



T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**YAPAY SULAKALANLAR VE DİĞER YÖNTEMLERLE AZOT VE
FOSFOR GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI**

Özge SİVRİOĞLU

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2010



T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**YAPAY SULAKALANLAR VE DİĞER YÖNTEMLERLE AZOT VE
FOSFOR GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI**

Özge SİVRİOĞLU

Prof. Dr. Kadir KESTİOĞLU
(Danışman)

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2010

T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YAPAY SULAKALANLAR VE DİĞER YÖNTEMLERLE AZOT VE FOSFOR (N-P)
GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI

Özge SİVRİOĞLU

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Bu tez 15/07/2010 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oybirliği/oy çokluğu ile kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Kadir KESTİOĞLU

Yrd. Doç. Dr. Sevgi TOKGÖZ GÜNEŞ

Danışman

Yrd. Doç. Dr. Taner YONAR

ÖZET

Bu çalışmada evsel ve endüstriyel atıksularda bulunan ve ötrofikasyona neden olan azot ve fosfor elementlerinin giderimi için kullanılan yöntemler araştırılmıştır. Çalışmanın asıl amacı, genel olarak sistemin kurulabilmesi için gerekli şartların belirlenmesi ve yapay sulakalan sisteminin bir köye uygulanmasıdır.

Sistem kurulumunda 500 kişilik bir köy için bir uygulama yapılmıştır. Önce debi hesaplanmış, kirlilik yükleri belirlenmiş, sızdırmazlık sağlanmış ve *Typha Latifolia* sulakalan bitkisi vasıtasıyla arıtma yapılacak şekilde tasarım tamamlanmıştır.

Sistem tasarımında “Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği Tablo 21.5”de bulunan AKM=150 mg/l, BOİ = 50 mg/l limit değerleri esas alınmıştır. Çalışma sonucunda projelendirilen sistemde yasal değerler teorik olarak sağlanmıştır.

Anahtar Kelimeler: Azot giderimi, Fosfor giderimi, Yapay sulakalanlar, Atıksu arıtma

ABSTRACT

In this study, removal of nitrogen and phosphorus, which can be found in domestic and industrial wastewater and cause eutrofication, is examined. The aim of this study is to determine how to found constructed wetland systems in general and implementation of a constructed wetland to a village.

Implementation is performed on a village of 500 people. First, the flow of wastewater is calculated, then pollution loadings are determined, basin is formed by impermeable substrate and the design is completed such that wastewater is treated using *Typha Latifolia* which is a type of constructed wetland plant.

In the system project, 150 mg/l for TSS and 50 mg/l for BOD₅ pollution charges of effluent water are accepted as values of limit.

The system projected at the end of study is theoretically within the limits of the legal standards of wastewater discharge.

Keywords: Nitrogen removal, Phosphorus removal, Constructed wetlands, Wastewater treatment

İÇİNDEKİLER

TEZ ONAY SAYFASI	i
ÖZET	ii
ABSTRACT	iii
İÇİNDEKİLER	iv
KISALTMALAR DİZİNİ	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	ix
ŞEKİLLER DİZİNİ	xi
SİMGELER DİZİNİ	xiv
1. GİRİŞ	1
2. ATIKSULARDAN AZOT (N) GİDERME YÖNTEMLERİ	4
2.1. Azot Formları	5
2.1.1. İnorganik azot	5
2.1.2. Organik azot	7
2.2. Azot Döngüsü	7
2.3. Pre-denitrifikasyon Sistemleri	17
2.4. Post-denitrifikasyon Sistemleri	19
2.5. Fiziksel ve Kimyasal Yöntemlerle Azot Giderimi	22
3. ATIKSULARDAN FOSFOR (P) GİDERME YÖNTEMLERİ	26
3.1. Fosfor Formları	27
3.2. Fosfor Döngüsü	29
3.3. Fiziksel Yöntemlerle Fosfor Giderimi	30
3.4. Kimyasal Yöntemlerle Azot Giderimi	32
3.5. Biyolojik Yöntemlerle Fosfor Giderimi	32
4. YAPAY SULAKALANLAR	41
4.1. Yapay Sulakalanların Tarihçesi	41
4.2. Arıtma Sistemleri Olarak Yapay Sulakalanlar	45
4.3. Yapay Sulakalanların Tipleri	51
4.3.1. Serbest yüzey akışlı sulakalanlar (SYAS)	53
4.3.2. SYAS sistemleri için performans beklentileri	56
4.3.3. Yüzeyaltı akışlı sulakalanlar (YAS)	69
4.3.4. YAS sistemleri için performans beklentileri	71
4.3.5. Düşey yüzeyaltı akışlı sulakalanlar (DYAS)	74
4.4. Yapay Sulakalanlarda Giderim Mekanizmaları	80
4.4.1. BOİ giderimi	80
4.4.2. AKM giderimi	81
4.4.3. Azot giderimi	81
4.4.4. Fosfor giderimi	89
4.4.5. Ağır metal giderimi	93
4.4.6. Patojen giderimi	94
4.5. Dünyada Yapay Sulakalan Üzerine Yapılan Araştırmalar ve Bulgular	94
5. YAPAY SULAKALAN SİSTEM TASARIMI	105
5.1. Tasarım Kriterleri	105
5.1.1. Yer seçimi ve değerlendirilmesi	105
5.1.2. Önarıtma uygulamaları	106
5.1.3. Hidrolojik faktörler	108
5.1.4. Akış yolu sayısı	114

5.1.5. Her bir akış yolunda kullanılacak sulakalan hücresi sayısı	115
5.1.6. YAS sistemlerinin havalandırılması	116
5.1.7. Geçirimsiz kılıf	117
5.1.8. Dolgu malzemesi, sediment ve ölü bitki katmanı	117
5.1.9. Bitki toplulukları (vejetasyon)	118
5.1.10. Mikroorganizmalar	126
5.1.11. Hayvanlar	126
5.2. Tasarım	127
5.2.1. Kinetik eşitlikler	129
5.2.2. Yapay sulakalan sistemlerinde akış kontrol yapıları	133
5.2.3. Bitki dikim zamanı ve hasadı	139
5.2.4. İşletme - bakım ve sistem izleme	139
5.2.5. Yapay sulakalan inşa aşamaları	140
5.3. Türkiye’de Yapılan Bazı Örnek Uygulamalar	143
5.3.1. Tokat ili Turhal İlçesi Yenice Köyü doğal arıtma tesisi	143
5.3.2. Konya ili Selçuklu İlçesi Akpınar Köyü doğal arıtma tesisi	144
5.3.3. Samsun İli Havza İlçesi Kamlık Köyü doğal arıtma tesisi	144
5.3.4. Bursa İli Karacabey İlçesi Eski karaağaç Köyü doğal arıtma tesisi	145
5.3.5. Bursa İli Karacabey İlçesi Yenikaraağaç Köyü doğal arıtma tesisi	146
6. YAPAY SULAKALANIN 500 KİŞİLİK BİR KÖY İÇİN UYGULANMASI	147
6.1. Proje Debisi	148
6.2. Kirlilik Yükleri	148
6.3. Fosseptik Sonrası Kirlilik Yükleri	149
6.3.1. Fosseptik çıkış, sistem giriş BOİ yükü	149
6.3.2. Fosseptik çıkış, sistem giriş AKM yükü	149
6.4. Arıtma Sistemi Tasarım Parametreleri	150
6.5. Projede Kullanılacak Tipik Ortam Karakterleri	150
6.6. Yüzeyaltı Akışlı Yapay Sulakalan Sistemi	151
6.6.1. K_T değerinin bulunması	151
6.6.2. Boşluklar arası alıkonma süresi	151
6.6.3. Kesit alanı	151
6.6.4. Havuz genişliği	152
6.6.5. Havuz uzunluğu	152
6.6.6. Gerekli yüzey alan	152
6.6.7. Hidrolik yükleme kontrolü	152
6.6.8. Tasarım boyutlandırma kontrolü	152
6.6.9. Kullanılacak kil miktarı	153
6.6.10. Projenin şematik görünüm	153
7. SONUÇ	155
REFERANSLAR	157
EKLER	171
ÖZGEÇMİŞ	184
TEŞEKKÜR	185

KISALTMALAR DİZİNİ

Kısaltmalar	Açıklama
AKM	askıda katı madde
AKR	ardışık kesikli reaktör
ANAMMOX	anaerobik amonyum oksidasyonu (ANaerobic AMMonium OXidation)
BOİ	biyokimyasal oksijen ihtiyacı
CSTR	tam karışımli tank reaktör (completely stirred tank reactor)
ÇO	çözünmüş oksijen
DIP	çözünmüş inorganik fosfor (dissolved inorganic phosphorus)
DOP	çözünmüş organik fosfor (dissolved organic phosphorus)
DYAS	düşey yüzeyaltı akışlı sulakalan
DYPE	düşük yoğunluklu polietilen (su geçirmez bir tip plastik)
EN	eşdeğer nüfus
ET	terleme ve buharlaşma (evapotranspirasyon)
FK	fekal koliform
HBS	hidrolik bekletme süresi
HYH	hidrolik yükleme hızı
KOB	koloni oluşturan birim
KOİ	kimyasal oksijen ihtiyacı
MBN	mikrobiyal biyokütle N (mikrobiyal biyokütle azotu)
OİP	oksidasyon indirgenme potansiyeli
PAO	fosfor biriktiren organizmalar (phosphorus accumulation organisms)
PHB	polihidroksibütrat
PIP	çözünmez inorganik fosfor (particulate inorganic phosphorus)
POB	plak oluşturan birim
POP	çözünmez organik fosfor (particulate organic phosphorus)
ppm	milyonda bir parçacık (parts per million)
SYAS	serbest yüzey akışlı sulakalan
TAKM	toplam askıda katı madde
Tg	teragram ($1\text{Tg} = 10^{12}\text{ g}$)
TKN	toplam Kjeldahl N (toplam Kjeldahl azotu) (organik N + amonyak N)
TN	toplam N
TO	ters ozmos
TP	toplam P
TY	taban yüzeyi
UAKM	uçucu askıda katı madde
USEPA	ABD Çevre Koruma Kurumu (United States Environmental Protection Agency)
YAS	yüzeyaltı akışlı sulakalan
YS	yapay sulakalan
YY	yanal yüzey
YYAS	yatay yüzeyaltı akışlı sulakalan

ÇİZELGELER DİZİNİ

	Sayfa
Çizelge 2.1. Biyolojik arıtmada görülen metabolik fonksiyonlara göre arıtım proseslerinin sınıflandırılması	8
Çizelge 2.2. Biyolojik arıtmada karşılaşılan terminoloji ve açıklamaları	9
Çizelge 2.3. Azot döngüsünde yer alan proses ve organizmalar	11
Çizelge 4.1. Yenilenmiş ve inşa edilmiş sulakalanlarla ilgili bazı terimlerin açıklaması	41
Çizelge 4.2. Sulakalan teknolojisinin gelişim aşamaları	44
Çizelge 4.3. Değişik tiplerde atıksu arıtma tesisleri için enerji ihtiyaçları	47
Çizelge 4.4. Birincil çıkış suyunun mg/l cinsinden karakteristik değerleri	48
Çizelge 4.5. Sulakalanlardaki su kalitesi dinamiklerinde baskın süreçler	51
Çizelge 4.6. 3 sulakalan tipinin farklı parametreler için verimliliği	53
Çizelge 4.7. Serbest yüzey akışlı yapay sulakalanlarda BOİ giderimi	56
Çizelge 4.8. Serbest yüzey akışlı yapay sulakalanlarda BOİ giderimi	57
Çizelge 4.9. Serbest yüzey akışlı yapay sulakalanlarda amonyum ve toplam azot giderimi	59
Çizelge 4.10. Serbest yüzey akışlı yapay sulakalanlarda fosfor giderimi	60
Çizelge 4.11. Yapay SYAS sistemlerinde metal giderimi	62
Çizelge 4.12. Prag, Çek Cumhuriyeti'nde bir yapay SYAS sisteminde metallerin derinliğe göre giderimi	64
Çizelge 4.13. Yapay SYAS sistemleri (Sacramento Counrty, Kaliforniya ve Mt. Angel, Oregon'da) boyunca sıcaklık düşüşü	65
Çizelge 4.14. Öncelikli organik kirleticilerin yapay sulakalanlarda giderimi	66
Çizelge 4.15. Yapay sulakalanlarda patojen giderimi	67
Çizelge 4.16. Tipik bir sulakalan çıkışında bileşenlerin arkaplan konsantrasyonları	68
Çizelge 4.17. YAS sistemlerinde gözlemlenen toplam BOİ giderimi	73
Çizelge 4.18. Kentucky'de YAS sistemi boyunca metal giderimi	74
Çizelge 4.19. Salem, Oregon için düşey akışlı sulakalan performansı	79
Çizelge 4.20. Kirletici giderim mekanizmaları	81
Çizelge 4.21. Yapay sulakalanlarda azot dönüşümleri	84
Çizelge 4.22. Çeşitli YS sistemlerinde olası azot dönüşümleri ve ne çapta meydana geldikleri	85
Çizelge 4.23. Farklı tiplerde YS'ler için ortalama TN giderimi	88
Çizelge 4.24. Farklı tiplerde YS'ler için ortalama amonyak N ve nitrat N giderimi	88
Çizelge 4.25. Çeşitli YS sistemlerinde olası fosfor dönüşümleri ve ne çapta meydana geldikleri	91
Çizelge 4.26. Farklı tiplerde YS'ler için ortalama fosfor giderimi	92
Çizelge 5.1. Özellikle evsel ve kentsel atıksular için kullanılan tipik önarıtma elemanları ve etkilenen parçacık boyutları	107
Çizelge 5.2. Yapay sulakalanlarda kullanılan köklü ve yüzücü bitkiler	120
Çizelge 5.3. Yapay sulakalanlar için tasarım kriterleri	127
Çizelge 5.4. Yüzeyaltı akışlı sulakalanlar için tasarım kriterleri	127
Çizelge 5.5. Yatay YAS sistemleri için tasarım kriterleri	128

Çizelge 5.6.	Reed tasarım yaklaşımındaki hız sabitleri ve hız sabitleri için sıcaklık katsayıları	132
Çizelge 5.7.	Kadlec ve Knight tasarım yaklaşımı için parametre değerleri	133
Çizelge 5.8.	Turhal ilçesi Yeniceiler Köyü analiz sonuçları	144
Çizelge 5.9.	Selçuklu ilçesi Akpınar Köyü analiz sonuçları	144
Çizelge 5.10.	Havza ilçesi Kamlık Köyü analiz sonuçları	145
Çizelge 5.11.	Karacabey ilçesi Eskikaraağaç Köyü analiz sonuçları	145
Çizelge 5.12.	Karacabey ilçesi Yenikaraağaç Köyü analiz sonuçları	146
Çizelge 6.1	Kirlilikler ile ilgili yasal limit değerler	149
Çizelge 6.2.	Yüzeyaltı akışlı sistemler için tipik ortam özellikleri	150
Çizelge 6.3.	Bitki türüne göre derinliğin belirlenmesi	151

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 2.1.	Azot döngüsü 10
Şekil 2.2.	Tek kademeli nitrifikasyon prosesinin şematik görünümü 13
Şekil 2.3.	İki kademeli nitrifikasyon prosesinin şematik görünümü 14
Şekil 2.4.	Post-anoksik denitrifikasyon prosesinin şematik görünümü 15
Şekil 2.5.	Pre-anoksik denitrifikasyon prosesinin şematik görünümü 15
Şekil 2.6.	Ludzack-Ettinger prosesi 17
Şekil 2.7.	Modifiye Ludzack-Ettinger prosesi 17
Şekil 2.8.	Kademeli beslemeli proses 18
Şekil 2.9.	Ardışık kesikli reaktörün bir çevriminde yer alan kademeler 19
Şekil 2.10.	Wuhrmann prosesinin şematik görünümü 20
Şekil 2.11.	4 Kademeli Bardenpho prosesinin şematik gösterimi 20
Şekil 2.12.	Oksidasyon hendeğinin şematik gösterimi 21
Şekil 2.13.	Sharon prosesinin şematik gösterimi 22
Şekil 2.14.	Kırılma noktası klorlamanın şematik gösterimi 23
Şekil 3.1.	Su içerisinde toplam fosforun olası dağılımı 28
Şekil 3.2.	Fosfor döngüsü 30
Şekil 3.3.	Elektrolitik metodun şematik gösterimi 31
Şekil 3.4.	Biyolojik fosfor giderimi için uygulanan sistemin akış şeması 33
Şekil 3.5.	Phoredox (A/O) prosesinin şematik gösterimi 35
Şekil 3.6.	3 Kademeli Phoredox prosesinin (A ² /O) şematik görünümü 36
Şekil 3.7.	University of Cape Town (UCT) prosesi 36
Şekil 3.8.	Modifiye UCT prosesi 37
Şekil 3.9.	5 Kademeli Bardenpho prosesi 37
Şekil 3.10.	Virginia Initiative prosesi (VIP) 38
Şekil 3.11.	Johannesburg prosesi 38
Şekil 3.12.	PhoStrip prosesi 39
Şekil 3.13.	Ardışık kesikli reaktör (AKR) için şematik gösterim 40
Şekil 4.1.	Çeşitli atıksu arıtma teknolojilerinin, enerji girdisi gradyanı boyunca konumları 46
Şekil 4.2.	Arıtma hatları için, sulakalanları içeren seçenekler 48
Şekil 4.3.	Arıtma döngüsünde YS'lerin geleneksel yeri 48
Şekil 4.4.	Bir sulakalandaki temel süreçler için enerji akış diyagramı 50
Şekil 4.5.	Makrofit tipleri 51
Şekil 4.6.	Yapay sulakalanların sınıflandırılması 52
Şekil 4.7.	Bir SYAS sisteminin temel bileşenleri 53
Şekil 4.8.	Avustralya'da maden atıksularını arıtmak için <i>Eleocharis dulcis</i> (su kestanesi) bitkisiyle ekilmiş bir SYAS 54
Şekil 4.9.	Kentsel atıksu arıtmak için tipik bir SYAS uygulaması 54
Şekil 4.10.	Metal sülfür gömme 62
Şekil 4.11.	Yatay YAS sistemine ait şematik gösterim 69
Şekil 4.12.	Iowa, ABD'de malç-yalıtlı bir YYAS: yeni ekilmiş (a), olgunlaşmış (b) 70
Şekil 4.13.	Yatay bir YAS sisteminin evsel atıksu arıtmak için uygulanması 71

Şekil 4.14.	Yatay bir YAS sisteminin şematik gösterimi	72
Şekil 4.15.	Bir düşey YAS sistemi için tipik düzenleme	77
Şekil 4.16.	Hibrid bir sulakalan sistemi (DYAS + YYAS)	78
Şekil 4.17.	Salem, Oregon’da düşey akışlı sulakalan: a) dağıtım sisteminin görüldüğü yeni ekilmiş yatak, b) 1 yılda olgunlaşan sazlık	79
Şekil 4.18.	Azot rezervleri	82
Şekil 4.19.	Sulakalanlarda temel azot girdi ve çıktıları	83
Şekil 4.20.	Sulakalanlardaki azot dönüşümlerinin şematik gösterimi	83
Şekil 4.21.	Sulakalanlarda fosfor döngüsü	89
Şekil 4.22.	Hücrelerde kullanılan tümsekler	95
Şekil 4.23.	Prochaska ve Zouboulis’in kullandığı yarı-pilot ölçekli, düşey akışlı yapay sulakalanın şematik gösterimi	96
Şekil 4.24.	Calheiros ve ark.’ın kullandığı suüstü bitkisi: şeytan mumu	97
Şekil 4.25.	Pilot ölçekli bir çalışmada farklı niteliklere sahip sulakalan tanklarının görünümü	99
Şekil 4.26.	Kullanılan kule tipli hibrid yapay sulakalanın akış diyagramı	100
Şekil 4.27.	Deney düzeneği	101
Şekil 4.28.	Orijinal (a) ve değiştirilen (b) havalandırma sistemleri	103
Şekil 4.29.	Sistem değişiminden önce ve sonra amonyak (NH_4^+) azotu ve nitrat (NO_3^-) azotu konsantrasyonları	104
Şekil 5.1.	Yapay sulakalanlarla önarıtma seçenekleri	106
Şekil 5.2.	Bazı önarıtma elemanları: Izgara ve ardından gelen kum tutucu (a), Imhoff tankı (b)	108
Şekil 5.3.	Girişten 2 m sonra (önemli miktarda biyomat oluşumu) (a) ve 25 m sonra (b) alınan çakıl substrat örnekleri	111
Şekil 5.4.	Tıkanmanın yatay YAS sistemlerinde olası aşamaları	112
Şekil 5.5.	Düşey akışlı küçük bir sulakalanda biyokatı ile tıkanma örneği. Minnesota’daki bu sistem, çok yüksek BOİ yüklemesi nedeniyle hidrolik arıza yaşamıştır	113
Şekil 5.6.	Havalandırma yapılmış bir YAS sisteminin şematik gösterimi	116
Şekil 5.7.	Hasır otu bitkisi: boyutları ve genel görünümü	121
Şekil 5.8.	Süsen bitkisi: boyutları ve genel görünümü	122
Şekil 5.9.	Su mercimeği: boyutları ve genel görünümü	123
Şekil 5.10.	Kamış bitkisi: boyutları ve genel görünümü	124
Şekil 5.11.	Su sümbülü: boyutları ve genel görünümü	125
Şekil 5.12.	Japon şemsiyesi: genel görünümü	125
Şekil 5.13.	Yatay YAS sistemleri için bazı tasarım esasları	129
Şekil 5.14.	Örnek giriş yapıları: (a), suiçi delikli boru; (b), tel kafesten besleme; c, döner T boru	135
Şekil 5.15.	Örnek çıkış yapıları: (a), ayarlanabilir savak; (b), değişimli kesit; (c), 90° dirsek ayarlı	137
Şekil 5.16.	YAS sistemleri için düşük maliyetli seviye kontrol tasarımları: çıkarılabilir ek parçalı sabit boru (a) esnek hortum (b)	138
Şekil 5.17.	SYAS için tipik bir seviye kontrol tasarımı	138
Şekil 5.18.	Yatak yerlerinin belirlenmesi (a) ve yatakların kazılması (b)	141
Şekil 5.19.	Önarıtma için fosseptik tankı inşaatı (a) ve giriş-çıkış yapılarının inşası (b)	141

Şekil 5.20.	Sızdırmazlık için kullanılan kil (a) veya membran kılıf (b)	141
Şekil 5.21.	Dağıtım boruları (a) ve havalandırma tesisatı (b)	142
Şekil 5.22.	Dolgu malzemesinin (a) ve bitki bölümü dolgu malzemesinin (b) konması	142
Şekil 5.23.	Bitki ekimi (a) ve bitkilerin büyümesi (b)	143
Şekil 5.24.	Yeniceler Köyü yapay sulakalan tesisi	143
Şekil 5.25.	Kamlık Köyü yapay sulakalan tesisi	144
Şekil 5.26.	Eskikaraağaç Köyü doğal arıtma tesisi	145
Şekil 5.27.	Yenikaraağaç Köyü doğal arıtma tesisi	146
Şekil 6.1.	Trapez yatakların temel boyutları ve kil tabakaları (ölçeksiz)	153
Şekil 6.2.	Sistemin akım şeması	153
Şekil 6.3.	Sistemin şematik planı	154

SİMGELER DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
A_s	sulakalan alanı, m^2
A_k	Sulakalan kesit alanı, m^2
$BOİ_ç$	BOİ çıkış konsantrasyonu, mg/l
$BOİ_g$	BOİ giriş konsantrasyonu, mg/l
C^*	arkaplan konsantrasyonu, mg/l
$C_ç$	çıkış konsantrasyonu, mg/l
C_g	giriş konsantrasyonu, mg/l
c_p	özgül ısı, J/g.°C
ET	evapotranspirasyon miktarı
HYH	günlük ortalama hidrolik yükleme hızı, m/gün, cm/gün
k	birinci derece hava hız sabiti, m/yıl
K_p	birinci derece fosfor reaksiyon hızı, cm/gün
K_R	referans sıcaklığındaki hız sabiti, $gün^{-1}$
k_s	hidrolik iletkenlik, metre/gün
k_T	sıcaklığa bağlı gün katsayısı, $gün^{-1}$
l	kişi başına günlük kirlilik yükü, g/kişi.gün
L	havuz uzunluğu, m
n	Manning katsayısı, $s/m^{1/3}$
n_n	gözeneklilik
n_h	seri haldeki arıtma hücresi sayısı, adet
P	çökelme miktarı
$P_ç$	patojen çıkış konsantrasyonu, adet/100 ml
P_g	patojen giriş konsantrasyonu, adet/100 ml
q	hidrolik yükleme hızı, m/yıl
Q_0	atıksu çıkış debisi
Q_i	atıksu giriş debisi
θ_R	hız sabiti için sıcaklık katsayısı
s	hidrolik gradyan, m/m
t	gerçek bekletme süresi, gün
T_0	x_0 'daki su sıcaklığı, °C
T_{hava}	ortalama hava sıcaklığı, °C
T_R	referans sıcaklığı, °C
T_{su}	x (m) mesafesindeki su sıcaklığı, °C
U_s	sulakalan yüzeyindeki ısı transferi katsayısı, $W/m^2.°C$
v	akış hızı, m/sn
V_f	su akımına uygun YS hacmi, m^3
W	sulakalan genişliği, m
w/w	kütle oranı, kütle/kütle (weight/weight)
x_0	sulakalanın ilgilenilen kesimi için giriş noktası, m
y	su derinliği, m
δ	içerik konsantrasyonu, mg/l

1.GİRİŞ

Teknolojinin ilerlemesi, nüfusun artması ve buna bağlı olarak hızla yaygınlaşan sanayileşme süreci enerji sıkıntısının yanında su kirliliğini de beraberinde getirerek çevre kirlenmesini hızlandırmaktadır.

Halk sağlığının korunması, atıksu arıtmanın asli amacıdır. Çevrenin korunması ise ikinci ana amaçtır (Reed 1982). Halk sağlığı ve çevreyi koruma açısından, sulakalanlar gibi doğal sistemler, çevre ve halk ile daha fazla temas noktasına sahiptir. Bu sistemlerde çıkış suyu izleme, indikatör organizmaların (toplam koliform bakteri sayısı) atıksu arıtmanın ölçüsünü tam olarak gösterememesinden dolayı, daha karmaşıktır. Halkın bu sistemlere girişi, sistemin etrafının çevrilmesi ile kontrol edilebilir.

Atıksudaki temel kirleticiler (kontaminantlar); azot, fosfor, patojen organizmalar, ağır metaller ve iz organikler başlıkları altında sınıflandırılabilir. Patojenler; bakteriler, virüsler, tek hücreliler ve parazitleri kapsar. Ağır metallere; kadmiyum, bakır, krom, kurşun, cıva, selenyum ve çinko dâhildir. İz organikler ise, yüksek oranda kararlı sentetik bileşiklerden (özellikle, klorlanmış hidrokarbonlar) oluşur. Temel sağlık sorunları; azot, fosfor, metaller, patojenler ve organiklerce gerçekleşen olası kirliliklerden kaynaklanır. Bu kirleticiler ve sorun meydana getiren olası geçiş şekilleri:

- ✓ *Azot*: su kaynakları (sağlık); ötrofikasyon (çevre).
- ✓ *Fosfor*: direkt etkisi yoktur (sağlık); ötrofikasyon (çevre).
- ✓ *Patojenler*: su kaynakları, toprak mahsulleri, aerosoller (sağlık); toprakta birikme, vahşi yaşama bulaşma (çevre).
- ✓ *Metaller*: Su kaynakları, toprak mahsulleri veya insanın besin zincirindeki hayvanlar (sağlık); toprağa uzun vadeli zarar, bitkilere veya vahşi yaşama toksik etki (çevre).
- ✓ *İz organikler*: Su kaynakları, besin zinciri, toprak mahsulleri veya hayvanlar (sağlık); toprakta birikme (çevre) (USEPA 1988).

Sanayilerden kaynaklanan atıksuların yüzeysel ve yeraltı sularında meydana getirdiği kirlenmede büyük öneme sahip iki önemli kirletici parametre azot ve fosfor bileşikleridir.

Yüzeysel sular, yeraltı suları ve atıksularda en çok bulunan azot birleşikleri NH_3 , NO_2 , NO_3 ve organik azottur. Bu azot çeşitleri ve azot gazı (N_2) azot çevriminde yer alır ve biyokimyasal olarak birbirine dönüşebilir. Azot ve fosfor evsel ve endüstriyel kaynaklı olabilmektedir. Evsel kaynaklı olabilen üre, protein ve NH_3 azotu yanında endüstriyel kaynaklı olabilen gübre, et, süt ve azotlu madde üreten endüstrilerden gelen organik ve inorganik azotlu ve fosforlu maddeler alıcı ortamlarda aşırı azot ve fosfor kirliliğine neden olmaktadır (Sponza 2004).

Bilindiği üzere karbon, azot, fosfor oranının (C:N:P) 100:5:1 oranını sağlaması gerekmektedir. Bu oranın çeşitli sebeplerle bu seviyelerin üzerine çıkması durumunda karşılaşılan aşırı azot ve fosfor birikmesi, çevreye ve insan sağlığı üzerine olumsuz etkiler yapar. Bu yüzden su kirliliği alanındaki en önemli sorunlardan biri nehirlerin, göllerin veya haliç gibi akıntının az olduğu yerlerde çok miktarda besi maddesiyle yüklenmeleri nedeniyle ortaya çıkan ve aşırı miktarda canlı büyümesi (alg patlaması) olarak tanımlanan ötrofikasyondur. Ötrofikasyon bulanıklığa ve çözünmüş oksijen eksikliğine neden olur ki bu da su flora ve faunası üzerine olumsuz yönde etki eder (USEPA 1993). Amonyakın çok düşük konsantrasyonları bile ($\sim 0,2$ mg/l) balık ve sucul yaşamın diğer formları için toksiktir (Haralombous ve ark. 1992). Araştırmalar serbest amonyağın (NH_3) amonyum iyonundan (NH_4) daha fazla zehirlilik etkisi olduğunu göstermektedir (Çelebi 1995).

Bir içme suyunda bulunan azot bileşiklerine göre kirlenmenin zamanını tespit edebiliriz. Örneğin suya yapılan analizler sonucunda NH_3 bulunması suya fekal bir kirlilik bulaştığını, nitrit bulunması kirlenmenin yeni olduğunu, nitrat bulunması ise kirlenmenin uzun süre önce olduğunu gösterir.

Fosfor da azot gibi canlıların temel yapı taşlarından biri olduğu için çevresel proseslerde büyük öneme sahiptir. Fosfor atıksularda ortofosfat, polifosfat ve organik bağlı fosfor olmak üzere 3 formda bulunmaktadır. Basit ortofosfatlar ve polifosfatlar toplam inorganik fosforu oluştururlar. Polifosfatlar asit hidrolizi yoluyla kolayca ortofosfatlara dönüşebilirken, organik fosforun ortofosfata dönüştürülmesi için tam bir oksidatif parçalanma gerekmektedir. Ortofosfat mikroorganizmalar tarafından kolayca özümmlenebilmektedir (Çelebi 1995).

Kentsel atıksular içerisinde fosforun başlıca kaynağı insanlar tarafından sarf edilen temizlik maddeleridir. Endüstriyel atıksular içerisinde ise fosfor konsantrasyonu, fosforun kullanım amacına göre farklılıklar gösterir. Bu kullanımlar başlıca gübre üretimi, su yumuşatıcısı üretimi, deterjan üretimi, alev geciktirici üretimi, korozyon yavaşlatıcı üretimi, boya, yiyecek ve içecek üretimi, ilaç üretimi ve başka diğer üretim uygulamalarıdır.

Fosforun geniş bir alanda çeşitli amaçlar için kullanımı önemli miktarlarda fosfor kirliliğinin oluşumuna yol açmaktadır. Bu kirleticiler büyük ölçüde atıksu deşarjlarında bulunmaktadır. Bu atıksuların gerekli düzeyde fosfor giderimi yapılmaksızın su kaynaklarına deşarjı körfez, göl ve gölet gibi kapalı su kütleleri içerisinde fitoplankton büyümesini hızlandırabilir (Nowack ve Stone 2006, Biswas ve ark. 2007).

Fosforun ekonomik ve teknik yönden tutarlı teknolojilerle giderilebilmesi için yapılan araştırmalar günümüze kadar süregelmiştir. Ancak halihazırda fosforu giderimi ile birlikte geri kazanabilen ve uygulanabilirliği yüksek bir teknoloji mevcut değildir (Karageorgiou ve ark. 2007).

Azot ve fosforun çevre açısından önemi, atıksularda nutrient kontrolünün günden güne önem kazanmasına yol açmıştır. Ülkemizde azot ve fosfor giderimi için genellikle biyolojik yöntemler kullanılmaktadır. Ancak, bu yöntemlerle azot ve fosforun istenilen sınırlara düşürülememesi ve işletilme ile ilgili problemlerden dolayı fiziko-kimyasal prosesler uygulanmaya başlamıştır. Bu yöntemlerle elde edilen sonuçlar ise yüksek maliyetli olmuştur. Bu nedenle, azot ve fosfor gideriminde işletilmesi kolay, verimi yüksek ve ekonomik açıdan uygulanabilir teknolojilere duyulan ihtiyaç sürmektedir.

Azot ve fosfor gideriminde diğer bir alternatif de yapay sulakalanların kullanımıdır. Uygulama ve işletme bakımından kolaylığı ve enerji ihtiyacının olmayışı, son zamanlarda yapay sulakalanların yeniden yaygınlaşmasına sebep olmuştur.

Bu amaçla, önce alternatif azot ve fosfor giderme yöntemleri hakkında kısaca bilgi verilmiş, daha sonra yapay sulakalanların genel tanımı yapılmış, ardından yapay sulakalanların tasarımı anlatılmış ve son olarak yapay sulakalan 500 kişilik bir köye uygulanmıştır.

2. ATIKSULARDAN AZOT (N) GİDERME YÖNTEMLERİ

Azot (nitrojen), periyodik cetvelde “N” simgesi ile gösterilen bir element olup atom numarası 7’dir. Renksiz, kokusuz, tatsız ve atıl bir gazdır. Dünya atmosferinin yaklaşık %78’ini oluşturur ve tüm canlı dokularında bulunur. Ayrıca; aminoasit, amonyak, nitrik asit, ve siyanür gibi önemli bileşikler de oluşturur.

Azotun **sağlık açısından** oluşturduğu olası olumsuz etkiler şu şekildedir:

- ✓ Nitrit, kandaki hemoglobin ile tepkimeye girer ve kanın oksijen taşıma kapasitesini düşürür.
- ✓ Nitrat, tiroidin işlevini bozar.
- ✓ Nitrat, A vitamini eksikliğine sebep olur.
- ✓ Nitrit ve nitrat, en yaygın kanser sebeplerinden sayılan nitro-aminlerin oluşmasına neden olur.

Ancak, metabolik çerçeveden bakılırsa, nitrik oksit (NO), azotun kendisinden çok daha önemlidir. 1987’de Salvador Moncada, nitrik asidin kasları gevşetmek için hayati bir vücut haberci bileşeni olduğunu bulmuştur. Bugün bilinmektedir NO; kalp ve damar sisteminde, bağışıklık sisteminde, merkezi ve çevresel sinir sisteminde bulunmaktadır. Nitrik oksidi üreten enzim, beyinde bol miktarda mevcuttur.

Azotun **çevresel** etkileri insan müdahalesinden kaynaklanır. İnsanlar nitrat ve nitrit kaynaklarını önemli bir şekilde değişikliğe uğratmışlardır. Yanma süreçleri, nitrat ve nitrit kaynaklarını arttırmırlar. Bunun sebebi, azot oksitlerin salınımı ve çevrede nitrat/nitrit dönüşümüdür.. Ancak, nitrat ve nitritin artmasının temel sebebi, çok miktarda gübre kullanımıdır (<http://www.lenntech.com/periodic/elements/n.htm> 2010). Ortaya çıkan sorunlar, N salınımını minimuma düşürecek tarımsal uygulamaların gelişmesini tetiklemiştir (Ritter ve Shirmohammadi 2000).

Nitrat ve nitritler, ayrıca, kimyasal üretimlerde ve gıda koruyucu olarak kullanıldıklarında da çoğalırlar. Bu, yeraltı ve yerüstü sularının azot konsantrasyonunun ve diğer taraftan gıdalardaki azot miktarının artması demektir.

Çevrede azot bağlarının artması çeşitli etkilere yol açabilir:

- ✓ Bazı organizmaların azot bileşiklerine karşı hassas olması dolayısıyla türlerin yapıları değişebilir.
- ✓ Temel olarak nitrit olmak üzere, azot bileşikleri insan ve hayvan sağlığı açısından olumsuz etkiler çıkarabilir.
- ✓ Azot bileşiklerince zengin besinler, kandaki oksijen taşınımını azaltır ve besi hayvanlarında ciddi sonuçlara sebep olabilir.
- ✓ Yüksek azot alımı; tiroitte sorun oluşturabilir, A vitamini eksikliğine sebep olabilir.
- ✓ Nitrat, hayvan midesinde ve bağırsaklarında nitro-aminler oluşturarak kansere neden olabilir (<http://www.lenntech.com/periodic/elements/n.htm> 2010).

2.1. Azot Formları

Azotun izotopları 12-18 arasında kütle numarasına sahiptir. Azot izotopları 14 ve 15 kararlıdır ve sırasıyla %99,64 ve %0,366 doğada bulunma yüzdesine sahiptirler. Ancak, bunlardan başka 5 izotop daha mevcuttur (N-12, N-13, N-16, N-17 ve N-18) ve bunlar kararsız ve radyoaktiftirler. Tüm organizmaların hayatın temel süreçleri için ihtiyaç duyduğu azot, doğada iki temel formda bulunur: inorganik ve organik azot.

2.1.1. İnorganik Azot

Diazot (N_2): Bu, azotun en yaygın formudur ve atmosferin %78'ini oluşturur. Oda sıcaklığında renksizdir, çok kararludur ve suda çok az çözünme özelliğine sahiptir. N_2 'nin üçlü bağını kırmak için yüksek bir aktivasyon enerjisine ihtiyaç vardır. Biyolojik olarak bu üçlü bağ, azot fiksasyonu yapabilen organizmalar tarafından kırılır. Üçlü bağın kırılması için gereken yüksek enerji ve birçok biyotik topluluğun N_2 'den direkt yararlanamaması, azotun diğer formlarına güçlü bir talep meydana getirmektedir. Haber-Bosch süreci ile N_2 'nin endüstriyel fiksasyonu ve böylece azot gübresi oluşturulması, tarımsal bir ekosistemde bitkilerin azot ihtiyacını karşılamada büyük oranda etkilidir. Bu süreç, doğal azot dengesine bir alternatif olmuştur. Denitrifikasyon, diazot gazının, azot oksitlerin anaerobik ortamda indirgenmesi yoluyla atmosfere geri dönmesidir.

Amonyak/amonyum azotu (NH_3/NH_4^+): Amonyak, renksizdir ve suda kolayca çözünebilir. İyonik form, asidik toprak koşulları altında; iyonize olmamış form ise, alkali koşullar altında bulunur. Amonyak ayrıca, toprak katyon değişiminde absorbe edilebilir ya da kil minerallerinin kristal kafeslerinde fiksasyona tabi olabilir. Endüstriyel olarak amonyak Haber süreciyle ($N_2 + 3H_2 \rightarrow NH_3$) 400°C ve 250 atm’de üretilir. Amonyakın gübre olarak kullanımı yaygındır. Bu amaçla, toprağa direkt enjekte edilen “susuz amonyak” ve bunun dışında amonyum nitrat veya amonyum sülfat gibi amonyum tuzları şeklinde kullanılır. Yaylalara veya aerobik topraklara uygulanan amonyum gübre hızlı bir şekilde oksitlenir ve nitrata dönüşür. Bu gübrelerin yoğun kullanımı ve yağış/sulamanın fazla olması, yeraltı sularının nitrat seviyesinin artmasına sebep olmuştur.

Nitrit (NO_2^-): Azotun göreceli olarak az yaşayan bir formudur. Mikroorganizmalar tarafından nitrata dönüştürülür. Suda kolay çözünebilir ve toprakta çok hareketlidir. Nitrit, çok hızlı bir şekilde aerobik ortamlarda oksitlenerek nitrata ve anaerobik toprak ortamlarında nitröz okside indirgenir.

Nitrat (NO_3^-): Nitrat suda kolay çözünebilir ve toprakta çok hareketlidir. Amonyumla birlikte azotun; bitkiler, mikroplar ve diğer biyota tarafından besin olarak kullanılan formudur. Ayrıca, mikroorganizmalar tarafından elektron alıcı olarak kullanılır. Amonyum azotunun toprakta nitrifikasyonu, bir nitrat kaynağıdır. Ek olarak, karasal ekosistemden yapılan noktasal kaynaklı ya da noktasal kaynaklı olmayan deşarj, sulakalanlara ve su sistemlerine büyük bir nitrat kaynağı olabilir. Atmosferde, azot oksitler fotokimyasal olarak üretilmiş serbest radikallerle reaksiyona girebilir ve asit yağmurlarına katkıda bulunan nitrik asit meydana getirebilir. Nitrat ayrıca, tarımsal ekosistemlerde yaygın bir şekilde gübre olarak kullanılır.

Nitrik oksit (NO): nitrik oksit oda sıcaklığında renksizdir ve suda az miktarda çözünebilir. Endüstriyel salınımlar sonucunda meydana gelirler. Kentsel ortamda, otomobillerden yapılan salınımlar bir nitrik oksit kaynağı olabilir. Asidik toprakta, nitrat nitrik okside indirgenebilir.

Nitröz oksit (N_2O): Nitröz oksit, yaygın bir şekilde “gülme gazı” olarak bilinen renksiz bir gazdır ve suda az miktarda çözünür. Azot döngüsünde bir araüründür ve yanıcı

maddelerle birlikte ısıtıldığında davranışı konusunda oksijene benzer. Denitrifikasyonda son üründür ve ayrıca, atmosferdeki kimyasal reaksiyonların bir sonucu olarak da meydana gelir (Reddy ve Delaune 2008).

2.1.2. Organik Azot

Proteinler aminoasitlerin polimeridir. Yaşamın yapıtaşlarını inşa ederler. Temel olarak, peptit bağı denilen kovalent bağı aminoasitlerden oluşan uzun polipeptit zincirlerinden meydana gelirler. 20 çeşit aminoasidin her biri bir karboksil grubuna (-COOH) ve bir amino grubuna (-NH₂) sahiptir. Bu form, organik azotun yaklaşık %50'sini oluşturur.

Nükleik asitler mononükleotidlerin polimeridir. Her mononükleotid bir baz-şeker-fosfat biriminden oluşur. Bu üniteler, nükleik asit oluşturmak için, birbirlerine bir fosforik asit ester bağı ile bağlıdırlar. Bu formdaki azot, toplam toprak azotunun %1'inden azına karşılık gelir.

Amino şekerler, mukopolisakkaridler ve kitin gibi geniş bir grup maddenin yapısal bileşenleridir. Çoğu toprağın yüzey tabakasındaki organik N'nin yaklaşık %5-10'unun azot içeren karbonhidrat veya amino şeker olduğu söylenebilir.

Üre, hayvan ve insanlardan çıkan bir atık ürün olarak azotun bir diğer formudur. Endüstriyel olarak da üretilirler ve çeltik üretimini de içeren tarımsal ekosistemlerde dünya genelinde yaygın bir şekilde gübre olarak kullanılırlar (Reddy ve Delaune 2008).

2.2. Azot Döngüsü

Azotlu maddelerin çevreye olan etkilerinden dolayı atıksu yönetiminde azot bileşikleri gittikçe önemli rol oynamaya başlamıştır (Halling ve Jorgensen 1993). Azotun yüksek konsantrasyonlarda deşarjının sebep olduğu zararlı etkiler;

- ✓ Alıcı ortamlarda çözünmüş oksijen düşüklüğü,
- ✓ Sudaki hayat üzerinde toksik etki,
- ✓ Klorla dezenfeksiyon veriminin etkilenmesi,
- ✓ Halk sağlığına zararlı etkisi,
- ✓ Atıksuyun tekrar kullanım amacına uygunluğunun bozulması, olarak sayılabilir (Öztürk ve ark.).

Atıksularda azot genellikle amonyak veya organik azot olarak bulunur. Çok az miktarlarda da nitrit veya nitrat azotu olarak bulunabilir. Azot gideriminde iki temel mekanizma, asimilasyon ve nitrifikasyon/denitrifikasyondur. Azot, bir besi maddesi olduğundan, arıtma işlemindeki mevcut bakteriler amonyak azotunu asimile etmekte ve hücre kütlesi ile birleşmektedir. Amonyak azotunun bir kısmı hücre ölümü ve bozunması nedeniyle atıksuya geri döner. Nitrifikasyon-denitrifikasyon mekanizmasının ilk adımı olan nitrifikasyonu *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter* türü bakteriler sağlamaktadır. *Nitrosomonas*, amonyağı ara ürün olan nitrite okside eder. Nitrit, *Nitrobacter* tarafından nitrata dönüştürülür. Nitritin nitrata dönüşmesi bir dizi tepkime sonucunda olmaktadır (Tchobanoglous ve Burton 1991). Bu prosesler anlatılmadan önce, biyolojik arıtmada görülen metabolik fonksiyonlara göre arıtma proseslerinin sınıflandırılması ve biyolojik arıtmada karşılaşılan terminoloji ve açıklamaları Çizelge 2.1 ve Çizelge 2.2’de gösterilmiştir (Tchobanoglous ve ark. 2003).

Çizelge 2.1. Biyolojik arıtmada görülen metabolik fonksiyonlara göre arıtma proseslerinin sınıflandırılması (Tchobanoglous ve ark. 2003)

Metabolik fonksiyonlara göre arıtma prosesleri	Açıklama
Aerobik	Moleküler oksijen varlığında gerçekleştirilen biyolojik arıtma prosesleri
Anaerobik	Herhangi bir oksijen kaynağı olmaksızın yapılan biyolojik arıtma prosesleri
Anoksik	Nitrat azotunun oksijensiz ortamda azot gazına dönüştürülmesidir. Bu proses denitrifikasyon olarak da tanımlanır.
Fakültatif	Organizmaların moleküler oksijenin varlığında veya yokluğunda çalışabildiği biyolojik arıtma prosesleri
Birleşik Prosesler	Belirli bir amaca yönelik olarak, aerobik, anaerobik ve anoksik proseslerin farklı kombinasyonlarını içeren biyolojik arıtma prosesleri

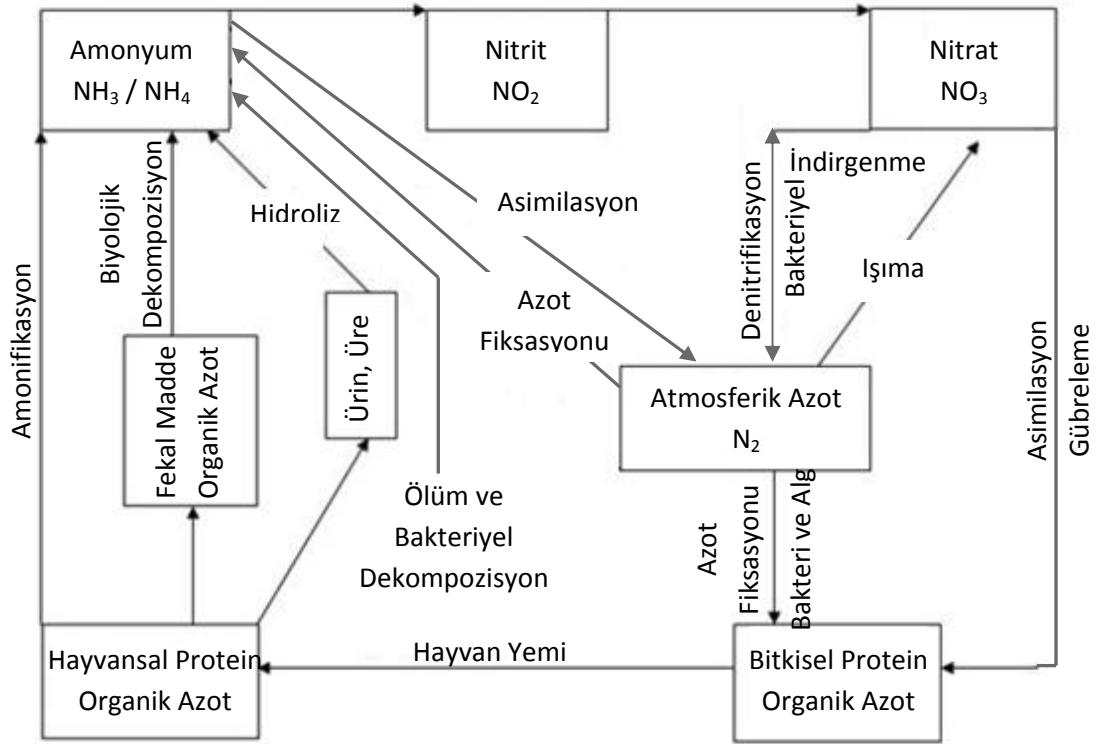
Çizelge 2.2. Biyolojik arıtmada karşılaşılan terminoloji ve açıklamaları (Tchobanoglous ve ark. 2003)

Terim	Açıklama
Biyolojik Nutrient Giderimi	Azot ve fosforun biyolojik arıtmayla giderilmesine verilen isimdir.
Biyolojik Fosfor Giderimi	Biyokütle bünyesinde birikim ve katı madde ayrıştırılması yoluyla fosforun biyolojik olarak giderimidir.
Karbon Kaynaklı BOİ Giderimi	Karbon kaynaklı BOİ'nin yeni hücreler ve bazı son ürünlere dönüştürülmesi prosesidir.
Nitrifikasyon	Amonyakın önce nitrite, sonra nitrata dönüştürüldüğü iki aşamalı bir prosestir.
Denitrifikasyon	Nitrat ve nitritin elektron alıcı olarak kullanılmak suretiyle azot gazına dönüştürüldüğü biyolojik arıtma prosesidir.
Stabilizasyon	Birincil ve ikincil çamurun, genellikle yeni hücreler ve gaz fazındaki son ürünlere dönüştürüldüğü stabilizasyon işlemidir. Gerçekleşen metabolik faaliyetlere göre aerobik ya da anaerobik çürütme adını alır.
Substrat	Biyolojik arıtmada son ürünlere indirgenen karbon kaynaklı BOİ ya da nutrientlerdir.

Azot döngüsü temel olarak beş farklı adımdan meydana gelmektedir (Şekil 2.1):

- ✓ Azot bağlanması
- ✓ Asimilasyon
- ✓ Mineralizasyon
- ✓ Nitrifikasyon
- ✓ Denitrifikasyon

Moleküler azot, biyokimyasal proses (bağlanma) yoluyla organik azota çevrilir. Organik azot bileşikleri dekompoze ve mineralize edilerek (mikrobiyal aktivite) amonyak olarak salınır. Nitrifikasyon, amonyağı NO_2 ve NO_3 'e okside eder. Bunun tersine denitrifikasyon, NO_3 'ü moleküler azota indirger. Tüm inorganik azot formları asimile edilerek yeni hücre materyali olarak bağlanır. Eğer nitrat asimile edilecekse daha önce amonyağa indirgenir. Azot döngüsü içerisinde yer alan prosesler ve görev alan mikroorganizmalarla ilgili bilgi Çizelge 2.3'te verilmiştir (Alkan 2005).



Şekil 2.1. Azot döngüsü (Alkan 2005)

Azot (N_2) bağlanması, N_2 'nin amonyuma dönüştürülmesidir. Organizmaların doğrudan atmosferden elde etmelerinin tek yolu azotun amonyuma dönüştürülmesidir. Azot bağlayıcı bakteriler genellikle bitkilerle simbiyotik ilişkiler kurarlar. Sucul ortamlarda, mavi-yeşil algler (siyanobakteriler) azotu yüksek hızda bağlar (Harrison 2003).



Azot asimilasyonu, N_2 bağlayıcı bakteriler tarafından üretilen amonyağın genellikle hızlı bir şekilde proteinlere ve organik azot bileşiklerine dönüşmesidir (Harrison 2003).



Azot mineralizasyonu (amonifikasyon), organik azot bileşiklerinin inorganik yapıdaki azota dönüştürülmesidir. Organizmalar öldüğünde, ayrıştırıcılar (bakteri ve mantar gibi) organik maddeyi tüketirler ve ayrışma süreci başlar. Bu proses süresince ölü organizmanın içinde bulunan önemli miktarda azot amonyuma dönüştürülür (Harrison 2003).

Organik N $\rightarrow$ NH_4^+

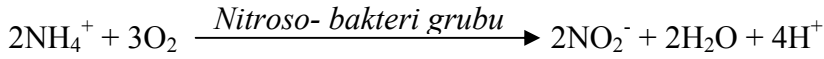
Çizelge 2.3. Azot döngüsünde yer alan proses ve organizmalar (Alkan 2005)

Proses	Organizma
Nitrifikasyon ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$)	
$\text{NH}_4 \rightarrow \text{NO}_2^-$	<i>Nitrosomonas</i>
$\text{NO}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$	<i>Nitrobacter</i>
Denitrifikasyon ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$)	<i>Bacillus, Prococcus, Pseudomonas</i>
N_2 Bağlanması ($\text{N}_2 + 8\text{H}^+ \rightarrow \text{NH}_3 + \text{H}_2$)	
1. Serbest Yaşayan	
Aerobik	<i>Azotobacter</i>
	<i>Cyanobacter</i>
Anaerobik	<i>Clostridium</i>
	Mor ve Yeşil Bakteriler
2. Simbiyotik	<i>Rhizobium</i>
Amonifikasyon (Organik-N $\rightarrow \text{NH}_4^+$)	Birçok organizma

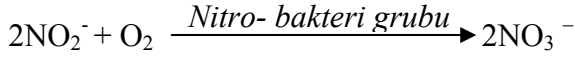
Nitrifikasyon, amonyumun ($\text{NH}_4\text{-N}$) iki aşamalı biyolojik bir proses ile önce nitrite ($\text{NO}_2\text{-N}$) daha sonra da nitrata ($\text{NO}_3\text{-N}$) oksitlenmesini ifade eder. Nitrifikasyondan, aerobik ototrofik bakteriler sorumludur (Campos ve ark. 1999). Birinci aşamada

amonyum, bir grup ototrofik bakteri tarafından nitrite oksitlenirken; ikinci aşamada nitrit, başka bir grup ototrofik bakteri tarafından nitrata oksitlenir. Bu iki grup ototrofik bakteri birbirinden tamamen farklıdır. Nitrifikasyon konusunda yapılan ilk çalışmalar, bu iki grup bakterinin sırasıyla *Nitrosomonas* ve *Nitrobakter* olduğunu göstermiştir. Amonyumu nitrite oksitleyerek enerji elde eden ve *Nitroso-* öneğine sahip diğer bakteriler *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* ve *Nitrosorobrio*'dur. Bununla beraber, 1990'lı yıllarda amonyumu nitrite oksitleyen başka bakteri türleri de bulunmuştur. Nitriti nitrata oksitleyen *Nitro-* öneğine sahip diğer ototrofik bakteriler arasında ise *Nitrococcus*, *Nitrospira*, *Nitrospina* ve *Nitroeystis* bulunmaktadır. Bu iki grup bakteri tarafından amonyumun nitrite ve nitritin nitrata oksidasyonu ile ilgili reaksiyonları aşağıda verilmiştir (Daims ve ark. 2000, Okabe ve Watanabe 2000, Hall ve ark. 2002, Tchobanoglous ve ark. 2003).

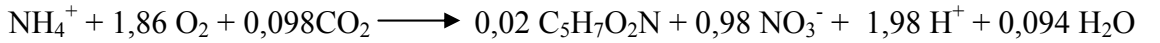
NH_4^+ 'nın NO_2^- 'ye oksidasyonu;



NO_2^- 'in NO_3^- 'a oksidasyonu;



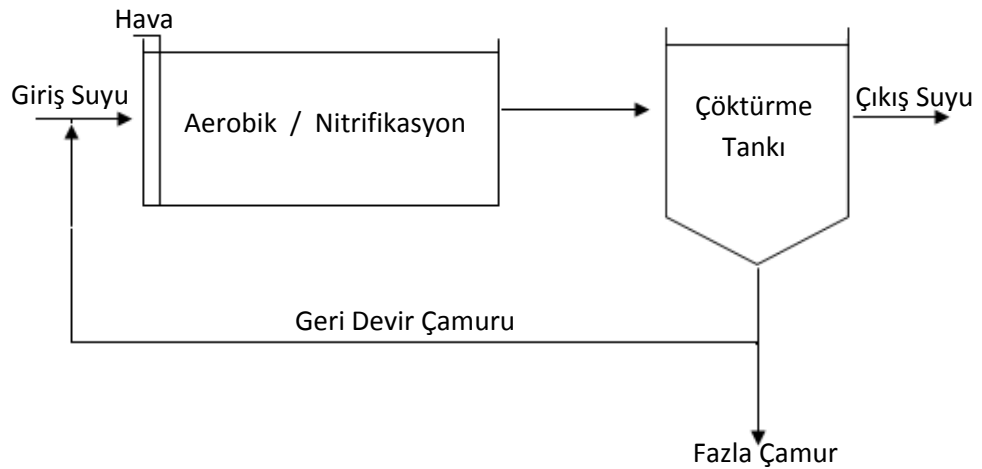
Toplam reaksiyon;



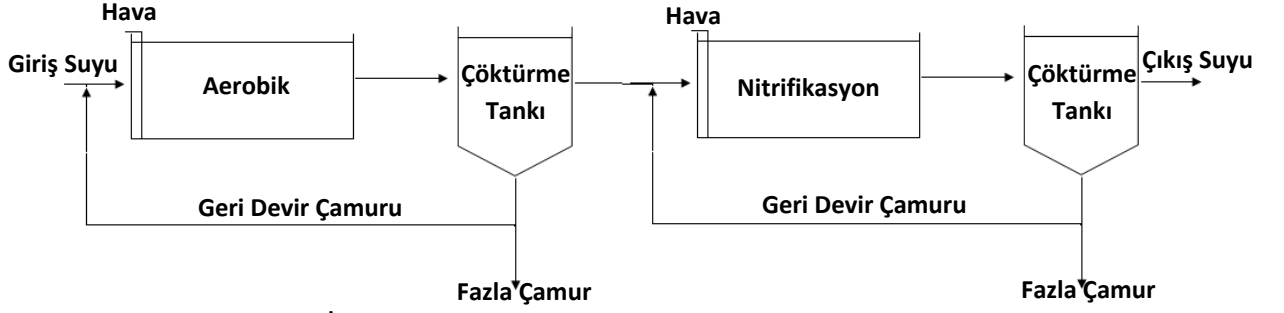
Bu oksidasyon reaksiyonları nispeten düşük enerji verirler. Enerji, CO_2 'nin hücrel karbona dönüşümü için gerekli olduğundan, aktif çamurdaki nitrifikasyon bakterileri nispeten küçük bir popülasyona sahiptir. Aktif çamur prosesindeki hetetrotrofik bakteriler ile kıyaslandıklarında daha düşük üreme hızına sahiptirler (Toprak 2000).

Atıksularda nitrifikasyon yapılmasının en önemli sebebi, amonyağın da bir BOİ'sinin olması, yani tüketimi için oksijene ihtiyaç duymasıdır. Alıcı sularda balıklar için toksik etki yapabilen amonyak, ötrofikasyona da neden olabilmektedir. Bu sebeplerle birçok atıksu arıtma tesisinde azot giderimi için prosesler kullanılmaktadır.

Biyolojik nitrifikasyon genellikle karbon giderimi ile birlikte gerçekleştirilir ve böyle sistemlerde bir havalandırma ve bir de çöktürme tankı kullanılmaktadır. Çöktürme tankından alınan çamur, tekrar havalandırma tankına devredilmekte ve bu şekilde sistemin devamlılığı sağlanmaktadır. Nitrifikasyon bakterilerinin büyüme hızları düşük olduğundan, bu tip sistemlerde çamur yaşı daha uzun tutulmakta, nitrifikasyon bakterilerinin gelişmesi sağlanmaktadır. Ancak atıksuda toksik ya da başka inhibe edici etkiye neden olan maddeler mevcutsa, bu durumda iki kademeli bir sistem kullanılmalıdır. Bu tip sistemlerde de iki adet aktif çamur prosesi kullanılır. İki adet havalandırma tankı ve iki adet çöktürme tankında ayrı ayrı karbon giderimi ve nitrifikasyon gerçekleştirilir. İlk tankta kısa tutulan çamur yaşında heterotrofik bakteriler karbon giderimini sağlamaktadır. İlk havalandırma tankına giren toksik maddeler – heterotrofik bakteriler toksik maddeleri daha iyi tolere edebilirler – bu tankta seyredikten sonra, ilk çöktürme tankında karbon gideren mikroorganizmalar ayrılır ve daha düşük konsantrasyonlarda toksik madde içeren atıksu, ikinci havalandırma tankına alınır. Bu tankta uzun tutulan, yani alıkonma süresi yüksek çamur yaşına bağlı olarak gelişim gösteren ototrofik bakteriler, nitrifikasyon prosesini gerçekleştirir ve ikinci çöktürme tankında atıksudan ayrılırlar. Birinci ve ikinci çöktürme tankında toplanan çamurlar birbirine karıştırılmaz ve ilgili havalandırma tankına geri döndürülürler. Ancak, bu tip sistemlerde karşılaşılan en büyük problem, yüksek işletme maliyetidir. Çünkü iki farklı çamur geri devri yapılmakta, iki farklı havalandırma işlemi gerçekleştirilmektedir (Tchobanoglous ve ark. 2003). Tek ve iki kademeli nitrifikasyon prosesleri sırasıyla Şekil 2.2 ve Şekil 2.3'te şematik olarak gösterilmektedir.



Şekil 2.2. Tek kademeli nitrifikasyon prosesinin şematik görünümü

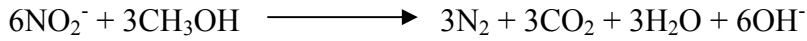
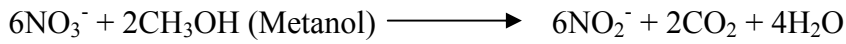


Şekil 2.3. İki kademeli nitrifikasyon prosesinin şematik görünümü

Nitrifikasyon bakterileri aerobik bakterilerdir ve bu nedenle sistemde yeterli çözünmüş oksijen (ÇO) sağlanmalıdır. ÇO değeri 1 mg/l'nin altına indiğinde nitrifikasyonu inhibe eder. Ayrıca, bu bakterilerin büyümesi için optimum pH değeri 8-9'dur (Eroğlu 2001).



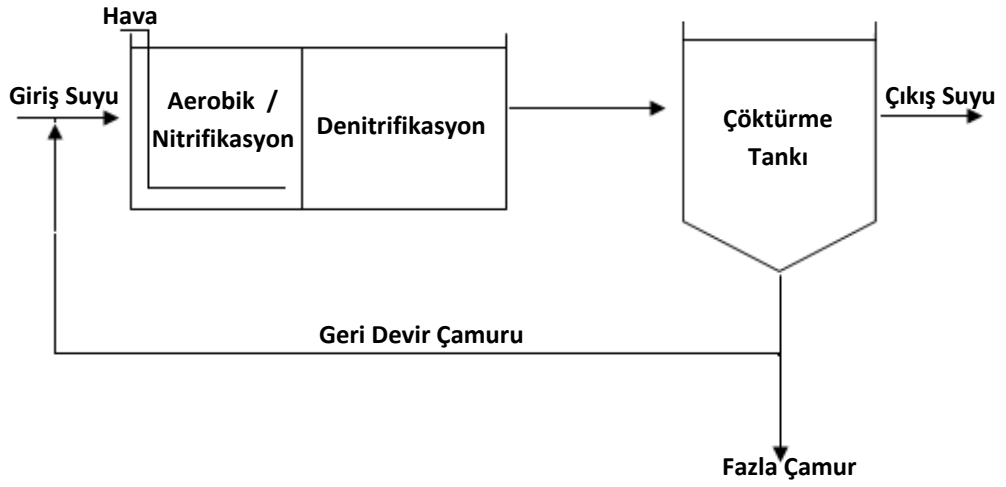
Denitrifikasyon prosesinde; nitrifikasyon prosesinde oluşan nitrat, biyolojik denitrifikasyon prosesiyle heteretrofik bakteriler tarafından anoksik şartlar altında birbirini izleyen dört kademe sonunda azot gazına indirgenmektedir. Nitratın, azot gazına indirgenme reaksiyonları aşağıda verilmiştir.



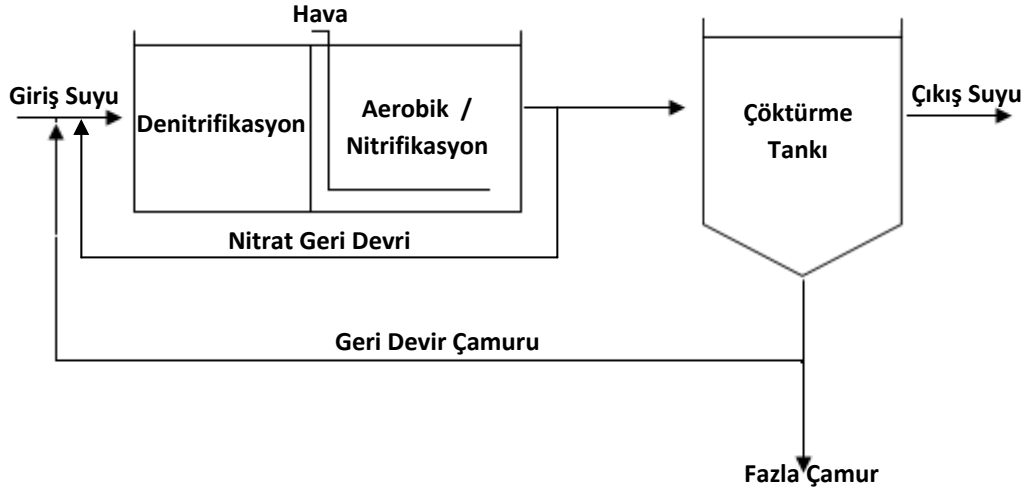
Proseste görev alan bakterilerin enerji ihtiyaçları, karbon kaynağı olan metanol, etanol ve asetik asit ile yaygın olarak karşılanmaktadır. Atıksu arıtmada bir ileri arıtma yöntemi olarak yıllardır kullanılan denitrifikasyon prosesinin bir takım zorlukları vardır.

Nitrifikasyon ve denitrifikasyonun hangi sıralamada yapılacağı atıksu içeriğine bağlıdır. Atıksu sadece karbon ve amonyum içeriyorsa önce nitrifikasyonla amonyum nitrate, daha sonra denitrifikasyonla nitrat azot gazına dönüştürülür. Fazla miktarda nitrat içeren atıksulardan önce denitrifikasyonla nitrat ve karbon giderilir ve çıkış suyu nitrifikasyon ünitesine verilerek amonyum, nitrate dönüştürülür ve bu nitrat tekrar denitrifikasyon ünitesine verilir (İleri 2000).

Denitrifikasyon prosesi iki şekilde olabilmektedir. Bunlardan ilki, denitrifikasyon tankının, havalandırma tankından sonra yerleştirildiği sistemlerdir. Bu durumda, nitrifikasyonun gerçekleştiği havalandırma tankından denitrifikasyon tankına doğru yüksek miktarda nitrit ve nitrat ile az miktarda organik madde de geçiş yapar. Bu tip proseslere post-anoksik (post-anoxic) prosesler denmektedir. Bir diğer denitrifikasyon prosesi ise pre-anoksik (pre-anoxic) proseslerdir. Pre-anoksik proseslerde, giriş suyu öncelikle bir anoksik tanka alınır. Havalandırma işlemi ise anoksik tanktan sonra gerçekleştirilir. Post-anoksik ve pre-anoksik denitrifikasyon prosesleri sırasıyla Şekil 2.4 ve Şekil 2.5'te şematik olarak gösterilmektedir.



Şekil 2.4. Post-anoksik denitrifikasyon prosesinin şematik görünümü



Şekil 2.5. Pre-anoksik denitrifikasyon prosesinin şematik görünümü

Şekil 2.4'te gösterilen post-anoksik proste nitrifikasyon, havalandırma tankında gerçekleşir; bu prosesin neticesinde oluşturulan nitrit ve nitrat ise havalandırma tankından sonra bir anoksik tankta denitrifikasyon prosesi ile giderilmektedir. Bu durumda, organik maddenin büyük bir bölümü aerobik tankta oksitlendiğinden, denitrifikasyon tankında ihtiyaç duyulan organik madde dışarıdan verilmelidir. Dışarıdan verilen karbon, daha önce de söylendiği gibi, metil alkol ya da etil alkol formunda olabilir. Bu işlem ise, tesisin işletme maliyetini büyük oranda etkileyeceğinden, anoksik tankta denitrifikasyon prosesinin iç solunumla gerçekleşmesi de sağlanabilse de bu yöntem ile post-anoksik proseslerde elde edilen denitrifikasyon hızı, pre-anoksik proseslere göre çok daha düşük değerler almaktadır.

Şekil 2.5'te gösterilen pre-anoksik proses, Modifiye Ludzak-Ettinger prosesi olarak da bilinmektedir. Pre-anoksik proste denitrifikasyon sırasında kullanılan elektron verici atıksuda bulunan organik maddelerdir. Atıksuda nitrat bulunmadığından, ortamda bir elektron alıcısı olması için, havalandırma tankı çıkışından anoksik tankın girişine nitrat geri devri yapılmak zorundadır (Tchobanoglous ve ark. 2003).

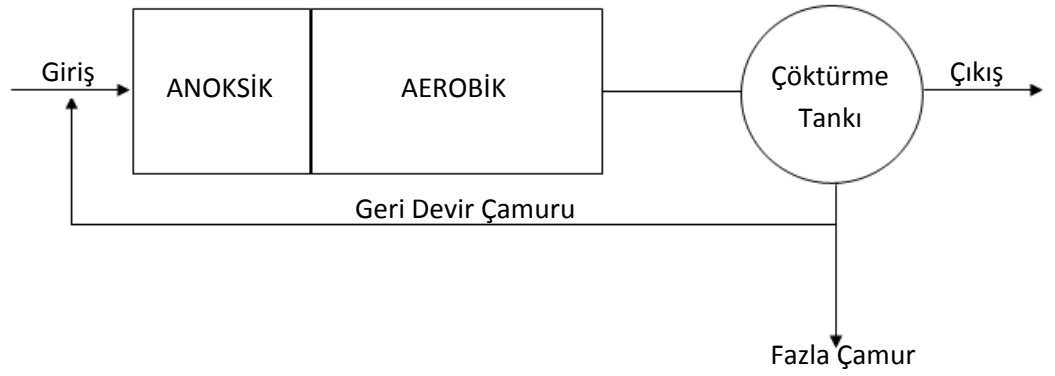
Nitrifikasyon/denitrifikasyon prosesleri sıklıkla kullanılmalarına rağmen özellikle nitrifikasyon prosesinin kullanıldığı biyolojik arıtma uygulamalarında endüstriyel atıksulardan amonyak gideriminde çeşitli problemlerle karşılaşmaktadır. Bunlar;

- ✓ Atıksuların yüksek konsantrasyonlarda NH_4^+ içermesi ve bunun inhibisyona yol açması,
- ✓ Çamur yaşı ve bekletme süresinin oldukça yüksek olması ve bunun için uzun bekletme sürelerine ihtiyaç duyulması,
- ✓ Nitrifikasyon için oksijen tüketiminin fazla olması ve bunun yüksek enerji maliyetine sebep olması,
- ✓ Nitrifikasyon prosesinin pH ve sıcaklık gibi çevresel şartlardan önemli ölçüde etkilenmesi,
- ✓ Nitrifikasyon organizmalarının atıksuda bulunabilen inhibitörlerden kolay etkilenmesi,
- ✓ Denitrifikasyon prosesi sonucu oluşan NO_2 'nin toksik olması ve diğer azot oksitlere çok kolay biçimde dönüşerek ozon tabakasını etkilemesi, şeklinde sıralanabilmektedir (Schulze-Rettmer 1991).

2.3. Pre-denitrifikasyon Sistemleri

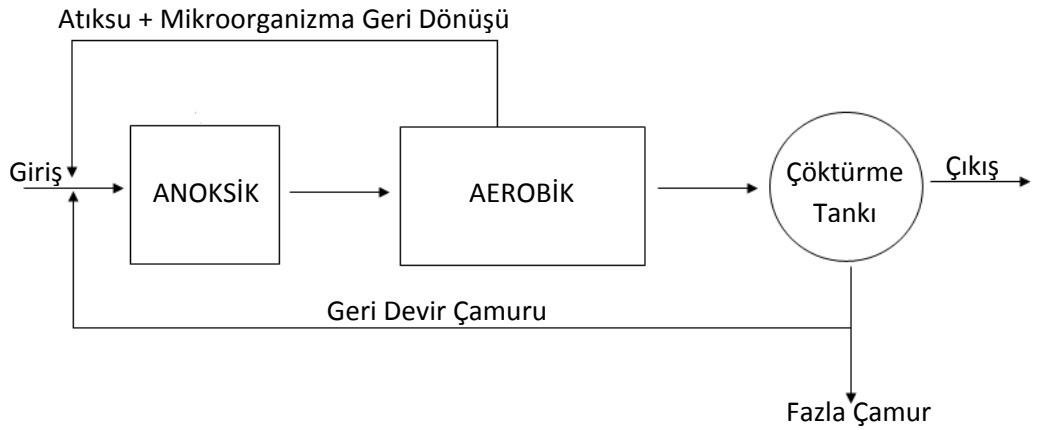
Pre-denitrifikasyon sisteminin ilk konsepti, anoksik-aerobik bir işletim sistemine sahip Ludzack-Ettinger tarafından 1962 yılında yapılmış bir biyolojik azot giderim sistemidir. Atıksu, aerobik bölge ile devam eden anoksik bölgeye verilir (Şekil 2.6). Atıksudaki karbon kaynağı doğrudan denitrifikasyon için kullanılabilir.

İlk reaktördeki proses, hava olmadan karıştırma esasına dayanır. İkinci reaktörde ise havalandırma esastır ve nitrifikasyon gerçekleşir. (Sorensen ve Jorgensen 1993, Tchobanoglous ve Burton 1991).



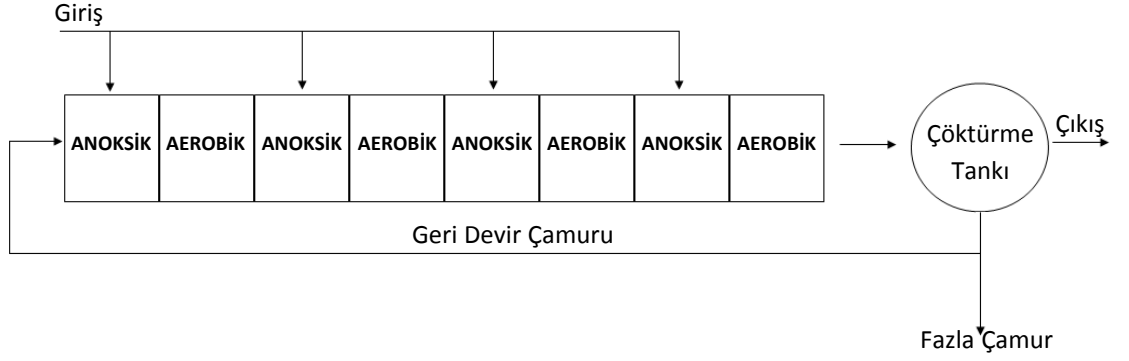
Şekil 2.6. Ludzack-Ettinger prosesi

Çok kullanılan diğer bir biyolojik azot giderme yöntemi de Modifiye Ludzack-Ettinger (MLE) prosesidir (Şekil 2.7). Barnard 1973 yılında orijinal Ludzack-Ettinger prosesi üzerinden giderek aerobik kademeden anoksik kademeye geri devirle daha fazla nitrat beslemesi sağlamıştır. Denitrifikasyon oranı ve genel azot giderim etkinliği artmıştır (Tchobanoglous ve ark. 2003).



Şekil 2.7. Modifiye Ludzack-Ettinger prosesi

Kademeli beslemeli proste (Şekil 2.8), giriş suyu havalandırma tankı boyunca değişik noktalardan eşit olarak dağıtılır, geri dönüş çamuru ise havalandırma tankı girişinden verilir. Dolayısıyla, verilen oksijenin daha verimli kullanılması sağlanır. Genellikle üç veya daha çok paralel kanal kullanılır. Bu prosesin önemli özelliklerinden biri, işletme esnekliğidir (Sponza 2004, Tchobanoglous ve ark. 2003).



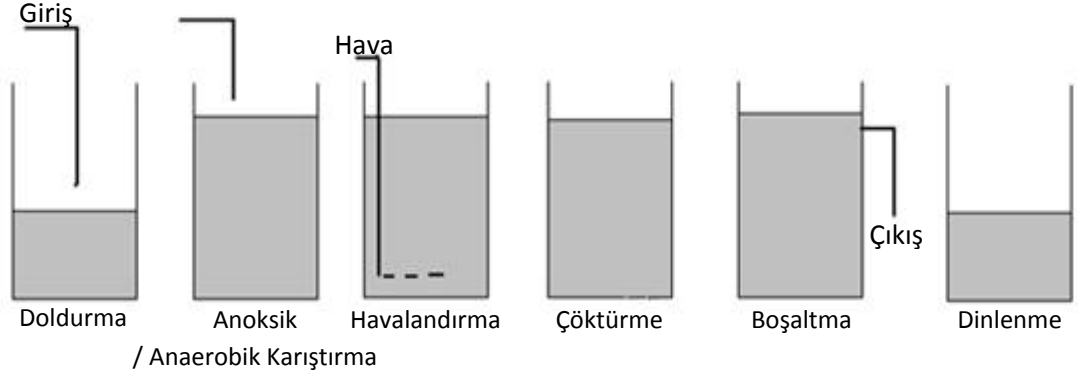
Şekil 2.8. Kademeli beslemeli proses

Sürekli sistemlerde, reaksiyon ve çöktürme farklı reaktörlerde meydana gelirken, ardışık kesikli reaktör sistemlerinde atıksu tek bir reaktöre eklenir: dengeleme, havalandırma ve çöktürme işlemleri için aynı reaktör kullanılarak istenmeyen bileşenler arıtılır ve sonra deşarj yapılır. AKR sistemlerinin, hem evsel hem de endüstriyel atıksuları arıtmak için başarılı bir sistem olduğu ve sürekli akımlı sistemlere bir alternatif olarak düşünülebileceği kanıtlanmıştır (Tabares 2006).

Ardışık kesikli reaktör sistemleri reaktörün doldurulması, bekletilmesi ve üst arıtılmış suyun alınması prensibine dayanır (Şekil 2.9). İşletim şu şekilde yapılır;

1. Karbonlu azotlu madde giderimi yapılacaksa ototrofik ve heterotrofik mikroorganizma aşılması yapılır.
2. Çözünmüş oksijen (ÇO) verilerek sürekli karıştırma ile nitrifikasyon ve karbonlu madde giderimi yapılır. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), aerobik koşullarda su ve karbondioksit mineralize olur. NH_4 azotunu aerobik koşullarda NO_3 azotuna dönüştürür.
3. ÇO verilmesi kesilir. Karıştırma ile oluşan anoksik koşullarda NO_3 azotunun denitrifikasyonu ile NO_3 azotu N_2 'ye dönüştürülür. Atıksudaki KOİ'nin bir kısmını denitrifikasyon mikroorganizmaları için karbon kaynağı olarak kullanır.

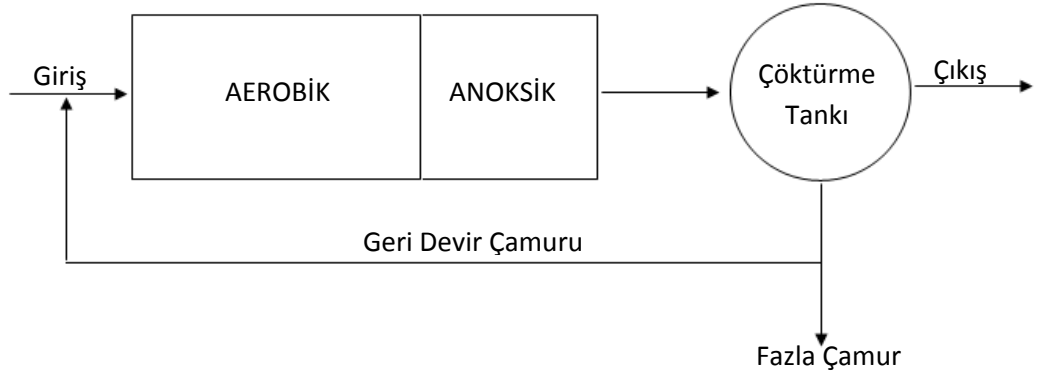
4. Çökeltme ve bir bekletme süresi akabinde üst sıvıdan örnek alarak KOI , NO_3 azotu ve NH_4 azotu giderimlerine bakılır.
5. Eğer uygun giderme verimleri elde edilmemiş ise tekrar $ÇO$ verilerek kalan KOI 'nin mineralizasyonu ile kalan NH_4 azotunun NO_3 azotuna nitrifikasyonu sağlanır.
6. $ÇO$ kesilir. Anoksik koşullarda bir önceki safhadan kalan NO_3 azotunun denitrifikasyonu sağlanır.
7. Çökeltme ve belirli bir bekletme süresinin akabinde, üstten karbonu ve azotu giderilmiş su alınır. Reaktördeki çamur konsantrasyonunu ayarlamak için gerektiğinde çamur atılır veya tazelenir (Sponza 2004).



Şekil 2.9. Ardışık kesikli reaktörün bir çevriminde yer alan kademeler

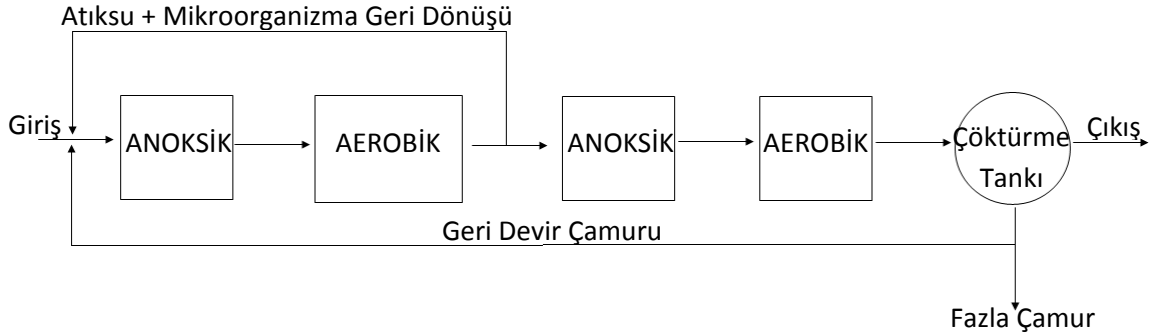
2.4. Post-denitrifikasyon Sistemleri

Wuhrman prosesinde, nitrifikasyonun ve karbonlu madde gideriminin yapıldığı aerobik kademe önce yer almakta, bunu anoksik kademe takip etmektedir (Şekil 2.10). Karbonun büyük bir kısmı aerobik olarak ayrıştığından, denitrifikasyon tankından gereken karbon kaynağı azalmaktadır. Bu proses de anoksik kademedeki içsel solunumdan elde edilen enerjiyle ve yüksek çamur yaşlarında düşük denitrifikasyon hızları ile çalışmaktadır (Tchobanoglous ve ark. 2003).



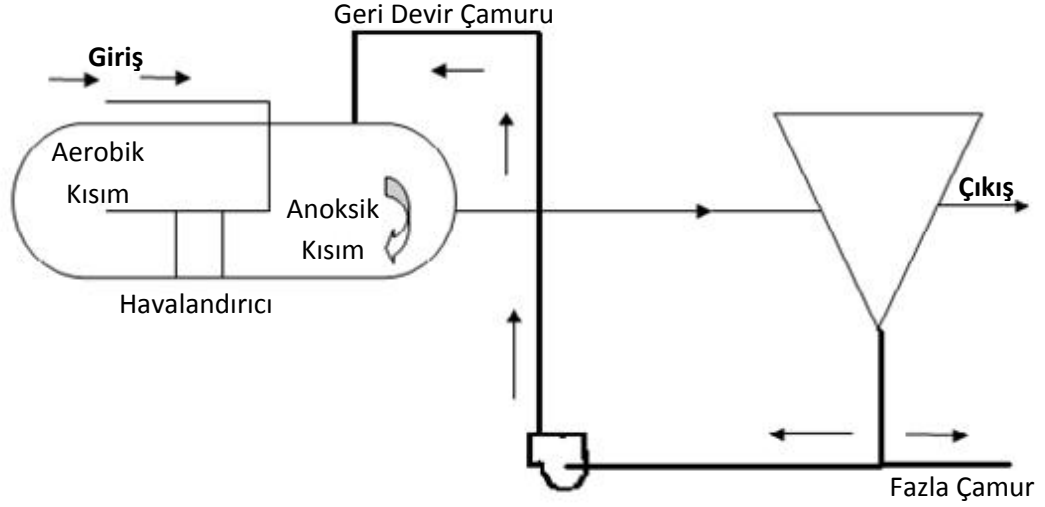
Şekil 2.10. Wuhrmann prosesinin şematik görünümü

Bardenpho prosesi dört kademeli olup 2 anoksik, 2 aerobik ve ortak bir de çökeltme tankından oluşmaktadır (Şekil 2.11). 2. anoksik tank ile 1. aerobik kademe arasında aktif çamur karışık sıvısı geri devri ve ayrıca son çökeltmeden 1. anoksik tanka çamur geri devri yapılmaktadır. 2. anoksik kademeye düşük karbon içeriği olan atıksu gelmesi nedeniyle düşük denitrifikasyon hızları elde edilir (Tchobanoglous ve ark. 2003).



Şekil 2.11. 4 Kademeli Bardenpho prosesinin şematik gösterimi

Atıksu oksidasyon havuzunda, aerobik kısımdan gelen NO_3 azotunun denitrifikasyonu, oksijen içermeyen anoksik kısma verilerek sağlanır (Şekil 2.12). Aerobik kısımda NH_4 azotunun nitrifikasyon prosesi ile giderimi yanında, organik karbonlu maddeler, yani KOİ ve BOİ_5 de aerobik koşullar altında giderilmektedir. Nitrifikasyon prosesi sonucunda oluşan NO_3 azotu, atıksuyun aerobik kısımdan anoksik kısma verilmesi sonucu denitrifikasyon prosesi ile giderilmektedir. Atıksu, aerobik kısımdan son çökeltme tankına verilmekte ve bu tanktan anoksik havuz kısmına çamur geri dönüşü yapılmaktadır (Tchobanoglous ve ark. 2003).



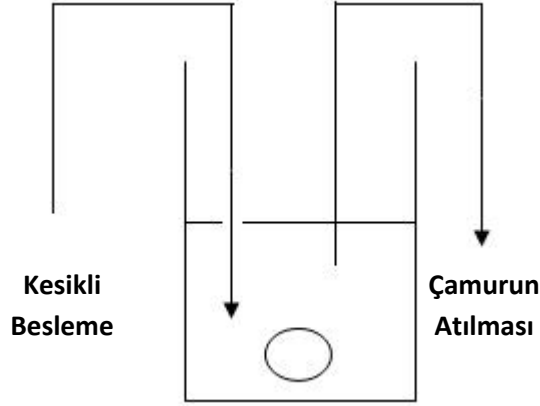
Şekil 2.12. Oksidasyon hendeğinin şematik gösterimi

Sharon prosesi, 25 mg/l'den daha büyük konsantrasyonlarda $\text{NH}_4\text{-N}$ içeren endüstriyel atıksuların nitrifikasyon ile arıtılmasında kullanılır. Bu proseste (Şekil 2.13), özel bir nitrifikasyon bakterisi olan *Nitrosomonas Europae* kullanılmaktadır. Proses, kesikli beslemeli bir tam karışimli tank reaktörde (CSTR) ÇO konsantrasyonu 4 mg/l olacak şekilde işletilmektedir. Çamur kesikli olarak atılmaktadır (Jetten ve ark. 1998).

Güven ve Sözen (2003) ANAMMOX prosesi hakkındaki görüşlerini “Yakın geçmişte amonyumun anaerobik koşullar altında doğrudan azot gazına indirgendiği ANAMMOX adlı yeni bir biyolojik proses tanımlanmıştır. ANAMMOX prosesi (Anaerobik Amonyum Oksidasyonu), amonyağın anaerobik koşullar altında azot gazına indirgendiği yeni bir prosestir. Ana ürün azot gazı olmakla birlikte, bir miktar nitrat da oluşmaktadır. Nitrat, ANAMMOX aktivitesi sonucu oluşmakta ve reaktör içinde zamanla birikmektedir. Bu proseste amonyak elektron verici, nitrit ise elektron alıcı olarak kullanılır” şeklinde ifade etmişlerdir.

Yüksek miktarda amonyum ve düşük konsantrasyonda organik karbon içeren atıksularda elementel azot kaybı yüksektir. Bu durumlarda CANON prosesi çok ekonomiktir. Proses tek bir reaktörde veya oksijeni sınırlı biyofilmden gerçekleşir. Bu proses kısmi nitrifikasyon ve anoksik amonyum oksidasyonuna dayanır (Jionlong ve Jing 2004, Nielsen ve ark. 2005). Oksijeni sınırlı şartlarda ($<0,5$ hava doygunluğu) aerobik ve anaerobik amonyum oksitleyen bakterilerden oluşan birleşik kültür CANON

prosesini oluşturur. Bu proses, oksijeni sınırlı şartlarda iki ototrofik mikroorganizma (*Nitrosomonas* gibi ototrofik, ANAMMOX gibi anaerobik amonyum oksitleyen iki grup mikroorganizma) arasındaki karşılıklı etkileşime dayanır. Bu ototrofik mikroorganizma grubu, nitrit ara ürünü üzerinden amonyumu doğrudan azot gazına çevirirler (Khin ve Annachhatre 2005).



Şekil 2.13. Sharon prosesinin şematik gösterimi

2.5. Fiziksel ve Kimyasal Yöntemlerle Azot Giderimi

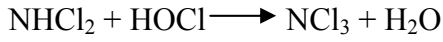
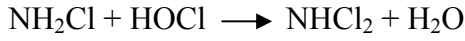
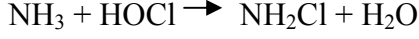
Azotun fiziksel ve kimyasal yöntemlerle arıtılması 5 şekilde gerçekteşebilir. Bunlar; hava ile sıyırma, kırılma noktası klorlaması, kum filtrelerinden süzme, iyon değiştirme ve ters ozmos sistemleridir.

Kum filtrelerinden geçirme metodunun esası nitrifikasyondur. Nitrifikasyon işleminin için *nitrobacter* ve *nitrosomonas* bakterileri görev yapmaktadır. Burada 1 mg/l NH_4^+ için 3,56 mg/l oksijene ihtiyaç vardır. Ve bu sistemlerde pH değerini tutturmak çok önemlidir.

Amonyak azotu, gaz amonyağın buharlaşması ile atıksudan giderilir. Proses basit olup amonyağın yüksek pH'da gaza dönüştürülmesi sonucu gerçekteşir. Ancak işletme ve bakım masrafları yüksek olduğundan pratikte uygulama alanı oldukça azdır. İşletme problemleri de fazladır. Bu prosesin diğer dezavantajları; prosesde çeperde CaCO_3 kabuğu oluşumu, soğuk havalarda verim düşüşü ve yüksek pH'da havadan CO_2 adsorpsiyonunun artmasıdır (Karakuş 2001). NH_4^+ 'ü NH_3 'e çevirmek için pH'ın 10,7-11 civarında olması gerekir. pH değerini yükseltmek için genellikle, sönmüş kireç

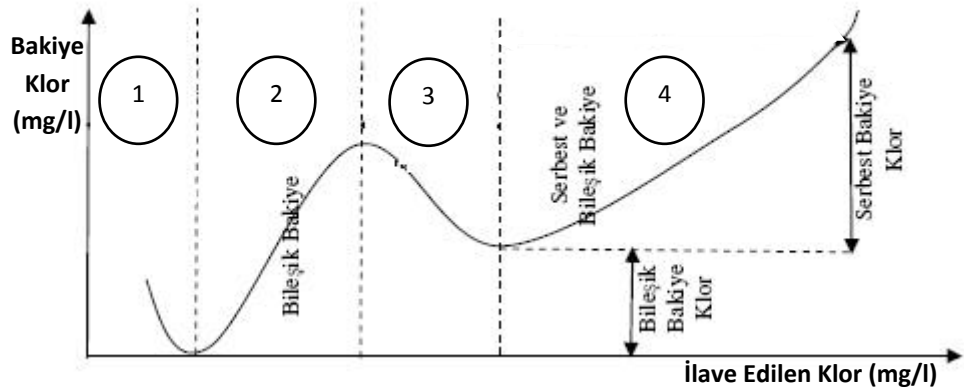
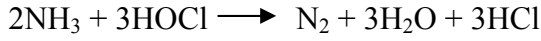
kullanılır. Daha sonra su, bir havalandırma kulesinden bırakılır. Su yukarıdan aşağı inerken, plaklar arasında NH_3 havaya karışır.

Tasfiye edilmemiş haldeki kullanılmış sular amonyak ve çeşitli organik bileşikler halinde azot ihtiva eder. Azotlu bileşikler suda mevcut olduğunda çok aktif bir oksitleyici olan hipokloröz asidi ile 3 tip kloramin teşkil etmek üzere reaksiyona girer.



Genellikle NH_2Cl ve NHCl_2 daha çok bulunur. Bu bileşiklerde bulunan klora “bileşik klor” denir. Serbest klor amonyakla reaksiyon yapan bir madde olmasının yanında kuvvetli bir oksitleyicidir. Amonyak içeren bir su numunesine klor ilave edildiği zaman meydana gelen reaksiyon Şekil 2.14’te açıklanmıştır (Şengül ve Küçükgül 1997).

Bu metotta atıksuya klor ilave edilerek amonyak, azot gazına ve diğer kararlı bileşiklere oksitlenir.



Şekil 2.14. Kırılma noktası klorlamanının şematik gösterimi: 1, bakiye klorun indirgeyici bileşikler tarafından parçalanması; 2, klorlu organik bileşiklerin ve kloraminlerin teşekkülü; 3, kloraminlerin ve klorlu organik bileşiklerin parçalanması; 4, serbest klorun teşekkülü ve parçalanmış bileşiklerin ortaya çıkması (Şengül ve Küçükgül 1997)

Bu yöntemin en önemli avantajı, atıksudaki tüm amonyağın N_2 gazına oksitlenmesidir. Optimum pH aralığı 6-7'dir. Bu yöntem tek başına veya diğer proseslerle birlikte kullanılır. Yüksek azot konsantrasyonlarında uygulanamaması, proses sonunda klorlu maddeler oluşması ve yüksek maliyetli olması, kırılma noktası klorlamasının uygulama alanını sınırlamaktadır (Karakuş 2001).

İyon değişimi, bir çözeltideki farklı iyonların bu çözelti içinde çözünmeyen bir iyon değiştirici materyal üzerindeki iyonlarla yer değiştirmesi işlemidir. İyon değiştirici reçinelerde nitrat giderildiğinde suda yer alan nitrat iyonları reçinede bulunan klorid ile yer değiştirecektir. Bu süreçte, nitrat uzaklaştıran reçineler, kuvvetli ve zayıf bazik anyon değiştirici reçinelerdir. Anyon değiştirici reçineler veya zayıf bazik reçineler amonyak türevlerini içerirler ve zayıf bazlar olarak adlandırılırlar. İyon değiştirici reçineler, çözeltideki iyonların değişimine bağlı olarak bu iyonlar için belli ölçüde seçicilik veya tercih gösterirler. Daha yüksek değerlikli, daha büyük atom ağırlığına ve daha küçük çapa sahip iyonlar tercihen iyon değiştirici reçine tarafından öncelikli olarak değiştirilirler. Bazı anyonların reçineler tarafından tercih ediliş sırası su şeklindedir (Demir ve ark. 1993).



Bu sıralama, sudaki mevcut nitratin uzaklaştırılması için iyon değişim işleminin kullanılmasındaki temel problemlerden birini göstermektedir. Nitrat iyonunun yarıçapı sülfatinkinden daha küçük olmasına rağmen, sülfat iyonu daha yüksek değeriğe sahip olması dolayısıyla ve su kaynağındaki sülfat içeriği nitratlardan fazla olduğundan iyon değişiminin etkinliğini sınırlar. Bu nedenle çoğu reçineler belirli tercihlere sahiptir.

İyon değiştirme prosesinin avantajları; amonyağın tekrar kazanılması ya da oksidasyon yoluyla azot gazına dönüştürülmesi ve düşük sıcaklıklarda amonyum giderme veriminin yüksek olmasıdır (Demir ve ark. 1993).

Ters ozmos yöntemi ise kullanılan diğer bir giderme metodudur. Amonyum iyonu, ters ozmos yöntemi membranları ile etkili bir biçimde giderilmektedir. Sadece amonyum iyonu ve su içeren bir çözeltideki amonyum iyonunun giderilme verimi % 50-60 arasında değişmektedir. Membran proseslerinin modüler olarak tasarlanmaları, düşük alana ihtiyaç göstermeleri, kimyasal katkı ihtiyacının olmaması, sıcaklık

değişikliklerinden fazla etkilenmemesi, kesiksiz ve otomatik işletme sağlayan sürekli proses olmaları gibi üstünlükleri vardır (Koyuncu ve ark. 1998).

Kimura ve ark. (2002), yüzey sularından nitrat giderimi için sülfür bazlı azot giderme ve membran ayırmanın birleştirildiği yeni bir metot önermişlerdir. Büyüme hızları oldukça düşük olan ototrof azot gidericiler membran kullanılarak yüksek konsantrasyonda tutulabilmişlerdir. Önerilen bu yöntemin performansı laboratuarda uzun süreli deneylerle sentetik besleme suyu kullanılarak belirlenmiştir.

Bu yöntemlerin yanı sıra sularda bulunan nitratın da adsorpsiyon yoluyla uzaklaştırıldığı yapılan çalışmalarda belirlenmiştir (Akkurt ve ark 2002). Bu çalışmada kullanılan sepiyolit iyi bir adsorban olduğu, adsorblama verimi ve kapasitesi açısından pH'nın önemli bir etkisinin olmadığı; ancak, düşük konsantrasyonlarda yüksek adsorbsiyon verimine erişilmesinin nötr veya asidik ortamda mümkün olacağı söylenmektedir.

3. ATIKSULARDAN FOSFOR (P) GİDERME YÖNTEMLERİ

Fosfor, periyodik cetvelde “P” simgesi ile gösterilen bir element olup atom numarası 15’tir. Doğada üç formda bulunur: beyaz fosfor, kırmızı fosfor ve siyah fosfor. Bu değişik biçimlerine allotrop denir. Bütün organizmalar için fosfor bileşimleri DNA yapıları için büyük önem taşır. Bunun dışında, insan vücudu fosfora; kemik ve diş oluşumu, hücre büyümesi ve onarımı, enerji üretimi, kalp kasının kasılması, sinir ve kas hareketleri, böbrek işlevleri açısından ihtiyaç duyar. Fosfor ayrıca, vitaminlerin kullanımı ile besinlerin enerjiye dönüştürülmesinde yardımcı olarak vücuda yarar sağlar. Tavsiye edilen günlük alım 800 mg’dır. Normal bir beslenme ise, günlük 1000-2000 mg fosfat alımı sağlar.

İnsanlar, doğal fosfat tedarik zincirini önemli ölçüde değiştirmişlerdir. Bunun sebepleri, fosfatça zengin gübrelerin toprağa eklenmesi ve fosfat içerikli deterjanların kullanımıdır. Fosfat, ayrıca; peynir, sosis ve jambona eklenir (<http://www.lenntech.com/periodic/elements/p.htm> 2010). Fosfor girişi; sucul ekosistemlerin biyolojik üretkenliğini arttırabilir; bitki türlerini değiştirebilir; balıkçılık, rekreasyon, endüstriyel veya içme amaçlı kullanımını sınırlayabilir. İleri ötrofikasyon; pH değişimlerine, oksijen değerinde dalgalanmalar hatta sıfırlanmalara ve organik madde birikimine sebep olabilir. Suyun kokusu ve tadı da olumsuz etkilenecek ve su, uygun bir su kaynağı olmaktan çıkacaktır (Ritter ve Shirmohammadi 2000).

Fosforun **sağlık açısından** oluşturduğu olası olumsuz etkiler şu şekildedir:

- ✓ Yüksek miktarda fosfat, böbrek rahatsızlığı ve osteoporoz (aşırı kemik gözenekliliği) gibi sorunlar ortaya çıkarabilir.
- ✓ Diğer taraftan, fosfat eksikliği de yaşanabilir. Az miktarda fosfat da bir sorundur. Bu genellikle, çok miktarda ilaç kullanımından kaynaklanır.
- ✓ Saf fosfor beyazdır ve bilinen en tehlikeli fosfor formudur. Beyaz fosfor doğada bulunduğu çok ciddi sorunlar oluşturabilir: çok zehirlidir ve maruz kalınması ölümcül olabilir. Beyaz fosfordan ölümler (mide bulantısı, mide krampları ve uyku hali sonrası ölüm), genellikle, fare zehirinin yanlılıkla yutulması ile gerçekleşir.

- ✓ Beyaz fosfor cilt yanıklarına da yol açar. Ayrıca; karaciğerde, kalpte veya böbrekte de yanmaya bağlı hasarlar oluşturabilir.

Azotun **çevresel** etkilerini sınırlamak için beyaz fosfordan başlanabilir. Beyaz fosfor; endüstrinin, beyaz fosforu diğer kimyasalları üretirken kullanması (yüzey suyu deşarjıyla atıksu olarak doğaya vermesi) ve orduların, beyaz fosforu silah olarak kullanması ile çevreye verilir. Beyaz fosfor yayılma eğiliminde değildir çünkü oksijen ile hızlı bir şekilde etkileşime girer. Fosfor, egzoz olarak havaya verildiğinde, hızlı bir şekilde oksijenle etkileşime girer ve daha az zararlı parçacıklara dönüşür. Ancak, fosfor parçacıklarının bulunduğu bir hava ortamında, kimyasal reaksiyonların oluşmasını engelleyecek bir örtü meydana gelir. Suda ise, beyaz fosfor diğer parçacıklarla bu denli hızlı etkileşime girmez ve sonuç olarak sucul organizmaların bünyelerinde birikir. Toprakta fosfor birkaç gün kalır ve daha sonra daha az zararlı yapılara dönüşür. Fakat derin topraklarda ve dere/göl diplerinde binlerce yıl kalabilir.

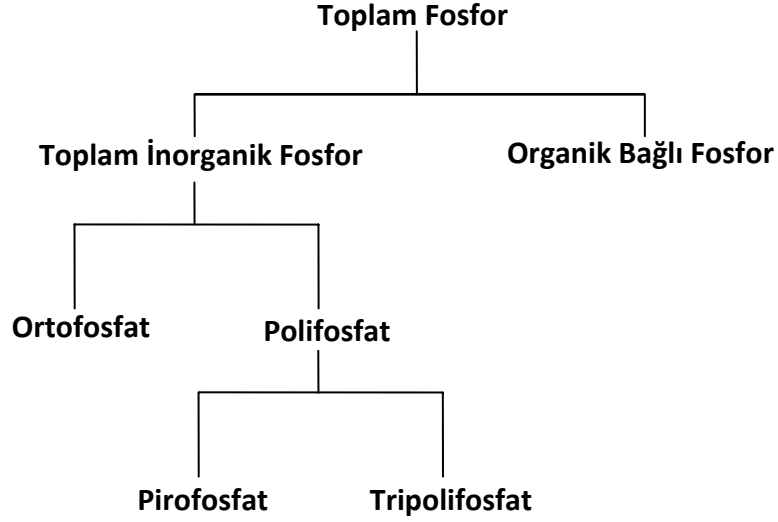
Fosfatın, organizmalar üzerinde pek çok etkisi vardır. Etkilerin çoğu, maden işletme ve ekim-biçim faaliyetlerinden gelen büyük miktarlardaki fosfat salınımlardan kaynaklanır. Su saflaştırma esnasında, fosfat genellikle uygun olarak giderilemez ve böylece yüzey suları ile uzak mesafelere taşınır. İnsanlar tarafından eklenen fosfatla doğal konsantrasyon değerleri aşılmış ve fosfor döngüsü ciddi bir şekilde bozulmuştur. Yüzey sularındaki fosfor konsantrasyonlarının artması, fosfata bağlı organizmaların (alg, su mercimeği vb.) artmasına sebep olur. Bu organizmalar büyük miktarlarda oksijen kullanırlar ve ayrıca, güneş ışığının suya girmesine engel olurlar. Bu, suyu, diğer organizmalar için önemli oranda yaşanamaz hale getirir (ötrofikasyon) (<http://www.lenntech.com/periodic/elements/p.htm> 2010).

3.1. Fosfor Formları

Fosfor, doğada mineral halde ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, Al ve Fe fosfatlar vb.) veya organik bağlı halde (nükleik asitler, ATP, fosfolipidler vb.) bulunur. Organik bağlı fosforlar, biyolojik aktivitelerle parçalanarak ortofosfat (PO_4^{3-}) iyonu halinde serbest hale geçerler. Bu fosfatlar ya doğada ortamlarda birikir ya da organizmalar tarafından sindirilir. Su ve atıksularda toplam fosfor miktarı; ortofosfat, polifosfat ve organik bağlı fosfor biçiminde gruplandırılabilir. Polifosfatlar da kendi içinde pirofosfat ve tripolifosfat

olmak üzere ikiye ayrılır. Su içerisinde fosfor elementinin dağılımı Şekil 3.1’de gösterilmiştir.

Fosfat iyonik grubunda; fosfor atomu iyonik tetrahedron yapının merkezinde, oksijen atomları ise köşelerinde yer alır. Genel olarak atıksularda, toplam fosfor içinde ortofosfat formu değişen miktarlarda (yaklaşık % 70-90) baskındır.



Şekil 3.1. Su içerisinde toplam fosforun olası dağılımı

Polifosfatlar birden fazla ortofosfat grubunun birleşmesiyle oluşurlar ve tipik P-O-P bağları içerirler. Polifosfatlar zincir yapısında moleküllerdir ve birden fazla ortofosfat molekülünden su uzaklaşması ile elde edilen dehidrate şekiller olduklarından, su ortamında zamanla hidrolize uğrarlar ve ortofosfat hallerine geri dönerler. Bu dönüşüm olayının hızı, sıcaklığın bir fonksiyonudur ve sıcaklık kaynama noktasına yaklaştıkça hız artar. Hidroliz hızı, aynı zamanda, pH’ın düşürülmesi ile artırılabilir. Kompleks fosfatların hidrolizi, aynı zamanda, bakteriyel enzimlerle de olmaktadır. Bu nedenle temiz sularda dönüşüm hızı, atıksulara oranla daha yavaş olmaktadır. Organik bağlı fosfor bileşikleri çok farklı formlarda bulunabilirler. Ham evsel atıksularda fosfor bileşiklerinin yaklaşık dağılımı; ortofosfat 5 mg P/l, tripolifosfat 3 mg P/l, pirofosfat 1 mg P/l, organik fosfatlar 1 mg P/l şeklindedir (Samsunlu 1999). Doğal su ortamlarında ve atıksularda fosfatların en sık karşılaşılan türleri; ortofosfatlar ($-PO_4$), pirofosfatlar ($-P_2O_7$) ve tripolifosfatlardır. Polifosfatlar da zamanla ortofosfatlara dönüşürler. Bu yüzden ortofosfat, sularda bulunan fosforu temsil edebilir ve alg büyümesi için kolayca elde edilebilir. Fosforik asit üç protonludur ve art arda proton verme reaksiyonları

için asitlik sabitleri $10^{-2,1}$, $10^{-7,2}$, $10^{-12,3}$ 'tür. Bu yüzden ortofosfatların dağılımı pH ile belirlenir. Dihidrojen fosfat ve mono-hidrojen fosfat iyonları ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-}), pH 5-9 aralığında su içerisinde baskın olan türlerdir. Polifosfatlar da aynı pH aralığında mevcut olabilirler; ancak, tipik olarak ortofosfatlardan daha düşük konsantrasyonlarda bulunurlar (Ahmedi 2003).

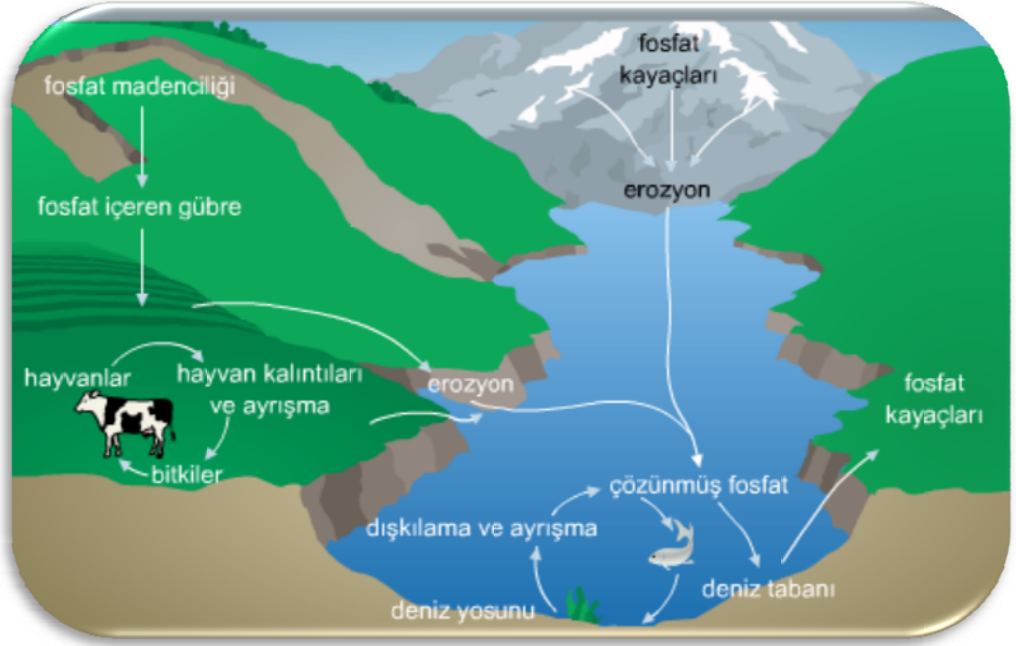
3.2. Fosfor Döngüsü

Fosfor uçucu olmadığından dolayı oluşumu toprak ve sulu ortamla sınırlıdır ve bu özelliğiyle diğer döngülerden farklıdır. Fosfor döngüsü (Şekil 3.2) inorganik ve organik döngü olmak üzere iki kısımda ele alınabilir.

İnorganik döngü uzun sürelidir. Fosforun karalardan denizlere ve denizlerden de yeniden karalara taşınmasıyla olur. Fosforun birincil kaynağı kayalarlardır. Fosfor, kayaların yapısında fosfat olarak bulunur. Kayaların aşınması ve erozyon gibi süreçlerle fosfat havzalardan akarsulara ve buradan da okyanuslara taşınır ve diğer minerallerle birlikte milyonlarca yıl süren devrelerde birikir ve tortulaşır. Kabuk çarpışmaları sırasında deniz tabanının bir kısmı yüzeye çıkar ve karasal yapı oluşturur. Kayaların yeniden aşınmaya başlamasıyla da döngü tekrarlanır. Çok yavaş ilerleyen bu döngüde, karadan okyanuslara taşınım daha hızlıdır. Fosforun yeniden karaya dönüşü yüz binlerce yıl alır. Bu mekanizmanın dışında, fosforun yeniden karalara dönüşünde balıkçılık ve balık yiyen deniz kuşlarının da payı vardır.

Organik döngü ise daha hızlıdır. Tüm canlılar eser miktarda fosfora gereksinim duyarlar. Bitkiler, fosforun çözünüp iyonlaşmış formu olan ortofosfatları kullanırlar ve yüksek hızda tüketirler. Otçul hayvanlar için fosforun tek kaynağı bitkilerdir. Etçil hayvanlar ise otçul hayvanları yiyerek fosfor gereksinimlerini karşılarlar. Hayvanlar, fosforun bir kısmını dışkı ve idrar yoluyla atarlar. Ölü canlıların çürümesiyle de bir kısım fosfor toprağa taşınır. Toprağa karışan fosfor, buradan yine bitkiler tarafından alınarak döngüye katılır. Bunların yanı sıra volkanik faaliyetler sonucunda magma tabakasından da yeryüzüne fosfat kazandırılabilir. Fosfor, özellikle sucul ekosistemde bitki büyümesinde sınırlayıcı nutrienttir. Fosforun ana kaynağı kayalar olmasına karşın, ticari gübrelerle döngüye daha fazla fosfor katılır (Spellman 2003).

Atıksuyun fosfor içeriğini etkileyen faktörler; deterjanlardaki fosfat miktarı, atıksu kanallarındaki fermentasyon ve havalandırma, atıksu kanallarına sızan yeraltı suyu miktarı ve atıksuyun sıcaklığı olarak sayılabilir. Bu faktörler evsel atıksuyun fosfor kompozisyonunun çok geniş aralıkta değişmesine sebep olabilir. Bunların dışında, gübre sanayi ve tarımsal faaliyetler de fosfor içeriğini etkileyen faktörlerdendir.



Şekil 3.2. Fosfor döngüsü

(http://www.biltek.tubitak.gov.tr/bilgipaket/ekosistem/fosfor_dongusu.swf 2010)

3.3. Fiziksel Yöntemlerle Fosfor Giderimi

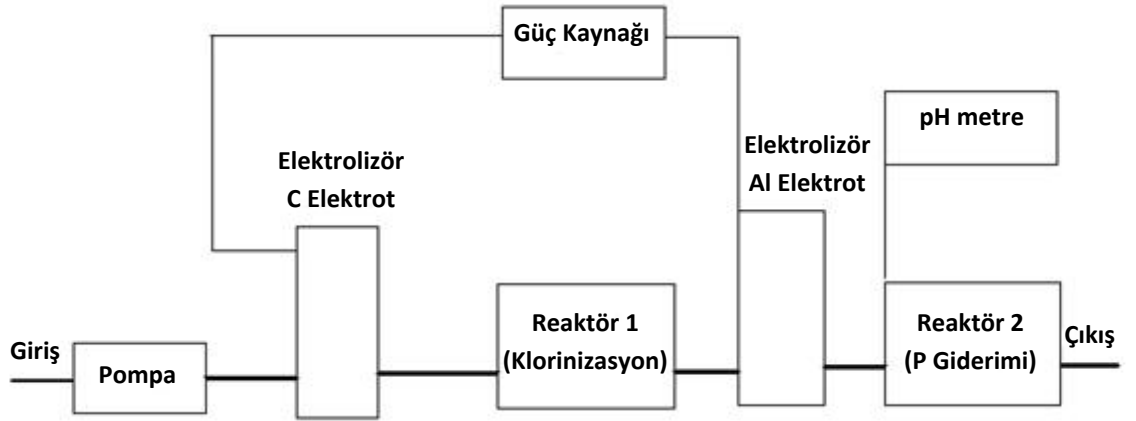
Fiziksel fosfor giderim yöntemleri; ters ozmos (TO), membran teknolojileri, elektroliz ve adsorpsiyon olarak sıralanabilir (Tchonbanoglous ve Burton 1991). Membran biyoreaktörlerinde, üçüncül arıtma olarak membran filtrasyonu ve ters ozmos sistemleri tam ölçekli sistemlerde güzel sonuçlar vermiştir. Reardon (2006) tarafından bildirildiğine göre, uygulama yapılan birçok tesiste çıkış değerlerinde toplam fosfor değerleri 0,1 mg/l altındadır ve membran biyoreaktörleri ve üçüncül arıtma olarak membran filtrasyonunda beklenen değer 0,04 mg/l, ters ozmos içinse 0,008 mg/l'dir.

Atıksu arıtımında elektriğin ilk kullanımı 1856 yılında İngiltere'de patentlenmiştir, fakat rutin faaliyetlerde hiçbir başarı kaydedilmediği bildirilmiştir (Creighton ve Franklin 1919). Direkt elektrik kullanımıyla atıksu arıtımı 19. yüzyılda geliştirilmiştir. 1889 yılında Webster, kimyasal çöktürmeyi elektrotlardan birinin üzerinde bulunan

demir bileşikleriyle yapmıştır. Uygulamalar, çıkan sonuçların olumlu olduğunu göstermiştir. Daha sonra elektrolitik çöktürme kireçle kullanılarak çöktürmeyle kombinlenmiş ve Landreth direkt oksidasyon prosesi ortaya konmuştur (Creighton ve Franklin 1919). Bu proses ekonomik açıdan uygulanabilir bir prosestir. 1935'te “*Sewage Disposal*” Komitesi tam ölçekli uygulamasını yapmıştır, ancak, bu uygulamada da çok iyi sonuçlar alınmamıştır.

1950'lerde Föyn, evsel atıksuyun deniz suyuyla karıştırılarak elektrolitik arıtımıyla ilgili çalışmalara başlamıştır. Çalışmaları nutrient giderimiyle ilgili ilk bulgulardır ve uzun dönem çalışmalar sonucunda, fosfor gideriminin 1 mg P/l derecelerine kadar indiğini saptamıştır (Föyn 1964).

1991'de Groterud ve Smoczynski iki aşamalı (elektrokoagülasyon için alüminyum elektrot, elektroklorinizasyon için karbon elektrot) testler yapmıştır ve sonucunda deniz suyu eklenmesinin klorür konsantrasyonunu arttırdığını ve ekonomik açıdan bu prosesin (her ne kadar tam ölçekli uygulaması olmasa da) uygunluğunu göstermiştir. Şekil 3.3'te elektroçöktürmenin (elektrokoagülasyon) klorinasyonla birlikte olduğu sistem görülmektedir.

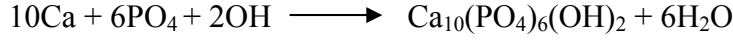


Şekil 3.3. Elektrolitik metodun şematik gösterimi (Groterud ve Smoczynski 1991)

Adsorpsiyon teknolojisiyle yapılan çalışmalarda özellikle toz alüminyum oksit (Huang 1977), cüruf (Yamada ve ark. 1986), uçucu kül (Tsitouridou ve Georgiou, 1988), yarı yakılmış dolomit (Roques ve ark. 1991) ve fındık kabuğundan hazırlanan aktif karbon (Bhargava ve Shalderkar 1993) ile yapılan çalışmalardan, atıksudan fosfat gideriminde oldukça başarılı sonuçlar elde edilmiştir.

3.4. Kimyasal Yöntemlerle Azot Giderimi

Fosfor bileşiklerinin kimyasal olarak sudan uzaklaştırılması bir çöktürme işlemine dayanır. Reaksiyonun tam gerçekleşmesi için, atıksudaki fosfor miktarı ile gerekli kimyasal madde arasında belli bir kimyasal nicelik ilişkisi mevcuttur. Fosfor çöktürmek için kullanılan en yaygın yöntem kalsiyum tuzu şeklinde çöktürmedir. Suyu katıldığında aşağıdaki denkleme göre hidroksi apatit oluşur (Tchobanoglous ve ark. 2003).



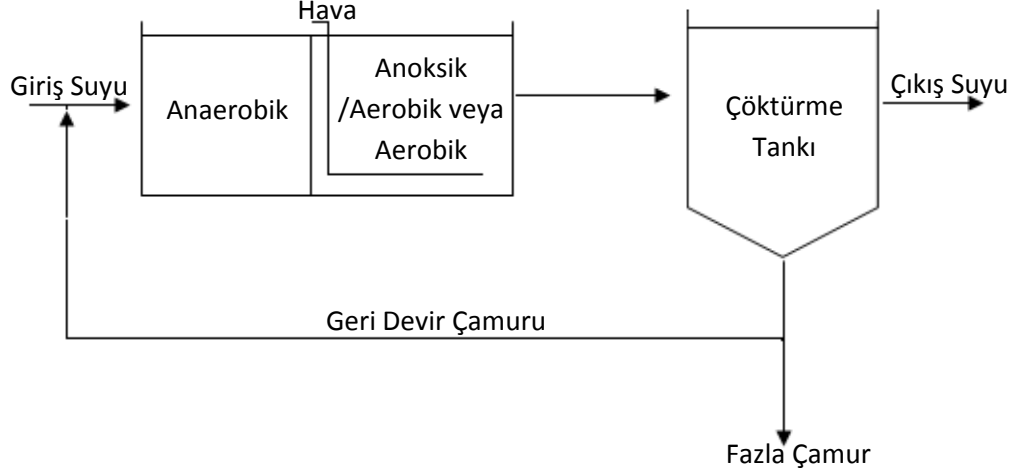
Kimyasal çöktürme amacıyla sönmüş kireç kullanıldığında önce, atıksuda bulunan CO_2 , NH_4^+ , H_2PO_4 ve HCO_3^- kirece karşı asidik reaksiyon vererek nötralize olurlar. Bu reaksiyonların gerçekleşmesi için gerekli kireç dozu 300-400 mg/l CaO olarak verilmektedir. Fosfor çöktürmede karbondioksitin önemli rol oynadığı belirlenmiştir. Çünkü suya eklendiğinde önce karbondioksitten ileri gelen bikarbonat (HCO_3) alkalinitesini giderir. Daha sonra atıksudaki fosfat ile reaksiyona girerek çöker. Bu nedenle gerekli olan kireç miktarı fosfat konsantrasyonundan bağımsızdır ve atıksuyun alkalinitesi ile doğrudan ilişkilidir (Tchobanoglous ve ark. 2003).

Gürtekin (2005) kimyasal çöktürmede çamur oluşumuyla ilgili görüşlerini “Fosforun kimyasal çöktürülmesinde % 70-90 oranında fosfor çökeltmektedir, ancak, büyük miktarda çamur oluşumu, kimyasalların maliyeti, demir ve alüminyum tuzlarının ekolojik açıdan olumsuz etkileri de vardır.” şeklinde ifade etmiştir.

3.5. Biyolojik Yöntemlerle Fosfor Giderimi

Biyolojik fosfor giderimi, giriş suyundaki fosforun biyokütle yapısına alınması ve oluşan bu biyokütlenin ilerleyen aşamalarda, çöktürme tankları yardımıyla sudan ayrılması ile fazla çamur olarak atılmasıdır. Hücre yapısına alınan fosfor, fazla çamurla birlikte sistemi terk etmekte, çıkış suyundaki fosfor konsantrasyonu deşarj kriterlerine indirilmektedir. Bazı mikroorganizmaların (PAO, fosfor biriktiren organizmalar) bünyelerinde fazla miktarda fosfor biriktiği bilinmektedir. Fosfor gideriminde esas olan, bu bakterilerin gelişmesini sağlamaktır. Bunun için, aerobik ve anoksik tanklardan önce bir anaerobik tank kullanılır. Anaerobik tanktaki bekletme süreleri 0,5-1,0 saat arasında değişebilir (Tchobanoglous ve ark. 2003). Şekil 3.4’te klasik biyolojik fosfor giderimi şematik olarak gösterilmektedir.

Fosfor gideriminde kullanılan anaerobik tanklarda genel anlamıyla gerçekleşen işlem, mikroorganizmaların, uçucu yağ asitleri gibi fermentasyon ürünlerini hücre içinde depolarken hücre içerisinde bulunan polifosfatların fosfat olarak su ortamına verilmesini gerçekleştirmeleridir.



Şekil 3.4. Biyolojik fosfor giderimi için uygulanan sistemin akış şeması

Aerobik ortama gelindiğinde ise, hücrede depolanan ürünlerin oksidasyonu sayesinde bir enerji açığa çıkmakta ve bu enerji fosfatların tekrar bakteri bünyesine alınması ile sonuçlanmaktadır.

Anaerobik ortamda, atıksuda bulunan çözünmüş kirliliklerin fermentasyonu neticesinde asetat oluşmaktadır. Anaerobik tankta bekletme süresine bağlı olarak, çözünmüş kirliliklerin yanında daha yavaş asimile olan koloidal ve partiküler kirlilikler de hidroliz olmakta ve asetata dönüştürülmektedir. Hücre bünyesinde zaten mevcut olan polifosfatların parçalanması ile açığa çıkan enerjiyi kullanarak PAO'lar, asetatı asimile eder ve hücrelerarası polihidroksibütratları (PHB) üretir. Bir taraftan PHB'ler hücrede depolanırken, bir taraftan da polifosfatlar parçalanarak ortofosfat formuna dönüşür ve atıksuya verilir. Atıksuya magnezyum; potasyum ve kalsiyum katyonlarının geçişi de gerçekleşmektedir. Sonuç olarak anaerobik tankta, PAO'ların bünyesindeki PHB miktarı artarken polifosfat miktarı azalır. Yani atıksudaki çözünmüş fosfor konsantrasyonu anaerobik tank çıkışında daha yüksek olur.

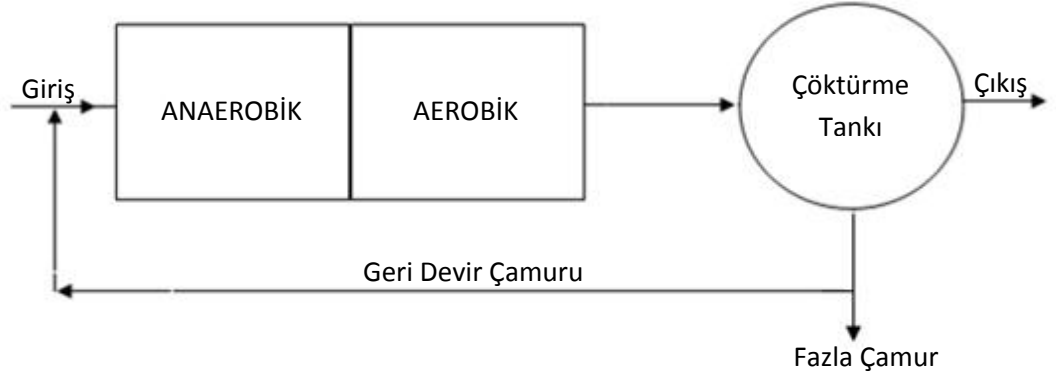
Serbest ya da bağlı oksijenin bulunduğu aerobik ya da anoksik ortama gelindiğinde, PAO'lar depoladıkları PHB'lerden enerji ve karbon ve bir miktar da glikojen elde ederler. PHB oksidasyonundan elde edilen enerji yeni polifosfat üretiminde kullanılır.

Bu amaçla atıksudaki ortofosfatlar tekrar atıksudan toplanarak polifosfatlar oluşturulur ve hücre içinde depo edilir.

Atıksu daha sonra bir çöktürme tankına alınır ve mikroorganizmalar atıksudan ayrılır. Ayrılan bu mikroorganizmaların bir kısmı atılırken bir kısmı da anaerobik tanka geri döndürülür. Mikroorganizmaların bünyelerine aldıkları fosfor da atılan çamurla birlikte sistemden uzaklaştırılmış olur.

Biyolojik fosfor giderimi için gerekli şartlar, bir anaerobik ortamı takiben bir anoksik ve/veya bir aerobik ortamdır. Aerobik ortamda ÇO konsantrasyonu $1,0 \text{ mg/l}$ 'nin üzerindeyken sistem performansı, ÇO konsantrasyonundan etkilenmez. Ortam pH'sinin $6,5$ 'in olmaması gerekir; aksi durumda sistemin performansı büyük oranda olumsuz etkilenmektedir. Polifosfatlar hücre içinde volutin adı verilen granüller içinde Mg^{+2} , Ca^{+2} ve K^{+} iyonları ile birlikte depolandığından, biyolojik fosfor giderimi için atıksuda bu iyonlardan yeteri kadar olması zorunludur.

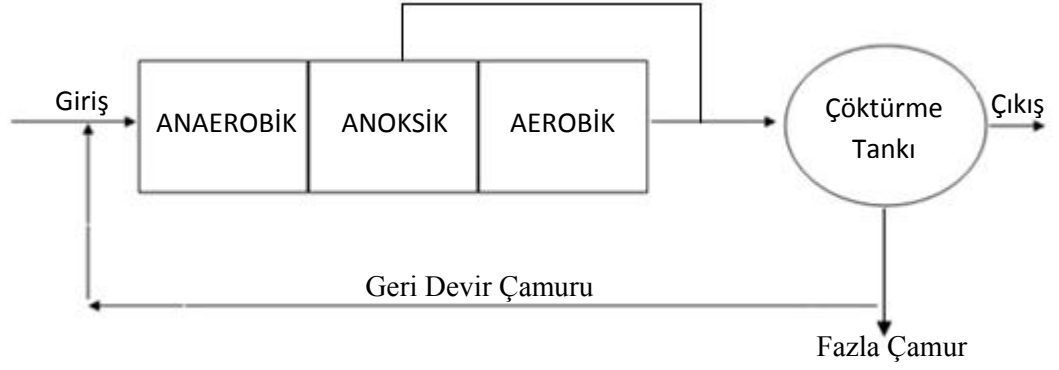
Phoredox prosesi (A/O) biyolojik fosfor giderimi için tasarlanan en temel sistemdir. Proses; bir anaerobik tank, bir aerobik tank, bir çöktürme tankı ve bir geri devir hattından oluşur. Giriş suyu öncelikle geri devir hattından gelen çamurla karıştırılır. MLSS konsantrasyonu ve ham atıksu, hidrolik bekletme süresi 30 dak ile 1 saat arasında değişen bir anaerobik tanka alınır. Anaerobik tankta tutulan mikroorganizmalar fosfor salınımı gerçekleştirirken bünyelerinde de PHB depolarlar. Aerobik tanka alınan mikroorganizmalar anaerobik tankta atıksuya verdikleri miktardan daha fazla fosforu bünyelerine alırlar. Aerobik tankta gerçekleşen bir başka işlem ise, organik maddelerin oksitlenmesi ile kirlilik gideriminin sağlanmasıdır. Aerobik tanktan sonra MLSS bir çöktürme tankında çöktürülerek atıksudan ayrılır. Çöktürme tankının tabanından alınan çamurun bir kısmı çamur işleme ünitelerine gönderilir. Böylece, çıkış suyundaki BOİ ve fosfor çamurla uzaklaştırılmış olur. Çamurun kalan kısmı, giriş suyuyla karıştırılmak üzere biyolojik ünitelerinin başına geri devir ettirilir. Bu tip proseslerde çamur yaşı, sıcaklığa bağlı olarak 2 ile 4 gün arasında tutulur. Çamur yaşının düşük olması nedeniyle ototrofik bakteriler gelişemediği için nitrifikasyon işlemi gerçekleştirilmez. Bundan dolayı Phoredox prosesinde azot giderimi gerçekleştirilememektedir (Tchobanoglous ve ark. 2003). Şekil 3.5.'te Phoredox prosesinin şematik görünümü verilmiştir.



Şekil 3.5. Phoredox (A/O) prosesinin şematik gösterimi

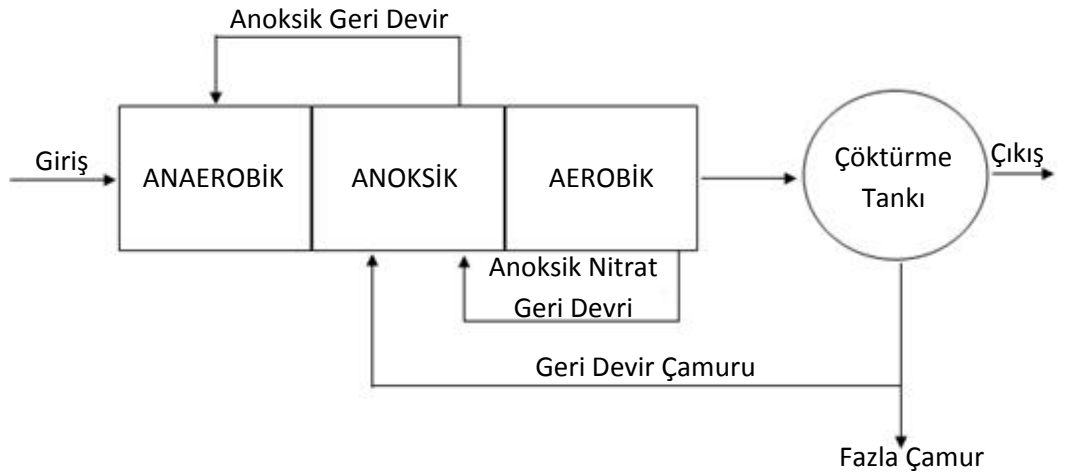
3 kademeli Phoredox, yani A^2/O prosesi A/O prosesinin bir modifikasyonudur. A/O prosesinde anaerobik ve aerobik tanklar arasında bir anoksik tankın eklenmesiyle elde edilir. Bununla birlikte, bir nitrat geri devrini sağlamak amacıyla aerobik tankın çıkışı ile anoksik tankın girişi arasında bir hat kullanılır. Anoksik tanktaki bekletme süresi yaklaşık olarak 1 saattir. Bu proste, çamur yaşı A/O proseslerine nazaran daha yüksek tutulur. Bu şekilde sistemde ototrofik mikroorganizmaların gelişmesine de olanak sağlanmaktadır. Ototrofik mikroorganizmaların gelişmesiyle aerobik tankta nitrifikasyon prosesi gerçekleştirilir. Aerobik tankın çıkışından anoksik tankın girişine sağlanan geri devir ile aerobik tanktaki nitrifikasyon prosesinin ürünleri olan nitrit ve nitrat, anoksik tanka verilir. Burada, gelen ham atıksudaki organik bileşiklerin oksidasyonu için nitrit ve nitrat kullanılmakta ve azot gazı (moleküler azot), prosesin bir ürünü olarak oluşmaktadır. Anaerobik tankın işlevi A/O prosesindeki ile aynıdır. Bu sistemin A/O prosesine göre üstünlüğü, fosforun yanı sıra azotu da gidererek tam bir nutrient giderimi sağlamasıdır. Aynı zamanda, organik maddelerin anoksik tankta serbest oksijen olmadan sadece nitrit ve nitratla oksitlenmesi sebebiyle bir oksijen tasarrufu sağlamakta, bu şekilde işletme maliyetini büyük oranda azaltmaktadır (Tchobanoglous ve ark. 2003). A^2/O prosesi şematik olarak Şekil 3.6'da gösterilmektedir.

A^2/O prosesindeki genel problem, anaerobik tanka geri devir ettirilen çamurda hala bir miktar nitrat bulunmasıdır. Bilindiği gibi anaerobik proses serbest ya da bağlı oksijene çok hassas olup, herhangi birinin varlığında performansı büyük oranda düşmekte ya da hiç çalışmamaktadır.

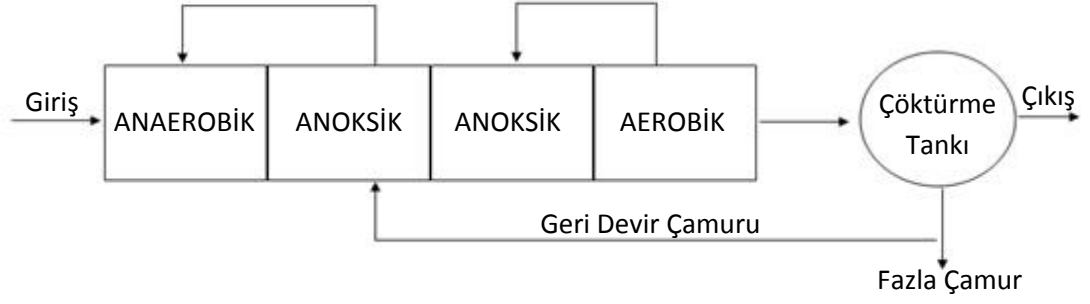


Şekil 3.6. 3 Kademeli Phoredox prosesinin (A^2/O) şematik görünümü

Anaerobik tanka gelen nitrat konsantrasyonunu azaltmayı amaçlayan UCT prosesinde, A^2/O prosesinden farklı olarak geri devir çamuru anoksik tanka verilir. Bu tankta gerçekleşen nitrat gideriminden sonra, anaerobik tanka geri devir ettirilmesi gereken mikroorganizmalar, anoksik tankın çıkışından alınarak anaerobik tanka döndürülür. Ayrıca, anoksik tankta denitrifikasyon işleminin gerçekleşebilmesi için aerobik tank çıkışından nitrat geri devri de gerçekleştirilmektedir (Tchobanoglous ve ark 2003). Modifiye UCT prosesinde geri devredilen çamur anoksik tanka yönlendirilir. Nitrat bu tankta giderilir ve anaerobik tanka verilir. Burada BOI ve KOI 'nin parçalanması sağlanır. İkinci anoksik tank birinci anoksik tankı takip eder ve içsel nitrat devri aerobik tanktan bu tanka asıl azot giderimi için gönderilir. UCT ve modifiye UCT prosesleri sırasıyla Şekil 3.7 ve 3.8'de şematik olarak gösterilmektedirler.



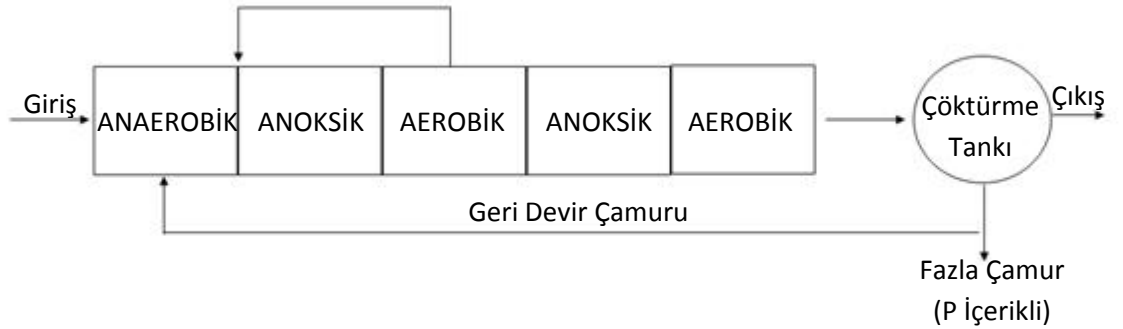
Şekil 3.7. University of Cape Town (UCT) prosesi



Şekil 3.8. Modifiye UCT prosesi

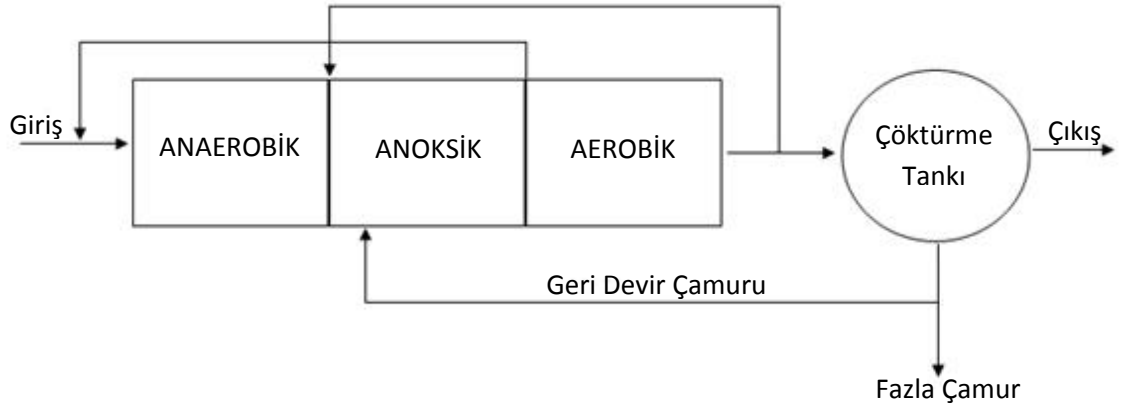
Bardenpho prosesi Şekil 3.9’da şematik olarak gösterilmektedir. Fosfor gideriminde kullanılan Bardenpho prosesi 5 kademeden oluşur. Bunlardan ilki anaerobik tanktır. Anaerobik tankı takiben bir anoksik tank ve bir aerobik tank kullanılır. Aerobik tanktan sonra ise, yine bir anoksik tank ve bir aerobik tank daha bulunmaktadır. İkinci aerobik tanktan alınan atıksu çöktürme tankına alınarak MLSS çöktürülür. Çöktürülerek atıksudan ayrılan çamurun bir kısmı doğrudan anaerobik tanka geri devir ettirilir. Ayrıca, ilk aerobik tankın çıkışından ilk anoksik tankın girişine bir nitrat geri devir hattı yerleştirilir.

Bardenpho prosesinde ilk üç tank aslen A^2/O prosesindeki üç biyolojik tank gibi çalışmaktadır. Bu prosese eklenen son iki tank, ileri arıtımı amaçlar. Aerobik tankın çıkışında, alınan nitrat geri devrinden sonra, nitrat geri devrindeki kadar nitrat hala aerobik tank çıkış suyunda bulunmaktadır. Bu kalan nitratin çıkış suyunda görülmesi muhtemeldir. Bunu önlemek amacıyla koyulan ikinci anoksik tank, ilk aerobik tanktan sonra kalan nitratin denitrifikasyonla giderilmesini amaçlar. Bu anoksik tanktan sonra gelen aerobik tank ise, herhangi bir arıtım sağlamayıp sadece denitrifikasyon prosesinden sonra atıksuda kalan azotu uçurmayı amaçlamaktadır (Tchobanoglous ve ark. 2003).



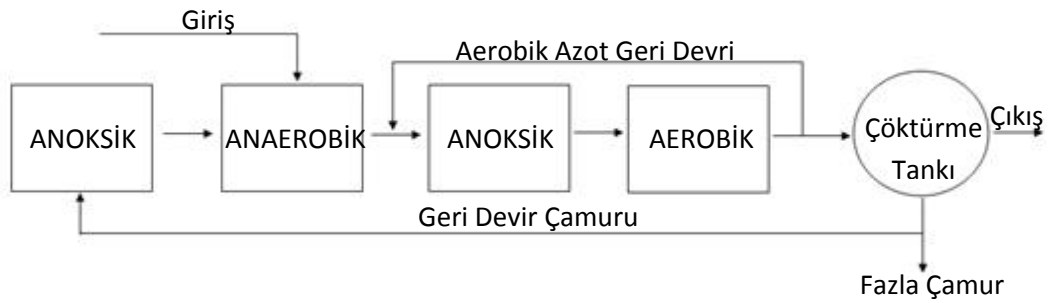
Şekil 3.9. 5 Kademeli Bardenpho prosesi

Bu sistem A²/O ve UCT proseslerine benzemektedir. VIP prosesinde (Virginia Initiative Process) çamur anoksik faza, buradan da anaerobik fazın başına geri döndürülmektedir (Şekil 3.10). Anoksik kademedeki geri devir çamuru da anaerobik tankın başına geri devredilir. Katı alıkonma süresinin az olması, biyolojik fosfor giderim etkinliğini arttırmaktadır. Organik madde anaerobik koşullarda stabilize olur, bu da oksijen ihtiyacını düşürür. Ancak, geri döngülerin getirdiği fazla pompa enerjisi gereksinimi, düşük sıcaklıkların azot giderim kapasitesini düşürmesi ve uygulamaya yönelik sadece birkaç sistemin olması VIP prosesinin başlıca dezavantajlarıdır (Tchobanoglous ve Burton 1991).



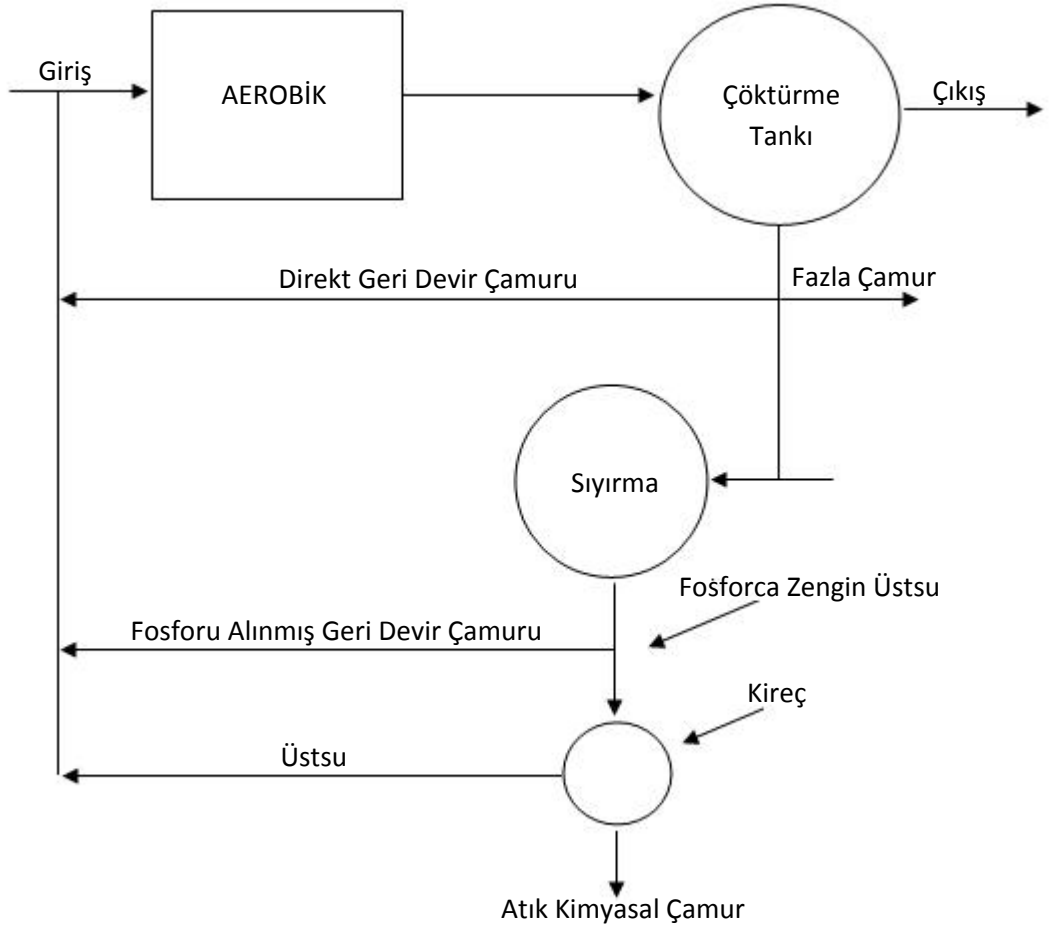
Şekil 3.10. Virginia Initiative prosesi (VIP)

Bu proses, içeriği düşük atıksularda anaerobik tanka nitrat beslemesini azaltıp biyolojik fosfor giderimini en yüksek seviyeye getirmek için UCT ve Modifiye UCT proseslerine alternatif olarak yapılmıştır. Geri devir çamuru anaerobik tanka yönlendirilmeden önce karışımındaki nitrati azaltmak için alıkonma süresi yeterli olan anoksik tanka yönlendirilir. Anoksik tanktaki alıkonma süresi karışımın konsantrasyonuna, sıcaklığa ve geri devir çamurundaki nitrat konsantrasyonuna bağlıdır (Tchobanoglous ve ark. 2003). Bu prosesin şematik gösterimi Şekil 3.11’de verilmiştir.



Şekil 3.11. Johannesburg prosesi

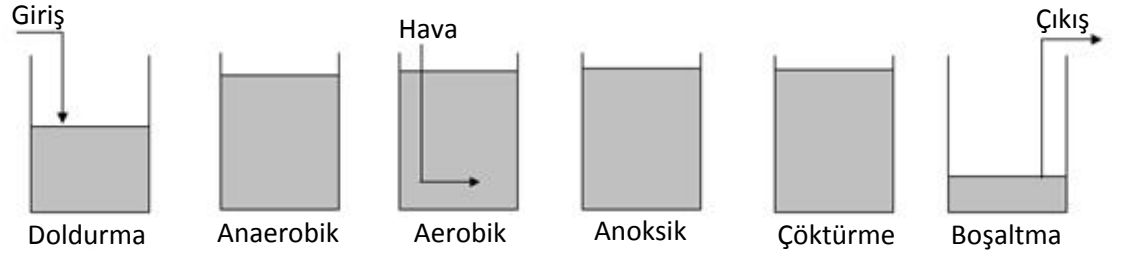
PhoStrip prosesinde arıtma sisteminin geri devir çamurunun bir kısmı havasız fosfor sıyırma tankına alınır (Şekil 3.12). Sıyırma tankında kalma zamanı 8-10 saat arasında değişir. Sıyırma tankında, fosfor tutunmuş halde bulunduğu çamur fazından sıvı faza geçer; böylece çamurun fosfor konsantrasyonu düşmüş, atıksuyunki ise yükselmiştir. Bu çamur tekrar sisteme geri döndürülür. Fosfor bakımından zengin atıksu ise, ayrı bir tanka alınarak kireç veya koagülantlarla çöktürülür. Bu sistemde fosfor kimyasal olarak ortamdan uzaklaştırılmış olur. Bu sistemler çıkış suyundaki fosforu 1,5 mg/l'ye kadar düşürebilir (Tchobanoglous ve ark. 2003).



Şekil 3.12. PhoStrip prosesi

Ardışık Kesikli Reaktör (AKR) prosesi (Şekil 3.13), karbon giderimi, azot giderimi ve fosfor gideriminin aynı tankta belirli bir sırayla gerçekleştirildiği bir prosestir. Genellikle küçük debili tesisler için kullanılır (Tchobanoglous ve ark. 2003). Proses, sırasıyla şu işlemleri içerir:

1. Doldurma: Reaktör içinde bulunan yoğun çamur üstüne atıksu doldurulur.
2. Anaerobik: Bu aşamada belirli bir süre anaerobik reaksiyona izin verilir.
3. Aerobik: Anaerobik reaksiyonu (yani PHB depolanması) takiben, reaktörün havalandırılması işlemidir.
4. Anoksik: Havalandırma işlemi kesildiğinde, reaktörde nitrifikasyon sonucu oluşan nitrat ve nitrit mevcuttur. Çöktürme işlemine geçilmeden önce bu nitrit ve nitratın giderilmesi gerekmektedir. Reaktör bir süre anoksik şartlarda bekletilerek nitrit ve nitratın azot gazına dönüşmesi beklenir.
5. Çöktürme: Ortamda askıda bulunan MLSS çöktürülür.
6. Boşaltma: Çöktürme işleminden sonra reaktörün üst kısmında kalan karışım reaktörden alınarak deşarj edilir.



Şekil 3.13. Ardışık kesikli reaktör (AKR) için şematik gösterim

4. YAPAY SULAKALANLAR

Yapay sulakalanlar; bitkileri, toprağı ve ilgili mikrobiyal grupları, atıksu arıtmaya yardımcı olacak şekilde kapsayan doğal süreçlerden faydalanmak için tasarlanan ve inşa edilen mühendislik sistemleridir. Bunlar, doğal sulakalanlarda meydana gelen süreçlerin birçoğundan faydalanmak için tasarlanırlar (Hammer ve Bastian 1989), fakat bunu daha kontrollü bir çevrede yaparlar (Vymazal 2007).

4.1. Yapay Sulakalanların Tarihçesi

“İnşa edilmiş”, “insan yapımı”, “tasarlanmış”, “yapay” gibi terimler bu yapılar için geçmişten günümüze kullanılan terimlerdir (Vymazal 2007). Sulakalanların yenilenmesi ve inşası ile ilgili kullanılan bir takım terimler Çizelge 4.1’de verilmiştir (Cronk ve Fennesy 2001).

Çizelge 4.1. Yenilenmiş ve inşa edilmiş sulakalanlarla ilgili bazı terimlerin açıklaması (Cronk ve Fennesy 2001)

İnşa edilmiş / Yapay (Constructed / Artificial)	Doğal olarak bulunmaktan ziyade insanlar tarafından yapılan herhangi bir sulakalan; daha önce sulakalan bulunmayan bir bölgede inşa edilen yeni sulakalana işaret eder; arıtma sulakalanını anlatmak için de kullanılabilir
Yenilenmiş (Restored)	Var olan bir sulakalanın istilacı bir türün giderilmesi ile geliştirilmesi, var olan bir sulakalanın hidroloji veya topografya gibi bazı konularda yenilenmesi, bir zamanlar bulunan yerine tekrar bir sulakalan inşa edilmesi ve dere kenarı bölgesi gibi daha önce muhtemelen sulakalanların bulunduğu bir bölgede bir sulakalan inşa etmeyi içerir
Geliştirilmiş (Enhanced)	Var olan bir sulakalanın istilacı bir türün giderilmesi ile geliştirilmesi veya daha önce bulunan hayvanların, bitkilerin ya da diğer başka sulakalan bileşenlerinin geri kazandırılması (geliştirilmiş sulakalanlar yenilenmiş sulakalanlar dahilinde değerlendirilir)

Çizelge 4.1. Yenilenmiş ve inşa edilmiş sulakalanlarla ilgili bazı terimlerin açıklaması (Cronk ve Fennesy 2001) (devam)

Oluşturulmuş (Created)	Daha önce sulakalan bulunmayan bir bölgeye yapılan yeni bir sulakalan
Telafi (Mitigation)	Yok edilmiş sulakalanın yerine inşa edilen sulakalan; oluşturulmuş, korunmuş veya yenilenmiş olabilir
İkame (Replaced)	Telafi sulakalanlarla aynı özelliktedir
Arıtma (Treatment)	Evsel çamur, noktasal kaynaklı olmayan kirlenme, maden drenajı veya hayvan çiftliği atıksuyu gibi belirli bir atıksu sorunu için arıtma amaçlı inşa edilen sulakalan

Yapay sulakalanlarla atıksuların arıtılması ile ilgili ilk çalışma 1950’li yılların başlarında Plön’deki Max Planck Enstitüsü’nde (Almanya) Käthe Seidel tarafından gerçekleştirilmiştir. Seidel, farklı su bitkilerinin sudaki bazı kimyasal kirlilikleri temizleme yeteneğini araştırmış ve ilk kez 1953’te *Scirpus lacustris*’in fenoller, patojenik bakteriler ve diğer bazı kirlilik etmenlerini temizlemedeki başarısını yayınlamıştır. Bunun yanında, suda yetişen bazı bitkilerin kendi performanslarına yardımcı olan çeşitli fizyolojik ve morfolojik değişiklikler sergiledikleri gözlemlenmiştir (Seidel 1955).

Bu konudaki bir başka önemli çalışma ise, 1973 yılında Robert Kadlec tarafından gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada, 75 hektar (185 akr) alanı kaplayan bir havuz ile bir sazlık sistemden oluşan gerçek boyutlarda ve araştırma amaçlı bir yapay sulakalan inşa ettirilmiştir. Sistemde, suyun bir havuzdan çıkıp diğerine girerken içinden geçmesi amacına yönelik olarak yapılmış her biri 0,40 hektar yüzölçümünde üç adet sazlık oluşturulmuştur. Bu çalışma gerçek boyutlarda bir sulakalanın arıtma performansını değerlendirmek için yapılmış en önemli çalışmalardandır (Bahr ve ark. 1974).

1975 yılında, Pennsylvania Üniversitesi’nde düzenlenen biyolojik atıksu arıtma konusunda ilk uluslararası konferans gerçekleştirilmiştir. Bu konferansın sonrasında konuya ilişkin araştırmalar büyük bir hızla gelişmiş ve küçük çaplı modeller oluşturulmuştur. Burada yapılan çalışmaların sonucunda septik tankların yerine, yapay

sulakalan sisteminin kullanılmasının üstünlüğü ortaya konulmuştur (Sloey ve ark. 1978).

Yapay sulakalanların daha soğuk iklimlerdeki fonksiyonel yetenekleri konusunda en iyi bilgiler, 1979 yılında kurulan araştırma amaçlı bir sistemde 1980–1984 yılları arasında gerçekleştirilen çalışmalar sonucunda elde edilmiştir. Büyüklükleri, konfigürasyonları, derinlikleri, yükleme oranları, kalış süreleri farklılıklar gösteren beş ayrı sazlık alan, bir yıllık süreyle soğuk bir iklimde test edilmiştir. Sazlıkların üstlerinde kış mevsiminde yaklaşık 10 cm kalınlığında buz katmanları oluşmuştur. Buz katmanının altından ise kış mevsimi süresince atıksu akışı gerçekleşmiştir. Sistemde kullanılan tek bitki olan hasırotunun (*Typha Angustifolia*) kış aylarında tamamen uykuda olan bir bitki olmadığının farkına varılmıştır. Sistemin, kışın en soğuk aylarında azalan bir oranda olmasına rağmen, kabul edilebilir bir bertaraf etme mekanizması sunduğu ortaya çıkmıştır. Sonuçlara göre, 200 m³/ha.gün hidrolik yükleme oranının ve 7 günlük bekletme süresinin, maksimum arıtma etkinliği sağladığını ortaya koymuştur. Çalışmada; dar kanal konfigürasyonunun en etkili tasarım olduğu kanıtlanmış olup kullanılacak boy/en oranının en az 10/1 olması önerilmektedir (Reed ve Crites 1984). Ancak bazı yerlerde, yüzeyaltı akış sistemlerde yapılan araştırmaların sonuçları ise, uzunluk/genişlik oranının dar girişlerde tıkanmalara neden olabileceği yönünde öneriler içermektedir.

Yapılan çalışmalar sonucunda; 1986 yılında gerçek boyutlarda işlevsel bir yapay sulakalan arıtma sistemi inşa edilerek kullanıma sunulmuştur. Stabilizasyon havuzlarının yerini alan bu sistemin amacı, gerçek boyutlarda bir yapay sulakalanın arıtma performansının ve işlevsel sistemlerinin test edilmesi ve seçilen önarıtma metodunun değerlendirilmesidir. Sistem 4000 kişilik bir yerleşim biriminin atıksularının arıtılması için tasarlanmış olup birbirinden bağımsız olarak çalışan iki ayrı hücre olarak oluşturulmuştur (Herskowitz 1986).

1980 yılında, atıksu arıtmada önemli iki uzman olan Tchobanoglous ve Culp, atıksu arıtmada yapay sulakalanların kullanımı konusunda derinlemesine yapılan ilk mühendislik çalışmalarını gerçekleştirmişler ve aşağıda sıralanan faktörlerin daha ayrıntılı bir biçimde bilinmesi için ek araştırmaların yapılmasının gerekliliğini belirtmişlerdir.

Yapılması önerilen bu çalışmalar;

- ✓ Elde edilen arıtmanın derecesinde bitki türü ve kuru maddenin etkisi,
- ✓ Nutrient alımında hasat edilen bitkinin etkisi,
- ✓ Bitkinin adaptasyonunda tabandaki katmanın etkisi ve arıtmanın derecesi,
- ✓ Arıtmanın derecesinde, alıkonma süresinin etkisi,
- ✓ Arıtmanın derecesinde, mevsimlik koşulların etkisi,
- ✓ Arıtmanın derecesinde, humus ve atık bileşenlerinin etkisi,
- ✓ Bitki türü, kuru madde, alıkonma süresi ve sıcaklığın bir fonksiyonu olarak bertaraf edilen kinetiklerin belirlenmesi,
- ✓ Arıtma derecesinde, sulakalan konfigürasyonunun etkisi,
- ✓ Durağan parçaların giderim kapasitesi, olarak sıralanabilir (Tchobanoglous ve Culp 1980).

80'li yılların sonlarında (Hammer 1989), küçük kasabalarda atıksuların arıtılması için bir dizi gerçek boyutlarda ve küçük çaplı model yapay sulakalan projeleri yapmıştır.

Sulakalanlara olan ilginin yoğunlaştığı 1970'lerden, kullanımının arttığı 2000'lere, geniş bir perspektiften bakıldığında şöyle bir tablo ortaya çıkmaktadır (Çizelge 4.2): 1970'lerde sulakalanlarla ilgili gelişen iyimser beklentilerle dolu ilginin ardından teknolojik sorunlarla karşılaşmıştır. Uzun süreli fosfor alım kapasitesi konusu, bu sorunlara iyi bir örnektir. Fakat bu sorunlar çözülmektedir ve sulakalan teknolojisi, özellikle kırsal veya göreceli olarak daha küçük olan diğer özel durumlarda, geleneksel arıtma teknolojilerine rakip olacak şekilde gelişmeye devam edecek ve ticari bir endüstri haline gelecektir (Kangas 2005).

Çizelge 4.2. Sulakalan teknolojisinin gelişim aşamaları (Kangas 2005)

1970'ler	Konuyla alakalı birçok fikir ortaya atılmıştır; çeşitli sulakalan çeşitleri için farklı deneysel stratejiler kullanılarak deneyler gerçekleştirilmiştir.
1980'ler	Başlatılan çoğu çalışmaya devam edilmemiştir; uzun süreli arıtma yeteneği (özellikle fosfor için) sorgulanmıştır (Richardson ve Kadlec'in bu alanda pek çok çalışması mevcuttur); çok sayıda derleme çalışması yapılmıştır.

Çizelge 4.2. Sulakalan teknolojinin gelişim aşamaları (Kangas 2005) (devam)

1990'lar	Atıksu arıtmak için doğal yerine yapay sulakalanların kullanımı üzerine vurgu yapılmıştır; Kadlec ve Knight'ın "Arıtma Sulakalanları / Treatment Wetlands" adlı kitabı yayınlanmıştır (1996); 1980'lerde karşılaşılan teknolojik kısıtlarla ilgili fikirler gelişmiştir.
2000'ler	Sulakalan teknolojisi, özellikle daha az gelişmiş ülkelerde, genişlemiştir; yapay sulakalanlar, atıksu arıtmada belirli durumlar için geniş çapta kabul gören alternatif bir teknoloji haline gelmiştir.

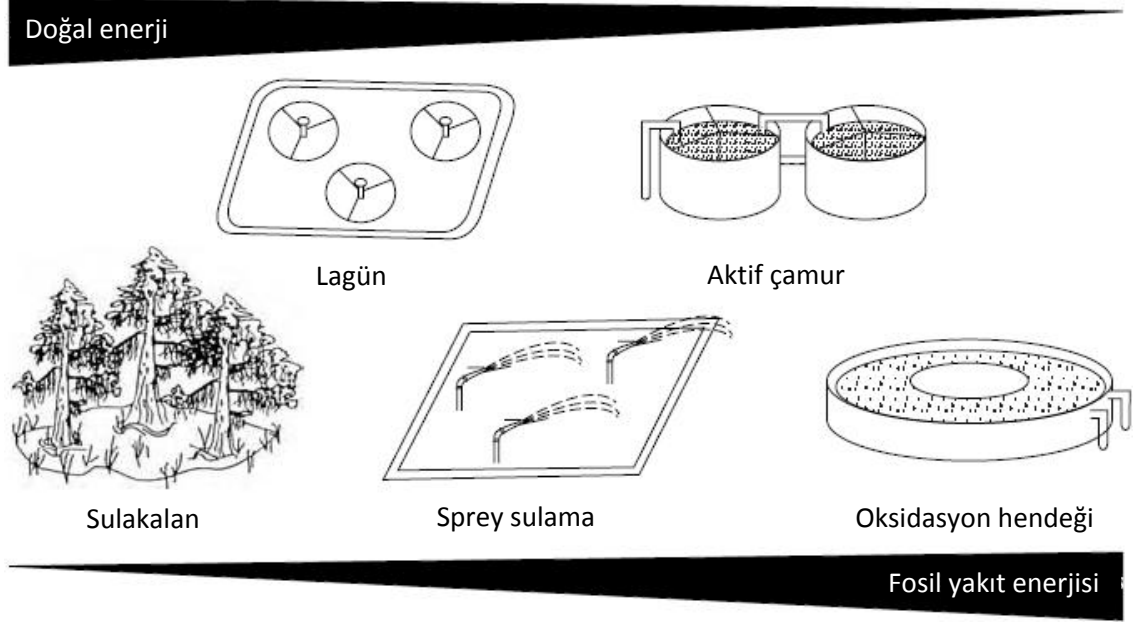
4.2. Arıtma Sistemleri Olarak Yapay Sulakalanlar

Sulakalanlara tarihsel olarak bakıldığında, genelde atıksu deşarj alanları olarak kullanıldıkları görülür (Kadlec ve Knight 1996). Birçok durumda, bu kullanımın arkasında yatan gerçek sebep, atıksuların arıtılmasından ziyade direkt boşaltımı olmuştur. Atıksu arıtma teknolojisinde bir sonraki adım, konvansiyonel sistemlerdir ve giderek artan sayıları sebebiyle işletilmeleri, enerji maliyetleri ve yetiştirilmiş eleman ihtiyacı zaman zaman sorun haline gelmektedir. Bu nedenle, daha düşük işletme-bakım ve inşaat masrafları sebebiyle sulakalan projeleri hızlandırılmaya başlanmıştır. Yapay sulakalanlar, doğal arıtmanın mühendislik tasarımı ile daha küçük reaktörlerde cereyan ettiği kontrollü sistemlerdir. Yapay sulakalanlar bugün dünyanın birçok kısmında atıksu yönetimi ve su kirliliği kontrolünde önemli bir rol oynamaktadır (USEPA 1999).

Temelde, evsel çamurları arıtmak için, geleneksel atıksu arıtma tesislerinde ve sulakalan sistemlerinde aynı fiziksel/kimyasal/biyolojik süreçler kullanılmaktadır. Farklılıklar, ağırlıklı olarak yer ve zaman konularında meydana gelmektedir: sulakalanlar önemli ölçüde daha fazla yer ve zaman gerektirmektedir. En azından kavramsal olarak, doğal girdilerin satın alınanlara oranının daha yüksek olduğu sulakalanlar için ödünleşim (trade-off) ekonomiktir (Şekil 4.1).

Atıksu arıtma için bir anahtar faktör, hidrolik bekletme süresidir. Gelişmiş bir atıksu arıtma tesisi için tipik bekletme süresi yaklaşık 12 saattir. Katılar için alıkonma süresi ise yalnızca ortalama 1-2 gündür. Tipik bir sulakalanda, en düşük hidrolik bekletme süresi 5 gün, bazı durumlarda ise 100 günden fazladır. Katılar için kalma süresi, organik

maddeler pek çok dönüşüm geçirerek sistem boyunca sarmal gezindikleri için, karakteristik olarak daha uzundur (Kangas 2005).



Şekil 4.1. Çeşitli atıksu arıtma teknolojilerinin, enerji girdisi gradyanı boyunca konumları (Kangas 2005)

Sulakalanlar, dünyadaki ana ekosistem grupları arasında ayrıcalıklı olmalarını sağlayan bazı özelliklere sahiptirler. Büyük miktarda su, biyolojik üretkenliğin çoğu formu için önem taşır. Sulakalanlar, oksijen gibi başlıca kimyasal elementlerin azaldığı dönemleri aşmak için, sahip oldukları önemli miktarlardaki su temininden faydalanmak konusunda gerekli mekanizmalara sahiptir. Bu yüzden sulakalanlar, 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).

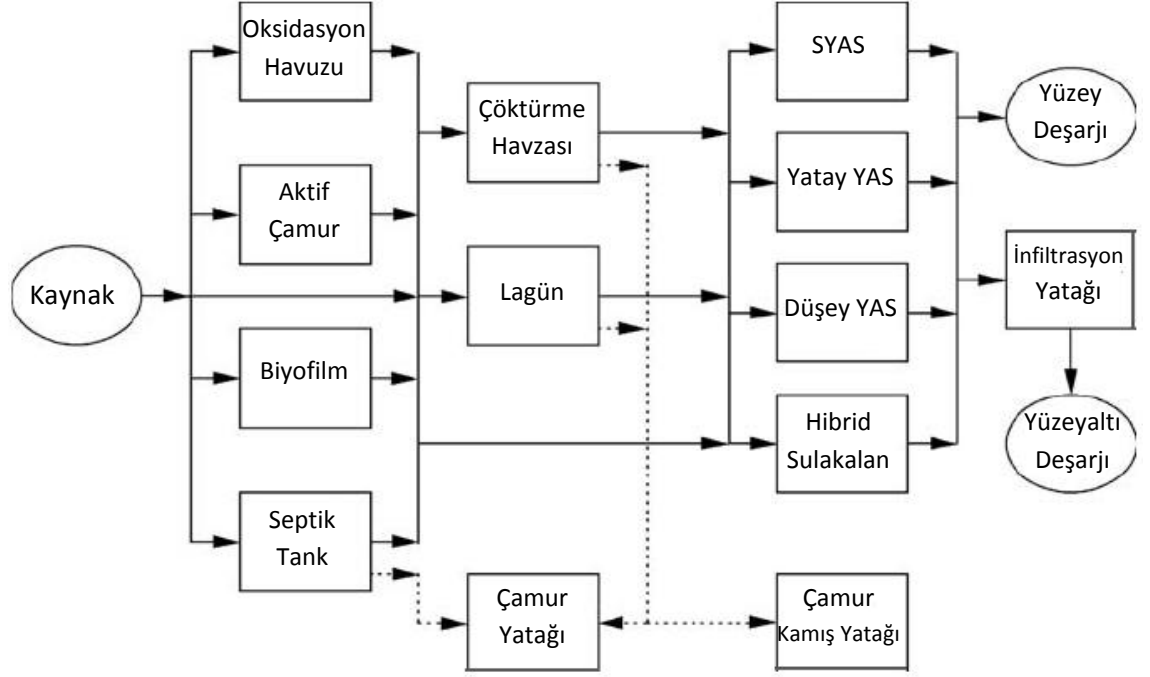
Avrupa'daki birçok yapay sulakalan sistemlerinden elde edilen ortalama arıtma verimleri toplam fosfor (TP) için % 47,2; toplam azot (TN) için %39,6 olarak rapor edilmiştir (Börner 1992, Schierup ve ark. 1990). Çizelge 4.3'te doğal arıtma sistemlerinin yaygın arıtma sistemlerine göre inşaat, işletme ve bakım masrafları açısından karşılaştırması verilmiştir (EPA 1999).

Çizelge 4.3. Değişik tiplerde atıksu arıtma tesisleri için enerji ihtiyaçları (Kadlec ve Wallace 2009)

Sistem	Hidrolik Yükleme (m³/gün)	Enerji Kullanımı (kW.saat/m³)	Kaynak
Yüzey akışlı sulakalan	-	<0,1	Brix (1999)
Yüzeyaltı akışlı sulakalan	-	<0,1	Brix (1999)
Fakültatif lagün + hızlı infiltrasyon	3786	0,11	Campbell ve Ogden (1999)
Fakültatif lagün + karadan akış	3786	0,16	Crites ve ark. (2006)
Havalandırılmış yüzeyaltı akışlı sulakalan	5500	0,16	Wallace ve ark. (2006)
Gelgit akışlı sulakalan	1000	0,18	Maciolek ve Austin (2006)
Karousel tipli oksidasyon hendeği	3786	0,51	USEPA (1996)
Damlatmalı filtre + azot giderimi	3786	0,61	Crites ve ark. (2006)
Aktif çamur + nitrifikasyon	3786	0,76	Campbell ve Ogden (1999)
Arttırılmış havalandırılmalı paket arıtma tesisi	3786	1,06	USEPA (1996)
Ardışık kesikli reaktör (AKR)	303	1,13	USEPA (1996)

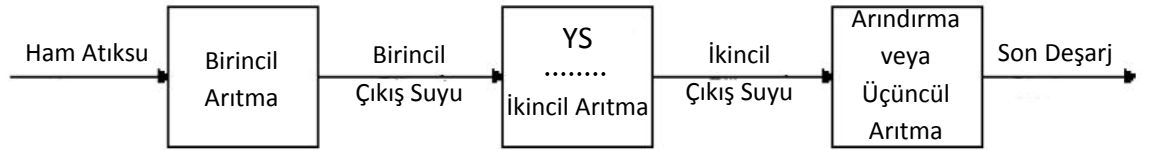
Ek olarak, sulakalanlar, çoğu ekosistemden daha yüksek biyolojik aktiviteye sahip olduğu için, atıksularda bulunan yaygın kirleticilerin çoğunu, daha sonra biyolojik üretkenlik için kullanılacak zararsız yanürünlere veya temel besinlere dönüştürebilirler. Bu dönüşümler, sulakalanın doğasında bulunan ve güneş, rüzgâr, toprak ve hayvanlardan kaynaklanan çevresel enerjisi vasıtasıyla gerçekleşir. Bu kirletici dönüşümlerinden, göreceli olarak düşük maliyetli hafriyat, boru tesisatı ve birkaç donanımla faydalanılabilir. Sulakalanlar, işletim ve bakım maliyeti en düşük olan arıtma sistemlerindendir. Bir sulakalanda çalışır halde bulunan doğal çevresel enerjiler sayesinde, arıtma hedeflerini karşılamak için gerekli fosil yakıt enerjisi ve kimyasallar (Çizelge 4.3) tipik olarak çok düşük miktarlardadır (Kadlec ve Wallace 2009).

Sulakalanlar genellikle; septik tanklar, lagünler ve mekanik arıtma tesisleri gibi diğer arıtma yapıları ile birleştirilerek (Şekil 4.2) kullanılır (Kadlec ve Wallace 2009).



Şekil 4.2. Arıtma hatları için, sulakalanları içeren seçenekler (Kadlec ve Wallace 2009)

YS'ler farklı arıtma seviyelerinde işlev görürler de en sık ve geleneksel olarak, önarıtma çıkış suyunu (birincil çıkış suyu) arıtmakta (Şekil 4.3) kullanılırlar (Wendland ve Chiarawatchai).



Şekil 4.3. Arıtma döngüsünde YS'lerin geleneksel yeri (Wendland ve Chiarawatchai)

Bu şartlar altında, sulakalan tasarımını ilgilendiren su giriş kalitesi, herhangi bir önarıtmadan çıkan değerlerle belirlenir. Genel olarak, birincil çıkış suyu, Çizelge 4.4'teki karakteristik değerlere sahiptir.

Çizelge 4.4. Birincil çıkış suyunun **mg/l** cinsinden karakteristik değerleri (Tchobanoglous ve ark. 2003)

BOİ	KOİ	TAKM	UAKM	TN	TP
40-200	90-400	55-230	45-180	20-85	4-15

YS'ler, ayrıca, birincil ve üçüncül arıtmada da uygulanabilir. YS'ler, özellikle azotun ve fosforun, eğer gerekiyorsa tam olarak giderilmesi için bir sonarıtmaya ihtiyaç duyabilirler. N ve P giderim kapasiteleri genel olarak, olduğundan daha yüksek tahmin edilegelmiştir. Fosforun önemli oranlarda giderilmesi için, YS'lerin ek bir fosfor giderim aşamasıyla (önarıtma biriminde çökelme gibi) desteklenmesi gerekir. Bunun dışında, çakıl ve kum içeren substrat yerine, fosfor emme kapasitesi yüksek, farklı malzemelerin (torf, yüksek fırın cürufu-YFC) kullanımı da fosfor giderimini yüksek seviyelere çekebilmek için denenmektedir (Wendland ve Chiarawatchai).

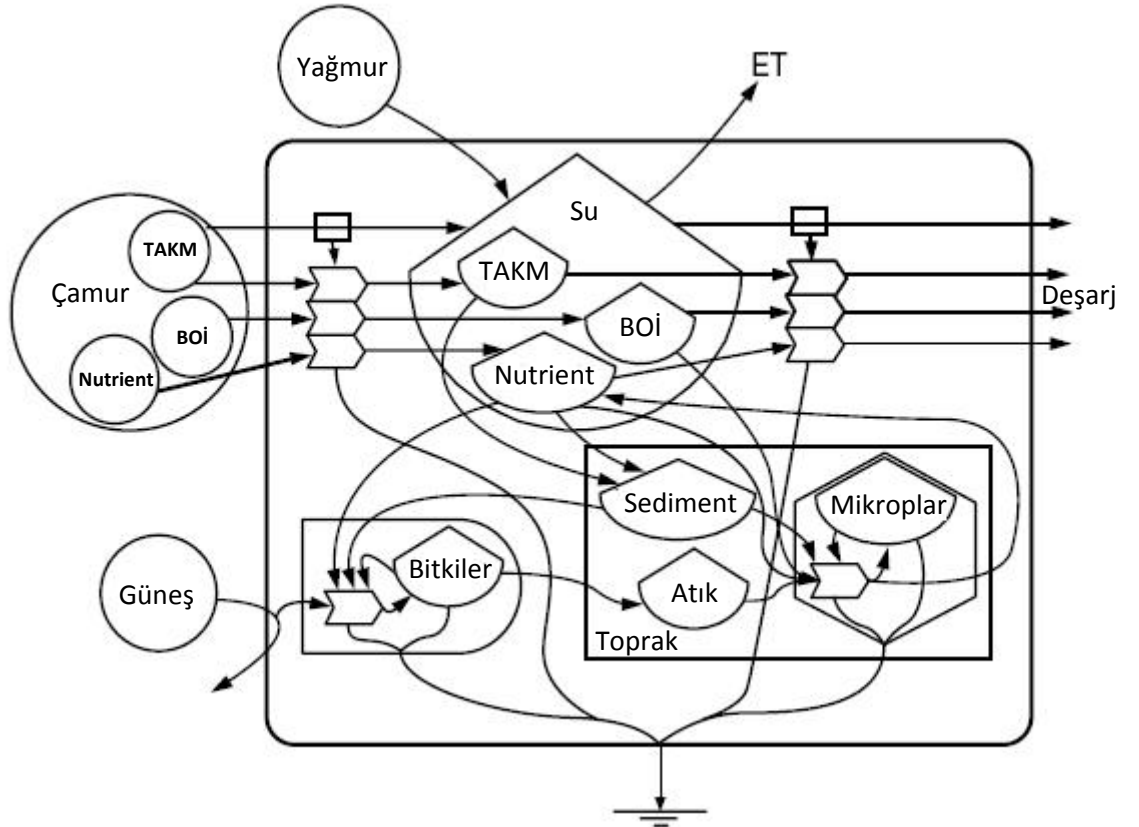
Çamur, sulakalana tek bir noktadan ziyade genellikle bir dizi noktadan (genelde delikli bir boru boyunca) deşarj edilir ve sulakalan boyunca ince tabaka bir akış olarak yerçekimi ile hareket eder. Yüzeyde ya da yüzey altında olsun, bu tarz bir akış, arıtma sürecinde bulunan tüm ekosistem bileşenleri ile yeterli temasa imkân verir. Yaklaşık 30 cm'den daha büyük derinliğe sahip kanal akışları, kalma zamanını düşürdükleri için, yeterli arıtmaya imkân vermeyecektir.

Sulakalanların verimliliği, özümleme kapasitesini niceleyen girdi-çıktı metotları kullanılarak değerlendirilir. TAKM, BOİ, besinler ve patojenlerin yüzdesel giderimini gösteren kütle dengesi yaklaşımı en faydalı olanıdır. Bu, genelde, su akış hızlarının (örneğin, milyon litre/gün) ve çamur parametrelerinin konsantrasyonlarının (genellikle TAKM, BOİ, besinler için mg/l; patojenler için birim hacim başına tekil organizma sayısı) ölçümü ile gerçekleştirilir. Su akış hızları, uygun dönüşüm çarpanları kullanılarak konsantrasyonlarla çarpıldığında, toplam girdi kütlesi ile toplam çıktı kütlesi ve hesaplanan giderim verimliliği karşılaştırılabilir. Su akış hızları nicelenemezse, girdiler ve çıktılar arasındaki karşılaştırmalar yalnızca konsantrasyon verisi kullanılarak yapılabilir. Fakat bu ikinci yöntem, kütle dengesi yaklaşımına göre daha çok eksiklik içermektedir.

Çamur içindeki fiziksel-kimyasal parametreleri gideren baskın süreçler Şekil 4.4 ve Çizelge 4.5'in yardımıyla anlaşılabilir. Bu arıtma süreçleri içinde çok çeşitli dönüşümler vardır ve bu dönüşümlerin kinetiği hakkında pek çok bilgi mevcuttur. Genel anlamda, arıtma verimlilikleri farklı değerler almaktadır fakat bu teknolojinin rekabetçi olabilmesi için yeterince yüksektir.

Sulakalan teknolojisi işlevini en iyi tropik ve alt tropikal (subtropikal) iklimlerde görmektedir. Bunun sebebi, biyolojik süreçlerin bu iklimlerde tüm yıl boyunca aktif olmasıdır. Sulakalanların, kış mevsimi sırasında biyolojik süreçlerin azaldığı daha soğuk iklimlerde yıl boyunca kullanım konusunda hala cevaplanmamış bir soru vardır, ancak bazı araştırmacılar bu teknolojiye bu bölgelerde de faydalanabileceği yönünde fikir sunmaktadırlar. Arıtılacak atık hacimlerinin düşük ya da orta seviyede olduğu kırsal alanlar, sulakalanlar için en uygun yerlerdendir. Atık hacimlerinin yüksek olduğu kentsel şartlarda, büyük akışları küçük alan gereksinimiyle başarabildiği için, geleneksel arıtma tesisleri sulakalanlara göre daha uygundur.

Bazı özel durumlar için kullanılan birkaç tip doğal sulakalan dışında, atıksu arıtmak için özel olarak inşa edilen sulakalanlar, sulakalan teknolojisinin en yaygın şeklidir. Yapay sulakalanlar, yüzey akışlı veya yüzeyaltı olmak üzere iki temel sınıfa ayrılmaktadır (Kangas 2005).



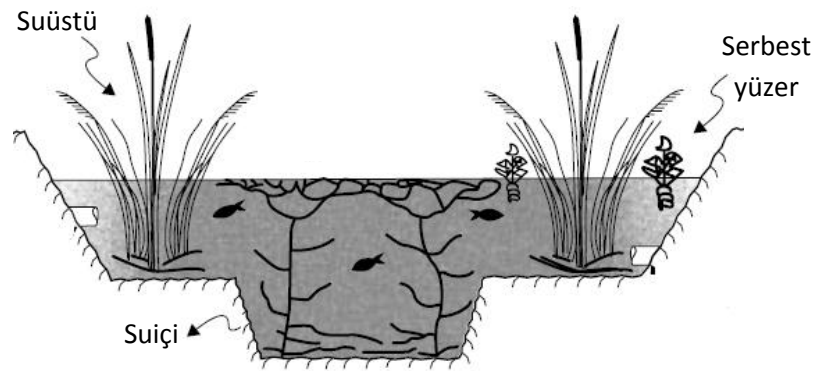
Şekil 4.4. Bir sulakalandaki temel süreçler için enerji akış diyagramı (Kangas 2005)

Çizelge 4.5. Sulakalanlardaki su kalitesi dinamiklerinde baskın süreçler (Süreç yolları için bkz. Şekil 4.4) (Kangas 2005)

Süreç	Sulakalandaki süreç yolu
Sedimentasyon	Sudaki TAKM'den sedimentlere
Adsorpsiyon, çökeltme	Sudaki nutrientten sedimentlere
Biyolojik parçalanma	Sudaki BOİ'den mikroplara
Kimyasal dönüşüm	Sudaki nutrientten mikroplara, mikroplardan sudaki nutriende
Metabolik tutunma	Sudaki nutrientten bitkilere
Toplam girdi	Çamur kaynağındaki TAKM, BOİ, nutrientten su depolarına
Toplam çıktı	Su depolarındaki TAKM, BOİ, nutrientten deşarja

4.3. Yapay Sulakalanların Tipleri

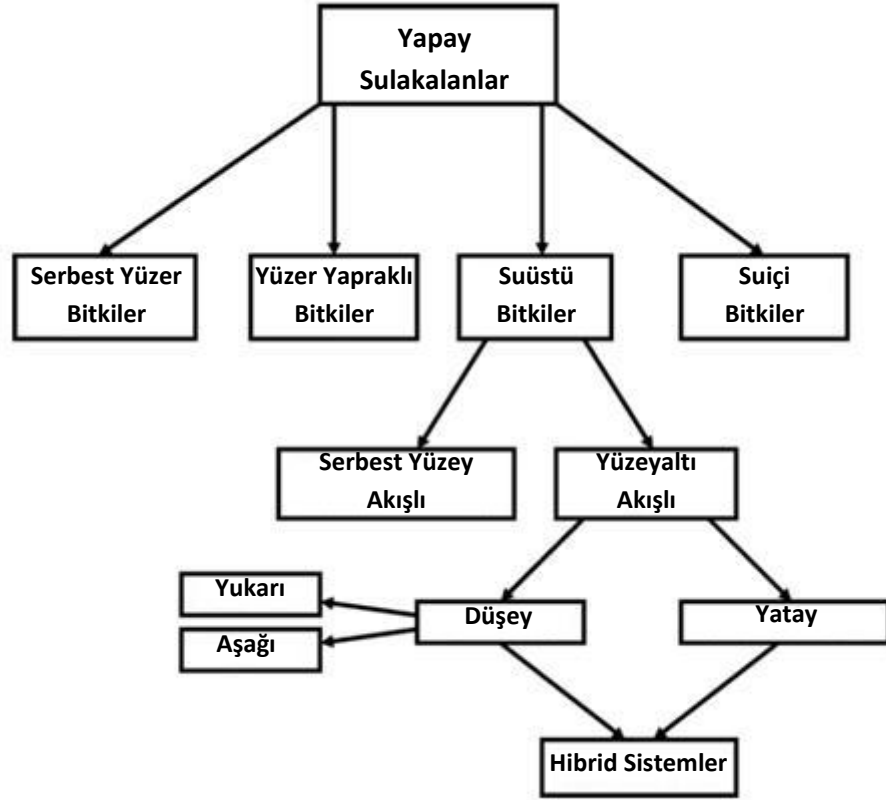
Temel sınıflandırma, büyüyen makrofit (büyük su bitkisi) tipine (Şekil 4.5) göre; daha sonraki sınıflandırma genellikle suyun akış rejimini esas alır (Şekil 4.6). Günümüzde en çok araştırılan ve kullanılan tipler; serbest yüzey akışlı (SYAS), yatay yüzeyaltı akışlı (YYAS) ve düşey yüzeyaltı akışlı (DYAS) sistemlerdir. Diğer sistemler hakkında yeteri kadar veri yoktur (Vymazal 2007).



Şekil 4.5. Makrofit tipleri (USEPA 2000)

SYAS sistemleri açık su alanlarına sahiptir ve görünüş olarak doğal bataklıkları andırırlar. Yatay YAS sistemlerinde, tipik olarak, sulakalan bitkileri ile ekilmiş bir çakıl yatağı kullanılır. Yatak yüzeyinin altında tutulan su, girişten çıkışa kadar yatay olarak

akar. Düşey YAS sistemlerinde, sulakalan bitkileri ile ekilmiş bir kum-çakıl yatağının yüzeyi içinden su dağıtımı yapılır. Su, bitki kökü bölgesi boyunca süzülüyor gibidir. Biyokatıların suyunu gideren sulakalanlar, düşey akışlı sulakalan sistemlerinin bir tipi olarak düşünülebilir. Bu ana kategorilerin her biri; yerleşim planı, ortam, bitkiler ve akış modeli açısından kendi içlerinde de farklılık gösterirler. Örneğin, SYAS sistemleri, sürekli kentsel deşarjlar için dahi, gelgit tarzında kesikli akış kullanılarak işletilebilir (Poach ve Hunt 2007). YYAS (Behrends ve ark. 2001) ve DYAS (Sun ve ark. 1999) sistemleri de aynı işletim stratejisi için sorgulanmıştır. DYAS sistemleri, anaerobik maden suyu sulakalanlarında olduğu gibi sürekli aşağı akış ile işletilebileceği gibi; kesikli veya sürekli yağmurlama ile de işletilebilir (Kadlec ve Wallace 2009).



Şekil 4.6. Yapay sulakalanların sınıflandırılması (Vymazal 2001)

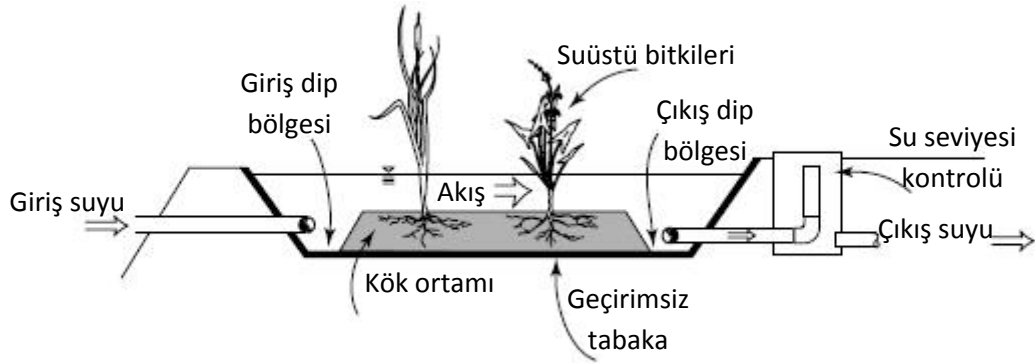
Çizelge 4.6’da, en çok uygulanan 3 sulakalan tipi (SYAS, yatay YAS ve düşey YAS) için giderim performansları verilmiştir. Çizelgede kullanılan TKN ifadesi, toplam Kjeldahl azotudur (organik azot + amonyak azotu).

Çizelge 4.6. 3 sulakalan tipinin farklı parametreler için verimliliği (European Commission 2001)

Giderilen Parametre	Organik madde	TKN	TN	TP	Mikrobiyal yapı
SYAS	Var	Zayıf nitrifikasyon	Güçlü denitrifikasyon	Yok	Yok
YYAS	Var	Var	Yok	Yok	Yok
DYAS	Orta	Var	Var	İlk yıllar	Var

4.3.1. Serbest Yüzey Akışlı Sulakalanlar (SYAS)

SYAS sistemleri, bataklık gibi suyun toprak üzerinde sığ olarak aktığı doğal sulakalanları taklit etmek için tasarlanır (Şekil 4.8). SYAS sistemlerinde su, bir giriş noktasından çıkış noktasına doğru, ekilmiş bir toprak yüzeyinden akar (Şekil 4.7). YAS sistemlerine benzer olarak, en sık kullanılan suüstü bitkileri su kamışı ve sazlık otudur (Stottmeister ve ark. 2003). Bu sistemleri boyut olarak, septik tank çıkış sularını arıtmak için tasarlanmış tesis içi küçük birimlerden 16000 hektar alan kaplayan büyük birimlere kadar değişiklik gösterebilir. Suüstü bitkilerinin meydana getirdiği gölgelik (USEPA 2000); su yüzeyini gölgeler, alg devamlılığını ve büyümesini engeller, sistem boyunca akan suyun suda rüzgâr kaynaklı oluşan türbülansını azaltır (Lehr ve ark. 2005).



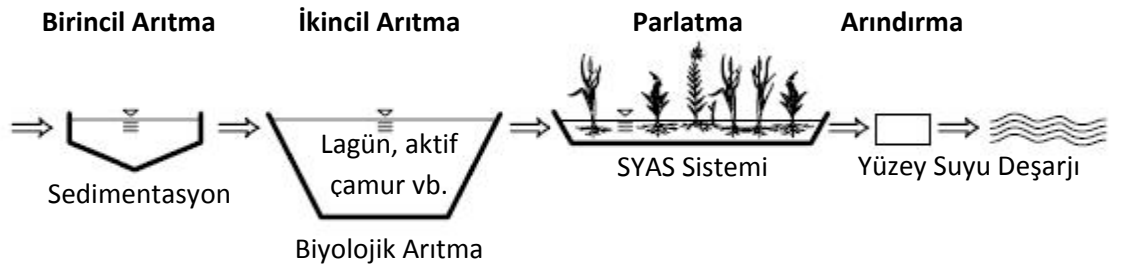
Şekil 4.7. Bir SYAS sisteminin temel bileşenleri (Kadlec ve Wallace 2009)

Atıksu, sulakalan boyunca akarken; sedimentasyon, filtrasyon, oksidasyon, indirgenme, adsorpsiyon ve çökelme ile arıtılır. SYAS sistemleri doğal sulakalanları 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 (NADB veritabanı 1993, Kadlec ve Knight 1996). İnsanların patojenlere maruz kalma olasılığı nedeniyle SYAS sistemleri ikincil arıtma için nadiren kullanılır (USEPA 2000c). SYAS sistemlerin en yaygın kullanımı, ikincil ya da üçüncül arıtma süreçlerinden (örneğin; lagünler, damlatmalı filtreler, aktif çamur sistemleri vb.) çıkan suyun ileri arıtmaya tabi tutulmasıdır. SYAS sistemini içeren tipik bir arıtma hattı uygulaması Şekil 4.9’da görülmektedir.



Şekil 4.8. Avustralya’da maden atıksularını arıtmak için *Eleocharis dulcis* (su kestanesi) bitkisiyle ekilmiş bir SYAS (Vymazal ve Kröpfelová 2010)



Şekil 4.9. Kentsel atıksu arıtmak için tipik bir SYAS uygulaması (Wallace ve Knight’tan 2006 aktaran Kadlec ve Wallace 2009)

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, sulakalandaki aktivitelerin büyük kısmı anaerobiktir. SYAS sistemlerindeki giriş suyunun düşük hızlı ve laminar akışlı olması; BOİ bileşenleri, fiksasyona uğramış toplam N (TN) ve toplam P (TP), metallerin iz seviyeleri ve karmaşık organikleri içeren TAKM'nin 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 sulakalandaki mikrobiyal/bitkisel popülasyonlar tarafından giderilirler (USEPA 2000).

SYAS sistemlerinin kullanımı 1980'lerin sonlarından itibaren artış göstermiştir. Artık YAS sistemleri, büyük akışlı kentsel sistemler için tipik olarak seçilmemektedir. YAS sistemleri için daha küçük alanlar gerekse de taş veya çakıl ortamının yüksek maliyeti, büyük bir YAS sistemini SYAS sistemine göre ekonomik olarak dezavantajlı yapar. Maliyet karşılaştırmalarına göre, 230000 litre/gün'ün üzerindeki akış hızlarında, SYAS sistemi kurmak YAS sistemi kurmaktan genel olarak daha düşük maliyetli olmaktadır. Ancak, sivrisine veya vahşi yaşam konularının bir YAS sistemini tercih etmeyi haklı çıkardığı bazı istisnai durumlar vardır (Lehr ve ark. 2005, USEPA 2000).

SYAS sistemleri kuzey iklimleri de dahil tüm iklimler için uygundur. Ancak, buz oluşumu, işletmeyi hidrolik açıdan engelleyebilir. Bunun yanında, bazı giderim süreçlerinin hızları, (özellikle azot dönüşümü) soğuk sularda düşüktür. Buz, su yüzeyini kapladığında, atmosferden oksijen taşınımı düşer ve oksijene dayalı arıtma süreçlerini engeller. TAKM giderimi gibi diğer mekanizmalar, buz altında daha verimlidirler. Genelde, kış mevsiminde depolama, sıcak mevsimde arıtma yapmak daha verimlidir.

SYAS sistemleri kentsel, tarımsal ve endüstriyel sahanakları 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).

4.3.2. SYAS Sistemleri için Performans Beklentileri

Sulakalan sistemleri, yüksek seviyelerde BOİ, TAKM, azotun yanı sıra, önemli seviyelerde metaller, iz organikler ve patojenleri verimli bir şekilde arıtabilmektedirler. Fosfor giderimi, toprakla sınırlı temas imkânları nedeniyle düşük seviyelerdedir. Hasat yapılmısa da çürüyen bitkilerin bir kısmı refrakter organik olarak kalırlar ve sulakalanlarda torf (turba) oluşumuna sebep olurlar. Bu refrakter organiklerle ilişkili besinler ve diğer maddelerin kalıcı olarak giderildiği düşünülür (Reed ve ark. 2006).

4.3.2.1. BOİ Giderimi

Sulakalanlarda çökebilir organiklerin giderimi çok hızlıdır. Bu, SYAS sistemlerindeki durgun koşullardan ve YAS sistemlerindeki depolama ve filtrasyondan kaynaklanmaktadır. BOİ'nin yaklaşık %50 kadarı arıtma hattının ilk birkaç metresinde giderilir. Çökelen BOİ, depolama yerinin oksijen durumuna bağlı olarak, aerobik ve anaerobik ayrışmaya maruz kalır. Kalan BOİ, atıksu sisteme ilâştirilmiş mikrobiyal büyüme ile temas ettikçe, kolloidal ve çözünmüş yapılarda giderilmeye devam eder. Bu biyolojik aktivite, SYAS sistemlerinde su yüzeyine yakın yerlerde ya da YAS sistemlerinde aerobik mikro-bölgelerde aerobik olarak gerçekleşir. Ancak, sistemin geri kalan kısmında anaerobik ayrışma hâkimdir. SYAS yapay sulakalanlarda BOİ giderim verileri Çizelge 4.7'de verilmiştir (Reed ve ark. 2006).

Çizelge 4.7. Serbest yüzey akışlı yapay sulakalanlarda BOİ giderimi (Reed ve ark. 2006)

Konum	BOİ Girişi (mg/l)	BOİ Çıkışı (mg/l)	Giderim Oranı (%)	Kaynak
Arcata, Kaliforniya	26	12	54	Gearheart ve ark. (1989)
Benton, Kentucky	25,6	9,7	62	USEPA (1993a)
Cannon Sahili, Oregon	26,8	5,4	84	USEPA (1993a)
Cle Elum, Washington	38	8,9	77	Smith ve ark. (2002)
Ft. Deposit, Alabama	32,8	6,9	79	USEPA (1993a)
Gustine, Kaliforniya	75	19	75	Crites (1996)

Çizelge 4.7. Serbest yüzey akışlı yapay sulakalanlarda BOİ giderimi (Reed ve ark. 2006) (devam)

Iselin, Pensilvanya	140	17	88	Watson ve ark. (1989)
Listowel, Ontario, Kanada	56,3	9,6	83	Herskowitz ve ark. (1987)
Ouray, Colorado	63	11	83	Andrews (1996)
West Jackson Country, Missisipi	25,9	7,4	71	USEPA (1993a)
Sacramento Country, Kaliforniya	24,2	6,5	73	Nolte Associates (1999)

4.3.2.2. AKM Giderimi

TAKM için temel giderim mekanizmaları, flakülasyon ve sedimentasyon ve filtrasyondur (mekanik süzme, empaksiyon, tutma). Çökelebilen katıların çoğu girişin 15-20 m'si içinde giderilir. TAKM'nin optimum giderimi, sedimentasyonun ve filtrasyonun kolaylaşması ve alglerin tekrar büyümesini engellemek için bitkilerin tam durgun halini gerektirmektedir. Alg katılar, giderilmeleri için 6 ila 10 gün alıkonma süresi gerektirebilirler. TAKM'nin yapay sulakalanlarda giderim verileri Çizelge 4.8'de verilmiştir (Reed ve ark. 2006).

Çizelge 4.8. Serbest yüzey akışlı yapay sulakalanlarda BOİ giderimi (Reed ve ark. 2006)

Konum	TAKM Girişi (mg/l)	TAKM Çıkışı (mg/l)	Giderim Oranı (%)	Kaynak
Arcata, Kaliforniya	30	14	53	Gearheart ve ark. (1989)
Benton, Kentucky	57,4	10,7	81	USEPA (1993a)
Cannon Sahili, Oregon	45,2	8,0	82	USEPA (1993a)
Cle Elum, Washington	32	4,8	85	Smith ve ark. (2002)

Çizelge 4.8. Serbest yüzey akışlı yapay sulakalanlarda BOİ giderimi (Reed ve ark. 2006) (devam)

Ft. Deposit, Alabama	91,2	12,6	86	USEPA (1993a)
Gustine, Kaliforniya	102	31	70	Crites (1996)
Iselin, Pensilvanya	380	53	86	Watson ve ark. (1989)
Listowel, Ontario, Kanada	111	8	93	Herskowitz ve ark. (1987)
Ouray, Colorado	86	14	84	Andrews (1996)
West Jackson Country, Missisipi	40,4	14,1	65	USEPA (1993a)
Sacramento Country, Kaliforniya	9,2	7,1-11,9	23-29	Nolte Associates (1999)

4.3.2.3. Azot Giderimi

Sulakalanlarda azot giderimi nitrifikasyon ve denitrifikasyon ile gerçekleştirilir. Bitkisel alım, azot gideriminin yalnızca yaklaşık %10'una karşılık gelir. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon, sıcaklık ve alıkonma süresine bağlı olan mikrobiyal reaksiyonlardır. Nitrifikasyon organizmaları oksijen ve büyümek için yeteri kadar yüzey alanı gerektirir. Buna bağlı olarak, bu organizmalar aşırı yüklü sistemlerde de (BOİ yükü > 112 kg/ha.gün) yeni inşa edilmiş ve tamamlanmamış bitki örtüsüne sahip sistemlerde de önemli miktarlarda bulunmazlar. SYAS sistemleriyle ilgili saha çalışması verilerine dayanarak, mikrobiyal nitrifikasyonu destekleyecek yeterli bitkinin gelişmesi için bir ila iki büyüme sezonuna gerek duyulduğu bulunmuştur. Denitrifikasyon, nitrati azota dönüştürmek için yeteri miktarda organik madde gerektirir (bitki artığı ya da sap saman).

Olgunlaşmış bir SYAS'daki indirgeyici koşullar denitrifikasyona olanak sağlar. Nitrifikasyona uğramış atıksu SYAS sulakalanına uygulanırsa, nitrat birkaç günlük alıkonmanın ardından denitrifikasyona uğrayacaktır. Azot giderimi SYAS sisteminin nitrifikasyon yeteneğiyle sınırlıdır. Azot, nitrat yapısında bulunduğu anda, azot giderimi genel olarak hızlı ve tam gerçekleşir. Nitrat giderimi; nitrat konsantrasyonuna, alıkonma süresine ve mevcut organik maddeye bağlıdır. Kentsel atıksu arıtan çoğu sulakalanda su sütunu neredeyse oksijensiz olduğu için, nitratın indirgenmesi birkaç gün içinde gerçekleşecektir. Azot ve amonyak giderimi verileri Çizelge 4.9'da gösterilmiştir (Reed ve ark. 2006).

Çizelge 4.9. Serbest yüzey akışlı yapay sulakalanlarda amonyum ve toplam azot giderimi (Crites ve Tchobanoglous'tan 1998 aktaran Reed ve ark. 2006)

Konum	Atıksu Tipi	Amonyak Girişi (mg/l)	Amonyak Çıkışı (mg/l)	Toplam Azot Girişi (mg/l)	Toplam Azot Çıkışı (mg/l)
Arcata, Kaliforniya	Oksidasyon havuzu	12,8	10	-	11,6
Beaumont, Teksas	İkincil	12	2	-	-
Iselin, Pensilvanya	Oksidasyon havuzu	30	13	-	-
Jackson Bottoms, Oregon	İkincil	9,9	3,1	-	-
Listowel, Ontario, Kanada	Birincil	8,6	6,1	19,1	8,9
Pembroke, Kentucky	İkincil	13,8	3,35	-	-
Sacramento Country, Kaliforniya	İkincil	14,9	9,1	16,9	11,0
Salem, Oregon	İkincil	12,9	4,7	-	-

4.3.2.4. Fosfor Giderimi

SYAS sistemlerinde fosfor için temel giderim metotları adsorpsiyon, kimyasal çökelme ve bitkisel alımdır. İnorganik fosforun bitkisel alımı hızlıdır; ancak, bitkiler ölürken fosfor açığa çıkarılır ve bu yüzden giderim düşüktür. Fosfor giderimi, toprak ile etkileşime ve alıkonma süresine bağlıdır. Deşarjin olmadığı ya da alıkonma süresinin çok uzun olduğu sistemlerde, fosfor toprakta veya kök bölgesinde kalacaktır. 5 ila 10 günlük alıkonma süresine sahip sürekli akışlı sulakalanlarda, fosfor giderimi 1-3 mg/l'yi nadiren geçer. Sulakalandaki çevresel koşullara bağlı olarak, fosfor ve diğer bazı besinler yılın belirli zamanlarında açığa çıkarılırlar. Bu genellikle, oksidasyon indirgenme potansiyelindeki (OİP) bir değişim gibi, sistem içindeki koşulların değişimine karşılık meydana gelir. Sulakalanlardaki fosfor giderimi, yükleme hızına ve alıkonma süresine bağlıdır. Bitkiler büyüme sezonu boyunca fosfor alımı yaptıkları ve daha sonra da yaşlanma sırasında bunun bir kısmını açığa çıkardıkları için, kaydedilen veriler, sistemden ne zaman örnekleme alındığı ve sistemin ne kadardır çalışıyor olduğuna göre bakılarak değerlendirilmelidir. 10 adet yapay sulakalandan alınan fosfor giderimi verileri Çizelge 4.10'da verilmiştir (Reed ve ark. 2006).

Çizelge 4.10. Serbest yüzey akışlı yapay sulakalanlarda fosfor giderimi (Reed ve ark. 2006)

Konum	Hidrolik Yükleme Hızı (mm/gün)	Toplam Fosfor Girişi (mg/l)	Toplam Fosfor Çıkışı (mg/l)	Giderim Oranı (%)
Listowel, Ontario	24,1	1,9	0,7	62
Pembroke, Kentucky	7,6	3,0	0,1	96
Sea Pines, Güney Carolina	201,9	3,9	3,4	14
Benton, Kentucky	47,2	4,5	4,1	10
Leaf River, Misisipi	116,8	5,2	4,0	23

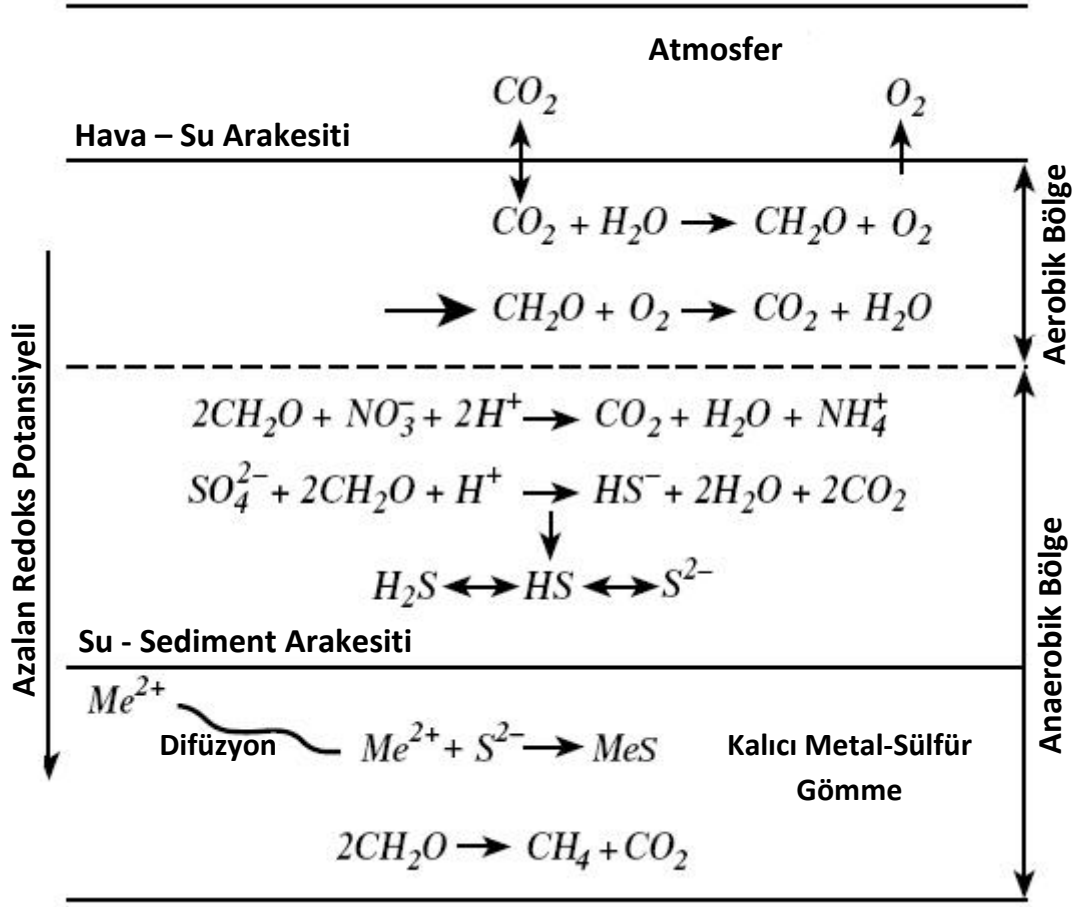
Çizelge 4.10. Serbest yüzey akışlı yapay sulakalanlarda fosfor giderimi (Reed ve ark. 2006) (devam)

Lakeland, Florida	74,4	6,5	5,7	13
Clermont, Florida	13,7	9,1	0,2	98
Brookhaven, New York	15	11,1	2,3	79
Sacramento County, Kaliforniya	62,2	2,38	2,07	13
Salem, Oregon	10,2	2,2	1,0	55
Ortalama	57,4	4,98	2,36	46

4.3.2.5. *Metal Giderimi*

Ağır metal giderimi, fosfor giderimine yakındır. Giderim mekanizmaları; adsorpsiyon, sedimentasyon, kimyasal çökeltme ve bitkisel alımı içerir. Metal giderimine katkı sağlayan süreçlerden biri, metalin gömülmesidir (Şekil 4.10, USEPA 1999). Giderime konu olan metallerden biri cıvadır. Anaerobik koşullar altında cıva iyonları mikroorganizmalar tarafından metil cıvaya dönüştüğünde cıvadan daha toksik bir yapıya ulaşırlar (Kadlec ve Knight 1996). Metilleşmeyi etkisizleştirecek bir süreç sülfürle çökeltmedir (Şekil 4.10).

Sacramento Country, Kaliforniya’da cıva konsantrasyonları %64 oranında indirgenerek 4 mg/l’ye düşürülmüştür (Crites ve ark. 1997). Metal giderimi, alıkonma süresi ve metal giriş konsantrasyonlarına bağlıdır. Ağır metaller için giderim verileri Çizelge 4.11’de verilmiştir. Alüminyum, çinko, bakır ve manganezin, sulakalanda dibe inildikçe giderimi Çizelge 4.12’de görülmektedir.



Şekil 4.10. Metal sülfür gömme (USEPA'dan 1999 aktaran Reed ve ark. 2006)

Çizelge 4.11. Yapay SYAS sistemlerinde metal giderimi (USEPA 1999, Nolte Associates 1999, Hendry ve ark.'tan 1979 aktaran Reed ve ark. 2006)

Konum	Metal	Giriş (mg/l)	Çıkış (mg/l)	Giderim Oranı (%)
Prag, Çek Cumhuriyeti	Alüminyum	451	<40	91
Sacramento County, Kaliforniya	Antimon	0,43	0,18	58
Sacramento County, Kaliforniya	Arsenik	2,37	2,80	-18
Brookhaven, New York	Kadmiyum	43	0,6	99

Çizelge 4.11. Yapay SYAS sistemlerinde metal giderimi (USEPA 1999, Nolte Associates 1999, Hendry ve ark.'tan 1979 aktaran Reed ve ark. 2006) (devam)

Sacramento County, Kaliforniya	Kadmiyum	0,08	0,03	63
Brookhaven, New York	Krom	160	20	88
Sacramento County, Kaliforniya	Krom	1,43	1,11	23
Brookhaven, New York	Bakır	1510	60	96
Sacramento County, Kaliforniya	Bakır	7,44	3,17	57
Brookhaven, New York	Demir	6430	2140	67
Sacramento County, Kaliforniya	Kurşun	1,14	0,23	80
Brookhaven, New York	Kurşun	1,7	0,4	76
Brookhaven, New York	Manganez	210	120	43
Sacramento County, Kaliforniya	Cıva	0,011	0,004	64
Brookhaven, New York	Nikel	35	10	71
Sacramento County, Kaliforniya	Nikel	5,80	6,84	-18
Sacramento County, Kaliforniya	Gümüş	0,53	0,09	83
Brookhaven, New York	Çinko	2200	230	90
Sacramento County, Kaliforniya	Çinko	35,82	6,74	81

Çizelge 4.12. Prag, Çek Cumhuriyeti'nde bir yapay SYAS sisteminde metallerin derinliğe göre giderimi (Vymazal ve Krasa'dan 2003 aktaran Reed ve ark. 2006)

Metal	0 m	5 m	16 m	32 m	48 m	60 m	62 m
Alüminyum	451	126	65	47	46	<40	<40
Bakır	11,3	4,1	3,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Manganez	278	47	52	39	41	45	53
Çinko	198	106	12	7,3	3,6	<5,0	<5,0

4.3.2.6. Sıcaklık Düşüşü

SYAS sistemleri boyunca sıcaklık düşüşü, günlük ortalama ortam havası sıcaklığının, uygulanan atıksu sıcaklığından düşük olduğu yerlerde meydana gelir. Bir yapay sulakalandaki tahmini sıcaklık düşüşü Denklem 4.1 ile hesaplanabilir.

$$T_{su} = T_{hava} + (T_0 - T_{hava}) \cdot \exp [-U_s(x - x_0)/\delta \cdot y \cdot v \cdot c_p] \quad (4.1)$$

T_{su} : x (m) mesafesindeki su sıcaklığı (°C)

T_{hava} : ortalama hava sıcaklığı (°C)

x_0 : sulakalanın ilgilenilen kesimi için giriş noktası (m)

T_0 : x_0 'daki su sıcaklığı (°C)

U_s : sulakalan yüzeyindeki ısı transferi katsayısı (W/m².°C)

δ : içerik konsantrasyonu (mg/l)

v : akış hızı (m/sn)

y : su derinliği (m)

c_p : özgül ısı (J/g.°C)

Akış hızı v , Denklem 4.2 ile hesaplanabilir.

$$v = (1/n) \cdot (y^{2/3}) \cdot (s^{1/2}) \quad (4.2)$$

n : Manning katsayısı (s/m^{1/3})

y : su derinliği (m)

s : hidrolik gradyan (m/m)

Örnek yapay sulakalanlar için sıcaklık düşüşü değerleri Çizelge 4.13'te verilmiştir.

Çizelge 4.13. Yapay SYAS sistemleri (Sacramento Counrty, Kaliforniya ve Mt. Angel, Oregon'da) boyunca sıcaklık düşüşü (Nolte Associates, Kaliforniya 1999, Mt. Angel şehir verilerinden 2002 aktaran Reed ve ark. 2006)

Ay	Sacramento Counrty, Kaliforniya			Mt. Angel, Oregon		
	Giriş (°C)	Çıkış (°C)	Düşüş (°C)	Giriş (°C)	Çıkış (°C)	Düşüş (°C)
Ocak	14,3	8,9	5,4	7,4	6,8	0,6
Şubat	16,9	10,7	6,2	10,1	10,2	-0,1
Mart	15,0	13,1	1,9	11,9	11,3	0,6
Nisan	18,3	16,2	2,1	17,4	16,1	1,3
Mayıs	19,7	15,5	4,2	19,4	16,9	2,5
Haziran	22,3	22,1	0,2	22,7	20,0	2,7
Temmuz	23,8	23,1	0,7	23,2	20,6	2,6
Ağustos	25,8	22,6	3,2	22,8	19,4	3,4
Eylül	24,5	20,3	4,2	21,3	18,1	3,2
Ekim	17,9	14,8	3,1	15,3	13,3	2,0
Kasım	15,9	14,0	1,9	11,2	10,3	0,9
Aralık	13,5	10,1	3,4	9,1	8,6	0,5
Ortalama	-	-	3,0	-	-	1,7

4.3.2.7. İz Organiklerin Giderimi

İz organiklerin giderimi volatilizasyon veya adsorpsiyon ve biyolojik parçalanma yoluyla meydana gelir. Adsorpsiyon, sistemde bulunan organik maddeler için öncelikli süreçtir. Yapay sulakalanlarda organik kimyasalların giderimi, %95'lerin üzerinde giderim oranlarının elde edildiği arazide arıtma sistemlerinden dahi daha verimlidir. Bunun sebebi, HBS'nin yapay sulakalanlarda gün olarak, arazide arıtma sistemlerinde ise dakika veya saat olarak ölçülmesi ve bunun yanında, adsorpsiyon için önemli olan organik maddelerin yapay sulakalanlarda neredeyse her zaman hâlihazırda bulunmasıdır. Sonuç olarak, volatilizasyon ve adsorpsiyon/biyolojik parçalanma için imkânlar sulakalan süreçlerinde artar. Pilot ölçekli yapay sulakalanlarda 24 saatlik bir

HBS kullanılarak gözlemlenen giderim verileri Çizelge 4.14'te gösterilmiştir. Sulakalan tasarımında geçerli olan birkaç günlük HBS kullanılırsa, elde edilen değerler arazide arıtma sistemlerinde elde edilenleri geçecektir (Reed ve ark. 2006)

Çizelge 4.14. Öncelikli organik kirleticilerin yapay sulakalanlarda giderimi (Reed ve ark.'tan 1995 aktaran Reed ve ark. 2006)

Bileşik	Başlangıç Konsantrasyonu (µg/l)	24 saat İçinde Giderim (%)
Benzen	721	81
Bifenil	821	96
Kolorobenzen	531	81
Dimetil ftalat	1033	81
Etilbenzen	430	88
Naftalin	707	90
p-Nitrotoluen	986	99
Toluen	591	88
p-Ksilen	398	82
Bromoform	641	93
Kloroform	838	69
1,2-Dikloroetan	822	49
Tetrakloretilen	457	75
1,1,1-Trikloretan	756	68

4.3.2.8. Patojen Giderimi

Sulakalanlardaki patojen giderimi, havuz sistemlerindeki aynı faktörlere bağlı olarak gerçekleşir ve bu giderim Denklem 4.3 ile tahmini olarak hesaplanabilir. Burada; P_g patojen giriş konsantrasyonu (adet/100 ml), P_c patojen çıkış konsantrasyonu (adet/100 ml), t gerçek bekletme süresi (gün), k_T sıcaklığa bağlı gün katsayısı (gün^{-1}), T_{su} ortalama su sıcaklığı ($^{\circ}\text{C}$), n_h seri haldeki arıtma hücresi sayısıdır. Gerçek bekletme süresi, teorik bekletme süresinin yarısından az alınır.

$$\frac{P_g}{P_g} = \frac{1}{(1 + t \cdot (k_T))^{n_h}} \quad k_T = 2,6 \cdot 1,19^{(T_{su}-20)} \quad (4.3)$$

Gerçek giderim, bitkilerin ve artık tabakasının sağladığı ilave filtrasyon dolayısıyla, hesaplanandan daha verimli olacaktır. Çizelge 4.15'te hem SYAS hem de YAS sistemler için veriler mevcuttur.

Çizelge 4.15. Yapay sulakalanlarda patojen giderimi (Reed ve ark.'tan 1985 aktaran Reed ve ark. 2006)

Konum	Sistem Performansı	
	Giriş	Çıkış ^a
Santee, Kaliforniya (sazlık sulakalan) ^b		
Kış mevsimi (Ekim-Mart)		
Toplam koliform (adet/100 ml)	5 x 10 ⁷	1 x 10,5
Bakteriyofaj (POB/ml)	1900	15
Yaz mevsimi (Nisan-Eylül)		
Toplam koliform (adet/100 ml)	6,5 x 10 ⁷	3 x 10 ⁵
Bakteriyofaj (POB/ml)	2300	26
Iselin, Pensilvanya (su kamışları ve çayır) ^c		
Kış mevsimi (Kasım-Nisan)	1,7 x 10 ⁶	6200
Fekal koliform (adet/100 ml)		
Yaz mevsimi (Mayıs-Ekim)	1,0 x 10 ⁶	723
Fekal koliform (adet/100 ml)		
Arcata, Kaliforniya (sazlık sulakalan)		
Kış mevsimi		
Fekal koliform (adet/100 ml)	4300	900
Yaz mevsimi		
Fekal koliform (adet/100 ml)	1800	80
Listowel, Ontario (su kamışları) ^d		
Kış mevsimi		
Fekal koliform (adet/100 ml)	556000	1400
Yaz mevsimi		
Fekal koliform (adet/100 ml)	198000	400

^a Arındırılmamış.

^b Çakıl, yüzeyaltı akış.

^c Kum, yüzeyaltı akış.

^d Serbest yüzey akış.

YAS sistemlerinde temel mekanizmalar hapsedme ve filtrasyondur. Çizelge 4.15'te görüldüğü gibi, Iselin, Pensilvanya'da kullanılan ince dokulu malzeme, Santee, Kaliforniya'da kullanılan çakıla göre açık bir şekilde üstün sonuçlar vermiştir. Bakteri ve virüslerin giderimi SYAS ve YAS sistemlerinde aynı derecede verimlidir. Arcata, Kaliforniya'daki pilot SYAS sistemleri ortalama 3,3 günlük HBS ile fekal koliformların yaklaşık %95'ini, virüslerin yaklaşık %92'sini gidermiştir. Santee, Kaliforniya'daki pilot çalışmada ise YAS sistemi ile 6 gün HBS içinde %98'den yüksek koliform ve %99'dan yüksek virüs giderimi başarılmıştır (Reed ve ark. 2006).

4.3.2.9. Arkaplan Konsantrasyonları

Etkin bir sulakalan sistemi, ayrıca, bitkiler ve bunlara bağlı biyotayı kapsayan etkin bir yaşayan ekosistemdir. Bu doğal biyotanın yaşam ve ölüm döngüleri BOİ₅, TAKM, azot, fosfor ve fekal koliformlar olarak ölçülebilecek kalıntılar meydana getirirler. Buna göre, sulakalan sistemlerinin bu maddeler için sıfır çıkış konsantrasyonu vermesi mümkün değildir ve bir miktar kalıntı arkaplan konsantrasyonu her zaman var olacaktır. Bu bileşenlerin tipik konsantrasyonları Çizelge 4.16'da görülmektedir.

Çizelge 4.16. Tipik bir sulakalan çıkışında bileşenlerin arkaplan konsantrasyonları (USEPA'dan 1999, 2000 aktaran Reed ve ark. 2006)

Bileşen	Aralık	Tipik Değer
TAKM (mg/l)	2-5	3
BOİ ^a (mg/l)	2-8	5
Toplam azot (mg/l)	1-3	2
Nitrat azotu (mg/l)	<0,1	<0,1
Amonyak azotu (mg/l)	0,2-1,5	1
Organik azot (mg/l)	1-3	<2
Toplam fosfor (mg/l)	0,1-0,5	0,3
Fekal koliform (KOB/100 ml)	50-5000	200

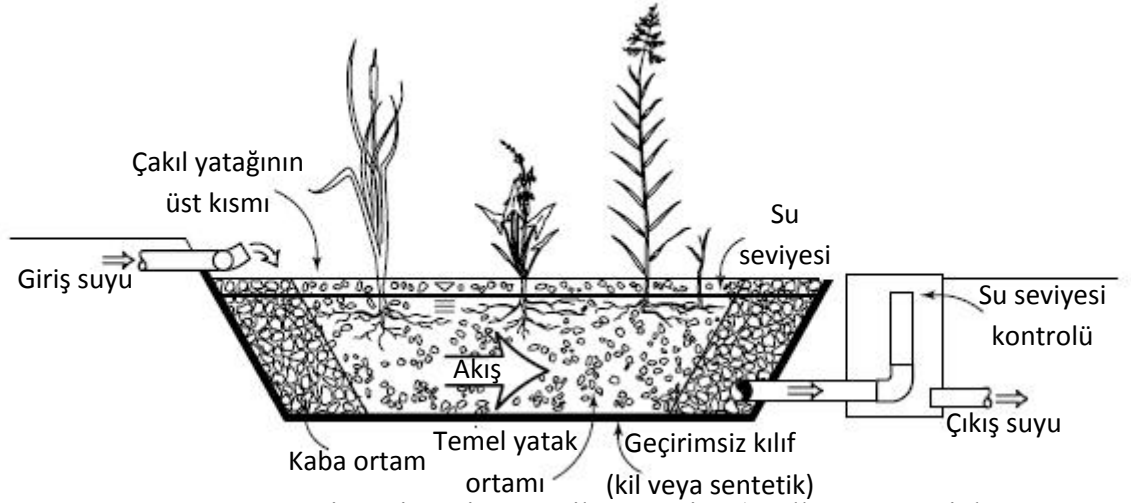
^a Suüstü bitkilerle tam olarak örtülmüş bir sulakalanda 5-12 aralığı kaydedilmiştir.

Bu arkaplan konsantrasyonları atıksu bileşenlerinden oluşmaz, ancak sistem yükleriyle indirekt ilişkili olabilirler. Besince zengin atıksu alan bir sulakalan sisteminin, temiz su alan bir doğal sulakalandan daha yüksek arkaplan seviyesi üretmesi beklenir. Arkaplan

konsantrasyonları, bitkilerin çürümesine ve vahşi yaşam faaliyetlerindeki değişkenliğe bağlı olarak, mevsimsel olarak da değişiklik gösterebilir (Reed ve ark. 2006).

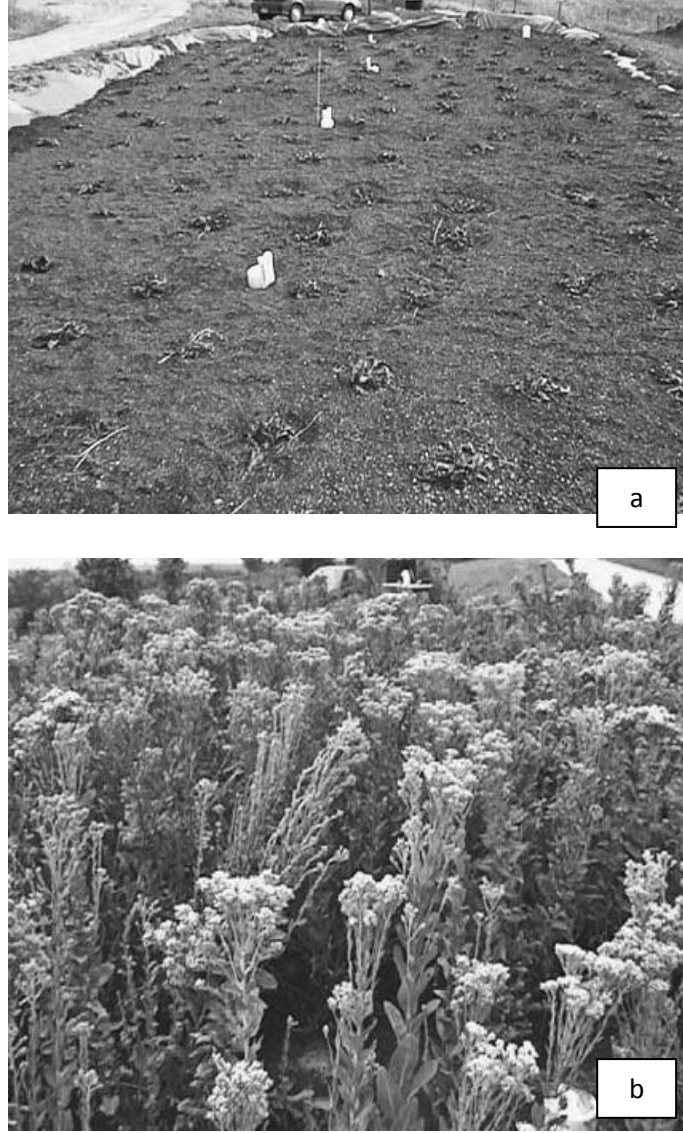
4.3.3. Yüzeyaltı Akışlı Sulakalanlar (YAS)

Yüzeyaltı akışlı bir sulakalan (YAS), belirli tipte atıksuları arıtmak için özellikle tasarlanırlar ve tipik olarak, uygun ortamı barındıran bir yatak ya da kanal şeklinde inşa edilirler (Şekil 4.11). Kaba taş, çakıl, kum ve topraklar kullanılmış ancak, Amerika ve Avrupa’da en yaygın olanı çakıl ortamıdır. Ortam tipik olarak, bataklıklarda bulunanlarla aynı tipte bitkilerle ekilir ve su yüzeyi, ortam yüzeyinin altında kalacak şekilde tasarlanır (Şekil 4.12). Bu sistemlerin boyutu; tekil evler, okullar, apartman yerleşkeleri ve parklardan çıkan septik tank atıksuyunu arıtmak için tasarlanan ve günde ortalama 500-1500 litre atıksu arıtan birimlerden; $1,5 \times 10^7$ litre/gün’lük kentsel atıksu sistemlerine kadar değişebilir. Ancak, örneğin Amerika’daki kentsel atık amaçlı YAS sistemlerinin büyük çoğunluğu $3,8 \times 10^3$ m³/gün’ün altında arıtma yapmaktadır (USEPA 2000).



Şekil 4.11. Yatay YAS sistemine ait şematik gösterim (Wallace ve Knight’tan 2006 aktaran Kadlec ve Wallace 2009)

YAS sistemlerinde en çok kullanılan bitkiler arasında; su kamışları, sazlık otları ve ayak otu sayılabilir. Suiçi bitkilerin kökleri mikrobiyal süreçler için bir substrat görevi görürler. Çoğu suüstü makrofiti (büyük su bitkisi) oksijeni yapraklarından köklerine iletebildiği için, kök yüzeylerinde bazı aerobik alanlar mevcuttur. YAS sistemindeki suiçi çevrenin geri kalanı oksijenden mahrum kalma eğilimindedir (Stottmeister ve ark 2003). Bu sistemler; BOİ, TAKM, metaller ve organik kirleticilerin gideriminde oldukça kullanışlıdır (Lehr ve ark. 2005).

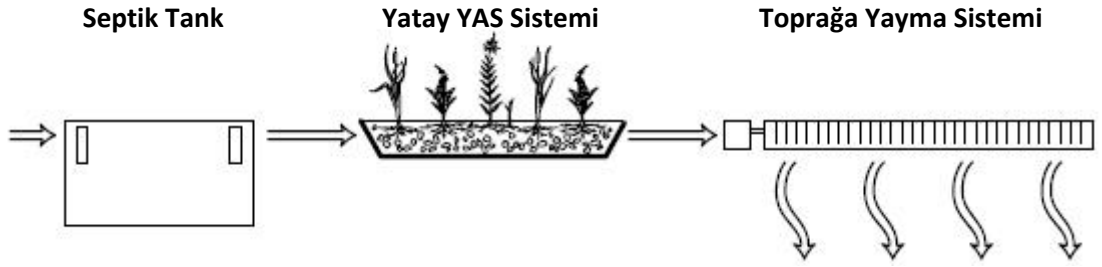


Şekil 4.12. Iowa, ABD’de malç-yalıtımlı bir YYAS: yeni ekilmiş (a), olgunlaşmış (b) (Kadlec ve Wallace 2009)

Yatay YAS sistemleri tipik olarak, toprağa yayma ya da yüzey suyu deşarjı öncesinde birincil çıkış suyunu arıtmak için tasarlanırlar. Atıksuyun; ortam yüzeyinin altında kalması, bitkilerin kökleri ve köksapları içinde/etrafında akması amaçlanır. Arıtma süreci süresince atıksuya maruz kalınmadığı için, insan ve vahşi yaşam için patojen organizmalara maruz kalma tehlikesi minimumdur. Düzgün işletilen yatay YAS sistemleri, sivrisinekler için uygun yaşam ortamı sağlamaz.

Yatay YAS sistemleri, bakım maliyetleri alternatif sistemlere göre daha düşük kalsa da genel olarak SYAS sistemlerinden daha yüksek maliyetlidirler. Genellikle tek aileli evlerde veya küçük sitelerde ikincil arıtma için (Wallace ve Knight 2006) ya da bunun

haricinde küçük mahallelerde (Cooper ve ark., 1996) kullanılırlar (Kadlec ve Wallece 2009). Arhem, Hollanda'da 40 evden gelen gri su, bir YAS sistemiyle arıtılmakta ve tuvalet haznelerinde tekrar kullanılmaktadır. Karasu ise, geleneksel atıksu arıtma tesislerine gönderilmektedir. Van Betuw (2005); bu sistemi içeren kullanımla %57'lik su tasarrufu, atıksu deşarjında ise %85'lik düşüş gerçekleştirildiğini bildirmiştir. Bu sistemde bazı basit bakım aşamalarını mahalle sakinleri yerine getirmektedir. Sistem çevresel faydaları içermenin yanında, mahalle sakinlerinin su giderlerinde de düşüş sağlamıştır (Wagner ve ark. 2007). Ancak, endüstriden gelen bazı atıksuların arıtılmasında özel uygulamaları vardır. Genel olarak, muhtemelen maliyet ve alan hususlarından dolayı, SYAS sistemlerine göre daha düşük akış hızları için kullanılırlar. Bu sistemler, üst kısımdan izole olma yetenekleri sayesinde, SYAS sistemlerine göre, soğuk koşullarda işletilmeye daha elverişlidirler. Yatay YAS sistemlerinin tipik bir uygulaması Şekil 4.13'te görülmektedir. Şekil 4.14'te ise, iki hücreli yatay bir YAS sistemi çalışma ilke ve elemanları ile gösterilmiştir (Kadlec ve Wallece 2009).



Şekil 4.13. Yatay bir YAS sisteminin evsel atıksu arıtmak için uygulanması (Wallace ve Knight'tan 2006 aktaran Kadlec ve Wallace 2009)

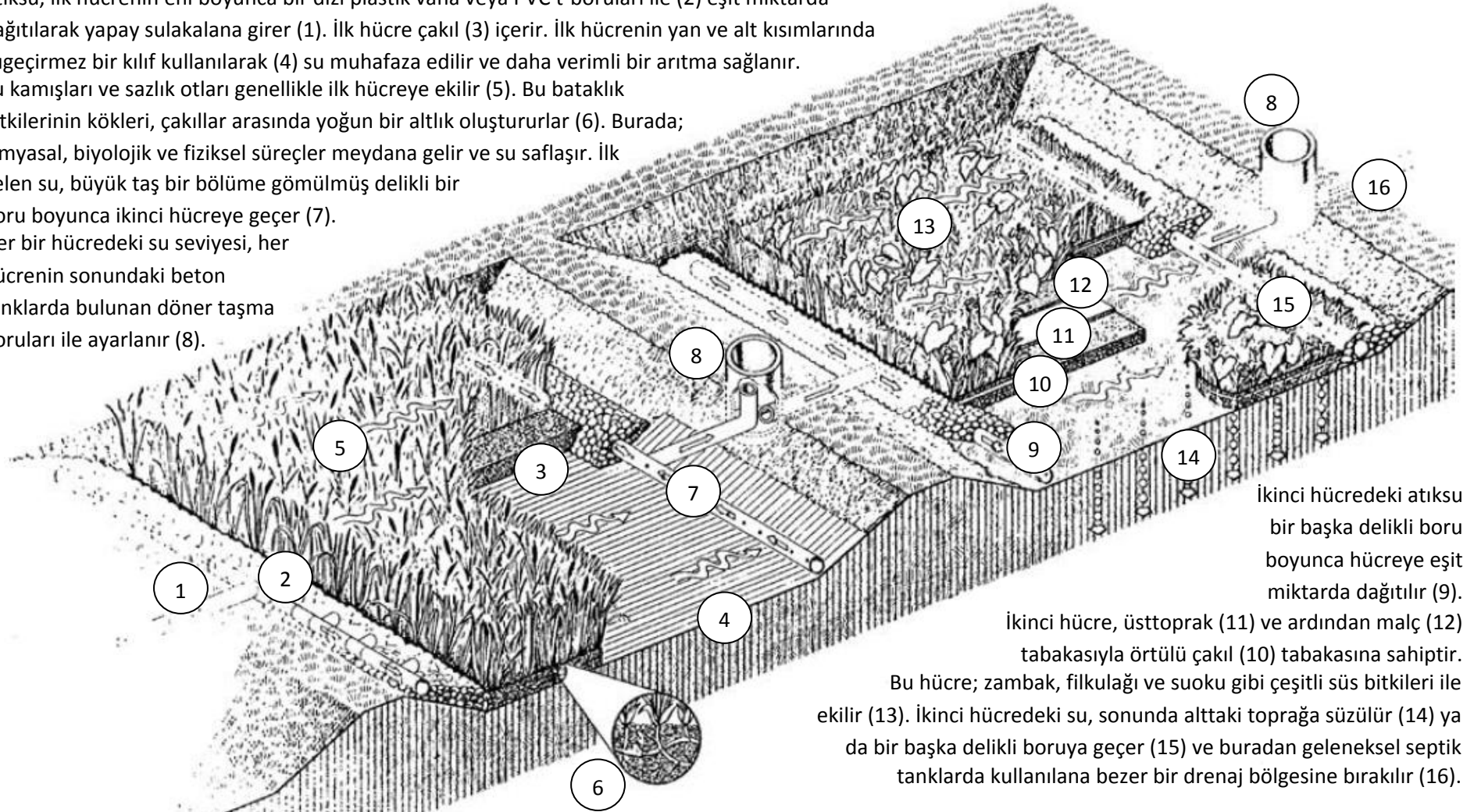
4.3.4. YAS Sistemleri için Performans Beklentileri

Serbest yüzey akışlı sistemlerde olduğu gibi yüzeyaltı akışlı sistemlerde de süreç performansı; tasarım kriterlerine, atıksu karakteristiklerine ve işlemlere bağlıdır (Reed ve ark. 2006).

4.3.4. 1. BOİ Giderimi

BOİ giderimi için performans verileri Çizelge 4.17'de görülmektedir. BOİ giderimi, SYAS sistemlerine göre YAS sistemlerinde daha hızlı ve bir miktar daha güvenilirdir. Bu durum kısmen, çürüyen bitkilerin su sütununda bulunmamasından ve böylece sistemin son çıkışta bir miktar daha az organik madde üretmesinden kaynaklanır (Reed ve ark. 2006).

Atıksu, ilk hücrenin eni boyunca bir dizi plastik vana veya PVC t-boruları ile (2) eşit miktarda dağıtılarak yapay sulakalana girer (1). İlk hücre çakıl (3) içerir. İlk hücrenin yan ve alt kısımlarında su geçirmez bir kılıf kullanılarak (4) su muhafaza edilir ve daha verimli bir arıtma sağlanır. Su kamışları ve sazlık otları genellikle ilk hücreye ekilir (5). Bu bataklık bitkilerinin kökleri, çakıllar arasında yoğun bir altlık oluştururlar (6). Burada; kimyasal, biyolojik ve fiziksel süreçler meydana gelir ve su saflaşır. İlk gelen su, büyük taş bir bölüme gömülmüş delikli bir boru boyunca ikinci hücreye geçer (7). Her bir hücredeki su seviyesi, her hücrenin sonundaki beton tanklarda bulunan döner taşıma boruları ile ayarlanır (8).



İkinci hücredeki atıksu bir başka delikli boru boyunca hücreye eşit miktarda dağıtılır (9). İkinci hücre, üsttoprak (11) ve ardından malç (12) tabakasıyla örtülü çakıl (10) tabakasına sahiptir. Bu hücre; zambak, filkulağı ve suoku gibi çeşitli süs bitkileri ile ekilir (13). İkinci hücredeki su, sonunda alttaki toprağa süzülür (14) ya da bir başka delikli boruya geçer (15) ve buradan geleneksel septik tanklarda kullanılanı bezir bir drenaj bölgesine bırakılır (16).

Şekil 4.14. Yatay bir YAS sisteminin şematik gösterimi (Steiner ve Watson'dan 1993 aktaran Kadlec ve Wallace 2009)

4.3.4. 2. TAKM Giderimi

YAS sistemleri, askıda katıların gideriminde verimlidirler ve çıkış TAKM değerleri tipik olarak 10 mg/l değerinin altındadır. Giderim değerleri SYAS sistemlerine benzerdir.

Çizelge 4.17. YAS sistemlerinde gözlemlenen toplam BOİ giderimi (Reed ve ark. 2006)

Konum	Önarıtma	Giriş	Çıkış	Giderim (%)	Nominal Alıkonma Süresi (gün)
Benton, Kentucky ^a	Oksidasyon havuzu	23	8	65	5
Mesquite, Nevada ^b	Oksidasyon havuzu	78	25	68	3,3
Santee, Kaliforniya ^c	Birincil	118	1,7	88	6
Sydney, Avustralya ^d	İkincil	33	4,6	86	7

^a Tam ölçekli, Mart-Kasım 1988 arasında, 80 mm/gün değeriyle işleterek (Watson ve ark. 1989).

^b Tam ölçekli, Ocak 1994'ten Ocak 1995'e kadar.

^c Pilot ölçekli, 1984'te, 50 mm/gün değeriyle işleterek (Gersberg ve ark. 1985).

^d Pilot ölçekli, Aralık 1985'ten Şubat 1986'ya kadar, Sydney, Avustralya'da, 40 mm/gün değeriyle işleterek (Bavor ve ark. 1986).

4.3.4. 3. Azot Giderimi

Azot giderim değerleri %20 ila %70 aralığındadır. Alıkonma süreleri 6-7 günü geçtiğinde, giriş konsantrasyonu 20-25 mg/l olarak kabul edilirse 10 mg/l seviyelerinde çıkış azot konsantrasyonu beklenir. Uygulanan atıksu nitrifikasyona uğramışsa (uzun süre havalandırma, yerüstü akışı vb kullanarak), denitrifikasyonla nitrat giderimi 2-4 günlük alıkonma süreleri ile gerçekleştirilebilir (Reed ve ark. 2006).

4.3.4. 4. Fosfor Giderimi

Adsorpsiyon bölgeleri ve uygulanan atıksu arasındaki temasın sınırlı olması nedeniyle YAS sistemlerinde fosfor giderimi büyük oranda verimsizdir. Yükleme hızına,

alınma süresine ve ortam karakteristiklerine bağlı olarak 7-10 mg/l fosfor girdisi için giderim oranı %10 ila %40 aralığında değer alabilir (Reed ve ark. 2006).

4.3.4. 5. Metal Giderimi

Asit maden drenaj sistemlerinde, demir ve manganezin giderimi kayda değerdir. Toplam demir 14,3 mg/l'den 0,8 mg/l'ye, toplam manganez ise 4,8 mg/l'den 1,1 mg/l'ye düşürülmüştür (Brodie ve ark. 1989). Kaliforniya'da yapılan uygulamada bakır, çinko ve kadmium giderimi, 5,5 günlük bir alıkonma süresi kullanılarak, sırasıyla %99, %97 ve %99 oranlarında başarılmıştır (Gersberg ve ark. 1984). Kentucky'de gerçekleştirilen giderimlere ait veriler Çizelge 4.18'de verilmiştir. Buradaki sistemde önarıma için bir aktif çamur sistemi, 3,3 günlük bir HBS ve iki adet paralel hücre kullanılmaktadır (Reed ve ark. 2006).

Çizelge 4.18. Kentucky'de YAS sistemi boyunca metal giderimi (Hines'ten aktaran Reed ve ark. 2006)

Metal	Giriş Aralığı (mg/l)	Giriş Ortalaması (mg/l)	Çıkış Aralığı (mg/l)	Çıkış Ortalaması (mg/l)	Giderim (%)
Alüminyum	380-3800	1.699	<50-100	<50	>97
Bakır	20-290	77	<10	<10	>87
Demir	310-2400	1111	370-2900	1.234	-10
Manganez	44-480	258	64-590	288	-10
Çinko	20-120	64	<10	<10	>84

4.3.4. 6. Patojen Giderimi

Kaliforniya'da (Gersberg ve ark. 1989) 50,8 mm/gün yükleme hızı ve 6 gün alıkonma süresi kullanılarak %99 oranında toplam koliform giderimi elde edilmiştir (Reed ve ark. 2006).

4.3.5. Düşey Yüzeyaltı Akışlı Sulakalanlar (DYAS)

Düşey akışlı sulakalanlarda atıksu, yatağın üst kısmına eşit oranda uygulanır ve çıkış suyu, yatağın uzun eksenine paralel bir şekilde, delikli borularla aşağı kısımda çekilir.

Bu fikir Seidel'in (1966) çalışmasına dayanır ve Avrupa'da bazı yerlerde kullanılmaktadır. Böyle bir sistem tipik olarak iki kademedan 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 sulakalan hücresinden meydana gelir. Bunun sebebi, atıksuyun alternatifli olarak ara ara uygulanmasıdır. Avrupa'daki sistemlerde düşey akışlı sulakalanlara birincil çıkış suyu da (tipik olarak bir septik tanktan) ve bazı durumlarda arıtma görmemiş ham atıksu da verilmektedir.

Tipik olarak, sulakalan yatakları 2 güne kadar yüklenir ve ardından 4-8 gün dinlendirilir. 2 gün ıslak 4 gün kuru döngüsü (2/4), en az 3 set 1. kademe hücresi, 2/8 döngüsü ise en az 5 set hücre gerektirecektir. 2. kademe hücrelerinin sayısı 1. kademe bileşenlerinin yarısı kadardır ve bunlar da alternatifli olarak yüklemeye tabi tutulurlar.

Bu fikrin temel avantajı, periyodik dinlendirme ve kuruma periyodu sırasında aerobik koşulların yenilenmesidir. Bu, BOİ ve amonyak azotunun, sürekli doymuş 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.

Yükleme periyodunda, 1. kademe yataklarındaki hidrolik yükleme, birincil çıkış sıvısı için tipik olarak 0,3 m/gün'dür. 2. kademe hücreleri için bu değer 2 katına çıkar. Böyle bir 2 kademeli sistem, tipik olarak %90'dan daha iyi BOİ ve TAKM giderimi sağlayabilir. Yatak kesiti, birkaç tabaka ve çeşitli boyutlarda, taneli malzeme içerir. Tipik bir kesit, yatağın üst kısmından itibaren şunları içerecektir:

25 cm hava payı

8 cm kaba kum, *Phragmites* (bir çeşit su kamışı) ekilmiş

15 cm ince çakıl (6 mm boyutunda)

10 cm yıkanmış orta boy çakıl (12 mm boyutunda)

15 cm yıkanmış kaba çakıl (40 mm boyutunda)

Delikli yeraltı drenajı boruları yaklaşık 1 m'lik merkezlerle hücrenin tabanına yayılır. Bu boruların akış yönü sonu, yatak yüzeyine kadar ve onun üzerine kadar uzar. Böylece baca etkisi oluşturulur ve kesite oksijen nakli sağlanır. Bu delikli borunun üst kısmı, yekpare boru kılıfı ile muhafaza edilir ve böylece süzülen su ile kısa devre engellenmiş olur. Ek düşey baca boruları, sıralara 2 m'lik merkezlerle ve delikli çıkış suyu borusu tesisatı aralarına konumlandırılır. Bu düşey borular, çakılların alt tabakasında delikli, buradan üst yüzey sonuna kadarsa yekparedir.

Aşağıda verilen denklemler, Birleşik Krallık'ta bulunan bir sistemin performansı esas alınarak oluşturulmuştur. Bu sistem, 2 gün ıslak 4 gün kuru döngüsüyle çalışmaktadır. Bu denklemler, sınırlı veritabanı nedeniyle, benzer sistemlerin performansını tahmin ederken, gerekli önlemler alınarak kullanılmalıdır.

Kademe başına BOİ giderimi:

$$C_g/C_g = \exp(-K_T/HYH) \quad K_T = 0,317 \cdot (1,06)^{(T-20)} \quad (4.4)$$

C_g : BOİ çıkış değeri (mg/l)

C_g : BOİ giriş değeri (mg/l)

K_T : Sıcaklığa bağlı hız katsayısı (gün^{-1})

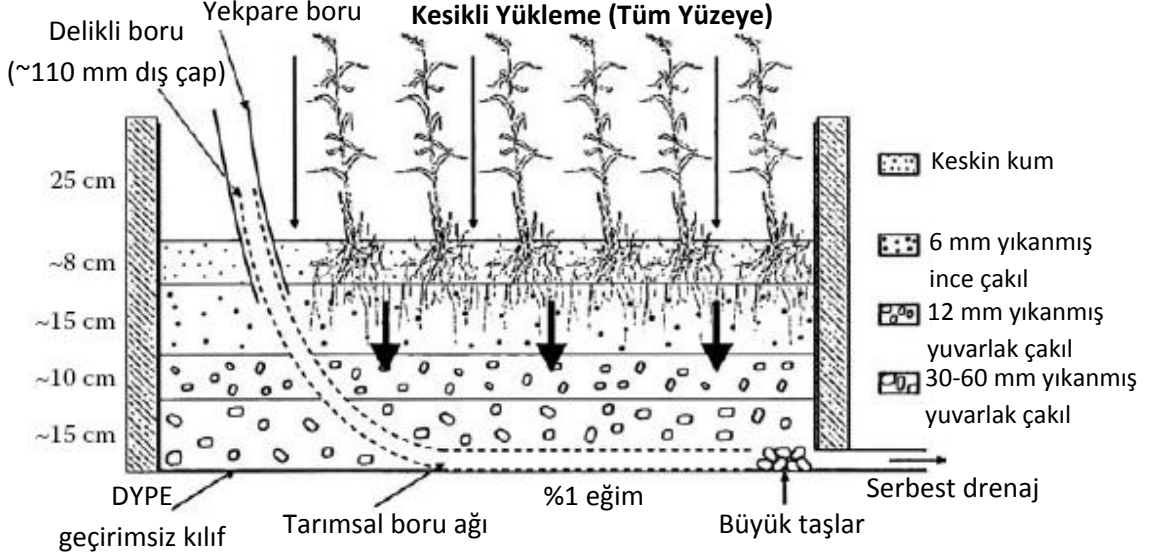
HYH : Yükleme döngüsünde günlük ortalama hidrolik yükleme hızı (m/gün)

Aynı şekilde, kademe başına amonyak giderimi:

$$C_g/C_g = \exp(-K_T/HYH) \quad K_T = 0,1423 \cdot (1,06)^{(T-20)} \quad (4.5)$$

Genel olarak, iki kademeli bir sistemin ikinci kademesinde daha yüksek bir amonyak giderim hızı beklenir; ancak, bu iki kademeli sistemde, kademe başına amonyak giderim hızı neredeyse eşittir. Bunun sebebi, ikinci kademe BOİ yüklemesinin optimum nitrifikasyon için arzu edilenden yüksek olmasıdır. Sonuç olarak, düşey akış fikri, geliştirme ve optimizasyon istemektedir. İlk kademe, 10-15 mg/l aralığında bir BOİ çıkışı üretecek kadar büyük olmalıdır. Böylece ikinci kademe amonyak giderimi için optimize edilebilir. Ve son olarak, üçüncü bileşen olarak kullanılacak yüzeyaltı akışlı bir sulakalanın temel rolü denitrifikasyon ve son parlatma olacaktır (Reed ve ark. 2006).

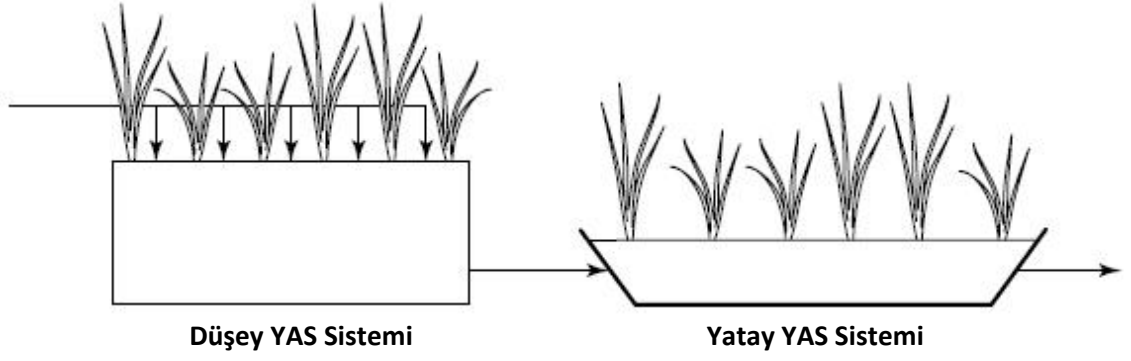
Birkaç çeşit düşey YAS sistemi bulunur. Sıklıkla Avrupa’da kullanılan ve en yaygın tipte (Şekil 4.15), tek geçişli bir düzenlemeyle yatağa yüzeysel taşıma uygulanır (DYAS sistemler için Avusturya tasarım standartları ÖNORM B2505 1997) (Kadlec ve Wallace 2009).



Şekil 4.15. Bir düşey YAS sistemi için tipik düzenleme (Cooper ve ark.’tan 1996 aktaran Kadlec ve Wallace 2009)

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. İlk olarak 1960’ların başlarında Dr. Kathe Seidel tarafından öne sürülen teknoloji, Max Planck Enstitüsü Süreci ile devreye alınmıştır (Brix 1994d). Bu sistemler, yatay YAS veya SYAS sistemleri ile Şekil 4.16’daki gibi birleştirilerek nitrifikasyon-denitrifikasyon hatları oluşturulabilir (Cooper ve ark. 1999).

Düşey YAS sistemlerinin amonyağı oksitleme yeteneği, bu sistemlerin, kentsel veya evsel atıksudan daha yüksek amonyak içeren uygulamalarda kullanılmalarına sebep olmuştur. Atık gömme uygulamalarındaki kirletici sızıntı ve gıda işleme atıksuları, 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 (Burgoon ve ark. 1999, Kadlec 2003c).



Şekil 4.16. Hibrid bir sulakalan sistemi (DYAS + YYAS) (Kadlec ve Wallace 2009)

Düşey YAS sistemlerinin bir başka çeşidi, tam tersi bir sürece dayanır: üstteki suyun, dip yataktaki sedimentlerde anaerobik koşulları oluşturmak için oksijen taşınımını engellemede kullanılması.

Konsantrasyonu çok yüksek atıksular düşey YAS sistemlerinde arıtılabilir. Bu teknolojinin Fransızlar tarafından yapılan bir uygulamasında düşey YAS sistemine, durulmamış ham çamur eklenmiş (Molle ve ark. 2005a); bir başka uygulamada ise aktif çamur tesislerinde alınan çamura düşey YAS sisteminde su giderimi yapılabileceği örneklenmiştir (Nielsen 2004).

Biyokatıların suyunu gideren sulakalanlar, organik biyokatıların sulakalan yatağının yüzeyinde tutan değişik filtre tabakaları ileştirilmiş bir havzadan oluşur. Biyokatılar, sulakalan yatağının yüzeyine uygulanır ve su, sulakalan yatağı boyunca düşey olarak aşağıya süzülür. Çamur suyu giderme sistemleri, çözünmüş içerikleri bertaraf etmekten ziyade, su giderme ve sıkılaştırma konularına odaklanır. Çamur suyu giderme yatakları, altında drenaj boruları olan bir kum tabakasına sahip, çevrelenmiş bir havzadan oluşur. Kum yatak, suüstü sulakalan bitkileri (su kamışı vb.) ile ekilir ve yükleme başına 20 cm stabilize çamur kullanılarak yıl boyunca aralıklarla yükleme yapılır (Barjenbruch ve ark. 2002). Su giderimi sonrası katı içeriği tipik olarak %35-40 olur (DeMaeseneer 1997). Donma şartları, buz kristalleri biyokatılardaki bakterilerin hücre duvarlarını parçaladığı için (Reed ve ark. 1995), performansı arttırır (Kadlec ve Wallace 2009).

Salem, Oregon’da denenen düşey akışlı sulakalan kullanılan doğal ıslah sistemi olumlu sonuçlar vermiştir. Sistem 2002’de kurulmuştur. İkincil çıkış suyu günde 4 kez (1 saat açık, 5 saat kapalı) yataklara verilmektedir. Yataklar 0,9 m derinliktedir ve yukarıdan

aşağıya doğru kumdan çakıla kademelendirilmiştir. Taban malzemesi, yeraltı drenajının toplanması için, çakıldandır. Yatakların 0,39 m yüklendiği 2003 yılına ait sonuçlar Çizelge 4.19’da verilmiştir. Söz konusu sulakalan Şekil 4.17’de görülmektedir (Reed ve ark. 2006).

Çizelge 4.19. Salem, Oregon için düşey akışlı sulakalan performansı^a (Reed ve ark. 2006)

Bileşen	Giriş (mg/l)	Çıkış (mg/l)
BOİ ₅	10,7	3
TAKM	8,4	3
Amonyak azotu	13,3	1,3
Nitrat azotu	1,0	10,4

^a 2003 yılı ortalaması.



Şekil 4.17. Salem, Oregon’da düşey akışlı sulakalan: a) dağıtım sisteminin görüldüğü yeni ekilmiş yatak, b) 1 yılda olgunlaşan sazlık (Reed ve ark. 2006)



Şekil 4.17. Salem, Oregon’da düşey akışlı sulakalan: a) dağıtım sisteminin görüldüğü yeni ekilmiş yatak, b) 1 yılda olgunlaşan sazlık (Reed ve ark. 2006) (devam)

4.4. Yapay Sulakalanlarda Giderim Mekanizmaları

Besin dönüşümü, su kalitesinin iyileştirilmesinde rol alan sulakalan fonksiyonlarının en önemlilerinden biridir. Besin dönüşümü sırasında pek çok fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreç meydana gelmektedir. Bu prosesler aşağıda anlatılmaktadır. Çizelge 4.20’de giderim mekanizmaları gösterilmiştir.

4.4.1. BOİ Giderimi

Atıksulardaki organik maddeler temel olarak filtrasyon ve biyolojik oksidasyon prosesleri ile giderilir (Koottatep ve ark. 2001).

Su içerisinde askıda, dağılmış ya da katı bir yüzeye yapışık olarak bulunan mikroorganizmalar çoğalarak organik maddeleri gaz halindeki son ürünlere ve hücre maddesi haline dönüştürürler (Muslu 1996).

Atıksu içerisindeki parçacık 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 (Koottatep ve ark. 2001).

Çizelge 4.20. Kirletici giderim mekanizmaları (Moshiri 1993)

Kirletici	Giderim mekanizması
Organik madde (BOİ ₅)	Biyolojik bozunma, sedimentasyon, mikrobiyal alım
Organik kirletici (pestisitler vb.)	Adsorpsiyon, buharlaşma, fotoliz, biyotik ve abiyotik bozunma
AKM	Sedimentasyon, filtrasyon
Azot	Sedimentasyon, nitrifikasyon/denitrifikasyon, mikrobiyal alım, volatilizasyon
Fosfor	Sedimentasyon, filtrasyon, adsorpsiyon, bitkisel ve mikrobiyal alım
Patojen	Doğal ölüm, sedimentasyon, filtrasyon, UV bozunması, adsorpsiyon
Ağır metaller	Sedimentasyon, adsorpsiyon, bitkisel alım

4.4.2. AKM Giderimi

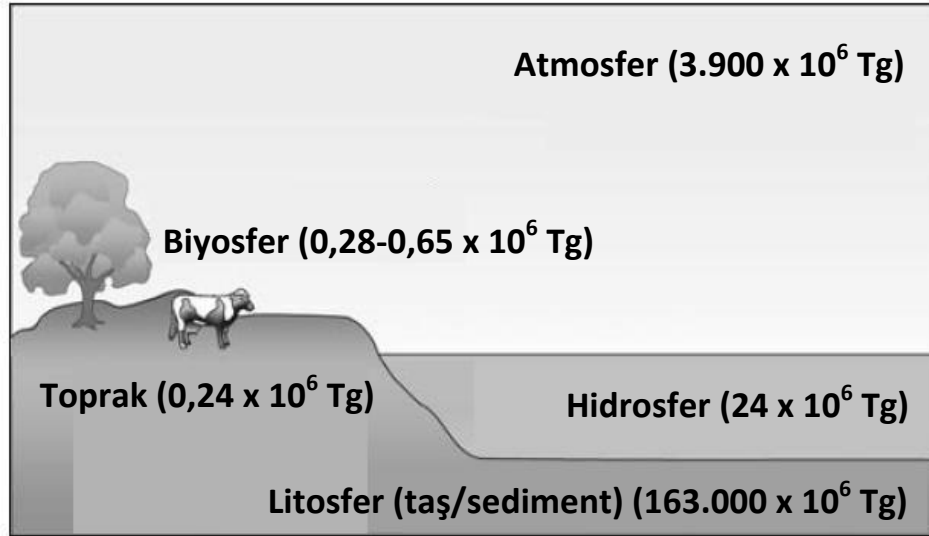
Katılar sulakalanlar dışından (akıntılarla ve atmosferden) ve sulakalan planktonlarından ve bitki- hayvan atıklarından gelebilir. Sulakalanlardaki düşük su akış hızı ve gelen katıların uygun kompozisyonu ile askıda katılar sudan çökelirler. Sedimentlerin tekrar askıda hale gelmesi sadece kirleticilerin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

AKM uzaklaştırma verimi; parçacığın çökelme hızı ve sulakalanın boyu ile ilgilidir. Sulakalanlar; bitki kök ve gövdelerindeki filtreleme etkisi ve suyun akış hızını azaltmasından dolayı çökelme olayına katkıda bulunmaktadır. Sedimentasyon tersinir prosestir. Özellikle sulakalanlarda; yüksek akış hızı, rüzgârın hızı, fotosentez sonucunda meydana gelen karbondioksit, metan ve oksijen oluşumu ve organik maddenin bozunması bu tersinirliği meydana getirebilmektedir (ITRC 2003).

4.4.3. Azot Giderimi

Atmosferde en çok bulunan gaz olan (3900×10^6 Tg, $1 \text{ Tg} = 10^{12} \text{ g}$) azot, diğer katmanlarda da bol miktarda bulunur (Şekil 4.18). Gezegenimizin taş ve toprak kısmı litosfer 163600×10^6 Tg azot içerir. Dünyanın 2/3'ünü kaplayan su katmanı (hidrosfer), 24×10^6 Tg azot barındırır. Dünyadaki yaşam alanı biyosfer, $0,28 \times 10^6$ Tg azot kütlesiyle en düşük birikime sahiptir. Bu birikim alanları arasında belirli bir azot değişimi vardır. Azot döngüsü, dünyanın çeşitli tabakaları arasında gerekli dengeyi korur. Biyosferdeki azot reaksiyonları, ekosistem verimliliği ve fonksiyonları için anahtar düzenleyicilerdir. Sulakalanlar, biyosferin yaklaşık %6'sını teşkil eder (Reddy ve Delaune 2008).

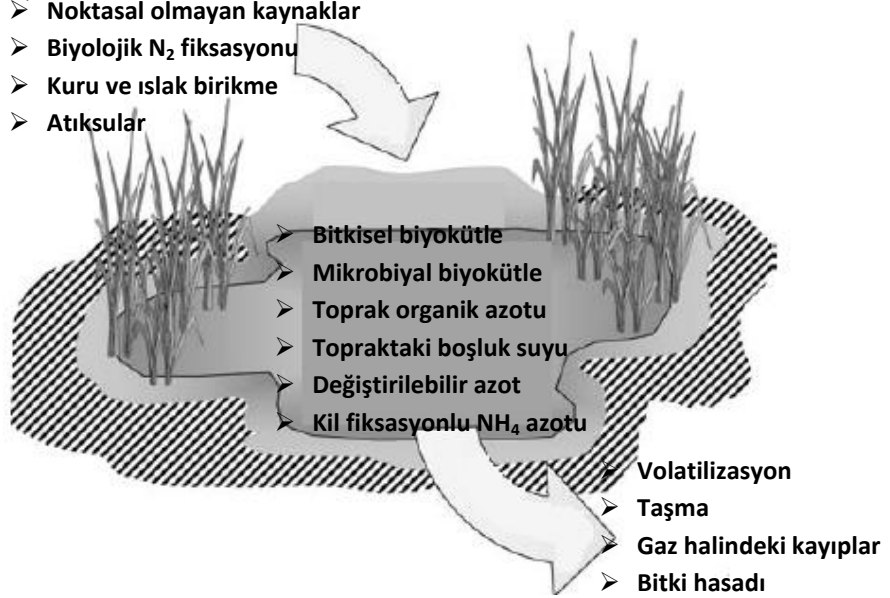
Azot, sahip olduğu değerlilikleri (+5'ten -3'e) kapsayan birçok biyotik/abiyotik dönüşümle karmaşık bir biyojeokimyasal döngüye sahiptir. Bileşikler, tüm biyolojik yaşam için gerekli olan çeşitli inorganik ve organik azot formlarını kapsar. Azotun sulakalanlardaki en önemli inorganik formları; amonyum (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 (Vymazal 2007).



Şekil 4.18. Azot rezervleri (Stevenson'dan 1986 aktaran Reddy ve ark. 2008)

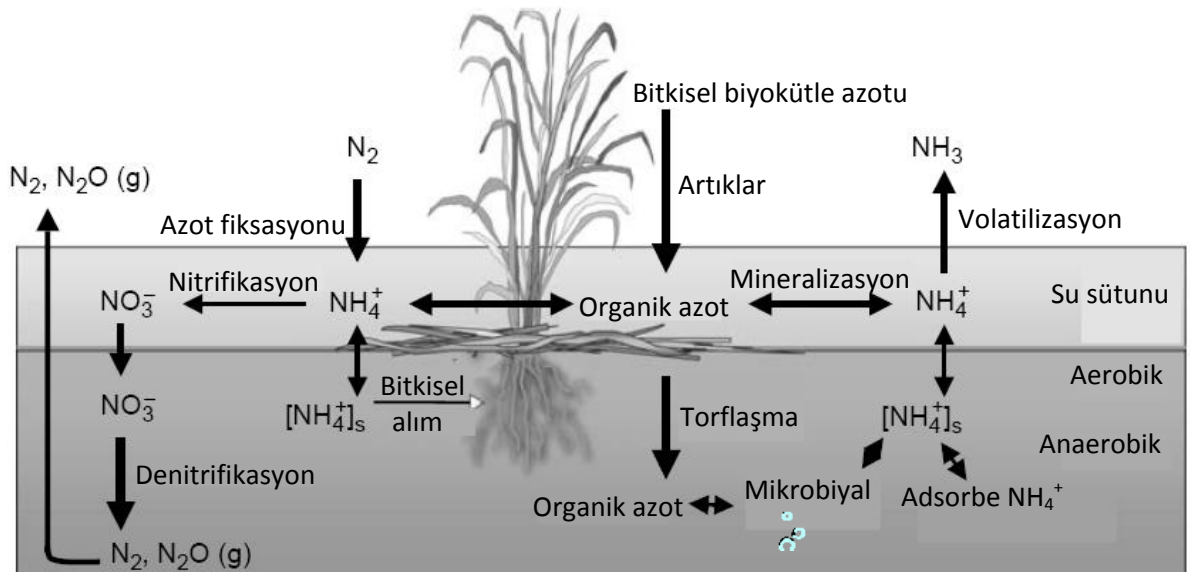
Sulakalanlara azot girişi, biyolojik N_2 fiksasyonu ve dış kaynaklardan gelen noktasal/noktasal olmayan yüklemeler ile olur (Şekil 4.19). Bunlara; atmosferik azot birikimi, tarımsal ve kentsel akışlar, çeltik üretimi için gübre uygulaması, nutrient ve gübre taşıyan sağanak akıntı ve sulakalanlardaki gibi nutrientçe zengin su örnek olarak verilebilir (Reddy ve Delaune 2008).

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 (Reddy ve Delaune 2008).



Şekil 4.19. Sulakalanlarda temel azot girdi ve çıktıları (Reddy ve Delaune 2008)

Organik ve inorganik azot, sulakalan ekosistemlerinin toprak-su-bitki bileşenlerinde bulunan iki ana azot formudur. Bu sistemdeki azot döngüsü, azotun, bir kaynak ya da ana rezervlerde birikmesi ve bu rezervler arasında bir akış olarak resmedilebilir. Çeşitli azot formları ve ilgili taşınım-dönüşümler Şekil 4.20'de gösterilmiştir (Reddy ve Delaune 2008).



Şekil 4.20. Sulakalanlardaki azot dönüşümlerinin şematik gösterimi (Reddy ve Delaune 2008)

Bir sulakalandaki azot rezervleri şu şekilde gruplanabilir (Reddy ve Delaune, 2008):

- ✓ Bitkisel ve alg biyokütle azotu (canlı)
- ✓ Parçacık organik azot (organik enkaz, toprak ve su)
- ✓ Mikrobiyal biyokütle N (MBN) (organik enkaz, toprak ve su)
- ✓ Çözünmüş organik azot (organik enkaz, toprak ve su)
- ✓ Azotun inorganik formları
- ✓ Gaz halinde son ürünler (atmosfer, organik enkaz, toprak ve su)

Sulakalanlardaki temel azot dönüşümleri Çizelge 4.21’de 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 4.21. Yapay sulakalanlarda azot dönüşümleri (Vymazal 2007)

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

Bu süreçlerin tamamı atıksudan azot gidermez. **Atıksudan 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, atıksudan azot gidermezler. Örneğin amonifikasyon, organik azotu amonyağa dönüştürür ve böylece sistemdeki amonyak miktarını artırır. Bunun yanında, her sulakalan tipinde her süreç gerçekleşmez. Her bir sürecin hangi tip sulakalanda ne çapta meydana geldiği de farklıdır (Çizelge 4.22). Bunda temel sebep; serbest yüzer bitkilere sahip yapay sulakalanlarda toprak süreçlerinin eksik olması, serbest yüzey akışlı YS’lerde toprak süreçlerinin çok sınırlı olması ve yüzeyaltı akışlı YS’lerde serbest su yüzeyindeki süreçlerin noksanlığıdır. Aslında, toplam azotu (TN) sistemden nihai olarak gideren süreçler düşük çapta meydana gelmektedir. Bu nedenle, tek kademeli YS’lerde TP giderimi genelde düşüktür.

Alg gruplarının gün boyunca fotosentez aktiviteleri ile yüksek pH değerleri oluşturduğu açık su yüzeyine sahip YS’lerde, volatilizasyon, azot giderimi için önemli bir yol olabilir. Plankton konsantrasyonu yüksek olan sistemlerde gün içinde pH>10 değerler elde edilebilir ve böylece amonyak volatilizasyonu için uygun koşullar sağlanmış olur.

Çizelge 4.22. Çeşitli YS sistemlerinde olası azot dönüşümleri ve ne çapta meydana geldikleri (Vymazal 2007) (TN’yi atıksudan nihai olarak gideren süreçler gri renkli)

Süreç	Serbest Yüzer Bitkili	SYAS	YYAS	DYAS
<i>Volatilizasyon</i>	Düşük	Orta	Yok	Yok
Amonifikasyon	Yüksek	Yüksek	Yüksek	Yüksek
Nitrifikasyon	Düşük	Orta	Çok düşük	Çok yüksek
Nitrat amonifikasyonu	?	?	?	?
<i>Denitrifikasyon</i>	Orta	Orta	Çok yüksek	Çok düşük
N ₂ fiksasyonu	?	?	?	?
Mikrobiyal alım	Düşük	Düşük	Düşük	Düşük
<i>Bitkisel alım^a</i>	Orta	Düşük	Düşük	Düşük
<i>Amonyak adsorpsiyonu</i>	Yok	Çok düşük	Çok düşük	Çok düşük
<i>Organik azot gömme</i>	Çok düşük	Düşük	Düşük	Çok düşük
Ufalanma ve sızma	?	?	?	?
<i>ANAMMOX</i>	?	?	?	?

^a Hasat ile.

Amonifikasyon, atıksudan azot gidermez; diğere süreçlerin (nitrifikasyon, volatilizasyon, adsorpsiyon, bitkisel alım vb.) kullanacağı şekilde, organik azotu amonyağa dönüştürür. Ayrıca, sulakalan bitkilerinin çürümesi sırasında da meydana gelir ve hem aerobik hem de anaerobik koşullarda devam eder. bu nedenle, amonifikasyon tüm YS tiplerinde olur.

Nitrifikasyon da amonifikasyon gibi, atıksudan azot gidermez. Ancak, denitrifikasyonla eşleşmiş nitrifikasyon, birçok sulakalanda 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 YS tipinde, azot giderimi için sınırlayıcı bir süreçtir. Bunun sebebi, amonyağın çamurda ve diğer birçok atıksuda baskın azot türü olmasıdır (Vymazal 2007).

Nitrat amonifikasyonu, sulakalanlarda azot dönüşüm süreçleri arasında muhtemelen en az çalışılan süreçtir. Bu sebeple bu süreçle ve bu sürecin arıtma üzerindeki rolü ile ilgili pek bilgi yoktur. Bu dönüşüm, düşük redoks potansiyeli altında gerçekleşir (Vymazal 2007). Redoks potansiyeli (oksidasyon-indirgenme potansiyeli), bir çözeltideki standart elektrotlar arasında, mevcut oksitleyici ve indirgeyici maddelerin konsantrasyonlarından kaynaklanan, mV mertebesindeki elektromotor kuvvettir. En iyi sonucu almak için, aerobik (oksitleyici) sistemler pozitif redoks potansiyeline (200-600 mV), anaerobik sistemler ise negatif redoks potansiyeline (100-200 mV) gerek duyarlar (Smith ve Scott 2005). Bu sebeple, anaerobik koşulların olduğu sulakalanlarda (örneğin, yatay YAS) önemli olma ihtimali vardır. Ama sonuçta bu süreç, atıksudan azot gidermemektedir (Vymazal 2007).

Birçok YS tipi için, denitrifikasyon, temel bir azot giderim mekanizması olarak düşünülür. Ancak, atıksudaki nitrat konsantrasyonları genellikle (tarımsal ve bazı endüstriyel atıksular hariç) çok düşüktür. Böylelikle, denitrifikasyonun nitrifikasyonla eşleşme şartı ortaya çıkar. Birçok sulakalanda, nitrifikasyon ve denitrifikasyon için gerekli oksijen miktarının farklı olması, azot gideriminin daha yüksek olmasını engeller.

Gaz azotun fiksasyonu, belirli çevre koşulları altında, sulakalandaki azot döngüsüne önemli oranda katkıda bulunabilir. Azot fiksasyonu yapan organizmaların çürümesinden

sonra, organik bileşiklere dönüşen azot suya geçer. Bu süreç, YS’lerde azot gideriminin değerlendirilmesinde ihmal edilir ve bu konuda mevcut veri yoktur. Ancak, serbest su yüzeyine sahip sistemlerde, fiksasyonun (mavi-yeşil alglerle) yoğun bir şekilde gerçekleşebileceği görülmektedir.

Bitkisel alım, serbest yüzer makrofitlerden oluşan YS’lerde en temel giderim mekanizmasıdır. Suüstü bitkilerin, özellikle kentsel ve evsel çamur arıtma amaçlı YS’lerde, giderim potansiyeli çok düşüktür. Ancak, mevsimsel değişikliklerin minimum olduğu ve birden çok hasadın yapılabilirdiği tropikal bölgelerde, özellikle düşük yüklemeli sistemlerde, suüstü bitkilerin hasadı, önemli bir giderim yolu olabilir.

Amonyum adsorpsiyonu, substrat ve atıksuyun verimli bir şekilde temas ettiği yüzeyaltı akışlı sistemlerle sınırlıdır. Ek olarak, YS’lerde kullanılan substratlar yeteri kadar emme bölgesi sağlamaz. Amonyak emmede en etkili olan killi topraklardır ve halihazırda YS’ler için çok kullanılmazlar.

Organik azot gömme, suüstü bitkilere ve serbest su yüzeyine sahip YS’lerle sınırlıdır. Bu YS’lerde torf / artık tabakası, nutrientlerin giderilmesinde önemli rol oynar.

Toplam azotun (TN); serbest yüzer bitkili sulakalanlar (SYBS), SYAS ve YAS sistemlerinde giderimi Çizelge 4.23’te özetlenmiştir. Giderim oranları, SYBS sisteminde biraz daha yüksek olmak üzere, tüm sistemlerde benzerdir. Bunun sebebi, bu sistemlerde birden çok hasadın yapılabilmesidir.

Düşey YAS’ler, SYAS ve yatay YAS’ye göre daha çok amonyak azotu giderir. Bu, düşey YAS’lara yüksek oranda oksijenleme uygulanmasıdır (Çizelge 4.24). Diğer taraftan, düşey YAS’larda nitrat giderim olasılığı çok düşüktür ve çıkış suyunda nitrat konsantrasyonunun artması gözle görülürdür. SYAS da yatay YAS da nitrat giderir. Çizelge 4.23 ve 4.24’teki sonuçlar açıkça göstermektedir ki, geniş bir arıtma alanı gözden çıkarılmadıkça, tek kademeli YS’ler önemli oranlarda TN gidermekten uzaktırlar. Bu nedenle, asıl hedef TN gidermekse, hibrid sistemler daha iyi bir çözümdür (Vymazal 2007).

Çizelge 4.23. Farklı tiplerde YS'ler için ortalama TN giderimi (Vymazal 2007)

YS Tipi	Birim	TN Girişi	TN Çıkışı	Verim	N
<i>Konsantrasyonlar</i>		<i>Giderim Oranı</i>			
SYAS	mg/l	14,6	6,6	54,8	14
SYAS	mg/l	14,3	8,4	41,2	85
YYAS	mg/l	46,6	26,9	42,3	137
DYAS	mg/l	68,4	37,9	44,6	51
<i>Yüklemeler</i>		<i>Giderim Miktarı</i>			
SYBS	g/m ² .yıl	838	431	407	14
SYAS	g/m ² .yıl	466	219	247	85
YYAS	g/m ² .yıl	644	394	250	113
DYAS	g/m ² .yıl	1222	592	630	42

Serbest yüzer bitkili (güneydoğu ABD), SYAS (Avustralya, Kanada, Çin, Yeni Zelanda, Polonya, İsveç, Hollanda, ABD), YYAS (Avustralya, Avusturya, Brezilya, Kanada, Çek Cumhuriyeti, Danimarka, Almanya, Hindistan, Meksika, Yeni Zelanda, Polonya, Slovenya, İsveç, BK, ABD), DYAS (Avustralya, Avusturya, Çin, Danimarka, Fransa, Almanya, İrlanda, Polonya, Norveç, Hollanda, Türkiye, BK). (Vymazal 2001, 2005a,b).

Çizelge 4.24. Farklı tiplerde YS'ler için ortalama amonyak N ve nitrat N giderimi (Vymazal 2007)

YS Tipi		TN Girişi	TN Çıkışı	Verim	N
<i>Konsantrasyonlar (mg/l)</i>		<i>Giderim Oranı</i>			
SYAS	NH ₄ -N	12,9	5,8	55,1	64
	NO ₃ -N	5,6	2,2	60,7	57
YYAS	NH ₄ -N	38,9	20,1	48,3	151
	NO ₃ -N	4,4	2,9	38,5	79
DYAS	NH ₄ -N	55,0	8,7	84,2	80
	NO ₃ -N	0,7	24,4	-	62
<i>Yüklemeler (g/m².yıl)</i>		<i>Giderim Miktarı</i>			
SYAS	NH ₄ -N	137	71	66	72
	NO ₃ -N	34	18	16	47
YYAS	NH ₄ -N	388	255	133	90
	NO ₃ -N	98	67	31	66
DYAS	NH ₄ -N	780	129	651	65
	NO ₃ -N	19,6	376	-	46

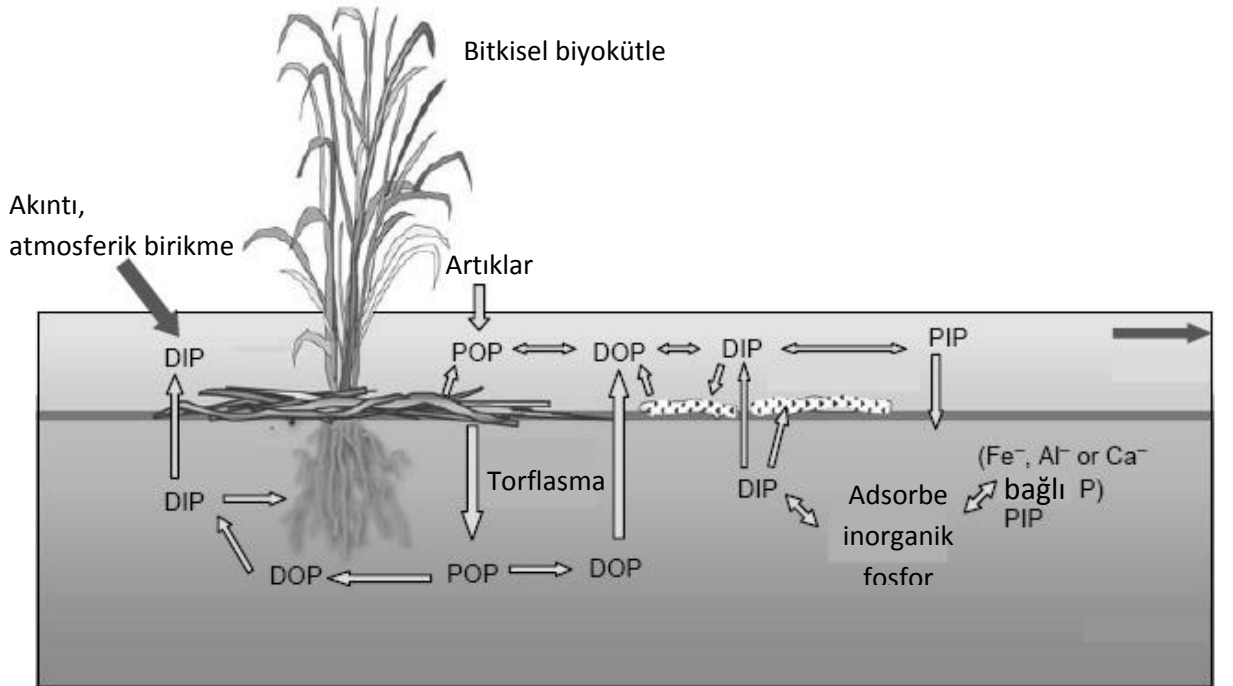
(Vymazal 2001, 2005a,b). Detaylar için bkz. Çizelge 23.

4.4.4. Fosfor Giderimi

Bir sulakalan su sütununa giren fosfor tipik olarak hem organik hem de inorganik formda bulunur. Sulakalanlarda 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 sulakalanlardaki taşınım ve dönüşümlerini takip etmek için, bu sistemlere giren fosfor formlarını şu şekilde sınıflandırmak uygun olacaktır (Şekil 4.21):

- i. çözülmüş inorganik fosfor (dissolved inorganic phosphorus - DIP),
- ii. çözülmüş organik fosfor (dissolved organic phosphorus - DOP),
- iii. çözünmez inorganik fosfor (particulate inorganic phosphorus - PIP),
- iv. çözünmez organik fosfor (particulate organic phosphorus - POP).

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



Şekil 4.21. Sulakalanlarda fosfor döngüsü (Reddy ve Delaune 2008)

Birçok sulakalan sisteminde fosfor giderimi atıksu ve toprak arasında yeterli temas imkânının olmayışı sebebiyle çok fazla etkili olmadığı belirtilmektedir. Ancak sistemlerde dolgu malzemesi olarak uygun ortamlar seçildiğinde giderim artabilmektedir.

Yapay sulakalanlarda fosfor giderimi genellikle adsorpsiyon, absorpsiyon, çökelme ve filtrasyonun bir arada gerçekleştiği tutulma kavramı ile açıklanmaktadır (Sakadevan ve Bavor 1998, Forbes 2002).

Adsorpsiyon ve absorpsiyon; adsorbat olarak adlandırılan bir bileşenin, genellikle sıvı veya gaz fazından genellikle katı faza (adsorbant) olan hareketini tanımlamaktadır (Eckenfelder 1968).

Sulakalanlar, 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 (Kadlec ve Knight 1996). Sulakalanlardaki fosfor dönüşümleri şu şekilde sayılabilir (Vymazal 2007):

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

Burada adsorpsiyon, çözünebilir inorganik fosforun, toprak gözenek suyundan, toprak mineral yüzeylerine hareketidir. Çözünebilir inorganik fosfor, toprak yüzeyine girmeden toprak mineral yüzeylerinde birikir. Toprağın adsorpsiyon kapasitesi, kil içeriği veya toprağın mineral bileşenleri ile artar. Fosfor adsorpsiyonu ve desorpsiyonu arasındaki denge, katı faz ve toprak gözenek suyundaki fosfor arasındaki dengeyi korur. Bu olgu, fosfat tampon kapasitesi olarak tanımlanır ve toprağın pH tampon kapasitesi ile paralel bir kavramdır (Barrow 1983, Rhue ve Harris 1999).

Burada çökelme, fosfat iyonlarının Fe, Al, Ca veya Mg gibi metal katyonları ile reaksiyona girerek amorf veya kristal katılar oluşturmaları olarak anlatılabilir.

Fosforun çoğu bitki kökleri tarafından alınır. Yapraklar ve filizler boyunca adsorpsiyon, suiçi bitkilerle sınırlıdır, ancak, zaten bu miktar genelde çok düşüktür. Makrofitler tarafından fosfor alımı, genellikle, büyüme sezonunun başında (çoğu bölgede ilkbaharın başları), maksimum büyüme hızına ulaşılmadan önce en yüksek değerdedir (Boyd 1969, Vymazal 1995).

Fosfor, biyokütleden sulakalan ekosisteminde geri dönüşünü çürüme ile yapar. Fosforu, makrofitlerin yerüstü kısmı suya, yeraltı kısmı toprağa geri verir (Reedy ve ark. 1999).

Bu mekanizmalardan hangilerinin ne oranda etkili olduğu, yapay sulakalan (YS) tipine göre değişir (Çizelge 4.25). Ayrıca, **YS'lerde fosfor gideren mekanizmaların sadece;** substratlar üzerinde emme, biyoküttelede depolama ve son olarak yeni sedimentlerin oluşması olduğu anlaşılmıştır (Kadlec ve Knight 1996). İlk iki prosesin maksimum doyma kapasiteleri vardır ve bu nedenle, uzun vadeli, sürdürülebilir fosfat giderimine katkıları yoktur (Dunne ve Reedy 2005).

Çizelge 4.25. Çeşitli YS sistemlerinde olası fosfor dönüşümleri ve ne çapta meydana geldikleri (Vymazal 2007)

YS Tipi	Serbest Yüzer Bitkili	SYAS	YYAS	DYAS
Torf oluşumu	Çok Düşük	Yüksek	Yok	Yok
Adsorpsiyon	Çok Düşük	Düşük	Yüksek	Yüksek ^a
Çökelme^b	Yok	Çok Düşük	Çok Düşük	Çok Düşük
Bitkisel alım	Orta	Düşük	Düşük	Düşük
Mikrobiyal alım	Düşük	Düşük	Düşük	Düşük

^a Özel filtrasyon malzemeleri kullanıldığında.

^b Yıkanmış çakıl veya kırmataş kullanıldığında.

^c Hasat ile.

Torf oluşumu, sulakalanlarda uzun vadeli fosfor alımında ana unsurdur. Ancak, sulakalanın biyoküttele üretimi yüksek olmalı ve su, sedimentin üzerinde bulunmalıdır ki suüstü bitkili SYAS sistemler bu tanıma uymaktadır.

Atıksuyun, filtrasyon substratı ile temasta bulunduğu sistemlerde, fosforun adsorpsiyonu ve çökmesi verimlidir. Bu, yapay YAS sistemlerinin bu mekanizma ile fosfor gideriminde en büyük potansiyele sahip olduğu anlamına gelir. Bu sistemlerden, yatay akışlı olanları daha başarılı olacaktır. Bunun sebebi, substratın daima yüzer olması ve yataktaki redoks potansiyelinin çok dalgalanmamasıdır. Atıksuyun kesikli yüklendiği düşey akışlı sistemler, aynı verimlilikte kullanılamayabilir. Bunun sebebi, yatağa uygulanan oksijenlemenin desorpsiyona ve ardından fosfor açığa çıkışına sebep olacak olmasıdır. Ancak, yapay YAS'ler için yaygın olarak kullanılan malzemeler (yıkılmış çakıl, kırma taş), emme ve çökme için çoğunlukla düşük kapasite sağlarlar. Son dönemde, genleştirilmiş kil agrega gibi birkaç filtrasyon malzemesi, YS'lerde denenmiştir. Fosfor giderimi çok yüksektir (Vohla ve ark. 2005, Jenssen ve Krogstad 2003) fakat emme ve çökmenin maksimum bir doymaya sahip olduğunu ve emmenin zamanla düştüğünü unutmamalıdır.

Azot gibi, yüksek giriş yüklemelerine bağlı olarak, suüstü makrofitlerin hasadıyla fosfor giderimi düşüktür (Çizelge 4.26), ancak, bu mekanizma düşük giriş yüklemelerine (<10-20 g P/m².yıl) sahip YS'lerde önemli olabilir.

Çizelge 4.26. Farklı tiplerde YS'ler için ortalama fosfor giderimi (Vymazal 2007)

YS Tipi	TP Girişi	TP Çıkışı	Verim	N
<i>Konsantrasyonlar (mg/l)</i>			<i>Giderim Oranı</i>	
Serbest Yüzer Bitkili	3,8	2,2	42,1	14
SYAS	4,2	2,15	48,8	85
YYAS	8,75	5,15	41,1	149
DYAS	10,5	4,25	59,5	78
<i>Yüklemeler (g/m².yıl)</i>			<i>Giderim Miktarı</i>	
Serbest Yüzer Bitkili	200	127	73	
SYAS	138	68	70	85
YYAS	141	96	45	104
DYAS	126	54	72	62

(Vymazal 2001, 2005a,b). Detaylar için bkz. Çizelge 4.23.

Bitkisel alım, serbest yüzer makrofitlerin olduğu sistemlerde daha önemli bir fosfor giderim yoludur. Yine de, verimli bir hasat frekansı yakalamak ve böylece makrofitleri optimum büyüme aşamasında tutmak, optimum fosfor giderimini sağlamak için önemlidir. Mikrobiyal alım, tüm arıtma sistemlerinde fosfor gideriminin geçici bir aşaması olarak düşünülür. Mikrobiyot tarafından alınan fosfor, organizmaların çürümesi sonrası tekrar suya geçer.

Fosfor giderimi, yüksek emme kapasitesine sahip özel substratlar kullanılmadıkça, tüm YS tiplerinde düşüktür (Çizelge 4.26). Tüm YS'lerde TP giderimi, giderilen yükleme miktarı YS tipine göre ve giriş yüklemesine göre farklılaşacak şekilde 45-75 g N/m².yıl arasında ve buna bağlı olarak %40-60 giderim oranlarında değişir.

4.4.5. Ağır Metal Giderimi

Taze su kaynaklarındaki ana ağır metaller kurşun, bakır, çinko, krom, civa, kadmiyum ve arseniktir. Atıksulardaki ağır metaller yapay sulakalanlarda sedimentasyon, flokülasyon, adsorbsiyon, kimyasal çökelme, iyon değişimi, oksidasyon-redüksiyon ve bitki alımı ile giderilmektedir (Matagi 1998). Bu prosesler oldukça etkilidir ve giderim oranı %99'a kadar çıkabilir. Yapay sulakalanlarda bitkilerle ağır metal alımının ana yolunun köklerden olduğunu saptamıştır. Köklü bitkiler metallerin sedimentten ayrılmasında, sudan ayrılmasında etkili olduğu kadar iyi bir potansiyele sahipken, köksüz bitkiler metalleri sadece hızlı bir şekilde sudan ayırırlar (Cowgill 1974).

Ağır metallerin, patojenlerin ve organik bileşiklerin miktarı biyot için toksik olabilir. Biyotanın tepkisi toksin konsantrasyonuna ve belli toksine karşı organizmaların toleransına bağlıdır. Sulakalanların toksinleri tamponlama ve bazı prosesler ile belli derecede toksinleri parçalama kapasitesi mevcuttur.

Yapılan çalışmalar yapay sulakalanların yüksek bir ağır metal giderim yeteneğine sahip olduğunu ve %75-99 oranında kadmiyum, %40-96 oranında bakır, %0-86 oranında kurşun, %49-88 oranında nikel ve %33-96 oranında çinko giderimi sağlandığını göstermektedir (De Busk, 1999).

4.4.6. Patojen Giderimi

Sulakalanlar patojen giderimi için oldukça etkilidir, tipik olarak sulakalana gelen patojen sayısı 5 kat azaltılabilir. Sulakalanlardaki patojenlerin giderimini sağlayan prosesler içinde doğal ölüm, sedimentasyon, filtrasyon, UV ışık iyonizasyonu, ısı etkileri, diğer organizmalara maruz kalma ve pH vardır. Kadlec ve Knight (1997) göstermiştir ki vejetasyon sulakalanlarda patojen gideriminde daha etkilidir.

4.5. Dünyada Yapay Sulakalan Üzerine Yapılan Araştırmalar ve Bulgular

Atıksuların arıtılması için özellikle de yüzeyaltı akışlı yapay sulakalanların kullanımı konusundaki statüleri belirlemek üzere Çevre Koruma Örgütü (EPA) sponsorluğunda yeni bir çalışma, çevre mühendisliği danışmanlarından S. C. Reed, liderliğinde gerçekleştirilmiştir (Reed 1993).

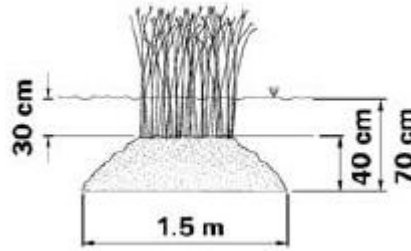
Birleşmiş Devletlerin güneybatısındaki Arizona eyaletinde 1990 yılında yalnızca 4 tane evsel atıksu arıtması yapan yapay sulakalan vardı. 1997 yılı itibariyle ise çalışan vaziyette 26 tane evsel ve yerinde arıtma yapan ve en az 24 tane yapım aşamasında veya onay bekleyen yapay sulakalan bulunmaktadır (Gelt 1997).

ABD'nin Indiana eyaletinde en az 25 tane evsel ve tarımsal nitelikli atıksuları arıtan yüzey akışlı yapay sulakalan bulunmaktadır. Sekizden fazla sistem yapım aşamasında veya yapılması planlanmakta ve bunlara ek olarak yedi tane sistem de taşkın suyu kontrolü için kullanılmaktadır (Leady 1997).

1997 yılı itibariyle İsviçre'de yaklaşık 80 tane yapay sulakalan bulunmaktadır. En uzun süredir çalışan sistemlerden biri en küçüğü olan (5 kişilik eşdeğer nüfus) ve Schattweid'deki Uygulamalı Ekoloji Merkezindeki sistemdir. Sisteme banyo ve lavabolardan gelen atıksu ile ürün giriş yapmaktadır. Sistem kum filtresi ve yatay akışlı kamış yatağından oluşmaktadır. 1990–1995 yılları arasındaki çalışması yakından izlenmiş ve verimi gözlenmiştir. On yıllık bir çalışma süresi sonunda sistem, performansında kayda değer bir düşüş göstermemiştir. Sistemin giderimi bazı parametreler için (özellikle $\text{NH}_4\text{-N}$ ve TN) zamanla artmıştır ve ölçümün son yıllarında en yüksek değerlerine ulaşmıştır (Schönborn ve ark. 1997).

İngiltere Slimbridge’te yapay sulakalanlar turist çekmek için kullanılmaktadır. Slimbridge, İngiltere’deki insanlar için sulakalan kuşlarını, ikiyaşayışlıları (kurbağalar, karakurbağaları ve semenderler gibi) ve yusufçuk gibi bazı böcek türlerini görebilecekleri bir merkez niteliğindedir. Aynı zamanda sulakalan bölgenin bütün atıksuyunu ($4000 \text{ m}^3/\text{gün}$) arıtmaktadır (Worrall ve ark. 1997).

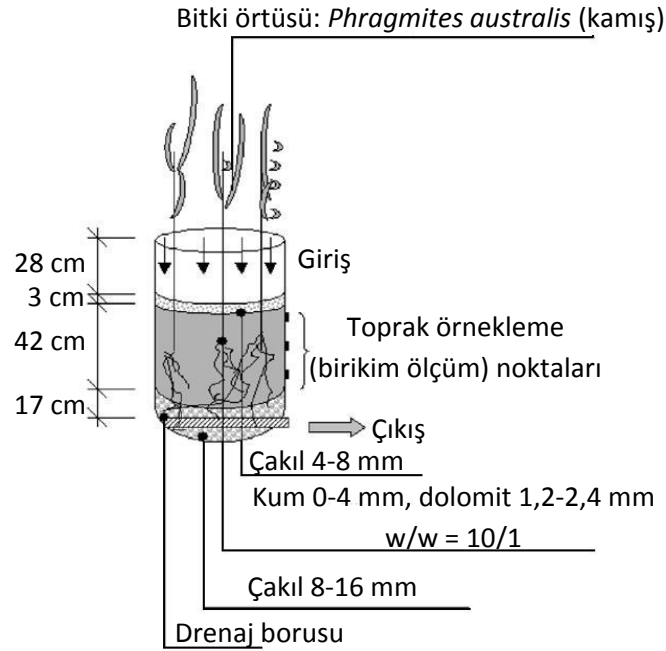
Thullen ve ark. (2001), araştırma hücreleri kullandıkları çalışmalarında, suüstü bitkilerini açık su alanları bırakarak serpiştirmenin; amonyak-hâkim ikincil arıtma çıkış suyunun arıtılmasını iyileştirdiğini bildirmiştir. Hücrelerde, daha derin suyla çevrili bir dizi tümsek (Şekil 4.22) şeklinde ayarlanan suüstü bitki alanları bulunmaktadır. Böylece, bazı doğal sistemleri taklit edecek şekilde, ışık girişini sağlayacak kadar büyük açıklıklar meydana gelir. Tümsekli yapı, ilk yıl amonyum azotunun %70’ini gidermiş; ikinci yıl da, açık alanlardaki sazlık otu istilasına rağmen, giderim verimliliğinin %47’sini korumuştur. Sivrisinek üretimi, bitki örtüsünün minimum olduğu tümseklerde en düşük olmuştur. Sivrisinek popülasyonu, bitki örtüsünün artmasıyla direkt olarak yükselmiştir.



Şekil 4.22. Hücrelerde kullanılan tümsekler (Thullen ve ark. 2001)

Prochaska ve Zouboulis (2005), 4 adet pilot ölçekli, düşey akışlı sulakalan (Şekil 4.23) kullanarak, fosfat giderim performansını araştırmışlardır. Bu çalışmada, substrat olarak $w/w = 10/1$ kum-dolomit karışımı kullanılmıştır. 3 aylık bir işletme süreci (ki bu süre göreceli olarak kısadır) sonunda tüm sulakalanlardan %45’lik fosfor giderim oranı elde etmişlerdir. İşletme süreci sonunda, sulakalanların farklı noktalarından alınan örneklerle göre, fosfat birikimi %6,6-18 oranında artmıştır. Bu oran, derinlikle ve fosfat yüklemesi ile artmaktadır. İşletim süresinin kısa olması ve kullanılan atıksuyun gerçek değil sentetik olması, elde edilen sonuçları büyük çapta projelerde direkt olarak kullanmayı engellese de bu çalışma, substrat içerisinde dolomit kullanımı ve ne oranda kullanılacağı konularında bir ön çalışma niteliğindedir.

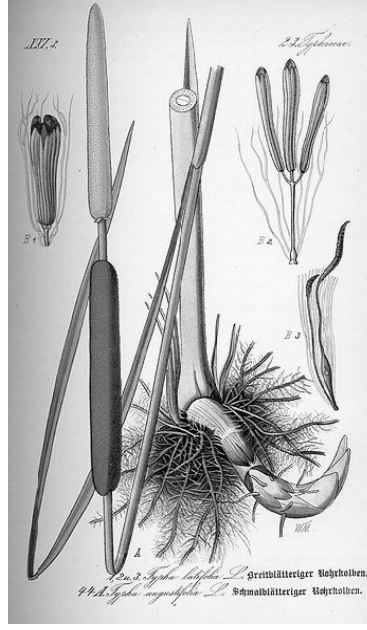
Vymazal, 2005'te yaptığı derleme çalışmasında yatay yüzeyaltı akışlı ve hibrid yapay sulakalanları incelemiştir. Buna göre, yatay yüzeyaltı akışlı sistemler, özellikle hedef, organiklerin ve AKM'lerin arıtılması ise, küçük kirlilik kaynaklarını arıtmak için uygulanabilir bir alternatiftir. Organiklerin (BOI_5 ve KOI) ve AKM'lerin giderimi yüksek oranda ve kararlı olarak gerçekleşmektedir. Nutrientlerin giderimi (azot ve fosfor), EN başına yaklaşık 5 m^2 olarak boyutlandırılan sistemlerde, genel olarak düşüktür ve kentsel çamur için %50'yi geçmez. Azot giderimi, filtrasyon yatağındaki oksijen eksikliğinden ve buna bağlı olarak nitrifikasyonun az olmasından dolayı düşüktür. Fosfor giderimini düşük tutan ise, filtrasyon malzemelerinin (çakıl, kırmataş) düşük emme kapasitesidir. Hibrid sistemler, özellikle azot için daha yüksek arıtma etkisi oluşturmak amacıyla, çeşitli tipteki yapay sulakalanları birleştirir. En yaygın olanı, yatay yüzeyaltı akışlı yataklarla düşey akışlı olanları kademeli olarak birleştiren sistemlerdir.



Şekil 4.23. Prochaska ve Zouboulis'in kullandığı yarı-pilot ölçekli, düşey akışlı yapay sulakalanın şematik gösterimi (Prochaska ve Zouboulis 2005)

Calheiros ve ark. (2008), ikisi genişletilmiş kil agrega (Filtralite MR3-8 ve Filtralite NR3-8) ve diğeri ince çakıl olan üç farklı substrat kullanarak deneyler gerçekleştirmiştir. Tabakhane atıksuyunun arıtıldığı sulakalan birimleri, şeytan mumu olarak da bilinen, geniş yapraklı su kamışı (*typha latifolia*) (Şekil 4.24) ile ekilmiştir. Sonuç olarak; her üç substratın, ekili bitkinin gelişmesi için yeterli geldiği, ancak,

yayılmanın ve organik madde gideriminin, genleştirilmiş kil agregalar kullanıldığında daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Genleştirilmiş kil agregalarla; KOİ giderimi için %82'lere (789 kg/ha.gün), BOİ₅ giderimi için %65'lere (258 kg/ha.gün) varan oranlar elde edilmiştir. Ayrıca, ekili olmayan alanlarda giderimin ekili alanlara göre önemli oranda düştüğü görülmüştür.



Şekil 4.24. Calheiros ve ark.'ın kullandığı suüstü bitkisi: şeytan mumu (*typha latifolia*) (http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Illustration_Typha_latifolia0.jpg)

Sindilariu ve ark. (2008), YAS hücrelerini alabalık çiftliklerinin yoğun çıkış sularını arıtmada kullanmışlar ve yüksek verimlilikler gözlemlemişlerdir. Ancak, hidrolik ve TAKM yükleme değerleri çok yüksek (3,9 l/sn) olmuş; sonuç olarak, birkaç haftalık yoğun çıkış suyunun ardından su, sulakalan üzerinden akmaya başlamış ve arıtma verimliliği düşmüştür. Bu önçalışmanın ardından, ticari bir uygulama için en uygun alan değerinin her 1 l/sn'lik çiftlik çıkış suyu için 13,3 m² olacağı tahmin edilmiştir. Daha yüksek yükler erken tıkanmaya (colmatation) yol açarken, daha düşük yüklemeler zaman ve para kaybı olacaktır. Örnek olarak 100 ton/yıl üretim kapasitesine sahip küçük bir alabalık çiftliğinin, yaklaşık 1330 m²'lik bir sulakalana ihtiyaç duyacağı öngörülmüştür.

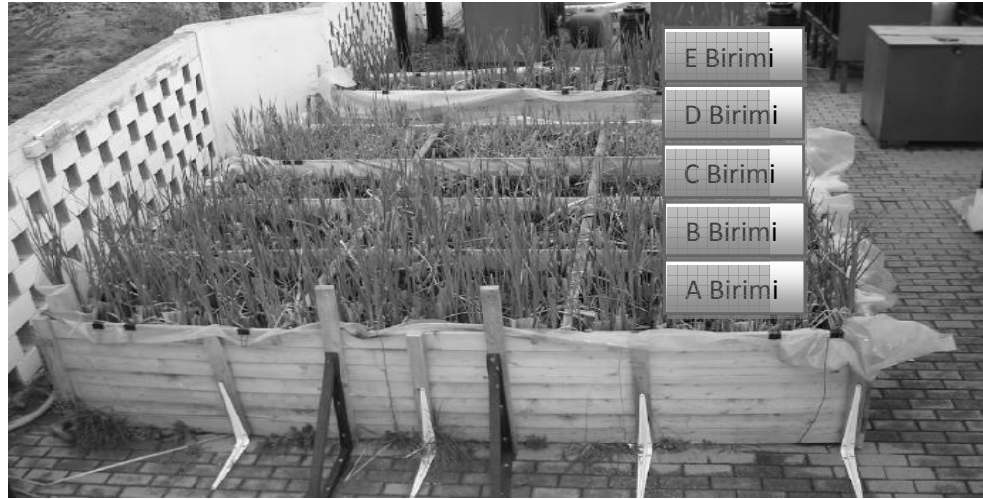
Çek Cumhuriyeti'ndeki YYAS sistemlerinin uzun vadeli performans değerlendirmesini yapan Vymazal (2009), AKM ve organik gideriminin çok verimli ve yıl boyunca kararlı

olduğu ve mevsimsel değişimlerden etkilenmediği sonucuna varmıştır. Ayrıca, bu maddelerin arıtılmasının işletme süresinin uzunluğuna bağlı olmaksızın tutarlılığını koruduğu gözlemlenmiştir. Birleşik kanalizasyon sistemlerinden gelen atıksuları arıtan sistemlerden alınan verilere göre, yatay akışlı yapay sulakalanlar, düşük organik konsantrasyonlarının çok verimli bir şekilde üstesinden gelmekte ve 5 mg/l'den daha düşük çıkış suyu konsantrasyonları sağlamaktadırlar. Fosfor giderimi kararlı fakat düşüktür. Bunun sebebi, Çek yapay sulakalanlarında yüksek emme kapasitesine sahip filtrasyon araçlarının kullanılmamasıdır. Filtrasyon için çakıl veya kırmataş kullanımı, yatay akışlı yapay sulakalanları fosfor giderimi için uygun sistemler olmaktan çıkarmaktadır. Amonyak azotunun giderimi, filtrasyon yataklarındaki yetersiz miktarda çözünmüş oksijen nedeniyle sınırlıdır. İşlem süresi boyunca amonyak azotu giderimi karalıdır, ancak, mevsimsel değişimlerden etkilenir.

Zhang ve ark. (2009), Çin'deki mevcut yapay SYAS, DYAS, YYAS ve hibrid sistemlerinden veri alarak karşılaştırma yapmışlar ve hibrid sistemlerin TAKM, BOİ₅, KOİ ve TP gideriminde en iyi performansa sahip olduklarını bildirmişlerdir. YYAS sistemleri DYAS sistemlerine göre BOİ₅ ve TP için daha iyi giderim oranı göstermiş (sırasıyla %82,2 ve %59,01); TAKM için ise %75,2'lik giderim oranıyla DYAS sistemleri öne çıkmıştır. Azot gideriminde, YYAS sistemlerinin TP giderim oranı DYAS sistemlerinininkinden önemli ölçüde daha yüksek çıkmıştır. Ve genelde alınan sonuçların (bkz. Çizelge 4.24) aksine, amonyak giderimi konusunda dahi, Çin'deki YYAS sistemleri (%56,2 giderim oranı) DYAS sistemlerinden (%43,3 giderim oranı) daha başarılı olmuşlardır. Ek olarak, Çin'deki incelenen bu yapay sulakalanlar ile Avrupa genelindeki 268 yapay sulakalan sistemi (Haberl ve ark. 1995) karşılaştırıldığında, neredeyse tüm parametreler için giderim oranları Çin'dekilerde Avrupa'dakilerden daha yüksek çıkmıştır.

Kotti ve ark. (2010), beş adet pilot ölçekli yapay SYAS birimini (Şekil 4.25) yaklaşık 2 sene, 4 farklı hidrolik bekletme süresi kullanarak (6-8-14-20 gün) sürekli olarak işletmişlerdir. Her bir bekletme süresi için işletme süresi, deneylerin minimumdan maksimuma tüm sıcaklık aralığını kapsayabilmesi için yaklaşık 1/2 yıl olarak tayin edilmiştir. 14 günlük HBS'nin organik maddeler için kabul edilebilir giderim oranları elde etmek için yeterli olduğu görülmüş, ancak, soğuk mevsimler için 20 günlük bir

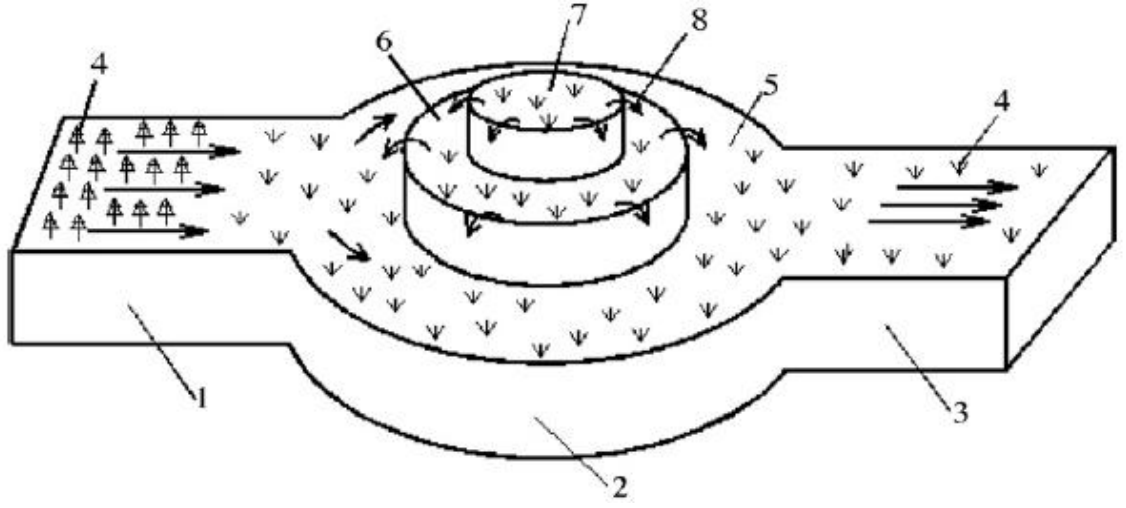
HBS tavsiye edilmiştir. Azot ve fosfor giderimi için 14 günlük bir HBS yeterli olarak tespit edilmiş, ancak soğuk mevsimlerde ortofosfat giderimi için 20 günlük bir HBS'nin kullanılması gerektiği belirtilmiştir. Organik maddenin arıtma birimleri boyunca aşama aşama giderilmemiş, yaklaşık $2/3$ 'ü birimin ilk $1/3$ 'lük kısmında giderilmiştir. Bu gözlemden, nitrifikasyonu arttıracak daha verimli bir tasarım için, arıtma birimi boyunca farklı noktalarda giriş suyu dağıtımının yapıldığı bir sistem öngörülmüştür. Elde edilen sonuçlar göre, bitki tipi, SYAS performansı üzerinde rol oynamaktadır. Özellikle su kamışları, daha yüksek KOİ ve fosfor giderimine katkıda bulunur. Substrat seçimi de önemli bir faktördür. Kil kullanımı toprak kullanımına göre daha yüksek fosfor giderimine yardım etmektedir. Kullanılan arıtma birimlerinin şekillerinin de birçok kirleticinin giderimi üzerinde etkili olduğu gözlemlenmiştir. İkizkenar yamuk şeklinde bir üstten görünüme sahip E biriminin en iyi performansa sahip olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 4.25. Pilot ölçekli bir çalışmada farklı niteliklere sahip sulakalan tanklarının görünümü (Kotti, I.P. ve ark. 2010)

Ye ve Li (2009), kendi araştırma grupları tarafından tasarlanan kule tipli hibrid bir yapay sulakalanı Çin'de inşa etmişlerdir. Bu sistem, 40 eşdeğer nüfus için boyutlandırılmış 3 kademedan oluşmaktadır (Şekil 4.26). İlk kademe, TAKM ve BOİ gideriminde; kule tipi ikinci kademe nitrifikasyona hedeflenmiştir; üçüncü kademe ise denitrifikasyon amaçlıdır. Ham atıksuyun %80'i ilk kademeye akmakta, %20'si ise direkt olarak ikinci kademenin en üst hücresine pompalanmaktadır. Kaskattan gelen su ile ilk kademedan gelen su, birleşerek üçüncü kademedan geçip deşarj edilmektedir.

İkinci kademedeki bulunan kule tipi bir kaskat kullanılarak gerçekleştirilen pasif havalandırmanın ve bunun yanı sıra ikinci kademedeki çıkış suyunun bypass yapmasının, sırasıyla nitrifikasyonu ve denitrifikasyonu belirgin bir şekilde arttırdığı görülmüştür. Ortalama giderme değerleri; TAKM için $88,57 \pm 16,3$, KOİ için $84,6 \pm 9,6$, amonyak azotu için $83,11 \pm 10,2$, toplam azot için $82,85 \pm 8,5$ ve toplam fosfor için $64,15 \pm 7,9$ olmuştur. Bu sistem, yüksek hidrolik yüklemelerde birincil evsel atıklar için önemli oranlarda azot giderimi sergilemiştir. Sulakalanda, sedimentteki nitrifikasyon bakterilerinin sayısı yüksekken; denitrifikasyon bakterilerinin sayısı, diğer kaynaklarda belirtilenlerden düşük çıkmıştır.

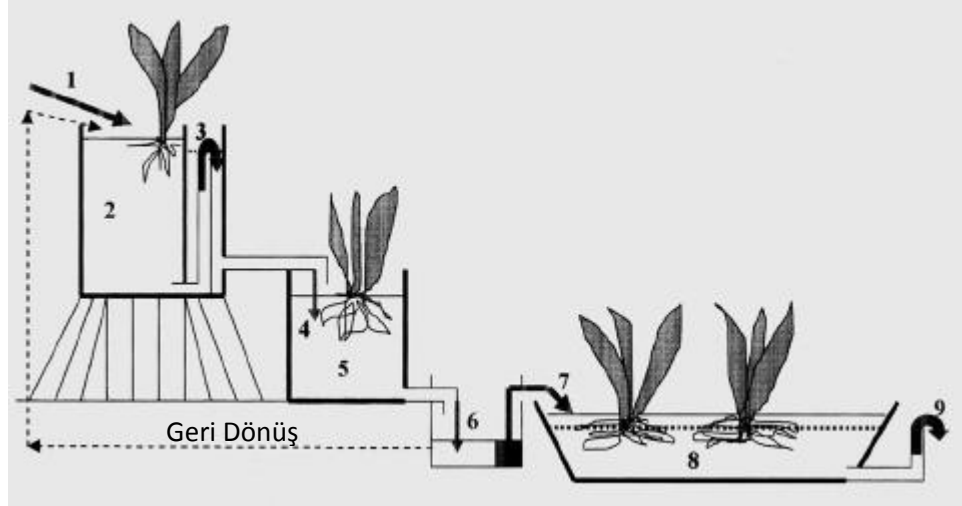


Şekil 4.26. Kullanılan kule tipli hibrid yapay sulakalanın akış diyagramı: 1, ilk kademe; 2, kule tipli ikinci kademe; 3, üçüncü kademe (deşarj); 4, sulakalanlar; 5, dairesel alt hücre; 6, dairesel orta hücre; 7, dairesel üst hücre; 8, kaskat (Ye ve Li 2009)

Grafias ve ark. (2010), tarımsal endüstri kökenli çıkış sularından olan zeytin prinası sızıntılarını arıtma üzerine çalışmışlardır. Bu arıtmayı, yapay sulakalanda parçalama ve ardından elektrokimyasal oksitleme yaparak gerçekleştirmişler ve bir dizi sonuç elde etmişlerdir. Sazlık otlarıyla ekili ve kesikli yüklenen düşey akışlı bir yapay sulakalan 3 günlük alıkonma süresiyle işletilmiştir. Sonuçta, zeytin prinası sürecine ait çıkış suyunun yüklendiği ($15 \text{ g KOİ/m}^2 \cdot \text{gün}$) sistem, önemli oranda KOİ ve renk giderimi (kütle esasına göre hesap edilmiş değerler sırasıyla 86 ve 77) sağlamıştır. Sulakalanın performansı, yaz aylarında terleme ve buharlaşmadan (ET) etkilenmektedir. Bu anlamda, ET izlenmiş ve elde edilen bu veri de dikkate alınarak arıtma performansı, konsantrasyon değil kütle esaslı tespit edilmiştir. Entegre bir biyolojik-elektrokimyasal

arıtma, zeytin prinası sızıntısı için avantajlı olmuştur. İlk olarak; düşük maliyetli, fazla teknoloji gerektirmeyen ve düşük bakım maliyetli yapay sulakalan, çıkış suyunun biyolojik olarak parçalanabilen bileşenlerini gidermiş; daha dirençli bileşenler ise bir sonraki ileri oksitleme adımında giderilmiştir.

Vymazal ve Kröpfelová (2010), Třeboň Atıksu Arıtma Tesisi'nde (8000 EN) kurdukları 3 kademeli hibrid yapay sulakalan ile, kentsel atıksudan yüksek oranlarda organik, AKM ve azot giderimi elde etmişlerdir. Söz konusu sulakalan; doymun düşey akışlı, serbest drenajlı düşey akışlı ve son olarak yatay yüzeyaltı akışlı üç bölümden oluşmaktadır (Şekil 4.27). Numuneler 4 noktadan alınmıştır: mekanik olarak önarıtma yapılmış atıksuyun anaerobik düşey akışlı sulakalana girişi, anaerobik filtreden çıkış (serbest drenajlı sulakalana giriş), serbest drenajlı düşey filtreden çıkış (yatay akışlı sulakalana giriş) ve yatay akışlı sulakalandan çıkış (son çıkış).



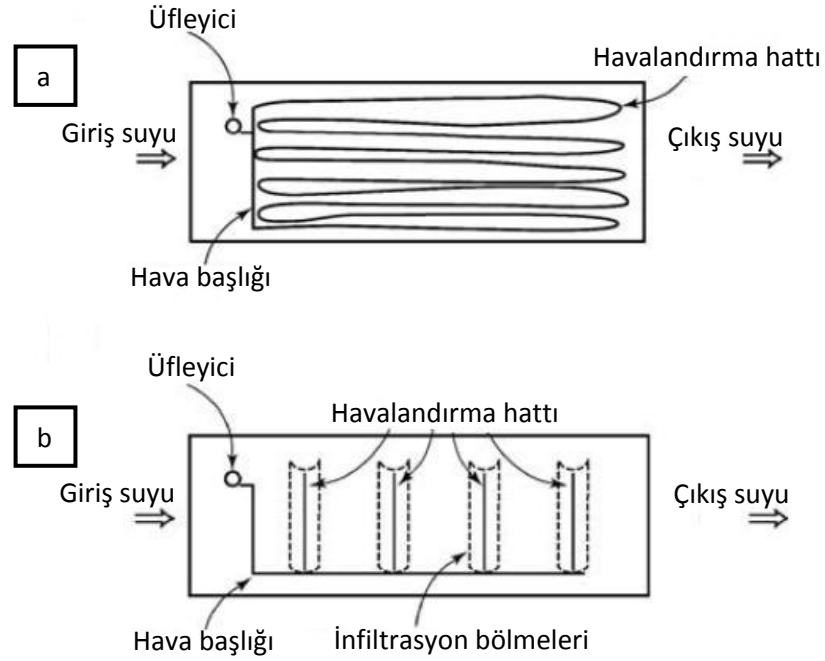
Şekil 4.27. Deney düzeneği: 1, giriş (mekanik olarak arıtılmış kentsel atıksu); 2, doymun anaerobik düşey akışlı sulakalan; 3, sulakalandaki su seviyesinin ayarlanması (ikinci kademeye yukarı akış); 4, ilk sulakalandan çıkış; 5, serbest drenajlı düşey akışlı sulakalan; 6, serbest drenajlı sulakalandan çıkış; 7, yatay akışlı yatağa giriş; 8, yatay akışlı sulakalan; 9, son çıkış akışı (Vymazal ve Kröpfelová 2010)

BOİ₅ çıkış konsantrasyonu ilk yıl için 16 mg/l (%78,1 giderim), ikinci yıl için 10 mg/l (%94,5 giderim) olmuştur. Amonyum azotu için giderim, ancak serbest drenajlı sulakalanda kırmataş yerine kum kullanmaya başladıktan sonra başlamıştır. Amonyak giderimi, serbest drenajlı, düşey akışlı yatakta; nitrat ise son yatay akışlı yatakta verimli şekilde gerçekleşmiştir. İkinci yılda, 29,9 mg/l olan ortalama amonyum azotu girişi

değeri, %78,3'lük bir giderim oranıyla 6,5 mg/l'ye düşürülmüştür. Bu süreçte, çıkış suyundaki ortalama nitrat konsantrasyonu 0,5 mg/l'den 2,7 mg/l'ye çıkmıştır. Askıda katı madde giderimi de verimli olmuştur (çıkış konsantrasyonu 10 mg/l'nin bir hayli altında). Sistem fosfor giderimi için tasarlanmamış olsa da fosfor gideriminde de başarılı olmuştur (ikinci yıl %65,4). Yine de ortalama 1,8 mg/l'lik çıkış suyu konsantrasyonu yüksek bir değerdir. Sonuçlar, bu sistemin tesis içi arıtma sistemlerinde kullanılma potansiyeline sahip olduğunu göstermiştir. Ancak, optimum yükleme hızlarının tayin edilmesi ve bağlantı borularının donmaya karşı korunması konularında geliştirme yapılmalıdır.

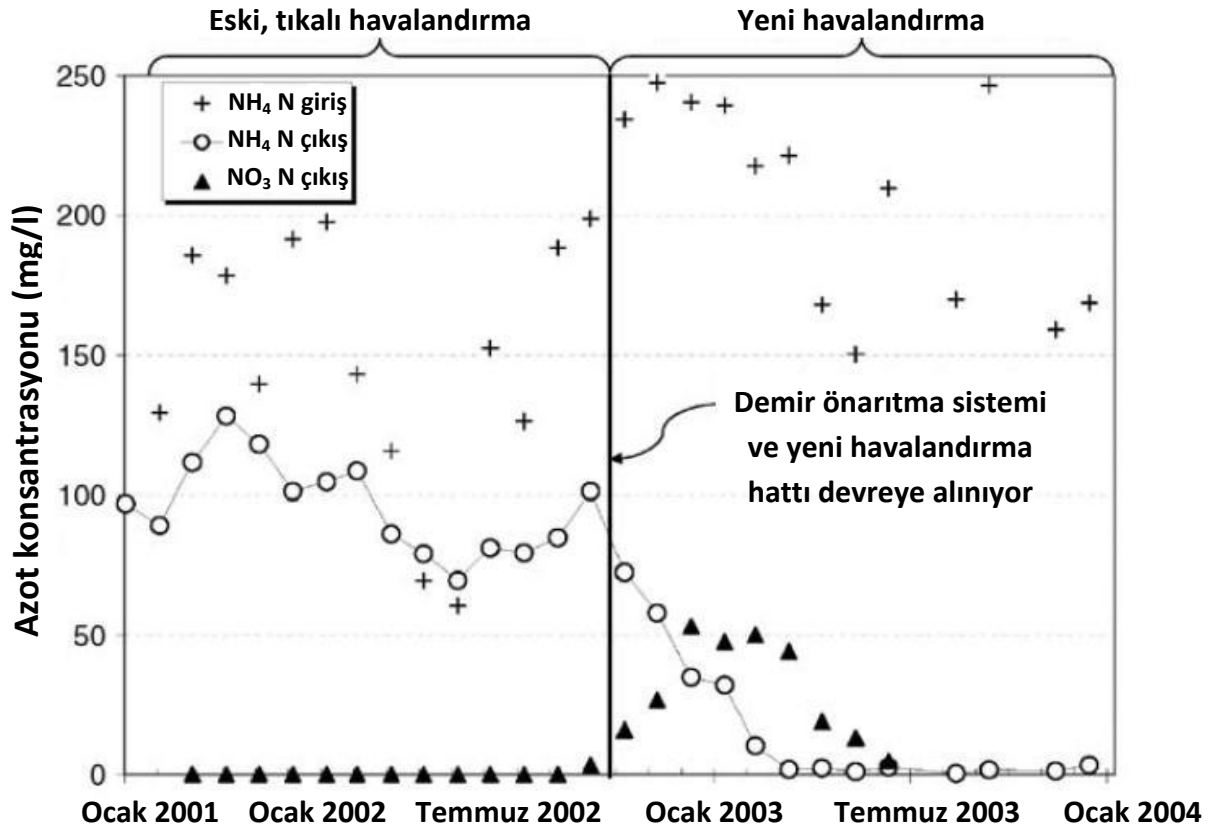
Cui ve ark. (2008), YS'lerin kirletici giderim performansının uygun substrat kullanımına bağlı olduğunu belirtmiş ve çalışmalarında 9 farklı substratın (turba/torf, üsttoprak/humus, çakıl, orta kum/MSS, yüksek fırın cürufu/BFS, kömür yanığı cürufu/CBS, yüksek fırın yapay cürufu/BFAS, kömür yanığı yapay cürufu/CBAS ve orta yapay kum/MSAS) fizikokimyasal özellikleri ile fosfor emme kapasitelerini incelemişlerdir. Sonuçlara göre, başlangıç çözeltisinde P konsantrasyonu arttıkça, P emilimi her 9 substrat için de artmıştır. Çakıl dışında, substratlardan önemli seviyelerde P emilimi elde edilmiştir. Substratların P emme kapasitelerine göre sıralaması şu şekilde olmuştur: turba/torf (4243 mg/kg substrat) > BFAS (2116 mg/kg substrat) > BFS (1598 mg/kg substrat) > CBS (1449 mg/kg substrat) > üsttoprak/humus (1396 mg/kg substrat) > CBAS (1194 mg/kg substrat) > MSAS (519 mg/kg substrat) > çakıl (494 mg/kg substrat) > MSS (403 mg/kg substrat). Giderim oranlarındaki sıralama ise şu şekilde gerçekleşmiştir: turba/torf %92, CBAS %57, CBS %56, üsttoprak/humus %41, BFAS %24, BFS %21, MSS %19, MSAS %12 ve çakıl %3. Çakıl haricindeki 8 substrat için özgül gravite ile P emme kapasitesi arasında önemli oranda negatif korelasyon olduğu tespit edilmiştir. Kimyasal özellikler için ise; katyon değişim kapasitesi, organik madde içeriği ve aktif Fe'nin pozitif; pH değerinin ise yüksek oranda negatif korelasyona sahip olduğu görülmüştür. Deneylerde substrat malzemeleri ayrı ayrı ele alınmıştır, ancak, YS uygulamalarında bu maddeler belirli oranlarda karıştırılarak olası en iyi P emme oranlarını elde etmek hedeflenmektedir. Çalışmacılar, torf/turba ve CBAS'yi P emilimi için en uygun malzemeler olarak önermişlerdir.

Nivala ve ark. (2007), orijinalinde patentli bir havalandırma sisteminin kullanıldığı pilot ölçekli bir YAS sisteminde mevcut havalandırma sistemini değiştirmiştir (Şekil 4.28). Sistem, atık gömme sızıntılarını arıtmakta kullanılmaktadır. Havalandırma sistemindeki değişikliğe ek olarak, sızıntıdaki demiri oksitlemek ve sızıntı suyunu sulakalana pompalamadan önce çözeltilen bu çökeltiliyi ayırmak amacıyla bir önarıtma sistemi de yapılmıştır. Yeni havalandırma sisteminde, orijinalindekinin aksine, havalandırma boruları akışa dik olarak döşenmiştir. Ayrıca, borularda bulunan 3 mm çapındaki deliklerin tıkanmaması için önlerine infiltrasyon bölmeleri konulmuştur. Havalandırma sistemi, 12 saat açık 12 saat kapalı şekilde çalıştırılmıştır.



Şekil 4.28. Orijinal (a) ve değiştirilen (b) havalandırma sistemleri (Nivala ve ark. 2007)

Orijinal sistem, 2001 sonbaharından 2002 sonbaharına kadar izlenmiştir. NH_4^+ azotunda azalma, nitrifikasyonu destekleyecek oksijen miktarının yeterli olmamasından dolayı, düşük seviyede kalmıştır. Sonuç olarak, sulakalanda NO_3 azotu üretilmemiş ve çıkış suyunda NH_4^+ konsantrasyonları yüksek çıkmıştır. Yeni sistemle birlikte, ortamın oksijence zengin hale gelmesiyle nitrifikasyon ve sonuç olarak NO_3 azotu oluşumu, özellikle yaz sezonunda, önemli oranda artmıştır (Şekil 4.29). Çıkış konsantrasyonları; NH_4^+ azotu için $<2,0$ mg/l, NO_3 azotu için $< 5,0$ mg/l olarak gerçekleştirilmiştir.



Şekil 4.29. Sistem değişiminden önce ve sonra amonyak (NH₄⁺) azotu ve nitrat (NO₃⁻) azotu konsantrasyonları (Nivala ve ark. 2007)

5. YAPAY SULAKALAN SİSTEM TASARIMI

5.1. Tasarım Kriterleri

5.1.1. Yer seçimi ve değerlendirilmesi

Sulakalan sistemini tasarımı için belirlenmesi gereken yer özellikleri; topografya, toprak özellikleri, mevcut toprağın kullanımı, sel tehlikesi ve iklimdir.

Topografya: Düzden hafif eğimliye giden üniform topografya tercih edilir. Sula kalan yerleri için seçilen eğim genelde %5'ten azdır.

Toprak: Geçirgenliği az olan (<5 mm/saat) yerlerdeki yüzey toprakları ve yeraltı tabakaları seçilmelidir; çünkü amacımız atıksuyu toprak profili üzerinde bulunan su tabakası içinde arıtmaktır. Bu yüzden, toprak kesitinde sızmayla olan su kayıpları minimuma indirilmelidir. Geçirgenlik, yapım esnasında sıkıştırma ile azaltılabilir. Geçirgenliği yüksek olan topraklar küçük sistemler için tabanının kil veya geçirmez bir madde ile kaplanması sonucunda kullanılabilir. Yeraltı su seviyesi de ayrıca önemlidir.

Sel Tehlikesi: Sulakalan yerleri sel tehlikesi olan kısımlar dışında olmalıdır. Selden korunmuş olmalıdır.

Mevcut Toprağın Kullanımı: Tarım alanları veya açık alanlar, özellikle doğal sulakalanlara yakın olanlar, sulakalan için tercih edilirler. Yapay sulakalanlar, devamlı su sağlamasıyla, doğal sulakalanlardaki yaban hayatının artmasını sağlarlar.

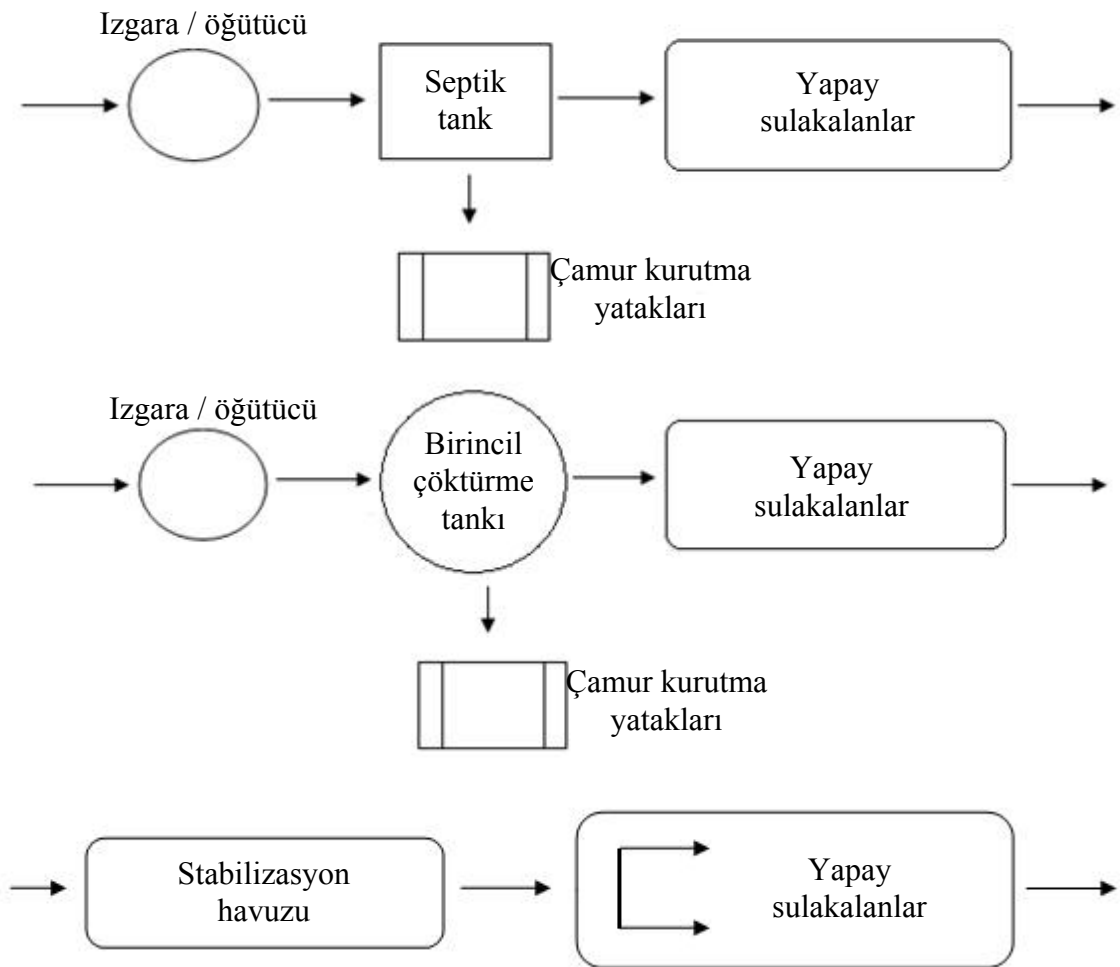
İklim: Sulakalanların soğuk iklimlerde de kullanılması mümkündür. Fakat sistemin verimi içindeki atıksuyun sıcaklığı ve arıtma amacına bağlıdır. Çünkü ana arıtma mekanizması biyolojiktir, bu yüzden arıtma performansı sıcaklığa çok bağlıdır. Arıtma amacı düşük sıcaklıktan dolayı sağlanmadığı takdirde, depolama gerekebilecektir (Tchobanoglous ve Burton 1991).

Bunların dışında; atıksu kaynağına göre uygun bir şekilde konumlanmış olma, yeteri kadar geniş olma, tehdit içeren türleri barındırmama ve arkeolojik/tarihi varlıkları içermeme de yer seçiminde etkili faktörlerdir (Anonim 2000).

5.1.2. Önarıtma uygulamaları

İlk çalışmalarda her ne kadar yapay sulakalanlar önarıtma gerektirmez denilmiş olsa da son 20 yılda yapılan çalışmalar, önarıtma uygulamalarının sulakalan işletim ve bakımına katkı sağladığını göstermiştir.

Birincil önarıtma işlemleri, ızgara ve/veya öğütücü ile iri katıların giderimini içermektedir ki böylelikle organik yüklemenin azaltılması sağlanmaktadır. Önarıtma ve birincil arıtma sistemleri olarak ızgaralar, öğütücüler, septik tanklar ve stabilizasyon havuzları (Şekil 5.1) kullanılabilir (Sundaravadivel ve Vigneswaran 2001).



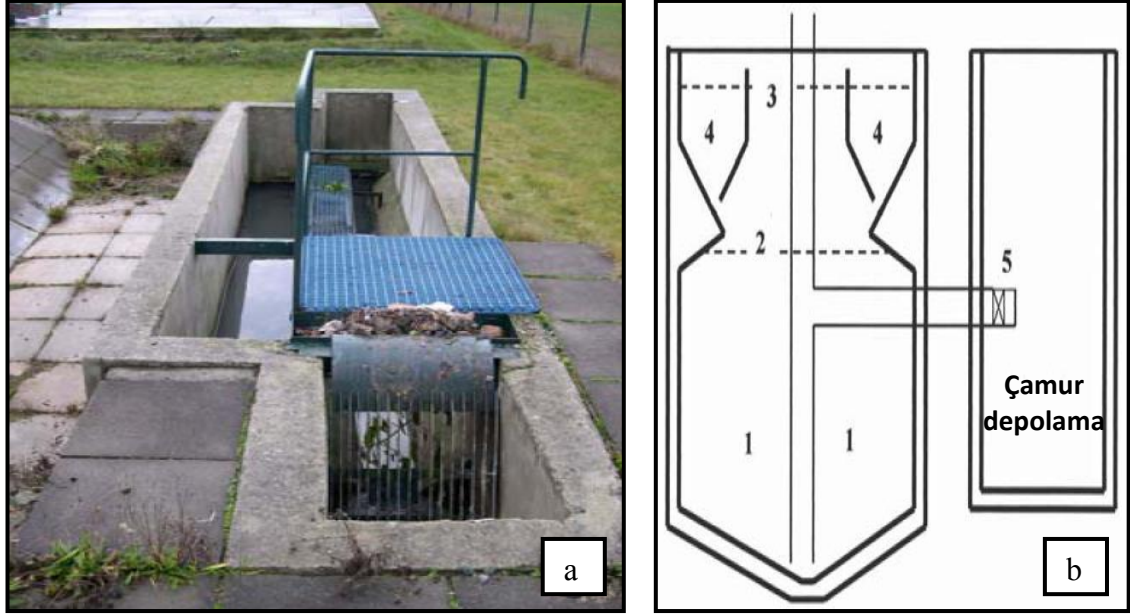
Şekil 5.1. Yapay sulakalanlarla önarıtma seçenekleri

Sulakalanlar, özellikle ikincil arıtma için kullanılıyorsa, iyi bir arıtma performansı için önarıtma esastır. En genel anlamda, önarıtma, parçacık büyüklüğü dağılımını değıştiren bir dizi süreç olarak düşünölebilir (Vymazal ve Kröpfelová 2008). Temel önarıtma işlemleri ve süreçleri Çizelge 5.1’de verilmiştir.

Çizelge 5.1. Özellikle evsel ve kentsel atıksular için kullanılan tipik önarıtma elemanları ve etkilenen parçacık boyutları (Tchobanoglous ve ark. 2003)

İşlem / süreç	Uygulama / vaka	Parçacık boyutu
Izgara (kaba)	Tahta parçası, paçavra gibi büyük artıkları tutma	>15
Izgara (ince)	Küçük parçaların tutulması	1,5 – 6,0
Izgara (mikro)	Küçük parçaların tutulması	> 0,025
Öğütme	Kaba ızgaradan sonra kalan parçaları kesip ufalayarak küçük üniform parçalar haline getirme	6
Gravite ayırma	Çökelebilir katıları ve yüzen maddeleri giderme	0,040
Kum tutma	Kum ve çakılları ayırma	0,15
Yağ ve gres giderme	Yağ ve gresin giderilmesi	-
Imhoff tankı	Sedimentasyon ve yüzdürme ile evsel atıksulardaki askıda maddeleri giderme	0,040
Septik tank	Sedimentasyon ve yüzdürme ile evsel atıksulardaki askıda maddeleri giderme	0,040

Endüstriyel ve tarımsal atıksular, evsel ve kentsel atıksulardan daha karmaşık önarıtma işlemleri gerektirirler. Büyük parçaların giderildiği önarıtma aşaması birincil önarıtma olarak adlandırılır. En sık kullanılan elemanlar ızgaralar ve kum tutuculardır (Şekil 5.2.a). İkincil arıtma amaçlı kullanılan yapay sulakalanlarda yararlanılan en yaygın önarıtma birimleri septik tanklar ve Imhoff tanklarıdır. Septik tanklar tekil evlerin atıksularını alır, ancak, sitelere ya da küçük yerleşim yerlerinde de uygulanabilir. Imhoff tankı (Şekil 5.2.b); yukarı odada sedimentasyonun, aşağı odada ise çürütmenin gerçekleştiği iki katlı bir tanktır. Çamurun tam çürümeye imkân verecek yeterli kapasiteye sahiptirler (Crites ve Tchobanoglous'dan 1998 aktaran Vymazal ve Kröpfelová 2008). Imhoff tankları ve septik tanklar anaerobik koşullara sahiptir. Bu sistemlerde genel olarak, organik azotun amonyağa kısmi dönüşümü (amonifikasyon) söz konusudur (Kadlec ve Wallace 2009). Büyük sistemler için stabilizasyon havuzları yararlı olacaktır (Sundaravadivel ve Vigneswaran 2001).



Şekil 5.2. Bazı önartıtma elemanları: Izgara ve ardından gelen kum tutucu (a), Imhoff tankı (b) (1, çürütme hücresi; 2, maksimum çamur seviyesi; 3, sedimentasyon hücresinin atıksu seviyesi; 4, sedimentasyon odası; 5, çamur borusu) (Vymazal ve Kröpfelová 2008)

5.1.3. Hidrolojik Faktörler

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

Hidroloji, tüm fonksiyonlarla bağlantısı nedeniyle yapay sulakalanların başarılı veya başarısız olmasını sağlayan en önemli tasarım faktörüdür. Sulakalan hidrolojisi diğer su çalışmalarına ilişkin hidrolojilerden farklı değilse de yine de bazı önemli farklılıklar içermektedir. Bunlar;

- ✓ Hidrolojideki küçük farklılıklar bir sulakalanın özelliklerinde ve onun iyileştirme etkinliğinde hayli önemli olabilmektedir.
- ✓ Suyun geniş bir alanı kaplamasına karşın az bir derinliğe sahip olması dolayısıyla bir sulakalan sistemi, yağış ve buharlaşma ilişkileri açısından son derece büyük bir öneme sahiptir.

- ✓ Bir sulakalandaki bitki yoğunluğu, öncelikle bitkilerin köklerinin, yapraklarının, köksaplarının sel yollarını engellemesi, ikinci derecede ise rüzgâra ve güneşe karşı engel oluşturması nedeni ile sulakalan hidrolojisini büyük boyutlarda etkiler.
- ✓ Hidrolojik çevrimde yer alan yağış, yüzey akış, sızma ve buharlaşmanın da göz önünde bulundurulması gerekir (Mitsch ve Gosselink 1993, Vymazal ve ark. 1999).
- ✓ Örneğin, Tayland'ta işletilen bir yapay sulakalanda yazın atıksuyun %35'inin evapotranspirasyon ile kaybolduğu rapor edilmiştir (Koottatep 2002).

Geçmiş meteorolojik veriler evapotranspirasyon (ET) ve çökeltme değerlerinin tahmininde kullanılabilir. Eğer sistem göreceli olarak sabit bir su derinliğinde işletiliyorsa $dv/dt=0$ 'dır ve çıkış debisi Denklem 5.1'dan hesaplanabilir. Bu denklemde YAS girişi ve çıkışı, sistem yalıtıldığı için hesaba katılmamıştır.

$$Q_i - Q_o + P - ET = dv/dt \quad (5.1)$$

Q_i : atıksu giriş debisi

Q_o : atıksu çıkış debisi

P : çökeltme

ET : evapotranspirasyon

V : hacim, t : zaman

Sulakalan boyutlandırılmasında hidrolojik rejime doğrudan bağlı olan bekletme süresi ve hidrolik yükleme hızı, göz önüne alınması gereken iki önemli değişkendir. Küçük yerleşim yerleri için sulakalan boyutlandırılmasında hidrolik yükleme hızı bazı literatürlerde 1,4-22 cm/gün arasında verilmiştir (Mitsch ve Gosselink 1993). Sistemdeki makrofitlerin yoğun halde bulunması yük kaybına neden olmaktadır.

5.1.3.1. Yük Kaybı

Yük kaybı, YAS sistemleri için üzerinde durulması gereken bir faktörken; SYAS sistemlerinde, çok uzun ve dar bir akışa sahip olmadıkları sürece, önemli bir faktör değildir. Yük kaybı, ancak boy/en oranı 10/1'den büyük ve buna ek olarak hidrolik yükleme hızı (HYH) yüksek, bitki örtüsü ise çok yoğun olduğunda SYAS sistemlerinde

üzerinde düşünülmesi gereken bir parametre olur. Bu durumlarda, giriş suyu setlerinde taşma meydana gelecek ve çıkış suyu su seviyesi düşecektir. Giriş ve çıkış yapıları uygun, set yüksekliği yeterli, boy/en oranı 10/1'den düşükse (paralel hücreler kullanılabilir), SYAS sistemlerinde yük kaybı olma olasılığı minimumdur. YAS sistemlerinde ise, gözeneklerin katılarla dolmasıyla birlikte, temiz su yük kaybı hızlı bir şekilde değişir. Bu değişimde, az da olsa köksap bölgesinin (rizosfer) gelişimi de olumsuz etkide bulunur. Bu şartlar altında, sıvı seviyesi önünde sonunda yüzeye ulaşacak ve cılız bir SYAS ortamı oluşmaya başlayacaktır (USEPA 2000).

5.1.3.2. Tıkanma

Yatak ortamı, arzu edilen akışın, kullanılabilir alan yük kaybı (çıkış borularının yükseklikleri ve ortamın tepe noktası arasındaki mesafe) dâhilinde taşınmasına izin verecek yeterli bir hidrolik iletkenliğe sahip olmadığı zaman, “yüzeye çıkma” (göllenme) meydana gelir (Şekil 5.4). Cooper ve ark. (2007), etüt ettikleri 255 adet üçüncül arıtma sisteminden 76'sının tıklandığını belirtmiştir. Yüzeye çıkma, birkaç sebepten kaynaklanabilir:

- ✓ Giriş-çıkış borularının yanlış tasarımı,
- ✓ Yatak ortamının temiz hidrolik iletkenliğinin doğru tahmin edilememiş olması,
- ✓ İnşa aşamasındaki uygunsuzluklar,
- ✓ Hidrolik iletkenlikte yaşanacak azalmanın yanlış tahmin edilmesi,
- ✓ Bitki köklerinin büyümesi, katı birikimi ve biyomat (mikrobiyal biyokütle) oluşumu (Vymazal ve Kröpfelová 2008).

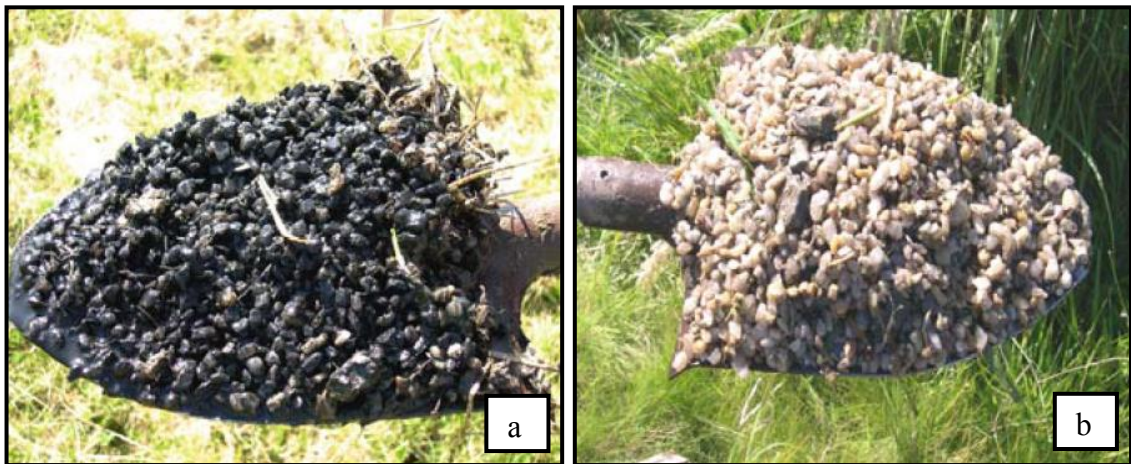
Giriş yapan parçacıkların birikimi ve filtrasyonu, gözenekleri tıkar. Özellikle evsel ve kentsel atıksular tarafından, toprak gözeneklerinde biyokütle oluşturulması da (biyomat) tıkanmaya sebep olur. Bu iki mekanizma ile biriken madde inorganikse, gözeneklerde kalıcı olacak ve önünde sonunda tıkanma yapacaktır. Ancak, bu madde organikse oksidasyona uğrayacak ve çürüme süreci tarafından belirlenen bir hızda giderilecektir. Daha küçük taneler tıkanmayı hızlandırır (Kadlec ve Wallace 2009).

Bu taneler kullanıldığında, birim akış boyu boyunca olan toplam olası yapışma yüzeyi (büyük tanelerdekine göre) artar. Ayrıca, gözenekler daha küçük olduğu için, biyofilmlerin organik ve inorganik katıları tutma verimi artar. Biyomatın, gözenekleri

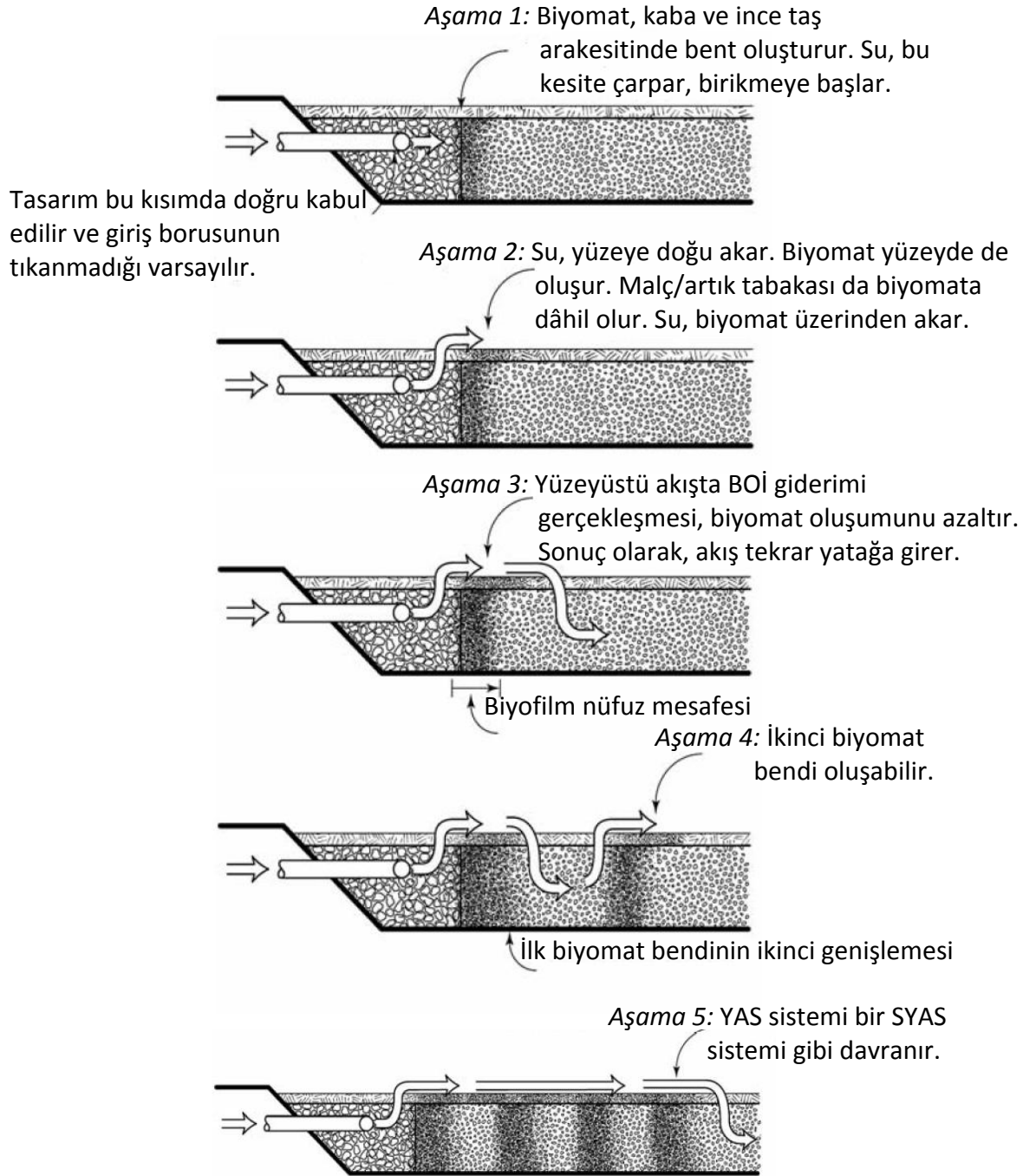
tamamıyla kapladığı bir durumda hidrolik iletkenlik, orijinal ortamın değil biyomatın karakteristikleri ile belirlenir. Büyük taneler kullanıldığında, biyomatın yayıldığı uzunluk artar, ancak, suyun yüzeye çıkma olasılığı azalır (Wallace ve Knight'tan 2006 aktaran Vymazal ve Kröpfelová 2008)

Bitki köklerinin engelleme yapması da tıkanmaya yol açan bir diğer nedendir. Ancak, bitki köklerinin tıkanmaya katkısı çok azdır (Langergraber ve ark. 2003). Bu durumda, tıkanma için temel mekanizmanın katıların birikmesi olduğu söylenebilir. Maden atıksuyu arıtma konusunda, kalsiyum karbonat gibi kimyasalların gözeneklerde çökmesi de anlatılan bu mekanizmalara ilave edilir (Kadlec ve Wallace 2009).

Çözünmüş kirleticilerin giderilmesinde aktif olan mikrobiyal biyofilmler, hidrolik iletkenlik üzerinde etkili olabilirler ve tıkanmaya katkıları olabilir. Mikrobiyal biyofilmler (Şekil 5.4), çözünmez ve çözünebilir organik yüklemelerin sonucunda oluşurlar (Wallace ve Knight'tan 2006 aktaran Vymazal ve Kröpfelová 2008). Bu biyofilmler organik ve inorganik katıları tutarlar (Winter ve Goetz 2003) ve biyomatı meydana getirirler. Biyomat oluşumu giriş bölümünde (organik yüklemenin en yüksek olduğu bölge) en yüksektir (genelde birkaç metre) (Ragusa ve ark. 2004). Biyomat oluşumuna bağlı olarak gözenek hacmi kaybı, hidrolik iletkenliği düşürmektedir (Zhao ve ark 2004a). Sulakalan boyunca organik madde giderilmekte ve böylece biyomat oluşumu da giderek azalmaktadır. Organik madde miktarının çok düşük olduğu çıkış bölgesinde, biyomat oluşumu da en düşük değerini alır. Bu iki bölgeye ait çakıl substrat örneklerinden (Şekil 5.3) bu fark anlaşılmaktadır (Vymazal ve Kröpfelová 2008).



Şekil 5.3. Girişten 2 m sonra (önemli miktarda biyomat oluşumu) a) ve 25 m sonra b) alınan çakıl substrat örnekleri (Vymazal ve Kröpfelová 2008)



Şekil 5.4. Tıkanmanın yatay YAS sistemlerinde olası aşamaları (Wallace ve Knight'tan 2006 aktaran Vymazal ve Kröpfelová 2008)

Hidrolik iletkenliğin bu şekilde düşmesinin sebebi, %30'luk bu ilk kısmın, arıtmanın çoğunun gerçekleştiği kısım olmasıdır (USEPA 2000).

Tasarım aşamasında (bkz. Çizelge 5.5), giriş ve çıkış bölgelerinin arasında kalan ve arıtma bölgesi (bkz. Şekil 5.13) olarak tanımlanan bölgenin ilk %30'luk kısmında

hidrolik iletkenlik, temiz yatak hidrolik iletkenliğinin için en fazla %1'i; kalan %70'lik kısmında ise %10'u olarak tayin edilir.

Tıkanma da genellikle yatağın bu ilk 1/4-1/3'lük kısmında oluşmaktadır (Bavor ve ark. 1989, Fisher 1990, Tanner ve Sukias 1995, Tanner ve ark. 1998b, Young ve ark. 2000, George ve ark 2000). Geri kalan kısımda hidrolik iletkenlik kısıtlanmamakta ve akış üniform gerçekleşmektedir (Vymazal ve Kröpfelová 2008).

Yatay akışlı olsun düşey akışlı olsun, yüzeyaltı akışlı sulakalanlar, prensip olarak suyun gözenekli bir ortamda hareketine dayandıkları için, yatak tıkanmasına karşı duyarlıdırlar. Bazı durumlarda, akışın engellenmesi taşmaya sebep olacak ve sulakalan arıtma süreci için bir arıza anlamına gelecektir. Örneğin, tekil ev septik sistemlerinde kullanılan yatay YAS sistemlerindeki bu tip arızalar, bu sistemlerde yüzey akışı halk sağlığı için tehdit oluşturduğu ve yasak olduğu için, büyük çaba ve maliyet gerektirse ve arıtma verileri tatmin edici olsa da giderilmek zorundadır (Cooper ve ark. 2006a). Özellikle, ham çamur (yani, yüksek BOİ ve TAKM) yüklenen düşey YAS sistemleri, önlemler alınmazsa tıkanacaktır (Şekil 5.5, Kadlec ve Wallace 2009)



Şekil 5.5. Düşey akışlı küçük bir sulakalanda biyokatı ile tıkanma örneği. Minnesota'daki bu sistem, çok yüksek BOİ yüklemesi nedeniyle hidrolik arıza yaşamıştır (Kadlec ve Wallace 2009).

Yaygın uygulama, çalıştır-dinlendir prensibiyle yeteri kadar dinlenme aralığı sağlanacak sayıda paralel akış yolu kullanmaktır. Aksi halde, göllenme ve bunun sonucunda yatak içine oksijen hareketinde düşüş meydana gelecek ve arıtma verimi bir hayli azalacaktır. Sürekli işletilecek sistemlerde, göreceli olarak düşük organik yük (ABD’de tecrübe edilen verilere göre, gömülü boruların her ağızı için maksimum 15 g/gün) kullanılmalı ve böylece biyokatı birikimi minimize edilmelidir (Kadlec ve Wallace 2009).

Tıkanma, yüzeyaltı düşey aşağı akışlı sulakalanlarda suyun yüzeyde birikmesine, yatay yüzeyaltı akışlı sulakalanlarda ise yüzeye çıkma sorununa yol açacaktır. Yatak ortamında akması gereken atıksuyun yüzeye çıkması:

- ✓ Koku ve sivrisinekler için uygun ortam oluşturur,
- ✓ Atıksuya temas edecek insan ve hayvanlarda olası sağlık sorunları oluşturur,
- ✓ Hidrolik bekletme süresini (HBS) düşürür.

Ancak, yüzeye çıkmanın, arıtma performansını önemli ölçüde düşürmediği görülmektedir. Aslında, SYAS ve yatay YAS sistemlerinin birleştiği doğal bir hibrid sistem meydana getirmektedir. Brix (1998), Almanya ve Danimarka’da kurulan yatay YAS sistemlerinin, yüzeye çıkma sorunu yaşasalar da arıtma performanslarının düşmediğini bildirmiştir (Vymazal ve Kröpfelová 2008).

5.1.4. Akış Yolu Sayısı

Sulakalan sistemini iki veya daha fazla paralel akış yolu kullanarak tasarlayanın kararı, birkaç işletme faktörüne göre verilir:

- ✓ İşletme esnekliği sağlamak,
- ✓ Arıtmada artış elde etmek,
- ✓ Sistemi, çalıştır-dinlendir esasına göre işletmek.

Çoklu akış yolu kullanıldığında, bir akış hattının bakım için servis dışına alınması ve akışın diğer paralel sulakalan hücrelerine verilmesi ile akış esnekliği sağlanabilir. Bu esneklik, sulakalan için arzulana bir özelliktir, ancak, ek maliyet (fazladan setler, kılıf, su seviyesi kontrol yapıları ve hafriyat) getirir. Özellikle, çok küçük sistemlerde gereksizdir.

Çoğu düzenleme kurumu, atıksu arıtma sistemlerinin, belirtilen tasarım akış ve yükleme değerlerinden daha fazlasını arıtmasını esas alacak şekilde tasarlanmasını ister. Örneğin ABD'nin kuzeybatısında, bir akış hattının devre dışı olduğu durumda, sistemin, giriş suyunun %75'ini arıtabilmesi gerekliliği söz konusudur. Bu esas, kentsel atık arıtma amaçlı, mekanik arıtma tesisleri için kullanılır ve sulakalanlar için de uygulanabilir. Örnek olarak, 3 paralel akış hattına sahip bir sistemde, bir hat devre dışı kaldığında diğer iki hattın her biri atık suyun %37,5'ini ($\%75/2$) arıtabilmelidir. Bu da sistemin %112,5 ($\%37,5 \times 3$) arıtma kapasitesi ile tasarlanması anlamına gelir. Bu noktada, fazladan giderlerin kabul edilebilir olup olmadığına karar verilmelidir.

Bazı sulakalanlar, çalıştır-dinlendir esasına göre çalışmayı gerektirir. Bu ise, akışın aktarılacağı paralel akış hatlarına ihtiyaç duyma anlamına gelir. Çoğu düşey akışlı sistem, belirli zamanlarda hızlı bir yüklemeye tabi tutulur ve bu yüklemeler arasında su drenajı ve yatağa hava çekme (mikrobiyal biyofilmlere tekrar oksijen kazandırma ve yatakta aerobik koşulları sağlamak için) işlemleri gerçekleşir. Yüklemeler sırasında ise, yüzeyde bir tıkanma meydana gelir. Bu ise, yatakta anaerobik koşulların oluşmasına ve yüzeyde göllenmeye sebep olur (Platzer ve Mauch 1997, Hyankova ve ark. 2006). Bu sorunun devamlı olmaması için, özellikle organik yüklemenin yüksek olduğu durumlarda, çalıştır-dinlendir esasını kullanılır (Platzer ve Mauch 1997, Molle ve ark. 2004a) (Kadlec ve Wallace 2009).

5.1.5. Her Bir Akış Yolunda Kullanılacak Sulakalan Hücresi Sayısı

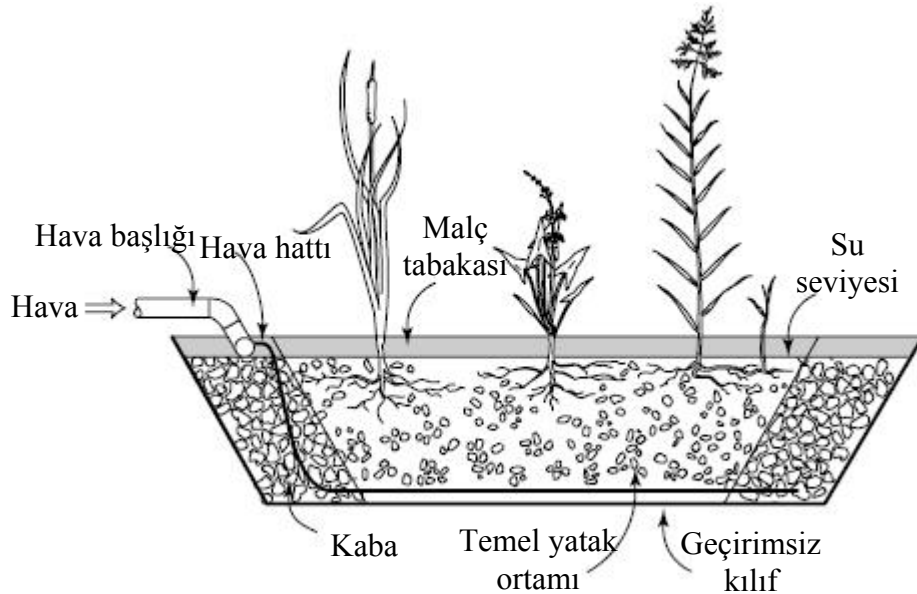
Bir hatta birden fazla sulakalan hücresi kullanmayı düşünmeyi gerektirecek belirli durumlar vardır:

- ✓ Arıtma verimliliğinin arttırılmak istenmesi,
- ✓ Bölgede eğimin yüksek olması sebebiyle hafriyat ve mühendislik anlamında, hattı birkaç hücreye bölmenin avantajlı olması,
- ✓ Birden fazla sulakalan tipi kullanımının (hibrid sistemler) arzu edilmesi (örneğin, düşey akıştan yatay akışa geçiş veya tam tersi),
- ✓ Farklı sulakalan hücrelerinde farklı arıtma tepkimeleri meydana gelecek şekilde, kademeli bir arıtmanın istenmesi (Kadlec ve Wallace 2009).

5.1.6. YAS Sistemlerinin Havalandırılması

SYAS sistemlerinde, oksijen temel olarak, alg fotosentezi ve atmosferik difüzyon ile tedarik edilir. Ancak, özellikle soğuk iklimlerdeki YAS sistemlerinde; alg fotosentezi bir oksijen-taşıma mekanizması değildir ve yalıtım tabakası, atmosferik difüzyonu sınırlar. Standart YAS sistemlerinin sınırlı oksijen-taşıma kapasitesi, geliştirilmiş arıtma sistemlerinin ortaya çıkmasına yol açmıştır. Bu sistemler, organik madde giderimi ve nitrifikasyon için yeterli oksijen sağlanması için gerekli donanımına sahiptir. Bu; su seviyesinin sık sık dalgalanması (gelgit akış) (Austin ve ark. 2003, Behrends ve ark. 1996, Zoeller ve Bvers 1999), pasif hava pompası kullanımı (düşey akış) (Green ve ark. 1998) veya suyun, çakıl yatağında mekanik olarak direkt havalandırılması (yatay akış) (Dufay 2000, Flowers 2002, Wallace 2001) ile yapılır (Nivala ve ark. 2007).

YAS sistemlerinde havalandırma yapılmasının, özel sektörde ve literatürde gelişmiş örnekleriyle karşılaşılabılır. YAS sistemlerinin, doğası gereği sınırlı oksijen taşıma kapasitesine sahip olması, 1990'ların ortasında mekanik bir üfleyici ve difüzör boru uygulamasıyla yapay havalandırma yapılması konusuna ciddi bir yönelmeye sebep olmuştur. Bu yolla, arıtma performansının, özellikle de amonyak için, artırılması hedeflenmiştir. Bu teknolojinin temel bir uygulaması Şekil 5.6'da görülmektedir.



Şekil 5.6. Havalandırma yapılmış bir YAS sisteminin şematik gösterimi (Kadlec ve Wallace 2009)

Havalandırma yapılan bir YAS sisteminde işletme ve bakım maliyetleri önemli miktarda artacaktır. Diğer taraftan, havalandırma içeren bir sulakalan, havalandırma içermeyen bir sulakalana göre çok daha küçük bir izdüşümüne ve buna bağlı olarak daha düşük bir kurulum maliyetine sahiptir. Ekonomik açıdan, azalan sulakalan boyutundan kaynaklanan kazanç, havalandırma donanım maliyetini yeteri kadar dengelediği sürece, havalandırma savunulabilir bir uygulama olacaktır.

Oksijen taşınma hızı; yatak derinliği, arayer oksijen konsantrasyonları, difüzör geometrisi ve diğer bazı faktörlere bağlı olarak değişir. Ancak, göreceli olarak hafif bir havalandırma, YAS yatağına 50-100 g O/m².gün mertebesinde oksijen sağlayacaktır. Bu hızlar, havalandırma yapılmayan bir YAS sisteminde genel olarak sağlanan 1-6 g O/m².gün değerlerinden oldukça yüksektir. Ancak, bu tip hafif bir havalandırma için gerekli enerji miktarı, özellikle pasif sulakalanlarla karşılaştırıldığında, toplam enerji kullanımında önemli bir faktör olabilir. Ama yine de bu enerji, genel olarak, geleneksel mekanik arıtma süreçlerinininkinden çok daha düşük olacaktır.

5.1.7. Geçirimsiz Kılıf

Temel bir kural olarak, infiltrasyonu ve eksfiltrasyonu engellemek için, sıkıştırılmış bir kil kılıf için minimum bazı gereklilikler vardır. Bunlar; doymuş geçirgenliği 10⁻⁷'den büyük doğal toprak, %20'den az olmayan kil içeriği ve en az %15 plastiklik endeksidir. Kil kılıf için minimum kalınlık 300 mm olmalıdır. İnşa aşamasında kilin kurumması olası ise, kilin daha kalın (>1 m) kullanılması düşünülmelidir.

Sentetik kılıflar kil tabakası yerine kullanılabilir. Bunlardan birkaçı; kauçuk membran, plastik membran, bitkisel örgü kumaşa gömülü bentonit kil (yumuşak kil) olarak ayılabılır. Kılıf, kök geçişine ve ilişmesine engel olacak kadar güçlü olmalıdır. Örneğin, 0,5-1,0 mm kalınlığındaki polietilen kılıflar bu işlevi görmek için yeterlidir. Doğru kılıfın seçilmesinde, gerektiğinde bir jeoteknik uzmanından destek alınabilir (Tousignant ve ark. 1999).

5.1.8. Dolgu Malzemesi, Sediment ve Ölü Bitki Katmanı

Dolgu malzemesi, toprak, kaya, çakıl, taş ve organik maddeleri içerir. Yüksek verimlilik ve düşük su hızları nedeniyle sulakalanlarda çökelmelerle sediment ve ölü bitki katmanı

/ artık (litter) oluşur. Dolgu malzemesi, sediment ve ölmüş bitkilerin çökmesi ile oluşan katmanlar çeşitli sebeplerle önemlidirler;

- ✓ Sulakalanlarda canlı organizmaların çoğunu destekler.
- ✓ Dolgu malzemesinin geçirgenliği, sulakalan içinden suyun taşınımını etkiler.
- ✓ Dolgu malzemesinin içinde birçok kimyasal ve mikrobiyolojik dönüşümler olmaktadır.
- ✓ Dolgu malzemeleri, birçok kirletici için depolama görevi yapar.
- ✓ Çoğunlukla ölü bitkilerin çökmesi ile oluşan artık tabakanın (litter) birikmesi, sulakalanda organik madde artışına neden olur. Organik madde, malzeme değişimi ve mikrobiyal bağlantılar için olanak sağlar ve karbonun kaynağıdır, enerji kaynağı olarak sulakalanda önemli biyolojik reaksiyonları yürütür.

Suya çok fazla doydukları zaman toprakların ve diğer dolgu malzemelerinin fiziksel ve kimyasal karakteristikleri değişir. Dolgu malzemesinin boş gözeneklerinde, su, atmosferik gaz ile yer değiştirir ve mikrobiyal metabolizmalar mevcut oksijeni tüketirler. Oksijen atmosferden difüzyon yoluyla yer değiştirebildiğinden daha hızlı tüketildiği için dolgu malzemesi anoksik olur. Bu değişim olayı, çevrede azot ve metal gibi kirleticilerin giderilmesinde önemlidir (Anonim 2000).

5.1.9. Bitki Toplulukları (Vejetasyon)

Sucul bitkiler, yapay sulakalanların en önemli bileşenlerindendir. Yapay sulakalanda hem damarlı bitkiler (yüksek bitkiler) hem de damarsız bitkiler (algler) önemlidir. Algler tarafından yapılan fotosentez, suyun çözünmüş oksijen içeriğini artırır. Ayrıca azot ve metal reaksiyonlarını da etkiler. Bu bitkilerin sulakalanlardaki işlevleri;

- ✓ Besinleri kendi büyümeleri için tutmanın yanında, besin dönüşümündeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerde besinleri azaltıcı etkide bulunurlar,
- ✓ Sulakalan içinde ki su akısına direnç gösterirler,
- ✓ Bekletme süresini arttırırlar,
- ✓ Askıda katı maddelerin çökmesini kolaylaştırırlar,
- ✓ Kökleriyle suyun akısını düzenler,
- ✓ Ölümlelerinden sonra suda besin oluşturlar,

- ✓ Mikrobiyal büyüme için geniş yüzey alanı sağlamasının yanında suya organik madde verirler,
- ✓ Pek çok sucul bitki, topraktaki anaerobik tabakaya oksijen transferini gerçekleştirmektedir,
- ✓ Böylece kök bölgesinde ağır metallerin yükseltgenmeleri ile çökelmelerini sağlamaktadırlar (Vymazal ve ark. 1998, Gopal 1999).

Birçok karşılaştırmalı çalışma, TN ve amonyum azotu gideriminde ekili sulakalanların ekili olmayanlardan daha yüksek giderim oranları gösterdiğini doğrulamıştır. Bununla birlikte, TP, KOİ ve BOİ₅ gideriminde bitkiler çok daha az rol oynarlar. KOİ ve BOİ₅ için, çoğu sulakalanda, ya anaerobik ayrışmanın temel rol oynadığı ya da alternatif olarak, substratın (bitkisiz) havalandırılmasının, organiklerin giderilmesi için gerekli oksijen ihtiyacını yeterli ölçüde giderdiği görülecektir (Zhang ve ark. 2009).

Yapay sulakalanlarda genellikle kökleri su altında toprak içinde, gövde kısmı su üzerinde uzayan bitki türleri dikilir (dolgu malzemesi yapısında, kökleriyle birlikte büyüyen odunsu olmayan bitkiler ve gövdeleri). Bu bitki türleri; saz (*Bulrushes*, *Cattail*), kamış (*Phragmites spp.*) ve birkaç geniş yapraklı türler olmak üzere yapay sulakalanlarda yaygın olarak kullanılırlar (Anonim 2000).

Yapay sulakalanlarda kullanımı yaygın olan bu bitkilerin en önemli özelliği sadece yılda bir kez hasat edilmeyi gerektirmeleridir. Yukarıda sözü edilen bitkilerden başka, süsen adı ile ülkemizde tanınan *Irish pseudocuru* da besin ve askıda katı uzaklaştırma potansiyelinin yüksek olması nedeniyle yapay sulakalanlarda kullanılması planlanan diğer bir sucul bitkidir. Ancak, hasat zorluğu nedeniyle süsen yapay sulakalan araştırmalarında sadece pilot tesislerde kullanılabilmektedir (Mitsch ve Gosselink 1993, Gopal 1999).

Makrofitler (büyük su bitkileri), suda ya da suya yakın bölgelerde yaşayan sucul bitkilerdir ve bunlar balıklar için örtü görevini görürler, sucul omurgasızlar içinse substrat oluşturdıkları ve oksijen ürettikleri için faydalıdır (Smith ve Scott 2005). Sualtı makrofitler, su kütlesine doğrudan oksijen sağlarken, su yüzeyindeki ve serbest yüzen makrofitler de su yüzeyini örtmekte ve alg büyümesini önlemektedirler. Her ne kadar alger oksidasyon havuzlarında su arıtma süreçlerine katkıda bulunsalar da aşırı

alg büyümesi, sulakalanlarda ötrofikasyon tehlikesine sebebiyet vermektedirler (Brix 1993, Gopal 1999). Yapay sulakalanlarda kullanılan köklü ve yüzücü bitkiler Çizelge 5.2’de verilmiştir.

Çizelge 5.2. Yapay sulakalanlarda kullanılan köklü ve yüzücü bitkiler (Knight 1997)

Bitki Cinsi	Büyüme Şekli	Yetiştirme Yeri	Gölge Toleransı
<i>Acer negundo</i>	Ağaç şeklinde	Ormanlık sulakalanlar	Tam güneşli
<i>Acorus Calamus</i>	Ot şeklinde	Tatlı sulardan, az tuzlu sulakalanlara kadar her yer	Kısmen gölgeli
<i>Alnus Serrulata</i>	Çalı funda	Sulakalanlar	Tam güneşli
<i>Corex spp</i>	Ot şeklinde	Sulakalanlar, göl kıyıları	Tam gölgeli / tam güneşli
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Su altında	Göller ve yavaş akan dereler	-
<i>Cyperus esculentus</i>	Ot şeklinde	Yeni bataklıklar, ıslak çayırlar	Tam güneşli
<i>Eichhornia crassipes</i>	Köksüz yüzen bitkiler	Tatlı su gölleri ve ağır akan dereler	Tam güneşli
<i>Hrdrocotyle umbellata</i>	Yüzen bitkiler	Kıyılarda, sık sulakalanlar	Kısmen gölgeli
<i>Nyssa sylvatica</i>	Ağaç şeklinde	Ormanlık sulakalanlar	Kısmen gölgeli
<i>Phragmites australis</i>	Yer bitkileri, ot cinsleri	Tatlı veya tuzlu sulakalanlar	Tam güneşli
<i>Pontederia cordata</i>	Ot şeklinde	Tatlı ve tuzlu sulakalanlar, gölet kıyıları	Kısmen gölgeli
<i>Populus deltoides</i>	Ağaç şeklinde	Ormanlık sulakalanlar	Tam güneşli
<i>Nuphar luteum</i>	Köklü bitkiler	Sulakalanlar, göletler	Kısmen gölgeli
<i>Scirbus americanus</i>	Ot şeklinde	Tuzlu ve alkali sulakalanlar	Tam güneşli
<i>Sparganim eurycarpm</i>	Ot şeklinde	Sulakalanlar, gölet kıyıları	Kısmen gölgeli
<i>Taxodium distichum</i>	Ağaç şeklinde	Tatlı sulakalanlar	Kısmen gölgeli
<i>Typha latifolia</i>	Ot şeklinde	Tatlı sulakalanlar, gölet bölgeleri	Tam güneşli
<i>Scirpus valides</i>	Ot şeklinde	Tatlı ve tuzlu sulakalanlar	Tam güneşli

Yapay sulakalanlarda sık kullanılan bitkiler aşağıda detaylı olarak anlatılmıştır.

Hasır Otu: Familyası *Typhaceae*'dir. Tropik ve ılıman bölgelerde yaygın olarak yetişen dayanıklı 20'den fazla türe sahip olup 30-200 cm boylanabilen çok yıllık köksaplı bir cinstir. Dik yapılı, küme formu olan bu cinste yapraklar ince uzun mızrak şeklindedir. Yaprak renkleri mavimsi-yeşildir. Çiçekleri başak üzerinde ve oldukça ilgi çekicidir (Şekil 5.7).

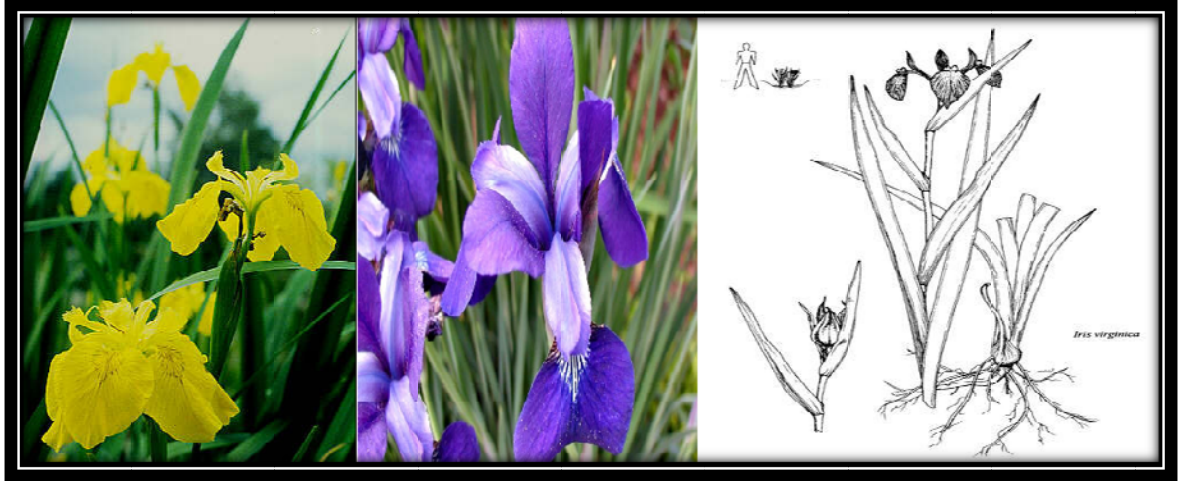
Erkek çiçekler beyaz ve başağın üst kısmında, dişi çiçekler silindirik ve kahverengidir. Üretimleri tohumla veya bölme ile yapılabilir. *Typha* cinsinin türleri hızlı büyüdükleri için kontrolleri güçtür. Bu nedenle saksı veya sınırlandırılmış alanlara dikilebilirler. Ülkemizde yaygın olan türler; su kıyılarında, sığ sularda, karalarda yaşamaktadırlar (Söğüt 1998).



Şekil 5.7. Hasır otu bitkisi: boyutları ve genel görünümü
(<http://images.saglikbilgisi.gen.tr/img/1106427153wu4.jpg>)

Süsen: En iyi sucul süs bitkilerinden birisi de; bir hayli güçlü ve geniş, hemen hemen her iklime uyum sağlayabilen, özellikle ilkbahar aylarında sarı renkli çiçekler açan, 33 metre kadar derinliğe köklenebilen, geniş alanlarda kullanımı daha verimli olan, 6,6-9,9 m boyundaki “Bataklık Süseni”dir.

Süsen (*Irish pseudocorus*) tüm diğer süsenler gibi iyi bir dallanma ve büyüme için güneşe gereksinim duymaktadır. Mavi süsen (*Irish versicolor*) ise 26,4 m derinliğe kadar kök salabilen ve daha küçük yapraklara sahip bir bitkidir (Şekil 5.8).

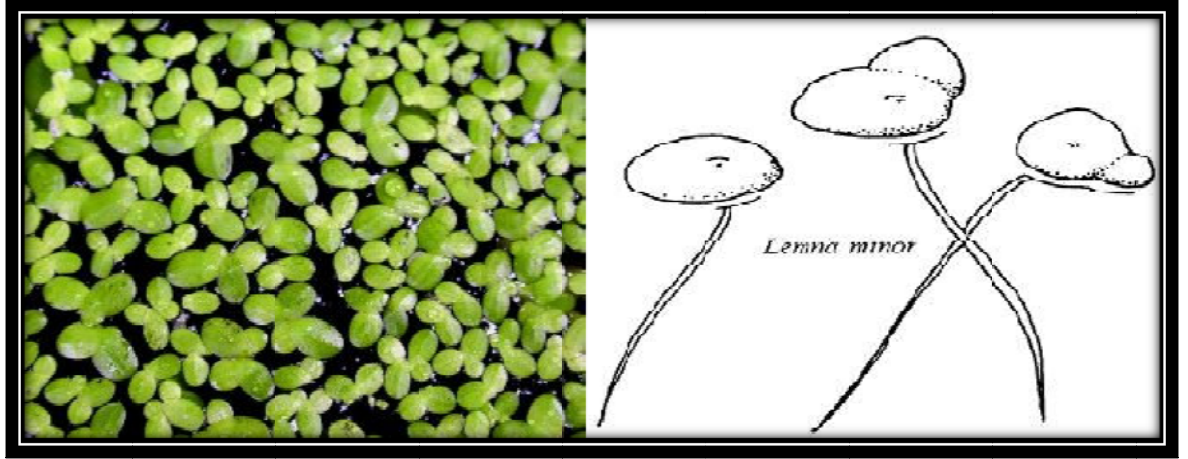


Şekil 5.8. Süsen bitkisi: boyutları ve genel görünümü
<http://images.saglikbilgisi.gen.tr/img/1106427153wu4.jpg>

Soğanlı, sürünücü ve yumrulu köklü çok yıllık otsu bitkilerdir. Nemli topraklar ve kıyıda kullanılan süsenler “püskülsüz süsen” grubuna girmektedir. Bu irisler yumrulu, dik ve kümeli formlu bitkilerdir. Hayli dekoratif olan yaprakları kılıç şeklinde ve düzdür.

İlkbahar ve yaz döneminde açan çiçeklerinin renkleri mavi, mor ve sarıdır. Hibridlerinde ise oldukça farklı renkler vardır. Tohumla veya ilkbaharda bölünerek çoğaltılabilirler. Türkiye’de doğal olarak yetişen 34 türü vardır. Çeşitleri çok sayıda olup, bazı özellikleri yönünden birbirinden farklıdır. Boyları göz önüne alındığında çoğunun 60-75 cm boylandığı gözlenir.

Su mercimeği: Söğüt (1998) su mercimeğiyle ilgili görüşlerini “*Lemnaceae* familyasının bir üyesi olan bu bitkinin Kuzey Yarımkürede 7 türü bilinir. *Lemna*, su yüzeyinde yüzen küçük bitkileri içine alan bir cinstir. Bu cinsin türlerinde bitkiler belirgin veya belirgin olmayan saplı yapraksı gövdelerden oluşmuştur (Şekil 5.9). Bitkinin yeşil renkteki çiçekleri yaz döneminde açar. Torbalarda çiçek tomurcuklarının yanı sıra kış tomurcukları da bulunur. Kış sürecince bu tomurcuklar suyun dip kısmında kalır ve ilkbaharla birlikte yeni bitki gelişerek su yüzeyinde yüzmeye başlar.” olarak bildirmiştir.



Şekil 5.9. Su mercimeği: boyutları ve genel görünümü
(http://img.blogcu.com/uploads/alpakyaryum_Lemna_minor-_su_Mercimegi.jpg)

Kamış: *Gramineae* familyasından olan *Phragmites* cinsinin 3 türü bulunmaktadır. Bu cinsin bitkileri ılıman ve tropik tüm alanlarda oldukça yaygındır. *Phragmites australis* 120-150, hatta 300 cm kadar boylanabilen çok yıllık bir bitkidir. Genel görünüşü bambulara benzer. Bitkinin oldukça kuvvetli bir kök sistemi vardır. Yaprakları düz olup, yaprak uçları testere tipindedir, tipik olarak 1-6 cm genişliğinde 60 cm uzunluğundadır. Bu bitki tüm Dünya ölçeğinde yaygın olarak bulunmaktadır, su yataklarında fazla bulunması insan kaynaklı bir kirlenmenin de göstergesi olarak değerlendirilmektedir (Cronk ve Fennessy 2001) (Şekil 5.10). Söğüt 1998 “Çiçekler bileşik salkım seklindedir Çiçeklenme yaz sonu ve sonbaharın ilk yarısında olur. Gümüşü beyaz veya morumsu çiçekleri oldukça dekoratiftir. Bu bitkinin çoğaltılması ilkbahar döneminde bölünerek hızlı bir şekilde yapılabilir. Kök gövdesinden bölünen her bir parça hemen köklenip yeni bitki oluşturabilme özelliğine sahiptir. Ayrıca gövde çelikleri ile de çoğaltılabilir. Uzun boy yapması, hızlı ve çabuk büyümesi gibi özellikleri nedeniyle yoğun olarak kullanılır. *Phragmites*’ler göl, ırmak, kanal, bataklık ve deniz kıyıları ile nem bulunan her yerde kolaylıkla yetişebilir” şeklinde açıklama yapmıştır. Spor oluşturarak rahatlıkla çoğalabilme özellikleri sebebi ile doğal arıtmanın en yaygın kullanılan bitkilerinden biridir. Sel baskınları ve 30 ppm’ye kadar tuzluluk oranlarını da tolere edebilmektedir (Cook 1996).



Şekil 5.10. Kamış bitkisi: boyutları ve genel görünümü (Venable 1986)

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

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

Bitkisel büyüme hızı 220 kg/ha.gün'dür. Birkaç adet sistem için azot giderim hızı, azot yükü 9-42 kg/ha.gün arasındayken yaklaşık olarak 19 kg/ha.gün olarak belirlenmiştir (Weber ve Tchobanoglous 1985). Çok geniş kök sistemleri sayesinde mikroorganizmalar için çok büyük bir temas yüzeyini oluşturmakta ve organiklerin ayrışım potansiyelini de arttırmaktadır. Don olayından oldukça etkilenmekte ve 10°C'nin altındaki sıcaklıklarda büyüme hızı büyük oranda düşmektedir. Su sümbülü, Şekil 5.11'de gösterilmiştir.



Şekil 5.11. Su sümbülü: boyutları ve genel görünümü
(http://swbiodiversity.org/images/vasc_herbarium_images/Pontederiaceae/herb_sheet/Pontederia_Eichornia_crassipes09108.jpg)

Japon Şemsiyesi: *Cyperus alternatifolius* olarak da bilinen Japon şemsiyesi (Şekil 5.12), genellikle nutrient bakımından zengin olan kirli göl ve dere kenarlarında bulunan, 20-30 cm ile 1-2 m arasında uzunluğa ve 5-50 cm yaprak genişliğine sahip koyu yeşil renkli bir bitkidir. Yaprakları merkezden çevreye doğru semsiye şeklinde geliştiği için Japon şemsiyesi olarak adlandırılmaktadır.



Şekil 5.12. Japon şemsiyesi: genel görünümü
(http://www.earlscliffe.com/images/Cyperus_alternifolius.jpg 2010)

Tropikal bir bitki olduğu için genelde nemli ortamları sever ve 15-20 cm derinliğe kadar su içinde de yaşayabilmektedir. Su bulamadığı durumda sararmakta ve duraklama periyoduna geçmektedir. Su ile yeniden temas etmesi durumunda kök bölgesinden yeni uzantılar oluşturarak yeniden büyümeye başlamaktadır. Kış şartlarında dahi yaşayabilmekte olan Japon şemsiyesi, ilkbaharda çiçek açarak hızlı büyüme sürecine girmektedir.

5.1.10. Mikroorganizmalar

Yapay sulakalanların temel fonksiyonlarından birisi, büyük ölçüde mikroorganizmalar ve onların metabolizmaları ile gerçekleştirilir (Wetzel 1993). Mikroorganizmalar; bakteriler, mayalar, funguslar, protozoalar, kabuklu alglerdir.

Mikrobiyal aktivite:

- ✓ Zararsız ve çözünmez madde içerisinde organik ve inorganik malzemenin büyük miktardaki dönüşümüdür.
- ✓ Dolgu malzemesinin indirgenme/oksidasyon (redoks) durumlarının değişimini, dolayısıyla sulakalanın proses kapasitesini etkiler.
- ✓ Nutrient çevriminde gereklidir.

Bazı mikrobiyal dönüşümler aerobik bazıları ise anaerobiktir. Birçok fakültatif anaerobik (aerobik-anaerobik ortam değişikliklerine adapte olabilen) bakteri türü vardır. Uygun enerji-içeren maddeler bulunduğunda mikroorganizma sayısı hızla artabilir. Çevresel koşullar uygun olmadığında, birçok organizma dormant hale (uyku hali) geçer ve o halde yıllarca kalabilir (Hilton 1993). Sulakalandaki mikrobiyal grup, toksik maddelerden etkilenebilir. Bu sebeple, bu tip maddelerin konsantrasyonları belirli sınırlarda tutulmalıdır (Anonim 2000).

5.1.11. Hayvanlar

Yapay sulakalanlar çok değişik türdeki hem omurgalı hem de sürüngen hayvanlar için bir yaşam ortamı oluştururlar. Böcekler ve kurtçuklar gibi bazı sürüngen hayvanlar, materyali parçalamak ve organik maddeleri tüketmek suretiyle arıtma işlemine katılırlar. Suda yaşayabilme özelliğine sahip pek çok böceğin larvaları ise bu dönemlerinde önemli ölçüde materyal tüketmektedirler. Omurgalıları içinse yapay sulakalanlar tamamen yaşama alanıdır (Sundaravadivel ve Vigneswaran 2001).

5.2. Tasarım

Sulakalanlar için önemli olan ana tasarım kriterleri şunlardır:

- ✓ Hidrolik bekletme süresi,
- ✓ Havuz derinliği,
- ✓ Havuz geometrisi (genişlik ve uzunluk),
- ✓ BOİ₅ yükleme hızı,
- ✓ Hidrolik yükleme hızı.

Tasarım için önerilen tipik aralıklar Çizelge 5.3'te verilmiştir.

Çizelge 5.3. Yapay sulakalanlar için tasarım kriterleri (Tchobanoglous ve Burton 1991)

Tasarım kriterleri	Birim	Sistem tipi	
		SAS	YAS
Hidrolik bekletme süresi	gün	4-15	4-15
Su derinliği	m	0,09-0,61	0,30-0,762
BOİ ₅ yükleme hızı	kg/ha.gün	<67	<67
Hidrolik yükleme hızı	m ³ /m ² .gün	0,014-0,047	0,015-0,047
Spesifik alan	ha/(10 ³ .m ³ /gün)	7,16-2,14	7,16-2,14

Bu kriterlerin dışında özellikle yüzeyaltı akışlı sulakalanların tasarımında kullanılan tipik değerler belirlenmiştir. Bu değerler Çizelge 5.4'te verilmiştir.

Çizelge 5.4. Yüzeyaltı akışlı sulakalanlar için tasarım kriterleri

Kriterler	Tipik değerler
Bekletme süresi (gün)	2-7
Maks. BOİ yüklemesi (kg/ha.gün)	75*
Hidrolik yükleme (mm/gün)	2-30*
Alan ihtiyacı (m ² /eşdeğer nüfus)	(sıcak iklimlerde) 2-5 (ılıman iklimlerde) 5-10
Yatakta boy/en oranı	5:1'e kadar

Çizelge 5.4. Yüzeyaltı akışlı sulakalanlar için tasarım kriterleri (devam)

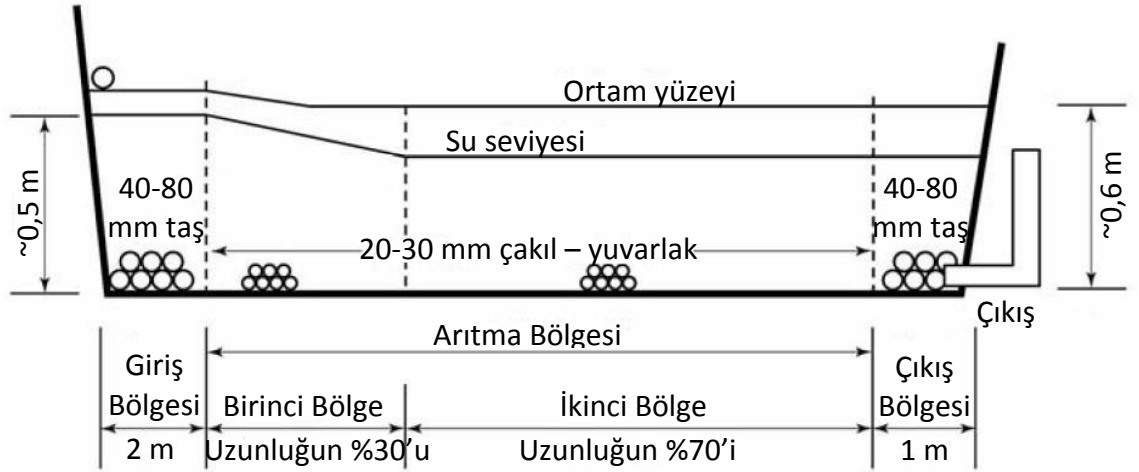
Sivrisinek kontrolü	Sıcak iklimlerde gerekli
Hasat sıklığı (yıl)	3–5

* Daha yüksek yükleme değerlerinde de kayda değer biyokimyasal / kimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ/KOİ) ve toplam askıdaki katı madde (TAKM) giderimi elde edilir. Fakat amonyak azotundaki azalma çok fazla değildir. BOİ giderimi, hidrolik yükleme ve boy/en oranına fazla bağımlı değildir.

Yatay YAS sistemleri için; derinlik, eğim, yatak malzemesi vb. parametreleri de içerecek tasarım esasları ise Çizelge 5.5 ve Şekil 5.13'te verilmiştir.

Çizelge 5.5. Yatay YAS sistemleri için tasarım kriterleri (Vymazal ve Kröpfelová 2008)

Önarıtma	Kullanımı, birincil sedimentasyondan (örneğin; septik tank, Imhoff tankı, çöktürme tankı) sonra tavsiye edilir. Havuzlardan sonra kullanımı, alg ile ilgili sorunlar dolayısıyla önerilmez.
Yüzey alanı BOİ TAKM TKN TP	30 mg/l çıkış için 6 g/m ² .gün, 20 mg/l için 1,6 g/m ² .gün 30 mg/l çıkış için 20 g/m ² .gün Başka bir arıtma süreci ile birlikte kullanılmalıdır Yatay YAS, fosfor giderimi için tavsiye edilmez
Derinlik (tipik) ortam su	0,5-0,6 m 0,4-0,5 m
Uzunluk Genişlik	Minimum 15 m Maksimum 61 m (Darcy Kanunu kullanılabilir)
Dip eğimi	%0,5-1
Hidrolik iletkenlik (k_s)	Uzunluğun ilk %30'u için temiz k _s 'nin %1'i Uzunluğun kalan %70'i için temiz k _s 'nin %10'u
Ortam Giriş bölgesi (2 metre) Arıtma bölgesi Çıkış bölgesi (1 metre) Ekim alanı	Tüm yatak ortamı ince tanelerden ve birikintilerden temizlenmiş olmalıdır; daha yuvarlak yapılar genel olarak daha fazla boşluk meydana getirecektir; ortam elemanları parçalanma ve kırılmaya karşı dayanıklı olmalıdır 40-80 mm 20-30 mm (k _s bilinmiyorsa 100 000 alınabilir) 40-80 mm 5-20 mm
Ek tavsiyeler	En az 2 paralel yatay yatak kullanılmalıdır Çıkış yapıları ayarlanabilir olmalı ve sistemi yerine göre taşkın yerine göre drenaj koşullarına getirebilmelidir



Şekil 5.13. Yatay YAS sistemleri için bazı tasarım esasları (USEPA 2000)

5.2.1. Kinetik Eşitlikler

Yapay sulakalanlarda arıtılması gereken kirletici parametreleri BOİ, KOİ, AKM, azot bileşikleri, fosfor bileşikleri, ağır metaller ve patojenlerdir. Bu parametrelerin giderimi için yapılacak sulakalanın tasarımında 3 yaklaşım bulunmaktadır.

Bunlardan birisi deneysel bir metottur ve İngiltere'de bu yöntem esas alınarak sulakalanlar inşa edilmiştir. Bu deneysel metodun zıttı olarak Reed ve arkadaşları ile Kadlec ve Knight sulakalanları bağlı büyüme prosesinin gerçekleştiği biyolojik reaktörler olarak değerlendirmişlerdir (Kadlec ve Knight 1996, Reed ve ark. 1995). Bu nedenle sulakalanların performansı için birinci derece piston akım kinetiğini kullanmışlardır. Yüzeyaltı akışlı bir sulakalanda çözünabilir BOİ giderimi mikrobiyal bağlı büyümeye bağlıdır. Her iki yaklaşımda da yüzeyaltı akışlı sulakalanlardaki BOİ₅ gideriminin birinci derece piston akım kinetiği ile açıklanabileceği iddia edilmektedir.

Piston akımı yapay sulakalanlarda akış örneği için daha uygun bir açıklama sağlar.

Reed ile Kadlec ve Knight yaklaşımları arasındaki temel fark, hız sabiti seçimleridir. Reed denklemlerinde hacimsel ve ısıya bağımlı esaslar kullanılır. Kadlec ve Knight denklemleri ise, alanı esas alır; bu nedenle hız sabiti sadece sulakalanın yüzey alanıyla ilgilidir sıcaklık değişimleri ise sadece azot giderimi için önemli olarak kabul edilmiştir. Kadlec ve Knight yaklaşımında çıkış suyu konsantrasyonu minimum kirletici konsantrasyonuna yaklaştıkça arıtma için tahmin edilen alan aşırı artar. Bu da kirletici

konsantrasyon sınırına yakın durumlarda gerekli alan tahmininin gerekenin üstünde yapılmasına neden olur.

Kadlec ve Knight hız sabitleri, birinci derece piston akım kinetiği yaklaşımı kullanılarak tasarlanmış ve Kuzey Amerika Bilgi Merkezi'nde (North American Data Base - NADB) listelenen tüm yüzey ve yüzeyaltı akışlı yapay sulakalanların performansının analiz sonuçlarıdır.

5.2.1.1. Reed Metodu

Reed denklemleri birincil olarak biyolojik proseslerle giderilebilen kirleticilerin birinci derece piston akım varsayımına dayanmaktadır. Bu kirleticilerse BOI , NH_4 ve NO_3^- 'tür. Bu yöntemde toplam askıda katılar ve toplam fosfor için, NADB'nin eski versiyonunun yapay sulakalanlar için regresyon analizine dayanan, farklı denklemler öne sürülmüştür. Patojenik organizmaların giderimi için atık stabilizasyon havuzlarındaki yaklaşım kabul edilmiştir (Sundaravadivel ve Vigneswaran 2001).

BOI , NH_4 ve NO_3^- giderimi için:

$$\ln\left(\frac{C_g}{C_\varphi}\right) = K_T \cdot t$$

ve

$$t = \frac{V_f}{Q} = \frac{L.W.y}{Q} = \frac{n.L.W.y}{Q} = \frac{A_s.y.n}{Q}$$

Yapay sulakalanlardaki gerçek alıkonma süresi, kullanılan maddenin gözenekliliği ile ilgilidir. Maddenin gözenekliliği $n = V_v/V$ ile elde edilebilir.

$$K_T = K_R \cdot \theta_R^{(T_{su} - T_R)} \quad (K_R \text{ ve } Q_R \text{ için bkz. Çizelge 5.6})$$

$$\text{ve} \quad A_s = L.W = \frac{Q.t}{y.n} = \frac{Q \cdot \ln\left(\frac{C_g}{C_\varphi}\right)}{K_T \cdot y.n} = \frac{[Q \cdot (\ln C_g - \ln C_\varphi)]}{K_T \cdot y.n}$$

Alternatif olarak:

$$C_{\varphi} = C_g \exp\left(\frac{-A_s \cdot K_T \cdot y \cdot n}{Q}\right)$$

ve

$$HYH = \frac{100 \cdot Q}{A_s}$$

Denklemlerde:

A_s : sulakalan alanı (m²)

C_{φ} : çıkış konsantrasyonu (mg/l)

C_g : giriş konsantrasyonu (mg/l)

HYH : hidrolik yükleme hızı (cm/gün)

K_R : referans sıcaklığındaki hız sabiti (gün⁻¹)

T_R : referans sıcaklığı (°C)

W : sulakalan genişliği (m)

θ_R : hız sabiti için sıcaklık katsayısı

K_T : T sıcaklığındaki hız sabiti (gün⁻¹)

n : gözeneklilik

Q : ortalama debi (m³/gün)

t : hidrolik alıkonma süresi (gün)

T_{su} : su sıcaklığı (°C)

V_f : su akımına uygun YS hacmi (m³)

y : sulakalan derinliği (m)

TAKM için:

Serbest yüzey akışlı sulakalanlarda:

$$C_{\varphi} = C_g \cdot (0,1058 + 0,0011 \cdot HYH)$$

Yüzeyaltı akışlı sulakalanlarda:

$$C_{\varphi} = C_g \cdot (0,1139 + 0,00213 \cdot HYH)$$

Patojen giderimi için:

Reed, patojen giderim mekanizmalarının stabilizasyon havuzları ve yapay sulakalanlarda aynı olduğunu savunur.

$$C_{\varphi} = \frac{C_g}{(1 + t \cdot K_T)^n}$$

Denklemde:

C_{φ} : çıkış fekal koliform konsantrasyonu (adet/100ml)

C_g : giriş fekal koliform konsantrasyonu (adet/100ml)

K_T : sıcaklığa bağlı hız sabiti (gün⁻¹)

n_h : hücre sayısı

t : hidrolik bekleme süresi-HBS (gün)

Toplam Fosfor giderimi için:

Hem serbest yüzey akışlı hem de yüzeyaltı akışlı sulakalanlar için:

$$C_{\xi} = C_g \cdot e^{\left(\frac{-K_p}{HYH} \right)}$$

Denklemden:

K_p : birinci derece fosfor reaksiyon hızı (=2.73 cm/gün)

Çizelge 5.6. Reed tasarım yaklaşımındaki hız sabitleri ve hız sabitleri için sıcaklık katsayıları (R = 20) (Sundaravadivel ve Vigneswaran 2001)

Kirlenici	Serbest Yüzey Akışlı Sulakalanlar		Yüzeyaltı Akışlı Sulakalanlar	
	Θ_{20}	K_{20}	Θ_{20}	K_{20}
BOİ	1,060	0,678	1,060	1,104
Nitrifikasyon	1,048	0,2187	1,048	0,411
Denitrifikasyon	1,150	1,000	1,150	1,000
Patojen	1,190	2,600	1,190	2,600

$$K_{NH} = 0,01854 + 0,3922 \cdot (rz)^{2,6077}$$

5.2.1.2. Kadlec ve Knight Metodu

Bu metotta BOİ, TAKM, TP, TN, organik-N, NH_4 -N, NO_x -N ve fekal koliform dâhil olmak üzere tüm kirleniciler için önce çürüme daha sonra da piston akım modeli kabul edilmiştir. Bu model sıcaklıktan bağımsız olan yüzeysel hız sabitine dayanır. Bu nedenle de farklı iklim koşullarına daha az duyarlıdır.

$$\ln \left(\frac{C_{\xi} - C^*}{C_g - C^*} \right) = \frac{-k}{q}, \quad q = \frac{365 \cdot Q}{A_s}$$

Alternatif olarak:

$$C_{\varphi} = C^* + (C_{\varphi} - C^*) \cdot \exp\left(\frac{-A_s \cdot k}{365 \cdot Q}\right)$$

Denklemden:

A_s : sulakalan yüzey alanı (m²)

C_{φ} : hedef çıkış konsantrasyonu (mg/l)

C_g : giriş konsantrasyonu (mg/l)

C^* : arkaplan konsantrasyonu (mg/l)

k : birinci derece hava hız sabiti (m/yıl)

q : hidrolik yükleme hızı (m/yıl)

Q : ortalama debi (m³/gün)

Kadlec ve Knight, piston akım analizleri için global parametrelerin kullanılmasını savunmuşlardır. Bu parametreler Çizelge 5.7’de gösterilmiştir (Sundaravadivel ve Vigneswaran 2001).

Çizelge 5.7. Kadlec ve Knight tasarım yaklaşımı için parametre değerleri (Sundaravadivel ve Vigneswaran 2001)

Parametre	BOİ	TAKM	Org. N	NH ₄ -N	NO _x -N	TN	TP	FK
Serbest yüzey akışlı sulakalanlar								
K ₂₀	34	1000	17	18	35	22	12	75
Q	1,00	1,00	1,05	1,04	1,09	1,05	1,00	1,00
C*	3,5+0,053.C _g	5.1+0,16.C _g	1,50	0,00	0,00	1,50	0,02	300
Q	1.00	1.065						
Yüzeyaltı akışlı sulakalanlar								
K ₂₀	180	1000	35	34	50	27	12	95
Q	1,00	1,00	1,05	1,04	1,09	1,05	1,00	1,00
C*	3,5+0,053.C _g	7,8+0,063.C _g	1,50	0,00	0,00	1,50	0,02	10
Q	1,00	1,065						

5.2.2. Yapay Sulakalan Sistemlerinde Akış Kontrol Yapıları

Sistemde, akış kontrol yapıları; su düzeyini kontrol eder, akışı dağıtır ve akış yolunu belirler. Su düzeyini ayarlayan akış kontrol yapıları basit ve kolay ayarlanabilir olmalıdır. Proseslerin başlangıçta optimize edilebilmesi ve daha sonra sistemdeki değişikliklere adapte olunabilmesi için, yapılar esneklik sağlamalıdır. Kullanılacak

delikli boruların her iki ucunda, kolay ulaşılabilir temizleme kapakları (Şekil 5.14) olmalıdır. Böylece, olası bir boru tıkanmasında tesisatın yıkanması sağlanacaktır. Yapılar, maksimum tasarım debilerinde çalışabilecek şekilde boyutlandırılmalı, kolay erişilebilir olmalı ve kısa devre akışları minimize edecek şekilde konumlandırılmalıdır. Sistem içinde, sulakalana zarar vermeden ulaşım için tahta iskeleler yapılmalıdır. PVC borular tavsiye edilir. Yapılar, hayvanlar tarafından zarar görme riskine karşı korunmalıdır: boşlukların üzerine kapaklar/örtüler veya tel ağlar örtülmeli; kontrol birimleri, ölçüm elemanları ve sistem izleme aygıtları kutular içinde tutulmalıdır (Anonim 2000, USEPA 2000).

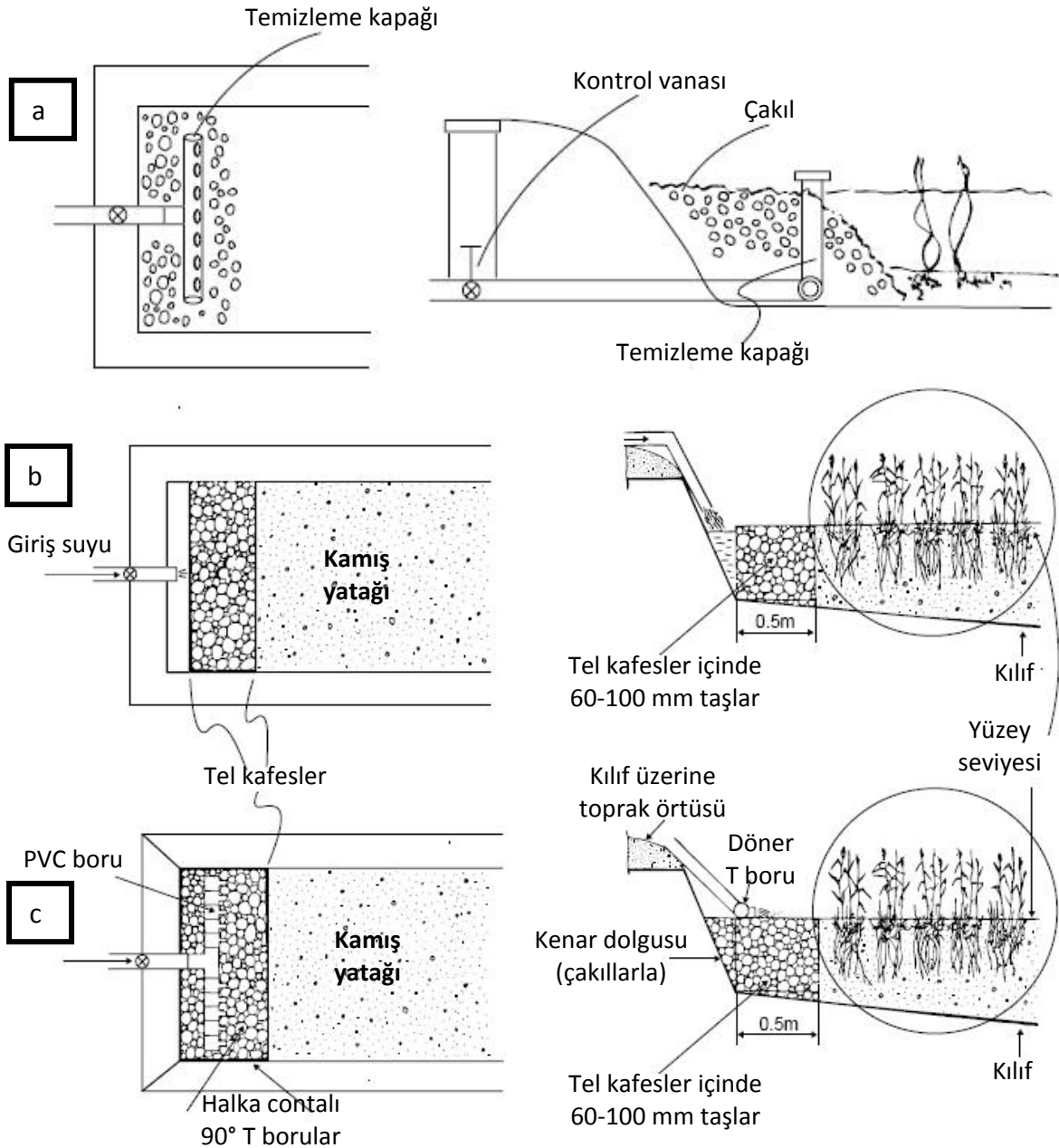
5.2.2.1. Giriş Yapıları

Yapay sulakalanlarda giriş yapıları genellikle basit tutulur (Şekil 5.14): açık uçlu boru, kanal veya vanalı borular, sulakalana suyu tahliye edebilecek yapılardır. Daha küçük uzunluk/genişlik oranına sahip sistemlerde, eşit akış dağılımı daha zor olacaktır. Küçük uzunluk/genişlik oranlarına sahip olan sistemlerde, kolay ulaşılabilen ve kolay ayarlanabilen giriş yapıları kullanmak zorunludur.

Yüzeyaltı akışlı yapay sulakalan sistemlerinde giriş yapıları; yüzey ve yüzeyaltı dağıtım borularını, akışın doğrultusuna dik hendekleri ve tek noktalı savakları içerir. Yüzeyaltı dağıtım borusu alg birikimlerini ve buna bağlı olarak tıkanmayı önler fakat ayarlanması ve bakımı zordur. Ayarlanabilir çıkışlara sahip bir yüzey dağıtım borusu, gelecekte olabilecek düzenlemeler ve bakım için maksimum esneklik sağlar ve bu yüzden önerilir. Yüzey borusu, geri basınç problemlerini de önler. Mesafe tipik olarak sulakalanın su yüzeyinin genellikle 32-64 cm. üzerindedir. Giriş bölgesinde kaba taş kullanımı (8-16 cm) hızlı infiltrasyon sağlar; algsel büyüme ve göllenmeyi önler. Alg büyümesini engellemek için, çıkışın yanında açık su alanlarından sakınılmalıdır. Yazın vejetasyonla ya da başka bir yapıyla gölgeleme, kışın ise bir sıcaklık koruyucu gerekli olacaktır.

Paralel hücreler için bir akış bölücü gerekli olacaktır. Genellikle tasarımlar; aynı yükseklikte ve eşit boyutlarda boru, kanal veya savakları içerir. Vanalar pratik değildir çünkü günlük ayar gerektirirler. Savaklar nispeten daha ucuzdur, kolayca değiştirilebilir veya üzerinde değişiklik yapılabilir. Kanallar, uygulamalarda tıkanmayı minimize ederler fakat savaklardan daha pahalıdır (Anonim 2000).

Tıkanmayı engelleyen büyük ortam elemanlarına sahip giriş ve çıkış yapıları akışı düzgün dağıtmaya ve toplamaya yardım eder ve tıkanmayı engeller. Büyük ortam elemanlarına içeren tel kafeslerin (Şekil 5.14, setlerin stabilizasyonunu sağlayan hazneler) kullanımı düzenlemeyi ve inşayı kolaylaştırır. Bunlar ayrıca, tıkanma gerçekleşirse, giriş bölgesi yapılarının bertaraf edilmesi ve temizlenmesini kolaylaştırır (USEPA 2000).



Şekil 5.14. Örnek giriş yapıları: (a), suiçi delikli boru; (b), tel kafesten besleme; (c), döner T boru (USEPA 2000)

5.2.2.2. Çıkış Yapıları

Serbest yüzey akışlı yapay sulakalanlarda, su seviyesi çıkış yapılarıyla kontrol edilir (Şekil 5.15). Bunlar savaklar, dolu savaklar veya ayarlanabilir basamaklı borular (değişimli kesitli borular) olabilir. Dolu savakların yapımı kolaydır fakat ayarlanabilir değildir; hatalı su seviyeleri yapay sulakalanda sistem hatalarına neden olabilir ve dolu savak yüksekliğini düzeltmek zor olabilir. Bu durumda, ayarlanabilir savak (Şekil 5.15) kullanılabilir.

Savaklar ve dolu savaklar, maksimum muhtemel akış için tasarlanmalıdır. Dolu savaklar, çok dik olmayan yan eğimlere sahip olmalı ve biyolojik olarak parçalanmayan erozyon kontrol yapılarıyla yalıtılmalıdır.

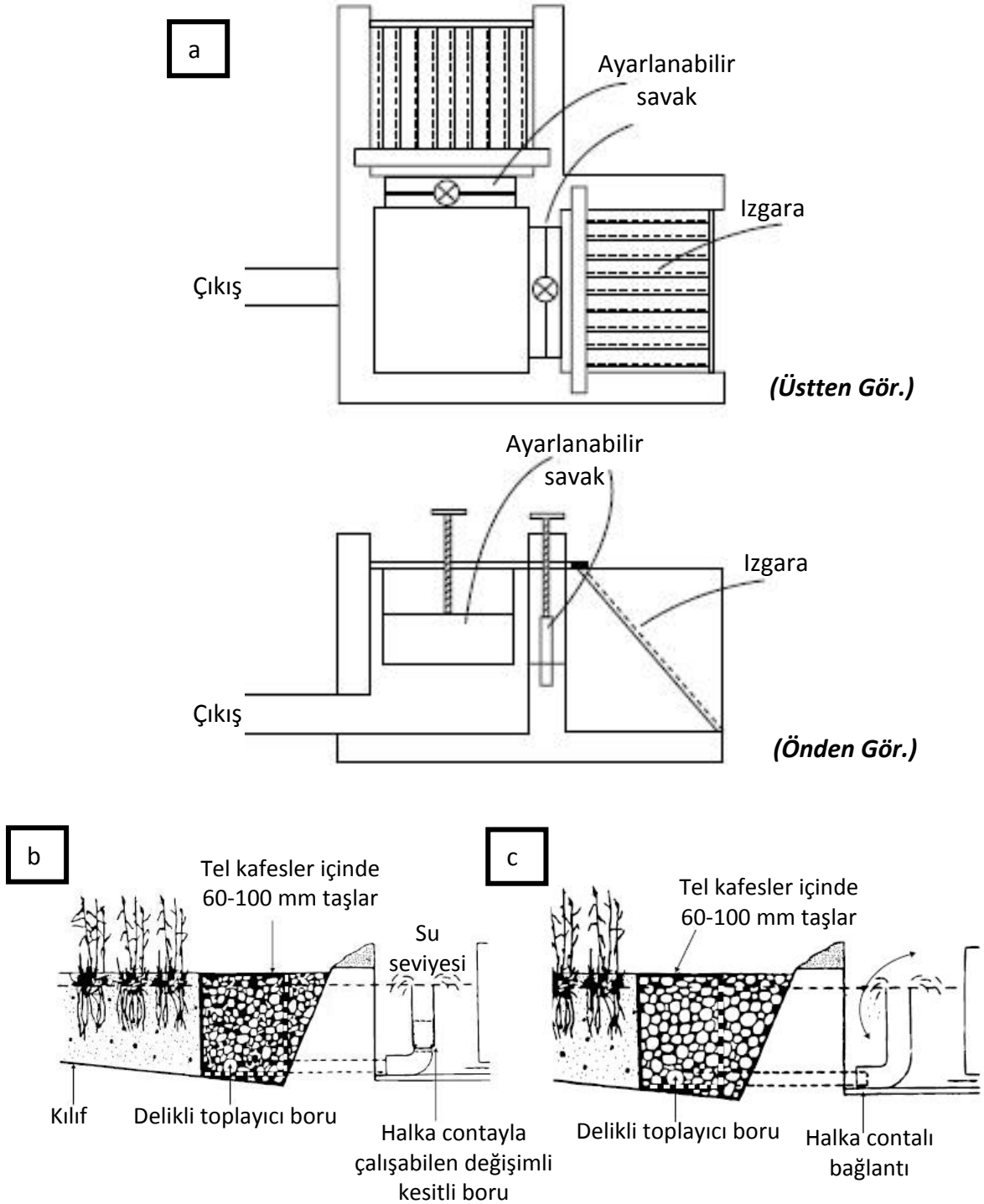
Ayarlanabilir yükselebilen borular (değişimli kesitli borular) veya esnek hortumlar, su düzeyi kontrolü için önerilir. Su düzeyinin kontrol edilebilmesi için, döner bir PVC dirsek ile de yapılabilir. Eğer boru kullanılırsa, genellikle ölü bitkilerin çökmesi ile oluşan tabakayla tıkanma olması nedeniyle küçük çaplı (<30 cm) borulardan kaçınılmalıdır.

Bir yüzeyaltı akışlı yapay sulakalanda, çıkışlar, yüzeyaltı dağıtım borularını ve savak veya kapaklı benzer yapıları içerir. Dağıtım borusu, su seviyesi kontrolünü (drenaj dâhil) tam olarak yapabilmek için, yatak dibinin hemen üzerine yerleştirilmelidir. Ayarlanabilir bir çıkış yapısının kullanımı, sulakalan bakımı ve işletilmesinde önemli faydalar sağlayabilir. Sistem yatağının uygun hidrolik bir eğim ile yapılması tavsiye edilir.

Yatak yüzeyi, arzu edilmeyen zararlı otların bertaraf edilmesi ve yeni ekilen bitkilerin büyümesi için kontrollü olarak taşırılabilir (15 cm'ye kadar). Su seviyesi, büyük fırtınaların beklenmesi halinde ve kışın donmaya karşı ilave termal koruma sağlamak için daha düşük tutulabilir.

Yüzeyaltı akışlı sistemler için çıkış yapılarının, güvenilirlik ve maksimum esneklik için delikli bir dip borusunun ayarlanabilir bir çıkışa bağlanması tavsiye edilir. Yapımdan sonra boru ulaşılamaz ve gömülü olacağı için; inşaat sırasında borularda ayırma ve sıkıştırma işlemleri dikkatli yapılmalı, temizleme kapakları konulmalıdır.

Sulakalan sisteminin son drenaj noktası, örneğin bir fırtınadan sonra yükselen suyun, sulakalan boyunca suyun akışına mani olmayacağı şekilde, yeterli bir yüksekliğe yerleştirilmelidir.



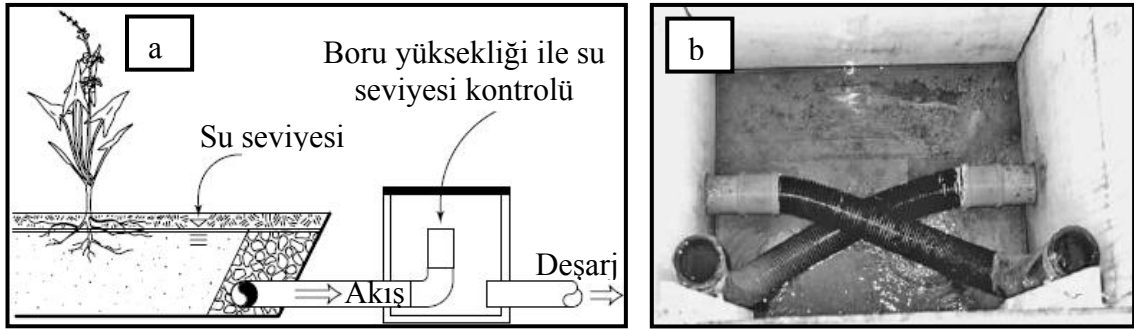
Şekil 5.15. Örnek çıkış yapıları: (a), ayarlanabilir savak; (b), değişimli kesit; (c), 90° dirsek ayarlı (USEPA 2000)

5.2.2.3. YAS Sistemlerinde Seviye Kontrolü

YAS sistemleri, operatörlerin su seviyesini kontrol edebileceği şekilde tasarlanırlar. Seviye kontrolünün iki temel sebebi vardır:

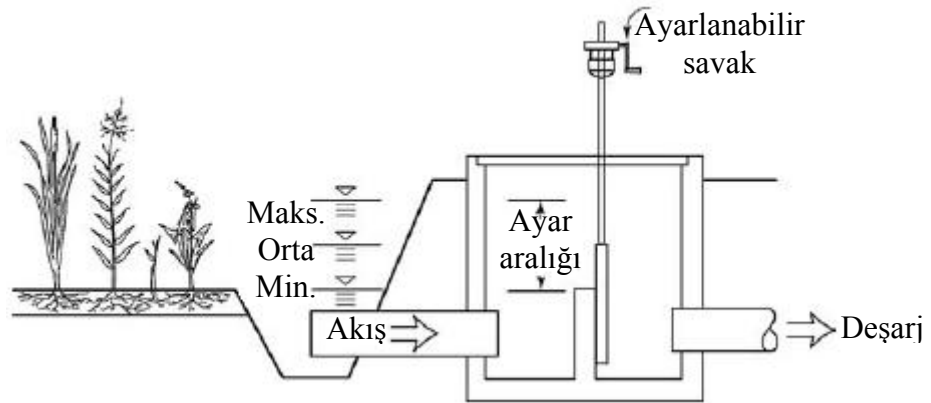
- ✓ Su seviyesini yatak yüzeyinin altında tutmak,
- ✓ Su seviyesini, suüstü bitkilerinin kök bölgesi içinde kalacak şekilde ayarlamak.

Bu kontrol, en kolay şekilde Şekil 5.16.a'daki gibi yapılarla gerçekleştirilir. Burada, sabit bir boru ve çıkarılabilir ekleri kullanılmıştır. Daha düşük maliyetli iki tasarım (küçük ölçekli sistemler için), esnek hortumların (Şekil 5.16.b) veya döner dirseklerin kullanılmasıdır. Düşey YAS sistemlerinde, genellikle, serbest drenaj kullanılır.



Şekil 5.16. YAS sistemleri için düşük maliyetli seviye kontrol tasarımları: çıkarılabilir ek parçalı sabit boru (a) esnek hortum (b) (Kadlec ve Wallace 2009)

SYAS sistemlerinde de; bitki gelişimi, hidrolik bekletme süresine göre ve ayrıca, hücre bakımı yapılacağı zaman su seviyesi kontrol edilir. Çoğu SYAS için, su seviyesi 0 ila 60 cm arasında kontrol edilebilir olmalıdır. Basit ve başarılı bir tasarım Şekil 5.17'de görülmektedir. Daha büyük sistemler için; elektrikli ve uzaktan kontrollü, akış ölçüm elemanlarının kullanıldığı savaklı tasarımlar kullanılabilir (Kadlec ve Wallace 2009).



Şekil 5.17. SYAS için tipik bir seviye kontrol tasarımı (Kadlec ve Wallace 2009)

5.2.3. Bitki Dikim Zamanı ve Hasadı

Genel olarak bitki dikim periyodu, bitkilerin uyku döneminden sonra bahar mevsiminde başlar ve yazın ilk üçüncü haftasından sonra biter. Ancak, uygulama yapılan bölgelerde Mart ayında bitki ekimleri yapılır.

Yüzeyaltı akışlı yapay sulakalan sistemlerinde dikimden sonra, su seviyesi, ilk yıl boyunca bitkilerin hayatta kalmasının en kritik yönüdür. En yaygın hata, bitkilerin yapay sulakalan bitkisi oldukları için derin sulara yaşayabileceklerinin düşünülmesidir. Genellikle, çok fazla su, ilk büyüme sezonu boyunca sulakalan bitkileri için daha fazla sorun yaratır. Çünkü bitkiler köklerine yeterli oksijen alamazlar. İlk büyüme sezonu boyunca, küçük bitki köklerinin (2,5-5 cm) en iyi şekilde hayatta kalabilmesi ve büyüebilmesi için dolgu malzemesi, aşırı doymuş olmamalıdır, sadece doymuş olmalıdır. Bitkiler iyi yerleştikten sonra (2-3 ay) yani ortama alıştıktan sonra su seviyesi yükselebilir (Anonim 2000).

5.2.4. İşletme - Bakım ve Sistem İzleme

Yapay sulakalanlar, pasif ve az bakım gerektiren sistemlerdir. Ancak, çok değişkenli dinamik ekosistemler olduklarından, işletme sırasında sorunlar meydana gelebilir. Erken uyarı sistemleri büyük maliyetlere sebep olacak sorunları önlemek için, gerekli yerlerde kullanılmalıdır. İlk 2-3 büyüme sezonunda, sistem en azından haftada bir kere, akış dağıtım elemanlarını ve çıkış kontrol mekanizmalarını içeren bir tespitten geçirilmelidir (Sundaravadivel ve Vigneswaran 2001).

Sulakalan yönetimi, arıtma performansı ile ilgili temel başlıklara odaklanmayı gerektirir:

- ✓ Suyun, mikrobiyal gruplarla, artık ve sedimentlerle iyi bir şekilde temas etmesi.
- ✓ Akışın, sulakalanın tüm bölgelerine ulaşması.
- ✓ Bitkilerin kuvvetli büyümesi.

İşletme ve bakım işlemleri, **daha tasarım aşamasında**, bir plan olarak yazılmalıdır. Uygulamaya geçildiğinde öğrenilen özgün sistem karakteristiklerini yansıtan olası güncellemeler daha sonra yapılacaktır. Söz konusu plan; dağıtım sistemleri ve savakların rutin temizliklerini, biçme işlemlerini ve sistem izlemeyi içerir. Ayrıca, bu

bakım işlemlerini kimlerin yapacağı ve maliyetinin nasıl karşılanacağı da belirlenmelidir. Yapılacak plan şu noktalara değinmelidir:

- ✓ Su derinliği kontrol yapılarının ayarı,
- ✓ Giriş ve çıkış yapılarının, vanaların ve izleme aygıtlarının temizlik ve bakımı,
- ✓ Setlerin hasar durumunun tespiti,
- ✓ Sediment birikme derinliğinin bertaraf edilme değerinin tayini,
- ✓ Su derinliğinin işletme aralığının (kabul edilebilir dalgalanma aralıkları ile beraber) belirlenmesi,
- ✓ Kurulum ve işletme esnasında yeterli su seviyesinin sağlanması için yardımcı su kaynaklarının belirlenmesi,
- ✓ Atıksu uygulama takviminin (eğer sistem sürekli çalışmıyorsa) tespiti (kısa ve güçlü deşarjların, bitkilerin hasar görmesine sebep olduğu unutulmamalıdır),
- ✓ Hücreler arası akışlar, yönlendirmeler vb. için (eğer sistem bu vakaları içeriyorsa) takvimin tayin edilmesi.

Sistem izlemenin bir dizi getirisi olacaktır:

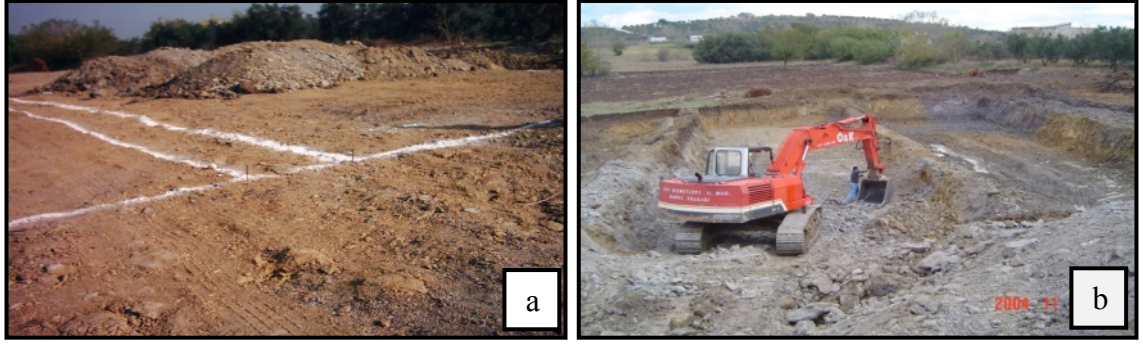
- ✓ Arıtma performansını arttırmak için veri sağlama,
- ✓ Sorunların tanımlama,
- ✓ Olası toksik maddelerin birikiminin, biyolojik olarak birikmelerinden önce kayıt altına alabilme,
- ✓ Şartname gerekliliklerine uygunluğu tespit etme.

Sistem izleme sayesinde, konulan hedeflere ulaşıp ulaşılmadığı anlaşılır. Aynı yerden ve aynı açıdan çekilen fotoğrafların da bu anlamda katkısı olacaktır. Veriler, düşük yükleme yapılan bir sistem için ayda bir kez ve büyük fırtınalardan sonra alınabilir. Yüksek yüklemeli sistemlerde veri toplama sıklığı arttırılmalıdır (Anonim 2000).

5.2.5. Yapay Sulakalan İnşa Aşamaları

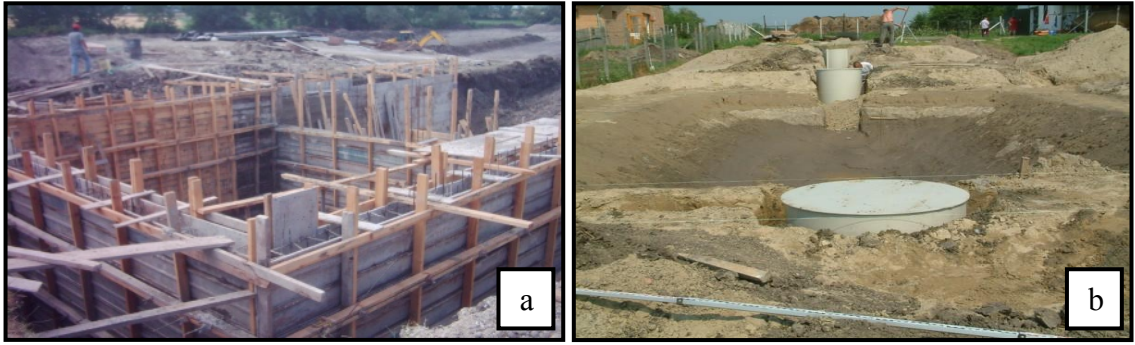
Yapay sulakalanların inşa aşamaları temel adımlarıyla aşağıda anlatılmıştır.

- ✓ İlk aşamada, yapılan boyutlandırmaya uygun olarak yatakların yerleri belirlenir (Şekil 5.18.a). Yer belirlenmesinden sonra, iş makineleri aracılığıyla belirlenen derinlikte yatak kazılır (Şekil.5.18.b).



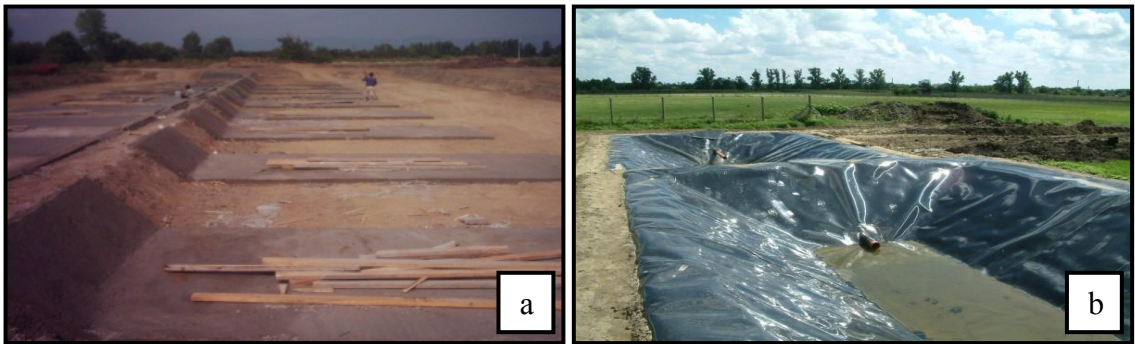
Şekil 5.18. Yatak yerlerinin belirlenmesi (a) ve yatakların kazılması (b)

- ✓ Yatak inşası devam ederken bir yandan da önartıma amaçlı fosseptik tankının inşaatı yapılır (Şekil.5.19.a). Giriş ve çıkış yapıları için de kazılar yapılır ve yapı elemanları yerleştirilir (Şekil.5.19.b).



Şekil 5.19. Önartıma için fosseptik tankı inşaatı (a) ve giriş-çıkış yapılarının inşası (b) (<http://www.constructedwetlands.net/description.htm> 2010)

- ✓ Yeraltı suyunun korunması amacıyla sızdırmazlığın sağlanması gerekmektedir. Bu işlem, bölgede bulunan doğal kil tabakasıyla (Şekil 5.20.a) gerçekleştirilebileceği gibi bazı durumlarda beton veya membran kılıf uygulamaları da yapılmaktadır beton uygulandığında ise, çatlamları önlemek için şaşırtmalı beton dökümü gerçekleştirilir (Şekil 5.20.b).



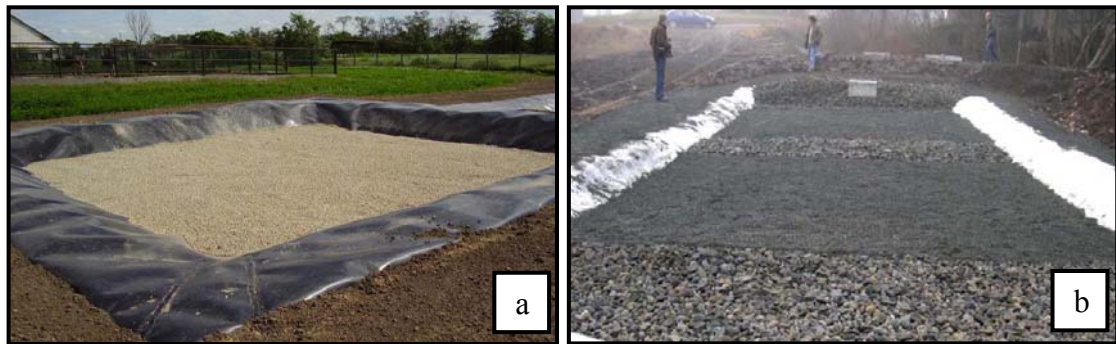
Şekil 5.20. Sızdırmazlık için kullanılan kil (a) veya membran kılıf (b) (<http://www.constructedwetlands.net/description.htm> 2010)

- ✓ Dağıtım boruları (Şekil 5.21.a) ve isteğe bağlı olarak döşenen havalandırma tesisatı (yatağın enine paralel hatlar şeklinde ince siyah borular) (Şekil 5.21.b)



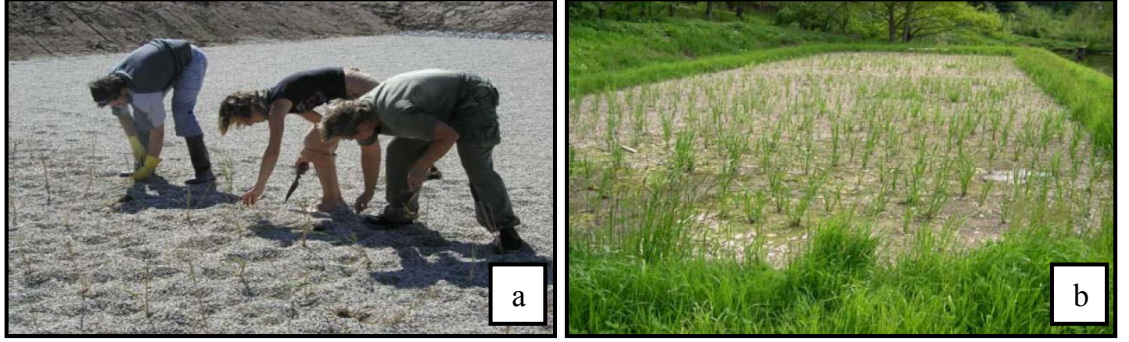
Şekil 5.21. Dağıtım boruları (a) ve havalandırma tesisatı (b) (Vymazal ve Kröpfelová 2008)

- ✓ Sulakalan yataklarına dolgu malzemesi konur (Şekil.5.22.a). Bitkilere zemin olacak dolgu malzemesi de yerleştirildikten sonra yatak ekine hazır hale gelir (Şekil.5.22.b). Uygulanan malzemeler genelde 15/30 elek malzemesi ve dere yatağından alınan işlenmemiş çakıl (tuvenan) malzemesidir.



Şekil 5.22. Dolgu malzemesinin (a) ve bitki bölümü dolgu malzemesinin (b) konması (<http://www.constructedwetlands.net/description.htm> 2010; b, Vymazal ve Kröpfelová 2008)

- ✓ Bu işlem sonunda, alana göre uygun bitki yerleştirilir (Şekil 5.23.a). Büyüme sezonunda bitkiler artacak (Şekil 5.23.b), bitki tipine göre belirli bir süre (4 ay, 1 yıl vb.) içinde ise yatak yüzeyini büyük oranda örteceklerdir.



Şekil 5.23. Bitki ekimi (a) ve bitkilerin büyümesi (b) (Vymazal ve Kröpfelová 2008)

5.3. Türkiye’de Yapılan Bazı Örnek Uygulamalar

Doğal arıtma sistemleri ülkemizde de sıklıkla kullanılmaya başlanmıştır. Aşağıda Konya, Samsun, Tokat ve Bursa illerinde bazı köylere uygulanan doğal arıtma tesisleri analiz sonuçları ve resimleri verilmiştir.

5.3.1. Tokat ili Turhal İlçesi Yeniceler Köyü Doğal Arıtma Tesis



Şekil 5.24. Yeniceler Köyü yapay sulakalan tesisi

Çizelge 5.8. Turhal ilçesi Yeniceler Köyü analiz sonuçları

Parametre	Giriş Değeri	Çıkış Değeri	Giderim Verimi
pH	7,15	7,30	
AKM	400 mg/l	90 mg/l	% 77
KOİ	370 mg/l	130 mg/l	% 64
BOİ	120 mg/l	48 mg/l	% 60
Azot	28,20 mg/l	16,60 mg/l	% 41
Fosfor	0,48 mg/l	0,20 mg/l	% 58

Q = 12 m³/gün

5.3.2. Konya ili Selçuklu ilçesi Akpınar köyü Doğal Arıtma Tesisi

Çizelge 5.9. Selçuklu ilçesi Akpınar Köyü analiz sonuçları

Parametre	Giriş Değeri	Çıkış Değeri	Giderim Verimi
pH	6,9	6,96	
AKM	70 mg/l	19 mg/l	% 72
KOİ	180 mg/l	28 mg/l	% 84
BOİ	50 mg/l	20 mg/l	% 60

Q = 30 m³/gün

5.3.3. Samsun İli Havza İlçesi Kamlık Köyü Doğal Arıtma Tesisi

**Şekil 5.25.** Kamlık Köyü yapay sulakalan tesisi

Çizelge 5.10. Havza ilçesi Kamlık Köyü analiz sonuçları

Parametre	Giriş Değeri	Çıkış Değeri	Giderim Verim
pH	7	7,35	
AKM	987 mg/l	14 mg/l	% 98
KOİ	176 mg/l	44 mg/l	% 75
BOİ	100 mg/l	36,9 mg/l	% 63
Azot	50,9 mg/l	22,2 mg/l	% 56
Fosfor	2,6 mg/l	0,93 mg/l	% 64

5.3.4. Bursa İli Karacabey İlçesi Eskikaraağaç Köyü Doğal Arıtma Tesisi**Şekil 5.26.** Eskikaraağaç Köyü doğal arıtma tesisi**Çizelge 5.11.** Karacabey ilçesi Eskikaraağaç Köyü analiz sonuçları

Parametre	Giriş Değeri	Çıkış Değeri	Giderim Verimi
pH	7,11	7,02	
AKM	51 mg/l	8 mg/l	% 84
KOİ	175 mg/l	53,3 mg/l	% 69
BOİ	73 mg/l	19 mg/l	%73

5.3.5. Bursa İli Karacabey İlçesi Yenikaraağaç Köyü Doğal Arıtma Tesisi



Şekil 5.27. Yenikaraağaç Köyü doğal arıtma tesisi

Çizelge 5.12. Karacabey ilçesi Yenikaraağaç Köyü analiz sonuçları

Parametre	Giriş Değeri	Çıkış Değeri	Giderim Verimi
pH	7,45	7,55	-
AKM	80 mg/l	13 mg/l	% 84
KOİ	177 mg/l	57,5 mg/l	% 67
BOİ	140 mg/l	4 mg/l	% 97

6. YAPAY SULAKALANIN 500 KİŞİLİK BİR KÖY İÇİN UYGULANMASI

Bu uygulama, 500 kişi nüfusa sahip (500 EN) bir köye doğal arıtma sisteminin uyarlanması amacıyla yapılmıştır. Daha az alan gereksinimi, koku ve sinek oluşumuna rastlanmamasından dolayı yüzeyaltı akışlı yapay sulakalan tercih edilmiştir.

Fosseptik yapısının yapımından sonra yapay sulakalan sisteminin yapımı için öncelikle hesaplanan boyutlarda hazne yatakları açılacaktır. Hazne yatakları trapez kesitte olacaktır. Hazne giriş ve çıkış kısımlarında, atıksuyun cazibeli akışına olanak verecek şekilde kot farkı oluşturulacaktır. Buna göre hazne girişindeki atıksu akar kodu, hazne çıkışındaki akar koddan daha yüksek olacaktır. Öngörülen kod farkı 20 cm'dir. Kazı işleminin gerçekleştirilmesinde ekskavatör, çıkan malzemenin sahadan uzaklaştırılması için kepçe ve kamyon kullanılacaktır (Sevi 2009).

Açılan yapay sulakalan haznelerinde, sızdırmazlığın sağlanması için kullanılacak kil malzemesi, açılan trapez yataklara serilerek sıkıştırılacaktır. Sıkıştırma işleminde taban için keçiyağı, trapez yan kenarlar için kompaktör kullanılacaktır. Kil malzemesi atıksuyun temas ettiği tüm noktalara uygulanarak atıksuyun sistem içinde hiçbir kaçağa sebebiyet vermeden tutulması sağlanacaktır (Sevi 2009).

Kil zemin üzerine yapay sulakalan 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 ve hazne kenar iç yüzeyine 10–20 cm uzaklıkta konacak pik (döküm) T parçaları ile iki eşit parça olacak şekilde uygulanacaktır. Hazne giriş ve çıkış kısımlarında derin kuyu sondaj borularının her iki ucuna konacak pik (döküm) kör tapalar ile suyun yalnızca boru kesiklerinden çıkması/alınması sağlanacaktır (Sevi 2009).

Sızdırmazlık malzemesi olarak kullanılan 30 cm (bkz. Bölüm 5.1.7) 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. Bu kısımlarda tuvenan malzeme kullanılmayacaktır (Sevi 2009).

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 sulakalan bitkisinin ekimi bu katmanda gerçekleştirilecektir (Sevi 2009).

Yapay sulakalan sisteminde kullanılacak *Typha Latifolia* bitkisi için, haznelerde 20 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. Bitki ekimi türün özelliğine bağlı olarak sistemin yapımını takip eden ilk Mart ayında gerçekleştirilecektir.

6.1. Proje Debisi

$$q_{iht} = 200 \frac{L}{\text{kişi.gün}} = 0,2 \frac{m^3}{\text{kişi.gün}}$$

$$Q_{evsel} = q_{iht} \cdot EN \cdot 0,7$$

$$Q_{evsel} = 0,2 \cdot \frac{m^3}{\text{kişi.gün}} \cdot 500 \text{ Kişi} \cdot 0,7$$

$$Q_{evsel} = 70 \text{ m}^3/\text{gün}$$

6.2. Kirlilik Yükleri

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

; 80 g KM/gün.kişi

$$l_{BOİ} = 500 \cdot 0,045 = 22,5 \text{ kg BOİ/gün}$$

$$l_{BOİ} = \frac{1000 \cdot 22,5}{70} = 321,4 \text{ mg/l} \cong 321,5 \text{ mg/l}$$

$$l_{KM} = 500 \cdot 0,080 = 40 \text{ kg KM/gün}$$

$$l_{KM} = \frac{1000 \cdot 40}{70} = 571,4 \text{ mg/l} \cong 572 \text{ mg/l}$$

6.3. Fosseptik Sonrası Kirlilik Yükleri

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

6.3.1. Fosseptik Çıkış, Sistem Giriş BOİ Yükü

Fosseptik tankında BOİ giderim verimi %20-% 30 arasında değişmektedir. Verim % 20 kabul edilmiştir.

$$321,5 \cdot 0,80 = 257,2 \text{ mg/l} \cong 257 \text{ mg/l}$$

6.3.2. Fosseptik Çıkış, Sistem Giriş AKM Yükü

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

$$572 \cdot 0,20 = 114,4 \text{ mg/l} \cong 114 \text{ mg/l}$$

Çevre ve Orman Bakanlığı tarafından çıkartılan, 31.12.2004 tarih ve 25687 sayılı Resmi Gazetede yayımlanarak yürürlüğe giren Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde (SKKY) yer alan ve projelendirilen atıksu arıtma tesisine karşılık gelen sektörel tablolardan 21-5'te (Çizelge 5.1) 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 atıksu AKM değeri bu değerden düşük olduğu için, projelendirmede BOİ₅ parametresi esas alınmıştır.

Çizelge 6.1. Kirlilikler ile ilgili yasal limit değerler (SKKY:Tablo 21.5 - Sektör: evsel nitelikli atıksular; eşdeğer nüfusun ne olduğuna bakılmaksızın doğal arıtma -yapay sulak alan- ve stabilizasyon havuzları sistemiyle biyolojik arıtma yapan kentsel atıksu arıtma tesisleri için)

Parametre	Birim	Kompozit numune 2 saatlik	Kompozit numune 24 saatlik
BOİ ₅ (çözünmüş)	mg/l	75	50
KOİ	mg/l	150	100
AKM	mg/l	200	150
pH	-	6-9	6-9

6.4. Arıtma Sistemi Tasarım Parametreleri

Giriş BOİ = $BOİ_g = 257 \text{ mg/l}$

Çıkış BOİ = $BOİ_ç = 50 \text{ mg/l}$

$Q_{atıksu} = 70 \text{ m}^3/\text{gün}$

Minimum atıksu sıcaklığı = $T_{min} = 6^\circ\text{C}$ (Tchobanoglous ve Burton 1991)

Eğim 0,010 (%1) seçilmiştir (Tchobanoglous ve Burton 1991).

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

Kullanılacak bitki = Typha Latifolia

Giriş havuz derinliği = 50 cm

6.5. Projede Kullanılacak Tipik Ortam Karakterleri

Projede kullanılacak dolgu malzemesine göre gözeneklilik, hidrolik iletkenlik ve K_{20} değerleri belirlenir (Çizelge 6.2).

Çizelge 6.2. Yüzeyaltı akışlı sistemler için tipik ortam özellikleri (Tchobanoglous ve Burton 1991)

Ortam tipi	Maksimum %10'luk dane boyutu (mm)	Gözeneklilik, α	Hidrolik iletkenlik, k_s ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{gün}$)	K_{20}
Orta kum	1	0,42	420	1,84
Kaba kum	2	0,39	480	1,35
Çakıllı kum	8	0,35	500	0,86

$\alpha = 0,39$

k_s (hidrolik iletkenlik) = $480 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{gün}$

K_{20} (20°C 'de oran sabiti) = $1,358 \text{ gün}^{-1}$

6.6. Yüzeyaltı Akışlı Yapay Sulakalan Sistemi

Yapay sulakalanda Typha Latifolia bitkisi kullanılacağından bu tür için $\cong 30$ cm kök derinliğine (Çizelge 6.3) ihtiyaç duyar (Tchobanoglous ve Burton 1991).

Çizelge 6.3. Bitki türüne göre derinliğin belirlenmesi (Tchobanoglous ve Burton 1991)

Bitki Türü	Kök Derinliği (m)
Sazlık otu, Scirpus	0,76
Kamış, Phragmites	0,6
Su kamışı, Typha Latifolia	0,3

Yüzeyaltı akışlı sistemler 30-75 cm arasında su derinliğine ihtiyaç duyarlar (USEPA 1993). Derinlik 50 cm ve ortalama sıcak 10°C olarak kabul edilmiştir.

6.6.1. K_T Değerinin Bulunması

$$K_T = K_{20} \cdot (1,1)^{(T-20)}$$

$$K_T = 1,358 \cdot (1,1)^{(10-20)}$$

$$K_T = 0,52 \text{ gün}^{-1}$$

6.6.2. Boşluklar Arası Alıkonma Süresi

$$t' \frac{-\ln\left(\frac{BOI_c}{BOI_g}\right)}{K_T} = \frac{-\ln\left(\frac{50}{257}\right)}{0,52} = 3,15 \text{ gün}$$

olarak bulunur.

6.6.3. Kesit Alanı

$$A_k = \frac{Q}{k_s \cdot S} = \frac{70}{480,06 \cdot 0,010}$$

$$A_k = 14,5 \text{ m}^2$$

6.6.4. Havuz Genişliği

$$W = \frac{A_c}{d} = \frac{14,5}{0,5}$$

$$W = 29 \text{ m} \cong 30 \text{ m}$$

6.6.4. Havuz Uzunluğu

$$L = \frac{t' \cdot Q}{W \cdot d \cdot \alpha} = \frac{3,15 \cdot 70}{29 \cdot 0,5 \cdot 0,39}$$

$$L = 38,99 \cong 40 \text{ m}$$

6.6.5. Gerekli Yüzey Alanı

$$A_s = L \cdot W = 30 \cdot 40 = 1200 \text{ m}^2$$

6.6.6. Hidrolik Yükleme Kontrolü

Havuz uzunluğu 40 m ve toplam havuz genişliği 30 m olarak alındığında;

$$l_w = \frac{Q}{L \cdot W} = \frac{70}{40 \cdot 30}$$

$$l_w = 0,05 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{gün}$$

$$0,015 < L_w < 0,05$$

6.6.6. Tasarım Boyutlandırma Kontrolü

$$t' = \frac{L \cdot W \cdot d \cdot \alpha}{Q} = \frac{40 \cdot 30 \cdot 0,5 \cdot 0,39}{70}$$

$$= 3,34 \text{ gün}$$

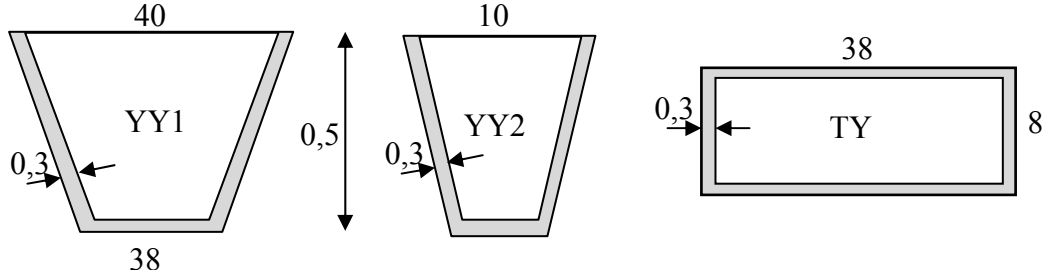
$$BOI_{\varphi} = \frac{BOI_g}{e^{k_T \cdot t'}} = \frac{257}{e^{0,52 \cdot 3,34}}$$

= 45,2 < 50 mg/l değerini sağladığı için uygundur.

Çıkan değerler tasarım sınırlarını sağlamaktadır. $W/L = 30/40 = 3/4$ olmuştur. Tasarım ilkelerine göre bu oran $1/3 - 1/10$ aralığında olması gerektiğinden, 3 adet paralel hücre kullanılacak ve böylece $W/L = 10/40 = 1/4$ olacaktır.

6.6.7. Kullanılacak Kil Miktarı

YY, yanal yüzey; TY, taban yüzeyi olmak üzere (Şekil 6.1):



Şekil 6.1. Trapez yatakların temel boyutları ve kil tabakaları (ölçeksiz)

$$YY1 \text{ Alanı} = [(40 + 38) / 2] \cdot 0,5 = 19,5 \text{ m}^2$$

$$YY2 \text{ Alanı} = \{[(10 + 8) / 2] - 0,3 \cdot 2\} \cdot 0,5 = 4,2 \text{ m}^2$$

$$TY \text{ Alanı} = (38 - 0,3 \cdot 2) \cdot (8 - 0,3 \cdot 2) = 276,76 \text{ m}^2$$

$$YY1 \text{ Kil Hacmi} = YY1 \text{ Alanı} \cdot \text{Kil Kalınlığı} \cdot YY1 \text{ Adedi} = 19,5 \cdot 0,3 \cdot 2 = 11,7 \text{ m}^3$$

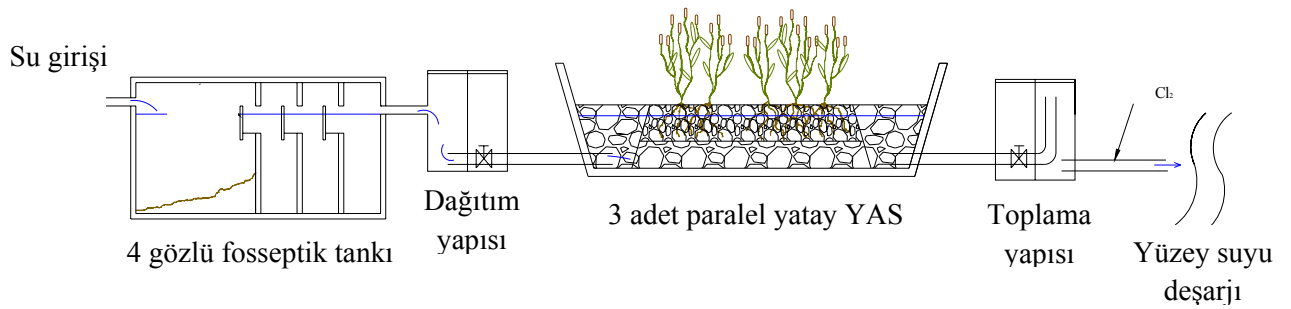
$$YY1 \text{ Kil Hacmi} = YY2 \text{ Alanı} \cdot \text{Kil Kalınlığı} \cdot YY2 \text{ Adedi} = 4,2 \cdot 0,3 \cdot 2 = 2,52 \text{ m}^3$$

$$TY \text{ Kil Hacmi} = TY2 \text{ Alanı} \cdot \text{Kil Kalınlığı} = 276,76 \cdot 0,3 = 83,028 \text{ m}^3$$

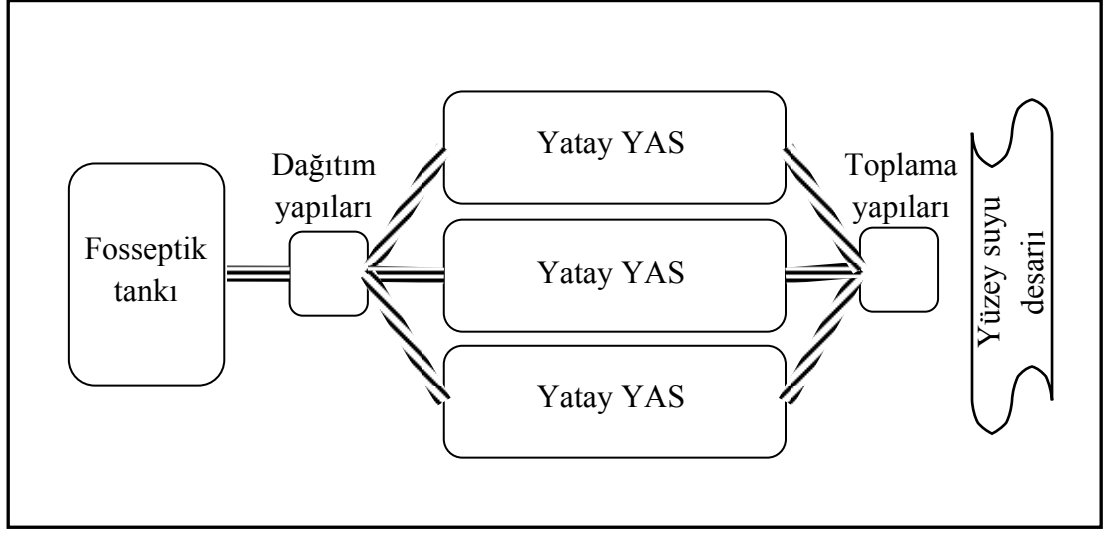
$$\text{Hücre Kil Hacmi} = 97,248 \text{ m}^3$$

$$\text{Toplam Kil Hacmi} = \text{Hücre Kil Hacmi} \cdot \text{Hücre Adedi} = 97,248 \cdot 3 = 291,744 \text{ m}^3$$

6.6.8. Projenin Şematik Görünümü



Şekil 6.2. Sistemin akım şeması



Şekil 6.3. Sistemin şematik planı

7. SONUÇ

Doğal arıtma sistemi, diğer arıtma sistemleriyle karşılaştırıldığında maliyet açısından yapay sulakalanlar çok daha uygun değerlere sahiptirler.

Ayrıca, diğer arıtma sistemleri, sürekli enerji gereksinimi ve projeye konu sisteme göre sık aralıklı periyodik bakım-onarım ihtiyacı, personel istihdamı gerektirdiğinden, nüfusu ve arazi şartları dikkate alındığında köyler için yapay sulak alan sistemleri çok caziptir ve uygundur.

Köylerde bir çukurda toplanan fosseptik atıkları direk olarak denizlere göllere verilmektedir bu da sularımızın kirlenmesine sebep olmakta ve su kalitesini bozmaktadır. Belediyelerin, yasalar çerçevesinde bünyelerinde oluşan atıksuları arıtma işlemine tabi tutması zorunludur.

Yapay sulakalanların temel avantajları şu şekilde sayılabilir:

- ✓ Ortamdaki güneş enerjisiyle çalışırlar ve harici enerji girişine ihtiyaçları düşüktür.
- ✓ Az ya da sıfır bakımla yüksek seviyelerde arıtma gerçekleştirirler. Bu özellikleri, onları, altyapı desteği olmayan yerlerde özellikle uygun hale getirir.
- ✓ Ani hidrolik ve kirlenici yüklemelerine göreceli olarak daha toleranslıdırlar ki bu, arıtılan atıksuyun kalitesi için güvenilirlik teminatıdır.
- ✓ Geleneksel arıtma sistemlerinin aksine, yapay sulakalanlar için genel olarak, belirli bir tasarım ömrü belirtilmez. Zamanla, kurulan geri besleme döngüleri ile kendini onarma sistemleri oluşturulmuş ve arıtma kapasiteleri artmıştır.
- ✓ Sulakalan bitkileri oksijen üretirler ve karbondioksit harcarlar ve böylece hava kalitesinin artmasını sağlarlar, küresel ısınma ile mücadele ederler.
- ✓ Sulakalan bitkileri; yeşil alan, vahşi yaşam alanları ve rekreasyon alanları gibi dolaylı faydalar sağlar.

Yapay sulakalanlarla ilgili bazı sınırlamalar ise şunları kapsar:

- ✓ Aynı seviyede arıtma için, geleneksel arıtma sistemlerine göre daha büyük alan gerektirirler. Bu, onları, büyük şehirler gibi yüksek miktarda atıksu üreten kaynaklara yönelik merkezi arıtma tasarımları için uygun olmayan bir seçenek haline getirir.
- ✓ Tipik olarak iki veya üç büyüme sezonu gibi uzun dönemlere ihtiyaç duyarlar. Bu süre, optimum arıtma verimliliğinin elde edilmesi için gereklidir.
- ✓ Bu sistemlerin süreç dinamikleri yeteri kadar anlaşılmamıştır ki bu, hassas tasarım ve işletim kriterlerinin belirlenmesini engeller.
- ✓ Açık hava sistemleridir ve geniş bir alana yayılmışlardır. Performansları; fırtına, rüzgâr ve sellere duyarlıdır.
- ✓ Sulakalanları kendi gelişme alanları olarak kullanacak sivrisineklere, diğer haşerelere ve böceklere bağlı sorunların çıkma olasılığı vardır.
- ✓ Dik bir coğrafi yapı ve yüksek bir su düzeyi de bu sistemlerin atıksu arıtımı için kullanılmasını sınırlayabilir.

Yapılan birçok çalışma göstermiştir ki doğal arıtma sistemlerinde tasarımları AKM, BOİ, KOİ giderimlerini sağlamak amacıyla yapılsalar da bunların yanında azot ve fosfor giderimi de sağlanabilmektedir. Azot ve fosfor giderimi sırasıyla % 70-80 ve % 40-70 arasında sağlanmıştır. Buradan da görülebileceği gibi, doğal arıtma sistemleri hem kirlilik giderim verimleri hem maliyetleri açısından uygun sistemlerdir ve kullanımları dünya çapında yeniden yaygınlaşmaya başlamıştır.

KAYNAKLAR

- AHMEDİ, H.S. 2003. Phosphate adsorption on novel solid sorbents. University of Delaware, UMI, doctorate thesis, 251 p., USA.
- AKKURT, F., ALICILAR, A., ŞENDİL, O. 2002. Sularda bulunan nitratın adsorpsiyon yoluyla uzaklaştırılması. Gazi Üniversitesi Mühendislik- Mimarlık Fakültesi Dergisi Cilt 17, No:4, 83-91.
- ALKAN, U. 2005. Çevre Mikrobiyolojisi Ders Notları. Uludağ Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Bursa.
- ANONİM. 2000. Manual: A handbook of constructed wetlands. Volume 1, DIANE Publishing, USA.
- AUSTİN, D.C., LOHAN, E., VERNON, E. 2003. Nitrification and denitrification in a tidal vertical flow wetland pilot. Proceedings of the water environment technical conference 2003. Los Angeles, California: Water Environment Federation.
- BAHR, T.G., BALL, R.C., TANNER, H.A. 1974. "The Michigan State University Water Quality Management Program, In Wastewater Use in the Production of Food and Fiber-Proceedings." U.S.EPA-660/2-74-041.
- BARJENBRUCH, M., KOPFLOW, O., MULLER, R. 2002. Sludge mineralisation as a sustainable and simple method of sewage sludge treatment. Mbvette T.S.A. (ed.) Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 16–19 September 2002; Comprint International Limited: University of Dar Es Salaam, Tanzania, pp. 1109–1116.
- BARROW, N.J. 1983. On the reversibility of phosphate sorption by soils. J Soil Sci; 34:751–8.
- BAVOR, H.J., ROSER, D.J., FISHER, P.J., SMALLS, I.C. 1989. Performance of solid-matrix wetland systems viewed as fixed-film reactors, in: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, D.A. Hammer, ed., Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, pp. 646-656.
- BEHRENDT, L., SIKORA, F., COONROD, H., BAILEY, E., BULLS, M. 1996. Recirculating subsurface-flow constructed wetlands for removing ammonia, nitrate, and chemical oxygen demand: potential for treating domestic, industrial, and agricultural wastewaters. Proceedings of WEFTEC '96; the 69th annual conference and exposition of the water environment federation. Alexandria, Virginia: Water Environment Federation.
- BEHRENDT, L.L., HOUKE, L., BAILEY, E., JANSEN, P., BROWN, D. 2001. Recirculating constructed wetlands for treating industrial, municipal, and agricultural wastewater. Water Science and Technology 44(11-12): 399–405.

BHARGAVA, D. S., SHELDARKAR, S. B. 1993. Use of TSNAC in Phosphate Adsorption Studies and Effect of Process Variables, *Wat. Res.*, Vol. 27, No:2, s. 303-312.

BISWAS, B.K., INOUE, K., GHIMIRE, K.N., OHTA, S., HARADA, H., OHTO, K., KAWAKITA, H. 2007. The adsorption of phosphate from an aquatic environment using metal-loaded orange waste. *Journal of Colloid Interface Science*, 312, 214-223.

BOYD, CE. 1969. Production, mineral nutrient absorption, and biochemical assimilation by *Justicia americana* and *Alternanthera philoxeroides*. *Arch Hydrobiol* ;66:139–60.

BRIX, H. 1993. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands: System Design, Removal process and Treatment Performance”, *Constructed Wetlands for Quality improvement*, Ed. Gerald A. Moshiri, Crc Press, Inc.

BRIX, H. 1994. Use of constructed wetlands in water pollution control: Historical development, present status, and future perspectives. *Water Science and Technology* 30(8): 209–223.

BRIX, H., 1998. Denmark, in: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*, J. Vymazal, H. Brix, P.F. Cooper, M.B. Green, and R. Haberl, eds., Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 123-156.

BRODIE, G.A., HAMMER, D.A., TOMLIJANOVICH, D.A. 1989. Treatment of acid drainage with a constructed wetlands at the Tennessee Valley Authority 950 coal mine, in *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Hammer, D.A., Ed., Lew Publishers, Chelsea, MI, 201–209.

BURGOON, P.S., KADLEC, R.H., HENDERSON, M. 1999. Treatment of potato processing wastewater with engineered natural systems. *Water Science and Technology* 40(3): 211–215.

CALHEIROS, C.S.C., RANGEL, A.O.S.S., CASTRO, P.M.L. 2008. Evaluation of different substrates to support the growth of *Typha latifolia* in constructed wetlands treating tannery wastewater over long-term operation. *Bioresource Technology* 99:6866–6877.

CAMPOS, J.L., GARRIDO-FERNANDEZ, J.M., MENDEZ, R., LEMA, J.M. 1999. Nitrification at High Ammonia Loading Rates in An Activated Sludge Unit, *Bioresource Technology* Vol. 68, s.141-148.

COOK, C.D.K. 1996. *Aquatic Plant Book*, SPB Academic Publishing, Newyork.

COOPER, D.J., GRIFFIN, P., COOPER P.F. 2006. Factors affecting the longevity of subsurface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent: Part II. Dias V., Vymazal J. (eds.) Proceedings of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 23–29 September 2006; Ministério de Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR) and IWA: Lisbon, Portugal, pp. 621–629.

COOPER, P.F., GRIFFIN, P., HUMPHRIES, S., POUND, A. 1999. Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. *Water Science and Technology* 40(3): 283–289.

COOPER, P.F., JOB, G.D., GREEN, B., SHUTES, R.B.E. 1996. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. WRc Publications. 184 pp. plus data diskette: Swindon, United Kingdom.

COOPER, P.F. 2007. What can we learn from old wetlands? Lessons that we have learned and forgotten over the past 20 years, in: Proc. Internat. Conf. Multi Functions of Wetland Systems, M. Borin and S. Bacelle, eds., P.A.N. s.r.l., Padova, Italy, pp. 10–11.

COWGILL, U. M. 1974. *Archs Hydrobiol. Suppl.*, 45, 1–119 (1974).

CREIGHTON, H.J.M., FRANKLIN, B. 1919. Electrical treatment of sewage; the Landreth direct oxidation process. *Journal of the Franklin Institute* 188(2).157.

CRITES, R.W., TCHOBANOGLOUS, G. 1998. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, McGraw-Hill, New York.

CRITES, R.W., LEKVEN, C.C., WERT, S., TCHOBANOGLOUS, G. 1997. A decentralized wastewater system for a small residential development in California, *Small Flows J.*, 3(1), 3–11.

CRONK, J.K., FENNESSY, M.S. 2001. *Wetland plants : biology and ecology*. Lewis Publishers, CRC Press, USA.

CUI, L., ZHU, X., MA, M., OUYANG, Y., DONG, M., ZHU, W., LUO, S. 2008. Phosphorus Sorption Capacities and Physicochemical Properties of Nine Substrate Materials for Constructed Wetland. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, Volume 55, Number 2, 210-217.

ÇELEBİ, Y. 1995. Atıksularda nitrifikasyon ve denitrifikasyon. *Çevre Bilimleri Dergisi*, 549-571.

DAIMS, R.S., NIELSEN, P.H., NIELSEN, J.L., JURETSCHKO, S., WAGNER, M. 2000. Novel Nitrospirallike bacteria as dominant nitrite-oxidizers in biofilms from wastewater treatment plants: diversity and in situ physiology. *Water Science and Technology*, 41 (4-5), 85-90.

- DEBUSK, W.F., MIAO, S.L. 1999. Effects of P enrichment on structure and function of sawgrass and cattail communities in the Everglades. s. 275–300 Lewis Publ., New York.
- DE MAESENEER, J.L. 1997. Constructed wetlands for sludge dewatering. *Water Science and Technology* 35(5): 279–286.
- DEMİR, A., DEBİK, E., GÜNAY, A. 1993. Evsel Atıksulardan Amonyak Giderilmesi, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, s. 70.
- DUFAY, J.A. 2000. Patent: Constructed wetlands remediation system. New Mexico 6,159,371.
- DUNNE, E.J., REDDY, K.R. 2005 Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds. In: Dunne EJ, Reddy R, Carton OT, editors. *Nutrient management in agricultural watersheds: a wetland solution*. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Academic Publishers; p. 105119.
- ECKENFELDER, W.W., 1968. *Water Resource Management Series, Volume 1, Manual of Treatment Processes: Principles and applications of adsorption*. s. 1-19. Environmental Science Services Corporation, Newyork.
- EPA. 1999. Design Manual: Onsite wastewater treatment and disposal systems, 625/1-80-012, Environmental Protection Agency, USA.
- EROĞLU, V. 2001. Atıksuların Tasfiyesi, Su Vakfı Yayınları, İstanbul, s. 176.
- EUROPEAN COMMISSION. 2001. Extensive wastewater treatment processes adapted to small and medium sized communities. Office of Publications of the European Community, France.
- FISHER, P.J. 1990. Hydraulic characteristics of constructed wetlands at Richmond, NSW, Australia, in: *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, P.F. Cooper and B.C. Findlater, eds., Pergamon Press, Oxford, U.K., pp. 21-31.
- FLOWERS, DA. 2002. Patent: process and system for enhanced nitrogen removal in a wetland wastewater treatment facility. United States 6,447,682.
- FORBES, M.G., DICKSON, K.L., DOYLE, R.D., HUDAK, P.F., SALEH, F. 2002. Phosphorus retention and fractionation in masonry sand and light weight expanded shale used as substrate in a subsurface flow wetland.
- Föyn, E. 1964. Removal of sewage nutrients by electrolytic treatment. *Verb. Internation.Verein. Limnol* XV str. 569-579.
- Gelt, J. 1997. *Constructed Wetlands: Using Human Ingenuity, Natural Processes to Treat Water, Build Habitat*. Arroyo, 9(4).

George, D.B. 2000. Development of guidelines and design equations for subsurface flow constructed wetlands treating municipal wastewater, U.S. EPA, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio.

GERBERG, R.M., LYONS, S.R., ELKINS, B.V., GOLDMAN, C.R. 1984. The removal of heavy metals by artificial wetlands, in *Proceedings of Water Reuse Symposium III*, Vol. 2, American Water Works Association Research Foundation, Denver, CO, 639–648.

GOPAL, B. 1999. “Natural And Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Potentials and Problems”, *Water Science and Technology*, 40(3), 27-35.

GRAFİAS, P., XEKOUKOULOTAKİS, P.N., MANTAVİNOS, D., DİAMADOPOULOS, E. 2010. Pilot treatment of olive pomace leachate by vertical-flow constructed wetland and electrochemical oxidation: An efficient hybrid process. *Water research*, 44:2 773-780.

GREEN, M., FRIEDLER, E., SAFRAİ, I. 1998. Enhancing nitrification in vertical flow constructed wetland utilizing a passive air pump. *Water Res* ;32(12):3513–20.

GRØTERUD, O., SMOCZYNSKİ, L. 1991. Phosphorus removal and chlorination of wastewaters by electrolysis *Vatten* , 47 (4) s. 273-277.

GÜRTEKİN, E. 2005. Anaerobik/anoksik ardışık kesikli reaktörde biyolojik fosfor giderimi. Doktora tezi. Fırat Üniversitesi. Elazığ.

GÜVEN, D., SÖZEN, S. 2003. ANAMMOX Prosesi ile Amonyum Giderimi ve ANAMMOX Popülasyonunun Karakterizasyonu, *İTÜ Dergisi/d*, Cilt: 2, Sayı:5, 27-34.

HALL, S. J., HUGENHOLDS, P., SİYAMBALAPİTİYA, N., KELLER, J., BLACKALL, L. L. 2002. The development and use of real time PCR for the quantification of nitrifiers in activated sludge. *Water Science and Technology*, 46(1), 267-272.

HALLING, B., JORGENSEN, S.E. 1993. The removal of nitrogen compounds from wastewater,.

HAMMER, D.A., BASTIAN, R.K. 1989. Wetlands ecosystems: natural water purifiers? In: Hammer DA, editor. *Constructed wetlands for wastewater treatment*. Chelsea, Michigan: Lewis Publishers; p. 5-19.

HAMMER, D. A. 1989. Constructed Wetlands for Treatment of Agricultural Waste and Urban Stormwater, p. 333-348. In S.K. Majumdar, R.P. Brooks, F.J. Brenner, and R.W. Tiner, Jr. (Eds.), *Wetlands Ecology and Conservation: Emphasis in Pennsylvania*. The Pennsylvania Academy of Science.

HARALAMBOUS, A., MALİOU, E., MALAMİS, M. 1992. The use of zeolite for ammonium uptake. *Wat. Sci. Tec.*, 25(1):139-145.

HARRİSON, J.A. http://www.visionlearning.com/library/module_viewer.php?mid=98 (Erişim tarihi: 14.03. 2010) .

HENDRY, G.R., CLİNTON, J., BLUMER, K., LEWİN, K. 1979. Lowland Recharge Project Operations: Physical, Chemical and Biological Changes 1975–1978, Final Report to the Town of Brookhaven, Brookhaven National Laboratory, Brookhaven, NY.

HERSKOWİTZ, J. 1986. Listowel Artifical Marsh Project Report. Ontario Ministry of the Environment, Water resources Branch. Toronto.

HİLTON, B. L. 1993. Performance evaluation of a closed ecological life support system (CELSS) employing constructed wetlands. pp 117-125 in *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, G. A. Moshiri (ed.). CRC Press, Boca Raton, FL.

HUANG, C. P. 1977. Removal of Phosphate by Powdered Aluminium Oxide Adsorption, *Journal, WPCF*, No: 8, s. 1881-1887.

HYÁNKOVÁ, E., KRIŠKA-DUNAJSKI, M., ROZKOŠNI, M., SÁLEK, J. 2006. The knowledge based on the research of the filtration properties of the filter media and on the determination of clogging causes. Dias V., Vymazal J. (eds.) *Proceedings of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 23–29 September 2006; Ministério de Ambiente, do Ordenamento do Territóri e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR) and IWA: Lisbon, Portugal, pp. 1331–1338.

ITRC. 2003. *Tecnical and Regulatory Guidance Document for Constructed Wetlands*.

İLERİ, R. 2000. *Çevre Biyoteknolojisi, Değişim Yayınları, Adapazarı*, s. 423.

JENSSEN, P.D., KROGSTAD, T. 2003. Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing lightweight aggregate (LWA). In: Mander Ü, Jenssen PD, editors. *Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates*. Southampton, UK: WIT Press; p. 259–71.

JETTEN, M., STROUS, M., VAN DONGEN, U. 1998. Application of the combined sharon-anammox process fort he biological removal of ammonia from sludge digester effluents: European conference on new advances in biological nirogen and phosphorus removal for municipal or industrial wastewaters 380-389, Ekim 12-14, Narbonne, France.

JİANLONG, W., JİNG, K. 2005. The Characteristics of Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX) by Granular Sludge from an EGSB Reactor, *Process Biochemistry*, 40, 1973-1978.

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.

KANGAS, P. 2005. Ecological engineering: principles and practice. CRC Press, Taylor & Francis e-Library, USA.

KARAGEORGIOU, K., PASCHALIS, M., ANASTASSAKIS, G.N. 2007. Removal of phosphate species from solution by adsorption onto calcite used as natural adsorbent. *Journal of Hazardous Materials*, A139, 447-452.

KARAKUŞ, C.B. 2001. Aktif çamur proseslerinin biyomas eklenmesi ile nütrient giderimi için upgrade edilmesi (iyileştirilmesi). Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi, Çevre Mühendisliği, 80.

KHİN, T., ANNACHHATRE, A.P. 2004. Novel Microbial Nitrogen Removal Processes, *Biotechnology Advances* 22, 519-532.

KİMURA, K., MASAHİKO, N., YOSHIMASA, W. 2002. 'Nitrate Removal by a Combination of Elemental Sulfur-Based Denitrification and Membrane Filtration', *Water Research*, 36(7), 1758-1766.

KNIGHT, R.L. 1997. Wildlife habitat and public use benefits of treatment wetlands *Wat. Sci. Tech.* Vol.35/5 s35-43.

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

KOOTTATEP, T., KIM OANH, N.T., POLPRASERT, C., HEINSS, U., MONTANGERO, A., STRAUSS, M. 2001. Potential of Vertical-flow Constructed Wetlands for Septage Treatment in Tropical Regions, in *Advances in Water and Wastewater Treatment Technology – Molecular technology, nutrient removal, sludge reduction, and environmental health*, Ed. T. Matsuo, Elsevier Science, Amsterdam, pp. 315 - 323.

KOTTİ, I.P., GİKAS, G.D., TSİHRİNTZİS, V.A. 2010. Effect of operational and design parameters on removal efficiency of pilot scale FWS constructed wetlands and comparison with HSF systems. *Ecological Engineering*. Article in Press.

KOYUNCU, T.M., TOPACIK, D. 1998. Recent developments in water and wastewater treatment with membrane technology, 10/1998, s. 635-643, 1st International Workshop on Environmental Quality and Environmental, Konya, 05.10.1998 - 07.10.1998.

LANGERGRABER, G., HABERL, R., LABER, J., PRESSL, A. 2003. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Science and*

Technology 48(5): 25–34.

LEADY, B. 1997. Constructed Subsurface Flow Wetlands for Wastewater Treatment. A Non–Thesis Project Submitted to The Faculty of the School of Civil Engineering of Purdue University Indiana, USA.

LEHR, J., KEELY, J., LEHR, J., KINGERY, III, B.T. 2005. Water Encyclopedia, Surface and Agricultural Water. John Wiley & Sons, Inc., USA.

MATAGÍ, S.V., SWAI, D., MUGABE, R. 1998. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands, *Afr. J. Trop. Hydrobiol. Fish.* 8), s. 23–35.

MITSCH, W. J., GOSSELINK, J. G. 1993. “Wetlands”. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA.

MOLLE, P., LIÉNARD, A., BOUTIN, C., MERLIN, G., IWEMA, A. 2004. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. Liénard A., Burnett H. (eds.) *Proceedings of the 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 26–30 September 2004; Association Scientifique et Technique pour l’Eau et l’Environnement (ASTEE), Cemagref, and IWA: Avignon, France, pp. 11–18.

MOLLE, P., LIÉNARD, A., BOUTIN, C., MERLIN, G., IWEMA, A. 2005. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science and Technology* 51(9): 11–21.

MOSHİRİ, G.A. 1993. Construced wetlands for water quality improvement. Lewis Publishers, CRC Press Inc., USA.

MUSLU, Y. 1996. Atıksuların Arıtılması, Cilt II, İTÜ.

NADB (North American Treatment Wetland Database). 1993. Electronic database created by R. Knight, R. Ruble, R.Kadlec, and S. Reed for the U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH.

NIELSEN, M., BOLLMANN, A., SLIEKERS, O., JETTEN, M., SCHMID, M., STROUS, M., SCHMIDT, I., LARSEN, L.H., NIELSEN, L.P., REVSBECH, N.P. 2005. Kinetics, Diffusional Limitation and Microscale Distribution of Chemistry and Organisms in a CANON Reactor, *FEMS Microbiology Ecology*, 51, 247-256.

NIELSEN, S. 2004. Sludge reed bed facilities - operation and problems. Liénard A., Burnett H. (eds.) *Proceedings of the 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 26-30 September 2004; Association Scientifique et Technique pour l’Eau et l’Environnement (ASTEE), Cemagref, and IWA: Avignon, France, pp. 203–210.

- NIVALA, J., HOOS, M.B., CROSS, C., WALLACE, S., PARKIN, G. 2007. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, Volume 380, Issues 1-3, 19-27.
- NOWACK, B., STONE, A.T. 2006. Competitive adsorption of phosphate and phosphonates onto goethite. *Water Research*, 40, 2201-2209.
- OKABE, S., WATANABE, Y. 2000. Structure and function of nitrifying biofilms as determined by in situ hybridization and the use of microelectrodes. *Water Science and Technology*, 42 (12), 21-32.
- ÖZTÜRK, İ., TİMUR, H., KOŞKAN, U. Atıksu Arıtımının Esasları: İleri Arıtma. T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Sayfa:181-242.
- PLATZER, C., MAUCH, K. 1997. Soil clogging in vertical flow reed beds: Mechanisms, parameters, consequences and ... solutions? *Water Science and Technology* 35(5): 175–182.
- POACH, M.E., HUNT, P.G. 2007. Effect of intermittent drainage on swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands. *Ecological Engineering* 30(1): 43–50.
- 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.
- RAGUSA, S.R., McNEVIN, D., QASEM, S., MITCHELL, C. 2004. Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms, *Wat. Res.* 38: 2865-2873.
- REARDON, R. 2006. Technical introduction of membrane separation processes for low TP limits. WERF.
- REDDY, K.R., KADLEC, R.H., FLAIG, E., GALE, P.M. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *CRC Crit Rev Environ Sci Technol* ;29:83-146.
- REDDY, R., DELAUNE, R. D. 2008. Biogeochemistry of wetlands: science and applications. CRC Press, Taylor & Francis Group, USA.
- REED, S. C. 1993. Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment–A Technology Assessment. U.S. EPA, EPA 832–R–93–008.
- REED, S. C., CRITES, R. W. 1984. “Handbook of Land Treatment Systems for Endustrial and Municipal Wastes.” Park Ridge. NJ
- REED, S.C., CRITES, R.W., MIDDLEBROOKS, E.J. 1995. Natural Systems for Waste Management and Treatment, 2nd ed., McGraw-Hill, New York.

REED, S.C., CRİTES, R.W., MİDDLEBROOKS, E.J. 2006. Natural wastewater treatment systems. CRC Press, Taylor & Francis Group, USA.

RHUE, R.D., HARRİS, W.G. 1999. Phosphorus sorption/desorption reactions in soils and sediments. In: Reddy KR, O'Connor GA, Schelske CL, editors. Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems. Boca Raton, Florida: CRC Press; p. 187–206.

RİTTER, W.F., SHİRMOHAMMADİ, A. 2000. Agricultural nonpoint source pollution : watershed management and hydrology, Lewis Publishers, CRC Press, USA.

ROQUES, H., NUGROHO-JEUDY, L., LEBUGLE, A. 1991. Phosphorus Removal from Wastewater by Half-Burned Dolomite, Wat. Res., Vol. 25, No:8, s. 959-965.

SAKADEVAN, K., BAVOR, H.J. 1998. Nutrient removal mechanisms in Constructed Wetlands, Wat.Res., 32, No:2, 393-399.

SAMSUNLU, A. 1999. Çevre Mühendisliği Kimyası. Sam-Çevre Teknolojileri Merkezi, Bizim Büro Basımevi, 4. baskı, 394 s., İstanbul.

SCHÖNBORN, A., ZÜST, B., UNDERWOOD, E. 1997. Long Term Performance of the Sand–Plant–Filter Schattweid (Switzerland). Water Science and Tech., 35(5) pp 307–314.

SCHULZE-RETTMER, R. 1991. The simultaneous chemical precipitation of ammonium and phosphate in the form of magnesium-ammonium-phosphate. Water Science and Technology, 659-667.

SEİDEL, K. 1955. Die Flechtbinse Scirpus lacustris. In: Ökologie, Morphologie und Entwicklung, ihre Stellung bei den Volkern und ihre Wirtschaftliche Bedeutung. Schweizerbart sche Verlagsbuchndlung. Stuttgart, Germany, pp. 37–52.

SEVİ, A. 2009. Sözlü Görüşme. Bursa İl Özel İdaresi Çırpan Mahallesi İlkbahar Caddesi Güçlü Sokak Çarşamba Pazarı.16.06.2009,aslanenator@gmail.com.

SİNDİLARIU, P.D., WOLTER, C., REİTER, R. 2008. Constructed wetlands as a treatment method for effluents from intensive trout farms. Aquaculture 277:179–184.

SLOEY, W. E., SPANGLER, F. L., FETTER, C. W., Jr. 1978. Management of Freshwater Wetlands for Nutrient Assimilation. Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential. R. E. Good, D. F. Whigham and R. L. Simpson, editors, Academic Press, New York, s. 321-340. New York.

SMİTH, P.G., SCOTT, J.S. 2005. Dictionary of water and waste management (2nd Ediion). Elsevier Butterworth-Heinemann, UK.

SORENSEN, B.H., JORGENSEN, S.E. 1993. The removal of nitrogen compounds from wastewater. Elsevier.Denmark,Kopenhagen, 443.

SÖĞÜT, Z. 1998. Su Bitkileri ve Peyzaj Mimarlığında Kullanımı. Çukurova Üniversitesi Ziraat Fakültesi.

SPELLMAN, F.R. 2003. Water and Wastewater Treatment Plant Operations. Lewis Publishers, Florida, 653 p., USA.

SPONZA, D. 2004. Biyolojik azot ve fosfor giderimi: Atıksu arıtma tesislerinin tasarım ve proje kontrol esasları, Editörler: Alpaslan, M.N. Dölgen, D. İşgenç, M.F. Kınay, H.İ., İzmir, 4-39 – 4-73.

STEİNER, G.R., WATSON, J.T. 1993. General design, construction, and operation guidelines: Constructed wetlands wastewater treatment systems for small users including individual residences; 2nd Edition, TVA/WM-93/10, Tennessee Valley Authority Resource Group Water Management: Chattanooga, Tennessee, United States.

STEVENSON, F. J. 1986. Cycles of Soil: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micro Nutrients. Wiley, New York. 380 pp.

STOTTMEİSTER, U., WİESSNER, A., KUSCHK, P., KAPPELMEYER, U., KASTNER, M., BEDERSKİ, O., MULLER, R.A., MOORMANN, H. 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. Biotechnol. Adv. 22(1-2): 93-117.

SUN, G., GRAY, K.R., BİDDLESTONE, A.J., COOPER, D.J. 1999. Treatment of agricultural wastewater in a combined tidal flow: Downflow reed bed system. Water Science and Technology 40(3): 139-146.

SUNDARAVADİVEL, M., VİGNESWARAN, S. 2001. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 31(4): 351-409.

ŞENGÜL, F., KÜÇÜKGÖL, E. 1997. Çevre Mühendisliğinde Fiziksel-Kimyasal Temel İşlemler ve Süreçler, D. E. Ü., Müh. Fak., Basım Ünitesi, İzmir.

TABARES, L.C. 2006. Control and Optimization of An SBR for Nitrogen Removal: from model calibration to plant operation, Doktora Tezi, Universitat de Girona, Girona.

TANNER, C.C., SUKİAS, J.P.S. 1995. Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetland, Wat. Sci. Tech. 32(3): 229-239.

TANNER, C.C., SUKİAS, J.P.S., UPSDELL, M.P. 1998. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters, Wat. Res. 32: 3046-3054.

TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON, F.L. 1991. Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse. Metcalf&Eddy Inc., p1334, Third Edition, Mc Graw Hill.

TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON, F.L., STENSEL, H.D. 2003. Wastewater Engineering 'Treatment and Reuse' Fourth Edition, McGraw Hill Book Company, s. 1819.

TCHOBANOGLIOUS, G., CULP, G. 1980. Aquaculture Systems for Wastewater Treatment: an Engineering Assessment. U.S. EPA, Office of Water Program Operations, Washington, D.C. EPA/430/9-80-007, NTIS No. PB 81-156689, pp. 13-42.

THULLEN, J.S., SARTORIS, J.J., WALTON, E. 2002. Effects of vegetation management in constructed wetland treatment cells on water quality and mosquito production Ecological Engineering, 18(4): 441-457.

TOPRAK, H. 2000. Aktif Çamur Sürecinin işletilmesi, D. E. Ü., Müh. Fak. Yayınları No: 257, İzmir s. 256.

TOUSIGNANT, E., FANKHAUSER, O., HURD, S. 1999. Guidance Manual for the Design, Construction and Operations of Constructed Wetlands for Rural Applications in Ontario. Stantec Consulting Ltd, Alfred College (University of Guelph), and South Nation Conservation (Funded by the Canadapt Program of the Agricultural Adaptation Council, Ontario).

TSİTOURİDOU, R., GEORİGİOU, J. 1988. A Contribution to the Study of Phosphate Socption By Three Grek Fly Astes, Toxicological and Enviromental Chemistry, Vol. 17, s. 129-138.

USEPA. 1988. Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. Ohio, USA.

USEPA. 1993. Manuel for nitrogen control from wastewater. United States Environmental Protection Agency, Net SCI Tech., 23(4-6):669-679.

USEPA. 2000. Design Manual: Constructed Wetlands, Treatment of Municipal Wastewater. Ohio, USA.

USLU, O., ÖZER, A., TOPRAK, H. 1994. Su ve Atıksu Arıtımında Çökeltme, Yüzdürme ve Mekanik Filtrasyon. DEÜ Müh. Fak., İzmir, s:122.

VAN BETUW, W. 2005. Evaluated source separating wastewater management systems. MSc thesis Wageningen University.

VENABLE, N.J. 1986. Aquatic and Wetland Plants of West Virginia, West Virginia University Extension Service, Morgantown.

VOHLA, C., PÖLDVERE, E., NOORVEE, A., KUUSEMETS, V., MANDER, Ü. 2005. Alternative filter media for phosphorus removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. J Environ Sci Health;40:1251-64.

VYMAZAL, J. 1995. Algae and element cycling in wetlands. Chelsea, Michigan: Lewis Publishers; 698 pp.

VYMAZAL, J. (ed.). Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands. pp. 85-100. 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 pf constructed wetlands. *Science of the total environment*, 380: 48-65.

VYMAZAL, J. 2009. Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic. *Ecological Engineering*, Article in Press.

VYMAZAL, J., KRASA, P. 2003. Distribution of Mn, Al, Cu, and Zn in a constructed wetland receiving municipal sewage, *Water Sci. Technol.*, 48(5), 299–305.

VYMAZAL, J., KRÖPFELOVÁ, L. 2008. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Springer Science + Business Media B.V.

VYMAZAL, J., DUŠEK, J., KVET, J. 1999. Nutrient uptake and storage by plants in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a comparative study.

VYMAZAL, J., KRÖPFELOVÁ, L. 2010. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. *Ecological Engineering*, Article in Press, Available Online: 28 April 2010.

WAGNER, I., MARSALEK, J., BREİL, P. 2007. Urban Water Series-UNESCO-IHP: Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management. Taylor & Francis e-Library (an Imprint of the Taylor & Francis Group, London, UK), The Netherlands.

WALLACE, S.D., KNIGHT, R.L. 2006. Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, design criteria, and O&M requirements, Final Report, Project 01-CTS-5, Water Environment Research Foundation (WERF): Alexandria, Virginia.

WALLACE, SD. 2001. Patent: system for removing pollutants from water. Minnesota 6,200,469 B1.

[WENDLAND, C., CHIARAWATCHAI, N. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, EMWATER \(Funded by European Union\), \[http://www.tu-harburg.de/aww/lehre/wbt/emwater/documents/lesson_b4.pdf\]\(http://www.tu-harburg.de/aww/lehre/wbt/emwater/documents/lesson_b4.pdf\) \(Erişim tarihi: 26.03.2010\).](http://www.tu-harburg.de/aww/lehre/wbt/emwater/documents/lesson_b4.pdf)

WETZEL, R. G. 1993. Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, CRC Press, Boca Raton, FL.

WINTER, K.-J., GOETZ, D. 2003. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands, *Wat. Sci. Tech.* 48(5): 9-14.

WORRALL, P., PEBERDY, K. J., MILLETT, M. C. 1997. Constructed Wetlands and Nature Conservation. *Water Science and Tech.*, 35(5) pp 205–213.

YAMADA, H., KAYAMA, M., SAİDO, K., HARA, M. 1986. A Fundamental Research on Phosphate Removal by Using Slag, *Wat. Res.*, Vol. 20, No:5, s. 547-557.

YE, F., Lİ, Y. 2009. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities *Ecological Engineering*, 35(7):1043-1050.

YOUNG, T.C., COLLİNS, A.G., THEİS, T.L. 2000. Subsurface flow wetland for wastewater treatment at Minoa, NY, Report to NYSERDA and US EPA, Clarkson University, New York.

ZHANG, D., GERSBERG, R.M., KEAT, T.S. 2009. Constructed wetlands in China. *Ecological Engineering* 35:1367–1378.

ZHAO, Y.Q., SUN, G., ALLEN, S.J., 2004. Purification capacity of a highly loaded laboratory scale tidal flow reed bed system with effluent recirculation, *Sci. Tot. Environ.* 330: 1-8.

ZOELLER, K.E., BYERS, ME. 1999. Patent: wastewater treatment system. Kentucky 5,897,777. October 3, 1997.

<http://www.constructedwetlands.net/description.htm> (Erişim Tarihi: 23.01.2010)

<http://www.lenntech.com/periodic/elements/n.htm> (Erişim Tarihi: 23.01.2010)

<http://www.lenntech.com/periodic/elements/p.htm> (Erişim Tarihi: 23.01.2010)

http://img.blogcu.com/uploads/alpakvaryum_Lemna_minor-su_Mercimegi.jpg (Erişim Tarihi: 23.01.2010)

<http://images.saglikbilgisi.gen.tr/img/1106427153wu4.jpg> (Erişim Tarihi: 23.01.2010)

<http://images.saglikbilgisi.gen.tr/img/1106427153wu4.jpg> (Erişim Tarihi: 23.01.2010)

(http://swbiodiversity.org/images/vasc_herbarium_images/Pontederiaceae/herb_sheet/Pontederi_Eichornia_crassipes09108.jpg) (Erişim Tarihi: 23.01.2010)

http://swbiodiversity.org/images/vasc_herbarium_images/Pontederiaceae/herb_sheet/Pontederi_Eichornia_crassipes09108.jpg (Erişim Tarihi: 23.01.2010)

http://www.earlscliffe.com/images/Cyperus_alternifolius.jpg (Erişim Tarihi: 23.01.2010)

EKLER

EK 1: ÇEVİRİLERDE KULLANILAN TERİMLER

- abiyotik ve biyotik alanlar:** abiotic and biotic compartments
adsorpsiyon: adsorption
aerobik ayrışma: aerobic decomposition
akış modeli: flow pattern
akış yolu: flow path
akış yönü sonu: upstream end
akış: flow, flux
aktif çamur: activated sludge
alabalık çiftliği: trout farm
alg katı: algal solid
alg: algae
alıkonma süresi: detention time
alkalin koşullar: alkaline conditions
altyapı desteği: infrastructure support
amonyak azotu: ammonia nitrogen
amonyak: ammonia
amonyak-hakim: ammonia-dominated
amonyum: ammonium
amorf: amorphous
anaerobik ayrışma: anaerobic decomposition
anaerobik amonyum oksidasyonu: anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX)
anoksik: anoxic
araürün: intermediate
arazi kullanım karakteristikleri: land use characteristics
arazide arıtma sistemleri: land treatment systems
ardışık kesikli reaktör (AKR): sequencing batch reactor
arındırılmamış: undisinfected
arıtma hattı: treatment slope
arıtma hattı: treatment train
arıza: failure
arkaplan konsantrasyonları: background concentrations
artık: litter
asidik toprak: acid soil
asit maden drenaj sistemi: acid mine drainage system
aşırı gübreleme: overfertilization
aşırı yüklü sistem: heavily loaded system
atık gömme: landfill
atıksu arıtma tesisi: wastewater treatment plant
atıksu arıtma: wastewater treatment
atom numarası: atomic number
ayak otu: carex

ayarlanabilir savak: adjustable weir
ayırışma/çürüme: decomposition
azot dönüşümü: nitrogen transformation
azot fiksasyonu: nitrogen fixation
azot gübresi: nitrogen fertilizer
azot oksit: nitrogen oxide
 Baca etkisi: chimney effect
bataklık bitkileri: marsh plants
beton tank: concrete tank
bileşen: constituent
birikme: deposition
birincil önarıtma: preliminary pretreatment
birleşik kanalizasyon: combined sewer
bitki kökü bölgesi: plant root zone
bitki örtüsü: plant cover
bitkilerin tam durgun hali: full stand of vegetation
bitkisel alım: plant uptake
bitkisel biyokütle: plant biomass
bitkisel örgü kumaş: geotextile fabric
biyokatı: biosolid
biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ): biochemical oxygen demand (BOD)
biyolojik olarak kullanılabilir: bioavailable
biyolojik parçalanma: biodegradation
biyota: biota
biyotik topluluk: biotic community
boru tesisatı: piping
boşluk suyu: pore water
boyutlandırmak: dimension
böcekler: insects
büyüme sezonu: growing season
coğrafi yapı: topography
cüruf: slag
çalıştır-dinlendir: load-and-rest
çamur suyu giderme: sludge dewatering
çayır: grasses
çeltik: paddy
çevreci: environmentalist
çevresel enerji: environmental energy
çıkış konsantrasyonu: effluent concentration
çıkış suyu izleme: effluent monitoring
çökelebilen organikler: settleable organics
çökelme: precipitation

çöktürme tankı: clarifier
çözünme: dissolution
çözünmez inorganik fosfor: particulate inorganic phosphorus (PIP)
çözünmez organik fosfor: particulate organic phosphorus (POP)
çözünmezler: particulates
çözünmüş inorganik fosfor: dissolved inorganic phosphorus (DIP)
çözünmüş organik fosfor: dissolved organic phosphorus (DOP)
çözünmüş: dissolved
dağıtım sistemi: distribution system
damlatmalı filtre: trickling filter
dayanıksız: labile
değerlilik: valence
delikli boru: perforated pipe
denitrifikasyon: denitrification
dere kenarı bölgesi: riparian zone
desorpsiyon: desorption
deşarj: discharge
devamlılık: persistence
diazot: dinitrogen
difüzör boru: diffuse tubing
dik duran ölü bitki: standing dead plant
doğada bulunma yüzdesi: natural abundance
doğal ıslah: natural reclamation
doğal sulakalan: natural wetland
dolomit: dolomite
döner taşma borusu: swivel standpipe
döngü: cycle
drenaj havzası: drainage basin
düşey akışlı yapay sulakalan: vertical-flow constructed wetland
düşük yoğunluklu polietilen (DYPE): low density polyethylene (LDPE)
düzenleme kurumu: regulatory authority
elektron alıcı: electron acceptor
emme: sorption
endüstriyel salınım: industrial emission
eşdeğer nüfus (EN): population equivalent (PE)
evsel çamur: domestic sewage
fakültatif lagün: facultative lagoon
fekal koliform: fecal coliform
filkulağı: elephant ear
filtrasyon: filtration
flokülasyon: flocculation
fosfor alımı: phosphorus uptake

fosfor biriktiren organizmalar: phosphorus accumulation organisms (POA)
gaz halinde son ürün: gaseous end product
geçirimsiz: impermeable
geleneksel arıtma: conventional treatment
gelgit akış: tidal flow
gelişme alanı: breeding ground
genleştirilmiş kil agrega: expanded clay aggregate
gıda işleme: food processing
giderim: removal
girdi-çıkı metotları: input–output methods
giriş konsantrasyonu: influent concentration
göllenme: ponding
gözenekli ortam: porous media
gözeneklilik: porosity
gravite ayırma: gravity separation
gübre: fertilizer
hafriyat: earthwork
halk sağlığı: public health
halka conta: o-ring
ham atıksu: raw wastewater
hasat: harvest
haşere: pest
hava – su arakesiti: air-water interface
hava hattı: air line
hava payı: freeboard
havalandırma: aeration
hazne: gabion
hendek: ditch
hızlı infiltrasyon: rapid infiltrasyon
hibrid sistemler: hybrid systems
hidrolik bekletme süresi (HBS): hydraulic retention time (HRT)
hidrolik bekletme süresi: hydraulic residence time
hidrolik yükleme hızı (HYH): hydraulic loading rate (HLR)
ıslah: remediation
ızgara: screen
içsular: inland waters
iki katlı: two-storey
ikincil arıtma çıkış suyu: secondary-treated effluent
ikizkenar yamuk şeklinde: trapezoidal
iklim: climate
ileri arıtma: advanced treatment
ince çakıl: pea gravel

ince doku: fine texture
indikatör: indicator
indirgenme: reduction
indirgeyici koşul: reducing condition
istila: encroachment
istilacı tür: invasive species
işletim ve bakım maliyeti: operational and maintenance cost
işletme esnekliği: operational flexibility
iz organikler: trace organics
kaba kum: coarse sand
kamış: reed
kanal: flume
karadan akış: overland flow
kararlı: stable
karasal ekosistem: terrestrial ecosystem
karboksil grubu: carboxyl group
karosel tipli oksidasyon hendeği: carrousel oxidation ditch
kaskat: cascade
katılar için bekletme süresi: solids residence time
katman: sphere
kauçuk membran: rubber membrane
kentsel atıksu: municipal wastewater
kesikli akış: intermittent flow
kırmataş: crushed stone
kil mineralleri: clay minerals
killi toprak: clayey soil
kimyasal dönüşüm: chemical transformation
kirletici sızıntı: leachate
kirletici: pollutant
kitin: chitin
kiyasal oksijen ihtiyacı (KOİ): chemical oxygen demand (COD)
klorlanmış hidrokarbonlar: chlorinated hydrocarbons
kolay çözünebilir: readily soluble
kolloidal: colloidal
koloni oluşturan birim (KOB): colony forming unit (CFU)
kovalent bağ: covalent linkage
köksap: rhizom
kömür yanığı cürufu: coal burn slag
kristal kafes: crystal lattice
kullanılabilir alan yük kaybı: usable headloss
kum tutucu: grit chamber
küresel ısınma: global warming

kütle dengesi yaklaşımı: mass balance approach
kütle numarası: mass number
lagün: lagoon
layout: yerleşim planı
makrofit (büyük su bitkisi): macrophyte
malç: mulch
mekanik üfleyici: mechanical blower
merkezi arıtma: centralised treatment
metabolik tutunma: metabolic uptake
metil cıva: methyl mercury
metilleşme: methylation
microsite: mikro-bölge
mikrobiyal büyüme: microbial growth
milyonda bir parçacık: parts per million (ppm)
nitrat azotu: nitrate nitrogen
nitrat: nitrate
nitrikasyon organizmaları: nitrifying organisms
nitrikasyon: nitrification
nitrik oksit: nitric okside
nitrit: nitrite
nitroz oksit: nitrous oxide
noktasal kaynaklı deşarj: point source discharge
noktasal kaynaklı olmayan deşarj: non-point source discharge
nutrient döngüsü: nutrient cycling
nutrientçe zengin atıksu: nutrient-rich wastewater
oksidasyon havuzu: oxidation pond
oksidasyon hendeği: oxidation ditch
oksidasyon indirgenme potansiyeli (OİP): oxidation–reduction potential (ORP)
oksijenleme: oxygenation
olgunlaşmış sulakalan: mature wetland
organik enkaz: detritus
ortam havası sıcaklığı: ambient air temperature
ortam karakteristikleri: media characteristics
ortofosfat: ortho-phosphate
ödünleşim: trade-off
öğütme: comminution
önarıtma: pretreatment
öncelikli kirleticiler: priority pollutants
ötrofikasyon: eutrophication
özümleme kapasitesi: assimilatory capacity
paket arıtma tesisi: package plant
parazit: helminth

parçacık madde: particulate matter
parlatma hücresi: polishing cell
patojen organizmalar: pathogenic organisms
patojen: pathogen
pilot ölçekli: pilot-scale
plak oluşturan birim (POB): plague forming unit (PFU)
polipeptit: polypeptide
PVC T-borusu: PVC tee
redoks potansiyeli: redox potential
refrakter organikler: refractory organics
sağanak akıntı: stormwater runoff
sağanak: stormwater
saha çalışması: field study
sap saman: straw
sazlık otu: bulrush
sediment: sediment
sedimentasyon: sedimentation
sel: flood
serbest drenajlı: free drained
serbest radikal: free radical
serbest yüzey akışlı sulakalan (SYAS): free water surface (FWS) flow wetland
set: berm
seyreltik: diluted
sıkılaştırma: consodilation
sistem izleme: system monitoring
sivrisinek: mosquito
solunum: respiration
stabilize çamur: stabilized sewage
su düzeyi: water table
su giderme: dewatering
su kamışları: cattails
su sütunu: water column
substrat: substrate
sugeçirmez kılıf: waterproof liner
suiçi bitkiler: submerged plants
suoku: arrowhead
susuz amonyak: anhydrous ammonia
suüstü bitkiler: emergent plants
sürdürülebilirlik: sustainability
sürekli akışlı sulakalan: flow-through wetland
sürekli doygün: continuously saturated
süs bitkisi: ornamental plant

süzme: straining
süzülen su: percolate flow
şeytan mumu / geniş yapraklı su kamışı: typha latifolia
tabakhane atıksuyu: tannery wastewater
tam karışımli tank reaktör: completely stirred tank reactor (CSTR)
tam ölçekli: full-scale
tampon kapasitesi: buffering capacity
taneli malzeme: granular material
tarımsal ekosistem: agricultural ecosystem
tarımsal endüstri: agro-industrial
tasarım ömrü: design life
tasarlanmış: engineered
taşma: flood
tek geçişli: single-pass
tek hücreliler: protozoa
tel kafes: wire mesh
tel kafes: wire mesh gabion
temizleme kapağı: cleanout
terleme ve buharlaşma: evapotranspiration (ET)
tesis içi: on-site
tıkanma: clogging, colmatation
toplam askıda katı madde (TAKM): total suspended solid (TSS)
toprağa yayma: soil dispersal
toprak katyon değişimi: soil cation Exchange
toprakta birikme: soil accumulation
toprakta çok hareketli: highly mobile in soil
torf (turba): turf / peat
torflaşma: peat accretion
tutma: interception
uçucu askıda katı madde (UAKM): volatile suspended solid (VSS)
ufalanma: fragmentation
unsettled: durulmamış
uzun vadeli: long-term
üçlü bağ: triple bond
üçüncül arıtma: tertiary treatment
üre: urea
üstten görünüş: plan view
üsttoprak / humus: topsoil
vahşi yaşam: wildlife
volatilizasyon: volatilization
yağmurlama: sprinkling
yalıtım tabakası: insulation layer

yanıcı madde: combustible substance
yanürün: byproduct
yapay sulakalan: constructed wetland
yaşlanma: senescence
yatay akışlı yapay sulakalan: horizontal-flow constructed wetland
yatırım maliyeti: capital cost
yayılma: propagation
yayla: upland
yekpare boru kılıfı: solid pipe jacket
yenilenmiş sulakalan: restored wetland
yeraltı drenajı: underdrain
yeşil alan: green space
yıl boyunca kullanım: year-round use
yoğun altlık: dense mat
yumuşakçalar: mollusks
yük kaybı: headloss
yükleme hızı: loading rate
yüksek fırın cürufu: blast furnace slag
yükseklik: elevation
yüzdürme: flotation
yüzey suyu deşarjı: surface water discharge
yüzeyaltı akışlı sulakalan (YAS): subsurface flow (SSF) wetland
yüzeye çıkma: surfacing
yüzeysel taşırma: surface flooding
zambak: iris
zeytin prinası: olive pomace

EK 2: KİŞİ SAYISINA GÖRE YAKLAŞIK FOSSEPTİK İNŞAATI MALİYETLERİ**250 KİŞİLİK FOSSEPTİK İNŞAATI
YAKLAŞIK MALİYET**

Sıra No	Poz No	İşin Adı	Ölçü	Miktarı
1	14.000 P2-2	Paçal Dar derin kazı	M ³	100,000
2	14.001 Pz-1	Paçal geniş derin kazı	M ³	323,186
3	15.040/KH	Mak.ile dolgu yap.	M ³	197,699
4	15.140/2	Kum-çakıl serilmesi	M ³	1,433
5	16.003/A	250 Dz.Demirsiz Beton	M ³	3,376
6	16.022/1-A	300 Dz.B.A. Betonu	M ³	37,692
7	17.136	Blokaj yapılması	M ³	2,096
8	18.409/A	Ø 20 cm.büz döşenmesi	M.	60,00
9	21.011	Düz yüzeyli kalıp	M ²	243,85
10	21.054	Ahşap Kalıp İskelesi	M ³	144,894
11	23.001/1	İnce B.A.Demiri	Ton	2,05
12	23.002	Kalın B.A.Demiri	Ton	0,042
13	36.176/3	Kırdöküm hava bacası	Ad.	2
14	09.001/1-A	Çimento	ton	12,500
15	09.003/1-A	Kum - Çakıl	m3	53,000
16	09.005/1	Taş	m3	2,500
17	09.012/1-A	Demir	Ton	2,500

**500 KİŞİLİK FOSSEPTİK İNŞAATI
YAKLAŞIK MALİYET**

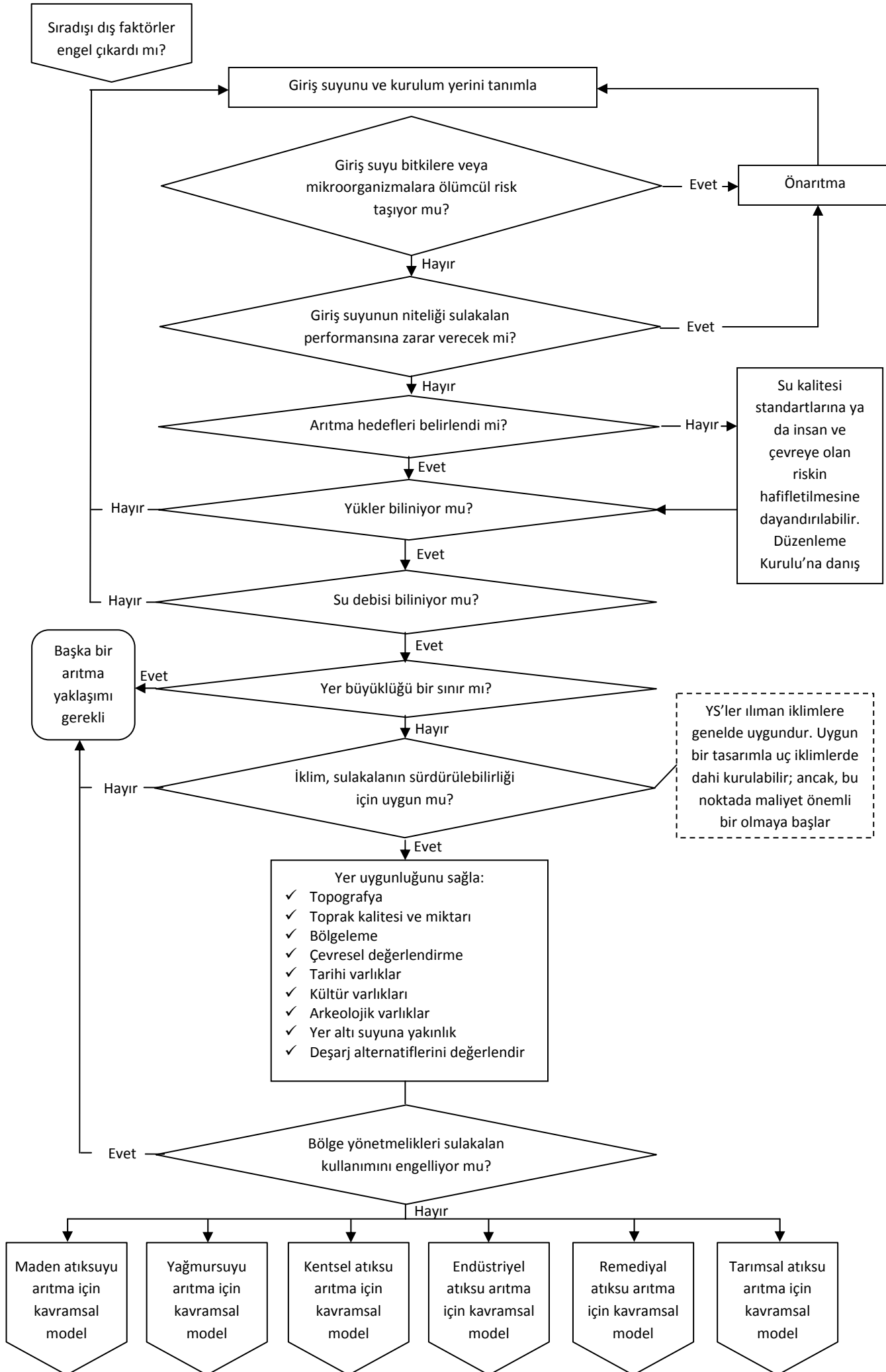
Sıra No	Poz No	İşin Adı	Ölçü	Miktarı
1	14.000 P2-2	Paçal Dar derin kazı	M ³	100,000
2	14.001 Pz-1	Paçal geniş derin kazı	M ³	468,633
3	15.040/KH	Mak.ile dolgu yap.	M ³	239,669
4	15.140/2	Kum-çakıl serilmesi	M ³	1,993
5	16.003/A	250 Dz.Demirsiz Beton	M ³	6,442
6	16.022/1-A	300 Dz.B.A. Betonu	M ³	52,922
7	17.136	Blokaj yapılması	M ³	5,162
8	18.409/A	Ø 20 cm.büz döşenmesi	M.	60,00
9	21.011	Düz yüzeyli kalıp	M ²	345,61
10	21.054	Ahşap Kalıp İskelesi	M ³	290,340
11	23.001/1	İnce B.A.Demiri	Ton	2,926
12	23.002	Kalın B.A.Demiri	Ton	0,174
13	36.176/3	Kırdöküm hava bacası	Ad.	4
14	09.001/1-A	Çimento	ton	18,000
15	09.003/1-A	Kum - Çakıl	M3	75,000
16	09.005/1	Taş	M3	5,700
17	09.012/1-A	Demir	Ton	3,500

**1000 KİŞİLİK FOSSEPTİK İNŞAATI
YAKLAŞIK MALİYET**

Sıra No	Poz No	İşin Adı	Ölçü	Miktarı
1	14.000 P2-2	Paçal Dar derin kazı	M ³	100,000
2	14.001 Pz-1	Paçal geniş derin kazı	M ³	700,704
3	15.040/KH	Mak.ile dolgu yap.	M ³	487,422
4	15.140/2	Kum-çakıl serilmesi	M ³	2,769
5	16.003/A	250 Dz.Demirsiz Beton	M ³	7,853
6	16.022/1-A	300 Dz.B.A. Betonu	M ³	88,036
7	17.136	Blokaj yapılması	M ³	7,853
8	18.409/A	Ø 20 cm.büz döşenmesi	M.	60,00
9	21.011	Düz yüzeyli kalıp	M ²	553,19
10	21.054	Ahşap Kalıp İskelesi	M ³	587,788
11	23.001/1	İnce B.A.Demiri	Ton	4,833
12	23.002	Kalın B.A.Demiri	Ton	0,412
13	36.176/3	Kırdöküm hava bacası	Ad.	4
14	09.001/1-A	Çimento	ton	30,000
15	09.003/1-A	Kum - Çakıl	m ³	120,000
16	09.005/1	Taş	m ³	8,500
17	09.012/1-A	Demir	Ton	5,700

**1500 KİŞİLİK FOSSEPTİK İNŞAATI
YAKLAŞIK MALİYET**

Sıra No	Poz No	İşin Adı	Ölçü	Miktarı
1	14.000 P2-2	Paçal Dar derin kazı	M ³	150,000
2	14.001 P2-1	Paçal geniş derin kazı	M ³	1081,569
3	15.040/KH	Mak.ile dolgu yap.	M ³	540,22
4	15.140/2	Kum-çakıl serilmesi	M ³	3,633
5	16.003/A	250 Dz.Demirsiz Beton	M ³	12,813
6	16.022/1-A	300 Dz.B.A. Betonu	M ³	111,849
7	17.136	Blokaj yapılması	M ³	12,813
8	18.409/A	Ø 20 cm.büz döşenmesi	M.	150,00
9	21.011	Düz yüzeyli kalıp	M ²	722,68
10	21.054	Ahşap Kalıp İskelesi	M ³	747,891
11	23.001/1	İnce B.A.Demiri	Ton	6,544
12	23.002	Kalın B.A.Demiri	Ton	0,503
13	36.176/3	Kırdöküm hava bacası	Ad.	4
14	ANALİZ	Çimento boş.istif.	ton	37,500
15	ANALİZ	Kum - Çakıl yük.boş.	M ³	160,000
16	ANALİZ	Taş yük.boş.ist.	M ³	14,000
17	ANALİZ	Demir boş.istif.	Ton	7,700



ÖZGEÇMİŞ

1984 yılında Bursa da doğan Özge SİVRİOĞLU ilköğretimini Bursa Atatürk İlkokulunda ve orta öğretimini Turhan Tayan Anadolu Lisesinde tamamlamıştır. 2007 yılında Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden mezun olan Özge SİVRİOĞLU aynı yıl Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Yüksek Lisans yapmaya hak kazanmıştır.

TEŞEKKÜR

Bu yüksek lisans çalışmasının yapılması sırasında Prof. Dr. Kadir Kestioğlu'na, yardımlarından ve verdikleri destekten dolayı Sayın Aslan Sevi'ye, çalışma boyunca ilgi destek ve yardımlarını esirgemeyen değerli hocalarım Yrd. Doç. Dr. Taner YONAR'a Öğr. Gör. Dr. Güray SALİHOĞLU' na, Öğr. Gör. Dr. Kamil SALİHOĞLU' na, Arş. Gör. Gizem KARACA'ya ve Arş. Gör. Dr. Aşkın BİRGÜL' e teşekkür eder, şükranlarımı sunarım.

Çalışmanın her devresinde desteğini benden esirgemeyen değerli arkadaşım Arş. Gör. Cihat ENSARIOĞLU' na ve çalışmalarda Türkiye' de kullanılan doğal sulak alan sistemlerinin bütün sonuçlarına ulaşmamızı sağlayan değerli arkadaşım Muhsin ÇAYCI' ya ve ablası Figen ÇAYCI' ya sonsuz sevgi ve içten teşekkürlerimi sunarım.

Yüksek lisans hayatıma başlamamı sağlayan ve beni küçüklüğümden beri bilimsel çalışmalara yönelten sevgili babam Mehmet SİVRİOĞLU' na, hayatımın her döneminde yanımda olan sevgili annem Tülay SİVRİOĞLU' na ve özellikle tezimi yazarken her daim yanımda olan sevgili ağabeyim Onur SİVRİOĞLU' na sonsuz teşekkürlerimi sunarım.