

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ NÜKLEER ENERJİ ENSTİTÜSÜ

83070

**^{134}Cs ve ^{241}Am BİYOKİNETİĞİNİN ÜÇ FARKLI ORGANİZMA İÇİN
İNCELENMESİ VE KESİKLİ ZAMAN MODELİ İLE YENİ BİR
DEĞERLENDİRME**

DOKTORA TEZİ
Yük. Lis. Nurdan GÜNGÖR
(191.01)

83070

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 29 Ocak 1999
Tezin Savunulduğu Tarih : 14 Mayıs 1999

Tez Danışmanı : Prof. Dr. A. Beril TUĞRUL

Diğer Jüri Üyeleri Prof. Dr. Hasbi YAVUZ (İ.T.Ü.)

Prof. Dr. Namık ÇAĞATAY (İ.Ü.)

Prof. Dr. İsmail ÜNSAL (İ.Ü.)

Yar.Doç. Dr. Filiz BAYTAŞ (İ.T.Ü.)

MAYIS 1999

ÖNSÖZ

Pek çok deniz organizması; bazı kirleticileri, suda biriken oranlardan daha fazla miktarlarda bünyelerinde biriktirir. Bu tür organizmaların tespiti ve bu organizmalara ait kondantrasyon faktörlerinin hesaplanması çevre değerlendirmeleri açısından da hayli önemli bir konudur. Türkiye'nin üç tarafının denizlerle çevrili olduğu düşünüldüğünde bu tür çalışmaların gerekliliğini ve önemini ayrıca ortaya çıkarmaktadır. Farklı yönlerden önemli olabileceğini düşünerek başladığımız ve büyük bir istekle sürdürdüğüm bu doktora tez çalışmasının ileride yapılacak araştırmalara da ışık tutacağı inancı ve umudundayım.

Bu doktora çalışmam esnasında çok şey öğrendiğim tez çalışmasını yöneten, çalışmanın her aşamasında değerli eleştiri ve önerileriyle yol gösteren, teşvik ve yardımlarını esirgemeyen Sayın Hocam Prof. Dr. A. Beril TUĞRUL'a en derin minnet ve şükranlarımı sunmayı bir borç bilirim.

Deneysel çalışmalarım sırasında fikir ve yardımlarından yararlandığım Sayın Dr. Sayhan TOPCUOĞLU ve Sayın Emin GÜNGÖR'e teşekkürlerimi belirtmek isterim.

Teknik yardımlarından dolayı Sayın Necati YILMAZ, Sayın İbrahim AKKÜRT ve Sayın Mehmet KARABİBER'e teşekkür ederim.

Bu çalışmanın yapıldığı Çekmece Nükleer Araştırma Merkezi Yönetimine de teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca bütün eğitim hayatım boyunca gösterdikleri sabır, hoşgörü ve destekleri için aileme çok teşekkür ederim.

Ocak 1999

Nurdan GÜNGÖR

İÇİNDEKİLER

KISALTMALAR	iv
TABLO LİSTESİ	v
ŞEKİL LİSTESİ	viii
SEMBOL LİSTESİ	xi
ÖZET	xiii
SUMMARY	xvi
1. GİRİŞ	1
2. RADYOAKTİF İZLEME TEKNİĞİ VE BİYOKİNETİK	12
ARAŞTIRMALAR	
2.1 İzleme Teknikleri ve Radyoaktif İzleme Tekniği	12
2.1.1. Radyoaktif İzleyici Temini ve Hazırlanması	13
2.2 Biyoindikatör Organizma	14
2.3. Biyokinetik Çalışmalar	16
2.3.1. Biyobirikim Çalışmaları	17
2.3.1.1. Biyobirikim Deneyleri	19
2.3.1.2. Biyobirikim Deneyinde Kullanılan Modeller	21
2.3.2. Biyokayıp Deneyi	24
2.3.3. Organ veya Dokulara Ayırma (disseksiyon)	26
2.4. Radyoizotop Ölçümlemeleri	26
3. DENEYLERDE KULLANILAN ORGANİZMALAR	27
3.1. Mollusca (yumuşakçalar)	27
3.1.1. Bivalvia	28
3.1.1.1. <i>M. galloprovincialis</i>	28
3.1.2. Gastropod (salyangoz)	31
3.1.2.1. <i>P. caerulea</i>	31
3.2. Algler (yosunlar)	33
3.2.1. Chlorophyceae (yeşil algler)	34
3.2.1.1. <i>E. linza</i>	34
4. DENEYSEL ÇALIŞMALAR.	36
4.1. Organizmaların Laboratuvara Uyumu İçin Yapılan Çalışmalar	36
4.2. Kullanılan Radyoizotoplar ve Sayım Sistemleri	40
4.2.1. Biyokinetik Deneylerde Radyoaktivite Ölçümleri	43
4.3. Biyobirikim Deneyi	45
4.4. Biyoatılım Deneyi	48

4.5. Organizmaların Disseksiyonu...	49
4.6 Biyobirikim Olayının Analitik Olarak İncelenmesi	51
4.7 Biyoatılım Olayının Analitik Olarak İncelenmesi.	54
4.8. "t" Dağılımı	55
5. DENEY SONUÇLARI	56
5.1. Biyobirikim	56
5.1.1. ¹³⁴ Cs Radyoizotopunun Biyobirikimi	56
5.1.1.1. <i>M. galloprovincialis</i> 'te ¹³⁴ Cs Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçları	58
5.1.1.2 <i>P. caerulea</i> 'da ¹³⁴ Cs Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçları	61
5.1.1.3. <i>E. linza</i> 'da ¹³⁴ Cs Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçları	62
5.1.1.4. ¹³⁴ Cs Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyinde Doku Dağılımı Sonuçları	64
5.1.1.5. ¹³⁴ Cs Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçlarının Çalışılan Organizmalar İçin Karşılaştırılması	68
5.1.2. ²⁴¹ Am Radyoizotopunun Biyobirikimi	69
5.1.2.1. <i>M. Galloprovincialis</i> 'te ²⁴¹ Am Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçları	71
5.1.2.2. <i>P. Caerulea</i> 'da ²⁴¹ Am Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçları	74
5.1.2.3. <i>E. linza</i> 'da ²⁴¹ Am Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçları	75
5.1.2.4. ²⁴¹ Am Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyinde Doku Dağılımı Sonuçları	77
5.1.2.5. ²⁴¹ Am Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçlarının Çalışılan Organizmalar İçin Karşılaştırılması	82
5.2.Biyoatılım.	84
5.2.1. ¹³⁴ Cs Radyoizotopunun Biyoatılımı	84
5.2.1.1. <i>M. Galloprovincialis</i> 'te ¹³⁴ Cs Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçları	84
5.2.1.2. <i>P. Caerulea</i> 'da ¹³⁴ Cs Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçları	88
5.2.1.3. <i>E. linza</i> 'da ¹³⁴ Cs Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçları	89
5.2.1.4. ¹³⁴ Cs Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyinde Doku Dağılımı Sonuçları	91
5.2.1.5. ¹³⁴ Cs Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçlarının Çalışılan Organizmalar İçin Karşılaştırılması	95
5.2.2. ²⁴¹ Am Radyoizotopunun Biyoatılımı	95
5.2.2.1. <i>M. Galloprovincialis</i> 'te ²⁴¹ Am Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçları	95

5.2.2.2. <i>P. Caerulea</i> 'da ^{241}Am Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçları	99
5.2.2.3. <i>E. linza</i> 'da ^{241}Am Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçları	99
5.2.2.4. ^{241}Am Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyinde Doku Dağılımı Sonuçları	101
5.2.2.5. ^{241}Am Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçlarının Çalışılan Organizmalar İçin Karşılaştırılması	105
5.3. Yüzde Fraksiyon Değerleri	105
5.4. Deney Sonuçlarının Diğer Çalışmalarla Karşılaştırılması	106
6.YENİ BİR BİYOKİNETİK DEĞERLENDİRME, KESİKLİ ZAMAN MODELİ VE DEĞİŞİM ORANI TAYİNİ	114
6.1. Kesikli Zaman Modeli	114
6.2. Kesikli Zaman Modeli İle Klasik Modelin Karşılaştırılması	117
6.3. Kesikli Zaman Modeli İle Hesaplanan Azalma Faktörünün İrdelenmesi	121
7. SONUÇLAR VE TARTIŞMA	129
KAYNAKLAR	140
ÖZGEÇMİŞ	154

KISALTMALAR

CIESM	:	Commission Internationale pour L'exploration Scientifique de la Mer Méditerranée (Akdeniz Bilimsel araştırmaları için Uluslararası Komisyon)
ÇNAEM	:	Çekmece Nükleer Araştırma ve Eğitim Merkezi
DDT	:	Dichloro-Diphenyl Trichloroethan
FAO	:	Food and Agriculture Organization of the United Nations (Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü)
HNO₃	:	Nitrik Asit
IAEA	:	International Atomic Energy Agency (Uluslararası Atom Enerjisi Ajansı)
İ.T.Ü.	:	İstanbul Teknik Üniversitesi
İ.Ü.	:	İstanbul Üniversitesi
MEL	:	Marine Environment Laboratory (Deniz Çevre Laboratuvarı)
NaI(Tl)	:	Sodyum iyodür talyum
SA	:	Özgöl Aktivite
TAEK	:	Türkiye Atom Enerjisi Kurumu

TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa</u> <u>No</u>
Tablo 3.1 Mollusklerin (yumuşakcalar) sınıflandırılması.....	27
Tablo 3.2 Deneyde kullanılan mollusca tipi organizmanın sistematigi.....	29
Tablo 3.3 Alglerin (yosunların) sınıflandırılması.....	33
Tablo 3.4 Deneyde kullanılan alg türünün sistematigi.....	34
Tablo 4.1 f/2 medyumunun kompozisyonu.....	38
Tablo 4.2 Çalışılan organizmaların ağırlıklarına göre ayırımı.....	40
Tablo 4.3 Amerisyumun önemli izotoplarının özellikleri.....	42
Tablo 4.4 Sezyumun önemli izotoplarının özellikleri.....	43
Tablo 4.5 Deney süresince uygulanan ortamın parametreleri.....	46
Tablo 5.1 <i>M. galloprovincialis</i> , <i>P. caerulea</i> ve <i>E. linza</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun denge durumundaki kinetiği.....	57
Tablo 5.2 Küçük ve büyük <i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri	60
Tablo 5.3 <i>P. caerulea</i> örneğinde biyobirikim deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri	61
Tablo 5.4 <i>E. linza</i> örneğinde biyobirikim deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri.....	62
Tablo 5.5 <i>M. galloprovincialis</i> örneğinin yumuşak ve kabuk dokularında biyobirikim deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun denge durumundaki kinetiği	65
Tablo 5.6 Biyobirikim deneyinde <i>M. galloprovincialis</i> örneğinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri	66
Tablo 5.7 <i>P. caerulea</i> örneğinin yumuşak ve kabuk dokularında biyobirikim deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun denge durumundaki kinetiği.....	67
Tablo 5.8 Biyobirikim deneyinde <i>P. caerulea</i> örneğinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun. disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri.....	68
Tablo 5.9 <i>M. galloprovincialis</i> , <i>P. caerulea</i> ve <i>E. linza</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun denge durumundaki kinetiği.....	70

Tablo 5.10	Küçük ve büyük <i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri.....	73
Tablo 5.11	<i>P. caerulea</i> örneğinde biyobirikim deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri.....	74
Tablo 5.12	<i>E. linza</i> örneğinde biyobirikim deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri.....	76
Tablo 5.13	<i>M. galloprovincialis</i> örneğinin yumuşak ve kabuk dokularında biyobirikim deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun denge durumundaki kinetiği.....	78
Tablo 5.14	Biyobirikim deneyinde <i>M. galloprovincialis</i> örneğinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri.....	79
Tablo 5.15	<i>P. caerulea</i> örneğinin yumuşak ve kabuk dokularında biyobirikim deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun denge durumundaki kinetiği.....	80
Tablo 5.16	Biyobirikim deneyinde <i>P. caerulea</i> örneğinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri.....	81
Tablo 5.17	¹³⁴ Cs radyoizotopunun <i>M. galloprovincialis</i> , <i>P. caerulea</i> ve <i>E. linza</i> organizmalarına ait kayıp kinetiği değerleri.....	85
Tablo 5.18	Küçük ve büyük <i>M. galloprovincialis</i> 'de biyoatılım deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun organizmada kalan aktivite değerleri (%)..	87
Tablo 5.19	<i>P. caerulea</i> 'da biyoatılım deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun organizmada kalan aktivite değerleri (%).....	89
Tablo 5.20	<i>E. linza</i> 'da biyoatılım deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun organizmada kalan aktivite değerleri (%).....	90
Tablo 5.21	¹³⁴ Cs radyoizotopunun <i>M. galloprovincialis</i> 'in yumuşak dokusuna ait kayıp kinetiği değerleri.....	91
Tablo 5.22	Biyoatılım deneyinde <i>M. galloprovincialis</i> örneğinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri	93
Tablo 5.23	¹³⁴ Cs radyoizotopunun <i>P. caerulea</i> 'nın yumuşak dokusuna ait kayıp kinetiği değerleri.....	93
Tablo 5.24	Biyoatılım deneyinde <i>P. caerulea</i> örneğinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri (Bq/g).....	94
Tablo.5.25	²⁴¹ Am radyoizotopunun <i>M. galloprovincialis</i> , <i>P. caerulea</i> ve <i>E. linza</i> organizmalarına ait kayıp kinetiği değerleri.....	96
Tablo 5.26	Küçük ve büyük <i>M. galloprovincialis</i> 'de biyoatılım deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun organizmada kalan aktivite değerleri (%)..	98
Tablo 5.27	<i>P. caerulea</i> örneklerinde biyoatılım deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun organizmada kalan aktivite değerleri (%).....	100
Tablo 5.28	<i>E. linza</i> örneklerinde biyoatılım deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun organizmada kalan aktivite değerleri (%).....	100

Tablo 5.29	²⁴¹ Am radyoizotopunun <i>M. galloprovincialis</i> 'ın yumuşak dokusuna ait kayıp kinetiği değerleri.....	102
Tablo 5.30	Biyoatılım deneyinde <i>M. galloprovincialis</i> örneğinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri	103
Tablo 5.31	²⁴¹ Am radyoizotopunun <i>P. caerulea</i> 'nın yumuşak dokusuna ait kayıp kinetiği değerleri.....	103
Tablo 5.32	Biyoatılım deneyinde <i>P. caerulea</i> örneğinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri	104
Tablo 5.33	²⁴¹ Am ve ¹³⁴ Cs radyoizotoplarının deniz suyunda bulunan partiküler maddelere bağlanması.....	106
Tablo 6.1	Biyoatılım deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun tüm organizmalar için biyolojik yarı-ömrünün hesaplanmasında klasik model ve kesikli zaman modeli metodlarının karşılaştırılması.....	118
Tablo 6.2	Biyoatılım deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun tüm organizmalar için biyolojik yarı-ömrünün hesaplanmasında klasik model ve kesikli zaman modeli metodlarının karşılaştırılması.....	118
Tablo 6.3	Biyoatılım deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun tüm organizmalar için biyolojik arınma sabiti hesaplanmasında klasik model ve kesikli zaman modeli metodlarının karşılaştırılması.....	119
Tablo 6.4	Biyoatılım deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun tüm organizmalar için biyolojik arınma sabitinin hesaplanmasında klasik model ve kesikli zaman modeli metodlarının karşılaştırılması	120
Tablo 6.5	Kesikli zaman modeli ile hesaplanan azalma faktörü (r) değerleri	121
Tablo 6.6	Kesikli zaman modeli ile hesaplanan biyolojik arınma sabiti (k) değerlerinin azalma faktörü (r) değerleri ile karşılaştırılması	126
Tablo 7.1	Klasik model ile kesikli zaman modeli kullanılarak hesaplanan biyolojik yarı-ömür değerlerinin karşılaştırılması sonucu elde edilen hata oranlarının toplu gösterimi.....	134
Tablo 7.2	Klasik model ile kesikli zaman modeli kullanılarak hesaplanan biyolojik arınma sabiti değerlerinin karşılaştırılması sonucu elde edilen hata oranlarının toplu gösterimi.....	135

ŞEKİLLER LİSTESİ

		<u>Sayfa</u> <u>No</u>
Şekil 3.1	<i>M. galloprovincialis</i> 'in genel görünüşü.....	30
Şekil 3.2	<i>P. caerulea</i> 'nın genel görünüşü.....	32
Şekil 3.3	<i>E. linza</i> 'nın genel görünüşü.....	35
Şekil 4.1	Alg kültürasyon kabini.....	37
Şekil 4.2	<i>E. linza</i> makroalg türü bitkinin laboratuvar şartlarına adaptasyonunda kullanılan düzenek.....	39
Şekil 4.3	NaI(Tl) dedektör sisteminin şematik gösterimi.....	44
Şekil 4.4	Biyokinetik deneylerin yapıldığı sayım sistemi (NaI(Tl) dedektör)	44
Şekil 4.5	<i>P. caerulea</i> 'lara ait deney düzeneği.....	46
Şekil 4.6	Biyoatılım deneyine ait deney düzeneği.....	49
Şekil 4.7	<i>M. galloprovincialis</i> isimli organizmanın disseksiyonu (şematik gösterimi).....	50
Şekil 4.8	<i>M. galloprovincialis</i> isimli organizmanın disseksiyonu.....	50
Şekil 4.9	<i>P. caerulea</i> isimli organizmanın disseksiyonu.....	51
Şekil 5.1	Küçük <i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörü.....	58
Şekil 5.2	Büyük <i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörü.....	59
Şekil 5.3	Küçük <i>M. galloprovincialis</i> ve büyük <i>M. galloprovincialis</i> , örneklerine ait biyobirikim deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörlerinin toplu gösterimi.....	59
Şekil 5.4	<i>P. caerulea</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörü.....	63
Şekil 5.5	<i>E. linza</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörü.....	63
Şekil 5.6	<i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde yumuşak doku ve kabukta ¹³⁴ Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörü.....	65
Şekil 5.7	<i>P. caerulea</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde yumuşak doku ve kabukta ¹³⁴ Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri.....	67
Şekil 5.8	Küçük <i>M. galloprovincialis</i> , büyük <i>M. galloprovincialis</i> , <i>P. caerulea</i> ve <i>E. linza</i> örneklerinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun yüzde biyobirikim değerleri.....	69

Şekil 5.9	Küçük <i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörü.....	71
Şekil 5.10	Büyük <i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörü.....	72
Şekil 5.11	Küçük <i>M. galloprovincialis</i> ve büyük <i>M. galloprovincialis</i> örneklerine ait biyobirikim deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörlerinin toplu gösterimi.....	72
Şekil 5.12	<i>P. caerulea</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörü.....	75
Şekil 5.13	<i>E. linza</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörü.....	77
Şekil 5.14	<i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde yumuşak doku ve kabukta ²⁴¹ Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri.....	78
Şekil 5.15	<i>P. caerulea</i> örneklerinde biyobirikim deneyinde yumuşak doku ve kabukta ²⁴¹ Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri.....	81
Şekil 5.16	Küçük <i>M. galloprovincialis</i> , büyük <i>M. galloprovincialis</i> , <i>P. caerulea</i> ve <i>E. linza</i> örneklerinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun yüzde biyobirikim değerleri.....	83
Şekil 5.17	Küçük <i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun kayıp kinetiği.....	84
Şekil 5.18	Küçük <i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun kayıp kinetiği.....	86
Şekil 5.19	<i>P. caerulea</i> örneklerinde ¹³⁴ Cs radyoizotoplarının kayıp kinetiği.....	88
Şekil 5.20	<i>E. linza</i> örneklerinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun kayıp kinetiği.....	90
Şekil 5.21	Biyoatılım deneyinde <i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun disseksiyon günlerindeki değişik dokulara ait kayıp kinetiği.....	92
Şekil 5.22	Biyoatılım deneyinde <i>P. caerulea</i> örneklerinde ¹³⁴ Cs radyoizotopunun disseksiyon günlerindeki değişik dokulara ait kayıp kinetiği.....	94
Şekil 5.23	Küçük <i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun kayıp kinetiği.....	97
Şekil 5.24	Büyük <i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun kayıp kinetiği.....	98
Şekil 5.25	<i>P. caerulea</i> örneklerinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun kayıp kinetiği....	99
Şekil 5.26	<i>E. linza</i> örneklerinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun kayıp kinetiği.....	101
Şekil 5.27	Biyoatılım deneyinde <i>M. galloprovincialis</i> örneklerinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun disseksiyon günlerindeki değişik dokulara ait kayıp kinetiği.....	102
Şekil 5.28	Biyoatılım deneyinde <i>P. caerulea</i> örneklerinde ²⁴¹ Am radyoizotopunun disseksiyon günlerindeki değişik dokulara ait kayıp kinetiği.....	104

Şekil 5.29	Farklı Mytilus türleri için biyobirikim deneyi sonucunda elde edilen konsantrasyon faktörü değerlerinin karşılaştırılması.....	107
Şekil 5.30	Farklı Mytilus türlerinin yumuşak dokusu için biyobirikim deneyi sonucunda elde edilen konsantrasyon faktörü değerlerinin karşılaştırılması.....	108
Şekil 5.31	Farklı Mytilus türlerinin yumuşak dokusu için biyobirikim deneyinin 5. gününde elde edilen konsantrasyon faktörü değerlerinin karşılaştırılması.....	109
Şekil 5.32	Farklı alg türleri için biyobirikim deneyi sonucunda elde edilen konsantrasyon faktörü değerlerinin karşılaştırılması.....	110
Şekil 5.33	Farklı Mytilus türleri için biyoatılım deneyi sonucunda elde edilen biyolojik yarı-ömür değerlerinin karşılaştırılması.....	111
Şekil 5.34	Farklı Mytilus türleri için biyoatılım deneyi sonucunda elde edilen biyolojik yarı-ömür değerlerinin karşılaştırılması.....	112
Şekil 5.35	Farklı alg türleri için biyoatılım deneyi sonucunda elde edilen biyolojik yarı-ömür değerlerinin karşılaştırılması.....	113
Şekil 6.1.	Kesikli zaman modeli ile hesaplanan ^{134}Cs radyoizotopuna ait azalma faktörü (r) değerleri.....	122
Şekil 6.2	Kesikli zaman modeli ile hesaplanan ^{241}Am radyoizotopuna ait azalma faktörü (r) değerleri.....	122
Şekil 6.3	Farklı organizmaların hızlı komponentlerinde ^{134}Cs radyoizotopunun biyolojik yarı ömür ve azalma faktörü değerlerinin değişimi.....	124
Şekil 6.4	Farklı organizmaların yavaş komponentlerinde ^{134}Cs radyoizotopunun biyolojik yarı ömür ve azalma faktörü değerlerinin değişimi.....	124
Şekil 6.5	Farklı organizmaların hızlı komponentlerinde ^{241}Am radyoizotopunun biyolojik yarı ömür ve azalma faktörü değerlerinin değişimi.....	125
Şekil 6.6	Farklı organizmaların yavaş komponentlerinde ^{241}Am radyoizotopunun biyolojik yarı ömür ve azalma faktörü değerlerinin değişimi.....	125
Şekil 6.7	Farklı organizmaların hızlı komponentlerinde ^{134}Cs radyoizotopunun biyolojik arınma sabiti ve azalma faktörü değerlerinin değişimi.....	127
Şekil 6.8	Farklı organizmaların yavaş komponentlerinde ^{134}Cs radyoizotopunun biyolojik arınma sabiti ve azalma faktörü değerlerinin değişimi.....	127
Şekil 6.9	Farklı organizmaların hızlı komponentlerinde ^{241}Am radyoizotopunun biyolojik arınma sabiti ve azalma faktörü değerlerinin değişimi.....	128
Şekil 6.10	Farklı organizmaların yavaş komponentlerinde ^{241}Am radyoizotopunun biyolojik arınma sabiti ve azalma faktörü değerlerinin değişimi.....	128

Şekil 7.1	Kesikli zaman modeli ve klasik model ile hesaplanan biyolojik yarı-ömür değerlerinin ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarının hızlı ve yavaş komponentlerde karşılaştırılması.....	134
Şekil 7.2	Kesikli zaman modeli ve klasik model ile hesaplanan biyolojik arınma sabiti değerlerinin ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarının hızlı ve yavaş komponentlerde karşılaştırılması.....	135
Şekil 7.3	^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları için kesikli zaman modeli ile farklı organizmaların hızlı ve yavaş komponentleri için hesaplanan azalma faktörü değerleri.....	136
Şekil 7.4	^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları için kesikli zaman modeli ile hesaplanan biyolojik yarı-ömür ve azalma faktörü değerlerinin karşılaştırılması.....	137
Şekil 7.5	^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları için kesikli zaman modeli ile hesaplanan biyolojik arınma sabiti ve azalma faktörü değerlerinin karşılaştırılması.....	137



SEMBOL LİSTESİ

A	: Radyoizotopun yiyecekten asimilasyon verimi
Bq	: Becquerel
cm	: Santimetre
C	: Konsantrasyon faktörü
C₀	: t = 0 zamanındaki konsantrasyon faktörü
C_f	: Radyoizotopun yiyecekteki konsantrasyonu
Ci	: Curie
C_{ss}	: Denge durumundaki konsantrasyon faktörü
C_t	: t zamanındaki konsantrasyon faktörü
C_w	: Sudaki radyoizotop konsantrasyonu
F	: Organizmada günlük yiyecek alımı miktarı
I	: Organizmaya birim zamanda giren ve çıkan radyoizotop miktarı
I_w	: İçme ve yüzey absorpsiyonu yoluyla sudan alınış hız sabiti
k	: Biyolojik arınma sabiti
λ_b	: Biyolojik bozunum sabiti
λ_f	: Fiziksel bozunum sabiti
mBq	: Mili becquerel
MBq	: Mega becquerel
mm	: Milimetre
μ	: Organizmada kalan aktivite (yüzde)
μm	: Mikrometre
n	: Organizma sayısı
P	: Denge durumunda radyoizotop aktivitesi
pCi	: Piko Curie
P_(t=0)	: t=0 anında organizmanın sahip olduğu radyoizotop aktivitesi
r	: Azalma faktörü
σ	: Standart sapma
Q_t	: t zamanında organizmadaki aktivite
Q_{ss}	: Denge durumunda organizmadaki aktivite
t	: zaman
T_{b1/2}	: Biyolojik yarı-ömür
T_{f1/2}	: Fiziksel yarı-ömür
T_{o1/2}	: Akvaryum duvarlarındaki izotop kaybının yarı-ömrü
τ	: Radyoizotopun organizma içinde geçirdiği süre
w	: Organizma ağırlığı
ω	: Akvaryum duvarlarında radyoizotop kaybı sabiti

¹³⁴Cs ve ²⁴¹Am BİYOKİNETİĞİNİN ÜÇ FARKLI ORGANİZMA İÇİN İNCELENMESİ VE KESİKLİ ZAMAN MODELİ İLE YENİ BİR DEĞERLENDİRME

ÖZET

Bu çalışmada, çok bilinen bir midye türü olan *Mytilus galloprovincialis*, bir gastropod türü olan *Patella caerulea* ve makroalg türü *Enteromorpha linza* biyoindikator organizma olarak seçilmiştir. Deniz çevresinde pek çok kirleticinin izlenmesinde *M. galloprovincialis* biyoindikator organizma olarak yaygın şekilde kullanılır.

Gastropoda sınıfının patellidae familyasındaki *P. caerulea* ile yapılan radyoizotopik biyokinetik araştırmalar literatürde bulunmamaktadır. *P. caerulea* kayalarda yaşar. Diğer organizma ise *E. linza* olup Chlorophyta sınıfının ulvacea familyasındandır. Bu organizma denizlerde iki metre derinliğe kadar kayalarda yaşayabilir. Bu organizmaları seçmemizin nedeni, bunlar besin maddeleri ile bağlantı sağladığından besin zincirinde önemlidir.

¹³⁴Cs ve ²⁴¹Am radyoizotopları Çernobil kazasından sonra radyoaktif kirlilikten dolayı Karadeniz’de bulunan önemli radyoizotoplardır. Bu çalışmada ¹³⁴Cs ve ²⁴¹Am radyoizotopları üç farklı organizmada çift izleyici olarak biyokinetik araştırmalar için tercih edilmiştir. Böylece organizmalar ve çift izleyicilerden dolayı orjinal bir deneysel çalışma amaçlanmıştır.

Bu çalışmada kullanılan ¹³⁴Cs ve ²⁴¹Am radyoizotopları Amersham Radyonüklid Kimyasal Merkezi’nden temin edilmiştir. ¹³⁴Cs ve ²⁴¹Am radyoizotoplarının özgül aktiviteleri sırasıyla 175 MBq.ml⁻¹ ve 34.67 kBq.ml⁻¹’dir.

Bütün organizmalar Karadeniz Kıyısında bulunan Şile İlçesinden toplanmıştır. Numuneler 30 l. lik yeni alınmış deniz suyu içeren plastik akvaryumlara transfer edilmiş ve deneyden önce deney şartlarına alışması sağlanmıştır. Deniz suyu, deney şartlarına alıştırma sırasında ve deney sırasında havalandırılmıştır. Bütün deneyler ışık ve sıcaklık kontrollü odalarda gerçekleştirilmiştir.

Biyobirikim deneyi için, 10 l kapasiteli plastik akvaryumlar 6 l. deniz suyu ile doldurulmuştur. Her bir akvaryuma konsantrasyonu ayrı ayrı litresinde 1000 Bq olacak şekilde ¹³⁴Cs ve ²⁴¹Am radyoizotopları ilave edilmiştir.

Organizmalar akvaryuma yerleştirilmeden önce plastik bıçak kullanılarak epifaunasından (üzerinde bulunan organizmalardan) temizlenmiştir. Organizmalar haftada iki kere değiştirilen ve içerisine radyoaktif madde ilave edilen deniz suyunda denge durumuna gelinceye kadar bekletilmiştir. Deney sırasında, yumuşakçalar yaklaşık 30 dakika temiz deniz suyuna transfer edilmiş ve sağlık şartlarını sağlayabilmek için düzenli bir şekilde *P. tricornutum* ile beslenmiştir.

Midye ve patella örnekleri, biyobirikim ve kayıp deneyleri sırasında dokularına ayrılarak yumuşak doku ve kabuklarına ait radyasyon miktarları tayin edilmiştir. Farklı dokularda keza konsantrasyon ve biyolojik yarı-ömür değerleri de hesaplanmıştır.

^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarının sudan biyobirikimi araştırılmıştır. ^{134}Cs ve radyoizotopunun konsantrasyon faktörü küçük midye, büyük midye, patella ve makroalg örneklerinde araştırılmış ve sırasıyla 2.80, 2.57, 2.00 ve 2.00 olarak bulunmuştur. Aynı zamanda yumuşak dokuda ise ^{134}Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörü midyeler için 16.11 ve patella için ise 5.46 olarak bulunmuştur. Diğer taraftan, kabuk dokusunun konsantrasyon faktörü midye ve patella türü organizmanın bütün vücuduna nazaran önemli bir farklılık gösterir. Bu grupta en yüksek konsantrasyon faktörü *M. galloprovincialis* için bulunmuştur. Fakat ^{134}Cs radyoizotopunun midyedeki biyobirikimi organizmaların büyüklüğüne bağlıdır. ^{241}Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri farklı büyüklükteki midyelerde ve diğer organizmalarda 200, 150, 260 ve 1380 olarak bulunmuşlardır. ^{241}Am radyoizotopuna ait konsantrasyon faktörünün midyelerin yumuşak dokusunda ve kabuk kısmında aynı ve 250 olduğu bulunmuştur. Bununla beraber ^{241}Am radyoizotopunun patellanın kabuk kısmında, aynı organizmanın yumuşak dokusuna göre 3 kere daha yüksek olduğu bulunmuştur.

Biyobirikim periyodunun sonunda, organizmalar kontamine olmamış ve akan deniz suyuna transfer edilmiştir. Kontamine olmayan suyun akış hızı, saatte 1 l. olarak düzenlenmiştir.

Radyoizotopların organizmalar tarafından tutulması birkaç hafta devam etmiştir. Radyoizotop kaybı atılım deneylerinin başlangıcında, başlangıç radyoizotop aktivitesinin yüzdesi olarak ifade edilmiştir. Çok bileşenli biyoatılımın yumuşakçalarda (*M. galloprovincialis* ve *P. caerulea*), her iki radyoizotop için de uygun olduğu söylenebilir. Standart matematiksel verilerin davranışı bileşenleri hesaplamak için kullanılmıştır.

Küçük midye, büyük midye ve patellada ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarının biyoatılım hızlarının lineer olmadığı, iki bileşenli olduğu ve başlangıç bileşeninin ise hızlı olduğu bulunmuştur. Bu organizmalar için ^{134}Cs radyoizotopunun yavaş bileşen için yarı-ömür değerleri sırasıyla 46.8 gün, 46.5 gün ve 6.4 gündür. Diğer taraftan makroalg örneklerinde ^{134}Cs radyoizotopunun biyoatılımının tek bileşenli olduğu ve biyolojik yarı-ömür değeri ise 15.2 gün olarak bulunmuştur. Midyelerin yumuşak kısmında ^{134}Cs radyoizotopunun biyoatılımının arttığı ve biyolojik yarı-ömür değerinin 29.4 gün olduğu bulunmuştur. Farklı olarak, patellanın yumuşak kısmında ^{134}Cs radyoizotopunun biyolojik yarı-ömrünün aynı organizmanın bütün vücudu ile benzer olduğu tespit edilmiştir. Büyük midye, küçük midye ve patellada ^{241}Am radyoizotopunun bütün vücuttan olan atılımının çift bileşenli olduğu ve biyolojik yarı-ömür değerinin ise organizmanın yavaş bileşeni için sırasıyla 72.2 gün, 75.3 gün ve 103,2 gün olarak bulunmuşlardır. Diğer taraftan macroalglerdeki biyoatılım hızı tek bileşenli olup ve biyolojik yarı-ömür değeri ise 24.8 gündür. Midye ve patellanın yumuşak dokularındaki ^{241}Am radyoizotopunun biyoatılım hızının aynı organizmanın bütün vücuduna nazaran daha hızlı olduğu tespit edilmiştir.

Biyokinetik sonuçları Karadeniz kıyısı çevresinde ^{134}Cs radyoizotopunun izlenmesinde midye türlerinin ve ^{241}Am radyoizotopunun izlenmesinde de patella türlerinin kullanımının yararlı olacağını göstermiştir.

Bu tez çalışmasında, organizmaların kayıp deneylerinin değerlendirilmesi için, yeni bir model uygulaması önerilmiştir. Bu “kesikli zaman modeli”dir. Bu model kullanılarak kayıp deneyleri hızlı ve kolay bir şekilde değerlendirilebilmektedir.

Biyolojik arınma sabiti (k) ve biyolojik yarı-ömür ($t_{b1/2}$) bu şekilde hesaplanabilir. Biyokinetik deneyler için bu iki önemli parametre, ya klasik model ya da kesikli zaman modeli kullanılarak üç farklı organizmada hesaplanmıştır. Bu kesikli zaman modelini aynı zamanda farklı radyoizotoplar için de kullanabiliriz. Bunların karşılaştırılması, kesikli zaman modeli ve klasik model tarafından hesaplanan iki değer arasındaki hata değerlerinin hayli küçük ve kabul edilebilir olduğunu göstermektedir.

Böylece, bu tez çalışmasında biyokinetik deneyler için orjinal olarak önerilen, “kesikli zaman modeli”nin uygulanması sonunda biyokinetik çalışmalar için uygun güvenilirlikte olduğu kanıtlanmıştır. Bundan başka, azalma faktörü kesikli zaman modeli için önemli bir faktördür. Azalma faktörü (r) 1’e doğru gittiğinde organizmadaki kayıp işlemi yavaş olur ve biyolojik yarı ömür uzun olur. Diğer taraftan biyolojik arınma sabiti (k) sıfıra gitmektedir.

Kesikli zaman modeli ile hesaplanan azalma faktörü (r) ile kayıp işleminin kalitesi belirlenebilmektedir. Ayrıca, kayıp deneyi azalma faktörü (r) 1 ‘e doğru gittiği zaman durdurulabilir. Böylece kayıp deneyinin uygun güvenilirlikle ve hızlı bir şekilde değerlendirilebileceği bu tez çalışmasıyla mukayeseli irdelemelerle gösterilmiş olmaktadır.

INVESTIGATION ON BIOKINETICS OF ^{134}Cs AND ^{241}Am RADIONUCLIDES IN THREE DIFFERENT ORGANISMS AND A NEW EVALUATION BY USING DISCRETE TIME MODEL

SUMMARY

In this study, the common mussel *Mytilus galloprovincialis*, the gastropod *Patella caerulea* and the macroalgae *Enteromorpha linza* have been selected as bioindicator organisms. *M. galloprovincialis* is most widely used as bioindicator organisms for monitoring studies in coastal and estuarine marine environment.

In literature, there has been no previous study on biokinetics of radionuclides in *P. caerulea* which is in the Patellidae family of gastropod class. *P. caerulea* lives on the rocks. The other organism was *E. linza* that belongs to Ulvaceae family of Chlorophyta class. It can live up to a water depth of 2 meters on the rocky sea floor. We selected the algae samples because they are links in benthic food webs.

^{134}Cs and ^{241}Am radionuclides are important radionuclides which are present in the Black Sea due to radioactive pollution after the Chernobyl accident. In this study ^{134}Cs and ^{241}Am radionuclides were chosen for biokinetic investigations in three different organisms as double tracers.

Solutions of ^{241}Am ($T_{b1/2}=432.2$ y) and ^{134}Cs ($T_{b1/2}=2.062$ y) used in this study were purchased from Amersham Radionuclides Chemical Center. The specific activity of the ^{134}Cs and ^{241}Am in the solutions were 175 MBq.ml^{-1} and $34.67 \text{ kBq.ml}^{-1}$ of respectively.

All the organisms were collected off the Şile village on the Black Sea coast. They were transferred to 30 lt. plastic aquarium containing fresh sea water for three weeks for acclimation before the experiment. The sea water was aerated during the acclimation and also during experiments. All experiments were performed under light and temperature controlled laboratory conditions.

For bioaccumulation experiments, plastic aquariums with 10 l. capacity were filled 6 l. of sea water. Into each aquarium ^{134}Cs and ^{241}Am radioisotopes were added to obtain a concentration of 1000 Bq.l^{-1} .

Before organisms placed in the aquarium, they were cleaned of any epifauna by using a plastic knife. Organisms were exposed until they reached steady state in the spiked water medium which was renewed with fresh sea water twice a week. During the experiments, mussels and patella samples were transferred into a clean sea water for approximately 30 minutes and regularly fed with *P. tricorntum* in an attempt to ensure good health.

During accumulation and bioelimination experiments mussels and patellas were dissected and radionuclide content in soft parts and shells were determined. Concentration factors and biological half-life of the radionuclides in different tissues were also determined.

The bioaccumulation of ^{134}Cs and ^{241}Am radionuclides were investigated from water pathway. The concentration factors of ^{134}Cs were found to be 2.80, 2.57, 2.00 and 2.00 in small mussel, large mussel, patella and macroalgae samples, respectively.

At the same time, concentration factors of ^{134}Cs radionuclide in the soft tissue were found to be 16.11 for mussels and 5.46 for patella. On the other hand, the concentration factor of the shell part was significantly different from whole body of the mussel and patella. In this group, the highest concentration factor was found in *M. galloprovincialis*. The accumulation of ^{134}Cs in mussels did not depend on the size of animals. The concentration factors of ^{241}Am were found to be 200, 150, 260 and 1380 in small mussel, large mussel, patella and macroalgae samples, respectively. The concentration factors of ^{241}Am radionuclide in soft tissue and shell parts of mussels were found to be similar and equal to 250. However, the concentration factor of ^{241}Am radionuclide in shell part of patella was found to be three times higher than its soft part.

At the end of the bioaccumulation periods, the organisms were transferred to uncontaminated running sea water. Flow rate of the uncontaminated water adjusted to 1 liter/hour.

Retention of radionuclides by organisms was monitored for several weeks. Radionuclide bioelimination expressed as % of initial radionuclides (^{134}Cs and ^{241}Am) activity at the beginning of the depuration experiments (A_0). Two component bioelimination was evident for mollusc (*M. galloprovincialis* and *P. caerulea*) for both the radionuclides. Standart mathematical treatment of data was used to evaluate the different components.

The bioelimination rates of ^{134}Cs and ^{241}Am radionuclides of small mussel, large mussel and patella were found to be non-linear consisting of two components with an initial fast component. The biological half-lives of slow component of ^{134}Cs radionuclide were 46.8 days, 46.5 days and 6.4 days for these organisms. On the other hand, the bioelimination of ^{134}Cs radionuclide in macroalgae samples was single component and the biological half-life for this organism was found to be 15.2 days. The bioelimination of ^{134}Cs radionuclide in soft parts of mussels was faster than whole body, with the biological half-life being 29.4 days. In contrast, the biological half life of ^{134}Cs radionuclide in soft parts of limpet was identical with that in the whole body. The whole body bioelimination of ^{241}Am radionuclide in large mussel, small mussel and patella, were similar to ^{134}Cs radionuclide; it consisted of two components with biological half-lives in slow component of the organisms being 72.2 days, 75.3 days and 103.2 days respectively. On the other hand, the bioelimination rate in macroalgae was of single component with biological half-life of 24.8 days. The bioelimination rate of ^{241}Am in soft parts of mussels and patella were faster than that in whole body of these organisms.

These biokinetic results showed that the ^{134}Cs in mussel species and the ^{241}Am in patella species are valuable tools for radionuclide monitoring in the Black Sea.

In this thesis, a new model, discrete time model, is proposed for the evaluation of radionuclide bioelimination from organisms. Bioelimination experiments can be relatively more quickly and easily using this model.

Biological depuration rate (k) and biological half-lives ($t_{b1/2}$) can be calculated by using this model. These two important parameters for biokinetics were calculated by using both the classical model and discrete time model in three different

organisms, and the results were compared. Comparisons of the two models show that the difference between the values calculated by classical model and discrete time model, are small and acceptable.

So, the proposed discrete time model has an adequate reliability for the biokinetics evaluation. Furthermore, reduction factor calculated from this model is an important parameter. The bioelimination process in the organisms becomes slower and biologic half-lives becomes longer, when the reduction factor (r) goes to 1, whereas the biological depuration rate (k) goes to nearly zero.

The calculated reduction factor (r) by discrete time model can, therefore, quantify the bioelimination process. Moreover, the bioelimination experiments can be stopped when the reduction factor goes to 1. So, the bioelimination experiments can be evaluated rapidly and quickly with an adequate reliability by using the discrete time model.



BÖLÜM 1

GİRİŞ

Deniz kirliliği, çevre sorunlarının giderek yaygınlık kazandığı günümüzde, önemli bir sorun teşkil etmektedir. Söz konusu deniz kirliliği sorunları, fiziksel, kimyasal ve biyolojik olabildiği gibi radyoizotoplar da denizler için bir kirlilik elemanı durumundadırlar. Radyoizotoplar; denizel ortama, yağışlar ve akarsular yoluyla yüzeysel ve hacimsel taşınımına, nükleer bomba denemeleri ve nükleer kazalarla havadan serpinti şekliyle girebilmektedir (Alpen, 1998). Ayrıca radyoizotoplar daha az olasılıkla, Çernobil kazasında olduğu gibi, kontamine olan karasal ortamlardan erozyon yoluyla denizlere taşınabilmektedir (Kanivets ve diğ. 1998; Ruzsa, 1998). Satalit kazaları sonucu satalitlerde taşınan nükleer reaktörlerin denize düşmesi, nükleer denizaltı kazaları, nükleer atıkların denizlerde depolanması, ya da bu atıkların denizlere bırakılması, denizler için ayrı kontaminasyon kaynaklarını oluşturmaktadır.

Doğal radyoizotoplar; denizel ortamlara fosfatlı gübre, pestisit (başta DDT olmak üzere birçok böcek öldürücüleri de içeren) ve deterjanlardan ayrı, petrol atıklarıyla da girebilmektedir. Denizel ortamlara giren radyoaktif kirleticiler; su, sediment ve organizma (biota) arasında döngüye uğramaktadır.

Bu durumda, denizlerin radyoaktivite kontrollerinde deniz suyu, sediment ve organizmalar önem taşımaktadır. Bu bağlamda suda, sedimentte ve organizmada radyoizotop konsantrasyonu saptamaya yönelik çalışmalar radyoekoloji biliminin izleme (monitoring) bölümünü oluşturmaktadır. Her üç eleman için de yapılan

alışmalar önemlidir ve ekolojik sistem için bir gösterge olan, biyoindikatör organizmalar ile çalışılması genelde benimsenen yöntemdir. Suda düşük miktarda bulunan radyoaktif, ağır metal, pestisit veya petrol atığı gibi kirleticileri yüksek konsantrasyonlarda bünyelerine alabilen organizmalara “biyoindikatör” organizma adı verilmektedir. Bu şekilde biyoindikatör kullanılarak yapılan çalışmalar; deniz suyundaki kirlilik mertebelerinin nispeten kolay tayin edilebilmesi ve biyoindikatör organizmaların besin zincirinde yer alması nedeniyle ayrı bir önem taşımaktadır.

Bu doktora tez çalışmasında midye, patella ve yosun türü organizmalar kullanılarak deneyler yapılması amaçlanmış ve bu organizmaların biyoindikatör olarak kullanılıp kullanılamayacağı araştırılmaya çalışılmıştır.

Öte yandan Çernobil Reaktör kazasından 2 yıl sonra Mayıs 1988’de **Topcuoğlu ve diğ. (1988)** tarafından yapılan bir araştırmada, Karadeniz midyelerinde ¹³⁷Cs radyoizotop miktarı belirlenmiştir. Bu çalışmada radyoaktivite seviyesinin 120 Bq.kg⁻¹ yaş ağırlık seviyesinde olması ve zamanla azalıyor olması; bu doktora tezinde araştırılan ¹³⁴Cs radyoaktif kirleticisinin biyokinetiğinin incelenmesinin gerekliliğinin bir göstergesidir.

Patella türü organizmaları kullanarak önemli radyoaktif kirleticilerden olan sezyum ve amerisyumun Karadeniz şartlarında biyobirikimini ve biyoatılımını araştırmamız; yapılan radyoaktivite ile ilgili literatür taramasında rastlanmadığından hem orjinallik ve hem de Karadeniz suyunun fizikokimyasal özellikleri kullanılması açısından farklı bir anlamlılık arzetmektedir.

Patella türü organizma büyük oranda insanlar tarafından tketilmemesine karşılık, midye türü organizma halk tarafından hayli önemli miktarlarda besin maddesi olarak da kullanılmaktadır. Ülkemiz denizlerinden 1995 yılında çıkarılan midye miktarı 6042 ton civarındadır. Bu miktarın 727 tonu Doğı Karadeniz’den ve 5014 tonu ise Batı Karadeniz’den çıkartılarak tüketilmiştir (**Devlet su ürünleri istatistikleri, 1997**). Ayrıca, Karadeniz makroalg türlerinde Çernobil sonrası yapılan lmlleme taraması (monitoring) araştırmalarında **Güven ve diğ. (1990a); Güven ve diğ. (1990b); Topcuoğlu ve diğ. (1995)** zellikle ¹³⁷Cs radyoizotopunun sürekli dedekte edilebilirliğı ve ¹³⁷Cs radyoizotopunun makroalg türü organizmalarda

saptanan doğal kayıp (depurasyon) hızını Topcuoğlu ve diğ. (1996a) laboratuvar şartları altında sezyum ve amerisyum radyoizotoplarının bir makroalg türünde biyobirikiminin de incelenmesinin gerekliliğini ortaya koymuştur ki bu doktora tez çalışmasıyla bu konuya da açıklık getirilmiş olunacaktır.

Radyoizotopların deniz suyundaki konsantrasyonunu saptamak oldukça önemlidir. Bunun için de, öncelikle analizi yapılacak radyoizotopa karar verilerek radyoizotopun deniz suyundaki tahmin edilen konsantrasyonuna ve uygulanacak analiz yöntemine bağlı olarak 1-150 lt arasındaki deniz suyu, özel numune alma sistemleri ile toplanmaktadır (Holm ve Fukai, 1977; Ballestra ve diğ. 1978; Holm, 1988; Bernabee ve diğ. 1980). Eğer analiz hemen yapılmayacaksa asidik hale dönüştürülüp uygun yöntemler kullanılarak analizi yapılmaktadır (Thein ve diğ. 1980; Sholkovitz ve Mann, 1987; Noshkin ve diğ. 1979; Nies, 1990). Bilimsel amaçlı bir çalışma için, su kolonunun çeşitli derinliklerinden örnek alınması gerekir (Holm, 1997).

Dünya okyanuslarındaki radyoizotoplarının konsantrasyonu IAEA-TECDOC-838 (1995) tarafından derlenmiş ve en yüksek ^{137}Cs aktivitesi miktarı Baltık Denizi'nde 125 Bq.m^{-3} olarak bulunmuştur . Aynı çalışmada Karadeniz için ^{137}Cs radyoizotopunun aktivite değeri $48-58 \text{ Bq.m}^{-3}$ aralığında verilmiştir.

Karadeniz'in Bulgaristan kıyılarına ilişkin bir çalışmada üç farklı istasyondan 50-60 l'lik deniz suyu numuneleri Haziran ayından itibaren iki aylık periyotlarla toplanmış ve kaynatılmadan buharlaştırılarak konsantre edilmiştir (Veleva ve diğ. 1996). Deniz suyundaki ^{137}Cs radyoizotopunun 1993 yılında 42 mBq.l^{-1} iken Eylül 1995 yılında 32.6 mBq.l^{-1} 'ye düştüğü görülmüştür. Diğer taraftan Romanya'ya ait deniz suyundaki ^{137}Cs radyoizotopunun konsantrasyonu 1987-1992 yıllarında saptanmıştır (Bologa, 1994). 1987 yılında aktivite düzeyi 0.13 Bq.l^{-1} iken, bu oran 1992'de 0.06 Bq.l^{-1} olarak verilmiştir.

Karadeniz suyunda yapılan bir başka araştırmada ^{137}Cs radyoizotopunun dikey dağılımı da araştırılmıştır (Voitsekhovitch ve diğ. 1996). Çernobil sonrası 18.10.1986 tarihine ait deniz suyu örneğinde, yüzeyde ^{137}Cs aktivitesi 0.14 Bq.l^{-1} 'ye kadar yükselmiş iken, bu miktar derinlikle hızla azalmıştır. 1988 yılı örneğinde

maksimum 0.05 Bq.l^{-1} olarak bulunan ^{137}Cs aktivitesi derinlikle azalmış ancak 1986 örneğinde bulunan değerden daha yüksek düzeye erişmiştir. 1990, 1991 ve 1992 yılı örneklerinde azalma devam etmiştir. ^{137}Cs radyoizotopunun yüzeyden dibe doğru taşınması belirli bir çöktürme (presipitasyon prosedürü) ile oluşmuştur. Aynı çalışmada Dinyeper, Dinyester gibi nehirler vasıtasıyla Karadeniz'e girmesi beklenen radyoaktivite miktarı, akış hızları ile hesaplanmış ve tablolar halinde verilmiştir (Voitsekhovitch ve diğ. 1996).

ÇNAEM Radyobioloji Bölümünde yapılan bir çalışmada 1988 yılında ^{137}Cs radyoizotopunun Karadeniz'in yüzey suyundaki aktivite değeri 0.398 Bq.l^{-1} olarak bulunurken, bu değer dipte 0.042 Bq.l^{-1} olarak saptanmıştır (Portakal ve diğ. 1991).

Bu doktora tez çalışmasında, Karadeniz suyu, sedimenti ve organizmasında çalıştığımız ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarının düzeylerinin saptanmasına girilmemiştir. Bu düzeylere ilişkin bilgi verebilecek çalışmaların zaten yapılmış olması bu konuyu ayrıca araştırmamızı gerekli kılmamıştır.

Denizel ortamda radyoaktif veya kimyasal kirlilik araştırmalarında sediment bulgularının deniz kirliliğini yansıtmada kullanımı oldukça yaygındır. Ancak alınan örneklerin amaca ve şartlara (sedimentin yüzey karakteristiği, su derinliği ve numune almakta kullanılan teknenin özelliklerine) göre farklı cihazlar (corer, grabs ve dredge) kullanılarak jeokimyasal araştırmalar yapılmaktadır (Papucci, 1997). Sedimentteki kirleticilerin dikey (vertikal) dağılımını incelemek için silindirik veya "box core" 'lar kullanılmaktadır. Grab adı verilen cihazla ise sediment zemininin jeolojik özelliklerine göre maksimum 15 cm. civarında sediment alınabilmektedir. Dredge tipi cihazla ise zemini tarayarak örnek almak mümkün olmaktadır. Diğer taraftan sedimentasyon yapan organik veya inorganik partiküler materyal de sediment tuzakları (sediment trap) ile toplanmakta ve analiz edilmektedir (Buesseler ve diğ. 1987).

^{134}Cs , ^{137}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarının çeşitli sediment örneklerinde konsantrasyonları ile ilgili bulgular literatürde mevcuttur (Pentreath ve Lovett, 1976; Stanners ve Aston, 1981; Aston ve Stanners, 1982; Baxter ve diğ. 1995; Sawidis, 1996). Bu konuya ilişkin Monaco Laboratuvarında da yapılan çeşitli

çalışmalar mevcuttur. Nitekim 26 Nisan 1986'da meydana gelen Çernobil kazasından sonra, ilk olarak 30 Nisan tarihinde Monaco'dan toplanan hava numunesinde radyoaktivite ölçümü yapılırken, 13 Nisan-2 Mayıs tarihleri arasında Akdeniz'den toplanan sediment tuzağı (trap) örneklerinde partikülde dedekte edilebilecek miktarda bir radyoaktiviteye rastlanmamıştır. Bununla beraber 2-8 Mayıs tarihleri arasında toplanan numunelerde 1.05 Bq.g^{-1} kuru ağırlık ^{241}Am radyoizotopuna rastlanırken, tuzak (trap) örneğinde maksimum radyoaktivite 8-15 Mayıs tarihleri için $(3.63 \text{ Bq.g}^{-1} \text{ kuru ağırlık, } ^{241}\text{Am})$ olarak bulunmuştur (Fowler, 1997a). Benzer durum ^{134}Cs ve ^{137}Cs radyoizotoplar için de geçerlidir. Sedimentteki radyoaktivite birikimi, sediment parçacıklarında çeşitli radyoizotopların adsorbsiyon ve desorpsiyon karakteristikleri ile ilgili araştırmalar olduğu gibi, çeşitli organizmaların radyoizotopları sedimentten biriktirmeleri ve sediment parçacıklarının biojeokimyası ile ilgili araştırmalar da radyoekolojide önemli bir konu durumundadır (Hanson, 1975; Murray ve Fukai, 1976; Beasley ve Fowler, 1977; Aston ve Fowler, 1984; Aston ve diğ. 1984; Buesseler ve Sholkovitz, 1987).

Karadeniz sedimentlerinde başta ^{134}Cs , ^{137}Cs radyoizotopları olmak üzere, Çernobil kaynaklı birçok radyoizotopun konsantrasyonları ile ilgili pek çok çalışma mevcuttur. Ukrayna'da analiz edilen bir sediment kor (core) örneğinde ise maksimum ^{137}Cs aktivitesi 119.8 Bq.kg^{-1} olarak yüzey tabakasında (1-2 cm'de) bulunurken, 26-30 cm'deki kor örneğinde ^{137}Cs radyoaktivitesine rastlanmadığı görülmüştür (Voitsekhovitch ve diğ. 1996). Karadeniz'de yapılan bir başka sediment tuzağı (trap) çalışmasında ise ^{137}Cs aktivitesinin, sedimentasyon yapan malzemede 0.5 ile 1.9 Bq.g^{-1} arasında değiştiği görülmüştür (Kempe ve diğ. 1987). Karadeniz sedimentlerinde ^{134}Cs , ^{137}Cs ve $^{239,240}\text{Pu}$ radyoizotopları, Türk araştırmacılar tarafından da araştırılmıştır. Portakal ve Varinlioğlu'nun (1992) yaptığı bir çalışmada ^{137}Cs radyoizotopu için değerlerin $51.9\text{-}234.4 \text{ Bq.kg}^{-1}$ arasında değiştiği ve en yüksek aktivitenin Kızılırmak nehrinin aktığı istasyonda bulunduğu belirtilmiştir.

Varinlioğlu ve diğ. (1995) yaptıkları bir diğer çalışmada ise ^{134}Cs ve ^{137}Cs radyoizotopları 1993 yılında 15 farklı istasyon için araştırılmış ve ^{134}Cs radyoizotopu için aktivitenin $1\text{-}6 \text{ Bq.kg}^{-1}$ arasında ve ^{137}Cs radyoizotopu içinse $8.5\text{-}142.7 \text{ Bq.kg}^{-1}$ arasında değiştiği bildirilmiştir. Bir başka çalışmada ise en düşük ^{137}Cs

konsantrasyonunun Sinop (9.3 Bq.kg^{-1}) ve Kilyos (3.2 Bq.kg^{-1}) bölgelerinden toplanan numunelerde olduğu görülmüştür (Topcuoğlu ve diğ. 1995). Görüldüğü gibi, sediment çalışmaları önemli olmakla beraber, genel ekolojik değerlendirme için yine de farklı çalışmaların yapılması gerekmektedir.

Denizel izleme araştırmalarında organizmaların kullanılması ile doğrudan insan sağlığına yönelik olarak değerlendirmeler yapılabilmektedir. İnsan sağlığının yanısıra denizel çevredeki radyoaktif atıkların düzeyini de ortaya koymak bakımından bu tip çalışmalar büyük önem taşır (Fowler, 1997b).

Denizlerde hayat genelde plankton, nekton ve bentos olmak üzere üç kategoriye ayrılır. Plankton terimi suda pasif olarak yüzen veya çok az hareket edebilen organizmalar grubunu içerir. Plankton organizmalar makro ve mikro plankton olarak ayrılmaktadır. Mikro planktonlar, mikron mertebesinin altında büyüklükte olmaktadır (örneğin picoplankton ve bakteri). Makroplanktonlar ise cm mertebesinden daha büyük oldukları için ayrı bir grup olarak değerlendirilmektedir, (Fowler, 1997a). Nekton aktif olarak yüzücü canlıları, bentos terimi ise, deniz dibinde sessiz olarak yaşayan ve çok ağır hareket edebilen ve sürünebilen yer değiştiren organizmaları ifade etmektedir (Weisz ve Fuller, 1962). Denizlerdeki bitkiler planktonik ve bentonik formlarda bulunabilmektedirler. Planktonik deniz bitkileri topluluğuna “fitoplankton” denilmektedir. Fitoplankterlerin hemen hepsi tek hücrelidir ve büyüklükleri $1 \mu\text{m}$ ile 1 mm arasında değişen mikroskopik canlılardır.

Yaklaşık 15 bitki sınıfı alg terimi altında toplanmaktadır (Bold ve Wynne, 1978). Bu alg sınıflarının bir kısmı deniz fitoplankterlerini oluşturmakta, yalnız bazıları bir veya iki tür (species) ile temsil edilmektedir. Planktonik alglerin (mikroalg) üç sınıfı (klası) hem total biyolojik kütle ve hem de tür (species) sayısı ile etkin (dominant) olarak denizlerde bulunmaktadır (Topcuoğlu, 1986).

Literatürde, fitaplankton organizmaların denizel ortamdan toplanarak ölçümleme (monitoring) araştırmalarında kullanıldığına ilişkin bir bulgu yoktur (Fowler, 1997a). Buna karşılık zooplankterler bu tür araştırmalarda kullanılmıştır.

Bu çalışmalarda tek bir türe (species) ait bireylerin toplanarak analize alınması genellikle gerekmektedir.

Zooplankterler genellikle radyoaktif kirleticileri, yüksek düzeyde biriktirmekte ve olası bir nükleer kazada monitor organizma olarak kullanılabilir (Bowen ve diğ. 1971; Lowman ve diğ. 1971; Fowler, 1977).

Diğer taraftan makroalgler veya yosunlar ölçümleme (monitoring) programları için en uygun organizmalar olarak nitelenmektedir. Büyüklükleri, sabit yaşamaları ve kolay toplanabilmeleri sayılabilecek ilk tercih sebepleridir.

Radyoaktif kirlilik boyutunu ortaya koyan “biyomonitoring” çalışmalarında özel seçilmiş organizmalar kullanılmakta ve bu organizmalara “biyoindikatör organizmalar” adı verilmektedir (Fowler, 1997b). Makroalg organizmalar biyoindikatör türleri de içermektedir. Diğer taraftan günümüzde (bivalvia molluskler) en çok bilinen biyoindikatör organizmalardır. İnsan tarafından da besin maddesi olarak tüketilen bu organizmalar birçok kıyıda denizel ekosistemlerde yaşamaktadırlar.

Dünyanın her yerinde “midyelerde yapılan araştırmalar, (mussel watch)” ile kirlilik monitoring programları uygulanmaktadır (Goldberg ve diğ. 1978; Dahlggaard ve Nolan, 1998; Goldberg ve diğ. 1983). Karides, istakoz ve yengeç gibi makro krustaseler de ölçümleme çalışmalarında kullanılmaktadır. Ancak, bu canlılar, vücut kılıfı değiştirmeleri nedeniyle çoğu kez gerçek biyoindikatör olarak kabul edilmemektedirler (Hunt, 1980; Pentraeth, 1981; Cherry ve diğ. 1983).

Ekonomik önemi nedeniyle de balık türleri radyoekolojik araştırmalarda ayrı bir önem taşımaktadır. Birçok balık türü çok gezici ya da göç edicidir. Diğer taraftan balıkların regülasyon metabolizması nedeniyle, balığın dokusundaki radyoizotop konsantrasyonu, çevresindeki suda olan değişiklikleri yansıtmamaktadır (Pearcy ve Osterberg, 1968; Patel ve diğ. 1975; Pentreath ve Lovett, 1976; Phillips, 1977). Eğer bir balık türü biyoindikatör organizma olarak seçilecekse hem balığın türü ve hem de ölçülmesi gereken radyoizotopun çok iyi saptanması gerekmektedir.

Bu bakımdan, molluskler ve algler biyoindikatör olarak daha çok tercih edilen organizmalardır. Bu nedenle, bu çalışmada mollusca ve alg grubundan canlılarla çalışma yoluna gidilmiştir.

Çernobil kazasından sonra Monaco'da macroalg türlerinde ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{103}Ru , ^{106}Ru , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, $^{129\text{m}}\text{Te}$ ve ^{131}I radyoizotoplarının konsantrasyonları saptanmıştır (Holm ve diğ. 1994). Aynı çalışmada, ^{134}Cs ile ^{40}K radyoizotopları arasındaki aktivite oranları da makroalg türünde verilmiştir. Diğer taraftan aynı araştırmacılar, dört ayrı makroalg türünde Pu ve Am radyoizotopunun aktivite konsantrasyonlarını da tespit etmişlerdir.

Bir başka çalışmada Akdeniz'de midye ve patella türlerinde ^{134}Cs ve ^{137}Cs radyoizotopları başta olmak üzere Chernobyl orjinli radyoizotopların konsantrasyonları saptanmıştır (Whitehead ve diğ. 1988).

Romanya'da Çernobil sonrası balık, mollusca ve makroalg türlerinde ^{137}Cs konsantrasyonu 1987-1992 yılları arasında ölçülmüş ve balıklar için maksimum ^{137}Cs konsantrasyonu 1987 yılı için bulunurken, makroalg ve molluskler için maksimum konsantrasyonun 1988 yılında olduğu gözlenmiştir (Bolaga, 1994).

Bulgaristan'dan toplanan 1988 yılına ait deniz bitkisi örneklerinde ise minimum ^{137}Cs aktivitesi 4.2 Bq.kg^{-1} iken maksimum değer 16.7 Bq.kg^{-1} 'e ulaşmıştır (Veleva ve diğ. 1996).

Bolaga ve diğ. (1995), yaptığı bir diğer çalışmada ise Kuzeybatı Karadeniz'den toplanan balık örneklerinde ^{137}Cs aktivitesi 1986-1991 yılları arasında ölçülmüş ve ortalama maksimum aktivite 8 Bq.kg^{-1} 1986 yılı için bulunurken ortalama minimum aktivite 1991 yılına ait örneklerde ($\sim 2.5 \text{ Bq.kg}^{-1}$) olarak görülmüştür.

Çernobil kazasından sonra, Türk Araştırmacılar tarafından yapılmış Karadeniz'den toplanan organizma örneklerinde yapılan ölçümleme çalışmaları, oldukça geniş bir yer tutmaktadır (Güven ve diğ. 1990a). Çernobil kazasından önce Karadeniz'den toplanan makroalg örneklerinde dedekte edilebilir seviyede ^{137}Cs radyoizotopuna rastlamazlarken, Çernobil kazasından sonra toplanan örneklerde en yüksek ^{137}Cs konsantrasyonu Sinop'tan toplanan *Chaetomorpha linum* örneğinde 34 Bq.kg^{-1} olarak bulmuşlardır.

^{134}Cs ve ^{137}Cs radyoizotopları için aktivite değerleri ise **Güven ve diğ. (1990b)** tarafından 14 farklı istasyonda alg türleri araştırılmış ve en yüksek aktivite değeri *Cystoseira barbata* türü için bulunmuştur.

Topcuoğlu ve diğ. (1996b) Sinop ve Şile Bölgesinden topladıkları alg örnekleri için 1990-1995 periyodu arasındaki yaptıkları ^{137}Cs analizlerinde ise Sinop Bölgesinin Şile'ye nazaran daha fazla kontamine olduğunu ileri sürmüşlerdir.

Topcuoğlu ve Van Dowaen, (1997) yaptıkları bir diğer çalışmada ise benzer boydaki mytilus (midye) türlerini Mayıs 1986-Şubat 1987 periyodunda toplayarak analiz etmişler ve en yüksek ^{134}Cs ve ^{137}Cs radyoizotoplarının aktivitesini Haziran 1986 için bulmuşlardır ki; bunlar da sırasıyla 141.7 ± 57.5 ve $289.2 \pm 70.6 \text{ Bq.kg}^{-1}$ kuru ağırlıktır.

Baysal ve Tuncer'in, (1992) Doğu Karadeniz'den Çernobil sonrası kaza şartlarının etkin olduğu düşünülen dönemde topladıkları midye, patella ve deniz salyangozu örneklerinde ise ^{134}Cs radyoizotopunun aktivitesi $2-4 \text{ Bq.kg}^{-1}$ arasında değişirken, ^{137}Cs radyoizotopu aktivitesinin $9-11 \text{ Bq.kg}^{-1}$ arasında değiştiği görülmüştür.

Rapana venosa türündeki deniz salyangozu örnekleri de Boğaz ve Karadeniz kıyılarından 1986-1988 yılları boyunca toplanarak analiz edilmiş ve Doğu Karadeniz'den toplanan numunelerde aktivitenin Batı Karadeniz ve Boğaz'dan toplanan numunelere nazaran çok daha yüksek olduğu görülmüştür (**Bulut ve diğ. 1993**).

Karadeniz'den 1986-1989 yılları boyunca yakalanan balık örneklerinde ise ^{131}I , ^{106}Ru , ^{134}Cs ve ^{137}Cs radyoizotopları araştırılmış ve 1986 yılının Mayıs ayına ait örneklerde toplam $37-65 \text{ Bq.kg}^{-1}$ yaş ağırlık'lık aktivite değeri elde edilmiştir (**Topcuoğlu ve diğ. 1990**). Balık numunelerindeki toplam radyoaktivite seviyeleri 3 ay boyunca azalmış ve 3 ayın sonunda ^{137}Cs radyoizotopları haricinde herhangi bir radyoaktiviteye rastlanmamıştır.

1993 yılında Karadeniz'de, *Phocoena phocaena* türü yunus balığının organ ve dokularında ^{137}Cs analizi yapılmış ve en yüksek aktivite kas, karaciğer ve böbrek dokularında bulunmuştur (**Güngör ve Portakal, 1994**).

Bütün bu çalışmalardan görülmektedir ki, denizel ortamlara çeşitli yollarla giren radyoaktif atıklar biyolojik döngüye uğramaktadır. Biyolojik döngü, radyoaktivitenin organizmada birikim ve atılımını ortaya koymakta ve bu mekanizma biyokinetik olarak tanımlanmaktadır.

Bivalvia türü mollusklerin radyoekoloji çalışmalarında yaygın olarak kullanıldıkları bilinmektedir. Kolayca temin edilebilen ve kıyısız bölgelerde yaşayan bu organizmaları laboratuvar şartlarında kültüre etmek de kolaydır. Diğer taraftan sabit yaşamaları, geniş bir alana yayılmış olmaları ve besin zincirindeki önemleri gibi nedenlerden biyoindikatör organizma olarak tanınırlar (Goldberg ve diğ. 1983).

Buna karşılık, radyoekolojik araştırmalarda gastropod türü molluskler çok az kullanılmaktadır (Shimizu, 1975). Ayrıca literatürde radyoaktif biyokinetik çalışmalarında patella türü organizmaya rastlanmamıştır.

Makroalg türü organizma ile yapılan bir çalışmada; Cs radyoizotoplarının birikimi üzerinde, deniz suyunun potasyum miktarının etkili olduğu belirtilmiştir (Scott, 1954). Sıcaklık, pH ve diğer parametrelerin makroalg türlerindeki birikime etkileri üzerine yapılmış pek çok araştırma bulunmaktadır (Gutknecht, 1965; Zattera ve diğ. 1975). Burada önemli olan bir diğer konu da, radyoizotopların makroalg türlerindeki biyobirikiminde, makroalg gruplarının önemidir. Örneğin kahverengi alg türlerinin, yeşil alg türlerine göre ²⁴¹Am radyoizotopunu daha yüksek düzeyde biriktirdikleri saptanmıştır (Carvalho ve Fowler, 1983; Carvalho ve Fowler, 1985). Diğer taraftan aynı grubun türleri arasında da biyobirikim farklı olabilir. Örneğin, kahverengi alg türlerinden *Colpomenta sinvosa*'da ^{95m}Tc radyoizotopunun konsantrasyon faktörü 14 olarak bulunurken, bir başka kahverengi alg türünde (*Cystoseira compressa*) aynı radyoizotopun konsantrasyon faktörü 2500 olarak hesaplanmıştır,

Burada özeti verilen literatür taraması sonucunda Karadeniz için ¹³⁴Cs ve ²⁴¹Am radyoizotoplarının önemli olabileceği kanısına varılarak bu radyoizotoplarla çalışılması yoluna gidilmiştir. Seçilen radyoizotop konsantrasyonlarının değerlendirilmesi için ise, organizmalarda yapılan çalışmaların deniz kirliliği için 'hayli güvenilir' bir yol olduğu görülerek biyoindikatör organizmalar ile çalışmaya gidilmiştir. Biyoindikatör organizma olarak *mytilus* (midye) türü seçilmiş, bunun

yanında patella ve alg ile de çalışarak daha az tüketilen ‘patella’nın mytilus’a (midyeye) göre biyoindiktör özellikleri tayini amaçlanmıştır. Çoğu kez biyoindikatörlerle yapılan çalışmalarda biyobirikim veya biyoatılım yapılırken, bu çalışmada hem biyobirikim ve hem de biyoatılım çalışmaları yapılarak, tüm olarak biyokinetik çalışma yapılması hedeflenmiştir. Böylelikle ^{241}Am ve ^{134}Cs radyoizotopları için çift radyoaktif ‘double tracer’ izleyici kombinasyonu ile orjinal bir deneysel çalışma planlanmış ve farklı iki radyoizotop için Karadeniz’in Şile Bölgesi için farklı organizmalarla orjinal biyokinetik deney yapılması hedeflenmiştir. İleri olarak da rasyonel bir inceleme için matematik ve grafik değerlendirmelerin uzantısında biyokinetik araştırmalar için yeni orjinal bir değerlendirmeye gidilmesi bu doktora tezi çalışması için de amaçlanmıştır.



BÖLÜM 2

RADYOAKTİF İZLEME TEKNİĞİ VE BİYOKİNETİK ARAŞTIRMALAR

2.1 İZLEME TEKNİKLERİ VE RADYOAKTİF İZLEME TEKNİĞİ

Sistem veya sisteme ait bir bölümün davranışları hakkında bilgi alabilmek için, sisteme veya sistemin bir bölümüne “izleyici” adı verilen maddelerle çalışılan teknikler “izleme teknikleri” olarak tanımlanmaktadır. İzleyicilerin ortama uyumlu, ama ortamdaki ayrımlanabilecek özelliklerinin olması gerekir.

İzleme tekniklerini, kullanılan izleyici tipine bağlı olarak sınıflandırmak mümkündür. Buna göre izleme teknikleri başlıca optik görsel; işitsel esaslı, radyoaktif ve bunların dışında olanlar olmak üzere 4 ana grupta toplanabilirler (Onat, 1996; Altınsoy, 1997).

İzleme teknikleri içinde radyoaktif izleme tekniği, özellikle denizel çevrede yaygın olarak kullanılmaktadırlar. Bir çok deniz organizması çeşitli kirleticileri, suda bulunan miktarlardan daha fazla oranlarda bünyelerinde biriktirirler (Polikarpov, 1966; Bowen, 1971; Bryan, 1976; Lowman, 1971; Pentreath, 1977; Bishop, 1978; Spencer, 1978). Kirleticilerin, organizmalar tarafından bünyelerine alınışı ya doğrudan sudan, ya besin yoluyla, ya da her iki yolla olur. Sudan olan birikim adsorbsiyon ya da absorbsiyon yoluyla olmaktadır.

Adsorbsiyon ile birikim, doğrudan organizmanın vücut yüzeyinde olabileceği gibi, sindirim sisteminde de olabilir. Bazı deniz organizmaları, özellikle de deniz balıkları fizyolojileri gereği deniz suyu içerler, solungaçları vasıtasıyla oksijen alırlar. Suda bulunan kirleticiler, organizmanın sindirim sisteminde ve solungaçlarında adsorbe olabilir.

Absorbsiyon ise daha çok sindirim sistemi veya solungaçlarda, iyon değiştirme ile meydana gelmektedir (Lowman, 1971). Besinden olan birikim ise, kontamine olmuş besinlerin sindirilmesi yoluyla (asimilasyon) olmaktadır.

Bu iki birikim olayında birinin diğerine üstünlük göstermesi radyoizotopun veya organizmanın özelliğine bağlıdır. Bu durum, çevre faktörlerinin etkisi ile değişebilir (Suzuki ve diğ. 1979).

2.1.1. Radyoaktif İzleyici Temini ve Hazırlanması

Biyokinetik çalışmalarda kullanılacak olan radyoizotopun seçimi önemlidir. Bu tür çalışmalarda genellikle uzun fiziksel yarı-ömre sahip ve gama aktif radyoizotoplar tercih edilir. Düşük enerjili gama aktif radyoizotoplar kullanıldığında, deney organizmalarına zarar vermeden ölçüm yapabilmek mümkündür. Böylece, radyoizotopun organizmadaki biyobirikimini izlemek için periyodik olarak organizmaların aktivitesinin ölçümünden sonra, tekrar deney ortamına alınabilmektedir. Bu sayede deney suyundaki organizmanın sayısında bir azalma olmayacağı gibi, fazla sayıda organizmanın kullanılması da gerekmeyecektir.

Deneylerde kullanılacak radyoizotop miktarı da önemli diğer bir konudur. Bu miktar deneyin amacına göre değişir. Pek çok biyobirikim deneyi 1 $\mu\text{Ci/l}$ ($3.7 \cdot 10^4 \text{ Bq.l}^{-1}$) lik konsantrasyon ile yapılmaktadır. Fakat günümüzde gelişen sayım sistemleri sayesinde daha alt limitlere inilebildiğinden, daha düşük konsantrasyonlarda yapılan çalışmalar da mevcuttur. Bunun nedeni, doğal şartlarda söz konusu olan kontaminasyon düzeyinin laboratuvar şartlarında da uygulanabilirliğidir.

Deneylerde birden fazla izleyicinin kullanıldığı çalışmalar son zamanlarda yaygınlaşmıştır. Bu sayede aynı anda farklı elementlerin organizmadaki davranışı

incelenebileceği gibi, aynı elementin farklı izotopları kullanılarak, biyobirikim olayını besin yoluyla mı yoksa su yoluyla mı olduğunun araştırıldığı çalışmalar da yapılabilir.

Deneylerde kullanılacak radyoizotopların spesifik aktivitesi ve fiziko-kimyasal formu da oldukça önemlidir. Kullanılacak radyoizotopun spesifik aktivitesi mümkün olduğu kadar yüksek olmalı ve eğer mümkünse “taşıyıcı olmayan (carrier free)” izotoplar kullanılmalıdır. Bunun mümkün olmadığı durumlarda yani ‘carrier isotope’ kullanıldığında radyoizleyici ve taşıyıcı (carrier) aynı fiziko-kimyasal formda bulunmalıdır. Aksi takdirde kullanılan radyoizotopun ve onun kararlı izotopunun kinetiği farklı olabilir. Bazı izotoplar, örneğin radyoaktif rutenyumun formu, deniz suyunda zamanla değişebilir. Bu değişim de, klasik analitik kimyasal yöntemlerle izlenmelidir (Bernhard ve Zattera, 1969).

2.2. BİYOİNDİKATÖR ORGANİZMA

Radyoaktif izleme tekniklerinin kullanılışı denizel ortamda 50 yıllık bir geçmişe sahiptir (Pentreath, 1973). Radyoaktif izleme tekniğinin kullanılması, bir ortamda yapılan ölçümleme çalışmalarının rasyonelliğini destekler. Bu sayede hangi radyoizotopun hangi organizmada daha fazla konsantre olduğu tespit edilebilirse, ölçümleme çalışması yapılırken, doğrudan o organizmanın seçilmesi ile genellikle sonuca ulaşmak hızlanır. Bu sayede, deniz suyundaki radyoaktivite miktarı hakkında da, kısa sürede bilgi sahibi olunabilir. Bu amaçla kullanılan organizmalara ‘biyoindikatör’ organizmalar denir.

Biyoundikatör organizmalar, radyoaktif kirlilik araştırmaları yanında, başta toksik ağır metal, pestisit, petrol atıkları gibi birçok kirleticilerin ölçümlemesinde de kullanılabilirler (Phillips, 1977; Dahlgard, 1981; Palmieri, 1984; Carvalho, 1993). Çevresel analizlerde biyoindikatör organizmaların kullanılmasının pek çok nedeni vardır. Bunlar arasında önemli bir husus da biyoindikatör organizmaların uzun zaman periyodu için sonuç vermesi gelir.

Sudaki aktivite seviyesi mevsimsel farklılıklar gösterebilir. Örneğin göl suyu ile ilgileniliyorsa yaz mevsiminde sular buharlaştığı zaman konsantrasyon artacağından sudaki aktivite daha yüksek gözükür. Sonbahar ayları ile birlikte su miktarındaki artış

aktivitenin azalmış gibi görülmesine neden olur. Fakat biyoindikatör organizmalar kullanıldığında söz konusu bu dalgalanma seviyesinin integrasyonu alınır ki, böylece o bölge hakkında daha uzun zaman periyodu için bir fikir sahibi olunabilir. Biyoindikatör olarak seçilen organizmalar bazı özellikleri göstermelidir. Bir biyoindikatör organizma suda düşük miktarlarda bulunan kirleticileri yüksek konsantrasyonlarda bünyelerine alabilmelidir. Böylece biyoindikatör organizmanın analizi yapılarak, organizmanın yaşadığı ortam hakkında bilgi sahibi olunabilir. Örneğin deniz suyunda bir transuranik elementin analizini yapmak için yaklaşık 50 l suyun ön işlemden geçirilmesi gerekirken, biyoindikatör organizmanın gram mertebesinde miktarı kullanılarak o bölge hakkında yeterli bir bilgiye sahip olunabilir. Biyoindikatör olarak kullanılan organizmalar geniş bir coğrafi dağılım göstermelidir (Topcuoğlu ve diğ. 1985). Biyoindikatör organizmaların çalışılan bölgede geniş bir popülasyona sahip olması ve kolayca toplanabilmesi gerekmektedir. Bir başka deyişle biyoindikatör o bölge için bol bulunan bir organizma olmalıdır. Bu sayede o denizel ortamın kirlilik haritasını çıkarmak mümkün olur.

Biyoindikatör organizmaların besin zincirinde yer almaları, biyomagnifikasyon (biyolojik olarak çoğalma, besin zincirinin bir halkasında zenginleşme) olayını incelemek açısından yararlı olacaktır. Böylece modelleme çalışmaları yapılarak insanın alacağı dozu bile hesaplamak mümkün olabilecektir.

Bir diğer önemli konu ise, biyoindikatör organizmaların laboratuvar şartlarına kolay adapte olmalarıdır. Bir biyokinetik çalışması, denge durumuna (steady state) kadar devam ettirilmelidir. Denge durumuna ulaşmak, kullanılan radyoizotop ve organizmaya bağlıdır. Bu yüzden deneyin ne kadar süreceği her zaman belli değildir. Örneğin; bu çalışmada denge durumuna ulaşabilmek için yaklaşık bir buçuk ay deneye devam etmek gerekmiştir. Ayrıca, kullanılan organizmaların; laboratuvar şartlarında, bu süre zarfında sağlıklı bir şekilde yaşamaları lazımdır.

Eğer kullanılan biyoindikatör organizma “sabit yaşama” alışkanlığı gösteriyorsa bulunduğu bölgeyi daha da iyi temsil edecektir. Bu nedenle midye, yosun gibi sabit, bir başka deyişle bulunduğu bölgeye tutunarak yaşayan organizmalar bu tür çalışmalar için tercih edilirler.

Diğer taraftan biyoindikatör organizmalar, büyük oranlarda konsantre ettikleri kirleticileri uzun süre bünyelerinde tutabilmelidirler. Bu sayede ortamdaki radyoaktif kirlenmenin boyutları biyobirikim sonucu saptanan konsantrasyon faktöründen hesaplanabileceği gibi atılım (depurasyon) hızından gidilerek de saptanabilir.

Biyoundikatör organizmalar, ortamda bulunan radyoizotopların fiziko-kimyasal formlarına karşı yüksek hassasiyet gösterirler. Doğada radyoizotoplar belli formlarda bulunurlar. Bazı durumlarda biyoindikatör organizmalar, bu radyoizotopları doğada bulunan formları ile biriktirmezler. Burada önemli olan, besin zinciri yoluyla insana geçiş olduğundan, biyoindikatör organizmaların bu özellikleri kullanılarak doz hesabı yapmak, su numunesi kullanılarak yapılacak doz hesabına göre daha doğru olacaktır.

2.3. BİYOKİNETİK ÇALIŞMALAR

Biyokinetik çalışmalar, ekolojik çevre ve canlı davranışlarının izlenmesi için önemli çalışmalardır. Nükleer tesislerin lokalize olduğu kıyasal çevre için de, biyolojik izleme programı önemlidir. Biyolojik izleme programının iki ana nedeni vardır. Bunlardan şüphesiz ilki ve önemli olanı, özellikle o bölgede bulunan kişilerin sağlığıdır. Sadece yöre halkının sağlığı düşünülerek denizel organizmalardaki radyoaktivitenin ölçülmesi yapılıyorsa, o yöre halkı tarafından tüketilen organizmanın ölçülmesi yeterli olacaktır. Bu yaklaşım kritik yol “critical pathway” olarak tanımlanır. Bu durumda ayrıca biyoindikatör organizma kullanılması gerekmez. Alternatif olarak denizel organizmalar, çevredeki radyoaktivite seviyesini veya bu seviyedeki değişikliği belirlemede kullanılırlar. Bu metoda “biyolojik ölçümleme” adı verilir.

Biyokinetik çalışmaların esas amacı, bir damgalı kirleticinin (örneğin bir elementin radyoaktif izotopu, bir deterjanın damgalısı ^{35}S , veya bir pestisidin damgalısı ^{14}C) organizmadaki biyobirikimini, organ ve dokulardaki dağılımını ve organizmada kalış süresini saptamaya yöneliktir. Radyoaktivite ölçümlemesinde organizmadaki radyoizotop konsantrasyonunu ölçmek ve buradan deniz suyundaki radyoizotop konsantrasyonu arasında bir ilişki kurmak gerekir (Fowler, 1997). Bu

amaçla radyoekolojistler “konsantrasyon faktörü” olarak isimlendirilen bir terim türetmişlerdir. Konsantrasyon faktörü; organizmanın (veya dokunun) gram miktarındaki aktivitesinin, deniz suyunun ml miktarındaki aktivitesine oranını ifade eder. Bu sayede, deniz suyundaki radyoizotop konsantrasyonu; organizmadaki radyoizotop konsantrasyonu ve biyokinetik çalışmalar ile daha önceden hesaplanan konsantrasyon faktörü terimleri yardımıyla hesaplanabilir.

Biyokinetik çalışmalar biyobirikim, biyoatılım ve organ ve dokulardaki dağılımı başlıkları altında toplanabilir.

2.3.1. Biyobirikim Çalışmaları

Biyobirikim çalışmaları; genel olarak üç farklı şekilde olur. Bunlar sudan biyobirikim, besinden biyobirikim ve enjeksiyon yoluyla biyobirikimdir. Ayrıca doğal şartlarda olduğu, organizmanın radyoizotopu besinden veya sudan almasıdır.

Sudan biyobirikim yönteminde, organizmalar; içerisine bilinen miktarda aktivite ilave edilmiş akvaryumlara yerleştirilirler. Organizmalar ve akvaryum suyu belirli aralıklarla analiz edilerek konsantrasyon faktörü hesaplanır. Konsantrasyon faktörünün zamana göre grafiğinin çizilmesi sonucunda denge durumundaki konsantrasyon faktörü değeri elde edilir. Deneyin başlangıcında, organizmaya gerek absorpsiyon ve gerekse adsorpsiyon yoluyla giren madde miktarı; organizmadan atılan madde miktarına göre daha fazla olacağından biyobirikim olayı devam edecektir. Ancak, organizmaya giren madde miktarı, organizmadan atılan madde miktarına eşit olduğu durum “denge durumu” diye isimlendirilir. Bu durumda bulunan konsantrasyon faktörü, organizmanın ilgili radyoizotopu bünyesinde en fazla konsantre ettiği değeri verir. Bu değer “gerçek konsantrasyon faktörü”dür. Gerçek konsantrasyon faktörüne ulaşıldığında, organizmalar temiz bir ortama alınırlarsa, organizma tarafından radyoizotop alımı olmayacak, dolayısıyla organizmadan atılan madde miktarı büyük olacaktır. Bu da, “biyokayıp” dediğimiz olaydır.

Sudan biyobirikim deneyinde konsantrasyonu etkileyen parametreler arasında sıcaklık, tuzluluk, pH ve ışık olduğu kadar organizmanın büyüklüğü, cinsiyeti, genel fizyolojisi de sayılabilir (Schulte, 1997). Bu parametrelerdeki değişiklik,

organizmanın metabolizmasını, dolayısıyla radyoizotop alımını (inkorporasyonu) etkilemektedir.

Besin yoluyla biyobirikimde, suya herhangi bir aktivite ilavesi yapılmaz. Organizmaların beslenmesinde kullanılacak besin maddeleri daha önceden farklı bir ortamda yapay olarak aktiflenirler. Burada dikkat edilmesi gereken husus, organizmaların içinde yaşadıkları su yoluyla yeniden bir biyobirikime maruz kalmasını önlemektir. Bu yüzden deney süresince organizmalar, akar su sistemine yerleştirilirler. Bu sayede feçeslerin (organizma dışkısı) suda çözülerek organizmaları yeniden kontamine etmeleri önlenir.

Enjeksiyon yoluyla biyobirikim metodunda ise, “yüksek seviyedeki” aktivite organizmaya enjeksiyon yoluyla verilir. Daha sonra organ ve dokulardaki spesifik aktivite değişimi, ya da atılma hızı izlenir.

Diğer bir biyobirikim yöntemi organizmanın doğal şartlarda olduğu gibi, radyoizotopu hem sudan ve hem de besinden beraberce biriktirmesidir. Sezyum radyoizotoplarının midye türü organizmalar için besin yolu ile biyobirikiminin, sudan olan biyobirikim yanında ihmal edilebilir olduğu saptanmıştır (Bulut, 1993).

Fisher, (1985) yaptığı bir araştırmada fitoplankton türlerinde ¹³⁷Cs radyoizotopunun biyobirikimini incelemiş ve bu organizmaların sezyum radyoizotopunu hiç biriktirmediğini bulmuştur. Diğer taraftan Zn, Fe, Co vb. biyolojik olarak temel olan elementlerin radyoizotoplarının bazı organizmalar için assimilasyon verimi yüksek olduğundan ve bağırsaklardan yüksek oranda absorbe olmaları yüzünden besinden biyobirikimin anlamlı olduğunu ortaya koymuştur, (Fowler ve Small, 1975). Buna karşılık Ce, Pu, Am ve Ru gibi biyolojik açıdan temel olmayan elementlerin assimilasyon verimi önemli değildir (Fowler ve diğ. 1973; Fowler ve Benayoun, 1976; Pentreath, 1977). Sonuç olarak denilebilir ki; assimilasyon verimi düşük olan radyoizotopun besin yolu ile biyobirikimini incelemek uygun değildir. Sezyum radyoizotopları ile Amerisyum radyoizotopunun besinden biyobirikimi; sudan biyobirikimin yanında önemli olmadığı için, bu çalışmada bu yöntemin uygulanmasına gidilmemiştir.

Sudan biyobirikim; denizel biyokinetik çalışmaları için önem arzeden bir konu olup, canlının içinde bulunduğu su ortamından aldığı ve biriktirdiği element miktarını ifade eder.

2.3.1.1. Biyobirikim Deneyleri

Önemli bir husus biyobirikime ilişkin olarak laboratuvar ortamında deney yapılmasıdır. Biyobirikime ilişkin deneye başlamadan, doğadaki şartlara uygun sıcaklık, pH, tuzluluk gibi parametreler oluşturulup, organizmalar bu ortamda, organizma türlerine bağlı olarak belli bir süre ile bekletilmelidirler. Bu sayede organizmalar deney şartlarına alıştırmış olacaklardır.

Ayrıca deney şartlarını doğadaki duruma uygun seçmek ve deney sonuçlanıncaya kadar bu şekilde sabit tutmak, deneyin doğal ortamı temsil etmesine de olanak sağlar. Burada bir diğer önemli faktör suda asılı duran partiküler maddelerdir. 1970'li yıllarda yapılan çalışmalarda, deneyde kullanılacak olan deniz suyu, adsorbsiyonla meydana gelebilecek aktivite birikimini önlemek amacıyla filtre edilmiştir (Renfro ve Fowler 1973). 1992 İtalya Trieste'de yapılan CIESM toplantısında radyoaktivite komitesince alınan karar gereği, filtrasyon işleminin, sudaki stabil elementlerin kaybına neden olacağı ve bu yüzden de doğal ortamdan hayli uzaklaşılacağı düşünüldükten bu uygulamadan vazgeçilmiş ve bu durum diğer uygulamacılara da önerilmiştir (CIESM, 1992).

Bu arada organizmalar üzerinde mevsimsel değişikliğin öneminden de bahsetmek gerekir. Organizmalar, özellikle üreme dönemlerinde diğer zamanlara göre farklı davranış göstermektedirler. Bu dönemde organizmaların fizyolojileri gereği radyoizotopları aşırı oranda biriktirdikleri görülmektedir. Literatürde üreme mevsiminde olan organizmalar ya da aynı organizmanın çeşitli büyüme safhalarında (örneğin yumurta, larva, ergin durumu gibi) ve hatta diğer kirleticilerden etkilenerek metabolizması bozulmuş organizmalarda yapılan çalışmalar mevcuttur (Topcuoğlu, 1976, Pentreath, 1976).

Sudan biyobirikim deneyleri için, yapılan deneylerde, akvaryum olarak kullanılan malzemenin seçimi önemlidir. Kullanılan radyoizotop, akvaryumun cidarlarında absorbe olarak bir miktar kayba uğrayabilmektedir. Bu olay genellikle

deneye başlanmasından itibaren ilk 24 saat içinde gerçekleşir. Daha sonra absorpsiyon nedeniyle meydana gelen aktivitedeki düşüş hayli yavaş olur. Bu nedenle, biyokinetik incelemelerinde genellikle, deneyden önceki ilk iki gün suya aktivite ilave edilmesi gerekmektedir.

Deneyler için önemli bir diğer husus akvaryumun havalandırılmasıdır. Bilindiği gibi deniz suyunda oksijenin çözünmesi, sıcaklık ve tuzluluk ile ters orantılıdır (Cox, 1964; Voznaya, 1981). Bununla beraber organizmanın solunum hızı sıcaklık ve tuzluluk ile doğrudan ilişkilidir. Bu yüzden akvaryum yeteri derece de havalandırılmalı, fakat akvaryumda habbeciklere neden olabilecek fazla oksijenden de kaçınılmalıdır (Evans ve diğ. 1962; Renfro, 1963). Akvaryumun havalandırılmasında, ilave edilen kirleticinin absorblanmasına neden olabileceğinden akvaryum taşı kullanılmasından kaçınmak gerekir. Ayrıca akvaryum dışının kontamine olmasını önlemek için, akvaryumun üzeri bir kapak ile kapatılmalıdır.

Önemli bir diğer faktör sıcaklıktır. Sıcaklık organizmaların beslenme hızını ve yiyeceğin vücutta tutuluş süresini etkiler. Benzer olarak tuzluluk aralığı da önemlidir. Yapılan çalışmalar, optimum tuzluluk aralığının ‰ 4'ün altında veya üzerinde olunması halinde, organizmanın büyümesinin, yiyecek tüketiminin, yiyecek asimilasyonunun veya solunum hızının değiştiğini göstermişlerdir (Brocksen ve Cole, 1972).

Bu arada deniz suyunun pH'ından da bahsetmek gerekir. Deniz suyunda kabul edilebilir pH değeri 7.5-8.3 arasında olmalıdır. Deney ortamında organizmalardan kaynaklanan organik madde, çözünecek ve de bakteriyel üremeyi artıracaktır. Dolayısıyla ortamın pH'ı değişir. Bu bakımdan deney ortamının pH'ı sürekli kontrol edilmelidir. Eğer ortamın pH'ında bir değişme gözlenirse, deneyde kullanılan organizmalar yeniden aynı aktivite düzeyini içerecek şekilde hazırlanmış akvaryumlara geçirilmelidir (Pentreath, 1975).

Bir diğer önemli husus da organizmaların beslenmesidir. Organizmaların beslenmesi akvaryum içinde oluyorsa, yenilmeyen yiyecekler ve feçeslerin (organizma dışkı) akvaryumdan mümkün olduğu kadar çabuk uzaklaştırılması gerekmektedir. Böylece organizma tarafından tüketilmeyen yiyeceklerden ve feçeslerden (organizma

dışkısı) kaynaklanabilecek, deneyin amacı dışındaki bir kontaminasyon önemli ölçüde önlenmiş olur (Vilquin ve diğ. 1975).

Sonuçların doğru olabilmesi için uygun sayım geometrisinin seçilmesi gerekmektedir (Miller, 1987; Tuğrul, 1995). Bu sayım geometrisi deney tamamlanıncaya kadar değiştirilmemelidir. Böylece sayımlardan gelebilecek hata minimuma indirilmiş olur.

2.3.1.2. Biyobirikim Deneylerinde Kullanılan Modeller

Sudan biyobirikim hesaplamaları için üç farklı metod kullanılabilmekte ve her metotta modelleme farklı şekilde yapılmaktadır (Pentreath, 1975). Anılan her üç metotta da sonuçlar konsantrasyon faktörü olarak ifade edilmektedir. Konsantrasyon faktörü, organizmadaki aktivitenin sudaki aktiviteye oranı olarak tanımlanmaktadır (Pentreath, 1977).

MODEL 1:

Bu model; daha çok ^{24}Na , ^{64}Cu , ^{131}I , gibi kısa yarı-ömürlü radyoizotoplar için kullanılmaktadır. Burada, sudaki aktivite değeri $\mu\text{Ci.l}^{-1}$ (Bq.l^{-1}) olarak sabit tutulmaktadır. Bunun için de, kullanılan su sık sık değiştirilmektedir. Ve her su değişiminden sonra, gerekli miktarlarda radyoizotop ilavesi yapılmaktadır. Böylece sudaki aktivite seviyesinin sabit kalması sağlanmaktadır.

Bu durumda numunedeki aktivite seviyesi, konsantrasyon faktörü olarak tanımlanmakta ve biyobirikimin en basit formu (Carvalho, 1994);

$$C_t = C_{ss} \left[1 - e^{-(\lambda_b + \lambda_f)t} \right] \quad (2.1)$$

olarak ifade edilmektedir.

Burada; C_t , t zamanındaki konsantrasyon faktörü; C_{ss} , denge durumundaki

konsantrasyon faktörünü; λ_b : Biyolojik bozunum sabitini ve λ_f : fiziksel bozunum sabitini ifade etmektedir.

Denkleimde yer alan bozunum sabitleri ise,

$$\lambda_b = \frac{0.693}{t_{b1/2}} \quad (2.2)$$

$$\lambda_f = \frac{0.693}{t_{f1/2}} \quad (2.3)$$

şeklinde ifade edilmektedir. Burada; $t_{b1/2}$, biyolojik yarı-ömürü, $t_{f1/2}$, fiziksel yarı-ömürü temsil etmektedir.

MODEL 2:

Bu metod, deneye uzun süre devam edilmesinin gerektiği durumlarda tercih edilen bir yöntemdir. Nispeten uzun yarı-ömürlü radyoizotoplar için kullanılmaktadır. Burada akvaryum suyundaki aktivitenin sabit tutulabilmesi için, belli aralıklarla suyun sayımı yapılmaktadır. Eğer sudaki aktivitede bir düşme gözlenirse;

$$B = A * \left[\frac{N_s * C - N_T}{N_s * C} \right] \quad (2.4)$$

olacak şekilde aktivite ilavesi yapılmaktadır, Pentreath (1975).

Burada,

B: ilave edilmesi gereken stok çözelti miktarı (ml)

A: başlangıçta ($t=0$) kullanılan stok çözelti miktarı (ml)

N_s : başlangıçta kullanılan stok çözelti aktivitesi ($Bq.ml^{-1}$)

N_T : tankın birim hacmi başına aktivite miktarı ($Bq.ml^{-1}$)

C: başlangıçta deney suyu aktivitesinin stok çözeltiye oranı

MODEL 3:

Bu metotta ise akvaryum gerekli miktarda su ile doldurulmakta ve bu suya radyoaktivite ilavesi yapılmaktadır. İlgilenilen organizmalar akvaryuma yerleştirildikten sonra, sadece analiz için bulundukları yerden uzaklaştırılmaktadırlar. Bu metod, daha çok balık yumurtalarında radyoizotopların biyobirikimi çalışmaları için kullanılmaktadır (Pentreath, 1975).

Akvaryum suyundaki aktivite, doğal bozunumun yanı sıra akvaryum duvarlarında absorbe olarak da azalabilmektedir. Akvaryum duvarlarında meydana gelebilecek kayıpların, benzer deney şartları kullanılarak belirlenmesi gerekmektedir. Tank suyundaki aktivite seviyesi genellikle eksponansiyel bir azalma göstermektedir.

Eğer, akvaryum suyunda yukarıda saydığımız nedenlerden dolayı bir kayıp sözkonusu değilse, t zamanındaki konsantrasyon faktörünün (C_t 'nin) hesaplanması için, C_{ss} denge durumundaki konsantrasyon faktörü olmak üzere,

$$C_t = C_{ss}(1 - e^{-k.t}) \quad (2.5)$$

ifadesi kullanılabilir. Burada “k” biyolojik arınma sabitini temsil etmektedir.

Akvaryum suyunda, akvaryum çeperlerinde meydana gelebilecek absorbsiyon yoluyla herhangi bir radyoizotop kaybının olduğu durumlarda ise, yeni bir bozunma sabiti (ω) ile çalışmak gerekir.

$$C_t = C_{ss}[1 - e^{-(k-\omega).t}] \quad (2.6)$$

denklemini geçerli olacaktır.

Burada,

$$\omega = \frac{0.693}{t_{w1/2}} \quad (2.7)$$

dir ve $t_{w1/2}$, akvaryum duvarlarında izotop kaybının yarı-ömrünü ifade etmektedir.

2.3.2. Biyokayıp Deneyi

Biyokayıp deneyi çeşitli ortamlarda yapılabilir. Burada dikkat edilmesi gereken en önemli husus, organizmaların kontamine olmayan temiz bir ortama alınmasıdır. Bu başlıca iki yolla gerçekleştirilmektedir. Bunlardan birincisi, açık deniz suyu sistemlerine organizmaların yerleştirilmesidir. Bunun mümkün olmadığı durumlarda ise, organizmalar akar su sistemlerine yerleştirilmektedir. Bu sayede, organizmaların metabolik aktivitelerinden dolayı meydana gelebilecek izotop dönüşümleri mümkün olduğu kadar düşük tutulabilmektedir. Bir diğer yöntem ise, organizmaların kendi boyutlarına göre, oldukça büyük bir akvaryuma yerleştirilmeleridir. Bu durumda, izotop dönüşümünü minimuma indirmek için akvaryum suyunu mümkün olduğu kadar sık değiştirmek gerekmektedir.

Biyokayıp deneyi için deneyin başlangıcında organizmada ölçülen radyoaktivite miktarı % 100 konsantrasyon değeri olarak kabul edilmektedir (C_0). Daha sonraki günler için organizmada geri kalan aktivite miktarı ise başlangıç miktarının yüzdesi olarak her bir organizma için hesaplanmaktadır. Her sayım günü için bu değerlerin ortalama ve standart sapma değerleri hesaplanarak, grafik çizimi yapılmakta ve elde edilen eğrideki karakterlerin değişimine göre bileşen ayırımının yapılması yoluna gidilmektedir. Bunun için lineer kısmın eğimi, en küçük kareler metodu ile hassas olarak tayin edilmekte ve daha sonra bu lineer başlangıç, zaman gözönüne alınarak ekstrapole edilmektedir. Bu ekstrapole edilmiş değerler, bileşke eğri ile beraber değerlendirilerek yeni grafik çizilerek nihayet bir doğru elde edilinceye kadar aynı işleme devam edilmektedir (Overman ve Clark, 1960).

Her bileşenin başlangıç aktivitesinin yarı değerine inmesi için geçen zaman, o bileşendeki radyoizotopun biyolojik yarı-ömrüdür. Yarı-ömrüler, en küçük kareler metodu ile elde edilen fonksiyonlardan hesaplanmaktadır. Bu fonksiyon,

$$C_t = C_{01}e^{-k_1 t} \quad (2.8)$$

formülüyle tanımlanır. Burada

C_t : t zamanındaki konsantrasyon

C_{01} : t_0 zamanındaki % değeri (1. bileşen için)

k_1 : 1. bileşen için biyolojik arınma sabiti

t : zamanı ifade eder.

Biyokayıp eğrisi, özellikle deniz ekolojisi araştırmalarında pek çok radyoizotop için çoklu komponent karakteri göstermektedir, Wagner ve ark., (1969). Bir başka deyişle, organizmadaki kirleticinin atılımı her zaman sabit hızla olmamaktadır. Biyokayıp olayında, genellikle başlangıçta hızlı bir atılma olurken, daha sonra atılım yavaşlamaktadır. Komponentlerin ayrılmasından sonra bileşke atılım eğrisi ise;

$$C_t = C_{01}e^{-k_1t} + C_{02}e^{-k_2t} + \dots + C_{0n}e^{-k_nt} \quad (2.9)$$

şeklinde yazılabilmektedir. Burada

C_t : t zamanındaki organizmada geri kalan aktivite
 C_{01} : 1. komponentin toplam komponentler içindeki % değeri
 C_{02} : 2. komponentin toplam komponentler içindeki % değeri
 C_{0n} : n. komponentin toplam komponentler içindeki % değeri
 k_1 : 1. komponent için biyolojik arınma sabiti
 k_2 : 2. komponent için biyolojik arınma sabiti
 k_n : n. komponent için biyolojik arınma sabiti
 t : zamanı ifade etmektedir.

Bu denklem sayesinde, organizmanın başlangıç radyoaktif izleyici konsantrasyonu ile $t=0$ zamanındaki ($P_{t=0}$) radyoaktif izleyici konsantrasyonları bulunabilir. Böylece her komponent için döngü flux

$$I = k * P_{t=0} \quad (2.10)$$

değerleri de hesaplanabilir. Burada

k : biyolojik arınma sabiti

P : denge durumunda organizmanın sahip olduğu radyoizotop konsantrasyonunu ifade etmektedir. Radyoizotopun organizma içinde geçirdiği süre ise

$$\zeta = \frac{P_{t=0}}{I} \quad (2.11)$$

şeklinde hesaplanabilmektedir ki bu da

$$\zeta = \frac{1}{k} \quad (2.12)$$

olarak ifade edilebilir.

2.3.3. Organ veya Dokulara Ayırma (Disseksiyon)

Radyoekolojik laboratuvar çalışmalarında, radyoizotopların organizmanın vücut bileşenlerinde veya organlarındaki davranışının bilinmesi önem taşımaktadır. Özellikle besin maddesi olarak tüketilen organizmaların kas dokusu gibi yenilebilen kısımlarının veya kritik organ olarak bahsettiğimiz, radyoaktiviteyi en fazla biriktiren kısımlarına ait konsantrasyon faktörlerini ve biyolojik yarı-ömürlerini hesaplamak önemlilik arz etmektedir.

Bu amaçla, deneylerde kullanılan organizmaların dissekte edilerek (organ ve dokularına ayrılarak) bu bileşenlere ait konsantrasyon faktörlerinin hesaplanması yoluna gidilmektedir.

2.4 RADYOİZOTOP ÖLÇÜMLEMELERİ

Deneylerde izleyici olarak kullanılan radyoizotopların fiziksel özelliklerine bağlı olarak farklı sistemler ölçümleme amacıyla kullanılmaktadır (Knoll, 1979). Eğer gama spektrometrik analizler yapılacaksa, germanyum dedektörler, silikon dedektörler veya NaI dedektörler kullanılmaktadır. Günümüzde, germanyum dedektörler daha yaygın olarak kullanılsa da, biyokinetik çalışmalarda NaI dedektörlerinin de kullanıldığı görülmektedir (Holm, 1997).

Germanyum dedektörlerin, NaI dedektörlere nazaran daha iyi bir enerji ayırma gücüne sahip olması, aynı zamanda pek çok radyoizotopu ölçebilmesi ölçümleme kolaylığı sağladığından tercih nedeni olmuştur. Fakat bu dedektörlerin NaI dedektörlere nazaran veriminin düşük olması, daha pahalı olması ve sıvı azot gerektirmesi de dezavantaj gibi görülmektedir. Si dedektörler, germanyum dedektörlere nazaran daha iyi ayırma gücüne sahip olmasına karşın, orta ve yüksek enerjilerdeki gama ölçüm verimlerinin düşük olması nedeniyle düşük enerjili gama spektrometresinde veya X-ışını floresans tekniği uygulamalarında tercih edilmektedir.

Tekniğin uygulanması açısından önemli konulardan biri de doğru ölçümlemenin yapılmış olmasıdır. Ölçümlemede, yapılan hata, sonucu önemli derecede etkileyebilir. Bu bakımdan ölçümleme sisteminin seçimi ve kalibrasyonu önemli olmaktadır.

BÖLÜM 3

DENEYLERDE KULLANILAN ORGANİZMALAR

Deneysel çalışmalarımızda 3 farklı organizma kullanılmıştır. Kullanılan organizmalardan iki tanesi mollusk (yumuşakçalar) grubuna dahildir. Diğer organizma ise alg (yosun) grubuna dahildir. Bu bölümde deneylerimizde kullanılan bu organizmalar ve dahil oldukları bölümler hakkında kısa bilgi verilmeye çalışılacaktır.

3.1 MOLLUSCA (YUMUŞAKÇALAR):

Bu grup canlılar; yaklaşık 90000 yaşayan ve 35000 fosil türü ile, artropodlardan sonra en kalabalık canlı grubunu oluşturmaktadır (Wilbur ve Yonge, 1964). İstiridyeler, midyeler, ahtapodlar, salyangozlar, sümüklü böcekler ve bütün omurgasızların en büyüğü olan yaklaşık uzunluğu 16 m, çevresi 6 m ve ağırlığı birkaç tonu bulan dev mürekkep balığı da bu grup içinde yer almaktadır. Yumuşakçalar kendi aralarında 6 alt gruba ayrılmaktadır. Bunların sınıflandırılması “Tablo 3.1” ’de gösterilmiştir.

Tablo 3.1: Mollusklerin (yumuşakçalar) sınıflandırılması

Mollusca (Yumuşakçalar)					
Amphineura	Scaphopoda (Deniz dişleri)	Gastropoda (Salyangozlar)	Bivalvia (Midye)	Cephalopoda (Kafadan bacaklılar)	Monoplacophora

3.1.1. Bivalvia :

Mytilus galloprovincialis isimli organizma bu sınıfa dahildir. Vücutları yumuşak bir et parçası şeklindedir. Vücut kısımları dış iskelet vazifesi gören ve iki parça valva'dan oluşan kalker bir kabukla örtülüdür (Franc, 1968). Bunlar sırt tarafından bağlı, karın tarafından açılan iki kapağa sahiptirler. Böylece suyun gireceği ve çıkacağı iki tüpü kapsayan uzun kaslı sifonu dışarıya uzatabilirler.

Tespit olunarak yaşayan bivalv'ler ki midyeler bu gruba dahildir, bissus (bysus) denilen kitinoid maddeden oluşan organları vasıtasıyla tesbit olurlar. Bunun yanı sıra bazı bivalv'ler kendilerini doğrudan kabukları ile tespit ederler. Bunların hareket kabiliyetleri tamamen kaybolmuş ve ayakları körelmiştir (Franc, 1968).

Bivalv'lerde, kabuklar üç tabakadan meydana gelmiştir. En dıştaki tabaka conchiolin (konsiyolin) maddesinden yapılmıştır. Orta tabaka kalsiyum karbonat kristallerinden, en iç tabaka ise konsiyolin maddesi ile kalsiyum karbonat tabakalarının beraber dizilmesinden meydana gelmiştir. Böylelikle sedef tabakası oluşmaktadır. Kabuk, dıştan bakılınca konveks görünümündedir. İki valva eşit veya farklı büyüklükte olabilmektedir.

Bivalv'ler üç alt grupta incelenebilirler : İlk grup, protobranch bivalv'ler (ilkel midyeler) olup, sığ sularda ve yumuşak zeminlerde yaşarlar. Bitki ve hayvan artıklarının, tabandaki kum ve çakıllarla karışmış hali olan tortul maddelerle beslenirler. Lamellibranchia; ikinci alt grubu oluşturur ve solungaçları tabaka şeklinde dizilmiştir. Bu alt grup canlılar besinlerini süzerek alırlar.

Üçüncü alt grup ise Anisomyaria'dır. Bu gruptaki organizmaların kapama kasları ya farklı büyüklüktedir ya da bir tanesi yoktur. *Mytilus galloprovincialis* türleri bu alt gruba dahildir (Wilbur ve Yonge, 1964).

3.1.1.1. *Mytilus galloprovincialis* :

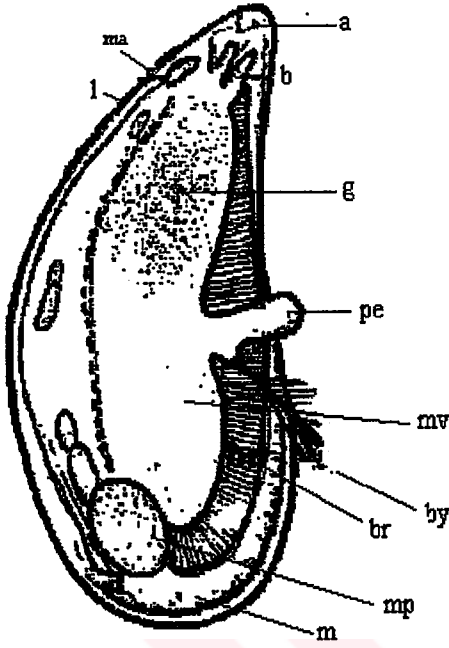
Mollusklerin (yumuşakçaların) bir üyesi olan *Mytilus galloprovincialis* Mytilidae familyasının Mytilus (LINNAEUS) cinsine aittir, “Tablo 3.2”.

Tablo 3.2: Deneyde kullanılan mollusca tipi organizmaların sistematigi

Phylum (bölüm)	Mollusca	
Classis (sınıf)	Bivalvia	Gastropoda
Ordo (takım)	Anisomyaria	Prosobranchiata
Familia (familya)	Mytilidae	Patellidae
Genus (cins)	Mytilus LINNAEUS	Patella LINNAEUS
Species (tür)	<i>Mytilus galloprovincialis</i> LAMARCK, 1819	<i>Patella caerulea</i> LINNAEUS, 1758

Mytilus türü organizmalar uzun yıllardır, pestisit, metal kirliliği, radyoizotop vb. kirliliklerin araştırılmasında biyoindikatör organizma olarak kullanılmaktadır (Dahlgaard, 1986; Palmieri, 1984). *Mytilus* türü organizmaların sabit yaşayan canlılar olması ve denizlerde yaygın olarak bulunması, uluslararası biyoindikatör organizma olarak seçilmelerinde etken olmuştur. Bunlara ilaveten, “büyük” miktarlardaki suyu filtre edebilme kabiliyetleri de biyoindikatör organizma olarak seçilmelerinde önemli olmuştur. Örneğin 3 cm. boyundaki bir midye dakikada yaklaşık 23 ml. (günde yaklaşık 33 l) suyu filtre edebilmektedir. Böylece suda bulunan ve 4 µm’den küçük olan partiküller ve fitoplankterler midye tarafından absorblanmaktadır, (Mohlenberg ve diğ. 1978). *Mytilus* türü organizmaların kirli suları devamlı olarak süzmesinden dolayı, su içerisinde bulunan bakteri ve virusleri, bilhassa tüberküloz ve tifo basilini depo etme kabiliyetlerinin fazla olduğu da çeşitli araştırmacılar tarafından belirtilmiştir (Pourcel, 1925; Renzori, 1963; Paoletti, 1967).

Genel olarak *M. galloprovincialis*’in kabuklarının arka tarafı yumurtamsı, ön tarafları üçgen şeklindedir. Kabuklarının üzerinde eliptik daireler şeklinde olan büyüme çizgileri bulunmaktadır. Organizma uygun olmayan ekolojik şartlara bağlı kaldığında büyüme çizgileri anormal şekilde sıklaşırken, bu çizgilerde kabarma veya çökme görülmektedir “Şekil 3.1”.



- a : anüs
 b : ağız
 br : solungaç
 by : bisus
 g : sindirim sistemi
 l : ligament
 m : manto
 ma: ön kapama kası
 mv: bağırsak kütlesi
 pe : ayak

(ligament : kemikleri ve başka organları birbirine bağlayan bağ)

Şekil 3.1: *Mytilus galloprovincialis*'in genel görünüşü (FAO, 1976).

M. galloprovincialis türü midyeler Türkiye sahillerinin bir bölümünde bol olarak bulunmaktadır. Boyu Karadeniz Ayancık'ta 3.9 ± 0.54 cm iken, İzmir Aliğa'da 8.2 ± 1.52 cm'ye kadar ulaşır (Uysal, 1970). Bu canlılarda hayati faaliyetler için 9-7 pH; ‰ 20 tuzluluk ve 14°C ısı optimum kabul edilmekte buna karşın, 28°C'nin üzerindeki sıcaklıklarda ve ‰ 40'ın üzerindeki tuzlulukta yaşam faaliyetleri durmaktadır. Türkiye'de bulunan *M. galloprovincialis*lerin renkleri, ekolojik şartlara bağlı olarak siyah, siyahımsı mavi, kahverengi ve kahverenginin değişik tonlarında olabilmektedir. İnsan gıdası olarak da kullanılan midyeler; deniz yıldızları, balıklar ve deniz kuşları tarafından da tüketilmektedir (Uysal, 1970). Yurdumuzda *Mytilidae* familyasına mensup türlerden *M. galloprovincialis* hariç, diğerlerinin gıda olarak önemi yoktur (Geldiay, 1971; Pınar ve Ören, 1966).

3.1.2.Gastropod (Salyangoz) :

Gastropodların yumuşak vücutlarında baş, iç organlar kesesi ve ayak olmak üzere üç bölge vardır. Gastropodların hepsi genç safhalarında biteral simetridir. Sonradan vücutun her iki yanının eşit büyümemesi yüzünden biteral simetri kalmaz. Bu yüzden iç organlar kitlesi 180 derecelik bir dönme yapar ve buna 'torsion' denir (Franc, 1968). Gastropodlarda kuvvetli kaslardan yapılmış geniş bir ayak yüzeyi ve iyi gelişmiş bir baş bulunur.

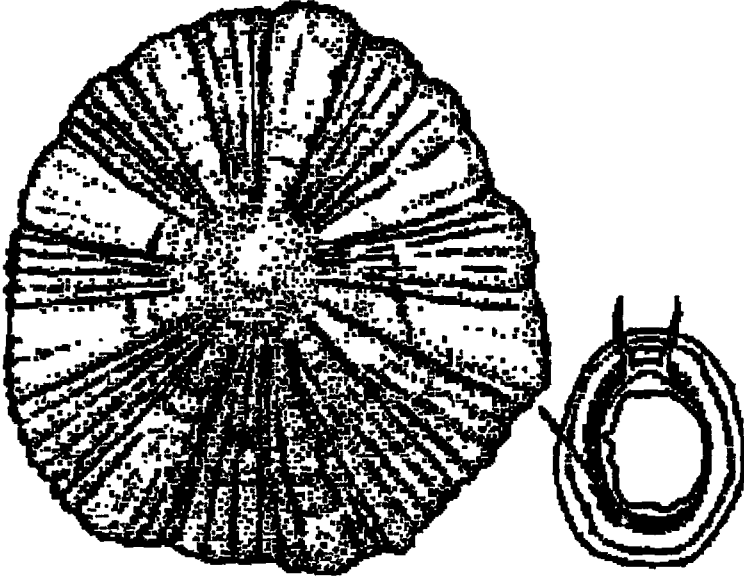
Manto basit bir kavkî meydana getirir ve bu kavkî çoğunlukla baş ve ayağı, geri çekildikleri zaman içine alır. Kavkının çeşitli dolanım tarzlarına göre; yassı, disk, kule ve çanak şekilleri olanları bulunmaktadır. Salyangoz kabuklarının ilk kıvrımlarının bulunduğu yere (tepe) apex, son kıvrımının nihayetlendiği açıklığa kabuk ağzı, ağız kısmının kenarına da dudak (peristoma) adı verilmektedir (Franc, 1968). Ağzı, yarık veya hortum şeklindedir. Ağız zemininde kıkırdaklı, kaslı ve üst yüzeyi radulalı bir dil bulunur. Radulasız olanları azdır. Yumuşak kısımları ve kabuk şekilleri bakımından çok farklı türleri vardır. Gastropodlardan yalnız Patella'larda yumurtalar döllenmemiş halde bırakılır. Bunlar sonradan, su içinde döllenir (Fischer-Piette, 1948).

Gastropodlar ekonomik bakımdan büyük önem taşırlar. Çeşitli ülkelerde insan besini olarak kullanılmasının yanı sıra, kabukları da süs eşyası olarak kullanılmaktadır.

3.1.2.1. *Patella caerulea* :

Mollusk'lerin gastropoda sınıfının Prosobranchiata ordosuna (takım) dahildir "Tablo 3.2". Türkiye'de deniz kulağı olarak adlandırılır. Kabuk, yüksekliğine nazaran, kaidesi hayli geniş olan basık bir koni şeklindedir. Ergin halde diğer gastropod türlerinde görüldüğü gibi, hiçbir spiral kıvrılma izi yoktur. Üzeri genellikle radyal çizgili veya kostalıdır. 150'den fazla türü olmasına rağmen Akdeniz'de 5 türü olduğu belirtilmektedir (Riedl, 1983; Champbell, 1982). Bazı türleri yenir. Deneylerde kullandığımız *P. caerulea* türü ise literatürde Akdeniz limpeti olarak da adlandırılır (Champbell, 1982). (Uzunluğu maksimum 7 cm, yükseklik 5 cm'dir, (Fisher ve diğ. 1987). 45 mm'ye

kadar düşük konik kabuğa sahiptir “Şekil 3.2”. Dış rengi beyaz spotlar veya radyal çizgilerle gri, kahverengi veya kırmızıdır.



Şekil 3.2 : *Patella caerulea*'nın görünüşü (Abel ve diğ. 1983).

Genellikle Kuzey Akdeniz'de görülür (Parenzan, 1970). Türkiye'yi çevreleyen tüm denizlerde, özellikle su kesimi çizgisinin hemen altında ve kayalara yapışık olarak görülmektedir (Fischer ve diğ. 1987).

Herbivor canlı olan *Patella* türü organizmalar, bulundukları taşlar üzerinde çok yavaş da olsa sürünürken radulaları yardımıyla buralarda gelişen algleri bir nevi kemirerek beslenirler (Fischer-Piette, 1948). Bunların *Ascophyllum nodosum*, *Fucus platycarpus* gibi alglerle beslendiklerinin belirtilmesinin yanında Öztürk ve Ergen, (1999) Saroz Körfezi'nde patella türü organizmalar üzerinde yaptıkları bir araştırmada *Sphacelaria cirrosa*, *Laurencia obtusa*, *Jania rubens* ve *Mesospora macrocarpa* gibi alglerin bulunduğu ortamdaki patella türlerinin başka ortamlarda bulunanlara göre daha büyük olduklarını, dolayısıyla bu organizmaların yukarıda belirtilen alg türleri ile beslendiklerini ileri sürmüşlerdir.

Mollusklerde kabuk yapısının genellikle üç kısımdan oluştuğu kabul edilir. Bunları dıştan içe doğru sıralarsak,

1. Periostracum veya organik yapıda koruyucu tabaka
2. Ostracum veya prizmatik tabaka
3. Hipostracum veya sedef tabakası

Bu diziliş bivalv’lerde en belirgin, bazı mollusklerde farklılık gösterir. Örneğin gastropodlardan patella türlerinde periostracum tabakası bulunmaz. Ayrıca patella türlerinde midyelerde çok gelişmiş olan sedef tabakasında iyi gelişmemiştir (Franc, 1968).

3.2. ALGLER (YOSUNLAR) :

Algler (yosunlar) en küçük ve en basit klorofil taşıyan organizmalardır (Bold ve Wynne, 1978). Bu bitkilerin gövdelerine tallus adı verilir. Bu bitkilerde gerçek kök, gövde ve yaprak bulunmaz (Villie, 1979). Genellikle sularda yaşamalarına rağmen, kara hayatına uyum sağlamış türleri de mevcuttur. Algler, fotosentetik aktivitelerinden dolayı denizel çevredeki organik maddenin birincil üreticisi olarak (primary producers) hayli önemlidir. Ayrıca fotosentez yaparak gün boyu suya oksijen verirler. Alglerin 70’den fazla türü ki; bunlar genellikle kırmızı ve kahverengi alglerdir, besin maddesi olarak kullanılmaktadır. Alglerden elde edilen agar ve alginik asit; tıpta, eczacılıkta kullanıldığı gibi tekstil, kozmetik ve deri sanayinde de yaygın olarak kullanılmaktadır. Bunlara ilaveten gübre ve hayvan yemi olarak kullanıldıkları alanlar da bulunmaktadır “Tablo 3.3” (Bold ve Wynne, 1978; Saykı 1991).

Tablo 3.3: Alglerin (yosunların) sınıflandırılması

Alg (Yosun)			
Cyanophyta (Mavi-yeşil algler)	Chlorophyta (Yeşil algler)	Phaeophyta (Kahverengi algler)	Rhodophyta (Kırmızı algler)

3.2.1. Chlorophyceae (Yeşil Algler) :

Bu sınıf algler klorofil a ve b, karoten ve ksantofilleri örttüğünden yeşil görünürler. Hücre zarları kuvvetli olup genellikle selülozdandır “Tablo 3.4”.

Tablo 3.4: Deneyde kullanılan alg türünün sistematigi

Phylum (bölüm)	Chlorophyta (Yeşil algler)
Classis (sınıf)	Chlorophyceae
Ordo (takım)	Ulotrichales
Familia (familya)	Ulvaceae
Genus (cins)	Enteromorpha
Species (tür)	<i>Enteromorpha linza</i> (LINNAEUS, 1758), J. AGARDH, 1883

Üremeleri eşeyli ve eşeysiz olabilmektedir. % 10'u denizlerde, % 90'ı tatlı sularda yaşar (Saykı, 1991). Bu sınıftaki algler şekil ve büyüklük bakımından birbirlerinden çok farklılık gösterir, (Aydın, 1991). Aralarında tek tek yaşayanları olduğu gibi koloni halinde yaşayanlara da rastlanır. Bu türe örnek olarak; *Palmophyllum crassum*, *Ulva lactuca*, *Enteromorpha intestinalis*, *Enteromorpha linza*, *Cladophora prolifera*, *Cladophora pellucida* sayılabilir. Rutubet ve ışık bulunan yerlerde yaşarlar. Bu yüzden, hem karada hem tatlı sularda, % 10 kadarı da denizlerde yaşar. Kurak yerlerde yaşayan formları da vardır. Bazı yeşil alglerin mollusklerin kabuklarında yaşadıkları da bilinmektedir (Baydar, 1979).

3.2.1.1. *Enteromorpha linza* :

Chlorophyceae sınıfının ulvaceae familyasına aittir. Bu familyanın bir çok türü vardır (*E. intestinalis*, *E. compressa*, *E. linza*, *E. gracillima*, *E. minima*,...). Uzunluğu ve genişliği fazla olan bir türdür. Tallusları yaklaşık 10-50 cm. uzunluğa kadar erişir. Rengi parlaktır “Şekil 3.4”. Genellikle su seviyesinin aşağısında taş ve kayalıklara

tutunarak yaşarlar (Aydın, 1991). *E. linza* hem deniz ve hem de tatlı sularda yaşayabilmektedir. Deniz yüzeyinden 2 m derinliklere kadar bulunabilirler (Baydar, 1979). Rengi parlak yeşildir. Akdeniz, Karadeniz, Ege Denizi ve Marmara Denizinde hayli sık rastlanmaktadır (Güven ve diğ. 1992; Zeybek ve diğ. 1993; Güven ve diğ. 1991).



Şekil 3.3: *Enteromorpha linza*'nın görünüşü (Aydın, 1991).

BÖLÜM 4

DENEYSEL ÇALIŞMALAR

Bu doktora tez çalışmasında Bölüm 3’de tanıtılan 3 farklı tür organizma ile deneysel çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Her üç canlı da, özellikle Karadeniz, Marmara ve Ege Denizi’nde bulunabilen ve geniş bir dağılım gösteren *M. galloprovincialis* isimli bivalvia ve bir gastropoda türü olan *P. caerulea* ile bir bitki olan *E. linza* isimli bir makroalg türüdür (Uysal, 1970; Güven ve diğ. 1991; Zeybek ve diğ. 1993).

Deneylerimizde kullanılan organizmalar, Karadeniz’in Şile sahilinden temin edilmiştir. Karadeniz kıyısından el ve spatül ile toplanan bu organizmalar, içine deniz suyu doldurulmuş plastik bidonlar yardımıyla ÇNAEM Radyobiyojji Bölümü laboratuvarlarına özenle nakledilmişlerdir.

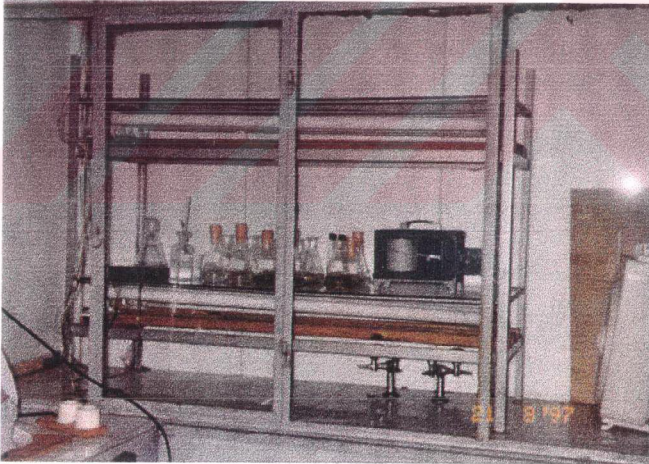
4.1. ORGANİZMALARIN LABORATUVARA UYUMU İÇİN YAPILAN ÇALIŞMALAR

Laboratuvara taşınmış olan bu organizmaların üzerlerinde, deneylerimiz için kirlilik olarak nitelenebilecek, yapışmış halde bulunan diğer organizma (epifauna) ve sedimentler, Karadeniz’den alınan deniz suyu kullanılarak, fırça ve bistiiri yardımıyla mekanik temizleme işlemi gerçekleştirilmiştir. Deneylerde kullandığımız organizmaların, laboratuvar şartlarına alışmaları için, organizmaların hepsi 3 hafta süre ile Karadeniz’in ortalama sıcaklığı olan $13\pm 2^{\circ}\text{C}$ ’lik sıcaklıktaki odada yaklaşık

30'ar litre Karadeniz suyu konulan plastik akvaryumlarda bekletilmişlerdir. Bu süre zarfında organizmalar havalandırılmış ve beslenmişlerdir.

Akvaryumdaki organizmaların suları, Karadeniz'den periyodik olarak getirilen ve deneylerin yapıldığı sıcaklıktaki kontrollü odalarda tutulan stoklanmış bidonlardaki sularla haftada üç defa değiştirilmiştir. *M. galloprovincialis* ve *P. caerulea* türü organizmalara adaptasyon süresince, laboratuvarımızda kültürü yapılarak sürekli çoğaltılan ve Karadeniz suyunda da bulunduğu saptanan *Phaeodactylum tricornutum* mikroalg türü organizma verilerek beslenmiştir.

Monaco'daki Uluslararası Atom Enerjisi Ajansı'na (IAEA) bağlı deniz radyoekoloji laboratuvarlarından temin edilen mikroalg türü organizma ÇNAEM Radyobiyoloji Bölümü Laboratuvarlarında bulunan alg kültürasyon kabini kullanılarak yetiştirilmiştir. Söz konusu alg kültürasyon kabini "Şekil 4.1" 'de görülmektedir. Tüm mikroalg türleri, bu kültürasyon kabininde aseptik şartlarda üretilmeleri için gerekli maddeleri içeren f/2 medyumunu olarak nitelenen besin kompleksi "Tablo 4.1" kullanılarak, deneyler için özel olarak yetiştirilmişlerdir.



Şekil 4.1 : Alg kültürasyon kabini

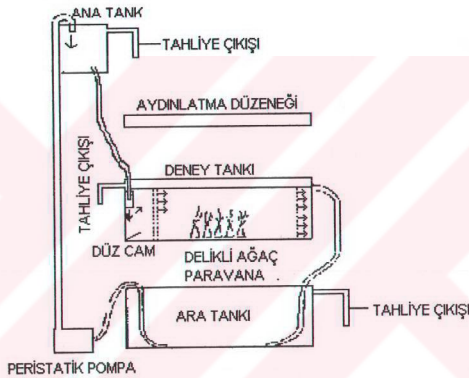
Kültür ortamından alınan *P. tricornutum* mikroalgini içeren sıvı 1.2 µm gözenekli (milipor) filtrelerden süzölmüştür. Filtre kağıdı üzerinde kalan bu mikroalg türü organizma, kültür ortamı atıklarını uzaklaştırabilmek amacıyla temiz deniz suyu ile filtrasyon sisteminde yıkanmış, yeniden süspansiyon haline getirilerek *M. galloprovincialis* ve *P. caerulea* türü organizmalara gıda olarak verilmiştir. Bu mikroalg türü, deney organizmalarına adaptasyon süresince haftada üç defa, deney kaplarındaki sular değiştirilmeden yaklaşık iki saat önce verilmiştir. Böylelikle, radyoizotop birikimi deneyinde benzer uygulamanın yapılması öngörüldüğünden planlanan şartlara uyulmuştur.

Tablo 4.1: f/2 medyumunun kompozisyonu (Guillard ve Ryther, 1962).

NaNO ₃	75 mg	(883 µM)
NaH ₂ PO ₄ .H ₂ O	5 mg	(36.3 µM)
Na ₂ SiO ₃ .9H ₂ O	15-30 mg	(1.5-3 mg Si veya 54-107 µM)
Eser metaller		
FeCl ₃ .6H ₂ O	4.36 mg	(11.7 µM)
CuSO ₄ .5H ₂ O	0.01 mg	(2.5 µg Cu veya 0.04 µM)
Zn-SO ₄ .7H ₂ O	0.022 mg	(5 µg Zn veya 0.08 µM)
CoCl ₂ .6H ₂ O	0.01 mg	(2.5 µg Co veya 0.05 µM)
MnCl ₂ .4H ₂ O	0.18 mg	(0.05 µg Mn veya 0.9 µM)
Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	0.006 mg	(2.5 µg Mo veya 0.03 µM)
Vitaminler		
Thiamin.HCl	0.1 mg	
Biotin	0.5 µg	
B ₁₂	0.5 µg	
Şalat yapıcı		
Na ₂ .EDTA	4.36 mg	(11.7 µM)
Deniz suyu	1 litre	

E. linza makroalg türü bitkinin laboratuvar şartlarına adaptasyonunda kullanılan düzeneğin krokisi “Şekil 4.2” ’de verilmiştir. Makroalg türü

organizmaların laboratuvar şartlarında uzun süre yaşayabilmeleri ve deneylerde kullanılabilirliği, adaptasyon olgusuyla sıkı ilişkilidir. Üç haftalık adaptasyon süresinde morfolojik bir deformasyona uğramayan makroalg türlerinin, uzun süre laboratuvarlarda yaşatıldıkları saptanmıştır (Topcuoğlu, 1984). Bu organizmaların adaptasyonu, akarsu sistemi altında olup $13 \pm 2^\circ\text{C}$ 'de $350 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ olacak şekildeki (cool white) floresans lambalar kullanılarak yapılmıştır. Aydınlatma uygun şekilde ayarlanmış ve sürekli olarak periyodik ışık sağlanmıştır. Adaptasyon süresince, *E. linza* türü organizmalar sürekli gözlenmiş, morfolojik değişikliğe uğrayan organizmalar deney ortamından uzaklaştırılmışlardır.



Şekil 4.2: *E. linza* makroalg türü bitkinin laboratuvar şartlarına adaptasyonunda kullanılan düzenek

Kabuklu organizmaların laboratuvar şartlarımıza yeterli uyum sağladıklarının saptamak için organizmaların beslenme ve ortama yerleşmeleri, bir başka deyişle kendilerini tesbit etmeleri sınanmıştır. Söz konusu iki organizma türünün kendilerini sıkı biçimde deney kabına tespit etmeleri ve verdiğimiz mikroalg türü besini kısa zamanda tüketmeleri ile laboratuvar şartlarına uyumluluklarının yeterli olduğuna karar verilmiştir (7- 15 gün).

Mikroalg tüketiminin saptanmasında; hücre sayısı belirlenmesi "Fuchs-Rosenthal haemocytometer" kullanılarak yapılmıştır. Adaptasyon ortamına ilave edilen hücre sayısı başlangıçta 10^4 ile 10^5 hücre. ml^{-1} düzeyinde iken yapılan

ölçümleme sonucunda, bu değerin iki saat sonra 10^2 hücre.ml⁻¹ düzeyinin altına düştüğü tespit edilmiştir. Ayrıca her iki kabuklu organizmanın ağırlıklarının, adaptasyon süresince önemli bir değişiklik göstermediği de gözlenmiştir.

Adaptasyon bitiminde *M. galloprovincialis*’ler ağırlıklarına göre üç gruba ayrılmış ve markalandırılmışlardır. Tüm organizmaların ortalama ağırlıkları “Tablo 4.2” de verilmiştir. Bu hesaplama yapılırken her organizma grubu için en az 10 canlı kullanılmıştır.

Tablo 4.2 : Çalışılan organizmaların ağırlıklarına göre ayırımı

Organizma	Ortalama ağırlıklar (g) n : organizma sayısı
<i>M. galloprovincialis</i> (büyük boy)	17.92±3.15 (n=10)
<i>M. galloprovincialis</i> (orta boy)	11.36±2.34 (n=10)
<i>M. galloprovincialis</i> (küçük boy)	5.94±0.70 (n=10)
<i>P. caerulea</i>	14.46±2.79 (n=12)
<i>E. linza</i>	2.15±0.55 (n=10)

4.2. KULLANILAN RADYOİZOTOPLAR VE SAYIM SİSTEMLERİ

¹³⁴Cs ve ²⁴¹Am radyoizotoplarının çoklu element (multi-element) etkisinin çift izleyici (double-tracer) tekniği ile araştırılması, bu doktora tezinin orjinal bir yönüdür.

Deneylerde kullanılan her iki radyoizotop da, denizel ortamlarda iyonik formda bulunmakta olup, ²⁴¹Am radyoizotopu +3 değerlilikte, ¹³⁴Cs radyoizotopu ise +1 değerlilikte bulunmaktadır. Bunun yanı sıra ortamın pH’ı yükseldiğinde (basic form) ²⁴¹Am radyoizotopunun +3 değerliliğin yanı sıra +4 değerlilikte de bulunabileceği tespit edilmiştir (Aston ve diğ. 1981). ²⁴¹Am radyoizotopu için denizlerde çözülemez (insoluble) formun baskın olduğu tahmin edilmektedir. Dolayısıyla bu radyoizotop Am(OH)₃ veya Am(OH)₄ bileşikleri halinde ya asılı maddede bulunur ya da sedimentte depolanır (Aston ve diğ. 1981).

¹³⁴Cs radyoizotopu ise deniz suyunda büyük oranda çözülebilir formda olup potasyum ile benzer davranış göstermektedir (Penetreat, 1977).

Sezyum radyoizotoplarının da Karadeniz ortamına girişi 1960'lı yıllara dayanan bomba denemeleri yoluyla olmuştur. Zaten belli konsantrasyonlarda Karadeniz ortamında bulunan ¹³⁷Cs radyoizotopunda Çernobil Reaktör kazasından sonra bir artış gözlenmiştir. ²⁴¹Am radyoizotopu ise ²⁴¹Pu radyoizotopunun β bozunması sonucunda meydana gelmektedir. Çernobil Reaktör kazasından sonra ortaya ²⁴¹Pu radyoizotopu salındığı göz önüne alınırsa, önümüzdeki yıllarda ²⁴¹Am radyoizotopunda da bir artış olabileceği söylenebilir. Bu amaçla deneysel çalışmalarımızda bu iki radyoizotopun kullanılması tercih edilmiştir.

Deneylerde kullanılan ¹³⁴Cs radyoizotopu Amersham Radio-Chemical Center'den temin edilmiştir. Kimyasal olarak klorür formunda olup 0.52 mgCs.ml⁻¹ oranında stabil sezyum içermektedir. 1 Ocak 1994 tarihinde üretilen bu radyoizotopun spesifik aktivitesi 175 MBq.ml⁻¹ 'dir. Yine Amersham'dan temin edilen ²⁴¹Am radyoizotopu, ²⁴¹Am⁽³⁺⁾ nitrat formunda (1 N HNO₃ içinde) olup, orijinalindeki gibi 1 N HNO₃ ile seyrekleştirilmiştir. Kullanılan ²⁴¹Am radyoizotopunun üretiliş tarihi 1 Ocak 1981 olup spesifik aktivitesi 34.67 kBq.ml⁻¹ 'dir. Amerisyum ve sezyumun önemli radyoizotoplarına ait bilgiler "Tablo 4.3" ve "Tablo 4.4" 'de verilmiştir.

**Tablo 4.3 : Amerisyumun önemli radyoizotoplarının özellikleri,
(Shihab-Eldin ve diğ. 1978).**

İzotop	Yarı ömür	Yayınlanan parçacık	Enerji (MeV)	Yayınlanma olasılığı
241	432.2 yıl	alfa	5.388	0.014
			5.443	0.128
			5.386	0.852
		elektron	0.0101	0.309
			0.371	0.309
		gama	0.139	0.427
			0.026	0.024
			0.033	0.001
			0.059	0.359
			0.069	0.002
242	16.02 saat	beta	0.619 max	0.420
			0.661 max	0.410
		Elektron	0.0107	0.111
			0.0176	0.307
			0.0358	0.114
		gama	0.0143	0.1266
			0.015	0.1965
242m	152 yıl	elektron	0.0105	0.1834
			0.0248	0.4827
			0.0425	0.5125
		gama	0.0146	0.2992
		alfa	5.205	0.0042
			5.227	0.0005
243	7380 yıl	elektron	0.0886	0.3993
			0.0101	0.2828
			0.0254	0.1452
			0.0522	0.1386
		gama	0.0139	0.3905
			0.0747	0.6600
		alfa	5.233	0.1060
			5.275	0.8790

**Tablo 4.4 : Sezyumun önemli radyoizotoplarının özellikleri,
(Shihab-Eldin ve diğ. 1978).**

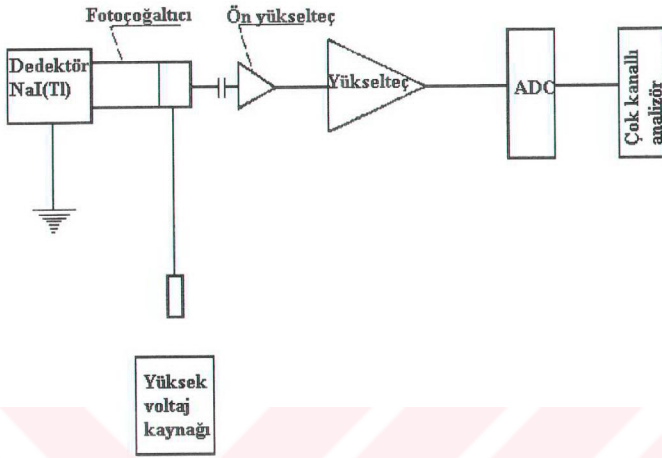
İzotop	Yarı-ömür	Parçacık	Enerji (Mev)	Yayınlanma olasılığı
134	2.062 yıl	beta	0.088 max	0.274
			0.658 max	0.7001
		gama	0.475	0.015
			0.563	0.838
			0.569	0.154
			0.605	0.976
			0.796	0.854
			0.802	0.087
			1.039	0.010
			1.168	0.018
			1.365	0.030
137	30.17 yıl	beta	0.511 max	0.946
			1.1732	0.054
		gama	0.662	0.8998

4.2.1 Biyokinetik Deneylerde Radyoaktivite Ölçümleri

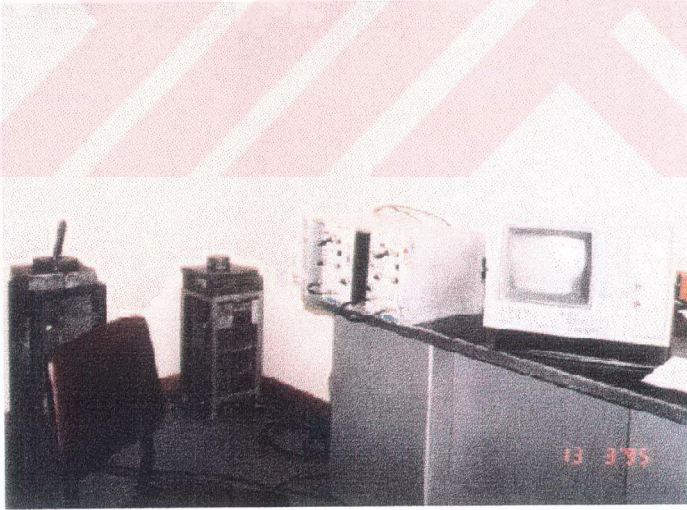
Biyokinetik deneylerinde ÇNAEM Radyobiyooloji Bölümünde bulunan 4096 kanallı Canberra Model seri 35 analizörüne bağlı biri düz (flat) ve diğeri kuyu tipli olan 3'x3' lik NaI(Tl) dedektörleri kullanılmıştır “Şekil 4.3” ve “Şekil 4.4”.

Her iki radyoizotopun, ölçümü yapılacak olan, hem organizma ve hem de su hacimlerine eşdeğer, uygun geometrili standartları hazırlanmıştır. Her sayım gününde dedektörler bu standartlar yardımı ile daima kontrol edilmişlerdir. Diğer taraftan, tüm grupsal sayımların hem başında ve hem de sonunda yapılan doğal ortam (background) sayımlarının yanı sıra, hazırlanan standart numunelerin ölçümleri de yapılmıştır. Doğal ortam sayımlarında, numunelerin analizinde kullanılan boş sayım kaplarından faydalanılmıştır.

Dedektörün kalibrasyonu, deneyde izleyici olarak kullanılan ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarından, uygun geometride hazırlanan standartlarla gerçekleştirilmiştir. Her sayım gününde dedektör bu standart yardımıyla kontrol edilmiştir.



Şekil 4.3: NaI(Tl) dedektör sisteminin şematik gösterimi



Şekil 4.4: Biyokinetik deneylerin yapıldığı sayım sistemi (NaI(Tl) dedektör)

Ayrıca, sayım sisteminde ortamın sıcaklık ve rutubetinin değişmesinden kaynaklanabilecek spektrum kayması veya rezolüsyon bozukluğu problemlerini elimine etmek amacıyla, sistem daha önceden hazırladığımız standart numune yardımıyla kontrol edilmiştir.

4.3. BİYOBİRİKİM DENEYİ

Biyobirikim deneyleri kapalı sistemlerde gerçekleştirilmiştir. Bu amaçla her üç organizma türü için de 10 litrelik plastik akvaryumlar kullanılmıştır. *M. galloprovincialis*’lerin markalandırılması kendilerinin numaralaması şeklinde yapılmıştır. Patella örneklerinin markalanması ise farklı şekilde yapılmıştır. Şöyleki; bu organizmaların bulunduğu ortama tutunması söz konusu olduğu için her organizma özel bir deney kabı içine yerleştirilmiştir. Organizma bu deney kabı ile beraber akvaryuma yerleştirilmiş ve çevre şartlarının uygun tesisi için deney kapları delinmiştir. Markalama, bu deney kaplarının numaralandırılması şeklinde yapılmıştır. Böylece organizma yaşam şartları değiştirilmeden dışarı alınmış ve ilgili ölçümler yapılabilmektedir “Şekil 4.5”.

Vücut büyüklüğü radyoizotopların biyokinetiğini ve dolayısıyla aktivite düzeyini önemli derecede etkilediğinden, deneyler için yaklaşık aynı boy ve ağırlığa sahip organizmalar seçilmiştir. Biyobirikim deneyinde küçük boy ve büyük boy mytiluslar ile çalışılmıştır.

Her bir akvaryum, Karadeniz’den getirilen deniz suyu (6 l) ile doldurulmuş ve sıcaklık, tuzluluk, pH ve ışık gibi fiziko-kimyasal parametreler organizmaların metabolizmasını etkileyebileceğinden, deney süresince tüm bu parametreler ile ortamın sıcaklığı sabit tutulmuştur “Tablo 4.5”. Her bir akvaryum organizmaların yaşayabilmesi için havalandırılmıştır. Deneyin yapıldığı laboratuvarın titizlikle aydınlatma ayarlaması yapılmıştır.

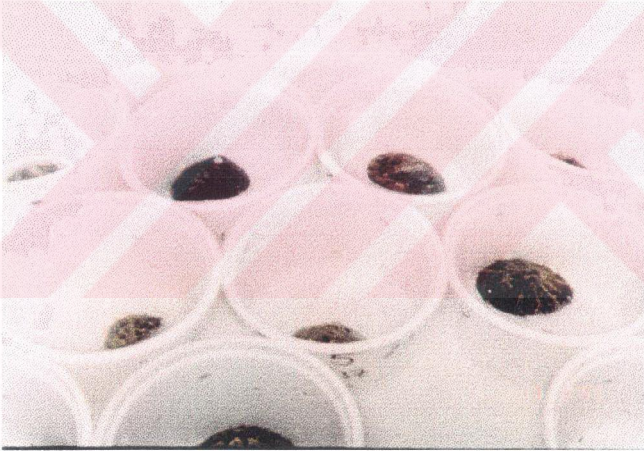
Biyobirikim deneyinde daha önce de bahsedildiği gibi, ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları kullanılmıştır. Ölçümlemede bu radyoizotopların ^{134}Cs için 604.6 keV ve ^{241}Am için 59.5 keV’deki gama enerjilerinden yararlanılmıştır.

Tablo 4.5 : Deney süresince uygulanan ortamın parametreleri

Sıcaklık °C	Tuzluluk ‰	pH
13±2	18.75	7.6

Deneylerde kullanılan radyoizotopların konsantrasyonu deneyin amacına göre değişebilmektedir. Genellikle biyobirikim deneylerinde kullanılan radyoizotopun konsantrasyonu < 3700 Bq/l (1 µCi/l)'ye kadar seçilmesinin uygun olduğu belirtilmektedir (IAEA, 1975).

Esas olarak, denizel bir kontaminasyonda bu radyoizotopların olası seviyelerinden ve literatürdeki bulgularından fazla uzaklaşmadan doğal şartlara daha uygun deneylerin yapılması amaçlanmıştır. Ancak organizmalarımız için kısa sayım süresinde minimum sayım hatası ile sonuç almak ta diğer bir hedefimizi oluşturmuştur.



Şekil 4.5: *P. caerulea* türü organizmalara ait deney düzeneği

Bu iki birbirine göre ters yönlü etkin parametre için optimum bir çözüm olarak 1000 Bq.l⁻¹ 'lik aktivite ile çalışılması tercih edilmiştir. Bu yüzden akvaryumlara ¹³⁴Cs ve ²⁴¹Am radyoizotopları, her biri 1000 Bq.l⁻¹ konsantrasyonu sağlayacak şekilde ilave edilmiştir. Akvaryum suyu, biyobirikim deneyi süresince radyoaktif izleyicilerin fizikokimyasal formlarını değiştirebilecek metabolik kirliliğin

artmaması ve konsantrasyonların sabit tutulması için haftada iki kere özenle değiştirilmiştir.

Organizmalar her sayım gününde, sayıma alınmadan önce yarım saat süre ile radyoaktif olmayan temiz deniz suyuna alınarak kabukları ile yumuşak doku arasındaki su ve kabuğun dış yüzeyine bulaşmış bulunan ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarından arınmaları beklenmiştir. Bu süre zarfında organizmalar, daha önce bahsedilen uygun besin maddeleri ile beslenmişlerdir.

Her sayım gününde, en az 10 organizma ve her bir akvaryumdan 40 ml'lik su örneği alınarak ölçülmüştür. Bu bulgular yardımı ile konsantrasyon faktörü (CF) hesaplanmıştır. Konsantrasyon faktörü ifadesi, canlı organizmanın birim yaş ağırlığındaki (g) ortalama aktivitenin deney suyundaki hacime düşen aktivite miktarına oranı olarak tanımlanmaktadır (Thiels ve Vanderborgth, 1980). Şöyle ki

$$CF = \frac{A'_{org}}{A'_{su}} \quad (4.1)$$

Burada,

A'_{org} : Organizmanın gram ağırlığı başına düşen net (background çıkartılmış) aktivite değeri

A'_{su} : Suyun ml başına düşen net (background çıkartılmış) aktivite değeri olarak verilmiştir.

Her organizma grubu için her bir sayım gününde CF değerleri için ortalama değer hesaplaması yapılmış ve standart sapmaları ile birlikte değerlendirilmiştir. CF değerleri tüm organizma bulgularına uygulandığı gibi *M. galloprovincialis* ve *P. caerulea* türü organizmaların yumuşak doku ve kabuklarında da ayrıca saptanmıştır.

Biyobirikim bulguları ayrıca, biyobirikim faktörü olarak da tüm deney organizmalarımız için saptamıştır.

$$\eta = \frac{A_{org}}{A_{su}} \times 100 \quad (4.2)$$

η : % biyobirikim

A_{org} : Organizma başına net aktivite değeri (Bq.g⁻¹)

A_{su} : Akvaryumdaki deniz suyunun toplam net aktivitesi (Bq.ml⁻¹)

Biyobirikim deneyinde, deney ortamında oluşan ¹³⁴Cs ve ²⁴¹Am radyoizotoplarının partikül fraksiyonu 1,2, 3 ve 4. Günler için, 0.45 µm gözenekli milipor filtre kullanılarak tayin edilmiştir. Bunun için 10 ml deniz suyu süzülerek, filtre ve su örnekleri alınmıştır. Hem filtrede tutulan ve hem de süzülen suda kalan yüzde aktivite değerleri hesaplanmıştır.

4.4 BİYOATILIM DENEYİ

Biyobirikim deneyinde kullanılan organizmalar, daha sonra temiz akvaryumlara alınarak biyoatılım deneyine başlanmıştır. Organizmalar şekilde görüldüğü gibi akarsu sistemine, su akışı saatte yaklaşık 1 l olacak şekilde, yerleştirilmiştir. Laboratuvar şartları biyobirikim deneyi için hazırlanan şartlarda olup, bir başka deyişle 13±2°C sıcaklık, 7.6 pH ve ‰18.75 tuzluluktadır “Tablo 4.5” ve “Şekil 4.6”. Sayımlar haftada 2 kere yapılmıştır.

Yaklaşık iki ay süreyle ¹³⁴Cs ve ²⁴¹Am radyoizotoplarını sudan biriktiren *M. galloprovincialis* ve *P. caerulea* türü organizmalar, deneye başlamadan önce sayılmış ve elde edilen sayım değerleri t=0 zamanı için esas teşkil etmiştir. Akan deniz suyuna alınan bu organizmalar *P. tricornutum* fitoplankton türü ile ad libitum (sürekli) olarak beslenmiştir. Her bir sayım gününde elde edilen sayım değerleri, t=0’daki değerin yüzdesi olarak ifade edilmiştir. Biyobirikimde olduğu gibi en az on organizmanın, organizmada kalan aktivite sonuçları (% olarak) aritmetik ortalama ve standart sapmaları ile hesaplanmıştır.

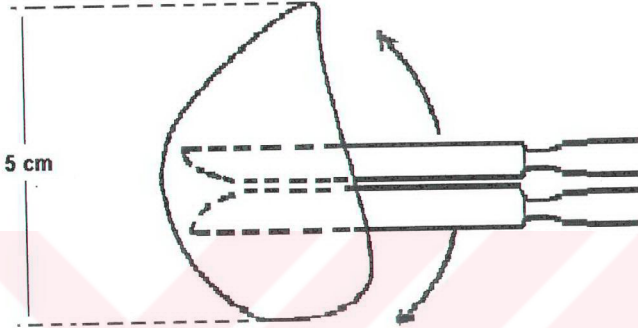


Şekil 4.6 : Biyoatılım deneyine ait deney düzeneği

4.5. ORGANİZMALARIN DİSSEKSİYONU

Biyobirikim ve biyoatılım deneyleri süresinde *M. galloprovincialis* (orta boy *M. galloprovincialis*'ler) ve *P. caerulea* türü organizmalar belli aralıklarla dissekte edilmiştir (kesilerek farklı dokularına ayrılmışlardır). Her iki organizmanın yumuşak doku ve kabuk dokularına ait konsantrasyon faktörü ve organizmada kalan aktivite değerlerine ilaveten, mytilusların yumuşak doku, kabuk ve vücut sıvılarındaki, patellaların ise yumuşak doku ve kabuklarındaki radyoaktivite değerlerine bakılmıştır. *M. galloprovincialis* türü organizmanın disseksiyonu için plastik bıçak kullanılmıştır. “Şekil 4.7” ve “Şekil 4.8” den de görüldüğü gibi, bıçak önce organizmanın bisuslarının bulunduğu bölgeye sokularak ön ve arka addüktör kasları kesilmiştir. Addüktör kasları kolayca kesilen organizmaya ait, vücut sıvısı, yumuşak

doku ve kabuk kısımları daha önceden darası alınmış ve kodlanmış numune kaplarına yerleştirilerek yeniden tartıldıktan sonra analiz edilmiştir. *P.caerulea* türü organizma ise, sadece tek tarafta kabuğu olduğu için, yumuşak doku ve kabuk kısımlarına ayrılıp, yine daha önceden darası alınmış ve kodlanmış numune kaplarına alınarak sayılmışlardır.



Şekil 4.7 : *M. galloprovincialis* türü organizmanın disseksiyonu (FAO, 1976).



Şekil 4.8 : *M. galloprovincialis* türü organizmaların disseksiyonu



Şekil 4.9 : *P. caerulea* türü organizmanın diseksiyonu

Biyobirikim deneyi süresince *M. galloprovincialis* türü organizmalar yumuşak doku, kabuk ve vücut sıvılarını ayırmak için 4, 10, 17, 24, 31, 42 ve 49. günlerde, *P. caerulea* türü organizmalar ise yumuşak doku ve kabuklarına ayırmak için 1, 2, 4, 10, 28 ve 46. günlerde disekte edilmişlerdir “Şekil 4.9”.

Biyoatılım bulguları *M. galloprovincialis* türü organizmaların yumuşak doku ve kabuğu için de değerlendirilmiştir. Bu bulgular için *M. galloprovincialis* türü organizmalar deneyin başlangıcında ($t=0$) ve 1, 10, 31 ve 45. günlerde disekte edilmiştir.

4.6. BİYOBİRİKİM OLAYININ ANALİTİK OLARAK İNCELENMESİ

Daha önce de bahsedildiği gibi, biyobirikim deneylerinde üç farklı model uygulanabilmektedir. Bu modeller içinde gerek laboratuvarımızda yapılan araştırmalarda ve gerekse diğer araştırmacılar tarafından yapılan araştırmalarda yaygın olarak kullanılan yöntem olan ve Bölüm (2.3.1.2)’de Model 1 olarak tanıtılan yöntem seçilmiştir (Swift, 1995).

En basit halde radyoizotopların biyobirikimleri lineer olarak düşünülebilir (Carvalho ve Fowler, 1994). Ancak biyobirikim deneyleri her zaman lineer bir eğri göstermemektedir. Çünkü her radyoizotop, organizma için kararlı bir duruma gelinceye kadar, organizma tarafından bir yandan biriktirilmekte, diğer taraftan da atılmaktadır. Bu nedenle sezyum ve amerisyumun organizma tarafından alınması ve atılması kütle balans eşitliği kullanılarak genelleştirilebilmektedir (Carvalho ve Fowler, 1994).

$$\frac{dQ}{dt} = I_w W C_w + A F C_f - (k + \lambda) Q_t \quad (4.3)$$

Q_t : t zamanında organizmadaki ^{134}Cs ve ^{241}Am aktivitesi (Bq)

I_w : içme ve yüzey absorpsiyonu yoluyla sudan alınış hızı sabiti ($\text{ml.g}^{-1}\text{organizma.d}^{-1}$)

w : organizma ağırlığı (g)

C_w : sudaki Cs ve Am konsantrasyonu (Bq. ml^{-1})

A : Cs ve Am'un yiyecekten asimilasyon verimi

F : organizmada günlük yiyecek alımı miktarı (g.d^{-1})

C_f : Cs ve Am'un yiyecekteki konsantrasyon miktarı (mBq.g^{-1})

k : organizmadan Cs veya Am'un sabit atılma hızı (d^{-1})

λ : Cs veya Am'un radyoaktif bozunum hızı sabiti (d^{-1})

Deney düzeneğimizde, sadece sudan biyobirikim olduğu için bu olayın kinetiği aşağıdaki şekilde yazılabilmektedir (Carvalho ve Fowler, 1994).

$$\frac{dQ_t}{dt} = I_w W C_w - (k + \lambda) Q_t \quad (4.4)$$

Sudaki sezyum ve amerisyum konsantrasyonu sabit tutularak, su ve organizma arasındaki değişimin denge durumu, sezyum ve amerisyumun organizmaya giriş çıkışının dengelenmesiyle oluşmaktadır. Böylece $dQ/dt=0$ ve Q_t vücuttaki sezyum ve amerisyumun denge durumu olacağından, bu durumda, C_w sudaki Cs ve Am konsantrasyonu olmak üzere; denge durumundaki aktivite (Q_{ss})

$$Q_{ss} = \frac{I_w C_w W}{k + \lambda} \quad (4.5)$$

olmakta ve sonuç olarak

$$Q_t = Q_{ss} [1 - e^{-(k+\lambda)t}] \quad (4.6)$$

elde edilmektedir (Carvalho ve Fowler, 1994).

Sezyumun ve amerisyumun vücut yükünü kullanmak yerine, bu “Denklem 4.6” dan bulunan aktivite organizmanın ağırlığına (W) bölünerek sezyum ve amerisyum konsantrasyonuna (C) dönüştürülebilir. Bu durumda,

$$C_t = \frac{I_w C_w}{k + \lambda} (1 - e^{-(k+\lambda)t}) \quad (4.7)$$

olacaktır (Carvalho ve Fowler, 1994). Burada I_w içme ve yüzey absorpsiyonu yoluyla sudan alınış hızı sabitini ifade etmektedir.

Organizmadaki sezyum ve amerisyum konsantrasyonu, sudaki sezyum ve amerisyum konsantrasyonu ile ilişkilidir. Bu da konsantrasyon faktörü “Denklem 4.1” de belirtildiği gibi tanımlanır ve denklem (4.7)’nin C_w ile bölünmesinden elde edilir.

$$CF_t = \frac{I_w}{k + \lambda} [1 - e^{-(k+\lambda)t}] \quad (4.8)$$

Eğer deneyin başlangıcında, bir başka deyişle organizmaların denizel ortamdan toplandığı zaman organizmada sezyum ve amerisyum radyoizotoplarının olduğunu göz önüne alırsak,

$$CF_t = \frac{I_w}{k + \lambda} [1 - e^{-(k+\lambda)t}] + CF_{t_0} e^{-(k+\lambda)t} \quad (4.9)$$

olacaktır (Carvalho ve Fowler, 1994). CF_{t_0} , akümülayon periyodu başladığında organizmadaki sezyum ve amerisyum konsantrasyonunu ifade etmektedir.

4.7. BİYOATILIM OLAYININ ANALİTİK İNCELENMESİ

Biyotatılım deneyinde, organizmada yüzde kalan aktivite değerleri

$$\mu = \frac{A_m}{A_{m0}} \times 100 \quad (4.10)$$

formülünden hesaplanmıştır.

Burada

μ : % kalan aktivite

A_m : t zamanındaki n. organizmaya ait net aktivite

A_{m0} : t_0 zamanında n. organizmaya ait net aktivite (burada t_0 zamanı biyotatılım deneyinin başlangıç zamanıdır).

Akümülasyon periyodu kesilip organizmalar temiz deniz suyuna transfer edildiğinde ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarının konsantrasyonu radyoaktif bozunum ve biyolojik atılma yolları nedeniyle zamanla azalır. Deney süresince elde edilen noktalara standart kinetik yaklaşım modeli tatbik edilir. Bunun için de deney sonuçlarının zamana karşı grafiği çizilmiş ve elde edilen eğrinin lineer kısmı en küçük kareler metodu ile tayin edilir. Daha sonra bu lineer kısım y eksenine ve sıfır zamana ekstrapole edilir. Bu ekstrapole edilen değerler bileşke eğrinin değerlerinden çıkartılarak, elde edilen farklar genişletilmiş bir ölçekte tekrar çizilir. Elde edilen grafik lineer olana kadar bu işleme devam edilir.. Böylece C_0 eliminasyon periyodu başlangıçdaki konsantrasyon olmak üzere “Denklem 2.9” elde edilir, (Pentath, 1977). C_t ’nin zamana karşı grafiği ile elde edilen biyotatılım eğrisinin eğiminden k ’nın hesaplanması mümkündür. Organizmadaki sezyum veya amerisyum’un biyolojik yarı ömrü $T_{b1/2}$,

$$T_{b1/2} = \frac{\ln 2}{k} \quad (4.11)$$

denkleminde hesaplanabilir. Burada “ k ” biyolojik arınma sabitini ifade eder.

4.8. “t” DAĞILIMI

Biyokinetik çalışmalarda aynı cins fakat farklı büyüklükteki organizmalar için birbirine yakın ölçümlemeler alınabilmektedir. Bu deneysel sonuçları rasyonel şekilde değerlendirebilmek için çoğu kez benimsenen yol “t” dağılımı (student t testi) uygulamasıdır.

Ortalaması μ olan normal dağılımlı bir popülasyondan N büyüklüğünde örnekler alalım. Her bir örnek için örnek ortalaması $\bar{X}$ ve standart sapma σ olsun.

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum (X_i - \bar{X})^2}{N}} \quad (4.12)$$

şeklinde ifade edilebilir (Snedecor ve Cochran, 1967). Burada, X_i -X; her bir ölçümün ortalamaya olan uzaklığı ve N; ölçüm sayısını ifade etmektedir.

İki farklı örneklemede (N_1 ve N_2 büyüklüğünde olan) ölçümlerimizin ortalamasını $\bar{X}$ ve $\bar{Y}$ ile gösterirsek

$$t = \frac{\bar{X} - \bar{Y}}{\sqrt{\left[\left(N_x \sigma_x^2 + N_y \sigma_y^2 \right) / \left(N_x + N_y - 2 \right) \right] \left[\left(N_x + N_y \right) / N_x N_y \right]}} \quad (4.13)$$

şeklinde ifade edilebilir (Snedecor ve Cochran, 1967). Burada, $\sigma_x \sigma_y$; X, Y ölçümlemelerinin standart sapması; $N_x N_y$; X, Y ölçümlemelerindeki numune sayısı $N_x + N_y - 2$: serbestlik derecesi’ni ifade eder.

“t” dağılımları için hazırlanmış farklı güvenilirlikler ve farklı serbestlik dereceleri için hazırlanmış “t” dağılım tabloları ile karşılaştırılarak deney sonuçlarının istenilen güvenilirlik aralığında olup olmadığı hesaplanabilir (Merrith, 1962).

BÖLÜM 5

DENEY SONUÇLARI

Bu doktora tez çalışmasında ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarının çift radyoaktif izleme tekniği (double-tracer) ile *M. galloprovincialis*, *P. caerulea* ve *E. linza* organizmalarının biyokinetiklerine ilişkin çalışmalar yapılmıştır. Deney sonuçları biyobirikim ve biyoatılım ana başlıkları altında değerlendirilmiş olup, çalışılan canlıların organlarına disseksiyon (ayırma işlemi) her iki aşamada da gerçekleştirilmiştir.

5.1 BİYOBİRİKİM

5.1.1. ^{134}Cs Radyoizotopunun Biyobirikimi

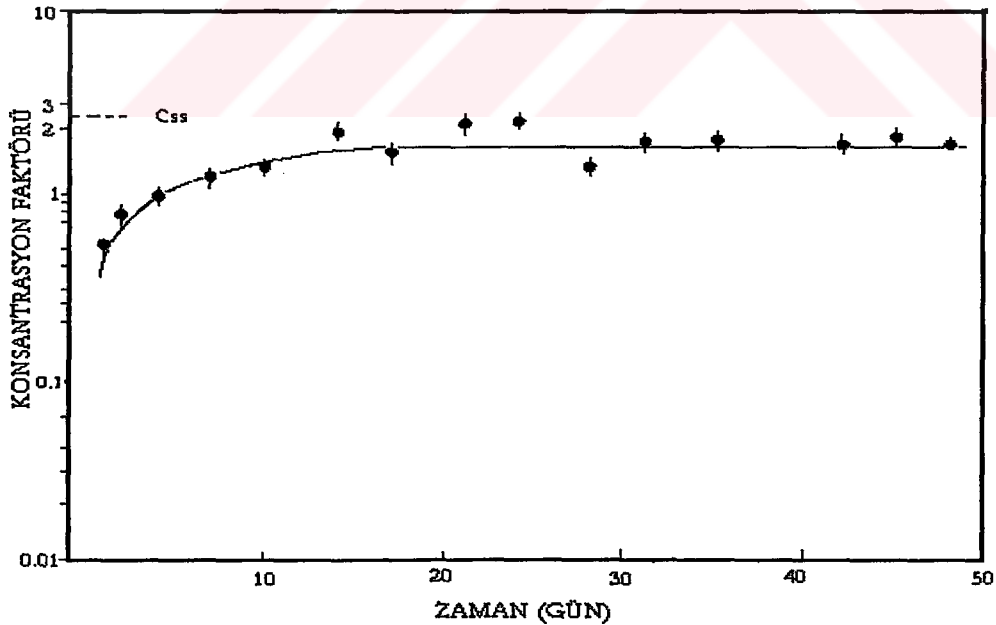
^{134}Cs radyoizotopu ile çalışmalarımızda midye (*M. galloprovincialis*), patella (*P. caerulea*) ve yosun (*E. linza*) örnekleri kullanılmış ve sonuçlar çalışılan her organizma için ayrı ayrı incelenmiştir. Deney sonuçları toplu olarak “Tablo 5.1” de verilmiştir.

Tablo 5.1 : *M. galloprovincialis*, *P. caerulea* ve *E. linza* örneklerinde biyobirikim deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun denge durumundaki kinetiği

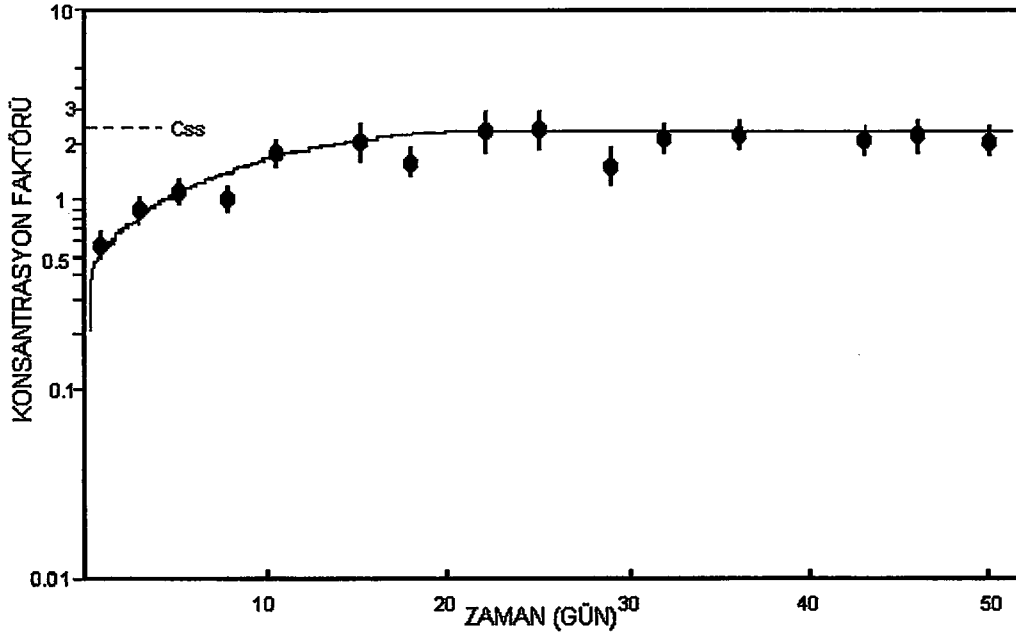
Grubu	Zaman (gün) (t)	Biyolojik Arınma Sabiti k (gün ⁻¹)	Denge Durumunda Organizmanın Sahip Olduğu Radyoizotop Aktivitesi P (Bq/g)	Organizmaya Birim Zamanda Giren ve Çıkan Radyoizotop Miktarı I (Bq/g/gün)	Radyoizotopun Organizma İçinde Geçirdiği Süre τ (gün)	t Zamanındaki Konsantrasyon Faktörü CF_t
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	0-49	0.0748	2.80	0.2094	13.37	$2.80(1-e^{-0.07478t})$
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	0-49	0.0756	2.57	0.1943	13.23	$2.57(1-e^{-0.07564t})$
<i>P. caerulea</i>	0-46	0.0399	2.00	0.0798	25.06	$2.00(1-e^{-0.0399t})$
<i>E. linza</i>	0-42	0.3064	2.00	0.6128	3.26	$2.00(1-e^{-0.3064t})$

5.1.1.1. *M. galloprovincialis*'te ^{134}Cs Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçları

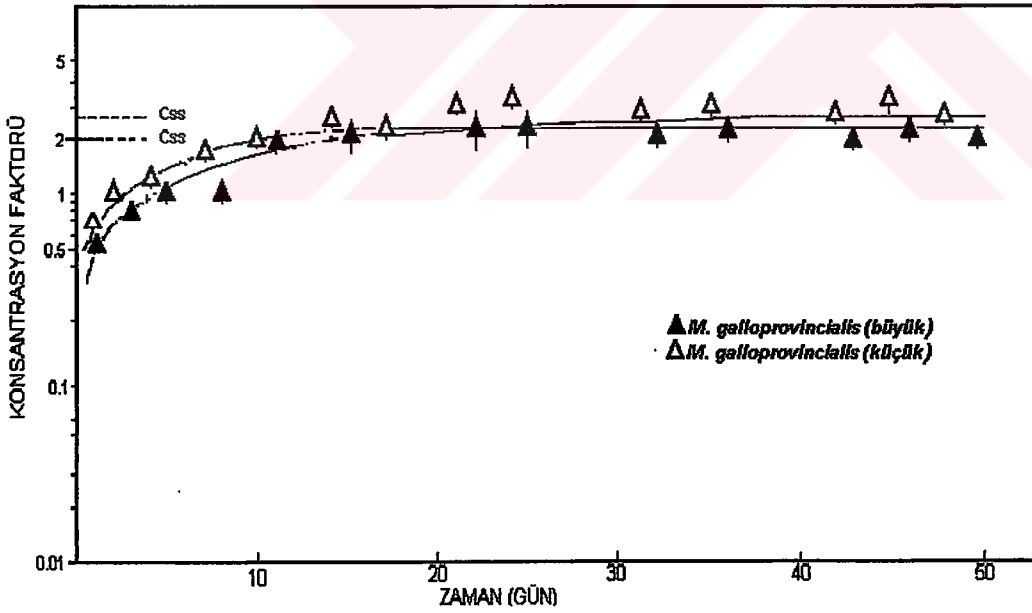
M. galloprovincialis isimli midye türünde ^{134}Cs radyoizotopunun biyobirikimi; hem küçük hem büyük boydaki ve ağırlıktaki bireylerinde incelenmiştir. Elde edilen bulgular kullanılarak "Tablo 5.1"de görülmekte olup "Şekil 5.1" ve "Şekil 5.2" de grafik olarak verilmiştir. Küçük ve büyük *M. galloprovincialis* türü organizmalar için sonuçlar beraberce "Şekil 5.3" de görülmektedir. "Şekil 5.3" incelendiğinde küçük ve büyük *M. galloprovincialis*'ler için önemli farklılık olmadığı tespit edilmiştir. "Denklem 4.1" kullanılarak hesaplanan denge durumundaki konsantrasyon faktörü küçük *M. galloprovincialis* türü organizmada 2.80 ve büyük *M. galloprovincialis* türü organizmada 2.57 olarak saptanmıştır. Diğer taraftan bu bulguların sayım günlerindeki konsantrasyon faktörü değerleri "Tablo 5.2"de verilmiştir. Bu tablo incelendiğinde genel olarak küçük *M. galloprovincialis* türü organizmadaki konsantrasyon faktörü değerlerinin büyük *M. galloprovincialis* türü organizmada için bulunan değerlere göre daha yüksek olduğu görülmektedir. Ancak, vücut büyüklükleri farklı olduğundan t testi uygulamasının uygun olacağı düşünülmüştür (Merritt, 1962).



Şekil 5.1 : Küçük *M. galloprovincialis* örneklerinde biyobirikim deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörü



Şekil 5.2 : Büyük *M. galloprovincialis* örneklerinde biyobirikim deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörü



Şekil 5.3: Küçük *M. galloprovincialis*, büyük *M. galloprovincialis*, örneklerine ait biyobirikim deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörlerinin toplu gösterimi

Ağırlık ya da vücut büyüklüğüne bağlı olarak, deneyimizde kullanılan organizmalar arasında, biyobirikim değerlerinde %95 güvenirlilikte t testi uygulandığında önemli olarak bir farklılık olmadığı saptanmıştır ki; bu husus “Şekil 5.3” ile de uyumludur. Bir başka deyişle, büyük ve küçük *M. galloprovincialis* türü organizmalar için biyobirikim birbirine uyumludur.

Tablo 5.2: Küçük ve Büyük *M. galloprovincialis* örneklerinde biyobirikim deneyinde ¹³⁴Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri

Zaman (gün)	Konsantrasyon Faktörü	
	Küçük <i>M. galloprovincialis</i> n=10	Büyük <i>M. galloprovincialis</i> n=10
1	0.68±0.09	0.56±0.08
2	1.01±0.13	0.82±0.04
4	1.31±0.15	1.01±0.07
7	1.56±0.11	1.09±0.06
10	1.69±0.11	1.92±0.33
14	2.85±0.32	2.13±0.37
17	2.18±0.24	1.65±0.20
21	3.31±0.29	2.51±0.41
24	3.23±0.27	2.53±0.37
28	1.96±0.26	1.69±0.25
31	2.62±0.40	2.32±0.34
35	2.74±0.40	2.44±0.39
42	2.49±0.23	2.27±0.28
45	2.79±0.29	2.56±0.32
49	2.50±0.35	2.24±0.32

5.1.1.2. *P. caerulea*'da ^{134}Cs Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçları

P. caerulea türü organizmalarda ^{134}Cs radyoizotopunun biyobirikimi 45 gün süre ile incelenmiş olup sonuçlar “Tablo 5.1”de bir araya toplanmış ve “Şekil 5.4” de grafik olarak verilmiştir. *P. caerulea* örnekleri için denge durumundaki konsantrasyon faktörü “Denklem 4.1” kullanılarak saptanmış ve 2.00 olarak bulunmuştur. Bu organizma türünün saptanan konsantrasyon faktörünün günlere göre değerleri “Tablo 5.3” de görülmektedir. “Tablo 5.2” ve “Tablo 5.3” den de görüleceği gibi *P. caerulea* örnekleri için tüm sayım günlerine ait değerler, *M. galloprovincialis* (küçük ve büyük her ikisi için) örnekleri için bulunan değerlerin altındadır.

Tablo 5.3: *P. caerulea* örneğinde biyobirikim deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri

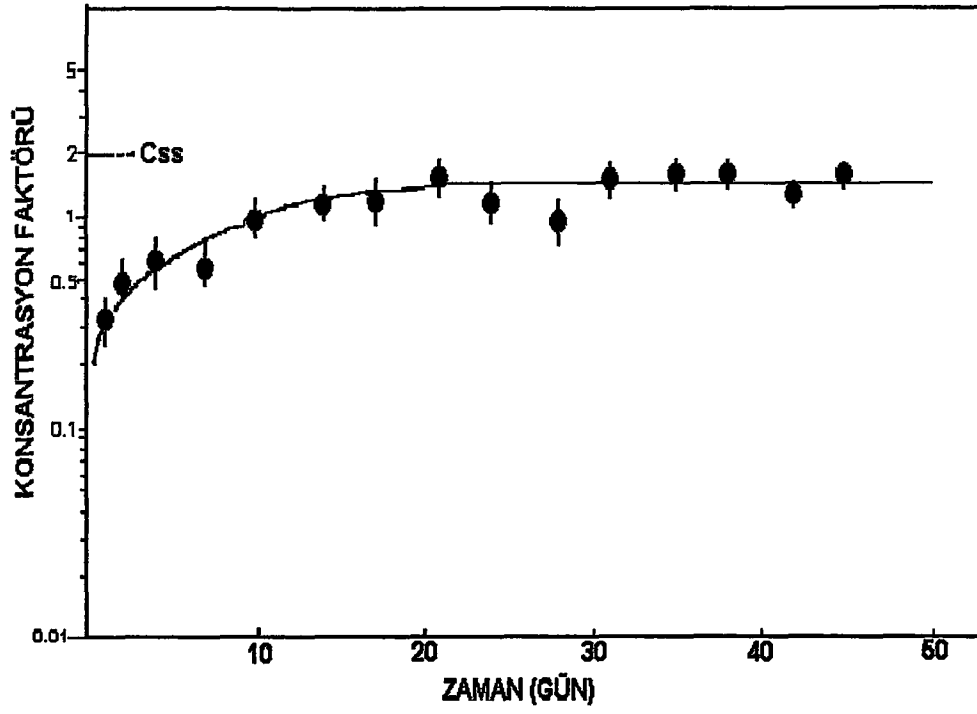
	Konsantrasyon Faktörü
Zaman (gün)	<i>P. caerulea</i> n=12
1	0.34±0.06
2	0.48±0.08
4	0.60±0.17
7	0.59±0.12
10	1.02±0.20
14	1.14±0.16
17	1.15±0.21
21	1.54±0.19
24	1.20±0.26
28	0.98±0.24
31	1.55±0.23
35	1.66±0.20
38	1.70±0.09
42	1.30±0.12
46	1.65±0.08

5.1.1.3. *E. linza* 'da ^{134}Cs Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçları

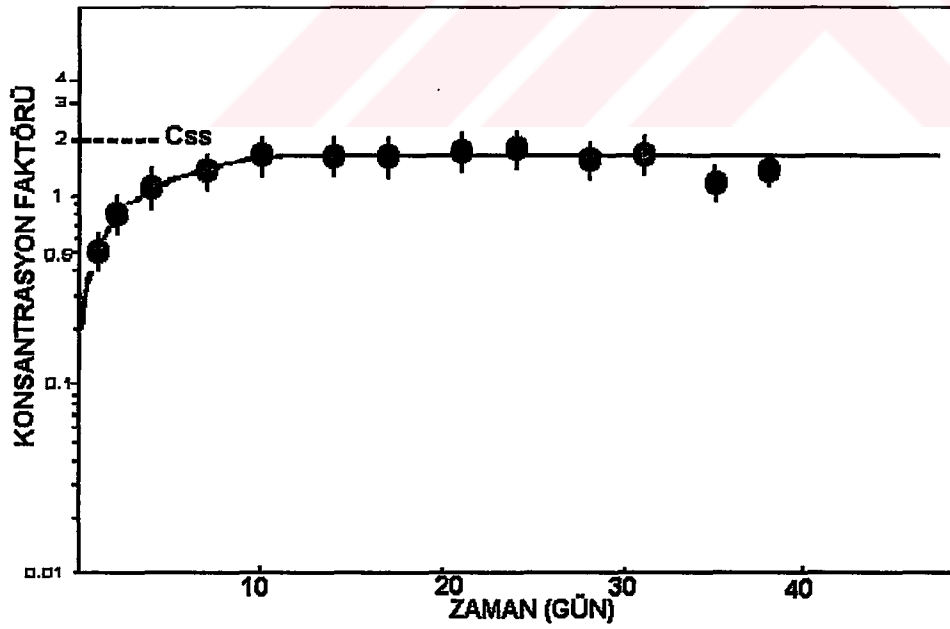
E. linza türü yosun örneğinde ^{134}Cs radyoizotopunun biyobirikimi 42 gün süre ile incelenmiş olup, denge durumundaki konsantrasyon faktörü “Denklem 4.1” kullanılarak 2.00 olarak bulunmuştur. Deney süresince saptanan konsantrasyon faktörü değerleri “Tablo 5.4” de ve “Şekil 5.5” de verilmiştir.

Tablo 5.4: *E. linza* örneğinde biyobirikim deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri

	Konsantrasyon Faktörü
Zaman (gün)	<i>E. linza</i> n=10
1	0.53±0.06
2	0.82±0.12
4	1.12±0.20
7	1.39±0.25
10	1.73±0.28
14	1.74±0.24
17	1.62±0.26
21	1.89±0.32
24	1.97±0.26
28	1.67±0.22
31	1.76±0.27
35	1.31±0.28
38	1.53±0.19
42	1.87 ±0.27



Şekil 5.4 : *P. caerulea* örneklerinde biyobirikim deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörü



Şekil 5.5 : *E. linza* örneklerinde biyobirikim deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörü

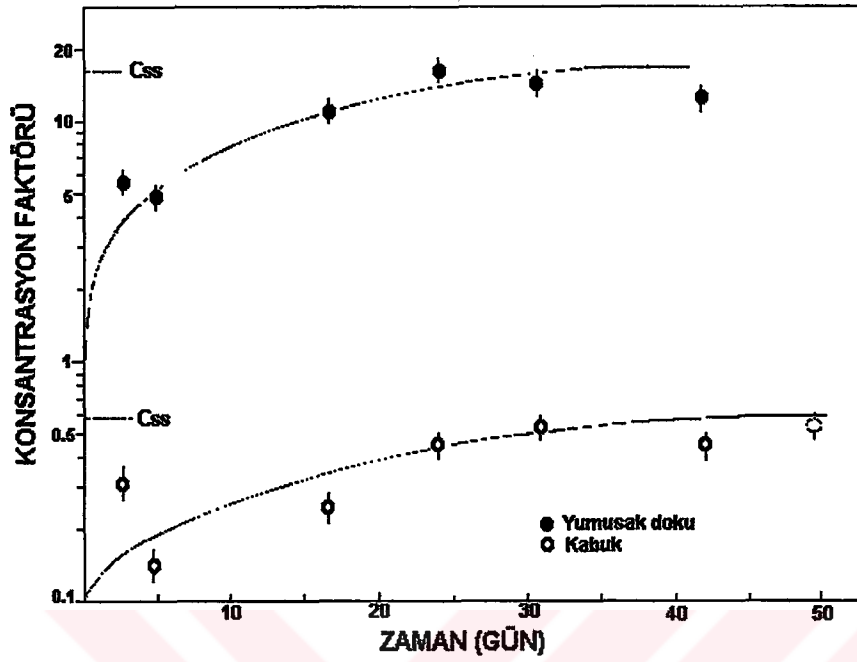
5.1.1.4. ^{134}Cs Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyinde Doku Dağılımı Sonuçları

M. galloprovincialis ve *P. caerulea* organizmalarında ^{134}Cs radyoizotopunun biyobirikimi yukarıda anlatılan tüm vücut ölçümleri yanında yumuşak ve kabuk dokuları için de ayrıca incelenmiş ve sonuçlar her iki organizma için ayrı alt başlıklarda verilmiştir.

M. galloprovincialis Örneğine Ait ^{134}Cs Radyoizotopunun Doku Dağılımı Sonuçları

^{134}Cs radyoizotopunun *M. galloprovincialis* türü organizmanın yumuşak doku ve kabuk dokusuna ait “Denklem 4.1” kullanılarak hesaplanan konsantrasyon faktörü değerleri “Tablo 5.5” de ve bu değerler kullanılarak çizilen grafik “Şekil 5.6” da verilmiştir. “Tablo 5.5” den de görüldüğü gibi, ^{134}Cs radyoizotopunun yumuşak dokudaki biyobirikimi sonucu saptanan denge durumundaki konsantrasyon faktörü yaklaşık 16 olarak bulunmuştur. Bu miktar küçük *M. galloprovincialis* türü organizma için bulunan konsantrasyon faktörüne nazaran yaklaşık 6 defa daha fazladır. Diğer taraftan aynı *M. galloprovincialis* türü organizmanın kabuğundaki konsantrasyon faktörü yumuşak doku için bulunan değerden yaklaşık 28 defa daha az bulunmuştur. Bu bulgu bize radyoaktif bir kontaminasyon durumunda, çevreye yayılan radyoaktiviteyi ölçümlemek için, tüm *M. galloprovincialis* türü organizma yerine yumuşak dokularının incelenmesinin yeterli olduğunu ortaya koymaktadır.

M. galloprovincialis örneklerinde biyobirikim süresince 4, 10, 17, 24, 31, 42 ve 49. günlerde yumuşak doku, kabuk ve vücut sıvısı disekte edilerek ayrılmış ve her biri ayrı ayrı sayılarak değişik dokulara ait aktivite değerleri araştırılmıştır. Yumuşak dokudaki aktivite değerlerinin, kabuk dokusu ve vücut sıvısı için bulunan değerlere göre “hayli” yüksek olduğu “Tablo 5.6” dan görülmektedir



Şekil 5.6 : *M. galloprovincialis* örneklerinde biyobirikim deneyinde yumuşak doku ve kabukta ^{134}Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri

Tablo 5.5: *M. galloprovincialis* örneğinin yumuşak ve kabuk dokularındaki biyobirikim deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun denge durumundaki kinetiği

Doku	Zaman (gün)	Biyolojik Arınma Sabit	Denge Durumunda Organizmanın Sahip Olduğu Radyoizotop Aktivitesi P (Bq/g)	Organizmaya Birim Zamanda Giren ve Çıkan Radyoizotop Miktarı I (Bq/g/gün)	Radyoi. Organizma İçinde Geçirdiği Süre τ (gün)	t Zamanındaki Konsantrasyon Faktörü CF_t
Yumuşak doku	0-49	0.0343	16.11	0.5526	29.15	$16.11(1-e^{-0.0343.t})$
Kabuk	0-49	0.0358	0.58	0.0208	27.94	$0.58(1-e^{-0.0358.t})$

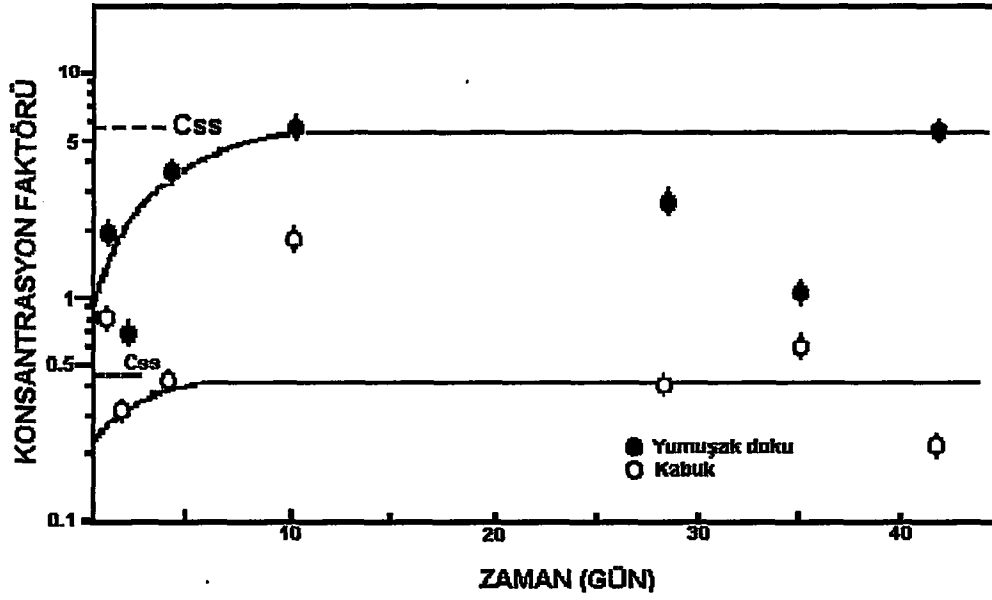
Ayrıca biyobirikim deneyi süresince 1, 2, 4, 10, 28 ve 46. Günlere ait yumuşak doku ve kabuktaki aktivite değerleri de araştırılmıştır “Tablo 5.8”. Yumuşak dokudaki aktivite değerleri kabuğa nazaran daha yüksektir. Bir başka deyişle, yumuşak doku ^{134}Cs radyoizotopunu daha fazla biriktirmektedir.

Tablo 5.6: Biyobirikim deneyinde *M. galloprovincialis* örneğinde ^{134}Cs radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri

Zaman (gün)	Özgül aktivite (Bq.g^{-1})		
	Kabuk	Yumuşak doku	Sıvı
4	1.56±0.23	22.31±0.96	2.30±0.36
10	0.56±0.09	17.33±1.47	2.44±0.14
17	0.50±0.04	23.13±2.37	2.64±0.05
24	0.45±0.06	16.32±1.95	1.37±0.21
31	0.60±0.03	16.42±1.14	1.67±0.24
42	0.48±0.08	12.42±1.32	0.84±0.11
49	0.56±0.06	16.19±1.21	0.56±0.07

***P. caerulea* örneğine ait ^{134}Cs radyoizotopunun doku dağılımı sonuçları**

P. caerulea türü organizmanın ^{134}Cs radyoizotopuna ilişkin yumuşak doku ve kabuk dokusuna ait konsantrasyon faktörü değerleri hesaplanmış ve sonuçlar “Tablo 5.7” ve “Şekil 5.7”de verilmiştir. *P. caerulea* türü organizmada yumuşak doku ve kabukda saptadığımız denge durumundaki konsantrasyon faktörlerini incelediğimizde, bulunan 5.46 konsantrasyon faktörü değeri aynı organizmanın kabuğunda bulunan değere oranla yaklaşık 12 kat daha fazladır. Buna karşılık *P. caerulea* türü organizmanın yumuşak dokusunda saptadığımız konsantrasyon faktörü değeri, tüm *P. caerulea* türü organizmadan saptadığımız değerden yaklaşık 2.7 defa daha fazladır.



Şekil 5.7: *P. caerulea* örneklerinde biyobirikim deneyinde yumuşak doku ve kabukta ^{134}Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri

Tablo 5.7: *P. caerulea* örneğinin çeşitli organlarında biyobirikim deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun denge durumundaki kinetiği

Doku	Zaman (gün)	Biyolojik Arınma Sabiti	Denge Durumunda Organizmanın Sahip Olduğu Radyoizotop Aktivitesi	Organizmaya Birim Zamanda Giren ve Çıkan Radyoizotop Miktarı	Radyol. Organizma İçinde Geçirdiği Süre	t Zamanındaki Konsantrasyon Faktörü
	t	k (gün ⁻¹)	P (Bq/g)	I (Bq/g/gün)	τ (gün)	CF _t
Yumuşak doku	0-46	0.1426	5.46	0.7786	7.01	$5.46(1-e^{-0.1426 \cdot t})$
Kabuk	0-46	0.0539	0.45	0.0242	18.55	$0.45(1-e^{-0.0539 \cdot t})$

P. caerulea örneklerinde yaptığımız biyobirikim deneyi süresince 1, 2, 4, 10, 28 ve 46. günlerde yumuşak doku ve kabuk dokularına ait aktivite değerleri “Tablo 5.8” de verilmiştir. *P. caerulea* türü organizmaların kabuk ve yumuşak dokusundaki ^{134}Cs radyoizotopunun aktivite değerlerine bakıldığında yumuşak dokunun ^{134}Cs radyoizotopunu daha fazla biriktirdiği görülmektedir.

Tablo 5.8: Biyobirikim deneyinde *P. caerulea* örneğinde ^{134}Cs radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri

Zaman (gün)	Özgül aktivite (Bq.g^{-1}) n=5	
	Kabuk	Yumuşak doku
1	-	0.21±0.04
2	0.36±0.05	0.75±0.11
4	0.47±0.06	3.93±0.60
10	1.87±0.28	5.49±0.81
28	0.53±0.02	3.33±0.50
46	0.29±0.04	7.16±1.07

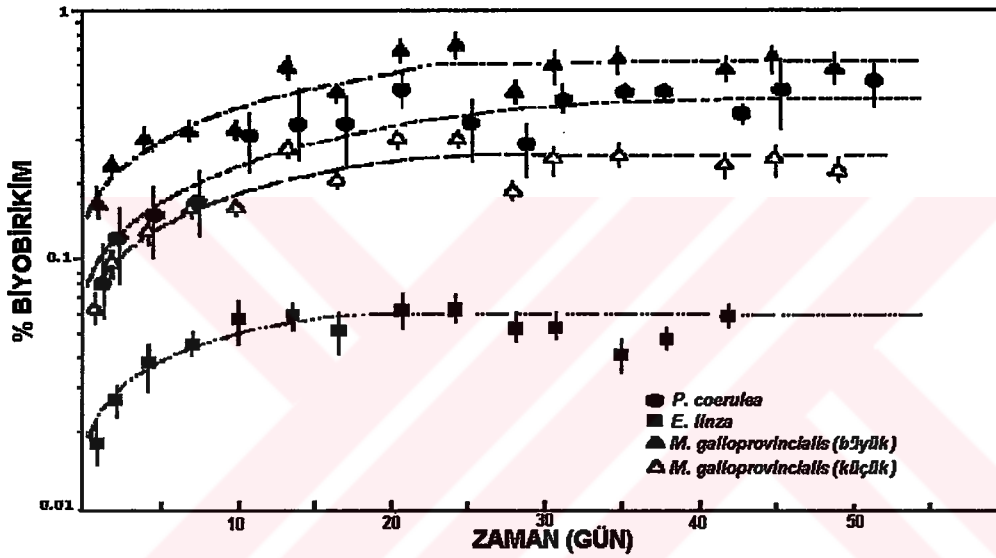
5.1.1.5. ^{134}Cs Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçlarının Çalışılan Organizmalar İçin Karşılaştırılması

Her üç organizma türünde saptadığımız ^{134}Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörü değerlerinin genellikle 2 ile 3 arasında bulunduğu görülmektedir. Bu konsantrasyon faktörü değerleri denizel çevre incelemeleri için kullanılacak biyoindikatör organizmalara ilişkin olarak kabul edilebilir değerlerdir. Bununla beraber *M. galloprovincialis* türü organizmaların diğerlerine oranla “biraz” daha yüksek bir konsantrasyon faktörüne sahip olduğu da görülmektedir. Sonuç olarak her üç organizma türünün de ^{134}Cs radyoizotopunun kontaminasyonunda biyoindikatör organizma olarak kullanılabileceği söylenebilir “Tablo 5.1”.

^{134}Cs radyoizotopuna ilişkin biyobirikim deneylerinde doku dağılım sonuçları açısından mukayese yapılmak istenirse, *E. linza* türü organizmanın dissekte edilmesi mümkün olmadığı için, böyle bir inceleme araştırmamızda *M. galloprovincialis* ve *P. caerulea* örnekleri için yapılabilmektedir. Her iki organizmanın biyobirikim deneyinde doku dağılımlarına bakıldığında, *P. caerulea* örneklerinin yumuşak dokularında saptanan konsantrasyon faktörü değerinin *M. galloprovincialis* örneklerinin yumuşak dokularında saptanan konsantrasyon faktörü değerine göre daha küçük olması,

sezyum radyoizotoplarının izlenmesinde (monitoringinde) *M. galloprovincialis* türü organizmanın *P. caerulea* türü organizmadan daha uygun bir organizma olduğunu göstermiştir.

Her üç organizmanın % biyobirikim bulgularının da hesaplanma yoluna gidilmiştir. Böylelikle % biyobirikim değerleri elde edilmiştir. Değerler mukayeseli grafikler olarak “Şekil 5.8” de verilmiştir. Görüldüğü gibi yüzde biyobirikimde en düşük değer *E. linza* türü organizmamızda saptanmıştır. Buna karşılık en yüksek biyobirikim büyük *M. galloprovincialis* türünde bulunmuştur.



Şekil 5.8 :Büyük *M. galloprovincialis*, küçük *M. galloprovincialis*, *P. caerulea* ve *E. linza* örneklerinde ^{134}Cs radyoizotopunun % biyobirikim değerleri

5.1.2 ^{241}Am Radyoizotopunun biyobirikimi

^{241}Am radyoizotopu ile çalışmalarımız için seçilen her üç organizmada deneyler yapılmış ve sonuçlar çalışılan her bir organizma için ayrı olarak incelenmiştir. Sonuçlar “Tablo 5.9” da toplu olarak verilmiştir.

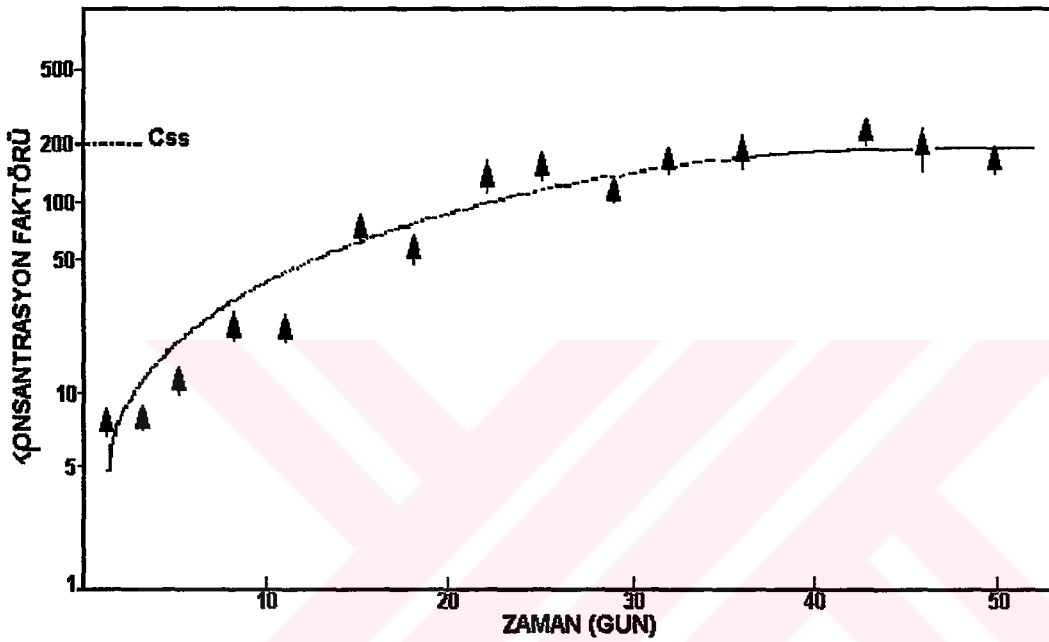
Tablo 5.9: *M. galloprovincialis*, *P. caerulea* ve *E. linza* örneklerinde biyobirikim deneyinde ²⁴¹Am radyoizotopunun denge durumundaki kinetiği

Grubu	Zaman (gün)	Biyolojik Arınma Sabiti k (gün ⁻¹)	Denge Durumunda Organizmanın Sahip Olduğu Radyoizotop Aktivitesi P (Bq.g ⁻¹)	Organizmaya Birim Zamanda Giren ve Çıkan Radyoizotop Miktarı I (Bq/g/gün)	Radyoi. Organizma İçinde Geçirdiği Süre τ (gün)	t Zamanındaki Konsantrasyon Faktörü CF _t
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	0-49	0.0503	200	10.06	19.88	200(1-e ^{-0.05031.t})
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	0-49	0.0390	150	5.85	25.64	150(1-e ^{-0.03904.t})
<i>P. caerulea</i>	0-52	0.0626	260	16.28	15.97	260(1-e ^{-0.06263.t})
<i>E. linza</i>	0-42	0.0914	1380	126.13	10.94	1380(1-e ^{-0.09141.t})

5.1.2.1. *M. galloprovincialis*'te ^{241}Am Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi

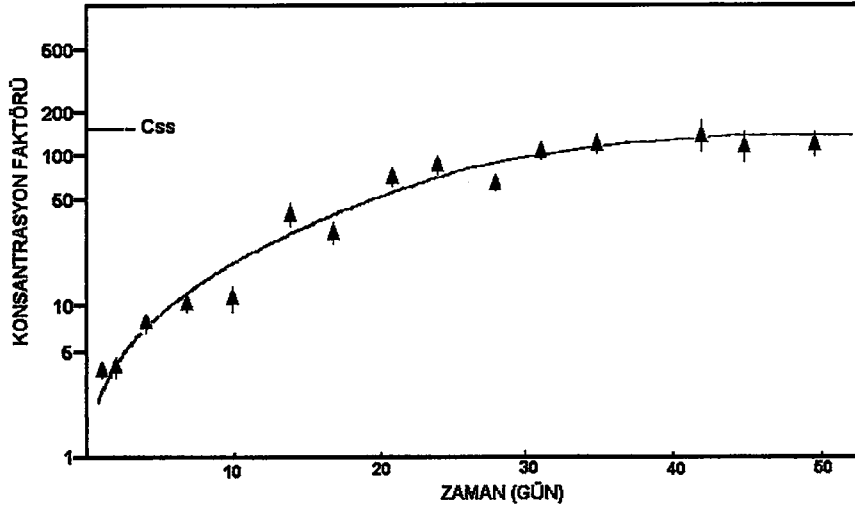
Sonuçları

M. galloprovincialis türünde ^{241}Am radyoizotopunun biyobirikimi ^{134}Cs radyoizotopunda olduğu gibi küçük ve büyük boydaki *M. galloprovincialis* örneklerinde 49 gün boyunca incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar “Tablo 5.9”, “Şekil 5.9” ve “Şekil 5.10”da verilmiştir.

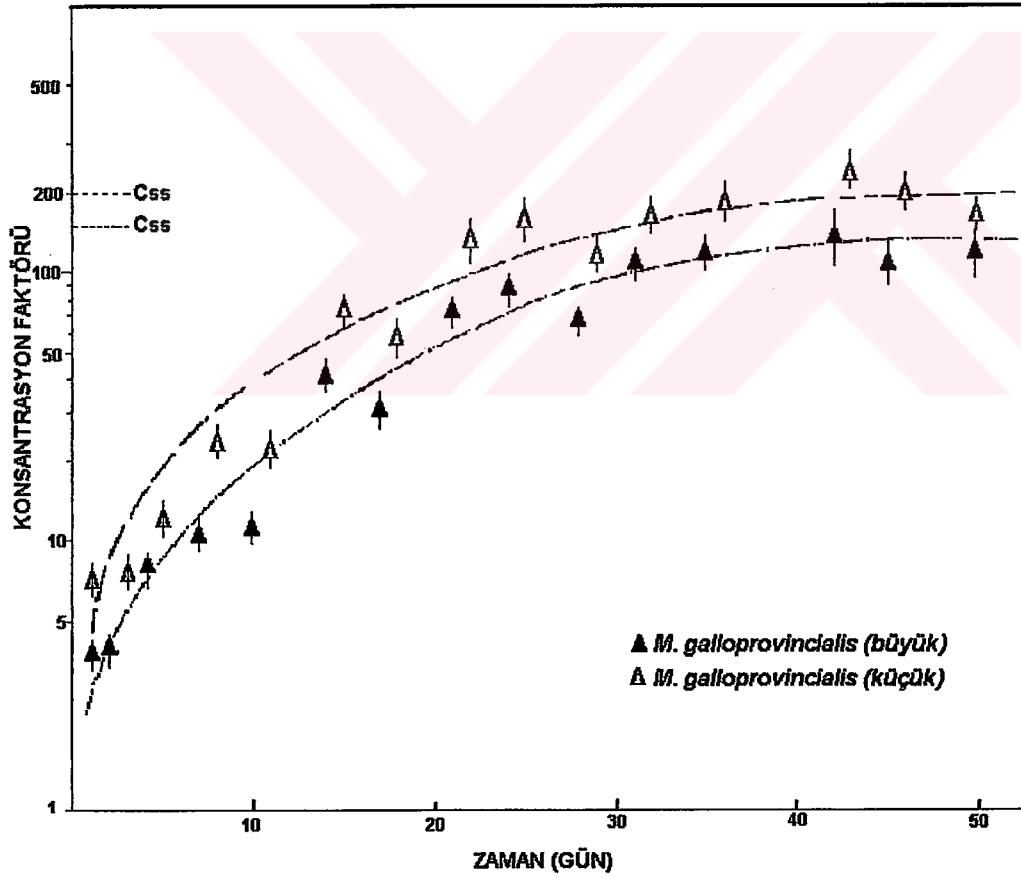


Şekil 5.9: Küçük *M. galloprovincialis* örneklerinde biyobirikim deneyinde ^{241}Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörü

Küçük ve büyük *M. galloprovincialis* örnekleri ile ilgili sonuçlar, karşılaştırmak amacıyla “Şekil 5.10”da beraberce verilmiştir. ^{241}Am radyoizotopunun küçük *M. galloprovincialis* örneklerinde biyobirikim sonucunda saptanan denge durumundaki konsantrasyon faktörü 200 bulunurken, büyük *M. galloprovincialis* örneklerinde bu değer 150 olarak bulunmuştur. Buradan da ^{241}Am radyoizotopunun küçük *M. galloprovincialis* örneklerinde büyük *Mytilus galloprovincialis* örneklerine nazaran daha fazla biriktiği açık olarak görülmektedir.



Şekil 5.10: Büyük *M. galloprovincialis* örneklerinde biyobirikim deneyinde ^{241}Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörü



Şekil 5.11: Küçük *M. galloprovincialis*, büyük *M. galloprovincialis*, örneklerine ait biyobirikim deneyinde ^{241}Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörünün toplu gösterimi

Diğer taraftan bu organizmalar için sayım günlerindeki konsantrasyon faktörü değerleri “Tablo 5.10”da verilmiştir. Bu tablo incelendiğinde, küçük *M. galloprovincialis* örneklerine ait değerler tüm sayım günleri için büyük *M. galloprovincialis* örneklerine ait değerlere göre daha yüksek bulunmuştur.

Tablo 5.10 : Küçük ve Büyük *M. galloprovincialis* örneklerinde biyobirikim deneyinde ²⁴¹Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri

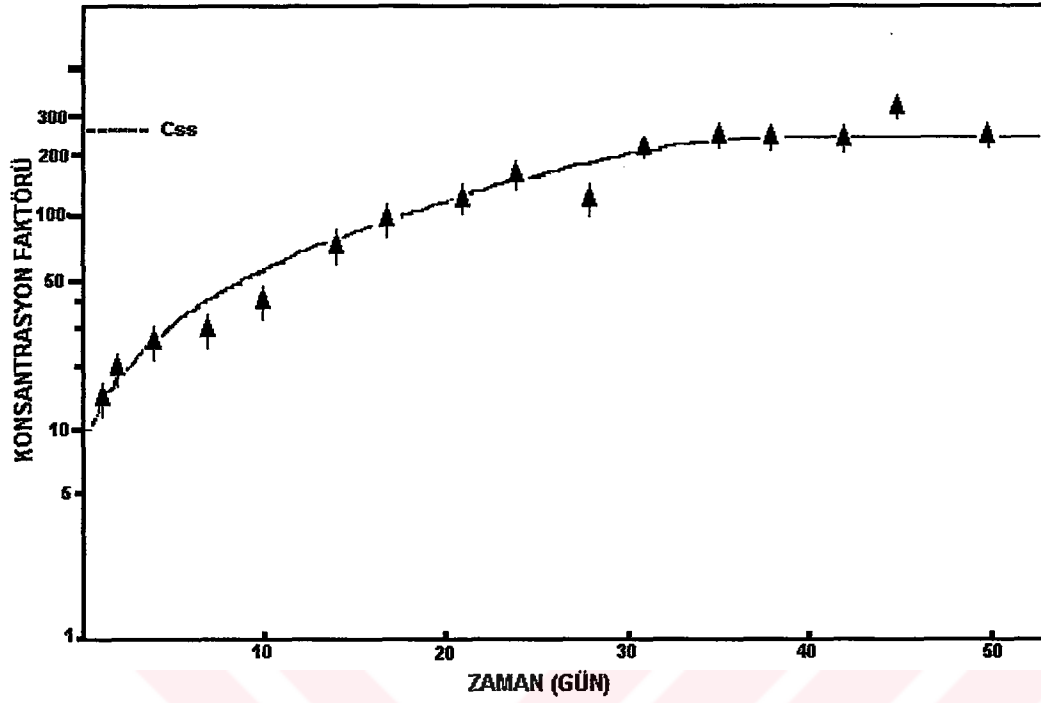
Zaman (gün)	Konsantrasyon Faktörü	
	Küçük <i>M. galloprovincialis</i> n=10	Büyük <i>M. galloprovincialis</i> n=10
1	6.96±1.05	3.84±0.38
2	7.64±1.00	3.73±0.56
4	12.06±1.45	8.01±0.85
7	23.71±3.28	10.96±1.28
10	21.58±2.83	13.45±1.91
14	72.35±6.93	42.52±5.60
17	56.07±4.58	32.81±3.15
21	131.22±10.25	75.97±8.30
24	153.44±7.94	89.98±8.49
28	112.85±8.70	68.68±10.0283
31	115.72±10.57	112.95±10.03
35	183.14±13.33	122.28±11.06
42	238.91±15.27	155.46±12.42
45	197.36±6.8322	50.97±17.06
49	165.7276±12.72	123.9828±11.67

5.1.2.2. *P. caerulea*'da ^{241}Am Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçları

P. caerulea örneğinde ^{241}Am radyoizotopunun biyobirikimi 45 gün süre ile incelenmiştir. “Denklem 4.1” kullanılarak elde edilen konsantrasyon faktörü değerleri “Tablo 5.9” ve “Şekil 5.12” de grafik olarak verilmiştir. *P. caerulea* türü organizmada ^{241}Am radyoizotopunun biyobirikiminde denge durumundaki konsantrasyon faktörü 260 olarak bulunmuştur. Ayrıca deney günlerine ait konsantrasyon faktörü değerleri de “Tablo 5.11” de bir araya getirilmiştir.

Tablo 5.11 : *P. caerulea* örneğinde biyobirikim deneyinde ^{241}Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri

	Konsantrasyon Faktörü
Zaman (gün)	<i>P. caerulea</i> n=12
1	13.94±2.01
2	21.01±3.25
4	26.69±4.12
7	30.03±4.32
10	40.32±5.97
14	74.43±8.72
17	101.65±10.96
21	121.38±12.27
24	157.52±13.41
28	118.25±12.11
31	214.10±15.17
35	252.45±15.61
38	245.21±20.14
42	241.47±17.21
46	345.68±19.21
52	255.93±17.12



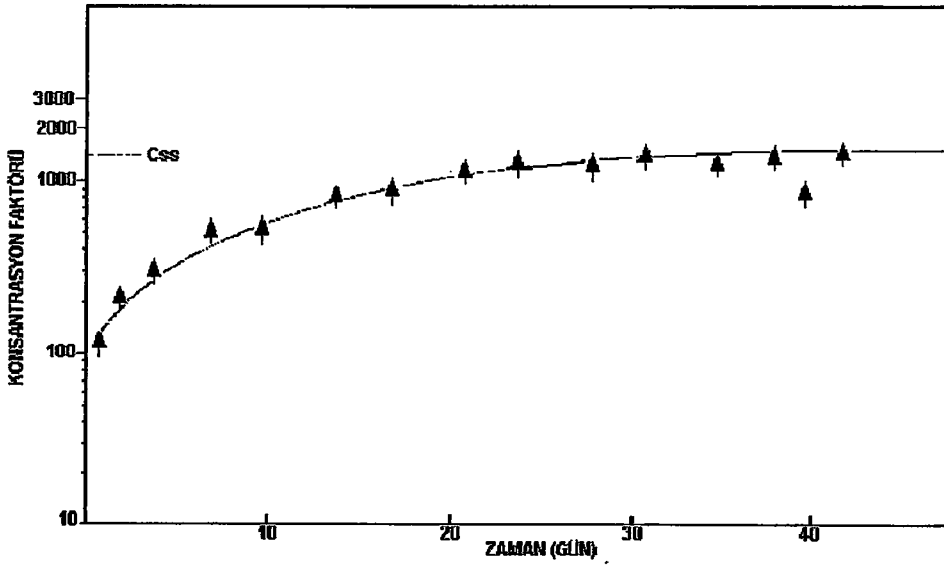
Şekil 5.12 : *P. caerulea* örneklerinde biyobirikim deneyinde ^{241}Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörü

5.1.2.3. *E. linza* 'da ^{241}Am Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyi Sonuçları

^{241}Am radyoizotopunun *E. linza* örneğinde biyobirikim deneyi 42 gün süre ile incelenmiştir. Bu *E. linza* türünde ^{241}Am radyoizotopunun oldukça yüksek oranlarda biriktiği görülmüş, denge durumundaki konsantrasyon faktörü hesaplanmış ve 1380 olarak bulunmuştur. ^{241}Am radyoizotopunun *E. linza* örneğindeki biyokinetiğine ait değerler "Tablo 5.9" ve "Şekil 5.13" de görülmektedir. *E. linza* türü organizma için sayım günlerindeki konsantrasyon faktörü değerleri ilk günlerde yüzler civarındayken 21. günden sonra binler düzeyine erişmiş ve biyobirikim deneyi sonunda 1369.5 olarak bulunmuştur "Tablo 5.12". Bu organizma ağırlığına göre geniş bir yüzey alanı içerdiğinden ^{241}Am radyoizotopunun birikiminin adsorbsiyon yoluyla olduğu söylenebilir.

Tablo 5.12 : *E. linza* örneğinde biyobirikim deneyinde ²⁴¹Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörü

	Konsantrasyon Faktörü
Zaman (gün)	<i>Enteromorpha linza</i> n=10
1	109.02±10.62
2	201.68±18.26
4	294.99±14.38
7	494.39±32.37
10	528.99±44.42
14	804.16±61.50
17	846.88±49.24
21	1102.25±67.12
24	1233.83±69.14
28	1174.09±69.98
31	1359.19±72.14
35	1177.34±71.02
38	1334.12±74.43
42	1369.519±76.64



Şekil 5.13: *E. linza* örneklerinde biyobirikim deneyinde ^{241}Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörü

5.1.2.4. ^{241}Am Radyoizotopunun Biyobirikim Deneyinde Doku Dağılımı Sonuçları

Deneylerde kullanılan *M. galloprovincialis* ve *P. caerulea* organizmalarında ^{241}Am radyoizotopunun yumuşak doku ve kabuklarındaki doku dağılımı sonuçları iki alt başlık altında verilmiştir.

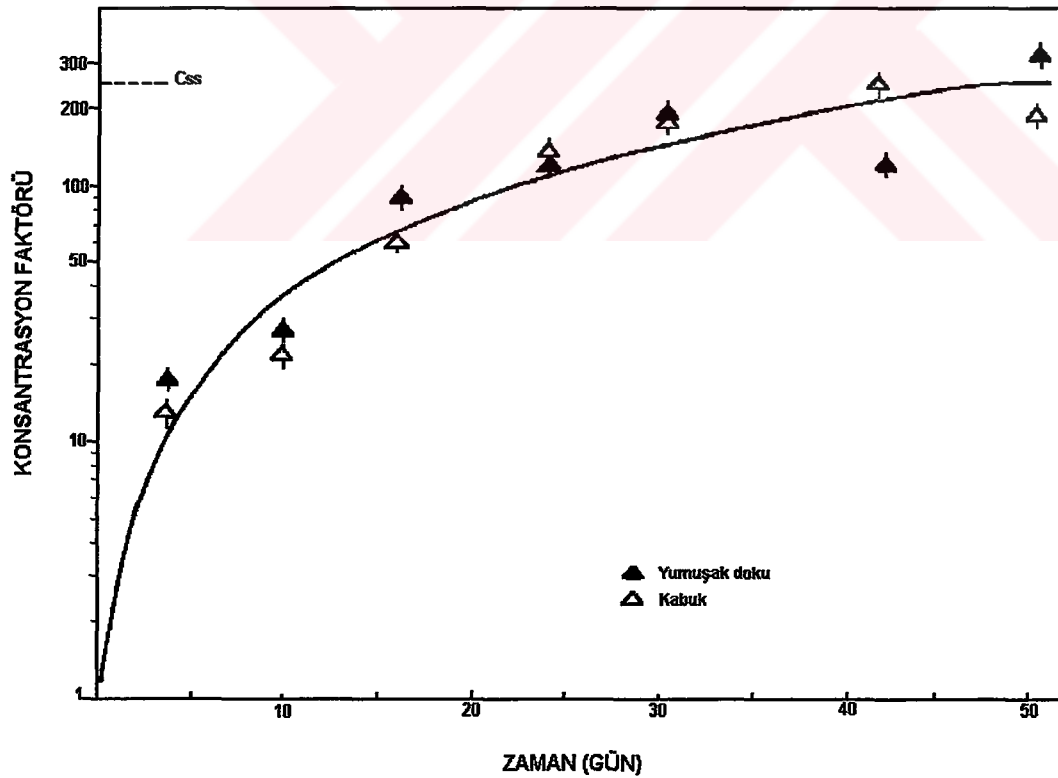
M. galloprovincialis Örneğine Ait ^{241}Am Radyoizotopunun Doku Dağılımı Sonuçları

^{241}Am radyoizotopunun *M. galloprovincialis* örneklerinin yumuşak doku ve kabuk dokusuna ait konsantrasyon faktörü değerleri hesaplanmış ve elde edilen sonuçlar “Tablo 5.13” ve “Şekil 5.14” de verilmiştir.

^{241}Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörü değerleri *M. galloprovincialis* türü organizmaların yumuşak dokularında ve kabuğunda saptanmıştır. Bunlar arasında önemli bir fark bulunmadığından sonuçlar tek bir üstel fonksiyon ile ifade edilmiştir “Şekil 5.14”.

Tablo 5.13 : *M. galloprovincialis* örneğinin kabuk ve yumuşak dokularında ^{241}Am radyoizotopunun denge durumundaki kinetiği

Doku	Zaman (gün)	Biyolojik Arınma Sabiti	Denge Durumunda Organizmanın Sahip Olduğu Radyoizotop Aktivitesi P (Bq.g ⁻¹)	Organizmaya Birim Zamanda Giren ve Çıkan Radyoizotop Miktarı I (Bq/g/gün)	Radyoi. Organizma İçinde Geçirdiği Süre τ (gün)	t Zamanındaki Konsantrasyon Faktörü CF _t
	t	k (gün ⁻¹)				
Yumuşak doku	0-49	0.0398	250	9.9625	25.09	$250(1-e^{-0.0398t})$
Kabuk	0-49	0.0463	250	11.5725	21.60	$250(1-e^{-0.0463t})$



Şekil 5.14 : *M. galloprovincialis* örneklerinde biyobirikim deneyinde yumuşak doku ve kabukta ^{241}Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri

Denge durumundaki konsantrasyon faktörü “Şekil 5.14” den de görüldüğü gibi 250 olarak bulunmuştur. 49 gün süren biyobirikim deneyi sonunda tüm *M. galloprovincialis* örneğinde denge durumunun açık olarak oluştuğu görülmesine karşılık, yumuşak doku ve kabuk için denge durumunun tamamen oluşmadığı gözlenmiştir.

M. galloprovincialis türü organizmalarda 4, 10, 17, 24, 31, 42 ve 49. günlerde yumuşak doku, kabuk ve vücut sıvısı ayrılarak, her organ için aktivite değerleri hesaplanmıştır “Tablo 5.14”.

Tablo 5.14 : Biyobirikim deneyinde *M. galloprovincialis* örneğinde ²⁴¹Am radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri

Özgül aktivite (Bq.g ⁻¹)			
n=5			
Zaman (gün)	Kabuk	Yumuşak doku	Vücut sıvısı
4	16.35±0.92	21.39±0.95	1.89±0.14
10	29.48±4.42	36.42±4.15	3.47±0.04
17	59.97±1.79	87.50±9.08	5.54±0.79
24	75.88±3.22	68.67±3.40	8.00±0.46
31	99.93±2.71	109.11±10.38	6.99±0.38
42	127.64±1.34	61.19±3.71	14.00±1.60
49	150.22±0.42	262.30±0.47	12.34±0.21

M. galloprovincialis türü organizmanın yumuşak doku, kabuk dokusu ve vücut sıvısı için hesaplanan aktivite değerlerine bakıldığında ise yumuşak dokudaki ²⁴¹Am aktivitesinin genel olarak kabuğa nazaran daha yüksek olduğu “Tablo 5.14” den görülmektedir.

***P. caerulea* Örneğine Ait ²⁴¹Am Radyoizotopunun Doku Dağılımı Sonuçları**

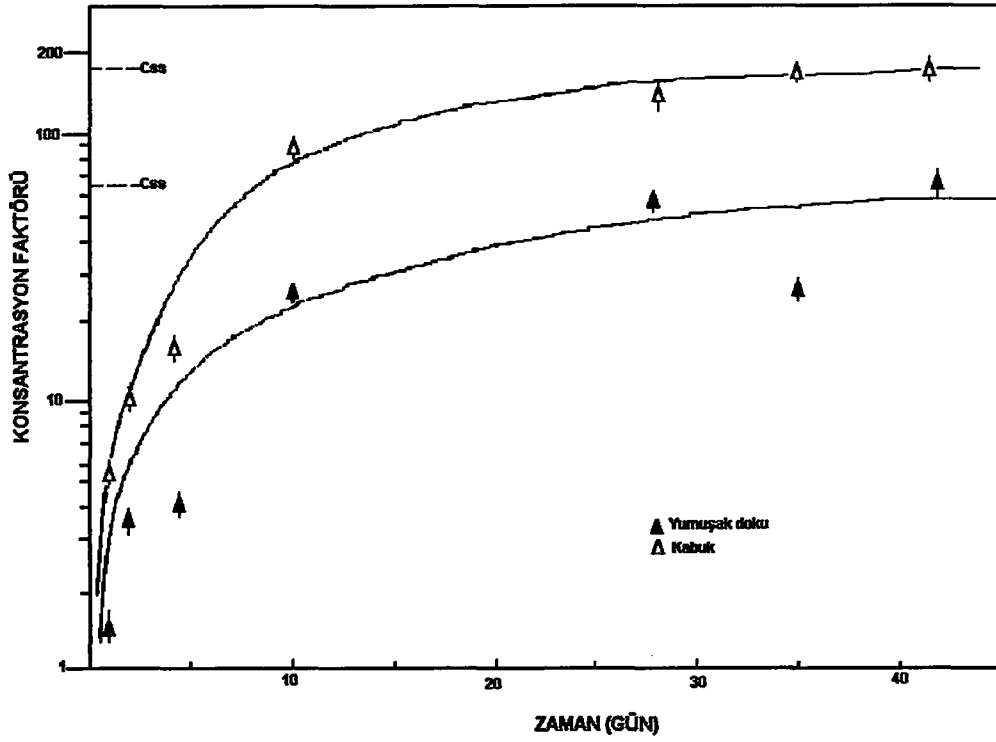
P. caerulea'nın ²⁴¹Am radyoizotopunun biyobirikimine ilişkin yumuşak dokusu ve kabuk dokusuna ait konsantrasyon faktörleri hesaplanmış ve sonuçlar “Tablo 5.15” de verilmiştir. Ayrıca sonuçlar “Şekil 5.15” de grafik haline getirilmiştir.

Tablo 5.15 : *P. caerulea* örneğinin kabuk ve yumuşak dokularında biyobirikim deneyinde ²⁴¹Am radyoizotopunun denge durumundaki kinetiği

Doku	Zaman (gün) t	Biyolojik Aritma Sabit k (gün ⁻¹)	Denge Durumunda Organizmanın Sahip Olduğu Radyoizotop Aktivitesi P (Bq/g)	Organizmaya Birim Zamanda Giren ve Çıkan Radyoizotop Miktarı I (Bq/g/gün)	Radyol. Organizma İçinde Geçirdiği Süre τ (gün)	t Zamanındaki Konsantrasyon Faktörü CF _t
Yumuşak doku	0-46	0.0788	65	5.12	12.69	65(1-e ^{-0.0788.t})
Kabuk	0-46	0.0544	180	9.79	18.38	180(1-e ^{-0.0544.t})

“Tablo 5.15” den de görüldüğü gibi, kabuk dokusu için bulunan konsantrasyon faktörü değeri, yumuşak doku için bulunan değere oranla yaklaşık 3 kat daha fazladır. Bu durum, ²⁴¹Am radyoizotopunun *P. caerulea* türü organizmanın dokusunda adsorbsiyon (soğurma) ile birikime uğramasından kaynaklanmaktadır. *P. caerulea* türü organizmada kabuğun her iki yüzeyinin de büyük oranda su ile temas halinde olması, ayrıca su ile temas halinde olan yüzey alanının büyük olması sonucu, ²⁴¹Am radyoizotopu daha büyük oranda kabukta adsorbe olmaktadır.

Ayrıca *P. caerulea* türü organizmanın kabuk ve yumuşak dokusundaki ²⁴¹Am radyoizotopunun aktivite değerlerine bakılmış ve sonuçlar “Tablo 5.16” da verilmiştir. “Tablo 5.16” dan da görülebileceği gibi *P. caerulea* türü organizmanın yumuşak dokusu ²⁴¹Am radyoizotopunu kabuğa nazaran daha az biriktirmektedir. Bulgu “Şekil 5.15” i destekler yöndedir.



Şekil 5.15 : *P. caerulea* örneklerinde biyobirikim deneyinde yumuşak doku ve kabukta ^{241}Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörleri

Tablo 5.16 : Biyobirikim deneyinde *P. caerulea* örneğinde ^{241}Am radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri

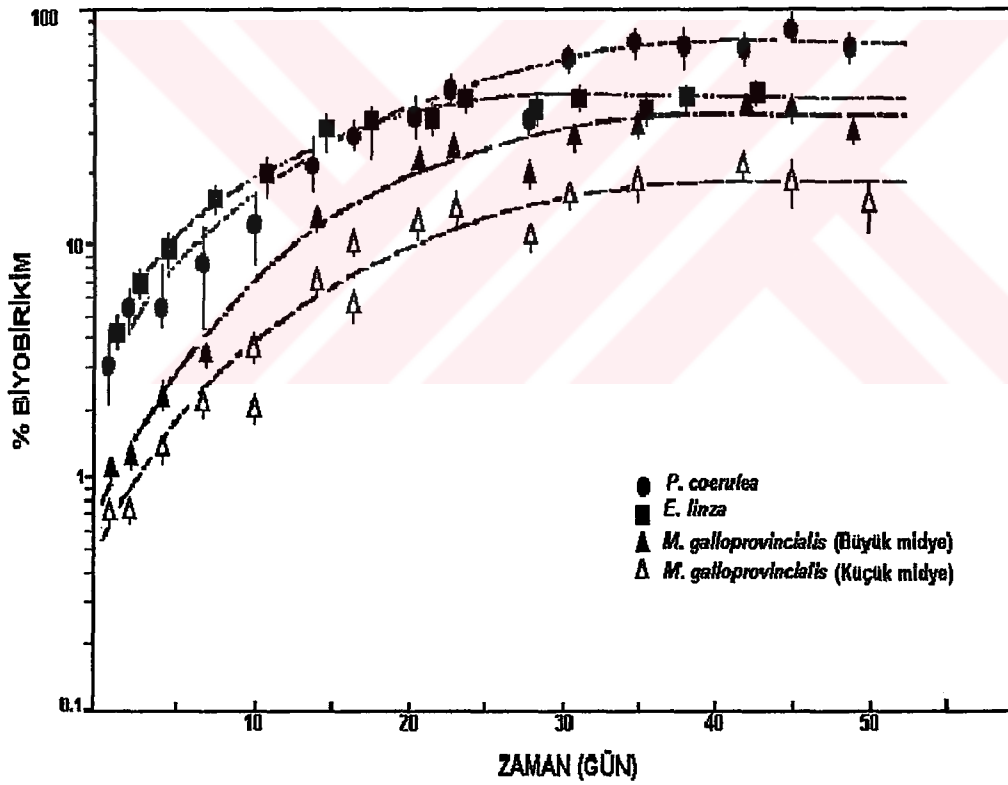
Zaman (gün)	Özgül aktivite (Bq.g^{-1}) n=5	
	Kabuk	Yumuşak doku
1	4.69±0.70	1.23±0.18
2	16.37±1.92	3.41±0.51
4	16.78±0.05	4.18±0.05
10	81.21±8.39	36.66±15.27
28	133.66±4.43	53.62±4.25
46	175.01±7.12	67.61±4.61

5.1.2.5. ²⁴¹Am Biyobirikim Deneyi Sonuçlarının Çalışılan Organizmalar İçin Karşılaştırılması

Her üç organizma için elde edilen sonuçlar karşılaştırıldığında ²⁴¹Am radyoizotopunun konsantrasyon faktörü değerlerinin yumuşakçalarda 150-260 arasında değiştiği görülürken, bu değer *E. linza* türü organizmada 1380'e ulaşmıştır. Buradan da görüldüğü gibi ²⁴¹Am radyoizotopu için *E. linza* türü organizma, diğer organizmalara nazaran “daha iyi” bir biyoindikator organizmadır. Buradan da açıkça görüldüğü gibi farklı radyoizotopların organizmalardaki davranışları farklılık göstermektedir. Bu yüzden de her radyoizotop için organizmaların biyoindikator özellikleri biyokinetik çalışmalar yardımıyla tespit edilmelidir.

P. caerulea türü organizmanın yumuşak dokusunda saptanan konsantrasyon faktörü değeri *M. galloprovincialis* türü organizmanın yumuşak dokusu için saptanan değere nazaran daha küçük bulunmuştur. Bununla birlikte tüm organizmalar göz önüne alındığında *P. caerulea* türü organizmanın *M. galloprovincialis* türü organizmadan daha az miktarda ¹³⁴Cs radyoizotopu biriktirmesine rağmen, ²⁴¹Am radyoizotopunu daha yüksek miktarda biriktirdiği görülmüştür. Bu yüzden ²⁴¹Am radyoizotopunun biyobirikiminde *P. caerulea* türü organizmanın *M. galloprovincialis* türü organizmaya nazaran daha iyi biyoindikator organizma olduğunu söyleyebiliriz. Her iki organizmanın kabuklarına baktığımızda ise *M. galloprovincialis* türü organizmanın kabuğuna ait konsantrasyon faktörü değeri yumuşak doku için saptanan konsantrasyon faktörü değerine eşit olarak hesaplanırken, *P. caerulea* türü organizmada kabuk dokusuna ait konsantrasyon faktörü değerinin, yumuşak dokuya ait konsantrasyon faktörü değerinden farklı olduğu görülmektedir. Bunun nedeni, *P. caerulea* türü organizmanın kabuğunun, dıştan olduğu kadar morfolojisi nedeniyle iç yüzeyinin büyük bir bölümünün de ²⁴¹Am radyoizotopu ile doğrudan temas halinde olmasıdır. *M. galloprovincialis* türü organizmanın kabuğu ise içten manto tabakası ile kaplı olduğundan ²⁴¹Am radyoizotopu ile temas sadece kabuğun dışından olmaktadır.

Ayrıca *M. galloprovincialis*, *P. caerulea* ve *E. linza* türü organizmalarda ²⁴¹Am radyoizotopunun yüzde biyobirikimi incelenmiş ve bulgular “Şekil 5.16” da verilmiştir. Görülmektedir ki biyobirikim en yüksek düzeyde *P. caerulea* ve *E. linza* türü organizmada bulunmuş, en az yüzde biyobirikim ise küçük *M. galloprovincialis* örneğinde saptanmıştır. Bu bulgu ¹³⁴Cs radyoizotopu için bulunan yüzde biyobirikiminden hayli farklıdır. ¹³⁴Cs radyoizotopunun biyobirikim deneyinde en yüksek yüzde biyobirikim büyük *M. galloprovincialis* örneğinde en düşük değer ise *E. linza* örneğinde bulunmuştur. Bu bulgu her iki radyoizotopun biyobirikim mekanizmalarının farklı olduğunu ve adsorbsiyon yoluyla biyobirikimde yüzey hacim oranının önemini göstermektedir.



Şekil 5.15 : *M. galloprovincialis*, *P. caerulea* ve *E. linza* örneklerinde ²⁴¹Am radyoizotopunun % biyobirikim değerleri

5.2 BİYOATILIM

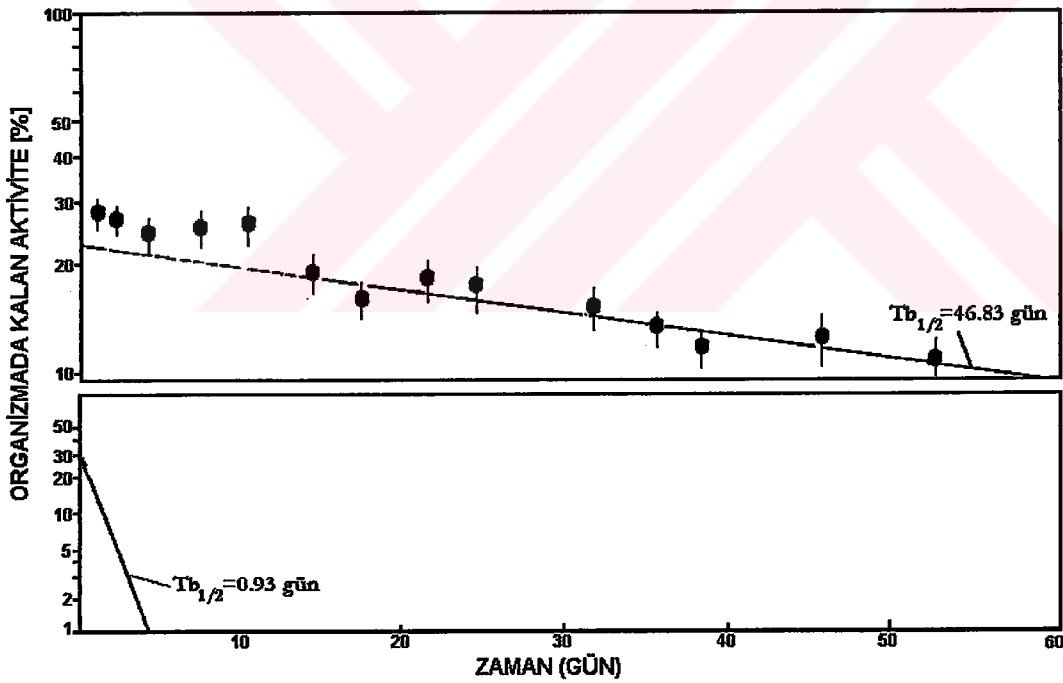
5.2.1. ^{134}Cs Radyoizotopunun Biyoatılımı

^{134}Cs radyoizotopunun biyoatılımı ile ilgili çalışmalarımızda midye (*M. galloprovincialis*), Patella (*P. caerulea*) ve yosun (*E. linza*) örnekleri kullanılmış ve sonuçlar çalışılan her organizma için ayrı ayrı incelenmiştir. Elde edilen her üç organizmaya ait biyoatılım kinetiği “Tablo 5.17” de verilmiştir.

5.2.1.1. *M. galloprovincialis*'de ^{134}Cs Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçları

M. galloprovincialis isimli midye türünde ^{134}Cs radyoizotopunun biyoatılımı hem küçük hem büyük boydaki bireylerinde incelenmiştir. Elde edilen bulgular “Tablo 5.17” de görülmekte olup, “Şekil 5.17” ve “Şekil 5.18” de grafik olarak verilmiştir.

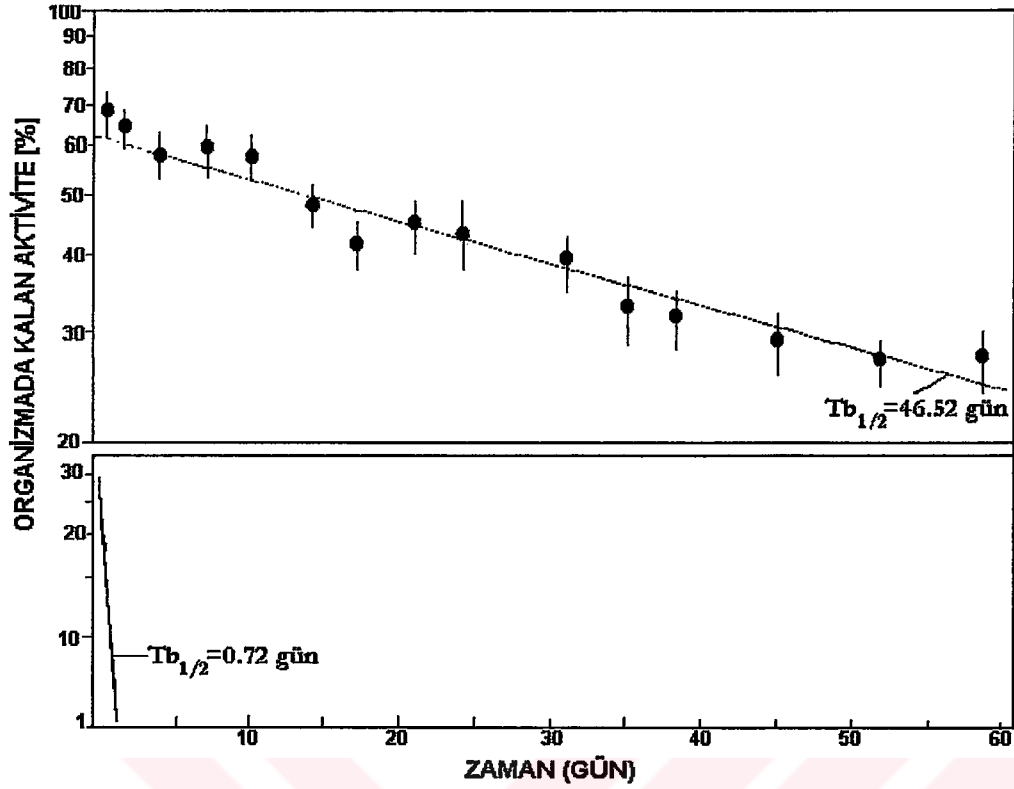
Biyoatılımı iki bileşende incelemek yerinde olacaktır. Bu bileşenler hızlı ve yavaş bileşenler olarak belirlenmiştir.



Şekil 5.17 : Küçük *M. galloprovincialis* örneklerinde ^{134}Cs radyoizotopunun kayıp kinetiği

Tablo 5. 17: ^{134}Cs radyoizotopunun *M. galloprovincialis*, *P. caerulea* ve *E. linza* organizmalarına ait kayıp kinetiği değerleri

Grubu	Zaman (gün)	Bileşen	Biyolojik Ayrınma Sabit k (gün ⁻¹)	Denge Durumunda Organiz. Sahip Olduğu Radyoizotop. Aktivitesi P (Bq/g)	Organizmaya Birim Zamanda Giren ve Çıkan Radyoizotop Miktarı I (Bq/g/gün)	Radyoizotop Organizma İçinde Geçirdiği Süre τ (gün)	Biyolojik Yarı-ömrü $T_{1/2}$ (gün)	t Zamanındaki kayıp kinetiği $C(t)$
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	0-14	hızlı komponent	0.7447	2.80	2.08	1.3428	0.93	$30.0801e^{-0.7447t}$
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	14-59	yavaş komponent	0.0149	2.80	0.04	67.5675	46.83	$22.9701e^{-0.0149t}$
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	0-2	hızlı komponent	1.1082	2.57	2.85	0.9024	0.72	$31.7815e^{-1.1082t}$
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	4-59	yavaş komponent	0.0149	2.57	0.04	67.1140	46.52	$61.8323e^{-0.0149t}$
<i>P. caerulea</i>	0-1	hızlı komponent	1.8640	2.00	3.72	0.5364	0.37	$41.8592e^{-1.8640t}$
<i>P. caerulea</i>	2-16	yavaş komponent	0.1085	2.00	0.22	9.2166	6.39	$60.9369e^{-0.1085t}$
<i>E. linza</i>	0-16	tek komponent	0.0455	2.00	0.09	21.9780	15.234	$67.8201e^{-0.0455t}$



Şekil 5.18 : Büyük *M. galloprovincialis* örneklerinde ^{134}Cs radyoizotopunun kayıp kinetiği

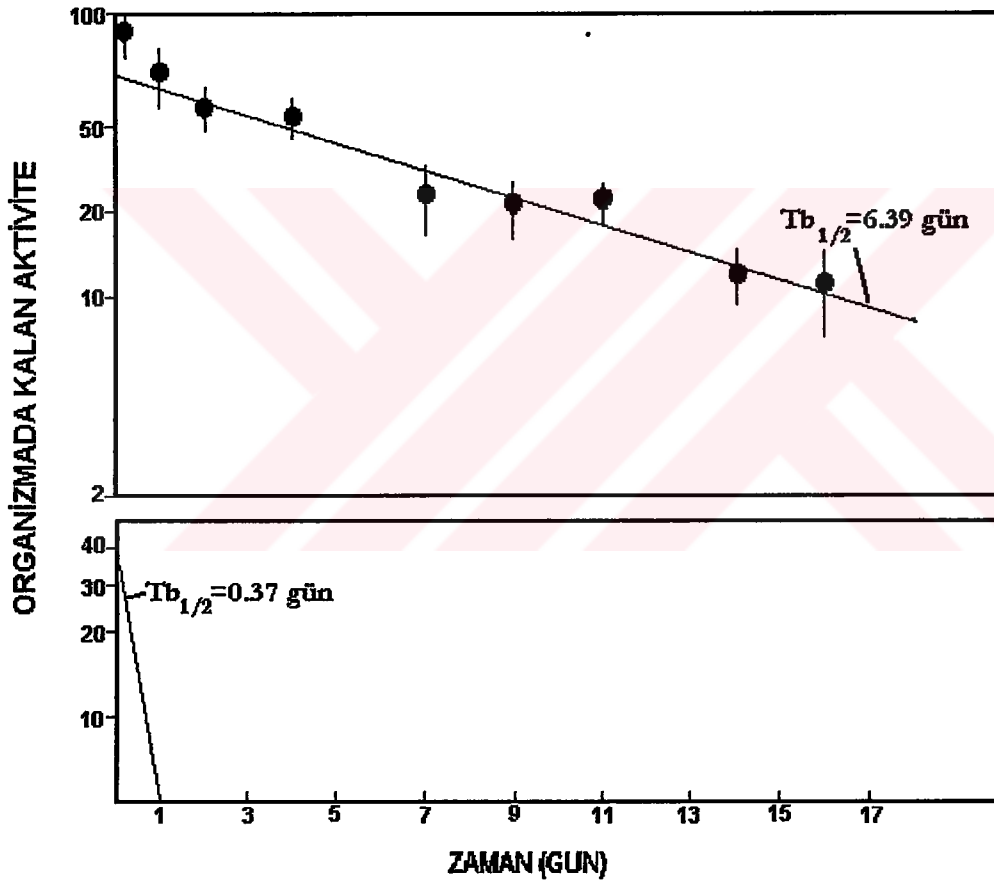
Uzun süreli biyoatılımın görüldüğü yavaş komponentlerdeki biyolojik yarı-ömürleri karşılaştırdığımızda, ^{134}Cs radyoizotopunun kayıp hızı oldukça benzer olarak bulunmuştur (Küçük *M. galloprovincialis* türü organizma için $T_{b1/2}=46.83$ gün ve büyük *M. galloprovincialis* türü organizma için $T_{b1/2}=46.52$ gün) “Şekil 5.17”, “Şekil 5.18”, “Tablo 5.17”. Bu bulgu biyobirikimde önemli bir fark göstermeyen kinetik mekanizmasının, biyoatılım için de benzer olduğunu göstermiştir. Ayrıca, küçük ve büyük *M. galloprovincialis* türü organizmalar için deney günlerine ait organizmada kalan aktivite değerleri “Tablo 5.18” de gösterilmiştir.

Tablo 5.18. Küçük ve büyük *M. galloprovincialis*'de biyoatılım deneyinde ¹³⁴Cs radyoizotopunun organizmada kalan aktivite değerleri (%)

Zaman (gün)	Organizmada Kalan Aktivite Değerleri (%)	
	Küçük <i>M. galloprovincialis</i> n=10	Büyük <i>M. galloprovincialis</i> n=10
0	100	100
1	27.66±3.94	68.15±10.12
2	27.28±4.24	64.17±9.09
4	23.97±3.52	58.40±8.63
7	25.77±4.89	61.38±7.32
10	26.01±3.86	58.08±7.16
14	18.67±4.25	48.45±6.71
17	15.86±2.89	42.71±6.50
21	18.32±3.7633	46.03±6.81
24	17.36±4.00	44.28±6.61
31	15.01±3.30	40.67±5.78
35	13.22±3.64	33.50±5.59
38	11.93±3.45	32.65±5.51
45	12.16±3.49	29.45±4.06
52	10.62±1.95	27.79±4.96
59	14.85±2.15	24.75±2.88

5.2.1.2. *P. caerulea*'da ^{134}Cs Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçları

P. caerulea türü organizmada ^{134}Cs radyoizotopunun biyoatılımı 16 gün süre ile izlenmiş olup kayıp kinetiğine ilişkin sonuçlar “Tablo 5.17”de ve “Şekil 5.19” da bir araya toplanmıştır. *P. caerulea* türü organizma için yapılan biyoatılım deneyinden hareketle hızlı ve yavaş bileşenler için değerler hesaplanmıştır. Elde edilen biyolojik yarı-ömür değerleri hızlı bileşen için 0.37 gün (~ 9 saat) bulunurken, yavaş bileşen için 6.39 gün olarak hesaplanmıştır. Bu organizmaya ilişkin tüm sayım günlerine ait organizmada kalan aktivite değerleri “Tablo 5.19” da verilmiştir.



Şekil 5.19 : *P. caerulea* örneklerinde ^{134}Cs radyoizotopunun kayıp kinetiği

Tablo 5.19: *P. caerulea*’da biyoatılım deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun organizmada kalan aktivite değerleri (%)

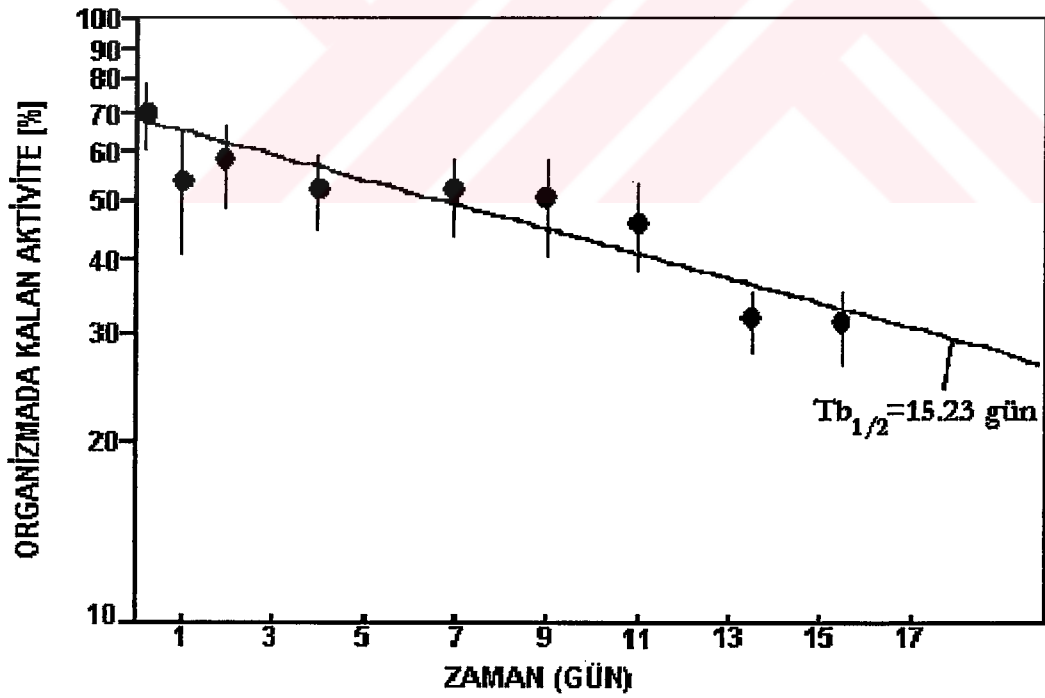
	Organizmada Kalan Aktivite Değerleri (%)
Zaman (gün)	<i>P. caerulea</i> n=12
0	100
0.21	87.86±9.02
1	61.16±7.64
2	47.81±6.36
4	44.58±6.61
7	23.64±3.71
9	22.96±3.77
11	21.58±2.99
14	12.15±2.02
16	11.07±1.96

5.2.1.3. *E. linza*’da ^{134}Cs Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçları

^{134}Cs radyoizotopunun biyoatılımı ile ilgili bulgular *E. linza* türü organizma için incelenmiş ve sonuçlar “Tablo 5.17” ve “Şekil 5.20” de grafik olarak verilmiştir. *E. linza* türü organizma için organizmada kalan aktivite değerleri “Tablo 5.20” kullanılarak hesaplanan biyolojik yarı-ömür tek bileşen olarak bulunmuştur. *E. linza* türü organizmanın biyolojik yarı-ömrü ^{134}Cs radyoizotopu için 15.23 gün’dür.

Tablo 5.20: *E. linza*'da biyoatılım deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun organizmada kalan aktivite değerleri (%)

	Organizmada Kalan Aktivite Değerleri (%)
Zaman (gün)	<i>E. linza</i> n=10
0	100
0.21	69.97±8.41
1	53.87±7.77
2	58.30±7.09
4	52.07±6.61
7	51.03±6.98
9	50.31±6.67
11	46.41±6.76
14	32.99±4.98
16	31.14±5.77



Şekil 5.20 : *E. linza* örneklerinde ^{134}Cs radyoizotopunun kayıp kinetiği

5.2.1.4. ^{134}Cs Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyinde Doku Dağılımı Sonuçları

Deneylerde kullanılan *M. galloprovincialis* ve *P. caerulea* organizmalarında ^{134}Cs radyoizotopunun yumuşak doku ve kabuklarındaki doku dağılımı sonuçları iki alt başlık altında verilmiştir.

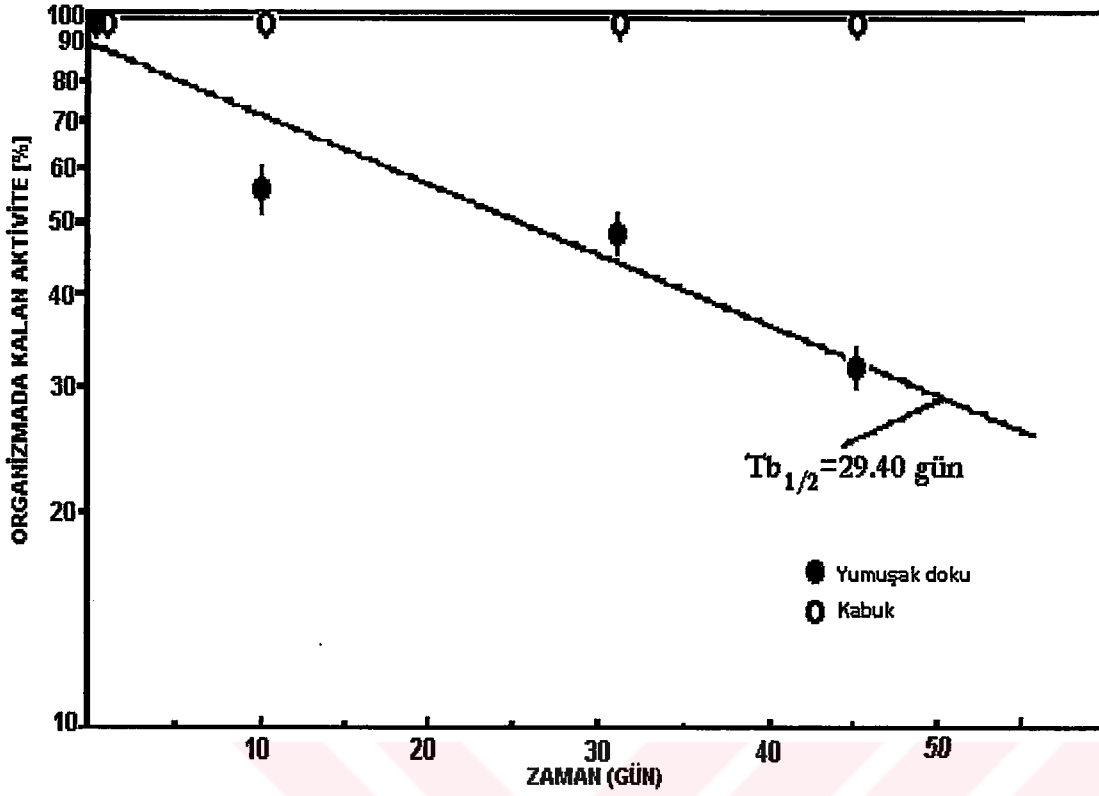
M. galloprovincialis Örneğine Ait ^{134}Cs Radyoizotopunun Doku Dağılımı Sonuçları

^{134}Cs radyoizotopunun *M. galloprovincialis* türü organizmaların yumuşak dokusu ve kabuğundan biyoatılımı incelenmiş ve sonuçlar “Şekil 5.21” de grafik olarak verilmiştir. “Şekil 5.21” den de görüldüğü gibi ^{134}Cs radyoizotopu kabuktan atılmamış, yani deney süresi boyunca sabit kalmıştır. Burada unutulmaması gereken husus; ^{134}Cs radyoizotopunun fiziksel bozunmasının deney süresince standart kullanılması nedeniyle elimine edilmiş olmasıdır. Dolayısıyla atılımın sabit kalması ile fiziksel bozunum arasında bir bağlantı kurulmamalıdır.

Diğer taraftan, yumuşak dokudaki biyoatılım değeri tek bileşenli belirlenebilmiş olup *M. galloprovincialis* türü organizmanın bütünü için hesaplanan biyolojik yarı-ömür değerine göre daha hızlı bulunmuştur “Tablo 5.21”. Bir başka deyişle, biyolojik yarı-ömür, tüm organizmaya göre *M. galloprovincialis* türü organizmanın yenilen kısmı olan yumuşak dokusunda daha kısadır. İç organlardaki bulguların tek bileşenli olarak saptanması, ^{134}Cs biyoatılımının *M. galloprovincialis*’in yumuşak dokusu için temiz bir ortamda lineer olduğunu göstermiştir.

Tablo 5.21: ^{134}Cs radyoizotopunun *M. galloprovincialis*’in yumuşak dokusuna ait kayıp kinetiği değerleri

Doku	Zaman (gün)	Biyolojik Arınma Sabiti	Denge Durumunda Organizmanın Sahip Olduğu Radyoizotop Akti. $P(\text{Bq.g}^{-1})$	Organizmaya Birim Zamanda Giren ve Çıkan Radyoizotop Miktarı $I(\text{Bq/g/gün})$	Radyoizotopun Organizma İçinde Geçirdiği Süre τ (gün)	Biyolojik Yarı-ömür $T_{b1/2}$ (gün)	t Zamanındaki Kayıp Kinetiği $C(t)$
	t	$k(1/\text{gün})$					
Yumuşak doku	0-45	0.0236	250	5.90	42.37	29.40	$92.0529e^{-0.0236t}$



Şekil 5.21 : Biyoatılım deneyinde *M. galloprovincialis* örneklerinde ^{134}Cs radyoizotopunun disseksiyon günlerindeki değişik dokulara ait kayıp kinetiği

^{134}Cs radyoizotopunun *M. galloprovincialis*'de biyoatılım deneyi süresince yumuşak doku, kabuk ve vücut sıvısı için aktivite değerleri Bq.g^{-1} olarak "Tablo 5.22" de verilmiştir. Bu tablodan da görüldüğü gibi ^{134}Cs ile kontamine olmuş *M. galloprovincialis*'lerin temiz ortamlarda bulunsalar bile kilogramda yaklaşık 5000 ile 16000 Bq düzeyinde Cs radyoizotopunu içerebileceğini göstermektedir. Ayrıca tabloda yumuşak dokunun kabuğa göre hayli yüksek düzeyde ^{134}Cs radyoizotopu içerdiği görülmektedir. Bunlara ilaveten yumuşak dokudaki ^{134}Cs aktivitesinin (Bq.g^{-1}) kayıp deneyi süresince lineere uygun bir azalma gösterdiği, buna karşılık kabukta benzer bir atılımın olmadığı görülmektedir.

Tablo 5.22: Biyoatılım deneyinde *M. galloprovincialis* örneğinde ^{134}Cs radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri

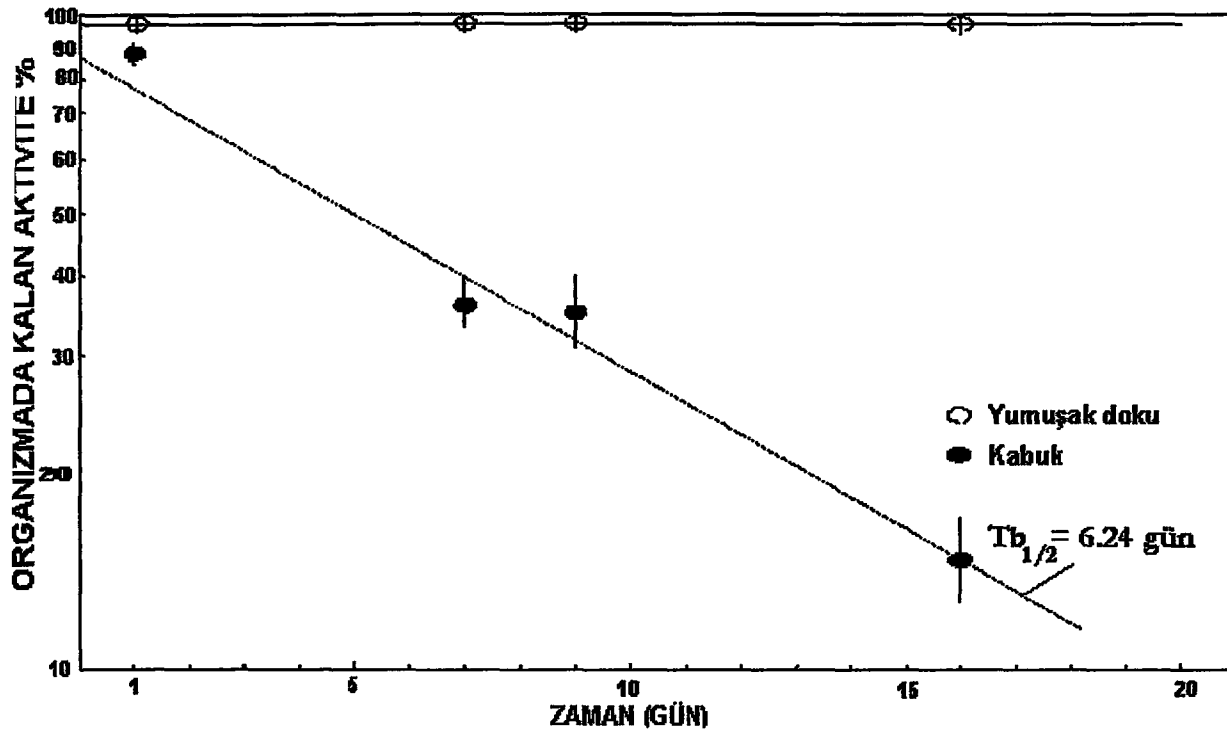
Zaman (gün)	Özgül aktivite (Bq.g^{-1}) n=5		
	Yumuşak doku	Kabuk	Vücut sıvısı
0	16.19±1.10	0.56±0.08	0.56±0.07
1	15.76±1.90	0.89±0.01	1.07±0.08
10	9.14±0.90	1.50±0.11	1.03±0.09
31	8.09±1.23	1.12±0.09	0.14±0.02
45	5.02±0.65	0.54±0.08	0.18±0.03

P. caerulea Örneğine Ait ^{134}Cs Radyoizotopunun Doku Dağılımı Sonuçları

P. caerulea örneği için de ^{134}Cs radyoizotopunun yumuşak doku ve kabuktan biyoatılımı incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar “Şekil 5.22” de ve “Tablo 5.23” de verilmiştir. Benzer şekilde ^{134}Cs radyoizotopunun kabuktan atılmadığı, bir başka deyişle deney süresince sabit kaldığı “Şekil 5.22” den açıkça görülmektedir. Yumuşak dokuya ait biyoatılım deneyinde, atılım tek komponentli olarak bulunmuştur.

Tablo 5.23: ^{134}Cs radyoizotopunun *P. caerulea*’nın yumuşak dokusuna ait kayıp kinetiği değerleri

Doku	Zaman (gün)	Biyolojik Ayrılma Sabit	Denge Durumunda Organizmanın Sahip Olduğu Radyoizotop Akt.	Organizmaya Birim Zamanda Giren ve Çıkan Radyoizotop Miktarı	Radyoizotopun Organizma İçinde Geçirdiği Süre	Biyolojik Yarı- ömür	t Zamanındaki Kayıp Kinetiği
	t	k (1/gün)	P(Bq.g^{-1})	I(Bq/g/gün)	τ (gün)	$T_{1/2}$ (gün)	C(t)
Yumuşak doku	0-16	0.1111	5.46	0.60	9.0009	6.24	$87.95e^{-0.1111t}$



Şekil 5.22 : Biyoatılım deneyinde *P. caerulea* örneklerinde ^{134}Cs radyoizotopunun disseksiyon günlerindeki değişik dokulara ait kayıp kinetiği

^{134}Cs radyoizotopunun biyoatılım deneyi süresince yumuşak doku ve kabuk için hesaplanmış aktivite değerleri Bq.g^{-1} olarak “Tablo 5.24” de verilmiştir.

Tablo 5.24: Biyoatılım deneyinde *P. caerulea* örneğinde ^{134}Cs radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri

Zaman (gün)	Özgül aktivite (Bq.g^{-1}) n=5	
	Yumuşak Doku	Kabuk
0	7.16 ± 0.82	0.29 ± 0.04
1	5.76 ± 0.32	0.33 ± 0.04
7	2.99 ± 0.45	0.29 ± 0.05
9	2.25 ± 0.19	0.35 ± 0.06
16	1.37 ± 0.19	0.40 ± 0.03

Yumuşak dokuya ait aktivite değerlerinde bir azalma gözlenirken, kabuk dokusuna ait aktivite değerlerinde belirgin bir değişme görülmemiştir.

5.2.1.5. ¹³⁴Cs Biyoatılım Deneyi Sonuçlarının Çalışılan Organizmalar İçin Karşılaştırılması

Tüm *M. galloprovincialis* türü organizmadaki ¹³⁴Cs radyoizotopunun biyolojik atılım hızı yani biyolojik yarı ömrü, *P. caerulea* türü organizmadan yaklaşık 7 defa ve *E. linza* türü organizmadan 3 defa daha uzun bulunmuştur. Bu bulgu bize, bu radyoaktif kirleticinin biyoatılımında çalışılan organizmalar içinde mytilus türünün daha önemli olduğunu göstermiştir. Biyoatılım süreci içinde, *M. galloprovincialis* ve *P. caerulea* türleri arasında ki en büyük benzerlik her iki organizmanın yumuşak dokularında hızlı ve tek bileşenli bir azalma oluşudur.

5.2.2 ²⁴¹Am Radyoizotopunun Biyoatılımı

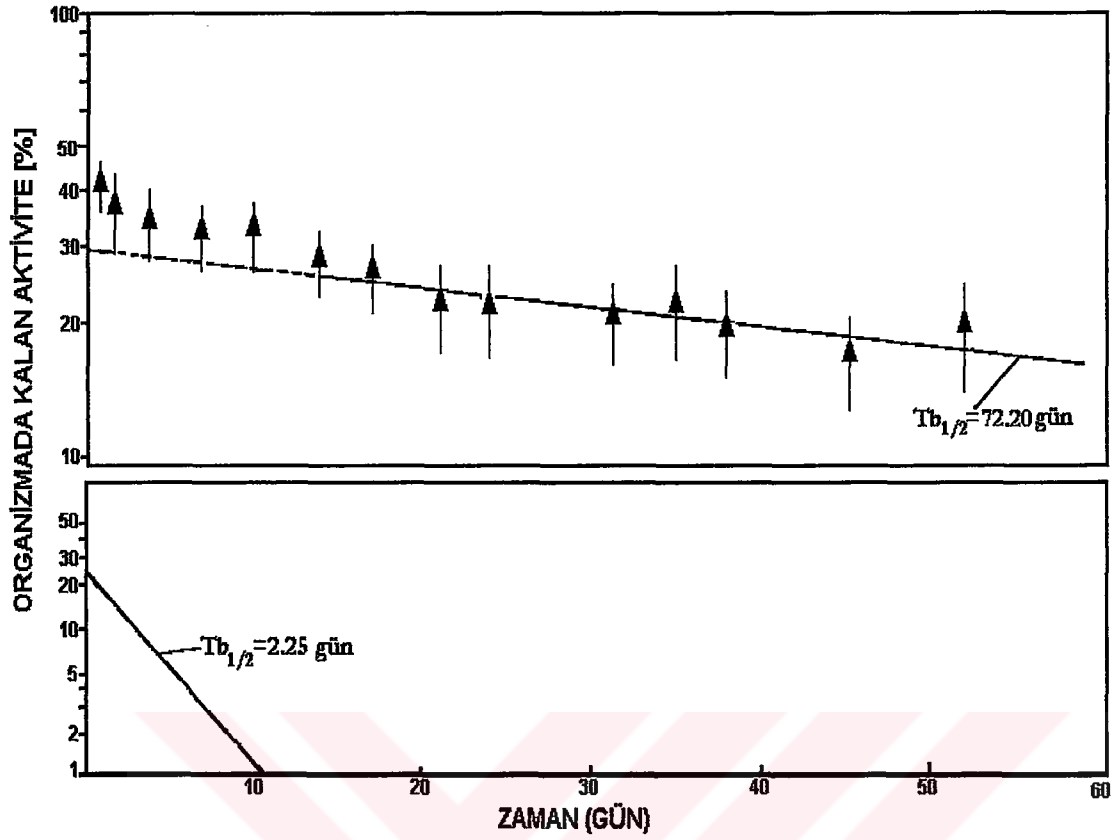
²⁴¹Am radyoizotopu ile çalışmalarımız için seçilen her üç organizmada deneyler yapılmış ve sonuçlar çalışılan her canlı organizma için ayrı olarak incelenmiştir. Bu organizmalara ait kayıp kinetiği “Tablo 5.25” de toplu olarak verilmiştir.

5.2.2.1. *M. galloprovincialis*’te ²⁴¹Am Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçları

M. galloprovincialis için ²⁴¹Am radyoizotopu ile biyoatılım deneyi yapılmıştır. Çalışılan diğer radyoizotop olan ¹³⁴Cs radyoizotopunun kayıp hızı küçük ve büyük *M.galloprovincialis* örneklerinin yavaş bileşenleri için oldukça benzer bulunmuştur. Buna karşılık ²⁴¹Am radyoizotopunun yavaş bileşeninde durum ¹³⁴Cs radyoizotopuna göre biraz da olsa farklılık göstermektedir. Bir başka deyişle, yavaş bileşen için biyolojik yarı-ömür küçük *M. galloprovincialis* türü organizma için daha kısadır “Şekil 5.23”, “Şekil 5.24”.

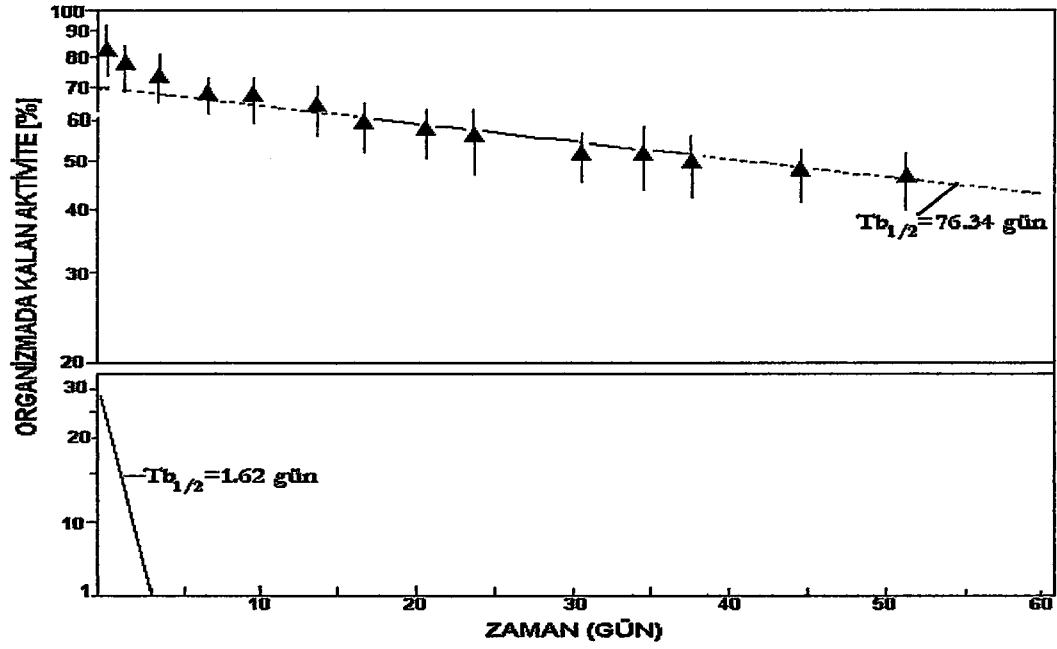
Tablo 5.25: ²⁴¹Am radyoizotopunun *M. galloprovincialis*, *P. caerulea* ve *Enteromorpha linza* organizmalarına ait kayıp kinetiği değerleri

Grubu	Zaman (gün)	Bileşen	Biyolojik Arınma Sabiti	Denge Durumunda Organizmanın Sahip Olduğu Kons.	Organizmaya Birim Zamanda Giren ve Çıkan Rad. Miktarı	Radyoiz. Organizma İçinde Geçirdiği Süre	Biyolojik Yarı-Ömür	t Zamanındaki Kayıp Kinetiği
	t		k (gün ⁻¹)	P (Bq.g ⁻¹)	I(Bq/g/gün)	τ (gün)	T _{1/2} (gün)	C(t)
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	0-7	hızlı Bileşen	0.3073	200	61.46	3.2541	2.25	27.6505e ^{-0.3073t}
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	7-52	yavaş Bileşen	0.0096	200	1.92	104.1666	72.20	29.1237e ^{-0.0096t}
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	0-7	hızlı Bileşen	0.4264	150	63.96	2.3452	1.62	21.4630e ^{-0.4264t}
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	7-45	yavaş Bileşen	0.0092	150	1.38	108.6956	75.34	72.5844e ^{-0.0092t}
<i>P. caerulea</i>	0-1	hızlı Bileşen	0.7384	260	191.98	1.3543	0.94	31.2834e ^{-0.7384t}
<i>P. caerulea</i>	2-16	yavaş Bileşen	0.0067	260	1.74	149.25	103.19	73.1933e ^{-0.0067t}
<i>E. linza</i>	0-16	tek Bileşen	0.0279	1380	38.50	35.8423	24.79	96.3322e ^{-0.0279t}



Şekil 5.23 : Küçük *M. galloprovincialis* örneklerinde ^{241}Am radyoizotopunun kayıp kinetiği

Diğer taraftan küçük *M. galloprovincialis* örneğinde saptadığımız konsantrasyon faktörü değeri büyük *M. galloprovincialis* örneğinde saptadığımız değere nazaran daha büyüktür. Bu bulgu bize küçük organizmaların özellikle ^{241}Am radyoizotopunu büyük organizmalara göre daha hızlı biriktirdiğini, aynı zamanda da daha hızlı atıldığını göstermiştir. Bu durum, biyobirikim ve biyoatılım olaylarının organizmaların fizyolojileriyle yani metabolik aktiviteleri ile sıkı ilişkide olduğunu göstermektedir. Sayım günlerine ait organizmada kalan aktivite değerleri (%) “Tablo 5.26” da verilmiştir.



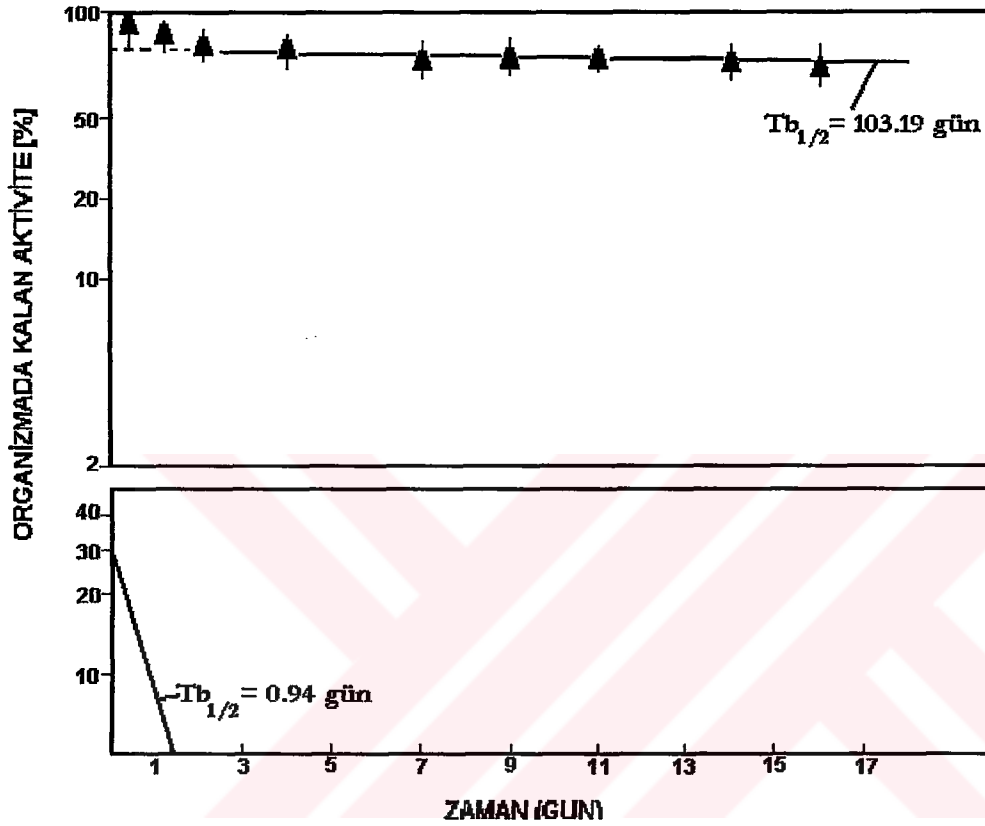
Şekil 5.24 : Büyük *M. galloprovincialis* örneklerinde ^{241}Am radyoizotopunun kayıp kinetiği

Tablo 5.26 : *M. galloprovincialis* örneklerinde biyoatılım deneyinde ^{241}Am radyoizotopunun organizmada kalan aktivite değerleri (%)

Zaman (gün)	Organizmada Kalan Aktivite Değerleri (%)	
	Küçük <i>M. galloprovincialis</i> n=10	Büyük <i>M. galloprovincialis</i> n=10
0	100	100
1	40.50±5.45	83.56±9.98
2	37.46±5.34	78.68±9.02
4	34.54±4.98	74.51±8.63
7	31.80±4.74	68.34±8.16
10	32.43±4.72	68.25±9.07
14	27.15±5.34	65.45±6.54
17	24.19±4.65	60.75±6.45
21	23.42±3.96	58.49±7.11
24	22.88±3.50	56.92±7.16
31	21.10±3.06	53.41±7.74
35	21.55±3.13	52.95±6.96
38	19.97±3.02	51.14±6.64
45	16.86±3.35	49.56±5.48
52	19.51±3.29	48.88±5.46

5.2.2.2. *P. caerulea*'da ^{241}Am Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçları

P. caerulea örneğinde ^{241}Am radyoizotopunun biyoatılımı deneyi 16 gün boyunca izlenmiştir. Elde edilen sonuçlar “Şekil 5.25” ve “Tablo 5.27” de verilmiştir. *P. caerulea* örneği için hesaplanan hızlı ve yavaş bileşenlerden elde edilen biyolojik yarı-ömür değerleri sırasıyla 0.94 gün(~23 saat) ve 103.19 gündür.



Şekil 5.25 : *P. caerulea* örneklerinde ^{241}Am radyoizotopunun kayıp kinetiği

5.2.2.3. *E. linza* 'da ^{241}Am Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçları

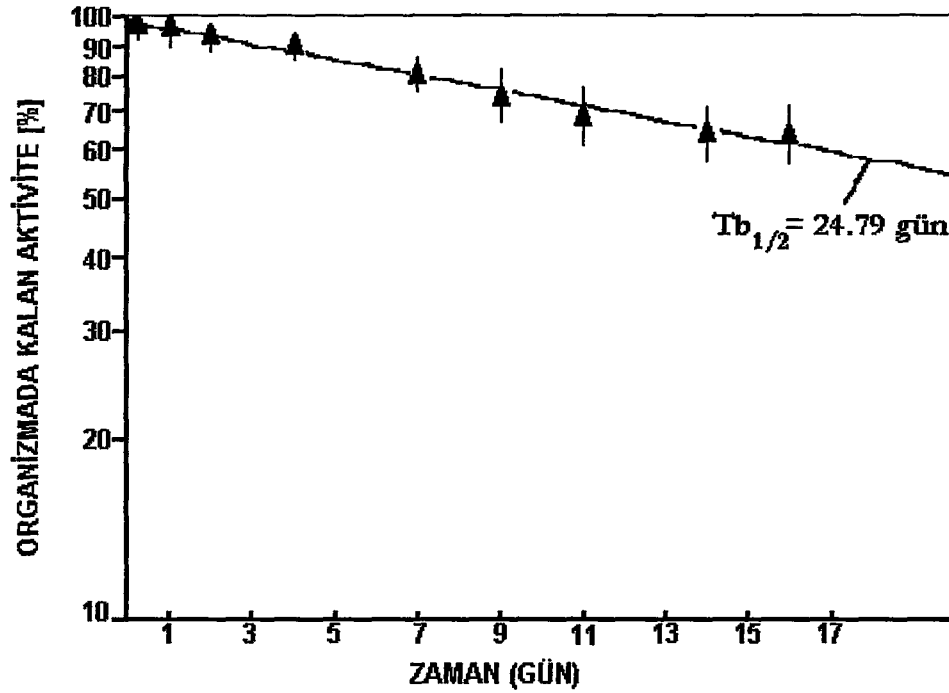
^{241}Am radyoizotopu için yapılan biyoatılım deneyinde *E. linza* için elde edilen organizmada kalan aktivite değerleri “Tablo 5.28” de görülmektedir. Hesaplanan biyolojik yarı-ömür değerleri de “Tablo 5.25” ve “Şekil 5.26” da ayrıca verilmiştir. *E. linza* türü organizmada ^{241}Am radyoizotopu için bulunan değerler ^{134}Cs radyoizotopu için bulunan değerlerde olduğu gibi tek bileşenlidir ve biyolojik yarı-ömür diğer organizmalar için hesaplanan biyolojik yarı-ömür değerlerine nazaran hayli kısadır (24.79 gün).

Tablo 5. 27: *P. caerulea* örneklerinde biyoatılım deneyinde ²⁴¹Am radyoizotopunun organizmada kalan aktivite değerleri (%)

	Organizmada Kalan Aktivite Değerleri (%)
Zaman (gün)	<i>P. caerulea</i> n=12
0	100
0.21	99.89±10.04
1	87.65±11.10
2	72.08±7.69
4	71.06±4.71
7	69.61±7.95
9	68.68±7.28
11	69.41±6.56
14	66.82±7.54
16	64.90±0.74

Tablo 5.28: *E. linza* örneklerinde biyoatılım deneyinde ²⁴¹Am radyoizotopunun organizmada kalan aktivite değerleri (%).

	Organizmada Kalan Aktivite Değerleri (%)
Zaman (gün)	<i>E. linza</i> n=12
0	100
0.21	98.49±4.68
1	92.17±3.75
2	90.16±3.03
4	88.45±3.44
7	79.63±5.01
9	72.97±7.92
11	67.95±6.97
14	64.15±5.98
16	64.71±6.95



Şekil 5.26 : *E. linza* örneklerinde ^{241}Am radyoizotopunun kayıp kinetiği

5.2.2.4. ^{241}Am Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyinde Doku Dağılım Sonuçları

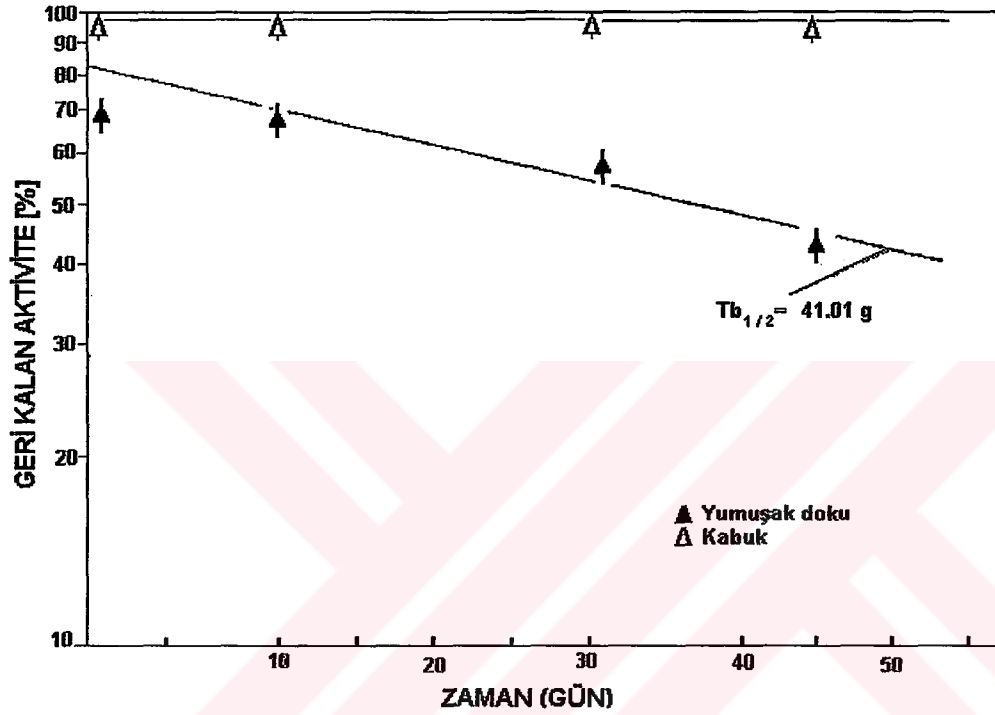
Deneylerde kullanılan *M. galloprovincialis* ve *P. caerulea* organizmalarında ^{241}Am radyoizotopunun yumuşak doku ve kabuklarındaki doku dağılımı sonuçları iki alt başlık altında verilmiştir.

M. galloprovincialis Örneğine Ait ^{241}Am Radyoizotopunun Doku Dağılımı Sonuçları

^{241}Am radyoizotopunun yumuşak dokudaki ve kabuktaki biyoatılımı incelenmiş ve ^{134}Cs radyoizotopunun biyoatılımı ile oldukça benzer bulunmuştur “Şekil 5.27”. ^{241}Am radyoizotopu kabukta sabit kalmış, yumuşak dokuda ise tek bileşende olup tüm *M. galloprovincialis* örneğine oranla daha hızlı atılmıştır. Dolayısıyla biyolojik yarı-ömrü de daha kısa olarak bulunmuştur “Tablo 5.29”. Bu bulgular bize yumuşak dokudaki biyokinetik mekanizmasının tüm dokuya göre farklı olduğunu göstermiştir.

Tablo 5.29: ^{241}Am radyoizotopunun *M. galloprovincialis*'in yumuşak dokusuna ait kayıp kinetiği değerleri

Doku	Zaman (gün)	Biyolojik Arınma Sabiti	Denge Durumunda Organizmanın Sahip Olduğu Radyoizotop Akti.	Organizmaya Birim Zamanda Giren ve Çıkan Radyoizotop Miktarı I (Bq/g/gün)	Radyoizotopun Organizma İçinde Geçirdiği Süre	Biyolojik Yarı-ömür	t Zamanındaki Kayıp Kinetiği
	t	k(gün ⁻¹)	P(Bq.g ⁻¹)	I(Bq/g/gün)	τ (gün)	$T_{b1/2}$ (gün)	$C(t)$
Yumuşak doku	0-45	0.0169	16.11	0.27	59.16	41.01	$83.8162e^{-0.0169t}$



Şekil 5.27: Biyoatılım deneyinde *M. galloprovincialis* örneklerinde ^{241}Am radyoizotopunun disseksiyon günlerindeki değişik dokulara ait kayıp kinetiği

M. galloprovincialis örneğinde biyoatılım deneyi süresinde ^{241}Am radyoizotopunun aktivite değerleri Bq.g⁻¹ olarak incelendiğinde bir transuranik radyoizotop olan ^{241}Am radyoizotopunun ^{134}Cs radyoizotopuna göre daha yüksek düzeyde biriktiği görülmektedir “Tablo 5.30”. Yumuşak doku ve vücut sıvısında aktivite değerleri hızla azalmış, buna karşılık kabuktaki aktivite değeri sabit kabul edilebilir mertebede kalmıştır.

Tablo 5.30: Biyoatılım deneyinde *M. galloprovincialis* örneğinde ²⁴¹Am radyoizotopunun disseksiyon günlerindeki değişik dokulara ait aktivite değerleri.

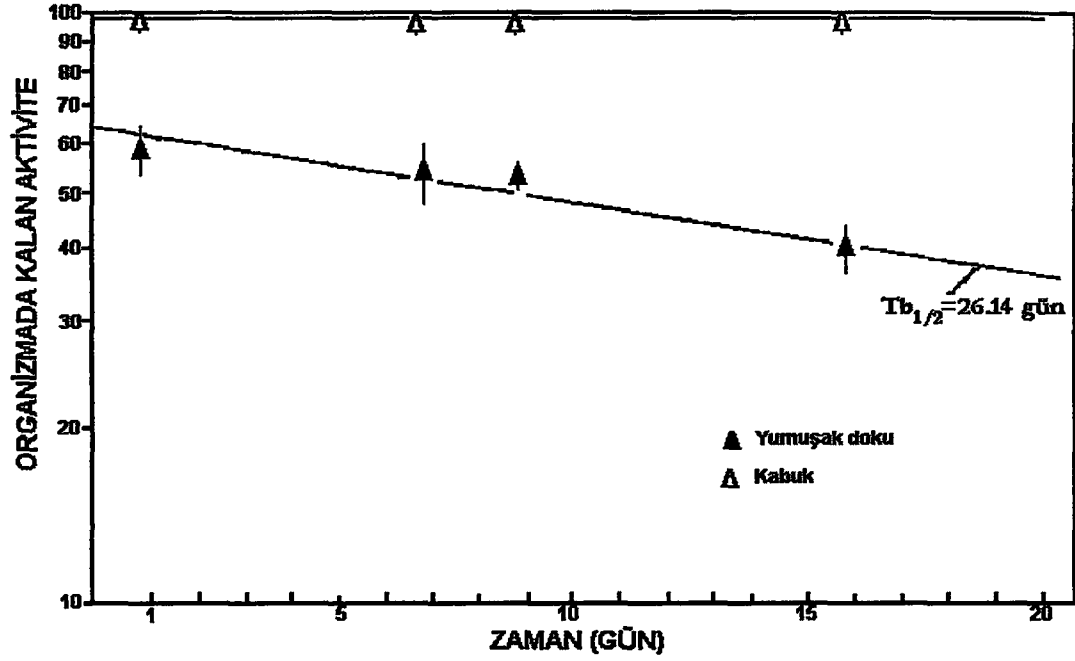
Zaman (gün)	Özgül aktivite (Bq.g ⁻¹) n=5		
	Yumuşak doku	Kabuk	Vücut sıvısı
0	262.30±0.84	150.22±0.58	12.34±0.53
1	179.80±1.22	138.98±0.62	7.59±0.87
10	174.98±0.88	219.64±0.59	7.23±0.82
31	153.05±1.01	232.63±0.78	4.14±0.60
45	93.78±0.88	173.44±0.55	1.98±0.30

P. caerulea'ya Ait ²⁴¹Am Radyoizotopunun Doku Dağılımı Sonuçları

²⁴¹Am radyoizotopunun *P. caerulea* organizması için yumuşak doku ve kabuk dokusuna ait biyoatılımı 16 gün süre ile incelenmiştir “Şekil 5.28”, “Tablo 5.31”. ²⁴¹Am radyoizotopu, *M. galloprovincialis* örneğinde olduğu gibi kabuk dokusunda sabit kalmış, yumuşak dokuda ise tek bileşenli bir atılım göstermiştir. Bu organizma için ²⁴¹Am radyoizotopunun biyolojik yarı-ömrü 26.14 gün olarak hesaplanmıştır.

Tablo 5.31: ²⁴¹Am radyoizotopunun *P. caerulea* 'nın yumuşak dokusuna ait kayıp kinetiği değerleri

Doku	Zaman (gün)	Biyolojik Ayrılma Sabiti	Denge Durumunda Organizmanın Sahip Olduğu Radyoizotop Akt.	Organizmaya Birim Zamanda Giren ve Çıkan Radyoizotop Miktarı I(Bq/g/gün)	Radyoizotopun Organizma İçinde Geçirdiği Süre	Biyolojik Yarı- ömür	t Zamanındaki Kayıp Kinetiği
	t	k(gün ⁻¹)	P(Bq.g ⁻¹)		τ (gün)	T _{1/2} (gün)	C(t)
Yumuşak doku	0-16	0.0265	65	1.72	37.7358	26.14	63.1256e ^{-0.0265t}



Şekil 5.28 : Biyoatılım deneyinde *P. caerulea* örneklerinde ^{241}Am radyoizotopunun disseksiyon günlerindeki değişik dokulara ait kayıp kinetiği

^{241}Am radyoizotopu için biyoatılım deneyi süresince *P. caerulea* örneğindeki aktivite değerleri de “Tablo 5.32” de görülmektedir. Kabuk için aktivite değerleri 114-175 Bq.g^{-1} arasında değişirken yumuşak doku için bu değerler 67.61 Bq.g^{-1} dan 29.83 Bq.g^{-1} a kadar bir düşüş göstermiştir.

Tablo 5.32: Biyoatılım deneyinde *P. caerulea* örneğinde ^{241}Am radyoizotopunun disseksiyon günlerinde değişik dokulara ait aktivite değerleri

Zaman (gün)	Özgül Aktivite (Bq.g^{-1}) n=5	
	Yumuşak doku	Kabuk
0	67.61±1.87	175.01±2.42
1	42.55±0.13	116.58±0.21
7	41.99±1.84	116.90±3.26
9	36.46±1.31	148.84±10.56
16	29.83±0.81	114.16±1.41

5.2.2.5. ²⁴¹Am Radyoizotopunun Biyoatılım Deneyi Sonuçlarının Çalışılan Organizmalar İçin Karşılaştırılması

Tüm *M. galloprovincialis* türü organizma için ²⁴¹Am radyoizotopunun biyolojik yarı-ömrü *P. caerulea* türü organizma için hesaplanan biyolojik yarı-ömre nazaran daha düşük bulunmuştur. Kullanılan her üç farklı organizma için en kısa biyolojik yarı-ömür değeri *E. linza* türü organizma için hesaplanmıştır. Bu bulgu bize, çalışılan organizmalar içinde ²⁴¹Am radyoizotopunun atılımında *P. caerulea* türü organizmanın daha önemli olduğunu göstermiştir. Her iki organizmanın dokularındaki biyoatılımın, kabuk dokularında biyoatılımın çok yavaş, buna rağmen yumuşak dokularında ise tüm organizmaya nazaran hızlı ve tek bileşenli olduğu görülmektedir.

5.3 YÜZDE FRAKSİYON DEĞERLERİ

Deneylerde kullanılan radyoizotopların ne kadarının askıda katı maddelerden kaynaklandığının bulunması için deney suları 0.45µ filtreden süzülerek analiz edilip, toplam aktivitenin partikülde bağlanan yüzdesi hesaplanmıştır. ¹³⁴Cs ve ²⁴¹Am radyoizotoplarının deniz suyunda bulunan askıda katı maddelere bağlanmalarına ait değerler “Tablo 5.33” de verilmiştir. Yüzde partikül fraksiyonunu değerlerinden anlaşıldığı gibi ²⁴¹Am radyoizotopu ¹³⁴Cs radyoizotopuna göre önemli ölçüde askıda katı maddeye bağlanma eğilimi taşımaktadır. Deniz suyunda bulunan başta mikroalglerin (fitoplankterler) ve diğer partiküler maddelerin ²⁴¹Am’u sudan adsorbe ederek biriktirmiş olmalarıdır. Özellikle ¹³⁴Cs radyoizotopunun partiküler maddelerde absorblanma katsayısının düşük olduğu tablodan da görülmektedir. Bu da bu radyoizotopun deniz suyunda kalış süresinin uzun olacağı anlamına gelmektedir. Gerçekte, Çernobil Kazasının üzerinden uzun yıllar geçmiş olmasına rağmen hala deniz suyunda ¹³⁷Cs radyoizotopunu izlememiz bundan kaynaklanmaktadır. ²⁴¹Am radyoizotopunun askıda katı maddelere bağlanma katsayısı daha yüksektir. Dolayısıyla ²⁴¹Am radyoizotopunun deniz suyunda askıda katı maddelere bağlı olarak kalabileceği gibi, sedimentasyon yapan materyalle de çökelerek sedimentte depolanacağını söyleyebiliriz.

Tablo 5.33. ^{241}Am ve ^{134}Cs radyoizotoplarının deniz suyunda bulunan partiküle bağlanma yüzdeleri

Gün	Partiküle bağlanan radyoizotop yüzdesi	
	^{241}Am	^{134}Cs
1	40.59±1.85	15.18±0.44
2	54.13±0.17	13.43±2.09
3	42.84±1.51	12.56±1.28
4	72.86±1.94	9.72±2.31

5.4. DENEY SONUÇLARININ DİĞER ÇALIŞMALARLA KARŞILAŞTIRILMASI

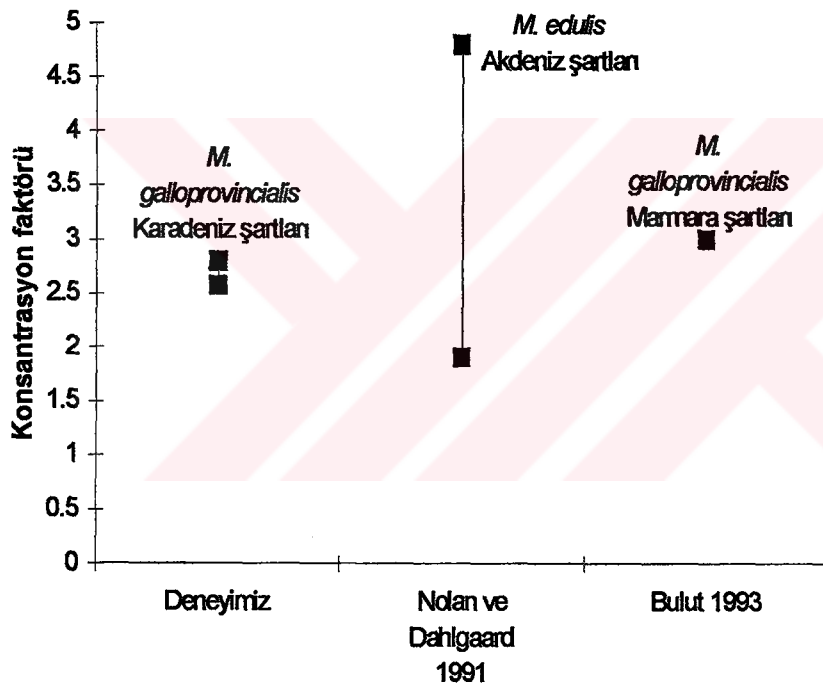
Radyoaktif kirleticiler başta olmak üzere çeşitli türdeki atıkların analizinde veya biyokinetiklerinde *mytilus* türü organizmaların geniş bir perspektifte kullanıldıkları bilinmektedir (Goldberg ve diğ. 1983). Kolayca temin edilen ve kıyısız bölgelerde yaşayan bu organizmaları laboratuvar şartlarında uzun süre yaşatmak da nispeten kolaydır. Diğer taraftan, besin zincirindeki önemleri, sabit yaşamları, geniş alana yayılmış olmaları gibi nedenlerle biyoindikatör olarak tanınırlar (Shimizu, 1975; Fisher ve diğ. 1985).

Literatürde, deneylerimizle hem Karadeniz şartı ve hem de organizma olarak uyuşan yayına rastlanmamıştır. Bu husus, deneylerimizin orijinalitesinden kaynaklanmaktadır. Yine de, tam bir uyuşma olmasa da deney sonuçlarımızın merteye olarak karşılaştırılması için literatürde bulabildiğimiz “yakın” olarak nitelenebilecek şart veya organizmalarla sonuçların karşılaştırılması bu alt bölümde verilmektedir.

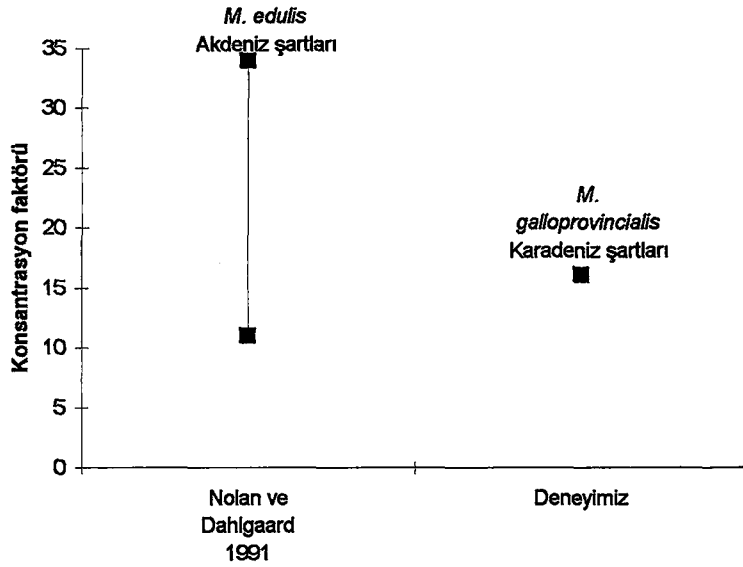
Nolan ve Dahlgaard (1991) 33 Bq.ml^{-1} ^{134}Cs aktivitesi içeren deniz suyunda, *Mytilus edulis* türü midyenin yumuşak doku ve kabuk dokularına ait konsantrasyon faktörü değerlerini incelemişler ve yumuşak dokuda kabuğa nazaran ^{134}Cs radyoizotopunun daha yüksek düzeyde olduğunu örmüşlerdir. Bu çalışma bizim deney bulgularımızla uyum içindedir. Aynı çalışmada ^{134}Cs radyoizotopu konsantrasyon faktörü

değerlerinin, organizmanın radyoaktif ortamda kalma süresine bağlı olarak tüm *M. edulis* için 1.9 ile 4.8 arasında değiştiği belirtilmiştir “Şekil 5.29”. Biyobirikim deneyi sonucunda büyük ve küçük boy *M. galloprovincialis* türü organizmalarda bulduğumuz konsantrasyon faktörü değerleri sırasıyla 2.80 ve 2.57 olup verilen aralığın içinde kalmaktadır.

Nolan ve Dahlggaard, (1991) çalışmalarında ayrıca organizmanın yumuşak doku ve kabuk dokularındaki ^{134}Cs radyoizotopunun konsantrasyon faktörü; deneyin 1., 4., 7. ve 9. günleri için hesaplanmış ve yumuşak dokuda deney günlerine ait konsantrasyon faktörü değerleri 11-34 aralığında bulunurken, *M. edulis* türü organizmanın kabuğunda bu değerin 0.10-0.15 aralığında olduğu görülmüştür “Şekil 5.30”.



Şekil 5.29: Farklı *Mytilus* türleri için biyobirikim deneyi sonucunda elde edilen konsantrasyon faktörü değerlerinin karşılaştırılması

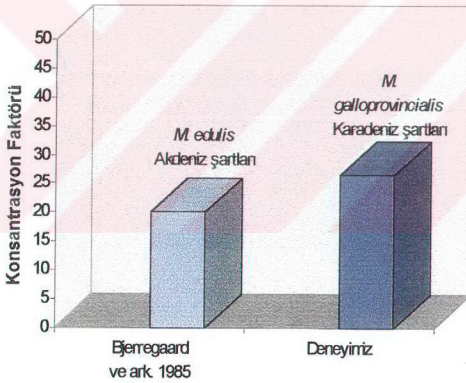


Şekil 5.30: Farklı *Mytilus* türlerinin yumuşak dokusu için biyobirikim deneyi sonucunda elde edilen konsantrasyon faktörü değerlerinin karşılaştırılması

Bu bulgunun *M. galloprovincialis* türü organizmaya ait sonuçlarımızda ortaya konan, yumuşak doku için 16.11 ve kabuk için 0.58 değerlerimizle karşılaştırıldığında, (kullandığımız mytilus türünün, ortam şartlarının, biyobirikim deney sürecinin farklı olmasına rağmen) oldukça benzer olduğu görülmektedir.

Yapılan bir diğer çalışmada *M. galloprovincialis* türü organizmalarda ^{137}Cs radyoizotopunun Marmara Deniz suyuunda hem besin yoluyla, hem su yoluyla ve hem de her iki yoldan beraberce biyobirikimi araştırılmıştır (Bulut, 1993). Elde edilen bulgular göstermiştir ki, her iki yoldan (besin+su) olan biyobirikimde konsantrasyon faktörü 2.9 olarak bulunurken, sadece sudan olan biyobirikim için konsantrasyon faktörü 3'dür "Şekil 5.29". Çalışmamızda ^{134}Cs radyoizotopu için denge durumundaki konsantrasyon faktörünün küçük ve büyük *M. galloprovincialis*'lerde 2.80 ve 2.57 olarak hesaplandığı göz önüne alınırsa, sonuçların farklı deniz şartları için yapıldığı, bir başka deyişle deney şartlarının farklılığına rağmen uyum içinde olduğu söylenebilir. Ayrıca bu sonuçlarda, bizim çalışmamızda sezyum radyoizotopunun organizmalarda sadece sudan biyobirikiminin incelenmesinde ne kadar haklı olduğumuzu da göstermektedir.

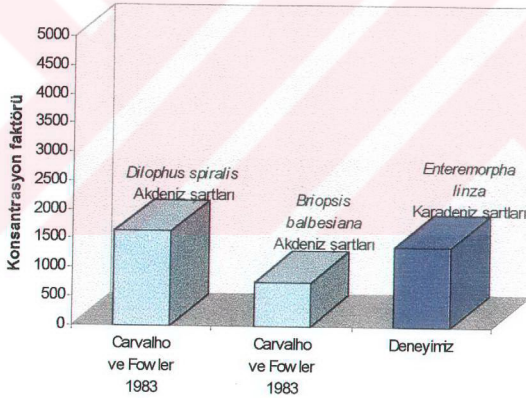
Bjerregaard ve diğ. (1985), ^{241}Am radyoizotopunu ile ^{239}Pu radyoizotopunun sudan olan biyobirikimini “double tracer” izleme tekniğı ile *M. edulis* türünde 5 günlük bir periyotla Akdeniz şartları için araştırılmışlardır. ^{241}Am radyoizotopu için bu sürede bulunan konsantrasyon faktörü değeri 20 olarak verilmiştir. Büyük *M. galloprovincialis* türü organizmalar için bulduğumuz $C_t = 150 * (1 - e^{-0.03904 * t})$ denkleminde $t=5$ gün alındığında, bir başka deyişle; bizim deneyimizin 5. günündeki konsantrasyon faktörü değeri incelendiğinde, bu değerin bizim şartlarımızda 26.5 olduğu görülmektedir ki bu sonuçta tür farkı olmasına rağmen sonuçlarımızın literatür ile uyum içinde olduğunu gösterir “Şekil 5.31”. Diğer taraftan kullandıkları mytilus türüne ^{241}Am radyoizotopu ile kontamine edilmiş mikroalg yedirilerek besin yoluyla olan biyobirikim de incelenmiştir. Besin yoluyla olan biyobirikim için bulunan konsantrasyon faktörü değeri su yoluyla elde edilen konsantrasyon faktörü değerine nazaran çok daha düşüktür. Bu da çalışmamızda tercih edilen sudan biyobirikim incelemesinin uygunluğunu bir kez daha göstermektedir.



Şekil 5.31: Farklı *Mytilus* türleri için biyobirikim deneyinin 5. gününde elde edilen konsantrasyon faktörü değerlerinin karşılaştırılması

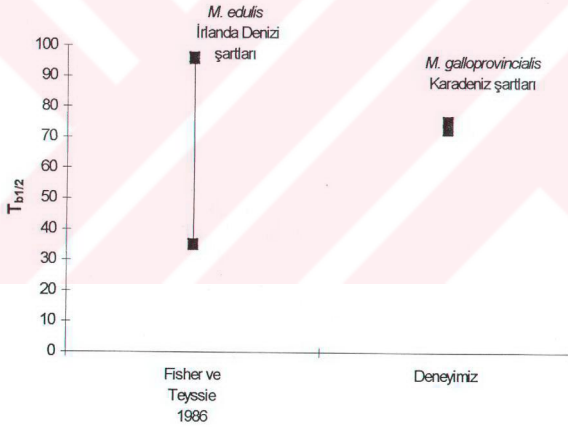
Carvalho ve Fowler (1983), bir alg türü olan *Briopsis balbesiana* ve diğer bir alg türü olan *Dilophus spiralis* ile çalışmışlardır. 17 günlük bir biyobirikim deneyi sonucunda *Dilophus spiralis* örneğine ait konsantrasyon faktörü 1625 bulunurken, bu değer *Briopsis balbesiana* örneği için 750 olarak hesaplanmıştır. Bu doktora tez çalışmasında *E. linza* türünde bulduğumuz ^{241}Am radyoizotopuna ait konsantrasyon faktörü değeri 1380'dir "Şekil 5.32". Biyobirikim deneyimizi 42 gün devam etmesi ve deneylerde kullanılan türlerin farklılığı göz önüne alındığında bu değer in uygun olduğu söylenebilir.

Topcuoğlu ve Fowler (1984), yaptıkları bir araştırmada alglerin 4 ayrı türünde ^{95m}Tc radyoizotopunun konsantrasyon faktörünü araştırmışlardır. Yapılan çalışmada konsantrasyon faktörünün 200-1500 arasında değiştiği görülmektedir. Bu da tür farklılığının konsantrasyon faktörü üzerindeki etkisinin önemli olduğu savımızı desteklemektedir.



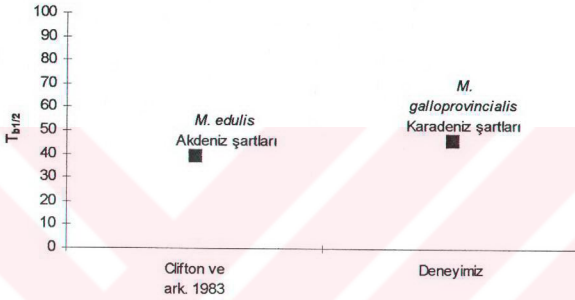
Şekil 5.32: Farklı alg türleri için biyobirikim deneyi sonucunda elde edilen konsantrasyon faktörü değerlerinin karşılaştırılması

Fisher ve Teyssie (1986), mytilusleri daha önceden ^{241}Am ve ^{65}Zn radyoizotopları ile işaretledikleri 4 farklı türdeki besinlerle beslemişler ve Akdeniz şartlarındaki bu deney sonucunda biyoatılıma bakmışlardır. ^{241}Am radyoizotopu için bulunan biyolojik yarı-ömür değeri 35 gün ile 96 gün arasında değişmektedir, Şk. (5.33). Aynı çalışmada farklı dokulardaki dağılıma da bakmışlar ve kabukta biriken ^{241}Am radyoizotopunun kabukta kalış süresinin oldukça uzun olduğunu belirtmişlerdir. Bizim çalışmamızda ise sadece sudan biyobirikim sonucunda biyoatılım deneyine geçilmiş ve ^{241}Am radyoizotopu için biyoatılım eğrisi hem büyük ve hem de küçük mytilus örneklerinde 2 farklı bileşende incelenmiştir. Yavaş bileşen için ^{241}Am radyoizotopunun biyolojik yarı-ömrü küçük mytilusda 72.2 gün olarak bulunurken büyük mytilusda 75.34 gün olarak bulunmuştur. Bu değerler de yukarıdaki çalışma ile uyum içindedir.



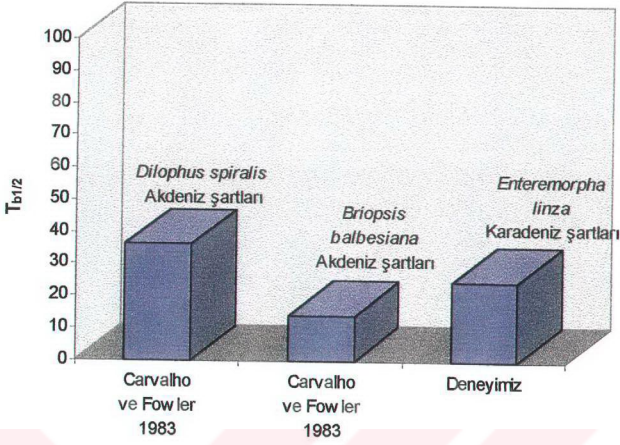
Şekil 5.33: Farklı *Mytilus* türleri için biyoatılım deneyi sonucunda elde edilen biyolojik yarı-ömür değerlerinin karşılaştırılması

Clifton ve diğ. (1983), yaptıkları çalışmada ise *M. edulis* türü organizmada ^{134}Cs radyoizotopunun biyoatılımını incelemişlerdir. Kontamine bölgede yaşayan mytilusler, temiz bölgeye aktarıldıktan sonra biyolojik kayıp hızı araştırılmıştır. ^{134}Cs radyoizotopu için biyolojik yarı-ömür 40 gün olarak hesaplanmıştır “Şekil 5.34”. Hem büyük ve hem de küçük *M.galloprovincialis* türü organizmalar için bizim bulduğumuz biyolojik yarı-ömür değeri 46 gündür. Bu değer deney şartı ve organizma farklılığına rağmen uyumludur denilebilir.



Şekil 5.34: Farklı *Mytilus* türleri için biyoatılım deneyi sonucunda elde edilen biyolojik yarı-ömür değerlerinin karşılaştırılması

Carvalho ve Fowler, (1983), *Dilophus spiralis* ve *Briopsis balbesiana* ile yaptıkları çalışmada ^{241}Am radyoizotopunun biyolojik yarı-ömürlerini *Dilophus spiralis* türü için 36 gün olarak bulurken, *Briopsis balbesiana* türü için biyolojik yarı-ömürü 14 gün olarak hesaplamışlardır “Şekil 5.35”. Bu tez çalışmasında, *E. linza*’nın biyoatılımı, Carvalho ve Fowler’ın çalışmasına benzer şekilde tek bileşenli olarak bulunmuştur. *E. linza* türü organizmada ^{241}Am radyoizotopu için hesapladığımız biyolojik yarı-ömür ise 24.79 gündür ki bu değer Carvalho ve Fowler’ın bulduğu değerlerin arasındadır.



Şekil 5.35: Farklı alg türleri için biyoatılım deneyi sonucunda elde edilen biyolojik yarı-ömür değerlerinin karşılaştırılması

Görüldüğü üzere, deneylerimizle ulaşılan sonuçlar; literatürde deneylerimize tam olarak uyuşan bir çalışma olmamasına karşın, literatür değerleriyle uyumludur. Bir başka deyişle, çalışılan her iki organizma (*M. galloprovincialis* ve *E. linza*) için deney orijinalitesiyle elde edilen deney sonuçları uygun ve güvenilir olarak nitelenebilecek sonuçlardır. Patella türü organizmalarda böyle bir çalışma olmadığı için karşılaştırma yapılamamıştır.

BÖLÜM 6

YENİ BİR BİYOKİNETİK DEĞERLENDİRME, KESİKLİ ZAMAN MODELİ VE DEĞİŞİM ORANI TAYİNİ

Bölüm 4’de deney sonuçlarının değerlendirilmesinde kullanılan modeller tanıtılmıştır. Bu modelleri uygulamanın kolay olmayışı, konuyla ilgili kısa sürede sonuca götürecek model arama zorunluluğunu ortaya çıkartmaktadır. Bu amaçla, bu doktora tez çalışması ile hızlı değerlendirme yapılabilecek “kesikli zaman modeli” önerilmektedir.

6.1 KESİKLİ ZAMAN MODELİ

Biyokinetik deney sonuçlarının değerlendirilmesinde Bölüm 4’de tanıtıldığı üzere, “klasik” olarak niteleyeceğimiz matematik modeller yaygın olarak kullanılmaktadır. Deney organizmalarının “yeteri kadar” fazla olduğu durumlarda rasgele (random) etki, önemini yitireceğinden söz konusu bu klasik matematik modeller rahatlıkla uygulanabilir. Ancak, her zaman “yeteri miktarda çok” organizma ile çalışmak mümkün olamayacağı gibi, yeteri ideal sıklıkta ölçümleme de mümkün olamamaktadır.

Öte yandan, biyokinetik çalışmalar içinde, biyoatılımın ayrı bir önemi vardır. Şöyle ki; biyoatılım, organizmanın kirlenmesinden sonra arınmasını ifade ettiğinden doğal çevre açısından periyodik veya geçici dış etkilerin eliminasyonunun incelenmesi ve değerlendirilmesi açısından önemlidir. Bir başka deyişle, sadece biyoatılımın incelenmesi ile çevre kirletici elemanların çevreye etkisinin değerlendirilmesi

mümkündür. Bu durumda “uzun” olabilen biyobirikim deneyi yapılmadan sadece biyoatılım deneyi ile değerlendirme yapılabilmiş olmaktadır. Bu bakımdan, biyoatılım değerlendirmesi için nispeten hızlı bir yönteme ihtiyaç olduğu görülmüştür. Biyoatılım deneyi boyunca, inceleme günlerinde organizmada kalan aktivite değerleri, bir önceki incelemede elde edilen değerlerle orantılıdır. Bu düşünceden yola çıkılarak, bu doktora tez çalışması çerçevesinde biyoatılım için “kesikli zaman modeli” uygulamasının uygun olacağı düşünülmüştür.

Biyoatılım için, her bir ölçümlemenin bir önceki ölçümlemeye oranı, farklı numunelendirme zamanı için, aynı periyotlarla alınan örneklerde sabit olacağı düşünülebilir. Bu ise, biyoatılımda “kesikli zaman modeli” ’nin uygulanabilirliği anlamına gelmektedir. Bu model biyokinetik çalışmalar için ilk defa bu doktora tez çalışmasında kullanılmakta olup, kesikli zaman kavramı çerçevesinde olay ele alınmıştır.

Bu durumda; “kesikli zaman modeli” çerçevesinde, B_n : n. numunelendirme günü için geri kalan aktivite ve B_0 : başlangıçtaki aktivite ise (**Hoppensteadt ve Peskin, 1996**).

$$B_{n+1}=rB_n \quad (6.1)$$

olacaktır. Burada “r” azalma faktörü olarak ifade edilmektedir.

Denklemleri 6.1’i çözmek istersek; B_0 başlangıçtaki aktivite olmak üzere n. numunelendirme günü için;

$$B_n = r B_{n-1} = r (r B_{n-2}) = r[r(r B_{n-3})]=..... \quad (6.2)$$

olacaktır. Bir başka deyişle,

$$B_n = r^n B_0 \quad (6.3)$$

şeklinde ifade edilebilir.

Bu durumda n numunelendirme günü sayısı olmak üzere, herhangi bir zaman için organizmada kalan aktivite (B_n); sadece numunelendirme günü sayısı n, azalma faktörü r ve başlangıç aktivitesi B_0 ile bağlantılıdır.

Bölüm 4’de biyokinetik deneylerde yaygın olarak kullanılan klasik modelin

$$C_t = C_0 e^{-kt} \quad (6.4)$$

şeklinde olduğunu belirtmiştik.

Öte yandan, h, numune alma aralığı ise, t zamanında n kere h numune alacağımızdan

$$t = nh \quad (6.5)$$

olacaktır.

Denklem 6.3 ve denklem 6.4’ü karşılaştırdığımızda;

$$r^n = e^{-knh} \quad (6.6)$$

olarak düşünülebilir. Buradan biyolojik arınma sabiti k,

$$k = -\left(\frac{1}{h}\right) \ln r \quad (6.7)$$

olacaktır.

Daha önceden de belirtildiği gibi

$$t_{b1/2} = \frac{\ln 2}{k} \quad (6.8)$$

olduğundan biyolojik yarı-ömrü hesaplamak mümkün olacaktır.

Biyokinetik değerlendirmeler için organizmaların biyolojik yarı-ömrü tayini başlıca sorunlardan biridir. Böylelikle, biyolojik yarı-ömür “kesikli zaman modeli” çerçevesinde “Denklem 6.7” den hareketle “Denklem 6.8” ile hesaplanabilmektedir. Numune alma aralığının sabit olması halinde numune alma aralığı olan h değeri kullanılır. Numune alma aralığı sabit olmayan durumlarda ise, ortalama $\bar{h}$ değerini kullanmak mümkündür. Bu ise modelin pratik uygulanabilirliğini artırmaktadır.

Böylelikle “kesikli zaman modeli” uygulamasıyla uzun ve külfetli biyobirikim deneyi aşaması geçirilmeden, organizmaya bir şekilde yükleme yapıldıktan sonra sadece biyoatılım değerlendirilmesi ile yapılan biyokinetik değerlendirme nispeten hızlı ve kolay şekilde mümkün olabilecektir.

6.2. KESİKLİ ZAMAN MODELİ İLE KLASİK MODELİN KARŞILAŞTIRILMASI

Önerdiğimiz modelin sınanması amacıyla, söz konusu “kesikli zaman modeli” ile Bölüm 3 içinde tanıtılan ve biyokinetikte yaygın olarak kullanılan ve çalışmalarımızda da kullanılmış olan “Model 1”in karşılaştırılması yoluna gidilmiştir. Bir başka deyişle, Bölüm 5 içinde literatürde kullanımı tercih edilen model olan Model 1 değerlendirilmesi ile elde edilen sonuçlarımız, bu doktora tez çalışmasında önerilen kesikli zaman modeli sonuçları ile karşılaştırılarak irdelenmektedir.

Organizmalar için etken parametre olan biyolojik yarı-mr ($T_{b1/2}$) için her iki metod ile elde edilen $T_{b1/2}$ değerlerinin karşılaştırılması çalıştığımız çift radyoizotop olan ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları için ayrı ayrı yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar, ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları için Tablo 6.1 ve 6.2’ de verilmiştir.

Tablo 6.1 : Biyoatılım deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun tüm organizmalar için biyolojik yarı-ömrünün hesaplanmasında “klasik model” ve “kesikli zaman modeli” metodlarının karşılaştırılması

Organizma	Bileşen	Biyolojik yarı-ömür $T_{b1/2}$ [gün]		Hata (%)
		Klasik model	Kesikli zaman modeli	
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	Hızlı	0.72	0.70	2.77
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	Yavaş	46.52	50.43	7.75
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	Hızlı	0.93	1.08	13.89
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	Yavaş	46.83	50.26	6.82
<i>P. coerulea</i>	Hızlı	0.37	0.37	-
<i>P. coerulea</i>	Yavaş	6.39	6.25	2.19
<i>E. linza</i>	Tek	15.23	14.69	3.55

Tablo 6.2 : Biyoatılım deneyinde ^{241}Am radyoizotopunun tüm organizmalar için biyolojik yarı-ömrünün hesaplanmasında klasik model ve “kesikli zaman modeli” metodlarının karşılaştırılması

Organizma	Bileşen	Biyolojik yarı-ömür $T_{b1/2}$ [gün]		Hata %
		Klasik model	Kesikli zaman modeli	
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	Hızlı	1.62	1.58	2.47
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	Yavaş	75.34	82.57	8.75
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	Hızlı	2.25	2.30	2.17
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	Yavaş	72.20	69.98	3.07
<i>P. coerulea</i>	Hızlı	0.94	0.94	-
<i>P. coerulea</i>	Yavaş	103.19	93.09	9.79
<i>E. linza</i>	Tek	24.79	25.82	3.55

“Tablo 6.1” ve 6.2” den de kolaylıkla görüldüğü gibi sonuçlar, her iki radyoizotop uygulaması için de hayli uyumludur. Bir başka deyişle, hem ^{134}Cs ve hem de ^{241}Am radyoizotopları için de Model 1 ile, bu doktora tez çalışmasında biyolojik değerlendirme için önerdiğimiz kesikli zaman modeli uygulamasıyla elde edilen biyolojik yarı-ömür değerleri arasındaki fark bir değer dışında % 10’un altında kalmıştır. Hata oranı çoğunlukla % 5’in altında bulunmuştur. Bu ise kabul edilebilir mertebedir.

Tüm çalışılan organizmalar için ve de uygulanan iki farklı radyoizotop için hesaplanan değerlerin uygun ve kabul edilebilir olması, önerdiğimiz model ile organizmadaki biyolojik yarı-ömür tayininin güvenilirliğinin bir kanıtıdır. Bir başka deyişle kesikli zaman modelini, biyoatılım değerlendirilmesi uzantısında, biyolojik yarı-ömür tayininde güvenilir şekilde kullanabileceğimizi göstermektedir.

Benzer şekilde “kesikli zaman modeli” kullanılarak hesaplanan biyolojik arınma sabiti değerleri (k), tüm çalışılan organizmalar için Model 1 uygulaması ile elde edilen sonuçlar için karşılaştırılmıştır. Kullanılan ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotop çifti için ayrı ayrı hesaplamalar yapılmıştır..

Tablo 6.3 : Biyoatılım deneyinde ^{134}Cs radyoizotopunun tüm organizmalar için biyolojik arınma sabitinin hesaplanmasında “klasik metod” ve “kesikli zaman modeli” metodlarının karşılaştırılması

Organizma	Bileşen	Biyolojik arınma sabiti k [gün ⁻¹]		
		Klasik model	Kesikli zaman modeli	Hata (%)
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	Hızlı	0.96	0.990	3.12
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	Yavaş	0.015	0.014	6.66
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	Hızlı	0.745	0.641	13.96
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	Yavaş	0.015	0.014	6.66
<i>P. coerulea</i>	Hızlı	1.873	1.873	-
<i>P. coerulea</i>	Yavaş	0.108	0.111	2.70
<i>E. linza</i>	Tek	0.045	0.047	4.25

Bu durumda da sonuçların hayli uyum içinde olduğu tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar ^{134}Cs radyoizotopu için “Tablo 6.3” de ve ^{241}Am radyoizotopu için de “Tablo 6.4” de görülmektedir

Tablo 6.4 : Biyoatılım deneyinde ^{241}Am radyoizotopunun tüm organizmalar için Biyolojik arınma sabitinin hesaplanmasında genel metod ve “kesikli zaman modeli” metodlarının karşılaştırılması

Organizma	Bileşen	Biyolojik arınma sabiti k [gün ⁻¹]		Hata %
		Klasik model	Kesikli zaman modeli	
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	Hızlı	0.428	0.439	2.50
Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	Yavaş	0.009	0.008	8.69
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	Hızlı	0.308	0.301	2.27
Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	Yavaş	0.009	0.009	-
<i>P. coerulea</i>	Hızlı	0.737	0.737	-
<i>P. coerulea</i>	Yavaş	0.007	0.007	-
<i>E. linza</i>	Tek	0.028	0.0027	3.57

“Tablo 6.3 ve 6.4” den de görüldüğü gibi “kesikli zaman modeli”ni biyoatılım değerlendirilmesinde biyolojik arınma sabitinin (k) tayininde de kullanabileceğimiz açık olarak tespit edilebilmiştir. Farklılık yine bir değer dışında % 10’un altındadır. Çoğunlukla ise hata oranının % 5’in altında olduğu görülmektedir. Bir başka deyişle, “kesikli zaman modeli” ile hem biyolojik yarı-ömür ve hem de biyolojik arınma sabiti hesaplamaları yapılabilmektedir.

Bu durum göstermektedir ki; “Kesikli zaman modeli” ile tayin edilen organizmaya ilişkin biyolojik yarı-ömür ($T_{b1/2}$) ve biyolojik arınma sabiti (k) değerleri Model 1 ile hesaplanan değerlerle uyumludur. Bir başka deyişle, önerilen “kesikli zaman modeli” ile çalışma, hızlı ve kolay olmasına karşın yeteri güvenilirliktedir.

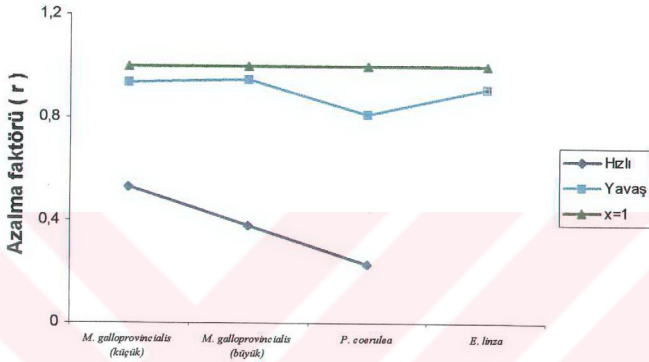
6.3. KESİKLİ ZAMAN MODELİ İLE HESAPLANAN AZALMA FAKTÖRÜNÜN İRDELENMESİ

“Kesikli zaman modeli” kullanımında “Denklem 6.3” den hareketle hesaplanan azalma faktörü (r) değerinin değişimi incelenmiş ve irdelenmiştir. Organizmalarımıza ilişkin olarak “kesikli zaman modeli” çerçevesinde hesaplanan azalma faktörü değerleri “Tablo 6.5” de toplu halde verilmiştir. “Tablo 6.5” de ayrıca organizmada biyoatılım sırasındaki farklı bileşen değerlendirmeleri de belirtilmiştir.

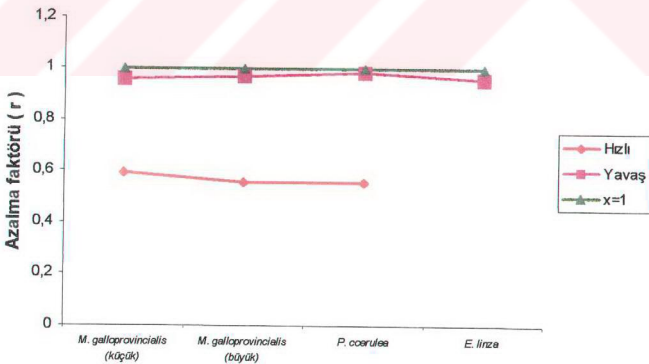
Tablo 6.5 : “Kesikli zaman modeli” ile hesaplanan azalma faktörü (r) değerleri

	Bileşen	r
¹³⁴ Cs radyoizotopuna ait değerler		
<i>M. galloprovincialis</i> (küçük)	hızlı	0.5285
<i>M. galloprovincialis</i> (küçük)	yavaş	0.9366
<i>M. galloprovincialis</i> (büyük)	hızlı	0.3817
<i>M. galloprovincialis</i> (büyük)	yavaş	0.9457
<i>P. coerulea</i>	hızlı	0.2293
<i>P. coerulea</i>	yavaş	0.8079
<i>E. linza</i>	tek	0.911
²⁴¹ Am radyoizotopuna ait değerler		
<i>M. galloprovincialis</i> (küçük)	hızlı	0.5905
<i>M. galloprovincialis</i> (küçük)	yavaş	0.9564
<i>M. galloprovincialis</i> (büyük)	hızlı	0.5568
<i>M. galloprovincialis</i> (büyük)	yavaş	0.9651
<i>P. coerulea</i>	hızlı	0.5580
<i>P. coerulea</i>	yavaş	0.9828
<i>E. linza</i>	tek	0.9534

Bu tablo incelendiğinde “kesikli zaman modeli” çerçevesinde hesaplanan azalma faktörü (r) değerlerinden bazılarının 1’ e yaklaştığı, bazılarının ise 1’den nispeten uzak olduğu görülmektedir. “Şekil 6.1” ve “Şekil 6.2” de sırasıyla ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları için farklı organizmaların “kesikli zaman modeli” ile hesaplanan azalma faktörü değerleri hızlı ve yavaş bileşenler için ayrı ayrı çizilmiştir.



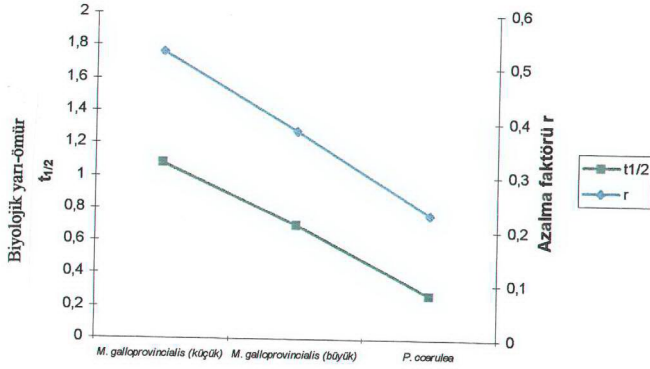
Şekil 6.1: Kesikli zaman modeli ile hesaplanan ^{134}Cs radyoizotopuna ait azalma faktörü (r) değerleri



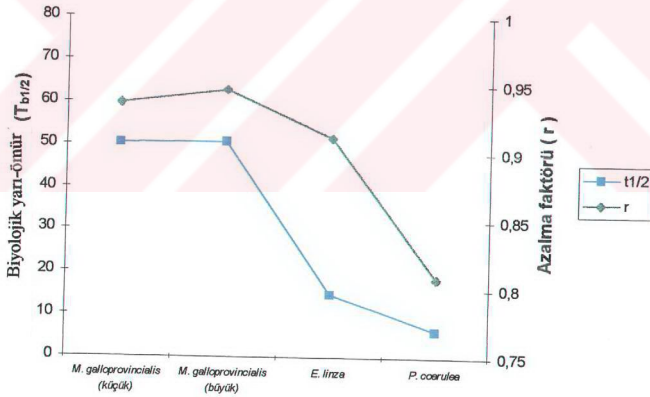
Şekil 6.2: Kesikli zaman modeli ile hesaplanan ^{241}Am radyoizotopuna ait azalma faktörü (r) değerleri

Görülmektedir ki; yavaş bileşen olarak nitelenen durumlarda azalma faktörü (r) 1'e yakınsamaktadır. Buna karşın hızlı bileşenli durumda (r) azalma faktörü 1'den uzak değerler almaktadır. Bir başka deyişle, organizmada biyoatılım yavaşladığında, önerdiğimiz kesikli zaman modeli çerçevesinde hesaplanan azalma faktörü (r) 1'e yakınsamakta, tersine olarak biyoatılım hızlı ise azalma faktörü değeri (r) 1'den uzaklaşmaktadır. Bu durumda sadece, "kesikli zaman modeli" ile hesaplanan azalma faktörünün (r) değeri kontrol edilerek biyoatılım hakkında bilgi sahibi olunabilir. Azalma faktörünün (r) 1'den uzak değerler alması atılım olayının etken şekilde devam ettiğini göstermektedir. Buna karşın, söz konusu azalma faktörünün 1'e yakın değerler alması, atılımın önemini kaybettiğini ifade etmektedir.

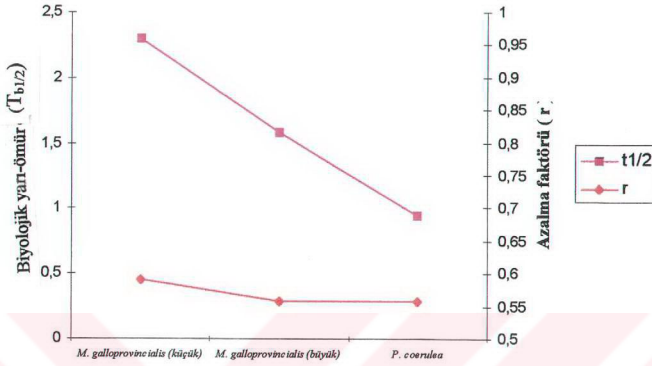
Bu husus, fiziksel olarak incelendiğinde de anlamlıdır. Şöyleki; "kesikli zaman modeli"nde azalma faktörü (r) 1'ye yaklaştığında, "Denklem 6.3" den de görüleceği gibi organizmada kalan aktivite değerinin değişiminin azalacağı anlaşılmaktadır. Bir başka deyişle, biyoatılımın azalacağı ve biyolojik yarı ömrün uzayacağı anlamına gelmektedir. "Şekil 6.3" ve "Şekil 6.4" de sırasıyla ^{134}Cs radyoizotopu için ve "Şekil 6.5" ve "Şekil 6.6" da ^{241}Am radyoizotopu için "kesikli zaman modeli" ile hesaplanan azalma faktörü (r) ile biyolojik yarı-ömrün farklı organizmaların hızlı ve yavaş bileşenleri için düzenlenmiştir. Görüldüğü gibi, "kesikli zaman modeli" kullanılarak hesaplanan azalma faktörü (r) 1'e yakınsadığında biyolojik yarı-ömür değerleri büyük olmaktadır "Şekil 6.4" ve "Şekil 6.6". Bir başka deyişle, hayli uyumlu bir değişim söz konusudur. Azalma faktörü (r) 'nin 1'e yaklaşması ve biyolojik yarı-ömrün $(t_{1/2})$ uzun olması atılımın etkenliğini kaybedeceği anlamına gelmektedir. Tersine olarak ise, azalma faktörü 1'den uzak ise organizmadaki aktivitenin önemli ölçüde değişebileceğini ve biyoatılımın etken olarak devam ettiğini göstermektedir. Bu durum da, fiziksel olarak anlamlıdır. Kısaca, "Kesikli zaman modeli" ile hesaplanan azalma faktörünün (r) , bu model için önemli bir parametre olduğu söylenebilir.



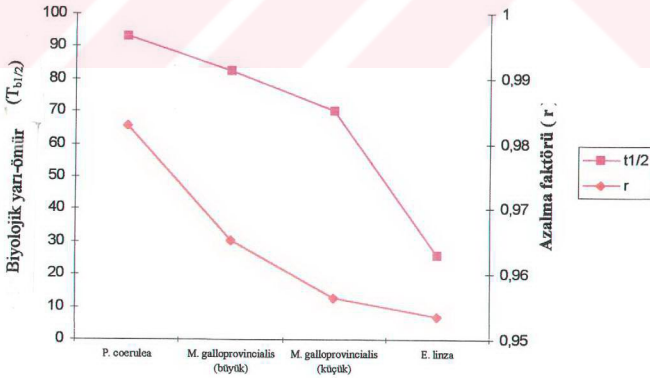
Şekil 6.3 : Farklı organizmaların hızlı bileşenlerinde ^{134}Cs radyoizotopunun biyolojik yarı-ömür ($t_{1/2}$) ve azalma faktörü (r) değerlerinin değişimi



Şekil 6.4: Farklı organizmaların yavaş bileşenlerinde ^{134}Cs radyoizotopunun biyolojik yarı-ömür ($t_{1/2}$) ve azalma faktörü (r) değerlerinin değişimi



Şekil 6.5 : Farklı organizmaların hızlı bileşenlerinde ^{241}Am radyoizotopunun biyolojik yarı-ömür ($t_{b/2}$) ve azalma faktörü (r) değerlerinin değişimi



Şekil 6.6 : Farklı organizmaların yavaş bileşenlerinde ^{241}Am radyoizotopunun biyolojik yarı-ömür ($t_{b/2}$) ve azalma faktörü (r) değerlerinin değişimi

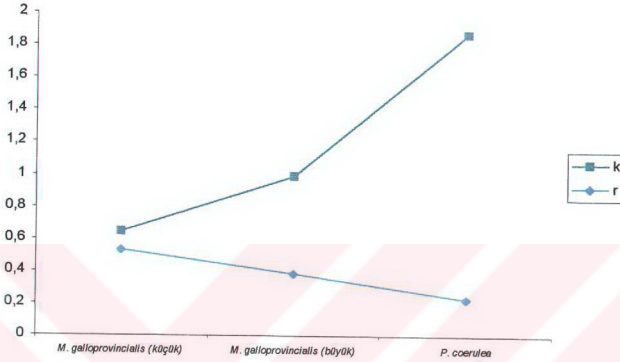
“Kesikli zaman modeli” biyolojik arınma sabiti (k) açısından da irdelenebilir. Bu amaçla “Tablo 6.6” hazırlanmıştır. Bu tabloda yine organizmada biyoatılım sırasındaki farklı bileşen değerlendirmeleri de belirtilmiştir.

Tablo 6.6 : “Kesikli zaman modeli” ile hesaplanan biyolojik arınma sabiti (k) değerlerinin azalma faktörü (r) değerleri ile karşılaştırılması

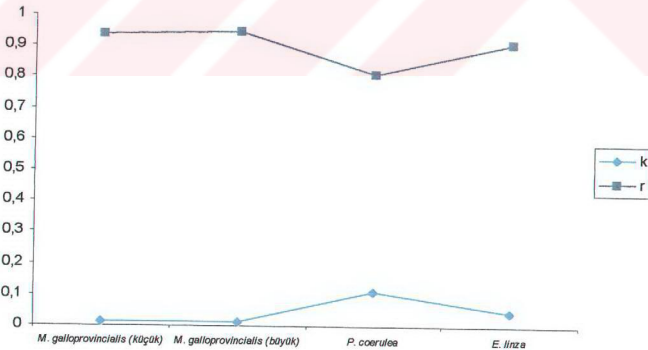
	Bileşen	k	r
¹³⁴ Cs radyoizotopuna ait değerler			
<i>M. galloprovincialis</i> (küçük)	hızlı	0.641	0.5285
<i>M. galloprovincialis</i> (küçük)	yavaş	0.014	0.9366
<i>M. galloprovincialis</i> (büyük)	hızlı	0.990	0.3817
<i>M. galloprovincialis</i> (büyük)	yavaş	0.014	0.9457
<i>P. coerulea</i>	hızlı	1.873	0.2293
<i>P. coerulea</i>	yavaş	0.111	0.8079
<i>E. linza</i>	tek	0.047	0.911
²⁴¹ Am radyoizotopuna ait değerler			
<i>M. galloprovincialis</i> (küçük)	hızlı	0.301	0.5905
<i>M. galloprovincialis</i> (küçük)	yavaş	0.009	0.9564
<i>M. galloprovincialis</i> (büyük)	hızlı	0.439	0.5568
<i>M. galloprovincialis</i> (büyük)	yavaş	0.008	0.9651
<i>P. coerulea</i>	hızlı	0.737	0.5580
<i>P. coerulea</i>	yavaş	0.007	0.9828
<i>E. linza</i>	tek	0.027	0.9534

“Tablo 6.6” incelendiğinde görülmektedir ki, biyolojik arınma sabiti (k) yavaş bileşenler için sıfıra yaklaşmaktadır. Oysa, önerdiğimiz “kesikli zaman modelinde, yavaş bileşenler için azalma faktörü (r) 1’e yakınsamaktaydı. “Şekil 6.7” ve “Şekil 6.8”de ¹³⁴Cs radyoizotopu için, “Şekil 6.9” ve “Şekil 6.10” da ise; ²⁴¹Am radyoizotopu için, hızlı ve yavaş bileşenlerin biyolojik arınma sabiti (k) ile “kesikli zaman modeli” ile hesaplanan (r) azalma faktörünün değişimleri, farklı

organizmalar için görülmektedir. Burada biyolojik atılma sabiti (k) ve azalma faktörü (r)'nin değişimleri ters yöndedir ve “kesikli zaman modeli” ile hesaplanan r azalma faktörü 1'e yakınsarken biyolojik arınma sabiti (k) sıfıra yakınsamaktadır “Şekil 6.9” ve “Şekil 6.10”.

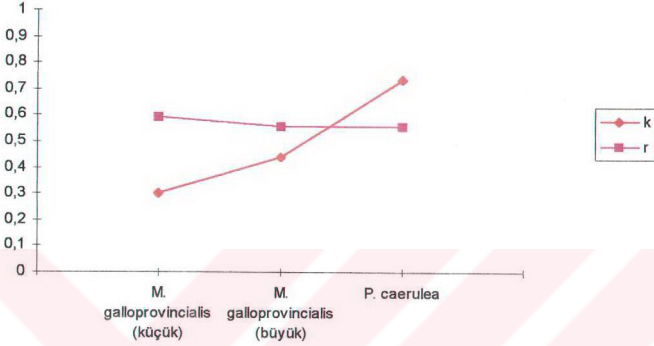


Şekil 6.7 : Farklı organizmaların hızlı bileşenlerinde ^{134}Cs radyoizotopunun biyolojik arınma sabiti (k) ve azalma faktörü (r) değerlerinin değişimi

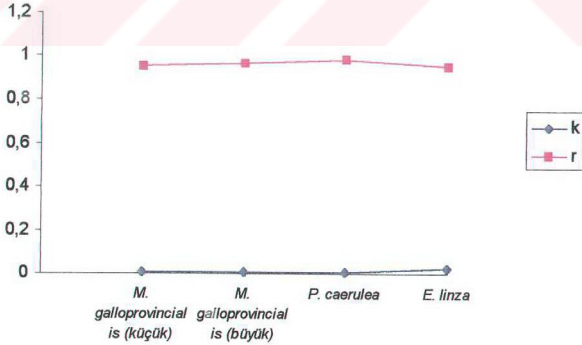


Şekil 6.8 : Farklı organizmaların yavaş bileşenlerinde ^{134}Cs radyoizotopunun biyolojik arınma sabiti (k) ve azalma faktörü (r) değerlerinin değişimi

“Kesikli zaman modeli” ile kolayca hesaplanan azalma faktörünün (r) 1’e yakın olup olmamasına bakılarak biyotatılım hakkında hızlıca bilgi sahibi olunabilmektedir. Bir başka deyişle, “kesikli zaman modeli” ile hesaplanan azalma faktörü (r) biyotatılım hakkında kolay ve hızlı bir şekilde fikir vermektedir.



Şekil 6.9 : Farklı organizmaların hızlı bileşenlerinde ^{241}Am radyoizotopunun biyolojik arınma sabiti (k) azalma faktörü (r) değerlerinin değişimi



Şekil 6.10 : Farklı organizmaların yavaş bileşenlerinde ^{241}Am radyoizotopunun biyolojik arınma sabiti (k) azalma faktörü (r) değerlerinin değişimi

BÖLÜM 7

SONUÇLAR VE TARTIŞMA

Bu doktora tez çalışması ile, iki farklı yumuşakça (mollusca) olan *M. galloprovincialis* ve *P. caerulea* ile, bir yosun türü olan *E. linza* organizmalarında ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarının çift izleme (double tracer) tekniği ile Karadeniz şartları için biyokinetiklerinin (bu haliyle) deneysel orjinalite ile takibi ve deneysel bulguların biyokinetik modellerle yapılan hesaplamalarla değerlendirilmesi ve bunun uzantısında, yeni bir biyokinetik inceleme olarak, kesikli zaman modeli ile orjinal şekilde değerlendirilmesi yapılmıştır.

Öncelikle, amacımıza uygun olarak üç farklı organizma ile çalışılmıştır. Bu organizmalardan biri *M. galloprovincialis*'tir ki; bu organizma biyoindikatör olarak sıkça kullanılan bir türdür. Çalışılan ikinci organizma *P. caerulea* olup, radyoizotopik uygulamalarda biyoindikatör olarak bu organizma ile çalışıldığına literatürde rastlanmamıştır. Bu araştırmada kullanılan bir diğer organizma *E. linza* türü bir yosundur. Böylelikle biyoindikatör olarak sıkça kullanılan *M. galloprovincialis* ve biyoindikatör olarak radyoaktivite uygulamalarında hiç kullanılmamış organizma olan *P. caerulea* ile beraber çalışılmış olup *P. caerulea*'nın ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları için biyoindikatör organizma olup olmadığı araştırılmıştır. İlaveten, yumuşakça olmayan ve denizlerde yaygın olarak bulunan bir alg türü ile de çalışılarak biyoindikatörlük özellikleri araştırılmıştır. Her üç organizma ile beraber Karadeniz şartı için yapılan bu çalışma bu haliyle orjinalite içermektedir. Zira, *P. caerulea* için yapılmış olan başka bir radyoaktif biyoindikatör çalışma yoktur ve ilaveten Karadeniz şartları için böylesi üç organizmayla beraber yapılmış başka bir çalışma da bulunmamaktadır.

Biyokinetiği incelenen ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları ile ayrı ayrı yapılmış çalışmalar olmakla beraber çift izleyici (double tracer) olarak kullanıldıkları bir çalışmaya da literatürde rastlanmamıştır. Bir başka deyişle, zaten literatürde az bulunan çift izleyici çalışmaları için ^{134}Cs ve ^{241}Am çifti yeni bir uygulama olup, çalışma bu açıdan da orijinalite içermektedir. Ayrıca, biyoindikatör ile yapılan çalışmalar, daha çok, ya biyobirikim ya da biyoatılım için yapılmakta olup, her ikisinin birarada incelendiği biyokinetik araştırmalar hayli azdır. Burada hem çift izleyici kullanılmış ve hem de biyobirikim ve biyoatılım ard arda gözlenmiştir.

Böylelikle, üç farklı organizma ve çift izleyici (double tracer) ile yapılan bu biyokinetik çalışma; deneysel açıdan birden fazla orijinalite içermektedir. Bir başka deyişle, çevre kirliliğinin önemli boyutlara ulaştığı bilinen Karadeniz için biyoindikatör olarak kullanılabileceği düşünülen üç farklı organizma ve iki farklı radyoizotopa ilişkin olarak deneysel çalışmalar literatürde rastlanmadığı şekilde gerçekleşmiştir.

Biyobirikim deneyinde ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarının *M. galloprovincialis*, *P. caerulea* ve *E. linza* örneklerinde deneylerimizden hareketle klasik model çerçevesinde saptadığımız kinetik bulguları, “Tablo 5.1” ve “Tablo 5.9” da toplu olarak verilmiştir. Biyoatılım için de, deneysel çalışmalar gerçekleşmiş ve klasik model çerçevesinde kinetik bulgular hesaplanarak “Tablo 5.17” ve “Tablo 5.25” de verilmiştir.

Verilen tablolarda biyokinetik açısından önemli parametreler olan biyolojik arınma sabiti (k), denge durumundaki organizmanın sahip olduğu aktivite değeri (P), döngü (flux) ya da organizmaya birim zamanda giren ve çıkan radyoaktivite miktarı (I), radyoizotopun organizma içinde kaldığı süre (residence time) (t) ve ayrıca biyokinetik eğrilerinin fonksiyonları verilmiştir.

Deneysel çalışmalar sonunda; *M. galloprovincialis*’in yanısıra *P. caerulea* ve *E. linza*’nın da biyoindikatör organizma olarak kullanılabileceği görülmüştür. Biyokinetik açıdan hayli ilginç sonuçlara ulaşılmıştır. Bir başka deyişle, deneysel çalışmalarımız sonucunda bir biyoindikatör organizmadan beklenen, konsantrasyon faktörünün yüksek olması, geniş bir coğrafi dağılım göstermesi, laboratuvar şartlarına adaptasyonu, sabit yaşama alışkanlıkları gibi özelliklerin çalışılan her üç organizmada da genel olarak sağlandığı belirlenmiştir. Böylelikle çalışmamızda uygulanan çift

radioaktif izleyici deneyleri için kullanılan, her üç organizmaya ilişkin olarak önemli olan biyokinetik parametreler tayin edilerek ve bu değerlerden hareketle her üç organizmanın da radyoaktif izleyici olarak kullandığımız çift radyoizotoptan etkilendiği açık ve net olarak tespit edilerek biyoindikatör olarak kullanılabilirlikleri gösterilmiştir. Bir başka deyişle biyoindikatör olarak sıkça kullanılan *M. galloprovincialis* gibi yine bir yumuşakça olan *P. caerulea* ve bir alg türü olan *E. linza*'nın da biyoindikatör organizma olarak düşünülebileceği bu çalışma ile belirlenmiştir.

Öte yandan, deneylerimiz Karadeniz şartları için yapılmış olduğundan bu bakımdan da orjinalite taşımaktadır. Özellikle Çernobil kazasından sonra Karadeniz sediment ve biyotasında sezyum radyoizotopları ile yapılmış pek çok çalışma vardır. Fakat ^{241}Am radyoizotopunun ^{241}Pu ($T_{1/2} = 14.4$ yıl) bozunumundan kaynaklandığı gözönüne alındığında, ^{241}Am radyoizotopunun Karadeniz ortamında Çernobil kazasının uzantısında zaman ile artması beklendiğinden, Karadeniz şartlarında bu radyoizotopa ilişkin ölçümleme (monitoring) çalışmalarının yapılmasının gerekliliği açık olarak ortadadır. Bu yüzden bu radyoizotopa ilişkin biyokinetik çalışmalara Karadeniz ortamında bir an önce başlanması ve uygun biyoindikatör organizmaların tayin edilmesi bir gereklilik arz etmekteydi. Bu açıdan çalışmamızı değerlendirmek istersek, Karadeniz'in her tarafında bulunması kolay olan mytilus (midye) ve patella türlerinden biri olan *M. galloprovincialis* ve *P. caerulea*'da, hem sezyumun ve hem de amerisyumun biyokinetiği incelenmiş ve Karadeniz'deki söz konusu radyoizotopların izlenmesi bakımından kullanılabileceği gösterilmiştir.

Literatürü teyit eder şekilde, çalıştığımız mytilus türü olan *M. galloprovincialis*'in sezyum kontaminasyonunda iyi bir biyoindikatör olduğu ve Karadeniz için de iyi bir monitor organizma olduğu tespit edilmiştir. Ancak literatürde mytilus türü ile yapılan çalışmalarda *M. edulis* türü ile yapılan çalışmaların baskın olduğu görülmektedir. Bunun sebebinin araştırmacıların daha çok Karadeniz dışındaki denizlerde ve genellikle Akdeniz şartlarında çalıştığı ve *M. edulis*'in Akdeniz ve diğer denizlerde daha bol bulunması gösterilebilir. Karadeniz'e bakıldığında ise *M. edulis* türü organizma olmadığı görülmektedir. Bu bakımdan, Karadeniz için yapılan çalışmamızda Karadeniz'de bol bulunan bir mytilus türü olan *M. galloprovincialis* ile çalışılmıştır. Bu husus da çalışmamızın bir özelliğidir.

Buna karşılık, literatürde ilk kez bir transuranik radyoizotop olan amerisyum kontaminasyonu için, Patella'nın mytilus'e göre daha çok yararlanılabilecek bir organizma olduğu ortaya konulmuştur. Kullandığımız ve Karadeniz'de sıkça rastlanan yeşil makroalg türü olan *E. linza*'nın sezyum ve amerisyum kontaminasyonunda kullanılabilirliği de açık olarak görülmüştür.

Yine deneysel çalışmalarımız sonunda, makroalg türü organizmaların özellikle bir transuranik element olan ^{241}Am radyoizotopunun biyobirikiminde, yumuşakçalara göre daha iyi bir biyoindikatör organizma olduğu saptanmıştır. Bununla beraber, bu organizma için ^{241}Am radyoizotopunun biyolojik yarı-ömrünün yumuşakça türü organizmalara nazaran daha kısa olması ^{241}Am radyoizotopunun biyoatılımında yumuşakçaların yine de alg türü organizmaya nazaran tercih edilebilir olduğunu göstermektedir.

Ayrıca, yumuşakça türü organizmalarda yapılan disseksiyon çalışmaları sonucunda ilginç sonuçlara ulaşılmıştır. Şöyle ki; biyobirikim deneylerinde her iki yumuşakçada da benzer şekilde ^{134}Cs radyoizotopu yumuşak dokuda daha fazla konsantrasyon olurken “Şekil 5.6” ve “Şekil 5.7” ^{241}Am radyoizotopu için iki yumuşakçanın farklı davranış gösterdiği tesbit edilmiştir. *M. galloprovincialis* türü organizma için yumuşak doku ve kabuk dokusuna ait konsantrasyonlar ^{241}Am radyoizotopunda birbirine yakinken “Şekil 5.14” *P. caerulea*'nın kabuk dokusunda ^{241}Am radyoizotopu daha yüksek konsantrasyondadır “Şekil 5.15”. Bu durum ilginç olup organizmaların kabuk yapısından kaynaklandığı söylenebilir. Daha önce de bahsedildiği gibi *M. galloprovincialis* türü organizmanın kabuğunun iç yüzeyi manto ile kaplı iken *P. caerulea* türü organizmada manto yoktur. Dolayısıyla *P. caerulea* türü organizmanın su ile daha fazla temas halindedir.

Biyotatımda ise, ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları için her iki yumuşakçada da benzer davranış görülmüş olup, kabuktan atılım olmazken, yumuşak dokudan önemli ölçüde atılım olduğu gözlenmiştir “Şekil 5.21”, “Şekil 5.22”, “Şekil 5.27” ve “Şekil 5.28”. Bu durum, ^{241}Am radyoizotopunun atılımının esas itibarıyla canlılık fonksiyonunun yüksek olduğu yumuşak dokudan olduğunu göstermektedir.

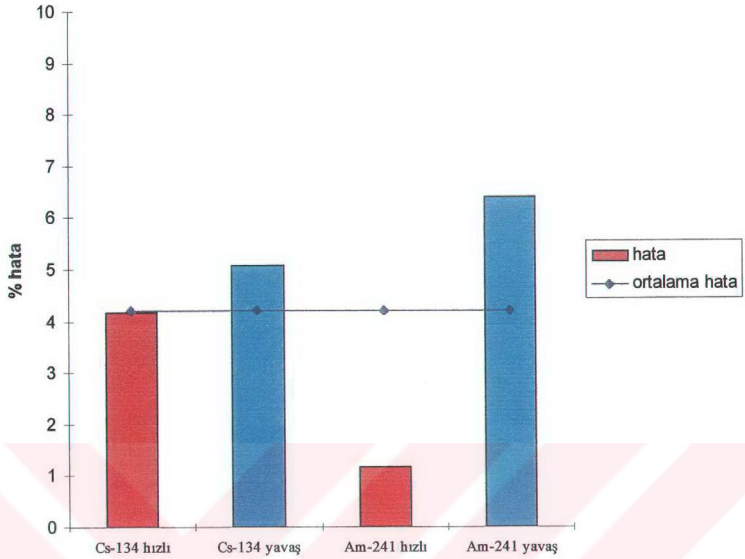
Böylelikle, bu doktora tez çalışmasıyla yapılan deneysel çalışmalar gerçekleştirildikten sonra, yapılan klasik model çerçevesindeki değerlendirmelerle mukayeseli orijinal sonuçlara ulaşılmıştır. Ayrıca ulaşılan sonuçlar, literatürdeki değerlerle de karşılaştırılarak genel uyumun varlığı saptanmıştır, “Şekil. 5.29- 5.35”.

Gerçekte, yapılan deneysel çalışma ve bunun uzantısındaki biyokinetik değerlendirmeler hayli külfetli olup, zorluklar arzetmektedir. Bu bakımdan, biyokinetik değerlendirme için, bu çalışma ile daha kolay ve sonuca çabuk ulaşılabilecek yeni bir model geliştirilmesi düşünülmüştür. Bu amaçla da, bu doktora tez çalışmasıyla yeni bir biyokinetik değerlendirme önerilmektedir.

Biyokinetik için orijinal olan bu değerlendirme, “Kesikli Zaman Modeli” dir. Bu şekilde, biyobirikim, bu doktora tez çalışmasında da olduğu gibi, kendi doğası içinde yapılmadan, sadece biyoatılım deneyi yapılarak, çevre açısından da daha çok istendiği üzere bilgi sahibi olunabilmektedir. Şöyle ki; biyobirikim deneyleri külfetli bir şekilde yapılmadan, bir başka deyişle, ölçüm alınmadan biyobirikim gerçekleştirildikten sonra veya organizmaya “bir şekilde” (örneğin, enjeksiyonla bir seferde ani olarak) yükleme yapıldıktan sonra biyoatılım deneyine geçilip, periyodik ölçümlerin alınması ile genel biyokinetik değerlendirmeye gidilebilecektir. Burada, ölçüm periyotlarının eşit olması da gerekmemektedir. Bir başka deyişle ölçümleme için ortalama bir aralık ile çalışılması da mümkün olabilecektir.

Farklı zamanlarda yapılan ölçümlemeler, kesikli zaman modelini oluşturmakta ve bu model çerçevesinde tayin edilebilen değişim oranı ile de organizmanın bu şartlardaki davranışı belirlenebilmektedir. Bir başka deyişle, organizmanın davranışı hakkında genel bir fikir sahibi olunabilmektedir.

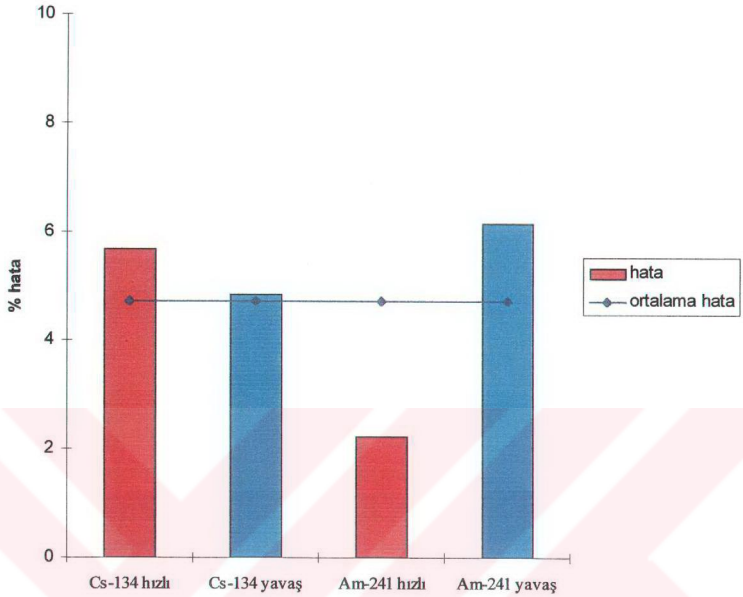
Önerdiğimiz bu model ile, deney sonuçlarımız, çalıştığımız üç farklı organizma ve iki farklı izleyici radyoizotop için sınanmıştır “Tablo 6.1 - 6.4”. Kesikli zaman modelinden hareketle hesaplanan biyolojik yarı-ömür ve biyolojik arınma sabiti gibi biyokinetik parametreler klasik modellerle hesaplama sonucu ulaşılan değerlerle karşılaştırıldığında, hata oranı % 10’un altında kalmakta ve ortalama hata oranının % 5’in altında olduğu görülmektedir “Tablo 7.1” ve “Tablo 7.2”. “Şekil 7.1 ve “Şekil 7.2” de sırasıyla biyolojik yarı-ömür ($t_{1/2}$) ve biyolojik arınma sabiti (k) için ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları ile yapılan deneysel çalışmalar sonucunda klasik model ve kesikli zaman modeli hesaplamaları arasındaki hata oranları hızlı ve yavaş bileşenler için görülmektedir.



Şekil 7.1 : Kesikli zaman modeli ve klasik model ile hesaplanan biyolojik yarı-ömür ($t_{b1/2}$) değerlerinin ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarının hızlı ve yavaş bileşenlerde karşılaştırılması

Tablo 7.1 : Klasik metod ile Kesikli Zaman Modelin kullanılarak hesaplanan biyolojik yarı-ömür ($t_{b1/2}$) değerlerinin karşılaştırılması sonucu elde edilen hata oranlarının toplu gösterimi

Radyoizotop	Bileşen	Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	<i>P. caerulea</i>	<i>E. linza</i>	Ort.
^{134}Cs	Hızlı	2.77	13.89	-	-	4.16
	Yava°	7.75	6.82	2.19	3.55	5.08
^{241}Am	Hızlı	2.47	2.17	-	-	1.16
	Yava°	8.75	3.07	9.79	3.99	6.40
Genel ortalama						4.20

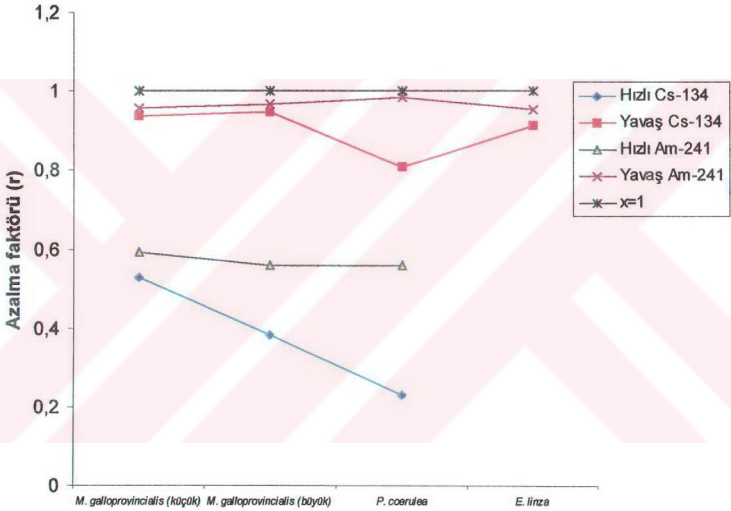


Şekil 7.2 : Kesikli zaman modeli ve klasik model ile hesaplanan biyolojik arınma sabiti (k) değerlerinin ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotoplarının hızlı ve yavaş bileşenlerde karşılaştırılması

Tablo 7.2 : Klasik model ile Kesikli Zaman Modeli kullanılarak hesaplanan biyolojik arınma sabiti (k) değerlerinin karşılaştırılması sonucu elde edilen hata oranlarının toplu gösterimi

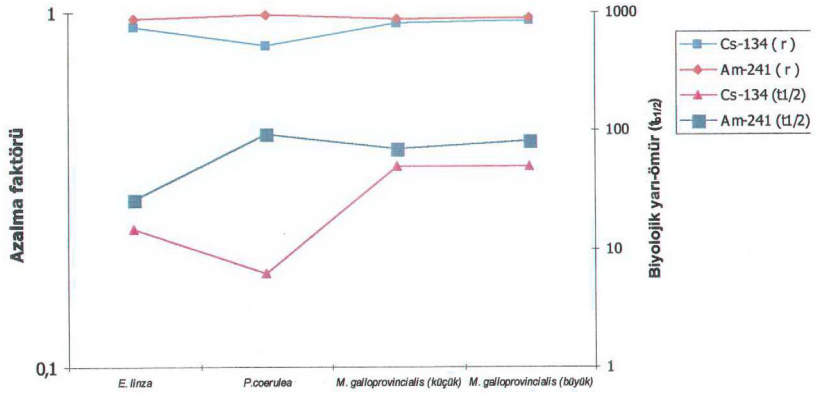
Radyoizotop	Bileşen	Büyük <i>M. galloprovincialis</i>	Küçük <i>M. galloprovincialis</i>	<i>P. caerulea</i>	<i>E. linza</i>	Ort.
^{134}Cs	Hızlı	2.72	13.84	0.48	-	5.68
	Yavaş	6.66	6.66	1.80	4.25	4.84
^{241}Am	Hızlı	2.50	1.95	-	-	2.22
	Yavaş	8.69	-	-	3.57	6.13
Genel ortalama						4.72

“Şekil 7.3” de ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları için kesikli zaman modeli ile hesaplanan azalma faktörü (r) değerleri farklı organizmaların hızlı ve yavaş bileşenleri için görülmektedir. Önerdiğimiz “kesikli zaman modeli” çerçevesinde hesaplanan azalma faktörü (r) ile hızlı ve genel bir değerlendirme yapılabileceği de görülmüştür. Şöyle ki; bu faktörün 1’e yakınsaması biyoatılımın yavaş, 1’den önemli ölçüde uzaklaşması ise biyoatılımın hızlı olduğunu göstermektedir.

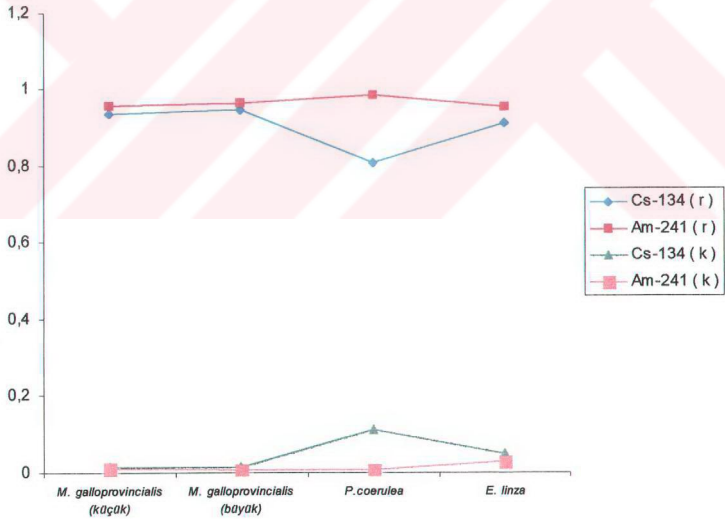


Şekil 7.3 : ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları için kesikli zaman modeli ile farklı organizmaların hızlı ve yavaş bileşenleri için hesaplanan, azalma faktörü (r) değerleri

Önerilen “kesikli zaman modeli” çerçevesinde hesaplanan azalma faktörünün (r) 1’e yakınsaması biyolojik yarı-ömrün “uzun” olması anlamına gelmektedir, Şekil (7.4). Buna karşın, kesikli zaman modeli ile hesaplanan azalma faktörü (r) 1’e yakınsarken, biyolojik arınma sabiti sıfıra yakınsamaktadır “Şekil 7.5”.



Şekil 7.4 : ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları için kesikli zaman modeli ile hesaplanan biyolojik yarı-ömür ($t_{1/2}$) ve azalma faktörü (r) değerlerinin karşılaştırılması



Şekil 7.5 : ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotopları için kesikli zaman modeli ile hesaplanan biyolojik arınma sabiti (k) ve azalma faktörü (r) değerlerinin karşılaştırılması

Bu irdeleme sonucu fiziksel olarak yorumlanmak istenirse, anlamlı olduğu görülmektedir. Şöyle ki, kesikli zaman modeli ile hesaplanan azalma faktörü (r) biyoatılım için organizmadaki radyoizotopun atılması ve organizmanın arınmasını ifade etmektedir. Bu değerin 1'e yakınsaması "Denklem 6.3" den de görüldüğü gibi organizmada radyoizotop azalmasının azaldığı anlamına gelmektedir. Bu ise biyolojik yarı-ömrür açısından sürenin uzaması anlamına gelmektedir.

Buna karşın organizma radyoizotopu (fiziksel bozunum dışında) elimine edemediğinden biyolojik arınmanın düşmesi söz konusu olmaktadır. Bir başka deyişle, kesikli zaman modeli ile hesaplanan azalma faktörünün (r) 1' e yakınsaması, biyolojik arınma sabitinin (k) küçülmesi anlamına gelmektedir.

Böylelikle biyolojik yarı-ömrür ve biyolojik arınma sabiti (k) hesaplanmadan, biyoatılım deneyi için sadece başlangıçtaki aktivite ve sonraki günlerdeki aktivite ve sayımlar arasındaki sürenin bilinmesi ile kesikli zaman modeli ile hesaplanan azalma faktörü (r) değerine bakılarak biyoatılım hakkında bilgi sahibi olunabilmekte ve biyoatılım deneyinin bitimi azalma faktörünün (r) 1'e yakınsaması ile tayin edilebilmektedir.

Bu şekilde, bu doktora tez çalışması ile yeni ve orjinal bir biyokinetik değerlendirme modeli önerilmekte ve sonuçların farklı organizmalar ve farklı radyoaktif izleyiciler için tatminkar olduğu gösterilmiş bulunmaktadır. Bir başka deyişle, bu çalışmayla, burada önerilen yeni biyokinetik model, sınanmış ve uygunluğu gösterilmiş olmaktadır.

Böylelikle, bu doktora tez çalışması ile, hem deneysel ve hem de biyokinetik değerlendirme açısından yeni ve orjinal çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Fazla olarak yeni biyoindikatör organizmalarla çalışılabileceği de gösterilmiştir. Bir başka deyişle, yeni biyoindikatör organizmalar ve çift izleyicilerle yapılan, deney orjinalitesinin yanı sıra, biyokinetik değerlendirme orjinalitesi ile; hızlı, nispeten kolay uygulanabilir, buna karşın ileri ve uygun sonuçlara ulaşılan bir çalışma gerçekleştirilmiş olmaktadır.

Öz olarak söylenmek istenirse, çalışılmamış organizmalarla birlikte, ^{134}Cs ve ^{241}Am radyoizotop çifti için Karadeniz şartlarında en az üç orijinaliteyle yapılan deneysel çalışmalar, farklı şekillerde yorumlanmış ve klasik model çerçevesinde yapılan değerlendirmelerden ayrı olarak bu doktora tez çalışması ile önerilen ve biyokinetik çalışmalar için orijinal olan kesikli zaman modeli ile değerlendirmelerin kolay ve hızlı olarak yapılabileceği gösterilmiş ve bioatılım için kullanılabilirliği kanıtlanmıştır.

KAYNAKLAR

- Abel, E., Kohlmeyer, J., Kusel, H., Matthes, D., Riedl, R., Rossi, L., Salvini-Plaven, L., Sara, M., 1983, Fauna und flora des Mittelmeeres.
- Alpen, E. L., 1998, Radiation Biophysics, Academic Press, USA.
- Altınsoy, N., 1997, Radyoaktif izleme tekniği ile düşey borularda türbülanslı akış incelenmesi ve yeni bir korelasyon, *Doktora tezi*, İTÜ, Nükleer Enerji Enstitüsü, Nükleer Uygulamalar Ana Bilim dalı.
- Aston, S.R, Avagadro, A., Murray, C.N., Stanners, D.A., 1981, Theoretical and partical problems in the evaluation of physico-chemical forms of transuranics in the marine environment, IAEA-SM-248/116, 143-154, Vienna.
- Aston, S.R. and Stanners, D.A., 1982, The transport to and deposition of Americium in interdial sediments of the Ravenglass Estuary and its relationship to Plutonium, *Environmental Pollution (Series B)*, 3, 1-9.
- Aston, S.R, Gastaud, J., Oregioni, B. and Parsi, P., 1984, Observations on the the adsorption and geochemical associations of Technetium, Neptunium, Plutonium, Americium and Californium with a Deep-Sea Sediment, In CEC Proceedings "Int. Symposium on the Behaviour of Long-Lived Radionuclides in the Marine Environment", 179-187, Luxemburg.
- Aston, S.R. and Fowler, S.W., 1984, Bioavailability of plutonium (III+IV, V+VI) from a deep-sea sediment to a bivalve mollusc and polychaete worm, *Journal of Environmental Radioactivity*, 1, 67-78.
- Aston, S.R., 1978, Estuarine Chemistry, *Chemical oceanography*, v 7, 427-435.
- Aydın, A., 1991, Sporlu bitkiler sistematigi I, Algler, İ.Ü. yayını, İst.
- Babtist, J.P and Price, T.J., 1962, Accumulation and retention of ¹³⁷Cs by marine fishes, *Fishery Bulletin*, 206.

- Ballestra, S., Holm, E., Fukai, R., 1978, Low level determination of transuranic elements in marine environmental samples, "*Proc. of Symp. on the determination of radionucl. in Environm. and Biol. Materials*", Paper no 15, Central Electricity Generating Board, RITS no 66., London.
- Ballestra, S., Thein, M., Fukai, R., 1982, Distribution of transuranic nuclides in Mediterranean ecosystems, *VI. J. Etud. Poll.*, 47-52.
- Baxter, M.S., Ballestra, S., Gastaud, J., Hamilton, T.F., Harms, I., Huynh-Ngoc, L., Liong Wee Knowng, L., Osvath, I., Parsi, P., Pettresson, H., Povinec, P., Sanches, A., 1995, Marine radioactivity studies in the vicinity of sites with potential radionuclide releases, *Proceedings of an International Symposium on Environmental Impact of Radioactive Releases*, IAEA, IAEA-SM-339/131, Vienna, 8-12 May.
- Baydar, S., 1979, Tohumuz bitkilerin sistematigi, Cilt 1., Atatürk Üniv., Yayın no 553, Fen Fak. yayın no 79, Ders kitapları serisi no 16, Erzurum
- Baysal, A. and Tuncer, S., 1992, Radioactivity levels in fish, shellfish, algae and seagrass collected from the Eastern Black Sea Coast of Turkey, *Rapp. Comm. Int. Mer. Medit.*, 33, p 271.
- Beasley, T.M. and Fowler, S.W., 1977, Plutonium and Americium, Uptake from Contaminated Sediments by the Polychaete *Nereis diversicolor*, *Radioactivity in the Sea*, IAEA No 58, 1-6, Vienna
- Bernabee, R.P., Percival, D.R. and Hindman F.D., 1980, Liquid-liquid extraction separation and determination of plutonium and americium, *Analytical chemistry*, vol 52, no 14, p 2351-2353.
- Bernhard, M. and Zattera, A.i., 1969., A comparison between the uptake of radioactive and stable zinc by a marine unicellular alga, *Proc. Symp. Radioecology*, Rep. USAEC Conf-670503, 389,
- Bishop, J.K.V., Ketten, D.R. and Edmand, J.M., 1978, The chemistry, biology and vertical flux of particulate matter from the upper 400 m. of the Cape basin in the Southeast Atlantic Ocean, *Deep Sea Res.*, V 25, p. 1121-1161.
- Bjerregaard, P., Topcuoğlu, S., Fisher, N. and Fowler, S.W., 1985, biokinetics of americium and plutonium in the mussel, *Mytilus edulis*, *Marine Ecol. Prog. Ser.*, 21, 99-111.

- Brayn, G.W.**, 1969, The adsorption of zinc and other metals by the brown seaweeds, *Laminaria digitata*, *J. Mar. Biol. Assoc.*, UK, 49, 225-243.
- Bold, H.C., Wynne, M.J.**, 1978., Introduction to the algae structure and reproduction, Prentice-Hall, Inc., New Jersey.
- Bologa, A.**, 1994. Radioecological research of the Black Sea : report from Romania, *IAEA Bulletin*, vol 36, no 2, 36-39.
- Bologa, A.S., Osvath, I. and Dovlete, C.**, , 1995, ¹³⁷Cs monitoring in the Romanian Sector of the Black Sea, *Rapp. Comm. Mer. Medit.*, 34, 224.
- Bowen, V.T.**, 1971, Ecological interactions of marine radioactivity, *Radioactivity in the marine environment*, National Academy of Sciences, Washington, D.C., 200-222.
- Bowen, V.T., Olsen, J.S., Osterbeg, C.L. and Ravera, J.**, 1971, Ecological interactions of marine radioactivity, *Radioactivity in the Marine Environment*, National Academy of Sciences, Wash.D.C., Chapter 8.
- Brocksen, R.W., Cole, R.E.**, 1972., Physiological responses of tree spices of fishes to various salinities, *J. Fish Res. Bd. Can.*, 29, 399-405
- Buesseler, K.O. and Sholkovitz, E.R.**, 1987, The Geochemistry of Fallout Plutonium in the North Atlantic: II. ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu Ratios and Their Significance, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 51, 2623-2637.
- Bulut, A.M.**, 1993, Deniz organizmalarında çeşitli radyonüklidlerin biyokinetiği ve transportu, *Doktora tezi* , T.C. İstanbul Univ. Fen Bilimleri Ens.
- Bulut, A.M., Topcuoğlu, S., Sezginer, N. and Sönmez, M.**, 1993, Chernobyl radioactivity in sea snail (*Rapana venosa*), *Turkish Journal of Nuclear Sciences*, 20, 2, 31-37.
- Carvalho, F.P. and Fowler, S.W.**, 1983, Experimental studies on biokinetics of americium in benthic marine organisms, *International Symposium on the behaviour of long lived radionuclides in the marine environment*, Italy.
- Carvalho, F.P. and Fowler, S.W.**, 1985, Americium adsorption on macroalgal surfaces, *Rapp. Com. Int. mer. Medit.*, 29, 7, 221-223.

- Carvalho, F.P., Fowler, S.W.**, 1993, An experimental study on the bioaccumulation and turnover of ^{210}Po and ^{210}Pb in marine shrimp, *Marine Ecol. Prog. Ser.*, v. 102, 125-133.
- Carvalho, F.P., Fowler, S.W.**, 1994, A double tracer technique to determine the relative importance of water and food as sources of ^{210}Po to marine prawns and fish, *Marine Ecol. Prog. Ser.*, v. 103, 251-264.
- Champbell, A.C.**, 1982., The Hamlyn Guide to the flora and fauna of the Mediterranean Sea, p 128, London.
- Cherry, R.D., Heyraud, M., Higgs, J.J.W.**, 1983, Polonium-210 its relative enrichment in the hypatopancreas of marine invertebrates, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 13, 229-236.
- CIESM**, 1992, Rapports et proce'-verbaux des re'unions, condense's des travaux pre'se'nte's lors du XXXIII Congre's-Assamble'e ple'nie're Trieste (Italy), Vol 33.
- Clifton, R.I., Stevens, H.E. and Hamilton, E.I.**, 1983, Concentrations and depuration of some radionuclides present in a chronically exposed population of mussels (*Mytilus edulis*), *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, V. 11, p 245-256.
- Cox, C.R.**, 1964., Operation and control of water treatment processes, *World Health Organization*, p 390, Geneva.
- Dahlgaard, H.**, 1980, Loss of ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{57}Co , ^{59}Fe , ^{65}Zn and ^{134}Cs by the mussel *Mytilus edulis*, *International symposium on the impacts of radionuclide releases into the marine environment*, IAEA-SM-248/106, 107-113, Vienna, 6-10 October.
- Dahlgaard, H.**, 1981, Bioindicators for monitoring radioactive pollution of the marine environment, *Riso-R-443*.
- Dahlgaard, H.**, 1986, Bioindicators for monitoring radioactive pollution of the marine environment-experiments on the feasibility of *Mytilus* as a bioindicator in estarine environments with some comparisons to *Fucus*., *Riso Report*, no 15, Denmark.
- Devlet Su Ürünleri İstatistikleri**, 1997, Yayın no: 1995 ISSN 1013-6177, ISBN 975-19-1641-0.

- Evans, R.M., Purdie, F.C., Hikman, C.P.**, 1962, The effect of temperature and photoperiod on the respiratory metabolism of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) *Can. J. Zool.* 40, 107-118.
- Fischer-Piette, E.**, 1948, Sur les elements de prosperite des patelles et sur leur specificite, *J. Conch.* 88, 45-96, Paris.
- Fisher, N.S., Fowler, S.W., Bjerregaard, P. and Topcuoğlu, S.**, 1985, Accumulation and retention of ^{241}Am and ^{237}Pu in the mussel *Mytilus edulis*, *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 29,7, 251-254.
- Fisher, N.S.**, 1985, Accumulation of metals by marine picoplankton, *Marine Biology*, v. 87, p.137-142
- Fisher, N.S., Teyssie, J.L.**, 1986, Influence of food composition on the biokinetics and tissue distribution of zinc and americium in mussels, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v 28, p 197-207.
- Fisher, N.S.** 1995, Accumulation of metals by marine picoplankton, *Marine Biology*, 87, 137-142.
- Fisher, W., Schneider, M. et Bauchet, M.L.**, 1987, Mediterranee et mer noire, zone de peche 37, revision 1, vol 1, vegetaux et invertebres, Rome
- Fowler, S.W., Heyraud, M., Small, L.F. and Benayoun, G.**, 1973, Flux of ^{141}Ce through a euphausiid crustacean, *Mar. Biol.*, v. 21, p. 317.
- Fowler, S.W. and Small, L.F.**, 1975, Procedures involved in radioecological studies with marine zooplankton, *Design of radiotracer experiments in marine biological system*, Tech. Rep. Series, No 167, IAEA, Vienna, p. 63.
- Fowler, S.W. and Benayoun, G.**, 1976, Influence of environmental factors on selenium flux in two marine invertebrates, *Mar. Biol.*, v. 37, p. 59.
- Fowler, S.W.**, 1977, Trace elements in zooplankton particulate products, *Nature* 269, 51-53.
- Fowler, S.W.**, 1997a., Marine biogeochemistry of radionuclides, *Strategies and Methodologies for Applied Marine Radioactivity Studies*, IAEA, Technical course series, no 7, p. 53-82
- Fowler, S.W.**, 1997b , Biological sampling for marine radioactivity monitoring, *Strategies and Methodologies for Applied Marine Radioactivity Studies*, IAEA, Technical course series, no 7, p. 299-210.

- Franc, A.**, 1968, Classe des gastreropodes In: Traite de zoologie, mollusques gasteropodes et scaphopodes, L'Academic de Medicine, Tomv, Fasc. 3, 1-324, Paris.
- Geldiay, R., Uysal, H.**, 1971, İzmir Körfezi ve Civarında Tespit edilen *Mytilidae* türleri, Ege Üniv. Fen Fak. İlmi Rap. Serisi, No 113, Bornova.
- Goldberg, E.D., Bowen, V.T., Farrington, J.W., Harvey, G., Martin, J.H. Parker, P.L., Risebrough, R.W., Robertson, W., Schneider, E., Gamble, E.**, 1978, The mussel watch, *Environmental conservation*, 5, p. 101-125.
- Goldberg, D. E., Koide, M., Hodge, V., Flegal, A.R. and Martin, J.H.**, 1983, U.S. Mussel Watch, 1977-1978 results on trace metals and radionuclides, *Estuarine, coastal and shelf science*, 16, 69-93.
- Guillard, R.R. and Ryther, J.H.**, 1962, Studies on marine planktonic diatoms, 1 *Cyclotella nana* Hustedt and *detonula confervacea* (Cleve), *Gran. Can. J. Microbiol.*, 8, 229-239.
- Gutknecht, J.**, 1965, Uptake and retention of ^{137}Cs and ^{65}Zn by seaweeds, *Limnol. Oceanogr.*, 10, 58-66.
- Güngör, N. and Portakal, S.**, 1994, The Biological Availability of Cesium to Marine Mammals, *Proceedings of the First International Symposium on the Marine Mammals of the Black Sea*, 20-23, 27-30 June, İstanbul.
- Güven, K.C., Plevneli, M., Cevher, E., Topcuoğlu, S., Köse (Güngör), N., Bulut, A.M. and Bayülgen, N.**, 1990a, The radioactivity level of Black Sea marine algae before and after Chernobyl Accident, *Toxicol. and Environ. Chem.*, v. 27, p. 297-302.
- Güven, K.C., Yurdoğlu, S., Güngör, N., Topcuoğlu, S., Cevher, E., Öztürk, B.** 1990b., Radioactivity levels in marine algae from the Black Sea and Marmara Sea, *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 32, Y-V4
- Güven, K.C., Zeybek, N., Cirik, S.**, 1991, Türkiye deniz algleri üzerinde 1899-1990 arası çalışmalar, *İ.Ü. Deniz Bilimleri ve Coğrafya Enstitüsü Bülteni*, sayı 7, p. 51-80.
- Güven, K.C., Cevher, E., Yurdoğlu, S., Güngör, N., Bulut, Bayülgen, N., Topcuoğlu, S., Güvener, B., Öztürk, B., Bildalci, S., Evliya, H.**, 1992, Türkiye Sahillerindeki alglerin 1981-1989 yıllarındaki radyoaktivite durumu, *İ.Ü. Deniz Bilimleri ve Coğrafya Enstitüsü Bülteni*, İ.Ü. no 9.

- Güven, K.C., Topcuoğlu, S., Güngör, N.,** 1993, Chernobyl radioactivity in algae collected from the Marmara and Black Sea, *Turkish Journal of Nuclear Sciences*, 20, 2, 21-31.
- Hanson, W.C.,** 1975, Ecological Considerations of the Behavior of Plutonium in the Environment, *Health Physics*, 28, 529-537.
- Holm, E. and Fukai, R.,** 1977, Method for multi-element alpha spectrometry of actinides and its application to environmental radioactivity studies, *Talanta*, vol 24, pp 659-664.
- Holm, E. and Persson, R.B.R.,** 1977, ^{241}Pu and ^{241}Am in the environment, *Proceedings of the fourth international congress of the International Radiation Protection Association (IRPA)*, 24-30 April 1977, Vol. 3, p. 845-848.
- Holm, E.** 1988, Determination of plutonium in environmental samples by a radiochemical procedure, *Environment International*, Vol. 14, p. 363-365.
- Holm, E., Ballestra, S., Lopez, J.J., Bulos, A., Whitehead, N.E., Funel, G.B., Ardisson, G.,** 1994, Radionuclides in macro algae at Monaco following the Chernobyl accident, *J. of Radioanal. and Nucl. Chem. Articles*, v. 177, n. 1, 51-72
- Holm, E.,** 1997, Collection and preparation of marine samples for radionuclide analysis, *Strategies and Methodologies for Applied Marine Radioactivity Studies*, IAEA, Technical course series, no 7, p. 271-278.
- Hoppensteadt, F.C., Peskin, C.S.,** 1996, Mathematics in Medicine and the life sciences.
- Hunt, G.J.,** 1980, Aquatic environment monitoring report, no 4, Ministry of Agriculture, *Fisheries and Food*, Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, U.K.
- IAEA,** 1975, Design of radiotracer experiments in marine biological systems, *Tech. Rep. Series* no 167.
- IAEA-TECDOC-838,** 1995, Sources of radioactivity in the marine environment and their relative contributions to overall dose assessment from marine radioactivity MARDOS (Final report coordinated programme), Vienna.

- Kanivethes, V.V., Voitsekhovitch, O.V. and Khristiuk, B.F.,** 1998, Riverine transport of ^{134}Cs and ^{90}Sr into the Black Sea after Chernobyl Accident, , IAEA-SM-354/24; *Int. Symposium on Marine Pollution, Extended Synopses*, p 41.
- Kempe, S., Nies, H., Ittekkot, V., Degends, E.T., Buesseler, K.O., Livingston, H.D., Honjo, S., Hay, B.J., Manganini, S.J., İzdar, E., Konuk, T.,** , 1974, Comparison of Chernobyl Nuclide Deposition in the Black Sea and in the North Sea, *Particle Flux in the Ocean*, Proceedings of a workshop sponsored by the Deutsche.
- Knoll, F.G.,** 1979, Radiation detection and measurement, John Wiley and Sons.
- Krosshavn, M., Nylen, T., Ruzsa, G., Vakulovsky, S.M. and Walderhaug, T.,** River transport of radionuclides to the Arctic Seas, Baltic Sea and Black Sea, IAEA-SM-354/24; *Int. Symposium on Marine Pollution, Extended Synopses*, p 453.
- Lowman, F.G., Rice, T.R. and Richards, F.A.,** 1971, Accumulation and redistribution of radionuclides by marine organisms, *Radioactivity in the marine environment*, National Academy of Sciences, Wash.D.C., Chapter 7, p. 161-169.
- Manual of methods in aquatic environmental research,** 1976, FAO, *Fisheries Tech. Paper*, No 158.
- Merritt, F.S.,** 1962, Mathematics Manual, Methods and Principles of the various branches of mathematics for reference, problem solving and review, Mc. Graw-Hill Book Company.
- NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES,** 1980, The international Mussel Watch, National Academy of Sciences, Washington, D.C. 248 pp.
- Nies, H.,** 1990, The contamination of the North Sea by artificial radionuclides during the year 1987, *J. Environ. Radioactivity*, 11, 55-70.
- Nolan, C., Dahlgard, H.,** 1991, Accumulation of metal radiotracers by *Mytilus edulis*, *Marine Ecol. Prog. Ser.*, v. 70, 165-174.
- Noshkin, V.E., Wong, K.M. and Eagle, R.J.,** 1979, Plutonium concentration in fish and sea water from Kwajalein atoll, *Health Physics*, Vol. 37, p. 549-556.

- Onat, B.**, 1996, R. Venusa'da ^{134}Cs ve ^{65}Zn ile N. Intricata'da $^{110\text{m}}\text{Ag}$ biyokinetiğinin incelenmesi, *Doktora tezi*, İTÜ, Nükleer Enerji Enstitüsü, Nükleer Uygulamalar Ana Bilim dalı.
- Öztürk, B. ve Ergezen, Z.**, 1999, Saroz Körfezi'nde (Kuzey Ege Denizi) dağılım gösteren patella Archaeogastropoda türleri, *Türk Zooloji Dergisi*, Tubitak, (baskıda, yayın kayıt no: Z-96080)
- Palmieri, J., Livingston, H. and Farrington, J.W.**, 1984, U.S. "mussel watch" program, Transuranic element data from Woods Hole Oceanographic Institution, 1976-1983, *Woods Hole Oceanog. Tech. Rept.* WHOI-84-28.
- Paoletti, A.**, 1967, Problems of hygiene connected with marine biology, Napoli.
- Papucci, C.**, 1997, Sampling marine sediments for radionuclide monitoring, *Strategies and Methodologies for Applied Marine Radioactivity Studies*, IAEA, Technical course series, no 7, p. 279-297.
- Parenzan, P.**, 1970, Carta d'identita' delle conchiglie del Mediterraneo, Vol I., Gastropodi, Toronto.
- Patel, B., Mullayi C.D., Ganguly, A.K.**, 1975, Radioecology of Bombay harbour a tidal estuary, *Estuary. Coast. Mar. Sci.* 3, 13-42.
- Pearcy, W.G., Osterberg, C.L.**, 1968, Zinc-65 and manganese-54 in albacore *Thunnus alalunga* from the west coast of north America, *Limnol. Oceanog.* 13, 490-498.
- Pentreath, R.J.**, 1973, The accumulation from water of ^{65}Zn , ^{54}Mn , ^{58}Co and ^{59}Fe by the mussel, *Mytilus edulis*, *J. Mar. Biol. Ass., U.K.*, 53, p. 127-143.
- Pentreath, R.J.**, 1975, Radiobiological studies with marine fish, design of radiotracer experiments in marine biological systems, *Tech. Rep. Series no 167*, p. 137-170, IAEA.
- Pentreath, R.J., Lovett, M.B.**, 1976, Occurrence of plutonium and americium in plaice from the North-Eastern Irish Sea, *Nature*, 262, 814-816.
- Pentreath, R.J.**, 1976, The accumulation of organic mercury from sea water by the plaice, *Pleuronectes platessa L.*, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, vol 24, p 121-132.
- Pentreath, R.J.**, 1977, Radionuclides in marine fish, *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, Vol. 15, p. 365.

- Pentreath, R.J.**, 1981, The biological availability to marine organisms of transuranium and other long-lived radionuclides, *Impacts of radionuclide releases into the marine environment*, IAEA, p. 241-272.
- Phillips, D.J.H.**, 1977, The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments, A review, *Environ. Pollut.*, V 13, p. 281-317.
- Pinar, E., Ören, E.**, 1966, Karadeniz zooplankton toplulukları üzerinde araştırmalar, *Türk Biol. Dergisi*, Cilt 16, Sayı 1-2.
- Pietro, P.**, 1970, Carta d'identita' delle conchiglie del Mediterraneo , Vol 1, Gasteropodi, *Taranto*.
- Polikarpov, G.G.**, 1966, Radioecology on aquatic organisms, Reinhold, New York, p. 314.
- Portakal, S., Varinlioğlu, A., Pala, F. and Seddigh, E.**, 1991, ¹³⁷Cs and ^{239,240}Pu concentrations in the Black Sea, NATO Publication Luer Academic Press, *Black Sea Oceanography*, 302-314.
- Portakal, S. and Varinlioğlu, A.**, 1992, Plutonium level in Black Sea sediment, In : *Final Report of Radioactive Pollution of Black Sea*, 49-53, TAEK-ÇNAEM, April.
- Portakal, S., Varinlioğlu, A.**, 1992, Natural and artificial radionuclides in the fluffy layer of the Black Sea surface sediment, In : *Final Report of Radioactive Pollution of Black Sea*, 56-57, TAEK-ÇNAEM, April
- Pourcel, L.**, 1925, La moule commestible de la medditerranee septentreonale *Mytilus galloprovincialis*, Anes de la Societe D'istorire naturelle de Toulon, Toulon.
- Renfro, W.C.**, 1963, Gas bubble mortility of fishes in Galveston Bay, Texas, *Trans. Am. Fish. Soc.*, 92, p 320-322.
- Renfro, W.C. and Fowler, S.W.**, 1973, General recommendation for designing marine radioecological experiments, *Health Physics*, 24, 572-573.
- Renzoni, A.**, 1963, Richerche ecologiche ehidrobiologiche su *Mytilus galloprovincialis*, Lam. Nel golfo di Napoli, Boll. Pesca; Piscis Idrobiol.
- Riedl, R.**, 1983, Fauna und flora des mittelmeeeres; ein systematischer meeres führer für biologen und naturfreunde; Hamburg und Berlin.

- Ruzsa, G., 1998, Natural and Artificial Radionuclides in North-Western Black Sea Basin, IAEA-SM-354/24; *Int. Symposium on Marine Pollution*, Extended Synopses, p 43.
- Saykı, N., 1991, Boğaziçi Bölgesi alg ve sedimentlerinde ağır metal tayini, *Yüksek Lisans tezi*, İ.Ü.Deniz Bilimleri ve Coğrafya Ens.
- Sawidis, T., 1996, Radioactive Pollution in Freshwater Ecosystem from Macedonia, Greece, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 30, 100-106.
- Schulte, E.N., 1997, Design of laboratory radiotracer studies in marine radioecology, *Strategies and methodologies for applied marine radioactivity studies*, 131-150.
- Shimizu, M., 1975, Procedures for radioecological studies with molluscs, *Design of Radiotracer experiments in marine biological systems*, Tech. Rep. Ser. no 167, 121-136, IAEA.
- Sholkovitz, E.R. and Mann, D.R., 1987, ^{239,240}Pu in Estuarine and Shelf Waters of the North-Eastern United States, *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 25, 413-434.
- Shteinman, B.S., Kamenir, Y.G., 1998, The use of natural radioactivity for tracing sediments in river mouths and coastal zones, , IAEA-SM-354/24; *Int. Symposium on Marine Pollution*, Extended Synopses, p 420.
- Snedecor, G. W., Cochran, W. G., 1967, *Statistical Methods*, Sixth Edition, The Iowa State Univ., USA:
- Spencer, D.W., Brewer, P.G., Fleer, A., Honjo, S., Krishnaswami, S. and Nozaki, Y. 1978, Chemical fluxes from a sediment trap experiment in the deep Sargass Sea, *Journal of Marine Research*, V. 36, p. 493-523.
- Stanners, D.A. and Aston, S.R. 1981, ¹³⁴Cs: ¹³⁷Cs and ¹⁰⁶Ru: ¹³⁷Ru Ratios in Intertidal Sediments from the Cumbria and Lancashire Coasts, England, *Estuarine and Shelf Science*, 13, 409-417.
- Suzuki, Y., Nakahara, M., Nakamura, R. and Ueda, T., 1979, Roles of food and sea water in the accumulation of radionuclides by marine fish, *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 45 (11), p. 1409-1416

- Swift, D., 1995, A laboratory study of $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am and $^{243,244}\text{Cm}$ depuration by edible winkles (*Littorina littorea* L.) from the Cumbrian Cosat (NE Irish Sea) radiolabelled by the Sellafield Discharges, *J. Environ. Radioactivity*, 27, p. 13-33.
- Thein, M., Ballestra, S., Yamato, A., Fukai, R., 1980, Delivery of transuranic elements by rain to the Medditerranean Sea, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 44, No 8, pp 1091-1097.
- Thiels, G.M. and Vanderborght, D.L.J., 1980, Distribution of ^{241}Am in the freshwater snail *Lymnaea stagnalis* L. and water acidity, *Health Physics*, Vol 39, p 679-682.
- Tolunay, M.A., 1953, Omurgasızlar, Cilt 1, A. Ü. Fen Fak. Yay., Istanbul.
- Topcuoğlu, S., 1979, The loss (in field and under laboratory conditions) of ^{65}Zn by the postlarval rudd, *Scardinius erythrophthalmus* L., *Chemosphere* No 4., p 177-179.
- Topcuoğlu, S. and Fowler, S.W., 1984, Factors affecting the biokinetics of technetium (^{95m}Tc) in marine macroalgae, *Marine Env. Research*, 12, 25-43.
- Topcuoğlu, S., 1986, Deniz kirlenmesi olayı ile fitoplankton organizma ilişkisi, TAEK, ÇNAEM, *Teknik rapor*, no 35.
- Topcuoğlu, S. Birol, E. and Ünlü, M.Y., 1987, Factors affecting the accumulation and elimination of silver (^{110m}Ag) in marine isopods, *Marine Environmental Research*, 21, 189-198.
- Topcuoğlu, S., Bulut, A.M., Kıbrıslı, N., Küçükcezzar, R. ve Köse, N., 1988, Çernobil kazasından sonra Karadeniz balıklarında yapılan radyokolojik çalışmalar, 1. Ulusal Medikal Fizik Kongresi Kitabı, 264-268.
- Topcuoğlu, S., Ünlü, M.Y., Sezginer, N., Sönmez, M., Bulut, A.M., Küçükcezzar, R., ve Köse (Güngör), N., 1990, Karadeniz, Boğaziçi ve Marmara Denizi ürünlerinde Çernobil Sonrası Yapılan radyoaktivite ölçümleri, III. Ulusal Nükleer Bilimler Kongresi Bildiri Kitabı, s 751-759.
- Topcuoğlu, S., Kut, D., Esen, N. and Küçükcezzar, R., 1995, Radioactivity and trace element levels in sediments of the Black Sea, *Rapp. Comm. Int. Mer. Medit.* 34, 232.

- Topcuoğlu, S., Güven, K.C., Küçükcezzar, R., Kut, D., Esen, N., 1996,** Natural depuration rate and concentration of ^{137}Cs radionuclide in Black Sea macro algae, *J. Radioanal. Nucl. Chem. Letters*, 214(4), 319-325.
- Topcuoğlu, S. and Van Dowaen, A.M., 1997,** A study on the elimination of ^{137}Cs in mussels under contaminated fields and laboratory conditions, *Toxicol. and Environ. Chem.*, v. 58, p 217-222.
- Tuğrul, A.B., 1995,** A new approach for calculating the geometry factor for flow measurements with radioactive tracers, *Kerntechnik*, 60, 5-6.
- Uysal, H., 1970,** Türkiye sahilllerinde bulunan midyeler "*Mytilus galloprovincialis Lamarck*" üzerinde biyolojik ve ekolojik araştırmalar, Ege Üniv. Fen Fak., İlmi raporlar serisi, no 79, Bornova, İzmir.
- Uysal, H., 1970,** A study on the levels of natural gross beta radioactivity of some mollusc species and their sediments from İzmir and Aliğa Bays, Ege Üniv. Science fac., Dept. of Biology, Hydrobiology Section, Bornova, İzmir, Turkey.
- Varinlioğlu, A., Köse, A., Çevik, U., Kopya, A.I., Altunbaş, M. and Karal, H., 1995,** Levels of natural and artificial radioactivity in sediments in the Eastern Black Sea of Turkey, *J. Radional. Nucl. Chem. Letters*, 201 (1), 31-37.
- Veleva, B., Kolarova, M., Mungov, G., Galabov, N., 1998,** Variations of the Concentrations of some Radionuclides Along the Bulgarian Black Sea Coastal Zone, *International seminar on the use of Isotope Techniques in Marine Environmental Studies*, IAEA-SR-194/21; Athens; Greece; 11-12 Nov., 1996.
- Villie, C.A., 1979,** Genel Biyoloji, Milli Eğitim Basımevi, Modern mat. ve fen kitapları 121, İstanbul.
- Vilquin, A., Fowler, S.W., Renfro, W.C., 1975,** Procedures for radioecological studies with marine benthic invertebrates, *Design of radiotracer experiments in marine biological systems*, IAEA Tech. Rep. Series, no 167, p 107-119.
- Voitsekhovitch, O., Kanivets, V., Simov, V., Fetisov, L., 1996,** Experimental Studies of the Radionuclide Flux from Rivers and Radionuclide-Sediment Interaction in the Black Sea, IAEA, Research Contract no 7330/R2/RB, Final report, Kiev-Ukraine

- Volchok, H.L., Bowen, V.T., Folsom, T.R., Broecker, W.S., Schuert, E.A., Bien, G.S.**, 1971, Oceanic distributions of radionuclides from nuclear explosions, Chapter 3, Radioactivity in the Marine Environment, National Academy of Sciences, Washington.
- Voznoya, N.F.**, 1981, Chemistry of water & Microbiology, Mir publishers, Moscow, p 347.
- Wagner, H.N., Walton, W.W., Jacquez, J.**, 1969, Mathematics. In: Principles of nuclear medicine (Wagner, H.N. (Ed)). Saunder, W.B. Co., 23.
- Weisz, P.B. and Fuller, M.S.**; 1962, The science of botany, New York, San Francisco, Toronto, London, (McGraw-hill book company, INC).
- Whitehead, N., Ballestra, S., Holm, e., Huynh-Ngoc, L.**, 1988, Chernobyl radionuclides in Shellfish, *J. Environm. Radioact.*, 7, 107-121.
- Wilbur, K.M. and Yonge, C.M.**, 1964, Physicology of mollusca, Academic Press, New York.
- Zattera, A., Bernhard, M., Galli, C.**, 1975, Radiotracer experiments with benthic marine algae, *Design of radiotracer experiments in marine biological systems*, Tech. rep. ser. no 167, 85-105, IAEA.
- Zeybek, N., Güner, H. ve Aysel, V.**, 1993, Türkiye deniz algleri/ The marine algae of Turkey, *Proceedins of the V. Optima meeting*, p. 169-197.

1964 yılında İstanbul'da doğdu. 1986 yılında İ.T.Ü. Fizik Mühendisliği Bölümünden mezun oldu. 1989 yılında İ.T.Ü. Radyobiyoloji ve Sağlık Fizigi Anabilimdalında yüksek lisans tezini tamamladı.

1987 yılında ÇNABEM Radyobiyoloji Bölümünde çalışmaya başladı. Halen aynı yerde çalışmaya devam etmektedir.

1987 yılında "Abacos II Body Burden System Operation", 1994 yılında "Regional Training Course on Strategies and Methodologies for Applied Marine Radioactivity and Environmental Isotope Studies for the Black Sea", 1996 yılında "Workshop on Assessment of Alpha Emitters" ve aynı yıl "International seminar on the Use of Isotope Techniques in Marine Environment Studies" isimli seminer ve kurslara katılmıştır.

Ayrıca Macaristan'da "Radiation Protection" konulu 2 aylık ve Monaco (MEL) Marine Environment Laboratory programında "Radionuclides and Radiation in Aquatic Biology" konulu 3 aylık eğitim programlarını tamamlamıştır.

5 tane Science Citation Index'de yer alan dergilerde yayınlamış makale olmak üzere 13'ü İngilizce yayın, toplam 20 yayını vardır. Çok sayıda yurt içi ve yurt dışı projelerde araştırmacı olarak görev almıştır. Halen "Transfer of ^{134}Cs , ^{85}Sr and ^{210}Po from soil to maize and black cabbage crops" isimli IAEA projesinin yürütücülüğü görevini yapmaktadır.

İngilizce bilmekte olup, evli ve bir çocuk annesidir.