



T.C.

SELÇUK ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ANTİBİYOTİK İLAÇLARIN SU ORTAMINA OLAN ETKİLERİNİN AKUT TOKSİSİTE TESTLERİ YARDIMIYLA DEĞERLENDİRİLMESİ

Rıfat YILDIRIM

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Eylül-2015
KONYA
Her Hakkı Saklıdır

ÖZET

YÜKSEK LİSANS

ANTİBİYOTİK İLAÇLARIN SU ORTAMINA OLAN ETKİLERİNİN AKUT TOKSİSİTE TESTLERİ YARDIMIYLA DEĞERLENDİRİLMESİ

Öğrencinin Adı SOYADI
Rıfat YILDIRIM

Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Süheyla TONGUR

2015, 82 Sayfa

Jüri
Prof. Dr. Ali TOR
Doç. Dr. Şükrü DURSUN
Yrd. Doç. Dr. Süheyla TONGUR

Antibiyotikler, insan ve hayvanlar tarafından yoğun olarak kullanılan ilaçlardandır. Bu ilaçlar, su ürünleri yetiştiriciliğinde ve çiftliklerde enfeksiyonları engelleyici, hayvan büyümesini destekleyici ve/veya tedavi edici olarak da kullanılmaktadır. İnsan ve hayvanlar tarafından kullanılan antibiyotiklerin büyük kısmı, dışkı ve idrar yoluyla hiç bir değişime uğramadan kanalizasyonlara verilmekte ve sonrasında sucul ortam içerisine atıksu arıtma tesisi çıkış sularıyla veya doğrudan deşarj edilmektedir.

Test sonuçları incelendiğinde her üç toksisite testi farklı karakterdeki antibiyotikler için farklı hassasiyetler gözlenmiştir. Kullanılan yöntemler içerisinde en hassas değerlerin elde edildiği test yönteminin *Vibrio fischeri* toksisite test metodu olduğu görülmüştür.

Vibrio fischeri deneyinde sonuçların okunduğu süreler açısından karşılaştırma yapıldığında, Baytril-K dışındaki antibiyotiklerin toksisitesinde, 5'inci dakikada okunan değerlere göre 15'inci dakikada artış olduğu gözlenmiştir. Hayvansal kaynaklı antibiyotiklerde Baytril-K için %8,8 azalma gözlenmiş olup, Clemipen-Strep ve Entervet için sırasıyla %25 ve %24,2 artış görülmüştür. İnsan kaynaklı antibiyotiklerin toksiklik birimlerinde ise; Klindan, Tetra ve Azro için sırasıyla % 40,4, %60 ve %100 oranında artış olduğu görülmüştür.

Daphnia magna deneyinde antibiyotiklerin 24 saat ve 48 saat sonraki değerleri hesaplanmıştır. Hayvansal antibiyotiklerden Baytril-K ve Entervet için 24 saat ve 48 saat sonraki değerleri hesaplandığında Toksik Birim değerleri sırasıyla %61,25 ve %224,5 artmıştır. İnsan kaynaklı antibiyotikler için Klindan, Tetra ve Azro sırasıyla %776,7, %115 ve %300 artık gözlenmiştir.

Çalışmada *Lepidium sativum, Daphnia magna* ve *Vibrio fischeri* test metodlarının kullanılan 3'ü beşeri amaçlı kullanılan, 3'ü hayvanlar tarafından kullanılan antibiyotik olmak üzere 6 antibiyotik için kullanılabileceği anlaşılmıştır. Sonuçlar göz önünde bulundurulduğunda farklı toksisite testlerinin hassasiyetlerinin de farklı olduğu görülmüştür.Bu çalışma toksisite testlerinin antibiyotik atıksuları üzerinde kullanılabilirliği açısından ve sonraki çalışmalara ışık tutması açısından önemlidir.

Anahtar Kelimeler: Antibiyotik, *Daphnia manga*, *Lepidium sativum*, toksisite, *Vibrio fischeri*

ABSTRACT

MS THESIS

ACUTE TOXİCİTY DETERMİNATİON OF ANTİBİOTİCS BY TOXİCİTY TEST METHODS

Rıfat YILDIRIM

THE GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCE OF SELÇUK UNIVERSITY
THE DEGREE OF MASTER OF SCIENCE OF PHILOSOPHY
IN ENVİROMENTAL ENGINEERING

Advisor: Asst.Prof.Dr. Süheyla TONGUR

2015, 82 Pages

Jury
Prof. Dr. Ali TOR
Assoc.Prof.Dr. Şükrü DURSUN
Asst.Prof.Dr. Süheyla TONGUR

Antibiotics are among the extensively used medications by humans and animals. Drugs are the chemicals used for the protection of humans / animals health, and treatment and prevention of diseases. Most of the antibiotics used by humans and animals are introduced into sewer system without undergoing any change through feces and urine, and discharged to aquatic environment directly or together with outlet waters of waste water treatment system.

All three toxicity test when the test results are analyzed, different sensitivities for antibiotics with different characteristics. It was observed that the most sensitive values were obtained from *Vibrio fischeri* toxicity test method among others.

In *Lepidium sativum* test, among animal antibiotics, Baytril-K was found to have maximum toxic effect difference between the root and the stem. Unlike other two antibiotics, Baytril-K had toxic effect on the root (TU: 5.33) but had very high toxic effect on the stem (TU: 16,95). Similarly, among human antibiotics, Azro had toxic effect on the rood but had a very toxic effect on the stem.

In *Vibrio fischeri* test, when comparison was made in terms of times elapsed for reading the results, it was observed that toxic values of antibiotics other than Baytril-K were increased at 15th minute when compared to the values read at 5th minute. 8.8% of decrease was observed for animal origin Baytril-K antibiotics and 25% and 24.2% of increase were observed for Clemipen-Strep and Entervet, respectively. In toxic units of human origin antibiotics; 40.4%, 60% and 100% of increase were observed for Klindan, Tetra and Azro, respectively.

In *Daphnia magna* test, when comparison was made in terms of times elapsed for reading the results, it was observed that toxic values of antibiotics were increased at 24th hour when compared to the values

read at 12th hour. 61,25% and 224,5% of increase were observed for Baytril-K and Entervet, respectively. In toxic units of human origin antibiotics; 776,7%, 115% and 300% of increase were observed for Klindan, Tetra and Azro, respectively.

In the study, *Lepidium sativum, Daphnia magna* and *Vibrio fischeri* toxicity tests were used as a method to determine potential harms to be caused to microbial ecology in recipient environment by 6 antibiotics of which 3 are human origin and 3 are animal origin antibiotics that are easily commercially provided. Toxicity of antibiotics for plants and aquatic life was determined and different test methods used were compared in terms of sensitivity. This study is very important with regards to the evaluation of the applicability of the toxicity test methods used for such waste waters and shedding light on future studies on toxicity.

Key words: Antibiotic, *Daphnia manga, Lepidium sativum*, toxicity, *Vibrio fischeri*

ÖNSÖZ

Çalışmalarımda yardımlarından dolayı Selçuk Üniversitesi Öğretim Üyesi Yrd. Doç. Dr. Süheyla (YILDIZ) TONGUR'a, Osmangazi Üniversitesi Öğretim Üyesi Doç. Dr. Cansu FİLİK İŞÇEN'e ve tez yazım aşamasında, öncesinde maddi manevi desteklerinden dolayı sevgili aileme, Neslihan GÜLER'e teşekkür ederim.

Rıfat YILDIRIM
KONYA-2015

İÇİNDEKİLER

ÖZET ..... **iv**

ABSTRACT ..... **v**

ÖNSÖZ ..... **vii**

İÇİNDEKİLER ..... **viii**

SİMGELER VE KISALTMALAR ..... **ix**

1. GİRİŞ **1**

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI **4**

3. MATERYAL VE YÖNTEM **25**

3.1. Numunenin Fiziksel ve Kimyasal Özelliklerinin Belirlenmesi 25
3.3. *Lepidium Sativum* Toksisite Testi 25
3.4. *Vibrio Fischeri* Toksisite Testi 26
3.4.1. Standart Solüsyon 26
3.4.2. Sonuçlar 26
3.5. *Daphnia Manga* Toksisite Testi 27

4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA **29**

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER **35**

5.1 Sonuçlar 35
5.2 Öneriler 37

KAYNAKLAR **39**

EKLER **56**

ÖZGEÇMİŞ **82**

SİMGELER VE KISALTMALAR

Kısaltmalar

NSAİİ: Non-Steroid Antienflamatuvar İlaçlar
RBS: Reçete Bilgi Sistemi
KOI: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
PEC: Önceden Belirlenebilen Çevresel Konsantrasyon
PNEC: Önceden Etkileri Belirlenemeyen Çevresel Konsantrasyon
HY: Hesap Yapılamadı
ZFS: Zehirlilik Seyrelme Faktörü
TOK: Toplam Organik Karbon
TİK: Toplam İnorganik Karbon
ED_{50}: Etkili Doz
LD_{50}: Öldürücü Doz
SKTR: Sürekli Karıştırmalı Bir Tank Reaktörde
PAH: Poliaromatik Hidrokarbonun
EPA: Çevre Koruma Ajansı
OAA: Okzaloasetik Asit

1. GİRİŞ

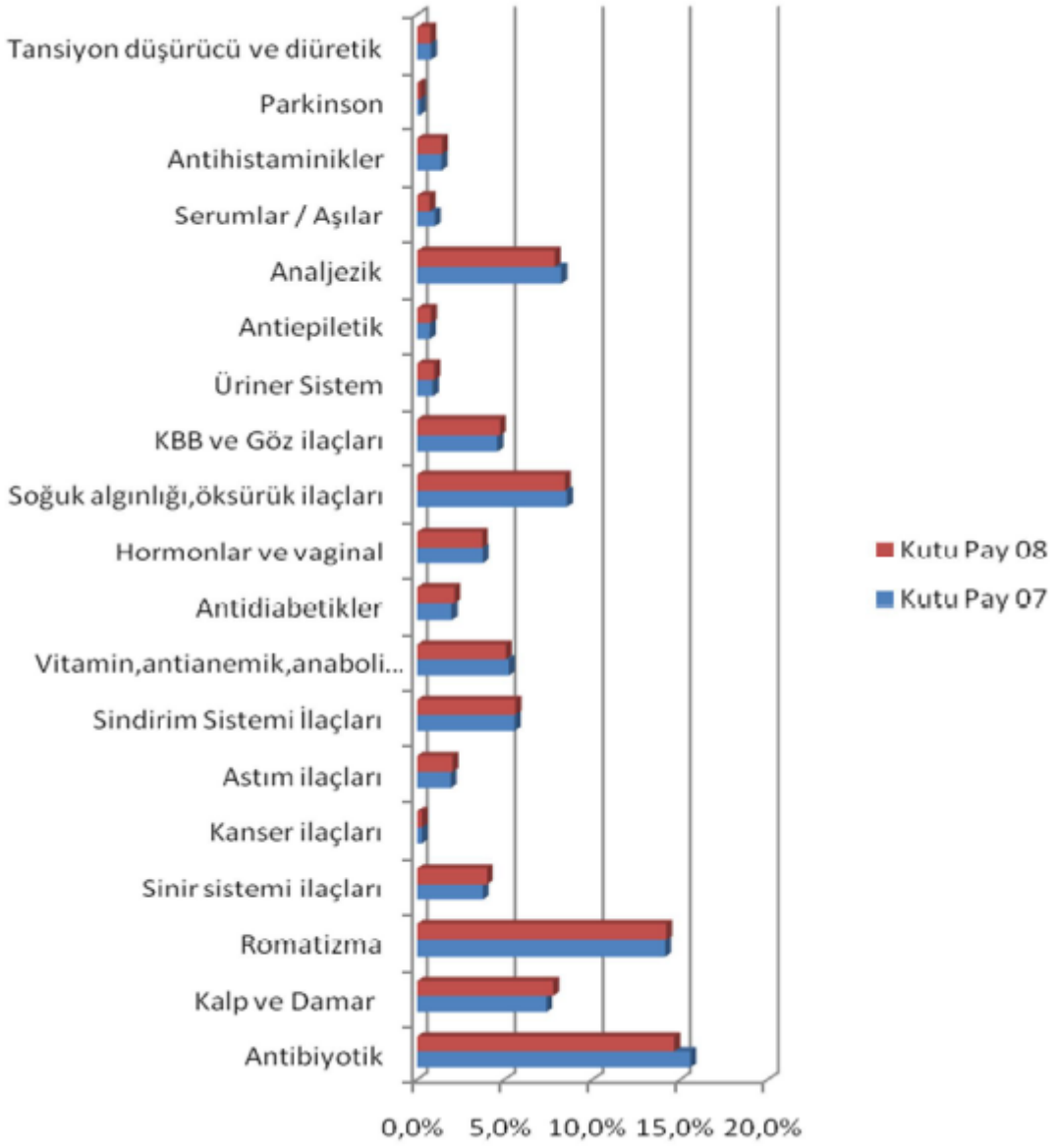
Antibiyotikler, insan ve hayvanlar tarafından yoğun olarak kullanılan ilaçlardandır (Kümmerer, 2009). Bu ilaçlar, su ürünleri yetiştiriciliğinde ve çiftliklerde enfeksiyonları engelleyici, hayvan büyümesini destekleyici ve/veya tedavi edici olarak da kullanılmaktadır (Cabello, 2006; Sarmah ve diğ., 2006; Gao ve diğ., 2012). İnsan ve hayvanlar tarafından kullanılan antibiyotiklerin büyük kısmı, dışkı ve idrar yoluyla hiç bir değişime uğramadan kanalizasyonlara verilmekte ve sonrasında sucul ortam içerisine atıksu arıtma tesisi çıkış sularıyla veya doğrudan deşarj edilmektedir. Sucul ortamlarda antibiyotiklerin varlığı dünya genelinde pek çok çalışma ile ifade edilmektedir (Kolpin ve diğ., 2002; Hamscher ve diğ., 2006; Batt ve diğ., 2006).

Bazı ülkelerde farmasotik ilaçlar (veterinerlik ve yasadışı dahil) ve kozmetik, yiyecek katkı maddeleri ve diğer kişisel bakım ürünlerinin tüketimi 100 tondan fazla olduğu (Ternes, 1998; Loffeler, ve Ternes 2003). Birçok ülkede reçetesiz satılan non-steroid antienflamatuvar ilaçlar (NSAİİ) yüzlerce tonu bulmaktadır. İlaçlar, insan/hayvan sağlığını korumak, hastalıkların tedavisi ve önlenmesi için kullanılan kimyasallardandır. İlaçlardaki aktif maddeler insan dışkılarından ve hastane atıksularından atıksulara ulaşabilmekte ve yeraltısularına sızabilmektedir (Dökmeci, 2009).

Atıksulardaki antibiyotik varlığı yakın zamanda oldukça artış göstermiştir (Elmolla ve Chaudhuri, 2012). Yapılan çalışmalar klasik atıksu arıtma tesislerinin biyolojik olarak bozunamayan antibiyotik türlerini yeterli bir şekilde giderilmesi için uygun olmadığını göstermektedir (Jury ve diğ., 2011a; Le- Minh ve diğ., 2012). Arıtılmış atıksularda antibiyotiklerin düşük konsantrasyonlarda bulunması, çeşitli sucul türlerde toksik etkilere neden olmaktadır ve ayrıca doğal bakteri populasyonları arasında direnç artışına yol açmaktadır (Hernnado ve diğ., 2006; Le-Minh ve diğ., 2012). Yapılan bazı çalışmalar, ilaç aktif maddelerinin su kaynaklarına ve besin zincirine karıştığı ve metabolitlerinin ekosistem ve insan sağlığı için gerçek bir tehdit oluşturduğunu göstermiştir (Dökmeci, 2009). Atıksularda, yeraltısularında, içme sularında, çamurda, toprakta ve sedimentte antibiyotik direnci tespit edilmiştir (Chee-Sanford ve diğ., 2001; Pei ve diğ., 2006; Brooks ve diğ., 2007; Xi ve diğ., 2009; Storteboom ve diğ., 2010; Munir ve diğ., 2011; Gao ve diğ., 2012).

2008 yılında Türkiye reçeteli ilaç pazarı tutar olarak %9 oranındaki büyümeyle 12 milyar TL'ye (9.3 milyar Dolar), kutu bazında %5 oranında büyümeyle 1.38 milyar kutuya ulaşmıştır. Tablo 1 incelendiğinde pazarda kutu bazında, tedavi gruplarına baktığımızda antibiyotikler ilk sırayı almaktadır.

Tablo 1. 2007-2008 yıllarında tedavi gruplarına göre ilaç tüketimi (URL-1)



"Reçete Bilgi Sistemi (RBS)" verileri incelendiğinde 2011 yılında birinci basamaktaki aile hekimlerinin düzenlemiş oldukları 129.953.746 reçetenin %34,94'ü antibiyotik içermekte olduğu tespit edilmiştir. Bu reçetelerin değerlendirilmesi sonucu; toplam 439.539.673 kutu ilacın reçete edildiği ve bunun %12,71 oranıyla 55.865.492 kutusu antibiyotiklerden oluştuğu görülmüştür (URL-2).

Yukarıdaki bilgiler ışığında, 2011 yılında toplam 55.865.492 kutu antibiyotiğin hastalar tarafından kullanılmış olması, antibiyotiklerin insanlar ve hayvanlar tarafından kullanıldıktan sonra kısmen metabolize (%30 civarında) edilebilmeleri (Kolpin ve diğ., 2002; Hamscher ve diğ., 2006; Batt ve diğ., 2006) klasik atıksu arıtma tesislerinin biyolojik olarak bozunamayan antibiyotik türlerini yeterli bir şekilde gidermek için uygun olmayışı (Rickman ve Mezyk, 2010), arıtılmış çıkış sularındaki antibiyotiklerin düşük konsantrasyonlarda bulunması, çeşitli sucul türlere toksik etkilere neden olduğu gibi doğal bakteri populasyonları arasında direnç artışına yol açabilir olması (Hernnado ve diğ., 2006; Le-Minh ve diğ., 2012) gerçekleştirilecek olan bu çalışmanın önemli kılmaktadır.

Çalışmada, piyasada kolaylıkla elde edilen 3'ü beşeri amaçla kullanılan, 3'ü de hayvanlar için kullanılan olmak üzere 6 antibiyotiğin, alıcı çevrelerdeki mikrobiyal ekolojiye verebileceği zararların tespitini sağlamak amacıyla yöntem olarak *Lepidium sativum, Daphnia magna* ve *Vibrio fischeri* toksisite testleri kullanılmıştır. Antibiyotiklerin bitki ve akuatik yaşam için toksisitesi belirlenmiş ve kullanılan farklı test metotları duyarlılık yönünden karşılaştırılmıştır. Bu çalışma, kullanılan toksisite test yöntemlerinin bu atıksular için uygulanabilirliğinin değerlendirilmesi ve bundan sonra toksisite konusunda yapılacak çalışmalara ışık tutması açısından oldukça önemlidir.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

Bell ve ark. (1980), Red nehrinden izole ettikleri fekal koliformların 12 antibiyotiğe karşı, *Salmonella* izolatlarının ise %18'nin bir veya daha fazla antibiyotiğe karşı dirençli olduklarını tespit etmişlerdir.

Casawell ve Philips (1981), *Klebsiella sp*., suşlarının transfer edilebilir antibiyotik dirençliliğinin önemli bir kaynağı olduğunu, 1970'li yıllarda (MAR) *Klebsiella pnemoniae* suşlarının salgın halinde çeşitli hastane enfeksiyonlarına sebep olduklarını Gentamsin ve Cephalotin dirençliliğinin plazmidler aracılığı ile transfer edilebildiği belirtilmiştir.

Bush ve ark. (1985), izole edilen Aztreonam, Ceftazidim, Moxalactam ve Imipenem'e dirençli olan *Enterobacter cloacae* izolatlarını ve bütün izolatların aynı tip E2-Beta-laktamazını sentezlediklerini ve bu beta-laktamazın izoelektriknoktasının 9,5' ten yüksek ve Cephaloridin bulunan ortamda yüksek hidrolitik aktiviteye sahip olduklarını belirtmişlerdir. *Enterobacter cloacae* izolatlarında beta-laktam antibiyotiklere karşı olan direncin en büyük nedeni bu ilaçların dış membrandan penetrasyon eksikliğinden kaynakladığını bildirmişlerdir.

Büscher ve ark. (1987), kliniksel *Enterobacter cloacae* izolatlarının çeşitli beta-laktam antibiyotiklere karşı direnç geliştirdiklerini, beta-laktamaz ürettiklerini tespit etmişlerdir.

Devare ve Bahadır (1994)[1], sadece evsel atıkların toplandığı deponi sahalarının arıtılmamış sızıntı sularının ve evsel ve endüstriyel atıkların toplandığı deponi sahasından arıtılmış (çökeltme ve oksidasyon) ve arıtılmamış sızıntı sularının toksisitenin değerlendirilmesinde 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. Sızıntı suyunda bitkilerin 100 mL/L ve daha yüksek konsantrasyonlarda öldüğü, kök gelişmelerinin zayıfladığı görülmüştür. Çalışmada *Lemna minor*'ün diğer bitkilere göre daha hassas olduğu tespit edilmiştir. Toksisite

değerlendirmesinde test türü olarak, Luminescent bakterinin kullanılmasının faydalı olacağını belirtmişlerdir.

Devare ve Bahadır (1994)[2], farklı dört endüstriyel atığının, eluatların akuatik (*Lemna minor*) ve karasal (*Lepidium sativum, Brassica rapa*) bitki türlerine olan ile fitotoksik etkisini belirlemişlerdir. Gerçekleştirilen çalışma sonucunda diğer yöntemler arasında en duyarlı test yönteminin *Lemna minor* olduğu tespit edilmiştir. Çalışma sonucunda tuz madenlerindeki atıkların gideriminde farklı toksisite testlerinin uygulanmasının daha faydalı olacağı ve elde edilen sonuçların, ekotoksik etkilerin değerlendirilmesinde daha yararlı olacağı sonucuna varılmıştır.

Hao ve diğerleri (1996), aktif çamur prosesinde toksisitenin değerlendirilmesi amacı ile Microtox testi kullanmışlardır. Çalışmada düşük KOI'ye sahip atıkların, yüksek Microtox toksisitesine sahip olduğunu görülmüştür. Bazı aktif çamur prosesleri ile ve bazı koagülasyon ve oksidasyon proseslerinde toksisitenin giderildiğini görülmüştür. Microtox test sonuçlarından; bu yöntemin faydalı olacağı sonucuna varmışlardır.

Wundram ve diğerleri (1996), yeşil alg (*Chlamydomonas rheinhardtii*), *Lemna minor* ve *Lepidium sativum*'un tuz madenleri atıklarının oluşturduğu sızıntının toksisitesini ve fotosentetik alıkonmasını test etmişlerdir. Testler, tuz madenindeki konsantrasyona yakın şekilde iyon konsantrasyonları bulunan sentetik numunelerle ve ilave olarak ağır metalleri bu solüsyona ilave ederek gerçekleştirilmiştir. Çalışmada deiyonize su ve ağır metallere sahip sentetik numune arasındaki toksik fark karşılaştırılmıştır. Çalışmayı *Chlamydomonas rheinhardtii*'nin hücre konsantrasyonunun ölçümü, *Lemna minor*'ün büyüme, *Lepidium sativum*'un kök uzama oranlarının tespitine göre gerçekleştirmişlerdir. Sonuç olarak, tuz hassasiyetlerinin fazla olmasından dolayı *Lemna minor* ve *Lepidium sativum*'un hatalı sonuçlar verdiği, fakat yeşil algin tuz toleransına sahip olması nedeniyle doğru sonuçlar verdiği gözlenmiştir.

Hauser ve diğerleri (1997), Microtox Testi (*Vibrio fischeri*) ile kimyasallarda metabolik aktiviteler için rat hepotic S9 enziminin bulunması ve bulunmaması durumunlarında BaP için genotoksik etkileri test etmişlerdir. Çalışmada, S9 enzimi

ilavesi durumunda sucul faza bileşik transferin arttığı ve bakteriler tarafından bu enzimin alımını kolaylaştırdığı gözlenmiştir.

Son ve ark. (1997), bir tatlı su balığı olan *Tilapia mossambica'*nın deri lezyonlarından izole ettikleri *Aeromonas hydrophila* suşlarının 21 tanesinin Streptomycine (%57), Tetracycline (%48) ve Eritromycine (%43) dirençli olduğunu saptamışlardır. Direncin taşıdıkları 3–63,4 kb boyutunda plazmidlerden kaynaklandığını tespit etmişlerdir.

Wundram ve diğerleri (1997), *Chlamydomonas rheinhardtii, Lemna minor* ve *Lepidium sativum* testlerinin güvenilirlikleri kıyaslamıştır. Test, tuz madenlerinden kaynaklanan sızıntı sularının özelliklerinde oluşturulan sentetik numuneler ile yapılmıştır. Çalışmada, farklı toksik etkiler sonucu toksisite değerlerinin çok fazla değişiklikler gösterebileceği ifade edilmiştir. Bu değişimlerin sadece toksik bileşiklerin çözünürlüğündeki farklılıklardan kaynaklandığı vurgulamıştır. Sonuç olarak ekotoksisite testlerinin, çeşitli testlerin kombinasyonu ve geniş kapsamlı kontrol deneyleri ile başarılı ve güvenilir olabileceği sonucuna varılmıştır.

Isnard (1998), toksisite yaklaşımlarını önceden belirlenebilen (PEC) ve önceden etkileri belirlenemeyen çevresel konsantrasyonu (PNEC) kullanılarak bir karşılaştırma yapmıştır. Çalışmada, Geleneksel Yaklaşım, Kimyasal-Spesifik Metot Yaklaşımı ve İntegrasyon Yaklaşımlarını incelemiş ve yeni modelin; istatistiksel ifadelerden "Özgür Hareket" prensibine göre türemiş olup kesin matematiksel doz- etki ilişkisini gösteren tanımlamaları içeren bir model olduğunu izah edilmiştir. Çalışmada, *Daphnia magna* toksisite testi kullanmış ve karışık bileşiklerin toksisitesinin tanımı için incelenen yeni modelin daha doğru bir metot olduğunu belirtmiştir. Bu yeni istatistiksel modelin atıksu arıtım tesisi tasarımlarda riske neden olabilecek gelişmiş kimyasalların karakterini belirlemede ve bunlar için tasarlanacak spesifik atıksu arıtma tesislerinde fayda sağlayabilecek bir yaklaşım olduğu sonucuna varılmıştır.

Cabrera ve Rodriguez (1999), yaklaşık 500 ton/gün katı atığa sahip Queretaro şehri katı atık depolama sahası sızıntı sularını genotoksik açıdan incelemişler ve bunun için *Tradoscontia*-micronucleus, *Tradescontia* stamen hair mutation ve *Allium* root anaphase biyoindikatörleri olmak üzere üç tane biyoindikatör kullanılmıştır ve elde

edilen sonuçlar karşılaştırılmıştır. Sızıntı suyu, hem kurak hem de yağışlı sezonda toplanmıştır. Sonuç olarak, kurak sezon sızıntı suyunun, yağışlı sezon sızıntı suyuna göre daha toksik olduğu görülmüştür ve ayrıca bitki indikatörlerinin farklı hassasiyetler gösterdiği tespit edilmiştir. Çalışmada *Tradoscontia*-micronucleus biyoindikatörünün hassas ve *Tradescontia* stamen hair mutation biyoindikatörünün ise daha az hassas olduğu görülmüştür ve sonuç olarak çevresel kirleticiler analiz edildiğinde, biyodenek serilerinin kullanılmasını tavsiye edilmiştir.

Tisler ve Koncan (1999), suda yaşayan bazı organizmalar üzerinde ilaç endüstrisinden kaynaklanan atıksularının akut ve kronik etkilerini incelemişlerdir. Çalışmada, 3 adet 24 saatlik kompozit numune üzerinde *Vibrio fischeri* ve *Daphnid Daphnia magna* testleri kullanılmıştır. Deneylerde, 30 dakikalık maruz kalma süreleri sonunda inhibisyon gözlenmiş ve 3 hafta içinde kronik etkiler saptanmıştır. Çinko ve amonyağın *Daphnia magn*a için başlıca toksik madde olduğu, çinkonun suda yaşayan canlılar için çok toksik bir ağır metal olmamasına karşın, omurgasızlar üzerinde etkili olduğu görülmüştür. Çinkonun 0,05 mg/L'den soraki konsantrasyonlarda *Daphnialar* üzerinde toksik etki gösterdiği gözlenmiştir. Bakterilerin *Daphnia magnalara* kıyasla amonyak ve çinkoya karşı daha dirençli oldukları saptanmıştır. Çalışma sonunda elde edilen duyarlılık farklılıklarının nedeni olarak, ilaç endüstrisi atıksularının farklı kompozisyonda olması gösterilmiştir.

Bou ve ark. (2000), yatmakta olan hastalardan izole edilen *Acinetobacter baummannii* suşunun hem İmipeneme hemde Meropeneme karşı dirençli olduğunu ve bu suşun karbapenemi hidrolize uğratıcı bir enzim taşıdığını tespit etmişlerdir. Bu dirençliliğin sadece kromozomal DNA'da kodlanan bir D sınıfı beta laktamazdan kaynakladığını da bildirmişlerdir.

Castillo ve Barceló (2001), tekstil endüstrisi çıkış suyu (Portekiz) ve katı atık deponi sahası sızıntıları (İtalya) gibi kompleks karışımlarda bulunan toksik organik bileşiklerin karakterizasyonunu incelemişlerdir. Çalışmada, atıksu karakterizasyonunun tespiti için kullanılan yöntemler toksisite fraksiyonu ile kombine edilmiş, katı faz ekstrasyonuna ve yüksek sıcaklıktaki gaz kromotografi-kütle spektrometresi (HT-GC-MS) ve sıvı-kromotografisi-kütle spektrometresine (LC-MS) dayanan sistem kullanılmıştır. *Daphnia magna* test organizmasını farklı fraksiyonlardaki toksik

bileşenlerin tespit edilmesi için indikatör organizma olarak kullanılmıştır. Yapılan bu geniş kapsamlı araştırmalara ve kullanılan analitik cihazlara rağmen, endüstriyel atıkların karakterizasyonunun kompleks bir konu olduğu ve atıksudaki organik içeriklerin çoğunun hala belirlenemediği ifade edilmiştir. Yapılan çalışmanın sonucunda, farklı çıkış suları nonylphenol izomerleri, alkol polethoxyloted, nonylphenol ethoxylates ve çeşitli phtholetelerin varlıklarının *Daphnia magna* için toksik olduğunu gözlenmiştir. Bununla birlikte bu numunelerin kompleksliğinden dolayı, sonuçların kesin sonuçlar olmadığı belirtilmiştir.

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*) kullanılmıştır. Sonuç olarak, yeni geliştirilen ToxAlert®100'ün Microtox®'a göre daha fazla hassas olduğu gözlenmiştir.

Iwace ve diğerleri (2001), yedi farklı antibiyotik üzerinde E-coli ve Koliform grubu bakterilerin direncini araştırmıştır.Çalışmada, arıtma tesisi boyunca Ampicillin'e karşı dirençli koliform grubu bakterilerde artma olduğu, Tetracycline'e karşı dirençli bakterilerde azalma olduğu görülmüştür. Çalışma sonucunda, arıtma tesislerinde bakteriyel türlerin seçiminde Ampicillin'e dirençli koliform grubu bakterilerin seçilmesi gerektiği sonucuna varılmıştır.

Meriç ve diğerleri (2001), endüstriyel atıksularda toksisite izleme ve azaltma yöntemlerini değerlendirmişlerdir. Çalışmada, USEPA, OECD, ISO, ASTM gibi uluslararası kuruluşlarca tanımlanan çok sayıda toksisite izleme metodunu incelenmiştir. Toksisite ölçümlerinde izlenen yöntem (atığın bir bütün olarak ve sıvı veya katı fazının ayrı ayrı test edilmesi, akut/kronik toksisite ölçümü), toksisitenin belirlenmesi (Toxicity Identification Evaluation/TIE) ve azaltılması (Toxicity Reduction Evaluation/TRE) yaklaşımları atıksu için tanımlanan standartların sağlanmasında büyük öneme sahip olduğunu vurgulanmıştır. Sonuç olarak, Su Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği'nde endüstriyel kirletici kaynaklar için tanımlanan balık biyo testinin, alıcı ortamın korunması için tek başına bir test olarak uygulanmasının zorluğu ve maliyeti açısından çok pratik bir yaklaşım olmadığı, ancak yapılacak ön biyotest sonucunda

uygulanacak bir temel test olarak değerlendirilmesi gerektiği ve bu durumda da sadece bir biyoizleme aracı olarak kullanılabileceği, toksisite azaltma yaklaşımına fazla pratik olmadığı ifade edilmiştir.

Villegas-Navarro ve diğerleri (2001), tekstil atıksu örneklerinde biyoindikatör olarak *Daphnia magna* kullanılarak LD_{50} değerini belirlemişlerdir. *Daphnia magna*'ların hassasiyetlerinin kimyasallara göre değişiklik gösterdiği fark edilmiştir. Çalışmada, son çıkıştan alınan örneklerin tümünün toksik olduğu ve akut toksisite aşamasında da yüksek toksisite sergiledikleri ifade edilmiştir. Proses numunelerinin tamamında, boyanın etkili olduğunu gözlenmiştir. *Daphnia magna* kullanılan testin sonuçları, toksik ekstrapolasyonların modeli gibi kullanılmış fakat bu sonuçların alıcı sucul ekosistem için risk değerlendirilmesi için kullanılmasının yeterli olmayacağı görüşüne varılmıştır. Bununla birlikte, tüm alıcı ekosistemler için potansiyel tehlikeyi tahmin etmek için *Daphnia magna* toksisite testlerinin yeterli olduğu ve kirlikten kurtulmak için atıksu yeteri derecede arıtıma ihtiyacı olduğu vurgulanmıştır.

Wang ve diğerleri (2001), *Cucumis sativus*'un kök uzunluğu ve çimlenme oranında, halojen bağlı fenoller ve analinlerin etkilerini mukayeseli olarak tespit etmişlerdir. Çalışmada, *Cucumis sativus'*un test metodu olarak kullanılması ile yapılan fitotoksisite testlerinin sonuçlarının ekotoksik risk değerlendirilmesinde uygulanabilir olduğu sonucuna varılmıştır.

Yegane (2001), İzmir İç Körfezi'ne dökülen derelerin kirlilik düzeylerini *Daphnia magna* (Straus 1820) toksisite testi kullanarak saptamayı amaçlamıştır. Çalışmada, akut testte *Daphnia magna* üzerinde oluşan letal etki, kronik testte ise hayatta kalma, ilk üreme günü, anaç başına yumurta ve yavru sayıları kullanılmıştır. Akut testte, 192 saat süre sonunda, Melez deresi için LD50 değeri %79,03, Halkapınar Deresi için %57,37, Manda Deresi için %65,48 seyrelme oranı hesaplanmıştır. Sonuç olarak, bu yöntemin uygulama kolaylığı ve tekrarlanabilirliği açısından uygunluğu ortaya konulmuştur.

Aydın ve diğerleri (2002), Konya İli'ndeki 2 büyük hastanenin atıksularının toksisite karakteristiğini belirlemişlerdir. Hastanelerin kanalizasyon sistemine deşarj noktasından kompozit numuneler alınarak. *Lepidium sativum* fitotoksiste testleri

gerçekleştirilmiştir. Yapılan testlerin sonucunda, çimlenme yüzdeleri kıyaslanmış ve I. Hastane atıksularının, II. Hastane atıksularına göre daha az toksik olduğu ve her iki hastaneden alınan atıksuların da şahitlerine göre ortalama kök uzamasında 3 kat inhibisyona neden olduğu tespit edilmiştir. Çalışmada ayrıca, kanalizasyona deşarj edilen hastanelerin atıksuları diğer evsel atıksularla karışarak seyreldiğinde toksik özelliklerinin hissedilir değerlerden uzaklaşan değerlere sahip olabileceği vurgulanmış ve bunun için gerekli önlemlerin alınması gerektiği ifade edilmiştir.

Davis ve diğerleri (2002), standart metotlarla bor içeren atıksuyun arıtımı veya nutrientleri de kapsayan atıksuyun toksisitesini belirlemişlerdir. Test için *Spirodella pollyrrhiza* kullanılmış ve yaprak sayımına dayanarak incelemeler yapılmıştır. Çalışma sonucunda, *Spirodella pollyrrhiza*'nın bor gideriminde yetersiz olduğu ve düşük miktardaki borla kirletilmiş bor içerikli atıksuların bor giderimi için bu türün uygun olmadığı görülmüştür.

Gutiérrez ve diğerleri (2002), toksisitenin belirlenmesi için Microtox® (*Vibrio fischeri*) ve elektrolitik respriometri kullanmış ve bu yöntemler arasında performans karşılaştırması yapmışlardır. Testler yedi organik ve beş inorganik bileşik için yapılmıştır. Çalışmada, Microtox® deneyinin daha yüksek hassasiyete sahip olduğunu kanıtlanmıştır. Ayrıca diğer yöntem olan elektrolitik respirometri inhibasyon testinin kolay yapılabilir, değerlendirilebilir ve hızlı sonuç veren bir test olduğu ve atıksu arıtma tesisi girişindeki noktada, çıkışın toksisitesinde daha iyi karakterize edebildiği görülmüştür. Bu nedenlerden dolayı, Microtox® testi ile elektrolitik respirometri testinin atıksu toksisite deneyleri için genel bir ilişkinin durumunu açıklamanın mümkün olmadığı sonucuna varılmıştır.

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

Samuk (2002), ilaç endüstrisi formülasyon alt kategorisinde kaynak bazında, Lak Tablet, tablet, Likit ve Antibiyotik üretimlerinden meydana gelen atıksuların ürün esas alınarak miktarının belirlenmesi, karakterizasyon çalışmalarının yapılması ve bu atıksuların arıtılabilirliğinin incelenmesini hedeflemiştir. Araştırmada, ilk olarak Lak Tablet, tablet, Likit ve Antibiyotik üretimlerinden meydana gelen atıksular her bir atıksu kaynağı dikkate alınarak belirlenmiş ve bir kısmı ise proses atıksuyunu temsil edecek şekilde sentetik olarak hazırlanmıştır. İkinci aşamada, her bir ürünün atıksu karakteristiği belirlenmiştir. Son aşamada ise, bu atıksular üzerinde arıtılabilirlik çalışmaları yürütülmüştür. Çalışmada, bazı atıksuların biyolojik arıtılabilirliği zor olduğundan ön işlemlere tabi tutulmuştur. Bir kısmı ise direkt kimyasal arıtma ile arıtılmıştır. Likit ve Lak Tablet üretiminden kaynaklanan atıksuları için direkt biyolojik arıtım uygulanmış ve Lak Tablet için %40-65, Likit için %87'ye varan KOI giderimi sağlanmıştır. Fakat arıtımdan sonra iki atıksuda da 500-1000 mg/L KOI kalıntısı kalmış olduğu görülmüştür. Lak Tablet ve Tablet üretiminden meydana gelen atıksular için biyolojik arıtıma verilmeden ön işlem olarak, ozon ile oksidasyon ve ozon ile katalitik oksidasyon deneyleri yapılmıştır. Ancak bu atıksu numunelerinin ön işlemden sonra biyolojik arıtıma da girmesi sonucunda atıksu numunelerinde KOI değerinin yaklaşık olarak 400-800 mg/L civarında olduğu görülmüştür. Antibiyotikler için ön arıtım olarak alkali hidroliz deneyleri kullanılmıştır. Ancak, deneyler sonucunda atıksu karakteristiğinde belirgin bir farklılık görülmemiştir. Antibiyotikler için yapılan çalışmalarda %50 KOI giderimi tespit edilmiş fakat BOI_5/KOI oranının biyolojik arıtım için istenilen değere ulaşmadığı tespit edilmiştir. Son olarak Fenton reaktifi ile oksidasyon çalışmaları yapılmış ve deneysel çalışmalar sonucu elde edilen KOI gideriminden dolayı (%65-85), Fenton reaktifinin biyolojik arıtımdan önce ön arıtım olarak değil, direkt olarak arıtımda kullanılabileceği gösterilmiştir.

Wang ve diğerleri (2002), 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, toksisite değerlendirilmesi için hızlı bir ön izleme testi olarak kullanılabileceği ifade edilmiştir.

Derbentli ve ark. (2003), metisiline dirençli Stafilokokların etken olduğu infeksiyonların morbidite ve mortalitesinin yüksek olması ve yüksek ek maliyet, başta

MRSA olmak üzere, çoğul antimikrobiyal dirençli stafilokokların hemen her ülkede izlenmesine neden olduğu vurgulamışlardır. Bu araştırmada 2003-2004 yılları Türkiye sonuçları derlenerek sunulmuş ve *S. aureus* suşlarında metisilin direnci %52, eritromisin, fluorokinolon, rifampisin ve gentamisin dirençleri sırasıyla %60, %57, %56 ve %55, koagülaz negatif stafilokoklarda metisilin direnci %50, eritromisin, gentamisin, fluorokinolon ve trimetoprimsulfametoksazol dirençleri sırasıyla %60, %54, %47 ve %46 olarak belirlenmiştir. Vankomisin direncine rastlanmamıştır.

Fjällborg ve Dave (2003), lağım çamurundaki bakırın akut tokisisitesini belirlemek için *Daphnia magna, Lemna minor* ve *Raphanus sativus* üzerindeki davranışlarını 64 gün boyunca incelemişlerdir. Sızıntı suyu pH'ının, *Daphnia magna* ve *Lemna minor*'ün her ikisinin toksisiteleri için etken faktör olduğu gösterilmiştir. Bu çalışmada, düşük bakır konsantrasyonunda *Lemna minor*'ün, *Daphnia magna* ve *Raphanus*'dan daha fazla tepki gösterdiğini gözlenmiştir. Bakır toksisitesi başlangıçta (0-16 gün) amonyumun sebep olduğu toksisite ile maskelenmiş ve 32 gün sonra, amonyum konsantrasyonu azalması ile etmeye başlamış olduğunu gözlenmiştir. Üç organizmanın 64 gün sonra toksisitelerinin değiştiği görülmüştür. Çalışmada, *Lemna minor*'un en hassas organizma olduğu ve sonra *Dapnia magna* en son olarak da *Raphanus sativus*'un geldiği sonucuna varılmıştır. Bakır hassasiyetindeki bu farklılıkların nedeni olarak pH etkisi vurgulanmıştır.

Manusadžianas ve diğerleri (2003), Litvanya ve Estonya'dan toplanan endüstriyel ve evsel atıksu örnekleri toksisitelerini biyolojik testleri de kapsayan *Selenastrum capricornutum* ile yapılan Algaltoxkit FTM, *Nitelopsis obtusa* ile yapılan Charatox, *Dapnia magna* ile yapılan Daphtoxkit FTM, Thamnocepholus platyurus ile yapılan Thamnatoxkit FTM, *Tetrahymona thermophila* ile Protoxkit FTM ve *Vibrio fischeri* ile yapılan Microtox® testleri ile toksisiteleri değerlendirmişlerdir. Çalışmada, Litvanya ve Estonya'dan toplanan kentsel ve endüstriyel atıksuların potansiyel zararlarının araştırılması için, toksisite testlerinin değerlendirilmesine ve kimyasal bileşiğin uygunluğuna dayanan iki yaklaşım kullanılmıştır. Testlerin daha kullanabilir ve faydalı olmasının sağlanabilmesi için, uygun test dizisinin seçiminden önce atıksu arıtma tesislerinin son şekillerinin belirlenmesi gerektiği belirtilmiştir. Atıksu toksisite değerlendirilmesinde kullanılan, altı biyotest takımından bağıl hassasiyetlerinin en

yüksek olduğunu testlerin Charatox testi ve Thamnotoxkit FTM testleri olduğu görülmüştür.

Sponza (2003), kağıt hamuru-kağıt üretim endüstisinden kaynaklanan atıksuların akut toksisitelerini, geleneksel ve zenginleştirilmiş tosisite testleri ile araştırmıştır. Atıksu numunelerinin alındığı tesisin arıtma tesisisinde ızgara, dengeleme tankı, birincil çökeltme havuzu, biyolojik arıtım (geleneksel aerobik aktif çamur sistemi) ve kimyasal arıtım ve son çökeltme tanklarının bulunduğu ve arıtılmış, klorlanmış çıkış suyunun nehire deşarj edildiği belirtilmiştir. Numuneler ikincil çökeltme havuzu çıkışından alınmıştır. Deneylerde Protozoa (*Vorticella* sp.), alg (*Chlorella sp*.) ve balık (*Lepistes*) test metodu olarak kullanmıştır. Çıkış suyunun toksisitesi dört farklı sıcaklıkta ele alınmıştır. Yapılan bakteri, balık ve alg toksisite testlerinin, atıksularını alıcı sucul ekosisteme yapan endüstrilerin atıksu artımı için gelecek vadeden teknolojilerin gelişiminde kullanılacak türden bilgiler elde edilmiş olabileceği ifade edilmiştir. Çalışmanın sonuçlarına göre, kullanılan toksisite testlerinin pratik, ucuz ve potansiyel etkilerin belirlenmesinde doğru sonuçlar verdiğini gösterilmiştir. Alıcı ortam deşarj limitleri aşılmamasına rağmen çıkış suyunda toksisite tespit edilmiş ve bu nedenle de toksisite testlerinin alıcı ortam deşarj standartlarının sağlaması için kullanılması gerekliliği vurgulanmıştır.

Arfsten ve diğerleri (2004), yedi sucul organizma ve iki karasal tür üzerinde indirgenebilen polimerlerin sudaki varlıklarını ve bunların bu organizmalar üzerinde oluşturacağı toksisiteyi değerlendirilmişlerdir. Sucul test organizması olarak; *Hyalella azteca, Leptocheirus plumulosus, Selenastrum capricornutum, Ceriodaphnia dubia* ve *Pimaphales promelas, Americamysisi bahia* ve *Cyprinodan variegatus* kullanılmıştır. Karasal tür olarak ise, *Brassica rappa* ve *Lepidium sativum* ile çalışmıştır. Çalışmada, test edilen polimerlerin yedi sucul organizmaya ve iki karasal türe düşük bir toksik etki bıraktığı tespit edilmiştir. Bununla beraber; bu polimerlerin toksisite karakterizasyonunun tüm türler veya çevresel durumlar için uygun olmayabileceği sonucuna varılmıştır.

Arufe ve diğerleri (2004), *Sparus aurata* larvaların ölüm oranı ve Microtox testi ile deniz bakterisi *Vibrio fischeri*'nin ticari herbisit formülü maruziyetindeki hassasiyetlerini İspanya Güney Atlantik yakınlarındaki değerli balık türleri için

karşılaştırmışlardır. Çalışmada, bu herbisitler için *Sparus aurata* indikatörlerinin Microtox deneyinde kullanılan *Vibrio fischeri*'ye göre toksik açıdan daha hassas indikatörler oldukları sonucuna varılmıştır.

Aydın ve Kara (2004)[1], toksisite testlerini test organizmasına, test süresine ve test düzeneğine göre 3 farklı şekilde değerlendirmişler ve test amacına ve mevcut şartlara göre maliyet ve hassaslık bakımından karşılaştırmışlardır. Toksisite ölçümünde zehirlilik seyrelme faktörü (ZFS) ile LD_{50} parametresi kıyaslanmış ve bu deneyler, hassaslık, maliyet, tekrarlanabilirlik ve uygunluk açısından karşılaştırılmıştır. Çalışmada, standart balık deneylerinin kullanılmasının yönetmeliklerce bir sorun teşkil etmemesine karşın ticari açıdan en önemli ya da en duyarlı balık türü çoğu kez bölgeden bölgeye değiştiğinden dolayı farklı türden balıkların, zehirli maddelere ya da ortamlara çok farklı tepkiler vermesinden dolayı test sonuçlarının etkilendiği vurgulanmıştır. Ayrıca, test düzeneğinin de tüm testlerde standart olması uygun olmadığını belirtilmiştir ve test düzeneğinin balık türüne, test edilen suyun özelliğine, laboratuvar imkanlarına bağlı olarak düzenlenmesi gerektiğine değinilmiştir. Çalışma sonucunda, test sonuçlarını değerlendirmek için LD_{50} değeri önerilmiş ve LD_{50} parametresi ölçümlerde hassaslık ve kararlılığın sağlanması amacı ile maksimum ve minimum tepkiler yerine ortalama tepkiyi esas aldığı için bu değerin, anlamlı, gerçek ve tekrarlanabilir bir gösterge olduğu belirlenmiştir. ZSF'nin çok zor ölçülebilen bir parametre olması, yönetmelikte müsaade edilen ZSF değerleri çok toleranslı olması nedeniyle endüstrilerin kontrolünün güçleştirdiği ve ayrıca yönetmelikte standartlar verilirken bu standartların atıksu karakterleri ve arıtma teknolojisi ile elde edilebilir değerler ile uyumlu olması gerekliliğinden dolayı LD_{50} değerinin toksisite değerlendirmelerinde kullanılmasının daha uygun olduğu sonucuna varılmıştır.

Aydın ve Kara (2004) [1], *Lepidium sativum* ve *Lepistes reticulatus*'u testleri kullanarak, ikinci endüstri bölgesinden ve genel kanalizasyon çıkışından alınan atıksu örneklerinin toksisitelerini tayin etmişlerdir. Alınan numunelerin balık (*Lepistes reticulatus*) kullanılarak hesaplanan LD_{50} (72 saatlik) değeri % 41 ve % 47 aralığında, bahçe teresi (*Lepidium sativum*) kullanılarak hesaplanan LD_{50} değeri ise % 79 ve % 83 aralığında bulunmuştur. Atıksuyun toksisitesinde, kanalizasyon sisteminde endüstriyel deşarj için ve Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nin endüstriyel atıksu deşarj standartlarına uygun bir seyrelmenin olduğunu tespit edilmiştir.

Li and Xiong (2004), kadmiyumun *Lemna paucicostata*'nın üzerindeki toksik etkisini incelemişlerdir. Çalışmada, kadmiyuma karşı *Lemna paucicostata*'nın yabani kolonisi nüfusunun yaklaşık %2'lik kısmının kadmiyuma toleranslı olduğunu gözlenmiştir. Kullanılan test koloni parçalanmasına dayanmaktadır. Yapılan deneyde, kadmiyum maruziyetine bırakılan *Lemna paucicostata*'nın anne yaprakları ile yavru yapraklarının olgunluk döneminden önce ayrıldıkları gözlenmiştir. Yavru yapraklar kadmiyum baskısıyla uyarılmış, etilen üretimine geçmişlerdir ve koloni parçalanması meydana gelmiştir. Yapılan test, *Lemna minor* ile yapılan testlerle karşılaştırılmış ve *Lemna paucicostata* bitkilerinin koloni direnişinin 8 saatlik ve 24 saatlik ED_{50} değerleri için *Lemna minor*'e göre önemli derecede düşük olduğu görülmüştür. Çalışmanın sonucunda, *Lemna paucicostata* kadmiyum maruziyetine karşı hassasiyet göstermiş ve kadmiyuma içeren sular için *Lemna paucicostata* türünün uygun bir toksisite indikatörü olarak kullanılabileceğini ifade edilmiştir.

Pintar ve diğerleri (2004), arıtılmadan önceki ve arıtmadan sonraki çıkış suları üzerinde toksisitenin etkileri hakkında bilgi temin etmek için, kağıt ağartma endüstrisi atıksularında kimyasal analizler (TOC giderimi, renk) ve biyoanalizler (akut toksisitenin *Daphnia magna* için 48 saat ve *Vibrio fischeri* için 30 dakika süresince ölçülmesi) kullanmıştır. Çalışmada, temin edilen bilgiler yardımıyla bu atıksuyun, ısıtmalı ıslak hava oksidasyonu uygulaması ile arıtımı amaçlanmıştır. Sonuç olarak, *Daphnia magna* ve *Vibrio fischeri* için, son ürün çözeltilerinin, son organik çözeltideki kalan toplam karbonun konsantrasyonuna göre daha toksik olduğu ve ısıtmalı ıslak hava oksidasyonunun, kağıt ağartma endüstrisi çıkış suyunda bulunan organik bileşiklerin yok edilmesinde önemli bir potansiyel sergilediği gözlenmiştir.

Rouvalis ve diğerleri (2004), Yunanistan, Achaia'daki arıtılmış zeytinyağı atık sularının akut toksisitelerinin değerlendirilmesinde ucuz ve pratik testler olan Thamnotoxkit F ve Daphtoxkit FTM pulex mikrobiyotestlerini kullanmışlardır. Çalışmada, her iki toksisite testinin hassasiyetleri karşılaştırılmış ve Daphtoxkit FTM testinin diğerine göre daha hassas olduğu tespit edilmiştir.

Baycan ve Şengül (2005), pamuk, tekstil, tabakhane, petrokimya ve petrol rafineri endüstrilerindebulunan arıtma tesislerinin giriş ve çıkış toksisitelerini

LUMIStox toksisite test metodu (*Photobacterium phosphoreum*) kullanılarak çalışmışlardır. Çalışmada sonuç olarak, en toksik atıksuyun pamuklu tekstil endüstrisinin atıksuyunun olduğunu ortaya çıkmıştır. Genel olarak toksisitenin kimyasal arıtım sonrasında arttığı ve biyolojik arıtım sonrasında azaldığı tespit edilmiştir.

Fenske ve diğerleri (2006), Odra Nehri ve Odra Halici'nin (Almanya'nın kuzey doğusu/ Polonya'nın kuzey batısı) ayrı noktalarından alınan beş numunenin, ağır metallere karşı hassasiyetlerini incelemiş ve toksisitesini yedi farklı toksisite test metodu ile karşılaştırmışlardır. Çalışmada, Odra Halici'ndeki ağır metal kirliliğine yakın özellikte sentetik atıksu hazırlanmıştır ve bu atıksu ile *Vibrio fischeri, Paramecium spp., Rhabdits oxycera, Lemna minor, Leuciscus idus melanotus* testlerini gerçekleştirmişlerdir. Sonuç olarak, en hassas toksisite testi *Lemna minor* olarak bulunmuştur. Odra Halici'nde ağır metal konsantrasyonlarının sucul bitkilerin büyümesini engelleyici etkisinin olduğu ortaya konulmuştur. Test ettikleri ağır metallerden (Cu, Zn, Ni, As, Pb, Cr, Hg, Cd ve Cr) en toksik özellik gösteren ağır metalin bakır olduğu tespit edilmiş ve bu nedenle Odra Halici'nde bakır arıtımının üzerinde durulması gerektiği vurgulanmıştır.

Katsoyiannis ve Samara (2006), Yunanistan'da Thessoloniki'nin atıksu arıtma tesisindeki atıksu toksisitesinin giderimini, LUMISTox® toksisite testleri ile değerlendirmişlerdir. Atıksu arıtma tesisindeki üç örnekleme noktasından (ünitelere giriş, ikinci çökeltme tankı çıkışı ve son atıksu çamurundan) aynı zamanda alınan numuneler üzerinde, toksisite ve kimyasal parametreler ölçülmüştür. Sonuç olarak, toksisite testlerinin arıtılmış olan atıksu deşarjının potansiyel zararlarının değerlendirilmesinde kimyasal analizlere yardımcı olduğu sonucuna varılmıştır.

Sponza (2006)[1], kimyasal boya üretim endüstrisinin arıtma tesisinin çıkışından alınan numuneleri kimyasal, biyokimyasal ve toksisite parametreleri açısından analiz etmiştir. Üzerinde çalışılan arıtma tesisi mekanik, kimyasal ve biyolojik arıtmalardan oluşmaktadır. Çalışmada test türleri olarak, bakteri (*koliform* ve *flok* bakteri), alg (*Chlorella* sp.), protozoalar (*Vorticella* sp.) ve balık (*Lepistes* sp.) kullanmıştır. Bakteri ve balık toksisite testleri kullanılarak, alıcı su ortamına boşaltılan kimyasal boya üretim endüstrisi kaynaklı atıksuyun kontrolünde faydalı bilgiler temin edileceği gösterilmiştir.

Çalışma sonunda, farklı endüstriyel atıksuların yasal toksisite kontrolünde ve çevresel risk değerlendirmesi yapılırken bu testlerin kullanımı tavsiye edilmiştir.

Sponza (2006)[2], Türkiye'deki kimyasal boya üretim endüstrisindeki akut toksisiteyi, toksisite testleri ile araştırmıştır. Yapılan çalışmada, atıksu deşarj düzenlemelerinde toksisite testinin önemi vurgulanmıştır. Araştırmada, bakteriler (floc-*Zoogloea ramigera* ve koliform-*Escherichia coli* bakterisi), algler (C*hlorella vulgari*), balıklar (lepistes-*Poecilia reticulate*) ve protozoaları (*Vorticella companula*) kullanmıştır. Yapılan toksisite testlerinin sonuçları, çıkış atıksu numunesindeki kirleticilerin kimyasal analizleri ile karşılaştırılmıştır. Çalışmada, toksisite testlerinin pratik, ucuz ve doğru sonuçlar verebilen testler olduğunu gösterilmiş ve toksisite testlerinin su kalitesi yönetmeliklerinde yer alması ve deşarj edilen çıkış sularının toksisitesinin etkili şekilde izlenmesi gerektiğine değinilmiştir. Sonuç olarak, kimyasal boya üretim prosesinden meydana gelen Pb, Cr^{+6}, Cd, Fe^{+2}, Zn ve toplam hidrokarbonun alıcı ortama deşarjından önce arıtılmalarının toksisiteyi azaltacağı vurgulanmıştır.

Aydın ve diğerleri (2007), Konya kanalizasyon sisteminin çeşitli noktalarından alınan atıksu örneklerinin akut toksisitenin belirlenmesi amacıyla yedi farklı toksisite testi uygulamışlardır. Fizikokimyasal parametreler ile her bir test arasında korelasyon katsayıları bulunmuştur. Daphtox'un TOK, TİK, TK, pH parametreleri; Thamnotox'un TOK, TK, pH parametrelerinin; *Lemna minor* toksisite testinin iletkenlik parametresi ile korelasyon gösterdiği, fakat balık toksisite testinin hiçbir parametre ile korelasyon göstermediği tespit edilmiştir. Test sonuçları Thamnatoxkit FTM ve balık toksisite testi için LD_{50}, diğer testler için ED_{50} olarak ifade edilmiştir. Çalışma sonucunda, her testin farklı atıksu karakterizasyonları için farklı hassasiyetler gösterdiği belirlenmiştir. Daphtox, karışık evsel ve endüstriyel atıksular için en hassas, endüstriyel atıksular için ise Thamnotox toksisite testinin daha hassas olduğu ortaya konulmuştur.

Baykan (2007), kurşun nitrat ($Pb(NO_3)_2$) metal tozunun *Daphnia magna* (Straus 1820) (Cladocera, Crustacea) üzerindeki akut toksik etkisi araştırmıştır. Çalışmada endüstri ve sanayide kullanılan ve akuatik ekosistemlerde toksik etki yapan kursun nitrat ($Pb(NO_3)_2$) metal tuzunun *Daphnia magna*'da 24 saatlik ED_{50} değeri belirlenmiştir. Kurşun nitrat'ın 24 saatlik ED_{50} değeri *Daphnia magna* bireylerinde

probit analiz yöntemine göre 0.44 mg/l bulunmuştur. Ayrıca Behrens- Karber yöntemi ile 24 saatlik ED_{50} değeri 0.51 mg/l olarak saptanmıştır. Toksik maddenin konsantrasyonu arttıkça *Daphnia magna* bireylerinin davranışlarında önemli değişimler olduğu gözlenmiştir.

Diker ve diğerleri (2007), petrolün deniz suyunda ve çeşitli solventlerdeki çözünme miktarı, petrolün kuma döküldüğünde ne kadarının deniz suyuna ve solventlere ekstrakte olacağı ve çözünmüş olan petrolün zehirliliğinin değerlendirmesi ile ilgili araştırma yapmışlardır. Çalışmalarda motor yağı, kullanılmış motor yağı ve No.6 fuel olmak üzere üç adet petrol ürünü kullanılarak, BioTox™ (*Vibrio fischeri*) zehirlilik testinin petrol ve petrol ürünlerinin zehirliliklerinin belirlenmesi için uygunluğu araştırılmıştır. Bu çalışmada organik madde ekstraksiyonu için solvent olarak DMSO ve THF karşılaştırılmış ve DMSO'in zehirlilik testine uygun bir solvent olduğunu bulunmuştur. Organik ekstraksiyona uğrayan kum-petrol karışımlarının zehirlilikleri solventlerin tek başlarına oluşturdukları zehirliliğe yakın bir zehirlilik oluşturmuş ve katı fazdaki ekstraksiyon performansının her iki solvent için de düşük olduğunu görülmüştür. Fuel oil suda çözündüğünde anlamlı bir zehirlilik değeri vermemesine rağmen, solventlerle çözüldüğünde 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 varılmıştır.

Drobniewska ve diğerleri (2007), Polonya'daki dört nehir için taşkın ovalarından ve nehirlerden gelen toprak ve sediment maddelerin kalitesinin değerlendirilmesi için Microtox® SPT, Spirotox-SPT, Ostracodtoxkit FTM ve Phytotoxkit™ mikrobiyotestlerini ve fizikokimyasal karakteristikleri kullanmışlardır. Numuneler sonbahar ve ilkbaharda toplanmış ve böylelikle toksisitenin mevsimsel değişimi, tortu ve toprak örneklerinin solunumu incelenmiştir. Toprak numunesi içindeki metal konsantrasyonların, tortu içindekilere göre daha fazla olduğu yapılan çalışmayla göstermiştir. Çalışmada, Zn'nun hayvanlar üzerinde çok toksik fakat bitkiler üzerinde en az toksik etki gösterdiği bildirilmiştir. Cr'nun ise hayvanlar için az toksik, fakat bitkiler için çok toksik etki gösterdiğine işaret edilmiştir. Ağır metal solüsyonlarına karşı farklı test organizmalarının, tepkilerinin çevresel etkilere bağlı olarak farklılıklar gösterebildiği vurgulanmıştır. Sedimentlerin oluşturduğu toksik etki, bahar boyunca %

32, sonbahar boyunca % 48 olarak gözlenmiştir. Kışın kimyasalların yaza göre daha fazla kullanılmasının bu durumun nedeni olduğu ve yüksek yapılı organizmaların aktivitelerinin bahar boyunca yüksek olmasından kaynaklandığı ifade edilmiştir. Elde Çalışmada, sediment numuneleri için en hassas testlerin *Lepidium sativum* ve *Sinapis alba* ile yapılan Phytotoxkit^{TM} toprak numunesi için Spirotox SPT ve *Lepidium sativum* olduğu belirlenmiştir.

Mendonça ve diğerleri (2007), yüksek organik yüke sahip, askıdaki katılar, fenoller, taninler ve çeşitli çevresel zararlı maddeleri içeren atıksular ile *Daphnia magna, Lemna minor* ve *Vibrio fischeri* toksisite testlerini gerçekleştirmişlerdir. Akut ve kronik toksisitelerinin değerlendirmesi için fizikokimyasal parametreler kullanılmıştır. Bu tip atıksuların akut toksisitesi için en hassas türün *Vibrio fischeri,* kronik toksisite testleri için ise en hassas türün *Daphnia magna* olduğu bulunmuştur. Çalışma sonucunda, deneylerde kullanılan atıksular için toksisite ve rutin biyolojik izlemelerin yapılması gerektiği vurgulanarak, çevresel koruma için daha fazla mali kaynak ayrılmasının faydalı olacağı sonucuna varılmıştır.

Montvydienė ve Marčiulionienė (2007), çalışmalarında $CuSO\ 4{\cdot}5H_2O$, $K_2Cr_2O_7$, $ZnSO\ 4{\cdot}7H_2O$, and $Ni(NO_3)_2$ ve bunların ikili karışımlarının toksisite değerleri *L. sativum* ve *S. polyrrhiza* deneyleri ile belirlediler. Deney sonucunda *Lepidium sativum* deneyi için toksiklik sırası: Cr(VI) > Cu(II) > Ni(II) > Zn(II)şeklinde olduğu görülmüştür.

Uysal ve Taner (2007), 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 mg/L) ile araştırmışlardır. Çalışmada, yaprak sayıları dikkate alınarak, bitki büyümesinin kinetik modeli türetilmiştir. Tüm şartlar için reaksiyon oranının değişiklik gösterdiği ifade edilmiştir. İlk pH'nın büyüme oranını önemli şekilde değiştirmediği ve kurşun iyonu içeren serilerinde bitki büyümesinde optimum sıcaklığın 25 ^{o}C olduğu görülmüştür. Sonuç olarak kurşun iyonlarının konsantrasyonlarının *Lemna minor* üzerinde toksik olduğu bulunmuştur.

Zhu ve diğerleri (2007), 0-500 µg/L konsantrasyon aralığındaki atrazin ile, *Lemna minor*'un büyümesinde negatif bir ilişki olduğunu ve macrophyre üzerindeki

etkilerini incelemişlerdir. Çalışma sonucunda, etkilerin dikkate değer olduğunu ifade etmişlerdir. Klorofil içeriğinde önemli bir etki bulunmakla beraber, klorofil a/b oranı, atrazine oranının artmasıyla düşüş gösterdiği belirlenmiştir. *Lemna minor*'deki atrazine biyokümülasyonunun iz seviyede olduğunu gözlenmiştir.

Altında ve diğerleri (2008), kurşun nitrat akut toksisite ($Pb(NO_3)_2$) *Daphnia magna Straus* ile araştırılmıştır. 24 saat sonra *Daphnia* hareketliliği incelenmiş ve hareketsiz olanlar sayıldı. *D. magna* kurşun nitratın 24 saat ED_{50} 0.44 mg/L olarak bulunmuştur. Behrens - Karber yöntemi uyarınca kurşun 24 saat ED_{50} 0.51 mg/L olarak bulunmuştur.

Çelebi ve Sponza (2008), antibiyotiklerin anaerobik ayrışabilirliklerini incelemiş ve bu kapsamda Amoksisilin, Oksitetrasiklin, Tilosin ve Eritromisinin Anaerobik Çok Kademeli Yatak reaktör (AÇKYR) sistemde anaerobik arıtılabilirlikleri incelenmiştir. Deney sonucunda Oksitetrasiklin, Tilosin, Eritromisin ve Amoksisilin için KOI giderimleri sırasıyla %87, %83, %86 ve %83 olarak saptanmıştır.

Doğan (2008), Küçükçekmece Lagünü'nden (İstanbul) izole edilen enterik bakterilerin antibiyotik direncini incelemiştir. Çalışmada amaçlananlardan biri *Enterobacteriaceae* familyasının yoğunluğunu, sucul alandaki bakteriyolojik kirliliğini ve insan sağlığı üzerine etkilerini belirleyebilmektir. Buna ilave olarak fizikokimyasal veriler kullanılmıştır.Çalışmada bulunan sonuçlar Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği Standartları ile karşılaştırılmış ve değerlerin uygun olmadığı belirlenmiştir. Çalışmanın diğer bir amacı da, Küçükçekmece Gölü'nde fekal kökenli bakterilerin yoğunluğunun belirlenmesi, ayrıca izole edilen türlerin antibiyotik direnç profillerinin ve halk sağlığına etkilerinin belirlenmesidir. Antibiyogram testlerinde kullanılmak üzere, Kloramfenikol, Tetrasiklin, Nalidiksik Asit Ampisilin, Imipenem, Seftazidim, Amikasin, Streptomisin ve Amoksilin + Klavulonik Asit antibiyotikleri seçilmiş ve çalışma sonunda enterik bakterilerin antibiyotik direnç profilinde Ampisilin'e karşı direnç değeri %76,29 ve Imipeneme karşı en duyarlı değer %6,90 olarak belirlenmiştir. Küçükçekmece Lagünü'nde en yoğun olarak belirlenen bakteri *E. coli* için, aynı antibiyotik seçimleri ile antibiyogram testleri yapılmış ve *E. coli'nin* %62,50 ile Ampisilin'e karşı direnç gösterdiği ortaya konmuştur.

Oryaşın (2008), enfeksiyon kaynaklı enterokokların dirençleri dışında toprak, su, ve atıklar gibi çeşitli çevresel kaynaklardan izole edilecek enterokoklarda antibiyotik dirençlerinin tespitini amaçlamıştır. Çalısmada, çeşitli çevresel kaynaklardan izole edilen 50 adet enterokok suşundan 38 tanesi (% 76) *Enterococcus faecium,* 7 tanesi (%14) *Enterococcus gallinarum,* 2 tanesi (%4) *Enterococcus faecalis,* 2 tanesi (%4) *Enterococcus durans,* 1 tanesi (%2) *Enterococcus avium* olarak tespit edilmiştir. İzole edilen 50 enterokok suşunun 17'si (%34) eritromisine, 39' u (%78) klindamisine, 39'u (%78) pirlimisine, 11'i (%22) ampisiline, 15'i (%30) penisiline, 5'i (%10) doksisikline, 4'ü (%8) vankomisine, 10'u (%20) tetrasikline, 29'u (%58) rifampisine, 6'sı (%12) norfloksasine dirençli bulunmuş ve izolatların hiçbirinde teikoplanin, kloramfenikol ve gentamisin direnci saptanmamıştır.

Karamete (2008), *Vibrio fisheri, Lemna minor* ve *Lepidium sativum* toksisite testlerini kullanarak Konya Katı Atık Depolama Sahası sızıntı sularının toksisitesini değerlendirmiştir. 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 ED_{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.

Dökmeci (2009), Çalışmada kış ve bahar döneminde alınan su numunelerinde İbuprofen, Naproksen, Diklofenak, Salisilik asit (Asetil salisilik asit metaboliti) ve kafein bileşenleri SPE-GC-MS'de derivatize edilerek belirlenmiştir. Naproksen, İbuprofen, Diklofenak ve Salisilik asitin akut toksisiteleri *V.fisheri* bakterisi ile ToxAlert 100® kullanılarak değerlendirildi. Seçilen maddeler asidik özellikte, çok polar ve reçetesiz sık satılan analjeziklerdir. Doz-yanıt eğrileri çizilerek lineer regresyon analizi ve probit analizleri yapılarak %50 etkili konsantrasyonları (ED_{50}) 11.79-54.39 mg/l ve toksik birimleri (TUs) 1.83-8.48 aralığında hesaplandı. Sucul ortamlarda

farmasötiklerin tek başlarına akut etkilerinin olasılık dışı olduğu belirlendi. Ancak karışımın (İNDS) akut toksisitesi *V.fisheri* bakterisi kullanılarak değerlendirildiğinde ED_{50} 7.09 mg/l ve toksik birim (TUs) 14.10 hesaplanarak organizma için çok toksik olduğu bulundu.

Ergül (2010), borik asit (H_3BO_3) ve arsenitin (AS^{+3}) *Daphnia magna* Straus 1820 (CRUSTACEA, CLADOCERA) üzerine akut ve kronik toksisitesini araştırmıştır. Çalışmada, birçok alanda kullanılan ve toksik etki oluşturan arsenit ve borik asitin *Daphnia magna* üzerine 24 saatlik akut ve 21 günlük kronik toksisitesinin bulunması amaçlanmıştır. Akut toksisite deneylerinde, her bir kaptaki hareketli *Daphnia magna'* lar 24 saatlik süre sonunda sayılmış, değerlendirmede yüzemeyen bireyler dikkate alınmıştır. %10 - %90'lık hareketsizlik yüzdesine karşılık gelen derişimler belirlenmiş ve sonuç olarak Arsenit ve borik asitin 24 saatlik ED_{50} değeri Probit Analiz Yöntemine göre sırasıyla 3.28 mg/L ve 201.17 mg/L olarak hesaplanmıştır.

Fikirdeşici (2010), kadmiyum, arsenik ve kadmiyum arsenik karışımının *Daphnia magna* (Straus 1820) (Cladocera, Crustacea) üzerinde akut toksik etkilerini incelemiştir. Elde edilen sonuçlara göre kadmiyumun 24 saatlik LD_{50} değeri 44µg/L, arseniğin LD_{50} değeri 509 µg/L olarak bulunmuştur. Sonuçlar incelendiğinde kadmiyumun arseniğe oranla *Daphnia magna* üzerinde daha toksik olduğu tespit edilmiştir.

Gök ve Sponza (2010), çalışmalarında Çevre Koruma Ajansı (EPA) tarafından öncelikli kirleticiler listesinde belirtilen 15 adet poliaromatik hidrokarbonun (PAH) petrokimya endüstrisi atıksularının aerobik sürekli karıştırmalı bir tank reaktörde (SKTR) arıtma verimliliğinin ve toksisitenin giderilmesi amaçlanmış ve deney sonucunda toksisitenin belirlenmesi için *Vibrio fischeri* toksisite testi kullanılmıştır. Sonuç olarak, *Vibrio fischeri* akut toksisite testinde organizmanın %50'sinin etkilendiği konsantrasyon (ED_{50}) değerleri tespit edilmiştir. Giriş atıksuyunda sırası ile PAH ve KOİ baz alınarak hesaplanan ED_{50} değerleri 50.65 ng/mL ve 820 mg/L iken çıkış atıksuyunda 5.25 ng/mL ve 68.5 mg/L'ye azalmış olup PAH ve KOİ bazlı akut toksisite giderim verimleri sırasıyla %90 ve %92 olarak tespit edilmiştir.

Çelikel (2011), Alpha-Cypermethrin'in *Daphnia Manga* (Straus 1820) (Cladocera, Crustacea) üzerine akut toksik etkisinin araştırmıştır. Çalışmada, Alpha-Cypermethr'in insektisitinin *Daphnia magna* üzerine 24 saatlik ortalama öldürücü konsantrasyonu (LD_{50}) hesaplanmıştır. Deneyler, 5 farklı konsantrasyon (0,0001; 0,0004; 0,0007; 0,0010; 0,0013 mg/L) *Daphnia magna* üzerinde uygulanmıştır ve 3 seride, statik olarak 24 saat yürütülmüştür. LD_{50} değeri probit analiz yöntemine göre hesaplanmıştır. Sonuç olarak, alpha-cypermethrin'nin 24 saatte *Daphnia magna'*ların %50'sini öldüren konsantrasyon 0,224 µg/L (%95 güven aralığında = 0,012 µg/L - 0,358 µg/L) olarak saptanmıştır.

Çimen (2011), Aroclor 1242'nin *Daphnia magna* (Straus 1820) (Cladocera, Crustacea) üzerinde 72 saatlik akut toksisite etkilerini ve Aroclor 1242 (PCB 1242) 'nin *Daphnia magna* (Straus 1820) (Cladocera, Crustacea) yavruları üzerinde 24, 48 ve 72 saatlik akut toksik etkileri araştırılmıştır. Aroclor 1242'nin *D. magna* yavrularında 72 saat sonunda toksik etkileri, yüzme yeteneğinin azalması, karapaksın deformasyonu ve ölüm olarak görülmüştür. 72 saatlik akut toksisite testleri sonunda, 48 saatte LD_{50} 1,73 ppb ve 72 saatte LD_{50} 1,11 ppb bulunmuştur. Aroclor 1242'nin *D. magna* üzerinde sonderece toksik olduğu da diğer önemli bir sonuçtur.

Demirel (2011), çinkonun *Daphnia magna* (Straus 1820) (Cladocera, Crustacea) üzerinde akut toksik etkisini araştırmıştır. Çinko klorürün 24 saatlik LD_{50} değeri 11,63 mg/L olarak saptanmıştır.

İleri ve Karaer (2011), tekstil işletmesi atık sularının, Fenton prosesi ile arıtılabilirliğini araştırmış ve *Daphnia magna* (su piresi) kullanılarak akut toksisite giderimini incelemişlerdir. Çalışmada, Bursa'da bulunan bir pamuklu tekstil işletmesinden alınan Fenton prosesi ile arıtımı yapılan numunelere, toksisite deneyleri uygulanmıştır. Fenton prosesinde uygun pH, hidrojen peroksit (H_2O_2) ve demir III klorür ($FeCl_3$) dozajları belirlenmiş, toksisite deneyinde ise *Daphnia magna* kullanılarak hem Fenton prosesi ile arıtılmış suda, hem de atık suda farklı seyreltme oranlarında toksisite izlemesi yapılmıştır. Çalışmalar sonucunda, akut toksisite ölçüsü LD_{50} değerleri, atık suda % 50, Fenton prosesi ile arıtılmış suda ise % 80 olarak belirlenmiştir. Çalışma ile Fenton prosesinin akut toksisite giderimine olumlu katkıda bulunduğu ortaya konulmuştur.

Pektaş (2011), 2,4-D (2,4-Dilkorofenoksi) asetik ait ve türevleri ile bisfenol-a (bis-a) ve fosfinotrisin (PPT)'nin *Daphnia magna* (Straus 1820) (Cladocera, Crustacea) üzerinde akut toksik etkisini incelemiştir. Kullanılan bu maddelerin 24 saatlik ED_{50} değerleri sırasıyla; 2,4-D için; 462,3 mg/L, 2,4-D Ester için; 2,4 mg/L, 2,4- Amin için; 199,3 mg/L ve PPT için; 65,78 mg/L olarak bulunmuştur.

Sarı (2011), nikelin *Daphnia Magna* (Straus, 1820) (*Crustacea: Cladocera*) üzerine akut toksik etkisinin araştırmıştır. Çalışmasında nikelin, *Daphnia magna* üzerine 24 saatlik akut toksik etkisi araştırılmış ve LD_{50} değeri probit analizi yöntemi ile belirlenmiştir. Yapılan deneyler neticesinde *D. magna* üzerine nikelin 24 saatlik LD_{50} değeri 686 µg/L olarak tespit edilmiştir. Aynı zamanda Behrens-Karber yöntemiyle de 24 Saatlik LD_{50} değeri hesaplanmış ve 670 µg/L olarak bulunmuştur.

Songa ve diğerleri (2011), altı naftokinon bileşiğinin (Atovaquone, Buparvaquone, Menadione, 2-Hydroxy-1,4-naphthoquinone, 2-Ethyoxyl-1,4-naphthoquinone zararlı, 2-Acetoxy-1,4-naphthoquinone) 48 saat sonraki akut toksisitelerini *Daphnia magna* toksisite testi ile incelemiştir. Çalışma sonucunda, Atovaquone, Buparvaquone ve Menadione çok toksik olarak değerlendirilmişken, 2-Hydroxy-1,4-naphthoquinone ve 2-Ethyoxyl-1,4naphthoquinone zararlı ve 2-Acetoxy-1,4-naphthoquinone toksik olarak değerlendirilmiştir.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Numunenin Fiziksel ve Kimyasal Özelliklerinin Belirlenmesi

Deneyde, piyasada en çok bulunan ve doktorlar ve veterinerler tarafından en çok tercih edilen 6 antibiyotik çeşidi kullanılmıştır.

3.2. Sentetik Atıksu Numunesi Hazırlama

Tüm ilaçların stok çözeltisi 2 g/L olarak hazırlanmış ve bunlar kullanılarak deney yöntemine göre test çözeltileri hazırlanmıştır. Bazı antibiyotikler direkt toz olarak saf su ile hazırlanmış, sudaki çözünürlüğü az olanlar hidroalkolik (< %1 etanol) çözelti ile hazırlanmıştır. Etanol konsantrasyonu %1'den fazla olmadığından, test mikroorganizmaları için standart uluslararası prosedürlerde toksik olmadığı belirtilmektedir (ISO 11348/1-2-3. 2007).

3.3. *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 numuneler için gerçekleştirilmiş, gerekli olduğu durumlarda bu çözelti derişimleri azaltılmış veya yükseltilmiştir. 9 cm'lik cam petri kapları içerisine 2'şer adet 90 mm çapında Whatman 1 marka filtre kâğıdı yerleştirilerek kontrol petri kaplarına 5'er mL saf su, numune petrilerine ise

hazırlanan farklı seyrelmelerdeki numune konulmuş, filtre kâğıdı altında hiç hava kabarcığı kalmayacak şekilde yerleştirilmiştir. Her bir petri kabının içerisine eşit büyüklükte, zarar görmemiş *Lepidium sativum* tohumlarından 25'er adet eşit aralıklarla olacak şekilde yerleştirilerek ve 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 numunelerin *Lepidium sativum* tohumlarında gözlemlenen kök uzunluk ve yükseklik ortalama değerleri kontrol petri kaplarında ölçülen ortalama kök uzunluk ve yükseklik değerleri ile kıyaslanarak ED_{50} değerleri ve Toksik Birimleri belirlenmiştir.

3.4. *Vibrio fischeri* Toksisite Testi

Microtox reaktifi, akut toksisite ölçmek için özel olarak formüle edilmiştir. Bu nedenle toksik maddelerin geniş aralıklarında duyarlıdır. Seçilen protokol, temel test olarak bilinir (Azur, 1997) suda az çözünür maddeler için adapte olmuştur. Sıkça kullanılan ekotoksikolojik biyodeney olan Microtox Akut Toksisite Testi, *Vibrio fischeri* bakterilerinin biyolüminesans ışık ölçümlerine dayalıdır (Cotou ve diğ., 2002; Parvez ve diğ., 2006). Yapılan çalışmalar, bu deneyin hızlılığını, tekrarlanabilirliğini ve etkili maliyet özellikleri nedeniyle yararlarını vurgulamaktadır (Conforti ve diğ., 2008; Ribo ve Kaiser, 2006).

3.4.1. Standart Solüsyon

Tüm ilaçlardan konsantrasyonları 2 g/L olan çözeltiler hazırlanmış ve bunlardan da 1-50 mg/L test numuneleri hazırlanmıştır.

3.4.2. Sonuçlar

Bakteriyel reaktif, analiz öncesinde tekrar oluşturulmuştur. Bir küvete alınan, seyreltik çözeltinin 1 mL'si, reaksiyonu engellemek için 5.5 ^{o}C ±1 ^{o}C'de muhafaza edilir. Sonra sadece dondurucudan alınan numune Microtox reaktif şişesine ilave edilerek, homojen karışmış solüsyon elde edilene kadar yaklaşık 30 saniye çalkalanır. Solüsyonla dolu küvet, 5.5 ^{o}C ±1 ^{o}C'de 30 dakika bekledikten sonra testten hemen önce karıştırılmıştır. Her ilaç için 6 standart çözelti hazırlanmış (1-50 µg/mL) ve pH değerleri bakteriyel canlılığı sağlamak için Zehirlilik deneyleri yapılmadan önce 6-8.5 arasında

olduğu görüşülmüştür (Güneş ve Talınlı, 2009). Osmolaritesinin %2 olması için solüsyonların 2.5 mL'sine, 250 µg OAA eklenip, ilaç konsantrasyonları, başlangıç değerinin %91'i oranında azalır. Örneklerin her biri, ayrıca bir seyreltici yardımıyla başlangıçtaki konsantrasyon ile %45.5, %22.7, %11.38 ve %5.69 (Örnek A) olacak şekilde seyreltme çözeltisi yardımıyla konsantrasyonları hazırlanır. Altıncı örnek için sadece blank çözeltisi kullanılır. Tüm işlemler 15 ^{o}C ±0,5 ^{o}C'de gerçekleştirilir.

Biyolüminesans değerlendirme, ilk olarak 0 zamanında (I_0) 0,1 mL bakteri süspansiyonundan 6 küvete yerleştirilerek kaydedilir (Örnek B). Örnek A'nin 0,90 mL'si örnek B'ye eklenerek biyolüminesans değeri 5 dk (I_5) ve 15 dk (I_{15}) ölçülür. Microtox kültürlerin tekrarlanabilirliği ve hassasiyeti referans test kullanılarak phenol 10 µg/mL standart madde ile doğrulanır.

Temel testten sonra çalışılan ilaçlar, örnek A için etki yüzdesinin hesaplanması için bir matematiksel denklem kullanılır. % değer, I_0, I_5, I_{15} kullanılarak bilgisayar tarafından hesaplanır.

$$\% \text{ Değer} = 100 - \{100 * [(f_k * I_c) - I_t]/I_c\}$$

I_c kontrol ışık emisyonu ve I_t örneklerin (I_5, I_{15}) ışık emisyonudur. f_k değeri (5 veya 15 dk) I_k/I_0 oranı ile hesaplanır. I_0 ve I_k biyolüminesans değeri sırasıyla bakteri inkübasyonundan önce ve sonraki değerlerdir.

3.5. *Daphnia magna* Toksisite Testi

Yumurtlamaya hazır bireyler, taze seyreltme suyu ile kaplara aktarılıp 24 saat içinde yeni çıkmış bireyler toplanmıştır. Deney esnasında hayvanlar kesinlikle beslenmemiştir (Anonim 1999). Deney boyunca suların sıcaklığı 20±2 ^{o}C'de sabit tutulmaya çalışılmıştır.

Deney çözeltisi bir seri deney kaplarına hacimleri giderek artacak şekilde konularak, deney için istenen derişimi sağlamak için seyreltme suyu ilave edilmiştir. Ön deneyin sonuçlarına göre gerekli olduğunda en küçük değerden başlayarak aritmetik artışa dikkat edilerek konsantrasyonlar tekrar oluşturulmuştur (Anonim 1999).

Biyodeneylerde toksik maddelerin her bir konsantrasyonu için her derişim için 5 *Daphnia magna* (Straus 1820*) (Cladocera,Crustacea)* kullanılmıştır.

Biyodeneylerde, deneyin yapıldığı şekil ve şartlarla birlikte yürütülen kontrol grubu kullanılmıştır. Her kontrole, deney ortamıyla aynı sayıda *Daphnia magna* (Straus 1820*) (Cladocera, Crustacea)* konulmuştur.

24 ve 48 saatlik deney periyodu sonunda her bir kaptaki hareketli *Daphnia magna* (Straus 1820*) (Cladocera ,Crustacea)* sayılarak ortamın hafifçe karıştırılmasını takiben yüzemeyen bireyler hareketsiz olarak dikkate alınmıştır. Hareketsizlik yüzdesine % 0 - %100 karşılık gelen derişimler belirlenmiştir.

Daphnia magna (Straus 1820*) (Cladocera,Crustacea)*'a üzerindeki akut toksik etkisini tespit etmek için ED_{50} tayin metodu kullanılmıştır.

4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA

Deneyde 3'ü hayvansal kaynaklı 3'ü de insan kaynaklı 6 ayrı antibiyotik kullanılmış ve farklı karakterlerdeki numuneler için *Lepidium sativum, Vibrio fischeri* ve *Daphnia magna* toksisite testlerinin hassasiyetleri araştırılmıştır.

Sonuçların kategorize edilmesi için toksisite test sonuçları, toksik birim (TB) olarak ifade edilmiştir. TB sonuçları Persoonee ve diğ. (1993) yapmış olduğu TB=0 toksik değil, 0<TB<1 hafif toksik, 1<TB<10 toksik, 11<TB<100 çok toksik şeklindeki sınıflandırmaya göre değerlendirilmiştir.

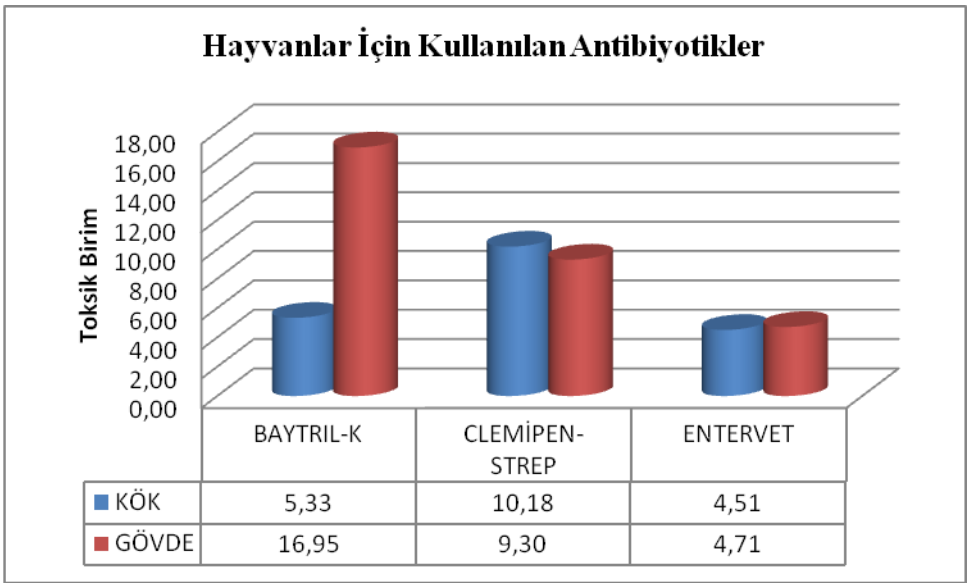
$$TB = \left[{}^{1}\!\!\diagup\!\!{}_{L(E)C_{50}} \right] x100 \qquad \textit{Eşitlik (1)}$$

4.1. *Lepidium sativum* Toksisite Testi

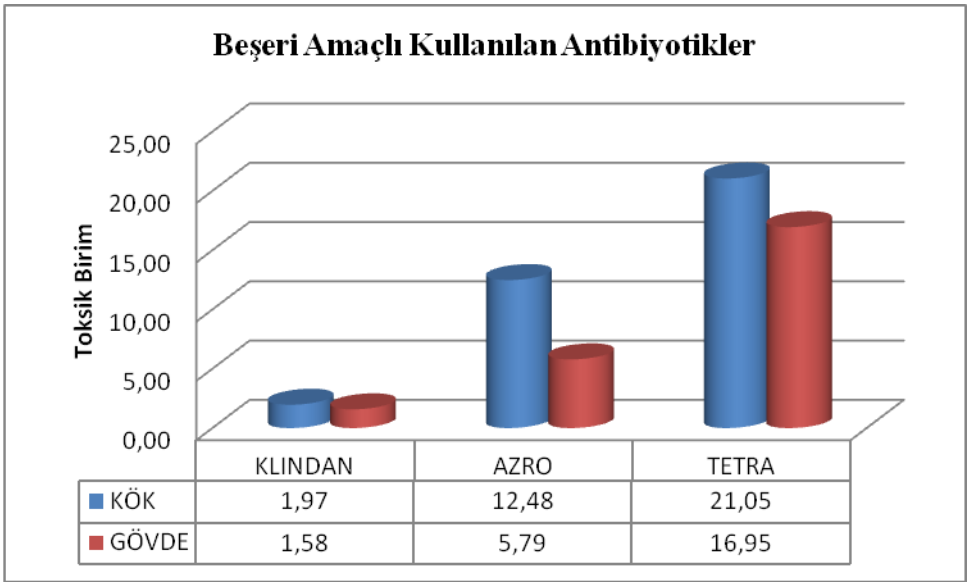
Azro, Tetra ve Klindan Beşeri amaçlı kullanılan ve Baytril-K, Celmipen-Strep ve Entervet hayvanlar için kullanılan 6 antibiyotik için *Lepidium sativum* toksisite test sonucu hesaplanan ED_{50} değerleri ve toksik birimleri aşağıda verilmektedir.

Tablo 2. *Lepidium sativum* ED_{50} değerleri (mg/L)

Antibiyotik Adı	Baytril-K	Clemipen-Streo	Entervet	Azro	Klindan	Tetra
Kök	18,75	9,82	22,19	8,01	50,81	4,75
Gövde	5,9	10,75	21,24	17,26	63,20	5,9



Grafik 1. *Lepidium sativum* Hayvanlar İçin Kullanılan Toksik Birimleri



Grafik 2. *Lepidium sativum* Beşeri Amaçlı Kullanılan Antibiyotiklerin Toksik Birimleri

Lepidium sativum deneyleri sonucunda toksik birimleri Persoonee ve diğ. (1993) yapmış olduğu sınıflandırmaya göre incelendiğinde hayvanlar için kullanılan antibiyotiklerden Baytril-K, kökler için ($TB_{BAYTRİL}$:5,33) toksik ve gövdeler ($TB_{BAYTRİL}$:16,95) için çok toksik, Clemipen- Strep ve Entervet kökler ($TB_{CLEMİPEN}$:10,18, $TB_{ENTERVET}$:4,51) ve gövdeler ($TB_{CLEMİPEN}$:9,30, $TB_{ENTERVET}$:4,71) için toksik olduğu görülmüştür. Beşeri amaçlı kullanılan antibiyotiklerden Klindan, kökler ($TB_{KLİNDAN}$:1,97) ve gövdeler ($TB_{KLİNDAN}$:1,58) için toksik, Azro, kökler

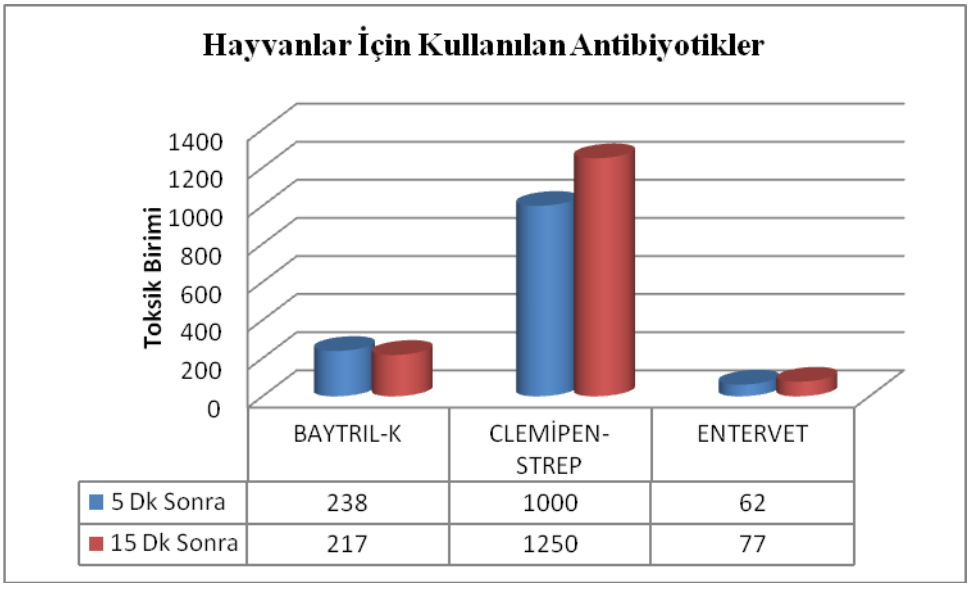
(TB_{AZRO}:12,48) için çok toksik ve gövdeler (TB_{AZRO}:5,79) için toksik, son olarak Tetra ise kökler (TB_{TETRA}:21,05) ve gövdeler (TB_{TETRA}:16,95) için çok toksiktir.

4.2. *Vibrio fischeri* Toksisite Testi

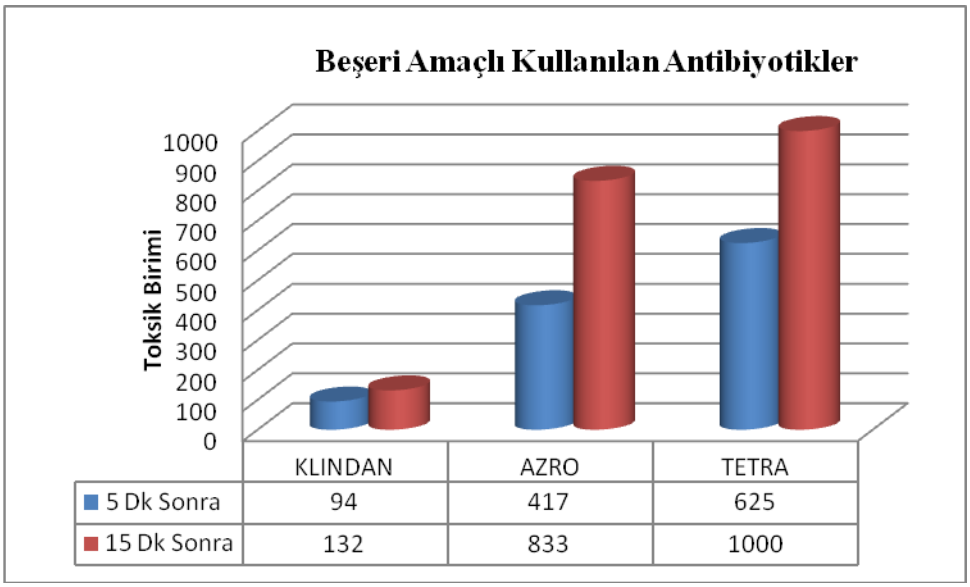
Beşeri amaçlı kullanılan ve hayvanlar için kullanılan 6 antibiyotik için *Vibrio fisheri* toksisite test sonucu 5. dakika ve 15. dakikada okunan ED_{50} değerleri ve toksik birimleri aşağıda verilmektedir.

Tablo 3. *Vibrio fischeri* ED_{50} değerleri (mg/L)

ED_{50}	BAYTRIL-K	CLEMİPEN -STREP	ENTERVET	KLINDAN	AZRO	TETRA
5 Dakika Sonra Okunan Değer (mg/L)	0,42	0,1	1,62	1,06	0,24	0,16
15 Dakika Sonra Okunan Değer (mg/L)	0,46	0,08	1,3	0,76	0,12	0,1



Grafik 3. *Vibrio fischeri* Hayvanlar İçin Kullanılan Antibiyotiklerin Toksik Birimleri



Grafik 4. *Vibrio fischeri* Beşeri Amaçlı Kullanılan Antibiyotiklerin Toksik Birimleri

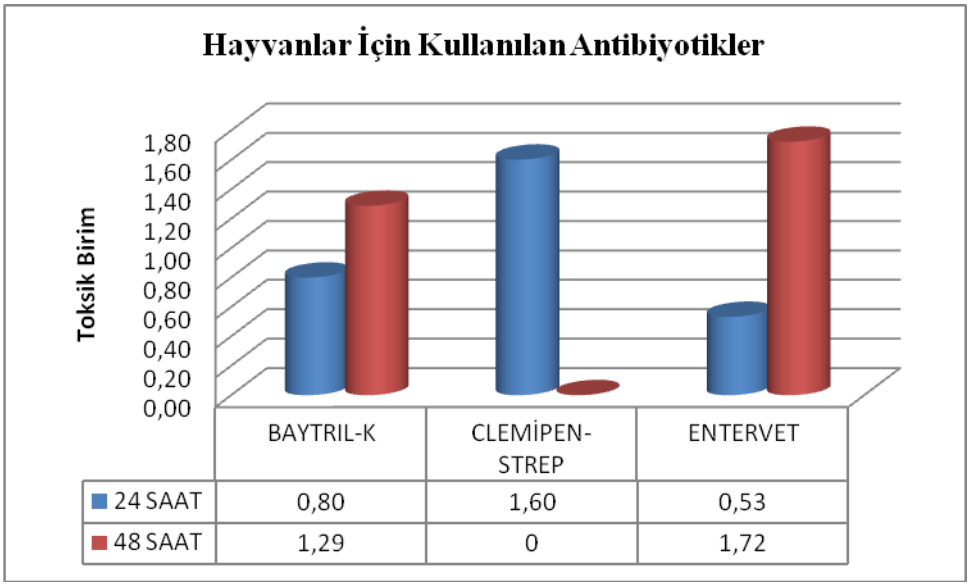
Vibrio fischeri deneyleri sonucunda 5 ve 15 dakika sonra okunan ED_{50} değerleri için ayrı hesaplanan toksik birim değerleri hesaplandığında, hayvanlar için kullanılan antibiyotiklerden Clemipen- Strep'in Vibriolar üzerindeki toksik etkisinin oldukça fazla olduğu görülmüştür. Baytril-K çok toksik olarak değerlendirilmiştir. Persoonee ve diğ. (1993) yapmış olduğu değerlendirme içerisinde bulunan tek hayvansal antibiyotiğin Entervet ($TB_{ENTERVET(5dk)}$:62 ve $TB_{ENTERVET(15dk)}$:77) olduğu ve bu antibiyotiğin de çok toksik olduğu görülmüştür. Beşeri amaçlı kullanılan antibiyotiklerden sadece Klindan'ın 5. dakikada okunan değerinin ($TB_{KLİNDAN(5dk)}$:94) Persoonee ve diğ. (1993) yapmış olduğu değerlendirme içerisinde bulunduğu ve bunun da çok toksik olarak değerlendirildiği tespit edilmiştir. Diğer iki antibiyotik ($TB_{AZRO(5dk)}$:417, $TB_{AZRO(15dk)}$:833 ve $TB_{TETRA(5dk)}$:625, $TB_{TETRA(15dk)}$:1000) de sınır değerlerin üzerinde toksik birimlere sahiptir.

4.3. *Daphnia magna* Toksisite Testi

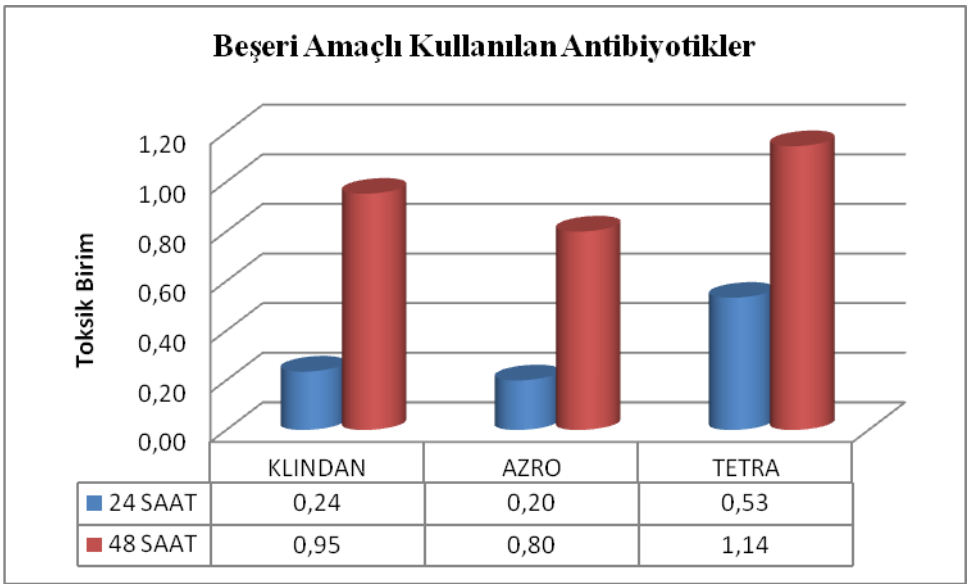
Beşeri amaçlı kullanılan ve hayvanlar için kullanılan 6 antibiyotik için *Daphnia magna* toksisite test sonucu 24 saat ve 48 saat sonra okunan ED_{50} değerleri ve toksik birimleri aşağıda verilmektedir.

Tablo 4. *Daphnia magna* ED_{50} değerleri (mg/L)

ED_{50}	BAYTRIL-K	CLEMİPEN-STREP	ENTERVET	KLINDAN	AZRO	TETRA
24 SAAT (mg/L)	125	62,4	187,6	425	500	187,6
48 SAAT (mg/L)	77,6	H.Y.	58	105	125	87,4



Grafik 5. *Daphnia magna* Hayvanlar İçin Kullanılan Toksik Birimleri



Grafik 6. *Daphnia magna* Beşeri Amaçlı Kullanılan Antibiyotiklerin Toksik Birimleri

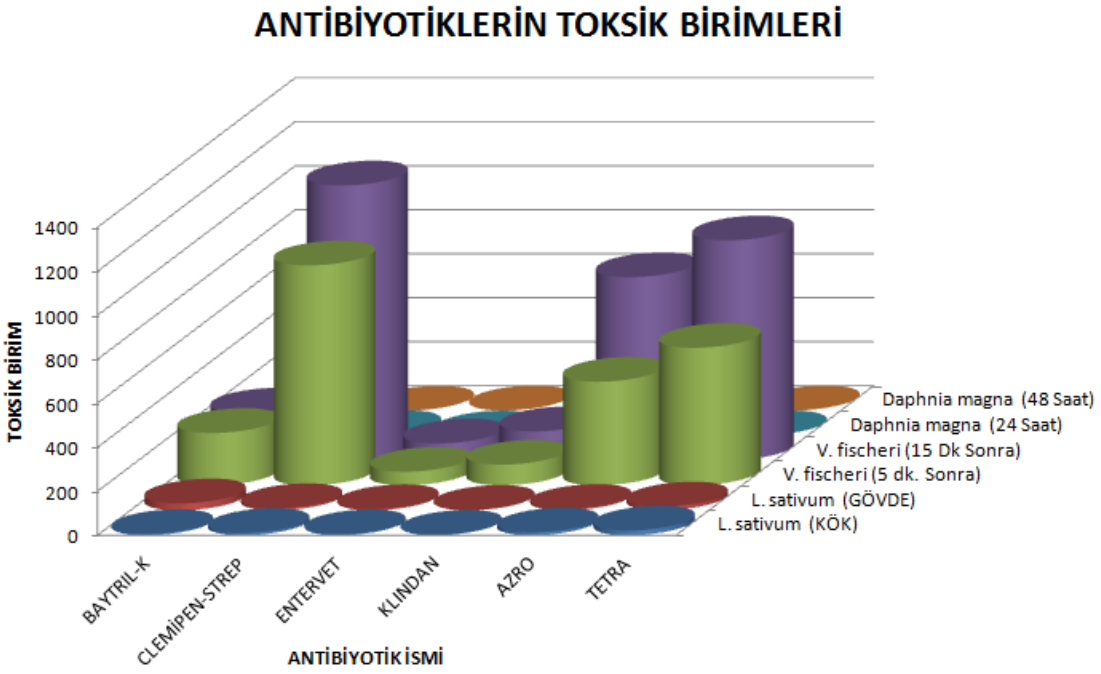
Antibiyotiklerin toksisiteri genel olarak birbirine yakın olarak bulunmuş, hayvanlar için kullanılan antibiyotikler içerisinde en toksik olarak görünen antibiyotiğin

Entervet ($TB_{ENTERVET(48saat)}$:1,72) olduğu tespit edilmiştir. Beşeri amaçlı kullanılan antibiyotikler içinde en toksik antibiyotiğin Tetra ($TB_{TETRA(48SAAT)}$:1,14) olduğu görülmüştür.

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

5.1 Sonuçlar

Yapılan deneyler sonucunda deneyde kullanılan tüm antibiyotiklerin toksik etkilerinin bulunduğu görülmüştür. Test sonuçları incelendiğinde her üç toksisite testi, farklı karakterdeki antibiyotikler için farklı hassasiyetler gösterdiği görülmüştür. Grafik 7'de de görüldüğü gibi tüm antibiyotikler için, kullanılan yöntemler içerisinde en hassas değerlerin elde edildiği test yönteminin *Vibrio fischeri* toksisite test metodu olduğu bulunmuştur.



Grafik 7. Antibiyotiklerin Toksik Birimleri

Tablo 5. Antibiyotiklerin Toksik Birimleri

TOKSİK BİRİM	BAYTRIL-K	CLEMİPEN-STREP	ENTERVET	KLINDAN	AZRO	TETRA
Lepidium sativum (Kök)	5,33	10,18	4,51	1,97	12,48	21,05
Lepidium sativum (Gövde)	31,25	9,3	4,71	1,58	5,79	16,95
Vibrio fischeri (5 Dk sonra)	238	1000	62	94	471	625
Vibrio fischeri (15 Dk sonra)	217	1250	77	132	833	1000
Daphnia magna (24 Saat)	0,8	1,6	0,53	0,24	0,2	0,53
Daphnia magna (48 Saat)	1,29	H.Y.	1,72	0,95	0,8	1,14

Lepidium sativum ve *Vibrio fischeri* deneyleri sonucu elde edilen Toksik Birimler farklı değerlerde olmasına rağmen, insan kaynaklı antibiyotiklerin toksiklik sıralaması aynıdır. Diğer antibiyotiklerin Toksik Birimleri farklılık göstermektedir. Her üç deney için Toksik Birim sıralaması; *Lepidium sativum* toksisite deneyinde, hayvanlar için kullanılan antibiyotikler için, $TB_{BAYTRİL\text{-}K} > TB_{CLEMİPEN} > TB_{ENTERBET}$, beşeri amaçlı kullanılan antibiyotikler için, $TB_{TETRA} > TB_{AZRO} > TB_{KLİNDAN}$ şeklinde sıralama vardır. *Vibrio fischeri* toksisite deneyinde, hayvanlar için kullanılan antibiyotikler için, $TB_{CLEMİPEN} > TB_{BAYTRİL\text{-}K} > TB_{ENTERBET}$, insan kaynaklı antibiyotikler için, $TB_{TETRA} > TB_{AZRO} > TB_{KLİNDAN}$ şeklinde ve *Daphnia magna* toksisite deneyinde, hayvanlar için kullanılan antibiyotikler için, $TB_{CLEMİPEN} > TB_{ENTERBET} > TB_{BAYTRİL}$, beşeri amaçlı kullanılan antibiyotikler için, $TB_{KLİNDAN} > TB_{TETRA} > TB_{AZRO}$ olarak bulunmuştur.

Lepidium sativum deneyinde, hayvanlar için kullanılan antibiyotikler için kök ve gövde arasında toksik etki farkının en fazla olduğu antibiyotiğin Baytril-K olduğu görülmüştür. Diğer iki antibiyotikten farklı olarak Baytril-K kök üzerinde toksik etki gösterirken ($TB_{BAYTRİL\text{-}K}$:5,33), gövde üzerinde çok toksik etki ($TB_{BAYTRİL\text{-}K}$:31,25) göstermiştir. Aynı şekilde beşeri amaçlı kullanılan antibiyotiklerden olan Tetra da kök üzerinde çok toksik etki göstermiş (TB_{TETRA}:21,05), gövde üzerinde (TB_{TETRA}:16,95) toksik etki göstermiştir.

Vibrio fischeri deneyinde sonuçların okunduğu süreler açısından karşılaştırma yapıldığında, Baytril-K dışındaki antibiyotiklerin toksiklik değeri 5'inci dakikada okunan değerlere göre 15'inci dakikada artış olduğu gözlenmiştir. Hayvanlar için kullanılan antibiyotiklerde Baytril-K için %8,8 azalma gözlenmiş olup, Clemipen-Strep ve Entervet için sırasıyla %25 ve %24,2 artış görülmüştür. Beşeri amaçlı kullanılan antibiyotiklerin toksiklik birimlerinde ise; Klindan, Tetra ve Azro için sırasıyla % 40,4, %60 ve %100 oranında artış olduğu görülmüştür.

Daphnia magna deneyleri 24 saat ve 48 saat sonraki sonuçlar değerlendirildiğinde, bu test metodunun antibiyotiklerin toksisitelerinin belirlenmesinde en az hassaslıkla ölçüm yapılabilen deney olduğu görülmüştür. Deneyde 24 ve 48 saat sonraki toksiklik değerleri karşılaştırılmıştır. Hayvanlar için kullanılan antibiyotiklerde 24 saatlik sonuçlar gözönünde bulundurulduğunda Baytril-K ve Entervet için hafif toksik, Clemipen-Strep için toksik, 48 saatlik sonuçlar ise Clemipen-Strep dışında diğer

iki antibiyotik toksik özellik göstermiştir. Beşeri amaçlı kullanılan antibiyotikler için 24 saatlik değerler incelendiğinde her üç antibiyotik hafif toksik özellik göstermiştir. 48 saatlik değerler karşılaştırıldığında Tetra toksik, Klindan ve Azro ise hafif toksik özellik göstermiştir.

Çalışma sonucunda, hassasiyet göz önünde bulundurulduğunda antibiyotik toksisitelerinin belirlenmesinde kullanılabilecek her üç biotest içerisinde en uygun yöntemin *Vibrio fischeri* olduğu, ikinci olarak üç test içerisinde maliyeti en düşük olan *Lepidium sativum* olduğu görülmüştür.

5.2 Öneriler

Yapılan deneyler, antibiyotiklerin atıksularda bulunması durumunda çevreye olumsuz etkilerinin olduğunu kanıtlamıştır. Bu sonuçlar ise antibiyotiklerin arıtımının ne derece önemli olduğunu kanıtlar niteliktedir.

2011 yılında toplam 55.865.492 kutu antibiyotiğin hastalar tarafından kullanılmış olması ve antibiyotik kullanımının gün geçtikçe artması, antibiyotiklerin insanlar ve hayvanlar tarafından kullanıldıktan sonra kısmen metabolize (%30 civarında) edilebilmeleri (Kolpin ve diğ., 2002; Hamscher ve diğ., 2006; Batt ve diğ., 2006), klasik atıksu arıtma tesislerinin biyolojik olarak bozunamayan antibiyotik türlerini yeterli bir şekilde gidermek için uygun olmayışı (Rickman ve Mezyk, 2010), arıtılmış çıkış sularındaki antibiyotiklerin düşük konsantrasyonlarda bulunmasının çeşitli sucul türlere toksik etkilere neden olduğu ve doğal bakteri populasyonları arasında direnç artışına yol açabilir olması (Hernnado ve diğ., 2006; Le-Minh ve diğ., 2012) ve deneyde kullanılan sentetik antibiyotik atıksularının toksik etki göstermesi, doğal çevrenin kullanılan antibiyotikler tarafından tehdit altında olduğunun bir göstergesidir.

Vibrio fischeri toksisite testi, Wang ve diğerleri (2002), Manusadzianas ve diğerleri (2003), Arufe ve diğerleri (2004), Diker ve diğerleri (2007), Mendonça ve diğerleri (2007), Karamete (2008) yapılan deneylerde kullanılan diğer toksisite testlerine göre daha az hassas olduğu bulunmuş olmasına rağmen, yapılan bu deneyler içerisinde en hassas deney olmuştur.

Yapılan çalışmada kullanılan 3 toksisite test metodu içinde en hassas tepkiler veren *Vibrio fischeri* deneylerinden elde edilen veriler incelendiğinde, Gök ve Sponza (2010) tarafından *Vibrio fischeri* toksisite testi kullanılarak yapılan çalışmada, *Vibrio fischeri*'lerin poliaromatik hidrokarbonlara (PAH) gösterdiği tepkinin [($ED_{50(GİRİŞ)}$(PAH): 50,65 mg/L ve 820 mg/L), ($ED_{50(ÇIKIŞ)}$(PAH): 5,25 mg/L ve 68,5 mg/L)], antibiyotik sentetik numunelerine gösterdiği tepkiden daha az olduğu ve *Vibrio fischeri* üzerindeki etkiler karşılaştırıldığında, antibiyotiklerin bu deneyde kullanılan poliaromatik hidrokarbonlara göre daha toksik olduğu görülmüştür.

Antibiyotiklerin doğal yaşama olan olumsuz etkilerinin en aza indirilebilmesi ve belki de yok edilebilmesi için antibiyotik ilaçlarının kullanımı konusunda insanların bilinçlendirilmesi ve arıtım tesislerinde, Samuk (2002) yapmış olduğu çalışma ışığında gerekli revizelerin yapılması veya antibiyotik atıksularının fazlaca çıkacağı hastane gibi yerlerde arıtım tesislerinde uygun yöntemlerin kullanılarak (UV, Fenton reaktifi vb.) gerekli arıtımın yapılması gerekliliği yapılan araştırmalar ve deney sonucunda ortaya çıkmıştır.

KAYNAKLAR

Al-Ahmad A., Daschner F. D., Kümmerer K. 1999. Biodegradability of cefotiam, ciprofloxacin, meropenem, penicillin G and sulfamethoxazole and inhibition of waste water bacteria. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 37, 158–163.

Alder A. C., McArdell C. S., Golet E. M., Ibric S., Molnar E., Nipales N. S., Giger W. 2001. Occurrence and Fate of Flouroquinolone, Macrolide and Sulfanamide Antibiotics, During Wastewater Treatment and in Ambient Waters in Switzerland. Symposium Series 791, pp. 56–69, American Chemical Society, Washington, DC.

Alkan, U., Çalışkan, S., Mescıoğlu, U., 1999. Uluabat Gölünün Mikrobiyolojik Kirlilik Sevitesinin Belirlenmesi. Eko. Çev. Kor. 33: 3–5.

Allen HK, Donato J, Wang HH, Cloud-Hansen KA, Davies J, Handelsman J., 2010. Call of the wild: antibiotic resistance genes in natural environments. Nat Rev Microbiol., 8:251–9.

Altında A., Ergönül M. B., Yigit S. ve Baykan Ö., 2008. The acute toxicity of lead nitrate on *Daphnia magna* Straus. Department of Biology, Faculty of Science, Ankara University, 06100, Tandogan, Ankara, Turkey.

Amin M. M., Zilles J. L., Greiner J., Charbonneau S., Raskin L., Morgenroth E. 2006. Influence of the antibiotic erythromycin on anaerobic treatment of a pharmaceutical wastewater, Environmental Science & Technology, 40 (12), 3971-3977.

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.

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., 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.

Azur, Microtox Manual, Azur Environmental (formely Microbics Corporation), 2232 Rutherford Road; Carlsbad, CA. 1997.

Baguer A. J., Jensen J. and Krogh P. H. 2000. Effects of the antibiotics oxytetracycline and tylosin on soil fauna. Chemosphere 40, 751-757.

Batt, A.L., Snow, D.D., Aga, D.S., 2006. Occurrence of sulfonamide antimicrobials in private water wells in Washington County, Idaho, USA, Chemosphere 64, 1963–1971.

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.

Baykan, Ö., 2007. Kurşun Nitrat (Pb (No3)2) Metal Tuzunun *Daphnia Magna* (Straus 1820*) (Cladocera, Crustacea)* Üzerindeki Akut Toksik Etkisinin Arastırılması. Yüksek Lisans Tezi. Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, Ankara.

Bell, J. B., Macrae, W. R., Ellıot, G. E., 1980. Incidence of R Factors in Coliform, Fecal Coliform, and Solmonella Populations of The Red River in Canada. Appl. Env. Microbio., s :40: 486-491

Bou, G., Cervero, G., Domınguez, M. A., Qereda, C., Martınezbeltran, J., 2000. Characterization of a Nosocomial Outbreak Caused by a Multiresistant *Acinatobacter baumannii* Strain with a Carbapenem-Hydrolyzing Enzyme: High-Level Carbepenem Resistance in a *A. baumannii*is not due Solely to the Presence of Beta-Lactamases. J. Clin. Mic.,s: 38.

Boxall A. B. A., Fogg L. A., Baird D. J., Lewis C., Telfer T. C., Kolpin D., Gravell A. 2005. Targeted monitoring study for veterinary medicines in the UK environment. Final Report to the UK Environmental Agency.

Brooks, J.P., Maxwell, S.L., Rensing, C., Gerba, C.P., Pepper, I.L., 2007. Occurrence of antibioticresistant bacteria and endotoxin associated with the land application of biosolids. Can J. Microbiol., 53, 616–22.

Bush, K., Tanaka, S. K., Bonner, D. P., Sykes, R. B., 1985. Resistance Caused by Penetration of Beta-Lactam Antibiotics into *Enterobacter cloacae*. Antimicrob. Agents and Chemother.

Buscher, K. H., Cullmann, W., Dıck, W., Stıeglıtz, M., 1987. Selection Frequancy of Resistant Variants by Various Beta-Lactam Antibiotics in Clinical Enterobacter Cloacae Isolates. Chemother., s : 33:40-51.

Cabello FC., 2006. Heavy use of prophylactic antibiotics in aquaculture: a growing problem for human and animal health and for the environment. EnvironMicrobiol., 8, 1137–44.

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.

Calamari, D., Zuccato, E., Castiglioni, S., Bagnati, R., Fanelli, R., 2003. Strategic survey of therapeutic drugs in the rivers Po and Lambro in northern Italy. Environmental Science and Technology 37, 1241–1248.

Calif. DHS., 1986. Guide to Solvent Waste Reduction Alternatives. Prepared by ICF Consulting Associates, İnc. for California Department of Health Services, Alternative Technology Section, Toxic Substances Control Division

Casawell, M. W., Phılıps, I., 1981. Aspect of the Plasmid-Mediated Antibiotic Resistance and Epidemiology of Klebsiella Species, Ann. J. Med. S:70:459–460

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.

Cha, J.M., Yang, S., Carlson, K.H., 2006. Trace determination of _-lactam antibiotics in surface water and urban wastewater using liquid chromatography combined with electrospray tandem mass spectrometry Journal of Chromatography A, 1115, 46–57

Chee-Sanford J., Aminov R., Krapac I., Garrigues-Jeanjean N., Mackie R. 2001. Occurrence and diversity of tetracycline resistance genes in lagoons and groundwater underlying two swine production facilities. Appl. Environ. Microbiol. 67, 1494–1502.

Christian T., Schneider R., Faürber H. A., Skutlarek D., Meyer M. T., Goldbach H. E. 2003. Determination of antibiotic residues in manure, soil and surface waters. ActaHydrochim. Hydrobiol. 31, 36–44.

Colinas C., Ingham E. and Molina R. 1994. Population responses of target and non-target forest soil-organisms to selected biocides. Soil Biol. Biochem. 26, 41-47.

Conforti, F., Ioele, G., Statti, G., A., Marrelly, M., Ragno, G., Menichini, F., 2008. Antiproferative Activity Aganist Human Tumor Cell Lines and Toxicity Test on Mediterranean Dietary Plants, Food Chem. Toxicol. 46, 3325-3332.

Cotou, E., Papathanassiou, E., Tsangaris, C., 2002. Assessing the Quality of Marine Coastal Environments; Comparion of Scope for Growth and Microtox Bioassay Results of Pollution Gradient Areas in Eastern Mediterranean (Greece), Environ, Pollut, 119,141-149.

Coşkun, E., Biçer, E., Oktay, O., 2012. Sülfatiazolün Ni(II) İyonuyla Etkileşiminin Voltametrik İncelenmesi, III. Fiziksel Kimya Günleri Kongre Bildiriler Kitabı, 12-15 Temmuz 2012, Burhaniye/Balıkesir.

Çallı, B., İnanç, B., ve Akgiray, Ö., 1998. İlaç Endüstrisi Atıksularının Anaerobik arıtımında Toksisite ve Giderilmesi Üzerine Bir Araştırma, 6. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, İ.T.Ü., İstanbul, 3-5 Haziran

Çelebi H., Sponza D. 2007. Antibiyotiklerin çevresel etkileri, toksisiteleri ve anaerobik arıtılabilirlilikleri, 7. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, pp367-373, 24-27 Ekim 2007 İzmir.

Çelikel, Y., 2011. Alpha-Cypermethrin'in *Daphnia Manga* (Straus 1820) (Cladocera, Crustacea) Üzerine Akut Toksik Etkisinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi. Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, Ankara.

Çimen, D., 2011. Aroclor 1242'nin *Daphnia magna* straus, 1820 (Su piresi) Üzerinde 72 Saatlik Akut Toksisite Etkileri. Yüksek Lisans Tezi. Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, İzmir.

da Gloria Britto de Oliveira R., Wolters A. C. and van Elsas J. D. 1995. Effects of antibiotics in soil on the population dynamics of transposon Tn5 carrying Pseudomonas fluorescens. Plant Soil. 175, 323±334.

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

Demirel, T., 2011. Çinkonun *Daphnia magna* (Straus, 1820) (Crustacea:Cladocera) Üzerine Akut Toksik Etkisinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi. Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, Ankara.

Derbentli, Ş,.2004. *Stafilokok*larda Antibiyotik Dirençliği 2003-2004 Türkiye Haritası. İstanbul Tıp Fakültesi, Mikrobiyoloji ve Klinik Mikrobiyoloji Anabilim Dalı, Doktora Tezi s:14.

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.

Ding, Y., Zhang, W., Gu, C., Xagoraraki, I., Li, H., 2011. Determination of pharmaceuticals in biosolids using accelerated solvent extraction and liquid chromatography/tandem mass spectrometry, J. Chromatogr A, 1218, 10–16.

Dojmi di Delupis G., Macri A., Civitareale C. and Migliore L. 1992. Antibiotics of zootechnical use: Effects of high and low dose contamination on *Daphnia magna*. Aquatic. Toxicol. 22, 53-60.

Doğan, D., 2008. Küçükçekmece Lagünü'nden (İstanbul) İzole Edilen Enterik Bakterilerin Antibiyotik Direnç Profili. Yüksek Lisans Tezi. İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul

Doğan D., 2008. Küçükçekmece Lagünü'nden (İstanbul) İzole Edilen Enterik Bakterilerin Antibiyotik Direnç Profili. Yüksek Lisans Tezi. İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.

Dökmeci A. H., 2009. Bazı Farmasötik İlaç Kalıntılarının Sulardaki Toksik Etkileri. Doktara tezi. . Trakya Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü Toksikoloji Bilim Dalı,.Edirne.

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.

Eckenfelder W., W., ve Musterman J., L., 1995. Activated Sludge Treatment of Industrial Wastewater, Technomic Publishing, Co., Inc.

Elmolla, E.S. and Chaudhuri, M., 2012. The feasibility of using combined Fenton-SBR for antibiotic wastewater treatmentDesalination, 285, 14–21.

Ergül, M., 2010. *Daphnıa Magna* Straus, 1820 (Crustacea, Cladocera) Üzerine Borik Asit (H_3BO_3) ve Arsenitin (As^{+3}) Akut ve Kronik Toksisitesinin Arastırılması. Yüksek Lisans Tezi. Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, Kayseri.

Erkan, M. E., Vural, A., 2006. Dicle Nehrinin Hijyenik Kalitesi Üzerine Bir Araştırma. Dicle Tıp Dergisi. 33(4): 205–209.

Esiobu N., Armenta L., Ike J. 2002. Antibiotic resistance in soil and water environments. In. J. Environ. Health Res. 12, 133–144.

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.

Feitosa-Felizzola, J., Hanna, K., Chiron, S., 2009. Adsorption and transformation of selected human-used macrolide antibacterial agents with iron(III) and manganese(IV) oxides Environmental Pollution, 157, 1317–1322.

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.

Fikirdeşici, Ş., 2010. Kadmiyum, Arsenik Ve Kadmiyum-Arsenik Karışımının *Daphnia Magna* (Straus 1820) *(Cladocera, Crustacea)* Üzerine Akut Toksik Etkilerinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi. Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, Ankara.

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

Froehner K., Backhaus T. and Grimme L. H. 2000. Bioassays with *Vibrio fischeri* for the assessment of delayed toxicity. Chemosphere 40, 821-828.

Fründ H. C., Schloüsser A., Westendarp H. 2000. Effects of tetracycline on the soil microflora determined with microtiter plates and respiration measurement. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 93, 244–247.

Gao, P., Munir, M., Xagoraraki, I., 2012. Correlation of tetracycline and sulfonamide antibiotics with corresponding resistance genes and resistant bacteria in a conventional municipal wastewater treatment plant, Science of The Total Environment, 421–422, 173-183.

Gartiser S., Urich E., Alexy R., Kümmerer K. 2007. Anaerobic inhibition and biodegradation of antibiotics in ISO test schemes. Chemosphere 66 (10), 1839-1844.

Golet E. M., Alder A. C., Hartmann A., Ternes T. A., Giger W. 2001. Trace determination of fluoroquinolone antibacterial agents in solid-phase extraction urban wastewater by and liquid chromatography with fluorescence detection. Anal. Chem. 73, 3632–3638.

Gomez J., Mendez R. and Lema J. M. 1996. The effect of antibiotics on nitrification processes. Batch assays. Appl. Biochem. Biotechnol. 57-58, 869-876.

Gottlieb D. 1976. The production and role of antibiotics in soil. J. Antibiot. 29, 987-1000.

Gök O., Sponza D. Petrokimya endüstrisinde aerobik koşullarda PAH ve toksisite giderimi. Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 35160, Buca, İzmir

Gracia-Lor, E., Sancho, J.V., Serrano, R., Hernández, F., 2012. Occurrence and removal of pharmaceuticals in wastewater treatment plants at the Spanish Mediterranean area of Valencia, Chemosphere, 87, 5, 453-462.

Gros, M., Petrovic, M., Barcelo, D., 2007. Wastewater treatment plants as a pathway for aquatic contamination by pharmaceuticals in the Ebro river basin (Northeast Spain). Environmental Toxicology and Chemistry 26, 1553–1562.

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.

Gülmez, B., 1997. İlaç Endüstrisi Atıksularının Ortak Havasız Biyolojik Arıtılabilirliği, Yüksek Lisans Tezi, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul

Güneş, E., Tanlınlı, İ., 2009. İTÜ Dergisi, Su Kirlenmesi Kontrolü. Cilt: 19, Sayı 1-2, 53-62.

Halling-Sorensen B., Nors Nielsen S., Lanzky P. F., Ingerslev F., Holten Lützhoft H.C. and Jorgensen S.E. 1998. Occurence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review, Chemosphere, 36, 2, 357-393.

Hamscher G., Sczesny S., Hoper H., Nau H. 2002. Determination of persistent tetracycline residues in soil fertilized with liquid manure by high-performance liquid chromatography with electrospray ionization tandem mass spectrometry. Anal. Chem. 74, 1509–1518.

Hamscher, G., Priess, B., Nau, H., 2006. A survey of the occurrence of various sulfonamides and tetracyclines in water and sediment samples originating from aquaculture systems in Northern Germany in summer 2005, Arch. Lebensmittelhyg. 57, 97–101.

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.

Hernando, M.D., Mezcua, M., Fernandez-Alba, A.R., Barcelo, D., 2006. Talanta 69, 2006. 334–342.

Herron P. R., Toth I. K., Heilig G. H. J., Akkermans A. D. L., Karagouni A. and Wellington E. M. H. 1998. Selective effect of antibiotics on survival and gene transfer of streptomycetes in soil. Soil Biol. Biochem. 30, 673-677.

Hirsch, R., Ternes, T., Hanerer, K., Kratz, K., 1999. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. Sci. Total Environ. 225, 109–118.

Holm J. V., Rugge K., Bjerg P. L. and Christensen T. H. 1995. Occurrence and distribution of pharmaceutical organic-compounds in the groundwater downgradient of a landfill (Grindsted, Denmark). Environ. Sci. Technol. 29, 1415-1420.

Hrisch R., Ternes T., Haberer K., Kratz K. 1999. Occurence of antibiotics in the aquatic environment, The Science of the Total Environment, 225, 109 -118.

Ingerslev F., Halling-Sørensen B. 2000. Biodegradability properties of sulfonamids in activated sludge. Environ. Toxicol. Chem. 19, 2467–2473.

Ingham E. R. and Coleman D. C. 1984. Effects of streptomycine, cycloheximide, fungizone, captan, carbofuran, cygon, and PCNB on soil microorganisms. Microb. Ecol. 10, 345-358.

ISO 11348/1-2-3, Determination of the Inhibitory Effect of Water Samples on the light Emission of *Vibrio fischeri*, 2007.

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

Iwane, T., Urase, T., ve Yamamoto, K., 2001. Possible İmpact of Treated Wastewater Dischange on İncidence of Antibiyotic Resistant Bacteria in River Water, Wat. Sci. Tech., 43(2), 265-271.

İleri R., 2000, *'Çevre Biyoteknolojisi'*, Değişim Yayınları, Adapazarı.

İleri, S., Karaer, F., 2011. Tekstil İşletmesi Atıksularında Fenton Prosesi ile Akut Toksisite Giderimi. Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, Cilt 16, Sayı 2.

Jacobsen P., Berglind L. 1988. Persistence of oxytetracyline in sediment from fish farms. Aquaculture, 70, 365–370.

Jefferys E. G. 1952. The stability of antibiotics in soils. J. Gen. Microbiol. 7, 295-312.

Jiang, M., Wang, L., Ji, R., 2010. Biotic and abiotic degradation of four cephalosporin antibiotics in a lake surface water and sediment Chemosphere 80, 1399–1405.

Jones-Lepp, T., Alvarez, D., Petty, J., Huggins, J., 2004. Polar organic chemical integrative sampling (POCIS) and LC–ES/ITMS for assessing selected prescription and illicit drugs in treated sewage effluents. Arch. Environ. Cont. Toxicol. 47, 427–439.

Jones-Lepp, T., Stevens, R., 2007. Pharmaceuticals in biosolids – the interface between analytical chemistry and regulation. Anal. Bioanal. Chem. 387, 1173–1183.

Jorgensen S.E., Halling-Sørensen B. 2000. Drugs in the environment. Chemosphere 40, 691–699.

Jury K. L., Khan S. J., Vancov T., Stuetz R. M., Ashbolt N. J. 2011. Are sewage treatment plants promoting antibiotic resistance? Critical Reviews in Environmental Science & Technology, 45(8): 2439-2451.

Jury, K.L., Khan, S.J., Vancov, T., Stuetz, R.M., Ashbolt, N.J., 2011a. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 41, 1–28.

Karamete, T., 2008. Konya Katı Atık Depolama Sahası Sızıntı Sularının Toksisitelerinin Değerlendirilmesi. Yüksek lisans Tezi, Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Konya

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.

Kemper N., Faürber H., Skutlarek D., Krieter J. 2007. Determination of antibiotic residues in leachate of conventional and organic dairy farms. In: Proceedings of the XIIIth International Congress in Animal Hygiene, Tartu, Estland, June 17–21.

Kemper N. 2008. Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment, Ecological Indicators, 8, 1-13.

Kennedy D.G., Cannavan A. and McCracken R. J. 2000. Regulatory problems caused by contamination, a frequently overlooked cause of veterinary drug residues. J. Chromatogr. 882, 37-52.

Kim S., Eichhorn P., Jensen J. N., Weber A. S., Aga, D. S. 2005. Removal of antibiotics in wastewater: effect of hydraulic and solid retention times on the fate of tetracycline in the activated sludge process. Environ. Sci. Technol. 39, 5816–5823.

Kim S. C., Carlson K. 2007. Temporal and spatial trends in the occurrence of human and veterinary antibiotics in aqueous and river sediment matrices. Environ. Sci. Technol. 41, 50–57.

Klaver A. L., Matthews R. A. 1994. Effects of oxytetracycline on nitrification in a model aquatic system. Aquaculture 123, 237–247.

Kolpin D., Furlong E., Meyer M., Thurman E., Zaugg S., Barber L., Buxton H. 2002. Pharmaceuticals, hormones and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999– 2000: a national reconnaissance. Environ. Sci. Technol. 36, 1202–1211.

Kumar K., Gupta S. C., Baidoo S. K., Chander Y., Rosen C. J. 2005. Antibiotic uptake by plants from soil fertilized with animal manure. J. Environ. Qual. 34, 2082–2085.

Kümmerer, K., Al-Ahmad, A. ve Mersch-Sundermann, V., 2000. Biodegradability of Some Antibiotics, Elimination of the Genetoxicity and Affection of Wastewater Bacteria in a Simple Test, Chemosphere, 40, 701-710.

Kümmerer K, Henninger A., 2003. Promoting resistance by the emission of antibiotics from hospitals and households into effluent. Clin Microbiol Infect., 9, 1203–14.

Kümmerer K. 2001a. Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources—a review. Chemosphere 45, 957–969.

Kümmerer K. 2009. Antibiotics in the aquatic environment - A review Part I, Chemosphere 75, 417–434.

Lange, F., Cornelissen, S., Kubac, D., Sein, M.M., Sonntag, J.V., Hannich, C.B., Golloch, A., Heipieper, H.J., Möder, M., Sonntag, C.V., 2006. Degradation of macrolide antibiotics by ozone: A mechanistic case study with clarithromycin Chemosphere 65, 17–23.

Le-Minh N., Khan S. J., Drewes J. E., Stuetz R. M. 2010. Fate of antibiotics during municipal water recycling treatment processes, Water research, 44, 4295-4323.

Le-Minh, N., Stuetz, R.M., Khan, S.J., 2012. Determination of six sulfonamide antibiotics, two metabolites and trimethoprim in wastewater by isotope dilution liquid chromatography/tandem mass spectrometry, Talanta, 89, 407-416.

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.

Lindsey M. E., Meyer M., Thurman E. M. 2001. Analysis of trace levels of sulfonamide and tetracycline antimicrobials, in groundwater and surface water using solid-phase extraction and liquid chromatography/mass spectrometry. Anal. Chem. 73, 4640–4646.

Loffler, D., Ternes, T.A., 2003. Determination of acidic pharmaceuticals, antibiotics and ivermectin in river sediment using liquid chromatography– tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr*. A 1021, 133–144.

Loganathan, B., Philips, M., Mowery, H., Jones-Lepp, T.M., 2009. Contamination profiles and mass loadings of macrolide antibiotics and illicit drugs from a small urban wastewater treatment plant Chemosphere 75, 70–77.

Managaki, S., Murata, A., Takada, H., Tuyen, B., Chiem, N., 2007. Distribution of macrolides, sulfonamides and trimethoprim in tropical waters: ubiquitous occurrence of veterinary antibiotics in the Mekong delta. Environmental Science and Technology 41, 8004–8010.

Martinez, J.L., 2009. Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants, Environmental Pollution, 157, 2893–2902.

McArdell, C., Molnar, R., Suter, M., Giger,W., 2003. Occurrence and fate of macrolide antibiotics in wastewater treatment plants and in the Glatt valley watershed, Switzerland. Environmental Science and Technology 37, 5479–5486.

MacKie R. I., Koike S., Krapac I., Chee-Sanford J., Maxwell S., Aminov R. I. 2006. Tetracycline residues and tetracycline resistance genes in groundwater impacted by swine production facilities. Anim. Biotechnol. 17, 157–176.

MacLeod S. L. 2009. Pharmaceutical Occurrence and Fate in Wastewater and Receiving Surface Waters in Two Alberta Watersheds. Edmanton, Alberta.

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

Miao, X.-S., Bischay, P., Chen, M., Metcalfe, C., 2004. Occurrence of antibacterials in the final effluents of wastewater treatment plants in Canada. Environmental Science and Technology 38, 3533–3541.

Montvydienė, D., Marčiulionienė D., 2006. Assessment of Toxic Interaction of Metals in Binary Mixtures Using *Lepidium sativum* and *Spirodela polyrrhiza.* Institute of Botany, Žaliuju ežeru 49, LT–08406, Vilnius, Lithuania

Munir, M., Wong, K., Xagoraraki, I. (2011). Release of antibiotic resistant bacteria and genes in the effluent and biosolids of five wastewater utilities in Michigan. Water Res. 45, 681–93.

Nagulapally, S. R., Ahmad, A., Henry A., Marchin G. L., Zurek L., Bhandari A. 2009. Occurrence of ciprofloxacin-, trimethoprim-sulfamethoxazole- and vancomycin-resistant bacteria in a municipal wastewater treatment plant, Water Environment Research, 81 (1), 82-90.

Nwosu V. C. 2001. Antibiotic resistance with particular reference to soil microorganisms. Res. Microbiol. 152, 421–430.

Olsen S.J., DeBess E. E., McGivern T. E., Marano N., Eby T., Mauvais S., Balan V. K., Zirnstein G., Cieslak P. R., Angulo F. J. 2001. A nosocomial outbreak of fluoroquinolone resistant salmonella infection. N. Engl. J. Med. 344, 1572–1579.

Oryaşın, E., 2008. Çeşitli Çevresel Kaynaklardan İzole Edilen Enterokokların Disk Difüzyon Yöntemi İle Antibiyotişk Duyarlılıklarının Tespiti. Yüksek Lisans Tezi. Adnan Menderes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Bölümü, Aydın

Özkoç, H. B.,Anman, S.Bakan,G., 1998. Sediman Kalite İzleme ve Belirleme Çalısmalarında Uygulanan Metotlar., V. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi,. s 126.

Parent, A., 1996. Control of Coliform Growth in Drinking Water Distribution Systems. Science Direct, Water Research, pp . 442-445.

Parvez, S., Venkataraman, C., Mukherji, S., 2006. A Review on Advantages of Implementing Luminescense Inhibition Test (*Vibrio fischeri*) for Acute Toxicity Prediction of Chemicals, Environ. Int. 32, 265-268.

Pei R, Kim SC, Carlson KH, Pruden A., 2006. Effect of river landscape on the sediment concentrations of antibiotics and corresponding antibiotic resistance genes (ARG). Water Res. 40, 2427–35.

Pektaş, G., Ç., 2011. 2,4-D (2,4-Diklorofenoksi) Asetik Asit Ve Türevleri İle Bisfenol-A (Bis- A) ve Fosfinotrisin (Ppt)'İn Su Pireleri *Daphnia Magna* (Straus, 1820) (Cladocera, Crustacea) Üzerine Akut Toksik Etkilerinin Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi. Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Bilimleri Bölümü, Ankara

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.

Preiffer C., Emmerling C., Schröder D. And Niemeyer J. 1998. Antibioka (Ivermectin, MOnensin) und endokrine Umweltchemicalien (Nonylphenol, Ethinylöstradiol) im Boden: Mögliche Auswirkungen von synthetischen Umweltchemikalien auf mikrobielle Eigenschaften eines landwirtschaftlich genutzten Bodens. Umweltwiss. Schadst. Forsch. 10, 147-153.

Ramirez, A., Mottaleb, M., Brooks, B., Chambliss, C., 2007. Analysis of pharmaceuticals in fish using liquid chromatography–tandem mass spectrometry. Anal. Chem. 79, 3155–3163.

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.

Ribo, J., M., Kaiser, K., L., 2006. Photobacterium Phosphoreum Toxicity Bioassay. Test Procedures and Applications, Environ. Toxicol. 2, 305-323.

Richter A., Löscher W., Witte W. 1996. Leistungsfo¨ rderer mit antibakterieller Wirkung: Probleme aus pharmakologisch toxikologischer und mikrobiologischer Sicht. Prakt. Tierarzt 7, 603–624.

Rickman, K.A., and Mezyk, S.P., 2010. Kinetics and mechanisms of sulfate radical oxidation of b-lactam antibiotics in water. Chemosphere, 81, 359–365.

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.

Samuelsen O. B., Torsvik V., Ervik A. 1992. Long-range changes in oxytetracycline concentration and bacterial resistance towards oxytetracycline in a fish farm sediment after medication. Sci. Total Environ. 114, 25–36.

Samuk, B., 2002. İlaç Endüstrisi Formülasyon ve Antibiyotik Atıksularının Biyolojik Arıtılabilirliğinin Artırılması. Yüksek Lisans Tezi. İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.

Sarı, E., 2011. Nikelin *Daphnia Magna* (Straus, 1820) (*Crustacea: Cladocera*) Üzerine Akut Toksik Etkisinin Arastırılması. Yüksek Lisans Tezi. Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, Ankara

Sarmah, A.K., Meyer, M.T., Boxall, A.B.A., 2006. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics in the environment. Chemosphere, 65, 725–59.

Sengelov G., Agersø Y., Hallig-Sørensen B., Baloda S. B., Andersen J. S., Jensen L. B. 2003. Bacterial antibiotic resistance levels in Danish farmland as a result of treatment with pig manure slurry, Environ. Int. 28, 587–595.

Smalla K., Sobecky P.A. 2002. The prevalence and diversity of mobile genetic elements in bacterial communities of different environmental habitats: insights gained from different methodological approaches. FEMS Microbiol. Ecol. 42, 165–175.

Son, R., Rusul, G., Sahılah, A. M., Zaınurı, A., Raha, A. R., Salmah, I., 1997. Antibiotic Resistance and Plasmid Profile of *Aeromonas hydrophila* Isolates from Cultured Fish, Telapia (Telepia Mossambica). Lett. Appl. Microbiology, 24: 479–482

Songa W., ve diğ., 2011. *Daphnia magna* naftokinonlar maruziyetinde akut toksisitesi ve yapı-aktivite ilişkisi. Environmental Toxicology and Pharmacology 32 (2011) 102–106

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.

Stoob K., Singer H. P., Mueller S. R., Schwarzenbach R. P., Stamm C. H. 2007. Dissipation and transport of veterinary sulfonamide antibiotics after manure application to grassland in a small catchment. Environ. Sci. Technol. 41, 7349–7355.

Storteboom, H., Arabi, M., Davis, J.G., Crimi, B., Pruden, A., 2010. Tracking antibiotic resistance genes in the south Platte river basin using molecular signatures of urban, agricultural, and pristine sources. Environ Sci Technol., 44, 7397–404.

Ternes, T.A., 1998. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Res*. 32 (11), 3245–3260.

Teuber M. 1999. Spread of antibiotic resistance with foodborne pathogens, Cell. Mol. Life Sci., 56, 755–763.

Thiele S. and Beck I. C. 2001. Wirkungen pharmazeutischer Antibiotika auf die Bodenmikroflora ± Bestimmung mittels ausgewählter bodenbiologischer Testverfahren. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 96, 383-384.

Thiele-Bruhn S. 2003. Pharmaceutical antibiotic compounds in soils, Journal Plant Nutr, Soil Sci., 166, 145-167.

Thomashow L. S., Bonsall R. F. and Weller D. M. 1997. Antibiotic production by soil and rhizosphere microbes in situ. In C. Hurst G. R., Knudson M. J., Mclnerney L. D., Stetzenbach and M.V.Walter: Manual os environmental microbiology. ASM Press, Washington, D.C., p.p. 493-499.

Tisler, T. ve Zagorc-Koncan, J., 1999. Toxicity Evalution of Wastewater from the Pharmaceutical İndüstry to Aquatic Organisms, Wat. Sci. Tech. 39 (10-11), 71-76

Topal, M., Arslan Topal, E.I., 2011. 2010-2011 Kış sezonunda Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisinin Bazı Parametrelerle Değerlendirilmesi, Cumhuriyet Üniversitesi Fen Fakültesi, Fen Bilimleri Dergisi, Cilt 32, No:2, 1-12.

Topp W. 1981. Biologie der Bodenorganismen. Quelle and Meier-UTB, Heidelberg, p. 224.

Türkdogan, F.I., Yetilmezsoy, K., 2009. Appraisal of potential environment risks associated with human antibiotics consumption in Turkey. J. Hazard. Mater. 166, 297–308.

Xi, C., Zhang, Y., Marrs, C.F., Ye, W., Simon, C., Foxman, B., 2009. Prevalence of antibiotic resistance in drinking water treatment and distribution system. Appl Environ Microbiol., 75, 5714–8.

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.

Van den Bogaard A. E., London N., Stobberingh E. E. 2000. Antimicrobial resistance in pig faecal samples from the Netherlands (five abbatoirs) and Sweden. J. Antimicrob. Chemother. 45, 663–671.

Ye Z., Weinberg H. S., Meyer M. T. 2007. Trace analysis of trimethoprim and sulfonamide, macrolide, quinolone and tetracycline antibiotics in chlorinated drinking water using liquid chromatography electrospray tandem mass spectrometry. Anal. Chem. 79, 1135–1144.

Yegane, Ö., 2001. *Daphnia magna* (Straus 1820) Sediment Toksisite Testi Kullanılarak İzmir İç Körfezi'ne Dökülen Derelerin Kirlilik Düzeylerinin Saptanması. Yüksek Lisans Tezi. Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, İzmir.

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.

Wegener H. C., Aarestrup F. M., Jensen J. B., Hammerum A. M., Bager, F. 1996. The association between the use of antimicrobial growth promoters and development of resistance in pathogenic bacteria towards growth promoting and therapeutic antimicrobials. J. Anim. Feed. Sci. 7, 7–14.

Winckler C., Grafe A. 2000. Stoffeintrag durch Tierarzneimittel und pharmakologisch wirksame Futterzusatzstoffe unter besonderer Beru¨ cksichtigung von Tetrazyklinen, UBA-Texte 44/0, Berlin.

Wollenberger L., Halling-Sørensen B., Kusk K. O. 2000. Acute and chronic toxicity of veterinary antibiotics to *Daphnia magna*. Chemosphere 40, 723–730.

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.

Zhang, Q., Xu, W., Shi, L., 1991. 2-Nitro-5-(6-bromohexanoylamino) benzoic Acid Test Paper Method for Detecting Microorganisms Capable of Producing Cephalosporin Acylases Analytical Bio., 96, 201-206.

Zheng, J., Sagar, V., Smonlinsky, A., Bourke, C., LeBlanc, N.L., Cropp, T.A., 2009. Structure and Function of the Macrolide Biosensor Protein, MphR(A), with and without Erythromycin J. Mol. Biol. 387, 1250–1260.

Zhu J., Snow D., Cassada D. A., Monson S. J., Spalding R. F. 2001. Analysis of oxytetracycline, tetracycline and chlortetracycline in water using solid phase extraction and liquid chromatography–tandem mass spectrometry. J. Chromatogr. 928, 177–186.

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.

URL

URL-1: (http://www.ieis.org.tr/)

URL-2: (http://www.akilciilac.gov.tr/?page_id=694)

URL 3: KARAYAKAR F., AY Ö., CİCİK B., 2004, Mersin Kıyı Şeridinden Alınan Su Örneklerinden İzole Edilen Escherichia coli Suşlarının Bazı Antibiyotiklere Karşı Plasmid Kökenli Dirençliliğin Saptanması[online], Mersin Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yenişehir Kampüsü, Mersin,
http://www.ekolojidergisi.com.tr/resimler/52-6.pdf [Ziyaret Tarihi: 22 Kasim 2008]

EKLER

EK-1 Deney Resimleri



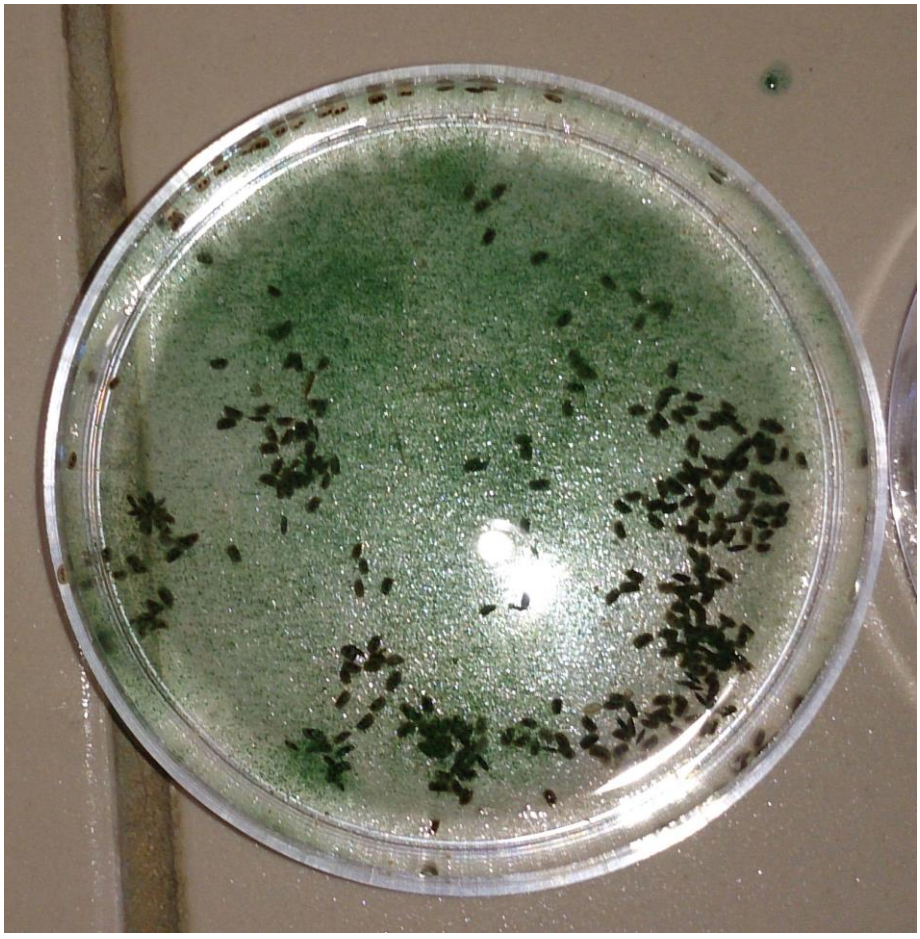
Resim1. *Vibrio fischeri* Deneyinde Kullanılan Microtox 500 Analyzer Cihazı



Resim2. *Vibrio fischeri* Deneyinde Kullanılan Program



Resim3. *Daphnia magna* Deneyinde Kullanılan Solisyon ve Bakteri Kültürü



Resim4. *Daphnia magna* Deneyinde Kullanılan Yumurtada Bulunan Bakteri Kültürü

EK-2 Baytril-K İçin *Lepidium sativum* Deney Sonuçları

Seed Charge: Gartenland Aschersleben, Bio Saatgut Gartenkresse Sprint, Z030432, Mai 2006
Date: 2015
Name: RIFAT YILDIRIM
Sample Name: 5 mL (A1), concentrations % 6.25, %12.5, %25, %50, %100, n=3
Control: 5 mL seralpur n=6

Control

Control 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**
Root length	1,5	1,5	1,6	2,0	1,5	1,8	1,5	1,5	1,3	1,8	2,0	1,4	1,5	1,4	2,0	1,2	1,2	1,3	2,0	1,4	*1,57*	0,26	16,74
Hypokotyl length	2,0	2,5	2,6	1,5	1,5	1,6	1,5	1,0	0,9	1,0	1,5	1,0	1,9	2,0	1,8	1,4	1,3	1,4	2,5	1,5	1,62	0,49	30,40
Control 2																							
Root length	2,0	2,5	2,5	2,0	2,0	1,9	1,5	1,5	2,0	1,0	1,5	2,3	1,0	2,0	1,0	1,5	1,0	1,3	1,5	1,4	*1,67*	0,48	28,47
Hypokotyl length	2,3	2,7	2,6	1,5	2,5	2,6	2,5	2,0	1,5	2,5	1,5	1,5	1,0	1,2	1,4	1,4	1,4	1,5	1,3	1,5	1,82	0,55	30,37
Control 3																							
Root length	2,5	2,5	2,4	3,0	3,0	2,5	2,6	1,5	2,3	2,4	2,0	1,2	1,0	1,4	1,3	2,0	1,8	1,7	1,5	1,4	*2,00*	0,59	29,58
Hypokotyl length	3,0	2,5	1,9	2,0	2,0	2,0	2,0	1,0	2,6	2,3	1,5	1,4	1,3	1,6	1,7	2,3	1,6	1,7	1,4	1,4	1,86	0,49	26,14
Control 4																							
Root length	2,3	2,2	2,3	2,7	2,6	1,8	2,5	2,0	2,1	1,5	2,0	1,4	2,0	1,3	1,2	1,7	1,6	1,5	1,4	1,7	*1,89*	0,44	23,12
Hypokotyl length	2,5	1,9	2,0	2,5	2,3	1,0	2,1	2,5	2,3	1,2	1,3	0,9	2,3	0,9	0,9	1,0	1,0	0,8	1,5	1,6	1,63	0,63	38,52
Control 5																							
Root length	2,3	1,6	2,4	1,5	3,0	2,7	1,6	1,5	2,6	1,3	1,6	1,2	1,3	0,9	1,8	1,4	2,0	1,4	1,2	1,1	*1,72*	0,57	33,28
Hypokotyl length	2,6	2,4	2,6	2,1	2,2	2,1	2,1	1,4	2,4	1,5	1,6	1,8	1,4	1,5	2,2	1,3	1,7	1,1	1,2	1,2	1,82	0,48	26,33
Control 6																							
Root length	2,0	2,1	1,7	2,1	2,1	2,2	2,2	2,6	2,3	1,4	1,6	2,1	1,4	1,8	2,0	1,4	1,6	1,4	1,3	1,1	*1,82*	0,39	21,67
Hypokotyl length	2,2	2,4	2,4	2,8	2,4	2,1	2,1	2,4	2,4	2,4	1,9	2,2	1,4	1,6	1,6	1,5	1,4	1,3	1,4	1,5	1,97	0,45	22,93
				C1	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**														
Mean Root Length				*1,57*	*1,67*	*2,00*	*1,89*	*1,72*	*1,82*												***1,78***		
Mean Hypokotyl Length				1,62	1,82	1,86	1,63	1,82	1,97												**1,79**		

conc. 1 = % 6,25

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	2,2	2,0	1,2	2,0	0,8	0,8	0,7	0,8	0,7	1,5	1,0	1,0	0,6	1,0	0,8	0,8	0,8	0,7	1,5	1,0	*1,12*	0,50	44,94	
Hypokotyl length	0,6	0,6	0,7	0,8	0,7	1,0	0,6	0,5	1,0	1,3	0,7	0,8	0,5	0,8	1,0	0,7	1,0	0,6	0,5	1,0	*0,77*	0,21	27,10	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,7	0,6	0,6	2,0	1,0	1,5	1,5	1,7	2,0	2,0	0,8	2,2	1,6	0,5	1,0	0,6	0,5	1,0	1,0	0,5	*1,22*	0,58	47,37	
Hypokotyl length	0,6	2,2	1,2	0,6	1,7	0,6	0,5	0,7	0,6	0,7	0,5	0,6	1,0	0,5	0,7	0,5	1,0	0,6	0,6	0,6	*0,80*	0,43	53,91	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1	0,8	1,6	1,0	1,0	2,0	1,0	1,5	1,2	1,0	1,0	0,5	0,6	2,0	0,9	0,6	0,7	1,0	1,0	0,5	*1,05*	0,42	40,43	
Hypokotyl length	1,9	0,6	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,7	0,8	0,5	0,4	0,5	0,6	1,2	1,5	0,6	0,7	0,6	0,4	*0,70*	0,38	55,07	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*1,12*	*1,22*	*1,05*															**1,13**			**36,67**
Mean Hypokotyl Length				0,77	0,80	0,70															**0,75**			**57,75**

conc. 2 = % 12,5

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	1,0	1,0	1,4	1,3	1,2	1,1	1,1	0,9	1,9	1,0	0,9	0,8	1,0	0,9	1,2	0,5	0,9	0,7	0,8	0,8	*1,02*	0,29	28,18	
Hypokotyl length	0,3	0,5	0,6	0,5	0,2	0,4	0,4	0,2	0,4	0,4	0,2	0,3	0,3	0,2	0,3	0,5	0,6	0,5	0,4	0,4	*0,38*	0,13	33,27	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,9	1,0	1,0	0,9	1,2	1,2	1,1	1,1	0,9	1,1	1,0	1,1	1,3	1,2	0,9	1,0	0,5	0,7	0,5	0,9	*0,98*	0,21	21,48	
Hypokotyl length	0,6	0,4	0,4	0,3	0,6	0,4	0,2	0,5	0,1	0,4	0,6	0,2	0,6	0,5	1,1	0,6	0,4				*0,46*	0,22	47,23	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,5	1,4	1,1	1,4	1,6	1,4	1,4	0,9	1,4	1,9	1,1	0,7	0,6	0,6	0,7	1,0	1,1	0,9	1,4	0,7	*1,16*	0,36	30,71	
Hypokotyl length	0,7	0,6	0,6	0,5	0,8	0,4	0,7	0,6	0,7	0,5	0,6	0,6	0,6	0,4	0,2	0,6	0,8	0,8	0,8	0,9	*0,61*	0,15	25,41	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*1,02*	*0,98*	*1,16*															**1,05**			**40,80**
Mean Hypokotyl Length				0,38	0,46	0,61															**0,48**			**72,90**

conc. 3 = % 25

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	0,9	1,0	0,9	0,7	0,8	1,1	1,1	0,8	0,4	1,1	0,8	0,6	0,4	0,7	0,3	0,6	0,4	1,1	0,8	0,6	*0,76*	0,25	32,42	
Hypokotyl length	0,5	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,5	0,6	0,7	1,0	0,7	0,4	0,5	0,7	0,7	0,4	1,0	0,7	0,4	0,5	*0,61*	0,14	22,94	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1	0,4	0,7	1,1	0,2	0,8	0,6	0,6	0,7	0,4	0,5	0,4	0,4	0,4	0,5	0,8	0,5	0,4	0,4	0,4	*0,59*	0,24	39,71	
Hypokotyl length	0,6	0,8	0,5	0,7	0,1	0,3	0,2	0,3	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	*0,36*	0,19	53,42	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,1	1,2	0,9	1,2	0,7	0,6	0,6	0,3	0,5	0,7	0,7	0,5	0,6	0,8	0,9	0,8	0,6	0,5	0,6	0,8	0,9	0,24	32,50	
Hypokotyl length	0,6	0,5	0,5	0,6	0,6	0,5	0,3	0,2	0,3	0,4	0,4	0,5	0,7	0,4	0,5	0,7	0,3	0,7	0,4	0,5	0,7	0,14	29,84	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,76*	*0,59*	*0,75*															**0,70**			**60,58**
Mean Hypokotyl Length				0,61	0,36	0,47															**0,48**			**73,25**

conc. 4 = %50

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	0,5	0,7	0,8	0,6	0,6	0,7	0,6	0,8	0,8	0,7	0,6	0,5	0,4	0,5	0,5	0,6	0,8	0,4	0,4	0,4	*0,60*	0,14	23,45	
Hypokotyl length	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,7	0,8	0,3	0,5	0,2	0,5	0,7	0,8	0,4	0,5	0,5	0,5	0,6	0,2	*0,44*	0,20	45,11	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,7	0,5	0,6	0,9	0,7	0,2	0,7	0,6	0,4	0,5	0,6	0,5	0,4	0,6	0,7	0,2	0,2	0,5	0,7	0,6	*0,54*	0,18	33,84	
Hypokotyl length	0,3	0,2	0,4	0,3	0,2	0,1	0,2	0,5	0,3	0,3	0,4										*0,29*	0,11	37,24	
				1																				
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,5	0,6	0,8	0,6	0,5	0,8	1,1	1,2	1,2	0,8	1,0	1,1	0,7	1,2	1,2	0,8	1,0	0,6	0,5	0,8	*0,84*	0,25	29,42	
Hypokotyl length	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2	0,4	0,4	0,5	0,4	0,3	0,9	0,8	0,6	0,4	0,4	0,5	0,4	0,3	0,3	0,2	*0,42*	0,22	50,91	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,60*	*0,54*	*0,84*															**0,66**			**63,01**
Mean Hypokotyl Length				0,44	0,29	0,42															**0,38**			**78,46**

conc. 5 = % 100

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	0,6	0,3	0,4	0,4	0,7	0,3	0,4	0,4	0,7	0,3	0,4	0,4	0,2								*0,42*	0,15	34,88	
Hypokotyl length	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5	0,2	0,2	0,3	0,4	0,3	0,5	0,3	0,3								*0,30*	0,10	34,59	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,6	0,4	0,4	0,5	0,2	0,4	0,2	0,6	0,3	0,4	0,3	0,6	0,7	0,4							*0,43*	0,15	34,64	
Hypokotyl length	0,3	0,4	0,3	0,4	0,2	0,3	0,3	0,4	0,3	0,2	0,3	0,6	0,5	0,3							*0,34*	0,10	30,62	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,2	0,2	0,6	0,2	0,7	0,6	0,2	0,2	0,4	0,5	0,4	0,6	0,4	0,5							*0,41*	0,18	43,01	
Hypokotyl length	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,3	0,2	0,2	0,3	0,4	0,3	0,4	0,3	0,4							*0,29*	0,08	29,15	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,42*	*0,43*	*0,41*															**0,42**			**76,41**
Mean Hypokotyl Length				0,30	0,34	0,29															**0,31**			**82,67**

EK-3 Clemipen İçin *Lepidium sativum* Deney Sonuçları

Seed Charge: Gartenland Aschersleben, Bio Saatgut Gartenkresse Sprint, Z030432, Mai 2006
Date: 2015
Name: RIFAT YILDIRIM
Sample Name: 5 mL (A1), concentrations % 6.25, %12.5, %25, %50, %100, n=3
Control: 5 mL seralpur n=6

Control

Control 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**
Root length	1,5	1,5	1,6	2,0	1,5	1,8	1,5	1,5	1,3	1,8	2,0	1,4	1,5	1,4	2,0	1,2	1,2	1,3	2,0	1,4	*1,57*	0,26	16,74
Hypokotyl length	2,0	2,5	2,6	1,5	1,5	1,6	1,5	1,0	0,9	1,0	1,5	1,0	1,9	2,0	1,8	1,4	1,3	1,4	2,5	1,5	1,62	0,49	30,40
Control 2																							
Root length	2,0	2,5	2,5	2,0	2,0	1,9	1,5	1,5	2,0	1,0	1,5	2,3	1,0	2,0	1,0	1,5	1,0	1,3	1,5	1,4	*1,67*	0,48	28,47
Hypokotyl length	2,3	2,7	2,6	1,5	2,5	2,6	2,5	2,0	1,5	2,5	1,5	1,5	1,0	1,2	1,4	1,4	1,4	1,5	1,3	1,5	1,82	0,55	30,37
Control 3																							
Root length	2,5	2,5	2,4	3,0	3,0	2,5	2,6	1,5	2,3	2,4	2,0	1,2	1,0	1,4	1,3	2,0	1,8	1,7	1,5	1,4	*2,00*	0,59	29,58
Hypokotyl length	3,0	2,5	1,9	2,0	2,0	2,0	2,0	1,0	2,6	2,3	1,5	1,4	1,3	1,6	1,7	2,3	1,6	1,7	1,4	1,4	1,86	0,49	26,14
Control 4																							
Root length	2,3	2,2	2,3	2,7	2,6	1,8	2,5	2,0	2,1	1,5	2,0	1,4	2,0	1,3	1,2	1,7	1,6	1,5	1,4	1,7	*1,89*	0,44	23,12
Hypokotyl length	2,5	1,9	2,0	2,5	2,3	1,0	2,1	2,5	2,3	1,2	1,3	0,9	2,3	0,9	0,9	1,0	1,0	0,8	1,5	1,6	1,63	0,63	38,52
Control 5																							
Root length	2,3	1,6	2,4	1,5	3,0	2,7	1,6	1,5	2,6	1,3	1,6	1,2	1,3	0,9	1,8	1,4	2,0	1,4	1,2	1,1	*1,72*	0,57	33,28
Hypokotyl length	2,6	2,4	2,6	2,1	2,2	2,1	2,1	1,4	2,4	1,5	1,6	1,8	1,4	1,5	2,2	1,3	1,7	1,1	1,2	1,2	1,82	0,48	26,33
Control 6																							
Root length	2,0	2,1	1,7	2,1	2,1	2,2	2,2	2,6	2,3	1,4	1,6	2,1	1,4	1,8	2,0	1,4	1,6	1,4	1,3	1,1	*1,82*	0,39	21,67
Hypokotyl length	2,2	2,4	2,4	2,8	2,4	2,1	2,1	2,4	2,4	2,4	1,9	2,2	1,4	1,6	1,6	1,5	1,4	1,3	1,4	1,5	1,97	0,45	22,93
				C1	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**														
Mean Root Length				*1,57*	*1,67*	*2,00*	*1,89*	*1,72*	*1,82*												***1,78***		
Mean Hypokotyl Length				1,62	1,82	1,86	1,63	1,82	1,97												**1,79**		

conc. 1 = % 6,25

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	1,0	0,9	1,5	1,5	1,3	1,4	1,1	1,1	0,8	0,9	1,1	1,3	1,0	1,0	1,2	1,2	0,8	0,9	0,8	0,9	*1,09*	0,22	20,25	
Hypokotyl length	1,3	1,3	0,8	1,7	0,9	1,2	0,9	1,5	1,3	0,9	1,2	0,6	0,5	0,6	0,8	1,1	0,6	1,1	0,9	0,6	*0,99*	0,33	32,87	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,3	1,4	1,3	1,5	1,6	0,8	1,7	1,3	0,9	0,9	1,0	0,8	0,7	0,9	1,3	1,7	0,9	1,3	1,4	1,2	*1,20*	0,30	25,45	
Hypokotyl length	1,1	1,5	1,1	1,2	0,6	1,5	1,1	1,1	0,6	0,5	0,9	0,5	0,7	0,9	1,3	0,6	1,0	0,7	0,8	1,1	*0,94*	0,30	32,16	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,3	0,8	1,0	1,3	1,3	1,3	1,4	1,2	1,0	1,0	1,4	1,3	1,1	1,3	1,0	1,2	1,4	1,1	1,2	0,9	*1,18*	0,17	14,71	
Hypokotyl length	1,2	1,3	1,0	1,0	1,2	0,8	0,7	0,9	0,9	1,3	0,7	0,8	0,9	0,6	0,8	1,3	0,7	0,6	0,7	1,1	*0,93*	0,23	25,09	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*1,09*	*1,20*	*1,18*															**1,15**			**35,24**
Mean Hypokotyl Length				0,99	0,94	0,93															**0,95**			**46,71**

conc. 2 = % 12,5

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	1,0	0,9	1,0	1,0	0,7	0,7	0,6	0,7	0,7	0,8	0,6	0,7	0,8	0,6	0,7	0,5	1,0	0,9	0,8	0,6	*0,77*	0,15	19,94	
Hypokotyl length	0,7	0,7	0,9	1,2	1,2	0,9	1,0	0,6	1,4	0,8	0,7	0,7	0,7	0,4	0,5	1,4	0,6	0,6	0,6	0,5	*0,81*	0,29	35,68	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,6	0,9	0,7	0,5	1,0	0,8	0,5	0,6	0,5	0,7	0,5	0,9	0,7	0,7	0,6	0,4	0,4	0,8	0,7	0,6	*0,66*	0,16	24,84	
Hypokotyl length	1,5	1,1	1,1	0,9	0,7	1,1	1,0	0,7	0,7	1,0	0,6	1,0	1,2	1,2	0,9	1,1	0,6	0,5	0,9	0,9	*0,94*	0,24	25,82	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,8	0,9	0,5	0,6	1,0	0,5	0,5	0,9	0,5	0,7	0,8	0,9	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,7	0,7	*0,66*	0,17	25,76	
Hypokotyl length	1,0	1,2	1,1	1,2	1,0	1,1	1,1	1,2	0,9	0,6	0,6	1,0	0,6	0,7	0,6	0,7	0,5	0,7	0,8	0,8	*0,87*	0,23	26,49	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,77*	*0,66*	*0,66*															**0,69**			**61,11**
Mean Hypokotyl Length				0,81	0,94	0,87															**0,87**			**51,28**

conc. 3 = % 25

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	0,8	0,5	0,6	0,7	0,7	0,7	0,7	0,8	0,6	0,7	0,4	0,5	0,8	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,4	0,4	*0,63*	0,13	20,78	
Hypokotyl length	0,3	0,6	0,6	0,5	0,6	0,7	0,5	0,5	0,5	0,4	0,8	0,3	0,3	0,7	0,4	0,4	0,5	0,2	0,2	0,3	*0,47*	0,17	35,52	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,7	0,7	0,6	0,5	0,6	0,7	0,4	0,4	0,5	0,6	0,6	0,9	0,8	0,6	0,5	0,4	0,6	0,7	0,6	0,8	*0,61*	0,13	21,93	
Hypokotyl length	0,6	0,4	0,3	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,3	0,4	0,2	0,4	0,4	0,2	0,3	0,4	0,3	0,2	0,3	0,6	*0,34*	0,12	34,39	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,3	0,6	0,5	0,4	0,6	0,8	0,8	0,7	0,4	0,6	0,5	0,2	0,8	0,9	0,8	0,4	0,3	0,4	0,8	0,6	*0,57*	0,20	35,13	
Hypokotyl length	0,6	0,4	0,3	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,3	0,4	0,2	0,4	0,2	0,4	0,4	0,2	0,3	0,2	0,3	0,6	*0,33*	0,12	35,98	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,63*	*0,61*	*0,57*															**0,60**			**66,17**
Mean Hypokotyl Length				0,47	0,34	0,33															**0,38**			**78,91**

conc. 4 = %50

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	0,6	0,5	0,3	0,7	0,4	0,6	0,7	0,5	0,5	0,4	0,7	0,7	0,9	0,8	0,7	0,8	0,6	0,9	0,6	0,8	*0,64*	0,16	25,53	
Hypokotyl length	0,5	0,3	0,4	0,2	0,3	0,3	0,4	0,5	0,4	0,5	0,6	0,7	0,4	0,5	0,2	0,2	0,6	0,5	0,6	0,3	*0,42*	0,14	34,17	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,4	0,7	0,6	0,7	0,6	0,7	0,6	0,6	0,7	0,5	0,6	0,4	0,7	0,9	0,8	0,5	0,6	0,4	0,5	0,4	*0,60*	0,14	22,84	
Hypokotyl length	0,2	0,4	0,3	0,2	0,4	0,6	0,5	0,2	0,4	0,5	0,4	0,2	0,4	0,3	0,2	0,2	0,4	0,2	0,5	0,2	*0,34*	0,13	38,08	
				1																				
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,5	0,3	0,7	0,6	0,4	0,4	0,5	0,6	0,7	0,7	0,5	0,8	0,3	0,8	0,7	0,8	0,5	0,8	0,5	0,8	*0,60*	0,17	27,86	
Hypokotyl length	0,3	0,5	0,3	0,4	0,5	0,4	0,5	0,3	0,4	0,2	0,5	0,6	0,3	0,5	0,3	0,3	0,6	0,3	0,5	0,3	*0,40*	0,11	28,50	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,64*	*0,60*	*0,60*															**0,61**			**65,79**
Mean Hypokotyl Length				0,42	0,34	0,40															**0,39**			**78,44**

conc. 5 = % 100

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	0,7	0,5	0,5	0,3	0,7	0,7	0,8	0,6	0,7	0,8	0,6	0,5	0,6	0,6	0,7	0,4	0,5	0,7	0,8	0,6	*0,62*	0,13	21,37	
Hypokotyl length	0,2	0,1	0,3	0,1	0,3	0,5	0,4	0,5	0,3	0,2	0,1	0,1	0,3	0,4	0,5	0,3	0,5	0,2	0,3	0,4	*0,30*	0,14	45,95	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,5	0,5	0,7	0,6	0,4	0,5	0,4	0,7	0,7	0,6	0,5	0,7	0,6	0,7	0,5	0,7	0,6	0,5	0,5	0,7	*0,58*	0,10	17,75	
Hypokotyl length	0,6	0,7	0,7	0,5	0,6	0,6	0,6	0,7	0,8	0,7	0,6	0,5	0,4	0,6	0,6	0,4	0,8	0,5	0,4	0,5	*0,59*	0,12	19,98	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,6	0,7	0,7	0,5	0,6	0,6	0,6	0,7	0,8	0,7	0,6	0,5	0,4	0,6	0,6	0,5	0,4	0,7	0,5	0,6	*0,60*	0,10	17,20	
Hypokotyl length	0,3	0,2	0,3	0,1	0,1	0,3	0,4	0,3	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1	0,4	0,4	0,1	0,2	0,4	0,2	0,3	*0,25*	0,11	43,72	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,62*	*0,58*	*0,60*															**0,60**			**66,45**
Mean Hypokotyl Length				0,30	0,59	0,25															**0,38**			**78,81**

EK-4 Entervet İçin *Lepidium sativum* Deney Sonuçları

Seed Charge: Gartenland Aschersleben, Bio Saatgut Gartenkresse Sprint, Z030432, Mai 2006
Date: 2015
Name: RIFAT YILDIRIM
Sample Name: 5 mL (A1), concentrations % 6.25, %12.5, %25, %50, %100, n=3
Control: 5 mL seralpur n=6

Control

Control 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**
Root length	1,5	1,5	1,6	2,0	1,5	1,8	1,5	1,5	1,3	1,8	2,0	1,4	1,5	1,4	2,0	1,2	1,2	1,3	2,0	1,4	*1,57*	0,26	16,74
Hypokotyl length	2,0	2,5	2,6	1,5	1,5	1,6	1,5	1,0	0,9	1,0	1,5	1,0	1,9	2,0	1,8	1,4	1,3	1,4	2,5	1,5	1,62	0,49	30,40
Control 2																							
Root length	2,0	2,5	2,5	2,0	2,0	1,9	1,5	1,5	2,0	1,0	1,5	2,3	1,0	2,0	1,0	1,5	1,0	1,3	1,5	1,4	*1,67*	0,48	28,47
Hypokotyl length	2,3	2,7	2,6	1,5	2,5	2,6	2,5	2,0	1,5	2,5	1,5	1,5	1,0	1,2	1,4	1,4	1,4	1,5	1,3	1,5	1,82	0,55	30,37
Control 3																							
Root length	2,5	2,5	2,4	3,0	3,0	2,5	2,6	1,5	2,3	2,4	2,0	1,2	1,0	1,4	1,3	2,0	1,8	1,7	1,5	1,4	*2,00*	0,59	29,58
Hypokotyl length	3,0	2,5	1,9	2,0	2,0	2,0	2,0	1,0	2,6	2,3	1,5	1,4	1,3	1,6	1,7	2,3	1,6	1,7	1,4	1,4	1,86	0,49	26,14
Control 4																							
Root length	2,3	2,2	2,3	2,7	2,6	1,8	2,5	2,0	2,1	1,5	2,0	1,4	2,0	1,3	1,2	1,7	1,6	1,5	1,4	1,7	*1,89*	0,44	23,12
Hypokotyl length	2,5	1,9	2,0	2,5	2,3	1,0	2,1	2,5	2,3	1,2	1,3	0,9	2,3	0,9	0,9	1,0	1,0	0,8	1,5	1,6	1,63	0,63	38,52
Control 5																							
Root length	2,3	1,6	2,4	1,5	3,0	2,7	1,6	1,5	2,6	1,3	1,6	1,2	1,3	0,9	1,8	1,4	2,0	1,4	1,2	1,1	*1,72*	0,57	33,28
Hypokotyl length	2,6	2,4	2,6	2,1	2,2	2,1	2,1	1,4	2,4	1,5	1,6	1,8	1,4	1,5	2,2	1,3	1,7	1,1	1,2	1,2	1,82	0,48	26,33
Control 6																							
Root length	2,0	2,1	1,7	2,1	2,1	2,2	2,2	2,6	2,3	1,4	1,6	2,1	1,4	1,8	2,0	1,4	1,6	1,4	1,3	1,1	*1,82*	0,39	21,67
Hypokotyl length	2,2	2,4	2,4	2,8	2,4	2,1	2,1	2,4	2,4	2,4	1,9	2,2	1,4	1,6	1,6	1,5	1,4	1,3	1,4	1,5	1,97	0,45	22,93
				C1	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**														
Mean Root Length				*1,57*	*1,67*	*2,00*	*1,89*	*1,72*	*1,82*												***1,78***		
Mean Hypokotyl Length				1,62	1,82	1,86	1,63	1,82	1,97												**1,79**		

conc. 1 = % 6,25

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	1,8	2,1	2,0	1,8	2,1	1,6	2,1	1,9	2,1	0,9	2,1	2,0	2,0	1,8	1,9	1,7	1,5	1,6	1,8	1,9	*1,84*	0,28	15,25	
Hypokotyl length	1,7	2,0	1,8	2,0	2,1	1,7	2,0	2,1	1,5	1,9	1,8	2,1	1,6	1,8	1,9	1,6	1,6	1,5	1,8	2,0	*1,83*	0,19	10,66	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	2,0	1,7	1,5	1,5	1,3	1,4	1,7	1,6	1,9	1,8	1,6	1,9	1,5	1,6	1,7	1,6	1,9	1,8	2,0	1,4	*1,67*	0,20	11,99	
Hypokotyl length	2,0	1,6	2,1	1,4	1,9	1,8	1,9	2,3	1,9	1,6	1,9	0,8	1,3	1,7	1,6	1,8	1,5	1,6	2,0	2,3	*1,75*	0,34	19,50	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,9	1,7	2,0	1,4	1,7	1,6	1,5	2,1	2,0	2,0	1,7	1,9	2,0	1,4	1,6	1,5	1,7	1,6	2,0	2,0	*1,77*	0,22	12,58	
Hypokotyl length	1,8	1,6	1,4	1,8	1,8	1,6	1,8	1,6	1,9	1,8	1,6	1,5	1,4	1,7	1,6	1,9	1,9	2,0	2,6	1,9	*1,76*	0,26	14,53	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*1,84*	*1,67*	*1,77*															**1,76**			**1,22**
Mean Hypokotyl Length				1,83	1,75	1,76															**1,78**			**0,42**

conc. 2 = % 12,5

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	1,2	1,0	1,0	0,9	0,9	1,2	1,3	1,5	2,0	1,8	1,7	1,6	1,2	1,2	1,8	1,9	2,0	2,1	2,3	2,4	*1,55*	0,46	29,81	
Hypokotyl length	1,5	1,6	1,5	1,4	1,8	1,5	1,3	1,8	1,0	1,3	1,2	1,2	1,3	1,1	1,4	1,1	1,4	1,4	1,5	1,6	*1,40*	0,21	15,12	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,0	1,0	2,4	1,3	2,0	1,2	1,0	1,0	0,9	1,1	1,5	1,2	1,7	0,9	1,0	1,0	1,2	1,1	1,2	1,3	*1,25*	0,38	30,09	
Hypokotyl length	2,0	2,3	2,4	2,1	1,3	1,0	1,2	1,6	2,1	1,4	1,0	1,3	2,0	1,6	1,2	1,4	1,9	1,2	1,4	1,4	*1,59*	0,42	26,60	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1	1,5	1,1	1,5	1,6	1,0	1,5	1,7	1,5	1,5	1,2	1,3	1,0	1,0	1,2	1,4	1,5	1,6	1,7	1,3	*1,36*	0,24	17,46	
Hypokotyl length	1,5	1,2	1,0	1,7	1,9	2,1	1,2	2,0	1,2	1,3	1,6	1,5	1,0	1,4	0,9	0,9	1,2	1,6	1,2	1,2	*1,38*	0,34	24,85	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*1,55*	*1,25*	*1,36*															**1,39**			**22,08**
Mean Hypokotyl Length				1,40	1,59	1,38															**1,46**			**18,53**

conc. 3 = % 25

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	1,3	1,2	1,3	0,7	0,8	0,6	0,9	1,1	0,6	0,7	0,5	0,8	0,7	0,6	0,7	0,6	0,4	0,6	0,5	0,4	*0,75*	0,27	35,90	
Hypokotyl length	1,0	1,1	0,9	0,3	0,8	0,8	0,8	1,2	0,7	0,6	0,5	0,6	0,7	0,7	0,4	0,5	0,3	0,3	0,3	0,3	*0,64*	0,27	42,62	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,6	0,8	0,9	0,6	0,9	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,6	0,8	0,8	0,9	0,8	0,9	0,7	0,9	0,8	0,8	*0,77*	0,10	13,25	
Hypokotyl length	0,7	0,8	0,6	0,7	0,8	0,9	0,6	1,1	0,6	0,4	0,6	0,7	0,8	0,8	0,6	0,5	0,6	0,4	0,5	0,5	*0,66*	0,17	25,53	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,5	0,6	0,7	1,1	1,2	1,0	0,9	0,7	0,6	0,5	0,7	0,8	0,7	0,6	0,4	0,6	1,1	0,8	0,4	0,6	*0,73*	0,23	31,11	
Hypokotyl length	0,6	0,6	0,8	0,4	0,9	0,8	0,6	0,7	0,5	0,5	0,4	0,6	0,4	0,8	0,5	0,8	0,6	1,0	1,3	0,6	*0,67*	0,22	32,73	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,75*	*0,77*	*0,73*															**0,75**			**58,01**
Mean Hypokotyl Length				0,64	0,66	0,67															**0,66**			**63,23**

conc. 4 = %50

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	0,4	0,4	0,8	0,7	0,8	0,9	0,8	0,7	0,6	0,8	0,6	0,7	0,8	0,7	0,7	0,8	0,5	0,4	0,6	0,7	*0,67*	0,15	21,68	
Hypokotyl length	0,5	0,3	0,8	0,4	0,6	0,9	0,8	0,7	0,7	0,4	0,7	0,4	0,6	0,8	0,4	0,4	0,6	0,5	0,6	0,4	*0,58*	0,17	29,55	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,4	0,8	0,6	0,8	0,5	0,8	0,9	0,6	0,5	0,7	0,6	0,8	0,5	0,8	0,5	0,8	0,7	0,8	0,7	0,8	*0,68*	0,14	20,59	
Hypokotyl length	0,5	0,6	0,6	0,5	0,7	0,6	0,7	0,5	0,8	0,5	0,5	0,4	0,3	0,8	0,7	0,8	0,7	0,7	0,6	0,5	*0,60*	0,13	22,36	
				1																				
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,8	0,7	0,6	0,7	0,9	0,8	0,8	0,8	0,7	0,9	0,8	0,6	0,6	0,5	0,8	0,8	0,7	0,6	0,5	0,4	*0,70*	0,13	19,17	
Hypokotyl length	0,4	0,6	0,7	0,8	0,7	0,7	0,8	0,7	0,8	0,7	0,6	0,4	0,4	0,4	0,6	0,4	0,6	0,7	0,4	0,4	*0,59*	0,15	25,65	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,67*	*0,68*	*0,70*															**0,68**			**61,57**
Mean Hypokotyl Length				0,58	0,60	0,59															**0,59**			**67,06**

conc. 5 = % 100

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	0,7	0,5	0,6	0,4	0,5	0,7	0,7	0,4	0,5	0,6	0,4	0,6	0,4	0,5	0,4	0,7	0,6	0,4	0,5	0,4	*0,53*	0,11	21,61	
Hypokotyl length	0,3	0,3	0,2	0,1	0,3	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2	0,4	0,1	0,3	0,3	0,4	0,2	0,3	*0,26*	0,08	31,56	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,4	0,5	0,4	0,6	0,6	0,6	0,4	0,7	0,4	0,5	0,5	0,4	0,5	0,5	0,6	0,5	0,5	0,3	0,4	0,6	*0,50*	0,10	19,66	
Hypokotyl length	0,2	0,2	0,1	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2	0,3	0,3	0,1	0,1	0,2	0,3	0,2	0,1	0,3	0,2	0,1	0,2	*0,21*	0,07	36,09	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,5	0,6	0,5	0,4	0,3	0,4	0,5	0,6	0,5	0,5	0,4	0,3	0,3	0,2	0,4	0,5	0,3	0,5	0,4	0,6	*0,44*	0,11	25,47	
Hypokotyl length	0,1	0,3	0,2	0,1	0,1	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,2	0,3	*0,19*	0,08	41,02	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,53*	*0,50*	*0,44*															**0,49**			**72,73**
Mean Hypokotyl Length				0,26	0,21	0,19															**0,22**			**87,85**

EK-5 Azro İçin *Lepidium sativum* Deney Sonuçları

Seed Charge: Gartenland Aschersleben, Bio Saatgut Gartenkresse Sprint, Z030432, Mai 2006
Date: 2015
Name: RIFAT YILDIRIM
Sample Name: 5 mL (A1), concentrations % 6.25, %12.5, %25, %50, %100, n=3
Control: 5 mL seralpur n=6

Control

Control 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**
Root length	1,5	1,5	1,6	2,0	1,5	1,8	1,5	1,5	1,3	1,8	2,0	1,4	1,5	1,4	2,0	1,2	1,2	1,3	2,0	1,4	*1,57*	0,26	16,74
Hypokotyl length	2,0	2,5	2,6	1,5	1,5	1,6	1,5	1,0	0,9	1,0	1,5	1,0	1,9	2,0	1,8	1,4	1,3	1,4	2,5	1,5	1,62	0,49	30,40
Control 2																							
Root length	2,0	2,5	2,5	2,0	2,0	1,9	1,5	1,5	2,0	1,0	1,5	2,3	1,0	2,0	1,0	1,5	1,0	1,3	1,5	1,4	*1,67*	0,48	28,47
Hypokotyl length	2,3	2,7	2,6	1,5	2,5	2,6	2,5	2,0	1,5	2,5	1,5	1,5	1,0	1,2	1,4	1,4	1,4	1,5	1,3	1,5	1,82	0,55	30,37
Control 3																							
Root length	2,5	2,5	2,4	3,0	3,0	2,5	2,6	1,5	2,3	2,4	2,0	1,2	1,0	1,4	1,3	2,0	1,8	1,7	1,5	1,4	*2,00*	0,59	29,58
Hypokotyl length	3,0	2,5	1,9	2,0	2,0	2,0	2,0	1,0	2,6	2,3	1,5	1,4	1,3	1,6	1,7	2,3	1,6	1,7	1,4	1,4	1,86	0,49	26,14
Control 4																							
Root length	2,3	2,2	2,3	2,7	2,6	1,8	2,5	2,0	2,1	1,5	2,0	1,4	2,0	1,3	1,2	1,7	1,6	1,5	1,4	1,7	*1,89*	0,44	23,12
Hypokotyl length	2,5	1,9	2,0	2,5	2,3	1,0	2,1	2,5	2,3	1,2	1,3	0,9	2,3	0,9	0,9	1,0	1,0	0,8	1,5	1,6	1,63	0,63	38,52
Control 5																							
Root length	2,3	1,6	2,4	1,5	3,0	2,7	1,6	1,5	2,6	1,3	1,6	1,2	1,3	0,9	1,8	1,4	2,0	1,4	1,2	1,1	*1,72*	0,57	33,28
Hypokotyl length	2,6	2,4	2,6	2,1	2,2	2,1	2,1	1,4	2,4	1,5	1,6	1,8	1,4	1,5	2,2	1,3	1,7	1,1	1,2	1,2	1,82	0,48	26,33
Control 6																							
Root length	2,0	2,1	1,7	2,1	2,1	2,2	2,2	2,6	2,3	1,4	1,6	2,1	1,4	1,8	2,0	1,4	1,6	1,4	1,3	1,1	*1,82*	0,39	21,67
Hypokotyl length	2,2	2,4	2,4	2,8	2,4	2,1	2,1	2,4	2,4	2,4	1,9	2,2	1,4	1,6	1,6	1,5	1,4	1,3	1,4	1,5	1,97	0,45	22,93
				C1	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**														
Mean Root Length				*1,57*	*1,67*	*2,00*	*1,89*	*1,72*	*1,82*												***1,78***		
Mean Hypokotyl Length				1,62	1,82	1,86	1,63	1,82	1,97												**1,79**		

conc. 1 = % 6,25

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	1,0	1,8	1,7	1,4	2,0	2,0	1,7	2,0	1,5	1,8	1,0	1,5	1,5	2,0	1,5	1,5	1,5	2,0	1,5	1,5	*1,62*	0,29	18,17	
Hypokotyl length	2,5	2,7	2,6	2,8	3,0	2,5	3,0	2,5	3,0	3,0	2,0	2,5	1,5	3,0	2,0	1,5	2,3	2,5	2,0	2,5	*2,47*	0,46	18,47	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,5	1,8	1,5	1,0	1,5	1,0	1,2	1,0	1,5	1,3	1,5	2,0	1,2	1,5	1,5	1,5	1,0	1,5	1,5	1,5	*1,40*	0,26	18,63	
Hypokotyl length	3,0	2,8	1,7	1,5	3,0	2,5	2,8	3,0	2,2	2,2	2,3	2,0	2,3	2,2	2,4	3,0	2,3	2,2	1,8	2,4	*2,38*	0,43	18,25	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	2	1,5	1,7	1,5	1,5	2,0	1,5	1,5	2,0	2,0	2,0	2,0	1,7	2,0	2,2	2,0	2,0	2,0	1,8	2,0	*1,85*	0,23	12,30	
Hypokotyl length	2,6	2,3	3,0	3,0	2,8	3,0	2,6	2,2	3,0	3,0	3,3	2,3	2,8	3,0	2,5	2,5	2,4	3,0	2,2	3,0	*2,73*	0,32	11,88	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*1,62*	*1,40*	*1,85*															**1,62**			**52,34**
Mean Hypokotyl Length				2,47	2,38	2,73															**2,53**			**17,51**

conc. 2 = % 12,5

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	1,2	1,0	1,0	1,5	1,3	0,7	1,0	1,0	1,0	1,0	1,7	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,2	1,5	1,0	1,5	*1,16*	0,25	21,81	
Hypokotyl length	2,3	2,5	2,0	2,5	2,5	1,5	2,0	2,2	1,8	1,2	2,3	2,5	1,3	2,5	1,8	2,0	2,2	2,5	2,0	2,5	*2,10*	0,41	19,41	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,0	1,0	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,5	0,5	1,0	1,0	1,6	1,0	1,0	1,0	1,2	1,5	1,0	1,5	1,0	*1,12*	0,26	23,61	
Hypokotyl length	2,5	1,2	2,0	2,0	2,0	2,5	2,2	2,5	2,0	1,5	0,3	2,0	1,8	2,5	2,0	2,0	2,0	2,2	2,0	2,1	*1,97*	0,49	25,15	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,3	1	1,5	1,0	1,2	1,4	1,8	0,7	1,0	1,0	1,0	1,2	1,0	1,5	1,5	1,5	1,0	1,5	0,8	1,0	*1,20*	0,28	23,59	
Hypokotyl length	2,3	2,2	2,2	2,0	2,5	2,5	2,3	1,5	2,0	2,2	1,0	2,5	2,0	2,5	2,0	2,0	2,2	1,6	1,0	1,0	*1,98*	0,49	24,64	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*1,16*	*1,12*	*1,20*															**1,16**			**66,05**
Mean Hypokotyl Length				2,10	1,97	1,98															**2,01**			**34,20**

conc. 3 = % 25

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	0,8	0,8	0,5	0,7	0,5	1,0	0,7	0,7	0,4-5	0,6	0,3	0,3	0,6	0,6	0,5	0,6	0,4	0,5	0,4	0,7	*0,59*	0,17	29,59	
Hypokotyl length	1,4	1,5	1,0	1,2	0,8	1,2	1,0	1,0	1,0	0,7	0,4	0,7	0,8	1,0	0,7	0,8	0,5	0,8	0,7	0,9	*0,91*	0,27	29,75	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,6	0,5	1,2	1	1,4	0,5	0,7	1,2	0,5	0,5	0,5	0,4	0,8	0,5	0,6	0,5	0,6	0,5	0,5	0,4	*0,67*	0,29	42,77	
Hypokotyl length	1,0	1,3	1,2	1,0	1,5	1,0	1,2	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,1	1,0	0,7	0,6	1,0	0,8	0,5	0,5	*0,97*	0,25	25,27	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,5	0,8	0,5	0,7	0,6	0,5	0,5	0,4	0,8	0,8	0,5	0,7	0,8	0,5	0,5	0,6	0,3	0,2	0,7	0,5	*0,57*	0,16	28,88	
Hypokotyl length	1,0	1,5	1,2	1,0	1,0	1,2	1,0	0,5	0,9	1,0	0,6	0,8	1,0	0,6	1,0	0,7	0,8	0,5	0,8	0,5	*0,88*	0,26	29,33	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,59*	*0,67*	*0,57*															**0,61**			**82,08**
Mean Hypokotyl Length				0,91	0,97	0,88															**0,92**			**70,00**

conc. 4 = %3

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	2,5	2,5	3,0	2,0	1,5	2,0	2,5	3,0	3,0	3,0	2,5	2,0	2,7	2,0	1,8	1,5	2,0	2,4	2,2	1,8	*2,30*	0,48	20,74	
Hypokotyl length	3,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,5	2,0	2,0	2,0	2,5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,2	2,0	2,0	2,0	*2,11*	0,25	12,07	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	2,5	2,7	2,0	2,0	2,5	2,0	2,0	2,0	2,0	3,0	1,8	2,0	2,2	1,8	2,5	2,5	2,0	2,5	2,2	2,3	*2,23*	0,31	14,13	
Hypokotyl length	2,0	2,2	2,0	2,2	2,0	3,0	2,5	3,0	2,5	2,0	2,0	2,5	2,0	2,0	2,0	3,0	3,0	2,7	2,0	2,0	*2,33*	0,40	17,01	
				1																				
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	2,5	2,5	3,0	2,0	1,5	2,0	2,0	2,0	2,0	3,0	1,8	2,0	2,2	1,8	1,8	1,5	2,0	2,5	2,2	2,3	*2,13*	0,40	18,79	
Hypokotyl length	3,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,5	3,0	2,5	2,0	2,0	2,5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,2	2,7	2,0	2,0	*2,22*	0,34	15,32	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*2,30*	*2,23*	*2,13*															**2,22**			**34,85**
Mean Hypokotyl Length				2,11	2,33	2,22															**2,22**			**27,47**

conc. 5 = % 4

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	2,0	2,0	1,0	1,5	2,5	2,0	2,0	2,0	2,0	1,7	2,3	2,5	1,7	2,4	1,8	2,0	1,8	2,0	2,5	2,3	*2,00*	0,36	18,03	
Hypokotyl length	2,3	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,4	2,0	2,7	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,2	*2,26*	0,25	11,00	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	2,0	3,0	2,0	2,0	2,5	2,0	2,0	2,0	3,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,5	2,0	2,5	2,0	2,0	2,0	2,5	*2,15*	0,36	16,61	
Hypokotyl length	3,0	2,5	2,0	2,5	3,0	2,2	2,5	2,5	2,0	2,3	2,0	1,8	2,0	2,0	2,5	2,0	2,3	2,0	2,0	2,0	*2,26*	0,33	14,74	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	2,0	2,3	2,5	1,7	2,4	1,8	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,8	2,0	2,5	2,0	2,0	2,3	2,5	*2,09*	0,23	11,21	
Hypokotyl length	2,0	2,7	2,0	2,0	2,0	2,0	2,5	2,5	3,0	2,3	2,0	2,0	2,0	2,0	2,5	2,0	2,3	2,0	2,5	2,0	*2,22*	0,30	13,34	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*2,00*	*2,15*	*2,09*															**2,08**			**38,87**
Mean Hypokotyl Length				2,26	2,26	2,22															**2,24**			**26,76**

EK-6 Klindan İçin *Lepidium sativum* Deney Sonuçları

Seed Charge: Gartenland Aschersleben, Bio Saatgut Gartenkresse Sprint, Z030432, Mai 2006
Date: 2015
Name: RIFAT YILDIRIM
Sample Name: 5 mL (A1), concentrations % 6.25, %12.5, %25, %50, %100, n=3
Control: 5 mL seralpur n=6

Control

Control 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**
Root length	1,5	1,5	1,6	2,0	1,5	1,8	1,5	1,5	1,3	1,8	2,0	1,4	1,5	1,4	2,0	1,2	1,2	1,3	2,0	1,4	*1,57*	0,26	16,74
Hypokotyl length	2,0	2,5	2,6	1,5	1,5	1,6	1,5	1,0	0,9	1,0	1,5	1,0	1,9	2,0	1,8	1,4	1,3	1,4	2,5	1,5	1,62	0,49	30,40
Control 2																							
Root length	2,0	2,5	2,5	2,0	2,0	1,9	1,5	1,5	2,0	1,0	1,5	2,3	1,0	2,0	1,0	1,5	1,0	1,3	1,5	1,4	*1,67*	0,48	28,47
Hypokotyl length	2,3	2,7	2,6	1,5	2,5	2,6	2,5	2,0	1,5	2,5	1,5	1,5	1,0	1,2	1,4	1,4	1,4	1,5	1,3	1,5	1,82	0,55	30,37
Control 3																							
Root length	2,5	2,5	2,4	3,0	3,0	2,5	2,6	1,5	2,3	2,4	2,0	1,2	1,0	1,4	1,3	2,0	1,8	1,7	1,5	1,4	*2,00*	0,59	29,58
Hypokotyl length	3,0	2,5	1,9	2,0	2,0	2,0	2,0	1,0	2,6	2,3	1,5	1,4	1,3	1,6	1,7	2,3	1,6	1,7	1,4	1,4	1,86	0,49	26,14
Control 4																							
Root length	2,3	2,2	2,3	2,7	2,6	1,8	2,5	2,0	2,1	1,5	2,0	1,4	2,0	1,3	1,2	1,7	1,6	1,5	1,4	1,7	*1,89*	0,44	23,12
Hypokotyl length	2,5	1,9	2,0	2,5	2,3	1,0	2,1	2,5	2,3	1,2	1,3	0,9	2,3	0,9	0,9	1,0	1,0	0,8	1,5	1,6	1,63	0,63	38,52
Control 5																							
Root length	2,3	1,6	2,4	1,5	3,0	2,7	1,6	1,5	2,6	1,3	1,6	1,2	1,3	0,9	1,8	1,4	2,0	1,4	1,2	1,1	*1,72*	0,57	33,28
Hypokotyl length	2,6	2,4	2,6	2,1	2,2	2,1	2,1	1,4	2,4	1,5	1,6	1,8	1,4	1,5	2,2	1,3	1,7	1,1	1,2	1,2	1,82	0,48	26,33
Control 6																							
Root length	2,0	2,1	1,7	2,1	2,1	2,2	2,2	2,6	2,3	1,4	1,6	2,1	1,4	1,8	2,0	1,4	1,6	1,4	1,3	1,1	*1,82*	0,39	21,67
Hypokotyl length	2,2	2,4	2,4	2,8	2,4	2,1	2,1	2,4	2,4	2,4	1,9	2,2	1,4	1,6	1,6	1,5	1,4	1,3	1,4	1,5	1,97	0,45	22,93
				C1	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**														
Mean Root Length				*1,57*	*1,67*	*2,00*	*1,89*	*1,72*	*1,82*												***1,78***		
Mean Hypokotyl Length				1,62	1,82	1,86	1,63	1,82	1,97												**1,79**		

conc. 1 = % 6,25

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	3,2	3,5	3,0	4,5	3,5	3,0	3,5	2,0	2,2	2,5	4,0	3,0	2,5	4,0	3,5	2,5	4,0	2,3	3,5	2,0	*3,11*	0,71	22,94	
Hypokotyl length	3,0	3,0	3,5	3,0	2,0	2,0	2,5	2,5	2,2	2,2	3,5	2,5	2,0	2,0	2,0	1,0	2,5	2,0	2,5	1,7	*2,38*	0,59	24,91	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	4,0	3,0	3,5	3,0	2,7	3,0	2,8	2,8	2,2	2,0	3,2	2,7	3,5	3,0	3,5	2,7	5,2	2,8	3,0	3,0	*3,08*	0,65	21,21	
Hypokotyl length	2,5	2,0	2,0	2,5	2,0	2,2	2,6	2,4	2,0	2,2	2,5	2,0	2,5	2,0	2,5	2,0	2,5	2,2	2,0	2,0	*2,23*	0,23	10,43	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	4	3,5	3,0	3,0	3,6	3,2	4,5	2,5	4,3	4,0	3,0	1,8	3,5	3,5	2,0	3,5	3,3	2,0	3,3	3,0	*3,23*	0,71	22,14	
Hypokotyl length	2,5	2,0	2,5	2,2	2,4	2,3	2,5	2,0	2,2	3,0	2,0	2,0	2,3	2,5	2,0	1,0	2,0	3,0	2,2	3,0	*2,28*	0,44	19,35	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*3,11*	*3,08*	*3,23*															**3,14**			**7,76**
Mean Hypokotyl Length				2,38	2,23	2,28															**2,30**			**24,97**

conc. 2 = % 12,5

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	3,0	3,5	3,0	3,0	3,0	1,8	4,0	3,0	3,0	2,0	3,0	3,0	3,0	2,8	2,0	3,5	3,5	2,5	3,5	3,0	*2,96*	0,53	18,05	
Hypokotyl length	2,2	2,5	2,5	2,7	2,6	2,5	2,0	3,0	2,5	3,0	2,7	2,4	3,0	2,5	1,5	2,5	2,5	1,5	2,8	2,5	*2,47*	0,40	16,35	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	3,0	3,0	3,5	4,7	3,5	3,0	3,5	3,2	3,6	2,3	2,5	2,6	3,0	3,5	2,8	2,6	2,5	1,6	3,0	1,5	*2,95*	0,70	23,76	
Hypokotyl length	2,5	2,0	2,5	2,5	2,5	2,0	3,0	3,0	2,5	2,2	2,2	2,0	2,7	2,0	2,5	2,4	2,0	2,0	2,5	2,5	*2,38*	0,31	13,04	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	4	4,5	2,7	3,5	2,7	3,0	3,0	4,5	3,0	2,5	3,0	3,0	4,0	4,0	3,5	4,0	4,5	3,0	2,5	3,5	*3,42*	0,66	19,23	
Hypokotyl length	3,0	2,5	3,0	2,5	2,0	2,0	2,5	2,5	2,0	2,5	2,7	2,5	2,0	1,5	2,0	2,2	2,0	1,0	2,5	2,0	*2,25*	0,47	20,72	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*2,96*	*2,95*	*3,42*															**3,11**			**8,69**
Mean Hypokotyl Length				2,47	2,38	2,25															**2,36**			**22,79**

conc. 3 = % 25

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	1,5	2,0	1,5	1,5	2,0	2,2	1,8	1,8	1,7	2,0	1,8	1,8	1,6	2,0	1,5	1,6	2,5	2,0	1,7	1,8	*1,82*	0,26	14,08	
Hypokotyl length	1,5	2,2	2,5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,2	2,5	2,5	1,5	1,6	2,0	2,5	2,5	2,7	2,2	2,0	2,2	1,6	*2,11*	0,35	16,68	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	2	2,8	1,5	2	1,5	2,5	1,5	1,5	1,5	1,8	1,6	2	1,8	1,8	1,6	2	1,5	2	1,5	1,7	*1,81*	0,35	19,23	
Hypokotyl length	2,5	2,0	2,2	2,5	2,6	3,0	1,5	2,2	2,0	2,0	2,4	2,5	1,5	1,6	2,0	2,5	2,2	2,2	2,2	2,4	*2,20*	0,37	16,82	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	2,0	1,8	2,3	2,0	1,8	1,9	1,8	1,7	2,0	1,8	2,0	1,5	1,6	2,0	1,5	2,0	2,0	2,0	1,9	2,2	*1,89*	0,20	10,70	
Hypokotyl length	2,3	1,5	2,2	2,0	2,0	2,0	2,0	2,4	2,5	2,0	2,5	1,7	1,4	2,2	2,0	2,0	2,1	2,3	1,0	2,1	*2,01*	0,36	18,07	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*1,82*	*1,81*	*1,89*															**1,84**			**46,02**
Mean Hypokotyl Length				2,11	2,20	2,01															**2,11**			**31,17**

conc. 4 = % 50

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	1,0	1,0	1,5	1,5	1,0	1,5	1,5	1,4	1,7	1,0	1,6	1,5	1,6	1,0	1,5	1,6	1,5	1,5	1,5	1,7	*1,41*	0,24	17,36	
Hypokotyl length	1,5	2,0	2,0	2,0	1,5	1,9	1,8	1,5	2,0	2,0	1,5	1,6	2,0	1,5	2,0	2,0	1,8	1,8	1,6	1,6	*1,78*	0,21	11,86	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1	1	1,5	2	1,5	2	1,4	1,5	1,5	1,3	1,6	1	1,4	1,3	1	1	1,5	1	1,6	1,2	*1,37*	0,30	22,25	
Hypokotyl length	1,5	2,0	2,2	2,5	2,0	2,2	1,5	2,0	1,8	1,5	2,0	1,5	1,7	1,6	1,5	1,0	2,0	2,0	1,8	1,6	*1,80*	0,33	18,60	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,0	1,0	1,5	1,5	1,0	1,5	1,5	1,4	1,7	1,0	1,6	1	1,4	1,3	1	1	1,5	1	1,6	1,2	*1,29*	0,25	19,73	
Hypokotyl length	1,5	2,0	2,0	2,0	1,5	1,9	1,8	1,5	2,0	2,0	2,0	1,5	1,7	1,6	1,5	1,0	2,0	2,0	1,8	1,6	*1,75*	0,27	15,43	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*1,41*	*1,37*	*1,29*															**1,35**			**60,27**
Mean Hypokotyl Length				1,78	1,80	1,75															**1,77**			**42,06**

conc. 5 = % 100

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	0,8	0,8	1,2	1	1,4	0,8	0,7	1,2	0,8	0,7	0,5	0,4	0,8	0,8	0,8	0,7	0,6	0,7	0,8	1	*0,83*	0,23	28,13	
Hypokotyl length	1,0	1,3	1,2	1,0	1,5	1,0	1,2	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,1	1,0	0,9	1,0	1,0	0,8	1,0	1,2	*1,06*	0,15	14,12	
Sample 2																								
Root length	0,8	0,8	0,5	0,7	0,5	1,0	0,7	0,7	0,4-5	0,6	0,3	0,3	0,6	0,6	0,5	0,6	0,4	0,5	0,4	0,7	*0,59*	0,17	29,59	
Hypokotyl length	1,4	1,5	1,0	1,2	0,8	1,2	1,0	1,0	1,0	0,7	0,4	0,7	0,8	1,0	0,7	0,8	0,5	0,8	0,7	0,9	*0,91*	0,27	29,75	
Sample 3																								
Root length	0,5	0,8	0,5	0,7	0,6	0,5	0,5	0,4	0,8	0,8	0,5	0,7	0,8	0,5	0,5	0,6	0,3	0,2	0,7	0,5	*0,57*	0,16	28,88	
Hypokotyl length	1,0	1,5	1,2	1,0	1,0	1,2	1,0	0,5	0,9	1,0	0,6	0,8	1,0	0,6	1,0	0,7	0,8	0,5	0,8	0,5	*0,88*	0,26	29,33	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,83*	*0,59*	*0,57*															**0,66**			**80,56**
Mean Hypokotyl Length				1,06	0,91	0,88															**0,95**			**69,02**

EK-7 Tetra İçin *Lepidium sativum* Deney Sonuçları

Seed Charge: Gartenland Aschersleben, Bio Saatgut Gartenkresse Sprint, Z030432, Mai 2006
Date: 2015
Name: RIFAT YILDIRIM
Sample Name: 5 mL (A1), concentrations % 6.25, %12.5, %25, %50, %100, n=3
Control: 5 mL seralpur n=6

Control

Control 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**
Root length	1,5	1,5	1,6	2,0	1,5	1,8	1,5	1,5	1,3	1,8	2,0	1,4	1,5	1,4	2,0	1,2	1,2	1,3	2,0	1,4	*1,57*	0,26	16,74
Hypokotyl length	2,0	2,5	2,6	1,5	1,5	1,6	1,5	1,0	0,9	1,0	1,5	1,0	1,9	2,0	1,8	1,4	1,3	1,4	2,5	1,5	1,62	0,49	30,40
Control 2																							
Root length	2,0	2,5	2,5	2,0	2,0	1,9	1,5	1,5	2,0	1,0	1,5	2,3	1,0	2,0	1,0	1,5	1,0	1,3	1,5	1,4	*1,67*	0,48	28,47
Hypokotyl length	2,3	2,7	2,6	1,5	2,5	2,6	2,5	2,0	1,5	2,5	1,5	1,5	1,0	1,2	1,4	1,4	1,4	1,5	1,3	1,5	1,82	0,55	30,37
Control 3																							
Root length	2,5	2,5	2,4	3,0	3,0	2,5	2,6	1,5	2,3	2,4	2,0	1,2	1,0	1,4	1,3	2,0	1,8	1,7	1,5	1,4	*2,00*	0,59	29,58
Hypokotyl length	3,0	2,5	1,9	2,0	2,0	2,0	2,0	1,0	2,6	2,3	1,5	1,4	1,3	1,6	1,7	2,3	1,6	1,7	1,4	1,4	1,86	0,49	26,14
Control 4																							
Root length	2,3	2,2	2,3	2,7	2,6	1,8	2,5	2,0	2,1	1,5	2,0	1,4	2,0	1,3	1,2	1,7	1,6	1,5	1,4	1,7	*1,89*	0,44	23,12
Hypokotyl length	2,5	1,9	2,0	2,5	2,3	1,0	2,1	2,5	2,3	1,2	1,3	0,9	2,3	0,9	0,9	1,0	1,0	0,8	1,5	1,6	1,63	0,63	38,52
Control 5																							
Root length	2,3	1,6	2,4	1,5	3,0	2,7	1,6	1,5	2,6	1,3	1,6	1,2	1,3	0,9	1,8	1,4	2,0	1,4	1,2	1,1	*1,72*	0,57	33,28
Hypokotyl length	2,6	2,4	2,6	2,1	2,2	2,1	2,1	1,4	2,4	1,5	1,6	1,8	1,4	1,5	2,2	1,3	1,7	1,1	1,2	1,2	1,82	0,48	26,33
Control 6																							
Root length	2,0	2,1	1,7	2,1	2,1	2,2	2,2	2,6	2,3	1,4	1,6	2,1	1,4	1,8	2,0	1,4	1,6	1,4	1,3	1,1	*1,82*	0,39	21,67
Hypokotyl length	2,2	2,4	2,4	2,8	2,4	2,1	2,1	2,4	2,4	2,4	1,9	2,2	1,4	1,6	1,6	1,5	1,4	1,3	1,4	1,5	1,97	0,45	22,93
				C1	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**														
Mean Root Length				*1,57*	*1,67*	*2,00*	*1,89*	*1,72*	*1,82*												***1,78***		
Mean Hypokotyl Length				1,62	1,82	1,86	1,63	1,82	1,97												**1,79**		

conc. 1 = %1,25

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	1,0	1,0	1,5	1,4	1,5	1,5	1,8	1,5	1,8	1,5	1,0	1,8	1,5	1,7	1,2	2,0	1,0	1,5	1,8	1,5	*1,48*	0,29	19,98	
Hypokotyl length	2,0	2,0	2,5	2,0	2,5	2,0	2,4	2,5	3,0	2,2	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,2	2,0	2,0	2,2	1,5	*2,15*	0,30	14,07	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	2,0	1,0	1,0	1,5	1,5	2,0	1,8	1,5	1,0	1,2	2,0	1,0	2,0	1,5	1,2	1,7	1,8	1,5	1,6	1,7	*1,53*	0,35	22,89	
Hypokotyl length	2,5	2,0	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,0	2,0	2,0	2,2	2,5	2,0	2,0	2,2	2,0	2,0	1,8	2,0	*2,21*	0,25	11,26	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,8	1,5	1,7	2,0	1,0	2,0	1,7	2,0	1,7	1,0	1,8	1,7	1,5	1,5	1,7	1,6	1,0	1,0	1,5	1,8	*1,58*	0,33	20,66	
Hypokotyl length	2,0	2,0	2,2	2,5	2,0	2,0	2,2	2,2	2,0	2,0	2,0	2,2	2,0	2,0	2,0	2,0	2,2	2,0	2,2	2,0	*2,09*	0,13	6,30	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*1,48*	*1,53*	*1,58*															**1,53**			**25,55**
Mean Hypokotyl Length				2,15	2,21	2,09															**2,15**			**9,92**

conc. 2 = %2,5

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	1,0	1,0	1,8	1,5	1,5	1,0	1,5	1,5	1,0	1,0	2,0	1,0	1,5	1,0	1,5	1,5	1,8	1,2	1,5	1,5	*1,37*	0,31	22,61	
Hypokotyl length	2,0	2,2	2,0	2,0	2,5	2,0	2,5	2,0	2,0	2,0	2,2	2,0	2,5	2,2	2,0	2,0	2,0	2,0	2,2	2,2	*2,13*	0,18	8,40	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,7	1,0	1,2	1,3	1,0	1,2	1,2	1,8	1,0	1,0	1,5	1,0	1,7	1,0	1,0	1,0	1,7	1,5	1,0	1,5	*1,27*	0,29	22,81	
Hypokotyl length	2,2	2,5	2,0	2,2	2,0	2,0	2,2	2,0	2,0	2,0	2,5	2,2	2,5	2,5	2,0	1,8	2,0	2,0	2,2	2,0	*2,14*	0,21	9,62	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,5	1,4	1,5	1,5	1,7	1,5	1,6	1,7	1,3	1,0	1,0	1,8	1,8	1,4	1,8	2,0	1,0	1,5	1,2	1,0	*1,46*	0,29	20,13	
Hypokotyl length	2,0	2,5	2,0	2,0	2,2	2,0	2,1	2,3	2,5	2,0	2,5	2,0	2,0	1,8	1,8	1,8	2,2	1,8	2,0	2,0	*2,08*	0,22	10,65	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*1,37*	*1,27*	*1,46*															**1,36**			**33,44**
Mean Hypokotyl Length				2,13	2,14	2,08															**2,11**			**11,39**

conc. 3 = %5

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	1,0	1,0	1,2	1,0	1,3	1,0	1,2	1,0	1,0	1,0	1,1	1,0	1,0	1,1	0,8	1,0	1,2	1,0	1,0	1,2	*1,06*	0,11	10,59	
Hypokotyl length	1,5	1,6	2,0	1,5	1,7	1,4	1,5	1,8	2,5	1,5	1,8	1,3	1,5	1,6	1,2	2,0	1,8	1,5	1,0	1,5	*1,61*	0,31	19,53	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1	1,2	1	1	1	1	1	1,0	1,2	1,1	1,3	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,8	1,0	1,2	*1,04*	0,11	10,27	
Hypokotyl length	1,5	2,0	2,2	1,0	2,0	1,5	1,8	1,7	1,7	1,5	1,7	2,0	1,5	1,8	1,8	1,5	1,0	0,7	1,5	1,5	*1,60*	0,36	22,56	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	1,0	1,1	1,1	0,7	1,0	1,5	0,9	1,2	1	0,8	1,2	1,2	1,4	0,8	1,0	1,0	1,2	1,0	0,8	1,0	*1,05*	0,20	18,77	
Hypokotyl length	1,5	1,5	2,0	1,8	1,2	1,5	1,8	2,0	1,0	1,8	1,4	1,8	1,8	2,0	2,0	1,0	1,8	1,0	1,0	1,2	*1,56*	0,37	23,49	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*1,06*	*1,04*	*1,05*															**1,05**			**48,90**
Mean Hypokotyl Length				1,61	1,60	1,56															**1,59**			**33,47**

conc. 4 = %6,25

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	0,4	0,8	1,5	0,4	0,5	0,5	0,6	0,5	0,6	0,5	0,6	0,4	0,6	0,5	0,8	0,5	0,5	0,4	0,3	0,5	*0,57*	0,25	43,01	
Hypokotyl length	0,4	1,0	1,5	0,4	0,4	0,5	0,4	0,5	0,5	0,4	0,6	0,7	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,4	0,7	*0,61*	0,25	41,76	
Sample 2	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,5	0,8	0,5	0,6	0,5	0,8	0,5	0,4	0,6	0,7	0,8	0,6	0,7	0,6	0,4	0,5	0,7	0,3	0,4	0,6	*0,58*	0,14	24,52	
Hypokotyl length	0,4	0,8	0,7	0,7	0,5	0,6	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,4	0,7	0,6	0,7	0,5	0,8	0,5	0,7	0,4	*0,59*	0,12	21,13	
Sample 3	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**				
Root length	0,5	0,4	0,3	0,4	0,5	0,3	0,5	0,3	0,3	0,4	0,4	0,2	0,5	0,6	0,4	0,5	0,7	0,3	0,4	0,6	*0,43*	0,12	28,70	
Hypokotyl length	0,4	0,3	0,3	0,3	0,5	0,5	0,7	0,3	0,5	0,5	0,3	0,5	0,4	0,6	0,7	0,5	0,8	0,5	0,7	0,4	*0,49*	0,15	30,77	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,57*	*0,58*	*0,43*															**0,52**			**74,45**
Mean Hypokotyl Length				0,61	0,59	0,49															**0,56**			**76,52**

conc. 5 = % 10

Sample 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**	**Inhibition [%]**
Root length	0,5	0,5	0,5	0,5	0,2	0,5	0,5	0,6	0,5	0,5	0,5	0,4	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,5	0,4	0,5	*0,49*	0,08	16,95	
Hypokotyl length	0,5	0,6	0,2	0,5	0,5	0,6	0,5	0,7	0,5	0,4	0,5	0,7	0,4	0,6	0,6	0,7	0,5	0,4	0,5	0,3	*0,51*	0,13	24,72	
Sample 2																								
Root length	0,6	0,7	0,5	0,5	0,5	0,4	0,4	0,5	0,6	0,7	0,5	0,6	0,5	0,5	0,4	0,5	0,7	0,5	0,5	0,4	*0,53*	0,09	17,94	
Hypokotyl length	0,5	0,5	0,5	0,8	0,7	0,5	0,5	0,5	0,7	0,6	0,4	0,5	0,5	0,6	0,7	0,8	0,8	0,6	0,4	0,6	*0,59*	0,12	21,13	
Sample 3																								
Root length	0,5	0,5	0,5	0,5	0,2	0,5	0,5	0,6	0,5	0,5	0,5	0,6	0,5	0,5	0,4	0,5	0,7	0,5	0,5	0,4	*0,50*	0,09	18,60	
Hypokotyl length	0,5	0,6	0,2	0,5	0,5	0,6	0,5	0,7	0,5	0,4	0,4	0,5	0,5	0,6	0,7	0,8	0,8	0,6	0,4	0,6	*0,55*	0,14	25,61	
				S1	**S2**	**S3**																		
Mean Root Length				*0,49*	*0,53*	*0,50*															**0,50**			**75,43**
Mean Hypokotyl Length				0,51	0,59	0,55															**0,55**			**77,08**

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : Rıfat YILDIRIM
Uyruğu :
Doğum Yeri ve Tarihi : ANKARA- 1989
Telefon : 0534 934 6016
Faks : -
e-mail : rifat_1319@hotmail.com

EĞİTİM

Derece		Adı, İlçe, İl	Bitirme Yılı
Lise	:	Hurin Yavuzalp Lisesi	2006
Üniversite	:	Erciyes Üniversitesi	2012
Yüksek Lisans	:	Selçuk Üniversitesi	-

İŞ DENEYİMLERİ

Yıl	Kurum	Görevi
2012-2014	ÇİM-PET Çevre Danışmanlık LTD. ŞTİ.	ÇEVRE DANIŞMANI
2015-	OCN Çevre Danışmanlık LTD. ŞTİ.	ÇEVRE DANIŞMANI

UZMANLIK ALANI

Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı Yüksek Lisans

YABANCI DİLLER

İngilizce

YAYINLAR

Yıldırım R., Tongur S.,"Assessment of Acute Toxicity of Drugs in Water by Toxicity Testing Methods" ICOEST'2014 - SIDE Side, Turkey, May 14-17, 2014

Yıldırım R., Tongur S.,"Assessment of Acute Toxicity of Drugs in Water by Toxicity Testing Methods" Journal of Selcuk University Natural and Applied Science.ISSN: 2147-3781 p: 866-876

Tongur S., Yıldırım R., "Acute Toxicity Assessment of Antibiotics in Water by Luminiscence Bacteria and *Lepidium sativum*" Multidisciplinary Earth Sciences Symposium. WMESS'2015-Prague Czech Republic, September 7-11,2015

Tongur S., Yıldırım R.,"Acute Toxicity of Antibiotics by *Lepidium Sativum*, *Daphnia Magna* and *Vibrio Fischeri* Toxicity Methods" 2nd International Conference on Sustainable Agriculture and Environment, September 30-October 3, Konya 2015