

ANKARA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

HERBİSİT GLİFOSATIN *Daphnia* spp. ÜZERİNE AKUT TOKSİSİTESİ

Zeynep SARIGÜL

SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI

ANKARA
2007

Her hakkı saklıdır

Yrd. Doç. Dr. Süleyman BEKCAN danışmanlığında Zeynep SARIGÜL tarafından hazırlanan “**Glifosatın *Daphnia spp.* Üzerine Akut Toksisitesi**” adlı tez çalışması 21/09/2007 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Anabilim Dalı’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Başkan: Doç. Dr. Hijran YAVUZCAN

Ankara Üniversitesi, Su Ürünleri Anabilim Dalı

Üye : Doç. Dr. Sibel YİĞİT

Ankara Üniversitesi, Biyoloji Anabilim Dalı

Üye : Yrd. Doç. Dr. Süleyman BEKCAN

Ankara Üniversitesi, Su Ürünleri Anabilim Dalı

Yukarıdaki sonucu onaylarım.

Prof. Dr. Ülkü MEHMETOĞLU

Enstitü Müdürü

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

HERBİSİT GLİFOSATIN *Daphnia* spp. ÜZERİNE AKUT TOKSİSİTESİ

Zeynep SARIGÜL

Ankara Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Su Ürünleri Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Süleyman BEKCAN

Bu çalışmada, *Daphnia magna* üzerinde, %48 glifosat içeren Roundup isimli herbisit, 24 ve 48 saatlik ortalama öldürücü konsantrasyonları (LC₅₀) saptanmıştır.

Deneme statik biyodeneş yöntemi ile 2 seride yürütülmüş, beş farklı konsantrasyon (0,0115; 0,018; 0,021; 0,028; 0,032) ve bir kontrol grubu kullanılmıştır. Deney süresi 24 ve 48 saattir. LC₅₀ değerleri probit analiz yöntemine göre hesaplanmıştır.

Sonuç olarak glifosatın 24 saatte *Daphnia magna*'ların % 50'sini öldüren konsantrasyon 0,019 mg/L (%95 güven aralığında= 0,012 mg/L – 0,024 mg/L) , 48 saatte % 50'sini öldüren konsantrasyon ise 0,012 mg/L (%95 güven aralığında= 0,001 mg/L – 0,016 mg/L) olarak saptanmıştır.

2007, 42 sayfa

Anahtar Kelimeler: *Daphnia*, herbisit, glifosat, akut toksisite, biyodeneş

ABSTRACT

Master Thesis

ACUTE TOXICITY OF THE HERBICIDE GLYPHOSATE ON *Daphnia* spp.

Zeynep SARIGÜL

Ankara University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Aquaculture

Supervisor: Asst. Prof. Dr. Süleyman BEKCAN

In this study, median lethal concentrations (LC_{50}) of herbicide Roundup, which contains %48 glyphosate, on *Daphnia magna* for 24 and 48 hours were determined.

The experiment has been conducted with the method of static bioassay on two series, five different concentrations (0.0115; 0.018; 0.021; 0.028; 0.032) and one control group have been used. The period of the experiment is 24 and 48 hours. As to the LC_{50} values have been calculated with the method of probit analysis.

The conclusion showed that; the concentration of the glyphosate which killed 50 % of *Daphnia magna* was 0.019 mg/L (%95 confidence interval= 0.012 mg/L – 0.024 mg/L) for 24 hours, but the the concentration of the glyphosate which killed 50 % of *Daphnia magna* was 0.012 mg/L (%95 confidence interval= 0.001 mg/L - 0.016 mg/L) for 48 hours.

2007,42 pages

Key words: *Daphnia*, herbicide, glyphosate, acute toxicity, bioassay

TEŞEKKÜR

Tezimin her aşamasında bilgi, öneri ve yardımlarını esirgemeyen danışman hocam sayın Yrd. Doç. Dr. Süleyman BEKCAN'a, laboratuvar çalışmalarımnda yardımlarını gördüğüm hocam sayın Araş. Gör. Levent DOĞANKAYA' ya, istatistik analizlerin hesaplanmasında önemli katkısı olan sevgili arkadaşım Ziraat Yüksek Mühendisi U. Burcu ERMİŞ' e, çalışmalarım süresince manevi desteklerini her zaman hissettiren ve yardımlarını esirgemeyen sevgili arkadaşlarım Ziraat Yüksek Mühendisi H. Betül SEZGİ, Ziraat Yüksek Mühendisi Sermin ALTUNAY, Ziraat Yüksek Mühendisi Selami MALAL, Ziraat Yüksek Mühendisi Emine GÖKOĞLU ve Araş. Gör. Dilek DOĞAN (Hacettepe Üniversitesi, Fizik Mühendisliği Bölümü) ve hocalarım sayın Dr. Çağlan KARASU BENLİ' ye, sayın Araş. Gör. İlknur MERİÇ GÜZEY' e, sayın Araş. Gör. Özge ZENCİR' e ve sayın Dr. Akasya TOPÇU' ya, deneme materyalini sağlamamda yardımcı olan ve manevi desteğini gördüğüm sevgili İbrahim ÇINAR' a, İngilizce çevirilerimde önemli katkılarda bulunan sevgili dayım Gıda Yüksek Mühendisi M. Ali ERBAHADIR' a, tez çalışmalarım sırasında iyi niyeti ve inisiyatifini hiç esirgemeyen müdürüm Veteriner Hekim S. Bilal BÜYÜKATAK' a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Bununla birlikte çalışmalarım boyunca maddi ve manevi yanımda olarak beni destekleyen aileme en içten duygularıyla teşekkür ederim.

Zeynep SARIGÜL

Ankara, Eylül 2007

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
İÇİNDEKİLER.....	iv
SİMGELER DİZİNİ.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	viii
1. GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ.....	4
2.1 Pestisitlerin Tanımı.....	4
2.2 Pestisitlerin Su Ortamına Taşınımı ve Etkileri.....	5
2.2.1 Akış ve süzülme.....	8
2.3 Herbisitler.....	9
2.4 Glifosatın Genel Özellikleri.....	10
2.4.1 Glifosat'ın fiziksel ve kimyasal özellikleri.....	10
2.4.2 Glifosat'ın kullanım alanları.....	11
2.5 Biyodenyeler.....	11
2.5.1 Biyodenyelerin sınıflandırılması.....	12
2.5.2 Biyodenyelerde kullanılan genel terimler.....	13
2.5.3 LC ₅₀ Tespit yöntemi.....	14
2.6 <i>Daphnia</i> spp. Hakkında Genel Bilgiler.....	15
2.6.1 Sistematik.....	15
2.6.2 Hayat devri.....	15
2.6.3 <i>Daphnia</i> 'ların biyodenyelerdeki önemi.....	16
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	18
3.1 Materyal.....	18
3.1.1 Deneme yeri.....	18
3.1.2 Araştırma materyali.....	18
3.1.3 Yem materyali.....	19
3.1.4 Denemede kullanılan toksik madde.....	20
3.1.5 Denemede kullanılan araçlar.....	20
3.2 Yöntem.....	20
3.2.1 Deney organizmalarının hazırlanması ve deney koşulları.....	20
3.2.2 Denemede kullanılacak toksik doz konsantrasyonlarının saptanması...	20
3.2.2.1 Ön deney.....	20
3.2.2.2 Ana deney.....	21
3.2.2.3 LC ₅₀ 'nin hesaplanması.....	21
4. ARAŞTIRMA BULGULARI.....	22
4.1 24 Saatlik Deneylere İlişkin Sonuçlar.....	22
4.1.1 <i>Daphnia</i> 'larda 24 saatlik ön deneme sonuçları.....	22
4.1.2 <i>Daphnia</i> 'larda 24 saatlik ana deneme sonuçları.....	23
4.1.3 LC ₅₀ Değerinin tesbiti ve probit analiz metodu sonuçları.....	25
4.2 48 Saatlik Deneme Sonuçları.....	27
4.2.1 48 Saatlik ön deneme sonuçları.....	27
4.2.2 <i>Daphnia</i> 'larda 48 saatlik ana deneme sonuçları.....	28
4.2.3 LC ₅₀ Değerinin tesbiti ve probit analiz metodu sonuçları.....	29

5. TARTIŞMA VE SONUÇ.....	31
KAYNAKLAR.....	34
EKLER.....	41
Ek 1.Probit Metot.....	41
ÖZGEÇMİŞ.....	42

SİMGELER DİZİNİ

EC ₅₀	Ortalama Etkili Konsantrasyon (Deney organizmalarının %50 sinde denge, şekil bozukluğu, felç vb. anormallikler oluşturan konsantrasyon)
LC ₅₀	Ortalama Öldürücü Konsantrasyon (Deney organizmalarının %50 sinin ölümüne neden olan konsantrasyon)
ppm	Milyonda Bir

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1 Su Ortamında Pestisitlerin Dinamik Hareketi.....	6
Şekil 3.1 Deney Düzeneği.....	18
Şekil 3.2 Yumurtasız (Deney organizması olarak kullanılan) <i>Daphnia magna</i> ...	19
Şekil 3.3 Yumurtalı (Damızlık olarak kullanılan) <i>Daphnia magna</i>	19
Şekil 4.1 Ana deney konsantrasyonları ile <i>daphnia</i> 'ların 24 saatlik yüzde ölüm oranları arasındaki ilişki.....	25
Şekil 4.2 Uygulanan ana deney konsantrasyonları ile <i>daphnia</i> 'ların 24 Saatlik ölüm oranlarının probitleri arasındaki ilişki.....	26
Şekil 4.3 Ana deney konsantrasyonları ile 48 saatlik yüzde ölüm oranları arasındaki ilişki.....	29
Şekil 4.4 Uygulanan ana deney konsantrasyonları ile 48 saatlik ölüm oranlarının probitleri arasındaki ilişki.....	30

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 4.1 <i>Daphnia</i> 'larda 24 Saatlik Ön Deneye İlişkin Sonuçlar	22
Çizelge 4.2 <i>Daphnia</i> 'larda 24 Saatlik Ana Deneye İlişkin Sonuçlar	24
Çizelge 4.3 <i>Daphnia</i> 'larda 48 Saatlik Ön Deneye İlişkin Sonuçlar	27
Çizelge 4.4 <i>Daphnia</i> 'larda 48 Saatlik Ana Deneye İlişkin Sonuçlar	28

1. GİRİŞ

Kirlilik, doğrudan ya da dolaylı olarak insanlar ve hayvanlar tarafından enerji ya da maddeler olarak ortaya çıkarılan, insan sağlığı için tehlikeli, su ortamında balık dahil tüm organizmalar için zararlı, aktiviteleri için engelleyici ve su kalitesini bozarak kullanılmaz hale getiren değişimler olarak tanımlanmaktadır (Lloyd 1992).

Günümüzde su kirliliği ve problemlerinin ortaya çıkmasıyla sucul ekosistemlerle ilgilenen ekotoksikolojik araştırmalara gerek duyulmaktadır (Peters and Bernardi 1987).

Su kirliliğine sebep olan kaynaklar, ziraat alanında kullanılan maddeler, madencilik, kanalizasyon ve mikrobik sızıntılar, sanayileşmeye ait olan atıklar ve diğer kaynaklardır. Nehir ve akarsu kirliliğinin %50 sini tarım amacıyla kullanılan maddeler oluşturmaktadır (Cook *et al.* 1995, Alberdi *et al.* 1996).

Artan nüfusun besin ihtiyacının karşılanabilmesi için alınabilecek tedbirlerden en önemlisi, birim alandan alınan ürün miktarının artırılmasıdır. Bunun için de çeşitli uygulamaların yanında, verimi olumsuzlaştıracak olan zararlılara karşı birtakım kimyasal maddeler geliştirilmiştir. Ancak kimyasal savaşta kullanılan bu ilaçların gerek üretilmesi gerekse kullanımı sırasında olan bilgisizlik, dikkatsizlik veya başka nedenlerden dolayı hava, toprak ve su kirlenmesi oluşmaktadır.

Konuyu su ürünleri açısından ele aldığımızda, suların dolaylı olarak pestisitlerce kirlenmesi durumunda, su ürünlerine direkt veya indirekt yollarla toksik etki yapmasıyla ekonomik kayıplara neden olması ve aynı zamanda besin zincirine katılarak insanlara kadar ulaşması dikkat çekicidir.

Yüzey suları, doğal toplulukları etkileyebilen pek çok antropojenik toksik kimyasal ile kontamine olmaktadır. Su ekosistemlerini korumak için bu kimyasalların etkilerini değerlendirmek kaçınılmazdır. Antropojenik kimyasallar arasında pestisitler en ciddi problemlere sebep olabilir, çünkü spesifik olarak organizmaları (hem zararlı hedef organizmalar hem de hedef olmayan diğer organizmalar) öldürmek üzere tasarlanırlar

ve bilinçli olarak doğal çevreye verilirler. Doğal çevredeki pestisit konsantrasyonlarının çoğunlukla belli organizmaları öldürmeye yetecek düzeyde olduğu (Hattakeyama *et al.* 1991, 1994) ve doğal toplulukların yapı ve işlevini etkiledikleri (Helgen *et al.* 1988, Hattakeyama *et al.* 1990) birçok kişi tarafından belgelenmiştir.

Pestisitlerin su ortamına bulaşım yolları genellikle yağmur suları, drenaj suları, yüzey akışları ve sulama sularına karışarak, suda yaşayan canlılara veya su kanallarında yaşayan bitkilere karşı yapılan ilaçlamalarla, yerleşim bölgelerinde kanalizasyon ve lağım sularına karışmasıyla ve pestisit imalat artıklarının deşarjı ile olmaktadır. Ayrıca doğrudan suya yapılan uygulamalar sonucunda (örneğin sivrisinek mücadelesinde) pestisitler su bitkileri veya dip çamurları tarafından tutulurlar (Atamanalp ve Yanık 2001).

Herbisitlerin ekosistem ve hayvanlar üzerindeki toksisitesine ilişkin birçok bilimsel deneyler yapılmasına (Medina *et al.* 1994, Piska and Waghray 1997) karşın, akvatik ekosistem üzerindeki toksisitesi hakkındaki bilgiler oldukça sınırlıdır. Herbisitlerin su içinde bulunmalarının nedeni, su rezervuarlarında ve karasal ekosistemlerde yabancı ot kontrolünde kullanılmalarıdır.

Zehirli kimyasallara karşı en hassas gruplardan biri olduğu ve lentik (durgun su) besin zincirinde merkezi bir konumda olduğu için zooplanktonlar ekotoksikolojik testlerde sıklıkla kullanılmaktadır. Zooplanktonların toksisiteye karşı verdikleri tepkilerle, ekosistem üzerindeki göreceli etkiler hakkında bir bütün olarak bilgi sağladıkları düşünülmektedir (Hanazato 2001).

Daphnia spp. ile yapılan standart testler resmi olarak milletlerarası {(USEPA) Amerika Çevre Koruma Teşkilatı, (EEC) Avrupa Ekonomik Topluluğu ve (OECD) Ekonomik ve Gelişme Teşkilatı} kuruluşlar tarafından tatlısu omurgasızları olarak uygun bulunmuştur ve hemen hemen her ülkede düzenleyici testler için kullanılmaları önerilmektedir (Persoone and Janssen 1993).

Bu çalışmada glifosat herbisitinin *Daphnia* spp. zerine akut toksisitesinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Elde edilen bulgular, bu herbisitinin akvatik canlılar üzerindeki toksisitesine ilişkin veri tabanının genişletilmesinde katkıda bulunması açısından önemli olacaktır.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

2.1 Pestisitlerin Tanımı

Pestisit terimi kısaca pest adı verilen zararlı canlıları öldürmek için kullanılan madde anlamına gelir. Çeşitli hastalıklar taşıyan parazitlerin, tarım ve bitki zararlısı böceklerin, insan ve hayvanların çevrelerindeki ve barınaklarındaki sinek, bit, pire, kene, uyuz, hamam böcekleri gibi uçan ve yürüyen pestlerin kontrolünde bugün için de vazgeçilmez kimyasal mücadele aracı olan pestisitlerin çoğunluğu esas hedefleri olan haşerelere karşı seçkin etkinlik göstermediklerinden, insan ve hayvanlarda da zehirleyici olabilirler (Soyöz ve Özçelik 2003).

Pestisitler,

- a) Formülasyon yapılarına
- b) İlacın etki şekillerine
- c) Pestisitinin fiziki haline
- d) Zararlı bitki ve hayvanın biyolojik dönemine
- e) Kullanma tekniğine
- f) Yapısındaki etkili madde grubuna
- g) Kullanıldıkları zararlı grubuna
- h) Zehirliliklerine göre çok farklı şekillerde sınıflandırılabilir (Öncüler 1991).

Pestisitler etki alanlarına göre;

- a) Bitki gelişme düzenleyicileri
- b) Fungisitler ve Bakterisitler
- c) Herbisitler ve Algisitler
- d) İnsektisitler ve Akarisitler
- e) Nematisitler
- f) Rodentisitler olmak üzere 6 gruba ayrılır (Anonim 1993).

2.2 Pestisitlerin Su Ortamına Taşınımı ve Etkileri

Ürün miktarında tarım ilacı kullanılmadan üretim yapılması, ortalama olarak % 65 oranında kayıp olmaktadır. Gübreleme, sulama gibi verim artırıcı kültürel yöntemler ise bazı bitkilerde hastalık ve zararlıların daha da artmasına neden olmuştur. Bu nedenle tüm dünyada birim alandan alınacak ürün miktarını artırmak amacıyla tarım ilaçları, vazgeçilmeyecek maddeler haline gelmiştir (Öztürk 1990).

Pestisitler artan nüfus ve beslenme ihtiyaçları karşısında bitkisel üretimi artırmak amacıyla tarımsal hastalıklara, zararlılara ve yabancı otlara karşı kullanılan kimyasallardır. Zirai mücadele amacıyla kullanılan pestisitler, bilinçsiz ve kontrolsüz olarak uygulandıklarında çevre kirlenmesine neden olmaktadır. Büyük tarımsal faydalarının yanı sıra canlılar için toksik olan bu maddeler çevreye yayılarak büyük boyutlarda çevre kirliliği problemlerinin ortaya çıkmasına neden olmuş ve günümüzde öncelikle çevre kirleticilerinden biri olarak gündeme gelmiştir (Yazgan 1997).

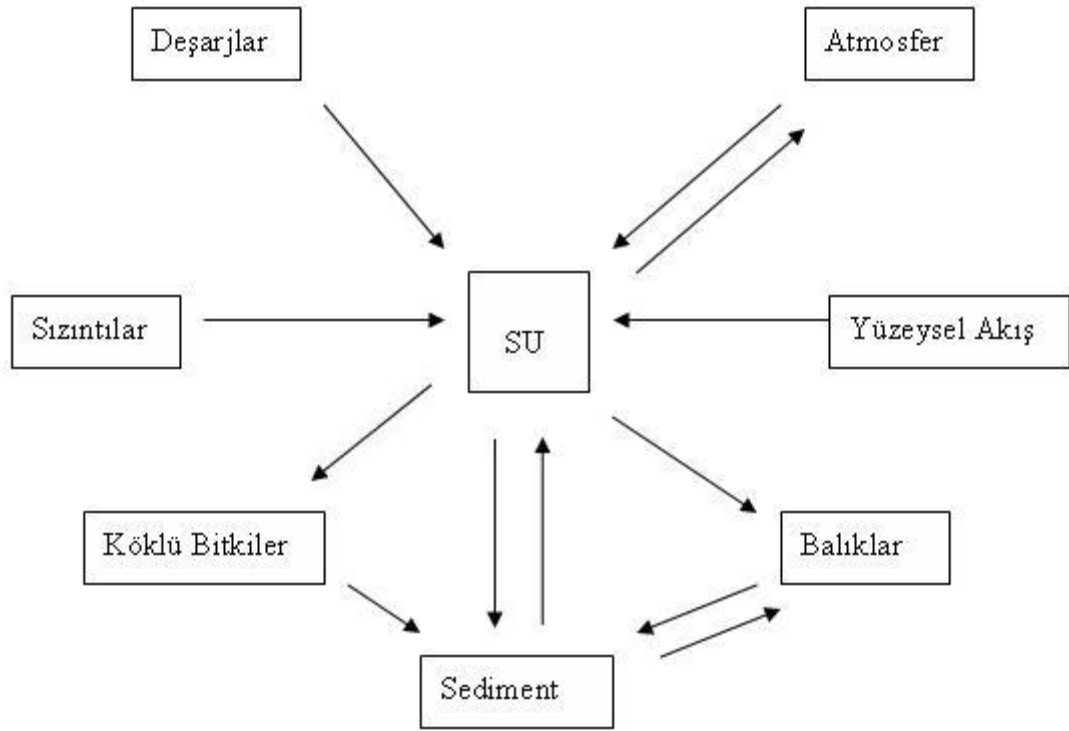
Pestisitler ya doğal olarak yağmur suyu ya da sulama yolu ile su birikintilerine ve havzalara girebilir (Tardiff 1992, Hosokawa *et al.* 1995). Ayrıca toprak tarafından süzülükleri taktirde yeraltı suyunun da kirlenmesine neden olurlar. Pestisitler , bu toksik maddelere maruz kalmış bitki ve hayvanlarla beslenen organizmaların dokularında birikerek, besin zinciri yolu ile de taşınabilmektedirler ki bu da bir biyobirikimdir (Nimmo ve McEwen 1993).

Pestisitler doğrudan uygulama sonucunda, pestisit uygulanan alanlardan süzülme yoluyla ya da akışlarla yeraltı sularına ve yüzeysel su kaynaklarına ulaşabilirler. Çeşitli araştırmacılar pestisitlerin birçok yeraltı suyu ve yüzeysel su kaynağında mevcut olduğunu göstermiştir. Konsantrasyonlar genellikle yüzeysel sularda yeraltı sularından daha yüksektir.

Pesitsit kalıntıları suda ya da askıdaki maddelere bağlanarak dip sedimanlarında toplanır ya da organizmalar tarafından adsorblanır. Su ortamı içerisinde su akıntılarının

difüzyonu ile ya da sucul organizmaların vücutlarında taşınabilirler. Bazı pestisitler ya da dönüşüm ürünleri, buharlaşma yoluyla atmosfere karışabilirler. Sediman ve su arasında, su hareketi, türbülans ve sıcaklığın etkilediği pestisit değişimi söz konusudur (Rand and Petrocelli 1985).

Suda pestisit kalıntıları ve parçalanma ya da dönüşüm ürünleri, çözülmüş formda ve sedimentlerde, bentik omurgasızlarda, su bitkilerinde, planktonlarda, sucul organizmalarda ve balıklarda bulunmaktadır. Pestisitler su ortamından buharlaşma yoluyla insanlar, kuşlar ve balıklarda bulunmaktadır. Pestisitler su ortamından buharlaşma yoluyla insanlar, kuşlar ve hayvanlar tarafından yenilen balıklarda kalıntı olarak, parçalanarak, sedimentte birikerek ya da su akışlarıyla uzaklaşmaktadırlar. Pestisitlerin su ortamındaki hareketleri şekil 2.2.1’de özetlenmiştir



Şekil 2.1 Su Ortamında Pestisitlerin Dinamik Hareketi (Chau and Afghan 1982).

Miles and Harris (1971)'e göre su içerisinde istenmeyen bazı akvatik bitkilere ya da böceklere karşı ilaçların doğrudan suya uygulanması, ilaçlanan bitkilerden toprağa,

toprak altı sularına, dolayısıyla su ekosistemine karışması ya da ilaçla bulaşmış olan atmosferin içindeki partiküllerin yağmur suları ile taşınması sonucu suların ilaçla bulaşması söz konusu olmaktadır.

Su ortamına ulaşan pestisitlerin davranışı pestisitinin çözünürlüğüne ve kararlılığına bağlıdır. Genellikle daha kararlı pestisitlerin su yaşamı üzerindeki etkileri daha fazladır. Pestisitlerin su ekosistemine girmesi su fauna ve florasını olumsuz yönde etkilemektedir. Pestisit kalıntılarının suda eser miktarda bulunması halinde bile sucul organizmaların besin zincirinde çok önemli yeri olan zooplankton ve fitoplanktonların gelişmeleri durmaktadır (Khan 1977).

Sucul ortamda pestisitler hakkındaki başlıca endişelerden bir tanesi de deniz canlıları tarafından biriktirilmelidir. Bu biyokonsantrasyon olayı bir organizma tarafından biriktirilen, organizma ya da belirli dokularda pestisit konsantrasyonunun artışına neden olan pestisit kalıntı miktarı olarak tanımlanmaktadır. Çözünürlük, dağılma, polarite, uçuculuk gibi pestisit özellikleri biyolojik birikimi etkiler. Planktonlar pestisitleri sudan alarak biriktirirler ve daha sonra omurgasızlara ve balıklara transfer ederler, bu canlılar da balıklar, kuşlar, memeliler ya da insanlar tarafından tüketilirler (Chau and Afghan 1982).

Zooplanktonlar hem deniz hem de tatlı su ekosistemlerinin önemli ve miktarca fazla olan bileşenleridir. Bunlar, su besin ağında predatörler için besin sağlayarak ve canlı ve kalıntı maddelerle beslenerek, temel besin öğelerini yeniden değerlendirerek birincil üreticiler, omurgasızlar ve balıklar arasında bir bağlantıyı temsil ederler. Zooplanktonların, kalıcı lipofilik (yağı seven) kimyasalları, özellikle organik klorlu pestisitleri, kendilerini saran çevrede bulunandan daha yüksek konsantrasyonlara kadar biriktirdikleri bilinmektedir. Bu birikimin daha yüksek trofik düzeylerde fazla pestisit varlığına katkı yaptığı hususunda endişeler mevcuttur (Whittle & Fitzsimons 1983). Bu tip bir birikimin ya yüzey adsorpsiyonu ve diffüzyonla (Johnson *et al.* 1971, Crosby & Tucker 1971, Sanders *et al.* 1981)) sudan doğrudan alım yoluyla ya da kontamine olmuş organik maddenin yenmesi vasıtasıyla (Canton *et al.* 1975, Hansen 1980, Harding 1986) meydana geldiği bilinmektedir. Düşük su çözünürlüğüne ve yüksek

stabiliteye sahip olan pestisitlerin yağ dokularının ilgisini çektiği bilinmektedir, yani bu tip pestisitler yağ dokusunda birikme eğilimindedirler (Esser 1986).

2.2.1 Akış ve süzülme

Su, pestisitleri bitkilerin yapraklarını ve diğer kısımlarını yıkamak suretiyle yüzey akışı ve süzülme yoluyla çevreye yayabilir. Suyun akışı yüzey sularının, süzülmesi ise yer altı sularının kontamine olmasına sebep olabilir. Yüzey suları ile ilgili kaygılar çoğu kez yer altı suları ile ilgili olanlardan ayrılırken, suyun doğadaki çevrimi pek çok jeolojik bölgede, bu bölmeler arasında doğrudan bir bağlantı sağlar. Su kuvvetiyle ilişkili yükselme ve alçalmalara bağlı olarak, yüzey suyu yer altı suyunu tekrar doldurabilir veya kendisi yer altı suyu ile takviye olabilir (Leonard 1990). Bu nedenle yüzey suyundaki pestisit düzeyleri yer altı suyunu etkileyebilir ya da yer altı suyundan etkilenebilmektedir.

Akış, su ve bu suyun ihtiva ettiği ve bir alan, bir bölgeyi terkeden çözünmüş ya da asılı maddeler, ya da yüzey drenajındaki küçük tek örtülü iki nehir havzası arasındaki set olarak ifade edilir (Leonard 1990). Akış çözünmüş, asılı parçacıklar ve sediment yüzeyinde toplanmış pestisitleri kapsayabilir. Wauchope (1978) , ortalama veya makul düzeyde beklenen mevsimsel akış kayıplarının (eldeki verilerin detaylı incelenmesini temel alarak) ıslanabilir tozlar için %2-5, eğim ve hidrolojik tepkiye bağlı olarak, geri kalan pestisitler içinse %1 ya da daha az olduğunu tahmin etmektedir.

Pestisitlerin toprak içerisine süzülmesi yer altı suyunun kirlenmesine sebep olabilir. Yeraltı suyunun kontaminasyonunun oluşma düzeyi; pestisitinin özelliklerine, toprak özelliklerine, drenaj hızına (oranına) ve su tablası derinliğine bağlıdır. Uzun yıllardan beri pestisit hareketliliği, yer altı suyu kirlilik potansiyelinin değerlendirilmesinde anahtar bir özellik olarak tanımlanmaktadır. Yine de tek başına hareketlilik bir pestisitinin yer altı suyu kirlilik potansiyelinin iyi bir göstergesi değildir, hareketliliğin kombinasyonu ve kalıcılık bir bileşiğin yer altı suyu üzerindeki bölgede bulunma süresi boyunca parçalanıp parçalanmayacağını belirler (Jury *et al.* 1987, Gustafson 1989). Gustafson (1989) suyun pestisitlerle kontamine olma potansiyelini tahmin etmek için

bir sayısal indeks önermiştir, yer altı suyu ubiquity (her yerde mevcut olma) skoru (GUS). Bu skor aşağıdaki gibi tanımlanır.

$$GUS = \log(DT_{50}) \times (4 - \log(K_{OC}))$$

Yer altı suyunda tespit edilen pestisitler genellikle 2,8'i geçen GUS değerlerine sahiptir, halbuki 1,8'in altında GUS değerlerine sahip bileşikler yer altı suyunda tespit edilmemiştir.

Pestisitlerin toprak içerisine süzülme hızı, artan organik madde içeriği ve yüksek biyolojik aktiviteli yüzey bölgesinin derinliği ile birlikte azalır. Pek çok toprakta büyük deliklerin mevcut olması (çatlaklar ve yarıklar, solucan ve kurt delikleri, kök kanalları) yer altı suyuna süzülen pestisit tehlikesini artırır. Bu büyük delikler yoluyla, su ve çözünen maddeler toprak matriksinin çoğunu atlayarak hızlı bir şekilde alt toprağa ve yer altı suyuna taşınabilmektedir (Beven and Germann 1982).

2.3 Herbisitler

Herbisitler yabancı otlara karşı toksik olan pestisitlerdir. Bitkilerdeki etkilerine göre herbisitler ikiye ayrılır. Bütün bitki türlerini etkileyen herbisitlere seçici olmayan (non selektif), belirli bitki türleri için toksik, diğerleri için zararlı olmayanlara ise seçici herbisitler denilmektedir. Bitkilerdeki etki yeri ve kullanma şekillerine göre herbisitler üç alt gruba ayrılabilir;

- 1) Kontakt herbisitler bitki yaprak ve gözdesi ile temas sırasında bitkiye zarar verirler. Bipiridil grubu herbisitler örnek verilebilir.
- 2) Sistemik herbisitler bitkinin vaküler sistemine yayılarak bitkiye zarar verirler. Bu tip herbisitler bitkinin yaprak ve kökü ile temasta olduğundan, çok çabuk olarak bitkinin damarları tarafından adsorbe olurlar. Klorofenoksiasetik asit türevleri örnek verilebilir. Kuvvetli kök sistemi olan yabancı otlara karşı kullanılırlar.
- 3) bitkilerin kök sistemi veya çimlenen tohumlarını etkileyen herbisitler ise toprağa karıştırılarak istenmeyen bitki tohumlarını yok ederler. Arsenik asit, pentaklorofenol (PCP) örnek verilebilir.

Herbisitler son yıllarda dahi birçok ülkede kullanılmaktadır. Gelişmiş ülkelerde kullanım azalma göstermesine rağmen, az gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerde hala yüksek oranda kullanılmaktadır (IARC 1977).

2.4 Glifosatın Genel Özellikleri

Glifosat 1971 yılında yeni herbisit olarak tanıtılmış ve 1974 yılında Amerika'da piyasaya sürülmüştür (Baird *et al.* 1971).

2.4.1 Glifosat'ın fiziksel ve kimyasal özellikleri

Glifosat, karasal ve akvatik ortamlarda bitki kontrolünde yaygın bir şekilde kullanılan seçici olmayan geniş spektrumlu bir herbisittir (Alberdi *et al.* 1996).

$C_3H_8NO_5P$ ($HO-CO_2NHCH_2P=O(OH)_2$) formülüne sahip, renksiz katı kristaller halindedir (Knuuttila and Knuuttila 1979).

Görünümü: Berrak, kehribar renkli, yapışkandır.

Erime noktası: 200 °C

Molekül ağırlığı: 169,08 Dalton'dır (Madsen *et al.* 1978).

Glifosat tüm sucul flora ve fauna üzerinde toksikolojik özellikler sergileyebilmektedir (Goldsborough and Beck 1989). Laboratuvar koşullarında steril sularda aşırı bir stabiliteye sahipken, sahadaki sucul ortamlarda hızlı bir dağılıma sahiptir (Bronstad and Friestad 1985).

Yapraklarda Glifosat çözeltisi ne kadar artırılırsa artırılırsın pH değeri 4,5- 9,7 arasında sabit kalmaktadır (Gougler and Geiger 1981).

2.4.2 Glifosat'ın kullanım alanları

Glifosat herbisit, birçok ülkede karasal ve akvatik ortamda etkin olarak kullanılmaktadır (Worthing 1987, Hartman and Martin 1984). Türkiye'de ise sadece narenciye, elma, armut, erik, zeytin ve muz bahçelerinde yabancı otların kontrolünde kullanılmaktadır (Özer vd 1997).

Dar ve geniş yapraklı otlara karşı; meyvelerde 700-1200 ppm'de, turunçgillerde ve fındıklarda 1000 ppm olarak kullanılır (Anonymous 1992).

Sulama kanallarının yabancı otlardan korunmasında, nehir, göl kenarlarında, kamış ve sazlıkların kurutulmasında, fabrika ve demiryollarının kenarlarındaki yabancı otların imhasında kullanılmaktadır.

Glifosat 1976 döneminde ABD'de başlıca tarım ürünlerinde, arpa, buğday, mısır, soya fasülyesinde kullanılmış, 1980 yılında 50'nin üzerindeki tarım ürünleri ile endüstri bölgelerinde kullanılmaya başlanmıştır (Monsanto 1980).

2.5 Biyodeneyleler

Biyodeneyleler bir ya da birden çok kirleticinin kontrollü koşullar altında yine bir ya da birden fazla organizma üzerinde meydana getirdiği ve genellikle zararlı olan etkilerin oluşumunu sağlayan konsantrasyonları belirlemek için yapılan deneylerdir. Tatlısu ya da tuzlu su ortamında yapılan bir deneyin amacı, bu ortamda bulunan bir ya da birden fazla maddenin varlığı ve ayrıca atık suların ya da çevre koşullarının tek başına ya da bir arada iken sucul organizmalar üzerine olan etkisini belirlemektedir (Ünsal 1996).

Günümüzde toksisite çalışmaları için yapılan biyolojik testlerde hala tüm dünya tarafından kullanılan ortak standart bir metot yoktur. Fakat deneylerde genel olarak şu soruların yanıtları aranmaktadır (Buikema *et al.* 1982).

a) Toksik madde organizmayı öldürür mü?

b) Hangi konsantrasyonda öldürür?

- c) Toksik olan fakat subletal etkiler nelerdir?
- d) Hangi atık veya bileşigi daha toksiktir?
- e) Hangi organizma daha duyarlıdır?
- f) Hangi çevresel koşullarda daha toksiktir?
- g) Atık veya kimyasal maddeler sucul ortama girdiği zaman toksisite değişir mi?
- h) Atıklar veya bileşikleri standartlara uygun mu?
- i) Alıcı sistemler ne kadar etkilenecek?
- j) Kısa süreli etkiler neler olacak?

2.5.1 Biyodenyelerin sınıflandırılması

Biyodenyeler; deney süresine, deney çözeltisinin ortama ilave şekline ve amacına göre sınıflandırılır (Anonymous 1995).

Deney Sürelerine göre: Kısa süreli (akut) ve uzun süreli (kronik) olmak üzere ikiye ayrılır. Akut test olarak bilinen letal toksisite testleri kısa sürelidir. Genç bireyler üzerindeki hayatta kalma oranı araştırılır. Toksisite ortaya koymada, su kalitesi kriteri çalışmalarında, izleme testlerinde, bazı ülkelerde de izin verilen deşarj limitlerine uyulup uyulmadığını belirlemek amacıyla yapılan yasal testlerde ve nehir izleme testlerinde kullanılır. İkinci deneme tipi ise kronik test olarak bilinen subletal toksisite testleridir. Kronik toksisite testi akut testlerden daha uzun sürelidir. Bu testlerde genellikle erişkinin canlıının üreme yeteneğindeki etkilenmeler incelenir. Bu testi uygulamanın iki temel zorluğu vardır. Birincisi, test canlısının laboratuvarında uzun süreli yetiştirme zorluğunun deneme şartlarını zorlaştırması, ikincisi de organizmanın verdiği yanıtın ölçülme yöntemidir (Abel and Axiak 1991).

Deney Çözeltisinin Ortama İlave şekline Göre: Durgun su (statik), yenilemeli (yarı statik) ve akar sistem olmak üzere üç grupta toplanmaktadır (Anonymous 1995). Statik deneylerde; deney çözeltisi ve deney organizmaları uygun bir deney ortamına konur ve deney süresince ortam değiştirilmez. Yarı statik deneylerde; deney ortamı belirli zaman aralıklarıyla yenilenir. Bu zaman aralıkları kirleticinin ve organizmanın türüne göre değişmekle birlikte genel olarak 24 saattir. Ortamın yenilenmesi esnasında organizmalar

ya içerisinde taze deney ortamı bulunan kaplara aktarılır ya da buldukları kap içerisindeki ortam değiştirilir. Akar sistemli deneylerde; deney ortamı deney süresince sürekli akan bir sistemle devamlı olarak yenilenir. Deney ortamı ya da deney çözeltisi, sürekli olarak ya da kısa zaman aralıklarıyla bir sistem içerisinde hazırlanır ve deney kabına aktarılır (Ünsal 1996).

Deneilerin Amaçlarına Göre: Korunma deneyleri, su kalitesini belirleme deneyleri, atıkları izleme deneyleri, atıkların boşaltıldığı alanı izleme deneyleri, gıda zincirinin üst kademelerini korumak amacıyla yapılan deneyler, besin kalitesini belirlemek amacıyla yapılan deneyler, kirleticilerin organizmalar üzerinde uyarıcı etkilerini belirlemek amacıyla yapılan deneyler, kirleticilerin biyolojik birikimi ve biyolojik artışı belirlemek amacıyla yapılan deneyler, kirleticilerin etkilerini karşılaştırmak amacıyla yapılan deneyler, organoleptik deneyler vb. şeklindedir (Ünsal 1996).

2.5.2 Biyodeneilerde kullanılan genel terimler

Alıştırma: Deneyde kullanılacak organizmaların, sıcaklık, tuzluluk, ışık, su kalitesi gibi farklı çevre ya da ortam koşullarına alıştıırılmasıdır. Geçen süreye de ‘Alıştırma Süresi’ denir.

Cevap: Deneyde kullanılan kirletici maddenin, ölçülmüş biyolojik etkisidir. Bu etki kısa süreli (Akut) kirlilik deneylerinde genellikle ölüm, uzun süreli (Kronik) deneylerde ise biyomas değişikliği şeklinde belirlenir.

Kontrol: Deney süresince içerisinde kirletici bulunmayan ortamda, diğer deney organizmalarıyla aynı deney koşullarında (sıcaklık, tuzluluk, ışık vs.) buldurulan organizmalardır. Deneyde kullanılan organizmaların ölümünün, kirleticilerden mi yoksa diğer sebeplerden mi kaynaklandığını belirleyebilmek için kontrol mutlaka gereklidir.

Doz: Organizmalar tarafından alınan kirletici miktardır.

Zehirlilik (Toksosite): Kirleticilerin organizmalar üzerine zararlı etkisidir. Bu kirletici yalnız başına ya da diğer kirleticilerle birlikte bulunabilir. Zehirlilik, konsantrasyona ve zamana bağlı olmakla birlikte, sıcaklık, tuzluluk ve kirleticilerin kimyasal yapısı gibi çeşitli değişkenlere de bağlıdır.

Etkilenme Süresi: Deney organizmalarının kirletici ya da kirleticilerle bir arada bulunma süresidir.

Akut Zehirlilik: Kirleticinin zehir etkisinin kısa süre sonunda ortaya çıkmasıdır.

Öldürücü Konsantrasyon: Kirli ortamda bulunan organizmaların ölümüne neden olan konsantrasyondur. Belirli bir süre sonunda deneyde kullanılan organizmaların %50 sinin ölümüne neden olan konsantrasyon genellikle LC_{50} şeklinde ifade edilmektedir.

Biyokonsantrasyon: Kirleticinin organizma tarafından besin yoluyla ya da doğrudan sudan alınmasıdır.

Biyolojik Birikim: Suda yaşayan organizmaların vücutlarında biriken ve içinde yaşadıkları su ortamındakinden pek çok kez yüksek olan kirletici ya da kompleks organik madde miktarıdır (Ünsal 1996).

2.5.3 LC_{50} Tespit yöntemi

Toksik maddelerin organizmalar üzerine akut toksisitesinin tayin edilmesinde LC_{50} yöntemi kullanılmaktadır. Bu metot ile belirli bir zaman dilimi içerisinde (24, 48 veya 96) toksik madde içeren bir ortamda bulunan canlıların %50 sini öldüren madde miktarı bulunmaya çalışılır (Canyurt 1989). Toksik maddenin konsantrasyonu suda düşük olduğu zaman ölüm, hiç görülmeyebileceği gibi düşük oranlarda da gerçekleşebilir.

Toksik madde konsantrasyonu arttıkça ölüm oranı da artar ve belli bir konsantrasyondan sonra canlıların tümü ölür. Bu tip denemelerde toksik madde konsantrasyonu (X) ile ölüm oranı (Y) arasında sigmoid bir ilişki vardır, yani 'S' şeklinde bir ilişki görülür. Bu sigmoidal eğri üzerinde interpolasyon yolu ile LC_{50} 'nin hesaplanması mümkündür. Ancak bu hesaplanacak değer tahmini bir değerdir. Bu nedenle konsantrasyonların logaritmayla ampirik probitler eşlenerek oluşturulan probit regresyon hattının hesaplanması ile LC_{50} 'nin bulunması daha doğru bir sonuç verir. Çünkü toksik madde konsantrasyonlarının logaritmaları ile ölüm oranlarının probitleri arasında doğrusal(lineer) bir ilişki vardır (Düzgüneş ve Düzgüneş 1958, Canyurt 1989).

2.6 *Daphnia spp.* Hakkında Genel Bilgiler

2.6.1 Sistematik

Phylum	: Arthropoda
Subclasis	: Branchiopoda
Classis	: Crustacea
Ordo	: Cladocera
Familia	: Daphniidae
Genus	: <i>Daphnia</i>
Species	: <i>Daphnia magna</i>
	<i>D. pulex</i>
	<i>D. laevis</i>
	<i>D. rosea</i>
	<i>D. galeata</i>
	<i>D. dubia</i>
	<i>D. middendorffiana</i>
	<i>D. smilis</i>
	<i>D. longiremis</i>
	<i>D. ambigua</i>
	<i>D. parvula</i>

(Alpaz vd 1992).

2.6.2 Hayat devri

Daphnia'nın ömür uzunluğu yumurtaların yumurta kesesine bırakılmasıyla başlar, yetişkinin ölümüne kadar devam eder. Bu süre türlere ve çevre koşullarına bağlı olarak, birkaç haftadan birkaç aya kadar değişir. Ömür uzunluğu ve kabuk değiştirme arasındaki zaman ise sıcaklık ile ters orantılıdır. Örneğin, *D. magna*'da ortalama ömür uzunluğu 8°C'de 108, 10°C'de 88, 18°C'de 42 ve 28°C'de 26 gün olarak saptanmıştır (Erençin ve Köksal 1981).

Daphnia'larda 4 ayrı yaşam döngüsü periyodu bildirilmiştir. Bunlar; yumurta, genç, gençlik ile yetişkinlik arası dönem ve yetişkinlik dönemidir. Laboratuvar koşulları altında tipik olarak yumurta kesesinden bir seferde 6-10 yavru bırakılır. Yumurtadan çıkan yavrular metamorfoz geçirmezler annenin minyatürü şeklindedirler. Cinsel olgunluğa ulaşmak için gerekli süre sıcaklığa bağlı olarak 6-10 gündür. Büyüme oranı gençlerde daha büyüktür (Anonymous 1995).

2.6.3 *Daphnia*'ların biyodenyelerdeki önemi

Akvatik ekosistemlerde *Daphnia*'ların özellikle ikincil üretim olarak besin zincirinin ikinci halkasını oluşturmaları ve beslenmeleri bu üretime bağlı organizmalar, balıklar vb. açıdan büyük önem taşımaktadır.

Daphnia'lar alglerle beslenmelerinden dolayı suyun berraklığının sağlanmasında katkıları olup, ayrıca balıkların önemli besin kaynağını oluşturmaktadırlar (Dadson and Hanazato 1995).

Düzenlenen deneylerde kullanılacak canlının seçimi de oldukça önemlidir. Genel olarak deney organizması seçerken aranan özellikler şunlardır:

- a) Organizmanın ekolojik veya ekonomik öneminin olması
- b) Laboratuvar koşullarında kültürünün kolay yapılabilmesi
- c) Kimyasal maddelere karşı duyarlı olması
- d) Tür hakkındaki biyolojik ve fizyolojik bilgilerinin bilinmesi
- e) Kullanılan deneyin o tür için uygun olması (DeWitt *et al.* 1989, Smith and Logan 1993, Luoma and Ho 1993, Ingersoll 1995).

Biyodenyelerde *Daphnia* spp. kullanmanın pek çok avantajı söz konusudur. Bunlar;

- ◆ Düşük test maliyeti
- ◆ Kısa test süresi
- ◆ Organizmanın yetiştirilme kolaylığı
- ◆ Tanımlı ortamda yetiştirilebilmesi
- ◆ Partenogenetik üremesi vs.

Ekosistemin besin zincirinde önemli yerde bulunan *Daphnia* cinsinin, sucul ortamlara taşınan kimyasallar ile yapılan toksisite denemelerinde en duyarlı organizmalar oldukları bildirilmektedir (Peters and Bernardi 1987) ve herbisitlerin toksisitesini belirlemede birçok kez kullanılmışlardır (Marchini *et al.* 1988, Heisig- Gunkel and Gunkel 1982).

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1 Materyal

3.1.1 Deneme yeri

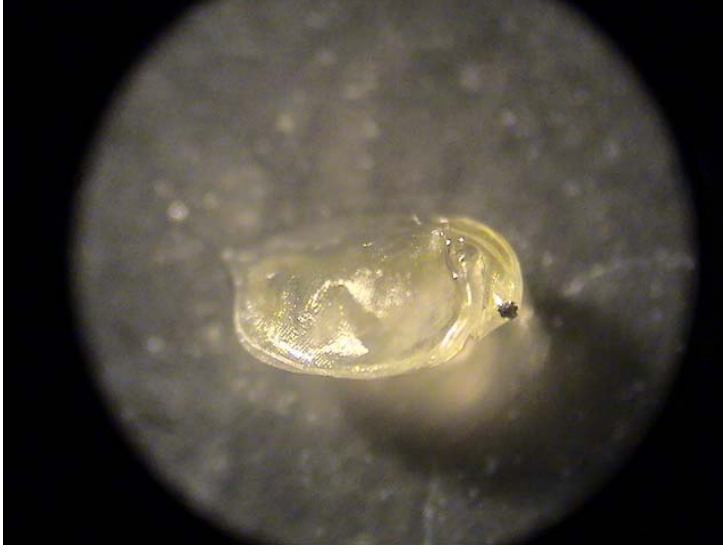
Deneme A. Ü. Ziraat Fakültesi Su Ürünleri Bölümü laboratuvarlarında gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.1 Deney Düzenegi

3.1.2 Araştırma materyali

Deneme materyali olarak Kepez Su Ürünleri Araştırma Enstitüsünden sağlanan *Daphnia magna*'lar kullanılmıştır. Deney organizması olarak, öncelikle yumurtalı bireyler seçilerek ayrı bir ortama alınmış ve yumurtlama sağlandıktan sonra yavrular 5 gün süreyle aynı besleme programına (alg+maya) tabi tutulduktan sonra denemede kullanılmışlardır.



Şekil 3.2 Yumurtasız (Deney organizması olarak kullanılan) *Daphnia magna*



Şekil 3.3 Yumurtalı (Damızlık olarak kullanılan) *Daphnia magna*

3.1.3 Yem materyali

Deneyler süresince yemleme yapılmamıştır.

3.1.4 Denemede kullanılan toksik madde

Ticari adı Roundup Ultra olan herbisit kullanılmıştır.

3.1.5 Denemede kullanılan araçlar

Deneylerde, deney çözeltisi ile kimyasal reaksiyona girmeyen malzemeden yapılmış, orta büyüklükte, geniş ağızlı, 150 ml'lik cam kavanozlar, pipetler, mikroskop ve diğer laboratuvar gereçlerinden yararlanılmıştır.

3.2 Yöntem

3.2.1 Deney organizmalarının hazırlanması ve deney koşulları

Her deney kabında gerekli toksik madde konsantrasyonunu içeren 100 ml deney ortamı hazırlanmış ve her deney kabı için 10 adet *Daphnia magna* kullanılmıştır. Deney süresince sıcaklık 20 ± 2 °C'de tutulmuştur.

3.2.2 Denemede kullanılacak toksik doz konsantrasyonlarının saptanması

Deneme; ön deney, ana deney ve LC_{50} 'nin hesaplanması olmak üzere 3 aşamada statik olarak yürütülmüştür.

3.2.2.1 Ön deney

24 ve 48 saatlik ön denemede seyreltme suyu kullanılarak %0,01; %0,1; %1, %10 ve %100'lük deney çözeltileri bulunan geniş aralıklı konsantrasyonlar hazırlanarak ana deneyde baz alınabilecek değerler tespit edilmiştir (Anonim 1990).

3.2.2.2 Ana deney

Ön deney sonucu logaritmik ölçekte orta nokta yaklaşım metoduna göre seçilmiş, 24 ve 48 saat içinde %0 ve %100 ölüm görülen değerler arasında bulunan beş konsantrasyon ile bir kontrol grubu kullanılmıştır (Reish and Oshida 1987). Deneme % 95'lik güven sınırının belirlenmesinde her konsantrasyon için iki seri olarak yapılmıştır.

3.2.2.3 LC₅₀'nin hesaplanması

Denemede, glifosatın toksik etkisini saptamak için probit analiz yöntemi kullanılmıştır. Yöntemde ana deney sonucu saptanan konsantrasyonların ampirik probitlerle eşlenmesi ile oluşturulan probit regresyon hattından LC₅₀ değeri hesaplanmıştır (Düzgüneş ve Düzgüneş 1958, Ünsal 1996).

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

4.1 24 Saatlik deneylere ilişkin sonuçlar

4.1.1 *Daphnia*'larda 24 saatlik ön deneme sonuçları

Çizelge 4.1 *Daphnia*'larda 24 Saatlik Ön Deneye İlişkin Sonuçlar

Konsantrasyon (mg/L)	Denemede Kullanılan <i>Daphnia</i> Sayısı	24 Saat İçinde Ölen <i>Daphnia</i> Sayısı	% Ölüm
I.Seri			
Kontrol Grubu	10	-	0
1/10000	10	-	0
1/1000	10	10	100
1/100	10	10	100
1/10	10	10	100
II. Seri			
Kontrol Grubu	10	-	0
1/10000	10	-	0
1/1000	10	10	100
1/100	10	10	100
1/10	10	10	100

Çizelge 4.1 incelendiğinde görüleceği gibi ön deneme sonucunda 1/10,1/100 ve 1/1000'lik konsantrasyonlarda tüm organizmalar ölürlen (%100) diğerkonsantrasyonda (1/10000) ölüm gözlenmemiştir. Bu sonuçlar baz alınarak % 100 ölüm olan en düşük konsantrasyon 1/1000 ile ölüm görülmeyen (% 0 ölüm) en yüksek konsantrasyon olan 1/10000 arasında ana deneyin konsantrasyonları belirlenmiştir.

4.1.2 *Daphnia*'larda 24 saatlik ana deneme sonuçları

Ön deney sonuçlarına göre 'logaritmik ölçekte orta nokta ile yaklaşım metodu'na göre seçilmiş 5 konsantrasyon ile yapılmış ana deney sonuçları çizelge 4.2' de özetlenmiştir.

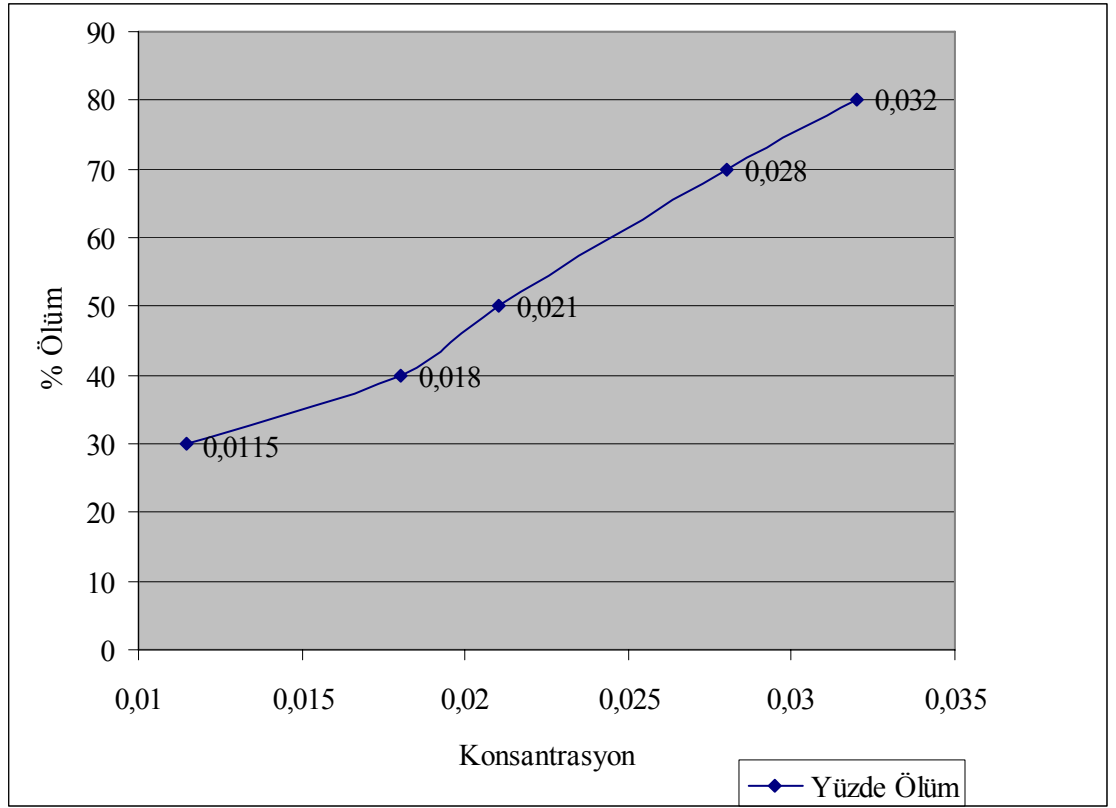
Çizelge 4.2 *Daphnia*'larda 24 Saatlik Ana Deneye İlişkin Sonuçlar

Konsantrasyon (mg/L)	Denemede Kullanılan <i>Daphnia</i> Sayısı	24 Saat İçinde Ölen <i>Daphnia</i> Sayısı	% Ölüm
I. Seri			
0,0115	10	3	30
0,018	10	4	40
0,021	10	5	50
0,028	10	7	70
0,032	10	8	80
Kontrol	10	0	0
II. Seri			
0,0115	10	3	30
0,018	10	4	40
0,021	10	5	50
0,028	10	8	80
0,032	10	9	90
Kontrol	10	0	0

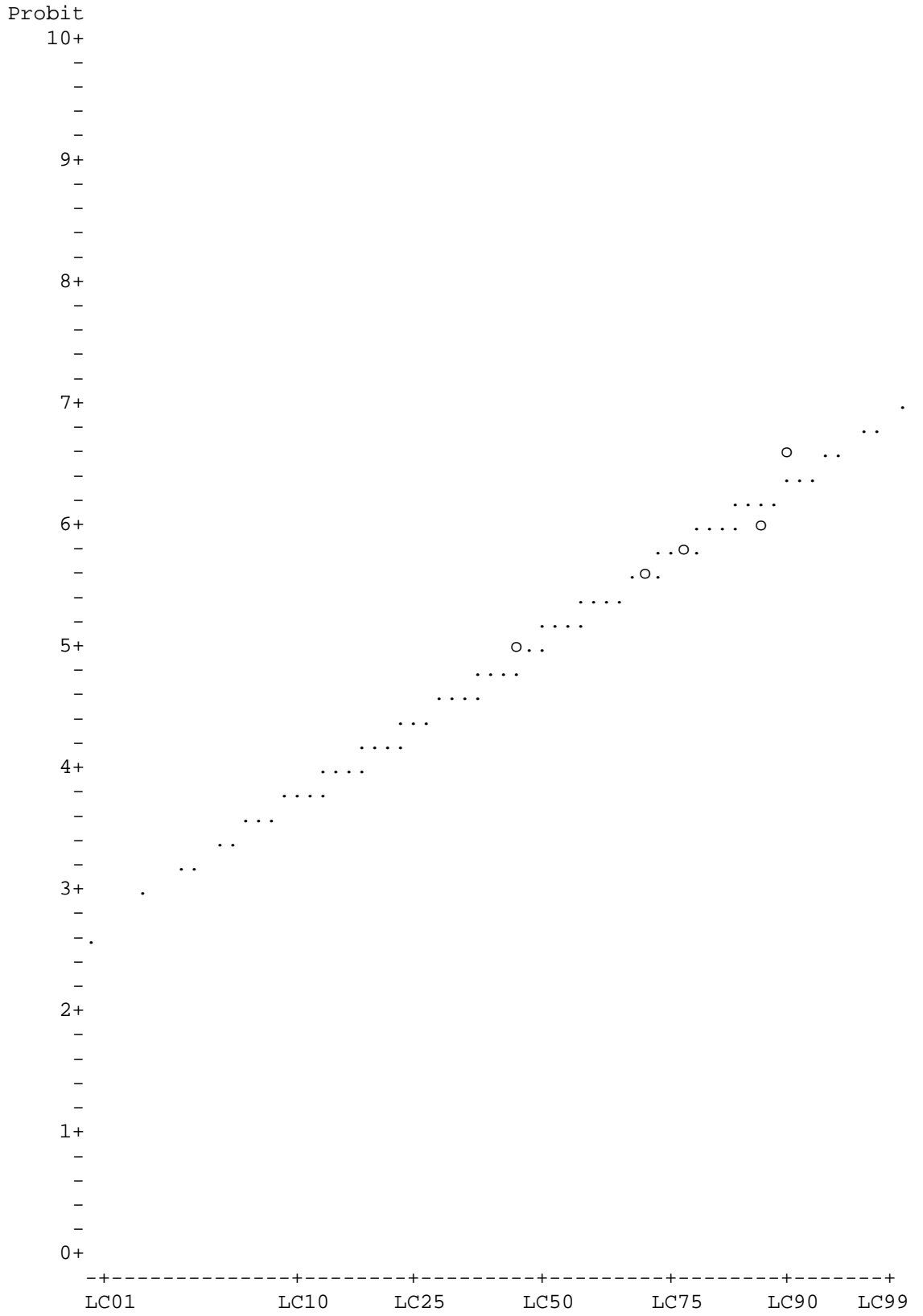
Çizelge 4.2 incelendiğinde görüleceği gibi kontrol grubu dışında 1. seride 24 saat içinde glifosatın 0,0115 mg/L konsantrasyonunda %30; 0,018 mg/L'de % 40; 0,021 mg/L'de % 50; 0,028mg/L'de %70; 0,032 mg/L'de %80 ölüm görülmüştür. 2.seride ise 0,0115 mg/L'de %30; 0,018 mg/L'de % 40; 0,021 mg/L'de % 50; 0,028 mg/L'de %80 ve 0,032 mg/L'de % 90 ölüm saptanmıştır.

4.1.3 LC₅₀ değerinin tesbiti ve probit analiz metodu sonuçları

Ön deney sonucu elde edilen ve ana deneyde kullanılan 5 farklı doz ve 1 kontrol grubunda, 24 saat içinde öldüren glifosat konsantrasyonları 1. ve 2. seriler olmak üzere hesaplanmıştır. Uygulanan 24 saatlik ana deney konsantrasyonları ile *daphnia*'ların yüzde ölüm oranları arasındaki ilişki şekil 4.1'de ve konsantrasyonlar ile ölüm yüzdelerinin probitleri arasındaki ilişki de şekil 4.2'de verilmiştir.



Şekil 4.1 Ana deney konsantrasyonları ile *daphnia*'ların 24 saatlik yüzde ölüm oranları arasındaki ilişki



Şekil 4.2 Uygulanan ana deney konsantrasyonları ile *daphnia*'ların 24 Saatlik ölüm oranlarının probitleri arasındaki ilişki

4.2 48 Saatlik deneme sonuçları

4.2.1 48 saatlik ön deneme sonuçları

Çizelge 4.3 *Daphnia*'larda 48 Saatlik Ön Deneye İlişkin Sonuçlar

Konsantrasyon (mg/L)	Denemede Kullanılan <i>Daphnia</i> Sayısı	48 Saat İçinde Ölen <i>Daphnia</i> Sayısı	% Ölüm
I.Seri			
Kontrol Grubu	10	-	0
1/10000	10	-	0
1/1000	10	10	100
1/100	10	10	100
1/10	10	10	100
II. Seri			
Kontrol Grubu	10	-	0
1/10000	10	-	0
1/1000	10	10	100
1/100	10	10	100
1/10	10	10	100

Çizelge 4.3 incelendiğinde görüleceği gibi ön deneme sonucunda 1/10, 1/100 ve 1/1000'lik konsantrasyonlarda tüm organizmalar ölürken (%100) diğer konsantrasyonda (1/10000) ölüm gözlenmemiştir. Bu sonuçlar baz alınarak % 100 ölüm olan en düşük konsantrasyon 1/1000 ile ölüm görülmeyen (% 0 ölüm) en yüksek konsantrasyon olan 1/10000 arasında ana deneyin konsantrasyonları belirlenmiştir.

4.2.2 *Daphnia*'larda 48 saatlik ana deneme sonuçları

Ön deney sonuçlarına göre 'logaritmik ölçekte orta nokta ile yaklaşım metodu'na göre seçilmiş 5 konsantrasyon ile yapılmış ana deney sonuçları çizelge 4.4' de özetlenmiştir.

Çizelge 4.4 *Daphnia*'larda 48 Saatlik Ana Deneye İlişkin Sonuçlar

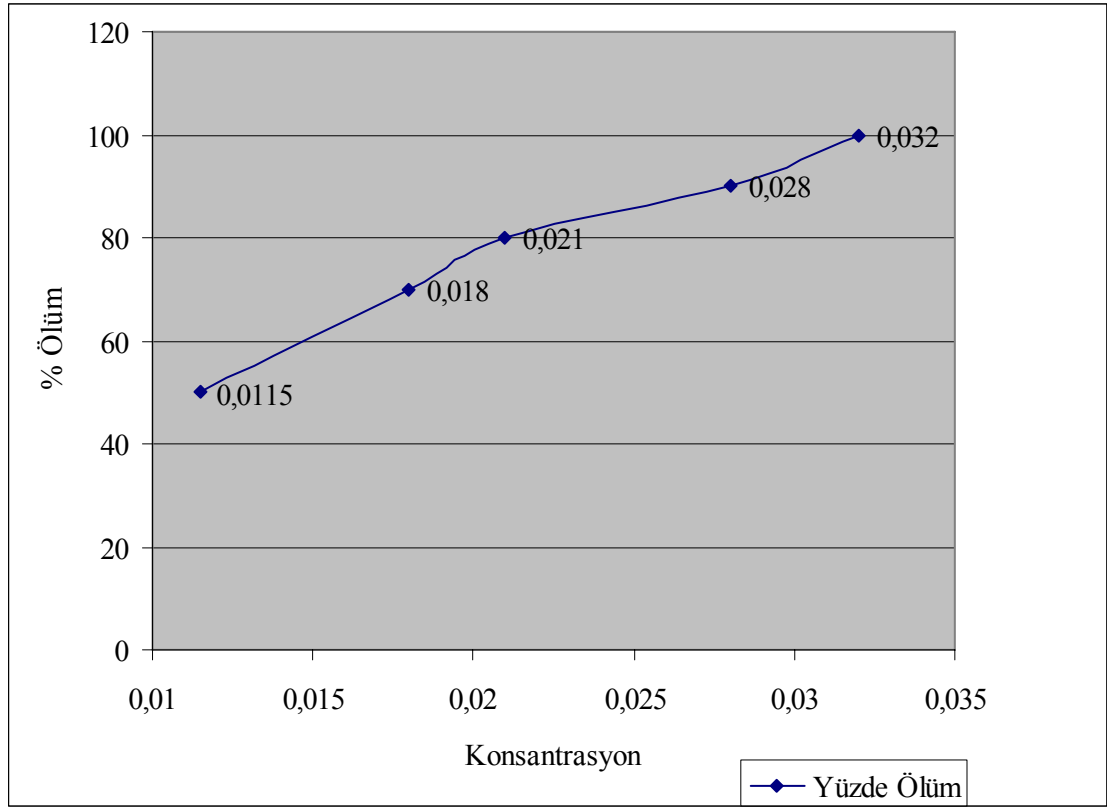
Konsantrasyon (mg/L)	Denemede Kullanılan <i>Daphnia</i> Sayısı	48 Saat İçinde Ölen <i>Daphnia</i> Sayısı	% Ölüm
I. Seri			
0,0115	10	5	%50
0,018	10	7	%70
0,021	10	8	%80
0,028	10	8	%80
0,032	10	9	%90
Kontrol	10	0	%0
II. Seri			
0,0115	10	5	%50
0,018	10	7	%70
0,021	10	8	%80
0,028	10	9	%90
0,032	10	10	%100
Kontrol	10	0	%0

Çizelge 4.4 incelendiğinde görüleceği gibi kontrol grubu dışında 1. seride 48 saat içinde glifosatın 0,0115 mg/L konsantrasyonunda %50; 0,018 mg/L'de % 70; 0,021 mg/L'de % 80; 0,028mg/L'de %80; 0,032 mg/L'de %90 ölüm görülmüştür. 2.seride ise 0,0115

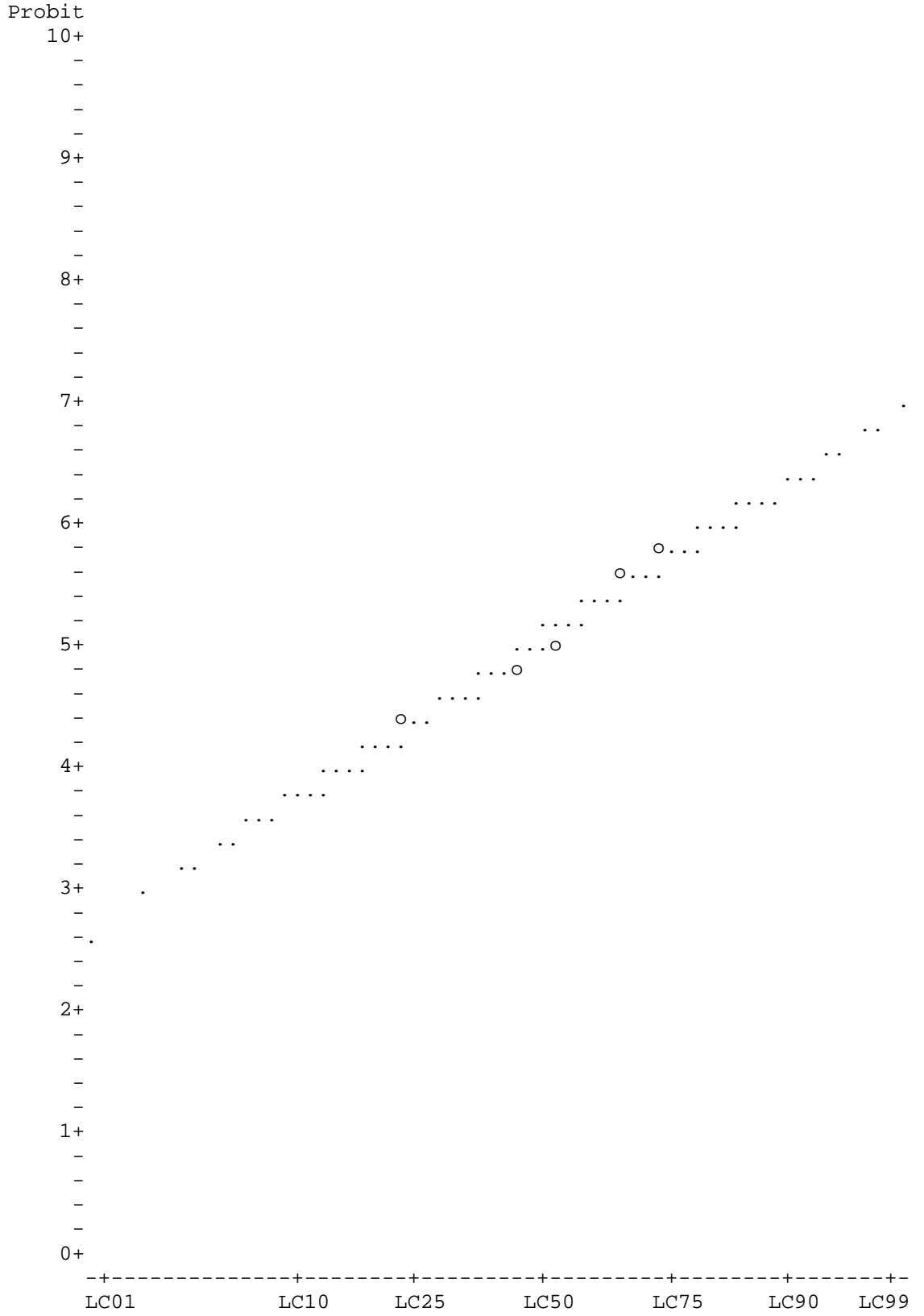
mg/L'de %50; 0,018 mg/L'de % 70; 0,021 mg/L'de % 80; 0,028 mg/L'de %90 ve 0,032 mg/L'de % 100 ölüm saptanmıştır.

4.2.3 LC₅₀ değerinin tesbiti ve probit analiz metodu sonuçları

Ön deney sonucu elde edilen ve ana deneyde kullanılan 5 farklı doz ve 1 kontrol grubunda, 48 saat içinde öldüren glifosat konsantrasyonları 1. ve 2. seriler olmak üzere hesaplanmıştır. Uygulanan 48 saatlik ana deney konsantrasyonları ile *daphnia*'ların yüzde ölüm oranları arasındaki ilişki şekil 4.3'de ve konsantrasyonlar ile ölüm yüzdelerinin probitleri arasındaki ilişki de şekil 4.4'de verilmiştir.



Şekil 4.3 Ana deney konsantrasyonları ile 48 saatlik yüzde ölüm oranları arasındaki ilişki



Şekil 4.4 Uygulanan ana deney konsantrasyonları ile 48 saatlik ölüm oranlarının probitleri arasındaki ilişki

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu çalışmada *Daphnia magna* üzerine herbisit Glifosatın 24 ve 48 saatlik akut toksisitesi incelenmiştir.

Kaynak taramasına bağlı olarak herbisit Glifosatın, *Daphnia magna* üzerine toksisitesine ilişkin çalışmalar son derece sınırlı olup, bu çalışmadan elde edilen bulgular ayrıca diğer türler üzerinde ve diğer kimyasallarla yapılan çalışmaların sonuçları ile de tartışılmıştır.

Bu çalışmada 24 ve 48 saat süreli statik olarak yapılan denemelerde LC₅₀ değerleri; 24 saatlik sürede 0,019 mg/L (%95 güven aralığında= 0,012 mg/L – 0,024 mg/L) olarak, 48 saatlik sürede ise 0,012 mg/L (%95 güven aralığında= 0,001 mg/L – 0,016 mg/L) olarak saptanmıştır. Hessen et al. (1994) glifosatın *Daphnia pulex* yavruları için 48 saatlik LC₅₀ değerini 0,01 mg/L olarak belirlemişlerdir. Dolayısıyla sonuçlar arasında paralellik gözlenmektedir.

Baird *et al.* (1989) laboratuvarlar arası toksisite test sonuçlarının değişkenliğinde genotip ve kültürde kullanılan besinin etkilerini göstermişlerdir. Ayrıca. *Daphnia magna* gençlerinin duyarlılığı üzerinde ebeveyn beslenmesinin önemi Enserink *et al.* (1990) tarafından da bildirilmektedir.

Çeşitli pestisitlerin *Daphnia* türleri üzerinde etkileri araştırılmıştır. İki herbisit olan paraquat ve glifosatın ticari formları, *D. spinulata* üzerinde, %50 etki konsantrasyon değerleri Alberdi *et al.* (1996) tarafından araştırılmıştır. Paraquat için EC₅₀ değerleri 24 ve 48 saat süreli deneylerde sırasıyla 9,91- 2,57 mg/L, glifosat için ise 94,87- 66,18 mg/L olarak bulunmuştur. *D.obtusa*'da carbarylın EC₅₀ değeri 0,015- 0,115 mg/L, paraquatın EC₅₀ değeri >70-8,7 mg/L (Gustavo *et al.* 1996) olarak belirlenmiştir.

Organik fosforlu pestisitlerin, organizmalar üzerindeki toksik etkileri asetil kolin esterase enziminin engellenmesiyle gerçekleştiği bilinmektedir. *D.magna*'da asetil kolin esterase

enziminin engellenmesi, Lillius *et al.* (1994), Ankley *et al.* (1991) tarafından gösterilmiştir.

Abdelghani *et al.* (1997) Roundup'un 96 saatlik LC₅₀ değerini, kanal yayınında (*Ictalurus punctatus*) 14,5 ppm, mavi solungaçlı güneş balığında (*Lepomis microchirus*) 13 ppm ve kerevitlerde yaklaşık 64000 ppm olarak bildirmişlerdir. *Daphnia pulex* için 96 saatlik EC₅₀ değeri 25,5 mg/L olarak hesaplanmıştır (Servizi *et al.* 1987). Yapılan başka bir çalışmada ise, Roundup'un *Daphnia pulex* için 48 saatlik EC₅₀ değeri 7,9 mg glifosat / L olarak bulunmuştur (Hartman and Martin 1984). Yapılan çalışmalar *Daphnia magna*'nın daha duyarlı olduğuna ve *Daphnia* toksisite denemelerinin önemine dikkat çekmektedir.

Denememiz sırasında glifosat uygulamaları *Daphnia*'ların hareketlerinde bir yavaşlamaya neden olmuştur. Ölmeden önce bireyler dibe ve yüzeye doğru birkaç kez yüzdükten sonra kabın dibine doğru giderek vücutlarında titreme hareketleri göstermişlerdir.

Dodson and Hanazato (1995), *D.magna*'nın Carbaryl'e karşı toksik tepkisini gösteren üç tip davranış belirlemişlerdir. Birinci tip, kendi etrafında dönerek yün eğirme hareketi, ikincisi stresli titreme, üçüncüsü ise hareket etmeden sinme davranışlarıdır. Her üç tip davranış, çalışmamızda glifosata karşı tepkide de gözlenmiştir. Yüksek konsantrasyonlarda birinci, düşük konsantrasyonlarda ise ikinci tip davranış sergilenmiştir.

Yapılan çalışmalarda kimyasal uygulamasından sonra zooplankton populasyon yoğunluğundaki değişimler takip edilmiştir. Örneğin, Hanazato (1991a) Japonya'da açık deney havuzlarına karbamatlı bir insektisit olan Carbaryl uygulamış ve büyük vücutlu cladocera *Daphnia*'nın kimyasala karşı en hassas canlı olduğunu bulmuştur., bunu sırasıyla orta büyüklükte vücuda sahip olan cladoceralardan *Moina* ve *Diaphanosoma*, küçük vücuda sahip *Bosmina* ve son olarak da en düşük hassasiyeti gösteren rotiferler takip etmiştir. Daha büyük vücuda sahip türlerin Carbaryl'e karşı en yüksek hassasiyeti göstermesi şeklinde ortaya çıkan aynı eğilim ABD'deki Ohio'da bir gölde de gözlenmiştir (Havens 1994a), aynı tepki Japonya'da organik fosforlu bir

pestisit olan Fenthion'a karşı da gözlenmiştir (Hanazato and Kasai 1995). Gliwicz and Sieniawska (1986) da bir laboratuvar çalışmasında cladoceralarda, vücut büyüklüğü ve Lindan'a karşı hassasiyet arasında pozitif bir ilişki olduğunu göstermişlerdir. Bunun, cladoceraların kabuk değiştirmenin hemen sonrasında kimyasallara karşı en hassas canlılar olması ve büyük vücuda sahip olanların üreme öncesinde küçük olanlardan daha fazla kere kabuk değiştirmelerinden dolayı olduğu düşünülmüştür.

Zooplanktonlar için gerçekleştirilen standardize edilmiş toksisite testlerinde, hayatta kalma ve üreme en sıklıkla gözlemlenen özelliklerdir. Bununla birlikte, bu faktörlerin tek başına analizi, toksik maddelerin tüm ekolojik etkilerinin değerlendirilmesi için yeterli değildir (Forbes and Calow 1999). Toksik maddelerin yavru büyüklüğü, morfolojisi ve davranış gibi diğer yaşam geçmişi özellikleri üzerine etkilerinin analizi, populasyonlar, topluluklar ve ekosistemler üzerine etkilerini değerlendirmek için gereklidir.

Sonuç olarak yapılan bu çalışmamız ile *Daphnia magna* üzerine herbisit glifosatın akut toksisitesi (LC_{50}) saptanmıştır. Elde edilen bulgular, bu herbisitinin *Daphnia* spp. üzerine etkilerini ortaya koymasının yanında, akvatik canlılar üzerindeki toksisitesine ilişkin veri tabanının genişletilmesine katkıda bulunması açısından da önemli olacaktır. Ayrıca su ekosistemlerinin korunmasında, bu maddelerin kullanımına sınırlamalar getirilmesi açısından da büyük önem taşımaktadır.

KAYNAKLAR

- Abdelghani, A.A., Tchounwou, P.B., Anderson, A.C., Sujono, H., Heyer, L.R. and Monkiedje, A. 1997. Toxicity Evaluation of single and chemical mixtures of Roundup, Garlon 3A, 2,4-D, and syndets surfactant to channel catfish (*Ictalurus punctatus*), bluegill sunfish (*Lepomis michochirus*), and crawfish. *Environment Toxicology and Water Quality*. 12(3): 237-243.
- Abel, P.D. and Axiak, V. 1991. *Ecotoxicology and the marine environment*, Ellis Horwood Ltd. West Sussex, UK, p269.
- Alberdi, J.L., Saenz, M.E., Di Marzio, W.D. and Tortorelli, M.C. 1996. Comparative acute toxicity of two herbicides, paraquat and glyphosate, to *Daphnia magna* and *D.spinulata*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57: 229-235.
- Alpaz, A. G., Cirik, S., Özden, O., Temelli, B., Korkut, A. Y., Şaka, Ş., Fırat, K., Güner, Y., Diler, İ., Hindioğlu, A., Gökçe, H., Fırat, A. ve Tekin, M. 1992. Su piresi yetiştiriciliği. Teknik bülten, Ege üniversitesi Su Ürünleri Yüksekokulu Yetiştirme Grubu, Ege üniversitesi Su Ürünleri Yüksekokulu yayımları no:33;1-11, İzmir.
- Ankley, G.T., Dierkes, J.R. and Jensen, D.A. 1991. Piperonyl butoxide as a tool in aquatic toxicological research with organophosphate insecticides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 21; 266-274.
- Anonim, 1990. Endüstriyel Sıvı Atıklar ve Atıksular-Akut Zehirlilik Deneyleri-Canlılık Deney Metodları. TS 8264.
- Anonim, 1993. Pestisitler – Sınıflandırma. TS11101
- Anonymous 1992. *Farm Chemical Handbook*, Maisters Publishing. Company, Ohia.
- Anonymous 1995. *Standard methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th edition Washington. USA
- Atamanalp, M. ve Yanık, T. 2001. Pestisitlerin Cyprinidae'lere toksik etkileri. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 18, (3-4); 555-563.
- Baird, D. D., Upchurch, R. P., Homesley, W. B. and Franz, J. E. 1971. Introduction of new Broad Spectrum Postemergence Herbicide Class with Utility for Herbaceous Perennial Weed Control. *Proceeding of the 26 th North Central Control Conferance*, 64-68.

- Baird, D.J., Barber, I., Bradley, M., Calow, P. and Soares, A.M.V.M. 1989. The *Daphnia* bioassay: A critique *Hydrobiologia*, 188/189, 403-406.
- Beven, K. and Germann, P. 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resour. Res.*, 18: 1311-1325.
- Bronstad, J.O. and Friestad, H.O. 1985. Behavior of glyphosate in the aquatic environment. In E. Grossbard and D. Atkinson (eds), *The herbicide glyphosate*. Butterworths, London, p 200-205.
- Buikema, A.L.Jr., Niederlehner, B.R. and Cairns J.Jr. 1982. Biological Monitoring Part IV- Toxicity testing. *Water Res.*, 16; 239-262.
- Canton, J. H., Greve, P. A., Slooff, W. and Van Esch, G. J. 1975. Toxicity accumulation and elimination studies of hexachlorocyclohexane (α - BHC) in a laboratory freshwater food chain. *Environ. Pollut (Ser. A)*, 221, 97-108.
- Canyurt, M. A. 1989. Malation'un *Pulaterina (Mugil capito Cuvier, 1829)* için lethal konsantrasyonu (LC₅₀) üzerine araştırmalar. *Ege Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*. Cilt 26, sayı 2.
- Chau, A.S.Y and Afghan, B.K. 1982. *Analysis of pesticides in water*, Vol I, II, III, CRC Pres Inc., Boca Raton, Florida.
- Cook, J.L., Baumann, P., Jackman, J.A. and Stevenson, D. 1995. Pesticide Characteristics that affect water quality. *Farm Chemicals Handbook'95*. Meister Publishing Co., Willoughby, OH. 429 pp.
- Crosby, D. G. and Tucker, R. K. 1971. Accumulation of DDT by *Daphnia magna*. *Environ. Sci. Technol.*, 5, 714-716.
- DeWitt, T.H., Swartz, R.C. and Lamberson, J.O. 1989. Measuring the acute toxicity of estuarine sediments. *Environ. Toxicol. and Chem.*, 8; 1035-1048.
- Dodson, S.I. and Hanazato, T. 1995. Commentary on effects of anthropogenic and natural organic chemicals on development, swimming behavior and reproduction of *Daphnia*, a key member of aquatic ecosystems. *Environmental Health Perspectives*, 103; 7-11.
- Düzgüneş, Z. ve Düzgüneş, O. 1958. Entomolojide istatistik metotlar. A. Ü. Ziraat Fakültesi yayınları no.140, 1-48, Ankara.

- Enserink, L., Luttmmer, W. and Maas-Diepeveen, H. 1990. Reproductive strategy of *Daphnia magna* affects the sensitivity of its progeny in acute toxicity tests. *Aquatic Toxicology*, 17; 15-26.
- Erençin, Z. ve Köksal, G. 1981. İçsular Temel Bilimleri. A. Ü. Veteriner Fak. Yayınları. Yayın no: 375, s 1-159, Ankara.
- Esser, H. O. 1986. A review of the correlation between physicochemical properties and bioaccumulation. *Pestic. Sci.*, 17, 265-276.
- Forbes, V.E. and Calow, P. 1999. Is the per capita rate of increase a good measure of population-level effects in ecotoxicology? *Environmental toxicology and Chemistry*, 18; 1544-1556.
- Gliwicz, Z.M. and Sieniawska, A. 1986. Filtering activity of *Daphnia* in low concentrations of a pesticide. *Limnology and Oceanography*, 31; 1132-1137.
- Goldsborough, L.G. and Beck, A.E. 1989. Rapid dissipation of glyphosate in small forest ponds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 537-544.
- Gougler, J. and Geiger, D. 1981. Uptake and distribution of glifosat in sugar beet plants. *Plant Physiology*, 68, 668.
- Gustafson, D. I. 1989. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environ. Toxicol. Chem.*, 8: 339-357.
- Gustavo, D., Rossini, B., and Ronco, A.E. 1996. Acute toxicity bioassay using *Daphnia obtusa* as a test organism. *Environmental toxicology and water quality: An International Journal*, 11; 255-258.
- Hanazato, T. 1991a. Effects of repeated application of carbaryl on zooplankton communities in experimental ponds with or without the predator *Chaoborus*. *Environmental Pollution*, 74; 309-324.
- Hanazato, T. 2001. Pesticide effects on freshwater zooplankton: an ecological perspective. *Environmental Pollution*, 112 (1); 1-10.
- Hanazato, T. and Kasai, F. 1995. Effects of the organophosphorus insecticide fenthion on phyto- and zooplankton communities in experimental ponds. *Environmental Pollution*, 88; 293-298.
- Hansen, P. 1980. Uptake and transfer of the chlorinated hydrocarbon lindane (γ -BHC) in a laboratory freshwater food chain. *Environ. Pollut (Ser. A)*, 21, 97-108.

- Hartman, W.A. and Martin, D.B. 1984. Effect of suspended bentonite clay on the acute toxicity of glyphosate to *Daphnia pulex* and *Lemna minor*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 33: 355-361.
- Hatakeyama, S., Shiraishi, H. and Kobayashi, N. 1990. Effects of aerial spraying of insecticides on macrobenthos in a mountain stream. Ecotoxicology and Environmental Safety, 19; 254-270.
- Hatakeyama, S., Shiraishi, H. and Sugaya, Y. 1991. Monitoring of the overall pesticide toxicity of river water to aquatic organisms using a freshwater shrimp, *Paratya compressa improvisa*. Chemosphere, 22; 229-335.
- Hatakeyama, S., Fukushima, S., Kasai, F. and Shiraishi, H. 1994. Assessment of herbivore effects on algal production in the Kokai River (Japan) using model stream and *Selenastrum* bioassay. Ecotoxicology, 3; 143-156.
- Harding, G. C. 1986. Organochlorine dynamics between zooplankton and their environment, a reassessment. Mar. Ecol. Prog. Ser., 33, 167-191.
- Havens, K.E. 1994a. An experimental comparison of the effects of two chemical stressors on a freshwater zooplankton assemblage. Environmental Pollution, 84; 245-251.
- Heisig-Gunkel, G. and Gunkel, G. 1982. Distribution of a herbicide (atrazine, striazine) in *Daphnia pulex*: a new approach to determination. Arch. Hydrobiol. Suppl. 59(4): 359-376.
- Helgen, J.C., Larson, N.J. and Anderson, R.L. 1988. Response of zooplankton and *Chaoborus* to temephos in a natural pond and in the laboratory. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 17; 459-471.
- Hessen, D. O. ; Kallqvist, T. ; Abdel-Hamid, M. I. and Berge, D. 1994. Effects of pesticides on different zooplankton taxa in mesocosm experiments. Norw. J. Agric. Sci. Suppl. 13: 153-161.
- Hosokawa, M., Endo, G. and Kuroda, K. 1995. Acute toxic effect of river yodo water (Japan) on *Daphnia magna*. Bull. Environ. Contam. Toxicol, 55; 419-425.
- IARC 1977. Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Man. International Agency for research on Cancer Vol: 15, Lyon.

- Ingersoll, C.G. 1995. Sediment tests In: Editör: G.M. Rand, Fundamentals of aquatic toxicology. Second edition. Effects environmental fate and risk assessment. Taylor and Francis publ.;231-255.
- Johnson, B. T., Saunders, C.R., Saunders, H. D. and Campbell, R. S. 1971. Biological magnification and degradation of DDT and aldrin by freshwater invertebrates. J. Fish. Res. Bd Can., 28, 705-709.
- Jury, W. A., Focht, D. D. and Farmer, W. J. 1987. Evaluation of pesticide groundwater pollution potential from standars indices of soil-chemical adsorption and biodegradation. J. Environ. Qual., 16:422-428.
- Khan, M.A.Q. 1977. Pesticides in aquatic environment, Plenum Pres, NewYork.
- Knuuttila, P. and Knuuttila, H. 1979. The crystal and molecular structure of N-Phosphonomethyl glycine (Glifosat). Acta Chemica Scandinavia B33, 623-626.
- Leonard,R.A. 1990. Movement of pesticides into surface waters. In: Pesticides in the soil environment. Book series No:2,Soil Science Society of America, Madison,W103-349.
- Lilius, H., Isomaa,B. and Holmström,T. 1994. A comparison of the toxicity of 50 reference chemicals to freshly isolated rainbow trout hepatocytes and *Daphnia magna*. Aquatic Toxicology,30; 47-60.
- Lloyd, R. 1992. Pollution and freshwater fish, 1-176 U.K.
- Louma, S.N. and Ho, K.T. 1993. Appropriate uses of marine and estuarine sediment bioassas. In: Editör: P. Calow, handbook of ecotoxicology. Oxford Blackwell Sci. Publ., London, Vol.1,Ch.11;193-226.
- Madsen, H. E. L. Christensen, H. H. and Gottlieb-Petersen, C. 1978. Stability constans of copper (II) zinc manganese (II), calcium and manganisium complexes of N-(phosphonometyl) Glycine (Glifosat). Acta Chemica Scandinavia, A23,79-83.
- Marchini, S. ; Passerini, L. ; Cesareo, D. and Tosato, M.L. 1988. Herbicidal triazines: acute toxicity on daphnia , fish and plands and analysis of its relationships with structural factors. Ecotoxicol. Environ. Saf. 16: 148-157.
- Medina, H.S.G., Lopata, M.E. and Bacila, M. 1994. The response of sea-urchin egg embryogenesis towards the effect of some pesticides. Arquivos de Biologia Tecnologia, 37 (4): 895-906.

- Miles, J.R.W and Harris, C.R. 1971. Insecticide residues in a controlled drainage system in agricultural areas of South-Western Ontario, 1970. *Pestic. Monit. J.*, 5;289-294.
- Monsanto, C. 1980. Toxicology and Environmental Review. Roundup Herbicide Bulletin, 1; 1-3.
- Nimmo, D.R and McEwen, L.C. 1993. Pesticides. In: Hand book of Ecotoxicology , Ed.by P. Calow. Blackwell Sci. Pub. Newyork, 1;161.
- Öncüer, C. 1991. Tarımsal zararlılarla savaş yöntemleri ve ilaçlar. Ege Üniversitesi Ziraat Fakültesi,333 s, İzmir.
- Özer, Z. , Kadioğlu, İ. , Önen, H. ve Tursun, N. 1997. Herboloji (Yabancı Ot Bilimi). Gazi Osmanpaşa Üniversitesi Ziraat Fakültesi, Yayın No: 20, 326-351. Tokat.
- Öztürk, S. 1990. Tarım İlaçları. Hendek Tarım İlaçları San. A. Ş. İstanbul.
- Peters, R.H. and DeBernardi, R. 1987. *Daphnia*. Mem. Del. İst. Ital. Idrobiol. 45, Verbania pallanza.
- Persoone, G. and Janssen, C.R. 1993. Fresh water invertebrate toxicity tests. In: Hand book of ecotoxicology. Ed. by P. Calow. Blackwell Sci. Pub. Newyork, 1, 51-53.
- Piska, M.B. and Waghray, S. 1997. Toxic effects of dimethoate on primary production of lake ecosystem. *Indian Journal of Environmental Health*, 33(1): 126-127.
- Rand, G.M. and Petrocelli, S.R. 1985. Fundamentals of aquatic toxicology, methods and applications, hemisphere publishing cooperation, Washington,666 p.
- Reish, D.L. and Oshida, P.S. 1987. Manual of Methods in Aquatic Environment Research. Part 10. Short- Term Static Bioassays. *FAO Fish Tech. Pap.* 247: 17-33.
- Sanders, H. O., Huckins, J., Johnson, B. T. and Skaar, D. 1981. Biological effects of kepone and mirex in freshwater invertebrates. *Arch. Environ. Contam. & Toxicol.*, 10, 531-539.
- Servizi, J. A. ; Gordon, R. W. and Martens, D. W. 1987. Acute toxicity of Garlon 4 and Roundup herbicides to salmon,daphnia and trout. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 15-22.
- Smith, E.H., and Logan, D.T. 1993. Invertebrate behavior as an Indicator of contaminated water and sediments. In: Editör: J.W.Gorsuch, F.J. Dwyer, C.G.

- Ingersoll and T.W. La Point, Aquatic toxicology and risk assessment 2nd volume ASTM STP 1216, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA.;48-61.
- Tardiff, R. G. 1992. Methods to assess adverse effects of pesticides. Published by John Wiley and Sons Ltd. England.
- Soyöz, M. ve Özçelik, N. 2003. Ziraî mücadelede kullanılan pestisitlerin sitogenetik etkileri. Süleyman Demirel Üniversitesi Tıp Fakültesi Dergisi, 10(1); 6-9.
- Ünsal, M. 1996. Kirlilik Deneyleri- Yöntemler ve Sonuçların Değerlendirilmesi. ODTÜ Deniz Bilimleri Ens. 77-79, 120-142. Erdemli/Mersin.
- Wauchope, R. D. 1978. The pesticide content of surface water drainage from agricultural fields: A review. J. Environ. Qual.,7: 459-472.
- Whittle, D. M. and Fitzsimons, J. D. 1983. The influence of the Niagara River on contaminants burdens of Lake Ontario biota. J. Great Lakes.,9, 295-302.
- Worthing, T. 1987. Pesticide manual British Crop Protection Council. 8th ed. United Kingdom, 1082pp.
- Yazgan, M. S. 1997. Türkiye’de pestisit kirliliği, Türkiye’de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu II, Gebze, 22-23 Mayıs 1997, 571-577.

EKLER

Ek 1. Probit Metot

Bu metot için öncelikle deney süresi belirlenmelidir. Aksi halde hesaplanan LC_{50} değerinin bir anlamı yoktur. Yine eğer %50 ölüm değerinin altında ve üstünde en az birer nokta yok ise LC_{50} değerini bu yöntemle hesaplamak mümkün değildir.

Ayrıca grafik üzerinde 4'ten az nokta var ise LC_{50} değeri doğru olarak hesaplanamaz. Bu durumda, birbirine daha yakın kirlenici konsantrasyonları kullanılarak deney tekrar edilir.

LC_{50} değerlerinin bu yöntemle hesaplanması için ölüm yüzdeleri kullanılır. Aritmetik ve logaritmik metotlarda olduğu gibi ya her tekrar için ya da tekrarların ortalaması alınarak bir grafik çizilir. Her iki halde de Y eksenini probalite(ihtimal) ve X eksenini logaritmik olan bir grafik kağıdı kullanılır. Bu grafik kağıdında ölüm yüzdeleri Y eksenine, konsantrasyonlar X eksenine üzerine yerleştirilir ve değerler grafik üzerinde noktalar halinde gösterilir. Daha sonra bu noktalardan ya da bu noktalara en yakın yerden geçen bir doğru çizilir. Elde edilen probit doğrusunun, noktaları tam temsil edip etmediği test edilir (Ünsal 1996).

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Zeynep Sarıgül

Doğum Yeri : Ankara

Doğum Tarihi : 25.07.1980

Medeni Hali : Bekar

Yabancı Dili : İngilizce

Eğitim Durumu

Lise : Mobil Lisesi/ 1994-1997

Lisans : Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Hayvansal Üretim Bölümü/
1998-2003

Yüksek Lisans : Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Su Ürünleri Anabilim Dalı/
2004-2007

Çalıştığı Kurum : Tarım ve Köy İşleri Bakanlığı/ 2007-