



İSTANBUL MEDENİYET ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
BİYOMÜHENDİSLİK ANABİLİM DALI

**Biyolojik Olarak Arıtılmış Evsel Atıksudan Su Mercimeği
(*Lemna Minor*) Kullanılarak Besi Maddesi Giderimi ve
Biyokütle Üretimi**

Yüksek Lisans Tezi

Derya Taşkın

Ocak 2026



İSTANBUL MEDENİYET ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
BİYOMÜHENDİSLİK ANABİLİM DALI

**Biyolojik Olarak Arıtılmış Evsel Atıksudan Su Mercimeği
(*Lemna Minor*) Kullanılarak Besi Maddesi Giderimi ve
Biyokütle Üretimi**

Yüksek Lisans Tezi

Derya Taşkın

Danışman

Prof. Dr. Özgür Aktaş

İkinci Danışman

Doç. Dr. Selma Ayaz

Ocak 2026

TEZ JÜRİSİ ONAYI

Derya Taşkın tarafından hazırlanan "Biyolojik Olarak Arıtılmış Evsel Atıksudan Su Mercimeği (*Lemna Minor*) Kullanılarak Besi Maddesi Giderimi ve Biyokütle Üretimi" başlıklı bu Yüksek Lisans Tezi, Biyomühendislik Anabilim Dalı'nda hazırlanmış ve jürimiz tarafından kabul edilmiştir.

JÜRİ ÜYELERİ

İMZA

Tez Danışmanı:

Prof. Dr. Özgür Aktaş
İstanbul Medeniyet Üniversitesi

Üyeler:

Prof. Dr. Neslihan Semerci
Marmara Üniversitesi

Dr. Öğr. Üyesi Işık Çoban
İstanbul Medeniyet Üniversitesi

Tez Savunma Tarihi: 08/Ocak/2026

BEYANLAR

Yazım ve Kaynak Gösterme Kılavuzu Beyanı

Danışmanlığımda yazılan bu tezin APA yazım ve kaynak gösterme kılavuzunda belirtilen kurallara uygun olarak yapılandırıldığı ve bu kılavuzun metin içi kaynak gösterme standartlarının bu tezde tutarlı olarak uygulandığı tarafımdan incelenerek teyit edilmiştir.

İmza

Prof. Dr. Özgür Aktaş

Etik İlkelere Sadakat Beyanı

Hazırladığım bu tezin tamamen kendi çalışmam olduğunu, akademik ve etik kuralları gözeterek çalıştığımı ve her alıntıya kaynak gösterdiğimi beyan ederim.

İmza

Derya Taşkın

ÖZET

Biyolojik Olarak Arıtılmış Evsel Atıksudan Su Mercimeği (*Lemna Minor*) Kullanılarak Besi Maddesi Giderimi ve Biyokütle Üretimi

Taşkın, Derya

Yüksek Lisans Tezi, Biyomühendislik Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Özgür Aktaş

Ocak 2026

Bu çalışmada yüzcü bir bitki olan *Lemna minor* türü su mercimeğinin biyolojik olarak arıtılmış evsel atıksudan azot (N) ve fosfor (P) giderim potansiyelleri araştırılmıştır. Atıksuyun alıcı ortamlarda ötrofikasyona sebep olmaması için N ve P giderimi düşük maliyetli bir prosesle gerçekleştirilmesi amaçlanmıştır. Bununla birlikte giderim sırasında azot ve fosforu bünyesine alan *Lemna minor* türü su mercimeğinin biyokütle olarak üretilme potansiyeli belirlenmiştir. Bu biyokütlenin yem katkı malzemesi olarak kullanımının avantaj ve dezavantajları değerlendirilmiştir. Su mercimeği (*Lemna minor*) kültürlerinin yetiştirilmesi ve biyokütle üretimi amacıyla, Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin çıkış suyu kullanılmıştır. Su mercimeği (*Lemna minor*) biyokütle artışının izlenmesi amacıyla, arıtılmış atıksu içeren akvaryumlarda kültürler yetiştirilmiştir. Deneyler süresince haftalık olarak hasat yapılmış, elde edilen biyokütlenin hem yaş ağırlığı hem de kuru ağırlığı belirlenmiştir. Ayrıca, *Lemna minor*'un evsel atıksudaki besin maddeleri (nitrat ve fosfat) ve ağır metalleri giderim performansını belirlemek amacıyla günlük olarak analizler gerçekleştirilmiştir. Ortalama giderim verimleri ve standart sapma değerleri TN (toplam azot) için 47 ± 18 , NO_3^- -N (nitrat azotu) için 62 ± 24 , TP (toplam fosfor) için 72 ± 16 ve PO_4^{3-} (fosfat) için 50 ± 25 olarak hesaplanmıştır. Bu çalışma ile, alıcı ortama deşarj edilmesi çevreye zararlı olan besin maddelerini (N ve P) içeren arıtılmış evsel atıksuyun, düşük maliyetlerle biyokütle üretimi neticesinde hayvan yemi katkı maddesi olarak faydalı bir ürüne dönüştürülmesi hem doğal ekosistemlerin korunması hem de döngüsel ekonomi kapsamında önem arz etmektedir.

Anahtar Kelimeler: *Lemna minor*, Atıksu, Biyolojik arıtım, Biyokütle, Nütrient, Su mercimeği

ABSTRACT

Nutrient Removal and Biomass Production from Biologically Treated Domestic Wastewater Using Duckweed (*Lemna Minor*)

Taşkın, Derya

Master's Thesis, Department of Bioengineering

Supervisor: Prof. Dr. Özgür Aktaş

January 2025

In this study, the nitrogen (N) and phosphorus (P) removal potentials of *Lemna minor*, a free-floating aquatic plant species (duckweed), from biologically treated domestic wastewater was investigated. The aim was to achieve the removal of N and P through a low-cost process in order to prevent the wastewater from causing eutrophication in receiving environments. Additionally, the potential of *Lemna minor* to produce biomass while assimilating nitrogen and phosphorus during the removal process was determined. The advantages and disadvantages of using this biomass as an animal feed additive were also evaluated. For the cultivation of *Lemna minor* and the production of biomass, the effluent of a Biological Wastewater Treatment Plant was utilized. To monitor the biomass growth of *Lemna minor*, cultures were grown in aquariums filled with treated wastewater. During the experiments, weekly harvesting was conducted, and both the wet weight and dry weight of the obtained biomass were determined. In addition, daily analyses were performed to assess the removal performance of *Lemna minor* for nutrients (nitrate and phosphate) and heavy metals in domestic wastewater. The average removal efficiencies and standard deviation values were calculated as $47\% \pm 18$ for TN (total nitrogen), $62\% \pm 24$ for $\text{NO}_3\text{-N}$ (nitrate-nitrogen), $72\% \pm 16$ for TP (total phosphorus), and $50\% \pm 25$ for PO_4^{3-} (phosphate). Through this study, domestic wastewater containing environmentally harmful nutrients (N and P), which pose a threat when discharged into receiving environments, has been converted into a valuable product by producing biomass for use as an animal feed additive at low cost. This approach contributes to both the protection of natural ecosystems and the advancement of circular economy principles.

Key words: *Lemna minor*, Wastewater, Biological treatment, Biomass, Nutrient, Duckweed

Bu tez, TÜBİTAK-TAGEM 1003 «Arıtılmış Evsel Atıksularda Yetiştirilen Alg ve Su Mercimeğinin Gökkuşığı Alabalığı Yemlerinde Balık Unu ve Soya Küspesi Yerine Kullanımı, (proje no: 123O652)» adlı projenin kapsamında üretilmiştir.

TEŞEKKÜR

Bu tez çalışmasının hazırlanması sürecinde bilgi ve deneyimleriyle bana rehberlik eden, değerli yardım ve katkılarıyla beni yönlendiren tez danışmanım Sayın Prof. Dr. Özgür Aktaş'a en içten teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmamın gerçekleşmesinde büyük katkısı olan, bana TAGEM 1003 proje ekibinde yer alma fırsatı veren, çalışmalarım için gerekli ortamı sağlayan, saha ve laboratuvar süreçlerinde yol gösteren eş danışmanım Sayın Doç. Dr. Selma Ayaz'a değerli destekleri için çok teşekkür ederim.

Ayrıca, TÜBİTAK MAM'da görev aldığım süre boyunca bana yardımcı olan, analiz çalışmalarında laboratuvarlarını kullandığım ve katkılarını gördüğüm yardımcı personellere, özellikle tavsiye ve bilgileriyle tez sürecime destek sağlayan Sayın Dr. Mehtap Dursun'a teşekkürü bir borç bilirim.

En özel teşekkürlerimi ise beni hayat yolculuğumun her döneminde olduğu gibi bu dönemde de yalnız bırakmayan aileme sunarım. Yüksek lisans süresince her aşamada yanımda olan, motivasyonumu artıran ve ihtiyaç duyduğum her an maddi ve manevi destekleriyle beni hiçbir zaman yalnız bırakmayan değerli aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca tez sürecinin zorlu zamanlarında moral ve destek sağlayan tüm arkadaşlarıma teşekkür ederim.

Derya TAŞKIN

İÇİNDEKİLER

ÖZET	iv
ABSTRACT	v
ŞEKİL LİSTESİ	xi
TABLO LİSTESİ	xiii
SİMGE LİSTESİ	xiv
KISALTMA LİSTESİ	xvi
1 GİRİŞ	1
1.1 Tezin Amacı	3
2 LİTERATÜR ÖZETİ	4
2.1 Sulak Alanlar	4
2.1.1 Yapay Sulak Alanlar	5
2.1.2 Yapay Sulakalan Çeşitleri	6
2.1.3 Yapay Sulakalan Fonksiyonları	7
2.1.4 Yapay Sulakalanlarda Kullanılan Bitkilerin Özellikleri	9
2.2 Sulak Alanların Önemi ve İşlevleri	10
2.3 Evsel Atıksular	11
2.3.1. Evsel Atıksuların Fiziksel Özellikleri	12
2.3.2 Organik Maddeler	13
2.3.3 İnorganik Maddeler	14
2.3.4 Ağır Metaller	14
2.3.5 Atıksuların Mikrobiyolojik Özellikleri	19
2.4 Doğada Azot ve Fosfor Döngüleri	20
2.5 Geleneksel Atıksu Arıtma Prosesleri	21
2.5.1 Ön Arıtma (Preliminary Treatment)	22
2.5.2 Birincil Arıtma (Primary Treatment)	23
2.5.3 İkincil Arıtma (Secondary Treatment)	23
2.5.4 Üçüncül Arıtma (Tertiary Treatment)	23
2.5.5 Dördüncül arıtma (Quaternary Treatment)	24
2.5.6 İleri Arıtma (Advanced Treatment)	24
2.6 Fitoremediasyon (Bitkisel Arıtım) ve Metotları	24
2.7 Fitoremediasyon Uygulamaları	27
2.8 Ötrofikasyon	28
2.9 Su Mercimeği	29
2.9.1 Su Mercimeği Türleri ve Morfolojileri	31
2.9.2 Su Mercimeği Üremesi	35

2.9.3 Su Mercimeği Yetiştirme Şartları.....	36
2.9.4 Su Mercimeğinin Kimyasal Bileşimi.....	40
2.10 Su Mercimeğinin Atıksu Arıtımında Kullanımı.....	41
2.10.1 Toplam Askıda Katı Maddenin (AKM) Giderilmesi	44
2.10.2 Besin Maddesi (Nutrient) Giderimi	44
2.10.3 Azot Giderimi.....	46
2.10.4 Fosfor Giderimi.....	48
2.10.5 Atıksulardan Azot ve Fosfor Gideriminde Su Mercimeklerinin Metabolizması ve Fizyolojisi	49
2.10.6 Mikrobiyal Redüksiyon	49
2.10.7 Ağır Metal Giderimi	50
2.10.8 Metal Hiperbiriktirici Su Mercimeklerinin Yönetimi	50
2.11 Su Mercimeğinin Kullanım Alanları	51
2.11.1 Biyoremediasyon.....	51
2.11.2 Biyoyakıt Üretimi.....	52
2.11.3 Gıda ve Yem Kaynakları	52
2.12 Su Mercimeğinin Atıksu Arıtımında Kullanımıyla İlgili Literatür Çalışmaları	54
3 MATERYAL ve METOD	60
3.1 Atıksuyun Temini ve Detaylı Özelliklerinin İncelenmesi.....	60
3.2 Su Mercimeği Türünün Belirlenmesi	62
3.3 Su Mercimeği Stok Kültürünün Sentetik Besin Ortamında Çoğaltılması.....	63
3.4 Su Mercimeğinin Atıksuya Aklımasyonu	64
3.5 Su Mercimeği Biyokütle Artışının Belirlenmesi	65
3.6 Reaktör Düzeni ve Çalıştırma Koşulları.....	66
3.7 Reaktör İşletiminde Besleme ve Hasat İşlemleri	68
3.8 Su Mercimeği Biyokütlesinin Kurutulması.....	68
3.9 Su Mercimeğinin (<i>Lemna minor</i>) Pilot Ölçekli Yetiştiriciliği.....	69
3.10 Su Mercimeğinin Hücrel Bileşenlerinin Belirlenmesi.....	71
3.11 Analizler	71
3.11.1 Besin Maddeleri (Nitrat ve Fosfat) Analizi.....	72
3.11.2 Çözünmüş Oksijen, pH, Sıcaklık ve İletkenlik Ölçümleri	73
3.11.3 Ağır Metal Analizleri	73
3.11.4 Biyokütle Ölçümleri	74
4 BULGULAR ve TARTIŞMA.....	75
4.1 Su Mercimeği Biyokütle Verimliliği.....	75
4.1.1 Su Mercimeğinin Atıksuda Büyüme Performansı.....	75

4.2 Su Mercimeğinin Atıksudan Besin Maddesi Giderim Performansı	77
4.2.1 Atıksu Karakterizasyon Parametrelerinin Değişimi	77
4.2.2 Organik Madde Konsantrasyonunun Değişimi	80
4.2.3 Su Mercimeğinin Atıksudan Azot Giderim Performansı	82
4.2.4 Su Mercimeğinin Atıksudan Fosfor Giderim Performansı	85
4.3 Su Mercimeğinin Atıksudan Ağır Metalleri Giderim Performansı	87
4.4 Üretilen Su Mercimeği Biyokütle Miktarları	90
4.5 Kuru Su Mercimeği Biyokütlesinin Değerlendirilmesi	92
5 SONUÇ VE ÖNERİLER	95
KAYNAKÇA	99

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2. 1 Yüzen sulak alan sistemi şematik gösterimi (Headley ve Tanner, 2008).	8
Şekil 2. 2 Atıksu Arıtma Tesisi Akış Şeması	22
Şekil 2. 3 Gebze Cumaköy Atıksu Arıtma Tesisi	22
Şekil 2. 4 Yüzücü su bitkileri kullanılarak yapılan atıksu arıtımında döngüsel ekonomi uygulamaları (Sayanthan vd.,2024).....	28
Şekil 2. 5 Ötrofikasyon oluşumuna sebep olan başlıca faktörlerin şematik gösterimi.....	29
Şekil 2. 6 Su mercimeği (Lemnaceae) familyasına ait beş cinsteki (Spirodela (A), Landoltia (B), Lemna (C), Wolffia (D) ve Wolffia (E1, E2)) bir türün temsili görüntüleri (Appenroth vd., 2013).....	32
Şekil 2. 7 <i>Lemna Gibba</i>	33
Şekil 2. 8 <i>Spirodela Polyrrhiza</i>	34
Şekil 2. 9 <i>Wolffia Arrhiza</i>	34
Şekil 2. 10 <i>Lemna Minor</i>	35
Şekil 3. 1 Atıksu arıtma tesisi ve atıksu temin çalışmaları.....	60
Şekil 3. 2 <i>Lemna Minor</i> Mikroskop Görüntüsü	62
Şekil 3. 3 Su mercimeği BG-11 reaktörü	64
Şekil 3. 4 Laboratuvar ortamına adapte edilen su mercimeği (<i>Lemna Minor</i>) reaktörleri..	65
Şekil 3. 5 Su mercimeği (<i>Lemna minor</i>) cam reaktörleri şematik gösterimi	67
Şekil 3. 6 Laboratuvardan hasat edilen su mercimeği.....	68
Şekil 3. 7 <i>Lemna minor</i> biyokütlenin kurutulduğu vakumlu etüv.....	69
Şekil 3. 8 Kurutulmuş su mercimeği	69
Şekil 3. 9 İşletilen su mercimeğinin havuzu.....	70
Şekil 3. 10 Havuzdan hasat edilen su mercimeği.....	71
Şekil 3. 11 İyon kromatografisi (IC) cihazı.....	72
Şekil 3. 12 Multimetre cihazı (HACH HQ40d), iletkenlik ölçer	73
Şekil 3. 13 ICP-OES cihazı.	73
Şekil 3. 14 Kullanılan hassas terazi.....	74
Şekil 4. 1 Küçük ölçekli (1 L) su mercimeği referans reaktöründe elde edilen sonuçlar ...	75
Şekil 4. 2 Çalışma boyunca pH değişimi	78
Şekil 4. 3 Çalışma boyunca alkalinite değişimi	78
Şekil 4. 4 Çalışma boyunca iletkenlik değişimi	79
Şekil 4. 5 Çalışma boyunca ÇO değişimi.....	80
Şekil 4. 6 Çalışma boyunca TOK değişimi	81

Şekil 4. 7 Çalışma boyunca TN değişimi.	84
Şekil 4. 8 Çalışma boyunca Nitrat değişimi.	84
Şekil 4. 9 Çalışma boyunca NO ₃ -N değişimi.	85
Şekil 4. 10 Çalışma boyunca TP değişimi.	87
Şekil 4. 11 Çalışma boyunca Fosfat değişimi.	87
Şekil 4. 12 Çalışma boyunca Ağır metallerin değişimi.	88
Şekil 4. 13 Çalışma boyunca Ağır metallerin % giderimi.	88
Şekil 4. 14 Hasat edilen yaş su mercimeği biyokütlesi	92
Şekil 4. 15 Kuru su mercimeği biyokütlesi	94

TABLO LİSTESİ

Tablo 2. 1	Sulakalanlarda gerçekleşen giderim mekanizmaları	11
Tablo 2. 2	Atıksuyun fitoremediasyonunun avantajları ve dezavantajları	25
Tablo 2. 3	Su mercimekleri (<i>Lemnaceae</i>) familyası	31
Tablo 2. 4	Su mercimeklerindeki protein, karbonhidrat ve yağların toplam içeriği.....	41
Tablo 2. 5	Yüzeyde yüzen makrofitler tarafından evsel atıksudan besin maddesi alımı....	44
Tablo 3. 1	Cumaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden Temin Edilen Atıksuyun Karakterizasyonu ve Besin Maddeleri ile Ağır Metaller İçeriği	61
Tablo 3. 2	BG 11 çözelti hazırlama prosedürü	63
Tablo 3. 3	Reaktörlerin işletme koşulları.....	67
Tablo 3. 4	İyon kromatografi (IC) cihazında kullanılan koşullar	72
Tablo 4. 1	Çalışmada üretilen su mercimeği biyokütle miktarları.....	91
Tablo 4. 2	Yüzey alanı başına su mercimeği biyokütle üretimi	92
Tablo 4. 3	Elde edilen su mercimeği biyokütlesinin içeriği	93

SİMGELİSTESİ

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	Alüminyum Sülfat
NH_3	Amonyak
NH_4^+	Amonyum
NH_4^+-N	Amonyum azotu
As	Arsenik
N	Azot
Cu	Bakır
Hg	Cıva
Zn	Çinko
Fe	Demir
PO_4^{3-}	Fosfat
P	Fosfor
g	Gram
H_2S	Hidrojen sülfür
Cd	Kadmiyum
Sn	Kalay
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	Kalsiyum Hidroksit
CaCO_3	Kalsiyum Karbonat
C	Karbon
CO_2	Karbondiyoksit
kg	Kilogram
Co	Kobalt
Cr	Krom
Pb	Kurşun
L	Litre
Mn	Manganez
CH_4	Metan
m^2	Metrekare
m^3	Metreküp
mg	Miligram
Ni	Nikel
NO_3^-	Nitrat

$\text{NO}_3\text{--N}$	Nitrat azotu
NO_2^-	Nitrit
$\text{NO}_2\text{--N}$	Nitrit azotu
O_2	Oksijen
K	Potasyum
cm	Santimetre (10^{-2} m)
$^{\circ}\text{C}$	Santigrat Derece
Na^+	Sodyum
NaCl	Sodyum klorür
%	Yüzde

KISALTMA LİSTESİ

AKM	Askıda Katı Madde
AAT	Atıksu Arıtma Tesisi
BOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
ÇO	Çözünmüş Oksijen
İC	İyon Kromatografi
HRT	Hidrolik Bekletme Süresi (Hydraulic Retention Time)
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MAM	Marmara Araştırma Merkezi
OP	Ortofosfat
SUVA	Özgül Ultraviyole Absorbansı (Specific Ultraviolet Absorbance)
TN	Toplam Azot
TP	Toplam Fosfor
TOK	Toplam Organik Karbon

1 GİRİŞ

Temiz su insan yaşamı için kaçınılmaz bir gerekliliktir. Su; gıda üretimi, toplum sağlığı ve ekosistemdeki biyoçeşitlilik gibi insan hayatının her alanında elzemdir. Günümüzde 1,1 milyar insan içme suyuna güvenilir bir şekilde erişememektedir (Schenker ve Harfmann, 2010). Dünyadaki ülkelerin neredeyse tümü bugün su stresi problemine sahiptir. Su stres indeksi, ülkede toplam kullanılan suyun, toplam yenilenebilir tatlı suya oranı şeklinde tanımlanır. %10'dan düşük değerler stres faktörünün düşük olduğunu, % 10-20 arası değerler yatırımların yapılması gerektiğini göstermektedir. % 20'den yüksek indeks ise geniş çaplı önlemler alınması gerektiğini ifade etmektedir. Türkiye'de kişi başına düşen yerüstü su potansiyeli yaklaşık olarak 3.300 m³/yıl, kişi başına kullanılabilir su miktarı da 1.550 m³/yıl olmaktadır. TÜİK tahminlerine göre 2030'a kadar ülke nüfusunun 100 milyona ulaşması durumunda, kişi başına kullanılabilir su miktarı 1.000 m³'e düşecektir. Bu şartlarda Türkiye'nin Trakya, Batı Anadolu ve İç Anadolu gibi bazı bölgelerinde ciddi su sıkıntısı görülecektir. 2030 yılından sonra Türkiye'nin iç ve batı bölgelerinde %40'tan fazla oranda su stresinin yaşanacağı öngörülmektedir. Ülkemizde su stres indeksi yaklaşık % 19'dur. Bu değere göre su tasarruf tedbirlerinin içinde olduğu önlemler alınmalıdır (Akın vd., 2007; Yurtseven vd., 2010). Temiz suyun başlıca kaynakları, yüzey ve yeraltı sularıdır. Hızlı nüfus artışı ve artan endüstriyel gelişim de var olan birçok su kaynağının kirlenmesine sebep olmaktadır (Gandhi vd., 2013; Safauldeen, 2019). Ayrıca 21. yüzyılda en büyük problemlerden biri çevre kirliliğinin kontrolüdür (FAO 1998). Su kalitesi şehirleşmenin artışı, nüfustaki artış, iklim değişikliği, tarımsal, endüstriyel ve evsel kirlilikler gibi sebeplerle azalmaktadır. İnsan faaliyetlerinden kaynaklı ortaya çıkan en önemli su kirleticileri; mikrobiyal patojenler, ağır metaller, besin maddeleri ve askıda katı maddelerdir; bu kirleticilerin çoğu noktasal olmayan kaynaklardan gelmektedir. Kirleticiler dünya genelinde su kalitesinin bozulmasındaki başlıca nedenlerdendir (UNESCO, 2013). Meydana gelen su kirliliği, Dünya'nın ve nüfusun refahı açısından ciddi bir tehlike oluşturmaktadır. Ülkemizdeki su kaynaklarının yönetimi de zamanla daha da önem kazanmaktadır. Konut aktiviteleri, sanayi, endüstriyel kuruluşlar, santraller, tarım, hayvancılık uygulamalarının sonucunda ortaya çıkan ve içerisinde toksik maddeleri barındıran su "atıksu" olarak adlandırılır. Sosyal ve ekonomik şartların iyileşmesi yaşam standartlarının yükselmesine, kullanılan su ihtiyacının da artmasına neden olmaktadır. Özellikle sanayileşen büyük şehirlerde atıksu miktarları oldukça fazladır (Eltem, 2001). Yeraltı suyu, göl ve denizlerdeki çevre kirliliğinin en önemli sebebi atıksulardır. Atık sularda ve çevrede kirliliğe sebep olan maddelere; organik maddeler (protein, yağ, karbonhidrat, pestisit vb.), ağır metaller,

parçalanmaya dirençli deterjanlar örnek verilebilir. Ağır metallerle (arsenik, kurşun, krom, civa, nikel, bakır, çinko, kadmiyum, demir) kirlenen atıksu; asidik yapılı, biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) düşük, oldukça toksik ve inorganik karakterdedir (Aksu ve Kutsal, 1994). Su kirliliği; sularda insan faaliyetleri sonucunda meydana gelen ve ekolojik dengeyi bozan değişimlerdir. Endüstriyel ve Evsel atıkların arıtılmamış halde su ortamına boşaltılmaları, tarımda gübre kullanımı ve ilaçların sucul ortama aktarılmaları sonucunda su kirliliği oluşmaktadır (Kocataş, 1999). Atıkların doğal sulara boşaltılması, su ekosistemlerini olumsuz etkiler, doğal yaşam ve insan sağlığı için ciddi bir tehdit oluşturabilir (Petrovic, 2011; Basiglini vd., 2018). Bu sebeple, atık suların çevreye deşarjından önce uygun şekilde arıtılması gerekmektedir. Gelişmiş ve gelişmekte olan ülkeler yüksek oranda evsel ve endüstriyel atıksu oluşturmaktadır. Dünya genelinde en yaygın su kalitesi problemi, yüksek besin yüklerinden (özellikle azot ve fosfor) kaynaklı ötrofikasyondur ve bu durum suyun faydalı kullanımını ciddi ölçüde engellemektedir (UNESCO, 2013). Özellikle atıksuda bulunan amonyum, fosfor, nitrat gibi kirleticilerin ötrofikasyona sebep olmayacak şekilde arıtılmaları gerekmektedir (Martínez vd., 2000). Günümüzde kullanılan geleneksel arıtma yöntemleri su kirleticilerini tamamen gidermekte etkili değildir (Mohiyaden vd., 2016). Atık suların arıtımı için alternatif yöntemlere ihtiyaç duyulmaktadır (Kumar vd., 2013; Anand vd., 2017). Adsorpsiyon, ters ozmoz, kimyasal çöktürme, iyon değişimi, elektrokimyasal arıtma vb. farklı geleneksel arıtma yöntemleri, kirleticilerin giderimi için kullanılmaktadır (Mohiyaden vd., 2016). Fakat bu yöntemlerde yüksek enerji gerekliliği, aşırı çamur deşarjı, yüksek bakım maliyeti gibi konularda ciddi zorluklar oluşmaktadır. Bu sebeple, temiz su ve sürdürülebilir bir su ekosistemi için, çevre dostu ve düşük maliyetli teknikler gerekmektedir (Anand vd., 2017). Evsel atıksular genellikle ön çöktürme (birincil arıtma) ve biyolojik arıtma (ikincil arıtma) gibi konvansiyonel arıtma yöntemleri ile arıtılmaktadır. Bu yöntemlerle azot ve fosforun kısmen giderimi sağlanmaktadır. Ancak nitrifikasyon-denitrifikasyon ve biyolojik fosfor giderim işlemleriyle istenilen seviyede azot - fosfor giderimi (üçüncül arıtma) gerçekleştirilebilir (Tredici vd., 1992). Geleneksel arıtma yöntemlerindeki biyolojik süreçlerde, arıtım heterotrof bakteriler ile sağlanmaktadır (Órpez vd., 2009). Son çalışmalar, sucul bitkilerin inorganik ve organik kirleticileri gidermedeki potansiyellerini göstermektedir. Fitoremediasyon tekniği, atık suyun arıtımında bitkilerin kullanıldığı biyoremediasyon dalından bir tanesidir. Su bitkileri; tarımsal, endüstriyel ve evsel atık sulardaki organik ve inorganik maddeler, ağır metaller ve farmasötik kirleticiler gibi kirleticileri absorplama kapasitesine sahiptir. Bu bitkilerin kolay bulunabilirlikleri, toksik ortamlara dayanıklılıkları, biyoakümülayon yetenekleri, istilacı mekanizmaları ve

yüksek biyokütle potansiyelleri sebebiyle kullanımları yaygınlaşmaktadır. Fitoremediasyon için seçilen bitkiler, belirli veya çok sayıda kirleticileri biriktirme yeteneğine sahiptir (Udeh ve Momoh, 2013). Fitoremediasyon tekniği, geleneksel arıtma tekniklerine göre daha verimli ve düşük maliyetlidir. Bitkilerle arıtım yöntemi tüm dünyada yaygın bir yöntemdir, bitki ve mikroorganizmalar arasında fiziksel, biyolojik ve kimyasal etkileşim ile arıtım yapılabilmektedir (Yılmaz, 2004; Yalçuk vd., 2007).

1.1 Tezin Amacı

Bu çalışmada biyolojik olarak arıtılmış evsel atıksudan yüzücü bitki olan su mercimeği kullanılarak azot (N) ve fosfor (P) giderimi sağlanarak arıtılması amaçlanmıştır. Konvansiyonel biyolojik arıtmalarda azot ve fosfor giderimi kısıtlı olup, bu elementler alıcı su ortamlarında ötrofikasyona sebep olmaktadır. Çalışmanın nihai amacı atıksuyun alıcı ortamlarda ötrofikasyona sebep olmaması için N ve P gideriminin düşük maliyetli bir prosesle temin edilmesidir. Diğer taraftan giderim sırasında azot ve fosforu bünyesine alan su mercimeğinin biyokütle olarak üretilme potansiyeli belirlenmiştir. Bu biyokütlenin yem katkı malzemesi olarak kullanımı mümkün olabilecektir. Evsel atıksularda laboratuvar ve pilot ölçekli bitkisel arıtım tesisi ile yönetmeliklere uygun N,P gideriminin sağlanması ve arıtım sonrası bitkilerin hayvan yemi katkı malzemesi olarak kullanılabilirliğinin değerlendirilmesi hedeflenmektedir.

2 LİTERATÜR ÖZETİ

2.1 Sulak Alanlar

Sulak alanlar dünyadaki önemli ekosistemleri oluşturmaktadır. Derinliği 6 m'ye kadar olan göller, lagünler, bataklıklar, sazlıklar sulak alan olarak tanımlanabilir (Kocatas, 1999; Özyurt vd., 2004). Sulak alanlarda kara ve su ekosistemi iç içe olduğu için yüksek biyolojik üretim gerçekleşmektedir. Bu alanlarda gerçekleşen yüksek biyolojik aktiviteler nitrat ve fosfat kirliliğini azaltmakta, atık suların oluşturacağı ötrifikasyonu da önlenmiş olmaktadır (Akel, 2006).

Sulak alanlar gün geçtikçe küçülmekte ve yok olmaktadır. Günümüzde artan su ihtiyacını karşılamak, mevcut su kaynaklarını korumak ve atıksuları yeniden kullanabilmek amacıyla atıksuların arıtılması mecbur hale gelmiştir. Uygun arıtma sisteminin tasarlanması için atıksuyun özellikleri iyi bilinmelidir. Kentsel atıksular, çoğunlukla ham evsel atıksular ve ön arıtmaya uğramış endüstriyel atıksulardan oluşur. Atıksuların özellikleri deşarj yönetmeliğindeki parametrelere göre belirlenmelidir. Atıksu deşarjıyla kirlenmiş yüzey sularının kalitesi zamanla düşerek kullanılamaz duruma gelmektedir (Yılmaz, 2004; Akten vd., 2008). Suyu karışan zararlı maddelerin bazıları, uzaklaştırılabilir veya biyolojik olarak parçalanabilir fakat ağır metal uzaklaştırılamamaktadır. Bu sebeple alıcı ortama gelen ağır metal, yüksek dozlarda birikerek, kimyasal ve biyolojik prosesleri olumsuz etkilemektedir. En tehlikeli durum ise yem ve besinlere, besin zinciri ile canlılara geçmeleridir (Yarsan vd., 2000; Yılmaz, 2004). Alıcı ortama gönderilmeden önce sızıntı suları oldukları yerde veya ortamın dışında farklı yöntem ile arıtılabilir. Fakat ortam dışı arıtmada atık suyu taşımanın zorluğu ve maliyetinden dolayı, yerinde arıtımın daha uygun olduğu düşünülmektedir. Bu sebeple yapay sulak alanlar atık su arıtımı için tercih edilen bir yöntemdir. Sulak araziler, insanlardan kaynaklı veya doğal atıkların temizlendiği alanlar olması sebebiyle “doğanın böbrekleri”, biyolojik çeşitlilik ve zengin besin zinciri sebebiyle de “biyolojik süpermarketler” olarak isimlendirilebilir. (Özyurt vd., 2004; Akel, 2006). Bakım giderinin az olması ve yan ürünlerin kazanılması gibi avantajlar nedeniyle, arazilerin çok olduğu kırsal kesimlerde yapay sulak alan sistemi tercih edilmektedir. Bu sistem, atık suyun arıtılmasında alternatif ve doğal tabanlı bir arıtma yöntemidir. Yapay sulak alanlar evsel atık suların birincil ve ikincil arıtımında yaygın olarak kullanılır. Arıtmadaki mekanizmalar temelde, mikrobiyolojik ve fizikokimyasal tabanlıdır. Geleneksel arıtım proseslerine kıyasla yapay sulak alanlarda yüksek besin tutma kapasitesi, basit işletim koşulları, istikrarlı bir süreç, az

enerji ihtiyacı, düşük yatırım ve işletme maliyetleri bulunmaktadır (Çiftçi vd., 2007; Akten vd., 2008).

Atıksuları arıtmada asıl amaç, atıksuyun deşarj edildiği ortamda insan sağlığına ve ekosisteme etkilerini en az seviyeye indirmektir. Atıksuları arıtmada gerçekleşen aşamalar:

- 1-Askıda katı maddelerin uzaklaştırılması,
- 2-Zararlı ağır metallerin ve zehirli bileşiklerin uzaklaştırılması,
- 3-Biyolojik olarak parçalanan organik maddelerin uzaklaştırılması,
- 4-Azotun ve fosforun uzaklaştırılması,
- 5-Patojenik organizmaların yok edilmesidir.

Bugüne kadar yapılan çalışmalarda biyolojik sistemlerin organik maddeleri hızla absorblayarak, nitrat, fosfat ve ağır metalleri uzaklaştırabildikleri ortaya koyulmuştur. Ayrıca biyolojik materyallerden elde edilen bazı organik maddelerin atıksuyun arıtımında etkili oldukları belirlenmiştir (Çiftçi vd., 2007; Akten vd., 2008). Atıksuyun arıtımında kullanılan doğal arıtma, biyolojik sistemlerdeki en düşük maliyetli ve çevre dostu olan arıtma şeklidir. Doğal arıtma sistemleri:

1. Stabilizasyon Havuzları,
2. Arazide Arıtma,
3. Yeraltında Bırakma,
4. Buharlaştırma Havuzu,
5. Yapay Sulak Alanlar'dır.

2.1.1 Yapay Sulak Alanlar

Teknolojiyle birlikte şehirlerde yoğun nüfus artışı meydana gelmiş ve hızlı bir kirlilik oluşmaya başlamıştır. Atık sudaki özelliklerin değişmesi, yaşam alanları için riskler meydana getirmiştir. Bu sebeple atıksu arıtma tesisi çalışmalarına başlanmış ve farklı arıtma sistemleri geliştirilmiştir. Fakat yüksek konsantrasyonda çevreye yayılan kirleticilerin giderilmesi için bu sistemler yeterli gelmemiştir. İleri arıtım mekanizmalarının gerekli olduğu görülmüştür. İleri arıtma sistemleri yüksek teknoloji, enerji ve kimyasal gerektirmektedir. Bu işletmelerde yatırım maliyeti ve işletim masrafları yüksektir. Bu olumsuzluklar neticesinde yapay sulak alanlar oluşmuştur (Gökrem, 2006). Yapay sulak alanlar evsel atıksuların arıtılmasında konvansiyonel biyolojik arıtmanın daha ucuz bir alternatifi olarak değerlendirilmektedir. Yapay sulak alan arıtma sistemlerinde çok sayıda

sucul canlıların arıtma görevi yaptığı, dar, sığ ve uzun havuzlar bulunmaktadır. Doğal malzemeler kullanılarak hazırlanmış havuzlarda atık suyun filtrelenmesi, sulak alan bitkileriyle, filtre ortamındaki mikroorganizmalardan faydalanılarak suyun arıtımı temeline dayalı bu sistem, doğal sistemlerin küçük kopyalarıdır (Akten vd., 2008). Doğal sulak alanla yapay sulak alan arasındaki fark; mühendislik tasarımlarıyla oluşturulan yapay sulak alan sistemlerinde, sistem kontrolünün fazla olmasıdır. Yapay sulak alanda sudaki akış daha kararlı ve kontrollü iken, doğal sulak alanlarda akış çoğunlukla değişkendir (Çiftçi vd., 2007; Akten vd., 2008). Yapay sulak alanlar; gözenekli taşıyıcı ortam ve farklı akış özelliklerindeki bileşenler ve su bitkilerinden oluşan sistemlerdir. Sistemin çalışmasında bitkilerin arıtma kapasitesi oldukça önemlidir. Bitkiler, oksijeni havadan alarak kökleri aracılığıyla atık suya iletir ve kökleri vasıtasıyla sudaki istenmeyen kirleticileri besin yerine kullanır ve böylelikle suyun arıtımını sağlar. Sistem; bitki, su, besi maddeleri ve çeşitli mikroorganizmalardan oluşturmaktadır (Demirörs, 2006; Vymazal, 2007). Yapay sulakalan sistemlerinin, diğer arıtım sistemleri içinde her yönden ekonomik ve kolay işletimli olması, koku sorununun daha az, sıcak iklimde veriminin yüksek oluşu ve çıkış suyunun sulama amacıyla kullanılabilmesi şeklindeki özelliklerinden sebep tercih edilen bir metottur.

2.1.2 Yapay Sulakalan Çeşitleri

Sucul bitki temelli yapay sulakalan tasarlanırken suyun akışına göre iki çeşit yapay sulakalan bulunmaktadır:

- 1.Serbest Yüzey Akışlı Yapay Sulakalanlar,
- 2.Yüzeyaltı Akışlı Yapay Sulakalanlardır (Vymazal, 2007).

Serbest Yüzey Akışlı Yapay Sulakalanlar: Serbest yüzey akışlı sistemlerde, su yüzeyi atmosfere maruz kalır. Doğal sulakalanların çoğu serbest yüzey akışlı sistemlerdir (bataklıklar vb.). Sığ bir taban veya toprakla bitki kökleri desteklenir ve suyun sabit bir sıklıkta kalması sağlanır. Yaklaşık 0,6-0,8 m derinliğindedir ve yatak çakıl veya kumla doludur. Havuz başında dağıtım kanalı ile çıkışında çıkış borusu bulunur. Sistemde; yüzücü, batık veya köklü bitkiler kullanılmaktadır (Gökrem, 2006; Demirörs, 2006). Yüzey havalandırması oksijenin kaynağını oluşturur. Temel biyokimyasal reaksiyonların, bitkilerin su altındaki kısımlarında gerçekleşir. Fosforun bir miktarı ve uçucu olmayan diğer elementler mineral çevrimi ile kaybolabilir. Atmosferden gelen karbon ve azot ile atıksulardan gelen kirleticiler eşzamanlı olarak giderilir (Dağlı, 2006). En büyük avantajları

işletmenin kolay ve masraflarının çok düşük olmasıdır. Yapay sulakalanlara gelen atıksuların azot giderimi için, öncelikle atıksulardaki azotun bir miktarı denitrifikasyon ile giderilirken, bir miktarını da bitkiler kullanılır. Sulakalanlardaki fosfor giderimi ise kimyasal çökeltme ve adsorplama mekanizmaları ile sağlanmaktadır. Bitkiler, fosforun bir kısmını bünyelerine alarak kullanır ve giderime yardımcı olurlar. Bakteriler, çökeltme ve adsorplama gibi mekanizmalarla arıtım gerçekleştirilmektedir. Bitkiler, filtreleyerek ve biyolojik oksidasyon ile atıksudaki organik maddeleri gidermektedirler (Dağlı, 2006).

Yüzeyaltı Akışlı Yapay Sulakalanlar: Sistem çakıl taşı, kumlu ortam, kanal ve havuzdan oluşur. Temel tasarım ölçütleri; bekleme süresi, derinlik ve BOİ'dir. Yüzey akışlı sistemler ile benzer giderim mekanizmaları kullanılmaktadır. Bu sistemlerde atıksu yüzey altından akarak dolgu malzemesiyle temastadır. Böylece bakterilerin büyümesinde geniş yüzey alanı ve fazla organik yüke ortam hazırlamaktadır. Yarı batık su bitkileri ortamın en üst yüzeyine ekilir. Ortamın derinliği 30-60 cm'dir (Demirörs, 2006; Vymazal, 2007). Yüzeyaltı akışlı sistemde oksijen yapraklardan köklere taşınarak aerobik koşullar sağlanır. Biyokimyasal reaksiyon ortam çeperinde ve bitkinin su altındaki bölgelerinde gerçekleşir. Bitkinin köküne gelen oksijen ile arıtmada gerekli olan aerobik koşullar sağlanmaktadır (Gökrem, 2006; Dağlı, 2006).

2.1.3 Yapay Sulakalan Fonksiyonları

Atıksuda bulunan organik maddeler, enerji kaynağı amacıyla ve biyokütlenin sentezinde hammadde olarak kullanılır. Gerçekleşen reaksiyonlar, molekülleri enerji üretimi veya hücre yapıtaşlarını sentezlemek amacıyla kullanıma hazırlar ve böylece organizmaların kullanabileceği hale gelir. Bitkiler $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ 'ın yanı sıra Pb ve Cd gibi toksik metalleri dokularında biriktirme ve kullanabilme özelliklerine sahiptir. Bu kirleticilerin giderimi bitkilerdeki büyüme özellikleri ve bitki dokularındaki konsantrasyon değerleriyle bağlantılıdır. Bitkiler nütrientleri, metalleri veya diğer elementleri kullanarak giderebilirler (Demirörs, 2006; Vymazal, 2007).

Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ) ; toprak gibi yüzeyaltı bileşenlerinin asıl oksijen kaynağı bitki ile köklere aktarılan oksijendir (Dağlı, 2006). Sulak alandaki BOİ giderimi, sedimentasyon ve bitki köküne tutunan aerobik bakterilerin gerçekleştirdiği mikrobiyal indirgeme ile fiziksel ve biyolojik prosesler tarafından gerçekleştirilir. (Gökrem, 2006). Yapay sulak alandaki azot; çözünmüş, partikül, organik ve inorganik azot halinde bulunabilir. Sulak alandaki azot reaksiyonu inorganik azotun nitrifikasyonu,

denitrifikasyonu, bitkisel ve mikrobiyolojik alımı olarak gerçekleşir. Aerobik sulak alan sisteminde organik azotun amonifikasyonu ile oluşan azot, nitrifikasyondan geçerek toplam azot denitrifikasyon ile giderilebilir. Nitrifikasyonda gerekli olan oksijen difüzyon ile atmosferden ve damarlı bitkinin kökleri ile sağlanmaktadır. Azot; bitkilerce kullanılarak da bünyelerine alınmaktadır. Amonifikasyon için uygun sıcaklık 40–60°C arası, pH ise 6,5–8,5 aralığındadır. Mineralizasyon, organik maddelerin inorganik bileşenlere ayrılmasıdır. Bu işlem nütrientlerin salınımını sağlar. (Gökrem, 2006; Demirörs, 2006; Vymazal, 2007). Suyla farklı şekillerde karışarak, suda bulanıklık meydana getiren, zamanla da çökmeyen maddelere askıda katı madde (AKM) denir. Fiziksel süreçler, AKM gideriminde önemlidir. Yer çekimi etkisiyle çökme olayı, AKM gideriminde etkilidir (Demirörs, 2006). Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), anaerobik ve aerobik heteretrof mikroorganizmalar ile giderilmektedir. Sulak alandaki bitki kökleri, ortamı oksijenlendirerek KOİ gideriminde rol oynar (Demirörs, 2006). Sulakalanda fosforun giderimi bitki alımı, alt tabakadan adsorbsiyon ve çökme reaksiyonları ile olmaktadır. Köklü bitkilerin bulunduğu sulakalanlardaki fosfor giderimi çoğunlukla ortam tarafından adsorpsiyon ile gerçekleştirilmektedir. Fosfor'un bir miktarı bitkilerin kullanmasıyla giderilirken, bir kısmı da bakteriler tarafından oluşturulan biyofilm yüzeyinde tutulur (Vymazal, 2007). Sulak alanlar, bir çok organizma için yaşam alanı sağlaması ve kirleticileri filtrelemesi vb. özelliklere sahip olduğu için kıymetli su kaynaklarıdır. Fakat yeterli alanın olmaması yapay sulak alanların inşa edilmesini zorlaştırmaktadır. Bu durumda klasik yapay sulak alana alternatif olarak yüzer sulak alan yapılabilmektedir (Lubnow, 2014; Aksu, 2017)



Şekil 2. 1 Yüzen sulak alan sistemi şematik gösterimi (Headley ve Tanner, 2008).

2.1.4 Yapay Sulakalanlarda Kullanılan Bitkilerin Özellikleri

Yapay sulakalanlardaki en önemli bileşenlerden biri bitkilerdir. Bu alanlarda; yüzen, batık ve köklü bitkiler kullanılmaktadır. Sistemlerin arıtma verimi sıcaklığa bağlı olarak artabilir (Dağlı, 2006). Yapay sulakalanlarda kullanılan sucul bitkilerin işlevleri şunlardır; kendi büyümeleri için besinleri tutarlar, besin dönüşümü için fiziksel, kimyasal ve biyolojik proseslerde besin miktarını azaltıcı etkide bulunurlar, askıda katı madde çökmesini kolaylaştırırlar, bekletme süresini uzatırlar, sulakalandaki su akışına direnç gösterirler, kökleri sayesinde su akışını düzenlerler, ölmeleri durumunda suda besin oluştururlar, suya organik madde ve mikrobiyal büyümeye geniş yüzey alanı sağlarlar, kök bölgelerinde ağır metal yükseltgenmesi ile çöktirmeyi sağlamaktadırlar.

Su bitkileriyle arıtım sistemlerini oluşturan temel biyolojik bileşenler; köklü, yüzücü ve batık bitkiler, planktonik organizmalar ve hayvanlardır. Bu sistemler serbest akışlı sulak alanlara benzemektedir. Havuz derinliği 0,5-1,8 m arasındadır. Havalandırma yapılarak arıtma yeteneğinde artış sağlanır. Sistem kurulurken bölgenin topoğrafyası, toprak yapısı ve iklim gibi özelliklere dikkat edilmelidir. Alanın eğimi az olmalıdır. Hava sıcaklığı bitkinin üreme hızını etkilemektedir, bu sebeple sistemler sıcaklığın en az 10°C olduğu yerlerde kurulmalıdır. İlk olarak bekletme süresi az olan havalandırma havuzu tasarlanmalı ki askıda katı madde (AKM)'nin bir kısmı giderilsin. Yüzen su bitkileriyle yapılan arıtım sistemleri fosforu minimum seviyede giderebilmektedir, bu nedenle fosfor çıkışının engellendiği noktalarda ön arıtım uygulanmalıdır (Yılmaz, 2004; Yetik, 2008). Atıksuyun arıtımında kullanılacak olan bitki türünün seçimi önemli bir konudur. Bölge iklimine, toprağına, diğer bitkilere ve organizmalara adapte olacak ve hızlıca büyüeyebilen yerel bitkiler seçilmelidir. Atıksularda yüksek organik yükleme olduğundan dolayı yapay sulak alandaki organik maddeler fazla ve çeşitlidir. Bu durum sistemdeki bitkilerin hızlıca üremelerini sağlamaktadır. Hızla büyüyen bitkiler yüzeyi yoğun olarak kaplar ve bir süre sonra ölümler gerçekleşir. Ölen bitkiler havuzun tabanına çökerek çürürler ve suya, bünyelerindeki azotu ve fosforu verirler. Bu nedenle bitkilerin zamanında hasat edilmesi önem taşımaktadır. Örneğin; su mercimeğı bitkisinin hasadı, sıcak ortamda en çok haftada bir yapılmalıdır (Akten vd., 2008; Artan, 2007).

Sulakalanda yetiştirilecek olan su bitkilerini seçerken bazı özellikler göz önüne alınmalıdır. Seçilecek olan bitkiler; zorlu çevre şartlarında yaşamaya devam edebilmelidir, 150-200 mm

uzunluğunda bir kök sistemi oluşturabilmelidir, atıksuyu arıttığı belgelenmiş olmalıdır, belirli miktarda biyokütle üretebilmelidir, doğal ortamdan kolaylıkla alınabilmelidir.

Yapay sulakalarda hızlı büyüyen bitkiler yetiştirilir. Bu bitkilerde kök sulakalanların zemin kısmında büyür ve gövde ile yapraklar su yüzeyine çıkar. Yapay sulakalanlardaki makrofitlerin absorblama verimini, sistemdeki diğer tür ve ortam şartları etkilemektedir. Suyun altındaki makrofitler suya direkt oksijen tedarik ederken, su yüzeyinde serbest yüzen sucul bitkiler, suyun yüzeyini örterek alglerin gelişmesini önlerler. Aşırı alg büyümesi, sulakalanlarda ötrofikasyon tehlikesine neden olmaktadır.

Sulak alandaki sucul bitkilerin suyun kalitesini artırmadaki görevleri:

- Atık suda bulunan kirleticilerin filtrasyonuna ve adsorbsiyonuna katkı sağlamak,
- Bakteri filmlerinin tutunumu için yüzey alanı oluşturmak,
- Güneş ışığının suya girişini sınırlayarak alglerin büyümesini kontrol etmek,
- Fotosentez ile suyun oksijenlenmesini sağlamak,
- Nutrientlerin giderimini sağlamak olarak sıralanabilir (TÜBİTAK, MAM Çevre Enstitüsü Kılavuzu).

2.2 Sulak Alanların Önemi ve İşlevleri

Sulakalanlar, insan hayatı ve doğal hayatın korunması için önemli işleve sahiptir. Bu alanlar, suda yaşamaya uyumlu bitki türleriyle suya doymuş toprakların oluşturduğu su ile kaplı arazilerdir (Korkanç, 2004; Artan, 2007).

Sulak alanlar dört su kaynağından oluşabilmektedir. Bu kaynaklar:

- Yağmur ve kar yağışıyla gelen su,
- Nehir ve dere gibi kaynaklardan yüzey akışıyla gelen su,
- Yeraltı sularıyla elde edilen su,
- Gel-git sularıdır.

Sulak alan; azot, metan, kükürt, karbondioksit döngüsünde önemli işleve sahiptir (Korkanç, 2004). Güneş enerjisini kullanabilir ve kendini yenileyebilir. Ayrıca farklı canlılara yaşamak için alan sağlamaktadırlar. Su filtrasyonu en önemli görevlerindendir. Sulakalanda ilerleyen suyun hızı azalır ve bitkiler tarafından suda bulunan askıda katı maddeler tutulur veya çökerler. Akış anında, çözünen organik maddeler bitki tarafından alınabilecek forma dönüşür. Sulakalandaki bitkiler mikroorganizma için uygun ortamlardır. Bu mikroorganizmalar bir takım prosesler ile suda meydana gelen kirliliği zararsız hale

dönüştürmekte veya tümüyle giderebilmektedirler. Azot, fosfor gibi ötrafikasyona sebep olabilen kirlilikleri içeren atıksularda bulunan nütrientler, bitkiler tarafından alınabilir veya ortamda bulunan bakteriler aracılığıyla nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleriyle giderilebilir (Korkanç, 2004).

Doğal sulakalanlarda ana hedef arıtım değildir. Bu sebeple ileri veya ikincil arıtma sonrası bu sistemlere deşarj şartı istenmektedir (Yetik, 2008). Doğal sulak alanda en sık rastlanan bitki çeşitleri şunlardır: *Acer negundo* L., Trin. ex Steud., *Acorus calamus* L., *Carex spp.*, *Ceratophyllum demersum* L., *Cyperus esculentus* L., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Hydrocotyle umbellata* L., *İris versicolor* Thunb., *İuncus effusus* L., *Lemna minor*, *Nuphar luteum* (L.) Sm., *Nyssa sylvatica* Marsh., *Phragmites australis* (Cav.), *Potamogeton nodosus* Poir., *Sagittaria latifolia* Wild. , *Salix nigra* Marshall, *Scirpus americanus* Pers., *Scirpus validus* Vahl., *Taxodium distichum* (L.) Rich., *Typha latifolia* L. 'dır (Yetik, 2008).

Tablo 2. 1 Sulakalanlarda gerçekleşen giderim mekanizmaları

PARAMETRE	GİDERİM MEKANİZMASI
Azot	Amonyaklaşma-Nitrifikasyon-Denitrifikasyon, Bitki Kullanımı
BOİ	Biyolojik Ayrışma, Çökelme
AKM	Çökelme, Süzülme
Fosfor	Çökelme ve adsorpsiyon, Bitkilerin kullanımı
Patojenler	Çökelme, Bitki kökünden antibiyotik salgısı, Ölüm, U.V.

2.3 Evsel Atıksular

Kanalizasyon suyu olarak da bilinen evsel atıksu, konut ve ticari yerleşimlerin banyo, lavabo ve mutfaklarında kullanılan sudur. Evsel atıksuyun, ağırlıkça içerdiği kirlilik (çözülmüş ve askıda kalmış maddeler) yüzdesi (%1'den az) çok küçük olmasına rağmen, bu kirleticilerin alıcı ortamlara verilmeden veya suyun çeşitli amaçlarla geri kazanımından önce giderilmesi gerekmektedir. Evsel atıksu; çürüyen gıda maddelerinin organik madde içeriği, deterjanlar ve bitki besinleri gibi kirlilik kaynaklarını içermektedir. Ayrıca oksijeni tüketen besin maddeleri ve hastalığa sebep olan mikropları içirme olasılığı da çok yüksektir (Vasyutina, 2018). Atıksu arıtma sistemindeki su kalitesini analiz etmek amacıyla bakılan bazı parametreler bulunmaktadır. Bu parametreler arasında; BOİ, çözülmüş oksijen (ÇO), toplam askıda katı maddeler (AKM) ve mikroorganizmalar yer almaktadır (Mostafa, 2015; Farooq vd., 2017; Puyol vd., 2017b; Wijaya ve Soedjono, 2018).

Genelde bitkilerin büyümeleri için gerekli olan N/P oranı 16/1 dir. Fakat çoğunlukla atıksularda bu oran mevcut değildir ve bu dengenin sağlanması için nutrient ilave edilmelidir. Bu çalışmada kullandığımız Cumaköy evsel atıksu arıtma tesisi çıkışındaki kirletici konsantrasyonları TN:15 mg/L ve TP:2 mg/L olarak hesaplandığında, bu oran 7:1 civarında olmaktadır. Bu durum, atık su arıtma amacıyla kullanılan yapay sulak alanlarda bitkilerin büyümesi için fosfor fazlalığı veya azot eksikliği olarak değerlendirilebilir.

2.3.1. Evsel Atıksuların Fiziksel Özellikleri

Toplam Katı Madde

Atıksudaki toplam katı madde içeriği; sıcaklığın 103-105°C'ye çıktığı durumda buharlaştırma sonrası kalmış maddelerin tamamıdır. Bu sıcaklıkta buharlaşan maddeler yok olur ve katı madde olarak tanımlanmaz. 60 dakikalık periyotta, koni şeklindeki kabın dibine çökecek katı maddeler çökelebilen katı maddeler olarak tanımlanır (Eltem, 2001).

Koku

Organik maddenin parçalanması ile oluşan gazlar veya atıksuya eklenen maddeler, atıksularda kokulara neden olmaktadır. Atıksudaki kokuyu oluşturan temel maddeler; hidrojen sülfür, amin ve amonyaktır (Eltem, 2001).

Sıcaklık

Atıksu sıcaklığı, evlerde kullanılan sıcak atıksu ilavesiyle artmaktadır. Atıksularda yıllık ortalama sıcaklık 10-21°C arasındadır. Kimyasal reaksiyon, reaksiyon hızı, sucul yaşam üzerinde etkileri nedeniyle suyun sıcaklığı önemli bir parametredir. Ilık sularda, soğuk suya kıyasla oksijen çözünmesi daha azdır. Biyokimyasal reaksiyon hızındaki artış; yaz ayında sıcaklık nedeniyle, çözülmüş oksijen konsantrasyonunda önemli düşüşlere sebep olur (Eltem, 2001).

Yoğunluk

Atıksu yoğunluğunu gösteren P_w , kg/m^3 şeklinde ifade edilir ve birim hacme düşen atıksuyun kütlesi olarak tanımlanır. Yoğunluk, atıksuyun önemli bir fiziksel özelliğidir (Eltem, 2001; Gündüz, 1994).

Renk

Taze atıksular çoğunlukla açık kahverengi-grimsi renktedir. Atık suda fazla anaerobik koşullar gelişirse atıksuda renk griden koyu griye ve siyaha dönüşür (Gündüz, 1994).

2.3.2 Organik Maddeler

Orta kirlilikteki evsel atıksuda; askıda katı maddenin % 75'i ve filtrelenebilen katı maddenin % 40'ı organik maddelerdir. Atıksudaki organik maddeler; protein (% 40-60), karbonhidrat (% 25-50), yağ (% 10) olarak 3 gruba ayrılabilir. Ayrıca, üre, atıksuya katkı sağlayan önemli diğer bir organik maddedir. Atıksu bunlardan ayrı çok sayıda farklı sentetik organik molekül de içermektedir.

Atıksudaki 1 mg L⁻¹'den fazla organik madde içeriğinin ölçümünde kullanılan metotlar şunlardır (Eltem, 2001):

1. Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ)
2. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)
3. Toplam Organik Karbon (TOK)

Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ): atıksu ve yüzey suları için en yaygın kullanılan, organik kirliliği gösteren parametre BOİ'dir. Mikroorganizmalar tarafından, organik maddelerin biyokimyasal oksidasyonunu gerçekleştirmek için kullanılan çözünen oksijen miktarının ölçümüdür (Eltem, 2001). Kirli suyun kendi kendine temizlenmesinde kullanılan oksijen miktarı biyolojik oksijen ihtiyacı olarak isimlendirilir. Suyun kirliliği attıkça, organik maddeleri parçalamak için gerekli olan oksijen ihtiyacı artar, bu durum BOİ değerinin yükseldiğini gösterir (Akman vd., 2004).

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ): organik maddelerin CO₂, NH₃ ve H₂O'ya kadar tam okside edilmesi için gerekli oksijen miktarıdır. KOİ testi atıksu ve doğal sudaki organik madde içeriklerinin ölçümü için kullanılır. Okside edilecek olan organik madde, asidik ortamda, kuvvetli kimyasal okside eden ajan kullanımıyla ölçülür. KOİ testi çoğunlukla biyolojik yaşam için toksik etkide olan bileşiklerin olduğu evsel atıklardaki organik maddeleri ölçmek için kullanılır. Atıksudaki KOİ değeri daima BOİ değerinden yüksektir (Samsunlu, 1999). Arıtılmamış atıksuda KOİ/BOİ oranı 1,25-2,0 aralığındadır (Egemen, 1999).

Toplam Organik Karbon (TOK): Atıksudaki organik kirlenmeyi gösteren önemli parametrelerden bir tanesidir. Sularda bulunan organik karbon atomlarının varlığı, dolaylı yünden toplam organik karbon ile ölçülür. TOK analizi; endüstriyel ve evsel atıksuların kontrolü için en uygun belirteç olarak bilinmektedir (Visco vd., 2005). TOK analizinin sonuçlanma süresi, KOİ analizine ve BOİ analizine göre çok kısa sürede gerçekleşmektedir.

2.3.3 İnorganik Maddeler

Atıksu ve doğal sularda bulunan inorganik bileşenler, su kalitesinin belirlenmesi ve kontrolünde önemli maddelerdir. Suda bulunan inorganik madde konsantrasyonları, suyun gelirken yapılarla yaptığı temas ve ona deşarj edilmiş atıksular ile artmaktadır (Eltem, 2001; Gündüz, 1994).

pH: Hidrojen iyonu konsantrasyonu, atıksular ve doğal sular için önemli kalite parametresidir. Atıksuların, uygunsuz H^+ iyonu konsantrasyonuyla biyolojik olarak arıtımı zordur. Bu konsantrasyon deşarj öncesi değıştirilmezse, atıksu, doğal sudaki pH' ı değıstirebilir (Gündüz, 1994; Akman vd., 2004).

Alkalinite: Alkalinite K, Ca, Mg, Na elementlerinin hidroksitleri veya amonyağın bulunması nedeniyle oluşur. Atıksulardaki alkalinite, asit ilavesiyle oluşan pH değışikliğine direnç göstermeye yardımcı olmaktadır (Eltem, 2001; Tyler ve Miller, 1990).

Azot: Azot elementi bitkilerin büyümesinde gereklidir ve bu element besin maddesi olarak bilinir. Azot, protein sentezi için gerekli bir elementtir, biyolojik işlemlerle atıksuyun arıtımını arttırabilmek için gereklidir (Eltem, 2001; Tyler ve Miller, 1990).

Fosfor: Fosfor, biyolojik organizmaların büyümesinde gerekli bir besindir. Tarımsal faaliyetin fazla olduğı yerlerdeki su kaynağında oluşan fosfor kirliliğinin sebeplerinden biri gübrelerdir. Yüzey suyunda oluşan zararlı alg patlamaları nedeniyle, evsel atık deşarjlarının ve yüzey suyuna katılan fosforlu bileşik miktarının kontrolü önem kazanmıştır (Eltem, 2001; Gündüz, 1994).

Gazlar: Arıtılmayan atıksuda yaygın bulunan gazlar; hidrojen sülfür (H_2S), azot (N_2), oksijen (O_2), karbondioksit (CO_2), metan (CH_4) ve amonyak (NH_3)'tır (Eltem, 2001).

2.3.4 Ağır Metaller

Kentsel yaşamın başlamasıyla ilk çevre kirliliğı ortaya çıkmış ve sanayileşmeye bağılı olarak da artmıştır. 20.yy'ın ikinci yarısında, nüfus artışının hızla artmasıyla artan çevre kirliliğı, doğal kaynakların daha fazla kirlenmesine neden olmuş ve ekosistemi bozmaya başlamıştır. Su ekosistemleri diğerklerine kıyasla en yoğun kirlenmeye maruz kalan sistemlerdir. Kirletici faktörler şöyle sınıflandırılabilir: Organik maddeler, gübreler, deterjanlar, endüstriyel atıklar, petrol türevleri, pestisidler, inorganik tuzlar ve kimyasal maddelerdir (Yarsan vd.,

2000). Ağır metaller yeryüzünde doğal şekilde bulunan, bozulmayan ve yok edilemeyen bileşikler olarak tanımlanabilir. Hava, toprak ve suda farklı miktarlarda bulunan ağır metallerin belirli yoğunluğun üzerine çıkması kirliliğe yol açmaktadır. Nikel, bakır, demir, manganez, çinko gibi gerekli olan mikro besinler veya alüminyum, kurşun, civa gibi çevreyi kirleten ağır metallerin doğada birikimi tüm canlılar için tehlike oluşturmaktadır. İnsan ve doğal kaynaklı olarak ağır metal kirliliği meydana gelebilir. Ağır metallerin oluşturduğu en önemli sorun, metallerin besin zincirine dahil olup canlılara ulaşması ve doğada kalıcı hale gelmeleridir (Uruç vd., 2008). Besin ve su ile insan vücuduna giren metaller ciddi hastalıklara veya ölüme yol açmaktadırlar (Gül, 1992; Taylan vd., 2007).

Ağır metalin kirli sudan uzaklaştırılmasında farklı yöntemler geliştirilmiş ve adsorplayıcı olarak çeşitli maddeler kullanılmıştır. Bu yöntemler arasında elektrokimyasal işlemler, redüksiyon, kimyasal çöktürme, filtrasyon, havalandırma bulunmaktadır. Fakat bu yöntemlerin kullanımı sınırlıdır ve ikincil çevre kirliliğine sebep olabilmektedir. Bu nedenlerden dolayı doğal sularda ortaya çıkan kirliliğin gideriminde bitkilerin kullanıldığı çalışmalar son zamanlarda hız kazanmıştır (Gül, 1992; Uruç vd., 2008).

Ağır metallere sahip atıksuların, çoğunlukla BOİ seviyesi düşüktür ve asidik yapıdadır. Evsel atıksular da ciddi miktarda ağır metal içerebilmektedir. Atıksularda bulunan ağır metaller evsel atıksuların arıtım verimini etkiler (Türkman vd., 2001; Parlak, 2010). Bazı metaller canlı organizmalar için eser miktarda gerekli olabilir. Ancak metallerin yüksek konsantrasyonları canlılar için olumsuz sonuçlar oluşturmaktadır. Ağır metal karşısında direnç gösteren bitki, hücreye giren ağır metali zararsız hale getirebilmelidir (Parlak, 2010). Nikel (Ni), kadmiyum (Cd), mangan (Mn), kurşun (Pb), çinko (Zn), krom (Cr), bakır (Cu), demir (Fe), civa (Hg) metalleri iz miktarda sularda bulunmaktadır. Mangan, çinko demir, bakır gibi metaller gerekli mikro elementlerdir fakat civa, kadmiyum, kurşun gibi metallere organizmaların hiçbirisi az miktarda bile ihtiyaç duymaz (Eltem, 2001). Ağır metaller belirli miktarlardan itibaren bitkideki biyokimyasal ve fizyolojik prosesleri etkilemektedir. Bitkide fazla ağır metal birikirse; besin alımı, fotosentez, enzimlerin aktivitesi, nükleik asitin yapısı, klorofil sentezi, çimlenme gibi fonksiyonlarda azalma, membranda hasar, hormon dengesinde bozulma gibi fizyolojik durumlar gözlenir (Uruç vd., 2008). Kadmiyumun *Lemna minor*'de büyüme hızına etkisiyle ilgili yapılan çalışmada, kadmiyumun aşırı toksik etkide olduğu ve bitkinin büyüme hızını düşürdüğü gözlemlenmiştir (Uysal ve Taner, 2007). Bakırın da bitkide esansiyel element alınımını kısıtladığı kaydedilmiştir (Monni vd., 2001). Bitkilerde esansiyel element eksikliği sonucunda da toksik durumlar ortaya çıkmaktadır.

Bitkilerdeki bakır fazlalığı, büyümeyi olumsuz etkiler. Bitki bünyesindeki kurşunun normal seviyenin üzerine çıkması, fotosentez mekanizmasını yavaşlatmaktadır (Antosiewicz, 1995).

İlerleyen kısımlarda daha ayrıntılı olarak bahsedilecek olan, *Lemnaceae* familyasındaki su mercimeği türleri atık sulara bulunan ağır metalleri uzaklaştırma potansiyellerine sahiptir (Axtell vd., 2003). Alg ve diğer bitkilere kıyasla ağır metal alımı ve biriktirebilme kapasiteleri çok yüksektir. Böyle bitkilerin atıksu arıtımında kullanımı önemli ölçüde etkilidir (Olshanskaya vd., 2008; Ali vd., 2013a). Su mercimeği bazı arıtma yöntemleri; çöktürme, ters ozmoz, iyon değişimi, adsorpsiyon ve filtrasyon gibi geleneksel yöntemlerle karşılaştırıldığında önemli alternatif olarak görülmektedir. Su mercimeği türleri arasında metal biriktirme potansiyelleri açısından en çok tercih edilen türler; *Lemna gibba*, *S. Polyrhiza* ve *Lemna minor* 'dur. (Mkandawire ve Dudel, 2005).

Canlılarda bulunan eser miktardaki ağır metaller önemli görevlere sahiptir. Proteinlerin ve enzimlerin yapısında bulunmaktadırlar. Metallerin toksik etkileri organizmada değişiklik göstermektedir. Ağır metallerin birçoğu canlı organizmalar için toksik etki oluşturur, bu durumda önemli sorunlar meydana getirmektedir. Metal toksisitesiyle ilgili iki mekanizma vardır. Birincisi; enzimin aktif bölgesindeki yararlı metal, toksik metalle yer değiştirir. İkincisi; toksik metalin, molekülebağlanması ve metalik katyonun değişmesiyle enzim aktivitesinin de değişmesidir. Enzimlerin birçoğu spesifik metallerin olmadığı durumda katalitik aktiviteleri yapamazlar. Ağır metallerin bazıları, eşik konsantrasyonunu aştığında enzim aktivitesi inhibe olur. Hg, Cu, Pb, Ag metalleri toksik etki gösterirler ve enzimlerin aktivitelerini durdururlar (Taylan vd., 2007).

Evsel atıksularda bulunan bazı ağır metaller ve özellikleri aşağıda özetlenmiştir.

Kadmiyum (Cd): Kadmiyum, canlı organizmalarda biyolojik işlevi olmayan, çevre kirliliğine neden olan bir ağır metaldir (Boğa, 2007). Kadmiyum bileşiklerinin, atık suda düşük konsantrasyonlardaki varlığı bile oldukça toksiktir (Das vd., 1997). Kadmiyum fosfatlı gübrelerde ve deterjanlarda bulunur ve yaygın kullanımları ciddi seviyede kadmiyum kirliliğini ortaya çıkarmaktadır (Kahvecioğlu vd., 2008). Su bitkisinin kadmiyuma maruz kalması, büyüme inhibisyonuna, klorozise, fotosentez inhibisyonuna, kloroplast yapısının bozulmasına, nekroza ve yüksek seviyelerde ise ölüme neden olur (Schützendübel ve Polle, 2002) *Lemnaceae* türleri iyi kadmiyum akümülatörüdür (Prasad vd., 2001). Kadmiyum, en yüksek suda çözünme özelliğine sahip olan ağır metaldir. Bu

sebeple doğada hızlı yayılır. Suda çözünebilir olduğu için bitki ve deniz canlıları tarafından biyolojik sistemlere geçer ve birikme özelliğine sahiptir (Kahvecioğlu vd., 2008).

Tkalec vd. (2008), *L. minor*'u Cd çözeltisinde (10 mM) yetiştirmiş altıncı ve on ikinci günlerde kadmiyum(Cd) birikiminin düzenli şekilde arttığını bildirmiştir. Cd yoğunluğu *L. minor* dokusunda artarak metabolik sistemi önemli ölçüde bozmuş ve kuru ağırlığın %0.06'sına çıkmıştır. 12 günlük Cd maruziyeti sonunda büyüme oranı %54'e düşmüş, fotosentez pigmentlerinde azalma, yapısal bozulma gibi fitotoksik etkiler gözlenmiştir. Reeves ve Baker (2000)'a göre, bitkilerin hiperakümülatör olmaları için, kuru ağırlığının $\geq$ %0.01'i kadar ağır metal içermesi gerekmektedir. Hou vd. (2007), *L. minor*'de Cd tolerans sınırını <0.5 mg/L olarak raporlamış ve Cd'yi sudan uzaklaştırmak için su mercimeğinin kullanımını önermiştir. İdeal zamanda hasatla *L. minor*, Cd'yi etkili şekilde atık sudan uzaklaştırmaya yardımcı olabilir.

Bakır (Cu): Bakır, tüm canlılar için eser miktarda gerekli besin mineralidir (Shi, 2011). Bitkinin metabolizması ve gelişimi açısından önemlidir, bitkinin dokusunda 10 mg/g kuru ağırlık seviyesinde bulunur (Greger, 1999). Bu miktar 20–30 mg/g kuru ağırlık seviyelerine ulaşırsa, bitki için toksik hale gelir (Marschner, 1995). Bakır (Cu) fitotoksitesinin belirtileri; kloroplastın bozulması, pigment azalması, biyokütle miktarında azalma, kloroz (sararma) ve fotosentezin veriminde düşmedir. Su mercimeği, bakırı besin maddesi olarak kullanır, frond (yaprak) ve köklerinde önemli ölçüde biriktirir. Panda (2008), *Lemna minor*'u 20, 50 ve 100 mM bakıra maruz bırakmış, 48 saat sonunda *L. minor* kökünde, fronda göre daha çok bakır biriktiğini görmüşlerdir. 100 Mm Bakır seviyesinde, *L. minor* biyokimyasal ve fizyolojik aşamaları önemli ölçüde etkilenmiştir. Hou vd. (2007), 0.5 mg/L bakır miktarında *L. minor* büyümesinin bozulduğunu gözlemlemiştir. Razinger vd. (2007), *L. minor*'de 900 mg/g seviyesinde bakır birikimini tespit etmiş, bu seviye bitkilerdeki ortalama bakır yoğunluğunun (10 mg/g) 90 katına denktir. Sonuçlara bakılarak, düşük bakır konsantrasyonu içeren atıksuların fitoremediasyonunda *Lemna* türü kesinlikle önerilebilir (Greger, 1999).

Kurşun (Pb): Kurşun, toksisitesi yüksek ve ciddi çevresel etkisi olan önemli ağır metaldir. Su mercimeğinin, atık sulardan kurşunu biriktirme kapasitesi olduğu bildirilmiştir (Uysal ve Taner, 2011). Horvat vd. (2007), *Lemna minor*'un atık sudan ağır metalleri (Fe > Zn > Pb) biriktirme yeteneğini raporlamıştır. İnsan faaliyetlerine bağlı olarak ciddi oranda kurşun yayılımı gerçekleşir. Kurşun her şartta toksik özellikte olduğu için çevresel kirlilik meydana

getiren en önemli ağır metaldir. (Kahvecioğlu vd., 2008). Kurşun toksisitesi bitkilerde oksijen mekanizmasını bozar, klorofil biyosentezini baskılar ve biyokütle miktarının azalmasına neden olur (Fargašová, 1994). Kurşun bitkilerdeki tohum çimlenmesini, kök ve gövdenin uzamasını azaltır, klorofil biyosentezini engeller, klorozise sebep olur, fotosentezi inhibe eder, birçok enzimde inhibisyona yol açar ve hücre yapısında bozulmalar meydana getirmektedir. Bu sebepler dolayısıyla, kurşunun bitkilerde büyüme ve gelişmeyi bozduğu ve yüksek miktarda ürün kaybına yol açtığı görülmektedir (Kıran, 2004). Su mercimeği için öldürücü etkiye sahip Pb dozu, mikro ortamda Pb çözeltisine (0,1 ila 20 mg/L arasında değişen yoğunlukta) maruz bırakılarak test edilmiştir. İnceleme sonuçlarına göre; 8 ± 20 mg/L konsantrasyondaki çözeltide bulunan su mercimeklerinin yaklaşık üç gün sonra öldüğü gözlemlenmiştir. Düşük dozda hafif, yüksek dozda tamamen ölüm gerçekleşmiştir. Su mercimeği için bildirilen kurşun toksisite seviyesi 8 mg/L dir (Rahmani ve Sternberg, 1999).

Saygıdeğer vd. (2013) Pb içeren çözeltilerdeki *L. minor*'un Pb giderimine dair yaptıkları çalışmalarda, *L. minor*'un frondları, kurşun (Pb) alımı yaptığını gözlemlemiştir. Zayed vd. (1998), 0,1-10 mg/L aralığında çalışmış ve su mercimeğinde Pb birikiminin diğer metallere göre düşük seviyede olduğunu doğrulamıştır. Kaur vd. (2008), su mercimeklerinin 1–20 mg/L aralığında kurşun (Pb) biriktirdiğini ve pH, zaman ve Pb yoğunluğunun Pb alımını etkilediğini bildirmişlerdir. Uysal ve Taner (2009), pH ve Pb yoğunluğuna ek sıcaklığın da su mercimeği tarafından Pb alımını etkilediğini bildirmişlerdir.

Arsenik (As): Arsenik, hayvan ve bitki için yüksek toksisitede bir metaldir. İlaçlarda, pillerde, madencilikte, pestisit ve gübrelerde kullanılır (Sharma ve Sohn, 2009). Yer kabuğunda en çok bulunan elementlerden biridir. Volkanik aktivitelerin olduğu yerlerde ve jeotermal bölgelerde yüksek miktarda arsenik bulunmaktadır (Konuk ve Liman, 2008; Öztürk, 2008). Arsenik farklı formlarda bulunabilir, gaz formu en toksik formdur (Öztürk, 2008; Yağmur vd., 2002). Arsenik su bitkileri tarafından absorbe edilir ve fitotoksiktir. Su mercimeklerinden *Wolffia*, *Spirodela* ve *Lemna* türleri atık sudaki arseniği (As) biriktirme özelliğine sahiptir (Rahman vd., 2007; Mrak vd., 2008). Visoottiviseth vd. (2002), bünyelerinde 1000 mg/g As içeren sucul bitkileri As hiperbiriktirici olarak tanımlamışlardır. Duman vd. (2010), As yoğunluğunun artması ile su mercimeğinin As biriktirme kapasitesinin de arttığını belirtmiştir. *L. gibba*, *Wolffia globosa*, *Spirodela polyrrhiza* ve *L. minor* gibi su mercimekleri, yüksek As fitoakümülyasyonuna sahiplerdir ve bu nedenle fitoremediasyon süreçlerinde kullanılabilir. Sudaki pH'ın yükselmesi, arsenik bileşiğinin

sudaki çözünürlüğünü ve yoğunluğunu artırmaktadır. Böylelikle, toprak ve yer altındaki kayalarda bulunan arsenik bileşikleri hızlıca yer altı sularına geçmektedir (Baskan, 2009). Arsenik doğada yok olmaz. Arseniğin çevreye yayılma yolu sudur. Su aracılığıyla ekolojik sisteme dağılarak, canlılarda arsenik birikimine neden olmaktadır (Yağmur vd., 2002; Baskan, 2009). 10 µg/litre ile 50 µg/litre konsantrasyon aralığında arsenik içeren sular, içme suyu amacıyla kullanılırsa akciğer kanserine yol açabilmektedir (Yağmur vd., 2002; Baskan, 2009).

Çinko (Zn): Çinko, dünyada en çok bulunan elementlerdendir. Evsel ve endüstriyel kullanımı, atık sularda Zn artmasına neden olmuştur. Bitki büyümesi için gereklidir, ancak yüksek yoğunlukları büyümenin azalması, kloroz, fotosentezde azalma gibi fitotoksik etkilere sebep olur. Su mercimeği bitkilerinde Zn alımı ve biyobirikimi birçok araştırmacı tarafından tanımlanmıştır (Kara, 2004; Khellaf ve Zerdaoui, 2009). Farklı su mercimeği türlerinde çinko toleransı değişiklik gösterir. Lahive vd. (2011), *Lemna minor*, *Lemna gibba* ve *Landoltia punctata* türlerinde Zn alımı ve birikim potansiyelini tanımlamıştır. Zn birikimi, kök veya frondlarda gerçekleşebilir ve bu durum türe göre değişir. *Lemna minor*, Zn'yi ilk olarak köklerinde biriktirir böylece frondlarındaki hayati metabolik özelliklerin bozulmasını engeller (Drost vd., 2007). Jafari ve Akhavan (2011), Zn ile kirlenen atık suda *Lemna* türlerinin Zn biyobirikim potansiyelini araştırmış ve *Lemna minor*'un biyokonsantrasyon potansiyeli %83 oranında bulunmuştur. Yapılan çalışmalar, su mercimeklerinin, Zn içerikli atık sudan Zn giderimi konusunda oldukça etkili olduğunu göstermiştir.

Krom (Cr): Kromun topraktan suya, ekosisteme oradan havaya ve tekrar toprağa olmak üzere doğal bir döngüsü vardır. Belli miktarda krom bu döngüden koparak denize akar ve okyanusun tabanına çökelir (Kahvecioğlu vd., 2008). Kromun eksikliği, kurşunun toksikliğini artırır ve biyolojik sistemlerdeki yüksek miktarlardaki Cr⁺⁶ kansere ve çoğunlukla ölümle sonuçlanan patolojik değişimlere yol açar (Kahvecioğlu vd. 2008; Konuk ve Liman, 2008).

2.3.5 Atıksuların Mikrobiyolojik Özellikleri

Atıksudaki organizma grupları; bakteri, fungus, alg, protozoa, bitkiler, hayvanlar, virüslerdir. Bunların bazıları atık suda organik maddeleri parçalaması ve atık suyun arıtımı

için önemlidir, fakat bazıları ise özellikle virüsler sağlık açısından tehlike oluşturmaktadır (Eltem, 2001; Tyler ve Miller, 1990).

2.4 Doğada Azot ve Fosfor Döngüleri

Canlılar için önemli olan azot, DNA'nın ve proteinin bileşenlerindendir. Azotun asıl kaynağı atmosferdir. Atmosferde %78 oranında azot (N_2) bulunur. Ancak atmosferdeki serbest azot organizmalar tarafından direkt kullanılmaz. Nitrat (NO_3^-), nitrit (NO_2^-), amonyak (NH_3)'a gereksinim duyarlar. Gaz halindeki azotun oksitlenmiş veya indirgenmiş azota çevrilmesi mikroorganizmalar ile gerçekleşir. Bu sebeple azot döngüsü çoğunlukla mikroorganizmalar tarafından kontrol edilir.

Azot döngüsündeki beş temel süreç:

- Azotun bağlanması
- Nitrifikasyon
- Asimilasyon
- Amonifikasyon
- Denitrifikasyon'dur.

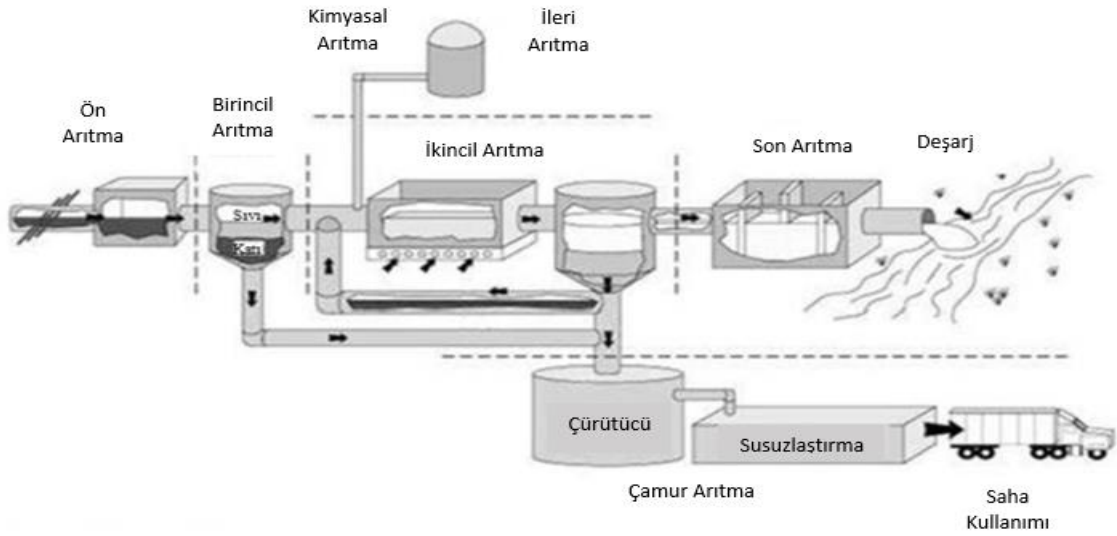
Azotun bağlanması; gaz formundaki azotun NH_4-N 'e dönüşmesidir. Nitrifikasyon; aerobik bakteriler tarafından NH_4-N 'in NO_3^- 'e dönüştürülmesi olayıdır. İlk aşamada amonyum azotu, *Nitrosomonas* bakterileri tarafından nitrite (NO_2^-) dönüştürülür. İkinci aşamada ise aerobik bakteriler, nitriti (NO_2^-) oksitleyerek nitrat (NO_3^-) formuna getirirler. Asimilasyon süreci bütün canlılarda gerçekleşir, bitkiler enzim sistemleriyle nitrat ve amonyum azotunu alırlar. Amonifikasyon; organik azot bileşiklerinin sudaki bakteriler tarafından amonyuma indirgenmesi sürecidir. Burada ortaya çıkan amonyum azotu bitkilerin doğrudan asimilasyonu veya nitrifikasyon süreci için kullanılır. Azot döngüsünün son aşaması denitrifikasyon sürecinde ise nitrat, gaz formundaki azota indirgenerek atmosfere döner ve döngü tamamlanır (Orman ve Su İşleri Bakanlığı, 2013; Campbell ve Reece, 2008). Fosfor; DNA ve RNA moleküllerinin yapısında bulunması, tüm enerji taşınımı ve genetik bilginin iletiminde rol alması açısından önemlidir. Fosfor biyolojik olarak önemli olan fosfat (PO_4^{3-}) formunda bulunur. Bitkiler fosfatı absorplayarak, organik sentez için kullanırlar. Atmosferde fosfor elementi bulunmaz, bu nedenle fosfor döngüsü karadan denize, denizden karaya doğru gerçekleşir (Türkan, 2008).

Yüzey sularındaki azot ve fosfor kirleticilerinin temel kaynakları; kanalizasyon, tarımsal akış, evsel atık su, fosil yakıt ve yağmur suyudur (US EPA, 2019). Atık suda bulunan fazla besin maddeleri (fosfor ve azot) geri kazanılabilir ve tarım, gıda, kimya endüstrilerinde hammadde, gübre ve gıda maddeleri üretmek amacıyla tekrar kullanılabilir (Cichy, 2019). Atık suyun içeriği kaynaklara göre değişir ve bu durum besin maddelerinin geri kazanımını önemli ölçüde etkileyebilir. Özellikle, kentsel atıksular azot ve fosfor kaynağıdır. Kentsel atıksulardan fosforun geri kazanımı, dünya ihtiyacının %15-20'sini karşılayabilir (Yuan vd., 2012). Fosfor (P), atık su sistemlerinde fosfat (PO_4^{3-}) halinde bulunurken, serbest ortofosfat (PO_4^{3-}), su bitkileri ve alglerin doğrudan kullanabildiği tek fosfor formudur (Ali vd., 2013). Fosfor, gübre üretiminde önemli bir bileşendir (Kabbe, 2015). Azot, bitkiler için temel besin maddesi olarak atık suda organik ve amonyum formunda bulunabilir. Bu sebeple, atıksudan azot geri kazanımı, gübre, fosfat, biyogaz, biyoyakıt ve atık sudan değerli hammaddelerin üretiminde uygulanabilir (Soda, 2013).

2.5 Geleneksel Atıksu Arıtma Prosesleri

Geleneksel atık su arıtımı; atıksudan organik maddeleri, katı maddeleri ve besin maddelerini uzaklaştırmak amacıyla kimyasal, fiziksel ve biyolojik işlemlerden oluşur. Atıksu arıtma tesislerinde arıtılmış atıksu elde etmek için inorganik besinler NH_4^+-N (Amonyum azotu), NO_3^--N (Nitrat azotu), NO_2^--N (Nitrit azotu), $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ (Ortofosfat fosforu)), biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), askıda katı madde (AKM), koliform bakterileri ve toksik maddelerin arıtılması gerekmektedir. Mikroorganizmalar tarafından organik maddeler oksitlenerek CO_2 'e çevrilirler. Atıksudaki BOİ alıcı ortamda çözünmüş oksijenin tükenmesine sebep olur. Bu durum ortamdaki balıkların ölümüne ve anaerobik (oksijensiz) ortamın oluşmasına neden olur. Bu sebeple arıtma sisteminde ilk olarak BOİ giderimi hedeflenmektedir. AKM ise fiziksel çöktürme ile giderilmektedir. Azot ve fosfor kirleticileri, ötrofikasyona sebep olduğu için biyolojik arıtma ile giderilmesi önemlidir. Amonyak formundaki azot, balık ve sucul organizmalar için toksik olabilmektedir (Ozengin ve Elmaci, 2007).

Atıksular çeşitli proseslerden geçirilerek arıtılabilmektedir. Seviyelerine göre arıtma dereceleri; ön arıtma, birincil arıtma, ikincil arıtma ve üçüncül ve/veya ileri arıtma olarak tanımlanır. Genel bir atıksu arıtma şeması Şekil 2.2'de gösterilmektedir (Çevre ve Şehircilik Bakanlığı Projesi, 2017).



Şekil 2. 2 Atıksu Arıtma Tesisi Akış Şeması

Çalışmada kullanılan evsel atıksu, Şekil 2.3'te gösterilen Gebze Cumaköy AAT'nden temin edilen çıkış suyudur (isu.gov.tr).



Şekil 2. 3 Gebze Cumaköy Atıksu Arıtma Tesisi

2.5.1 Ön Arıtma (Preliminary Treatment)

Ön arıtmanın temel amacı, ham atık sudaki iri katı maddelerin ve diğer büyük malzemelerin uzaklaştırılmasıdır. Böylece katı maddelerin tesiste oluşturabileceği tıkanmalar ve kullanılan ekipmanların zarar görmesi engellenmektedir. Bu malzemelerin uzaklaştırılması, sonraki arıtma aşamaları için gereklidir (FAO, 2013). Büyük katı maddeler genellikle 10 mm - 60

mm aralıklı ızgaralarla atıksudan alınır. Kum, çakıl gibi maddelerin sudan ayrıştırılması, kum tutucularda çöktürülerek gerçekleştirilmektedir. Kum tutuculardaki atıksuyun hızı 0,2–0,4 m s⁻¹ aralığında tutularak organik maddenin çökmesi engellenmektedir (Abdel-Raouf vd., 2012). Ön arıtma işlemleri kaba eleme, kum tutma ve büyük nesnelerin parçalanmasını içerir. Parçalayıcılar elemeyi desteklemek ve büyük parçacıkları küçültmek için kullanılır, böylece bu parçaların sonraki arıtma aşamalarında çamur şeklinde uzaklaşmalarını sağlar (FAO, 2013).

2.5.2 Birincil Arıtma (Primary Treatment)

Birincil arıtmanın amacı, çökebilir inorganik ve organik katı maddelerin çöktürme yolu ile giderilmesi ve yüzeyde yüzen maddelerin sıyırma işlemiyle uzaklaştırılmasıdır. Birincil arıtmada, biyokimyasal oksijen ihtiyacının (BOİ) %25 ila %50'si, toplam askıda katı maddelerin (AKM) %50 ila %70'i, yağ ve greslerin %65'i giderilir (FAO, 2013). Bu aşama yükün önemli ölçüde azaltılmasını sağlar.

2.5.3 İkincil Arıtma (Secondary Treatment)

İkincil arıtmanın amacı, BOİ giderimi ve kalan askıda katı maddelerin ve organik maddelerin giderilmesi için birincil arıtmadan gelen atık suyun daha ileri seviyede arıtılmasıdır. Bu aşamada aerobik biyolojik arıtma prosesleri kullanılarak, biyolojik olarak parçalanabilir çözünmüş kolloidal organik maddelerin giderilmesi sağlanır. Aerobik biyolojik arıtma, oksijenin varlığında yaşayan aerobik mikroorganizmalar (bakteriler) ile gerçekleştirilir. Bu mikroorganizmalar atık sudaki organik maddeleri metabolize eder ve karbondioksit (CO₂), su (H₂O) ve amonyak (NH₃) gibi inorganik son ürünler üretirler (FAO, 2013). Aktif çamur sistemi kullanılan süreçlerde heterotrofik bakteriler devamlı karıştırılarak organik kirleticileri tüketmesi sağlanır. BOİ'nin biyolojik gideriminde kullanılan birçok proses bulunmaktadır. Bu sistemlerde oksijen, doğrudan ya da mekanik karışımla sağlanmaktadır. Ayrıca araştırmalar ikincil arıtma ile %90 oranında patojen bakterilerin giderilebildiğini göstermektedir (Abdel-Raouf vd., 2012).

2.5.4 Üçüncül Arıtma (Tertiary Treatment)

Üçüncül arıtma, ikincil arıtmayla giderilememiş atıksudaki kirleticilerin uzaklaştırılması için uygulanır. Fosfor, azot, askıda katı maddeler, parçalanması zor organik maddeler ve ağır metallerin giderilmesi için ayrı arıtma işlemleri gereklidir (FAO, 2013). Üçüncül arıtmada amaç; tüm organik iyonları, fosfatı, amonyum ve nitratı gidermektir. Üçüncül arıtmayla, azot

ve fosforun giderimi sağlanarak ortamda ötrafikasyonun oluşması engellenmektedir. Üçüncül arıtmada aerobik, anaerobik ve anoksik işlemler kullanılarak istenilen arıtma verimi sağlanır. Bakteri, virus ve parazit giderimi çoğunlukla üçüncül arıtma aşamasında sağlanmaktadır (Abdel-Raouf vd., 2012).

2.5.5 Dördüncül arıtma (Quaternary Treatment)

Dördüncül arıtmadaki amaç; atıksudan mikrokirletici düzeyindeki ağır metalleri, organik bileşikleri ve çözünmüş mineralleri uzaklaştırmaktır (Abdel-Raouf vd., 2012).

2.5.6 İleri Arıtma (Advanced Treatment)

İleri arıtma genelde kompleks tekniklerin kullanıldığı, yüksek kalitede bir arıtım elde etmek amacıyla uygulanmaktadır. Ters osmoz, kimyasal çöktürme, ozonlama gibi yöntemler ileri arıtma yöntemleri arasındadır (Abdel-Raouf vd., 2012).

2.6 Fitoremediasyon (Bitkisel Arıtım) ve Metotları

Fitoremediasyon, bitki anlamına gelen “*phyto*” ve ıslah anlamına gelen “*remediation*” sözcüklerinden türetilmiş, 1991 yılında terminolojiye girmiş çevre ıslah etme teknolojisidir. Son zamanlarda, fitoremediasyon, kirlenmiş alanların temizlenmesi ve geri kazanımı amacıyla canlı organizmaların kullanıldığı bir teknoloji olarak ortaya çıkmıştır (Khataee vd., 2012). Fitoremediasyon, su bitkilerinin aşırı besin maddelerini ve metalleri biyokütlelerine alıp biriktirerek su kalitesini iyileştirmeleri olayıdır. Bu yöntem kirlenmiş bölgeleri iyileştirmek için doğal bitki ve mikroorganizmaları kullanmaktadır (Carvalho, 2001; Thakuria vd., 2023). Ayrıca bu yöntem, diğer arıtma yöntemlerine göre (fiziksel, kimyasal ve biyolojik) daha az iş gücü ve enerji gerektirir, kolay işletilir, düşük miktarda çamur üretmektedir (UNESCO, 2013).

Bitkiler, kirlenmiş bölgelerin arıtılmasında çeşitli uygulamalara sahiptir. Bazı bitki çeşitleri, çevredeki metalleri aşırı biriktirme (hiperakümülayon) kapasitesine sahiptir ve ihtiyaç duydukları azot ile fosfor gibi organik “kirleticileri” büyük miktarlarda bünyelerine alabilirler. Daha iyi arıtım elde etmek için bitkilerin organik maddeleri hızlı şekilde bünyesine alarak, nitrat, fosfat ve ağır metalleri giderebilme yeteneklerinin anlaşılması, fitoremediasyon teknolojisini geliştirmiştir (Salt vd., 1998). Bitkiler bu maddeleri gidermekle kalmayıp, biyolojik süreçleri için de kullanırlar. Fitoremediasyon için kullanılan bitkilerin hasat edilmesi, bitki biyokütlesinde biriken besin maddelerinin sudan fiziksel olarak uzaklaştırılmasını ve bu maddelerin (azot ve fosfor) ekosistemdeki

konsantrasyonunun azaltılmasını sağlar (UNESCO, 2013). Bitkiler kirlenmiş alanları temizlemek ve iyileştirmek için farklı yolları kullanırlar. Kirleticilerin bitkiler tarafından emilimi, genellikle kök sistemi aracılığıyla olmaktadır. Bu sistem toksisiteyi önleyici temel mekanizmaları içerir. Kök sistemi, kirleticileri, bitkilerin büyümeleri için gerekli olan suyu ve besinleri emen ve biriktiren büyük bir yüzey alanı sunar. Bitki kökleri, toprakla temas ettiği yerde (rizosfer) inorganik ve organik salgılar salgılayarak toprak-kök ara yüzeyinde değişiklikler oluşturur. Bu kök salgıları, mikroorganizmaların sayısı ve aktivitesini, artırıp azaltabilir. Bu mekanizmalar, fitoremediasyonun verimliliğini artıran doğal süreçlerdir (Ahalya ve Ramachandra, 2006).

Sucul bitkiler; kök filtrasyonu, fitoekstraksiyon, fitovolatilizasyon, fitodegradasyon veya fitotransformasyon teknikleri ile fitoremediasyonda kullanılabildikleri için biyolojik arıtım sistemlerinin olmazsa olmazlarıdır. Kirleticilerin uzaklaştırılması; maruz kalma süresi, kirletici konsantrasyonu, çevresel faktörler (pH, sıcaklık vb.) ve bitki özellikleri (tür, kök sistemi vb.) gibi etkenlere bağlıdır (Anand vd., 2017). Fitoremediasyon işlemlerinde serbest yüzen sucul bitki türleri (*Salvinia molesta*, *Lemna* türleri, *Azolla pinnata*, *Landoltia punctata*, *Spirodela polyrhiza*, *Eichhornia crassipes* ve *Riccia fluitans*) ve su altı bitkileri kullanılmıştır (Ekperusi, 2019). Tablo 2.2, atıksuyun arıtımında fitoremediasyonun avantaj ve dezavantajlarını göstermektedir (Faraji vd., 2016).

Tablo 2. 2 Atıksuyun fitoremediasyonunun avantajları ve dezavantajları

Avantajlar	Dezavantajlar
Düşük sermaye gereksinimi	Sadece yüzeysel kirleticilerle sınırlı olması
Düşük enerji gereksinimi	Kirleticilerin fitotoksitesisi (bitkilere toksik etkileri)
Çevre dostu olması	Geleneksel yöntemlere göre daha yavaş olması
Doğal ve yenilenebilir kaynakların kullanımı	Biyobozunma ürünlerinin bilinmeyen etkileri
Daha az ikincil atık üretimi	Kirleticilerin besin zincirine girme potansiyeli
Daha az karbon ayak izi	Bitki örtüsünün tehlikeli böcekleri barındırabilmesi
Atık suyun ve besin öğelerinin geri kazanımı	Çevre koşullarından etkilenmesi
Farklı uygulamalarda kullanmak üzere biyokütle üretimi	
Bitkilerde biriken kirleticilerin geri kazanımı için hasat edilme imkânı	

Fitoekstraksiyon (Bitkisel Özümleme) veya Fitoakümülyasyon

Bu yöntem, topraktaki metal kirleticilerinin bitki kökleriyle alınarak bitkilerin toprak üstü kısımlarına (gövde, yaprak) taşınması sürecidir. Fitoekstraksiyon, özellikle kirlenmiş toprakların arıtımında kullanılan bir yöntemdir. Bitkiler bu yöntemde topraktaki toksik metalleri absorbe eder ve toprak üstündeki biyokütlede biriktirir (Etim, 2012). Bu yöntem ile bitkinin bünyesine alınan kirleticiler, bitkilerin hasat edilmesiyle uzaklaştırılabilmektedir (EPA, 2000). Bu yöntemde kullanılan bitkiler, yüksek miktarlarda kirleticileri biriktirebilen, metallerin kirliliğine karşı toleranslı, kolay yetiştirilebilen ve 100 kat daha fazla metal biriktirebilme yeteneğine sahip hiperakümülatör bitkilere dayanmaktadır. Hiperakümülatör bitki, yüksek ağır metalleri biriktirme ve translokasyon faktörü ile karakterizedir. Biyoakümülyasyon faktörü, kirletici maddeleri alma kapasitesini belirlemek amacıyla kullanılır. Son yıllarda kullanımı giderek artan bu yöntem ile genellikle ağır metaller uzaklaştırılmaktadır (Baş, 2022).

Rizofiltrasyon (Köklerle Süzme)

Rizofiltrasyon, genellikle düşük kirletici yoğunluğuna sahip yeraltı suyu, yüzey suyu veya atık suda bulunan metallerin ve inorganik bileşiklerin giderilmesinde kullanılır. Çözeltideki kirleticilerin bitki köklerine adsorpsiyonu yoluyla gerçekleşir. Rizofiltrasyon, özellikle Pb (kurşun), Cu (bakır), Cd (kadmiyum), Ni (nikel), Zn (çinko) ve Cr (krom) gibi metallerin gideriminde uygundur; bu metaller bitki köklerinde tutulur. Rizofiltrasyonun fitoekstraksiyondan farkı, toprağın değil de, kirli yeraltı suyunun gideriminde kullanılmasıdır. Temizlik amacıyla kullanılacak bitkiler, kökleri suda büyütülerek yetiştirilir. Kök sistemi geliştikten sonra, bitkileri kirli ortama alıştırmak (aklimatize etmek) için, kirli su atık sahasından toplanıp bitkilere verilir ve bitkilerin su kaynağı kirli suyla değiştirilir. Bitkiler kökleriyle sudaki kirleticileri alır ve doymuş hale geldiğinde hasat edilerek kirleticiler fiziksel olarak ortamdan uzaklaştırılmış olur. Rizofiltrasyonun avantajları; karasal ve sucul bitkilerde yerinde olmayan veya yerinde uygulamalarda kullanılabilmesidir (Etim, 2012).

Fitostabilizasyon (Köklerle Sabitleme)

Bu yöntem toprak ve çamurun iyileştirilmesi için kullanılır. Belirli bitki türlerinde, kirleticiler kökler tarafından emilerek, bitkilerin kök bölgesinde (rizosfer) çöktürülüp hareketsiz hale getirilir. Böylece, kirleticinin hareketliliği azalır ve yeraltı suyuna taşınması

engellenir (Etim, 2012). Bu yöntemde kullanılacak bitkiler geniş kök sistemine sahip olmalıdır (EPA, 2000).

Fitovolatilizasyon (Bitkisel Buharlaştırma)

Bu işlemde amaç; toprak ve yeraltı suyundaki kirleticilerin buharlaştırma yoluyla uzaklaştırılmasıdır. Cıvalı bileşikler gibi oldukça zehirli bileşiklerin, az zehirli formlara dönüştürülebilmesi en önemli avantajıdır (Polińska vd., 2021). Bu yöntemde toprakta bulunan kirleticiler, bitki bünyesinde yapıları değiştirilerek atmosfere verilir (Vanlı ve Yazgan, 2013).

Rizodegradasyon (Köklerle Bozunum)

Rizodegradasyon, organik maddelerden oluşan kirleticilerin mikrobiyal enzimatik aktivite ile yıkılması yöntemidir (Söğüt vd., 2004).

Fitodegradasyon (Bitkisel Bozunum)

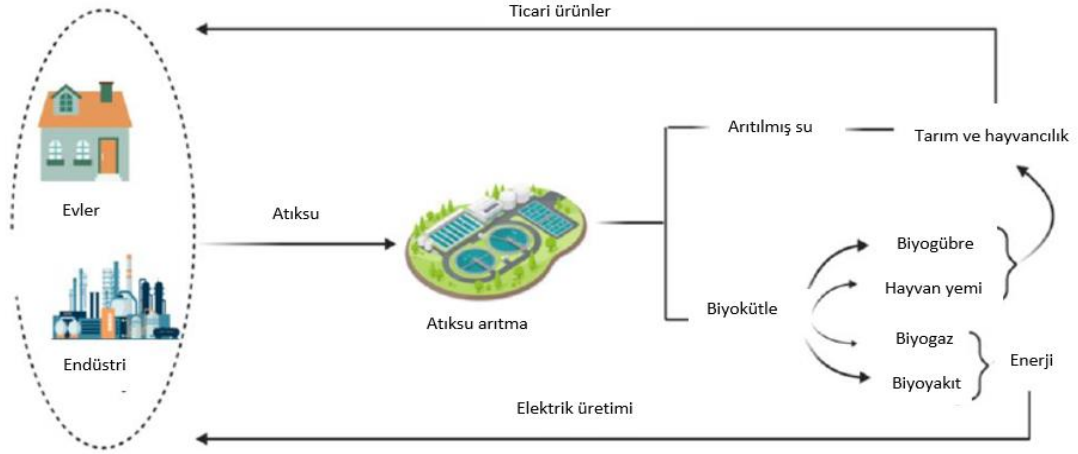
Kirleticiler bitki dokularında metabolize edilir. Bu yöntemde bozunma bitki içinde gerçekleşmektedir, mikroorganizmalara bağlı değildir (EPA, 2000).

2.7 Fitoremediasyon Uygulamaları

Bitkilerin besin maddelerini (özellikle azot ve fosfor) alabilmesi ortamın arıtımını sağlar ve buna ek olarak bitki materyali katma değerli amaçlar için kullanılabilir. Bu amaçların arasında; bitki biyokütlesinin biyoyakıt gibi enerjiye ve hayvan yemine dönüştürülmesi yer alır. Özellikle, beş farklı su mercimeği türü, yüksek protein (kuru ağırlığının %15–40'ı) , düşük lif ve lignin içermesi nedeniyle hayvan yemi katkı maddesi olarak değerli görülmüştür (Schenker ve Harfmann, 2013). Su marulu, su sümbülü, su mercimeği gibi sucul bitkilerin atıksu arıtımında kullanımı dünya çapında ilgi görmüştür, bu bitkiler atıksulardan besin maddelerinin geri kazanımına katkı sağlayabilir.

Mevcut üretim, doğrudan kaynakların çıkarılıp, üretilen ürünlerin tüketilmesine dayanmaktadır; fakat bu kaynaklar sınırlı olduğu için, bu durum sürdürülebilir değildir (Lovins, 2012). "Kullan-at" temelli bu yaklaşım yerine, kapalı döngüler içinde işleyen döngüsel ekonomi, kaynakların sürdürülebilirliği açısından etkilidir (Guerra vd., 2020).

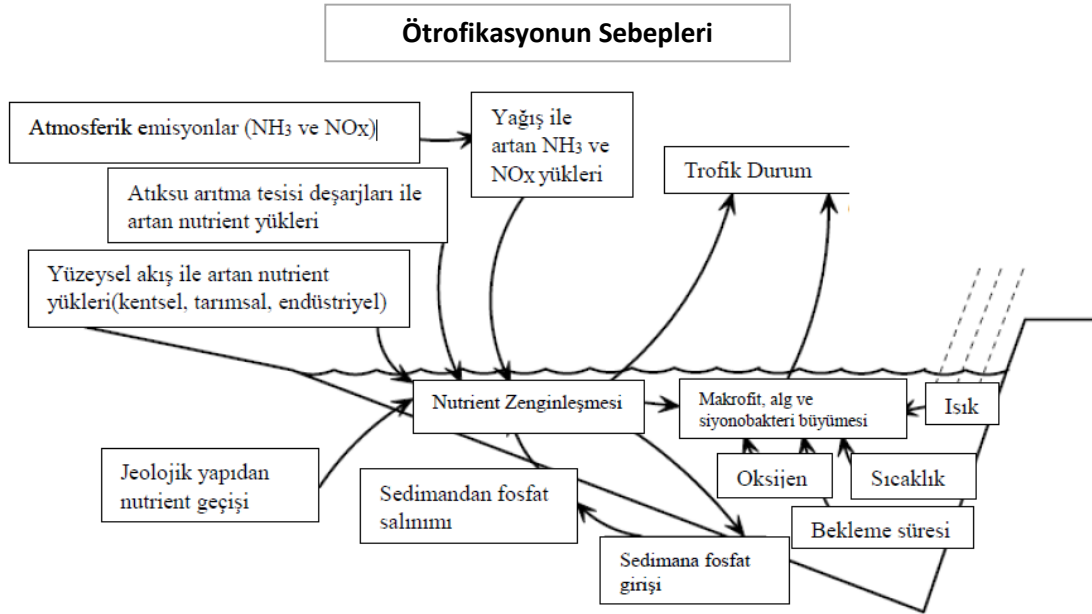
Atıksu sektöründe uygulanan döngüsel ekonomi, kullanılan mevcut su kaynaklarının geri kazanımı ve yeniden kullanımı üzerinde durur (Şekil 2.4). Farklı kaynaklardan gelen atıksular, atığın olduğu yere bağlı olarak içerik açısından zengindir. Bu sebeple atıksu, kaynaklar için potansiyel bir hammaddedir.



Şekil 2. 4 Yüzücü su bitkileri kullanılarak yapılan atıksu arıtımında döngüsel ekonomi uygulamaları (Sayanthan vd.,2024)

2.8 Ötrofikasyon

Ülkemizde kirletici kaynakları oluşturan en mühim kirlilik parametreleri fosfor ve azot gibi besin maddeleridir. Besin maddelerinin su ekosistemine aşırı miktarda salınımı ötrofikasyona sebep olur ve bu durum alglerin büyümesine yol açar. Ötrofikasyona sebep olan durumlar Şekil 2.5'te gösterilmiştir (EPA, 2000).



Şekil 2. 5 Ötrofikasyon oluşumuna sebep olan başlıca faktörlerin şematik gösterimi

Ötrofikasyon, nitrat ve fosfat gibi maddelerin kanalizasyon aracılığıyla suya karışmasına ekosistemin verdiği tepkidir. Bu tepkilere, sudaki fitoplanktonların fazla miktarda artması, balık ve başka hayvan popülasyonlarında azalmaya sebep olan sudaki oksijen miktarının azalması örnek verilebilir. Bu sebeple, fosfor ve azot gibi besin maddelerinin alıcı ortama verilmeleri engellenmelidir. Engellemeye yönelik önlemlere ek olarak iyileştirmeye yönelik önlemler de alınmalıdır. Bu noktada bitkiler ve doğal prosesler ile nutrient giderimi yapan sulak alanlar, faydalı yeşil teknolojiler ön plana çıkmaya başlamıştır. Fitoremediasyon, bitkilerin sudan azot ve fosforu uzaklaştırarak ötrofikasyonun olumsuz sonuçlarını azaltmayı hedefleyen bir yöntemdir. Ötrofikasyon problemi endişe verici hale gelmiş ve besin maddelerini kontrol altında tutmak için arıtma prosesleri geliştirilmiştir. Geleneksel biyolojik arıtma, besin maddesi gideriminde yetersizdir. Ancak, sucul bitkiler besinleri emme konusunda yüksek kapasiteye sahiptir ve yüksek besin giderim verimlilikleri, atıksuyu ucuz, basit ve etkili şekilde arıtmak için kullanılabilir (Gurtekin ve Sekerdag, 2008).

2.9 Su Mercimeği

Doğal sulardaki su bitkilerinin büyümesi ve gelişmesi için karbon (C), fosfor (P) ve azot (N) gibi besin maddelerine (nutrientlere) ihtiyaç duyulmaktadır. Fakat bu besinler sularda sınır değerin üzerinde olursa önemli çevre sorunlarını beraberinde getirmektedir. Çevresel problemlerin başında, arıtılmayan atıksuyun doğrudan yüzey sularına verilmesi gelir. N, P

ve C'un formları atıksudaki nutrientleri oluşturur. Bu besinlerin aşırı miktarları su ekosistemini olumsuz yönde etkiler. Bu sebeple atıksu göle, nehire ve alıcı ortama deşarjdan önce arıtılmalıdır. Atıksulardaki nutrientlerin gideriminde fiziksel, biyolojik ve kimyasal arıtma yöntemleri kullanılmaktadır. Fakat bu yöntemlerin işletimi ve bakımı zor, enerji maliyetleri oldukça yüksektir. Bu sebeple atıksulardaki nutrientlerin gideriminde, doğal arıtma alternatif yöntem olarak kullanılmaktadır. Doğal arıtma diğer yöntemlere kıyasla fazla insan gücü gerektirmez, işletimi kolay ve minimum enerjiye gerek duyan yöntemdir. Bu yöntemde genellikle doğal ortamda yetişen su bitkileri kullanılmaktadır. Ülkemizde yaygın olarak *Lemna minor*, *Lemna gibba*, *Spirodela pollyrriza* *Wolffia arrhiza* gibi sucul bitkiler tercih edilmektedir. Bu bitkiler su mercimekleri olarak isimlendirilirler ve su mercimleri, ekonomik ve kolay yetişebilmesi yönünden özellikle kırsal bölgelerde uygulanabilmektedir (Huett vd., 2005; El-Kheir vd., 2007). Bu çalışmada, evsel atıksulardan nutrientlerin gideriminde düşük maliyetli ve sürdürülebilir arıtım sağlayan su mercimeğinin (*Lemna minor*) kullanılabilirliği gösterilmektedir.

Yüzeyi tamamen kaplayan su mercimekleri alg büyümesini engeller ve sedimentasyon daha iyi gelişir (Dağlı, 2006). Hızlı büyüme oranına sahip olması, su mercimeği tabanlı sistemlerin bakım ve işletiminin daha kolay olması sebebiyle atık su arıtımı için çok uygundur (Juliet vd., 2015). Suyun arıtımı sonrası elde edilen su mercimekleri suyun yüzeyinden toplanır; kanalizasyon veya hayvansal atık sularında yetiştirilen su mercimekleri zehirli değildir, mahsul gübresi, balık ve büyükbaş hayvan yemi olarak kullanılabilir (Gao ve Liu, 2017). Su mercimekleri, kentsel ve endüstriyel atık suyun üçüncül arıtımlarında kullanılmıştır (Xu ve Huang, 2010). Su mercimeği, besin maddelerini absorplama konusunda yüksek bir kapasiteye sahiptir ve bu sebeple bu maddeleri sudan uzaklaştırmada etkilidirler. Bu yeteneği sayesinde kanalizasyon ve arıtılmamış su arıtımında ticari olarak uygulanabilen basit ve doğal bir yöntemdir (Chen vd., 2018). Su mercimeklerinin, alglere göre hasadı daha kolaydır, yüzen bir bitki olması hasadını kolaylaştırır ve sudan besinlerin geri kazanımı için uygun bir “hiperbirikirici” haline getirir, uzun süren santrifüjleme işlemlerine ve membran filtrasyonuna ihtiyaç duyulmaz. (Frick, 1994). Su mercimekleriyle, kentsel ve endüstriyel atık suların (Ozengin ve Elmaci, 2007) ve hayvansal atık suların (Cheng ve Stomp, 2009; Sonta vd., 2018) arıtımında değerlendirilmek üzere yıllardır çalışmalar yapılmıştır.

2.9.1 Su Mercimeği Türleri ve Morfolojileri

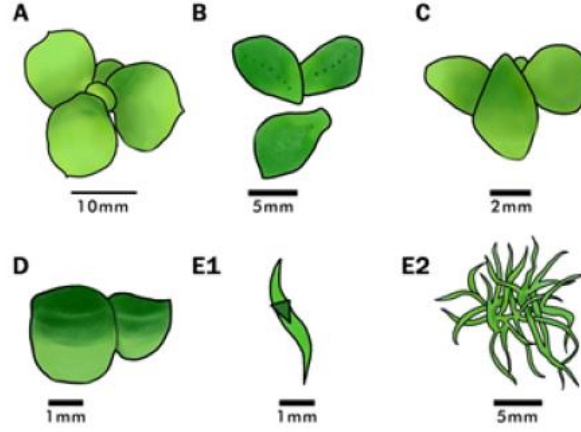
Su mercimeği; *Lemnaceae* familyasına ait, boyutları küçük ve basit morfolojiye sahip, filogenetik olarak tanımlanmış 36 tür içeren, tek çenekli (monokotiledon), nadiren çiçek açan, yüzebilen sucul makrofitlerdir (Dalu ve Ndamba, 2003; Les vd., 2002; Fu vd., 2020; Bog vd., 2020; Sree vd., 2016). *Lemnaceae* familyası beş cinse ayrılır: *Spirodela*, *Lemna*, *Landoltia*, *Wolffiella* ve *Wolffia* (Al Nozaily vd., 2000; Morales vd., 2006; Appenroth vd., 2013) (Tablo 2.3). *Lemnaceae* ailesine ait üyeler Antarktika ve Kuzey kutbu hariç dünyanın tüm bölgelerinde yavaş akıntılı ve durgun sularda bulunur (Landolt, 1986; Scheer vd., 2008).

Tablo 2. 3 Su mercimekleri (*Lemnaceae*) familyası

Spirodela	Landoltia	Lemna	Wolffia	Wolffiella
Polyrrhiza	punctata	Aequinoctialis	Angusta	Caudata
Intermedia		Disperma	Arrhiza	Denticula
		Gibba	Australiana	Gladiata
		Japonica	Borealis	Hyalina
		Minor	Brasiliensis	Lingulata
		Minuta	Columbiana	Neotropica
		Obscura	Cylindracea	Oblonga
		Perpusilla	Elongata	Repanda
		Tenera	Globosa	Rotunda
		Trisulca	Microscopica	Welwitschii
		Turionifera	Neglecta	
		Valdiviana		

Diğer bitki türleriyle karşılaştırıldığında, su mercimeklerinde yaprak ve gövde, frond olarak adlandırılan basitleştirilmiş bir yapıda birleşmiştir. Kökler, *Wolffia* ve *Wolffiella* cinslerinde tamamen eksiktir. Su mercimekleri, vejetatif şekilde özdeş klonlar üreterek çoğalırlar; bu çoğalma, ana yapraktan (frond) yavru yaprakların filizlenmesiyle gerçekleşir (Ziegler vd., 2015; Goopy ve Murray, 2003). Ancak, alt familyalarda çoğalma şekilleri farklılık gösterir. Lemnoidea (*Landoltia*, *Lemna* ve *Spirodela* cinsleri), ana yaprak iki bölünme (meristematik) bölgesine sahiptir. Buna karşılık, Wolffioideae (*Wolffia* ve *Wolffiella* cinsleri) ana yaprakta tek meristematik kese vardır (Appenroth vd., 2013; Kotowska vd., 2013). *Landoltia*, önceki adıyla *Spirodela punctata*, iki yaprağı bağlı su mercimeği türüdür (Les ve Crawford, 1999; Fang vd., 2007). *Lemna*'da, bir kök ve iki ila dört yaprak bulunur ve uzunluğu 6,0 mm'ye

kadar artabilir (Les ve Crawford,1999). *Spirodela*, su mercimeği familyasındaki en küçük genoma sahip olup, 4 ila 12 mm uzunluğunda beş büyük yaprağı vardır (Michael vd., 2017; Lemon vd., 2001). *Wolffia*, en küçük cinstir; uzunluğu nadir 0,5 ila 1,2 mm, genişliği ise 0,4 ila 1,0 mm'yi geçer (Kotowska vd., 2013). *Wolffiella*, yaprak uzunluğu 1,0 ila 5,0 mm arasında değişmektedir (Appenroth vd., 2017).



Şekil 2. 6 Su mercimeği (*Lemnaceae*) familyasına ait beş cinsteki (*Spirodela* (A), *Landoltia* (B), *Lemna* (C), *Wolffia* (D) ve *Wolffiella* (E1, E2)) bir türün temsili görüntüleri (Appenroth vd., 2013).

Su mercimeği yapraklarının büyük bir kısmı, içi hava (veya başka gazlar) ile dolu ve geniş hücre içi boşluklara sahip klorenkimatöz hücrelerden oluşur. Bu durum bitkide kaldırma kuvveti oluşturarak batmasını engeller. *Lemna* cinsinde üst epidermis tabakası şeffaf mumsu yapıda olan kütikula ile kaplıdır ve su geçirmez yapıdadır. Su mercimeğinin tüm gövdesini sararak, epidermisini fiziksel hasara ve güneş ışınlarına karşı güçlendirir (Borisjuk vd., 2018). Stomalar su mercimeklerinin epidermisinde bulunur. *Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia*, *Wolffiella* cinslerinde stomalar üst yüzeydedir. Bu yapılar bitki su yüzeyindeyken gaz alışverişi ve fotosentezi kolaylaştırır. *Spirodela* ve *Lemna*'nın iletim demetleri oldukça küçüktür. Hem *Spirodela* hem de *Lemna*'daki kökler adventif (yani frondun alt yüzeyinden rastgele çıkan, tipik kök sisteminden farklı) yapıdadır (FAO, 1998). Su mercimekleri, köke benzer yapılar (rizoidler) ile su üzerinde dengede durur, rizoidler gerçek kök değildir (Coşkun vd., 2018). Kökler kısadır, ancak bu durum çevre şartlarına bağlı olarak birkaç milimetreden 14 cm'ye kadar değişir. Kökleri kloroplastlar içerir, kök tüyleri yoktur (FAO,

1998). Su mercimeği lifli yapıdadır ve tamamen metabolik yönden aktif hücrelerden oluşmaktadır (Reed vd., 1988; Tchobanoglous ve Burton, 1991).

Lemnaceae familyasına ait su mercimeklerinden; *Lemna gibba*, *Spirodela polyrrhiza*, *Wolffia arrhiza* ve *Lemna minor* türleri hakkında bilgiler aşağıda verilmiştir.

Lemna Gibba

Lemna gibba, nutrient açısından zengin sularda bulunan, *Lemnaceae* familyasına ait, suyun yüzeyinde yüzen sucul bir bitkidir (Şekil 2.7) (Zimmo, 2003; El-Kheir vd., 2007). Göl, akarsu ve çıkış suları gibi ortamlarda bulunur. Çiçekli ve damarlı bir bitkidir. Laboratuvar şartlarında, ideal aydınlatma ve nutrient temininin uygun olması durumunda, 25-29°C’de 24-48 saatte, iki kat artmaktadır (Wang, 1990; Sanchez Villavicencio vd., 2007). *Lemna gibba* diğer bitkilere göre düşük life sahiptir (yaklaşık %5). *Lemna gibba*’nın kimyasal içeriğinde 5 mg/g Klorofil a+b, %24,06 protein ve %3,84 N bulunmaktadır. *Lemna gibba*’nın, nutrientler, organik maddeler, askıda katı maddeler ve ağır metallerin gideriminde, atıksu arıtımında ve alg çokluğunda oldukça etkili olduğu bulunmuştur (El-Kheir vd., 2007). *Lemna gibba* kurşun ve kadmiyum gibi ağır metallerle toleranslıdır (Miranda vd., 2000; Sanchez Villavicencio vd., 2007). Toksik bileşiklerin gideriminde adsorpsiyon ve biyoakümülyasyon yeteneğini kullanır (Wang, 1990; Lemnatest, 2000; Sanchez Villavicencio vd., 2007). 20 ve 30 cm derinlikteki sığ sularda ve evsel atıksu arıtımında *Lemna gibba*’yı değerlendirmek için açık havada yapılan deneyler, elde edilen ikincil çıkış suyunun, tekrar kullanılan sulama suyunun kalitesiyle eşit olduğunu göstermektedir (El-Kheir vd., 2007).



Şekil 2. 7 *Lemna Gibba*

Spirodela Polyrrhiza

Spirodela polyrrhiza; hızlı şekilde büyüyen, yaygın dağılımlı, yaşam süresi kısa ve çevresel değişikliklere karşı stabil bitkilerdir (Şekil 2.8) (Landolt ve Kandeler, 1987).



Şekil 2. 8 *Spirodela Polyrrhiza*

Wolffia Arrhiza

Lemnaceae ailesi üyesi olan *Wolffia arrhiza*, tomurcuklanmayla fazla miktarda çoğalan, en küçük damarlı sucul bitkidir (Şekil 2.9). *W.arrhiza*, özellikle kış gibi uygun olmayan çevre koşullarında, yaprak turion formuna geçebilir. Bitki, Ph ve sıcaklık değişimleri, kirlilik gibi toksik ve stres faktörlerine karşı dayanıklıdır. Bu özellikleri sebebiyle özellikle, fosfor ve organik azot bileşikleri açısından zengin kentsel ve tarımsal kaynaklı atıksuların arıtımında zamanla daha çok kullanılmaktadır (Czerpark ve Piotrowska, 2005).



Şekil 2. 9 *Wolffia Arrhiza*

Lemna Minor

Lemna minor (*L. minor*) bitkisi (Linneaus 1753): *Lemnaceae* familyasına ait, küçük boyutlu, vejetatif üremeyeyle çoğalan, hızlı büyüyen damarlı yüzen makrofitlerdir (Şekil 2.10). *Lemna minor* oksijen oranı yüksek ortamlarda yaşamayı severler. Daha çok Nisan-Ekim döneminde gelişme gösterirler. Sıcak aylar en hızlı geliştikleri zamanlardır. Yaz aylarında geniş su kütlelerinin üzerini yeşil örtü ile kaplayabilirler (Şaşmaz, 2014). *L. minor*, sıcaklığın 20-30 °C aralığında, pH'ın 4,5-7,5 olduğu şartlarda iyi gelişim gösterir. 5,02 mg/g klorofil a+b, %3,90 oranında N, %24,40 oranında protein içeriğine sahiptir. *Lemna minor* ortam şartlarının uygun olmaması durumunda uyku moduna geçer ve suyun altına çekilir, orada tomurcuk halinde kalır (Saygıdeğer, 1996; Topal vd., 2011). *Lemna minor* Türkiye'de; Adapazarı, Afyon, Ankara, .Antalya, Artvin, Bitlis, .Bolu, Burdur, Çanakkale, Denizli, Erzincan, .Gümüşhane, Isparta, İstanbul, İzmir, Kastamonu, Kocaeli, Konya, Muğla, Ordu, Rize, Sakarya, Samsun, Trabzon illerinde yaygın olarak bulunur (Kırım vd., 1996).



Şekil 2. 10 *Lemna Minor*

2.9.2 Su Mercimeği Üremesi

Çok hızlı çoğalan su mercimekleri, geniş su birikintilerinin yüzeylerini kaplayan, tek veya farklı türlerden oluşan biyokütle matı üretebilir. Yapraktaki (frond) küçük bir hücrenin bölünmesiyle yeni yaprak oluşur (Tchobanoglous ve Burton, 1991). Tek bir frond, 10 gün ile birkaç hafta arasında süren ömründe 20'ye yakın yavru frond üretebilir. Yavru frond aynı süreci tekrarlayarak çoğalmaya devam eder (FAO, 2013). Genellikle altı yavru frond oluşuktan sonra ana yaprak ölme eğilimi gösterir. Bu sebeple üretilen su mercimeği kolonilerinde kahverengi renkte, lekeli ölü ana yapraklar gözlemlenir (Khataee vd., 2012).

Su mercimekleri uygun miktarda besin bulunması, yeterli güneş ışığı, ideal pH ve sıcaklık koşullarında, biyokütlelerini her iki günde bir iki katına çıkarabilirler. Büyüme hızları neredeyse tüm yüksek bitkilerden daha hızlıdır ve alglerin üssel (exponential) büyümesine benzemektedir. Suda çözünen besinleri tüketerek hızla çoğalmaları sebebiyle atık su arıtımı için oldukça uygundur (Zimmo vd., 2004). Biyokütlesinin her 1-2 günde ikiye katlanması, 60 günde 32 hektarlık bir alanı kaplayabileceği anlamına gelir, hektar başına 39-105 ton kuru ağırlık/ yıl oranında biyokütle verimine ulaşabilirler (Ziegler vd., 2015). Ancak doğal şartlarda büyüme hızı, bitkilerin hasadı, besin teminleri, ışık miktarı, havanın ve suyun sıcaklığına göre değişebilmektedir. Frond yaşını tahmin edebilmek için kök uzunluğuna bakılabilir (Willett, 2005). Su mercimekleri hem vejetatif hem de eşeyli olarak çoğalabilir fakat eşeyli üreme seyrek görülür (FAO, 1998). Su mercimeklerinin hasadı oldukça kolaydır ve soğuğa karşı toleranslıdır (Körner vd., 1998). Çoğalmaları genellikle düzenli klonlar halinde gerçekleşir, bu sebeple bitki fizyolojisi, genetik ve çevre kontrolüyle ilgili çalışmalarda önemli araştırma organizmalarıdır (Mader, 2004; Mkandawire ve Dudel, 2005; Scheer vd., 2008).

Lemnaceae familyası dünya genelinde yayılış gösterir fakat en fazla tür subtropikal ve tropikal bölgelerde görülür. Bu bitkiler ılık ve soğuk bölgelerde yaz ayında kolayca büyüyebilir; genelde durgun veya yavaş akışlı sularda yaşarlar. Zengin besin içeren küçük göletlerde ve bataklıklarda yoğun olarak büyür. Su mercimeği örtüleri genelde atıksu arıtma tesisinden çıkan yavaş akan sularda bol miktarda görülür. Tuzlu suya dayanıklıdır fakat bünyelerinde biriktirmezler. *Lemna minor* %0,5 ila %2,5 arasındaki sodyum klorür (NaCl) konsantrasyonunda büyüebilmektedir. Su kurduğunda veya sıcaklıklar azaldığında, su mercimeklerinin büyüyecekleri uygun koşullar tekrar oluşana kadar varlıklarını sürdürmeyi sağlayan dayanıklılık mekanizması vardır. Bu mekanizma; nişasta açısından yoğun yapıları (turion) üretmesidir. Bu yapılar frondlardan daha ağırdır ve bitkinin suyun dibine batarak kuruyan çamura gömülmesini sağlar. Uygun koşullar oluştuğunda yeniden gelişerek popülasyonlarını sürdürürler (FAO, 1998).

2.9.3 Su Mercimeği Yetiştirme Şartları

Su mercimekleri, çöl ve kutup hariç, doğal çevrede çeşitli bölgelerde yayılmıştır (Leng vd.,1995). Su mercimeklerinin büyümesi, ideal karbondioksit, pH, ışık, sıcaklık ve yeterli besin temini koşullarında diğer bitkilerden daha hızlıdır ve büyüme hızları sürekli artar (Goopy ve Murray, 2003; Nafea, 2016). Taze su mercimeği için en uygun nem oranı %95'tir

(Kaur ve Gupta, 2021). Bitkinin büyümesi için su kütlesinde fazla bir başlangıç popülasyonuna gerek yoktur, küçük bir miktar ile hızlı bir şekilde ürer ve çoğalır (Gürtekin ve Şekerdağ, 2008). Su yüzeyinin sakin, akıntının az veya hiç olmaması durumunda su mercimeği hızlı bir şekilde yetişir; suyun fazla hareket etmesi bitki büyümesini yavaşlatacaktır (Yu vd., 2017). 5 inç derinliğe, 18 inç uzunluğa ve 12 inç genişliğe sahip dikdörtgen bir kapta yetiştirilebilir (Xu vd., 2021). Küçük ölçekte kültürler belirli aralıklarla alt kültüre alınmalı ve tek tip büyüme hızı ve sabit besin içeriği eldesi için ı ışık-karanlık döngüsü ve sıcaklık sabit tutulmalıdır. Kültür ortamının seçimi önemlidir çünkü bitkilerde fizyolojik bozukluk veya ölüme yol açabilir (Nas ve Read, 2004). Azot kaynaklarındaki farklılık, su mercimeğinin nişasta ve biyokütle üretimini etkileyebilir (Ma vd., 2018). Toplu üretimde (> 500 mL), su mercimekleri biyoreaktörlerde, doğal göletlerde, yerel atık suda yetiştirilir (Ma vd., 2018; Xu vd., 2011). Sudaki besin konsantrasyonu ve uygun su mercimeği yoğunluğu ile ideal çevre şartlarında su mercimeği yılda 10-30 ton/ha biyokütle üretebilir (Chakrabarti vd., 2018). Su mercimekleri hayvansal atık sularda bile hızlı şekilde büyür ve fazla biyokütle üretir (Xu vd., 2011). Azot, amonyum, kalsiyum, magnezyum ve fosfor gibi temel nutrientler, su mercimeklerinin biyokütlesini etkilemektedir.

Sıcaklık

Su mercimekleri, 6°C ile 33°C sıcaklığındaki sularda, 1 - 30°C sıcaklığındaki hava şartlarında büyümektedirler. Büyüme hızı su sıcaklığının yükselmesiyle artar, ancak 30°C nin üstünde büyüme yavaşlar ve daha yüksek sıcaklıkta ise büyümeleri durur. Doğrudan güneş alan açık sistemlerde, su yüzeyinde oluşan yüksek sıcaklık ısı stresi meydana getirir ve su mercimeğinin büyüme verimini olumsuz etkiler. Su kütlesinin alt kısımlarındaki daha soğuk su katmanlarının karıştırılması ile yüzey sıcaklığı düşürülebilir, böylece su mercimeği üretim verimi artırılır (Topal, 2011).

Işık Yoğunluğu

Işık yoğunluğu, su mercimeği büyüme hızını doğrudan etkiler. Su mercimeğinin büyüme hızının, 6 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ düşük ışık yoğunluğunda en düşük olduğu ve ışık yoğunluğunun 1000 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 'e çıkmasıyla büyüme hızının arttığı gözlemlenmiştir (Paolacci vd., 2018). Farklı ışık kaynaklarının su mercimeğindeki büyümeyi ve fizyolojik özellikleri etkilediği bildirilmiştir. Yüksek frekanslı elektromanyetik radyasyon, büyüme hızını ve biyokütleyi;

kızılötesi ışınlar ise kültürdeki *Lemna minor*'un yaprak sayısını artırmıştır. Su mercimekleri, aşırı ışığa maruz kalırsa, hasarı engellemek için antioksidanlar biriktirir (Stewart vd., 2020).

pH

Su pH'ı, ortamdaki NH_3 / NH_4^+ oranını belirler. pH arttıkça NH_3 oranı artar ve amonyak toksisitesi sebebiyle su mercimeğinin büyümesi azalır. Düşük pH'ta, amonyak NH_4^+ formuna dönüşür ve bu durumda toksisite azalır (Nafea, 2016). Su mercimeği, 5 ile 9 arasındaki pH değerlerinde yaşar, ancak en ideal büyüme aralığı 6,5-7,5 aralığıdır (Iqbal vd., 2019). Bunun sebebi, bu pH aralığında sudaki amonyak (NH_3), su mercimeği tarafından en kolay emilen amonyum iyonu (NH_4^+) formundadır. pH 10'un üzerine çıkarsa büyümeleri önemli ölçüde etkilenmektedir. Yüksek pH değerlerinde, azot serbest amonyak (NH_3) formuna dönüşür; amonyak toksik olabilir ve bitki büyümesini engelleyebilir (Gurtekin ve Sekerdag, 2008). Su mercimeğinin azot kaynağı amonyumdur, fakat bazı seviyelerde inhibisyon etki gösterebilmektedir. Çalışmalar sonucunda pH 5 - 7,5 aralığında iken amonyak gideriminin fazla olduğu görülmüştür. Bu sonuç, su mercimeği tarafından besin olarak azotun en fazla kullanılabildiği pH aralığını göstermektedir (Yılmaz, 2004).

Mineral Konsantrasyonları

Su mercimekleri, sudan çok daha fazla makro ve mikro minerali biriktirebilme yeteneğine sahiptir; ancak sudaki yüksek mineral seviyesi, seyreltilmiş mineral ortamında daha iyi büyüyen su mercimeğinin büyümesini engelleyebilir veya yok edebilir. Su mercimeklerinin elementleri toksik seviyelere kadar biriktirebilmesi besin birikimi ve kirleticilerin giderimi açısından olumludur fakat bitki sağlığına zarar verebilir. Su mercimekleri besin ve minerallerin varlığında büyür. Büyüme üzerinde belirleyici olan faktörler genellikle; Amonyak (NH_4^+), Fosfor (P), Potasyum (K) ve Sodyum (Na) dur. Bu maddelerin sudaki yoğunlukları, su mercimeğinin büyüme hızını ve biyokütlesini doğrudan etkiler (FAO, 1998).

Su Derinliği

Sıcak şartlarda su mercimeği yetiştirmek için gerekli su derinliği azdır, fakat soğuk ve çok sıcak iklimlerde, sığ havuzlar problem oluşturur. Çünkü bu havuzlarda su sıcaklığında ani değişiklikler olabilir. 0,5 metreden daha fazla olan derinlikte, su mercimeği hasadı zorlaşır.

Fakat asıl amaç su arıtımı ise yaklaşık 2 metre derinliğinde havuzlar tercih edilir (FAO, 1998). Derinlik, ihtiyaca göre belirlenmelidir.

Su Mercimeği Yoğunluğu ve Verim

İdeal ışık miktarı, sıcaklık ve pH şartları su mercimeği büyüme hızını etkileyen faktörlerdir. En önemli faktörlerden biri de bitki yoğunluğudur. Su mercimeğinin hasat edilme hızı önemlidir çünkü verimi artıran bir biyokütle miktarı vardır. Uygun büyüme koşulları altında, yaklaşık 1,2 kg/m²'nin üzerindeki su mercimeği (yaş) ve 0,6 kg/m²'nin altındaki su mercimeği (yaş) miktarının büyümeyi azalttığı gözlemlenmiştir. 1,0 kg yaş su mercimeği/m²'nin su arıtımı için ideal olduğu bildirilmiştir (FAO, 1998).

Su Mercimeğinin Besin Gereksinimleri

Diğer fotosentez yapan organizmalar gibi, su mercimekleri de büyümek için minerallere ihtiyaç duyar ve biyokütle sentezlemek için güneş enerjisinden faydalanırlar. Ancak diğer bitkilerden farklı olarak, önceden oluşmuş organik maddeleri kullanma kapasitesine sahiptirler ve bu sayede enerji kaynağı bulduklarında güneş ışığı olmadan da büyüebilirler. İhtiyaç duydukları besinler konusunda yapılan araştırmalar genellikle azot (N), fosfor (P) ve potasyum (K) gibi maddeler üzerine olmuştur. Fakat su mercimekleri de eser elementler (iz elementler) içeren geniş bir besin grubuna ihtiyaç duyar. Araştırmalar su mercimeklerinin özellikle su kaynaklarından gelen bakır (Cu), kobalt (Co) ve kadmiyum (Cd) gibi metalleri biriktirme kapasitesine sahip olduğunu göstermektedir. Mineral besinler su mercimeği frondunun tüm yüzeyinden emilir, eser elementlerin emilimi ise genellikle frondun belirli bölgelerinde yoğunlaşır. Su mercimeğinin beslenmesi su kaynağına bağlıdır. Barınak hayvanlarından gelen atık sular genellikle yeterli ve çok yüksek konsantrasyonda mineral içeren kaynaklardır. Yüksek amonyak konsantrasyonu sebebiyle seyreltilmesi gerekebilir. Tarımsal faaliyetlerden kaynaklı akış suları genellikle P ve N bakımından yüksektir. Kanalizasyon atıksuyu, ön işlemlere göre yüksek veya düşük N içerebilir, fakat genellikle K ve P bakımından yeterlidir. Su mercimeğinin maksimum büyümesini sağlamak, en uygun besin dengesini bulmak için yapılan çalışmalar azdır. Su mercimeklerinin kimyasal bileşimi ve büyüme hızı, suda bulunan minerallerin konsantrasyonuna, bunların yenilenme hızına, besin dengelerine, suyun pH'ına, suyun sıcaklığına ve güneş ışığının miktarına bağlıdır. Birim yüzeyden elde edilen üretim miktarı, havuzda mevcut olan biyokütleye de bağlıdır. Su mercimekleri çeşitli azotlu bileşikleri kullanabilir. Amonyum iyonu (NH₄⁺), su

mercimeği için en faydalı azot (N) kaynağıdır. Sıcaklığa bağlı olarak, son derece düşük N miktarlarında bile büyümeye devam etmektedir. Sudaki amonyum azotu (NH_4^+) seviyesi, bitkideki ham protein miktarını etkiler (FAO, 1998). Bu durum su mercimeklerinin hem sudaki azotun uzaklaştırılmasında hem de yem kaynağı olarak tercih edilmesini sağlar.

2.9.4 Su Mercimeğinin Kimyasal Bileşimi

Kuru maddede bulunan protein ve bileşenlerin içeriği yetiştirildiği ortamın kalitesine bağlı olarak değişmektedir. Su mercimeğindeki kuru maddede protein içeriği %7-45, yağ %2-9, lif %12-28 ve karbonhidrat %14-44'tür (FAO, 1999; Hasan ve Chakrabarty, 2009). Su mercimeği sudan Ca, K, Na, Si, N, H, C, Fe, Mg, Al, B, P, Cu ve Zn gibi birçok mikro ve makro besini emebilmektedir (FAO, 1999; Chojnacka, 2006; Showqi vd., 2017). Bu bitkiler ayrıca aminoasitler, A, B ve E grubu vitaminler ve karotenoidler içermektedir (FAO, 1999; Chojnacka, 2006; Showqi vd., 2017). Su mercimeği, zararlı ağır metaller dahil olmak üzere sudaki çeşitli bileşenleri almada etkilidir. FAO'nun (1999) raporuna göre, su mercimeğindeki Cd, Ni, Cr, Sr, Co, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Al ve Au gibi elementlerin içeriği insan veya hayvan sağlığı için tehlike oluşturmaz ve bu nedenle kümes ve çiftlik hayvanları için yem üretiminde takviye olarak kullanılabilir.

Tablo 2.4, farklı türlerdeki su mercimeklerinin içerdiği toplam protein, karbonhidrat ve yağları göstermektedir. Su mercimeklerinde bulunan toplam amino asit oranı, karbonhidratlar ve yağlara kıyasla yüksek seviyededir. Su mercimeğinin içerdiği toplam protein, kuru ağırlık başına %19,8 ile %48,2 aralığında değişmektedir. (Ruekaewma vd., 2015). *Lemna gibba*'da nispeten daha fazla toplam karbonhidrat içeriği (%38) bulunmaktadır (Verma ve Suthar, 2016). Toplam yağ içeriğinin (%11,4) ise *Lemna minor*'da daha yüksek olduğu bildirilmiştir (Dewanji, 1993). Su mercimeğindeki karbonhidratı; şeker, polisakkarit ve nişasta oluşturmaktadır. Nişasta, su mercimeğinin yaklaşık %4,0 ila %29,8'ini oluşturuyor (Xu vd., 2011). Su mercimeğinin hücre duvarı bileşenleri tüm türlerde benzer olup, pektin ve hemiselülozdan oluşmaktadır (Sowinski vd., 2019).

Tablo 2. 4 Su mercimeklerdeki protein, karbonhidrat ve yağların toplam içeriği

Su mercimeği türleri	Proteinler (%)	K.hidratlar (%)	Yağlar (%)	Referanslar
Landoltia				
<i>Landoltia punctata</i>	20–28.7	10–11.20	4–5.5	(Appenroth vd., 2017; Tang vd., 2015)
Lemna				
<i>L. aequinoctialis</i>	34.18	11.61–28.68	-	(Ma vd., 2018; Tang vd.,2015; Effiong ve Sanni, 2009)
<i>L. gibba</i>	21.5–37.9	17.6–38.0	4.4–9.3	(Verma ve Suthar,2016; Aguilera vd., 2018)
<i>L. minor</i>	20–38.30	4	11.4	(Appenroth vd., 2017;Dewanji, 1993;Ifie vd., 2021)
Spirodela				
<i>S. polyrrhiza</i>	25.6–34.5	11.14–29.8	4.5	(Fasakin vd., 2001; Ma vd., 2018; Tang vd., 2015)
Wolffia				
<i>W. arrhiza</i>	19.8–20.15	43.6	2.43–5.0	(Bhanthumnavin ve Mcgarry, 1971; Ruekaewma vd., 2015)
<i>W. columbiana</i>	36.5–44.7	-	6.6	(Ruekaewma vd., 2015; Rusoff vd., 1980)
<i>W. globosa</i>	33.3–48.2	11.05	5.0–9.6	(Ruekaewma vd., 2015; Tang vd., 2015)
Wolffiella				
<i>Wolffiella hyalina</i>	35	-	7	(Appenroth vd., 2017)

2.10 Su Mercimeğinin Atıksu Arıtımında Kullanımı

Son zamanlarda, noktasal ve noktasal olmayan kaynaklardan gelen atıksuların arıtımında su mercimeğinin kullanılması hakkında çok sayıda yayınlanmış araştırma bulunmaktadır. Su mercimeği bazlı atıksu arıtma sistemi, gelişmekte ve sanayileşmiş ülkelerde atıksu arıtımında potansiyel teknoloji olarak görülmektedir. Bu bitkiler, kirlenen sulardaki azot ve fosfor gibi besinleri geri kazanabilir; diğer kirleticileri ve metalleri dokularında biriktirebilir ve giderebilirler. Ayrıca hayvancılıkta bir yem kaynağı ve biyoyakıt üretiminde de bir enerji kaynağı olarak kullanılabilir.

Türkiye'de sulak alanların korunması ile ilgili çalışmalar önem kazanmaktadır. Bu nedenle, yüzey sularına giren tüm kirletici kaynaklarının tespit edilmesi gerekmektedir. Çoğu bölgede atık sular yüzey sularına deşarj edilmektedir. Bunun sonucuna, atıksudaki C (karbon), N (azot) ve P (fosfor) gibi maddeler artmaktadır. Besin maddelerindeki bu artış kirliliğe yol açmakta ve su ekosistemini olumsuz etkilemektedir. Bu sorunun giderilmesi amacıyla atık sulardan besin maddelerinin uzaklaştırılması için farklı yöntemler kullanılmaktadır. Besin maddelerinin giderimi, *Lemna gibba*, *Spirodela polyrrhiza*, *Wolffia arrhiza* ve *Lemna minor* gibi su mercimekleri kullanılarak sağlanmaktadır. Ülkemizde su mercimeklerinin, kolay ulaşılabilir olması, yüksek giderim kapasitelerine sahip olması, olumsuz şartlara dayanıklılığı ve ekonomik olması gibi özellikleri nedeniyle besin maddesi gideriminde kullanılabilmektedir (Topal vd., 2011). Yapılan çalışmalarda, BOİ, KOİ, besin maddesi ve ağır metal giderimiyle ilgili veriler bulunmaktadır (FAO, 1998). Su mercimeği bazı sistemlerin kurulması, işletilmesi ve bakımı düşük maliyetlidir. İthal bileşenler gerektirmezler. İşlevsel olarak basittir ve işletmede sağlamdırlar; büyük ölçekli uygulamalar için önerilen geleneksel atıksu arıtma sistemlerine eşit veya daha üstün üçüncül arıtma performansı gösterebilirler. Bunlara ek olarak su mercimeği atıksu arıtma sistemleri, atıksuyu değerli su mercimeği yemine dönüştürerek maliyetlere karşı kar elde etme potansiyeline sahiptir. Su mercimeği atıksu arıtma sistemleri, biyolojik birikimle atıksuda bulunan besin maddelerinin ve çözünmüş katıların %99'una kadarını uzaklaştırabilir. Bu sistemleri diğer atıksu arıtma mekanizmalarından ayıran en önemli özellik, değerli ve proteince zengin bir biyokütle yan ürünü üretebilmeleridir.

Su mercimekleri, su mercimeği bazı sistemleri yalnızca atıksu arıtımı için değil, besin geri kazanımı için de cazip kılan özellikler göstermiştir. Bunun sebebi, su mercimeklerinin hızlı çoğalması ve biyokütlesinin yüksek protein içermesidir. Su mercimeği yüksek miktarda besin biriktirebilir ve bu besinleri basit ve düşük maliyetli hasat teknolojisiyle giderebilir. Su mercimekleri bugüne kadar, ham ve seyretilmiş kanalizasyon, fosseptik suları, sığır ve domuz gübresi ile stabilizasyon havuzu atıklarının arıtımında kullanılmıştır. Su mercimeğinin kullanımı; hızlı büyümesi, yüksek miktarda nutrient giderimi, düşük lif ve yüksek protein içeriği sebebiyle tercih edilir (Landolt, 1986; Körner vd., 1998). Su mercimeği bazı atıksu arıtım sistemleri; ham ve seyretilik evsel atık sularında, ikincil çökeltme ve septik yüklü havuzların arıtımında kullanılmaktadır. Su mercimekli atık stabilizasyon havuzları, iyi şekilde yönetilerek, üçüncül arıtma standartlarına benzer çıkış suyu üretilir (Dalu ve Ndamba, 2003). En yaygın kullanılan su mercimeği türü *Lemna*'dır

(Aalbers, 1999). Bu bitkiler rüzgara karşı duyarlıdır, setler olmazsa havuzun belirli bölgesinde düzensiz birikirler ve yeniden dağıtılmaları gerekir. Yeniden dağıtılmazlarsa havuz yüzeyini tamamen kaplamadıkları için arıtma verimleri düşer (Tchobanoglous ve Burton, 1991). Havuzu kaplayan su mercimekleri, katıların çökmesi için iyi şartlar oluşturur. Su mercimekleri güneş ışığının girmesini azaltarak, alglerin büyümesini durdurur (Aalbers, 1999). Bu bitkiler, alg yoğunluğunu azaltarak stabilizasyon havuzundan çıkan su kalitesini arttırmakta kullanılmaktadır (Tchobanoglous ve Burton, 1991). *Lemnaceae*; sodyum, magnezyum, azot, fosfor ve kalsiyum gibi elementleri absorplamada oldukça büyük kapasitededir (Landolt ve Kandeler, 1987; Dalu ve Ndamba, 2003). Çalışmalar çoğunlukla nutrient giderimi üzerine odaklanmıştır. Su mercimekleri ile kaplı sistemlerde, %50-95 arasında KOİ ve BOİ giderim oranı bulunmuştur. Su yüzeyinin su mercimeği ile yoğun şekilde kaplı olmasının olumsuz yanları ise, havadan difüzyon ile suya oksijen girişinin ve az ışık girişi sebebiyle fotosentetik üretimin engellenmesidir. Su mercimeğiyle kaplı havuzlarda, suda sınırlı oksijen transferi olduğu için BOİ giderimi azalmaktadır (Körner vd., 1998). Su mercimekleri oldukça uyumlu ve farklı su ortamlarında bulunabilirler (Ziegler vd.,2015). Yerel ve endüstriyel atık sularda da iyi büyürler (Bergmann vd., 2000). Bu özellikleri sebebiyle, su mercimeği yüksek verimlilik ve hız gerektiren deneysel çalışmalar için uygundur. Su mercimeği, büyüme hızları ve aşırı toksik koşullara dirençli olması nedeniyle giderek daha popüler hale gelmiştir. Ağır metalleri biriktirebilir ve metal indikatörü olarak görev yapar (Sharma ve Lenaghan, 2022), bu sebeple ağır metalle kirlenmiş alanların temizlenmesinde önemli bir bitkidir (Yan vd., 2020).

Lemnaceae familyası, dokularında ağır metalleri ve organik maddeleri biriktirmede çok yüksek bir kapasiteye sahip olduğundan, bu bileşiklerin endüstriyel atık sulardan giderilmesi için potansiyel olarak uygun seçenek oluşturur. Toprağa gereksinim duymadan atıksular da dahil birçok su kütlelerinde büyüebilme yeteneği, kolay bulunabilmesi ve nişasta depolayabilmesi gibi özelliklere sahip olmasından dolayı su mercimeleri tercih edilmektedir (Kaur vd., 2019). Su mercimeği tabanlı arıtma sistemlerinde biyolojik ve kimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ ve KOİ) için arıtma verimliliği, geleneksel havuzlarınkine benzerdir; fakat algler baskılandığı için su mercimekli sistemlerde askıda katı madde giderimi daha iyidir ve besin maddeleri kısmen geri kazanılır (Caicedo, 2000).

2.10.1 Toplam Askıda Katı Maddenin (AKM) Giderilmesi

Toplam askıda katı madde (AKM), ön arıtma ve su mercimekli havuz sisteminde organik parçacıkların çökmesi ve biyolojik olarak parçalanmasıyla giderilmektedir. Bir kısmı ise su mercimeği yapraklarının kökleriyle emilir; burada mikroorganizmalar organik parçacıkları aerobik biyolojik olarak parçalar ve parçalanmış ürünlerin bir miktarı bitkiler tarafından alınır (FAO, 1998).

2.10.2 Besin Maddesi (Nutrient) Giderimi

Sulardaki besin maddeleri, sucul canlıların hayatta kalması için elzemdir. Ancak, belirli seviyenin üzerinde bazı organizmalar için toksik hale gelebilirler. Su bitkileri yüksek besin yoğunluklarında gelişebildiği ve fazla miktarda biyokütle üretebildiği için atık sudan besinleri uzaklaştırabilirler. Tablo 2.5, farklı makrofitlerin besin alım oranlarını göstermektedir. Azot, fosfor ve belirli bir seviyede karbon temel besin maddeleridir. Azot ve fosforun aşırı birikimi, ekosistemde ötrofikasyonuna neden olur (Levi vd., 2015).

Tablo 2.5 Yüzeyde yüzen makrofitler tarafından evsel atıksudan besin maddesi alımı

Makrofit	Giderim Verimliliği	Referanslar
<i>Azolla pinnata</i>	Çözünmüş reaktif P—60.21% Toplam N—23.97%	(Muvea vd., 2019)
<i>Lemna minor</i>	Çözünmüş reaktif P—69.66% Toplam N—25.57%	(Muvea vd., 2019)
<i>Eichhornia crassipes</i>	TN—76.61%, TP—44.84% NH ₄ ⁺ —72.48%, PO ₄ ³⁻ —38.69%	(Valipour vd., 2015)
<i>Eichhornia crassipes</i>	PO ₄ ³⁻ —56.2% NH ₄ ⁺ —89%	(Rezania vd., 2016)
<i>Eichhornia crassipes</i>	NH ₄ ⁺ —63.26 ± 10.47% PO ₄ ³⁻ —61.96 ± 12.11%	(Prasad vd., 2021)

Sucul bitkiler sulak alanlarda ötrofikasyonu yönetmede kullanılmaktadır (Patel ve Kanungo, 2012). Azot, ötrofikasyon oluşumunun birincil sebeplerindendir ve çoğu tatlı su ekosisteminde büyümeyi sınırlayıcı faktör olarak kabul edilir (Zhou vd., 2011). Birçok su ekosisteminde bulunan yüksek miktardaki fosfor, ekolojik dengesizliğe ve çevresel

sorunlara yol açan siyanobakteri patlamasına yol açar. Bu sebeple, uygun su bitkisinin seçilmesi, besin maddelerinin giderimini önemli ölçüde artırabilir. Su mercimeği, az maliyetli atıksu arıtımında ve yüksek azot (N) ve fosfor (P)'un etkili şekilde uzaklaştırılmasında potansiyel kullanıma sahiptir. Su mercimeği biyokütlesinde her hektar için yılda 9,1 ton azot (N) ve yılda 0,8 ton fosfor (P) biriktirebileceği tahmin edilmektedir (Zhou vd., 2018). Zhou vd.(2018) tarafından yapılan çalışmada, 15 günde dört su mercimeği türünün kentsel atık sudan toplam N ve P'nin %93'ünden fazlasını uzaklaştırdığı görülmüştür. Sondaki toplam N konsantrasyonu 1 mg/L'dir. Bu değer arıtılmış atıksu için ulusal standarttan (15 mg/L, Çin Standardı GB 18918-2002) düşüktür ve içme suyu için kabul edilen toplam N miktarına (1,5 mg/L, Çin Standardı GB3838-2002) yakındır. Yapılan başka bir çalışmada da, domuz çiftliğinden gelen atık suda büyüyen su mercimeği ile %98 oranında N ve P giderimi sağlandığı bildirilmiştir (Mohedano vd., 2012).

Su mercimeği ile atıksudan besin maddelerinin giderilmesinde temel mekanizma, arıtılacak atık suyun üzerinde su mercimeği türlerinin yetiştirilmesidir. Hızlı bir şekilde büyüyen bu bitkiler, atık sudan potasyum, magnezyum, azot, fosfor, kalsiyum, klorür, sodyum ve karbonu absorbe ederek besin deposu olarak görev alır (Zimmo vd., 2002; Xu ve Shen, 2011; Mohedano vd., 2014; de Matos vd., 2014). Su yüzeyindeki bitkilerin hasat edilmesiyle bu iyonlar atık sudan kalıcı bir şekilde uzaklaştırılır. Besin maddelerinin tükenmesiyle su mercimeğinin büyümesi azalır. Besinsiz kalan bitkiler, büyüebilmek için sudan daha fazla madde almaya başlar ve atık sudaki neredeyse tüm kimyasalları absorbe ederler. Bu parlatma sırasında hasat edilen bitkide, yüksek seviyelerde toksin ve ağır metal görülebilir. Bu durumdaki bitkiler yem veya gıda olarak kullanılmamalıdır. Verimli su mercimeği büyümesinin verimli bir şekilde sürdürülmesi için, lagün yüzeyindeki kalın bitki tabakasının eşit bir şekilde dağıtılması gereklidir. Böylece su güneş ışığından korunarak ve alg gelişimi önleme engellenir (Skillicorn vd., 1993).

Su mercimekli sistemlerde atıksudan besin gideriminin mekanizmasını ve kinetiğini anlamak için, sistemdeki azot taşınımını ve su mercimeğinin büyümesini tanımlayan matematiksel modeller geliştirilmiştir (Chaiprapat vd., 2005; Chaiprapat vd., 2003). Anaerobik şekilde arıtılmış atıksuda azot, amonyum (NH_4^+) formunda bulunur. Su mercimeği yüzen sucul bir bitkidir ve su yüzeyinde büyür. Amonyumun atıksudaki difüzyonu, Choy ve Reible (2000), tarafından geliştirilen model kullanılarak aşağıdaki denklemle matematiksel olarak tanımlanabilir:

$$\frac{\partial c(z, t)}{\partial t} = D \cdot \frac{\partial^2 c(z, t)}{\partial z^2}$$

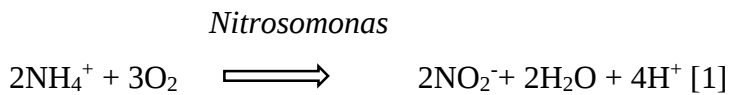
Burada c amonyum konsantrasyonudur (mg/m³), z kütlenin difüzyon yaptığı koordinat yönüdür (m), D atıksu içindeki amonyumun difüzyon katsayısıdır (m²/h) ve t difüzyon süresidir (h).

Yapılan çalışmalar atıksuda yetişen su mercimeğinin içerdiği protein, azot ve fosforun; doğal sulardaki su mercimeğinden daha çok olduğunu göstermektedir. Bu sonucun sebebi, atıksudaki besi maddelerinin daha fazla olmasıdır ve hasat işlemiyle bitki popülasyonunun devamlı genç kalmasıdır (Yetik, 2008).

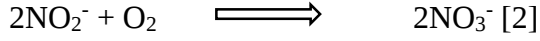
2.10.3 Azot Giderimi

Fosil yakıt, gübre kullanımı ve insan kaynaklı etkiler sonucunda azot miktarı artmaktadır (Özen ve Beklioğlu, 2007). Nitrit, nitritoksit, amonyak/amonyum formlarındaki azot suda çözünür, noktasal olmayan (tarımsal) ve noktasal kaynaklardan (atıksu arıtma tesisi) sulara ulaşabilir. Azot, su kalitesinde problemlere sebep olduğu için azotun giderimi oldukça önemlidir. Yapay sulak alanlarda azot giderimi; bitkiler ve başka organizmalar ile alım, çökeltme, nitrifikasyon, denitrifikasyon, NH₄⁺ için katyon değişimini, NH₃ buharlaşması gibi proseslerle gerçekleşmektedir (Majernevman vd., 1999; Yang vd., 2001; Yalcuk ve Uğurlu, 2009). Su mercimeklerinin biyokütle birikimi büyük ölçüde azot (N)'un verimli kullanılmasına bağlıdır ve su mercimeği azotu bünyesine almakta son derece etkilidir. Azotu yeniden harekete geçirme ve geri dönüştürme yeteneği sayesinde, azotu kullanma verimlilikleri oldukça yüksektir (Guo vd., 2020).

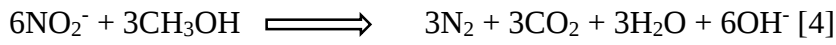
Azot gideriminde en yaygın metot; biyolojik nitrifikasyon /denitrifikasyon prosesleridir. İlk olarak BOİ kullanılır, okside olmuş karbon bileşikler tükenince nitrifikasyon bakterileri azotlu bileşiklere oksidasyona başlarlar, son ürün olarak nitrat azotu oluşur. Proses, farklı mikroorganizmalar tarafından 2 aşamada gerçekleştirilir. Bu aşamalar şunlardır;



Nitrobacter



Bu reaksiyonlar yavaştır ve çok düşük ürün verir (Weiner ve Matthews, 2003). Amonyak ilk olarak nitrata oksitlendikten sonra anaerobik ve fakültatif bakteriler tarafından indirgenir. Denitrifikasyon karbona ihtiyaç duyar ve bu amaçla metanol (CH_3OH) kullanılır. Reaksiyon denklemleri şunlardır;



(Korkusuz vd., 2005; Özen ve Beklioğlu, 2007).

Yapay sulak alanda azot dönüşümleri oldukça karmaşık bir prosestir ve birçok faktörden etkilenebilmektedir (Tunçsiper ve Akça, 2006). Sulak alan sisteminde azot dönüşümü; toprağın okside olmuş ve indirgenmiş tabakasında, kök ile toprağın ara yüzeyi ve köklü bitkinin batmış olan kısımlarında gerçekleşir (Nordin, 2006). Organik azot, toprak tabakasında NH_4^+ 'a mineralize olmaktadır. Bitkinin oksitlenmiş ve batmış kısmında nitrifikasyon gerçekleşmektedir, *Nitrosomonas* ile NH_4^+ NO_2^- 'e daha sonra *Nitrobacter* ile NO_3^- 'a dönüşmektedir (Eng, 2002; Nordin, 2006). Atmosferdeki oksijen; sulakalandaki bitkilerin yaprakları, rizomları ve kökleri ile rizosfere difüzyon edilir (Johnson vd., 1999; Nordin, 2006). Aerobik rizosferde amonyumun nitrata oksidesinin gerçekleştiği nitrifikasyon yer alır. Bitkiler tarafından alınmayan nitrat, denitrifikasyon ile N_2 ve N_2O 'e indirgenir (Nordin, 2006). Nitrifikasyon prosesinde hidrojen iyonları üretildiği için pH'da düşümlere sebep olabilmektedir. pH'ın çok düşmesi ise nitrifikasyonu tamamen engelleyebilir (Lester ve Birkett, 1999).

Redd ve De Busk (1985) sucul bitkilerin nutrient giderimi potansiyelleri hakkında yaptıkları çalışmada, %16-75 oranında N giderildiğini tespit etmişlerdir. Körner vd. (1998)'nin çalışmasında, su mercimeğiyle kaplanmamış ortamlara kıyasla kaplanmış olanlarda azot gideriminin daha hızlı olduğu bildirilmiştir. Su mercimeği kullanılarak azotun alınımı; su mercimeği ve duvarlardaki biyofilm ile azotun alınımına ve nitrifikasyon-denitrifikasyon proseslerine bağlanmıştır. Su mercimeği tarafından azot alınımının, girişteki azotun %42'sini oluşturduğu ve çökeltme, nitrifikasyon-denitrifikasyon ve buharlaşmayla azot

gideriminin %16 olduğu bildirilmiştir. Martinez Cruz vd. (2006), çalışmasında *Lemna gibba* ile nitrit giderimini %90,23 olarak bulmuşlardır. Nitritler, bitkiler tarafından azot kaynağı olarak kullanılan nitrata okside olmuştur.

2.10.4 Fosfor Giderimi

Fosfor, biyolojik ve kimyasal olarak uzaklaştırılabilir. En yaygın kimyasal metotlar kireç, $Al_2(SO_4)_3$ ve $Ca(OH)_2$ kullanımıdır. Alkali koşullarda kalsiyum, fosfat ile birleşir ve kalsiyum hidroksiapatiti oluşturur. Ayrıca $CaCO_3$ 'da oluşur ve uzaklaştırılır. Atıksu arıtma tesisinde fosforu uzaklaştırmada ilk olarak; mikroorganizmalar oksijen yokluğuna tepki göstermek için fosforu hücrelerinde kullanılır, böylece enerji sağlarlar. Sonrasında mikroorganizmalar aerobik aşamaya geldiğinde çözünebilir fosforu alır ve mikroorganizmalar organik maddeyi hızlıca asimile etmeye çalışırlar. Bu aşamada mikroorganizmalar fazla fosforu alarak, son keltimde çöktürülerek uzaklaştırılır (Weiner ve Matthews., 2003). Fosfor sulakalanlarda biyolojik üretimi sınırlayan bir faktördür. Fosfor sulakalanlarda organik ve inorganik olarak bulunabilir. Demir ve kalsiyumla da kompleks yapılar oluşurma eğilimindedir. Fosfor döngüsünün gerçekleştiği yer dip amurudur. Fosforun inorganik hali ortofosfat (zlebilir reaktif fosfor)olarak isimlendirilir ve fosforun biyolojik olarak kullanılabilen miktarını belirtir. İnorganik fosfor, çözünmüş veya çözünemeyen organik fosfor biyolojik olarak kullanılmaya hazır olması için çözünmüş inorganik forma dönüşmelidir. Sadece yağış ile beslenen sulakalan besin yönünden fakirdir, diğer yollarla maddelerin taşındığı sulakalan besin yönünden daha zengindir. Sulakalanlardaki insan etkisi (hidrolojik değişimler ve kirlilik gibi) kimyasal döngülerde değişime sebep olur. Fosforun ana kaynağı kayaçlardır fakat ticari gübreler daha fazla fosfor oluşumuna neden olmaktadır. Fosforun fazla miktarda olması ise çevresel sorunlara yol açmaktadır (rneğin, fotosentetik bakterilerin ve alglerin birden artması) (zen ve Beklioğlu, 2007).

Sulak alanlardaki fosfor giderim mekanizmaları; bitki ile alım (Fraser vd., 2004; Huett vd., 2005), organik madde ile adsorpsiyon, mikrobiyal asimilasyon ve Mg^{+2} , Ca^{+2} , Fe^{+3} ve Mn^{+2} ile keltimdir (Nordin, 2006). Bitki kullanımı ile fosfor (P) alımı %6 oranındadır. Sulak alanda %80 P giderimi varsa, bu giderimin %74' diğer prosesler ile giderilmiştir. Fosfor, alüminyum oksit ve demir gibi minerallerle güçlü kimyasal bağ kurar, bu sebeple bitki tarafından kolayca alınımı engellenir. Bitki kökleri, organik asit ve hidrojen iyonu salarak, demir ve alüminyumu bağlar. Böylece tutulan fosfor serbest kalır. Ayrıca bitki köklerindeki

hücre zarı taşıyıcı proteinler içerirler. Bu proteinler sudaki fosforu bağlayıp hücrenin içine alabilen yapıya sahiptir (Dodkins ve Mendzil, 2014; Türkan, 2008). Bitki ile fosfor (P)'un sulak alandan kalıcı şekilde uzaklaştırılması zordur. Bunun nedeni fosfor (P)'un çoğunlukla bitkinin köklerinde depolanması ve suya tekrar girebilmesidir (Pavlineri vd., 2016; Dodkins ve Mendzil, 2014). Redd ve De Busk (1985) yaptıkları çalışmada, sucul makrofitlerin P'u %12-73 oranında giderdiğini tespit etmişlerdir. Martinez Cruz vd. (2006), yağışlı zamanlarda seyreltmeye bağlı olarak fosfor miktarının azaldığı ve *Lemna gibba* ile %50 oranında giderim sağlandığını bildirmiştir.

2.10.5 Atıksulardan Azot ve Fosfor Gideriminde Su Mercimeklerinin Metabolizması ve Fizyolojisi

Sulak alan ekosistemlerinde gerçekleşen döngülerde azot doğrudan kullanılır. Bitkiler tarafından azotun kullanımında asimilasyon, translokasyon ve besin alımı adımları gerçekleşmektedir. Bitkiler azotu, NH_4^+ (amonyum) ve NO_3^- (nitrat) olarak asimile eder (Hemberger, 2018; Lu, 2016). Bitki kökleri nitrat iyonu redüksiyonu sonucu amonyum iyonlarını doğrudan absorbe edebilir. Amonyum iyonu, glutamin sentetaz ile glutaminin amid amino grubuna ve glutamat sentaz ile de glutamik aside asimile edilir. Bu iki enzim, amonyum iyonlarının asimilasyonuna yol açmıştır (Masclaux, 2010; Kinidi ve Salleh, 2017). Amonyum iyonları zararlıdır ve bitkide depolanamaz. Bu sebeple, amonyum iyonları ya amidlere dönüştürülüp nitrat iyonlarına oksitlenir ya da amino asit üretmek için asimile edilir. Yüksek amonyum konsantrasyonları, karbonhidratları azaltarak su altındaki bitkilerin karbon ve azot metabolizmasını etkilemektedir (Fu, 2012). Düşük ışık ve yetersiz karbonhidrat ise amonyum toksisitesini şiddetlendirerek su altındaki bitkilerin bozulmasına yol açar (Tan, 2019; Yuan, 2013).

2.10.6 Mikrobiyal Redüksiyon

Mikrobiyal redüksiyon, ortamdaki mikroorganizma (bakteriler, virüsler, parazitler vb.) sayısının daha kabul edilebilir seviyeye düşürülmesi olayıdır. Su mercimeğinin atık suda bulunan patojenleri azaltma yeteneği raporlarda ortaya konulmuştur. Örneğin Falabi vd. (2002) çalışmalarında, evsel atıksuda bulunan *Cryptosporidium*, fekal koliformlar, kolifajların azaltımını, 6 günlük hidrolik bekleme süresine (HRT) sahip su mercimeği temelli havuz kullanarak araştırmış ve analiz sonuçları; *Cryptosporidium*'da %89, kolifajlarda %40, fekal koliformlarda %62 oranında azalma olduğunu göstermiştir. Su mercimeklerinin suya

güneş ışığının ulaşmasını azaltarak alg büyümesini baskılaması, sudaki oksijenin azalmasına neden olur; bu durum bakteriyel patojenlerin giderilmesine katkıda bulunur. Su mercimeği bitkileri yalnızca havuz yüzeyinde büyür (El-Kheir vd., 2007). Bu sebeple, akış rejimini bozulmaz ve ideal çökme koşullarına izin verirler, böylece sedimantasyon süreci hızlanır. Sedimantasyon, patojen mikroorganizmaların havuzdan uzaklaştırılmasında ana giderim mekanizmasıdır. Patojenler bitki köklerine, yüzeyine ve askıda katı maddelere tutunarak çökerler. Bakteriyel patojen giderim veriminin; hidrolik bekleme süresi (HRT), havuzun derinliği, uzunluk-genişlik oranı ve suyun sıcaklığı gibi parametrelere bağlı olduğu bildirilmiştir (Tchobanoglous vd., 2003).

2.10.7 Ağır Metal Giderimi

Yapılan birçok araştırma, su bitkilerinin atıksudaki metalleri azalttığını göstermiştir. Metal iyonlarının absorpsiyonu, suyun özelliğine ve miktarına, öncesindeki arıtmaya, giderilecek metallerin türüne, metal yoğunluğuna ve besleme suyunun hacim ve kalitesine bağlıdır (Rahmani ve Sternberg, 1999). Atık sudaki giderim verimliliği; ilk kirleticinin konsantrasyonu, ortam sıcaklığı, ışığın yoğunluğu ve besin miktarı gibi etkenlere bağlıdır. Bu sebeple, su mercimeği bazlı atıksu arıtım sistemlerinden en iyi sonucu almak için düzenli takip ve analizler önemlidir (Wang ve Liu, 2021).

Kirletici maddelerin hangi oranda giderildiğini yüzdelik olarak hesaplamak için aşağıdaki formül kullanılır:

$$\text{Giderim Verimliliği (\%)} = [((C_0 - C) / (C_0)) \times 100]$$

Burada:

- C_0 : Başlangıçtaki kirleticinin konsantrasyonu (mg/L)
- C : Belirli bir zamanda çıkış suyunda ölçülen kirleticinin konsantrasyonunu (mg/L) ifade eder

2.10.8 Metal Hiperbiriktirici Su Mercimeklerinin Yönetimi

Su mercimeği familyasındaki tüm üyeler, özellikle kadmiyum (Cd), krom (Cr) ve kurşun (Pb) gibi ağır metalleri bünyelerinde biriktirme yeteneğine sahiptir. Ancak bu birikim zamanla bitkinin sağlığı ve büyümesinde olumsuz etkiye sebep olabilir. Bu bitkilerin besin zincirinde kullanılması durumunda ciddi sağlık sorunlarına yol açabilir (Rahmani ve

Sternberg, 1999). Su mercimeğinde ağır metallerin birikmesi, doğal sulardan veya insan/hayvan kaynaklı atıksulardan gelen ağır metaller çok düşük yoğunlukta oldukları için sorun oluşturmazlar. Ancak su mercimekleri, madencilikten, endüstrilerden gelen ağır metallerle kirlenmiş sularda yetiştirilirse, yem ve gıda amaçlı kullanımlarda ciddi risk taşır (FAO, 1998).

Fitoremediasyon (hiperbirikim) yapan bitkiler düşük maliyetli ve çevre dostudur. Fakat, metale doyan su mercimeklerinin akıbetleri hâlâ önemli bir sorundur. Ağır metalle yüklü bitkilerin güvenli bertarafı, çevresel zararları önlemek adına araştırmacıların dikkatini çeken bir konudur. Fitoremediasyon çalışmaları laboratuvar şartlarından geniş ölçekli uygulamalara geçtiğinde, bitkilerin güvenli şekilde bertaraf edilmesi daha kritik hâle gelir. Kontamine olmuş su mercimeklerinin güvenli bertaraf edilmesi hakkında veriler yetersizdir. Metal yüklü su mercimeklerinin bertarafıyla ilgili bazı yöntemler geliştirilmiştir. Bunlar arasında: Kontamine olmuş su mercimeklerinin anaerobik sindirimiyle biogaz üretimi yer alır (Gunnarsson ve Petersen, 2007). Su mercimeği yüksek sıcaklıkta kontrollü şekilde yakılıp kömürleştirme işlemi uygulanabilir (karbonizasyon). Fakat bu yöntemde hava kirliliği açısından sınırlamalar vardır, filtreleme sistemi gerektirir. Su mercimeğinin ilk olarak hidrolize, ardından fermentasyona tabi tutulmasıyla biyoyakıt üretilebilir. Bu yöntemle, kirli biyokütle enerjiye dönüştürülerek çevresel fayda sağlar. Bu yöntemlerin uygulanabilirliği, su mercimeklerindeki ağır metal konsantrasyonuna bağlıdır. Ayrıca, bu süreçler için uzman operasyonel protokoller ile uygun altyapı gerekmektedir.

2.11 Su Mercimeğinin Kullanım Alanları

Su mercimeğinin üretimiyle oluşan biyokütlenin birçok potansiyel kullanım alanı vardır. Bu alanlardan yaygın olanları aşağıda verilmektedir.

2.11.1 Biyoremediasyon

Su mercimeği biyoremediasyon yönteminde etkili şekilde kullanılan bir bitkidir. Bu sucul bitki, suda bulunan azot, fosfor ve başka besin maddelerini absorplayarak suyun kalitesini iyileştirebilir. Su mercimeği, ağır metaller ve organik kirletici gibi toksik maddeleri sudan uzaklaştırabilmektedir (Zimmo vd., 2004). Su mercimeği, geniş pH, besin konsantrasyonu ve sıcaklık aralığına uyum sağlama yeteneği sebebiyle yaklaşık 30 yıldır kirli suyun arıtımında ve atıksu arıtma tesisinde etkili ve yaygın şekilde kullanılmaktadır (Landolt ve Kandeler, 1987; Fedler ve Duan, 2011). Smith ve Moelyowati (2021)'nin yaptığı çalışmada,

su mercimeklerinin endüstriyel atık suyunun arıtılmasındaki rolü incelenmiş, bitkinin fosfor ve azot gideriminde etkili olduğu bildirilmiştir. Bu çalışma, su mercimeğinin evsel atık sudaki azot (N) ve fosfor (P) giderimi süreçlerindeki önemini ve etkinliğini ortaya koymaktadır. Atık suyun arıtımında ve kirlenmiş su kaynaklarının temizlenmesinde, su mercimeği çevre dostu çözüm olarak kullanılmaktadır.

Su mercimekleri, aerobik ve anaerobik bakterilerle birlikte çalışarak atık suları arıtırlar. Su mercimeği su yüzeyini tamamen kaplayarak üç bölge oluşturmaktadır. Bu bölgeler; aerobik bölge (su mercimeği tabakasından 10 cm aşağısı), anoksik ve anaerobik bölgelerdir. Aerobik bölgede organik maddeler aerobik bakteriler tarafından oksitlenir; bu proseste, havadan su mercimeğinin köküne transfer edilen oksijen kullanılır. Anoksik bakteriler tarafından, anoksik bölgede nitrifikasyon ve denitrifikasyon meydana gelmektedir. Havuz tabanında bulunan organik maddeler ise anaerobik bakteriler tarafından parçalanır ve CO₂, H₂S ve CH₄ gazları açığa çıkar (Yılmaz, 2004).

2.11.2 Biyoyakıt Üretimi

Su mercimeği biyoyakıt için potansiyel kaynak olarak görülmektedir (Cui vd., 2015; Appenroth vd., 2021). Bu bitki, nişasta içeriğinin yüksek olması sebebiyle yenilenebilir enerji kaynağı olarak biyoetanol üretiminde kullanılabilir. Su mercimekleri, termofiziksel işlem olmadan fermentasyon ile enzimatik olarak biyoetanole dönüştürülebilir (Zhao vd.,2012). Yüksek nişasta içeriği, yüksek biyokütle üretimi ve düşük lignin içeriğine sahip olan su mercimeği, biyoetanol üretimi için kaynak olabilir (Su vd.,2014).

Biyoetanol üretiminde kullanılacak olan su mercimeği ilk olarak fermente edilir ve damıtma işlemiyle etanol elde edilir. Geleneksel biyoyakıt kaynaklarına (mısır gibi) alternatiftir (Xu ve Shen, 2011). (Krzywonos vd., 2023) tarafından yapılan bir çalışma su mercimeğindeki yağın yüksek olduğunu ve biyodizel üretiminde önemli bir kaynak olarak kullanılabileceğini ortaya koymuştur. Farklı biyoyakıtların üretiminde potansiyel kaynak olan su mercimeği, sürdürülebilir enerji kaynağı olarak görülmektedir.

2.11.3 Gıda ve Yem Kaynakları

Su mercimeğinin hızlı şekilde çoğaldığı ve alan başına hasat veriminin yüksek olduğu bilinmektedir (Ziegler vd., 2015). Su mercimekleri, gıda ve yem üretiminde kullanılan nişasta, yağ, protein ve ikincil metabolitler içerir. Verimlerinin yüksek olması, ekonomik avantajları ve besin içerikleri nedeniyle su mercimekleri, bitki kaynaklı yem ve gıda

üretiminde kullanılmıştır. *Wolffia*'lar, Asya bölgesinde insanların uzun zamandır tükettiği bir protein kaynağıdır (Appenroth vd., 2017; Kaplan vd., 2019). Günümüzde su mercimeği genellikle amino asit takviyesi olarak tüketilmektedir (Kaplan vd., 2019). Su mercimekleri, besleyici ve iyi bir protein adayıdır (Meir vd., 2019). Klinik çalışmalar, su mercimeğinin içerdiği temel amino asit ve B12 vitamininin bezelye ve peynirle karşılaştırılabilir olduğunu bildirmiştir (Kaplan vd., 2019). *Lemna gibba*, *Lemna minor*, *S. polyrrhiza*, *Landoltia punctata*, *W. microscopica* ve *Wolffiella hyalina*'daki omega-3/omega-6 yağ asitleri oranı, gıda ve yem olarak kullanıma uygundur (Appenroth vd., 2017). Ancak, su mercimeğinin madde absorplama yeteneği ağır metal alımına yol açarak beslenmede risk oluşturabilir. Su mercimekleri yüzlerce yıldır hayvan yemi olarak kullanılmakta ve besleyici oldukları görülmektedir (Goopy ve Murray, 2003; Zhao vd., 2012). Su mercimeği özellikle *Lemna* türleri, protein içeriğinin yüksek (%20-45) ve besin yönünden zengin olması sebebiyle çoğunlukla hayvan yemi olarak kullanılmaktadır. Bitki, amino asit, vitaminler (A, B, C vitaminleri), mineraller (kalsiyum, magnezyum, demir vb.) yönünden çok zengin bir kaynaktır. Bu özelliklere sahip olan su mercimeği, domuz, balık ve başka çiftlik hayvanları için kıymetli yem alternatifi oluşturmaktadır. Su mercimeğinin balıklar için yaygın ve değerli doğal protein kaynağı olması nedeniyle, araştırmalar su mercimeğini balık yemi olarak kullanmaya odaklanmıştır (El-Shafai vd., 2004; Islam, 2004; Sulaiman vd., 2025). Araştırmalar, su mercimeğinin hayvanların ihtiyacı olan proteinin büyük kısmını, hatta bazen tamamını, herhangi bir olumsuz etki olmadan sağlayabildiğini göstermektedir. Hayvanlar ile yapılan çalışmalarda, su mercimeğiyle beslenen hayvanlarda büyüme performansının arttığı ve bağışıklık sistemlerinin güçlendiği görülmüştür (Leng vd., 1995). Mwale ve Gwaze (2023), yaptıkları çalışmada su mercimeğiyle besledikleri tavukların büyüme performanslarında %15-20 oranında artış gözlemlemiş ve su mercimeklerinin kümes hayvanı için besleyici yem kaynağı olduklarını kanıtlamıştır. Takács vd. (2025) yürüttüğü araştırmada, su mercimekleri domuz yeminde kullanılmış ve domuzların bağışıklık sisteminin güçlendiği vurgulanmıştır. Başka bir çalışmada, su mercimeğiyle beslenen balıklarda %25 oranında büyüme hızının arttığı ve yem maliyetinin düştüğü raporlanmıştır (Sosa vd., 2024). Su mercimeği yemi hayvanlara azot ve fosfat sağlayabilir (van der Spiegel vd., 2013). Su mercimeği proteini içerdiği temel aminoasitler bakımından hayvansal proteinler ile benzerlik göstermektedir. Bu sebeple balık yemlerinde protein kaynağı olarak tercih edilebilmektedirler. Temiz sudaki *Lemna minor*; yüksek oranda fosfat, potasyum, mineral madde ve karoten pigmentleri içerirler. A ve B vitamini açısından zengindir (Kırım vd., 1996). Vietnam'da atık suyun arıtımı için kullanılan *Lemnaceae* türleri

yüksek protein ve karoteneod içerdiğinden sazan ve balıklarının yemlenmesinde kullanılmıştır (Akel, 2006). Gelişmiş ülkelerde kent ve kırsal alanlarda bulunan kanalizasyon atıkları ve atık suların temizlenmesi en önemli sorunlarından biridir. Su mercimeği tabanlı arıtma sistemleri bu problemlere çözüm sağlar. Bu sayede atıksu temizlenirken çok değerli su mercimeği unu da elde edilmektedir (Yılmaz, 2004).

Yapılan çalışmalar, hayvan yemi olarak su mercimeği kullanımının, hayvanlardaki büyüme performanslarını artırdığı, bağışıklık sistemlerini güçlendirdiği ve yem maliyetlerini düşürdüğünü ortaya koymaktadır. Bu sebeple su mercimeği, sürdürülebilir hayvancılık için önemli bir kaynak olarak görülebilir.

2.12 Su Mercimeğinin Atıksu Arıtımında Kullanımıyla İlgili Literatür Çalışmaları

Su mercimeği kullanılarak ağır metal ve besin maddesi giderimiyle ilgili bazı literatür çalışmaları aşağıda yer almaktadır:

Sucul bitkiler ağır metal birikiminde kullanılmaktadır. Çin’de yapılan çalışmada bakır sülfat ve kadmiyum metal tuzlarına maruz bırakılmış *Lemna minor* bitkisinin enzim aktivitesi, çözünebilir proteini ve fotosentetik pigmentlerinde meydana gelen değişimleri araştırılmıştır. 0,05-20 mg/L metal tuzuna maruz kalan bitkinin antioksidan enzim aktivitesi artmıştır. Cu > 10 mg/L, Cd > 0,5mg/L yoğunluklarında *Lemna minor*’un antioksidan enzim sistemi bozulmuştur. Yüksek metal stresinde çözülmüş proteinlerde ve fotosentetik pigmentte önemli ölçüde azalma gözlenmiştir. Yapılan çalışmada *Lemna minor* bitkisinin düşük yoğunluktaki bakır ve kadmiyumu bitkisel olarak arıtabildiğini göstermiştir (Rau vd., 2007).

Literatürde yer alan bir çalışmada gölden toplanan *Lemna minor* bitkisi ile atıksu arıtım çalışması yapılmıştır. 25 günlük bir deney süresinde, *Lemna minor* 5.0 mg/L konsantrasyonunda kurşuna (Pb(NO₃)₂) maruz bırakılmıştır. Sudaki ve bitkideki kurşun konsantrasyonları günlük olarak ölçülmüştür. Su mercimeğinin %70-80 oranında adsorblama yaptığı gözlenmiştir (Rahmani vd., 1999).

Yapılan başka bir çalışmada serbest yüzen bir *Lemna minor* doğal ortamdan alınıp laboratuvar şartlarında alkali ve asitle işleme tabi tutulup daha sonra sulu çözeltilerden kadmiyum, bakır ve nikel iyonlarının adsorbsiyonu amacıyla kullanılmıştır. 40-60 dk’da adsorbsiyon dengeye ulaşmıştır. Adsorbsiyonun açıklanması için Langmiur ve Freundlich eş sıcaklık eğrisi

modelleri kullanılmıştır. Alkali ile önceden muamele edilen biyokütlenin maks adsorbsiyon kapasitesi kadmiyum (Cd^{+2}) için 83 mg/g, bakır (Cu^{+2}) için 69 mg/g, nikel (Ni^{+2}) iyonları içinse 59 mg/g olarak hesaplanmıştır. Biyokütlenin önceden asit ile işleme tabi tutulmasıyla adsorbsiyon kapasitesinin azaldığı, alkali ile işleme tabi tutulmasıyla önemli derece etkilenmediği fakat doğal biyokütleyle göre biraz arttığı bildirilmiştir. Yapılan çalışma *Lemna minor* bitkisinin sulu çözeltilerde metal iyonları ile reaksiyon verdiklerini göstermiştir (Saygıdeğer vd., 2005).

Bir başka çalışmada (Artan, 2007), *Lemna minor*'un arsenik trioksit ağır metalini adsorblama kapasitesi incelenmiş ve bitki tarafından arsenik alımının ağır metalin konsantrasyonuna göre değiştiği görülmüştür. 100 µg/L oranında arsenik içeren reaktörde %51 oranında arıtım sağlanırken, 200 µg/L lik içerikte %45, 300 µg/L konsantrasyonunda ise %45 oranında arsenik giderimi olduğu bildirilmiştir. Ayrıca 300 g/L arsenik içeren tanklardaki bitkilerde klorofil kaybı ve ölümün gerçekleştiği gözlemlenmiştir. Bu çalışmanın sonucunda sulardan arseniğin yaklaşık yarı yarıya temizlediği gözlemlenen *Lemna minor* bitkisinin uygun sistemler ile, arsenik kirliliğinin fazla olduğu ortamlarda alternatif arıtma yöntemi olarak kullanılması konusunda projeler geliştirilebilir.

Yapılan başka bir çalışmada, atıksu numunelerindeki Pb, Ni, Mn ,Cu ağır metallerinin ve BOI_5 , KOI kirleticilerinin gideriminde, *Lemna gibba* ve *Lemna minor*'un etkinliği incelenmiştir. BOI_5 ve KOI giderim verimleri *Lemna minor* için % 88,2 ve % 66,8 olarak hesaplanmıştır. Bitkiler deney sonrası hasat edilmiş ve yapılan analizlere göre bitkide farklı ağır metallerin biriktiği ve atık suda bulunan metallerin de azaldığı doğrulanmıştır. *Lemna gibba*, atıksuda bulunan Cu, Pb, Ni ve Mn metallerinde sırasıyla % 57,7, % 60,2, % 60,3 ve % 61,6 oranlarında giderim sağlamıştır. Elde edilen sonuçlar, ağır metal gideriminde etkili *Lemna minor*'un olduğunu ve sonra da *Lemna gibba*'nın geldiğini göstermektedir. Sirkülasyonun da, atık sudaki ağır metali uzaklaştırma kapasitesini artırdığı gözlemlenmiştir. Ayrıca, su seviyesinin, bitkilerin biyokütlesi, kirletici giderme kapasitesini etkilediği ve ağır metal gideriminin en fazla, 10 cm suda gerçekleştiği belirlenmiştir (Akbulut, 2010).

Yapılan bir diğer çalışmada, yine *Lemna minor*'un ağır metal giderimindeki rolü araştırılmıştır. 100 mL'lik ve 200 mL'lik kesikli reaktörler ile çalışılmış, bakır, kurşun ve kadmiyum ağır metalleri kullanılmıştır. Deneylerin sonucunda kadmiyum bulunan (5 ve 10 mg/L) 100 mL'lik kesikli reaktörde %96, bakır bulunan (10 ve 20 mg/L) reaktörde %89,

kurşun bulunan (10 ve 20 mg/L) reaktörde %98-100 oranında; 500 mL'lik kesikli reaktörlerde ise kadmiyum(Cd) %90, bakır(Cu) %89 ve kurşun (Pb) %98-100 oranında arıtılmıştır. Yüksek konsantrasyon ağır metal içeren çalışmalarda bitki yapraklarının küçüldüğü ve sarardığı gözlenmiştir. Bakırın yüksek olduğu konsantrasyonlarda bitkilerin öldüğü rapor edilmiştir (Artan, 2007).

Yılmaz vd. (2005), kampüs atıksularının arıtımında su mercimeğinin (*Lemna minor*) etkinliğini laboratuvar şartlarında araştırmışlardır. Kesikli ve sürekli sistem ile arıtımda tankların giriş-çıkış suyunda pH, AKM, çözünmüş oksijen (ÇO), KOİ, nitrat-N, toplam P, amonyak-N, ve ağır metal analizleri yapılmıştır. Bitki bulunmayan kontrol tankları da diğerlerine paralel olarak çalıştırılmıştır. Çalışma sonuçlarına göre kesikli sistem ile arıtımda, Al, Cr ve Pb giderimleri sırasıyla %76, %71 ve %84 oranında, KOİ giderimi %82, Nitrat- N %90, TP %82 oranında bulunmuştur. Sürekli sistemde ise KOİ %95 oranında, Nitrat-N, Amonyak-N ve TP giderim oranları sırasıyla %72, %85 ve %90 olarak hesaplanmıştır. Al, Cr ve Pb metallerinin, sırasıyla %74, %83 ve %79 oranlarında giderildiği gözlenmiştir. Bu analizlere göre, orta derecede kirli evsel atıksu niteliğindeki kampüs atık suyunun, *Lemna minor* ile oluşturulan küçük ölçekli arıtma sisteminde başarılı şekilde arıtılabileceği sonucuna varılmıştır.

Hollanda'daki bir çalışmada, su mercimeği ile kaplı evsel atıksularda, su mercimeği varlığında organik madde gideriminin daha hızlı olup olmadığını araştırmak amacıyla laboratuvar ölçekli deneyler yapılmıştır. *Lemna gibba* içeren sistemler, hava kabarcıklı pompaların kullanıldığı sistemler ve su mercimeği içermeyen kontrol sistemiyle karşılaştırılarak su mercimeğinin organik maddenin parçalanmasındaki rolü araştırılmıştır. Su mercimeğinin bulunduğu ortamlarda Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) gideriminin önemli derecede daha hızlı olduğu gözlemlenmiştir. 3 gün sonra su mercimeği ile kaplı sistemlerde giderim verimleri 74 ± 78 iken, su mercimeği içermeyen kontrol sisteminde 52 ± 60 olmuştur (Körner, 1998). Su mercimeği, oksijen kaynağı ve bakterilerin gelişimi için yüzey alanı sağlayarak organik maddelerin parçalanmasını hızlandırmıştır.

Bursa'da, yapılan bir çalışmada, su mercimeği büyümesi laboratuvar ölçekli deneylerle değerlendirilmiştir. Su mercimekleri, sabit sıcaklık altında kentsel ve endüstriyel atık suyla beslenmiştir. Sistemin giriş ve çıkış suyundan alınan numunelerle reaktörlerdeki KOİ, toplam azot (TN), toplam fosfor (TP) ve ortofosfat (OP) giderim verimlilikleri izlenmiştir. Çalışmalar sonucunda ; %73-84 KOİ giderimi, %83-87 TN giderimi, %70-85 TP giderimi

ve %83-95 OP giderimi elde edilmiştir. Sonuçlar, su mercimeği tabanlı atık su arıtımının, laboratuvar atık sularında giderim sağlayabileceğini göstermektedir (Özengin ve Elmacı, 2007).

Su mercimekleriyle ilgili yapılan başka bir çalışmada, besleme yapılacak evsel atıksu, 100.000 m³/gün arıtma kapasitesine sahip Paşaköy İleri Biyolojik Atık Su Arıtma Tesis'i'nden alınmıştır. Verilen evsel atıksu, 1:5 oranında seyreltikten sonra kullanılmıştır. Yapılan analiz sonuçlarına göre *Lemna minor*'un, düşük ve orta şiddette KOİ içeren atık suların arıtımında başarılı olduğu görülmüştür. Düşük KOİ içeren atık suların giderim oranları %74'e kadar çıkabilirken, orta şiddette KOİ içeren atık suların giderim oranları %54'e kadar çıkabilmektedir. Su mercimeğinin %54-74 KOİ, %86-90 NH₃-N, %78-94 NO₃-N, %53-94 PO₄-P oranlarında karbon ve besin maddelerinin gideriminde etkili olduğu ve *Lemna minor*'un 10 mg/L'ye kadar Cu, Pb ve Zn ağır metallerini içeren atıksuların arıtımında kullanılabileceği görülmüştür (Balcıgil, 2013).

Körner ve Vermaat (1998) tarafından sıg evsel suda yapılan bir çalışmada, su mercimekleri 3 gün bekletilerek toplam fosforu %63-99 ve toplam Kjeldahl azotunu %7-97 oranında giderdiği bildirilmiştir. Su mercimeğinin besin maddelerini alım kapasitesi azot için 0,045-1,67 g m²/gün, fosfor için ise %9-61 oranında hesaplanmıştır (Zirschky ve Reed, 1988; Körner ve Vermaat, 1998). Bir başka çalışmada atık sudan azot ve fosfor emilimi arttıkça yeni frondların oluştuğu ve su mercimeğinin büyüme hızının arttığı gözlemlenmiştir (Ziegler vd., 2015).

Laboratuvar ölçeğinde kentsel ve endüstriyel atık su ile beslenen *Lemna minor* ile atık sudaki toplam azotun (TN) %83-87'sini ve toplam fosforun (TP) %70-85'ini giderildiği görülmüştür (Özengin ve Elmacı, 2007). 1123 mg/ L TN ve 296,5 mg/ L TP konsantrasyonuna sahip domuz atık su havuzunda yetişen su mercimeği, bu konsantrasyonları sırasıyla %83,7 ve %89,4 oranında azaltmıştır (Xu ve Shen, 2011). Pandey (2001), Hindistan'daki Halisahar bölgesinde su mercimeği bazlı arıtma tesisinden alınan arıtılmış atık suda %50-75 azot, %17-35 oranında fosfor gideriminin olduğunu bildirmiştir.

Ahmadi ve Dursun (2024), farklı atıksu arıtma tesislerindeki ikincil çöktürme tanklarındaki su mercimeklerinin atık su kalitesi ve çökeltme özellikleri üzerindeki etkisini değerlendirmek amacıyla yaptıkları çalışmada, su mercimeği içeren ve içermeyen ikincil çöktürme tanklarının performansını karşılaştırmıştır. KOİ, fosfat, askıda katı madde ve amonyum analizleri gerçekleştirilmiştir. Çalışma sonuçları, ikincil çöktürme tanklarının

biyolojik arıtım sonrasında mikroorganizmaların ve katı atıkların çökmesini sağladığını ve bunun neticesinde kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ile besin madde arıtımının gerçekleştiğini göstermektedir. Su mercimeği içeren ikincil çöktürme tanklarında KOİ giderim verimliliği %20 ve su mercimeği içermeyen tankta ise %5 olarak bulunmuş, su mercimeği varlığında KOİ giderim verimliliğinin %15 daha fazla olduğu gösterilmiştir. Ayrıca araştırma sonuçları, su mercimeğinin ek oksijen kaynağı ve bakterilerin büyüebilmesi için yüzey alanı sağlayarak organik maddenin bozunmasını artırdığını göstermektedir. Su mercimeği mevcut olmadığında KOİ seviyeleri 195-300 mg/L arasında değişirken, su mercimeği eklendiğinde 58-208 mg/L'ye düşmüştür. Benzer şekilde, su mercimeği uygulandıktan sonra BOİ₅ değerleri 135-175 mg/L'den 79-33,6 mg/L'ye düşmüştür. Su mercimeği kullanılmadığında, başlangıçtaki amonyum konsantrasyonları 11,5-34,9 mg/L arasında iken, su mercimeği eklendiği zaman 7,5-18,6 mg/L'ye düşmüştür. Deneyde, ham atık sudaki başlangıçtaki nitrat ve fosfat konsantrasyonları sırasıyla 0,12-9 mg/L ve 1,6-7,8 mg/L dir. Atık sudaki nitrat 0,6 mg/L'ye, fosfat ise 5-1,2 mg/L'ye düşmüştür. Çalışmada *Lemna minor*'un büyümesi ve BOİ, KOİ ve amonyum gideriminde ne kadar etkili olduğu incelemiştir. Sonuçlar, su mercimeği tarafından absorbe edilen amonyum miktarının 15 gün sonra %70'in üzerine çıktığını göstermektedir. Su mercimeğinin hızlı büyümesi BOİ ve KOİ azalmasına katkı sağlamıştır. Çalışmanın sonuçlarına göre, su mercimeği (*Lemna minor*) bazlı atık su arıtımında %73-84'e kadar KOİ giderimi, %83-87 oranında toplam azot (TN) giderimi, %70-85 oranında toplam fosfor (TP) giderimi ve %83-95 oranında Ortofosfat OP giderimi sağlanabildiği ortaya konulmuştur.

Badr El-Din vd. (2018), su bitkilerinin (su mercimeği, su sümbülü ve yeşil algler) atık sudaki tüm su kalitesi parametrelerini, sulama amaçlı kullanılabilecek bir düzeye düşürebilme yeteneğine sahip olduğunu belirlemiştir. Yaptıkları çalışmaya göre, su mercimeğinin besin alımında su sümbülü ve yeşil alglere göre daha iyi performans gösterdiği görülmüştür. Verma ve Suthar (2015a), evsel atıksuda *Lemna gibba* kullanarak 21 günde %67-89 nitrat ve %67-72 toplam fosfor giderimini gözlemlemişlerdir.

Truu vd. (2015), farklı kaynaklardan gelen kirli suyun fitoremediasyonu için sulak alanların kullanılmasının, çevre dostu ve ekonomik olarak uygulanarak sudaki organik ve inorganik kirleticileri etkili şekilde uzaklaştırılmasına olanak sağladığı bildirilmiştir. Gupta vd. (2015), yüzen sulak alanlar kullanarak Dhanbad bölgesinde kentsel atıkların ve musluk suyunun biyoremediasyonu ile aşırı nitrat, sülfat, demirin önemli ölçüde azaldığını ve atık suyun

pH'nın düştüğünü tespit etti. Xu vd. (2018) ise, bitkiler ile arıtılan ötrofik suda, arıtılmayan ötrofik suya kıyasla, TN, NO₃-N ve NH₄⁺-N konsantrasyonlarının ve KOİ'nin ciddi ölçüde daha düşük olduğu sonucuna varmıştır.

El-Kheir vd. 2007 yılında, evsel atıksular hakkında yaptıkları çalışmalarda, su mercimeği ile arıtımda Biyolojik Oksijen İhtiyacının (BOİ) %90.6 ve Kimyasal Oksijen İhtiyacının (KOİ) %89 oranında azaldığını bildirilmiştir. Bu azalmaya sebep olan durum; su mercimeklerinin yoğunlaşarak oluşturduğu örtünün altında anoksik (oksijensiz) ortam oluşur. Bu oksijensiz ortam, mikroorganizmanın organik maddeyi oksitlemesini yavaşlatır ve bu durum BOİ'nin düşmesine neden olur.

Gökyay ve Balcıgil (2017), su mercimeği (*Lemna minor*) bitkisinin atıksulardan besi maddesi ve karbon giderim kapasitesini belirlemek üzere, laboratuvar koşullarında çoğalttıkları su mercimeklerinin Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), NH₃-N, NO₃-N ve PO₄-P giderim verimliliğini sentetik ve gerçek atıksu kullanarak araştırmışlardır. Deney çalışmalarını 3000 ml'lik plastik kaplarda gerçekleştirilerek, havuz sistemini esas almışlardır. Deneylerin sonucunda, %62-74 oranında KOİ, %80-86 oranında NH₄-N, %80-92 oranında NO₃-N ve %60-94 oranında PO₄-P giderimi tespit etmişlerdir.

Priya vd. (2012), Birla Teknoloji Enstitüsü (Hindistan) pansiyonlarında üretilen evsel atık sulardaki besin ve organik atıkların gideriminde su mercimeğinin rolünü analiz etmek amacıyla, *Lemna minor*'u kullanarak yaptıkları çalışmada, 22 günlük bir zamanda kontrol sistemiyle karşılaştırıldığında BOİ değeri 227 mg/L'den 12.6 mg/L'ye düştüğünü gözlemlemişlerdir. Ortamda su mercimeğinin bulunması durumunda genel olarak BOİ'de %94,45 oranında bir azalma gerçekleştiğini ve ortofosfat seviyesinde ise toplam azalmanın %79.39 olduğunu bildirmişlerdir.

3 MATERYAL ve METOD

3.1 Atıksuyun Temini ve Detaylı Özelliklerinin İncelenmesi

TAGEM 1003 projesi kapsamında su mercimeği kültürlerinin yetiştirilmesi ve biyokütle üretmek amacıyla, İSU'ya bağlı Gebze Cumaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin çıkış suyu kullanılmıştır. 5000 kişi ve 1000 m³/gün kapasiteyle tasarlanıp işletmeye alınan tesis, standart atıksu arıtma proseslerine ek olarak kum filtresi ve UV dezenfeksiyon ünitesini içeren ileri arıtma sistemine sahiptir. Mollafenari, Cumaköy, Denizli ve çevresindeki yaklaşık 10 km yarıçapındaki yerleşim yerlerinden vidanjörlerle taşınan fosseptik kaynaklı evsel atıksuların arıtımı bu tesiste gerçekleştirilmektedir. Tesiste 1000 m³/gün kapasiteli hızlı kum filtresi ile UV dezenfeksiyon sistemi bulunmakta olup ileri arıtmadan geçirilen sular sulama amaçlı değerlendirilmektedir.



Şekil 3. 1 Atıksu arıtma tesisi ve atıksu temin çalışmaları

Laboratuvar ve pilot ölçekli çalışmalar kapsamında, arıtma tesisinden bir yıl boyunca her ay dört kez çıkış suyu alınmış ve bu sular biyokütle üretiminde kullanılmıştır. Bu süreçte, BG-11 sentetik besin ortamında çoğaltılan stok kültürün laboratuvar şartlarında atıksuya adaptasyonu ve sürekli biyokütle üretimi sırasında haftalık ortalama 1,5 m³ arıtılmış atıksu kullanılmıştır. Pilot tesis uygulamalarında ise bu miktar haftalık yaklaşık 10 m³ olarak gerçekleşmiştir. Su mercimeği üretiminde büyüme ortamı olarak kullanılan çıkış suyunun karakterizasyon sonuçları yıllık ortalamalar üzerinden Tablo 3.1'de sunulmuştur.

Buna ek olarak, Cumaköy AAT çıkış suları yalnızca konvansiyonel parametreler açısından değil, aynı zamanda mikrokirleticiler (PAH, PCB, VOC, fitalatlar, pestisitler, vb.) yönünden de analiz edilmiştir.

Yaklaşık 340 parametre incelenmiş olup bunlardan yalnızca iki kimyasalın (Bis(2-etilheksil) ftalat ve heksaklorobenzen) ppt seviyesinde tespit edildiği belirlenmiştir.

Tablo 3. 1 Cumaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden Temin Edilen Atıksuyun Karakterizasyonu ve Besin Maddeleri ile Ağır Metaller İçeriği

Parametre	Birim	Yıllık Ortalama ve Standart Sapma
TN	mg/L	14.5 ±8.2
TP	mg/L	1.9 ±2.3
KOİ	mg/L	29 ±8.5
BOİ	mg/L	11 ±3.6
TOK	mg/L	8.6 ±5.5
Alkalinite	mg/L	209 ±40
NO ₃ ⁻	mg/L	36 ±18.6
NO ₃ -N	mg/L	7.7±3.5
PO ₄ ⁻³	mg/L	4 ±6
PO ₄ -P	mg/L	1.9 ±2.5
NH ₄	mg/L	12 ±5.7
NH ₄ -N	mg/L	9 ±4.4
İletkenlik	µS/cm	850 ±148
pH	-	7.5 ±0.7
ÇO	mg/L	6.3 ±3.5
SUVA	L/mg.m	20.2 ±7.09
Cd	µg/L	0.07 ±0.05
Cu	µg/L	8.34±10.59
Zn	µg/L	54 ±59.3
Ni	µg/L	17.3 ±48
Sn	µg/L	12 ±3.2
Co	µg/L	0.63 ±0,01
Fe	µg/L	113 ±107
Hg	µg/L	50
Mn	µg/L	99 ±116.2
Cr	µg/L	22.2 ±77
As	µg/L	1.72 ±1.09
Pb	µg/L	1.37 ±1.28

3.2 Su Mercimeği Türünün Belirlenmesi

Bu çalışmada kullanılan su mercimeği türünün doğru şekilde tanımlanabilmesi amacıyla morfolojik gözlemler ve literatür karşılaştırmaları yapılmıştır. Tür tanımlaması, yaprak (frond) şekli, rengi, kök uzunluğu ve kök sayısı gibi temel morfolojik özellikler dikkate alınarak gerçekleştirilmiştir. Gözlemler, Olympus SZX10 model stereo mikroskop kullanılarak yapılmıştır. Yapılan incelemeler sonucunda kültürde kullanılan su mercimeği türünün *Lemna minor* olduğu belirlenmiş ve bulgular literatürde belirtilen karakteristik özelliklerle uyumlu bulunmuştur.

Lemna minor, hızlı büyüme kabiliyeti, yüksek biyokütle üretimi ve besin maddelerini etkin şekilde tüketebilme özelliği nedeniyle bu çalışmada tercih edilmiştir. Bu özellikleri, su kalitesinin iyileştirilmesi ve biyokütle üretiminin maksimum verimle sağlanması açısından çalışmanın başarısı için kritik öneme sahiptir.



Şekil 3. 2 *Lemna Minor* Mikroskop Görüntüsü

Şekil 3.2’de *Lemna minor* (su mercimeği) yaprakları (frond) görülmektedir. Görüntüde birkaç önemli özellik dikkat çekmektedir:

1. Yaprakların şekli ve düzeni: Görüntüdeki üç adet yaprak birbirine bağlı ve yuvarlak şekillidir. Bu da *Lemna* türlerinin tipik morfolojisidir.
2. Renk: Canlı yeşil renk, sağlıklı bir kültürün göstergesidir ve fotosentez aktivitesinin yüksek olduğunu işaret etmektedir.
3. Doku yapısı: Yaprak yüzeyinde küçük noktacıklar veya hücrel yapılar gözlemlenebilir; bu kloroplast yoğunluğunu ve su mercimeğinin besin üretim kapasitesini gösterir.
4. Kökler: Bir yapraktan ince bir kök uzaması gözüküyor; bu da su içinde asılı kalarak besin alımını kolaylaştırır ve tipik *Lemna minor* özelliğidir (Iqbal vd., 2019).

Sonuç olarak, Şekildeki su mercimeği yaprakları sağlıklı ve çoğalma için uygun bir kültür olduğunu göstermektedir.

3.3 Su Mercimeği Stok Kültürünün Sentetik Besin Ortamında Çoğaltılması

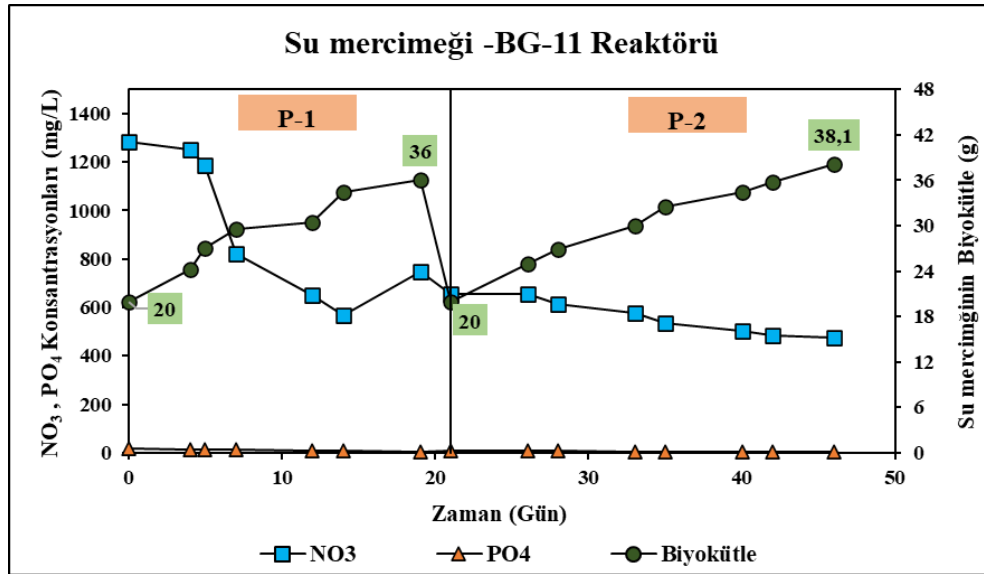
Deneysel çalışmada su mercimeği familyasına ait, *Lemna minor* sucul bitkisi kullanılmıştır. *Lemna minor*, atıksu arıtma tesisine yakın, durgun bir su kütlesinden temin edilmiştir. Temin edilen *Lemna minor*, BG-11 sentetik besin çözeltisine eklenmiş ve reaktör hacmi 40 L olan cam bir reaktörde çoğaltılmıştır. Böylelikle atıksuya ekimi yapılacak olan stok kültürlerin yeterli konsantrasyona ve hacme çıkarılması sağlanmıştır. Çoğaltma işlemlerine 6 ay boyunca devam edilmiştir. Su mercimeklerinin çoğaltılması için kullanılan zengin besin içeriğine sahip sentetik besin ortamı ve konsantrasyonları Tablo 3.2 'de sunulmuştur. BG-11 çözeltisi içinde büyütülen su mercimeği stok kültürü, herhangi bir kontaminasyon olmaması için, temiz oda koşullarında ve oda sıcaklığı (22 ± 2 °C) sabit olacak şekilde muhafaza edilmeye devam edilmiştir.

Tablo 3. 2 BG 11 çözelti hazırlama prosedürü

Besin	Kimyasal	Konsantrasyon	Litre başına reaktöre eklenen miktar
Stok 1	Na ₂ MgEDTA	0,1	10 ml
	Ferric Amonium Citrate	0,6	
	C ₆ H ₈ O ₇ .H ₂ O	0,6	
	CaCl ₂ .2H ₂ O	0,6	
Stok 2	MgSO ₄ .7H ₂ O	7,50	10 ml
Stok 3	K ₂ HPO ₄ .3H ₂ O ya da	4	10 ml
	K ₂ HPO ₄	3,05	
Stok 4	H ₃ BO ₃	2,86	1 ml
	MnCl ₂ .4H ₂ O	1,81	
	ZnSO ₄ .7H ₂ O	0,222	
	CuSO ₄ .5H ₂ O	0,079	
	COCl ₂ .6H ₂ O	0,05	
	NaMoO ₄ .2H ₂ O	0,391	
	ya da		
	MoO ₄ (%85)	0,018	
Ana Çözelti	NaNO ₃	15	100 ml

****Litre başına besleme yaparken stok 1-stok2 ve stok 3 çözeltilerinden 10'ar ml, stok 4 çözeltisinden 1 ml, ana çözeltiden ise (1500 mg/L NaNO₃ içerecek şekilde) 100 ml alınıp saf su ile 1 litreye tamamlanarak besleme yapılır.**

BG-11 ortamında yürütülen deneyde, su mercimeğinin (*Lemna minor*) azot ve fosfor giderimi ile biyokütle artışı iki dönem (P-1 ve P-2) halinde incelenmiştir (Şekil 3.3). P-1 döneminde (0–20. gün) başlangıçta yaklaşık 1300 mg/L olan NO_3 konsantrasyonu hızlı bir düşüş göstererek 650 mg/L seviyelerine gerilemiştir. PO_4 konsantrasyonu ise deney boyunca oldukça düşük (0–5 mg/L) seyretmiş ve belirgin bir değişim göstermemiştir. Aynı dönemde su mercimeği biyokütlesi 20 g'dan 36 g'a yükselmiş, bu da başlangıçtaki yüksek NO_3 konsantrasyonunun büyüme desteklediğini göstermektedir. Yaklaşık 3 hafta sonra su mercimekleri sararıp, ölmeye başlamış ve biyokütlede düşüş gerçekleşmiştir. 2. Periyotta 20 g su mercimeği ile reaktör tekrar başlatılmıştır. P-2 döneminde (20–48. gün) NO_3 tüketimi devam etmiş ancak düşüş hızı azalmış, PO_4 seviyeleri ise neredeyse sabit kalarak sistemde fosfor sınırlayıcı olmuştur. Buna rağmen biyokütle artışı sürmüştür ve dönem sonunda 38,1 g'a ulaşmıştır. Genel olarak sonuçlar, su mercimeğinin NO_3 gideriminde etkili olduğunu ve düşük PO_4 koşullarında dahi biyokütle üretimini sürdürebildiğini göstermektedir. Üretilen su mercimeği biyokütlesi kullanılarak atıksu reaktörlerinin başlangıç çalışması gerçekleştirilmiştir.

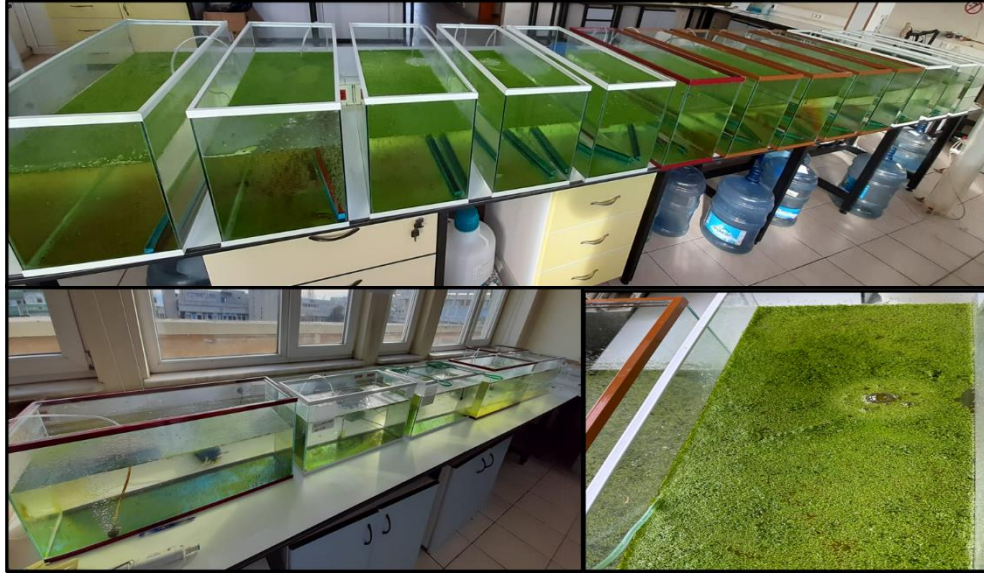


Şekil 3. 3 Su mercimeği BG-11 reaktörü

3.4 Su Mercimeğinin Atıksuya Aklımasyonu

Lemna minor kültürlerinin, Gebze Cumaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nden temin edilen çıkış atıksu ortamına aklımasyonu, laboratuvar koşullarında çoğaltılmış stok kültürlerin kademeli olarak atıksuya adaptasyonu sağlanarak gerçekleştirilmiştir. Bu süreçte,

kültürler öncelikle küçük hacimlerde atıksu ile karıştırılarak kısa süreli aklamaya tutulmuş ve su mercimeğinin biyokütlesindeki artış, atıksudaki nitrat ve fosfat değerlerindeki düşüşler değerlendirilerek su parametrelerine uyum sağladığı sonucuna varılmış ve atıksu oranı aşamalı olarak artırılmıştır. Aklamasyon süresi boyunca sıcaklık, gün ışığı (12 saat ışık: 12 saat karanlık), pH ve çözünmüş oksijen gibi kritik parametreler kontrol altında tutulmuş, ayrıca besin maddeleri (nitrat ve fosfat) günlük olarak izlenmiştir. Yüksek biyokütle konsantrasyonlarına ulaşabilmek amacıyla, her biri 40 L hacmindeki toplam 20 cam reaktör (Akvaryum) kullanılmıştır (Şekil 3.4). Bu yöntem sayesinde, *Lemna minor* kültürleri atıksu ortamına uyum sağlamış ve sürekli biyokütle üretimi için uygun hale gelmiştir.



Şekil 3. 4 Laboratuvar ortamına adapte edilen su mercimeği (*Lemna minor*) reaktörleri

3.5 Su Mercimeği Biyokütle Artışının Belirlenmesi

Aklamasyon süreci sonunda su mercimeği (*Lemna minor*) biyokütle artışının izlenmesi amacıyla ayrıca yüzey alanı 15cm × 20cm, derinliği 10cm olan küçük ölçekli bir reaktör (Referans Reaktör-1 L) kurularak 1 L arıtılmış atıksu içeren akvaryumda kültürler yetiştirilmiştir. Deney süresince 3-4 haftada bir hasat yapılmış, elde edilen biyokütlenin hem yaş ağırlığı hem de kuru ağırlığı belirlenmiştir. Ayrıca, besin maddeleri (nitrat ve fosfat) haftalık olarak analiz edilmiştir. Bu veriler ışığında biyokütle üretimi ile besin maddeleri tüketimi arasında korelasyon değerlendirmesi gerçekleştirilmiştir. Reaktördeki besin maddelerinin analiz sonuçları dikkate alınarak, besleme yapılan atıksu yenilenmiştir. 1 L'lik

bu referans reaktörü yaklaşık 100 gün boyunca çalıştırılmış ve 4 periyot şeklinde takibi yapılmıştır. Sonuçlar hakkındaki detaylı bilgiler Bölüm 4.1.1’de yer almaktadır.

3.6 Reaktör Düzeni ve Çalıştırma Koşulları

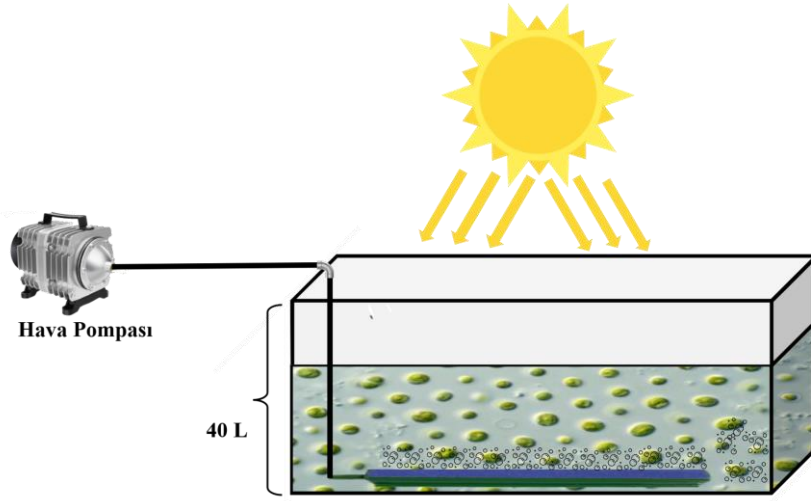
Çalışma boyunca işletilen cam biyoreaktörlerin (akvaryum) şematik gösterimi Şekil 3.5’te gösterilmiştir. *Lemna minor* (su mercimeği) kültürlerinin atıksu ortamında çoğaltılabilmesi amacıyla yüzey alanı 70cm × 25cm olan toplam 20 adet 40 L hacminde reaktör kurulmuş ve güneş ışığına maruz kalacak yerde işletmeye alınmıştır. Bütün reaktörler aynı özelliklere sahip olup, yüksek miktarda biyokütle elde etmek amacıyla sayıları artırılmıştır. Her bir reaktör, aklımasyon sürecini tamamlamış yaklaşık 50 g su mercimeği (*Lemna minor*) biyokütlesi ile inoküle edilmiştir.

Reaktör tasarımı ve işletme koşulları belirlenirken, *Lemna minor* türünün optimum büyüme koşulları ile biyoreaktörlerde yetiştirilmesi için gerekli işletme gereksinimleri literatürde yer alan çeşitli çalışmalardan yararlanılarak tespit edilmiştir (Kaur ve Gupta, 2021; Xu vd., 2021; Iqbal vd., 2019).

Her bir reaktörün aktif hacmi yaklaşık 40 L olarak ayarlanmıştır. İlk etapta referans reaktörü olarak belirlenen ve atıksu ile başlatılan 40 L’lik bir reaktör (Referans Reaktör-40 L), kontrollü koşullar altında (sıcaklık, doğal gün ışığı, havalandırma ve pH) takip edilmiştir.

Reaktörlerin işletme koşulları ise Tablo 3.3’te özetlenmiştir. Tabloda verilen reaktör koşullarına bağlı kalınarak, tüm sistemlerin takibi yapılmıştır. Buharlaşmaya bağlı olarak başlangıç su seviyelerinin azalması, su mercimeklerinin büyümelerinin azalması veya ölmeye başlaması gibi durumlara bakılarak, başlangıç miktarıyla aynı olacak şekilde reaktörlere haftada 2 kere taze atıksu beslemesi yapılmıştır. *Lemna minor*’un en iyi geliştiği pH aralığı 6,5-7 arası olduğu için reaktörlerdeki pH kontrol edilerek, bu seviyenin korunması amacıyla aralıklarla kontrollü hasat gerçekleştirilmiştir.

Referans reaktörü olarak belirlenen 40 L’lik su mercimeği reaktörü 7 ay boyunca çalıştırılıp; reaktöre besleme yapılan atıksudaki pH, alkalinite, iletkenlik, ÇO, TN, NO₃, NO₃-N, TP, PO₄, TOK ve ağır metal parametrelerinin giriş ve çıkış değerleri aylık olarak hesaplanıp takip edilmiştir. Elde edilen analiz sonuçları Bölüm 4.2’ de raporlanmıştır.



Şekil 3. 5 Su mercimeği (*Lemna minor*) cam reaktörleri şematik gösterimi

Tablo 3. 3 Reaktörlerin işletme koşulları

Parametre	Reaktörler
Sıcaklık (°C)	22 ± 2
pH	6,5-7,0
Çözülmüş O ₂ , (mg/L)	7,0-8,0
Işık Kaynağı	Gün ışığı
Fotoperiyot (aydınlık/ karanlık), saat	12:12
HRT (gün)	5-7
Başlangıçtaki taze su mercimeği miktarı (g)	50
Hasat sıklığı (gün)	7

3.7 Reaktör İşletiminde Besleme ve Hasat İşlemleri

Laboratuvar ölçeğinde yürütülen çalışmalarda, öncelikle 20 adet olan 40 L'lik reaktörlerdeki tüm *Lemna minor* biyokütlesi plankton kepçesi yardımıyla hasat edilmiş ve saf su içerisinde yaklaşık bir saat bekletilmiştir. Bu süre esnasında, reaktörlerde bulunan atıksu hortum kullanılarak ters vakum yöntemiyle tamamen uzaklaştırılmış ve reaktörler musluk suyu ile yıkanarak temizlenmiştir. Daha sonra, her bir akvaryum yüksek besin içeriğine sahip taze atıksu ile doldurulmuş ve her reaktöre 50 g taze *Lemna minor* biyokütlesi yeniden inoküle edilerek işleme alınmıştır. Bu yenileme ve biyokütle ekleme işlemleri, günlük olarak yapılan besin maddeleri (nitrat ve fosfat) analiz sonuçlarına göre planlanmış ve uygulanmıştır. Reaktördeki nitrat konsantrasyonu 1 mg/L'nin altına düştüğünde ürün hasadı yapılmış (Şekil 3.6), yeni atıksu eklenerek reaktör yenilenmiştir.



Şekil 3. 6 Laboratuvardan hasat edilen su mercimeği

3.8 Su Mercimeği Biyokütlesinin Kurutulması

Laboratuvarda elde edilen su mercimekleri toplanarak, etüvlerde kurutulmuş ve son ürün elde edilmiştir. Plankton kepçesi ile hasat edilen su mercimeği, iyice süzildükten sonra kurumaya alınmıştır. Biyokütle kurutma işlemi, hasatlama işlemi gerçekleştirildikten sonra vakumlu etüvlerde 60-75 °C aralığında gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.7). Sonrasında kurutulan ürünler (Şekil 3.8) vakumlu torbalara konularak -20 °C derin dondurucuda saklanmıştır.



Şekil 3. 7 *Lemna minor* biyokütlesinin kurutulduğu vakumlu etüv



Şekil 3. 8 Kurutulmuş su mercimeği

3.9 Su Mercimeğinin (*Lemna minor*) Pilot Ölçekli Yetiştiriciliği

Ortalama 7 aylık adaptasyon sürecinden sonra atıksuya adaptasyonu sağlanan türler, saha çalışmalarında pilot ölçekli üretim ile daha fazla miktarda biyokütle elde etmek amacıyla kullanılmıştır. Laboratuvar da 40 L'lik reaktörlerde yetiştirdiğimiz su mercimekleri kullanarak, TÜBİTAK yerleşkesi içerisinde pilot ölçekli su mercimeği havuzu kurulmuş ve saha uygulamasına geçilmiştir (Şekil 3.9).

Sürekli sistem biyokütle üretimi çalışmalarında, üretilen biyoküteller hasat edilmiş ve besin ortamlarının yenilenmesi için taze evsel atıksu ile besleme yapılmıştır. Bu sayede pilot tesis çalışmaları için istenen biyokütle konsantrasyonlarına çıkılması sağlanmıştır. Laboratuvar ve pilot ölçekli çalışmalarda elde edilen su mercimeği biyokütle miktarları arasındaki fark bölüm 4.4'de ayrıntılı olarak verilmektedir.

Pilot tesiste, yüzey alanı yaklaşık 6,60 m x 4,5 m ve derinliği 0,5 m olan bir havuz bulunmaktadır. Bu havuz su mercimeği (*Lemna minor*) yetiştiriciliğinde kullanılmıştır. Sızdırmazlığın sağlanması amacıyla havuzun iç yüzeyi jeomembran ile kaplanmış ve ardından atıksu ile doldurulmuştur. Besleme suyu İSU tarafından haftalık olarak 10 m³ hacmindeki tankerlerle Cumaköy AAT'den temin edilerek havuza taşınmıştır.

Biyokütle üretiminde, su mercimeğinin ihtiyacı olan inorganik karbon, açık sistemde doğrudan atmosferdeki CO₂'den sağlanmıştır. Fotosentez için gerekli olan ışık ise güneş ışığından, yani doğal olarak gece-gündüz döngüsü ile elde edilmiştir. Bu doğal ışık kaynağı sayesinde su mercimeği düzenli olarak ışık almış ve biyokütle üretiminde yüksek verim elde edilmiştir.



Şekil 3. 9 İşletilen su mercimeği havuzu

Yüzeyi su mercimeği ile kaplanan havuzun yüzeyinden plankton kepçesi ile hasat işlemi gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.10). Sonrasında ağaç yaprakları, dalları vd. yabancı maddelerden arındırılarak, laboratuvar ölçekli çalışmalarda yapılan; yıkama, süzme ve kurutma işlemleri aynı şekilde havuzdan elde edilen biyokütleyle de uygulanmıştır.



Şekil 3. 10 Havuzdan hasat edilen su mercimeği

3.10 Su Mercimeğinin Hücresel Bileşenlerinin Belirlenmesi

TÜBİTAK-MAM’da evsel atıksuyu ile ürettiğimiz su mercimekleri (*Lemna minor*) kurutularak, hücresel bileşenlerinin belirlenmesi amacıyla AKSAM (Akdeniz Su Ürünleri Araştırma Üretim Ve Eğitim Enstitüsü)’a gönderilmiştir. Gönderilen su mercimeğinin besin madde kompozisyonu Bölüm 4.5’te verilmiştir.

3.11 Analizler

Bu çalışmada kullanılan arıtılmış evsel atıksuyun karakterizasyonu ve *Lemna minor* biyokütle üretim süreçlerinin değerlendirilmesi amacıyla çeşitli analizler gerçekleştirilmiştir. Atıksu numunelerinde başta besin maddeleri (nitrat (NO_3^-), fosfat (PO_4^{3-})) olmak üzere çözünmüş oksijen, pH, sıcaklık ve iletkenlik gibi temel su kalite parametreleri günlük olarak takip edilmiştir. Ayrıca ağır metaller periyodik olarak analiz edilerek suyun güvenilirliği ve kültür üzerindeki olası etkileri incelenmiştir. Bunun yanında biyokütle üretiminin izlenmesi için su mercimeği kültürlerinde yaş ve kuru ağırlık ölçümleri yapılmış, elde edilen sonuçlar besin maddesi tüketimiyle karşılaştırılarak korelasyon analizleri gerçekleştirilmiştir. Tüm analizler, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Beutler vd., 2014) standartlarına göre yürütülmüştür.

3.11.1 Besin Maddeleri (Nitrat ve Fosfat) Analizi

Atıksudaki nitrat (NO_3^-) ve fosfat (PO_4^{3-}) konsantrasyonları, su mercimeği (*Lemna minor*) besi maddesi tüketimini ve büyüme hızını izlemek amacıyla günlük olarak ölçülmüştür. Nitrat ve fosfat analizleri, iyon kromatografi (IC) kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Analizler için Şekil 3.11’de gösterilen Dionex IonPac™ AS9-HC cihazı kullanılmıştır. Cihaza ait teknik bilgiler Tablo 3.4’te ayrıntılı olarak verilmektedir.



Şekil 3. 11 İyon kromatografisi (IC) cihazı

Tablo 3. 4 İyon kromatografi (IC) cihazında kullanılan koşullar

Kolon	Column7
Eluent (Taşıyıcı Faz)	9 mM Na_2CO_3
Akış Hızı	1.0 mL/dakika
Sıcaklık	Ortam sıcaklığı
Dedektör	Baskılanmış İletkenlik
Analit	Sülfat
Süpresseur	Dionex Anion Self-Regenerating Suppressor (Dionex ASRS™ 300, 4 mm)
Uygulanan Akım	45 mA
Enjeksiyon Hacmi	25 μL
Depolama Çözeltisi	100 mM Sodyum bikarbonat

3.11.2 Çözünmüş Oksijen, pH, Sıcaklık ve İletkenlik Ölçümleri

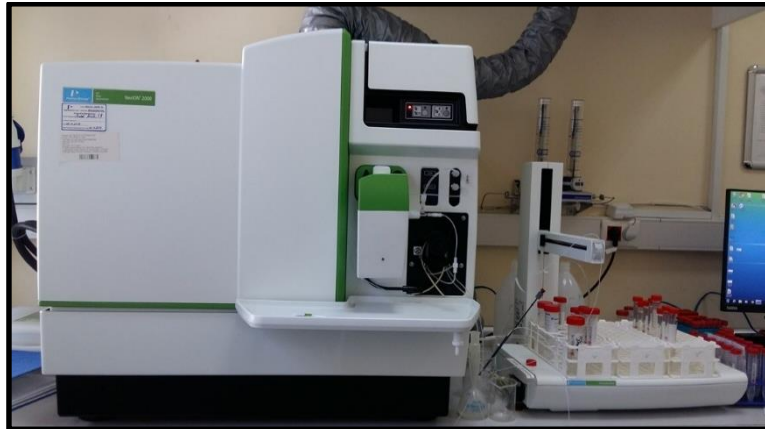
Kültür ortamının oksijen ve kimyasal dengesini izlemek için çözünmüş oksijen, pH, sıcaklık ve iletkenlik değerleri günlük olarak takip edilmiştir. Çözünmüş oksijen ölçümleri oksijen probu (YSI ProODO) ile, pH ve sıcaklık ölçümleri çok parametrelili su kalite ölçüm cihazı (Hach HQ40d) ile, iletkenlik ölçümleri ise aynı cihaz veya Metrohm iletkenlik ölçer cihazı kullanılarak gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3. 12 Multimetre cihazı (HACH HQ40d), iletkenlik ölçer

3.11.3 Ağır Metal Analizleri

Atıksu ve kültür ortamındaki potansiyel toksik etkileri değerlendirmek amacıyla ağır metaller periyodik olarak haftada bir analiz edilmiştir. Ağır metal tayinleri, ICP-OES (Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy, PerkinElmer Optima 8000) cihazı ile yapılmıştır.



Şekil 3. 13 ICP-OES cihazı.

3.11.4 Biyokütle Ölçümleri

Su mercimeği kültürlerinden elde edilen biyokütle, yaş ve kuru ağırlık olarak belirlenmiştir. Plankton kepçesi ile suyun yüzeyinden hasat edilen su mercimeği, iyice süzöldükten sonra plankton kepçesinden alınarak yaş ağırlık ölçömleri analitik terazi (Sartorius, ± 0.001 g hassasiyet) ile yapılmış, kuru ağırlık ölçömleri ise vakumlu etöüv kullanılarak 60–75 °C’de kurutma sonrasında belirlenmiştir. Kurutma süresi, etöüve konulan yaş su mercimeği miktarına göre değışkenlik göstermiştir. Yaklaşık 12-24 saatte biyokütlenin kuruduğı belirlenmiştir.

Bu ölçömler, költürlerin büyüme performansını değerdendirmek ve besin madde tüketimiyle ilişkilendirmek amacıyla gerçekleştirilmiştir.



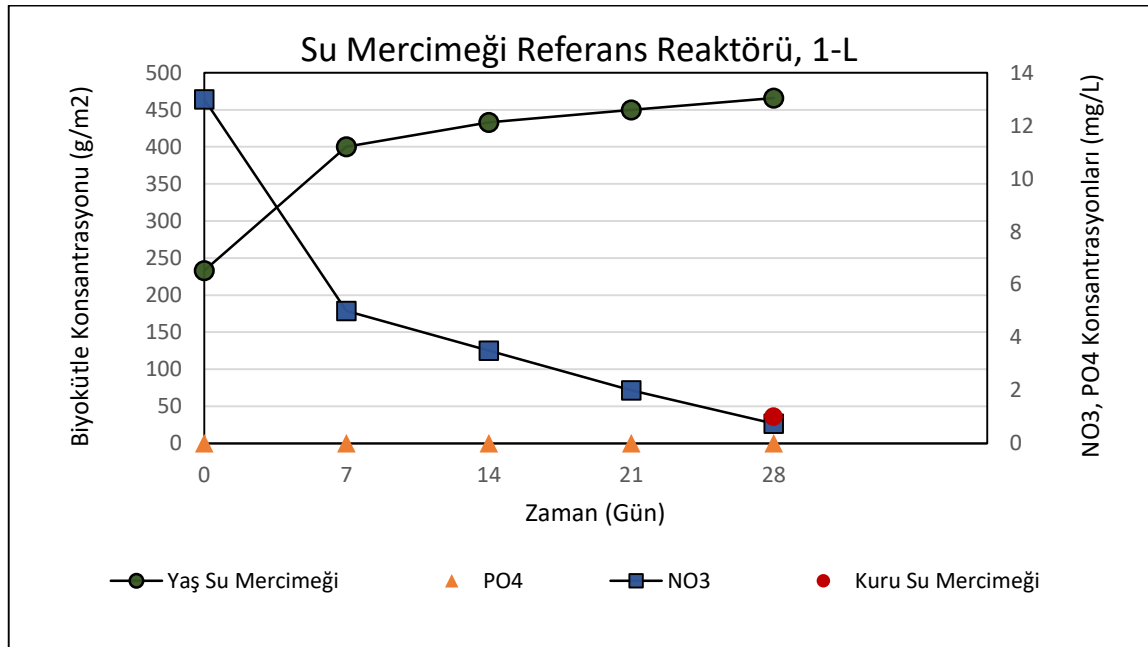
Şekil 3. 14 Kullanılan hassas terazi

4 BULGULAR ve TARTIŞMA

4.1 Su Mercimeği Biyokütle Verimliliği

4.1.1 Su Mercimeğinin Atıksuda Büyüme Performansı

Su mercimeğinin (*Lemna minor*) biyokütle artışını izlemek amacıyla, 1 L hacmindeki arıtılmış atıksu içeren bir akvaryum (Referans reaktör-1L) kurulmuştur. Yaklaşık 100 gün boyunca takibi yapılmıştır. Çalışma boyunca 3-4 haftada bir hasat gerçekleştirilmiş ve elde edilen biyokütlenin hem yaş hem de kuru ağırlığı ölçülmüştür. Ayrıca, nitrat ve fosfat gibi besin maddelerinin haftalık değişimleri takip edilmiştir. Biyokütle değişimine bağlı nitrat, fosfat giderimi ve zamana bağlı biyokütle artışını belirlemek amacıyla 1 aylık periyodun verileriyle oluşturulan grafik Şekil 4.1’de gösterilmiştir. Bu veriler kullanılarak biyokütle üretimi ile besin maddeleri tüketimi arasındaki ilişki değerlendirilmiştir. Reaktördeki atıksu besin madde konsantrasyonlarındaki azalma dikkate alınarak reaktör içeriği yenilenmiştir ve reaktörler her periyot başında taze su mercimeği (reaktörün yüzey alanının yaklaşık yarısını kaplayacak şekilde) ve yeni atıksu ile tekrar başlatılmıştır.



Şekil 4. 1 Küçük ölçekli (1 L) su mercimeği referans reaktöründe elde edilen sonuçlar

Şekil 4.1’de, referans reaktöründeki su mercimeğinin (*Lemna minor*) büyümesi ile nitrat (NO_3^-) ve fosfat (PO_4^{3-}) parametrelerindeki değişim gösterilmektedir. Sol kısımda yaş ve

kuru su mercimeğinin biyokütle konsantrasyonu (g/m^2), sağ kısımda ise NO_3^- ve PO_4^{3-} konsantrasyonları (mg/L) verilmektedir. Grafikteki biyokütle konsantrasyon değerleri yüzey alanı baz alınarak g/m^2 cinsinden verilmiştir. Verilen değerler göz önüne alındığında, 7g yaş su mercimeği biyokütlesi ile başlatılan proste, 1 hafta sonra su mercimekleri hasat edilerek yaş ağırlıkları ölçülmüş ve 12 g olarak bulunmuştur. 1 haftada yaklaşık %70 biyokütle artışı gözlenmiştir. Su mercimekleri tekrar reaktöre konularak büyümeleri takip edilmiş, reaktör başlatıldıktan 4 hafta sonra hasat edilen su mercimeklerinin yaş ağırlıkları ölçülmüş ve biyokütle miktarı 4 hafta sonunda yaklaşık 14g'a çıkmıştır, bu sonuç yaklaşık 1 ayda su mercimeklerinin yaş ağırlığında %100 oranında bir artış olduğunu göstermektedir. $0,03 \text{ m}^2$ yüzey alanına sahip reaktör için analiz yapıldığında; su mercimeklerinin 0-7 gün aralığında büyüme hızı $23,8 \text{ g/m}^2.\text{gün}^{-1}$ ve 7-28 gün aralığındaki ortalama büyüme hızı ise yaklaşık $3,1 \text{ g/m}^2.\text{gün}^{-1}$ olarak hesaplanmıştır. Biyokütledeki artışa paralel olarak, başlangıçta yaklaşık 13 mg/L nitrat (NO_3^-) konsantrasyonuna sahip atıksu ile başlatılan reaktörde, su mercimeklerinin uygulanmasından 1 hafta sonra nitrat değeri 5 mg/L 'ye düşmüştür, yani bu süreçte yaklaşık %61 oranında nitrat giderimi sağlanmıştır. Reaktör başlatıldıktan 4 hafta sonra nitrat konsantrasyonunun 0,75 mg/L 'ye düştüğü görülmüştür, bu durumda nitrat (NO_3^-) giderim verimi periyodun en başından itibaren yaklaşık %94 olarak hesaplanmıştır. Fosfat (PO_4^{3-}) konsantrasyonu ise 0,5 mg/L olup genel olarak tüm periyotlarda sabit değerde kalmıştır, kısa vadede değişim gözlenmemiştir. 4 haftanın sonunda tüm su mercimekleri plankton kepçesiyle hasat edilerek süzölmüş ve yaş ağırlığı tartılarak 14 g ürün elde edilmiştir. Toplam biyokütle etüvde kurutularak son ağırlığı 1 g (kuru) olan su mercimeği elde edilmiştir.

Haftalık olarak değerlendirme yapıldığında en fazla biyokütle artışı 1. haftada gözlenmiştir. Bu durum başlangıçta koşulların bitki gelişimi için elverişli olduğunu göstermektedir. Diğer haftalarda artış hızı azalmış fakat yine de istikrarlı bir şekilde su mercimeği biyokütlesi artmaya devam etmiştir. Nitrat değeri ise büyük oranda 1 haftanın sonunda giderilmiş, diğer haftalar nitrattaki düşüşler az da olsa düzenli bir şekilde azalmaya devam etmiştir. 4 haftalık sürenin sonunda su mercimeğinin akvaryumun yüzeyini tamamen kapladığı, su mercimeğinde sararmalar meydana geldiği ve ölmeye başladığı gözlemlenmiştir. Bu durum su mercimeğinin artık büyüyecek alanı kalmadığını ve ortamdaki besin maddelerinin iyice azaldığını göstermektedir. Büyümenin sabit kaldığı veya azalma gösterdiği, ortamdaki nitratın iyice azaldığı durumda hasat yapılarak reaktör yeniden başlatılmıştır. Her periyotta aynı işlemler yaklaşık aylık olarak tekrarlanmıştır. Periyotların başında her seferinde, reaktör

yüzey alanının yarısı kaplı olacak şekilde taze su mercimeği ile atıksu yenilenerek reaktör tekrar başlatılmıştır. Reaktör, atıksu arıtım tesisinden gelen su ile beslendiği ve her başlatımda yeni gelen atıksu kullanıldığı için, atıksu içerisindeki besin değerleri farklılık göstermektedir. Ayrıca reaktördeki su mercimekleri gün ışığından faydalandıkları için hava şartlarının değişikliği gibi sebepler, su mercimeklerinin biyokütle artışındaki farklılığın nedeni olabilir.

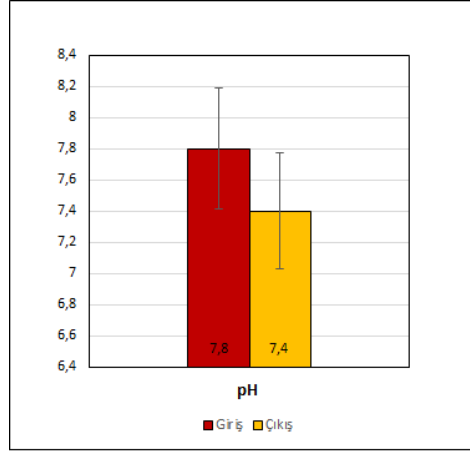
Evsel atıksuda yetiştirilen su mercimeğinin (*Lemna minor*) biyokütle artışları incelendiğinde, büyüme hızlarının periyotlar arasında farklılık gösterdiği belirlenmiştir. Bazı dönemlerde büyüme hızlarındaki azalma; su mercimeklerinde ışık rekabetinin artması, ortamdaki besinlerin (azot ve fosfor) azalması veya su mercimeği popülasyonunda yaşlanmanın başlaması gibi faktörlere bağlı olabilir (Xu ve Shen, 2011). Tüm sonuçlara birlikte bakıldığında, su mercimeğinin evsel atıksu şartlarına hızlı bir şekilde uyum sağlayabildiği, ortamdaki besin içeriğine ve çevresel koşulların değişimlerine duyarlı olarak büyüme sergilediği ve genel olarak yüksek bir biyokütle üretim potansiyeline sahip olduğu sonucuna varılmıştır.

Aynı zamanda grafikteki verilere bakılarak, biyokütle artışına paralel olarak NO_3^- giderim hızları da değerlendirilmiştir. Reaktördeki nitrat konsantrasyonlarının zamana bağlı olarak değişimi analiz edilmiş ve biyokütle artışına paralel olarak giderim hızı arasında karşılaştırma yapılmıştır. Analiz sonuçlarına göre 0 ile 7. gün aralığında nitrat giderim hızı $1,1 \text{ mg/L} \cdot \text{gün}^{-1}$ ve 7 ile 28. gün aralığındaki ortalama giderim hızı ise yaklaşık $0,2 \text{ mg/L} \cdot \text{gün}^{-1}$ olarak hesaplanmıştır. Bu sonuçlar, NO_3^- 'in oldukça düzenli ve kararlı bir şekilde giderildiğini ortaya koymaktadır.

4.2 Su Mercimeğinin Atıksudan Besin Maddesi Giderim Performansı

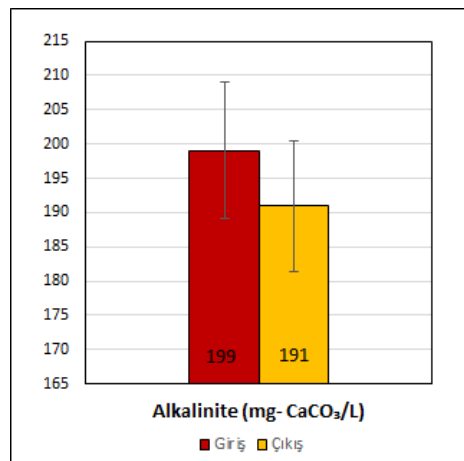
4.2.1 Atıksu Karakterizasyon Parametrelerinin Değişimi

Evsel atıksudaki kirleticilerin, *Lemna minor* türüyle giderim performansının analiz edildiği bu çalışmada, laboratuvarında kullanılan atıksudaki pH, alkalinite, iletkenlik, ÇÖ parametrelerinin giriş ve çıkış değerleri düzenli olarak takip edilmiştir. Grafiklerde verilen değerler 7 aylık sonuçların ortalaması alınarak belirlenmiştir. Aylık değerler birbirine yakın olarak hesaplanmıştır. Şekilde verilen değerler 40 L'lik büyük ölçekli referans reaktöründen alınan numuneler ile elde edilmiştir.



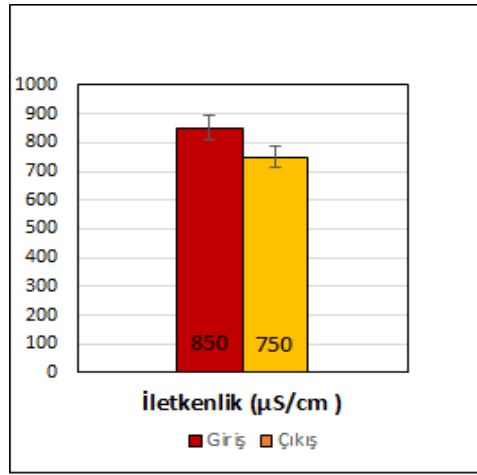
Şekil 4. 2 Çalışma boyunca pH değişimi

Şekil 4.2' ye bakıldığında, reaktörde kullanılan atıksuyun 7 aylık ortalama giriş pH değeri 7,8 iken çıkış suyundaki ortalama değer 7,4 olarak ölçülmüştür. Giriş değerleri 7,1 ile 8,8 arasında olup, çıkış değerleri 7,1 ile 8,2 değerleri arasında değişkenlik göstermiştir. Su mercimekleri uygulandıktan sonra ortamdaki pH'ta düşüş olduğu görülmüştür. Bu durumun sebebi literatürde genel olarak; su mercimeğinin azotu, amonyum (NH_4^+) formunda alması sonucunda, bitki köklerinden su ortamına H^+ iyonu salınımıyla açıklanmaktadır (Zhou vd., 2021). Skillicorn vd. (1993), su mercimeklerinin 5 ile 9 arasındaki pH seviyesinde yaşayabildiklerini bildirmişlerdir. 7,8 ve 7,4 değerleri su mercimeği bitkisinin büyümesi için ideal seviyelerdir. Su mercimeklerinin verimli şekilde büyümesi için, pH değeri çalışma boyunca belirli aralıkta tutulmuştur.



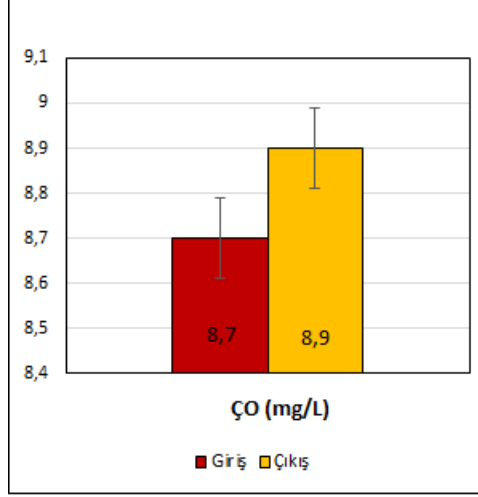
Şekil 4. 3 Çalışma boyunca alkalinite değişimi

Deney çalışmaları sırasında kullanılan atıksudaki 7 aylık ortalama alkalinite değerinin, su mercimeği uygulandıktan sonra 199'dan 191 mg-CaCO₃/L'ye düştüğü şekil 4.3'te gösterilmektedir. Bu düşüşün temel sebebi, su mercimeği sistemindeki nitrifikasyon prosesidir; nitrifikasyon sürecinde amonyum (NH₄⁺) bakteriler tarafından nitrit (NO₂⁻) ve nitrata (NO₃⁻) dönüştürülür ve asit (H⁺) ortaya çıkar, bu durum pH ve alkalitenin düşme sebebi olarak açıklanabilir (Juliet Selvarani vd., 2015). Ayrıca organik maddelerin parçalanması da alkalitenin azalmasına sebep olabilmektedir.



Şekil 4. 4 Çalışma boyunca iletkenlik değişimi

Şekil 4.4'te, sistemde kullanılan atıksuyun iletkenlik değerlerinin 7 aylık ortalaması girişte 850 µS/cm iken, su mercimeği uygulandıktan sonra 750 µS/cm'ye düşmüştür. Giriş değerleri 760 ile 930 µS/cm arasında değişirken, çıkış değerleri 600 ile 860 µS/cm aralığında ölçülmüştür. Bu durum literatürdeki diğer çalışmalarda da gözlenen bir durumdur. Evsel atıksuda su mercimeği uygulandıktan sonra iletkenlik değerindeki düşüş, atıksudaki çözünmüş iyon miktarının azalmasıyla açıklanabilir (Cheng ve Stomp, 2009). *Lemna minor* büyürken atıksudaki amonyum, nitrat, fosfat gibi iletkenliği artıran iyonları absorbe eder (Zhao vd., 2012; Cheng ve Stomp, 2009) ve bu da toplam iletkenliği düşürür. Literatürde yapılan başka çalışmalar da *Lemna*'nın iletkenliği belirgin şekilde azalttığını göstermektedir (Sahi ve Megateli, 2023).



Şekil 4. 5 Çalışma boyunca ÇO değişimi

Çözünmüş oksijen (ÇO), su ekosistemindeki yaşam için önemli bir parametredir. Sudaki oksijen miktarı, suyun kalitesi ve ekosistem sağlığı hakkında bilgi verir. Bu çalışmada su mercimeği bulunan reaktörde, arıtma işlemi sonrası ÇO konsantrasyonunun 7 aylık ortalama değerinin 8,7 mg/L'den 8,9 mg/L'ye çıktığı görülmüştür (Şekil 4.5).

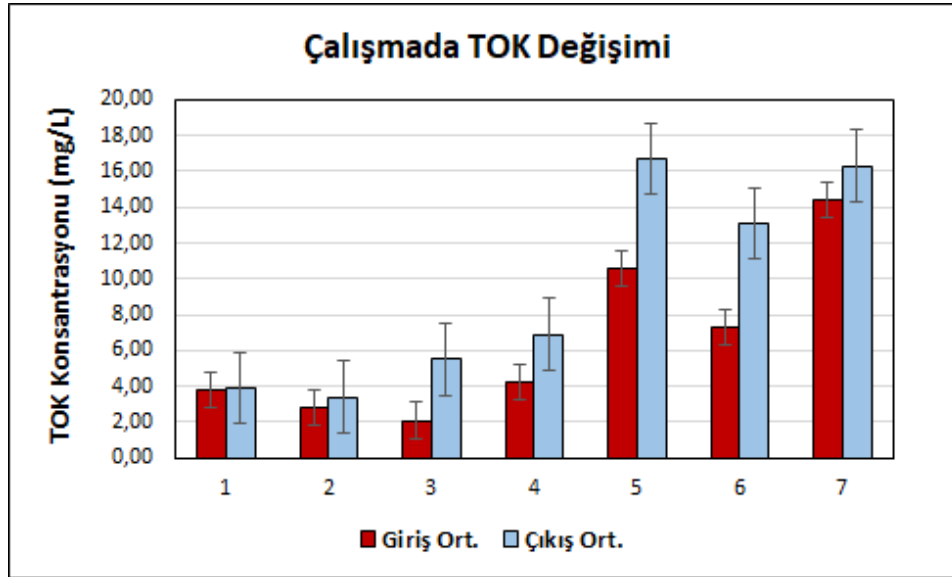
Literatürdeki diğer çalışmalara bakıldığında; su mercimeği ile arıtım sistemlerinde de genellikle ÇO konsantrasyonunda artış gözlemlenmektedir (Sender ve Róžańska-Boczula, 2024). Bu durumun nedeni ise su mercimeğinin fotosentetik aktivitesidir; su mercimeği ışık varlığında oksijen üreterek sucul ortamdaki çözünmüş oksijen seviyesini yükseltir. Reaktörde uygulanan havalandırma sistemi de sudaki oksijenin artmasını sağlar. Ayrıca, su mercimekleri alglerin büyümesini baskıladığı için, alglerden kaynaklanan oksijen tüketimi azalır, bu durum da ÇO seviyesini artırmaktadır. Su mercimeği büyümesi ve suda fotosentez yoluyla daha fazla oksijen üretmesi ÇO seviyelerinde iyileşmeye sebep olur, bu da Zimmo vd., (2005)'nin çalışmalarıyla uyumludur. Arias vd. (2016), yaptıkları deneyde *Lemna* uygulanan sularda ÇO değerinin 3.35'ten 8.25 mg/L'ye yükseldiğini, yani önemli bir ÇO artışını raporlamışlardır. Bu parametreler atıksu kalitesinin yorumlanabilmesi açısından önemlidir.

4.2.2 Organik Madde Konsantrasyonunun Değişimi

Çalışma boyunca evsel atıksuda yetiştirilen su mercimeklerinin atıksuya etkisi 7 ay boyunca düzenli şekilde takip edilmiş, takip süresince atıksudaki organik madde, TOK, toplam azot (TN), nitrat (NO_3^-), nitrat azotu (NO_3^- -N), toplam fosfor (TP), fosfat (PO_4^{3-}) ve ağır metal

konsantrasyonları düzenli olarak ölçülmüştür. Her ay 3 ile 6 arasında numune alınarak analizler gerçekleştirilmiş ve aylık ortalama reaktör giriş ve reaktör çıkış değerleri ve standart sapmaları hesaplanarak grafikler oluşturulmuştur.

KOİ, organik maddelerin tam okside edilmesi için gerekli oksijen miktarıdır. Evsel atıksulardaki organik maddeleri ölçmek için kullanılır. Su ortamında bulunan organik maddelerin alınımı, su mercimeklerinin köklerinde gerçekleşen adsorpsiyon ve absorpsiyon prosesleri ile sağlanmaktadır, ayrıca köklerdeki anaerobik ve aerobik bakteriler tarafından tüketilmektedir. Bu çalışmada reaktörlerde kullanılan, Cumaköy Atıksu Arıtma Tesisinden gelen evsel atıksuyun KOİ değerleri 22 mg/L ile 48 mg/L aralığında hesaplanmıştır. Gökyay ve Balcıgil (2017), *Lemna minor* ile yaptıkları çalışmada, %62-74'lik KOİ giderimi bulmuşlardır. Ozengin ve Elmaci, (2007), çalışmalarında %73-84 KOİ giderimi tespit etmişlerdir. Arias vd. (2016), *Lemna minor* uygulanan atıksuda KOİ'nin %30–60 arasında azaldığını bildirmiştir. Organik maddelerin bir kısmının doğrudan bitki tarafından alınması ve köklere bağlı bakterilerin aktiviteleri ile giderim sağlandığı belirtilmiştir (Cheng ve Stomp, 2009). Ayrıca atıksu arıtma tesisi çıkışındaki büyük organik maddeler, *Lemna minor* üzerine absorbe olarak atıksudaki organik madde miktarının düşmesine sebep olabilmektedir.



Şekil 4. 6 Çalışma boyunca TOK değişimi

TOK, atıksudaki organik madde miktarını belirlemek için kullanılan analiz parametrelerinden biridir (Visco vd., 2005). Bu çalışmada hesaplanan 7 aylık ortalama TOK değerlerinin giriş ve çıkış sonuçları Şekil 4.6'da verilmektedir. Su mercimeği uygulanan

atıksuda TOK değerlerinin yükseldiği görülmüştür. 1. ayda girişteki ortalama TOK konsantrasyonu 3,8 mg/L' den 3,9 mg/L'ye yükselmiştir. İlk aylarda ortalama TOK değerlerinin giriş ve çıkış konsantrasyonları yakın iken, özellikle 6. Ayda 7,3 mg/L'den 13,1 mg/L'ye yükseldiği görülmüştür. Genel olarak tüm aylarda TOK değerlerinde artış olduğu gözlemlenmiştir. Bu artışlar çok yaygın olmamakla birlikte bazı durumlarda mümkündür.

Su mercimeği organik maddeye çok ihtiyaç duyan bir bitki değildir, organik maddeyi kendisi üretebilmektedir. Büyümek için organik maddenin bir kısmını kullandıktan sonra, kalan kısmını dış ortama salabilir (Baker ve Farr, 1987). *Lemna minor*'un yaprakları ve kökleri zamanla yaşlanır ve sararır, bu süreçlerde bitkiden çözünmüş organik karbon, hücre içi karbonhidrat ve organik asitler suya salınır, bu durumlar TOK artışının en yaygın nedenleridir (Maie vd., 2006). Ayrıca reaktördeki düşük besin (azot ve fosfor eksikliği), ani pH değişimleri, sıcaklık ve ışığın yetersizliği gibi stres faktörleri de *Lemna minor*'un büyüme, besin alımı gibi fizyolojik özelliklerinde ve hücre zarında bozulmalara sebep olmaktadır, bu durumlar da TOK değerlerinin artmasının başka nedenleri olabilir (Wang vd., 2016).

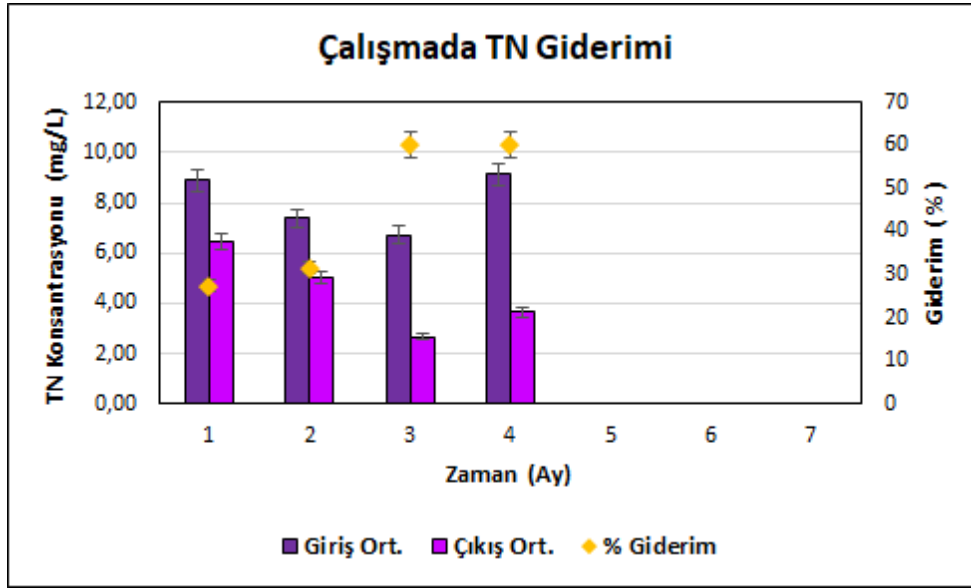
4.2.3 Su Mercimeğinin Atıksudan Azot Giderim Performansı

Azot bileşikleri çoğunlukla, sucul ortamlardaki ötrofikasyon riskini artıran başlıca besin maddelerindendir. Bu sebeple, atıksuda bulunan azot bileşiklerinin giderilebilmesi çevre açısından oldukça önemlidir. Su mercimeği atıksuda bulunan organik azotu (N) doğrudan kullanamaz; asimilasyon, translokasyon gibi proseslerden sonra azotu, NH_4^+ (amonyum) ve NO_3^- (nitrat) olarak asimile eder (Hemberger, 2018; Lu, 2016).

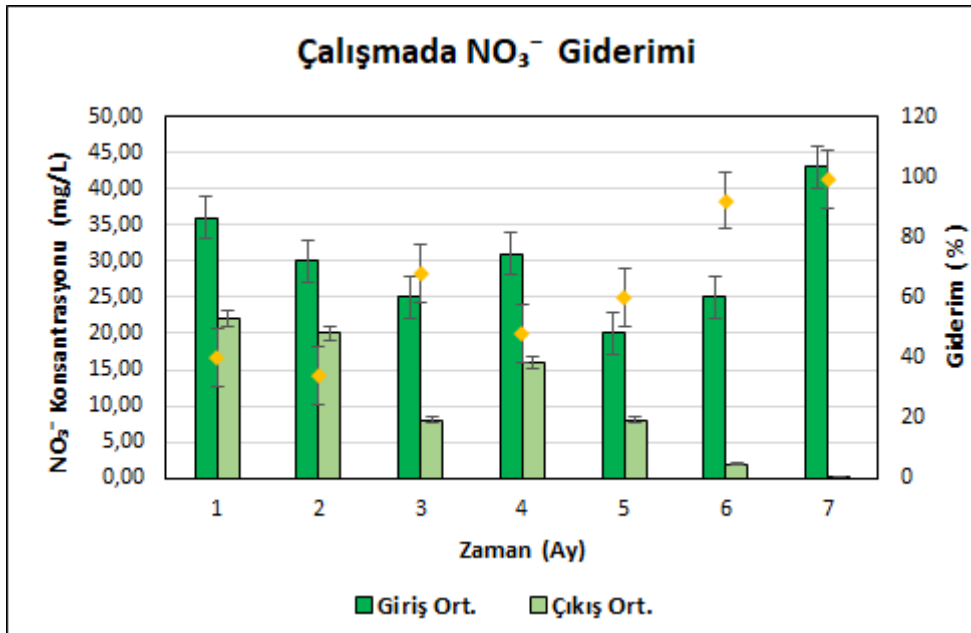
TN giderimi ilk 4 ay takip edilebilmiştir. Giderim yüzdeleri Şekil 4.7'de verildiği gibi %28 ile %61 arasında değişkenlik göstermiştir. Ortalama giderim oranı % 47 olarak hesaplanmıştır. Değerlerin düşük olma sebebi yüksek ihtimalle, TN için sadece kış aylarında ölçüm yapılmış olmasıdır, çünkü ilk 4 ay verileri NO_3^- için de benzer bir giderim eğilimi göstermiştir. Özengin ve Elmacı (2007) yaptıkları çalışmada ideal şartlar altında *Lemna minor*'un atıksudaki toplam azotu %83-87 oranında giderdiğini bildirmişlerdir.

Şekil 4.8'de atıksuda kirletici olarak bulunan nitrat konsantrasyonlarının aylara göre dağılımı gösterilmektedir. Şekil 4.9'da ise $\text{NO}_3\text{-N}$ giderim grafiği gösterilmektedir. Su mercimeği uygulanmadan önce NO_3^- (nitrat) konsantrasyonu 20 ila 43 mg/L arasındayken, *Lemna minor* uygulandığında bu değerler 0,1 ile 22 mg/L'ye düşmektedir. NO_3^- (nitrat) ve

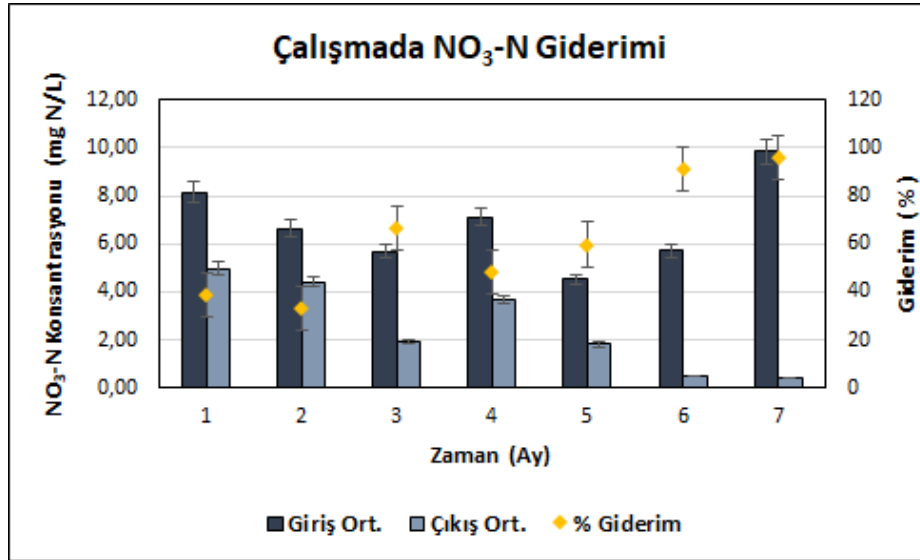
NO₃-N giderim oranı 7 aylık bir sürede %35 - %99 aralığında değişmektedir, en yüksek giderim 7.ayda yaklaşık %99 oranındadır. 7 ayın ortalaması alındığında, ortalama NO₃-N giderim verimi %62 olarak hesaplanmıştır. Su mercimeği uygulanan sistemlerde NO₃-N genelde azalma eğilimi gösterir, bunun sebebi bitkinin doğrudan bu bileşiği almasıdır. Deneysel çalışmalar Aralık ayında başlatılmıştır. Giderim oranları aylara göre düzensiz bir değişim göstermekle birlikte sıcak aylarda su mercimekleri daha yüksek verim göstererek, haziran ayında en yüksek giderim elde edilmiştir. Suyun sıcaklığı ile su mercimeğinin azot bileşiklerini alımı arasında doğrusal bir ilişki vardır. Cheng ve Stomp (2009), 15 °C’de nitrat alımının düşük, 25 °C’de ise maksimum nitrat giderimi olduğunu bildirmişlerdir. Bahar/ Sonbahar gibi ılıman mevsimlerde nitrat alımı en yüksek seviyedeysen, çok yüksek sıcaklıklarda ve kış mevsiminde bu seviye düşmektedir. Bu düşüş; her ne kadar laboratuvar ortam sıcaklığı 22 °C’de tutulmaya çalışılsa da, reaktörlerin dış ortama açılan ve hava sirkülasyonuna maruz kalabilecek yerde olmaları sebebiyle mevsim sıcaklığından etkilenmeleri durumuyla açıklanabilir. Badr El-Din vd. (2018) ise evsel atıksuda *Lemna* bitkisini kullanarak 21 günde %67-89 oranında nitrat giderimi gözlemlemişlerdir. Giderim oranlarında farklılıklar görülse de, bu çalışmadaki nitrat giderim oranının literatürdeki değerlere yakın olduğu belirlenmiştir. Ndamba ve Dalu (2003), Zimbabve’de su mercimeği stabilizasyon havuzları kullanarak nitratın %70 oranında giderildiğini bildirmişlerdir. Literatür çalışmalarında NO₃-N’de belirgin düşüşler bildirilmiştir, giderimler %30–%90 arasında gösterilmiştir (Harvey ve Fox, 1973). *Lemna minor* bitkisinin atık sulardan besi maddesi, karbon ve ağır metal giderim kapasitesinin araştırılması üzerine yapılan bir çalışmada %78-94 oranında NO₃-N giderimi bildirilmiştir (Balcıgil, 2013). Gökyay ve Balcıgil (2017), evsel atıksu ile gerçekleştirdikleri çalışmada %80 oranında NO₃-N giderimi tespit etmişlerdir. Matos vd. (2014), *Lemna minor*’un azot giderim veriminin NO₃-N için %25–85 aralığında olduğunu bildirmişlerdir. Tarlan vd. (2005) NO₃-N içeren atık suyunda %90 giderim sağlamıştır Benjawan vd. (2008), *Lemna minor*’un monokültürü ile, %63,2’lik azot giderim oranı elde etmişlerdir. Elde edilen bu sonuçlar *Lemna minor*’un atıksudan azotlu bileşikler gidermede oldukça etkili olduğunu göstermektedir ki bu oranlar, bu çalışmada elde edilen sonuçlara benzemektedir.



Şekil 4. 7 Çalışma boyunca TN değişimi.



Şekil 4. 8 Çalışma boyunca Nitrat değişimi.



Şekil 4. 9 Çalışma boyunca NO₃-N değişimi.

4.2.4 Su Mercimeğinin Atıksudan Fosfor Giderim Performansı

Fosfor (P), azot (N) gibi temel bir besin maddesidir, fakat aşırı miktarı ötrofikasyona sebep olabilmektedir. *Lemna* türleri büyümek için hücresel yapılarında fosforu kullanır. Fosfor bitkinin dokusunda depolanarak su ortamından uzaklaştırılır. Büyüme hızının artması, fosfor alımını da artırmaktadır (Zhao vd., 2014). Su mercimeğinin fosforu doğrudan alım formu ise fosfattır.

Su mercimekleri (*Lemna minor*) kullanılarak, Cumaköy AAT'den getirilen evsel atıksularda fosfor giderimleri araştırılmış ve deneylerden elde edilen sonuçlar Şekil 4.10 ve Şekil 4.11'de verilmiştir. Fosfor giderimi için TP ve PO₄³⁻ parametreleri düzenli olarak takip edilmiştir. Parametrelerin başlangıç konsantrasyonları oldukça düşüktür. Bu durumun sebebi; reaktör girişinde, atıksu arıtma tesisinin çıkış suyunun kullanılmasıdır.

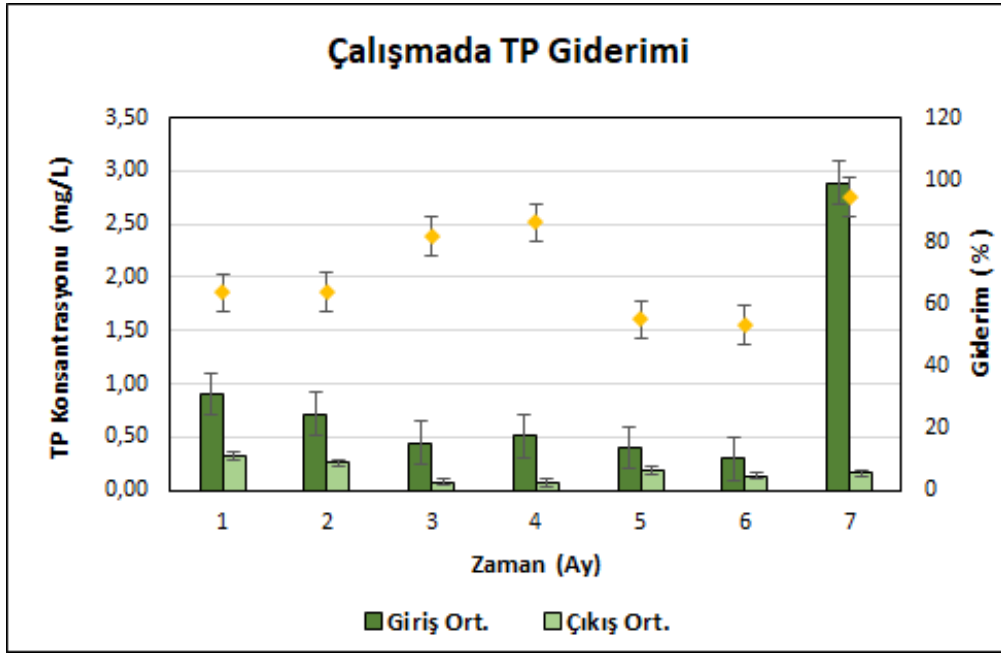
Şekil 4.10'daki grafiğe göre çalışma boyunca TP giderim oranı %55-95 arasında değişkenlik göstermiştir. Ortalama TP giderimi yaklaşık %72 olarak hesaplanmıştır. Benjawan vd. (2008), *Lemna minor*'un %36,2 oranında TP gideriminde bulunduğunu bildirmiştir. Ozengin ve Elmaci, (2007) kentsel atıksularda su mercimeklerinin TP giderim verimini %71,72 olarak bulmuştur.

Fosfat (PO₄³⁻) giderim değerleri Şekil 4.11'de verilmiş olup, %17-%88 aralığında değişim göstermiştir. Deney sürecinde, *Lemna minor*'un en yüksek fosfat giderim performansının

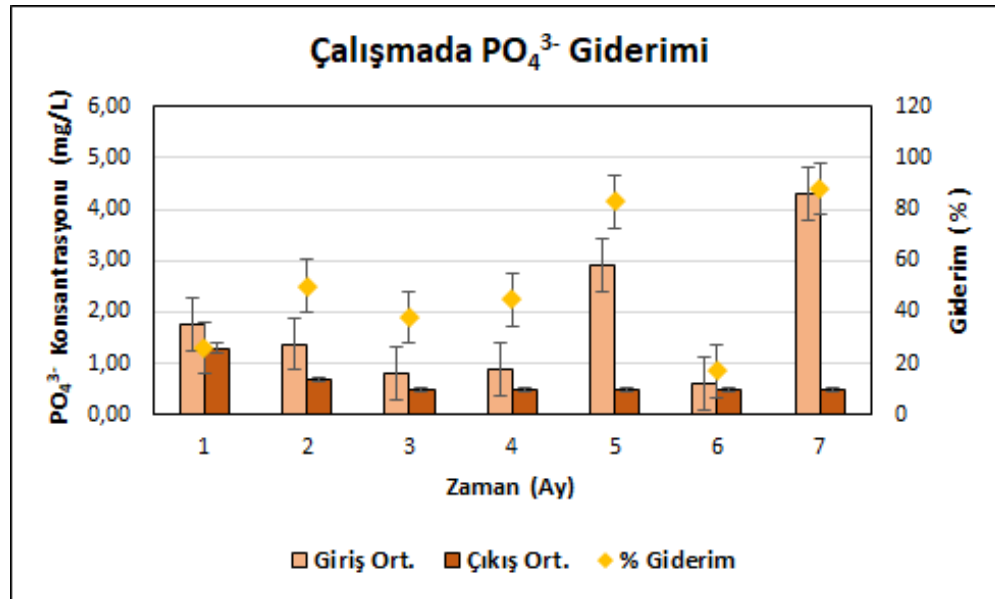
yaklaşık %88 olduğu görülmektedir. 7 aylık giderim verimlerinin ortalaması alındığında, ortalama fosfat giderimi %50 olarak hesaplanmıştır. Jena vd. (2010), çıkış suyu ile su mercimeklerini besledikleri çalışmada PO_4^{3-} giderimini %71 oranında bulmuşlardır. Gürtekin ve Şekerdağ (2008) ise yine çıkış suyu kullandıkları çalışmada PO_4^{3-} giderim oranını %45 olarak bulmuşlardır. Sablii vd. (2025), *Lemna minor* kullanarak fosfat içeren atıksuların arıtılmasının verimliliğini belirledikleri çalışmada, 7 günlük süre boyunca fosfat giderme verimliliğini %78 olarak hesaplamışlardır. Selvarani vd. (2015), *Lemna minor*'un kentsel atıksularda %96 oranında PO_4^{3-} giderimine ulaştığını bildirmişlerdir. Başka bir çalışmanın sonucunda ise, evsel atıksudan su mercimeği ile fosfat giderim veriminin %28,7 olduğu gösterilmiştir (Matos vd., 2014). Bu çalışmada elde edilen fosfat giderim oranlarının, literatürdeki verilere yakın olduğu görülmüştür. Su mercimeklerinde en düşük büyüme hızı ve besin maddesi alım oranları kış mevsiminde, en yüksek oranlar ise yaz aylarında elde edilmiştir. Bu sonuç Tu vd. (2021)'nin çalışma sonuçlarıyla uyumludur. Aynı atıksuyun kullanıldığı ve mikroalglerin besi gideriminde etkisinin incelendiği çalışmada ise (TÜBİTAK, 2025) azot giderimi yaklaşık %90, fosfor giderimi ise %60 olarak hesaplanmıştır. Bu sonuçlardan hareketle mikroalglerin azot gideriminde biraz daha etkili olduğu fakat su mercimeklerinin de bazı aylarda %90 oranlarında giderim gösterdiği ve fosfor gideriminde su mercimeğiyle benzer performans sergilediği görülmektedir.

Aylara göre fosfor giderim yüzdeleri doğrusal olmayan bir değişim göstermiştir. Bu durum çeşitli sebeplerden kaynaklanabilir; mevsim sıcaklıklarındaki değişim, tesisten alınan atıksuyun ve reaktörlerin bulunduğu ortamın sıcaklığını etkilemektedir. Sıcaklığın düşmesi metabolizmayı yavaşlatarak fosfat alımını yavaşlatabilir, tesisten gelen atıksu ortamında bulunan diğer besin değerlerindeki değişkenlik, hasat sıklığı ve biyokütle artışının yavaşlaması gibi sebepler, fosfat giderim performansını etkilemektedir. Atıksu numunelerinin, günün farklı zamanlarında alınması da analiz sonuçlarını etkilemektedir. Sabah alınan numunedeki kirlilik yükü, öğlen alınan numuneye göre daha az miktardadır.

Sonuç olarak elde edilen veriler, su mercimeğinin azot ve fosforu gidermede oldukça etkili ve atıksuyu arıtabilecek kapasitede olduğunu göstermektedir.



Şekil 4. 10 Çalışma boyunca TP değişimi.

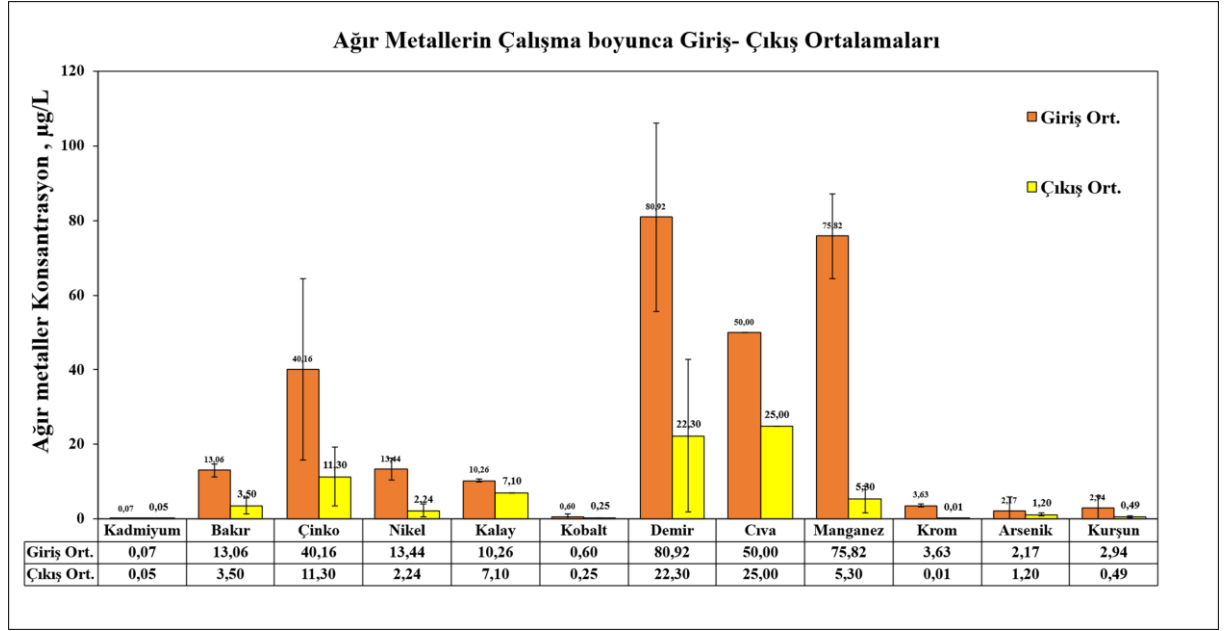


Şekil 4. 11 Çalışma boyunca Fosfat değişimi.

4.3 Su Mercimeğinin Atıksudan Ağır Metalleri Giderim Performansı

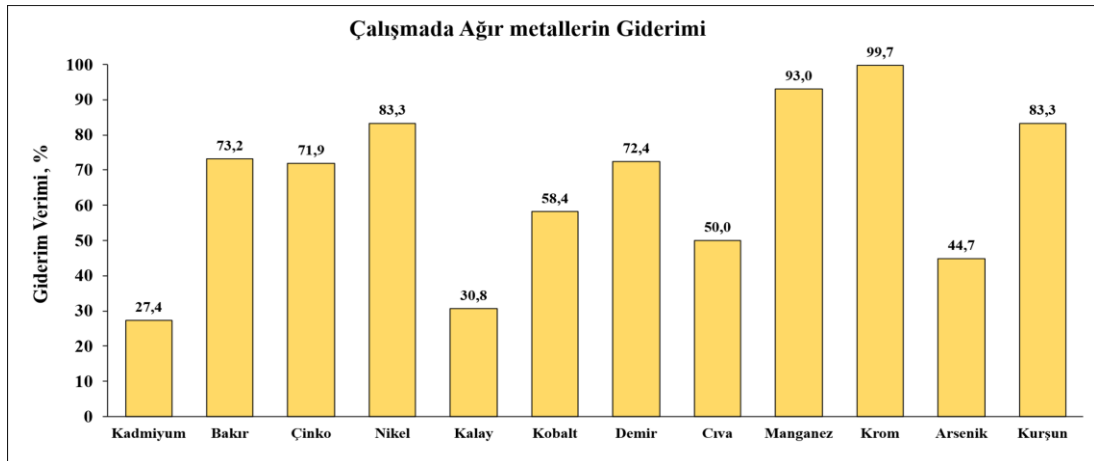
Su mercimeği, fitoremediasyonda metal hiperbiriktiricisi olarak sıklıkla tercih edilen bir sucul bitkidir. Su mercimeklerinin metalleri biriktirme kapasiteleri, atık sudaki metalin yoğunluğuna ve maruz kalma süresine göre değişkenlik gösterir. Bu su bitkileri özellikle büyük ölçekli atık su arıtma sistemleri için önerilmektedir. Su mercimeği ağır metalleri

gidermede biyoakümülyasyon, biyosorpsiyon, mikrobiyal indirgeme, kompleksleşme gibi farklı mekanizmalar kullanmaktadır (Hou vd., 2007; Fathima ve Kumar, 2022). Çalışma süresince, su mercimeklerinin ağır metalleri giderim performansını değerlendirmek için 7 ay boyunca reaktör giriş ve çıkış atıksuyundan numuneler alınmış ve analiz edilmiştir. Elde edilen verilere göre her metal için giriş ve çıkış değerlerinin 7 aylık ortalama konsantrasyonları hesaplanarak standart sapmalar ile birlikte Şekil 4.12’de gösterilmiştir.



Şekil 4. 12 Çalışma boyunca Ağır metallerin değişimi.

Giriş konsantrasyonları en yüksekten en düşüğe doğru olan ağır metallerin sırasıyla; demir(Fe), manganez (Mn), cıva (Hg), çinko (Zn), nikel (Ni), bakır (Cu), kalay (Sn), krom (Cr), kurşun (Pb), arsenik (As), kobalt (Co) ve kadmilyum (Cd) olduğu tespit edilmiştir.



Şekil 4. 13 Çalışma boyunca Ağır metallerin % giderimi.

Su mercimeğinin (*Lemna minor*) evsel atıksudan ağır metal giderim verimleri hesaplanmış ve en yüksek giderim %99,7 ile Krom (Cr) metalinde görülmüştür. Diğer metallerin giderim oranları ise $Cr > Mn > Pb > Ni > Cu > Fe > Zn > Co > Hg > As > Sn > Cd$ olarak hesaplanmıştır. Yapılan çalışmalar, su mercimeğinin Zn içerikli atık sulardan Zn gideriminde oldukça etkili olduğunu göstermiştir. Jafari ve Akhavan (2011), Zn ile kirlenen atık sudan *Lemna minor*'un giderim verimliliğini %83 olarak bulmuşlardır. Kaur vd. (2008), su mercimeklerinin 1–20 mg/L aralığında kurşun(Pb) biriktirdiğini ve kurşun alımının çözeltideki Pb yoğunluğuna, pH'a ve zamana bağlı olduğunu bildirmişlerdir. Uysal ve Taner (2009), pH ve Pb yoğunluğuna ilaveten sıcaklığın da su mercimeklerinin Pb gideriminde etkili olduğunu belirtmişlerdir. Bokhari vd., (2016), *Lemna minor*'un kentsel atık suyunu etkili şekilde arıtabildiğini ve nikel, bakır, kurşunun giderim oranlarının %84'ten fazla olduğunu bulmuşlardır. Rahmani vd. (1999), su mercimeğinin %70-80 oranında Pb'yi giderdiğini gözlemlemiştir. Yapılan başka bir çalışmada, *Lemna* türünün atıksuda bulunan Cu, Pb, Ni ve Mn metallerinde sırasıyla % 57,7, % 60,2, % 60,3 ve % 61,6 oranlarında giderim sağladığı bildirilmiştir (Akbulut, 2010). Literatürdeki verilere kıyasla, bu çalışmadaki ağır metal gideriminin daha yüksek olduğu ve su mercimeğinin evsel atıksudaki metallerin gideriminde oldukça etkili bir sonuç verdiği söylenebilir.

Bu çalışmada elde edilen analiz sonuçları, ağır metal gideriminde As (Arsenik), Sn (Kalay) ve Cd (Kadmiyum) gibi metallerin diğer metallere göre daha düşük giderildiğini göstermektedir (Şekil 4.13). Bu durumun başlıca sebepleri; bu metallerin sudaki kimyasal formlarının su mercimeği tarafından sınırlı şekilde alınabilir olması, yüksek toksisiteye sahip oldukları için *Lemna minor*'un alım ve metabolik aktivitelerini baskılaması ve metal iyonlarının kompleksleşerek biyoyararlanabilir fraksiyonun azalması olabilir (Hou vd., 2007; Khan vd. 2015).

Su mercimekleri enzimatik antioksidan mekanizmaya sahiptirler, bu mekanizma sayesinde ağır metallerin sebep olduğu oksidatif stresi kontrol altına alabilir ve oluşacak hasarı azaltabilirler (Silva vd., 2017). Su mercimeği, antioksidan mekanizmasını aktive ederek, besin emilimini engelleyen ağır metallerin stresini azaltır (Zhou vd., 2019). Bu nedenle arıtılmış evsel atıksuda bulunan ağır metallerin su mercimeklerinin büyüme mekanizmalarını inhibe etmediğini söylemek mümkündür.

4.4 Üretilen Su Mercimeği Biyokütle Miktarları

Su mercimeklerinin (*Lemna minor*) yetiştirilmesine ilk olarak Aralık ayında laboratuvar şartlarında, akvaryumlarda başlanıldı. İlk 7 aylık süreçte Tablo 4.1’de gösterildiği gibi 20 adet 40 L hacminde akvaryumlardan toplam 344,2g ağırlığında su mercimeği (kuru) üretimi gerçekleştirilmiştir, bu sonuç aylık olarak yaklaşık 50g su mercimeği (kuru) üretimine karşılık gelmektedir. Kasım ayına kadar üretime devam edilen çalışmada laboratuvarda elde edilen tüm su mercimekleri toplanarak, etüvlerde kurutulmuş ve toplam kuru ağırlığı 430,7 g olan son ürün elde edilmiştir. Haziran ayı itibariyle laboratuvarda yetiştirdiğimiz su mercimekleri kullanılarak, laboratuvardaki üretime ek olarak TÜBİTAK yerleşkesi içerisinde pilot ölçekli su mercimeği havuzu kurulmuş ve saha uygulamasına geçilmiştir. Yüzey alanı 6,60 m x 4,5 m ve derinliği 0,5 m olan bu havuzdan yaklaşık 4 ay gibi bir sürede 76156g su mercimeği (taze) hasat edilmiştir (Şekil 4.14). Elde edilen su mercimekleri etüvlerde kurutularak, toplam ağırlığı 4671,2g olan kuru su mercimekleri elde edilmiştir, bu miktar aylık olarak yaklaşık 1170g kuru su mercimeği (*Lemna minor*) üretildiğini göstermektedir.

Lemna minor serbest yüzen ve tamamen su yüzeyinde büyüyen sucul bir bitki olduğu için bu bitkinin büyüme hızı yüzey alanından etkilenmektedir, su derinliği belirleyici faktör değildir. Bu sebeple büyüme hızı hesaplamaları literatürde $\text{g/m}^2 \cdot \text{gün}^{-1}$ cinsinden yapılır (Landolt ve Kandeler, 1987; Cheng ve Stomp, 2009; Ziegler vd., 2015; Appenroth vd., 2017). Tablo 4.2’den anlaşılabacağı üzere, pilot tesisteki büyüme hızının, laboratuvar şartlarında yetişen su mercimeklerinin büyüme hızından daha fazla olduğu belirlenmiştir. Bu durumun nedeni, çevresel şartların fotosentetik ve metabolik prosesleri daha güçlü olarak desteklemesidir. Açık havuz sistemlerinde güneş ışığının spektrumu ve şiddeti laboratuvardaki aydınlatmaya göre çok daha geniştir ve bu da fotosentezi doğrudan artırmaktadır. Cheng ve Stomp (2009), su mercimeğinin büyüme hızının doğrudan ışık şiddetine bağlı olduğunu belirtmiştir. Ayrıca gün içerisinde sıcaklık değişimleri çoğunlukla *Lemna minor*’un ideal büyüme aralığı olan 20–30°C arasındadır ve bu durum da metabolik aktivitelerin hızlanmasını sağlayarak besin alımını artırır (Appenroth vd., 2017). Açık havada rüzgâr sayesinde CO₂ transferi daha yüksektir, böylece karbon sınırlaması görülmez (Landolt ve Kandeler, 1987). Bunun yanında yüzey alanının geniş olması, daha yüksek besin konsantrasyonları ve zengin mikrobiyal topluluk su mercimeğinin azot ve fosfor gibi besin maddelerine erişimini kolaylaştırır, böylece büyüme hızı laboratuvara kıyasla büyük ölçüde

artmış olur. Sonuç olarak, açık hava sistemleri, ışık, sıcaklık, CO₂, besin miktarı ve mikrobiyal etkileşim yönünden *Lemna minor* için daha uygun şartlar sunmakta; bu durum da bitkinin büyüme hızının daha yüksek olmasına sebep olmaktadır.

Su mercimeğinin büyüme hızını engelleyen çeşitli faktörler vardır; su mercimeğinin yaprakları (frondlar) birbirinin üzerine binmeye başladığında ve ortamdaki besinlerin tükenmesi durumunda su mercimeğinin büyüme hızı düşmektedir (Chaiprapat vd., 2005). Bu gibi faktörlerin çalışmamızda sınırlayıcı faktörler olduğu dikkate alınmalıdır. Ancak buna rağmen çalışmamızda yaklaşık olarak 5 kg su mercimeği (kuru) biyokütlesi elde edilirken, aynı atıksu (Cumaköy AAT çıkış suyu) kullanılarak benzer şartlarda üretimi gerçekleştirilen mikroalglerden yaklaşık 1,5 kg biyokütle elde edilmiştir (TÜBİTAK, 2025). Yapılan çalışmalar mikroalge kıyasla su mercimeğinde yaklaşık 3 kat daha fazla biyokütle üretim verimi olduğunu göstermektedir. Gerek laboratuvar ölçekli çalışmalarda gerekse pilot tesiste su mercimeğinin üretimi daha kolay gerçekleşmiştir. Mikroalg üretiminde mikroalglerin sık sık ölmesi nedeniyle sistem zaman zaman yeniden başlatılmıştır. Hasat işleminde de su mercimeği kolaylıkla hasat edilirken mikroalglerin gerek laboratuvar da gerekse pilot tesiste hasat işleminde zorluklar yaşanmıştır. Zhao vd. (2014), doğal ortamlarında su mercimeğinin (*Lemna minor*) büyüme oranını 20 °C’de, günde m² başına 3,9 g olarak belirlemişlerdir. Ge vd. (2012), doğal atıksuda su mercimeğini (*Lemna minor*) 3,5 g/m²·gün⁻¹ büyüme hızıyla yetiştirdiklerini bildirmişlerdir. Sonuç olarak su mercimeği atıksuda verimli bir büyüme performansı göstermektedir.

Tablo 4. 1 Çalışmada üretilen su mercimeği biyokütle miktarları

Tarih	Laboratuvar			Pilot Tesisi		
	Yaş Ağırlığı (g)	Kuru Ağırlığı (g)	% Nem	Yaş Ağırlığı (g)	Kuru Ağırlığı (g)	% Nem
Aralık-Haziran	4645	344,2	%91,61	-	-	-
Temmuz-Ekim	2915	86,5	%94,88	76156	4671,2	94,04%

Tablo 4. 2 Yüzey alanı başına su mercimeği biyokütle üretimi

	Laboratuvar	Pilot Tesisi
Yüzey alanı başına su mercimeği (yaş) biyokütle üretimi ($\text{g/m}^2 \cdot \text{gün}^{-1}$)	6,45	21,36
Yüzey alanı başına su mercimeği (kuru) biyokütle üretimi ($\text{g/m}^2 \cdot \text{gün}^{-1}$)	0,47	1,31



Şekil 4. 14 Hasat edilen yaş su mercimeği biyokütlesi

4.5 Kuru Su Mercimeği Biyokütlesinin Değerlendirilmesi

Su mercimeği fonksiyonel besinler sağlayan selüloz, nişasta gibi karbonhidratlar içermektedir (Xu vd., 2022). Bitkisel protein kaynağı olan su mercimeği, canlı için ihtiyaç olan yüksek kalitede protein ve yağ içeriğine de sahiptir (Diwan, 2023). Su mercimeğinde kuru ağırlık başına protein içeriği %18 -%35, yağ %4 - %7 ve nişasta içeriği %4 - %10 arasında olduğu bildirilmiştir (Appenroth vd., 2017). Su mercimeği yüksek kalitede besin eldesi ve biyoyakıt kaynağı olarak büyük ilgi görmektedir (Coughlan vd., 2022). Evsel atıksu kullanılarak laboratuvar ve pilot sistemde üretilen ve kurutularak son ürün haline getirilen

su mercimekleri Şekil 4.15'te gösterilmektedir. Üretilen su mercimeğinin besin kompozisyonu Tablo 4.3'te verilmiştir. Yapılan değerlendirmelere göre su mercimeğinin (*Lemna minor*) kuru madde içeriği; protein %18,02, kül %20,55, yağ %7,25, selüloz %9,53 ve toplam enerji değeri 16,44 MJ/kg olarak belirlenmiştir.

Protein, selüloz ve yağ içeriği sebebiyle *Lemna minor*'un hayvan yemlerinde kullanılması açısından ideal bir bitki olduğu görülmektedir. Balık yemi olarak kullanımda, biyokütlenin enerji ve yağ içeriği oranları önemli parametrelerdir. Aynı atıksu (Cumaköy AAT çıkış suyu) kullanılarak üretilen mikroalglerin kuru madde içeriğinde; yağ %4,07 ve toplam enerji değeri 10,97 MJ/kg olarak hesaplanmıştır (TÜBİTAK, 2025). Bulunan değerlerin su mercimeklerinden daha düşük olduğu görülmektedir. Bu verilerden hareketle yağ içeriği yüksek olan *Lemna minor* bitkisi mikroalge kıyasla biyoyakıt üretiminde daha yüksek enerji verimi sağlar ve içerdiği yüksek yağ ve enerji su mercimeğini biyodizel, biyoetanol ve biyogaz üretimi için uygun biyokütle haline getirir (Xu vd., 2012). Su mercimeği; yüksek enerji potansiyeli ve biyokütle verimi sayesinde mikroalglere kıyasla daha avantajlı bir biyoenerji ve yem kaynağı olarak değerlendirilebilir. Herawati vd. (2020), tilapia balığının yemine *L. minor*'un %2,5'lik düşük bir oranda dahil edilmesiyle biyokütle ağırlığı seviyelerinin daha iyi olduğunu, yem kullanım verimliliği ve protein verimlilik oranlarının arttığını bildirmişlerdir. Goswami vd. (2022), sazan balığı diyetine *L. minor*'un (kurutulmuş) aynı düzeyde dahil edilmesinin, balığın son ağırlığını ve sazan balığında protein, temel amino asitler ve lipit içeriği seviyelerini önemli ölçüde iyileştirdiğini raporlamışlardır. Hasan ve Chakrabarti (2009), su mercimeğinin balık yemlerinde yüksek enerjileri sayesinde büyüme performansını artırdığını bildirmiştir. Ayrıca su mercimeği enerji içeriği sayesinde biyoyakıt üretiminde de ham madde olarak tercih edilebilir. Cui vd. (2015)'nin yaptıkları bir çalışmada, su mercimeğindeki yüksek nişasta içeriği sebebiyle ideal biyoyakıt kaynağı olduğunu vurgulamışlardır. Yapılan başka çalışmada ise su mercimeğindeki yağ içeriğinin yüksek olmasının biyodizel üretimi için önemli bir kaynak olabileceği ortaya koyulmuştur (Krzywonos vd., 2023). Chusov vd. (2022) ise su mercimeğinin yüksek organik madde içeriği sebebiyle biyogaz üretiminde verimli bir kaynak olduğunu bildirmişlerdir.

Tablo 4. 3 Elde edilen su mercimeği biyokütlesinin içeriği

Hammadde	Protein (%)	Kül (%)	Yağ (%)	Selüloz (%)	Toplam enerji (MJ/kg)
Su mercimeği	18.02	20.55	7.25	9.53	16.44



Şekil 4. 15 Kuru su mercimeği biyokütlesi

Kül, su mercimeği biyokütlesinin analizi için önemli bir parametredir, su mercimeğinin oksidasyonu sonrasında geriye kalan mineralleri ifade eder. Literatürdeki araştırmalara göre su mercimeklerinin içerdiği kül oranı %7 ila %36 arasında değişiklik göstermektedir (Pagliuso vd., 2022). Bu çalışmada ise kül oranı %20,55 olarak hesaplanmıştır. Diğer çalışmalara kıyasla yüksek kül içeriğine sahip olduğu söylenebilir; bu durum su mercimeğinin bünyesinde fazla mineral veya ağır metal biriktiğinin göstergesidir. Su mercimeği hızlı bir şekilde büyüyerek, sudaki çözünmüş mineralleri etkili şekilde alır. Özellikle nitrat, fosfat gibi iyonlar kül miktarını artırmaktadır. Buradan sonuçla, su mercimeğinde kül içeriğinin yüksek olması, büyüdüğü ortamın minerale zengin olduğunu ve su mercimeğinin bu mineralleri bünyesine aldığını göstermektedir. Bu durum besin giderimi ve atıksu arıtımı açısından olumlu bir göstergedir (Miltko vd., 2024).

Selüloz, su mercimeğinin hücre duvarında bulunur ve bitkiye mekanik destek sağlar. Mevcut çalışma, *Lemna minor* bitkisinin, kolay bulunan organik maddelerin kullanımıyla üretilebileceğini ve üretilen su mercimeğinin protein, mineral ve lipit açısından zengin bir kaynak olduğunu göstermiştir. Chakrabarti vd. (2018), ürettikleri *Lemna minor*'un içeriğindeki yağ asidi ve amino asit profillerini incelemiş ve sonuçlar doğrultusunda su mercimeğinin yem olarak değerlendirilebileceğini bildirmişlerdir. Literatürdeki bilgiler doğrultusunda elde edilen sonuçlara göre, evsel atıksuda yetiştirilen *Lemna minor* bitkisinin yağ asidi ve amino asit profili de, bu sucul bitkinin balık yemi üretimi için uygun olduğunu göstermektedir.

5 SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmada, su mercimeklerine ait *Lemna minor* bitkisi kullanılarak evsel atıksudan besin maddeleri (azot ve fosfor) ve demir (Fe), manganez (Mn), cıva (Hg), çinko (Zn), nikel (Ni), bakır (Cu), kalay (Sn), krom (Cr), kurşun (Pb), arsenik (As), kobalt (Co), kadmiyum (Cd) ağır metallerinin giderim potansiyelleri ve atıksuyun bitkisel yöntemle iyileştirilmesinde su mercimeğinin etkisi incelenmiştir. Kullanılan *Lemna minor* bitkisiyle ağır metal ve diğer kirleticilerin giderimleri fitoremediasyon ile gerçekleştirilmiştir. Bu yöntem, ekonomik ve ekolojik olarak uygun olması sebebiyle tercih edilmiştir. Elde edilen sonuçlar, fitoremediasyon yönteminin farklı bitki türlerinde de kullanılabileceğini ortaya koymaktadır. Fitoremediasyon, atık sulardaki fazla besinlerin giderimi veya geri kazanımı için kullanılan umut verici bir tekniktir. Sucul bitkilerin atıksuların fitoremediasyonunda kullanılması yararlıdır, çünkü atıksulardaki kirleticileri (nitrat, fosfat, ağır metaller vb.) adsorplama ve parçalama konusunda yüksek bir kapasiteye sahiptirler. Bu sebeple, doğal kaynaklara deşarj öncesi, atıksuların kalitesini iyileştirir.

KOİ değeri 300mg/L'den az olan atıksular genellikle kirlilik derecesi düşük olarak sınıflandırılır. Çalışmada kullanılan atıksu, evsel atıksu arıtma tesisinin çıkış suyudur ve KOİ değeri ortalama olarak yaklaşık 25 mg/L olarak ölçülmüştür, bu nedenle düşük kirlilik derecesine sahiptir. Su mercimeği (*Lemna minor*) özellikle artıtılmış evsel atıksuyun arıtımında başarıyla kullanılabilmektedir. Azot, organik madde ve fosfor gibi kirleticilerin giriş konsantrasyonları arıtma verimini etkilemektedir. Çalışma sonucunda; çözünmüş oksijendeki artış ile azot ve fosfor değerlerindeki düşüş, su kalitesinde iyileşme olduğunu göstermektedir.

Lemna minor'un yaş ağırlığında gözlenen artış, özellikle evsel atıksudaki azot ve fosfor gibi besin maddeleri başta olmak üzere, kirleticilerin gideriminde ve fitoremediasyonda büyük potansiyele sahip olduğunu göstermektedir. Su mercimeği temelli arıtma sistemlerinin; atıksu arıtma tesislerinde, kolay şekilde yetiştirilmesi açısından özellikle kırsal bölgelerde, az nüfuslu yerlerde uygulanabileceği sonucuna varılmıştır.

Su mercimeği (*Lemna minor*) tabanlı reaktörlerde kirletici gideriminde olumlu sonuçlar elde edilmiştir; bu yöntem, evsel atıksuyun arıtımında etkili bir teknoloji olup, basit ve pratik bir çözüm sunmaktadır. Deneyler süresince hesaplanan en yüksek giderim verimleri TN (toplam azot) için %61, NO_3^- -N(nitrat azotu) için %96, TP (toplam fosfor) için %95 ve PO_4^{3-} (fosfat) için %88 olarak görülmüştür. Ortalama giderim verimleri ise TN için %47, NO_3^- -N için %62,

TP için %72 ve PO_4^{3-} için %50 olarak hesaplanmıştır. Bu sonuçlar, *Lemna minor*'un besi maddesi gideriminde başarılı olduğunu göstermiştir.

Bitkiler yaklaşık 22°C derece reaktör sıcaklığında gelişim göstermiştir. 1L'lik referans reaktörü takibinde 4 haftalık bir sürede su mercimeği biyokütlesinde %100 oranında artış gözlenmiştir. Bu artış, ideal şartlarda kolaylıkla su mercimeği yetiştirilebileceğini göstermektedir.

Yapılan çalışmalar sırasında yaklaşık yedi gün sonunda, reaktörlerdeki su mercimeklerinin kök uzunluklarının arttığı gözlemlenmiştir. Yoğun yetiştirme yapılan havuzlarda köklerin birbirine karıştığı, evsel atık su ile beslenen su mercimeklerinin yapraklarının küçüldüğü ve beyazlaştığı, ayrıca akvaryum içerisindeki atık suda bulanıklığın arttığı belirlenmiştir. Bu durumlarda, su mercimeklerinin hasat edilmesi gerektiği sonucuna varılmıştır. Suyun arıtma verimini korumak için su mercimeği biyokütleleri, periyodik aralıklarla sudan alınmalıdır. Zamanında hasat yapılmazsa, bitkinin içeriğine dahil olan besinler, ayrılarak tekrar suya geri verilebilir veya sudaki besin giderimi durabilir. Su mercimeklerinin konsantrasyonlarında ve büyüme oranlarında farklılıklar görülmüştür; bu durum, sistemde kullanılan atık sudaki nitrat, fosfat ve diğer organik maddelerin konsantrasyonlarıyla ilişkilendirilebilir.

Su mercimeği, hayvan ve insan sağlığı için tehdit oluşturabilecek birçok ağır metal (kadmiyum, krom, kurşun vb.) biriktirir ve böylece ağır metaller besin zincirine girebilir. Bu durumun önlenmesi için, yem olarak kullanılacak su mercimeğinin, üretim sırasında metal seviyeleri izlenmelidir. Bu çalışmada kullanılan sular, arıtma tesisindeki evsel atıksuyun çıkış suyu olduğu için ağır metallerin konsantrasyon değerlerinin çok yüksek olmadığı belirlenmiştir. Bu sebeple düşük konsantrasyonlu ağır metallerin su mercimeği ve mikroorganizmalar için tehdit oluşturmayacağı sonucuna varılmıştır. Bu sonuç literatürdeki diğer çalışmaları da (FAO, 1999; Spiegel vd., 2013) desteklemektedir. Metal giderimlerinin adsorpsiyon ve metabolik alımla gerçekleştiği söylenebilmektedir. Kullanılan su mercimeğinin (*Lemna minor*), evsel atıksuda bulunan Cr, Mn, Pb, Ni, Cu, Fe, Zn, Co, Hg, As, Sn, Cd ağır metallerini sırasıyla, %99,7, %83,3, %83,3, %73,2, %72,4, %71,9, %58,4, %50, %44,7, %30,8 ve %27,4 oranlarında giderdiği hesaplanmıştır. Bu sonuçlar *Lemna minor*'un evsel atıksudan ağır metal gideriminde etkili olduğunu göstermektedir.

Evsel atıksuda *Lemna minor* yetiştiriciliğinin arıtım performansı ve biyokütle eldesinin değerlendirildiği bu çalışmada maliyet analizi de değerlendirilecek olursa; sistemin laboratuvar ölçekli kurulumu ve işletimi için gereken giderlerin oldukça düşük seviyelerde

olduğu gözlemlenmiştir. Kurulum maliyetlerinin önemli bir kısmı reaktör, kurutma, aydınlatma ve havalandırma ekipmanlarından oluşmaktadır. En çok maliyet biyokütleleri kurutmak için kullanılan etüvlerden kaynaklanmaktadır. Enerji tüketimi ve periyodik bakımların sistem sürdürülebilirliği açısından önemli olduğu fakat işletme maliyetlerinin toplam maliyeti önemli ölçüde artırmadığı görülmüştür. Elde edilen sonuçlar, su mercimeğinin kullanıldığı biyolojik arıtım sistemlerindeki düşük kurulum ve işletme maliyeti sebebiyle ekonomik yönden uygulanabilir seçenek olduğunu göstermektedir. Su mercimeklerinin hızlı şekilde büyümesi, bakım ihtiyaçlarının düşük olması ve ek kimyasal gerektirmemesi toplam işletme giderlerini düşürmektedir (FAO, 2009). Bu yönüyle *Lemna minor* kullanımı, diğer arıtma yöntemlerine kıyasla oldukça ekonomik, sürdürülebilir ve uygulanabilir alternatif olarak değerlendirilebilir.

Ülkemizde, su mercimeği hakkında yapılan çalışmalar henüz sınırlı sayıdadır. Fakat son zamanlarda, su mercimeğinin özellikle biyoremediasyon, biyoyakıt ve hayvan yemi amaçlı üretimi üzerine yapılan araştırmalar artmaktadır. Üniversite ve araştırma enstitüleri tarafından yapılan projelerde, su mercimeğinin Türkiye'deki potansiyeli görülmektedir. Su mercimeğinin hayvan yemi olarak kullanımı amaçlı yapılan çalışmalar, bu sucul bitkilerin çiftlik hayvanları için önemli besin kaynağı olduğunu da bildirmiştir (Takács vd., 2025).

Evsel atıksuda *Lemna minor* kullanılarak azot ve fosfor gideriminin artırılması, su mercimeğinin ön adaptasyonu, uygun sıcaklık ve ışık koşullarının sağlanması, optimum hidrolik bekleme süresinin (HRT) ayarlanması ve düzenli biyokütle hasadıyla mümkündür. Bu şartlar altında *Lemna minor*, az maliyetli ve sürdürülebilir bir besin giderim alternatifi sunmaktadır.

Bu tez kapsamında su mercimeklerinin üretimiyle, evsel atıksuyun protein biyokütlesine dönüşümü değerlendirildi. Deneyler süresince elde edilen su mercimeği biyokütlesinin hücresel bileşenleri olan protein, yağ ve selüloz içeriği sırasıyla %18,02, %7,25 ve %9,53 olarak hesaplanmıştır. Böylece su mercimeği kullanılarak, evsel atıksuyun biyolojik dönüşümü ile maliyet geri kazanımı ve protein üretimine katkı sağlanabileceği sonucuna varılmıştır. Su mercimeklerinin protein, yağ ve karbonhidrat gibi temel besin maddelerini içerdiği bu çalışma ile tekrar teyit edilmiştir. Bu sebeple, su mercimeklerinin daha fazla kullanımı için yetiştirme yöntemleri değerlendirilmelidir. Su mercimeği yetiştirmek için, uygun çevre şartlarında ve arazide verimli bir sistem kurmak, yıl boyunca hasat yapmak

mümkündür. Su mercimeği potansiyelinin, gelecek yıllarda farklı kazanımlara yol açacağı öngörülmektedir.

Sonuç olarak son zamanlarda, atıksudan kirleticilerin uzaklaştırılmasında sucul bitkilerden yararlanılmakta olup bu çalışmada da atıksudaki kirleticilerin gideriminde su mercimeklerinden *Lemna minor* türünün oldukça etkili olduğu tespit edilmiştir. Ülkemizde kolay olarak bulunabilmesi, ekonomik olması, arıtım potansiyellerinin ve biriktirme kapasitelerinin yüksek olması, olumsuz şartlara dayanıklı olması gibi özellikleri dolayısıyla su mercimekleri nutrientlerin gideriminde kullanılabilir. Dezavantajları ise; rüzgara karşı duyarlı oldukları için havuzun bir tarafında birikebilmeleridir, bu durumda el işçiliği ile dağıtılmaları gerekmektedir, su mercimekleri anaerobik bozunduklarında kokuya sebep olabilmektedir. Bu sebeple, su mercimeği nutrientleri giderdikten sonra hasat edilmelidir. Hasat edilen su mercimekleri biyoyakıt ve balık yemi olarak değerlendirilebilir, böylece ekonomiye katkı sağlayabilir. Gelecek yıllarda yapılacak çalışmalar, su mercimeği bitkisinin kullanım alanlarını artırabilir ve kaynak olarak değeri iyileştirilebilir. Özellikle, genetik mühendisliği çalışmalarıyla su mercimeği iyileştirilerek, bitkideki büyüme hızı ve besin içeriği artırılabilir. Ayrıca, endüstriyel ölçekte yetiştirilmesi bitkinin ticari değerini artıracaktır. Su mercimeği yetiştirilirken kullanılan suyun kalitesi takip edilmelidir. Böylece ideal su sıcaklığı, pH'ı ve besin içeriği sağlanır. Ayrıca büyüme döngüsü takip edilerek gerekli zamanda su mercimeklerinin hasadı yapıp, uygun koşullarda saklanmalıdır. Doğal ekosistemlerde su mercimeği yetiştirilirken, olumsuz etkiler oluşturabilecek çevresel durumlar göz önünde bulundurulmalıdır. Su mercimeği (*Lemna minor*) bitkisi, birçok yönden büyük potansiyele sahiptir. Doğru şekilde yetiştirme ve kullanım ile su mercimekleri, sürdürülebilir kaynak olarak değerlendirilerek, gelecek yıllarda birçok alanda kullanılabilirler.

KAYNAKÇA

- Aalbers, H. (1999). *Resource recovery from faecal sludge using constructed wetlands: A survey of the literature* (UWEP Working Document). The Netherlands.
- Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A., & Ibraheem, I. (2012). Microalgae and wastewater treatment: Review. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 19(3), 257–275.
- Aguilera-Morales, M. E., Canales-Martinez, M. M., Avila-Gonzalez, E., & Flores-Ortiz, C. M. (2018). Nutrients and bioactive compounds of *Lemna gibba* and *Ulva lactuca* as possible ingredients for functional foods. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 46, 709–716.
- Ahalya, A., & Ramachandra, T. V. (2006). Phytoremediation: Processes and mechanisms. *Journal of Ecobiology*, 18(1), 33–38.
- Ahmad, S. R., & Reynolds, D. M. (1999). Monitoring of water quality using fluorescence technique: Prospect of on-line process control. *Dissolved Oxygen Dynamics Model*, 217, 95.
- Ahmadi, A. W., & Dursun, Ş. (2024). Assessing the efficiency and role of duckweed (*Lemna minor*) in the removal of pollutants from wastewater treatment plant secondary clarifier tanks: A comprehensive review. *Central Asian Journal of Water Research*, 10(1), 115–125.
- Akbulut, H. (2010). *Su sirkülasyonunun ve su seviyesi değişimlerinin Lemna gibba ve Lemna minor kullanılarak atık suların arıtılmasına etkisi* (Yüksek lisans tezi). Erciyes Üniversitesi.
- Akel, E. (2006). *Kırmızı yanaklı Singapur tatlı su kaplumbağalarının (Pseudemys scripta elegans) akvaryum ortamında su mercimeği (Lemna minor L.) ile beslenme imkânları üzerine mukayeseli araştırmalar* (Yüksek lisans tezi). Dumlupınar Üniversitesi.
- Akın, M., & Akın, G. (2007). Suyun önemi, Türkiye’de su potansiyeli, su havzaları ve su kirliliği. *Ankara Üniversitesi Dil ve Tarih-Coğrafya Fakültesi Dergisi*, 47, 107.
- Akman, Y., Ketenoğlu, O., Kurt, L., Düzenli, S., Güney, K., & Kurt, F. (2004). *Çevre kirliliği (çevre biyolojisi)* (s. 173). Palme Yayıncılık.

Aksoy, A., Demirezen, D., & Duman, F. (2005). Bioaccumulation, detection and analyses of heavy metal pollution in Sultan Marsh and its environment. *Water, Air, and Soil Pollution*, 164, 241–255.

Aksu, C. (2017). *Hassas alanlarda analitik hiyerarşi metodu ile en uygun iyileştirme önlemlerinin belirlenmesi: Manyas Gölü örneği* (Uzmanlık tezi). Orman ve Su İşleri Bakanlığı.

Aksu, Z., & Kutsal, T. (1994). Atık sularındaki kurşun(II), krom(IV), bakır(II) iyonlarının yeşil alglerden *Chlorella vulgaris*'e adsorbsiyonunun karıştırılmalı ve akışkan yatak reaktörlerde incelenmesi. *Türk Mühendislik ve Çevre Bilimleri Dergisi*, 18(6), 403–410.

Akten, M., & Akten, S. (2008). Kentsel atık su yönetimi ve atık suların yeniden kazanımında yapay sulak alanların çevresel sürdürülebilirlik üzerindeki etkileri. In *TMMOB 2. Su Politikaları Kongresi* (pp. 486–489). Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü.

Alam, M. K., Islam, M. A. S., Saeed, T., Rahman, S. M., & Majed, N. (2023). Life cycle analysis of lab-scale constructed wetlands for the treatment of industrial wastewater and landfill leachate from municipal solid waste: A comparative assessment. *Water*, 15(5). <https://doi.org/10.3390/w15050909>

Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals: Concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869–881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>

Ali, Z., Ali, B., Mohammad, A., Ahmad, M., Ahmad, I., Napar, A. A., Kazi, A. G., Ali, A., Shah, S. S., & Mujeeb-Kazi, A. (2013). Combating water scarcity for global food security. In A. Raza (Ed.), *Agricultural systems in the 21st century* (pp. 1–30). Nova Science Publishers.

Al-Nozaily, F., Alaerts, G., & Veenstra, S. (2000). Performance of duckweed-covered sewage lagoons—II. Nitrogen and phosphorus balance and plant productivity. *Water Research*, 34, 2734–2741.

Anand, S., Bharti, S., Dviwedi, N., Barman, S., & K. N. (2017). Macrophytes for the reclamation of degraded waterbodies with potential for bioenergy production. In *Bioenergy* (pp. 333–351). Springer.

Antosiewicz, D. M. (1995). The relationships between constitutional and inducible Pb-tolerance and tolerance to mineral deficits in *Biscutella laevigata* and *Silene inflata*. *Environmental and Experimental Botany*, 35(1), 55–69.

Appenroth, K. J., Borisjuk, N., & Lam, E. (2013). Telling duckweed apart: Genotyping technologies for the Lemnaceae. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 19, 1–10.

Appenroth, K. J., Sree, K. S., Böhm, V., Hammann, S., Vetter, W., Leiterer, M., & Jahreis, G. (2017). Nutritional value of duckweeds (Lemnaceae) as human food. *Food Chemistry*, 217, 266–273.

Appenroth, K., & Adamec, L. (2015). Specific turion yields of different clones of *Spirodela polyrhiza* depend on external phosphate thresholds. *Plant Biology*, 17, 125–129.

Appenroth, K.-J., Borisjuk, N., & Lam, E. (2013). Telling duckweed apart: Genotyping technologies for the Lemnaceae. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 19, 1–10.

Appenroth, K.-J., Ziegler, P., & Sree, K. S. (2021). Accumulation of starch in duckweeds (Lemnaceae): Potential energy plants. *Physiology and Molecular Biology of Plants*, 27, 2621–2633.

Artan, R. O. (2007). *Ağır metal içeren atık suların ileri arıtımında su mercimeği (Lemna sp.) bitkisinin kullanılması* (Yüksek lisans tezi). Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.

Arias Hoyos, A., Ramírez, A., Fernández, V. A., & Sánchez, N. E. (2016). The use of Common Duckweed (*Lemna minor*) in the treatment of wastewater from the washing of sisal fiber (*Furcraea bedinghausii*). *Ingeniería y Competitividad / Environmental and Sanitary Engineering*, 18(2), 25–34. <https://doi.org/10.25100/iyv.v18i2.2151>

- Avci, U., Pena, M. J., & O'Neill, M. A. (2018). Changes in the abundance of cell wall apiogalacturonan and xylogalacturonan and conservation of rhamnogalacturonan II structure during the diversification of the Lemnoideae. *Planta*, 247, 953–971.
- Axtell, N., Sternberg, S., & Claussen, K. (2003). Lead and nickel removal using *Microspora* and *Lemna minor*. *Bioresource Technology*, 89, 41–48.
- Badr El-Din, S. M., & Abdel-Aziz, R. A. (2018). Potential uses of aquatic plants for wastewater treatment. *Journal of Microbiology & Biotechnology Reports*, 2(2), 47–48.
- Baker, J. H., & Farr, I. S. (1987). Importance of dissolved organic matter produced by duckweed (*Lemna minor*) in a southern English river. *Freshwater Biology*, 17(3), 325–330. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1987.tb01052.x>
- Balcıgil, M. (2013). *Nutrient and heavy metal removal from domestic wastewater by using duckweed* (Yüksek lisans tezi). Marmara Üniversitesi.
- Basiglini, E., Pintore, M., & Forni, C. (2018). Effects of treated industrial wastewaters and temperatures on growth and enzymatic activities of duckweed (*Lemna minor* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 153, 54–59. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.01.053>
- Baskan, M., & Pala, A. (2009). İçme sularında arsenik kirliliği: Ülkemiz açısından değerlendirme. *Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 15(1), 69–79.
- Baş, S. (2022). *Nanopartiküllerin Ceratophyllum demersum L.'nin fitoremediasyon potansiyeli üzerindeki etkisinin belirlenmesi* (Yüksek lisans tezi). Ordu Üniversitesi.
- Benjawan, L., Lee, S. H., & Koottatep, T. (2008). Nitrogen removal in duckweed-based ponds with effluent recirculation. *Witthayasarn Kasetsat*, 42, 767–775.
- Bergmann, B. A., Cheng, J., Classen, J., & Stomp, A. M. (2000). In vitro selection of duckweed geographical isolates for potential use in swine lagoon effluent renovation. *Bioresource Technology*, 73, 13–20.

Beutler, M., Wiltshire, K. H., Meyer, B., Moldaenke, C., Lüüring, C., Meyerhöfer, M., & Hansen, U. P. (2014). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association.

Bhanthumnavin, K., & McGarry, M. G. (1971). *Wolffia arrhiza* as a possible source of inexpensive protein. *Nature*, 232, 495.

Bog, M., Sree, K. S., Fuchs, J., Hoang, P. T. N., Schubert, I., Kuever, J., Rabenstein, A., Paolacci, S., Jansen, M. A. K., & Appenroth, K. J. (2020). A taxonomic revision of *Lemna* sect. *Uninerves* (Lemnaceae). *Taxon*, 69, 56–66.

Boğa, A. (2007). *Ağır metallerin özellikleri ve etki yolları*. Çukurova Üniversitesi Tıp Fakültesi, Fizyoloji Anabilim Dalı.

Bokhari, S. H., Ahmad, I., Mahmood-Ul-Hassan, M., & Mohammad, A. (2016). Phytoremediation potential of *Lemna minor* L. for heavy metals. *International Journal of Phytoremediation*, 18, 25–32. <https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1058334>

Borisjuk, N., Peterson, A. A., Lv, J., Qu, G., Luo, G., Shi, L., Chen, G., Kishchenko, O., Zhou, Y., & Shi, J. (2018). Structural and biochemical properties of duckweed surface cuticle. *Frontiers in Chemistry*, 6, 317.

Chaiprapat, S., Cheng, J., Classen, J. J., Ducoste, J. J., & Liehr, S. K. (2003). Modeling nitrogen transport in duckweed pond for secondary treatment of swine wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, 129(8), 731–739. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2003\)129:8\(731\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2003)129:8(731))

Chaiprapat, S., Cheng, J. J., Classen, J. J., & Liehr, S. K. (2005). Role of internal nutrient storage in duckweed growth for swine wastewater treatment. *Transactions of the ASAE*, 48(6), 2247–2258. <https://doi.org/10.13031/2013.19970>

Chandra, P., & Kulshreshtha, K. (2004). Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. *Botanical Review*, 70, 313–327.

Chojnacka, K. (2006). The use of aquatic plants in the production of mineral feed additives (in Polish). *Przemysł Chemiczny*, 85, 1252–1255.

Choy, B., & Reible, D. D. (2000). *Diffusion models of environmental transport*. Lewis Publishers.

Caicedo, J. R., Van der Steen, N. P., Arce, O., & Gijzen, H. J. (2000). Effect of total ammonia nitrogen concentration and pH on growth rates of duckweed (*Spirodela polyrrhiza*). *Water Research*, 34(15), 3829–3835.

Campbell, N. A., & Reece, J. B. (2008). *Biyoloji* (E. Gündüz, A. Demirsoy & İ. Türkan, Çev. Ed.). Palme Yayıncılık.

Carvalho, K. M., & Martin, D. F. (2001). Removal of aqueous selenium by four aquatic plants. *Journal of Aquatic Plant Management*, 39, 33–36.

Chaiprapat, S., Cheng, J. J., Classen, J. J., & Liehr, S. K. (2005). Role of internal nutrient storage in duckweed growth for swine wastewater treatment. *Transactions of the ASAE*, 48(1), 2247–2258.

Chakrabarti, R., Clark, W. D., Sharma, J. G., Goswami, R. K., Shrivastav, A. K., & Tocher, D. R. (2018). Mass production of *Lemna minor* and its amino acid and fatty acid profiles. *Frontiers in Chemistry*, 6, 479.

Chakrabarti, R., Kumar, K., Krishnamoorthy, R., Roy, S., & Mukherjee, S. (2018). Mass production of *Lemna minor* and its amino acid and fatty acid profile. *Frontiers in Chemistry*, 6, 266. <https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00479>

Chen, G., Fang, Y., Huang, J., Zhao, Y., Li, Q., Lai, F., Xu, Y., Tian, X., He, K., Jin, Y., Tan, L., & Zhao, H. (2018). Duckweed systems for eutrophic water purification through converting wastewater nutrients to high-starch biomass: Comparative evaluation of three different genera in monoculture or polyculture. *RSC Advances*, 8(32), 17927–17937. <https://doi.org/10.1039/c8ra01856a>

Cheng, J. J., & Stomp, A. M. (2009). Growing duckweed to recover nutrients from wastewaters and for production of fuel ethanol and animal feed. *Clean – Soil, Air, Water*, 37(1), 17–26. <https://doi.org/10.1002/clen.200800210>

- Chusov, A., Maslikov, V., Badenko, V., Zhazhkov, V., Molodtsov, D., & Pavlushkina, Y. (2022). Biogas potential assessment of the composite mixture from duckweed biomass. *Sustainability*, 14(1), 351. <https://doi.org/10.3390/su14010351>
- Cichy, B., Ku, E., & Krzto, H. (2019). Phosphorus recovery from acidic wastewater by hydroxyapatite precipitation. *Journal of Environmental Management*, 232, 421–427. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.072>
- Classen, J. J., Cheng, J., Bergmann, B. A., & Stomp, A. M. (2000). *Lemna gibba* growth and nutrient uptake in response to different nutrient levels. In *Animal Agricultural and Food Processing Waste: Proceedings of the 8th International Symposium* (October 9–11, 2000). Des Moines, Iowa.
- Coşkun, Ö. F., Aydın, D., Akıska, S., Özel, H. B., & diğerleri. (2018). Türkiye’de yayılış gösteren Sumercimeğigiller üyelerinin belirlenmesi. *Bartın Orman Fakültesi Dergisi*, 20(1), 145–151. <https://doi.org/10.24011/barofd.406868>
- Coughlan, N. E., Walsh, É., Bolger, P., Burnell, G., O’Leary, N., O’Mahoney, M., ... & Jansen, M. A. (2022). Duckweed bioreactors: Challenges and opportunities for large-scale indoor cultivation of Lemnaceae. *Journal of Cleaner Production*, 336, 130285. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130285>
- Cui, W., Cheng, J. J., & Cheng, J. J. (2015). Growing duckweed for biofuel production: A review. *Plant Biology*, 17(Suppl 1), 16–23. <https://doi.org/10.1111/plb.12229>
- Culley, D. D., Rejmánková, E., Kvet, J., & Frye, J. B. (2009). Production, chemical quality and use of duckweeds (Lemnaceae) in aquaculture waste management and animal feeds. *Journal of the World Aquaculture Society*, 12, 27–49.
- Czerpak, R., & Piotrowska, A. (2005). *Wolffia arrhiza – The smallest plant with the highest adaptation ability and applications*. Kosmos, 54, 267–268.
- Çevre ve Şehircilik Bakanlığı. (2017). *Atıksu Arıtma Tesisleri*. ÇED Alanında Kapasitesinin Güçlendirilmesi Teknik Yardım Projesi, NIRAS IC Konsorsiyumu.

Çiftçi, H., Kaplan, S., Köseoğlu, H., & Karakaya, E. (2007). Yapay sulak alanlarda atık su arıtımı ve ekolojik yaşam. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 23(1–2), 151–157.

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

Dağlı, S., (2006). Evsel atıksulardan yapay sulak alan sistemleriyle fosfor gideriminin incelenmesi, *Doktora Tezi*, İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Dalu, J. M., & Ndamba, J. (2003). Duckweed-based wastewater stabilization ponds for wastewater treatment: A low cost technology for small urban areas in Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth*, 28, 1147–1160.

Dalu, S. M., & Ndamba, J. N. (2003). Duckweed-based wastewater stabilization ponds for wastewater treatment (a low-cost technology for small urban areas in Zimbabwe). *Physics and Chemistry of the Earth*, 28(A–C), 1147–1160.

Das, P., Samantaray, S., & Rout, G. (1997). Studies on cadmium toxicity in plants: A review. *Environmental Pollution*, 98, 29–36.

da-Silva, C. J., Canatto, R. A., Cardoso, A. A., Ribeiro, C., & Oliveira, J. A. (2017). Arsenic hyperaccumulation and antioxidant system in the aquatic macrophyte *Spirodela intermedia* W. Koch (Lemnaceae). *Theoretical and Experimental Plant Physiology*, 29, 203–213.

Delmail, D., & Labrousse, P. (2014). Heavy-metal attack on freshwater side: Physiological defense strategies of macrophytes and ecotoxicological ops. In P. Ahmad & M. R. Wani (Eds.), *Physiological mechanisms and adaptation strategies in plants under changing environment* (pp. 31–54). Springer.

Demirörs, B. (2006). *Çukurova Bölgesinde yapay sulak alan teknolojisinin kırsal alanda kullanımının araştırılması* (Yüksek lisans tezi). Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği ABD, Adana.

Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. (2019). *The PLANTS database*. National Plant Data Team, Greensboro, NC, USA. <https://plants.sc.egov.usda.gov/>

(Accessed 21 October 2019)

Dewanji, A. (1993). Amino acid composition of leaf proteins extracted from some aquatic weeds. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 41, 1232–1236.

Diwan, F. (2023). *Duckweed and its broad-spectrum applications*. Climate Survival Solutions, Inc.; Climate Survival Solutions Pvt. Ltd.

Dodkins, I., & Mendzil, A. F. (2014). *Enterprise assist: Floating treatment wetlands (FTWs) in wastewater treatment: Treatment efficiency and potential benefits of activated carbon*.

Drost, W., Matzke, M., & Backhaus, T. (2007). Heavy metal toxicity to *Lemna minor*: Studies on the time dependence of growth inhibition and the recovery after exposure. *Chemosphere*, 67, 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.037>

Duman, F., Ozturk, F., & Aydin, Z. (2010). Biological responses of duckweed (*Lemna minor* L.) exposed to the inorganic arsenic species As(III) and As(V): Effects of concentration and duration of exposure. *Ecotoxicology*, 19, 983–993. <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0486-0>

Effiong, B. N., & Sanni, A. (2009). Antifungal properties and phytochemical screening of crude extract of *Lemna pauciscostata* (Helgelm) against fish feed spoilage fungi. *Life Science Journal*, 6(1), 19–22.

Egemen, Ö. (1999). *Çevre ve Su Kirliliği* (s. 42). İzmir: Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları.

Ekperusi, A. O., Sikoki, F. D., & Nwachukwu, E. O. (2019). Application of common duckweed (*Lemna minor*) in phytoremediation of chemicals in the environment: State and future perspective. *Chemosphere*, 223, 285–309. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.025>

El-Kheir, W. A., Ismail, G., El-Nour, F. A., Tawfik, T., & Hammad, D. (2007). Assessment of the efficiency of duckweed (*Lemna gibba*) in wastewater treatment. *International Journal of Agriculture & Biology*, 9, 681–687.

Eltem, R. (2001). *Atık Sular ve Arıtım* (s. 1). İzmir: Ege Üniversitesi Yayınları.

Eng, L. P. (2002). Constructed wetlands: Mechanisms of treatment processes and design models. In M. Mansor, L. P. Eng, & R. B. E. Shutes (Eds.), *Constructed wetlands: Design, management and education*. Malaysia: Universiti Sains Malaysia Publisher.

(EPA) Environmental Protection Agency. (2000). *Introduction to phytoremediation* (EPA/600/R-99/107). National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio 45268, USA.

Etim, E. (2012). Phytoremediation and its mechanisms: A review. *International Journal of Environment and Bioenergy*, 2(3), 120–136.

FAO. (1998). *Duckweed: A tiny aquatic plant with enormous potential for agriculture and environment*. <http://www.fao.org/ag/againfo/resources/documents/DW/Dw2.htm>

FAO. (1999). *Duckweed – A tiny aquatic plant with enormous potential for agriculture and environment*. Rome, Italy: FAO Publications.

FAO. (2009). *Use of algae and aquatic macrophytes as feed in small-scale aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 531.

FAO. (2013). Floating aquatic macrophytes – duckweeds. <http://www.fao.org/docrep/012/i1141e/i1141e03.pdf>

Falabi, J., Gerba, C., & Karpiscak, M. (2002). Giardia and Cryptosporidium removal from wastewater by duckweed (*Lemna gibba* L.) covered pond. *Letters in Applied Microbiology*, 34, 384–387. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2002.01160.x>

Fang, Y. Y., Babourina, O., Rengel, Z., Yang, X. E., & Pu, P. M. (2007). Ammonium and nitrate uptake by the floating plant *Landoltia punctata*. *Annals of Botany*, 99, 365–370. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm007>

Faraji, H., Farraji, H., Tajuddin, R. M., & Zaman, N. Q. (2016). Advantages and disadvantages of phytoremediation: A concise review. *Environmental and Earth Sciences Research Journal*.

Fargasová, A. (1994). Effect of Pb, Cd, Hg, As and Cr on germination and root growth of *Sinapis alba* seeds. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 52, 452–456. <https://doi.org/10.1007/BF00199223>

Farid, M., Irshad, M., Fawad, M., Ali, Z., Eneji, A., Aurangzeb, N., Mohammad, A., & Ali, B. (2014). Effect of cyclic phytoremediation with different wetland plants on municipal wastewater. *International Journal of Phytoremediation*, 16, 572–581. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.829736>

Farooq, R., Gupta, A., Thakur, I., Milicevic, D., Gocić, M., Ray Chaudhuri, S., Mishra, M., De, S., Samal, B., Saha, A., Banerjee, S., Chakraborty, A., Chakraborty, A., Pardhiya, S., Gola, D., Chakraborty, J., Ghosh, S., Jangid, K., Mukherjee, I., & Nour, A. (2017). Biological wastewater treatment and resource recovery. In *Wastewater treatment and resource recovery* (eBook, PDF, ISBN: 978-953-51-4890-6). <https://doi.org/10.5772/62795>

Fasakin, E. A., Balogun, A. M., & Fagbenro, O. A. (2001). Evaluation of sun-dried water fern, *Azolla africana*, and duckweed, *Spirodela polyrrhiza*, in practical diets for Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* fingerlings. *Journal of Applied Aquaculture*, 11, 83–92. https://doi.org/10.1300/J028v11n01_06

Fathima, A. S., & Kumar, P. S. (2022). Chromium(VI) removal by *Lemna minor* through biosorption and biotransformation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(1), 107088.

Fedler, C. B., & Duan, R. (2011). Biomass production for bioenergy using recycled wastewater in a natural waste treatment system. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(8), 793–800. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.03.004>

Fraser, L. H., Carti, S. M., & Steer, D. (2004). A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms. *Bioresource Technology*, 92, 185–192. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.08.015>

- Frick, H. (1985). Boron tolerance and accumulation in the duckweed *Lemna minor*. *Journal of Plant Nutrition*, 8, 1123–1129. <https://doi.org/10.1080/01904168509363438>
- Frick, H., & Morley, K. (1995). Metabolism of lactose by *Lemna minor* L. (duckweed) callus. *Process Biochemistry*, 30, 57–62. [https://doi.org/10.1016/0032-9592\(95\)87008-5](https://doi.org/10.1016/0032-9592(95)87008-5)
- Fu, H., et al. (2012). Relationships between relative growth rate and its components across 11 submersed macrophytes. *Journal of Freshwater Ecology*, 27(4), 471–480. <https://doi.org/10.1080/02705060.2012.684102>
- Fu, L., Tan, D., Sun, X., Ding, Z., & Zhang, J. (2020). Transcriptional analysis reveals potential genes and regulatory networks involved in salicylic acid-induced flowering in duckweed (*Lemna gibba*). *Plant Physiology and Biochemistry*, 155, 512–522. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2020.09.012>
- Gadd, G. M. (2000). Bioremedial potential of microbial mechanisms of metal mobilization and immobilization. *Current Opinion in Biotechnology*, 11(3), 271–279. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(00\)00105-2](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(00)00105-2)
- Gandhi, N., Sirisha, D., & Sekhar, K. B. C. (2013). Phytoremediation of chromium and fluoride in industrial wastewater by using aquatic plant *Ipomoea*. *Science of the Total Environment*, 12, 1–4. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.001>
- Gao, Y., Jin, S., & Liu, R. (2017). Duckweed-based constructed wetlands for municipal wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 198, 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.050>
- Ge, X., Zhang, N., Phillips, G. C., & Xu, J. (2012). Growing *Lemna minor* in agricultural wastewater and converting the duckweed biomass to ethanol. *Bioresource Technology*, 124, 485–488.
- Goopy, J. P., & Murray, P. J. (2003). A review on the role of duckweed in nutrient reclamation and as a source of animal feed. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 16, 297–305. <https://doi.org/10.5713/ajas.2003.297>
- Goswami, R. K., Sharma, J., Shrivastav, A. K., Kumar, G., Glencross, B. D., Tocher, D. R., & Chakrabarti, R. (2022). *Effect of Lemna Minor Supplemented Diets on Growth, Digestive*

Physiology and Expression of Fatty Acids Biosynthesis Genes of Cyprinus Carpio. Scientific Reports, 12, 3711.

Gökrem, F. Y. (2006). Tokat ilinde yapay sulakalanlar ile bu sistemde kullanılan *Typha latifolia* L. bitkisinin evsel atıksu arıtmada kullanılabilirliğinin araştırılması (Yüksek Lisans Tezi). Gaziosmanpaşa Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bitki Koruma Ana Bilim Dalı, Tokat, Türkiye.

Gökyay, O., & Balcıgil, M. (2017). Ham ve sentetik atıksularda su mercimeği (*Lemna minor* L.) kullanılarak karbon ve besi maddelerinin gideriminin incelenmesi ve karşılaştırılması. *Marmara Fen Bilimleri Dergisi*, 4, 124–130.

Greger, M. (1999). Metal availability and bioconcentration in plants. In M. N. V. Prasad & J. Hagemeyer (Eds.), *Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems* (pp. 1–27). Berlin: Springer Press. https://doi.org/10.1007/978-3-642-60131-4_1

Guerra-Rodríguez, S., Oulego, P., Rodríguez, E., Singh, D. N., & Rodríguez-Chueca, J. (2020). Towards the implementation of circular economy in the wastewater sector: Challenges and opportunities. *Water*, 12(5), 1431. <https://doi.org/10.3390/w12051431>

Gunnarsson, C., & Petersen, C. (2007). Water hyacinths as a resource in agriculture and energy production: A literature review. *Waste Management*, 27, 117–129. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.01.016>

Gupta, C., & Prakash, D. (2013). Duckweed: An effective tool for phyto-remediation. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 95, 1256–1266. <https://doi.org/10.1080/02772248.2013.801949>

Gupta, P. K., Nikhil, K., & Mayank, K. (2015). Phytoremediation of wastewater through aquatic plants for the change detection analysis in the chemical properties within the district Dhanbad, Jharkhand. *International Journal of Research in Engineering and Technology (IJRET)*, eISSN 2319–1163.

Gürtekin, E., & Şekerdağ, N. (2008). The role of duckweed (*Lemna minor* L.) in secondary clarifier tanks. *SAÜ Fen Bilimleri Dergisi*, 12(1), 28–31.

Gül, R. (1992). *Atık sulardaki ağır metallerin killi topraklarla giderilmesi*. Erzurum: Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi.

Gündüz, T. (1994). *Çevre sorunları, Bölüm 14: Atık Sular ve Arıtmaları* (s. 123–129). Ankara.

Guo, L., Jin, Y., Xiao, Y., Tan, L., Tian, X., Ding, Y., He, K., Du, A., Li, J., Yi, Z., et al. (2020). Energy-efficient and environmentally friendly production of starch-rich duckweed biomass using nitrogen-limited cultivation. *Journal of Cleaner Production*, 251, 119726. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119726>

Harvey, R. M., & Fox, J. L. (1973). Nutrient removal using *Lemna minor*. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1928-1938.

Hasan, M. R., & Chakrabarty, R. (2009). Floating aquatic macrophytes duckweeds. In M. R. Hasan & R. Chakrabarty (Eds.), *Use of algae and aquatic macrophytes as feed in small-scale aquaculture – A review* (pp. 29–52). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).

Headley, T. R., & Tanner, C. C. (2008). Floating treatment wetlands: An innovative option for stormwater quality applications. In *11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control* (Vol. 1, No. 7).

Hegelmaier, F. (1868). *Die Lemnaceen: Eine monographische Untersuchung* (1st ed.). Leipzig.

Hemberger, J., & Gratton, C. (2018). Floral resource pulse decreases bumble bee foraging trip duration in central Wisconsin agroecosystem. *Ecological Entomology*, 43(4), 447–457. <https://doi.org/10.1111/een.12516>

Herawati, V. E., Pinandoyo, P., Darmanto, Y. S., Rismaningsih, N., Windarto, S., & Radjasa, O. K. (2020). *The Effect of Fermented Duckweed (Lemna Minor) in Feed on Growth and Nutritional Quality of Tilapia (Oreochromis Niloticus)*. *Biodiversitas*, 21, 3350–3358.

Hillman, W. S. (1961). The Lemnaceae or duckweeds: A review of the descriptive and experimental literature. *Botanical Review*, 27, 221–287. <https://doi.org/10.1007/BF02860847>

- Horvat, T., Vidaković-Cifrek, Z., Orevščanin, V., Tkalec, M., & Pevalšek-Kozlina, B. (2007). Toxicity assessment of heavy metal mixtures by *Lemna minor* L. *Science of the Total Environment*, 384, 229–238. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.05.003>
- Hou, W., Chen, X., Song, G., Wang, Q., & Chi Chang, C. (2007). Effects of copper and cadmium on heavy metal polluted waterbody restoration by duckweed (*Lemna minor*). *Plant Physiology and Biochemistry*, 45, 62–69. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2006.11.009>
- Huett, D. O., Morris, S. G., Smith, G., & Hunt, N. (2005). Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands. *Water Research*, 39, 3259–3272. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.06.012>
- Ifie, I., Olatunde, S., Ogbon, O., & Umukoro, J. E. (2021). Processing techniques on phytochemical content, proximate composition, and toxic components in duckweed. *International Journal of Vegetable Science*, 27, 294–302. <https://doi.org/10.1080/19315260.2020.1744765>
- Iqbal, J., Javed, A., & Baig, M. A. (2019). Growth and nutrient removal efficiency of duckweed (*Lemna minor*) from synthetic and dumpsite leachate under artificial and natural conditions. *PloS one*, 14(8), e0221755.
- Iqbal, S. (1999). *Duckweed aquaculture: Potentials, possibilities and limitations for combined wastewater treatment and animal feed production in developing countries*. SANDEC Report No. 6/99.
- Jafari, N., & Akhavan, M. (2011). Effect of pH and heavy metal concentration on phytoaccumulation of zinc by three duckweed species. *American-Eurasian Journal of Agriculture and Environmental Science*, 10, 34–41.
- Jena, J. K., Patro, B., Patri, P., Khuntia, C. P., Tripathy, N. K., Sinha, S., Sarangi, N., & Ayyappan, S. (2010). Biological treatment of domestic sewage through duckweed-cum-fish culture: A pilot-scale study. *Indian Journal of Fisheries*, 57(4), 45–51.
- Johnson, K. D., Martin, C. D., Moshiri, G. A., & McCrory, W. C. (1999). Performance of a constructed wetlands leachate treatment system at the Chonchula landfill, Mobile County,

Alabama. In G. Mulamoottil, E. A. McBean, & F. Rovers (Eds.), *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates*. Lewis Publisher, USA.

Juliet Selvarani, A. J., Padmavathy, P., Srinivasan, A., & Jawahar, P. (2015). Performance of duckweed (*Lemna minor*) on different types of wastewater treatment. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 2(4), 208–212.

Kabbe, C., Remmy, C., Kraus, F., et al. (2015). Review of promising methods for phosphorous recovery and recycling from wastewater. *Proceedings of the International Fertiliser Society, Issue 763*. ISSN 1466-1314.

Kahvecioğlu, Ö., Kartal, G., Güven, A., & Timur, S. (2008). *Metallerin Çevresel Etkileri*. İstanbul: İstanbul Teknik Üniversitesi, Metalurji ve Malzeme Mühendisliği Bölümü.

Kaplan, A., Zelicha, H., Tsaban, G., Meri, A. Y., Rinott, E., Kovsan, J., Novack, L., Thiery, J., Ceglarek, U., Burkhardt, R., Willenberg, A., Tirosh, A., Cabantchik, I., Stampfer, M. J., & Shai, I. (2019). Protein bioavailability of *Wolffia globosa* duckweed, a novel aquatic plant—a randomized controlled trial. *Clinical Nutrition*, 38, 2576–2582. <https://doi.org/10.1016/j.clnu.2019.03.022>

Kara, Y. (2004). Bioaccumulation of copper from contaminated wastewater by using *Lemna minor*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 72, 467–471. <https://doi.org/10.1007/s00128-004-0391-1>

Katole, S., & Patil, A. (2015). The potential of duckweed in wastewater treatment. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 4(8), 439–452.

Kaur, J., & Gupta, A. (2021). A comprehensive review on potential of duckweed for wastewater treatment: From conventional to advanced technology. *Bioresource Technology Reports*, 14, e00739. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100739>

Kaur, L., Gadgil, K., & Sharma, S. (2008). Phytoaccumulation of nickel from contaminated water by duckweed (*Lemna minor*). *Journal of Environmental Research and Development*, 3, 388–394.

- Kaur, M., Srikanth, S., Kumar, M., Sachdeva, S., & Puri, S. K. (2019). An integrated approach for efficient conversion of *Lemna minor* to biogas. *Energy Conversion and Management*, 180, 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.10.092>
- Khataee, A. R., Movafeghi, A., Torbati, S., Salehi Lisar, S. Y., & Zarei, M. (2012). Phytoremediation potential of duckweed (*Lemna minor* L.) in degradation of C.I. Acid Blue 92: Artificial neural network modeling. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 81, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.03.024>
- Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y., Huang, Y., & Zhu, Y. (2015). Speciation and bioavailability of heavy metals in wastewater phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(5), 354–367.
- Khellaf, N., & Zerdaoui, M. (2009). Phytoaccumulation of zinc by the aquatic plant *Lemna*. *Bioresource Technology*, 100, 6137–6140. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.045>
- Kıran, Y., & Munzuroğlu, Ö. (2004). Mercimek (*Lens culinaris* Medik.) Tohumlarının Çimlenmesi ve Fide Büyümesi Üzerine Kurşunun Etkileri. *Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 16(1), 2 s.
- Kırım, B. (1996). *Erzurum yöresi sularında yetişen iki su mercimeği türünün (Lemna minor ve Lemna trisulca) bazı biyoekolojik özellikleri ve kimyasal yapılarının belirlenmesi* (Yüksek Lisans Tezi). Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Kinidi, L., & Salleh, S. (2017). Phytoremediation of nitrogen as green chemistry for wastewater treatment system. *International Journal of Chemical Engineering*, 2017, 1–10. <https://doi.org/10.1155/2017/1961205>
- Kocataş, A. (1999). *Ekoloji, Çevre Biyolojisi*. İzmir: Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, No: 51, Ders Kitabı Dizini No: 20.
- Konuk, M., & Liman, R. (2008). *Metal toksikolojisi*. [5 s.].
- Korkanç, S. (2004). Sulak Alanların Havza İçindeki Yeri. *Zonguldak Karaelmas Üniversitesi Bartın Orman Fakültesi Dergisi*, 6(6), 117–124.

- Korkusuz, E. A., Beklioğlu, M., & Demirer, G. N. (2005). Comparison of the treatment performances of blast furnace slag-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for domestic wastewater treatment in Turkey. *Ecological Engineering*, 24, 187–200. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.11.007>
- Kotowska, U., Piotrowska, A., Isidorova, A. G., Bajguz, A., & Isidorov, V. A. (2013). Gas chromatographic-mass spectrometric investigation of the chemical composition of the aquatic plant *Wolffia arrhiza* (Lemnaceae). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42, 181–187. <https://doi.org/10.2478/s13545-013-0019-2>
- Körner, S., Lyatuu, G. B., & Vermaat, J. E. (1998). The influence of *Lemna gibba* L. on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater. *Water Research*, 32(10), 3092–3098. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00434-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00434-9)
- Körner, S., & Vermaat, J. (1998). The relative importance of *Lemna gibba* L., bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed-covered domestic wastewater. *Water Research*, 32, 3651–3661. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00117-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00117-2)
- Krzywonos, M., Romanowska-Duda, Z., Seruga, P., Messyasz, B., & Mec, S. (2023). The use of plants from the Lemnaceae family for biofuel production—A bibliometric and in-depth content analysis. *Energies*, 16(4), 2058. <https://doi.org/10.3390/en16042058>
- Kumar, N., Bauddh, K., Kumar, S., Dwivedi, N., Singh, D. P., & Barman, S. C. (2013). Extractability and phytotoxicity of heavy metals present in petrochemical industry sludge. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 15, 1033–1039. <https://doi.org/10.1007/s10098-012-0559-1>
- Kutschera, U., & Niklas, K. (2015). Darwin-Wallace demons: Survival of the fastest in populations of duckweeds and the evolutionary history of an enigmatic group of angiosperms. *Plant Biology*, 17, 24–32. <https://doi.org/10.1111/plb.12132>
- Lahive, E., O’Callaghan, M., Jansen, M., & O’Halloran, J. (2011). Uptake and partitioning of zinc in Lemnaceae. *Ecotoxicology*, 20, 1992–2002. <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0711-3>

Landolt, E. (1986). *The family of Lemnaceae: A monographic study* (Vol. 1, 566 p.). Zürich: Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH Zürich, Stiftung Ruebel.

Landolt, E. (1998). *Lemna yungensis*, a new duckweed species from rocks of the Andean Yungas in Bolivia. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, 64, 15–21.

Landolt, E., & Kandeler, R. (1987). The family of Lemnaceae – a monographic study: Phytochemistry, physiology, application and bibliography. *Biosystematic Investigations in the Family of Duckweeds (Lemnaceae)*, 4(95), 638 p. Zürich: Publications of the Geobotanical Institute of the ETH, Stiftung Rubel.

Landolt, E., & Kandeler, R. (1987). The family of Lemnaceae – a monographic study: Phytochemistry, physiology, application and bibliography (Vol. 2 of monograph). In *Biosystematic Investigations in the Family of Duckweeds (Lemnaceae)* (Vol. 4, No. 95). Zürich: Publications of the Geobotanical Institute of the ETH, Stiftung Rubel.

Islam, M. S., Kabir, M. S., Khan, S. I., Ekramullah, M., Nair, G. B., Sack, R. B., & Sack, D. A. (2004). Wastewater-grown duckweed may be safely used as fish food. *Canadian Journal of Microbiology*, 50, 51–56. <https://doi.org/10.1139/w03-109>

Lemnatest. (2000). *Duckweed growth inhibition test: Determination of the nonpoisonous effect of water constituents and wastewater to duckweed (Lemna minor L., Lemna gibba)*. Würselen, Germany: Lemna Norm E. Oberabilted.

Lemon, G. D., Posluszny, U., & Husband, B. C. (2001). Potential and realized rates of vegetative reproduction in *Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor*, and *Wolffia borealis*. *Aquatic Botany*, 70, 79–87. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(01\)00156-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(01)00156-0)

Leng, R. A., Stambolie, J. H., & Bell, R. (1995). Duckweed – A potential high-protein feed resource for domestic animals and fish. *Livestock Research for Rural Development*, 7(1), 1–12. <http://www.lrrd.org/lrrd7/1/>

Les, D. H., & Crawford, D. J. (1999). *Landoltia* (Lemnaceae), a new genus of duckweeds. *Novon*, 9, 530–533. <https://doi.org/10.2307/3391946>

- Les, D. H., Crawford, D. J., Landolt, E., Gabel, J. D., & Kimball, R. T. (2002). Phylogeny and systematics of Lemnaceae, the duckweed family. *Systematic Botany*, 27, 221–240. <https://doi.org/10.1043/0363-6445-27.2.221>
- Lester, J. N., & Birkett, J. W. (1999). *Microbiology and chemistry for environmental scientists and engineers* (2nd ed., pp. 276–277). London: Spon Press.
- Levi, P. S., Riis, T., Alnoe, A. B., Peipoch, M., Maetzke, K., Bruus, C., & Baattrup-Pedersen, A. (2015). Macrophyte complexity controls nutrient uptake in lowland streams. *Ecosystems*, 18, 914–931. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9867-x>
- Ling, C. A. (2006). *Nutrient removal from leachate using horizontal subsurface constructed wetlands* (Master's thesis). Universiti Teknologi Malaysia.
- Lovins, L. H. (2012). Rethinking production. In *State of the World 2008* (pp. 60–72). Oxfordshire, UK: Routledge.
- Lu, P., et al. (2016). Different growth responses of an invasive weed and a native crop to nitrogen pulse and competition. *PLoS ONE*, 11(6), 1–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156285>
- Lubnow, F. S. (2014). Using floating wetland islands to reduce nutrient concentrations in lake ecosystems. *National Wetlands Newsletter*, 36(6). Environmental Law Institute.
- Ma, Y. B., Zhu, M., Yu, C. J., Wang, Y., Liu, Y., Li, M. L., Sun, D., Zhao, J. S., & Zhou, G. K. (2018). Large-scale screening and characterisation of *Lemna aequinoctialis* and *Spirodela polyrhiza* strains for starch production. *Plant Biology*, 20, 357–364. <https://doi.org/10.1111/plb.12667>
- Mader, J. C. (2004). Differential in vitro development of inflorescences in long and short day *Lemna* spp.: Involvement of ethylene and polyamines. *Journal of Plant Physiology*, 161, 653–663. <https://doi.org/10.1078/0176-1617-01299>
- Maie, N., Jaffé, R., Miyoshi, T., & Childers, D. L. (2006). Quantitative and qualitative aspects of dissolved organic carbon leached from senescent plants in an oligotrophic wetland. *Biogeochemistry*, 78(3), 285–314. <https://doi.org/10.1007/s10533-005-4329-6>

- Majernevmann, J., Clausen, J. C., & Neafsey, J. A. (1999). Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milk house wastewater in Connecticut. *Ecological Engineering*, 14, 181–189. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00006-1](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00006-1)
- Marschner, H. (1995). *Mineral Nutrition of Higher Plants* (1st ed.). London: Academic Press.
- Martínez, M., Sánchez, S., Jiménez, J., Yousfi, F., & Muñoz, L. (2000). Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource Technology*, 73(3), 263–272. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00142-6](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00142-6)
- Martinez Cruz, P., Hernandez Martinez, A., Soto Castor, R., Esquivel Herrera, A., & Rangel Levairo, J. (2006). Use of constructed wetlands for the treatment of water from an experimental channel at Xochimilco, Mexico. *Hidrobiologica*, 16, 211–219.
- Masclaux-Daubresse, C., et al. (2010). Nitrogen uptake, assimilation and remobilization in plants: Challenges for sustainable and productive agriculture. *Annals of Botany*, 105(7), 1141–1157. <https://doi.org/10.1093/aob/mcq028>
- Matos, F. T., Lapolli, F. R., Mohedano, R. A., Fracalossi, D. M., Bueno, G. W., & Roubach, R. (2014). Duckweed bioconversion and fish production in treated domestic wastewater. *Journal of Applied Aquaculture*, 26, 49–59. <https://doi.org/10.1080/10454438.2013.858537>
- Meir, A. Y., Tsaban, G., Zelicha, H., Rinott, E., Kaplan, A., Youngster, I., Rudich, A., Shelef, I., Tirosh, A., Brikner, D., Pupkin, E., Sarusi, B., Bluher, M., Stumvoll, M., Thiery, J., Ceglarek, U., Stampfer, M. J., & Shai, I. (2019). A green-Mediterranean diet, supplemented with mankai duckweed, preserves iron-homeostasis in humans and is efficient in reversal of anemia in rats. *The Journal of Nutrition*, 149, 1004–1011. <https://doi.org/10.1093/jn/nxz019>
- Michael, T. P., Bryant, D., Gutierrez, R., Borisjuk, N., Chu, P., Zhang, H., Xia, J., Zhou, J., Peng, H., Baidouri, M. E., Hallers, B. T., Hastie, A. R., Liang, T., Acosta, K., Gilbert, S., McEntee, C., Jackson, S. A., Mockler, T. C., Zhang, W., & Lam, E. (2017). Comprehensive definition of genome features in *Spirodela polyrhiza* by high-depth physical mapping and short-read DNA sequencing strategies. *The Plant Journal*, 89, 617–635. <https://doi.org/10.1111/tpj.13315>

- Miltko, R., Majewska, M. P., Wojtak, W., Białek, M., Kowalik, B., & Czauderna, M. (2024). Comparing the chemical composition of lesser duckweed (*Lemna minor* L.) grown in natural and laboratory settings. *Journal of Aquatic Food & Product Technology*, 33, 189–202. <https://doi.org/10.1080/10498850.2024.1899630>
- Miranda, G., Quiroz, A., & Salazar, M. (2000). Cadmium and lead removal from water by the duckweed *Lemna gibba* L. (Lemnaceae). *Hidrobiologica*, 10, 7–12.
- Mkandawire, M., & Dudel, E. G. (2005). Assignment of *Lemna gibba* L. (duckweed) bioassay for in situ ecotoxicity assessment. *Aquatic Ecology*, 39, 151–165. <https://doi.org/10.1007/s10452-005-6943-5>
- Mkandawire, M., & Dudel, E. (2005). Accumulation of arsenic in *Lemna gibba* L. (duckweed) in tailing waters of two abandoned uranium mining sites in Saxony, Germany. *Science of the Total Environment*, 336, 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.08.024>
- Mohedano, R. A., Costa, R. H. R., Hofmann, S. M., & Belli Filho, P. (2014). Using full-scale duckweed ponds as the finish stage for swine wastewater treatment with a focus on organic matter degradation. *Water Science and Technology*, 69(10), 2147–2154. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.041>
- Mohedano, R. A., Costa, R. H. R., Tavares, F. A., & Belli Filho, P. (2012). High nutrient removal rate from swine wastes and protein biomass production by full-scale duckweed ponds. *Bioresource Technology*, 112, 98–104. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.032>
- Mohiyaden, H., Sidek, L. M., Hayder, G. A., et al. (2016). Conventional methods and emerging technologies for urban river water purification plant: A short review. *ARPJN Journal of Engineering and Applied Sciences*, 11(4), 2547–2556.
- Monni, S., Uhlig, C., Hansen, E., & Magel, E. (2001). Ecophysiological responses of *Empetrum nigrum* to heavy metal pollution. *Environmental Pollution*, 112, 121–129. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00092-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00092-1)

- Monte, M. H. F. M., Angelakis, A. N., & Asano, T. (1996). Necessity and basis for establishment of European guidelines for reclaimed wastewater in the Mediterranean region. *Water Science and Technology*, 33(10–11), 303–316. <https://doi.org/10.2166/wst.1996.0351>
- Morales, N., Arevalo, K., Ortega, J., Briceno, B., Anderade, C., & Morales, E. (2006). pH and nitrogen source as modulators of growth of macrophyte *Lemna* sp. *Revista Facultad de Agronomía (LUZ)*, 65–77.
- Mostafa, D. (2015). Wastewater treatment in textile industries: The concept and current removal technologies. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 7(1), 501–525.
- Mrak, T., Slejkovec, Z., Jeran, Z., Jačimović, R., & Kastelec, D. (2008). Uptake and biotransformation of arsenate in the lichen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. *Environmental Pollution*, 151, 300–307. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.035>
- Muvea, F., Ogendi, G., & Omondi, S. (2019). Nutrient removal efficiency by floating macrophytes: *Lemna minor* and *Azolla pinnata* in a constructed wetland. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 5, 415–430. <https://doi.org/10.22034/gjesm.2019.05.04>
- Mwale, M., & Gwaze, F. R. (2023). Characteristics of duckweed and its potential as feed source for chickens reared for meat production: A review. *Scientific Research and Essays*, 8, 689–697. <https://doi.org/10.15406/sre.2023.08.00345>
- Nafea, E. M. A. (2016). Characterization of environmental conditions required for production of livestock and fish fodder from duckweed (*Lemna gibba* L.). *Journal of Mediterranean Ecology*, 14, 5–11.
- Naphi, I., Dalu, J., Ndamba, J., and Gijzen, H. (2003). An Evaluation of Duckweed Based Pond Systems An alternative Option for Decentralization Treatment and Reuse of Wastewater in Zimbabwe. *Water Sci. Technology*, 48(11):115-122.
- Nieboer, E., & Richardson, D. H. S. (1980). The replacement of the nondescript term ‘heavy metals’ by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environmental Pollution*, 1, 3–26. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(80\)90020-0](https://doi.org/10.1016/0143-1471(80)90020-0)

- Nordin, N. I. A. B. A. (2006). *Leachate Treatment Using Constructed Wetland with Magnetic Field* (Master's thesis, Universiti Teknologi Malaysia). 88 p.
- Nwakwu, E. O., & Osuji, J. O. (2007). Bioremediation degradation of some herbicides by indigenous white rot fungus *Lentius subnudus*. *Journal of Plant Sciences*, 2, 619–624.
- Obek, E., & Sasmaz, A. (2011). Bioaccumulation of aluminum by *Lemna gibba* L. from secondary treated municipal wastewater effluents. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86, 217–220. <https://doi.org/10.1007/s00128-010-0214-4>
- Ol'shanskaya, L., Sobgaida, N., Tarushkina, Y., & Stoyanov, A. (2008). Effect of a magnetic field on extraction of heavy metals from wastewater with duckweed. *Chemical and Petroleum Engineering*, 44, 475–479.
- Orman ve Su İşleri Bakanlığı, Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü, Hassas Alanlar Dairesi Başkanlığı. (2013). *Sulak Alanlar*. Ankara, Türkiye.
- Oron, G., Porath, D., & Wildschut, L. (1986). Wastewater treatment and renovation by different duckweed species. *Journal of Environmental Engineering*, 112, 247–263. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1986\)112:3\(247\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1986)112:3(247))
- Órpez, R., Martínez, E., Hodaifa, G., Yousfi, F. E., Jbari, N., & Sánchez, S. (2009). Growth of the microalga *Botryococcus braunii* in secondarily treated sewage. *Desalination*, 246(1–3), 625–630. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.042>
- Ozengin, N., & Elmaci, A. (2007). Performance of duckweed (*Lemna minor* L.) on different types of wastewater treatment. *Journal of Environmental Biology*, 28(2), 307–314.
- Özen, A., & Beklioğlu, M. (2007). *Sulakalanlarla İlgili Temel Bilgiler: Sulakalan Yönetim Planlaması Rehberi*. Ankara, Türkiye.
- Öztürk, M. (2008). *İçme Suyundaki Arsenik Miktarı ve Sağlık Üzerine Etkisi*. Ankara, Türkiye.
- Özyurt, M. S., Bingöl, N., Dayıoğlu, H., & Yamık, A. (2004). Porsuk Baraj Havzasının Kütahya Kökenli Kirlilik Problemi. *Dumlupınar Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 6, 43 s.

- Pagliuso, D., Grandis, A., Silva Fortirer, J., Camargo, P., Floh, E. I. S., & Buckeridge, M. S. (2022). Duckweeds as Promising Food Feedstocks Globally. *Agronomy*, 12(4), 796. <https://doi.org/10.3390/agronomy12040796>
- Panda, S. (2008). Impact of copper on reactive oxygen species, lipid peroxidation, and antioxidants in *Lemna minor*. *Biologia Plantarum*, 52, 561–564. <https://doi.org/10.1007/s10535-008-0091-7>
- Paolacci, S., Harrison, S., & Jansen, M. A. K. (2018). The invasive duckweed *Lemna minuta* Kunth displays a different light utilisation strategy than native *Lemna minor* Linnaeus. *Aquatic Botany*, 146, 8–14. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2018.01.001>
- Parlak, K. (2010). *Lemna gibba* ve *Groenlandia densa* Bitkilerinde Ağır Metal Toksisitesine Karşı Oluşturulan Antioksidan Enzim Aktivitelerinin Belirlenmesi (Doktora tezi, Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kayseri). 1–3 s.
- Patel, D. K., & Kanungo, V. K. (2012). Treatment of domestic wastewater by potential application of a submerged aquatic plant *Hydrilla verticillata*. *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 4(10), 56–61.
- Pavlineri, N., Skoulikidis, N. Th., & Tsihrintzis, V. A. (2016). Constructed floating wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.01.012>
- Petrovic, M., et al. (2011). Combined scenarios of chemical and ecological quality under water scarcity in Mediterranean rivers. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 30(8), 1269–1278. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2011.04.012>
- Polińska, W., Kotowska, U., Kiejza, D., & Karpińska, J. (2021). Insights into the use of phytoremediation processes for the removal of organic micropollutants from water and wastewater: A review. *Water*, 13(15), 2065. <https://doi.org/10.3390/w13152065>
- Prasad, M., Malec, P., Waloszek, A., Bojko, M., & Strzałka, K. (2001). Physiological responses of *Lemna trisulca* L. (duckweed) to cadmium and copper bioaccumulation. *Plant Science*, 161, 881–889. [https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(01\)00428-4](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(01)00428-4)

Prasad, R., Sharma, D., Yadav, K. D., & Ibrahim, H. (2021). Preliminary study on greywater treatment using water hyacinth. *Applied Water Science*, 11, 88. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01486-6>

Priya, A., Avishek, K., & Pathak, G. (2012). Assessing the potentials of *Lemna minor* in the treatment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 4301–4307. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2275-0>

Puyol, D., Batstone, D. J., Hülsen, T., Astals, S., Peces, M., & Krömer, J. O. (2017). Resource recovery from wastewater by biological technologies: Opportunities, challenges, and prospects. *Frontiers in Microbiology*, 7, 4173. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.02106>

Rooijackers, P. (2016). *Photosynthesis model to predict duckweed growth at the Ecoferm greenhouse* (Bachelor thesis, Wageningen University & Research).

Radić, S., Babić, M., Skobić, D., Roje, V., & Pevalek-Kozlina, B. (2010). Ecotoxicological effects of aluminum and zinc on growth and antioxidants in *Lemna minor* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.09.010>

Rahman, M., Hasegawa, H., Ueda, K., Maki, T., Okumura, C., & Rahman, M. (2007). Arsenic accumulation in duckweed (*Spirodela polyrhiza* L.): A good option for phytoremediation. *Chemosphere*, 69, 493–499. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.002>

Rahmani, G. N. H., & Sternberg, S. P. K. (1999). Bioremoval of lead from water using *Lemna minor*. *Bioresource Technology*, 70, 225–230. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00050-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00050-2)

Raskin, I., Smith, R. D., & Salt, D. E. (1997). Phytoremediation of metals using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion in Biotechnology*, 8, 221–226. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(97\)80028-3](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(97)80028-3)

Rau, S., Miersch, J., Neumann, D., Weber, E., & Krauss, G. J. (2007). Biochemical responses of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* to Cd, Cu, Pb and Zn determined by

chlorophyll fluorescence and protein levels. *Environmental and Experimental Botany*, 59, 299–306. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2006.09.002>

Razinger, J., Dermastia, M., Drinovec, L., Drobne, D., Zrimec, A., & Koce, J. (2007). Antioxidative responses of duckweed (*Lemna minor* L.) to short-term copper exposure. *Environmental Science and Pollution Research International*, 14, 194–201. <https://doi.org/10.1007/s11356-007-0028-1>

Redd, K. R., & DeBusk, W. F. (1985). Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, 14, 459–462. <https://doi.org/10.2134/jeq1985.00472425001400030025x>

Reed, S. C., Middlebrooks, E. J., & Crites, R. W. (1988). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. McGraw-Hill. New York.

Reeves, R. D., & Baker, A. J. M. (2000). Metal-accumulating plants. In I. Raskin & B. D. Ensley (Eds.), *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean-up the environment* (pp. 193–230). Wiley.

Rezania, S., Din, M. F. M., Taib, S. M., Dahalan, F. A., Songip, A. R., Singh, L., & Kamyab, H. (2016). The efficient role of aquatic plant (water hyacinth) in treating domestic wastewater in continuous system. *International Journal of Phytoremediation*, 18, 679–685. <https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1119754>

Rudolph, H., & Voigt, J. U. (1986). Effects of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ on growth and metabolism of *Sphagnum magellanicum*. *Physiologia Plantarum*, 66(2), 339–343. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1986.tb02429.x>

Ruekaewma, N., Piyatiratitivorakul, S., & Powtongsook, S. (2015). Culture system for *Wolffia globosa* L. (Lemnaceae) for hygiene human food. *Songklanakarin Journal of Science and Technology*, 37, 575–580.

Rusoff, L. L., Blakeney, E. W., & Culley, D. D. (1980). Duckweeds (Lemnaceae family): A potential source of protein and amino acids. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 28, 848–850. <https://doi.org/10.1021/jf60229a034>

Sablii, L., Zhukova, V., & Drewnowski, J. (2025). The strategies of nutrient removal compounds from wastewater by using aquatic plants in the Green deal implementation. *Desalination and Water Treatment*, 321, 100954.

Showqi, I., Lone, F. A., & Bhat, J. I. A. (2017). Evaluation of the efficiency of duckweed (*Lemna minor* L.) as a phytoremediation agent in wastewater treatment in Kashmir Himalayas. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, 8, 405. <https://doi.org/10.4172/2155-6199.1000405>

Spiegel, M., Noordam, M. Y., & Fels-Klerx, H. J. (2013). Safety of novel protein sources (insects, microalgae, seaweed, duckweed and rapeseed) and legislative aspects for their application in food and feed production. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 12, 662–678. <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12022>

El-Shafai, S. A., El-Gohary, F. A., Verreth, J. A. J., Schrama, J. W., & Gijzen, H. J. (2004). Apparent digestibility coefficient of duckweed (*Lemna minor*) fresh and dry for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.). *Aquaculture Research*, 35, 574–586. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2004.01016.x>

Safauldeen, S. H., et al. (2019). Phytoremediation efficiency of water hyacinth for batik textile effluent treatment. *Journal of Ecological Engineering*, 20(9), 177–187. <https://doi.org/10.12911/22998993/112868>

Sahi, W., & Megateli, S. (2023). Evaluation of *Lemna minor* phytoremediation performance for the treatment of dairy wastewater. *Water Practice & Technology*, 18(5), 1138-1147.

Salomon, S. W., & Forstner, U. (1984). *Metals in the Hydrocycle*. Berlin.

Salt, D. E., Smith, R. D., & Raskin, I. (1998). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 49, 643–668. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.49.1.643>

Samsunlu, A. (1999). *Çevre Mühendisliği Kimyası*. Sam-Çevre Teknolojileri Merkezi Yayınları.

Sanchez Villavicencio, M., Alvares Silva, C., & Arce, G. M. (2007). Boron toxicity in *Lemna gibba*. *Hidrobiologica*, 17, 1–6.

- Sasmaz, A., & Obek, E. (2012). The accumulation of silver and gold in *Lemna gibba* L. exposed to secondary effluents. *Chemie der Erde – Geochemistry*, 72, 149–152. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2012.01.002>
- Sayanthan, S., Hasan, H., & Abdullah, S. (2024). Floating aquatic macrophytes in wastewater treatment: Toward a circular economy. *Water*, 16, 870. <https://doi.org/10.3390/w16060870>
- Saygıdeğer, S. (1996). *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L.'nin Morfolojik, Anatomik, Ekolojik ve Fizyolojik Özellikleri. *Ekoloji Dergisi*, 18, 1–11.
- Saygıdeğer, S., Keser, G., & Dogan, M. (2013). Effects of lead on chlorophyll content, total nitrogen and antioxidant enzyme activities in duckweed (*Lemna minor*). *International Journal of Agriculture and Biology*, 15, 145–148.
- Saygıdeğer, S., Gulnaz, O., Istifli, E. S., & Yucel, N. (2005). Adsorption of Cd(II), Cu(II) and Ni(II) ions by *Lemna minor* L.: Effect of physicochemical environment. *Journal of Hazardous Materials*, 126, 96–104. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.05.012>
- Scheer, C., Simon, M., Spranger, J., & Baungartner, S. (2008). Test system stability and natural variability of a *Lemna gibba* L. bioassay. *PLoS ONE*, 3, 1–7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000000>
- Schenker, J., & Harfmann, D. (2010). Phytoremediation of nutrient controlled water using duckweed and water fern. Skidmore College. http://www.skidmore.edu/academics/wri/harfmann_schenker.pdf
- Schenker, J., & Harfmann, D. (2013). Phytoremediation of nutrient-controlled water using duckweed and water fern. Skidmore College. http://www.skidmore.edu/academics/wri/harfmann_schenker.pdf
- Schützendübel, A., & Polle, A. (2002). Plant responses to abiotic stresses: Heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. *Journal of Experimental Botany*, 53, 1351–1365. <https://doi.org/10.1093/jexbot/53.372.1351>

Sevi, A. (2006). *Bursa İli Harmancık İlçesi Evsel Nitelikli Atıksuların Dip Akışlı Yapay Sulakalan Arıtma Sistemi ile Arıtılması* (Yüksek Lisans Tezi). Trakya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Çorlu.

Sender, J., & Róžańska-Boczula, M. (2024). Preliminary studies of selected *Lemna* species on the oxygen production potential in relation to some ecological factors. *PeerJ*, 12, e17322.

Sharma, R., & Lenaghan, S. C. (2022). Duckweed: A potential phytosensor for heavy metals. *Plant Cell Reports*, 41, 2231–2243. <https://doi.org/10.1007/s00299-022-02884-2>

Sharma, V., & Sohn, M. (2009). Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformations and remediation. *Environment International*, 35, 743–759. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.09.007>

Shi, J., Abid, A. D., Kennedy, I. M., Hristova, K. R., & Silk, W. K. (2011). To duckweeds (*Landoltia punctata*), nanoparticulate copper oxide is more inhibitory than the soluble copper in the bulk solution. *Environmental Pollution*, 159, 1277–1282. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.12.014>

Skillicorn, P., Journey, W., & Spira, W. (1993). *Duckweed aquaculture: A new aquatic farming system for developing countries*. World Bank.

Smith, M. D., & Moelyowati, I. (2001). Duckweed-based wastewater treatment (DWWT): Design guidelines for hot climates. *Water Science and Technology*, 43(11), 291–299. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0594>

Soda, S., et al. (2013). A co-beneficial system using aquatic plants: Bioethanol production from free-floating aquatic plants used for water purification. *Water Science and Technology*, 67(11), 2637–2644. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.188>

Soran, H. (1992). Bitkilerin Atık Su Arıtımında Kullanılması. *Hacettepe Üniversitesi Eğitim Fakültesi Dergisi*, 7, 261–267.

Sosa, D., Alves, F. M., Prieto, M. A., Pedrosa, M. C., Heleno, S. A., Barros, L., Feliciano, M., & Carocho, M. (2024). *Lemna minor*: Unlocking the value of this duckweed for the food and feed industry. *Foods*, 13(10), 1435. <https://doi.org/10.3390/foods13101435>

Sowinski, E. E., Gilbert, S., Lam, E., & Carpita, N. C. (2019). Linkage structure of cell-wall polysaccharides from three duckweed species. *Carbohydrate Polymers*, 223, 115119. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2019.115119>

Söğüt, Z., et al. (2004). Su kalitesinin artırılmasında bitki kullanımı (yeşil ıslah / phytoremediation). Çukurova Üniversitesi, Adana.

Sree, K. S., Bog, M., & Appenroth, K. J. (2016). Taxonomy of duckweeds (Lemnaceae), potential new crop plants. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, 28, 291–302. <https://doi.org/10.9755/ejfa.2016-04-299>

Stewart, J. J., Adams, W. W., Escobar, C. M., Lopez-Pozo, M., & Demmig-Adams, B. (2020). Growth and essential carotenoid micronutrients in *Lemna gibba* as a function of growth light intensity. *Frontiers in Plant Science*, 11, 480. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00480>

Stomp, A. M. (2005). The duckweeds: A valuable plant for biomanufacturing. *Biotechnology Annual Review*, 11, 69–99. [https://doi.org/10.1016/S1387-2656\(05\)11003-7](https://doi.org/10.1016/S1387-2656(05)11003-7)

Study of Surabaya City, Indonesia. (n.d.). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 135(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/135/1/012018>

Su, H., Zhao, Y., Jiang, J., Lu, Q., Li, Q., Luo, Y., Zhao, H., & Wang, M. (2014). Use of duckweed (*Landoltia punctata*) as a fermentation substrate for the production of higher alcohols as biofuels. *Energy & Fuels*, 28, 3206–3216. <https://doi.org/10.1021/ef5002905>

Sulaiman, N. S., Mohd Zaini, H., Wan Ishak, W. R., Matanjun, P., George, R., Mantihal, S., Ching, F. F., & Pindi, W. (2025). Duckweed protein: Extraction, modification, and potential application. *Food Chemistry*, 463(Pt 4), 141544. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2024.141544>

Sydney Water. (2016, July 13). Biyolojik Atıksu Arıtımı. <https://www.sydneywater.com.au/Education/Tours/virtualtour/html/wastewaterjourney.htm>

Şaşmaz, M. (2014). *Lemna gibba L. ve Lemna minor L.'ün galeri suyundaki bazı ağır metalleri alım kapasitelerinin karşılaştırılması* (Yüksek Lisans Tezi). Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı.

TÜBİTAK. (2025). *Artılmış Eysel Atıksularda Yetiştirilen Alg ve Su Mercimeğinin Gökküşağı Alabalığı Yemlerinde Balık Unu ve Soya Küspesi Yerine Kullanımı* (Proje No. 123O652)

Takács, K., Végh, R., Mednyánszky, Z., Haddad, J., Allaf, K., Du, M., Chen, K., Kan, J., Cai, T., Molnár, P., Bársony, P., Maczó, A., Zalán, Z., & Dalmadi, I. (2025). New insights into duckweed as an alternative source of food and feed: Key components and potential technological solutions to increase their digestibility and bioaccessibility. *Applied Sciences*, 15(2), 884. <https://doi.org/10.3390/app15020884>

Tan, X., et al. (2019). Effects of ammonium pulse on the growth of three submerged macrophytes. *PLoS ONE*, 14(7), 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219161>

Tang, J., Li, Y., Ma, J., & Cheng, J. J. (2015). Survey of duckweed diversity in Lake Chao and total fatty acid, triacylglycerol, profiles of representative strains. *Plant Biology*, 17, 1066–1072. <https://doi.org/10.1111/plb.12312>

Tang, J., Zhang, Y., Cui, Y., & Ma, J. (2015). Effects of a rhizobacterium on the growth of and chromium remediation by *Lemna minor*. *Environmental Science and Pollution Research*. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4138-y>

Taylan, Z. S., & Özkoç, H. (2007). Potansiyel Ağır Metal Kirliliğinin Belirlenmesinde Akuatik Organizmaların Biyokullanılabilirliği.

Tchobanoglous, G., & Burton, F. L. (1991). *Wastewater engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*. McGraw-Hill.

Tchobanoglous, G., Burton, L. F., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (4th ed.). Metcalf and Eddy.

Thakuria, A., Singh, K. K., Dutta, A., Corton, E., Stom, D., Barbora, L., & Goswami, P. (2023). Phytoremediation of toxic chemicals in aquatic environment with special emphasis

on duckweed-mediated approaches. *International Journal of Phytoremediation*, 25(13), 1699–1713. <https://doi.org/10.1080/15226514.2023.2221234>

The World Bank Group. (2016, July 13). Biyolojik Atıksu Arıtımı. <http://water.worldbank.org/shw-resourceguide/infrastructure/menu-technical-options/wastewater-treatment>

Tkalec, M., Prebeg, T., Roje, V., Pevalek-Kozlina, B., & Ljubevšić, N. (2008). Cadmium-induced responses in duckweed *Lemna minor* L. *Acta Physiologiae Plantarum*, 30, 881–890. <https://doi.org/10.1007/s11738-008-0213-7>

Topal, M., Karagözoğlu, B., Öbek, E., & Topal, I. E. (2011). Bazı Su Mercimeklerinin Nutrient Gideriminde Kullanımı. *Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 2(4), 1–5.

Topal, M., Karagözoğlu, B., Obek, E., & Topal, I. (2011). Usage of some duckweeds in nutrient removal. *MAKUFEBED*, 4, 12–28.

Tredici, M., Margheri, M., Zittelli, G., Biagiolini, E. C. S., & Natali, M. (1992). Nitrogen and phosphorus reclamation from municipal wastewater through an artificial food-chain system. *Bioresource Technology*, 42(3), 247–253. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(92\)90087-Q](https://doi.org/10.1016/0960-8524(92)90087-Q)

Truu, J., Truu, M., Espenberg, M., Nõlvak, H., & Juhanson, J. (2015). Phytoremediation and plant-assisted bioremediation in soil and treatment wetlands: A review. *Open Biotechnology Journal*, 9(1). <https://doi.org/10.2174/1874070701509010001>

Tu, Q., Lu, Y., Zhao, Y., Duan, C., Huang, J., Fang, Y., Li, B., & Zhao, H. (2021). Long-term effect of sediment on the performance of a pilot-scale duckweed-based waste stabilization pond. *Science of the Total Environment*, 770, 145216. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145216>

Tunçsiper, B., & Akça, L. (2006). Pilot ölçekli bir yapay sulakalan sisteminin arıtma performansının incelenmesi. *İTÜ Dergisi*, 5, 13–22.

Turkish Statistical Institute. (2010). *Municipal Water Statistics Survey*. <http://www.turkstat.gov.tr/PreHaberBultenleri.do?id=10752>

Türkan, İ. (2008). *Bitki fizyolojisi*. Palme Yayınları.

Türkman, A., Aslan, S., & Ege, İ. (2001). Doğal Zeolitlerle Atık Sulardan Kurşun Giderimi. *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, Fen ve Mühendislik Dergisi*, 3(2), 1–14.

Tyler, G., & Miller, G. (1990). *Living in the Environment* (6th ed., Chapter 20: Water Pollution, pp. 518–548). Wadsworth Publishing Company.

Udeh, N. U., & Momoh, Y. (2013). Bio-remediation of a crude oil contaminated soil using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Advances in Applied Science Research*, 4, 362–369.

Ugya, A. (2015). The efficiency of *Lemna minor* L. in the phytoremediation of Romi stream: A case study of Kaduna refinery and petrochemical company polluted stream. *Journal of Applied Biology and Biotechnology*, 3, 11–14.

UNESCO. (2013). *World Water Assessment Program*. <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/facts-and-figures/all-facts-wwdr3/fact-15-water-pollution/>

Uruç, K., Demirezen Yılmaz, D., & Akbulut, H. (2008). Farklı pH Değerlerinin *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L.'de Nikel Alınımı ve Klorofil Miktarına Etkisi. *Biyoloji Bilimleri Araştırma Dergisi*, 1(2), 13–15.

US EPA. (2019). [Accessed 21 October 2019].

Uysal, Y., & Taner, F. (2007). The Effect of Cadmium Ions on the Growth Rate of the Freshwater Macrophyte Duckweed *Lemna minor*. *Ekoloji*, 16(62), 9–15.

Uysal, Y., & Taner, F. (2009). Effect of pH, temperature, and lead concentration on the bioremoval of lead from water using *Lemna minor*. *International Journal of Phytoremediation*, 11, 591–608. <https://doi.org/10.1080/15226510902772580>

Uysal, Y., & Taner, F. (2011). The evaluation of the Pb (II) removal efficiency of duckweed *Lemna minor* (L.) from aquatic mediums at different conditions. In H. Gokcekus et al. (Eds.), *Survival and Sustainability* (pp. 1107–1116). Springer-Verlag.

Valipour, A., Raman, V. K., & Ahn, Y.-H. (2015). Effectiveness of domestic wastewater treatment using a bio-hedge water hyacinth wetland system. *Water*, 7, 329–347. <https://doi.org/10.3390/w7020329>

van der Spiegel, M., Noordam, M. Y., & van der Fels-Klerx, H. J. (2013). Safety of novel protein sources (insects, microalgae, seaweed, duckweed, and rapeseed) and legislative aspects for their application in food and feed production. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 12, 662–678. <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12026>

Vanlı, O., & Yazgan, M. (2013). Ağır Metallerle Kirlenmiş Toprakların Temizlenmesinde Fitoremediasyon Tekniği. İstanbul Technical University Graduate School of Science, Engineering and Technology.

Vasyutina, E. G. (2018). Reuse of treated wastewater. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 365, 022047. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/365/2/022047>

Verma, R., & Suthar, S. (2015a). Impact of density loads on performance of duckweed bioreactor: A potential system for synchronized wastewater treatment and energy biomass production. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 34(6), 1596–1604. <https://doi.org/10.1002/ep.12190>

Verma, R., & Suthar, S. (2016). Bioenergy potential of duckweed (*Lemna gibba* L.) biomass. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 38, 2231–2237. <https://doi.org/10.1080/15567036.2013.869401>

Visoottiviseth, P., Francesconi, K., & Sridokchan, W. (2002). The potential of Thai indigenous plant species for the phytoremediation of arsenic-contaminated land. *Environmental Pollution*, 118, 453–461. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00313-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00313-2)

Visco, G., Gampanella, L., Nobili, V. (2005). Organic Carbons and TOC in Waters: an Overview of the International Norm for Its Measurements. *Microchemical Journal*, 79(1-2): 185 – 191

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review. *Ecological Engineering*, 30(1), 83–98.

- Wang, W. (1990). Literature review on duckweed toxicity testing. *Environmental Research*, 52, 7–22. [https://doi.org/10.1016/0013-9351\(90\)90079-8](https://doi.org/10.1016/0013-9351(90)90079-8)
- Wang, W., Li, R., Zhu, Q., Tang, X., & Zhao, Q. (2016). Transcriptomic and physiological analysis of common duckweed *Lemna minor* responses to NH₄⁺ toxicity. *BMC plant biology*, 16(1), 92.
- Wang, W., & Messing, J. (2015). Status of duckweed genomics and transcriptomics. *Plant Biology*, 17, 10–15. <https://doi.org/10.1111/plb.12192>
- Wang, Y., Li, M., Li, L., & Liu, J. (2021). A comprehensive review on the potential of duckweed-based systems for nitrogen and phosphorus removal from wastewater. *Water*, 13(4), 490. <https://doi.org/10.3390/w13040490>
- Weiner, R. F., & Matthews, R. (2003). *Environmental Engineering* (4th ed.). Butterworth-Heinemann. USA.
- Wijaya, I. M. W., & Soedjono, E. (2018). Physicochemical characteristic of municipal wastewater in tropical area: case study of Surabaya City, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 135(1), 012018. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/135/1/012018>
- Willett, D. (2005). *Duckweed-based Wastewater Treatment Systems: Design Aspects and Integrated Reuse Options for Queensland Conditions*. Bribie Island Aquaculture Research Centre.
- Xu, J., Cui, W., Cheng, J. J., & Stomp, A. M. (2011). Production of high-starch duckweed and its conversion to bioethanol. *Biosystems Engineering*, 110, 67–72. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2011.03.008>
- Xu, J., & Shen, G. (2011). Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production. *Bioresource Technology*, 102(2), 848–853. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.003>
- Xu, J., Shen, Y., Zheng, Y., Smith, G., Sun, X. S., Wang, D., Zhao, Y., Zhang, W., & Li, Y. (2021). Duckweed (Lemnaceae) for potentially nutritious human food: A review. *Food Reviews International*, 00(00), 1–15. <https://doi.org/10.1080/87559129.2021.2012800>

- Xu, J., Shen, Y., Zheng, Y., Smith, G., Sun, X. S., Wang, D., & Li, Y. (2022). Duckweed (Lemnaceae) for potentially nutritious human food: A review. *Food Reviews International*, 1–15. <https://doi.org/10.1080/87559129.2021.2012800>
- Xu, J., Zhao, H., Stomp, A. M., & Cheng, J. J. (2012). The production of duckweed as a source of biofuels. *Biofuels*, 3(5), 589-601.
- Xu, J., Zhou, Q., Xu, X., & Huang, X. (2010). Application of duckweed to swine wastewater treatment and production of duckweed biomass as a feed supplement for pigs. *Bioresource Technology*, 101(10), 3655–3660. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.054>
- Xu, X. J., Lai, G. L., Chi, C. Q., Zhao, J. Y., Yan, Y. C., Nie, Y., et al. (2018). Purification of eutrophic water containing chlorpyrifos by aquatic plants and its effects on planktonic bacteria. *Chemosphere*, 193, 178–188. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.096>
- Xu, Q., Hu, J., Xie, K., Yang, H., Du, K., & Shi, G. (2010). Accumulation and acute toxicity of silver in *Potamogeton crispus* L. *Journal of Hazardous Materials*, 173, 186–193. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.125>
- Xu, Y., Ma, S., Huang, M., Peng, M., Bog, M., & Sree, K. (2015). Species distribution, genetic diversity and barcoding in the duckweed family (Lemnaceae). *Hydrobiologia*, 743, 75–87. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2083-0>
- Yağmur, F., & Hancı, İ. (2002). *Arsenik*. Ankara Üniversitesi, Tıp Fakültesi, Adli Tıp AD, Ankara, 250–251.
- Yalcuk, A., & Uğurlu, A. (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, 100, 2521–2526. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.10.032>
- Yalçuk, A., & Uğurlu, A. (2007). Katı Atık Deponi Sahalarından Oluşan Sızıntı Sularının Yapay Sulakalan Sistemleri ile Arıtımı: Bitki Etkisinin İncelenmesi. TMMOB Çevre Mühendisleri Odası, 7. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, Yaşam Çevre Teknoloji, İzmir, 275 s.

- Yan, A., Wang, Y., Tan, S. N., Mohd Yusof, M. L., Ghosh, S., & Chen, Z. (2020). Phytoremediation: A promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land. *Frontiers in Plant Science*, 11, 359. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>
- Yang, L., Chang, H., & Huang, M. L. (2001). Nutrient removal in gravel- and soil-based wetland microcosms with and without vegetation. *Ecological Engineering*, 18, 91. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00049-1](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00049-1)
- Yarsan, E., Bilgili, A., & Türel, İ. (2000). *Van Gölü'nden Toplanan Midye (Unio Stevenianus Krynicki) Örneklerindeki Ağır Metal Düzeyleri* (TÜBİTAK Raporu, 24). 93 s.
- Yetik, S. (2008). *Atık Suların Yapay Sulak Alanlarda Arıtımının İncelenmesi* (Yüksek Lisans Tezi). Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Sakarya.
- Yılmaz, Z. (2004). *Selçuk Üniversitesi Kampüs Atıksularından Su Mercimeği (Lemna minor L.) ile Nütrient Giderimi* (Yüksek Lisans Tezi). Konya.
- Yılmaz, Z., Gür, K., & Tarlan, E. (2005). Characterization and treatability of S.U. campus wastewater by duckweed (Lemna minor L.). *Journal of Faculty of Engineering and Architecture, Selcuk University*, 20(4).
- Yılmaz, Z., Gür, K., & Tarlan, E. (2005). S.Ü. Kampüs Atıksularının Karakterizasyonu ve Su Mercimeği (Lemna Minor L.) ile Arıtılabilirliği. *Selçuk Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 20(4).
- Yu, Z., Zhang, J., Chen, X., Zhang, Z., & Wang, J. (2017). The potential use of duckweed (Lemna minor L.) for wastewater treatment and renewable resource production in southern China. *International Journal of Phytoremediation*, 19(7), 623–632. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1240783>
- Yuan, G., et al. (2013). Linking carbon and nitrogen metabolism to depth distribution of submersed macrophytes using high ammonium dosing tests and a lake survey. *Freshwater Biology*, 58(12), 2532–2540. <https://doi.org/10.1111/fwb.12230>
- Yuan, Z., Pratt, S., & Batstone, D. J. (2012). Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes. *Current Opinion in Biotechnology*, 23(6), 878–883. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2012.08.001>

Yurtseven, E., Çakmak, B., Kesmez, D., & Polat, E. (2010). Tarımsal Atık Suların Sulamada Yeniden Kullanılması. *Türkiye Ziraat Mühendisliği VII. Teknik Kongresi*, Ankara, 136 s.

Zawadzki, K. (2016). Possibilities for the use of natural high-protein raw materials (duckweed and flies) for feed purposes (in Polish). *Przegląd Zbożowo-Młynarski*, 1, 53.

Zayed, A., Gowthaman, S., & Terry, N. (1998). Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. *Journal of Environmental Quality*, 27, 715–721. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700030021x>

Zhao, H., Appenroth, K., Landesman, L., Salmean, A. A., & Lam, E. (2012). Duckweed rising at Chengdu: Summary of the 1st international conference on duckweed application and research. *Plant Molecular Biology*, 78, 627–632. <https://doi.org/10.1007/s11103-012-9905-6>

Zhao, X., Elliston, A., Collins, S. R. A., Moates, G. K., & Coleman, M. J. (2012). Enzymatic saccharification of duckweed (*Lemna minor*) biomass without thermophysical pretreatment. *Biomass and Bioenergy*, 47, 354–361. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.09.011>

Zhao, F., Xi, S., Yang, X., Yang, W., Li, J., Gu, B., & He, Z. (2012). Purifying eutrophic river waters with integrated floating island systems. *Ecological Engineering*, 40, 53–60. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.11.023>

Zhao, Y., Fang, Y., Jin, Y., Huang, J., Bao, S., Fu, T., ... Li, B. (2015b). Pilot-scale comparison of four duckweed strains from different genera for potential application in nutrient recovery from wastewater and valuable biomass production. *Plant Biology*, 17, 82–90. <https://doi.org/10.1111/plb.12232>

Zhao, Y., Fang, Y., Jin, Y., Huang, J., Bao, S., Fu, T., He, Z., Wang, F., & Zhao, H. (2014). Bioresource Technology, 163, 82–91. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.018>

Zhao, Z., Shi, H., Duan, D., Li, H., Lei, T., & Wang, M. (2015a). The influence of duckweed species diversity on ecophysiological tolerance to copper exposure. *Aquatic Toxicology*, 164, 92–98. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.04.009>

Zhou, Q., Li, X., Lin, Y., Yang, C., Tang, W., Wu, S., Li, D., & Lou, W. (2019). Effects of copper ions on removal of nutrients from swine wastewater and on release of dissolved

organic matter in duckweed systems. *Water Research*, 158, 171–181. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.024>

Zhou, X., Wang, G., & Yang, F. (2011). Characteristics of growth, nutrient uptake, purification effect of *Ipomoea aquatica*, *Lolium multiflorum*, and *Sorghum sudanense* grown under different nitrogen levels. *Desalination*, 273(2–3), 366–374. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.01.057>

Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J., & Jiang, G. (2008). Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta*, 606, 135–150. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.12.041>

Zhou, Y., Chen, G., Peterson, A., Zha, X., Cheng, J., Li, S., ... Borisjuk, N. (2018). Biodiversity of duckweeds in Eastern China and their potential for bioremediation of municipal and industrial wastewater. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 6, 108–116. <https://doi.org/10.4236/gep.2018.66010>

Zhou, Y., et al. (2021). The dynamics of NO_3^- and NH_4^+ uptake in duckweed are coordinated with the expression of major nitrogen assimilation genes. *Plants*, 11(1), 11. <https://doi.org/10.3390/plants11010011>

Zhu, Z., et al. (2018). Combined effects of light reduction and ammonia nitrogen enrichment on the submerged macrophyte *Vallisneria natans*. *Marine and Freshwater Research*, 69(5), 764–770. <https://doi.org/10.1071/MF17146>

Ziegler, P., Adelmann, K., Zimmer, S., Schmidt, C., & Appenroth, K.-J. (2015). Relative in vitro growth rates of duckweeds (Lemnaceae)—the most rapidly growing higher plants. *Plant Biology*, 17, 33–41. <https://doi.org/10.1111/plb.12139>

Zimmels, Y., Kirzhner, F., & Malkovskaja, A. (2006). Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel. *Journal of Environmental Management*, 81(4), 420–428. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.01.012>

Zimmo, O. (2003). *Nitrogen Transformations and Removal Mechanisms in Algal and Duckweed Waste Stabilisation Ponds* (Doctoral Dissertation, Wageningen University &

International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering, Delft, The Netherlands).

Zimmo, O. R., van der Steen, N. P., & Gijzen, H. J. (2004). Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilization ponds. *Water Research*, 38(4), 913–920. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.004>

Zimmo, O. R., Al-Sa'Ed, R. M., van der Steen, N. P., & Gijzen, H. J. (2002). Process performance assessment of algae-based and duckweed-based wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*, 45(1), 91–101. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0140>

Zirschky, J., & Reed, S. (1988). The use of duckweed for wastewater treatment. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 60, 1253–1258.