



**İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

DOKTORA TEZİ

**İSTANBUL BOĞAZI VE HALIÇ BİYOTA VE
SEDİMENTİNDE RADYONÜKLİD ANALİZİ**

Araş Gör. Önder KILIÇ

**Danışman
Prof. Dr. Yavuz ÇOTUK**

Kasım, 2010

İSTANBUL



**İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

DOKTORA TEZİ

**İSTANBUL BOĞAZI VE HALIÇ BİYOTA VE
SEDİMENTİNDE RADYONÜKLİD ANALİZİ**

Araş. Gör. Önder KILIÇ


**Danışman
Prof. Dr. Yavuz ÇOTUK**


Kasım, 2010

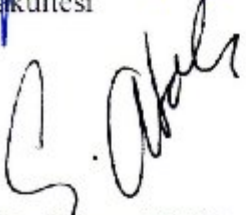
İSTANBUL

Bu çalışma 05/11/2010 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Biyoloji Anabilim Dalı Radyobiyojji programında Doktora Tezi olarak kabul edilmiştir.


Tez Jürisi


Prof. Dr. Yavuz ÇOTUK (Danışman)
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi


Prof. Dr. Tulay ENGİZEK
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi


Prof. Dr. Çimen ATAK
İstanbul Kültür Üniversitesi
Fen Edebiyat Fakültesi


Prof. Dr. Tuncay ORTA
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi


Doç.Dr. Aysun UĞUR GÖRGÜN
Ege Üniversitesi
Nükleer Bilimler Enstitüsü

Bu alışma İstanbul Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yürütücü Sekreterliğinin 2880 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

Yüksek lisans tezimde olduğu gibi doktora tezimde sağladığı her türlü destek ve yardımdan dolayı çok değerli hocam Prof. Dr. Yavuz Çotuk'a en içten dileklerle teşekkür ederim. 2003 yılından bu yana birlikte çalıştığım değerli dostum Araş. Gör. Dr. Murat Belivermiş'e çalışmanın her aşamasında sağladığı katkı ve yardımdan dolayı minnettarım. Birlikte daha çok güzel işler yapacağımıza inanıyorum.

Bu çalışmanın başlangıcından bitimine kadar her anlamda desteğini sağlayan değerli hocam Dr. Sayhan Topçuoğlu'na çok teşekkür ederim. Çalışmanın arazi aşamasında yardımlarını esirgemeyen değerli dostlarım Araş. Gör. Cem Dalyan, Bülent Ergin ve Emre Yemişken'e özverilerinden dolayı müteşekkirim. Ayrıca, laboratuvar aşamasında sağladıkları katkılardan dolayı Gülşah Kalaycı, Didem Peştrelî, Furkan Gözel, Gizem Akman, Deniz Erol, Burcu Çelikel, Merve Ağbaş ve Simge Arkan'a ne kadar teşekkür etsem azdır.

Bu çalışmamın uygulama kısmını destekleyen İstanbul Üniversitesi'ne teşekkürü borç bilirim.

Kasım, 2010

Önder KILIÇ

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ	i
İÇİNDEKİLER	ii
ŞEKİL LİSTESİ.....	iv
TABLO LİSTESİ	v
SEMBOL LİSTESİ	vii
ÖZET	viii
SUMMARY	ix
1. GİRİŞ	1
2. GENEL KISIMLAR.....	3
2.1. DENİZEL ORTAMLARIN DOĞAL VE YAPAY RADYOAKTİVİTE KAYNAKLARI.....	3
2.1.1. Doğal Radyoaktivite Kaynakları	3
2.1.2. Yapay Radyoaktivite Kaynakları	5
2.2. AKDENİZ MİDYESİNİN GENEL ÖZELLİKLERİ	9
2.3. MİDYELERDE RADYONÜKLİD BİRİKİMİ İLE İLGİLİ YAPILMIŞ ÇALIŞMALAR	10
2.4. SEDİMENTİN GENEL ÖZELLİKLERİ	12
2.5. SEDİMENTTE RADYONÜKLİD BİRİKİMİ İLE İLGİLİ YAPILMIŞ ÇALIŞMALAR	13
3. MALZEME VE YÖNTEM	16
3.1. ÖRNEKLEME VE ÖRNEKLEME İSTASYONLARI	16
3.2. MATERYALİN ANALİZE HAZIRLANMASI	18
3.1.1. Midye Örneklerinin Analize Hazırlanması	18

3.1.2. Sediment Örneklerinin Analize Hazırlanması	19
3.3. GAMA SPEKTROMETRİK ANALİZ YÖNTEMİ	21
3.4. AKTİVİTE KONSANTRASYONLARININ HESAPLANMASI	25
3.5. SONUÇLARIN İSTATİSTİKSEL ANALİZİ	28
4. BULGULAR	29
4.1. SEDİMENT VE MİDYELERDE BULUNAN RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYONLARI.....	31
4.2. RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYONLARININ MEVSİMSEL DEĞİŞİMİ	42
5. TARTIŞMA VE SONUÇ	48
5.1. MİDYEDE BULUNAN RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYON DEĞERLERİNİN YAPILMIŞ ÇALIŞMALARLA KARŞILAŞTIRILMASI ..	48
5.2. SEDİMENTTE BULUNAN RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYON DEĞERLERİNİN YAPILMIŞ ÇALIŞMALARLA KARŞILAŞTIRILMASI ..	53
5.3. MİDYE VE SEDİMENTTE BULUNAN RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYONLARININ KARŞILATIRILMASI.....	58
5.4. RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYONLARININ MEVSİMSEL DEĞİŞİMİ İLE İLGİLİ YAPILMIŞ ÇALIŞMALAR.....	59
KAYNAKLAR	63
ÖZGEÇMİŞ	73

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 3.1	: Örnekleme alanı ve istasyonları.....	17
Şekil 3.2	: 170 ml'lik ölçüm kabında midye iç dokusu ve 1 l'lik Marinelli kaptaki midye kabuk dokusu örnekleri.....	18
Şekil 3.3	: 170 ml'lik ölçüm kabında < 63 µm sediment fraksiyonu ve 1 l'lik Marinelli kaptaki > 63 µm sediment fraksiyonu örnekleri.....	20
Şekil 3.4	: Radyonüklid aktivite ölçümlerinin yapıldığı gama spektrometresinin şematik şekli.....	22
Şekil 3.5	: Tipik bir gama spektrumu ve ölçülen radyonüklidlere ait piklerin görünüşü.....	24
Şekil 3.6	: Spektrumda bulunan tipik bir fotopik.....	25
Şekil 3.7	: Yüksek saflıkta Ge dedektöre ait verim eğrisi.....	26
Şekil 3.8	: 170 ml'lik standart kaynağa ait verim eğrisi.....	27
Şekil 3.9	: 1 l'lik Marinelli standart kaynağa ait verim eğrisi.....	28
Şekil 4.1	: Radyoaktivite konsantrasyonlarının sediment örneğinin her iki fraksiyonunda (< 63 µm ve > 63 µm) mevsimlere göre dağılımı.....	42
Şekil 4.2	: Radyoaktivite konsantrasyonlarının midye içi (Mİ) ve kabuk (MK) dokularında mevsimlere göre dağılımı.....	44

TABLO LİSTESİ

Tablo 3.1	: Örnekleme istasyonları ve koordinatları.....	17
Tablo 3.2	: Standart referans kaynak ölçüm sonuçları.....	24
Tablo 4.1	: Kasım ayı örnekleme istasyonlarına ait su örneklerinin fiziko-kimyasal parametreleri	29
Tablo 4.2	: Şubat ayı örnekleme istasyonlarına ait su örneklerinin fiziko-kimyasal parametreleri	29
Tablo 4.3	: Mayıs ayı örnekleme istasyonlarına ait su örneklerinin fiziko-kimyasal parametreleri	29
Tablo 4.4	: Ağustos ayı örnekleme istasyonlarına ait su örneklerinin fiziko-kimyasal parametreleri	30
Tablo 4.5	: Kasım ayı örnekleme istasyonlarına ait sediment fraksiyonlarında (< 63 µm ve > 63 µm) organik madde yüzdeleri ve pH değerleri	30
Tablo 4.6	: Şubat ayı örnekleme istasyonlarına ait sediment fraksiyonlarında (< 63 µm ve > 63 µm) organik madde yüzdeleri ve pH değerleri	30
Tablo 4.7	: Mayıs ayı örnekleme istasyonlarına ait sediment fraksiyonlarında (< 63 µm ve > 63 µm) organik madde yüzdeleri ve pH değerleri	31
Tablo 4.8	: Ağustos ayı örnekleme istasyonlarına ait sediment fraksiyonlarında (< 63 µm ve > 63 µm) organik madde yüzdeleri ve pH değerleri.....	31
Tablo 4.9	: Kasım ayı örneklemede elde edilen < 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg ⁻¹)	33
Tablo 4.10	: Şubat ayı örneklemede elde edilen < 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg ⁻¹)	33
Tablo 4.11	: Mayıs ayı örneklemede elde edilen < 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg ⁻¹)	34
Tablo 4.12	: Ağustos ayı örneklemede elde edilen < 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg ⁻¹)	34
Tablo 4.13	: Kasım ayı örneklemede elde edilen > 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg ⁻¹)	35
Tablo 4.14	: Şubat ayı örneklemede elde edilen > 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg ⁻¹)	35
Tablo 4.15	: Mayıs ayı örneklemede elde edilen > 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg ⁻¹)	36
Tablo 4.16	: Ağustos ayı örneklemede elde edilen > 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg ⁻¹)	36
Tablo 4.17	: Kasım ayı örneklemede toplanan midye içi örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg ⁻¹)	37
Tablo 4.18	: Şubat ayı örneklemede toplanan midye içi örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg ⁻¹)	37
Tablo 4.19	: Mayıs ayı örneklemede toplanan midye içi örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg ⁻¹)	38
Tablo 4.20	: Ağustos ayı örneklemede toplanan midye içi örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg ⁻¹).....	38
Tablo 4.21	: Kasım ayı örneklemede toplanan midye kabuk örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg ⁻¹).....	39

Tablo 4.22	: Şubat ayı örneklemesinde toplanan midye kabuk örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları ($Bq\ kg^{-1}$).....	39
Tablo 4.23	: Mayıs ayı örneklemesinde toplanan midye kabuk örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları ($Bq\ kg^{-1}$).....	40
Tablo 4.24	: Ağustos ayı örneklemesinde toplanan midye kabuk örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları ($Bq\ kg^{-1}$).....	40
Tablo 4.25	: Sediment örneklerinin her iki fraksiyonu ($< 63\ \mu m$ ve $> 63\ \mu m$) için en düşük, en yüksek, ortalama ve standart sapma değerleri	41
Tablo 4.26	: Midye içi (Mİ) ve kabuk (MK) dokularında en düşük, en yüksek, ortalama ve standart sapma değerleri.....	41
Tablo 4.27	: Sediment örneklerinde radyonüklid konsantrasyonları, organik madde ve pH değerleri arasında elde edilen Pearson korelasyon katsayıları	46
Tablo 4.28	: Midye içi ve kabuk dokularında radyonüklid konsantrasyonları ve suyun fiziko-kimyasal parametreleri (pH, sıcaklık, tuzluluk, iletkenlik ve çözülmüş oksijen) arasında elde edilen Pearson korelasyon katsayıları.....	47
Tablo 5.1	: Çeşitli çalışmalarda midye iç dokusunda bulunan radyonüklidlerin kuru ağırlık (k.a.) ve yaş ağırlıktaki (y.a.) aktivite konsantrasyonları ($Bq\ kg^{-1}$).....	51
Tablo 5.2	: Çeşitli çalışmalarda sedimentte bulunan radyonüklidlerin kuru ağırlıktaki aktivite konsantrasyonları ($Bq\ kg^{-1}$).....	56

SEMBOL LİSTESİ

A	: aktivite
$f\gamma$: yayınlanma olasılığı
ϵ	: dedektör verimi
m	: kütle
t	: zaman
λ	: bozunma sabiti

ÖZET

İSTANBUL BOĞAZI VE HALIÇ BIYOTA VE SEDİMENTİNDE RADYONÜKLİD ANALİZİ

Bu çalışmada, Akdeniz midyesi (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) ve sediment örneklerinde ekolojik bakımdan önemli olan yapay ve doğal radyonüklidler (^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U) ölçülmüştür. Bu radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonları HPGe (yüksek saflıktaki germanyum) dedektörlü gama spektrometresinde ölçülmüştür.

Midye ve sediment örnekleri mevsimsel olarak İstanbul Boğazı ve Halic'inde, 5 istasyondan 2008 ve 2009 yıllarında toplanmıştır. Sediment örneklerinin partikül büyüklüğü $< 63 \mu\text{m}$ ve $> 63 \mu\text{m}$ olmak üzere iki fraksiyona ayrılmıştır. Böylece, sedimentteki bütün radyonüklidlerin analizi sedimentin bu iki fraksiyonunda yapılmıştır. Midyenin yumuşak ve kabuk dokularında da aynı radyonüklidlerin analizi yapılmıştır. Elde edilen aktivite konsantrasyonları literatürle karşılaştırılmıştır. Ayrıca, midye örneklerindeki tüm radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonları ile sediment örneklerindeki aktivite konsantrasyonları karşılaştırılmış ve midyelerde bulunan aktivite konsantrasyonlarının, tüketicilerin sağlığı açısından risk oluşturmayacak düzeyde olduğu sonucuna varılmıştır.

Bütün örneklerde, ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyonları üzerine mevsimlerin etkisi incelenmiştir. Sediment örneklerinde fiziko-kimyasal parametrelerin (partikül büyüklüğü, organik madde %'si ve pH değeri) radyonüklid birikimi üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Aynı zamanda, örnekleme istasyonlarından alınan su örneklerinde ölçülen fiziko-kimyasal parametrelerin (sıcaklık, tuzluluk, iletkenlik, pH değeri ve çözünmüş oksijen) midyelerin radyonüklid birikimi üzerindeki etkileri de incelenmiştir.

SUMMARY

RADIONUCLIDE ANALYSIS IN SEDIMENT AND BIOTA IN THE BOSPHORUS AND THE GOLDEN HORN

In the present study, activity concentrations of artificial and natural radionuclides (^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th and ^{238}U), which have ecological importance, were measured in the Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) and sediment samples. The activity concentrations of these radionuclides were measured using gamma spectrometer equipped with HPGe (high purity germanium) detector.

Mussel and sediment samples were seasonally collected from 5 stations in the Bosphorus strait and the Golden Horn in 2008 and 2009. Sediment samples were separated to $< 63 \mu\text{m}$ and $> 63 \mu\text{m}$ particle fractions. Thus, the analysis of all radionuclides were carried out in these two fractions of sediment. Also, the analysis of same radionuclides were carried out in soft and shell tissues of mussels. Elevated activity concentrations were compared with the literature. Besides, the activity concentrations of all radionuclides in mussel samples were compared with the activity concentrations in sediment samples and found activity concentrations in mussels were deduced in the nonhazardous level in terms of consumers health.

Seasonal effect on the activity concentrations of ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th and ^{238}U radionuclides was investigated in the all samples. The effect of physico-chemical parameters (particulate fractions, organic matter % and pH value) on the radionuclides accumulation were studied in the sediment samples. At the same time, the effects of measured physico-chemical parameters (temperature, salinity, conductivity, pH value and dissolved oxygen) in collected water samples from the sampling stations on the radionuclides accumulation of the mussels were investigated.

1. GİRİŞ

Yaşadığımız çevrede bütün canlılar devamlı olarak yeryüzünden, yapı malzemelerinden, besinlerden ve hatta vücutlarındaki radyoaktif elementlerden yayılan iyonlaştırıcı radyasyona maruz kalmaktadırlar. İyonlaştırıcı radyasyonların yayılmasına neden olan bu radyoaktif elementler, oluşumlarına göre, doğal olarak bulunan ve yapay olarak üretilen radyonüklidler olmak üzere iki grup şeklinde sınıflandırılabilirler. Günümüze kadar yapılan birçok çalışmada doğal ve yapay radyonüklidler incelenerek bunların çevresel etkileri anlaşılmasına çalışılmıştır.

Denizel radyoaktif kirliliğin ortaya konmasında en çok incelenen materyaller, denizel ortamın ana biriktiricisi olan sediment ve iyi bir biyoindikatör organizma olarak bilinen midyedir. Bu çalışmada sediment ve Akdeniz midyesi (*Mytilus galloprovincialis*) örneklerinde ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U aktivite konsantrasyonlarının birikimleri belirlenerek bu birikim üzerinde etkili olan fiziko-kimyasal faktörler tartışılmıştır.

Tez çalışmasının ilk bölümünde literatür araştırmasına dayanarak denizel ortamların doğal ve yapay radyoaktivite içeriği ile ilgili genel bilgiler verilmiştir. Ayrıca radyoaktivite birikiminin belirlenmesinde midye ve sediment örneklerinin kullanılmasının nedenlerinden bahsedilmiştir. Malzeme ve yöntem bölümünde ise sediment ve midye örneklerinin araziden toplanması, sediment örneklerinin fiziko-kimyasal parametrelerinin (partikül boyutu, pH değeri ve organik madde yüzdesi) belirlenmesinde kullanılan yöntemler, tüm örneklerin radyoaktivite ölçümü için hazırlanması ve gama spektrometresinde ölçümü anlatılmıştır. Çalışmanın son bölümünde ise elde edilen sonuçlar ve bu sonuçların literatür verilerine dayanarak değerlendirilmesi bulunmaktadır.

Bu çalışmanın amacı, besin olarak tüketilen midyenin en fazla toplandığı İstanbul Boğazı'nda ve temizlenme sürecine giren İstanbul Halici'nde belirlenen istasyonlardan toplanan midye (*M. galloprovincialis*) ve sediment örneklerinde yapay bir radyonüklid

olan ^{137}Cs ile birlikte doğal olarak bulunan ^{232}Th ve ^{238}U serileri ve ^{40}K radyonüklidinin aktivite konsantrasyonlarını belirlemektir. Bununla beraber, sediment ile midye arasında biriktirdikleri radyonüklidler bakımından bir karşılaştırma yapmaktır. Diğer bir amaç ise 5 istasyonda mevsimsel olarak yapılan örneklemelelerde ölçülen radyonüklidlerin alınan örneklerdeki birikimini mevsimsel anlamlılık açısından irdelemektir. Ayrıca, yaşadıkları ortamın suyunu süzerek beslenen midyelerde, suyun fiziko-kimyasal parametrelerinin (pH, sıcaklık, tuzluluk, iletkenlik ve çözünmüş oksijen) radyonüklid birikimi üzerindeki etkilerini araştırmaktır. Benzer şekilde, sedimentlerin fiziko-kimyasal özelliklerinin (partikül büyüklüğü, organik madde yüzdesi ve pH değeri) sedimentte radyonüklid birikimi üzerindeki etkilerini incelemektir.

2. GENEL KISIMLAR

2.1. DENİZEL ORTAMLARIN DOĞAL VE YAPAY RADYOAKTİVİTE KAYNAKLARI

Deniz kirliliği, küresel boyutta çevresel bir sorun oluşturmaktadır. Dünya genelinde deniz kirliliğinin artışı nedeniyle denizel çevrede kirleticilerin kontrol yöntemlerinin geliştirilip rutin olarak izlenmesinin yaygınlaştırılması çok önemlidir. Denizel ortama giren kirleticilerin kimyasal formu deniz suyunda değişmeden kalabilmekte, oksitler veya tuzlar meydana getirip bu bileşiklerin şekline göre az veya çok oranda canlıların bünyesine girebilmekte veya sedimentasyonla su sütunundan çökelerek dip sedimentinde birikebilmektedir (Diez ve diğ., 2005; Manan, 2008). Bu kirleticilerin bir bölümünü radyoaktif kirleticiler oluşturmaktadır. Denizel ortamlar atmosferden doğrudan maruz kaldığı radyonüklidlere ek olarak yüzey topraklarında birikmiş olan doğal ve yapay radyonüklidlerin büyük bir kısmını bağlantılı nehirler ve sel suları yoluyla almaktadır (Akram ve diğ., 2006; Ligerio ve diğ. 2006). Denizel ortamlara ulaşan radyonüklidler deniz ekosisteminde (su, sediment ve biyota) birikebilmekte ve bu radyonüklidler su-sediment-biyota üçlüsü boyunca insanlara kadar taşınabilmektedir (Akram ve diğ., 2006). Tüm bu nedenlerden dolayı, doğal ve yapay radyonüklidlerin deniz ekosistemindeki nitel ve nicel analizi, çevresel izleme (monitoring) ve nükleer güvenlik için gerekmektedir (Eisenbud ve Gesell, 1997).

2.1.1. Doğal Radyoaktivite Kaynakları

Doğal radyonüklidler, deniz ve okyanuslarda karasal ekosistemlere oranla daha homojen bir şekilde dağılmaktadır (Benhard ve Zatterra, 1975). Birleşmiş Milletler tarafından yayımlanan bir çalışmada insanların maruz kaldığı radyasyonun % 85'inin doğal kaynaklardan ve % 15'inin ise yapay kaynaklardan geldiği bildirilmiştir (UNSCEAR, 2000). Zemin radyasyonunun karasal ekosistemlerdeki dağılımı doğal radyonüklidleri içeren toprak ve kayaların yapılarına bağlı olarak değişmektedir. İnsanların maruz kaldığı dış ışınlamanın ana kaynağını doğal olarak bulunan

radyonüklidlerden yayılan gama radyasyonu oluşturmaktadır (Abdi ve diğ., 2008). Bu şekilde maruz kaldığımız doğal radyoaktivite düzeyi özellikle jeolojik ve coğrafik şartlara bağlı olarak değişmektedir (Mamaney ve Khater, 2004).

Yerdeki doğal radyoaktiviteyi başlıca, oluşumundan bu yana yerin yapısında bulunan ^{232}Th , ^{235}U , ^{238}U , ^{40}K ve ^{87}Rb gibi primordial radyonüklidler meydana getirmektedir. Ancak bu radyoaktiviteye en yüksek katkıyı ^{238}U ve ^{232}Th bozunma serilerinde bulunan radyonüklidler sağlamaktadır (UNSCEAR, 2000). Çevrede bulunan bu radyoaktiviteye kozmik ışınlar ve kozmojenik radyonüklidler gibi eksternal kaynaklar da katkıda bulunmaktadır (Kurnaz ve diğ., 2007). Doğal olarak bulunan radyonüklidlerin cins ve bollukları hakkında elde edilecek bilgi; radyasyon dozunun ekosistemler üzerindeki etkisinin değerlendirilmesi açısından önem taşımaktadır (Holtzam, 1966).

Doğal radyonüklidler içerisinde uranyum ve toryum radyonüklidleri genel olarak benzer jeokimyasal özelliklere sahiptir. Bu radyonüklidler, zirkon ve monazit içeren çeşitli minerallerde bolca bulunabilmektedir. Uranyum ve toryum sucul çevrelerde +4 ve +6 oksidasyon durumlarında bulunurlar. Toryumun +4 formu kolayca çözülebilir ve aynı zamanda hızlıca adsorbe olabilir veya çökelebilir. Dolayısıyla sucul ortamlarda toryumun çözülmüş konsantrasyonu çok düşüktür (Lima ve diğ., 2005). Karasal materyallerden süzülerek denizel çevreye giren uranyum, kompleks bir iyon formuna dönüşmekte ve çökelen partiküllere adsorbe olmaktadır (Hoda ve diğ., 2010). Uranyum oksik sularda daha fazla çözülebilir ve hareketlidir. Çözülmüş CO_2 varlığında, uranyumun +6 değerlikli formu uranil karbonat veya uranil fosfat bileşiklerini oluşturmakta ve böylece çözünürlüğü artmaktadır (Lima ve diğ., 2005). Uranil formundaki uranyum, karbonat veya fosfat bileşiklerini oluşturarak organizmalar tarafından absorbe edilebilmektedir (Schott ve diğ., 2005).

Uranyumun başlıca iki radyoizotopu ^{235}U ve ^{238}U olup çevrede ^{235}U 'in, ^{238}U 'e göre bolluk oranı 1/138 olarak belirtilmektedir (Lima ve diğ., 2005). Genel olarak fosfat yatakları, volkanik kayalar ve granit kayalar uranyum ve toryumu daha yüksek miktarlarda içermektedirler. Bu radyonüklidler kireçtaşı gibi tortul kayalarda daha düşük konsantrasyonlarda bulunmaktadır (Lima ve diğ., 2005). Bu kayalar ve içerdikleri radyonüklidler, nehirler vasıtasıyla denizel ortamlara doğrudan veya aşınma sonucu

dolaylı yoldan taşınmakta ve böylece denizel ortamlar için çözünmüş uranyumun ana kaynağını oluşturmaktadırlar (Goldberg ve diğ., 1971). Çevremizde fosfatlı gübre kullanımı, fosil yakıt endüstrisi, uranyum cevherinin yeryüzüne çıkarılması, deterjan veya fosfat endüstrisi ve nükleer teknolojinin yeryüzünde yaygınlaşması denizel ekosisteme U ve Th'nin girişini arttırmıştır (Ergül ve diğ., 2006). Biyolojik açıdan bakıldığında U ve Th elementlerinin ikisi de canlılar için gerekli olmamakla birlikte bu iki elementin radyoaktif formları dış ışınlama kaynağı olarak etkili olmaktadır (Lima ve diğ., 2005).

Potasyum, birçok kayayı oluşturan minerallerin ana bileşeni olup volkanik kayalarda yaygın olarak bulunmaktadır. Potasyum, yüzey sularının pH ve Eh (iletkenlik) koşullarının geniş aralıklarında yüksek derecede çözülebilir formda bulunmaktadır. Ancak kil mineralleri tarafından tutulması hareketini sınırlandırmaktadır. ⁴⁰K ise stabil potasyumun radyoizotop formlarından çevrede en çok bulunanıdır. Çevredeki toplam potasyumun % 0.01119'luk kısmını oluşturmaktadır. Yüksek potasyum içeriğine sahip birçok kayaç çeşidinin varlığı düşünüldüğünde, ⁴⁰K radyonüklidinin insanların maruz kaldığı toplam radyoaktivitenin önemli bir kısmını oluşturduğu açıktır. Biyolojik açıdan değerlendirildiğinde K bütün organizmalar için gerekli bir elementtir ve özellikle sinir sisteminin fonksiyonunu yerine getirmesi açısından önemlidir. Potasyumun çevreye ekstradan girişi gübre kullanımı ve rüzgarla taşınan jeolojik toz bulutu ile olmaktadır (Lima ve diğ., 2005).

Genel olarak doğal radyonüklidlerin belirli seviyelerinin denizel çevreye yayılımı; nükleer tıp, araştırma, endüstri ve tarım alanlarında radyoizotopların üretimi ve uygulanması, cevher çıkarma, çıkarılan radyoaktif cevherin öğütülmesi, işlenmesi ve zenginleştirilmesi, nükleer yakıt üretimi ve yakıt dönüşüm işlemleri esnasında olabilmektedir (Akram ve diğ., 2007).

2.1.2. Yapay Radyoaktivite Kaynakları

Nükleer fiziğin gelişmesi ile birlikte nükleer uygulamaların çoğalması çevresel radyoaktivitede belirli bir artışa sebep olmuştur (Abdi ve diğ., 2008). Bu nükleer faaliyetler; atmosferik ve yer altı nükleer silah denemeleri, nükleer tesislerdeki kazalar (Three Miles Island ve Çernobil gibi), kıyasal ve karasal nükleer santraller, araştırma

reaktörleri, nükleer deniz altı gemileri ve radyoaktif atık boşaltma alanlarından oluşmaktadır (Akram ve diğ., 2007; Kurnaz ve diğ., 2007). Bütün bu nükleer etkinlikler sonucu oluşan küresel radyoaktif serpinti çevrede zemin radyasyonunun düzeyini arttırmaktadır.

1945 ve 1980 yılları arasında toplam 528 nükleer silah denemesinin yapıldığı belirtilmiş olup bu denemeler sonucunda açığa çıkan toplam fisyon ürününün 427.9 Mt (TNT) olduğu rapor edilmiştir (Norris ve Arkin, 1996). Bu denemelerden yayılan nükleer serpinti, denizel ve karasal çevrede ölçülmekte olan yapay radyoaktivitenin ana kaynağını oluşturmuştur. Ancak, deniz ekosistemine yapay radyonüklidlerin girişi, özellikle 1950'li yılların sonu ve 1960'lı yılların başında atmosferde yapılan nükleer silah denemelerinden yayılan serpintiye bağlı olarak meydana gelmiştir (UNSCEAR, 1982; UNSCEAR, 1990). Yapılan nükleer denemeler daha çok kuzey yarım kürede gerçekleştirildiği için küresel radyoaktif serpentinin yaklaşık olarak % 76'sı kuzey yarım kürede ve % 24'ü ise güney yarım kürede birikmiştir (Livingston ve Povinec, 2000).

Çevresel örneklerde özellikle ^{137}Cs gibi fisyon ürünü radyonüklidlerin seviyelerinin belirlenmesi ile bu radyonüklidlerin atmosferik sirkülasyonları hakkında bilgi edinilebilir. Yapılan çalışmalarda, ^{137}Cs radyonüklidinin büyük bir kısmının kuzey yarım küreye yayılıp orada biriktiği buna karşın, kısmen stratosferik sirkülasyon boyunca güney yarım küreye de taşındığı belirtilmiştir (Fabian ve diğ., 1968; Ehhalt ve Haumacher, 1970; Kogan ve diğ., 1971; Villela, 1986; Eisenbud, 1987; Vianello ve Alves, 1991). Troposferik radyoaktif serpinti, meydana geldiği yarıkürede kalma eğilimindedir. Bunun nedeni, ekvatorda oluşan hava akımlarının kuzey yarım kürede bulunan fisyon ürünlerinin güney yarım küreye girişini engellemesidir. Ancak, sadece kuzey yarım küredeki daha güçlü patlamalar ve daha yükseklerde yapılan denemeler sonucu stratosfere ulaşabilen radyonüklidler güney yarım küreye ulaşabilmiştir (Godoy ve diğ., 1998). Her iki yarıkürede meydana gelen radyoaktif serpinti, orta enlem derecelerinde (40^0 - 50^0) yere dönmeye başlayarak kutup bölgelerine (90^0) kadar uzanan kuşakta yani, subtropikal ve kutup bölgelerinde tropikal bölgeye oranla daha etkili olmuştur (Livingston ve Povinec, 2000).

Denizel ortamların başlıca yapay radyonüklid kaynağını küresel radyoaktif serpinti oluşturmaktadır. Bunun yanı sıra, nükleer endüstriden oluşan nispeten düşük radyoaktiviteli atığın denize boşaltılması, nükleer deniz altı gemileri, sahil ve karada bulunan nükleer santraller nedeniyle biyota boyunca ve deniz suyunun hareketleri ile diğer alanlara radyoaktivite yayılımı gerçekleşmektedir (Duran, 1999; Livingston ve Povinec, 2000). Denizel ortama ulaşan radyonüklidler denizel ekosistemin yapısal unsurları olan su, sediment ve organizmalarda birikmektedir (Templeton ve Preston, 1966; Nagaya ve Saiki, 1967).

1986 yılının Nisan ayında meydana gelen Çernobil nükleer santral kazası sürecinde yayılan toplam radyoaktif materyalin aktivite değeri 12×10^{18} Bq olarak hesaplanmıştır. Çernobil kazası boyunca 20'den fazla radyonüklidin önemli miktarları denizel çevreye girmiştir, ancak günümüze kadar bu radyonüklidlerin sadece birkaçının denizel ortamlardaki dağılımı incelenmiştir. Bu radyonüklidlerin en önemlilerini ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr ve $^{239,240}\text{Pu}$ oluşturmaktadır. Yayılan ^{134}Cs ve ^{137}Cs aktiviteleri ise sırasıyla 0.05×10^{18} ve 0.09×10^{18} Bq olarak hesaplanmıştır (IAEA, 1989). Bu yüksek miktarlar neredeyse bütün kuzey yarım küre boyunca yerküre yüzeyinde birikmiştir. Çernobil nükleer santral kazasından birkaç hafta sonra meteorolojik hava hareketleri ile bu aktivitenin belli bir seviyesi Türkiye ve Orta Doğu'ya taşınmıştır (Shihab-Eldin ve diğ., 1986). Etkilenen ülkelerde bu radyoaktif kirliliğin yerel ekosistemlerdeki sonuçları kısa ve uzun süreli olmak üzere ikiye ayrılarak değerlendirilmektedir (Pourahmad ve diğ., 2008). Çernobil nükleer santral kazası şimdiye kadar meydana gelmiş en büyük kaza olup hem karasal hem de denizel çevrede yapay radyoaktivitenin artmasına neden olmuştur.

Çernobil'de meydana gelen kazadan sonra oluşan ilk radyoaktif bulutlar kuzeye hareket edip İskandinavya bölgesi boyunca yüksek birikime sebep olmuş, bu nedenle Çernobil'den en çok etkilenen deniz Baltık denizi olmuştur. Atmosferik olarak gelen birikim bu denizin radyoaktivitesinde baskın bir rol oynamıştır. Çernobil kazasından ikinci derecede etkilenen deniz ise Karadeniz olmuştur. ^{137}Cs radyonüklidinin en yüksek aktivite konsantrasyonu 1986 yılında Karadeniz'in en kuzey kısmında 500 Bq m^{-3} olarak tespit edilmiş olup bu değer kaza öncesi ölçülen değerden 30 kat daha yüksek olduğu belirlenmiştir (Livingston ve Povinec, 2000). 1990 yılında ise Karadeniz

suyundaki ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu 53 Bq m^{-3} olarak tespit edilmiştir. Karadeniz yüzey sularında ^{137}Cs ve ^{90}Sr aktivitelerinin yüksek olmasının iki açıklaması olabilir. Birincisi; kazadan sonra kısa süreli atmosferik birikimin yaygınlığı, ikincisi ise; Dinyeper, Dinyester ve Tuna nehirlerinin kapsadığı alandan ve Kiev rezervuarından gelen uzun süreli taşınmadır (Livingston ve Povinec., 2000).

Ülkemizin denizel ekosistemine yapay radyonüklidlerin girişinin Çernobil nükleer santral kazasının yanı sıra nükleer silah denemeleri sonucu küresel radyoaktif serpinti sebebiyle olduğu da söylenebilir (Topçuoğlu, 2005a). Söz konusu nükleer serpintiye en fazla maruz kalan deniz yüksek yağış miktarından dolayı Karadeniz olmuştur. Karadeniz’de birikmiş radyonüklidlerin diğer denizlere (Marmara yoluyla Ege ve Akdeniz) tek önemli geçişi İstanbul boğazı boyunca olmaktadır (Kanivets ve diğ., 1999; Topçuoğlu, 2001a). Boğaz yolu ile Karadeniz’den Marmara Denizi’ne olan yıllık su akışının, 1986 yılının Mayıs ve Kasım ayları arasında % 30 olduğu bildirilmiştir. (Simov, 1996). Bundan dolayı, 1986 yılının bu ayları arasında İstanbul Boğazı’nda ^{137}Cs ve ^{90}Sr konsantrasyonlarının en yüksek değerleri tespit edilmesine karşın, bu radyonüklidlerin Marmara Denizi’ne aynı yıl içerisinde önemli bir geçişi olmamıştır. Ancak, ^{137}Cs radyonüklidinin Karadeniz’den Marmara Denizi’ne geçişinin en yüksek değeri 1988 yılında olduğu belirlenmiştir. Radyonüklidlerin önemli girişlerinin İstanbul Boğazı’nın yüzey akıntısı yolu ile Marmara Denizi’ne doğru olduğu ve Marmara Denizi’nde karışımın sonucu olarak ^{137}Cs ve ^{90}Sr konsantrasyonlarının bütün su profilinde artmış olduğu belirtilmiştir (Kanivets ve diğ., 1999).

Denizel çevredeki radyonüklidlerden çeşitli amaçlarla yararlanılmaktadır. Örneğin; ^{14}C , ^{137}Cs , ^3H , ^{129}I , ^{90}Sr ve ^{99}Tc su dinamiklerini çalışmak için yaygın bir şekilde kullanılmıştır (Livingston ve Povinec, 2000). Bu radyonüklidler deniz suyunda eriyebilir yapıda elementlerdir. ^{137}Cs radyonüklidi hem bölgesel hem de dünya ölçeğinde radyolojik inceleme ve denizel işlevlerin anlaşılmasına yönelik çalışmalarda çok yoğun bir şekilde kullanılmaktadır. Nükleer tesislerden fisyon ürünü kaçışlarının izlenmesi, yapılan deşarjların ve nükleer silah denemelerinden oluşan küresel serpintinin nicel ve nitel analizinin yapılabilmesi için denizel ortamlarda ^{137}Cs ’nin hareketi uzun bir süre boyunca çalışılmıştır.

Nükleer silah denemelerinden ve nükleer santral kazalarından oluşan radyoaktif serpintiden ortaya çıkan ^{137}Cs radyonüklidi; potasyuma benzer kimyasal özelliklere sahip olması, kolayca eriyebilmesi, beta partikülü ve gama ışını yayması nedeniyle iç ve dış ışınlamaya sebep olması, yumuşak dokularda birikerek besin zincirinde hareketli olması ve 30.14 yıl gibi uzun bir fiziksel yarı-ömre sahip olması bakımından önemlidir. Denizel çevrede radyosezyum için elde edilen sonuçların değerlendirilmesinde radyoaktif bozunma, radyonüklid dağılımı, sedimantasyon, tekrar askıda kalma, biyolojik atılım vs. gibi çeşitli parametrelerin hesaba katılması gerekmektedir (Livingston ve Povinec, 2000).

2.2. AKDENİZ MİDYESİNİN GENEL ÖZELLİKLERİ

Akdeniz midyesi (*Mytilus galloprovincialis*) mor-siyah kabuk renklerine sahip, ortalama olarak 7 - 8 cm olmak üzere, boyları en çok 10 - 11 cm'ye kadar ulaşabilen organizmalardır. *M. galloprovincialis* bissus iplikçikleri ile zemine veya buldukları ortamda çeşitli yapılara tutunarak yaşamlarını sürdürmektedir. Besinlerini (fitoplankton ve sudaki organik materyaller) buldukları ortamdaki suyu filtreleyerek almakta ve o ortamda sesil (bir yüzeye bağlı olarak yaşayan) olarak yaşamakta olan bu organizmalar sahil ve haliç alanlarında yaygın bir dağılım gösterip birçok kirleticiyi biriktirebilmektedir (Bocchetti ve Regoli, 2006).

Yaygın bir dağılım alanına sahip olan bu midye türünün büyüme ve çoğalmasında en etkili olan parametreler suyun sıcaklığı, tuzluluğu ve oluşan akıntılardır. *M. galloprovincialis* türünün yaşayabildiği en uygun su tuzluluğu ‰ 15 - 22 olarak belirtilmiş olup 6 °C'nin altında ve 28 °C'nin üzerinde gelişimlerinin durduğu vurgulanmıştır (Çelikkale ve diğ., 1999). *M. galloprovincialis*'in üreme sistemi bütün vücuda yayılmış kanal ve kanalcıklardan oluşmaktadır. *M. galloprovincialis* üreme bakımından ayrı eşeyli olup nadiren hermafrodit olanlarının varlığı da belirtilmektedir. Midyelerin bu türünde büyüme mevsimsel olup kış aylarında büyüme en düşük düzeyde olup, yaz aylarında ise en yüksek düzeye ulaşmaktadır ve söz konusu tür bir yıl içinde 5 cm boya erişmektedir (Yıldız ve diğ., 2006).

M. galloprovincialis yaygın bir sıcak su türü olup dünyanın birçok bölgesinde tanımlanmıştır ve ülkemizde; Karadeniz, Marmara Denizi, İstanbul Boğazı ve Çanakkale Boğazı'nda yaygın olarak Ege Denizi'nde ise kısmen yaşamaktadır. *M. galloprovincialis*, sahillerinde bolca bulunan ülkelerden çeşitli ülkelere (Avrupa, Güney Amerika ve Uzak Doğu ülkeleri) ihraç edilmekte olup bu ülkelerde yaygın olarak tüketilmektedir (Meli ve diğ., 2008).

Midyeler yapılarından dolayı iklim değişiklikleri ve çeşitli deniz kirliliklerine karşı diğer canlılara oranla daha dayanıklı organizmalardır. *M. galloprovincialis* birçok kimyasal maddenin biyolojik biriktiricisi olup analiz için yeterli miktarda yumuşak doku ve kabuk materyaline sahiptir (Angelo ve diğ., 2007). Ayrıca, *M. galloprovincialis* türünün denizel ortamlarda yaygın olarak bulunması ve insanlar tarafından sıklıkla besin maddesi olarak tüketilmesi de bu organizmaların kirlilik çalışmalarında kullanılma sebepleri arasında yer almaktadır (Goldberg ve diğ., 1978).

2.3. MİDYELERDE RADYONÜKLİD BİRİKİMİ İLE İLGİLİ YAPILMIŞ ÇALIŞMALAR

Denizel çevrede radyoaktif maddelerin birikimi ve yayılımı; biyolojik yaşam, denizel besin zinciri ve son olarak deniz ürünü tüketicilerinin korunmasına ilişkin birçok problemin ortaya çıkmasına neden olmaktadır (Pearson ve Fraja Frangipane, 1975; IAEA, 1989). Tüm bu sebeplerden dolayı, denizel yapılarda (deniz suyu, sedimenti ve organizmaları) radyonüklid dağılımının belirlenmesi ve belirlenen radyonüklidlerin insan sağlığı üzerindeki radyolojik etkilerinin incelenmesi gerekmektedir (Strand ve Rudjord, 1994).

Genel olarak, radyoaktif elementlerin denizel organizmalara girişinden sorumlu üç farklı mekanizmanın (adsorbsiyon, absorpsiyon ve sindirim) olduğundan bahsedilmiştir. Bu mekanizmalar çeşitli derecelerde ayrı ayrı veya birlikte çalışabilmektedir. Radyonüklid birikiminin önemli bir kısmı besin zinciri boyunca meydana gelebilmektedir. Bu durum, özellikle deniz suyunu süzerek beslendikleri için midyelerde karşımıza çıkmaktadır (Alam ve diğ., 1999). Yumuşakçaların (mollusca) bivalvia sınıfında bulunan türler arasında, midyeler özellikle de *M. galloprovincialis*

türü sucul çevredeki çeşitli kirleticileri analiz etmek için en çok kullanılan indikatör organizmadır (Gouvea, 1985; Woodhead, 1984). Midyeler, beslendikleri fitoplankton ve organik döküntülerle birlikte, bu yapılara bağlı bulunan radyonüklidleri de bünyelerine almaktadırlar. Böylece midyeler denizel radyoaktif kirliliğin ilk biyolojik indikatörlerinden biri olarak uluslararası literatürde yerini almıştır (Phillips, 1980).

Midyeler yaşadıkları ortamdaki radyonüklidleri vücutlarında biriktirme yeteneğine sahip olmalarına karşın, çok sınırlı hareket edebildiklerinden bu radyonüklidleri elimine etme yeteneği bulunmayan organizmalardır. Midyelerin radyoaktif kirliliği yansıtan iyi indikatör organizmalar olmasının başlıca nedenleri; yüksek miktarda su filtre etmeleri (3 - 5 cm boyutundaki bir *M. galloprovincialis* günde 30 - 40 litre deniz suyunu süzmektedir) (Angelo ve diğ., 2007), suda bulunan fitoplankton ve partiküler materyali yiyerek beslenmeleri ve belirli bir bölgede sabit bir şekilde yaşamalarıdır (El-Sikaily, 2004; Topçuoğlu, 2005a). Midyelerde radyonüklidler, biyolojik ve fizyolojik olaylarla hem sudan hem de beslenme yoluyla aldıkları organik materyalden dolayı sert ve yumuşak dokularda birikmektedir. Böylece midyeler denizel kirleticilerin izlenmesi için sıklıkla kullanılan organizmalar olmuşlardır.

Yapılan çalışmalar midyelerdeki radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonunun önemli ölçüde bu organizmaların büyüklüklerine bağlı olduğunu ve boyları küçük olan midyelerin daha fazla aktivite biriktirdiğini göstermiştir (Boyden, 1974; Caihuan ve diğ., 2000). Alam ve diğ. (1999) yaptıkları çalışmada ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun midyelerin yumuşak dokularındaki artışının, vücut büyüklüğünün artışına paralel olduğunu; ancak yumuşak dokuda ^{40}K , ^{226}Ra ve ^{238}U aktivite konsantrasyonlarının vücut büyüklüğünün artışıyla azalmakta olduğunu rapor etmiştir. Boyden (1977), yapmış olduğu çalışmada midyelerin vücutlarında ^{40}K radyonüklidini diğer doğal radyonüklidlerden daha fazla biriktirdiğini rapor etmiştir. Tuzluluğun radyonüklidlerin alım ve atılma etkisinin; midyelerin suyu pompalama oranı, hücre hacmi ve zar geçirgenliği (permeabilite) gibi midyelerin fizyolojik koşullarını içeren çeşitli mekanizmalardaki değişimlerden kaynaklandığı belirtilmiştir (Wright, 1995). Yapılan çalışmalarda sezyumun midyelerin yumuşak dokularında biriktiği belirtilmiştir. Midyelerin bulunduğu ortamın tuzluluğunun azalması potasyum miktarının azalmasına sebep olmakta, bu da potasyumun besinsel analogu olan sezyumun birikmesine sebep

olmaktadır (Bryan, 1963; Caihuan ve diğ., 2000). Ayrıca, organizmada Cs'nin K'ya göre fazlaşmasının diğeri bir sebebi ise, Cs kaybının K'ya göre atom ağırlığının daha büyük olması dolayısıyla atılımının daha yavaş olmasından kaynaklandığı bildirilmiştir (Whicker ve Schultz, 1982).

Midye kabuklarındaki radyonüklid konsantrasyonlarının, yumuşak dokudakine benzer şekilde, vücut büyüklüğünün artmasıyla azalmakta olduğu belirtilmiştir (Alam ve diğ., 1999). Midye kabukları büyüme ve yapısının şekillenmesi sürecinde oksit, karbonat ve fosfat şeklinde Ra, Th ve U'nun eser miktarlarını adsorbe ederek biriktirmektedir. Midyelerin yumuşak dokularında biriken radyonüklidler tüm doku ve organlara transfer olmakta, bir kısmı doku ve organlarda biriktirilirken diğeri kısmı vücut dışına atılmaktadır.

2. 4. SEDİMENTİN GENEL ÖZELLİKLERİ

Sediment, denizel ortamın önemli bir komponenti olup kimyasal ve fiziksel işlemler ile taşların ve/veya organik materyallerin küçük parçalara ayrılması sonucu oluşmakta ve daha sonra suyun hareketi ile dibe çökerek birikmektedir (Hoda ve diğ., 2010). Sediment coğrafik alan içerisinde kirleticilerin birikimi ve taşınmasında önemli bir rol oynamaktadır. Sedimentlerin deniz canlıları için besleyici ve toksik maddelerin bir toplanma alanı olduğu belirtilmiştir (Long ve diğ., 1996; Fichet ve diğ., 1998). Ayrıca denizde yaşayan tüm organizmaların ölümleri, çeşitli atıkları ve dışkıları ile birlikte atmosferden yerçekimi etkisiyle deniz yüzeyine çökelen canlı ve cansız maddeler deniz dibine doğru çökelmekte ve sedimentin organik madde içeriğinin önemli bir kısmını oluşturmaktadır. Kirletilmiş çevrelerde balık ve midyeler tarafından alınan birçok radyonüklid ve kimyasal kirletici besin zinciri boyunca insana kadar taşınabilmektedir. Dolayısıyla sediment yaygın besin ağı boyunca radyonüklid ve kimyasalların taşınmasında başlangıç noktası olarak kabul edilmektedir (Malins ve diğ., 1984; Misitano ve diğ., 1994). Böylece, toksik maddelerin dağılımı ve transferindeki durumun genel olarak anlaşılmasında sediment analizi oldukça önemlidir.

Genellikle radyonüklidlerin sedimentte birikiminin; sediment içeriğinin partikül büyüklüğü ile ters orantılı olarak azaldığı bildirilmiştir (Schulling ve diğ., 1985; Ligerio

ve diğ., 2001). Denizel sedimentlerde küçük partiküller tipik olarak organik madde ve kil minerallerinden oluşmaktadır. Ayrıca, sahil sedimentlerindeki organik madde içeriğinin genellikle açık denizlerin sedimentlerinde bulunandan daha fazla olduğu bilinmektedir. Ligerro ve diğ. (2001) yapmış oldukları çalışmada partikül büyüklüğü 63-2000 μm aralığında olan sediment fraksiyonunun kumdan, 63 μm 'den küçük olan fraksiyonunun ise kil ve siltten oluştuğunu belirtmişlerdir. Organik madde gibi çeşitli kil mineralleri (smektit ve illit) de yüksek katyon değişim kapasitesine (CEC) sahip olduklarından katyonları kolaylıkla bağlamaktadır (Borden ve Giese, 2001). Sedimente bağlanan bir maddenin akıbeti birçok fiziksel ve kimyasal faktöre bağlıdır. Buna dayanarak, bir elementin, sedimentin bir komponenti tarafından devamlı olarak tutulabileceği veya bir elementin çeşitli biyokimyasal reaksiyonlarla sedimentten kısmen de olsa ayrılabilmesi düşünülebilir.

Deniz sedimenti hümik maddeler gibi organik yapıların karışımını içermektedir. Hümik maddenin birincil tipi özellikle çözünmez hümin olup ikincil tipler ise hüminin oksidasyonu ile oluşan hümik ve fulvik asitlerdir. Denizel sedimentlerdeki hümik maddeler, karasal veya denizel çevrelerde üretilen organik materyallerden oluşabilmektedir (Vandenbroucke ve diğ., 1985).

2.5. SEDİMENTTE RADYONÜKLİD BİRİKİMİ İLE İLGİLİ YAPILMIŞ ÇALIŞMALAR

Sediment denizel çevreye giren doğal ve yapay radyonüklidlerin ana biriktiricisidir (Saçan ve diğ., 2010). Sucul ortamdan sedimente radyonüklidlerin transferi asılı partikül ve sedimantasyon ile alım, koloidal formların direkt çökmesi, adsorbsiyonla doğrudan bağlanma ve önceden radyonüklidlerle birleşmiş olan organik atığın birikimi gibi farklı işlemler boyunca ortaya çıkabilmektedir (Ligerro ve diğ., 2006). Ancak, radyonüklidlerin küçük fraksiyonları daha sonra sedimentlerden su profiline yeniden göç edip sonuç olarak biyota tarafından alınmaktadır (Alberts ve diğ., 1979; Bird ve diğ., 1998). Sedimentlerin kirlenmesi özellikle deniz dibinde bentik olarak yaşayan canlılar açısından önem taşımaktadır. Sedimentlerde bulunan radyonüklidler; poliket, midye ve dipte yaşayan balıklar gibi bentik canlılara kolayca taşınabilmektedir (Saçan ve diğ., 2010).

Sucul ortamlarda radyonüklidlerin davranış ve akıbeti çok karmaşık olmasına karşın sulardaki radyonüklidlerin sedimentte birikimi asılı partiküllerin yüzeyine bağlanmasıyla veya dip sedimentine doğrudan adsorbsiyonu sonucunda meydana gelmektedir. Dipteki sediment, çoğu reaktif partiküler radyonüklidler için oldukça iyi bir birikim ortamıdır (Carpenter, 1997). Bundan dolayı, son zamanlarda özellikle haliçler gibi sedimantasyon işlemlerinin çok yoğun olduğu yerlerde radyoaktif serpinti sonucu veya nükleer tesislerden gelen yapay radyonüklidlerin yanı sıra doğal radyonüklidlerin akıbetinin incelenmesi için sedimentin radyoaktivite analizi yaygın bir şekilde yapılmaktadır (Bou-Rabee ve Bern, 1997).

Denizel sedimentteki ^{137}Cs konsantrasyonu sedimentin partikül büyüklüğü, mineral kompozisyonu ve organik madde içeriğine bağlı olarak değişmektedir. ^{137}Cs toprakta olduğu gibi katyon değişim kapasitesinin yüksek olduğu sedimentlere daha fazla bağlanabilmektedir. Sedimentlerdeki organik madde ve ^{137}Cs arasındaki anlamlı ilişki yapılan çalışmalarda belirtilmiştir (Templeton ve Preston, 1966; Miettinen ve Lax, 1980). Denizel sedimentin komponentlerinden biri olan organik maddenin ^{137}Cs radyonüklidinin tutulmasında kilin ana minerali olan illit ile karşılaştırıldığında daha önemli bir role sahip olduğu belirtilmiştir (Kim ve diğ., 2007).

Denizel ortamlarda ^{137}Cs ; asılı madde ve sedimantasyonla fiksasyon, kolloidal formların direkt çökmesi, adsorbsiyonla doğrudan fiksasyon ve organik atık birikimini içeren birçok mekanizma tarafından sedimentin yüzeyinde birikebilmektedir (Ligero ve diğ., 2001). Organik fraksiyonun varlığı sedimente ^{137}Cs 'nin bağlanması ve fiksasyonu açısından önemlidir (Ligero ve diğ., 2001). Doğal sistemlere bırakılan radyosezyum birçok jeolojik materyale bağlanarak taşınmaktadır. Jeolojik materyaller arasında, kil minerallerinin Cs elementini bağlamada çok güçlü olduğu bilinmektedir (Francis ve Brinkley, 1976; Staunton ve Roubaud, 1997; Poinssot ve diğ., 1999). Bu durum, kilin elektriksel yükü yanında, partikül boyutunun küçük ve yüzey alanının fazla olması ile açıklanmaktadır (Cundy ve Croudace, 1995).

Sedimentlerdeki U ve Th izotoplarının ölçümleri ve aktivite oranları bu radyonüklidlerin kaynakları ve denizel ortama giriş yolları hakkında ipuçları

vermektedir. ^{238}U ve ^{232}Th radyonüklidleri zirkon ve monazit gibi ağır minerallerle birleşirken ^{40}K kil minerallerinde konsantre olmaktadır (Cho ve diğ., 1996). Topçuoğlu ve diğ. (2003) Doğu Karadeniz sahilinde yapmış oldukları çalışmada ^{137}Cs , ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidleri için sedimentin $< 63 \mu\text{m}$ fraksiyonunda buldukları konsantrasyonların $< 250 \mu\text{m}$ fraksiyonunda buldukları konsantrasyonlarından daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Papaefthymiou ve diğ. (2007) yapmış oldukları çalışmada sedimentin küçük partiküllü fraksiyonları ($< 63 \mu\text{m}$) ile ^{238}U ve ^{232}Th radyonüklidleri arasında pozitif ve bu radyonüklidlerin kum fraksiyonları ile negatif bir ilişki içinde olduğunu belirtmişlerdir. Denizel sedimentlerde ^{137}Cs konsantrasyonları da partikül boyutunun küçülmesi ile artmaktadır. Bu da sedimentin küçük partiküllerinin ^{137}Cs birikiminde oldukça önemli bir rol oynadığını göstermektedir (Cundy ve Croudace, 1995).

3. MALZEME VE YÖNTEM

3.1. ÖRNEKLEME VE ÖRNEKLEME İSTASYONLARI

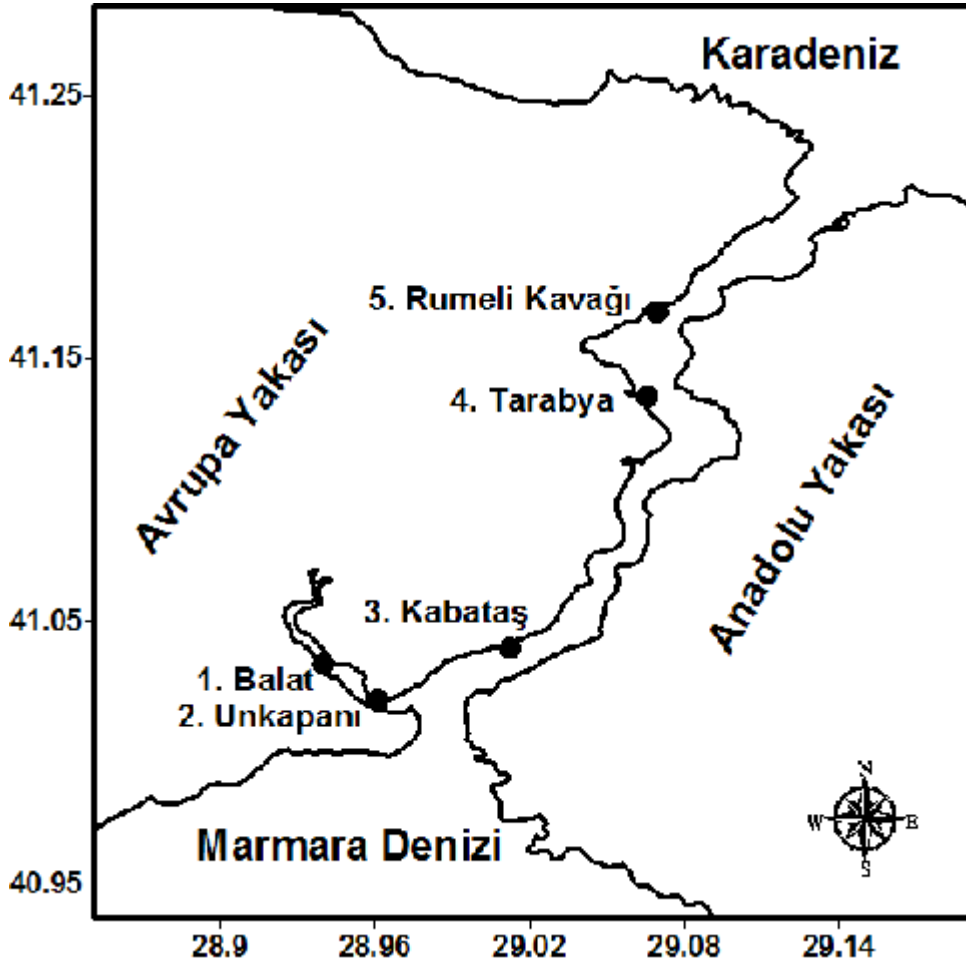
Tez çalışması kapsamında İstanbul Haliç'inden 2 istasyon ve Boğaz'dan 3 istasyon olmak üzere toplam 5 istasyondan örnekleme yapılmıştır (Tablo 3.1). Tüm örnekleme istasyonlarının coğrafik koordinatları GPS (Global Positioning System) cihazı kullanılarak belirlenmiştir. Bu örnekleme istasyonları midye ve sediment örneklerinin ikisinin de temsil edildiği istasyonlar olarak tespit edilmiştir. İlk örnekleme Kasım 2008, ikinci örnekleme Şubat 2009, üçüncü örnekleme Mayıs 2009 ve son örnekleme ise Ağustos 2009 tarihinde olmak üzere mevsimsel olarak yapılmıştır. Her mevsimde, çalışma alanından örneklerin alınması esnasında tüm istasyonlardaki suyun fiziko-kimyasal parametreleri (pH, sıcaklık, tuzluluk, iletkenlik ve çözünmüş oksijen) belirlenmiştir.

İstanbul Boğazı, Marmara Denizi ile Karadenizi birbirine bağlayan ve genişliği 0.7 ile 3.5 km arasında, ortalama olarak 1.3 km olan, derinliği ise 100 m'ye varan ve uzunluğu ortalama olarak 37 km olan bir kanaldır (Şekil 3.1). Boğaz'da tuzluluğu ‰ 35 civarlarında olan Marmara Denizi suyu alt akım ile kuzey yönünde akmaktadır. Üst tabakada ise tuzluluğu ‰ 18 civarlarında olan Karadeniz suyu güney yönüne akmaktadır.

İstanbul Halici 7 km uzunluğunda olup İstanbul Boğazı bitiminin güneyinde bulunmaktadır (Şekil 3.1). Haliç'in genişliği 293 ile 685 m arasında olup, ortalama olarak 370 m'dir. Derinliği 5 ile 40 m aralığında değişmektedir. Alibeyköy ve Kağıthane derelerinden gelen deşarjlar ile Haliç'e yılda toplam 200.000 ton civarında katı madde taşınmaktadır (Yüksel ve diğ., 1999).

Tablo 3.1: Örnekleme istasyonları ve koordinatları

İstasyon Adı	İstasyon No	Boylam	Enlem
Balat (Haliç)	1	28.950	41.033
Unkapanı (Haliç)	2	28.964	41.024
Kabataş (Boğaz)	3	28.994	41.035
Tarabya (Boğaz)	4	29.057	41.140
Rumeli Kavağı (Boğaz)	5	29.055	41.165



Şekil 3.1: Örnekleme alanı ve istasyonları

3.2. MATERYALİN ANALİZE HAZIRLANMASI

3.2.1. Midye Örneklerinin Analize Hazırlanması

Çalışmada kullanılan midyeler; Mollusca filumu, Bivalvia klasisinden, Mytilidae familyasına ait *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) türüdür. Her mevsimi temsilen yapılan dört örneklemede her bir istasyondan yaklaşık olarak 100 civarında midye toplanmıştır. Tüm istasyonlar için toplanan midyeler laboratuara getirilerek buldukları ortamın suyu ile yıkanmış ve böylece kabuklarının üzerinde bulunan materyalden arındırılmıştır. Ölçüm için 4 - 8 cm boyundaki midyeler seçilmiştir. Midye kabukları açılarak yumuşak doku içeriği vücut sıvısı ile birlikte alınmıştır. Midye içi ve kabuk örnekleri etüvde 85 °C' de sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulmuştur. Kuru ağırlığa getirilmiş olan midye içeriği homojen hale getirilerek ölçüm için 170 ml'lik plastik kaplara konmuştur (Şekil 3.2). Midye kabukları ise ayrıca kül fırınında 350 °C'de 5 saat bekletilmiş ve ölçüm şartlarına uygun şekilde öğütülüp toz haline getirilmiştir. Midye kabukları ölçüm için 1 l'lik Marinelli kaplara konmuştur (Şekil 3.2). Böylece ölçüm kaplarına yerleştirilen midye içi ve kabuk örnekleri gama spektrometrik analiz için hazır hale getirilmiştir.



Şekil 3.2: 170 ml'lik ölçüm kabında midye iç dokusu ve 1 l'lik Marinelli kaptaki midye kabuk dokusu örnekleri

Midyelerin iç dokusunda kuru/yaş oranını belirlemek amacı ile midyeler açılıp midye iç dokusu çıkartıldıktan sonra tartılarak yaş ağırlıkları belirlenmiş, tüm örnekler kurutulup sabit ağırlığa getirildikten sonra kuru ağırlıkları tespit edilmiştir. Böylece, bütün mevsimler için midye iç dokusunun ortalama kuru/yaş oranı 0.07 ± 0.02 olarak belirlenmiştir.

3.2.2. Sediment Örneklerinin Analize Hazırlanması

Her istasyonu temsil eden sediment örnekleri Van-Veen tip sediment kepçesi (grab) kullanılarak alınmıştır. Sediment örnekleme, her bir istasyondan en az üç kez örnek alınarak yapılmış olup, alınan üç örnek o istasyonu temsil edecek şekilde homojen hale getirilmiştir. Alınan sediment örnekleri laboratuara getirildikten sonra her istasyonun sediment örneği kendi ortamının suyu kullanılarak 2 mm ve 63 µm delik çaplı elekler kullanılarak yaş eleme yapılmıştır. Yaş eleme yöntemi ile her istasyonun sediment örneği < 63 µm ve > 63 µm olmak üzere iki bölüme ayrılmıştır. Ancak, Balat istasyonunda sediment yapısının büyük bir kısmı küçük partiküllerden oluştuğundan ölçüm için yeterli miktarda > 63 µm sediment fraksiyonu elde edilememiştir. Elde edilen bu sediment fraksiyonları etüvde 85 °C' de sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulmuştur. Kurutulan sediment örnekleri homojen hale getirilmiştir. Elde edilen < 63 µm sediment fraksiyonu 170 ml'lik ölçüm kaplarına, > 63 µm sediment fraksiyonu ise 1 l'lik Marinelli tip kaplara konularak gama spektrometrik analiz için hazır hale getirilmiştir (Şekil 3.3).



Şekil 3.3: 170 ml'lik ölçüm kabında $< 63 \mu\text{m}$ sediment fraksiyonu ve 1 l'lik Marinelli kaptaki $> 63 \mu\text{m}$ sediment fraksiyonu örnekleri

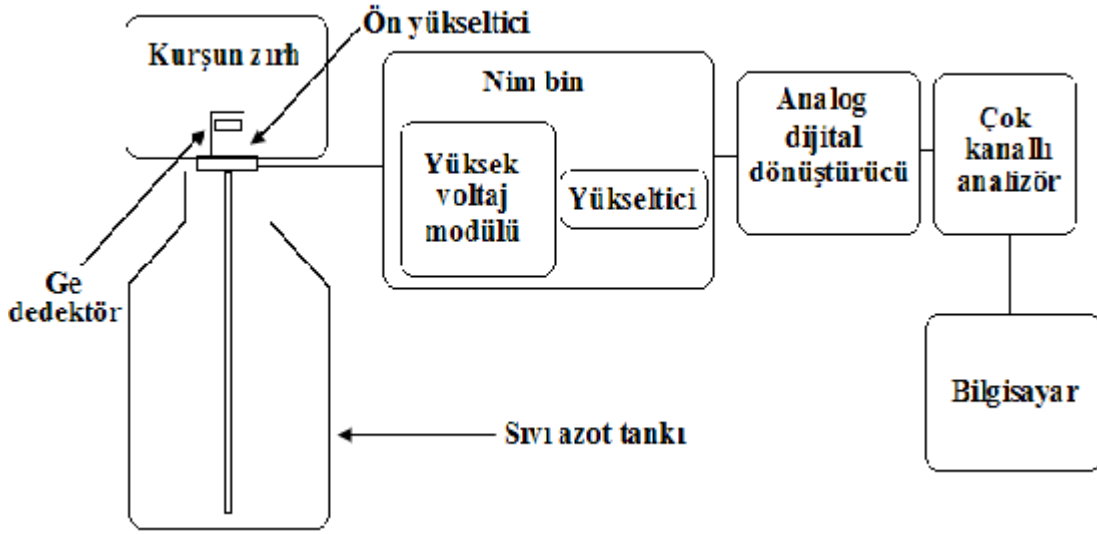
Sediment örneklerinde organik madde içeriği, kül fırını kullanılarak kütle kaybı (loss on ignition) metodu ile tespit edilmiştir (Frangipane ve diğ., 2009). Organik madde içeriğinin tespitinde herbir istasyon için sedimentin iki fraksiyonundan ($< 63 \mu\text{m}$ ve $> 63 \mu\text{m}$) kurutulmuş sediment örneği alınmış ve porselen kaplara (kroze) konmuştur. Örneklerin neminin giderilmesi için öncelikle 105°C de 24 saat bekletilmiştir. Nemi giderilen sediment örneklerinin her iki fraksiyonundan herbir istasyon için 10 g alınarak kül fırınında öncelikle 350°C de 16 saat yakılarak inorganik karbonların kaybı sağlanmıştır ve örneklerin tartımı yapılmıştır. Daha sonra, örnekler bu kez 550°C de 16 saat yakılmıştır. İkinci yakmadan sonra örnekler tekrar tartılmıştır. İlk tartım ile ikinci tartım arasındaki fark alınarak organik madde içeriği tespit edilmiştir.

Sedimentlerin pH değerlerini belirlemek amacıyla her iki fraksiyondan 10 g sediment örneği alınarak 20 ml de-iyonize su ile karıştırılmıştır. Sediment örnekleri karıştırıldıktan sonra tamamen süspanse olması için 30 dakika bekletilmiştir. Daha sonra pH metre ile herbir sediment örneğinin pH değerleri tespit edilmiştir.

3.3. GAMA SPEKTROMETRİK ANALİZ YÖNTEMİ

Gama spektrometrik analiz yöntemi çevremizdeki maddelerin radyoaktif olup olmadığını, radyoaktif ise bu radyoaktivitenin hangi izotoptan kaynaklandığını (nitel) ve aktivitenin ne kadar olduğunu (nicel) belirlenmesinde yaygın olarak kullanılan bir tekniktir. Gama spektrometresinin önemli avantajları şu şekilde sıralanabilir; aynı örnekte farklı radyonüklidlerin analizinin aynı anda yapılabilmesi, herhangi bir kimyasal ayırma işlemine gereksinim duyulmaması ve düşük tayin sınırına sahip olması nedeniyle özellikle çevresel örneklerin analizinde yaygın bir şekilde kullanılmasıdır.

Örneğin konulacağı kap; sayım geometrisine, analiz edilecek örneğin fiziksel durumuna, miktarına, aktivitesine ve tayin sınırına bağlı olarak Marinelli tip kap veya çeşitli ölçüm kapları olabilmektedir. Örneklerin sayımı; kurşun zırh ile çevrili alanda belirli bir sayım geometrisinde ve sayım verimini arttırmak için dedektöre oldukça yakın olacak konuma yerleştirilerek yapılmaktadır. Marinelli kabı özellikle yüksek hacmi nedeniyle tercih edilmektedir. Bu kaplar örnek miktarının fazla olduğu durumlarda uygun dağılımı sağlamaktadır. Ancak örnek miktarının az olması durumunda küçük kaplar kullanılmaktadır. Böyle koşullarda, yani miktarı az ve radyoaktivite değeri düşük çevresel örneklerin anlamlı sayımlarının elde edilmesi için sayım süresinin uzun tutulması (3-4 gün) gerekmektedir. Gama spektrometresinde elde edilecek sayımların doğruluğunu sağlayabilmek için sayımı yapılacak örnek yoğunluğunun, miktarının ve konulduğu kabın; dedektörün verim kalibrasyonu için kullanılan kaynakla eş olması gerekmektedir. Bu koşulları sağlayabilmek için; yaş veya kuru olarak elekten geçirme, öğütürerek toz haline getirme ve kül haline getirme gibi bazı fiziksel yöntemlere ihtiyaç duyulmaktadır.



Şekil 3.4: Radyonüklid aktivite ölçümlerinin yapıldığı gama spektrometresinin şematik şekli

Gama spektrometresi; sıvı azot tankı, yüksek saflıkta yapılmış yarı iletken bir dedektör, dedektörün üzerinde bulunan bir ön-yükseltici, güç kaynağı, puls yükseltici, analog sinyalleri dijital sinyallere dönüştürücü, çok kanallı analizör ve bilgisayar modüllerinden oluşmaktadır (Şekil 3.4). Kaynaktan yayılan gama ışını dedektör kristali ile etkileşerek absorbe edilen enerji ile orantılı bir akım darbesi meydana getirir. Bu darbe, ön yükseltici ve yükseltici yardımıyla voltaj darbesine dönüştürülür, yükseltilir, şekillendirilir ve çok kanallı analizöre gelmesi sağlanır. Analizörde sayısal şekle çevrilen bilgiler, ekranda spektrum olarak gözlenir. Elde edilen spektrumda her bir radyonüklide ait gama fotopiklerinin nitel ve nicel değerlendirilmesi yapılmaktadır.

Bu çalışmada, sediment örneklerinin sayımı örnek miktarlarının yeterli miktarda oluşu ve içerdiği radyoaktivite düzeyinin midye örneklerine oranla daha yüksek olmasından dolayı radyonüklid sayımı konusunda istatistiksel olarak anlamlı ölçümler elde edilmiştir. Ancak, midye içi ve midye kabuğu örneklerinde radyonüklid aktivite değerleri daha düşük olduğundan anlamlı ölçümler elde edebilmek için en az 250.000 saniye sayılmıştır. Buna karşın bazı radyonüklidlerin pik alan hataları % 10'un altına inmemiştir.

Sediment ve midye örneklerinde ^{228}Ac , ^{214}Bi , ^{137}Cs , ^{40}K , ^{212}Pb , ^{214}Pb ve ^{208}Tl aktivite konsantrasyonları yüksek saflıktaki germanyum (HPGe) dedektöre bağlı gama

spektrometresi ile belirlenmiştir. ^{232}Th ve ^{238}U aktivite konsantrasyonları, bu radyonüklidlerin bozunma ürünleri ile dengede oldukları farz edilerek hesaplanmıştır. ^{238}U radyonüklidinin aktivite konsantrasyonu U serisi bozunma zincirinde bulunan ^{214}Bi ve ^{214}Pb radyonüklidlerinin aktiviteleri kullanılarak, ^{232}Th radyonüklidinin aktivite konsantrasyonu ise Th serisi bozunma zincirinde bulunan ^{212}Pb , ^{208}Tl ve ^{228}Ac radyonüklidlerinin aktiviteleri kullanılarak hesaplanmıştır. Elde edilen gama spektrumları, ORTEC Maestro 32 veri sağlama ve analiz sistemi kullanılarak değerlendirilmiştir. Dedektör koaksiyal (eş eksenli) yapıda ve dik tipte olup uygun çalışma voltajı 3000 V'tur. Ayırma gücü ^{57}Co 'nin 122 keV enerjideki pikinde 1.0 keV ve ^{60}Co 'ın 1.33 MeV enerjideki pikinde 2 keV'dir. Nisbi verimliliği 1.33 MeV ^{60}Co 'da % 22.1'dir. Dedektör, çevresel radyasyon düzeyini mümkün olduğunca düşük tutmak amacı ile 10 cm kalınlığında silindirik kurşun zırh ile zırhlanmıştır. Dedektörün verim değerinin hesaplanmasında Çekmece Nükleer Araştırma Merkezi'nden alınmış olan ve ^{241}Am , ^{57}Co , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{54}Mn radyonüklidlerini içeren 1.0 g cm^{-3} yoğunluğundaki ve ^{139}Ce , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{203}Hg , ^{113}Sn , ^{85}Sr , ^{88}Y radyonüklidlerini içeren 1.3 g cm^{-3} yoğunluğundaki standart kaynaklar kullanılmıştır. ^{40}K radyonüklidinin aktivite konsantrasyonu 1460.8 keV enerjideki pik alanından hesaplanmıştır. Uranyum serisinde bulunan radyonüklidlerin spesifik aktivitesini hesaplamak için ^{214}Pb 'nin 351.9 keV enerjideki fotopikinden ve ^{214}Bi 'nin 609.2 keV enerjideki fotopikinden yararlanılmıştır. Toryum serisinde bulunan radyonüklidlerin spesifik aktiviteleri hesaplanırken ^{212}Pb 'nin 238.6 keV enerjideki fotopikinden, ^{208}Tl 'nin 583.1 keV enerjideki fotopikinden ve ^{228}Ac 'nin 911 keV enerjideki fotopikinden yararlanılmıştır. Ayrıca, ^{137}Cs radyonüklidinin aktivite konsantrasyonu hesaplamak için 661.66 keV enerjideki fotopikinden yararlanılmıştır. Aynı kapta boş olarak gama spektrometresinde ölçüm yapılarak laboratuvar ortamındaki back-ground radyasyonu belirlenmiş ve bulunan değerler sedimentin her iki fraksiyonu ile midye içi ve kabuk örnekleri için bulunan aktivite değerlerinden düşülmüştür.

^{226}Ra ve ^{222}Rn arasındaki bozunma denkleğinin sağlanması için, hazırlanan örnekler sayımdan önce sayım kaplarında hava almayacak şekilde en az 4 hafta bekletilmiştir. Sayım sonucunda elde edilen gama spektrumlarından radyonüklidlere ait pik alanları belirlenmiştir. Örneklere ait aktivite değerlerinin hesaplanmasında pik alan değeri, sayım süresi, örnek ağırlığı ve dedektörün verimi dikkate alınmıştır. Gama

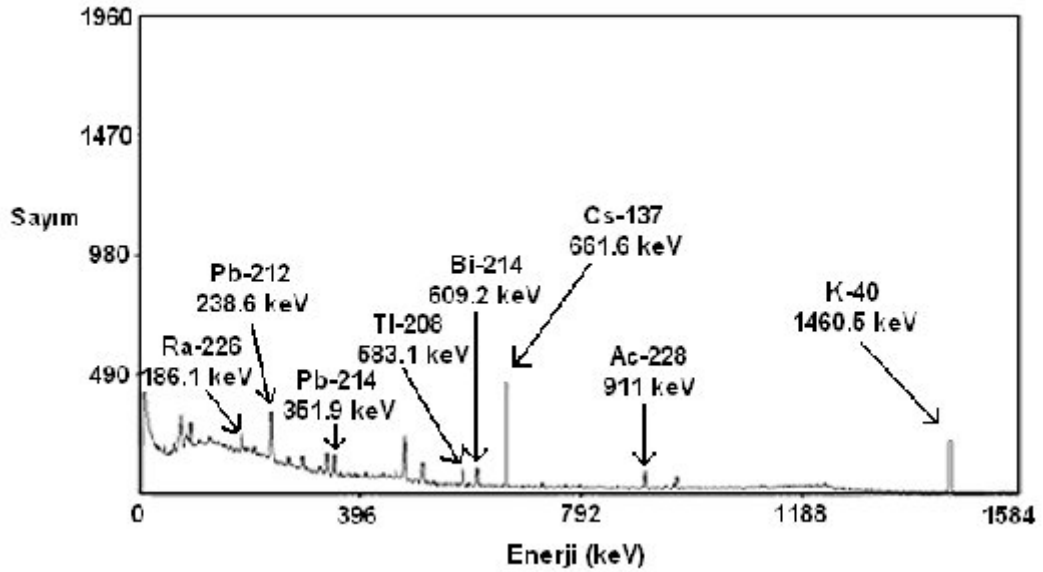
spektrometresinde yapılmış bir ölçüm sonucu elde edilen gama spektrumu ve spektrumda bulunan bazı radyonüklidler Şekil 3.5'te, spektrumda yer alan bir fotopik büyütülmüş olarak Şekil 3.6'da gösterilmiştir.

Gama spektrometresinde yapılan ölçümlerin doğruluğunu test etmek amacı ile MAPEP'ten (Mixed Analyte Performance Evaluation Program) alınan ve içerdiği radyonüklid aktivite konsantrasyonları bilinen standart referans toprak kaynağının ölçümü yapılmıştır. Buna göre referans değerleri ve elde edilen ölçüm sonuçları Tablo 3.2'de verilmiştir.

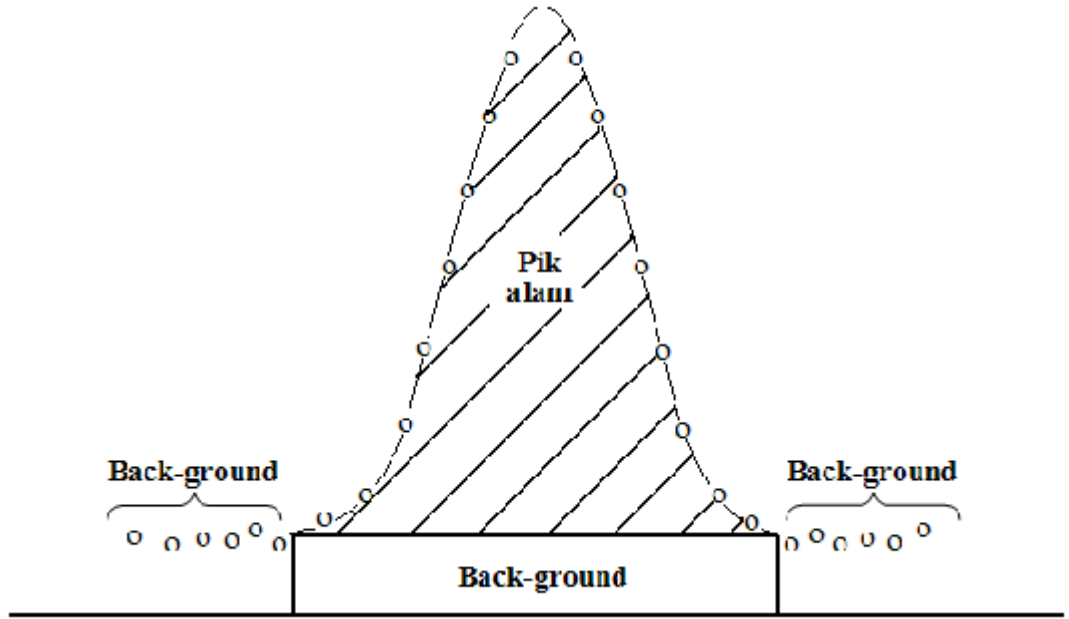
Tablo 3.2: Standart referans kaynak ölçüm sonuçları

Radyonüklid	Referans değeri (Bq kg ⁻¹)	Kabul edilen değer (Bq kg ⁻¹)	Ölçüm sonucu (Bq kg ⁻¹)	Yüzde hata
¹³⁴ Cs	581	407 - 755	590 ± 29*	1.5
⁵⁷ Co	333	233 - 433	342 ± 17	2.7
⁶⁰ Co	145	102 - 189	150 ± 8	3.4
⁴⁰ K	570	399 - 741	620 ± 32	8.8

*Ölçümün toplam belirsizlik değeri



Şekil 3.5: Tipik bir gama spektrumu ve ölçülen radyonüklidlere ait piklerin görünüşü



Şekil 3.6: Spektrumda bulunan tipik bir fotopik

3.4. AKTİVİTE KONSANTRASYONLARININ HESAPLANMASI

Örneklerde bulunan her bir radyonüklidin aktivite konsantrasyon değerleri Bq kg^{-1} biriminden aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır.

$$A = P.A. / \varepsilon \times f\gamma \times t \times m \quad (3.1)$$

P.A.: İlgili radyonüklidin enerji değerinde oluşturduğu gama pikinin net alanı

$f\gamma$: Radyonüklidin gama ışını yayınlama olasılığı

ε : Dedektörün ilgili radyonüklid için sayım verimi

m: Örneğin kütlesi (kg)

t: sayım süresi (s)

Örneklerin toplanma tarihlerindeki ^{137}Cs aktivite konsantrasyonları, aşağıda belirtilen bozunma formülü kullanılarak; bulunan aktivite konsantrasyon değerleri, sayım yapıldığı kadar geçen süre ve ^{137}Cs 'nin fiziksel yarı-ömrü (30.14 yıl) yolu ile hesaplanmıştır.

$$A = A_0 \times e^{-\lambda t} \quad (3.2)$$

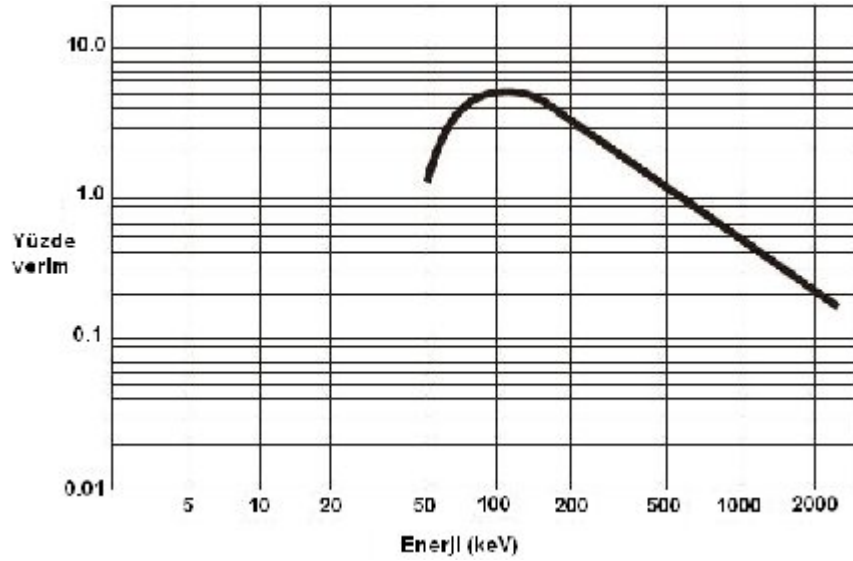
A: Örnek ölçümünün yapıldığı tarihteki aktivite

A_0 : Örneğin toplandığı tarihteki aktivitesi

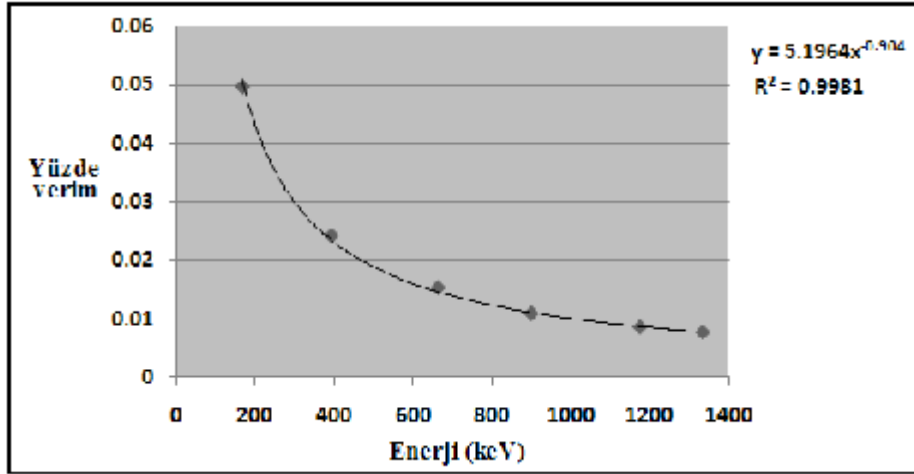
t: Geçen süre

λ : Radyonüklidin bozunma sabiti

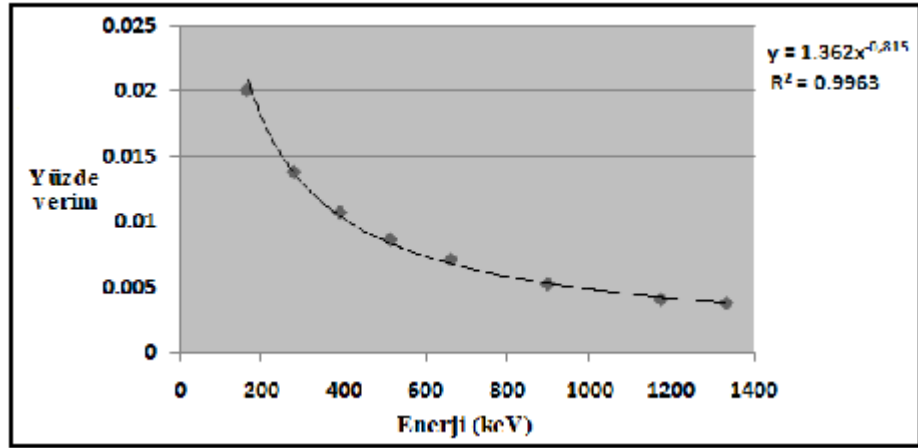
Dedektör verimi, dedektöre gelen gama ışınlarının yüzde kaçının dedektör tarafından algılandığını gösteren bir katsayıdır. Yüksek saflıktaki Ge dedektöre ait tipik verim eğrisi Şekil 3.7’de, kullanılan standart radyoaktif kaynaklardan 170 ml’lik kaba ait verim eğrisi Şekil 3.8’de ve 1 l’lik Marinelli kaba ait verim eğrisi ise Şekil 3.9’de verilmiştir.



Şekil 3.7: Yüksek saflıkta Ge dedektöre ait verim eğrisi



Şekil 3.8: 170 ml'lik standart kaynağa ait verim eğrisi



Şekil 3.9: 1 l'lik Marinelli standart kaynağa ait verim eğrisi

Sayım hatalarının belirlenmesinde pikten gelen hata oranı ve verimden gelen hata oranı kullanılarak toplam belirsizlik değerleri hesaplanmıştır. En düşük ölçülebilen aktivite değerleri, birimi Bq kg⁻¹ olarak aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır.

$$M\ddot{O}A = (2.71 + 4.65\sqrt{B.G.A}) / (\epsilon \times f_{\gamma} \times t \times m) \quad (3.3)$$

M.Ö.A.: Minimum ölçülebilen aktivite

B.G.A.: Radyonüklide ait back-ground alanı

t: Sayım süresi (s)

ϵ : Dedektörün radyonüklide ait verimi

f_{γ} : Radyonüklidin gama ışını yayınlama olasılığı

m: Örneğin kütlesi (g)

3.5. SONUÇLARIN İSTATİSTİKSEL ANALİZİ

Elde edilen verilerin istatistiksel analizi SPSS 11 (Statistical Package for the Social Sciences) programı kullanılarak yapılmıştır. Veriler arasındaki ilişkinin ortaya konmasında korelasyon (two tailed Pearson correlation) analiz yöntemi kullanılmıştır. Ayrıca, radyonüklid aktivite konsantrasyonları arasında mevsimsel bir ilişki olup olmadığını belirlemek amacı ile non-parametrik testlerden Friedman testi kullanılmıştır (Luengo ve diğ., 2007).

4. BULGULAR

Tüm mevsimler için midye örneklerinin toplanması sırasında her bir istasyona ait su örneklerinin fiziko-kimyasal parametreleri (pH, sıcaklık, tuzluluk, iletkenlik ve çözülmüş oksijen) Tablo 4.1 - 4.4'te yer almaktadır.

Tablo 4.1: Kasım ayı örnekleme istasyonlarına ait su örneklerinin fiziko-kimyasal parametreleri

Örnekleme İstasyonları	pH	Sıcaklık (°C)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (µS/cm)	Oksijen (mg/l)
Balat	8.08	14.1	10.7	18.3	4.33
Unkapanı	8.22	14.4	14.4	24.2	6.72
Kabataş	8.31	14.9	19.9	32.4	7.62
Tarabya	8.39	14.6	18.0	29.7	7.62
Rumeli Kavağı	8.37	15.0	17.8	29.4	8.02

Tablo 4.2: Şubat ayı örnekleme istasyonlarına ait su örneklerinin fiziko-kimyasal parametreleri

Örnekleme İstasyonları	pH	Sıcaklık (°C)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (µS/cm)	Oksijen (mg/l)
Balat	7.68	7.2	6.5	11.7	3.74
Unkapanı	8.07	7.2	15.7	26.8	7.46
Kabataş	8.43	7.4	17.6	29.5	10.34
Tarabya	8.46	7.1	16.9	28.4	11.50
Rumeli Kavağı	8.44	7.1	16.9	28.5	11.13

Tablo 4.3: Mayıs ayı örnekleme istasyonlarına ait su örneklerinin fiziko-kimyasal parametreleri

Örnekleme İstasyonları	pH	Sıcaklık (°C)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (µS/cm)	Oksijen (mg/l)
Balat	8.33	17.1	17.5	28.7	11.52
Unkapanı	8.36	15.2	17.7	29.2	9.54
Kabataş	8.37	15.5	17.7	29.1	12.70
Tarabya	8.46	15.5	16.3	27.0	12.86
Rumeli Kavağı	8.49	14.9	16.4	27.2	10.90

Tablo 4.4: Ağustos ayı örnekleme istasyonlarına ait su örneklerinin fiziko-kimyasal parametreleri

Örnekleme İstasyonları	pH	Sıcaklık (°C)	Tuzluluk (%)	İletkenlik (µS/cm)	Oksijen (mg/l)
Balat	7.38	25.6	18.6	29.9	5.01
Unkapanı	7.44	24.1	18.7	30.2	6.66
Kabataş	7.64	23.1	18.6	30.1	5.9
Tarabya	7.62	25.6	17.6	28.6	5.46
Rumeli Kavağı	7.66	25.5	17.6	28.5	5.89

Sedimentin her iki fraksiyonunda (< 63 µm ve > 63 µm) organik madde yüzdeleri ve pH değerleri ise Tablo 4.5 - 4.8'de verilmiştir. Bu tablolarda, > 63 µm sediment fraksiyonunda elde edilen organik madde yüzdesinin < 63 µm fraksiyonunda bulunan değerlerden çok daha düşük olduğu görülmektedir. Ayrıca, aynı tablolarda görüleceği üzere Balat istasyonunda ölçüm için yeterli miktarda sedimentin > 63 µm fraksiyonu elde edilemediğinden, organik madde %'si ve pH değerleri verilmemiştir.

Tablo 4.5: Kasım ayı örnekleme istasyonlarına ait sediment fraksiyonlarında (< 63 µm ve > 63 µm) organik madde yüzdeleri ve pH değerleri

Örnekleme İstasyonları	Organik madde (%) (< 63 µm)	Organik madde (%) (> 63 µm)	pH (< 63 µm)	pH (> 63 µm)
Balat	11.1	-	7.06	-
Unkapanı	10.9	1.5	7.04	7.69
Kabataş	10.3	1.5	7.27	7.95
Tarabya	10.3	0.8	7.55	8.34
Rumeli Kavağı	8.8	1.4	7.33	8.78

Tablo 4.6: Şubat ayı örnekleme istasyonlarına ait sediment fraksiyonlarında (< 63µm ve > 63µm) organik madde yüzdeleri ve pH değerleri

Örnekleme İstasyonları	Organik madde (%) (< 63 µm)	Organik madde (%) (> 63 µm)	pH (< 63 µm)	pH (> 63 µm)
Balat	8.0	-	6.60	-
Unkapanı	10.6	1.5	6.96	7.53
Kabataş	10.6	2.0	7.05	7.80
Tarabya	9.5	0.7	7.32	8.08
Rumeli Kavağı	9.1	1.3	7.30	7.80

Tablo 4.7: Mayıs ayı örnekleme istasyonlarına ait sediment fraksiyonlarında (< 63 µm ve > 63 µm) organik madde yüzdeleri ve pH değerleri

Örnekleme İstasyonları	Organik madde (%) (< 63 µm)	Organik madde (%) (> 63 µm)	pH (< 63 µm)	pH (> 63 µm)
Balat	7.9	-	6.92	-
Unkapanı	9.5	1.7	7.16	7.84
Kabataş	9.5	2.3	7.23	7.95
Tarabya	9.6	0.8	7.66	8.41
Rumeli Kavağı	9.2	1.3	8.15	8.32

Tablo 4.8: Ağustos ayı örnekleme istasyonlarına ait sediment fraksiyonlarında (< 63µm ve > 63 µm) organik madde yüzdeleri ve pH değerleri

Örnekleme İstasyonları	Organik madde (%) (< 63 µm)	Organik madde (%) (> 63 µm)	pH (< 63 µm)	pH > 63 µm)
Balat	9.90	-	7.13	-
Unkapanı	11.20	1.40	7.10	7.84
Kabataş	10.10	1.30	7.32	7.98
Tarabya	10.20	0.70	8.76	8.03
Rumeli Kavağı	9.80	1.20	7.48	7.78

4.1. SEDİMENT VE MİDYELERDE BULUNAN RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYONLARI

Çalışmanın yapıldığı alanda elde edilen sediment ve midye örneklerinde U serisinde yer alan ^{214}Bi , ^{214}Pb , ^{238}U radyonüklidleri ile Th serisinde yer alan ^{212}Pb , ^{232}Th , ^{208}Tl ve ^{228}Ac radyonüklidleri ölçülmüştür. Bu serilerin dışında doğal olarak bulunan ^{40}K radyonüklidi ve bir fisyon ürünü olan ^{137}Cs radyonüklidinin aktiviteleri ölçülmüştür.

Sedimentin < 63 µm partikül fraksiyonlu örneklerinde radyoaktivite konsantrasyonları Tablo 4.9 - 4.12'de verilmiş olup > 63 µm partikül fraksiyonlu örneklerin radyoaktivite konsantrasyonları ise Tablo 4.13 - 4.16'da verilmiştir. Midye içi örneklerinin radyoaktivite konsantrasyonları Tablo 4.17 - 4.20'de ve midye kabuğu örneklerinin radyoaktivite konsantrasyonları ise Tablo 4.21 - 4.24'te verilmiştir. Sedimentin < 63 µm partikül fraksiyonlu örneklerinde bütün radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonlarının > 63 µm partikül fraksiyonlu örneklerinde bulunan aktivite konsantrasyonlarından daha yüksek olduğu görülmektedir. (Tablo 4.9 – 4.16). Bu duruma benzer şekilde, midye iç

dokusunda bulunan radyonüklid aktivite konsantrasyon değerlerinin midye kabuk dokusunda bulunan aktivite konsantrasyonlarından daha yüksek olduğu görölmektedir (4.17 – 4.24).

Tablo 4.9: Kasım ayı örneklemesinde elde edilen < 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	33.39 ± 1.80	341.4 ± 18.4	12.4 ± 0.89	13.31 ± 0.94	11.57 ± 0.83	19.05 ± 1.36	17.67 ± 1.01	22.12 ± 1.58	17.35 ± 1.48
Unkapanı	34.4 ± 1.89	416.4 ± 22.3	14.9 ± 1.07	15.58 ± 1.11	14.16 ± 1.03	20.36 ± 1.43	19.72 ± 1.43	23.18 ± 1.67	18.19 ± 1.47
Kabataş	26.14 ± 1.84	393.3 ± 21.3	15.3 ± 1.47	16.53 ± 1.53	14.02 ± 1.40	19.83 ± 1.55	17.94 ± 1.45	21.84 ± 1.83	19.72 ± 1.69
Tarabya	41.37 ± 2.23	501.6 ± 26.5	18.5 ± 1.28	19.35 ± 1.29	17.68 ± 1.26	27.25 ± 1.84	27.52 ± 1.54	28.89 ± 2.04	25.35 ± 1.93
Rumeli Kavağı	41.57 ± 2.21	527.0 ± 27.7	16.7 ± 1.01	16.93 ± 0.93	16.52 ± 1.08	25.30 ± 1.63	24.51 ± 1.35	31.04 ± 1.98	20.35 ± 1.57

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri

Tablo 4.10: Şubat ayı örneklemesinde elde edilen < 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	40.37 ± 2.15	484.3 ± 25.5	16.62 ± 1.03	16.07 ± 0.89	17.17 ± 1.17	22.75 ± 1.53	21.19 ± 1.18	25.64 ± 1.07	21.42 ± 1.69
Unkapanı	22.69 ± 1.29	398.5 ± 21.3	15.10 ± 0.98	14.44 ± 0.82	15.76 ± 1.13	21.34 ± 1.49	22.74 ± 1.30	23.67 ± 1.61	17.59 ± 1.56
Kabataş	32.34 ± 1.75	440.7 ± 23.3	16.02 ± 0.98	15.42 ± 0.85	16.63 ± 1.11	22.75 ± 1.49	23.00 ± 1.28	25.65 ± 1.70	19.60 ± 1.49
Tarabya	39.90 ± 2.14	522.4 ± 27.5	20.16 ± 1.19	20.48 ± 1.12	19.84 ± 1.25	25.83 ± 1.66	26.27 ± 1.44	26.98 ± 1.82	24.26 ± 1.71
Rumeli Kavağı	54.28 ± 2.87	643.9 ± 33.8	18.05 ± 1.12	18.07 ± 1.02	18.03 ± 1.23	25.51 ± 1.77	23.71 ± 1.34	27.59 ± 1.94	25.24 ± 2.02

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri

Tablo 4.11: Mayıs ayı örneklemesinde elde edilen < 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	37.24 ± 1.97	499.2 ± 26.1	12.44 ± 0.78	13.36 ± 0.74	11.52 ± 0.81	21.47 ± 1.40	22.03 ± 1.22	20.97 ± 1.42	21.41 ± 1.57
Unkapanı	32.13 ± 1.79	395.5 ± 21.5	12.08 ± 0.88	12.84 ± 0.78	11.32 ± 0.95	16.02 ± 1.26	16.33 ± 1.00	15.91 ± 1.31	15.82 ± 1.46
Kabataş	14.80 ± 0.94	360.6 ± 19.6	17.59 ± 1.12	17.36 ± 1.06	17.83 ± 1.19	21.33 ± 1.58	19.37 ± 1.19	22.89 ± 1.89	21.74 ± 1.65
Tarabya	35.32 ± 2.23	508.6 ± 26.9	17.12 ± 1.20	17.01 ± 1.04	17.22 ± 1.37	25.96 ± 1.96	26.69 ± 1.63	25.49 ± 1.97	25.70 ± 2.28
Rumeli Kavağı	45.39 ± 2.53	644.5 ± 33.7	10.97 ± 0.86	11.01 ± 0.79	10.94 ± 0.94	13.97 ± 1.14	12.56 ± 0.90	15.64 ± 1.36	13.70 ± 1.16

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri

Tablo 4.12: Ağustos ayı örneklemesinde elde edilen < 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	35.46 ± 1.89	449.6 ± 23.6	19.49 ± 1.17	19.97 ± 1.10	19.00 ± 1.25	20.01 ± 1.30	22.76 ± 1.25	17.15 ± 1.23	20.12 ± 1.44
Unkapanı	30.40 ± 1.69	435.3 ± 23.2	14.56 ± 0.94	14.25 ± 0.82	14.88 ± 1.06	19.58 ± 1.43	20.64 ± 1.06	20.23 ± 1.51	17.88 ± 1.58
Kabataş	25.06 ± 1.73	638.4 ± 33.9	17.77 ± 1.31	17.25 ± 1.05	18.29 ± 1.56	24.49 ± 1.92	24.29 ± 1.56	26.81 ± 2.24	22.38 ± 2.03
Tarabya	31.04 ± 1.64	678.5 ± 35.2	16.31 ± 1.18	15.39 ± 0.94	17.22 ± 1.42	22.74 ± 1.66	22.27 ± 1.42	23.50 ± 1.78	22.44 ± 1.84
Rumeli Kavağı	67.92 ± 3.63	683.0 ± 36.2	15.79 ± 1.09	16.31 ± 0.96	15.27 ± 1.22	24.88 ± 1.85	24.57 ± 1.45	25.92 ± 2.01	24.15 ± 2.08

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri

Tablo 4.13: Kasım ayı örneklemesinde elde edilen > 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Unkapanı	4.55 ± 0.26	378.9 ± 19.2	9.63 ± 0.51	7.52 ± 0.39	11.75 ± 0.63	11.88 ± 0.67	12.13 ± 0.63	13.15 ± 0.73	10.35 ± 0.64
Kabataş	4.51 ± 0.27	281.9 ± 14.5	13.39 ± 0.73	12.97 ± 0.69	13.80 ± 0.77	12.36 ± 0.73	11.00 ± 0.59	13.66 ± 0.81	12.42 ± 0.79
Tarabya	1.80 ± 0.14	448.1 ± 22.7	7.49 ± 0.42	7.34 ± 0.40	7.64 ± 0.44	7.49 ± 0.45	6.96 ± 0.38	8.69 ± 0.53	6.83 ± 0.45
Rumeli Kavağı	25.45 ± 1.29	662.2 ± 33.3	13.05 ± 0.69	13.51 ± 0.71	12.58 ± 0.67	12.31 ± 0.69	12.44 ± 0.65	12.35 ± 0.70	12.14 ± 0.72

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri

Tablo 4.14: Şubat ayı örneklemesinde elde edilen > 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Unkapanı	4.38 ± 0.26	379.3 ± 19.3	14.08 ± 0.76	15.44 ± 0.82	12.71 ± 0.70	12.11 ± 0.71	12.68 ± 0.67	12.55 ± 0.74	11.09 ± 0.71
Kabataş	5.79 ± 0.37	306.4 ± 16.1	14.96 ± 0.88	15.82 ± 0.92	14.09 ± 0.84	13.55 ± 0.88	14.93 ± 0.83	13.99 ± 0.92	11.74 ± 0.89
Tarabya	1.71 ± 0.17	442.1 ± 23.0	7.18 ± 0.50	7.92 ± 0.53	6.48 ± 0.46	6.41 ± 0.51	7.56 ± 0.46	6.44 ± 0.54	5.22 ± 0.54
Rumeli Kavağı	23.91 ± 1.26	658.3 ± 33.7	10.90 ± 0.67	10.98 ± 0.67	10.82 ± 0.67	13.06 ± 0.84	13.32 ± 0.74	13.72 ± 0.92	12.13 ± 0.87

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri

Tablo 4.15: Mayıs ayı örneklemesinde elde edilen > 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Unkapanı	4.38 ± 0.25	354.9 ± 18.1	14.03 ± 0.75	14.47 ± 0.77	13.58 ± 0.74	11.97 ± 0.68	12.52 ± 0.66	12.52 ± 0.71	10.87 ± 0.67
Kabataş	4.60 ± 0.26	381.1 ± 19.3	19.18 ± 0.99	19.34 ± 0.99	19.01 ± 0.99	18.30 ± 0.98	18.74 ± 0.96	18.54 ± 1.00	17.62 ± 0.98
Tarabya	1.12 ± 0.09	343.3 ± 17.4	7.69 ± 0.41	7.78 ± 0.40	7.60 ± 0.42	10.22 ± 0.57	11.30 ± 0.59	10.41 ± 0.59	8.96 ± 0.54
Rumeli Kavağı	26.40 ± 1.35	635.4 ± 32.1	10.41 ± 0.56	9.40 ± 0.50	11.42 ± 0.63	12.05 ± 0.71	11.94 ± 0.63	12.91 ± 0.76	11.28 ± 0.73

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri

Tablo 4.16: Ağustos ayı örneklemesinde elde edilen > 63 µm sediment fraksiyonunda radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Unkapanı	4.12 ± 0.23	356.3 ± 18.1	13.35 ± 0.71	14.19 ± 0.74	12.51 ± 0.67	11.02 ± 0.62	11.78 ± 0.62	11.81 ± 0.66	9.46 ± 0.58
Kabataş	5.15 ± 0.29	382.5 ± 19.4	11.87 ± 0.64	13.70 ± 0.72	10.03 ± 0.55	11.85 ± 0.67	11.81 ± 0.62	12.87 ± 0.73	10.87 ± 0.66
Tarabya	1.38 ± 0.11	325.5 ± 16.5	7.89 ± 0.42	7.77 ± 0.40	8.00 ± 0.44	13.98 ± 0.76	14.00 ± 0.72	14.67 ± 0.79	13.26 ± 0.75
Rumeli Kavağı	22.35 ± 1.15	627.5 ± 31.7	9.65 ± 0.54	10.13 ± 0.54	9.17 ± 0.53	11.70 ± 0.69	11.62 ± 0.62	12.89 ± 0.77	10.57 ± 0.67

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri

Tablo 4.17: Kasım ayı örneklemesinde toplanan midye içi örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	0.86 ± 0.15	370.9 ± 19.0	1.05 ± 0.11	< MÖA	1.05 ± 0.11	1.35 ± 0.13	< MÖA	1.35 ± 0.13	< MÖA
Unkapanı	1.41 ± 0.21	410.9 ± 21.0	0.40 ± 0.02	0.40 ± 0.02	< MÖA	0.69 ± 0.06	0.56 ± 0.04	1.00 ± 0.10	0.53 ± 0.05
Kabataş	1.30 ± 0.23	438.4 ± 22.4	0.62 ± 0.04	0.62 ± 0.04	< MÖA	1.48 ± 0.13	1.21 ± 0.08	1.34 ± 0.13	1.98 ± 0.19
Tarabya	2.43 ± 0.35	473.1 ± 24.3	0.63 ± 0.05	0.63 ± 0.05	< MÖA	1.56 ± 0.16	< MÖA	1.56 ± 0.16	< MÖA
Rumeli Kavağı	2.38 ± 0.37	496.7 ± 25.5	0.91 ± 0.07	0.91 ± 0.07	< MÖA	3.58 ± 0.33	< MÖA	3.58 ± 0.33	< MÖA

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri
MÖA, Minimum ölçülebilen aktivite

Tablo 4.18: Şubat ayı örneklemesinde toplanan midye içi örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	1.68 ± 0.29	494.3 ± 25.4	1.38 ± 0.12	1.63 ± 0.12	1.13 ± 0.12	2.74 ± 0.28	< MÖA	2.74 ± 0.28	< MÖA
Unkapanı	1.68 ± 0.27	437.5 ± 22.4	1.00 ± 0.1	< MÖA	1.00 ± 0.1	1.56 ± 0.15	1.05 ± 0.08	2.79 ± 0.27	0.96 ± 0.09
Kabataş	1.48 ± 0.32	482.9 ± 24.9	< MÖA	< MÖA	< MÖA	1.44 ± 0.14	1.23 ± 0.09	2.18 ± 0.22	0.89 ± 0.09
Tarabya	2.09 ± 0.27	439.4 ± 22.5	0.85 ± 0.08	0.67 ± 0.05	1.03 ± 0.1	2.97 ± 0.25	1.93 ± 0.14	2.62 ± 0.26	4.35 ± 0.37
Rumeli Kavağı	1.91 ± 0.27	424.1 ± 21.8	< MÖA	< MÖA	< MÖA	2.05 ± 0.17	1.69 ± 0.13	3.99 ± 0.35	0.48 ± 0.04

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri
MÖA, Minimum ölçülebilen aktivite

Tablo 4.19: Mayıs ayı örneklemesinde toplanan midye içi örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	1.08 ± 0.23	351.7 ± 18.2	1.18 ± 0.21	< MÖA	1.18 ± 0.21	0.49 ± 0.04	0.49 ± 0.04	< MÖA	< MÖA
Unkapanı	1.27 ± 0.19	341.2 ± 17.5	< MÖA	< MÖA	< MÖA	0.93 ± 0.09	1.29 ± 0.11	1.07 ± 0.11	0.43 ± 0.04
Kabataş	1.36 ± 0.17	331.9 ± 17.0	0.65 ± 0.07	0.41 ± 0.03	0.88 ± 0.01	2.06 ± 0.18	1.55 ± 0.12	2.51 ± 0.23	1.99 ± 0.20
Tarabya	1.21 ± 0.23	312.0 ± 16.1	0.66 ± 0.06	0.82 ± 0.07	0.51 ± 0.06	1.60 ± 0.15	1.18 ± 0.10	2.90 ± 0.29	0.71 ± 0.07
Rumeli Kavağı	1.43 ± 0.27	306.8 ± 15.8	< MÖA	0.50 ± 0.04	< MÖA	1.52 ± 0.14	1.23 ± 0.09	1.75 ± 0.18	1.59 ± 0.17

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri
MÖA, Minimum ölçülebilen aktivite

Tablo 4.20: Ağustos ayı örneklemesinde toplanan midye içi örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	1.11 ± 0.17	261.1 ± 13.4	0.67 ± 0.07	0.61 ± 0.05	0.72 ± 0.09	0.71 ± 0.07	< MÖA	0.85 ± 0.08	0.57 ± 0.05
Unkapanı	0.87 ± 0.17	297.2 ± 15.3	0.82 ± 0.08	0.83 ± 0.06	0.81 ± 0.10	0.82 ± 0.08	0.85 ± 0.07	0.99 ± 0.10	0.61 ± 0.07
Kabataş	0.86 ± 0.15	293.0 ± 15.0	0.91 ± 0.08	1.00 ± 0.07	0.81 ± 0.09	0.99 ± 0.09	1.20 ± 0.09	0.77 ± 0.08	< MÖA
Tarabya	1.62 ± 0.20	275.2 ± 14.1	0.55 ± 0.05	0.52 ± 0.04	0.57 ± 0.06	2.05 ± 0.19	1.27 ± 0.10	2.40 ± 0.21	2.50 ± 0.24
Rumeli Kavağı	1.72 ± 0.24	319.2 ± 16.6	0.63 ± 0.06	0.65 ± 0.05	0.60 ± 0.07	1.08 ± 0.10	1.08 ± 0.08	1.26 ± 1.13	0.89 ± 0.09

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri
MÖA, Minimum ölçülebilen aktivite

Tablo 4.21: Kasım ayı örneklemesinde toplanan midye kabuğu örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	< MÖA	10.60 ± 0.57	0.53 ± 0.05	0.41 ± 0.03	0.65 ± 0.06	< MÖA	< MÖA	< MÖA	< MÖA
Unkapanı	< MÖA	11.94 ± 0.63	0.46 ± 0.04	0.46 ± 0.04	< MÖA	0.49 ± 0.05	0.19 ± 0.02	0.54 ± 0.05	0.73 ± 0.07
Kabataş	< MÖA	4.30 ± 0.23	0.53 ± 0.04	0.58 ± 0.05	0.47 ± 0.04	< MÖA	< MÖA	< MÖA	< MÖA
Tarabya	< MÖA	4.80 ± 0.26	0.61 ± 0.04	0.69 ± 0.05	0.54 ± 0.04	0.45 ± 0.04	0.48 ± 0.03	0.44 ± 0.04	0.44 ± 0.04
Rumeli Kavağı	< MÖA	5.66 ± 0.30	0.83 ± 0.06	0.80 ± 0.06	0.86 ± 0.06	0.67 ± 0.06	0.54 ± 0.04	0.80 ± 0.07	< MÖA

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri
MÖA, Minimum ölçülebilen aktivite

Tablo 4.22: Şubat ayı örneklemesinde toplanan midye kabuğu örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	< MÖA	7.53 ± 0.40	0.45 ± 0.04	< MÖA	0.45 ± 0.04	0.44 ± 0.03	0.44 ± 0.03	< MÖA	< MÖA
Unkapanı	< MÖA	8.78 ± 0.47	0.49 ± 0.06	< MÖA	0.49 ± 0.06	0.45 ± 0.04	< MÖA	0.51 ± 0.06	0.62 ± 0.06
Kabataş	< MÖA	7.45 ± 0.40	0.50 ± 0.04	0.47 ± 0.04	0.53 ± 0.05	0.45 ± 0.05	0.46 ± 0.04	0.45 ± 0.06	< MÖA
Tarabya	< MÖA	6.95 ± 0.37	1.26 ± 0.09	1.25 ± 0.09	1.26 ± 0.09	0.68 ± 0.05	0.44 ± 0.03	0.73 ± 0.07	0.87 ± 0.05
Rumeli Kavağı	< MÖA	8.70 ± 0.45	1.11 ± 0.1	1.19 ± 0.11	1.02 ± 0.09	0.73 ± 0.06	0.61 ± 0.05	0.82 ± 0.08	0.76 ± 0.04

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri
MÖA, Minimum ölçülebilen aktivite

Tablo 4.23: Mayıs ayı örneklemede toplanan midye kabuğu örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	< MÖA	14.92 ± 0.79	0.51 ± 0.06	0.54 ± 0.06	0.48 ± 0.06	0.54 ± 0.05	< MÖA	0.64 ± 0.07	0.44 ± 0.02
Unkapanı	< MÖA	14.04 ± 0.74	0.66 ± 0.06	0.62 ± 0.05	0.71 ± 0.06	0.59 ± 0.05	< MÖA	0.58 ± 0.06	0.60 ± 0.03
Kabataş	< MÖA	9.34 ± 0.49	0.88 ± 0.07	0.80 ± 0.07	0.95 ± 0.07	0.70 ± 0.05	0.49 ± 0.04	0.81 ± 0.07	0.79 ± 0.04
Tarabya	< MÖA	7.88 ± 0.42	1.34 ± 0.10	1.41 ± 0.11	1.26 ± 0.10	0.61 ± 0.05	0.52 ± 0.04	0.73 ± 0.07	0.59 ± 0.03
Rumeli Kavağı	< MÖA	15.96 ± 0.84	1.51 ± 0.11	1.40 ± 0.10	1.62 ± 0.11	0.98 ± 0.07	0.87 ± 0.06	1.10 ± 0.09	0.96 ± 0.05

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri
MÖA, Minimum ölçülebilen aktivite

Tablo 4.24: Ağustos ayı örneklemede toplanan midye kabuğu örneklerinde radyonüklid aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Örnekleme İstasyonu	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	U serisi			Th serisi			
			²³⁸ U	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²³² Th	²¹² Pb	²⁰⁸ Tl	²²⁸ Ac
Balat	< MÖA	9.31 ± 0.50	0.55 ± 0.05	0.54 ± 0.04	0.56 ± 0.05	0.50 ± 0.04	0.40 ± 0.03	0.67 ± 0.06	0.44 ± 0.02
Unkapanı	< MÖA	5.99 ± 0.30	0.77 ± 0.06	0.78 ± 0.07	0.75 ± 0.06	0.74 ± 0.05	0.44 ± 0.04	0.81 ± 0.07	0.96 ± 0.05
Kabataş	< MÖA	4.71 ± 0.25	0.62 ± 0.05	0.67 ± 0.06	0.57 ± 0.04	0.42 ± 0.03	< MÖA	0.43 ± 0.04	0.40 ± 0.02
Tarabya	< MÖA	6.95 ± 0.37	1.41 ± 0.11	1.64 ± 0.14	1.18 ± 0.08	0.86 ± 0.06	0.56 ± 0.05	1.12 ± 0.09	0.89 ± 0.05
Rumeli Kavağı	< MÖA	8.05 ± 0.43	1.59 ± 0.11	1.47 ± 0.12	1.71 ± 0.11	0.77 ± 0.05	0.47 ± 0.04	1.05 ± 0.08	0.80 ± 0.04

± Ölçümlerin toplam belirsizlik değerleri
MÖA, Minimum ölçülebilen aktivite

Sedimentin her iki fraksiyonu (< 63 µm ve > 63 µm) ve midyenin iç dokusu ile kabuk dokusunda bulunan radyonüklid konsantrasyonlarının en düşük, en yüksek, ortalama ve standart sapma değerleri sırasıyla Tablo 4.25'te ve 4.26'da verilmiştir.

Tablo 4.25: Sediment örneklerinin her iki fraksiyonu (< 63 µm ve > 63 µm) için en düşük, en yüksek, ortalama ve standart sapma değerleri

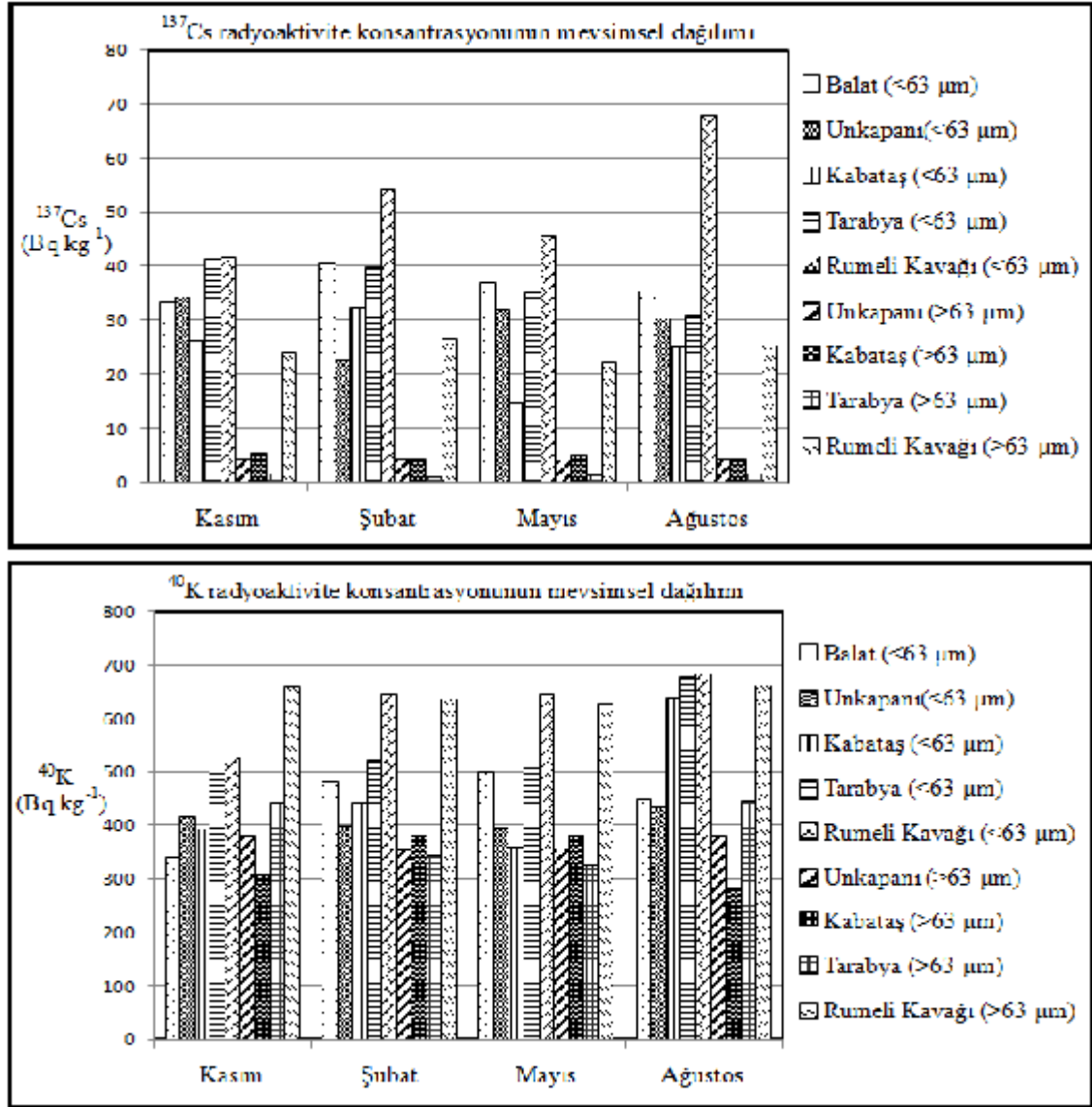
Radyonüklid	En düşük	En yüksek	Ortalama	Standart sapma
¹³⁷ Cs (< 63µm)	8.58	67.92	34.93	12.94
¹³⁷ Cs (> 63 µm)	1.12	26.40	8.83	9.49
⁴⁰ K (< 63 µm)	341.4	683.0	498.1	108.1
⁴⁰ K (> 63 µm)	281.9	662.2	435.2	132.6
²³⁸ U (< 63 µm)	10.97	20.16	15.90	2.49
²³⁸ U (> 63 µm)	7.18	19.18	11.54	3.31
²³² Th (< 63 µm)	13.97	27.25	22.02	3.44
²³² Th (> 63 µm)	6.41	18.30	11.89	2.62

Tablo 4.26: Midye içi (Mİ) ve kabuk (MK) dokularında en düşük, en yüksek, ortalama ve standart sapma değerleri

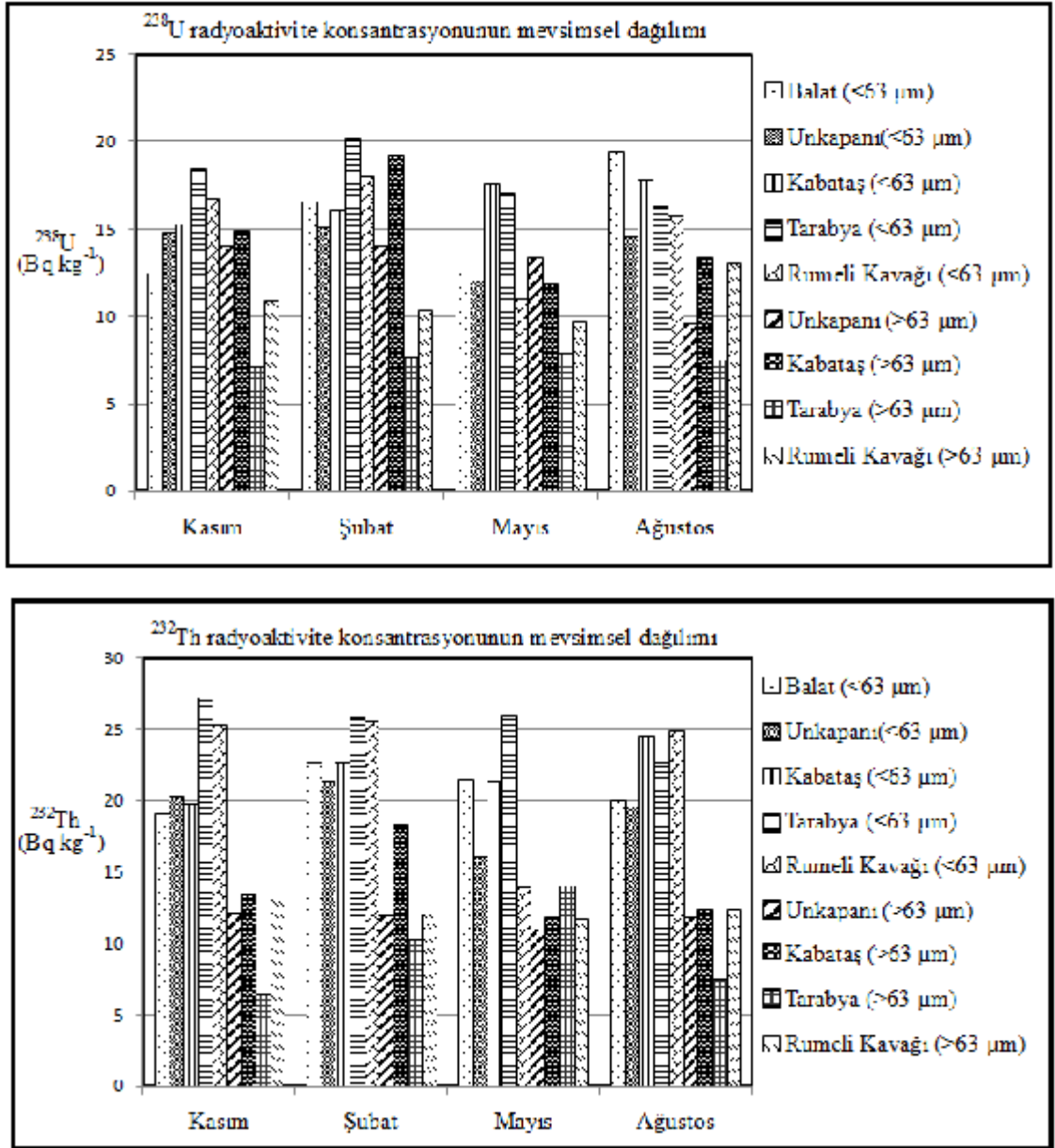
Radyonüklid	En düşük	En yüksek	Ortalama	Standart sapma
¹³⁷ Cs (Mİ)	0.86	2.43	1.49	0.46
¹³⁷ Cs (MK)	-	-	-	-
⁴⁰ K (Mİ)	261.1	496.7	377.9	78.4
⁴⁰ K (MK)	4.30	15.96	8.69	3.43
²³⁸ U (Mİ)	0.40	1.38	0.81	0.26
²³⁸ U (MK)	0.41	1.64	0.87	0.40
²³² Th (Mİ)	0.49	3.58	1.58	0.81
²³² Th (MK)	0.42	0.98	0.62	0.16

4.2. RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYONLARININ MEVSİMSSEL DEĞİŞİMİ

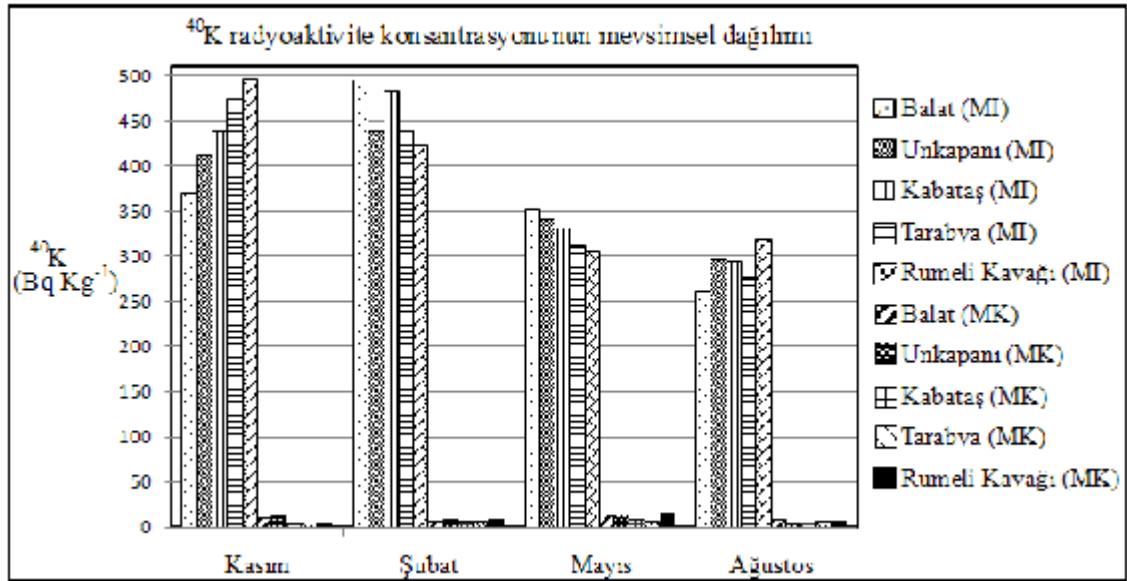
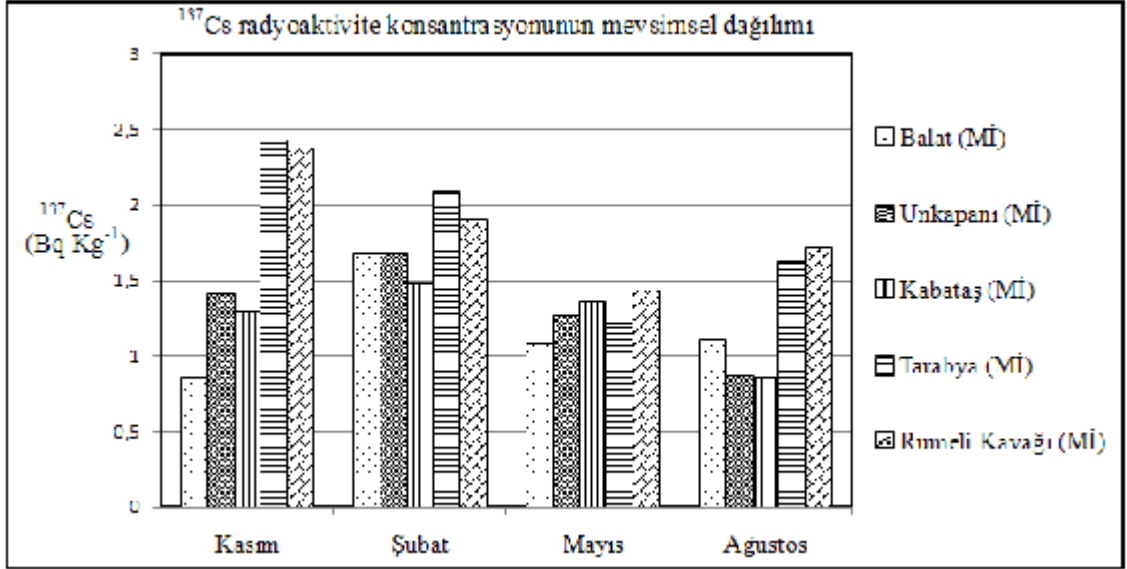
Tüm istasyonların sediment örneklerinde radyonüklid konsantrasyonlarının mevsimlere göre değişimi Şekil 4.1’de, midye iç ve kabuk dokularındaki değişimi ise Şekil 4.2’de gösterilmiştir. Malzeme ve yöntem bölümünde belirtildiği üzere Balat istasyonundan $> 63 \mu\text{m}$ sediment fraksiyonu elde edilemediğinden, Şekil 4.1’de bu fraksiyona ait herhangi bir veri yer almamaktadır. Bu çalışmada elde edilen veriler, mevsimsel değişim bakımından Friedman non-parametrik istatistik testi ile değerlendirilmiştir.



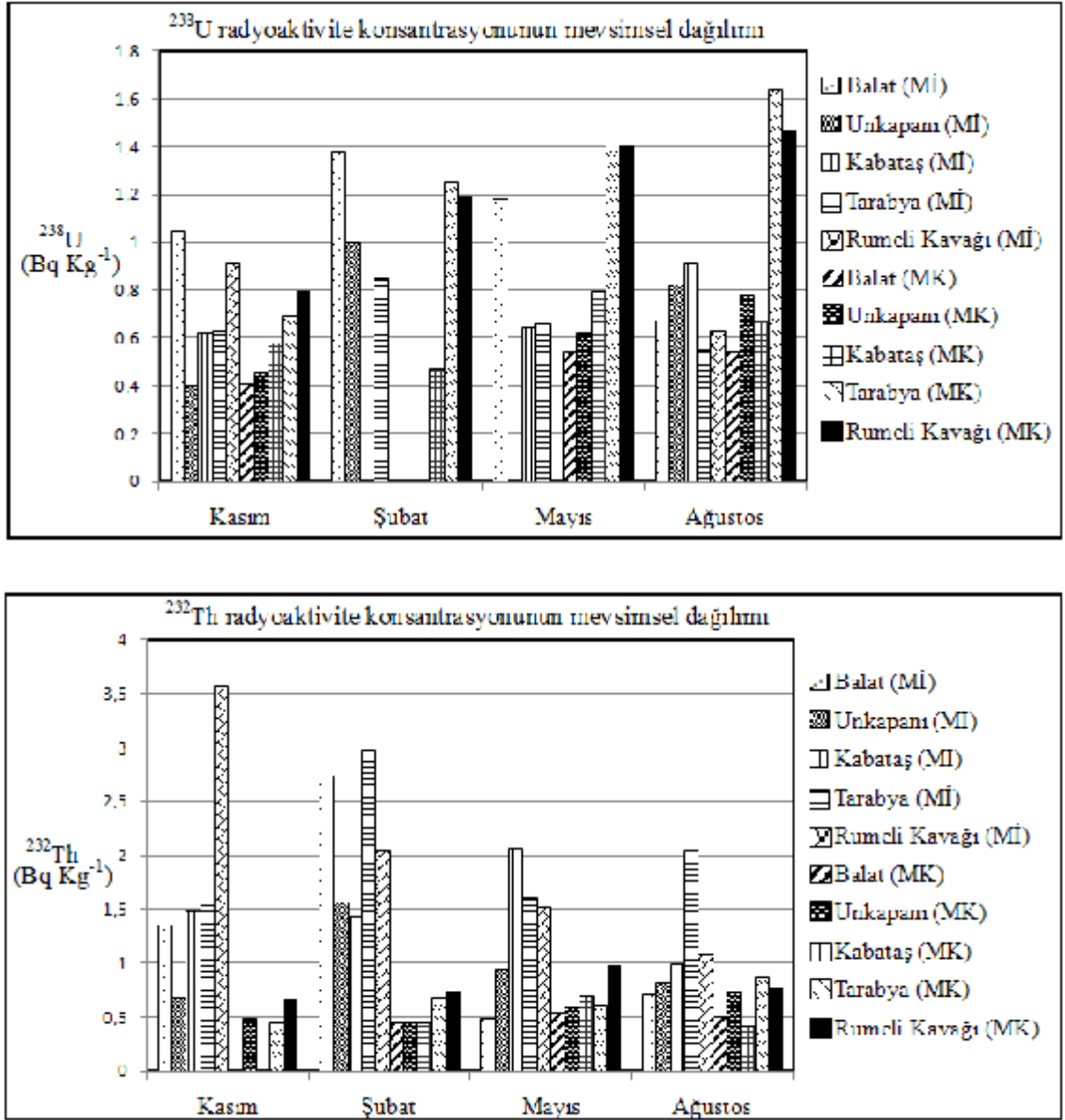
Şekil 4.1: Radyoaktivite konsantrasyonlarının sediment örneğinin her iki fraksiyonunda ($< 63 \mu\text{m}$ ve $> 63 \mu\text{m}$) mevsimlere göre dağılımı



Midye kabuk dokusunda ^{137}Cs aktivite konsantrasyon değerleri minimum ölçülebilen aktivitenin altında kaldığından, anlamlı ölçümler elde edilememiştir. Dolayısıyla, Şekil 4.2'de ^{137}Cs radyonüklidi için sadece midye iç dokusundaki değerler bulunmaktadır. Midye iç dokusunda ^{40}K radyonüklidinin bulunan değerlerinin kabuk dokusunda bulunan değerlerden daha yüksek olduğu görülmektedir (Şekil 4.2). Ayrıca, midye iç ve kabuk dokularında ^{238}U ve ^{232}Th aktivitelerinin bazı istasyonlarda minimum ölçülebilen aktivitenin (MÖA) altında kaldığı görülmektedir (Şekil 4.2).



Şekil 4.2: Radyoaktivite konsantrasyonlarının midye içi (Mİ) ve kabuk (MK) dokularında mevsimlere göre dağılımı



Şekil 4.2: Devamı

Sedimentte bulunan radyonüklidlerin konsantrasyonları ile sedimentin organik madde yüzdesi ve pH değerleri arasında elde edilen korelasyonlar Tablo 4.27’de verilmiştir. Midyelerin iç ve kabuk dokularında bulunan radyonüklid konsantrasyonları ile midyelerin yaşadığı ortam suyunun fiziko-kimyasal parametreleri arasında elde edilen korelasyonlar ise Tablo 4.28’de verilmiştir.

Tablo 4.27: Sediment örneklerinde radyonüklid konsantrasyonları, organik madde ve pH değerleri arasında elde edilen Pearson korelasyon katsayıları

	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	²³⁸ U	²³² Th	% org. mad.	pH
¹³⁷ Cs	1.00					
⁴⁰ K	0.64*	1.00				
²³⁸ U	0.50*	0.13	1.00			
²³² Th	0.76*	0.30	0.82*	1.00		
% org. mad.	0.76*	0.22	0.63*	0.85*	1.00	
pH	-0.45*	0.18	-0.53*	-0.58*	-0.65*	1.00

*P = 0.01

Tablo 4.28: Midye içi ve kabuk dokularında radyonüklid konsantrasyonları ve suyun fiziko-kimyasal parametreleri (pH, sıcaklık, tuzluluk, iletkenlik ve çözülmüş oksijen) arasında elde edilen Pearson korelasyon katsayıları

	¹³⁷ Cs (Mİ)	⁴⁰ K (Mİ)	²³⁸ U (Mİ)	²³² Th (Mİ)	⁴⁰ K (MK)	²³⁸ U (MK)	²³² Th (MK)	pH	Sıcaklık (°C)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (µS/cm)	Çöz. Oksijen (mg/l)
¹³⁷ Cs (Mİ)	1											
⁴⁰ K (Mİ)	0.65**	1										
²³⁸ U (Mİ)	-0.90	0.32	1									
²³² Th (Mİ)	0.69**	0.55*	0.23	1								
⁴⁰ K (MK)	-0.30	-0.29	0.18	-0.39	1							
²³⁸ U (MK)	0.33	-0.31	-0.30	0.38	-0.05	1						
²³² Th (MK)	0.07	-0.41	-0.37	0.20	0.26	0.78**	1					
pH	0.49*	0.30	-0.19	-0.01	-0.27	-0.11	-0.25	1				
Sıcaklık	-0.40	-0.79**	-0.43	-0.46*	-0.08	0.15	0.27	-0.05	1			
Tuzluluk	0.01	-0.32	-0.58*	-0.25	-0.19	0.10	0.25	0.11	0.43	1		
İletkenlik	0.05	-0.27	-0.57*	-0.22	-0.18	0.10	0.24	0.12	0.36	0.99**	1	
Çöz. Oksijen	0.13	0.31	-0.14	0.12	0.31	0.23	0.26	-0.03	-0.37	0.37	0.41	1

*p= 0.05

**p= 0.01

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

5.1. MİDYEDELERDE BULUNAN RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYON DEĞERLERİNİN YAPILMIŞ ÇALIŞMALARLA KARŞILAŞTIRILMASI

Midye içi, insanlar tarafından yaygın bir şekilde tüketildiğinden radyonüklid analizi ile ilgili çalışmalar midyelerin kabuklarına oranla iç dokuda daha çok yapılmaktadır (Topçuoğlu ve Van Downen, 1997; Uğur ve diğ., 2002; Topçuoğlu ve diğ., 2003; Catsiki ve Florou, 2006; Meli ve diğ., 2008; Thébault ve diğ., 2008). Bununla birlikte radyonüklid analizinin hem midye içi hem de kabuk dokusunda yapıldığı çalışmalar da mevcuttur (Alam ve diğ., 1999; Al-Masri ve diğ., 2004; McDonald ve diğ., 2005). Yapılan bir çalışmada tatlı su midyesi (*Anodonta sp.*) iç dokusunda bulunan ^{40}K ve ^{238}U aktivite konsantrasyonlarının (sırası ile 81 ve 6.9 Bq kg⁻¹) kabuktaki aktivite konsantrasyonlarından (sırası ile <4 ve 5.1 Bq kg⁻¹) daha yüksek olduğu bulunmuştur (Al-Masri ve diğ., 2004). Al-Masri ve diğ. (2004) tarafından yapılan çalışmada kabuk dokusunda bulunan ^{40}K aktivite değeri (<4 Bq kg⁻¹) bu tez çalışmasında bulunan ortalama değerden (8.69 Bq kg⁻¹) daha düşük olup ^{238}U aktivite konsantrasyonları (5.1 Bq kg⁻¹) bu çalışmada bulunan ortalama değerden (0.87 Bq kg⁻¹) daha yüksektir. Ayrıca, Alam ve diğ. (1999) deniz midyeleri *Perna viridis* ve *Modiolus striatulus* türleri ile yaptıkları çalışmada midye kabuklarındaki ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U aktiviteleri (69.8 - 137, 4.4 - 8.5 ve 7.2 - 14.1 Bq kg⁻¹) iç dokudaki aktivitelerden (23.1 - 80, 1.2 - 3.1 ve 2.5 - 3.6 Bq kg⁻¹) daha yüksek bulmuşlardır. Söz konusu çalışmada midye kabuğunda bulunan ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U aktivite değerleri bu tez çalışmasında kabukta bulunan değerlerden (4.30 - 15.96, 0.49 - 3.58 ve 0.40 - 1.38 Bq kg⁻¹) katları derecesinde yüksektir. Bu tez çalışmasında midyelerin iç dokusunda ölçülen ^{137}Cs , ^{40}K ve ^{232}Th aktivite konsantrasyon değerlerinin kabuk dokudaki değerlerden daha fazla olduğu tespit edilmiştir (Tablo 4.26). ^{137}Cs ve ^{40}K , canlılar tarafından yaygın olarak kullanılan stabil potasyumun yerine metabolizmaya girmektedir. Ayrıca bu radyonüklidler kimyasal yapılarından dolayı yumuşak dokuda birikme eğiliminde olan radyonüklidlerdir. Bu çalışmada midye kabuklarındaki ^{238}U aktivite konsantrasyonları

midye içinden daha yüksek olarak bulunmuştur (Şekil 4.1 ve Tablo 4.25). Bu durum, uranyumun midye kabuklarını oluşturan kalsiyum karbonatla çeşitli bileşikler oluşturabilmesi ile açıklanabilmektedir (Alam ve diğ., 1999; Desideri ve diğ., 2001).

Ölçülen radyonüklidler içerisinde ^{137}Cs yapay bir radyonüklid olup 1945 yılından başlayıp 1980 yılına kadar yapılan nükleer silah denemelerinden ve özellikle 1986 yılında meydana gelen Çernobil nükleer santral kazası sonucu radyoaktif serpinti yolu ile ülkemizin denizel ortamlarına girmiştir (Topçuoğlu, 2005b). Günümüze kadar geçen süre sonucu bu radyonüklidin midyelerdeki aktivitesi fiziksel yarılanma ve biyolojik atımdan dolayı bu çalışmadaki midyelerin yumuşak dokusunda çok düşük bulunmuş olup kabukta tespit edilememiştir (Tablo 4.17 - 4.24). Sedimentteki değerlerle karşılaştırıldığında midyenin iç ve kabuk dokularında ^{238}U ve ^{232}Th radyoaktivite konsantrasyonları katları derecesinde düşük bulunmuştur (Şekil 4.2, Tablo 4.25 - 4.26). Bunun nedeni ise bu iki radyonüklidin organizmaların metabolizmasında kullanılmamasıdır (Lima ve diğ., 2005). Alam ve diğ. (1999) tarafından yapılan çalışmaya benzer şekilde bu tez çalışmasında da midyelerde (yumuşak ve kabuk dokusunda) tüm bu radyonüklidler içerisinde en yüksek konsantrasyonu ^{40}K oluşturmaktadır. Çünkü midyeler bünyelerine aldıkları ^{40}K radyonüklidini aslında ihtiyacı olan stabil potasyumu karşılamak amacı ile almaktadır (Boyden, 1974) ve bu tez çalışmasında irdelediğimiz elementler arasında potasyum, canlıların en fazla ihtiyaç duyduğu element olması dolayısıyla ^{40}K radyonüklidi diğer radyonüklidlere oranla daha fazla birikmektedir.

Denizel ekosistemde; organizmaların radyonüklid alım derecesini doğrudan veya dolaylı olarak etkileyen birçok faktör bulunmaktadır. Bu çevresel faktörlerin önemlilerinden bazıları tuzluluk, sıcaklık, pH, ışık ve ortamda bulunan başlıca iyonlar şeklinde sayılabilir (Alam ve diğ. 1999; Topçuoğlu, 2001b). Bu çalışmada, suyun fiziko-kimyasal parametreleri (sıcaklık, pH, tuzluluk, iletkenlik ve çözünmüş oksijen) ile midye içi ve kabuk dokularında bulunan ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U arasında korelasyon analizi yapılmıştır. Korelasyon analizi sonucunda pH ile sadece midye iç dokusundaki ^{137}Cs konsantrasyonu arasında anlamlı pozitif bir korelasyon bulunmuştur (Tablo 4.28). Bununla birlikte, çözünmüş oksijen ile radyoaktivite konsantrasyonları arasında herhangi bir ilişki tespit edilememiştir (Tablo 4.28).

Çeşitli denizel organizmalar ve radyonüklidlerle yapılan çalışmalarda sıcaklığın radyonüklid birikimi üzerindeki etkisinin farklı olduğu gözlemlenmiştir. Adı verilmemiş bir istiridye türü üzerinde yapılan bir çalışmada ortam suyunun sıcaklık artışıyla ^{137}Cs alımının arttığı gözlenmiştir (Wolfe ve Coburn, 1970). Diğer yandan Topçuoğlu ve diğ. (1987) ^{110}Ag kullanarak deniz izopodlarında, Guary ve Fowler (1977) ise ^{237}Np kullanarak midye ve karideslerde yaptıkları çalışmalarda sıcaklığın bu radyonüklidlerin alımında herhangi bir etkisi olmadığını göstermişlerdir. Ancak, makroalglerde ^{137}Cs birikimi ile ilgili yapılan bir çalışmada ortam sıcaklığının azalması ile makroalg dokularında ^{137}Cs aktivite artışı olduğu gözlenmiştir (Topçuoğlu, 2001b). Bu tez çalışmasında ise; suyun sıcaklığı ile midye iç dokusunda bulunan radyonüklidler arasında genel olarak negatif bir ilişki olmasına rağmen, anlamlı negatif korelasyonlar sıcaklık ile sadece ^{40}K ve ^{232}Th radyonüklidleri arasında bulunmuştur (Tablo 4. 28).

Yapılan çalışmalarda sıcaklık parametresi gibi tuzluluğun da radyonüklid birikimi üzerine etkisi farklılıklar göstermektedir. Bryan (1963) tarafından yapılan bir çalışmada deniz omurgasızlarında ^{137}Cs birikimindeki artışın, suyun düşük tuzluluk seviyelerinde gerçekleştiği belirtilmiştir. Diğer yandan, Pentreath (1975) denizel balıklarda yapmış olduğu çalışmada ^{134}Cs radyonüklidinin konsantrasyon faktörünün yüksek tuzlulukta arttığını belirtmiştir. Makroalglerde yapılan diğer bir çalışmada ise ^{137}Cs konsantrasyonunun düşük tuzlulukta arttığı vurgulanmıştır (Topçuoğlu, 2001b). Bu tez çalışmasında, suyun tuzluluğu ve iletkenliği ile sadece midye iç dokusunda ^{238}U radyonüklidi arasında negatif anlamlı korelasyonlar bulunmuştur (Tablo 4. 28). Tüm bu sonuçlara bakıldığında, denizel organizmalarda suyun fiziko-kimyasal parametreleri ile radyonüklidler arasındaki ilişkinin irdelenmesinin biyoakümülyasyon çalışmalarının yapılması ile daha anlamlılık kazanacağı düşünülmektedir.

Tablo 5.1: Çeşitli çalışmalarda midye iç dokusunda bulunan radyonüklidlerin kuru ağırlık (k.a.) ve yaş ağırlıktaki (y.a.) aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Literatür	Bölge	Tür	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	²³² Th	²³⁸ U
Alam ve diğ., 1999 (y.a.)	Bangladeş Güney Sahili	<i>Perna viridis</i>	-	23.1 - 80	2.6-3.2	2.8 - 3.6
McCartney ve diğ., 2000 (k.a.)	Cumbrian Sahili	<i>Mytilus edulis</i>	-	-	-	3.1
Topçuoğlu, 2001a (k.a.)	İstanbul Boğazı	<i>M. galloprovincialis</i>	229	-	-	-
Topçuoğlu ve diğ., 2003 (k.a.)	Doğu Karadeniz	<i>M. galloprovincialis</i>	< 3	< 170 - 1269	< 7	< 13 - 336
Al-Masri ve diğ., 2004 (k.a.)	Fırat Nehri	<i>Anodonta sp.</i>	-	81	-	6.9
Catsiki ve Florou 2006 (y.a.)	Yunanistan, Thermaikos Körfezi	<i>M. galloprovincialis</i>	1.23 (0.3 - 1.9)	-	-	-
Cuculić ve diğ., 2006 (k.a.)	Krka Halici	<i>Mytilus sp.</i>	-	-	-	12.1 - 19.4
Meli ve diğ., 2008 (k.a.)	Adriyatik Denizi	<i>M. galloprovincialis</i>	-	274 - 426	-	0.77 - 1.44
Thébault ve diğ., 2008 (y.a.)	Akdeniz	<i>M. galloprovincialis</i>	0.01 - 1.5	-	-	-
Bu çalışma (midye içi, k.a.)	İstanbul Boğazı ve Halici	<i>M. galloprovincialis</i>	1.49 (0.86 - 2.43)	377.9 (261.1 - 496.7)	1.58 (0.49-3.58)	0.81 (0.40 - 1.38)
Bu çalışma (midye içi, y.a.)	İstanbul Boğazı ve Halici	<i>M. galloprovincialis</i>	0.10 (0.06 - 0.17)	26.5 (18.3 - 34.8)	0.11 (0.03 - 0.25)	0.06 (0.03 - 0.10)

İstanbul Boğazı'nda midyelerde bulunan ^{137}Cs aktivite konsantrasyonunun Topçuoğlu (2001a) tarafından bulunan değerden (229 Bq kg^{-1}) daha düşük olduğu görülmektedir (Tablo 5.1). Aynı çalışma alanında bulunan bu önemli fark; o çalışmanın örnekleme tarihi olan Mayıs 1986 tarihinden bu tez çalışması için örneklemenin yapıldığı 2008-2009 tarih aralığına kadar geçen 23 yıllık sürede ^{137}Cs radyonüklidinin aktivitesinin fiziksel yarılanma ve biyolojik atılım ile azalması şeklinde yorumlanabilir. Boğazda, Topçuoğlu (2001a) tarafından yapılan aynı çalışmada Mayıs 1986 tarihinde midyelerde ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu 229 Bq kg^{-1} bulunmuşken Şubat 1987 tarihinde 13 Bq kg^{-1} bulunmuştur. Bu durum, ^{137}Cs aktivite değerinin azalmasında geçen kısa süreye rağmen biyolojik atılımın, aktivitenin azalmasındaki önemini ortaya koymaktadır. Midyelerdeki ^{137}Cs aktivite konsantrasyonunun azalması, bölgede 1986 yılından beri önemli bir ^{137}Cs kontaminasyonu olmadığını göstermektedir. Ayrıca yapılan diğer çalışmalarla karşılaştırıldığında bu çalışmada bulunan ^{137}Cs aktivite değerlerinin (kuru ve yaş ağırlıkta) yapılmış diğer çalışmalarda bulunan değerlerden daha düşük olduğu gözlenmiştir (Tablo 5.1). Bu tez çalışmasında bulunan düşük ^{137}Cs aktivite değerleri, biyotada bu radyonüklidin önemli derecede azaldığını göstermektedir. Bununla birlikte, bu çalışmada tespit edilen ^{137}Cs aktivite konsantrasyonları bakımından Friedman non-parametrik testine göre istasyonlar ve mevsimler arasında önemli bir farkın olmadığı görülmektedir (Tablo 4.17 - 4.20).

Midye tüketimi ile alınan ^{137}Cs radyonüklidi için müsaade edilen limit değer 600 Bq kg^{-1} (y.a.) olarak belirlenmiştir (AAE, 1999). Bu tez çalışmasında midye iç dokusunda ölçülen en yüksek aktivite değeri 0.17 Bq kg^{-1} (y.a.) olarak bulunmuştur (Tablo 5.1). Bulunan bu aktivite değeri, belirlenen limit değerden çok düşük olup çalışma alanından elde edilen midyelerin tüketiminde ^{137}Cs bakımından herhangi bir sağlık riskinin söz konusu olmadığı gözükmektedir.

Bu tez çalışmasında bulunan ^{238}U aktiviteleri, Cuculić ve diğ. (2006) tarafından yapılan çalışmada bulunan ^{238}U aktivitelerinden (12.1 - 19.4) daha düşük olmasının sebebi söz konusu çalışma alanı olan Krka Halici'ne fosfat cevheri girişinin olmasından kaynaklıdır (Tablo 5.1). Bu tez çalışmasında, ^{238}U ve ^{232}Th aktivite konsantrasyon değerlerinin yapılan çalışmalarda bulunan değerlerle karşılaştırıldığında daha düşük olduğu gözlenmiştir (Tablo 5.1). ^{40}K aktivite konsantrasyonları ise Al-Masri ve diğ.

(2004) tarafından yapılan çalışmada elde edilen ortalama değerden yüksek; diğer çalışmalarda bulunan değerlerden daha düşük veya bu değerlere yakın bulunmuştur (Tablo 5.1).

5.2. SEDİMENTTE BULUNAN RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYON DEĞERLERİNİN YAPILMIŞ ÇALIŞMALARLA KARŞILAŞTIRILMASI

Radyonüklidlerin sedimentte birikiminin sedimentin partikül boyutunun küçülmesi ile birlikte arttığı vurgulanmıştır (Tsabaris ve diğ., 2007). Rudin ve diğ. (1997) tarafından yapılan bir çalışmada ^{40}K ve ^{238}U radyonüklidlerin sedimentte birikiminin küçük ve büyük partiküllerde farklı olduğu fakat ^{232}Th için böyle bir sonucun gözlenmediği vurgulanmıştır. ^{40}K ve ^{238}U radyonüklidlerinin sedimentin küçük ve büyük partiküllerindeki birikiminin farklı olması ise bu partiküllerin sahip olduğu mineralojik yapı ile ilgili olduğu belirtilmiştir (Rudin ve diğ., 1997). Topçuoğlu ve diğ. (2003) Türkiye'nin Doğu Karadeniz sahilinde yaptıkları çalışmada sedimentin $< 63 \mu\text{m}$ partiküllü fraksiyonundaki ^{137}Cs , ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının (sırasıyla 159, 543, 363 ve 2783 Bq kg^{-1}), $< 250 \mu\text{m}$ partiküllü fraksiyonundaki konsantrasyonlardan (sırasıyla 85, 100, 69 ve 221 Bq kg^{-1}) daha yüksek olduğunu bildirmişler. Jonhson-Pyrtle ve Scott (2001) yapmış oldukları çalışmada ^{137}Cs radyonüklidi için sedimentin $< 63 \mu\text{m}$ partikülüne sahip fraksiyonunda buldukları aktivite konsantrasyon değerinin $> 63 \mu\text{m}$ partikül fraksiyonunda buldukları değerden daha yüksek olduğunu belirtmişler. Yapılan başka bir çalışmada sedimentin $< 63 \mu\text{m}$ fraksiyonunda aktivite birikiminin daha fazla olması gerektiği vurgulanmıştır (Cuculić ve diğ., 2006). Söz konusu çalışmada $< 63 \mu\text{m}$ fraksiyonlu sedimentte ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu (10.3 Bq kg^{-1}) $> 63 \mu\text{m}$ sediment fraksiyonundan (8 Bq kg^{-1}) daha yüksek bulunmuştur. Ancak, ^{226}Ra ve ^{238}U için beklenenin tersine $> 63 \mu\text{m}$ fraksiyonlu sedimentte aktivite değerleri (121 ve 105 Bq kg^{-1}) $< 63 \mu\text{m}$ fraksiyonlu sedimentteki aktivitelerden (42 ve 61 Bq kg^{-1}) daha yüksek olarak bulunmuştur. Söz konusu çalışmanın yazarları bu durumun sebebini çalışmanın yapıldığı alanda fosfat cevheri partiküllerinin daha çok $> 63 \mu\text{m}$ partiküllerden oluşması ile açıklamaktadır (Cuculić ve diğ., 2006). McCartney ve diğ. (2000) yapmış oldukları çalışmada ^{238}U aktivite konsantrasyonunun partikül boyutu $< 63 \mu\text{m}$ olan sedimentlerde daha fazla biriktiğini belirtmişler.

Bu tez çalışmasında $< 63 \mu\text{m}$ partiküllü sediment fraksiyonunda ölçülen ^{137}Cs , ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları $> 63 \mu\text{m}$ partiküllü sediment fraksiyonundan daha yüksek olarak bulunmuştur (Şekil 4.1, Tablo 4.25). Bunun nedeni şu şekilde açıklanabilir; denizel sedimentlerde küçük partiküller tipik bir şekilde organik madde ve farklı tipteki kil minerallerinden oluşmaktadır. Küçük partiküllerde oldukça fazla bulunan kil mineralleri (illit ve smektit) ve organik madde, yüksek bir katyon değişim kapasitesine (CEC) sahiptir ve birim kütle başına oluşturdukları yüzey alanı büyük partiküllere oranla daha fazladır. Dolayısıyla, ortamda bulunan katyonlar bu yapılara basit bir şekilde ve daha fazla bağlanabilmektedir (Cundy ve Coudace, 1995; Borden ve Giese, 2001).

Denizel sedimentte ^{137}Cs konsantrasyonu; sedimentin partikül büyüklüğü, mineral yapısı ve organik madde içeriğinden etkilenebilmektedir (Park ve diğ., 2004). Denizel sedimentlerde; ^{137}Cs konsantrasyonu, sedimentin partikül boyutunun azalması ile lineer olarak artmaktadır. Bu durum, küçük partiküllerin ^{137}Cs dağılımında önemli bir rol oynadığını göstermektedir (Cundy ve Croudace, 1995). Yapılan bir çalışmada, ^{137}Cs radyonüklidinin küçük partiküllere ve büyük yüzey alanlarına sahip kil partiküllerine sıkı bir şekilde adsorbe olduğu belirtilmiştir (Cundy ve Croudace, 1995). Organik fraksiyonun varlığı sedimentte ^{137}Cs 'nin bağlanması ve fiksasyonu açısından oldukça önemlidir (Ligero ve diğ., 2001).

Karasal ekosistemde kirleticiler için temel birikim ortamı olan toprakta ^{137}Cs birikimini etkileyen en önemli faktörün organik madde miktarı olduğu yapılan çalışmalarda vurgulanmıştır (Lee ve diğ., 1997; Zhiyanski ve diğ., 2005; Kılıç ve diğ., 2008; Belivermiş ve diğ., 2008). Bu çalışmalarda, ^{137}Cs ve organik madde miktarı arasında yapılan korelasyon analizi sonucunda sırasıyla 0.58, 0.78, 0.63 ve 0.58 değerinde anlamlı korelasyon katsayıları bulunmuştur. Benzer şekilde, denizel sedimentte de küçük partiküllerden oluşan organik maddenin ^{137}Cs 'yi biriktirmede çok önemli olduğu vurgulanmıştır (Kim ve diğ., 2007). Yapılan çalışmalarda, sedimentte ^{137}Cs ile TOC (total organik karbon) arasında anlamlı korelasyonlar (0.91, 0.83, 0.97) bulunmuştur (Kim ve diğ., 2006; Kim ve diğ., 2007; Park ve diğ., 2004). Başka bir çalışmada ise ^{137}Cs ile toplam organik madde arasında yüksek bir korelasyon (0.85) elde edilmiştir

(Hoda ve diğ., 2010). Bu tez çalışmasında, sedimentte ^{137}Cs ve organik madde arasında yapılan korelasyon analizi sonucunda 0.76 gibi anlamlı bir korelasyon katsayısı bulunmuştur (Tablo 4.27). Bu durum, organik maddenin ^{137}Cs radyonüklidinin birikiminde ne kadar etkili olduğunu göstermektedir. Korelasyon analizinde ^{137}Cs radyonüklidine benzer şekilde organik madde ile ^{232}Th ve ^{238}U radyonüklidleri arasında da 0.63 ve 0.85 gibi yüksek korelasyonlar bulunmuş olup organik madde ile ^{40}K radyonüklidi arasında anlamlı bir korelasyon bulunamamıştır. ^{40}K bulunuşu ile organik madde arasında anlamlı bir ilişki bulunamaması K'nın element olarak bütün ortamlarda yaygınca bulunuşuyla açıklanabilir. Ayrıca aynı korelasyon analizinde sedimentte bulunan ^{137}Cs , ^{232}Th ve ^{238}U ile pH arasında anlamlı negatif korelasyonlar bulunmuştur (Tablo 4.27). Dolayısıyla, sedimentte asitliğin artışıyla birlikte ^{137}Cs , ^{232}Th ve ^{238}U birikiminin artışı söz konusudur. Bu durum, organik maddeye bağlı olarak hümik ve fulvik asit miktarının artışıyla açıklanmaktadır.

Tablo 5.2: Çeşitli çalışmalarda sedimentte bulunan radyonüklidlerin kuru ağırlıktaki aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹)

Literatür	Bölge	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	²³² Th	²³⁸ U
Godoy ve diğ., 1998	Antarktika, Admiralty Körfezi	< 0.9 - 4.9	402 - 607	10.2 - 25.5	11.2 - 16.2
Strezov ve diğ., 1998	Bulgaristan, Karadeniz Sahili	4 - 106	11 - 760	5 - 110	10 - 77
Topçuoğlu ve Güngör, 1999	İstanbul Boğazı	4.5 - 80	181 - 377	-	-
UNSCEAR (2000)	Dünya geneli	-	400 (140 - 850)	30 (11 - 64)	35 (17 - 110)
Topçuoğlu ve diğ., 2001	Karadeniz	11 - 138	301 - 833	17 - 37	17-56
Topçuoğlu ve diğ., 2003 (< 63 µm)	Doğu Karadeniz	159	543	363	2783
Al-Masri ve diğ., 2004	Fırat Nehri	-	242 - 381	11.9 - 23	10.6 - 26.3
Akram ve diğ., 2006	Umman Denizi	-	295.2 - 748.5	11.72 - 33.94	15.93 - 30.53
Papefthymiou ve diğ., 2007	Yunanistan Patras Körfezi	4.4 (1.8 - 11.1)	497 (327 - 763)	24.5 (16.6 - 34.1)	21.8 (13.6 - 33.3)
Küçükömeroğlu ve diğ., 2008	Fırtına Nehri	6.15	573.3	38.55	39.93
Pourahmad ve diğ., 2008	İran Körfezi	2.6 (0 - 11.45)	481 (0 - 281)	11 (0 - 21)	18 (1 - 81)
Abdi ve diğ., 2009	Hazar Denizi	25 (13 - 131)	537 (181 - 1085)	49 (16 - 117)	61 (22 - 177)
Singhall ve diğ., 2009	Hindistan, Trombay	8 - 480	80 - 150	20.1 - 73.3	28.5 - 63.2
Bu çalışma (< 63 µm)	İstanbul Boğazı ve Halici	34.93 (8.58 - 67.92)	498.1 (341.4 - 683.0)	22.02 (13.97 - 27.25)	15.90 (10.97 - 20.16)
Bu çalışma (> 63 µm)	İstanbul Boğazı ve Halici	8.83 (1.12 - 26.40)	435.2 (281.9 - 662.2)	11.89 (6.41 - 18.30)	11.54 (7.18 - 19.18)

İstanbul Boğazı'nda ve Karadeniz'de yapılmış çalışmalarda sedimentte (partikül büyüklüğüne göre ayırım yapılmaksızın) bulunan ^{137}Cs aktivite konsantrasyonlarının bu tez çalışmasının sediment örneklerinin her iki fraksiyonunda bulunan aktivite konsantrasyonlarından daha yüksek olduğu gözükmemektedir (Tablo 5.2) (Topçuoğlu ve Güngör, 1999; Toçuoğlu ve diğ., 2001). Topçuoğlu ve Güngör (1999) tarafından İstanbul Boğazı'nda yapılan çalışmada bulunan ^{137}Cs konsantrasyonunun, bu tez çalışmasında bulunan konsantrasyon değerlerinden daha yüksek olması o çalışmada örnekleme 1989 - 1990 yıllarında yapılması ile açıklanabilir (Tablo 5.2). Bununla birlikte, sedimentasyon sonucu yüzeyde yeni sediment tabakalarının birikimi ile aktivitenin yüksek olduğu sediment profili daha dibe doğru hareket edeceğinden üst tabakada aktivitenin azalması söz konusu olacaktır. Ayrıca, Topçuoğlu ve diğ. (2003) tarafından Doğu Karadeniz'de yapılan başka bir çalışmada sedimentin $< 63 \mu\text{m}$ partiküllü fraksiyonunda bulunan ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu, bu tez çalışmasında aynı partikül fraksiyonunda bulunan değerden daha yüksek bulunmuştur (Tablo 5.2). Farklı ülkelerin denizlerinde yapılan çalışmalarda bulunan ^{137}Cs aktivite konsantrasyonları bu çalışmada bulunan değerlerle karşılaştırıldığında, bu çalışmada bulunan aktivite değerlerinin yapılan çalışmalarda bulunan değerlerden daha düşük ve bu değerlere yakın olduğu görülmektedir (Tablo 5.2). Bu durum, çalışmaların yapıldığı bölgelerdeki farklı sediment yapısı (organik madde içeriği, pH değerinin yanı sıra kum, silt ve kil oranları), radyoaktif serpinti oranının farklı olması ve ^{137}Cs 'nin fiziksel yarı ömrüne bağlı olarak aktivitesinin zamanla azalması ile açıklanabilir.

Boğaz sedimentinde bulunan ^{137}Cs aktivite değerleri incelendiğinde bütün mevsimlerde en yüksek aktivitenin Rumeli Kavağı istasyonunda olduğu gözlemlenmiştir (Tablo 4.9 - 4.16). Bu durum, Karadeniz'e en yakın istasyon olması dolayısıyla Karadeniz'den taşınan aktivitenin bu istasyonda aktivitenin yüksek olmasına sebep olabileceği gibi söz konusu istasyonun bulunduğu karasal bölgenin topografik yapısı ile de ilgili olabilir. Alibeyköy ve Kağıthane Dereleri'nin karasal ortamda bulunan aktiviteyi Haliç'e taşınması sonucu ^{137}Cs konsantrasyonları bakımından Balat ve Unkapanı istasyonlarına ekstra bir katkı sağlamış olabilir. Haliç'in Balat istasyonunda sedimentin çok büyük bir kısmı $< 63 \mu\text{m}$ partiküllü fraksiyondan oluştuğundan ölçüm için yeterli miktarda $> 63 \mu\text{m}$ partikül fraksiyonu elde edilememiştir. Balat ve Unkapanı istasyonlarında sedimentin $< 63 \mu\text{m}$ partiküllü fraksiyonlarına bakıldığında Kasım ayı örnekleme

iki istasyondaki aktivite değerleri birbirine çok yakın bulunmuş olup diğer örneklemelelerde ise Balat sedimentindeki ^{137}Cs aktivitesinin Unkapanı istasyonunda bulunan aktiviteden daha yüksek olduğu belirlenmiştir (Tablo 4.9 - 4.12). Bu fark, Balat istasyonunda sedimentin çok büyük bir kısmının $< 63 \mu\text{m}$ partiküllü fraksiyondan oluşması, bu nedenle de aktiviteyi daha fazla tutması ve Unkapanı istasyonunda sedimentin boğazdan giren Akdeniz suyu tarafından yıkanmış olması ile açıklanabilmektedir. Tarabya istasyonunda $> 63 \mu\text{m}$ partiküllü fraksiyonda ^{40}K dışındaki radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonu genel olarak diğer istasyonlardan daha düşük bulunmuştur. Bu durumun nedeni, Tarabya istasyonunda $> 63 \mu\text{m}$ partiküllü fraksiyonda bulunan organik madde yüzdesinin diğer istasyonlara göre daha düşük olmasından ileri gelebilir (Tablo 4.5 - 4.8).

Bu çalışmada sedimentin her iki fraksiyonunda bulunan ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U aktivite konsantrasyonları dünya genelinde bulunan değerlerden daha düşük ve bu değerlere yakın olduğu gözlemlenmiştir (UNSCEAR, 2000) (Tablo 5.2). Doğu Karadeniz, Yunanistan'ın Patras Körfezi ve Hazar Denizi'nde bulunan ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U aktivite konsantrasyonlarının bu çalışmada bulunan değerlerden daha yüksek olduğu görülmektedir (Topçuoğlu ve diğ., 2003; Papefthymiou ve diğ., 2008; Abdi ve diğ., 2009) (Tablo 5.2). Doğal radyonüklidlerin aktivite değerlerinin bu bölgelerde yüksek olması sahip oldukları jeolojik yapı ile ilgili olabilir.

5.3. MİDYE VE SEDİMENTTE BULUNAN RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYONLARININ KARŞILATIRILMASI

Topçuoğlu ve diğ. (2001) tarafından yapılan çalışmada sedimentteki ^{137}Cs aktivite konsantrasyonunun midyenin (*M. galloprovincialis*) iç dokusunda bulunan konsantrasyondan daha yüksek olduğu belirlenmiştir. McDonald ve diğ. (2005) tarafından yapılan çalışmada sedimentte belirlenen ^{137}Cs ve ^{40}K radyoaktivite konsantrasyonlarının (sırasıyla 85 ve 342 - 362 Bq kg⁻¹) midyelerde bulunan değerlerden (sırasıyla 2.24 ve 43 - 75 Bq kg⁻¹) daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Yapılan diğer bir çalışmada ise sedimentteki ^{226}Ra ve ^{238}U radyoaktivite konsantrasyonlarının (sırasıyla 42 - 662 ve 43 - 485 Bq kg⁻¹) midyelerde (*Mytilus sp.*) bulunan değerlerden (sırasıyla 1.9 - 6.5 ve 12.1 - 19.4 Bq kg⁻¹) daha yüksek olduğu

tespit edilmiştir (Cuculić ve diğ., 2006). Al-Masri ve diğ. (2004) tarafından yapılan çalışmada ise aynı tarihte toplanan sedimentte ^{40}K ve ^{238}U aktivite konsantrasyonları sırasıyla 314 ve 13.9 Bq kg⁻¹ olarak bulunurken midye içinde (*Anodonta sp.*) aynı radyonüklidler sırasıyla 80 Bq kg⁻¹ ve 6.9 Bq kg⁻¹ olarak bulunmuştur.

Bu tez çalışmasında, literatürdeki çalışmalara benzer şekilde sedimentin her iki fraksiyonunda bulunan ^{137}Cs , ^{40}K , ^{238}U ve ^{232}Th aktivite değerlerinin midyelerin iç ve kabuk dokularında bulunan değerlerden daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Tablo 4.9 - 4.26). Bu durum şu şekilde açıklanabilmektedir, sediment denizel ortamın en son birikim yeri olduğu için suda bulunan aktivitenin asılı partiküllerle dibe çökmesi, organizma atıklarının sedimentte birikmesi ve sedimentte yerleşen ölü organizmalarda bulunan aktivitenin sedimentte toplanması sonucu midyelerde bulunandan daha fazla aktivite birikimine sahip olmaktadır. Ayrıca, midyeler sadece sınırlı yaşam süreleri boyunca radyonüklidleri alabilmektedir, buna karşın sedimentteki birikimin organizmalara göre daha kalıcı olması sedimentte biriken radyonüklidlerin ayrılmasının seyrelme ve ayrışma gibi yavaş ilerleyen işlemler sonucu olmasındandır (Cuculić ve diğ., 2006). Buna ek olarak, sedimentasyon sonu gelmeyen bir süreç olduğundan, eski birikimler ancak yeni birikimlerin altında kalarak ekosistemi terk edebilmektedir.

5.4. RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYONLARININ MEVSİMSSEL DEĞİŞİMİ İLE İLGİLİ YAPILMIŞ ÇALIŞMALAR

Literatür incelenmesi sonucu sediment ve midyede ^{137}Cs , ^{40}K , ^{238}U ve ^{232}Th radyoaktivite konsantrasyonlarının mevsimsel değişimi ile ilgili fazla çalışmanın olmadığı görülmüştür. Strezov ve diğ. (1996) sedimentte yaptıkları çalışmada ^{238}U ve ^{232}Th aktivite konsantrasyonları bakımından mevsimsel olarak önemli bir değişim göstermediğini belirtmiştir. Strezov ve diğ. (1998) tarafından yapılan başka bir çalışmada ise sedimentin büyük partiküllü fraksiyonlarında radyonüklidlerin (^{137}Cs , ^{238}U ve ^{232}Th) küçük mevsimsel değişimler gösterdiğini; bununla beraber küçük partiküllü fraksiyonda ise daha önemli mevsimsel değişimler gösterdiğini belirtmiştir. Bahsedilen çalışmada ^{137}Cs radyonüklidi ilkbaharda daha yüksek bulunmuş ve bu durumun Dinyeper ve Tuna nehirlerinin denize girişinin bu mevsimde fazla olmasından kaynaklanabileceği belirtilmiştir. Ancak, Orescanin ve diğ. (2007) tarafından yapılan

çalışmada sedimentte ^{137}Cs ve ^{40}K radyonüklidlerinin mevsimsel olarak önemli bir değişim göstermedikleri belirtilmiştir.

Catsiki ve Florou (2006) tarafından midyelerde (*M. galloprovincialis*) yapılan çalışmada ^{137}Cs radyonüklidinin önemli mevsimsel bir değişim gösterdiği belirtilmiştir. Benzer şekilde, Meli ve diğ. (2008) yaptıkları çalışmada ^{40}K radyonüklidinin midyelerdeki (*M. galloprovincialis*) birikiminin mevsimsel olarak önemli bir değişim gösterdiğini gözlemlemiştir.

Yapılan bu tez çalışmasında, örneklerde bulunan radyonüklidlerin mevsimsel anlamlılığının istatistiksel olarak incelenmesi için Friedman non-parametrik testi ($P < 0.01$) uygulanmıştır. Bu teste göre ^{137}Cs , ^{40}K , ^{238}U ve ^{232}Th radyonüklidlerinin sedimentin her iki fraksiyonunda da önemli değişimlerinin olmadığı görülmüştür (Şekil 4.1, Tablo 4.9 - 4.16). Midyelerin iç dokusundaki ^{137}Cs , ^{238}U ve ^{232}Th radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyonları da anlamlı bir mevsimsel değişim göstermemiştir. Ancak, ^{40}K radyonüklidi midyenin iç dokusunda Meli ve diğ. (2008) tarafından yapılan çalışmaya benzer şekilde mevsimsel olarak anlamlı bir değişim göstermektedir. Meli ve diğ. (2008) yaptıkları çalışmada Eylül ve Mart aylarında buldukları ^{40}K radyoaktivite değerlerinin (sırasıyla 365 ve 387 Bq kg⁻¹) Haziran ve Aralık aylarında bulunan değerlerden (sırasıyla 328 ve 355 Bq kg⁻¹) daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Bu tez çalışmasında ise ^{40}K aktivite konsantrasyonlarına bakıldığında Kasım ve Şubat aylarında bulunan değerlerin Mayıs ve Ağustos aylarında bulunan değerlerden daha yüksek olduğu görülmektedir (Şekil 4.2, Tablo 4.17 - 4.24). Midye iç dokusundaki ^{40}K radyonüklidinin mevsimsel değişim göstermesi çevresel faktörlerden ziyade metabolizmanın sıcak mevsimde K ihtiyacının azalmasından kaynaklanabileceği düşünülmektedir. Midye kabuklarında radyonüklidlerin mevsimsel olarak herhangi anlamlı bir değişim göstermediği belirlenmiştir (Şekil 4.2, Tablo 4.17 - 4.24).

Sonuçlar

1. Bu çalışmada, sediment ve midyelerde ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U 'nun belirlenen aktivite konsantrasyonlarının literatürde bulunan değerlere yakın olduğu tespit edilmiştir.

2. Sediment örneklerinin her iki fraksiyonunda ($< 63 \mu\text{m}$ ve $> 63 \mu\text{m}$) elde edilen aktivite konsantrasyonlarının midyelerin iç ve kabuk dokusunda bulunan değerlerden daha yüksek olduğu belirlenmiştir.
3. Sedimentin $< 63 \mu\text{m}$ partiküllü fraksiyonunda ölçülen tüm radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonlarının $> 63 \mu\text{m}$ partiküllü fraksiyonunda ölçülen değerlerden daha yüksek olduğu gözlemlenmiştir.
4. Sedimentte bulunan organik madde miktarının ^{137}Cs , ^{232}Th ve ^{238}U radyonüklidlerini tutmada pozitif yönde etkili olduğu, buna karşın pH değerleri ile bu radyonüklidlerin bulunuşu arasında negatif bir ilişki bulunduğu belirlenmiştir. Bu durum organik asitlerin bulunuşuna bağlı olarak açıklanmaktadır.
5. Midyelerin iç dokusunda ^{238}U dışındaki radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonlarının midye kabuk dokusunda bulunan değerlerden daha yüksek olduğu gözlemlenmiştir.
6. İyi bir biyoindikatör organizma olan *M. galloprovincialis*'in iç dokusunda ^{137}Cs radyonüklidinin çok düşük bulunması ve kabuk dokusunda ise ölçülememesi son zamanlarda herhangi bir nükleer serpentinin olmadığını ve bu radyonüklidin hemen hemen biyotadan ayrıldığını göstermektedir.
7. Suyun fiziko-kimyasal parametrelerinden pH ile midyelerin iç dokusunda bulunan ^{137}Cs arasında anlamlı pozitif, suyun sıcaklığı ile ^{40}K ve ^{232}Th arasında anlamlı negatif, suyun tuzluluğu ve iletkenliği ile ^{238}U arasında anlamlı negatif korelasyonlar tespit edilmiştir.
8. Midyelerde en yüksek birikimi gösteren radyonüklidin ^{40}K olduğu gözlemlenmiştir. Bu durumun, ^{40}K 'ın biyosferde yaygın olarak bulunması, yarı ömrünün çok uzun olması ve canlılar tarafından sürekli kullanılan bir element olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.
9. Boğaz'dan ve Haliç'ten toplanan midyelerin tüketilmesinin ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U radyonüklidleri bakımından herhangi bir sağlık riski oluşturmadığı kanaatine varılmıştır.
10. Sedimentte bulunan ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U aktivite konsantrasyonlarının mevsimsel olarak anlamlı bir farklılığı tespit edilememiştir. Bununla birlikte, midye kabuklarında ölçülen tüm radyonüklidlerde mevsimsel olarak herhangi bir değişim belirlenmemiş, midyelerin iç dokusunda ise sadece ^{40}K

radyonüklidinin mevsimsel olarak anlamlı bir değişim gösterdiği belirlenmiştir. Midye yumuşak dokusunda ^{40}K aktivitesinde görülen mevsimsel değişmeye, midyenin farklı mevsimlerdeki metabolik aktivitesinin farklı oluşunun neden olabileceği düşünölmektedir.

KAYNAKLAR

- AAE, 1999, Le Milieu Marin et Littoral Me'diterrane'en: e'tat et Pressions. Agence Europe'enne pour l'Environnement, Copenhagen, pp. 44.
- ABDI, M.R., KAMALI, M., VAEZIFAR, S., 2008, Distribution of radioactive pollution of ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs in northwestern coasts of Persian Gulf, Iran. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 56, 751-757.
- ABDI, M.R., HASSANZADEH, S., KAMALI, M., RAJ, H.R., 2009, ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs activity concentrations along the southern coast of the Caspian Sea, Iran. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 58, 658-662.
- AKRAM, M., QURESHI, R.M., AHMAD N., JAMAL SOLAIJA, T., 2006, Gamma-emitting radionuclides in the shallow marine sediments off the Sindh coast, Arabian Aea. *Radiation Protection Dosimetry*. Vol. 118, No. 4, 440-447.
- AKRAM, M., QURESHI, R.M., AHMAD, N., JAMAL SOLAIJA T., 2007, Determination of gamma-emitting radionuclides in the inter-tidal sediments off Balochistan (Pakistan) coast, Arabian Sea. *Radiation Protection Dosimetry*. Vol. 123, No. 2, 268-273.
- ALAM, M.N., CHOWDHURY, M.I., KAMAL, M., GHOSE, S., MATIN, A.K.M.A., FERDOUSI, G.S.M., 1999, Radionuclide concentrations in mussels collected from the southern coast of Bangladesh. *Journal of Environmental Radioactivity*. 47, 201-212.
- ALBERTS, J. J., TILLY, L. J., VIGERSTAD, T. J., 1979, Seasonal cycling of cesium-137 in a reservoir. *Science*. Vol. 203, 649- 651.
- AL-MASRI, M.S., BYRAKDAR, M.E., MAMISH, S., AL-HALEEM, M.A., 2004, Determination of natural radioactivity in Euphrates river, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 248, No. 2, 349-355.
- ANGELO, R.T., CRINGAN, M.S., CHAMBERLAIN, D.L., STAHL, A.J., HASLOUER, S.G., GOODRICH, C.A., 2007, Residual effects of lead and zinc mining on freshwater mussels in the Spring River Basin (Kansas, Missouri, and Oklahoma, USA). *Science of Total Environment*. Vol. 384, 467-496.
- BELİVERMİŞ, M., KILIÇ, Ö., ÇOTUK, Y., TOPÇUOĞLU, S., COŞKUN, M., ÇAYIR, A., KÜÇER, R., 2008, Radioactivity concentrations in topsoil samples

from the Thrace region of Turkey and assessment of radiological hazard. *Radiation Effects and Defects in Solids*. 163 (11), 903-913.

- BERNHARD, M., ZATTERA, A., 1975, Marine pollution and marine waste disposal (supplement to progress in water technology). In: Proceedings of the 2nd International Congress, San Remo, 17-21 December 1973 (Library of Congress Catalog No. 75-16916) Pearson E. A. And Fraja Franngipane E. D., Eds. (Oxford/New York: Pergamon Press).
- BIRD, G.A., SCHWARTZ, W.J., MOTYCKA, M., ROSENRETER, J., 1998, Behavior of ^{60}Co and ^{134}Cs in a Canadian Shield lake over 5 years. *Science of the Total Environment*. Vol. 212, 115-135.
- BOCCHETTI, R., REGOLI, F., 2006, Seasonal variability of oxidative biomarkers, lysosomal parameters, metallothioneins and peroxisomal enzymes in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* from Adriatic Sea. *Chemosphere*. 65, 913-921.
- BORDEN, D., GIESE, R.F., 2001, Baseline studies of the clay minerals society source clays: Cation exchange capacity measurements by the ammonia-electrode method. *Clays and Clay Minerals*. Vol. 49, 444-445.
- BOU-RABEE, F., BERN, H., 1997, Natural radionuclides and cesium-137 content in Arabian Gulf bottom sediments. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. Vol. 222, (1-2) 219-221.
- BOYDEN C.R., 1974, Trace element content and body size in molluscs. *Nature*. Vol. 251, 311-314.
- BOYDEN C.R., 1977, Effect of size upon metal content of shelfish. *J. Mar. Biol. Ass. UK* Vol. 57, 675-714.
- BRYAN, G.W., 1963, The accumulation of radioactive caesium by marine invertebrates. *Journal of Marine Biology*. Ass UK, Vol. 43, 519-539.
- CAIHUAN, K.E., YU, K.N., LAM WEN-XION WANG P.K.S., 2000, Uptake and depuration of cesium in the green mussel *Perna viridis*. *Marine Biology*. Vol. 137, 567-575.
- CARPENTER, R., 1997, Interactions of radionuclides with sediments and suspended particles, Training Course Series No. 7, IAEA, Vienna, 83-103.
- CATSIKI, V.A., FLOROU, H., 2006, Study on the behavior of the heavy metals Cu, Cr, Ni, Zn, Fe, Mn and ^{137}Cs in an estuarine ecosystem using *Mytilus galloprovincialis* as a bioindicator species: the case of Thermaikos Gulf, Greece. *Journal of Environmental Radioactivity*. 86, 31-44.

- CHO, Y.H., JEONG, C.H., HAHN, R.S., 1996, Sorption characteristics of ^{137}Cs onto clay minerals: Effect of mineral structure and ionic strength. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. Vol. 204, 33-43.
- CUCULIĆ, V., CUKROV, N., BARISIC', D., MLAKAR, M., 2006, Uranium in sediments, mussels (*Mytilus sp.*) and seawater of the Krka River estuary. *Journal of Environmental Radioactivity*. 85, 50-70.
- CUNDY, A.B., CROUDACE, I.W., 1995, Physical and chemical associations of radionuclides and trace metals in estuarine sediments: an example from Poole Harbour, Southern England. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 29, 191-211.
- ÇELİKKALE, M.S., DÜZGÜNEŞ, E., OKUMUŞ, Ü., 1999, Türkiye su ürünleri sektörü ve Avrupa Birliği ile entegrasyonu, İstanbul Ticaret Odası Yayın No: 63, 62-63s.
- DESIDERI, D., MELI, M.A., ROSELLI, C., TESTA, C., DEGETTO, S., 2001, Speciation of natural and anthropogenic radionuclides in different sea sediment samples. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 248, (3), 727-733.
- DIE'Z, S., LACORTE, S., VIANA, P., BARCELO, D., BAYONA, J.M., 2005, Survey of organotin compounds in rivers and coastal environments in Portugal 1999-2000. *Environmental Pollution*. 136, 525-536.
- DURAN, E.B., 1999, Asia Pacific Marine Radioactivity Database (ASPAMARD). End-of-Mission Report, IAEA/ RCA/UNDP Project, RAS/080 (Manila, Philippine: Philippine Nuclear Research Institute).
- EHHALT, D.H., HAUMACHER, G., 1970, The seasonal variation in the concentration of strontium-90 in rain and its dependence on latitude. *Journal of Geophysical Research*. Vol. 75, 3027-3031.
- EISENBUD, M., 1987. Environmental radioactivity: From natural, industrial, and military sources environmental radioactivity. 3rd Edn., Academic Press, New York, xviii + 475 pp, ISBN 0 12235 153 3.
- EISENBUD, M., GESELL, T.F., 1997. Environmental radioactivity from natural, industrial and military sources, 4th ed. Academic Press, San Diego, 656 pp.
- EL-SIKAILY, A., KHALED, A., EL NEMR, A., 2004, Heavy metals monitoring using bivalves from Mediterranean Sea and Red Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 98, 41-58.
- ERGÜL, H.A. TOPÇUOĞLU, S. ÖLMEZ, E. KIRBAŞOĞLU, Ç., 2006, Radionuclides in a sediment trap and bottom sediment samples from the Eastern Turkish coast of the Black Sea. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. Vol. 268, (1), 133-136.

- FABIAN, P., LIBBY, W.F., PALMER, C.E., 1968, Stratospheric residence time and interhemispheric mixing of strontium-90 from fallout in rain. *Journal of Geophysical Research*. 73, 3611-3616.
- FICHET, D., RADENAC, G., MIRAMAND, P., 1998, Experimental studies of impacts of harbour sediments resuspension to marine invertebrates larvae: Bioavailability of Cd, Cu, Pb, Zn and toxicity. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 36, 509-518.
- FRANCIS, C.W., BRINKLEY, F.S., 1976, Preferential adsorption of ^{137}Cs to micaceous minerals in contaminated freshwater sediment. *Nature*. Vol. 260, 511-513.
- FRANGIPANE, G., PISTOLATO, M., MOLINALORI, E., GUERZONI, S., TAGLIAPIETRA, D., 2009, Comparison of loss on ignition and thermal analysis stepwise methods for determination of sedimentary organic matter. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*. Vol. 19, 24-33.
- GODOY, J.M., SCHUCH, L.A., NORDEMANN, D.J.R., REIS, V.R.G., RAMALHO, M., RECÍO, J.C., BRÍTO, R.R.A., OLECH, M.A., 1998, ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{210}Pb and ^{40}K concentrations in Antarctic soil, sediment and selected moss and lichen samples. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 41, 1 33-45.
- GOLDBERG, E.D., BROECKER, W.S., GROSS, M.G., TUREKIAN, K.K., 1971, Radioactivity in the marine environment. *Nat. Acad. Sci.*, Washington DC, pp. 137-146.
- GOUVEA, R.C., 1985, *Perna perna* (Linnaeus,1978): Bioindicator of marine radioactive pollution. *Atomindex*. 16, 10.
- GUARY, J.C., FOWLER, S.W., 1977, Biokinetics of neptunium-237 in mussels and shrimp. *Marine Science Communucations*. 3, 211-229.
- HODA I. EL-REEFY T.S., TAREK E, HUSSEIN M.B., 2010, Distribution of gamma-ray emitting radionuclides in the marine environment of the Burullus Lake: II. bottom sediments. *Environmental Monitoring and Assessment*. 169, 273-284.
- HOLTZAM, R.B., 1996, Natural levels of lead-210, polonium-210 and radium-226 in humans and biota of the Arctic. *Nature*. Vol. 210, 1094-1097.
- IAEA (International Atomic Energy Agency), 1989, Measurement of radionuclides in food and environmental samples. IAEA Technical Report Series 295. Vienna, Austria.
- JONHSON-PYRTLE, A., SCOTT, M.R., 2001, Distribution of ^{137}Cs in the Lena River Estuary-Laptev Sea system. *Marine Pollution Bulletin*. 42 (10), 912-926.
- KANIVETS, V.V., VOITSEKHOVITCH, O.V., SIMOV, V.G., GOLUBEVA, Z.A., 1999, The post-Chernobyl budget of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Black Sea. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 43, 121-135.

- KILIÇ, Ö., BELİVERMİŞ, M., TOPÇUOĞLU, S., ÇOTUK, Y., COŞKUN, M., ÇAYIR, A., KÜÇER, R., 2008, Radioactivity concentrations and dose assessment in surface soil samples from East and South of Marmara Region, Turkey. *Radiation Protection Dosimetry*. 123 (3), 324-330.
- KIM, Y., CHO, S., KANG, H.D., KIM, W., LEE, H.R., DOH, S.H., KIM, K., YUN, S.G., KIM, D.S., JEONG, G.Y., 2006, Radiocesium reaction with illite and organic matter in marine sediment. *Marine Pollution Bulletin*. 52, 659-665.
- KIM, Y., KIM, K., KANG, H.D., KIM, W., DOH, S.H., KIM, D.S., KIM, B.K., 2007, The accumulation of radiocesium in coarse marine sediment: effects of mineralogy and organic matter. *Marine Pollution Bulletin*. Vol.54, 1341-1350.
- KOGAN, R.M., NAZAROV, I.M., FRIDMAN, S.D., 1971, Gamma spectrometry of natural environments and formation. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem.
- KURNAZ, A., KÜÇÜKÖMEROĞLU, B., KESER, R., OKUMUSOĞLU, N.T., KORKMAZ, F., KARAHAN, G., ÇEVİK, U., 2007, Determination of radioactivity levels and hazards of soil and sediment samples in Firtına Valley (Rize, Turkey). *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 65, 1281-1289.
- KÜÇÜKÖMEROĞLU, B., KURNAZ, A., KESER, R., KORKMAZİ, F., OKUMUŞOĞLU, N.T., KARAHAN, G., ŞEN, C., ÇEVİK, U., 2008, Radioactivity in sediments and gross alpha-beta activities in surface water of Firtına River, Turkey. *Environmental Geology*. 55, 1483-1491.
- LEE, M. H., LEE, C.W., BOO, B.H., 1997, Distribution and characteristics of $^{239, 240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in the soil of Korea. *Journal of Environmental Radioactivity*. 37, 1-16.
- LIGERO, R.A., RAMOS-LERATE, I., BARRERA, M., CASAS-RUIZ, M., 2001, Relationships between sea-bed radionuclide activities and some sedimentological variables. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 57, 7-19.
- LIGERO, R.A., FERIA, F., CASAS-RUIZ, M., CORREDOR, C., 2006, Diffusion of ^{226}Ra and ^{40}K radionuclides reproduced in underwater sedimentary columns in laboratory. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 87, 325-334.
- LIMA, A., ALBANESE, S., CICHHELLA, D., 2005, Geochemical baselines for the radioelements K, U and Th in the Campania region, Italy: a comparison of stream-sediment geochemistry and gamma-ray surveys. *Applied Geochemistry*. Vol. 20, 611-625.
- LIVINGSTON, H.D., POVINEC, P.P., 2000, Anthropogenic marine radioactivity. *Ocean & Coastal Management*, 43, 689-712.

- LONG, E.R., ROBERTSON, A., WOLFE, D.A., HAMEEDI, J., SLOANE, G.M., 1996, Estimates of the spatial extent of sediment toxicity in major US estuaries. *Environmental Science and Technology*. Vol. 30, 3585-3592.
- LUENGO, J., GARCIA, S., HERRERA, F., 2007, A study on the use of the statistical tests for experimentation with neural networks. *Lecture Notes in Computer Science*, 4507, 72-79.
- MALINS, D.C., MCCHAIN, B.B., MYERS, M.S., BROWN, D.W., SPARKS, A.K., MARATO, J.F., 1984, Toxic chemicals and abnormalities in fish and shellfish from Urban Bays of Puget Sound. *Marine Environment Research*. Vol. 14, (1-4), 527-528.
- MAMANAY, M.H., KHATER, E.M., 2004, Environmental characterization and radioecological impacts of non-nuclear industries on the Red Sea coast. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 73, 151-168.
- MANAN, M., 2008, Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region. *Environmental Pollution*. Vol. 153, 176-183.
- MCCARTNEY, M., DAVIDSON, C.M., HOWE, S.E., KEATING, G.E., 2000, Temporal changes in the distribution of natural radionuclides along the Cumbrian coast following the reduction of discharges from a phosphoric acid production plant. *Journal of Environmental Radioactivity*. 49, 279-291.
- MCDONALD, P., BRYAN, S.E., HUNT, G.J., BALDWIN, M., PARKER, T.G., 2005, Field and model investigations of external gamma dose rates along the Cumbrian coast, NW England. *Journal of Radiological Protection*. 25, 67-82.
- MELI, M.A., DESIDERI, D., ROSELLI, C., FEDUZI, L., 2008, Natural radioactivity in the mussel *Mytilus galloprovincialis* derived from the Central Adriatic Sea (Italy), *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 71: 1270-1278.
- MIETTINEN, J.K., LAX, M., 1980, Distribution of radionuclides in seawater and sediments. In: Goldberg, E.D., Horibe, Y., Saruhashi, K. (Eds.). *Isotope Marine Chemistry*. Uchida Rokkakudo, Tokyo, pp. 35-49.
- MISITANO, D.A., CASILLAS, E., HALEY, C.R., 1994, Effects of contaminated sediments on viability, length, DNA and protein content of larval surf smelt, *Hypomesus Pretiosus*. *Marine Environmental Research*. Vol. 37, (1), 1- 21.
- NAGAYA, Y., SAIKI, M., 1967, Accumulation of radionuclides in coastal sediments of Japan. Fallout radionuclides in some coastal sediments in 1964-1965. *J. Radiat. Res.* Vol. 81, 37-43.
- NORRIS, R.S., ARKIN, W.M., 1996, Known nuclear tests worldwide, 1945-1995, NRDC Nuclear Notebook. *The Bulletin of the Atomic Scientists*. May/June, 61-63.

- ORESCANIN, V., MIKELIC, L., LULIC, S., PAVLOVIC, G., COMBASSA, N., 2007, Seasonal variations in the concentrations of selected heavy metals and radionuclides in Sava River sediments upstream and downstream of NPP Krsko. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*. 263, 85-89.
- PAPAEFTHYMIU, H., PAPTAEODOROU, G., MOUSTAKLI, A., CHRISTODOULOU, D., GERAGA, M., 2007, Natural radionuclides and ^{137}Cs distributions and their relationship with sedimentological processes in Patras Harbour, Greece. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol, 94, 55-74.
- PARK, G., LIN, X.J., KIM, W., KANG, H.D., LEE, H.L., KIM, Y., DOH, S.H., KIM, D.S., YUN, S.G., KIM, C.K., 2004, Properties of ^{137}Cs in marine sediments off Yangnam, Korea. *Journal of Environmental Radioactivity*. 77, 285-299.
- PEARSON, E.A., FRAJA FRANGIPANE, E.D., 1975, Marine pollution and marine waste disposal: supplement to progress in water technology. *In: Proceedings of the Second International Congress on Marine Pollution and Marine Waste Disposal, San Remo, 17–21 December 1973* (Library of Congress Catalog No. 75-16916). Pearson, E. A. and Fraja Frangipane, E. D., Eds. (Oxford/New York: Pergamon Press).
- PENTREATH, R.J., 1975, Radiobiological studies with marine fish. IAEA Tech. Rep. Ser. No. 167, International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 137-170.
- PHILLIPS, D.J.H., 1980, Quantitative aquatic biological indicators. London: Applied Science Publishers. Qasim, S.Z., Parulekar, A.H., Harkantra, S.N., Ansari, Z.A., & Nair, A. (1977). Aquaculture of green mussel *Mytilus viridis* L: Cultivation on ropes from floating rafts. *Indian Journal of Marine Science*, Vol. 6, 15-25.
- POINSSOT, C., BAEYENS, B., BRADBURY, M.H., 1999, Experimental and modelling studies of Cs sorption on illite. *Geochim. Cosmochim. Acta*. Vol. 63, 3217–3227.
- POURAHMAD, J., MOTALLEBI, A., ASGHARIZADEH, F., ESKANDARI, G.R., SHAFAGHI B., 2008, Radioactivity concentrations in sediments on the coast of the Iranian Province of Khuzestan in the Northern Persian Gulf. *Environmental Toxicology*. Vol. 23 (5) 583-590.
- RUDIN, M.J., JOHNSON, W.H., MEYERS, A.M., 1997, Radionuclide content of Las Vegas wash sediments. *Chemosphere*. 35 (12), 3045-3056.
- SAÇAN, S., UĞUR, A., SUNLU, U., BÜYÜKİŞİK, B., AKSU, M., SUNLU, F.S., 2010, The ^{210}Po and ^{210}Pb levels in surface sediment samples in the Izmir Bay (Aegean Sea-Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 161, 575–582.
- SCHOTT, A., BRAND, R.A., KAISER, J., SCHMIDT, D., 2005, Depleted uranium (DU)-chemo-and radiotoxicity, 4th International Conference on Uranium Mining

- and Hydrogeology Freiberg, GERMANY, SEP, 2005. Uranium in the environment. *Mining Impact and Consequences*. 165-174.
- SCHULLING, R.D., DE MEIJER, R.J., RIEZEBOS, H.J., SCHOLTEN, M.J., 1985, Grain size distribution of different mineral in a sediment as a function of their specific activity. *Geology en Mijnbouw*. Vol. 64, 199–203.
- SHIHAB-ELDIN, A.A, SINGH B, FARHAN, A.R., AZIZ, M., VIGGARS, D., A.B.U., GHAZALEH, 1986, Measurements and first assessment of fission fragment activity in Kuwait after Chernobyl. *Kuwait Institute for Scientific Research*. Technical Report No. KISR 2054.
- SIMOV, V.G., 1996, Scientific Report: Estimation of contaminant balance in the Black Sea using the data about Chernobyl radionuclides as isotopic tracers. Report of marine department of UHMRI by the Ministry of the Chernobyl Affairs of the Ukraine Scientific Programme “Radioecology of water systems in the areas affected by the consequences of the Chernobyl Accident”, Content Number 5/95, Sevastopol (in Russian).
- SINGHALL, R.K., AJAY, K., USHA, N., REDDY, A.V.R., 2009, Evaluation of doses from ionising radiation to non-human species at Trombay, Mumbai, India. *Radiation Protection Dosimetry*. 133 (4), 214-222.
- STAUNTON, S., ROUBAUD, M., 1997, Adsorption of ^{137}Cs on montmorillonite and illite: effect of charge compensating cation, ionic strength, concentration of Cs, K and fulvic acid. *Clays and Clay Minerals*. Vol. 45, 251–260.
- STRAND, P., RUDJORD, A. L., 1994, Survey of artificial radionuclides in the barents sea and the Kara Sea. (Oesteraas, Norway: Norwegian radiation protection authority). *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 25, 99–112.
- STREZOV, A., YORDANOVA, I., PIMPL, M., STOILOVA, T., 1996, Natural radionuclide and plutonium content in Black Sea bottom sediment. *Health Physics*. 70 (1), 70-80.
- STREZOV, A., MILANOV, M., MISHEV, P., STOILOVA, T., 1998, Radionuclide accumulation in near-shore sediments along the Bulgarian Black Sea coast. *Applied Radiation and Isotopes*. 49 (12), 1721-1728.
- TEMPLETON, W.L., PRESTON, A., 1966, Transport and distribution of radioactive effluents in coastal and estuarine waters of the United Kingdom. In: Proceedings of symposium-disposal of radioactive wastes in to sea and surface waters. IAEA-SM-72-16 (Vienna: IAEA), pp. 267–289.
- THÉBAULT, H., BAENA, A.M.R., ANDRAL, B., BARISIC, D., ALBALADEJO, J.B., BOLOGA, A., BOUDJENOUN, R., DELFANTI, R., EGOROV, V.N., KHOUKHI, T.EL., FLOROU, H., KNI EWALD, G., NOUREDDINE, A., PATRASCU, V., PHAM, M.K., SCARPATO, A., STOKOZOV, N.A., TOPÇUOĞLU, S., WARNAU, M., 2008, ^{137}Cs baseline levels in Mediterranean

- and Black Sea: A cross-basin survey of the CIESM Mediterranean mussel watch programme. *Marine Pollution Bulletin*. 57: 801-806.
- TOPÇUOĞLU, S., BİROL, E., ÜNLÜ, M.Y., 1987, Factors affecting the accumulation and elimination of silver (^{110}Ag) in marine isopods. *Marine Environmental Research*. 21, 189-198.
- TOPÇUOĞLU, S., VAN DOWEN, A.M., 1997, A study on the elimination of ^{137}Cs in mussels under contaminated fields and laboratory conditions. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 58, 217-222.
- TOPÇUOĞLU, S., GÜNGÖR N., 1999, Radionuclide concentrations in macroalgae and sediment samples from the Bosphorus. *Turkish Journal of Marine Sciences*. 5, 19-24.
- TOPÇUOĞLU, S., 2001a, Sources and distribution of anthropogenic radionuclides in Marmara Sea environment. *Turkish Journal of Marine Sciences*. 7, 143-152.
- TOPÇUOĞLU, S., 2001b, Bioaccumulation of cesium-137 by biota in different aquatic environments. *Chemosphere*. 44, 691-695.
- TOPÇUOĞLU, S., KUT, D., ESEN, N., GÜNGÖR, N., ÖLMEZ EĞİLLİ, E., KIRBAŞOĞLU, Ç., 2001, ^{137}Cs in biota and sediment samples from Turkish coast of Black Sea, 1997-1998. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 250 (2), 381-384.
- TOPÇUOĞLU, S., ERGÜL, H.A., BAYSAL, A., ÖLMEZ, E., KUT, D., 2003, Determination of radionuclide and heavy metal concentrations in biota and sediment samples from Pazar and Rize stations in the Eastern Black Sea. *Fresenius Environmental Bulletin*. Vol. 12, (7) 695-699.
- TOPÇUOĞLU, S. 2005a, Monitoring of radionuclide concentrations in marine algae from the Turkish Black Sea coast and Bosphorus during the period of 1984-2001, *Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment*, Vol. 11, (2) 196-204.
- TOPÇUOĞLU, S. 2005b, Denizlerin Radyoaktif Kirliliği. Deniz Kirliliği Kitabı (Güven, K.C. Öztürk, B., (Editörler). *Tüdev Yayını*. No:21., 313-354.
- TSABARIS, C., ELEFThERIOU, G., KAPSIMALIS, V., ANAGNOSTOU, C., VLASTOU, R., DURMISHI C., KEDHI, M., KALFAS, C.A., 2007, Radioactivity levels of recent sediments in the Butrint Lagoon and the adjacent coast of Albania. *Applied Radiation and Isotopes*. 65, 445-453.
- UĞUR, A., YENER, G. BAŞSARI, A., 2002, Trace metals and $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ concentrations in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) consumed at Western Anatolia. *Applied Radiation and Isotopes*. 57: 565-571.

- UNSCEAR (United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), 1982, Sources and effects of ionizing radiation. Report to the general assembly, New York.
- UNSCEAR (United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), 1990, Report on Chernobyl Nuclear Power Plant Accident. Report to the general assembly New York.
- UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), 2000, Sources and Biological Effects of Ionising Radiation, Annex B: Exposures from Natural Radiation Sources. New York.
- VANDENBROUCKE, M., PELET, R., DEBYSER, Y., 1985. Geochemistry of humic substances in marine sediments. In: Aiken, G.R. (Ed.), Humic substances in soil, sediment, and water: Geochemistry, isolation, and characterization. John Wiley & Sons, New York, Pp. 249–273, (Ch. 10).
- VIANELLO, R.L., ALVES, A.R., 1991, Meteorologia Basica E Aplicacoes, Universidade Federal De Vicçosa, Imprensa Universitaria.
- VILLELA, R. J., 1986, Viagem no tempo da Antartica. *Ciel Ncia Hoje*. 4, 42-55.
- WHICKER, F.W., SCHULTZ. V., 1982., Radioecology. *Nuclear Energy and the Environment*. ISBN 0-8493-5353-X (v-1) ISBN 0-8493-5354-8 (v-2), CRC Pres, Inc. Florida, USA.
- WOLFE, D.A., COBURN, C.B., 1970, Influence of salinity and temperature on the accumulation of ^{137}Cs by an estuarine clam under laboratory conditions. *Health Physics*. 18, 499-505.
- WOODHEAD, D.S., 1984, Contamination due to radioactive materials. In O. Kinne, *Marine ecology*, vol. 5, (P-3, pp. 1111-1260). Ocean Management. New York: Wiley.
- WRIGHT, D.A., 1995, Trace metal and major ion interaction in aquatic animals. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 31, 8-18.
- YILDIZ, H., LÖK, A., KÖSE, A., SERDAR, S., ACARLI, S., 2006, Çanakkale Boğazında yavru midyelerin (*Mytilus galloprovincialis* L., 1819) halat sisteminde yetiştiriciliği. *E.Ü.Su Ürünleri Dergisi*. 23 (1/2), 319-322.
- YÜKSEL, Y., AĞAÇCIOĞLU, H., COŞAR, A., ÇELİKOĞLU, Y., GÜRER, S., 1999. Haliç ıslah projesinde Kağıthane ve Alibeyköy Derelerinin etkisi, 2. Ulusal Kentsel Altyapı Sempozyumu, 18-20 Kasım 1999 Adana, 239-252.
- ZHIYANSKI, M., SOKOLOVSKA, M., LUCOT, E. AND BADOT, P.M., 2005, ^{137}Cs contamination in forest ecosystems in Southwest Rila Mountain, Bulgaria. *Environmental Chemistry Letter*. 3, 49–52.

ÖZGEÇMİŞ

1980 yılında Malatya’da doğdum. İlk ve orta öğrenimimi tamamladıktan sonra, 1999 yılında başladığım Biyoloji Bölümü lisans öğrenimimi 2003 yılında ve yüksek lisans öğrenimimi Biyoloji Bölümü Genel Biyoloji Anabilim Dalı’nda 2006 yılında tamamladım. Aynı yıl Biyoloji Bölümü Genel Biyoloji Anabilim Dalı’nda doktora öğrenimine başladım. 2007 yılında Araştırma Görevlisi olarak atandığım Biyoloji Bölümü’nde halen akademik çalışmalarına devam etmekteyim.