

Sızıntı Suyunun Arıtımı İçin Su Mercimekleri Karışımının Kullanılması: I. Nutrientler

Murat TOPAL¹, Bünyamin KARAGÖZOĞLU², Erdal ÖBEK¹

¹Fırat Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Elazığ
²Cumhuriyet Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Sivas

Received: 03.08.2012, Accepted: 22.02.2013

Özet. Bu çalışmada, sızıntı suyu arıtımı için *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Spirodela polyrrhiza* ve *Wolffia arrhiza* 'dan oluşan su mercimekleri karışımı kullanılmış ve bitkili kesikli sistemde nutrientlerin değişimleri araştırılmıştır. Çalışmada, NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N ve O-PO_4^{3-} konsantrasyonları tespit edilmiştir. Deneysel çalışmalar 2 farklı derinlikte (5 ve 10 cm) ve farklı hidrolik bekleme sürelerinde gerçekleştirilmiştir. En yüksek NH_4^+ -N giderim verimi (%75,3), 5 cm derinlikteki reaktörde 9. günde tespit edilmiştir. NO_2^- -N ve NO_3^- -N konsantrasyonlarında herhangi bir giderim olmadığı gözlenmiştir. En yüksek O-PO_4^{3-} giderim verimi 5 cm derinlikteki reaktörde %44,6 olarak tespit edilmiştir.

Anahtar kelimeler: Sızıntı suyu, doğal arıtma, su mercimekleri, nutrient

Usage Of Duckweeds Mixture For Treatment Of Leachate : I. Nutrients

Abstract. In this study, the mixture of duckweeds of *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Spirodela polyrrhiza* and *Wolffia arrhiza* was used for treatment of leachate and changes of nutrients were investigated in the planted batch system. In the study, NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N and O-PO_4^{3-} concentrations were determined. Experimental studies were maintained at 2 various depths (5 and 10 cm) and various hydraulic retention time. The maximum NH_4^+ -N removal efficiency (75.3%) was determined in the reactor with 5 cm depth at day 9. It was observed that there was not any removal in concentrations of NO_2^- -N and NO_3^- -N. The maximum O-PO_4^{3-} removal efficiency (44.6%) was determined in the reactor with 5 cm depth.

KeyWords: Leachate, natural treatment, duckweeds, nutrient

1. GİRİŞ

Katı atık sızıntı suyu; katı atıktan çıkan sıvı ve çözülmüş maddelerdir. Diğer bir ifadeyle katı atık içinde bulunan büyük yoğunluktaki organik maddelerin aerobik ve anaerobik mikroorganizmalarca daha küçük parçalara ayrılmasıyla oluşan çözülmüş haldeki maddeler veya sıvıdır [1,2]. Katı atık sızıntı suyu, büyük organik moleküller, uzun sızıntı suyu yaşı, düşük biyolojik olarak bozunabilen organik konsantrasyon, yüksek KOİ ve amonyum içeriği, düşük C/N oranı ve ağır metal ve toksik bileşenler nedeniyle oldukça karmaşıktır [3-7]. Bu karmaşıklığı nedeniyle, katı atık sahalarından kaynaklanan sızıntı suları buldukları ortamdaki yüzeysel suların kirlenmesine neden olduğu gibi sızma yoluyla yeraltı sularına kadar ulaşabilmekte ve pek çok çevresel sorunu beraberinde getirmektedir. Sızıntı sularından kaynaklanan bu sorunları ortadan kaldırmak ve/veya en aza indirmek için arıtılması ve arıtım yapıldıktan sonra deşarj standartlarını sağlaması gerekmektedir. Ülkemizde katı atık sahaları ile ilgili olarak 31.12.2004 tarih ve 25687 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanarak yürürlüğe giren Su

* Corresponding author. Email address: mtopal@cumhuriyet.edu.tr

Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği Tablo 20.6'da deşarj standartları belirtilmiştir [8]. SKKY Tablo 26'da belirtilen deşarj standartları Tablo 1'de verilmiştir.

Tablo 1. Katı Artık Değerlendirme ve Bertaraf Tesisleri [8]

Parametre	Birim	Kompozit Numune 2 Saatlik	Kompozit Numune 24 Saatlik
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/l)	700	500
TOPLAM KJELDAHL-AZOTU	(mg/l)	20	15
ASKIDA KATI MADDE (AKM)	(mg/l)	200	100
YAĞ VE GRES	(mg/l)	20	10
TOPLAM FOSFOR (P)	(mg/l)	2	1
TOPLAM KROM	(mg/l)	2	1
KROM (Cr ⁺⁶)	(mg/l)	0.5	0.5
KURŞUN (Pb)	(mg/l)	2	1
TOPLAM SİYANÜR (CN ⁻)	(mg/l)	1	0.5
KADMİYUM (Cd)	(mg/l)	0.1	-
DEMİR (Fe)	(mg/l)	10	-
FLORÜR (F ⁻)	(mg/l)	15	-
BAKIR (Cu)	(mg/l)	3	-
ÇİNKO (Zn)	(mg/l)	5	-
BALIK BİYODENEYİ (ZSF)	-	10	-
pH	-	6-9	6-9

Tablo 1'de belirtilen deşarj standartlarının sağlanması için katı atık sahalarından kaynaklanan sızıntı sularının arıtılması gerekmektedir. Sızıntı sularının arıtılmasında fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma metotları kullanılmaktadır. Hava sıyırma, adsorpsiyon ve membran filtrasyon düzenli depolama sahası sızıntı suyu arıtımında kullanılan başlıca fiziksel metotlardır [9-12]. Sızıntı suyu arıtımında kullanılan kimyasal arıtma metotları arasında koagülasyon-flokülasyon, kimyasal veya elektrokimyasal oksidasyon önemli olanlardır [12-14]. Sızıntı suyu arıtımında kullanılan biyolojik arıtma metotları aerobik, anaerobik ve anoksik proseslerin bir kombinasyonu şeklindedir [12,15]. İyi bir arıtma verimi sağlanması amacıyla bu yöntemlere ek olarak ileri arıtma yöntemleri de kullanılabilir. Ancak bu yöntemler arıtma tesislerinde maliyeti oldukça artırmaktadır. Bu nedenle, bu sistemler yerine ekonomik ve işletilmesi daha kolay olan doğal arıtma sistemleri tercih edilebilmektedir.

Sızıntı suyunda bulunan nutrientlerin giderilmesi için su mercimekleri kullanılmaktadır. Su mercimekleri; *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Spirodela polyrrhiza* ve *Wolffia arrhiza* vb. sucul bitkilerden oluşabilir. *Lemna gibba* L., özellikle nutrientce zengin suların yüzeyinde dünya çapında bulunabilen *Lemnaceae* ailesine ait yüzen, damarlı, çiçekli bir bitkidir [2,16-18]. *Lemna minor* L., *Lemnaceae* ailesine ait, küçük boyutlu, hızlı büyüyen vejetatif olarak çoğalan damarlı yüzen makrofitlerdir. Diğer bir su mercimeği ise *Spirodela polyrrhiza*'dır. *Spirodela polyrrhiza*; hızlı büyüyen, geniş dağılımlı, kısa yaşam süreli ve geniş çevresel değişikliklere

SIZINTI SUYUNUN ARITIMI İÇİN SU MERCİMEKLERİ KARIŞIMI-I

stabil bitkilerdir [2,18,19]. Su mercimeklerinden birisi olan *Wolffia arrhiza* ise; *Lemnaceaea* ailesine ait, yaygın olan ve tomurcuklanmayla yoğun olarak çoğalan, en küçük damarlı bitkilerdir [2,18,20].

Bu çalışmada, sızıntı suyu arıtımı için *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Spirodela polyrrhiza* ve *Wolffia arrhiza* 'dan oluşan su mercimekleri karışımı kullanılarak bitkili kesikli bir sistemde nutrientlerin değişimi araştırılmıştır.

1.1. Sivas Belediyesi Vahşi Depolama Alanının Genel Özellikleri

Sivas ili mevcut katı atık depolama sahası Erzincan Karayolunun 15. kilometresinde Seyfebeli Hacin Deresi mevkiinde 89 hektarlık arazi üzerinde tüm ilgili kurum ve kuruluşların olumlu görüşleri alınarak 1999 yılında işletmeye başlanılmıştır. Depolama kapasitesi yaklaşık 40 yıldır. Atık çöp depolama sahasının girişinde idari bina mevcut olup sahanın etrafı önemli ölçüde tel örgü ile çevrilidir. 1 adet paletli dozer günlük düzenleme ve tesviye işlemleri yapmaktadır. Ayrıca tıbbi atıklar için saha içerisinde özel bir bölüm ayrılmış olup yönetmeliklere uygun şekilde depolanması ve bertarafı yapılmaktadır. Depolama arazisinin bu amaçla kullanılması için tahsis işlemleri tamamlanmış ve 25.11.2005 tarih ve 1056 karar no ile Çevresel Etki Değerlendirilmesi (ÇED) olumlu belgesi alınmıştır. 2006 yılında mevcut vahşi depolama sahasının entegre katı atık düzenli depolama tesisine dönüştürülmesi çalışmaları başlatılarak uygulama projeleri ve yapım ihaleleri aşamasına gelinmiştir. 2007 yılında yapım ihalesi yapılmış olup 2007 yılı sonu itibariyle katı atık düzenli depolama sahasının %40'ı tamamlanmıştır. 2008 yılında çalışmalar devam ederek katı atık düzenleme sahasının %70'i; 2009 yılında ise tesisin %90'lık bölümü bitmiştir [21].

Sivas belediyesi katı atık vahşi depolama sahası ve sızıntı suyu havuzu sırasıyla Şekil 1 ve 2'de verilmiştir.



Ŗekil 1. Sivas ili katı atık vahŖi depolama sahası



Ŗekil 2. Sivas ili katı atık sızıntı suyu havuzu

SIZINTI SUYUNUN ARITIMI İÇİN SU MERCİMEKLERİ KARIŞIMI-I

Tablo 2. Sivas ilinin katı atık (çöp) özellikleri ve miktarları [21]

Atık Cinsi (ton/gün)	2006		2007		2008		2009	
	Yaz	Kış	Yaz	Kış	Yaz	Kış	Yaz	Kış
Evsel katı atık	300	350	350	400	310	360	310	340
Ticari, endüstriyel ve kurumsal atık	50	50	50	50	50	50	50	50
Tarımsal atık	50	-	50	-	50	-	50	-
Tıbbi atık	2	2	2	2	2	2	1,625	1,625

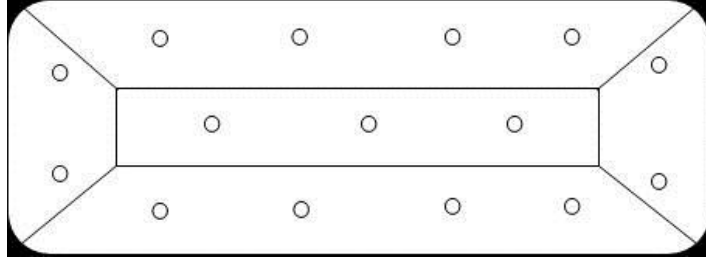
2. MATERYAL VE METOT

2.1. Materyal

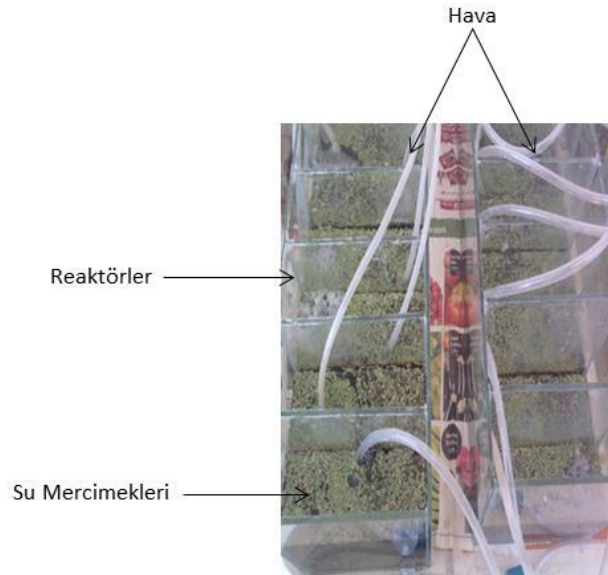
Araştırmamızda kullanılan reaktörler cam malzemeden yapılmış olup 15x45x15 cm boyutlarında ve 9 bölmeden oluşmaktadır. Çalışmamızda hidrolik bekletme süresi 9 gün olarak alınmıştır. Deneyleerde kullanılan sızıntı suyu, Sivas Belediyesi katı atık vahşi depolama sahası sızıntı suyu havuzundan Aralık 2009'da farklı noktalardan alınmıştır (Şekil 3). Kullanılan sızıntı suyunun özellikleri Tablo 3'de verilmiştir. Deneysel çalışmada kullanılan *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Spirodela polyrrhiza* ve *Wolffia arrhiza* karışımı İstanbul Üniversitesi Botanik ve Herbaryum Bahçesi'nden temin edilmiştir. Sivas Belediyesi katı atık vahşi depolama sahası sızıntı suyundan alınan örnekler daha önce hazırlanmış olan reaktörlere derinlikleri 5 ve 10 cm olacak şekilde aktarılmış (Şekil 4) ve daha sonra laboratuvar ortamında sızıntı sularının bulunduğu reaktörlerden, 2 tanesine *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı, yaş ağırlıkça 15,5 gr olacak şekilde yerleştirilmiştir. Diğer 2 tane bitki eklenmemiş reaktörler ise kontrol grubu olarak kullanılmıştır. Deneyleer kesikli sistem prensiplerine göre oda sıcaklığında yürütülmüş ve deneysel çalışmalar 4 adet reaktörde gerçekleştirilmiştir. Kullanılan reaktörlerin tabanına yerleştirilen difüzörler vasıtasıyla çözünmüş oksijen 3 mg/l olacak şekilde oksijen metre ile ölçüm yapıp ayarlanarak hava verilmiş ve reaktörlerdeki çözünmüş hava miktarları her gün aynı saatte kontrol edilerek ayarlanmıştır. Laboratuvar çalışmasında reaktörleri gündüzleri aydınlatmak için 60 wattlık flüoresan lamba kullanılmış ve aydınlatma periyodu 12 saat aydınlık 12 saat karanlık olarak ayarlanmıştır.

Tablo 3. Sızıntı suyunun özellikleri

Parametreler	Değer
pH	7.91
Elektriksel İletkenlik (mS/cm)	5.59
KOİ (mg/l)	610.0
BOİ ₅ (mg/l)	90.0
BOİ ₅ /KOİ	0.147
NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	0.54
NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	0.79
NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	18.0
O-PO ₄ ⁻³ (mg/l)	13.0



Şekil 3. Numune alma noktaları



Şekil 4. Deneysel çalışmada kullanılan reaktörler

SIZINTI SUYUNUN ARITIMI İÇİN SU MERCİMEKLERİ KARIŞIMI-I

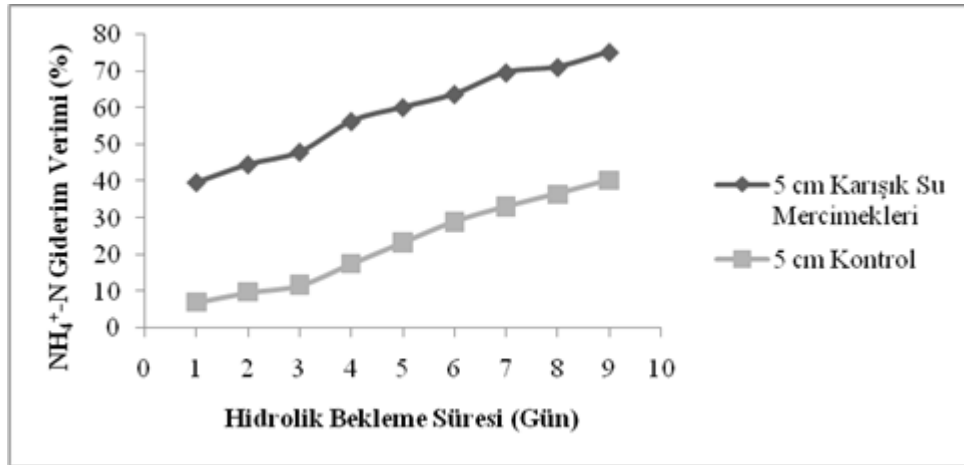
2.2. Metot

Deneysel çalışmada sızıntı suyu örneklerinde $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ve O-PO_4^{3-} analizleri Standart Metotlara göre yapılmıştır [22]. Spektrofotometrik ölçümler Jenway UV-vis. Spektrofotometrede gerçekleştirilmiştir. Ölçülen tüm parametrelerin farklı hidrolik bekleme süreleri (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 ve 9 gün) ve farklı derinliklerdeki (5 ve 10 cm) değişimleri tespit edilmiştir.

3. BULGULAR VE TARTIŞMA

3.1. Amonyum Azotu ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)

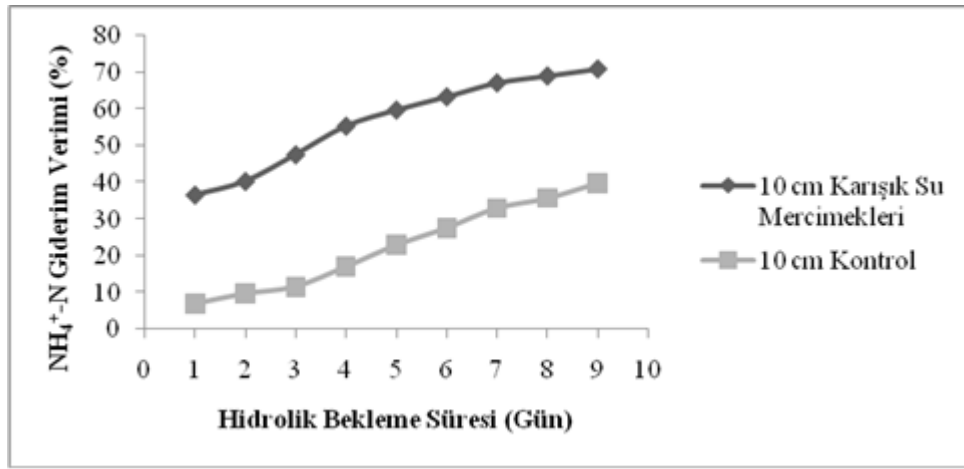
Karışık su mercimekleri kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikte sızıntı suyundan $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri sırasıyla Şekil 5 ve 6'da verilmiştir.



Şekil 5. Karışık su mercimekleri kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri

Şekil 5 ve 6'ya göre; 5 cm karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri sırasıyla %39,7; %60,2 ve %75,3 olmuştur. 5 cm kontrollerde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri ise 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla %7,1; %23,4 ve %40,4 olarak gerçekleşmiştir. 10 cm karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri sırasıyla %36,6; %59,8 ve %71 olmuştur. 10 cm kontrollerde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla %6,9; %22,9 ve %39,8 oranında gerçekleşmiştir. Çalışmamızda elde ettiğimiz sonuçlara benzer olarak, Al-Nozaily vd. [23], bitkili sistemde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderimi olduğunu, ancak elde ettiğimiz sonuçların aksine kontrolde herhangi bir $\text{NH}_4^+\text{-N}$ gideriminin olmadığını tespit etmişlerdir. 5. günde 10 cm derinlikteki su mercimekli reaktörlerde 1,99 mg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonuna

ulaşılırken, kontrol reaktörünün başlangıç değeri olan 25 mg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değerinde kaldığını bildirmişlerdir. Bu durum NH_4^+ için su mercimeğinin yüksek alım hızını ifade etmektedir. Çalışmamızda da $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimlerinin bitkili sistemlerde (%68,1-75,3 arasında) kontrollerden (%39,8-40,4) çok daha yüksek olması bunu desteklemektedir. Çalışmamızdakine benzer olarak, Tunçsiper ve Akça'nın [24] çalışmasında bitkisiz sistemlerdeki giderimlerin oldukça düşük olduğu bildirilmiştir. Serbest yüzey akışlı sistemlerde, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri %34-57 olarak bildirilmiştir. Bu giderim verimleri elde ettiğimiz verimlerden daha düşüktür.



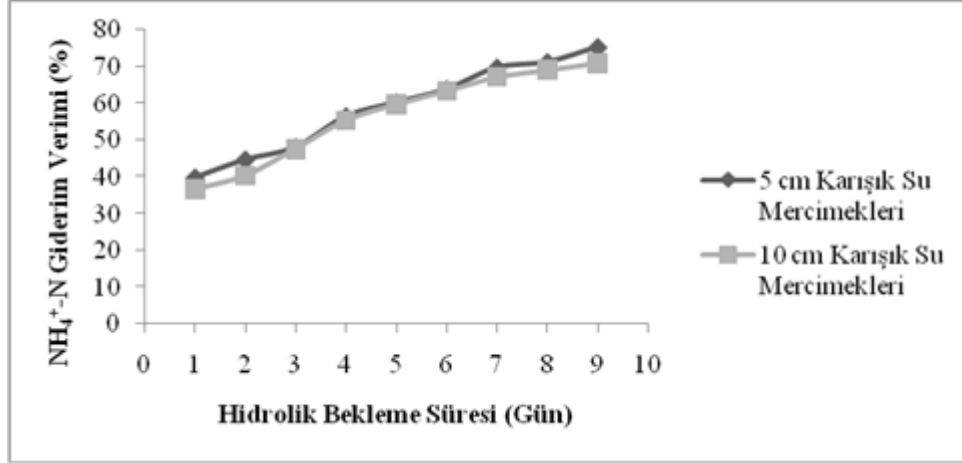
Şekil 6. Karışık su mercimekleri kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri

Tunçsiper ve Akça'nın [24] çalışmasında, tarafımızdan da tespit edildiği gibi, hidrolik bekleme sürelerindeki artışla giderim verimlerinin başlangıçta arttığı, ancak elde ettiğimiz aksine, daha sonra sabit bir değere düştüğü bildirilmiştir. Çalışmamızda seçilen hidrolik bekleme süreleri 1-9 gün arasında olmuştur. Çalışmamızdakine benzer olarak, Tunçsiper ve Akça'nın [24] çalışmasında, serbest yüzey akışlı sistemlerde hidrolik bekleme süresi 1,4-7,5 gün arasında değişmiştir. Bu değerler literatürde verilen 5-14 gün değer aralıklarının neredeyse alt sınırlarına yakındır. Literatürde hidrolik bekleme süresinin belirli bir dereceye kadar uzatılmasıyla (serbest yüzey akışlı sistemler için 10 gün) NH_4^+ ve NO_3^- dolayısıyla da toplam azot gideriminin de belirli bir noktaya artırıldığı kaydedilmiştir. Tunçsiper ve Akça [24], 0,5 mg/l'nin üzerindeki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'u giriş konsantrasyonlarında serbest yüzey akışlı sulakalan sistemlerinde verimlerin fazla artmadığını ve yaklaşık %70'lerde kararlı hale geçtiğini bildirmişlerdir. Nivala vd. [25] yaptıkları çalışmada, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimlerinin havalandırma olmadan %14-40 iken havalandırma olduğunda bu oranın %93-98 olduğunu bulmuşlardır. Elde ettikleri verim çalışmamızda elde edilen verimden daha yüksektir [25].

SIZINTI SUYUNUN ARITIMI İÇİN SU MERCİMEKLERİ KARIŞIMI-I

Bu sonuçlar amonyum formundaki azotun doğrudan bitki proteinine dönüşmeye, asimile olmaktan daha meyilli olduğundan, su mercimeği nitrata göre amonyum alımını tercih ettiği şeklindedir. Çalışmamızda da bu durumla uyumlu olarak $\text{NH}_4^+\text{-N}$ gideriminin olduğu tespit edilmiştir [23,26-28].

Su mercimeği karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri Şekil 7’de verilmiştir.

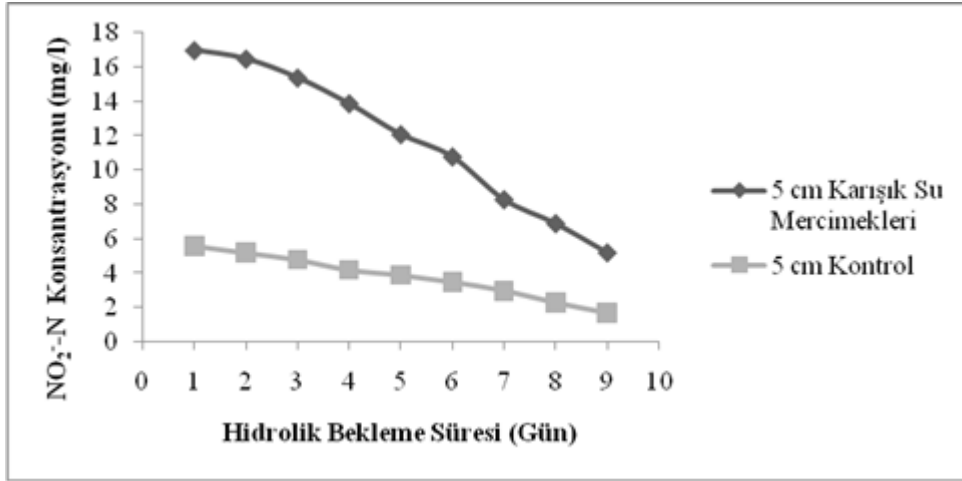


Şekil 7. Su mercimekleri karışımı kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giderim verimleri

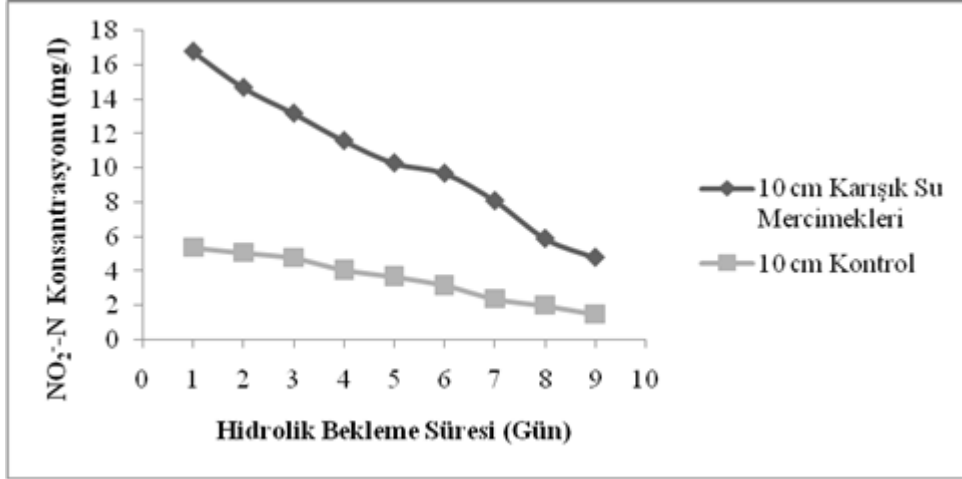
Şekil 7’de görüldüğü gibi farklı derinliklerde giderim verimlerinin çok fazla değişmediği, ancak yine de 5 cm karışık su mercimeklerinin 10 cm karışık su mercimekliden daha yüksek giderim verimlerine sahip olduğu tespit edilmiştir. Çalışmamızla benzer durumlar Vroon ve Weller [29] ve Oron [30] tarafından da bildirilmiştir. Vroon ve Weller’in [29] çalışmasında, reaktör derinliği 15 cm’den 60 cm’ye arttığında giderim verimi azalmıştır. Bu durumu yalnızca her bir m^3 reaktör başına azalan su mercimeği miktarına bağlamışlardır.

3.2. Nitrit Azotu ($\text{NO}_2^-\text{-N}$)

Karışık su mercimekleri kullanarak, hidrolik bekletme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki $\text{NO}_2^-\text{-N}$ konsantrasyonlarının değişimi Şekil 8 ve 9’da verilmiştir.



Şekil 8. Karışık su mercimekleri kullanarak, hidrolik bekletme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_2^- -N konsantrasyonlarının değişimi



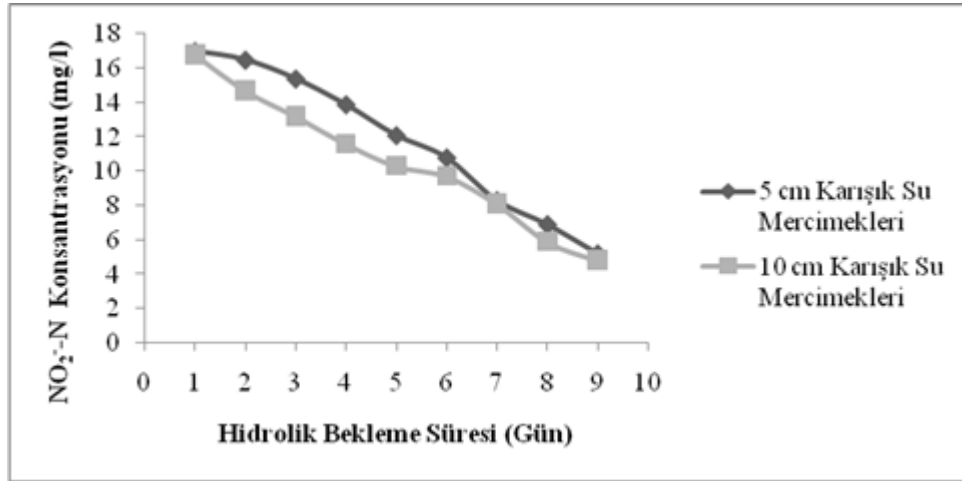
Şekil 9. Karışık su mercimekleri kullanarak, hidrolik bekletme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_2^- -N konsantrasyonlarının değişimi

Şekil 8 ve 9'a göre; 5 cm karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde çıkış NO_2^- -N konsantrasyonları sırasıyla 17 mg/l; 12,1 mg/l ve 5,2 mg/l olarak; 5 cm kontrollerde çıkış NO_2^- -N konsantrasyonları ise 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla 5,6; 3,9 ve 1,7 mg/l olarak gerçekleşmiştir. 10 cm karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde çıkış NO_2^- -N konsantrasyonları sırasıyla 16,8 mg/l; 10,3 mg/l ve 4,8 mg/l olarak; 10 cm kontrollerde ise çıkış NO_2^- -N konsantrasyonları 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla 5,4 mg/l; 3,7 mg/l ve 1,5 mg/l olarak gerçekleşmiştir. Giriş konsantrasyonumuz 0,79 mg/l olduğundan bir giderim verimi elde edilmemiştir. Bu durum nitrifikasyonun meydana geldiğini göstermektedir. Çünkü başlangıçta bir amonyum giderim verimi olduğu görülmüş ve sistemde nitritin biriktiği elde edilen verilerle desteklenmiştir.

SIZINTI SUYUNUN ARITIMI İÇİN SU MERCİMEKLERİ KARIŞIMI-I

Şekil 8 ve 9'dan bitkili sistemlerin kontrollere göre daha yüksek NO_2^- -N konsantrasyonlarına yol açtığı görülmektedir. Ayrıca hidrolik bekleme süresi arttıkça NO_2^- -N konsantrasyonlarında düşüş görülmektedir. Çalışmamızdaki sonuçlara benzer olarak Chiemchaisri vd. [31], NO_2^- -N konsantrasyonlarının çıkışta arttığını tespit etmişlerdir. Chiemchaisri vd. [31], stabilize sızıntı suyundan NO_2^- -N konsantrasyonlarının 5 günlük hidrolik bekleme süresinde 2,7 mg/l'den 17,1 mg/l'ye ulaştığını, 10 günlük hidrolik bekleme süresinde 1,0 mg/l'den 4,9 mg/l'ye ulaştığını, 28 günlük hidrolik bekleme süresinde 3,0-3,3 mg/l'den 54 mg/l'ye ulaştığını, bildirmişlerdir. Çalışmamızda elde ettiğimiz sonuçların aksine literatürde NO_2^- -N'ü giderimini bildiren çalışmalar da mevcuttur. Martinez Cruz vd.'nin [32] çalışmasında nitrit giderimi *Lemna gibba*L. ile %90,23 olmuştur. Bu durum nitritlerin, makrofitler tarafından bir azot kaynağı olarak alınan nitrata hızlı şekilde okside olduğunu göstermiştir. Shutes vd. [33], *Typia* ve *Phragmites*'in birlikte bulunduğu sistem ile 5 yılda NO_2^- -N giderimini %65,5 olarak; Uhi ve Dittmer [34], sazlık ile 10 yıllık arıtmada NO_2^- -N giderimini %95,9 olarak bildirmişlerdir. Lin vd. [35] yaptıkları çalışmada serbest yüzey akışlı sistemi takip eden yüzey altı akışlı sistemde NO_2^- -N giderimini %83-94 olarak bildirmişlerdir.

Karışık su mercimekleri kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO_2^- -N konsantrasyonlarının değişimi Şekil 10'da verilmiştir.

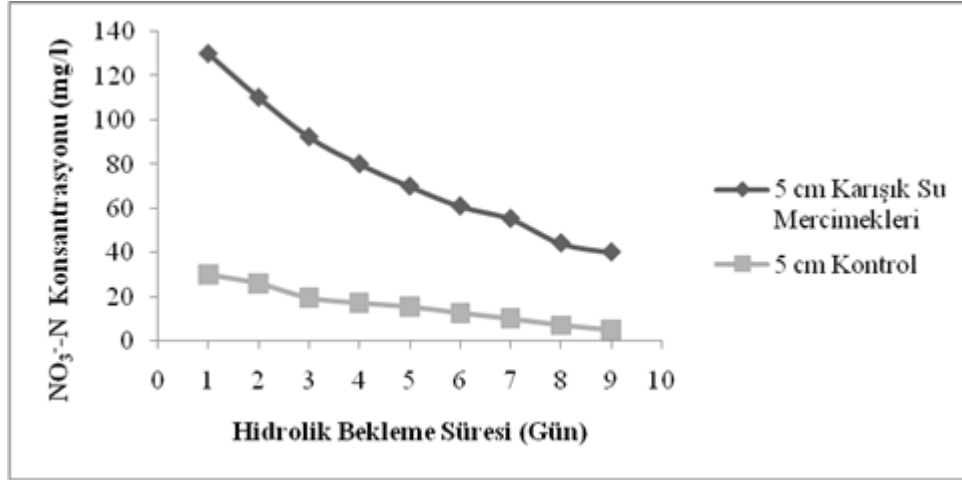


Şekil 10. Karışık su mercimekleri kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO_2^- -N konsantrasyonlarının değişimi

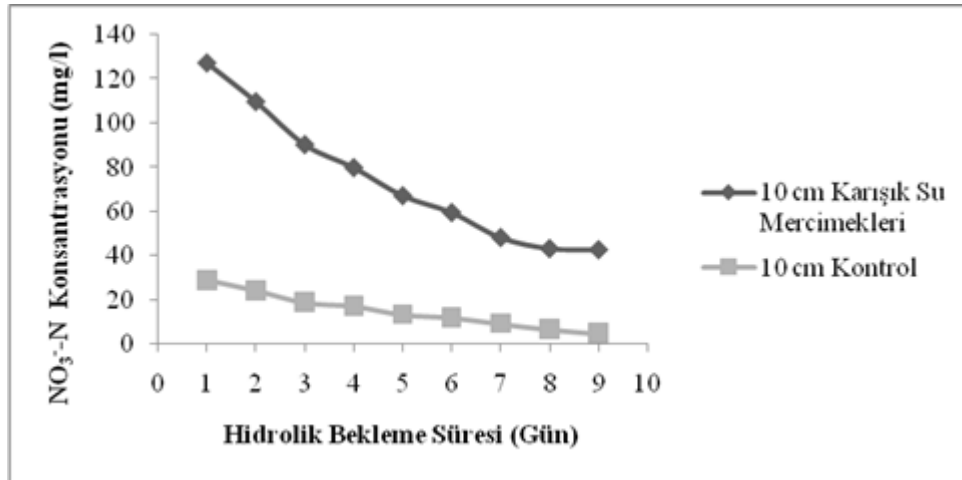
Şekil 10'a göre, 5 cm derinlikler ile 10 cm derinliklerdeki sistemlerin birbirine yakın NO_2^- -N konsantrasyonlarına yol açtığı görülmektedir. 5 cm'lik derinliklerin çıkış NO_2^- -N konsantrasyonları 10 cm derinliklerin NO_2^- -N konsantrasyonlarından biraz daha yüksek olmuştur.

3.3 Nitrat Azotu (NO_3^- -N)

Karışık su mercimekleri kullanarak, hidrolik bekletme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_3^- -N konsantrasyonlarının değişimi sırasıyla Şekil 11 ve 12’de verilmiştir.



Şekil 11. Karışık su mercimekleri kullanarak, hidrolik bekletme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_3^- -N konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 12. Karışık su mercimekleri kullanarak, hidrolik bekletme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundaki NO_3^- -N konsantrasyonlarının değişimi

Şekil 11 ve 12’ye göre 18 mg/l giriş NO_3^- -N konsantrasyonunda bir giderim verimi elde edilmemiştir. Aksine nitratta bir artış söz konusudur. Bu durum nitrifikasyonun meydana geldiğini, ortamdaki nitritin nitrata dönüştüğünü göstermektedir. Çünkü başlangıçta bir amonyum giderimi olduğu görülmüş ve sistemde nitrit birikmiştir. 5 cm karışık su mercimeklerinde 1, 5 ve 9. günlerde çıkış NO_3^- -N konsantrasyonları ise sırasıyla 130,3 mg/l; 70,1 mg/l ve 40,2

SIZINTI SUYUNUN ARITIMI İÇİN SU MERCİMEKLERİ KARIŞIMI-I

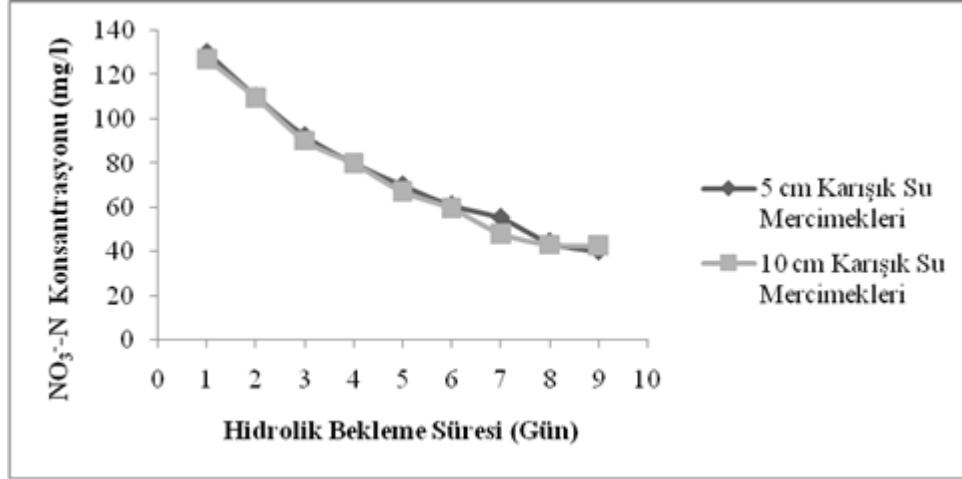
mg/l olarak; 5 cm kontrollerde ise çıkış NO_3^- -N konsantrasyonları 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla 30,2 mg/l; 15,7 mg/l ve 5,2 mg/l olarak gerçekleşmiştir. 10 cm karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde çıkış NO_3^- -N konsantrasyonları sırasıyla 127,3 mg/l; 67,3 mg/l ve 42,9 mg/l olarak; 10 cm kontrollerde çıkış NO_3^- -N konsantrasyonları ise 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla 28,8 mg/l; 13,3 mg/l ve 4,8 mg/l olarak gerçekleşmiştir.

Çalışmamızla benzer sonuçlar bazı araştırmacılar tarafından da bildirilmiştir. Masbough vd. [36] çalışmasında, NO_2^- -N + NO_3^- -N'u 0,21 mg/l'den kontrolde de 0,25 mg/l'ye ve bitkililerde 0,24 mg/l'ye artmıştır. Nivala vd.'nin [25] çalışmasında, sulak alanda, yeterli nitrifikasyonun meydana gelmesine izin veren oksijence zengin şartlar nedeniyle NO_3^- -N oluşumu artmıştır. NO_3^- -N üretimi havalandırma yokken oluşmamış, havalandırma varken belirgin bir şekilde oluşmuştur. Bulc'un [37] çalışmasında, nitratta giderim verimi görülmemiştir. Nitrat konsantrasyonu 1,83 mg/l'den 25,4 mg/l'ye artmıştır. Elde ettiğimiz sonuçlara benzer olarak Yalcuk ve Uğurlu'nun [38] çalışmasında, çıkıştaki NO_3^- -N konsantrasyonları daima giriştekenden yüksek olup nitrifikasyonun göstergesi olmuştur. Bu durum NH_4^+ 'un NO_3^- 'a dönüştüğünü gösterir. Çalışmamızla benzer olarak Chiemchaisri vd.'nin [31] çalışmasında, sızıntı suyundaki organik azot, amonifikasyon ve nitrifikasyon reaksiyonlarıyla okside olmuş formlara (NO_2^- ve NO_3^-) dönüşmüş ancak çalışmamızdan farklı olarak, sonra ya denitrifikasyon ya bitki alımıyla uzaklaştırılmıştır.

Elde ettiğimiz sonuçların aksine bazı araştırmacılar nitratın giderildiğini bildirmişlerdir. Körner vd.'nin [39] çalışmalarında, azot giderimi tespit edilmiştir. Su mercimeği ile kaplanmamış kontrollere göre kaplanmış olanlarda daha hızlı azot giderimi bildirilmiştir. Su mercimeği ile azot alınımı; su mercimeği ve sistem duvarları üzerine bağlı biyofilm tarafından azot alınımına ve biyofilm tarafından birlikte nitrifikasyon-denitrifikasyona bağlanmıştır. Asılı yumaklar üzerinde bakteriler tarafından nitrifikasyon-denitrifikasyonun artan derinlikle önemli hale gelebileceği ve artan bekletme zamanı ile NH_3 buharlaşmasının önemli olabileceği belirtilmiştir. Su mercimeğince azot alınımının başlangıçtaki azot girişinin %42'sini oluşturduğu ve nitrifikasyon-denitrifikasyonla, buharlaşma ve çökeltmeyle azot gideriminin yalnızca %16 olduğunu bildirmişlerdir. Al-Nozaily vd. [23], kontrol reaktöründe düşük organik yük varlığında, nitrifikasyonun $11,3 \pm 0,4$ mg/l NO_3^- -N son sınır değeriyle meydana geldiğini ancak su mercimekli reaktörde NO_2^- -N veya NO_3^- -N'nun tespit edilmediğini ve yüksek organik yükleme olduğunda sürekli anoksidite meydana geldiğinden nitrifikasyonun mümkün olmadığını bildirmişlerdir. Tunçsiper ve Akça'nın [24] çalışmasında serbest yüzey akışlı sistemlerde, NO_3^- -N giderimleri %22-58 olarak bulunmuştur. Bitkisiz sistemlerdeki giderimlerin oldukça düşük olduğu bildirilmiştir. El-Shafai vd. [28], bazı durumlarda NO_3^- -N ve NO_2^- -N'nun

azalma eğiliminde olduğunu tespit etmişlerdir. Bu durum, su mercimeğinin sadece amonyak düşük konsantrasyonlara ulaştıktan sonra azot kaynakları olarak NO_2^- ve NO_3^- 'ı kullanmaya eğilimli olduğundan, muhtemelen bu havuzlardaki amonyağın tüketimine bağlanmıştır [28,40, 41].

Karışık su mercimekleri kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO_3^- -N konsantrasyonlarının değişimi Şekil 13'de verilmiştir.



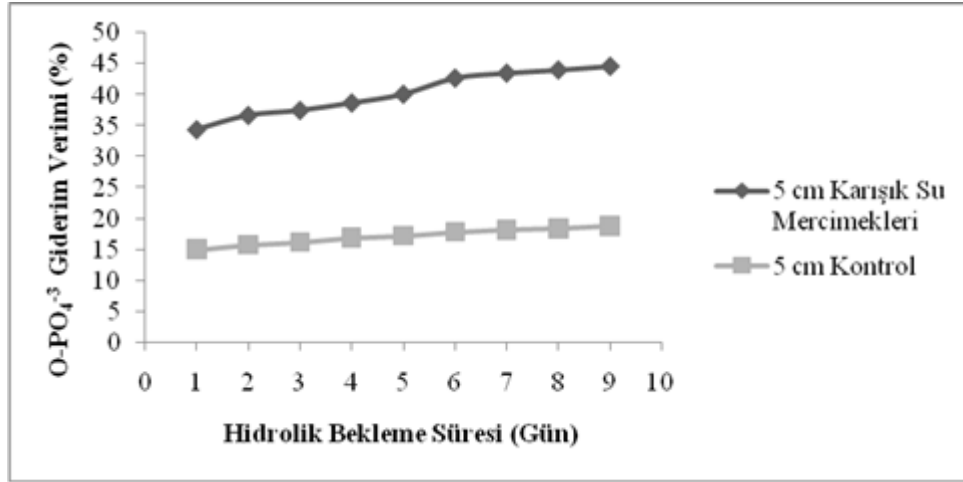
Şekil 13. Karışık su mercimekleri kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundaki NO_3^- -N konsantrasyonlarının değişimi

Şekil 13'de farklı derinliklerin NO_3^- -N konsantrasyonlarını etkilemediği belirgin şekilde görülmektedir.

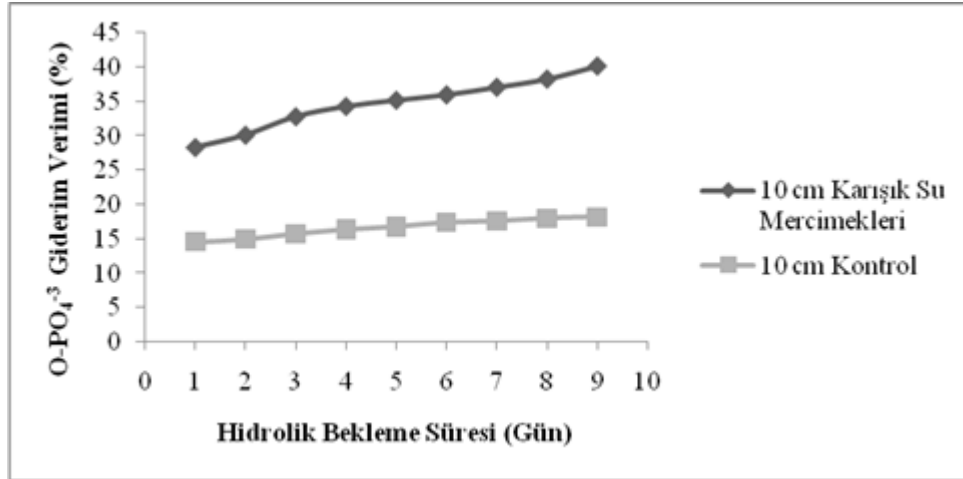
3.4 Ortofosfat (O-PO_4^{3-})

Karışık su mercimekleri kullanarak, hidrolik bekletme sürelerine göre, 5 ve 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan O-PO_4^{3-} giderim verimleri Şekil 14 ve 15'de verilmiştir.

SIZINTI SUYUNUN ARITIMI İÇİN SU MERCİMEKLERİ KARIŞIMI-I



Şekil 14. Karışık su mercimekleri kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 5 cm derinlikteki sızıntı suyundan O-PO₄³⁻ giderim verimleri



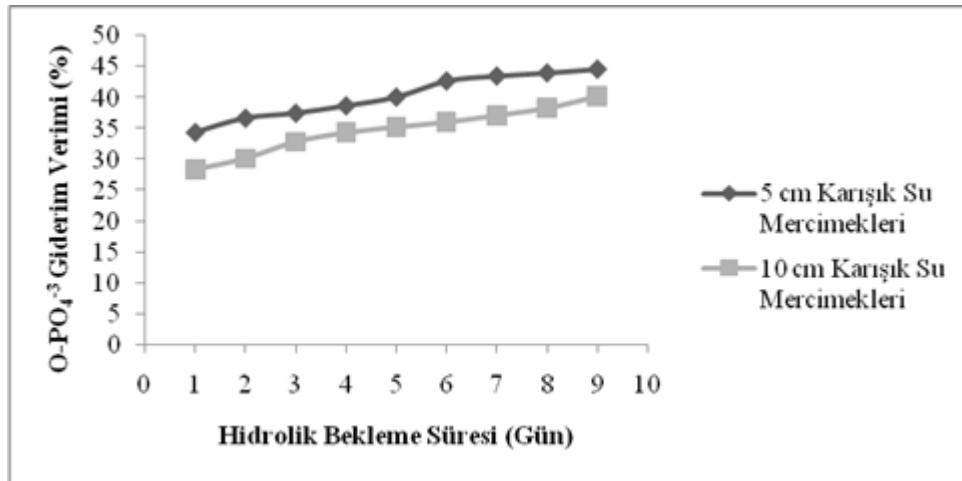
Şekil 15. Karışık su mercimekleri kullanarak, hidrolik bekleme sürelerine göre, 10 cm derinlikteki sızıntı suyundan O-PO₄³⁻ giderim verimleri

Şekil 14 ve 15'e göre, 5 cm karışık su mercimeklide 1, 5 ve 9. günlerde O-PO₄³⁻ giderim verimleri sırasıyla %34,4; %40,1 ve %44,6 olarak; 5 cm kontrollerde O-PO₄³⁻ giderim verimleri ise 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla %15; %17,2 ve %18,8 olarak gerçekleşmiştir. 10 cm karışık su mercimeklide, 1, 5 ve 9. günlerde O-PO₄³⁻ giderim verimleri sırasıyla %28,3; %35,2 ve %40,2 olarak; 10 cm kontrollerde O-PO₄³⁻ giderim verimleri ise 1, 5 ve 9. günlerde sırasıyla %14,6; %16,8 ve %18,2 olarak gerçekleşmiştir. Şekillerden, farklı hidrolik bekleme sürelerinin O-PO₄³⁻ giderim verimlerini fazla etkilemediği görülmektedir. Yapılan deneyler sonucunda en yüksek O-PO₄³⁻ giderim veriminin %44,6 ile 5 cm karışık su mercimekli reaktörde olduğu tespit edilmiştir. Körner vd.'nin [39] çalışmalarında da fosfor, su mercimeği ile kaplı arıtmada su

mercimeksiz kontrollerindekinden belirgin olarak daha hızlı giderildiği şeklindedir. Çalışmamızda da benzer bir durum gerçekleşmiştir.

Çalışmamızda elde ettiğimiz sonuçlarla benzer olarak bazı araştırmacılar da $O-PO_4^{-3}$ 'in giderildiğini bildirmişlerdir. Yalcuk ve Uğurlu'nun [38] çalışmasında orto fosfat konsantrasyonları, mikroorganizmalar ve bitkilerce alınarak çıkışta düşük olmuştur. Martinez Cruz vd. [32] tarafından yağışlı aylarda yağmurun seyreltme etkisine bağlı olarak fosfatın azaldığı ve *Lemnagibba* L. ile maksimum giderim veriminin %50 olduğu bildirilmiştir. Çalışmamızda ise *Lemnagibba* L. ile maksimum giderim veriminin %32 olduğu, karışık su mercimeklerinde ise bu oranın %44,6 olduğu tespit edilmiştir. Fosfor giderimi; malzemenin adsorplama kapasitesi, bağlanma veya gelen fosforun çökeltimi ile sınırlanmaktadır [42]. Martin ve Moshiri [43], bitkilerce fosfor absorpsiyonunun yavaşça meydana gelebileceğini ve sadece çözünebilir fosfat bileşikleri için olacağını bildirmişlerdir. Sakadevan ve Bavor [44], yapay sulak alan sistemlerde temel uzun dönem fosfor giderme mekanizmasının; taban ve Al/Fe bileşeni yoluyla olduğunu, bitki alımının daha küçük olduğunu bildirmişlerdir [38]. Fosfor; su mercimeği alımı, mikrobiyal asimilasyon, katyonların çökeltimi, kil ve organik madde üzerine adsorpsiyon yoluyla uzaklaştırılabilir [23]. Martinez Cruz [32], makrofitlerin fosfor bileşiklerini biyolojik olarak biriktireceğini ve bu durumun onların toprak şartlandırıcıları, büyüme destekleyicileri veya yem olarak kullanımlarını sağlayacağını bildirmişlerdir.

Karışık su mercimekleri kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan $O-PO_4^{-3}$ giderim verimleri ise Şekil 16'da verilmiştir.



Şekil 16. Karışık su mercimekleri kullanarak, farklı derinliklere göre, sızıntı suyundan $O-PO_4^{-3}$ giderim verimleri

Çalışmamızda farklı derinliklerin ortofosfat giderim verimlerini yaklaşık %5 oranında etkilediği görülmüştür. Bu sonuç, Vroon ve Weller [29] tarafından da belirlenmiştir. Vroon ve

SIZINTI SUYUNUN ARITIMI İÇİN SU MERCİMEKLERİ KARIŞIMI-I

Weller [29], reaktör derinliği 15 cm'den 60 cm'ye arttığında fosfor alım yüzdelerinin azaldığını bulmuşlardır [23]. Elde ettiğimiz sonucun tersine, Al-Nozaily vd.'nin [23] çalışmasında ise fosfor alımının, reaktör derinliğinden etkilenmediği görülmüştür.

SONUÇ

Çalışmamızda amonyum giderimi için *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza* ve *Spirodela polyrrhiza*'lı karışık su mercimekleri ile yapılan çalışmalar sonucunda 9. gün hidrolik bekletme süresinde maksimum giderim verimi 5 cm karışık su mercimekli için %75,3 olarak gerçekleşmiştir. Nitrit ve Nitrat konsantrasyonlarında ise giderim elde edilememiş aksine bir atış gösterdikleri belirlenmiştir. O-PO₄⁻³ konsantrasyonu 9. gün hidrolik bekletme süresinde maksimum giderim verimi 5 cm karışık su mercimekli için %44,6 olarak gerçekleşmiştir. Reaktörlerde fosfat gideriminin olması adsorpsiyona, çökelmeye, mikrobiyal asimilasyona ve bitkiler tarafından fosfatın alınımına yorumlanabilir. Sonuç olarak, karışık su mercimeklerinin (*Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Wolffia arrhiza*, *Spirodela polyrrhiza* karışımı) Sivas belediyesi katı atık vahşi depolama sahası sızıntı suyu havuzundaki nutrientleri giderebileceği ve nitrifikasyonun sağlanabileceği tespit edilmiştir.

KAYNAKLAR

- [1]EEA. (2005). EEA Multi lingual Environmental Glossary: Land fill Leachate.
- [2]Topal, M. (2010). Sızıntı Suyundaki Nutrientlerin Bitkili Kesikli Bir Sistemde Giderimi, Cumhuriyet Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü. Yüksek lisans Tezi.
- [3]Park, S.,Choi, K.S., Joe, K.S., Kim, W.H., Kim, H.S. (2001). Variations of land fill leachate properties in conjunction with the treatment process, Environ. Technol. 22 (2001) 639–645.
- [4] Renou, S.,Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008). Land fill leachate treatment: review and opportunity, J. Hazard. Mater. 150 (2008) 468–493.
- [5]Gálvez, A.L.,Giusti, L., Zamorano, M., Ramos-Ridao, A.F. (2009). Stability and efficiency of biofilms for land fill leachate treatment, Bioresour. Technol. 100 (2009) 4895–4898.
- [6]Foo, K.Y.,Hameed, B.H. (2009). An overview of land fill leachate treatment via activated carbon adsorption process, J. Hazard. Mater. 171 (2009) 54–60.
- [7]Eldyastia, A.,Andalibb, M., Hafeza, H., Nakhlaa, G., Zhub, J. (2011). Comparative modeling of biological nutrient removal from land fill leachate using a circulating fluidized bed bioreactor (CFBBR) Journal of Hazardous Materials 187 (2011) 140–149.
- [8]SKKY (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği), 2004. 31.12.2004 tarih ve 25687 sayılı Resmi Gazete.

- [9]Bohdziewicz, J.,Bodzek, M., Gorska, J., 2001. Application of pressure driven membrane techniques to biological treatment of land fill leachate. *Process Biochem.* 36, 641–646.
- [10]Trebouet, D.,Schlumpf, J.P., Jaounen, P., Quemeneur, F., 2001. Stabilized land fill treatment by combined physicochemical-nano filtration processes. *WaterRes.* 35, 2935–2942.
- [11]Martinen, S.K.,Kettunen, R.H., Sormunen, K.M., Soimasuo, R.M., Rintala, J.A., 2002. Screening of physical–chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere* 46, 851–858.
- [12]Uygur, A., Kargı, F. (2004). Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Management* 71 (2004) 9–14.
- [13]Chiang, L.,Chang, J., Chung, C., 2001. Electro chemical oxidation combined with physical–chemical pretreatment processes for the treatment of refractory land fill leachate. *Environ. EngngSci.* 18, 369–378.
- [14]Ahn, D.H., Yun-Chul, C., Won-Seok, C., 2002. Use of coagulant and zeolite to enhance the biological treatment efficiency of high ammonia leachate. *J. Environ. Sci. Heal., A* 37, 163–173.
- [15]Im, J.,Woo, H., Choi, M., Han, K., Kim, C., 2001. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal land fill leachate using an anaerobic–aerobicsystem. *WaterRes.* 35, 2403–2410.
- [16]Zimmo, O. (2003). Nitrogen Transformations and Removal Mechanisms in Algaland Duckweed Waste Stabilisation Ponds, Doctoral Thesis, Academic Board of Wageningen University and the Academic Board of the International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering at Delft, The Netherlands.
- [17]El-Kheir, W.A., İsmail, G., El-Nour, F.A., Tawfik, T. andHammad, D. (2007). Assesment of thee efficiency of duckweed (*Lemnagibba*) in wastewatertreatment, *International Journal of AgricultureandBiology*, Vol. 9, 681-687.
- [18]Topal, M., Karagözoğlu, B., Öbek, E., Arslan Topal, E.I. (2011). Bazı Su Mercimeklerinin Nutrient Gideriminde Kullanımı, Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 4, 12-28.
- [19]Landolt, E. andKandeler, R. (1987). Thefamily of Lemnaceae- a monographic study. Veröe. Entlic hugendes Geobotanisches institutes der Edg. Tech. Hochschule, StiftungRuebel, Zuerich, p.638.
- [20]Czerpark, R. and Piotrowska, A. (2005). Wolffiaarrhiza- The smallest plant with the highest adaptation ability and applications, *Kosmos*, Vol. 54, 267-268.
- [21]FR. (2009). Sivas İli 2009 Yılı Faaliyet Raporu.
- [22]AWWA, APHA and WPCF.(1989). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington.

SIZINTI SUYUNUN ARITIMI İÇİN SU MERCİMEKLERİ KARIŞIMI-I

- [23]Al-Nozaily, F.,Alaerts, G. andVeenstra, S. (2000). Performance of duckweed -covered sewage lagoons-II. Nitrogen and phosphorus balance and plant productivity, *WaterResearch*, Vol. 34, 2734-2741.
- [24]Tunçsiper, B. ve Akça, L. (2006). Pilot Ölçekli Bir Yapay Sulak alan Sisteminin Arıtma Performansının incelenmesi, *İTÜ dergisi*, Cilt 5, 13-22.
- [25]Nivala, J.,Hoos, M.B., Cross, C., Wallace, S. andParkin, G. (2007). Treatment of land fill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland, *Sci. of theo. Env.* Vol. 380, 19-27.
- [26]Ullrich, R.W.,Larsson, M., Larsson, C.M., Lesch, S. and Novacki, A. (1984). Ammonium uptake in *Lemnagibba*G1, related membran potential changes, and inhibition of an ion uptake. *Physiol. Plant*, Vol. 61, 369-376.
- [27]Landolt, E. (1986). The family of Lemnaceae- a monographic study, Vol. 1, 566p. Veröffentlichungendes geobotanischen Institutes der ETH Zuerich, StiftungRuebel, 71.
- [28]El-Shafai, S.A., El-Gohary, F.A., Nasr, F.A., Van der Steen, N.P. andGijzen, H.J. (2007). Nutrient recovery from domestic waste water using a UASB-duckweed pond system, *Bioresource Technology*, Vol. 98, 798-807.
- [29]Vroon, R. andWeller, B. (1995). Treatment of DomesticWastewater in a Combined UASB-Reactör Duckweed Pond System, Doctoral Verslagen, Series Nr. 95-07, Depth. Env. Thch. Agric. University Wageningen.
- [30]Oron, D. (1994). Duckweed culture for waste water renovation and biomass production, *Agric. Wat. Man.*, Vol. 26, 27-40.
- [31]Chiemchaisri, C.,Chiemchaisri, J.J., Threedeach, S. and Wicranarachchi, P.N. (2009). Leachate treatment and green house gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland, *BioresourceTechnology*, Vol. 100, 3808-3814.
- [32]Martinez Cruz, P.,Hernandez Martinez, A., SotoCastor, R., EsquivelHerrera, A. and Rangel Levairo, J. (2006). Use of constructed wetlands for the treatment of water from an experimental channel at xochimilco, Mexico, *Hidrobiologica*, Vol. 16- 211-219.
- [33]Shutes, B.,Ellis, J.B., Revitt, D.M. and Acholes, L.N.L. (2005). Constructed wetlands in UK urban surface drain age systems, *Water Science Technology*, Vol. 51, 31-37.
- [34]Uhi, M. and Dittmer, U. (2005). Constructed wetlands for CSO treatment: An overview of practice and research in Germany, *Water Science Technology*, Vol. 51, 23-30.
- [35]Lin, Y-F.,Jing, S.R, Lee, D.Y, Chang Y.F, Chen, Y.M and Shih,K.C. (2005), Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aqua culture waste water under highhydraulic loading rate, *Environmental Pollution*, Vol. 134, 411-421.
- [36]Masbough, A.,Frankowski, K., Hall, K.J. and Duff, S.J.B. (2005). The Effectiveness of Constructed Wetland for Treatment of Woodwaste Leachate, *Ecological Engineering*, Vol. 25, 552-566.

- [37]Bulc, G.T. (2006). Long term performance of a constructed wetland for land fill leachate treatment, *Ecological Engineering*, Vol. 26, 365-374.
- [38]Yalcuk, A. and Uğurlu, A. (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for land fill leachate treatment, *Bioresource Technology*, Vol. 100, 2521-2526.
- [39]Körner, S., Lyatuu, G.B. and Vermaat, J.E. (1998). The influence of *Lemna gibba* L. on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic waste water, *Wat. Res.* Vol. 32, 3092-3098.
- [40]Nelson, S.G., Smith, B. and Best, B.R. (1981). Kinetics of nitrate and ammonia uptake by the tropical fresh water macrofit *Pistastratiotes* L., *Aquaculture*, Vol. 24, 11-19.
- [41]Porath, D. and Pollock, J. (1982). Ammonias tripping by duckweed and its fisibility in circulating aqua culture, *Aquat. Bot.*, Vol. 13, 125-131.
- [42]Arias, C.A. and Brix, H. (2005). Phosphorous removal in constructed wetlands: Can suitable alternative media be identified?, *Water Science and Technology*, Vol. 51, 267-273.
- [43]Martin, C.D. and Moshiri, G.A. (1994). Nutrient reduction in an in-series constructed wetland system terating land fill leachate, *Water Science Technology*, Vol. 29, 267-272.
- [44]Sakadevan, K. and Bavor, H. (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, Slags and zeoliteto be used as substrates in constructed wetland systems, *Water Research*, Vol. 32, 393-399.