	7,89	8,57	250	19,20	92,32
7	20,00	20,50	7,85	8,54	250	42,30	83,08
8	18,70	18,80	7,83	8,50	250	41,60	83,36
9	18,70	18,80	7,85	8,56	250	108,80	56,48
10	19,30	19,90	7,83	8,47	250	85,12	65,95

Çizelge 4.3. Serbest yüzey akışlı sistemde HBS = 4 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.

Derinlik (cm)	Sıcaklık Giriş	Sıcaklık Çıkış	pH Giriş	pH Çıkış	KOİ Giriş (mg/l)	KOİ Çıkış (mg/l)	Giderim Verimi (%)
5	19,70	20,10	7,93	8,54	250	45,80	81,68
6	19,90	20,10	7,89	8,57	250	38,70	84,52
7	20,00	20,20	7,85	8,54	250	54,60	78,16
8	20,30	20,50	7,85	8,50	250	56,80	77,28
9	21,00	21,20	7,89	8,49	250	75,70	69,72
10	21,00	21,60	7,83	8,52	250	102,40	59,04

Çizelge 4.4. Serbest yüzey akışlı sistemde HBS = 5 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.

Derinlik (cm)	Sıcaklık Giriş	Sıcaklık Çıkış	pH Giriş	pH Çıkış	KOİ Giriş (mg/l)	KOİ Çıkış (mg/l)	Giderim Verimi (%)
5	21,40	21,60	7,93	8,54	250	65,00	74,00
6	21,60	21,60	7,89	8,57	250	64,60	74,16
7	21,80	22,10	7,85	8,54	250	72,20	71,12
8	21,60	22,20	7,85	8,50	250	98,60	60,56
9	21,80	22,00	7,89	8,49	250	104,60	58,16
10	21,80	22,10	7,83	8,52	250	118,20	52,72

Çizelge 4.5. Serbest yüzey akışlı sistemde HBS = 6 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.

Derinlik (cm)	Sıcaklık Giriş	Sıcaklık Çıkış	pH Giriş	pH Çıkış	KOİ Giriş (mg/l)	KOİ Çıkış (mg/l)	Giderim Verimi (%)
5	22,40	23,10	7,93	8,56	250	65,60	73,76
6	23,30	24,10	7,89	8,57	250	72,20	71,12
7	24,20	25,00	7,85	8,60	250	98,60	60,56
8	23,80	24,40	7,85	8,57	250	102,40	59,04
9	24,40	25,00	7,89	8,52	250	112,60	54,96
10	24,60	25,20	7,83	8,52	250	124,00	50,40

Çizelge 4.6. Serbest yüzey akışlı sistemde HBS = 7 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.

Derinlik (cm)	Sıcaklık Giriş	Sıcaklık Çıkış	pH Giriş	pH Çıkış	KOİ Giriş (mg/l)	KOİ Çıkış (mg/l)	Giderim Verimi (%)
5	24,20	25,00	7,93	8,54	250	88,60	64,56
6	24,00	25,20	7,89	8,64	250	85,40	65,84
7	24,20	25,20	7,85	8,54	250	98,40	60,64
8	23,80	25,40	7,85	8,50	250	113,40	54,64
9	24,00	25,50	7,89	8,59	250	124,60	50,16
10	23,90	25,60	7,83	8,57	250	128,80	48,48

Çizelge 4.7. Serbest yüzey akışlı sistemde HBS = 8 gün için elde edilen sıcaklık, pH, KOİ değerleri.

Derinlik (cm)	Sıcaklık Giriş	Sıcaklık Çıkış	pH Giriş	pH Çıkış	KOİ Giriş (mg/l)	KOİ Çıkış (mg/l)	Giderim Verimi (%)
5	24,00	26,00	7,93	8,62	250	88,60	64,56
6	24,40	25,80	7,89	8,64	250	90,40	63,84
7	24,60	26,00	7,85	8,57	250	142,40	43,04
8	24,50	25,90	7,85	8,60	250	134,60	46,16
9	24,00	26,00	7,89	8,62	250	122,00	51,20
10	24,60	26,10	7,83	8,60	250	158,00	36,80

Çalışma süresi boyunca serbest yüzey akışlı sistemde giriş suyunda ölçülen minimum ve maksimum pH değeri sırasıyla 7,83 ve 7,93, ortalama pH değeri 7.65'tir. Çıkış suyunda ölçülen minimum ve maksimum pH değeri sırasıyla 8.47 ve 8.64, ortalama pH değeri 8,55 olmuştur.

L. minör büyümesinin en iyi gerçekleştiği pH aralığı 4.5-7.5'tur ve pH değerinin 9.0 veya daha fazla olması durumunda su mercimeğinin gelişimi kesintiye uğrar. Mavi-yeşil alg oluşumu gözlenir bu da su mercimeğinin büyümesini engeller (Arceivala 2002). Besin maddelerinin bakteriyolojik gideriminde, nitrifikasyon için 6,6 üzerinde pH değeri ve denitrifikasyon içinde 6,5–9,5 arasında pH değeri idealdir (Cossu ve ark. 2001). Sistemde ölçülen pH değerleri nitrifikasyon ve denitrifikasyon için uygun koşulları sağlamakta, ancak mavi-yeşil alg oluşumunun gözlenmesine neden olmaktadır.

Çizelge 4.2-4.7'da 250 mg/l KOİ içeren sentetik atık su ile besleme yapılan serbest yüzey akışlı sistemin çıkışından alınan numunelerde ölçülen KOİ değerleri görülmektedir. Çıkış KOİ değeri 19,2-158 mg/l arasında değişim göstermektedir. Çıkış KOİ giderim verimleri %36,8-92,32 arasında değişmiştir.

Körner ve ark. (1998) ve Körner ve ark. (2003) sığ su derinliklerinde su mercimeği köklerinin giderimde önemli bir faktör olduğunu belirtmişler, bunun sonucu olarak da yüksek yüzey/hacim oranının bozunmayı arttıracığını belirtmişlerdir. Bu çalışmada da

elde edilen veriler doğrultusunda sığ derinliklerde daha yüksek giderim verimlerinin elde edildiği görülmüştür. Elde edilen edilen en iyi % giderim verimi 6 cm yüksekliğinde ve 3 günlük hidrolik bekletme süresinde elde edilmiştir. Elde edilen verilerin istatistiksel analizi SPSS 16.0 ve SigmaPlot 9.0 paket programları kullanılarak değerlendirilmesi sonucunda da 3 günlük hidrolik bekleme süresinin ve 6 cm yüksekliğin en verimli çalışma koşulu olduğu sonucuna varılmıştır.

4.3. Serbest Yüzey Akışlı ve Yüzey Altı Akışlı Sistem Atık Su Arıtım Verimi

Bu bölümde kontrol reaktörleri (bitkisiz) hem serbest yüzey akışlı sistem için hem de yüzey altı akışlı sistem için devreye alınmıştır. Her iki sistem için hem bitkili hem de bitkisiz (kontrol) reaktörlerden belirlenen en uygun hidrolik bekletme süresinin başında depolama tankından, sonunda çıkış tankından numuneler alınarak arıtım verimini belirlemek için analizler yapılmıştır. Böylece hem sistemlerin uygun çalışma koşulları altında atık su arıtım performansı ortaya konulmuş, hemde arıtım veriminde bitkilerin etkisi belirlenmiştir. Ayrıca, yüzey altı akışlı sistemde kullanılan ortam malzemesi genişletilmiş kil agregası (Leca)'nında evsel nitelikli atık su arıtımında rolü olup olmadığı belirlenmiştir. Sistemlerde öncelikli olarak zayıf evsel atık su daha sonra kuvvetli evsel atık su ile çalışılmıştır.

4.3.1. Deneysel sistemlerde ölçülen sıcaklık değerleri

Yüzey altı akışlı sistem ve serbest yüzey akışlı sistemlerde bitkili ve kontrol reaktörlerinde zayıf ve kuvvetli evsel atık su ile çalışma süresince elde edilen giriş ve çıkış suyu sıcaklık değerleri Şekil 4.1'de gösterilmektedir. Bitkili ve kontrol reaktörlerinin çıkış suyu sıcaklık değerleri aynı ölçüdüğünden şekilde tek bir veri eğrisi ile gösterilmiştir.

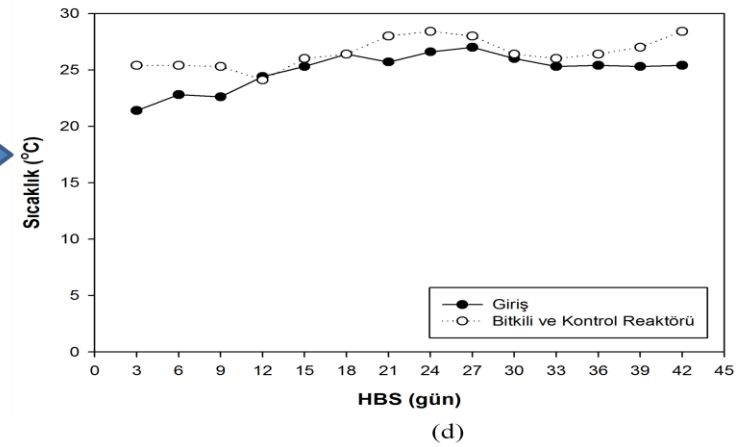
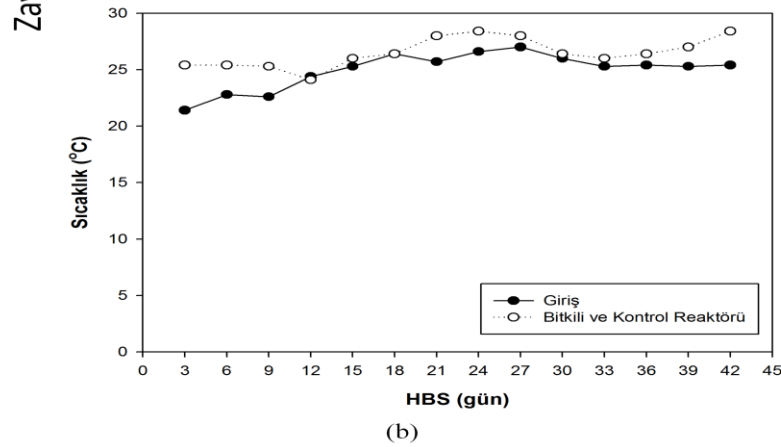
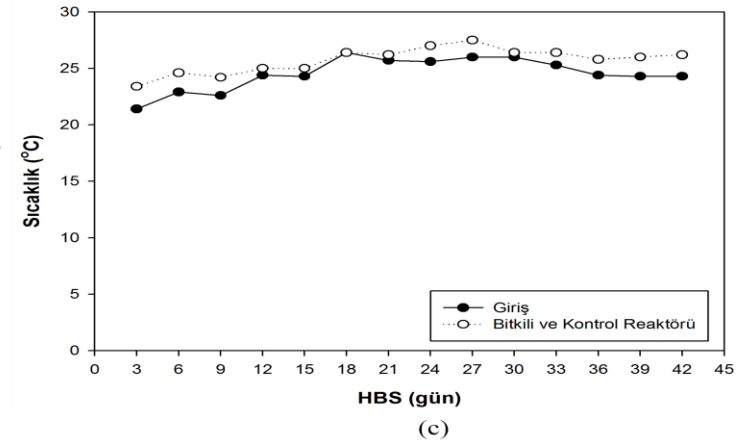
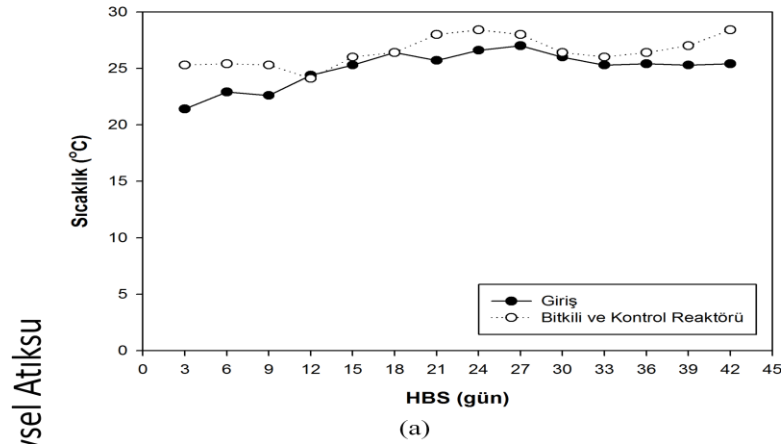
Zayıf evsel atık su ile yüzey altı akışlı sistemde bitkili (*P. australis*) ve kontrol (bitkisiz) reaktörde giriş suyunda ölçülen ortalama sıcaklık 24,9°C, bitkili ve kontrol reaktör çıkış suyunda ise 26,5°C'dir. Sıcaklık dağılımlarının karşılaştırılması sonucunda; değerlerin çıkış suyunda giriş suyuna göre en fazla 3,9°C yükseldiği görülmüştür.

Serbest yüzey akışlı sistem bitkili (*L. minor*) ve kontrol reaktörde giriş suyunda ölçülen ortalama sıcaklık 22,1°C, bitkili ve kontrol reaktör çıkış suyunda ise 25,4°C'dir. Sıcaklık dağılımlarının karşılaştırılması sonucunda; değerlerin çıkış suyunda giriş suyuna göre en fazla 3,3°C yükseldiği belirlenmiştir.

Kuvvetli evsel atık su ile yüzey altı akışlı sistem bitkili ve kontrol reaktörde giriş suyunda ölçülen ortalama sıcaklık 24,5°C, bitkili ve kontrol reaktörde çıkış suyunda ise 25,7°C'dir. Sıcaklık dağılımlarının karşılaştırılması sonucunda; değerlerin çıkış suyunda giriş suyuna göre en fazla 1,9°C yükseldiği belirlenmiştir.

Serbest yüzey akışlı sistem bitkili ve kontrol reaktörde giriş suyunda ölçülen ortalama sıcaklık 24,9°C, bitkili ve kontrol reaktörde çıkış suyunda ise 26,4°C'dir. Sıcaklık dağılımlarının karşılaştırılması sonucunda; değerlerin çıkış suyunda giriş suyuna göre en fazla 4°C yükseldiği görülmüştür.

Sıcaklık sistem verimini etkileyen ana parametrelerden biridir. Sulak alanlarda organik madde alınımı ve atık suda biyolojik değişimler direk ya da indirekt olarak sıcaklıktan etkilenmektedir (Özen 2006). *L. minor*'ün optimum büyüme sıcaklığı 20-30°C dir (Cronk and Fennesy 2001). *P. australis* gelişimi için belirtilen optimum sıcaklık aralığı 6-25°C'dir (USEPA 1993). Hem kuvvetli hemde zayıf evsel atık su ile yapılan çalışmalarda sıcaklık değişimlerinin *L. minor* ve *P. australis*'in gelişimi için uygun olduğu görülmektedir.



Şekil 4.1. Yüzeysel akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzeysel akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen sıcaklık değerleri (a–b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).

4.2.2. Deneysel sistemlerde ölçülen pH değerleri

Zayıf ve kuvvetli evsel atık su ile çalıştırılan yüzey altı akışlı sistem ve serbest yüzey akışlı sistemlerde giriş ve çıkış suyunda ölçülen pH değerleri Şekil 4.2’de gösterilmektedir.

Zayıf evsel atık su uygulamasında yüzey altı akışlı sistemde bitkili (*P. australis*) ve kontrol (bitkisiz) reaktörde ortalama pH değeri giriş suyunda 8,0; bitkili reaktör çıkış suyunda 8,08; kontrol reaktörü çıkış suyunda 8,3 olarak ölçülmüştür.

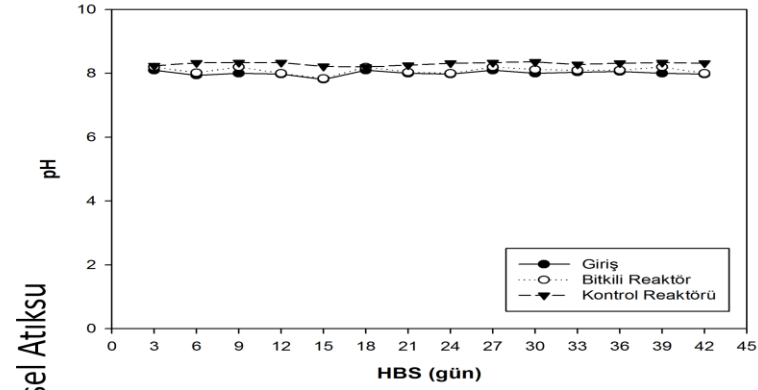
Serbest yüzey akışlı sistemde bitkili (*L. minor*) ve kontrol reaktörde ortalama pH değeri giriş suyunda 8,02; bitkili ve kontrol reaktörü çıkış suyunda sırasıyla 8,11 ve 8,28 olarak ölçülmüştür.

Kuvvetli evsel atık su uygulamasında yüzey altı akışlı sistemde bitkili ve kontrol reaktörlerinde ortalama pH değeri giriş suyunda 8,02; bitkili reaktör çıkış suyunda 8,11; kontrol reaktörü çıkış suyunda 8,28 olarak ölçülmüştür.

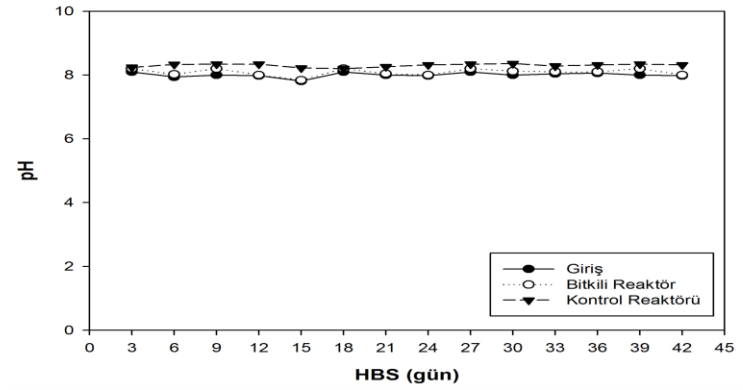
Serbest yüzey akışlı sistemde ise bitkili ve kontrol reaktörlerinde ortalama pH değeri giriş suyunda 7,99; bitkili ve kontrol reaktörlerin çıkış suyunda sırasıyla 8,44 ve 8,29 olarak ölçülmüştür. Sistemlerde ölçülen pH değerleri nitrifikasyon ve denitrifikasyon için uygun koşulları sağlamaktadır.

Besin maddelerinin bakteriyolojik gideriminde, nitrifikasyon için 6,6 üzerinde pH değeri ve denitrifikasyon içinde 6,5–9,5 arasında pH değeri idealdir (Cossu ve ark. 2001). Sistemlerde ölçülen pH değerleri nitrifikasyon ve denitrifikasyon için uygun koşulları sağlamaktadır.

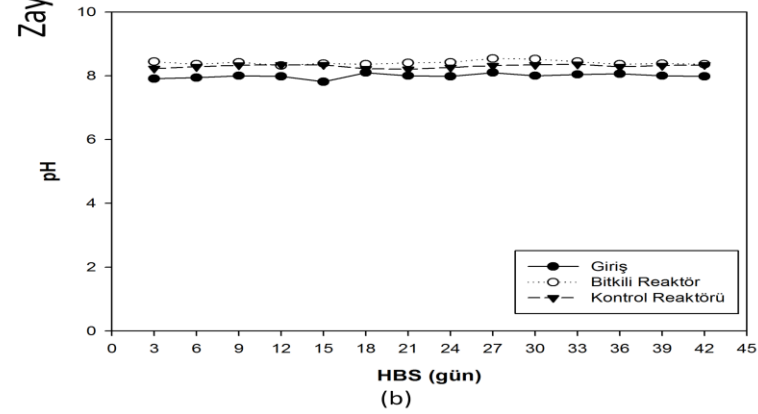
Yüzey altı akışlı sistemde, rizosferin pH’ı büyük ölçüde yabancı otlar tarafından kullanılan azot kaynağından etkilenir. Çünkü büyük miktarda besin olduğundan ya bir katyon (amonyum) ya da bir anyon (nitrat) olarak absorbe edilebilir. Kökler elektriksel olarak nötr kalmalıdır. Bitkiler anyonlardan çok katyon absorbe ettiğinde (amonyum temel azot kaynağı) çok proton serbest kalmalıdır, bu da pH’ı azaltır. Nitrat temel azot kaynağı olduğunda pH artma eğiliminde olur (Schumaker ve Size 1987). Yüzey altı akışlı sistemde de bitkili ve kontrol reaktörü çıkış suyunda ölçülen pH değerlerinin giriş



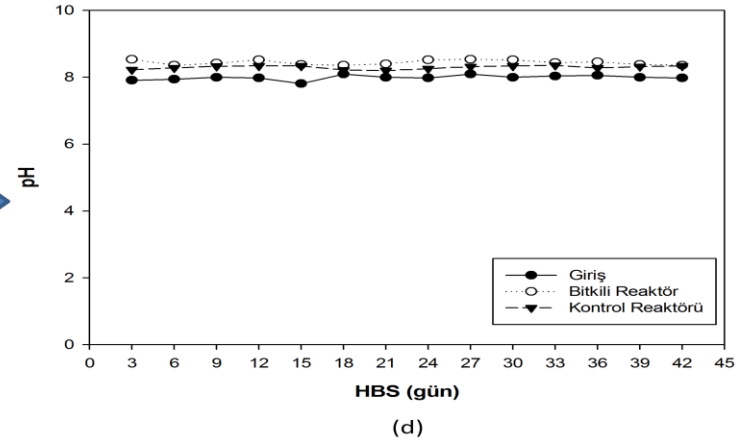
YAAS



Kuvvetli Evsel Atıksu



SYAS



Şekil 4.2. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen pH değerleri (a–b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).

suyu pH değerlerine göre daha yüksek olarak gözlenmesi, bu sistemde nitratın temel azot kaynağı olarak kullanıldığını düşündürmektedir.

Çalışma süreci boyunca serbest yüzey akışlı sistemde gözlemlenen alg üremesinin çıkış suyu pH'sının giriş suyuna göre daha yüksek ölçülmesinde etkili olduğu düşünülmektedir. Güneş işığı altında hem fotosentez hem de solunum olayı olur. Solunum olayı fotosentez olayına göre çok düşüktür. Havuz yüzeyindeki işlem CO₂ tüketimi O₂ retimi ile sonuçlanır (ztrk, 2006). Ortamdan karbondioksitin uzaklaştırılıp oksijen verilmesinin doğal sonucu pH değerindeki artıştır. Neticede alg üremesi, serbest yüzey akışlı sisteminde pH artışlarına neden olmuştur. Alg faaliyetlerinin yanısıra sistemin atmosfere açık olması da etken faktör olabilir (Naz 2008).

4.2.3. Deneysel sistemlerde ölçülen elektriksel iletkenlik ($EC_{25^{\circ}C}$) değerleri

Yüzey altı akışlı sistem ve serbest yüzey akışlı sistemlerde zayıf ve kuvvetli evsel atık su ile elde edilen giriş ve çıkış suyu elektriksel iletkenlik (EC) değerleri Şekil 4.3’de gösterilmektedir.

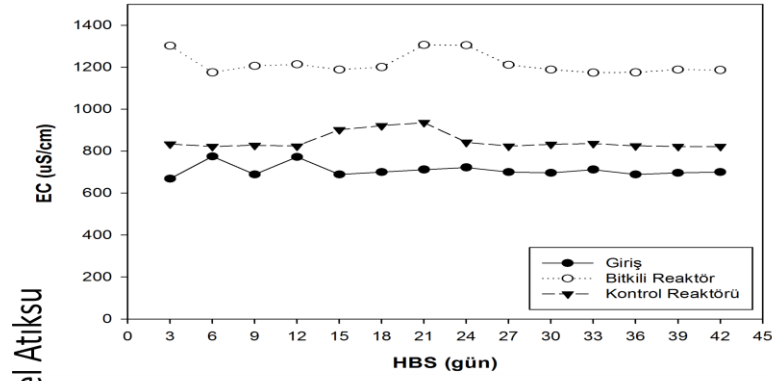
Zayıf evsel atık su uygulamasında yüzey altı akışlı sistemde bitkili (*P.australis*) ve kontrol reaktöründe ölçümlenen ortalama EC değeri giriş suyunda 708 $\mu\text{S/cm}$; bitkili reaktör çıkış suyunda 1215 $\mu\text{S/cm}$; kontrol reaktörü çıkış suyunda 847 $\mu\text{S/cm}$ ’dir.

Serbest yüzey akışlı sistemde ise ortalama EC değeri bitkili (*L. minor*) ve kontrol reaktörü giriş suyunda 705 $\mu\text{S/cm}$; çıkış suyunda bitkili reaktörde 720 $\mu\text{S/cm}$; kontrol reaktöründe 561 $\mu\text{S/cm}$ olarak ölçülmüştür.

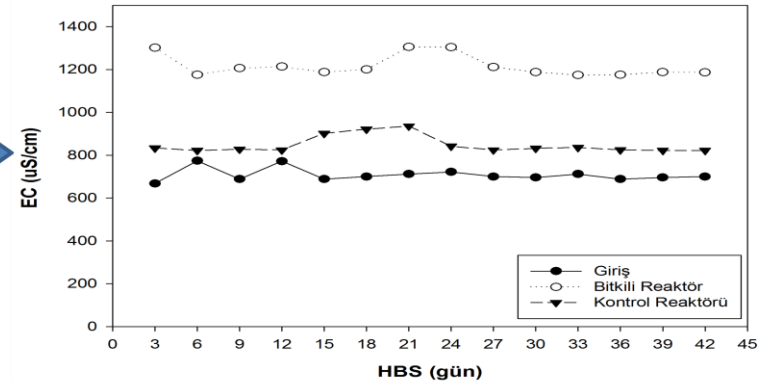
Kuvvetli evsel atık su uygulamasında yüzey altı akışlı sistemde ölçülen ortalama EC değeri bitkili ve kontrol reaktör giriş suyunda 721 $\mu\text{S/cm}$; bitkili reaktör çıkış suyunda 1238 $\mu\text{S/cm}$; kontrol reaktörü çıkış suyunda 828 $\mu\text{S/cm}$ ’dir.

Serbest yüzey akışlı sistemde ise ortalama EC değeri giriş suyunda 809 $\mu\text{S/cm}$; bitkili reaktör çıkış suyunda 720 $\mu\text{S/cm}$; kontrol reaktörü çıkış suyunda 561 $\mu\text{S/cm}$ olarak ölçülmüştür.

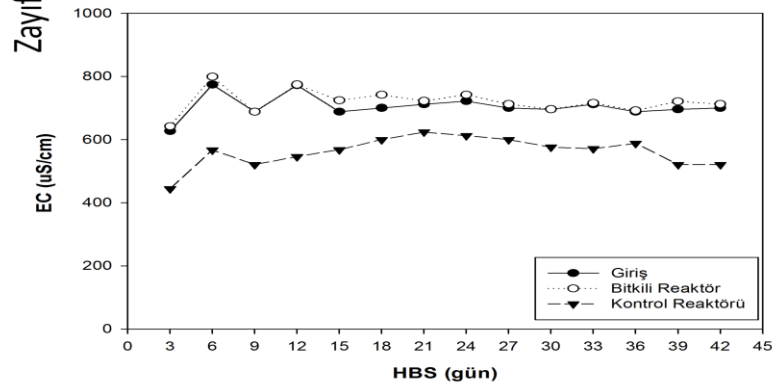
İletkenlik, ortamdaki iyonik konsantrasyonun bir ölçüsüdür. Ancak, sadece ortamdaki iyonlara değil, aynı zamanda sıcaklığa bağlı olarak da değişmektedir. Bunun anlamı kış aylarında düşük nutrient giderimi sebebi ile nutrientlerin partiküler formda kalmaları, yaz aylarında artan giderim verimi ile çözülmüş forma geçmeye başlayan kirleticilerin iletkenliği arttırmalarıdır. Yüksek elektriksel iletkenlik sonuçları atık suda geniş çapta mineral iyonu bulunduğunu göstermektedir (Abou El-kheir ve ark. 2007). Bu çalışmada da yüzey altı akışlı sistemde hem zayıf hem de kuvvetli evsel atık su çalışmalarında bitkili ve kontrol reaktörlerinde giriş suyuna göre ölçülen yüksek elektriksel iletkenlik değerleri suda geniş çapta mineral iyonu bulunmasıyla açıklanmaktadır. Serbest yüzey akışlı sistemde giriş ve çıkış suyu elektriksel iletkenlik ölçümleri arasında yüksek değişimler gözlenmemiştir.



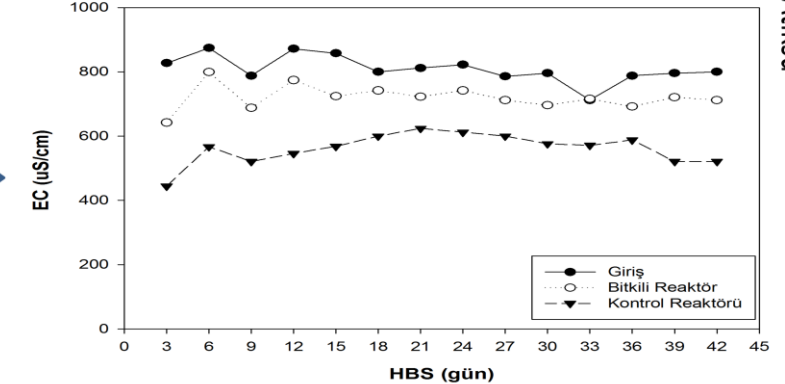
YAAS
↔



Kuvvetli Evsel Atıksu



SYAS
↔



Şekil 4.3. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen $EC_{25^{\circ}C}$ değerleri (a–b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).

Elektriksel iletkenliğin sıcaklık, çözünmüş oksijen ve redoks potansiyeli tarafından etkilendiği bilinmektedir (Scholz 2003). Ancak elektriksel iletkenlikle ilgili tam yargıya varabilmek için suyun alkalinite, toplam çözünmüş katı ve klorür değerlerini de bilmek gerekmektedir (Demirörs 2006).

4.2.4. Deneysel sistemlerde ölçülen çözünmüş oksijen (ÇO) değerleri

Yüzey altı akışlı sistem ve serbest yüzey akışlı sistemlerde zayıf ve kuvvetli evsel atık su ile elde edilen giriş ve çıkış suyu çözünmüş oksijen değerleri Şekil 4.4'de gösterilmektedir.

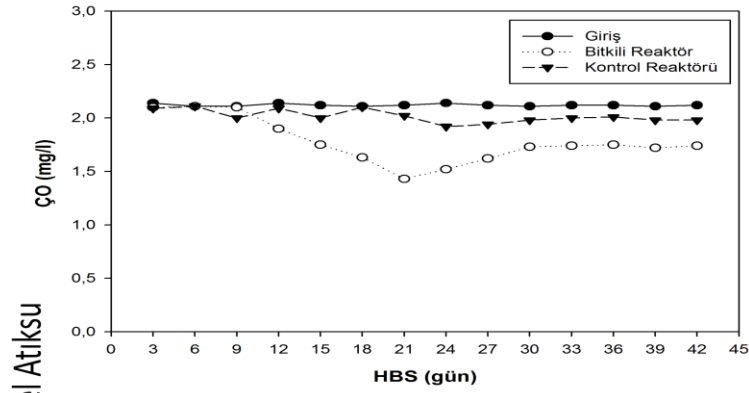
Zayıf evsel atık su uygulamasında yüzey altı akışlı sistemde bitkili (*P. australis*) reaktörde giriş ve çıkış suyunda ölçülen ortalama çözünmüş oksijen konsantrasyonu sırasıyla 2,12 mg/l ve 1,74 mg/l'dir. Kontrol (bitkisiz) reaktöründe ise giriş ve çıkış suyunda ölçülen ortalama çözünmüş oksijen konsantrasyonu sırasıyla 2,12 ve 2,01 mg/l değerindedir.

Serbest yüzey akışlı sistemde bitkili (*L. minor*) ve kontrol reaktöründe giriş suyunda ölçülen ortalama çözünmüş oksijen konsantrasyonu 0,12 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 0,14 mg/l, kontrol reaktörü çıkış suyunda ise 0,15 mg/l değerindedir.

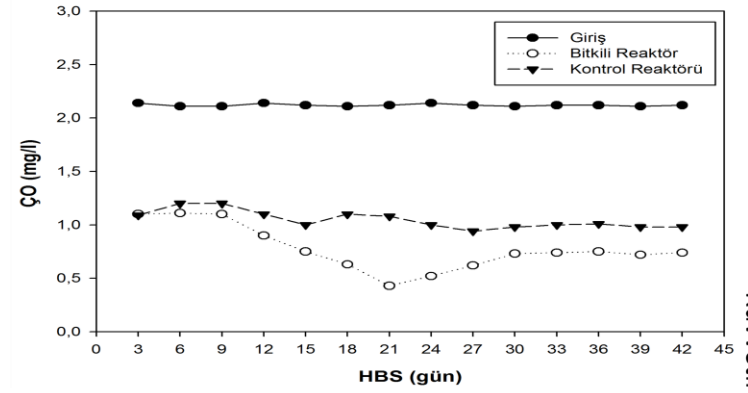
Kuvvetli evsel atık su uygulamasında, yüzey altı akışlı sistemde ölçülen bitkili reaktörde giriş ve çıkış suyunda ölçülen çözünmüş oksijen konsantrasyonu sırasıyla 2,12 mg/l ve 0,77 mg/l'dir. Kontrol reaktöründe giriş ve çıkış suyunda ölçülen konsantrasyon değeri sırasıyla 2,12 ve 1,05 mg/l'dir. Bu değerler, havadan suya transferin gerçekleştirildiğini ve transfer edilen oksijenin de kullanıldığını göstermektedir.

Serbest yüzey akışlı sistemde bitkili reaktörde ölçülen giriş ve çıkış çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2,12 mg/l ve 1 mg/l, kontrol reaktöründe ise 1,28 mg/l değerindedir.

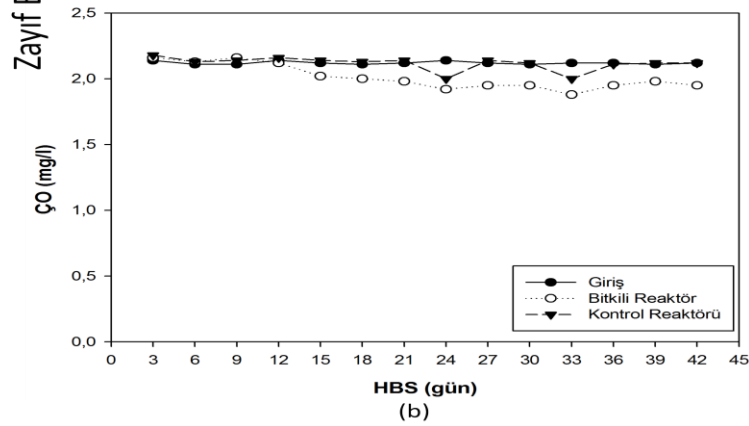
Yaşayan bir su ortamında sıcaklık ile çözünmüş oksijen belirli bir denge halinde bulunmaktadır ve Henry Kanununa göre sudaki çözünmüş oksijen konsantrasyonu suyun sıcaklığı ile ters orantılıdır (Dağlı 2006). Bu görüşe paralel olarak her iki sistemde zayıf ve kuvvetli evsel atık su uygulamasının yapıldığı dönemde az da olsa artan sıcaklık ile beraber çözünmüş oksijen seviyelerinde bir düşüş gözlenmektedir. Şekil 4.5'de yüzey altı akışlı ve serbest yüzey akışlı sistemdeki ÇO ve sıcaklık değişimleri görülmektedir.



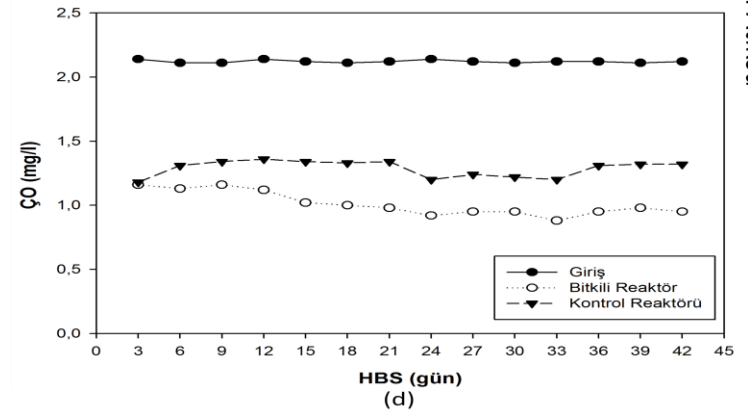
YAAS
↔



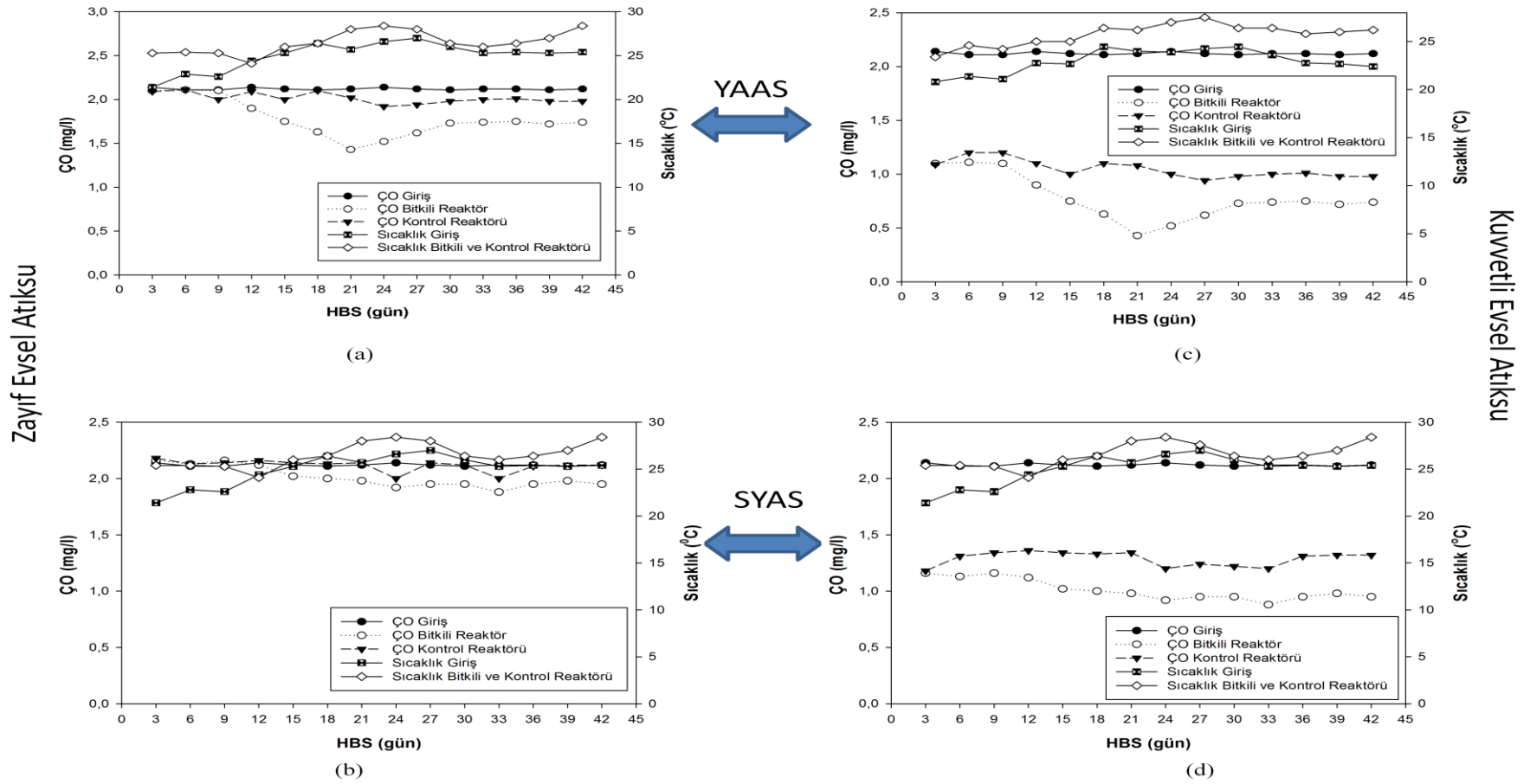
Kuvvetli Evsel Atıksu



SYAS
↔



Şekil 4.4. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen ÇO değerleri (a–b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).



Şekil 4.5. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen ÇO ve sıcaklık değişimleri (a–b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).

Yüzey altı akış sulak alan sisteminde ÇO düşük olması, hava sıcaklığının yüksek oluşu, karbonlu bileşiklerin oksidasyonu için yüksek oksijen gereksinimi ve sistemin sürekli olarak işletilmesi ile açıklanabilir.

Serbest yüzey akışlı sistemde ise çözünmüş oksijenin iki yönlü değişimi söz konusudur. Birincisi bitkilerin yaprak kısımlarından köklere taşıdıkları oksijenle ve arıtım gerçekleştikçe sudaki oksijenin artması, diğeri de köklerde bulunan aerobik mikroorganizmalar tarafından organik madde tüketildikçe bu besleme faaliyeti sırasında oksijenin tüketilmesidir. Bu sistemde düşük ÇO değerlerinin ikinci yönde gerçekleşen değişimden kaynaklandığı düşünülmektedir.

4.2.5. Deneysel sistemlerde analiz edilen toplam azot (TN) değerleri

Yüzey altı akışlı sistem ve serbest yüzey akışlı sistemlerde zayıf ve kuvvetli evsel atık su ile elde edilen giriş ve çıkış suyu toplam azot değerleri Şekil 4.6’da görülmektedir.

Weber, nitrifikasyonu takip eden denitrifikasyonun azot giderim mekanizmasının temeli olduğunu belirtmiştir (Anonim 1998). Nitrifikasyon için optimum pH 7.5 ile 9.0 arasında değişmektedir. pH 7.0’ın altında ve 9.0’un üstünde nitrifikasyon oranı optimum değerin %50 altındadır (Surampalli ve ark. 1997). Yaptığımız çalışma da pH’ın uygun olduğunu göstermektedir.

Zayıf evsel atık su ile yapılan uygulamada yüzey altı akışlı sistem bitkili (*P. australis*) ve kontrol reaktöründe (bitkisiz) giriş suyunda ölçülen ortalama TN konsantrasyonu 22,0 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 3,53 mg/l, kontrol reaktörü çıkış suyunda ise 7,30 mg/l’dir. Bitkili reaktörde ortalama TN giderimi %83,95; kontrol reaktöründe ise %66,8 olarak belirlenmiştir.

Serbest yüzey akışlı sistemde bitkili (*L. minör*) ve kontrol reaktöründe (bitkisiz) giriş suyunda ölçülen ortalama TN konsantrasyonu 22,0 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 15,1 mg/l, kontrol reaktörü çıkış suyunda ise 19,1 mg/l’dir. ortalama TN giderimi bitkili reaktörde %31,09; kontrol reaktöründe ise %13,1 olarak belirlenmiştir.

Kuvvetli evsel atık su ile yapılan uygulamada yüzey altı akışlı sistemde bitkili ve kontrol reaktöründe giriş suyunda ölçülen ortalama TN konsantrasyonu 49,85 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 14,88 mg/l, kontrol reaktörü çıkış suyunda ise 17,30 mg/l’dir. Ortalama TN giderimi bitkili reaktörde %70,15; kontrol reaktöründe ise %65,29’dir.

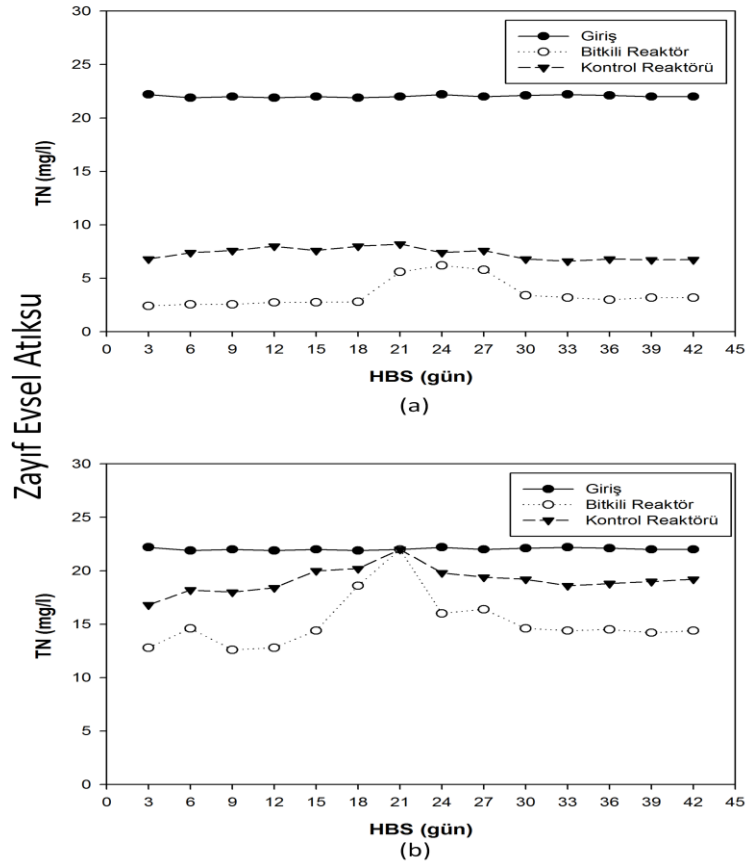
Serbest yüzey akışlı sistemde ise bitkili ve kontrol reaktöründe giriş suyunda ölçülen ortalama TN konsantrasyonu 49,85 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 15,16 mg/l, kontrol reaktörü çıkış suyunda ise 19,1 mg/l’dir ortalama TN giderimi bitkili reaktörde ortalama %72; kontrol reaktöründe ise %63,6 olarak belirlenmiştir.

TN açısından karşılaştırıldığında bitkili sistemlerin bitkisizlere göre önemli bir giderim üstünlüğü bulunmaktadır. Birim sulak alan yüzey alanı için bitki bünyesine alınan

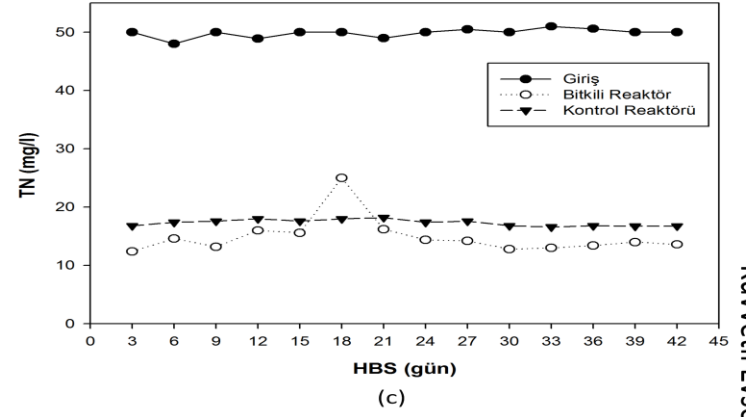
nütrient miktarları bitki tipi ve çevresel koşullara göre farklı olmakla birlikte sınırlıdır. Bitkili ve bitkisiz sistemler için yapılan karşılaştırmalı ölçümlere göre bitkili sistemler, bitkisiz sistemler için elde edilen giderim değerlerinin TN için %3-19 arasında fazla giderim sağlayabilmektedir (Taner ve ark. 1995). Elde edilen veriler doğrultusunda bitkisiz (kontrol) reaktörlerle kıyaslandığında yüzey altı akışlı sistemde bitkinin rolü %4,86-17,15; serbest yüzey akışlı sistemde ise %8,7-17,99 arasında değişmektedir. Bu da arıtımda bitkinin rolünü göstermektedir.

Bu çalışmada yüzey altı akışlı sistemde *P. australis* bitkisi, etkin bir biyolojik arıtıma olanak sağlamıştır. Bitkinin, hem zayıf hemde kuvvetli atık su uygulamasında oldukça yüksek bir hızla büyüme sağladığı gözlenmiştir. Yüzey altı akış sulak alan sisteminde düşük ÇO miktarının, nitrifikasyon prosesini kısıtladığı düşünülmektedir. Sistemde etkin olan TN giderim mekanizmasının denitrifikasyon olduğu düşünülmektedir.

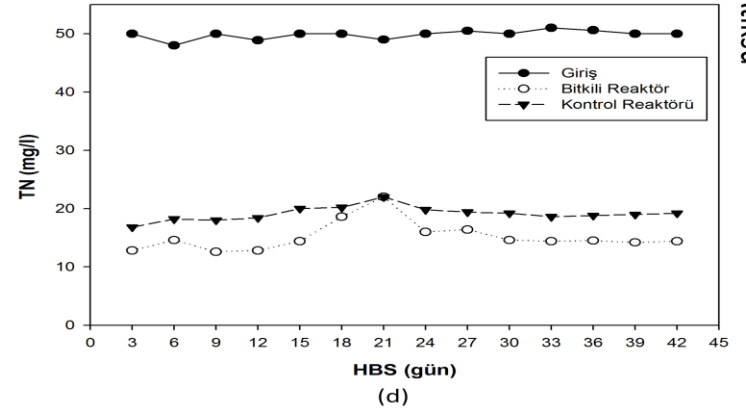
Yapay sulak alanlarda, atık sulardaki toplam azot; nitrifikasyon, denitrifikasyon, zeminde depo edilme, uçuculaşma, bitkilerle alım mekanizmaları ile giderilir. Yapay sulak alanlarda atık sular sulak alan yatağından süzülürken nitrifikasyon olayı gerçekleşir. Azot giderimi hidrolik yükleme oranı, azot/karbon oranı, kısa bekletme süresi gibi faktörlerden büyük bir şekilde etkilendiğinden dolayı giderim miktarları farklılık gösterebilir (Demirörs, 2006). Serbest yüzey akışlı sistemde kullanılan *L. minor* doğal olarak azot ve fosfor yönünden zengindir. Bu nedenle bünyesinde azot ve fosforu absorbe etmesinin sınırlı olduğu belirtilmiştir (Smith ve Maelyovati 2001). Elde ettiğimiz giderim verimleri sonuçları *L.minör*'ün zayıf evsel atık su uygulamasında sınırlı kaldığı, kuvvetli evsel atık su uygulamasında ise verimli bir giderim kapasitesine sahip olduğu görülmektedir. Ayrıca serbest yüzey akışlı sistemde alglerin bünyelerine aldıkları azotlu bileşiklerle de TN giderimine katkı sağladığı düşünülmektedir.



YAAS



SYAS



Şekil 4.6. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen TN değerleri (a–b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).

4.2.6. Deneysel sistemlerde analiz edilen amonyum azotu (NH₄-N) değerleri

Yüzey altı akışlı sistem ve serbest yüzey akışlı sistemlerde zayıf ve kuvvetli evsel atık su ile elde edilen giriş ve çıkış suyu toplam azot değerleri Şekil 4.7’de verilmektedir.

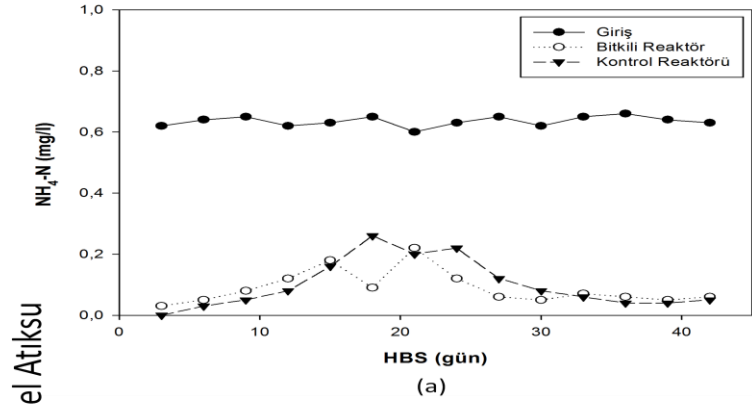
Zayıf evsel atık su ile yapılan uygulamada yüzey altı akışlı sistemde ortalama NH₄-N konsantrasyonu bitkili (*P. australis*) ve kontrol (bitkisiz) reaktörü giriş suyunda 0,63 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 0,08 mg/l ve kontrol reaktör çıkış suyunda 0,09 mg/l olarak belirlenmiştir. Bitkili reaktörde ortalama NH₄-N giderimi %86,14; kontrol reaktöründe ise %74,4 olarak hesaplanmıştır.

Serbest yüzey akışlı sistemde ortalama NH₄-N konsantrasyonu bitkili (*L. minör*) ve kontrol reaktörü giriş suyunda 0,63 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 0,92 mg/l ve kontrol reaktör çıkış suyunda 0,62 mg/l olarak belirlenmiştir.

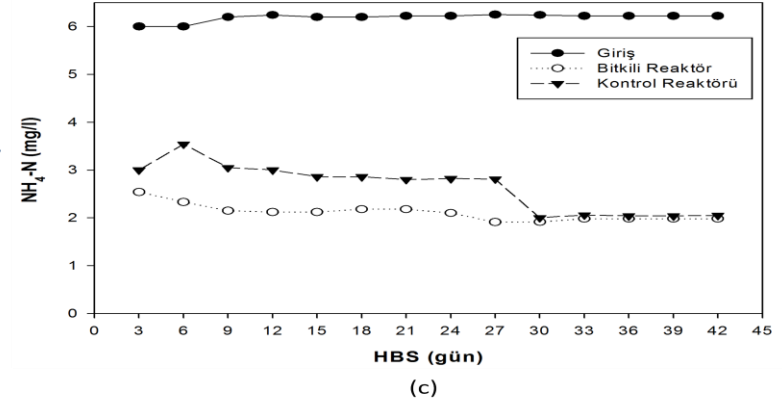
Kuvvetli evsel atık su ile yapılan uygulamada yüzey altı akışlı sistemde sistemde ortalama NH₄-N konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 6,18 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 2,10 mg/l ve kontrol reaktör çıkış suyunda 2,63 mg/l olarak hesaplanmıştır. Ortalama NH₄-N giderim değeri bitkili reaktörde ortalama %66 iken kontrol reaktöründe %57,4 olarak belirlenmiştir.

Serbest yüzey akışlı sistemde ise ortalama NH₄-N konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 6,18 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 1,96 mg/l ve kontrol reaktör çıkış suyunda 2,48 mg/l olarak belirlenmiştir. Ortalama NH₄-N giderimi bitkili reaktörde ortalama %67,9 iken bitkisiz reaktörde %60,3 olarak hesaplanmıştır.

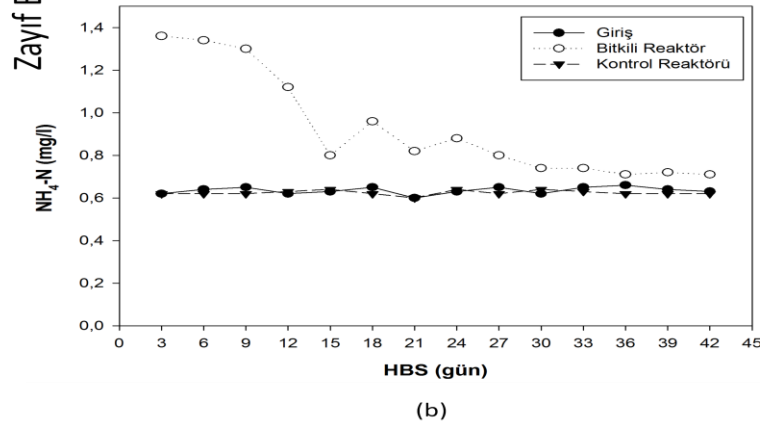
Yüzey altı akışlı sistemde zayıf evsel atık su ile yapılan uygulamanın kuvvetli evsel atık suya göre daha iyi NH₄-N giderimi sağladığı görülmektedir. Yüzey altı akışlı yapay sulak alanda sistem dibinde kalan (bentik) çevrenin geri kalan kısmı oksijenden yoksun kalmaya meyillidir. Yüzey altı akışlı sistemlerinde mevcut oksijenin limitli olması nedeniyle genelde, nitrifikasyon yoluyla amonyak azotunun biyolojik giderimi kısıtlıdır. Yüzey altı akışlı sistemlerde dipte oksijenin kısıtlı olması biyolojik nitrifikasyon prosesiyle amonyum azotunun (NH₄-N) istenen giderimini gerçekleştirmez. Evsel atık



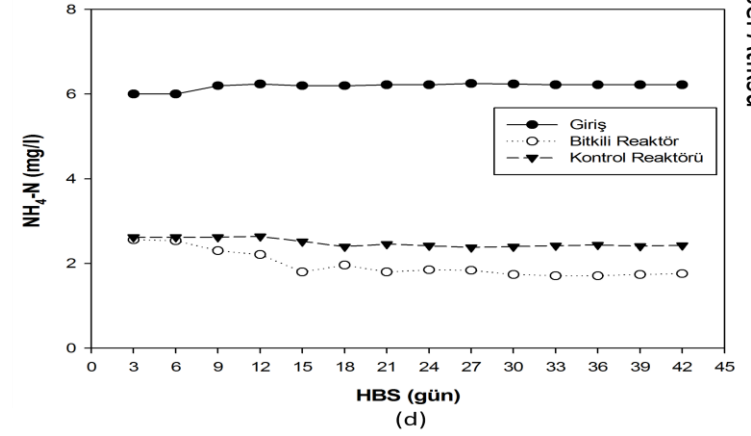
YAAS



Kuvvetli Eysel Atıksu



SYAS



Şekil 4.7. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen $\text{NH}_4\text{-N}$ değerleri (a-b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).

sular için, yüzey altı akışlı sistemlerinde çıkış atık suyunda amonyum azotunun düşük düzeylerde olması için, geniş bir sulak alanda uzun bekleme sürelerine ihtiyaç vardır (EPA, 1993). Özellikle kök bölgesi etrafında ortamda bulunan çözülmüş oksijenden dolayı düşen pH değeri nitrifikasyonun göstergesidir (Bezbaruah ve ark. 2004). Kontrol reaktöründe bitki olmadığından ortama bitki kökü gibi oksijen sağlayıcı bir kaynak bulunmamakta, dolayısıyla pH değerinin yüksek kalmasına neden olmaktadır. $\text{NH}_4\text{-N}$ gideriminin kontrol reaktöründe düşük olması da bu reaktörde nitrifikasyonun daha düşük gerçekleştiğini göstermektedir.

Drizo ve ark. (1997), *P.australis* kullanarak sentetik atık su arıtımını laboratuvar ölçekli yatay akışlı sulak alan sistemlerinde 10 aylık bir periyotta incelemişlerdir. Bitkili sistemlerde $\text{NH}_4\text{-N}$ 'in tamamına yakın kısmı giderilirken, bitkisiz sistemlerde %40-75 arasında değişen oranlarda giderim elde edilmiştir. Bu çalışmada da benzer şekilde *P.australis* kullanılan yüzey altı akışlı sistemde bitkisiz reaktörlerde zayıf evsel atık su uygulamasında %74,4; kuvvetli evsel atık su uygulamasında %57,4 $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi elde edilmiştir.

Serbest yüzey akışlı sistemde kuvvetli atık su ile yapılan uygulamada $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi elde edilmiştir. Su mercimeği birçok nitrojen bileşimini hem kendi gelişimi hem de diğer bitki ve hayvanların aktivitelerini etkileyecek şekilde kullanmaktadır. Amonyum iyonları (NH_4) kullanılabilirliği en yüksek nitrojen kaynağıdır ve su mercimeği sıcaklığa bağlı olarak düşük nitrojen seviyelerinde dahi büyümesine devam edebilmektedir. Bununla birlikte, sudaki amonyak düzeyi bitkideki ham protein miktarını doğru orantılı olarak etkilemektedir (FAO 1999).

4.2.7. Deneysel sistemlerde analiz edilen nitrat (NO_3^-) ve nitrit (NO_2^-) değerleri

Yüzey altı akışlı sistem ve serbest yüzey akışlı sistemlerde zayıf ve kuvvetli evsel atık su ile elde edilen giriş ve çıkış suyu NO_3^- değerleri Şekil 4.8'de, NO_2^- değerleri Şekil 4.9'da verilmektedir.

Zayıf evsel atık su ile yapılan uygulamada yüzey altı akışlı sistem ortalama NO_3^- değerleri bitkili (*P. australis*) ve kontrol (bitkisiz) reaktörü giriş suyunda 0,51 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 0,56 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 0,96 mg/l olarak belirlenmiştir.

Serbest yüzey akışlı sistemde ortalama NO_3^- değerleri bitkili (*L. minör*) ve kontrol reaktörü giriş suyunda 0,51 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 0,49 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 0,31 mg/l olarak belirlenmiştir. Ortalama NO_3^- giderim değeri bitkili reaktörde ortalama %1,92 iken kontrol reaktöründe %23,2 olarak belirlenmiştir.

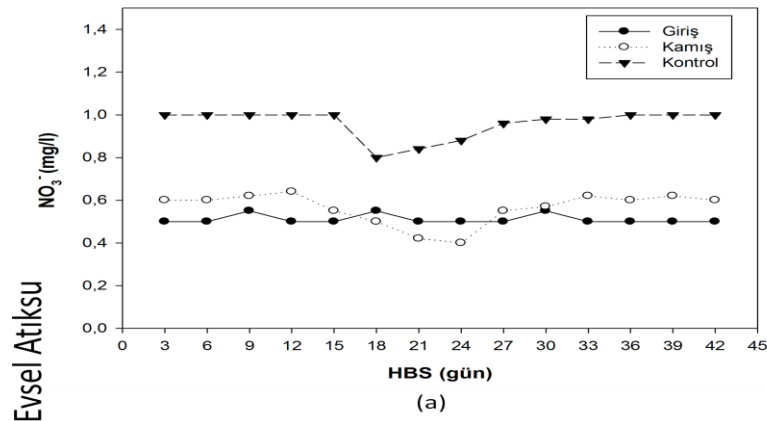
Kuvvetli evsel atık su ile yapılan uygulamada yüzey altı akışlı sistem ortalama NO_3^- değerleri bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 0,90 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 1,35 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 0,96 mg/l olarak belirlenmiştir.

Serbest yüzey akışlı sistemde ortalama NO_3^- değerleri bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 0,90 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 0,47 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 0,60 mg/l olarak belirlenmiştir. Ortalama NO_3^- giderim değeri bitkili reaktörde ortalama %47 iken kontrol reaktöründe %33,3 olarak belirlenmiştir.

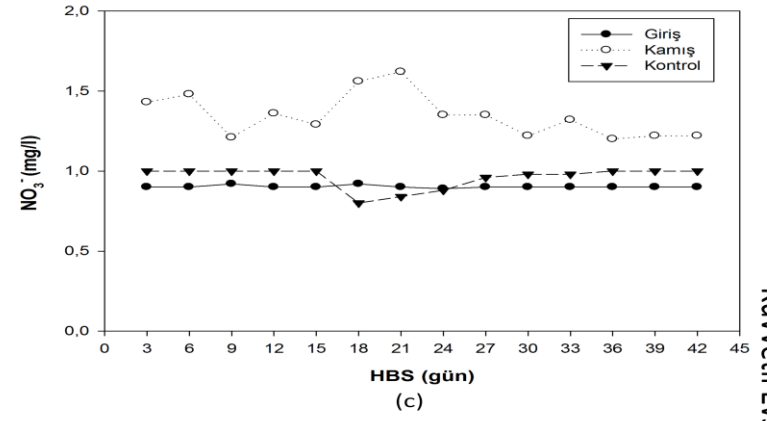
Nitrat sulak alanlarda bulunan azotun en çok yükseltgenmiş formudur (oksidasyon +5). Bu oksidasyon durumu nedeni ile nitrat kimyasal olarak kararlıdır ve bir çok enerji tüketen biyolojik azot taşınım prosesleri oluşmadıkça değişmeden kalacaktır.

Nitrat nitrifikasyon sonucu oluşmakta, denitrifikasyon ve bitki bünyesine geçişle harcanmaktadır (Akça ve ark. 1998). Görüldüğü gibi zayıf evsel atık su ile yapılan uygulamada yüzey altı akışlı sistemin çıkış nitrat konsantrasyonu genellikle giriş nitrat konsantrasyonundan daha yüksektir. Buda nitrifikasyon prosesinin gerçekleştiğini göstermektedir. Nitrifikasyon için gerekli optimum pH 7.5 ile 8.6 arasında

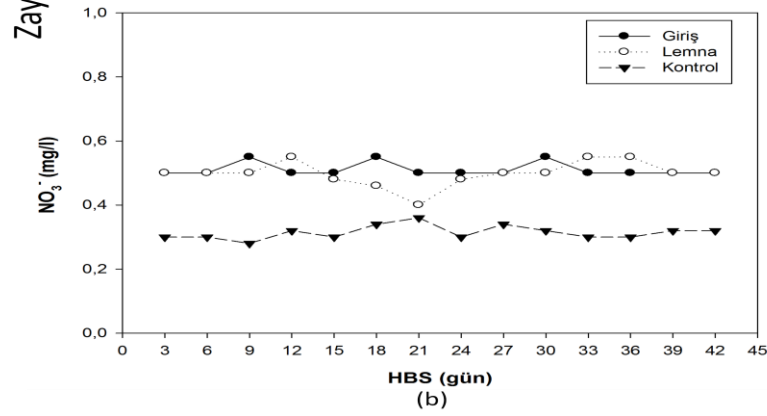
değişmektedir arasında değişmektedir (Al-omari ve Fayyad 2003). Sistem bu koşulu sağlamaktadır.



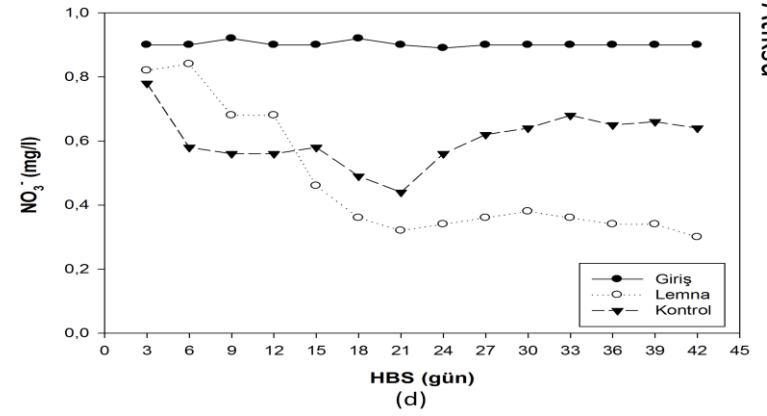
YAAS
↔



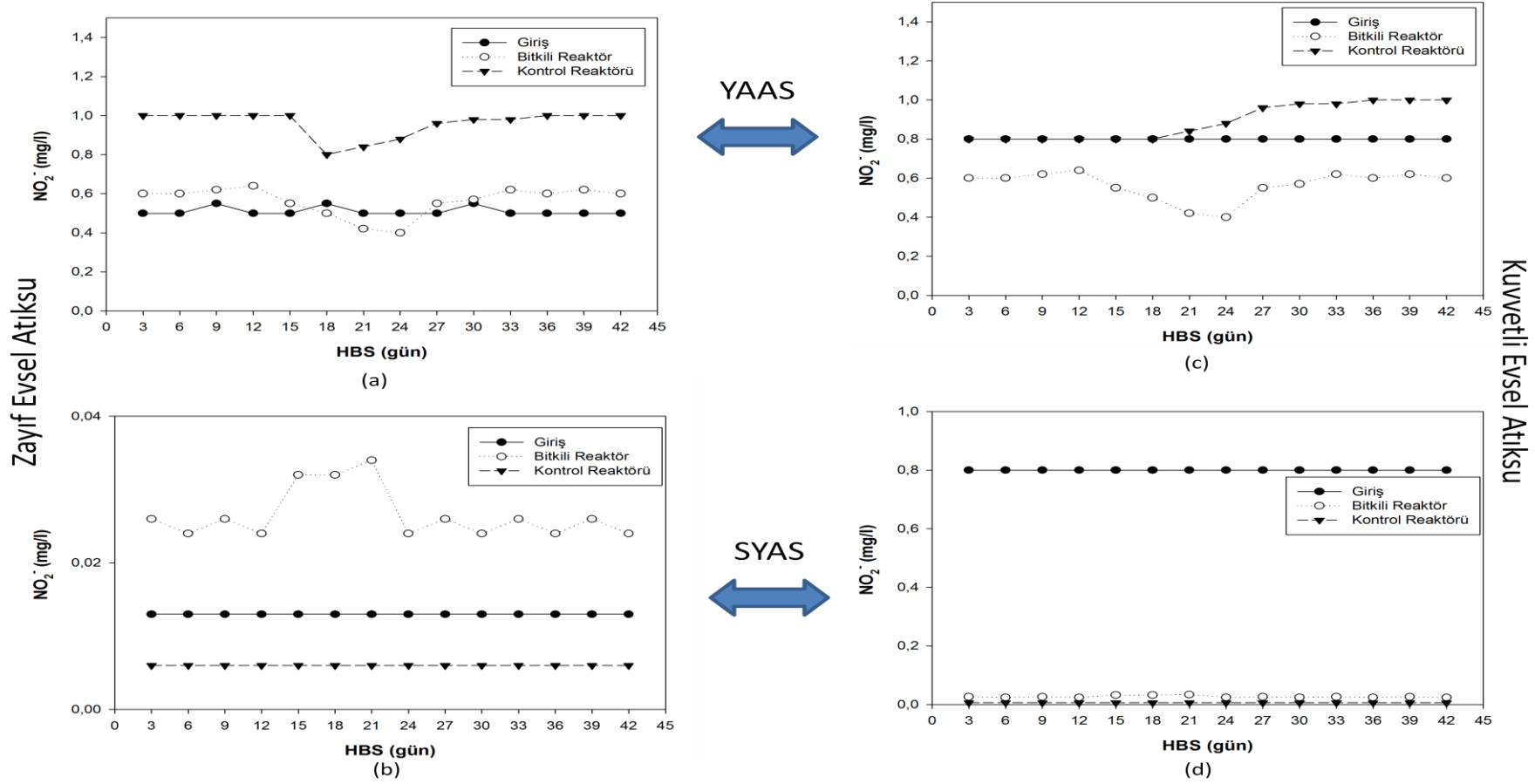
Kuvvetli Eysel Atıksu



SYAS
↔



Şekil 4.8. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen NO_3^- değerleri (a–b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).



Şekil 4.9. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen NO₂⁻ değerleri (a–b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).

Su mercimeği azot gideriminde etkilidir. Su mercimeği bulunan reaktörde kuvvetli evsel atık su ile yapılan uygulamada ortalama %55 civarında nitrat giderimi gözlenmiştir. Bitki bulunmayan tankta nitrat konsantrasyonu önce azalmış sonra artmaya başlamıştır. Bu durum denitrifikasyonla açıklanabilir. Kontrol tanklarında gelişen algler tarafından atık sudan asimile edilen azot, nitrat ve amonyum olarak depolanmaktadır. Bu nedenle kontrol tanklarından alınan numunelerde yapılan nitrat analizlerinde artış görüldüğü düşünülmektedir.

Zayıf evsel atık su ile yapılan uygulamada yüzey altı akışlı sistem ortalama NO_2^- değerleri bitkili (*P. australis*) ve kontrol (bitkisiz) reaktörü giriş suyunda 0,51 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 0,56 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 0,96 mg/l olarak belirlenmiştir.

Serbest yüzey akışlı sistemde ortalama NO_2^- değerleri bitkili (*L. minör*) ve kontrol reaktörü giriş suyunda 0,51 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 0,56 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 0,96 mg/l olarak belirlenmiştir.

Kuvvetli evsel atık su ile yapılan uygulamada yüzey altı akışlı sistem ortalama NO_2^- değerleri bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 0,80 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 0,56 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 0,88 mg/l olarak belirlenmiştir.

Serbest yüzey akışlı sistemde ortalama NO_2^- değerleri bitkili (*L. minör*) ve kontrol (bitkisiz) reaktörü giriş suyunda 0,80 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 0,02 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 0,006 mg/l olarak belirlenmiştir.

Nitrit (NO_2^-), azotun amonyak (-3) ve nitrat (+5) arasındaki orta yükseltgenme halidir (oksidasyon durumu +3). Bu orta enerjik durumu nedeni ile, bir çok sulak alanda nitrit kimyasal olarak kararlı değildir ve çok düşük konsantrasyonlarda bulunur. Sulak alanlarda nitritin belirlenebilen düzeyleri genellikle tamamlanmamış azot asimilasyonunu ve antropojenik azot kaynağının varlığını belirtir.

4.2.8. Deneysel sistemlerde analiz edilen toplam fosfor (TP) değerleri

Şekil 4.10'da yüzey altı akışlı sistem ve serbest yüzey akışlı sistem için elde edilen giriş ve çıkış suyu toplam fosfor değerleri görülmektedir.

Zayıf evsel atık su ile yapılan uygulamada yüzey altı akışlı sistemde ortalama TP konsantrasyonu bitkili (*P. australis*) ve kontrol (bitkisiz) reaktörü giriş suyunda 4,22 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 2,51 mg/l ve kontrol reaktör çıkış suyunda 2,62 mg/l olarak hesaplanmıştır. Bitkili reaktörde ortalama TP giderimi %40,52; kontrol reaktöründe ise %37,91 olarak hesaplanmıştır.

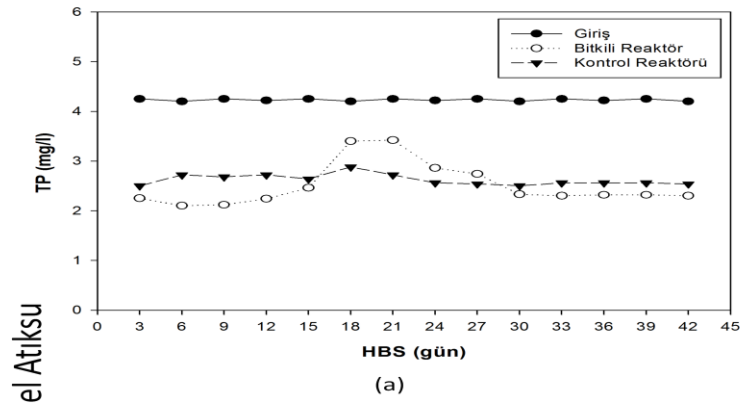
Serbest yüzey akışlı sistemde ortalama TP konsantrasyonu bitkili (*L. minor*) ve kontrol reaktörü giriş suyunda 4,22 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 2,67 mg/l ve kontrol reaktör çıkış suyunda 3,48 mg/l olarak belirlenmiştir. Bitkili reaktörde ortalama TP giderimi %36,61; kontrol reaktöründe ise %17,53 olarak hesaplanmıştır.

Kuvvetli evsel atık su uygulamasında yüzey altı akışlı sistemde ortalama TP konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 8,03 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 3,08 mg/l ve kontrol reaktör çıkış suyunda 2,62 mg/l olarak hesaplanmıştır. Ortalama TP giderimi bitkili reaktörde %61,64; kontrol reaktöründe ise %67,37 olarak hesaplanmıştır.

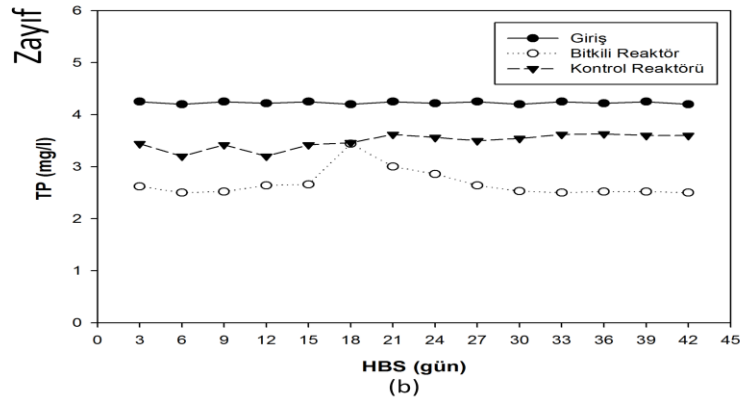
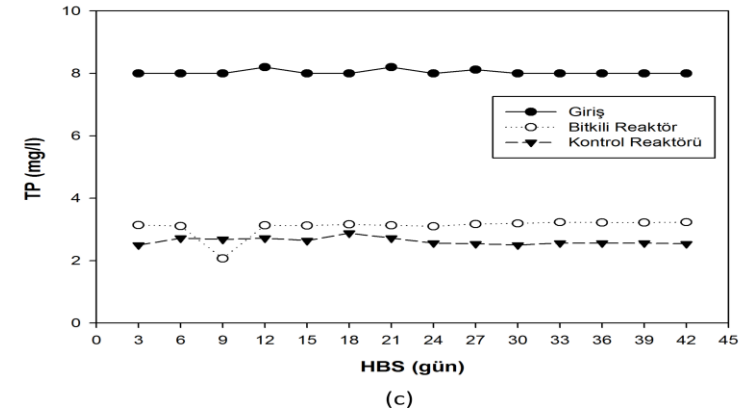
Serbest yüzey akışlı sistemde ortalama TP konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 8,03 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 2,68 mg/l ve kontrol reaktör çıkış suyunda 3,63 mg/l olarak hesaplanmıştır. Ortalama TP giderimi bitkili reaktörde %66,62; kontrol reaktöründe ise %54,79 olarak belirlenmiştir.

Fosfor giderim oranı, atık su özelliklerine, sucul bitki tipine, hasat sıklığına ve iklime bağlı olarak, sahaya özeldir. Tipik giderim oranı %30-50 arasında değişmektedir (Sarıalioğlu, 2003). Çalışmada elde edilen ortalama TP giderim oranlarının literatür ile uyumlu olduğu görülmektedir.

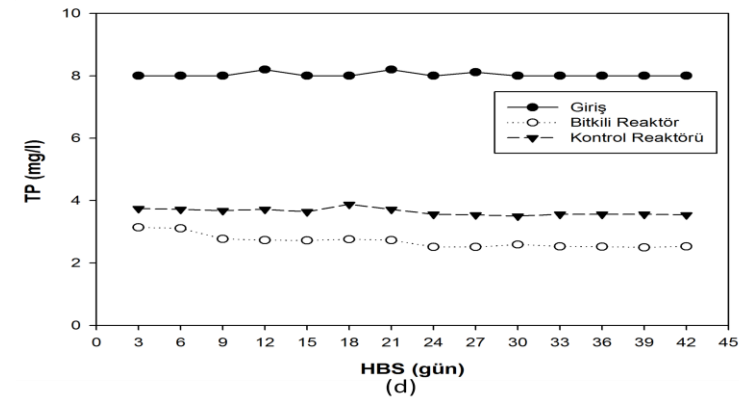
Fosfor mikroorganizmaların büyümesi için gerekli temel elementlerden birisi olup, su ortamında birincil üretkenliği kısıtlayıcı bir nutrienttir. Ancak yapay sulak alan



YAAS



SYAS



Şekil 4.10. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen TP değerleri (a–b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).

sistemlerinde en önemli fosfor giderimi, fosfatların yapay sulak alan dolgu malzemesi içinde adsorplanmasıdır. Çalışmadaki yüzey altı akışlı sistemde kontrol reaktöründe kullanılan ortam malzemesi (Leca) ile zayıf (%37,91) ve kuvvetli (%67,37) evsel atık su uygulamalarında elde edilen TP giderim oranları literatürdeki gibi fosforun ortam malzemesi tarafından adsorplandığını düşündürmektedir.

Sudaki fosfor, bitki metabolizmasında kullanım, partiküller ve organik maddeler üzerine adsorpsiyon gibi mekanizmalarla uzaklaştırılabilmektedir. Su mercimekleri, kendi büyümeleri için gerekli olan fosforu kullanmaktadırlar. Reed ve De Busk (1985) sucul makrofitlerin nutrient giderme potansiyeli üzerine yaptıkları çalışmada, P'un %12-73 oranında giderildiğini tespit etmişlerdir. Körner ve ark. (1998)'nin çalışmasında fosfor, su mercimeği ile kaplı arıtmada su mercimeksiz kontrollerindekinden belirgin olarak daha hızlı giderildiği belirtilmiştir. Diğer mekanizmalara ek olarak meydana gelen bitkisel kullanım Şekil 4.10.c-d'de görüldüğü gibi, serbest yüzey akışlı sistemde bitkisiz tanka oranla, bitkili tankta daha fazla fosfor giderimine neden olduğu düşünülmektedir.

Greenway and Wooley (1999); *Ceratophyllum* sp. ve *Lemna* sp.'nin en fazla besin maddesi tutan bitkiler olduğunu ve fosfor konsantrasyonunun kök ve rizom bölgelerinde yoğunlaştığını; Zeren ve ark. (2001) %3-78; Bayhan ve ark. (1996) %27-63; Sarıalioğlu, (2003) %11-90 arasında değişen arıtım verimi elde etmişlerdir. Bahsedilen çalışmalar ile bu çalışma sonuçları bu çalışma sonuçları (zayıf evsel atık su uygulamasında %36,61, kuvvetli evsel atık su uygulamasında %66,62 giderim verimi) arasında paralellik görülmektedir.

4.2.9. Deneysel sistemlerde analiz edilen orto-fosfat (OP) değerleri

Şekil 4.11'de yzzey altı akışlı sistem ve serbest yzzey akışlı sistem için elde edilen giriş ve çıkış suyu OP değerleri verilmektedir.

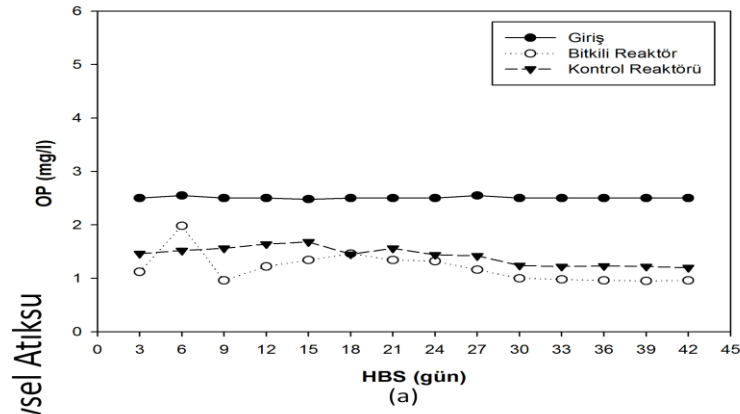
Zayıf evsel atık su ile yapılan uygulamada yzzey altı akışlı sistemde ortalama OP konsantrasyonu bitkili (*P. australis*) ve kontrol (bitkisiz) reaktörü giriş suyunda 2,50 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 1,19 mg/l ve kontrol reaktör çıkış suyunda 1,41 mg/l olarak belirlenmiştir. Bitkili reaktörde ortalama OP giderimi %52,4; kontrol reaktöründe ise %43,6'dır.

Serbest yzzey akışlı sistemde ortalama OP konsantrasyonu bitkili (*L. minor*) ve kontrol reaktörü giriş suyunda 2,50 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 1,59 mg/l ve kontrol reaktör çıkış suyunda 2,46 mg/l olarak belirlenmiştir. Bitkili reaktörde ve kontrol reaktöründe ortalama OP giderimi sırasıyla %36,4 ve %16 olarak hesaplanmıştır.

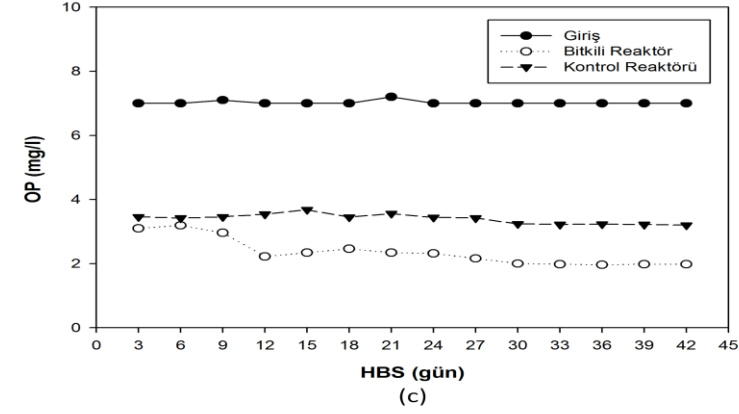
Kuvvetli evsel atık su ile yapılan uygulamada yzzey altı akışlı sistemde ortalama OP konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 7,02 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 2,35 mg/l ve kontrol reaktör çıkış suyunda 3,39 mg/l olarak belirlenmiştir. Ortalama OP giderimi bitkili reaktörde ortalama %66,52 kontrol reaktöründe ise %51,7 olarak hesaplanmıştır.

Serbest yzzey akışlı sistemde ortalama OP konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 7,02 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 2,68 mg/l ve kontrol reaktör çıkış suyunda 3,39 mg/l olarak belirlenmiştir. Ortalama OP giderimi bitkili ve kontrol reaktöründe sırasıyla %61,82 ve %51,7'dir.

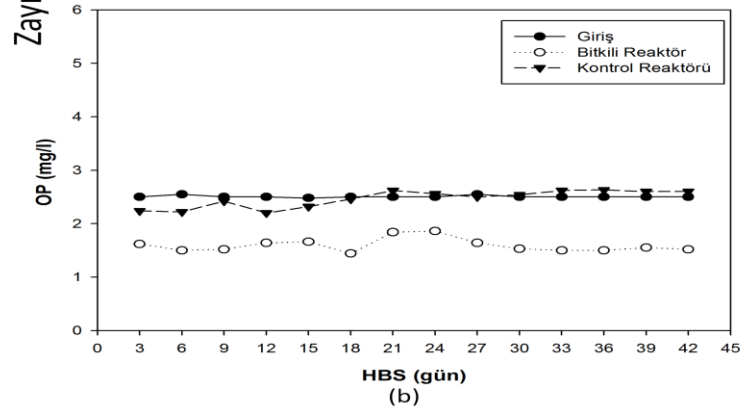
Ortofosfat yzzey sularında fosforun baskın olarak bulunan formudur. Fosforun bu formu sulak alan bitkilerinde ve toprakta biyolojik alım ve kimyasal bağlar ile akümüle olur. pH'sı dūŐük olan sulak alanlarda demir ve alüminyum fosfat mineralleri oluŐurken, yüksek pH'lı sulak alanlarda kalsiyum fosfat mineralleri oluŐur. Bu durum sulak alanlarda temel fosfor giderim mekanizmasıdır (Dirim, 2006). Richardson ve ark. (1985), fosfor gideriminin atık sudaki fosforun dolgu maddelerindeki Al, Fe, Ca⁺² ve kil mineralleriyle adsorbsiyonu ve kompleks oluŐumu ile olduğunu PO₄-P iyonu aynı



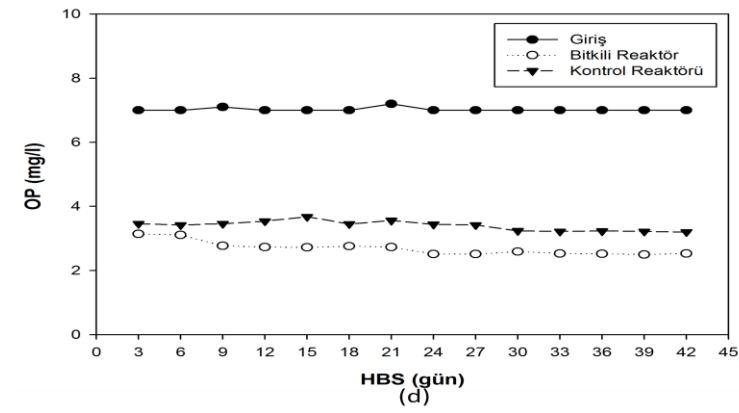
YAAS



Kuvvetli Evsel Atıksu



SYAS



Şekil 4.11. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen OP değerleri (a–b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).

zamanda çökelme prosesi ile Fe, Al ve Ca fosfatlar şeklinde çöktürülerek giderildiğini belirtmektedirler (Yılmaz 2003, Dirim 2006). Bu çalışmada orto fosfat temel giderim mekanizmasını kalsiyum fosfat mineralleri oluşumuyla gerçekleştiği düşünülmektedir.

4.2.10. Deneysel sistemlerde ölçülen askıda katı madde (AKM) değerleri

Yüzey altı akışlı sistem ve serbest yüzey akışlı sistemlerde zayıf ve kuvvetli evsel atık su ile elde edilen giriş ve çıkış suyu askıda katı madde (AKM) değerleri Şekil 4.12'de gösterilmektedir.

Zayıf evsel atık su uygulamasında yüzey altı akışlı sistemde bitkili (*P. australis*) ve kontrol (bitkisiz) reaktöründe analiz edilen ortalama AKM değeri giriş suyunda 21,21 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 17,3 mg/l; kontrol reaktörü çıkış suyunda 28,9 mg/l'dir.

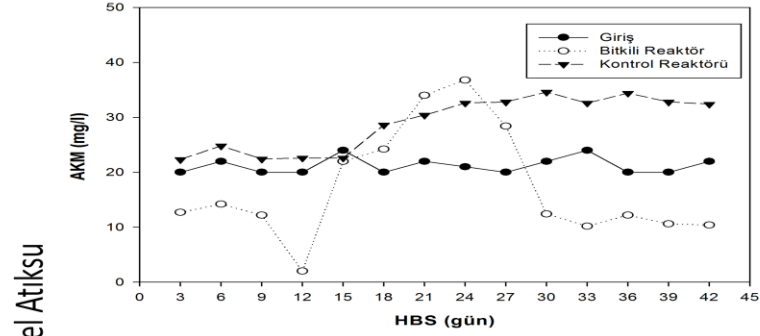
Serbest yüzey akışlı sistemde ise ortalama AKM değeri bitkili (*L. minor*) ve kontrol reaktörü giriş suyunda 21,2 mg/l; çıkış suyunda bitkili reaktörde 24,01 mg/l; kontrol reaktöründe 30,4 mg/l olarak hesaplanmıştır.

Kuvvetli evsel atık su uygulamasında yüzey altı akışlı sistemde ölçülen ortalama AKM değeri bitkili ve kontrol reaktör giriş suyunda 50,01 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 3,7 mg/l; kontrol reaktörü çıkış suyunda 5,8 mg/l'dir.

Serbest yüzey akışlı sistemde ise ortalama AKM değeri giriş suyunda 50,01 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 4,28 mg/l; kontrol reaktörü çıkış suyunda 6,13 mg/l olarak hesaplanmıştır.

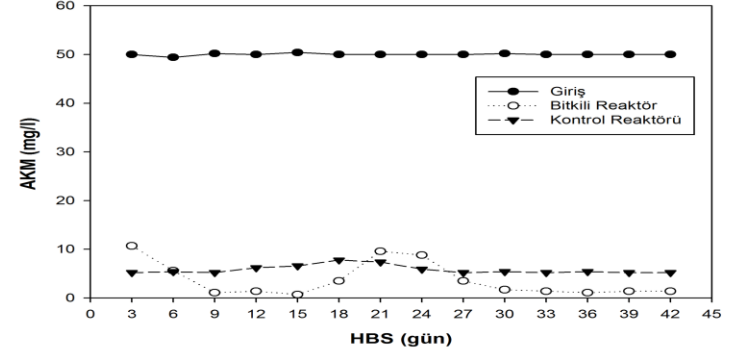
Her ne kadar hidrolik bekletme süresi AKM gideriminde önemli bir rol oynasa da, AKM gideriminde de asıl giderim mekanizması bitkilere veya mikroorganizmalara bağlı biyolojik proseslerden çok sedimentasyon ve filtrasyon gibi fiziksel proseslerle sağlanmaktadır (Kadlec ve Knight 1996, Lee ve ark. 2004). Giderimin etkinliğini bitkilerle yatak ortamının temas alanı etkilerken (Kadlec ve Knight 1996), giderim oranını yapay sulak alanın en/boy oranı etkilememektedir (USEPA 2000).

Kuvvetli evsel atık su uygulamasında yüzey altı akışlı sistemde bitkili reaktörde %98,14 ve kontrol reaktöründe %98,23 olarak hesaplanmıştır. Serbest yüzey akışlı sistemde ise sistemde bitkili reaktörde %98,17 ve kontrol reaktöründe %98,24 olarak hesaplanmıştır. Kuvvetli evsel atık suda etkin AKM giderimi elde edilmiştir. Yüzey altı akışlı sistemde zaman zaman tıkanmalar görülmüştür. Bu tıkanmalara ise sebep olarak, sulak alanın



(a)

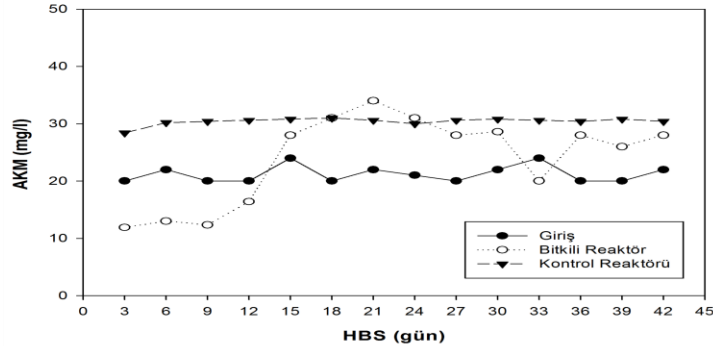
YAAS
↔



(c)

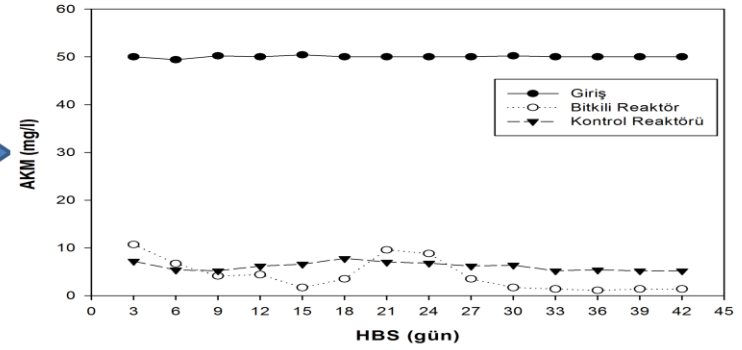
Zayıf Evsel Atıksu

Kuvvetli Evsel Atıksu



(b)

SYAS
↔



(d)

Şekil 4.12. Yüzeysel akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzeysel akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen AKM değerleri (a-b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).

giriş yapısını oluşturan kaba çakılın ve kil agregalarının yeterince yıkanmamış olması gösterilebilir. Tıkanıklıklar giderildikten sonra sistem normal çalışma kapasitesine dönmüştür.

Zayıf evsel atık su uygulamasında hazırlanan sentetik evsel atık su çok yüksek konsantrasyonda askıda katı içermemektedir. Yüzey altı akışlı sistemde çıkış suyunda girişten daha yüksek AKM gözlenmesi, suyun akış esnasında biyofilm tabakasına uyguladığı hidrolik kesme kuvvetiyle açıklanabilir. Serbest yüzey akışlı sistemde, çıkış sularında giriş suyuna göre kaydedilen yüksek AKM konsantrasyonları, alg büyümesinin göstergesi olduğu düşünülmektedir.

4.2.11. Deneysel sistemlerde analiz edilen kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) değerleri

Şekil 4.13'te yüzey altı akışlı sistem ve serbest yüzey akışlı sistem için elde edilen giriş ve çıkış suyu KOİ değerleri gösterilmektedir.

Zayıf evsel atık su ile yapılan uygulamada yüzey altı akışlı sistemde ortalama KOİ konsantrasyonu bitkili (*P. australis*) ve kontrol (bitkisiz) reaktörü giriş suyunda 250 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 73,89 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 78,96 mg/l olarak belirlenmiştir. Bitkili reaktörde KOİ giderimi ortalama %70,44; kontrol reaktöründe ise %68,41 olarak elde edilmiştir.

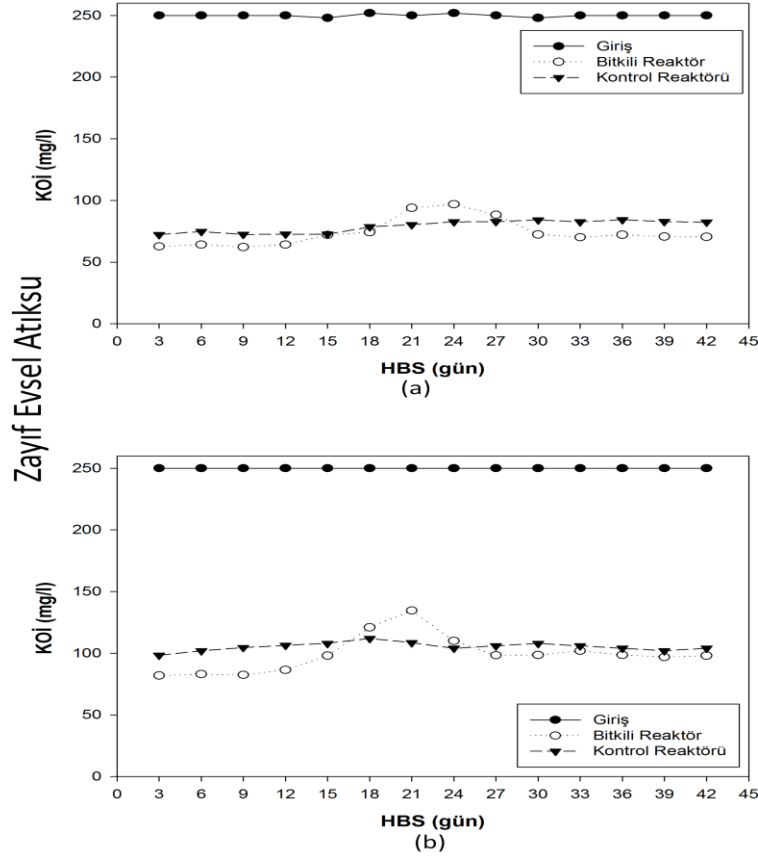
Serbest yüzey akışlı sistemde ortalama KOİ konsantrasyonu bitkili (*L. minor*) ve kontrol reaktörü giriş suyunda 250 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 99,26 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 105,28 mg/l olarak belirlenmiştir. Bitkili reaktörde ortalama %60,29; kontrol reaktöründe ise %57,88 KOİ giderimi elde edilmiştir.

Kuvvetli evsel atık su ile yapılan uygulamada ortalama KOİ konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 500,14 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 37,07 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 58,07 mg/l olarak hesaplanmıştır. Bitkili sistemde ortalama %92,58; kontrol reaktöründe ise %88,38 KOİ giderimi elde edilmiştir.

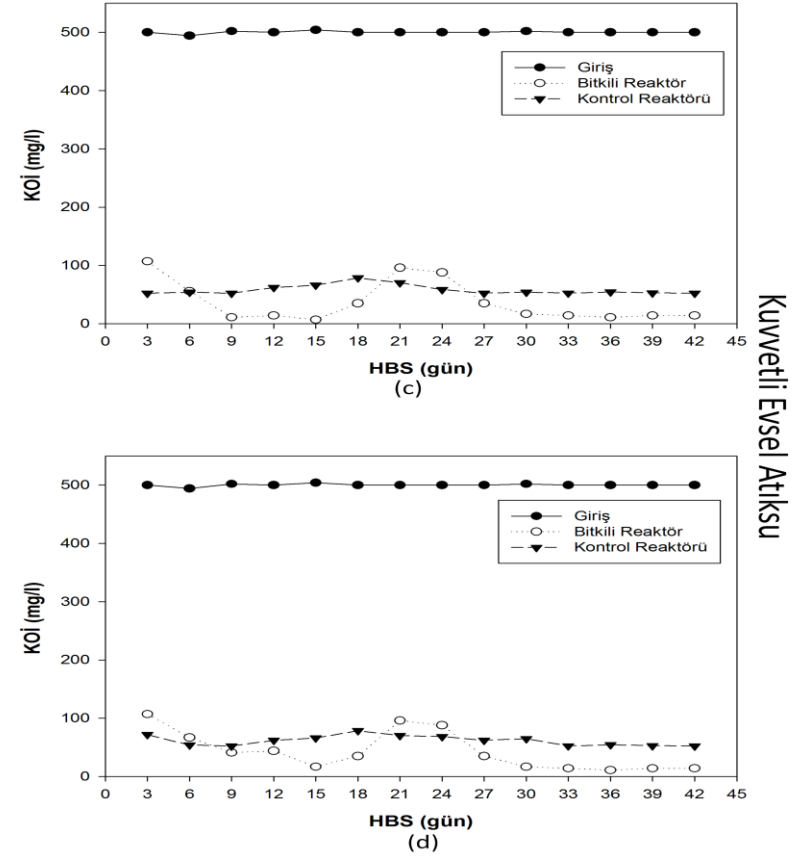
Serbest yüzey akışlı sistemde ise ortalama KOİ konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 500,14 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 42,85 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 61,66 mg/l olarak hesaplanmıştır. giderim değerleri bitkili reaktörde ortalama %91,42; kontrol reaktöründe ise %87,67'dir.

KOİ giderimini etkileyen başlıca parametreler atık suyun KOİ yükü, yatakların tasarımı, işletme koşulları, kullanılan dolgu malzemelerinin özellikleri, oksijen difüzyonu ve konveksiyonudur (Korkusuz, 2005). Bu da çalışmada gözlenen KOİ giderim oranlarının değişimini açıklamaktadır.

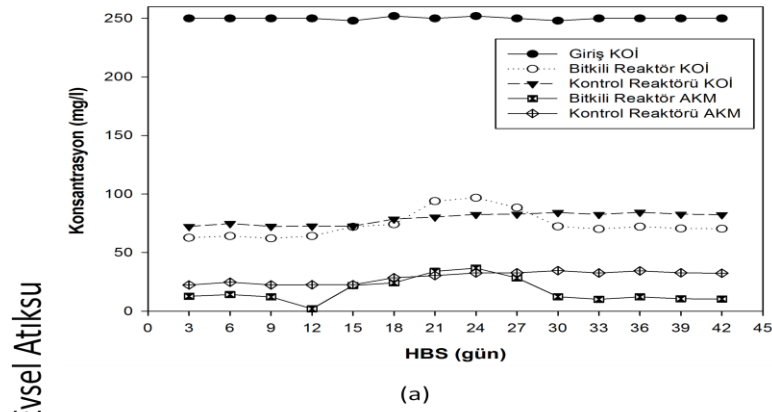
Daha önce yapılan literatür çalışmalarında (Ayaz ve ark. 2003) elde edilen KOİ giderim performanslarının %80-99 arasında olduğu düşünüldüğünde çalışmadaki sulak alan uygulamalarında elde edilen giderim verimleri literatürle paralellik göstermektedir.



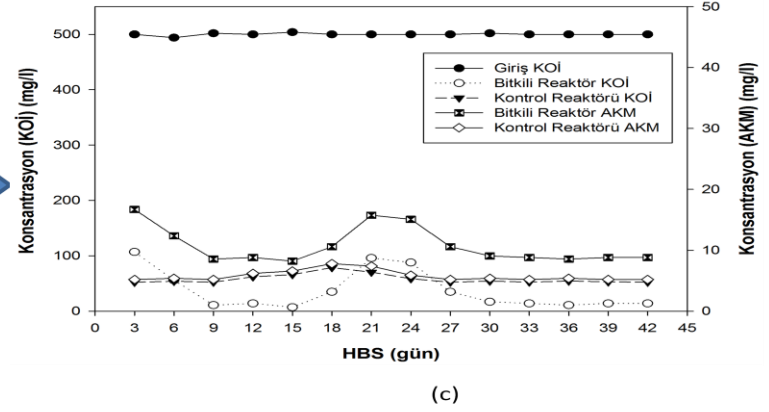
YAAS



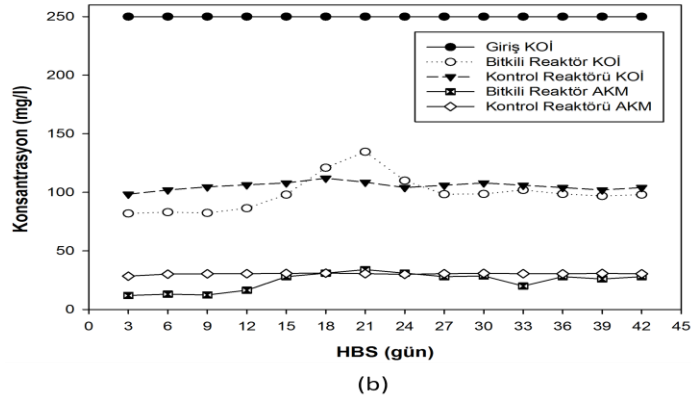
Şekil 4.13. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen KOİ değerleri (a–b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).



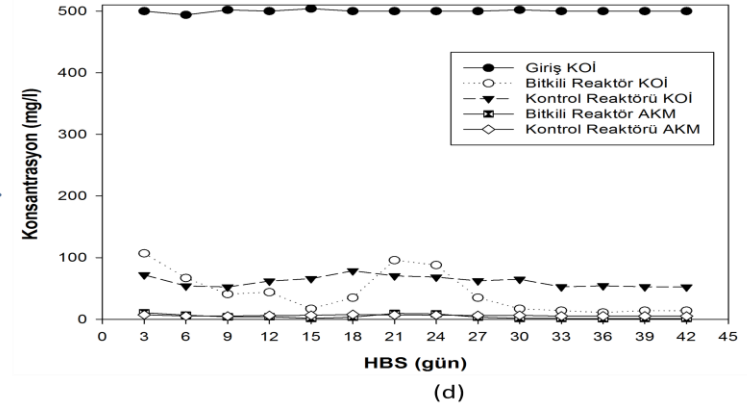
YAAS



Kuvvetli Evsel Atıksu



SYAS



Şekil 4.14. Yüzeysel akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzeysel akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyu KOİ ve AKM değişimi (a–b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).

Yüzey altı akışlı sistem ve serbest yüzey akışlı sistem giriş ve çıkış suyunda KOİ ve AKM arasındaki etkileşim Şekil 4.14'te gösterilmiştir. AKM seviyesinin artışına paralel olarak, KOİ konsantrasyonu da artış gösterdiği görülmektedir.

4.2.12. Deneysel sistemlerde analiz edilen biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) değerleri

Şekil 4.15'te yüzey altı akışlı sistem ve serbest yüzey akışlı sistem için elde edilen giriş ve çıkış suyu KOİ değerleri gösterilmektedir.

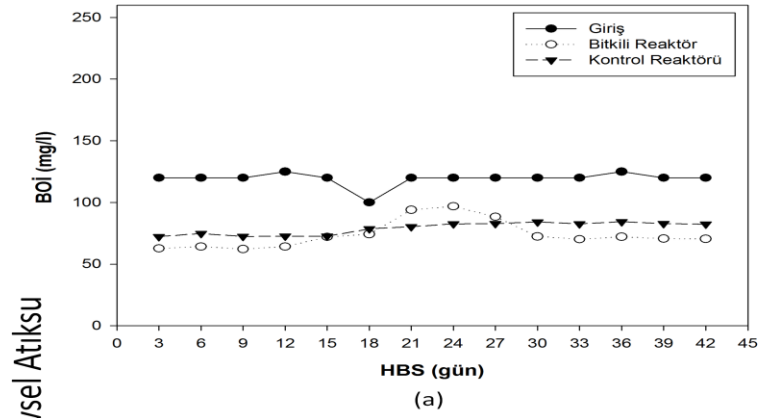
Zayıf evsel atık su ile yapılan uygulamada yüzey altı akışlı sistemde ortalama BOİ konsantrasyonu bitkili (*Phragmites australis*) ve kontrol (bitkisiz) reaktörü giriş suyunda 119,28 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 71,89 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 78,82 mg/l olarak belirlenmiştir. Bitkili sistemde ortalama %38,05, kontrol reaktöründe ise %33,8 BOİ giderimi elde edilmiştir.

Serbest yüzey akışlı sistemde ortalama BOİ konsantrasyonu bitkili (*L. minor*) ve kontrol reaktörü giriş suyunda 119,28 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 99,26 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 105,28 mg/l olarak hesaplanmıştır. Bitkili reaktörde ortalama %16,78; kontrol reaktöründe ise %11,73 BOİ giderimi elde edilmiştir.

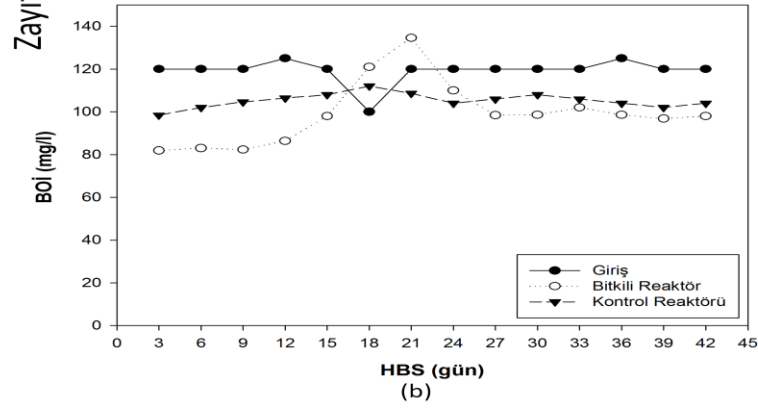
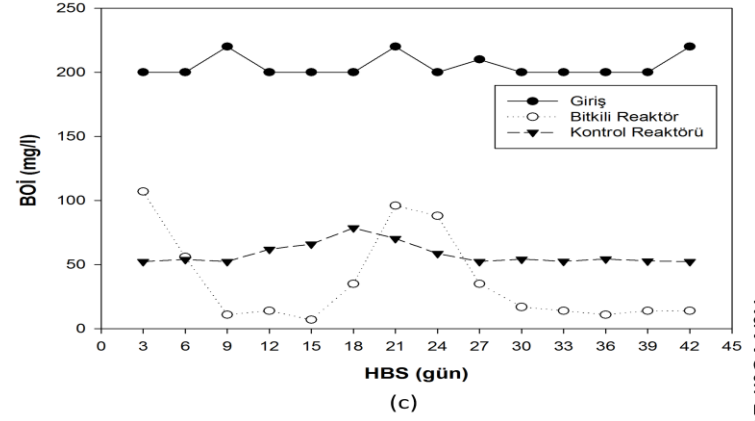
Serbest yüzey akışlı sistemin zayıf evsel atık su ile işletiminde sürekli olarak alg üremesi gözlenmiştir. Alg üremesi, yıl içerisindeki güneşli gün sayısının çok fazla olması ve aynı zamanda bitki yaprak gövde sisteminin henüz güneş ışınlarını engelleyecek kadar gelişmiş olmamasıyla açıklanabilir. Bu bağlamda serbest yüzey akışlı sistemdeki mikrobiyal ayrışmaların, alg ve bakterilerin kompleks etkileşimi sonucu meydana gelmiş olduğu düşünülmektedir.

Kuvvetli evsel atık su ile yapılan uygulamada yüzey altı akışlı sistemde ortalama BOİ konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 205 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 34,07 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 58,54 mg/l olarak hesaplanmıştır. Bitkili sistemde ortalama %81,91; kontrol reaktöründe ise %71,67 BOİ giderimi elde edilmiştir.

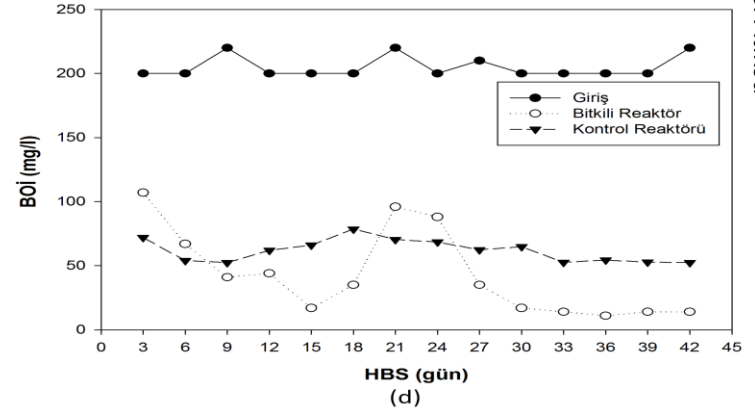
Serbest yüzey akışlı sistemde ise ortalama BOİ konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 205 mg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 42,85 mg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 61,66 mg/l olarak hesaplanmıştır. KOİ giderimi bitkili reaktörde ortalama %79,09; kontrol reaktöründe ise %69,92'dir.



YAAS



SYAS



Şekil 4.15. Yüzey altı akışlı sistem (YAAS) ve serbest yüzey akışlı sistem (SYAS) için elde edilen bitkili ve kontrol reaktör giriş ve çıkış suyunda ölçülen BOİ değerleri (a–b: Zayıf evsel atık su sonuçları c-d: Kuvvetli evsel atık su sonuçları).

Sulak alanlardaki BOİ giderimi, sedimentasyonu ve bitki köklerine tutunmuş aerobik bakterilerce gerçekleştirilen mikrobiyal indirgemeyi içeren fiziksel ve biyolojik proseslerce gerçekleştirilmektedir (Brix, 1997, Naylor ve ark., 2003, Ciria ve ark., 2005). Fiziksel ayırıştırma mekanizması ve düşük poroziteli toprak ortamı nedeniyle, organik katılar filtrelenebilir ve sulak alan yatağında uzun süre tutulabilir. Bu da biyolojik indirgemenin kolaylıkla yürümesi için organik maddelerin daha iyi hidrolizini sağlamaktadır. Düşük poroziteli yatak ortamından dolayı, organik biyoindirgemenin anaerobik yollardan gerçekleşmesini sağlayan anoksik şartlar kolaylıkla sulak alan yatağında devreye girer ve bu sayede oksijen sağlanmasından kaynaklanan engellemelerin önüne geçilir. Bu mekanizmalar sayesinde sulak alanlar oldukça üstün bir KOİ ve BOİ giderimi sağlar (Song ve ark., 2006). Bu çalışmada yüzey altı akışlı sistemde etkin bir giderim elde edilmiştir.

Su mercimeklerine dayalı olarak bazı tam ölçekli sistemlerde %50-95 arasında BOİ₅ ve KOİ giderme oranı su mercimeği ile kaplı sistemlerde bulunmuştur (Topal ve ark. 2011). Brix ve Schierup (1989) çalışmalarında, su mercimeği ile çalışılan sistemlerde gerçekte geniş kök sistemlere ihtiyaç olduğunu ve bağlı mikrobiyal büyüme için çok küçük substrat yüzey alanı sağladığını iddia etmişlerdir. Su yüzeyinde su mercimeğinin yoğun bir şekilde kaplı olması, hem havadan difüzyonla suya oksijen girişini hem de az ışık nüfuz etmesinden dolayı planktonlarla oksijenin fotosentetik üretimini engelleyebilmesi olumsuz yanlarını oluşturmaktadır. Zirschky ve Reed (1988), su içinde sınırlı oksijen transferinden dolayı su mercimeği ile kaplı havuzlarda BOİ gideriminin azaldığını ifade etmişlerdir. Bununla beraber Alaerts (1996), su mercimeğiyle kaplı atık su lagün sistemlerinde her zaman aerobik kalan bir su sütununun bulunduğunu bildirmiştir (Körner ve ark. 1998). Benzer olarak bu çalışmada da serbest yüzey akışlı sistemde hem zayıf evsel atık su uygulamasında düşük BOİ giderimi elde edilmesinin su içinde sınırlı oksijen transferinden kaynaklandığı düşünülmektedir.

4.3. Yüzey Altı Akışlı Sistem İçin Örnek Boyutlandırma

Yapay sulak alan tasarımında kullanılan, birbirine alternatif 4 tasarım metodu aşağıda verilmiştir;

1. Crites & Tchobanoglous Metodu (Crites ve Tchobanoglous 1998),
2. EPA Metodu (USEPA 2000),
3. R. Kadlec & R. Knight Metodu (Kadlec ve Knight 1996),
4. Reed, Crites & Middlebrooks Metodu (USEPA 1988).

Sözö edilen metotlarda evsel nitelikli atık suların arıtımı için inşa edilmek istenen yapay sulak alanların boyutlandırma esasları verilmektedir. Bu kaynaklarda farklı yapay sulak alan tasarım metotları bulunmaktadır. Her metodun kendine özgü güçlü ve zayıf yanları mevcuttur. Bu metotlarda temel olarak atık suda mevcut olan AKM ve BOİ yükleri baz alınarak gerekli olan toplam alanı hesaplama yöntemleri önerilir. Bazı yöntemlerde her iki yüke göre de hesaplama verilirken, bazı yöntemlerde sadece AKM yükünü baz alarak alan hesabı yapılır. Bazı yöntemlerde ise, toplam azot yükü ve fekal koliform miktarına göre alan hesapları bulunmaktadır. Gerçek anlamda bir yapay sulak alan yapılmak istenildiğinde, hangi metodun kullanılması gerektiğine mühendislik bakış açısı ve kullanım amacı göz önüne alınarak karar verilebilir (Naz 2008). Sistem için de BOİ yüküne göre tasarım yapılmıştır Yukarıda adı geçen metotlardan; BOİ, azot ve AKM yüklerine göre tasarım yapmanın mümkün olduğu ve geçmişten günümüze kadar sıkça kullanılmış olan Reed, Crites & Middlebrooks Metodu kullanılmıştır. BOİ konsantrasyonu 200 mg/L olarak ön görölmüştür.

Örnek boyutlandırma için Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) 2011 yılı verilerine 2645 kişilik nüfusa sahip Bursa Çağrıışan köyü esas alınarak doğal arıtma sisteminin uyarlanması amaçlanmıştır. Hem bu çalışmada elde edilen veriler doğrultusunda hem de daha az alan gereksinimine ihtiyaç duyulması, koku ve sinek oluşumuna rastlanmamasından dolayı yüzey altı akışlı yapay sulak alan sistemi tercih edilmiştir.

Sistem tasarımında kullanılan debi ve kirlilik yükleri hesaplamalarında TÜİK nüfus verilerinden yola çıkılarak, İller Bankası tarafından kullanılan kişi başına ihtiyaç duyulan günlük su ihtiyacı verilerinden teorik olarak hesaplanmıştır. Kirlilik yüklerinin hesabında literatür derlemesiyle elde edilen kişi başı kirlilik yük değerlerine ilişkin

kabuller, gelecekteki nüfus hesabı için ise İller Bankası Nüfus Tahmin Yöntemi kullanılmıştır.

Kanalizasyon sistemi, eşit debilerde inşa edilecek iki ayrı 1500 kişilik 4 gözlü ve sızdırmaz fosseptik yapısına alınacaktır. Fosseptik yapıları arıtma sisteminin birinci ayağını oluşturmaktadır. 4 gözlü olarak inşa edilecek betonarme yapıların katı madde tutma ve buna bağlı olarak BOİ giderme verimlerinden istifade edilecektir.

Fosseptik yapısının yapımından sonra yapay sulak alan sisteminin yapımı için öncelikle hesaplanan boyutlarda hazne yatakları açılacaktır. Hazne yatakları trapez kesitte olacaktır. Hazne giriş ve çıkış kısımlarında, atık suyun cazibeli akışına olanak verecek şekilde kot farkı oluşturulacaktır. Buna göre hazne girişindeki atık su akar kodu, hazne çıkısındaki akar koddan daha yüksek olacaktır. Öngörülen kod farkı 20 cm'dir (Sevi 2009).

Açılan yapay sulak alan haznelerinde, sızdırmazlığın sağlanması için kullanılacak kil malzemesi, açılan trapez yataklara serilerek sıkıştırılacaktır. Kil malzemesi atık suyun temas ettiği tüm noktalara uygulanarak atık suyun sistem içinde hiçbir kaçağa sebebiyet vermeden tutulması sağlanacaktır.

Kil zemin üzerine yapay sulak alan haznelerinin her birine hazne genişliği boyunca derin kuyu sondaj boruları yerleştirilecektir. Derin kuyu sondaj boruları hazne giriş ve çıkış kısımlarında haznenin orta noktasına gelecek şekilde uygulanacaktır. Sızdırmazlık malzemesi olarak kullanılan 30 cm kil tabakasının üzerine orta irilikte (10–12 mm) çakıl serilecektir. Çakıl derinliği girişte 25 cm ve çıkışta 35 cm olacak şekilde uygulanacaktır. Ancak derin kuyu sondaj borularının yer alacağı hazne giriş ve çıkış kısımlarında, boruların tıkanmalarının engellenmesi amacıyla girişte 150 cm ve çıkışta 200 cm boyunca hazne yatak malzemesinin tamamı çakıl olacaktır.

Sızdırmazlık malzemesi olarak kullanılan 30 cm kil tabakasının ve üzerine uygulanan girişte 25 cm, çıkışta 35 cm derinlikteki çakıl malzemesinden sonra, yine giriş ve çıkışta 25 cm ile 35 cm derinlikte olacak şekilde tuvenan malzemesi uygulaması gerçekleştirilecektir. Yapay sulak alan bitkisinin ekimi bu katmanda gerçekleştirilecektir (Sevi 2009).

Yapay sulak alan sisteminde kullanılacak *P. australis* bitkisi için, haznelerde 30 cm derinlikte ve 30-40 cm çapında ekim yatakları hazırlanacaktır. Ekim yatakları 1 m²'ye en az 4 adet olacak şekilde hazırlanacaktır. Yatak kazısından çıkan malzeme, ekimden sonra tekrar yatağa doldurulacak ve hafifçe sıkıştırılacaktır.

4.3.1. Nüfus

Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) 2011 yılı verilerine göre Bursa Çağrısan köyü nüfusu 2645 kişidir.

4.3.2. Proje debisi

$$q_{ihtiyaç}=200 \text{ l/ gün kişi}$$

$$Q_{evsel}=q \times N \times 0,7 \text{ (Toprak 1996)}$$

$$Q_{2011}=0,2m^3 / \text{gün} \times 2645 \text{ kişi} \times 0,7$$

$$Q_{2011}=370 \text{ m}^3 / \text{gün}$$

4.3.3. Kirlilik yükleri

Kişi başına kirlilik yükü; 45 g BOİ/gün.kişi
; 80 g KM/gün.kişi

$$L_{BOİ}=2645 \times 0,045=119,02 \text{ kgBOİ / gün}$$

$$\frac{1000 \times 119,02}{370} = 321,67 \text{ mg/l}$$

$$L_{KatıMadde}=2645 \times 0,080=211,6 \text{ kgAKM / gün}$$

$$\frac{1000 \times 211,6}{370} = 571,89 \text{ mg/l}$$

Kirlilik yükleri hesabında kişi başı kirlilik yük üretiminden hareketle değerler hesaplanmıştır (Metcalf-Eddy, 1991).

4.3.4. Fosseptik sonrası kirlilik yükleri

Yapılan hesaplamalarda kanalizasyon sisteminin çok gözlü fosseptik tankı ile sonlandığı kabul edilmiştir.

4.3.4.1. Fosseptik çıkış, sistem giriş BOİ yükü

Fosseptik tankında BOİ giderim verimi %20-%30 arasında değişmektedir. Verim %30 kabul edilmiştir (Sevi 2009).

$$321,67 \times 0,60 = 193 \text{ mg / l}$$

4.3.4.2. Fosseptik çıkış, sistem giriş AKM yükü

Fosseptik için AKM giderim verimi %80 olarak kabul edilmiştir (Uslu ve ark. 1994).

$$571,89 \times 0,20 = 114,38 \text{ mg / l}$$

Çevre ve Orman Bakanlığı tarafından hazırlanan, 31.12.2004 tarih ve 25687 sayılı Resmi Gazetede yayımlanarak yürürlüğe giren Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde (SKKY) yer alan ve projelendirilen atık su arıtma tesisine karşılık gelen sektörel tablolardan 21-25'te AKM ile ilgili yasal limit değer 2 saatlik kompozit numune için 200 mg/l ve 24 saatlik kompozit numune için 150 mg/l olarak verildiği ve fosseptikten çıkış atık su AKM değeri bu değerden düşük olduğu için, projelendirmede BOİ₅ parametresi esas alınmıştır.

4.3.5. Arıtma sistemi tasarım parametreleri

$$\text{Giriş BOİ} = \text{BOİ}_g = 193 \text{ mg/l}$$

$$\text{Çıkış BOİ} = \text{BOİ}_ç = 50 \text{ mg/l}$$

$$Q_{\text{atık su}} = 370 \text{ m}^3/\text{gün}$$

Minimum atık su sıcaklığı = $T_{\text{min}} = 6 \text{ }^\circ\text{C}$ (Metcalf-Eddy, 1991)

Eğim = $S = 0,010$ (%1) seçilmiştir (www.iees.ch)

Dolgu malzemesi = 10-12 mm dere çakılı, tuvenan dere malzemesi

Kullanılacak bitki (sistem vejetasyonu) = *P. australis*

Giriş havuz derinliği = 50 cm

4.3.6. Projede kullanılacak tipik ortam karakteristikleri

$$\alpha(\text{Prozite}) = 0,32 \text{ (USEPA 1993)}$$

$$k_s(\text{Hidrolik İletkenlik}) = 1000 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d} \text{ (USEPA 1993)}$$

$K_{20}(20^{\circ}C \text{ de oran sabiti})=1,104 (d)^{-1}$ (USEPA 1993)

4.3.7. Yüzey altı akışlı yapay sulak alan sistemi

Yapay sulak alanda *P. australis* bitkisi kullanılacağından bu tür için ~30 cm kök derinliğine ihtiyaç duyar (Tchobanoglous ve Burton 1991). Yüzey altı akışlı sistemler 30-75 cm arasında su derinliğine ihtiyaç duyarlar (USEPA 1993). Derinlik 50 cm ve ortalama sıcaklık $6^{\circ}C$ olarak kabul edilmiştir.

4.3.7.1. Kış şartlarında

- $6^{\circ}C$ için K_T değeri

$$\begin{aligned} K_T &= K_{20}(1,06)^{(T-20)} \\ &= 1,104 \times (1,06)^{(6-20)} \\ &= 0,49(\text{dak})^{-1} \end{aligned}$$

- Boşluklar arası alıkonma süresi

$$t' = \frac{-\ln\left(\frac{BOI_c}{BOI_g}\right)}{K_T}$$

$$t' = \frac{-\ln\left(\frac{50}{193}\right)}{0,49}$$

$$t' = 2,75 \text{ d}$$

- Kesit alanı

$$A_c = \frac{Q}{k_s \times S} = \frac{370}{1000 \times 0,010} = 37 \text{ m}^2$$

- Havuz genişliği

$$W = \frac{A_c}{d} = \frac{37}{0,5} = 74 \text{ m}$$

-Havuz uzunluğu

$$L = \frac{t' \times Q}{W \times d \times \alpha} = \frac{2,74 \times 370}{74 \times 0,5 \times 0,32} = 85,63 \text{ m}$$

-Gerekli yüzey alanı

$$A_s = L \times W = 85,63 \times 74 = 6336,62 \text{ m}^2$$

4.3.7.2. Yaz şartlarında

-20^{0C} için K_T değeri

$$\begin{aligned} K_T &= K_{20} (1,06)^{(T-20)} \\ &= 1,104 \times (1,06)^{(20-20)} \\ &= 1,17 (d)^{-1} \end{aligned}$$

-Boşluklar arası altkonma süresi

$$t' = \frac{-\ln\left(\frac{BO\dot{I}_c}{BO\dot{I}_g}\right)}{K_T}$$

$$t' = \frac{-\ln\left(\frac{50}{193}\right)}{1,17}$$

$$t' = 1,15 \text{ d}$$

-Kesit alanı

$$A_c = \frac{Q}{k_s \times S} = \frac{370}{1000 \times 0,010} = 37 \text{ m}^2$$

-Havuz genişliği

$$W = \frac{A_c}{d} = \frac{37}{0,5} = 74 \text{ m}$$

-Havuz uzunluğu

$$L = \frac{t' \times Q}{W \times d \times \alpha} = \frac{1,15 \times 370}{74 \times 0,5 \times 0,32} = 35,93 \text{ m}$$

-Gerekli yüzey alanı

$$A_s = L \times W = 35,93 \times 74 = 2658,82 \text{ m}^2$$

4.3.7.3. Hidrolik yükleme kontrolü

Havuz uzunluğu 90 m ve toplam havuz genişliği 80 m olarak kabul edildiğinde;

$$L_W = \frac{Q}{L \times W} = \frac{370}{90 \times 80} = 0,050 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d} \text{ (uygun)}$$

0,015 < L_W < 0,050 (Metcalf-Eddy 1991).

Tasarım boyutlandırma kontrolü sağlandığından, hidrolik yükleme değeri uygun kabul edilmiştir.

4.3.7.4. Tasarım boyutlandırma kontrolü

$$t' = \frac{L \times W \times d \times \alpha}{Q} = \frac{90 \times 80 \times 0,5 \times 0,32}{370} = 3,11 \text{ d}$$

$$BOI_{\phi} = \frac{BOI_g}{e^{(t' \times K_t)}} = \frac{193}{e^{(3,11 \times 0,49)}} = 42,23 < 50 \text{ mg/l} \text{ (Metcalf-Eddy 1991)}.$$

Çıkan değerler tasarım kontrolünü sağlamaktadır. W/L = 80/90 = 8/9 olmuştur. Tasarım kriterlerine göre bu oran 1/3 - 1/10 aralığında olması gerektiğinden, 3 adet paralel hücre kullanılacak ve böylece W/L ~ 1/4 olacaktır.

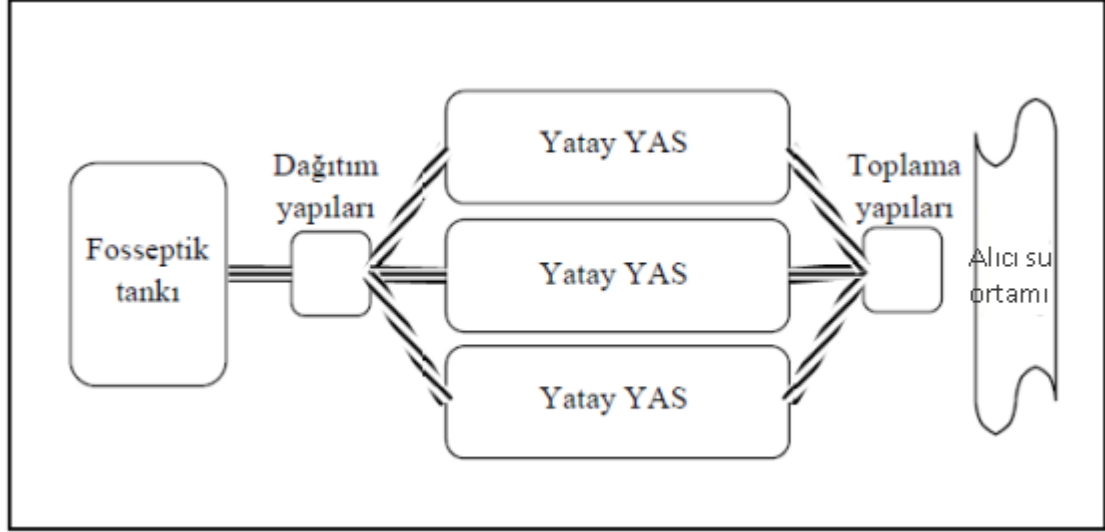
Fosseptiklerde;

1. GÖZ: 2/5 V,
2. GÖZ: 1/5 V,
3. GÖZ: 1/5 V orantısına göre yapılacaktır.

Buna göre;

1. GÖZ: 2/5 x 370 = 148 m³,
2. GÖZ: 1/5 x 370 = 74 m³,
3. GÖZ: 1/5 * 370 = 74 m³

Yapılan bu hesaplamalar sonucunda sistemin şematik görünümü Şekil 4.16’da verildiği şekilde görünecektir.



Şekil 4.16. Sistemin şematik görünümü.

Hesaplanan sistem tasarımında, giriş BOİ yükü 193 mg/l ve çıkış BOİ yükü 50 mg/l alınmıştır. Günlük atık su debisi 370 m³/gün dür. Minimum atık su sıcaklığı 6°C dir. Sistem giriş yatak derinliği 50 cm ve eğim 0,01’dir. Porozite değeri 0,32; hidrolik iletkenlik 1000 m³/m².d ve K₂₀ değeri 1,104 olarak alınmıştır. Hesaplamalar kış ve yaz şartları için ayrı ayrı yapılmış ve sistem tasarımında en olumsuz şartlar olan kış şartları dikkate alınmıştır. Atık su alıkonma süresi kış şartları için 2,75 gün ve yaz şartları için 1,15 gündür. Yapılan hesaplamalar sonucunda oluşan atık suyun arıtılması için ihtiyaç duyulan teorik arıtma yüzey alanı kış şartlarında 6336,62 m² ve yaz şartlarında ise 2658,82 m²’dir.

Sistem tasarımında en olumsuz şart olan kış şartları kullanılmıştır. Ancak, elde edilen teorik alan ihtiyaçlarının 50 mg/l limit BOİ yükü sağlanması amaçlı tasarım boyutlandırma kontrolü ve akış hızının 0,015 ile 0,050 aralığında kalması amaçlı hidrolik yükleme kontrolü ile yapılan teyit hesaplamalarında 3 adet hazne yapısı olmak üzere toplam sistem alan ihtiyacı 90 m x 80 m olarak hesaplanmıştır.

Tasarım boyutlandırma kontrolü sonucu hesaplanan çıkış BOİ değeri 42,23 mg/l dir. Böylece yasal sınır olan 50 mg/l değerinin altında kirlilik yüküne sahip çıkış atık suyu

elde edilmiştir. Özetlenen bu sonuçların elde edilmesi için ihtiyaç duyulan uygulama ve yapım aşamaları sırasıyla şöyledir;

Atık su, merkezi kanalizasyon sistemi aracılığıyla yapılacak 1 adet 3 gözlü sızdırmaz, çürütmeli betonarme fosseptik yapısına alındıktan sonra, kapalı PVC borular ile dağıtım yapısına alınacaktır. 3 gözlü yapılacak yapıların her bir gözünde gaz sıkışmasının önüne geçmek, yapının içini kontrol etmek ve bakım-temizlik amaçlı kontrol bacası ile havalandırma bacaları bulunacaktır. Dağıtım yapısında her bir hazneye atık su girişini kontrol edebilmek amacıyla volanlı vanalar konulacaktır. Dağıtımı gerçekleştirilen atık su, derin kuyu sondaj boruları ile tabandan ayrı ayrı yapay sulak alan haznelere alınacaktır. Derin kuyu drenaj boruları ile yapay sulak alan hazne tabanından toplanacak arıtılmış atık su ayrı bağımsız hatlarla toplama yapısına alınarak, buradan seviye kontrollü deşarj borusu ile alıcı ortama deşarj edilecektir. Kabul edilen net toplam hazne yüzey alanları değeri teorik olarak hesaplanan en olumsuz şartlar olan kış şartlarına göre değerlendirildiğinden ve minimum yüzey alanı ihtiyacından daha fazla olduğundan sistem çalışma verimine katkıda bulunacak ve yasal olarak öngörülen kirlilik yükü değerlerinden daha az kirlilik yüküne sahip atık su deşarjı elde edilmiş olacaktır.

4.4. Sulak Alanların Maliyeti

Aşağıda sulak alanların maliyetini ve sonrasındaki yaşam sürecini etkileyen faktörler ele alınmıştır.

4.4.1. Sulak alanlarda sağlanması beklenen aktif yaşam

Aşağıda belirtilen faaliyetler ve dış koşullar aktif yaşamda rol oynar:

Bakım: Hasat etme ve süreli iyileşmeyi sağlamak amacıyla sulak alan bitkilerinin temizlenmesi, ayrıca besin tuzlarının uzaklaştırılmasına katkı sağlanmasıdır. Bakımdaki yetersizlik büyük ölçüde performansı azaltır ve sonuç olarak hidrolik ve biyolojik etkinliğin durmasına yol açacaktır. Bakım süresi bölgenin iklimine, bitkinin tipine ve nutrient düzeyine bağlıdır.

Rehabilitasyon: Eğer rutin bakım ve bitki hasadının sulak alan performansı üzerinde daha az etkisi varsa, hidrolik performans beklenen altındadır ve su kalitesi düşer, bu

durumda rehabilitasyon düşünmelidir. Yapım ve sonraki rehabilitasyonlar arasındaki period; nutrient yükünün değişkenliğine, iklimsel bölgeye, vs. etkenlere bağlıdır, ancak yaklaşık olarak 10 yıl olması beklenmektedir.

Arıtım teknolojisinde gelişmeler: Modern atık su arıtım tesislerinde arıtım prosesleri daha küçük alan kullanarak tavsiye edilen lisans koşullarını yerine getiren çıkış suyunu üretme kapasitesine sahiptir.

Çıkış suyu standartlarındaki değişimler: Çıkış suyu deşarjlarının izin verilen standartlarında değişiklikler olabilir. Mineralleri uzaklaştırmak için endüstriyel uygulamalar gerekebilir. Sulak alanlar su kalitesi için bu yüksek düzeyde kullanımı garanti edemez.

Yüksek debi ve ilave alanın elde edilebilirliği: İlave alanın eklenemediği yada oluşturulması çok pahalı olduğu durumlarda sulak alan hizmete sokulamaz ve yerine alternatif bir teknoloji ile değiştirilebilir (Merz 2000).

Özetle, sulak alan aktif yaşamını etkileyen faktörler tasarım, inşa ve bakımın kalitesidir. Normal şartlar altında aktif yaşamın 30 ile 50 yıl arasında olması beklenir.

4.4.2. Yatırım ve yıllık maliyetler

4.4.2.1. Yatırım maliyetleri

Sulak alan yaşamının bütün yatırım maliyeti ağırlıklı olarak bölgesel konum ve tasarım ile aşağıdaki maddelerin maliyetlerinden etkilenir:

- ✓ Planlama ve dizayn
- ✓ Proje yönetimi
- ✓ Yapım ve görevlendirme
 - Kuruluş
 - Bölgenin hazırlanması
 - Yağmursuyunun yönünün değiştirilmesi
 - Beton Kaplama (giriş, çıkış, su bendi,yol, vs.)
 - Yardımcı İşler (Platformlar, korkuluklar, duvarlar, işaretler, servis yerleşimi, giriş ve çıkış boruları)

- Peyzaj çalışması ve ağaçlandırma
- Denetleme araçları

Yatırım maliyeti özellikle şunlardan etkilenir:

- ✓ Sulak alanın bölgesel konumu
- ✓ Toprak tipi ve tesis durumu
- ✓ İklim
- ✓ Malzeme ve bitkilerin bölgeden elde edilebilirliği
- ✓ Proje teslim metodu (sözleşmeli ya da günlük işçi)

Sulak alanlar için belirtilen yatırım maliyetleri:

- ✓ Büyüklüğü 5 hektarın üstünde olan sulak alanların maliyeti minimum 1,60/m²\$ ile 6.00/m² \$ arasında değişmektedir.
- ✓ Büyüklüğü 5 hektardan küçük sulak alanların maliyeti 5,00/m²\$ ile 12,00m²\$ arasında değişmektedir. Fiyat bulunulan bölgeye ve faaliyet alanına bağlıdır (Merz 2000).

4.4.2.2. Yıllık maliyetler

Yıllık maliyetler aşağıda belirtilen alanları içerir:

Sulak alanın bakımı

- ✓ Su seviyesinin kontrol edilmesi
- ✓ Yabani otların kontrol edilmesi, bitki yenilenmesi ve bitki hasadı
- ✓ Çöküntü ve katıların uzaklaştırılması
- ✓ Sivrisinek kontrolü
- ✓ Yapı, boru ve denetleme araçlarının bakımı

Bölgenin bakımı

- ✓ Ulaşım yolunun bakımı
- ✓ Çimlerin biçilmesi
- ✓ Erozyon yönetimi ve düzeltilmesi
- ✓ Güvenlik işaretlerinin ve duvarların bakımı

Denetleme

- ✓ Su kalitesini görsel olarak denetleme
- ✓ Debinin ölçüm ve kaydı
- ✓ Tüm performans değerlendirmesi
- ✓ Kayıt tutma ve raporlama

Sulak alanlar için belirtilen yıllık işletim maliyeti;

- ✓ Büyüklüğü 5 hektarın üstünde olan sulak alanlar için yaklaşık olarak 0,25/m²\$ dır. Bu maliyet, çıkış suyunun örneklenmesi, test edilmesi, işletme ve rutin bakımı içerir.
- ✓ Büyüklüğü 5 hektarın üstünde olan sulak alanlar için 1,00/m²\$ ila 2,70/m²\$ arasında değişmektedir. Örnekleme ve testleri içeren bu fiyat, konuma ve işin büyüklüğüne bağlıdır (Merz 2000).

Atık su arıtma maliyeti atık suyun özelliklerine, kullanılan arıtma prosesine ve arzulanan arıtma derecesine bağlıdır. Bazı atık su arıtma prosesleri için belirlenen ortalama ilk yatırım maliyetleri Çizelge 4.8’de verilmektedir.

Çizelge 4.8. Atık su arıtımında yaklaşık ilk yatırım maliyetleri (Arceivala 2002’den adapte edilmiştir).

Arıtma Sistemi	Yaklaşık ilk yatırım maliyetleri \$/ kişi
Klasik aktif çamur (A.Ç.)	12,3-14,4
Uzun havalandırmalı A.Ç.	8,2-10,3
HÇYR	8,2-10,3
Havalandırmalı lagün	6,2-8,2
Stabilizasyon havuzu	3,1-4,1
Yapay sulak alanlar	1,2-1,5

a Eşdeğer nüfus için su tüketimi 180 l/gün ve günlük BOI₅ 50 g olarak dikkate alınmıştır. Budurumda 106 l/gün 5 555 kişiye karşılık gelmektedir.

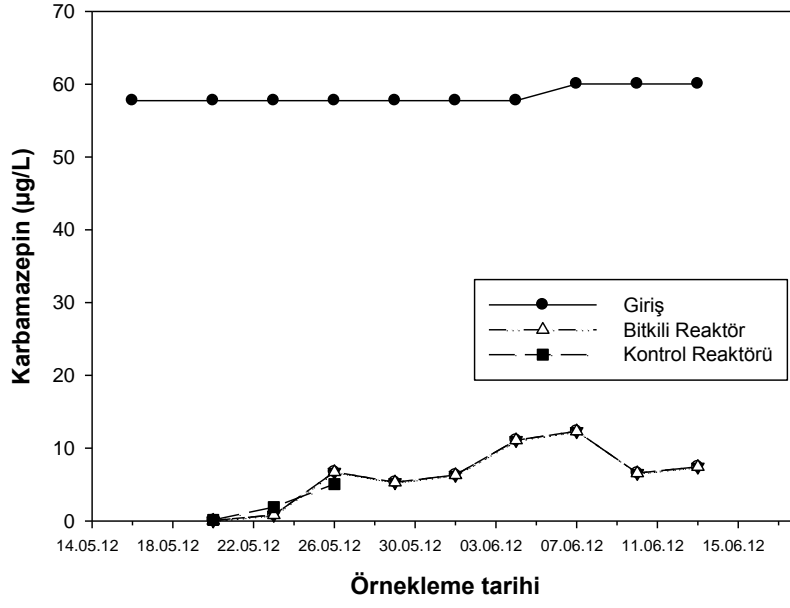
b Arazi fiyatı hariç

4.5. Farmasötik Ürünlerin Yüzey Altı Akışlı ve Serbest Yüzey Akışlı Sistemde Giderimi

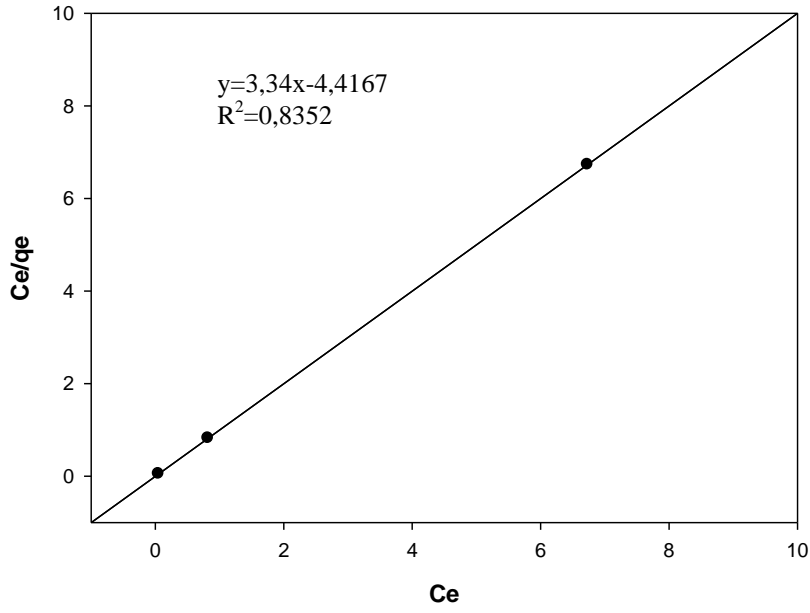
Sulak alan sistemlerinin farmasötik ürünleri arıtma performansını belirlemek amacıyla çalışılan bu bölümde, seçilen karbamazepin, ibuprofen ve sulfadiazin çözeltileri belirli konsantrasyonlarda hazırlanmıştır. Sulak alan sisteminde yüzey altı akışlı ve serbest yüzey akışlı reaktörlerin depolama tankına kuvvetli evsel nitelikli sentetik atık suyla birlikte verilmiştir. Giriş suyundaki her bir farmasötik konsantrasyonu literatürde yüzeysel sularda ve atık su arıtma tesislerindeki değerler baz alınarak hesaplanmıştır. Optimum olarak tespit edilmiş olan çalışma koşullarında işletilen sistemlerin giriş ve çıkışlarından örnek alınarak farmasötik ürünlerin atık sudaki konsantrasyonları belirlenmiştir. Sistemlerin kontrol tanklarının da arıtım performansı ile ilgili fikir sahibi olmak amacıyla 3'er örnek alınıp analiz edilmiştir. Elde edilen bütün sonuçlar değerlendirilerek, sulak alan sistemlerinin farmasötik ürünleri arıtılabilirliği ve performansı ortaya konulmuştur.

4.5.1. Deneysel sistemlerde karbamazepin arıtımı

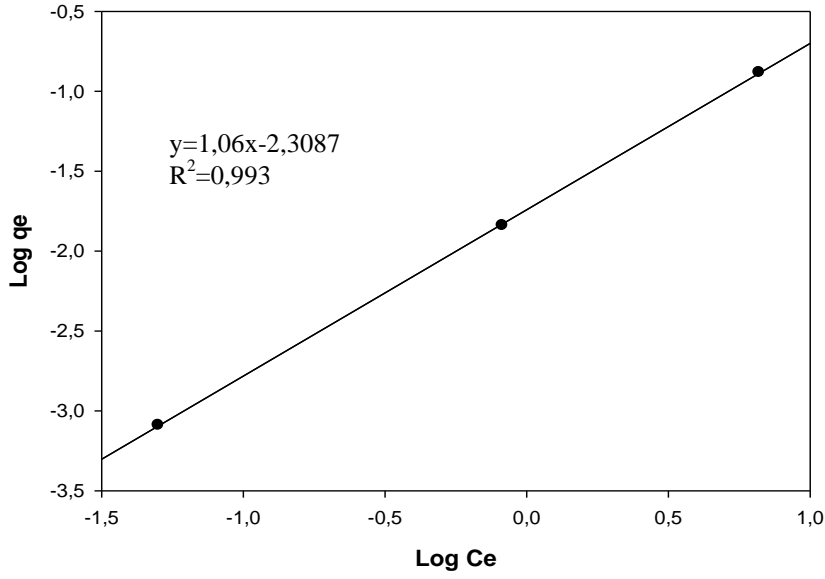
Yüzey altı akışlı sistemde ortalama karbamazepin konsantrasyonu bitkili (*P.australis*) ve kontrol (bitkisiz) reaktörü giriş suyunda 58,43 µg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 6,29 µg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 2,37 µg/l olarak hesaplanmıştır. Bitkili sistemde ortalama %89,23; kontrol reaktöründe ise %95,94 karbamazepin giderimi elde edilmiştir. Şekil 4.17'de yüzey altı akışlı sistemde karbamazepin giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri gösterilmektedir.



Şekil 4.17. Yüzey altı akışlı sistemde karbamazepin giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri.

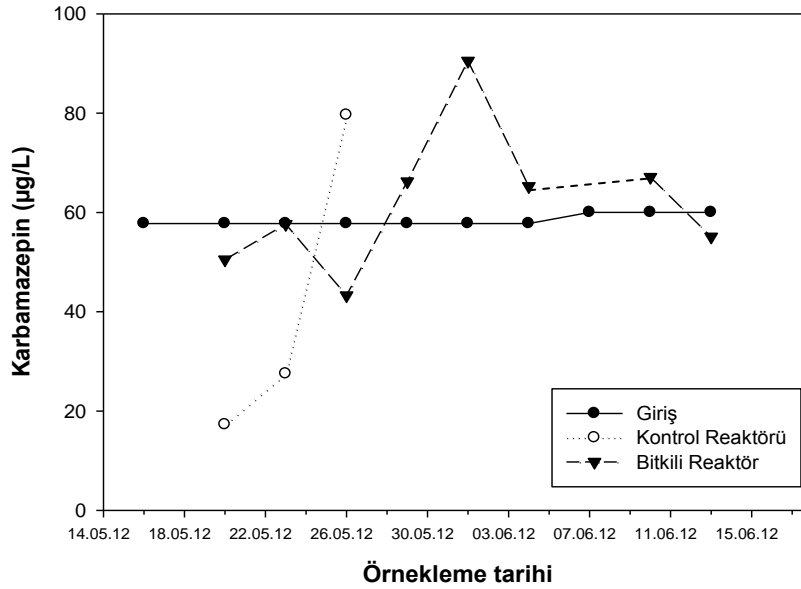


Şekil 4.18. Yüzey altı akışlı sistemde Leca karbamazepin Langmuir adsorpsiyon grafiği.



Şekil 4.19. Yüzey altı akışlı sistemde Leca karbamazepin Freundlich adsorpsiyon grafiği.

Serbest yüzey akışlı sistemde ise ortalama karbamazepin konsantrasyonu bitkili (*L. minor*) ve kontrol (bitkisiz) reaktörü giriş suyunda 58,43 µg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 61,96 µg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 41,45 µg/l olarak hesaplanmıştır. Karbamazepin giderimi, bitkili reaktörde çıkış suyu konsantrasyonu giriş suyu konsantrasyonuna göre daha yüksek ölçüldüğü için giderimden bahsedilememektedir; kontrol reaktöründe ise giderim %29,06'dır. Şekil 4.18'de serbest yüzey akışlı sistemde karbamazepin giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri verilmektedir.



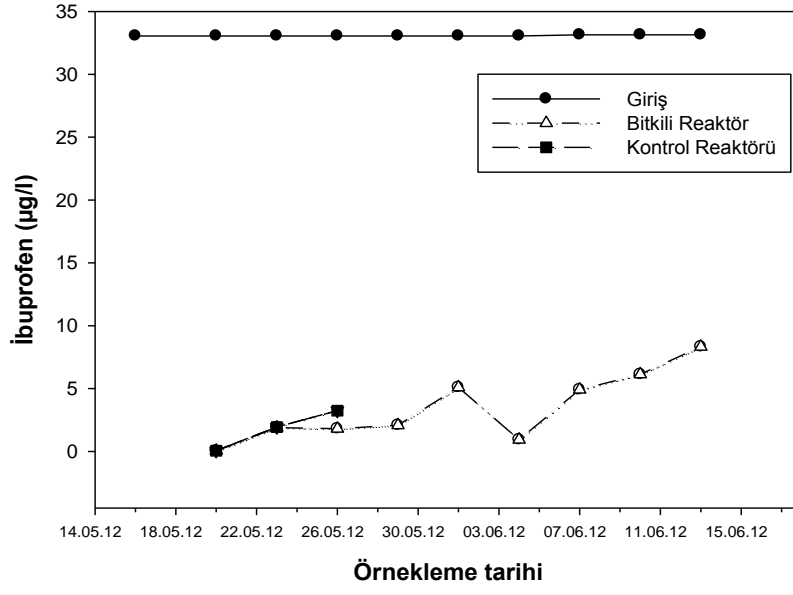
Şekil 4.20. Serbest yüzey akışlı sistemde karbamazepin giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri.

Karbamazepin birçok araştırmacı tarafından $\mu\text{g/l}$ seviyelerinde saptanmıştır. Berlin yzeyeysel su numunelerinde $1.075 \mu\text{g/l}$ 'ye ulaşan konsantrasyonlarda karbamazepin saptanmıştır (Heberer, 2002). Evsel atık suda bulunan en yksek karbamazepin konsantrasyonu $56 \mu\text{g/l}$ dir (Mersmann 2003). Alman nehirlerinde (Lahn, Kinzig, Fulda, Werra, Main, Nida ve Schwarzbach) Ternes (1998) maksimum $1,1 \mu\text{g/l}$ karbamazepin konsantrasyonu saptamıştır. Ternes (2000), Alman içme sularında $0,01- 0,03 \mu\text{g/l}$ konsantrasyonunda karbamazepin saptamıştır.

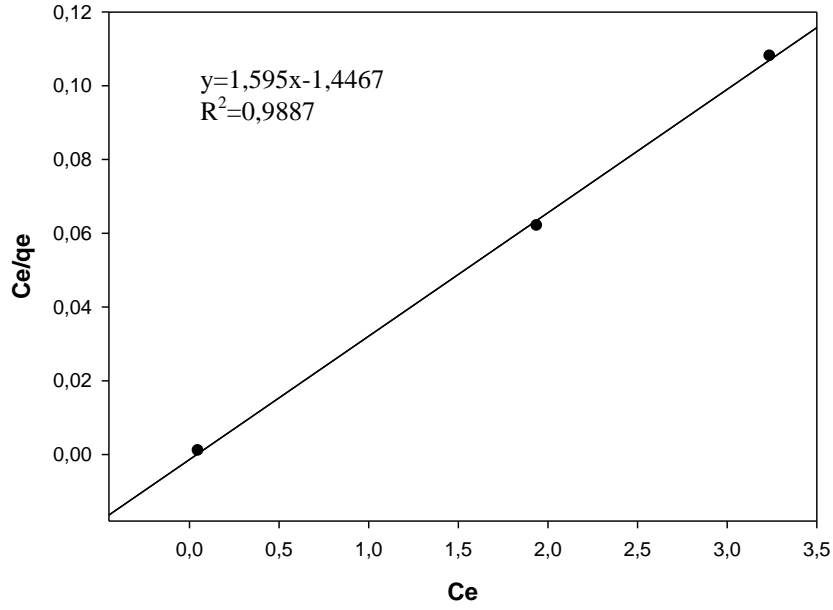
Karbamazepinin hiçbir arıtma tesisinde giderilememiştir (Clara ve ark. 2005). Yzeyeysel suda en dayanıklı farmasötik rrdnlerden biridir (Tixier ve ark. 2003). Karbamazepinin yzeyeysel altı akışlı sistemde giderilebilmesinin katı fazlara biyolojik olarak sorplanmasının neden olduğu dűřnrlmektedir. Çizelge 4.9'da belirtilen karbamazepin değerleri de bu grűřu desteklemektedir. Serbest yzeyeysel akışlı sistemde yeterli giderim elde edilememesinin sucul ortamların çoğunda karbamazepinin çok dayanıklı olduğundan dolayı kaynaklandığı dűřnrlmektedir. Ayrıca ıkış suyu konsantrasyonun giriş suyu konsantrasyonundan yksek olması bu ilacının metabolitlerine ayrılmasından olabilmektedir (Kabak 2008). Bu çalışmada da serbest yzeyeysel akışlı sistemde karbamazepin çıkış konsantrasyonlarının daha yksek izlenmesinin, bu ilacın metabolitlerine ayrılmasından kaynaklandığı dűřnrlmektedir.

4.5.2. Deneysel sistemlerde ibuprofen arıtımı

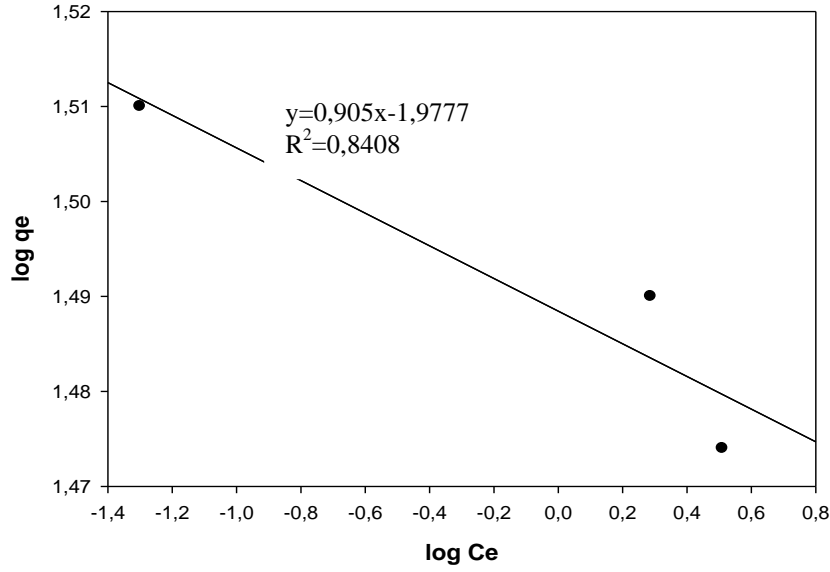
řekil 4.19'de yzeyeysel altı akıřlı sistemde ibuprofen giriř ve çıkıř konsantrasyon deėerleri gűsterilmektedir. Yzeyeysel altı akıřlı sistemde ortalama ibuprofen konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktűri giriř suyunda $33,07 \mu\text{g/l}$; bitkili reaktűri çıkıř suyunda $3,47 \mu\text{g/l}$ ve kontrol reaktűri çıkıř suyunda $1,74 \mu\text{g/l}$ olarak hesaplanmıřtır. Bitkili sistemde ortalama %89,50; kontrol reaktűrnde ise %94,73 ibuprofen giderimi elde edilmiřtir.



Şekil 4.21. Yüze altı akışlı sistemde ibuprofen giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri.

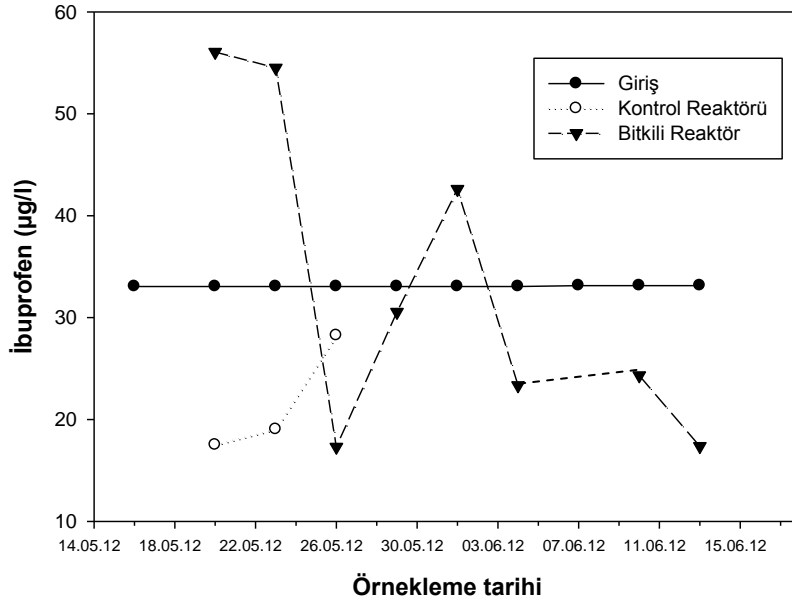


Şekil 4.22. Yüze altı akışlı sistemde Leca ibuprofen Langmuir adsorpsiyon grafiği.



Şekil 4.23. Yüzey altı akışlı sistemde Leca freundlich adsorpsiyon grafiği.

Serbest yüzey akışlı sistemde ise ortalama ibuprofen konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 33,07 µg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 33,25 µg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 21,58 µg/l olarak hesaplanmıştır. İbuprofen giderimi, bitkili reaktörde çıkış suyu konsantrasyonu giriş suyu konsantrasyonuna göre daha yüksek ölçüldüğü için giderimden bahsedilememektedir; kontrol reaktöründe %34,74'tür. Şekil 4.20'de yüzey altı akışlı ve serbest yüzey akışlı sistemde ibuprofen giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri gösterilmektedir.

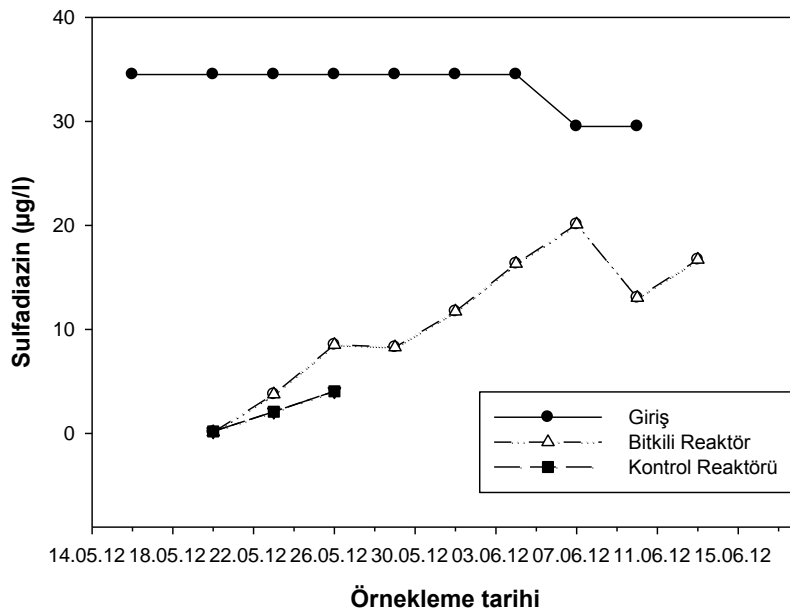


Şekil 4.24. Serbest yüzey akışlı sistemde ibuprofen giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri.

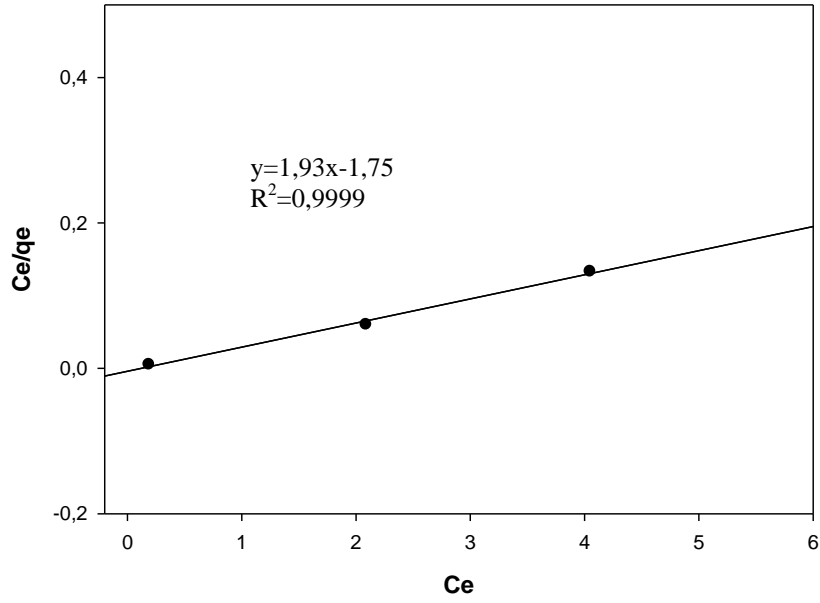
İbuprofenin arıtım tesislerinde giderim verimi %90'ın üzerinde olabilmektedir. Bunun muhtemel nedeninin bu ilaçların düşük hidrofobik ($\log K_{ow} < 3$) özelliklere sahip olmasıdır (Nakata 2006). İbuprofenin asıl giderim mekanizmasının biyolojik dönüşüm olduğu, bununla birlikte katı ve hidrolik bekletme sürelerinin az olduğu bazı atık su arıtma tesislerinde giderim verimlerinin %30 mertebelerinde olduğu bildirilmiştir (Kabak 2008). Bu çalışmada aynı ilaç türünde iki farklı sistemde farklı giderim verimlerinin elde edilmesi, bu ilaçların spesifik özelliklerinden başka faktörlerin de giderim verimleri üzerinde etkili olduğunu düşündürmektedir. Yüzeysel akışlı sistemde ibuprofenin *Leca* ve *P. australis* bitkisi tarafından bünyelerine fazla adsorbe edilmediği görülmektedir (Çizelge 4.9). Özellikle serbest yüzeysel akışlı sistem için ileride farklı hidrolik bekletme sürelerinin ve farklı konsantrasyonların denenmesi giderim mekanizmasına etki eden faktörlerin etkisini ortaya çıkarabilir.

4.5.3. Deneysel sistemlerde sulfadiazin arıtımı

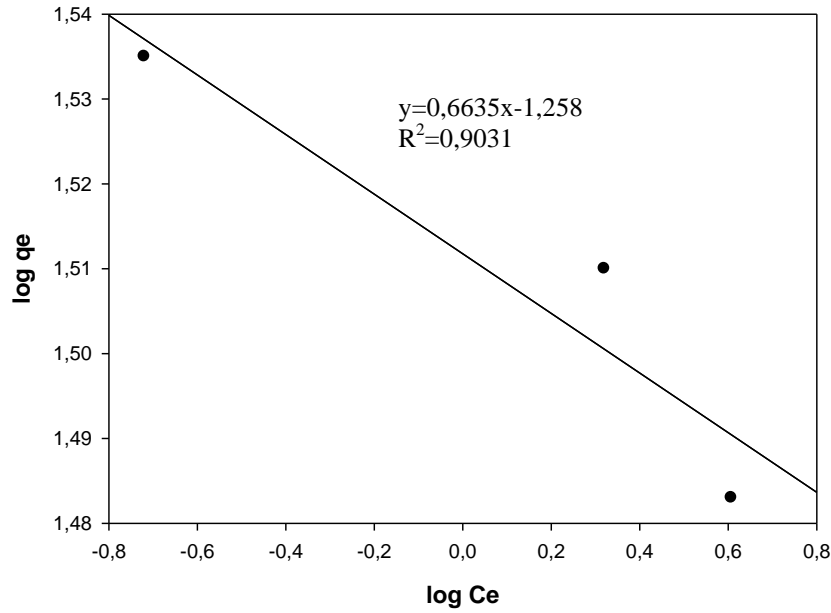
Yüzeysel akışlı sistemde ortalama sulfadiazin konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 33,39 $\mu\text{g/l}$; bitkili reaktör çıkış suyunda 10,95 $\mu\text{g/l}$ ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 2,11 $\mu\text{g/l}$ olarak hesaplanmıştır. Bitkili sistemde ortalama %67,20; kontrol reaktöründe ise %93,68 sulfadiazin giderimi elde edilmiştir. Şekil 4.21'da yüzeysel akışlı sistemde sulfadiazin giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri gösterilmektedir.



Şekil 4.25. Yüzeysel akışlı sistemde sulfadiazin giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri.

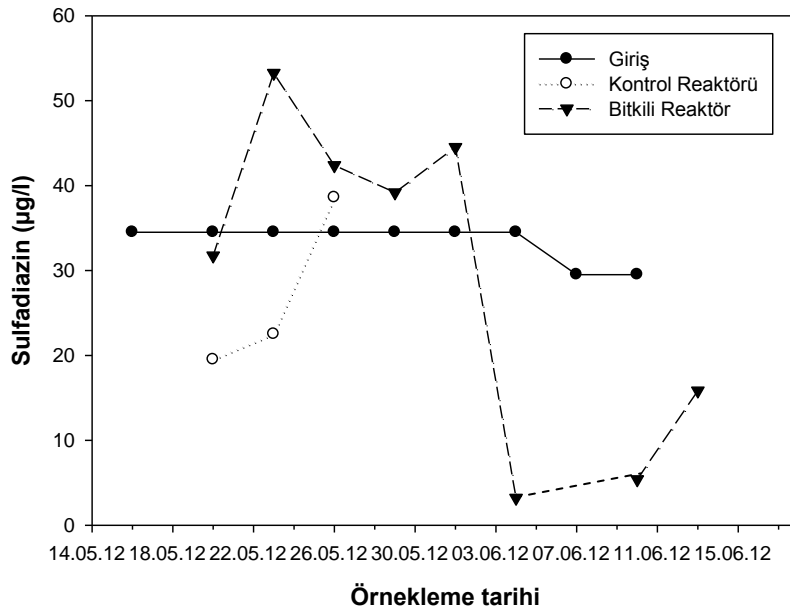


Şekil 4.26. Yüzey altı akışlı sistemde Leca Langmuir adsorpsiyon grafiği.



Şekil 4.27. Yüzey altı akışlı sistemde Leca freundlich adsorpsiyon grafiği.

Serbest yüzey akışlı sistemde ise ortalama sulfadiazin konsantrasyonu bitkili ve kontrol reaktörü giriş suyunda 33,39 µg/l; bitkili reaktör çıkış suyunda 29,43 µg/l ve kontrol reaktörü çıkış suyunda 26,86 µg/l olarak hesaplanmıştır. Sulfadiazin giderimi bitkili reaktörde %11,85; kontrol reaktöründe ise %19,55'tir. Şekil 4.22'de serbest yüzey akışlı sistemde sulfadiazin giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri verilmektedir.



Şekil 4.28. Serbest yüzey akışlı sistemde sulfadiazin giriş ve çıkış konsantrasyon değerleri.

Chang ve ark. (2008) atık su arıtım sistemlerinde sulfadiazinin düşük oranlarda giderildiğini belirtmiştir. Yüzey altı akışlı sistemde sulfadiazin kolayca giderilmiş, serbest yüzey akışlı sistemde ise çok az giderilmiştir. Serbest yüzey akışlı sistemde karbamazepin çıkış konsantrasyonlarının daha yüksek izlenmesinin, bu ilacın metabolitlerine ayrılmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Çizelge 4.9’da Leca ve *P. australis*’in kök ve gövdesinde ölçülen karbamazepin, ibuprofen ve sulfadiazin ilaç değerleri verilmektedir. Yüzey altı akışlı sistemde karbamazepin Leca ve *P. australis*’in kök ve gövde bünyesine adsorbe edildiği görülmektedir. İbuprofen ve sulfadiazin Leca ve *P. australis* bitkisi tarafından bünyelerine fazla adsorbe edilmemiştir (Çizelge 4.9). Serbest yüzey akışlı sistemde bulunan *L. minor* miktarı analiz için yeterli olmadığından bu sistemde farmasötik ürünlerin bitki bünyesinde davranışı izlenememiştir.

Çizelge 4.9. Leca ve *P. australis*'in kök ve gövdesinde ölçülen farmasötik ürünlerin değerleri.

Analiz yapılan bölüm Farmasötik ürün	Giriş konsantrasyonları	Leca	<i>P. australis</i> gövde	<i>P. australis</i> yaprak
Karbamazepin ($\mu\text{g/l}$)	58,43	46,58	43,75	154,55
İbuprofen ($\mu\text{g/l}$)	33,07	<5	<5	<5
Sulfadiazin ($\mu\text{g/l}$)	33,39	<5	<5	<5

Yüzey altı akışlı sistemde Leca yatak malzemesinin kullanıldığı kontrol tankında arıtılan farmasötik ürünlerde karbamazepin ve sulfadiazin'in Freundlich izotermine olan uygunluğu Langmuir izotermine göre daha iyidir. Karbamazepin ve sulfadiazin gideriminde sistemin Freundlich izoterm modeline uygunluk göstermesi her bir ilacın bulunduğu ortamlarda bu ilaçların adsorpsiyonu için yüzeyde heterojen bir şekilde dağılmış olan aktif bölgelerin görev aldığını göstermektedir. Sulfadiazin'in adsorpsiyonunda n değerinin (Çizelge 4.10) 1'den büyük olduğu görülmüştür. Bu durum sulfadiazinin diğer farmasötik ürünlere göre daha iyi adsorplanabildiğini göstermektedir. Bu modele ait grafiklerin korelasyon katsayısı değerleri (R^2) göz önünde bulundurulduğunda, karbamazepinin bu modele daha yüksek oranda uyduğu saptanmıştır. Çizelge 4.10'da görüldüğü gibi kontrol tankında ibuprofen giderimi Langmuir izoterm modeline uyum sağlamamıştır. Bu durum ibuprofen adsorpsiyonunun, tek tabaka adsorpsiyon olduğunu göstermektedir.

Çizelge 4.10. Langmuir ve Freundlich izotermelerinin karşılaştırılması.

Sabitler Farmasötik Ürünler	<i>Langmuir İzotermi</i>			<i>Freundlich İzotermi</i>		
	Q^0	b	R^2	n	K_F	R^2
Karbamazepin	0,805	0,29	0,8352	0,943	0,459	0,993
İbuprofen	0,626	1,102	0,9887	1,104	0,457	0,8408
Sulfadiazin	0,518	1,102	0,8408	1,507	0,527	0,9031

5. SONUÇ

Gerek ekolojik gerekse ticari değeri yüksek, değişik türden binlerce canlının yaşamasına olanak sağlayan sulak alanlar, tropik ormanlarla birlikte yeryüzünün en fazla biyolojik üretim yapan ekosistemleridir ve başka hiçbir ekosistemle karşılaştırılmayacak işlev ve değerlere sahiptir. Bu özellikleri itibarıyla tüm dünyanın doğal zenginlik müzeleri olarak kabul edilmektedirler. Sulak alanlar başta su kuşları olmak üzere çok zengin yaban hayatını barındırmalarının yanısıra bölgenin su rejimini düzenler, iklimini yumuşatır, tortu ve zehirli maddeleri tutarak suyun kalitesini artırır. Balıkçılık, avcılık, sazçılık ve turizm faaliyetleriyle bölge ve ülke ekonomisine katkı sağlarlar (Ayvaz 2005).

Dünyada ve ülkemizde giderek artan su ihtiyacı ve mevcut su kaynaklarının kirlenmesi sonucu atık suların arıtılarak alıcı ortama verilmesi günümüzde yapılması gereken bir zorunluluk haline dönüşmüştür. Yapay sulak alanlar birçok arıtma tekniğine göre kirlilik giderme verimleri, diğer arıtma sistemlerine göre basit ve ucuz olmaları, düşük enerji gereksinimleri ve biyoçeşitlilik oluşturma potansiyelleri nedenleriyle dünyanın birçok bölgesinde ve ülkemizde giderek artan bir şekilde su kirliliklerini arıtmak üzere, çeşitli ölçeklerde ve değişik tasarımlarla kullanılmaktadır.

Bu çalışmada öncelikle, yüzey altı akışlı ve serbest yüzey akışlı sistemlerde evsel atık su arıtım performansını belirlemek amacıyla sistemlerin giriş ve çıkışlarından alınan örneklerde; sıcaklık, pH, elektriksel iletkenlik ($EC_{25^{\circ}C}$), çözünmüş oksijen ($\dot{C}O$), toplam azot (TN), amonyum azotu (NH_4-N), nitrat (NO_3^-), nitrit (NO_2^-), toplam fosfor (TP), orto-fosfat (OP), askıda katı madde (AKM), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) analizleri yapılmıştır. Daha sonra sistemlerin farmasötik ürünleri arıtma performansını belirlemek amacıyla, sistemlerin giriş ve çıkışlarından alınan örneklerde seçilen karbamazepin, ibuprofen ve sulfadiazin analizleri gerçekleştirilmiştir. Bu doğrultuda çalışmada ulaşılan sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

5.1. Yüzey Altı Akışlı (YAAS) ve Serbest Yüzey Akışlı Sistemlerin (SYAS) Atık Su Arıtım Performanslarının Değerlendirilmesi

Sıcaklık sistem verimini etkileyen ana parametrelerden biridir. Hem yüzey altı akışlı hem de serbest yüzey akışlı sistemin çıkış sularında ölçülen sıcaklık değerlerinin bitkilerin gelişimini için uygun değerlerde olduğu gözlenmiştir.

Çalışma süresi boyunca sistemlerde elde edilen pH değerleri nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri için uygun koşulları sağlamıştır.

Elektriksel iletkenlik, ortamdaki iyonik konsantrasyonun bir ölçüsüdür. Yüksek elektriksel iletkenlik sonuçları atık suda geniş çapta mineral iyonu bulunduğunu göstermektedir. Yüzey altı akışlı sistemde hem zayıf hem de kuvvetli evsel atık su uygulamalarında bitkili ve kontrol reaktörlerinde çıkış suyunda ölçülen elektriksel iletkenlik değerlerinin giriş suyuna göre yüksek olması, suda geniş çapta mineral iyonu bulunmasıyla açıklanmıştır. Serbest yüzey akışlı sistemde hem zayıf hem de kuvvetli evsel atık su uygulamalarında giriş ve çıkış suyu elektriksel iletkenlik ölçümleri arasında yüksek değişimler gözlenmemiştir.

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. Bu görüşe paralel olarak, her iki sistemde zayıf ve kuvvetli evsel atık su uygulamasının yapıldığı dönemde az da olsa artan sıcaklık ile beraber çözülmüş oksijen seviyelerinde bir düşüş gözlenmiştir. Yüzey altı akış sulak alan sisteminde ÇO konsantrasyonunun düşük olması, hava sıcaklığının yüksek oluşu, karbonlu bileşiklerin oksidasyonu için yüksek oksijen gereksinimi ve sistemin sürekli olarak işletilmesi ile açıklanmıştır. Serbest yüzey akışlı sistemde ise; düşük ÇO değerleri, çözülmüş oksijenin köklerde bulunan aerobik mikroorganizmalar tarafından organik madde tüketildikçe bu besleme faaliyeti sırasında oksijenin tüketilmesiyle gerçekleşen değişimle açıklanmıştır.

Birim sulak alan yüzey alanı için bitki bünyesine alınan nutrient miktarları bitki tipi ve çevresel koşullara göre farklı olmakla birlikte sınırlıdır. Literatüre göre, bitkili ve bitkisiz sistemler için yapılan karşılaştırmalı ölçümlere göre bitkili sistemlerde, bitkisiz

sistemlere göre %3-19 arasında daha fazla TN giderimi sağlayabilmektedir. Bu çalışmada elde edilen veriler doğrultusunda hem yüzey altı akışlı hem de serbes yüzey akışlı sistemde bitkili reaktörler kontrol reaktörleri ile kıyaslandığında literatüre paralel olarak TN gideriminde hem *P. australis* hem de *L. minor* bitkisinin etkin rolü olduğu görülmüştür. Çalışmada yüzey altı akışlı sistemde *P. australis* bitkisi, etkin bir biyolojik arıtıma olanak sağlamıştır. Bitkinin, hem zayıf hem de kuvvetli atık su uygulamasında oldukça yüksek bir hızla büyüme sağladığı gözlenmiştir. Sistemde etkin olan TN giderim mekanizması denitrifikasyon ile açıklanmıştır. Serbest yüzey akışlı sistemde ise, hem zayıf hem de kuvvetli evsel atık su uygulamasında TN giderimi elde edilmiştir. Ancak, kuvvetli evsel atıksu uygulamasında elde edilen giderim veriminin zayıf evsel atıksu uygulamasına göre daha yüksek olduğu gözlenmiştir. Ayrıca, serbest yüzey akışlı sistemde alglerin bünyelerine aldıkları azotlu bileşiklerle de TN giderimine katkı sağladığı düşünülmektedir.

Yüzey altı akışlı sistemde zayıf evsel atık su ile yapılan uygulama kuvvetli evsel atık suya göre daha iyi $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi sağlamıştır. Yüzey altı akışlı sistemlerde mevcut oksijenin limitli olması nedeniyle, genelde nitrifikasyon yoluyla amonyak azotunun biyolojik giderimi kısıtlıdır. $\text{NH}_4\text{-N}$ gideriminin kontrol reaktöründe düşük olması da bu reaktörde nitrifikasyonun daha düşük gerçekleştiğini göstermiştir. Serbest yüzey akışlı sistemde kuvvetli atık su ile yapılan uygulamada zayıf evsel atık su uygulamasına göre daha verimli $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi elde edilmiştir.

Yüzey altı akışlı sistemde, çıkış nitrat ve nitrit konsantrasyonu genellikle giriş suyundaki konsantrasyondan daha yüksek olarak ölçülmüştür. Bu da, sistemde nitrifikasyon prosesinin gerçekleştiğini göstermektedir. Zaten daha önce de açıklandığı gibi, sistemde belirlenen pH değerleri de nitrifikasyon prosesi için uygun koşulları sağlamaktadır. Serbest yüzey akışlı sistemde, kuvvetli evsel atık su ile yapılan uygulamada, yüksek oranda nitrat ve nitrit giderimi gözlenmiştir. Kontrol (bitkisiz) reaktöründe nitrat konsantrasyonunun önce azaldığı daha sonra arttığı gözlenmiştir. Bu durum denitrifikasyon prosesinin gerçekleşmesiyle açıklanabilir. Kontrol reaktöründe gözlenen nitrat ve nitrit artışı ise burada alglerin geliştiği ve buna bağlı olarak ortamdan azot, nitrat ve amonyumu asimile etmelerinden kaynaklandığını göstermektedir.

Çalışmada hem yüzey altı hem de serbest yüzey akışlı sistemde elde edilen ortalama TP giderim oranlarının literatür ile uyumlu olduğu görülmüştür. Yüzey altı akışlı sistemde kontrol reaktöründe kullanılan ortam malzemesi (Leca) ile hem zayıf hem de kuvvetli evsel atık su uygulamalarında elde edilen TP giderim oranları literatürdeki gibi fosforun ortam malzemesi tarafından adsorplandığını düşündürmektedir. Sudaki fosfor, bitki metabolizmasında kullanım, partiküller ve organik maddeler üzerine adsorpsiyon gibi mekanizmalarla uzaklaştırılabilmektedir. Su mercimekleri, kendi büyümeleri için gerekli olan fosforu kullanmaktadırlar. Diğer mekanizmalara ek olarak meydana gelen bitkisel kullanım serbest yüzey akışlı sistemde hem zayıf hem de kuvvetli evsel atık su uygulamalarında bitkisiz tanka oranla, bitkili tankta daha fazla fosfor giderimine neden olduğu düşünülmektedir.

Yapay sulak alan sistemlerinde en önemli fosfor giderimi, fosfatların yapay sulak alan dolgu malzemesi içinde adsorplanmasıdır. Orto-fosfat, yüzey sularında fosforun baskın olarak bulunan formudur. Fosforun bu formu sulak alan bitkilerinde ve toprakta biyolojik alım ve kimyasal bağlar ile akümüle olur. Çalışmadaki yüzey altı akışlı sistemde kontrol reaktöründe kullanılan ortam malzemesi (Leca) ile hem zayıf hem de kuvvetli evsel atık su uygulamalarında elde edilen yüksek OP giderim verimleri literatürdeki gibi fosforun ortam malzemesi tarafından adsorplandığını düşündürmektedir. Literatürde *L. minor* ile kaplı yapay sulak alan sistemlerinde bitkili reaktörlerde kontrol reaktörlerine oranla belirgin olarak daha hızlı giderildiği literatürde belirtilmiştir. Bu çalışmada da serbest yüzey akışlı sistemde bitkili reaktörde kontrol reaktörüne oranla daha fazla OP giderimi gözlenmiştir. pH'sı düşük olan sulak alanlarda demir ve alüminyum fosfat mineralleri oluşurken, yüksek pH'lı sulak alanlarda kalsiyum fosfat mineralleri oluşur. Bu çalışmada, orto-fosfat temel giderim mekanizmasının kalsiyum fosfat mineralleri oluşumuyla gerçekleştiğini düşündürmektedir.

Sistemlerde kullanılan evsel nitelikli sentetik atık su yüksek konsantrasyonlarda AKM içermemektedir. Yüzey altı akışlı sistemde çıkış suyunda girişten daha yüksek miktarda AKM gözlenmesi, suyun akış esnasında biyofilm tabakasına uyguladığı hidrolik kesme kuvvetiyle açıklanabilir. Serbest yüzey akışlı sistemde, çıkış sularında giriş suyuna göre

kaydedilen yüksek AKM konsantrasyonlarının, sistemde gözlenen alg gelişiminden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Hem yüzey altı hem de serbest yüzey akışlı sistemde elde edilen KOİ giderim verimleri literatürle paralellik göstermektedir. Sistemin oksijen konsantrasyonunun artırılması amacıyla fasıllı olarak yapılacak beslemenin sistem performansını artıracığı düşünülmektedir. AKM konsantrasyonunun artışına paralel olarak, KOİ konsantrasyonunun da artış gösterdiği gözlenmiştir.

Yüzey altı akışlı sistemde hem zayıf hem de kuvvetli evsel atık su uygulamasında etkin bir BOİ giderim verimi elde edilmiştir. Serbest yüzey akışlı sistemde literatür çalışmalarına paralel olarak hem zayıf evsel atık su uygulamasında düşük BOİ giderimi elde edilmesi, su içinde sınırlı oksijen transferi ile açıklanabilir.

Yüzey altı akışlı sistemde kullanılan *P. australis* bitkisi, etkin bir biyolojik arıtma olarak sağlamıştır. Bitkinin, hem zayıf hem de kuvvetli atık su uygulamasında oldukça yüksek hızla çoğalabildiği gözlenmiştir. Bu sistemlerde uzun vadeli işletim için, su bütçesinin korunumu önemlidir. Bu nedenle, su bütçesini korumak amacıyla; hava sıcaklıklarının çok yüksek olduğu yaz aylarında yaprak yüzeyinden buharlaşmayı engellemek için sık sık bitki hasadı yapılması veya atık suya su takviyesi yapılması önerilebilir. Aksi takdirde sistemin uzun süreli verimli şekilde işletiminde sorunlar yaşanabilir.

Evsel atık suların arıtımında, kuvvetli evsel atık su uygulaması ile ideal bir arıtımın gerçekleştiği serbest yüzey akışlı sistem uygulamalarında, alg gelişimi nedeniyle bir takım sorunlar çıkabileceği düşünülmektedir. Ayrıca, ölü bitki kütlelerinin zamanla reaktör dibine çökmesi, uzun vadede sistemin ömrünü kısaltabilir. Bu bağlamda, daha verimli bir arıtım sağlanmış olan yüzey altı akışlı sistemin evsel atık suların arıtımında kullanılmasının daha uygun olacağı düşünülmektedir.

Yapay sulak alanların evsel nitelikli atık suların arıtımında Leca'nın iyi bir potansiyele sahip olduğu düşünülmektedir. Yüzey altı akışlı sistemde kontrol reaktöründe de elde edilen yüksek kirlilik giderimlerinin Leca'nda etkin bir yatak malzemesi olarak

arıtımda kullanılabileceğini göstermektedir. Çevre kirliliğini önlemede bu tip alternatif uygulamaların özendirilmesi ve desteklenmesinin uygun olacağı düşünülmektedir.

5.2. Yüzey Altı Akışlı (YAAS) Ve Serbest Yüzey Akışlı Sistemlerin (SYAS) Çıkış Suyu Kalitesinin Değerlendirilmesi

Bu bölümde, her iki sistemin çıkış suyu kalite parametreleri, yönetmelikler çerçevesinde değerlendirilmiştir.

17.05.2005 tarihli ve 25818 sayılı Resmi Gazetede yayınlanan “Sulak Alanların Korunması Yönetmeliği” kapsamında “Madde 14”te “sulak alanlara ve sulak alanları besleyen tüm sulara veya sisteme bağlantılı kuru derelere hiçbir surette arıtılmamış evsel ve endüstriyel atık sular verilemez” ifadesi bulunmaktadır. Atık su deşarjları ile ilgili olarak 31/12/2004 tarihli ve 25687 sayılı Resmi Gazetede yayımlanan “Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği” hükümleri geçerlidir. Bu doğrultuda, çalışmada elde edilen veriler Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği’nde yer alan “Evsel Nitelikli Atık Sular İçin Deşarj Standartları”na (Tablo 21.5) göre değerlendirilmiştir (SKKY 2004).

Çizelge 5.1’de görüldüğü üzere, yüzey altı akışlı ve serbest yüzey akışlı sistem kuvvetli evsel atık su uygulamasının çıkış sularından elde edilen veriler “Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği”nde doğal arıtım sistemleri için getirilen deşarj standartlarına göre değerlendirildiğinde, BOİ, KOİ, AKM ve pH değerleri için deşarj standartlarını sağlamaktadır.

Çizelge 5.1. Evsel nitelikli atık sular için deşarj standartları (eşdeğer nüfusun ne olduğuna bakılmaksızın doğal arıtma ve stabilizasyon havuzları sistemiyle biyolojik arıtma yapan kentsel atık su arıtma tesisleri için) (SKKY 2004-Değişik: RG-13/2/2008-26786).

Parametre	Kompozit numune (2 Sa)	Kompozit numune (24 Sa)	YAAS (Kuvvetli evsel atık su)	SYAS (Kuvvetli evsel atık su)
Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) (mg/l)	75	50	34,07	42,85
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) (mg/l)	150	100	37,07	42,85
Askıda katı madde (AKM) (mg/l)	200	150	3,7	4,28
pH	6-9	6-9	8,11	8,44

5.3. Yüzey Altı Akışlı (YAAS) ve Serbest Yüzey Akışlı Sistemlerin (SYAS) Farmasötik Ürünleri Arıtım Performanslarının Değerlendirilmesi

Literatürde evsel atık su, yüzeysel ve yer altı sularında en çok karşılaşılan ve hemen hemen her ülkede en fazla kullanıldığı belirtilen farmasötik ürünlerden karbamazepin, ibuprofen ve sulfadiazinin, laboratuvar ortamında yapay sulak alan sistemlerinde arıtılabilirliğinin belirlenmeye çalışıldığı bu çalışmada elde edilen sonuçlar aşağıda kısaca verilmiştir:

- Yüzey altı akışlı sistemde bitkili reaktörde ortalama %89,23; kontrol reaktöründe ise %95,94 karbamazepin giderimi elde edilmiştir. İbuprofen giderimi, bitkili reaktörde ortalama %89,50; kontrol reaktöründe ise %94,73'dur. Sulfadiazin giderimi ise, bitkili reaktörde ortalama %67,20; kontrol reaktöründe ise %93,68'dir. Farmasötik ürün gideriminin kontrol reaktöründe bitkili reaktörden yüksek olması reaktörde kullanılan ortam malzemesi olan Lecadan kaynaklı olduğunu düşündürmekte ve Lecanın etkin bir yatak malzemesi olarak arıtımda kullanılabileceğini göstermektedir.
- Serbest yüzey akışlı sistemde ise, karbamazepin giderimi, bitkili reaktörde çıkış suyu konsantrasyonu giriş suyu konsantrasyonuna göre daha yüksek ölçüldüğü için giderimden bahsedilememektedir; kontrol reaktöründe ise giderim %29,06'dır. İbuprofen giderimi, bitkili reaktörde çıkış suyu konsantrasyonu giriş suyu

konsantrasyonuna göre daha yüksek ölçüldüğü için giderimden bahsedilememektedir; kontrol reaktöründe ise giderim %34,74'tür. Sulfadiazin giderimi ise, bitkili reaktörde %11,85; kontrol reaktöründe ise %19,55'tir.

Leca ve *P. australis*'in kök ve gövdesinden alınan örneklerde yapılan farmasötik ürün analizleri sonucunda, yüzey altı akışlı sistemde karbamazepinin Leca'da ve *P. australis*'in kök ve gövdesinde yüksek miktarda adsorbe edildiğini, ibuprofen ve sulfadiazinin ise çok düşük miktarda adsorbe edildiği gözlenmiştir.

Yüzey altı akışlı sistemde Leca yatak malzemesinin kullanıldığı kontrol reaktöründe arıtılan farmasötik ürünlerden karbamazepin ve sulfadiazinin Freundlich izotermine uygunluk gösterdiği anlaşılmaktadır. Bu durum, her bir farmasötik ürünün bulunduğu ortamlarda bu ürünlerin adsorpsiyonu için yüzeyde heterojen bir şekilde dağılmış olan aktif bölgelerin görev aldığı göstermektedir. İbuprofen giderimi ise, Langmuir izoterm modeline uygunluk göstermektedir. Bu durum, ibuprofen adsorpsiyonunun, tek tabaka adsorpsiyon olmasıyla açıklanmaktadır.

Yapılan çalışmalarda birçok ilacın atık su arıtım tesislerinde çok az giderildiği, çıkış sularında yüksek konsantrasyonlarda bulunduğu ve bu ilaçların yüzey suları için potansiyel kirletici olduğu ve çevresel risk oluşturduğu tespit edilmiştir.

Bu çalışmada elde edilen sonuçlara dayanarak, ileride farmasötik ürünler ile yapılması planlanan çalışmalarda;

- ✓ Farmasötik ürünlerin farklı konsantrasyonlarda ve hidrolik bekletme sürelerinde incelenmesi,
- ✓ Farmasötik ürünlerin metabolitleri ile birlikte analiz edilmesi,
- ✓ Daha fazla farmasötik ürün çeşitleri ile arıtım çalışmalarının yapılması gerektiği düşünülmektedir.

KAYNAKLAR

- Abou El-Kheir, W., İsmail, G., Abou El-Nour, F., Tawfik, T., Hammad, D. 2007.** Assessment of ganabiet-tersa drain wastewater quality improvement of by in-stream *lemna gibba* naturally occurring system in Egypt. *International Journal Of Agriculture & Biology*, 1560–8530/2007/09–4–638–644.
- Akça, L., Tuna, M., Sevimli, M.F., Bayhan, H. 1998.** Wastewater treatment in constructed wetlands. First International Workshop on Environmental Quality and Environmental Engineering in the Middle East Region, Konya, Turkey.
- Alaerts, G.J., M. Mahbubar Rahman, and P. Kelderman. 1996.** Performace analysis of a full-scale duckweed covered lagoon. *Water Res.* 30:843–852.
- Al–Omari, A., Fayyad, M. 2003.** Treatment of domestic wastewater by subsurface flow constructed wetlands in Jordan. *Desalination*, 155: 27–39.
- Andreozzi, R., Marotta, R., Pinto, G., Pollio, A. 2002.** Carbamazepine in water: persistence in the environment, ozonation treatment and preliminary assessment on algal toxicity. *Water Research*, 36: 2869 – 2877.
- Anonim, 2005.** sekizinci beş yıllık kalkınma planı, madencilik özel ihtisas komisyonu raporu, “Yapı malzemeleri-Genleşen Kiler”. s: 69-73,
<http://ekutup.dpt.gov.tr/madencil/sanayiha/oik>.
- Apha, 2005.** Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st Edn., American Public Health Association, Bultimore, USA.Washington D.C.
- Arceivala, S.J. 2002.** su bitkileri, yapay sulak alanlar ve vermikültür (a.balman editör) çevre kirliliği kontrolünde atık su arıtımı, 1.baskı, Atılım Ofset, Ankara, s313-325
- Artan, R.O. 2007.** Ağır metal içeren atık suların ileri arıtımında su mercimeği (*Lemna Sp.*) bitkisinin kullanılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Adana.
- Ayaz, S. 1998.** Sahil Bölgelerinde atık suların yapay sulak alanlar ile arıtılması, *Doktora Tezi*, İstanbul Üniversitesi, Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği Enstitüsü, İstanbul.
- Ayaz, S.Ç., Akça, L. 2001.** Treatment of wastewater by natural systems. *Environment International*, 26: 189–195.
- Ayaz, S., Akça, L., Tunçsiper, B., Saygın, Ö. 2003.** Evsel atık suların arıtımı için iki kademeli bir yapay sulak alan sistemi. *SKKD*, 13(3): 18–22.
- Ayvaz, Z. 2005.** Doğal zenginlik müzeleri sulak alanlar. *Ekoloji Magazin*, 6.
- Bayhan, H., Akça, L., Altay, A., Şakar, S. 1996.** Yüzen su bitkileri ile atık sulardan nutrient giderimi. Tarım-Çevre İlişkileri Sempozyumu, 13-15 Mayıs 1996, Mersin.

- Bendz, D., Paxeus, N.A., Ginn, T.R., Loge, F.J. 2005.** Occurrence and fate of pharmaceutically active compounds in the environment, a case study: Höje River in Sweden. *J. Hazard. Mater.*, 122: 195-204.
- Benotti, M.J., Brownawell, B.J. 2007.** Distributions of pharmaceuticals in an urban estuary during both dry- and wet-weather conditions. *Environ. Sci. Technol.*, 41(16): 5795–5802.
- Bezbaruah A.N., Zhang,T. 2004.** pH, redox, and oxygen microprofiles in rhizosphere of Bulrush in a constructed wetland treating municipal wastewater. *Biotechnology and Bioengineering*, 88(1): 60-70.
- Boyd, G.R., Reemtsma, H., Grimm, D.A., Mitra, S. 2003.** Pharmaceuticals and personal care products (ppcps) in surface and treated waters of Louisiana, USA and Ontario, Canada. *Sci. Total Environ.*, 311: 135-149.
- Bozdoğan, E. 2009.** Kentsel atık suların yapay sulak alanda arıtılması ve açık yeşil alan sulamalarında kullanılabilme olanaklarının araştırılması. *Doktora Tezi*, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Peyzaj Mimarlığı Anabilim Dalı, Adana.
- Brix, H. 1997.** Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. *Water Sci. Technol.* 35: 11–17.
- Buser, H.R., Poiger, T., Müller, M.D. 1999.** Occurrence and environmental behavior of the pharmaceutical drug ibuprofen in surface waters and in wastewater. *Environ. Sci. Technol.* 33: 2529–2535.
- Carballa, M., Omil, F., Lema, J.M. 2003.** Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from municipal wastewaters by physico-chemical processes. *Electron. J. Environ. Agric. Food Chem.* 2(2): 1-5.
- Carballa, M., Omil, F., Lema, J.M., Lmompert, M., Garcia-Jares, C., Rodriguez, I., Gomez,M., Ternes, T. 2004.** Behavior of pharmaceuticals, cosmetic and hormones in a sewage treatment plant. *Water Research*, 38: 2918-2926.
- Carballa, M., Omil, F., Lema, J.M. 2005.** Removal of cosmetic ingredients and pharmaceuticals in sewage primary treatment. *Water Research*, 39: 4790-4796.
- Cengiz, M. 2007.** Çevrede veteriner antibakteriyel ilaçlarının (tetrasiklin ve sulfonamidler) araştırılması. *Doktora Tezi*, Uludağ Üniversitesi, Sağlık Bilimleri Enstitüsü, Farmakoloji ve Toksikoloji Anabilim Dalı, Bursa.
- Ciria, M.P., Solano, M.L., Soriano, P. 2005.** Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for waste water treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineering*, 92(4): 535-544.

Clara, M., Strenn, B., Kreuzinger, N. 2004. Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behaviour of carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. *Water Research*, 38(24): 947–954.

Clara, M., Strenn, B., Gans, O., Martinez, E., Kreuzinger, N., Kroiss, H. 2005. Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. *Water Research*, 39: 4797-4807.

Cossu, R., Haarstad, K., Lavagnolo, M. C., Littarru, P. 2001. Removal of municipal solid waste cod and nh₄-n by phyto-reduction: a laboratory–scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads. *Ecological Engineering*, 16: 459–470.

Crites, R., Tchobanoglous, G. 1998. Small and decentralized wastewater management systems, McGraw-Hill, Boston.

Cronk, J.K., Fennessy, M.S. 2001. Wetland plants: biology and ecology. Lewis Publishers, Florida, ISBN 1-56670-372-7.

Çiftçi, H., Kaplan, Ş.Ş., Köseoğlu, H., Karakaya, E., Kitiş, M. 2007. Yapay sulak alanlarda atık su arıtımı ve ekolojik yaşam. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 23(1-2): 149 – 160.

Dağlı, S. 2006. Evsel atık sulardan yapay sulak alan sistemleriyle fosfor gideriminin incelenmesi. *Doktora Tezi*, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.

Daughton, C.G., Ternes, T.A. 1999. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? *Environmental Health Perspectives*, 107(6): 907-938.

Daughton, C.G. 2004. PPCPs in the environment: future research - beginning with the end always in mind, In *Pharmaceuticals in the Environment*, Kümmerer K (Ed.), 2nd edition, Springer, 2004, Chapter 33, pp. 463-495.

Daughton, C.G. 2005. Pharmaceuticals in the environment: sources and their management, Chapter 1, 1-58, *In Analysis, Fate and Removal of Pharmaceuticals in the Water Cycle* (M. Petrovic and D. Barcelo, Eds.), *Wilson & Wilson's Comprehensive Analytical Chemistry series* (D. Barcelo, Ed.), Volume 50, Elsevier Science, 564pp.

Daughton, C.G. 2007. Pharmaceuticals in the Environment: Sources and Their Management," Chapter 1, 1-58, *In Analysis, Fate and Removal of Pharmaceuticals in the Water Cycle* (M. Petrovic and D. Barcelo, Eds.), *Wilson & Wilson's Comprehensive Analytical Chemistry series* (D. Barcelo, Ed.), Volume 50, Elsevier Science, 564pp.

Davis, P.H. 1984. Flora of turkey and east aegean islands. Vol. VIII-IX, Edinburgh University Press, Edinburgh.

Demirörs, B. 2006. Çukurova bölgesinde yapay sulak alan teknolojisinin kırsal alanda kullanımının araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Adana.

Deng, H., Ye, Z. H., Wong, M.H. 2006. Lead and zinc accumulation and tolerance in populations of six wetland plants. *Environmental Pollution*, 141: 69-80.

Dietrich, D.R., Webb, S.F., Petry, T. 2002. Hot spot pollutants: pharmaceuticals in the environment. *Toxicology Letters*, 131: 1–3.

Dirim, S. 2006. Aşağı Kelkit Havzası doğal sulak alanında bitkilerle fosfor gideriminin araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Sakarya.

Dordio, A.V., Teimão, J., Ramalho, I., Palace Carvalho, A.J., Estêvão Candeias, A. J. 2007. Selection of a support matrix for the removal of some phenoxyacetic compounds in constructed wetlands systems. *Science of the Total Environment*, 380: 237–246.

Drizo, A., Frost, C., Smith, K., Grace, J., 1997. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. *Water Science and Technology*, 35(5): 95-102.

Ellis, J.B. 2006. Pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in urban receiving waters. *Environmental Pollution*, 144: 184-189.

Esplugas, S., Bila, D.M., Krause, L.G.T., Dezotti, M. 2000. Ozonation and advanced oxidation technologies to remove endocrine disrupting chemicals (EDCs) and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in water effluents. *Journal of Hazardous Materials*, 149: 631–642.

Esplugas, S., Bila, D.M., Krause, L.G.T., Dezotti, M. 2007. Ozonation and advanced oxidation technologies to remove endocrine disrupting chemicals (EDCs) and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in water effluents. *Journal of Hazardous Materials*, 149: 631–642.

Fao, 1999. The State of World Fisheries and Aquaculture. FAO, Rome, Italy.

Gagneet, F., Blaise, C., Andre, C. 2006. Occurrence of pharmaceutical products in a municipal effluent and toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) Hepa Tocytes. *Ecotox. Environ. Safety*, 64: 329-336.

García, 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.

García, J., Aguirre, P., Barragán, J., Mujeriego, R., Matamoros, V., Bayona, J. M. 2005. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 25: 405–418.

Glassmeyer, S.T., Furlong, E.T., Kolpin, D.W., Cahill, J.D., Zaugg, S.D., Werner, S.L., Meyer, M.T., Kryak, D.D. 2005. Transport of chemical and microbial compounds from known wastewater discharges: potential for use as indicators of human fecal contamination. *Environ. Sci. Technol.*, 39: 5157-5169.

Gomez, M.J., Martinez Bueno, M.J., Lacorte, S., Fernández-Alba, A.R., Aguera, A. 2007. Pilot survey monitoring pharmaceuticals and related compounds in a sewage treatment plant located on the mediterranean coast. *Chemosphere*, 66: 993-1002.

Goodmann Gilman, A., Rall, T.W., Nies, A.S., Taylor, P. 1990. Goodmann ve Gilmans the pharmacological basis of therapeutics, 8th Edition, Pergamon Pres, New York, 0-08-040296-8.

Greenway, M., Wooley, A. 1999. Constructed wetlands in queensland: performance efficiency and nutrient bioaccumulation. *Ecological Engineering*, 12: 39-55.

Gullette, L.J., Gross, T.S., Masson, G.R., Matter, J.M., Percival, H.F., Woodward, A.R. 1994. Developmental abnormalities of the gonad and abnormal sex hormone concentrations in juvenile alligators from contaminated and control lakes in Florida. *Environmental Health Perspectives*, 102(8): 680-688.

Gündüz, L., Şapcı, N., Bekar, M. 2006. Genleşmiş kilin hafif agrega olarak kullanılabilirliği. *Kibited*, 1(2): 43–49.

Haller, M.Y., Muller, S.R., Mcardell, C.S., Alder. A.C., Suter. M.J.F. 2002. Quantification of veterinary antibiotics (sulfonamides and trimethoprim) in animal manure by liquid chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography*, 952: 111–120.

Halling-Sorensen, B., Nors-Nielsen, S., Lanzky, P.F., Ingerslev, F., Holten Lutzhoft, H.C., Jorgensen, S.E. 1998. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- a review. *Chemosphere*, 36: 357-393.

Heberer, T. 2002. Occurrence, fate, removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: A review of recent research data. *Toxicology Letters*, 131: 5-17.

Heberer, T. 2002a. Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water. *Journal of Hydrology*, 266: 175–189.

Heberer, T. 2002b. Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters*, 131: 5–17.

Hemming, J.D.C., Barman, M.A.E., Standridge, J.H. 2001. Assessment of source and drinking waters for estrogenic endocrine disruption, AWWA WQTC Conference.

Henschel, K.P., Wenzel A., Diedrich, M., Flieder, A. 1997. Environmental hazard assessment of pharmaceuticals, *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 25: 220-225.

Heo J.S., Lee, H.J., Cho, J.S., Seo, D.C. 2005. Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland. *Water Research*, 39: 2445–2457.

Hirsch, R., Ternes, T., Haberera, K., Kratz, K.L. 1999. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *The Science of the Total Environment*, 225: 109-118.

Itrc, 2003. Technical and regulatory guidance document for constructed wetlands, www.afcee.brooks.af.mil/products/techtrans/download/WTLND-1.pdf.

Johansson, M. 2001. Urine separation-closing the nutrient cycle. Final report. Stockholm Water Company, Stockholm, S.

Jones, O.A.H., Voulvoulis, N., Lester, J.N. 2002. Aquatic environmental assessment of the top 25 English prescription pharmaceuticals. *Water Research*, 36: 5013–5022.

Jones, O.A.H., Voulvoulis, N., Lester, J.N. 2007. The occurrence and removal of selected pharmaceutical compounds in a sewage treatment works utilising activated sludge treatment. *Environmental Pollution*, 145: 738-744.

Jurgens, M.D., Holthaus, K.I.E., Johnson, A.C., Smith, J.J.L., Hetheridge, M., Williams, R.J. 2002. The potential for estradiol and ethinylestradiol degradation in English Rivers. *Environ. Toxicol. Chem.* 21: 480–488.

Kabak, H. 2008. Kullanılan bazı tıbbi ilaçların canlı aktif çamur biyokütlesi tarafından adsorplanma özelliğinin incelenmesi. *Doktora Tezi*, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Adana.

Kadlec, R.H., Knight, R.L. 1996. Treatment wetlands. Boca Raton, FL: Lewis-CRC Press.

Kadlec, R.H., Wallace, S. 2009. Treatment wetlands, 2nd. ed. CRC Press, Taylor & Francis Group, USA.

Kao, C. M., Chen, T.Y., Yeh, T.Y., Chien, H.Y., Chao, A.C. 2006. Application of a constructed wetland for industrial wastewater treatment: a pilot-scale study. *Chemosphere*, 64: 497–502.

Kasprzyk-Hordern, B., Dinsdale, R.M., Guwy, A.J. 2008. The occurrence of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs in surface water in South Wales, UK. *Water Research* (in pres).

Kietlinska, A., Renman, G. 2005. An evaluation of reactive filter media for treating landfill leachate. *Chemosphere*, 61: 933-940.

Kimura, K., Hara, H., Watanabe, Y. 2004. Removal of pharmaceutical compounds by submerged membrane bioreactors (mbrs). *Desalination*, 178: 135-140.

Kitis, M., Yiğit, N.O., Civelekoğlu, G., Kaplan, S.S. 2004. Doğal sularda ve içme suyu kaynaklarında canlılarda endokrin-üreme sistemini bozabilecek kimyasallar. 1. Ulusal Çevre Kongresi. 13-15 Ekim.

Kolpin, D.W., Furlong, E.T., Meyer, M.T., Thurman, E.M., Zugg, S.D., Barber, L.B., Buxton, H.T. 2002. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999-2000: A national reconnaissance. *Environmental Science and Technology*, 36(6): 1202-1211.

Koottatep, T. 2002. IWA 8th. Int. Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Sept 15-19, Arusha, Tanzania.

Korkusuz, E.A. 2005. Düşey akışlı ekilmiş sulak alanların arıtma verimlerinin karşılaştırılması. Çevre Mühendisleri Odası, VI. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi Bildiri Kitabı, 24-26 Kasım, İstanbul.

Koskiahho, J. 2003. Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-ponds. *Ecological Engineering*, 19: 325-337.

Körner, S., Lyatuu, G.B., Vermaat, J.E. 1998. The influence of Lemna gibba L. on the degradation of organic material in duckweed covered domestic wastewater. *Water Res.*, 32: 3092-3098.

Körner, S., Vermaat, J.E., Veenstra, S. 2003. The capacity of duckweed to treat wastewater. *J. Environ. Qual.*, 32: 1583-1590.

Kümmerer, K., Al-Ahmad, A. 1997. Biodegradability of the anti-tumour agents 5-fluorouracil, cytarabine and gemcitabine: impact of the chemical structure and synergistic toxicity with hospital effluent, *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 25: 166-172.

Kümmerer, K., Al-ahmad, H., Mersch-sundermann, V. 2000. Biodegradability of some antibiotics, elimination and their genotoxicity and affection of wastewater bacteria in a simple test. *Chemosphere*, 40: 701-710.

Kümmerer, K. 2001. Drugs in the environment: emissions of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources/a review. *Chemosphere*, 45: 957-969.

Laville, N., Ait-Aissa, S., Gomez, E., Casellas, C., Porcher, J.M. 2004. Effects of human pharmaceuticals on cytotoxicity, EROD activity and ROS production in fish Hepatocytes. *Toxicology*, 196: 41-55.

Lehr, J., Keely, J., Lehr, J., Kingery, B.T. 2005. Water encyclopedia, surface and agricultural water. John Wiley & Sons, Inc., USA.

Liang, W., Wu Z., Cheng S., Zhou Q., Hu, H. 2003. Roles of substrate microorganisms and urease activities in wastewater purification in a constructed wetland system. *Ecological Engineering*, 21: 191–195.

Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y., Wang, T.W. 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, 209: 169–184.

Matamoros, V., Caselles-Osorio, A., Garciab, J., Bayonaa, J.M. 2008a. Behaviour of pharmaceutical products and biodegradation intermediates in horizontal subsurface flow constructed wetland. A microcosm experiment. *Science of the Total Environment*, 394: 171-176.

Matamoros, V., Garciab, J., Bayonaa, J.M. 2008b. Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed wetland fed with secondary effluent. *Water Research*, 42: 653 – 660.

Matthiassen, P., Gibss, P.E. 1998. Critical appraisal of the evidence for tributyltin-mediated endocrine disruption in mollusks. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(1): 37-43.

Mersmann, P. 2003. Transport und sorptionsverhalten der arzneimittelwirkstoffe carbamazepin, clofibrinsäure, diclofenac, ibuprofen und propyphenazon in der wassergesättigten und ungesättigten zone. Dissertation am Institut für Angewandte Geowissenschaften der Technischen Universität Berlin.

Merz, K. 2000. Guidelines for using free water surface constructed wetlands to treat municipal sewage, www.epa.qld.gov.au/publications/p00424aa.pdf/Guidelines_for_using_free_water_surface_constructed_wetlands_to_treat_municipal_sewage.pdf.

Metcalf&Eddy, 1991, Environmental engineering-natural treatment system. Mc Graw Hill New York, Table: 13-21.

Metcalf, C., Koenig, B.G., Bennie, D.T., Servos, M., Ternes, T.A., Hirsch, R. 2003. Occurrence of neutral and acidic drugs in the effluents of canadian sewage treatment plants. *Environ. Toxicol. Chem.* 22: 2872-2889.

Moshiri, G.A. 1993. Constructed wetlands for water quality improvement. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.

Nakada, N., Kiri, K., Shinohara, H., Harada, A., Kuroda, K., Takizawa, S., Takada, H. 2008. Evaluation of pharmaceuticals and personal care products as water-soluble molecular markers of sewage. *Environ. Sci. Technol.* 42: 6347–6353.

Nalbur, B. 1997. Yüzen akuatik bitki sistemlerinde azot giderim prensipleri. *Yüksek Lisans Tezi*, İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.

- Naylor, S., Brisson, I., Labelle, M.A., Drizo, A., Comeau, Y. 2003.** Treatment of freshwater fish farm effluent using constructed wetlands: the role of plants and substrate. *Water Science and Technology*, 48(5): 215–222.
- Naz, M. 2008.** Kampüs atık sularının yapay sulak alanlarla arıtımı. *Yüksek Lisans Tezi*, Harran Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Şanlıurfa.
- Nishi, I., Kawakami, T., Onodera, S. 2008.** Monitoring of triclosan in the surface water of the tone canal, Japan. *Bull Environ Contam Toxicol*, 80: 163–166.
- Oecd 1984.** Guidelines for the testing of chemicals no.207 earthworm acute toxicity tests. OECD, Adopted 4 April 1984.
- Oetken, M., Nentwig, G., Löffler, D., Ternes, T., Oehlmann, J. 2005.** Effects of pharmaceuticals on aquatic invertebrates. part 1. the antiepileptic drug carbamazepine. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 49: 353–361.
- Ohlenbusch, G., Kumke, M.U., Frimmel, F.H. 2000.** Sorption of phenols to dissolved organic matter investigated by solid phase microextraction. *Sci. Total Environ.* 253: 63-74.
- Oron, G., Ran, N., Agami, M. 2004.** A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel. *Water Research*, 38: 2241–2248.
- Özen, Ö. 2006.** S.Ü. kampüsü atık sularının ekilmiş sulak alanda *Miscanthus X Giganteus* ile arıtımı ve bitkinin hasat sonrasında adsorban özelliği. *Yüksek Lisans Tezi*, Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Konya.
- Papapanagiotou, E.P., Iossifidou, E.G., Psomas, I.E., Photis, G. 2000.** Simultaneous HPLC determination of sulfadionine and trimetoprim in cultured gilthead sea bream (*Sparus aurata*, L.) tissues. *J. Liq. Chrom. & Rel. Technol.*, 23(18): 2839-2849.
- Peng, X., Yu, Y., Tang, C., Tan, J., Huang, Q., Wang, Z. 2008.** Occurrence of steroid estrogens, endocrine-disrupting phenols, and acid pharmaceutical residues in urban riverine water of the Pearl River Delta, South China. *Science of the Total Environment*, 397: 158-166.
- Peter-frohlich, A., Kraume, I., Lesouef, A., Oldenburg, M. 2003.** Separate discharge and treatment of urine, faeces and greywater-pilot project. *Hydroplus* 135: 82-86.
- Poseidon. 2005.** Assessment of technologies for the removal of pharmaceuticals and personal care products in sewage and drinking water facilities to improve the indirect potable water reuse. Final Report, EU's Fifth Framework Programme, European Commission, 2005, 58 pp.

- Prochaska, C.A., Zouboulis, A.I. 2006.** Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. *Ecological Engineering*, 26: 293–303.
- Quintana, J.B., Weiss, S., Reemtsma, T. (2005).** Pathways and metabolites of microbial degradation of selected acidic pharmaceutical and their occurrence in municipal wastewater treated by a membrane bioreactor. *Water Research*, 39: 2654-2664.
- Rauch, W., Brockmann, D., Peters, I., Larsen, T.A., Gujer, W. 2003.** Combining urine separation with waste design: an analysis using a stochastic model for urine production. *Water Res.* 37, 681–689.
- Reddersen, K., Heberer, T., Dünnebier, U. 2002.** Identification and significance of phenazone drugs and their metabolites in ground- and drinking water. *Chemosphere*, 49: 539- 544.
- Reddy, K.R., D'angelo, E.M. 1997.** Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Wat.Sci.Tech.*, 35(5): 1-10.
- Reddy, R., Delaune, R.D. 2008.** Biogeochemistry of wetlands: science and applications. CRC Press, Taylor & Francis Group, USA.
- Reed, S.C., Crites, R.W., Middlebrooks, E.J. 1995.** Natural Systems for Waste Management and Treatment, 2nd ed., McGraw-Hill, New York.
- Roberts, P.H., Thomas, K.V. 2006.** The occurrence of selected pharmaceuticals in wastewater effluent and surface waters of lower tyne catchment. *Sci. Total Environ.* 356: 143-153.
- Robinson, I., Junqua, G., Van Coillie, R., Thomas, O. 2007.** Trends in the detection of pharmaceutical products, and their impact and mitigation in water and wastewater in North America. *Anal Bioanal Chem.*, 387: 1143–1151.
- Roefler, P., Synder, S., Zegers, R.E., Rexing, D.J., Fronk, J.L., 2000.** Endocrine-disrupting chemicals in a source water, *Journal of AWWA*, 92(8): 52-58.
- Sacher, F., Lange, F.T., Brauch, H.J., Blankenhorn, I., 2001.** Pharmaceuticals in groundwaters. analytical methods and results of a monitoring program in Baden-Württemberg, Germany. *J. Chromatogr.*, A 938: 199-210.
- Sarıalioğlu, B. 2003.** Köklü ve yüzen bitkiler içeren doğal arıtma sistemleri ile evsel atık suların KOİ ve AKM giderimi. *Yüksek Lisans Tezi*, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
- Saygı, Ş., Battal, D. Şahin, N.Ö. 2012.** Çevre ve insan sağlığı yönünden ilaç atıklarının önemi. *Marmara Pharmaceutical Journal*, 16: 82-90.

- Scholz, M. 2003.** Performance predictions of mature experimental constructed wetlands which treat urban water receiving high loads of lead and copper II. *Water Research*, 37: 1270–1277.
- Sevi, A. 2009.** Bursa ili Harmancık ilçesi evsel nitelikli atık suların dip akıslı yapay sulak alan arıtma sistemleriye arıtılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Trakya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Çorlu.
- Sivrioğlu, Ö. 2010.** Yapay sulak alanlar ve diğer yöntemlerle azot ve fosfor (N-P) gideriminin araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Uludağ Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Bursa.
- Skillicorn, P., Spira, W., Journey, W. 1993.** Duckweed aquaculture: a new aquatic forming system for developing countries. The World Bank: Washington DC, USA.
- Skky, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği, 2004.** Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği, 31 Aralık 2004 tarihli Resmi Gazete No: 25687.
- Smith, M.D., I. Moelyevati. 2001.** Duckweed Based Wastewater Treatment: design guidelines for hot climates. *Water Science and Technology*, 31, 291-299.
- Song, Z., Zheng, Z., Li, J., Sun, X., Han, X., Wang, W., Xu, M. 2006.** Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China. *Ecological Engineering*, 26: 272–282.
- Spongberg, A.L., Witter, J.D. 2008.** Pharmaceutical compounds in the wastewater process stream in Northwest Ohio. *Science of the Total Environment*, 397: 148-157.
- Stan, H.J., Heberer, T.H. 1997.** Pharmaceuticals in the Aquatic Environment. In (coord.: Suter, M.J.F.) *Dossier Water Analysis. Analisis*, 25: M20-23.
- Stamatelatou, K., Frouda, C., Fountoulakis, M.S., Drillia, P., Kornaros, M., Lyberatos, G. 2003.** Pharmaceuticals and health care products in wastewater effluents: the example of carbamazepine. *Water Science and Technology: Water Supply*, 3(4), 131-137.
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U. Kästner, M., Bederski, O., Müller, R.A., Moormann H. 2003.** Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22: 93– 117.
- Suárez, S., Carballa, M., Omil, F., Lema, J.M. 2008.** How are pharmaceutical and personal care products (PPCPs) removed from urban wastewaters? *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 7(2): 125-138.
- Subramanya, N.T. 2007.** Biodegradation of bisphenol A and ibuprofen by ammonia oxidizing bacteria. *Master of Thesis*, Texas A&M University Civil Engineering.

Surampalli, R.Y., R.D. Tyagi, O.K. Scheible, J.A. Heidman. 1997. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. *Bioresource Technology.*, 61, 151-157.

Şahan, A. 2007. Farmasötik maddelerin aktif çamur arıtma prosesinde abiyotik gideriminin incelenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Adana.

Tchobanoglous, Burton, G., Stensel, H.D. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, Fourth edition, McGraw-Hill, New York, (Chapter 7).

Ternes, T.A. 1998. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Res.*, 32: 3245-3260.

Ternes, T.A. 2000. Pharmaceuticals: Occurrence in rivers, groundwater and drinking water. In: *Proceedings of International Seminar on Pharmaceuticals in the Environment March 9th 2000 (Brussels)*. Technological Institute (KVIV), Brussels, Belgium.

Tixier, C., Singer, H.P., Oellers, S., Müller, S.R. 2003. Occurrence and fate of carbamazepine, clofibric acid, diclofenac, ibuprofen, ketoprofen, and naproxen in surface waters. *Environmental Science and Technology*, 37(6), 1061-1068.

Tylova, E., Steinbachova, L., Votrubova, O., Lorenzen, B., Brix, H. 2008. Different sensitivity of *Phragmites australis* and *Glyceria maxima* to high availability of ammonium-N. *Aquatic Botany*, 88: 93–98.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1988. Design manual-constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment., EPA/625/1-88/022.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1993. Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: A technology assessment, EPA 832-R-93-008, Office of Wastewater Management, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1997. Special report on environmental endocrine disruption: An effect assessment and analysis, office of research and development, risk assessment forum, Washington, D.C.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1998. Endocrine Disrupter Screening and Testing Advisory Committee (EDSTAC) Final Report.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1999. Free water surface wetlands for wastewater treatment: a technology assessment. EPA 832/R-99/002, Office of Water, Washington, DC.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 2000. Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. EPA/625/R-99/010, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio 45268.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 2001. Welcome to the Global Endocrine Disruptor Research Inventory, Washington, D.C.

Vergili, İ., Kaya, Y., Gönder, Z.B., Barlas, H. 2005. İlaç aktif maddelerinin sucul çevrede bulunuşları, davranışları ve etkileri. *Türk Sucul Yaşam Dergisi*, 4: 284-291.

Vergili, İ. 2006. Sulardan adsorpsiyonla organik madde gideriminin spektral absorpsiyon katsayısı (Sak254) parametresiyle izlenmesi. *Doktora Tezi*, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilimdalı, İstanbul.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R. 1998. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

Vymazal, J. 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25: 478–490.

Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the total environment*, 380: 48-65.

Webb, S. 2000. Risk assessment for pharmaceuticals. In: Proceedings of International Seminar “Pharmaceuticals in the Environment” 9 March 2000. Technological Institute, Brussels.

Wert, E.C., Rosario-ortiz, F.L., Drury, D.D., Snyder, S.A. 2007. Formation of oxidation byproducts from ozonation of wastewater. *Water Research*, 41: 1481-1490.

Winkler, M., Lawrence, J.R., Neu, T.R. 2001. Selective degradation of ibuprofen and clofibric acid in two model river biofilm systems. *Wat. Res.*, 35(13): 3197-3205.

Wörman, A., Kronnäs, V. 2005. Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. *Journal of Hydrology*, 301: 123–138.

Wuersch, A.T., De Alencastro, L.F., Grandjean, D., Tarradellas, J. 2005. Occurrence of several acidic drugs in sewage treatment plants in Switzerland and risk assessment. *Water Research*, 39: 1761–1772.

Yalçuk, A. 2007. Katı atık depolama alanlarından oluşan sızıntı sularının arıtımında yapay sulak alanların kullanımı. *Doktora Tezi*, Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.

Yılmaz, C. 2003. Sucul bitkilerle su kalitesi kontrolü. *Yüksek Lisans Tezi*, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze.

Zaimoğlu, Z., Bozkurt, S. 2010. Yapay Sulak alanlarda Atık su Arıtımı, Nobel Kitabevi, ISBN:978-605-397-011-8.

Zeren, O., Uysal, Y., Arslan, H., Avcı, E.D., Yalvaç, M. 2001. Bitkilerle Atık su Arıtımının Ekolojik Tarımdaki Önemi, Türkiye 2. Ekolojik Tarım Sempozyumu, 14-16 Kasım, 2001, Antalya.

www.fujitaresearch.com/reports/wetlands.html

www.gartengold.com

www.hort.purdue.edu

www.iees.ch - Evaluation of Three Types of Artificial Wetland for Wastewater

www.psikofarma.info

www.tarim.gov.tr

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Nihan ÖZENGİN
Doğum Yeri ve Tarihi : Diyarbakır-03/09/1978
Yabancı Dili : İngilizce, Almanca

Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)

Lise : Bursa Anadolu Lisesi-1996
Lisans : Sakarya Üniversitesi-2000
Yüksek Lisans : Uludağ Üniversitesi-2005
Çalıştığı Kurum/Kurumlar ve Yıl : -
İletişim (e-posta) : nozengin@uludag.edu.tr
Yayımları :

Elmacı, A., Yonar, T., Özengin, N. 2007. Biosorption characteristics of copper (II), chromium (III), nickel (II) and lead (II) from aqueous solutions by *Chara* sp. and *Cladophora* sp. *Water Environment Research*, 79(9): 1000-1005.

Elmacı, A., Teksoy, A., Topaç, F.O., Özengin, N., Kurtoğlu, S., Başkaya, H.S. 2007. Assessment of heavy metals in Lake Uluabat, Turkey. *African Journal of Biotechnology*, 6(19): 2236-2244.

Elmacı, A., Topaç, F.O., Özengin, N., Teksoy, A., Kurtoğlu, S., Başkaya, H.S. 2008. Evaluation of physical, chemical and microbiological properties of Lake Uluabat, Turkey. *Journal of Environmental Biology*, 29(2): 205-210.

Elmacı, A., Teksoy, A., Topaç, F.O., Özengin, N., Başkaya, H.S. 2008. Uluabat Gölü'nün mikrobiyolojik özelliklerinin mevsimsel değişiminin izlenmesi. *U.Ü. Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 13(1): 93-103.

Elmacı, A., Özengin, N., Teksoy, A., Topaç, F. O., Başkaya, H.S. 2009. Evaluation of trophic state of Lake Uluabat, Turkey. *Journal of Environmental Biology*, 30(5): 757-760.

Elmacı, A., Özengin, N., Yonar, T. 2009. Removal of chromium (III), copper (II), lead (II) and zinc (II) using *Lemna minor* L. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18(5): 538-542.

Elmacı, A., Topaç, F.O., Teksoy, A., Özengin, N., Başkaya, H.S. 2010. Uluabat gölü fizikokimyasal özelliklerinin yönetmelikler çerçevesinde değerlendirilmesi. *U.Ü. Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 15(1): 149-157.

Özengin, N., Elmacı, A. 2012. The performance of horizontal subsurface flow (HSF) constructed wetlands. 15th European Congress on Biotechnology, 23-26 September, İstanbul-Turkey.

Elmacı, A., Özenin, N., Yonar, T. 2012. Biosorption of cadmium from aqueous solution by *Synechocystis* sp. *Fresenius Environmental Bulletin*, Kabul edildi.