



T.C.

**ÇANAKKALE ONSEKİZ MART ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
YÜKSEK LİSANS TEZİ**



**ANTROPOJENİK KÖKENLİ HETEROTROFİK ENERJİ
KAYNAKLARININ ORMAN İÇİ YUKARI AKARSULARDAKİ
FONKSİYONEL BESLENME GRUPLARININ TROFİK
POZİSYONLARI ÜZERİNE ETKİLERİ**

İldeniz PINAR

Biyoloji Anabilim Dalı

ÇANAKKALE

T.C.
ÇANAKKALE ONSEKİZ MART ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
YÜKSEK LİSANS TEZİ

**ANTROPOJENİK KÖKENLİ HETEROTROFİK ENERJİ
KAYNAKLARININ ORMAN İÇİ YUKARI AKARSULARDAKİ
FONKSİYONEL BESLENME GRUPLARININ TROFİK
POZİSYONLARI ÜZERİNE ETKİLERİ**

İldeniz PINAR

Biyoloji Anabilim Dalı

Tezin Sunulduğu Tarih: 05/08/2016

Tez Danışmanı:

Prof. Dr. Şükran YALÇIN ÖZDİLEK

ÇANAKKALE

İldeniz PINAR tarafından Prof. Dr. Şükran YALÇIN ÖZDİLEK yönetiminde hazırlanan ve **05/08/2016** tarihinde aşağıdaki jüri karşısında sunulan “Antropojenik kökenli heterotrofik enerji kaynaklarının orman içi yukarı akarsulardaki fonksiyonel beslenme gruplarının trofik pozisyonları üzerine etkileri” başlıklı çalışma, Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü **Biyoloji Anabilim Dalı**’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak oybirliği/oyçokluğu ile kabul edilmiştir.

JÜRİ

Prof. Dr. Şükran YALÇIN ÖZDİLEK

Başkan

Prof. Dr. Ali Serhan TARKAN

Üye

Yrd. Doç. Dr. Deniz ANIL ODABAŞI

Üye

Prof. Dr. Levent GENÇ

Müdür

Fen Bilimleri Enstitüsü

Sıra No:.....

Bu tez çalışması BAP tarafından FHD-2016-711 numaralı projeden desteklenmiştir.

İNTİHAL (AŞIRMA) BEYAN SAYFASI



Bu tezde görsel, işitsel ve yazılı biçimde sunulan tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uyularak tarafımdan elde edildiğini, tez içinde yer alan ancak bu çalışmaya özgü olmayan tüm sonuç ve bilgileri tezde kaynak göstererek belirttiğimi beyan ederim.

İldeniz PINAR

TEŞEKKÜR

Bu tezin gerçekleŐtirilmesinde, çalıŐmam boyunca benden bir an olsun yardımlarını esirgemeyen, her koŐulda yardımına koŐan saygı değer danışman hocam Prof. Dr. Őukran YALÇIN ÖZDİLEK, değerli hocam Yrd. Doç. Dr. Deniz Anıl ODABAŞI, alıŐma süresince tüm zorlukları benimle göğüsleyen arkadaşlarım Emine İnci BALKAN, İlker BAKAÇ, IŐınsu ÇETİN, Halis KAPTAN, Nurbanu PARTAL ve hayatımın her evresinde özellikle de okul hayatımın basamaklarında bana destek olan başta dedem Mustafa PINAR olmak üzere değerli aileme, çeşitli imkanlarıyla bana çalışma koŐulları ve materyalleri sağladıkları için DAVAZ ailesine, kantin görevlimiz İlhan BABACAN ve ev arkadaşım Özge ASLAN'a sonsuz teŐekkürlerimi sunarım.

İldeniz PINAR
anakkale, Ağustos 2016

SİMGELER VE KISALTMALAR

g	Gram
%	Yüzde oranı
‰	Binde oranı
N	Azot
C	Karbon
TL	Trofik Pozisyon
mm	Milimetre
°C	Santigrat derece
FPOM	İnce parçacıklı organik madde (Fine Particulate Organic Matter)
CPOM	İri parçacıklı organik madde (Coarse Particulate Organic Matter)
DOM	Çözünmüş organik madde (Dissolved Organic Matter)
ÇO	Çözünmüş Oksijen
I	İletkenlik
S	Sıcaklık
NO ₃	Nitrat
PO ₄	Fosfat

ÖZET

ANTROPOJENİK KÖKENLİ HETEROTROFİK ENERJİ KAYNAKLARININ ORMAN İÇİ YUKARI AKARSULARDAKİ FONKSİYONEL BESLENME GRUPLARININ TROFİK POZİSYONLARI ÜZERİNE ETKİLERİ

İldeniz PINAR

Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi

Danışman : Prof. Dr. Şükran YALÇIN ÖZDİLEK

05/08/2016, 43

Allakton heteretrofik enerji kaynakları orman içindeki yukarı akarsularda ana kaynağı oluştururlar. Bu yüzden nehir kenarı vejetasyonu ve havza kullanımı akarsularda organik kaynakların girişini etkileyerek akarsuda yaşayan fonksiyonel grupların dağılımı ve kommunitate yapısında önemli rol oynar. Zirai bitkiler, gübre ve pestisit uygulaması ile birlikte sucul omurgasızların trofik pozisyonu ve enerji kaynağını etkileyebilir. Bu tezde akarsu kenarından girişi olan bitki tiplerinin (C3 bitkisi; *Malus pumila* ve C4 bitkisi; *Zea mays*), gübre ve pestisit ile birlikte model organizma olan *Melanopsis buccinoidea* (Olivier, 1801) bireylerinin trofik düzeyi ve enerji kaynağı üzerine muhtemel etkileri araştırılmıştır. Üç ay boyunca elma ve mısır yapraklarının detritusa dönüşme sürecindeki kararlı karbon ve izotop değerleri her on günde bir ölçülmüştür. Ayrıca iki farklı bitki ortamında gübre ve pestisit uygulanmış *M. buccinoidea* bireylerinin kararlı karbon ve izotop değerleri bir ay boyunca on günde bir olacak şekilde ölçülmüştür. Mısır yapraklarının elma yapraklarına göre daha hızlı ayrıştığı gözlenmiştir. Mısır yapraklarında ölçülen $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin elma yapraklarında ölçülenlere göre daha fazla varyasyon gösterdiği belirlenmiştir. Üç ay boyunca elma ve mısır yapraklarında ölçülen $\delta^{13}\text{C}$ değerlerinin doğal ve gübreli koşullarda zamana bağlı bir artış gösterdiği saptanmıştır. Gübre koşullarında üç ay boyunca, her iki bitkide de detritusların $\delta^{15}\text{N}$ değerinde bir düşme görülmüştür. Mısır detritus ortamında tutulan *M. buccinoidea* bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ değerinin elma detritus ortamında tutulan bireylere göre daha düşük olduğu, pestisit ortamında bırakılan bireyler haricinde her iki bitki detritusunda tutulan bireylerin $\delta^{15}\text{N}$

bakımından farklılık göstermediği bulunmuştur. Bir aylık deneme süresince mısır detritus ortamında tutulan *M. buccinoidea* bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ değerlerinde bir azalma eğilimi olması ilginçtir.

Anahtar sözcükler: Makroomurgasız, Kararlı izotoplar, *Melanopsis buccinoidea* , Çanakkale, Akuatik ekoloji



ABSTRACT

IMPACTS OF ANTHROPOGENIC ORIGIN HETEROTROPHIC ENERGY SOURCES ON THE TROPHIC POSITIONS OF FUNCTIONAL FEEDING GROUPS OF UPPER FOREST STREAMS

İldeniz PINAR

Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi

Danışman : Prof. Dr. Şükran YALÇIN ÖZDİLEK

05/08/2016, 43

Allactonous heterethrophic energy sources are the main resource in the upper streams in forests. Therefore, the river bank vegetation and land use have important role on community structure and distribution of functional groups due to contribution to organic resource in stream ecosystems. Agricultural plants with fertilizer and pesticides may affect the energy resource and trophic positions of aquatic invertebrates. In this thesis the possible effects of river bank inputs as a plant type (C3 plant; *Malus pumila* and C4 plant, *Zea mays*), fertilizer and pesticide on the energy resource and trophic position of a model organism *Melanopsis buccinoidea* (Olivier, 1801) were investigated. During the three months the stable carbon and nitrogen values of detritus (apple and corn leaves) were measured ones a ten day. In addition, the carbon and nitrogen stable isotope values of *M. buccinoidea* maintained in two kinds of detritus environment including fertilizer and pesticide were measured in three different dates during one month. Corn leaf was decomposed faster than apple leaf. The $\delta^{15}\text{N}$ a value of corn leaves have a great variation comparing to apple leaves. The $\delta^{13}\text{C}$ values of detritus in natural and fertilizer conditions were enriched during three months in apple and corn leaves. In fertilizer conditions, during the three months the $\delta^{15}\text{N}$ values of detritus were depleted comparing to natural and pesticide conditions in both plants. The $\delta^{13}\text{C}$ values of *M. buccinoidea* kept in corn detritus environment more depleted than that in the apple detritus environment. The $\delta^{15}\text{N}$ values of *M. buccinoidea* were similar in both kinds of plant detritus except in pesticide

environment. It was interesting that there was a declining trend in the $\delta^{13}\text{C}$ values of *M. buccinoidea* kept in corn detritus environment during one month experiment.

Keywords: Macroinvertebrates, stable isotopes, *Melanopsis buccinoidea* Çanakkale, aquatic ecology.



İÇİNDEKİLER

Sayfa No

TEZ SINAV TUTANAĞI	ii
İNTİHAL (AŞIRMA) BEYAN SAYFASI.....	iii
TEŞEKKÜR.....	iv
SİMGELER VE KISALTMALAR	v
ÖZET	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ	xii
ÇİZELGELER DİZİNİ	xiii
BÖLÜM 1	
GİRİŞ	1
BÖLÜM 2	
ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR	6
BÖLÜM 3	
MATERYAL VE METOT	11
3.1. Bitkilerin ve <i>M. buccinoidea</i> Örneklerinin Doğadan Toplanması	11
3.2. Bitki Materyali İle Deney Düzeneklerinin Hazırlanması.....	11
3.3. Bitki Materyali Olan Düzeneklerde Deney Süresince Yapılan İşlemler	12
3.4. <i>M. buccinoidea</i> Materyali İle Deney Düzeneklerinin Hazırlanması.....	13
3.5. <i>M. buccinoidea</i> Olan Düzeneklerde Deney Süresince Yapılan İşlemler	14
3.6. Su Analizlerinin Yapılması	14
3.7. Bitki ve Hayvan Materyallerinin Kararlı İzotop Analizi İçin Hazırlanması.....	15
3.8. Verilerin Değerlendirilmesi	15
BÖLÜM 4	
ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA	17
4.1. Elma Ve Mısır Bitki Yapraklarında ki C3 ve C4 Bitkilerinin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ Kararlı İzotop Değerleri	17
4.2. Her Bir Bitki Ve Uygulama Grubu İçin $\delta^{13}\text{C}$ Ve $\delta^{15}\text{N}$ Oranlarının Zamana Göre Değişimi	17
4.3. Bitki Yapraklarındaki $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ Oranlarının Zamana Göre Değişimi	18
4.4. Her Bir Bitki Ve Tarih İçin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ Oranlarının Uygulama Gruplarına Göre Farkları	20
4.5. Çeşitli Uygulamalar Dahilinde Bitki Ortamlarındaki $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ Kararlı İzotop Oranları İle Ölçülen Fiziko-kimyasal parametrelerin irdelenmesi.....	26
4.6. Elma Ve Mısır Ortamında Bırakılan <i>M. buccinodiea</i> Bireylerinin Kas Dokularında $\delta^{13}\text{C}$ Ve $\delta^{15}\text{N}$ Oranları	27

4.7. Uygulama Ortamlarında ki <i>M. buccinodica</i> Bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ Ve $\delta^{15}\text{N}$ Oranlarının Zamana Göre Değişimi	29
4.7.1. Elma Bitki Ortamında Bulunan <i>M. buccinodica</i> Bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ Ve $\delta^{15}\text{N}$ Oranları	33
4.7.2. Mısır Bitki Ortamında Bulunan <i>M. buccinodica</i> Bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ Ve $\delta^{15}\text{N}$ Oranları	33
BÖLÜM 5	
SONUÇ VE ÖNERİLER	35
KAYNAKLAR	38
ÖZGEÇMİŞ	I



ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa No

Şekil 1. 1. <i>Melanopsis buccinoidea</i> (Olivier, 1801) örneği (Fotoğraf: Yrd. Doç. Dr. Deniz Anıl Odabaşı)	4
Şekil 3. 1. Oksijen motorları bağlanarak hazırlanmış bitki ortam suları (sağ), deney başlangıcından 2 ay sonraki düzeneğin durumu (sol)	12
Şekil 3. 2. Alüminyum folyo üzerinde etüvde 60 °C de 24 saat kurutulmaya hazır bitki (detritus) örnekleri	13
Şekil 3. 3. <i>Melanopsis buccinoidea</i> (Olivier, 1801) bireylerinin bulunduğu deney düzeneği	14
Şekil 4. 1. Tüm örneklerde, elma ve mısır yapraklarında ölçülen kararlı izotop oranları ...	17
Şekil 4. 2. Elma ve mısır yapraklarında ölçülen kararlı izotop oranları	18
Şekil 4. 3. Sekiz farklı zamana göre elma ve mısır yapraklarında ki $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranlarının değişimi	20
Şekil 4. 4. Uygulama ortamlarına göre elma yapraklarındaki $\delta^{13}\text{C}$ oranlarındaki farklar ...	22
Şekil 4. 5. Uygulama ortamlarına göre mısır yapraklarındaki $\delta^{13}\text{C}$ oranlarındaki farklar ..	23
Şekil 4. 6. Uygulama ortamlarına göre elma yapraklarındaki $\delta^{15}\text{N}$ oranlarındaki farklar ...	24
Şekil 4. 7. Uygulama ortamlarına göre mısır yapraklarındaki $\delta^{15}\text{N}$ oranlarındaki farklar ..	25
Şekil 4. 8. Farklı uygulama ortamlarında <i>M. buccinodiea</i> bireylerinin kas dokularında ölçülen $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranlarının ortalama değerleri	29
Şekil 4. 9. Zamana bağlı olarak elma bitki ortamında bulunan <i>M. buccinodiea</i> bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranları	33
Şekil 4. 10. Zamana bağlı olarak mısır bitki ortamında bulunan <i>M. buccinodiea</i> bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranları	34

ÇİZELGELER DİZİNİ

	Sayfa No
Çizelge 4. 1. Elma ve mısır ortamlarında ölçülen fiziko-kimyasal parametreler	27
Çizelge 4. 2. <i>M.buccinoidea</i> bireylerinin bulunduğu elma ve mısır ortamlarının fiziko-kimyasal parametreleri	30
Çizelge 4. 3. Çeşitli tarihlerde izotop analizinde kullanılan <i>M. buccinodiea</i> bireylerinin ölüm oranları ve analizde kullanılan birey sayıları (n)	31
Çizelge 4. 4. Elma ve mısır ortamlarına bırakılan <i>M. buccinoidea</i> ' nın ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerleri ve aralarındaki farkın önem derecesi	32
Çizelge 4. 5. Elma ve mısır ortamlarına bırakılan <i>M. buccinoidea</i> ' nın ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değerleri ve aralarındaki farkın önem derecesi	32



BÖLÜM 1

GİRİŞ

Tatlı su biyomları durgun (göller) ve hareketli su kütleleri (akarsu) olmak üzere iki gruba ayrılır. Akarsular ve nehirler sürekli akan su kütleleridir. Akarsuyun kaynak kısmında su temizdir ve az miktarda mineral besin maddesi içerir. Aşağılara doğru ise yan kollar birleşerek bir nehir oluştururlar. Bu kısımlarda su besin maddesince zengin olduğundan bulanık olabilir. Akarsu içindeki besin maddesi içeriğini, akarsuyun bulunduğu arazi ve çevresindeki bitki örtüsü belirler. Çevre vejetasyonu, özellikle yukarı kesimlerde akarsuya önemli oranda organik madde katkısı sağlayabilir (Gündüz ve ark., 2008).

Çanakkale, Türkiye'nin kuzeybatısında, Marmara Bölgesi'nin güney kesiminde yer almaktadır. Çanakkale Boğazı ile ikiye ayrılan il toprakları Trakya'da Gelibolu Yarımadası, Anadolu'da Biga yarımadası ile Ege Denizi'nde bulunan Gökçeada ve Bozcaada'dan oluşmaktadır. Çanakkale akarsular bakımından zengin ve arazi kullanılabilirliği açısından elverişlidir. İl sınırları içinde yer alan çaylardan özellikle Sarıçay, Kocabaş Çayı ve Karamenenderes Çayı drenaj alanları itibarı ile birçok yerleşim yeri ile etkileşim içinde bulunduğu için kirlilik tehdidi altında kalmaktadırlar. Ekonomik faaliyetler genellikle tarım ve hayvancılığa dayanmaktadır. Sulama olanaklarının bulunduğu arazilerde, elma, üzüm, domates, biber v.b. üretimi aktif olarak yapılmaktadır (Akbulak, 2010). Bu havzada yapılan tarım faaliyetlerinin, akarsuya olan etkisi olumlu ya da olumsuz olabilir. Bu tarım kökenli antropojenik etkilere zirai işlemlerde bitkisel kaynaklara zararlı organizmalara karşı kullanılan pestisidler, tarımsal faaliyetlerde kullanılan gübreler yanında patojenler de verilebilir. Gübre ve pestisitlerin belli bir kısmı bitkilerce kullanılır ve kalanı drenaj kanalları ile akarsulara karışır. Patojenler ise, evsel atık suların sulama faaliyetlerinde kullanılmasıyla yayılmaktadır (Akbulut ve ark., 2006).

İnsan faaliyetleri, hem türlerin sayısını azaltarak hem de bolluklarında göreceli değişikliklere neden olarak ekosistem işleyişi üzerinde büyük etkiler doğurur (Dangles ve Malmqvist 2004). Akarsu çevresinde yapılan tarımsal faaliyetler, kirlilik başka deyişle antropojenik etmenler, nehir kıyısı zonları aracılığı ile akarsu içi tatlı su faunasını etkilemektedir. Bu yüzden çeşitli çalışmalar ile sucul ekosistemlerde nehir kıyısı bölgelerin önemi iyi bilinmektedir (Welcomme 1979; Bunn 1993; Naiman ve Decamps 1997; Bunn, 1993; Patten, 1998; Pusey ve Arthington 2003; Lamontagne ve Eamus 2005). Nehir ve nehir kıyısı zonları arasındaki yakın ilişki yıllık enerji girdisinin önemli bir kısmı için

temel oluşturarak özellikle karasal birincil üretimden elde edilen enerji açısından fazlaca değerlidir (Vannote ve ark.,1980; Junk ve ark., 1989; Bunn 1993; Thorpe ve Delong 1994; Pusey ve Arthington 2003). Işık, sekonder besin ve sıcaklık, allokton organik maddeye bağlı olarak heterotrofik dengedeki değişiklikleri, otokton üretime dayalı olarak ise yosunlar ve makrofitler tarafından ototrofik dengedeki değişiklikleri belirler (McIntire 1975; Wetzel 1975).

Akarsu sistemine giren canlı olmayan organik parçacıklar detritus olarak bilinir. Karasal ekosistemlerde detritus, humus olarak da bilinen toprak içine karışmış yaprak, dal parçalarını da içerir. Akarsu sisteminde detritus ise; mikrobiyota-mantar, bakteri, protozoa ve diğer makroomurgasızları da kapsar (Bolling ve ark. 1975) ve mantarların aktivasyonu sonucu, enzimatik degradasyondan dolayı detritus bileşimi değişebilir (Roman ve Tenore 1984; Melillo et al., 1984). Detritus akarsudaki detritivor denilen bakteri, mantar ve protozoa tarafından tüketilir. Bunları da bazı böcek larvaları, mollusk, bazı krustase gibi makroomurgasız ve balıklar, onları da diğer küçük balıklar besin olarak tüketir. Akarsularda detritustan başlayan besin zinciri allakton veya heterotrofik enerji girdisi olarak da bilinir. Bu cansız allakton materyaller de ilişkili olduğu organizmalar olmadan oluşmamaktadır (Cummins ve Klug 1979).

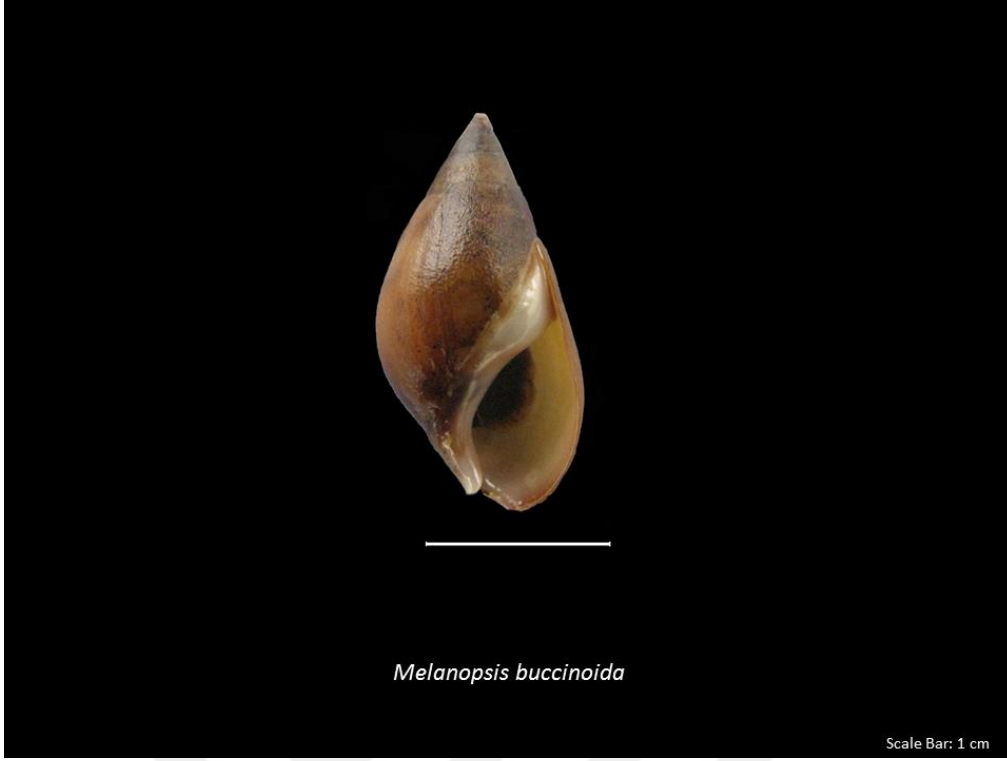
Detritus, >1mm çapında iri parçacıklı organik madde (CPOM, Coarse Particulate Organic Matter) ve <1mm çapında ince parçacıklı organik madde (FPOM, Fine Particulate Organic Matter) olmak üzere iki geniş kategoride tanımlanabilmektedir (Boling ve ark., 1975; Sedell ve ark., 1978). Akarsuların nispeten sabit sıcaklığı olan ağaçlarla örtülü olduğu için az ışık alan yukarı kesimleri önemli ölçüde CPOM alır. CPOM odun ve odun olmayan (yapraklar, çiçek, tomurcuk) malzemeler ile bunların parçalarından oluşur. Akarsuyun bu kesimlerinde CPOM ile beslenen makroomurgasızlar bolca bulunur (Anderson ve Sedell 1979). Dere sistemlerine giren CPOM, yüzeyde ve matrikste kolonize olan mantarların ve bakterilerin bir ürünüdür (Suberkropp ve Klug 1976; Suberkropp ve Klug 1979). CPOM'un minerilizasyonu az olduğu için (Suberkropp ve Klug 1979), akarsulara giren CPOM'un yaklaşık %60-70'i detritus besin zincirindeki organizmalar tarafından tutulur. Burada delici, kazıcı ve parçalayıcı olacak şekilde evrilmiş olan makroomurgasızlar aynı zamanda CPOM'u ince FPOM'a çevirirler (Cummins 1974). Genel olarak FPOM'dan daha küçük (<0,5mm) organik maddeler, çözünmüş organik madde (DOM) olarak kabul edilir (Boling ve ark., 1975). Detritus bir dizi biyolojik etkileşim sonucunda bakteri, mantar ve makroomurgasızların aktivasyonu ile sırasıyla CPOM, FPOM ve DOM'a ayrışmaktadır. (Suberkropp ve Klug 1976; Cummins ve Klug

1979; Suberkropp ve Klug 1979).

Akarsuda yaşayan makroomurgasızlar morfolojik ve davranışsal adaptasyonlarına göre fonksiyonel beslenme grupları altında incelenebilirler (Merritt ve Cummins, 1996). Makroomurgasızlarda fonksiyonel gruplar, beslenme mekanizmalarından ziyade beslenme şekline bağlı olarak gruplandırılmış (Cummins 1973), bitki veya hayvan kalıntılarını tercih ettikleri için de birçoğu omnivor olarak tayin edilmiştir (Berrie 1976). Fonksiyonel beslenme grupları makroomurgasızlarda beş ana başlık altında toplanmıştır. **Parçalayıcılar (Shredders)**, genellikle mikroorganizmalarla iyi kolonize olmuş CPOM'ü tercih ederler (Kaushik ve Hynes, 1971; Barlocher and Kendrick, 1973; Iversen, 1973; Mackay ve Kalff, 1973; Howard, 1974; Anderson ve Grafius, 1975; Iversen, 1975; Anderson, 1978). **Toplayıcılar (Collectors)**, FPOM ile küçük detritus yüzeyine tutunmuş bakteri kolonilerini besin kaynağı olarak kullanırlar. Filtrasyonla beslenen süzücüler ve kollektörler olarak gruplandırılabilirler (Cummins ve Klug, 1979). **Kazıyıcılar (Scrapers)** perifitona bağlı olarak beslenen ve bu şekilde beslenmek üzere morfolojik davranışsal adaptasyonlar geçiren makroomurgasızları kapsar. Deliciler (**Piercers**), lotik ekosistemlerde şayak sineği türleri (*Trichoptera: Hydroptilidae*) türleri ile sınırlıdır. Bu larvalar, alglerin iplikleri arasında küçük ölçekli tırmanmaya ve ağız parçalarının morfolojisi hücre sıvılarını içine çekmeye adapte olmuştur (Wiggins, 1977; Merritt ve Cummins, 1978). **Predatörler (predators)**, canlı besin yakalamaya adapte olmuş tüm makroomurgasızları içerir. Diğer fonksiyonel grupların temsilcilerini (parçalayıcılar, toplayıcılar, kazıyıcılar) de canlı besin olarak yiyebilirler (Coffman ve ark. 1971; Cummins, 1973).

Akarsu sistemine giren organik atık maddelerin hızlı parçalanması, omurgasızların çeşitliliğinin artması ile ilişkilidir (Jonsson ve Malmqvist, 2000). Bunun yanında akarsuya giren organik madde çeşidi aynı zamanda akarsu içerisindeki fonksiyonel besin gruplarının trofik desenlerinde de değişiklik oluşturmaktadır.

Bu araştırmada antropojenik etkilerin ve özellikle nehirlerin yukarı kesimlerinde yoğun olarak yapılan tarım faaliyetlerinin etkilerini değerlendirebilmek amacıyla, akarsuda yaşayan *Melanopsis buccinoidea* (Olivier, 1801) türü model organizma olarak alınmıştır (Şekil 1.1).



Şekil 1.1. *Melanopsis buccinoidea* (Olivier, 1801) örneği (Fotograf: Yrd. Doç. Dr. Deniz Anıl Odabaşı).

Prosobranchia alt sınıfındaki salyangozların çoğunluğu denizlerde olmak üzere çeşitli tatlı ve acı sularda yayılış göstermektedirler. Sucul sistemlere bağlı olarak yaşarlar ve ekolojik toleransları düşüktür (Yıldırım 1999). Buna rağmen, kanal, havuz, akarsu, göl gibi çeşitli habitatlarda yaşadıkları gözlemlenmiştir (Farahnak ve ark., 2006). *Melanopsis* cinsi Ortadoğu'daki sucul ekosistemlerde fazla miktarlarda bulunmakta, kuzey Afrika ve Avrupa'da yayılış göstermektedir (Germain 1921; Por 1963; Bilgin 1980; Schütt 1983). Bu cinse ait türlerin farklı ekolojik bölgelere kolayca adapte olduklarından dolayı geniş dağılım gösterdiği ve alttürleştiği gözlemlenmiştir. Tatlı su salyangozu tarımsal kanallarda, bataklık (Farahnak ve ark., 2006), derelerde, göletlerde ve kaynaklarda (Heller ve Abotbol, 1997) bulunmaktadır.

Melanopsis buccinoidea da kabuk dekstral olup, kabuk rengi açık kahverengi ile koyu kahverengi arasında değişen tonlardadır, kabuk yüksekliği 2 cm ile 3,7 cm arasında değişkenlik göstermiştir. Baş bölgesi hortum şeklini almıştır, apeks sivridir, tentaküller bariz görülmektedir, ayak grimsi renktedir, operkulum vardır ve üzerinde oval çizgiler mevcuttur, ayrı eşeyli canlılardır (Bilgin 1967; Lanzer ve Shafer 1988; Oronsaye 2002).

Melanopsis buccinoidea'nın sınıflandırılması aşağıdaki gibidir (Bilgin 1967):

Sınıf: Gastropoda

Altsınıf: Prosobranchia

Takım: Mesogastropoda

Familiya: Melanopsidae

Cins *Melanopsis*

Tür: *Melanopsis buccinoidea* (Olivier, 1801)

Sucul ekosistemlerde organik madde akışı ve besin ağı yapıları ile ilgili son yıllarda kararlı izotoplar yaygın olarak kullanılmaktadır ve trofik yapıyı tanımlamak için bir araç olarak görmüşlerdir (Adams ve Sterner, 2000). Sindirim kanalı analizi, dışkı analizi, arazi ve laboratuvarında yapılan doğrudan gözlem, radyoaktif madde immünolojik ve yağ asidi uygulamaları kararlı izotop dışı yapılan besin ağı analizi yaklaşımlarıdır (Beviss-Challinor ve Field 1982; Rounick ve Winterbourn 1986; Hopkins 1987; Sondergaard ve ark., 1988; Warren 1989; Kioboe ve ark., 1990; Bamstedt ve ark., 2000; Trites, 2001). $\delta^{15}\text{N}$ ve oranları trofik seviye ve besin akışlarını belirlemede rol oynamaktadır. Canlıda belirlenen $\delta^{13}\text{C}$ izotop oranı besin kaynağını, $\delta^{15}\text{N}$ izotop oranı ise trofik düzey hakkında bilgi vermektedir.

Elma ve mısır Çanakkale ve çevresinde bulunan akarsu kenarlarında kültürü yapılan bitkiler olarak yetiştirilmektedir. Bu bitkilerin yetiştirilmesinde kullanılan gübre ve pestisit gibi katkı maddeleriyle beraber bitki artıklarının topraktan akarsuya geçişi engellenemez bir sirkülasyondur. Akarsu kıyı zonları bu geçişi sağlayan tampon bölgeler olarak konumlandıklarından, bu kıyılarda ve su içerisinde yaşayan çeşitli canlılar bizim ele aldığımız kültür bitkilerinin yetiştirilmesi, gübre katkısı ve pestisit uygulamalarından etkilenmekte ve bu şartlarda yaşamaya zorunlu kılınmaktadır. Deney ortamı kurularak yapılan çalışmamızda, elma ve mısır yapraklarının sudaki ayrışma süresi boyunca $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop değerlerinin nasıl değiştiği, model organizma olarak teşhisi kolay olduğundan ve Tuzla nehrinde bol olduğu bilinen (Odabaşı ve ark., 2015) *M. buccinoidea* bireylerinin ve bu antropojenik etkiler altındaki $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop kompozisyonunun nasıl etkilendiği ve ne oranda değiştiğinin tespiti amaçlanmıştır.

BÖLÜM 2

ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Antropojenik etkenlerin heterotrofik enerji kaynaklarına ve özellikle bu kaynaklara ihtiyaç duyan akarsu canlılarında oluşabilecek trofik düzey farklılıklarına ait detaylı yapılmış çalışmalara nadir olarak rastlanmaktadır. Bu konu ile ilgili olarak (Melillo ve ark., 1989) ekosistemde sürekli olarak bitki materyali girişi ile başlayıp toprak organik maddesi olana dek geçen detritus bozunma sürecini, kızılçam (*Pinus resinosa*) iğne yapraklarının 77 aylık bozunma sürecini izleyerek ortaya koymuşlardır.

Akarsularda detritus türü ve detritusun akarsulara enerji kaynağı olarak girdiğine dair çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Bunlardan Fisher ve Likens (1972) yılında, Amerika Batı Thornton'da yer alan Bear Brook'ta allakton girdisini takibe alarak yıllık enerji girdi ve çıktısını derlemek için CPOM, FPOM ve DOM örneklemelemleri ile yaptıkları çalışma da bir orman içi akarsuda enerji girdisinin yoğun olarak heterotrofik kaynaklara bağlı olduğunu belirtmişlerdir. Elwood ve ark. (1981), fosfor ve azot zenginleştirilmesi yapılan akarsuda kırmızı meşe detritusunun % 24 daha hızlı kütle kaybının olduğunu tespit etmişlerdir. Canhoto ve Graça (1996), kuru ağırlık, azot ve polifenolik bileşiklerdeki değişimi üç ay boyunca izlemişlerdir. Çalıştıkları bitki türleri arasında kütle kaybı değerlendirildiğinde sırası ile kızılgağaç ($K=0,016$), kestane ($K=0,0079$), okaliptüs ($K=0,0068$) ve meşe ($K=0,0037$) şeklinde tespit edilmiştir. Mikrobiyal kolonizasyon ayrışma oranları ile yüksek korelasyon olduğunu saptamışlardır. Ayrıca yaprak işleme oranları bitkiler arasında farklılık gösterdiği ve kızılgağacın hızlı işlem kategorisinde olup 40 gün içerisinde başlangıç ağırlığının %50 sini kaybettiği bununla birlikte kestane yapraklarının orta, meşe yapraklarının yavaş olduğu sonucuna ulaşmışlardır. Okaliptüs için ise % 50 kayıp 84 günde oluşmuştur. Lecerf ve ark. (2005), çalışmalarında orman içi akarsuda karışık yaprak dökme ve kayın ağaçlarıyla çevrili akarsudan toplanan yaprak döküntü oranları ve ilişkili biyolojik parametreleri ölçmüşlerdir. Bu çalışmanın sonucu bitki türlerinin zenginliğinin akarsudaki ekosistem işleyişini dolaylı olarak kontrol edebileceğini göstermiştir. Akarsu kıyı alanlarının akarsu enerji girdisinden önemli ölçüde etkilendiği, çalışmaların ortak sonucunu oluşturmuştur. Hobbie (2005), azot gübresi uygulaması ile yürütülen çalışmada ilk yılda Quercus ve Acer yapraklarının ve atıklarının ayrıştığını ve en hızlı kütle oluştuğu belirtilmiştir. En yavaş kütle kaybı ise ahşap materyal de olduğu saptanmıştır. Lecerf (2006), ötrifikasyon oluşan 9 akarsuda yaprak ayrışması süresince elde ettiği verilerde yaprak bozunmasının, ötrifikasyondan etkilenen akarsuların doğrudan değerlendirilmesi

için güvenilir bir gösterge olduğunu belirtmiştir. Kızılağaç yaprak detrituslarının bozunma süreci, ötrifikasyonun bir etkisi olarak azalmış ve bu da mikrobiyal aktiviteden çok makroomurgasız etkisinin fazlalığı ile sonuçlandırılmıştır.

Kıyı zonlardan kaynaklanarak değişime uğrayan ve heterotrofik enerji kaynakları bakımından farklılıklar gösteren akarsularda, bu farklılığa bağlı faunistik elemanların da etkilendiğine dair çalışmalar gözlenmiştir. Dangles ve ark. (2002) çalışmalarında, Avrupa ve kuzey Amerika akarsuları ve nehirleri boyunca önemli işgalci bir tür olan *Fallopia japonica* bitkisinin parçalayıcı makroomurgasızların oranında anlamlı değişikliklere sebep olduğu tespit edilmiş ve önemli ölçüde azalma görülmüştür. Çalışmada, *Nemurella picteti* (Klapalek) (Plecoptera), *Sericostoma personatum* (Kirby and Spence) (Trichoptera) ve *Gammarus fossarum* (Koch) (Amphipoda) olmak üzere üç makroomurgasız türü değerlendirilmiş, üçününde yaprak çözünmesi sırasında işleme oranları farklılıklar göstermiştir. Ağaç detritusları kullanılarak yapılan bir diğer çalışma da, Kominoski ve Pringle (2009) da dominant dört ağaç türü ele alınmıştır. Çalışmalarında *Acer rubrum*, *Liriodendron tulipifera*, *Quercus prinus* ve *Rhododendron maximum* ağaçları bulunan kuzey Carolina'da yer alan akarsuda, yaprak kimyaları ve baskın türlerin tek ve karışık yaprak detritusları kullanılarak; makroomurgasız topluluklarında takson çeşitliliği, bolluk ve biyokütle sonuçlarına bakmışlardır. Önemli sonuçlardan biri ise; *Rhododendron maximum* yapraklarının, makroomurgasız bolluğunda düşüşe sebebiyet vermesi olmuştur. Shaftel ve ark. (2011), çalışmalarında *Calamagrostis canadensis* (bluejoint) çim detrituslarının etkileri göz önüne alınmıştır. Çim detrituslarının çimleri kullanan tüketiciler için önemli bir yaşam alanı ve enerji yolu olduğunu, makroomurgasız bolluğu ve takson çeşitliliğini etkilediği belirtilmiştir. Benzer bir çalışma Neish ve ark. (2012), Amerika'da Ohio eyaletinde *Lonicera maackii* çalı türü ile yapılmış, makroomurgasız komünite dinamiklerini önemli ölçüde etkiledikleri bulunmuştur. Cheever ve Webster (2014), kırmızı akçaağaç yaprak detrituslarını kullanarak yaptıkları çalışmada, iki parçalayıcı takson olan *Gammarus* spp. ve *Tipula* spp.'nin organik madde ayrışmasındaki rolleri araştırmışlar, heterotrofik sistemlerde tüketicilerin detritus işlemede önemli rol oynadığını göstermişlerdir.

Akarsularındaki heterotrofik enerji kaynakları üzerine doğal süreçlerin etkileri konusunda yapılmış çalışmalar bulunmaktadır. Örneğin; Larned (2000), Hawaii de bir akarsuda 1997-98 Elnino şiddetli kuraklık ve sonrasında CPOM değerlerindeki değişimi incelemiştir. Kuraklık sırasında ağırlıklı olarak nehir kıyısı alandan olmak üzere, CPOM girdisinde %8 oranı görülürken, kuraklık sonrasında çıkış oranının girdinin %40 oranına

yükseldiği belirtilmiştir. Bu etkilerin sonucu olarak detritivorlarda kuraklık sonrasında artış gözlenmiştir. 2014 yılında Mantyka-Pringle ve ark. (2014) da makroomurgasız ve balıklarda iklim değişiklikleri ve arazi kullanımının etkilerini birbirinden bağımsız ve birleşik olarak etkilerini modellemeye çalışarak araştırmalarını yapmışlardır. Sonuçlarında kıyı habitatlarının onarımının üzerinde durmuşlar ve akarsu biyoçeşitliliğinin dayanıklılığını ve çeşitliliğini artırmak için önemi vurgulamışlardır. Akarsudaki heteretrofik enerji girdileri üzerine iklim etkilerine ek olarak kara kullanımı etkilerini inceleyen çalışmalar da bulunmaktadır. Leroy ve Marks (2006) da Arizona'daki bir nehirde beş yerli ağaç türünün (*Populus fremontii*, *Alnus oblongifolia*, *Platanus wrightii*, *Fraxinus velutina* ve *Quercus gambelii*) ayrışma oranlarını karşılaştırmışlardır. Bu çalışma yaprak detrituslarının çeşitliliğinin, detritusun kalitesine ve akarsuyun özelliklerine de bağlı olarak ayrışma oranları ve akarsu omurgasızlarını etkileme kapasitesine sahip olduğunu göstermiştir.

Akarsular üzerindeki antropojenik baskılar ve bunların sonuçlarına dikkat çeken çalışmalar bulunmaktadır. Akarsu kenar vejetasyonunun tahrip edilmesiyle akarsuya detritus girişinin azaldığı, sucul bitkilerin birincil üretiminde artış olduğu, su kalite ve miktarının değiştiği ve ergin böcekler için gereken karasal habitatın azaldığı kaydedilmiştir (Knight ve Bottorff, 1984). Akarsu kenarındaki kara kullanımı özellikle akarsu habitat yapısını bozmakta ve makroomurgasız ve balık komünite yapısını olumsuz etkilemektedir (Lammert ve Allan, 1999, Thomas ve ark., 2015). Snyder ve ark. (2003) kentsel arazi kullanımının ve banliyö sistemlerinin özellikle dik eğimli havzalardaki balık topluluklarında büyük yıkıcılığa sebebiyet verdiğine dikkat çekmiştir.

Arazi kullanımı veya kentleşme etkilerinin yanı sıra nehir kıyısı alanlarda işlev gören gerek yabancı kimyasal madde (böcek öldürücü ilaçlar) gerekse gübre kullanılarak yapılan tarım çalışmaları, akarsu içi habitat yapısında göz ardı edilemeyecek sonuçlara neden olmaktadır. Bu konuda dünyanın çeşitli bölgelerinde çalışmalar yapılmıştır. Simpson ve ark. (1994), alg, zooplankton ve mollusklar azot gübresi ve pestisit rejimlerine bağlı olarak pirinç tarlasında bitki döngüsü boyunca izlenmiştir. Sivrisinek ile krinomid larvaları ve ostrakod popülasyonlarının azot uygulamasıyla hızla büyüdüğü tespit edilmiştir. Gudleifsson (2002), yüzey omurgasızlarında kuzey İzlanda da azot gübresinin uzun süreli kullanımının etkilerini incelemiştir. Omurgasız oranlarının, amonyum nitrat uygulandığında sayıca en fazla, kalsiyum nitrat uygulandığında en düşük olduğu görülmüştür. Linzel ve Madge (1986) yaptıkları çalışmada, çok yıllık *Lolium perenne* ve İtalyan çimi *L. multiflorum* bitkilerine, omurgasız popülasyonlarını ortadan kaldırmak için

iki toksik pestisit olan phorat ve aldicarp uygulanmıştır. Bunun yanında gübre ile yapılan uygulama ile sonuçlar karşılaştırılmıştır. Pestisitle muamelenin aksine gübre uygulamasının omurgasızlara bir etkisinin olmadığı, ayrıca pestisit etkisinin başlangıçta salyangozlarda etkisi görülmesine de sonradan popülasyonların azalmasına yol açtığı görülmüştür.

Read ve Barmuta, (1999) ve Masese ve ark. (2014) yaptıkları çalışmalar ile antropojenik etkilere farklı bir pencereden bakmış, bitki örtüsü farklılaşması nedeniyle akarsuda olan değişiklikleri incelemişlerdir. Read ve Barmuta (1999), Avustralya ve Yeni Zelanda bölgesinde, söğüt (*Salix spp.*) ile kaplı nehir kıyısı alanlar ile doğal bitki örtüsü bulunan nehir kıyısı alanlarda, bentik makroomurgasızların bitki kaynaklarını kullanım farklılıklarını belgelemek için çalışmalarını yapmışlardır. Söğütle kaplı alan ve doğal bitki örtüsünün bulunduğu alanlar arasında en belirgin farkların akış debisinin düşük olduğu yaz aylarında ortaya çıktığı belirtilmiştir. Toplam omurgasız yoğunluğu ve takson çeşitliliği söğüt alanında yaz ayında en düşük olarak tespit edilmiştir. Masese ve ark. (2014), yukarı akarsularda akarsu kenarlarında insan kullanımına bağlı olarak yetiştirilen egzotik türlerin akarsuyun fizikokimyasal özelliklerini ve omurgasızların fonksiyonel gruplarının şekillenmesini etkilediğini belirtmiş ve yetiştirilen bitki çeşidine göre akarsudaki komünitelerin şekillendiğini ortaya koymuşlardır.

Son yıllarda yapılan kararlı izotop çalışmaları C3 ve C4 bitkilerini kolayca tanımlayabilmektedir. C3, CO₂ redüksiyonu sırasında ilk kararlı ürün olarak trioz şekerleri, C4 ise dört karbonlu şekerleri kullanan bitkilerdir (Türkan ve ark., 2006). Genellikle C3 bitkilerinde $\delta^{13}\text{C}$ oranı ‰ -28, arasında C4 bitkilerinde ‰ -13 oranında seyretmektedir (Fry 2007).

C3-C4 bitkilerinin kararlı izotop değerlerini karşılaştırabilmek amacıyla, Hilderbrand ve ark. (1996) da *Ursus americanus* türünün diyet besinlerden biri olan elmanın (*Malus sp.*) $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerini sırası ile ‰ -24,1 ve ‰ 2,3 olarak tespit etmişlerdir. Lin ve Ehleringer 1997 de, C4 (*Zea mays*) bitki yapraklarındaki karbon izotop değerini ‰ -11,7 ± 0,1 olarak kaydetmişlerdir. Fellerhoff (2002), Brezilya da elma salyangozu adı verilen *Pomacea lineata* ile kararlı izotop analizini kullanarak yaptığı çalışmada, salyangoz türünün C3 ve C4 makrofitleri ile beslenmesi sonucu son derece değişken izotop değerleri ortaya çıktığını göstermiştir. Değerler; $\delta^{15}\text{N}$ için ‰ -2,8 ile 12,4, $\delta^{13}\text{C}$ için ‰ -24,2 ile -16,4 arasında değişmektedir.

Goebel ve ark. (2010) de ormanlık olan ve olmayan nehir kıyısı yamalardaki bitki toplulukları karşılaştırmıştır. Karasal ve sucul kaynaklardan elde edilmiş örneklerden,

besin ağının farklı seviyelerini belirlemek için izotop analizi kullanılmıştır. Sonuçta, ormanlık olan ve olmayan nehir kıyısındaki alanlar arasındaki tüketicilerde hiçbir farklılık gözlenmemiştir. Winemiller ve ark. (2010), Karayip denizine dökülen bir kısmının tamamen doğal, bir kısmının ise %50 oranında muz yetiştiriciliğinde kullanıldığı Monkey nehir havzasında kara kullanımına bağlı olarak kararlı izotop elementlerini kullanarak sucul besin ağının nasıl etkilendiğini ortaya koymaya çalışmışlardır. Florida Bahamalar'da da benzer bir çalışma yapılmış (Kieckbusch ve ark., 2004), kararlı karbon ve azot izotop değerleri ile üretici ve tüketiciler arasındaki trofik bağlantıyı incelemişlerdir. Ancak materyal olarak kullanılan mangrovların tüketicilerin ana karbon kaynağı olmadığı, omurgasız ve genç balıkların sığnak bölgesi olmasından dolayı besin zincirine dolaylı olarak katkı sağladığını ortaya koymuşlardır.



BÖLÜM 3

MATERYAL VE METOT

Bu çalışmada orman içi yukarı akarsuları etkileyen antropojenik kökenli heteretrofik enerji kaynağı olarak başlıca akarsu kenarında yoğun olarak yapılan kültür bitkileri ile gübre faktörü esas alınmış, kültüvasyona uygulanan pestisit de antropojenik etki olarak değerlendirilmiştir. Kültür bitkisi olarak elma (*Malus pumila* Mill.) ve mısır (*Zea mays* L.) yaprakları kullanılmıştır. Bu bitkilerin seçilmesinin bir sebebi Karamenderes akarsuyunun orman içi kesimlerinde yoğun olarak tarımının yapılıyor olmasıdır. Akarsulardaki fonksiyonel beslenme grubu olan Mollusca makroomurgasızından parçalayıcı olarak bilinen *Melanopsis* cinsine (Heller ve Abotbol 1997) ait *M. buccinoidea* model organizma olarak belirlenmiştir.

Bu çalışmada deney tasarımları kurulurken başlıca amaçlar aşağıda sunulmuştur:

1. Seçilen kültür bitki yapraklarının doğal, pestisite maruz kalmış ve gübre uygulanmış formlarının sudaki ayrışma süresi boyunca $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop değerlerinin nasıl değiştiği,
2. Seçilen iki tür bitki yapraklarının, pestisite maruz kalmış ve gübre uygulanmış formlarının iki aylık suda ayrışma sonrasında bu ortamlarda tutulan *M. buccinoidea* bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop değerlerinin nasıl değiştiği,

M. buccinoidea bireylerinin bu antropojenik etkiler altındaki trofik pozisyonlarının nasıl etkilendiği ve ne oranda değiştiğini belirlemek amacıyla kurulmuştur.

3.1. Bitkilerin Ve *M. buccinoidea* Örneklerinin Doğadan Toplanması

Kültür bitkisi olarak belirlenen elma ve mısır yaprakları Çanakkale merkez Kızılkeçili Köyü'nde herhangi bir pestisit uygulaması yapılmamış bir bahçeden temin edilmiştir. Bitki örnekleri şeffaf sterilize poşetlere hiç el değmeden toplanıp aktarılmış ve laboratuvara getirilmiştir.

Çalışmada model organizma olarak kullanılan *M. buccinoidea* bireyleri Çanakkale'nin Tuzla akarsuyundan (Assos mevki) elle ortamdan canlı olarak toplanmış, 2 L'lik pet kavanozlar içinde ortam suyu ile birlikte laboratuvara taşınmıştır.

3.2. Bitki Materyali İle Deney Düzeneklerinin Hazırlanması

ÇOMÜ Terzioğlu Yerleşkesi içinde bulunan su kanalından 21 L ortam suyu pet şişelerle alınmıştır. Alınan suyun çözülmüş oksijen (ÇO) (mgL^{-1}), pH, iletkenlik (I)

(μScm^{-1}), sıcaklık (S) ($^{\circ}\text{C}$), NO_3 (mgL^{-1}) ve PO_4 (mgL^{-1}) parametreleri ölçüldükten sonra süzülerek 6 adet 5lt lik pet kavanozların her birine 3,5 lt dereceli mezür ile ölçülerek paylaştırılmıştır. Her bir 5L'lik pet kavanoza oksijen motorları bağlanarak suyun oksijenlenmesi sağlanmıştır. Toplanan mısır ve elma yaprakları bol çeşme suyu ile yıkanarak üzerinde çeşitli canlıların bulunma ihtimali ortadan kaldırılmış ve kurutma kağıdı üzerinde 24 saat bekletildikten 20 g tartılarak içinde su örneği olan kavanozlara aktarılmıştır (Şekil 3.1).



Şekil 3.1. Oksijen motorları bağlanmış bitki ortam suları (sağ), deney başlangıcından 2 ay sonraki düzeneğin durumu (sol)

Altı adet 5L'lik pet kavanoz deney düzeneğinden üçüne elma, üçüne de mısır yaprakları aktarılmıştır. Elma ve mısır akvaryumlarından birer tanesine ayrıca 20gr 15x15x15 NPK kompoze gübre, birer tanesine de ayrıca 0,02 gr GOLDBEN insektisit sulandırılarak spray şeklinde uygulanmıştır. Bütün deney düzenekleri oda sıcaklığında aynı koşullarda tutulmuştur.

3.3. Bitki Materyali Olan Düzeneklerde Deney Süresince Yapılan İşlemler

Deney 27.07.2015 tarihinde başlamış ve 27.10.2015 tarihinde sonlandırılmıştır. Deney süresince periyodik olarak her hafta kavanozlara 1L kanal'dan alınan su eklemesi yapılarak su seviyesinin düşmesine engel olunmuş ve on günde bir su analizi yapılarak yukarıda sözü edilen su parametreleri ölçülmüştür. Her on günde bir her bir kavanozdan steril pens yardımıyla bir miktar detritus örneği alınmış, alüminyum folyo üzerinde etüvde 60°C de 24 saat kurutulan detritus örnekleri etiketlenerek desikatörde muhafaza edilmiştir

(Şekil 3.2).



Şekil 3.2. Alüminyum folyo üzerinde etüvde 60 °C de 24 saat kurutulmaya hazır bitki (detritus) örnekleri

3.4. *M. buccinoidea* Materyali İle Deney Düzeneklerinin Hazırlanması

Laboratuvara getirilen *M. buccinoidea* bireyleri tek bir akvaryuma alınmış ve streç film ile hayvanların dışarı çıkması engellenerek kendi ortam suyuna kanaldan getirilen su eklenerek altı adet 1,5 L'lik pet kavanozların her birine 24 adet birey konmuş ve her bir kavanoz akvaryum hava pompası ile havalandırılmıştır. Hayvanlar herhangi bir gıda takviyesi olmadan 3 gün laboratuvar koşullarında bekletilmiştir. Hayvanların muhafaza edildiği su örneğine ait yukarıda sözü edilen parametreler ölçülmüştür.



Şekil 3.3. *Melanopsis buccinoidea* (Olivier, 1801) bireylerinin bulunduğu deney düzeneği

Üç gün sonra bitki deney düzeneklerindeki detritusların her birinden hassas tartı yardımı ile 10 gr örnek tartılıp, etiketine uygun şekilde *M. buccinoidea* örneklerinin bulunduğu kavanozlara eklenmiştir.

3.5. *M. buccinoidea* Olan Düzeneklerde Deney Süresince Yapılan İşlemler

Deney 05.09.2015 tarihinde başlamış ve 30.09.2015 tarihte sonlandırılmıştır. Deney süresince su seviyesinde düşme gördükçe kavanozlara 500mL kanal'dan alınan su eklemesi yapılmıştır. Deney sürecinin başı, ortası ve sonunda olmak üzere üç kez su analizi yapılarak yukarıda sözü edilen su parametreleri ölçülmüştür. Deney sürecinde 16.09.2015, 20.09.2015 ve 28.09.2015 tarihlerinde her bir kavanozdan steril pens yardımıyla bireyler alınmış, kas dokusu disekte edilerek (Jasmine ve ark., 2007) kesilmiş, alüminyum folyo üzerine yerleştirilerek 60 °C de 24 saat kurutulduktan sonra desikatörde saklanmıştır.

3.6. Su Analizlerinin Yapılması

Detritusların ve *M. buccinodiea* bireylerinin bulunduğu düzeneklerdeki suların fizikokimyasal verileri 10 günde bir sırası ile nitrat ve fosfat analizleri Specroquant Pharo 300 marka spektrometre ile, sıcaklık, pH, çözülmüş oksijen değerleri ise WTW Multi 340i/SET model proplarıyla ölçülmüştür. Düzeneklerdeki ortam sularının oksijenlenmesi

ise Venüsaqua (308A) marka motorlar sayesinde yapılmıştır.

3.7. Bitki Ve Hayvan Materyallerinin Kararlı İzotop Analizi İçin Hazırlanması

Desikatörde muhafaza edilen örnekler, Mikrodismembratör yardımı ile homojenize edilen toz numuneler, spatül yardımı ile ependorf tüplerine alınmış ve kapaklarının güvenliği için parafilm kullanılmıştır. Etiketleri ile iki tekarlı olarak hazırlanmış tüm örnekler Sartorius marka hassas tartım cihazı ile bitki örnekleri için $3 \pm 0,005$ mg, hayvan örnekleri için $1 \text{ mg} \pm 0,005$ mg tartılmış ve 9×9 mm lik kalay kaplara etiketlenerek eliza kapları içinde analiz edilmek üzere UC Davis Laboratuvarında kütle spektrofotometrede, $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ve $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ oranları ölçülmüştür. Karbon için standart materyal olarak Pee dee Belemnite kireçtaşı ve azot için standart olarak atmosferik azot gazı kullanılmıştır. Ağır izotopların hafif izotopa oranı (R), $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ve $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ için binde olarak bu oranın standarda oranı aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır.

$$\delta X = \left[\left(\frac{R_{\text{örnek}}}{R_{\text{standart}}} \right) - 1 \right] \times 1000 \quad (3.1)$$

Burada δX , $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ 'u temsil etmektedir (Fry 2007).

3.8. Verilerin Değerlendirilmesi

Doğal, gübre ve pestisit ortamına bırakılan hayvanların ölüm oranları her bir tarihte ölen hayvan sayısının başlangıçtaki hayvan sayısının yüzde oranı olacak şekilde hesaplanmıştır. Elma ve mısır yapraklarının doğal, pestisite maruz kalmış ve gübre uygulanmış formlarının sudaki ayrışma süresi boyunca $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop değerlerinin nasıl değiştiğini değerlendirmek için, sekiz farklı zamanda ölçülen $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop ortalama değerleri arasındaki fark veriler homojen olmadığı için parametrik olmayan Kruskal Wallis ile test edilmiştir.

Elma ve mısır yaprakları için çeşitli tarihlerde ölçülen $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop oranlarının uygulamalar (doğal, pestisit, gübre) arasında fark olup olmadığı ANOVA ile test edilmiştir. Bu test uygulanmadan önce ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerin homojen olup olmadığı Levene test ile test edilmiştir. Mısır bitkisi $\delta^{15}\text{N}$ verileri homojen olmadığı için veriler karekökünün tersi olacak şekilde dönüştürüldükten sonra karşılaştırılmıştır.

Her bir tarih ve her bir uygulama için iki bitkide ölçülen $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop oranları arasındaki farkın önem derecesi t-testi ile hesaplanmıştır.

Elma ve mısır yapraklarının olduğu dzeneklerde olcülen fizikokimyasal parametrelerin ortalamaları bakımından uygulamalar arasında fark olup olmadığı ANOVA ile test edilmiştir. Yapılan Levene istatistik sonucu iletkenlik ve fosfat parametreleri hariç verilerin homojen olduğu test edilmiştir. İletkenlik verileri homojen olmadığı için karakökleri alınarak dönüştürüldükten sonra bu teste tabi tutulmuş, fosfat ise Kruskal Wallis test ile karşılaştırılmıştır.

Elma ve mısır yaprakları ile pestisite maruz kalmış ve gübre uygulanmış formlarının iki aylık suda ayrılma sonrasında bu ortamlarda tutulan *M. buccinoidea* bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop değerlerinin zamana bağlı olarak nasıl değiştiğini değerlendirmek çalışmanın amaçlarındandır. Bunun için deneyin başlangıcı ile sonlandırılması esnasında olcülen ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop değerleri t testi ile karşılaştırılmıştır. Bu antropojenik etkiler altında *M. buccinoidea* bireylerinin trofik pozisyonlarının nasıl etkilendiği belirlemek amacıyla $\delta^{15}\text{N}$ değişim oranları esas alınmıştır.

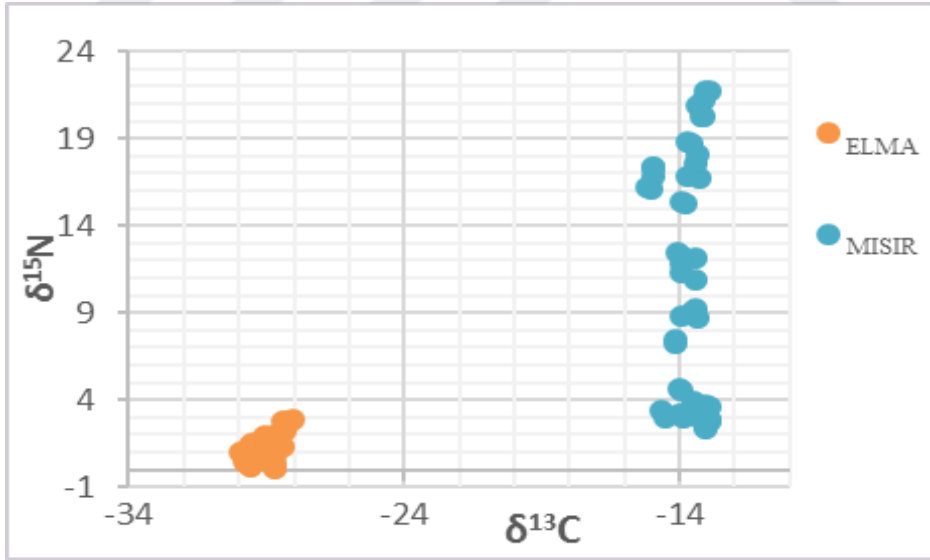
Ölcülen çevre parametreleri ile ayrılma sürecindeki bitki örnekleri arasındaki ilişki Speaman rank korelasyon ile değerlendirilmiştir.

BÖLÜM 4

ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

4.1. Elma Ve Mısır Bitki Yapraklarında ki C3 Ve C4 Bitkilerinin $\delta^{13}\text{C}$ Ve $\delta^{15}\text{N}$ Kararlı İzotop Değerleri

İki bitki çeşidi olarak alınan elma ve mısır yapraklarının çeşitli tarihlerde ve uygulama ortamlarındaki ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranları (Şekil 4.1)'de gösterilmiştir. Elma yapraklarının ortalama kararlı izotop değerlerine bakıldığında $\delta^{13}\text{C} = \text{‰}-29,014 \pm 0,45$, $\delta^{15}\text{N} = \text{‰}1,25 \pm 0,70$, mısır yaprağı için $\delta^{13}\text{C} = \text{‰} -13,70 \pm 0,62$, $\delta^{15}\text{N} = \text{‰} 11,10 \pm 6,72$ olarak bulunmuştur. Hilderberg ve ark. (1996) da *Malus* sp. nin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranlarını sırası ile $\text{‰} -24,1$ ve $\text{‰} 2,3$ olarak tespit etmişlerdir. Lin ve Ehleringer (1997) C4 bitkisi olan mısır yaprak karbon izotop değerini $\text{‰} -11,7 \pm 0,1$ olarak kaydetmiştir. Mısır bitkisinin $\delta^{15}\text{N}$ oranı oldukça geniş bir varyasyon göstermektedir ($\text{‰} 2,39$ ile $\text{‰}21,71$). $\delta^{15}\text{N}$ oranındaki bu $\text{‰} 19,32$ oranındaki varyasyona benzer şekilde Colern ve ark. (2002) doğal ortamda ölçülen tuzcul bataklık C4 bitkileri için bu varyasyonu $\text{‰} 16,3$ olarak kaydetmişlerdir. Bu tez çalışmasında bulunan değerlerin literatur bilgisi ile uyumlu olduğu söylenebilir.



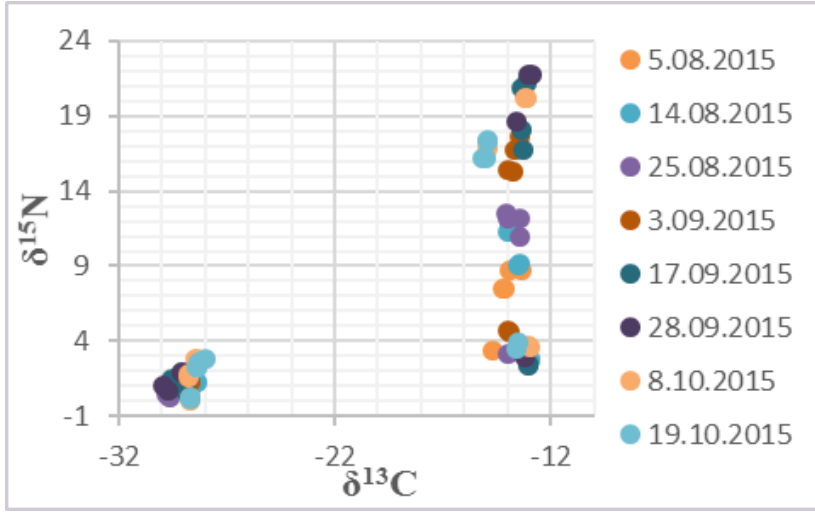
Şekil 4.1. Tüm örneklerde, elma ve mısır yapraklarında ölçülen kararlı izotop oranları

4.2. Her Bir Bitki Ve Uygulama Grubu İçin $\delta^{13}\text{C}$ Ve $\delta^{15}\text{N}$ Oranlarının Zamana Göre Değişimi

Sekiz farklı tarihte elma ve mısır yapraklarından alınan örnekler dahilinde iki bitki ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranları arasındaki fark istatistik olarak önemli bulunmuştur

($P < 0,001$). Genel olarak bakıldığında mısır bitki yaprağının ayrışma sürecinde $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranlarında ölçülen literatür değerleri bu çalışma ile uygunluk göstermektedir (Rossi ve ark., 2007).

Sekiz farklı tarihte yapılan örnekleme değerleri incelendiğinde, ilk örnekleme tarihinden son alınan örnekleme kadar elma ve mısır yapraklarının kararlı izotop oranlarına bakıldığında da elma bitkisinde ölçülen kararlı izotop oranlarında zamana bağlı bir değişim görülmez iken, mısır yapraklarında ise özellikle $\delta^{15}\text{N}$ oranlarında oldukça geniş bir varyasyon gözlenmiştir (Şekil 4.2).



Şekil 4. 2. Elma ve mısır yapraklarında ölçülen kararlı izotop oranları

4.3. Bitki Yapraklarındaki $\delta^{13}\text{C}$ Ve $\delta^{15}\text{N}$ Oranlarının Zamana Göre Değişimi

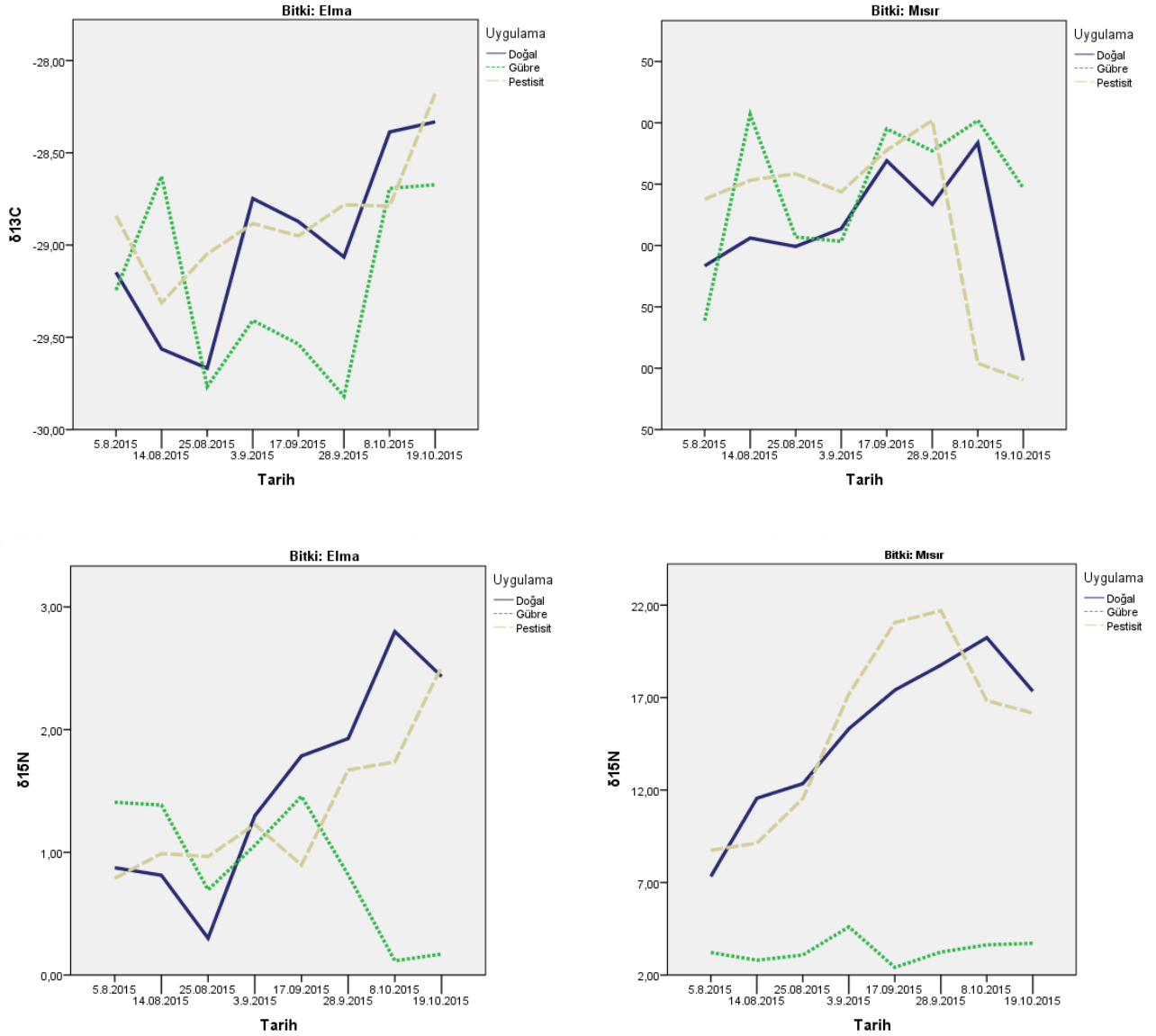
Herhangi bir uygulama yapılmayan, gübre ve pestisite maruz bırakılmış elma ve mısır yapraklarında ölçülen ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranları Şekil 4.2’de gösterilmiştir. Buna göre doğal olarak ayrışmaya bırakılmış elma yaprağı olan ve gübre uygulaması yapılan düzeneklerde ölçülen $\delta^{13}\text{C}$ değerlerinin zamana bağlı olarak farklılık gösterdiği sonucuna varılmıştır ($\chi^2 = 14,743$, $df=7$, $p < 0,05$; $\chi^2 = 13$, $df=7$, $p = 0,05$). Pestisit uygulaması yapılan elma yapraklarından, sekiz farklı tarihte elde edilen örneklemelerin $\delta^{13}\text{C}$ değerleri incelendiğinde, son örneklem tarihinde görülen artış haricinde, örnekleme yapılan tarihler arasında fark görülmemiştir ($\chi^2 = 11,1$, $df=7$, $p > 0,05$).

Herhangi bir uygulama yapılmayan mısır yaprağı olan düzeneklerden alınan mısır yapraklarının $\delta^{13}\text{C}$ değerlerine bakıldığında ilk örnekleme tarihinden itibaren değerin gittikçe arttığı fakat son örnekleme tarihinde değerin düştüğü görülmüştür ($\chi^2 = 14,70$, $df=7$, $p < 0,05$). Gübre uygulaması yapılan düzenekten sekiz farklı tarihte alınan mısır yapraklarının $\delta^{13}\text{C}$

değerleri arasında bir artma görülmüştür ($x^2 = 14,70$, $df=7$, $p<0,05$). İzlenen sekiz tarih boyunca pestisit uygulanmış mısır yapraklarından elde edilen örnekler, $\delta^{13}C$ değerleri bakımından zamansal olarak istatistik olarak önemli bir fark göstermemiştir ($x^2 = 11,72$, $df=7$, $p>0,05$). Fernandez ve ark. (2003) C4 olan *Zea mays* ve çeşitli C3 bitkilerinde bozunma süresi boyunca $\delta^{13}C$ oranlarını vermiş ve ayrışmanın başladığı ilk zamanlarda önemli fraksiyonlar olduğu, zamanla artarak ayrışmanın ileriki zamanlarında ortalamanın üzerinde seyrettiği sonucuna varmıştır. Wedin ve ark., (1995) genel olarak bitkilerde ayrışma esnasında $\delta^{13}C$ değerinde bir artış olduğunu kaydetmiştir. Bu çalışmada da benzer şekilde ilerleyen süreçte elma ve mısır bitkilerinde doğal, gübre ve pestisit uygulamalı ortamlarda $\delta^{13}C$ değerinde bir dalgalanma meydana gelse de ortalamaya göre artma gözlenmesi literatür bilgileri ile uygunluk göstermektedir.

Hiçbir uygulama yapılmayan doğal düzenekteki elma yapraklarından periyodik olarak alınan örneklerin $\delta^{15}N$ değerlerinde ilk üç örnekte düşüş olmuş fakat son beş örnekleme sonuçlarında sürekli bir artış gözlenmiştir. Sekiz tarihin hepsi baz alındığında anlamlı bir fark olduğu saptanmıştır ($x^2 = 14,51$, $df=7$, $p<0,05$). Gübre ve pestisit uygulaması yapılan elma grubu düzeneğinden periyodik sekiz tarihte alınan örneklerin ortalama $\delta^{15}N$ değerleri arasında düzenli bir artma veya azalma olmamış, ölçülen değerler arasında önemli bir fark gözlenmemiştir ($x^2 = 13,58$, $df=7$, $p>0,05$; $x^2 = 14,16$, $df=7$, $p<0,05$).

Uygulama yapılmayan doğal ve pestisit müdahalesi yapılan mısır grubundan periyodik sekiz tarihte alınan örneklerde son örnekte bir düşme olmakla birlikte azot değerleri arasında doğrusal bir artış gözlenmiştir ($x^2 = 14,65$, $df=7$, $p<0,05$; $x^2 = 13,75$, $df=7$, $p=0,05$). Son örneklem tarihlerindeki düşüşün küf ve mantar oluşumundan kaynaklanabileceği düşüncesini ortaya çıkarmıştır (Newell ve ark., 2000; Henn ve Chapela, 2001). Gübre uygulaması yapılan mısır yapraklarından alınan örneklerde $\delta^{15}N$ oranları arasında anlamlı bir fark gözlenmemiştir ($x^2 = 13,23$, $df=7$, $p>0,05$).



Şekil 4.3. Sekiz farklı zamana göre elma ve mısır yapraklarında ki $\delta^{13}C$ ve $\delta^{15}N$ oranlarının değişimi

4.4. Her Bir Bitki Ve Tarih İçin $\delta^{13}C$ Ve $\delta^{15}N$ Oranlarının Uygulama Gruplarına Göre Farkları

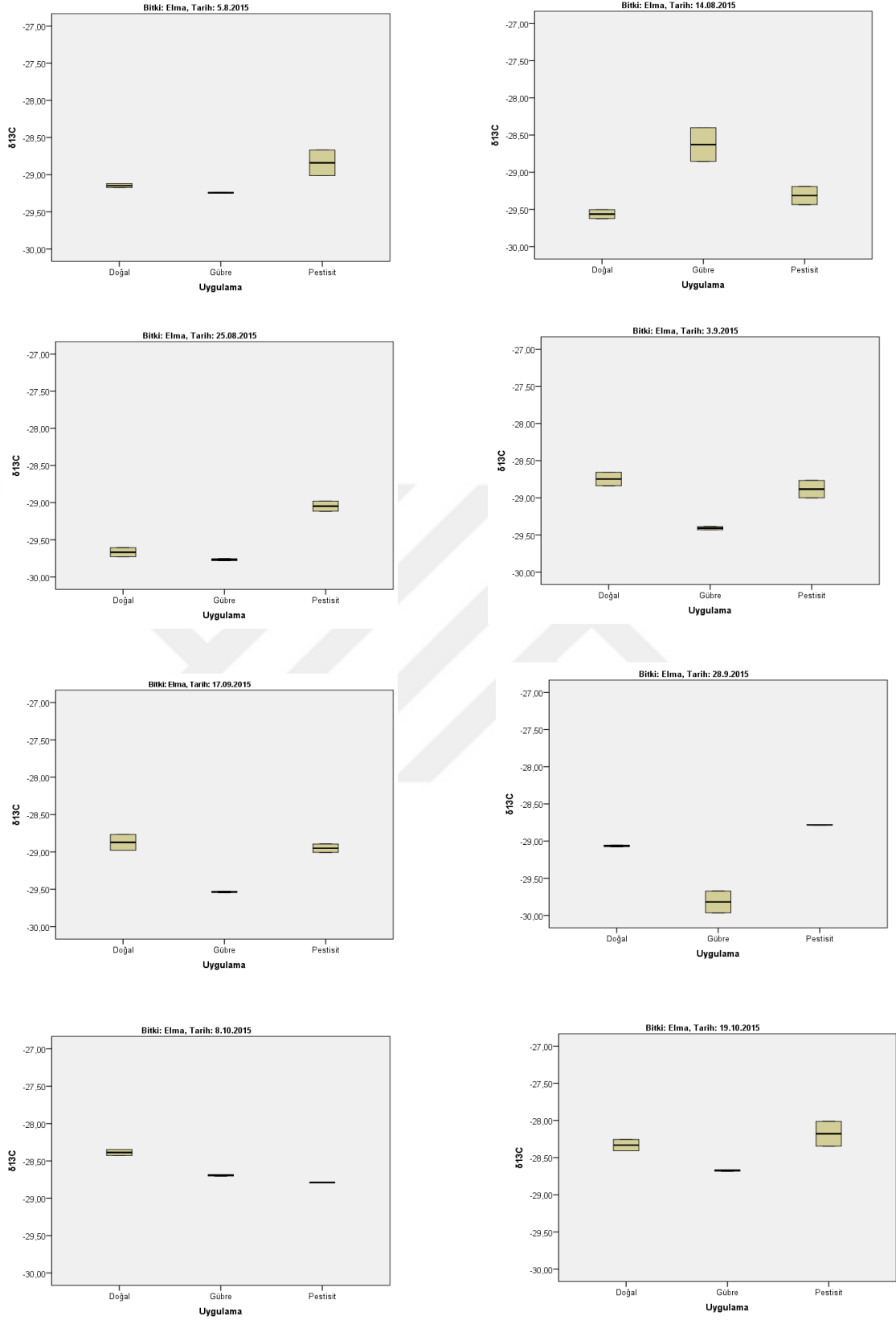
Herhangi bir uygulama yapımlayan, gübre ve pestisite maruz bırakılmış elma ve mısır yapraklarında ölçülen ortalama $\delta^{13}C$ ve $\delta^{15}N$ oranları Şekil 4.4, 4.5, 4.6 ve 4.7’de gösterilmiştir.

Elma ve mısır bitkilerinde çeşitli tarihlerde doğal, gübre ve pestisit olmak üzere üç uygulama grubundan alınan örneklerde ölçülen ortalama $\delta^{13}C$ oranları incelendiğinde, uygulamalar arasında bir fark olmadığı gözlemlenmiştir ($F=2,99$; $df=2$; $p>0,05$; $F=1,30$; $df=2$; $p>0,05$).

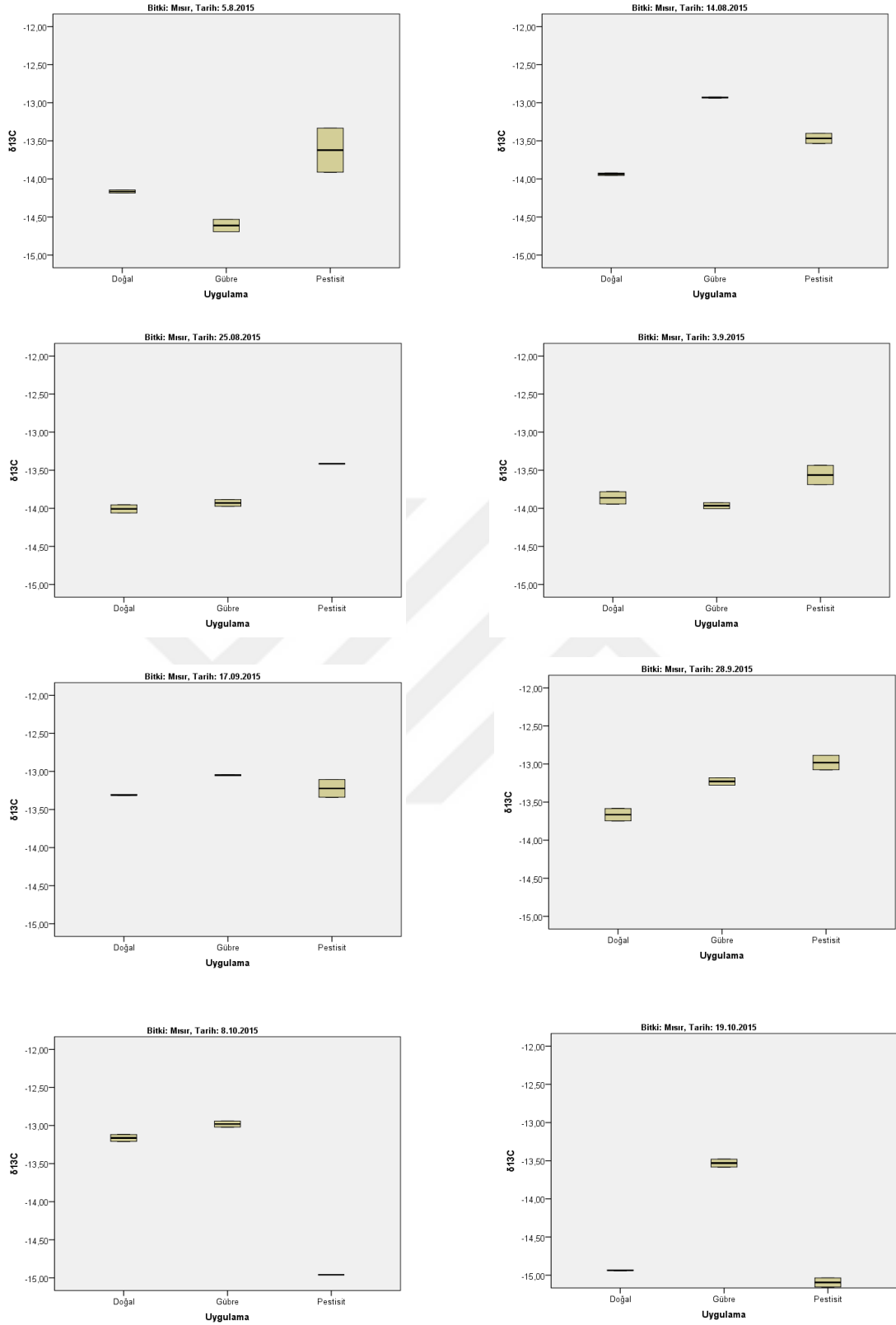
Elma ve mısır bitkilerinde çeşitli tarihlerde doğal, gübre ve pestisit olmak üzere üç uygulama grubundan alınan örneklerde ölçülen ortalama $\delta^{15}\text{N}$ oranları incelendiğinde, her iki bitki için de gübre uygulamasında ölçülen $\delta^{15}\text{N}$ oranlarının düşük olduğu belirlenmiştir.

Çizelge 4.2'de görüleceği üzere Elma bitkisinde yaprakların ayrışma sürecinde ölçülen $\delta^{15}\text{N}$ oranları doğal ve pestisit uygulamalı olan örneklerde $\% 1,53 \pm 0,22$ ve $\% 1,35 \pm 0,15$ olarak ölçülürken gübre uygulamalı örneklerde $\% 0,89 \pm 0,13$ olarak ölçülmüştür ($F=3,95$; $df=2$; $p<0,05$). Mısır yapraklarının ayrışma sürecinde ölçülen $\delta^{15}\text{N}$ oranları doğal ve pestisit uygulamalı olan örneklerde $\% 15,03 \pm 1,05$ ve $\% 15,19 \pm 1,30$ olarak ölçülürken gübre uygulamalı örneklerde $\% 3,34 \pm 0,17$ olarak ölçülmüştür. Bu ortalamalar arasındaki fark istatistik olarak anlamlı bulunmuştur ($F= 176,02$; $df=2$; $p<0,001$).

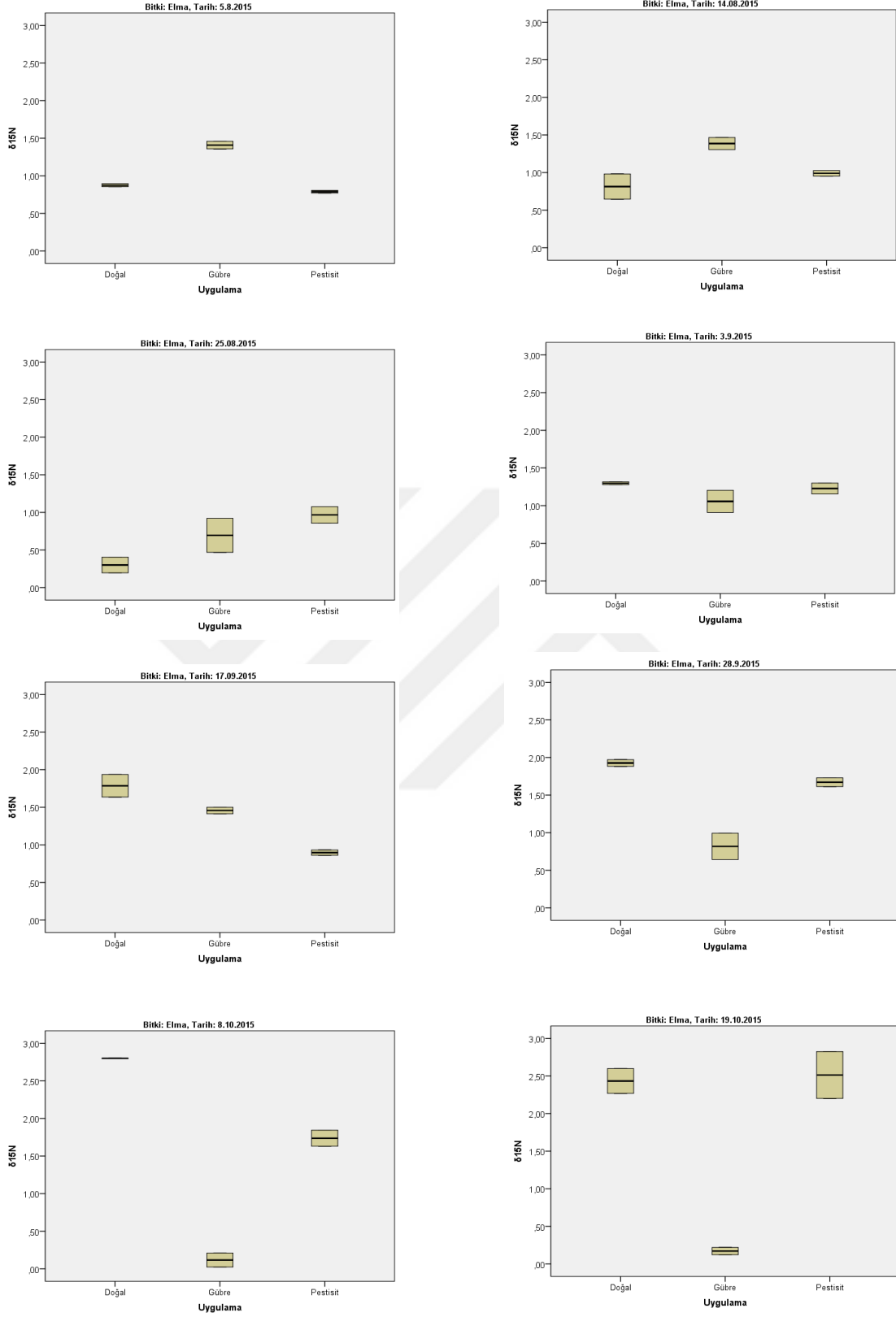
McClelland ve Valiela (1997) sentetik gübre ile sisteme NO_3^- girişinin ilavesinin yeraltı suyunda $\delta^{15}\text{N}$ oranında ($\% -3$ ile $\% +3$) bir azalmaya sebep olduğunu kaydetmiştir. Benzer şekilde Rodvang ve ark. (1998) sentetik gübrelerin $\delta^{15}\text{N}$ değerini $\% 0$ olarak kaydetmiştir. Buna göre bu tez çalışmasında gübre uygulanmış olan düzeneklerde $\delta^{15}\text{N}$ oranının düşük çıkması literature kayıtları ile benzerlik göstermektedir.



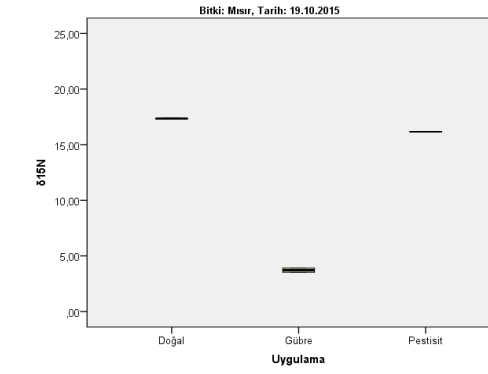
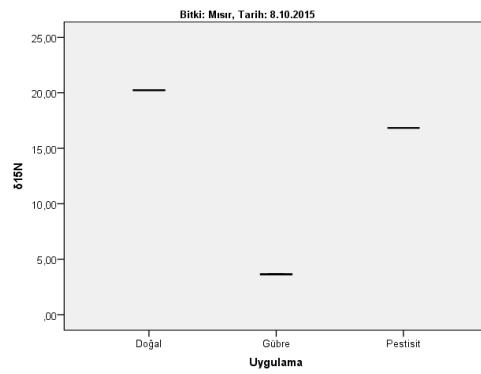
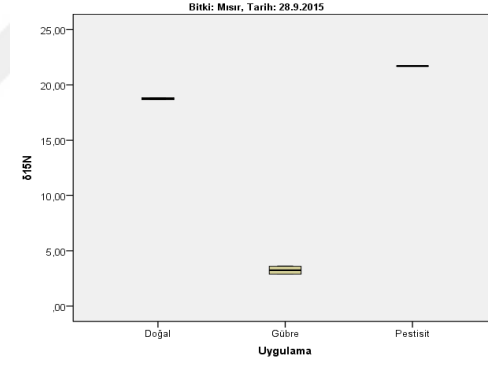
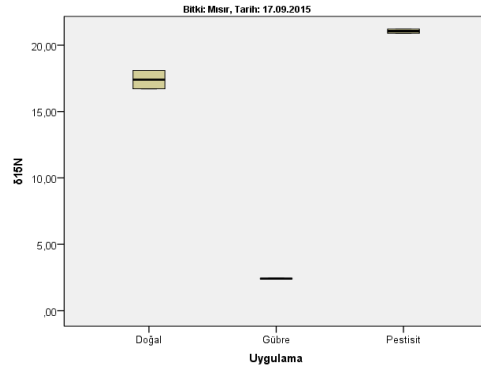
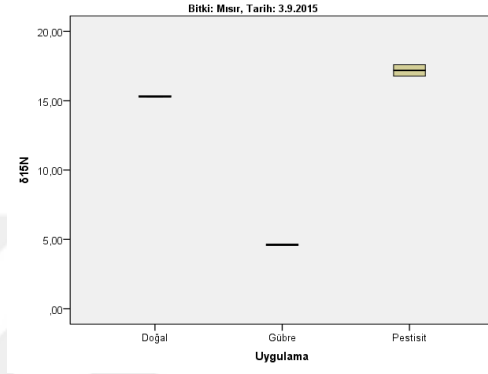
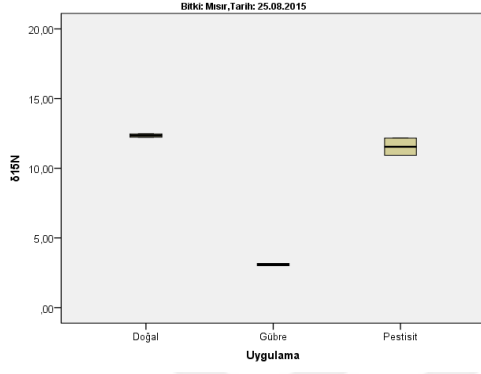
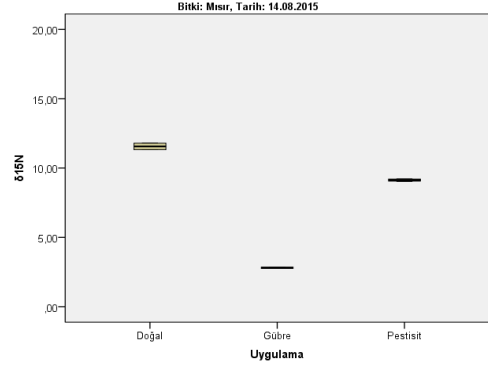
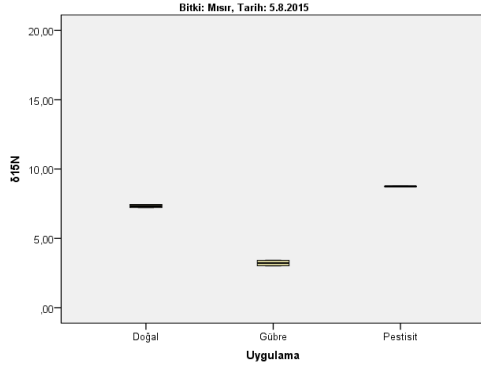
Şekil 4.4. Uygulama ortamlarına göre elma yapraklarındaki $\delta^{13}C$ oranlarındaki farklar



Şekil 4.5. Uygulama ortamlarına göre mısır yapraklarındaki $\delta^{13}C$ oranlarındaki farklar



Şekil 4.6. Uygulama ortamlarına göre elma yapraklarındaki $\delta^{15}\text{N}$ oranlarındaki farklar



Şekil 4.7. Uygulama ortamlarına göre mısır yapraklarındaki $\delta^{15}N$ oranlarındaki farklar

4.5. Çeşitli Uygulamalar Dahilinde Bitki Ortamlarındaki $\delta^{13}\text{C}$ Ve $\delta^{15}\text{N}$ Kararlı İzotop Oranları İle Ölçülen Fiziko-Kimyasal Parametrelerin İrdelenmesi

Elma ve Mısır yaprağı bulunan her üç uygulamaya ait deney düzenekleri içinde periyodik olarak 10 günde bir ölçülen fizikokimyasal parametrelerin ortalama ve standart sapma değerleri Çizelge 4.3’de gösterilmiştir. Hem elma hem de mısır bitkisi için her üç uygulama arasındaki farklar incelendiğinde, pH ($F_{\text{elma}}= 8,45$; $df=2$; $p= 0,003$; $F_{\text{mısır}}= 14,59$; $df=2$; $p<0,001$) ve iletkenlik ($F_{\text{elma}}= 1285,6$; $df=2$; $p<0,000$; $F_{\text{mısır}}= 254,4$; $df=2$; $p<0,001$) bakımından uygulamalar arasında fark olduğu belirlenmiştir. Buna göre her iki bitki için gübre ortamındaki iletkenliğin yüksek, pH değerinin ise düşük olduğu belirlenmiştir. Bu ortamda ölçülen ortalama $\delta^{15}\text{N}$ oranlarının da düşük olması dikkat çekicidir.

Fiziko-kimyasal parametreler göz önüne alındığında, elma yaprakları bulunan kontrol grubu incelendiği zaman pH değerinin hem $\delta^{13}\text{C}$ ($r=-0,841$; $n=6$; $p<0,05$) ile hem de $\delta^{15}\text{N}$ oranları ile kuvvetli pozitif ilişki gösterdiği bulunmuştur ($r=-0,841$; $n=6$; $p<0,05$). İletkenlik değerleri incelendiğinde de $\delta^{13}\text{C}$ verileri ile korelasyonunun yüksek olduğu saptanmıştır ($r=-0,857$; $n=7$; $p<0,05$). Pestisit uygulaması yapılan grupta ise sıcaklığın $\delta^{15}\text{N}$ verileri ile negatif korelasyon göstermesine karşın ($r=-0,811$; $n=7$; $p<0,05$), oksijen ile $\delta^{15}\text{N}$ verileri pozitif ilişkili olduğu bulunmuştur ($r=-0,829$; $n=6$; $p<0,05$). $\delta^{13}\text{C}$ verileri ise pH değeri ile pozitif korelasyon göstermiştir ($r=-0,943$; $n=6$; $p<0,05$).

Mısır yaprağı bulunan uygulama grupları incelendiğinde gübreli düzenekteki $\delta^{13}\text{C}$ değerleri iletkenlik ile negatif korelasyon göstermiştir ($r=-0,775$; $n=7$; $p<0,05$). Pestisit muamelesi yapılan mısır yaprakları ile hazırlanan düzenekten alınan veriler incelendiğinde de $\delta^{15}\text{N}$ değerinin oksijen ile pozitif ilişkili olduğu bulunmuştur ($r=-0,829$; $n=6$; $p<0,05$).

Tüm parametrelerin ortalama \pm standart sapma değerleri Çizelge 4.1’ de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Elma ve mısır ortamlarında ölçülen fiziko-kimyasal parametreler

Fiziko- Kimyasal Paramet- Reler	UYGULAMA		
	DOĞAL	GÜBRE	PESTİSİT
	ELMA	ELMA	ELMA
	MISIR	MISIR	MISIR
$\delta^{13}\text{C}$	-28,97 ± 0,5	-29,22 ± 0,5	-28,85 ± 0,32
	-13,88 ± 0,55	-13,49 ± 0,61	-13,00 ± 0,63
$\delta^{15}\text{N}$	1,53 ± 0,86	0,89 ± 0,54	1,35 ± 0,59
	15,04 ± 4,32	3,28 ± 0,64	15,99 ± 5,51
Nitrat	3,49 ± 4,10	2,62 ± 1,84	2,18 ± 0,93
	4,24 ± 1,91	3,20 ± 2,24	3,32 ± 2,09
Fosfat	4,74 ± 0,35	5,0 ± 0,0	4,82 ± 0,40
	5,07 ± 0,1	5,00 ± 0,0	5,04 ± 0,10
Ph	7,62 ± 0,56	6,14 ± 0,97	7,67 ± 0,6
	7,76 ± 0,48	6,02 ± 0,91	7,84 ± 0,5
Oksijen	5,05 ± 2,38	4,36 ± 3,1	4,22 ± 2,39
	5,14 ± 2,57	5,35 ± 2,62	5,38 ± 2,37
İletkenlik	1030,29 ± 61,59	7985,7 ± 500,7	1054,71 ± 89,46
	1137,97 ± 503,19	7955,7 ± 996,7	1269 ± 91,49
Sıcaklık	26,0 ± 2,51	25,89 ± 2,59	25,61 ± 2,48
	25,47 ± 2,97	25,67 ± 2,63	25,4 ± 2,67

4.6. Elma Ve Mısır Ortamında Bırakılan *M. buccinodica* Bireylerinin Kas Dokularında $\delta^{13}\text{C}$ Ve $\delta^{15}\text{N}$ Oranları

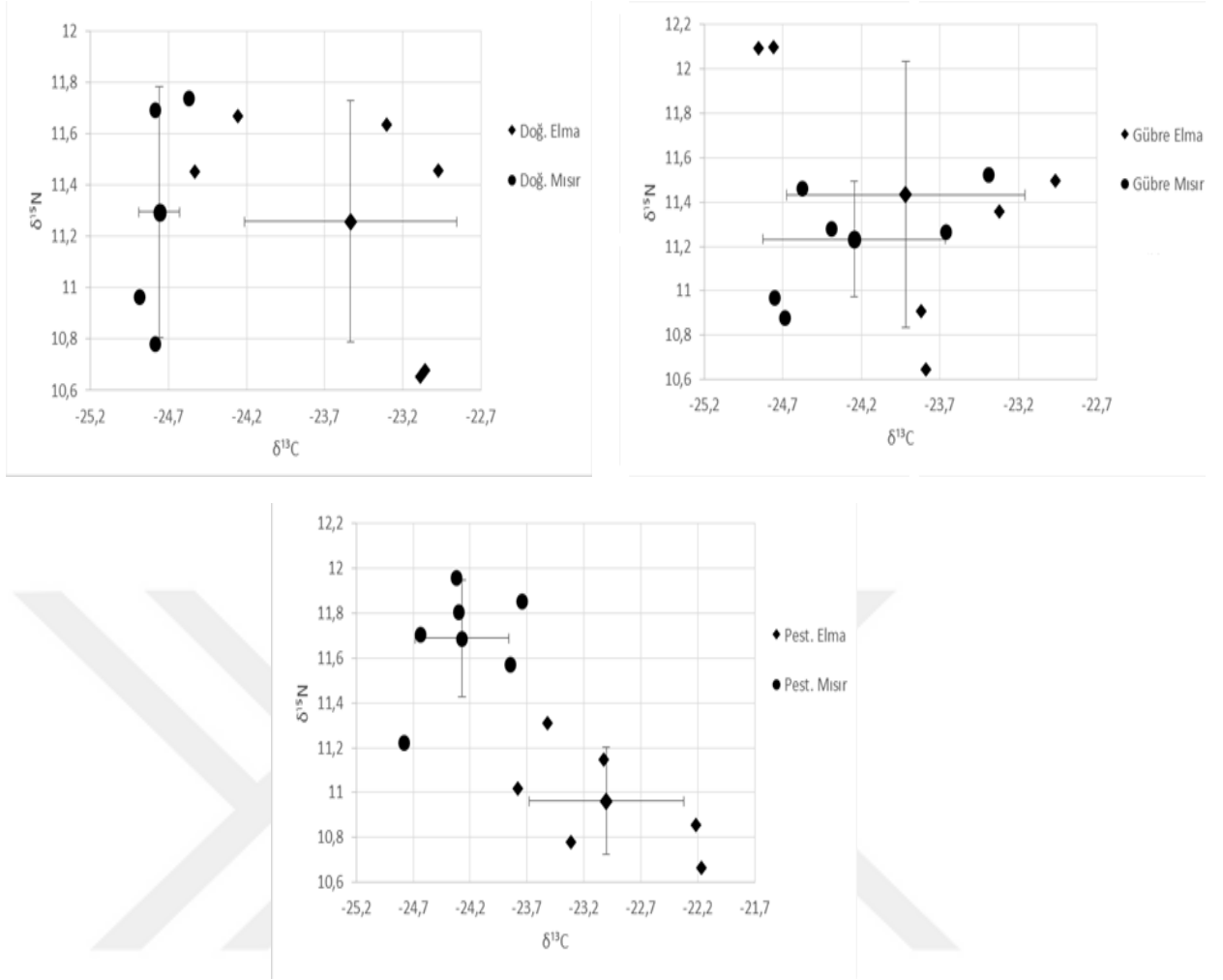
Farklı uygulama ortamlarında *M. buccinodica* bireylerinin kas dokularında ölçülen $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranları ve ortalama değerleri Şekil 4.8 de verilmiştir. Uygulama yapılmayan ve gübre uygulaması yapılan elma ve mısır grubundaki *M. buccinodica* bireylerinin farklı karbon kaynaklarını kullandıkları ancak $\delta^{15}\text{N}$ bakımından farklılık göstermediği söylenebilir. Doğal elma ve doğal mısır ortamındaki *M. buccinodica* bireylerinin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ oranları arasında ‰ 1,22 oranında bir fark bulunurken, gübre ortamında bu fark ‰0,33, pestisit ortamında ise ‰1,27 oranında fark görülmüştür. Genel olarak üç

ugulamada da iki detritus ortamında kalan *M. buccinodea* bireylerinde ölçülen $\delta^{15}\text{N}$ oranları pestisit uygulaması hariç farklılık göstermemiştir. Doğal elma ve doğal mısır ortamındaki *M. buccinoidea* bireylerinin ortalama $\delta^{15}\text{N}$ oranları arasında ‰ 0,3 oranında bir fark bulunurken, gübre ortamında bu fark ‰ 0,2, pestisit ortamında ise ‰ 0,72 oranında fark görülmüştür. Buna göre pestisit uygulamalı elma detritus ortamında $\delta^{15}\text{N}$ oranının düştüğü gözlenmiştir.

Fellerhoff (2002), Brezilya’da elma salyangozu adı verilen *Pomacea lineata* ile $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop analizini kullanarak yaptığı çalışmasında, salyangoz türünün C3 ve C4 makrofitleri ile beslenmesi sonucu son derece değişken izotop değerleri ortaya çıktığını göstermiştir. Kararlı izotop değerleri $\delta^{13}\text{C}$ için ‰ -24,2 ile -16,4, $\delta^{15}\text{N}$ için ‰ -2,8 ile 12,4, arasında değişmektedir. *M.buccinoidea* bireyleri kullanılan bu tez çalışmasında doğal C3 ve C4 bitki detritus düzeneklerinde elde edilen veriler $\delta^{13}\text{C}$ için sırasıyla = ‰ -23,5 ve ‰ -24,75, $\delta^{15}\text{N}$ için ise ‰11, 25 ve ‰11,29 olarak bulunması ile literatur sonuçları ile uygunluk göstermiştir.

Coat ve ark., (2009) karides deniz juvenillerinde $\delta^{13}\text{C}$ oranını ‰ -24,7 bulurken, tatlı su erişkinlerinde bu oranı ‰ -16,0 olarak kaydetmişlerdir. $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin omnivor bireylerde ‰ 8,8-10,2, herbivor-detritivor olanlarda ‰ 5,0-8,4 ve karnivorlarda ‰ 11,0-12,7 arasında değiştiğini kaydetmişlerdir. Sonuç olarak *M.buccinoidea* bireylerinin karnivor izotop değerlerine sahip olmasına karşın Heller ve Abotbol, 1997 generalist beslenme stratejisine sahip olduğunu söylemiştir.

Elma bitkisi için gübreli ortamda bireylerdeki $\delta^{13}\text{C}$ oranının doğal ortama göre düşük, ve $\delta^{15}\text{N}$ oranının ise doğal ortama göre yüksek, pestisitli ortamda ise düşük olduğu görülmektedir. Mısır bitkisinde ise gübreli ortamda doğal ortama göre daha yüksek bir $\delta^{13}\text{C}$ oranı görülmekle birlikte $\delta^{15}\text{N}$ bakımından bir farklılık görülmemiştir. Pestisitli ortamda ise doğal ortama göre her iki izotop kompozisyonu bakımından daha yüksek değerler ölçülmüştür (Şekil 4.8).



Şekil 4.8. Farklı uygulama ortamlarında *M. buccinodica* bireylerinin kas dokularında ölçülen $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranlarının ortalama değerleri

4.7. Uygulama Ortamlarında ki *M. buccinodica* Bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ Ve $\delta^{15}\text{N}$ Oranlarının Zamana Göre Değişimi

Elma ve mısır bitkisinden üretilmiş detritus içinde yetiştirilen ve doğal, gübre ve pestisit uygulamasına maruz bırakılan *M. buccinodica* bireylerinden analiz için alınan hayvan sayıları Çizelge 4.2’de verilmiştir. Deney sürecinde düzenekler gözlenmiş ve ölen bireyler hemen toplanarak izotop analizi için değerlendirilmiştir. Deney başlangıç ve bitiş tarihleri arasında ölen tüm bireyler bir grup olarak en fazla bireyin olduğu 20.09.2016 tarih grubunda değerlendirilmiştir. Oniki günlük deney sürecinde gübre uygulamalı elma grubunda 4 birey hariç olmak üzere tüm hayvanların öldüğü belirlenmiştir. Bu süreçte deney hayvanlarının bulunduğu ortamda ölçülen parametreler Çizelge 4.3’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.2. *M.buccinoidea* bireylerinin bulunduğu elma ve mısır ortamlarının fiziko-kimyasal parametreleri

Fiziko- Kimyasal Paramet Reler	UYGULAMA		
	DOĞAL	GÜBRE	PESTİSİT
	ELMA	ELMA	ELMA
	MISIR	MISIR	MISIR
$\delta^{13}\text{C}$	-23,73 ± 0,93	-23,99 ± 1,16	-23,73 ± 0,11
	-24,69 ± --	-24,13 ± 0,84	-24,25 ± 0,65
$\delta^{15}\text{N}$	11,11 ± 0,63	11,43 ± 0,94	11,30 ± 0,19
	11,27 ± --	11,15 ± 0,32	11,68 ± 0,30
Nitrat	0,94 ± 0,21	0,70 ± 0,08	1,05 ± 0,36
	1,03 ± 0,38	0,78 ± 0,14	0,71 ± 0,15
Fosfat	3,20 ± 2,55	5,00 ± 0,00	5,29 ± 0,20
	4,83 ± 0,24	5,00 ± 0,00	4,71 ± 0,42
pH	7,50 ± --	6,05 ± 0,076	6,60 ± 0,14
	8,00 ± --	6,50 ± --	7,50 ± --
Oksijen	7,08 ± --	7,15 ± 0,64	7,17 ± 0,73
	6,00 ± --	7,74 ± --	7,68 ± --
İletkenlik	340,00 ± --	505,50 ± 166,17	632,00 ± 444,06
	528,00 ± --	482,00 ± --	360,00 ± --
Sıcaklık	27,10 ± --	25,15 ± 2,48	25,40 ± 1,28
	28,70 ± --	26,60 ± --	26,20 ± --

Kararlı izotop değerleri ele alınmasa da Linzel ve Madge (2006) çok yıllık *Lolium perenne* ve İtalyan çimi *L. multiflorum* bitkilerine, iki toksik pestisit olan phorat ve aldicarp omurgasız popülasyonlarını ortadan kaldırmak için uygulanmıştır. Bunun yanında gübre ile yapılan uygulama ile sonuçlar karşılaştırılmıştır. Pestisitle muamelenin aksine gübre uygulamasının omurgasızlara bir etkisinin olmadığı, ayrıca pestisit etkisinin başlangıçta salyangozlarda etkisi görülmesi de sonradan popülasyonların azalmasına yol açtığı görülmüştür. Literatür bilgisinde göz önüne alındığında pestisitli gruplarda Çizelge 4.5.'de verilen mortalite sayısı başlangıç canlı hayvan sayısından oldukça düşük olmuştur ve nedeninde çok fazla çürümenin olması olarak gösterilebilmektedir.

Çizelge 4.3. Çeşitli tarihlerde izotop analizinde kullanılan *M. buccinodidea* bireylerinin ölüm oranları ve analizde kullanılan birey sayıları (n)

Tarih	Bitki	<i>M. buccinodidea</i> Ölüm oranları (%)/ n		
		Doğal	Gübre	Pestisit
16.09.2016		0/3	0/ 3	0/ 3
20.09.2016	Elma	50 / 12	70,83 / 17	79,17 /19
28.09.2016		41,67/ 10	16,67 / 4	20,83 / 5
16.09.2016		12,5 / 3	12,5 / 3	12,5/ 3
20.09.2016	Mısır	75 / 18	66,6 / 16	70,83/ 17
28.09.2016		12,5 / 3	20,83 / 5	16,67 / 4

Elma ve mısır yapraklarının çeşitli uygulama ortamlarındaki üç zaman esas alınarak yapılan ölçüm değerleri ve her iki bitki ortamında ölçülen ortalama değerler arasındaki farkın önem dereceleri Çizelge 4.6 ve 4.7 de verilmiştir. Elma ve mısır ayrışmasıyla oluşmuş detritus ortamları içine bırakılan *M. buccinoidea* bireylerinin on gün sonra yapılan ilk örneklemede ölçülen ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranları doğal ve gübre ortamında farklılık gösterirken ($p<0,05$), pestisit ortamında farklılık göstermemiştir ($p>0,05$). Deney sonunda ise pestisit uygulamasında iki detritus ortamında tutulan *M. buccinoidea* bireylerinin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranları arasında ($p<0,05$) ve gübre uygulamasında iki detritus ortamında tutulan *M. buccinoidea* bireylerinin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerleri arasında fark var iken ($p<0,05$), $\delta^{15}\text{N}$ oranları arasında fark bulunmamıştır ($p>0,05$).

Çizelge 4.4. Elma ve mısır ortamlarına bırakılan *M. buccinoidea*'nin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerleri ve aralarındaki farkın önem derecesi

TARİH	UYGULAMA		
	DOĞAL	GÜBRE	PESTİSİT
	$\delta^{13}\text{C}$, ‰ elma-mısır	$\delta^{13}\text{C}$, ‰ elma-mısır	$\delta^{13}\text{C}$, ‰ elma-mısır
16.09.2015	-23,07 ±0,019	-24,80 ±0,06	-23,64 ± 0,18
	-24,67 ±0,15	-23,52 ± 0,19	-23,79 ± 0,07
	t _{1,03} =14,9 p<0,05	t _{1,3} =8,81 p<0,05	t _{1,3} =1,05 p>0,05
20.09.2015	-23,14 ± 0,23	-23,14 ± 0,25	-22,19 ± 0,36
	-24,83 ± 0,07	-24,48 ± 0,13	-24,31 ± 0,13
	t _{1,2} =9,9 p<0,05	t _{1,5} =6,7 p<0,05	t _{1,2} =77,4 p<0,05
28.09.2015	-24,39 ± 0,19	-23,81 ± 0,02	-23,17 ± 0,20
	---	-24,72 ± 0,49	-24,71 ± 0,09
		t _{1,3} =24,3 p<0,05	t _{1,4} =9,6 p<0,05

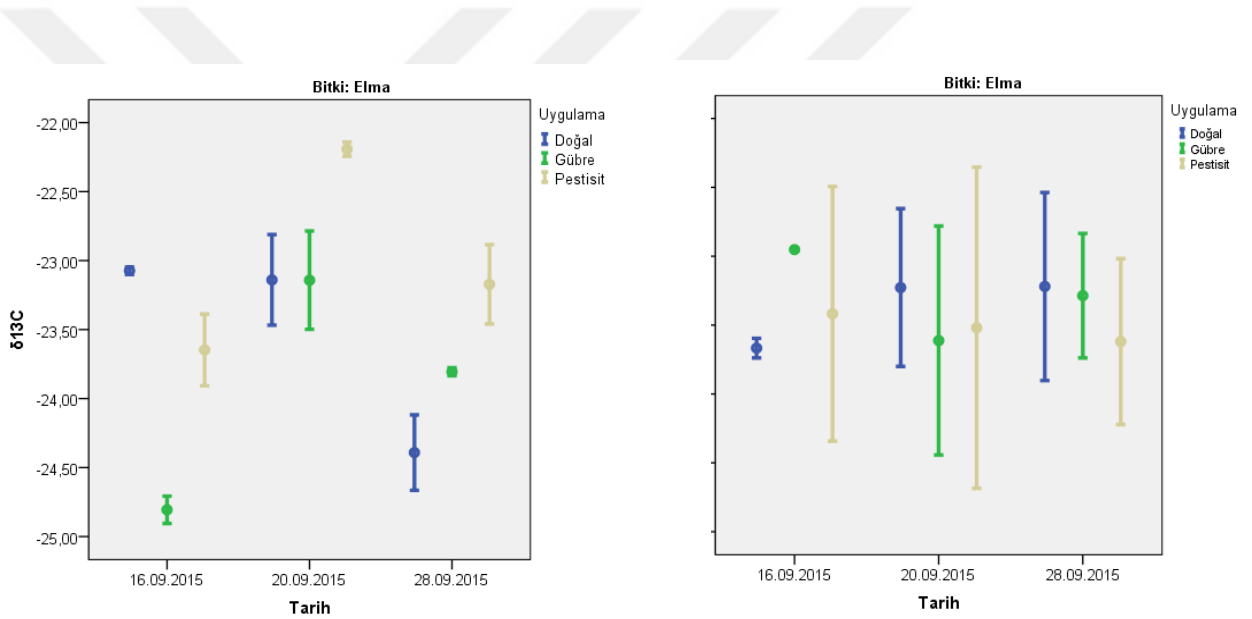
Çizelge 4. 5. Elma ve mısır ortamlarına bırakılan *M. buccinoidea*'nin ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değerleri ve aralarındaki farkın önem derecesi

TARİH	UYGULAMA		
	DOĞAL	GÜBRE	PESTİSİT
	$\delta^{15}\text{N}$ elma-mısır	$\delta^{15}\text{N}$ elma-mısır	$\delta^{15}\text{N}$ elma-mısır
16.09.2015	10,66 ±0,01	12,09 ± 0,001	11,16 ± 0,20
	11,71 ± 0,03	10,92 ± 0,06	11,46 ± 0,33
	t _{1,5} =46,6 p<0,05	t _{1,0} =25,7 p<0,05	t _{1,6} =1,07 p>0,05
20.09.2015	11,54 ± 0,12	10,77 ± 0,18	10,96 ± 0,25
	10,87 ± 0,12	11,39 ± 0,18	11,71 ± 0,19
	t _{2,0} =5,2 p<0,05	t ₂ =3,39 p>0,05	t _{1,8} =3,3 p>0,05
28.09.2015	11,56 ± 0,15	11,43 ± 0,10	10,76 ± 0,13
	---	11,37 ± 0,12	11,88 ± 0,10
		t ₂ =0,46 p>0,05	t _{1,9} =9,21 p<0,05

4.7.1. Elma Bitki Ortamında Bulunan *M. buccinodica* Bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ Ve $\delta^{15}\text{N}$

Oranları

Zamana bağılı olarak elma ortamına bırakılan *M. buccinodica* bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ oranları incelenmiş ve Şekil 4.7'de verilmiştir. Her bir bitki ve uygulama için ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranlarında zamana bağılı bir farklılık olup olmadığı karşılaştırılmıştır. Deney başlangıcı ve sonu arasında doğal elma için ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranlarında istatistik olarak önemli bir fark bulunmamıştır ($t=-9,6$; $df=1,02$; $p>0,05$, $t=8,3$; $df=1,02$; $p>0,05$). Gübre uygulaması yapılan elma grubunda ise $\delta^{13}\text{C}$ değerinde istatistiksel olarak fark olsada ($t=19,42$; $df=1,2$; $p<0,05$) $\delta^{15}\text{N}$ oranlarında fark olmadığı saptanmıştır ($t=-9,4$; $df=1$; $p>0,05$). Pestisit muamelesi yapılan elma yaprak düzeneğinde ise $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranlarında zamana bağılı bir fark gözlenmemiştir ($t=2,46$; $df=2$; $p>0,05$, $t=-2,32$; $df=1,7$; $p>0,05$).



Şekil 4.9. Zamana bağılı olarak elma bitki ortamında bulunan *M. buccinodica* bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranları

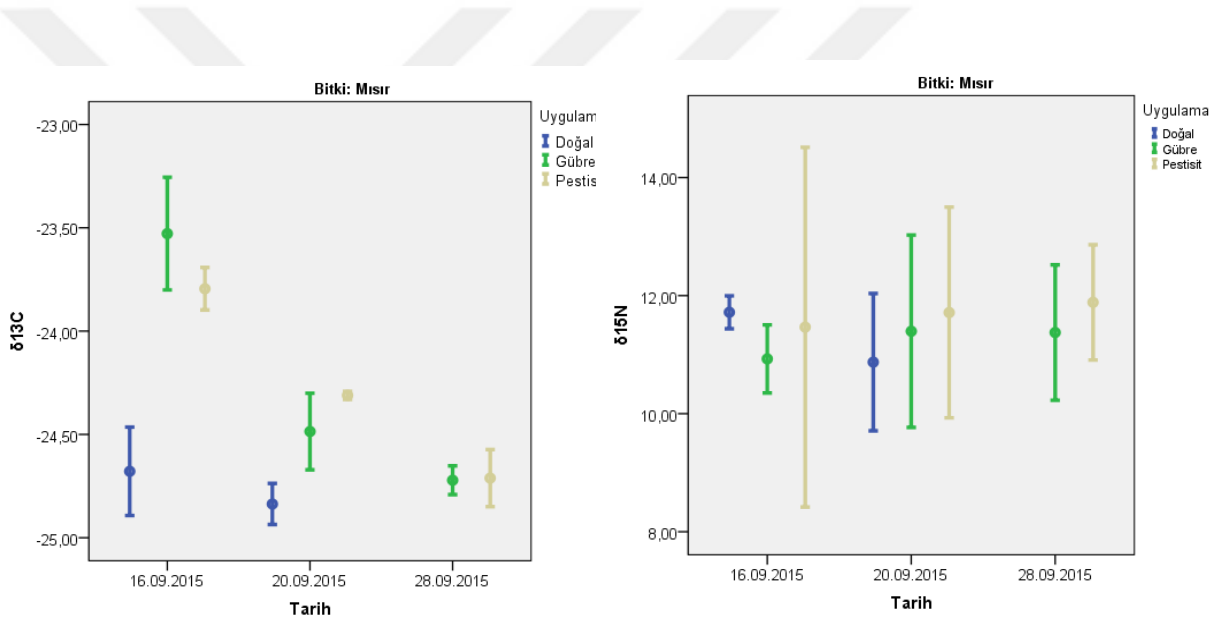
4.7.2. Mısır Bitki Ortamında Bulunan *M. buccinodica* Bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ Ve $\delta^{15}\text{N}$

Oranları

Zamana bağılı olarak mısır ortamına bırakılan *M. buccinodica* bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranları incelenmiş ve Şekil 4.8'de verilmiştir. $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranları incelenen mısır bitkisinin bulunduğu uygulama grupları gözönüne alındığında gübre uygulaması yapılan düzenekte ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerleri arasında zamansal bir fark olmadığı görülmüştür ($t=8,48$; $df=1,1$; $p>0,05$, $t=4,42$; $df=1,5$; $p>0,05$). Pestisit uygulanan mısır yapraklarının zamansal olarak incelenmesi sonucu $\delta^{13}\text{C}$ oranlarının fark gösterdiği fakat

($t=10,64$; $df=1,8$; $p<0,05$), $\delta^{15}N$ oranlarında bir fark gözlenmediği bulunmuştur ($t=1,67$; $df=1,2$; $p>0,05$).

Genel olarak farklı ortamlarda bırakılmış olan *M. buccinoidea* bireylerinde ölçülen $\delta^{13}C$ oranlarında zamana göre bazı farklılıklar gözlenmiş olsa da $\delta^{15}N$ bakımından bir değişiklik gözlenmemiştir. Özellikle mısır detritusunda gübre ve pestisite maruz kalmış düzeneklerde bireylerin kas dokularında ölçülen $\delta^{13}C$ oranlarında bir düşme gözlenmiştir. Coat ve ark. (2011) tropikal akarsuda mollusklar üzerine yapmış oldukları çalışmada bazı pestisitlerin (chlordecone ve monohydro-chlordecone) konsantrasyonları ile $\delta^{13}C$ oranı arasında pozitif ilişki bulmuşlardır. Buna göre bu tez çalışmasında *M. buccinoidea* bireylerinin kas dokularında $\delta^{13}C$ oranının düşmesi zaman içinde sudaki pestisit konsantrasyonunun seyrelmesinden kaynaklanmış olabilir.



Şekil 4.10. Zamana bağlı olarak mısır bitki ortamında bulunan *M. buccinodiea* bireylerinin $\delta^{13}C$ ve $\delta^{15}N$ oranları

BÖLÜM 5

SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmada kullanılan elma ve mısır bitkileri C3 ve C4 bitkilerine birer örnek olarak seçilmiş ve doğal, gübre ve pestisit uygulamalı ortamda ayrışma süreci izlenmiştir. Seçilen allakton kaynakların sudaki ayrışım süreci deneysel ortamda durgun su sistemi kullanılarak test edilmeye çalışılmıştır. Sonuçların akarsulardaki etkilerine dair genelleme yapabilmek için bu deneylerin model lotik sistemler üzerinde test edilmesi önerilir.

Nitel incelemeler sonucu, mısır bitkisinin elma bitkisine göre daha kısa sürede ayrıştığı, mısır yapraklarının pestisitli uygulama grubunda FPOM şekline ayrışma sürecinin en erken sürede gerçekleştiği saptanmıştır. Buna göre akarsu kenarlarından girişi olan mısır yapraklarının akarsu sistemindeki besin ağına daha kısa sürede geçebilir.

$\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop değerlerinin çalışma süresi boyunca sekiz farklı tarihte bütün uygulamalardan yapılan örneklemelerden elde edilen sonuçlarına bakıldığında, çalışmanın birinci aşaması olan katkısız yani doğal olarak bırakılmış ve gübre uygulanmış düzeneklerde hem elma hem de mısır yapraklarının $\delta^{13}\text{C}$ oranlarında zamana bağlı farklılık olduğu, pestisit uygulamasında ise zamana bağlı bir farklılık olmadığı gözlenmiştir. Bu çalışmada kullanılan pestisit çeşidi ve miktarı için esas alınmak üzere pestisit uygulanmış kenar bitki örtüsü akarsu sistemine girdiğinde $\delta^{13}\text{C}$ oranlarında zamana bağlı bir değişim olmadığına göre; herhangi bir zaman diliminde akarsuda ölçülen oranlar değerlendirilirken pestisit suya giriş zamanı gözardı edilebilir. Bununla birlikte pestisit çeşidi ve uygulama dozu değiştirilerek benzer çalışmaların yapılması önerilir.

Su içerisinde yaprakların ayrışma aşaması boyunca elma ve mısır yapraklarında $\delta^{13}\text{C}$ kararlı izotop verileri elde edilmiştir. Sırası ile $\delta^{13}\text{C}$ kararlı izotop oranları elma yapraklarında ortalama $-29,22 \pm 0,007$, mısır yapraklarında ortalama $-13,53 \pm 0,05$ olarak sonuçlanmıştır. Pestisit muamelesi ile bu oranların nasıl değişiklik gösterdiğine bakıldığında elma yapraklarının $\delta^{13}\text{C}$ oranlarında % 0,37 oranında bir artış, mısır yapraklarında ise % 0,26 oranında düşme bulunmuştur. Hiçbir uygulama yapılmayan kontrol olarak kullanılan grup kıyaslandığında $\delta^{13}\text{C}$ izotop oranlarında sadece gübre uygulanan elma grubunda % 0,13 oranında bir yükselme görülmüş ve %-29,09 değerine ulaşmıştır. Mısır grubunda ise $\delta^{13}\text{C}$ kararlı izotop değerlerinin kontrol grubundan bir fark göstermediği saptanmıştır. Elde edilen sonuçlara bakıldığında yabancı madde uygulamasının karbon oranlarında değişime neden olmadığı söylenebilir.

Gübre uygulaması yapılan yaprakların her iki bitki grubundaki değerleri dikkate

alındığında $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop oranları elmada % 0,64 oranında, mısırdaki ise % 17,74 oranında büyük bir düşme göstermiştir. $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop oranlarının özellikle pestisit-elma grubundakilerin doğala yakın olmasından dolayı yapraklardaki azot izotop oranına bir etkisinin olmadığı sonucu çıkarılmıştır. Pestisit-mısır grubunda % 7,81 oranında bir düşme gözlenmiştir. Bu yüksek düşme mısır yapraklarının suda daha çabuk ayrışması ile ilişkili olabilir.

M. buccinoidea bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop oranları incelendiğinde, suya geçen detritusun maruz kaldığı çeşitli uygulamaların *M. buccinoidea* bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinde önemli bir etkiye sahip olmadığı sadece gübre uygulamasının her iki izotop değerinde de çok az bir artışa sebebiyet verdiği görülmüştür.

Mısır yaprakları bulunan akvaryumlardaki *M. buccinoidea* bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop oranlarında uygulama grupları olarak bir farklılık görülmemiştir. Bununla birlikte mısır detritusun olduğu ortamlarda bulunan bireylerin tüm uygulama gruplarında $\delta^{13}\text{C}$ oranlarında bir düşüş sergilediği açıktır.

Canlılarda $\delta^{15}\text{N}$ oranı trofik düzeyin göstergesi olarak kullanılabilir (Adams ve Sterner, 2000). $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotop oranları kıyaslandığında *M. buccinoidea* bireylerinin C3 ve C4 bitki yapraklarını tüketmediği ve canlıların karnivor olarak beslendiği söylenebilir (Coat ve ark., 2009). C3 ve C4 detritus ortamında tutulan *M. buccinoidea* bireylerinin trofik düzeylerinin bitki çeşidinden etkilenmediği fakat antropojenik etkilerden pestisit/gübre uygulamasına göre değişebileceği sonucuna varılmıştır.

Bu çalışmada karşılaşılan bazı aksaklıklar ve engeller maalesef ki çalışmanın seyrini etkilemiş ve veri eksikliğini ortaya çıkarmıştır. Öncelikle deney düzeneklerine sağlanan oksijen motorlarının güçlü çalışmaması ilk karşılaşılan sorunlardan olmuştur. Nitrat ve fosfat ölçümlerinde kullanılan kitlerin deney süresi boyunca yetersiz kalmasından dolayı ölçümlerin birkısmı tamamlanamamıştır. Çözünmüş oksijen ve pH ölçümünde kullanılan proplarda sorun oluşması nedeniyle deney başlangıcından sonuna dek zaman zaman farklı ölçme cihazları kullanılmıştır. Su kalite parametrelerindeki ölçüm eksiklikleri nedeniyle su parametrelerinin gerek detritus gerekse *M. buccinoidea* bireylerinde ölçülen kararlı izotop oranlarıyla olan ilişkisi irdelenememiştir.

M. buccinoidea bireylerinin bulunduğu deney grubu ile çalışmalara başlandığında laboratuvar ortamında elektiriklerin kesilmesi sonucu, gece saatlerinde oksijen motorları çalışmamıştır. Doğal gruplarda da ölümlerin görülmesi canlıların bu dönemde oksijensiz kalmasından kaynaklanmış olabilir.

Bu çalışmada, besin kaynağı olarak CPOM-FPOM yüzdelerinin çalışma süresi boyunca değerlendirilmemesi, *M. buccinoidea* yanında başka bir tür daha kullanılarak karşılaştırılma yapılmamış olması, deneylerin akarsu modelleri üzerinde yapılmamış olması, fizikokimyasal parametrelerin daha düzenli ollmemiş olması başlıca eksikler olarak görülmekte ve bu tez çalışması hipotezlerinin daha detaylı çalışmalarla desteklenmesi ve genişletilmesi önerilebilir.



KAYNAKLAR

- Adams T. S., Sterner R. W., 2000. The effect of dietary nitrogen content on trophic level ^{15}N enrichment. *Limnology and Oceanography*, 45(3): 601-607.
- Akbulak C., 2010. Kara Menderes Havzası'nın (Çanakkale) nüfus özellikleri. *Uluslararası insan bilimleri dergisi*, 7 (2): 1303-5134.
- Akbulut M. ve ark., 2006. Çanakkale İli'nin Önemli İçsuları ve Kirlenici Kaynakları. *E. Ü. Su ürünleri dergisi*, 23 (1): 9-15.
- Anderson N. H. 1976. Carnivory by an aquatic detritivore, *Clistoronia magnifica* (Trichoptera:Limnephilidae). *Ecology* 57:1081-85.
- Anderson N. H. 1978. Continuous rearing of the limnephilid caddisfly *Clistoronia magnifica* (Banks). *Proc. Int. Symp. Trichoptera* 2:317-29.
- Anderson N. H., Cummins K. W. 1979. The influences of diet on the life histories of aquatic insects. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 36: 335-42.
- Anderson N. H., Grafius E. 1975. Utilization and processing of allochthonous material by stream Trichoptera. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 19: 3083-88.
- Anderson Norman H., and James R. Sedell., 1979. "Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems." *Annual review of entomology* 24 (1): 351-377.
- Bamstedt U., Gifford D.J., Irigoien X., Atkinson A. & Roman M. (2000) Feeding. In: ICES zooplankton Methodological Manual (Eds R. Harris, P. Weibe, J. Lenz, H.R. Skjoldal & H. Huntley). Academic Press, New York, pp. 297–399.
- Berrie A. D., 1976. Detritus, microorganisms and animals in fresh water. In *Symposium of the British Ecological Society*.
- Beviss-Challinor M.H. ve Field J.G. 1982. Analysis of a benthic community food web using isotopically labeled potential food. *Marine Ecology Progress Series*, 9: 223–230.
- Bilgin F.H., 1980. Batı Anadolu'daki Bazı Önemli Tatlı Sulardan Toplanan Mollusca Türlerinin Sistematığı ve Dağılışı. *Dicle Üni. Tıp Fak. Dergisi*, 8 (2): pp.1-64
- Boling R. H., Goodman E. D., VanSickle J. A., Zimmer J. O., Cummins K. W., Petersen R. C., Reice S. R. 1975. Toward a model of detritus processing in a woodland stream. *Ecology* 56: 141-51.
- Boling R. H., Petersen R. C., & Cummins K. W., 1975. Ecosystem modeling for small woodland streams. *Systems analysis and simulation in ecology*, 3: 183-204.

- Bunn S. E., 1993. Riparian–stream linkages: research needs for the protection of instream values. *Australian Biologist*, 6: 46–51.
- Canhoto C., & Graça M. A. 1996. Decomposition of Eucalyptus globulus leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologia*, 333(2): 79-85.
- Coat S., Monti D., Bouchon C., Lepoint G., 2009. Trophic relationships in a tropical stream food web assessed by stable isotope analysis. *Freshwater Biology*, 54(5): 1028-1041.
- Coat S., Monti D., Legendre P., Bouchon C., Massat F., & Lepoint G. 2011. Organochlorine pollution in tropical rivers (Guadeloupe): role of ecological factors in food web bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 159(6), 1692-1701.
- Coffman W. P., Cummins K. W., Wuycheck J. C. 1971. Energy flow in a woodland stream ecosystem: I. Tissue Support trophic structure of the autumnal community. *Arch. Hydrobiol.*, 68: 232-76.
- Cummins K. W. ve Klug M. J., 1979. Feeding Ecology Of Stream Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10: 147-72.
- Cummins K. W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Ann. Rev. Entomol.* 18: 183-206.
- Cummins K. W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24:631-41
- Dangles O., and Malmqvist B., 2004. Species richness–decomposition relationships depend on species dominance. *Ecology Letters*, 7 (5): 395-402.
- Dangles Olivier, Micael Jonsson, and Björn Malmqvist, 2002. "The importance of detritivore species diversity for maintaining stream ecosystem functioning following the invasion of a riparian plant." *Biological Invasions*, 4(4): 441-446.
- Elwood J. W., Newbold J. D., Trimble A. F., Stark R. W., 1981. The limiting role of phosphorus in a woodland stream ecosystem: effects of P enrichment on leaf decomposition and primary producers. *Ecology*, 62(1): 146-158.
- Farahnak A., R. Vafaie-Darian and I. Mobedi., 2006. A Faunistic Survey of Cercariae from Fresh Water Snails: *Melanopsis* spp. and their Role in Disease Transmission. *Iranian J Publ Health*, 35. (4): 70-74.
- Fellerhoff C., 2002. Feeding and growth of apple snail *Pomacea lineata* in the Pantanal wetland, Brazil—A stable isotope approach. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 38(4): 227-243.
- Fernandez I., Mahieu N., Cadisch G., 2003. Carbon isotopic fractionation during

- decomposition of plant materials of different quality. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(3).
- Fry B., 2007. *Stable isotope ecology*. Springer Science & Business Media.
- Germain L. 1921. Mollusques terrestres et fluviatiles de Syrie, Paris
- Gündüz E., Demirsoy A., Türkan İ., 2008. Biyoloji (Çev. Campbell and Reece, Benjamin Cummings-Pearson Education 6th edition) Palme Yay. Ankara.
- Gürlek M. E., Kara C., and Kebapçı Ü., 2012. Kahramanmaraş Kumaşır Gölü'nde Yaşayan *Melanopsis buccinoidea buccinoidea* (Olivier, 1801)'nın (Gastropoda: Melanopsidae) Konkometrik ve Sistematik Özellikleri. *Adıyaman Üniversitesi Eğitim Bilimleri Dergisi*, 2 (1): 16-23.
- Heller J., and Abotbol A., 1997. Litter shredding in a desert oasis by the snail *Melanopsis praemorsa*. *Hydrobiologia*, 344. 1 (3): 65-73.
- Henn M. R., Chapela I. H., 2001. Ecophysiology of ¹³C and ¹⁵N isotopic fractionation in forest fungi and the roots of the saprotrophic-mycorrhizal divide. *Oecologia*, 128(4): 480-487.
- Hilderbrand G. V., Farley S. D., Robbins C. T., Hanley T. A., Titus K., Servheen C. 1996. Use of stable isotopes to determine diets of living and extinct bears. *Canadian Journal of Zoology*, 74(11): 2080-2088.
- Hobbie S. E., 2005. Contrasting effects of substrate and fertilizer nitrogen on the early stages of litter decomposition. *Ecosystems*, 8(6): 644-656.
- Hobson K. A. 1993. Trophic relationships among high Arctic seabirds: insights from tissue-dependent stable-isotope models. *Marine Ecology-Progress Series*, 95, 7-7.
- Hopkins T.L. 1987. Midwater food web in McMurdo Sound, Ross Sea, Antarctica. *Marine Biology*, 96: 93–106.
- Howard F. O., 1974. Natural history and ecology of *Pycnopsyche lepida*, *P. scabripennis* (Trichoptera:Limnephilidae) in a woodland stream. PhD thesis (Doktora tezi). Michigan State Univ., East Lansing, Mich. 115 pp.
- Iversen T. M. 1973. Decomposition of autumn-shed beech leaves in a spring-brook and its significance for the fauna. *Arch. Hydrobiol.* 72: 305-12.
- Iversen T. M. 1975. Disappearance of autumn-shed beech leaves placed in bags in small streams. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 19: 1687-92
- Jonsson M, Malmqvist B., 2000. Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects. *Oikos* 89: 519–523.
- Junk W. J., Bayley P. B., and Sparks R. E., 1989. The flood pulse concept in river

- floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106 (1): 110-127.
- Kaushik N. K., Hynes H. B. N. 1971. The fate of dead leaves that fall into streams. *Arch. Hydrobiol*, 68: 465-515
- Kioboe T., Kaas H., Kruse B., Mohlenberg F., Tiselius P. and Aertebjerg G., 1990. The structure of the pelagic food web in relation to water column structure in the Skagerrak. *Marine Ecology Progress Series*, 59: 19–32.
- Kominoski John S., ve Catherine M. Pringle, 2009. "Resource–consumer diversity: testing the effects of leaf litter species diversity on stream macroinvertebrate communities." *Freshwater Biology*, 54 (7): 1461-1473.
- Lamontagne S. ve ark., 2005. Groundwater use by vegetation in a tropical savanna riparian zone (Daly River, Australia). *Journal of Hydrology*, 310 (1): 280-293.
- Lecerf A., Usseglio-Polatera, P., Charcosset J. Y., Lambrigt D., Bracht B., Chauvet E., 2006. Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie*, 165(1): 105 126.
- Linzell B. S., Madge D. S., 1986. Effects of pesticides and fertilizer on invertebrate populations of grass and wheat plots in Kent in relation to productivity and yield. *Grass and Forage Science*, 41(2): 159-174.
- Mackay R. J., Kalff J. 1973. Ecology of two related species of caddisfly larvae in the organic substrates of a woodland stream. *Ecology*, 54: 499-511.
- McClelland J. W., Valiela I., Michener R. H., 1997. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: a record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnology and Oceanography*, 42(5): 930-937.
- McIntire C. D., 1975. Periphyton assemblages in laboratory streams. See Ref. 18: 403-30.
- Melillo J. M., Aber J. D., Linkins A. E., Ricca A., Fry B., Nadelhoffer K. J., 1989. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: plant litter to soil organic matter. In *Ecology of Arable Land—Perspectives and Challenges*, pp.53-62. Springer Netherlands.
- Merritt R. W. and Cummins K. W., 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt, Dubuque. pp. 862.
- Merritt R. W., Cummins K. W., eds. 1978. *An Introduction to the Aquatic In-sects of North America*. Dubuque, Iowa: Kendall/Hunt, 441 pp.
- Mohammad M. K., 2014. Ecology of the freshwater snail *Melanopsis buccinoidea* (Olivier, 1801) in Ain Al-Tamur, Kerbala Province. *International Journal of Current*

- Microbiology and Applied Sciences*, 3 (2): 390-394.
- Naiman R. J., Decamps H., 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review Ecology and Systematics*, 28: 621–58.
- Newell S.Y., Blum L.K., Crawford R.E., Dai T., Dionne M., 2000. Annual biomass and potential productivity of salt marsh fungi from 298 to 438 North latitude along the United States Atlantic coast. *Appl. Environ. Microb.*, 66: 180–185.
- Ng J. S., Wai T. C., Williams G. A., 2007. The effects of acidification on the stable isotope signatures of marine algae and molluscs. *Marine chemistry*, 103(1): 97-102.
- Odabaşı D. A., Glöer P., Yildirim M. Z., 2015. The Valvata Species of Turkey with a Description of *Valvata kebacpii* n. sp (Mollusca: Valvatidae). *Ecologica Montenegrina*, 2(2): 135-142.
- Patten D. T., 1998. Riparian ecosystems of semi-arid North America: diversity and human impacts. *Wetlands*, 18 (4): 498–512.
- Por F. D., 1963. The relict aquatic fauna of the Jordan Rift Valley: new contributions and review. *Israel Journal of Zoology*, 12 (1-4): 47-58.
- Pusey B. J., and Arthington A. H., 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54 (1): 1-16.
- Roman M. R., Tenore K. R., 1984. Detritus dynamics in aquatic ecosystems: an overview. *Bulletin of Marine Science*. 35 (3): pp. 257-260.
- Rossi L., Costantini M. L., Brillì M., 2007. Does stable isotope analysis separate transgenic and traditional corn (*Zea mays* L.) detritus and their consumers? *Applied Soil Ecology*, 35(2): 449-453.
- Rounick J.S. and Winterbourn M.J. 1986. Stable carbon isotopes and carbon flow in ecosystems. *Bioscience*, 36: 171–177.
- Rybczynski S. M., Walters D. M., Fritz K. M., and Johnson B. R. 2008. Comparing trophic position of stream fishes using stable isotope and gut contents analyses. *Ecology of Freshwater Fish*, 17(2), 199-206.
- Sedell J. R., Naiman R. J., Cummins K. W., Minshall G. W., Vannote R. L. 1978. Transport of particulate organic material in streams as a function of physical processes. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 20: 1366-75
- Sondergaard M., Riemann B., Jensen L.M. et al., 1988. Pelagic food web processes in an oligotrophic lake. *Hydrobiologia*, 164: 271–286.
- Suberkropp K., and Klug M. J., 1981. Degradation of leaf litter by aquatic

- hyphomycetes. *The fungal community*. Marcel Dekker, New York, pp. 761-776.
- Suberkropp K., Klug M. J., 1976. Fungi and bacteria associated with leaves during processing in a woodland stream, *Ecology* 57:707-19
- Taiz L., Zeiger, E., Türkan İ., 2008. *Bitki fizyolojisi*. Palme Yayıncılık.
- Thorpe J. H., and DeLong M. D., 1994. The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic matter processing in large river ecosystems. *Oikos* 70: 305-308.
- Trites A. W., 2003. 8 Food Webs in the Ocean: Who Eats Whom and How Much? *Responsible fisheries in the marine ecosystem*, 125.
- Vander zanden M. J. and J. B. Rasmussen, 1999. Primary consumer $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology*, 80(4): 1395-1404.
- Vannote R. L. ve ark., 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*. 37 (1): pp. 130-137.
- Warren P.H., 1989. Spatial and temporal variation in the structure of a freshwater food web. *Oikos*, 55: 299–311.
- Wedin D.A., Tieszen L.L., Dewey B., Pastor J., 1995. Carbon isotope dynamics during grass decomposition and soil organic matter formation. *Ecology*, 76: 1383–1392.
- Wiggins G. B., 1977. Larvae of the North American Caddisfly Genera. Toronto: Univ. Toronto Press. 401 pp

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : İldeniz PINAR

Doğum Yeri : Eskişehir

Doğum Tarihi : 08.08.1991

EĞİTİM DURUMU

Lisans Öğrenimi : Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi (2009-2013)

Yüksek Lisans Öğrenimi : Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi (2014-2016)

Bildiği Yabancı Diller : İngilizce

BİLİMSEL FAALİYETLERİ

İldeniz P., Yalçın Özdilek Ş., (2015). Heterotrofik Enerji Kaynaklarının Akarsulardaki Fonksiyonel Beslenme Gruplarına Etkisi 18. Su Ürünleri Sempozyumu 1-4 Eylül 2015 İzmir.

Antropojenik kökenli heterotrofik enerji kaynaklarının orman içi akarsularda yaşayan *Melanopsis buccinoidea* türünün trofik pozisyonları üzerine etkileri-Yardımcı araştırmacı BAP FHD-2016-711

İŞ DENEYİMİ

Çalıştığı Kurumlar ve Yıl :

İLETİŞİM

E-posta Adresi :ildeniz.pnr2691@hotmail.com