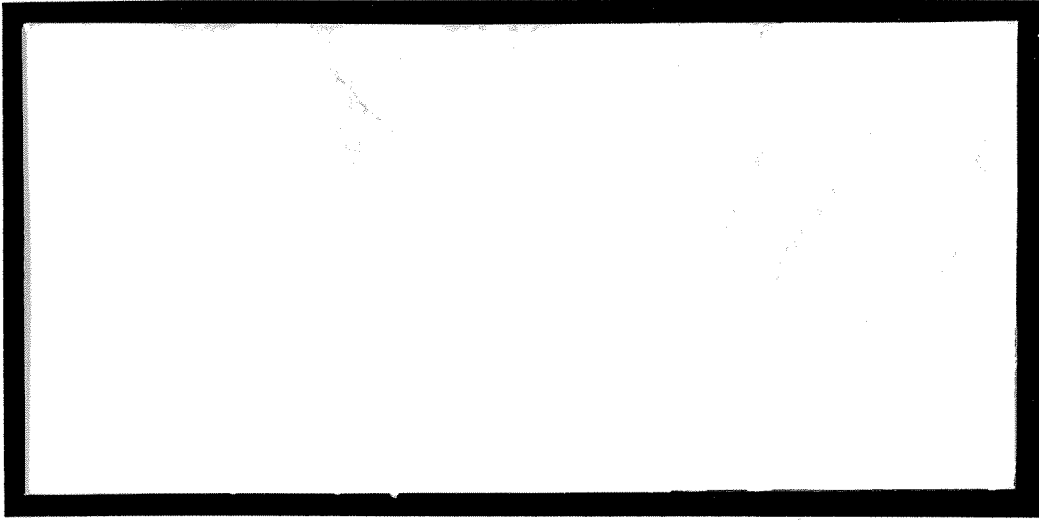


2008-121 DUA



TÜRKİYE BİLİMSEL VE
TEKNİK ARAŞTIRMA KURUMU

THE SCIENTIFIC AND TECHNICAL
RESEARCH COUNCIL OF TURKEY



Yer Deniz ve Atmosfer Bilimleri Araştırma Grubu

Earth Marine and Atmospheric Sciences
Researches Grant Group

**TOPRAK AKİFER ARITIM SİSTEMLERİ İLE
EVSEL ATIKSU KALİTESİNİN
İYİLEŞTİRİLMESİ**

Dup.

PROJE NO: YDABÇAG-199Y108

PROF. DR. KAHRAMAN ÜNLÜ
Y. MÜH. KEREM GÜNGÖR

Mayıs 2003
ANKARA

ÖNSÖZ

Dünyada kullanılabilir su kaynaklarındaki azalma eldeki kaynakların daha etkili kullanılmasını ve bunların geliştirilmesi eğilimini güçlendirmektedir. Özellikle kurak ve yarı kurak iklimlerdeki ülkelerin su kaynakları üzerinde nüfus artışı, sanayileşme ve tarımsal gelişimden kaynaklanan talep nedeniyle ciddi bir baskı yaratılmıştır. Su tüketimindeki artış eğilimi, kullanılabilir su kaynaklarının daha dikkatli yönetilmesini, su tüketimini azaltıcı önlemler alınmasını ve teknolojik atılımların gerçekleştirilmesini öncelikli konular haline getirmiştir. Öte yandan, su tüketimini tümüyle denetlemek ve azaltmak olanaksız olduğu için atıksuyun geri kazanılması ve yeniden kullanılması önem kazanmıştır.

Suyun geri kazanılması ve yeniden kullanılması için değişik teknolojiler geliştirilmiştir. Yüksek teknoloji gerektiren atıksu ileri arıtım ve geri kazanım tesisleri kurulmuştur. Öte yandan insanoğlunun yerleşik düzene geçtiği günlerde atıksuyu gidermek için kullandığı doğal yöntemler çağdaş mühendislik bilgi ve donanımıyla yeniden ele alınarak modifiye edilmekte, geliştirilmekte ve verimlilikleri artırılarak kamu hizmetine sunulmaktadır. Toprak Akifer Arıtım Sistemi (TAAS), atıksuyun toprakta arıtılması ve akiferlerin beslenmesini sağlayarak iki yönlü çevresel kazanım sağlamaktadır. Dünyanın çeşitli bölgelerinde tam ölçekte uygulanan TAAS projelerinden umut verici sonuçlar elde edilmiştir. TAAS'nin kısıtlarını ve zaafiyetlerini giderecek araştırma ve geliştirme çalışmalarının başarılı olması durumunda sistem daha geniş uygulama alanları bulabilecektir.

TÜBİTAK Yer Deniz Atmosfer Bilimleri ve Çevre Araştırma Grubu'nca desteklenen ve bu raporun oluşturulmasını sağlayan proje ODTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü'nde yürütülmüştür. Projedeki temel hedef, TAAS'nin değişik hidrolik yükleme, toprak tipi kullanımı koşullarındaki kirlenici giderim performanslarını incelemektir. Bu doğrultuda laboratuvar ölçeğinde geliştirilen ve TAAS'ni simüle eden deneysel düzeneğe sekiz aylık bir süre boyunca Ankara Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suyu belirlenen program çerçevesinde uygulanmıştır. Elde edilen bulguların Türkiye'de TAAS'ne yönelik bilgi ve deneyim birikimini arttırması, pilot ve uygulama ölçeklerinde gerçekleştirilecek olası diğer çalışmalara ışık tutması beklenmektedir.

Projenin yürütülmesinde ve bu raporun hazırlanmasında katkıları olan tüm proje ekibine ve projenin yürütülmesi için mali destek sağlayan TÜBİTAK'na teğekkr ederiz.

Prof. Dr. Kahraman nl
Proje Yöneticisi

İÇİNDEKİLER

	Sayfa No
<i>Önsöz</i>	<i>ii</i>
<i>İçindekiler</i>	<i>iv</i>
<i>Şekillerin Listesi</i>	<i>vi</i>
<i>Tabloların Listesi</i>	<i>ix</i>
<i>Kısaltmaların Listesi</i>	<i>x</i>
<i>Öz</i>	<i>xi</i>
<i>Abstract</i>	<i>xii</i>

1. GİRİŞ

1.1	Toprak Akifer Arıtım Sisteminin Genel Özellikleri	1
1.2	TAAS indeki Proseslerin Genel Tanıtımı	5
1.3	Önemli Toprak ve Akifer Özellikleri	8
1.4	TAAS Kirleticileri	9
1.4.1	Azot	9
1.4.2	Organikler	14
1.4.3	Fosfor	20
1.5	TAAS ile Konvansiyonel Atıksu Gerikazanım Teknolojilerinin Kıyaslanması	20
1.6	Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	21
1.6.1	Amaçlar.....	21
1.6.2	Kapsam	22
2.	MATERYAL VE YÖNTEMLER	26
2.1	Laboratuvar Toprak Kolonları	26
2.2	Toprak Analizleri	33
2.3	Atıksu Analizleri	34
2.4	Kolonların İşletimi	39
3.	SONUÇLAR VE TARTIŞMA	42
3.1	Toprak Kolonların Hidrolik Karakteristikleri	42

3.1.1	Olgunlaşma Dönemi Hidrolik Karakteristikleri	43
3.1.2	Hızlı İnfiltrasyon Dönemi Hidrolik Karakteristikleri	49
3.1.3	Yavaş İnfiltrasyon Dönemi Hidrolik Karakteristikleri	52
3.2	Kirleticilerin Giderimleri	55
3.2.1	Organiklerin Giderimi	55
3.2.2	Azot Türlerinin Giderimi	71
3.2.3	Fosfor Giderimi	88
3.3	Yavaş ve Hızlı İnfiltrasyon Kirletici Giderim Verimlerinin Karşılaştırılması	98
4.	SONUÇLAR VE ÖNERİLER	101
4.1	Sonuçlar	101
4.2	Öneriler	102
5.	KAYNAKÇA	105
EKLER	109

Şekillerin Listesi

Şekil		Sayfa No
Şekil 1.1	TAAS bileşenleri	3
Şekil 2.1	Su numunesi alma kabının yandan görünüşü	28
Şekil 2.2	Tensiyometrenin yandan görünümü	28
Şekil 2.3	TAAS kolonunun önden görünüşü	29
Şekil 2.4	TAAS deneysel düzeneği	30
Şekil 2.5	TAAS manometre önden görünüşü	32
Şekil 3.1	SL ve SCL kolonlarının KOİ çıkış suyu derişimleri	44
Şekil 3.2	Kolonların 0,01 M CaSO ₄ uygulaması sırasındaki infiltrasyon hızları	45
Şekil 3.3	Sentetik atıksu uygulaması döneminde kolonların infiltrasyon hızları	46
Şekil 3.4	Sentetik atıksu uygulaması sırasında kolonların çıkış KOİ/giriş KOİ oranları	47
Şekil 3.5	TAAS uygulaması sırasında kolon üst topraklarının toplam organik içerikleri	48
Şekil 3.6	Yavaş infiltrasyon sırasında kolonların hidrolik yükleme ve infiltrasyon hızları	53
Şekil 3.7	Yavaş infiltrasyon sırasında SCL kolonundaki hacimsel su içeriği dağılımı	54
Şekil 3.8	Yavaş infiltrasyon sırasında LS kolonundaki hacimsel su içeriği dağılımı	54
Şekil 3.9	Yavaş infiltrasyon sırasında SL kolonundaki hacimsel su içeriği dağılımı	55
Şekil 3.10	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinde SCL kolonundaki çözünmüş oksijen profili	58
Şekil 3.11	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinde LS kolonundaki çözünmüş oksijen profili	59

Şekil 3.12	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinde SL kolonundaki çözünmüş oksijen profili	59
Şekil 3.13	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinde SCL kolonu KOİ profili	63
Şekil 3.14	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinde LS kolonu KOİ profili	64
Şekil 3.15	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinde SL kolonu KOİ profili	65
Şekil 3.16	Yavaş infiltrasyon sırasında SCL kolonunda çıkış KOİ'nin zamana göre değişimi	68
Şekil 3.17	Yavaş infiltrasyon sırasında LS kolonunda çıkış KOİ'nin zamana göre değişimi	69
Şekil 3.18	Yavaş infiltrasyon sırasında SL kolonunda çıkış KOİ'nin zamana göre değişimi	70
Şekil 3.19	7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında SCL kolonundaki nitrit derişimleri	73
Şekil 3.20	7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında LS kolonundaki nitrit derişimleri	73
Şekil 3.21	7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında SL kolonundaki nitrit derişimleri	74
Şekil 3.22	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SCL kolonundaki nitrit derişimleri	74
Şekil 3.23	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında LS kolonundaki nitrit derişimleri	75
Şekil 3.24	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SL kolonundaki nitrit derişimleri	75
Şekil 3.25	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SCL kolonundaki nitrat derişimleri	77
Şekil 3.26	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında LS kolonundaki nitrat derişimleri	79
Şekil 3.27	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SL kolonunun nitrat derişimleri	80
Şekil 3.28	Yavaş infiltrasyon sırasında SCL kolonundaki nitrit derişimleri	82

Şekil 3.29	Yavaş infiltrasyon sırasında LS kolonundaki nitrit derişimleri	82
Şekil 3.30	Yavaş infiltrasyon sırasında SL kolonundaki nitrit derişimleri	83
Şekil 3.31	Yavaş infiltrasyon sırasında SCL kolonundaki nitrat derişimleri	85
Şekil 3.32	Yavaş infiltrasyon sırasında LS kolonundaki nitrat derişimleri	86
Şekil 3.33	Yavaş infiltrasyon sırasında SL kolonundaki nitrat derişimleri	87
Şekil 3.34	7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında kolonlardaki toplam fosfor derişimleri	89
Şekil 3.35	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SCL kolonundaki toplam fosfor derişimleri	91
Şekil 3.36	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında LS kolonundaki toplam fosfor derişimleri	92
Şekil 3.37	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SL kolonundaki toplam fosfor derişimleri	93
Şekil 3.38	Yavaş infiltrasyon sırasında SCL kolonundaki toplam fosfor derişimleri	95
Şekil 3.39	Yavaş infiltrasyon sırasında LS kolonundaki toplam fosfor derişimleri	96
Şekil 3.40	Yavaş infiltrasyon sırasında SL kolonundaki toplam fosfor derişimleri	97

Tabloların Listesi

Tablo	Sayfa No
Tablo 2.1	Kolonlardaki Toprak Kütlesi, Toplam Toprak Hacmi, Hacim Ağırlığı, Gözeneklilik, ve Toplam Gözenek Hacmi.....27
Tablo 2.2	Toprak Bünye Bilgileri33
Tablo 2.3:	Toprakların Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri33
Tablo 2.4	TAAS Uygulaması Sırasında Atıksu Tipleri ve Giriş Suyu Niteliği37
Tablo 2.5	Hızlı ve Yavaş İnfiltrasyon Sırasında Kirlilik Parametrelerinin Ölçüm Sıklığı38
Tablo 2.6	Tensiyometre ve Numune Kaplarının Kodları, Yerleştirildikleri Toprak Derinlikleri41
Tablo 3.1	Toprak Kolonlardaki Katmanların Kapsadıkları Derinlikler42
Tablo 3.2	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüler için SCL Kolonunun Giriş KOİ:Nitrat Azotu Oranları76
Tablo 3.3	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüler için LS Kolonunun Giriş KOİ:Nitrat Azotu Oranları76
Tablo 3.4	3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüler SL Kolonunun Giriş KOİ:Nitrat Azotu Oranları78
Tablo 3.5	Hızlı ve Yavaş İnfiltrasyon Uygulamaları Sırasında Yüzde Ortalama Kirlenici Giderim Verimleri98

Kısaltmaların Listesi

AMAAT: Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi

AOX: Adsorb Edilebilir Organik Halojenler

BOİ: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı

ÇOK: Çözünmüş Organik Karbon

DAÜ: Dezenfeksiyon Ara Ürünleri

HAA: Halo Asetik Asitler

KDK: Katyon Değişim Kapasitesi

KOİ: Kimyasal Oksijen İhtiyacı

TAAS: Toprak Akifer Arıtım Sistemi

TF: Toplam Fosfor

THM: Trihalometanlar

TKN: Toplam Kjeldahl Azotu

TOK: Toplam Organik Karbon

ÖZ

Toprak Akifer Arıtım Sistemi (TAAS) atıksuyun iyileştirilmesi ve yeniden kullanılmasında uygulanabilir bir seçenek olarak kabul görmektedir. Bu çalışmada üç adet 1 m yüksekliğindeki ve 0.15 m çapındaki toprak kolonu (kumlu killi tın, SCL; tınlı kum, LS; ve kumlu tın, SL) TAAS'nin proses performansını simüle etmek için kullanılmıştır. Bu çalışmadaki sistem girdileri: hidrolik yükleme hızı, infiltrasyon hızı ve havalandırma iken sistem çıktıları; Çözünmüş Organik Karbon, Kimyasal Oksijen İhtiyacı, Amonyak, Nitrit, Nitrat ve Toplam Fosfor giderimleridir. Toprakların hidrolik durumu ise topraktaki su basıncının tensiyometre/manometre düzeneğiyle ölçülmesi sonucunda belirlenmiştir. Kolon profilindeki Çözünmüş Oksijen ve üst topraktaki toplam organik miktarı ölçülerek biyolojik etkinlik izlenmiştir. Kolonlarda kullanılan topraklar kum ve Ankara Gölbaşı'ndan alınan ince bünyeli doğal toprak örneği karıştırılarak hazırlanmıştır. Çalışmada giriş suyu olarak Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi'nden alınan birincil ve ikincil arıtım çıkış suları kullanılmıştır. Çalışmanın ilk basamağı toprak kolonların olgunlaştırılmasıdır. Birincil ve sentetik atıksu bu amaçla kullanılmıştır. İkinci basamak ise, 7 gün ıslak/7 gün kuru, 3 gün ıslak/4 gün kuru döngüleri ve düşük hızlı infiltrasyon'dan oluşan üç değişik işletim programının uygulanmasıdır. SCL ve LS toprakları Kimyasal Oksijen İhtiyacı gideriminde 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında düşük hızlı infiltrasyona oranla daha yüksek verim sağlamışlardır. Giriş suyunun Kimyasal Oksijen İhtiyacı 25 mg/l'nin altına düştüğünde kolonların Kimyasal Oksijen İhtiyacı giderim verimlerinin önemli oranda azaldığı gözlemlenmiştir. 7 gün ıslak/7 gün kuru döngüleri, 3 gün ıslak/4 gün kuru döngülerine oranla daha yüksek nitrat giderimi sağlamıştır. LS ve SL toprakları SCL toprağına oranla daha yüksek oranda toplam fosfor gidermiştir. TAAS nin Türkiyede kullanılma potansiyeli mevcut olup, uygun bölgelerde pilot ölçekli uygulamalara kısa sürede geçilmesi önerilmektedir.

Anahtar Sözcükler: Toprak Akifer Arıtımı, atıksu geri kullanımı, toprak, arıtım, organikler, azot, fosfor.

ABSTRACT

Soil Aquifer Treatment (SAT) has been used as a viable alternative for wastewater reclamation and reuse. In this study, three soil columns (sandy clay loam, SCL; loamy sand, LS; and sandy loam, SL) with a height of 1 m and a diameter of 0.15 m were used to simulate SAT process performance. System inputs were: hydraulic loading rate, infiltration rate, aeration and system outputs were removal of Dissolved Organic Carbon, Chemical Oxygen Demand, Ammonia, Nitrite, Nitrate and Total Phosphorus. Hydraulic state of the soils was observed by measuring soil water potential with tensiometer/manometer setup. Dissolved oxygen concentration through the column profile and topsoil total organic content were measured to observe biological activity. The soils were artificially prepared by using sand and the natural soil sample taken from Gölbaşı, Ankara. Primary and secondary wastewaters obtained from the Central Wastewater Treatment Plant of Ankara were influents of the columns. The first step of the study was microbial ripening of the soil columns. Primary and synthetic wastewaters were used for this purpose. The second step was implementation of three different operational schedules: 7 d wetting/ 7 d drying, 3 d wetting/ 4 d drying cycles and slow rate infiltration. The SCL and LS soils removed COD more efficiently in the 3 d wetting/ 4 d drying cycles compared to slow rate infiltration. COD removal performances of the columns were observed to decrease significantly when COD concentration of influent wastewater decreased to 25 mg/l or lower values. The 7 d wetting/ 7 d drying cycles had higher nitrate removal efficiencies compared to the 3 d wetting/ 4 d drying cycles. The LS and SL soils had better TP removal efficiencies compared to the SCL soil under all of the operation conditions considered during this study. Use of SAT systems in Turkey seems to have a great potential, thus implementation of SAT systems at pilot scale in the suitable regions of the country is recommended.

Keywords: Soil Aquifer Treatment, wastewater reuse, vadose zone, treatment, organics, nitrogen, phosphorus.

1. GİRİŞ

1.1 Toprak Akifer Arıtım Sisteminin Genel Özellikleri

Su kıtlığı Dünya'nın yarı kurak ve kurak bölgeleri için önemli bir problemdir. Bu yüzden sözü edilen bölgelerde bütünleşik su yönetimi seçenekleri sürdürülebilir su temini ve etkin atıksu arıtımı için büyük önem taşımaktadır. Atıksuyun yeniden kullanımı, geçmişten bu yana yararlanılan az tuzlu su kaynakları ya da yüzey suları gibi seçeneklerin yanında uygulanabilir bir seçenek olarak öne çıkmaktadır (Oron, 1996). Atıksuyun yeniden kullanımı daha çok arıtılan suyun tarımsal sulamada ya da endüstriyel soğutma suyu olarak kullanımı şeklinde olmaktadır (Tchobanoglous ve Burton, 1991). Halkın ve sanayi çevrelerinin geri kazanılan atıksuyu içme ve kullanma konusunda olumsuz fikir besledikleri bilinmektedir. Geri kazanım ileri teknoloji kullanımı, yüksek ilk yatırım ve işletme bedellerini beraberinde getirmekte, kalifiye işletmecilere gerek duymakta ve bu özellikleri nedeniyle gelişmekte olan ülkelerde uygulanması pek kolay olmamaktadır.

Yeraltı sularının beslenmesi atıksuyun gerikazanımında ekonomik bir seçenek olarak öne çıkmaktadır. Yeraltı sularının beslenmesi bu suların yenilenmesi, tuzlu su girişiminin önlenmesi ve zemindeki çökme olaylarının denetlenmesinde yarar sağlamaktadır. İnfiltrasyon havuzlarına belirli zaman aralıklarıyla su verilmesi, suyun denetimli olarak topraktan ve akiferin belirli bir bölümünden geçirilmesi, ve pompalar aracılığıyla tekrar yeryüzüne çıkarılarak kullanılması sürecine Toprak Akifer Arıtım Sistemi (TAAS) denilmektedir (KANAREK *v. d.* 1993). TAAS'inde arıtılan atıksu, yüzeyde kurulmuş olan infiltrasyon havuzlarından toprağa sızmakta, ve toprak içerisinde daha derinlere ilerleyerek sonunda yeraltı suyuna karışmaktadır (QUANRUD *v. d.* 1996b).

TAAS'nin ana amacı atıksuyun patojen ve nütrient giderimi yapılarak kısmen de olsa daha ileri düzeyde arıtımı, yeraltı suyunun beslenmesi ve suyun akiferde geçici süreyle depolanması, ve iyileştirilen suyun kuyular aracılığıyla geri kazanılarak yeniden kullanımının sağlanmasıdır (U. S. EPA *v. d.*, 1981). TAAS'nin yüksek kaliteli çıkış suyu

değişik amaçlar, örneğin kısıtlama olmaksızın tarımsal sulamada, sanayide ve evlerde kullanma suyu olarak ve rekreasyonel aktiviteler, için yeniden kullanılabilir.

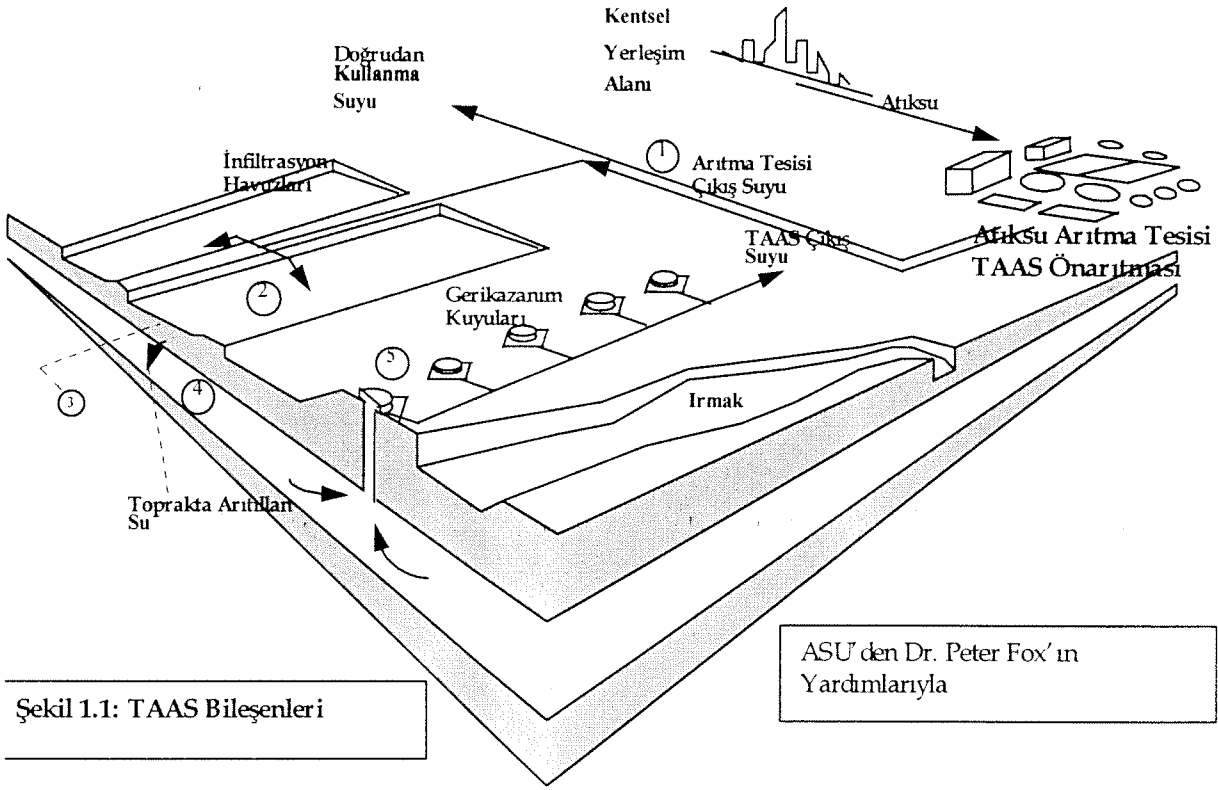
Bir TAAS beş ana bileşenden oluşmaktadır: (1) atıksu arıtma tesisinden gelen çıkış suyunu taşıyan boru hattı (2) arıtılmış suyun toprağa sızdırıldığı infiltrasyon havuzları (3) infiltrasyon havuzlarının hemen altında bulunan toprak (4) suyun uzun süre saklandığı akifer; ve (5) TAAS ile arıtılan suyun içme ve kullanma amaçlı tüketimini sağlayan gerikazanım kuyusu (FOX *v.d.*, 1998). Tipik bir TAAS uygulaması Şekil 1.1'de gösterilmiştir. TAAS atıksularda genellikle bulunan aşağıdaki parametreler giderilebilmektedir: organik bileşikler [Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK), Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ), Adsorb Edilebilir Organik Halojenler (AOX), Dezenfeksiyon Ara Ürünleri (DAÜ), Halo Asetik Asitler (HAA), Trihalometanlar (THM)], azot türleri (nitrit, nitrat, amonyak), fosfor, patojenler, enterovirüsler, bakteriyofajlar ve eser metaller (KOPCHYNSKI *v. d.* 1996; KANAREK *v. d.*, 1993; BOUWER, 1996; WILSON *v. d.*, 1995).

Sistemin kritik çıktıları toplam infiltrasyon miktarı, toplam organik karbon, azot ve patojen giderim verimidir. Toplam organik karbon giderim verimi temel olarak sistemdeki oksijen miktarı ve aklime mikroorganizmaların varlığıyla ilgilidir. Azot giderim verimi oksijen miktarına ve biyolojik olarak giderilebilir organik karbonun varlığına bağlıdır. Oksijen miktarının nitrifikasyon prosesi için yeterli olması, organik karbonun ise denitrifikasyonu gerçekleştirecek oranda olması gerekmektedir. Patojen giderimi ise topraktaki nem miktarına ve toprağın hidrolik iletkenliğine bağlıdır.

TAAS'ndeki ana giderim prosesleri: filtrasyon, kimyasal çökelme/çözülme, organik biyogiderim, nitrifikasyon, denitrifikasyon, dezenfeksiyon, iyon değişimi ve adsorpsiyon/desorpsiyondur. TAAS tüm yeniden su kullanım stratejileri içerisinde anahtar konuma sahiptir. Çünkü:

a. Askıdaki katı maddelerin mekanik filtrasyonunu sağlar,

- b. Organiklerin ve azotun biyolojik olarak dönüştürülmesini gerçekleştirir,
c. Fiziksel ve kimyasal olarak inorganik ve organik bileşenlerin tutulmasını sağlar (örneğin fosfor ve ağır metaller).



TAAS'nin önemli değişkenleri *toprak tipi, atıksu kalitesi, işletim koşulları ve çevresel koşullardır*; bu girdilerden her biri sistemin davranışını etkilemektedir. Literatürdeki TAAS çalışmalarında değişik bünyeli topraklar kullanılmıştır: örneğin kum (WILSON v. d. 1995), kumlu silt, silt, düşük plastisiteli kil (KOPCHYNSKİ v. d. 1996), kil (WILSON v. d. 1995), tınlı toprak (QUANRUD v. d., 1996a), ince kum (IDELOVİTCH ve MİCHAİL, 1984), siltli kum (QUANRUD v. d., 1996a), jips ve karbonatlarla birleştirilmiş kum ve çakıl yatakları (VİSWANATHAN, v. d., 1999), kum, zayıf gradasyonlu siltli kum, siltli kum, düşük plastisiteli kil (FOX v.d., 1998).

TAAS giriş suyu, değişik düzeylerde ve sistemlerde arıtıma tabi tutulmuş atık sular olabilmektedir. Çoğunlukla ikincil ya da üçüncül atıksular TAAS'ne verilmektedir. Nitrifikasyon/denitrifikasyon ve/veya klorinasyon/deklorinasyon seçenekleri üçüncül arıtımı gerçekleştirmek için kullanılmaktadır.

TAAS işletiminde ıslak/kuru döngüler ve geri kazanım kuyularının pompaj programı önemli bir rol oynamaktadır. Atıksuyun sürekli uygulanması yoğun bir tıkaçıcı kaymak tabakası oluşumuna yol açar ve dolayısıyla atıksuyun infiltrasyonunu da düşürür. Bu yüzden atıksu sisteme kesikli olarak verilir. Atıksu, infiltrasyon havuzlarına ıslak dönemde verilir ve kuru dönemde de atıksu verilmesi durdurulur. Islak ve kuru dönemler döngüsel olarak yinelenir. Bu işletim yaklaşımına *ıslak/kuru döngüler* adı verilmektedir. Döngülerin zamanlaması toprak tabakasının derinliğine bağlı olmakta ve oksijen taşınımını da etkilemektedir. Bu yüzden, döngü zamanlamaları biyolojik proseslerin kontrolü ve etkili olabilmesi açısından kritik önem taşıyabilmektedir. Gerikazanım kuyularından yapılacak pompaj ise su tablasının yükselmesini denetleyecek ve önleyecek parametredir. Gerikazanım kuyularından yeterli oranda pompaj olmaması durumunda su tablasında yükselme meydana gelmektedir.

Çevresel koşullar iklimsel etmenleri, arazi eğiminin uygunluğunu, toprağın kullanım için uygunluğunu (DROSTE, 1997), diğer bir deyişle toprak profilinde suyun sızmasını engelleyici tabakaların ve kirletici zonların olmaması (BOUWER, 1996) hususlarını içermektedir. Atıksuyun toprağa verilmesi konvansiyonel arıtıma kıyasla iklimsel etmenlerden daha çok etkilenmektedir. Yağışlardaki ve sıcaklıktaki mevsimsel değişimler atıksuyun toprağa verilme hızını etkilemektedir. TAAS tasarımı sırasında atıksu üretim hızı ile yıl içinde değişen toprağa uygulama hızı dikkate alınmalıdır. Arazi eğiminin uygun olması gerekmektedir. TAAS % 0-12 dolaylarında eğime sahip araziler için uygulanabilir bir seçenek oluştururken eğimi % 20'den fazla olan sahalara için uygun bir seçenek değildir. Boş araziler, tarlalar TAAS uygulaması için uygundur, kısmen ormanlık olan bölgeler orta derecede uygun alanlardır, tamamen ormanla kaplı alanlar ise daha az

uygundur. İnsan yerleşiminin yoğunlaştığı alanlar (toplu konut bölgeleri, ticari ve endüstriyel alanlar vb.) TAAS uygulaması için en az uygun mekanlardır (DROSTE, 1997). Toprak profilinde kil veya kayadan oluşan kısıtlayıcı tabakalar düşey yöndeki su hareketini engelleyebilir; bu yüzden kısıtlayıcı tabakaların olmaması TAAS uygulaması için daha uygundur. Kontamine olmuş zonlar TAAS uygulaması sırasında ek bir kirletici kaynak durumuna dönüşebilir; TAAS sahasının bu tip kirlilik yaratıcı zonlara sahip olmaması gerekmektedir.

TAAS'ndeki arıtım mekanizmaları şöyle sıralanabilir: filtrasyon, biyolojik bozunum, fiziksel adsorpsiyon, iyon değişimi ve çökelmedir (KOPCHYNSKI *v. d.*, 1996; KANAREK *v. d.*, 1993). Aynı kaynaklarda ayrıca ek olarak nitrifikasyon, denitrifikasyon ve dezenfeksiyon gibi bazı diğer mekanizmalardan da söz edilmektedir. Ancak, yukarıda belirtilen mekanizmaların arıtmadaki rolleri, etkinlikleri tam olarak açıklanamamıştır. Ayrıca, TAAS'nde atıksunun denitrifikasyonu önemli bir sorundur; özellikle TAAS giriş suyunun ikincil ya da üçüncül atıksu olması durumunda karbon kaynağının azlığı nedeniyle tam denitrifikasyon gerçekleşmemektedir. Sistemde anoksik koşulların egemen olması çıkış suyunda zaman zaman amonyak ya da nitrat piklerinin görülmesine neden olabilmektedir (FOX *V.D.*, 1998; REEMTSMA *v. d.*, 2000; IDELOVITCH ve MICHAIL, 1984; AMY *v. d.* 1993; BOUWER *v. d.*, 1974; BOUWER *v. d.*, 1980).

1.2 TAAS indeki Proseslerin Genel Tanıtımı

TAAS'nin en önemli bileşenlerinden ikisi, arıtmaya ilgili proseslerin önemli bir bölümünün gerçekleştiği toprak ve akiferdir. Bundan dolayı, toprakta gerçekleşen proseslere ilişkin bilginin verilmesi TAAS'nin anlaşılması için yararlı olacaktır. Toprak çeşitli nedenlerden dolayı akifere göre çok daha karmaşık bir ortamdır. Çünkü, gözeneklerin sadece belirli bir bölümü suyla doludur ve yüksek buhar basıncına sahip olan kimyasallar hem suda çözülmüş durumda hem de gaz fazında bulunabilirler. Suyun debisi de önemli oranda değişebilir. Su akış rejimi bakımından da toprak ve akifer arasında ciddi farklar mevcuttur. Toprak sıcaklık rejimindeki mevsimsel değişiklikler (örneğin değişik

sıcaklıklardaki suların döngüsel olarak kış, bahar yada yaz ayları gibi sisteme girmeleri nedeniyle olabilen değişiklikler), hava, katı ve çözelti fazlarında gerçekleşen kimyasal ve biyolojik reaksiyonların zamansal ve mekansal değişimlerine neden olmaktadır. Ayrıca, yerçekimine karşı tutulan su oranı da toprak bünyesine bağlı olarak önemli oranda değişmektedir. Kaba bünyeli kumlu topraklar drenaj sonrasında ancak % 10 ila % 20 civarında su doygunluğuna ulaşırken bu rakamlar ince bünyeli tın yada kil tipi topraklar için % 90 olabilmektedir. Yüksek oranda su tutan topraklarda havalandırma sorunları yaşanmaktadır (ANDELMAN v. d., 1994).

Daha önceki bölümlerde belirtildiği gibi kimyasalların ve patojenlerin gideriminde birçok proses rol almaktadır. Bu proseslere ek olarak, bazı kimyasallar buharlaşma özelliği göstererek atmosfere geçebilmektedir. Değişik biyo-kimyasal reaksiyonlar sonucu kirletici maddeler (kimyasallar ve patojenler) yeni bir forma dönüşebilmekte; yeni formlar toksik yada toksik olmayan özellik gösterebilmektedirler. Bunlar sabit toprak minerallerinin üstüne, organik yüzeylere yapışabilmekte ya da çözüldükten çökerek uzaklaşmaktadırlar. Kirleticiler, çözelti içindeki çözülmüş bileşenler ya da partikül maddelerle kompleks oluşturarak toprağın katı fazıyla aralarındaki etkileşimi azaltmakta ve suda hareketlilik yetenekleri artmaktadır. Parazitler, bazı bakteriler, kirletici içeren koloidal maddeler küçük toprak gözenekleri tarafından filtrasyon etkisiyle sudan uzaklaştırılmaktadırlar. Bu proses, zamanla ortamın tıkanmasına ve kirleticilerin biyobozunuma uğramaması durumunda toprak geçirgenliğinin azalmasına neden olmaktadır. Virüsler toprak parçacıkları tarafından tutulur, ve bazı reaksiyonlarla inaktive edilmektedirler.

TAAS suyu akifere ulaştığında kimyasal kirleticiler ve patojenlerin derişimleri hala yüksek olabilmektedir. Kirleticiler, akifer içinde topraktaki aynı proseslere maruz kalırlar. Ancak, bazı farklılıklar da vardır. Örneğin, toprağın yüzeye yakın olan üst bölgelerinde biyolojik aktivite çok daha yoğundur. Akiferde ise biyobozunum azalmaktadır. Akiferde toprağın tüm gözenekleri suyla doludur; bundan dolayı kirleticilerin buharlaşarak gaz fazına geçmesi ancak su tablasına yakın olan "kılcal saçakta" gerçekleşebilmektedir. Biyolojik

dönüşümler sırasında ortaya çıkan amonyak, azot oksit gibi azotlu bileşikler buharlaşma özelliğine sahiptirler.

Bir kimyasalın buharlaşması ve bu yolla ortamdaki uzaklaşması toprak ve atmosfer koşullarıyla yakından ilgilidir. Birincil önemdeki etmen atmosferle arayüzü oluşturan yüzey toprağının hava içeriğinin büyüklüğüdür. Kimyasalların sudaki uçuculuğu topraktaki uçuculuğuna oranla daha fazladır, toprakta katı halde bulunan kimyasalların uçuculuğu azalmaktadır. Bu yüzden, tipik bir TAAS uygulamasında beslenen suyun uzun süreyle toprak yüzeyinde birikmesi, havuzlanması sonucunda buharlaşma sadece biriken suyun yüzeyinden gerçekleşebilmektedir. Kuru döngü sırasında ise su drenajı gerçekleşmekte ve toprak doymamış koşullara geçmektedir. Bu dönemde toprağın üst kısımlarındaki uçucu bileşikler atmosfere kaçabilmektedir.

Yeraltı suyu beslenmesi sırasında buharlaşan kimyasallar, azotlu bileşikler ve yüksek Henry sabitine sahip olan organiklerdir. Yüksek su doygunluğunun gerçekleştiği işletim şartları altında (havuzlanma durumunda) organiklerin buharlaşma nedeniyle kaybolması tüm gözeneklerin suyla dolu olması nedeniyle engellenmektedir. Ancak, yüzeyde ıslak döngü sırasında, bekletilen su kütlesinden yarı ömürleri suyun bekleme süresinden az olan kimyasallar buharlaşmaktadır. Böylece uçucu kimyasalların önemli bir bölümü toprağa ulaşmadan atmosfere geçmektedir.

TAAS giriş suyunda buharlaşabilecek azot bileşikleri bulunmaktadır. Amonyak çok uçucudur ve anhidrit formundayken havayla temas ettiği anda buharlaşmaktadır. Amonyum iyonu da atmosfer arayüzüne yakın kesimlerde buharlaşmaktadır. Topraktaki bakteriler, amonyumu kolaylıkla nitrata dönüştürürler. Nitratın hareketliliği yüksek, buharlaşması ise düşüktür. Ancak, nitrat anaerobik olarak yüksek su içeriği ve organik karbonun varlığında biyolojik denitrifikasyon yoluyla N_2O ve N_2 gibi gaz halindeki azot türlerine dönüştürülmektedir. Havuzlanmanın olduğu durumlarda azotun gideriminde iyileşme sağlanması yukarıdaki anaerobik prosesle gerçekleşmektedir. Potansiyel tehlike içeren zararlı inorganik bileşiklerin (örneğin, selenyumlu ya da diğer eser metalli

bileşiklerin) topraktan buharlaşması, bileşiklerin biyolojik dönüşümle metilleştirilmesi sonucunda gerçekleşmektedir.

Bir bileşik eğer çok uçucu değilse öncelikle sıvı fazına geçer. Sıvı fazına geçen kirletici edveksiyon, dispersiyon ve difüzyon yoluyla taşınır. Normal pH değerlerinde nitrat gibi eksi yüklü iyonlar toprak mineralleri ya da organik yüzeylerle etkileşime girmeden serbest biçimde hareket ederler. Aslında eksi yüklü kil parçacıkları suda çözülmüş anyonlar üzerinde itme etkisi uyguladığı için anyonlar suya göre daha hızlı bir edvektif taşınımına maruz kalabilirler. Artı yüklü ya da hidrofobik olan kimyasallar akan suyun hızıyla hareket etmezler; çünkü hızları sabit katıların sorpsiyon bölgeleri tarafından azaltılır. Sorpsiyon prosesinin moleküler ölçekte çok dinamik olduğu düşünülerek sorpsiyonla çözülmüş durumdan katı duruma geçen maddelerin katı fazdan çok, ayrı bir faz olarak adlandırılan adsorplanma fazına geçtikleri söylenebilir. Anyonlar, eksi yüklü kil minerallerinin yüzeyleri tarafından itilmektedir; ancak, minerallerin artı yüklü yüzleri ve serbest oksitler tarafından da adsorplanabilirler. Bu yüzeylerdeki yükler büyük ölçüde pH'ya bağlıdır ve anyonlar en çok asidik koşullar altında adsorplanırlar.

1.3 Önemli Toprak ve Akifer Özellikleri

Toprak özelliklerinin yeraltı suyu beslenmesine olan etkileri besleme yöntemine bağlıdır. Serbest akiferlerin TAAS ile beslenmesi durumunda kullanılan arazideki toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri sistem tasarımında kritik önem taşımaktadır. Fakat, iyileştirilmesi istenen atık suyun kuyu ile doğrudan akifere verildiği basınçlı akiferlerde ise akiferin üzerindeki akitart özelliklerinin operasyona herhangi bir etkisi olmamaktadır.

Yüzeyden besleme işleminin uygulandığı yeraltı suyu besleme sistemlerinde (örneğin TAAS) işletimi en çok etkileyen kritik toprak özellikleri toprak bünyesi, geçirgenlik, homojenlik (kil ve benzeri geçirimsiz bölge varlığı), toprak profilinin derinliği, organik maddenin varlığı ve sıkışma gibi özelliklerdir. Bu bilgiler toplanıp değerlendirildikten

sonra, sahanın TAAS için uygunluğu, besleme suyunu kabul edebilme kapasitesi ve bu suyu akifere aktarabilme yeteneği anlaşılmaktadır. Bu noktada, toprağın infiltrasyon kapasitesi ve homojenliği önem arz etmektedir.

Toprak su arıtım sisteminin bir parçası ve akifere ulaşan bir geçiş bölgesi olarak işlev görmelidir. İşletime ve besleme suyuyla toprağın içeriklerine bağlı olarak aşağıdaki fiziksel, kimyasal ve biyolojik kirletici dönüşümleri gerçekleşebilmektedir: askıdaki katı maddelerin, bakterilerin, parazitlerin filtrasyonu; eser elementlerin, bakterilerin ve virüslerin sorpsiyonu; eser metallerin ve fosfatların çökeltmesi; organiklerin biyobozunumu; yüksek pH'lı suların rekarbonasyon ve denitrifikasyonu. Toprağın atıksu arıtım potansiyelini değerlendirmek için toprağın organik madde içeriği, pH, katyon değişim kapasitesi (KDK) gibi belirli kimyasal özelliklerinin değerlendirilmesi gerekmektedir.

TAAS ile gerçekleştirmek istenilen arıtım proseslerinin aradığı optimal özelliklerin hepsini aynı sahada birarada bulmak zor olduğu için TAAS'nin bütünüleşik işletim gereksinimlerinde uzlaşılarak uygun toprak seğimi yapılmaktadır. Kaba bünyeli topraklar hızlı infiltrasyon için çok uygundur; ancak filtrasyon ve sudaki istenmeyen maddelerin gideriminde performansları düşüktür. Bu yüzden, iki bünyenin arasında (Örneğin, kumlu tın, ince kum) bünyeye, filtrasyon ve sorpsiyon için yeterli kile sahip, yüksek su infiltrasyon hızı sağlayabilecek kadar geçirgen topraklar TAAS için en uygun topraklardır.

1.4 TAAS Kirleticileri

1.4.1 Azot

Azot atıksuda ve tarımsal sularda sıkça bulunan bir atıksu bileşenidir (ANDELMAN *v. đ.* 1994). Azot atıksuda aşağıdaki formlarda bulunmaktadır: organik azot (Org-N), amonyum (NH_4^+), nitrit (NO_2^-) ve nitrat (NO_3^-). Ağırlıklı olarak Org-N ve NH_4^+ formunda

azot içeren kanalizasyon suyu, konvansiyonel atıksu (örneğin, aktif çamur ve modifikasyonları) arıtımından sonra NO_2^- ve NO_3^- içeriği yüksek bir su durumuna gelir.

ABD’nde Ulusal Birinci Sınıf İçme Suyu Standartları nitratın sudaki derişimini maksimum 10 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ olarak belirlemiştir (FOX v. d., 2000). Azot standartlarını belirleyen Avrupa Birliği İçme Suyu Direktifi birçok birlik üyesi ülkenin iç hukukuna girmişve nitrat azotu için *Maksimum Kabul Edilebilir Derişim* ile *Önerilen Derişim* sırasıyla 11,30 ve 5,65 mg/l olarak belirlenmiştir. Aynı üst sınır değerler Dünya Sağlık Örgütü tarafından da önerilmektedir (SOARES, 2000). Türkiye ise Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği’nde (4/8/1988 tarih ve 19919 sayılı Resmi Gazete) Kıtaıçi Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterileri’ni belirlemiştir. Bu kriterler arasında üç azot parametresi de yer almaktadır: NH_4^+ , NO_2^- ve NO_3^- . Kıtaıçi yüzeysel sular dört sınıfa ayrılmışlardır: Sınıf I (Yüksek Kaliteli Su), Sınıf II (Az Kirlenmiş Su), Sınıf III (Kirli Su) ve Sınıf IV (Çok Kirlenmiş Su). Yukarıda belirtilen azot türlerinin su sınıflarına göre izin verilen azami derişimleri **Ek 1’de** verilmiştir. TAAS’nin hedefi atıksuyu kullanma suyu duruma getirmektir; bundan dolayı TAAS çıkış suyunun Sınıf II şartlarını sağlayan bir çıkış suyu olması gerekmektedir.

Azot giderimi birçok etmene bağlıdır; bunlar arasında biyolojik, kimyasal ve kütle transferi gibi etmenler vardır (DROSTE, 1997). Tipik atıksularda amonyak düzeyi genel olarak 10 mg/l N civarındadır ve bu durum yerüstünde arıtma, seyreltme ve TAAS uygulaması seçeneklerinin kombinezonlarına gereksinim doğurmaktadır. Akiferlerdeki seyrelme etmeninin kullanılması bir seçenek olarak gözükse de sağlık çevreleri nitrat derişiminin akifere ulaşmadan 10 mg/l sınırının altına çekilmiş olmasını istemektedirler; bundaki amaç, kısa devre durumunda gerikazanım kuyularına yüksek derişimde nitrat ulaşmasını engellemektir. İnfiltrasyon operasyonunun dikkatli biçimde yönetimi pahalı yerüstü nitrifikasyon/denitrifikasyon tesislerine olan gereksinimi ortadan kaldırmaktadır (FOX v. d., 2000).

REEMTSMA v. d. (2000) sahada ve laboratuvarda birleşik atıksu sistemi taşkın suyu ve üçüncül evsel atıksuyla TAAS uygulaması üzerinde çalışmışlardır. Birleşik atıksu sistemi taşkın suyundaki amonyum ve nitrat derişimleri vadoz zonda önemli bir denitrifikasyonun olmadığını göstermiştir. Üçüncül evsel atıksuda kalan amonyumun hemen tümünü laboratuvar kolonlarında nitrata çevrilmiştir. Nitrattaki artış, topraktan nitrat bırakıldığını göstermiştir. Toprağın nitrat bırakmasının kuru dönemin uzunluğuyla ilişkisi olduğu düşünülmektedir. Yeni bir TAAS döngüsünün başlamasıyla nitrat pikinin ortaya çıkması kesikli atıksu beslemede iyi bilinen bir husustur (REEMTSMA v. d., 2000).

VISWANATHAN v. d. (1999) Kuveyt'te gerçekleştirdikleri pilot ölçekli TAAS çalışmasında sistem içindeki nitrat ve amonyak giderimlerini incelemişlerdir. Üçüncül atıksu kullanılarak yapılan çalışmada, yüksek düzeyde aerobik olan koşullar sayesinde amonyak tümüyle giderilmiştir. Nitrat ise yalnızca % 21 oranında giderilmiştir; düşük giderim anaerobik ortamın tam olarak sağlanamadığını göstermektedir. Bu durum, daha uzun ıslak dönemlerin nitrat giderimini gerçekleştirmek için gerekli olabileceğini ortaya koymuştur (VISWANATHAN v. d., 1999).

Giriş sularında 10 ila 40 mg-N/l azot içeren damlatmalı filtre ve yüksek hızlı aktif çamur çıkış suları TAAS'ne uygulandığında çıkışta nitrat piklerinin izin verilen 10 mgN/l sınırını aştığı görülmüştür. *Islak/kuru döngülerini değiştirerek denitrifikasyonu gerçekleştirme çabaları başarısızlıkla sonuçlanmıştır.* Yeterli oranda BOİ ve nitratın sağlandığı ve kolonda anoksik koşulların olduğu durumlarda, nitrat içeren atıksular birincil atıksuyla karıştırıldığı zaman denitrifikasyon görülmüştür. Laboratuvar yada küçük ölçekteki çalışmalardan farklı olmak üzere denitrifikasyon TAAS uygulanan birçok sahada görülmüştür. Bu durum, sahadaki toprak kolonlarında ya da pilot ölçekteki tesislerde olmayan mekanizmaların etkili olduğunu göstermektedir. TAAS'nden önce izin verilen maksimum kirletici değerlerinin altında azot içeren denitrifiye atıksularda TAAS'nden sonra da azot derişimlerinin izin verilen maksimum değerlerin altında kaldığı görülmüştür. Bunun gerçekleşmesini kuru dönemlerin tam nitrifikasyonu gerçekleştirecek kadar uzun ve amonyak birikimini engelleyecek kadar kısa tutulması sağlamıştır. Ancak,

soğuk havalarda gerçekleşen kısa kuru dönemler tam nitrifikasyonun gelişmesini engellemiş ve amonyağın toprakta birikmesine neden olmuştur. Daha sıcak koşullarda gelişen nitrifikasyon da nitrat derişimlerinin ıslak dönemin başında pik olarak ortaya çıkmasına neden olmaktadır. Bu durum tüm önarıma tiplerinden geçmiş atıksular için geçerlidir (denitrifiye atıksular dahildir), ve amonyağın yoğun olarak birikmesi durumunda *100 mg-N/l* derişimini geçen nitrat pikleri oluşabilmektedir. Çok uzun tutulan ıslak dönemlerde amonyak yeraltı suyuna geçebilmektedir. Bu durum özellikle düşük katyon değişim kapasitesine sahip kaba bünyeli topraklarda gerçekleşmektedir. Denitrifiye atıksularla çalışılması durumunda azot düzeyi standartların altında tutulabilmektedir. İzin verilen maksimum değerleri aşan küçük sapmaların etkisi ise dispersiyon ve karışma ile yeraltı suyuna yaklaşırken azalmaktadır. Nitrat pikleri seyrelme gerçekleştikten sonra geri kalan yeraltı suyu için problem yaratmamaktadır. Debi ağırlıklı ortalama yöntemi kullanılarak hesaplanacak derişimlerle nitrat piklerinin yeraltı suyu üzerindeki etkileri ortaya konulabilmektedir (FOX v.d., 1998).

Laboratuvar ölçeğindeki kolonlarda gerçekleştirilen TAAS simülasyonlarında azot türleri izlendiği zaman řu tablo ortaya çıkmaktadır: konvansiyonel atıksu arıtma sisteminden çıkan atıksudaki azotun önemli kısmı amonyum ya da organik azottur. Atıksu uygulaması sırasında amonyak sedimanlara ve toprağa sorplanarak etkin biçimde giderilmektedir. Ancak takip eden kuru dönemde sorplanan amonyum, mikrobiyal aktiviteyle nitrata ya da nitrite yükseltgenmektedir. Oluşan nitrat ise kolonda tutulamamakta ve izleyen ilk ıslak dönemde kısa süre içerisinde dışarı atılmaktadır. Azot üzerinde yapılan ayrıntılı kütle korunum hesapları denitrifikasyon tepkimelerinin *1-2 metrelik TAAS kolonlarında etkili olmadığını* göstermiştir (FOX v.d., 1998).

Bu sonuçlar, tümüyle sahadan elde edilen sonuçlarla uyum içinde değildir. WILSON v. d. (1995) ABD Tucson'daki Roger Road Atıksu Arıtma Tesisi'nden çıkan ikincil atıksuyun 30 m derinliğindeki doymamış zonda toplam azotunun *% 47'lik* kısmını yitirdiğini gözlemlemişlerdir. Azot derişimindeki düşüş yeraltı suyunun seyreltici etkisinden kaynaklanmamaktadır; denitrifikasyon tepkimesinin sonucudur. ABD Phoenix Arizona'da

gerçekleştirilmiş olan Flushing Meadows TAAS Projesinde, ikincil atıksuyun vadoz zondaki azot gideriminin % 30-65 arasında olduğu ve hidrolik yüke bağlı olarak değiştiği gözlemlenmiştir (BOUWER v. d., 1980). Phoenix, Arizona, ABD deki "23. Avenue" TAAS Projesi'nde toprakda % 70 toplam azot arıtımı olduğu görülmüştür (BOUWER ve RICE, 1984).

Islak dönemler sırasında vadoz zonun üst bölgelerinde anaerobik koşulların oluşması nedeniyle nitrifikasyonun gerçekleşmesi tam olarak sağlanamamaktadır. Laboratuvar ölçeğindeki deneylerde ıslak dönemde toprak kolonun ilk birkaç santimetresinde moleküler oksijenin tükendiği görülmüştür. Öte yandan, TAAS öncesinde atıksuyun nitrifikasyondan geçirilmesi de başarılı bir strateji olamayabilmektedir; çünkü, nitrifiye olmuş atıksuda denitrifikasyonu sağlayacak biyolojik olarak giderilebilir organik karbon tükenmiş ya da çok azalmış olmaktadır (FOX v. d, 2000).

Laboratuvar deneyleri ayrıca TAAS'nin nitrifikasyon/denitrifikasyon tepkimelerini başarıyla gerçekleştirebileceğini; bunun için, azot türlerinin, organik karbon düzeyinin ve infiltrasyon havuzlarına sağlanan moleküler oksijenin dikkatli biçimde yönetilmesi gerektiğini ortaya koymuştur. Amonyak içeren filtre edilmiş birincil atıksuyun indirgeyici olarak nitrifiye olmuş ikincil atıksuya eklenmesi ve bu karışımın TAAS'ne verilmesi nitrifikasyon/denitrifikasyon ikilisinin başarılı biçimde gerçekleşmesini sağlamıştır. Ayrıca, anaerobik koşullar altında amonyak azotunun yükseltgenmesiyle denitrifikasyon gerçekleşebilmektedir (FOX v. d., 1998). Bu bulgular, proses dikkatli yönetildiğinde hem amonyağın hem de nitrat azotunun diazota tek basamakta dönüşebileceğini göstermektedir. Demir ve sülfid gibi diğer inorganik elektron donörleri, ototrofik denitrifikasyonun gerçekleşmesini sağlamaktadır (TILL v. d., 1998).

Yeraltı sularının nitrat düzeyini denetleyebilmek için sulak alanlarda ön arıtılmış atıksuyun TAAS'ne verilmesi ve çıkış suyunun da kullanma amaçlı olarak yeniden değerlendirilmesi umut verici bir seçenek olarak öne çıkmaktadır. Arizona'da (ABD) Orange İli Su İdaresi Prado Sulak Alanı'ndaki TAAS uygulamasında hemen hemen % 90'lık NO₃-N giderimi

gözlemiştir. Nitrifikasyon tepkimelerinin sulak alanların aerobik yüzey sularında gerçekleşmesi beklenir ve oluşan nitrat, oksijeni tükenmiş olan sedimanlar tarafından tüketilebilir. Sulak alan çıkış suyunda kalan nitrat da vadoz zonundaki düşey akışı sırasında sulak alan arıtımı yeterli organik karbon sağladığı için diazota çevrilebilir. Ardışık ya da birleşik sulak alan/TAAS projelerindeki denitrifikasyon veriminin tasarım ve işletim değişkenlerine bağlı olduğu düşünülmektedir. Bu etmenler sulak alandaki teorik bekleme süresi, sulak alan derinliği veya yüzey yükleme oranı, sulak alanın yaşı, bitki tipi, infiltrasyon havuzlarındaki ÇOK düzeyleri ve diğer etmenlerdir (FOX *v. d.*, 2000).

1.4.2 Organikler

Atıksuda bulunan organik madde miktarlarının belirlenmesinde iki temel yaklaşımdan biri tercih edilmektedir: organik maddelerin toplu biçimde niceliğinin belirlenmesi, veya tek bir organik bileşiğin ölçülmesi. Toplam Organik Karbon (TOK) ve KOİ yöntemleri atıksuda bulunan toplam organik miktarını belirlemek için kullanılan parametrelerdir.

Organik kimyasallar hareketlilik, uçuculuk ve topraktaki kalıcılık açısından birbirlerinden çok değişik özelliklere sahip olabilirler. TAAS'nde uçucu organikler uygulamadan önce buharlaşırlar, sadece çözülmüş ve partiküle organikler toprağa girebilirler. TAAS'nin giderim verimi belirli bir bileşiğin sistem içinden geçerken kimyasal ya da biyolojik olarak zararsız duruma çevrilebilmesine bağlıdır. Organik kimyasallar hidroliz, fotodekompozisyon, veya yükseltgenme/indirgenme tepkimeleriyle yapılarına bağlı olarak çeşitli derecelerde bozunurlar. Mikrobiyal bozunum esas olarak bakteri popülasyonu ve organik karbon düzeyinin yüksek olduğu toprak yüzeyinde gerçekleşir. Düşük organik karbon oranları vadoz zon ve akiferin derin bölgelerinde mikrobik etkinliği sınırlar (ANDELMAN *v. d.*, 1994).

TAAS konusunda yapılan laboratuvar, pilot ve gerçek ölçekteki çalışmalarda, organiklerin hem toplu biçimde ifade edildiği BOİ, KOİ, TOK ve ÇOK ölçümleri yapılarak bu kirlilik parametrelerinin giderimleri incelenmiş hem de birincil organik kirlenici bileşikler üzerine

araştırmalar yapılmıştır. Birincil atıksuların uygulandığı TAAS projelerinde BOİ, KOİ gibi global organik kirletici parametreleri sıklıkla izlenmiştir; birincil ve ikincil atıksularda organiklerin derişimleri yüksek olduğundan bu global parametrelerin izlenmesi toplam organiklerin gideriminde genel fikir vermektedir (BOUWER v. d. 1980; LANCE v. d.1980; BOUWER ve RICE, 1984; RICE ve BOUWER, 1984; VAN CUYK v. d, 2001). Ancak aynı tip suların uygulandığı ya da üçüncül atıksuyun uygulandığı projelerde toplam organik miktarlarını ana hatlarıyla ortaya koyan global parametreler yerine organik türlerini belirleyen ve belirli organik bileşikleri izleyen çalışmalar gerçekleştirilmiştir; bu çalışmalarla gerikazanan atıksuyun DA oluşturma potansiyeli ortaya çıkarılmıştır (FOX v. d., 1998; DREWES ve FOX, 1999; WESTERHOFF ve PINNEY, 2000; REEMTSMA v. d. 2000).

Geniş bir spektrumda sağlık etkileri oluşturabilecek olan bakiye organik kimyasallar üç başlık altında incelenebilir: (1) Su kullanıcıları tarafından atıksuya bırakılan yapay bileşikler ve suyun/atıksuyun klorlanması sırasında oluşan DA'nden oluşan *Sentetik Organik Bileşikler* (2) Halihazırda içme suyunda bulunan *Doğal Organik Maddeler* (3) Yüzey atıksu arıtma proseslerinde ve TAAS sırasında ortaya çıkan *znmş Mikrobiyal rnler*. ABD ve İsrail'deki araştırmacılar tam ölçekteki TAAS projelerinde organik kirleticilerin (alifatik ve aromatik hidrokarbonlar, tarım ilaçları, fitalatlar v.b.) toprak ve yeraltı suyunda varlıklarını ve etkilerini incelemek için araştırmalar yapmışlardır (MUSZKAT v. d., 1993; BOUWER v. d.; 1984).

TAAS prosesleri içerisinde nitrifikasyon/denitrifikasyon ve biyolojik organik giderimini gerçekleştiren mikrobiyolojik kültürün gelişmesi ve belirli bir olgunluğa ulaşması, sistemin genel arıtım verimi açısından önem taşımaktadır. Atıksu uygulamasına yeni başlanan bir TAAS sahasında organik gideriminin zamanla artarak standart ve yönetmeli değerlerine uyum sağlaması gerekmektedir.

WESTERHOFF ve PINNEY (2000) ABD (Arizona) Nogales'te bulunan *potansiyel TAAS sahalarından* toprak örnekleri alarak kolon çalışması gerçekleştirmişlerdir. Çalışmada

kullanılan toprak tipi *kumlu tındır*. İki değişik sahadan toprak alınmıştır: Calabahas Park (CP) ve Kino Springs (KS). Kullanılan atıksu 13 gün hidrolik bekletme süresi olan havalandırılmalı lagün, klorinasyon ve deklorinasyon prosesine sahip olan bir atıksu arıtma tesisinden elde edilmiştir. Kolonların simülasyon süreci boyunca üç değişik aşamadan geçtikleri belirtilmiştir: (1) *Gelişme Dönemi* (0-10. Haftalar), (2) *Aklımasyon Dönemi* (10.-35. Haftalar), (3) *Olgunlaşma Dönemi* (35.-64. Haftalar). Bu üç dönemin birbirinden ayrılması için *ÇOK giderim verimi* ve *infiltrasyon hızlarındaki değişim* kullanılmıştır. . Altmışdört haftalık çalışma sırasında infiltrasyon hızları düşmüş; ve mekanik olarak kolonların üst toprağını temizlemek için çaba gösterilmemiştir. KS ve CP kolonlarında sırasıyla Gelişme Dönemi'nde % 25, % 39, Aklımasyon Dönemi'nde % 66, % 39 ve Olgunlaşma Dönemi'nde % 73, % 59 ÇOK giderimi gözlenmiştir. TAAS kolonlarında Gelişme, Aklımasyon ve Olgunlaşma dönemlerinde sırasıyla CP kolonu için ÇOK giderim hızı 2,00, 2,17 ve 0,59 mg ÇOK/gün; KS kolonu için 1,30, 0,86 ve 0,43 mg ÇOK/gün olarak hesaplanmıştır (WESTERHOFF ve PINNEY, 2000). Çalışma, aynı bünyedeki topraklarda gerçekleşen değişik ÇOK giderimlerini göstermesi açısından önemlidir.

TAAS laboratuvar kolonlarında ÇOK'un bozunumu esas olarak biyogiderimle sağlanmaktadır. Potansiyel olarak hem aerobik hem de anaerobik biyobozunum kolonlarda gerçekleşebilmektedir; bu prosesler ÇOK'un mineralleşmesine, karbon dioksit ve biyokütle üretilmesine neden olmaktadır. Hücre sel solunumla üretilen maddeler (polisakaritler, amino asitler) de TAAS çıkış suyundaki ÇOK derişimine katkıda bulunur. ÇOK'un minerallerce sorpsiyonu veya topraktaki organik maddenin desorpsiyonu gibi mekanizmaların da etkisi olduğu düşünölmektedir; ancak bu mekanizmaların nicel olarak ÇOK derişimlerine katkıları ortaya konmuş değildir (WESTERHOFF ve PINNEY, 2000).

REEMTSMA v. d. (2000), WESTERHOFF ve PINNEY'in(2000) çalışmasından farklı olarak Berlin'de (Almanya) 19. Yüzyıldan beri atıksu uygulanan ve tarım için de kullanılmış bir sahadaki toprakla, saha ve laboratuvar ölçeğinde TAAS uygulaması gerçekleştirmişlerdir. Giriş suyu olarak iki tip atıksu kullanılmıştır: Birleşik Kanal Sistemi Taşkın Suyu ve

Üçüncül Atıksu. Birleşik Kanal Sistemi Taşkın Suyu'ndan gelen ÇOK, TAAS kolonuna verildikten sonra % 80 oranında giderilerek sistem çıkışı 7 mg/l olmuştur. Üçüncül arıtım çıkış suyunun verildiği TAAS kolonunda ise atıksuyun büyük oranda artıldıktan sonra sisteme verilmesinden kaynaklanan % 28'lik düşük bir ÇOK arıtımı gerçekleşmiştir. Sahada ve laboratuvar kolonlarında yapılan paralel çalışmada mikrobiyal giderimin iki sistemde de ve iyon değişimi, sorpsiyon ve desorpsiyonun ise sadece sahada etkili olduğu sonucuna varılmıştır (REEMTSMA v. d., 2000).

WESTERHOFF ve PINNEY'in (2000) bulgularıyla benzer biçimde toprak kolonların ÇOK giderim hızlarının kesikli ÇOK reaktörlerinininkinden çok olduğu belirtilmiştir. DREWES ve FOX (1999) toprak kolonlardaki yüksek ÇOK gideriminin genelde zor giderilebilir organik maddelerin bu ortamda stabilize edilmesine bağlamıştır. "Bakiye ÇOK" giderim hızlarının değişik TAAS proje sahalarının verimlerini karşılaştırmak için toplam ÇOK derişimlerinin incelenmesinden daha yararlı olabileceği belirtilmiştir (DREWES ve FOX, 1999).

DREWES ve FOX (1999), saha çalışmalarından elde ettikleri verilerle ÇOK derişiminin hareket süresinin fonksiyonu olarak değişimini gösteren bir model sunmuşlardır. Yeraltında beslenen suyun hareketi sırasında biyolojik olarak hızlı ayrışan ÇOK ilk 30 gün (Kısa Dönemli TAAS) içerisinde giderilirken; biyolojik olarak yavaş ayrışan ÇOK ilk 30 günden sonraki dönemde (Uzun Dönemli TAAS) içinde giderilebilmektedir. Bu sonuçlara dayanılarak akifer içinde organik kirletici taşınımı sırasında ÇOK derişimlerinde 500 günden önemli bir azalma önce beklenmemektedir. Mesa TAAS Projesi'nde (Arizona, ABD) tepkimeye girmeyecek ÇOK derişimi 1 mg/l olarak bulunmuştur. Toprak kolonlarla yapılan kısa süreli ve sahada yapılan uzun süreli TAAS çalışmaları sonucunda moleküler ağırlığı düşük olan ultra-hidrofilik bileşiklerin hızla giderildiği, zor giderilebilir organik bileşiklerin ise uzun süreli biyogiderime maruz kaldığı görülmüştür (DREWES ve FOX, 1999).

Foseptikten alınan atıksu örnekleri laboratuvarda hazırlanan TAAS'ne verilmiş ve BOİ₅, KOİ giderimleri incelenmiştir. Agregat içeren ve içermeyen topraklar (kum) kullanılarak

yapılan çalışma sonucunda agregat içeren ve içermeyen topraklarda BO₅ ve KOİ giderimlerinde önemli bir fark olmadığı ortaya çıkmıştır. Girişteki BO₅ ve KOİ değerlerinin sırasıyla 200-400 mg/l ve 300-400 mg/l arasında değiştiği laboratuvar ölçekli sistemde KOİ gideriminin % 96, BO₅ gideriminin ise % 82 olduğu belirtilmiştir. Bu giderim verimlerinin, daha önce literatürde verilen 6,7 cm/gün'lük hidrolik yüklemeve 78 günlük işletim sonunda, 75 cm'lik kum filtresi için, % 91'lik KOİ giderimi ile aerobik ve anerobik koşullarda sırasıyla elde edilen % 90 ve % 40'lık KOİ giderimleriyle uyumlu olduğu belirtilmiştir (VAN CUYK v. d., 2001).

Tam ölçekli TAAS çalışmalarındaki organik giderimleri uzun yıllardan beri izlenmektedir. Elde edilen laboratuvar ölçekli sonuçlar saha sonuçları ile tam olarak çakışmamaktadır; tam ölçekli TAAS projelerinde organik giderim oranlarının laboratuvar ölçeğinde ortaya konulanlardan daha yüksek olduğu da belirlenmiştir.

Denitrifikasyonun ve deklorinasyonun, gerçekleştirilen kolon çalışmaları sonucunda organik giderimi açısından TAAS etkinliğini iyileştirmediği görülmüştür. Ayrıca infiltrasyon hızı ya da bekleme süresi ile organik karbon giderim verimi arasında güçlü bir ilişki gözlenmemiştir (FOX v. d., 1998).

İşletimle ilgili olarak azot bölümünde söz edilen giriş azot derişimlerinin çıkışta aşılması durumu, organik karbon parametresinde de görülebilmektedir. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüsünün ilk uygulamasında kolonlarda çıkış TOK derişimi giriş TOK derişimini aşmıştır; kolon toprağında daha önceden yapılan kolonlardan bağımsız olarak gerçekleştirilen desorpsiyon testinde önemli olarak çözünebilir ÇOK varlığı görülmüştür. İlk döngüde böyle bir fenomenle karşılaşılması topraktaki çözünebilir karbonun desorpsiyonla besleme suyuna karıştığı biçiminde yorumlanabilir. Daha kısa süreli ıslak ve kuru döngüler sırasında (3 gün ıslak/ 4 gün kuru) çıkış TOK derişiminin diğer programlardakinden (7 ıslak/ 7 kuru, 3 ıslak/ 7 kuru ve 12 ıslak/ 7 kuru) daha az olduğu görülmüştür. 3 gün ıslak/ 4 gün kuru programı sırasında sıcaklıkların da düşmesiyle birlikte azalan biyofilm gelişiminin de etkisiyle çıkış TOK derişimi 5 mg/l olmuştur. 7 gün

ıslak/ 7 gün kuru, 3 gün ıslak/ 7 gün kuru ve 12 gün ıslak/ 7 gün kuru döngülerinde TOK derişimleri giriş derişimlerine yakın çıkmıştır. Bu yüksek rakamların muhtemelen kolon topraklarının üst kısmındaki biyofilm gelişiminden kaynaklandığı düşünülmektedir. TOK derinlik-derişim profili de en yüksek TOK derişiminin ıslak dönemin başlangıcında toprak yüzeyine yakın gerçekleştiğini ortaya koymaktadır. Bu, kuru dönemde kuruyan biyofilmden gelen organik maddenin suya karışması olayıyla aynı zamana denk gelmektedir. Bağımsız desorpsiyon testleri sonucunda biyofilmin besleme suyundaki organik karbonlara olan katkısının *5-10 mg/l ÇOK* olduğu belirlenmiştir. Biyofilmin gelişimi TAAS sürecinde kaçınılmaz olsa da organik karbon derişimlerine biyofilmin katkısı ancak *infiltrasyon hızları düştüğü zaman önemli olmaktadır*. Biyofilm tarafından tutulan karbon kütlesi infiltrasyon hızının fonksiyonu değildir; sadece düşük infiltrasyon zamanlarında karbon kütlesi toprağa sızan atıksuyun TOK derişimine önemli katkıda bulunmaktadır. Yüksek infiltrasyon hızlarında ise biyofilmden gelen katkı ihmal edilebilir boyuttadır. Zamana göre çizilen organik derinlik profillerinde akışa geçen organiklerin ilk etkisinin adsorpsiyon ve biyogiderimle durdurulduğu ve toprak kolonda ilerledikçe sabitleştiği görülmektedir. Biyolojik tepkimelerin inhibe edildiği kolonlarla biyolojik tepkimenin serbest bırakıldığı kolonlar karşılaştırıldığında ikincil atıksu uygulamasında ÇOK gideriminin en az *% 80'lik* bölümünün *aerobik biyokimyasal etkinlik*le gerçekleştiği görülmüştür. Doymuş koşullar altında bağımsız olarak gerçekleştirilen adsorpsiyon deneylerinde biyogiderilebilir ÇOK'ların diğer organiklere göre çok daha az adsorplandığı anlaşılmıştır (FOX v.d., 1998).

Çözünmüş oksijen ölçümleri, biyolojik aktivitenin en çok olduğu toprak yüzeyine yakın kısımlarda keskin düşüş göstermektedir. Oksijen profilleri toprağa uygulanan suyun kalitesine bağlıdır; yüksek oranda ÇOK içeren atıksularda artan derinliklerde daha hızlı ve yüksek bir moleküler oksijen düşüşü görülmektedir. İkincil atıksu uygulanan kolonlarda çözünmüş oksijen etkili biçimde giderilirken denitrifiye atıksu verilen kolonlarda çözünmüş oksijen düzeyi *1 mg/l* değerinin altına düşmemiştir. Denitrifiye atıksular genel olarak *5 mg/l* BÇOK yada BOİ içerdiği için anoksik koşulları oluşturmak için yeterli oranda BÇOK sağlayamamaktadır.

1.4.3 Fosfor

Besleme suyunda bulunan fosfatlar, demir, alüminyum veya kalsiyumla tepkimeye girerek amorf ve kristal formlara dönüşüp çökelirler, böylece ortamdan uzaklaştırılırlar. Düşük pH'larda demir ve alüminyum ile olan çökelme tepkimesi gerçekleşirken; alkali koşullarda kalsiyum fosfat tepkimesi baskın olmaktadır. Nötral koşullarda ise fosfat hareketliliği maksimumdur. Fosfor giderimi hızlı bir sorpsiyon tepkimesi ve yavaş bir çökelme tepkimesiyle gerçekleşmektedir. TAAS çıkışındaki fosfor derişimi, büyük ölçüde çözültideki fosfor bileşiklerinin çözünürlük katsayılarına, toprak özelliklerine ve atıksu yükleme hızına bağlıdır (ANDELMAN *v. d.*, 1994).

1.5 TAAS ile Konvansiyonel Atıksu Gerikazanım Teknolojilerinin Kıyaslanması

TAAS, yüksek kalitede su eldesi için mühendislik çalışmalarının ürünü olan konvansiyonel sistemlerin aksine doğal prosesleri kullanmaktadır. TAAS'nin giriş suyu genel olarak biyolojik (ikincil) arıtmadan geçerek katı ve organik içeriğinin çoğu giderilmiş olan atıksudur. Biyolojik arıtmadan geçen atıksuyun gerikazanımı için uygulanan konvansiyonel ileri arıtım teknolojileri kimyasal ekleme, kum filtrasyonu, aktif karbon adsorpsiyonu ve ters osmoz gibi membran arıtmalarıdır. Bu teknolojiler etkili olmalarına rağmen hem pahalıdırlar hem de enerji girdisi yoğun sistemlerdir. Ayrıca, kimyasal içeriği yüksek çamur ve yüksek derecede kirletici proses atıksularının da oluşmasına neden olmaktadır (FOX *v. d.*, 1998).

Organiklerin ve azotun giderimi temel olarak toprakta ve sedimanlarda var olan biyolojik proseslere dayanmaktadır. Yeraltı suyu kalitesi genel olarak yüzey suyu kalitesinden daha yüksektir; çünkü yüzeyden aşağıdaki su tablasına doğru sızma sırasında birçok doğal proses su kalitesini iyileştirmektedir. Akarsulardan pompalanan yüzey suyunun toprağa sızdırılarak içme suyu olarak kullanılmadan önce ham su kalitesinin daha da yükseltilmesi Avrupa'da sıkça görülen bir uygulamadır. Bu prosesler TAAS'nin

analoglarıdır. Toprakta sızarak birkaç metre derine inen biyolojik arıtım çıkış suyunun kalitesi, birçok yüzey suyuyla karşılaştırılabilir derecede iyileşmektedir. Toprakta suyun sızarak kat ettiği mesafe bazen 30-40 metre hatta daha fazla olabilmekte ve bu mesafe boyunca doğal proseslerin suyun kalitesini artırıcı etkileri de sürmektedir. Bazı durumlarda, TAAS'nin tarımsal kirleticiler tarafından kirletilmiş yeraltı su kaynaklarının kalitesini de iyileştirdiğine rastlanabilmektedir.

TAAS, yeraltı sularını besleyerek, konvansiyonel atıksu ileri arıtımının sağlayamayacağı bazı yararları da sağlayabilmektedir. Örneğin, yeraltına aktarılan su yıllarca saklanabilmektedir. Suyun yerüstü yerine yeraltında saklanması ise daha etkili ve verimlidir. Çünkü, yerüstünde saklanan sular buharlaşma ve kirleticilere maruz kalmaktadır. Konvansiyonel teknolojilerle geri kazanılan suyun doğrudan yeraltına aktarılması da bir seçenektir, ancak bu seçenek de konvansiyonel sistemlerin getirdiği yatırım ve enerji gereksinimlerini ortadan kaldırmamaktadır. Yeraltı sularının TAAS ile beslenmesi suyun geri kazanılması için gerekli olan masrafları da azaltmaktadır çünkü su tablası yükselmekte ve suyun yüzeye çekilmesi için gerekli olan enerji de azalmaktadır. Konvansiyonel teknolojilerle geri kazanılan su derhal kullanma suyu olarak devreye alınabilmektedir. Ancak, suyun saklanması gerektiği durumlarda pahalı yerüstü rezervuarlarının yapılması kaçınılmaz olmaktadır.

1.6 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

1.6.1 Amaçlar

1. ÇOK, KOİ, amonyak, nitrit, nitrat ve TF giderim verimlerinin izlenmesi ve değerlendirilmesi; bu çerçevede
 - a. Olgunlaşma sırasındaki ÇOK giderim veriminin değerlendirilmesi,
 - b. 3 gün ıslak/ 4 gün kuru ve yavaş sürekli infiltrasyon sırasındaki KOİ giderim verimlerinin incelenmesi,

- c. Nitrit, nitrat ve TF giderim verimlerinin 7 gün ıslak/ 7 gün kuru, 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri ve yavaş sürekli infiltrasyon sırasında değerlendirilmesi,
- d. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru ve 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında amonyak giderim verimlerinin izlenmesi,

2. SCL, LS ve SL topraklarının kirletici giderim verimlerinin kıyaslanması,

3. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru, 3 gün ıslak/ 4 gün kuru ve yavaş sürekli infiltrasyon işletim programlarının kirletici giderim verimlerinin kıyaslanması.

Çalışmanın ikinci derecedeki diğer amaçları ise şunlardır:

1. Toprak kolonların

- a. İşletim programları sırasında hidrolik yükleri ve infiltrasyon hızları,
- b. Düşük hızlı infiltrasyon sırasında topraktaki su basıncı ve hacimsel su içeriği,

gibi hidrolik işletim parametrelerinin belirlenmesi,

2. Biyofilm oluşumunun göstergesi olan üst toprak organik içeriğinin izlenmesi,

3. Benzer bünyedeki topraklarda yüksek ve düşük çözünmüş oksijenin 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında kirleticilerin giderimine etkisinin değerlendirilmesi

4. Elde edilen deneysel veriler ışığında TAAS'nin Türkiye'de uygulanabilirliğinin değerlendirilmesi

1.6.2 Kapsam

TAAS konusunda literatürde genellikle laboratuvar, pilot ve saha ölçeğindeki deneysel çalışmalar ile modelleme ve optimizasyon türü teorik çalışmalar yer almaktadır. Bu proje,

TAAS'nin laboratuvar ölçeğinde benzetişimini sağlayacak ve su akış rejimi ile su kalitesindeki değişimin gözlemlenmesi için kurulmuş olan 1 m yüksekliğinde ve 0,15 m çapındaki toprak kolonlar ile yapılan deneysel çalışmaları içermektedir. Toprak kolonları Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisi (AMAAT) çıkış suyu ile beslenerek TAAS nin değişik hidrolik işletim koşulları ve değişik toprak tipleri altında ortaya koyduğu performans incelenmiştir. Bu amaçla, kolonlarda kumlu killi tın (SCL), tınlı kum (LS) ve kumlu tın (SL) olmak üzere üç değişik bünyede toprak kullanılmıştır. Kolonlar üzerinde değişik derinliklere konulan su numunesi alma ve tensiyometre düzenekleri aracılığıyla kolonlardaki su akış rejimi ve su kalitesindeki değişimler gözlemlenmiştir.

Deneysel düzenek *olgunlaşma, hızlı kesikli infiltrasyon ve yavaş kesintisiz infiltrasyon* olmak üzere birbirini takip eden 3 ayrı aşama halinde işletilmiştir. Kolonlara olgunlaşma aşamasında mikrobiyal aktivitenin gelişmesini sağlamak amacıyla bir süre birincil atıksu, çalışmanın diğer aşamalarında ise ikincil atıksu uygulanmıştır. Hızlı kesikli infiltrasyon aşamasında TAAS işletim programı *7 gün ıslak/ 7 gün kuru ve 3 gün ıslak/ 4 gün kuru* döngülerini içermekte iken yavaş sürekli infiltrasyon aşamasında atıksu uygulaması toprakta kısmi suya doygunluğu sağlayacak şekilde kesintisiz olarak (sürekli) yapılmıştır. Kolonlar değişik işletim şartları altında çalıştırılmak suretiyle, TAAS'ne giriş ve değişik noktalardaki çıkış suyunda Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK), amonyak, nitrit, nitrat, Toplam Kjeldahl Azotu (TKN) ve Toplam Fosfor (TF) gibi kirlilik parametreleri izlenmiştir. TAAS işletim programı (*7 gün ıslak/ 7 gün kuru, 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri ve sürekli atıksu uygulaması*) her bir kolona aynı anda uygulanmıştır.

Çalışmada kullanılan topraklar daha önce TAAS uygulamasından geçmediği için, projenin ilk aşamasında toprakların mikrobiyal anlamda olgunlaşma ve aklımasyonuna yoğunlaşmıştır. Önce birincil ve sonra da sentetik atıksu uygulamalarıyla olgunlaşma süreci hızlandırılmaya çalışılmıştır. İşletim programlarının kirlilik parametrelerinin giderim verimlerine etkisi ölçülmüştür. Azot türleri ve özellikle nitrat, yeraltı sularının içme suyu standartlarına uymamasının nedenlerindedir (FOX v. d., 1998). Nitrifikasyon,

denitrifikasyon ve amonyak adsorpsiyonunun kolonların değişik derinliklerindeki değişimini görmek için amonyak, nitrit, nitrat ve TKN ölçümleri yapılmıştır. Gerikazanılan sulardaki ÇOK klorla tepkimeye girerek kanserojen dezenfeksiyon ara ürünleri (örneğin, trihalometanları) oluşturmaktadır. Bu bileşikler ise ABD Çevre Koruma Ajansı, Avrupa Birliği ve Dünya Sağlık Örgütü tarafından denetlenmektedir (WESTERHOFF ve PINNEY, 2000). Toprakta mikrobiyal gelişimin gerçekleşmesiyle birlikte ÇOK giderilmektedir. Bu yüzden ÇOK ölçümlerinin gerçekleştirilmesi olgunlaşma sürecinin izlenmesini sağlamaktadır. Çıkış ÇOK derişimindeki ve infiltrasyon hızındaki azalmalar mikrobiyal popülasyonun gelişmesini işaret etmektedir. ÇOK giderimi, infiltrasyon hızındaki azalma ve bunların toprak kolonlarının olgunlaşmasıyla ilişkileri çalışma kapsamında incelenerek tartışılmıştır.

KOİ atıksuların kirleticilik kapasitelerini belirlemede sıkça kullanılan bir göstergedir. Bu bakımdan, iyileştirilen atıksuların KOİ içerikleri de benzer şekilde ilgili yönetmelik ve standartlara uymak durumundadır. Gelişmiş ülkeler atıksuların ikincil arıtımında başarı sağlamışlardır; bu yüzden, KOİ veya BOİ giderimi bu ülkelerde sıcak araştırma konuları olmaktan çıkmıştır. Ancak, gelişmekte olan ülkelerde hala ikincil arıtımın eksikliği sorun yaratmaktadır. Bu yüzden, BOİ veya KOİ giderimi hala önemli bir konu olma özelliğini korumaktadır. İDELOVİTCH ve MİCHAİL (1984) TAAS'nde partiküler KOİ gideriminin % 100 olduğunu belirtmişlerdir; öte yandan çözünmüş KOİ giderim veriminin de % 76 olduğunu ortaya koymuşlardır. WISWANATHAN *v. d.* (1999) pilot ölçekli TAAS uygulamasında KOİ giderim verimini % 70 olarak bildirmişlerdir. Son laboratuvar ölçekli TAAS çalışmalarında Toplam Organik Karbon (TOK) ve ÇOK giderim verimleri üzerine yoğunlaşmıştır. Bu çalışmada ÇOK, KOİ ve TF giderim verimleri değişik işletim koşulları altında incelenmiştir (Örneğin, ıslak/kuru döngüler ve sürekli atıksu uygulaması).

Islak/kuru döngüler (hızlı kesikli infiltrasyon) ve sürekli atıksu uygulaması (yavaş kesintisiz infiltrasyon) TAAS'nin iki değişik işletim tipidir. Islak/kuru döngüler üst toprağın tıkanmasını engelleyerek aerobik/anaerobik koşulların ardışık şekilde oluşmasını ve böylece denitrifikasyonun gerçekleşmesini sağlamaktadır. Islak/kuru döngülerle

karşılaştırıldığında sürekli atıksu uygulaması daha az hidrolik yük ile gerçekleştirilmektedir. Sürekli atıksu uygulamasında toprak kısmi doygunluk koşullarında bulunduğu için üst toprak sürekli olarak havalandırılarak nitrifikasyon desteklenmekte ve daha derinlerde ise anaerobik koşullar sağlanarak denitrifikasyon gerçekleştirilmektedir.

2. MATERYAL VE YÖNTEMLER

Raporun bu bölümünde TAAS projesi sırasında kullanılan yöntem ve araçlar sunulmaktadır. Sırasıyla, toprak kolonlarının inşası ve işletimi, kullanılan toprak ve atık suyun özellikleri ve laboratuvar analizlerinin detayları hakkında bilgiler sunulmaktadır.

2.1 Laboratuvar Toprak Kolonları

Laboratuvar kolonlarında üç tip toprak kullanılmıştır: kumlu killi tın (SCL), tınlı kum (LS) ve kumlu tın (SL). SCL tipi doğal toprak Ankara-Gölbaşı'ndan Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü personelinin yardımıyla elde edilmiştir. Diğer toprak tipleri LS ve SL için doğal toprak elde edilemediğinden bu bünyedeki topraklar doğal SCL toprağının kum ile karıştırılması yoluyla elde edilmiştir. Bu amaçla Gölbaşı (SCL) toprağı 2,0-0,053 mm aralığında danecik büyüklüğüne sahip doğal kum ile karıştırılmıştır. Kolonlarda kullanılan toprakların 2 mm nin üzerinde kaba danecik içermemesi için 2 mm lik elekden geçen topraklar kolonlara yerleştirilmişlerdir. Kolonlar akrilik malzemeden yapılmış olup yüksekliği 100 cm iç çapı ise 13,5 cm dir.

SCL toprak örneği Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü Laboratuvarı'nda analiz edilmiştir. A.B.D. Tarım Bakanlığı sınıflandırmasına göre SCL olarak adlandırılan bu toprak % 56,72 kum, % 23,28 kil ve % 20,00 silt içermektedir. LS and SL topraklarının hazırlanmasıyla ilgili işlemler ayrıntılı olarak **Ek 2'de** verilmiştir.

Toprakların kolonlara doldurulması sırasında aşağıdaki işlemler yapılmıştır:

- Toprakların kolonlara doldurulmasından önce kolon tabanlarına tel filtreler yerleştirilmiştir. Böylelikle uygulama sırasında toprakların kolon çıkışından akması ya da çıkışı tıkanması engellenmiştir,
- Toprak 3 cm'lik katmanlar biçimde sıkıştırılarak kolonlara doldurulmuştur,
- Kolonlar nihai toprak derinliği 88 cm oluncaya kadar toprakla doldurulmuştur,

d. Herbir kolona doldurulan toplam toprak kütlesi ölçülmüştür.

Kolonların toplam toprak kütlesi ve bazı fiziksel özellikleri Tablo 2.1'de verilmiştir.

Tablo 2.1: Kolonlardaki Toprak Kütlesi, Toplam Toprak Hacmi, Hacim Ağırlığı, Gözeneklilik, Toplam Gözenek Hacmi

Kolon	Toprak Kütlesi (kg)	Toplam Toprak Hacmi (L)	Hacim Ağırlığı (g/cm ³)	Gözeneklilik	Toplam Gözenek Hacmi (L)
Kumlu Tın	18,21	12,5 ^a	1,46	0,45	5,625
Tınlı Kum	22,28		1,78	0,33	4,125
Kumlu Killi Tın	16,10		1,29	0,51	6,375

^a Kolonlarda Kullanılan Numune Kabı ve Tensiyometre Parçaları bu hacme dahil değildir.

Kolonlara değişik derinliklerde seramik malzemedan yapılmış su numune alma ve tensiyometre kapları yerleştirilmiştir. Bu numune kapları ve tensiyometreler Soilmoisture Equipment Corporation'dan sağlanmıştır. Soilmoisture Equipment Corporation'ın katalog numarası 0652X04-B01M3 olan yuvarlak altlı seramik kapları "numune kabı" olarak kullanılmıştır. Bu kapların özellikleri aşağıda verilmiştir:

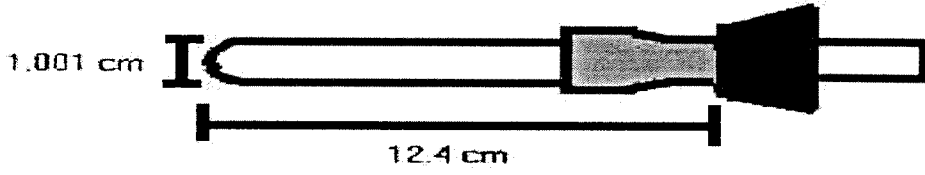
Hava Giriş Değeri: 1 Bar, Yüksek Akış

Dış Çap: 1,001 cm

Uzunluk: 10,000 cm

Et Kalınlığı: 0,160 cm

Numune kaplarının kullanıma hazır hale getirilmesi için bakır boru, kauçuk hortum ve lastik tıpa gibi yardımcı malzemeler kullanılmıştır. Kolonlara yerleştirilen numune kaplarının biçimi aşağıdaki çizimde verilmiştir (Şekil 2.1):



Şekil 2.1: Su numunesi alma kabının yandan görünüşü

Tensiyometrelerin yapımında da aynı firmanın katalog numarası 0640X05-B01M1 olan poroz seramik silindirleri kullanılmıştır. Bu seramik silindirlerin özellikleri aşağıda verilmiştir:

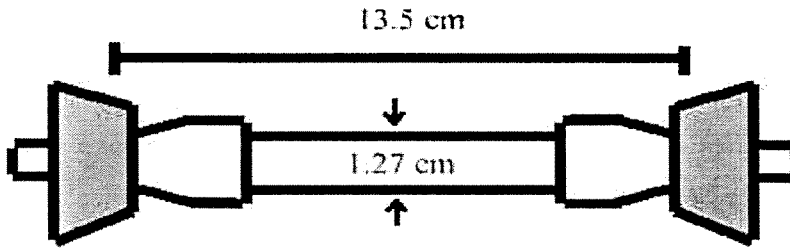
Hava Giriş Değeri: 1 Bar, Standart akış.

Dış Çap: 1.27 cm

Uzunluk: 27.940 cm

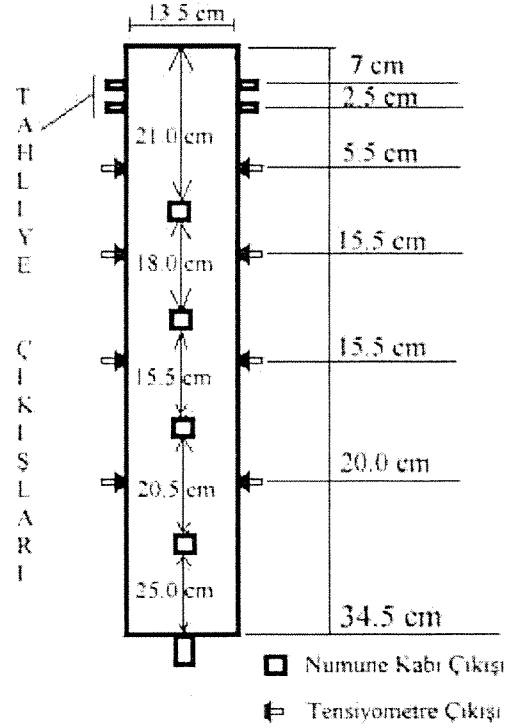
İç Çap: 0.953 cm

Tensiyometrelerin hazır hale gelmesi için bakır boru, kauçuk hortum ve lastik tıpa gibi yardımcı malzemeler kullanılmıştır. Temin edilen seramik silindirlerin uzunluklarının kolon iç çaplarını aşması nedeniyle silindirler uygun uzunlukta kesilerek tensiyometreler oluşturulmuştur. Kolonlara yerleştirilen tensiyometrelerin biçimi aşağıdaki çizimde verilmiştir (Şekil 2.2):



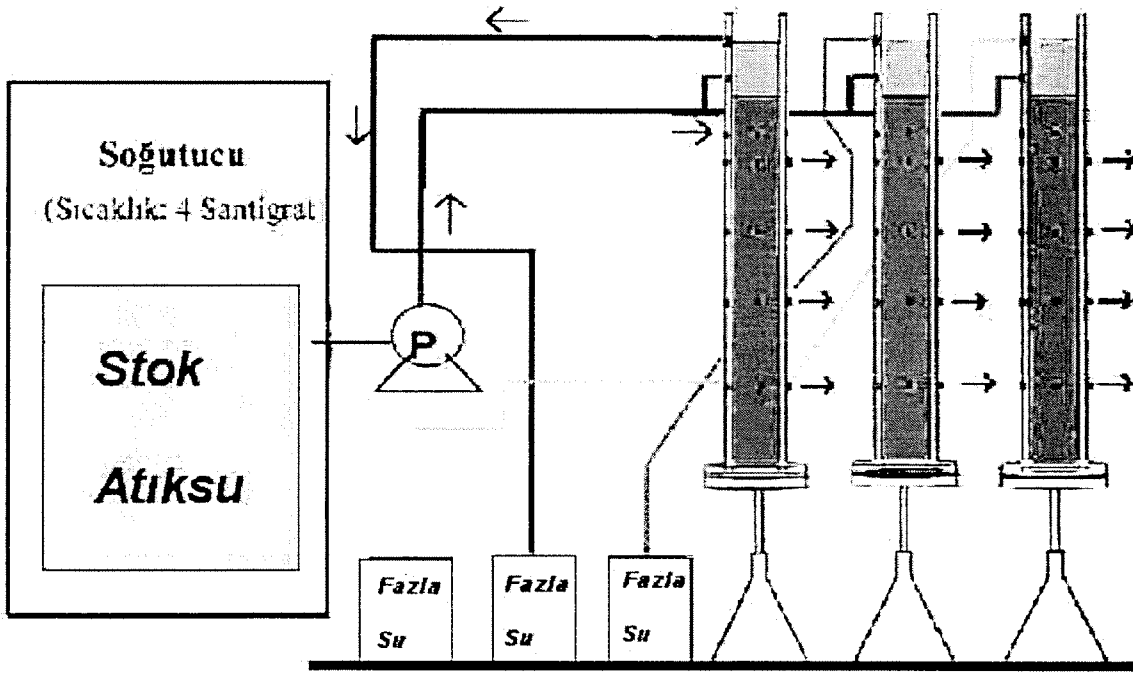
Şekil 2.2: Tensiyometrenin yandan görünümü

Kolonlardaki numune kabı ve tensiyometre çıkışlarının yüksekliklerinin belirlenmesi için literatürde TAAS ile ilgili deneysel çalışmalar irdenelerek bu çalışmada kullanılan düzenekler tasarlanmıştır. Sonuç olarak birbirinin kopyası olacak biçimde toplam üç adet kolon inşa edilmiştir. Her bir kolon aşağıdaki düzenekleri içermektedir: dört adet tensiyometre, dört adet numune kabı, bir adet kolon altı çıkışı, iki adet kolon üstü sabit yük tahliye çıkışı. İnşaatı tamamlanmış bir kolonun görünümü Şekil 2.3 verilmektedir. Şekilden de görüleceği gibi, sabit yük tahliye çıkışları iki farklı yüksekliğe yerleştirilmiştir. Bu çıkışlar kolonun en üst noktasından 7 cm ve 9.5 cm aşağıya konulmuştur. Numune kaplarının çıkışları ise kolonun en üst noktasından sırasıyla 21, 39, 54,5 ve 75 cm aşağıya yerleştirilmiştir. Tensiyometre çıkışları kolonun en üst noktasından sırasıyla 15, 30,5, 45,5 ve 65,5 cm aşağıya konulmuştur.



Şekil 2.3: TAAS kolonunun önden görünüşü

TAAS Deneysel Düzeneğinin nihai hali mevcut işlevsel bileşenlerini de içerir durumda bir bütün halinde Şekil 2.4' de sunulmuştur. İşletim kolaylığı açısından ve tüm kolonların aynı stok atıksu tankından beslenebilmesi için düzenekte kolonları besleyecek tek atıksu stok tankı kullanılmıştır. Öte yandan deneysel düzeneğin işleme başlatılmasıyla birlikte su ısıtıcısına gerek olmadığı belirlenmiştir. Çünkü, soğutucudan çıkan atıksu, düşük bir hızla peristaltik pompa hortumları içinde seyretmekte ve istenilen 20 °C'lik sıcaklığa ortandan aldığı ısı ile ulaşabilmektedir.



Şekil 2.4: TAAS deneysel düzeneği

Şekil 2.4 sunulan TAAS düzeneği aşağıda sunulan bileşenleri içermektedir:

- 1 adet soğutucu
- 1 adet su ısıtıcısı
- 3 adet fazla su tankı

- d. 3 adet taşkın filtreden geçmiş atıksu tankı
- e. 1 adet peristaltik pompa
- f. 3 adet toprak kolonu
- g. 3 adet manometre
- h. 3 adet el vakum pompası

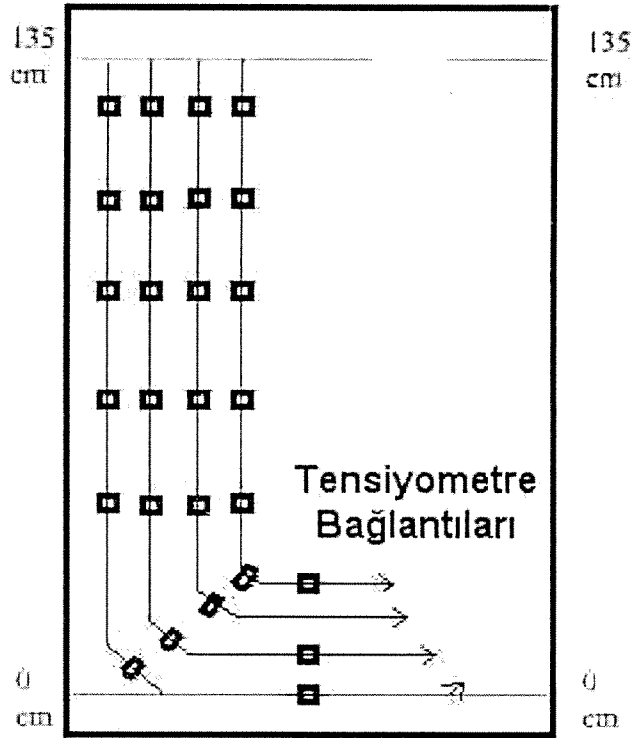
Su ısıtıcısı yukarıda belirtilen gerekçeden dolayı çoğunlukla kullanılmamıştır. Düzeneğin işletilmeye başlandığı ilk dönemde kısa bir süre için üç ayrı atıksu stok tankından atıksu çekilmiştir. Ancak bu uygulamaya son verilerek tek stok tanktan kolonların beslenmesine başlanmıştır. Taşkın çıkışlarından kolon dışına alınan atıksu ise taşkın atıksu tanklarında toplanarak belirli aralıklarla (her gün yada gün aşırı) ana stok tankına döndürülmüştür. İşletimin önemli bir bölümünde ikinci bir peristaltik pompa sağlanabilmiştir. Bu pompayla tensiyometrelerin işlevselleştirilmesi ve taşkın atıksuyun anında atıksu stok tankına geri basılması sağlanmıştır.

TAAS çalışması sırasında kullanılan manometrelerin görünümü Şekil 2.5 de sunulmuştur. Tensiyometre/manometre sisteminin etkinleştirilmesinde bazı güçlükler yaşanmıştır. Bu tip güçlüklerin olası yeni toprak kolon çalışmalarında araştırmacıların planlarını aksatmaması için bazı önemli noktaların belirtilmesine gerek duyulmuştur:

- a. Manometrelerde kullanılacak sudan çözünmüş gazların uzaklaştırılması büyük önem taşımaktadır. Bu amaçla tensiyometrelerde kaynatılmış su kullanılması bir çözüm olabilir.
- b. U tipi manometre yerine L tipi (Şekil 2.5) manometre kurulmalıdır. Aksi halde, manometre hortumunun büküldüğü dirsek noktasında su basıncının düşmesi, manometre sıvısının içinde çözünmüş bulunan havanın su fazından gaz fazına geçmesine ve böylece biriken hava kabarcığının manometrenin *sağlıklı biçimde işlemesine* engel olmasına yol açmaktadır,
- c. Manometre/tensiometre sistemi işlevselleştirilirken, basınçlı su uygulanarak ortamın tümüyle su ile doldurulması ve havanın tensiyometre ucundan atılması

işlemi uygulanarak, sisteme yeniden hava girmesi önlenmelidir. Tensiyometrenin kör ucu hava geçirmeyecek biçimde suya dayanıklı yapıştırıcı kullanılarak kapatılmalıdır.

TAAS kolonuna monte edilen oksijenmetre cihazı işletim sırasında kullanılmıştır. Bu araç, kolon girişi ve çeşitli derinliklerinden alınan su örneklerindeki çözülmüş oksijen derişimlerini belirleyerek aerobik mikrobiyal aktivitenin izlenmesinde önemli yarar sağlamıştır. Oksijenmetre, ODTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü'nün denizden yüksekliği olan 915 metre ve orta salinite koşullarında çalıştırılmıştır.



Şekil 2.5: TAAS manometre önden görünüşü

2.2 Toprak Analizleri

Toprak analizleri Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü Ankara Araştırma Enstitüsü Toprak Laboratuvarı'nda gerçekleştirilmiştir; analizler kurumun standart yöntemleri ile yapılmıştır. Toprak örnekleri aşağıdaki parametreler için analiz edilmiştir:

- Suya doygunluk oranı,
- Doymuş toprağın pH'sı,
- Organik madde oranı,
- Katyon Değişim Kapasitesi,
- Bünye yapısı(Kum, silt ve kil içerikleri).

Toprak bünyeleri Tablo 2.2'de, fiziksel ve kimyasal özellikler Tablo 2.3'de sunulmuştur.

Tablo 2.2: Toprak Bünye Bilgileri

Örnek	Kum (%)	Silt (%)	Kil (%)	USDA Sınıflandırması
SCL	53.28	24.00	22.72	SCL , kumlu killi tın
LS	78.28	10.64	11.08	LS , tınlı kum
SL	70.28	14.64	15.08	SL , kumlu tın

Tablo 2.3: Toprakların Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Örnek	Suya Doygunluk (%)	Doymuş Toprak pH sı	Organik Madde (%)	KDK (Me/100 g)
SCL	47,5	8,02	2,25	16,80
LS	30,5	8,27	0,78	9,40
SL	35,0	8,20	1,43	13,80

Kolonların üst toprağı toplam organik karbon içeriğinin belirlenmesi için analiz edilmiştir. Bu parametre üst toprakça tutulan ya da adsorbe edilen organiklerin ve toprak danelerine bağılı biyofilmin birlikte ölçülebilmesi için kullanılmaktadır. Uçucu AKM analizi askıdaki karma kültürlerin niceliğinin belirlenmesinde kullanılmaktadır. Toplam organik içerik analizi uçucu AKM analiziyle benzer prosedüre sahiptir (ALSMADİ ve FOX, 2000). Toplam organik içeriğinin belirlenmesinde aşağıdaki prosedür kullanılmıştır:

- a. Toprak üst yüzeyi fazlaca bozulmadan 3 ila 5 g toprak örneğı alınır,
- b. Metot 2540 D kullanılarak örnekteki Toplam Katılar belirlenir (EATON v. d., 1995),
- c. Metot 2540 E kullanılarak Uçucu Katılar (Organikler) belirlenir (EATON v. d, 1995)

Toplam Organik İçerik organik kütesinin toprak parçacıklarının kütesine bölünmesiyle ifade edilmektedir.

2.3 Atıksu Analizleri

Bu çalışmada kullanılan atıksu AMAAT'nden alınmıştır. AMAAT'ndeki atıksu arıtma sistemi birbirine paralel olarak çalışan 2 ½ aktif çamur hattından oluşan *konvansiyonel biyolojik arıtmaya* dayanmaktadır. Her hatta 4 adet tankı olmak üzere toplam 10 havalandırma tankı işletimdedir. Giriş suyu önce kaba ve ince ızgaralardan daha sonra da havalandırma kum tutucu ve birincil çökeltme tanklarından geçirilmekte ve böylece önarıtım tamamlanmış olmaktadır. Birincil çökeltme tanklarından savaklanan atıksu havalandırma ve ikincil çökeltme tanklarından geçirdikten sonra Ankara Çayı'na boşaltılmaktadır (SİN, 2000).

Birincil atıksu (AMAAT birincil çökeltme tanklarının çıkış suyu) kolonların olgunlaştırılması; ikincil atıksu ise hızlı kesikli ve yavaş sürekli infiltrasyon programları sırasında kullanılmıştır.

Literatürde TAAS işletiminin incelenmesinde değişik ıslak/kuru döngüler kullanılmıştır. Kuru dönemin sadece 4 günle sınırlanması durumunda nitrifikasyonun tamamlanamadığı bildirilmiştir; kuru dönemin 7 güne çıkarılması amonyağın oksijenle temas süresini arttırarak nitrifikasyonun tamamlanmasını sağlamıştır. Denitrifikasyonun da tam olarak gerçekleştirilebilmesi için 12 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüsü kullanılmıştır; uzun sürecek bir ıslak dönemin toprakta anoksik koşulları sağlayacağı öngörülerek yapılan bu uygulama ikincil atıksuda yeterli oranda organik bulunmaması nedeniyle denitrifikasyon tamamlanamamıştır (FOX *v. d.*, 1998). 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüsünün infiltrasyon hızı, 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüsüne oranla daha yüksek gerçekleşebilmektedir; uzayan kuruma süreleri toprakta yeniden çatlaklar oluşmasına neden olarak infiltrasyon hızının daha yüksek olmasını sağlamaktadır (HOUSTON *v. d.*, 1999; FOX *v. d.*, 1998). Ancak, ıslak döngülerin kısaltılmasıyla (örneğin üç gün) yosun büyümesinin azalacağı ve böylece tıkaçıcı kaymak tabakanın gelişiminin en aza indirgeneceği de ileri sürülmüştür (HOUSTON *v. d.*, 1999). Yukarıdaki bilgiler ışığında 3 gün ıslak/4 gün kuru ve 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngülerinin bu çalışmada kullanılmasına karar verilmiştir.

ÇOK derişimi ve infiltrasyon hızları mikrobiyal etkinliğin göstergesi olarak kullanıldığı için birincil atıksuyun ÇOK derişimi olgunlaşma dönemi için önemli bir parametredir (WESTERHOFF ve PINNEY, 2000). Bu yüzden birincil atıksu sadece ÇOK derişiminin belirlenmesi için analiz edilmiş; diğer kirlilik parametrelerinin ölçümü gerçekleştirilmemiştir. TAAS uygulaması sırasında kullanılan atıksular ve bu suların niteliği Tablo 2.4'de verilmiştir.

Çökeltme tanklarından alınan atıksu 20 L hacmindeki plastik tanklarda saklanmıştır. AMAAT, deneysel düzeneğin kurulu olduğu ODTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü'nden 40 km kadar uzaktadır. Bu yüzden atıksular belirli uygun aralıklarla temin edilmiştir. Her seferde 100 ± 20 L taze atıksu laboratuvara getirilmiştir. Birincil atıksu kaba kağıt filtre kullanılarak filtrelenmiş ve böylece Askıdaki Katı Madde (AKM) içeriği azaltılarak üst toprağın çabuk tıkanma riski azaltılmıştır. İkincil atıksu ise uygulamadan önce böyle bir ön işlemde geçirilmemiştir. Atıksu uygulama öncesi soğutucularda saklanmıştır. Daha

uzun saklama süreleri için ise bir kısım atıksu örneği dondurulmuştur. Atıksu örneklerine herhangi bir koruyucu ya da kimyasal eklemesi yapılmamıştır. Atıksu örneklerinin belirli bir süre ODTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü'nde saklanması ve bu süre sonunda TAAS düzeneğine verilmesi nedeniyle atıksuyun kalite parametreleri (özellikle azot türleri) kısmen değişmiş olabilir. *Sonuç olarak projede belirtilen TAAS atıksu giriş parametre değerlerinin birebir AMAAT'nin çıkış suyu olduğu söylenemez.*

Atıksu, ÇOK, KOİ, NH₃, NO₂, NO₃, TKN, TF gibi su kalitesi parametrelerinin ölçülmesi için analiz edilmiştir. Her bir parametrenin ölçümünde kullanılan method aşağıda sunulmuştur:

- a. ÇOK analizi *5310-B Metoduyla* gerçekleştirilmiştir (EATON v. d. 1995). Örnekler 0.45-µm filtreden geçirildikten sonra analiz edilmiştir. HCl kullanılarak örneklerin pH'sı 2'nin altına indirilmiştir.
- b. KOİ analizi *5220-D Metoduyla* gerçekleştirilmiştir (CLESCERI v. d. 1989). Düşük aralık KOİ ölçümleri söz konusu olduğu zaman yöntemde bazı değişiklikler olmaktadır. Reaksiyon çözeltisinde K₂Cr₂O₇ *10,216 g* yerine *1,0216 g* oranında kullanılmaktadır. ABD Çevre Koruma Ajansı tarafından onaylanmış HACH firmasına ait KOİ Düşük Aralık ölçüm kitleri de çalışmalar sırasında kullanılmıştır.
- c. NH₃ analizi Standart Yöntemlerden *4500-C* kullanılarak gerçekleştirilmiştir (CLESCERI v. d. 1989). Amonyak azotunun tayininde kullanılan Nesslerizasyon Yöntemi 20 µg/l değerine kadar hassas ve doğru ölçüm yapabilmektedir. Tablo 2.4 te görüldüğü üzere amonyak azotunun sisteme giriş derişimi yöntemin ölçüm sınırının biraz altında gerçekleşmiştir. Bu durumun en önemli nedeni atıksuyun bir süre saklanması ve bu süre içerisinde amonyak azotunun diğer azot türlerine dönüşmesi olarak söylenebilir. *Sonuç olarak bu çalışmada amonyak azotunun giderim verimlerinin yüksek amonyak azotu içeren atıksularda da gerçekleşeceği tartışmalıdır.*
- d. NO₂ analizi ABD Çevre Koruma Ajansı tarafından onaylanmış olan HACH firmasına ait hazır ölçüm kitleriyle gerçekleştirilmiştir (Katalog Numarası: NitriVer3 1406599).

Tablo 2.4: TAAS Uygulamasında Atıksu Tipleri ve Giriş Suyu Niteliği

İşletim Dönemi	Atıksu Tipi	ÇOK (ppm)	KOİ (ppm)	NO ₂ -N (ppm)	NO ₃ -N (ppm)	NH ₃ -N (ppb)	TKN (ppm)	TF (ppm)
Olgunlaşma	Birincil	55,6 ± 24,4	-	-	-	-	-	-
	Sentetik	-	1000 (*)	-	-	-	-	-
7 gün ıslak/ 7 gün kuru	İkincil	-	-	1,066 ± 0,308	10,8 ± 2,60	17,7 ± 1,21	-	2,69 ± 0,09
3 gün ıslak/ 4 gün kuru	İkincil	23,7 ± 4,1	45 ± 4,6	0,821 ± 0,386	9,2 ± 0,22	21,1 ± 0,54	24,6	5,42 ± 0,12
Yavaş Hızlı İnfiltrasyon	İkincil	-	41 ± 5,1	0,738 ± 1,223	5,37 ± 0,31	-	30,7 ± 5,45	3,62 ± 0,07

(*): Peptonun Kimyasal Denge ile Hesaplanan KOİ yükü

- e. NO₃ analizi ise yine ABD Çevre Koruma Ajansı tarafından onaylı HACH hazır ölçüm kitleri kullanılarak yapılmıştır (Katalog Numarası: NitraVer5 1403499).
- f. TKN analizi *4500-B Metoduyla* gerçekleştirilmiştir (EATON v. d. 1995) .
- g. TF analizi ise örneklere öncelikle *4500-P B.5. Metodu* sonra da *4500-P E. Metodu* uygulanarak yapılmıştır (EATON v. d. 1995) .

Bu parametreler kullanılarak giriş atıksuyunun kompozisyonu ve niteliği belirlenmiştir. Örneklerin saklanması için 75 ml hacme sahip teflon şişeler kullanılmıştır. Nitrit ve nitrat

analizinin ardından saklanması gereken örnekler asitlenerek korunmuştur. Koruma işlemi için sülfürik asit kullanılmıştır. Ancak, ÇOK örnekleri hiçbir zaman sülfürik asit kullanılarak saklanmamıştır; çünkü sülfürik asit ÇOK ölçüm yöntemini olumsuz olarak etkilemektedir. Uzun süreli örnek saklama durumunda örnekler dondurulmuş ve analizden önce çözülmüştür. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru, 3 gün ıslak/ 4 gün kuru ve yavaş hızlı kirlilik parametrelerinin ölçüm sıklığı Tablo 2.5 de verilmiştir.

Tablo 2.5 Hızlı ve Yavaş İnfiltrasyon Sırasında Kirlilik Parametrelerinin Ölçüm Sıklığı

İşletim Dönemi	Döngü Numarası	ÇOK Ölçüm Adedi	KOİ Ölçüm Adedi	NO ₂ -N Ölçüm Adedi	NO ₃ -N Ölçüm Adedi	NH ₃ -N Ölçüm Adedi	TKN Ölçüm Adedi	TF Ölçüm Adedi
7 gün ıslak/ 7 gün kuru	1			1	2			
	2		*	2	2		*	1
	3			2	1	1		2
3 gün ıslak/ 4 gün kuru	1		1	1	1	1		1
	2		2	2	2	2		2
	3		2	2	2	2		1
	4		1	1	1			
	5		1	1	1	1		1
	6	1	1	1	1	1	1	1
İşletim Dönemi	Gün	KOİ Ölçüm Adedi	NO ₂ -N Ölçüm Adedi	NO ₃ -N Ölçüm Adedi	TKN Ölçüm Adedi	TF Ölçüm Adedi		
Yavaş İnfiltrasyon	1	1	1	1				
	6	1	1	1		1		
	11	1	1	1		1		
	17	1	1	1	1	1		
	21	1	1	1		1		
	25	1	1	1		1		
	45	1	1	1				
	56	1	1	1		1		

Tablo 2.5 'te görüldüğü gibi nitrit, nitrat ve fosfor ölçümlerine ağırlık verilmiştir. TKN ölçümleri ise giderim eğilimlerini değerlendirmekten çok, 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüsü sonunda ve yavaş infiltrasyon sırasında organik azotun kolon derinliğindeki anlık derişim dağılımını göstermekte kullanılmıştır. KOİ, nitrit, nitrat ve amonyak ölçümleri ise yoğun bir biçimde gerçekleştirilmiştir. 7 gün ıslak/7 gün kuru döngülerin 2. döngüsünde (ortadaki döngü) ıslak dönemin başı ve sonundaki nitrit ve nitrat derişimleri karşılaştırılabilmiştir. Aynı biçimde 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinin 2. ve 3. döngüsünde de ıslak dönemin sonunda ve başında birer kez olmak üzere numune alınarak ıslak dönem içerisinde nitrit ve nitrat derişimleri nicel olarak belirlenmiştir. Kolonlardan örnek alınması konusunda literatürde 7 gün ıslak/7 gün kuru döngü uygulanan kolonların giriş ve çıkış sularında haftada 3 kez örnek alındığı bildirilmiştir (FOX *v.d.*, 1998). Ancak, çalışmamızda tek araştırmacı tarafından üç farklı kolondan ve değişik derinliklerden örnek alınması gerçekleştirileceği için örnek alma sıklığında azaltmaya gidilmek zorunda kalınmıştır. Yine de karşılaştıma amaçlı olarak yukarıda sözü edildiği üzere bazı döngülerde iki kez örnek alınarak ölçüm yapılmıştır.

2.4 Kolonların İşletimi

Kolonların işletim sistemi üç ana aşamadan oluşmaktadır. Bu aşamalar uygulanma sırasına göre aşağıda sunulmuştur:

- a. Olgunlaşma: bu aşamada kolonlara sırasıyla primer atıksu, 0,01 M CaSO₄ çözeltisi ve daha sonra sentetik atıksu uygulanmıştır,
- b. Hızlı Kesikli İnfiltrasyon: bu aşamada ikincil atıksu 7 gün ıslak/7 gün kuru ve 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüler halinde uygulanmıştır,
- c. Yavaş Kesintisiz İnfiltrasyon: bu aşamada sekonder atıksu sürekli olarak uygulanmıştır.

TAAS kolonlarının ayrıntılı işletim programı **Ek 3'de** sunulmuştur.

Olgunlaşma, CaSO_4 ve hızlı infiltrasyon dönemleri havuzlanma koşulları altında gerçekleştirilerek infiltrasyon hızı maksimize edilmiş ve kolonlardan geçen atıksu hacmi de yüksek gerçekleşmiştir. Atıksuyun pompalanma hızı göreceli olarak yüksek tutulmuş, böylelikle kolonlardaki havuzlanmanın sürekli kalması sağlanabilmiştir (hızlı infiltrasyon); pompalama hızının azaltılmasıyla da doymamış akış koşulları sağlanmıştır (yavaş infiltrasyon). Kolonların üstünde oluşan havuzlar hızlı infiltrasyon sırasında sürekli olarak havalandırılmıştır. SL kolonu havuzunun havalandırılması, havalandırmalı ve havalandırmasız koşulları kıyaslayabilmek amacıyla, sentetik atıksu uygulamasının başından itibaren durdurulmuştur. Aynı amaçla hızlı infiltrasyonun iki değişik uygulamasında da SL havuzu havalandırılmamıştır.

Giriş atıksuyunun sıcaklığı ölçülmüş ve önceden belirlenmiş olan 20°C giriş suyu sıcaklığı hedefine ulaşmak için ısıtma gerekip gerekmediği incelenmiştir. Olgunlaşma döneminde stok atıksu tankı ortalama sıcaklığı $9,4 \pm 1,2^\circ\text{C}$ olarak gerçekleşmiştir. Kolonların havuzlarındaki su sıcaklığı ise SCL, LS ve SL için sırasıyla $23 \pm 1,7^\circ\text{C}$, $23 \pm 1,2^\circ\text{C}$ ve $23 \pm 1,2^\circ\text{C}$ olmuştur. Ortalama sıcaklıkların yüksek olması çalışmanın bu döneminin yaz mevsiminde gerçekleştirilmesinden kaynaklanmıştır. 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SCL, LS ve SL kolonlarının ortalama giriş atıksuyu sıcaklıkları sırasıyla $17 \pm 1,7^\circ\text{C}$, $17 \pm 1,2^\circ\text{C}$ olarak gerçekleşmiştir. Atıksu stok tankının ortalama atıksu sıcaklığı yavaş infiltrasyon sırasında $7,5 \pm 3,5^\circ\text{C}$ olmuştur. Kolonların içindeki atıksu sıcaklığı yavaş infiltrasyon sırasında $19-20^\circ\text{C}$ aralığında değişmiştir. Giriş atıksuyundaki ortalama sıcaklık yaz aylarında 20°C 'nin üzerinde gerçekleşirken diğer aylarda 20°C 'nin biraz aşağısında olmuştur.

Toprak kolonlarındaki tensiyometrelerin ve numune kaplarının kodları ve yerleştirildikleri derinlikler Tablo 2.6 da verilmektedir.

Tablo 2.6: Tensiyometre ve Numune Kaplarının Kodları, Yerleştirildikleri Toprak Derinlikleri

Kolon Adı	Kod Adı		Yerleştirildiği Derinlik (cm) ^a	
	Numune Çıkışı	Tensiyometre	Numune Çıkışı	Tensiyometre
SCL	SCL-S4	SCL-T4	9	3
	SCL-S3	SCL-T3	27	18,5
	SCL-S2	SCL-T2	42,5	34
	SCL-S1	SCL-T1	63	54
LS	LS-S4	LS-T4	9	3
	LS-S3	LS-T3	27	18,5
	LS-S2	LS-T2	42,5	34
	LS-S1	LS-T1	63	54
SL	SL-S4	SL-T4	9	3
	SL-S3	SL-T3	27	18,5
	SL-S2	SL-T2	42,5	34
	SL-S1	SL-T1	63	54
^a : Toprak Yüzeyinden Başlayarak				

3. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

3.1 Toprak Kolonların Hidrolik Karakteristikleri

Kolonların hidrolik karakteristikleri *hidrolik yükleme, infiltrasyon hızı ve hacimsel su içeriği* kullanılarak belirlenmiştir. Hızlı infiltrasyon sırasında kolonlarda % 100 suya doymuşluk olduğu kabul edilmiştir; öte yandan, yavaş infiltrasyon sırasında kolondaki su içeriği kolonlarda tensiometre kullanılarak ölçülen su basıncılarından yola çıkılarak belirlenmiştir. Kolonların ortalama hidrolik bekleme süreleri de hesaplanmıştır. Ortalama bekleme sürelerinin hesaplanması için kolonların toplam gözenek hacmi sızan atıksuyun debisine bölünmüştür. Bu hesaplamada gözenekliliğin ve su akış hızının kolon boyunca aynı (üniform) olduğu varsayılmıştır. Ayrıca, iki numune alma kabı arasındaki toprak bir katman olarak tanımlanmak suretiyle kolondaki her bir katmanın hidrolik bekleme süreleri de aynı şekilde hesaplanmıştır. Örneğin, üst toprak ve SL-S4 numune çıkışı arasında kalan toprak birinci katmandır. Toprak kolonlarında benimsenen bu *katman* tanımlamasıyla her kolon 5 adet katmana ayrılmaktadır. Bu katmanların isimlendirilmesi ile ilgili detaylar Tablo 3.1’de sunulmaktadır.

Tablo 3.1: Toprak Kolonlardaki Katmanların Kapsadıkları Derinlikler

Katmanın Adı	Katmanın Yeri
Katman #1	Üst Toprak- Numune Çıkışı 4 (Toprak Derinliği: 0- 9 cm)
Katman #2	Numune Çıkışı 4- Numune Çıkışı 3 (Toprak Derinliği: 9 cm- 27 cm)
Katman #3	Numune Çıkışı 3- Numune Çıkışı 2 (Toprak Derinliği: 27 cm- 42.5 cm)
Katman #4	Numune Çıkışı 2- Numune Çıkışı 1 (Toprak Derinliği: 42.5 cm- 63 cm)
Katman #5	Numune Çıkışı 1- Kolon Çıkışı (Toprak Derinliği: 63 cm- 88 cm)

Yukarıda belirtilen hidrolik parametreler hızlı ve yavaş infiltrasyon TAAS uygulamaları tarafından doğrudan etkilenmektedir. TAAS işletim programlarının toprak kolonlarının hidrolik karakteristiklerine etkileri aşağıdaki bölümlerde anlatılmıştır.

3.1.1 Olgunlaşma Dönemi Hidrolik Karakteristikleri

TAAS olgunlaşma dönemi birincil atıksu uygulamasıyla başlamıştır. İşletim biçimi hızlı infiltrasyon olarak seçilmiştir; bu yüzden bütün kolonlar havuzlanma koşulları altında çalıştırılmıştır. Havuz derinlikleri *2,5 cm* olarak gerçekleşmiştir. Havuzlar hava pompaları ile havalandırılmıştır; böylelikle giriş suyundaki çözülmüş oksijen derişimi arttırılmış ve mikrobiyal etkinlik desteklenmiştir. Hidrolik yükleme ve infiltrasyon hızları ile ÇOK derişimi bu dönem sırasında sürekli olarak ölçülmüştür. Olgunlaşma döneminin toplam uygulama süresi 24 gün olmakla beraber peristaltik pompada meydana gelen arıza nedeniyle 5 gün atıksu uygulaması gerçekleştirilememiştir.

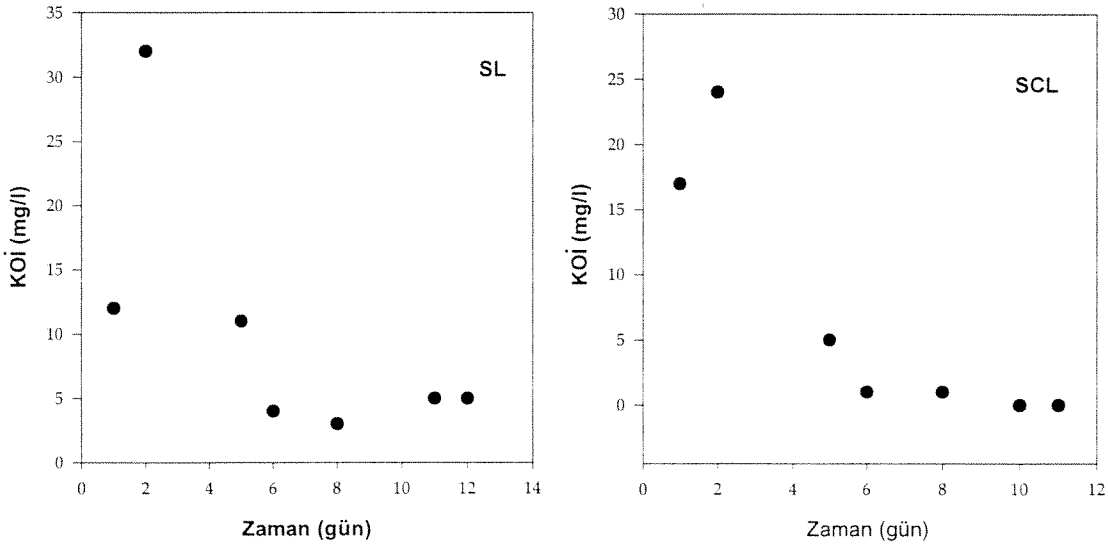
Olgunlaşma döneminde ortalama hidrolik yükleme hızları kolonlara gelen atıksu debisi kullanılarak hesaplanmıştır. Ortalama hidrolik yükleme hızları SCL kolonu için *30,3 cm/gün*, LS kolonu için *41,4 cm/gün* ve SL kolonu için *30 cm/gün* olmuştur; ancak, bu suyun bir kısmı taşkın çıkışlarından toprağa girmeden sistemi terk etmiştir. Dolayısıyla, SCL, LS ve SL kolonlarındaki ortalama infiltrasyon hızları sırasıyla *9,5 cm/gün*, *21,9 cm/gün* ve *4,2 cm/gün* olmuştur. Bu dönemde SCL, LS ve SL kolonlarından yaklaşık sırasıyla 4, 12,5 ve 2 gözenek hacmi sayısı¹ kadar su geçmiştir.

TAAS olgunlaşma dönemi birincil atıksu uygulamasını müteakiben kolonlara 0,01 M CaSO₄ çözeltisi uygulanmasıyla devam etmiştir. Bu uygulamanın amacı topraktan desorb ederek sızabilecek organiklerin yıkanmasıdır.

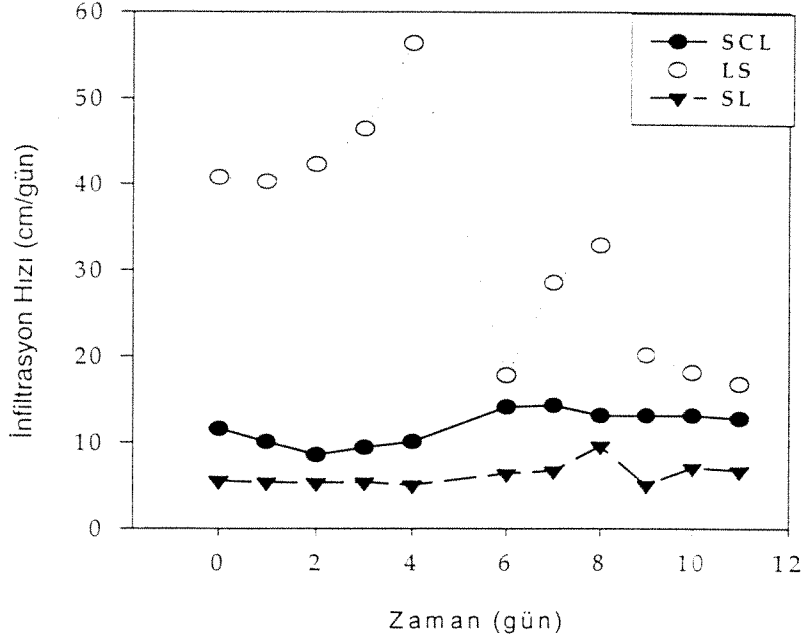
¹ Gözenek hacmi sayısı, GHS, İngilizce "number of pore volume" karşılığı kullanılmıştır. GHS kolondan herhangi bir zamana kadar geçen toplam su hacminin, V_w , toplam kolon hacmi, V_t , ile porosite, θ , nin çarpımına eşit olan kolonun toplam gözenek hacmine, $V_g=V_t\theta$, bölünmesiyle (GHS= V_w/V_g eşitliğinden) elde edilmektedir. GHS kolon çalışmalarında, infiltrasyon hızı, porozitesi ve benzeri özellikleri farklı olan kolonların hidrolik performanslarının kıyaslanabilmesi amacıyla literatürde standart olarak kullanılan boyutsuz bir normalizasyon parametresidir.

CaSO₄ (0,01 M) çözeltisi damıtık su ve standart CaSQ kullanılarak hazırlanmıştır. Bu çalışmanın verimi kolon çıkışlarının KOİ değerleri ölçülerek belirlenmiştir. CaSO₄ uygulamasından önce kolonlardaki su drene edilmiştir. Böylece daha önceki birincil atıksu uygulamasından kolon içinde kalan su mümkün olduğu kadar uzaklaştırılmıştır. CaSO₄ çözeltisi SCL ve SL kolonlarına 13 gün, LS kolonuna ise 8 gün uygulanmıştır. Olgunlaşma dönemi sırasındaki ÇOK verileri LS kolonunun önemli oranda desorblanabilir organik içermediğini göstermiştir.

SL ve SCL kolonlarının çıkış KOİ derişimleri Şekil 3.1'de ve 0,01 M CaSO₄ uygulaması sırasındaki infiltrasyon hızları ise Şekil 3.2'de verilmektedir. En yüksek hidrolik yükleme ve infiltrasyon hızları sırasıyla LS, SCL ve SL kolonlarında gerçekleşmiştir. LS kolonu çıkış suyu ise uygulamanın hemen başından itibaren 0 mg/l KOİ derişimine ulaşmıştır. SCL kolonu 2. günde çıkışta KOİ piki vermiştir ve KOİ derişimi 0 mg/l'ye 6. günde düşmüştür. Tüm kolonların çıkış KOİ değerleri 0 mg/l'ye düştüğünde uygulama bitirilmiştir.



Şekil 3.1: SL ve SCL kolonlarının KOİ çıkış suyu derişimleri

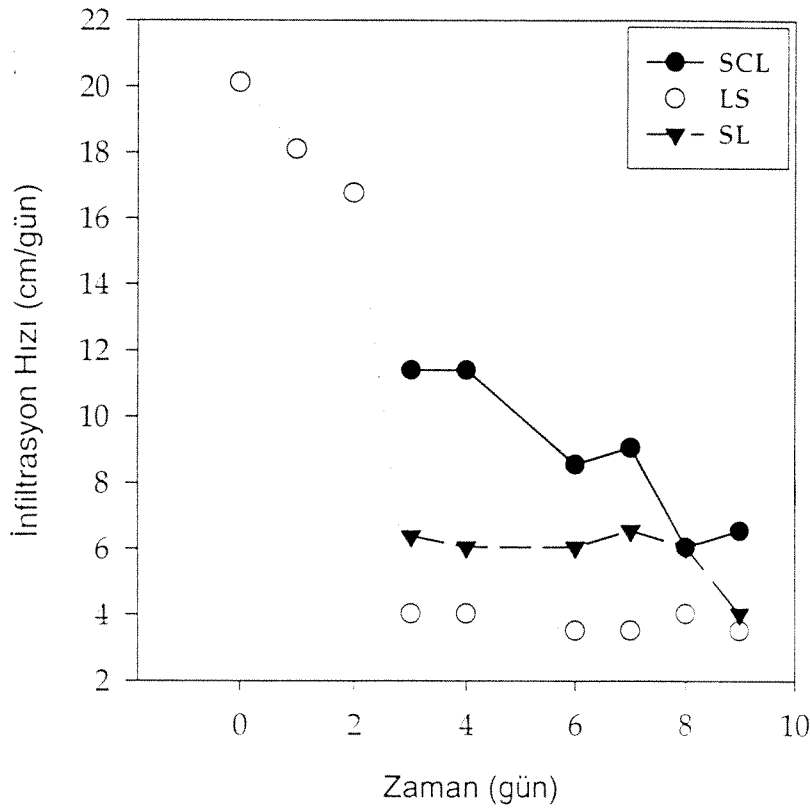


Şekil 3.2: Kolonların 0,01 M CaSO₄ uygulaması sırasındaki infiltrasyon hızları

Olgunlaşma dönemi 0,01 M CaSO₄ çözeltisi uygulamasının ardından kolonlara sentetik atıksu uygulamasıyla devam etmiştir. Bu uygulamanın amacı kolonlardaki mikrobiyal gelişimi hızlandırmaktır. Damıtık su ve pepton kullanılarak 1000 mg/l KOİ içeren sentetik atıksu hazırlanmıştır. Sentetik atıksuyun LS kolonuna uygulandığı süre 12 gün; SCL ve SL kolonlarına uygulandığı süre ise 6 gündür.

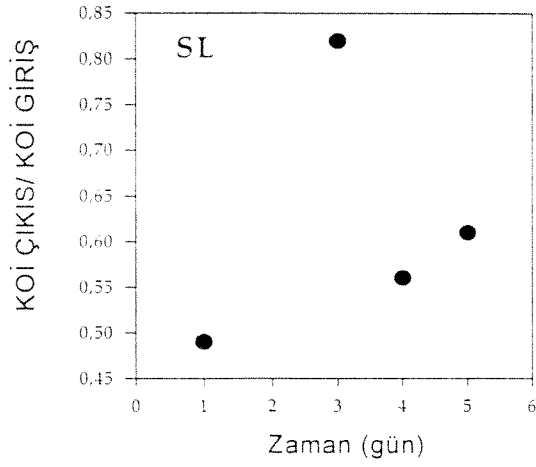
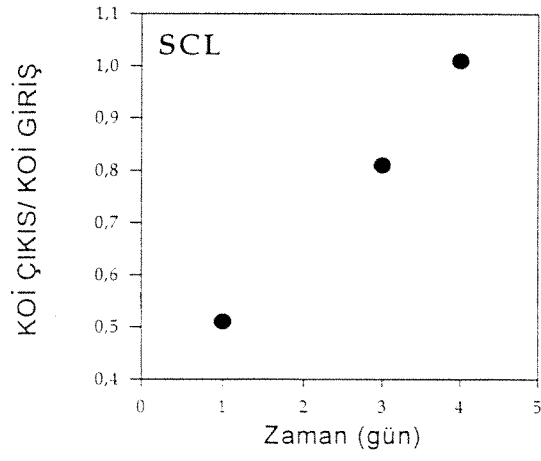
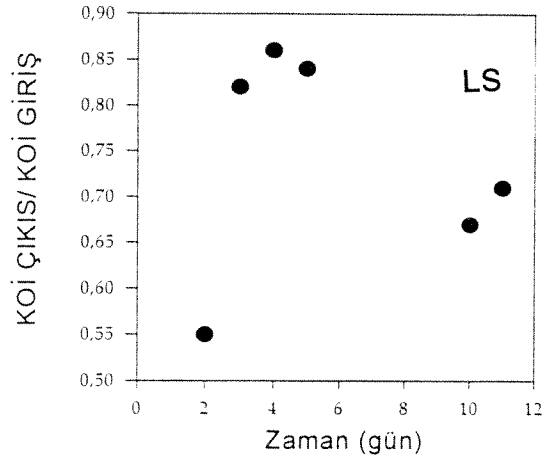
Kolonların giriş ve çıkış KOİ derişimleri sürekli olarak ölçülmüştür. Sentetik su uygulaması sırasında ortalama infiltrasyon hızları Şekil 3.3'de verilmiştir. Çıkış KOİ değerlerinin giriş KOİ değerlerine oranının zamanla değişimini gösteren grafik ise Şekil 3.4'de verilmiştir. Sentetik atıksu uygulaması kısa bir süre için gerçekleştirilmiştir; projenin yoğun iş yükü ve zaman kısıtlaması bulunması nedeniyle sentetik atıksu uygulaması uzun süre devam ettirilmemiştir. Daha önceki aşamada uygulanan CaSO₄ sentetik atıksuyun gelişikle kolondan atılmıştır. Bundan dolayı KOİ ölçümünün yapıldığı ilk gün SCL kolonu için çıkış

KOİ/giriş KOİ oranı 0,5 olarak gerçekleşmiştir. LS kolonu çıkış KOİ/giriş KOİ oranı 0,85'ten başlayarak 0,7'ye düşmektedir. SL kolonunda çıkış KOİ/giriş KOİ oranı 3. günde pik vermektedir; ancak, bu oran daha sonraki günlerde düşmektedir. FOX *v. d.* (1998) abiyotik organik gideriminin % 20'ye kadar ulaştığını bildirmişlerdir. LS ve SL kolonlarından elde edilen bu veriler biyolojik aktivitenin belirgin bir biçimde başladığına kanıt olarak gösterilebilir.

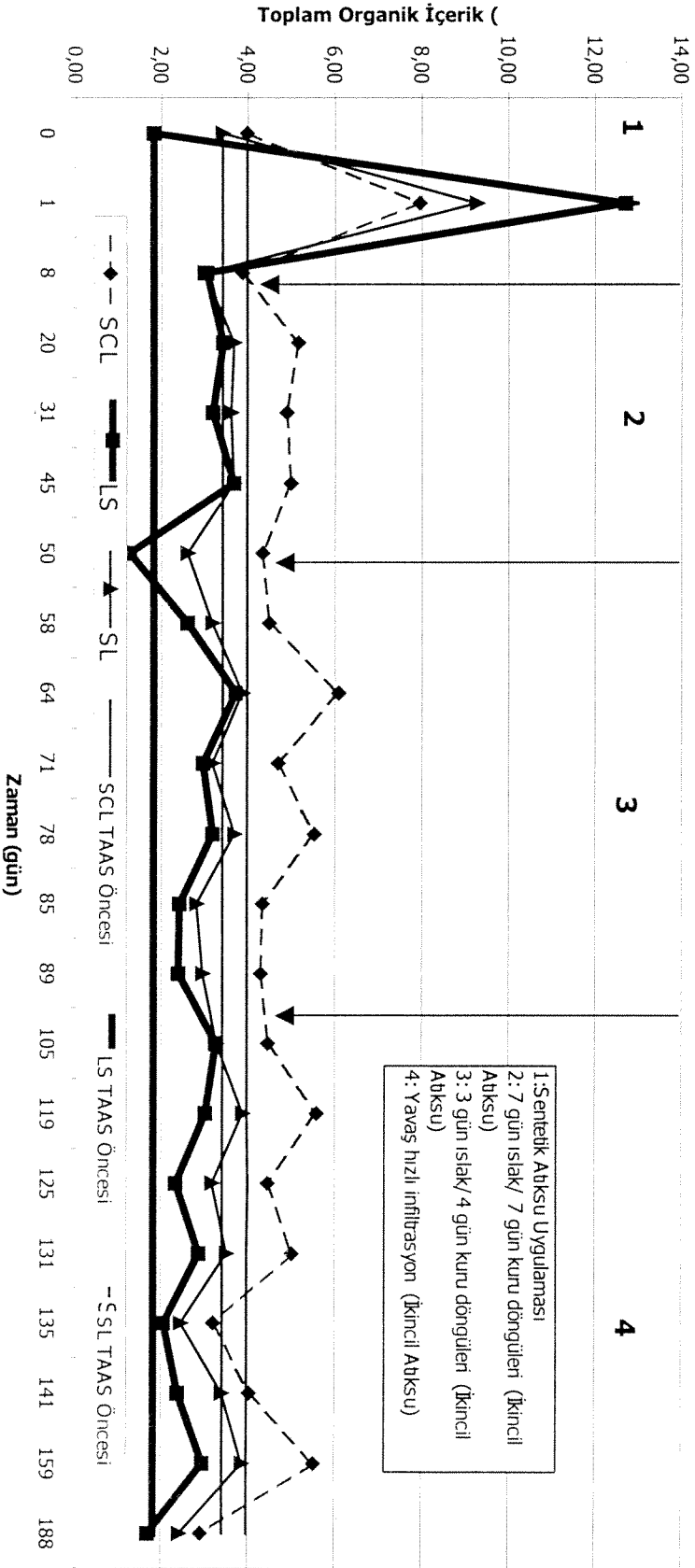


Şekil 3.3: Sentetik atıksu uygulaması döneminde kolonların infiltrasyon hızları

SCL, LS ve SL kolonlarının üst topraklarından alınan örneklerle yapılan organik içerik analizi tüm kolonlardaki organik içeriğinin sentetik atıksu uygulaması sırasında maksimum değere ulaştığını göstermektedir. SCL, LS ve SL'nin organik madde içerikleri sırasıyla % 8, %12,7 ve %9,3 olmuştur (Şekil 3.5). Bu değerler ayrıca mikrobiyal etkinliğin göstergesi olarak da değerlendirilebilir.



Şekil 3.4: Sentetik atıksu uygulaması sırasında kolonların çıkış KOİ/giriş KOİ oranları



Şekil 3.5: TAAS uygulaması sırasında kolon üst topraklarının toplam organik içerikleri

3.1.2 Hızlı İnfiltrasyon Dönemi Hidrolik Karakteristikleri

Hızlı infiltrasyon döneminde kolonlar doymuş akış koşulları altında işletilmiş ve iki ayrı işletim programı uygulanmıştır: a. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri b. 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri. İşletim esnasında SCL ve LS giriş suyu havuzları havalandırılırken SL kolonu giriş suyu havalandırılmamıştır. LS ve SL kolonları çok benzer toprak bünyesi özelliklerine sahip olduklarından, SL kolonu çözünmüş oksijenin benzer bünyesel özelliklere sahip toprak kolonlardaki proses performansına olan etkisini görmek amacıyla havalandırılmamıştır.

Infiltrasyon esnasında kolon girişinde su havuzlama derinliği 2,5 cm'de sabit tutulmuştur. Kolonların giriş debileri ve infiltrasyon hızları sürekli olarak kaydedilmiştir. Topraktaki su basınçları bu dönemde ölçülmemiştir; doymuş akış koşulları altında tüm gözeneklerin suyla dolduğu kabul edilmiştir. Su örnekleri kolonların 3 adet numune alma kabından, kolon giriş ve çıkışlarından elde edilmiştir. Kullanılan numune çıkışları: SCL-S4, SCL-S3, SCL-S2, LS-S4, LS-S3, LS-S2, SL-S4, SL-S3, SL-S2 dir. Toplam üç adet 7 gün ıslak/ 7 gün kuru ve toplam altı adet 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüsü uygulanmıştır. İşletim sürelerine ilişkin bilgiler **Ek 3**'te görülebilir.

Tüm kolonlara eş zamanlı olarak aynı hızlı infiltrasyon programları uygulanmıştır. Su örnekleri tüm kolonlarda her ıslak dönemde bir kez alınmıştır; ancak, bazı döngülerde aynı ıslak dönemde iki kez örnek de alınmıştır (7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngülerinde: Döngü #1, Döngü #2; 3 gün ıslak/ 4 gün kuru: Döngü #2, Döngü #3).

7 gün Islak/ 7 gün Kuru Döngüleri:

SCL, LS ve SL kolonlarının ortalama infiltrasyon hızları sırasıyla *7 cm/gün, 21 cm/gün* ve *4,6 cm/gün* olmuştur. Ortalama hidrolik bekleme süreleri SCL, LS ve SL kolonları için sırasıyla *7, 1,8 ve 8,6 gün* olarak hesaplanmıştır. Kolonlardan 42 günde geçen su miktarı SCL, LS ve SL için sırasıyla *3,4, 15,6 ve 2,5* gözenek hacmi sayısı kadar olmuştur. SCL'nin ilk döngüdeki infiltrasyon hızı diğer iki döngüdekine oranla çok yavaştır; bu durumun nedeni pompalama hızıdır. SCL'ye pompalanan atıksu döngülerin başlangıcında azdır; daha sonra havuzlanma koşullarını sağlayabilmek için pompalama hızı artırılmıştır. Böylece, infiltrasyon hızında da 5 cm/gün'den 8 cm/gün'e varan bir artış görülmüştür. LS kolonlar arasında en yüksek infiltrasyon hızına sahip olan kolondur. LS'nin infiltrasyon hızı 10 ila 30 cm/gün arasında değişmiştir. En yüksek infiltrasyon hızı Döngü #2'de 30 cm/gün olarak gerçekleşmiştir; artışın nedeni pompajda gerçekleşen artıştır. SL kararlı duruma yakın bir hidrolik davranış sergilemiştir; bu durumun nedeni SL toprağının düşük doymuş hidrolik iletkenliğe sahip olmasıdır. Düşük hidrolik iletkenlik nedeniyle pompajda gerçekleşen artışlardan SL infiltrasyon hızı diğer kolonlardaki kadar etkilenmemiştir. SL'nin ortalama infiltrasyon hızı 4-5 cm/gün olarak değişmiştir. Döngü #2 ve Döngü #3 sırasında pompalanan atıksuyun debisinin değişmemesine rağmen kolonların infiltrasyon hızlarında, SCL hariç, azalma gözlemlenmiştir. SCL ortalama infiltrasyon hızı az oranda artmıştır; LS ve SL kolonlarının infiltrasyon hızları ise önemli oranda azalmıştır. LS'nin infiltrasyon hızındaki düşüş SL'de izlenen düşüşten daha fazladır. LS kolonundan birim sürede daha fazla atıksu geçtiği için LS'nin üst toprağında biyolojik olarak giderimi mümkün olmayan AKM'nin birikmesi ve buna bağlı olarak tıkanmanın daha hızlı gelişmesi diğer kolonlara oranla daha yoğun biçimde gözlemlenmiştir.

7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sadece üç kez uygulanabilmiştir; çünkü iki döngü 1 aylık bir zamana karşılık gelmektedir ve proje için belirlenmiş süre içerisinde daha fazla bu döngü rejimini uygulamak mümkün olmamıştır. Bu yüzden 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri üçüncü döngünün tamamlanmasıyla birlikte bitirilmiştir.

3 gün Islak/ 4 gün Kuru Döngüleri:

SCL, LS ve SL kolonlarının ortalama infiltrasyon hızları *8,3 cm/gün*, *33 cm/gün* ve *4,5 cm/gün* olmuştur. Ortalama hidrolik bekleme süreleri SCL kolonu için *5,6 gün*, LS kolonu için *1 gün* ve SL kolonu için *9 gün* olarak gerçekleşmiştir. SCL ve LS kolonlarının ortalama hidrolik bekleme süreleri 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında, 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngülerininkine kıyasla sırasıyla % 25 ve % 44 azalmıştır. SL kolonunun ise ortalama hidrolik bekleme süresi % 5 artmıştır. SCL, LS ve SL kolonlarından 42 günde toplam olarak sırasıyla *3,3*, *20,4* ve *2* gözenek hacmi sayısı kadar atıksu geçirilmiştir.

SCL kolonunun ortalama infiltrasyon hızı *7-10 cm/gün* arasında değişmiştir. Döngü #4 ve Döngü #5 dışında infiltrasyon hızının az oranda yükseldiği görülmüştür. Döngü #1'de gerçekleşen düşük infiltrasyon hızı bu dönemde kolondan geçici bir süre sızma problemi yaşanmasına ve aynı dönemde pompalanan atıksuyun miktarının az olmasına bağlanabilir. İnfiltrasyon hızındaki en yüksek değişim ise Döngü #4'te gerçekleşmiştir. LS kolonunun infiltrasyon hızı *25-40 cm/gün* aralığındadır. Giriş atıksu debisinde azalma olmamasına ve 4 günlük kuru dönemlerin gerçekleşmesine rağmen infiltrasyon hızlarında kuruma dönemlerinin ardından belirgin bir iyileşme gözlemlenmemiştir. Bu durumdan dolayı birbirini izleyen döngülerin infiltrasyon hızları Döngü #6'ya kadar düşüş göstermiştir. SL kolonunun infiltrasyon hızı *4-5 cm/gün* aralığındadır. Döngüler arasındaki infiltrasyon hızı farkları önemli oranda değildir.

7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngülerini takiben uygulanan 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında kolonların infiltrasyon hızlarında azalma olmamıştır. SCL ve SL kolonlarının ortalama infiltrasyon hızları hemen hemen aynı kalmış ve LS kolonunun ortalama infiltrasyon hızı 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngülerininkine kıyasla daha yüksek gerçekleşmiştir.

3.1.3 Yavaş İnfiltrasyon Dönemi Hidrolik Karakteristikleri

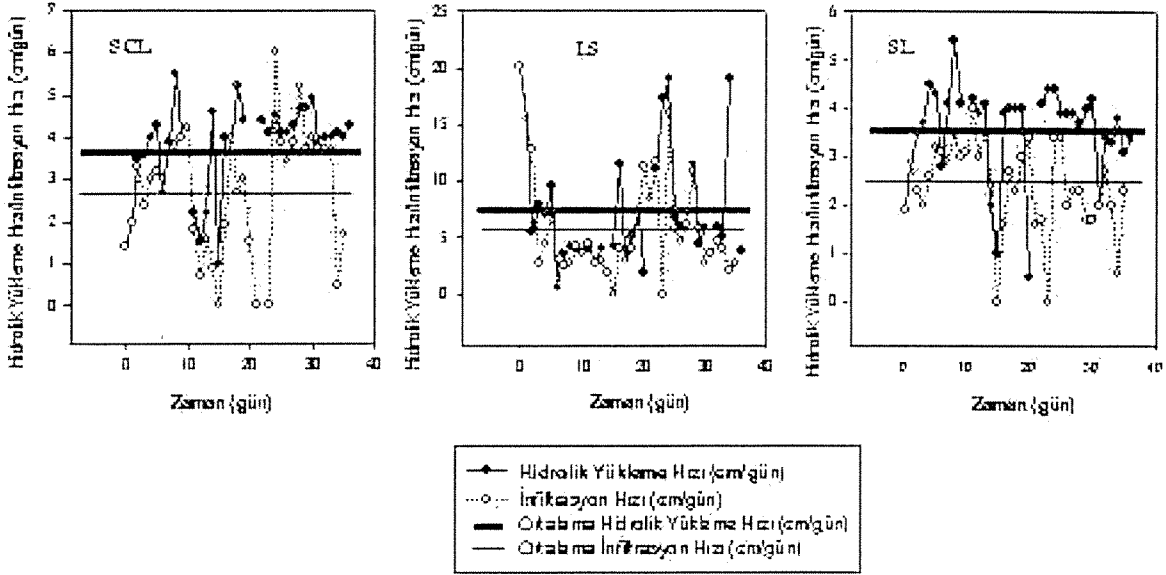
Yavaş infiltrasyon uygulaması düşük hidrolik yükleme hızları ile kolonlarda doymamış akış koşullarının oluşturulması şeklinde uygulanmıştır. Hidrolik yükleme, infiltrasyon hızı ve topraktaki su basıncı sürekli ölçülerek yavaş infiltrasyon sırasında kolonların hidrolik davranışı izlenmiştir.

SCL, LS ve SL kolonlarının ortalama hidrolik yükleme hızları sırasıyla *3,5, 5,4 ve 3,4 cm/gün* olmuştur. Ortalama infiltrasyon hızları ise yine sırasıyla *2,8, 5,2 ve 2,5 cm/gün* olarak gerçekleşmiştir. Ortalama hidrolik yükleme ve infiltrasyon hızları Şekil 3.6'da verilmektedir. Toplam işletim süresi 50 gün olup işletimle ilgili diğer bazı detay bilgileri **Ek 3**'te sunulmaktadır. SCL, LS ve SL kolonlarından 50 günde geçen atıksu gözenek hacmi sayısı cinsinden sırasıyla *3, 8,3 ve 3,2* olmuştur.

Giriş atıksuyu debisi havuzlanma koşullarının oluşmaması için sürekli olarak ayarlanmıştır. Bundan dolayı kolonların hidrolik yükleme hızlarında bazı azalma ya da artmalar gerçekleşmiştir; bunun sonucu olarakta infiltrasyon hızı ve hidrolik bekleme süresinde zamanla artış ve azalmalar meydana gelmiştir. Şekil 3.6 hidrolik yükleme hızındaki değişimleri ve bununla beraber infiltrasyon hızında meydana gelen değişimleri açıkça göstermektedir. Yirminci günde SCL kolonunda havuzlanma gerçekleşmiş ve bundan dolayı kolona atıksu akışı 20. ve 21. günlerde kesilmiştir. Bu yüzden, kolonun infiltrasyon hızları da azalmıştır. Ayrıca hidrolik yükleme hızının düşmediği zamanlarda dahi infiltrasyon hızında düşmeler gözlemlenmiştir. Bu durum üst toprakta meydana gelen tıkanmayla açıklanabilir.

LS kolonunda başlangıç hidrolik yükleme hızı 20 cm/gün'dür. Bu değerden daha düşük hidrolik yükleme hızları uygulanarak doymamış akış koşullarının sağlanmasına çalışılmıştır. Ancak, istenmeyen havuzlamanın oluşma riskine karşı hidrolik yükleme hızı 5 cm/gün'e kadar indirilmiştir. Daha sonra 15. ve 23. günlerde işletim hatasından kaynaklanan nedenlerden dolayı infiltrasyon hızı 0 cm/gün'e düşmüştür. Hidrolik yükleme ve infiltrasyon hızları çok yakın değerlerle

seyretmiş ve aynı trendi izlemişlerdir. Bu durum yavaş hızlı infiltrasyon sırasında LS kolonunda tıkanmanın etkili olmadığını göstermiştir.

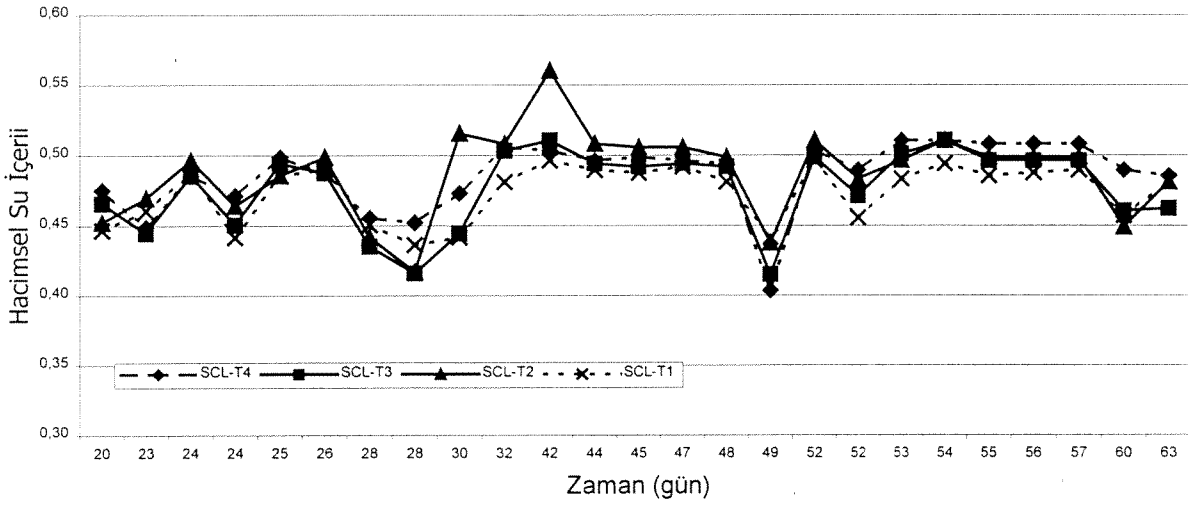


Şekil 3.6: Yavaş infiltrasyon sırasında kolonların hidrolik yükleme ve infiltrasyon hızları

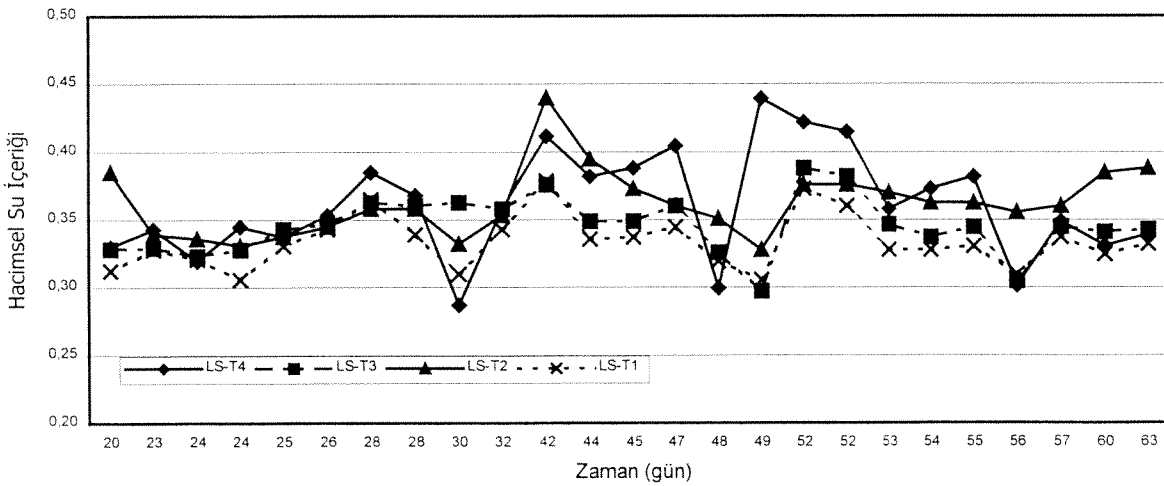
SL kolonunda 15. ve 23. günlerde infiltrasyon hızı 0 cm/gün'e düşmüştür. LS kolonunda olduğu gibi bu durumun nedeni işletim hatasından kaynaklanan sorunlardır. Hidrolik yükleme ve infiltrasyon hızlarının yakın değerlere sahip olmaları SL kolonunda da önemli bir tıkanmanın gerçekleşmediğini göstermektedir.

Topraktaki su basıncı tensiyometre/manometre düzeneği kullanılarak ölçülmüştür. SCL, LS ve SL kolonlarının ortalama volümetrik su muhtevası sırasıyla $0,47 \pm 0,01$, $0,32 \pm 0,004$ ve $0,44 \pm 0,01 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ olmuştur. Kolonların porozitelerinin yine sırasıyla SCL, LS ve SL için $0,51$, $0,33$ ve $0,45$ olduğu düşünülürse kolonlardaki toplam gözenek hacminin suya doygunluğunun $\%90,2-94,0$ $[=(0,47 \pm 0,01/0,51) \times 100]$, $\%95,8-98,2$ ve $\%95,6-97,8$ aralıklarında olduğu anlaşılmaktadır. LS ve SL kolonları ortalama değerler gözönüne alındığında SCL'den *daha fazla suya doymuştur*. SCL, LS ve SL kolonlarının zamanla değişen hacimsel su içerikleri Şekil 3.7, Şekil 3.8 ve Şekil 3.9'de gösterilmektedir.

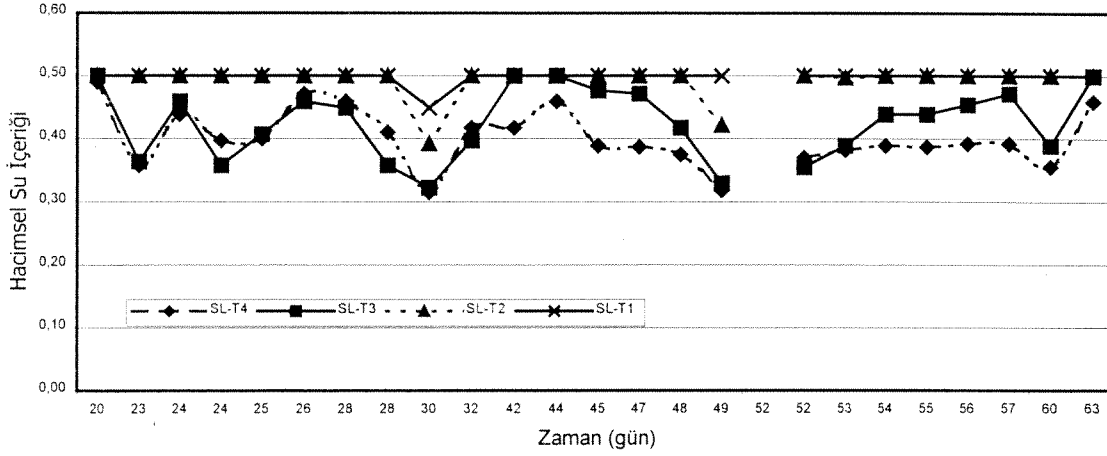
Günlük infiltrasyon hızı ölçümleri kolonların hidrolik bekleme sürelerini hesaplamada kullanılmıştır. İnfiltrasyon hızı kolonların hidrolik bekleme süreleriyle ters orantılıdır. Şekil 3.6 da görüldüğü gibi yavaş infiltrasyon sırasında infiltrasyon hızında dalgalanma gerçekleşmiştir. Dolayısıyla kolonların hidrolik bekleme sürelerinde de dalgalanmalar olmuştur. SCL, LS ve SL kolonlarının ortalama bekleme süreleri sırasıyla 20 gün, 8 gün ve 19 gün olmuştur.



Şekil 3.7: Yavaş infiltrasyon sırasında SCL kolonundaki hacimsel su içeriği dağılımı



Şekil 3.8: Yavaş infiltrasyon sırasında LS kolonundaki hacimsel su içeriği dağılımı



Şekil 3.9: Yavaş infiltrasyon sırasında SL kolonundaki hacimsel su içeriği dağılımı

3.2 Kirleticilerin Giderimleri

3.2.1 Organiklerin Giderimi

Olgunlaşma dönemi sırasında ÇOK ölçümleri düzenli olarak gerçekleştirilmiştir; takip eden hızlı ve yavaş infiltrasyon dönemlerinde ÇOK ölçümleri noktasal yapılmıştır. KOİ ölçümleri ise 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri dışında hızlı ve yavaş infiltrasyon programlarında gerçekleştirilmiştir.

Olgunlaşma Dönemi

Giriş ve çıkış suyunun ÇOK derişimleri sürekli olarak ölçülerek kolonların organik giderim verimi gözlemlenmiştir. Ortalama giriş ÇOK derişimi $56 \pm 24,4 \text{ mg/l}$ olmuştur. Yüksek standart sapma bazı giriş suyu örneklerindeki ÇOK derişimlerinin yüksek olmasından kaynaklanmıştır. LS kolonunun çıkış suyunun hemen hemen giriş suyuyla aynı derişimlere sahip olduğu görülmüştür. Bu da uygulama sırasında mikrobiyal etkinliğin ihmal edilebilir derecede olduğunu ortaya koymaktadır. SCL kolonunun da davranışı LS kolonuna benzer olmuştur. Ancak, uygulamanın

sonlarına doğru giriş ÇOK derişimi düşmesine rağmen kolon çıkış ÇOK derişimi artmıştır. Bu durum kolonun organik salmaya (desorb etmeye) başladığı biçiminde yorumlanabilir. SL kolonu ise SCL ve LS'den farklı bir davranış sergilemiştir. Çıkış ÇOK derişimi sürekli olarak giriş ÇOK derişiminden fazla gerçekleşmiştir. SL'nin organik içeriği % 1,43'tür. Topraklar arasında en çok organik içeriği olan SCL'dir (% 2,25); SL % 1,43 ile SCL'yi izlemektedir. En az organik içeriğe (% 0,78) sahip olan toprak ise LS'dir. SL'nin SCL'den daha az organik içermesine rağmen daha fazla desorblanabilir organik içerdiği düşünülebilir.

Birincil atıksu uygulanarak gerçekleştirilmeye çalışılan mikrobiyal olgunlaşma çalışması yeterli organik giderimi gösterememiştir. Ayrıca, SL kolonundan sürekli giriş ÇOK'undan daha yüksek çıkış ÇOK'u bırakılması kolon toprağında varolan organiklerin yıkandığını ortaya koymuştur. Bunun üzerine, çalışmanın ileriki evrelerinin toprakta varolan desorblanabilir organiklerden etkilenmemesi için kolonların hepsinin CaSO₄ çözültüsüyle yıkanmasına karar verilmiştir.

Hızlı Kesikli İnfiltrasyon, 7 gün ıslak/ 7 gün kuru Döngüleri

Toprak kolonlarının ÇOK derişimleri Döngü 2 ve Döngü 3'te ölçülmüştür. SCL kolonunun giriş ÇOK derişimi Döngü 2 ve Döngü 3 sırasında sırasıyla 13,2 ve 12 mg/l olmuştur. Ancak bu değerlere karşılık gelen çıkış ÇOK derişimleri 17,9 ve 21,4 mg/l'dir.

LS üst toprağının organik içeriği sentetik atıksu uygulaması sırasında % 12,7 değerine ulaşırken (Şekil 3.5) 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngülerinin başlamasıyla aynı parametrenin değeri % 3'e inmiştir. Bu veri üst toprakta sorplanmış organiklerin kolondan yıkandığını göstermektedir. LS diğer kolonlar arasında en yüksek hidrolik kondüktiviteye sahiptir. Bu yüzden sentetik atıksu uygulamasının ardından kalan organikler LS kolonundan daha çabuk yıkanmıştır.

7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngülerinden önce SL'nin üst toprağında organik madde içeriği % 9,27'ye ulaşmıştır (Şekil 3.5). Fakat 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri

başladığında bu değer % 2,9'a düşmüştür. SL kolonunda da önemli oranda sorb edilen organığın kolondan yıkandığı söylenebilir. Ancak, yıkanma etkisi SL kolonunda daha geç hissedilmektedir çünkü bu kolonun hidrolik bekleme süresi 8.6 gün ile en uzun olan kolondur.

Kolonlardan geçen toplam gözenek hacmi sayısı SCL, LS ve SL kolonları için sırasıyla 2, 10 ve 1,3 olmuştur. LS kolonundan SCL'ye oranla 5 kat, SL'ye oranla da yaklaşık 8 kat daha fazla ikincil atıksu geçmiştir. Böylece sentetik atıksu uygulaması sonucu kolonlarda kalan organikler en çok LS kolonundan atılmıştır. Ancak, sentetik atıksu uygulamasından gelen organik etkisini ortadan kaldıracı için daha fazla ikincil atıksuyun kolondan geçirilmesi gerekmektedir. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüsü uygulamasında organik giderimi için yorum yapılması bu açıdan değerlendirildiğinde mümkün olmamıştır.

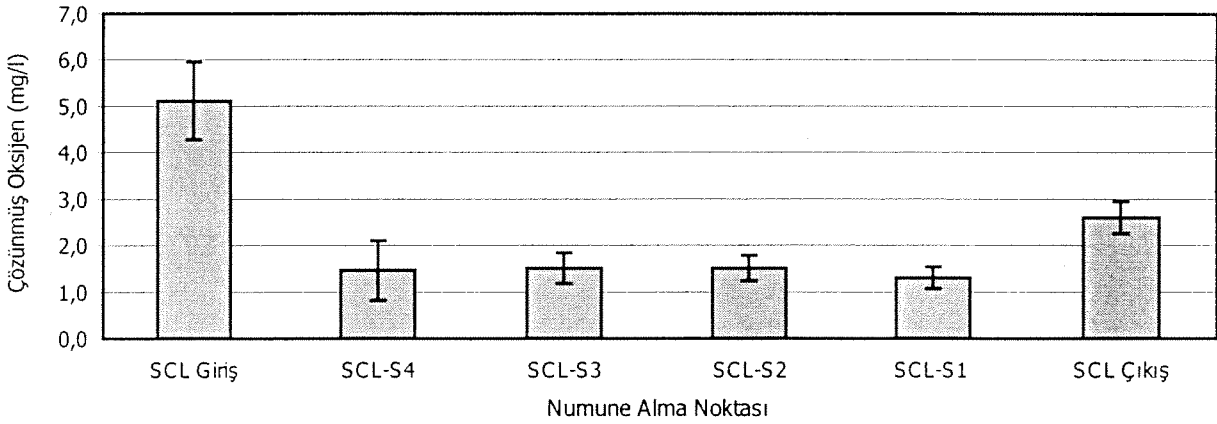
Hızlı Kesikli İnfiltrasyon, 3 gün ıslak/ 4 gün kuru Döngüleri

3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında KOİ derişimleri sürekli ölçülürken 6. ıslak dönemde ÇOK ölçümü de gerçekleştirilmiştir. Zamanla değişen KOİ derişimleri izlenmiş ve izleme sonuçları ayrıntılı olarak tartışılmıştır.

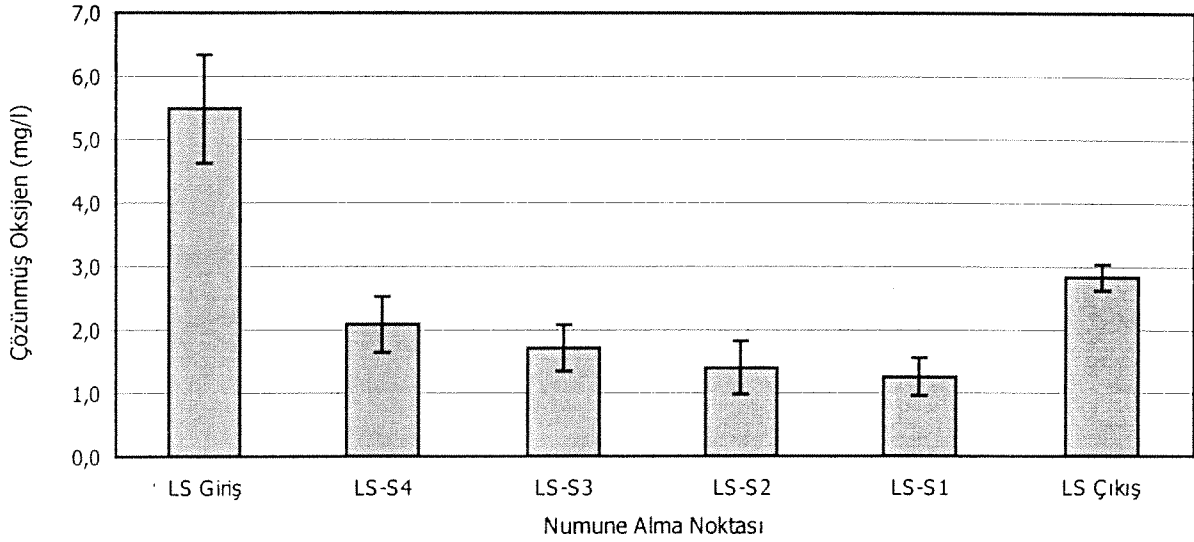
SCL havuzu sürekli olarak havalandırılmıştır. SCL kolonundaki çözünmüş oksijen konsantrasyonları Şekil 3.10'de verilmiştir. Ortalama giriş çözünmüş oksijen derişimi 5 mg/l'dir. Çıkış çözünmüş oksijen derişimi ise 2,6 mg/l'dir. Üst toprağın ilk 9 cm'sinde ise çözünmüş oksijen 5 mg/l'den 1,5 mg/l'ye inmiştir. SCL çözünmüş oksijen profili oksijenin tümüyle kolon derinliğinde tüketilmediğini ve aerobik koşulların hakim olduğunu göstermektedir.

LS havuzu da döngüler sırasında sürekli olarak havalandırılmıştır. LS kolonundaki çözünmüş oksijen dağılımı Şekil 3.11'de verilmiştir. Ortalama giriş çözünmüş oksijen derişimi 5,5 mg/l olarak gerçekleşmiştir. Ortalama çıkış çözünmüş oksijen derişimi ise 2,8 mg/l'dir. Üst toprağın ilk 9 cm'sinde çözünmüş oksijen derişimi 5,5 mg/l'den 1,5 mg/l'ye düşmektedir. LS de de aerobik koşullar bulunmaktadır.

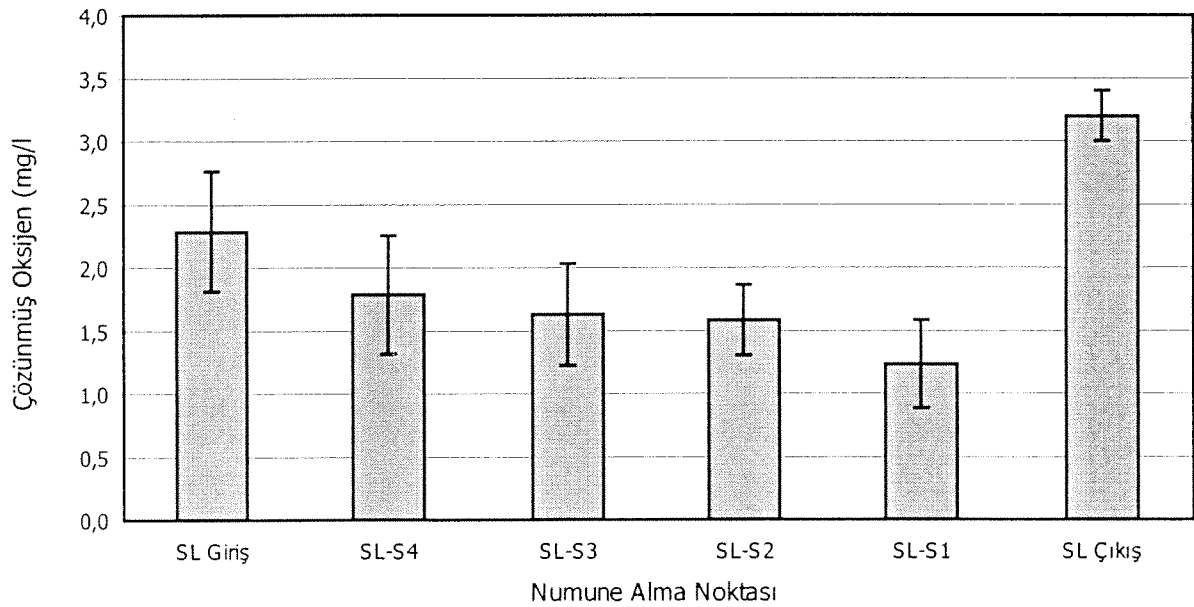
SL havuzu ise havalandırılmamıştır. SL kolonundaki çözünmüş oksijen derişimi Şekil 3.12'da gösterilmiştir. Ortalama giriş çözünmüş oksijen derişimi 2,3 mg/l'dir; buna karşılık ortalama çıkış çözünmüş oksijen derişimi ise 3,2 mg/l olmuştur. Giriş çözünmüş oksijeni çıkıştakinden azdır. Bu durum kolonun çıkış bölgesinde suyla yarı doymun toprak şartlarında uzunca bir süre bekleyen suyun burada havalanması ile açıklanabilir. Çözünmüş oksijen derişimi üst toprağın ilk 9 cm'sinde 2,3 mg/l'den 1,8 mg/l'ye düşmektedir. SCL ve LS kolonlarında olduğu kadar sert bir düşüş eğilimi görülmemektedir. Diğer numune alma çıkışlarında da SL kolonunda SCL ve LS'ye oranla çözünmüş oksijen derişimlerinin yüksek olduğu görülmüştür. Bu dönemde kolon aerobiktir.



Şekil 3.10: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinde SCL kolonundaki çözünmüş oksijen profili



Şekil 3.11: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinde LS kolonundaki çözünmüş oksijen profili



Şekil 3.12: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinde SL kolonundaki çözünmüş oksijen profili

SCL, LS ve SL kolonlarındaki ortalama çözünmüş oksijen kullanım oranları sırasıyla % 70, % 73 ve % 22 olmuştur. SCL ve LS kolonları 3-4 mg/l moleküler oksijeni kullanma kapasitesine ulaşırken SL kolonunda kayda değer oranda çözünmüş

oksijen kullanımı meydana gelmemiştir. SCL, LS ve SL kolon çıkışlarında bir üstteki numune noktasında ölçülen oksijen derişimini aşan oksijen derişimleri ölçülmüştür. Bunun iki nedeni vardır: Birincisi, kolonların son katmanının görsel olarak incelenmesinde üstte kalan katmanlardaki ıslaklık bu katmanda görülmemiştir; suyun tercihli akarak kısa devre yapma ve bu sırada gözeneklerdeki havayla temas ederek oksijen derişiminin artması olasıdır. İkincisi, çıkıştan oksijenmetre probunun sağlıklı ölçüm yapmasına yetecek kadar (yaklaşık 50 ml) örnek toplanması sırasında çözünmüş oksijen derişiminin difüzyon aracılığıyla yükselmesidir.

Kolonların üst toprakları da organik içeriği açısından analiz edilmiştir (Şekil 3.5). TAAS öncesi toplam organik içeriği % 4 olan SCL'nin 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında toplam organik içeriği % 4-6 arasında değişmiştir. LS'de ise aynı değer % 1,26'dan % 2,60'a çıkmıştır. Uygulama sırasında LS toplam organik içeriği % 2,40-2,60 aralığında seyretmiştir. TAAS uygulamasına geçilmeden önce LS toprağında ise toplam organik içeriği % 1,82'dir. SL organik içeriği ise % 2,60-2,95 aralığındayken TAAS uygulanmasından önce SL'de aynı değer % 3,40'tır. TAAS öncesi organik içeriklerine oranla kolon üst topraklarında 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında önemli bir organik içerik artışı olmamıştır.

Çözünmüş oksijen ve toplam organik verileri birlikte değerlendirilmiştir. SL üst toprağında göreceli olarak en az toplam organik karbon vardır ve en az oksijen kullanımı da burada gerçekleşmektedir. SCL ve LS'nin daha yüksek toplam organik karbon içerikleri vardır ve bu kolonların üst topraklarında ciddi oranda çözünmüş oksijen kullanımı olmaktadır.

3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında kolonların ortalama giriş KOİ'ı 44 mg/l'dir. Buna karşılık SCL, LS ve SL kolonlarının çıkış KOİ derişimleri ortalama olarak sırasıyla *30 mg/l*, *19 mg/l* ve *28 mg/l*'dir. SCL kolonundaki KOİ derişimleri Şekil 3.13'de verilmiştir. İlk dört döngüde üst toprağın 9 cm'lik kısmında KOİ giderimi % 50-70 arasında değişmektedir. Son iki döngüde ise bu katmanda kayda değer bir giderim gerçekleşmemiştir. Ortalama KOİ giderimi % 33 olmuştur. SCL4 numune noktasında KOİ derişimi 5. döngüde giriş KOİ derişiminden çok az bir

farkla yüksek gözükmetedir. Giriş ve SCL4 derişimi arasındaki bu küçük fark ölçümdeki sapmadan kaynaklanabilir.

FOX *v. d.* (1998) kumlu tın bünyesindeki toprak kolona ikincil atıksuyu uygulamışlar ve ortalama % 56'lık ÇOK giderimi bildirmişlerdir. Bu çalışmada LS ve SL kolonlarında kullanılmış olan toprak kumlu tın bünyesindeki ve KOİ giderimi aynı kolonlar için sırasıyla % 54 ve % 30 olarak gerçekleşmiştir. KOİ ve ÇOK parametrelerinin düşük kirleticilikteki atıksularda çok yakın değerler aldığı dikkate alındığında LS ve SL kolonlarında elde edilen organik giderimleri literatürdeki sonuçla uyumlu görünmektedir.

LS kolonundaki KOİ derişimleri Şekil 3.14'de verilmiştir. Katman 1'de KOİ giderimi % 19- % 66 arasında değişmektedir. En az KOİ giderimi en düşük giriş KOİ'sinin geldiği döngüde gerçekleşmiştir. Ortalama KOİ giderim verimi % 54 olarak gerçekleşmiştir. LS-S3 numune çıkışında 6. döngüde gözlenen pikin nedeni belirlenememiştir.

SL kolonundaki KOİ derişim dağılımı Şekil 3.15'da gösterilmiştir. Katman #1'deki KOİ giderimi çok düşüktür ve SL-S4 su örnekleme noktasındaki KOİ derişimi giriş KOİ değerini aşmaktadır. KOİ giderim mekanizmasının SL kolonunda Katman #2 ve Katman #3'te etkin olduğu görülmüştür. Kolonun ortalama KOİ giderim verimi ise % 30'dur. SL-S4 numune çıkışında 5. döngüde gerçekleşen KOİ derişimi, aynı döngüdeki giriş KOİ derişiminden yüksek olmuştur. Toprağın üst yüzeyi ile SL-S4 numune çıkışı arasında 9 cm bulunmaktadır, literatürde belirtildiği gibi bu katman atıksudaki organiklerin filtre edildiği ve yoğun biyofilmin oluştuğu bir bölgedir. Toprağın üst kısmında bulunan bu organikler zaman zaman bağlı buldukları toprak daneciklerinden koparak mobilize olabilirler; SL-S4'te görülen pik bu durumun sonucu olabilir.

SCL ve LS kolonları Katman #1'de büyük miktarda oksijen tüketmektedir (sırasıyla % 70 ve % 73) ve TAAS öncesi toplam organik içeriklerle karşılaştırıldığında iki kolonun da daha fazla organik içerdiği görülmektedir. Bu göstergeler

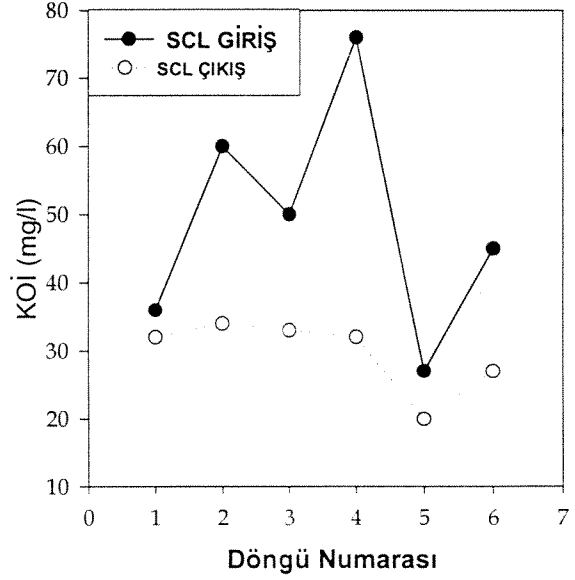
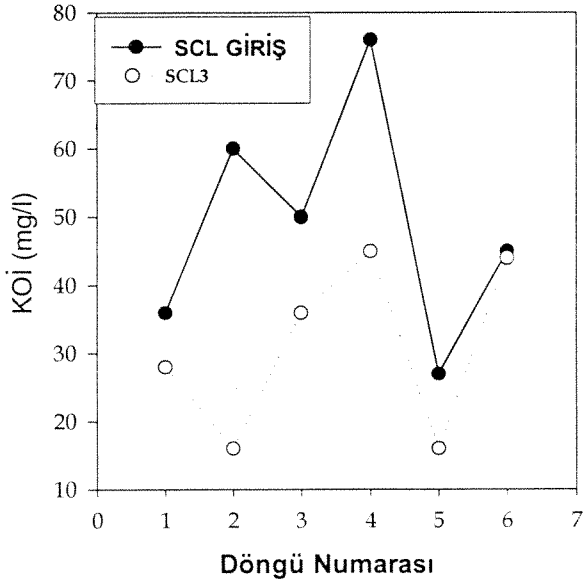
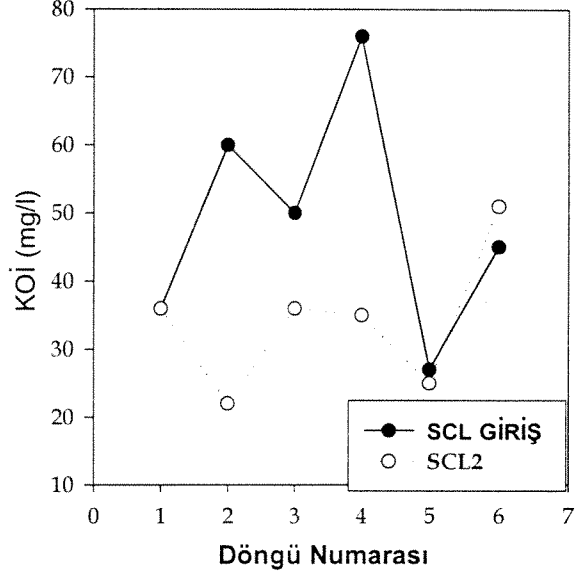
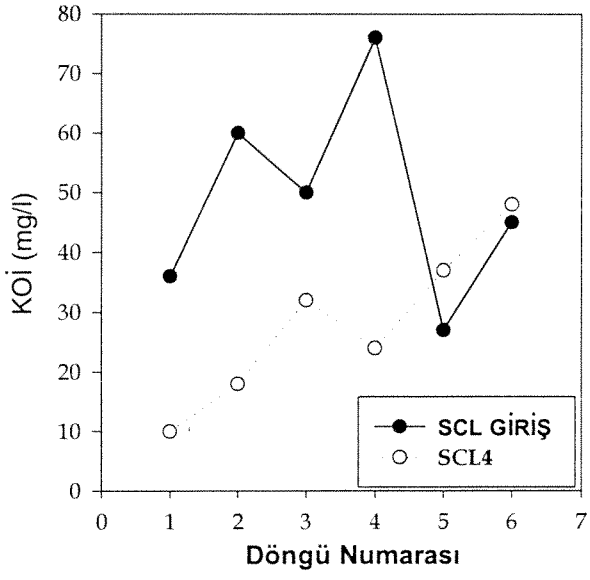
değerlendirildiğinde SCL ve LS'nin KOİ giderim verimlerinin daha yüksek olması beklenmektedir. Dene sonuçları LS'nin en yüksek KOİ giderimini gerçekleştirdiğini göstermektedir. Ancak SCL ve SL arasında KOİ gideriminde açık bir farklılık görülmemiştir. LS kolonu *en yüksek infiltrasyon hızıyla çalışmasına rağmen en yüksek KOİ giderimi bu kolonda gerçekleştirmiştir.* Ayrıca, LS giriş çözünmüş oksijen derişimi yaklaşık 5,5 mg/l iken SL kolonunda aynı derişim yaklaşık 2,3 mg/l olmuştur. Aynı bünyeli topraklardaki farklı KOİ gideriminin nedeni giriş oksijen derişimindeki ciddi farklılıktır.

Son (6.) döngü sırasında ÇOK ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Kolonun üst kısmındaki numune noktalarından (Örneğin SL-S4, SCL-S3), giriş ve çıkıştan alınan örnekler analiz edilmiştir. Analiz sonucunda SCL ve LS kolonlarında ÇOK derişimlerinin derinlikle değişmediği SL kolonunda ise ÇOK değerlerinin girişe oranla daha yüksek olduğu görülmüştür.

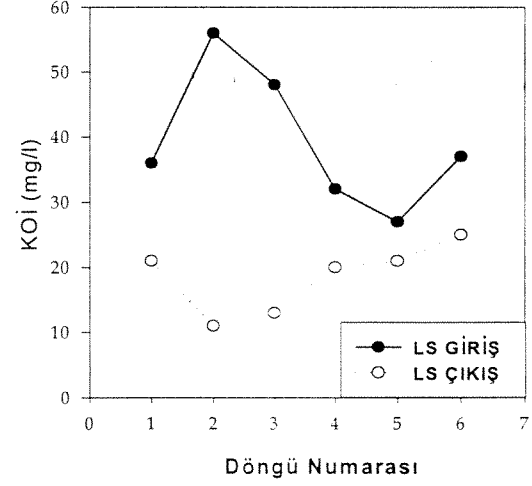
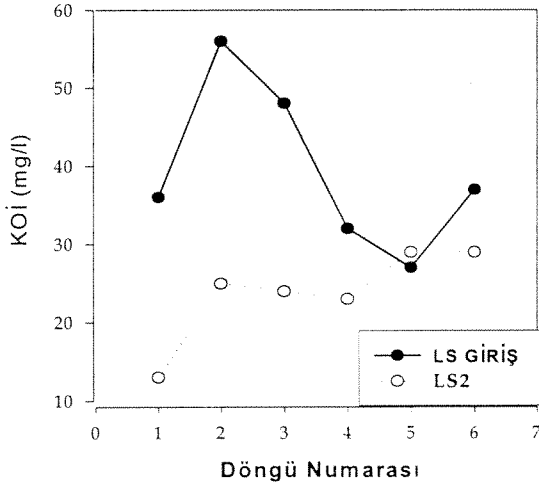
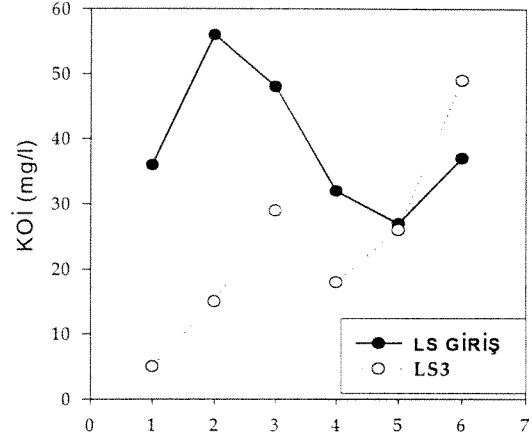
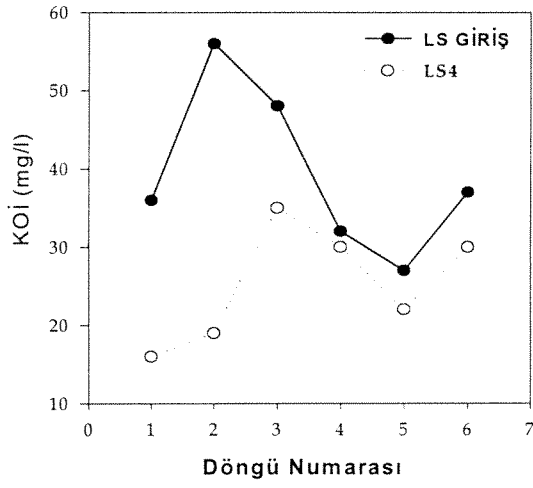
Yavaş İnfiltrasyon

KOİ derişimleri sürekli olarak ölçülmüştür, ayrıca atıksu bu dönemde havalandırılmamıştır. Üst toprağın toplam organik içeriğinin ölçülmesine devam edilmiştir. Kolonlardaki çözünmüş oksijen yavaş infiltrasyon döneminde de ölçülmüştür.

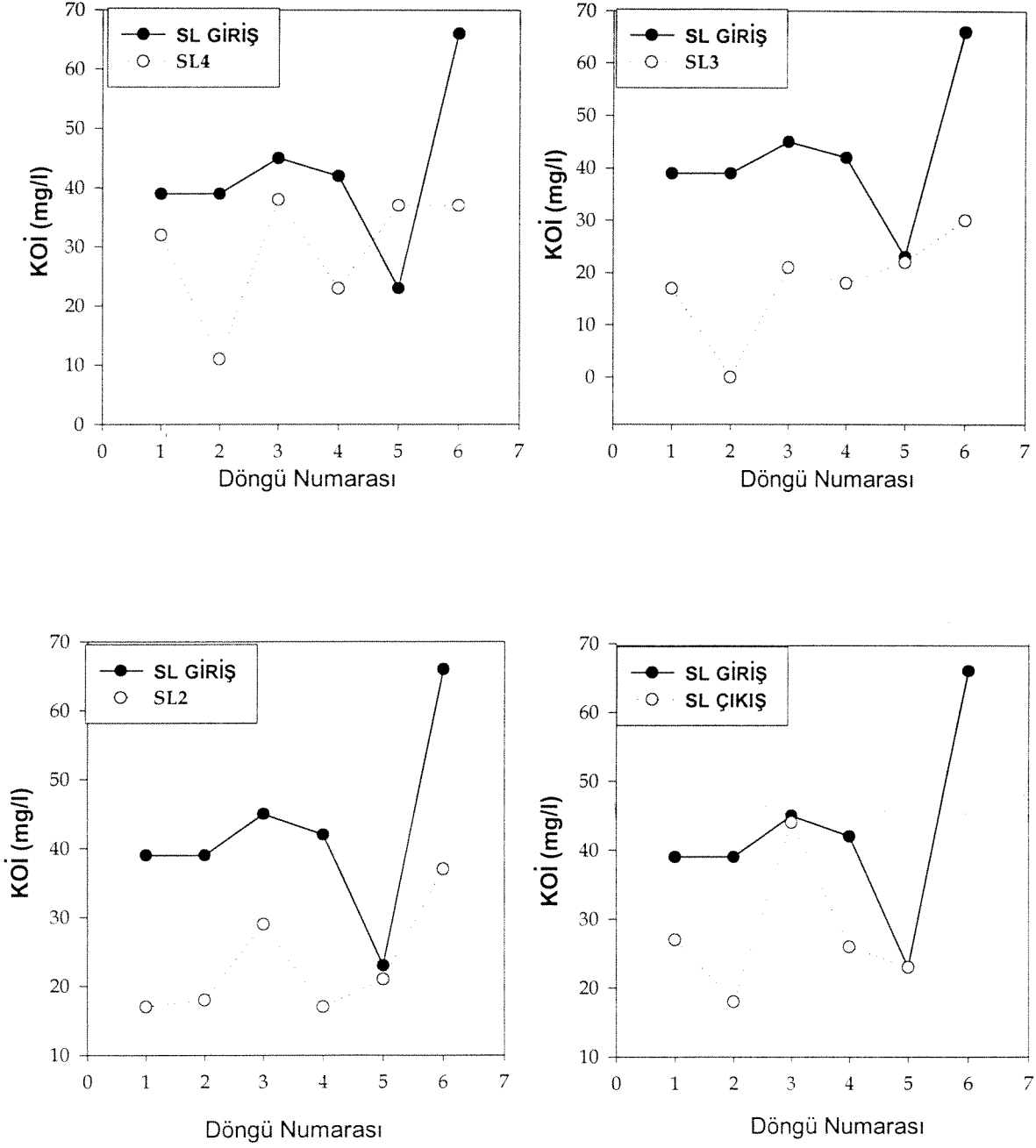
SCL, LS ve SL kolonlarının toplam organik karbon içerikleri Şekil 3.5'de verilmektedir. SCL ve LS'nin toplam organik içerikleri TAAS öncesi değerlerin biraz üstünde seyrederken, SL toplam organik içeriği ise aynı değerlerin biraz altında gerçekleşmiştir.



Şekil 3.13: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinde SCL kolonu KOİ profili



Şekil 3.14: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinde LS kolonu KOİ profili



Şekil 3.15: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinde SL kolonu KOİ profili

Giriş tankı çözünmüş oksijen derişiminin kolonların tümünün giriş suyu çözünmüş oksijen derişimi olduğu kabul edilerek giriş tankı ortalama çözünmüş oksijen derişimi 1,9 mg/l olarak alınmıştır. En derindeki numune çıkışlarında yapılan ölçümler ise SCL, LS ve SL için sırasıyla 1,2, 1,3 ve 1,1 mg/l çözünmüş oksijen değerleri vermiştir. Böylece hiçbir kolonda yüksek bir oksijen tüketimi olmadığı ortaya çıkmıştır.

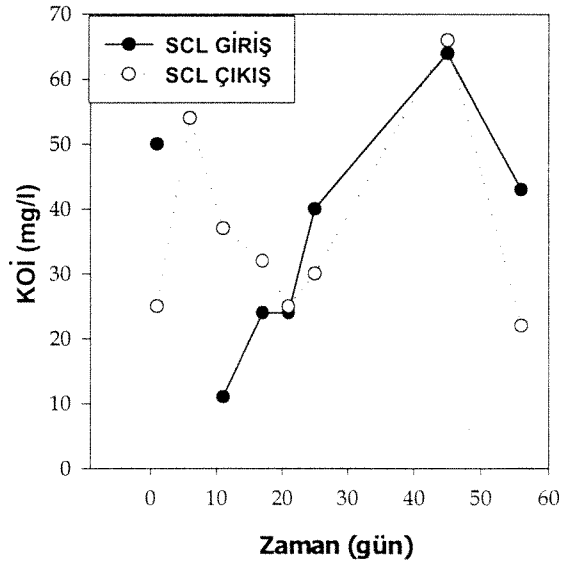
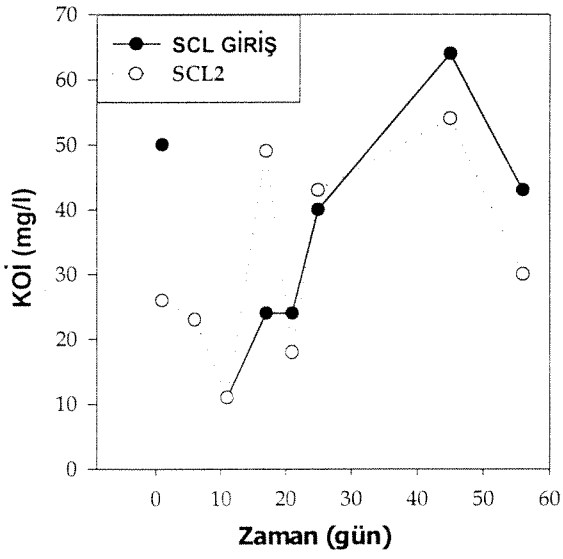
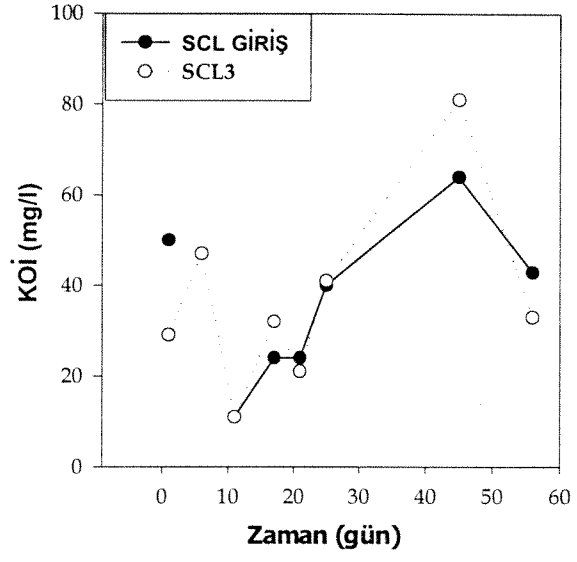
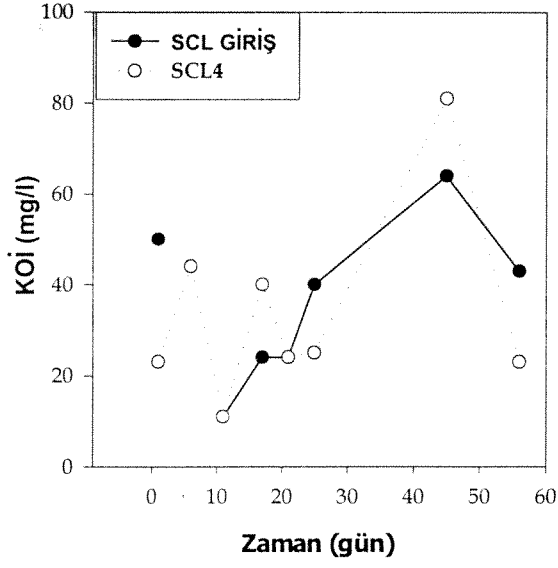
Kolonların ortalama giriş KOİ derişimi 42 mg/l'dir. Ortalama çıkış derişimleri ise SCL, LS ve SL kolonları için sırasıyla 36, 29 ve 27 mg/l olmuştur. SCL kolonunda çıkış KOİ derişimlerinin zamana göre değişimi Şekil 3.16'de gösterilmiştir. Katman #1'de 6., 17. ve 56. günlerde alınan örneklerde KOİ giderimi gözlenmiştir. Ancak diğer ölçümlerde giriş ve çıkış KOİ oranları birbirine çok yakın seyretmiştir. SCL'deki çözünmüş oksijen tüketimindeki düşüklük ve KOİ giderimindeki düşüklük birbirlerini desteklemekte, ve dolayısıyla biyolojik etkinliğin azaldığını ortaya koymaktadır. SCL kolonu için herhangi bir KOİ gideriminden söz etmek mümkün olmamıştır. SCL-S2 ve SCL çıkış numune noktalarında görülen pikler aslında başlangıçta (0. günde) verilen atıksuyun (KOİ derişimi= 50 mg/l) etkisinin yavaş infiltrasyon hızı nedeniyle geç hissedilmesinden kaynaklanmaktadır. Diğer numune noktalarında zaman zaman görülmüş olan pikler hem yukarıda açıklanan duruma hem de ölçümdeki sapmalara bağlanabilir.

LS kolonunun çıkış KOİ derişimlerinin zamana göre değişimi Şekil 3.17'de gösterilmiştir. SCL'nin davranışından farklı olarak LS kolonunda Katman #1'de KOİ giderimi görülmektedir. Sadece giriş KOİ değerinin 25 mg/l'ye düştüğü 6. günde giderim gözlenmemiştir. Ortalama KOİ giderim verimi ise % 41'dir. LS-S2 ve LS-S3 numune çıkışlarında 16. günde gözlenen pikler 10. günde ölçülen giriş suyu KOİ'sinin kolondaki etkisinin devamıdır. 16. günde LS çıkışta gözlenen pik için yorum yapılamamakta ve muhtemel bir ölçüm hatası olabileceği düşünülmektedir.

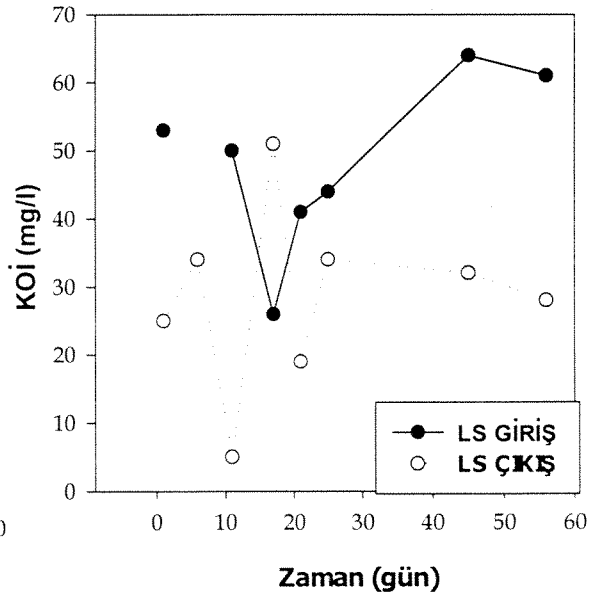
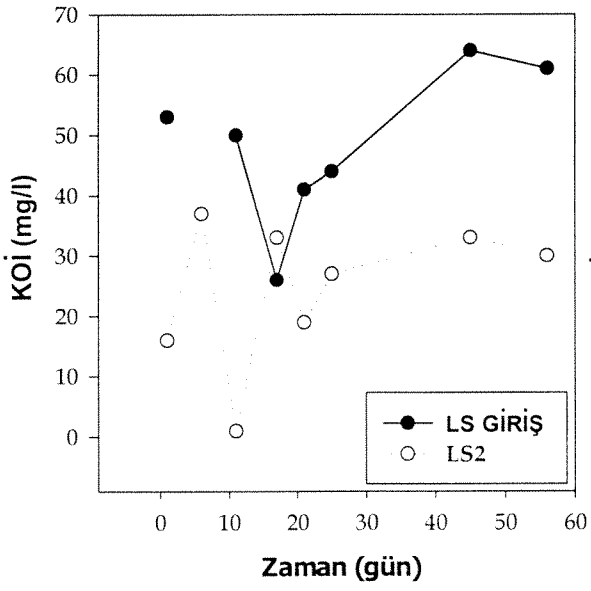
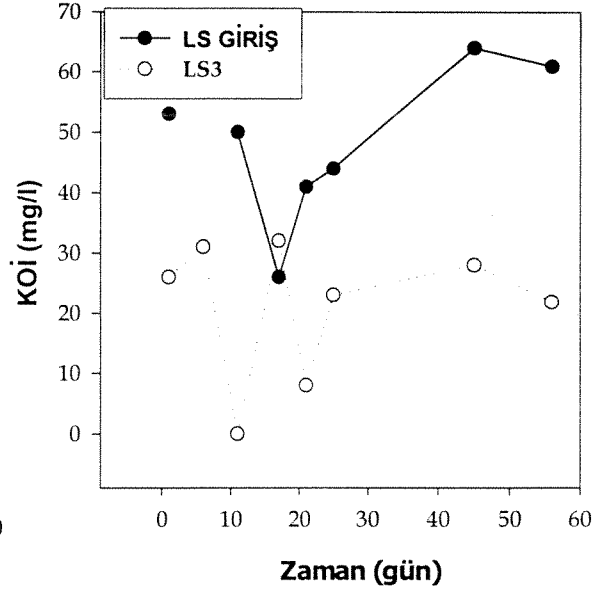
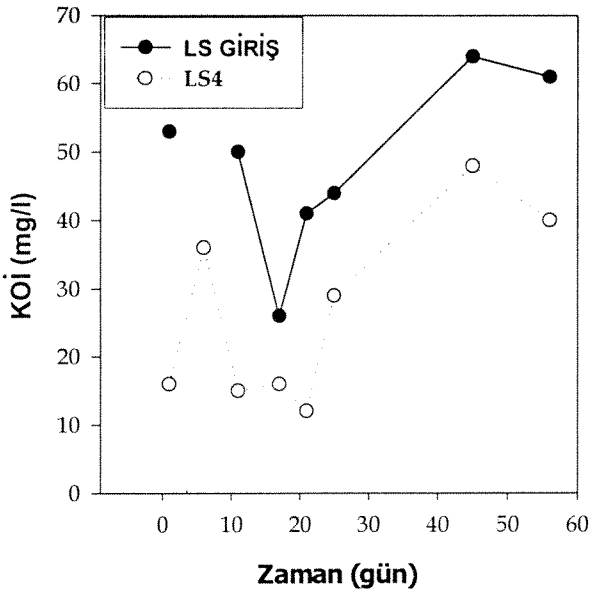
SL kolonunu çıkış KOİ derişimindeki zamana göre değişim ise Şekil 3.18'de verilmektedir. Katman #1'de 1. günde ve 25. günden 56. güne kadar süren aralıkta KOİ giderimi gerçekleşmiştir. Ortalama KOİ giderimi % 37'dir.

Genel olarak hızlı kesikli infiltrasyon ve yavaş kesintisiz infiltrasyon uygulamalarında örnekleme noktalarında zamanla gözlemlenen çıkış KOİ değerinin giriş KOİ değerini aşması kolon boyunca gözenek suyu akış hızında ve buna bağlı olarak hidrolik bekleme sürelerinde farklılıklar olması ile açıklanabilir. Kolonların inşaatı sırasında toprağın homojen olarak sıkıştırılmasına çalışılmış olmasına rağmen, boyutlarının nisbeten büyük olması nedeniyle, bütün kolon boyunca aynı hacim ağırlığı ve poroziteyi sağlamak mümkün değildir. Kaçınılmaz olarak, kolonun fazla sıkışan katmanlarda hacim ağırlığı yüksek ve porozite düşük olurken, nispeten az sıkışan katmanlarda tam tersine hacim ağırlığı düşük ve porozite yüksek olabilmektedir. Bu durum gözenek suyunun akış hızlarında farklılıklar yaratmakta, akışın yavaş olduğu katmanlarda gözenek suyunun bekleme süresi uzun, buna karşılık akış hızının yüksek olduğu katmanlarda da kısa olmaktadır. Aynı zamanda, kolon boyunca oluşan bu farklılıklar edvektif ve dispersif kütle taşınım mekanizmalarının da kolon boyunca farklı oranlarda gerçekleşmesine yol açmaktadır. Bütün bu hususların etkilerinin ortak bileşeni sonucunda, daha önce kolona yüksek konsantrasyonlarda giren su ile daha sonra düşük konsantrasyonlarda giren su, kolonun gözenek suyu hızının düşük (bekleme süresinin yüksek) olduğu katmanlarında karışabilmekte ve bu karışımdan kaynaklanan konsantrasyonlar aynı dönemde kolona giren suyun konsantrasyonundan daha fazla olabilmektedir.

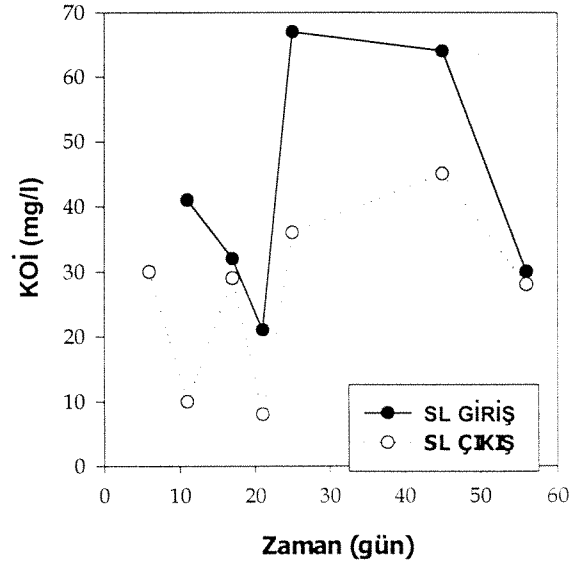
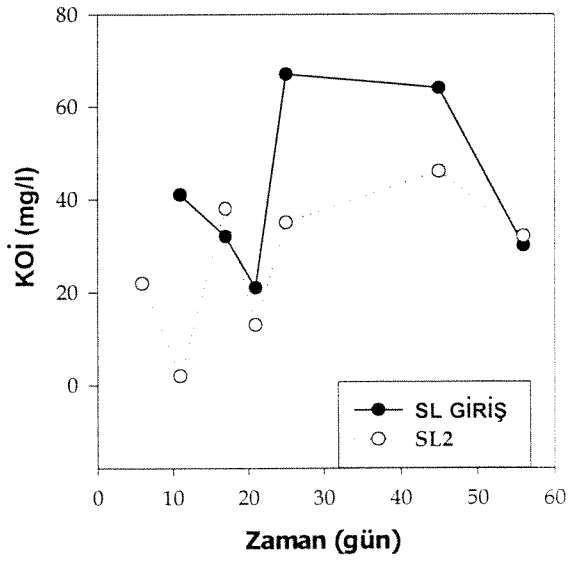
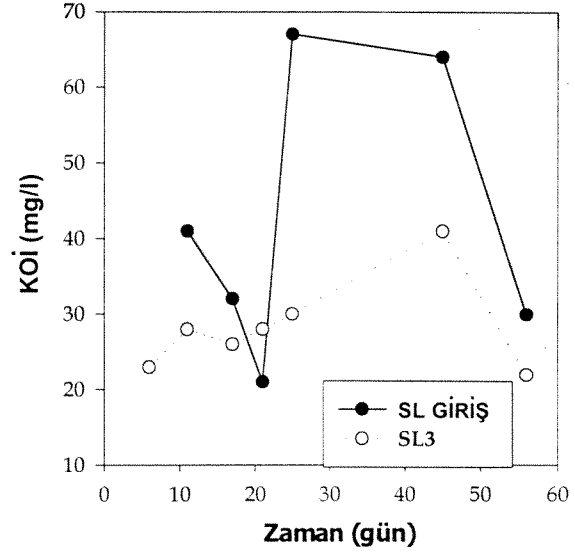
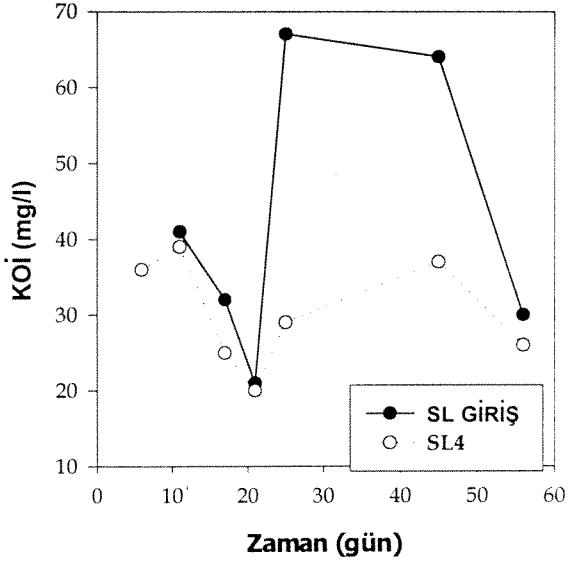
Değişik tarihlerde AMAAT ikinci çökeltme tank savaklarından alınan örnekler buzdolabında saklanarak sisteme verilmiştir. Bu yüzden sentetik atıksularda olduğu kadar homojen bir giriş konsantrasyonu sağlanamamıştır. Özellikle infiltrasyon hızının göreceli olarak az olduğu düşük hızlı infiltrasyon döneminde, yukarıda açıklanmaya çalışılan nedenlerden dolayı, değişik zamanlarda ve değişik KOİ konsantrasyonunda kolona giren atıksular belirli bir zaman sonra kolonun belirli kesimlerinde birlikte olabilmişlerdir. Grafiklerin okunmasında dikkat edilmesi gereken diğer bir kritik nokta ise, kolonların tam karıştırmalı reaktörlerden çok farklı ve tam tersi bir davranış gösterdiğinin göz önünde tutulmasıdır.



Şeki 3.16: Yavaş infiltrasyon sırasında SCL kolonunda çıkış KOİ'nin zamana göre değişimi



Şekil 3.17: Yavaş infiltrasyon sırasında LS kolonunda çıkış KOİ nin zamana göre değişimi



Şekil 3.18: Yavaş infiltrasyon sırasında SL kolonunda çıkış KOİ'nin zamana göre değişimi

3.2.2 Azot Türlerinin Giderimi

TAAS uygulaması sırasında değişik azot türleri ölçülmüştür. Amonyak sadece hızlı infiltrasyon sırasında; nitrit ve nitrat hem hızlı hem de yavaş infiltrasyonlar sırasında sürekli olarak ölçülmüşlerdir. TKN ise sadece 3 gün ıslak/ 4 gün kuru hızlı infiltrasyon ve yavaş infiltrasyonlar sırasında tek numune alınarak ölçülmüştür.

Azot türleri TAAS süreci içerisinde birbirlerine dönüşebilmektedirler. Bu noktada moleküler oksijen (nitrifikasyon için) ve organik madde (denitrifikasyon için) önem taşımaktadır. Bundan dolayı $KOİ:NO_3-N$ oranı hesaplanarak bu oranının denitrifikasyonun gerçekleşmesindeki etkisi de incelenmiştir.

Hızlı İnfiltrasyon, 7 gün ıslak/ 7 gün kuru Döngüleri

Ortalama giriş amonyak azotu derişimi $17 \mu g/l$ civarında gerçekleşmiştir. Bu düşük derişimden AMAAT'inden alınan atıksudaki amonyağın büyük kısmının (TKN ölçümleri de değerlendirilerek) saklama sırasında gaz fazına geçerek stoktan uzaklaştığı anlaşılmaktadır. Amonyak ölçümünde kullanılan Nesslerizasyon yönteminin alt sınır derişiminden daha az amonyak derişimleri elde edilmiş olması sisteme amonyak girmediğini göstermektedir.

Kolonların ortalama nitrit azotu giriş derişimi $1 mg/l$ civarındadır. SCL, LS ve SL kolonlarındaki nitrit azotlarının derişimleri sırasıyla Şekil 3.19, Şekil 3.20 ve Şekil 3.21'de verilmiştir. SCL ve LS kolonlarında Katman #1'de keskin bir nitrit düşüşü gerçekleşirken takip eden katmanlarda önemli bir değişiklik olmamaktadır. SL kolonunda ise SL-S2 numune alma noktasında nitrit artışı gözlemlenmiştir. SCL, LS ve SL kolonlarında ortalama nitrit giderimleri sırasıyla % 94, % 95 ve % 96 olmuştur.

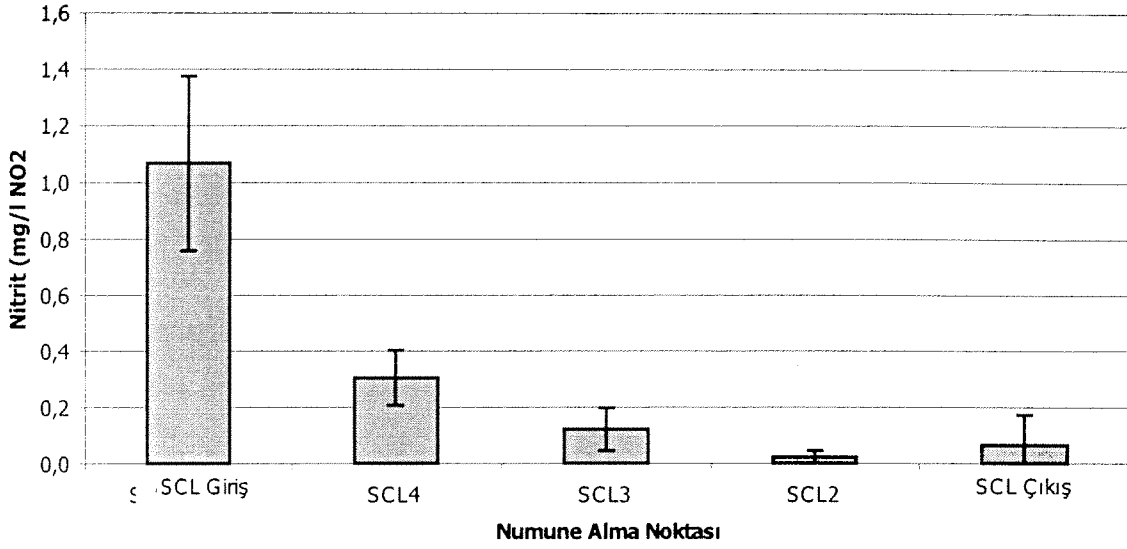
7 gün ıslak/7 gün kuru döngüleri sırasında 3. döngüde su örnekleri alınarak analiz edilmiştir. Giriş, SCL-S4, SCL-S3, SCL-S2 ve çıkış nitrat azotu derişimleri sırasıyla 12,3, 5,2, 7,2, 0 ve 1,2 mg/l olarak ölçülmüştür. En yüksek nitrat giderimi Katman

#1'de olmuştur; 3. döngüde bu katmanda denitrifikasyon etkili olabilir. Ortalama nitrat giderim oranı % 90'dır. LS kolonunda giriş, LS-S4, LS-S3, LS-S2 ve çıkış nitrat azotu derişimleri sırasıyla aşağıdaki gibidir: 12,3, 6,9, 8,4, 6,9 ve 0,9 mg/l'dir. Bu kolonun ortalama nitrat giderimi % 93 olmuştur. SL kolonunda giriş, SL-S4, SL-S3, SL-S2 ve çıkış nitrat azotu derişimleri sırasıyla: 12,3, 4,5, 3,6, 0 ve 3,3 mg/l'dir. Katman #1 denitrifikasyonda en etkin katman olmuştur. Ortalama nitrat giderim verimi % 73 olmuştur.

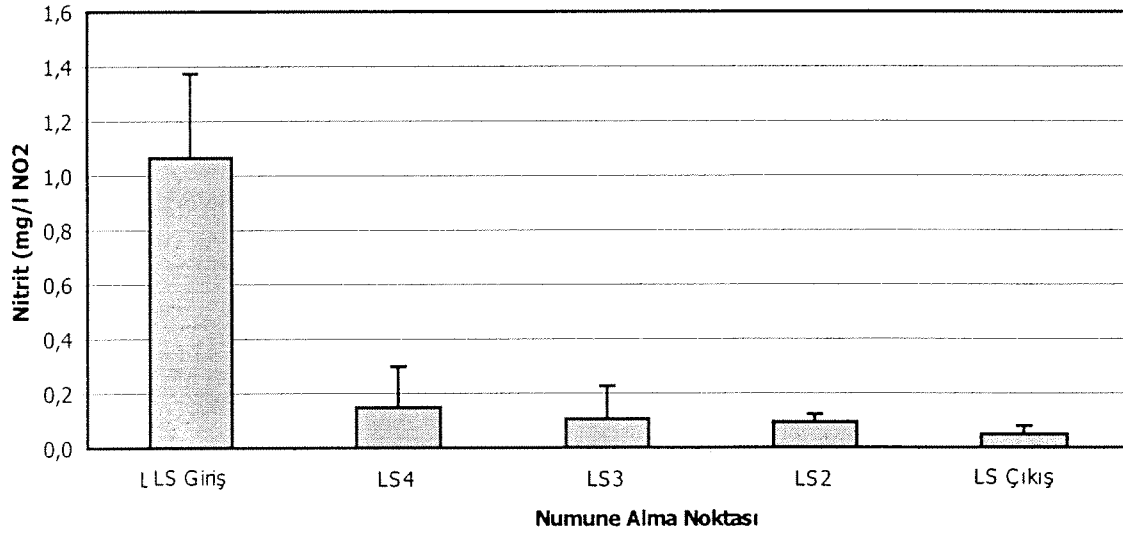
Bu işletme programı sırasında SCL ve SL kolonları sürekli havalandırılmasına rağmen çözünmüş oksijen çok çabuk tüketilerek organiklerin gideriminde biyofilm tarafından kullanılabilir. Böylece, Katman #1'de dahi anoksik koşullar oluşabilir. Ancak, 7 gün ıslak/ 7 gün kuru dönemine ait çözünmüş oksijen verileri olmadığından bu konuda daha fazla yorum yapılamamaktadır.

Hızlı İnfiltasyon, 3 gün ıslak/ 4 gün kuru Döngüleri

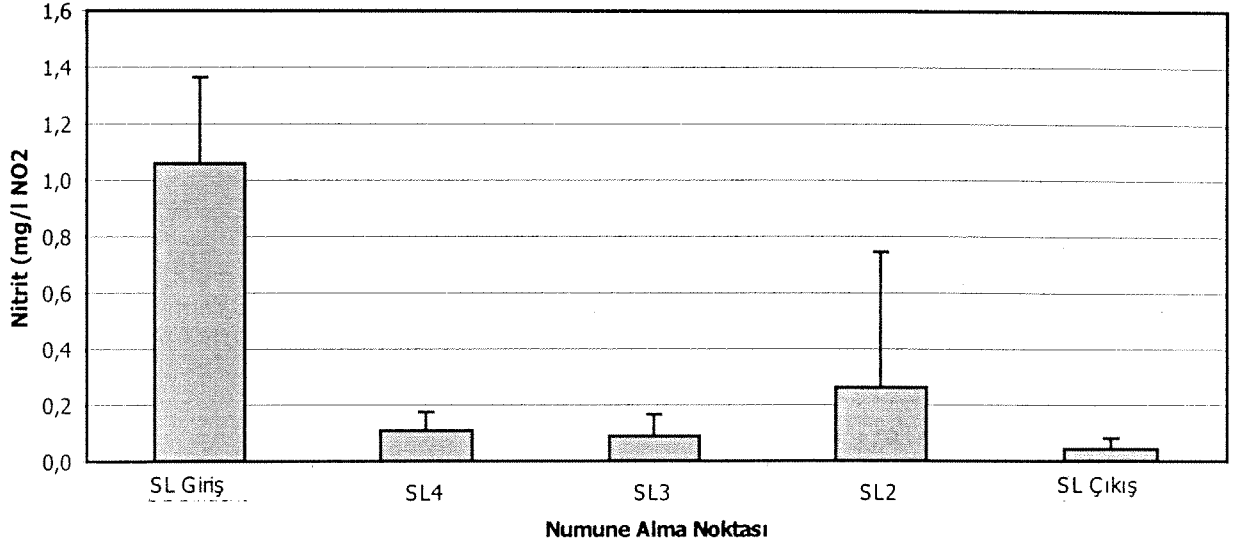
Kolonların ortalama nitrit azotu girişi 0,8 mg/l'dir. Kolonlardaki nitrit dağılımı SCL, LS ve SL için sırasıyla Şekil 3.22, Şekil 3.23 ve Şekil 3.24'de verilmiştir. SCL kolonunda nitrit derişimi artan derinlikle beraber azalmaktadır. En yüksek nitrit giderimi Katman #1'de olmaktadır. LS kolonunda toprak profilinde giderek azalan nitrit derişimi izlenmektedir; ancak Katman #5'de nitrit derişimi artmakta ve çıkış nitrit derişimi giriş derişiminden fazla olmaktadır. SL kolonunda nitrit SL-S2 numune alma çıkışına kadar azalmaktadır; ancak bu noktada nitrit piki görülmektedir. SL-S2 tarafından belirlenen Katman #4'ün ortalama çözünmüş oksijen derişimi 1,5 mg/l'dir; yani mikro-aerobik koşullar geçerlidir. Nitrit artışının nitrifikasyonun devam etmesinden ve azotun nitrit formunda desorb edilmesinden kaynaklandığı söylenebilir.



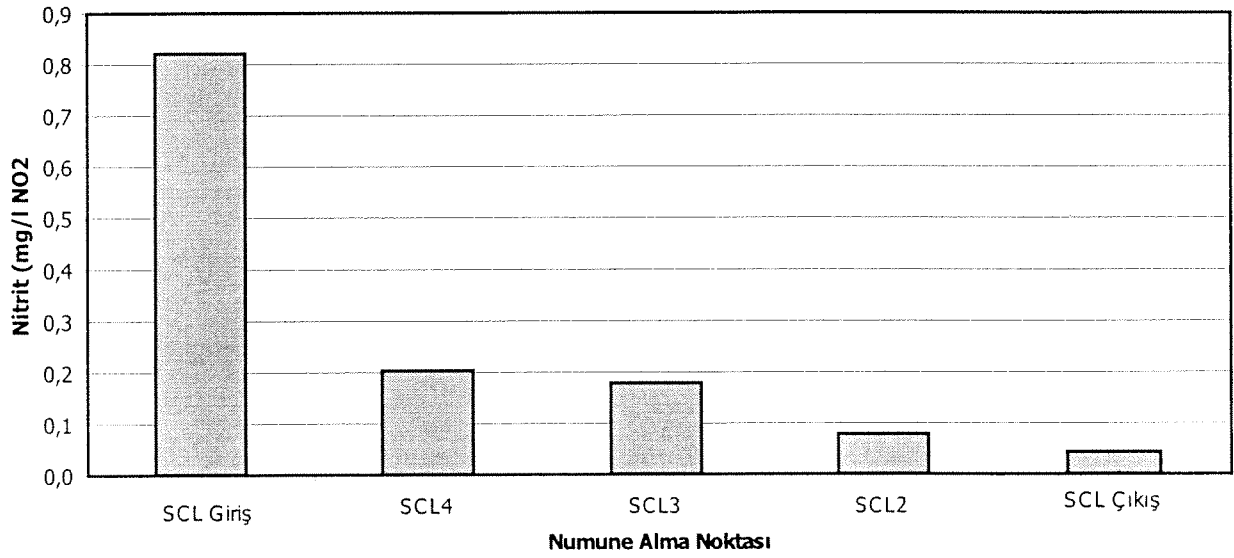
Şekil 3.19: 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında SCL kolonundaki nitrit derişimleri



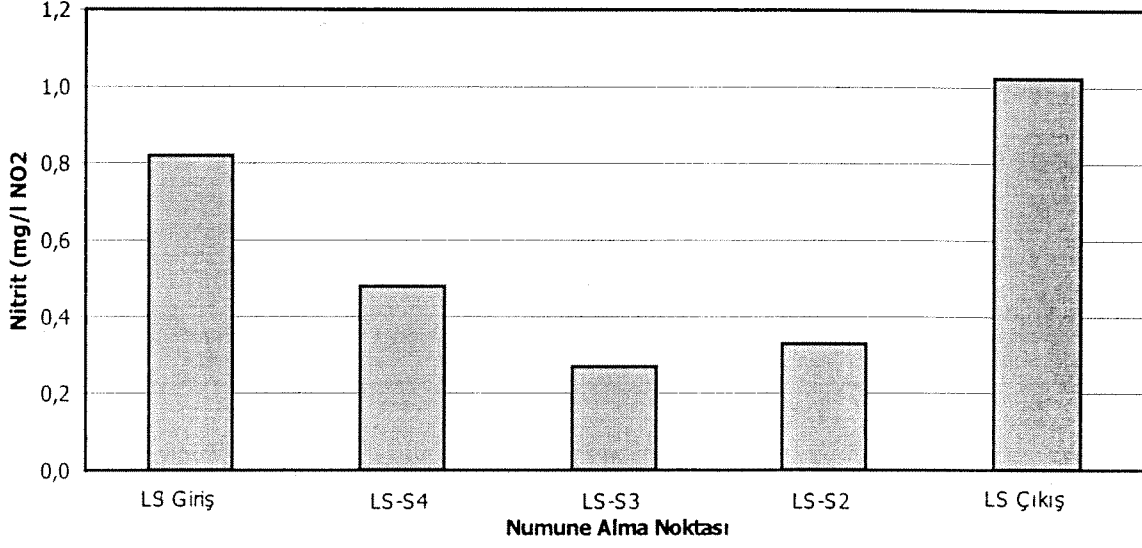
Şekil 3.20: 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında LS kolonundaki nitrit derişimleri



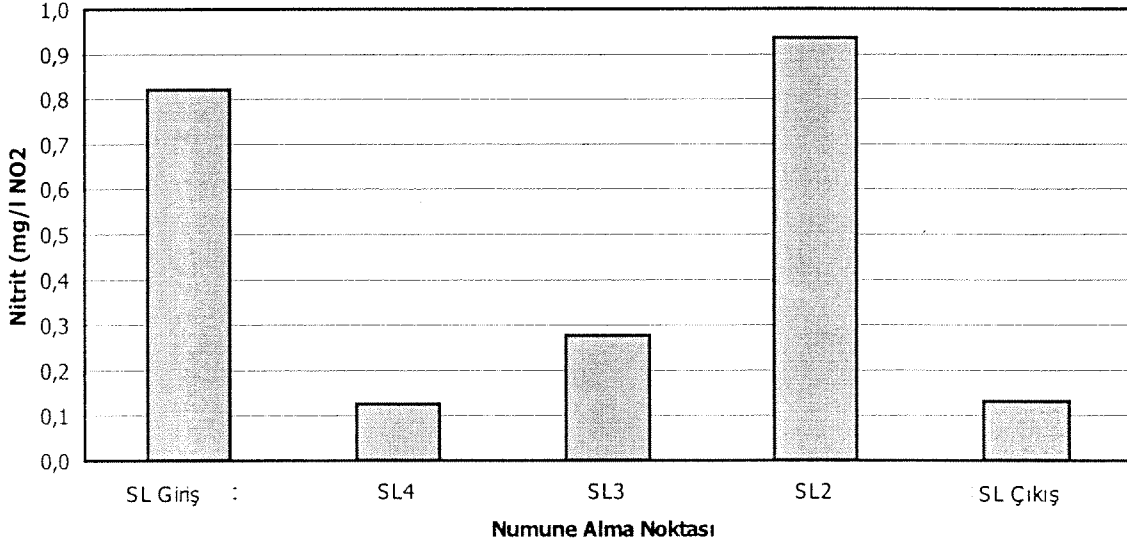
Şekil 3.21: 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında SL kolonundaki nitrit derişimleri



Şekil 3.22: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SCL kolonundaki nitrit derişimleri



Şekil 3.23: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında LS kolonundaki nitrit derişimleri



Şekil 3.24: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SL kolonundaki nitrit derişimleri

SCL kolonunun ortalama nitrat azotu giriş derişimi 10 mg/l'dir. Giriş KOİ:giriş nitrat azotu oranı Tablo 3.2'de verilmiştir:

Tablo 3.2: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüler için SCL Kolonunun Giriş KOİ:Nitrat Azotu Oranları

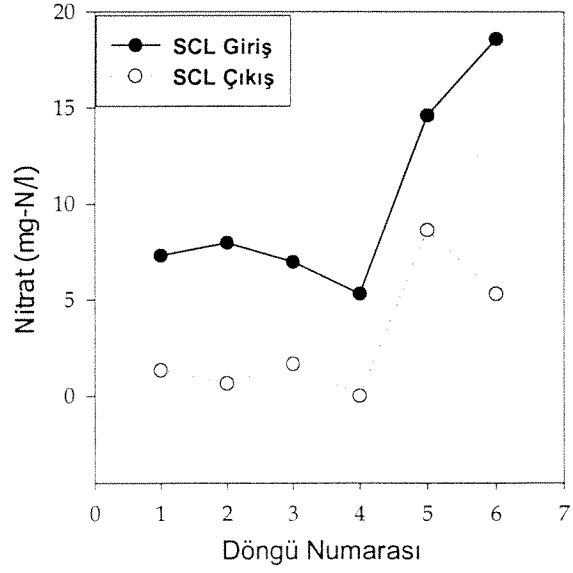
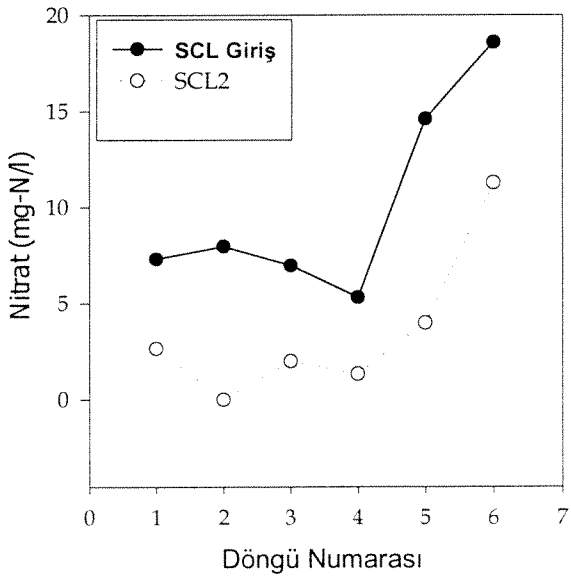
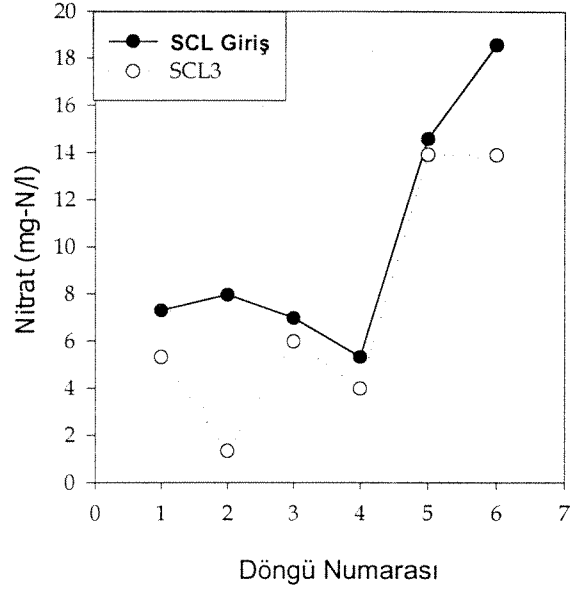
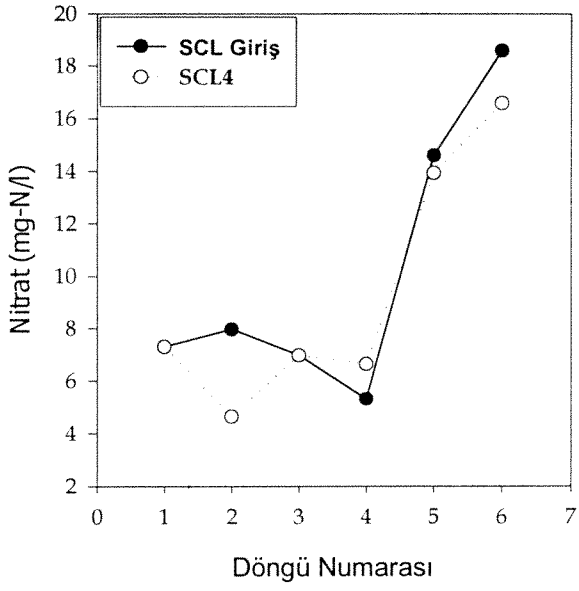
Döngü Numarası	1	2	3	4	5	6
KOİ:NO ₃ -N Oranı	4,9	7,5	7,2	9,4	1,8	2,6

En yüksek oran 4. döngüde; en düşük oran ise 5. döngüde gerçekleşmiştir. SCL kolonundaki nitrat derişimleri Şekil 3.25'da verilmiştir. En yüksek KOİ:NO₃-N oranına sahip olan döngüler sırasıyla 4., 2. ve 3. döngülerdir. Bu döngülerin nitrat giderim verimleri sırasıyla % 100, % 92 ve % 76 olmuştur. En düşük KOİ:NO₃-N oranına sahip döngüde ise (5. döngü) nitrat giderimi sadece % 41 olmuştur. SCL kolonunun nitrat giderim verimi % 41-100 aralığında gerçekleşmiştir; kolonun ortalama nitrat giderim verimi ise % 64 olmuştur.

LS kolonunun ortalama giriş nitrat azotu derişimi 9.4 mg/l olmuştur. Giriş KOİ:giriş NO₃-N oranı Tablo 3.3'de verilmiştir.

Tablo 3.3: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüler için LS Kolonunun Giriş KOİ:Nitrat Azotu Oranları

Döngü Numarası	1	2	3	4	5	6
KOİ:NO ₃ -N Oranı	10,8	6,0	7,2	9,4	1,9	2,7



Şekil 3.25: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SCL kolonundaki nitrat derişimleri

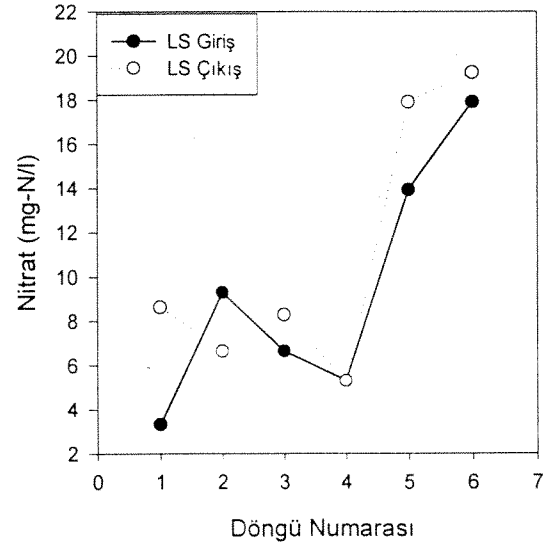
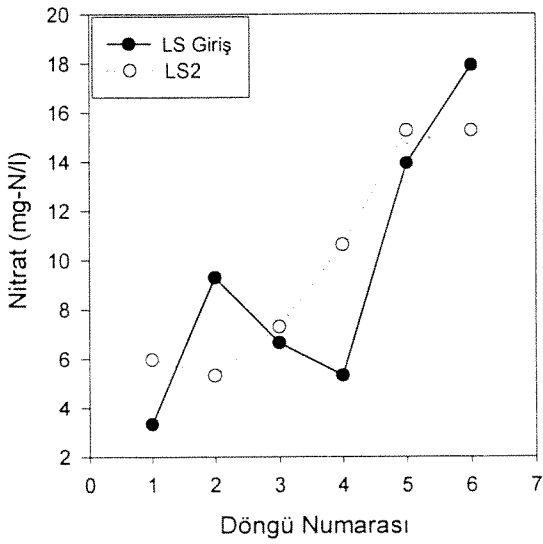
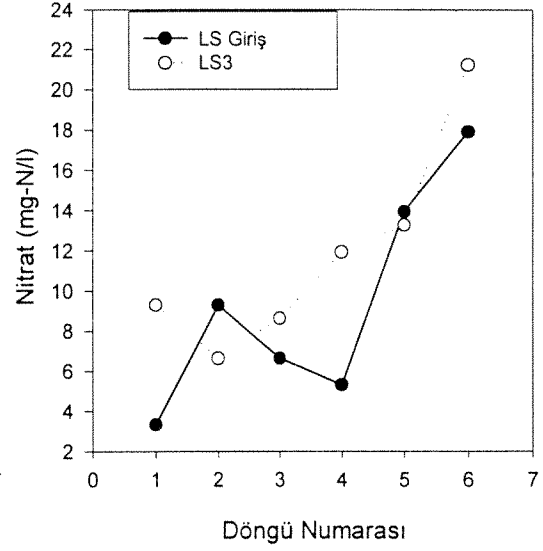
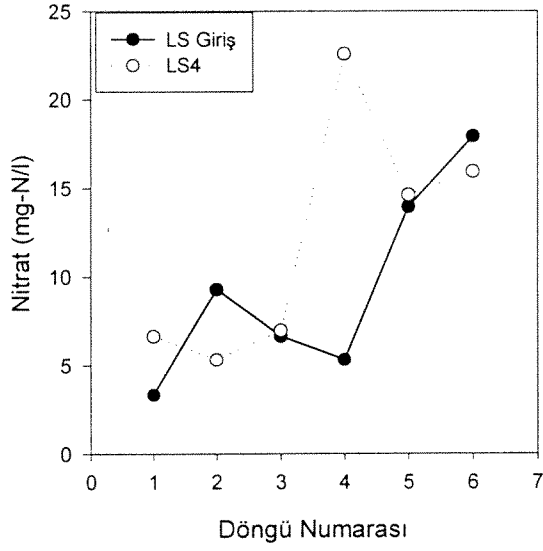
Birinci döngüde en yüksek oran gerçekleşirken 5. döngüde en düşük oran gözlemlenmiştir. LS kolonundaki nitrat dağılımı Şekil 3.26'te verilmiştir. Birinci ve 4. döngülerde yüksek KOİ:NO₃-N oranı bulunmasına rağmen *bu dönemlerde denitrifikasyonun etkili olmadığı görülmüştür*. LS kolonu diğer kolonlara oranla daha düşük hidrolik bekleme süresine sahiptir. Bu nedenle denitrifikasyon kinetiği düşük hızla gerçekleşmektedir. Denitrifikasyonun başarılı biçimde gerçekleştirilememesinin nedeni atıksuyun kolondaki bekleme süresinin düşük olmasına bağlanabilir. Bu veri ışığında yüksek KOİ:NO₃-N oranının denitrifikasyonu yüksek verimde gerçekleştirmek için tek etken olmadığı anlaşılmıştır.

SL kolonunda, giriş atıksuyundaki ortalama NO₃-N değeri *9,2 mg/l*'dir. Bu kolon için giriş KOİ: giriş NO₃-N oranları Tablo 3.4'de verilmiştir.

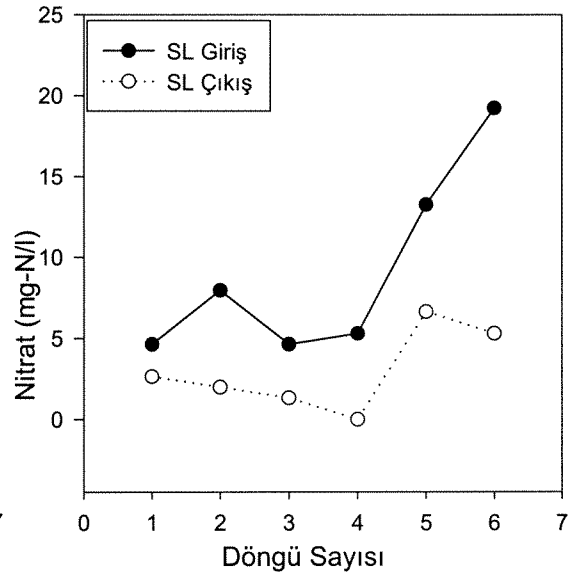
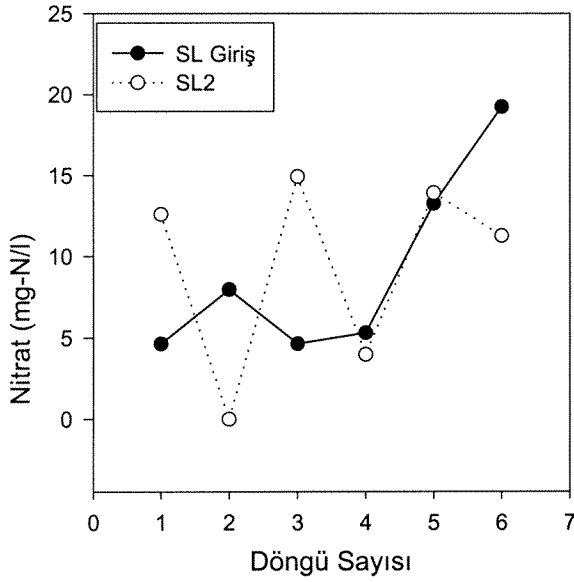
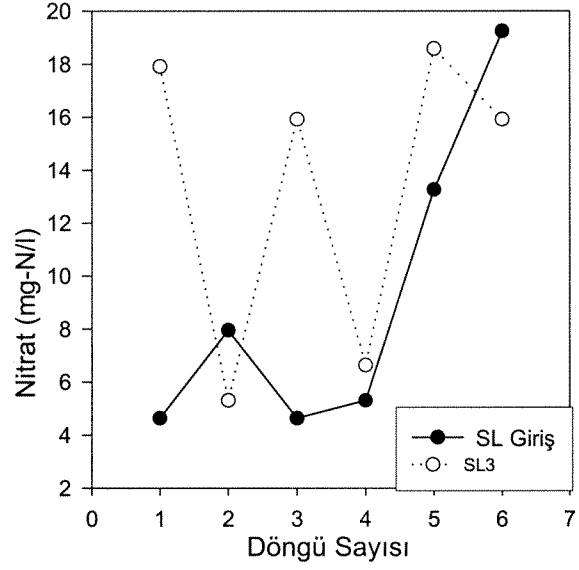
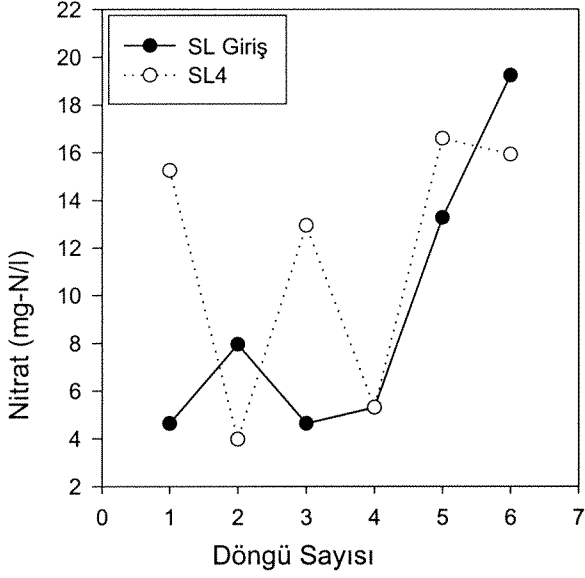
Tablo 3.4: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüler SL Kolonunun Giriş KOİ:Nitrat Azotu Oranları

Döngü Numarası	1	2	3	4	5	6
KOİ:NO ₃ -N Oranı	8,4	7,3	9,7	9,4	1,7	2,5

Üçüncü döngü en yüksek giriş KOİ:giriş NO₃-N oranına, 5. döngü ise en düşük orana sahiptir. 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SL kolonunun nitrat derişimleri Şekil 3.27'de verilmiştir. Birinci, 2. ve 3. döngülerde yüksek nitrat derişimleri görülmüştür. Katman #1, #2 ve #3 de nitrifikasyon gerçekleşirken, Katman #4 ve #5 de denitrifikasyon olmaktadır. Katman #4 ve #5'teki nitrat derişimleri giriş suyundaki nitrat derişiminden azdır. Birinci, 3. ve 4. döngülerin giriş KOİ:giriş NO₃-N oranları yüksektir ve bu döngüler esnasında sırasıyla % 59, % 55 ve % 59'luk nitrat giderimleri olmuştur. Ancak bu giderim verimleri 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında elde edilen en yüksek giderim verimleri değildir. İkinci ve 5. döngülerde sırasıyla % 78 ve % 74 gibi daha yüksek verimler elde edilmiştir:



Şekil 3.26: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında LS kolonundaki nitrat derişimleri



Şekil 3.27: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SL kolonunun nitrat derişimleri

TKN analizi 6. döngüde alınan örneklerde yapılmıştır. Kolonların giriş TKN derişimi *24,6 mg/l*dir. SCL-S4, LS-S4 ve SL-S4 numune alma çıkışlarından alınan su numunelerindeki TKN değerleri sırasıyla *24,6, 33,6* ve *15,7 mg/l* dir. TKN amonyak azotu ve organik azotun toplam değeridir. Amonyak azotu derişimleri kullanılan ikincil atıksuda son derece düşüktür; bundan dolayı TKN atıksuyun organik azot içeriğini göstermektedir. SL kolonu üst toprağının % 36 oranında organik azot giderdiği söylenebilir. En yüksek organik azot giderimi Katman #5'te olmaktadır: SCL, LS ve SL'nin organik azot giderimlerinin % 41, % 56 ve % 68 olduğu görülmüştür.

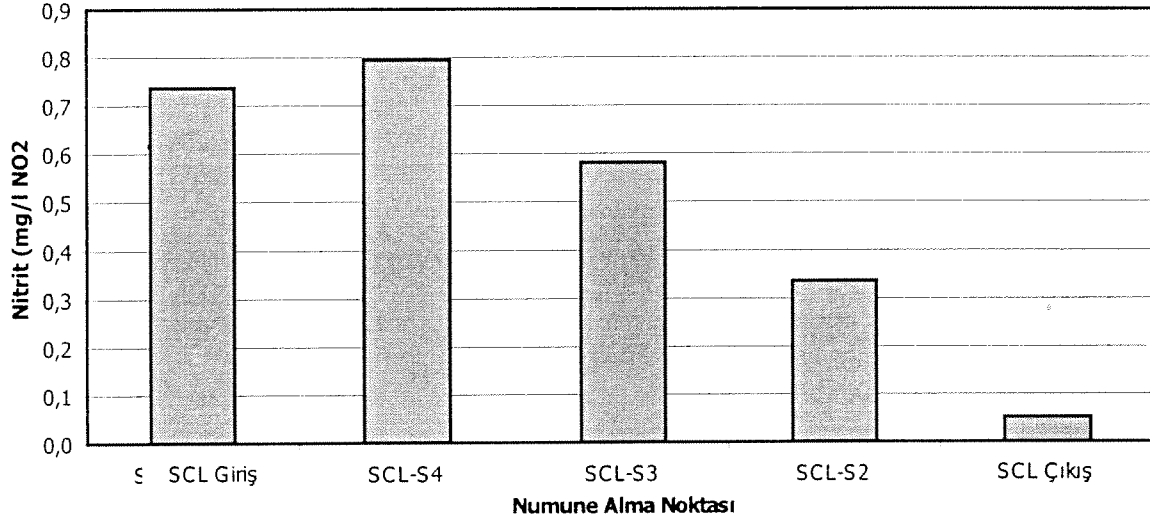
Yavaş İnfiltrasyon

Yavaş infiltrasyon sırasında nitrit ve nitrat sürekli olarak ölçülmüştür. Hızlı infiltrasyon programları sırasında amonyak azotu sürekli olarak ölçülmüştür; bu ölçümler sonunda amonyak derişiminin $\mu\text{g/l}$ cinsinden ifade edilecek kadar az olduğu görülmüştür. Bunun üzerine, yavaş infiltrasyon döneminde amonyak ölçümünden vazgeçilmiştir. Bu dönemde de TKN ölçümü için bir adet örnek seti analiz edilmiştir.

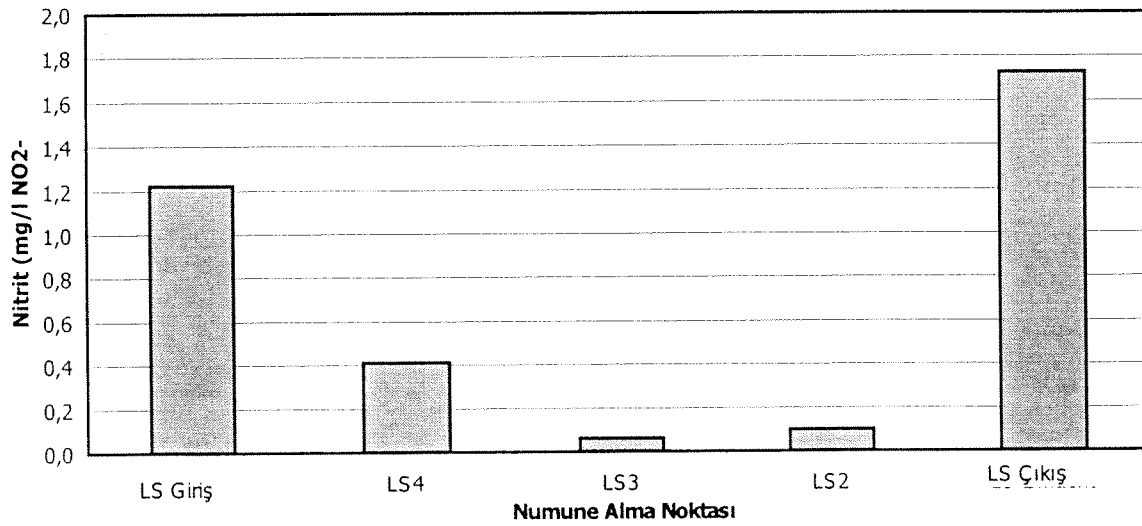
Kolonların ortalama $\text{NO}_2\text{-N}$ derişimi *0,74 mg/l*dir. SCL, LS ve SL kolonlarındaki nitrit derişimleri ise sırasıyla Şekil 3.28, Şekil 3.29 ve Şekil 3.30'de verilmiştir. SCL kolonunda üst 9 cm'lik toprakta (Katman #1) nitrit giderimi oldukça yüksek gerçekleşmiştir. Katman #1'de nitritin % 95'ten fazlası giderilmiştir. Çalışmanın son günü olan 56. günde SCL-S4 numune çıkışında bir nitrit piki görülmüştür. Bunun nedeni TAAS uygulaması boyunca okside olmadan biriken amonyakların desorbe edilerek nitrite dönüşmesi olabilir. Ortalama nitrit giderimi % 93 olmuştur.

LS kolonunda nitrit azotu derişimleri azalan bir trend izlemiştir (Şekil 3.29) ve LS-S4, LS-S3, LS-S2 numune alma noktalarından çok düşük derişimde nitrit okunmuştur. Numune alma noktalarındaki nitrit derişimleri zamanla önemli oranda değişmemiştir. LS çıkış suyunda ise dört adet nitrit piki izlenmiştir. İlk nitrit pikleri

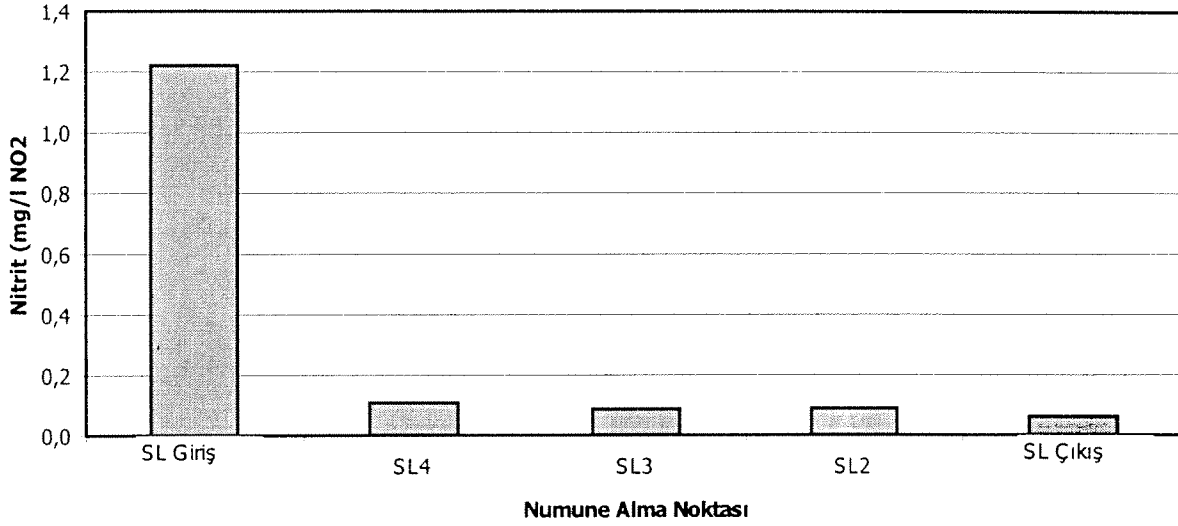
11. ve 17. günde, ve sonuncu pikler ise 45., 46. günlerde gerçekleşmiştir. Bu nitrit pikleri nedeniyle kolon çıkış nitrit derişiminde yüksek oranda değişkenlik gözükmemektedir.



Şekil 3.28: Yavaş infiltrasyon sırasında SCL kolonundaki nitrit derişimleri



Şekil 3.29: Yavaş infiltrasyon sırasında LS kolonundaki nitrit derişimleri



Şekil 3.30: Yavaş infiltrasyon sırasında SL kolonundaki nitrit derişimleri

SL kolonunda nitrit azotu derişimi Katman #1'de keskin bir düşüş göstermekte (Şekil 3.30) ve sonra kalan nitrit derişimi toprak profili boyunca fazlaca değişmeden çıkışa ulaşmaktadır. Ortalama nitrit giderim verimi % 96 olmuştur.

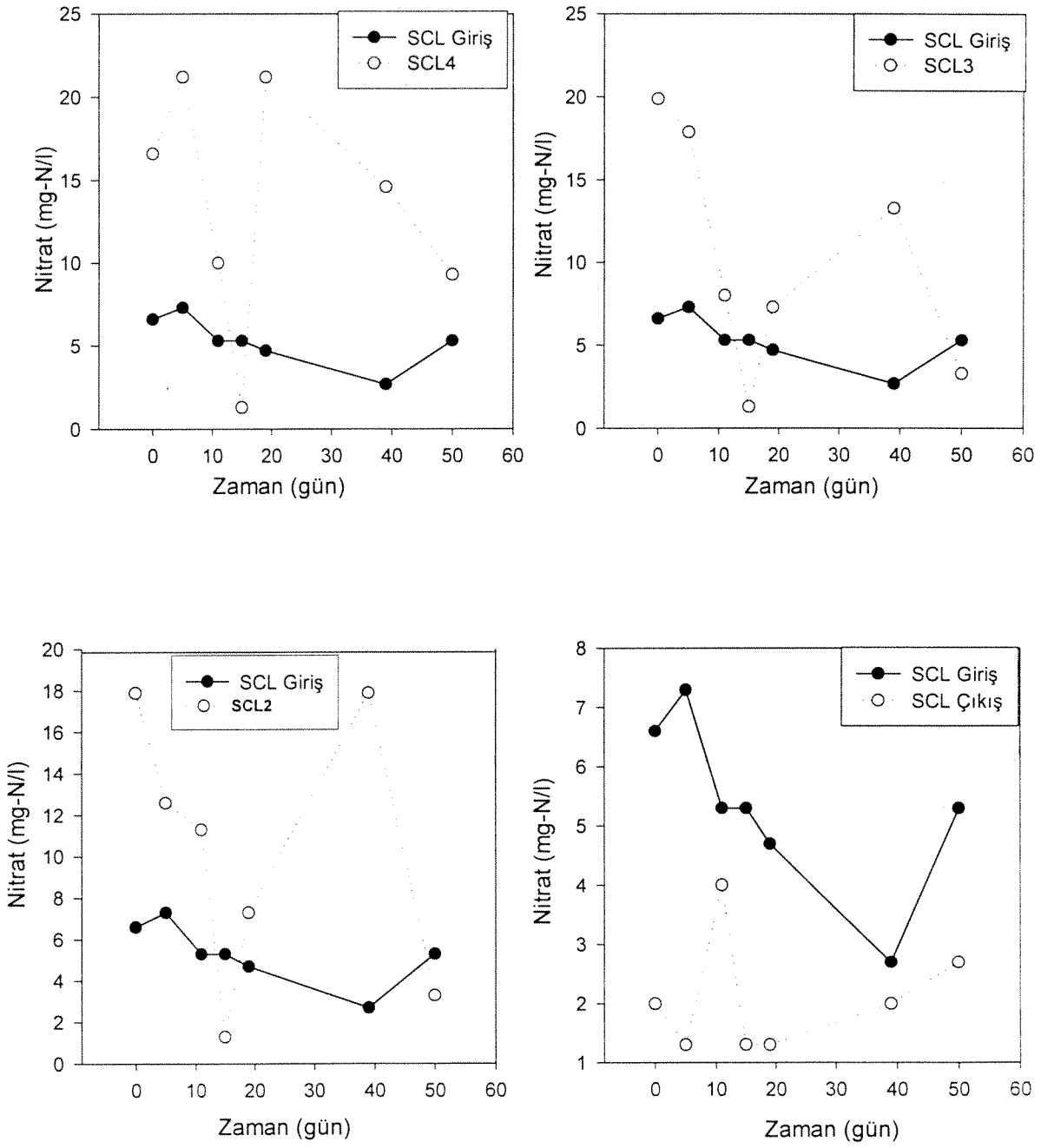
SCL kolonuna gelen ortalama nitrat azotu derişimi $5,3 \text{ mg/l}$ 'dir. SCL kolonundaki nitrat derişimleri Şekil 3.31'de gösterilmiştir. Katman #1, #2 ve #3'te belirgin nitrifikasyon etkinliği vardır. Onbeşinci gündeki ölçümler sözü geçen katmanlarda önemli bir nitrat giderimini işaret etmektedir. Denitrifikasyon ise Katman #4 ve #5'te etkilidir. Kolonun ortalama nitrat giderim verimi % 57 olmuştur.

LS kolonunun ortalama giriş nitrat azotu değeri 5 mg/l 'dir. Kolonun zamanla değişen nitrat azotu derişimleri ise Şekil 3.32'da gösterilmektedir. Bu kolonda baskın olan mekanizma nitrifikasyondur. Denitrifikasyon eğilimi sadece 19. günde alınan örneklerde görülmüştür. LS genelde sınır değer olarak kabul edilmiş olan 10 mg-N/l 'yi aşmaktadır; bu durum değerlendirildiğinde LS'nin yüksek oranda nitrifikasyon gerçekleştirdiği söylenebilir. LS yüksek infiltrasyon hızına ve düşük

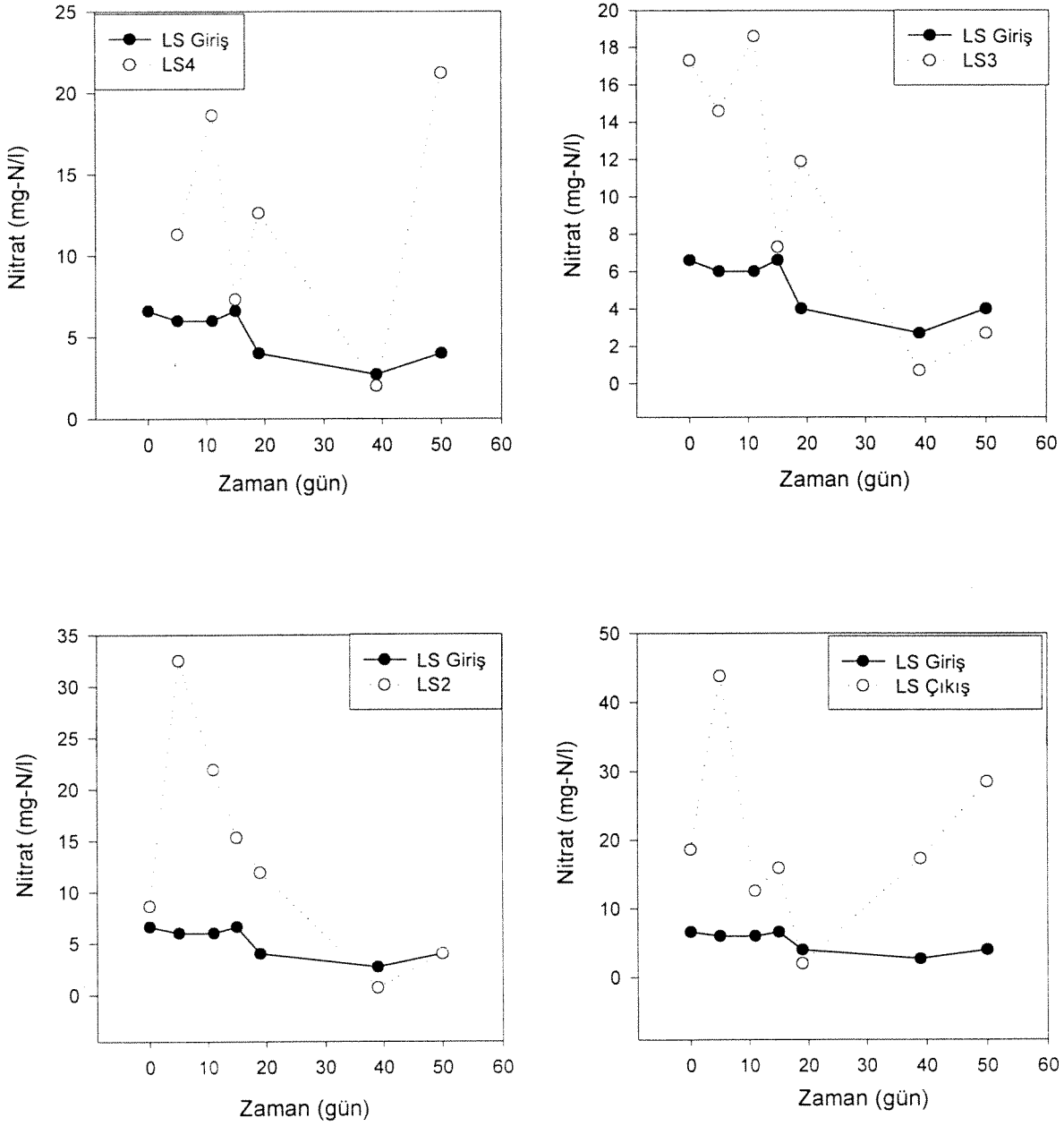
bekleme süresine sahiptir; bu yüzden denitrifikasyonun gerçekleşmesi için yeterli süre sağlanamamaktadır.

SL kolonunun ortalama nitrat azotu giriş derişimi $5,7 \text{ mg/l}$ olmuştur. SL kolonunun zamana göre değişken nitrat azotu derişimleri ise Şekil 3.33'de gösterilmiştir. Katman #1 ve #2 yüksek oranda nitrifikasyonun gerçekleştiği katmanlardır. Onbirinci ile 19. günlerin arasında kalan dönemde Katman #3'te denitrifikasyon gerçekleşmiştir. Ancak uzun dönemli denitrifikasyon prosesi Katman #4 ve #5'te meydana gelmektedir. Kolon derinliğinde nitrat azotu derişimi 10 mg/l 'yi aştığında dahi çıkış suyunda aynı parametrenin değeri kritik değer olan 10 mg/l 'yi geçmemiştir. Ortalama nitrat giderim verimi ise $\% 44$ olmuştur.

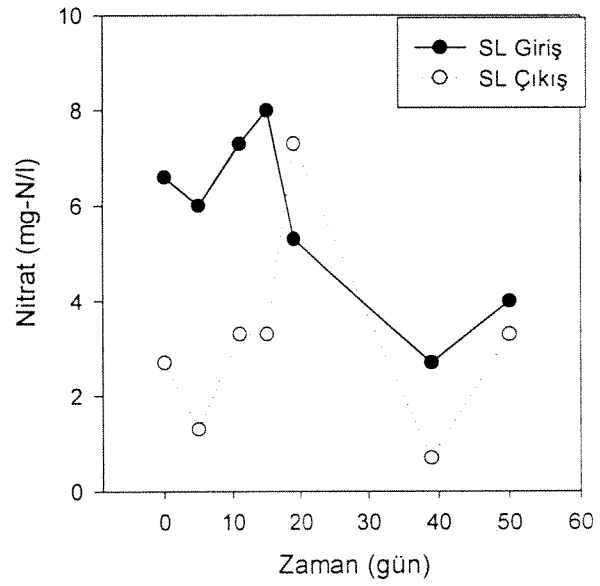
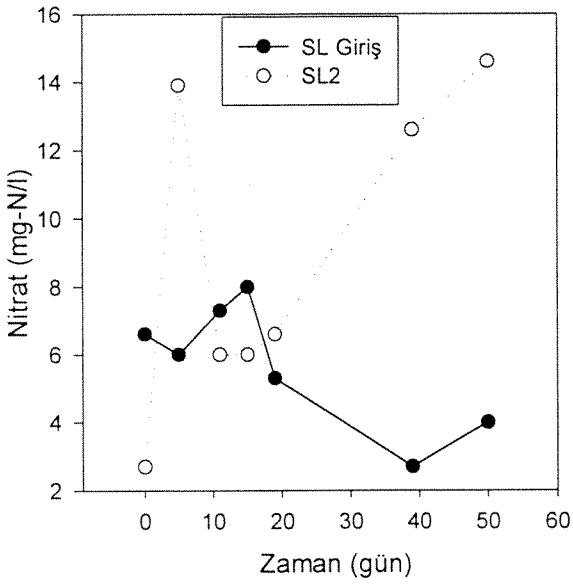
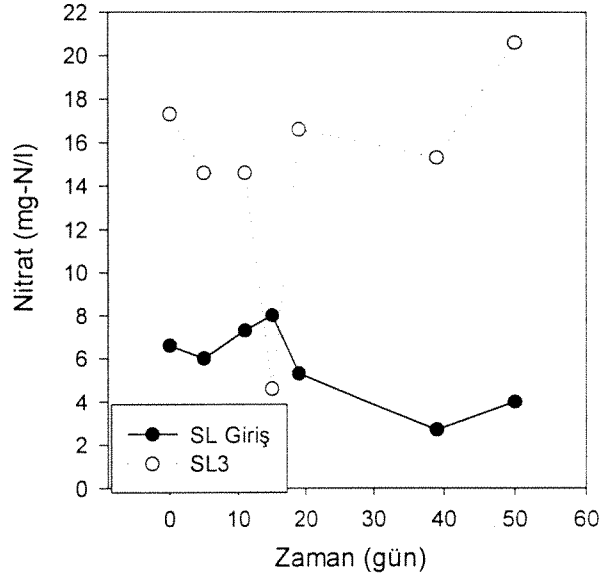
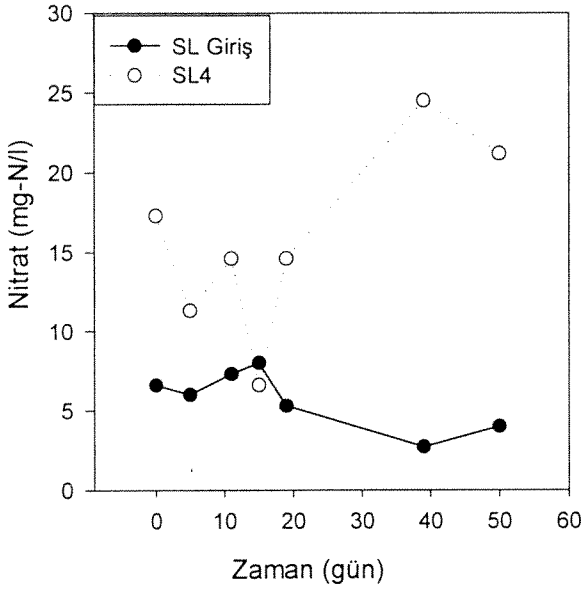
Yavaş infiltrasyon döneminin son gününde alınan örneklerde TKN analizleri yapılmıştır. Giriş TKN derişimi 28 mg/l 'dir. SCL Katman #1'de giriş TKN derişiminin $\% 80$ 'i dnştrlmştir. SL de Katman #1'de giriş TKN değerinin $\% 100$ oranında azalmasına rağmen daha alt katmanlarda önce $7,8 \text{ mg/l}$ 'ye ıkmiş ve daha sonra da $4,5 \text{ mg/l}$ 'de dengelenmiştir. Nitrat verileriyle beraber ele alındığı zaman TKN'nin nitrifikasyona uğramadığı ve daha çok fiziksel yollarla (rneğin adsorpsiyon ile) ilk katmanda tutulduğu anlaşılmaktadır. LS ise Katman #1'de TKN giderimi gerçekleştirememektedir; bu durumun nedeni kolonun düşük hidrolik bekleme süresi olabilir. Kolonların ortalama TKN dönüşüm verimleri SCL, LS ve SL kolonları için sırasıyla $\% 72$, $\% 65$ ve $\% 80$ olmuştur. LS kolonundaki TKN'unun nitrifiye edilerek nitrate dönüştüğü söylenebilir. Diğer kolonlarda nitrifikasyon/denitrifikasyon prosesleri daha verimli biçimde gerçekleştirilmiş ve çıkış nitrat derişimi giriş nitrat derişiminden az olmuştur.



Şekil 3.31: Yavaş infiltrasyon sırasında SCL kolonundaki nitrat derişimleri



Şekil 3.32: Yavaş infiltrasyon sırasında LS kolonundaki nitrat derişimleri



Şekil 3.33: Yavaş infiltrasyon sırasında SL kolonundaki nitrat derişimleri

3.2.3 Fosfor Giderimi

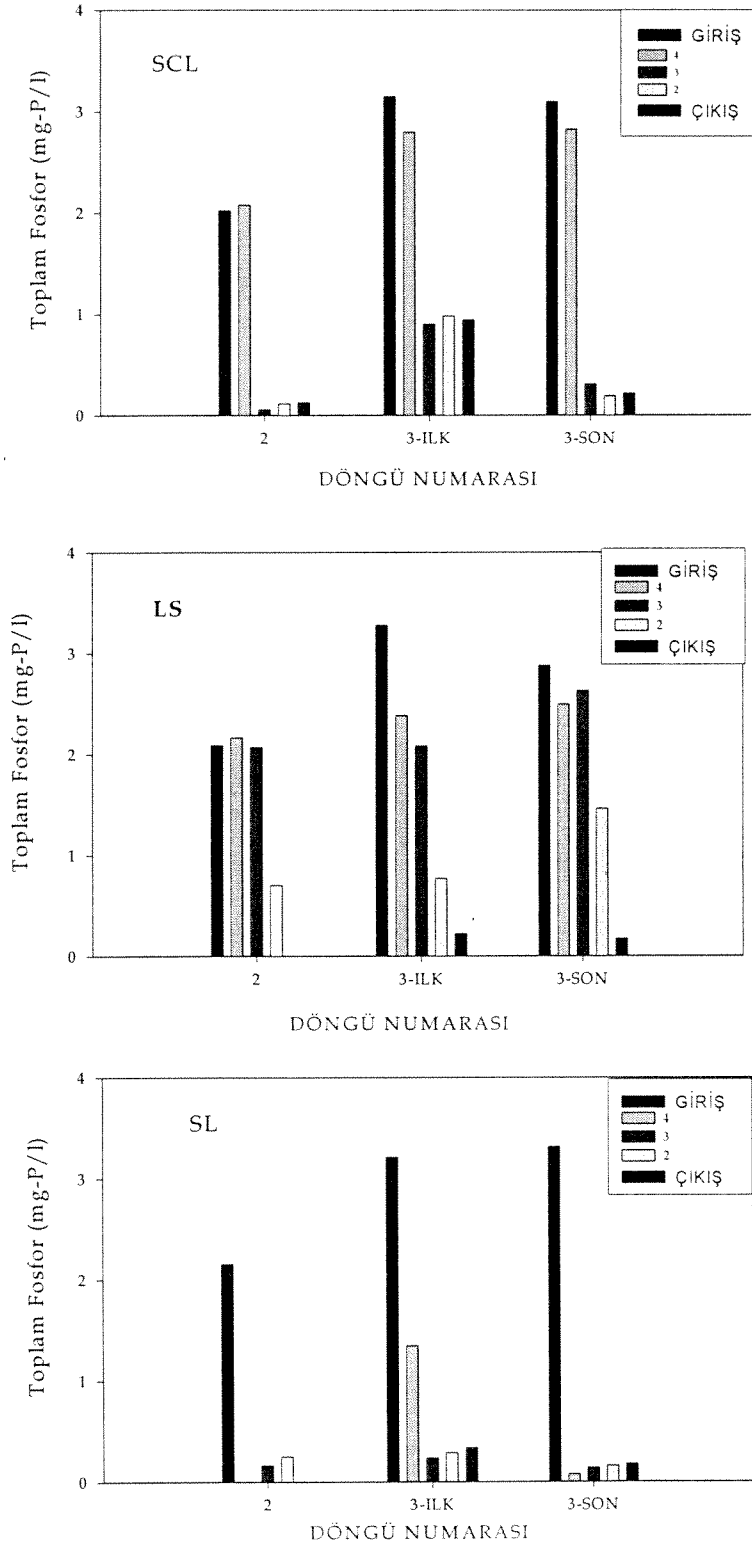
Hızlı İnfiltrasyon, 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri

SCL, LS ve SL kolonları için ortalama giriş TF derişimleri sırasıyla 2,8, 2,8 and 2,9 mg/l dir. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında kolonlardaki TF derişimleri Şekil 3.34 de gösterilmektedir. Her numune alma noktası kendi kodu, toprak derinliği ve katman numarasıyla gösterilmiştir. "İlk örnek" 3. Döngü' nün ikinci gününde alınan örneği; "Son Örnek" ise 3. Döngü' nün son gününde alınan örneği ifade etmektedir.

SCL kolonunun Katman #2'si TF gideriminde çok etkilidir. Kolondaki fosfor gideriminin hemen hepsi bu katmanda gerçekleşmiştir. SCL kolonunun ortalama TF giderim verimi ise % 90 olmuştur.

LS kolonunda Katman #3'ün yukarısında bulunan Katman #1 ve #2'nin TF giderimine herhangi bir katkıları olmadığı görülmüştür. Katman #3 ise TF gideriminde en etkili olan katmandır. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüler sırasında LS kolonunun ortalama TF giderimi % 91 olarak gerçekleşmiştir.

SL kolonunda TF giderimi büyük oranda Katman #2 de meydana gelmiştir. Katman #2 nin altında yer alan diğer katmanlar ise TF giderimine katkıda bulunmamışlardır. SL kolonunun 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasındaki ortalama TF giderimi % 91 olmuştur.



Şekil 3.34: 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında kolonlardaki TF Derişimleri

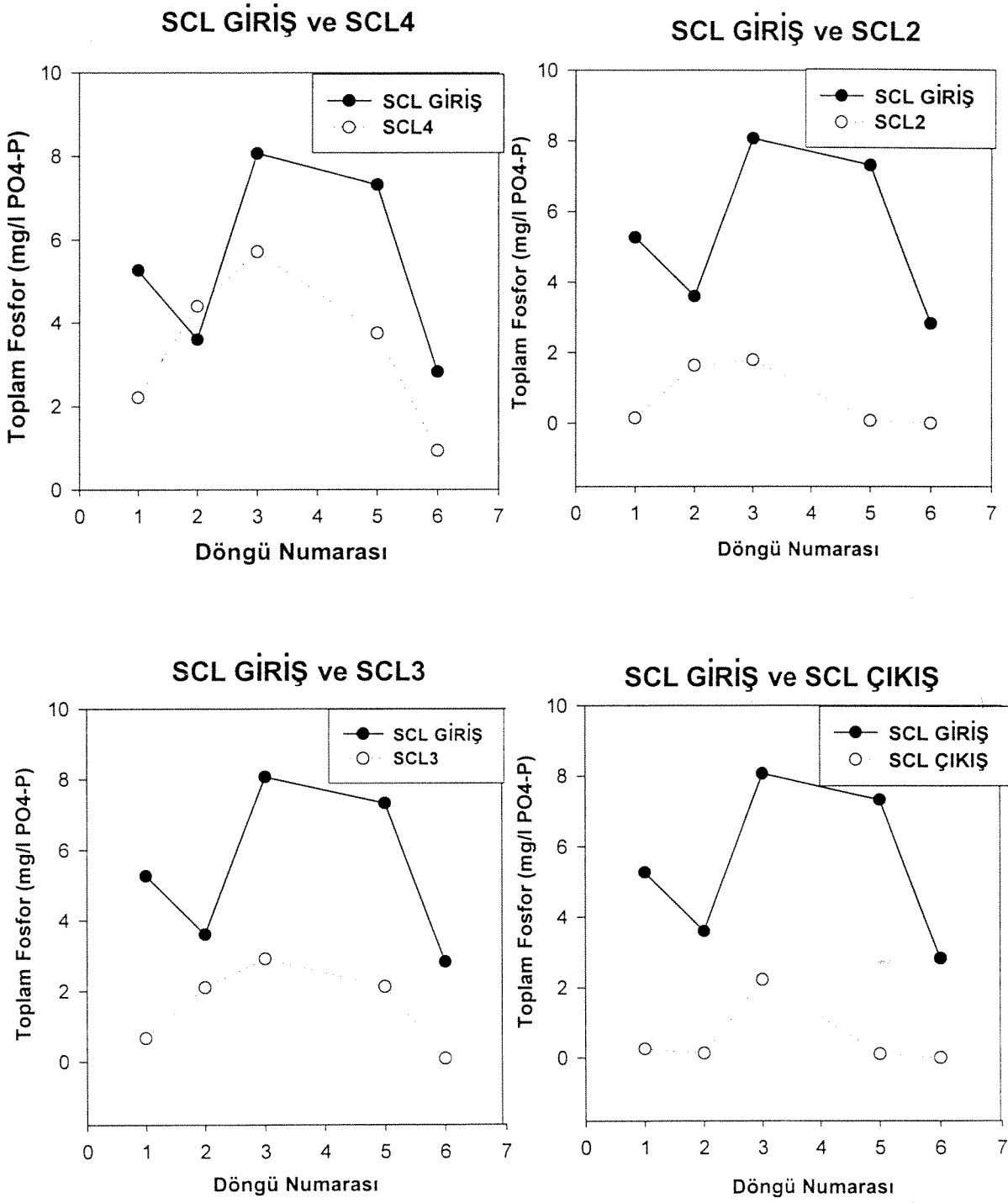
Hızlı İnfiltrasyon, 3 gün ıslak/4 gün kuru döngüleri

SCL, LS ve SL kolonlarının giriş sularının ortalama TF derişimleri sırasıyla 5,3, 5,4 ve 5,5 mg/l'dir.

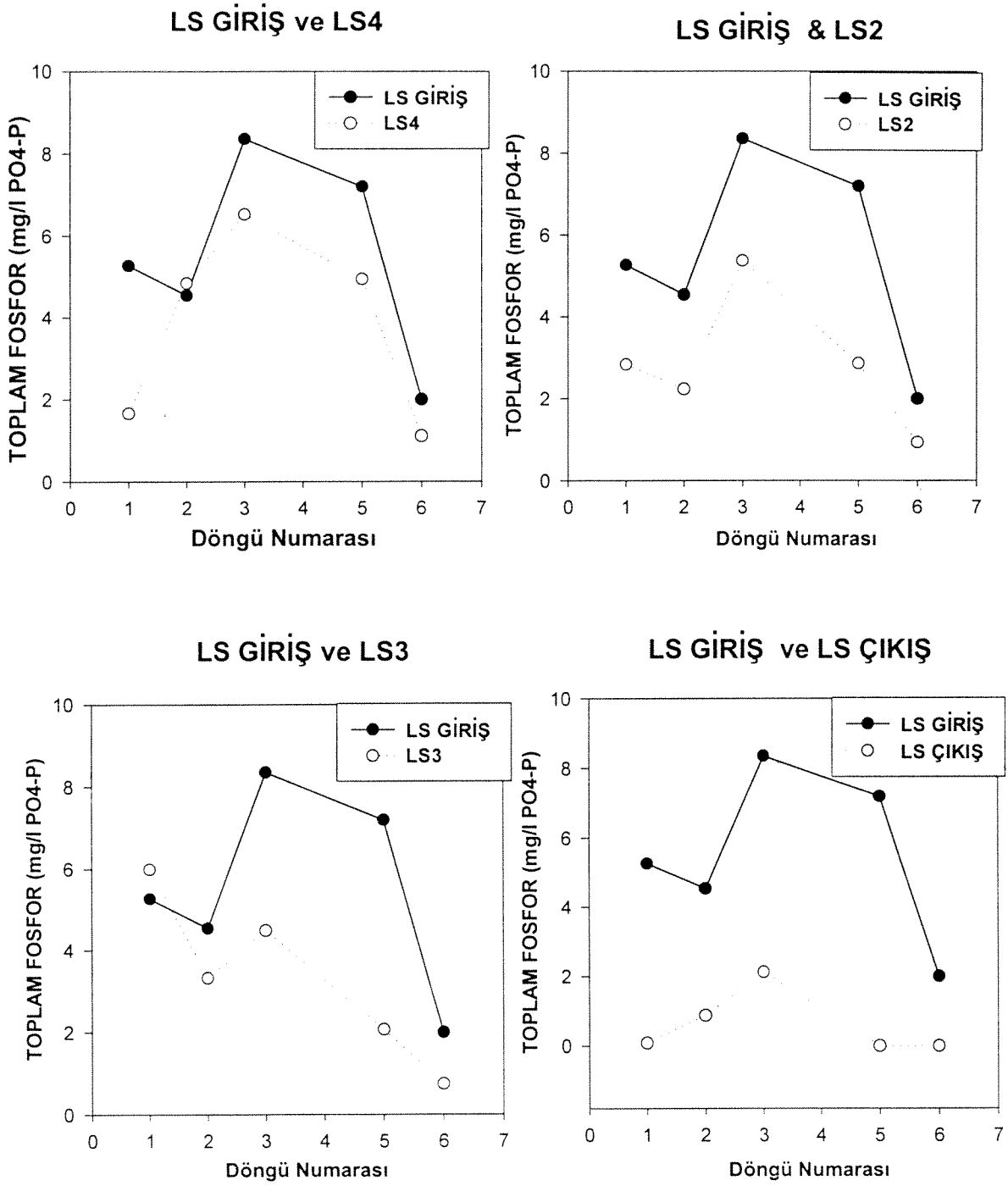
SCL kolonundaki TF gideriminin büyük bölümü Katman #1 ve Katman #2 de gerçekleşmiştir (Şekil 3.35). Bu katmanları izleyen katmanlarda ise TF giderilmemiştir. SCL kolonunun çıkış suyunda 3. Döngü dışında 0 mg-P/l derişiminde TF görülmüştür. 3. Döngü ise tüm döngüler arasında en yüksek giriş TF derişimine sahip olan döngüdür. En yüksek TF yüklemesinin gerçekleştiği bu döngüde çıkış TF derişimi 2 mg/l değerini aşmıştır.

LS kolonundaki TF giderimi ise Katman #1 den Katman #2 ye kadar kademeli bir biçimde gerçekleşmiştir. İki katmanda TF gideriminde etkili olmuştur (Şekil 3.36). LS kolonunda 8 mg-P/l yi aşan giriş TF derişimine sahip 3. Döngü de % 100 TF giderimine ulaşamamıştır. 3. Döngü'deki LS TF giderimi % 74 olmuştur. Diğer döngülerde ise TF giderim verimi % 100 olmuştur.

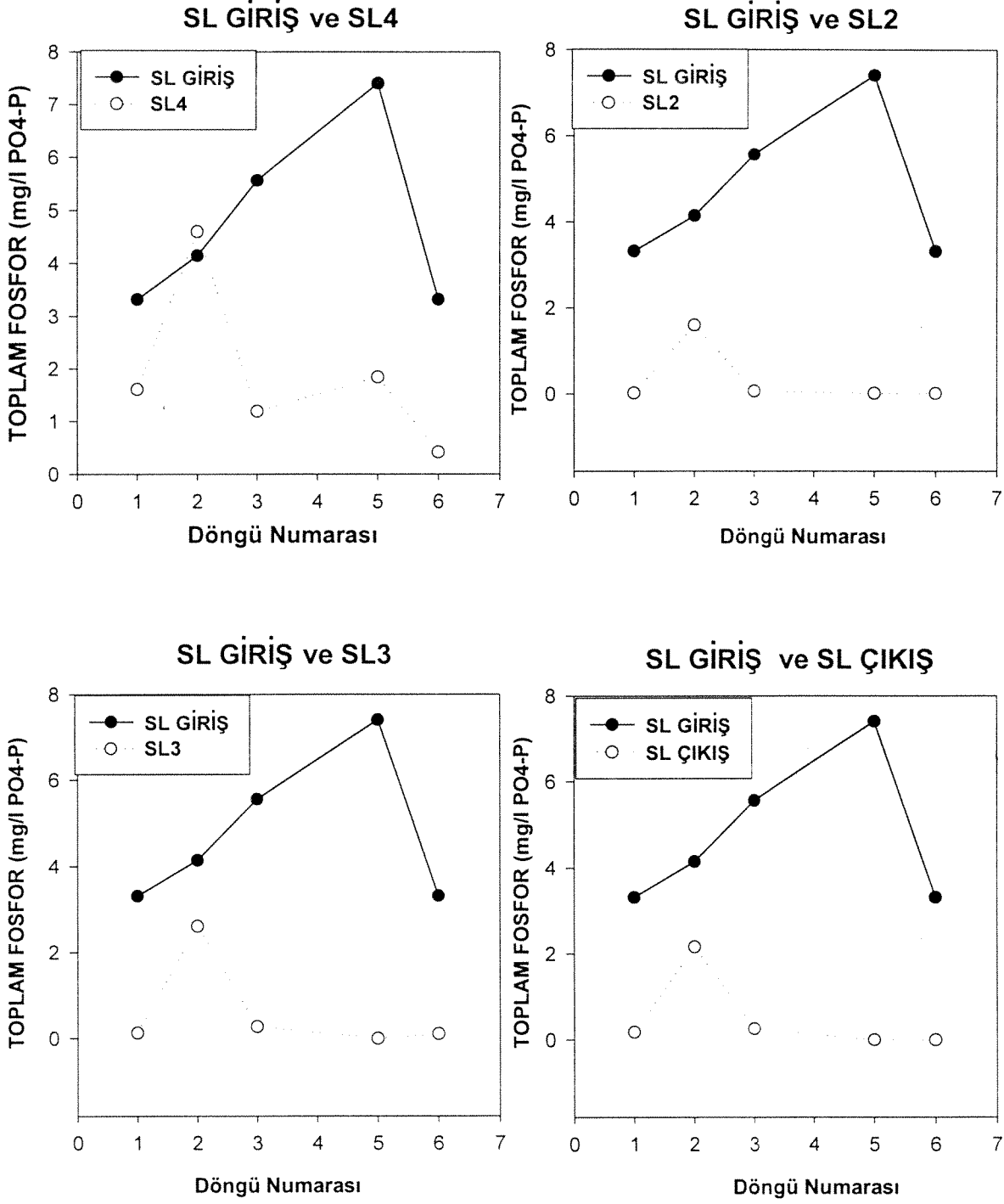
SL kolonunda Katman #1 ve #2 TF gideriminde etkili olmuşlardır. 2. Döngü sırasında Katman #1'in çıkış TF derişiminin kolon giriş suyu TF derişimine eşit olduğu görülmüştür (Şekil 3.37). Bu durum fosfat çökeleklerinin kısmen yeniden çözülerek sızan atıksuya karışması ile açıklanabilir. Kolonun Katman #1 ve #2 dışında kalan katmanları fosfor gideriminde etkisizdir. Göreceli olarak yüksek TF yüklemesinin gerçekleştiği 3. Döngü'de diğer iki kolon gibi SL kolonu da TF gideriminde verim kaybına uğramıştır. 3. Döngü de giriş TF derişiminin ancak % 72 si artırılabilmiştir.



Şekil 3.35: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SCL kolonundaki TF derişimleri



Şekil 3.36: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında LS kolonundaki TF derişimleri



Şekil 3.37: 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SL kolonundaki TF derişimleri

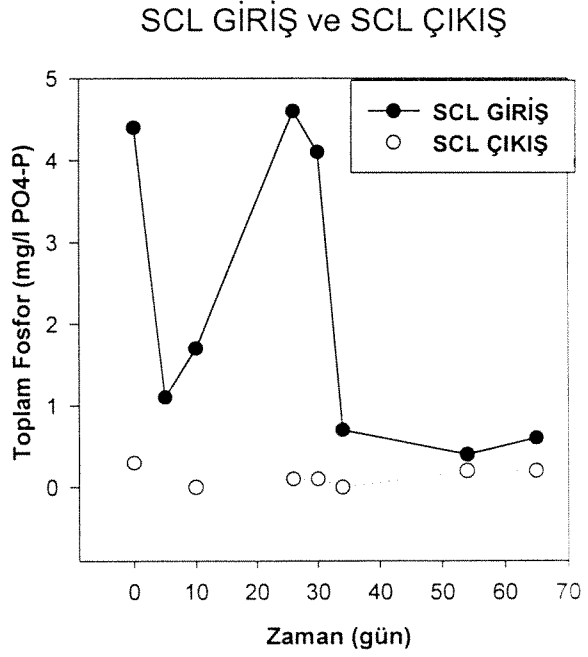
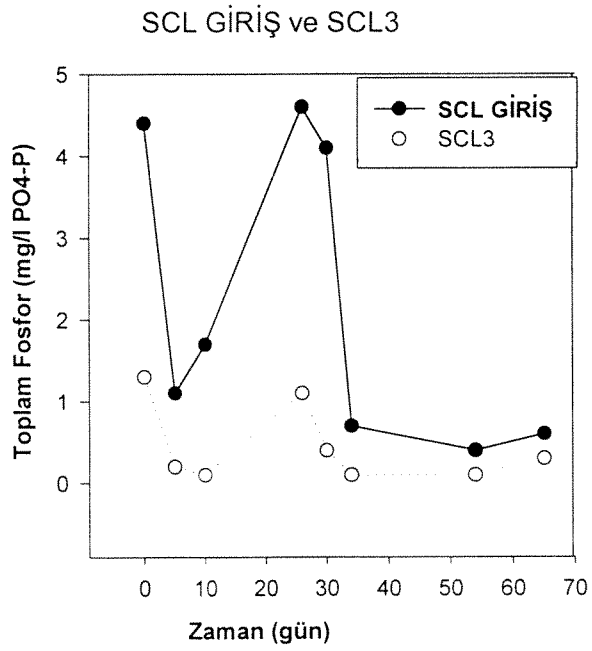
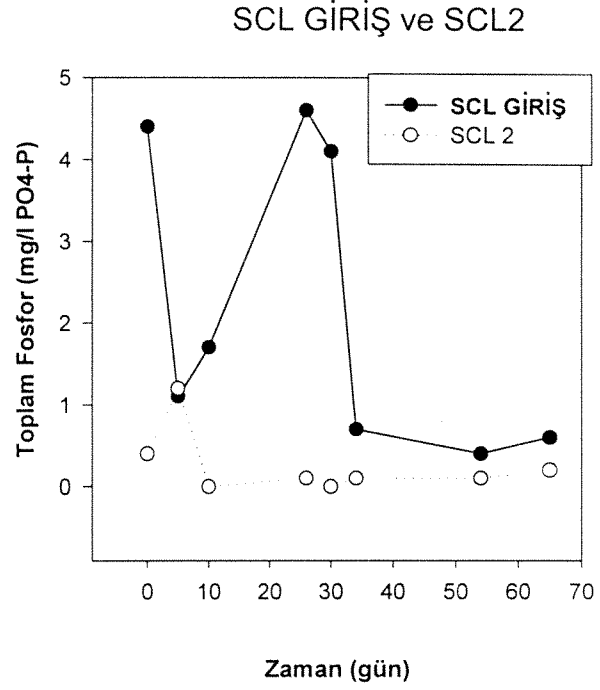
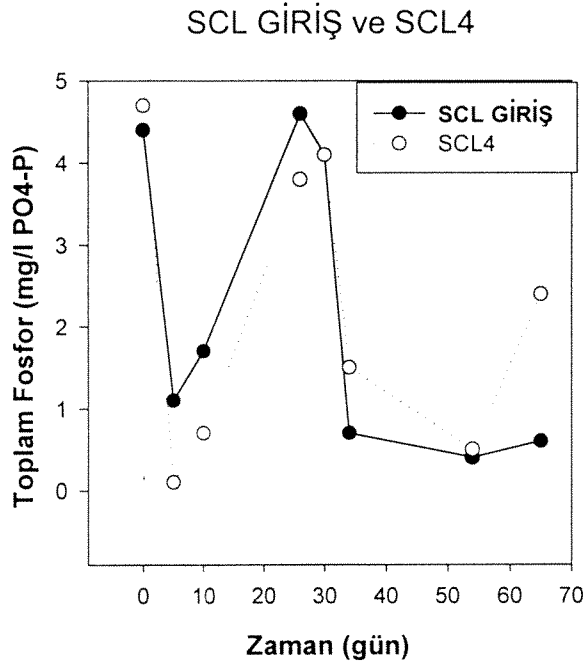
Yavaş İnfiltrasyon

SCL, LS ve SL kolonlarının giriş suyu ortalama TF derişimleri sırasıyla 3,5, 3,7 ve 3,7 mg/l dir. Bu değerler 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinin giriş TF derişimlerinden küçük; 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngülerinin kolon giriş suyu TF derişimlerinden ise biraz yüksektir.

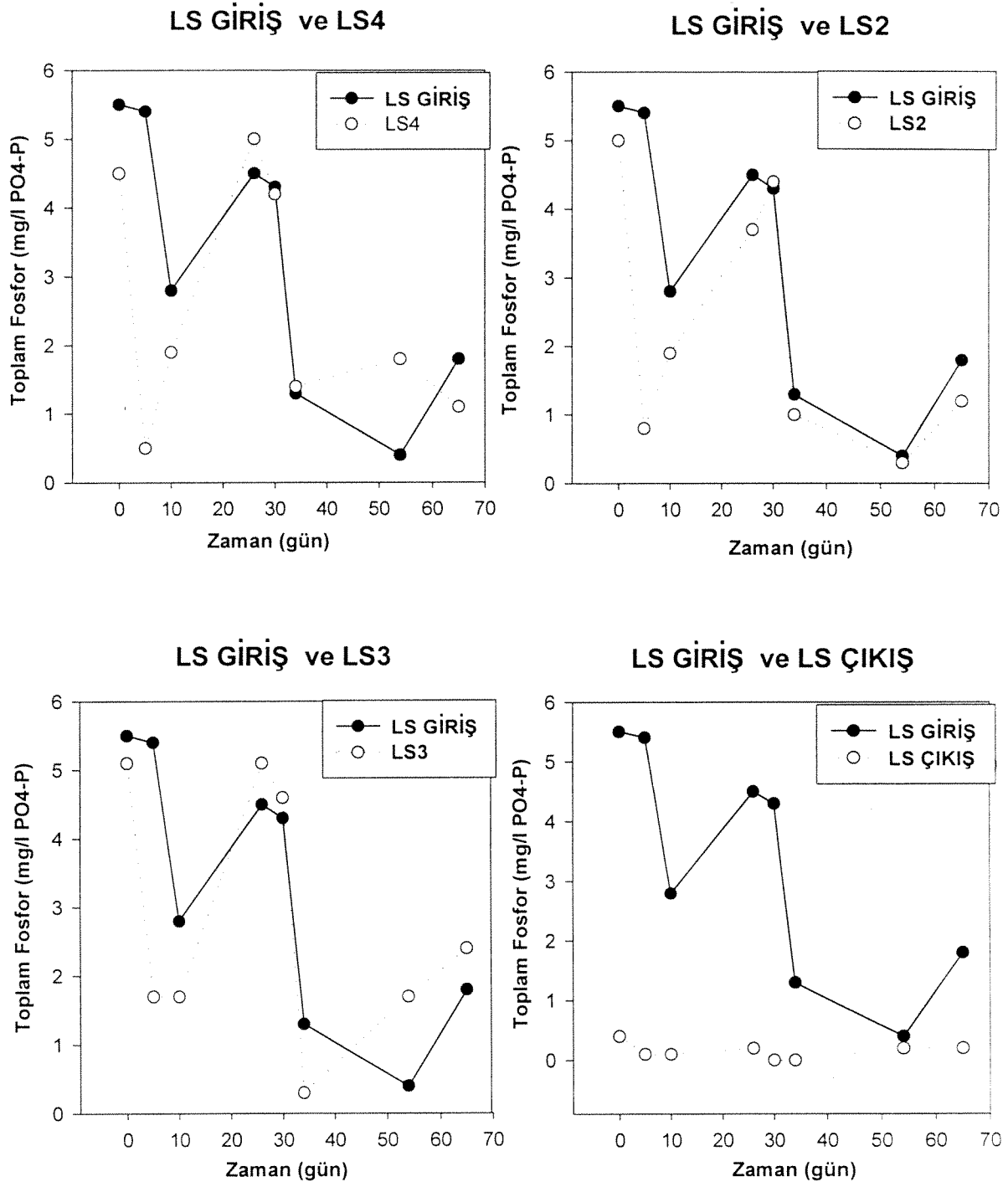
SCL kolonundaki Katman #1 5. Güne kadar yüksek oranda TF giderirken bu günden sonra giderim verimi düşmüştür (Şekil 3.38). Bu kolonda en yüksek oranda TF gideren katman ise Katman #2 olmuştur. Katman #3 TF giderimine katkıda bulunmamaktadır. Kolonun TF giderim verimi 5. Gün deki % 78 lik giderim değeri sayılmadığında ortalamada % 100 olmuştur.

LS kolonunda Katman #1 10. Gün e dek TF giderirken bu günden sonra Katman #1 de kayda değer TF giderimi görülmemiştir. Katman #2 ve #3 de TF gideriminde etkisizdir (Şekil 3.39). LS kolonunda TF gideriminin önemli bölümü Katman #4 ve #5 tarafından gerçekleştirilmektedir. Çıkış suyunda TF piklerinin görülmemiş olması LS kolonunda oluşan fosfor çökeleklerinin yeniden çözünme yoluyla fosfor akışına neden olmadıklarını ortaya koymaktadır. Kolonun ortalama TF giderim verimi % 100 olmuştur.

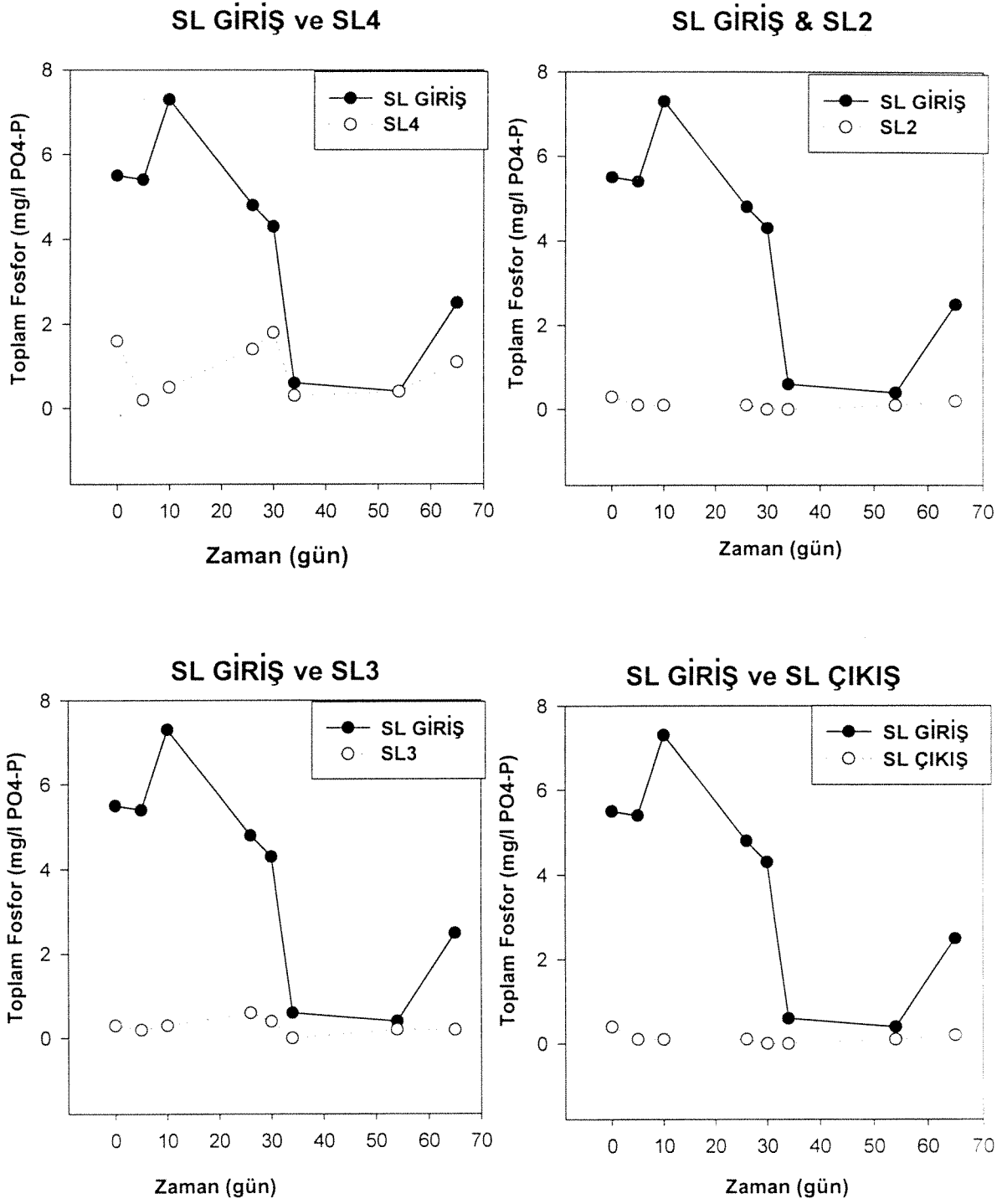
SL kolonunda Katman #1 TF giderimini önemli ölçüde gerçekleştirmektedir (Şekil 3.40). Katman #1 den artakalan TF ise Katman #2 tarafından giderilmekte böylece kolondaki diğer katmanların TF giderimine gerek kalmaksızın TF derişimi 0 mg-P/l düzeyine çekilmektedir. SL kolonunun ortalama TF giderimi verimi % 100 olmuştur.



Şekil 3.38: Yavaş infiltrasyon sırasında SCL kolonundaki TF derişimleri



Şekil 3.39: Yavaş infiltrasyon sırasında LS kolonundaki TF derişimleri



Şekil 3.40: Yavaş infiltrasyon sırasında SL kolonundaki TF derişimleri

3.3 Yavaş ve Hızlı İnfiltrasyonun Kirletici Giderim Verimlerinin Karşılaştırılması

Proje sırasında bazı kirlilik parametreleri sürekli olarak ölçülemedi. Örneğin, amonyak azotu ölçümleri sadece hızlı infiltrasyon sırasında gerçekleştirilmiştir. Atıksudaki amonyak derişimi nitrit ve nitratla karşılaştırıldığında çok düşüktür. Bu yüzden yavaş infiltrasyon sırasında amonyak kritik bir kirletici parametre olarak görülmemiş ve ölçümü yapılmamıştır. KOİ ise 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında ölçülmemiştir; ancak, aynı parametre 3 gün ıslak/ 4 gün kuru ve yavaş infiltrasyon dönemlerinde sürekli olarak ölçülmüştür. Kirletici parametrelerin hızlı ve yavaş infiltrasyon sırasındaki ölçüm sıklıkları ve aynı parametrelerin giderim verimleri Tablo 3.5 te gösterilmiştir.

Tablo 3.5: Hızlı ve Yavaş İnfiltrasyon Uygulamaları Sırasında Yüzde Ortalama Kirletici Giderim Verimleri

Kirletici	Hızlı İnfiltrasyon						Yavaş İnfiltrasyon		
	7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri			3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri					
	SCL	LS	SL	SCL	LS	SL	SCL	LS	SL
KOİ	-	-	-	33	54	30	0	41	37
ÇOK	⊕	0	⊕	0	0	⊕	-	-	-
NH ₃ -N	94	93	91	93	92	94	-	-	-
NO ₂ -N	94	95	96	93	⊕	83	93	⊕	96
NO ₃ -N	90	93	73	64	⊕	45	57	⊕	44
TKN	-	-	-	41	56	68	72	65	80
TF	90	91	91	83	100	100	100	100	100

-: Ölçülmedi
⊕: Çıkış derişimi giriş derişiminden büyüktür
Kalın yazılan rakamlar parametrenin ilgili dönemde *bir defalığına ölçüldüğünü gösterir*

SCL ve LS toprakları 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinde yavaş infiltrasyona oranla daha iyi KOİ aritmaktadır. SL toprağının KOİ giderim verimi yavaş infiltrasyon sırasında 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleriyle karşılaştırıldığında bir miktar artış göstermektedir.

Yavaş infiltrasyon döneminin infiltrasyon hızları 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerine oranla daha düşüktür. Böylece yavaş infiltrasyon dönemlerinin hidrolik bekleme süreleri de 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerininkinden daha yüksek gerçekleşmiştir. Bekleme sürelerinin artmasına rağmen SCL ve LS kolonlarında KOİ giderim verimleri iyileşmemiştir. SL kolonunda ise KOİ giderimi bir miktar artmıştır. *Bu sonuçların ışığında infiltrasyon hızının KOİ giderim veriminde önemli bir etkisi olmadığı söylenebilir.* Ancak işletim koşullarındaki değişiklik sadece infiltrasyon hızının azaltılması değildir. 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında kumlu tın bünyesine sahip olan LS ve SL kolonlarından sadece LS kolonunun üst toprağındaki havuz havalandırılırken SL kolonundaki havalandırılmamıştır. LS toprağının ortalama KOİ giderim verimi % 54 olarak gerçekleşirken, SL toprağının ortalama KOİ giderim verimi % 30 olmuştur. Bu yüzden, atıksudaki çözünmüş oksijen derişiminin benzer bünyedeki toprakların KOİ giderim verimlerinde etkili olduğu söylenebilir.

Giriş suyunun havalandırılması yavaş infiltrasyon sırasında durdurulmuştur; giriş suyunun çözünmüş oksijen derişimi bu dönemde önemli oranda düşmüştür. Aynı dönemde SCL ve LS kolonlarının KOİ giderim verimleri de ciddi oranda azalmıştır. SL kolonu giriş suyu hızlı infiltrasyon döneminde de havalandırılmamıştır. Bu yüzden tüm TAAS uygulaması sırasında SL kolonunun giriş suyu 1-2 mg/l dolaylarında çözünmüş oksijen içeren su almıştır. Yavaş infiltrasyon sırasında çözünmüş oksijen derişimi düşük su alan SCL ve LS kolonlarında KOİ giderim verimleri azalırken SL kolonunda KOİ giderim veriminin kısmen artması çözünmüş oksijen derişimleriyle ilintilendirilebilir. SCL ve LS kolonlarının aerobik biyofilmle KOİ yi giderdikleri SL kolonunda ise abiyotik mekanizmalarla (örneğin, organiklerin adsorpsiyonu) KOİ nin artıldığı söylenebilir.

Tüm topraklarda KOİ giderim verimleri giriş suyundaki KOİ derişimi 25 mg/l dolaylarına indiğinde çok azalmış ve büyük çoğunlukla sisteme 25 mg/l KOİ içeren atıksu geldiğinde KOİ arıtılmadan TAAS nden çıkmıştır. Bu noktada kalıcı (inert) KOİ nin yüksek olması bir etken olarak değerlendirilebilir. Dolayısıyla, KOİ

gideriminde etkili mekanizmanın biyofilmler tarafından ayrıştırma olduğu söylenebilir.

7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri, 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerine oranla daha yüksek nitrat giderimleri sağlamıştır. TAAS sırasında en yüksek infiltrasyon hızına sahip olan LS toprağı 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında nitrifikasyon gerçekleştirirken bu toprakta denitrifikasyon prosesi tamamlanamamıştır. SCL toprağı uygulanan TAAS programlarından tümünde yüksek nitrat giderim verimi gerçekleştirmiştir. SL ise SCL yi izleyerek en iyi ikinci nitrat giderimini sağlamıştır. Tüm kolonların denitrifikasyon performansı 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngülerinden 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerine geçilince azalmıştır. *7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri, 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinden denitrifikasyon prosesinin gerçekleştirilmesi amaçlandığında daha üstündür.* SCL, LS ve SL nitrat giderim davranışları 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerinden yavaş infiltrasyona geçildiğinde önemli oranda değişmemiştir. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında LS kolonu hızlı infiltrasyon programları sırasında yüksek infiltrasyon hızıyla çalışmasına rağmen 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngülerinde çok yüksek nitrat giderimi gerçekleştirebilmiştir. *Denitrifikasyonun sağlanmasında infiltrasyon hızları önemlidir; ancak, ıslak dönemin süresi de önem taşımaktadır.*

Tüm işletim koşullarında LS ve SL, SCL ye oranla daha iyi TF giderim verimlerine sahiptir. Tüm kolonlar 0 mg-P/l civarında çıkış suyu TF değerleri sağlamışlardır. *Ancak, giriş suyu TF derişimi 8 mg/l ye çıkarıldığında çıkış suyu TF derişimi de hissedilir oranda artmış ve TF giderim verimleri azalmıştır.* Dolayısıyla, yaklaşık 80 cm lik toprak kalınlığının, TF derişimi 8 mg/l yi aşmayan atıksulardaki TF un tamamen giderimi için yeterli olacağı söylenebilir.

1. SONUÇLAR ve ÖNERİLER

4.1 SONUÇLAR

TAAS uygulanan SCL, LS ve SL toprak kolonlarının olgunlaşma döneminden¹ çıkarılan sonuçlar aşağıda verilmiştir:

1. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında LS toprağı SCL ve SL ye oranla kirleticileri daha iyi gidermiştir
2. 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında SCL toprağı LS ve SL ye oranla kirleticileri daha iyi gidermiştir
3. Yavaş infiltrasyon sırasında SL toprağı SCL ve LS ye oranla kirleticileri daha iyi gidermiştir
4. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında denitrifikasyonu gerçekleştiren LS toprağı, 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerine geçildiğinde sadece nitrifikasyon yapmıştır
5. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri, 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngülerine oranla daha yüksek azot giderimi sağlamaktadır
6. Yavaş infiltrasyon sırasında infiltrasyon hızlarının düşük olmasına rağmen LS toprağı ikincil suda nitrifikasyon gerçekleştirmektedir. Bunun nedeni doymamış akış koşulları nedeniyle kolonun havalanmasıdır.
7. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri sırasında infiltrasyon hızının, yavaş infiltrasyon uygulamasına oranla daha yüksek olmasına rağmen, LS ikincil atıksuyun denitrifikasyonunu gerçekleştirebilmektedir. Bunun nedeni ıslak dönemin kolondaki havanın giderilmesini sağlayacak kadar uzun sürmesidir.
8. İnfiltrasyon hızı ve toprağın suya doygunluğu LS toprağının azot giderme verimini belirleyen iki önemli parametredir
9. Toprak tipine bağılı olmaksızın, yavaş infiltrasyon uygulaması TFu hızlı infiltrasyon programlarından daha yüksek verimle arıtmaktadır

¹ Bu çalışma literatürde belirtilen TAAS çalışmalarından (Örneğin, WESTERHOFF ve PINNEY (2000)) daha kısa sürdüğü için çalışmada elde edilen tüm veriler kolonların "olgunlaşma dönemi"ne ait olduğu söylenebilir.

10. Mevcut veriler bağlamında, yavaş infiltrasyon, hızlı infiltrasyon programlarına oranla TAAS performansını önemli derecede iyileştirmemektedir
11. 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleriyle işletilen LS toprağı en yüksek azot giderimini gerçekleştirmektedir
12. LS tipi toprak 7 gün ıslak/ 7 gün kuru ve 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri uygulanarak işletim gereksinimleri doğrultusunda nitrifikasyon/denitrifikasyon sağlayabilir.

4.2 ÖNERİLER

TÜBİTAK YDABÇAG tarafından desteklenen proje, Türkiye’de TAAS nin atıksu yönetimi alanında daha etkin ve verimli bir biçimde kullanılabilmesi için bir başlangıç oluşturmaktadır.

Atıksu arıtımı alanında ülkemizin hedeflenen düzeye ulaşmadığı görülmektedir. Büyük ve orta ölçekteki kentsel yerleşimlerde atıksuyun arıtımsız olarak su kaynaklarına deşarj edilmesi sonucunda belirgin bir çevre kirliliğı ortaya çıkmıştır. Öte yandan artan nüfusla birlikte gelen sanayileşme ve kentleşme hareketleriyle yeraltı su kaynaklarının üzerindeki talep baskısı artmıştır. Çevre yatırımlarına ulusal bütçeden ayrılan payın düşüklüğü de yukarıda kısaca belirtilen sorunların çözülmesini zorlaştırmaktadır. Bu tablo değerlendirildiğinde Türkiye’nin yüksek teknoloji gerektiren karmaşık atıksu arıtma teknolojilerinin dışalımına gitmesi çevre sorunlarının kısa ve orta vadede istenen ölçekte çözülmesini zorlaştıracaktır. Doğal arıtım yöntemleri geliştirmekte olan ülkelerin atıksu yönetiminde kullanabilecekleri ekonomik ve verimli sistemler olarak öne çıkmaktadır.

TAAS nin ülkemizde uygulanabilmesi, sistem önkoşullarının topraklarımızda mevcut olmasına doğrudan bağlıdır. TAAS, kurak ve yarı kurak iklimin egemen olduğu bölgelerde başarıyla uygulanabilmektedir. Dünyadaki örnekler değerlendirildiğinde Türkiye’nin İç Anadolu, Akdeniz ve Güneydoğı bölgelerinin TAAS uygulaması için uygun olduğu görülmektedir. TAAS nin bir başka özelliğı ileri arıtma tesislerine

oranla daha büyük araziye gereksinim duymasdır. Sözü geçen bölgelerde çok büyük yoğunlukta yerleşim olmadığı için gerekli sahaların sağlanmasında zorlukla karşılaşılacaktır.

Literatürdeki diğer çalışmalarla birlikte projemizin de ortaya koyduğu üzere, TAAS nin önemli dezavantajlarından birisi sistemin çıkışında görülen nitrat pikleridir (bu nitrat pikleri yönetmeliklerde ve ulusal/uluslararası standartlarda belirtilen izin verilebilir azami değerleri aşabilmektedir). Ancak, ıslak/ kuru döngülerin dikkatli olarak yönetilmesi ve birincil atıksuyun kullanılmasıyla sözü geçen nitrat piki riski en aza indirilebilir. Öte yandan antropojenik organiklerin TAAS nden yeterince arıtılmadan çıkabileceği konusunda bazı endişeler de bulunmaktadır. Ancak bu konuda yapılan araştırmalarda da insan sağlığı için tehlike yaratan organiklerin çoğunlukla yeterli oranda giderildiği görülmüştür.

Projemiz giriş atıksuyu olarak nitrifiye olmuş (yüksek nitrat/çok düşük oranda amonyak içeren) ikincil atıksu kullanmıştır. Sistem tipik TAAS uygulamalarından çok daha az bir süre laboratuvar koşullarında simüle edilmiştir. Bu çalışmada biyolojik aktivite, olgunlaşmış TAAS lerindeki düzeye çıkmamıştır. Bu koşullarda dahi 7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngülerinde tüm toprak tipleri (SCL, LS ve SL) *yüksek denitrifikasyon ve kirletici giderimi sağlayabilmiştir*. Dolayısıyla işletimde olan atıksu arıtma tesislerimizde ileri arıtıma geçirilirken TAAS nin de dikkate değer bir seçenek oluşturduğu ortaya çıkmıştır. Konvansiyonel biyolojik arıtımı takip eden nitrifikasyon prosesinden sonra uygun toprak ve hidrojeolojik koşullara sahip bir tesis arazisinde *pilot TAAS projesi* gerçekleştirilmesi bu projeyi tamamlayıcı yeni bilgilerin eldesine ve çalışmanın bilimsel araştırma boyutundan çevre teknolojisi uygulama boyutuna aktarılmasına yardımcı olacaktır.

Kırsal alanda atıksu arıtımının gerçekleştirilmesi Türkiye'nin çevresel kalitesinin yükseltilmesi için zorunludur. Izgara, birincil çökeltme tankı gibi işletim açısından karmaşıklık içermeyen arıtma ekipmanlarından evsel atıksuyun (birincil atıksu) infiltrasyon havuzlarına aktarılması ve uzun süreli ıslak/kuru döngülerinin uygulanması ile TAAS için uygun araziye sahip olan kırsal yerleşimlerimizin

atıksuları artırılabilir ve bununla birlikte akiferlerimizin sürekli olarak beslenmesi sağlanabilecektir. Bu yüzden uygun arazi koşullarına sahip kırsal yerleşimlerimizden birisi pilot uygulama alanı seçilerek TÜBİTAK, Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü ve ODTÜ bileşenlerinin eşgüdümünde pilot ölçekli TAAS projesinin başlatılması Türkiye’de atıksuyun arıtımı ve yeniden kullanımı konusunda yeni ve başarılı bir aşama oluşturabilecektir.

5. KAYNAKÇA

ALSMADI, B. M., FOX, P., Effect of Soil Aquifer Treatment (SAT) on Soil Components and Soil Micromorphology, *1st World Water Congress of the International Water Association Conference Preprint Wastewater Reclamation Recycle and Reuse*, Book 8, aghm-IWA (2000),

AMY, G., WILSON, L. G., CONROY, A., CHAHBANDOUR, J., ZHAI, W., SIDDIQUI, M. Fate of Chlorination Byproducts and Nitrogen Species During Effluent Recharge and Soil Aquifer Treatment, *Water Environment Research*, Vol, 65, 726-734 (1993),

ANDELMAN, J., BOUWER, H., CHARBENEAU, R., CHRISTMAN, R., CROOK, J., FAN, A., FORT, D., GARDNER, W., JURY, W., MILLER, D., PITT, R., ROBECK, G., VAUX, H., VECCHIOLI, J., YATES, M., Ground Water Recharge Using Waters of Impaired Quality, National Research Council Committee on Ground Water Recharge, National Academy Press, (1994),

BOUWER, E. J., MCCARTHY, P. L., BOUWER, H., RICE, R. C. (1984) Organic Contaminant Behavior During Rapid Infiltration of Secondary Wastewater at the Phoenix 23, Avenue Project, *Water Research*, Vol, 18, No, 4, 463-472, (1984),

BOUWER, H., LANCE, J. C., RIGGS, M. S., High-rate Land Treatment II: Water Quality and Economic Aspects of the Flushing Meadows Project, *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol, 46, No, 5, 844-859 (1974),

BOUWER, H., RICE, R. C., LANCE, J. C., GILBERT, R. G., Rapid-Infiltration Research at Flushing Meadows Project Arizona, *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol, 52, No, 10, 2457-2470 (1980),

BOUWER, H., RICE, R. C., Renovation of Wastewater at the 23rd, Avenue Rapid Infiltration Project, *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol, 56, No, 1, 76-83 (1984),

BOUWER, H., Issues in Artificial Recharge, *Water Science and Technology*, Vol, 33, No, 10-11, 381-390 (1996),

CLESCERI, L. S., GREENBERG, A. E., TRUSSELL, R. R., Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th. Edition, APHA-AWWA-WPCF, Port City Press, Maryland, (1989).

DREWES, J. E. ve FOX, P., Behavior and Characterization of Residual Organic Compounds in Wastewater Used for Indirect Potable Reuse, *Water Science and Technology*, Vol, 40, No, 4-5, 391-398, (1999),

DROSTE, R. L., *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*, John Wiley and Sons, Inc., (1997), Pp: 694.

EATON, A. D., CLESCERI, L. S., GREENBERG, A. E., *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th Edition, American Public Health Association-American Water Works Association-Water Environment Federation, (1995).

FOX, P., HOUSTON, S. L., ARNOLD, R., WILSON, L. G., CONKLIN, M., MAYS, L., LANSEY, K., GERBA, C. P., AMY, G., *Soil Treatability Pilot Studies to Design and Model Soil Aquifer Treatment Systems*, American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association, (1998).

FOX, P., HOUSTON, S., WESTERHOFF, P., DREWES, J. E., NELLOR, M., YANKO, W., BAIRD, R., RINCON, M., ARNOLD, R., LANSEY, K., BASSET, R., GERBA, C., KAPRISCAK, M., AMY, G., REINHARD, M., *An Investigation of Soil Aquifer Treatment for Sustainable Water Reuse*, American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association, (2000).

HOUSTON, S. L., DURYEA, P. D., HONG, R., *Infiltration Considerations for Ground-Water Recharge with Waste Effluent*, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, Vol. 125, No. 5, 264-272 (1999).

IDELOVITCH, E., MICHAIL, M., *Soil Aquifer Treatment- A New Approach to an Old Method of Wastewater Reuse*, *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol, 56, No, 8,936-943 (1984),

KANAREK, A., AHARONI, A., MICHAIL, M., *Municipal Wastewater Reuse via Soil Aquifer Treatment for Non-Potable Purposes*, *Water Science and Technology*, Vol, 27, No, 7-8, 53-7, (1993),

KOPCHYNSKI, T., FOX, P., ALSMADI, B., BERNER, M., *The Effects of Soil Type and Effluent Pre-Treatment on Soil Aquifer Treatment*, *Water Science and Technology*, Vol, 34, No, 11, 235-242, (1996),

LANCE, J. C., RICE, R. C., GILBERT, R. G., *Renovation of Wastewater by Soil Columns Flooded with Primary Effluent*, *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol, 52, No, 2, 381-388, (1980),

MUSZKAT, L., RAUCHER D., MAGARITZ, M., RONEN, D., AMIEL, A. J., *Unsaturated Zone and Ground-Water Contamination by Organic Pollutants in a Sewage-Effluent-Irrigated Site*, *Ground Water*, Vol, 31, No, 4, (1993),

ORON, G., Soil as a Complementary Treatment Component for Simultaneous Wastewater Disposal and Reuse, *Water Science and Technology*, Vol, 34, No, 11, 243-252, (1996),

REEMTSMA, T., GNIRSS R., JEKEL, M., Infiltration of Combined Sewer Overflow and Tertiary Municipal Wastewater: An Integrated Laboratory and Field Study on Nutrients and Dissolved Organics, *Water Research*, Vol, 34, No, 4, 1179-1186, (2000),

RICE, R. C., BOUWER, H., Soil-Aquifer Treatment Using Primary Effluent, *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol, 56, No, 1, 84-88, (1984),

QUANRUD, D. M., ARNOLD, R. G., WILSON, L. G., CONKLIN, M. H., Effect of Soil Type on Water Quality Improvement during Soil Aquifer Treatment, *Water Science and Technology*, Vol, 33, No, 10-11, 419-431, (1996a),

QUANRUD, D. M., ARNOLD, R. G., WILSON, L. G., GORDON, H. J., GRAHAM, D. W., AMY, G. L., Fate of Organics During Column Studies of Soil Aquifer Treatment, *Journal of Environmental Engineering*, Vol, 122, No, 4, 314-321, (1996b),

SİN, G., *Determination of ASM1 Sensitive Parameters and Simulation Studies for Ankara Wastewater Treatment Plant* (Yüksek Lisans Tezi), Ortadoğu Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, (2000),

SOARES, M. I. M., Biological Denitrification of Groundwater, *Water, Air and Soil Pollution*, Vol, 123, 183-193, (2000),

TCHOBANOGLIOUS, G. and BURTON, F. L., *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*, Ed: Metcalf and Eddy Inc., 3rd, Edition, McGraw- Hill Inc, Singapore, (1991),

TILL, B. A., WEATHERS, L. J., ALVAREZ, P. J. J., Fe(O)-supported Autotrophic Denitrification, *Environmental Science and Technology*, Vol, 32, No, 5, 634-639, (1998),

U.S. EPA, U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, U.S. DEPARTMENT OF INTERIOR, U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE, Process Design Manual Land Treatment of Municipal Waters, U.S. EPA Center for Environmental research Information, (1981),

VAN CUYK, S., SIEGRIST, R., LOGAN, A., MASSON, S., FISCHER, E. ve FIGUEROA, L., Hydraulic and Purification Behaviors and Their Interactions During Wastewater Treatment in Soil Infiltration Systems, *Water Research*, Vol, 35, No, 4, 953-964, (2001),

WESTERHOFF, P., PINNEY, M., Dissolved Organic Carbon Transformations During Laboratory-Scale Groundwater Recharge Using Lagoon-Treated Wastewater, *Waste Management*, Vol, 20, 75-83, (2000),

WILSON, L. G., AMY, G. L., GERBA, C. P., GORDON, H., JOHNSON, B., MILLER, J., Water Quality Changes during Soil Aquifer Treatment of Tertiary Effluent, *Water Environment Research*, Vol, 67, No, 3, 371-376 (1995),

WISWANATHAN, M. N., AI SENAFY M. N., RASHID, T., AL-AWADI, E., AL-FAHAD, K., Improvement of Tertiary Wastewater Quality by Soil Aquifer Treatment, *Water Science and Technology*, Vol, 40, No, 7, 159-163 (1999),

EKLER

Ek 1: KITAİÇİ SU KAYNAKLARININ SINIFLARINA GÖRE AZOT TÜRLERİNİN KALİTE KRİTERLERİ

Azot Türü	SU KALİTE SINIFLARI			
	I	II	III	IV
Amonyum Azotu (mg NH ₄ ⁺ -N/l)	0,2	1	2	>2
Nitrit Azotu (mg NO ₂ ⁻ -N/l)	0,002*	0,01*	0,05*	>0,05
Nitrat Azotu (mg NO ₃ ⁻ -N/l)	5	10	20	>20
*: pH Değerine Bağlı Olarak Serbest Amonyak Azot Derişimi 0,02 mg NH₃-N/l değerini geçmemelidir,				

EK 2: SCL, LS VE SL TOPRAKLARININ HAZIRLANMASI

Tınlı Kum Tasarlanması ve Hazırlanması

ABD Tarım Bakanlığı Toprak Sınıflandırması üçgeni kullanılarak yapılacak tınlı kum örneğinin aşağıdaki bünyeye sahip olması öngörüldü (TABLO E,1):

Kum (%)	Kil (%)	Silt (%)
80,00-85,00	5,00-10,00	7,00-15,00

Hazırlanacak karışımın bünyesinin tınlı kumu tutturabilmesi için kum oranının biraz daha yüksek tutulması düşünülerek TABLO E,1'de belirtilen % 80'lik kum oranı **% 82'ye** çekilmiş ve kütle hesaplamaları buna göre yapılmıştır,

2,00 mm-0,053 mm lik elekler arasında kalan kum örneği ile Gölbaşı'ndan alınan ve 2,00 mm'lik elekten geçirilen toprak örneğinin karıştırılmasında kullanılacak kum kütlelerinin belirlenmesi için aşağıdaki hesap yapılmıştır:

$$0,82 = \frac{56,72 + x}{100 + x}$$

$$82 + 0,82x = 56,72 + x$$

$$25,28 = 0,18x$$

$$x = 140,4 \text{ g}$$

burada,

$x = 100 \text{ g}$ Gölbaşı örneğine eklenecek olan kum kütlelerini ifade etmektedir (g),

$$y = \frac{20}{100 + 140,4} \times 100 = 8,32 \%$$

$y =$ karışımdaki silt oranını ifade etmektedir (%),

$$z = \frac{23,28}{100 + 140,4} \times 100 = 9,68 \%$$

z= karışımdaki kil oranını ifade etmektedir (%),

Böylece 100 g Gölbaşı örneğine 140,4 g kum eklendiğinde aşağıdaki bünyede tınlı kumun hazırlanmış olacağı anlaşıldı (TABLO E,2):

TABLO E,2: Tınlı Kum için Hesaplanan Bünye		
Kum (%)	Kil (%)	Silt (%)
82,00	9,68	8,32

140 g'lık kum kütlesiyle 100 g'lık Gölbaşı örneği karıştırılarak tınlı kum elde edildi, Karıştırma işlemi bir kolonu dolduracak karışım elde edilene kadar sürdürüldü (yaklaşık 15-20 kg karışım),

Kumlu Tın Tasarlanması ve Hazırlanması

ABD Tarım Bakanlığı Toprak Sınıflandırması üçgeni kullanılarak yapılacak kumlu tın örneğinin aşağıdaki bünyeye sahip olması öngörüldü (TABLO E,3):

TABLO E,3: Kumlu Tın için Öngörülen Asgari ve Azami Kum, Kil ve Silt Yüzdeleri		
Kum (%)	Kil (%)	Silt (%)
60,00-70,00	10,00-20,00	10,00-20,00

100 g Gölbaşı örneğine 44,3 g kum eklendiğinde aşağıdaki bünyede kumlu tın hazırlanmış olacağı anlaşıldı (TABLO E,4), 100 g Gölbaşı örneğine 44,3 g kum eklendiğinde kil oranının % 10,00 yerine % 16,14 civarında, silt oranının ise % 20,00 yerine % 13,86 civarında olacağı hesaplandı, Kumlu tın için hesaplanan bünye TABLO E,4'de verilmiştir:

TABLO E,4: Kumlu Tın için Hesaplanan Bünye		
Kum (%)	Kil (%)	Silt (%)
70,00	16,14	13,86

44,3 g'lık kum kütlesiyle 100 g'lık Gölbaşı örneği karıştırılarak tınlı kum elde edildi, Karıştırma işlemi bir kolonu dolduracak karışım elde edilene kadar sürdürüldü (yaklaşık 15-20 kg karışım),

Kumlu Killi Tın Örneğinin Hazırlanması

Kumlu killi tının hazırlanması için sadece toprak örneğinin ODTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü Temel İşlemler Laboratuvarında 2,00 mm'lik elekten geçirilmesi yeterli oldu, Eleme işlemi bir kolonu dolduracak karışım elde edilene dek sürdürüldü (15-20 kg örnek),

EK 3: TAAS AYRINTILI İŞLETİM PROGRAMI

BAŞLAMA VE BİTİŞ TARİHLERİ	UYGULAMA SÜRESİ (gün)	SU TİPİ	İŞLETİM ÖZELLİKLERİ
29,07/22,08,2000	24	Birincil Atıksu	Tüm Kolonlar Havuzlanmış Durumda
KURUMA DÖNEMİ			
25,08/30,08,2000	5	0,01 M CaSO ₄	Tüm Kolonlar Havuzlanmış Durumda
CaSO ₄ UYGULAMASI KESİLDİ			
05,09/12,09,2000	7	0,01 M CaSO ₄	Tüm Kolonlar Havuzlanmış Durumda
13,09/18,09,2000	5	0,01 M CaSO ₄ Uygulaması (SCL ve SL Kolonları) Sentetik Atıksu Uygulaması (LS Kolonu)	Tüm Kolonlar Havuzlanmış Durumda
19,09/25,09,2000	6	Sentetik Atıksu Uygulaması (Tüm Kolonlar)	Tüm Kolonlar Havuzlanmış Durumda*
KURUMA DÖNEMİ			
27,09/ 08,11,2000	42	İkincil Atıksu	7 gün ıslak/ 7 gün kuru döngüleri* Tüm Kolonlar Havuzlanmış Durumda
09,11/20,12,2000	42	İkincil Atıksu	3 gün ıslak/ 4 gün kuru Periods* Tüm Kolonlar Havuzlanmış Durumda
KURUMA DÖNEMİ			
08,01/12,03,2001	55	İkincil Atıksu	Yavaş Hızlı İnfiltrasyon Tüm Kolonlar Havuzlanmış Durumda
Toplam İşletim Süresi	199	*: SCL and LS <i>havalandırılırken SL havalandırılmamaktadır,</i>	

PROJE ÖZET BİLGİ FORMU

Proje Kodu: 199Y108
Proje Başlığı: Toprak Akifer Arıtım Sistemleri ile Evsel Atıksu Kalitesinin İyileştirilmesi
Proje Yürütücüsü ve Yardımcı Araştırmacılar: Prof. Dr. Kahraman Ünlü Yük. Müh. Kerem Güngör
Projenin Yürütüldüğü Kuruluş ve Adresi: ODTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü İnönü Bulvarı (06531) Ankara
Destekleyen Kuruluş(ların) Adı ve Adresi: TÜBİTAK Atatürk Bulvarı No: 22, Kavaklıdere (06100) Ankara
Projenin Başlangıç ve Bitiş Tarihleri: 01/ 02 / 2000 - 31 / 05 / 2001
Öz (en çok 70 kelime) <p>Toprak Akifer Arıtım Sistemi (TAAS) atıksuyun iyileştirilmesi ve yeniden kullanılmasında uygulanabilir bir seçenek olarak kabul görmektedir. Bu çalışmada üç adet 1 m yüksekliğindeki ve 0.15 m çapındaki toprak kolonu (kumlu killi tın, SCL; tınlı kum, LS; ve kumlu tın, SL) TAAS'nin proses performansını simüle etmek için kullanılmıştır. Sistem girdileri hidrolik yükleme hızı ve havalandırma iken sistem çıktıları infiltrasyon hızı, Çözünmüş Organik Karbon, Kimyasal Oksijen İhtiyacı, Amonyak, Nitrit, Nitrat ve Toplam Fosfor giderimleridir. Kolon profilindeki Çözünmüş Oksijen ve üst topraktaki toplam organik içerik ölçülerek biyolojik etkinlik izlenmiştir. Çalışmada giriş suyu olarak Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesis'i'nden alınan birincil ve ikincil arıtım çıkış suları kullanılmıştır. Çalışmanın ilk basamağı toprak kolonların olgunlaştırılmasıdır. Birincil ve sentetik atıksu bu amaçla kullanılmıştır. İkinci basamak ise üç değişik işletim programının uygulanmasıdır: 7 gün ıslak/7 gün kuru, 3 gün ıslak/4 gün kuru döngüleri ve düşük hızlı infiltrasyon. SCL ve LS toprakları Kimyasal Oksijen İhtiyacı gideriminde 3 gün ıslak/ 4 gün kuru döngüleri sırasında düşük hızlı infiltrasyona oranla daha yüksek verim sağlamışlardır. Giriş suyunun Kimyasal Oksijen İhtiyacı 25 mg/l'nin altına düştüğünde kolonların Kimyasal Oksijen İhtiyacı giderim verimlerinin önemli oranda azaldığı gözlemlenmiştir. 7 gün ıslak/7 gün kuru döngüleri, 3 gün ıslak/4 gün kuru döngülerine oranla daha yüksek nitrat giderimi sağlamıştır. LS ve SL toprakları SCL toprağına oranla daha yüksek oranda toplam fosfor gidermiştir. TAAS nin Türkiyede kullanıma potansiyeli mevcut olup, uygun bölgelerde pilot ölçekli uygulamalara en kısa sürede geçilmesi önerilmektedir.</p>
Anahtar Kelimeler: Toprak Akifer Arıtım Sistemi, atıksu geri kullanımı, organik madde, azot ve fosfor giderimi
Projeden Kaynaklanan Yayınlar: <p>Güngör, K and Ünlü, K. 2001. Simulation of Soil Aquifer Treatment Using Laboratory Scale Soil Columns. Soil Science Society of America 2001 Annual Meetings Charlotte, North Caroline, U.S.A.</p>
Bilim Dalı:
Doçentlik B. Dalı Kodu: