**T.C.**
**SELÇUK ÜNİVERSİTESİ**
**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

# KONYA KATI ATIK DEPOLAMA SAHASI SIZINTI SULARININ TOKSİSİTESİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

**Tuğba KARAMETE**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**
**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**
**Konya, 2008**

**SELÇUK ÜNİVERSİTESİ**
**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

# KONYA KATI ATIK DEPOLAMA SAHASI SIZINTI SULARININ TOKSİSİTESİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

**Tuğba KARAMETE**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**
**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**Bu tez 27.04.2008 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oybirliği / oyçokluğu ile kabul edilmiştir.**

| ……. | ...…… | …...……. |
|---|---|---|
| **Prof.Dr.** | **Prof.Dr.** | **Yrd. Doç.Dr.** |
| **Mehmet Emin AYDIN** | **Hüseyin KARA** | **Ergün PEHLİVAN** |
| **(Danışman)** | **(Üye)** | **(Üye)** |

# ÖZET

**Yüksek Lisans Tezi**

## KONYA KATI ATIK DEPOLAMA SAHASI SIZINTI SULARININ TOKSİSİTESİNİN DEĞERLENDİLMESİ

**Tuğba KARAMETE**

**Selçuk Üniversitesi**
**Fen Bilimleri Enstitüsü**
**Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı**
**Danışman :**
**Prof.Dr.Mehmet Emin AYDIN**
**2008, 68 Sayfa**

**Jüri : Prof.Dr.Mehmet Emin AYDIN**
**Prof.Dr. Hüseyin KARA**
**Yrd. Doç. Dr. Ergün PEHLİVAN**

Hızlı nüfus artışı ve endüstriyel gelişmeye paralel olarak çevre kirliliği problemlerine neden olan evsel ve endüstriyel atık ve atıksu miktarı da gittikçe artmaktadır. Evsel katı atıklarla beraber pek çok endüstriyel proses tarafında da üretilen yüksek miktarlardaki katı atıklar depolama sahalarına uzaklaştırılırken atıksular ise kanalizasyon sistemlerine deşarj edilmektedir. Depolama sahası sızıntı suları ya da atıksular yüzey sularına ve yer altı sularına ulaşmakta ve de toksik bileşikler ile kontamine olmuş bu sular yaşayan organizmalara ve bütün akuatik ekosisteme zarar vermektedir.

Bu çalışmada Konya katı atık depolama sahası sızıntı sularının toksisitesi değerlendirilmiştir. Fitotoksisitesinin değerlendirilmesinde yöntem olarak *Lemna minor* toksisite testi ve *Lepidium sativum* toksisite testleri kullanılmıştır. Sızıntı sularının akuatik ortama olan etkisininin değerlendirilmesinde ise *Vibrio fisheri* toksisite testi kullanılmıştır. Ayrıca tüm test yöntemleri test organizmalarının duyarlılığını ve test performansının doğruluğunu kontrol etmek için farklı konsantrasyonlarda $K_2Cr_2O_7$ solusyonları için referans test olarak gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada kullanılan farklı biyolojik test metotları duyarlılık yönünden karşılaştırılmıştır. Test sonuçları deneylerle eş zamanlı gerçekleştirilen kontrol çalışmaları ile karşılaştırılarak % inhibasyon ve $EC_{50}$ değerleri hesaplanmıştır. Yapılan toksisite test serileri sonucunda *Lemna minor* testi en hassas test organizması olarak tespit edilmiştir. Arkasından, *Lepidium sativum* gelmektedir. En düşük hassasiyete sahip tür ise *Vibrio fischeri* olarak görülmektedir. Çalışılan tüm test türleri için sızıntı suyu genellikle çok toksik çıkmıştır. Konya Katı Atık Depolama Sahası sızıntı sularının bitki ve akuatik yaşam için çok toksik olduğu tespit edilmiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Toksisite; Katı Atık Depolama Sahası; Sızıntı Suyu; *Lemna minor*; *Lepidium sativum*; *Vibrio fischeri*.

## ABSTRACT

**MS Thesis**

**EVALUATING TOXICITY OF KONYA LANDFILL LEACHATE**

**Tuğba KARAMETE**

**Selcuk University**
**Graduate School of Natural and Applied Scinces**
**Department of Environmental Engineering**
**Evaluating Toxicity of Landfill Leachate**
**Supervisor : Prof.Dr.Mehmet Emin AYDIN**
**2008, 68 Page**

**Jury : Prof.Dr.Mehmet Emin AYDIN**
**Prof. Dr. Hüseyin KARA**
**Assit. Prof. Dr. Ergün PEHLİVAN**

The amount of munipical and industry waste and waste water, which are the reason of environmental pollution, increase with fastly population increasing and industrial improvement. While the munipical solid waste with large amounts of industrial solid waste which is producing by lots of industrial procedure removal to landfill, wastewaters are discharging to sewage system. Landfill leachate or wastewater interference to surface waters and ground waters. So that, the water which contamination by toxicant compound damage to living organism and all of the aquatic ecosystem.

In this study, toxicity of Konya landfill leachate was evaluated. The method of phytotoxic evaluation is *Lemna minor* toxicity test and *Lepidium sativum* toxicity test were used. The evaluation of the leachate to aquatic media was used toxicity test of *Vibrio fisheri*. For controling of the sensibility and verification of the test performance of all of the test method were used the different concentration of $K_2Cr_2O_7$ solutions. The different biological test methods which were used in this study were compared with sensibility. The test results and control battery were compared at the same time and calculated % inhibition and $EC_{50}$ value. The result of this study, the *Lemna minor* toxicty test was the most sensivite, *Lepidium sativum* were the second sensitive test and the last one was the *Vibrio fischeri* test. For landfill leachate, all of the test species which ise used in this study was usually very toxic. Konya Landfill Leachate was determined very toxic for plant and aquatic media



**Key words:** Toxicity; Landfill; Leachate; *Lemna minor*; *Lepidium sativum*; *Vibrio fischeri*.

# ÖNSÖZ

Gerçekleştirilen bu çalışma, Selçuk Üniversitesi, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyesi Prof.Dr. Mehmet Emin AYDIN yönetimde hazırlanarak, Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü'ne Yüksek Lisans Tezi olarak sunulmuştur.

Tezde, Konya İli Katı Atık Deponi Sahası sızıntı sularının toksisitesinin üç farklı biyoindikatör kullanımı ile gerçekleştirilmesi konu alınmıştır.

Tez çalışmam süresince yardım ve ilgisini esirgemeyen hocam Sayın Prof.Dr. Mehmet Emin AYDIN'a saygı ve şükranlarımı sunarım.

Çalışmamın her aşamasında, bilgi birikimleri ve tecrübeleri ile bana zaman ayıran ve çalışma gidiş hatını yönlendiren değerli hocalarım Dr. Senar ÖZCAN, Araş. Görv. Gülnihal KARA ve Araş. Görv. Süheyla YILDIZ'a teşekkürler ederim.

Çalışmanın gerçekleştirilme bakımından büyük öneme sahip katı atık depolama sahası sızıntı sularının temin edilmesinde ve gerek duyduğum tüm bilgilerin verilmesinde büyük titizlikle bana yardımcı olan Konya Büyükşehir Belediyesi Çevre Koruma ve Kontrol Dairesi Başkanlığı Çevre Koruma Şube Müdürlüğü çalışanlarına teşekkür ederim.

Tez çalışmam boyunca manevi olarak bana destek olan ailem ve arkadaşlarıma şükranlarımı sunarım.

Tuğba KARAMETE

Konya-2008

**İÇİNDEKİLER**

**Sayfa No**

**İÇİNDEKİLER ……..... iv**
**TABLO LİSTESİ …… vi**
**ŞEKİL LİSTESİ……..... vii**

**1. GİRİŞ ….……..... 1**
1.1. Katı Atık Depolama Sahası ve Sızıntı Suyu……...……... 7
1.2. Çalışmanın Amacı.. ……..…….. 8
1.3. Çalışmanın Önemi……..……. 9

**2. KAYNAK ARAŞTIRMASI……..... 10**

**3. MATERYAL METOT…… 26**
3.1. Konya Katı Atık Depolama Sahası ve Sızıntı Suyu……... 26
3.2. Sızıntı Suyunun Fiziksel ve Kimyasal Özelliklerinin Belirlenmesi..... 30
3.3. *Lemna minor* Toksisite Testi……..... 30
3.4. *Lepidium sativum* Toksisite Testi…….. 33
3.5. *Vibrio fischeri* Toksisite Testi……... 34
3.6. Referans Testler……..... 36
3.7. $EC_{50}$ ve Toksik Birim (TB) Değerlerinin Hesaplanması……... 37

**4. SONUÇLAR VE TARTIŞMA……... 38**
4.1. Sızıntı Suyunun Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri……..... 38
4.2. *Lemna minor* Toksisite Testi Sonuçları……..... 41
4.3. *Lepidium sativum* Toksisite Testi Sonuçları……..... 42

4.4. *Vibrio fischeri* Toksisite Testi Sonuçları…….. 44
4.5. $EC_{50}$ Değerleri…….. 45
4.6. Toksik Birim (TB)……... 46
4.7. Fiziksel ve Kimyasal Parametrelerin $EC_{50}$ Değerleri İle Korelasyonu…….……... 48

**5. DEĞERLENDİRME…….…… 51**

**6. KAYNAKLAR…….……. 65**

**EK 1…...…….. 69**
**EK 2…...…….. 74**
**EK 3…...…….. 79**

**TABLO LİSTESİ**

**Sayfa No**

**Tablo 1.** *Lemna* Türleri İçin En İyi Gelişme Şartları ve Tolerans Değerleri…….…..……..  **31**

**Tablo 2.** *Lemna minor* İçin Stok Besin Çözeltisi Kompozisyonu ……..... **31**

**Tablo 3.** Ölçülen Değerlerin En Düşük ve En Yüksek Değerleri ve Gözlemlendiği Aylar……...…..... **41**

**Tablo 4.** *Lemna minor* Test Türü İçin Aylara Göre % İnhibasyon Değerleri ……..…… **42**

**Tablo 5.** *Lepidium Sativum* Test Türü İçin Aylara Göre % İnhibasyon Değerleri……...……..... **43**

**Tablo 6.** *Vibrio fischeri* Test Türü İçin Aylara Göre % İnhibasyon Değerleri……...……..... **44**

**Tablo 7.** Konya Katı Atık Depolama Sahası (%) $EC_{50}$ Değerleri……..... **45**

**Tablo 8.** Konya Katı Atık Depolama Sahası TB Değerleri ……... **47**

**Tablo 9.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu İçin Fiziksel ve Kimyasal Parametreler, TB ve $EC_{50}$ Değerleri ……..…….. **48**

**Tablo 10.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu İçin Fiziksel ve Kimyasal Parametreler-$EC_{50}$ Korelasyon Değerleri …….. **49**

**ŞEKİL LİSTESİ**

**Sayfa No**

**Şekil 1.** Katı Atık Depolama Sahasında Sızıntı Suyu Oluşumu ……..... **5**

**Şekil 2.** Konya Katı Atık Depolama Sahasının Son Üç Yıla Ait Sızıntı Suyu Debileri……..……..... **28**

**Şekil 3.** Konya Katı Atık Depolama Sahası'na Ait Fotoğraflar.....…..... **29**

**Şekil 4.** *Lemna minor* Testine Ait Fotoğraflar …..……...…..…….. **33**

**Şekil 5.** *Lepidium sativum* Testine Ait Fotoğraflar.....……..... **34**

**Şekil 6.** *Vibrio fischeri* Testine Ait Fotoğraflar..... **36**

**Şekil 7.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu pH Değerleri..... **38**

**Şekil 8.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu AKM (mg/L) Değerleri ……..…… **38**

**Şekil 9.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu COD (mg/L) Değerleri.……..……. **39**

**Şekil 10.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu TC (mg/L) Değerleri……. **39**

**Şekil 11.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu TIC (mg/L) Değerleri…… **39**

**Şekil 12.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu TOC (mg/L) Değerleri…… **40**

**Şekil 13.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu İletkenlik (mS/cm) Değerleri……..…… **40**

**Şekil 14.** Konya İli Uzun Yıllar Gerçekleşen Sıcaklık Yağışlı Gün Sayısı (1975-2006)…….……..… **52**

# 1. GİRİŞ

Hızlı nüfus artışı ve endüstriyel gelişmeye paralel olarak çevre kirliliği problemlerine neden olan evsel ve endüstriyel atık ve atıksu miktarı gittikçe artmaktadır. Evsel katı atıklar yanında pek çok endüstriyel proses tarafından da üretilen büyük miktarlardaki katı atıklar depolama sahalarında uzaklaştırılırken, atıksular ise kanalizasyon sistemlerine deşarj edilmektedir. Depolama sahası sızıntı suları veya atıksular yüzey sularına ve yer altı sularına ulaşmakta ve toksik bileşikler ile kontamine olmuş bu atıksular yaşayan organizmalara ve bütün çeşitli ekosisteme zarar vermektedir.

Zehirliliği, sebep olan kirletici kaynak bilindiğinde, kaynağı kontrol ederek azaltmak mümkündür. Ancak sularda zehirliliğe neden olan parametrelerin sayısı rutin analizler ile tespit edilemeyecek kadar fazladır. Zehirlilik belirleyici parametrenin toksik kirleticiyi belirlemesi, uygulanabilir ve mantıklı olması önemlidir. Bu nedenle toksik etkinin ölçümü gerek problemin kaynağını tespit etmede gerekse alınan teknik önlemlerin yeterliliği bakımından büyük önem taşımaktadır. Ayrıca su kaynaklarının korunması ve geliştirilmesinde, yüzeysel ve yer altı sularının ekolojik dengesinin korunmasında ve geliştirilmesinde, zehirlilik kavramını geniş kapsamlı çalışmalarda inceleme konusu olan parametrelerin en önemlisi haline gelmiştir (Aydın ve Kara 2004[2]).

Toksisite izlenmesinde kimyasal analitik teknolojiler kendilerine has bir pahalılığa sahiptirler. Aynı zamanda; tek tek parametrelerin ölçülmesinin gerekliliği, doz etki değerlerinin belirlenebilmesinin güçlüğü, biyoakümülasyon, biyokonsantrasyon, sinerjizmin gözlemlenememesi gibi dezavantajlara sahiptir. Bu sıkıntılar, biyolojik alternatiflere yönelmeyi düşündürmüştür. Bu biyolojik alternatifler, biyoindikatör organizmalar kullanılarak laboratuarda kontrollü ortamda veya arazi şartlarında uygulanan, kirleticilerin canlılar üzerindeki etkilerinin gözlemlenmesini temel alan yöntemlerdir (Aydın ve Kara 2004[1]).

Genel anlamda kullanılan testleri, bitkiler, hayvanlar ve bakterilerin biyoindikatör olarak kullanıldığı testler olarak üç grupta sınıflandırılabilir. Bitki, hayvan ve bakteri toksisite testleri kolay gerçekleştirilen, az zaman gerektiren ve düşük maliyetli olmakla birlikte, karmaşık kimyasal testlerden daha hassas ve güvenilir sonuçlar vermektedirler. Bu avantajlarından dolayı yaygın olarak kullanılmaktadır (Devare ve Bahadır 1994[2]).

Türkiye'de atıksu deşarj limitleri Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği ile belirlenmektedir. 31 Aralık 2004 sayı 25687 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanarak yürürlüğe giren Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde; atıksuların zehirlilik derecesini belirlemede Zehirlilik Seyrelme Faktörü (ZSF) kullanılmaktadır.

Herhangi bir atıksuyun ZSF'ü indikatör olarak kullanılan *Lepistes reticulates'*in etkilenmeden yaşayabileceği alt sınır değeri ile tespit edilmektedir (Su Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği 2004). Ülkemizdeki yönetmelik sektörlere göre, alıcı ortam standartlarına ZSF ile sınırlandırma getirilmiştir.

Ülkemizde Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde endüstriyel kirletici kaynaklar için tanımlanmış balık toksisite testinin, alıcı ortamın korunması yönünde tek başına bir test olarak uygulanmasının uygulanma zorluğu ve maliyeti açısından çok pratik bir yaklaşım olmadığı ancak yapılacak ön biyotest sonucunda uygulanacak bir temel test olarak değerlendirilmesi gerekmektedir. Bu durumda da sadece bir biyoizleme aracı olarak kullanılabilmekte, toksisite azaltma yaklaşımına fazla bir pratiklik katmamaktadır (Meriç ve diğ. 2001). Ülkemizdeki yönetmelikte müsaade edilen ZSF değerlerleri çok toleranslı oldukları için endüstrilerin kontrolü güçleşmektedir. Yönetmelikte standartlar verilirken bu standartların atıksu karakterleri ve arıtma teknolojisi ile elde edilebilir değerler ile uyumlu olması zorunludur.

Gelişmekte olan ülkelerde atıksu ve deponi sahası sızıntı sularının arıtılması ile ilgili teknik gelişmeler kaydedilmekte ve bunlarla ilgili kaydedilen gelişmeler yönetmeliklere adapte edilmektedir. Geçmişte, çevreye yayılan atıkların potansiyel etkisinin değerlendirilmesi sadece kimyasal analizlerle yapılabilmekte idi. Bilinen kimyasal ya da madde sınıflarına göre karşılaştırılarak, kalitatif ve kantitatif analizler yapılmakta ve en toksik bileşik yada bileşiklerin toksisitelerinin toplamından değerlendirmeler yapılarak risk tahmin edilebilmekte idi. Bu yöntem atıkların yapısının kompleks olması nedeniyle toksisiteye neden olan bileşiklerin tespiti için çok fazla sayıda rutin analiz yapılmasını gerektirmekte idi. Bugüne kadar yapılan pek çok çalışmada kimyasal analizlerle atıkların gerçek zararı tahmin edilememiştir. Bu sebeplerden dolayı "bioassays" olarak isimlendirilen toksik etkilerin ölçümü için metotlar geliştirilmiş ve kontrol metotları ve yasal düzenlemelerde bu yöntemlere yer verilmiştir. Şimdilerde atık, atıksu, endüstriyel kimyasallar ve sızıntı suyunun zararlı etkilerinin değerlendirilmesi için alg, luminesent bakteri, protozoa, *Dapnia magna* gibi test organizmalarının kullanıldığı *Lemna minor* (duckweed), *Lepidium sativum*, protox, thamnotox, daphtox, algaltox, charatox, microtox ve toxalert (*Vibrio fischeri*), gibi hızlı, kolay, düşük maliyetli toksisite testleri kullanılmaktadır (Farré ve diğ. 2001[1], Katsoyiannis ve Samara 2006).

Bu anlamda gelişmiş ülkeler tarafından USEPA, OECD, ISO, APHA, AWWA, WEF, OECD, ASTM gibi uluslar arası kuruluşlarca çok sayıda toksisite izleme metodu tanımlanmıştır (Li ve Xiong 2004). Örneğin; Avrupa Birliği ve İtalya Su Kirlenmesi Kontrol Yönetmeliği yönetmeliklerinde alıcı ortama deşarj standardı olarak bakteri yoğunluğu ölçümünü esas alan Microtox$^{TM}$, *Daphnia magna* ve alg toksisite testleri E(L)$C_{50}$ değeri referans alınmıştır.

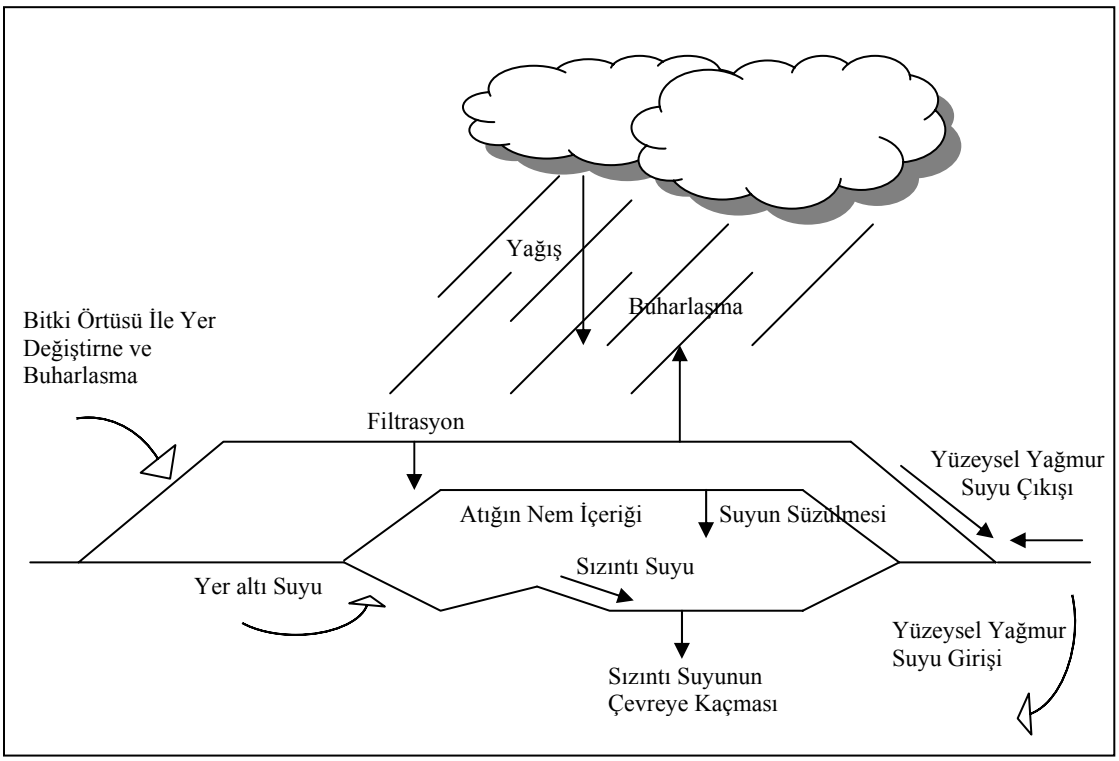
Zararlı maddelerin potansiyel toksisitelerini, düzgün şekilde değerlendirmek istersek; kapsamlı bir araştırma yapmaya ihtiyaç duyarız. Hakikaten; kimyasal analizler sonucunda çeşitli toksik maddelerin konsantrasyonları ve bunların meydana gelişi üzerinde güvenilir veriler elde edilebilir. Fakat bunlar yaşayan çevre üzerindeki etkiler hakkında bilgiler vermemektedir. Ekotoksisite testleri yaşayan çevre üzerinde bilgi sağlarken, numune analizlerinde oluşan maddelerin sinerjik etkilerini de göstermektedir. Bu testlerin çoğunluğu, toksik etkilerin analizine dayanan tek türle yapılan testlerdir. Testin verdiği cevaplar tanımlandığında, büyüme oranı veya fotosentez yapabilirlik gibi genel metabolik özelliklere dayanan sonuçlar elde edilir. Bundan dolayı bu veriler genel anlamda alınan numunelerin toksik potansiyeli üzerindeki bilgileri yansıtırlar ve bu numunelerin ekotoksisiteleri üzerinde iyi bir sonuç elde etmeyi sağlarlar. Ne yazık ki, tür ve ortam şartlarının farklılıklarından dolayı bu testler her zaman güvenilir olmayabilmektedir. Bu sakıncalı durum çeşitli ekotoksisite testlerinin kombinasyonlarını denemeye itmiştir. Toksisite testlerinin kombinasyonu ile gerçekleştirilen deney serilerinde, bu sakıncalı durumların etkileri değerlendirilebilecek ve daha güvenilir sonuçlar elde edilebilecektir. Bu sebeple; ekotoksisite testleri sadece çeşitli testlerin kombinasyonu ve geniş kapsamlı kontrol deneyleri serisi ile başarılı olabilmektedir (Wundram ve diğ.1997). Aynı zamanda her toksisite testi her ortam şartı için geçerli sonuçlar vermeyebilmektedir. Örneğin tuz madenlerinde oluşan sızıntı sularının *Lemna minor* ve *Lepidium sativum*'un tuza karşı hassasiyetlerinden dolayı hatalı sonuçlar verebildiği gözlemlenmiştir. Böyle sahalarda, tuza karşı toleransı olan türlerin (yeşil alg *Chlamydomonas rheinhardtii* gibi) kullanımı daha geçerli sonuçlar vermektedir (Wundram ve diğ. 1996). Dolayısıyla toksisite belirlenirken toksisite testi, test organizmaları ve fiziko- kimyasal ortam şartları (pH, sıcaklık, tuzluluk…vb.) birlikte değerlendirilerek ön çalışmalar yapılarak analizler gerçekleştirilmelidir. Bu çalışmalar testlerin doğruluğunu arttıracaktır.

Evsel ve endüstriyel nitelikteki atıkların biriktirildiği depolama sahalarından gelen sızıntıların periyodik olarak izlenmeleri ve içerik ve potansiyel toksisite hakkında bilgi edinilmelidir. Biyoindikatör kullanımının olduğu toksisite testleri, deponi sahalarının sızıntı

sularının toksisiteleri dikkate alındığında, kimyasal metotlara göre daha uygun bilgiler sağlanabilmektedir. Bakteriyel ve fitotoksik analizlerin depolama sahası sızıntı sularında kullanılması maliyetin düşmesini ve tutarlılığı sağlamakta beraber deponi sızıntılarındaki toksisite üzerine konuyla ilgili ekolojik bilgiler sağlamaktadır (Devare ve Bahadır 1994[1]).

Katı atık depolarından kaynaklanan sorunlardan biri katı atıkların içinden sızarak tabana ulaşan yüksek kirlilik derecesine sahip sızıntı sularıdır. Sızıntı suları çöpün içindeki su muhtevasından kaynaklanabileceği gibi, atığın nem içeriğinden, depo üzerine yağan yağmurdan, bölgedeki buharlaşma yüzdesinden, saha civarından gelebilecek taşkın sularından veya depoya sızabilecek yeraltı sularından da kaynaklanabilmektedirler. Sızıntı suyunun karakteri ise sahaya göre, hatta saha içindeki alanlara göre büyük değişiklikler gösterebilmektedir. Katı atık depolama sahasında sızıntı suyu oluşumunu Şekil 1' de gösterilmektedir.

Su kalitesinin hayatımızda oldukça önemli bir yere sahiptir. Bunun nedeni suyun tüm hayatımız için esas olan bir kavram olmasıdır. Eğer su kalitesi toksisite varlığıyla değişime uğrarsa, bunun sonucunda tüm yaşamsal faaliyetler için oldukça zararlı ve tehlikeli olacaktır. Su çeşitli kaynaklarla kirlenebilmektedir. Bunlar; tarımsal aktiviteler, depo tanklarının sızıntıları, endüstriyel atıklar, lağım ve septik sızıntılar, depolama sahalarından, maden endüstrilerinden ve diğer kaynaklardan gelen sızıntılardan kaynaklanmaktadır (Rassoulzadegan ve Akyurtlaklı 2002).



**Şekil 1.** Katı Atık Depolama Sahasında Sızıntı Suyu Oluşumu (Vesilind P.A. ve diğ. 2002)

Kadmiyum, klor, civa ve demir gibi ağır metaller, genellikle çevresel kirliliğe yol açarlar. Bunlar, bütün organizmalar için oldukça ciddi problemlere neden olabilirler ve onların biyoakümülatörlerin oluşturduğu besin zincirinden dolayı insanlarda da ciddi riskler oluşturabilmektedirler (Li and Xiong 2004). Endüstriyel atıksuların arıtımında uygulanan mevcut arıtma teknolojileri atığın uygun özellikte olmaması halinde yeterli verimde çalışamadığı gibi, atıksuyun özelliğine bağlı olarak arıtma tesisi çıkışı drenaj suları deşarj edildikleri ortamın ekolojik özelliklerinin bozulmasına da yol açmaktadır. Bu nedenle alıcı ortamların korunmasına sadece fiziksel ve kimyasal parametrelerin izlenmesi yeterli olmamakta, toksisite testleri uygulayarak biyoizleme yapılması gerekmektedir.

Toksisitenin değerlendirilmesi için ülkemizde özel *Lepistes reticulates* kullanılarak yapılan balık toksisite testi kullanılmaktadır. Bu teste göre toksisite balık ölüm oranı ile değerlendirilmektedir. Testin tek bir organizma ile gerçekleştirilmesi, testin uygulanması esnasında çalışma yoğunluğu ve zaman gerektirmesi, sağlıklı ve yeterli sayıda test organizmasını tutmak için gerekli temiz depolama tankları, test organizmalarının düzenli olarak beslenmesi ve havalandırılması için gerekli test ekipmanları gibi pek çok dezavantajı bulunan balık toksisite testinin en önemli dezavantajı ise maliyetinin yüksek olmasıdır. Zehirlilik kavramının ülkemizdeki yönetmelikte yer alması sevindirici bir durumdur. Ancak ölçüm ve değerlendirme yönteminin iyi anlaşılması ve kullanılması ile bu kavramın yerleşmesi mümkün olabilir. Zehirlilik testlerinin tamamı atıksuyun veya zehirli maddenin niteliği, test organizmasının hassaslığı göz önüne alınarak yapılmamaktadır (Aydın ve Kara 2004[2]).

Aynı zamanda balık toksisite testinin uygulanmasında da zorluklar vardır. Balıkların test ortamlarına adaptasyonları için, 10 gün test ortamında canlı tutulmaları gerekmektedir. Bunun için ortamın pH, sıcaklık, çözünmüş oksijen gibi şartları sağlaması gerekmektedir. 1/1-1/10 aralığında zehirlilik seyrelmesi yapılan 10 gruba test uygulanmakta ve bu 10 grup için gözlemler yapılmaktadır. Bu test şartları balık toksisite testinin yapılmasını ve uygun, geçerli sonuçlar alınmasını güçleştirmektedir.

ZSF'de zehirlilik belirlenirken hiçbir tepki ölçülmemektedir. Alıcı ortamda balık için öldürücü olmayan bir kirletici miktarının başka bir organizma için (örneğin *Daphnia magna*)

nasıl etki göstereceğini tahmin etmek mümkün değildir. ZSF çok zor ölçülebilen bir parametredir. Çünkü balıkları öldürmeyen alt seviyeyi yakalamak çok zordur ve bu seviye yakalanmadıkça herhangi bir sınırlandırma söz konusu değildir (Aydın ve Kara 2004[1]). Tüm bu sebeplerden dolayı yasal düzenlemelere rağmen genellikle bu testin uygulanmasından kaçınılmaktadır. İlaveten toksisite testi için balıkların kullanımı balıkların öldürülmesi nedeniyle tartışılan bir test yöntemidir.

### 1.1 Katı Atık Depolama Sahası ve Sızıntı Suyu

Üreticisinin istemediği veya toplumun menfaati gereği toplanıp uzaklaştırılması ve bertaraf edilmesi gereken katı maddelere "katı atık" denir (Yeniçerioğlu 2006).

Dünya nüfusunun son yıllarda şehirlerde yoğunlaşması ve tüketim toplumu zihniyetinin yaygınlaşması neticesinde, miktarı hızlı bir artış gösteren katı atıkların uzaklaştırılması ve bertarafı bilhassa şehirlerimizde büyük bir problem oluşturmaya başlamıştır. Üretim ve dolayısıyla tüketimin artması sonucunda her geçen gün yeni ürünler keşfedilmekte ve en ufak ürünlerin dahi paketlenmesi yoluna gidilmektedir. Bu durum ise mevcut çöp sorununu ağırlaştırmaktadır. Sanayileşmekte olan ülkelerde çevre bilincinin artmasıyla birlikte çöplerin bertarafında daha sıkı standartlar uygulanmaya başlanmıştır. Günümüzde geliştirilen teknolojilere rağmen birçok atık türünün yeniden üretime kazandırılması, öncelikle ekonomik olarak mümkün olmamaktadır. Çöplerin bertarafında da yakma, kompostlaştırma gibi yeni teknolojik işlemler uygulanmakta fakat sonuçta yine de bir miktar çöpün son uzaklaştırma işlemi için depolanması gerekmektedir. Dünyada tahmini hesaplarla yıllık olarak 450-500 milyon ton evsel katı atık meydana gelmektedir. Bu miktarın 320 ila 350 milyon tonu ise katı atık depo sahalarına gömülmektedir.

Özellikle büyük şehirlerimizde ve turistik yörelerimizde büyük bir problem haline gelen katı atıklar kısaca; evsel katı atıklar (çöp), iri katı atıklar, arıtma çamuru, özel atıklar (tıbbi atık, yakma tesisi külleri gibi), sokak süprüntüleri, inşaat ve hafriyat atıkları, endüstriyel ve ticari evsel katı atıklar olarak sınıflandırılabilir. Özelliklerine göre ise organik atıklar

(bozulabilen bu atıklar) hoş olmayan kokular meydana getirir. Evsel atıklar bu tür katı atıkların önemli bir kısmını oluşturur. Organik haricindeki atıklar (kül dışında, bozuşamayan tüm atıklardır), küller (yanma sonucunda kalan malzemedir), atıksu arıtma tesisi atıkları (atıksu arıtma tesislerindeki ızgaralardan, kum tutucular ve çökeltme tanklarında biriken ve arıtma çamuru diye nitelendirdiğimiz atıklardır), tehlikeli arıklar (bulaşıcı hastalıklara neden olabilen, patlayıcı, parlayıcı, korozif, toksik vb. özelliklere sahip olan atıklardır), özel atıklar (tıbbi atık, yakma tesisi külleri) gibi sınıflandırılabilmektedir (Yeniçerioğlu 2006).

Atıkların depolama sahalarında parçalanmasından oluşan ürünler sızıntı suyu ve deponi gazı olmak üzere iki ana grupta toplanabilir. Sızıntı suyu katı atıktan süzülen, çözünmüş ve askıdaki bileşikleri içeren bir sıvı atık olarak tanımlanabilir. Yüksek kirlilik derecesine sahip sızıntı suları çöpün içindeki su içeriğinden kaynaklanabileceği gibi depo üzerine yağan yağmurdan, saha civarından gelebilecek taşkın sularından veya depoya sızabilecek yeraltı sularından da kaynaklanabilir. Her türlü kirletici parametreyi ihtiva eden sızıntı suyu, kontrol altına alınmadığında yeraltı ve yüzeysel su kaynaklarını kirletmektedir. Sızıntı suyu miktarı; atıkların kompozisyonu, miktarı, türü ve yağışlara göre değişir (Yeniçerioğlu 2006).

Katı atık sızıntı sularının hidrojeolojik olarak güvenli sızdırmaz depolarda tutulması çevreye vereceği zararları tam olarak önleyemez. Sızıntı suyunun deşarjı sonucu yüzey suları ve kısmen de yer altı suları kirlenebilir. Bu yüzden özellikle yağışların yıl boyunca buharlaşmadan fazla olduğu bölgelerde sızıntı sularının sıkı kontrolü gerekir. Sızıntı suyunun kontrolü çerçevesinde çevresel özelliklerde dikkate alınarak uygun bir yönetim sistemi belirlenmelidir (Apaydın 2007).

### 1.2 Çalışmanın Amacı

Katı atık depolama sahalarında çeşitli nedenlerle evsel ve/veya endüstriyel katı atıklara temas ile oluşan sızıntı sularının toksisiteleri büyük önem taşımaktadır. Bu suların karmaşık karakterizasyonundan dolayı arıtımlarındaki güçlükler bu sızıntı sularının çevre ekosistemlere vereceği toksik etkiyi bir kat daha önemli hale getirmektedir.

Çalışmanın amacı Konya Katı Atık Depolama Sahası sızıntı sularının toksisitesinin değerlendirilmesidir. Fitotoksisitesinin değerlendirilmesinde yöntem olarak *Lemna minor* toksisite testi ve *Lepidium sativum* toksisite testleri kullanılacaktır. Sızıntı sularının akuatik

yaşama olan etkisininin değerlendirilmesinde ise *Vibrio fischeri* toksisite testi kullanılacaktır. Ayrıca tüm test yöntemleri test organizmalarının duyarlılığını ve test performansının doğruluğunu kontrol etmek için farklı konsantrasyonlarda $K_2Cr_2O_7$ solusyonları için referans test olarak gerçekleştirilecektir. Kullanılan farklı biyolojik test metotları duyarlılık yönünden karşılaştırılacaktır. Test sonuçları deneylerle eş zamanlı gerçekleştirilen kontrol çalışmaları ile karşılaştırılarak % inhibasyon, $EC_{50}$ ve TB değerleri hesaplanacaktır. Konya katı atık depolama sahası sızıntı sularının bitki ve akuatik yaşam için toksisitesi belirlenecektir.

### 1.3 Çalışmanın Önemi

Toksik madde içeren atıksular, verildikleri alıcı ortama yansıttıkları zararlı etkilerin yanı sıra bu tip atıksuları arıtan biyolojik arıtma tesislerindeki mikroorganzimaları da olumsuz etkileyerek solunum hızlarının değişmesine ve substrat kullanım hızının azalmasına ve dolayısıyla arıtma veriminin düşmesine neden olmaktadırlar (Meriç ve diğ. 2001).

Deponi alanı sızıntı suları, yüzey sularına ve yer altı sularından oluşmakta ve toksik bileşikler ile kontamine olmuş bu atıksular yaşayan organizmalara ve bütün akuatik ekosisteme zarar vermektedir. Atıksu kalitesini ve atıksu deşarjını izlemede zehirliliğin tespit edilmesi amacı ile atıksuyun toksik seviyesinin bilinmesi gerekir. Bazı durumlarda endüstrilerin atıksuları kimyasal parametreler açısından deşarj standartlarını sağlarken, toksisite test sonuçları atıksuyun potansiyel olarak toksik olduğunu göstermektedir. Atıksuyun toksisitesinin bilinmesi arıtma tesislerinin randımanlı bir şekilde işletilebilmesi, alıcı ortamın korunması için oldukça önemlidir. Su kalite kontrol uygulamaları ve çevresel risk değerlendirmelerinde toksisitenin belirlenmesi için biyoanalizler gereklidir (Aydın ve diğ., 2007). Biyolojik izleme sistemleri biyosensör olarak kullanılan organizma üzerindeki ekolojik sonuçların düzeyini gösterir.

Gerçekleştirilecek bu çalışma Türkiye'de yönetmeliklerde yer almayan uygulaması kolay ve ekonomik olan toksisite test yöntemlerinin Türkiye'de uygulanabilirliği ve Konya katı atık depolama sahası sızıntı sularının verildikleri ortamda oluşturdukları toksik etkinin değerlendirilmesi, ilerleyen dönemlerde yapılabilecek arıtma tesislerinin prosesleri belirlenirken katı atık depolama sahası sızıntı suyunun toksisitesi hakkında yararlı bilgiler verebilmek adına ve bundan sonra toksisite konusunda yapılacak çalışmalara ışık tutması açısından önemlidir.

## 2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

Arfsten ve diğerleri (2004), indirgenebilen polimerlerin suda ki varlıklarını, yedi sucul organizma ve iki karasal tür üzerinde oluşturacağı toksisitenin etkilerini değerlendirilmişlerdir. Sucul test organizması olarak; *Hyalella azteca*, *Leptocheirus plumulosus*, *Selenastrum capricornutum*, *Ceriodaphnia dubia* ve *Pimaphales promelas*, *Americamysisi bahia* ve *Cyprinodan variegatus* kullanmışlardır. Karasal tür olarak da, *Brassica rappa* ve *Lepidium sativum* ile çalışmışlardır. Test ettikleri indirgenebilen polimerlerin yedi sucul organizmaya ve iki karasal türe düşük bir toksik etki bıraktığı tespit edilmiştir. Bununla beraber; bu indirgenebilen polimerlerin toksisitesinin karakterizasyonunun tüm türler veya çevresel durumlar için uygun olmayabileceği sonucuna varmışlardır.

Arufe ve diğerleri (2004), yaptıkları çalışmada, İspanya Güney Atlantik yakınlarındaki değerli balık türleri için, *Sparus aurata* larvaların ölüm oranı ve Microtox testi ile deniz bakterisi *Vibrio fischeri*'nin ticari herbisit formülü maruziyetindeki hassasiyetlerini karşılaştırmışlardır. Yapılan karşılaştırmada, *Sparus aurata* indikatörlerinin Microtox deneyinde kullanılan *Vibrio fischeri*'ye göre bu herbisitler için toksik açıdan daha hassas indikatörler oldukları sonucuna varılmıştır.

Aydın ve diğerleri (2002), yaptıkları çalışmada Konya İli'ndeki 2 büyük hastanenin atıksularının toksisite karakteristiğini belirlemişlerdir. Hastanelerin kanalizasyon sistemine deşarj noktasından alınan kompozit numuneler ile *Lepidium sativum*'un biyoindikatör olarak kullanıldığı fitotoksiste testlerini gerçekleştirmişlerdir. Yaptıkları fitotoksisite testlerinin sonucunda, çimlenme yüzdeleri kıyaslandığında, I. Hastane atıksuları, II. Hastanenikilere göre daha az toksik olarak ve her iki hastanenin atıksularınında şahitlerine göre ortalama kök uzamasında 3 kat inhibisyon olduğunu tespit etmişlerdir. Aynı zamanda, hastanelerin atıksuları kanalizasyona deşarj edildikten sonra diğer evsel özellikli atıksularla karışarak incelenen seyrelme oranlarından daha fazla seyrelebilir veya son olarak deşarj edildikleri alıcı ortamda bu çalışmada incelenen seyreltme oranlarından daha fazla seyrelmek suretiyle toksik etkileri kolaylıkla fark edilebilecek sınırların dışına çıkılabileceği vurgulanmıştır. Bunun için gerekli önlemlerin alınması gerektiği ifade edilmiştir.

Aydın ve Kara (2004) [1]; çalışmalarında toksisite testlerini test organizmasına, test süresine ve test düzeneğine göre 3 farklı şekilde değerlendirmişlerdir. Ayrıca toksisite

testlerini test amacına ve mevcut şartlara göre maliyet ve hassaslık bakımından karşılaştırmışlardır. Toksisite ölçümü için ülkemizde kullanılan zehirlilik seyrelme faktörü (ZFS) ile $LC_{50}$ parametresini kıyaslamışlar, toksisite değerlendirilmesinde kullanılan bu parametreleri, hassaslık, maliyet, tekrarlanabilirlik ve uygunluk açısından karşılaştırmışlardır. Sonuç olarak ülkemiz yönetmeliklerinde yer aldığı gibi standart bir balık türünün tüm testlerde kullanılması yaklaşımı standart bir yöntemin uygulanması bakımından uygun olmasına rağmen zehirlilik sonuçlarını etkilediğini vurgulamışlardır. Bunun nedeni olarak, ticari açıdan en önemli ya da en duyarlı balık türü çoğu kez bölgeden bölgeye değiştiğini, standart metotlarda alıcı ortamın toksisitesini belirlemek için o ortamda yetişen balık türünün kullanılması önerildiğini, tür farkının yanında balığın yaşı, boyu gibi biyolojik faktörlerin bile test sonuçların etkilediği, farklı türden balıkların zehirli maddelere ya da ortamlara çok farklı tepki verdiğini göstermişlerdir. Test düzeneğinin de tüm testlerde standart olması uygun olmadığını belirtmişlerdir. Test düzeneği balık türüne, test edilen suyun özelliğine, laboratuvar imkanlarına bağlı olarak düzenlenmesi gerektiğine değinmişlerdir. Test sonuçlarını değerlendirmek için $LC_{50}$ değerini önermişlerdir. $LC_{50}$ parametresi ölçümlerde hassaslık ve kararlılığın sağlanması amacı ile maksimum ve minimum tepkiler yerine ortalama tepkiyi esas aldığını, bu nedenle anlamlı, gerçek ve tekrarlanabilir bir gösterge olduğunu belirlemişlerdir. ZSF'de ise zehirlilik belirtirken hiçbir tepki ölçülmediğini, fakat alıcı ortamda balık için öldürücü olmayan bir kirletici miktarının başka bir organizma için (örneğin *daphnia*) nasıl etki göstereceğini tahmin etmek mümkün olmadığından ve ZSF'nin çok zor ölçülebilen bir parametre olması, yönetmelikte müsaade edilen ZSF değerleri çok toleranslı oldukları için endüstrilerin kontrolü güçleştirdiği ve de yönetmelikte standartlar verilirken bu standartların atıksu karakterleri ve arıtma teknolojisi ile elde edilebilir değerler ile uyumlu olması gerekliliğinden dolayı $LC_{50}$ değerinin toksisite değerlendirmelerinde daha uygun bir değer olduğu sonucuna varmışlardır.

Aydın ve Kara (2004) [1], ikinci endüstri bölgesinden ve genel kanalizasyon çıkışından aldıkları atıksu örneklerinin toksisitesini *Lepidium sativum* ve *Lepistes reticulatus*'u test organizması olarak kullanarak tayin etmişlerdir. Konya şehri atıksularından ikinci endüstri bölgesi ve genel çıkış suyundan alınan numunelerin balık (*Lepistes reticulatus*) kullanılarak hesaplanan $LC_{50}$ (72 saatlik) değeri % 41 ve % 47 aralığında, bahçe teresi (*Lepidium sativum*) kullanılarak hesaplanan $LC_{50}$ değerini ise % 79 ve % 83 aralığında bulmuşlardır. Atıksuyun toksisite seyrelme faktörü kanalizasyon sistemine endüstriyel deşarj için ve Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nin endüstriyel atıksu deşarj standartlarına göre kabul edilebilir aralıkta olduğunu tespit etmişlerdir.

Aydın ve diğerleri (2007) tarafından, Konya kanalizasyon sisteminin çeşitli noktalarından atıksu örnekleri alınmış ve akut toksisitenin belirlenmesi amacıyla yedi farklı toksisite testi uygulanmıştır. Fizikokimyasal parametreler ile her bir test arasında korelasyon katsayıları bulmuşlardır. Daphtox'un TOK, TİK, TK, pH parametreleri; Thamnotox'un TOK, TK, pH parametrelerinin; *Lemna minor* toksisite testinin iletkenlik parametresi ile korelasyon gösterdiğini fakat balık toksisite testinin hiçbir parametre ile korelasyon göstermediğini tespit etmişlerdir. Test sonuçları Thamnatoxkit $F^{TM}$ ve balık toksisite testi için $LC_{50}$, diğer testler için $EC_{50}$ olarak ifade edilmiştir. Yapılan çalışma sonucunda her testin farklı atıksu karakterizasyonları için farklı hassasiyetler gösterdiğini belirlemişlerdir. Daphtox, karışık evsel ve endüstriyel atıksular için en hassas, endüstriyel atıksular için ise Thamnotox toksisite testinin daha fazla hassasiyet gösterdiğini ortaya koymuşlardır.

Baycan ve Şengül (2005), çalışmalarında, Pamuk, Tekstil, Tabakhane, Petrokimya ve Petrol Rafineri Endüstrilerinin arıtma tesislerinin giriş ve çıkış toksisiteleri LUMIStox toksisite test metodu (*Photobacterium phosphoreum*) kullanılarak çalışmışlardır. Deneysel sonuçlardan, pamuklu tekstil endüstrisinin atıksuyunun en toksik olduğunu ortaya çıkarmışlardır. Genelde toksisitenin kimyasal arıtım sonrasında arttığını, biyolojik arıtım sonrasında azaldığını tespit etmişlerdir.

Cabrera ve Rodriguez (1999), çalışmalarında, günlük yaklaşık 500 ton katı atığa sahip Queretaro şehri katı atık depolama sahasının sızıntı sularını genotoksik açıdan incelemişler ve bunun için üç tane biyoindikatör kullanmışlardır. *Tradoscontia*-micronucleus, *Tradescontia* stamen hair mutation ve *Allium* root anaphase biyoindikatörleri kullanmışlardır ve elde edilen sonuçları karşılaştırmışlardır. Sızıntı suyunu hem kurak hem de yağışlı sezonda toplamışlardır. Sonuç olarak, kurak sezonda toplanan sızıntı suyunun, yağışlı sezonda toplanan sızıntı suyuna göre daha toksik çıktığını görmüşlerdir ve bitki indikatörlerinin farklı hassasiyetler gösterdiğini tespit etmişlerdir. *Tradoscontia*-micronucleus biyoindikatörünün hassas ve *Tradescontia* stamen hair mutation biyoindikatörünün ise daha az hassas olduğunu göstermişlerdir. Çevresel kirleticiler analiz edildiğinde, biyodenek serilerinin kullanılmasını tavsiye etmişlerdir.

Castillo ve Barceló (2001), çalışmalarında tekstil endüstrisi çıkış suyu (Portekiz) ve katı atık deponi sahası sızıntıları (İtalya) gibi kompleks karışımlarda bulunan toksik organik bileşiklerin karakterizasyonunu çalışmışlardır. Atıksu karakterizasyonu için geliştirilen protokolü toksisite fraksiyonu ile kombine etmişler, katı faz ekstrasyonuna ve yüksek sıcaklıktaki gaz kromotografi-kütle spektrometresi (HT-GC-MS) ve sıvı-kromotografisi-kütle spektrometresine (LC-MS) dayanan sistemi kullanmışlardır. *Daphnia magna* test

organizmasını farklı fraksiyonlardaki toksik bileşenleri tespit etmek için indikatör organizma gibi kullanılmışlardır. Analitik cihazlarla yapılan bu geniş kapsamlı araştırmalara karşın, endüstriyel atıkların karakterizasyonu kompleks bir konu olduğunu ve atıksudaki organik içeriklerin çoğunun hala belirlenemediğini ifade etmişlerdir. Bundan dolayıda, kimyasal analizlerle kombine olan, ekstrasyonlamaya ve LC-MS veya GC-MS'in güvenilir test serilerinin toksisite değerlendirmesi ile elde edilmesinin fraksiyonlamasına dayanan testlere ihtiyaç duyulduğunu vurgulamışlardır. Yapılan çalışmanın sonucunda, farklı çıkış suları nonylphenol izomerleri, alkol polethoxyloted, nonylphenol ethoxylates ve çeşitli phtholetelerin varlıklarının *Daphnia magna* için toksik olduğunu gözlemlemişlerdir. Bununla birlikte sonuçların, bu numunelerin kompleksliğinden dolayı kesin sonuçlar olmadığını belirtmişlerdir.

Davis ve diğerleri (2002), borun kirlettiği atıksuyun arıtımı veya bor içerikli diğer nutrientleri de kapsayan atıksuyun toksisitesini standart metotlarla belirlemişlerdir. Testleri *Spirodella pollyrrhiza*'nın yaprak sayımına dayanarak yapmışlardır. Arıtılan borla kirletilmiş atıksuyun *Spirodella pollyrrhiza*'nın borla kirletilmiş atıksuyun arıtımında kullanılmasının faydası veya borla kirletilmiş atıksudan gelen diğer nutrientlerin giderimi için uygun türler olduğunu tespit etmişlerdir. *Spirodella pollyrrhiza*'nın bor konsantrasyonu tolere ettiğini ve bu bitkileri için gerekli olan büyüme gereksinimini aşdığını ortaya koymuşlardır. Gerçekleştirdikleri çalışma sonucunda, *Spirodella pollyrrhiza*'nın küçük miktardaki borun giderimindeki yetersizliği, düşük miktardaki borla kirletilmiş bor içerikli atıksuyun giderimi için bu türün uygun olmadığını göstermişlerdir.

Devare ve Bahadır (1994) [1], Braunschweing ve Hannover'daki sadece evsel atıkların toplandığı deponi sahalarının arıtılmamış sızıntı sularının ve Schwicheldt'deki evsel ve endüstriyel atıkların toplandığı deponi sahasından hem arıtılmış (çökeltme ve oksidasyon) hem de arıtılmamış sızıntı sularının toksisitenin değerlendirilmesi için akuatik bitki olan *Lemna minor*'ün büyüme oranı, karasal bitkiler olan *Lepidium sativum* ve *Brassica rapa*'nın kök uzama testleri, Luminescent bakteri *Photobacterium phosphoreum*'un ışık emisyonunun izlendiği testlerini kullanmışlardır. 100 mL/L ve daha yüksek konsantrasyonlarda sızıntı suyunda bitkilerin öldüğü, kök gelişmelerinin zayıfladığı görülmüştür. *Lemna minor*'ün diğer bitkilere göre daha hassas olduğu tespit edilmiştir. Toksisiteye verilen bakteriyel cevapların ise, test edilen bitkilerden gelen cevaplara göre farklı olduğu sonucuna varılmıştır. Test türü olarak Luminescent bakterinin kullanılmasının toksisite değerlendirmesine faydalı olacağını belirtmişlerdir.

Devare ve Bahadır (1994)[2], dört farklı endüstriyel atıktan hazırlanan eluatların akuatik (*Lemna minor*) ve karasal (*Lepidium sativum*, *Brassica rapa*) bitki türlerine olan ile fitotoksik etkisini belirlemişlerdir. Toksisite testleri *Lemna minor*'ün büyüme oranı, *Lepidium sativum* ve *Brassica rapa*'nın kök büyümelerinin davranışlarının izah edilmesiyle toksisitenin bulunmasına dayanmaktadır. Gerçekleştirilen çalışma sonucunda *Lemna minor*'ün diğer test yöntemlerinden daha duyarlı olduğu tespit edilmiştir. Gerçekleştirdikleri çalışma sonucunda tuz madenlerindeki atıkların gideriminde farklı türlerle gerçekleştirilecek olan başka toksisite testlerinin daha faydalı olacağı ve atık giderimindeki bu usluptan gelen sonuçlardaki ekotoksik etkilerin değerlendirilmesinde daha iyi şekilde gerçekleştirilebileceği sonucuna varılmıştır.

Diker ve diğerleri (2007), çalışmalarında petrolün deniz suyunda ve çeşitli solventlerdeki çözünme miktarının belirlenmesi, petrolün kuma döküldüğünde ne kadarının deniz suyuna ve solventlere ekstrakte olacağının saptanması ve çözünmüş olan petrolün zehirliliğinin değerlendirilmesi üzerine araştırmalar gerçekleştirmişlerdir. Çalışmalarda motor yağı, kullanılmış motor yağı ve No.6 fuel olmak üzere üç adet petrol ürünü kullanılmıştır. BioTox™ (*Vibrio fischeri*) zehirlilik testinin petrol ve petrol ürünlerinin zehirliliklerinin belirlenmesi için uygunluğu araştırılmıştır. Bu çalışmada organik madde ekstraksiyonu için uygun bir solvent olarak DMSO ve THF karşılaştırmışlar ve DMSO'in zehirlilik testine uygun bir solvent olduğunu bulmuşlardır. Kum-petrol karışımlarının organik ekstraksiyonu sonucu numunelerin zehirlilikleri solventlerin tek başlarına oluşturdukları zehirliliğe yakın bir zehirlilik oluşturması katı fazdaki ekstraksiyon performansının her iki solvent için de düşük olduğunu göstermiştir. Fuel oil' in sudaki çözünürlüğü anlamlı bir zehirlilik değeri vermemesine rağmen solventlerle çözüldüğünde ne kadar zehirli bir numune olduğu ortaya çıkmıştır. Kullanılmış motor yağı hem distile suda hem deniz suyunda zehirlilik vermektedir. Aynı zamanda BioTox™ petrol ve petrol ürünlerinin zehirliliklerinin belirlenmesi için uygun bir test olduğu sonucuna varmışlardır.

Drobniewska ve diğerleri (2007), çalışmalarında Polonya'daki dört nehir için taşkın ovalarında ve nehirlerden gelen toprak ve/veya sediment kalitesinin değerlendirilmesi için Microtox® SPT, Spirotox-SPT, Ostracodtoxkit F™ ve Phytotoxkit™ mikrobiyotestlerini ve fizikokimyasal karakteristikleri kullanmışlardır. Numuneleri sonbahar ve ilkbaharda toplamışlardır. Böylelikle toksisitenin mevsimsel değişimi, tortu ve toprak örneklerinin solunumunu incelemişlerdir. Elde ettikleri sonuçlar, toprak numunesi içindeki metal konsantrasyonlarının, tortu içindekilere göre daha fazla olduğunu göstermiştir. Elde edilen sonuçlardan, Zn'nin hayvanlar üzerinde çok toksik fakat bitkiler üzerinde en az toksik etki

gösterdiğini kanıtlamışlardır. Diğer taraftan Cr'nin hayvanlar için az toksik olduğuna fakat bitkiler için çok toksik etki gösterdiğine işaret etmişlerdir. Elde ettikleri sonuçlar ışığında ağır metal solüsyonlarına karşı tepkilerin farklı test organizmalarının çevresel orjinlerine bağlı olarak farklı etkenler gösterebildiğini vurgulamışlardır. Sedimentlerin oluşturduğu toksik etkiyi bahar boyunca % 32, sonbahar boyunca % 48 olarak gözlemlemişlerdir. Bunun nedeni olarak kışın kimyasalların yaza göre daha fazla kullanılmasından ileri geldiği ve yüksek yapılı organizmaların aktivitelerinin bahar boyunca yüksek sıcaklıkta organik maddeleri hızlı transfer ettiklerinde kaynaklandığı ifade edilmiştir. Elde edilen sonuçlardan, sediment numuneleri için en hassas testlerin *Lepidium sativum* ve *Sinapis alba* ile yapılan Phytotoxkit™ toprak numunesi için Spirotox SPT ve *Lepidium sativum* olduğunu göstermişlerdir.

Farré ve diğerleri (2001)[2], İspanya ve Portekiz'deki atıksu arıtma tesislerinin (evsel, endüstriyel evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesisleri) giriş ve çıkış atıksuyuna kimyasal analizler ve biyolojik analizleri birlikte kullanarak atıksudaki sucul toksisitenin belirlenmesi üzerine çalışmışlardır. Sucul toksisite tüm çıkış suları için Toxalert® 100 ve Microtox® (*Vibrio fischeri*) ile değerlendirilmiştir. Sonuç olarak, yeni geliştirilen ToxAlert®100'ün Microtox®'a göre daha fazla hassas olduğunu gözlemlemişlerdir.

Fenske ve diğerleri (2006), Odra Nehri ve Odra Halici'nin (Almanya'nın kuzey doğusu / Polonya'nın kuzey batısı) ayrı ayrı noktalarından aldıkları beş adet numunenin ağır metallere karşı hassasiyetlerini, yedi farklı toksisite test metodu ile karşılaştırmışlardır. Bu çalışmada, Odra Halici'ndeki ağır metal kirliliğine yakın özellikte hazırlanan sentetik atıksu ile *Vibrio fischeri*, *Paramecium spp*., *Rhabdits oxycera*, *Lemna minor, Leuciscus idus melanotus* testlerini gerçekleştirmişlerdir. Sonuç olarak, en hassas toksisite testini *Lemna minor* olarak bulmuşlardır. Odra Halici'nde ağır metal konsantrasyonlarının sucul bitkilerin büyümesini engellediği sonucunu ortaya koymuşlardır. Test ettikleri ağır metallerden (Cu, Zn, Ni, As, Pb, Cr, Hg, Cd ve Cr) özellikle bakırın en toksik rolü oynadığını görmüşler ve bu sebepten Odra Halici'nde bakır arıtımının üzerinde durulması gerektiğini vurgulamışlardır.

Fjällborg ve Dave (2003), araştırmalarında lağım çamurundaki bakırın akut tokisisitesini *Daphnia magna*, *Lemna minor* ve *Raphanus sativus* üzerindeki davranışlarını 64 gün boyunca incelemişlerdir. *Daphnia magna* ve *Lemna minor*'ün her ikisi içinde sızıntı suyu pH'ının bunların toksisiteleri için etken bir faktör olduğunu göstermiştir. Bu çalışmada *Lemna minor*'ün, düşük bakır konsantrasyonunda *Daphnia magna* ve *Raphanus*'dan daha fazla tepki gösterdiğini gözlemlemişlerdir. Bakır toksisitesi başlangıçta (0-16 gün) amonyumun sebep olduğu toksisite ile maskelenmiş ve 32 gün sonra; amonyum konsantrasyonu azaldığı zaman,

bakırın hem pH, hem de amonyumun konsantrasyonun azalması ile etki etmeye başlamış olduğunu gözlemlemişlerdir. Üç organizmanın 64 gün sonra toksisiteleri değişmiş olduğunu görmüşlerdir. *Lemna minor*'un en hassas organizma olduğu ardından *Dapnia magna* ve en sonda *Raphanus sativus*'un geldiği sonucuna varmışlardır. Bakır hassasiyetindeki bu farklılıkların nedeni olarak pH etkisi vurgulanmıştır.

Gutiérrez ve diğerleri (2002), çalışmalarında Microtox® (*Vibrio fischeri*) ve elektrolitik respriometri arasında toksisitenin belirlenmesindeki performansın karşılaştırmasını yapmışlardır. Testleri yedi tane organik ve beş tane inorganik bileşik için değerlendirmişlerdir. Microtox® deneyinin toksik maddeler karşısında daha yüksek hassasiyete sahip olduğunu kanıtlamışlardır. Biyolojik olarak indirgenebilen referans maddelerin Microtox ile toksik etkileri gösterdiğini görmüşlerdir. Elektrolitik respirometri inhibasyon testi kolay yapılabilir, değerlendirilebilir ve hızlı sonuç veren bir test olduğunu ve atıksu arıtma tesisi girişindeki noktada, çıkışın toksisitesinde daha iyi karakterize edebildiğine işaret etmişlerdir. Bu sebeplerden dolayı, Microtox® testi ve atıksu toksisite deneyleri için elektrolitik respirometri arasındaki genel ilişkinin durumunu açıklamak mümkün olmadığı sonucuna varmışlardır.

Hao ve diğerleri (1996), çalışmalarında aktif çamur prosesinde yaygın olmayan atıksulardaki toksisitenin değerlendirilmesi amacı ile Microtox testini kullanmışlardır. Düşük COD'ye sahip atıkların, yüksek Microtox toksisitesine sahip olduğunu gözlemlemişlerdir. Bazı aktif çamur prosesleri ile önemli miktarda toksisitenin giderildiği ve bazı koagülasyon ve oksidasyon proseslerinden geçen çıkış sularında toksisitenin giderildiğini gözlemlemişlerdir. Microtox testlerinin sonuçlarından; bu yöntemin faydalı olacağı sonucuna varmışlardır.

Hauser ve diğerleri (1997), çalışmalarında Mutotox Testini (*Vibrio fischeri*) kullanarak kimyasallarda metabolik aktiviteler için rat hepotic S9 enziminin bulunması ve bulunmayışı durumunda BaP için genotoksik etkileri test etmişlerdir. S9 enzimi ilavesinin sucul faza bileşik transferini arttırdığı ve bakteriler tarafından alımını kolaylaştırdığını gözlemlemişlerdir.

Isnard (1998), toksisite yaklaşımlarını önceden belirlenebilen çevresel konsantasyon (PEC) ve önceden etkileri belirlenemeyen çevresel konsantrasyonu (PNEC) kullanılarak bir karşılaştırma yapmıştır. Araştırmasında, Geleneksel Yaklaşım, Kimyasal-Spesifik Metot Yaklaşımı ve İntegrasyon Yaklaşımlarını incelemiştir ve yeni modelin; istatistiksel ifadelerden "özgür hareket" prensibine göre türemiş olup kesin matematiksel doz- etki ilişkisini gösteren tanımlamaları içeren bir model olduğunu izah etmiştir. Test türü olarak *Daphnia magna*'yı kullanmıştır. İncelenen yeni modelin istatisiksel olarak, bileşiklerin

karışımının toksisitesinin tanımı için daha doğru metot olduğunu belirtmiştir. Tasarımlarda riske neden olabilecek gelişmiş kimyasalların karakterini belirlemede ve bunlar için tasarlanacak spesifik atıksu arıtma tesislerinde fayda sağlayabilecek bir yaklaşım olduğu sonucuna varılmıştır.

Katsoyiannis ve Samara (2006), LUMISTox® toksisite testleri ile; Yunanistan'da Thessoloniki'nin atıksu arıtma tesisindeki aktif çamurla biyolojik arıtım yapılırken belediyenin atıksu toksisitesinin gideriminin değerlendirilmesinde kullanmışlardır. Toksisiteyi ve kimyasal parametreleri, atıksu arıtma tesisindeki üç örnekleme noktasından (ünitelere giriş, ikinci çökeltme tankı çıkışı ve son atıksu çamurundan) aynı zamanda alınan numuneler üzerinde ölçmüşlerdir. Sonuç olarak; toksisite testleri, atık çamurun giderilmesindeki ve çıkış deşarjının potensiyel zararlarının değerlendirilmesinde kimyasal analizlere ilave yardımcı bir araç olduğu sonucuna varmışlardır.

Li and Xiong (2004), kadmiyumun *Lemna paucicostata*'nın üzerindeki toksik etkisini incelemiş ve kadmiyum baskısına karşı *Lemna paucicostata*'nın yabani kolonisi nüfusunun yaklaşık %2'lik kısmının kadmiyuma toleranslı olduğunu gözlemlemişlerdir. Test koloni parçalanmasına dayanmaktadır. Yapılmış olan deneyde, kadmiyum maruziyetine bırakılan *Lemna paucicostata*'nın anne yaprakları ile yavru yapraklarının olgunluk döneminden önce ayrıldıklarını gözlemlemişlerdir. Yavru yapraklar kadmiyum baskısıyla uyarılmışlar, etilen üretimine geçmişlerdir ve koloni parçalanması meydana gelmiştir. Kadmiyum maruziyetinde oluşum gösterebilen koloniler kadmiyuma karşı toleranslı olanlardır. Li ve Xiong yaptıkları testi, *Lemna minor* ile yapılan testlerle karşılaştırmışlar ve *Lemna paucicostata* bitkilerinin koloni direnişinin 8 saatlik ve 24 saatlik $EC_{50}$ değerleri için *Lemna minor*'e göre önemli derecede düşük olduğunu görmüşlerdir. Gerçekleştirdikleri çalışmanın sonucunda, *Lemna paucicostata* kadmiyum maruziyetine karşı hassasiyet göstermiş ve kadmiyuma maruz kalmış sular için *Lemna paucicostata* türünün uygun bir toksisite indikatörü olarak kullanılabileceğini ifade etmişlerdir.

Manusadžianas ve diğerleri (2003), Litvanya ve Estonya'dan toplanan endüstriyel ve evsel atıksu örneklerinin toksisitelerini biyolojik testleri de kapsayan *Selenastrum capricornutum* ile yapılan Algaltoxkit F™, *Nitelopsis obtusa* ile yapılan Charatox, *Dapnia magna* ile yapılan Daphtoxkit F™, Thamnocepholus platyurus ile yapılan Thamnatoxkit F™, *Tetrahymona thermophila* ile Protoxkit F™ ve *Vibrio fischeri* ile yapılan Microtox® testleri ile toksisiteyi değerlendirmişlerdir. Litvanya ve Estonya'dan temin edilen kentsel ve endüstriyel orijinli atıksuların potansiyel zararlarının gözden geçirilmesi için, toksisite numunesinin değerlendirilmesine ve kimyasal bileşiğin uygunluğuna dayanan iki yaklaşım

kullanmışlardır. Uygun test dizisini seçerken atıksu arıtma tesislerinin son şekillerini önceden yapılan bir çalışma ile belirlenmesi gerektiğini böylelikle testlerin daha kullanabilir ve faydalı olmasının sağlanabileceğini belirtmişlerdir. Atıksu toksisite değerlendirilmesinde kullanılan, altı biyotest takımından, Charatox testi ve Thamnotoxkit F$^{TM}$ testerinin bağıl hassasiyetlerinin en yüksek olduğunu görmüşlerdir.

Mendonça ve diğerleri (2007), *Daphnia magna, Lemna minor* ve *Vibrio fischeri* ile yapılmış olan toksisite testlerini yüksek organik yüke sahip, askıdaki katılar, fenoller, taninler ve göz önünde bulundurulabilir çeşitli çevresel zararlı maddeleri içeren spesifik bir karakterizasyona sahip atıksular ile gerçekleştirmişlerdir. Akut ve kronik toksisitelerinin korelasyon analizinin değerlendirmesi için fizikokimyasal parametreleri kullanmışlardır. Bu tip atıksuların akut toksisitesi için en hassas tür *Vibrio fischeri*, kronik toksisite testleri içinde *Daphnia magna* olarak bulunmuştur. Çalışılan tipteki atıksular için toksisite ve rutin biyolojik izlemelerin yapılması gerektiğini vurgulayarak, çevresel koruma için daha fazla mali kaynak ayrılmasının faydalı olacağı sonucuna varmışlardır.

Meriç ve diğerleri (2001), gerçekleştirdikleri çalışmada, endüstriyel atıksularda toksisite izleme ve azaltma yöntemlerini değerlendirmişlerdir. USEPA, OECD, ISO, ASTM gibi uluslararası kuruluşlarca tanımlanan çok sayıda toksisite izleme metodunu incelemişlerdir. Toksisite ölçümlerini izleyen yöntem (atığın bir bütün olarak sıvı veya katı fazının ayrı ayrı test edilmesi, akut/kronik toksisite ölçümü gibi), toksisitenin belirlenmesi (Toxicity Identification Evaluation/TIE) ve azaltılması (Toxicity Reduction Evaluation/TRE) yaklaşımları atıksu için tanımlanmış standartların sağlanmasında büyük öneme sahip olduğunu vurgulamışlardır. Sonuç olarak, ülkemizde mevcut Su Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliğinde endüstriyel kirletici kaynaklar için tanımlanmış balık biyo testinin, alıcı ortamın korunması yönünde tek başına bir test olarak uygulanmasının uygulanma zorluğu ve maliyeti açısından çok pratik bir yaklaşım olmadığı ancak yapılacak ön biyotest sonucunda uygulanacak bir temel test olarak değerlendirilmesi gerektiğini ve bu durumda da sadece bir biyoizleme aracı olarak kullanılabildiğini, toksisite azaltma yaklaşımına fazla pratik olmadığını ifade etmişlerdir.

Pintar ve diğerleri (2004), çalışmalarında kağıt ağartma endüstirisinin atıksuyunun kimyasal analizler (TOC giderimi, renk) ve biyoanalizler (akut toksisitenin *Daphnia magna* için 48 saat ve *Vibrio fischeri* için 30 dakika süresince ölçülmesi) kullanılarak arıtılmadan önceki çıkış suyu ve arıtmadan sonraki çıkış suları üzerinde toksisitenin etkileri hakkında bilgi temin etmeyi ve ardından temin ettikleri bilgiler yardımıyla bu atıksuyun, ısıtmalı ıslak hava oksidasyonu uygulaması ile arıtımını amaçlamışlardır. Sonuç olarak, son ürün

çözeltileri, *Daphnia magna* ve *Vibrio fischeri* için, son organik çözeltideki kalan toplam karbonun konsantrasyonuna göre daha toksik olduğunu gözlemlemişlerdir. Isıtmalı ıslak hava oksidasyonu kağıt ağartma endüstrisi çıkış suyunda bulunan organik bileşiklerin yok edilmesinde önemli bir potansiyel sergilediğini gözlemlemişlerdir.

Rassoulzadegan ve Akyurtlaklı (2002), Malathionun (organofosfat pestisit) teknik düzeydeki ve ticari tipinin *Daphnia magna* yavruları üzerinde, toksik etkilerini; statik ve akut toksisite deneyleriyle (24 ve 48 saatlik) araştırmışlardır. *Daphnia magna* üzerinde tüm konsantrasyonlar için malathionun morfolojik etkisi test organizmasının anten ve bacakların hareketsizliği ile gözlemlenmiştir. Sonuçlara göre, ticari malathionun, teknik derecedeki malathiona göre daha toksik olduğu tespit edilmiştir.

Rouvalis ve diğerleri (2004), ucuz ve pratik testler olan iki mikrobiyotesti (Thamnotoxkit F ve Daphtoxkit F$^{TM}$ pulex) Yunanistan, Achaia'daki arıtılmış zeytinyağı atık sularının akut toksisitenin değerlendirilmesinde kullanılmışlardır. Bu çalışmada her iki toksisite testinin hassasiyetleri karşılaştırmışlardır ve Daphtoxkit F$^{TM}$ testinin daha hassas olduğunu tespit etmişlerdir.

Sponza (2003), çalışmasında kağıt hamuru-kağıt üretim endüstisinden kaynaklanan atıksuyun akut toksisitesini geleneksel ve zenginleştirilmiş tosisite testleri ile araştırmıştır. Çalışmada kağıt hamuru-kağıt üretim endüstrisi arıtma tesisi ızgara, dengeleme tankı, birincil çökeltme havuzu, biyolojik arıtım (geleneksel aerobik aktif çamur sistemi) ve kimyasal arıtım ve son çökeltme tankından oluşmakta olduğunu ve arıtılmış, klorlanmış çıkış suyunun nehire deşarj edildiğini belirtmiştir. Numuneleri ikincil çökeltme havuzu çıkışından almıştır. Test materyali olarak, Protozoa (*Vorticella* sp.), alg (*Chlorella sp*.) ve balık (*Lepistes*) kullanmıştır. Çıkış suyunun toksisitesinin araştırılmasını dört farklı sıcaklıkta ele almıştır. Bakteri, balık ve alg toksisite testleri alıcı sucul ekosisteme yapılan endüstriyel atıksu deşarjlarının kontrolü için gelecek vadeden teknolojilerin geliştirmesinde kullanılacak türden bilgiler verebilecek olduğunu ifade etmiştir. Bundan başka, bu çalışmanın sonuçlarına göre, zenginleştirilmiş toksisite testlerinin pratik, ucuz ve potansiyel etkilerin belirlenmesinde doğru sonuçlar verdiğini göstermiştir. Alıcı ortam deşarj limitleri aşılmadığı halde toksisiteyi çıkış suyunda tespit etmiştir. Bundan dolayı da toksisite testlerinin alıcı ortam deşarj standartlarının sağlaması için kullanılması gerektiğini vurgulamıştır.

Sponza (2006) [2], çalışmasında Türkiye'deki kimyasal boya üretim endüstrisindeki akut toksisiteyi, toksisite testleri ile araştırmıştır ve atıksu deşarj düzenlemelerinde toksisite testinin önemini vurgulamıştır. Araştırmasında bakteriler (floc-*Zoogloea ramigera* ve koliform-*Escherichia coli* bakterisi), algler (C*hlorella vulgari*), balıklar (lepistes-*Poecilia*

*reticulate*) ve protozoaları (*Vorticella companula*) içeren birçok farklı organizmayı kullanmıştır. Toksisite testlerinin sonuçlarını çıkış atıksu numunesindeki toksisiteden kaynaklanan kirleticilerin karakteristiklerinin kimyasal analizleri ile karşılaştırmıştır. Toksisite testlerinin potansiyel etkilerin değerlendirilmesinde pratik, ucuz ve doğru sonuçlar verebilen testler olduğunu göstermiştir. Çevreye deşarj edilen çıkış sularının toksisitesinin etkili şekilde izlenmesi ve toksisite testlerinin su kalitesi yönetmeliklerinde yer alması gerektiğine değinmiştir. Sonuç olarak biyoindikatör kullanılan testlerin kullanımı endüstriyel deşarj ve çıkışların toksisite potansiyeli hakkında ilave bilgiler temin edilmesini sağlamıştır ve kimyasal boya üretim prosesinden meydana gelen Pb, $Cr^{+6}$, Cd, $Fe^{+2}$, Zn ve toplam hidrokarbonun alıcı ortama deşarjından önce bir arıtma tesisinde arıtılmalarının toksisiteyi azaltacağını vurgulamıştır.

Sponza (2006) [1], kimyasal boya üretim endüstrisinin arıtma tesisinin çıkışından alınan numuneleri kimyasal, biyokimyasal ve toksisite parametreleri açısından analiz etmiştir. Üzerinde çalıştığı arıtma tesisi mekanik, kimyasal ve biyolojik arıtmadan oluşmaktadır. Test türleri olarak bakteri (*koliform* ve *flok* bakteri), alg (*Chlorella* sp.), protozoalar (*Vorticella* sp.) ve balık (*Lepistes* sp.) kullanmıştır. Bakteri ve balık toksisite testlerinin alıcı su ortamına boşaltılan kimyasal boya üretim endüstrisi atıksuyunun kontrolünde umut verici teknolojiler için faydalı bilgiler temin edeceğini göstermiştir. Farklı endüstriyel kolların yasal toksisite kontrolü için stratejilerini belirlerken ve çevresel risk değerlendirmesi yapılırken bu testlerin kullanımını tavsiye etmiştir. Bu amaçla gerekli yasal düzenlemelerin zorlayıcı etmenleri de içermesi gerektiğini vurgulamıştır.

Uysal ve Taner (2007), çalışmalarında Pb(II) nin *Lemna minor*'un büyüme oranı üzerindeki etkisini sucul ortamda değişik başlangıç pH değerleri (4.5-8.0), sıcaklık (15-35 °C) ve kurşun iyonu konsantrasyonları (0.1-100.0 mg/L) ile araştırmışlardır. Yaprak sayılarını zamanla gözlemleyerek, bitki büyümesinin kinetik modeli zamanla değişiklik gösteren yaprak sayılarını kullanılarak türetmişlerdir. Reaksiyon oranının tüm şartlar için değişiklik gösterdiğini ifade etmişlerdir. Ortam çevre kültürünün ilk pH'nın büyüme oranını önemli şekilde değiştirmediğini ve kurşun iyonunu içeren serilerinde veya kontrol ortamındaki bitki büyümesinin en iyi şekilde 25 $^{o}$C'deki optimum sıcaklıkta gerçekleştiğini görmüşlerdir. Sonuç olarak kurşun iyonlarının konsantrasyonlarının *Lemna minor* üzerinde toksik olduğunu göstermişlerdir.

Villegas-Navarro ve diğerleri (2001), tekstil endüstrisinin farklı kısımlarından alınan tekstil atıksu örneklerinde biyoindikatör olarak *Daphnia magna* kullanılarak $LC_{50}$ değerini belirlemişlerdir. *Daphnia magna*'ların hassasiyetleri kimyasallarda sodyum dadecyl sülfat ve

benzeri diğer maddelerle değişiklik gösterdiğini fark etmişlerdir. Son çıkıştan alınan örneklerin tümünün, $LC_{50}$ değerinde toksik olduğu ve akut toksisite aşamasında da yüksek toksisite sergilediklerini ifade etmişlerdir. Tüm proses aşamasındaki toksisite numunelerinin tamamında boyanın etkili olduğunu gözlemlemişlerdir. *Daphnia magna* kullanılan testin sonuçlarını, toksik ekstrapolasyonların modeli gibi kullanmışlardır. Ama bu sonuçların; alıcı sucul ekosistem için sağlık riski değerlendirilmesinde yeterli olmayacağı görüşüne varmışlardır. Bununla beraber, *Daphnia magna* toksisitelerinin; tüm alıcı ekosistemler için potansiyel tehlikeyi tahmin etmek için yeterli olduğu ve kirlikten kurtulmak için yeterli atıksu iyileştirici arıtımlara olan ihtiyacı vurgulamışladır.

Wang ve diğerleri (2001), gerçekleştirdikleri çalışmada, halojen bağlı fenoller ve analinlerin seçilmesi ile *Cucumis sativus*'un kök uzunluğu ve çimlenme oranının inhibasyonunu mukayeseli olarak tespit etmişlerdir. Nicel yapısal aktivitelerin ilişkisi (QSAR), *Cucumis sativus* tohumlarına test edilen bileşenlerin aktivitelerinin fitotoksisite şeklini geliştirmektedir. *Cucumis sativus* kullanılan kök uzama ve gelişme oranı metotları fitotoksisite test sonuçları için uygun ve ekotoksik risk değerlendirilmesinde uygulanabilir olduğu sonucuna varmışlardır.

Wang ve diğerleri (2002), Türkiye, İstanbul, Ayazağa'da tekstil boya endüstrisinin farklı proseslerinden toplanan numunelerin toksisitesini LUMIStox 300 ile *Vibrio fischeri* bakterisi kullanılarak ışık şiddeti testi ile değerlendirmişlerdir. Sonuç olarak; LUMIStox testinin, farklı proses çıkışlarının toksisitesinin değerlendirilmesi için; hızlı ön izleme testi olarak kullanılabileceğini ifade etmişlerdir. Doğrulama testlerinin bulunmadığı ve toksisite verisinin az bulunduğu durumlar için geçerli sonuçların kalitesini yargılamanın zor olacağını fakat yinede LUMIStox testinin, tekstil boya ve son işlemlerinin yapıldığı endüstriden gelen kimyasallar ve farklı numunelerin tüm toksisitesi üzerine bilgi elde etmek için yapılabilecek ön toksisite testleri gibi kullanılabileceğini ifade etmişlerdir.

Wang ve diğerleri (2006), çalışmalarında fotobakterilerin biyo indikatörlerin farklı evsel atıksu arıtma tesislerinden alınan numunelerin dezenfeksiyon yan ürünlerinin formasyonunun ölçümünde kullanmış ve bunların toksik etkilerini bulmuşlardır. Atıksu klorlamayla dezenfeksiyon prosesi boyunca toksisite formasyonu üzerindeki operasyonel şartlar ve su kalitesinin etkilerini değerlendirmişlerdir. Toksisite testlerini Model toksisite analizörü DXY-2 kullanarak *Photobacterium phosohoreum* bakterisi ile geçekleştirmişlerdir. Klor dezenfeksiyon dozajına, amonyak nitrojenin konsantrasyonuna ve çözünmemiş organik karbon konsantrasyonuna bağlı olan istatistiksel model, dezenfeksiyon prosesi boyunca toksisite formasyonunu nicel olarak tahmin edebilmeyi geliştirdiğini göstermişlerdir. Sonuç

olarak; atıksu numunesinin toksisitesinin, toksik DBPlerin varlığında klor dezenfeksiyonu ardından önemli derecede azaldığı, amonyak ve organik karbonun her ikisi ile de klor dezenfeksiyonu tepkimeye girebildiğini, istatistiksel analizlerin; toksisite formasyonunun klor dozajının, amonyak ve organik karbon konsantrasyonları ile önemli derecede ilişkide olduğunu göstermişlerdir. Elde edilen eşitliklerin sağlam, doğru ve bu eşitliklerin atıksuyun klorla dezenfeksiyon prosesi boyunca toksisite formasyonunun tahmin edilebilmesi için kullanabileceğini ifade etmişlerdir.

Wundram ve diğerleri (1996), yeşil alg (*Chlamydomonas rheinhardtii*), *Lemna minor* ve *Lepidium sativum*'un tuz madenlerindeki atığın oluşturduğu sızıntıdaki toksisite ile fotosentetik alıkonmasını ayrıntılarıyla incelemişlerdir. Testleri tuz madenindeki konsantrasyona yakın şekilde iyon konsantrasyonları ile ayarlayıp sentetik numune oluşturarak ve ilave olarak ağır metalleri bu solüsyona ilave ederek gerçekleştirmişlerdir. Saf su ve ağır metallere sahip sentetik numune arasındaki toksik farkı karşılaştırarak yapmışlardır. Testi; *Chlamydomonas rheinhardtii*'nin hücre konsantrasyonunun ölçümü, *Lemna minor*'ün büyüme, *Lepidium sativum*'un kök uzama oranlarının tespitine göre gerçekleştirmişlerdir. Sonuç olarak, *Lemna minor* ve *Lepidium sativum*'un tuz hassasiyetlerinin fazla olması sebebiyle bu bitkilerin hatalı sonuçlar verebildiği fakat yeşil algin tuz toleransına sahip olmasından dolayı doğru sonuçlar verdiği gözlemlenmiştir.

Wundram ve diğerleri (1997), *Chlamydomonas rheinhardtii*, *Lemna minor* ve *Lepidium sativum* test türlerinin birbirlerine göre güvenilirliklerini kıyaslamışlardır. Testi, tuz madenlerindeki sızıntılara benzetilmeye çalışılan sentetik numuneler ile yapmışlardır. Çalışma sonucunda farklı toksik etkiler sonucu toksisite değerlerinin biyoindikatöre göre çok fazla değişiklikler gösterebileceğini ifade etmişlerdir. Değişimlerin sadece kısmi olarak tuzlu suda ve saf sudaki toksik bileşiklerin çözünürlüğündeki farklılıklardan kaynaklandığını vurgulamışlardır. Sonuç olarak, ekotoksisite testlerinin sadece çeşitli testlerin kombinasyonu ve geniş kapsamlı kontrol deneyleri serisi ile başarılı ve güvenilir olabileceği sonucuna varılmıştır.

Zhu ve diğerleri (2007) çalışmalarında 0-500 μg/L konsantrasyon aralığındaki atrazin ile, *Lemna minor*'un büyümesinde negatif bir ilişki olduğunu ve macrophyre üzerindeki etkilerinin dikkate değer olduğunu yaptıkları çalışmada ifade etmişlerdir. Klorofil içeriğinde önemli bir etki bulunmakla beraber, klorofil a/b oranı, atrazine oranının artmasıyla düşüş göstermiş olduğunu belirtmişlerdir. *Lemna minor*'deki atrazin biyokümülasyonunun iz seviyede olduğunu gözlemlemişlerdir.

# 3. MATERYAL METOT

## 3.1 Konya Katı Atık Depolama Sahası ve Sızıntı Suyu

Yaklaşık bir milyon kişilik nüfusa sahip Konya Kenti, Katı Atık Yönetimi çalışmaları Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği çerçevesinde ulusal ve uluslararası boyutta devam etmektedir. Kentte Selçuklu, Meram ve Karatay merkez ilçe belediyelerince yaklaşık 110 araçla toplanan katı atıklar Büyükşehir Belediyesi tarafından Ereğli yolu civarında şehir merkezine 7 km mesafede bulunan Aslım mevkiinde yaklaşık 30 yıldan beri depolanmaktadır. Konya kentinde toplanan katı atık miktarı yaz ayları için 850-900 ton/gün, kış ayları için 950-1100 ton/gün olmak üzere ortalama katı atık miktarı 460.000 ton/yıldır. Düzensiz depolama sahasının oluşturduğu çevresel problemler nedeniyle rehabilitasyonunun yapılmasına karar verilerek, 1999 yılında rehabilitasyon projesi hazırlanmıştır. Katı Atık Depolama Sahası Rehabilitasyonuna Şubat 2000'de başlanmış ve kısımlar halinde devam ederek Mart 2004'te tamamlanmıştır.

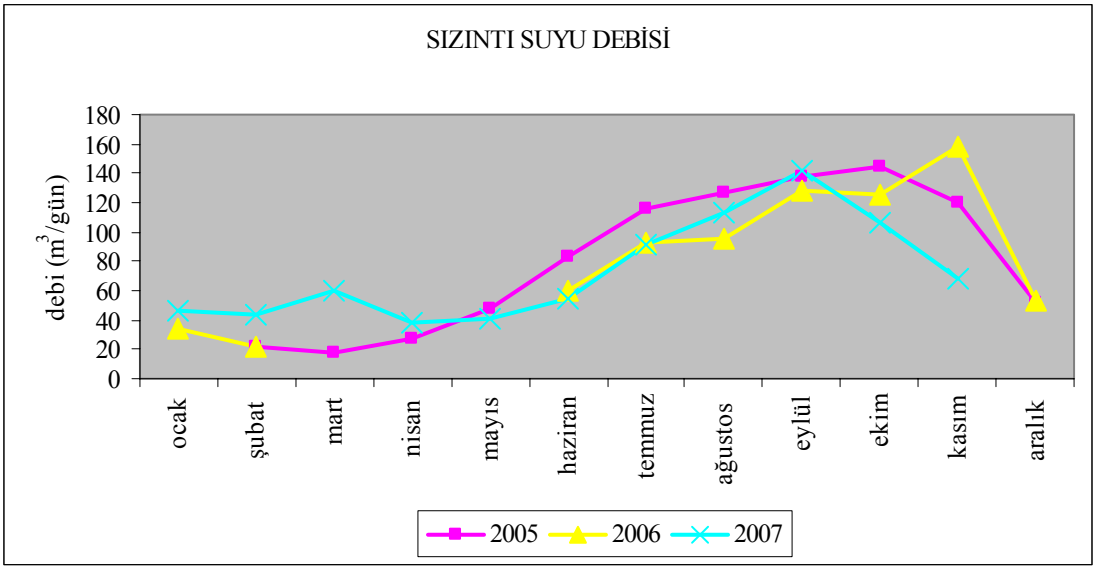
Rehabilitasyon kapsamında, dağınık olan çöpler ana çöp kütlesine taşınmış ve sahanın gövdesi üzerinde düzenleme çalışmaları yapılmıştır. Şevlerin ve gövdenin üzeri, yaklaşık 490.000 $m^3$ toprak malzeme ile örtülmüştür. Sahada 32 adet tahliye bacası oluşturulmuş ve bu bacalar çakılla doldurulmuştur. Sahaya giriş-çıkış yolunun bakımı yapılmış, sahanın çevresinde görüntü ve çevre kirliliğine yol açan maddeler Büyükşehir Belediyesi Çevre Temizlik ekipleri tarafından toplanarak, saha görsel olarak yeni bir çehreye kavuşturulmuştur.

Bu iş kapsamında yaklaşık 35 hektarlık bir alanın rehabilitasyonu yapılarak katı atık depo sahasındaki çevre ve toplum sağlığı açısından olumsuzluklar asgariye indirilmiş ve ağaçlandırma yapılarak saha çevresinde bir yeşil kuşak oluşturulmuştur.

Katı atık depolama sahasından kaynaklanan çevresel sorunları asgariye indirmek ve daha sağlıklı bir katı atık dolgusu elde etmek amacıyla katı atık depolama sahasının işletilmesi, 10 ha'lık bir alanda 5 m'lik bir katı atık dolgusu yapılmıştır. Katı atıklar bir plan ve projeye göre altyapısı hazırlanmış bir alanda tekniğine uygun ve sağlıklı bir şekilde depolanmaktadır. Katı atık işletme sahasında sosyal tesis, bekçi kulübesi, kantar, tekerlek yıkama ünitesi, çöp araçları haznesinde biriken çöp suyu boşaltma ünitesi, sızıntı suyu drenaj şebekesi, çöp sızıntı suyu toplama havuzu ve metan gazı çıkış bacaları bulunmaktadır. Sahada elektrik, su ve aydınlatma altyapısı vardır. Çöp araçlarının depolama sahası üzerine rahat çıkabilmesi için % 10 eğimli 5 m yüksekliğinde 10 m genişliğinde rampa oluşturulmuştur. Çöp tabakası üzerinde çöp araçlarının manevra yapabileceği vasıfta ve genişlikte 30 cm kalınlığında stabilize yollar oluşturulmaktadır. Depo tesisinde toz, koku, kağıt gibi çevreyi olumsuz yönde etkileyecek tesirlere karşı tedbir alınmaktadır. Depo sahasında evcil ve yabani

hayvanların girişlerinin engellenmesi amacıyla etrafı tel çit ile çevrilerek, haşere ve sinek üremesini önleyecek tedbirler alınmaktadır. Mevcut sahanın 2008'de tamamlanacağı öngörülmüş olup, yeni saha için de zemin çalışmaları devam ettirilmektedir.

Konya Büyükşehir Belediyesi ve Selçuk Üniversitesi işbirliği ile Selçuklu, Karatay ve Meram merkez ilçelerini kapsayan "kaynakta ayırma" yöntemiyle geri kazanılabilir atık madde oranının tespit edilmesi amacıyla yapılan çalışmada Konya kenti geri kazanılabilir atık oranı % 14.17 (%3.02 cam, % 0.56 pet/PVC, % 2.21 plastik/karton, % 1.84 metal, % 0.08 ahşap, % 0.28 tekstil, % 6.19 kağıt/karton), karışık ıslak atık oranı % 85.54, evsel zararlı atık oranı % 0.29 olarak belirlenmiştir. Konya Katı Atık Depolama Sahası sızıntı suyu debilerinin son üç yıla ait verileri Şekil 2'de verilmiştir (Pehlivan 1995).




**Şekil 2.** Konya Katı Atık Depolama Sahasının Son Üç Yıla Ait Sızıntı Suyu Debileri

Debi ölçümlerinin yapıldığı son üç yılda aylara göre yaklaşık aynı debi değerleri elde edilmiştir.

Sızıntı suları Keçili Kanalı'na verilmektedir. Buradan da şehir kanalizasyon sistemine karışmaktadır. Sızıntı suyunun şehir kanalizasyonu ile birlikte arıtılması planlanmakla birlikte, Belediye Katı Atık Depolama Sahası için ön arıtma tesisi oluşumu için çalışmalarını sürdürmektedir.

Konya Katı Atık Depolama Sahası'na ait fotoğraflar Şekil 3'de verilmiştir.












**Şekil 3.** Konya Katı Atık Depolama Sahası'na Ait Fotoğraflar

Yapılan çalışmada, Konya İli Katı Atık Depolama Sahası sızıntı suyu numuneleri alınmıştır. Numuneler Şubat ve Eylül 2007 tarihleri arasında her ay için ayrı ayrı toplanmıştır. Örnekleme işleminin ardından deneylerde kullanılmak üzere numuneler + 4 °C'de muhafaza edilmiştir.

### 3.2 Sızıntı Suyunun Fiziksel ve Kimyasal Özelliklerinin Belirlenmesi

Numunenin pH değeri, numunenin tuz konsantrasyonu hakkında bilgi veren kondüktivite değeri, numunenin organik kirlilik içeriği hakkında bilgi veren COD, BOD, TOC gibi konvansiyonel kirlilik parametreleri özellikle toksisite testleri için, özellikle de Microtox testi için önem taşımaktadır. Bu nedenle analizlere başlamadan önce sızıntı suyunun özellikleri belirlenmiştir.

pH değeri *Jenway 3010* marka pH metre kullanılarak ölçülmüştür. Elektriksel iletkenlik değeri ölçümünde *Hach* marka portatif elektriksel eletkenlik cihazı kullanılmıştır. Askıda katı madde (AKM) içeriği standart metotlara uygun olarak gravimetrik yöntemle ölçülmüştür (APHA, 1989). COD ve TOC (TC, TIC) değerleri sırasıyla LCK 114 ve LCK 381 kitleri kullanılarak Dr. Lange CADAS100 spektrofotometre kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

### 3.3 *Lemna minor* toksisite testi:

*Lemna minör* serbestçe yüzen, batık ya da su yüzeyinde duran küçük akuatik bitkilerdir. Durgun su yüzeyini halı gibi kaplarlar. Dünyanın her yerindeki tatlı sularda bulunurlar. *Lemna* türleri çabuk çoğalırlar. Birkaç haftada önemli bir popülasyon elde etmek için küçük bir biomas yeterlidir. Kökleri basittir. Esas görevi bitkinin üst kısmını yukarı doğru tutmaktır. Çiçek, bir dişi ve iki erkek çiçekten ibarettir. Her yaprakçık çok sayıda dişi tomurcuk üretebilir. Dişi tomurcuklar annelerine bağlı yeni birey oluştururlar. Yapraklar tek tek veya birkaçı şeffaf bir sap ile bir arada tutulmaktadır. Kök uzunlukları 14 cm'ye kadar ulaşabilir. Kloroplastlıdır ve fotosentez yaparlar. *Lemna* türleri çok yıllık bitkilerden olup, hızlı büyüme yeteneğine sahiptir. *Lemna* türleri için en iyi gelişme şartları ve tolerans sınırları Tablo l'de verilmiştir.

**Tablo 1.** *Lemna* Türleri İçin En İyi Gelişme Şartları ve Tolerans Değerleri

| **Çevre Şartları** | **En İyi Gelişim** | **Tolerans Sınırları** |
|---|---|---|
| **pH** | 4.5-7.5 | 3.5-8.5 |
| **Sıcaklık** | 20 °C - 30 °C | 32 °C – 1 °C |
| **Işık Şiddeti** | Sınırlayıcı Değil | Geniş Tolerans Sınırı |

Deneysel çalışmada kullanılan *Lemna minor* bitkilerinin kullanımdan önce devamlılıklarını sürdürebilmeleri ve deneysel çalışmalarda kullanılmak üzere Tablo 2'de yer alan makro ve mikro elementleri içeren stok besin çözeltisi hazırlanmıştır. Stok 1, 2, 3 çözeltilerinden 20'şer mL, Stok 4, 5 çözeltilerinden ise 1'er mL alınarak deiyonize su ile 100 mL'ye tamamlanmış ve 1/10 oranında seyreltilerek kullanılmıştır. Stok besin çözeltisi kullanılmadan hemen önce taze olarak hazırlanmış ve kullanım süresine kadar +4 °C'de muhafaza edilmiştir.

**Tablo 2.** *Lemna minor* İçin Stok Besin Çözeltisi Kompozisyonu

| **1. Makroelementler** | **g/L** |
|---|---|
| **Stok 1** | |

| | |
|---|---|
| $KNO_3$ | 17.50 |
| $KH_2PO_4$ | 4.50 |
| $K_2HPO_4$ | 0.63 |
| **Stok 2** | |
| $MgSO_4.7H_2O$ | 5.00 |
| **Stok 3** | |
| $Ca(NO_3)_2.4H_2O$ | 14.75 |
| **2. Mikroelementler** | **mg/L** |
| **Stok 4** | |
| $H_3BO_3$ | 120.0 |
| $ZnSO_4.7H_2O$ | 180.0 |
| $Na_2MoO_4.2H_2O$ | 44.0 |
| $MnCl_2.4H_2O$ | 180.0 |
| **Stok 5** | |
| $FeCl_3.6H_2O$ | 760.0 |
| Titriplex III (EDTA) | 1500.0 |

*Lemna minor* toksisite testi 6 adet kontrol, 3'er adet tekrar olmak üzere beş farklı konsantrasyonda hazırlanan sızıntı suyu için gerçekleştirilmiştir. 150 mL'lik beherler içerisinde gerçekleştirilen testlerde kontrol çözeltileri için 10' ar mL hazırlanan 1/10 oranında seyreltilmiş stok besin çözeltisi 100 mL'ye saf su ile tamamlanarak hazırlanmıştır. Sızıntı suyu her birinde 10'ar mL stok besin çözeltisi içeren %0.625, %1.25, %2.5, %5, %10 seyrelmelerinde hazırlanmıştır. Hazırlanan kontrol ve numunelerinin yüzeylerine 12'şer adet *Lemna minor* yaprağı konularak, beherlerin ağızları saat camı ile kapatıldıktan sonra 2 adet florasan lamba tarafından aydınlatılan ışık kaynağının 20 cm aşağısına yerleştirilmiştir. Beherlerin etrafı *Lemna minor* bitkilerinin doğal yaşam ortam şartların sağlanması amacı ile siyah kartonlar ile kaplanmıştır. Hazırlanan seyreltme serileri deney periyodu süresince 7 gün boyunca sürekli ışık altında tutulmuştur. *Lemna minor* deney ortamının sıcaklığının yaklaşık 25 $^{o}$C'de tutulması kontrol edilmiştir. Farklı seyrelme serilerindeki sızıntı suyu içeren beherlerdeki yaprak sayıları günlük olarak sayılmıştır. Deney peryodu süresince sızıntı suyunda bulunan *Lemna minor* bitkilerinin % inhibasyon değeri ve $EC_{50}$ değeri kontrollerde gözlemlenen günlük büyüme eğrisi kullanılarak tespit edilmiştir. Bu değerler kullanılarak her aya ait sızıntı suyu için farklı seyrelmelerde gözlemlenen ortalama büyüme oranı (r) değerleri Eşitlik (1) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$r = \ln(FN_t) - \ln(FN_0) / t \qquad \text{Eşitlik (1)}$$

(FN: yaprak sayısı, t= zaman, 7 gün)

Ayrıca beherlerde gözlemlenen değişiklikler yaprak rengi, yaprak büyüklüğü, köklerin uzunluğu dikkate alınarak kıyaslanmıştır. *Lemna minor* testine ait fotoğraflar Şekil 4'de verilmiştir.



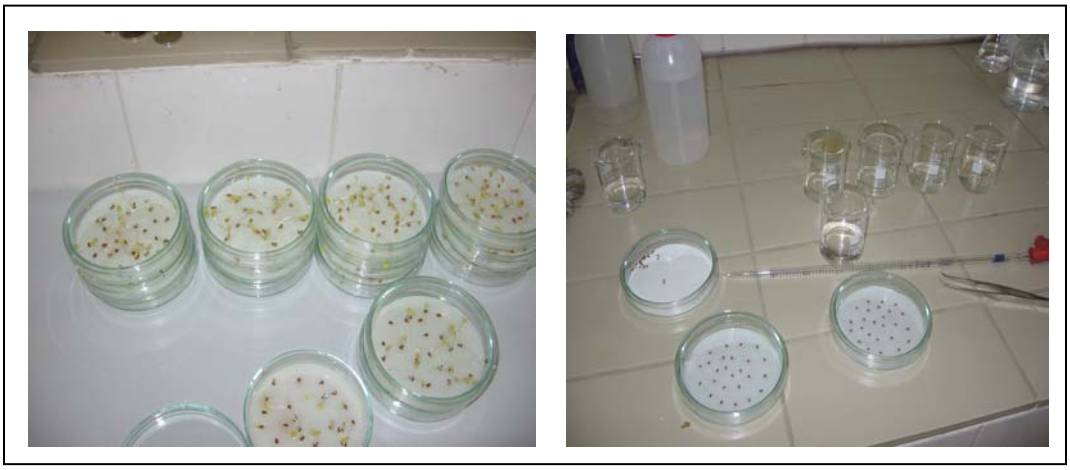
**Şekil 4.** *Lemna minor* Testine Ait Fotoğraflar

### 3.4 *Lepidium sativum* Toksisite Testi:

*Lepidium sativum*, Crucifare familyasından gelmektedir. Başlangıçta kazık kök meydana gelmektedir. Kazık kök 4-6 cm boy aldığında yan kökler oluşmaktadır. Zamanla kazık kök görünümü kaybolmakta ve saçak köklü bir durum almaktadır. Gövde dallanmış otsu bir yapıya sahiptir. Tohumları açık kırmızı kahverengi, kahverengi kırmızı renktedir. Yaklaşık 2 mm uzunlukta 1 mm genişliğinde 0.6-1.0 mm kalınlıktadır. Tohumların minimum çimlenme gücü %80 civarındadır. Çimlenme toprakta 4 °C sıcaklıkta başlamaktadır. *Lepidium sativum* ılımlı, nemli iklimlerden hoşlanmaktadır. Yetiştirilme sıcaklığının 10-15 °C arasında olması yeterlidir. Sıcaklık arttıkça yapraklar küçülmektedir. pH seviyesi 6.0-6.5 düzeyinde olmalıdır. *Lepidium sativum* fazla ışığı sevmemektedir.

*Lepidium sativum* toksisite testi 6 adet kontrol ve 3'er adet % 0.625, % 1.25, % 2.5, % 5, % 10 konsantrasyonlarında hazırlanan sızıntı suyu için gerçekleştirilmiştir. 9 cm'lik cam petri kapları içerisine 2'şer adet 90 mm çapında Watman 1 marka 2 adet filtre kağıdı

yerleştirilmiştir. Kontrol petri kaplarına 5'er mL saf su, numune petrilerine ise hazırlanan farklı seyrelmelerdeki sızıntı suyu konularak, filtre kağıdı altında hiç hava kabarcığı kalmayacak şekilde yerleştirilmiştir. Her bir petri kabının içerisine eşit büyüklükte, zarar görmemiş *Lepidium sativum* tohumlarından 25'er adet petri kabı içerisinde eşit aralıklarla olacak şekilde yerleştirilmiştir. Ağızları kapatılan petri kapları 72 saat süresince karanlık ortamda, yaklaşık 25 $^{o}$C sıcaklıkta inkübe edilmiştir. Test süresi sonunda her petri kabında bulunan *Lepidium sativum* tohumlarının en iyi gelişim gösteren 20 tanesinin kök uzunlukları ve kök yükseklikleri ölçülmüştür. Test süresi sonunda her aya ait sızıntı suyu seyrelmesinin *Lepidium sativum* tohumlarında gözlemlenen kök uzunluk ve yükseklik ortalama değerleri kontrol petri kaplarında ölçülen ortalama kök uzunluk ve yükseklik değerleri ile kıyaslanarak % inhibasyon oranı ve $EC_{50}$ değeri belirlenmiştir. *Lepidium sativum* testine ait fotoğraflar Şekil 5'de verilmiştir.



**Şekil 5.** *Lepidium sativum* Testine Ait Fotoğraflar

### 3.5 *Vibrio fischeri* Toksisite Testi

Lumistox *Vibrio fischeri* deniz bakterisi optimum çevre şartlarında ışık yaymaktadır. Bakteri toksik maddelerle aynı ortamda bulunduğu zaman ışık yoğunluğu azalmaktadır. Tuzlu deniz ortamında yaşamakta olduklarından, tuz oranının %2 olması istenmektedir. 15 °C lik sıcaklık *Vibrio fischeri* için optimum sıcaklıktır. pH aralığı nötr aralıkta olmalıdır.

LUMIStox testi susuzlaştırılmış ve dondurulmuş *Photobacterium phosporeum* kültürü kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Akut toksisite testi olan bu test, toksisitenin ölçülmesinde 30 dakika sonrasındaki ışık yoğunluğunun azalmasının ölçümüne dayanmaktır. Sızıntı suyu önce filtre kağıdından sonra membran filtre düzeneğinden süzüldükten sonra 15 mL alınarak; pH değeri 0,1 N NaOH veya 0,1 N HCl kullanılarak 7'ye ayarlanmıştır. Test organizması için gerekli osmotik basıncın ayarlanması amacı ile NaCl ile sızıntı suyunun tuz konsantrasyonu %2'ye ayarlanmıştır. Bunun için başlangıçta ölçülen sızıntı suyunun elektriksel iletkenlik değeri 35-70 mS/cm aralığında olacak şekilde NaCl ilave edilmiştir. *Vibrio fischeri* toksisite testi için DIN/EN/ISO 11348-2' e göre seyrelme serileri 1/1, 1/2, 1/3, 1/4, 1/6, 1/8, 1/12, 1/16 olarak doğrudan test vialleri içerisinde hazırlanmıştır. *Vibrio fischeri* toksisite testi sonuçlarının *Lemna minor* ve *Lepidium sativum* testleri sonuçları ile kıyaslanabilir olması için, *Vibrio fischeri* toksisite testi G1 (G1≅%100) ile ölçüm yöntemi (DIN/EN/ISO 11348-2) kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Sızıntı suyu içeriğinin çok toksik olmasından dolayı G1 değeri %20 sızıntı suyu seyrelmesi olarak alınmıştır. Luminesent bakteri için reaktivasyon solusyonu reaktivasyon tüpü içerisine konulmuş ve 30 dakika 15 °C derecede inkübe edilmiştir. Donmuş Luminesent bakteriler (Dr. Lange, LCK 482) 20 °C sıcaklıktaki su banyosunda 2 dakika bekletilerek çözülmüş reaktivasyon solusyonundan 0.5 mL alınarak luminesent bakteri tüpünün üzerine konulmuş ve karıştırıldıktan sonra 15 °C'de 15 dakika inkübe edilmiştir. İnkübasyon sonunda reaktivasyon solusyonundan 4.5 mL alınarak Luminesent bakteri tüpünün üzerine konulmuş ve iyice karıştırıldıktan sonra süspansiyondan 0.2 mL alınarak kontrol tüplerinin içerisine konulmuştur. Luminesent bakteri tüpü içerisinde kalan kısım reaktivasyon solüsyonun içerisine konulup iyice karıştırıldıktan sonra 0.5'er mL bakteri solusyonu test tüplerinin içerisine yerleştirilmiş ve 15 $^{o}$C de 15 dakika inkübe edilmiştir. Microtox (Luminometer LUMIStox 300) cihazı kullanılarak test tüplerinde bulunan bakteri solusyonlarının $I_0$ değerleri LUMISoft Software programı yardımıyla ölçülmüştür. Ölçme işleminden sonra test tüplerinin üzerine hazırlanan farklı seyrelmelerdeki sızıntı suyundan 0.5 mL konularak 30 dk 15 $^{o}$C'de inkübasyona bırakılmıştır. Bu inkübasyon süresinin sonunda tekrar ışık yoğunlukları ($I_{30}$) ölçülerek, % inhibasyon ve $EC_{50}$ değeri DIN/EN/ISO 11348-2'e göre aşağıdaki Eşitlik (2) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$fK = \frac{I_t}{I_0}$$

$$Ict = fK_{ort} x I_0$$

$$\%\, inhibasyon = \frac{(I_{ct} - I_t)}{I_{ct}} x100$$ Eşitlik (2)

*Vibrio fisheri* testine ait fotoğraflar Şekil 6' da verilmiştir.




**(a)** *Vibrio fischeri* bakterisi



**(b)** LUMIStox 300 test düzeneği

**Şekil 6.** *Vibrio fisheri* Testine Ait Fotoğraflar

### 3.6 Referans Testler

*Lemna minor, Lepidium sativum, Vibrio fischeri* toksisite testleri test organizmalarının duyarlılığı ve test performansının doğruluğunu kontrol etmek için farklı konsantrasyonlarda hazırlanan $K_2Cr_2O_7$ solüsyonu ile referans test olarak gerçekleştirilmiştir. Her üç toksisite testi için yukarıda anlatılan test prosedürleri $K_2Cr_2O_7$ solüsyonu için aynen uygulanmıştır. *Lemna minor* ve *Lepidium sativum* için $K_2Cr_2O_7$ konsantrasyonları 1 mg/L, 1.8 mg/L, 3.2 mg/L, 5 mg/L, 10 mg/L olarak alınmıştır. *Vibrio fischeri* için ise %100 değeri için 3,74 g/L konsantrasyonundaki $K_2Cr_2O_7$ çözeltisi kullanılmıştır.

### 3.7 $EC_{50}$ ve Toksik Birim (TB) Değerlerinin Hesaplanması

Belirli bir zaman periyodunda organizmaların % 50'sininin etkilendiği konsantrasyon seviyesine Etkili Konsantrasyon ($EC_{50}$) denmektedir. Verilen bir zaman içinde örneğin solunum hızı, dengenin kaybolmasıdır. Burada çözeltideki kimyasal madde öldürücü olmayıp toksiktir (Aydın ve Kara 2004[2]).

Her maddenin zehirliliğe bir katkısı vardır ve her bir madde zehirlilik etkisini kendine özgü bir biçimde etkiler. Bundan dolayı anlatımın daha iyi ifade edilebilmesi için zehirlilik Toksisite Birimi (TB) olarak ifade edilir ve $TB=100/EC_{50}$ olarak tanımlanır (Fulladosa et al., 2005).

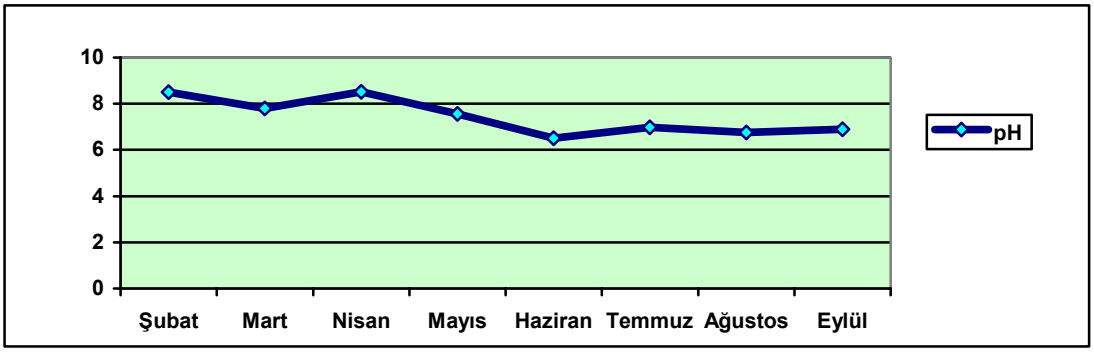
$EC_{50}$ değerleri esas alınarak toksik birim (TB) değerlerine *Eşitlik* (3) kullanılarak dönüştürülmüştür. TB sonuçları Persone ve diğerleri (1993)'nin yapmış olduğu TB= 0 toksik değil, 0< TB< 1 hafif toksik, 1<TB<10 toksik, 11<TB<100 çok toksik şeklindeki sınıflandırmaya göre değerlendirilmiştir.

$$TB = \left[ {}^{1}\!\!\diagup\!\!{}_{EC_{50}} \right] x100 \qquad \text{Eşitlik (3)}$$

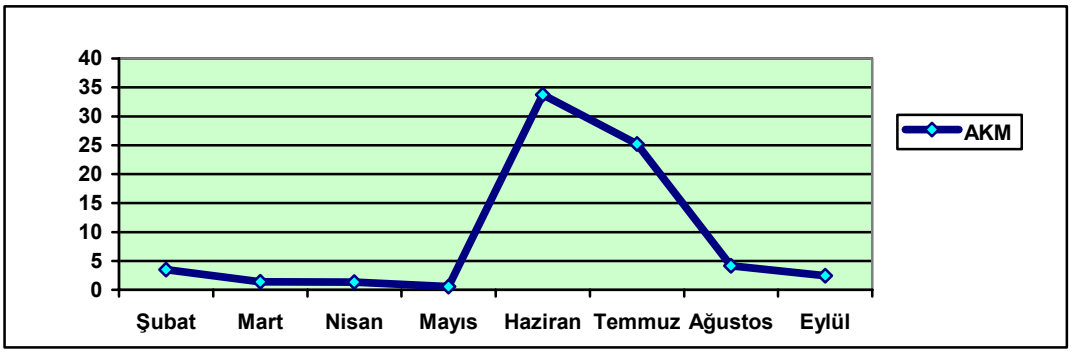
## 4. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

### 4.1 Sızıntı Suyunun Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

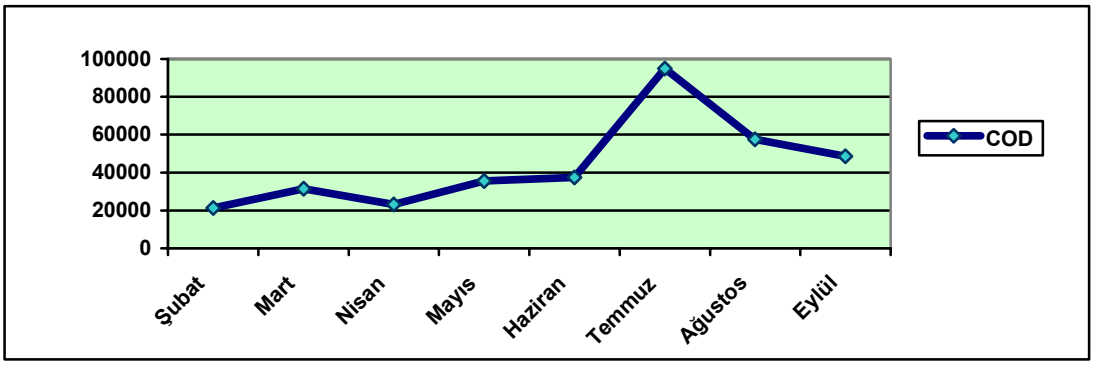
Konya Katı Atık Depolama Sahası sızıntı suyunun ölçülen fiziksel ve kimyasal özellikleri aşağıda grafiklerde verilmiştir.



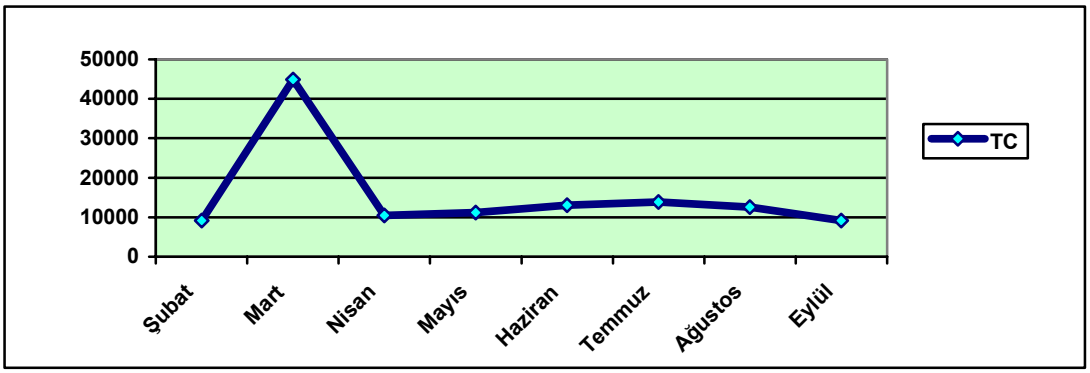

**Şekil 7.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu pH Değerleri



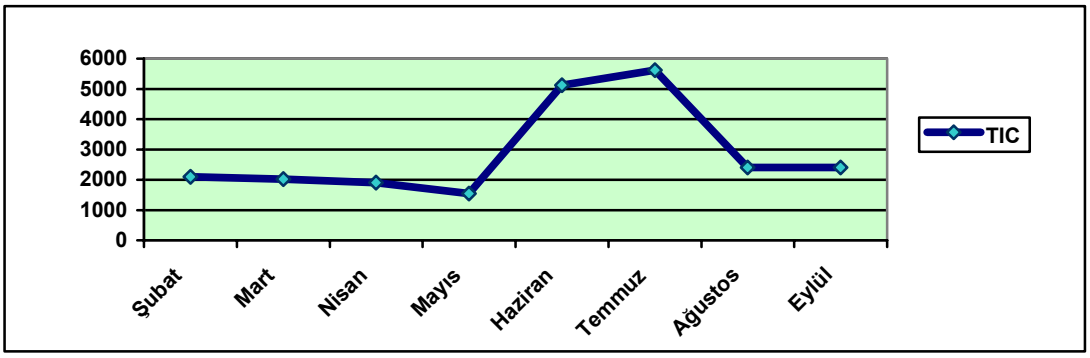

**Şekil 8.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu AKM (g/L) Değerleri



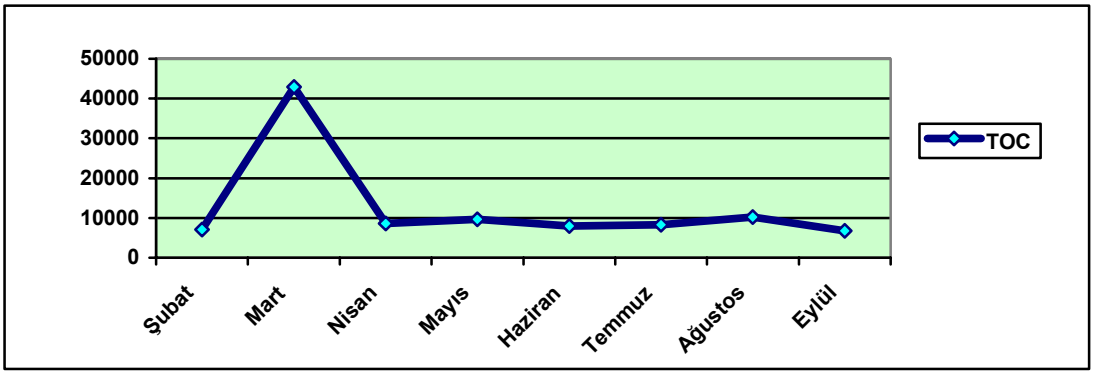

**Şekil 9.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu COD (mg/L) Değerleri



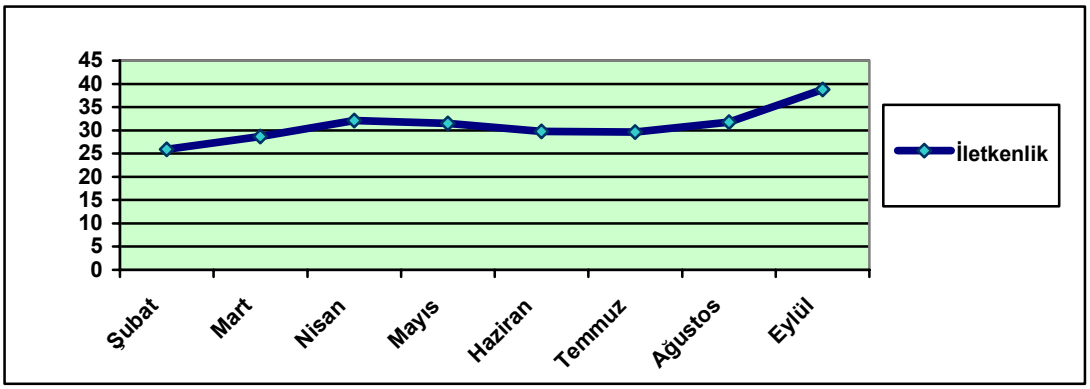

**Şekil 10.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu TC (mg/L) Değerleri




**Şekil 11.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu TIC (mg/L) Değerleri




**Şekil 12.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu TOC (mg/L) Değerleri




**Şekil 13.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu İletkenlik (mS/cm) Değerleri

Ölçülen parametrelerin en yüksek ve en düşük değerleri ve gözlemlendiği aylar Tablo 3'de sunulmuştur.

**Tablo 3.** Ölçülen Değerlerin En Düşük ve En Yüksek Değerleri ve Gözlemlendiği Aylar

| Parametre | En Düşük Değerlerin Görüldüğü | | En Yüksek Değerlerin Görüldüğü | |
|---|---|---|---|---|
| | Ay | Değer | Ay | Değer |
| **pH** | Haziran | 6.51 | Nisan | 8.51 |
| **AKM(g/L)** | Mayıs | 0.551 | Haziran | 33.74 |
| **COD(mg/L)** | Şubat | 21400 | Temmuz | 95000 |
| **TC(mg/L)** | Şubat | 9170 | Mart | 44900 |
| **TIC(mg/L)** | Mayıs | 1550 | Temmuz | 5620 |
| **TOC(mg/L)** | Eylül | 6780 | Mart | 42900 |
| **İletkenlik(mS/cm)** | Şubat | 25.9 | Eylül | 38.8 |

Parametreler genellikle, sızıntı suyunun debisinin artış gösterdirdiği aylarda düşmüş olup, sızıntı suyunun debisinin az olduğu aylarda yükselmiştir. Debinin artışı ile sızıntı suyunda seyrelme olmuştur, dolayısı ile kirlilik yükü de azalmıştır. Debinin az olduğu dönemlerde ise kirlilik yükü yoğunlaşmıştır. Debinin azalıp artması ise, mevsimsel yağışlara,

buharlaşma oranına, katı atıkların kompozisyonuna, buharlaşma yüzeyine göre değişiklik göstermektedir.

### 4.2 *Lemna minor* Toksisite Testi Sonuçları

*Lemna minor* test türüne ait Konya Katı Atık Depolama Sahası sızıntı sularının 5 farklı konsantrasyon için gerçekleştirilen test şemaları Ek-1'de verilen hesap tablosu esas alınarak her bir konsantrasyona karşılık gelen % inhibasyon değerleri tespit edilmiştir.

*Lemna minor* için, % inhibasyon değeri tespit edilirken, yaprak sayısı, büyüme oranı, ortalama büyeme oranı gibi parametreler esas alınmıştır. Kontrollerin dublikasyon süresi 2.1, tekrar üretilebilirliği 10.06, büyüme oranı/gün değeri 0.330 olarak tespit edilmiştir. *Lemna minor* kontrol serileri için büyüme eğrisi çizilmiş ve korelasyon değeri uygun çıkmıştır.

Yapılan çalışmada konsantrasyon bazında aylara ait % inhibasyon değerleri Tablo 4' de verilmiştir.

**Tablo 4.** *Lemna minor* Test Türü İçin Aylara Göre % İnhibasyon Değerleri

| **Aylar** | **% İnhibasyon Değerleri** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | **C1 (%0.625)** | **C2 (%1.25)** | **C3 (%2.5)** | **C4 (%5)** | **C5 (%10)** |
| **Şubat** | -4.1 | 3.7 | 21.4 | 76.4 | 96.3 |
| **Mart** | -5.1 | -0.1 | 8.8 | 47.9 | 100 |
| **Nisan** | -13.3 | -4 | 36.5 | 89.8 | 100 |
| **Mayıs** | -9.9 | 4.4 | 25.9 | 100 | 100 |
| **Haziran** | 22.1 | 28.8 | 41.5 | 100 | 100 |
| **Temmuz** | 27.6 | 37.5 | 46.5 | 100 | 100 |
| **Ağustos** | 25.1 | 25.9 | 36.7 | 45.4 | 92.3 |
| **Eylül** | 14.3 | 16.2 | 23.0 | 98.8 | 100 |

Yukarıdaki tablodan da görüldüğü gibi C1 konsantrasyonu için büyüme değerleri Şubat-Mayıs ayları arasında pozitif olarak yani negatif inhibasyon olarak kaydedilmiştir. Bunların dışında C2 konsantrasyon seviyesinde Mart ve Nisan aylarında da negatif inhibasyon gerçekleşmiş olup, bunun dışındaki tüm seyrelme serileri ve aylar için pozitif inhibasyon tespit edilmiştir. Bunun dışında *Lemna* minor'ün büyüme oranı için en düşük % inhibasyon

değeri olan -13.3 değeri, C1 konsantrasyon seviyesinde (Nisan), en yüksek % inhibasyon değeri ise % 100 olarak C4 (Mayıs, Haziran, Temmuz) ve C5 (Mart, Nisan, Mayıs, Haziran, Temmuz, Eylül) konsantrasyon seviyelerinde tespit edilmiştir. Negetif inhibasyonların gözlemlendiği konsantrasyonlarda bitki için büyümenin gerçekleşmiş olduğu, pozitif inhibasyonda büyüme hızının yavaşladığı hatta durduğu gözlemlenmiştir.

### 4.3 *Lepidium sativum* Toksisite Testi Sonuçları

*Lepidium sativum* test türüne ait Konya Katı Atık Depolama Sahası sızıntı sularının 5 farklı konsantrasyon için gerçekleştirilen test şemaları Ek-2'de verilen hesap tablosu esas alınarak her bir konsantrasyona karşılık gelen % inhibasyon değerleri tespit edilmiştir.

*Lepidium sativum* için, % inhibasyon değeri tespit edilirken, kök uzunlukları, gövde yükseklikleri, ortalama uzunluklar, standart sapma, varyasyon katsayısı gibi parametreler esas alınmıştır.

Yapılan çalışmada konsantrasyon bazında aylara ait % inhibasyon değerleri aşağıdaki tabloda verilmiştir.

**Tablo 5.** *Lepidium sativum* Test Türü İçin Aylara Göre % İnhibasyon Değerleri

| **Aylar** | **% İnhibasyon Değerleri** | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **C1 (%0.625)** | | **C2 (%1.25)** | | **C3 (%2.5)** | | **C4 (%5)** | | **C5 (%10)** | |
| | **Kök** | **Gövde** | **Kök** | **Gövde** | **Kök** | **Gövde** | **Kök** | **Gövde** | **Kök** | **Gövde** |
| **Şubat** | 6.36 | -2.28 | 16.63 | -5.41 | 23.91 | 6.45 | 46.69 | 44.36 | 79.10 | 52.70 |
| **Mart** | -52.3 | -31.74 | -49.0 | -49.44 | -12.5 | -11.18 | 58.94 | 46.90 | 88.89 | 95.44 |
| **Nisan** | 19.15 | -7.80 | 43.34 | -6.88 | 61.21 | -2.19 | 72.04 | 13.33 | 92.17 | 93.24 |
| **Mayıs** | 16.79 | -31.77 | 24.11 | -25.40 | 49.48 | -8.49 | 63.74 | 16.87 | 97.72 | 97.00 |
| **Haziran** | 21.84 | -11.96 | 50.19 | -17.32 | 81.99 | -2.96 | 95.07 | 83.08 | 100 | 100 |
| **Temmuz** | 38.64 | -2.82 | 56.45 | -20.67 | 79.90 | 22.17 | 93.80 | 82.93 | 99.79 | 98.79 |
| **Ağustos** | 36.30 | 10.37 | 59.73 | 26.30 | 80.91 | 49.97 | 88.80 | 81.14 | 99.61 | 100 |
| **Eylül** | 55.78 | 9.90 | 79.87 | 19.94 | 87.81 | 50.91 | 93.71 | 84.89 | 99.65 | 100 |

Yukarıdaki tablodan da anlaşılacağı gibi C1, C2 ve C3 konsantrasyonlarında Şubat, Mart, Nisan, Mayıs, Haziran ve Temmuz aylarında negatif inhibasyonlar gözlemlenmiştir.

Bunun dışında *Lepidium sativum*'un kök uzunluğu için en düşük % inhibasyon değeri olan -52.3 değeri, C1 konsantrasyon seviyesinde (Mart), en yüksek % inhibasyon değeri ise % 100 olarak C5 (Haziran) konsantrasyon seviyesinde kaydedilmiştir. *Lepidium sativum*'un gövde yüksekliği için en düşük % inhibasyon değeri olan -49.44 değeri, C2 konsantrasyon seviyesinde (Mart), en yüksek % inhibasyon değeri ise % 100 olarak C5 (Haziran, Ağustos, Eylül) konsantrasyon seviyesinde kaydedilmiştir. Mart ayında C1, C2 ve C3 konsantrasyon seviyelerinde negatif inhibasyon yani bitkide büyüme gerçekleşmiştir. Nisan, Mayıs ve Haziran aylarında da benzer veriler elde edilmiştir. Negatif inhibasyonun yani bitkinin büyümesindeki pozitif yöndeki hareketin sebebi söz konusu aylardaki bu konsantrasyon değerleri için Lepidium sativum'un çok toksik etki göstermemektedir. Bitkide büyüme C3 konsatrasyon seviyesine kadar devam etmiştir. C4 ve C5 konsantrasyon seviyelerinde ise bitkinin toksisiteye karşı direnci birden zayıflamış olup, inhibasyon seviyeleri birden yükselmiş %100 leri bulmuştur.

### 4.4 *Vibrio fischeri* Toksisite Testi Sonuçları

*Vibrio fischeri* test türüne ait Konya Katı Atık Depolama Sahası sızıntı sularının 5 farklı konsantrasyon için gerçekleştirilen test şemaları Ek-3'de verilen hesap tablosu esas alınarak her bir konsantrasyona karşılık gelen % inhibasyon değerleri tespit edilmiştir.

*Vibrio fischeri* için, % inhibasyon değeri tespit edilirken, test G1 ölçümüne göre yapılmış olup, ışık şiddeti, standart sapma, varyasyon katsayısı gibi parametreler esas alınmıştır.

**Tablo 6.** *Vibrio fischeri* Test Türü İçin Aylara Göre % İnhibasyon Değerleri

| **Aylar** | **% İnhibasyon Değerleri** | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **G1 (≅%20)** | **G2 (%10)** | **G3 (%6.67)** | **G4 (%5)** | **G6 (%4)** | **G8 (%2.5)** | **G12 (%1.67)** | **G16 (%1.25)** |
| **Şubat** | 88.94 | 80.67 | 85.74 | 83.60 | 83.88 | 82.50 | 75.16 | 68.43 |
| **Mart** | 43.64 | 33.81 | 28.61 | 28.43 | 25.22 | 23.74 | 15.84 | 16.96 |
| **Nisan** | 99.82 | 99.76 | 99.19 | 98.06 | 96.83 | 96.26 | 95.33 | 95.15 |

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Mayıs** | 96.82 | 84.73 | 81.27 | 70.58 | 59.40 | 47.35 | 43.18 | 24.63 |
| **Haziran** | 97.50 | 95.34 | 92.16 | 88.78 | 82.98 | 77.73 | 65.05 | 55.97 |
| **Temmuz** | 96.86 | 94.72 | 90.70 | 87.43 | 82.04 | 76.88 | 69.37 | 63.72 |
| **Ağustos** | 92.07 | 78.47 | 66.27 | 59.29 | 51.97 | 49.05 | 42.00 | 34.78 |
| **Eylül** | 96.51 | 92.66 | 89.46 | 89.96 | 81.40 | 80.99 | 72.28 | 66.01 |

Tablo 6'dan da açıkça görüldüğü gibi, *Vibrio fischeri* test türü için negatif inhibasyon gözlemlenmemiştir. Bunun dışında *Vibrio fischeri*'nin ışık şiddeti için en düşük % inhibasyon değeri olan 15.84 değeri, G12 konsantrasyon seviyesinde (Mart), en yüksek % inhibasyon değeri ise % 99.82 olarak G1 (Nisan, Mayıs) konsantrasyon seviyesinde kaydedilmiştir. Mart ayı dışında genel anlamda *Vibrio fischeri*' nin sızıntı suyu için yüksek inhibasyon gösterdiği gözlemlenmiştir. Yani sızıntı suyu değişik konsantrasyon seviyeleri için ışık şiddetindeki azalma yoğun olarak fark edilmiştir.

### 4.5 $EC_{50}$ Değerleri

Testi gerçekleştirilen test türleri için, % inhibasyona göre hesaplanan aylara göre, $EC_{50}$ değerleri aşağıdaki tabloda verilmiştir.

**Tablo 7.** Konya Katı Atık Depolama Sahası (%) $EC_{50}$ Değerleri

| **Aylar** | ***Vibrio fischeri*** **30 dk $EC_{50}$ (%)** | ***Lemna minor*** **7 gün $EC_{50}$ (%)** | ***Lepidium sativum*** **72 sa $EC_{50}$ (%)** |
|---|---|---|---|
| Şubat | 0.43 | 3.90 | 4.60 (kök uzunluğu)<br>7.95 (gövde yüksekliği) |
| Mart | 24.34 | 5.22 | 3.32 (kök uzunluğu)<br>4.47 (gövde yüksekliği) |
| Nisan | 0.37 | 3.02 | 1.87 (kök uzunluğu)<br>7.39 (gövde yüksekliği) |
| Mayıs | 2.52 | 3.05 | 2.61 (kök uzunluğu)<br>7.01 (gövde yüksekliği) |
| Haziran | 0.87 | 1.92 | 1.26 (kök uzunluğu)<br>3.81 (gövde yüksekliği) |
| Temmuz | 0.81 | 1.65 | 0.89 (kök uzunluğu) |

| | | | |
|---|---|---|---|
| | | | 3.61(gövde yüksekliği) |
| Ağustos | 2.71 | 3.12 | 0.88 (kök uzunluğu)<br>2.25 (gövde yüksekliği) |
| Eylül | 0.76 | 2.46 | 0.25 (kök uzunluğu)<br>2.28 (gövde yüksekliği) |
| $K_2Cr_2O_7$ (mg/L) | 5.09 | 18.2 | 14.3(kök uzunluğu)<br>48.6(gövde yüksekliği) |

Tablo 7'den de görüldüğü gibi *Vibrio fischeri* için, 30 dakikalık $EC_{50}$ parametresinin en düşük değeri % 0.43 olup Şubat ayında, en yüksek değeri ise % 24.34 olarak Mart ayında kaydedilmiştir. Yani Şubat ayında bakterilerin %50 sinin etkilendiği konsantrasyon yüzdesi %0.43, en yüksek konsantrasyon yüzdesi ise % 24.34 dür.

*Lemna minor* için, 7 günlük $EC_{50}$ parametresinin en düşük değeri % 1.65 olup Temmuz ayında, en yüksek değeri ise % 5.22 olarak Mart ayında kaydedilmiştir. *Lemna minor* test türlerinin yarısının sızıntı suyunun toksisitesinden etkilendiği en düşük konsantrasyon değeri %1.65, en yüksek konsantrasyon değeri ise %5.22' dir.

*Lepidium sativum* kök uzunluğu için, 72 saatlik $EC_{50}$ parametresinin yani % 50 oranında kök uzunluğunun büyümesini etkileyen en düşük konsantrasyon değeri % 0.25 olup Eylül ayında, en yüksek değeri ise % 4.60 olarak Şubat ayında kaydedilmiştir. *Lepidium sativum* gövde uzunluğu için, 72 saatlik $EC_{50}$ parametresinin yani % 50 oranında gövde gelişimini etkileyen etkili konsantrasyon seviyesi en düşük değeri % 2.25 olup, Ağustos ayında, en yüksek değeri ise % 7.95 olarak Şubat ayında kaydedilmiştir.

Bol yağışın ve az buharlaşmanın olduğu dönemlerde sızıntı suyu miktarında artış olmuştur. Sızıntı suyun miktarının artması ile toksisitede seyrelme gözlemleniştir. Test türleri olarak seçilen, *Lemna minor, Lepidium sativum, Vibrio fischeri*'nin ortalama tepkileri göz önüne alınırsa, en hassas tür olarak *Lemna minor* tespit edilmiştir. Arkasından, *Lepidium sativum* gelmektedir. En düşük hassasiyet sahip tür ise *Vibrio fischeri* olarak görülmektedir.

### 4.6 Toksik Birim (TB)

$EC_{50}$ parametresine göre hesaplanan TB değerleri Tablo 8'de verilmiştir.

**Tablo 8.** Konya Katı Atık Depolama Sahası TB Değerleri

| **Aylar** | ***Vibrio fischeri*** **TB** | ***Lemna minor*** **TB** | ***Lepidium sativum*** **TB** |
|---|---|---|---|
| Şubat | 232.55 | 25.64 | 21.74 (kök uzunluğu)<br>12.57 (gövde yüksekliği) |
| Mart | 4.108 | 19.15 | 30.12 (kök uzunluğu)<br>22.37 (gövde yüksekliği) |
| Nisan | 270.27 | 33.11 | 53.47 (kök uzunluğu)<br>13.58 (gövde yüksekliği) |
| Mayıs | 39.68 | 32.78 | 38.31 (kök uzunluğu)<br>14.26 (gövde yüksekliği) |
| Haziran | 114.94 | 52.08 | 79.36 (kök uzunluğu)<br>26.24 (gövde yüksekliği) |
| Temmuz | 123.45 | 60.60 | 1.12 (kök uzunluğu)<br>27.70 (gövde yüksekliği) |
| Ağustos | 39.90 | 31.84 | 113.63 (kök uzunluğu)<br>44.44 (gövde yüksekliği) |
| Eylül | 131.57 | 40.65 | 400 (kök uzunluğu)<br>43.86 (gövde yüksekliği) |

TB sonuçları Persone ve diğerleri (1993)'nin yapmış olduğu TB= 0 toksik değil, 0< TB< 1 hafif toksik, 1<TB<10 toksik, 11<TB<100 çok toksik şeklindeki sınıflandırmaya göre sınıflandırma yapılmıştır.

Bu sınıflandırmaya göre, *Vibrio fischeri* için Mart ayı sızıntı suyu toksik, diğer tüm aylardaki sızıntı suları çok toksiktir. *Lemna minor* için tüm aylardaki sızıntı suları çok toksik özellik taşımaktadır. *Lepidium sativum*'un Temmuz ayındaki kök uzunluğu toksik etki göstermiş olup, diğer tüm aylar için kök ve gövdeler çok toksik tepkiler vermişlerdir.

Mevsimsel olarak değerlendirmek istersek, tüm mevsimsel dönemlerde sızıntı suyu tüm test türleri için çok toksik etki göstermiştir. En toksik etkinin görüldüğü mevsimsel dönem sonbahar (Eylül) olarak gözlemlenmiştir. Arkasından kış (Şubat), yaz (Haziran, Temmuz, Ağustos) ve en son olarak da ilk bahar (Mart, Nisan, Mayıs) gelmektedir.

Aynı zamanda içerisinde *Lemna minor*' un de bulunduğu test seriler arasında en hassas test olarak *Lemna minor* gözlemlendiği toksisite üzerine yapılan diğer bir çok çalışmada olduğu gibi gerçekleştirilmiş olan bu çalışmada da en hassas test türü olarak *Lemna minor* tespit edilmiştir.

### 4.7 Fiziksel ve Kimyasal Parametrelerin $EC_{50}$ Değerleri İle Korelasyonu

$EC_{50}$ değeri, Toksik Birim değeri ve fiziksel ve kimyasal parametrelerin aylara göre birlikte sunumu Tablo 9'da verilmiştir.

**Tablo 9.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu İçin Fiziksel ve Kimyasal Parametreler, TB ve $EC_{50}$ Değerleri

| | **AYLAR** | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Parametre** | **Şubat** | **Mart** | **Nisan** | **Mayıs** | **Haziran** | **Temmuz** | **Ağustos** | **Eylül** |
| pH | 8,5 | 7,8 | 8,51 | 7,56 | 6,51 | 6,98 | 6,75 | 6,89 |
| AKM | 3,492 | 1,366 | 1,306 | 0,551 | 33,74 | 25,22 | 4,14 | 2,42 |
| COD | 21400 | 31500 | 23100 | 35500 | 37400 | 95000 | 57600 | 48600 |
| TC | 9170 | 44900 | 10500 | 11200 | 13060 | 13900 | 12600 | 9180 |
| TIC | 2100 | 2020 | 1910 | 1550 | 5120 | 5620 | 2400 | 2400 |
| TOC | 7080 | 42900 | 8590 | 9680 | 7940 | 8280 | 10200 | 6780 |
| İletkenlik | 25,9 | 28,7 | 32,1 | 31,5 | 29,8 | 29,6 | 31,8 | 38,8 |
| ***Vibrio fischeri* $EC_{50}$** | 0.43 | 24.34 | 0.37 | 2.52 | 0.87 | 0.81 | 2.71 | 0.76 |
| ***Lemna minor* $EC_{50}$** | 3.90 | 5.22 | 3.02 | 3.05 | 1.92 | 1.65 | 3.12 | 2.46 |
| ***Lepidium sativum* $EC_{50}$** (Kök uzunluğu) | 4.60 | 3.32 | 1.87 | 2.61 | 1.26 | 0.89 | 0.88 | 0.25 |
| ***Lepidium sativum* $EC_{50}$** (Gövde uzunluğu) | 7.95 | 4.47 | 7.39 | 7.01 | 3.81 | 3.61 | 2.25 | 2.28 |
| ***Vibrio fischeri* TB** | 232.55 | 4.108 | 270.27 | 39.68 | 114.94 | 123.45 | 39.90 | 131.57 |
| ***Lemna minor* TB** | 25.64 | 19.15 | 33.11 | 32.78 | 52.08 | 60.60 | 31.84 | 40.65 |
| ***Lepidium sativum* TB** (Kök uzunluğu) | 21.74 | 30.12 | 53.47 | 38.31 | 79.36 | 1.12 | 113.63 | 400 |
| ***Lepidium sativum* TB** (Gövde uzunluğu) | 12.57 | 22.37 | 13.58 | 14.26 | 26.24 | 27.70 | 44.44 | 43.86 |

Fiziksel ve kimyasal parametrelerle $EC_{50}$ değerinin korelasyon (r) değerleri aşağıdaki tablolarda gösterilmiştir.

**Tablo 10.** Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu İçin Fiziksel ve Kimyasal Parametreler-$EC_{50}$ Korelasyon Değerleri

| **Parametre** | ***Vibrio fischeri*** **30 dk $EC_{50}$** | ***Lemna minor*** **7 gün $EC_{50}$** | ***Lepidium sativum*** **72 sa $EC_{50}$** |
|---|---|---|---|
| pH | 0.14 | 0.58 | 0.76 (kök uzunluğu)<br>0.86 (gövde yüksekliği) |
| AKM | -0.2 | -0.66 | -0.36 (kök uzunluğu)<br>-0.33 (gövde yüksekliği) |
| COD | -0.14 | -0.55 | -0.61 (kök uzunluğu)<br>-0.63 (gövde yüksekliği) |
| TC | 0.98 | 0.70 | 0.31 (kök uzunluğu)<br>-0.13 (gövde yüksekliği) |
| TIC | -0.25 | -0.79 | -0.44 (kök uzunluğu)<br>-0.42 (gövde yüksekliği) |
| TOC | 0.99 | 0.77 | 0.34 (kök uzunluğu)<br>-0.09 (gövde yüksekliği) |
| İletkenlik | -0.23 | -0.35 | -0.73 (kök uzunluğu)<br>-0.5(gövde yüksekliği) |

Yukardaki tabloya bakıldığı zaman, *Vibrio fischeri* test türünün $EC_{50}$ değerleri TC ve TOC parametreleri ile doğru orantılı bir artış sergilerken, AKM, COD, TIC ve İletkenlik parametreleri ile ters orantılı bir artış sergilemektedir.

*Lemna minor* test türünün $EC_{50}$ değerleri ise, pH, TC ve TOC parametreleri ile doğru orantılı bir artış izlerken, AKM, COD, TIC ve İletkenlik parametreleri ile ters orantılı bir artış izlemektedir.

*Lepidium sativum* test türü ise, sadece pH ile doğru orantılı bir artış göstermektedir. Diğer tüm parametrelerle ters orantılı bir ilişkisi olduğu tespit edilmiştir.

Test türlerinin daha çok negatif korelasyon sergilediği gözlemlenmiştir. Fiziksel-kimyasal parametreler ile en çok *Lemna minor* test türüne ait $EC_{50}$ değerleri korelasyon göstermiştir. *Lepidium sativum* ve *Vibrio fischeri* fiziksel-kimyasal parametrelerle hemen hemen aynı korelasyon göstermiştir. Gözlemlenen korelasyonlar test türünün yapısı ve etkilendiği ortam ve büyüme şartlarına göre negatif ve pozitif olarak değişmektedir.

## 5. DEĞERLENDİRME

Gerçekleştirilen bu çalışmada, test türleri olarak seçilen, *Lemna minor*, *Lepidium sativum*, *Vibrio fischeri* Konya Katı Atık Depolama Sahası sızıntı suyuna maruz bırakılıp, sızıntı suyuna karşı hassasiyetleri incelenerek toksisite belirlenmiştir. Toksisite test serilerinde *Lemna minor* ile yapılmış olan daha önceki bir çok çalışmada olduğu gibi gerçekleştirilen bu çalışmada da *Lemna minor* testi en hassas test organizması olarak tespit edilmiştir. Arkasından, *Lepidium sativum* gelmektedir. En düşük hassasiyete sahip tür ise *Vibrio fischeri* olarak görülmektedir.

*Lemna minor* test türünün gereksinim duyduğu yaşam ortamının özelliklerine göre mukayese yapıldığı zaman *Lemna minor*'un optimum yaşama şartlarındaki ortamda toksisiteye daha fazla tepki gösterebildiği ortaya çıkmıştır. Örneğin, pH Şubat, Mart, Nisan ve Mayıs aylarında *Lemna minor*'un optimum pH üst sınır değeri olan 7.5 dan fazla olduğu görülmektedir. Bu aylardan sonraki aylardaki pH değerleri *Lemna minor* için uygun aralıkta kalmaktadır. Bununla beraber, genel anlamda ilk dört aydaki toksisite son dört aya göre daha düşük çıkmıştır. Bir başka ifade ile, *Lemna minor* toksisiteye optimum yaşama şartları altında daha iyi tepki verebilmektedir.

*Lepidium sativium* test türüne bakıldığı zaman, optimum yaşama şartları için gerekli olan pH'ın 6.0-6.5 düzeyinde olması istenmektedir. Sonuçlara bakıldığı zaman, pH'ın 6.0-7.0 aralığında olduğu Haziran, Ağustos ve Eylül aylarında *Lepidium sativium*'un toksik etkilere karşı yüksek tepkiler verdiği gözlemlenmiştir. pH değerinin 7.0 nin üzerine çıktığı aylarda ise, toksisiteye tepkiler azalmıştır. Yani, *Lepidium sativum* test türü, optimum yaşama şartlarında toksisiteye daha iyi tepkiler verebilmektedir sonucuna varılmıştır.

*Vibrio fischeri*'nin ihtiyaç duyduğu optimum yaşama ortam pH'ı nötr aralıktır ve %2 tuzluluk ortamında yaşayabilmektedir. *Vibrio fischeri*'nin test sonuçlarına bakıldığı zaman, pH aralık dışına çıkıldıkça toksisiteye göstermiş olduğu tepkilerin arttığı görülmüştür. *Vibrio fischeri*'nin yaşayabileceği iletkenlik değerleri 35-70 mS/cm'dir. Sızıntı suyunun iletkenlik değerlerine bakıldığı zaman sadece Eylül ayındaki sızıntı suyunun iletkenlik değerinin bu aralıkta olduğu fark edilmektedir. Sızıntı suyuna *Vibrio ficheri*'nin verdiği tepkiler çok anlamlı değildir. Test edilen sızıntı su numunelerinin toksisitelerinin ölçüm sonuçlarında numuneler birbirlerine göre ani artış ve azalışlar göstermişlerdir.

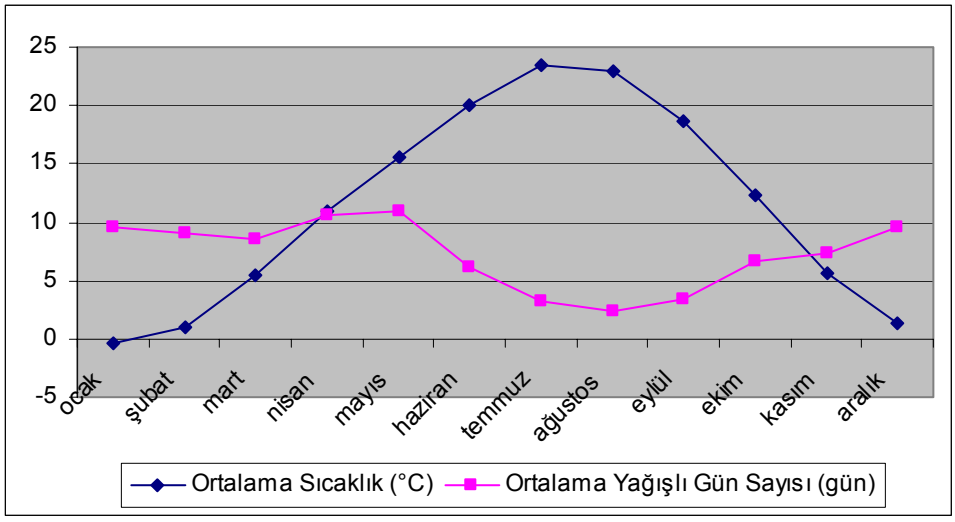
Fiziksel-kimyasal parametreler ile en çok *Lemna minor* test türüne ait $EC_{50}$ değerleri korelasyon göstermiştir. *Lepidium sativum* ve *Vibrio fischeri* fiziksel-kimyasal parametrelerle hemen hemen aynı korelasyon göstermiştir.

Fiziksel-kimyasal parametrelerin test türlerinin $EC_{50}$ değerleri ile korelasyon göstermesi test türlerinin uygulanabilirliği belirten gösterge niteliğindedir. Test serilerinin $EC_{50}$ değerleri ile fiziksel kimyasal parametreler arasındaki korelasyon değerleri daha sonraki numunelerin sonuçları hakkında fikir edinmemize yardımcı olacaktır. Bu açıdan bakıldığı zaman da fiziksel-kimyasal parametreler ile en çok korelasyon gösteren *Lemna minor* test türünün Konya İli Katı Atık Depolama Tesisi için en uygun test türü olduğu söylenebilecektir.

Buradan da anlaşılacağı gibi *Vibrio ficheri* test türü Konya İli Katı Atık Depolama Sızıntı Suyu'nun toksisitesinin belirlenmesinde çok uygun bir test türü değildir. *Lepidium*

*sativum* bu tip sızıntı sularında kullanılabilecek test türleri arasına alınabilir; fakat bu tip sızıntı suları için en uygun test türünün *Lemna minor* olduğu anlaşılmıştır.

Genele bakıldığında tüm test türleri için, en toksik etki Eylül ayında, en az toksik etki ise, Mart ayında gözlemlenmiştir. Mevsimsel olarak değerlendirmek istersek, tüm mevsimsel dönemlerde sızıntı suyu tüm test türleri için çok toksik etki göstermiştir. En toksik etkinin görüldüğü mevsimsel dönem sonbahar (Eylül) olarak gözlemlenmiştir. Arkasından kış (Şubat), yaz (Haziran, Temmuz, Ağustos) ve en son olarak da ilk bahar (Mart, Nisan, Mayıs) gelmektedir.




**Şekil 14**. Konya İli Uzun Yıllar Gerçekleşen Sıcaklık Yağışlı Gün Sayısı (1975-2006) (Konya Meteoroloji Müdürlüğü Resmi İnternet Sayfası)

Toksisitenin mevsimsel olarak değişiklik göstermesinde sıcaklık ve yağışların önemli oran da etkisi bulunmaktadır. Sıcaklık ve yağışlar ile sızıntı suyunun miktarlarında ve fiziksel kimyasal özelliklerinde önemli değişiklikler meydana gelmektedir.

Şekil 14'e bakıldığında en çok toksik etki gösteren, Eylül ayında yağışın az olduğu, sıcaklığın yüksek olduğu görülmektedir. En az toksik etkinin gözlemlendiği Mart ayında sıcaklığın düşük olduğu yağışın yüksek olduğu gözlemlenmektedir. Fakat toksisiteye etken faktör olarak sadece sıcaklık ve yağışı göstermek yanlış olacaktır. Katı atık depolama sahasına gelen atıkların nem içerikleri, karakterizasyonları ve atık projeksiyonları, depolamanın gerçekleştirildiği alanın jeolojik özellikleri vb. gibi birçok etken sızıntı suyu toksisitesini etkileyebilecek niteliktedir ve beraber değerlendirilmeleri gerekmektedir.

Toksik birim sınıflandırmasına göre, *Vibrio fischeri* için Mart ayı sızıntı suyu toksik, diğer tüm aylardaki sızıntı suları çok toksiktir. *Lemna minor* için tüm aylardaki sızıntı suları çok toksik özellik taşımaktadır. *Lepidium sativum*'un Temmuz ayındaki kök uzunluğu toksik etki göstermiş olup, diğer tüm aylar için kök ve gövdeler çok toksik tepkiler vermiştir.

Farklı fiziksel kimyasal özelliklere sahip olan atıksular üzerinde *Vibrio fischeri, Lemna minor*, *Lepidium sativium* test organizmaları ile gerçekleştirilmiş bir çok çalışma yer almaktadır.

Arufe ve diğerleri (2004), *Sparus aurata, Vibrio fischeri*'nin ticari herbisit formülü maruziyetindeki hassasiyetlerini karşılaştırmışlardır. *Sparus aurata* indikatöri daha hassas olarak tespit edilmiştir.

Aydın ve diğerleri (2002), iki hastanenin atıksularının toksisite karakteristiğini *Lepidium sativum* belirlemişlerdir. Bu testi kullanarak anlamlı sonuçlar elde edip, iki hastane atıksuyu arasındaki toksisite farkını gözlemleyebilmişlerdir.

Aydın ve Kara (2004) [1], ikinci endüstri bölgesinden ve genel kanalizasyon çıkışından aldıkları atıksu örneklerinin toksisitesini *Lepidium sativum* ve *Lepistes reticulatus*'u test organizması olarak kullanarak tayin etmişlerdir. Çalışılan atıksuların pH'ları 7.3- 8.22 aralığındadır. *Lepidium sativum* daha hassas olarak tespit edilmiştir.

Baycan ve Şengül (2005), çalışmalarında, Pamuk, Tekstil, Tabakhane, Petrokimya ve Petrol Rafineri Endüstrilerinin arıtma tesislerinin giriş ve çıkış toksisiteleri LUMIStox toksisite test metodu (*Photobacterium phosphoreum*) kullanılarak çalışmışlardır. Deneysel sonuçlardan *Photobacterium phosphoreum* test türünün bu tip atıksuların toksisitesini belirlemede anlamlı sonuçlar verebileceğini görmüşlerdir.

Drobniewska ve diğerleri (2007), toprak ve/veya sediment numuneleri üzerinde Microtox® SPT, Spirotox-SPT, Ostracodtoxkit F™ ve Phytotoxkit™ mikrobiyotestlerini kullanarak toksisite analizleri yapmışlardır. Sedimentlerin oluşturduğu toksik etkiyi bahar boyunca % 32, sonbahar boyunca % 48 olarak gözlemlemişlerdir. Bunun nedeni olarak yüksek yapılı organizmaların aktivitelerinin bahar boyunca yüksek sıcaklıkta organik

maddeleri hızlı transfer ettikleri göstermişlerdir. Elde edilen sonuçlardan, sediment numuneleri için en hassas testinin *Lepidium sativum* ve *Sinapis alba* ile yapılan Phytotoxkit™ toprak numunesi için Spirotox SPT ve *Lepidium sativum* olduğunu göstermişlerdir. Aynı zamanda Microtox® SPT için ve *Lepidium sativum* en hassas sonuç verdiği pH aralığının nötr aralık olduğu gözlemlemişlerdir.

Farré ve diğerleri (2001) [2], İspanya ve Portekiz'deki atıksu tesislerinin giriş ve çıkış sularının toksisitelerini *Vibrio ficheri* test organizmasını, iki farklı teste kullanarak(Toxalert® ve Microtox®) değerlendirmiştir.

Fenske ve diğerleri (2006), sentetik atıksuyla *Vibrio fischeri*, *Paramecium spp*., *Rhabdits oxycera*, *Lemna minor, Leuciscus idus melanotus*'nı biyoindikatör olarak kullanılarak toksisiteyi değerlendirilmiştir. Sonuç olarak, en hassas toksisite testini *Lemna minor* olarak bulmuşlardır.

Gutiérrez ve diğerleri (2002), çalışmalarında yedi tane organik ve beş tane inorganik bileşiğin toksisitesini Microtox®(*Vibrio ficheri*) deneyi ile çalışmışlar ve toksik maddeler karşısında yüksek hassasiyete sahip olduğunu kanıtlamışlardır.

Hao ve diğerleri (1996), yaygın olmayan atıksulardaki toksisitenin değerlendirilmesi amacı ile Microtox testini kullanmışlardır. Düşük COD'ye sahip atıkların, yüksek Microtox toksisitesine sahip olduğunu gözlemlemişlerdir.

Manusadžianas ve diğerleri (2003), endüstriyel ve evsel atıksu örneklerinin toksisitelerini biyolojik testleri de kapsayan *Selenastrum capricornutum* ile yapılan Algaltoxkit F™, *Nitelopsis obtusa* ile yapılan Charatox, *Dapnia magna* ile yapılan Daphtoxkit F™, Thamnocepholus platyurus ile yapılan Thamnatoxkit F™, *Tetrahymona thermophila* ile Protoxkit F™ ve *Vibrio fischeri* ile yapılan Microtox® testleri ile toksisiteyi değerlendirmişlerdir. Altı biyotest takımından, Charatox testi ve Thamnotoxkit F™ testerinin bağıl hassasiyetlerinin en yüksek olduğunu görmüşlerdir.

Mendonça ve diğerleri (2007), *Daphnia magna, Lemna minor* ve *Vibrio fischeri* ile spesifik karakterizasyona sahip atıksuların toksisitelerini değerlendirmişlerdir. Çalıştıkları atıksuların pH aralığı 4.7-5.1' dir. Bu tip atıksuların akut toksisitesi için en hassas tür *Vibrio fischeri*, kronik toksisite testleri içinde *Daphnia magna* olarak bulunmuştur.

Pintar ve diğerleri (2004), kağıt ağartma endüstirisinin atıksuyunun toksisitesini *Daphnia magna* ve *Vibrio fischeri* test organizmalarını kullanarak tayin etmişlerdir. Çalışmalarında pH'ın 3.9 ve 9.0 olduğu atıksuları kullanmışlardır. pH'ın 3.9 olduğu atıksu daha çok toksisite sergilemiştir.

Uysal ve Taner (2007), çalışmalarında Pb(II) nin Lemna minor'un büyüme oranı üzerindeki etkisini sucul ortamda değişik başlangıç pH değerleri (4.5-8.0), sıcaklık (15-35 °C) ve kurşun iyonu konsantrasyonları (0.1-100.0 mg/L) ile araştırmışlardır. Reaksiyon oranının tüm şartlar için değişiklik gösterdiğini ifade etmişlerdir. Ortam çevre kültürünün ilk pH'nın büyüme oranını önemli şekilde değiştirmediğini ve kurşun iyonunu içeren serilerinde veya kontrol ortamındaki bitki büyümesinin en iyi şekilde 25 $^{o}$C'deki optimum sıcaklıkta gerçekleştiğini görmüşlerdir. Bu çalışmadan farklı pH aralıklarında *Lemna minor* test organizması ile rahatlıkla çalışabildiği görülmüştür. Bununla beraber pH 7-8.5 aralığında bitki biyomasının fazla olduğu görülmüştür. Aynı zamanda *Lemna minor* test türünün sıcaklığa karşı toleransının zayıf olduğu anlaşılmıştır. Büyüme oranının 25 °C' ya kadar yükseldiği ve 25 °C'den sonra düştüğü görülmüştür.

Wang ve diğerleri (2002), tekstil boya endüstrisinin farklı proseslerinden toplanan numunelerin toksisitesini LUMIStox 300 ile *Vibrio fischeri* bakterisi kullanılarak ışık şiddeti testi ile değerlendirmişlerdir. Sonuçta uygulanan testin, bu tip atıksuların toksisiteleri hakkında fikir edinmek için bir ön test niteliği taşıdığını belirtmişlerdir. Ayrıca *Vibrio ficheri* için yapılan bu test, 95 °C ve 60 °C lik sularda çalışılmıştır. 60 °C suda test türü daha fazla hassasiyet göstermiştir. Her iki sıcaklıkta da, özellikle pH değeri ve GL değeri doğru orantı sergilemiştir. İletkenlik, COD ve TOC değerleri ile her zaman olmamak şartı ile GL değeri doğru orantılı bir hareket izlemiştir.

Wang ve diğerleri (2006), evsel atıksu arıtma tesislerinden alınan numunelerin dezenfeksiyon yan ürünlerinin formasyonunun ölçümünde kullanmış ve bunların toksik etkilerini *Photobacterium phosohoreum* test organizmasını kullanarak bulmuşlardır. Elde edilen sonuçlardan toksisite formasyonunun tahmin edilebilmesi için bu tür atıksularda *Photobacterium phosohoreum* kullanabileceğini ifade etmişlerdir.

Zhu ve diğerleri (2007) çalışmalarında 0-500 μg/L konsantrasyon aralığındaki atrazin ile, *Lemna minor*'un büyümesinde negatif bir ilişki olduğunu ve macrophyre üzerindeki etkilerinin dikkate değer olduğunu yaptıkları çalışmada ifade etmişlerdir.

Yapılan çalışma sonuçlarında da görüleceği gibi, *Lemna minor*'un optimum yaşama şartlarına yakın atıksularda, toksik etkiye daha hassas cevaplar verebildiği görülmektedir. Gerçekleştirilen çalışma sonuçlarından toksik etkiye verimli şekilde cevap verebildiği ortam pH'ı nötr aralıkta olup, sıcaklık 25 °C olduğu görülmektedir. Aynı zamanda düşük pH'larda etkin cevaplar veremediği ve tuza karşı hassasiyetlerinin olduğu da anlaşılmaktadır. *Lepidium sativum* değişik atıksuların toksisitesinin değerlendirilmesinde anlamlı sonuçlar verebildiği

tuza karşı hassasiyetlerinin oluğu ve pH'ın optimum yaşama şartlarını sağladığı zaman toksisiteye daha düzgün cevaplar verebildiği görülmektedir.

*Vibrio fischeri*'nin ise daha çok düşük pH'lı atıksuların toksisitesinin belirlenmesinde daha etkili olabildiği anlaşılmaktadır.

Çeşitli sızıntı sularında yapılan toksisite değerlendirme çalışmaları aşağıda verilmiştir. Cabrera ve Rodriguez (1999), çalışmalarında, katı atık depolama sahasının sızıntı sularının toksisitesini *Tradoscontia*-micronucleus, *Tradescontia* stamen hair mutation ve *Allium* root anaphase biyoindikatörleri ile test etmişlerdir. Sızıntı suyu hem kurak hem de yağışlı sezonda toplamışlardır. Sonuç olarak, kurak sezonda toplanan sızıntı suyunun, yağışlı sezonda toplanan sızıntı suyuna göre daha toksik çıktığını görmüşlerdir ve bitki indikatörlerinin farklı hassasiyetler gösterdiğini tespit etmişlerdir. *Tradoscontia*-micronucleus biyoindikatörünün hassas ve *Tradescontia* stamen hair mutation biyoindikatörünün ise daha az hassas olduğunu göstermişlerdir.

Castillo ve Barceló (2001), tekstil endüstrisi çıkış suyu ve katı atık deponi sahası sızıntılarının toksisitesini *Daphnia magna* test organizmasını kullanarak tespit etmeye çalışmışlardır. Test sonuçlarında kabul edilebilir bulgular kaydetmişlerdir.

Devare ve Bahadır (1994)[1], evsel atıkların toplandığı deponi sahalarının arıtılmamış sızıntı sularının ve evsel ve endüstriyel atıkların toplandığı deponi sahasından hem arıtılmış hem de arıtılmamış sızıntı sularının toksisitenin değerlendirilmesi için *Lemna minor*, *Lepidium sativum*, *Brassica rapa*, *Photobacterium phosphoreum*'un biyoindikatör olarak kullanıldığı testleri kullanmışlardır. pH 7.6-8.0 ve iletkenlik değeri 5370 µS/cm ile 24525 µS/cm aralığında olan sızınıtılar üzerine çalışmışlardır. Çalışılan sızıntında *Lemna minor*'ün diğer bitkilere göre daha hassas olduğu tespit edilmiştir. Hassasiyet sıralamasında *Lemna minor*'un ardından *Lepidium sativum* ve ondan sonrada *Vibrio ficheri*'nin geldiği gözlemlenmiştir.

Fjällborg ve Dave (2003), lağım çamurundaki bakırın akut tokisisitesini *Daphnia magna*, *Lemna minor* ve *Raphanus sativus* üzerinde incelemişlerdir. *Daphnia magna* ve *Lemna minor*'ün her ikisi içinde sızıntı suyu pH'ının bunların toksisiteleri için etken bir faktör olduğunu göstermiştir. *Lemna minor*'un en hassas organizma olduğu ardından *Dapnia magna* ve en sonda *Raphanus sativus*'un geldiği sonucuna varmışlardır. Bakırın bulunduğu ortamda yapılan çalışmalarda en iyi hassasiyetin gözlemlendiği pH aralığı olarak 7.7 (7.4-8.2) değerlerini belirtmişlerdir.

Wundram ve diğerleri (1996), yeşil alg (*Chlamydomonas rheinhardtii*)(21 °C ve 60 µE/$m^2$s uygun şartlardır), *Lemna minor* (19 °C ve 50 µE/$m^2$s uygun şartlardır) ve *Lepidium*

*sativum*'un (pH 6.1 ve 25 °C uygun şartlardır) tuz madenlerindeki atığın oluşturduğu sızıntıdaki toksisite ile gerçekleştirmişlerdir. Sonuç olarak, *Lemna minor* ve *Lepidium sativum*'un tuz hassasiyetlerinin fazla olması sebebiyle bu bitkilerin hatalı sonuçlar verebildiği fakat yeşil algin tuz toleransına sahip olmasından dolayı doğru sonuçlar verdiği gözlemlenmiştir.

Wundram ve diğerleri (1997), *Chlamydomonas rheinhardtii*, *Lemna minor* ve *Lepidium sativum* test türlerinin tuz madenlerindeki sızıntı suları için birbirlerine göre güvenilirliklerini kıyaslamışlardır.

Yapılan çalışmalara bakıldığı zaman test türlerinin hassasiyetlerinin çalışılan atıksuyun fiziksel-kimyasal özellikleri, ortam şartları gibi bir çok faktöre göre değişmektedir. Bu faktörlerin oluşumundaki en büyük sebep, test organizmalarının optimum yaşama şartlarıdır. Test organizmalarının doğru tepkileri verebilmeleri için, ortam şartları ve çalışılan atıksuyun fiziksel kimyasal özelliklerinin test organizmalarının optimum yaşama şartlarına yakın şartları içermeleri gerekmektedir. Bunun dışında çalışılan atıksuyun toksik içeriği de yatsınamaz faktörlerdendir. Yapılan çalışmalar ve gerçekleşten bu çalışma mevsimsel faktörlerinde, hem atıksuyun toksisite içeriği hem de çalışılan test organizmasının duyarlılığı bakımından etken bir faktör olduğu görünmektedir.

Litaratür çalışmalarında katı atık depolama sahası sızıntı suları ile yapılan çalışmalar benzer sonuçlar göstermiştir. Sonuç itibari ile sızıntı sularının toksistesinin belirlenmesinde en hassas tür olarak *Lemna minor* ve arkasından sırası ile *Lepidium sativum* ve *Vibrio fischeri* gelmektedir.

Sızıntı suyu birçok düzenli ve düzensiz depo alanı ve verildiği alıcı ortamın problemidir. Sızıntı suları içerdikleri toksisite nedeni ile alıcı ortama karışması halinde çevre sağlığı ve insan sağlığı üzerinde sayısız olumsuz etki yaratabilecek niteliktedir. Toksisite insan sağlığı üzerinde akut toksisite, kanser, mutajenik etki, organ hasarları (hepatoksisite, nefrotoksisite, hematoksisite), üreme toksisitesi gibi olumsuz etkiler doğurabilmektedir. Toksisitenin bu gibi zararlı etkilerinden ötürü, sızıntı suyu toksisitesine etkin çözümler gerekmektedir.

Düzensiz depo alanlarının rehabilitesinde ve yeni kurulacak olan katı atık depolama tesisleri için sızıntı suyu üzerinde daha çok durularak etkin bir projelendirme ile sızıntı suyunun azaltılması ve/veya arıtılması ile sızıntı suyu probleminin ölçeği minimuma indirebilecektir.

Sızıntı suyu toksisitesini azaltmak veya çevre ekosistemlere ulaşmasını engellemek için yapılacak çalışmaları genel anlamda sızıntı suyunun çevre ekosistemlere yayılmasının

önlenmesi için yapılacak çalışmalar, sızıntı suyunun depolama sahalarında uygun şekilde toplanarak, arıtılması ile ilgili çalışmalar, kaynakta kazanım ile sıvı atıklar ve katı atıkların birbirinden ayrılması ve deponi sahalarında sızıntı suyu oluşumuna neden olan maddelerin minimuma indirilmesi için ön çalışmalar ve toksisitenin belirlenmesi adına daha basit ve uygulanabilir yasal düzenlemeler olarak sıralayabiliriz.

Katı atık depolama sahası sızıntı sularının çevre ekosistemlere yayılımını engellemek için yapılabilecek ilk adımlardan birisi, katı atık depolama sahasının kurulumu aşamasında iyi bir fizibilite çalışması yapmaktır. Katı atık depo sahası kurulumu için yapılacak fizibilite çalışmasında, topoğrafyaya, yer altı su tablasının derinliğine, bölgesel yağış miktarına, toprak ve kayaç türüne, yüzey ve yer altı akım sisteminde çöp depolama alanının konumu gibi faktörlere yer verilmelidir.

Kireç taşı yada çok çatlaklı kayaçlar ve kumlu ve çakıllı çukurlar kötü atık depolama alanlarıdır. Çünkü bu ortamlar iyi akiferler oluşturmaktadır. Bataklıklar uygun şekilde dren edilmedikçe kötü atık depolama alanlarıdır. Kil çukurlar eğer kuru muhafaza edilirlerse uygun depolama alanı oluşturabilirler. Yüksek bölgelerdeki düz alanlar yeraltı su tablası üzerinde kil gibi geçirimsiz tabakalar ile sınırlandırıldıklarında atık depolama için uygun alanlardır. Sürekli su basan taşkın düzlükleri atık depolama alanları için uygun değildir. Yeraltısu seviyesinin yüzeye yakın olduğu geçirimli tabakalar çöp depolama alanları için uygun değildir. Katı atık depolama sahası kurulumunda bu gibi detaylar iyi araştırılmalıdır. Böylelikle sızıntı suyunun çevre ekosistemlere vereceği zararların riski azaltılabilir.

Her türlü kirletici parametreyi ihtiva eden sızıntı suyu, kontrol altına alınmadığında yeraltı ve yüzeysel su kaynaklarını kirletmektedir. Sızıntı suyunun bu olumsuz etkisini önlemek için depo sahasının tabanı geçirimsiz hale getirilir. Bu geçirimsizliği sağlamak için tabii ve suni malzemeler veya bunun her ikisi de bir arada kullanılabilir. Bunun dışında düzenli katı atık depolama sahası sızıntı suları iyi bir toplama sistemi ile toplanıp, ön arıtımdan geçirilirse ve ardından ana kanalizasyon şebekesine verilirse hem ekosisteme ulaşması engellenmiş olur hem de, toksik etki arıtımla beraber azalmış olur (Yeniçerioğlu 2006).

Bu anlamda bir çok arıtma tekniği geliştirilmiştir. Fakat sızıntı suyunun spesifik bir yapısı ve yüksek kirlilik yükü olduğundan maliyetleri oldukça yüksektir. Yapılacak arıtma tesislerinden iyi bir verim elde edilmesi için ön çalışmalar yapılmalı ve bu ön çalışmalarda suyun karakterizasyonu iyi bilinmeli, bununla da yetinmeyip çevre ekosistemlere zararın minimuma indirilebilmesi için, ortam şartlarına uygun doğru toksisite testleri ile toksisite

karakterizasyonunun iyi bilinmesi gerekmektedir. Elde edilen sonuçlara en uygun arıtma tesisi projelendirilmelidir.

Sızıntı sularının arıtımı için geliştirilen metotlar fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotlarıdır. Bu metotlardan herhangi birini tek başına kullanarak yüksek oranda arıtma verimi ve çıkış suyu kalitesi elde etmek zordur. Bunun için sızıntı sularının arıtımında genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotların kombinasyonu ileri arıtma metotlarında ise adsorpsiyon ve membran teknolojileri kullanılmaktadır (Amokrane ve diğ. 1997, Bohdziewicz ve diğ. 2001, Marttinen ve diğ., 2002, Vogelpohl ve diğ. 1995).

Bu konu ile ilgili yapılan bir çalışmada Bursa Hamitler Düzenli Katı Atık Depolama Sahasından kaynaklanan ve fizikokimyasal olarak arıtılan sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliği respirometrik yöntemle izlenmiştir. Fizikokimyasal arıtılabilirlik kapsamında kireçle ön arıtma, demir (III) klorür ve alüminyum sülfat ile kimyasal arıtma yapılmış, kireçle ön arıtma ile % 38 KOİ, demir (III) klorür ve alüminyum sülfat ile yapılan arıtma sonucunda sırası ile % 55 ve % 59 KOİ giderimi sağlanmıştır. Ham sızıntı suyu (SS), 1/1, 1/2 ve 2/1 oranlarında aktif çamurla (AÇ) karıştırılmış ve 2/1 (SS/AÇ) karışım oranında % 170 mertebelerinde, kireçle ön arıtımı yapılan ve amonyağı uzaklaştırılan, kireçle ön arıtımı + alümle kimyasal arıtımı yapılan ve kireçle ön arıtımı + demir (III) klorür ile kimyasal arıtımı yapılan sızıntı sularında % 135, % 164 ve % 127 mertebelerinde bir solunum aktivite artışı tespit edilmiştir. Yapılan respirometrik ölçümlerin sonucunda kireçle ön arıtmadan geçirilen ve amonyağı sıyrılan sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabildiği sonucuna varılmıştır (Yaylılı ve diğ., 2006).

Yapılan bir başka çalışmada ise sızıntı sularının havasız yöntemle arıtılması için yapılan bir laboratuvar çalışmasının deney sonuçlarına göre havasız arıtmanın, COD bazında %60-80 giderme verimi sağladığı ve ön arıtım olarak kolaylıkla kullanılabileceği görülmüştür.

Sızıntı suyu arıtımı ile ilgili gerçekleştirilen çalışmaları arttırmak mümkündür. Fakat genel olarak arıtma prosesinin seçiminde ve tasarımında göz önüne alınması gereken önemli faktörleri sızıntı suyu karakteri (organik ve inorganik madde içeriği), zararlılık potansiyeli (organik ve inorganik zehirli kimyasal maddelerin yüksek konsantrasyonları), deşarj alternatifleri (yüzeysel sular, şehir atıksu kanal sistemi, arazide arıtma depolama alanı üzerine geri devir), arıtma derecesi (sızıntı suyu bileşimi, deşarj standartları), arıtılabilirlik çalışmaları (elde edilen deneysel veriler, uygulanabilir teknolojiler), işletme (ekipmanların bakım ve tamiri, personel güvenlik eğitimi, analitik testler), maliyet (gerekli bütçenin bulunabilmesi, nihai örtü tabakası ihtiyacı) olarak sıralayabiliriz (Apaydın, 2007).

Sızıntı suyu probleminin minimuma indirmek için yapılabilecek ve maliyeti daha düşük olacak diğer çalışma ise sızıntı suyunun azaltılmasıdır. Sızıntı suyunun azaltılması için ilk başta kaynakta kazanım uygulamasının yaygınlaştırılması ve etkin şekilde uygulanması gerekmektedir. Kaynakta kazanım uygulaması ile depolama alanlarında biriken atık miktarının % 75'lere kadar azaltıldığı kaydedilmiştir.

Atıkların çevre ve insan sağlığına zarar vermeden toplanması, taşınması, geri kazanılabilir atıkların diğer yaş atıklardan ayrı olarak, kaynağında ayrı biriktirilmesi ve ayrılan bu kuru atıkların (cam, metal, plastik vs.) geri kazanım tesislerinde değerlendirilerek, ekonomiye tekrar kazandırılması kaynakta kazanım uygulamasının basamaklarındandır. Atıklar içindeki organik karakterdeki atıkların da atık içindeki yüzdesi, kalitesi ve uygun pazar bulunması doğrultusunda kompost tesislerinde değerlendirilerek, kompost üretilmesi ve değerlendirilemeyen atıkların da düzenli depolama sahalarında depolanması ile sızıntı suyunu oluşturan atıkların miktarları ve riskleri azaltılabilecektir.

Kaynağında geri kazanım uygulamasının yanı sıra son zamanlarda yavaş yavaş uygulanılmasına başlanan sızıntı suyu geri devirine dayanan fermantasyon esaslı projelerdir. Sistem sızıntı suyunun drenaj kanalları ile toplanıp biriktirme havuzunda belli bir seviyeye kadar biriktirildikten sonra tekrar depo alanına devrettirilip fermantantasyonunun sağlanmasına dayalıdır. Bu sistem sayesinde atıkların stabilizasyonları için gerekli olan süre büyük oranda kısaltılabilmektedir. Ayrıca sızıntı suyunun doğrudan arıtılmasına göre %75 daha az maliyet gerektirmektedir. Bazı uygulamalarda sızıntı suyu miktarları bu şekilde %50 lere kadar azaltılıp, ardından kalan miktar daha küçük ölçekli bir arıtma tesisinde arıtılıp kanalizasyon sistemine veya alıcı ortama verilebilmektedir. İstanbul ilindeki düzenli depolama alanlarındaki uygulamalar bu yöndedir. Osmaniye ilinde ise uygulamasına başlanacak olan Katı Atık Depolama Tesisinde mekanik olarak ufaltılan ve kaynağında mümkün olduğunca ayrılmış olarak gelen atıklar fermantasyon sahasına serilecek ve oluşacak sızıntı suyu drenaj hattı ile toplanıp, sızıntı suyu depolama havuzunda biriktirilecektir. Belli bir seviyeye ulaşan sızıntı suyu fermantasyon sahası üzerine geri devir ettirilecektir. Böylelikle atık stabilize süresi azaltılmış olacak, aynı zamanda gaz oluşumu da artmış olacaktır. Bununla beraber alıcı ortama sızıntı suyunun deşarjı gibi bir problem ortadan kalkmış olacaktır.

USEPA, OECD, ISO, ASTM gibi uluslar arası kuruluşlarca çok sayıda toksisite izleme metodu tanımlanmıştır. Avrupa Birliği ve İtalya Su Kirlenmesi Kontrol Yönetmeliği yönetmeliklerinde alıcı ortama deşarj öncesi bakteri yoğunluğu ölçümü esaslı MicrotoxTM ,

*Daphnia magna* (su piresi) ve alg toksisitesi % 50 seyrelme ile referans alınmıştır (Meriç ve diğ. 2001).

Yasal mevzuatımızda katı  atık depolama sahaları ve çevreye verdiği zararlar ve de toksisite uygulamaları ile ilgili düzenlemeler bulunmaktadır.

31.12.2004 tarih ve 25687 sayılı Resmi Gazete'de yayınlaranarak yürürlüğe giren Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde, "tehlikeli ve zararlı maddeler", solunum, sindirim veya deri absorbsiyonu ile akut toksisite ve uzun sürede kronik toksisite, kanserojen etki yapan, biyolojik arıtmaya karşı direnç gösteren, yeraltı ve yüzeysel sularını kirletmemeleri için Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Suda Tehlikeli ve Zararlı Maddeler Tebliği uyarınca özel muamele ve bertaraf işlemleri gerektiren maddeleri, "zehirlilik (toksisite)", zehirli olarak tanımlanan bir maddenin belirli bir konsantrasyondan fazla olarak su ortamında bulunmasıyla insan sağlığının, çeşitli indikatör organizmaların sağlığının ve ekosistem dengesinin tehdit edilmesini; akut veya kronik hastalıklara, teratojenik, genetik bozulmalara ve ölümlere yol açması özelliğini, "ZSF (zehirlilik seyrelme faktörü)" Atıksuların zehirlilik derecesini belirlemede kullanılan bir birimi, "balık biyodeneyi", atıksuların indikatör organizma olarak kullanılan türden balıklar üzerindeki zehirlilik etkisini saptamaya yarayan, atıksuların değişik seyreltilerinde 48 saat, 72 saat, 96 saat gibi belirli süreler sonunda balıkların sağ kalma yüzdelerinin belirlenerek; zehirliliğin, seyrelti oranları ile ilişkili olarak ifade edilmesini sağlayan standart bir deneyi ifade etmektedir. Söz konusu yönetmelikte farklı endüstriler için zehirlilik seyrelme faktörü sınır değerleri verilmiştir.

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde belirtilen toksisite tespit metodu olan balık biyodeneyi alıcı ortamın korunması yönünde tek başına bir test olarak kullanılması durumunda uygulanma zorluğu ve maliyeti açısından sıkıntılar doğurmaktadır. Fakat ön biyotest olarak uygulanması mümkün bir test olarak değerlendirilmesi gerekmektedir. Sonuç olarak balık biyodeneyi sadece bir biyoizleme aracı olarak kullanılabilecek türden, toksisite azaltma yaklaşımına fazla bir pratiklik katmayan bir deney yöntemidir.

Ülkemizdeki yasal mevzuatlarda belirtilen toksisite tespit metodunun uygulama güçlüklerinden dolayı, aslında risk değerlendirmesinde çok fazla önemi olan toksisite, birçok tasarım ve fizibilite çalışmasında ikinci plana atılmaktadır. Ülkemizde zehirlilik ilgili terimlerin yönetmeliklerde bulunması sevindirici bir durumdur. Fakat, uygulanılan balık biyodeneyinin bir çok zorluğu vardır. Yurt dışında kullanılan standart metotlar oldukça çeşitlidir ve uygulanabilirlikleri kolay yöntemlerdir. Bu anlamda ülkemiz mevzuatlarında bu yöntemlerden yaralanılması su kirliliği standartlarımız açısından faydalı olabilecektir.

Katı atık depolama sahası sızıntı suyu, yapmış olduğumuz çalışma sonuçlarından da görüldüğü gibi, çok yüksek kirlilik yüküne sahip, toksik sulardır. Bu suların çevre ekosistemlere yayılmasının insan ve çevre sağlığı açısından büyük riskler teşkil ettiği açıkça görülmektedir. Bu anlamda sızıntı suyunun toksisitesi üzerine yapılacak çalışmalar, uygulamalar ve yasal düzenlemelere daha çok önem verilmeli ve insan ve çevre sağlığı açısından daha büyük zararlar meydana gelmeden en kısa sürede gerekli düzenlemeler yapılıp, uygulamalar başlatılmalıdır.

## 6. KAYNAKLAR


Arfsten, D. P., Burton, D. T., Fisher, D. J., Callahan, J., Wilson, C. L., Stil, K.R., Spargo, B. J., 2004. Assessment of The Aquatic And Terrestrial Toxicity Of Five Biodegradable Polymers. Environmental Research, Volume 94, Issue 2, February 2004, Pages 198-210.

Arufe, M. I., Arellano, J., Moreno, M. J., Sarasquete, C., 2004. Toxicity of A Commercial Herbicide Containing Terbutryn And Triasulfuron To Seabream (Sparus aurata L.) Larvae: A Comparison With The Microtox Test. Ecotoxicology and Environmental Safety, Volume 59, Issue 2, October 2004, Pages 209-216.

Apaydın, S., Ertuğrul, T., Berktay, A., 2007. Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Sularının Ön Arıtımı, Üniversite Öğrencileri 2. Çevre Sorunları Kongresi, Bildirge 21, Fatih Üniversitesi,16-18 Mayıs 2007.

Aydın, M. A., Kara, G., Sarı, S., 2002. Hastane Atıksularında Fitotoksisite, GAP IV. Mühendislik Kongresi Bildiriler Kitabı, Sayfa 1410- 1417, Şanlıurfa.

Aydın, M. E., Kara, G., 2004 [1]. An Investigation On The Toxicity Of Sewage. Fresenius Environmental Bulletin, Volume 13, No. 12a, pp. 1444-1448.

Aydın, M. A., Kara, G., 2004 [2]. Biyoindikatör Olarak Balık Kullanılan Toksisite Testleri, Fresenius Environmental Bulletin, Pages 442-452.

Aydın, M. A., Yıldız, S., Özcan, S., Kara, G., 2007. Atıksuların Toksisitesinin Belirlenmesinde Farklı Biotest Yöntemlerinin Uygulanması, Sayfa No: 683-700, 7. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, İzmir, Ekim 24-27.

Baycan, N., Sengül, F., 2005. Use Of Lumistox Test To Assess The Toxicity Of Industrial Wastewaters. Fresenius Environmental Bulletin, Volume 14, No 9, pp. 803-806.

Cabrera, G. L., Rodriguez, D. M. G., 1999. Genotoxicity Of Leachates From A Landfill Using Three Bioassays. Fundamental And Molecular Mechanisms Of Mutagenesis. Fundamental And Molecular Mechanisms Of Mutagenesis. Mutation Research 426, 207-210.

Castillo, M., Barceló, D., 2001. Characterisation Of Organic Pollutants In Textile Wastewaters And Landfill Leachate By Using Toxicity- Based Fractionation Methods Followed By Liquid And Gas Chromatography Coupled To Mass Spectrometric Detection. Analytica Chimica Acta, 426, 253-264.

Davis, S. M., Drake, K. D., Maier, K. J., 2002. Toxicity Of Boron To The Duckweed, *Spirodella polyrrhiza.* Chemosphere 48, pp. 615-620.

Devare, M., Bahadır, M., 1994 [1]. Biological Monitoring of Landfill Leachate Using Plants And Luminescent Bacteria. Chemosphere, Vol.28, No.2, 261-271.

Devare, M., Bahadır, M., 1994 [2]. Ecotoxicological Assessment of Inorganic Waste Disposal in Salt Mines, Part II: Phytotoxicity Tests. Fresenius Envir Bull 3, 119-126.

Diker, U., Acar, A., Aydın, E., Talınlı, İ., 2007. Petrol Kirliliğinin Zehirlilik Değerlendirmesi, Sayfa No: 683-700, 7. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, İzmir, Ekim 24-27.

Drobniewska, A., Sumorok, B., Jawecki G., Sawicki J., 2007. Toxicity Assessment Of Sediments And Soil From Rivers And Floodplains In Central Poland Using A Battery Of Microbiotests- A Case Study. Fresenius Environmental Bulletin, Volume 16, No 2., pp. 109-117.

Farré, M., Ferrer, I., Ginebreda, A., Figueras, M., Olivella, L., Tirapu, L., Vilanova, M., Barceló, D., 2001 [1]. Determination of Drugs In Surface Water And Wastewater Samples By Liquid Chromatography-Mass Spectromtry: Methods And Preliminary Results Including Toxicity Studies With *Vibrio fischeri*. Journal Of Chromatography A, 958, pp. 187-197.

Farré, M., García, M.J., Tirapu, L., Ginebreda, A., Barceló, D., 2001 [2]. Wastewater Toxicity Screening of Non-Ionic Surfactants by Toxalert® and Microtox® Bioluminescence Inhibition Assays. Elsevier, Analytica Chimica Acta, 427,pp. 181-189.

Fjällborg, B., Dave, G., 2003. Toxicity Of Copper In Sewage Sludge. Environment International 28, pp. 761-769.

Fenske, C., Daeschlein, G., Günther, B., Knauer, A., Rudolph, P., Schwahn, C., Adrian, V., Woedtke, von T., Rossberg, H., Jülich, W. D., Kramer, A., 2006. Comparison Of Different Biological Methods For The Assessment Of Ecotoxicological Risks. International Journal of Hygiene and Environmental Health, Volume 209, Issue 3, 16 May 2006, Pages 275-284.

Gutiérrez, M., Etxebarria, J., Fuentes, L., 2002. Evaluation Of Wastewater Toxicity: Comparative Study Between Microtox® And Activated Sludge Oxygen Uptake Inhibition. Water Reasearch 36, 919-924.

Hao, O. J., Chien-Jen, S., Cheng-Fang, L., Fu-Tien, J., Zen-Chyuan, C., 1996. Use Of Microtox Tests For Screening Industrial Wastewater Toxicity. Water Science and Technology, Volume 34, Issue 10, 1996, Pages 43-50

Hauser, B., Schrader, G., Bahadır, M., 1997. Dependence Of Genotoxicity Of Benzo[a]pyrene Suspensions In Mutotox Test On Dissolved Concentration And S9 Addition. Ecotoxicology And Environmental Safety 38, 224-226, Article No. ES971581.

Isnard, P., 1998. Assessing The Environmental Impact Of Wastewaters. Ecotoxicology And Environmental Safety 40, 88-93. Environmental Research, Section B, Article No. ES981647.

Katsoyiannis, A., Samara, C., 2006. Ecotoxicological Evaluation Of The Wastewater Treatment Process Of The Sewage Treatment Plant Of Thessaloniki, Greece, Journal Of Hazardous Material, Modül Hazmat: 5895, No Of Pages 8.

Konya Meteoroloji İstasyonu Resmi İnternet Sayfası, 2008.

Li, T.Y., Xiong, Z.T., 2004. Cadmium-Induced Colony Disintegration of Duckweed (*Lemna paucicostata* Hegelm.) and as Biomarker of Phytotoxicity, Ecotoxicology and Environmental Safety, Volume 59, Issue 2, October 2004, Pages 174-179.

Manusadžianas, L., Balkelyte, L., Sadauskas, K., Blinova, I., Põllumaa, L., Kahru, A., 2003. Ecotoxicological Study Of Lithuanian And Estonian Wastewaters: Selection Of The Biotests, And Correspondce Between Toxicity And Chemical-Based Indices, Aquatic Toxicology, 63, pp. 27-41.

Mendonça, E., Picado, A., Silva, L., Anselmo, A. M., 2007. Ecotoxicological Evaluation Of Cork- Boiling Wastewaters. Ecotoxicology and Environmental Safety, Volume 66, Issue 3, March 2007, Pages 384-390.

Meriç, S., Kaplan, D., Selçuk, H., Tünay, O., 2001, Endüstriyel Atıksularda Toksisite İzleme ve Azaltma Yöntemleri, IV. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, Sayfa 160-167, Ankara.

Navarro A. V., Ramírez Y. R., Salvador-S.B., M.S., Gallardo J. M. 2001. Determination Of Wastewater $LC_{50}$ Of The Different Process Stages Of The Textile Industry. Ecotoxicology And Environmental Safety 48, pp. 56-61.

Pehlivan, E., 1995. Konya Metropolü Evsel Katı Atılarından Geri Kazanılabilir Maddelerin Potansiyelinin Araştırılması, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.

Pintar, A., Besson, M., Gallezot, P., Gibert, J., Martin, D., 2004. Toxicity to *Daphnia magna* and *Vibrio fischeri* of Kraft Bleach Plant Effluents Treated by Catalytic Wet-Air Oxidation. Elsevier, Water Research, 38 (2004) 289–300.

Rassoulzadegan, M., Akyurtlaklı, N., 2002. An Investigaiton on the TOxic Effects of Malathion (Organophosphate Insecticide) on The *Daphnia magna* Straus,1820 (*Crustacea*, *Cladocera*). Turk J Zool 26, 349-355.

Rouvalis, A., Georgudaki J.I., Lyberstos, G., 2004. Application of Two Microbiotests for Acute Toxicity Evaluation of Olive Mill Wastewater, Fresenius Environmental Bulletin, Volume 13, No 5., Pages 458-464.

Sponza, D. T., 2003. Application Of Toxicity Tests Into Discharges Of The Pulp-Paper Industry In Turkey. Ecotoxicology And Environmental Safety 54, pp. 74-86.

Sponza, D. T., 2006 [1]. Evaluation Of Aquatic Toxicity In Wastewater Of A Dye- Producing Factory In Turkey. Fresenius Environmental Bulletin, Volume 15, No 9b., pp. 1115-1121.

Sponza, D. T., 2006 [2]. Toxicity Studies In A Chemical Dye Production Industry In Turkey. Journal Of Hazardous Materials. A 138, 438-417.

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, Resmi Gazete Sayı: 25687, Tarih: 31.12.2004, Türkiye.

Uysal, Y., Taner, F., 2007. The Effect Of Lead Ions In Aquatic Medium On The Growth Rate Of *Lemna minor*, A Freshwater Macrophyte Duckweed. Fresenius Environmental Bulletin, Volume 16, No.1, 38–43.

Vesilind P.A., William A. W., Reinhart D.R. 2002. Solid Waste Engineering. Leachate Production. Baehler, C .(ed), pp 122, Brooks/Cole Thomson Learning, Pacific Grove, USA.

Wang, X., Sun, C., Gao, S., Wang, L., Shuokui, H., 2001. Validation Of Germination Rate And Root Elongation As Indicator To Assess Phytotoxicity With *Cucumis sativus*. Chemosphere, Volume 44, Issue 8, September 2001, Pages 1711-1721

Wang, C., Yediler A., Doris, L., Wang Z., Kettrup A., 2002. Toxicity Evaluation Of Reactive Dyestuffs, Auxiliaries And Selected Effluents In Textile Finishing Industry To Luminescent Bacteria *Vibrio fisheri.* Chemosphere 46, pp. 339-344.

Wang L.S, Wei D.B, Wei J., Hu, H.Y., 2006. Screening And Estimating Of Toxicity Formation With Photobacterium Bioassay During Chlorine Disinfection Of Wastewater.

Wundram, M., Selmar, Dirk., Bahadır, M., 1996. The *Chlamydomonas* Test: A New Phytotoxicity Test Based on The Inhibition of Algal Photosynthesis Enables The Assessment of Hazardous Leachates From Waste Disposals in Salt Mines. Chemosphere, Vol. 32, No.8, 1623-1631.

Wundram, M., Selmar, D., Bahadır, M., 1997. Representative Evaluation of Pytotoxicity-Reliability and Peculiarities. Angew. Bot. 71,139-143.

Yeniçerioğlu, M. 2006. Katı Atık Yönetimi Yasal Düzenlemeler ve Sinop Örneği, Sinop.

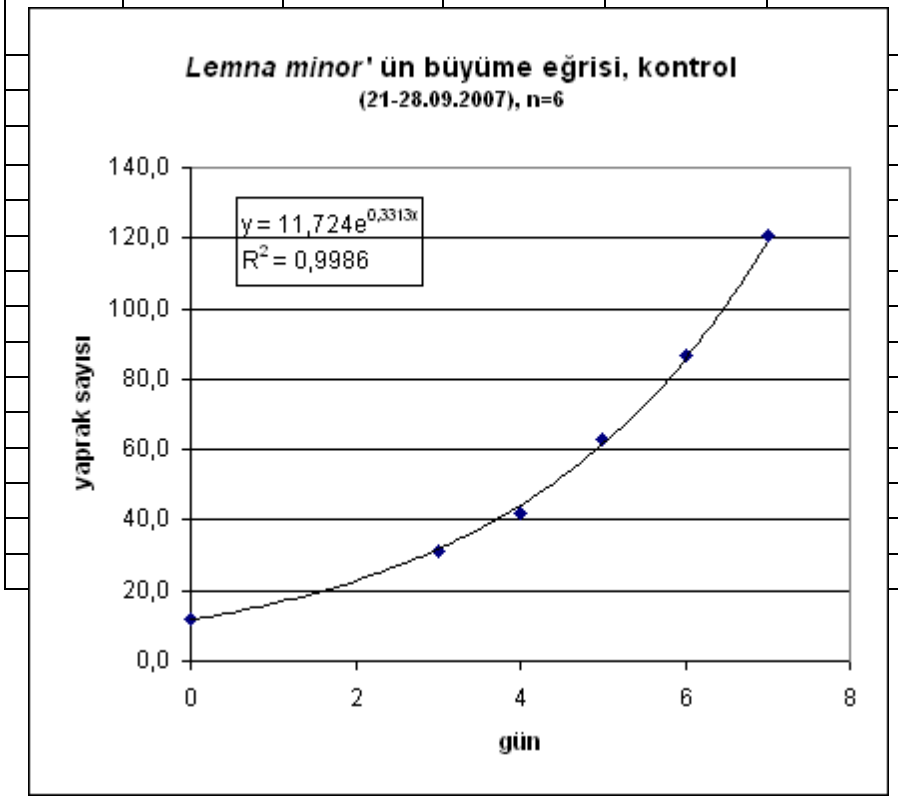
Zhu, C., Zhang A.Q., Wang X. D., Li, A., Yang, S., 2007. Biodegradation Of Atrazine And Toxicological Effects On The Aquatic Plant Lemna minor. Fresenius Environmental Bulletin, Volume 16, No 4., pp. 379- 384.

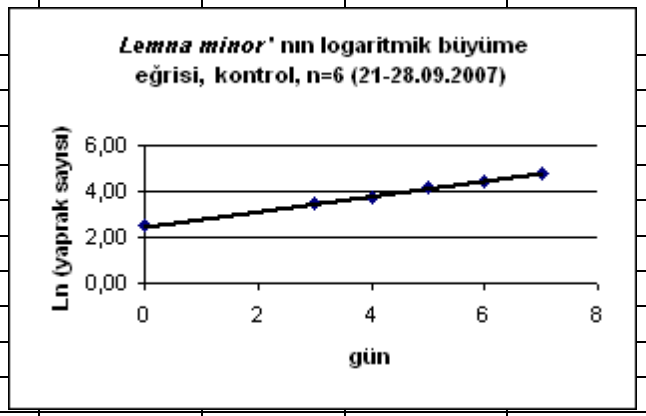
# EK-1

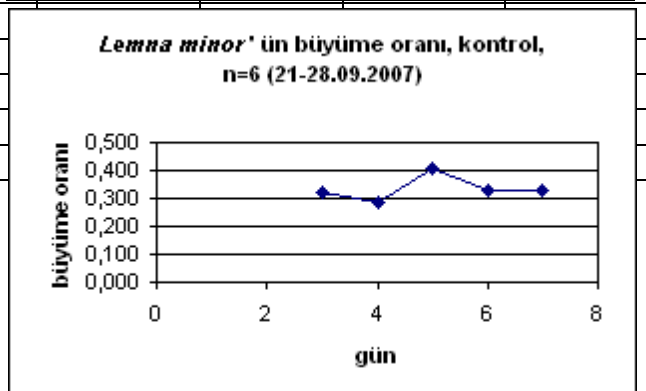
# *Lemna minor*
# Deney Sonuçları İçin Örnek Gösterimler

| ***Lemna minor*** | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | | | | | | |
| Test Periyodu | | | 21-28.09.2007 | | | | | | | | |
| Testi Yapan | | | Tuğba KARAMETE | | | | | | | | |
| *Lemna minor* batch: | | | Lemna 6 | | | | | | | | |
| Sıcaklık | | | 25-29 °C | | | | | | | | |
| Numune İsmi | | | Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu Eylül Ayı Numunesi, konsantrasyonlar C1= %0.625, C2= %1.25, C3= %2.5, C4=%5, C5=%10, n=3 | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |
| Kontrol | | | Saf su n=6 | | | | | | | | |
| Kısaltmalar | | | | | | | | | | | |
| | | | **FN**: frond number (yaprak sayısı), **GR**: growth rate (büyüme oranı) | | | | | | | | |
| | | | **S:** sample(numune), **C:** control(kontrol) | | | | | | | | |
| | | | **r:** average growth rate (ortalama büyüme oranı) **r = ln (FNt) - ln (FN0)/t, t = 7** | | | | | | | | |
| Kontrol | | | | | | | | | | | |
| Gün | FN C 1 | FN C 2 | FN C 3 | FN C 4 | FN C 5 | FN C 6 | FN ortalama | Standart sapma | Varyasyon katsayısı | | |
| 0 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | **12** | 0,00 | 0,0 | | |
| 3 | 31 | 33 | 30 | 31 | 30 | 33 | **31,3** | 1,25 | 4,0 | | |
| 4 | 43 | 48 | 40 | 40 | 40 | 39 | **41,7** | 3,09 | 7,4 | | |
| 5 | 68 | 66 | 58 | 68 | 58 | 58 | **62,7** | 4,71 | 7,5 | | |
| 6 | 85 | 91 | 88 | 84 | 90 | 82 | **86,7** | 3,25 | 3,7 | | |
| 7 | 126 | 120 | 118 | 125 | 115 | 120 | **120,7** | 3,82 | 3,2 | | |
| **R :** | **0,340** | **0,330** | **0,330** | **0,340** | **0,320** | **0,330** | **0,330** | **0,005** | **1,400** | **maksimum: 10 %** | |
| Günlük büyüme oranı: | | | | | | | | | | | |
| Gün | GR C1 | GR C2 | GR C3 | GR C4 | GR C5 | GR C6 | GR ortalama | Standart sapma | Varyasyon katsayısı | | |
| 0 | | | | | | | | | | | |
| 3 | 0,320 | 0,340 | 0,300 | 0,320 | 0,310 | 0,340 | 0,320 | 0,013 | 4,100 | | |
| 4 | 0,330 | 0,370 | 0,290 | 0,250 | 0,290 | 0,170 | 0,280 | 0,064 | 22,600 | | |
| 5 | 0,460 | 0,320 | 0,370 | 0,530 | 0,370 | 0,400 | 0,410 | 0,069 | 16,900 | | |
| 6 | 0,220 | 0,320 | 0,420 | 0,210 | 0,440 | 0,350 | 0,330 | 0,087 | 26,600 | | |

| | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 7 | 0,390 | 0,270 | 0,290 | 0,400 | 0,250 | 0,380 | 0,330 | 0,061 | 18,500 | | |
| Ortalama | 0,340 | 0,330 | 0,340 | 0,340 | 0,330 | 0,330 | **0,330** | **0,007** | **2,200** | | |
| | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |
| Gün | Ortalama yaprak sayısı | | | | | | | | | | |
| 0 | 12,0 | | | | | | | Gün | ln (ortalama FN) | Gün | GR ortalama |
| 3 | 31,3 | | **time of dublication (d)** | | **2,100** | maximum: 2,5 | | 0 | 2,480 | | |
| 4 | 41,7 | | | | | | | 3 | 3,440 | 3 | 0,320 |
| 5 | 62,7 | | **reproduction** | | **10,060** | minimum: 7 | | 4 | 3,730 | 4 | 0,283 |
| 6 | 86,7 | | | | | | | 5 | 4,140 | 5 | 0,408 |
| 7 | 120,7 | | **growth rate/day** | | **0,330** | minimum: 0,275 | | 6 | 4,460 | 6 | 0,326 |
| | | | | | | | | 7 | 4,790 | 7 | 0,331 |



| **kons. 1 (% 0.625)** | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Gün | FN S1.1 | FN S1.2 | FN S1.3 | FN ortalama | Ortalama sapma | GR S1.1 | GR S1.2 | GR S1.3 | GR ortalama | GR ortalama sapma | **inhibasyon[%]** |
| 0 | 12 | 12 | 12 | 12,000 | 0,000 | | | | | | |
| 3 | 26 | 27 | 24 | 25,670 | 1,111 | 0,258 | 0,270 | 0,231 | 0,253 | 0,015 | |
| 4 | 37 | 37 | 38 | 37,330 | 0,444 | 0,353 | 0,315 | 0,460 | 0,376 | 0,056 | |
| 5 | 48 | 45 | 48 | 47,000 | 1,333 | 0,260 | 0,196 | 0,234 | 0,230 | 0,023 | |
| 6 | 71 | 69 | 70 | 70,000 | 0,667 | 0,391 | 0,427 | 0,377 | 0,399 | 0,019 | |
| 7 | 88 | 85 | 87 | 86,670 | 1,111 | 0,215 | 0,209 | 0,217 | 0,214 | 0,003 | |
| **r :** | **0,285** | **0,280** | **0,283** | **0,282** | **0,002** | **0,295** | **0,283** | **0,304** | **0,294** | **0,007** | |
| | | | | | | | | | | | **14,3** |
| **kons. 2 (% 1.25)** | | | | | | | | | | | |
| day | FN S2.1 | FN S2.2 | FN S2.3 | FN ortalama | Ortalama sapma | GR S2.1 | GR S2.2 | GR S2.3 | GR ortalama | GR ortalama sapma | **inhibasyon [%]** |
| 0 | 12 | 12 | 12 | 12 | 0,000 | | | | | | |
| 3 | 24 | 26 | 27 | 26 | 1,111 | 0,231 | 0,258 | 0,270 | 0,253 | 0,015 | |
| 4 | 37 | 34 | 35 | 35 | 1,111 | 0,433 | 0,268 | 0,260 | 0,320 | 0,075 | |
| 5 | 48 | 46 | 48 | 47 | 0,889 | 0,260 | 0,302 | 0,316 | 0,293 | 0,022 | |
| 6 | 68 | 71 | 65 | 68 | 2,000 | 0,348 | 0,434 | 0,303 | 0,362 | 0,048 | |
| 7 | 81 | 85 | 83 | 83 | 1,333 | 0,175 | 0,180 | 0,244 | 0,200 | 0,030 | |
| **r :** | **0,273** | **0,280** | **0,276** | **0,276** | **0,002** | **0,289** | **0,288** | **0,279** | **0,286** | **0,005** | |
| | | | | | | | | | | | **16,2** |
| **kons. 3 (% 2.5)** | | | | | | | | | | | |
| Gün | FN S3.1 | FN S3.2 | FN S3.3 | FN ortalama | Ortalama sapma | GR S3.1 | GR S3.2 | GR S3.3 | GR ortalama | GR ortalama sapma | **inhibasyon [%]** |
| 0 | 12 | 12 | 12 | 12 | 0,000 | | | | | | |
| 3 | 23 | 22 | 25 | 23 | 1,111 | 0,217 | 0,202 | 0,245 | 0,221 | 0,016 | |
| 4 | 29 | 31 | 33 | 31 | 1,333 | 0,232 | 0,343 | 0,278 | 0,284 | 0,039 | |
| 5 | 40 | 39 | 45 | 41 | 2,444 | 0,322 | 0,230 | 0,310 | 0,287 | 0,038 | |
| 6 | 55 | 56 | 54 | 55 | 0,667 | 0,318 | 0,362 | 0,182 | 0,288 | 0,070 | |
| 7 | 71 | 70 | 72 | 71 | 0,667 | 0,255 | 0,223 | 0,288 | 0,255 | 0,022 | |
| **r :** | **0,254** | **0,252** | **0,256** | **0,254** | **0,001** | **0,269** | **0,272** | **0,260** | **0,267** | **0,004** | |
| | | | | | | | | | | | **23,0** |
| | | | | | | | | | | | |

| **kons. 4 (% 5)** | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Gün | FN S3.1 | FN S3.2 | FN S3.3 | FN ortalama | Ortalama sapma | GR S3.1 | GR S3.2 | GR S3.3 | GR ortalama | GR ortalama sapma | **inhibasyon [%]** |
| 0 | 12 | 12 | 12 | 12 | 0,000 | | | | | | |
| 3 | 13 | 12 | 12 | 12 | 0,444 | 0,027 | 0,000 | 0,000 | 0,009 | 0,012 | |
| 4 | 13 | 12 | 12 | 12 | 0,444 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | |
| 5 | 13 | 12 | 12 | 12 | 0,444 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | |
| 6 | 13 | 12 | 12 | 12 | 0,444 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | |
| 7 | 13 | 12 | 12 | 12 | 0,444 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | |
| **r :** | **0,011** | **0,000** | **0,000** | **0,004** | **0,005** | **0,005** | **0,000** | **0,000** | **0,002** | **0,002** | |
| | | | | | | | | | | | **98,8** |
| **kons. 5 (% 10)** | | | | | | | | | | | |
| Gün | FN S3.1 | FN S3.2 | FN S3.3 | FN ortalama | Ortalama sapma | GR S3.1 | GR S3.2 | GR S3.3 | GR ortalama | GR ortalama sapma | **inhibasyon [%]** |
| 0 | 12 | 12 | 12 | 12 | 0,000 | | | | | | |
| 3 | 12 | 12 | 12 | 12 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | |
| 4 | 12 | 12 | 12 | 12 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | |
| 5 | 12 | 12 | 12 | 12 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | |
| 6 | 12 | 12 | 12 | 12 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | |
| 7 | 12 | 12 | 12 | 12 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | |
| **r :** | **0,000** | **0,000** | **0,000** | **0,000** | **0,000** | **0,000** | **0,000** | **0,000** | **0,000** | **0,000** | |
| | | | | | | | | | | | **100,0** |

# EK-2

# *Lepidium sativum*
# Deney Sonuçları İçin Örnek Gösterimler

| ***Lepidium sativum*** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Tohum kaynağı | Gartenland Aschersleben, Bio Saatgut Gartenkresse Sprint, Z030432, Mai 2006 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Test periyodu | 24.08.2007-27.08.2007 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Testi yapan | Tuğba KARAMETE | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Numune ismi | Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu Ağustos Ayı Numunesi, konsantrasyonlar C1= %0.625, C2= %1.25, C3= %2.5, C4=%5, C5=%10, n=3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kontrol: | 5 mL saf su n=6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kısaltmalar | **MV**= Ortalama uzunluk, **STD DEV**= Standart sapma, **VAR KOE**= Varyasyon katsayısı | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Kontrol** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Kontrol 1* | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | **MV [cm]** | **STD DEV [cm]** | **VAR KOE** | |
| Kök uzunluğu | 4,7 | 4,5 | 5,6 | 5,7 | 4,2 | 4,4 | 3,8 | 4,0 | 4,4 | 4,0 | 3,5 | 4,6 | 3,2 | 3,5 | 4,1 | 4,2 | 2,1 | 3,6 | 3,7 | 2,4 | *4,01* | 0,85 | 21,28 | |
| Gövde yüksekliği | 1,5 | 1,5 | 1,7 | 1,8 | 1,4 | 1,3 | 1,3 | 1,3 | 1,5 | 1,7 | 1,3 | 1,1 | 1,0 | 0,8 | 1,5 | 1,0 | 1,4 | 1,1 | 1,2 | 0,5 | 1,30 | 0,31 | 23,86 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Kontrol 2* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 4,2 | 3,2 | 4,0 | 4,5 | 3,9 | 3,4 | 3,7 | 4,2 | 4,8 | 3,5 | 5,0 | 4,9 | 3,5 | 4,7 | 3,8 | 4,3 | 4,0 | 3,3 | 2,5 | 4,0 | *3,97* | 0,62 | 15,65 | |
| Gövde yüksekliği | 2,0 | 1,5 | 2,1 | 1,3 | 1,5 | 1,4 | 1,5 | 0,7 | 2,5 | 1,0 | 2,3 | 2,0 | 2,0 | 1,0 | 1,5 | 1,6 | 1,9 | 1,4 | 1,8 | 1,0 | 1,60 | 0,46 | 28,84 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Kontrol 3* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 4,0 | 4,4 | 5,2 | 4,3 | 4,1 | 4,7 | 4,8 | 4,1 | 4,2 | 4,3 | 2,5 | 4,2 | 2,4 | 2,1 | 3,6 | 1,7 | 2,4 | 2,2 | 2,5 | 2,6 | *3,52* | 1,05 | 29,96 | |
| Gövde yüksekliği | 1,0 | 1,2 | 1,6 | 2,1 | 1,9 | 1,8 | 0,9 | 1,2 | 1,7 | 1,3 | 1,4 | 1,9 | 1,1 | 1,1 | 1,7 | 1,0 | 1,0 | 1,5 | 0,4 | 0,7 | 1,33 | 0,43 | 32,71 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Kontrol 4* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 4,6 | 4,8 | 5,0 | 3,5 | 5,6 | 4,1 | 3,8 | 4,5 | 3,9 | 4,0 | 2,5 | 4,8 | 4,6 | 4,1 | 4,9 | 4,5 | 4,2 | 0,3 | 3,7 | 3,0 | *4,02* | 1,10 | 27,35 | |
| Gövde yüksekliği | 1,9 | 1,7 | 2,2 | 1,7 | 1,6 | 1,9 | 0,5 | 1,7 | 1,1 | 1,8 | 1,4 | 1,2 | 1,7 | 2 | 2 | 1,5 | 1,2 | 1,1 | 1 | 0,5 | 1,46 | 0,45 | 30,81 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Kontrol 5* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 4,2 | 5,0 | 4,9 | 3,4 | 5,2 | 3,8 | 5,7 | 3,8 | 4,5 | 4,5 | 4,1 | 3,3 | 4,2 | 4,3 | 2,9 | 2,5 | 2,7 | 1,5 | 1,7 | 4,4 | *3,83* | 1,10 | 28,61 | |
| Gövde yüksekliği | 1,2 | 2,1 | 1,9 | 2,0 | 1,6 | 1,2 | 2,0 | 1,5 | 1,5 | 1,4 | 1,5 | 1,5 | 1,0 | 1,0 | 1,4 | 0,5 | 1,5 | 0,9 | 1,4 | 2,6 | 1,49 | 0,46 | 31,24 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Kontrol 6* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 4,5 | 4,7 | 3,6 | 4,3 | 2,5 | 5,0 | 4,1 | 4,4 | 4,6 | 2,6 | 4,1 | 4,1 | 3,6 | 4,5 | 4,4 | 2,0 | 4,1 | 3,2 | 1,6 | 2,1 | *3,70* | 0,99 | 26,71 | |
| Gövde yüksekliği | 1,4 | 1,7 | 1,7 | 2,7 | 1,0 | 1,9 | 1,9 | 1,5 | 1,3 | 0,9 | 0,6 | 1,5 | 0,9 | 2,0 | 0,7 | 1,4 | 0,7 | 0,2 | 1,0 | 2,4 | 1,37 | 0,62 | 45,06 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| | | | | **C1** | **C2** | **C3** | **C4** | **C5** | **C6** | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Ortalama kök uzunluğu | | | | *4,01* | *3,97* | *3,52* | *4,02* | *3,83* | *3,70* | | | | | | | | | | | | ***3,84*** | | | |
| Ortalama gövde yüksekliği | | | | 1,30 | 1,60 | 1,33 | 1,46 | 1,49 | 1,37 | | | | | | | | | | | | **1,42** | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **SIZINTI SUYU** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **kons. 1 (% 0.625)** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 1* | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | **MW [cm]** | **STD DEV [cm]** | **VAR KOE** | **inhibasyon [%]** |
| Kök uzunluğu | 2,9 | 3,1 | 2,7 | 3,5 | 3,1 | 3,0 | 2,0 | 2,4 | 3,0 | 2,1 | 3,0 | 1,9 | 1,7 | 1,8 | 2,5 | 2,5 | 1,7 | 2,7 | 1,9 | 1,5 | *2,45* | 0,57 | 23,39 | |
| Gövde yüksekliği | 1,0 | 2,0 | 2,1 | 1,5 | 0,9 | 1,7 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,1 | 0,5 | 1,4 | 1,0 | 1,5 | 0,5 | 1,2 | 0,5 | 1,0 | 1,5 | 1,0 | *1,17* | 0,44 | 37,46 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 2* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 2,8 | 3,1 | 2,9 | 3,0 | 3,2 | 2,4 | 2,8 | 2,7 | 3,0 | 2,1 | 2,0 | 2,5 | 1,9 | 1,8 | 1,5 | 2,0 | 1,9 | 2,0 | 1,7 | 1,5 | *2,34* | 0,55 | 23,38 | |
| Gövde yüksekliği | 2,0 | 1,0 | 1,5 | 1,0 | 0,9 | 1,8 | 1,1 | 0,5 | 0,7 | 1,0 | 1,0 | 1,5 | 1,2 | 1,3 | 1,0 | 0,9 | 0,7 | 0,9 | 1,0 | 1,0 | *1,10* | 0,36 | 32,40 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 3* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 2,9 | 3,0 | 2,8 | 2,7 | 2,6 | 3,1 | 3,2 | 3,5 | 3,0 | 2,8 | 2,7 | 3,0 | 2,5 | 2,1 | 2,3 | 1,8 | 1,7 | 1,9 | 2,0 | 1,4 | *2,55* | 0,55 | 21,71 | |
| Gövde yüksekliği | 1,9 | 2,1 | 2,0 | 1,7 | 1,9 | 2,0 | 1,8 | 2,1 | 1,8 | 1,7 | 1,9 | 1,0 | 1,5 | 2,6 | 1,5 | 1,0 | 0,7 | 0,8 | 0,5 | 0,6 | *1,56* | 0,57 | 36,80 | |
| | | | | **S1** | **S2** | **S3** | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ortalama kök uzunluğu | | | | *2,45* | *2,34* | *2,55* | | | | | | | | | | | | | | | **2,45** | | | **36,30** |
| Ortalama gövde yüksekliği | | | | 1,17 | 1,10 | 1,56 | | | | | | | | | | | | | | | **1,28** | | | **10,37** |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **kons. 2 (% 1.25)** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 1* | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | **MW [cm]** | **STD DEV [cm]** | **VAR KOE** | **inhibasyon [%]** |
| Kök uzunluğu | 1,0 | 2,1 | 2,0 | 1,7 | 2,5 | 1,8 | 2,0 | 2,2 | 2,2 | 1,7 | 1,2 | 1,6 | 2,0 | 1,0 | 1,0 | 0,5 | 1,0 | 1,2 | 1,0 | 0,5 | *1,51* | 0,58 | 38,32 | |
| Gövde yüksekliği | 1,1 | 1,6 | 1,0 | 1,4 | 1,1 | 1,4 | 1,3 | 1,3 | 0,8 | 0,5 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 0,5 | 1,5 | 1,0 | 1,4 | 0,7 | 0,1 | 1,1 | *1,04* | 0,37 | 35,38 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 2* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Kök uzunluğu | 1,1 | 2,0 | 2,0 | 1,9 | 1,7 | 1,9 | 2,0 | 2,3 | 1,7 | 1,9 | 2,0 | 2,1 | 2,0 | 1,9 | 1,7 | 1,6 | 1,5 | 1,0 | 1,5 | 1,0 | *1,74* | 0,36 | 20,43 | |
| Gövde yüksekliği | 1,0 | 1,7 | 1,0 | 1,5 | 1,1 | 1,7 | 1,8 | 1,4 | 0,8 | 0,7 | 1,2 | 2,0 | 1,4 | 1,3 | 1,0 | 1,2 | 1,0 | 0,7 | 0,3 | 0,5 | *1,17* | 0,44 | 37,34 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 3* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 1,0 | 1,5 | 1,4 | 1,0 | 2,0 | 2,1 | 2,2 | 1,0 | 1,7 | 1,5 | 1,7 | 1,6 | 1,8 | 2,0 | 1,0 | 0,7 | 0,9 | 1,0 | 1,0 | 0,7 | *1,39* | 0,47 | 33,89 | |
| Gövde yüksekliği | 0,5 | 1,5 | 1,0 | 0,7 | 0,9 | 2,1 | 1,8 | 1,0 | 1,5 | 1,4 | 1,0 | 0,9 | 0,7 | 1,0 | 0,7 | 0,5 | 0,4 | 0,7 | 0,3 | 0,2 | *0,94* | 0,49 | 52,16 | |
| | | | | **S1** | **S2** | **S3** | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ortalama kök uzunluğu | | | | *1,51* | *1,74* | *1,39* | | | | | | | | | | | | | | | **1,55** | | | **59,73** |
| Ortalama gövde yüksekliği | | | | 1,04 | 1,17 | 0,94 | | | | | | | | | | | | | | | **1,05** | | | **26,30** |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **kons. 3 (% 2.5)** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 1* | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | **MW [cm]** | **STD DEV [cm]** | **VAR KOE** | **inhibasyon [%]** |
| Kök uzunluğu | 1,7 | 2,2 | 0,7 | 0,7 | 0,7 | 1,0 | 0,5 | 1,7 | 0,5 | 0,5 | 0,9 | 0,7 | 1,0 | 1,0 | 0,5 | 0,9 | 0,6 | 0,8 | 0,7 | 0,5 | *0,89* | 0,45 | 50,86 | |
| Gövde yüksekliği | 0,2 | 0,2 | 1,0 | 1,1 | 1,0 | 1,0 | 0,8 | 0,5 | 1,2 | 1,2 | 0,7 | 0,7 | 1,0 | 1,0 | 0,9 | 1,0 | 1,2 | 0,8 | 0,2 | 0,2 | *0,80* | 0,34 | 43,30 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 2* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 1,2 | 1,1 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 1,7 | 0,4 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 1,0 | 0,5 | 0,5 | 0,7 | 1,0 | 0,5 | 0,5 | 0,2 | 0,2 | 0,0 | *0,63* | 0,38 | 61,53 | |
| Gövde yüksekliği | 0,5 | 0,9 | 1,0 | 1,0 | 0,7 | 0,9 | 1,0 | 1,0 | 0,5 | 1,0 | 1,0 | 0,7 | 0,9 | 0,5 | 0,3 | 0,2 | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | *0,63* | 0,35 | 55,69 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 3* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 1,5 | 2,0 | 0,6 | 0,7 | 0,7 | 1,0 | 0,6 | 1,7 | 0,5 | 0,6 | 1,0 | 0,3 | 0,5 | 0,6 | 0,5 | 0,5 | 0,2 | 0,2 | 0,0 | 0,0 | *0,69* | 0,52 | 75,47 | |
| Gövde yüksekliği | 0,3 | 0,9 | 1,0 | 1,0 | 0,9 | 0,9 | 0,7 | 1,0 | 1,1 | 0,9 | 0,2 | 0,9 | 0,4 | 0,3 | 0,3 | 3,2 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | *0,71* | 0,69 | 96,55 | |
| | | | | **S1** | **S2** | **S3** | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ortalama kök uzunluğu | | | | *0,89* | *0,63* | *0,69* | | | | | | | | | | | | | | | **0,73** | | | **80,91** |
| Ortalama gövde yüksekliği | | | | 0,80 | 0,63 | 0,71 | | | | | | | | | | | | | | | **0,71** | | | **49,97** |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **kons. 4 (% 5)** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 1* | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | **MW [cm]** | **STD DEV [cm]** | **VAR KOE** | **inhibasyon [%]** |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Kök uzunluğu | 1,4 | 0,2 | 0,9 | 0,5 | 0,9 | 0,6 | 0,7 | 0,8 | 1,0 | 1,0 | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | *0,43* | 0,45 | 105,19 | |
| Gövde yüksekliği | 0,2 | 0,5 | 0,5 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,3 | 0,1 | 0,3 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | *0,14* | 0,16 | 117,76 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 2* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 1,0 | 0,7 | 0,6 | 0,5 | 0,8 | 0,5 | 0,8 | 0,8 | 0,9 | 1,0 | 0,5 | 0,6 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | *0,44* | 0,38 | 87,62 | |
| Gövde yüksekliği | 1,5 | 1,5 | 1,5 | 0,7 | 1,3 | 1,2 | 0,7 | 1,0 | 0,5 | 0,3 | 0,5 | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | *0,55* | 0,57 | 105,00 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 3* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 1,0 | 1,1 | 1,0 | 0,9 | 0,7 | 0,8 | 0,6 | 0,5 | 0,7 | 0,8 | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | *0,43* | 0,41 | 96,48 | |
| Gövde yüksekliği | 0,2 | 0,3 | 0,5 | 0,3 | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | *0,13* | 0,14 | 109,91 | |
| | | | | **S1** | **S2** | **S3** | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ortalama kök uzunluğu | | | | *0,43* | *0,44* | *0,43* | | | | | | | | | | | | | | | **0,43** | | | **88,80** |
| Ortalama gövde yüksekliği | | | | 0,14 | 0,55 | 0,13 | | | | | | | | | | | | | | | **0,27** | | | **81,14** |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **kons. 5 (% 10)** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 1* | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | **MW [cm]** | **STD DEV [cm]** | **VAR KOE** | **inhibasyon [%]** |
| Kök uzunluğu | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | *0,01* | 0,03 | 300,00 | |
| Gövde yüksekliği | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | *0,00* | 0,00 | #SAYI/0! | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 2* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | *0,02* | 0,04 | 200,00 | |
| Gövde yüksekliği | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | *0,00* | 0,00 | #SAYI/0! | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Tekrar 3* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kök uzunluğu | 0,2 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | *0,02* | 0,05 | 317,98 | |
| Gövde yüksekliği | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | *0,00* | 0,00 | #SAYI/0! | |
| | | | | **S1** | **S2** | **S3** | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ortalama kök uzunluğu | | | | *0,01* | *0,02* | *0,02* | | | | | | | | | | | | | | | **0,02** | | | **99,61** |
| Ortalama gövde yüksekliği | | | | 0,00 | 0,00 | 0,00 | | | | | | | | | | | | | | | **0,00** | | | **100,00** |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

# EK-3

# *Vibrio fischeri*
# Deney Sonuçları İçin Örnek Gösterimler

| *Vibrio fischeri* | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Numune ismi** | | Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Suyu Mayıs Ayı Numunesi, % 20 seyreltilmiş numune, 1/1, 1/2, 1/3, 1/4, 1/6, 1/8, 1/12, 1/16 | | | | | | | | | | | |
| **Test Prosedürü** | | G1 ölçümü | | | | | | | | | | | |
| **Gün** | | 23.05.2007 | | | | | | | | | | | |
| **Deneyi Yapan** | | Tuğba KARAMETE | | | | | | | | | | | |
| **Bach Sayısı** | | 8155 | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | Kontrol 2 | | Kontrol 2 | | Kontrol 2 | | |
| **Pozisyon** | **G seviyesi** | **Io** | **It** | **fK=It/Io** | **Ort. fK** | **Ict= ort. fK*Io değeri** | **Ict= ort. fK*Io değeri** | **% inhibasyon** | **% inhibasyon** | **Ort. % inhibasyon** | **Ort. inhibasyon** | **Standart sapma** | **Varyasyon katsayısı** |
| B1 | Kontrol G1 | 363.8 | 60.92 | 0.17 | 0.19 | | | | | | | | |
| C1 | Kontrol G1 | 342.4 | 70.79 | 0.21 | | | | | | | | | |
| B2 | G1(≅%20) | 453.5 | 13.42 | | | 84.85 | 369.2 | 84.18 | 96.37 | 86.17 | 96.82 | 2.81 | 3.26 |
| C2 | G1(≅%20) | 344.1 | 7.62 | | | 64.38 | 280.13 | 88.16 | 97.28 | | | | |
| B3 | Kontrol G2 | 341.9 | 274.2 | 0.80 | 0.81 | | | | | | | | |
| C3 | Kontrol G2 | 321.1 | 265.3 | 0.83 | | | | | | | | | |
| B4 | G16(≅%1.25) | 335.8 | 197.3 | | | 273.38 | | 27.83 | | 24.63 | | 4.52 | 18.35 |
| C4 | G16(≅%1.25) | 320.2 | 204.8 | | | 260.68 | | 21.44 | | | | | |
| B5 | G12(≅%1.67) | 329.9 | 153.5 | | | 268.57 | | 42.85 | | 43.18 | | 0.46 | 1.08 |
| C5 | G12(≅%1.67) | 320.5 | 147.4 | | | 260.92 | | 43.51 | | | | | |
| B6 | G8(≅%2.5) | 322.2 | 131.6 | | | 262.30 | | 49.83 | | 47.35 | | 3.49 | 7.39 |
| C6 | G8(≅%2.5) | 320.9 | 144 | | | 261.25 | | 44.88 | | 59.40 | | 3.17 | 5.33 |
| B7 | G6(≅%3.33) | 318.5 | 99.45 | | | 259.29 | | 61.65 | | | | 4.18 | 5.92 |
| C7 | G6(≅%3.33) | 318 | 110.9 | | | 258.89 | | 57.16 | | 70.58 | | 1.21 | 1.49 |
| B8 | G4(≅%5) | 323.3 | 69.64 | | | 263.20 | | 73.54 | | | | 0.02 | 0.02 |
| C8 | G4(≅%5) | 328.7 | 89.63 | | | 267.60 | | 67.63 | | 81.27 | | | |
| B9 | G3(≅%6.67) | 332.2 | 52.98 | | | 270.45 | | 80.41 | | | | | |
| C9 | G3(≅%6.67) | 320.4 | 46.62 | | | 260.84 | | 82.13 | | 84.73 | | | |
| B10 | G2(≅%10) | 328.9 | 40.84 | | | 267.76 | | 84.75 | | | | | |
| C10 | G2(≅%10) | 336.2 | 41.83 | | | 273.70 | | 84.72 | | | | | |