

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

DOKTORA TEZİ

Muhammet KARATAŞLI

**AKDENİZ BÖLGESİNDE ÇEVRE VE DENİZ ÜRÜNLERİNDE
RADYONÜKLİD METROLOJİSİ**

FİZİK ANABİLİM DALI

ADANA, 2013

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**AKDENİZ BÖLGESİNDE ÇEVRE VE DENİZ ÜRÜNLERİNDE
RADYONÜKLİD METROLOJİSİ**

Muhammet KARATAŞLI

DOKTORA TEZİ

FİZİK ANABİLİM DALI

Bu Tez .../.../2013 Tarihinde Aşağıdaki Jüri Üyeleri Tarafından
Oybirliği/Oyçokluğu ile Kabul Edilmiştir.

..... Prof. Dr. Zehra YEĞİNGİL DANIŞMAN	 Prof. Dr. Vedat PEŞTAMALCI ÜYE	 Prof. Dr. Eyyüp TEL ÜYE
---	--	-------------------------------------

..... Prof. Dr. İlyas DEHRİ ÜYE	 Yrd. Doç. Dr. Ahmet EKİCİBİL ÜYE
---------------------------------------	--

Bu Tez Enstitümüz Fizik Anabilim Dalında hazırlanmıştır.
Kod No:

**Prof. Dr. Mustafa GÖK
Enstitü Müdürü**

**Bu Çalışma Ç. Ü. Araştırma Projeleri Birimi Tarafından Desteklenmiştir.
Proje No: FEF2011D34**

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge ve fotoğrafların
kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere
tabidir.

ÖZ

DOKTORA TEZİ

AKDENİZ BÖLGESİNDE ÇEVRE VE DENİZ ÜRÜNLERİNDE RADYONÜKLİD METROLOJİSİ

Muhammet KARATAŞLI

**ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
FİZİK ANABİLİM DALI**

Danışman : Prof. Dr. Zehra YEĞİNGİL
Yıl: 2013, Sayfa: 199

Jüri : Prof. Dr. Zehra YEĞİNGİL
: Prof. Dr. Vedat PEŞTEMALCI
: Prof. Dr. Eyyüp TEL
: Prof. Dr. İlyas DEHRİ
: Yrd. Doç. Dr. Ahmet EKİCİBİL

Bu çalışmada genel olarak çevresel doğal kaynaklarda bulunan doğal radyoaktivite değerlerinin tayin edilmesi ve bu doğal kaynaklardan yayınlanan farklı tipteki radyasyon ölçümleri ile bir yerin veya bir bölgenin doğal temel radyasyon seviyelerinin tespit edilmesi amaçlanmıştır.

Su Numunelerinde, Packart-Tri Carb 2900 TR Sıvı Sintilasyon Sayıcı (LSC) kullanılarak, Mersin İli Merkez İlçe ve Mahallerinde ayrıca Gülnar-Akkuyu arasındaki farklı yerleşim yerlerindeki içme sularında trityum aktivitesi tespit edilmiş ve sonuçları Dünya Sağlık Örgütü, Uluslar arası Atom Enerjisi Kurumu ve Sağlık Bakanlığının kabul edilen limit değerleri ile kıyaslanmıştır. Trityum seviyesi bu örneklerde <MDC ve 14,06 Bq/l değerleri arasında değiştiği gözlenmiştir. Bu sonuçlar litrede 839 TU (100Bq/L) olan kabul edilen limit değerinin altında olduğu görülmüştür.

Toprak Numunelerinde gama spektrometrik yöntemi ile, Mersin İli Merkez İlçe ve mahallerindeki ayrıca Gülnar-Akkuyu arasındaki toprak örneklerinin radyonüklit konsantrasyonları Ra-226, Th-232, K-40, Cs-137 ve U-235 ölçülmüştür. Radyonüklit aktivite konsantrasyonları kullanılarak; havadaki soğurulan doz oranı (D), radium eşdeğeri (R_{eq}), dış tehlike endeksi (H_{ex}), yıllık gonadal doz eşdeğeri (YGDE) ve yıllık etkin doz eşdeğeri (YEDE) belirlenmiştir.

Balık Numunelerinde, kuyu tipi yatay geometrilili HPGe dedektörlü gama spektrometresi kullanılarak Akdeniz’ den temin edilen balık numunelerinin K-40, Ra-226, U-238, Cs-137, Cs-134, U-235 ve Be-7 radyoaktivite değerleri ölçülmüştür.

Anahtar Kelimeler: Trityum, Radyoaktivite, LSC, Gama Spektrometresi, HPGe

ABSTRACT

PhD THESIS

RADIONUCLIDE METROLOGY IN THE FIELDS OF ENVIRONMENT AND SEA FOOD IN MEDITERRANEAN REGION

Muhammet KARATAŞLI

**ÇUKUROVA UNIVERSITY
INSTITUTE OF BASIC AND APPLIED SCIENCES
PHYSICS DEPARTMENT**

Supervisor : Prof. Dr. Zehra YEĞİNGİL
Year: 2013, Page: 197
Jury : Prof. Dr. Zehra YEĞİNGİL
: Prof. Dr. Vedat PEŞTEMALCI
: Prof. Dr. Eyyüp TEL
: Prof. Dr. İlyas DEHRİ
: Asst. Prof. Dr. Ahmet EKİCİBİL

The main objective of this study was to determine the natural background radioactivity levels in the environment in Mediterranean Region and also to measure the radioactivity emissions from various radionuclides through the determination of radionuclide activity.

For the analysis of water samples, Packart-Tri Carb 2900 TR Liquid Scintillation Counter (LSC) was used. The tritium activity in tap water samples from different places in various suburbs in Mersin and also in some locations between Gülnar-Akkuyu were investigated. We compared the obtained results of the analysis with the regulatory limits of the World Health Organization, International Atomic Energy Agency and the Turkish Republic Ministry of Health. The average tritium activity values observed were ranged between <MDC and 14,06 Bq/l indicating tritium content was being under the accepted limit of 839 TU (100Bq/l).

We conducted a study to assess radionuclide concentrations of Ra-226, Th-232, K-40, Cs-137 and U-235 in representative soil samples from Mersin region by using gamma spectroscopic analysis. From the data collected on average activities/concentrations of radionuclides which are the potential contaminants of concern in selected sampling of soils, absorbed dose in air (D), equivalent radium (Ra_{eq}), external risk index (H_{ex}), annual gonadal dose equivalent (YGDE) and annual effective dose equivalent (YEDE) were estimated.

The naturally occurring radionuclides K-40, Ra-226, U-238, U-235 and Be-7 and artificially produced Cs-137 and Cs-134 were measured in commercial fish species from the Mediterranean Sea using the HPGe well-type detectors with horizontal geometry.

Key Words: Tritium, Uranium, Radioactivity, LSC, Gamma Spectroscopy, HPGe

TEŞEKKÜR

Doktora çalışmalarına başladığımdan bu güne kadar kendilerinden çok şey öğrendiğim sınırsız destek ve yardımlarını gördüğüm bana rehberlik eden, fikirleriyle beni araştırmaya yönelten bütün fedakârlık ve yardımlarını esirgemeyen, çok değerli hocam danışmanım Sayın Prof.Dr. Zehra YEĞİNGİL' e ve Sayın Prof.Dr. İlhami YEĞİNGİL' e, doktora projemi destekleyen üniversiteme, çalışmalarımı gerçekleştirmem için laboratuvar olanaklarını sağlayan Türkiye Atom Enerji Kurumu' na teşekkürü borç bilirim. Çalışmam sırasında ilgi, destek ve yardımlarını esirgemeyen Eski Devlet Bakanlarından dayım Hasan AKSAY' a, Prof.Dr. Vedat PEŞTEMALCI' ye, Prof.Dr. Eyyüp TEL' e, Prof.Dr. Dilyas DEHRİ' ye, Prof.Dr. Ahmet YÜCEER' e, Prof.Dr.İskender DEMİRKOL' a, Prof.Dr. Mehmet ÇELİK' e, Prof.Dr. Fikret ANLI' ya, Doç.Dr. Cebail GÜMÜŞ' e, Doç.Dr. Mustafa TOPAKSU' ya, Doç.Dr. Şükrü KARATAŞ' a, Doç.Dr. Gürsel KARAHAN' a, Dr. Ahmet VARİNLİOĞLU' ya, Yrd.Doç.Dr. Ahmet EKİCİBİL' e, Yrd.Doç.Dr. F. Aysun UĞUR' a ve Öğr.Gör.Dr. Tamer DOĞAN' a sonsuz teşekkür ederim.

Deneylerim esnasında her türlü destek ve yardımlarını esirgemeyen çalışma arkadaşım Elif GÖREN' e, numune toplarken bana yardımcı olan Mehmet Ali YANIŞ ve eşi Emine YANIŞ' a, doktora eğitimim boyunca bana arkadaşlık ve dostluk duygularını her zaman yaşatan, kader arkadaşlarım Filinta KIRMIZIGÜL' e, Havva ÖZDAMAR' a ve Tahsin ÖZER' e, ayrıca İstanbul' da seminer dönemlerimde beni yalnız bırakmayan kardeşim dediğim kadim dostum M.Fatih DARICAN' a teşekkürü borç bilirim.

Ayrıca çalışmalarım süresince bana yön veren bu yolda en büyük destekçilerim ablam Ayşe KARATAŞ' a ve eşi Bilal KARATAŞ' a, Yüksek Kamu Uzmanı olan abim Z.Hakan KARATAŞLI' ya, Yüksek İşletme Uzmanı olan kardeşim Ferhat KARATAŞLI' ya, Sosyolog ve aile danışmanı olan kız kardeşim Elif KARATAŞLI' ya, emniyet mensubu abim Süleyman KARATAŞLI' ya ve kardeşim Faruk KARATAŞLI' ya, kız kardeşim Fatma ARSLAN' a ve ayrıca anneme ve rahmetli babama burada edeceğim teşekkür, birkaç basit cümlemin dışında benim için büyük anlam ifade etmektedir.

İÇİNDEKİLER

SAYFA

ÖZ	I
ABSTRACT	II
TEŞEKKÜR.....	III
İÇİNDEKİLER	IV
ÇİZELGELER DİZİNİ	VIII
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	X
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	XIV
1. GİRİŞ	1
1.1. Radyoaktivite ve Radyonüklitler.....	5
1.1.1. Uranyum	8
1.1.2. Toryum	10
1.1.3. Radyum- 226	13
1.1.4. Potasyum - 40	14
1.2. Radyoaktif Bozunma Kanunu	14
1.2.1. Aktivlik.....	15
1.2.2. Yarı Ömür	16
1.2.3. Ortamala Ömür	17
1.3. Radyoaktif Bozunum Türleri.....	18
1.3.1. Alfa (α) Işınımı	18
1.3.2. Beta (β) Işınımı	20
1.3.3. Gama (γ) Işıması.....	22
1.4. Radyasyon	24
1.4.1. İyonlaştırıcı Radyasyon	25
1.4.2. İyonlaştırıcı Olmayan Radyasyon.....	26
1.5. Radyasyonun Madde İle Etkileşimi	26
1.5.1. İyonlaştırıcı Olmayan Radyasyonun Madde İle Etkileşimi.....	26
1.5.1.1. Mikrodalga Etkileşimler	26
1.5.1.2. Kızılötesi Etkileşimler	27
1.5.1.3. Görünür Işık Etkileşimleri	27

1.5.1.4. Morötesi Etkileşimler.....	28
1.5.2. İyonlaştırıcı Radyasyonun Madde İle Etkileşimi	28
1.5.2.1. Fotoelektrik Olay	29
1.5.2.2. Compton Saçılımı	31
1.5.2.3. Çift Oluşumu.....	32
1.6. Radyasyon Birimleri.....	34
1.6.1. Aktivite Birimleri.....	35
1.6.2. Maruz Kalma Birimi.....	36
1.6.3. Soğurulma (Absorblanma) Doz Birimi	37
1.6.4. Eşdeğer Doz Birimi	38
1.7. Tritiyum ve Özellikleri.....	39
1.8. Radyasyonun Ölçüm Yöntemleri	46
1.8.1. Gazlı Sayaçlar	46
1.8.2. Sintilasyon Dedektörleri	50
1.8.2.1. Sintilatörler	52
1.8.2.1.(1). İnorganik Sintilatörler	54
1.8.2.1.(2). Organik Sintilatörler	55
1.9. Topraktaki Doğal Radyoaktivite	57
1.10. Sulardaki Doğal Radyoaktivite	61
1.11. Gıdalardaki Doğal Radyoaktivite	64
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	69
3. MATERYAL VE METOD	89
3.1. Sıvı Sintilasyon Dedektörü.....	89
3.1.1. Fotoçoğaltıcı Tüp (PMT).....	91
3.1.2. Sönüm (Quenching).....	93
3.1.3. Sayım Sistemi	94
3.1.4. Sayım Kapları (Vialler)	96
3.2. Yarı İletkenler ve Özellikleri.....	97
3.2.1. n ve p Tipi Yarı İletkenler	99
3.2.2. Yüksek Safılıkta Germanyum Yarı İletken Dedektörleri	101
3.3. Aktivite Ölçümlerinde Kullanılan Gama Spektrometresi Düzenegİ	102

3.4. Örneklerin Toplanması ve Örneklerin Ölçme İçin Hazırlanması	104
3.4.1. Toprak Numuneleri.....	104
3.4.2. Gıda Numuneleri	105
3.5. Gama Spektrometresi İle Aktivite Ölçümü	107
3.5.1. Standartla Karşılaştırma Yöntemi.....	107
3.5.2. Mutlak Yöntem.....	111
3.5.3. Dedektörün Mutlak Verim Kalibrasyonu	111
3.6. Gama Spektrometrik Analiz İçin Yapılan Çalışmalar.....	112
3.6.1. Gama Işını Fotopik Alanının Hesaplanması.....	112
3.6.2. Toprak ve Gıdalarda Ölçme İşlemi.....	115
3.6.3. Ölçülebilir En Düşük Aktivite Değerinin Hesaplanması	117
3.6.4. HPGe Dedektörünün Enerji Kalibrasyonu	117
3.6.5. HPGe Dedektörünün Mutlak Verim Kalibrasyonu	119
3.6.6. Aktivite Derişimine İlişkin Ölçme Belirsizliğinin Hesaplanması ..	120
3.7. Soğurulan Gama Doz Oranı (D).....	121
3.8. Radyum Eşdeğer Aktivitesi (Raeq).....	121
3.9. Dış Tehlike İndeksi Hex.....	122
3.10. Yıllık Gonadal Doz Eşdeğeri (YGDE).....	122
3.11. Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri (YEDE)	123
3.12. Balıklarda Örnek Seçimi	123
3.13. Kullanılan Balıkların Özellikleri	126
3.13.1. Levrek (Dicentrarchus Labrax)	126
3.13.2. Kefal (Mugil Cephalus)	127
3.13.3. Palamut (Sarda Sadra)	128
3.13.4. Çipura Balığı (Sparus Aurata)	128
3.13.5. Barbun (Mullus Barbatulus)	129
3.13.6. Mercan (Pagellus Acerne)	129
3.13.7. Hamsi (Engraulis Encrasicolus)	129
3.13.8. İzmarit (Spicara Smaris).....	130
3.13.9. Sardalya (Sardine Plichardus).....	130
3.13.10. Uskumru (Scomber Scombrus)	130

3.13.11. Gopez (Boops Boops	131
3.13.12. İstavrit (Trachurus Trachurus	131
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	133
4.1. İçme Suları İçin İzin Verilen Radyoaktivite Değerleri	133
4.2. Örneklem	136
4.2.1.Ölü Su (Blank, DW)	136
4.2.2. Laboratuvar Standardı (DWS).....	136
4.2.3. Spike (RWS).....	137
4.3. Damıtma (Destilasyon).....	137
4.4. Sayım Zamanı.....	139
4.5. Sayım.....	139
4.6. Numune ve Standartlara Ait Sayımlar.....	140
4.7. Laboratuvar Standardı Ve Spike’ a Ait Veriler	144
4.8. Minimum Algılanabilir Aktivite (MDA) Değerinin Hesaplanması	144
4.9. Tritiyum Konsantrasyonu Hesabı.....	145
4.10. İçme Suyu Numunelerinde Belirlenen Tritiyum Konsantrasyonları.....	146
4.11. Toprak Numunelerindeki Ra– 226, Th– 232, K– 40, Cs– 137 Ve U– 235Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi	149
4.12. Topraklarda Cs– 137 Aktivite Hesaba Katılarak Hesaplanan Soğurulan Doz Oranı, Radium Eşdeğeri, Dış Tehlike Endeksi, Yıllık Gonadal Doz Eşdeğeri Ve Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri.....	158
4.13. Balık Numunelerindeki K– 40, Ra– 226, U– 238, Cs– 137, Cs– 134, U– 235 ve Be– 7 Radyonüklitlerin Aktivite Deşimi	166
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	177
5.1. Sudaki Tritiyum Verilerinin Değerlendirilmesi	177
5.2. Topraktaki Radyoaktivite Verilerinin Değerlendirilmesi.....	177
5.3. Balıktaki Radyoaktivite Verilerinin Değerlendirilmesi	180
KAYNAKLAR	183
ÖZGEÇMİŞ	199

ÇİZELGELER DİZİNİ

SAYFA

Çizelge 1.1. Doğal Kaynakların Sebep Olduğu Dünya Ortalama Radyasyon Doz Değerleri.....	3
Çizelge 1.2. Yapay Kaynakların Sebep Olduğu Dünya Ortalama Radyasyon Doz Değerleri.....	4
Çizelge 1.3. U– 238 Serisi	9
Çizelge 1.4. Th– 232 Serisi.....	11
Çizelge 1.5. U– 235 Serisi	12
Çizelge 1.6. Tabiatta Tek Başına Bulunan Doğal Radyonüklidler	13
Çizelge 1.7. Beta Parçacıklarının Çeşitli Enerjilerdeki Menzili	21
Çizelge 1.8. İyonlaştırıcı Radyasyon Birimleri Ve Dönüşüm Faktörleri.....	35
Çizelge 1.9. Farklı Radyasyon Türleri İçin Kalite Faktörleri	39
Çizelge 1.10. Dünyanın Değişik Bölgelerinde Ölçülen Topraktaki Radyonüklid İçerikleri	60
Çizelge 1.11. Bazı Kayalar Ve Topraktaki K-40, Th-232 Ve U-238’ in Kütle Ve Aktivite Konsantrasyonları	61
Çizelge 3.1. Yüksek Saflıkta Germanyum Detektörün Özellikleri.....	104
Çizelge 3.2. IAEA/RGU– 1 (Uranyum Standard)	109
Çizelge 3.3. IAEA/RGTH– 1 (Toryum Standard)	110
Çizelge 3.4. IAEA/RGK– 1 (Potasyum Standard).....	110
Çizelge 3.5. Standartların Kütle Ve Sayım Süreleri	110
Çizelge 3.6. Standart Kalibrasyon Kaynaklarının Özellikleri.....	118
Çizelge 3.7. Verim Kalibrasyonu Verileri	120
Çizelge 4.1. Su Radyoaktivite Analizinde Kullanılan Radyolojik Parametreler Ve Limitler	133
Çizelge 4.2. Gülnar-Akkuyu Arasındaki Numune Ve Standartlara Ait Sayma Değerleri.....	141
Çizelge 4.3a. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerindeki Numune Ve Standartlara Ait Sayma Değerleri.....	142

Çizelge 4.3b. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerindeki Numune Ve Standartlara Ait Sayma Değerleri.....	143
Çizelge 4.4. Laboratuar Standardı Ve Spike' a Ait Bilgiler	144
Çizelge 4.5. İçme Suyunda Uluslararası Tritiyum Sınır Değerleri	146
Çizelge 4.6. Gülnar- Akkuyu Bölgesinden Alınan Çeşme, Kuyu Ve Pınar Suyu Tritiyum Seviyeleri.....	147
Çizelge 4.7. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallelerinden Alınan Çeşme, Kuyu Ve Pınar Suyu Tritiyum Seviyeleri.....	148
Çizelge 4.8. Gülnar– Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinin Ra– 226 Th– 232 Ve K– 40 Aktivite Değişimleri	149
Çizelge 4.9. Gülnar– Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinin Cs– 137 Ve U– 235 Aktivite Değişimleri.....	150
Çizelge 4.10. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallelerinden Alınan Toprak Örneklerindeki Ra– 226, Th– 232 Ve K– 40 Aktivite Değişimleri.....	151
Çizelge 4.11. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallelerinden Alınan Toprak Örneklerindeki Cs-137 Ve U-235 Aktivite Değişimleri.....	152
Çizelge 4.12. Gülnar-Akkuyu Arasındaki Topraklarda Cs– 137 Aktivite Hesaba Katılarak Hesaplanan Soğurulan Doz Oranı, Radyum Eşdeğeri, Dış Tehlike Endeksi, Yıllık Gonodal Doz Eşdeğeri Ve Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri	159
Çizelge 4.13. Mersin Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Cs– 137 Aktivite Konsantrasyonu Hesaba Katılarak Hesaplanan Soğurulan Doz Oranı, Radyum Eşdeğeri, Dış Tehlike Endeksi, Yıllık Gonodal Doz Eşdeğeri Ve Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri.....	160
Çizelge 4.14. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ, Çevlik Ve Karataş' taki Balk Numunelerindeki K– 40, Cs– 137, U- 238 Ve Ra– 226 Radyonüklitlerin Aktivite Değişimi	167
Çizelge 4.15. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ Çevlik Ve Karataş' taki Balk Numunelerindeki Th– 232, U– 235, Cs– 134 Ve Be-7 Radyonüklitlerin Aktivite Değişimi.....	168

ŞEKİLLER DİZİNİ

SAYFA

Şekil 1.1. Alfa Bozunumu	20
Şekil 1.2. Alfa, Beta Ve Gama Isınlarının Madde İle Etkileşmeleri	24
Şekil 1.3. Radyasyonun Çeşitleri	24
Şekil 1.4. Elektromanyetik Spektrum	25
Şekil 1.5 Fotoelektrik Olayı İncelemek Üzere Hazırlanmış Bir Deney	29
Şekil 1.6. Compton Saçılım.....	32
Şekil 1.7. Çift Oluşumu.....	33
Şekil 1.8. Gelen Gama Işınının Enerjisinin Atom Sayısına Bağlı Olan Grafiği	34
Şekil 1.9. Hidrojenin İzotopları	40
Şekil 1.10. Tritiyum' un Radyoaktif Bozunumu.....	40
Şekil 1.11. Tritiyum Beta Spektrumu.....	41
Şekil 1.12. Tritiyumun Oluşumu	43
Şekil 1.13. Bir Silindirik Orantılı Sayaç Geometrisi.....	47
Şekil 1.14. Farklı Gazla Doldurulmuş Sayaçlar Tarafından Meydana Getirilen Puls Yükseklikleri	50
Şekil 1.15. Sintilasyon Dedektöründeki Temel İşlemler	51
Şekil 1.16. Sintilatörün Işık Ve Soğurma Bandı	53
Şekil 3.1. Yapılan Çalışmada Kullanılan Sıvı Sintilasyon Sayım Cihazı	91
Şekil 3.2. Fotoçoğaltıcı Tüpün Şematik Gösterimi	93
Şekil 3.3. Enerji Transfer İşlemindeki Quench	94
Şekil 3.4. LSC Çalışma Düzenegi	95
Şekil 3.5. Deneylerde Kullanılan Sintilasyon Vialleri	96
Şekil 3.6. Tipik Bir Yarıiletken Dedektörün Şematik Gösterimi	100
Şekil 3.7. Yüksek Saflıktaki Germanyum Dedektörlü Gama Spektrometresi	101
Şekil 3.8. Deneylerde Kullanılan Gama Spektrometresi.....	103
Şekil 3.9. Çukurova Üniversitesi Bahçe Bitkilerinde Bulunan İlshin Marka Freze Dryer Cihazı	107
Şekil 3.10. Pik Alanı Hesabı	113
Şekil 3.11. % 50 Bağlı Verimli HPGe Dedektörün Mutlak Verim Eğrisi	120
Şekil 4.1. İçme Sularında Radyoaktivite Değerlendirme Akış Şeması.....	135

Şekil 4.2. Damıtma (Destilasyon) Sistemi	138
Şekil 4.3. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinde Ra-226 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi.....	153
Şekil 4.4. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki Ra- 226 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi	153
Şekil 4.5. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinde Th- 232 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi.....	154
Şekil 4.6. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki Th-232 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi.....	155
Şekil 4.7. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinde K- 40 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi	156
Şekil 4.8. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki K-40 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi	156
Şekil 4.9. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinde Cs- 137 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi.....	157
Şekil 4.10. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki K- 40 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi.....	157
Şekil 4.11. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Numunelerindeki Cs- 137 Hesaba Katılarak Hesaplanan Havadaki Soğrulan Doz Oranı Değerlerinin Dünya Ortalaması Soğurulan Doz Oranını İle Karşılaştırılması.....	161
Şekil 4.12. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Cs-137 Hesaba Katılarak Hesaplanan Havadaki Soğrulan Doz Oranı Dünya Ortalaması Soğurulan Doz Oranını İle Karşılaştırılması	161
Şekil 4.13. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinde Raeq Aktivite İndisinin Tavsiye Edilen Sınır Değer İle Karşılaştırılması	162
Şekil 4.14. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki Raeq Aktivite İndisinin Tavsiye Edilen Sınır Değer İle Karşılaştırılması	163
Şekil 4.15. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinde Hex Değerleri İle Tavsiye Edilen Ölçüt Değerin Karşılaştırılması	163

Şekil 4.16. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki Hex Ortalama Değerleri İle Tavsiye Edilen Ölçüt Değerinin Karşılaştırılması	164
Şekil 4.17. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerindeki YEDE Değerleri İle Dünya Ortalaması YEDE Değerinin Karşılaştırılması	165
Şekil 4.18. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki YEDE İle Dünya Ortalaması YEDE Değerinin Karşılaştırılması	165
Şekil 4.19. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dörttyol, Payas, Samandağ, Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Mercan Balığında, K– 40, Cs– 137, U– 238, Ra– 226, Th– 232, U– 235, Cs– 134 ve Be– 7 Radyonüklitlerin Aktivite Değeri	169
Şekil 4.20. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dörttyol, Payas, Samandağ, Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Sardalya Balığında, K– 40, Cs– 137, U– 238, Ra– 226, Th– 232, U– 235, Cs– 134 ve Be– 7 Radyonüklitlerin Aktivite Değeri	170
Şekil 4.21. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dörttyol, Payas, Samandağ, Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Uskumru Balığında, K– 40, Cs– 137, U– 238, Ra– 226, Th– 232, U– 235,Cs– 134 ve Be– 7 Radyonüklitlerin Aktivite Değeri	171
Şekil 4.22. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dörttyol, Payas, Samandağ, Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen İzmarit Balığında, K– 40, Cs– 137, U– 238, Ra– 226, Th– 232, U– 235, Cs– 134 ve Be– 7 Radyonüklitlerin Aktivite Değeri	172
Şekil 4.23. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dörttyol, Payas, Samandağ, Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Kefal +Balığında, K– 40, Cs– 137, U– 238, Ra– 226, Th– 232, U– 235, Cs– 134 ve Be– 7 Radyonüklitlerin Aktivite Değeri	173
Şekil 4.24. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dörttyol, Payas, Samandağ, Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Levrek Balığında, K– 40, Cs– 137, U– 238, Ra– 226, Th– 232, U– 235,	

Cs- 134 ve Be- 7 Radyonüklitlerin Aktivite Değişimi	174
Şekil 4.25. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ, Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Palamut Balığında, K- 40, Cs- 137, U- 238, Ra- 226, Th- 232, U- 235,Cs- 134 ve Be- 7 Radyonüklitlerin Aktivite Değişimi	175
Şekil 4.26. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ, Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Barbun Balığında, K- 40, Cs- 137, U- 238, Ra- 226, Th- 232, U- 235,Cs- 134 ve Be- 7 Radyonüklitlerin Aktivite Değişimi	176

SİMGELER VE KISALTMALAR

A	: Aktivite
A _s	: Standardın aktivitesi
A _x	: Örneğin aktivitesi
B	: Doğal fon
Bq	: Becquerel
C	: Maddeye bağlı orantı katsayısı
¹⁴ C	: Karbon– 14
Ci	: Curie
cpm	: Count per minute (dakikadaki sayım)
D	: Radyasyon dozu
dt	: Küçük zaman aralığı
e ^{-λ.t_d}	: Düzeltme faktörü
E _g	: Bant genişliğinin enerjisi
f _γ	: Gama yayınlanma olasılığı
F _c	: İstatistiksel kapsam faktörü
G	: İlgilenilen bölgedeki pikin toplam alanı, sayım sayısı
Gy	: Gray (Soğurulmuş doz birimi)
h	: Planck sabiti, saat
³ H	: Trityum
Hex	: Dış tehlike endeksi
k	: Boltzmann katsayısı
keV	: Kiloelektron volt
MeV	: Milyon elektron volt
m	: Güven katsayısı
m _s	: Standardın kütlesi
m _x	: Örneğin kütlesi
N	: Radyoaktif çekirdek sayısı, ilgilenilen pikin sağında ve solundaki kanal sayısı

N_0	: Başlangıçtaki çekirdek sayısı, kaynağın aktivitesi
N_p	: Pik alanı
P	: Bozunma olasılığı
R	: Röntgen
S	: Net pik alanı
S_v	: Sievert
t_d	: Bozunum süresi
t_s	: Standardın sayım süresi
t_x	: Örneğin sayım süresi
σ	: Standart sapma
σ_{NB}	: İlgilenilen fotopiklerin arka fondaki standart sapması
τ	: Ortalama ömür
μ	: Sönüm katsayısı
λ	: Bozunma Sabiti
μCi	: Mikrocurie
μSv	: Mikrosievert
ΔC	: İlgilenilen gama ışını fotopikine ait net alan veya sayma ilişkin belirsizlik
Δm	: Kütle tartımından kaynaklanan belirsizlik
ΔP_γ	: İlgili gama ışının yayınlanma olasılığındaki belirsizlik
ADC	: Analog sayısal dönüştürücü
ÇNAEM	: Çekmece Nükleer Araştırma ve Eğitim Merkezi
DSİ	: Devlet Sular İdaresi
DW	: Dead water (ölü su, blank)
DWS	: Seyreltilmiş laboratuvar standardı
HPGe	: Yüksek saflıkta germanyum dedektörü
IAEA	: International Atomic Energy Agency (Uluslar arası Atom Enerji Ajansı)
IAEA/RGK– 1	: UAEA Potasyum standardı

IAEA/RGTh– 1	: UAEA Toryum standardı
IAEA/RGU– 1	: UAEA Uranyum standardı
ICRU	: Internation Comission on RadiationUnits (Uluslar Arası Radyasyon Birimleri Komisyonu)
İTÜ	: İstanbul Teknik Üniversitesi
KMnO ₄	: Potasyumpermanganat
LSC	: Liquid Scintillation Counter (Sıvı Sintilasyon sayacı)
MCA	: Çok kanallı Analizör
MDA	: Minimum algılanabilir aktivite
NaI(Tl)	: Talyum aktive edilmiş sodyum iyodür dedektör
NaOH	: Sodyum hidroksit
NCRP	: National Council on Radiation Protection and Measurements Radiation
PMT	: Photo multiplier tube (Fotoçoğaltıcı tüp)
Rad	: Radiation Doze (Radyasyon dozu)
Raeq	: Radyum Eşdeğer Aktivitesi
Rem	: Radiation equivalent man
RWS	: Spike
TAEK	: Türkiye Atom Enerji Kurumu
TSE	: Türk Standartları Enstitüsü
TU	: Tritiyum konsantrasyonu
UNSCEAR	: Birleşmiş Milletler Radyoaktivite Etkileri Bilimsel Komitesi
YEDE	: Yıllık etkin doz eşdeğeri
YGDE	: Yıllık ganodal doz eşdeğeri
WHO	: World Health Organization (Dünya Sağlık Örgütü)

1. GİRİŞ

Çevresel radyasyon ölçümlerinin temel amacı, insanların çevresel kaynaklardan aldıkları radyasyon dozunun tayini ve oluşturabileceği sağlık riskinin değerlendirilmesidir. Bunun yapılabilmesi için de doğal radyasyon kaynaklarını oluşturan radyonüklidlerin çevresel ortamdaki konsantrasyonları ve insanların maruz kaldıkları toplam radyasyon dozuna bunların katkıları ayrı ayrı belirlenmelidir. Ayrıca çevresel ortamda bulunan radyonüklidler ile insanların bu kaynaklardan aldıkları radyasyon dozu arasındaki ilişkinin belirlenmesi gerekir. Bu tür sistematik araştırmalar sonucu bir bölgenin doğal radyasyonunun çevre yönünden sağlıklı yaşama uygun olup olmadığına karar verilebilir (Bakaç ve Kumru, 1999).

Çevresel radyoaktiviteyi, yeryüzünün oluşumundan itibaren var olan doğal radyoaktivite ile nükleer silah denemeleri, nükleer kazalar, nükleer güç üretimi ve nükleer yakıt çevriminden çevreye salınan yapay radyoaktivite oluşturmaktadır. Doğal radyoaktivite, uzaydan gelen kozmik ışınları, kozmojenik radyonüklitleri ve yer kabuğunda bulunan radyonüklitleri içermektedir. Kozmik ışınların büyük bir kısmını, uzayda kökeni belli olmayan ve atmosfere sabit miktarda ulaşan yüksek enerjili protonlar oluşturur. Kozmik ışınların atmosfer tabakasındaki karmaşık tepkimeleri sonucunda kozmojenik radyonüklitler (^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na , vb.) meydana gelmektedir. Yer kabuğundaki uranyum-radyum (^{238}U - ^{226}Ra), toryum (^{232}Th), aktinyum (^{235}U) doğal radyoaktif serilerine ait radyonüklitler ile potasyum (^{40}K), rubidyum (^{87}Rb), lantan (^{138}La), samaryum (^{147}Sm) ve lütesyum (^{176}Lu) gibi radyonüklitlerin miktarları veya derişimleri, bölgeden bölgeye değişiklik göstermektedir (UNSCEAR, 2000). Bu radyonüklitlerden yayınlanan gama radyasyonu, doğrudan dış ışınlamaya sebep olurken gıdalardan sindirim yolu ile alınan radyonüklitler ile solunum yoluyla alınan radon (^{222}Rn ; ^{226}Ra ' n ürün çekirdeği), toron (^{220}Rn , ^{224}Ra ' n ürün çekirdeği) ve bunların yarılanma süreleri kısa olan bozunum ürünlerinden yayınlanan alfa ve beta radyasyonu ise iç ışınlamaya katkıda bulunmaktadır. Ancak ^{235}U ' n, yer kabuğundaki ^{238}U içerisindeki izotopik bolluğunun (%0,7) düşük olmasından dolayı aktinyum serisindeki radyonüklitlerin

ve ^{87}Rb , ^{138}La , ^{147}Sm , ^{176}Lu gibi radyoizotopların ışınlamaya katkısı çok düşük seviyededir (TAEK TR– 2010– 12).

Yapay radyonüklitler (^3H , ^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{239}Pu vb.) özellikle 1945– 1980 arasında yapılan toplam 543 atmosferik nükleer silah denemesi ve 1986 yılında meydana gelen Çernobil Nükleer Santrali kazası sonrasında doğrudan atmosfere salınmıştır (UNSCEAR, 2000).

Radyoaktivitenin keşfinden beri, radyoaktivite ve uygulamaları konusuna gitgide artan ilgi, insanların radyasyondan ne kadar doz aldıklarının bilinmesinin önemini ortaya koymuştur. İnsan, içinde yaşadığı doğal çevrede bulunan değişik tipteki radyasyonlara her an maruz kalmaktadır. Radyasyon dozu değerlendirmelerinde doğal kaynaklar oldukça önemli yer tutar. Çünkü yıllık ortalama en fazla doz doğal radyoaktiviteden alınmaktadır (Karahana, 1997). İnsanlar, hayatları boyunca sürekli olarak doğal radyasyon kaynaklarını oluşturan karasal ve kozmik radyasyonlara maruz kalırlar. İnsanların radyasyonlardan aldıkları yıllık etkin doz eşitliğine en büyük katkıyı doğal kaynaklardan oluşan iyonize radyasyonun vermesinden dolayı, doğal radyasyon düzeylerinin belirlenmesi çok önemlidir.

Ayrıca çevresel doğal radyoaktivitenin bilinmesi nükleer kaza başta olmak üzere birçok alanda kullanılmakta olan radyoaktif kaynakların kullanılması ve atık olarak tasfiye edilmesine bağlı olarak çevrenin hangi oranlarda kirlendiğinin belirlenmesi açısından da önemlidir.

Alınan yıllık ortalama doz, bölgeden bölgeye değişmekle beraber, birbirine yakın yerlerde bile farklılıklar göstermektedir. Doğal radyasyonların temel seviyeleri, bölgenin jeolojik ve coğrafik yapısına bağlı olarak da değişiklik gösterir. Toprak ve kayaların minerolojik yapıları ile coğrafi yükseklik, bölgenin temel radyasyon seviyesini etkilemektedir. Bir yerin fon radyasyon düzeyi, o bölgenin coğrafi ve jeolojik yapısına, deniz seviyesinden yüksekliğine, toprak ve kayaların minerolojik yapılarına bağlı olarak değişiklikler gösterir. Bir bölgenin veya yerin fon radyasyonunun belirlenmesi için o yer toprağında, suyunda ve havasında bulunan radyoaktivitenin belirlenmesi gerekir (Küçükönder, 2009).

Günümüzde, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR)' da tüm radyasyon kaynaklarından alınan dozlara ilişkin veriler düzenli olarak yayımlanmaktadır.

Çizelge 1.1' de 2008 yılında yayımlanan rapora göre dünya nüfusunun doğal radyasyon kaynaklarından aldığı yıllık ortalama dozlar görülmektedir. Çizelge 1.1' e göre toplam doğal radyasyonun yıllık ortalaması 2,42 mSv olup, 1– 13 mSv arasında değiştiği görülmektedir. Bu değerin % 52,07' si Radon gaz solunumundan, %19,83' ü ise kayaçların içinde yer alan U, Th ve K gibi radyoaktif elementlerden kaynaklanmaktadır (UNSCEAR, 2008).

Çizelge 1.2' de ise 2008 yılında yayımlanan UNSCEAR raporundan derlenen yapay kaynaklardan ileri gelen dünyanın yıllık ortalama doz değerleri görülmektedir. Bu Çizelgeye göre yapay kaynaklardan dünyanın aldığı yıllık doz değeri 0.61 mSv' dir. Çizelge 1.1 ve Çizelge 1.2' e göre dünyanın yıllık toplam radyasyonu 3.03 mSv' tir. Bu değerin %79.8' i doğal radyasyon kaynaklarından ileri gelirken %20.2' si yapay radyasyon kaynaklarından ileri gelmektedir.

Çizelge 1.1. Doğal Kaynakların Sebep Olduğu Dünya Ortalama Radyasyon Doz Değerleri (UNSCEAR, 2008)

Kaynak	Yıllık ortalama Doz (mSv)	Ortalama Değişim Aralığı (mSv)	Yüzdesi (%)
Radon soluma	1.26	0.2– 10	52.07
Doğal ışınlama	0.48	0.3– 1.0	19.83
Kozmik ışınlama	0.39	0.3– 1.0	16.12
İç ışınlama	0.29	0.2– 0.8	11.98
Toplam	2.42	1– 13	100.00

Çizelge 1.2. Yapay Kaynakların Sebep Olduğu Dünya Ortalama Radyasyon Doz Değerleri (UNSCEAR, 2008)

Kaynak	Yıllık ortalama Doz (mSv)	Değişim Aralığı (mSv)
Tıbbi ışınlanma	0.6	Alçak ve yüksek sağlık hizmetlerine göre 0.03-2.0 mSv aralığında değişir.
Nükleer denemeler	0.005	En yüksek değere (0.15 mSv) 1963 yılında ulaştı. Bu tarihten sonra azalmaktadır.
Mesleki Işınlanma	0.005	Bütün işçilerin maruz kaldığı yıllık doz 0.7 mSv olmakla birlikte 0-20 mSv arasında değişebilmektedir. İşçilerin maruz kaldığı bu dozun büyük bir çoğunluğu doğal radyasyondan kaynaklanmaktadır. Özellikle madenlerde Radon gazı gibi.
Çernobil kazası	0.002	1986 yılında en yüksek değere (0.04 mSv) ulaştı. Bu tarihten sonra azalmaktadır. Kaza alanı yakınlarında yüksektir.
Nükleer güç santralleri	0.0002	Güç santrallerinin artmasıyla yükselmekle birlikte, iyileştirme çalışmalarıyla düşürülebilmektedir. Bazı güç santrallerinin 1 km yakınındaki doz 0.02 mSv kadar olabilmektedir.
Toplam	0.61	

^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K gibi radyonüklitler, toprak ve kayalarda yüksek konsantrasyonlarda bulunurlar.

Kozmik ışınların atmosferdeki reaksiyonları sonucu oluşan yüksek enerjili nötronlar, protonlar, elektronlar ve müonlar ile yapı malzemelerinden çıkan gama

ışınları dış radyasyon kaynaklarını oluşturmaktadırlar. Yapı malzemelerinden çıkan ^{222}Rn ve ^{220}Rn gibi radyoaktif gazlar ve atmosferde bulunan toz ve parçacıklardaki doğal radyoizotoplar sindirim ve solunum yoluyla vücuda alındıklarında iç ışınlamalara sebep olurlar (Maden ve ark., 2011:15).

Sindirim yoluyla alınan radyoizotopların başında ^{40}K , ^{226}Ra , ^{238}U , ^{235}U bozunma ürünleri ve çok az oranlarda ise ^{14}C ve ^3H radyoizotopları gelir. İnsan vücudunda bulunan radyoaktif elementlerden, özellikle ^{40}K radyoaktif elementinden dolayı belli bir radyasyon dozuna maruz kalır (Taşkın, 2006:14). ^{40}K canlı ve cansız maddelerde yaygın ve bol miktarda bulunur. Doğal radyoizotoplar daha çok volkanik, fosfat, granit ve tuz kayalarında yüksek konsantrasyonlarda bulunurlar (Maden ve ark., 2011:15).

1.1. Radyoaktivite ve Radyonüklitler

Birçok nüklit kararlı olmasına rağmen, çoğunluğu da kararsızdır. Kararlılık esasen bir çekirdeğin içerdiği nötron ve proton sayıları arasındaki denge ile belirlenir. Daha küçük kararlı nüklitler eşit sayıda proton ve nötrona sahipken, daha büyük kararlı nüklitler ise protondan biraz daha fazla nötrona sahiptir. Çok fazla nötronu bulunan nüklitler bir nötronu bir protona dönüştürerek, kendilerini çok daha kararlı bir yapıya kavuşturma eğilimindedir ve beta bozunumu olarak bilinen bu süreç, beta parçacığı olarak adlandırılmış negatif yüklü bir elektronun yayınlanması ile neticelenir. Çok sayıda protonu olan nüklitler ise beta bozunumundan farklı olarak, fazla protonları nötronlara dönüştürerek, pozitif yüklü elektron olan pozitron yayınlanması ile pozitif yükünü kaybeder.

Bu dönüşümlerde çoğu kez atom çekirdeği, gama ışınları olarak adlandırılan yüksüz ve kütesiz yüksek enerjili fotonlar yayarak fazla enerjisini kaybeder. Atom çekirdeğinin kendiliğinden dönüşümüne radyoaktivite denir ve yayınlanmış fazla enerji de (iyonlaştırıcı) radyasyon biçimindedir. Bu dönüşüm eylemine bozunum, değişen ve radyasyon yayan atom çekirdeğine ise radyonüklit denir.

Bazı ağır çekirdekler; iki proton ve iki nötrondan oluşan alfa parçacığı yayınlarak bozunur. Helyum çekirdeği ile özdeş olan alfa parçacıkları beta parçacıklarından çok daha ağırdır ve iki değerlikli pozitif yük taşır (www.taek.gov.tr).

Doğal radyoaktiviteden, atomun çekirdek yapısının açıklanması, dünya yaşının tahmini ve okyanusların dibinde sediment oluşum oranlarının ölçülmesi gibi çeşitli alanlarda faydalanılır. Çevresel örneklerde doğal radyoaktivite seviyelerini belirleme çalışmaları, nükleer enerjinin insanoğlunun hizmete girmesi ve nükleer santrallarda üretilen radyoaktif maddelerin çevreye verdikleri zararların araştırılmaya başlanmasıyla hız kazanmıştır. Bu tür çalışmalar, hem doğal radyoaktivite seviyelerinin belirlenmesi hem de nükleer santralların kurulduğu bölgelere yakın oturan insanların çevresel doğal radyasyonların yanı sıra nükleer santrallardan kaynaklanan radyasyonlara da hangi oranlarda maruz kaldıklarının tespiti açısından önemlidir (Karahan, 1997).

Doğal yollarla oluşan radyoaktivitenin etkilerini canlı ve cansız bütün varlıklarda gözlemlemek mümkündür (Lalit ve Shukla, 1982). Gerek insanlar gerekse diğer canlılar hem yer kabuğu kökenli hem de uzay kökenli doğal radyoaktif kaynaklardan çıkan radyasyonlara sürekli maruz kalırlar. Doğada bulunan radyonüklidlerin sayısı 340 civarındadır. Bunların 70 tanesi bilinen ağır radyoaktif elementler içinde bulunurlar. Atom numarası $Z=82$ 'den büyük elementler radyoaktif özelliğe sahiptirler. Yer kabuğunda mevcut olan izotopların relatif bollukları, evrenin oluşması esnasında ortaya çıkmış elementlerin izotopik oranlarından çıkarılır. Aplher, Herman ve Rankama elementlerin izotopik oranlarında mükemmel bir nizamın olduğunu ve bunun sadece Dünya üzerinde değil, atmosferde, gezegenlerin yüzeylerinde, meteorlarda, yıldızlararası maddelerde ve içinde olduğumuz galaksi dışındaki bütün galaksilerde de olabileceği tezini savunmuşlardır. Ayrıca, evrenin mevcut olan bu düzenden hareket ederek, benzer durumun izotopların dağılımında da olabileceğini söylemişlerdir. Evrenin henüz yeni oluşmaya başladığı zamanlarda birçok izotopun radyoaktif olduğu tahmin edilmektedir. Bunun birkaç milyon yıl sürdüğü ve kısa yarı ömre sahip olan radyonüklidlerin bu süre içinde ömürlerini bitirdikleri için kalmadıkları kabul edilmektedir. Geriye kalan ve halen mevcut olan

radyonüklidlerin hepsinin yarı ömürlerinin evrenin ömrüyle mukayese edilecek kadar büyük oldukları (en az 1010 yıllık yarı ömre sahip oldukları) ve bozunmalarının halen devam ettiği kabul edilmektedir (Marouf ve ark., 1992).

Doğal radyoaktif kaynaklar genel olarak, kara ve uzay kaynaklı olmak üzere iki ana grupta toplanırlar. Ayrıca, uzaydan gelen kozmik ışınların dünya atmosferinde bulunan gazlar ve yer kabuğu orjinli bazı radyoaktif çekirdeklerle reaksiyona girmeleri sonucu üretilen, bazı radyoaktif izotoplar da vardır. Bunların en önemlileri ^{14}C ve ^3H tür. Ağır elementlerden oluşan doğal radyoaktif izotoplar üç seri altında toplanırlar.

- 1) Uranyum serisi (^{238}U)
- 2) Toryum serisi (^{232}Th)
- 3) Aktinyum serisi (^{235}U)

Bu seriler ve bunların bozunma ürünleri olan radyonüklitler (Çizelge 1.3, 1.4, 1.5) de verilmektedir (Eisenbud, 1963). Ayrıca dördüncü bir aile olan Neptinyum serisinin ^{241}Pu orijinli olduğu ve bir zamanlar mevcut olduğu düşünülmektedir. ^{241}Pu ' in yarı ömrü 14 yıldır (Rankama, 1954). Bu seride bulunan diğer elementlerin yarı ömürlerinin çok kısa olduğu biliniyor.

Neptünyum ailesinin halen bilinen tek elementi ^{209}Bi olup yarı ömrü $2,7 \times 10^{17}$ yıldır. Yine bir zamanlar tabiatta mevcut olan ve yarı ömürleri çok kısa olan transuranik elementler, günümüzde reaktörlerde nötronların ^{238}U ile reaksiyona girmeleri sonucu üretilebilmektedirler. Bu radyoaktif ağır element serilerinden farklı olarak tabiatta tek başına bulunabilen ve kendilerine has özelliklere sahip olan bazı doğal radyonüklitler de vardır. ^{40}K bu grubun en önemlilerindendir. Çünkü temel doğal radyasyon seviyesine katkısı oldukça fazladır. Çizelge 1.6' da kozmikışınların ara etkileşimleri sonucu üretilen bazı radyonüklitler ve yer kabuğu kökenli radyonüklitler birlikte verilmektedir (Lowder ve Sobon, 1956).

1.1.1. Uranyum

Uranyum saf formunda doğal, atom numarası 92 ve atom ağırlığı 238,09 spesifik aktivitesi 12,33 Bq/mg olan, küçük miktarlarda bütün kaya ve toprakta, yerkabuğunun doğal maddelerinden yapılan materyallerde bulunabilen radyoaktif, gümüş renkli, ağır bir metaldir. Uranyum radyoaktif bozunma serisinin ana elemanı ^{238}U ' dir. Bu nüklidler, 8 alfa ve 6 beta parçacık emisyonu içerir. Başlıca kız çekirdekler sırası ile, Toryum-234, Protaktinyum-234, Uranyum-234, Toryum-230, Radium-226, Radon-222, Polonyum-218, Kursun-214, Bizmut-214, Polonyum-214, Kursun-210, Bizmut-210, Polonyum-210 ve son olarak kararlı Kurşun-210 izotopudur (Barış, 2006).

Uranyum serisinin elemanları (kolları) büyük sıklıkla kararsızlık halinde bulunmakla birlikte sabit bolluk oranını muhafaza etmişlerdir. Uranyum serisinin gama spektrumu, farklı enerjilerde birçok gama ısıyı içermesinden dolayı komplekstirler. Fakat kantitatif (nicel) ölçümler yapabilmek için karakteristik bir piki yoktur. Uranyumun kendisinin karakteristik gaması olmamasına karşılık, kantitatif analizler yapabilmek için Bizmut-214' ün 1,76 MeV enerjili piki kullanılır (Azovazi ve ark., 2001).

Doğal olarak oluşan uranyum üç farklı izotopa sahiptir; bunlar ^{234}U , ^{235}U , ^{238}U ' dir ve ğırlığının %99,2745' ini ^{238}U , %0,7200' ini ^{235}U ve %0,0055' ini ^{234}U oluşturur. Çok uzun yarı ömre sahip olan ve doğada en çok bolluğa sahip olan ^{238}U , uranyumun her bir birim kütlesinde çok düşük bozunma oranına sahiptir. Düşük bozunumu nedeniyle aslında doğal olarak oluşan uranyum, gezegen üzerindeki kararsız izotoplar arasındaki en az radyoaktif olan maddelerden biridir. Tüm uranyum izotopları temel olarak alfa parçacıkları yayınlar. Bu alfa parçacıkları yumuşak doku içerisinde sadece 30 μm ilerleyebilir. Böylece derinin yüzeysel tabakasındaki ölü hücrelere bile ulaşamayabilir. Hava, su ve yiyeceklerde az miktarlarda bulunan uranyum, gezegenimizde yaşayan tüm insanlar tarafından günlük olarak sindirim ve solunum yoluyla alınır. Doğal uranyumun insan vücudundaki ana rotasını, sindirim ve solunum oluşturur. Solunum yoluyla alınan

uranyumun çok küçük bir yüzdesi uzun bir zaman için lenf düğümlerinde tutunur, diğer küçük bir kesri çözünür, kana karışır ve bunun da büyük bir kısmı sonradan vücuttan atılır. Kan yapısında bulunan uranyum, böbrekler, karaciğer, diğer organlar ve iskelette depo edilir.

Çizelge 1.3. U– 238 Serisi (Lowder ve Sobon, 1956)

İzotop	T(yarı ömrü)	E(keV)	Bağıl Bolluk(%)
²³⁸ U	4,5×10 ⁹ yıl	49,55	0,064
²³⁴ Th	24,1 gün	63,29	4,47
		92,38	2,60
		92,80	2,56
		112,81	0,26
²³⁴ Pa	1,17 dak	1001,0	0,59
²³⁴ Pa	6,7 saat	131,2	20,0
		880,5	13,0
		883,24	15,0
²³⁴ U	2,5×10 ⁵ yıl	53,2	0,123
²³⁰ Th	7,5×10 ⁴ yıl	67,67	0,376
²²⁶ Ra	1600 yıl	11,59	1,2
		81,07	0,3
		186,21	3,29
²²² Rn	3,8 dak	512,0	0,078
²¹⁸ Po	3,05 dak	—	—
²¹⁴ Po	1,6×10 ⁻⁴ s	—	—
²¹⁴ Pb	26,8 dak	241,98	20,41
		295,25	18,7
		351,92	35,8
²¹⁴ Bi	20,0 dak	609,32	45,0
		768,36	4,83
		1120,3	14,9
		1764,5	16,07
²¹⁰ Pb	22,2 yıl	9,43	24,6
²¹⁰ Po	134 gün	—	—
²⁰⁶ Pb	kararlı	46,54	4,06

1.1.2. Toryum

Bir diğer doğal radyoaktif bozunum serisinin ana elemanı ^{232}Th ' dir. Toryum, 12 nüklit serisinin başıdır (Şekil 2. 2). Kompleks bir gama spektrumu verir ve hemen hemen hepsi daima kararsızdırlar. ^{232}Th ve ^{238}U serileri güçlü benzerlikler gösterirler; onlar aynı elementin (radyum, radon, kurşun, bizmut, polonyum) izotoplarını ve büyük oranda α yayıcılarını içerir. İki seri arasındaki temel fark, ^{232}Th ' nin zincirdeki çok uzun ömürlü tek radyonüklid olmasıdır.

Ürün nüklidler sırasıyla Toryum– 232, Radyum– 228, Aktinyum– 228, Toryum– 228, Radyum– 224, Radon– 220, Polonyum– 216, Kurşun– 212, Bizmut– 212, Polonyum– 212, Talyum– 208 ve son olarak kararlı Kurşun– 208 izotopudur. Toryum serisi içinde en uygun karakteristik gama piki, Talyum– 208' e ait olan 2.615 MeV enerjili piktir. Ayrıca Th– 232, doğal Toryumun en önemli radyo izotopudur. Th- 232' nin yarı ömrü 1.39×10^{10} yıl, spesifik aktivitesi ise 4.1 Bq/mg' dir. Doğal kaynakların jeolojik ölçüm ve tahlilleri amacıyla karakteristik üç gama enerjisi 1.461 MeV (K), 1.764 MeV (U) ve 2.615 MeV (Th) kullanılır (Azovazi ve ark., 2001).

Toryum– 232 atom çekirdeği parçalanabilen metal olmamakla birlikte, nötron absorpsiyonu ile Uranyum-233' e dönüştürülebildiğinden önemli bir nükleer enerji kaynağı olur. Çünkü tabiatta uranyumdan daha yaygın olarak bulunur.

Metalik toryum, vakum tüpleri için azot ve oksijen giderici olarak kullanılır. Magnezyumla olan hafif ve yüksek sıcaklığa dayanıklı alaşımı roket ve uçakların yapımında kullanılır. Toryum florür yüksek sıcaklık seramiklerinde, toryum oksit nükleer yakıtlarda, tıpta, seramik ve elektronik alet yapımında kullanılır.

Çizelge 1.4. Th– 232 Serisi (Lowder ve Sobon, 1956)

İzotop	T(yarı ömrü)	E(keV)	Bağıl Bolluk(%)
²³² Th	1,4×10 ¹⁰ yıl	59,0	0,19
		126,0	0,043
²²⁸ Ac	5,8 yıl	129,1	2,8
		209,4	3,6
		270,3	3,2
		338,4	11,51
		463,0	4,44
		794,8	4,64
		911,1	27,8
		964,6	5,23
		968,9	16,74
²²⁸ Th	1,91 yıl	84,4	1,22
		215,9	0,26
²²⁸ Ra	47 yıl	—	—
²²⁴ Ra	3,66 dak	241,0	4,05
²²⁰ Rn .	55,6 s	549,7	0,11
²¹⁶ Po	1,6×10 ⁻⁵ s	—	—
²¹² Pb .	10,64 saat	238,63	43,5
		300,1	3,25
²¹² Bi	60,5 dak	727,3	6,64
		785,42	1,1
		1620,7	1,49
²⁰⁸ Tl	3,05 dak	277,3	6,4
		510,8	22,8
		583,19	85,1
		860,4	12,52
		2614,6	99,83
²⁰⁸ Pb	kararlı		

Çizelge 1.5. U– 235 Serisi (Lowder ve Sobon, 1956)

İzotop	T(yarı ömrü)	E(keV)	Bağıl Bolluk(%)
²³⁵ U	10 ⁸ yıl	143,76	10,96
		185,71	57,2
		205,35	5,01
²³¹ Th	25,5 saat	25,64	14,6
		84,21	6,71
²³¹ Pa	3,3×10 ⁴ yıl	27,36	11,1
		302,67	2,47
²²⁷ Ac	21,6	15,2	0,04
²²³ Fr	21,8 dak	50,2	34,0
²²⁷ Th	18,2	236,0	11,2
		256,2	6,7
²²³ Ra	11,4 dak	154,2	5,59
		269,4	13,6
		323,9	3,9
²¹⁹ Rn	4,0 s	271,1	9,9
²¹⁵ Po	1,8×10 ⁻³ s		
²¹¹ Pb	36,1 saat	404,8	3,0
²¹¹ Bi	2,14 dak	351,0	12,7
²⁰⁷ Tl	4,79 dak	897,8	0,57
²⁰⁷ Pb	kararlı		

Çizelge 1.6. Tabiatta Tek Başına Bulunan Doğal Radyonüklidler (Lowder ve Sobon, 1956)

İzotop	T(yarı ömrü)	Yayınlanan radyasyon	E(keV)	Bağlı Bolluk(%)
^3H	12,4 yıl	β	180,0	100
^{14}C	5400 yıl	β	155,0	100
^{40}K	$1,3 \times 10^9$ yıl	β	1300	90
		γ	1460,8	10
^{87}Rb	$6,1 \times 10^{10}$ yıl	β	250	100
^{115}In	10^{14} yıl	β	630	100
^{129}I	$1,7 \times 10^{10}$ yıl	β	120	100
^{138}La	7×10^{10} yıl	β	1210	7
		γ	1390	93
^{147}Sm	$6,7 \times 10^{11}$ yıl	α	2180	
^{176}Lu	$6,7 \times 10^{10}$ yıl	β	425	
^{209}Bi	$2,7 \times 10^{17}$ yıl	α	3150	
^{239}Pu	$2,4 \times 10^4$ yıl	α	5150	69
		γ	39	
		γ	384	

1.1.3. Radyum- 226

Radon, 1900 yılında Friedrich Einst Born tarafından keşfedilmiştir. Periyodik tabloda 86. sırada bulunan radon asal gazlar grubunun en ağır ve tek doğal radyoaktif elementidir. Tatsız, renksiz, kokusuz, hiçbir bileşik oluşturmayan ve reaksiyona girmeyen asal bir gazdır.

Radyumun temel doğal kaynağı, uranyum ve toryumdur. ^{226}Ra bir alfa yayınlayıcısı olup, yarı ömrü 1600 yıldır. Aynı miktardaki uranyuma göre 1 milyon kez daha radyoaktiftir. Radyum ve ürünleri insanların dış ve iç ışınlanmalarına neden olan doğal kaynakların en önemlilerindendir. Kimyasal olarak kalsiyuma benzer, kemiklere yerleşerek büyük miktarlarda zarar verme potansiyeline sahiptir ve vücuda alındığında kemiklerde birikerek omuriliği sürekli ışınlamaktadır. Uzun yarı ömre sahip olması nedeniyle, ^{222}Rn oluşumunda bir üreteç görevi yapar ve genellikle

radon, kısa yarı ömürlü bozunma ürünleri ile denge halinde bulunur. Radyum sâdece şualanma özelliği dolayısıyla kullanılır. Başlıca kullanma sahası tıpta kanser tedavisidir. Radyumdan, endüstriyel radyografide geniş çapta istifâde edilir. Bu maksatla nâdiren saf olarak kullanılır. Genellikle sülfat tuzu şeklinde gümüş tüpler içerisinde kullanılır. Düşük konsantrasyonlardaki radyumun çinko sülfürle olan karışımı lüminesans bir madde yapar ve saat kadrânlarında, karanlıkta okunacak işaretlerde vs. kullanılır. Radyumun berilyum ile olan bir karışımından, bilimsel çalışmalarda, özellikle petrol yatağı araştırmalarında faydalanılır (<http://www.guncelkaynak.com/tag/radyo/page/5/>).

1.1.4. Potasyum– 40

Alkali metaller ailesinden hafif, yumuşak ve erime noktası düşük olan metalik element olan potasyum, Sir Huphry Davy tarafından elektroliz yoluyla 1807 yılında saf olarak elde edildi. Çok aktif olan element olduğundan serbest halde bulunmaz. Potasyum kütle numarası 39, 40, 41 olan üç izotopa sahip olup, Sadece ^{40}K radyoaktiftir ve $1,3 \times 10^9$ yıl yarı ömre sahip olup ve spesifik aktivitesi 3,3 Bq/g'dır. Doğal potasyumun %0,0118' ini, ^{40}K izotopu oluşturmaktadır. Doğal potasyum, toprakta çok bol bulunduğu için doğal gama radyasyon dozunun önemli bir kesrini meydana getirmektedir (Değerlier, 2007).

^{40}K , kararlı elementinin içinde 120 ppm oranında bulunur ve yeryüzü kabuğunun ağırlık olarak %2,4'ünü oluşturur. Potasyum doğada, kireç taşında %0,1'den bazı granitlerde %3,5'e varan oranlarda dağıtılmıştır.

1.2. Radyoaktif Bozunma Kanunu

Radyoaktivite istatistiksel bir olay olup bir çekirdeğin ne zaman bozunacağı önceden bilinemez. Ancak, çok sayıda atomun zamanla nasıl bozunacağı istatistiksel olarak bulunabilir (Bard ve Tirmarche, 1996).

Saf bir radyoaktif numunenin zamanla bozunma hızının üstel kanuna uyduğu radyoaktifliğin keşfedildiği 1896 yılını izleyen üç yılda gösterilmiştir. Eğer bir t

anında N radyoaktif çekirdek varsa ve numuneye yeni çekirdekler ilave edilmiyorsa dt süresi içinde bozunan dN çekirdek sayısı, N ile orantılıdır:

$$\lambda = -\frac{(dN/dt)}{N} \quad (1.1.)$$

$$dN = -\lambda N dt \quad (1.2.)$$

Burada, eksi (-) işareti atomların sayısının zamanla azaldığını gösterir. λ orantı katsayısı ise bozunma sabitidir ve ' ' radyoaktif bir atomun birim zamanda bozunma olasılığını verir veya parçalanma sabitidir ve radyoaktif bir atomun birim zamanda bozunma olasılığı ' ' olarak tanımlanır. Bir atomun yaşı ne olursa olsun bozunma olasılığının sabit kaldığı kabul edilmektedir ve her radyoaktif atom için de ayrı bir bozunma sabiti değeri vardır. Bu diferansiyel denklemin çözümü bize, t=0 anında atomların sayısı N_0 ise

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad (1.3.)$$

üstel radyoaktif bozunma kanunu elde edilir. Burada N_0 , integrasyon sabiti, t=0' da henüz bozunmamış çekirdeklerin sayısıdır (Krane, 2001).

1.2.1. Aktivite

Aktivite (A), numunede birim zamanda bozunma sayısı yani bozunma hızı olarak tanımlanır ve birimi bozunma/s' dir. (1.2) ve (1.3) bağıntıları yardımıyla bir radyoaktif maddenin aktivitesi

$$A = \frac{dN}{dt} = -\lambda N \quad (1.4.)$$

şeklinde tanımlanmaktadır. t = 0 anında başlangıç aktivitesi $A = -\lambda N_0$ bu diferansiyel

denklemin çözümü

$$A=A_0e^{-\lambda t} \quad (1.5.)$$

şeklinde olur. Burada aktifliğin de radyoaktif atomlar gibi üstel azalmaya uyduğu görülebilir. Buna göre deneyde atomların zamanla azalması yerine aktifliğin azalmasını gözlemek yeterlidir (Botkin ve Keller, 1998).

(1.5) bağıntısının e tabana göre logaritması alındığında

$$\ln A = -\lambda t + \ln A_0 \quad (1.6.)$$

eşitliği elde edilir.

1.2.2. Yarı Ömür

Radyoaktif maddelerle ilgili önemli bir karakteristik değerde yarılanma zamanıdır. Başlangıçta N_0 atom ihtiva eden bir radyoaktif madde atomlarının sayısı yarıya ininceye kadar bozunması esnasında geçen zamana o radyoaktif elementin yarı ömrü denir. Yarı ömür (T) ile bozunma sabiti arasındaki ilişki (1.3) bağıntısı ile bulunabilir.

$t=T$ için

$$N = \frac{N_0}{2} \quad (1.7.)$$

$$\frac{N_0}{2} = N_0 e^{-\lambda t} \quad (1.8.)$$

eşitliği ile

$$T = \frac{0.693}{\lambda} \quad (1.9.)$$

bağıntısı elde edilir. Bu bağıntıya göre yarı ömür ile bozunma sabiti ters orantılıdır.

1.2.3. Ortalama Ömür

Bozunmanın eksponansiyel ifadesi, radyoaktif atomların sayısının sıfır olması için sonsuz zaman gerektiğini belirtir. Radyoaktivitenin istatistiksel karakteri nedeni ile radyoaktif bir atomun ömrü, sıfır ile sonsuz arasında herhangi bir değerde olabilir. Buna göre bir atomun ne kadar yaşayacağı bilinemez, ancak bir grup atomun ortalama ömründen söz edilebilir (Coles ve ark., 1978).

Bu nedenle radyoaktif atomlar için yarı ömürden farklı bir tanım verilir. “Ortalama Ömür” τ (bazen yalnızca ömür de denir), radyoaktif atomların tek tek ömürleri toplamının ortalamasıdır. $t_1, t_2, \dots$ ömürlerine sahip atomların sayıları sırası ile $dN_1, dN_2, \dots$ ise

$$\tau = \frac{t_1 dN_1 + t_2 dN_2 + \dots}{dN_1 + dN_2 + \dots} \quad (1.10.)$$

$$= \frac{\sum t dN}{\sum dN} \quad (1.11.)$$

ve dN sıfıra giderken

$$\tau = \frac{\int_0^{N_0} t dN}{\int_0^{N_0} dN} \quad (1.12.)$$

yazılabilir. (1.3) bağıntısı kullanılıp integral alınacak olursa

$$\tau = \frac{-\lambda \int_0^\infty t N_0 e^{-\lambda t} dt}{N_0} = \int_0^\infty \lambda t e^{-\lambda t} dt \quad (1.13.)$$

$$= \frac{1}{\lambda} \quad (1.14.)$$

bulunur. Buna göre ortalama ömür yarı ömürden daha büyüktür ve aralarındaki ilişki;

$$T = \frac{0.693}{\lambda} = 0.693 \tau \quad (1.15.)$$

şeklindedir.

1.3. Radyoaktif Bozunum Türleri

Bütün atom çekirdekleri kararlı değildir. Bazı atomların hiçbir dış etkiye bağlı kalmadan α , β , γ ışınlarından bir veya bir kaçını yayarak kendiliğinden bozunması olayına radyoaktiflik, bu özelliği gösteren maddelere ise radyoaktif madde, elementlere radyoelement ve izotoplara da radyoizotop denir. Radyoaktif bir elementin bileşikleri de radyoaktiftir.

Radyoaktif maddeler üç tür ışıma yapar: 1) α (Alfa) parçacıkları 2) β (Beta) parçacıkları 3) γ (gama) ışınları

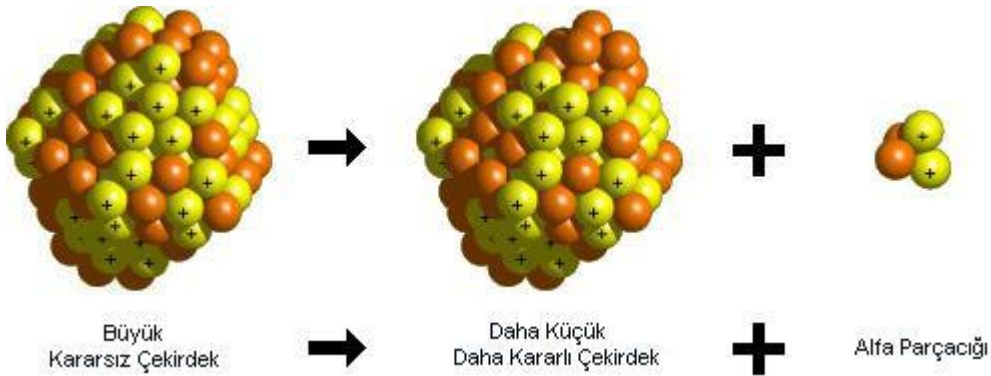
1.3.1. Alfa (α) Işınmı

Alfa parçacıkları, çekirdek tarafından yayınlanan iki proton ve iki nötrondan oluşan pozitif yüklü helyum (${}^4_2\text{He}$) çekirdeğidir ve “ α ” şaretiyle sembolize edilirler. Çekirdeğin kararsızlığı hem proton hem de nötron fazlalığından ileri geliyorsa, çekirdek iki proton ve iki nötrondan oluşan bir alfa parçacığı yayımlayarak bozunur (Şekil 1.1).

Nükleonlar arasındaki çekme kuvvetleri kısa menzilli olduklarından, bir çekirdekte toplam bağlanma enerjisi, çekirdeğin ihtiva ettiği nükleon sayısı olan A kütle numarası ile yaklaşık olarak orantılıdır. Protonlar arasındaki elektrostatik itme kuvvetinin menzili sınırsızdır ve bir çekirdekte toplam dağıtıcı enerji yaklaşık olarak Z^2 ile orantılıdır. 210 veya daha fazla nükleon ihtiva eden çekirdekler o derece büyüktürler ki, bunları bir arada tutan kısa menzilli çekirdek kuvvetleri protonlar arasındaki karşılıklı itmeyi ancak dengeleyebilirler. Böylece çekirdeklerde, çekirdeklerin boyutlarının küçülmesi ile kararlılığının artmasını sağlamak için alfa bozunması oluşur (Beiser, 1988– 199).

Alfa parçacıkları büyük elektrik yüklerine sahip olduklarından herhangi bir madde içerisinden geçerken yolları üzerinde yoğun bir iyonlaşma meydana getirirler ve enerjilerini çabucak kaybettikleri için erişim uzaklıkları küçüktür. Havada enerjilerine göre 2,8 ila 8,6 cm uzaklığa kadar gidebilirler. Alfa parçacığının enerjisi ise 4– 8 MeV arasında değişir. Alfa parçacıkları içinden geçtiği gazları iyonlaştırır ve bu iyonlaşma sırasında enerji ve hızlarını kaybederler. Termal hızlara ulaştıklarında, yani daha fazla iyonlaşmaya sebep olmadıkları anda elektron yakalayarak nötr hale gelirler. Radyoaktif elementlerden salınan alfa parçacıklarının hızları $1,4 \times 10^4$ cm/s ile $2,2 \times 10^9$ cm/s arasındadır (Krane, 1998).

Alfa parçaları bir kâğıt veya 0,5 mm kalınlığında bir alüminyum varakla durdurulabilir. Cilt, laboratuvar önlüğü ve giysiler alfa ışınları için birer zırh maddesidir. Bu nedenle çevresel etkileri önemsiz olmakla birlikte canlılar için iç yayıcı olarak önem arz etmektedir. Solunum sisteminden geçerken, kırmızı kemik iliğinde ve kemik yüzeylerinde büyük tahribatlara neden olurlar. Yüksek enerjili parçacıklar olduğundan solunum yolu ile vücuda girdiklerinde büyük hasarlar meydana getirebilirler. Bu nedenle, radyasyondan korunma açısından özellikle toprak su ve havada alfa radyoaktivitesinin sürekli izlenilmesi önem arz etmektedir (Baykara, 2005).



Şekil 1.1. Alfa Bozunumu (Tüysüz, 2004)

1.3.2. Beta (β) Işınımı

Çekirdeklerin negatif elektron yayınlamaları ilk gözlenen radyoaktif olaylardan birisidir. Bu olayın tersi, yani bir çekirdeğin atom elektronlarından birini yakalaması ise 1938’ de Alvarez’ in çekirdek tarafından yakalanan atom elektronunun boşalttığı yerin doldurulması sırasında yayınlanan karakteristik X- ışınlarını bulmasına kadar gözlenememiştir. 1934’ de Joliot-Curies ilk kez radyoaktif bozunmada pozitif elektron (pozitron) yayınlaması olayını gözlediler. Bundan yalnızca iki yıl sonra pozitron kozmik ışınlarda keşfedildi. Bu üç nükleer olay birbiri ile yakından ilgili olup beta (β) bozunumu olarak adlandırılır.

En temel β bozunma reaksiyonu, bir protonun bir nötrona veya bir nötronun bir protona dönüşmesidir. Bir çekirdekte β bozunumu hem Z hem de N ’ yi bir birim değiştirir. $Z \rightarrow Z \pm 1$, $N \rightarrow N \pm 1$, böylece, $A = Z + N$ sabit kalır. Bu şekilde β bozunumu kararsız bir çekirdeğin kararlı bir izobara yaklaşmak için sabit A ’ ı kütle parabolü üzerinde “ eğri doğru ” kayması için elverişli bir yol sağlar.

α - bozunumunun tersine, β - bozunumunun anlaşılması oldukça uzun bir zaman sonra başarılmıştır. Bu konuda yapılan deneysel çalışmaların sonuçları, mevcut teorilerle çelişen yeni bilinmeyenleri ortaya çıkarmıştır. Rutherford’ ın α parçacıklarının çekirdeklerine özdeş olduğunu gösterdiği sırada bir seri deneysel çalışmalarda, negatif β - parçacıklarının elektrik yüklerinin ve kütle-yük oranlarının bilinen elektronunki ile aynı olduğu gösterilmiştir.

Temel β bozunma işlemleri:

$n \rightarrow p + e^-$ negatif β bozunumu (β^-)

$p \rightarrow n + e^+$ pozitif β bozunumu (β^+)

$p + e^- \rightarrow n$ elektron yakalanması (ϵ)

Bu işlemler eksiktir. Her bir işlemde bir başka parçacık (bir nötrino veya antinötrino) bulunur. Son iki işlem yalnız çekirdekteki bağlı protonlar tarafından oluşturulur. Serbest protonlar veya hidrojen atomundaki protonlar için enerjinin korunumu açısından bu işlemler, olanaklı değildir (Krane, 2001).

Beta parçacıklarının ortalama enerjileri 1 MeV civarındadır, havada 3 m ve dokuda yaklaşık 3 mm erişim mesafelerine sahiptirler (Çizelge 1.7). Çevresel etki bakımından dış ışınlamada, havadaki erişim mesafelerinden dolayı, önemli bir radyasyon tehlikesi oluşturabilirler. Bununla birlikte, alfa parçacıkları gibi iç ışınlamada da önemli hasara neden olabilirler.

Beta parçacıkları da alfa parçacıkları gibi belli bir yük ve kütleye sahip olduklarından madde içerisinden geçerken yolları üzerinde iyonlaşmaya sebep olurlar. Ancak bu iyonlaşma, alfa parçacıklarının oluşturduğu iyonlaşmadan daha azdır. Çünkü bu parçacıklar alfa parçacıklarına göre daha hafif ve yüz kere daha giricidirler. Yine de bunlardan korunmak için ince alüminyum levhadan yapılmış bir zırh malzemesi yeterlidir (Togay, 2002).

Çizelge 1.7. Beta Parçacıklarının Çeşitli Enerjilerdeki Menzili (Saha,1998)

Enerji (MeV)	Havadaki Menzil (m)
0,1	0,11
0,5	1,5
1	3,7
2	8,5
3	13

1.3.3. Gama (γ) Işıması

Nükleer reaksiyonların birçoğunda olduğu gibi hemen hemen bütün α ve β bozunumları, ürün çekirdeği uyarılmış durumda bırakır. Bu uyarılmış durumlar kısa bir süre içinde bir veya daha fazla γ ışını yayınlarak taban duruma bozunurlar. Gamma ışınları, X ışınları veya görünür ışık gibi elektromanyetik radyasyon fotonlarıdır. Gama ışınlarının enerjileri tipik olarak 0,1– 10 MeV arasında olup çekirdek durumları arasındaki enerji farkı mertebesinde ve bu 100 ile 10^4 fm dalga boyu aralığına karşılık gelir. Bu dalga boyları genellikle karşılaştığımız değerdeki elektromanyetik radyasyon türlerinininkinden çok daha kısadır. Örneğin görünür ışık, γ ışınlarından 10^6 kat daha uzun dalga boyuna sahiptir.

Nükleer spektroskopik hakkındaki bilginin ayrıntı ve zenginliği, uyarılmış düzeyler hakkında ne bildiğimize bağlıdır. Bu nedenle γ ışını yayınlaması ile ilgili çalışmalar nükleer spektroskopinin standart tekniği haline gelmiştir. Bu metodun güncelliği ve kullanılabilirliğine katkıda bulunan diğer faktörler ise γ ışınlarının nispeten kolay gözlenmesi (örneğin α ve β ışınlarının aksine hava içinde ihmal edilebilecek kadar az soğurulması ve saçılması) ve enerjilerinin (ve bu şekilde uyarılmış düzeylerin enerjilerinin çıkartılması) ölçülebilmesi hassasiyetidir. Bundan başka γ yayınlaması ve onunla yarışan iç dönüşüm olayının incelenmesi uyarılmış düzeylerin spin ve paritelerini belirlememize izin verir.

Durgun kütlesi M olan bir çekirdeğin uyarılmış bir E_i ilk durumundan bir E_s son durumuna göz önüne alalım. Lineer momentumun korunması için son çekirdeğin p_G ile gösterilen bir geri tepme momentumuna sahip olması gerekir, son çekirdeğin geri tepme kinetik enerjisi T_G 'nin göreceli olduğunu varsayınız ($T_G = p_G^2 / 2M$). Toplam enerji ve momentum korunumu

$$E_i = E_f + E_\gamma + T_G \quad (1.16.)$$

$$0 = p_G + p_\gamma \quad (1.17.)$$

bağıntısını verir. Buradan $p_G = p_\gamma$ çıkar, yani çekirdek γ ışının momentumuna eşit ve zıt yönde bir momentumla geri tepir. $\Delta E = E_i - E_s$ tanımını yapıp ve göreceli $E_\gamma = c p_\gamma$ bağıntısını kullanarak,

$$\Delta E = E_\gamma + \frac{E_\gamma^2}{2Mc^2} \quad (1.18.)$$

bulunur. Bunun çözümü

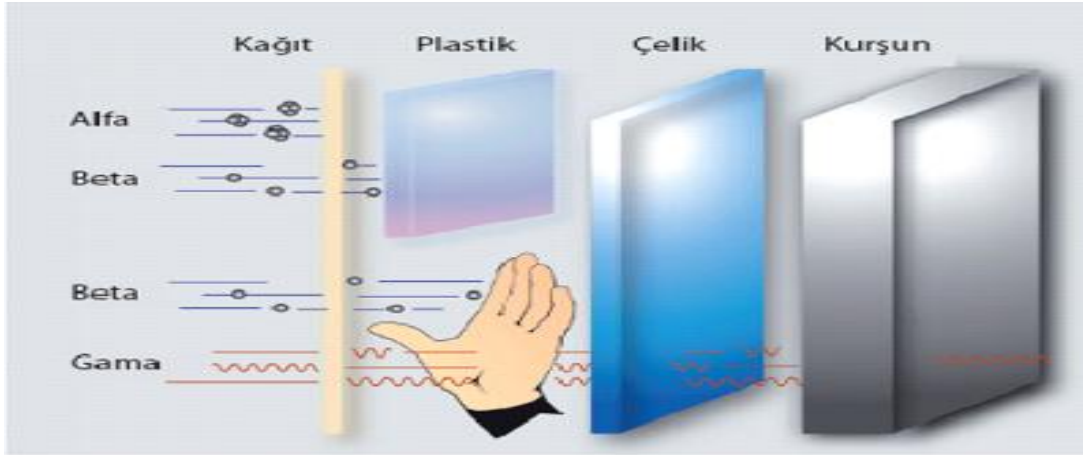
$$E_\gamma = Mc^2 \left[-1 \pm \left(1 + 2 \frac{\Delta E}{Mc^2} \right)^{1/2} \right] \quad (1.19.)$$

dir. ΔE enerji farkı tipik olarak MeV, Mc^2 durgun kütle enerjileri ise $A \times 10^3$ MeV mertebesinde, burada A kütle numarasıdır. Bu nedenle $\Delta E = Mc^2$ ' dir ve karekökün açılımında sadece ilk üç terimi alırsak 10^{-4} ile 10^{-5} civarında bir yaklaşıklıkla

$$E_\gamma \cong \Delta E - \frac{(\Delta E)^2}{2Mc^2} \quad (1.20.)$$

buluruz. Bu ifade $\Delta E \cong E_\gamma$ yaklaşımı ile doğrudan Denklem 1.18' den de elde edilebilir.

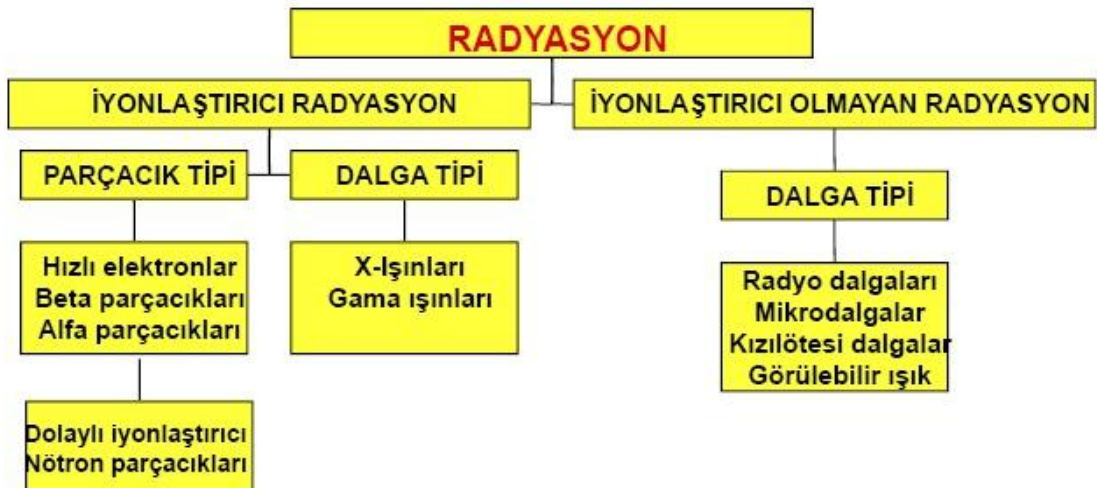
Böylece gerçek γ ışını enerjisi, mevcut maksimum bozunma enerjisi ΔE ' den biraz küçüktür. Bu geri tepme düzeltmesi genellikle ihmal edilebilir. Düşük enerjili γ ışınları içinde geri tepme enerjisi 1 eV' den daha az olup ihmal edilebilecek etkiye sahiptir. Yüksek enerjili γ ışınları için (nötron yakalaması sonucu yayınlanan 5– 10 MeV enerjili radyasyonlar gibi) geri tepme enerjisi 100 eV civarındadır, bu değer geri tepen atomu bir katı örgü içindeki konumundan uzaklaştırmaya yetecek kadar büyüklükte olabilir. Bu tür olaylar radyasyon hasarı olarak bilinir ve katıların incelenmesinde önemli bir yere sahiptir (Krane, 2001).



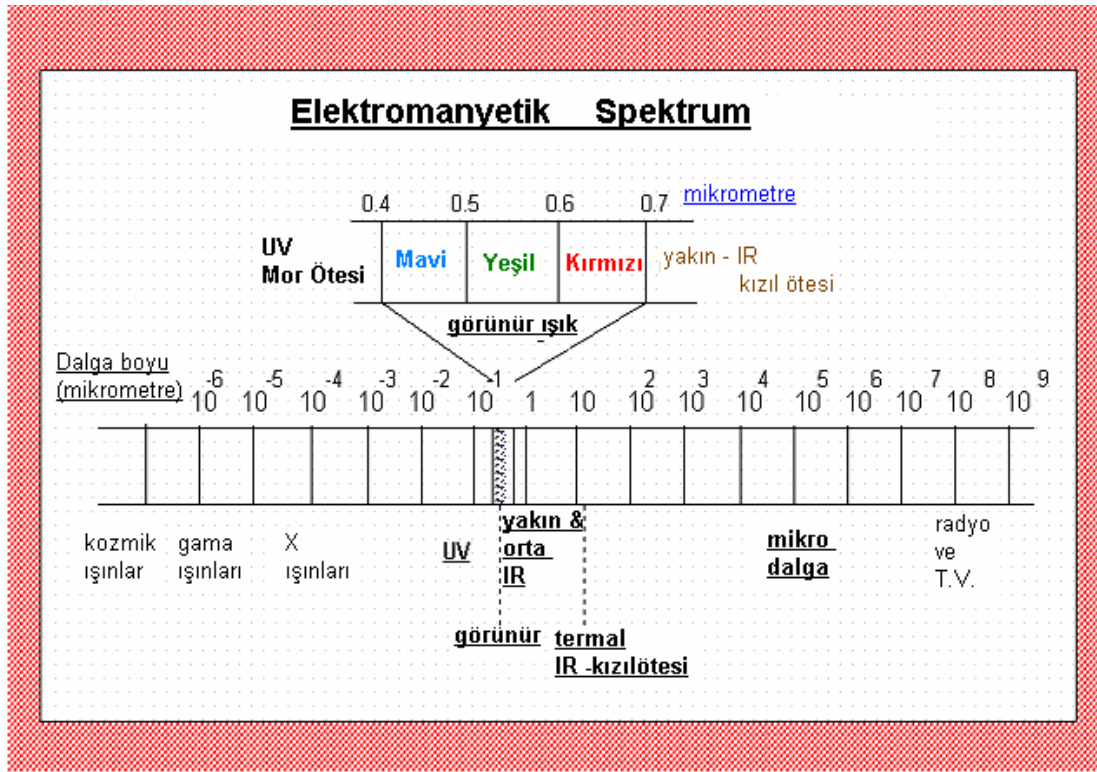
Şekil 1.2. Alfa, Beta Ve Gama Işınlarnın Madde İle Etkileşmeleri (Maden ve ark., 2011)

1.4. Radyasyon

Radyasyon, elektromanyetik dalgalar veya parçacıklar biçimindeki enerjinin emisyonu veya aktarımıdır. Radyasyon sınıflara ayrılırken enerjisi, türü ve kaynağı olmak üzere 3 faktör göz önüne alınır. Enerjisine göre iyonlaştırıcı ve iyonlaştırıcı olmayan radyasyon (Şekil 1.3), türüne göre parçacık ve dalga karakterli radyasyon, kaynağına göre ise doğal ve yapay radyasyon olarak sınıflara ayrılır (Belgin, 2010).



Şekil 1.3. Radyasyonun Çeşitleri



Şekil 1.4. Elektromanyetik Spektrum (Gümüş, 2011)

1.4.1. İyonlaştırıcı Radyasyon

Atomla etkileşime girebilecek kadar güçlü enerji seviyesine sahip, alfa ve beta parçacığı gibi hareket eden yüklü parçacıkların meydana getirdikleri etki iyonlaştırma (iyonizasyon) olarak adlandırılmaktadır. Buna ilaveten, bu tür radyasyonlar canlı dokuda moleküllere çok yüksek enerji transfer ederler ve bunun sonucu hücredeki moleküllerin ayrışmasıyla "serbest radikal" olarak adlandırılan yüksek enerjili, yüksüz taneciklerin oluşumuna da neden olurlar. Oluşan yüksek enerjili serbest radikaller, diğer molekülleri etkileyecek kabiliyettedir.

Böylece canlı dokularını tamamen etkileyebilirler. İyon meydana gelmesi yani iyonizasyon olayı herhangi bir maddede meydana gelebileceği gibi, insanlar dahil tüm canlılarda da oluşabilir. O halde iyonlaştırıcı radyasyonlar, önlem alınmadığı takdirde tüm canlılar için zararlı olabilecek radyasyon çeşitleridir. Başlıca beş iyonlaştırıcı radyasyon çeşidi vardır. Bunlar, Alfa parçacıkları, Beta parçacıkları, X-ışınları, Gama ışınları ve Nötronlardır.

1.4.2. İyonlaştırıcı Olmayan Radyasyon

Atomla etkileşime girebilecek kadar güçlü olmayan enerji seviyelerindeki elektromanyetik dalgaların atomların yörüngesinde sebep olduğu değişim organizma üzerinde büyük bir hasara neden olmaz. Bunlar iyonlaştırıcı olmayan radyasyon olarak adlandırılır.

Bu tür radyasyona mikrodalga, görünür ışık, radyo ve televizyon dalgaları örnek olarak verilebilir (Değerlier, 2007).

1.5. Radyasyonun Madde İle Etkileşimi

1.5.1. İyonlaştırıcı Olmayan Radyasyonun Madde İle Etkileşimi

Elektromanyetik spektrumun farklı kısımlarının madde ile etkileşimleri üzerine farklı etkileri vardır. Elektromanyetik spektrumun her kısmı fiziksel olayların belirli tiplerinin uyarılması için uygun kuantum enerjilerine sahiptir. Tüm fiziksel olaylar için atomik ve molekül düzeyde enerji seviyeleri kesiklidir. Eğer gelen radyasyonun kuantum enerjisini karşılayan boşluğa sahip kesikli enerji seviyesi yoksa malzeme radyasyona göre geçirgendir.

1.5.1.1. Mikrodalga Etkileşimler

Mikrodalgalar, frekansı 10^8 - 10^{11} Hz arasında olup kuantum enerjisi ise 0.00001– 0.001 eV aralığındadır. Bu moleküler dönme ve bükülmenin kuantum durumlarını ayıran enerji aralığındadır. Mikrodalgaların metalik iletken dışındaki madde ile etkileşimi molekülleri döndürebilir ve o moleküler hareketin sonucu olarak ısı üretir. İletkenler mikrodalgaları ve en düşük frekansları soğururlar. Çünkü onlar malzemeyi ısıtan elektrik akımına neden olurlar. Mikrodalgaların canlılar üzerindeki etkisi sadece ısı mekanizmasıyla değildir. İnsan vücudunun değişik bölümlerinin iletkenliğinin farklı olması nedeniyle bu ışıklardan etkilenme derecesi farklı olmaktadır. Mikrodalga fotonları, radar, uydu veya uzak telefon haberleşmeleri,

telgraf, televizyon yayınlar, radyo astronomi ve diğer amaçlarda kullanılır. Mikrodalgaların etkisine en duyarlı organlar, gözler ve testislerdir (Büyükuslu, 2007).

1.5.1.2. Kızılötesi Etkileşimler

Kızılötesi fotonların kuantum enerjisi 0.001– 1.7 eV aralığındadır. Kızılötesi mikrodalgadan daha fazla, görünür ışıktan daha az soğurulur. Kızılötesi soğurmanın sonucu dokunun ısınmasıdır. Bütün cisimler düşük yüzeysel sıcaklık değerine sahip olan diğer cisimlere kızılötesi ışınlar yayarlar. Kızılötesi ışınlar derinin derin tabakalarına girici olmamaktadır.

Ancak, eğer kontrol edilemeyecek olursa; deri yanıklarına, gözde katarakta, retinal zarara neden olabilir. Bu spektrum, insan vücudunun ısınıp terleme mekanizmasıyla etkin soğuyamayacak boyutlara kadar çıkarabilir. Kızılötesi ışınlar parlak ve cilalanmış yüzeylerden kolayca yansiyabilmektedir (Güler ve Çobanoğlu, 1994).

1.5.1.3. Görünür Işık Etkileşimleri

Görünür ışık fotonlarının soğurulması için ana mekanizma elektronların yüksek enerji seviyelerine geçmesidir. Görünür ışığın şiddetli soğurulduğu pek çok seviye vardır. Görünür ısıların sağlık etkisi doğrudan veya dolaylı olabilir. Göz retinasındaki renk pigmentleri ile direk ilişkili olduğundan, bizim görmemize yardımcı olur. Doğrudan güneşe bakıldığında olduğu gibi, gözde zarar meydana getirebilir. Yetersiz aydınlanma düşme kazalarına neden olmaktadır. Aşırı aydınlanmaya bağlı otomobil kazaları olabilir (Parlamalar, göz kamaşmaları nedeniyle). Görünür radyasyon iyonize değildir. Atom ve moleküllerle ilişkisi; hemen hemen sahip olduğu tüm enerjiden, başka bir enerjiye dönüşen elektronların sonucudur. Ancak moleküller için sınırlı kalır. Gerçek şudur ki fotonları emen farklı enerjilere sahip farklı maddeler, sahip oldukları farklı renklerin dışardan algılanmasının sonucudur.

İnsan gözü 400 nm ile 700 nm aralığında ki elektromanyetik radyasyona duyarlıdır. Bütün renkler bu dalga boyu aralığında görünen gökkuşağında bulunur.

1.5.1.4. Morötesi Etkileşimler

Morötesi radyasyon, yeryüzüne ulaşan güneş radyasyonun çok az bir kısmını oluşturur. Morötesi elektronların geçişleri ile derinin yüzey tabakasında şiddetli bir şekilde soğurulur. Yüksek enerjilere doğru gidildikçe pek çok molekül için iyonlaşma enerjilerine ulaşılır ve çok tehlikeli foto iyonlaşma olayları olur. Morötesi radyasyonu, bronzlaşma, güneş yanığı erken deri yaşlanması ve kanser gelişimi olmak üzere birçok biyolojik hastalığa neden olabilmektedir. Ayrıca başta vitamin D3 sentezi olmak üzere, epidermisin ve derinin kalınlaşması gibi morötesinin yararları, zararları karşısında çok azdır (Mutlu ve ark., 2003).

1.5.2. İyonlaştırıcı Radyasyonun Madde İle Etkileşimi

Gama ve X-ışınlarının, alfa ve beta parçacıklarına göre madde içine nüfuz etme kabiliyetleri çok daha fazla, iyonlaşmaya sebep olma etkileri ise çok daha azdır. Ancak, birkaç santimetre kalınlığındaki kurşun tuğlalarla ve sadece belli bir kısmı durdurulabilir. Madde içerisinden geçerken üstel bir fonksiyon şeklinde bir şiddet azalmasına uğrarlar. Yüksüz olduklarından elektrik ve manyetik alanda sapma göstermezler (Togay, 2002; Büyüksulu, 2007).

İyonlaştırıcı radyasyon ile madde etkileşimi, 1 MeV' den küçük foton enerjilerinde fotoelektrik etki, 0.6-4 MeV aralığındaki foton enerjilerinde Compton saçılması, 1.022 Mev' den yüksek foton enerjilerinde ise çift oluşumu şeklinde üç temel mekanizma ile gerçekleşir. Gama ışınlarının madde ile yaptığı etkileşimleri üç farklı olay biçiminde özetlemek mümkündür.

Bu etkileşimler:

1. Fotoelektrik Olay
2. Compton Saçılması

3. Çift Oluşum

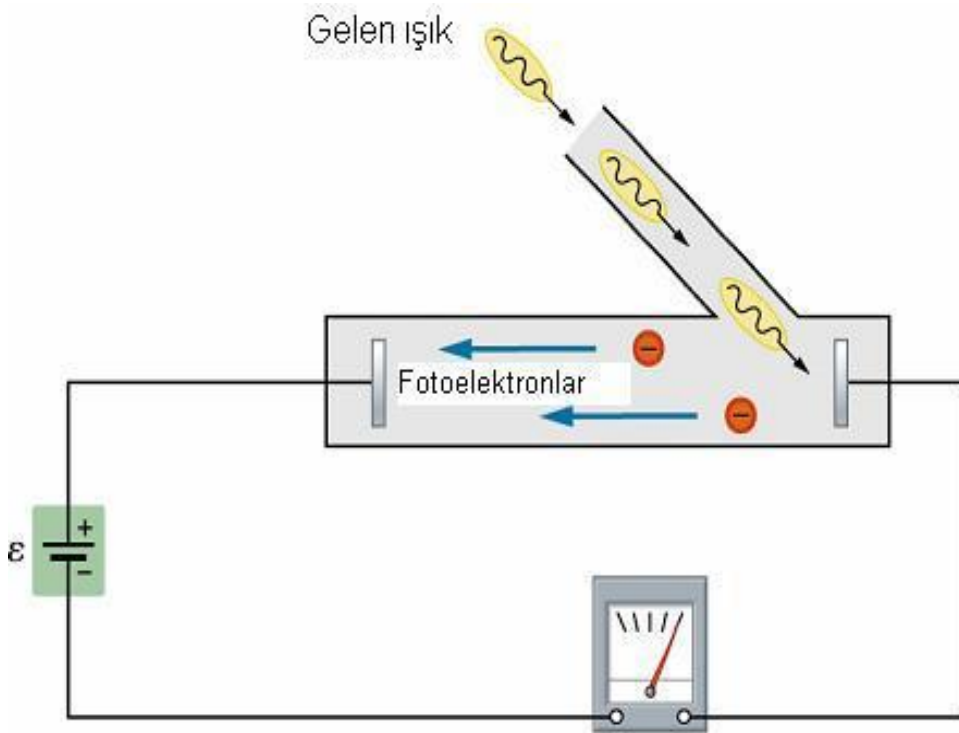
1.5.2.1. Fotoelektrik Olay

1890 yılında Hertz tarafından ilk kez gözlenen bu olayda, temiz bir metal yüzeye düşen ışık ışınları metal yüzeyden elektronların koparak serbest hale geçmesine yol açarlar. Bu metal yüzeyle (katod) başka bir metal (anod) arasına bir potansiyel farkı uygulanırsa galvanometre de bir akım ölçülebilir (Şekil 1.5).

Fotoelektrik olayın, klasik fizikle açıklanması imkânsız olan şu özellikleri sayılabilir:

Yüzeyden elektron kopması ancak, düşen ışığın frekansı bir eşik değerden büyük olduğu zaman başlar.

Salınan elektronların kinetik enerjisi ışığın şiddetinden bağımsız fakat frekansa lineer olarak bağımlıdır.



Şekil 1.5. Fotoelektrik Olayı İncelemek Üzere Hazırlanmış Bir Deney (Bakkal, 2012)

Fotoelektrik olay olabilmesi klasik teoriye göre mümkün, ama gözlenen bu davranışları klasik olarak açıklamak mümkün değildir. Örneğin, ışığın taşıdığı enerji (her elektromagnetik dalga gibi) ışık şiddetiyle orantılıdır. Bu durumda, elektronların kazandığı enerjinin de ışığın şiddetine bağımlı olması beklenirdi. Ayrıca elektron enerjilerinin frekansa bağımlı oluşunu klasik olarak açıklamak mümkün değildir.

Işığın bir dalga olmayıp enerji kuantumu paketlerinden oluştuğu fikri 1905 yılında Einstein tarafından ortaya atıldı. Buna göre, frekansı ν olan bir ışık demeti her biri $E=h\nu$ kadar enerji kuantumu taşıyan fotonlardan oluşur. Bu fotonlardan biri metal yüzeyde soğurulduğunda $h\nu$ kadar enerji bırakır. Bu enerjiyi alan bir elektron yüzeyden kopabilmek için W kadar bir enerji (İş fonksiyonu) harcayarak serbest hale geçebiliyorsa kalan miktar onun kinetik enerjisi olur:

$$\frac{1}{2}mv^2 = h\nu - W \quad (1.21.)$$

$h\nu$ değeri W ’ den küçük olduğunda elektronlar kopamayacağından, eşik frekansının varlığı da böylece açıklanmış olur.

Böylece Einstein ışığın bir dalga olmayıp, parçacık (fotonlar) topluluğu olması gerektiğini ortaya attı. Burada çelişki ile karşılaşılıyor: Newton zamanından beri girişim ve kırınım olayları ışığın dalga karakterinde olması gerektiriyordu. Parçacık yapısındaki enerji kuantumları cinsinden bu olayları açıklamak mümkün değildir.

Daha sonra görüleceği üzere, bu görünürdeki çelişki dalga-parçacık ikilemi olarak bilinir. Burada kısaca açıklarsak, modern yoruma göre her iki karakter de doğrudur. Işık bazı olaylarda dalga, bazı olaylarda parçacık gibi davranır. Ama bir olay sırasında iki karakteri de aynı anda göstermez.

Einstein’ın fotoelektrik formülü daha sonra Millikan tarafından yapılan çok hassas deneylerle doğrulandı.

Planck ışık enerjisinin $h\nu$ nin katları halinde alınıp verildiğini söylemişti. Einstein bir adım daha atarak, ışığın $E=h\nu$ kadar enerjiye sahip parçacıklardan oluştuğunu gösterdi (Karaoğlu, 2003).

1.5.2.2. Compton Saçılımı

Energileri 0.5– 2.0 MeV arasındaki fotonlar hafif elementlerden oluşan ortamlarda soğurulurken Compton saçılımı önem kazanır. Compton saçılımı mekanizması da fotoelektrik olaya benzer ancak burada foton, enerjisinin tümünü elektrona aktarmaz (Tüysüz, 2004). Elektron bağlanma enerjilerinin foton enerjisinden küçük olması halinde “ $h\nu$ ” enerjisiyle yörünge elektronuna çarpan foton, enerjisinin bir kısmını bağ enerjisine harcadıktan sonra geliş doğrultusuyla bir “ θ ” açısı yaparak “ $h\nu'$ ” enerjisiyle saçılır. Bu esnada elektronda geliş doğrultusuna göre bir “ ϕ ” açısı yaparak saçılır. Enerji ve momentum korunum kanununa göre elektronun kinetik enerjisi “ E_e ” gelen ve saçılan foton enerjileri farkına eşittir.

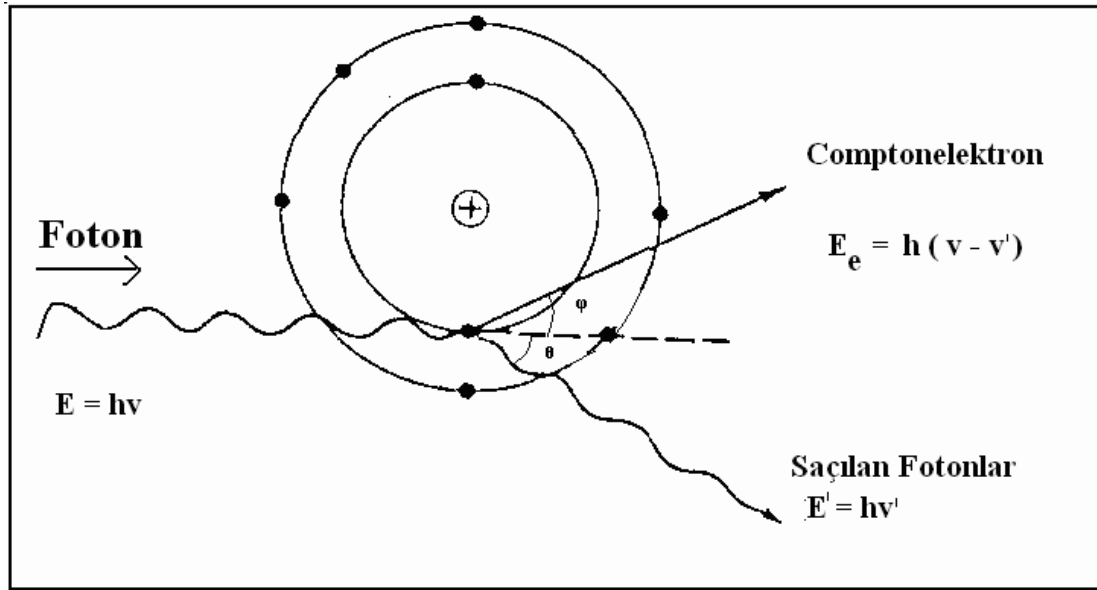
$$E_e = h\nu - h\nu' \quad (1.22.)$$

Saçılan fotonun “ E' ” enerjisi, gelen fotonun $h\nu$ enerjisi ve elektronun E_i bağlanma enerjisi bilinirse

$$E' = h\nu - E_i \quad (1.23.)$$

bağıntısıyla bulunur.

Fotoelektron atomdan saçılarak fırlarken fotonun kendisi de kalan enerjisi ile yolundan sapacak şekilde saçılır. Gelen fotonun enerji ve momentumu saçılan foton ve fırlatılan elektron arasında paylaşılır. Şekil 1.6’ da Compton saçılımı gösterilmiştir (Tüysüz, 2004). Fırlatılan elektronun enerjisi ise gelen ve yayılan fotonların enerjileri arasındaki farka eşittir. Compton saçılımı ile yüksek enerjili fotonlar tamamen absorplanamaz. Bu fotonlar, enerjileri belli bir seviyeye düşene kadar Compton saçılımına uğrarlar. Enerjisi azalmış olan fotonlar ise fotoelektrik olayla enerjilerinin tümünü kaybederek madde tarafından tamamen absorplanırlar (Ayçık, 2008).



Şekil 1.6. Compton Saçılım (Keskin, 2008)

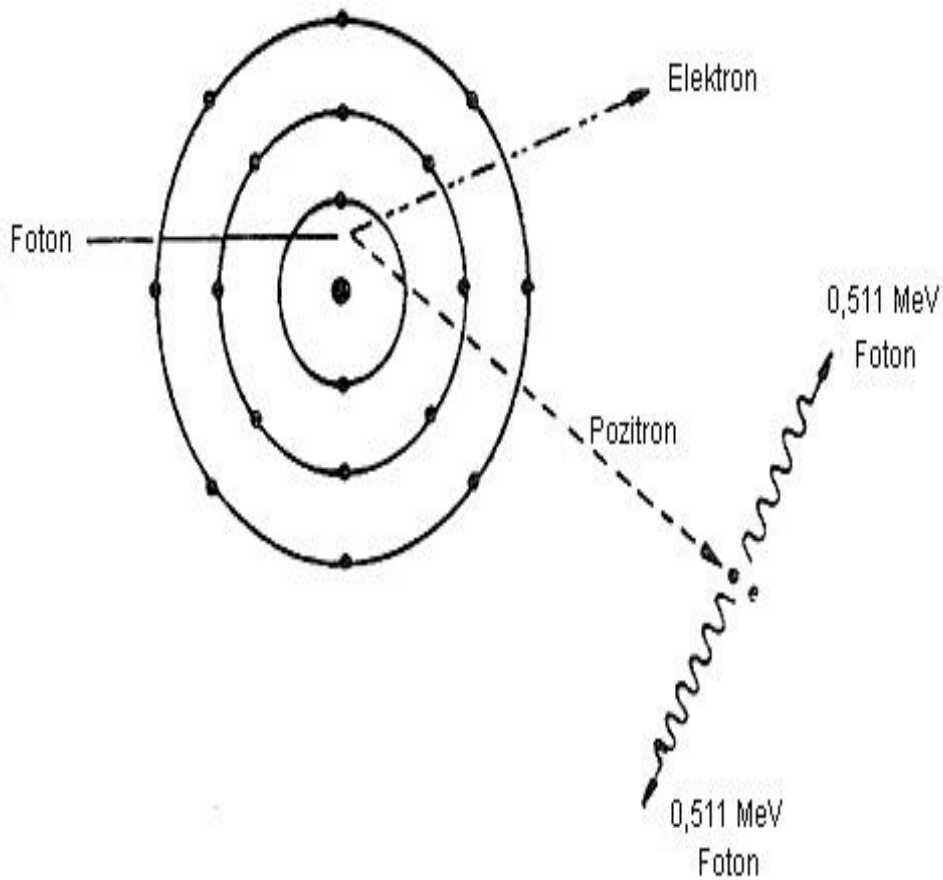
Şekilde foton bir “ θ ” açısıyla, “ $h\nu$ ” enerjisiyle saçılmakta ve elektron bir “ ϕ ” açısı, p moment ve “ E ” kinetik enerjisiyle saçılmaktadır. Gelen ve saçılan fotonların yörüngesine “Saçılma Düzlemi” ad verilir. Bu nedenle saçılan elektronun yörüngesi de, aynı düzlemdedir. Yani üç yörünge de aynı düzlemdedir (Soyberk, 1998).

1.5.2.3. Çift Oluşumu

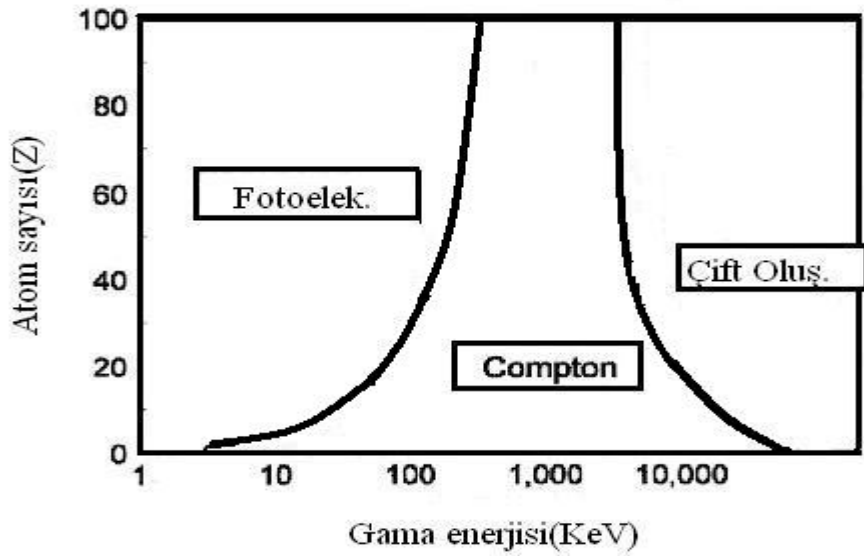
Bir foton kendi $h\nu$ enerjisini kısmen veya tamamen bir elektrona verebilir. Bir fotonun bir elektronla bir pozitron (pozitif elektron) halinde etkileşmesi de mümkündür. Bu süreçte elektromagnetik enerji durgun enerjiye dönüşmektedir. Bir atom çekirdeği yakınında bir elektron pozitron çifti yarattığından (Şekil1.7) hiç bir korunum ilkesi de bozulmuş olmaz. Elektron ($q=-e$) ve pozitronun ($q=+e$) yükleri toplamı sıfırdır, fotonun yükü gibi, elektron ve pozitronun toplam enerjisi, kütle enerjisi dahil, foton enerjisine eşittir ve çekirdek yardımıyla çizgisel momentum korunur. Çekirdek, sürecin oluşumu için yeterli foton momentumunu uzaklaştırır, fakat çok büyük kütlesi nedeniyle, foton enerjisinin yalnızca ihmal edilebilir bir bölümünü alır. (Çift oluşumu boş uzayda meydana gelseydi, enerji ve çizgisel momentumun her ikisi birden korunamazdı, bu nedenle boş uzayda bu olmaz).

Bir elektron veya pozitronun durgun enerjisi m_0c^2 , 0.51 MeV' dir. Bu bakımdan, çift oluşumu en az 1.02 MeV bir foton enerjisini gerektirir. Daha fazla foton enerjisi, elektron ve pozitron için kinetik enerji olur. Maksimum foton dalga boyu 0.012 Å ' dur. Böyle dalga boylarına sahip elektromagnetik dalgalara gama ışınları denir ve doğada radyoaktif çekirdeklerin ışımlarından birisi olarak ve ayrıca kozmik ışınlar içerisinde bulunmaktadır.

Çift oluşumunun karşıtı, bir elektron ve pozitronun yan yana gelerek bir foton çifti yaratmak suretiyle yok olmasıdır. Fotonların doğrultuları, hem enerji, hem de çizgisel momentumun korunmasını sağlayacak şekildedir ve bu nedenle yokolmanın meydana gelmesi için çekirdek veya başka parçacık gerekli değildir (Beiser, 1998-1999).



Şekil 1.7. Çift Oluşumu (Knoll, 2000)



Şekil 1.8. Gelen Gama Işınının Enerjisinin Atom Sayısına Bağlı Olan Grafiği
(Baykal, 2007)

Bu grafikte enerjiye ve atom sayısına bağlı olarak hangi tip gama ısıını etkileşmesinin baskın olduğu gösterilmektedir. Şekil 1.8’ te kullanılan materyalin Z sayısına bağlı olarak, küçük enerjili gama ısıınları için foto elektrik soğurma baskın durumda iken, ortalama olarak 100KeV-10MeV arasında Compton olayının baskın durumda olduğu, 10MeV’ den sonra çift oluşumun baskın olduğu görülmektedir.

1.6. Radyasyon Birimleri

İyonlaştırıcı radyasyonların tüm etkileri radyasyonun geçtiği ortamda meydana getirdiği iyonlaşmaya bağlıdır. İyonlaştırıcı radyasyon miktarının ölçülmesi için her şeyden önce radyasyonun soğurulmalarını ölçebilecek birimlerin bulunması gerekir. Radyasyon miktarını ölçmede çeşitli birimler kullanılır (Bayata, 2007). Bu birimler özellikle, radyasyonun biyolojik etkilerini inceleyen radyolojide önemlidir.

Birçok hastalığın tedavisinde kullanılan radyasyon özellikle kanserin tedavisinde kullanılmakta, biyolojik süreçlerin incelenmesi de radyoaktif izotoplar ile önemli bilgiler elde edilmektedir. Fakat aşırı radyasyon ciddi hastalık ve hatta ölümlere yol açabilir. Bu nedenle radyolojistler ve ısıınlanan hastalar için güvenlik

önlemleri alınması gereklidir. Bu önlemlerin belirlenmesinde kullanılan birimler hem radyasyon miktarını ve hem de biyolojik etkilerini ölçebilmelidir (Gür, 2006).

Uluslararası Radyasyon Birimleri Komisyonu (ICRU) yaptığı çalışmalar sonucunda, aktivite için Curie, ışınlama için Röntgen, absorblanan doz için Rad ve eşdeğer doz için Rem' i radyasyon birimleri olarak tanımlamıştır. MKS sistemini esas alan Uluslararası Birimler Sistemi (International System of Unit, SI)' m kabul edilmesiyle birlikte, ICRU 1971 yılında SI birimlerini tanımlamıştır. Bu kabule göre eski birimlerin yerine yenilerinin kullanılması önerilmiştir. Buna göre ICRU tarafından tanımlanan iyonlaştırıcı radyasyon birimleri ve dönüşüm faktörleri Çizelge 1.8' de verilmiştir.

Çizelge 1.8. İyonlaştırıcı Radyasyon Birimleri Ve Dönüşüm Faktörleri

Büyüklik	SI Birimi ve Sembol	Eski Birim ve Sembol	Dönüşüm Faktörü
Aktivite	Becquerel (Bq)	Curie (Ci)	1 Bq=2,7×10 ⁻¹¹ Ci
İşinlama	Röntgen (C kg ⁻¹)	Röntgen (R)	1 C kg ⁻¹ =3876 R)
Soğurulmuş Doz	Gray (Gy)	Rad (rad)	1 Gy =100 rad
Eşdeğer Doz	Sievert (Sv)	Rem (rem)	1 Sv =100 rem

1.6.1. Aktivite Birimleri

Radyoaktif bir madde bozunma mekanizması sonucunda çevreye radyasyon yayacağından, bu maddenin belli bir zaman aralığındaki bozunma miktarının yani aktivitesinin bilinmesi önemlidir.

Aktivite birimi Becquerel olup saniyede bir bozunma meydana getiren herhangi bir radyoaktif madde miktarı olarak tanımlanmaktadır. Radyoaktivite ölçümlerinde, sıvılar için hacim başına Becquerel (Bq/l), katılar için kütle başına Becquerel (Bq/kg) birimleri kullanılmaktadır. Havadaki radyasyon konsantrasyonu ise Bq/m³ ile ifade edilmektedir (Kürkçüoğlu ve ark., 2009).

Yapay radyoizotopların henüz elde edilmediği senelerde, çok uzun yarı ömürlü bir radyoaktif madde olan radyum standart alınıp radyoaktif madde miktarı

birimi olarak Curie tanımlanmıştır. Bu tanım önce 1 gram radyumun parçalanma hızı, daha sonra 1 gram radyumla dengede olan radon miktarı ve 1930' larda da 1 gram radyumla dengede olan radon gazı miktarında bir saniyedeki bozunma sayısı olarak değiştirilmiştir. Ancak o zamana kadar radyumun atom ağırlığının ve bozunma sabitinin çok hassas tayinleri yapılamamış olduğundan bu tanımın radyumdan bağımsız yapılması fikri oluşmuştur. Bu nedenle Uluslararası standartlar ve Radyoaktivite Birimleri Komisyonu tanımı genişleterek bütün radyonüklitler için, Curie' yi; bir saniyede $3,7 \times 10^{10}$ parçalanma gösteren radyoaktif madde miktarının aktivitesi olarak tanımlamıştır (Gören, 2011).

Ancak Curie çok büyük bir birimdir. Bu nedenle alt birimleri kullanılmaktadır. Curie' nin yaygın olarak kullanılan alt birimleri microcurie ve picocurie' dir. Becquerel ve Curie arasındaki bağıntı şöyledir:

$$1 \text{ Bq} = 1 \text{ bozunma/sn} \quad (1.24.)$$

$$1 \text{ Ci} = 3,7 \times 10^{10} \text{ Bq veya } 1 \text{ Bq} = 2,703 \times 10^{-11} \text{ Ci} \quad (1.25.)$$

$$1 \mu\text{Ci} = 10^{-6} \text{ Ci} = 37000 \text{ bozunma/sn} \quad (1.26.)$$

$$1 \text{ pCi} = 10^{-12} \text{ Ci} = 0,037 \text{ bozunma/sn} \quad (1.27.)$$

$$1 \text{ Bq} = 2,7 \cdot 10^{-11} \text{ Ci} = 27 \text{ pCi} \quad (1.28.)$$

1.6.2. Maruz Kalma Birimi

Maruz kalma (exposure), X-ışını tüpünden radyasyonun çıkış miktarını tanımlamak için kullanılan bir ölçüdür. 1928 yılında tanımlanan ve sadece X-ışınları için geçerli olan röntgen terimi, 1937 yılında X ve γ ışınlarını kapsamak üzere şöyle değiştirilmiştir: Röntgen, normal hava şartlarında (0 °C ve 760 mm Hg basınçta) havanın 1 kg'ında $2,58 \times 10^{-4} \text{ C'}$ luk elektrik yükü dğerinde pozitif ve negatif iyonlar

oluşturan X ve gama radyasyonu miktarıdır. Hava içinden geçen bir radyasyon demetinin meydana getirdiği iyonlaşmanın ölçülmesi temeline dayalı olan röntgen birimi şu şekilde de ifade edilebilir: Röntgen, 0.001293 g hava içinde 1 esyb' lik pozitif veya negatif elektrik yükü taşıyan iyonlar meydana getiren X veya γ radyasyon miktarıdır (Gümü, 2011).

UBS birimlerinde ışınlama birimi olarak Röntgen eşdeğeri karşılığı özel bir ad konmamakla birlikte “Coulomb/kg” kullanılır: 1 Coulomb/kg, normal hava şartlarında (0°C ve 760 mm Hg basıncı) havanın 1 kg'ında 1 Coulombluk elektrik yükü değerinde + ve – iyonlar oluşturan X veya γ radyasyon miktarıdır.

1.6.3. Soğurulma (Absorblanma) Doz Birimi

Absorblanma deyimi radyasyona maruz kalan bir maddenin kütlesine aktarılan enerjiyi tanımlar. Soğurulan doz her ortam ve her türdeki iyonlaştırıcı radyasyonlar için tanımlanmıştır. Bu birim, radyasyon demeti ile birlikte soğurucu maddenin de özelliğini belirtir. SI birim sisteminde soğurulan doz birimi Gray (Gy) olup, Gray, 1 kg' 1k bir maddeye 1 Joule (J)' luk enerji veren herhangi bir iyonlayıcı radyasyonun dozudur.

Soğurulan doz için kullanılan eski birim rad (Roentgen Absorbed Dose)' dır. 1 rad herhangi bir malzemenin 1 gramının 100 erg' lik enerji soğurması olarak tanımlanmıştır. SI birim sisteminde absorblanan doz birimi gray (Gy) olup, 1kg' 1k bir maddeye 1 joule' lük enerji veren herhangi bir iyonlaştırıcı radyasyon dozudur (Krane,1998).

Aslında radyasyonun etkisi biyolojik dokularda olacağından absorbsiyon dozunun biyolojik dokular için bilinmesi gerekir. Hesaplamalar sonucu havada 1 R' lik radyasyona maruz kalan 1g kas dokusuna aktarılan enerjinin 95,6 erg olduğu belirlenmiştir. Buna göre havadaki 1 R' lik radyasyona maruz kalan 1 g dokuda 0,95 Rad' 1k absorblanmış doz meydana gelir (Barış, 2006).

$$1 \text{ Gy} = 1 \text{ J kg}^{-1} \quad (1.29)$$

$$1\text{Gy}=100\text{ rad} \quad (1.30.)$$

$$1\text{rad}=0,01\text{ Gy} \quad (1.31.)$$

1.6.4. Eşdeğer Doz Birimi

Radyasyonun bir sistemde oluşturacağı etki ve değişiklikler soğurulan enerjiye bağlıdır. Ancak biyolojik bir ortamda gözlenen değişimlerde başka faktörlerin de rolü vardır. Öyle ki farklı tip radyasyonlarda soğurulan enerjiler eşit olsa bile bunlardan kaynaklanan biyolojik etkiler farklı olabilir. Yani biyolojik etki sadece soğurulan doza bağlı değildir. Bu gerçekler yeni bir birimin tanımlanmasını gerekli kılmıştır. Bu da rad cinsinden soğurulan dozu, biyolojik etkiyi hesaba katacak bir takım faktörlerle çarparak elde edilir (Gümüş, 2011).

Eşdeğer doz birimi, absorblanmış doz ile kalite faktörünün çarpımına eşittir.

$$\text{Eşdeğer Doz (rem)} = \text{Soğurulan Doz (rad)} \times \text{Çarpanlar}$$

diğer bir ifade ile

$$\text{Rem} = (\text{rad}) \times (\text{WR})^*$$

ifadesi ile bulunur.

Eşdeğer dozun eski birimi rem (Roentgen Equivalent Man)' dir. Yeni birimi ise Joule/kg olup Sievert (Sv) adı verilmiştir (Gollnick, 1988). Sievert ile rem arasındaki ilişki şöyledir;

Sievert (Sv) ; 1 Gy' lik X ve/γ ışını ile aynı biyolojik etkiyi meydana getiren herhangi bir radyasyon miktarıdır. $\text{Sv} = (\text{Gy}) \times (\text{WR})^*$

$$1\text{ Sievert (Sv)} = 1\text{ Joule/kg} \quad (1.32.)$$

$$1\text{ Sv} = 100\text{ rem} \quad (1.33.)$$

(WR)*; “Radyasyon ağırlık faktörü” olarak adlandırılır. Farklı radyasyonların biyolojik etkilerindeki farklılıkları hesaba katmak ve aynı zamanda radyasyondan korunma hesaplarını basitleştirmek için kullanılan bir faktördür (Yaşar, 1999).

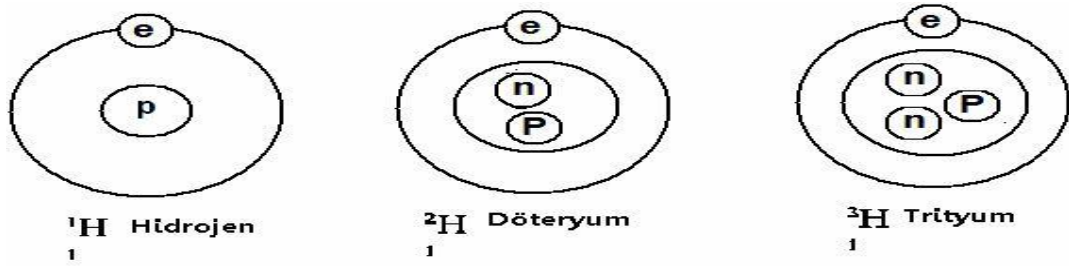
Kalite faktörü, iyonlaştırıcı radyasyonların madde içerisinde geçerken birim yol başına kaybettiği enerjinin bir göstergesidir. Radyasyonun tipine ve enerjisine bağlı bir değerdir. Çizelge 1.9’ da çeşitli radyasyon tipleri için kalite faktörleri verilmiştir.

Çizelge 1.9. Farklı Radyasyon Türleri İçin Kalite Faktörleri (Gür, 1999)

Radyasyon Türü	Kalite Faktörü
X ve Gama Işınları	1
Elektronlar ve Beta Parçacıkları	1
Nötronlar; enerjileri < 10 keV	3
Nötronlar; enerjileri > 10 keV	10
Alfa Parçacıkları	20

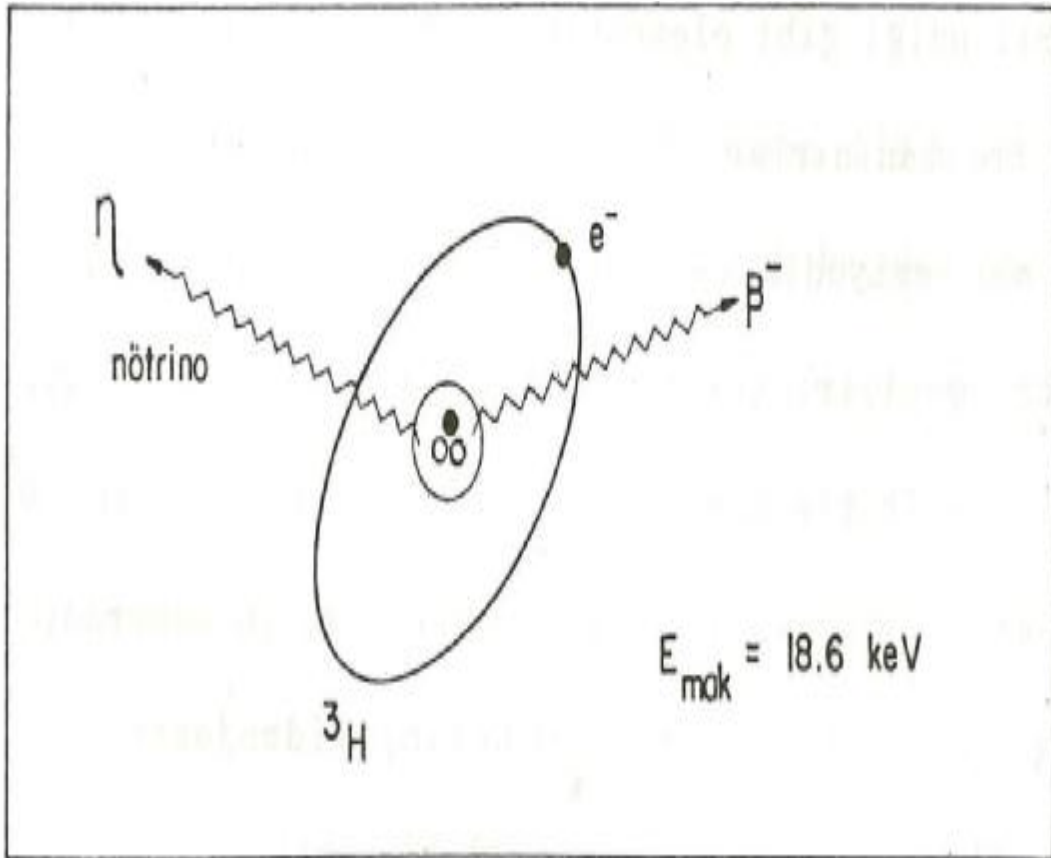
1.7. Trityum ve Özellikleri

Elementler atom çekirdeklerindeki proton sayısı ile tanınırlar. Bu sayı “atom numarası” olarak tarif edilir ve periyodik cetvelde elementlerin sınıflandırılması buna göre yapılır. Çekirdekteki nötron ve proton sayılarının toplamı ise “kütle numarası” olarak adlandırılır. Bir elementin atom numarası aynı fakat farklı kütle numarasına sahip atomlarına “izotop” denir. Örneğin, hidrojenin üç izotopu vardır (Şekil 1.9).



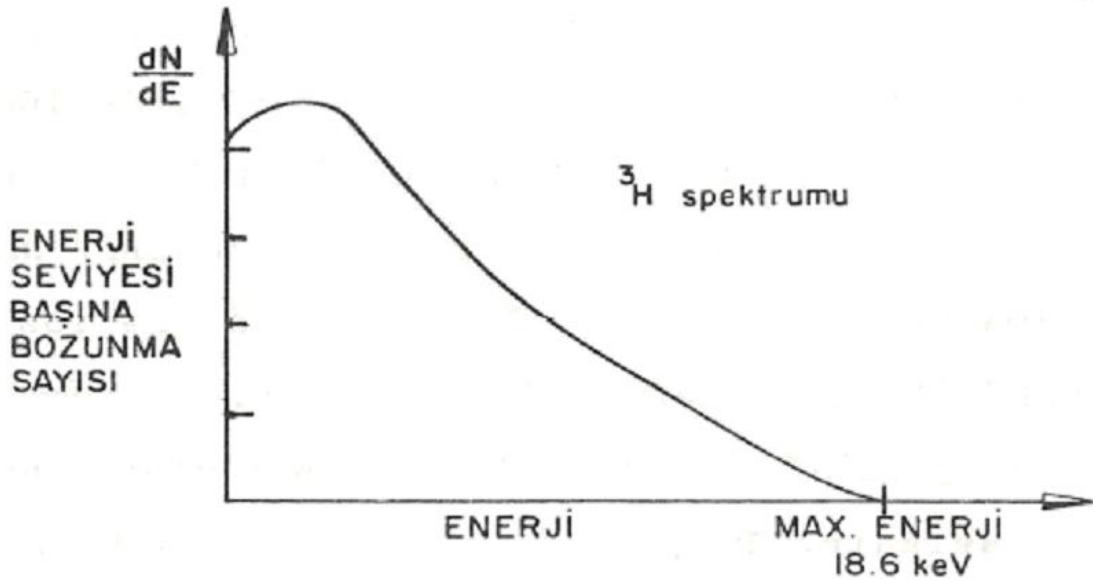
Şekil 1.9. Hidrojenin İzotopları (Altay ve Çifter, 1996)

Üçüncü izotop olan trityum, çekirdeğindeki nötron fazlalığı nedeniyle radyoaktif özellik gösterir, bir beta parçacığı ile bir nötrino (η) yayınlayarak bozunur (Şekil 1.10) ve aşağıdaki bozunma reaksiyonuna göre kararlı ${}^3\text{He}$ atomuna dönüşür.



Şekil 1.10. Trityum' un Radyoaktif Bozunumu (Altay ve Çifter, 1996)

Trityum; fizikçiler Ernest Rutherford, M. L. Oliphant ve Paul Harteck' in 1934' te yapmış oldukları döteryum-döteryum füzyon reaksiyonu sonucunda keşfedilmiştir ($^2\text{H} + ^2\text{H} \rightarrow ^3\text{H} + ^1\text{H} + 4.03 \text{ MeV}$). Trityum' un yarı ömrü 12.35 yıldır. Trityum çekirdeğinden yayınlanan enerjinin maksimum değeri 18.6 keV olup, bu enerji beta parçacığı ile anti nötrino arasında rastgele bölüşülür. Bu nedenle beta parçacıklarının enerjisi 0– 18.6 keV arasında herhangi bir değere sahip olabilir (Şekil 1.11). Dolayısıyla beta spektrumu süreklilik gösterir (Altay ve Çifter, 1996; Portakal ve ark., 1988).



Şekil 1.11. Trityum Beta Spektrumu (Altay ve Çifter, 1996)

Trityum, hidrojenin radyoaktif izotopu olduğundan dolayı kimyasal özellikleri ve doğadaki dağılımı aslında hidrojeninki ile aynı. 1934 yılında, çok hızlı döteryum çekirdeği ile döteryum bileşiklerinin bombardıman edilmesi sırasında nükleer transmutasyon ürünü olarak keşfedildi. Trityumun sembolü ^3H veya T' dir. Çevredeki trityumun büyük bir kısmı suyun içindedir.

Atom ağırlığı, 3,0170' dir. Trityum $-252,5^{\circ}\text{C}$ ' de erir, $-248,12^{\circ}\text{C}$ ' de kaynar, buharlaşma ısısı 333 cal/mol ve sublimasyon ısısı 393 cal /mol' dür. Trityum hidrojenle kıyaslandığı fiziksel ve kimyasal karakteristikleri küçük farklılık gösterir; bu nedenle sudaki hidrojen atomlarının yerini tutabilir.

Trityum atmosferde, hidrojenin 1018 de biri kadar bulunur. Atmosferdeki trityum, kozmik ışınların meydana getirdiği hızlı nötronların protonların veya mezonların azot ile reaksiyonundan meydana gelir. Yeryüzünün mevcut trityum miktarı yaklaşık 1 kg tahmin edilmektedir.

Trityum nükleer reaktörlerde Lityum– 6 izotopunun nötronla bombardımanından elde edilir.



Yine berilyumun siklotronlarla hızlandırılmış döteryum ile bombardımanından da trityum elde edilir.



Sulardaki doğal trityum konsantrasyonu Bq/L ya da trityum birimi (TU) olarak verilir. Trityum konsantrasyonunun Bq-TU ilişkisi, 1 TU = 1 Trityum atomu/ 10^{18} hidrojen atomu = 3.19 pCi/L = 0.11816 Bq/L olarak verilmektedir. Yani, 1×10^{18} hidrojen atomuna karşı bir trityum atomunun bulunması “ 1 trityum birimi (TU)” olarak tanımlanır.

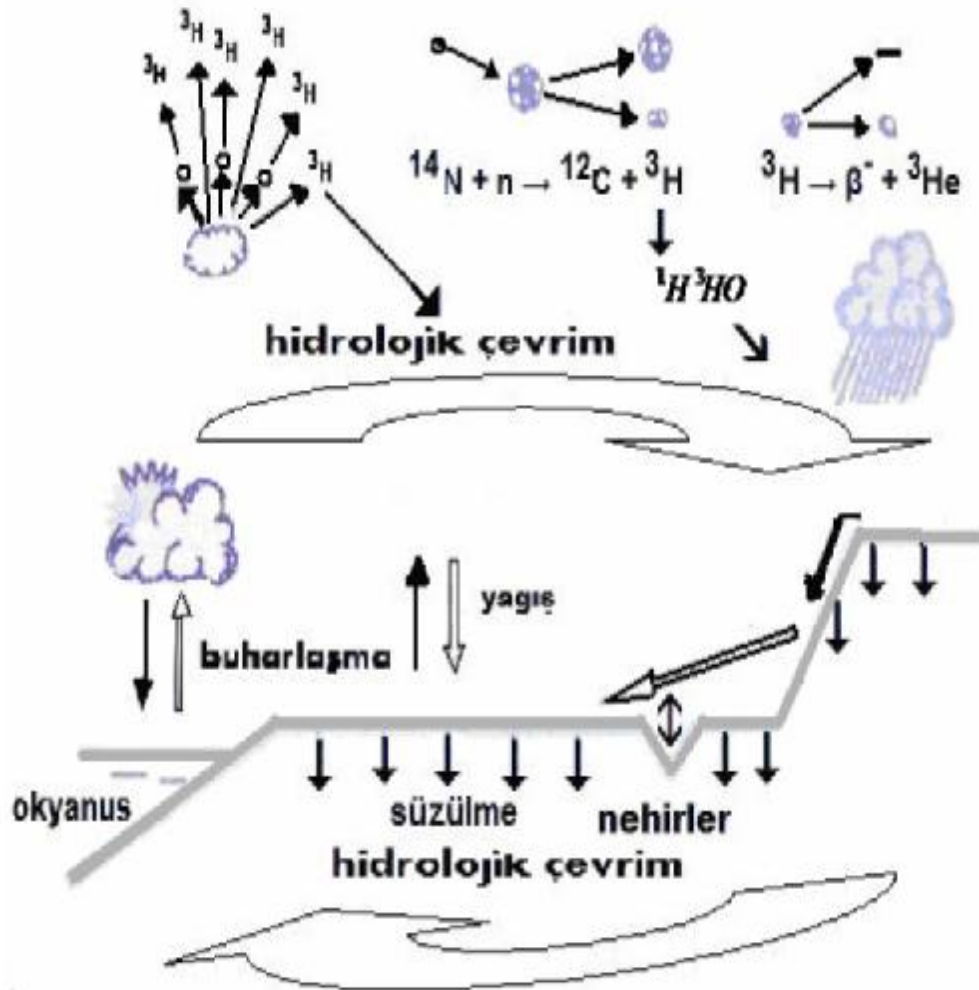
Trityum nükleer bombaların patlamasını başlatan nükleer reaksiyonun başlangıcında kullanılır ve bazı ışıldayan cihazların, boyaların, bina giriş çıkış kapılarının kontrolünü sağlayan cihazların yapısında ve çeşitli bilimsel araştırmalarda kullanılır. Trityum ticari amaçla reaktörlerde üretilir (Portakal ve ark., 1988).

Trityumdan faydalanarak hidrojenlendirme reaksiyonları ve reaksiyon değişimleri gözlenebilir. Trityum ve bileşikleri etiketleme ve izleme deneylerinde kullanılır. Mesela biyokimya çalışmalarında, trityumla etiketlenmiş (damgalanmış, yani bünyesinde trityum bulunan bileşik) hormonlar, gıdalar, ilaçlar kullanılır ve bu maddelerin vücuttaki davranışı takip edilir. Yine suyun hidrokarbonlardaki çözünmesinin tayininde, suyun difüzyonunda, polimerlerin analizinde, kimya

reaksiyonlarının takip ettiği yolu bulmakta trityumla damgalama metodu kullanılır. Stilbene trityum girdirilirse kendi kendine ışıma yapan madde elde edilir. Bir suyun buharlaşma ve yağmur olup yağma zamanını ölçmek için, içinde trityum bulunan su kullanılır (<http://www.nkfu.com/trityum-nedir/>).

Trityum yağışlara iki kaynaktan girerek hidrolojik çevrimde yerini alır ve ‘ çevresel trityum’ olarak adlandırılır. Trityum atmosferin üst tabakalarındaki azot atomlarıyla kozmik nötronların etkileşmesinden doğal olarak oluşur.

Trityum hidrolojik çevrime (Şekil 1.12) gösterildiği gibi $^1\text{H}^3\text{HO}$ şekline yükseltgendikten sonra girer (Mook, 2002).



Şekil 1.12. Trityumun Oluşumu (Top, 2008)



Trityumun atmosferdeki bu doğal oluşum hızının 0,25 atom/cm²s olduğu tahmin edilmektedir. Bu kaynağın yağışlara verdiği trityum konsantrasyonu, coğrafi konuma bağlı olarak değişmektedir. 1952– 1962 yılları arasında yapılan termonükleer denemelerle atmosfere yüksek miktarda trityum enjekte edilmiştir.

Kuzey yarım kürenin stratosfer tabakasına enjekte edilen yüksek miktardaki trityumun aşamalı olarak troposfer tabakasına geçmesiyle 1953 yılından sonraki yağışların trityum konsantrasyonunda artış gözlenmiştir. Uluslar arası Atom Enerji Ajansı (IAEA) ve Dünya Meteoroloji Organizasyonu işbirliği ile yağışlardaki izotop kompozisyonunu belirlemek amacıyla kurulan meteoroloji istasyonlarından en fazla kaydı bulunan Kanada’ nın Ottawa Meteoroloji istasyonundan toplanan yağış numunelerinde yapılan trityum analiz sonuçlarından bu artışı görmek mümkündür (Altay ve Çifter, 1996).

Günümüzde trityum nükleer reaktörlerde uranyum fisyonunun yan ürünü olarak üretilir. Trityum, döteryumla tepkimeye girerek füzyon reaksiyonu oluşturur. Döteryum ve trityum gibi hafif hidrojen radyoizotoplarının yüksek sıcaklıklarda kaynaşarak, çok daha ağır atomlara sahip helyuma dönüşmesiyle büyük miktarda enerji açığa çıkar. Bu enerjiyi açığa çıkaran silah, hidrojen bombasıdır. Gerekli yüksek sıcaklık fizyon (atom bombası) vasıtasıyla elde edilir.

Yağışlardaki trityum konsantrasyonu aşağıdaki etkiler altında değişmektedir:

Trityum konsantrasyonundaki maksimum değer, bahar ve yaz aylarına ait yağışlarda gözlemlenmektedir. Bu olay “ bahar enjeksiyonu” olarak adlandırılır. Kuzey yarım küredeki yağışların trityum konsantrasyonu genellikle Haziran aylarında, Güney yarım kürede ise Eylül aylarında maksimum değere ulaşır.

Karasal bölgelerdeki yağışların trityum konsantrasyonu okyanus bölgelerinkinden daha yüksektir. Bunun nedeni, okyanuslardan oluşan su buharının daha soğuk olan kara üzerine hareketleri esnasında ardı ardına yoğunlaşması neticesinde oluşan yağmurların ağır izotop içeriklerinin kendisini oluşturan atmosferik buhara göre zenginleşmesine karşılık kendisinden önceki yağışlara göre ağır izotop bakımından fakirleşmesidir

Trityum konsantrasyonu coğrafi enlem dereceleri ile değişir. Stratosferden troposfere doğru olan trityum enjeksiyonunun kutup bölgelerinde daha yoğun olması nedeniyle trityum konsantrasyonu Güney yarım küredeki nazaran daha fazladır. Bunun nedeni Kuzey yarım kürede denizlerin alanının karaların alanına oranının güney yarım küredekinden küçük olması ve nükleer denemelerin daha çok Kuzey yarım kürede yapılmış olmasıdır (Altay ve Çifter, 1996).

Trityum değeri, $TU < 1$ olan sular en az 50 yıllık suları temsil ettiği düşünülebilir. (1950' lerdeki bomba denemelerinden üretilen trityum' dan etkilenen söylenebilir, premodern sular). Trityum değeri, $TU \approx 3$ olan sular 30– 40 yıllık sular olarak düşünülebilir. Trityum değeri, $TU = 1– 8$ arasında olan sular güncel ve eski sular karışımı olarak düşünülebilir. Trityum değeri, $TU = 9– 18$ arasında olan sular güncel sular ve trityum değeri, $TU = 19– 28$ arasında olan sular da termonükleer etkileşimlerden çokça etkilenen sular olarak ifade edilebilir (Genç, 2011).

Trityumun çevrede davranışı, değişik sistemler arasında transferi ve insana geçişi ile ilgili çeşitli araştırmalar yapılmıştır. Trityum su ve süt gibi sıvı gıdalarla alınarak bütün vücutta dolaşım sağlayabilir, havadan gaz formu solunumla alınabilir ve ayrıca deriden soğurulabilir. Trityumun biyolojik yarı ömrü 12 gündür. İnsan sağlığı açısından, gaz halinde suda çözünürlüğünün az olması nedeniyle daha az zararlı olduğu, içinde $10^{-6} \mu\text{Ci}/\text{cm}^3$ trityum bulunan havanın bir hafta içinde 48 saat teneffüs edildiğinde insan vücudunda yaklaşık 200 μCi trityum biriktiği ispatlanmıştır. Yapılan deneyler trityumun hayvan karaciğer hücrelerinde aberasyona, kemik iliği hücrelerinde sitolojik zararlı etkiye neden olduğunu, DNA sentezini yavaşlattığını ve çeşitli doku hücrelerinde ölümlere neden olduğunu ortaya koymuştur. Kansere yol açar ancak diğer radyonüklidlere göre daha az tehlikeli radyonükliddir; çünkü zayıf beta yayınlar ve vücudu erken terk eder. Herkes doğada var olan az miktarda trityuma maruz kalmaktadır (Portakal ve ark., 1988).

1.8. Radyasyonun Ölçüm Yöntemleri

1.8.1. Gazlı Sayaçlar

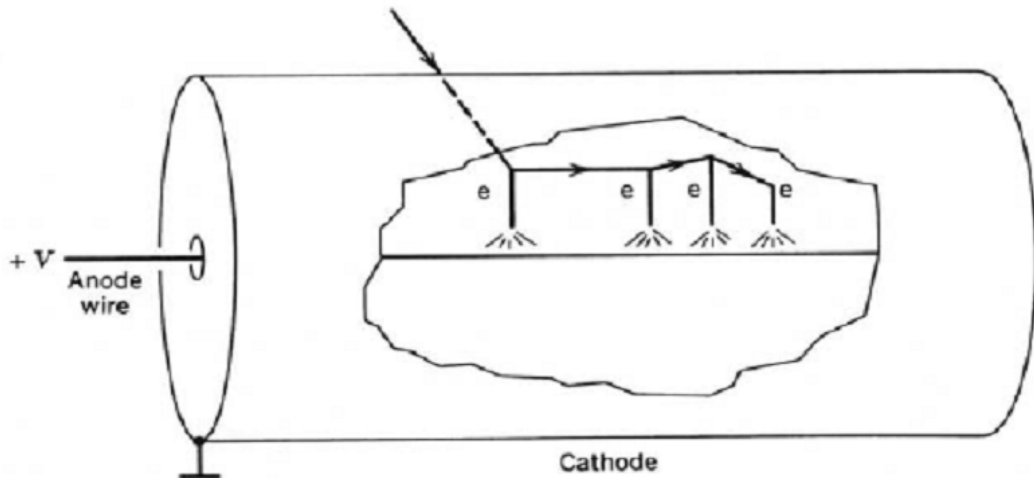
Nükleer radyasyon dedektörlerinin pek çoğu, dedektöre gelen radyasyonun oluşturduğu iyonları (veya elektronları) ayırmak için bir elektrik alan kullanır. En basit tipte bir dedektör iyonlaşma odasıdır. Bunlar, plakalarının arasına gaz (daha çok hava) doldurulmuş paralel düzlem kondansatörlerdir. Plakalar arasındaki elektrik alan, iyonların elektronlarla tekrar birleşmesini engeller. Elektron bulutu pozitif potansiyelde tutulan plakaya doğru sürüklenirken, pozitif yüklü iyonlar da diğer plakaya doğru sürüklenirler. Havada bir iyon üretmek için gerekli ortalama enerji yaklaşık olarak 34 eV' dir; böylece 1-MeV' lik radyasyon en çok 3×10^4 civarında iyon ve elektron üretir. Orta büyüklükte bir oda (örneğin plakaların arası 1 cm olan 10×10 cm boyutlarında) için sığa $8,9 \times 10^{-12}$ F ve oluşan voltaj pulsları yaklaşık olarak,

$$\frac{(3 \times 10^4 \text{ iyon})(1,6 \times 10^{-19} \text{ C / iyon})}{8,9 \times 10^{-12} \text{ F}} \cong 0,5 \text{ mV} \quad (1.38.)$$

dir. Bu, nispeten küçük sinyaldir. Analizden önce, standart elektronik düzeneklerle yükseltilmelidir (10^4 çarpanı kadar).

Sinyalin genliği, oluşan iyonların sayısı ile orantılıdır (ve dolayısıyla radyasyonun biriktirdiği enerji ile) ve plakalar arasındaki voltajdan bağımsızdır. Uygulanan voltaj, elektrotlar arasında sürüklenen iyon ve elektron bulutunun hızlarını belirler. Tipik bir voltaj değeri kabaca 100 V' dir, iyonlar yaklaşık olarak 1m/s hızlarla hareket ederler ve 1 cm' lik odayı 0,01 s' de geçerler. (Elektronlar daha hareketlidirler ve yaklaşık 1000 kat daha hızlı hareket ederler). Nükleer sayma standartlarına göre bu süre son derece uzun bir zamandır, (aktifliği 1 μ Ci olan zayıf bir radyoaktif kaynak her 30 μ s de ortalama 1 bozunma verir) ve bu nedenle iyon odaları her pulsu saymada kullanılamaz. Radyasyon monitörü olarak geniş bir

kullanım alanı bulur ve pek çok ticari radyasyon monitörleri gerçekte iyon odalandır. Radyasyon şiddeti, sayacın cevap süresi esnasında pek çok radyasyonun etkileşmesini gösteren akım olarak kaydedilir. Çıkış akımı hem kaynağın aktifliği ile hem radyasyonların enerjisi ile orantılıdır. Daha yüksek enerjili radyasyonlar daha çok iyonlaşmaya ve dolayısıyla daha büyük bir tepkimeye neden olur.



Şekil 1.13. Bir Silindirik Orantılı Sayaç Geometrisi (Krane, 2001)

Bir gazlı dedektörü her pulsu gözlemek için kullanmak istersek pulsar önemli derecede yükseltilmelidir. Bunu yapmanın yollarından birisi voltajı daha fazla artırmaktır, genellikle 1000 V kadar. Daha büyük elektrik alan, iyonlaştırma işlemi sonucunda çıkan elektronları daha çok hızlandırır ve gaz atomlarıyla daha çok elastik çarpışmalar yaparak sürüklenen elektronlar bu kez elastik olmayan çarpışmalar yapmak için yeterli enerjiyi kazanabilirler ve hatta yeni iyonlaşmış atomlar üretebilirler. İkincil iyonlaştırma üretimi ile gerçekleşen hızlı yükselmeye Townsend Çıığı denir. Her birincil iyon için çok sayıda ($10^3 - 10^5$) ikincil olay olmasına rağmen, sayaç daima, ikincil olayların sayısı ilk olayların sayısı ile orantılı olacak şekilde çalışır. Bu yüzden bu sayaçlara orantılı sayaç denir.

Bir orantılı sayacın geometrisi genellikle Şekil 1.13' de gösterildiği gibi silindriktir. Bu geometride bir r yarıçapındaki elektrik alan,

$$E(r) = \frac{V}{r \ln(b/a)} \quad (1.39.)$$

dır, burada b, katodun iç yarıçapı ve , a anot telinin dış yarıçapıdır. Çığların anot telinin yakınındaki yüksek alan bölgesinde oluşacakları açıktır. Ancak bu bölge sayaç hacminin çok küçük bir kısmıdır. İlk iyonların çoğu bu merkezi bölgeden uzakta meydana gelir, elektronlar çığ oluşturma işlemine başlayınca kadar yavaşça sürüklenirler. (Yüksek alan bölgesinde meydana gelen bir birincil olay, biraz daha küçük bir çoğalma çarpanına sahip olacaktır, çünkü çok fazla sayıda çarpışma yapma şansına sahip değildir.) Orantılı sayacın çıkış sinyalleri esas olarak çok hızlı oluşan çığ işleminden kaynaklandığı için, bu süre birincil iyonların oluşturduğu noktadan çığın olduğu anot telinin civarına kadar birincil elektronların sürüklenme zamanı ile belirlenir. Bu zaman μs mertebesinde ve sayaç, $10^6/s$ mertebesinde sayma hızındaki bir puls modunda çalıştırılabilir.

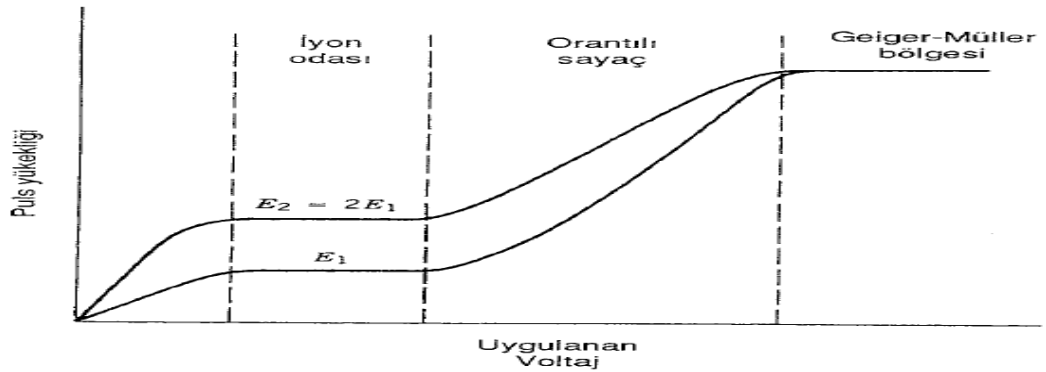
Eğer elektrik alan daha büyük değerlere çıkarılırsa ikincil çığlar oluşur. Bunları ilk çığdaki uyarılmış atomlar tarafından yayınlanan fotonlar başlatır. Bu fotonlar birincil çığın olduğu bölgeye göre biraz daha uzakta hareket ederler ve hemen hemen tüpün tamamı işleme katılmış olur. Yükseltme çarpanı 10^{10} kadardır. Bütün tüp her olay için işleme katıldığından orijinal radyasyon enerjisi hakkında tam bilgi mevcut değildir, gelen tüm radyasyonlar özdeş çıkış pulsları üretirler. Bu çalışma bölgesine Geiger-Müller bölgesi denir ve sayaçlar bu ilkeye dayandıkları için Geiger sayacı olarak adlandırılırlar. Geiger sayaçları portatif radyasyon monitörleridir.

Bir Geiger sayacının çıkış sinyalleri pek çok çığ işlemi sonucu birikmiş elektronları içerir; bu sinyal 1 V civarındadır ve genellikle daha fazla yükselme gerekli değildir. Elektronların birikme süresi 10^{-6} s kadardır. Bu süre içinde pozitif iyonlar çığ bölgesinden çok uzağa gidemezler. Böylece anot teli civarı pozitif yüklü iyon bulutuyla çevrilir. Bu bulut elektrik alan şiddetini düşürür ve sonunda çığ işlemi durur.

Pozitif iyonların katoda sürüklenmeleri ve nötralize olmalarıyla çevrim tamamlanır (10^{-4} - 10^{-3} s içinde), fakat bu süredeki hareketleri esnasında iyonlar

hızlanırlar ve katotdan elektron sökebilecek kadar yeterli enerji kazanabilirler ve işlem tekrar başlamış olur. (Geiger tübündeki çoğalan α işleminin doğasından dolayı çıkış pulsunu yaratan tek bir elektrondur.) Sürekli artıştan korunmak için tüpe 2. bir tür gaz eklenir, buna söndürücü gaz denir. Söndürücü gaz genellikle etanol gibi kompleks organik moleküldür; ilk konulan gaz ise argon gibi basit moleküllü bir gazdır. Tipik bir karışım % 90 argon ve % 10 etanoldür. Çoğunluğuna argon gazının içerdiği yükler (+) katoda doğru sürüklenmeye başlarlar. Söndürücü gaz atomlarıyla yaptıkları çarpışmalar sonucunda bir elektronun transfer edilmesiyle, argon nötr hale geçer ve iyonlaşan etanol katoda doğru sürüklenmeye başlar ve katoda ulaştığında nötr hale geçer. Daha önce katotdan bir elektron koparmak için harcanan enerji şimdi molekülün ayrışması için soğurulabilir. Söndürücü gaz böylece yavaş yavaş kullanılıp bitirilir. Yani bir Geiger tüpü periyodik olarak değiştirilmelidir.

Bazı Geiger tüpleri de söndürücü gaz olarak halojenler kullanılarak yapılır. Bu, ayrılmış moleküllerin tekrar bir araya gelmesi için tüpü yenileme gereksinimi ortadan kaldırır. Gazlı sayaçların çalışma bölgeleri Şekil 1.14' de özetlenmiştir. Uygulanan düşük voltajlarda birincil elektron ve iyonlar tekrar birleşebilirler. V arttıkça iyon odasına bölgesine ulaşılır: buradaki çıkış pulsları radyasyon tarafından üretilen birincil iyonlaşma ve radyasyon enerjisi ile orantılıdır, fakat V' den bağımsızdır. Orantılı bölgede, analizi daha kolay hale getirmek için, puls genliği V ile artar, fakat çıkış pulsları yine, iyonlaşma ile oluşan radyasyon enerjisi ile orantılıdır. Son olarak, Geiger platosuna ulaşılır. Burada tüm radyasyonlar aynı çıkış pulslarını verirler, başlangıçtaki iyonlaşmanın miktarına veya ısıtım enerjisine bağlı değildir (Krane, 2001).



Şekil 1.14. Farklı Gazla Doldurulmuş Sayaçlar Tarafından Meydana Getirilen Puls Yükseklikleri (Krane, 2001)

1.8.2. Sintilasyon Dedektörleri

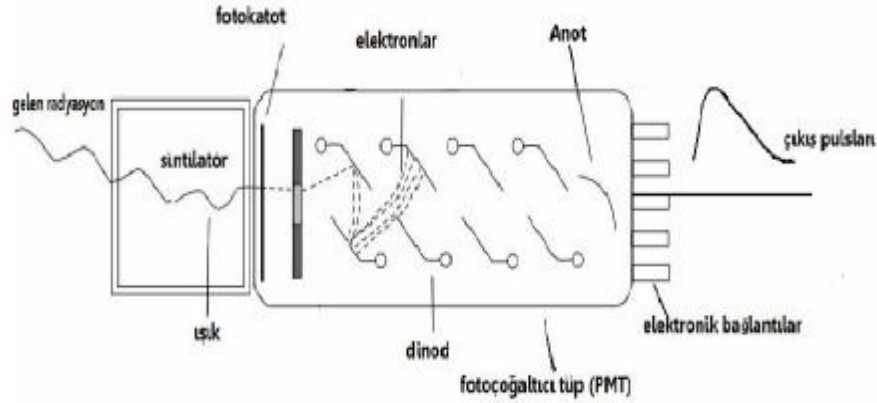
Gazlı sayaçların, nükleer fiziğin ilgilendiği pek çok radyasyon için elverişsiz tarafı düşük verimli olmalarıdır -1 MeV' lik γ ışınlarının havadaki menzili 100 m civarındadır. Büyük yoğunluğu sahip katı dedektörler, uygun boyutlarda olduğu zaman, uygun soğurma olasılıkları verirler. Ancak iyi çalışabilir bir katı dedektör yapmak için, birbirleriyle çelişen iki kritik şartın sağlanması gerekir:

Elektron ve iyonların yeteri kadar birikip elektronik pulsların oluşabilmesi için yüksek elektrik alana dayanabilecek dedektör materyaline ihtiyaç vardır. Radyasyon olmadığında az veya hiç akım geçmemelidir, böylece tabansayım gürültüleri küçük olacaktır.

Elektronlar, gönderiler radyasyonla ile, atomdan kolayca ve çok sayıda koparılabilir. Elektronlar ve ilk iyonlaşan atomlar materyal boyunca kolayca hareket edebilmelidirler. (Gerçekte, iyonların kendileri katı içinde hareket etmezler: bunun yerine elektronik boşluklar veya “deşik” ler bir atomdan diğerine geçen ardışık elektronlar tarafından doldurulurlar, böylece “deşik” hareket ediyormuş gibi görünür.) Birinci şart, yalıtkan bir materyal seçimini gerektirirken, ikinci şart bir iletken kullanımını önermektedir. Bu iki şartın bir yarı iletken ile sağlanacağı açıktır.

Uygun bir radyasyon dedektörü yapmak için yeteri kadar büyük boyutlarda yarı iletken materyal 1960' lara sonlarına kadar elde edilmedi. Nükleer

spektroskopideki ihtiyaçlara cevap verebilecek yüksek verimli ve uygun çözme gücüne sahip aletler, sintilasyon sayaçları 1950’ lerde geliştirilmiştir.



Şekil 1.15. Sintilasyon Dedektöründeki Temel İşlemler (Xiaolin, 2008)

Sintilasyon sayaçları materyal seçimindeki ikileme şöyle çözer: İyonlaşma sonucu oluşan elektronlar elektronik pulsarla oluşan elektronlarla aynı değildir. İyonlaşma elektronuyla puls elektronları arasında bir aracı vardır, bu ışıktır. İşlemin tamamı Şekil 1.15 incelenerek anlaşılabilir.

Bu işlemler sırasıyla aşağıdaki gibidir:

Gelen radyasyon dedektöre girer ve etkileşmeler yaparak atomları uyarır.

Uyarılmış durumlar hızla, görünür bölgede (veya görünür bölgeye yakın) ışık yayımlarlar.

Işık foto duyarlı yüzeye çarparak foton başına en çok bir elektron salınmasına neden olur.

Bu ikincil elektronlar fotoçoğaltıcı tüpte çoğaltılır, hızlandırılır ve çıkış pulsarı şekline dönüştürülür (Krane, 2001).

Beta parçacıkları gibi yüklü parçacıklar, geçtikleri ortamın atomlarıyla etkileşerek enerjilerini ısı, iyonlaşma ve uyarılmayla kaybederler. Başka bir deyişle, beta enerjisi geçtikleri ortamın atomlarına aktarılır (soğurma). Cisimlerin enerji soğurduktan sonra görünür ışık bölgesinde veya ona yakın bölgede foton adı verilen ışık partikülleri çıkarmasına “ lüminesans’ ’ denir.

Bu olayın esası kısaca şöyle açıklanabilir: Katı veya sıvı ortamdan geçen yüklü parçacıklar ortamın atomlarını uyarır. Uyarılan atomlar tekrar taban seviyelerine dönerken ışık fotonları verirler. Uyarılmış atom sayısı ortam içinde yüklü parçacığın kaybettiği enerjiyle orantılı olup foton sayısı da bu enerjiyle orantılıdır. Taban durumuna geçerken meydana gelen bu lüminesans olayı floresans, fosforesans ve geç floresans şeklinde olmaktadır. Uyarılma esnasında 10^{-8} saniye içerisinde ışık salınması oluyorsa bu olaya ‘ ’ floresans’ ışık salınması uyarılma kesildikten sonra oluyorsa bu olaya da ‘ ’ fosforesans’ ’ denir. Fosforesans süresi mikro saniye ile saat arasında lüminesan maddenin cinsine göre değişir.

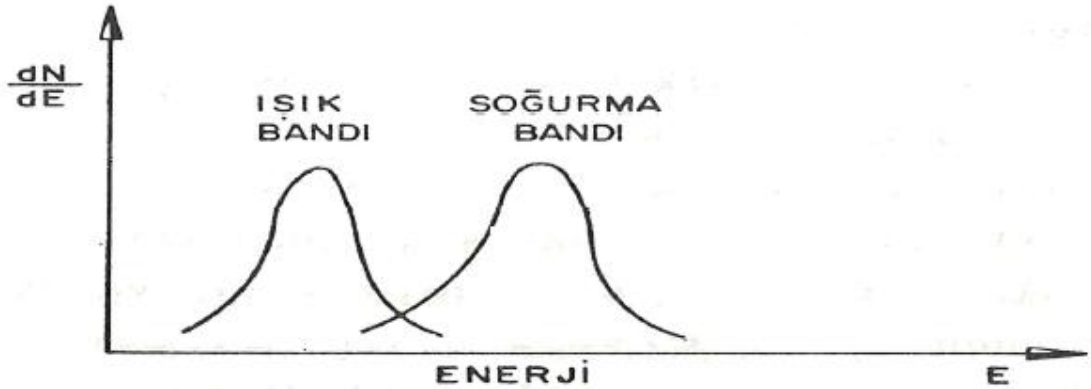
Basit uyarılmış durumdan taban durumuna geçişte salınan ışık floresans şeklindedir. Daha karmaşık uyarılma şekli olan triplet uyarılmada ise fosforesana meydana gelir. Ancak, Kuantum Mekaniğine göre bu durumdan taban durumuna doğrudan geçiş zor olduğundan fosforesans olayına seyrek rastlanır. Triplet durumunda uyarılmış atomun bu seviyede kalma süresi uzun olup uyarılmış atom önce basit uyarılmış duruma geçmekte ve sonra taban seviyesine inmektedir. Bu çeşit taban duruma geçişlerde geç floresans görülür (Altay ve Çifter, 1996).

1.8.2.1. Sintilatörler

Üzerine bir tek yüklü parçacık, X-ışını veya γ -ışını çarptığı zaman, gözle görülen bölgede veya ona yakın bölgede ışık yayınlayan sodyum iyodür, sezyum iyodür, antrasen, naftalin ve fenantrinin gibi maddelere (kristal veya amorf maddeler) sintilatör denir.

İdeal bir sintilatör; parçacıkların kinetik enerjilerini yüksek sintilasyon verimi ile algılanabilir ışığa çevirmeli, lüminesans süresi hızlı pulsların üretilmesi için kısa olmalı, iyi bir optik kalitesinde olmalı ve boyutu dedektör için uygun büyüklükte olmalıdır (Top, 2008).

Sintilatörler, soğurma ve ışık bantlarıyla nitelendirilirler (Şekil 1.16). Sintilatörden ışık şeklinde yayınlanan enerji, soğrulan enerjiden düşüktür. Bu yüzden ışık bandı soğurma bandının gerisinde yer alır.



Şekil 1.16. Sintilatörün Işık Ve Soğurma Bandı (Altay ve Çifter, 1996)

Sintilatör de oluşan ışık, ışığa duyarlı bir yüzeye çarptırılarak (foto-katot yüzey) ışık enerjisi fotoelektronlara dönüştürülür. Fotoelektrik madde soğurma bandı maksimum değeri, sintilatörün ışık bandının maksimum değerine (fotoelektrik olay gereğince) uyması lazımdır. Bu maksimum değerler eşitlenmediği zaman, bu eşitlik sintilatöre başka maddeler katılarak sağlanır. Sıvı sintilatörlerde aktivatör olarak en fazla PPO ve POPOP gibi maddeler kullanılır (Altay ve Çifter, 1996).

İyi bir dedektörün sintilatör materyalinde aranılan özellikler, şeffaflık, büyük boyutlarda kullanılabilirlik ve yüksek miktarda foton yayınlayabilme şeklinde sıralanabilir.

Sintilatörler genel olarak birincil ve ikincil sintilatörler olmak üzere iki gruba ayrılırlar. Çözelti hacminin %0,3-1' inde yer alan birincil sintilatörler, yakalanan enerjinin ışık yayılımına dönüştürülmesini sağlamaktadır. Yayılan ışık, fotoçoğaltıcı tüpün (PMT) özellikleri ile her zaman eşleşmediği için, ikincil sintilatörler veya diğer bir adıyla “dalga boyu düzenleyiciler” kullanılır. İkincil sintilatör, fotonları soğurur ve dalga boylarını, fotoçoğaltıcı tüpün tepki alanına yönelik uygun hale getirmek için kaydırır. Geçirgenliği sağlamak için tek kristale gerek vardır; kristal yüzeyindeki yansımalar ve soğurmalar çok kristalli sintilatörü kullanışsız hale getirir (Top, 2008).

Sintilatörler;

- İnorganik sintilatörler ,

- Organik sintilatörler,
- Gazlı sintilatörler olmak üzere üç çeşittir .

Bir sintilatörün çalışmasını anlamak için, enerjinin soğurularak, elektronların uyarılmış durumlara çıkmasıyla ilgili mekanizmayı göz önüne almamız gerekir Işık çıktısının büyüklüğü ve yayılan ışığın dalga boyu, her sintilatörün en önemli iki özelliğidir. Işık çıktısı, foto çoğaltıcı tüpün girdisinde üretilen foto elektronların sayısını etkilemektedir. Numune hacminin azaltılması bu sinyallerin azalması anlamına gelir. Sintilatörü uygun foto çoğaltıcı tüple eşleştirmek için dalga boyu hakkındaki bilgi gereklidir. Sintilatörün ışık çıktısı sıcaklığa bağlı olarak değişiklik gösterir (Tsoulfanidis,1995).

1.8.2.1.(1). İnorganik Sintilatörler

İnorganik sintilatörlerden en yaygın kullanılanı bir alkali halojenürün tek kristali olan NaI kristalidir. Geçirgenliği sağlamak için tek kristale gerek vardır; kristal yüzeyindeki yansımalar ve soğurulmalar çok kristalli sintilatörü kullanışsız hale getirir. Kristaldeki atomların birlikte etkileşimleri enerji bant serilerinde kesikli enerji seviyelerine sebep olurlar. En yüksek iki bant değerlik bandı ve iletim bandıdır. NaI gibi yalıtkan bir materyalde değerlik bandı genellikle dolu, iletim bandı ise bostur. Gelen radyasyon bir elektronu enerji aralığını atlatarak iletim bandına uyarabilir. Elektron, enerjisini foton yayınlayarak kaybeder ve değerlik bandına geri döner.

Foton yayınlanma olasılığını artırmak ve ışığın kendisinin soğurulmasını azaltmak için kristale aktivatör denen küçük miktarda safsızlıklar ilave edilir. En çok kullanılan aktivatörlerden biri Talyum' dur ve böyle bir detektör NaI(Tl) şeklinde gösterilir.

NaI(Tl) Sintilatörleri: NaI(Tl) kristali, X-ışınları ve gamma-ışınlarının deteksiyonunda oldukça fazla kullanılmaktadır. Bu kristal ekonomik olmasının yanında iyi bir gamma-ışını çözünürlüğü sağlar ve çok iyi bir enerji ayırma gücüne sahiptir. 2'x2' boyutlarında bir kristal kullanılarak 137Cs' nin 662 keV' lik gamma

ısını için %8 oranında bir enerji ayrımı elde etmek mümkündür. NaI(Tl) sintilatöründe iyodun yüksek atom numarasına sahip olması, foton soğurulma ihtimalini artırır ve gamma-ısını deteksiyonunda yüksek verim elde edilmesini sağlar.

CsI(Tl) ve CsI(Na) Sintilatörleri: Sintilasyon materyali olarak tercih edilen bir diğer alkali halojenür de sezyum iyodürdür. Aktivatör olarak sodyum ya da talyumun kullanıldığı ticari ürünleri mevcuttur. CsI bu iki aktivatörün kullanıldığı durumlarda farklı sintilatör özellikleri gösterir. CsI, NaI ile karşılaştırıldığında oldukça yüksek gamma-ısını absorpsiyonu verir. Bu durum uygulamalarda oldukça önemlidir. NaI' dan daha az kılgan olduğu için sallanma ve sok gibi birçok şarta dayanıklıdır.

ZnS(Ag) Sintilatörleri: Gümüş aktive edilmiş çinko sülfür, eski bir inorganik sintilatördür. NaI(Tl) sintilatörleri ile karşılaştırıldığında çok yüksek bir sintilasyon verimine sahiptir. Fakat yalnızca polikristal toz olarak mevcuttur. Bu nedenle alfa tanecikleri ve diğer ağır iyon deteksiyonlarında kullanılan ince ekranlarda bu sintilatörlerin kullanımı sınırlıdır. Yaklaşık 25 mg/cm^2 ' den daha büyük bir kalınlık, kendi kendine parıldama meydana getirme ihtimalinden dolayı materyali kullanışsız yapar (Knoll,1979).

1.8.2.1.(2). Organik Sintilatörler

Organik sintilatörler; kristal, sıvı ve plastik sintilatörler olmak üzere üç gruba ayrılır. Organik sintilatörlerde moleküller arası etkileşimler nispeten zayıftır. Elektronlar daha yüksek enerjili duruma geçebilirler ve moleküldeki atomlar titreşebilirler. Titreşim enerji aralığı 0.1 eV iken elektronik uyarılma enerjileri için bu aralık birkaç eV civarındadır. Uyarılmış elektronlar genellikle materyale kuvvetli bir bağ ile bağlı değildir. Etkin organik sintilatör materyalleri aromatik bileşiklerdir. Benzoid halkalarını oluşturan planar moleküllerinden oluşur. Organik sintilatörler uygun bileşiklerin birleşimiyle şekillenir (Top, 2008; Zorer, 2006).

İnorganik ve organik sintilatörler arasındaki en önemli fark yanıtlama süresidir; inorganik sintilatörler için yanıtlama süresi $\sim 1 \mu s$ iken organik sintilatör için 10 ns' den düşüktür (Tsoulfanidis, 1995).

Organik kristal sintilatörler

Organik kristallerin lüminisansını genişletmek için hiçbir aktivatör gerekli değildir. Aslında, hiçbir katışıklık (impurity) istenmez çünkü varlıkları ışık çıkışını azaltır. Bu nedenle kristal yapımı için kullanılan madde arıtılır.

Organik kristal sintilatörlerden, yalnızca iki materyal yaygın olarak mevcuttur. Antresan, sintilasyon amacıyla kullanılan en eski materyallerden biridir ve organik sintilatörler içinde en yüksek sintilasyon yeterliliğine sahiptir. $1.25 \times 10^3 \text{ kg/m}^3$ yoğunluğuna sahip antresanın bozunma süresi (yaklaşık 30 ns), inorganik kristallerinkinden daha kısa sürer. Antresan farklı şekillerde ve boylarda elde edilebilir. Stilben ise en düşük sintilasyon yeterliliğine sahiptir fakat yüklü tanecik ve elektronlar tarafından üretilen sintilasyonlar arasındaki puls şekillendirme diskriminasyonunu ayırt etme durumlarında tercih edilir. Işık dönüşüm verimi antresanın yarısı kadardır. Stilben kristaller termal ve mekanik şoklara hassastırlar (Oliver ve Knoll, 1968; Tsoulfanidis, 1995).

Organik sıvı sintilatörler

Bu sintilatörler, uygun bir çözücü içinde organik bir sintilatörün çözülmesi yoluyla üretilirler. Sıvı sintilatörler basitçe iki bileşenden oluşabilirler ya da bazen dalgaboyu degistiricisi olarak üçüncü bir bileşen eklenebilir. Sıvı sintilatörler, sintilatör çözeltisinin parçası olarak çözünebilen radyoaktif materyali ölçmek için kullanılırlar. Bir kaynaktan yayınlanan bütün radyasyonlar sintilatörün bazı kısımlarından hemen geçer ve sayım verimi hemen hemen %100' dür. Bu teknik ^{14}C ve ^3H ' nin yayınladığı düşük seviyeli beta aktivitelerini ölçmek için yaygın seklide kullanılır. Katı sintilatörler ile detekte edilemeyecek kadar düşük enerjilere sahip olan bu ısınların enerjileri ^{14}C için 156 keV ve ^3H için 19 keV' dir (Zorer, 2006).

Plastik Sintilatörler

Eğer organik bir sintilatör, sonradan polimerize olabilen bir çözücü içerisinde çözünürse katı bir çözeltinin eşdeğeri meydana getirilebilir. İçinde uygun bir organik sintilatörün çözüldüğü stiren monomerinden oluşan bir çözücü buna örnek gösterilebilir. Stiren, daha sonra katı bir plastik formuna polimerize olur. Poliviniltoluen ve polimetilmetakrilattan oluşan plastik matrisler de mevcuttur. Plastik sintilatörler nispeten ucuz olduğu için büyük hacimde katı sintilatöre ihtiyaç duyulduğunda sık sık tercih edilirler. Üretim ve şekillendirilme kolaylığından dolayı, plastikler organik sintilatörler içinde en kullanışlı olanlarıdır. Plastik sintilatörler, nötron deteksiyonlarında, yüklü parçacık deteksiyonlarında ve Fast Timing uygulamalarında kullanılırlar. Bu uygulamalarda kullanılabilmeleri için çok büyük boyutlarda olmaları veya doğal sert plastik özelliklerini sağlamaları gerekmektedir (Zorer, 2006).

1.9. Topraktaki Doğal Radyoaktivite

Toprakta bulunan radyasyon kaynakları çok uzun yarı ömürlü olup birkaç milyar yıl önceden beri yeryüzünde bulunmaktadır. Toprakta bulunan ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K gibi doğal radyonüklitler, toprağın radyoaktif olmasına neden olmaktadır (El-Shershaby, 2002). Bu radyonüklitler daha çok volkanik, fosfat, granit ve tuz kayalarında yüksek konsantrasyonlarda bulunmaktadır. Bundan başka, kuvars-kayaç başkalaşimleri, tortul kayalar, tortul sistler ve kumtaşı radyoaktif element taşıyıcılarıdır (Cowart ve Burnett, 1994).

Volkanik ve metamorfik kayalar, yüksek sıcaklık ve basınç şartları altında oluşan kayalardır. U ve Th elementleri büyük hacimli yapılardır ve mineral yapıları içinde birbirleriyle uyumlu değildir (Rankama ve Sahama, 1950; Ahrens, 1965).

U ve Th, yüksek sıcaklık–yüksek basınç şartlarında şekillenen ilk minerallerde bulunmazlar, daha geç şekillenen alkali kayalarda bulunma eğilimindedirler (Gascoyne, 1982).

Ancak bu şartlar altında, U ve Th uyumlu şekilde davranabilirler. Her iki element de silika içeriğinde artma eğilimi gösterirler. Bu nedenle granitler, en yüksek U ve Th içeriğine sahip olmaktadır (U içeriği en fazla 30 ppm’ dir). Silikaca fakir kayalar ise genellikle 0.1 ppm ya da daha az U içeriğine sahiptirler (Rogers ve Adams, 1969).

Toprakta bulunan ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K gibi doğal radyonüklidler toprağın radyoaktif olmasına sebep olmaktadır. Doğal radyonüklidler daha çok volkanik, fosfat, granit ve tuz kayalarında yüksek konsantrasyonlarda bulunurlar (NCRP 1975).

Bu kayalar doğa şartlarına bağlı olarak zamanla ufalanarak çok küçük parçalar halinde yağmur veya akıntı sularıyla toprağa karışırlar. Bu şekilde de toprağın doğal radyoaktivitesini artırırılar. Hatta tarımda topraktaki verimi artırmak için kullanılan suni tohumlama ve gübreleme (suni gübreler radyoaktif ^{32}P içermektedir) gibi bazı insan aktiviteleri de yerel olarak toprağın yüzey radyoaktivitesini arttırmaktadır (Niewiadomski ve ark, 1982). Bazı bölgelerde, kaya ve topraklardaki ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U ’ nun konsantrasyonlar Çizelge 1.11’ de verilmiştir (Liden ve Holm, 1985).

Dünyanın jeolojik yapısı incelendiğinde belli kalınlıktaki toprak tabakasının hemen altında kaya yataklarının olduğu görülür. Bu kaya yataklarının da karasal radyoaktiviteye sebep olduğu tahmin edilmektedir. Özellikle, gama radyasyonlarının önemli bir kısmının 0-25 cm derinlikteki yüzey tabakadan kaynaklandığı biliniyor. Bazı bölgelerde çok geniş alanlara yayılmış olan granit kayaları önemli miktarlarda toryum içermektedir.

Yapılan radyometrik araştırmalar göstermiştir ki, bu tip kayaların bulunduğu alanlarda ölçülen gama radyasyonları oldukça yüksektir. ABD'nin Coloroda bölgesinde havada ölçülen radyasyon şiddeti 8-16 $\mu\text{R/saat}$, Brezilya’ da 5-158 $\mu\text{R/saat}$, İtalya’ da 7-50 $\mu\text{R/saat}$, İsveçte 2-400 $\mu\text{R/saat}$, Hindistan’ da 2-110 $\mu\text{R/saat}$ civarındadır. Görüldüğü gibi bu ülkelerde doğal radyasyon seviyeleri oldukça yüksektir (UNSCEAR, 1993). Bu ülkelerde yaşayan insanların doğal kaynaklardan

aldıkları yıllık radyasyon dozları diğer ülkelere nispeten çok daha fazla olmaktadır (Küçükönder, 2009).

Gerçekleştirilen işlemler topraktaki radyoaktivite oranını değiştirmektedir. Bitki kök sistemlerindeki gelişme bir taraftan topraktaki doğal dengeyi sağlarken diğer taraftan bitkinin ihtiyacı olan suyu topraktan almaktadır. Toprakta bulunan bir çeşit asit olan Hümic asit kayaların parçalanmasında ve bu parçaların sular vasıtasıyla toprağa karışmasında önemli bir rol oynamaktadır. Topraktaki organik maddelerin ayrışması, toprağın alt tabakalarında oksidasyonla başlamaktadır (Özger, 2005).

Alt tabakalarda mevcut olan uranyum zamanla azalmaktadır. Topraktaki hareketlilik demir oksitlerin ve diğer elementlerin oluşmasıyla devam etmektedir. Bazı topraklarda oluşan asit, ortamda bulunan kalsiyum karbonat vasıtasıyla radyonüklitlerin tutulmasını engellemektedir. Topraktaki bu gelişim evreleri kayalardaki radyonüklit konsantrasyonlarını ve dolayısıyla dış radyasyon seviyelerini de azaltmaktadır (NCRP 45, 1975). Toprak içinde bulunan doğal radyonüklitler, toprak içindeki oranlarına göre ortam veya çevre doğal radyasyonunun temel seviyesini değiştirip insanların doğal radyasyona maruz kalmalarına neden olmaktadır.

Topraktaki birkaç radyo-çekirdeğin hareketi üzerine toprak bileşiminin etkileri, divalent Ca ve Mg iyonlarınıninkine benzerdir. Divalent katyonlar, değişim mekanizmaları ile toprak killeri tarafından absorbe edilirler, dolayısıyla absorpsiyon oranları topraktaki kil içeriği ile artar. Deniz ve nehir çevrelerinde killeri ve organik materyaller birikebilir. Bunlar birkaç km derinliklere ulaştığı zaman organik tortul şistlere dönüşebilirler. Böyle bir çevrede taşınan uranyum hareketsiz +4 basamağına indirgenir ya da organik materyaller ve killeri tarafından absorbe edilir.

Kumtaşları uranyumun biriktiği en önemli depolama oluşumlarından biridir. Uranyum taşıyan sular, kumtaşlarının içerisinden aktığı zaman, kum parçacıklarının üzerine yapışarak çöker (Adler, 1974). Kumtaşı tabakaları, dünya uranyum kaynaklarının yaklaşık %18' ini oluşturmaktadır.

Değişik kaya tiplerinde doğal radyoizotop konsantrasyonlarının belirlenmesi çalışmalarının sonucuna göre belirlenen değerler Çizelge 1.10' da görülmektedir.

Çizelge 1.10. Dünyanın Değişik Bölgelerinde Ölçülen Topraktaki Radyonüklid İçerikleri (UNSCEAR, 2000)

Ülke Adı	Nüfusu 1996 (Milyon)	Topraktaki konsantrasyon(Bq/kg)			
		Ra-226	U-238	Th-232	K-40
Cezayir	28,78	50	30	25	370
Mısır	63,27	17	37	18	320
Kostarika	3,50	46	46	11	140
U.S.A	269,4	40	35	35	370
Arjantin	35,22				650
Bangladeş	120,1	34			350
Çin	1232	32	33	41	440
Hong Kong	6,19	59	84	95	530
Hindistan	944,6	29	29	64	400
Japonya	125,4	33	29	28	310
Kazakistan	16,82	35	37	60	300
Kore Cum	45,31				670
Malezya	20,58	67	66	82	310
Tayland	58,70	48	114	51	230
Ermenistan	3,64	51	46	30	360
İran	69,98	28		22	640
Suriye	14,57	20	23	20	270
Danimarka	5,24	17		19	460
Estonya	1,47	35		27	510
Litvanya	3,73		16	25	600
Hollanda	15,58			23	
İsviçre	7,22	40	40	25	370
Britanya	58,14			37	
Bulgaristan	8,47	45	40	30	400
Macaristan	10,05	33	29	28	370
Polonya	38,60	26	26	21	410
Romanya	22,66	32	32	38	490
Rusya	148,1	27	19	30	520
Slovakya	5,35	32	32	38	520
Arnavutluk	3,40		23	24	360
Hırvatistan	4,50	54	110	45	490
Kıbrıs	0,76	17			140
Yunanistan	10,49	25	25	21	360
Portekiz	9,81	44	49	51	840
Slovenya	1,92	41		35	370
İspanya	39,67	32		33	470
Norveç	4,35	50	50	45	850
İsveç	8,82	42		42	780
Belçika	10,16	26		27	380
Almanya	81,92	5-200	11-330	7-134	40-1340
İrlanda	3,55	60	37	26	350

Lüksemburg	0,41	35		50	620
Dünya Ortalaması		35	35	30	400

Çizelge 1.11. Bazı Kayalar Ve Topraktaki K- 40, Th- 232 ve U-238' in Kütle Ve Konsantrasyonları (Liden ve Holm, 1985).

Kaya Türü	K- 40		Th- 232		U- 238	
	mg/kg	Bq/kg	mg/kg	Bq/kg	mg/kg	Bq/kg
PÜSKÜRÜK						
Granit	5	1200	17	70	3	35
Bazalt	0,9	230	4	15	1	12
TORTUL						
Kireçtaşı	0,3	70	2	8	2	25
Kumtaşı	1,3	300	3	11	1,5	18
Killi Şist	3	700	12	45	4	50
TOPRAK						
Dünya Ortalaması	1,4	370	6	25	2	25

Ayrıca ^{137}Cs ' nin tayini ve konsantrasyonu ayrı bir önem taşımaktadır. ^{137}Cs , fisyon ürünü olduğu için tabiatda doğal olarak bulunmamakta, nükleer denemeler ya da reaktör kazaları sonucunda ortaya çıkmaktadır. ^{137}Cs ' nin yarı ömrü 30,2 yıldır. Gama salınımı 661 keV' lik enerjide ve %85 bollukta.

1.10. Sulardaki Doğal Radyoaktivite

Canlıların yaşamlarını sürdürebilmesi için gerekli olan en önemli elemanlarından biri sudur. En küçük canlı organizmadan en büyük canlı varlığa kadar, bütün biyolojik yaşamı ve bütün insan faaliyetlerini ayakta tutan sudur. Dünyamızın dörtte üçünü kaplayan su, insan vücudunun da dörtte üçünü su oluşturmaktadır. İnsanlar başta içme olmak üzere çeşitli amaçlar için kullandıkları suyu yüzey ve yeraltı suları gibi çeşitli kaynaklardan sağlamaktadır. Ancak yeryüzündeki su kaynaklarının yaklaşık %0.3' ü kullanılabilir ve içilebilir özelliktedir.

Günümüzde birçok etken yüzey sularının kirlenmesine neden olmakta ve gittikçe kullanım alanlarını sınırlandırmaktadır. Yüzey sularından yeterince faydalanamamak insanları yer altı sularını daha fazla kullanmaya yöneltmiştir. Yeryüzündeki sular güneş enerjisi sayesinde sürekli bir döngü halindedir (Hidrolojik

çevrim). İnsanlar gereksinimleri olan suyu bu döngüden alırlar ve kullandıktan sonra bu döngüye iade ederler. Yeraltı suları hidrolojik döngü ile yağmur sularının yeraltına süzülmesiyle oluşmaktadır. Yağmur suları yeraltına süzülürken içerisinden geçtikleri jeolojik formasyonlara ve bu yapıların bileşiminde bulunan kimyasal bileşiklerin suda eriyebilme derecelerine göre, bazı element ve mineralleri bünyelerine alarak farklı özellikler kazanırlar. Bu hidrolojik döngü sırasında, suların yapısına çözünmüş olarak çeşitli katı maddelerin yanı sıra, geçtikleri veya bulundukları ortama bağlı olarak radyoaktif maddeler de katılabilmektedir (Varol, 2011).

Ancak, bu radyoaktif maddeler radyasyon sağlığı bakımından önemli sayılabilecek konsantrasyonlarda değildir. Sulardaki doğal radyoaktivite araştırmalarına dair yapılan çalışmalar, başlangıçta sadece kaplıca sularında bulunan bazı mineralleri kapsamıştır. Daha sonraki yıllarda yapılan çalışmaların neticesinde içme sularında bile bazı doğal radyonüklitlerin bulunduğu ortaya çıkmıştır. Yer altı sularının, yüzey sularına göre daha radyoaktif olmasının nedeni, yeraltında bulunan radyoaktif kütlelerle ya da minerallerle temas etmesinden kaynaklanmaktadır. Volkanik kütlelerle temas eden sular, tortul kütlelerle temas eden sulara göre radyoaktivite konsantrasyonu daha yüksektir (Küçükönder, 2009).

Yeraltı suları, içerisinden geçtikleri kayalardan radyoaktif maddeleri çözündürerek radyoaktif özellik kazanmaktadırlar. Yeraltı Sularında en çok rastlanan radyoaktif elementler ^{40}K , ^{87}Rb , ^{235}Th , ^{235}U ve ^{238}U ' dir. Ayrıca, ^{238}U ' in bozunumu sonucunda ortaya çıkan ^{222}Rn (radon), ^{226}Ra ile beraber kozmik ışınların etkisiyle radyoaktif özellik kazanan ^{14}N , ^{16}O ve ^{40}Ar da yer altı sularında bulunabilmektedir. Doğal radyoaktivite olan alfa radyoaktivitesi, suların uranyum ve toryum elementini içeren ortamlarla teması sonucu yüksek seviyelere ulaşmaktadır. Uranyum, toryum, radyum ve radonun zengin olarak bulunduğu kayaç grupları ise metamorfik kayaçlar, granit türü kayaçlar, organik madde içeren tortullar, kumtaşları ve karbonatlı tortul kayaçlardır. Ayrıca, bu tür kayaçlardaki fay zonlarının ayrışmanın yoğun olarak gözlemlendiği ve suların depolanmasına elverişli yerler

olmasından dolayı bu bölgelerde depolanan suların bünyesine radyoaktif elementlerin geçmesi kolaylaşmaktadır (Varol, 2011).

Sularda en fazla uranyum ailesi elemanlarından radyum ve radon bulunmaktadır. Radyum suda kolay erir ve yer altı sularına kadar ilerleyemeden toprak tarafından çok hızlı bir şekilde soğrulur. Bu nedenle yeraltı sularında radyum konsantrasyonu, Radon konsantrasyonu ile karşılaştırıldığında çok daha azdır. Radyum vücuda alındığında kemiklerde birikerek omuriliği sürekli ışınlamaktadır (Lucas, 1991).

Radon, kokusu, rengi olmayan ve diğer elementlerle hemen hemen hiç tepkimeye girmeyen yani normal yollar ve duyularla fark edilmesi imkânsız bir gazdır. Atmosferde bulunan toz ve partiküllerdeki doğal radyo çekirdekler ve yapı malzemelerinden çıkan ^{222}Rn gazı sindirim ve solunum yoluyla gıda, içecek ve teneffüsle vücuda alındıklarında iç ışınlamalara sebep verir. İçme suyu yoluyla radona maruz kalınması iki şekilde olmaktadır; ilki, açığa çıkan radonun havayla vücuda alınması (genellikle kaplıcalarda) şeklindedir. Evlerde içme suyunda radonla karşılaşılması, banyo ve duş sırasında çok yüksek düzeyde çok yüksek düzeylerde olduğundan içe çekilme olmasına karşın, temelde solunum yoluyla alınır. Radona maruz kalınmasının ilk zararlı etkileri radonun ve radon bozunma ürünlerinin ortaya çıkardığı alfa parçacıklarına bağlı olan hücre tahribidir. Olası etkiler radona maruz kalınma düzeyine bağlıdır. Yüksek düzeylerde radona maruz kalınması ve vücuda alınmasıyla radonun büyük ölçüde akciğer kanseri riskine neden olduğu düşünülmektedir.

Sularda uranyum ailesi elemanlarından başka, toryum ailesi elemanlarından toryumun kendisi ^{232}Th ve ^{228}Ra da bulunur. Diğer bozunma ürünlerinin yarı ömürleri düşük olduğundan insan sağlığına etkileri önemsizdir. Yine toprakta doğal olarak bulunan ^{40}K ve ^{87}Ru ' da yayınladıkları beta ışınlarıyla, suların toplam beta radyoaktivite konsantrasyonuna katkıda bulunurlar.

Radyum ve radona ek olarak, içme ve kullanma sularında bir başka radyoaktif katkıda radyoaktif yağışlardır. Havada yapılan ve geçmişte yapılmış nükleer testler nedeni ile atmosfer ve strosfere yerleşmiş ^{90}Sr , ^{137}Cs gibi radyoaktif fisyon ürünleri

ile, kontamine olmuş toz bulutlarının radyoaktif yağışlar halinde yavaş yavaş yeryüzüne inerek çevrenin özellikle sularının kirlenmesine yol açmaktadır.

İçme sularının radyoaktivite değerlerinin tespiti son derece önemlidir. Bu nedenle son yıllarda içme sularındaki radyoaktivitenin bilinmesi zorunlu olmuştur.

1.11. Gıdalardaki Doğal Radyoaktivite

Günümüzde dünya nüfusundaki hızlı artışa paralel olarak ortaya çıkan açlık sorununa çözümler getirilmesi zorunluluğu doğmuştur. Bu yüzden çeşitli araştırmacılar ve kuruluşlar, karasal kökenli protein kaynakları yanında besin değeri çok yüksek olan su ürünlerinden de yararlanma çalışmaları içerisine girmişlerdir. Su ürünlerinin başında balıklar gelmektedir. Balık, çok eski zamanlardan beri protein kaynaklı besin olarak kullanılmış ve günümüzde de en çok tüketilen bir deniz ürünüdür.

Türkiye'de su ürünleri tüketim düzeyi yetersizdir. Tüketicinin talep yapısına bakıldığında büyük dengesizliklerin olduğu görülmektedir. Bırakınız çok ileri ülkeleri yılda fert başına İspanya'da 33 kg, Portekiz'de 16 kg, Yunanistan'da 14 kg su ürünleri tüketilirken, dünya ortalaması 19 kg' da oluşurken, ülkemizin birey başına tüketimi 7– 8 kg arasında değişmektedir. Üstelik bölge ve zaman unsurları açısından da tüketim dengesizliği geçerlidir. Örneğin Karadeniz bölgesi toplamın %36'sını tüketirken, bu oran Güneydoğuda %0,2' ye inmektedir (Gürbüz, 1993).

Diyetislenlere göre dengeli bir şekilde beslenmek için protein ihtiyacının en az 1/3' nün hayvansal kaynaklı olması gerekmektedir. Ayrıca balık diğer hayvansal gıdalara göre protein, enerji, vitamin, mineraller yönünden daha zengindir (Karadeniz, 2004).

Bu nedenle dünyamızın biyojeokimyasal döngüleri üzerinde önemli rol oynayan denizel ekosistemlerin kirlilik seviyelerinin çok yönlü olarak değerlendirilmesi çok önemlidir.

Çevrenin kirlenmesi 19. yüzyılda sanayi devrimi ile başladı. İlkel metotlarla yapılan sanayi ürünlerinin atıklarının çevreyi kirletmesinin boyutu sanayinin gelişmesine bağlı alınan karşı önlemlere rağmen, kimyasal ürünlerin çoğalması ile daha da arttı. Çevre kirlenmesinin başlıca nedeni bugün sayısı 10 milyonu aşan

kimyasal maddenin sentezi esnasındaki işlemlerden doğan maddelerin ve ana ürünlerin kullanılması yanında bunların ve parçalanma ürünlerinin ortama bulaşmasıdır. Bu arada bu maddelerin farklı toksisiteye sahip olması pek çok sorun doğurmuştur. Bu maddeler arasında çok kullanılan pestisidler çevre kirliliği açısından çok önem taşımaktadır. Uzun süre çevrede kalabilen bu maddeler mutagen, teratogen ve daha önemlisi kanserojen olabilirler. Kullanılma alanlarının çok geniş olması bu maddelerin çevreye ve canlılara zararlarının artmasına sebep olmaktadır .

Ayrıca yoğun nüfusa sahip olan deniz kıyılarında yetersiz planlanmış atık su deşarjları, petrol rafinerileri, termik santraller gibi endüstri kuruluşlarında bulunan eski teknoloji deşarj sistemleri, ara ürün olarak kullanılan kimyasallar, boyalar, dezenfektanlar, ilaçlar ve diğer pek çok imalat sanayi yan ürünleri denizler için önemli kirlilik kaynaklarıdır. Bu maddeler, dikkatli kullanılmadıkları ve gerekli denetimleri yapılmadığı takdirde denizel ortamlarda önemli boyutlarda kirlenmeye sebep olabilmektedirler. Bütün bunların yanı sıra gemi kazaları ve petrol tesislerindeki sızıntılar da önemli kirlenme sebepleridir. Son yıllarda pek çok ülke kıyı bölgelerinin kirliliğe karşı korunmasına artan bir özen göstermekte ve bu konu ile ilgili çalışmalar önemli ölçüde artmaktadır.

Denizel ortamlara kuru ve yağ çökeltme şeklinde havadan giren radyoaktif kirleticiler, ayrıca akarsular yoluyla da denizlere taşınmaktadır. Diğer taraftan Çernobil kazasında olduğu gibi kontamine olmuş toprakların erozyonla denizlere taşınması da bu ortamların kirlenmesinde etkili olmaktadır. Denizel ortama herhangi bir yolla giren radyoaktif bir kirletici su, sediment ve organizma arasında döngüye uğramaktadır (Güven ve Öztürk, 2005).

Sucul bir ortama girmiş olan radyonüklidler, ya eriyik (solüsyon) halde ya da asılı olarak (süspansiyon) kalmakta, daha sonra ya dibe çökmekte veya organizmalar tarafından alınmaktadır. Bazı faktörler (akıntılar, çalkantılar, isotopik bollanma, biyolojik transport) suya girmiş olan bu radyonüklidlerin dağılımına ve bollanmasına neden olurken, diğer faktörler onların organizmalarda birikimine ya da sediment partiküllerine konsantre olmalarını sağlamaktadır. Radyonüklidlerin organizmalardaki biyobirikimi ya doğrudan sudan veya besin yolu ile olmaktadır. Besin ya da sudan olan biyobirikimin nispi önemi radyonüklid türüne ve maruz

kalınan şartlara bağlı olarak değişir. Biyobirikim olayı birçok çevresel ve doğuştan olan faktörler tarafından kontrol edilmektedir. Bunların bazıları, radyonüklidin fiziksel-kimyasal formu, tuzluluk, sıcaklık, diğer elementlerle olan ilişki, organizmanın büyüklüğü, fizyolojisi, yeme alışkanlığı v.b faktörlerdir. Organizmalar tarafından biriktirilmiş olan radyonüklidler dikey ve yatay olarak aktif olarak taşınabilmekte ya da, feçes, ifrazat, vücut kılıfı, yumurta gibi biyojenik ürünler ile pasif olarak organizmalardan atılmaktadır. Deniz biyojeokimyasında, fitoplankton, zooplankton, nekton ve benthos' dan oluşan şemada fitoplankton organizmaların altında bulunan pikoplankton ve bakterilerin yeri de anlamlılık içermektedir. Deniz organizmalarında biyobirikimle konsantre olan radyonüklidlerin o organizma üzerinde toksik etkisi olmasa bile, insana besin yolu ile geçmesi önemli bir çevre sorunudur. Bir kirleticinin toksisite derecesi veya birikim miktarı trofik seviyelere göre farklılıklar gösterdiği gibi, aynı trofik halkaya ait olan türler arasında da farklı olabilmektedir. Biyokinetik, ekotoksikoloji ve risk analizleri ile monitoring araştırmaları birlikte değerlendirmek gerekir (Topçuoğlu, 2005).

Dünyanın denizel, karasal ve atmosferik ortamlarında görülen radyoaktivitenin ana kaynağını doğal radyoaktivite ve yapay radyoaktivite oluşturmaktadır. Özellikle denizel ortamlarda doğal radyonüklid konsantrasyonları hızla artmaktadır. Bunun da nedeni, yapay gübrelerin, fosil yakıtların, deterjan ve pestisit kullanımının hızlı artışı ya da fosfat işleme tesislerinin çoğalmasındır. Fosil yakıtların kullanıldığı santrallerde yakıtın yanması ve ayrışımı sonucunda açığa çıkan atıklarda doğal radyoaktif elementler (uranyum, toryum, radyum, radon ve polonyum izotopları) önemli ölçüde zenginleşmektedir. Örneğin, 1 gigawatt elektrik üretiminde kullanılan kömürden çevreye yılda 10^9 - 10^{11} Bq hem radon- 220 (^{220}Ra) ve hem de radon- 222 (^{222}Rn) verildiği gibi, 10^8 - 10^{10} Bq de kurşun- 210 (^{210}Pb), polonyum- 210 (^{210}Po), radyum- 226 (^{226}Ra), radyum- 228 (^{228}Ra), toryum- 232 (^{232}Th) ve uranyum- 238 (^{238}U) verilmektedir (Baxter,1993).

Doğal radyoaktivitedeki hızlı artışı, UNSCEAR (Atomik Radyasyon Etkilerini İnceleyen Birleşmiş Milletler Bilim Komitesi) halk için maruz kalınan yıllık ortalama doz olarak da saptamıştır. Maruz kalınan yıllık ortalama doz 1962

yılında 50 μSv iken, 1972' de 150 μSv , 1977' de 1040 μSv , 1982' de 1140 μSv ve 1992' de 1400 μSv düzeyine yükselmiştir. Bu düzey günümüzde ortalama 2400 μSv olarak verilmiştir. Ancak bazı ulusal ortalamalar yılda 10 000 μSv ' in üstüne çıktığı gibi, 100 000 μSv ' in üzerinde de değerler vardır (IAEA, 2004).

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Niewiadomski ve arkadaşları (1982), Polonya’ da yapılan bir çalışmada, Polonya’ m doğal radyasyon seviyesi tayin edilmiştir

Myrick ve arkadaşları (1983), ABD’ de yapıları çalışmada, sadece toprakta bulunan doğal radyonüklitlerin aktivite konsantrasyonları belirlenmiştir.

Alkan ve Göksel (1984), Türkiye kaplıca ve maden sularında doğal radyoaktivite tayini çalışmaları yapılmıştır

Tuncer (1991), ÇNAEM ve İTÜ Nükleer Enerji Enstitüsü ortak çalışmasında çeşitli içme sularındaki radyoaktivite tayini çalışmaları yapılmıştır

Özkaya (1992), İzmir körfezinin değişik bölgelerinden alınan farklı balık örneklerinde bazı radyoaktif elementlerle ağır metallerin tayini yapılmıştır. Radyoaktivite ölçümlerinde gros beta, gros gama ve gama spektroskopisi, kararlı nüklidlerin ölçülmesinde ise atomik absorpsiyon spektroskopisi yöntemleri nüklidlerin ölçülmesinde ise atomik absorpsiyon spektroskopisi yöntemleri kullanılmıştır. Örneklerin kül ağırlıklarındaki gros beta aktivitesi 45 Bq/kg– 114 Bq/kg, radyoaktif sezyum aktivitesi 27 Bq/kg– 114 Bq/kg, K-40 aktivitesi ise 114 Bq/kg -319 Bq/kg arasında elde edilmiş. Ortalama değerler ise gros beta için 79,5 Bq/kg, sezyum aktivitesi için 82,8 Bq/kg, K– 40 aktivitesi için 202 Bq/kg olarak bulunmuştur. Gama spektroskopisi ile ölçülen Ra– 226 aktivitelerinin 0– 5,2 Bq/kg, Ra-228 aktiviteleri ise 0-5,5 Bq/kg arasında değiştiği gözlenmiştir. Örneklerdeki toplam gama aktiviteleri ise NaI(Tl) kristali verimi, enerjilere göre büyük farklılık gösterdiği için balık türüne ve yörelere göre toplam net sayım cinsinden verilerek birbirleriyle karşılaştırılmıştır.

Chen ve arkadaşları (1993), Tayvan adası üzerinde yapılan çalışmada çevresel karakterlerin trityum içeriği hesaplanmıştır. Çevresel karakterler bu ada yakınından toplanan kuyu suyu, kıyı deniz suyu ve rezerve suyundaki trityum içeriği ile belirlenmiştir. Örneklerin trityum konsantrasyonları düşük seviyeli standart sönüm eğrili TR-CARB-LSC 2550 TR modeli sıvı sintilasyon analizörü ile belirlenmiştir.

İbrahiem ve arkadaşları (1993), Mısır'ın kuzeyini ve Delta nehrinden alınan topraklardaki radyoaktivite seviyesi belirlenmiştir. Bu çalışmada Orta Mısır da 162 toprak örneği alınmıştır. Bu çalışmada alınan toprak örneklerinin radyonüklid konsantrasyonları ölçülmüştür ve sonuçta ^{40}K için 29– 653 Bq/kg; ^{232}T için 2,5– 95,6 Bq/kg ve ^{235}U için 5– 63,7 Bq/kg değer aralıkları bulunmuştur.

Meriwether ve arkadaşları (1995), Amerika'ın Louisiana eyaletinde yapılan bir çalışmada, basit teknikler kullanarak toprağın radyoaktivitesi analiz edilmiştir

Holbert ve arkadaşları (1995), Arizona' da yapılan çalışmada yer altı sularının radyoaktivitesinin ölçümü gerçekleştirilmiştir

1997 yılında Libya' da Shenber tarafından yapılan çalışmada topraktaki doğal radyoaktivite düzeyleri HPGe dedektörü kullanılarak ölçülmüştür. Topraktaki ^{238}U , ^{232}T ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları sırasıyla 10,5, 9,5 ve 270 Bq/kg olarak bulunmuştur.

Karahan (1997), İstanbul' da incelenen toprak, hava, su ve gıdalar gibi insan yaşamı için gerekli olan doğal ortamlarda bulunan doğal radyoaktif maddeler ve doğal radyasyon kaynaklarından insanın hangi oranlarda dozlara maruz kaldığı belirlenmiş ve yıllık etkin doz eşdeğerleri saptanmıştır. Bu çalışmada çevresel doğal kaynaklarda bulunan doğal radyoaktivite değerlerinin veya doğal radyonüklit konsantrasyonlarının tayin edilmesi ve bu doğal kaynaklardan yayınlanan farklı tipteki radyasyonların ölçülmeleri ile de bir yerin veya bölgenin doğal temel radyasyon seviyelerin tespit edilmesi amaçlanmıştır.

N. Ahmad ve arkadaşları (1998), Pakistan' da yapılan çalışmada toprak ve bina malzemelerindeki doğal radyoaktivite HPGe dedektörü kullanılarak ölçülmüş ve ^{40}K , ^{232}Th ve ^{226}Ra aktiviteleri sırasıyla 52,0– 1729 Bq/kg; 2,1– 50,3 Bq/kg ve 12,2– 774 Bq/kg aralığında bulunmuştur.

F.K. Miah ve arkadaşları (1998), Dhaka City de yapılan çalışmada toprak örneklerinde radyonüklid dağılımı HPGe dedektörü kullanılarak ölçülmüş ve ^{40}K aktivitesi 165– 750 Bq/kg aralığında bulunmuştur.

Vandenbygaart ve Protz (1999), Kanada' da yapılan çalışmada topraktaki radyoaktivite konsantrasyonlarını Coaxial Germanyum dedektörü ile tayin etmiş ve

⁴⁰K 'ı 0,3–817,1 Bq/kg, ²³²Th ' yi 0,4–28,0 Bq/kg ²²⁶Ra ' y 0,3–36,0 Bq/kg ve ¹³⁷Cs ' yi 0,0–19,7 Bq/kg aralığında bulmuştur.

Karahan ve Bayülken (2000), İstanbul ve çevresinin gama doz oranları belirlenmiştir. İstanbul' un yüzey toprğındaki doğal radyonüklid aktivite konsantrasyonu, gama spektrometresi kullanılarak ölçülmüştür. Ortalama aktivite konsantrasyonları, ²³⁸U için 21 Bq/kg, ²³²T için 37 Bq/kg ve ⁴⁰K için 342 Bq/kg olarak bulunmuştur.

Ebaid ve arkadaşları (2000), Mısır topraklarında çevresel radyoaktivite ölçümleri gama ısın spektrometresi kullanılarak incelenmiş ve ²³⁸U aktivite konsantrasyonun 13,7–27,9 Bq/kg aralığında, ²³²T aktivite konsantrasyonun 15,4–53,1 Bq/kg aralığında ve ⁴⁰K aktivite konsantrasyonun 176–407 Bq/kg aralığında değiştiği bulunmuştur.

Ajayi (2000), Nijeryada yapılan çalışmada NaI(Tl) dedektörü kullanılarak kayalardaki ⁴⁰K, ²³⁸U ve ²³²Th aktivite konsantrasyonları sırasıyla 40,3–2436,6 Bq/kg, 3,5–110,5 Bq/kg ve 1,2–107,5 Bq/kg aralığında ölçülmüştür.

Selvasekarapandian ve arkadaşları (2000), Hindistan'ın Gudalero topraklarındaki doğal radyonüklid tayinini gama ısın spektrumu ile tayin etmiş ve ⁴⁰K, ²³⁸U ve ²³²Th ' nin ortalama aktivite konsantrasyonları sırasıyla 195,2 Bq/kg, 37,7 Bq/kg ve 75,3 Bq/kg olarak bulunmuştur,

Moraes ve arkadaşları (2001), 1990 ile 1999 yılları arasında Brezilya' m ARAMAR nükleer merkezindeki çevresel su örneklerindeki trityum konsantrasyonu sıvı sintilasyon sayım cihazı kullanılarak belirlenmiştir. Bu merkez S. Paulo şehrinde bulunan Merkezi Teknoloji Donanması (CTMSP-S.Paulo-Brezilya)' na bğlıdır ve burada askeri araştırma kurumunun Brezilya deniz kuvvetlerine ait gemi gücü için nükleer ve enerji sistemleri geliştirmeyi amaçlar. Sıvı sintilasyon sayım cihazı ile ölçüm sonucunda ortalama trityum konsantrasyonu 25,9±2,1 Bq/l olarak bulunmuştur. Bu değer Çevre Koruma Ajansı (EPA)-ABD tarafından tanımlanan içme suyundaki trityum konsantrasyonu limitiyle karşılaştırıldı ve ARAMAR Deney

Merkezi ve çevresindeki bölgede düşük doğal fon trityum aktivite konsantrasyonu gösterdiği belirtilmiştir.

J. Yeboah ve arkadaşları (2001), Gana’ da yapılan çalışmada toprak örneklerinde ve kayalardaki ^{40}K , ^{232}Th ve ^{232}Th aktivite konsantrasyonları gama spektrometresi kullanılarak belirlenmiştir. Toprak örneklerinde ^{40}K aktivitesi 91,1 1395,9 Bq/kg; ^{238}U aktivitesi 2,4– 62,7 Bq/kg ve ^{232}Th aktivitesi 3,2– 145,7 Bq/kg aralığında değişirken kaya örneklerinde ^{40}K aktivitesi 9,0– 1510,1 Bq/kg, ^{238}U aktivitesi 0,7-40,0 Bq/kg ve ^{232}Th aktivitesi de 0,5-117,5 Bq/kg aralığındadır.

M. Brai ve arkadaşları (2001), Stromboli’ de yapılan çalışmada toprak ve kaya örneklerindeki radyoaktiviteyi HPGe dedektörü kullanarak ölçmüşler ve ^{40}K aktivitesini 340-1427Bq/kg, ^{214}Bi aktivitesini 31– 112 Bq/kg ve ^{228}Ac aktivitesini 30-106 Bq/kg olarak bulmuşlardır.

Y. Narayana ve arkadaşları (2001), Güney Hindistan’ın Coastal Karnataka’ daki toprakların radyoaktivite konsantrasyonlarını HPGe gama ısın spektrometresi ile ölçmüş ve ^{40}K ’ı 61– 316,7 Bq/kg, ^{232}Th ’ i 14,3– 48,6 Bq/kg ve ^{226}Ra ’ y 20,1– 62,3 Bq/kg aralığında değiştiğini tespit etmişlerdir

N. Karunakara ve arkadaşları (2001), Hindistan’ın Güney Batısında Kaiga Bölgesindeki topraklarda yapılan çalışmada HPGe dedektörü kullanılarak topraktaki radyoaktivite konsantrasyonları belirlenmiştir. ^{40}K aktivite konsantrasyonu 78,3– 254,8 Bq/kg, ^{232}Th aktivite konsantrasyonu 11,4-41,9 Bq/kg ve ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu 15,5-61,2 Bq/kg aralığında ölçülmüştür.

Oleksy ve arkadaşları (2002) “ Memeli ve balk popülasyonunda ^{137}Cs ’ ün frekans dağılımı” başlıklı makalesinde Çernobil Bölgesinde radyoaktif olarak kirlenmiş yerlerde balık ve memeli örnekleri toplayarak örneklerin ^{137}Cs miktarını belirlemişlerdir. Balık ve memeli popülasyonlarında elde edilen ^{137}Cs ’ nin standart sapma ve ortalama değerleri bu konuda benzer diğer çalışmalar ile arasında güçlü bir ilişki göstermiştir. Ancak, bu popülasyonlardan elde edilen ^{137}Cs ’ nin frekans dağılımları, standart sapma ve ortalama değerler arasında gözlenen ilişki kadar normal değildir. Memeliler için gözlenen dağılım balığa göre daha çarpıktır. Bu

duruma neden olarak, balık ve memelilerin muhtemelen farklı ortamlarda yaşamlarından kaynaklanmakta olduğunu yani ^{137}Cs ' nin karasal ortamda sudan daha heterojen dağıldığını söylemişlerdir.

Amanat ve arkadaşları (2002), Pakistan' da yapılan bir çalışmada, Peshawar Ovası' ndaki Shewa Shahbaz Garhi volkanik kompleksinin doğal radyoaktivite değerleri hesaplanmıştır. Bu çalışmada, 42 tipik kaya örneği toplanmış ve bunların ^{238}U , ^{232}T ve ^{40}K gibi radyonüklidlerin radyoaktivitesi HPGe detektörlü gama ışını spektrometresinde ölçülmüştür. ^{238}U ' in aktivitesi 11 Bq/kg ' dan 79 Bq/kg ' a değişim göstermekle birlikte ortalama aktivitesi 51 ± 16 Bq/kg değerinde bulunmuştur. ^{232}T ' nin ortalama aktivitesi ise 70 ± 20 Bq/kg' ıdır. Ayrıca ^{40}K ' ın ortalama aktivitesi 1272 ± 367 Bq/kg olmakla beraber 228 Bq/kg ile 1853 Bq/kg arasında değiştiği görülmüştür. Havada soğurulan gama doz oranı da her yer için 1m yükseklikte hesaplanmış ve ortalama soğurulan gama doz oranının 119 nGy/h olmakla birlikte, 27 nGy/h ile 165 nGy/h değerleri arasında değiştiği görülmektedir. Çalışma sonucunda ^{40}K , ^{238}U ve ^{232}T ' nin ortalama konsantrasyonlarının, UNSCEAR 2000 raporunda yayınlanan ^{40}K için 400 Bq/kg, ^{238}U için 35 Bq/kg ve ^{232}T için 30 Bq/kg olan dünyadaki ortalama değerden daha yüksek olduğu bulunmuştur. Özellikle yaşlı kayaların daha radyoaktif olduğu gözlenmiştir.

Karakelle ve arkadaşları (2002), Kocaeli, Basın' daki 27 farklı örnek istasyonundan alınan toprak örneklerindeki doğal radyonüklid konsantrasyonları belirlenmiştir. Yüzey toprak örneği, 1998 yazında 0– 15 cm derinliğinde alınmış 110°C sıcaklıkta 2 saat gibi bir zaman diliminde kurutulmuştur. Yüzey toprağı örneklerindeki radyonüklid konsantrasyonları Türkiye' de Karakelle ve ekibi tarafından yapılan çalışmada Kocaeli toprak örneklerindeki doğal radyoaktivite HPGe dedektörü kullanılarak tayin edilmiştir. ^{238}U aktivitesi 11– 49 Bq/kg, ^{40}K aktivitesi 161– 964 Bq/kg ve ^{232}Th aktivitesi 11– 65 Bq/kg olarak ölçülmüştür.

S.Pac. J. Nat. Sci., (2002), Fiji' de yapılan çalışmada 50 toprak örneği toplanarak NaI(Tl) dedektörü ile ^{232}Th , ^{238}U , ve ^{40}K ' in ortalama aktiviteleri sırayla, 2.8, 3.6 ve 160 Bq/kg bulunmuştur.

Michalis Tzortzis tarafından gama ısın spektroskopisi kullanılarak Kıbrıs'ın karakteristik jeolojik kayalarında ^{232}Th , ^{238}U ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları sırasıyla 1,3– 52,8 Bq/kg, 0,9– 90,3 Bq/kg ve 13– 894 Bq/kg olarak ölçülmüştür.

I.Al Hamarneh ve arkadaşları (2003), Ürdün' de gama spektrometresi kullanılarak gerçekleştirilen çalışmada ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{40}K ve ^{137}Cs için toprakta bulunan aktivite konsantrasyonları (kuru ağırlık için) sırasıyla 1.5– 2.6 Bq/kg, 2.8-11.4 Bq/kg, 0.13-0.48 Bq/kg, 0.016-0.062 Bq/kg, 0.28-1.01 Bq/kg, 155-543 Bq/kg ve 7.5-576 Bq/kg olarak ölçülmüştür.

Topçuoğlu ve arkadaşları (2003), Batı Anadolu' daki Emendere termal kaynak alanındaki doğal ve yapay radyoaktivite incelenmiştir. Bu alanındaki toprak örnekleri, indikatör organizma sediment ve besin maddelerinde doğal olarak oluşan ^{238}U , ^{232}T , ^{226}Ra ve ^{40}K radyonüklid dağılımları ve yapay radyonüklid ^{137}Cs alfa ve gama spektrometresi kullanılarak belirlenmiştir.

S. Singh ve arkadaşları (2003), Hindistan' da yapılan çalışmada NaI(Tl) dedektörü kullanılarak topraklardaki doğal radyoaktivite ölçülmüş ve sonuçta ^{40}K aktivite konsantrasyonu 143,7– 228,9 Bq/kg; ^{232}Th aktivite konsantrasyonu 35,2– 122,8 Bq/kg ve ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu 25,1– 75,7 Bq/kg aralığında bulunmuştur. Bu ölçümler her bir örnekten 250 g tartılarak alınmıştır. Ayrıca bu çalışmada Radyumun eşdeğer aktivitesi 90,88– 275,33 Bq/kg aralığında hesaplanmıştır.

N. Segovia ve arkadaşları (2003), Meksika' m 3000m' lik ormanlık alanındaki topraklarda çevresel radyoaktivite ölçümleri HPGe dedektörü kullanılarak yapılmıştır ve sonuçta ormanlık alandaki radyoaktivite değerinin background değerinde olduğu görülmüştür

J. Al-Jundi ve arkadaşları (2003), Amman Akabe ulusal otoyolu boyunca sekiz noktadan elde edilen topraklarda, doğal olarak meydana gelen karasal (^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K) radyonüklitlerin, spesifik aktivitesi ve soğrulan doz hızı, HPGe gama ışıını spektrometrisi kullanılarak belirlenmiştir. Toprak aktivitesi ^{238}U

için 22 ile 104 Bq/kg, ^{232}Th için 21 ile 103 Bq/kg ve ^{40}K için 138 ile 601 Bq/kg aralığındadır.

S. Saravanan ve arkadaşları (2003), Hindistan’da NaI(Tl) dedektörü kullanılarak Tamilnadu bölgesi topraklarının doğal background radyasyonu ölçülmüştür. Toprakların aktivite düzeyleri: ^{40}K aktivitesi 73,1– 120 Bq/kg aralığında ve ortalama 96,0 Bq/kg’ dır; ^{232}Th aktivitesi 21,6– 69,6 Bq/kg aralığında ve ortalama 43,9 Bq/kg’ dır ve ^{226}Ra aktivitesi 31,8– 52,0 Bq/kg aralığında ve ortalama 42,9 Bq/kg’ dır. Radyumun eşdeğer aktivitesi 68,3– 149,0 Bq/kg aralığında ortalama 113 Bq/kg olarak hesaplanmıştır.

Fasasi ve arkadaşları (2003), Nijerya’ da yapılan çalışmada katran kumundaki doğal radyoaktivite Coaxial Germanyum dedektörü kullanılarak ölçülmüştür. ^{214}Bi (^{238}U) aktivitesi 165,64 Bq/kg ve ^{208}Tl (^{232}Th) aktivitesi 150,25 Bq/kg olarak ölçülmüştür.

Malczewski ve arkadaşları (2004), Polonya’ da gama ısın spektrometresi kullanılarak kaya ve topraklardaki doğal ve antropojenik radyoaktivite düzeyleri incelenmiş ve sonuçta ^{40}K aktivitesinin 320– 1200 Bq/kg aralığında, ^{228}Ac (^{232}Th serisi) aktivitesinin 25– 62 Bq/kg aralığında ve ^{226}Ra aktivitesinin 31– 122 Bq/kg aralığında değiştiği bulunmuştur.

Mohanty ve arkadaşları (2004), Hindistan’ın Orissa bölgesindeki yüksek temel radyasyonuna sahip Chhatrapur sahillerinde gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada, bu bölgedeki toprakta bulunan ^{232}Th , ^{238}U ve ^{40}K radyoaktif elementlerin konsantrasyonunun ortalama aktivitesi, gama ışını spektrometresi kullanılarak ölçülmüştür. Araştırmada ^{232}Th , ^{238}U ve ^{40}K ’ın konsantrasyonlarının ortalama aktivitesi sırayla 2500 ± 1850 Bq/kg, 230 ± 140 Bq/kg ve 120 ± 35 Bq/kg bulunmuştur.

Kam (2004), Tekirdağ’ın çevresel doğal radyoaktivitesinin tayini yapılmıştır. Bu çalışmada Tekirdağ ili ve çevresinden hava, toprak ve su örnekleri alınmıştır. Toprak örnekleri yabancı maddelerden temizlenmiş, toprak içinde bulunan radyoaktif seviyeye gelmesi için 1 ay süreyle bekletilmiştir. Daha sonra gama spektrometresi cihazına konularak sayım yapılmıştır. Sayım işlemi her radyoizotopun yayınladığı

fotoelektrik pik enerjisine göre kalibre edilmiş enerji ^{232}Th aralığında gerçekleştirilmiştir. Yapılan sayım sonucunda, ^{238}U 'ın aktivitesi 10 Bq/kg ile 61 Bq/kg arasında değişmekle birlikte ortalama aktivitesi 25 Bq/kg olarak bulunmuştur. ^{232}Th ' nin aktivitesi 16 Bq/kg ile 110 Bq/kg arasında değişmekle birlikte ortalama aktivitesinin 37 Bq/kg olduğu görülmüştür. Çalışma bölgesinden alınan toprak örneklerindeki ^{40}K 'ın aktivitesi 297 Bq/kg ile 1466 Bq/kg arasında değişmekle birlikte ortalama aktivitesinin 609 Bq/kg olduğu saptanmıştır. Toprak örneklerinde fisyon ürünü olan ^{137}Cs radyoizotopuna rastlanmıştır. ^{137}Cs 'ın en yüksek aktivite değeri ise 22 Bq/kg olmakla beraber ortalaması 5,40 Bq/kg olduğu bulunmuştur.

Sujo ve arkadaşları (2004), Meksika' n Aldama şehrinde yapılan çalışmada yüksek çözünürlüklü gama spektrometresi kullanılarak ^{40}K , ^{238}U ve ^{232}Th serilerinin konsantrasyonları toprak için belirlenmiştir. ^{238}U ve ^{232}Th serileri için değerler 30 Bq/kg civarındadır.

Canbazoglu (2004), Elazığ yöresinde doğal radyoaktivite tayini çalışmasında ise, Elazığ yöresinin doğal radyoaktivite seviyesi tespit edilmiştir. Elazığ il ve ilçe merkezlerinden su, toprak, hava ve gıda örnekleri alınmış ve örnekler sayıma hazır hale getirildikten sonra uygun dedektör sistemleri ile radyoaktivite seviyeleri tespit edilmiştir. Elde edilen veriler ulusal ve uluslar arası standartlarla ile karşılaştırılmış ve Elazığ yöresinin doğal radyoaktivite seviyesini su, toprak ve hava için gösteren iso-radyoaktivite haritaları elde edilmiştir.

Villa ve Manjon (2004), İspanya' n Sevilla bölgesinde, çevresel sudaki trityumun düşük seviyeli aktivite konsantrasyonunu ölçmek sıvı sintilasyon sayıcı kullanılmış aynı zamanda elektrolitik trityum zenginleştirme işlemi geliştirilmiştir. Bazı kalite testleri uygulanarak bu metodun güvenilirliği araştırılmıştır. Bu test için nükleer santral boşalmasından etkilenen Tagus Irmağı (İspanya' n batısı) ve Donube Irmağı (Bulgaristan)' dan su örnekleri toplanmıştır ve bu örneklerle zenginleştirme işlemi uygulanarak ve uygulanmadan analizler yapılmıştır ve sonuçlar önceki verilerle karşılaştırılmıştır. Analitik işlem Sevilla' n içme suyu ve İspanya' da ki farklı kaynaklardan mineral sulara uygulanmıştır. Analiz edilen örneklerin trityum seviyeleri çok düşük olduğundan dolayı, bazı sonuçlar minimum algılanabilir

aktivite (MDA) konsantrasyonundan daha düşük olarak rapor edilmiştir. Ancak bu ölçümlerin sayım oranı LSC sayıcısının background sayım oranının üstünde olduğu görülmüştür.

Merdanoğlu (2004), Çanakkale' ye bağlı Ezine ilçesi civarındaki köylerden alınan su, toprak ve granit örneklerindeki radyoaktivite seviyelerinin belirlenmesinin hedeflendiği bir çalışmada ise toplam 7 tane su, 9 tane toprak örneği alınmıştır. Örnek hazırlama ve radyoaktivite seviyelerinin ölçümü Çekmece Nükleer Araştırma ve Eğitim Merkezi' nde Sağlık Fiziği Bölümü sayım laboratuvarında yapılmıştır. Su örneklerindeki toplam alfa ve toplam beta radyoaktivite ölçümlerinde gaz akışlı orantılı sayıcı kullanılmıştır. Granit ve toprak örnekleri gama spektroskopi tekniği ile analiz edilmiştir. Alınan toprak örneklerinde bulunan ^{238}U ve ^{232}Th ' a ait radyoaktivite konsantrasyonları, bu radyonüklitlerin bozunma ürünleri olan doğal radyonüklitler yardımıyla tayin edilmektedir. Bu tez çalışmasında ^{238}U ve ^{232}Th aktiviteleri, bu iki seride bulunan radyonüklitlerden bollukları yüksek olanların ortalamaları alınarak hesaplanmıştır. Bu çalışmada ^{238}U ' in aktivitesinin 78 Bq/kg ile 157 Bq/kg değerleri arasında değişmekle birlikte ortalama aktivitesi 107 Bq/kg olduğu gözlenmiştir. ^{232}Th ' nin aktivitesi ise 152 Bq/kg ile 276 Bq/kg değerleri arasında değişmekle birlikte ortalama aktivitesinin 192 Bq/kg olduğu gözlenmiştir. Çalışma bölgesinden alınan toprak örneklerindeki ^{40}K 'ın aktivitesi, 1015 Bq/kg ile 1484 Bq/kg arasında değişmekle birlikte ortalama aktivitesinin 1207 Bq/kg olduğu gözlenmiştir. Yapılan çalışmalar sonucunda toprak örneklerinde, fisyon ürünü olan ^{137}Cs radyoizotopuna rastlanmıştır. ^{137}Cs 'ın en yüksek aktivite değerinin ise 36 Bq/kg olduğu görülmüştür. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar uluslararası tavsiye değerlerle karşılaştırılmıştır.

N. Akhtar ve arkadaşları (2005), Pakistan'ın Lahore kenti toprak örneklerinde çevresel radyoaktivite ölçümleri gama spektrometrik yöntem kullanılarak yapılmıştır. Radyonüklit aktivite konsantrasyonları sırayla ^{40}K için 524,84– 601,62 Bq/kg, ^{226}Ra için 24.73- 28.17 Bq/kg ve ^{232}Th için 45.46– 52.61 Bq/kg olarak ölçülmüştür. ^{137}Cs ise limit değerlerinden daha düşük olduğu için ölçülememiştir.

Özger (2005), Ceyhan, Yumurtalık ve Pozantı' n köylerinden 13 toprak ve 16 su örnekleri toplandı. Radyonüklitlerin radyoaktivitesi, HPGe detektörlü bir gama ısıni spektrometre sistemi ile ölçüldü. Hava ölçümleri ise taşınabilir bir gama dedektörü ile gerçekleştirilmiştir. Topraktaki ^{238}U radyoaktivite konsantrasyonları 2,813 Bq/kg' den 14 Bq/kg' kadar, ^{232}T radyoaktivite konsantrasyonları 3,546 Bq/kg' den 25,91 Bq/kg' e kadar, ^{40}K radyoaktivite konsantrasyonları 66,81 Bq/kg' den 403,58 Bq/kg' kadar ve ^{137}Cs radyoaktivite konsantrasyonları 0,33 Bq/kg' ' den 14,08 Bq/kg' ' e kadar değişim gösterdi. Su örneklerindeki alfa ve beta düzeylerini tayin etmek için, gaz akışlı orantılı sayaç kullanıldı. Hava ölçümleri taşınabilir bir gama detektörü ile gerçekleştirildi. Radyonüklitlerin havada absorblanmış gama doz oranları, Ceyhan, Yumurtalık ve Pozantı' n 55 farklı bölgesi için bulundu. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar, uluslararası önerilen değerlerle kıyaslandı. Tüm radyoaktivite ölçümleri, ÇNAEM Sağlık Fiziği Bölümü' nde yapıldı.

Kam ve arkadaşları (2005), Tekirdağ ili ve çevresinin doğal radyasyon seviyeleri belirlenmiştir. Tekirdağ il sınırları içerisinde 40 farklı yerleşim alanından toprak örnekleri alınıp gama spektrometrik analizi yapılarak ^{238}U ve ^{232}T doğal radyoaktif serilerinin bozunma ürünleri olan ^{226}Ra , ^{214}Pb , ^{214}Bi ve ^{218}Ac radyoizotopları ile ^{40}K radyoizotopunun radyoaktivite konsantrasyonları belirlenmiştir. Ayrıca doğada bulunmayan ve bir fisyon ürünü olan ^{137}Cs radyoizotopunun toprak içerisindeki aktivite konsantrasyonu da belirlenmiştir. ^{226}Ra konsantrasyonu, ^{238}U serisinin diğer bozunma ürünleri olan ^{214}Bi ve ^{214}Pb ' ün konsantrasyonlarından daha yüksek değerler elde edilmiştir. Öte yandan ^{214}Bi ve ^{214}Pb ' ün konsantrasyon dğerleri birbirine yakın çıkmıştır. Radyoizotoplarının Tekirdağ toprağındaki konsantrasyon ortalamaları ^{226}Ra için 36,29 Bq/kg, ^{214}Pb için 26,07 Bq/kg, ^{214}Bi 23,62 Bq/kg' dır. ^{232}T ' nin bozunma ürünlerinin konsantrasyon değerleri, ^{238}U ' in konsantrasyon dğerlerinden daha yüksektir. ^{232}T ' in bozunma ürünleri olan ^{208}Tl ve ^{228}Ac ' un ortalama konsantrasyon dğerleri dünya ortalamasının biraz üzerindedir. Toprakta doğal olarak bulunan ^{40}K 'ın aktivite konsantrasyonu, ^{238}U ve ^{232}T aktivite konsantrasyonlarından önemli ölçüde yüksek

olarak elde edilmiştir. ^{40}K 'ın ortalama değeri 579 Bq/kg olarak belirlenmiştir. Bu değer, UNSCEAR'ın 1982 ve 2000 raporlarında ^{40}K için belirlediği sırasıyla 370 Bq/kg ve 400 Bq/kg değerlerinden yüksektir. Çernobil kazasından sonra Tekirdağ'ın Saray ilçesinde ölçülen ^{137}Cs konsantrasyonu ÇNAEM tarafından 45 Bq/kg olarak belirlenmiştir. Bu çalışmada ise aynı bölge için ölçülen değer 14,88 Bq/kg ölçülmüştür. Tüm yerleşim birimlerinden alınan toprak örneklerindeki ^{137}Cs konsantrasyonu ortalaması 5,17 Bq/kg olarak ölçülmüştür.

Ramli ve arkadaşları (2005), Malezya'ın Johor bölgesindeki Polong' ta yapılan bir çalışmada, doğal radyasyonun yüksek olduğu bir alan seçilmiş ve bu alandaki çevresel ^{238}U ve ^{232}T konsantrasyonlarının aktiviteleri ölçülmüştür. Toprakta bulunan ^{238}U konsantrasyonunun değerinin 58,8 Bq/kg ile 484,8 Bq/kg arasında, ^{232}T konsantrasyonunun değerinin ise 59,6 Bq/kg ile 1204 Bq/kg değerleri arasında değiştiği belirlenmiştir.

Taşkın (2006), Kırklareli iline ait toprak ve su örneklerinin radyoaktivite konsantrasyonları, gama ışınlama doz hızları ve ev içi radon konsantrasyonlarının tespit edilmesi amaçlanmıştır. Araştırma sahası Kırklareli il sınırları içindeki 8 ilçe 20 belde ve 177 köy olmak üzere tüm il genelini kapsamıştır. Direkt gama ölçümleri ve toprak örnekleri için alan örnekleme yöntemi kullanılmıştır. Radyonüklid konsantrasyonları Gama Spektrometri Sistemi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. 220 su ve 177 adet toprak örneği alınmıştır. Toprak örneklerindeki radyoizotop aktivite konsantrasyonları sırayla ^{226}Ra ' da ortalama $36,504 \pm 17,540$ Bq/kg, ^{238}U ' de ortalama $25,428 \pm 10,892$ Bq/kg, ^{232}T ' de ortalama $39,864 \pm 18,382$ Bq/kg, ^{40}K ' da ortalama $666,98 \pm 281,01$ Bq/kg ve ^{137}Cs ' de ortalama $7,954 \pm 5,349$ Bq/kg, olarak bulunmuştur. Her ne kadar il ve ilçe ortalamaları bazında sonuçlar DSÖ ve diğer uluslar arası kuruluşların belirlediği limit değerlerin altında çıkmış ise de, ölçüm ve analiz sonuçları tek tek değerlendirildiğinde bu limit değerlerin az da olsa aşıldığı görülmüştür. Limit değerlerin üzerinde çıkan içme sularında radyoaktivitenin mevsimsel değişimi takip edilmeli ve radon konsantrasyonu yüksek çıkan evlerde evlerin düzenli havalandırılması konusunda eğitim çalışmaları yapılması gerektiğininve ülkemizde radyoaktif kaynakların yeterince bilinmemesi, insan

sağlığının korunması açısından radyolojik risk tahminini güçleştirdiği için tüm illerde benzer çalışmalar yapılarak doğal fon radyasyonlarının belirlenmesi vurgusu yapılmıştır.

Barış (2006), İzmir-Çesme bölgesinden alınan toprak örneklerindeki ^{238}U , ^{232}T ve ^{40}K 'ın aktivite konsantrasyonları NaI(Tl) dedektörü ile bağlı olan gama ışın spektrometresiyle analiz edilmiştir. Bu bölgede termal su ve kuyu sularındaki uranyum ve radon konsantrasyonları sırasıyla ICP-OES spektrometresi ve CR-39 iz kazıma dedektörüyle analiz edilmiştir.

Palomo ve arkadaşları (2007), İspanya' nın Catalonia' nın farklı bölgelerinde yapılan çalışmada çevresel sulardaki trityum aktivitesi belirlenmiştir. Su örnekleri (ırmak, mineral şişe yağmur suları ve kuyu suları)' nin trityum elementinin konsantrasyonunun ortalama aktivitesi sıvı sintilasyon sayıcı kullanılarak ölçülmüş, örneklerle sayım yapılmadan önce bir damıtma (destilasyon) işlemi uygulanmıştır. Analiz edilen su örneklerinin aktivite değerleri 0.6 Bq/l' lik değere sahip minimum algılanabilir aktivite değerinden (MDA) düşük olduğu bulunmuştur. Ancak Ebro ırmağı örnekleri aktivitesi 3.6 ± 0.6 Bq/l civarında bulunmuştur.

Palomo ve arkadaşları (2007), İspanya' da şişelenmiş içme sularındaki radyoaktivite miktarı ölçülmüştür. İnsan tüketimine yönelik su üzerinde İspanya bölgesindeki radyoaktif parametreler (140/2003 yasal kararname) İspanya' da üretilen ve tüketilen en yaygın olarak kullanılan mineral şişe sularının 30 farklı markasından belirlenmiştir. Şişelenmiş içme sularında toplam alfa, toplam beta, katkısız toplam beta ve trityum aktivitesi belirlenmiştir. Sularda bulunan trityum elementinin konsantrasyonunun aktivitesi sıvı sintilasyon sayıcı kullanılarak ölçülmüştür. Örneklerle sıvı sintilasyon sayıcı ile sayım yapılmadan önce bir damıtma (destilasyon) işlemi uygulanmıştır. Destilasyon işlemi sırasında su numunelerine 0,1 g NaOH ve 0,1 g KMnO_4 eklenmiştir. Vial olarakta 20 ml' lik polietilen sintilasyon vialleri kullanılmıştır. Vialleler cihaza yerleştirildikten sonra her numune 500 dakikalık sayıma tabi tutulmuştur. Çalışma sonucunda elde edilen trityum aktivite konsantrasyonu sonuçlarının minimum algılanabilir aktivite ($\text{MDA}=0,6$ Bq/l) değerinden daha düşük olduğu görülmüştür.

Kurnaz ve arkadaşları (2007), Fırtına vadisinin toprak ve sediment örneklerinin, doğal radyoaktivite seviyelerini belirlemiştir. Toplanan örneklerin ^{238}U , ^{232}T , ^{40}K ve ^{137}Cs radyoizotoplarının analizi için HPGe detektör kullanılmıştır. Aktivite konsantrasyonları ^{226}Ra , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{228}Ac , ^{40}K ve ^{137}Cs için Bq/kg olarak belirlenmiştir. Sonuçlar farklı ülkelerin, toprak ve sediment radyoaktivite ölçümleri ile karşılaştırılmıştır.

Değerlier (2007), Adana ili ve çevresinin çevresel doğal radyoaktivitesinin saptanması ve doğal radyasyonların yıllık etkin doz eşdeğerinin bulunması yapılmıştır. Adana İli ve çevresindeki doğal kaynaklarda bulunan doğal radyoaktivite değerlerinin veya doğal radyonüklit konsantrasyonlarının tayin edilmesi ve bu doğal kaynaklardan yayınlanan farklı tipteki radyasyonların ölçümleri ile de Adana İlini kapsayan bölgenin doğal temel radyasyon seviyelerinin tespit edilmesi amaçlanmıştır.

Büyükuslu (2007), Isparta' m Yalvaç ilçesi ve çevresinin doğal ortam (background) radyasyonunun çeşitli parametrelere bağlı olarak ölçümü gerçekleştirilmiştir. Ölçümler; Geiger-Mueller LND712 dedektörü kullanılarak, bir yıl boyunca her ay; Antiocheia Pisidia Antik Kenti, baz istasyonu, bina içi ve dışı olmak üzere dört farklı noktada yapılmıştır. Yalvaç ve çevresinde ölçülen radyasyon dozunun yaşam süresince yıllık alınması gereken doz limitleri içinde olduğu tespit edilmiştir.

Alatise ve arkadaşları (2008), Nijerya'nın toprak örneklerindeki doğal radyonüklitlerin radyoaktivite konsantrasyonu, yüksek çözünürlüklü, düşük backgroundlu yüksek saflıkla koaksiyel gama ışını detektörü ile analiz edilmiştir. ^{40}K 'nın aktivitesi 111.9 ve 444.7 kBq/kg aralığında ve ortalama değeri 283.28 kBq/kg; ^{226}Ra 'nın aktivitesi 23.24 ile 43.66 kBq/kg aralığında ve ortalama değeri 34.54 kBq/kg, ^{232}T nin aktivitesi 6.48 ile 12.79 kBq/kg aralığında ve ortalama değeri 9.17 kBq/kg olarak elde edilmiştir.

Top (2008), Eskişehir ve civarında, toplam 6 içme suyu örneğinin trityum seviyesi belirlenmiştir. Analizler örneklerin elektrolizle zenginleştirme yöntemiyle Devlet Su İşleri Teknik Araştırma ve Kalite Kontrol (DSİ TAKK) Dairesi Başkanlığı

İzotop Laboratuvarı Şube Müdürlüğü Tritiyum Laboratuvarı'nda, Quantulus-1220 Sintilasyon Sayma Sistemi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Tritiyum değerleri $0,73 \pm 0,70$ ile $8,10 \pm 1,80$ TU arasında olup en yüksek değer olan $8,10 \pm 1,80$ Sarıcakaya ilçesinin şebeke suyu, en düşük değer olan $0,73 \pm 0,70$ ise Sazova şebeke suyudur. Sonuçlar içme suları için müsaade edilen üst limit değerleri olan 839 TU'nun (100 Bq/L) çok altında olduğundan içme suyu olarak kullanılmalarında herhangi bir sakınca olmadığı görülmüştür.

Keskin (2008), Çekmece Nükleer Araştırma ve Eğitim Merkezi, Radyoaktivite Ölçüm ve Analiz Birimi laboratuvarlarında yapılan çalışmada, Ankara ili, Şereflikoçhisar ilçesindeki Tuz Gölü civarından alınan tuz ve toprak örneklerinde, gama spektrometre yöntemi kullanılarak, ^{226}Ra , ^{238}U , ^{232}Tl , ^{40}K izotoplarından kaynaklanan doğal radyoaktiviteler ile Çernobil kazası kaynaklı olan ^{137}Cs elementinin radyoaktivitesi belirlenmiştir. Aktivite ölçümlerinden önce tuz örneği ve 13 farklı yerden alınan toprak örnekleri homojen toz haline getirilerek Marinelli kaplarına konulmuş daha sonra, 4π geometrisinde HpGe detektör ile her bir örnek için gama aktivitesi ölçülmüştür. Ölçülen aktiviteler, birbirleriyle ve Türkiye ile dünyanın farklı bölgelerindeki benzer çalışmalarda elde edilen sonuçlarla karşılaştırılmıştır. Sonuçlar genel olarak değerlendirildiğinde, ölçülen aktivitenin belirli istasyonlarda yüksek çıkması ya da düşük değerde olması o bölgede yer alan toprağın yapısına, yağmur veya rüzgâra ne kadar maruz kaldığına, toprağın tuzlu olmasına bağlı olarak değişim gösterdiği düşünülmüştür. Tuz gölü civarında yapılan ölçümler, dünya ve Türkiye ortalamaları ile kıyaslandığı takdirde, aktivite değerlerinin çok yüksek olmadığı bu civardaki topraklarda doğal radyonüklidlerin normal seviyede olduğu söylenmiştir.

Zhilin ve arkadaşları (2009), Çin'de β 1 sintilasyon sayıcısındaki trityum ölçümlerine örnek vial tipi ve kokteyl kalitesinin etkisi araştırılmıştır. Yüksek ve düşük seviyeli trityum örneklerinin her ikisinde de cam viallerin plastik viallerden daha yüksek sayım oranlarına izin verdiği görülmüştür. Örnek vialler içindeki kokteylin farklı miktarlarının uygulanmasıyla optimum sayım şartlarının elde etmek için yöntemin detaylı analizi mevcut olduğundan bahsedilmiştir. Sonuçlar örnekteki trityum konsantrasyonu ile çok az ilişkiye sahip olan optimum sayım şartlarını

göstermiştir. Sayımı etkileyen ana faktörün örneğe eklenen kokteylin miktarı olduğu görülmüştür.

Madruza ve arkadaşları (2009), Portekiz’ de sıvı sintilasyon tekniği kullanılarak su örneklerindeki (içme, yağmur ve yüzey suları) rutin trityum analizleri yapılmıştır. Trityum analizi yönteminde izotopik zenginleştirme yöntemini kullanılmış olup bu yöntemi de Portekizce Standart Rehber NP4362/1997 temeline dayandırılmıştır. Ölçüm cihazı olarak Bacman LS 6500 sıvı sintilasyon spektrometresi kullanılmış, numuneyi hazırlarken izotopik zenginleştirmenin yanı sıra, damıtılan örneğin bir kısmı (8 ml) 20 ml’ lik toplama kabında sintilasyon kokteylinin (Ultimagold LLT, Packart) 12 mililitresi ile karıştırılmıştır. Minimum algılanabilir aktivite (MDA) 300 dakikalık sayım zamanı için 0,8 Bq/L olarak belirlenmiştir. İspanya’ da bulunan Almaraz nükleer enerji santralinin etkisinden dolayı Tejo Nehri’ ndeki V.V.Rodao da daha belirgin olan yüzey suyu örneklerindeki ölçülen trityum aktivite konsantrasyonu oranının yılda bir değişim gösterdiği belirlenmiştir. Bu ırmağın trityum aktivite konsantrasyonu oranı 1 ile 20 Bq/l arasında bulunmuştur. İçme ve yağmur suyundaki bu değerlerin daha düşük ve çoğunlukla MDA’ m altında olduğu belirtilmiştir.

Varlam ve arkadaşları (2009), Romanya’ da yapılan çalışmada çevresel trityum seviyesini ölçmek için iki farklı işlem uygulanmıştır ama bunlarda alınan su örneklerindeki trityum konsantrasyonunu ölçme sıvı sintilasyon sayım tekniği temeline dayandırılmıştır. Su örneklerindeki trityumu ölçmek için yayınlanmış iki standart metot vardır. Birinci metotta (ISO 9698, 1989) örneği alkaline yapmak için iyodür ve sodyum karbonatı iyoda dönüştürerek su örneğine sodyum tiyosülfat eklenmiştir. İkinci metotta (APHA-AWWA-WEF, 19. Baskı 1995) su örneğine sodyum hidroksit ve potasyum permanganat karıştırılmıştır. Destilasyon ve sıvı sintilasyon metodu her iki standart metot için yapılmıştır. Bu çalışma sıvı sintilasyon metodu kullanarak sayım verimini ölçmek için farklı trityum standart çözeltilerine uygulanan bir karşılaştırma çalışmasıdır. Her iki standart metot önerilerine göre kullanıldığında aynı sonuçları vermiştir.

J. Singh, H. Singh, S. Singh, B.S. Bajwa, R.G. Sonkawade (2009), Hindistan'ın Siwaliks ve Punjab bölgelerinde topraktaki doğal radyonüklit ^{238}U , ^{232}T

ve ^{40}K içeriği yüksek çözünürlüklü gama ışını spektrometrik analizi kullanılarak belirlenmiştir. ^{226}Ra , ^{232}T ve ^{40}K doğal radyonüklit konsantrasyonlarının sırasıyla 28.3 ± 0.5 ile 81.0 ± 1.7 Bq/kg, 61.2 ± 1.3 ile 140.3 ± 2.6 Bq/kg ve 363.4 ± 4.9 ile 1002.2 ± 11.2 Bq/kg arasında değiştiği gözlenmiştir.

Lee ve arkadaşları (2009), Malezya Perak'ın Kinta semtinde 2003 ile 2005 yılları arasında, doğal background radyasyonu ve radyoaktivite konsantrasyonu araştırılmıştır. ^{238}U , ^{232}T ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları yüksek çözünürlüklü koaksiyel HPGe detektör sistemi kullanılarak analiz edilmiştir. ^{238}U , ^{232}T ve ^{40}K 'nin aktivite konsantrasyonları sırasıyla, 12 ile 426 Bq/kg, 19 ile 1377 Bq/kg ve 19 ile 2204 Bq/kg aralığında gözlenmiştir.

Küçükönder (2009), Kahramanmaraş il merkezinden su, toprak ve gıda örnekleri alınmış, alınan örnekler sayıma hazır hale getirildikten sonra, uygun algılama sistemleri ile Kahramanmaraş yöresinin doğal radyoaktivite seviyesi tespit edilmiştir. Bunlar ile birlikte, karasal kaynaklı gama radyasyon doz hızı ölçümleri de yapılarak elde edilen veriler ulusal ve uluslararası standartlar ile karşılaştırılarak Kahramanmaraş yöresinin doğal radyoaktivitesi su, toprak ve gıda örnekleri için toplam alfa ve toplam beta radyoaktivite seviyeleri ve aynı örneklerdeki ^{238}U , ^{232}T ve ^{40}K konsantrasyonları da belirlenmiştir.

Taşkın ve arkadaşları (2009), Türkiye, Kırklareli için topraktaki radyonüklit aktivite yoğunluğu haritalandırılmış ve çevresel gama doz hızları değerlendirilmiştir. Artan yaşam boyu kanser riski hesaplanmıştır. Dış gama doz hızı, 230 örnekleme istasyonunda belirlenmiş ve toprak örnekleri 177 bölgeden alınmıştır. Toprak örnekleri gama spektroskopisi ile analiz edilmiştir. ^{226}Ra , ^{238}U , ^{232}T , ^{137}Cs ve ^{40}K 'nin ortalama aktivitesi sırasıyla 37 ± 18 Bq/kg, 28 ± 13 Bq/kg, 40 ± 18 Bq/kg, 8 ± 5 Bq/kg ve 667 ± 281 Bq/kg olarak tespit edilmiştir. Kırklareli'nin ortalama radyonüklit yoğunluğu bazı aşırı değerlere rağmen dünya ortalamasındadır.

TAEK-TR (2010), Yüzey toprağındaki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'in yanı sıra Çernobil Nükleer Santrali kazası sebebiyle radyoaktif serpinti sonucunda çevreye salınan ^{137}Cs ve ^{134}Cs 'ün dağılımlarının belirlenmesi, izlenmesi ve değerlendirilmesine ilişkin çalışmalar, TAEK ile Çevre ve Orman Bakanlığı

arasındaki iş birliği protokolü kapsamında gerçekleştirilmiştir. Bu kapsamda SNAEM ve ÇNAEM' e gönderilen toprak örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs ve ^{134}Cs radyonüklitlerinin aktivite derişimleri gama spektrometrik yöntem ile ölçülmüştür. Toprak örneklerinde ^{134}Cs radyonükliti gözlenmemiştir.

Oyedale ve arkadaşları (2010), Batı Namibiadaki Aradisin komşu şehirlerinde ve Rössing uranyum madeninden alınan toprak örneklerinde ^{238}U , ^{232}T ve ^{40}K radyonüklitlerinin konsantrasyonlarını HPGe detektör ile belirlemişlerdir. Örneklerdeki konsantrasyonlar ^{238}U için 45.9 ± 3.0 ile 1752.1 ± 17.5 Bq/kg aralığında, ^{232}T için 70.4 ± 4.8 ile 1865.5 ± 56.0 Bq/kg aralığında, ^{40}K için 376.57 ± 18.1 ile 1300.7 ± 50.7 Bq/kg aralığında değişmektedir.

Dugalic ve arkadaşları (2010), Batı Sırbistan toprak örneklerinde ^{238}U , ^{232}T , ^{40}K ve ^{137}Cs radyonüklitlerinin ortalama radyoaktivitesi sırasıyla 60.4 ± 26.2 , 33.2 ± 13.4 , 49.1 ± 18.5 , 379 ± 108 ve 36.4 ± 23.3 Bq/kg olarak ölçülmüştür. Toprakta radyoaktivite artışı bulunmuştur.

Genç (2011), Rize ilinde ve Trabzon ilinin bazı ilçelerinde kullanılan içme, termal ve mineral sularında trityum, δD (döteryum) ve $\delta^{18}\text{O}$ (oksijen– 18) seviyelerini belirlemek, bu suların kaynağı, dolaşımı ve beslenmesi hakkında bilgi sahibi olmak ve bu çalışmayı literatür ve standart limit değerleriyle karşılaştırmak amacıyla çalışma yapılmıştır. Trityum değerlerinin ölçümü Çekmece Nükleer Araştırma ve Eğitim Merkezi (ÇNAEM) RAD Birimi ve DSİ TAKK İzotop Laboratuvarlarında Ultra Düşük-Seviyeli Sintilasyon Sayacı (Perkin Emler QUANTULUS 1220) ile Döteryum ve Oksijen– 18 ölçümleri de DSİ TAKK İzotop Laboratuvarlarında İzotop Oranlayıcı Kütle Spektrometresi (IRMS Dual Inlet) ile yapılmıştır. Rize ili ve ilçelerinden alınan 12 adet içme, 1 adet mineral ve 2 adet termal su örneklerinin trityum değerleri 0.45 TU ile 9.70 TU aralığında bu su örneklerinin ortalama trityum değeri 6.84 TU dur. Trabzon ilinin bazı ilçelerinden alınan 5 adet içme suyu örneğinin trityum değerleri 6.65 TU ile 8.05 TU aralığında, ortalama trityum değeri ise 7.31 TU dur.

Gören (2011), Adana ve civarından toplam 23 adet su örneği alınmış, Packart-Tri-Carb 2900 TR Sıvı Sintilasyon Sayıcısının çalışma prensibi ve sıvı

sintilasyon sayım tekniği ile içme sularında trityum analizi yapılmıştır. Çevresel numunelerin trityum seviyesinin çok düşük olması nedeni ile numunelerin trityum aktivite seviyeleri belirlenmeden önce destilasyon (damıtma) ön işlemi uygulanmıştır. Ön işlem yapılırken numune içine asitliğin giderilmesi için NaOH, örnek içindeki olabilecek kimyasalları ayırmak için potasyum permanganat çözeltileri eklenmiştir. Alınan 23 adet su örneğinde trityum seviyesi <MDC ve 76,45 TU değerleri arasında değişmektedir. Bu sonuçlar litrede 839TU (100Bq/L) olan kabul edilen limit değerinin altındadır. İçme suyu olarak bunların kullanılmasının zararlı olmadığı görülmüştür.

Bostancı (2011), Samsun Büyükşehir Belediyesi sınırları içerisinde alınan toprak örneklerinde, gama spektrometre sistemleri kullanılarak doğal radyoaktivite seviyeleri belirlenmiştir. Toplanan 38 adet toprak numunesindeki doğal gama aktiviteleri NaI(Tl) ve HPGe dedektörlü iki ayrı gama spektrometresi kullanılarak ölçüldü. Toprak numunelerinde NaI(Tl) dedektörlü sistem kullanılarak elde edilen gama ışını spektrumlarından ^{238}U , ^{232}T , ^{40}K ve ^{137}Cs radyoaktivitelerinin ortalama değerleri sırasıyla, $45,13 \pm 4,21$ Bq/kg, $40,68 \pm 2,77$ Bq/kg, $364,65 \pm 22,25$ Bq/kg ve $14,79 \pm 1,9$ Bq/kg olarak ölçülmüş. HPGe dedektörlü sistem kullanılarak elde edilen gama ışını spektrumlarından ^{238}U , ^{232}T , ^{40}K ve ^{137}Cs radyoaktivitelerinin ortalama değerleri sırasıyla, $18,64 \pm 1,96$ Bq/kg, $22,06 \pm 4,18$ Bq/kg, $525,07 \pm 22,81$ Bq/kg ve $14,85 \pm 1,32$ Bq/kg olarak ölçülmüştür. HPGe dedektörlü sistem kullanılarak elde edilen sonuçlar dünya ortalama değerlerinden daha düşük bulunmasına rağmen NaI(Tl) dedektörlü sistem kullanılarak elde edilen sonuçlar dünya ortalama değerlerinden daha yüksek bulunmuştur.

Bakkal (2012), Kilis ili toprak örneklerinin radyonüklit konsantrasyonları (^{238}U , ^{232}T , ^{226}Ra , ^{40}K ve ^{137}Cs) gama spektrometrik yöntem ile belirlenmiştir. Radyonüklit aktivite konsantrasyonları kullanılarak; havadaki soğurulan doz hızı (D), radyum eşdeğeri (Ra_{eq}), dış tehlike endeksi (H_{ex}), yıllık gonadal doz eşdeğeri (YGDE), yıllık etkin doz eşdeğeri (YEDE) ve artan yaşam boyu kanser riski (AYKR) değerleri hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlar ile Kilis ili ve yöresi için dağılım haritaları ve histogram grafikleri çizilmiştir. Sonuçlar, Türkiye' nin diğer

illeri için elde edilen bulgular ve dünya ortalama değerleri ile karşılaştırılmıştır. Bu çalışmada ^{238}U ve ^{232}T 'nin aktivite konsantrasyonları hesaplanırken bozunum ürünlerinin aktivite konsantrasyonlarının ortalamaları alınmıştır. ^{238}U 'nun aktivitesi, bozunum ürünleri olan ^{214}Pb ve ^{214}Bi radyonüklitlerinin aktivitelerine bağlı olarak 7 toprak örneği için elde edilmiştir. ^{238}U için en yüksek aktivite konsantrasyonu ($39,9 \pm 5,6$ Bq/kg) Kırıkhan yolu üzerinde ve en düşük aktivite konsantrasyonu ($10,1 \pm 2,7$ Bq/kg) Kilis güneyde ölçülmüştür. Aktivite tespit edilen 7 örnek için ortalama ^{238}U aktivite konsantrasyonu 20,97 Bq/kg olarak hesaplanmıştır. ^{232}Th aktivitesine, ^{228}Ac ve ^{208}Tl bozunum ürünlerinin gama enerjileri dikkate alınarak bakılmıştır. Bütün toprak örnekleri için ^{232}T aktivite konsantrasyon değeri, MDA değerinin altındadır. Çalışma bölgesindeki tüm toprak örnekleri için ^{40}K aktivitesi tespit edilmiştir. ^{40}K 'ın en yüksek aktivite konsantrasyon değeri ($340,1 \pm 10,8$ Bq/kg) Musabeyli ilçesi girişinde ve en düşük aktivite konsantrasyon değeri ($87,0 \pm 8,2$ Bq/kg) Karbeyaz köyünde ölçülmüştür. Ortalama ^{40}K aktivite konsantrasyonu 205,14 Bq/kg olarak hesaplanmıştır. ^{137}Cs , doğal olarak bulunmayıp fisyon olayı sonucunda üretilir. 662 keV' de %85 bollukta bir enerji pikine sahiptir. Tüm toprak örnekleri için ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu, MDA değerinin altındadır.

Uğur ve arkadaşları (2012), Osmaniye civarı ve içindeki farklı bölgelerden toplanan yüzey toprak örneklerindeki karasal (doğal) radyonüklitlerin (^{238}U , ^{232}T ve ^{40}K) dağılımını belirlemişler ve dışsal maruz kalmanın radyolojik sonuçlarını göstermişlerdir. Toprak örneklerindeki ^{238}U , ^{232}T ve ^{40}K 'ın aktivite konsantrasyonları sırasıyla $10,4 \pm 0,7$ Bq/kg ortalama ile 2,6 ile 38,1 Bq/kg, $12,2 \pm 0,7$ Bq/kg ortalama ile 3,7 ile 40,5 Bq/kg ve $243,4 \pm 12,8$ Bq/kg ortalama ile 30,0– 639,7 Bq/kg oranlarında bulunmuştur. Bu makalede bulunan radyonüklitlerin konsantrasyonları yer kabuğunun ortalama değerlerinin yanı sıra literatürde rapor edilen Türkiye ile ilgili benzer çalışmalardan elde edilenlerle karşılaştırılmıştır. Aktivite konsantrasyonlarının sonuçları açık havada dış absorbe (soğurulan) gama doz oranı (GDR) ve yıllık etkin dozu (AED) belirlemek için kullanılmış. Dışarıdan

soğurulan GDR 22.4 ± 9.5 nGy/h ortalama ile 5.2 ile 53.6 nGy/h arasında değıştikleri bulunmuştur. Benzer olarak ortalama AED 0.03 mSv olarak bulunmuştur.

Korkmaz ve arkadaşları (2012), Karadeniz Bölgesinde 1986'da Çernobil kazası sonucu radyasyon yayınınının etkilerini gözlemek için 2010 yılında en yaygın balık türlerinin dört tanesini (*Engraulis encrasicolus* (hamsi), *Oncorhynchus mykiss* (alabalık), *İstavrit mediterraneus* (mavi yüzgeçli) *Merlangius merlangus* (mezgıt) sekiz farklı bölgeden örnek toplayarak radyoaktivite seviyelerini (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs) ve ağır metal konsantrasyonlarını (As, Mn, Fe, Cr, Ni, Zn, Cu ve Pb) belirlemek için kapsamlı bir çalışma yürütmüşlerdir. Halk tarafından balık tüketimi nedeniyle soğurulan doz miktarı tahmin edilmiş ve bu dozun sağlıklı bir insanı tehdit etmediği gösterilmiştir. Ağır metal konsantrasyonları uluslararası kuruluşlar tarafından belirlenene günlük alım miktarının altında bulunmuştur.

3. MATERYAL VE METOD

3.1. Sıvı Sintilasyon Dedektörü

Sıvı Sintilasyon Sayma (LSC) tekniği yaygın olarak düşük enerjili beta yayıcılarının ölçülmesi ve radyasyonun varlığının araştırılması için kullanılan bir tekniktir. Bu ölçüm tekniği çevre radyoaktivitesinin izlenmesi, herhangi bir nükleer kaza anında radyoaktif kirlenmenin boyutunun tespit edilmesi ve halk sağlığı için gerekli önlemlerin alınması amacıyla ^3H , ^{14}C , ^{90}Sr gibi alfa ve beta yayan spesifik radyoizotopların nitel ve nicel analizinde kullanılan en yeni, en hızlı ve en geçerli yöntemdir. ROB' da gelişmiş özelliklere sahip düşük zemin sayımlı sıvı sintilasyon spektrometresi ile rutin olarak içme sularında trityum analizi ve su, süt, gıda ve çevresel örneklerde de ^{90}Sr analizi yapılmaktadır (TAEK, Radyoaktivite ölçme ve analiz birimi).

Örnekler aromatik çözücü (önceleri benzen ya da toluen, ama son günlerde daha az tehlikeli çözeltiler elde edildi) ve flourlar (örneğin sintilatör) olarak bilinen diğer katkı maddelerinin az miktarını içeren bir kokteylde çözünür. Beta parçacıkları çözücü molekülden örneğe enerji transferi sırasında yayılır; böylece her beta yayılımı (ışını) bir ışık pulsu meydana getirir.

Örnekler saydam yada yarı saydam (cam, plastik) küçük vialler içine konulur ve sıvı sintilasyon sayıcı içine yerleştirilir. Sayıcılar 2 adet fotoçoğaltıcı tüpe sahiptir

Sıvı sintilasyon sayıcısının ideal şartlardaki sayım verimi düşük enerjili beta yayıcı olan trityum için yaklaşık %30, yüksek enerjili beta yayıcı olan fosfor-32 için yaklaşık olarak %100 oranındadır. Bazı kimyasal bileşikli ve yüksek oranda renkli (boyalı) örnekler sayım işlemini (sürecini) engelleyebilir.

Quench (sönüm) olarak bilinen bu engel data düzeltmesi ya da örneğin dikkatli bir şekilde hazırlanmasıyla aşılabılır. P- 32 gibi yüksek enerjili beta yayıcılar kokteylsiz sintilasyon sayıcısında sayılabilir. Cherenkov sayımı olarak bilinen bu teknik, fotoçoğaltıcı tüp tarafından doğrudan algılanan Cherenkov radyasyonuna dayanır. Bu deneysel içerik içindeki Cherenkov sayımı genellikle hızlı kaba ölçümlerde kullanılır, çünkü örnek geometrisinin neden olduğu değişimlere daha

duyarlıdır (http://en.wikipedia.org/wiki/Liquid_scintillation_counting).

Dedeksiyon limitini aşağıya çekmek için sıvı sintilasyon cihazının ortam sayımının (background) çok küçük olması gerekir. Bilindiği gibi ortam sayımına kozmik ışınlar, laboratuvarın inşaatında ve cihazın yapımında kullanılan malzemelerin içerdiği doğal radyoaktivite neden olur. Kozmik ışınlardan ileri gelen ortam sayımı coğrafi yükseklikle artar. Kozmik radyasyonun tesiri, ölçüm sisteminde ikincil dedeksiyon devreleri (çakışmazlık devreleri=anticoincidence circuits) kullanmak suretiyle azaltılır. Radyoaktif olmayan asimetric kurşun kaplama ölçüm pozisyonunda kozmik ışınları zayıflatır. Çevresel radyasyonu tamamen yok etmek mümkün değildir

Sıvı sintilasyon tekniğinin sağladığı avantaj ve dezavantajları şu şekilde sıralamak mümkündür:

Radyoizotoplar, uygun bir sintilatör içinde homojen bir dağılım içinde bulundukları için 4π sayım geometrisinde sayılırlar

Self-absorbsiyon (öz soğurma) riski yoktur. Beta parçacıklarının menzili kısadır, (1MeV enerjili beta parçacığı için sudaki menzil 0,40 cm) LSC' da beta parçacıkları sıvı sintilatör içinde yakın mesafelere getirilebilir ve diğer metodlardan farklı olarak öz-soğurma olmadan ölçülebilen sintilasyon sağlanır,

Örnek hazırlama kolay ve çabuktur

Son yıllarda özellikle beta sayımlarında daha fazla kullanılmaktadır. En yaygın kullanılan beta yayıcı izotoplar ^3H , ^{14}C ve ^{32}P ' dir.

Aynı örnek içinde aynı anda toplam alfa ve beta radyoaktivite değeri saptanabilmektedir.

Belirli uygulamalar için PIPS (passivated implanted planar silicon) ve SSB (Silicon surface barrier) dedektörlerini kullanan geleneksel alfa spektrometri için oldukça yararlı bir alternatif de olabilir. Bununla birlikte, yarı iletken dedektörlere göre daha verimsiz olan LSC çözünürlüğü bir dezavantaj olabilir.

Alfa sayımlarında alfa radyasyonuna beta ve gamalar da karıştığından alfa sayımları için sıvı sintilasyon tekniği çok fazla kullanılmamaktadır. Sayım cihazlarının geliştirilmesi ve bazı analitik yöntemlerin uygulanması ile bu problemin

çözümüne gidilmektedir. Alfa yayınlayıcılar için ölçümlerden önce alfa yayınlayıcıları ayırmak için kimyasal ayırım yöntemleri kullanılmaktadır,

Farklı sayım protokolleri kullanılarak farklı örnek tiplerinde (su, hava, idrar, toprak gibi) farklı radyoaktivite değerlendirmeleri yapılabilir (Top, 2008).



Şekil 3.1. Yapılan çalışmada kullanılan Sıvı Sintilasyon Sayım Cihazı

3.1.1. Fotoçoğaltıcı Tüp (PMT)

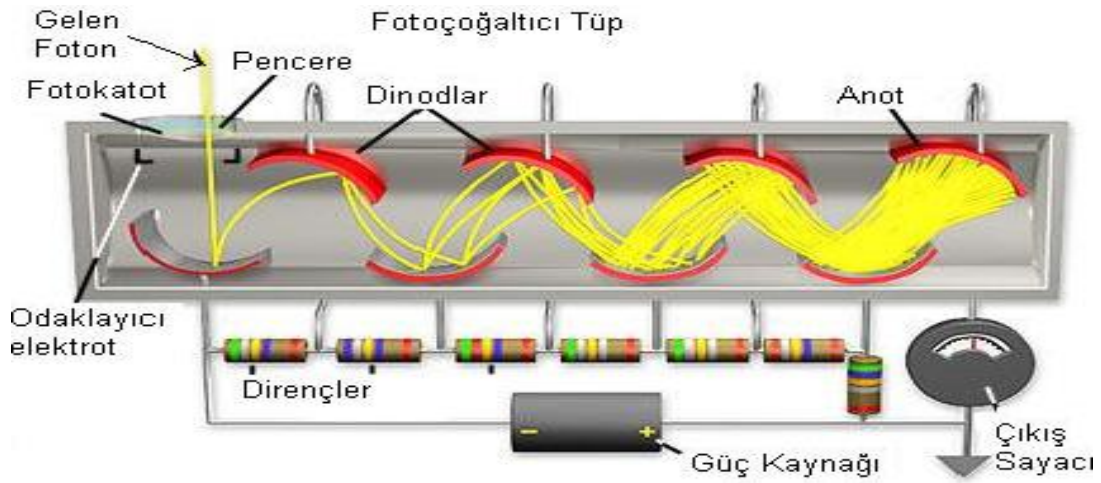
Dedektörde nükleer radyasyonun madde ile etkileşmesi sonucu oluşan şarj, R direnci üzerinde ani bir voltaj düşüşü meydana getirir. Bu ani voltaj değişikliğine darbe (puls) denir. Darbenin yükselme zaman sabiti dedektörün cinsine, geometrisine ve yükün anotta toplanma zamanına bağlıdır. Alçalma zaman sabiti önyükseltgecin devre elemanları tarafından belirlenmiştir ve değeri birkaç nano saniye ile birkaç mikrosaniye arasında değişir (Top, 2008).

Fotoçoğaltıcı tüpler, düşük ışık sinyallerini ölçülebilecek yüklere çevirirler ve sintilatörden uyarılma sonucu yayınlanan fotonların dedeksiyonunda kullanılırlar.

Fotoçoğaltıcı tüpler; fotokatot yüzey, dinodlar (katot elektrotlar), toplama elektrotu (anot elektrot) gerilim kaynağına sahip bir devreden (RL devresi) oluşur (Şekil 3.2).

Fotokatot, üzerine düşen ışığı (fotonları) fotoelektrik olarak elektronlara çevirmeye yarar. Genellikle sezyum-antimon bileşiminden yapılmıştır. Bu tür fotokatodun elektrona çevirmesiyle elde edilen foto elektrik akımı çok zayıf olduğundan ölçülebilmesi için çoğaltılması gerekir. Çoğaltma işi; dinodlar aracılığıyla yapılır. Dinodlar bir seri direnç zinciri ile kademeli olarak artan gerilimlerde tutulur. Böylece fotokatottan veya önceki bir dinoddan yayınlanan elektronlar, daha çok elektron sökebilecek kadar enerji kazanacak biçimde, sonraki dinoda doğru hızlandırılırlar.

Dinodların yüzeyi, elektron sökülebilmesi kolay maddelerden yapılmış olup çarpan her elektron için birden fazla elektron yayınlanır ve bunlar dinoddan dinoda ilerlerken elektron sayısı elektronik devreleri sürebilecek kadar uygun biçimde artar (elektron çoğalması). Normal olarak her bir dinodun elektron çoğalma miktarı dört civarındadır. 10 dinodlu bir fotoçoğaltıcının çoğaltma katsayısı (kazanç) 4^{10} veya 10^6 mertebesinde dir. Enerji spektrometreleri için iki önemli özellik lineerlik ve kararlılıktır. Lineerlik, son çıkış puls genişliğinin, sintilasyon olaylarının sayısı ile dolayısıyla radyasyon tarafından dedektörde depo edilen enerji ile doğru orantılı olması demektir. Çoğaltma katsayısı, dinodlar arasına uygulanan voltaj değişimine karşı çok hassastır. Yüksek voltajdaki herhangi bir değişme çıkış pulslarındaki değişimlere neden olacaktır; bu yüzden yüksek voltaj kaynağının kararlı olması gereklidir. Bu nedenle dinodlar bir seri direnç zinciri ile kademeli olarak artan gerilimlerde tutulur. Bir elektron salınması için 2-3 eV yeterli olabilir. Bu şekilde çoğaltılmış elektronlar, anotta toplanarak R_L yük direnci üzerinde bir puls oluşturur (Altay ve Çifter 1996; Krane, 2001).



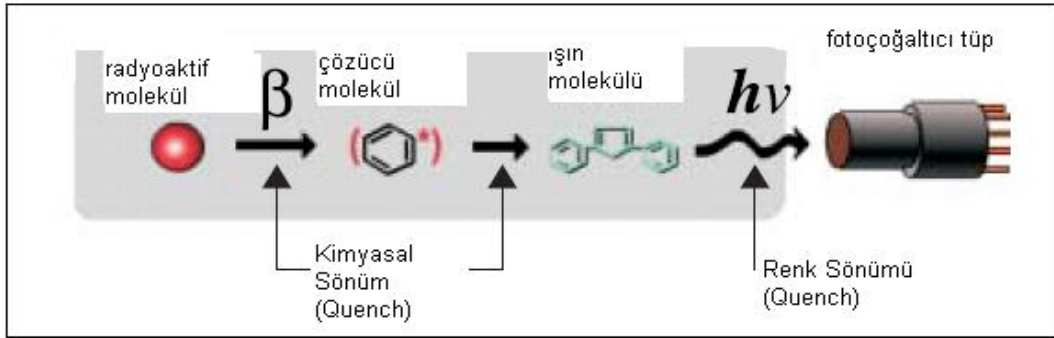
Şekil 3.2. Fotoçoğaltıcı Tüpün Şematik Gösterimi
<http://learn.hamamatsu.com/articles/photomultipliers.html>

3.1.2. Sönüm (Quenching)

Bir örnek kabı içine konulan sintilasyon kokteyli, örnek içinde bulunan radyoizotoptan gelen radyasyon emisyonlarını ışığa çevirir. Bu ışık, dedektörün fotoçoğaltıcı tüpüne ulaştığı anda sıvı sintilasyon sayıcısı tarafından dedekte edilir. Fotokatotda üretilen fotoelektron sayısı (puls yüksekliği) gelen foton sayısı ile orantılıdır (örneğin ^3H için 30 ve ^{14}C için 300). Quench olayı fotokatoda ulaşan fotonların sayısında azalmaya neden olur, bu nedenle elektriksel puls yüksekliği azalır (Top, 2008).

Quench, kimyasal, optik (renk) ve fiziksel quench olmak üzere üç çeşitte gerçekleşir. Bazen safsızlık olarak adlandırılan kimyasal quench çözücünden çözünene enerji transferindeki enerji kaybına neden olur. Optik ya da renk quench çözünende üretilen fotonların azalmasına neden olur. Fiziksel quench, örneğin fiziksel formu nedeniyle gerçekleşir (Örn. numunenin çökelti ya da parçacık içermesine bağlı olarak ışığın dağılması) (Charles, 1994).

Kimyasal quench ışık dönüşümünden önce radyoaktif beta enerjisi soğurur. Renk quench' i sintilatörün yaydığı dalga boyu aralığında ışığı soğurur. Bu durumda yayılan fotonların sayısı değişmez, ama fotoçoğaltıcı tüpe ulaşan foton sayısını azaltır. Quench' in her iki tipi de, ışık pulslarının tümünün enerjisini ve toplam CPM' i azaltır (Gören, 2011).



Şekil 3.3. Enerji Transfer İşlemindeki Quench

(http://www.ehs.psu.edu/radprot/Packard_quench_curves_calibration)

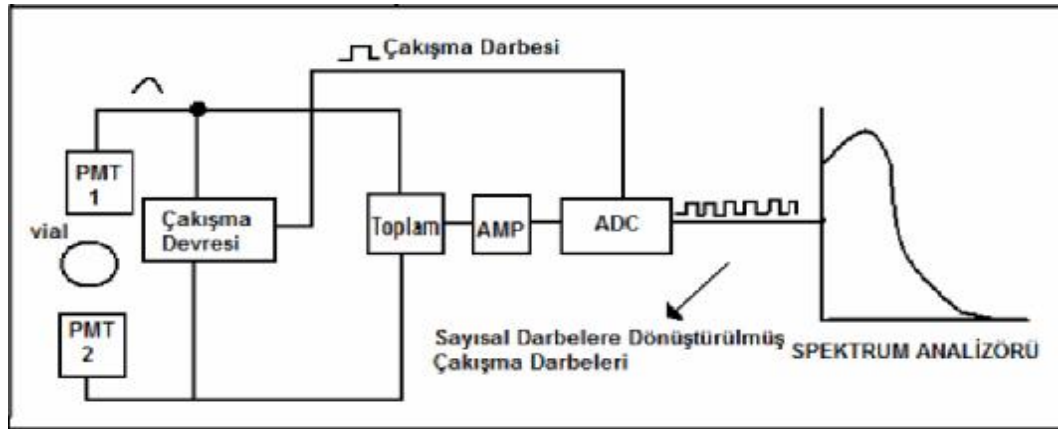
3.1.3. Sayım Sistemi

Bir LSC fotoçoğaltıcı tüp, puls amplifikatörü, sayıcı ve kaydedici sistemden oluşur. Bugün bu sistemler çift fotoçoğaltıcı tüp, çok kanallı analizörler ve bilgisayarlı sistemlerden (kaydeden, hesaplayan, spektrumları çizen) oluşmaktadır.

Numune tarafından yayılan tüm beta parçacıkları, sintilatörün bazı parçalarından geçtiği ve büyük çoğunluğu solüsyon içinde tamamen durdurulduğu için, sayım en sağlıklı şekilde gerçekleştirilebilir. Tekniğin gelişmesinin ölçümü olarak, fotoçoğaltıcı tüp tasarımında ve diğer tekniklerde uygulanan gelişmelerde olduğu kadar trityumun sayım verimine yönelik gelişmeye de dikkat etmek gerekir (Tsoulfanidis, 1995).

Ölçümler, numunenin sayımına müdahale eden gürültü kaynaklarına oldukça hassastır. Önemli gürültü kaynakları, PM tüpünün fotokatodundan termal olarak üretilen fotoelektronlar, numune-sintilatör solüsyonundaki kimyasal tepkimelerin yarattığı ışık olan kimyasal lüminisans ve sintilatördeki uzun ömürlü fosforesanstır. Hemen hemen bu gürültü kaynaklarının tümü, puls başına sadece bir fotoelektron üretimine karşılık gelmektedir (Top, 2008).

Sıvı sintilasyon sayaçlarında kullanılan ilk sistem, çakışan darbe dedeksiyonu (coincidence pulse dedektion) adı verilen ve karşılıklı olarak yerleştirilmiş iki adet fotoçoğaltıcı tüple birlikte çalışan bir lojik devre olup, foto tüplerden çıkan sintilasyon sinyallerini birbiriyle mukayese eder. Eğer iki sinyal aynı anda oluşmuş ise devre çıkışından puls alınır (Şekil 3.4).



Şekil 3.4. LSC Çalışma Düzenneği (Top, 2008)

Böylece tıpkı nükleer ışıyım gibi rastgele karaktere sahip elektriksel gürültülerin hasıl ettiği darbeler, bu lojik devre vasıtasıyla gerçek nükleer olay darbelerinden ayrılır (sistem çıkışında gürültü darbeleri oluşmaz).

Vial içinde rastgele dağılmış olan radyoaktif atomların fototüplere olan uzaklıkları farklı olduğu için yayınlanan fotonlar tüplere farklı şiddette ulaşırlar (foton şiddeti uzaklıkla değişir). Bu olumsuz durum, sayma sisteminde performans azalması yaratır. Zayıf enerjili beta aktif radyonüklidlerin dedeksiyonunda sorun yaratan bu durum devreye ilave edilen darbeler toplamını alan (summation circuit) devresiyle yok edilir ve radyoaktif atomların konumu dolayısıyla fototüplere olan uzaklık farklılıklarının önemi kalmaz.

Devrenin temel çalışma ilkesi şöyledir: İki fototüpte aynı anda oluşan darbeler elektronik toplama ünitesi aracılığıyla toplamı alınır ve çıkışta meydana gelen darbeler, sintilasyonun toplam şiddetiyle orantılı olur. Radyoaktif atomların sintilatör içindeki konumunun herhangi bir önemi kalmaz. Toplama devresi çıkışı ile çakışma devresi çıkışı bir çakışma kapısı aracılığıyla birleştirilir. Nükleer olayın meydana getirdiği gerçek darbeler ya bir sayıcı-kaydedici ile sayılır veya bu darbeler genliklerine yani enerji seviyelerine göre değerlendirilmek üzere spektrum analizörüne gönderilir.

Spektrum analizörü, çeşitli enerjiye sahip radyonüklitlerin ürettiği darbelerin 0 keV ile 2000 keV arasındaki bölgede enerji darbe yüksekliği dağılımını, sabit bir kazanç altında, incelemek olanağını sağlayacak şekilde tasarımılanan mikro işlemci

esaslı bir elektronik sistemdir.

Çevresel trityum konsantrasyonunun doğal seviyesine ulaşması nedeniyle ölçümlerde kullanılan cihazların dedeksiyon limitleri en düşük aktiviteyi ölçebilecek şekilde çok küçük bir değerde olmalıdır (Altay ve Çifter, 1996).

3.1.4. Sayım Kapları (Vialler)

Radyoaktif analizlerde kullanılan sıvı sintilasyon vialleri genel olarak borsilikat camdan (^{40}K , ^{226}Ra içermeyen) veya plastikten yapılmaktadır. Plastik vialler ise yüksek yoğunluklu polietilen ya da polipropilenden üretilir. Borosilikat camdan yapılmış vialler verim ve ortam saymaları yapılarak seçilmelidir. Özel vialler ise kuvars, teflon veya plastikten imal edilmektedir. Bakır-teflon vialler, düşük background için uçucu çözücülerde kullanılır. Plastik vialler, rutin analizlerde cama göre daha düşük background' a sahip olması ve çok daha ucuz olması nedeniyle tercih edilirler (Top, 2008).

İçinde sintilatör ile karışmış numune bulunan vialler (Şekil 3.5) sıvı sintilasyon sayma sistemindeki fotoçoğaltıcı tüpler arasına girerek numunelerin sayılmasını sağlar. Bunun için viallerin yüksek foton üretme verimliliği, düşük radyasyon içeren maddelerden yapılmış olmalarını gerektirmektedir.



Şekil 3.5. Deneylerde Kullanılan Sintilasyon Vialleri

3.2. Yarı İletkenler ve Özellikleri

Serbest atomda elektronlar ancak belirli enerji seviyelerinde bulunurlar. Bu durum kristallerin periyodik örgü yapısında enerji bantlarına genişler. Yani elektronlar sadece belirli enerji bantlarında bulunabilirler. En alt band değerlik (valans) bandı olup tüm elektronlar kristaldeki belirli örgü noktalarına bağlıdır. Yani bu bantta serbest elektron yoktur. Bir üst bant ise kristal boyunca elektronların serbestçe hareket ettiği iletkenlik bandıdır. Bu banttaki elektronlar materyalin elektriksel iletkenliğine katkıda bulunurlar. İki bandın arasında ise hiçbir elektronun bulunmayacağı yasak bant vardır.

Bu bandın genişliği, maddenin yalıtkan ya da yarıiletken olarak sınıflandırılmasını belirler. Kristaldeki elektron sayısı değerlik bandını tam olarak dolduracak sayıdadır. Metallerde en üst bant tam olarak dolu değildir. Bu nedenle elektronlar madde boyunca kolayca hareket edebilirler. Yalıtkanlarda yasak bant genişliği hayli fazla olup (5 eV ya da daha çok) yarıiletkenlerde ise bu genişlik oldukça düşük ve dardır.

Sıfır olmayan bu sıcaklıkta termal enerji, kristaldeki elektronlar tarafından paylaşılır. Böylece değerlik bandındaki bir elektron yeterli enerjiyi kazanarak yasak bandı geçip iletkenlik bandına yükselebilir. Bu uyarılma işlemi esnasında iletkenlik bandına yükselen elektron yerine bir boşluk (deşik) yaratılır. Katıhal fiziğindeki bu elektrondeşik kombinasyonu gazlardaki iyon çifti kavramına eşdeğer alınabilir. İletkenlik bandındaki bir elektron uygulanan bir elektrik alan etkisi ile hareket edebildiği gibi pozitif yüklüdeşikte böyle bir alanda ancak elektron yönüne ters yönde hareketi mümkündür. Birim zamanda termal etki ile bir elektrondeşik çiftinin oluşma olasılığı aşağıda verilmektedir (Olçay, 2007).

$$P(t) = C T^{3/2} \exp [- E_g / 2kT] \quad (3.1.)$$

T = Mutlak sıcaklık

E_g = Bant genişliğinin enerjisi

K = Boltzmann katsayısı

C = Maddeye bağlı orantı katsayısı

Üstel ifadededen anlaşılacağı gibi termal uyarılma olasılığı bant enerjisinin sıcaklığa oranına bağlıdır ve bu aralığın dar olması durumunda elektriksel iletkenlik artacaktır. Bir elektrik alanın uygulanması durumunda hem elektronlar hem de boşluklar sürüklenmeye başlayacaklardır. Bu hareket hem termal hız hem de net sürüklenmenin kombinasyonu şeklindedir. Saf bir yarıiletkende termal uyarma ile iletkenlik bandına çıkmış elektronların sayısı (n_i) değerlik bandındaki boşlukların sayısına (p_i) eşittir (iletkenlik bandına çıkan her elektron geride bir boşluk bıraktığından). Germanyum ve silikonda oda sıcaklığında elektron ya da boşluk yoğunlukları sırasıyla $2,4 \times 10^{13} \text{ cm}^{-3}$ ve $1,5 \times 10^{10} \text{ cm}^{-3}$ dür. Saf yarı iletkenlere bir takım safsızlıklar katılarak n ya da p tipi yarıiletkenler elde edilebilir (Olçay, 2007).

Katı yarıiletken materyaller (germanyum ve silikon) radyasyon dedektörleri için sintilatörlere alternatif oluştururlar. Ge ve Si içinde 4 değerlikli atomların komşu atomlarla dört kovalent bağ oluşturdukları kök kristaller şeklindedirler. Yani tüm değerlik elektronları kovalent bağa katılırlar ve bant yapısı, bir dolu bant ve bir boş iletim bandı gösterir. Bir yalıtkan ve bir yarıiletken arasındaki fark enerji aralığının büyüklüğünden kaynaklanır. Bu aralık bir yalıtıkanda 5 eV ve bir yarı iletken 1 eV civarındadır. Az sayıda elektron (belki 10^9 ’ da 1) oda sıcaklığında, değerlik bandında “ boşluk” ad verilen bir boşluk bırakarak iletim bandına doğru termal olarak uyarılır. Bu boşluk komşu elektronlardan biriyle doldurulur (yeni bir boşluk oluşur). Böylece, boşlukları kristal içinde hareket ediyorlarmış gibi görünürler (aslında pozitif yüklü atomlar hareket etmezler) Yarı iletkenlerde elektrik iletimini kontrol etmek için, az miktarda katkı maddesi denilen bir madde ilave edilir. Bu işlemde 3 veya 5 değerlikli atomlar örgü içine girerler. 5 değerlikli atom durumunda (P, As, Sb) elektronlardan dördü komşu Si veya Ge ile kovalent bağ yaparlar: beşinci elektron örgü içinde kolayca hareket edebilir ve kesikli verici durumlarının bir kümesini oluştururlar ve bu durumlar tam olarak iletim bandının hemen altındadır (Krane, 2001).

3.2.1. n Ve p Tipi Yarı İletkenler

Günümüzde yarı iletken dedektör yapımında en çok kullanılan maddeler Ge, Si kristalleridir. Ge kristalleri, gama ısın ölçümleri için çok uygun özellikler göstermektedirler. Yarı iletken kristallerin örgü yapısı içerisine çeşitli özellikteki katkı atomlarının konulması sonucu, kristal yapıları n ve p tipi kristal yapılarına dönüştürülebilir. Ge atomu son yörüngesinde 4 valans elektronu bulunan bir atomdur.

Eğer katkı maddesinin valans elektron sayısı, Ge valans elektron sayısından fazla ise örgü yapısında bağ yapmamış valans elektronlarının oluşmasına sebep olacaktır. Yani buradaki elektronlar çok küçük bir enerji ile iletim bandına geçebilecektir. Bu tip yarı iletkenlere n tipi veya verici denilmektedir. Burada elektronlar yük taşıyıcı görevini yapmaktadır. Örnek olarak Ge kristaline Li ya da As eklenmesi sonucu n tipi yarı iletken elde edilebilir.

Eğer Ge kristaline eklenen katkı maddesinin valans elektron sayısı, germanyumun valans elektron sayısından az ise bu sefer katkı malzemesi komsu bir atomdan elektron alarak bağ oluşturacak duruma gelir. Buna p tipi yarı iletken denilmektedir. Burada deşik hareketi söz konusudur, bu artı yüklü iyonların hareketi gibi düşünülebilir. p tipi yarı iletkenler valans bandından elektron aldıkları için bu tipteki yarı iletkenlere alıcı denilmektedir. Aşağıda bu iki tipin enerji band seviyeleri cinsinden bir şekil ile farkı gösterilmektedir.

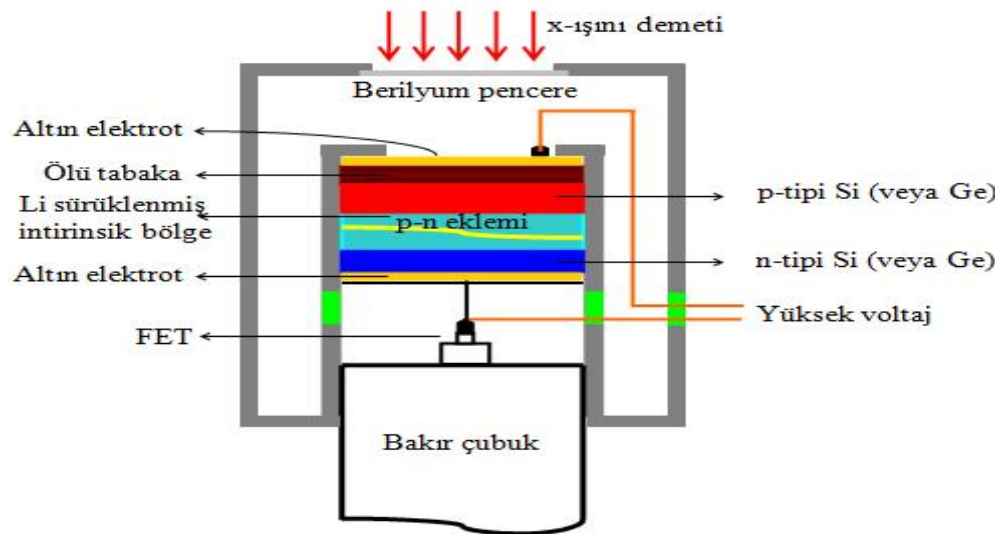
Yarı iletken dedektörlerin yapısında ise hem n hem de p tipi yarı iletken kullanılmaktadır. Bu yarı iletkenleri uç kısımlarında elektrotlar bulunmaktadır ve bu elektrotlara bir gerilim uygulanır. Hem n hem de p tipinin katkı maddesinin bir arada kullanılmasının sebebi ise şu şekilde açıklanmaktadır: n ve p tipi bir yarı iletken dedektöre, dışarıdan bir voltaj uygulandığında (+ kısım p ye, – kısım n ye bağlanır), n yük taşıyıcısı elektronlar ile p tipi yük taşıyıcıları deşikler, p ve n tipinin birleştiği ara kesite doğru hareket ederler ve elektronlar deşikleri doldurarak birbirlerini yok ederler. Bu belirli bir denge durumuna kadar devam eder. Denge durumunda n tipine yakın olan kısımda deşikler yani + yüklü iyonlar p tipine yakın olan ara kesitte ise elektronlar bulunacaktır ve bu durum ara kesit bölgesinde bir elektrik alan doğmasına

sebepe olacaktır. Bir gerilim uygulanmadan da dedektör yapmak mümkün olmaktadır. Fakat bu durumda gelen radyasyon sonucu oluşan elektrondeşik çiftleri, elektrik alanının küçük olmasından dolayı, kolaylıkla tuzaklanabilirler.

Bu durumda verimi düşük bir dedektör elde edilmiş olur. Eğer dedektörün p ucuna negatif n ucuna pozitif gerilim uygulanırsa, bu duruma ters besleme adı verilir. Eğer geri besleme yapılırsa bu sefer elektronlar n tipi bölgedeki elektrotlara, desikler ise p tipi elektrotlara doğru hareket ederler. Arada kalan nötr bölgeye yarı iletken dedektörlerinde tüketim bölgesi adı verilir. Geri besleme, dedektör içindeki elektrik alanının büyümesine ve tüketim bölgesinin genişlemesine sebep olacaktır. Eğer gelen gama ısını bu tüketim bölgesiyle etkileşirse burada bir elektrondeşik çifti oluşturur, böylece dedektör çıkışında bir puls oluşur (Baykal, 2007).

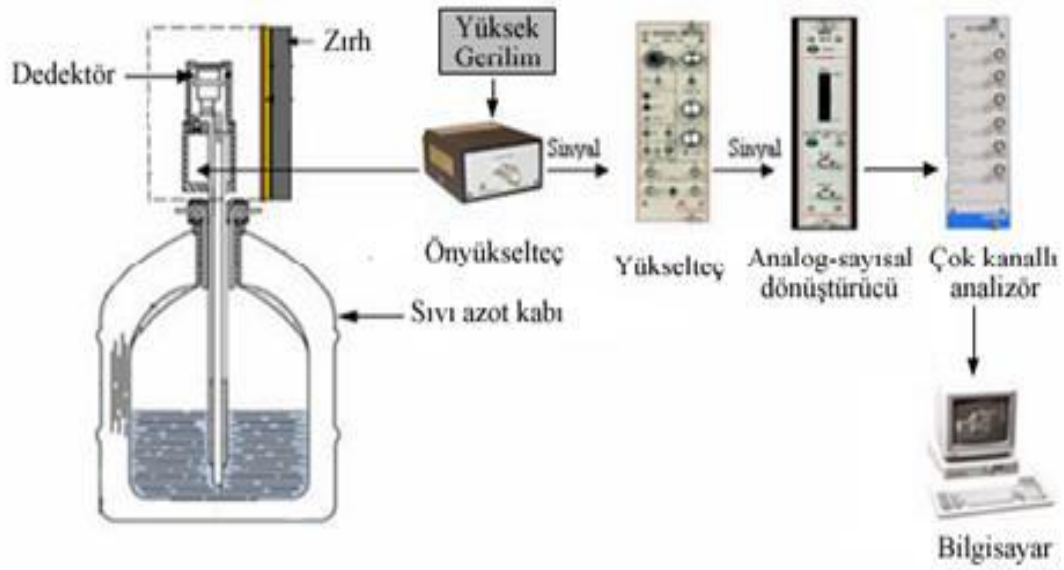
Sonuç olarak dedektör yapımında tüketim bölgesi ne kadar geniş tutulursa, gelen gama ısını ölçme olasılığı o kadar fazla olacaktır. Günümüzde tüketim bölgesini artırmak için çeşitli yüksek saflıkta ve değişik geometrik yapılarda dedektörler üretilmiştir.

Yarıiletken dedektörlerin en yaygın kullanılanları, Ge(Li), Si(Li) dedektörleridir. Şekil 3.6' da yarıiletken dedektörlerin basit şematik gösterimi görülmektedir.



Şekil 3.6. Tipik Bir Yarıiletken Dedektörün Şematik Gosterimi (Kara, 2008)

Gama spektrometresi, dedektör kristaline ulaşan gama ışınlarının enerjisiyle orantılı olarak oluşan pulsların bir önyükselteç ve yükselteçte işlendikten sonra elde edilen sinyalin analog sayısal dönüştürücüde (ADC) sayısal hale getirilmesi ve çok kanallı analizörün (MCA) hafızasında spektrum olarak kaydedilmesine imkân veren bir sistemdir. Yüksek saflıkta germanyum dedektörlü gama spektrometresi Şekil 3.7' de gösterilmiştir.



Şekil 3.7. Yüksek Saflıkta Germanyum Dedektörlü Gama Spektrometresi (Solmaz, 2008)

3.2.2. Yüksek Saflıkta Germanyum Yarı İletken Dedektörleri

Germanyum dedektörler, iç bölgesi iyonlaşmış radyasyona, özellikle x ışınları ve gama ışınlarına hassas olan P-i-N yapısında yarı iletken diyetlerdir. Foton dedektörün boşaltılmış hacmi içerisinde fotonla etkileştiğinde yük taşıyıcıları üretilir ve elektrik alanla P ve N elektrotlarına sürüklenir. Gelen foton tarafından dedektörde depolanan enerji ile orantılı bu yük hassas ön yükselteç ile pulsa dönüştürülür (Gilmore, 2000). Germanyum düşük bant aralığına sahip olduğu için bu dedektörler yük taşıyıcılarının ısısal üretimini (zıt sızıntı akımı) kabul edilebilir bir seviyeye azaltmak için soğutulmalıdır. Aksi takdirde, sızıntı akımının indüklediği gürültü dedektörün enerji çözünürlüğünü yıkar. 77 K sıcaklığa sahip sıvı azot bu tür

dedektörler için yaygın soğutma ortamıdır. Dedektör LN2 kriostata yerleştirilen veya bağlanan vakum odasına monte edilmiştir. Böylece hassas dedektör yüzeyleri nem ve diğer bulaşmalardan korunur.

3.3. Aktivite Ölçümlerinde Kullanılan Gama Spektrometresi Düzenegi

Tez kapsamındaki Mersin ili Merkez ve Gülnar-Akkuyu civarındaki toprak numunelerin radyoaktivite ölçümleri, Şekil 3.16' da verilen Çukurova Üniversitesi Fizik Bölümü Gülten Günel Nükleer Fizik Araştırma Laboratuvarındaki kuyu tipi dikey geometrili HPGe dedektörlü gama spektrometresi kullanılarak ölçülmüştür. Akdeniz' den (Hatay merkez, İskenderun körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ, Çevlik ve Karataş) temin edilen balık numunelerinin radyoaktivite ölçümleri ise, Çukurova Üniversitesi ve Türkiye Atom Enerji Kurumu arasında yapılan protokol çerçevesinde Çekmece Nükleer Araştırma ve Eğitim Merkezi (ÇNAEM) Analitik Kimya Biriminde kuyu tipi yatay geometrili HPGe dedektörlü gama spektrometresi kullanılarak ölçülmüştür. ÇNAEM' de yapılan ölçümlerde gama spektrometresinin özelliği Çizelge 3.1' de verilen germanyum dedektörünün özelliklerinden farklı olarak bağıl verimlilik % 15 olması ve yatay geometrili özellik taşımasıdır.



Şekil 3.8. Deneylerde Kullanılan Gama Spektrometresi

Şekil 3.8’ den de görülebileceği gama spektrometresi, özellikleri Çizelge 3.1’ de Φ eksenli bir p-tipi HPGe dedektör (Canberra GX5020) ile yapılmıştır. 16 K’ ık çok kanallı analizör özellikli ve gelişmiş sinyal işleme tekniğini (digital signal processing techniques, DSP) içeren sayısal spektrum analizör (Digital Analyzer, DSA-100) ve Genie-2000 gama spektroskopisi yazılımının yüklü olduğu masa üstü bilgisayardan oluşmaktadır.

Ortamın background radyasyonunun etkisini en aza indirmek için detektörü, 9,5 mm kalınlığındaki çelik iskelet içinde 100 mm kalınlığında kurşundan oluşan Canberra Model 747 zırhı ile zırhlanmıştır.

Zırh 9,5 mm kalınlığındaki çelik iskelet içinde 100 mm kalınlığında kurşundur. Ayrıca kurşundan kaynaklanan 72– 88 keV enerji aralığındaki X-ışınlarını önlemek amacıyla zırhın iç kısmı 1 mm kalınlığında kadmiyum (Cd) ile ve kadmiyumdan kaynaklanan X-ışınlarını (24– 28 keV) önlemek için 1,6 mm kalınlığında bakır (Cu) ile kaplanmıştır. Zırhın taban kısmında halka şeklinde bir kurşunla kapatılmış 11,4 cm çapında boşluk vardır. Bu boşluktan dikey geometrilili kriyostat ve dedektör kabloları geçmektedir. Zırh içindeki saçılan radyasyonu en aza indirmek için dedektör zırhın merkezine yerleştirilmiştir. Azot soğutması için 50 L

hacminde, çift duvarlı (vakumlu) bir sıvı azot kabı kullanılmıştır (Canberra Handbook, 1998).

Çizelge 3.1. Yüksek Saflıkta Germanyum Detektörün Özellikleri (Canberra Handbook, 1998)

Dedektör modeli	Canberra GX5020
Bağıl verimi	% 50
Enerji ayırma gücü ve pik/ Compton oranı ⁶⁰ Co 1332,5 keV enerjideki yarı maksimumdaki tam genişliği	1,94 keV ve 69.8:1
Dedektör geometrisi ve kristal tipi	Kapalı uçlu, eş eksenli ve p-tipi HPGe
Çapı ve yüksekliği	65.5 mm ve 62.5 mm
Çalışma gerilimi	+3500 Vdc
Pencereden uzaklık	5 mm
Kriyostat ve azot kabı hacmi	Dikey geometrilili ve 50 L

3.4. Örneklerin Toplanması ve Örneklerin Ölçme İçin Hazırlanması

3.4.1. Toprak Numuneleri

Toprak örnekleri için ölçüm noktaları belirlenirken çalışma alanının homojen bir dağılım göstermesine ve ayrıca yerleşim alanlarına yakın, ekim yapılmamış, otsuz, açık ve düz alanlar olmasına dikkat edilmiştir. Örnekler, 0– 10 cm derinliğinde bu iş için yapılmış uygun bir alet kullanılarak toplandı. İçerisinde taş, ot, odun parçaları, ağaç kabukları gibi yabancı cisimler ayıklandıktan sonra her bir örnek, sıcaklığı 105⁰C olacak şekilde ayarlanmış Red Line marka etüvde 4 saat kurutulduktan sonra gazete ve karton kâğıdı üzerine serilerek 20 gün süreyle oda sıcaklığında bekletildiler. Örnekleri kurutmadaki maksat, toprakta bulunan nemi buharlaştırma ile azaltmak ve çok küçük parçacıklar haline gelecek şekilde öğütebilmektir. Kurutma işlemi esnasında buharlaşma ile kaybolacak radyoaktivite

miktarları ihmal edilebilecek düzeylerde oldukları için hesaplara katılmadılar. Her bir örnek, dedektörün mutlak verim kalibrasyonu için kullanılan standart kalibrasyon kaynakların geometrilerine benzer duruma getirebilmek için Çukurova Üniversitesi Maden Mühendisliği kırma laboratuvarında bulunan kırıcıda küçük parçalar haline getirildikten sonra öğütücü yardımıyla öğütülmüş ve gözenek büyüklüğü 0.5 mm olan elekten geçirilmiştir. Elekten geçirilen örnekler hassas terazide darası alınmış; 5x6 cm geometriye sahip numune kaplarına yerleştirilmiştir. Desis marka terazi kullanılarak örneklerin net kütleleri belirlenmiştir. Hazırlanan örneklerin ağızları bantlanarak, örneklerin dış ortamla ilişkileri kesildi. Bu şekilde kapların sızdırmazlığı sağlanarak ^{226}Ra ve onun ürün çekirdeği olan ^{222}Rn arasındaki kalıcı dengeyi oluşturmak için 4 hafta bekletilmeye bırakıldı ve böylece numuneler radyoaktivite ölçme işlemine hazır hâle getirilmiş oldu.

3.4.2. Gıda Numuneleri

Gıda analizlerinde çeşitli gıda maddeleri bir araya getirilerek analiz yapmak yerine, her gıda maddesi için ayrı ayrı analiz yapmak daha mantıklıdır. Örneklerin sayıma hazırlanması için, öncelikle tüketim şekline uygun hale getirilip yıkanır. Yıkama işleminden sonra kurutma işlemine geçilir. Kurutma işlemi farklı yöntemlerle yapılır. Bunlardan en çok kullanılanları: Kül etme yöntemi, oda sıcaklığında muhafaza ederek kurutma ve dondurarak kurutma yöntemidir. Kül etme yöntemi iki yolla olabilir. Yaş kül etme ve kuru kül etme yöntemi.

Yaş kül etme yöntemi, örneğin asit ile muamele edilmesi esasına dayanır. Bu yöntemde kullanılan en önemli oksidan nitrik asittir. Eğer örneğin radyonüklit analizi yapılacaksa taşıyıcı ilavesi işleme başlamadan yapılır. Kullanılacak asidin hacmi örneğin hacminden daha fazla olmalıdır. Örnek küçük parçalar halinde asidin içine atılarak buharlaşma yapılır. Buharlaştırma işlemi kahverengi duman kaybolana kadar devam edilir. Kuruluğa kadar bu işlem sürdürülürse beyaz renkli bir kül bakiyesi elde edilir. Yaş kül etme esnasında eğer asitte çözünemeyen bakiyeler varsa ergitme işlemi yapılır. Böylece bakiye çözünür hale gelir. Ergitme işlemi genellikle 210°C ' lıkısı altında potasyumbisülfat ile yapılır.

Kuru kül etme işlemi çok daha basit ve az zaman alıcıdır. Örnekler yüksek ısılara dayanıklı porselen kaplar içinde etüve konularak 450– 500 °C ' likısı altında kül haline getirilir. Bu yöntemde özellikle kül olma sıcaklıklarında birçok elementin uçup kaybolması söz konusudur. Bunu önlemek için sıcaklık düşük tutularak kül olma süresi uzatılır. Yine yüksek sıcaklıklarda örneğin kap ile etkileşime girme ihtimali olacağı için her örnek için kül olma sıcaklığının iyice belirlenmesi gerekmektedir (Karahan, 1997).

İkinci bir yöntem olan oda sıcaklığında kurutma işlemi ise yıkama işleminden sonra numuneler naylon sergiler üzerinde 3 ay kadar kokmasına izin verilmeden bekletilerek daha sonra bunlar öğütülerek darası alınmış marinelli sayım kabına konularak ölçüme hazır hale getirme yöntemidir.

Üçüncü bir yöntem olan dondurarak kurutma (freeze drying), su içeren bitki, mikroorganizma, hayvan doku ve organlarının su içeriklerinin ortamdan uzaklaştırılması veya biyolojik çözeltilerin konsantre edilmesi ve yüksek ısıdan zarar görmemesi için çözücünün uzaklaştırılması amacıyla düşük ısıda, yüksek basınçta vakumlama işlemidir. Bu çalışmada balıkların iç organları, kılçığı ve baş kısmı kesildikten sonra belli bir süre dondurucularda bekletildi. Balık numunelerin bir kısmı Çukurova Üniversitesi Bahçe Bitkilerinde bulunan İlshin marka freze dryer cihazında -85°C' de 5mTorr vakumda 5 gün süre ile kurutuldu, diğer bir kısmı ise Çekmece Nükleer Araştırma ve Eğitim Merkezi (ÇNAEM) Analitik Kimya Biriminde bulunan freze dryer cihazında kurutuldu (Şekil 3.9). Dondurarak kurutma işleminden sonra ÇNAEM' de radyoaktivite ölçümleri yapılmıştır.



Şekil 3.9. Çukurova Üniversitesi Bahçe Bitkilerinde Bulunan İlshin Marka Freze Dryer Cihazı

3.5. Gama Spektrometresi İle Aktivite Ölçümü

Gama spektrometresi ile aktivenin veya radyonüklitlerin spesifik aktivitelerinin ölçümü veya gama yayınlayan radyonüklitlerin nicel analizi, Standartla Karşılaştırma ve Mutlak olmak üzere iki yöntem kullanılarak yapılmaktadır.

3.5.1. Standartla Karşılaştırma Yöntemi

Bu yöntem, doğal veya yapay gama yayınlayan radyonüklitlerin nicel analizin hesaplanması için alternatif ve güvenilir bir yöntemidir. Bu yöntemde, örnekte aktivitesi belirlenecek her bir radyonüklit için ideal durumda, örnek ile aynı matris ve yoğunluğa sahip, içinde aktivitesi belirlenecek radyonükliti içeren bir standart kaynak

kullanılır. Aktivitesi belirlenecek ölçüleceği geometri ile standardın geometrisi aynı olmalıdır. Böylelikle geometri etkisinden dolayı oluşacak sayım kayıpları özdeş olarak elemine edilecektir ve sadece standardın ve örneğin ilgilenilen enerjideki sayım hızlarının oranından, örneğin içerdiği radyonüklitlerin aktivitesi hesaplanabilir. Yöntemin dezavantajı ise her zaman numuneye uygun standart bulmak ve hazırlamak çok zor hatta bazen imkânsızdır.

Spektrumlar ilgili radyonüklitler analizörde seçilerek, bilgisayar ortamına transfer edilmiş, bilgisayar ortamında sayım hızları hesaplanan örnekler standartların sayım hızlarıyla oranlanarak her örneğin özgül aktivitesi hesaplanır.

A_s : Standartın aktivitesi.

A_x : Örneğin aktivitesi.

m_s : Standardın kütlesi.

m_x : Örneğin kütlesi.

t_s : Standartın sayım süresi.

t_x : Örneğin sayım süresi

ε : Dedektör verimi.

f_γ : Gama yayınlanma olasılığı.

Sayım/t = Sayım hızı olarak gösterilirse standardın aktivitesi

$$A_s = \frac{(\text{sayım})_s / t_s}{\varepsilon f_\gamma m_s} \times 1000 \quad (3.2.)$$

$$A_x = \frac{(\text{sayım})_x / t_x}{\varepsilon f_\gamma m_x} \times 1000 \quad (3.3.)$$

İki bağıntı birbirine oranlandığında;

$$\frac{A_s}{A_x} = \frac{\frac{(\text{sayım})_s / t_s \times 1000}{\epsilon f_y m_s}}{\frac{(\text{sayım})_x / t_x \times 1000}{\epsilon f_y m_x}} \quad (3.4.)$$

$$\frac{A_s}{A_x} = \frac{(\text{sayım})_s t_x m_x}{(\text{sayım})_x t_s m_s} \quad (3.5.)$$

elde edilir. (Sayım/t) = sayım hızı olduğuna göre, ifade yeniden düzenlendiğinde;

$$\frac{A_s}{A_x} = \frac{(\text{sayım})_s}{t_s} \times \frac{t_x}{(\text{sayım})_x} \times \frac{m_x}{m_s} \quad (3.6.)$$

$$A_s / A_x = (\text{sayım hızı})_s m_x / (\text{sayım hızı})_x m_s \quad (3.7.)$$

Buradan A_x çekilirse:

$$A_x = A_s (\text{sayım hızı})_x \cdot m_s / (\text{sayım hızı})_s \cdot m_x \quad (3.8.)$$

elde edilir. Çizelge 3.2, Çizelge 3.3 ve Çizelge 3.4’ de bu metotta kullanılan radyoaktif standartlar verilmiştir. Çizelge 3.5’ de standartların kütle ve sayım süreleri verilmiştir.

Çizelge 3.2. IAEA/RGU– 1 (Uranyum Standard)

Element	Derişim
Uranyum	400± 2 µg/g
Toryum	1 µg/g’ dan daha az
Potasyum	20 µg/g’ dan daha az

Çizelge 3.3. IAEA/RGTh– 1 (Toryum Standard)

Element	Derişim
Toryum	800± 16 µg/g
Uranyum	6,3± 0,4 µg/g
Potasyum	0,02± 0,01 µg/g

Çizelge 3.4. IAEA/RGK– 1 (Potasyum Standard)

Element	Derişim
Potasyum	44,8± 0,3 %
Uranyum	0,001 µg/g’ dan daha az
Toryum	0,01 µg/g’ dan daha az

Çizelge 3.5 Standartların Kütle Ve Sayım Süreleri.

	IAEA RGU-1	IAEA RGTH-1	IAEA RGK1	IAEA Soil-375
Sayım Süresi	24154,3	25804,65	5331,525	1309,37
Kütle (g)	130,1	133,6	178,6	172,7302

3.5.2. Mutlak Yöntem

Doğal veya yapay radyonüklitlerin veya radyoizotopların sayılarının fazla olması ve bunların bazılarının birden fazla gama yayınlaması, her gama enerjisinde standart kaynak veya referans malzeme hazırlamanın hem maddi hem de teknik açıdan mümkün olamayacağını göstermektedir. Bu durumda, doğal veya yapay gama yayınlayan radyonüklitlerin aktivite derişimlerinin mutlak yöntem ile bulunması diğer bir seçenek olarak ortaya çıkmaktadır. Bu yöntem, gama spektrometrik teknikte yaygın olarak kullanılmaktadır. Mutlak yöntem ile radyoaktivite ölçme işleminde en önemli husus, dedektörün ilgili enerjideki gama fotopiki için mutlak verim veya tüm enerji üzerinden fotopik verim kalibrasyonunun yapılmasıdır.

3.5.3. Dedektörün Mutlak Verim Kalibrasyonu

Dedektörün mutlak verim kalibrasyonu veya mutlak tam enerji pik veriminin belirlenmesi, gama yayınlayan radyonüklitlerin aktivite derişimlerinin ölçülmesi, gama fotopiklerinin yayınlanma olasılıklarının daha küçük belirsizlik ile hesaplanması, nötron etkileşimleri için diferansiyel ve toplam tesir kesitleri, tepkime hızı ile ilgili ölçmelere dayalı bütün çalışmalar için zorunludur. Mutlak verimi kalibrasyonu veya tüm enerji üzerinden fotopik verimi, kaynak dedektör mesafesine ve kaynağın geometrisine bağlı olarak yarılanma süreleri, aktiviteleri ve gama yayınlanma olasılıkları kesin olarak bilinen, farklı geometrideki katı veya sıvı standart kaynaklar kullanılarak istenen enerji aralığında, gama enerjilerinin bir fonksiyonu olarak doğrudan deneysel ölçmeler sonucunda, aşağıda verilen formülle belirlenir (Turhan, 2007).

$$\varepsilon(E_\gamma) = \frac{C}{P_\gamma \cdot t \cdot A \cdot e^{-\lambda t_k}} \quad (3.9.)$$

Burada,

C : İlgilenilen gama ışını fotopikine ait net alan veya sayım

$\varepsilon (E_{\gamma})$: İlgili enerjideki gama fotopiki için mutlak verim

P_{γ} : İlgili gama ışınının yayınlanma olasılığı

T : Sayım süresi (s)

A : Standart kaynağın Aktivitesi (Bq)

$e^{-\lambda t_d}$: Düzeltme faktörü (yarılanma süreleri uzun olan radyonüklitler için ihmal edilir)

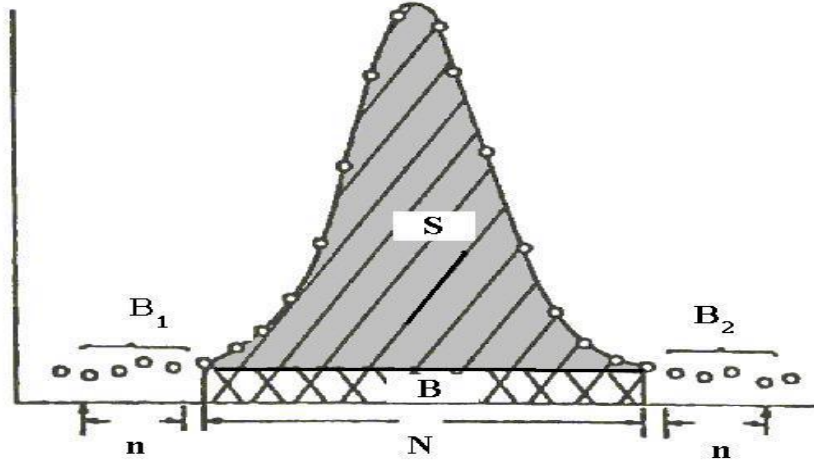
λ : Bozunma sabiti ($\lambda = 0.693/ T_{1/2}$)

t_d : Standartın kaynağın referans tarihinden ölçme işlemi için kullandığı tarihe kadar geçen süre

3.6. Gama Spektrometrik Analiz İçin Yapılan Çalışmalar

3.6.1. Gama Işını Fotopik Alanının Hesaplanması

Gama spektrometresi kullanılarak yapılan aktivite derişim ölçümleri veya radyonüklitlerin nicel analizlerinde, fotopik alanı doğru hesaplanmış ise diğer işlemler ne kadar doğru yapılırsa yapılsın sonuçlar hatalı olarak bulunur. Genel olarak tek bir fotopikin net alanının doğru bir şekilde hesaplanması için Şekil 3.10' da verilen yöntem uygulanır. Bu yöntemde, gama spektrumundaki ilgilen enerjideki fotopikin sol (düşük enerji kısım) ve sağ (yüksek enerjili kısım) taban genişliği karşı gelen kanal (n) sayısı belirlenir ve her kanaldaki sayım değeri okunarak kaydedilir. Her iki taraf için ortalama compton sürekliliği sayım değeri B_1 ve B_2 bulunur fotopikin tamamından bulunan genel toplamdan çıkarılır.



Şekil 3.10. Pik Alanı Hesabı (Solmaz, 2008)

Bu çalışmada tek pikin net alanı aşağıda verilen eşitlikle hesaplanmıştır:

$$S = G - B \quad (3.10.)$$

ile elde edilir.

Burada;

S: Net pik alanı,

G: İlgili bölgedeki toplam sayım sayısı,

B: Doğal fondur.

Şekil 3.10' da gösterilen pikte B alan

$$B = \left(\frac{N}{2n} \right) (B_1 + B_2) \quad (3.11.)$$

eşitliğinden elde edilir.

Burada;

N: İlgili pikteki kanalların sayısı,

n : Pikin sağındaki ve solundaki doğal pik kanal sayısı

$$B_1 = \frac{\left[\sum_{a=x_1}^{x_1+n-1} x_a \right]}{n} \quad (3.12.)$$

ve fotopikin sol tarafındaki doğal fon sayımının ortalaması,

$$B_2 = \frac{\left[\sum_{a=x_2-n+1}^{x_2} x_a \right]}{n} \quad (3.13.)$$

fotopikin sağ tarafındaki doğal fon sayımının ortalaması,

Net pik alanındaki belirsizlik Şekil 3.10 ' da gösterilen bir fotopik için aşağıdaki formülle hesaplanır.

$$\sigma = \sqrt{G + \left(\frac{N}{2} \right)^2 \frac{(B_1 + B_2)}{n}} \quad (3.14.)$$

σ : Standart sapma

G : Pikteki toplam alan (sayım)

N : İlgilenilen pikteki toplam kanal sayısı

n : Seçilen uç kanal sayısı (4 veya 2)

B_1 ve B_2 daha önce tanımlanmıştı. Hesaplanan pik alanındaki sayım istatistiğini yeterli derecede vurgulamak için, “ yüzde hata” aşağıdaki formülle hesaplanır:

$$\%Hata = m\sigma / N_p \quad (3.15.)$$

N_p : Pik alanı

σ : Standart sapma

m :Güven katsayısı

3.6.2. Toprak ve Gıdalarda Ölçme İşlemi

Örneklerin aktivitesinin ölçümü iki farklı yöntemle yapılmıştır. Birinci yöntemde örnekler gama spektrometresinde verim kalibrasyonu yapılarak doğrudan ölçmeyle, plastik örnek kaplarında her biri en az 86.000 saniye sayım süresince spektrumları kaydedildi. Sayım sonuçları çok kanallı analizöre aktarılarak ilgili pikler seçilmiş sonra spektrum verileri bilgisayar ortamına aktarılarak radyonüklitlerin aktiviteleri hesaplanmıştır. İkinci yöntemde örnekler standartla karşılaştırma yöntemiyle ölçülmüştür. Bu yöntemde önce aktiviteleri bilinen aktif uranyum, toryum, potasyum ve soil- 375 standartlar ölçüm yapılacak geometriye göre hazırlanarak dedektöre uygun geometride yerleştirilmiş ve gama spektrumları elde edilmiştir. Standartların sayım hızları bulunmuş sonra aynı geometride hazırlanan 32 toprak ve 13 balık örneğin her biri için en az 86.000 saniye sayım süresi uygulanmıştır.

Spektrumlarda ilgili radyonüklitler analizörde seçilerek, bilgisayar ortamına transfer edilmiş, bilgisayar ortamında sayım hızları hesaplanan örnekler standartların sayım hızlarıyla oranlanarak her örneğin özgül aktivitesi hesaplanmıştır. Bu yöntemin en önemli avantajı, sayım hızları oranlanırken dedektör verimlerinin birbirini yok etmesi ve bunun sonucunda da verime bağlı hataların ortadan kalkmasıdır.

Gama spektrometresinde analiz edilecek radyonüklite ait temiz analitik pikin seçilmesi büyük önem taşımaktadır. Temiz analitik pik, analiz edilecek örneklerde varolabilen uranyum-radyum bozunum zincirine veya diğer doğal radyoaktiflerin yayınladıkları gamaların katkısının olmadığı, bunlar ile girişimde bulunmayan ve gama yayınlanma olasılıkları yüksek olan pik anlamına gelmektedir.

^{238}U ve ^{232}Th ' nin yayınladıkları gama ışınlarının şiddetleri veya yayınlanma olasılıkları çok düşük olduğundan bu radyonüklitlerin aktivite derişiminin veya aktivitesinin gama spektrometrik teknik ile ölçülmesi günümüz dedektör teknolojisi ile hemen hemen mümkün değildir. Bu radyonüklitlerin aktivite derişimlerinin gama spektrometrik teknik ile ölçülmesi için uranyum ve toryumun bozunum zincirindeki (radyoaktif serideki) ürün radyonüklitleri ile kalıcı dengede olmaları gerekir. Bu

durumda, radyonüklitlerin aktivitelerinin ölçülmesinde uranyum ve toryumun gama ışınlayan temiz analitik pike sahip ürün çekirdeği kullanılabilir (Turhan, 2003).

^{238}U ' in aktivite derişimini, gama yayınlayan uzak ürün radyonüklitlerin aktivite derişiminden bulmak için ^{238}U - ^{226}Ra ve ^{226}Ra - ^{222}Rn arasındaki kalıcı dengenin sağlanması gerekmektedir. Bu dengelerin sağlanması durumunda ana çekirdek ^{238}U ' in aktivitesi, ^{226}Ra ve diğer uzak ürünlerinin aktivite derişimlerine denk olabilir. ^{226}Ra ' m aktivite derişimini kendi yayınladığı 186,2 keV enerjili gama fotopikten hesaplayabilmek için girişim yapan ^{235}U ' in 185,7 keV enerjili fotopikin katkısının çıkarılması gerekmektedir. ^{226}Ra ile ^{222}Rn arasındaki kalıcı dengenin sağlanması durumunda ise ^{226}Ra ' m aktivitesini ölçmek için ürün çekirdekleri olan ^{214}Pb ' ye ait 295,2 keV ve 351,9 keV enerjili fotopikler ile ^{214}Bi ait 609,3 keV, 1120,3 keV ve 1764,5 keV enerjili temiz analitik fotopikler kullanılabilir. Bu çalışmada, ^{226}Ra ' m aktivite derişimi, ağırlıklı ortalama alınan 295,2 keV ve 351,9 keV enerjili fotopik ile ağırlıklı ortalama alınan 609,3 keV ve 1764,5 keV enerjili fotopiklerin aritmetik ortalaması alınarak ölçülmüştür.

^{232}Th ' in aktivite derişimini, gama yayınlayan uzak ürün radyonüklitlerin aktivite derişiminden bulmak için ^{232}Th - ^{228}Ac ve ^{224}Ra - ^{220}Rn arasındaki kalıcı dengenin sağlanması gerekmektedir. Bu dengelerin sağlanması durumunda ana çekirdek ^{232}Th ' nin aktivitesi, ^{228}Ac ve diğer uzak ürünlerinin aktivite derişimlerine denk olabilir. ^{208}Tl ' nin 583,2 keV' lik fotopiki ve ^{228}Ac ' e ait 338,4 keV ve 911,2 keV enerjili temiz analitik pikler kullanılabilir. ^{232}Th 'ın aktivitesi için 583,2 KeV enerjili fotopik ile 911,2 keV enerjili fotopiklerin aritmetik ortalaması alınarak ölçülmüştür. ^{137}Cs ' in aktivitesi için 661,6 keV ve ^{40}K aktivitesi için 1460,8 keV' lik fotopik kullanılmıştır. Bu ölçüm sisteminin minimum ölçülebilir aktivitesi aşağıdaki formülle hesaplanmıştır.

$$\text{MDA} = \frac{1.64\sigma_{\text{NB}}}{\varepsilon \cdot P \cdot t} \quad (3.16.)$$

Burada MDA Bq/kg (güvenilirlik seviyesi %95), σ_{NB} ilgilenilen bölgede fonun standart sapması ve fon spektrumu için sayımların sayısının kareköküne eşittir, ε dedektörün mutlak verimi, P gama bozunumunun mutlak yayılım olasılığı, t saniye cinsinden ölçüm süresi ve kilogram cinsinden kurutulmuş örneğin ağırlığıdır.

3.6.3. Ölçülebilir En Düşük Aktivite Değerinin Hesaplanması

Toprak ve Balık örneklerine ilişkin ölçülebilir en düşük aktivite (ÖEA) değerleri aşağıda verilen eşitlik kullanılarak hesaplanmıştır (Currie, 1968).

$$\text{ÖEA(Bq / kg)} = \frac{F_c \cdot \sigma_{NB}}{\varepsilon \cdot P \cdot t \cdot w} \quad (3.17.)$$

Burada,

F_c : istatistiksel kapsam faktörü (%95 güvenilirlik seviyesinde, 1,64 olarak alınmıştır)

σ_{NB} : ilgilenilen fotopiklerin arkafondaki (background) standart sapması (arkafon spektrumunda ilgilenilen her bir fotopikteki net sayım değerlerinin karekökü)

ε : HPGe dedektörünün mutlak verimi

P : bozunum başına gama yayınlanma ihtimali

t : ölçme süresi (s)

w : kütlesi (kg)

3.6.4. HPGe Dedektörünün Enerji Kalibrasyonu

Daha önce de ifade edildiği gibi fotoelektrik olayı sonucunda soğurulan fotonların oluşturduğu darbeler, çok kanallı analizörün veya bilgisayarın hafızasında yüksekliklerine karşılık gelen kanal numarasında toplanmaktadır. Bilgisayar hafızasında toplanan spektrumların analiz edilmesi için, hangi kanalın hangi enerjiye karşılık geldiğinin bilinmesi gerekir. Enerji kalibrasyonu için genelde ^{60}Co , ^{137}Cs ,

²⁴¹Am vb. gama enerjileri bilinen radyonüklitlerden oluşan standart kaynaklar kullanılmaktadır. Noktasal standart kaynaklar, spektrometrede belli bir süre sayılarak fotopikler elde edilir. Bu fotopiklerin orta noktasına karşılık gelen kanal numarası kaydedilir. Daha sonra bu değerler birinci dereceden bir doğru denklemine bazen ikinci veya üçüncü dereceden bir polinoma uydurularak kanal sayısı ile gama enerjisi arasındaki ilişki bulunur. Çizelge 3.6’ de genel olarak kalibrasyon için kullanılan standart kaynaklara ait bilgiler verilmektedir.

Çizelge 3.6. Standart Kalibrasyon Kaynaklarının Özellikleri (Gezer, 2011)

Gama Enerjisi (keV)	Radyonüklit	Yarı Ömür	Yayınlanma Olasılığı (%)	Aktivite (µCi)	Saniyedeki Gama Çıkışı	Toplam Belirsizlik (%)
88	Cd-109	462,6±0,7 gün	3,63	1,437	1,930	3,1
122	Co-57	271,79±0,09 gün	85,6	0,05533	1,752	3,0
159	Te-123m	119,7±0,1 gün	84,0	0,06398	1,988	3,0
320	Cr-51	27,706±0,007 gün	9,86	1847	6,738	3,1
392	Sn-113	115,09±0,04 gün	64,89	0,2767	6,643	3,0
514	Sr-85	64,849±0,004 gün	98,4	0,3899	14,200	3,0
662	Cs-137	30,17±0,16yıl	85,1	0,2438	7,677	3,0
898	Y-88	106,630±0,025 gün	94,0	0,5472	19,030	3,0
1173	Co-60	5,272±0,001 yıl	99,86	0,3055	11,290	3,0
1333	Co-60	5,272±0,001 yıl	99,98	0,3055	11,300	3,0
1836	Y-88	106,630±0,025 gün	99,36	0,5472	20,120	3,0

3.6.5. HPGe Dedektörünün Mutlak Verim Kalibrasyonu

Tez kapsamındaki çalışmada kullanılan ve teknik özellikleri, Çizelge 3.7’ de verilen HPGe dedektörün mutlak verim kalibrasyonu, toplam çakışma etkileri, yayınlanan gama ışınlarının soğurulma etkilerini ve gama ışını şiddetindeki belirsizliği en aza indirmek için radyonüklite özgün verim kalibrasyon yöntemi kullanılarak yapılmıştır (Nir-El, 2000; Stoulos ve ark, 2003). Bu yöntemde mutlak verim kalibrasyonunda kullanılan gama fotopikleri, analiz edilecek örnekteki radyum, toryum ve radyoaktif potasyumun aktivite derişimin de kullanılan ve yukarıda bahsedilen gama fotopikleri ile aynı olacak şekilde seçilir. Böylece aynı gama fotopikleri seçildiği için toplam çakışma etkileri, gama ışınlarının etkileri ve gama yayınlama belirsizliği ihmal edilir. %50 bağıl verimli HPGe dedektörünün verim kalibrasyonunu yapmak için IAEA’ dan ahan ve örneklerle aynı geometriye sahip kaplarda hazırlanan RGU (uranyum cevheri), RGTh (toryum cevheri), RGK (K_2SO_4) ve Soil– 375 standartlar kullanılmıştır.

Çizelge 3.2, Çizelge 3.3, Çizelge 3.4’ de bu metotta kullanılan radyoaktif standartlar verilmiştir. Standartlar dedektörün tepesine yerleştirilmiş ve spektrumları elde edilmiştir. Çizelge 3.5’ de standartların kütle ve sayım süreleri verilmiştir. %50 verimli HPGe dedektöründe, standart ile değişik mesafelerden ölçülerek her mesafe için ortalama veriler bulunmuştur (Çizelge 3.7). Şekil 3.11’ de deneysel olarak bulunan veriler eğriye uyarlanarak dedektörün mutlak verim eğrisi elde edilmiştir.

Deneysel olarak bulunan veriler uygun bir fonksiyona uyarlanırsa;

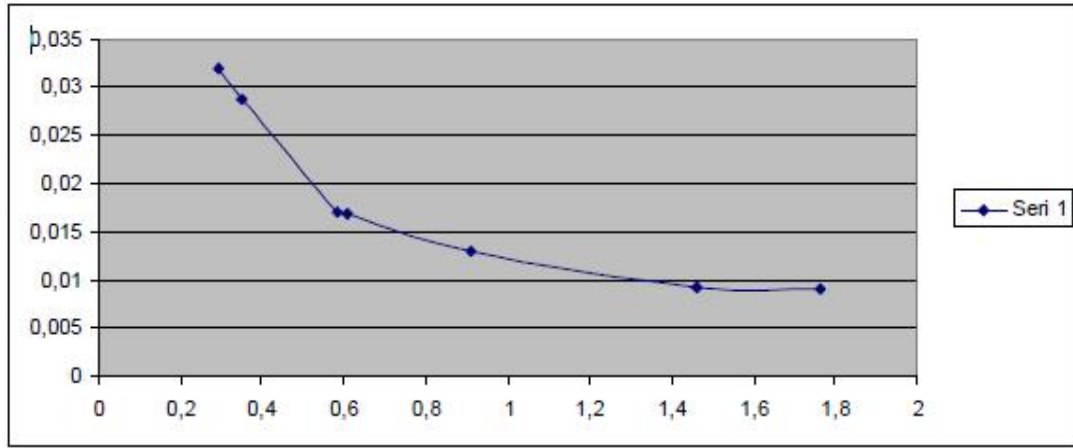
$$Y = \exp (a + b \cdot \ln (x) + c \cdot \ln (x)^2 + d \cdot \ln (x)^3) \quad (3.18.)$$

elde edilir. Fonksiyondaki sabitlerin değerleri ise;

a: -4,53 b: $-6,50 \times 10^{-1}$ c: $5,13 \times 10^{-1}$ d: $2,54 \times 10^{-1}$ dir.

Çizelge 3.7. Verim Kalibrasyonu Verileri

Radyoizotop	Enerji (keV)	Deneyisel	Verim Fit
Pb-214	295,207	0,031973391	0,032361577
Pb-214	351,925	0,028700041	0,027956064
Tl-208	583,191	0,017090938	0,017142287
Bi-214	609,318	0,0168893	0,01642408
Ac-911	911,16	0,012999298	0,011547408
K-60	1460,83	0,009284926	0,009234669
Bi-214	1764.515	0,009003414	0,009250239



Şekil 3.11. % 50 Bağıl Verimli HPGe Dedektörün Mutlak Verim Eğrisi

3.6.6. Aktivite Derişimine İlişkin Ölçme Belirsizliğinin Hesaplanması

Aktivite veya aktivite derişimindeki ölçme belirsizliği aşağıda verilen eşitlik ile hesaplanmıştır.

$$\Delta A = \sqrt{\left(\frac{\Delta \epsilon}{\epsilon_{\gamma}}\right)^2 + \left(\frac{\Delta P_{\gamma}}{P_{\gamma}}\right)^2 + \left(\frac{\Delta C}{C}\right)^2 + \left(\frac{\Delta m}{m}\right)^2} \quad (3.19.)$$

Burada,

A : Örneğin aktivitesi (Bq / kg)

ΔA : Radyonüklitlerin ölçülen aktivite derişimlerine ilişkin belirsizlik

$\Delta \epsilon$: Mutlak verimdeki belirsizlik

ε_γ : Mutlak verim

ΔP_γ : İlgili gama ışının yayınlanma olasılığındaki belirsizlik

P_γ : İlgili gama ışının fotopikine ait net alan veya sayım

ΔC : İlgilenilen gama ışını fotopikine ait net alan veya sayma ilişkin belirsizlik

C : Örneğin kütlesi (kg)

Δm : Kütle tartımından kaynaklanan belirsizlik

3.7. Soğurulan Gama Doz Oranı (D)

Toprak örneklerinde bulunan ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K 'dan kaynaklanan, yer seviyesinden 1 m yükseklikteki havada soğurulan gama doz oranı hesaplamak için spesifik aktivite konsantrasyonları iki şekilde hesaplandı. ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu yokken,

$$D=[0,604 A_{\text{Th}} + 0,463 A_{\text{U}} + 0,0417 A_{\text{K}}] \text{ nGy/sa} \quad (3.20)$$

ifadesi ile hesaplandı (Saito ve Jacob, 1995; Turhan ve arkadaşları, 2012). ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu varken,

$$D=[0,572 A_{\text{Th}} + 0,470 A_{\text{U}} + 0,0421 A_{\text{K}} + 0,156 A_{\text{Cs}}] \text{ nGy/sa} \quad (3.21)$$

ifadesi ile hesaplandı (Markkanen, 1995). Burada A_{U} , A_{Th} , A_{K} ve A_{Cs} sırasıyla ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs ' un Bq/kg biriminde spesifik aktiviteleridir.

3.8. Radyum Eşdeğer Aktivitesi (Raeq)

Radyum eşdeğer aktivitesi (Raeq), risk indeksinde geniş bir şekilde kullanır. Beretka ve Mathew (1985) tarafından verilen bağıntı aracılığıyla hesaplanır (Denklem 3.22). ^{226}Ra 'nın 370 Bq/kg'lık aktivitesi, ^{232}Th 'nin 259 Bq/kg'lık

aktivitesi ve ^{40}K 'nın 4810 Bq/kg'lık aktivitesinin aynı gama doz hızını ürettiği farz edilir (Kurnaz et al., 2007).

$$R_{\text{aeq}} = A_{\text{Ra}} + 1,43 A_{\text{Th}} + 0,077 A_{\text{K}} \quad (3.22)$$

Burada, A_{Ra} , A_{Th} ve A_{K} sırasıyla, ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'nın Bq/kg biriminde aktivite konsantrasyonlarıdır.

3.9. Dış Tehlike İndeksi H_{ex}

Dış tehlike endeksi (H_{ex}), Krieger (1981) tarafından önerilen model kullanılarak hesaplanır (Denklem 3.23.) (Kurnaz et al., 2007).

$$H_{\text{ex}} = A_{\text{Ra}}/370 + A_{\text{Th}}/259 + A_{\text{K}}/4810 \leq 1 \quad (3.23.)$$

ifadesiyle verilmektedir. Burada, A_{Ra} , A_{Th} ve A_{K} sırasıyla, ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'nın Bq/kg biriminde aktivite konsantrasyonlarıdır. Radyasyon zararının önemsiz olabilmesi için H_{ex} ' in değeri 1' den küçük olmalıdır.

3.10. Yıllık Gonadal Doz Eşdeğeri (YGDE)

Kemik iliği ve kemik yüzey hücreleri aktiviteleri, UNSCEAR (1988) tarafından ilgilenilen organlar olarak kabul edilmektedir. Bu nedenle ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'nın spesifik aktivitelerinden dolayı YGDE, Denklem 3.24 kullanılarak hesaplanır (Mamont-Ciesla et al., 1982; Kurnaz et al., 2007).

$$\text{YGDE } (\mu\text{Sv/yıl}) = 3,09 A_{\text{Ra}} + 4,18 A_{\text{Th}} + 0,314 A_{\text{K}} \quad (3.24.)$$

3.11. Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri (YEDE)

Yıllık etkin doz eşdeğerinin hesaplanması için, havadaki absorplanan dozun etkin doza dönüşüm katsayısı ve bina dışı meşguliyet faktörü dikkate alınır. UNSCEAR (2000) raporlarında, yetişkinler için havadaki absorplanan dozun, etkin doza dönüşüm katsayısı olarak 0,7 Sv/Gy değeri ve bina içi meşguliyet faktörü olarak 0,2 değeri kullanılır. Yıllık etkin doz eşdeğeri Denklem 3.25 ile hesaplanır (Kurnaz et al., 2007).

$$\text{YEDE } (\mu\text{Sv/yıl}) = D(\text{nGy/h}) \times 8760(\text{saat/yıl}) \times 0,2 \times 0,7(\text{Sv/Gy}) \times 10^{-3} \quad (3.25.)$$

3.12. Balıklarda Örnek Seçimi

İnsan sağlığı açısından öncelikle geniş halk kesimi tarafından tüketilen deniz organizmalarında radyonüklid düzeylerinin saptanması, bir kontaminasyon sürecinde anlamlılık içermektedir. Burada amaç, en iyi bioindikatör organizmayı kullanmaktan çok halkın en fazla düzeyde doz aldığı organizmalarla çalışmaktır.

Denizel ortamlardaki radyoaktivite konsantrasyonları hakkında bilgi edinmek veya radyonüklid düzeylerindeki değişimleri saptamak için, genelde biyoinidikatör organizmalar kullanılmaktadır. Bu organizmalar, bulunduğu sucul ortamdaki düşük radyonüklid konsantrasyonunu çok yüksek düzeyde biriktirmektedirler. Aynı zamanda suda hızla dilusyona uğrayan veya teşhis edilemeyen radyonüklidlerin saptanmasını da indikatör olarak seçilen organizmalar sağlayabilmektedir. İndikatör organizmaların radyonüklidleri konsantre etmeleri yetenekleri yanında, radyonüklidlerin bünyelerinden atılmaları da yavaş olmalıdır. Diğer taraftan, bu organizmalar sabit yaşamalı, bölgede çok bulunmalı, kolay toplanmalı ve geniş bir coğrafik dağılım göstermelidir. Bioindikatör organizmalar hem sudan ve hem de besinden radyonüklid biriktirirler, ancak genelde pasif biriktirici olan makroalg türleri de sesil bioindikatörler için de en iyi örnektir.

Planktonik organizmalar denizlerdeki total biyolojik kütlenin içinde son derece önemlidir. Hem fitoplankton ve hem de zooplankton içeren bu grubun

kompozisyonu çok değişik tipte organizmalardan oluşmaktadır. Bu nedenle, radyonüklid konsantrasyonu bir örnekten diğerine oldukça farklı bulunur. Önemli olan, baskın türleri seçerek analiz yapmaktır. Örneğin, ufak krustaselerden kopepodlar ve euphausiid' ler gibi zooplanktonik organizmalar, genelde radyonüklidleri yüksek düzeyde ve çok hızlı biriktirdiklerinden, sucul bir ortamda bu organizmalarda yapılan radyoaktivite analizleri, özaellikle bir nükleer kaza sonrası anlamlılık içermektedir. Ülkemizde, Çernobil sonrası bu tür bir analiz yapılmamıştır. Akdeniz' de Çernobil sonrası karışık zooplankton örneklerinde tüm Çernobil kaynaklı radyonüklidler değerlendirilmiştir (Fowler ve ark., 1987)

Okyanuslarda, askıdaki materyalleri oluşturan elemanlardan biri, deniz suyundan kimyasal elementleri alarak ekolojik zincire dahil eden canlı organizmalardır. Radyoaktivite, suda yaşayan canlı organizmalar tarafından ya yüzeyden ya da besinden, adsorbsiyon veya absorbsiyon ile alınabilir. Radyonüklidler plankton tarafından alımı, onun biyolojik döngüdeki hareketine katkı sağlar. Plankton, radyonüklidleri çok hızlı akümüle eder (birkaç saatten, birkaç güne değişen süreyle) ve deniz suyundaki radyoaktivitenin konsantrasyonunu önemli derecede ayıracak kadar uzun bir süre üzerinde tutar. Radyonüklidler biyolojik döngüdeki yeni plankton jenerasyonları tarafından hızlıca yakalanır ve daha yüksek organizmalara geçerek, okyanuslardaki radyonüklidlerin sayısız seyrelmeye uğraması hakkındaki fikirlere tezat olarak insanlara ulaşır (Parfenov, 1974). Plankton böylece, radyoaktivitenin balıktan ve diğer deniz besinlerinden insanlara transferinde akuatik zincirin önemli bir bağlantısını oluşturur. Planktonlardaki radyoaktivitesinin ilk ölçümlerinde 4 pCi g^{-1} kuru ağırlık ($6,7 \text{ pCi g}^{-1}$ zooplanktonda ve $5,1 \text{ pCi g}^{-1}$ fitoplanktonda) bulunurken bazı durumlarda bu aktiviteler 12 pCi g^{-1} olarak bulunmuştur (Parfenov, 1974).

Tatlı-su ve deniz balıklarındaki radyonüklidlerin düzeyleri arasında önemli bir farklılık elde edilmemiştir. En yüksek ^{210}Po konsantrasyonları planktonların üzerinde yaşayan balıklarda elde edilmiştir. En yüksek radyonüklid seviyeleri, iç organlar ve solungaçlarda, daha sonra balık pulları ve kemiklerinde akümüle olmuştur. Balıkların yumuşak dokuları, radyonüklidleri en az akümüle ederler. Elde

edilen sonuçlar, sudaki radyonüklidlerin konsantrasyonu düştükçe, akümülayon katsayısının yükseldiğini göstermektedir. Radyonüklidler balıklara hem sudan direkt olarak, hem de besin yoluyla geçmektedir (Parfenov, 1974).

Balıkların bazıları sadece hayvansal besinlerle (karnivor), bazıları ise sadece bitkisel besinlerle (herbivor), büyük bir bölümün de hem bitkisel hem de hayvansal besinlerle (omnivor) beslenirler. Ender olarak parazitik yaşama uyumuş balıklar da vardır. Balıkların besin alış biçimleri çok farklılık vardır.

Denizlerde ana gıda mahsulu fitoplanktondur. Yalnız klorofil ihtiva eden bitkiler, güneş enerjisi vasıtasıyla, su, CO₂, besleyici tuzlar gibi, inorganik maddelerden organik maddeler yapabilirler. Bu organik maddeler, hayvanlar tarafından besin olarak, vücutlarının inşası için kullanılır. Bu nedenlidir ki gerek karada, gerekse denizde tüm hayvani hayat, bitkilerin varlığına bağlıdır. Göl ve deniz suyunda ilkel bitkiler (Protophyta) yeşil yosunlar (Chlorophyceae), mavi yosunlar (Cyanophyceae), diatomeler (Diatomea), dinoflagellatlar (Dinoflagellatea) vb. gibi, gruplar dahil milyarlarca, çok küçük ve serbestçe yüzer halde bulunan bitki hücreleri vardır. Bunlara fitoplankton denir. Fitoplankton aktif hayat için güneş ışığına muhtaç olduğundan fotosentez olayı için, yeter derecede ışık ihtiva eden üst su tabakalarında bulunur. Bu tam ışıklı (Euphatic) zon, denizler için, yaklaşık sathıdan 50-80 metre ve daha derin olabilir. Fitoplankton canlı veya ölü olarak su içinde bulunur ve zooplankton denen küçük hayvanlar tarafından yenir. Gerek zooplanktonun gerekse fitoplanktonun hayat süresi kısadır. Bunlar öldükten sonra, posaları ile birlikte yavaş yavaş zemine çökerler. Çürümeye terkedilmiş bulunan bu organik maddelere kırıntı (detritus) denir. Birçok planktonik ve bentik hayvanlar bu detrituslarla beslenir (Geldiay ve Kocataş, 2001).

Plankton

Suda serbest halde yaşayan, hareket organelleri olsa bile sınırlı hareket eden ve bu nedenle de su hareketlerinin etkisiyle az çok pasif şekilde yer değiştiren bitkisel ve hayvansal organizmalardır. Sudaki hareketleri düşey düzlemde ve küçük oluşları nedeniyle ki bu durum onların hızlarını azaltır, yatay düzlemde yer

değiştirmeleri çok sınırlıdır. Fitoplankton (bitkisel) ve zooplankton (hayvansal) olmak üzere iki gruba ayrılırlar. Balıkların ve deniz kabuklularının gıdasını oluşturan, suların temizlenmesini sağlayan, içerdikleri vitaminler ve salgıladıkları antibiyotikler ile eczacılık ve tıpta çok geniş kullanım alanı olan planktonik organizma grupları vardır (Cirik ve Gökpınar, 1993). Planktonlar akuatik ortamdaki radyonüklidlerin dinamiği ve taşınımında son derece önemlidir (Jeffree ve ark, 1997). Çeşitli radyonüklidleri vücutlarında tutabildiklerinden biyomonitör olarak kullanılan (Jeffree et ark, 1997; Carvalho, 1994) planktonlar denizlerdeki gıda zincirinin ilk halkasını oluştururlar (Egemen ve Sunlu, 1999). Bu halka sırasıyla fitoplankton, zooplankton, küçük ve büyük balıklardan oluşmaktadır. Gıda zincirinin bu ilk halkasındaki kirlenme öncelikli olarak insanı etkiler (Egemen ve Sunlu, 1999).

3.13. Kullanılan Balıkların Özellikleri

3.13.1. Levrek (*Dicentrarchus Labrax*)

Levrek balığı Serranidae familyası içinde yer alır. Levrek Atlantik Okyanusu, Karadeniz, Marmara ve Akdeniz sahillerinde bulunmaktadır. Deniz çayırının bulunduğu kumlu, çamurlu-sığ biyotoplarda, sıcaklığa ve tuzluluğa karşı gösterdiği toleransı ile nehir ağızlarında ve lagüner bölgelerde yaşayan bir littoral bölge balığıdır (MEGEP, 2006). Eti çok lezzetli, ekonomik değeri oldukça yüksektir. Bayağı levrek ve benekli levrek olmak üzere iki tipi mevcuttur. Sırtlarındaki çok sayıda benek ile ayrılırlar. Benekli levrek Güney Ege ve Akdeniz'de, bayağı levrek ise bütün denizlerimizde görülür. Levrek kumlu ve çamurlu sığ kesimlerde nehir ağızlarında ve lagüner alanlarda, taşlık-kayalık kıyı kesimlerde yaşam sürer. Sürü teşkil etmez, tek-tek dolaşma özelliği gösterir. Genelde Crustacea' lar, karides, kefal, sardalya, kaya balıkları ve yumuşakçaları yiyerek karnivor beslenme özelliği gösterir (Mat Çatal, 2006).

3.13.2. Kefal (Mugil Cephalus)

Kefal balıkları Mugilidae familyasına girerler. Kefal balıkları ılıman ve ekvatorial denizlerin hepsinde bulunur. Genel olarak kıyılara yakın yaşayan balık türüdür. Yaz aylarında beslenmek için sığ kesimlere ve dalyanlara yönelme eğilimi gösterirler (Hoşucu, 2000). Yuvarlak ve mekik şeklinde bir yapıya sahiptirler. Düz ve basık burunludurlar. Üzerleri yuvarlak pullar ile kaplıdır. Sıcak ve ılık deniz kıyılarında sürü halinde dolaşır. Denize açılan nehir ve göllere de girerler. Ancak tatlı sularda devamlı yaşamazlar, üremek için denizlere dönerler. Kumluk, kayalık ve çamurlu diplerdeki bitki artıkları ve yosunlarla beslenirler. Yırtıcı olmadıklarından dişleri zayıf, ağızları küçüktür. Kum ve çamuru ağızlarına alarak, içindeki besinleri ayıkladıktan sonra tekrar dışarı püskürtürler. Çoğunlukla denizlere dökülen kanalizasyon ağızlarına gelirler. Sindirim organlarının uzunluğu fazla olup, bağırsakları (210 cm kadar), vücut uzunluğunun 6-7 katına ulaşır. Kefal türleri katadrom (beslenmek için lagünlere giren) balıklardır. Değişik su sıcaklıklarına, değişik tuzluluğa ve çözünmüş oksijeni az olan ortamlara karşı dayanıklıdır. Bu balıklar beslenme alışkanlıklarına göre omnivor (her şeyi yiyebilen) balıklardır. Buna rağmen daha çok bitkisel gıdaları severler. Fitoplankton ve zooplankton da süzebilecek bir solungaç yapıları vardır. Sularımızda yaşayan kefal balıkları türlerini birbirinden ayıran noktalar ise, gözün etrafı ve göz merceğinin büyük bir kısmı yağ kapağı ile kaplı göğüs yüzgeci kaidesindeki üçgen pul iyi gelişmiş, başın üstten görünüşü vücuttan daha enli ise has kefal; üst dudak geniş, üzerinde bir sıralı ve dikey konumlu ince kıvrıntılar bulunuyorsa dudaklı kefal; başın ön kısmında bulunan pullar 2-8 kanallı ise mavraki; baş pulları başın ön kısmında burun deliklerinin hizasına kadar uzanıyor, göğüs yüzgecinin kaidesinde siyah bir leke bulunuyorsa plutarina; solungaç kapağı üzerinde sarı bir leke bulunuyorsa altınbaş kefali olarak adlandırılırlar (MEGEP, 2006).

3.13.3. Palamut (Sarda Sadra)

Palamut balıkları Scombridae ailesindendir. Sıcak ve ılık denizlerin sahillerinden uzakta bazen sahillere yakın yerlerinde yaşayan çok hızlı yüzen yüzeysel balıklardır. Denizlerimizde Akdeniz Ege, Marmara ve Karadeniz’ de yaygın olarak bulunurlar (MEGEP, 2006). Oldukça büyük ve keskin dişlerle kaplı olan ağzı, torpil biçimindeki bedeninin ucundadır. Sırtlarının genellikle mavimsi rengi, yanlara doğru gidildikçe karında gümüşü beyaza dönüşür. Sırtlarından başlarına kadar siyaha yakın koyu renkte birçok şerit bulunur. Büyük sürüler oluşturarak mevsimlik uzun göçlere girer. Boyuna göre çeşitli isimler ile anılır: Palamut vonozu (12-16 cm), kestane palamudu (16-22 cm), çingene palamudu (22-28 cm), palamut (28-35 cm), zindandelen (35-40 cm), torik (40-45 cm), sivri (45-55 cm), altıparmak (55-65 cm) ve piçuta (65 cm ve üzeri) (<http://tr.wikipedia.org/wiki/Palamut>).

3.13.4. Çipura Balığı (Sparus Aurata)

Sparidae familyasına ait Ege ve Akdeniz’ de yayılım gösteren balık türü. Klimatik yapıdan çipura balığına tüm Akdeniz’ de rastlanmakla birlikte doğu ve güney doğu Akdeniz ülkelerinde, Kanarya Adaları’ nda, İngiltere kıyılarında, Verde Burnu’ nda ve nadir olarak Karadeniz kıyılarında rastlanır. Genellikle tropikal, subtropikal ve ılıman kuşaklarda yayılım gösteren çipura deniz fenogramlarının bulunduğu kumlu- çamurlu ve çamurlu ve tuzlu ortamlarda yaşamını sürdürür. Bunun yanı sıra nehir ağzlarına ve lagüner bölgelere de girer. Ülkemizde daha çok güney sahilleri ve Ege kıyılarında yayılım gösterir. Bu balıkların 30-50 g. arası olanlarına İnce Lidaki, 100 g. dolayındakilere Lidaki, 200g. ve daha yukarı ağırlıkta olanlarına Çipura adı verilir (MEGEP, 2006) . Çipura balıkları kırmalık tabir edilen alanlardan hoşlanırlar. Genel olarak dip balıkları grubuna girerler. Günün belirli saatlerinde kıyılara kadar gelir ve yem ararlar. Bu nedenle sabah ve akşamları sığ sularda daha bol avlanabilirler.

3.13.5. Barbun (Mullus Barbatius)

Perciformes ordosu, Mullidae familyasından olup, sıcak ve ılık denizlerin kumlu, çamurlu sahillerinde 300 metreye varan derinliklerinde sürüler halinde yaşayan, ekonomik değerleri yüksek olan severek tüketilen bir türdür. Sularımızda en fazla Akdeniz, Ege, Marmara denizi kıyılarında ve az miktarda da Karadeniz’ de bulunurlar (Mat Çatal, 2006). Ortalama 12– 15 santimetreden en çok 40santimetreye kadar büyür. Suyun ısı şartlarına göre derinlerden sahile, mevsimsel göçler yapar. 10 yıl yaşayabilir. Nisan-haziran arası 15– 100,000 yumurta döker. Etinin lezzet ve bol avanılmasıyla ekonomik değeri yüksektir (MEGEP, 2006). Cinsi olgunluğa 1 yaşın sonunda ulaşırlar. Yumurtlamaları Mayıs’ tan Temmuz’ a kadar olup yumurtaları sığ sulara bırakırlar.

3.13.6. Mercan (Pagellus Acerne)

Sparidae familyası içinde bulunan bu balıklar Ege, Marmara ve Akdeniz’ de yüksek bir ekonomik öneme sahiptir. Ilıman ve sıcak bölgelerde, kayalık ve taşlık dip bölgelerde yer alır (Hoşsucu, 2000).

3.13.7. Hamsi (Engraulis Encrasicolus)

Hamsi balıkları Clupeodei subordosu, Engraulidae familyasından olup Karadeniz, Marmara, Ege, Akdeniz ile İngiltere sahilleri, Kuzey Denizin güneyi ve Doğu Atlantik’ in kırsal kenarlarında dağılım göstermektedir. Kışın 100– 150 metre derinliklere inebildikleri gibi yazın su yüzeyinden, 20 metreye kadar değişik derinliklerde yüzerler. Sular ısınmaya başladığı zaman ilkbahara doğru üreme ve beslenme için sahillere doğru göç ederler. Hamsilerin ortalama boyları 12 cm'dir. 18– 20 cm'e kadar olanlarına rastlanır. Ömürleri 2-3yıl, en fazla 4 yıldır (MEGEP, 2006). Hamsi balıkları sardalyalar gibi sürü oluşturan, sahil bölgelerinde pelajik olarak bulunan eurihalin (%5– 41 tuzluluk) formlardır. Lagün ve haliçlere

girebildikleri gibi kışları 150 m' nin altına inebilirler. Genellikle planktonik organizmalarla başta Calanoitler, Copepodlar, Cirripedler ve Mollusc larvalarıyla beslenirler (Mat Çatal, 2006).

3.13.8. İzmarit (*Spicara Smaris*)

Denizlerimizin yerli balıklarındandır. Küçüklerine kancur, büyüklerine kanal izmariti denir. Boyu ortalama 15 santimetre, dişileri daha küçük olur. Hareketli ve kurnazdır. Yaz aylarında sahillere kadar sokulur. Üst, ön dikenleri tehlikelidir. Batar ve yara yapar. 10– 12 yıl yaşayabilir. Erkekleri 3, dişileri 2 yaşırıda olgunlaşıp, 60– 70,000 yumurta verir. Balık yumurtaları, yavruları ve yosunlarla beslenir. Eti beyaz ve lezzetlidir. Bol tüketilir (<http://www.lezzetvadisi.com/baliklar/izmarit-baligi-nedir-ozellikleri.html>).

3.13.9. Sardalya (*Sardine Plichardus*)

Sardalya balıkları, Clupeiformes ordusu, Clupedia familyasından olup, tropik ve ılıman denizlerde yaşarlar. Sürü hâlinde yüzeye yakın gezen göçmen balıklardır. Hamsi balıklarını andırırlar. Mayıstan eylüle kadar değişik zamanlarda yumurta bırakırlar. Su sıcaklığı yükselince derinlere dikey (Vertikal) göçler yaparlar. Karadeniz, Ege, Marmara ve Akdeniz' de bulunurlar. Boyları genellikle 10– 15 cm olmakla birlikte ekolojik özelliklere bağlı olarak 22– 23 cm' ye kadar ulaşabilirler (MEGEP, 2006). Sularımızda özellikle Kuzey ve Orta Ege' de büyük stokları vardır. Gün boyunca 22- 55 m; geceleri 15– 35 m derinlikler arasında yaşarlar. Planktonik organizmalarla, genellikle geceleri beslenirler. Üremeleri Ege Denizi' nde Arak- Şubat arasında gerçekleşmektedir.

3.13.10. Uskumru (*Scomber Scombrus*)

Scombridae familyasına ait bir türdür. Uskumru fusiform yapıya sahiptir. Sıcak ve ılık denizlerin yüzey sularında bazen açık denizlerin 250 m derinliklerinde

sürüler hâlinde yaşarlar. Yüzeyde yaşayan etçil ve göçmen balıklardır. Cinsî olgunluğa 3 yaşında ulaşırlar. Kasım aralık aylarında Karadeniz’ den İstanbul Boğazı ve Marmara’ ya kış geçirmek için gelirler. Mart nisan aylarında ise beslenmek üzere Karadeniz’ e geçerler. Yumurtladıktan sonra zayıflamış olanlarına çiroz, haziran sonundan ağustos sonuna kadar küçük sürüler halinde gezenlerine lipari boyları 12-16 cm arasında olanları uskumru ve kolyos vanoza adı verilir. Akdeniz, Ege, Marmara ve Karadeniz’ de bulunurlar. Ömürleri 7-8 yıl kadardır. İkinci sırt yüzgeci ile anal yüzgeçten kaudal yüzgece doğru altı üstü beşer tane yalancı yüzgeç (Pinnül) bulunmaktadır. Karakteristik şeklinden başka uskumrunun kolayca hatırlanabilecek rengi vardır. Öldüğünde dorsalinde mavi ve mavi-siyah düzensiz çizgiler oluşur. Bu normal sağlıklı bir uskumrunun rengi değildir. Bu, stres nedeniyle (yakalanma, ölüm gibi) oluşan tipik bir görünümdür (MEGEP, 2006).

3.13.11. Gopez (Boops Boops)

Sparidae familyasından ticari açıdan önemli bir balık türü kupesin çoğu levreksilerde olduğu gibi iki sırt yüzgeci vardır. Kafasından kuyruğuna kadar uzanan 3 – 5 soluk altın renginde çizgileri ve göğüs yüzgecinin kökünde siyah bir lekesi vardır. Görünen en büyükleri 36 cm uzunluğundadır. Akdeniz ile Karadeniz’de yaygındır. Kıyılara yakın bölgelerde 0– 350 m derinlikleri arasında yaşarlar. Geceleri sürü halinde yukarıya çıkıp, bitkisel ve hayvansal plankton ile küçük kabuklular ile beslenirler (<http://tr.wikipedia.org/wiki/Kupes>).

3.13.12. İstavrit (Trachurus trachurus)

Carangidae familyasına mensup olan istavrit denizlerimizde Trachurus mediterraneus, Trachurus picturatus ve Trachurus trachurus türleri ile temsil edilmektedir. İstavrit yazın ılıman denizlerin sığ yerlerinde yaşar. Kışın ise 100 m derinliğe kadar olan kesimlere çekilir. İnsan sağlığı açısından öncelikle geniş halk kesimi tarafından tüketilen deniz organizmalarında radyonüklid düzeylerinin saptanması, bir kontaminasyon sürecinde anlamlılık içermektedir (Hoşsucu, 2000).

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. İçme Suları İçin İzin Verilen Radyoaktivite Değerleri

Bu çalışmada, içme sularındaki radyoaktivite analizlerinde Sağlık Bakanlığı tarafından hazırlanan ve 17/02/2005 tarih ve 25730 sayılı Resmi Gazetede yayımlanarak yürürlüğe giren ‘İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkındaki Yönetmelik’ te verilen içme suyuna ilişkin radyolojik parametre ve sınır değerler dikkate alınmıştır (Çizelge 4.1) (TAEK Raporu, 2009).

Çizelge 4.1. Su Radyoaktivite Analizinde Kullanılan Radyolojik Parametreler Ve Limitler (TAEK Raporu, 2009)

Parametre	Parametrik Değer	Birim
Trityum ($^3\text{H}_1$)	≤ 100	Bq/L
Toplam gösterge dozu (TGD)	$\leq 0,10$	mSv/yıl
Alfa yayınlayıcılar (α)	$\leq 0,1$	Bq/L
Beta yayınlayıcılar (β)	≤ 1	Bq/L

Trityum limit değeri 100 Bq/L olarak tanımlanmıştır. Bu amaç için analiz talepleri ağırlıklı olarak işletme belgelerini devam ettirmek isteyen içme suyu şişeleme tesislerinden gelmektedir.

Bu standart, insani tüketim amaçlı suları kapsar. Maden suyu (TS 9130), içme suyu ve kaplıca suyu gibi şifalı suları, gıda maddesi ile doğrudan teması olmayan sanayide kullanılan suları, tıbbi amaçlarla kullanılan suları ve analitik laboratuvarında kullanılan suları (TS EN ISO 3696) kapsamaz (Top, 2008).

İnsani tüketim amaçlı kullanılan sular; orijinal haliyle ya da işlendikten sonra, dağıtım ağı, tanker, şişe veya kaplar ile tüketime sunulan içme, pişirme, gıda hazırlama ya da diğer evsel amaçlar için kullanılan bütün sular ile suyun kalitesinin, gıda maddesinin nihai halinin sağlığa uygunluğunu etkilemeyeceği durumlar haricinde insani tüketim amaçlı ürünlerin veya gıda maddelerinin imalatında,

işlenmesinde, saklanmasında veya pazarlanmasında kullanılan sulardır (TCSB, 2005). Bu amaçla kullanılan su çeşitleri:

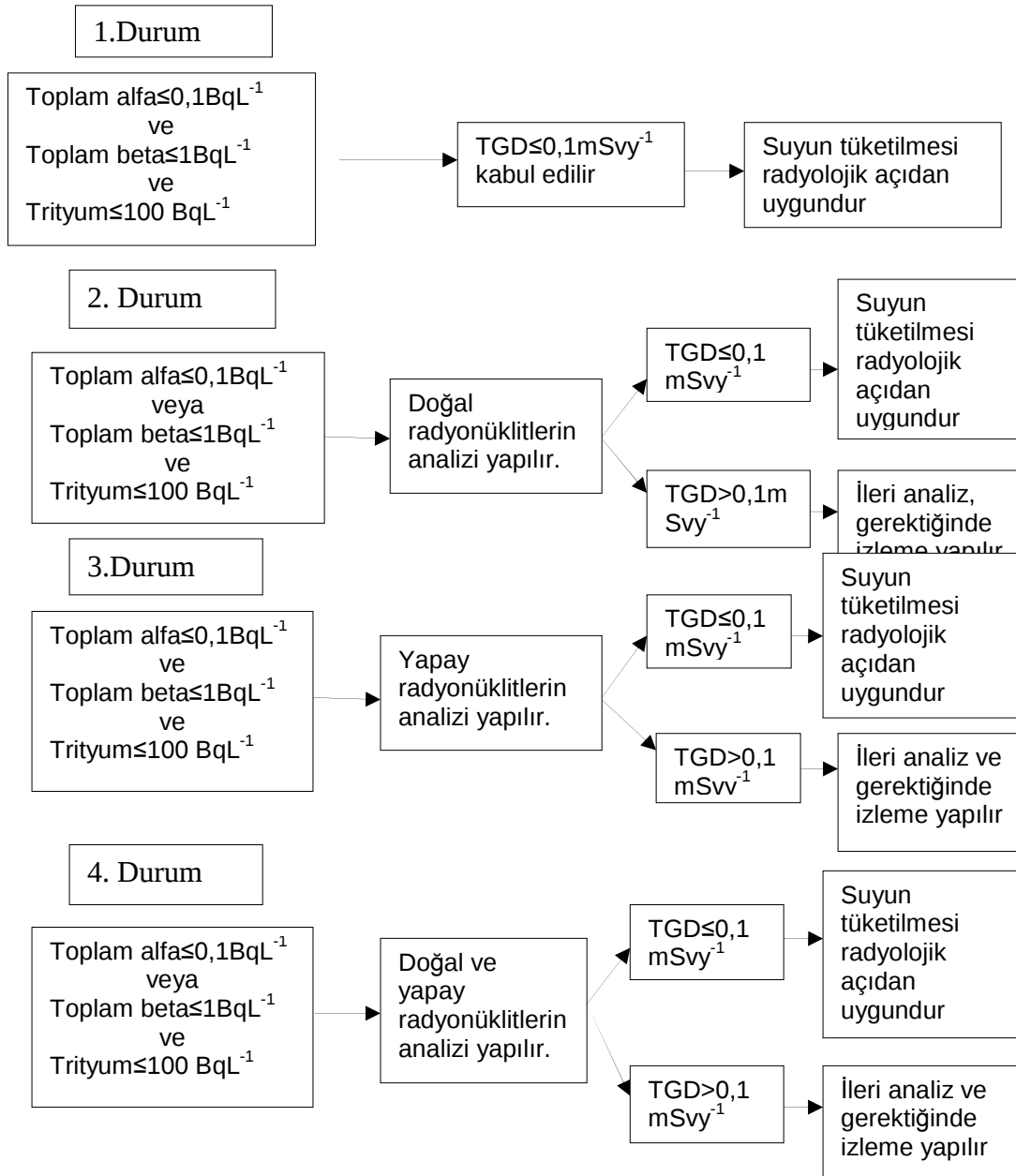
İçme- Kullanma Suyu: Genel olarak içme, yemek yapma, temizlik ve diğer evsel amaçlar ile, gıda maddelerinin ve diğer insani tüketim amaçlı ürünlerin hazırlanması, işlenmesi, saklanması ve pazarlanması amacıyla kullanılan, orijinal haliyle ya da arıtılmış olarak ister kaynağından isterse dağıtım ağından temin edilen, ticari amaçlı satışa arz edilmeyen sulardır (TCSB, 2005).

Doğal Mineralli Su: Yerkabuğunun çeşitli derinliklerinde uygun jeolojik şartlarda doğal olarak oluşan en az 1000 miligram/litre çözünmüş mineraller ve/veya eser elementler bulunduran, doğal yapısında karbondioksit ve radyoaktif elemente sahip olan, yeryüzüne kendiliğinden çıkan veya teknik usuller ile çıkarılan, mineral içeriği kalıntı elementleri ve diğer bileşenleri ile tanımlanan, her türlü kirlenme risklerine karşı korunmuş ve mevzuatta (TCSB, 2005) belirtilen özellikleri taşıyan yer altı suyudur.

Kaynak Suyu: Jeolojik koşulları uygun jeolojik yapıları içinde doğal olarak oluşan, bir veya daha fazla çıkış noktasından yer yüzüne kendiliğinden çıkan veya teknik usullerle çıkartılan veya kaynak sularına kendisine karakteristik özellik veren önemli elementlere ilişkin suyun kaynağındaki niteliğini değiştirmemek kaydıyla uygulanan, muhtemelen oksijenlemeyi takiben demir ve kükürt gibi kalıcı olmayan elementlerin filtrasyon ve boşaltma yoluyla ayrıştırılması, ozonla zenginleştirilmiş hava kullanılarak demir, mangan, kükürt ve arseniğin ayrıştırılması ve tamamen fiziksel yollarla serbest karbondioksitin kısmen veya tamamen ayrıştırılması işlemleri ile kaynak suyunun kimyasal ve mikrobiyolojik niteliklerini değiştirmeyecek tarzda suda asılı kalan çözülmemiş partikülleri uzaklaştırmaya yönelik filtrasyon işlemleri dışında herhangi bir işlem uygulanmayan yer altı suyudur (TCSB, 2005).

Şişe Suyu: Güvenli ve uygun antimikrobik maddeler dışında hiçbir madde ilave etmeden, şişelerde veya başka kaplarda muhafaza edilen, insan tüketimine uygun sulardır. Bu sulara isteğe göre ve belirlenen sınırlar çerçevesinde flor eklenebilir.

İşlenmiş İçme Suyu: Jeolojik koşulları uygun toprak derinliklerinde toplanan, mevzuata uygun görülen teknik usullerle çıkarılan ve kirlenme riski olmayan yer altı sularının, mevzuata uygun görülen dezenfeksiyon, filtrasyon, çöktürme, saflaştırma ve benzeri işlemler uygulanabilen ve parametrelerinin eksiltilmesi veya artırılması suretiyle mevzuattaki parametreler elde edilen ve uygulanacak işleme göre saflaştırılmış, mineral dengeli sulardır.



Şekil 4.1. İçme Sularında Radyoaktivite Değerlendirme Akış Şeması (TAEK 2009)

4.2. Örnekleme

Örnek hazırlanırken, analiz için 300 ml su yeterli olmasına rağmen her türlü aksamanın önüne geçmek için 500 ml örnek temiz polietilen şişeye hava kabarcığı kalmayacak şekilde tamamen dolduruldu sonra ağızları bantlanarak, örneklerin dış ortamla ilişkileri kesildi. Daha sonra şişeler; örnek adı, örneklenme tarihi ve yerini belirtecek şekilde etiketlenerek laboratuara ulaştırıldı. Su numunelerine elle temas edilmedi, yakınında herhangi bir kirletici madde bulunmamasına özen gösterildi. Örnekler analiz sırası gelinceye kadar kapakları açılmadan güneş almayacak şekilde bekletildi. Tritiyum analizi için örneklerin bekleme süreleri oldukça uzun tutuldu; çünkü örnek yaklaşık olarak 12 yıl bekletilip trityum miktarı yarılansa dahi örnekleme anındaki trityum içeriğinin hesaplanması mümkün olacaktır.

Laboratuara ulaştırılan örneğin trityum içeriğinin belirlenmesine kadar uygulanan aşamalar aşağıdaki bölümlerde kısaca özetlenmiştir.

4.2.1. Ölü Su (Blank, DW)

Tritiyum içermediği, bu yüzden de trityum aktivitesi en düşük olan damıtılmamış su örneğidir. Blank (ölü su) hazırlamak için stokta yeterli miktarda su bulundurulması ve acil durumlarda az miktarda örneklerin hazırlanması önerilir. Bu su sadece sayım aşamasında kullanılır, hiçbir işleme tabi tutulmaz ve bize fon değerini verir. Yapılan çalışmada öncelikle saf suyu 3 defa distile ettik, daha sonra saf sudan 8 ml, kokteylden 12 ml alınarak 20 ml lik vial konularak hazırlandı ve sayım aşamasında cihaza yerleştirilerek ölçüm yapıldı.

4.2.2. Laboratuar Standardı (DWS)

Bilimsel amaçlı laboratuvarlar için radyoaktif standart sağlayan kurumlardan temin edilen stok standart çözeltiden, laboratuvarların kendi ihtiyaçlarını karşılayacak şekilde hazırlanan trityum içeriği bilinen standart çözeltidir. Hiçbir kimyasal işlemlemeden geçmeden sadece sayım aşamasında kullanılır. Bize verim ve kalibrasyon

faktörü değerlerini verir. Laboratuvar standardının iyi bir sayma istatistiğine sahip olabilmesi için, trityum konsantrasyonunun 15000– 20000 TU civarında olması gerekmektedir. Yapılan çalışmada elimizde aktivitesi belli olan trityum standardından 1 ml, saf sudan 7 ml ve kokteyl den 12 ml viale eklenerek hazırlandı. ve sayım aşamasında cihaza yerleştirilerek ölçüm yapıldı.

4.2.3. Spike (RWS)

Damıtma ve elektroliz sonrası süreçlerde oluşacak problemleri gözlemek amacıyla kontrol amaçlı kullanılan trityum içeriği bilinen çözeltidir. Damıtma ve elektroliz işlemlerinden geçer ve zenginleştirme faktörünü, zenginleştirme parametresini bulmamıza yarar. Spike olarak adlandırılan çözeltinin trityum içeriği 1000-1500 TU arasında olmalıdır. Trityum standardı kullanarak hazırlanan spike'ın 250 ml si alınarak destile edildi, destile edilen spike'dan 8 ml kokteylden 12 ml alınarak hazırlandı.

Numuneyi trityum bakımından ne kadar zenginleştirdiğimizi anlamak için çalışmalarımızda spike kullandık.

4.3. Damıtma (Destilasyon)

Trityum aktivitesinin analizinde örnek içindeki bazı maddeler sintilasyon kokteyli ve örnek arasındaki enerji transferine zarar veren luminesans ve sönüm üretebilir. Örnek içeren şişedeki mevcut lüminesans için, örnek ölçülmeden önce 24 saat karanlıkta saklamak tavsiye edilir. Sönümü elimine etmek için LSC den önce bir ön işlem adımı uygulamak gereklidir. Bunun için iki ön işlem adımı mevcuttur. Bunlardan biri çok yaygın olarak kullanılan destilasyon işlemidir. Bir diğer ön işlem adımı ise destilasyonlu ya da destilasyon elektrolit zenginleştirme işlemidir. Bu işlem destilasyona göre daha zahmetli ve zaman alıcıdır. Biz çalışmalarımızda örneklere ön işlem adımı olarak damıtma (destilasyon) işlemi uygulandı.

Damıtma için, numunenin iyonik gücünü azalttık, çözölmüş organik karbonu veya bulaşıcı radyonüklidi çıkartarak, numunenin kalitesini arttırdık ve örnekler

arasında farklılığa neden olabilecek etkenleri ortadan kaldırdık. Sayım sırasında kimyasal bileşikler nedeni ile oluşabilecek hatalı parıldamaların engellenmesini sağladık. Damıtma işlemi ile düşük sıcaklıkta ısıtılarak gaz faza geçirilen örnek, içerdiği kimyasal bileşikten ayrıldıktan sonra soğutulup yoğunlaştırılarak sıvı faza dönüştürüldü. Damıtılmış su balon jojede toplandı (Şekil 4.2).



Şekil 4.2. Damıtma (Destilasyon) Sistemi

Damıtma işlemi şu şekilde yapıldı:

Elektroliz için en az 250 ml su gerektiği için, damıtma için yaklaşık 300 ml' lik sular alındı.

500 ml' lik balon jojeye örneklerden 20 ml koyularak çalkalandı. Daha sonra balon jojeye 250 ml su örneği koyuldu ve alınan su örneğine birkaç damla 0,05 N' lik potasyum permanganat(KMnO_4) (ısı ile ayrılmayan organik bileşikleri kimyasal olarak parçalayıp ayrılabilir duruma getirmek için, yani organik safsızlığı gidermek için) ve 6 M' lik sodyumhidroksit (NaOH) (radyo karbon ve radyoaktif iyot gibi maddeleri uzaklaştırmak için) çözeltisi eklendi.

Balon ısıtıcıya yerleştirildi,

Sistem kontrol edildikten sonra musluk (soğutucu su) açıldı. Su girişi alttan üst tarafa doğru olması sağlandı.

Isıtıcının ayarı yeterli destilasyon hızı ve düzgün kaynama sağlanması için uygun konuma getirildi. Eğer kaynama çok hızlı olursa bazı çözünmüş tuzlar destile numune içerisine geçebilmesini engellemek için kaynamanın düzgün ivmeli şekilde

ilerlemesi sağlandı. Ayrıca numunenin atmosferdeki trityumdan etkilenmemesi için sistemde silikon yağ içeren tuzaklar kullanıldı.

Toplama kaplarının altındaki silikon tuzaklardan çıkan hava kabarcıkları kontrol edildi (hava kabarcığının çıkması gerekir).

Su kaynayıp buharlaştıktan sonra soğutucudan geçerek gelen suyun ilk 10-15 ml' si ile toplama kabı çalkalanıp ve bu su atıldı.

Buharlaşan suyu toplama işlemi balonun içinde çok az su kalıncaya kadar devam edildi.

Isıtıcı kapatılıp ve sistemin soğuması beklenildi.

Soğutma suyu kapatıldı.

4.4. Sayım Zamanı

Sayım zamanı değerlendirilen örneğin aktivite ölçümü için gereklidir. Minimum algılanabilir aktivite (MDA) değeri işlemsel süreçler kısmında ilgili formül boyunca gözlenebilen bu parametreden etkilenir. Çevresel örneklerde, trityum aktivitesi genellikle çok düşük, bu nedenle yapılacak en iyi yöntem uzun ölçüm zamanı seçmektir böylece MDA değeri mümkün olduğunca düşük olacaktır (Paloma ve ark., 2007).

4.5. Sayım

Sayım için her bir örnek için 20 ml' ik plastik vialleler hazırlandı; Çünkü plastik vialler ^{40}K içermediği için ve cam viallere göre daha düşük beta içerdikleri için background' u azaltma etkisine sahiptir. Plastik vialler kapaklarıyla tartılıp darası alındı. Damıtma sonu toplanan damıtık sudan 8 ml, sintilatör çözeltisinden ise 12 ml viallere konulup tartılıp kaydedildikten sonra viallerin kapakları kapatıldı. Aynı işlemler; DWS, DW ve RWS için de tekrarlandı. En son, vial kapaklarına isimleri, gramajları ve tarihler yazıldı. Tartımlar sonu vialler iyice çalkalanıp karıştırılıp ve dış yüzeyleri etil alkolle silindi. Ağzı sıkıca kapatılarak hazırlanan örnekler karanlık ortamda ya da cihaz içerisinde 24 saat bekletildikten sonra sayıma başlatılmıştır.

Sayımlarımız sırasında su örneklerinin yanı sıra 2968,35 Bq/l ye seyreltilmiş laboratuvar standartı (DWS), destillenmiş spike (RWS) ve ölü su da (DW) eş zamanlı olarak Packart-Tri-Carb 2900 TR Düşük Sintilasyon Sayma Sistemi ile sayımlarımız gerçekleştirilmiştir.

4.6. Numune ve Standartlara Ait Sayımlar

Bir sayım turunda her bir örnek 50'şer dakikalık 10 defa sayıma tabi tutulmuştur. Bir grup örneğin analizin tamamlanabilmesi için sayım 3 tur tekrar edilmiştir. Böylece her bir örnek 1500 dakika süre ile sayılmış olmaktadır. Akkuyu-Gülnar arasındaki sayımlarımızdan elde edilen sonuçlar cpm (dakikadaki sayma) olarak Çizelge 4.2' de Mersin İli Merkez İlçe ve Mahallerindeki sayımlarımızdan elde edilen sonuçlar cpm (dakikadaki sayma) olarak Çizelge 4.3a ve 4.3b' de verilmiştir.

Çizelge 4.2. Gülnar-Akkuyu Arasındaki Numune Ve Standartlara Ait Sayma Değerleri

Numunenin Adı	Saymalar (sayma/ dakika)									
Gülnar Çeşme Suyu	3,00	3,33	3,33	3,00	3,00	3,00	3,00	3,33	3,67	3,33
Gülnar Pınar Suyu	3,33	3,67	3,33	3,33	3,33	3,00	3,00	3,33	3,00	3,33
Şırsavul Mevki Pınar Suyu	3,00	3,33	3,33	3,00	3,33	3,00	3,33	3,00	3,67	3,67
Şırsavul Mevki Çeşme Suyu	3,33	3,33	3,33	3,33	3,33	3,33	3,00	3,00	3,00	3,33
Delikkaya Kayabaşı Çeşme Suyu	3,33	3,00	3,00	3,33	3,33	3,33	3,33	3,33	3,33	3,67
Delikkaya Köyü Pınar Suyu	3,00	3,00	3,33	3,00	3,33	3,33	3,00	3,00	3,00	3,33
Suyun Gözü Çeşme Suyu	3,33	3,33	3,00	3,00	3,00	3,00	3,33	3,00	3,00	3,00
Suyun Gözü Yeraltı Suyu	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00
Cecalanı Çeşme Suyu	3,00	3,33	3,67	3,33	3,33	3,33	3,33	3,00	3,33	3,33
Doğrul Seydi Türbesi Çeşme Suyu	3,33	3,67	3,33	3,33	3,67	3,33	3,33	3,33	3,33	3,00
Koçaslı Köyü Çeşme Suyu	3,67	4,00	3,67	3,33	3,33	3,67	3,67	3,33	3,67	3,67
Büyükeceli Kasabası Çeşme Suyu	3,67	3,67	3,67	3,67	3,33	3,67	3,00	3,33	3,33	3,00
Yanişli Köyü Çeşme Suyu	3,67	3,67	3,67	3,00	3,33	3,33	4,00	3,67	3,00	3,67
Blank (DW)	3,80	3,00	3,00	3,00	3,17	3,00	3,17	3,00	2,83	3,00
Spike	21,0	20,7	21,3	21,3	21,7	21,3	21,3	21,7	21,0	21,3
Lab.Std	32,3	32,7	32,7	33,3	32,3	32,3	32,7	33,7	32,7	32,3

Çizelge 4.3a. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerindeki Numune Ve Standartlara Ait Sayma Değerleri

Numunenin Adı	Saymalar (sayma/ dakika)									
Akdeniz Beld.. Çeşme Suyu	3,67	3,33	3,33	3,00	3,33	3,33	3,67	3,67	3,67	3,33
İsmet İnönü Bulvarı Çeşme Suyu	3,00	3,00	3,33	3,33	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	4,00
İsmet İnönü Bulvarı Kuyu suyu	3,33	4,00	3,00	3,00	3,33	3,33	3,00	3,67	3,33	3,00
Limonluk Mah.. Çeşme Suyu	3,67	3,33	3,00	3,33	3,33	3,33	3,00	3,33	3,00	3,33
Palmiye Mah.. Çeşme Suyu	3,33	3,33	3,00	3,00	3,00	3,00	3,33	3,33	3,33	3,33
Dumlupınar Mah.. Çeşme Suyu	3,67	3,33	3,00	3,33	3,67	3,33	3,00	3,67	3,33	3,00
Eğriçam Mah.. Çeşme Suyu	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,67	3,33	3,33
Mezitli. Beld.. Çeşme Suyu	4,33	3,67	4,00	4,00	4,00	4,00	3,67	4,00	3,67	3,67
Yenişehir Beld.. Çeşme Suyu	3,33	3,67	4,00	3,33	3,33	3,67	3,33	3,33	3,67	3,67
Blank (DW)	3,80	3,00	3,00	3,00	3,17	3,00	3,17	3,00	2,83	3,00
Spike	21,0	20,7	21,3	21,3	21,7	21,3	21,3	21,7	21,0	21,3
Lab.Std	32,3	32,7	32,7	33,3	32,3	32,3	32,7	33,7	32,7	32,3

Çizelge 4.3b. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerindeki Numune Ve Standartlara Ait Sayma Değerleri

Numunenin Adı	Saymalar (sayma/ dakika)									
Okan Merzeci Bulvarı Kuyu Suyu	4,00	3,33	4,00	3,67	4,00	3,67	3,67	4,00	4,00	4,33
Okan Merzeci Bulvarı Çeşme Suyu	4,00	4,00	4,00	3,67	3,67	4,00	3,67	3,67	3,67	4,00
Bahçelievler Mah. Çeşme Suyu	4,33	4,00	4,00	4,33	4,33	4,00	4,33	4,33	4,33	4,00
Toroslar İlçesi Belediye Çeşme Suyu	4,00	4,00	4,00	4,33	4,00	4,33	4,33	4,00	4,67	4,33
Selçuklar Mah. Çeşme Suyu	4,67	4,33	4,33	4,33	4,33	4,33	4,33	4,33	4,33	4,67
Güneş Mah. Çeşme Suyu	4,33	4,33	4,33	4,00	4,33	4,00	4,00	3,67	4,00	3,67
Tırtıl Sanayi Sitesi İçme Suyu	3,67	3,67	3,67	3,67	3,33	3,33	3,33	3,33	3,00	3,33
Karacailyas Belediyesi Çeşme Suyu	3,67	3,33	3,33	3,67	3,33	3,67	3,33	3,00	3,67	3,67
Yenitaşkent Beld. Çeşme Suyu	3,00	3,33	4,00	3,33	3,33	3,67	4,00	4,00	4,00	4,33
Blank (DW)	3,80	3,00	3,00	3,00	3,17	3,00	3,17	3,00	2,83	3,00
Spike	21,0	20,7	21,3	21,3	21,7	21,3	21,3	21,7	21,0	21,3
Lab.Std	32,3	32,7	32,7	33,3	32,3	32,3	32,7	33,7	32,7	32,3

4.7. Spike ve Laboratuvar Standartlarına Ait Veriler

Trityum konsantrasyonu hesabı yaparken ölçümlerimizde kullandığımız spike ve laboratuvar standardına ait bilgiler Çizelge 4.4’ deki gibidir.

Çizelge 4.4. Laboratuvar Standardı Ve Spike’ a Ait Bilgiler

Standardın hazırlanma tarihi	01/08/2007
Lab. Standardının ölçüm tarihi	06/03/2012
Lab. standardının ilk aktivitesi	2968,35 Bq/L
Lab. Standardı için geçen süre	1679 gün
Std.’in ölçüm tarihindeki aktivitesi	2293,3341 Bq/L
Spike’ın hazırlanma tarihi	20/12/2010
Spike’ın ölçüm tarihi	06/03/2012
Spike’ın ilk aktivitesi	196,360488 Bq/L
Spike için geçen süre	442 gün
Spike’ın ölçüm tarihindeki aktivitesi	183,4667 Bq/L

4.8. Minimum Algılanabilir Aktivite (MDA) Değerinin Hesaplanması

Trityum örneklerine ilişkin minimum algılanabilir aktivite (MDA) değerleri aşağıda verilen eşitlik kullanılarak hesaplanmıştır.

$$MDA = \frac{16,7 \times 3,29 \times \sqrt{cpm_b \times t_a \times \left(1 + \frac{t_a}{t_b}\right)} + 3}{\epsilon \times t_a \times V} \quad (4.1.)$$

Burada cpm_b (dakikadaki sayım oranı) ölü su (DW) sayım oranı, t_a ve t_b sırasıyla spike (RWS) ve DW sayım zamanı (1500 dakika), V litre olarak hacim, ϵ sayım verimidir.

4.9. Tritiyum Konsantrasyonu Hesabı

Su numunelerinin trityum konsantrasyonlarının hesaplanabilmesi için ölçümde su numunelerinin dışında trityum konsantrasyonu bilinen laboratuvar standardı, bu standarttan seyreltilerek hazırlanmış spike ve 3 defa distile edilmiş ölü suyun (blank) bulunması gereklidir. Örneğin trityum konsantrasyonu, sayım verimi ve kimyasal verimi için Denklem 4.2 , 4.3 ve 4.4 kullanılmıştır.

$$\varepsilon = \frac{\text{cpm}_{\text{DWS}} - \text{cpm}_b}{60 \times A_{\text{DWS}} \times V} \quad (4.2.)$$

$$F = \frac{\text{cpm}_{\text{RWS}} - \text{cpm}_b}{A_{\text{RWS}} \times \varepsilon \times 60 \times V} \quad (4.3.)$$

$$A = \frac{\text{cpm}_s - \text{cpm}_b}{60 \times \varepsilon \times V \times F} \quad (4.4.)$$

- cpm_{DWS} : Standart numunesinin sayım oranı,
 cpm_{RWS} : Spike numunesinin sayım oranı,
 A_{RWS} : Spike aktivite konsantrasyonu,
 cpm_b : Blank (ölü su) sayım oranı,
 A_{DWS} : Standart aktivite konsantrasyonu,
 V : Örneğin litre olarak hacmi,
 cpm_s : Örneğin sayım oranı,
 F : Kimyasal verim,
 ε : Sayım verimi
 A : Ölçülen örneğin trityum konsantrasyonu.

4.10. İçme Suyu Numunelerinde Belirlenen Trityum Konsantrasyonları

Sulardaki doğal trityum konsantrasyonu Bq/l ya da trityum birimi (TU) olarak verilir. Trityum konsantrasyonunun Bq-TU ilişkisi 1 TU=1 Trityum atomu/ 1×10^{18} hidrojen atomu=3,19 pCi/l=0,118 Bq/l olarak verilmektedir. Yani, 1×10^{18} hidrojen atomuna karşı bir trityum atomunun bulunması “ 1 trityum birimi (TU)” olarak tanımlanır. 1 TU = 0,11816 Bq/kg’ dır (Altay ve Çifter, 1996).

İçme suyunda trityum’ un sınır değerlerini Dünya Sağlık Örgütü (WHO, 2004) 10.000 Bq/l, ABD Çevre Koruma Ajansı (USEPA, 1980) 740 Bq/l, Türk Standartları Enstitüsü (TSE, 2005) 100 Bq/l ve T.C. Sağlık Bakanlığı (TCSB, 2005) 100 Bq/l olarak belirlemiştir. İçme suyundaki uluslararası trityum seviyeleri Çizelge 4.5 ‘ te gösterilmiştir.

Çizelge 4.5. İçme Suyunda Uluslararası Trityum Sınır Değerleri (CNSC, 2008)

ÜLKE	TRİTYUM SEVİYESİ (Bq/L)
Kanada	7.000
Romanya	100
Avrupa Birliği (EU)	100
Belçika	100
Fillandiya	30.000
Fransa	100
Almanya	100
İtalya	100
İskoçya	100
İspanya	100
İsveç	100
İngiltere	100
Avustralya	76.103
Norveç	100
Rusya	7.700
İsviçre	10.000
İngiltere	740

Mersin İli Gülnar-Akkuyu çevresinden ise alınan 13 adet su örneğinin analizi sonucu trityum aktivite konsantrasyonları Çizelge 4.6’ da Mersin’li Merkez İlçe ve Mahallelerinden alınan 18 adet su örneğinin analizi sonucu trityum aktivite konsantrasyonları ise Çizelge 4.7’ de gösterilmiştir.

Çizelge 4.6. Gülnar- Akkuyu Bölgesinden Alınan Çeşme, Kuyu Ve Pınar Suyu Trityum Seviyeleri

Numunenin Kodu	Trityum Aktivitesi(Bq/L)	Belirsizlik (±Bq/L)
Gülnar Çeşme Suyu	2,009	1,424
Gülnar Pınar Suyu	2,712	1,323
Şırsavul Mevki Pınar Suyu	2,678	1,579
Şırsavul Mevki Çeşme Suyu	2,344	1,522
Delikkaya Kayabaşı Çeşme Suyu	3,013	1,523
Delikkaya Pınar Suyu	<MDC	<MDC
Suyun Gözü Çeşme Suyu	<MDC	<MDC
Suyun Gözü Yer altı Suyu	<MDC	<MDC
Cecalanı Çeşme Suyu	3,013	1,590
Doğrul Seydi Türbesi Çeşme Suyu	3,683	10,609
Koçaslı Köyü Çeşme Suyu	6,026	1,256
Büyükeceli Çeşme Suyu	4,352	1,525
Yanişlı Çeşme Suyu	5,022	1,775

Çizelge 4.7. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallelerinden Alınan Çeşme, Kuyu Ve Pınar Suyu Tritiyum Seviyeleri

Numunenin Kodu	Tritiyum Aktivitesi(Bq/L)	Belirsizlik (±Bq/L)
Akdeniz Beld. Çeşme Suyu	4,352	1,401
İsmet İnönü Bulvarı Çeşme Suyu	<MDC	<MDC
İsmet İnönü Bulvarı Kuyu suyu	3,013	1,679
Limonluk Mah. Çeşme Suyu	2,678	1,621
Palmye Mah. Çeşme Suyu	2,009	1,160
Dumlupınar Mh. Çeşme Suyu	3,348	1,712
Eğriçam Mah. Çeşme Suyu	<MDC	<MDC
Mezitli Beled. Çeşme Suyu	9,039	1,429
Yenişehir Beld. Çeşme Suyu	5,357	1,501
Okan Merzeci Bulv. Kuyu Suyu	8,705	1,752
Okan Merzeci Bulvarı Çeşme Suyu	8,370	1,463
Bahçelievler Mah. Çeşme Suyu	12,555	1,637
Toroslar Beled. Çeşme Suyu	12,053	1,437
Selçuklar Mah. Çeşme Suyu	14,061	0,095
Güneş Mahallesi Çeşme Suyu	10,713	1,372
Tırtıl Sanayi Çeşme Suyu	4,352	1,160
Karacailyas Beled. Çeşme Suyu	4,687	1,432
Yenitaşkent Beled. Çeşme Suyu	7,031	1,865

4.11. Toprak Numunelerindeki Ra-226, Th-232, K-40, Cs-137 ve U-235

Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

Bu alışmada, Mersin ili merkez ve Gülnar-Akkuyu arasındaki toprak örneklerinin içeriğinde bulunan doğal radyonüklit konsantrasyonları belirlenmiştir. Bu yerlerden homojen olarak alınan 32 adet toprak rneği gama spektrometrik yöntem kullanılarak sayılmıştır. Uranyum serisindeki radyonüklitlerin radyolojik etkilerinin % 98' i, ²²⁶Ra ve bozunum ürünlerinden kaynaklandığı için ²³⁸U yerine ²²⁶Ra dikkate alınmıştır (Beretka ve Mathew, 1985).

Mersin İli Gülnar– Akkuyu arasında alınan toprak rneklerinin ²²⁶Ra, ²³²Th ve ⁴⁰K aktivite derişimleri izelge 4.8' de, ¹³⁷Cs ve ²³⁵U aktivite derişimleri ise izelge 4.9' de verilmiştir.

Mersin İli Merkez İlçe ve Mahallelerinden alınan toprak rneklerinin ²²⁶Ra, ²³²Th ve ⁴⁰K aktivite derişimleri izelge 4.10' da, ¹³⁷Cs ve ²³⁵U aktivite derişimleri ise izelge 4.11' de verilmiştir.

Çizelge 4.8. Gülnar– Akkuyu Arasında Alınan Toprak rneklerinin Ra-226, Th-232 Ve K-40 Aktivite Derişimleri

Numunenin Adı	Aktivite Derişimi (Bq /kg ± 1 s)					
	Ra-226 (Bq/kg)	Hata (Bq/kg)	Th-232 (Bq/kg)	Hata (Bq/kg)	K-40 (Bq/kg)	Hata (Bq/kg)
Gülnar Merkez	10,4	0,5	4,6	0,6	33,5	0,9
Sırsavul Mevki	49,6	1,7	21,9	1,9	298,4	5,6
Delikkaya Kayabaşı	44,2	2,8	28,1	4,3	319,5	11,2
Kayabaşı Baz istasyon	63,4	3,2	27,9	3,9	160,5	7,7
Suyun Gözü	46,3	2,6	29,6	2,7	400,2	8,3
Büyükeceli	58,9	3,2	59,1	5,7	976,3	22,1
Akkuyu Nk. 100. met	47,1	1,8	51,1	3,7	794,5	11,6
evresi 200 . metre	46,8	2,1	55,5	4,2	806,0	13,1
evresi 300. metre	47,1	1,7	52,3	3,4	808,4	11,7
evresi 400. metre	40,2	1,1	38,0	2,3	549,6	7,0
evresi 500. metre	30,4	11,4	9,8	3,8	629,2	11,1
evresi 600. metre	32,7	1,5	45,3	3,3	745,1	10,7
evresi 700. metre	53,3	2,0	39,5	3,2	614,6	9,8
evresi 800. metre	74,1	3,7	68,2	6,0	1004,1	22,0
evresi 900. metre	60,6	3,0	48,0	4,6	683,1	15,5
evresi 1000 .metre	28,4	1,6	41,8	3,2	745,3	12,7

Çizelge 4.9. Gülnar– Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinin Cs-137 Ve U-235 Aktivite Derişimleri

Numunenin Adı	Aktivite Derişimi (Bq /kg $\pm$ 1 s)			
	Cs-137 (Bq/kg)	Hata (Bq/kg)	U-235 (Bq/kg)	Hata (Bq/kg)
Gülnar Merkez	3,1	0,2	0,7	0,1
Sırsavul Mevki	10,6	1,0	2,9	0,2
Delikkaya Kayabaşı	7,7	1,8	3,9	0,4
Kayabaşı Baz İstasyonları	19,1	1,5	4,7	0,5
Suyun Gözü	19,0	1,0	3,2	0,4
Büyükeceli	<MDA	<MDA	3,2	0,5
Akkuyu Nük. Santral Çevresi 100 metre	28,5	0,9	3,0	0,2
Çevresi 200. metre	49,3	1,4	3,7	0,3
Çevresi 300. metre	49,8	1,0	2,9	0,2
Çevresi 400. metre	7,5	0,3	2,5	0,1
Çevresi 500. metre	18,7	1,2	<MDA	<MDA
Çevresi 600. metre	12,7	1,1	1,7	0,2
Çevresi 700 metre	86,2	1,4	3,6	0,2
Çevresi 800. metre	27,2	1,9	4,2	0,5
Çevresi 900. metre	57,0	1,7	3,1	0,4
Çevresi 1000. metre	11,2	0,8	0,7	0,2

Not: MDA, Minimum dedekte edilebilir aktivite.

Çizelge 4.10. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallelerinden Alınan Toprak Örneklerindeki Ra-226, Th-232 Ve K-40 Aktivite Derişimleri

	Aktivite Derişimi (Bq /kg $\pm$ 1 s)					
Numunenin Adı	Ra-226 (Bq/kg)	Hata (Bq/kg)	Th-232 (Bq/kg)	Hata (Bq/kg)	K-40 (Bq/kg)	Hata (Bq/kg)
Akdeniz Belediyesi	4,1	0,4	3,7	0,6	255,0	4,2
İsmet İnönü Bulv.	14,8	1,2	12,0	1,8	365,9	6,8
Limonluk Mah.	19,9	1,1	24,8	2,0	352,9	5,8
Palmiye Mah	23,6	1,0	32,2	2,0	424,0	5,6
Dumlupınar Mah.	16,7	0,9	24,7	2,0	326,0	4,7
Eğriçam Mah.	19,3	1,4	29,2	3,0	388,4	7,8
Mezitli Beled	22,8	0,7	41,3	2,3	368,5	4,8
Viranşehir Mah.	23,2	1,4	28,5	2,6	438,2	8,3
Yenişehir Beld.	21,1	0,8	38,1	2,3	370,7	5,1
Barbaros Mah.	21,4	1,3	36,3	3,0	367,2	6,9
Güvenevler Mah.	20,9	0,8	41,0	2,4	383,2	5,5
Zekiayan Mah.	17,4	0,9	24,1	1,9	284,9	5,3
Selçuklar Mah.	26,7	0,9	41,9	2,4	437,1	5,5
Güneş Mah.	4,8	1,2	13,8	3,7	370,6	6,6
Tırtıl Sanayi	22,1	0,8	38,6	2,2	425,5	5,1
Yenitaşkent Beled.	21,0	1,5	34,8	2,9	382,5	7,4

Not: MDA, Minimum dedekte edilebilir aktivite.

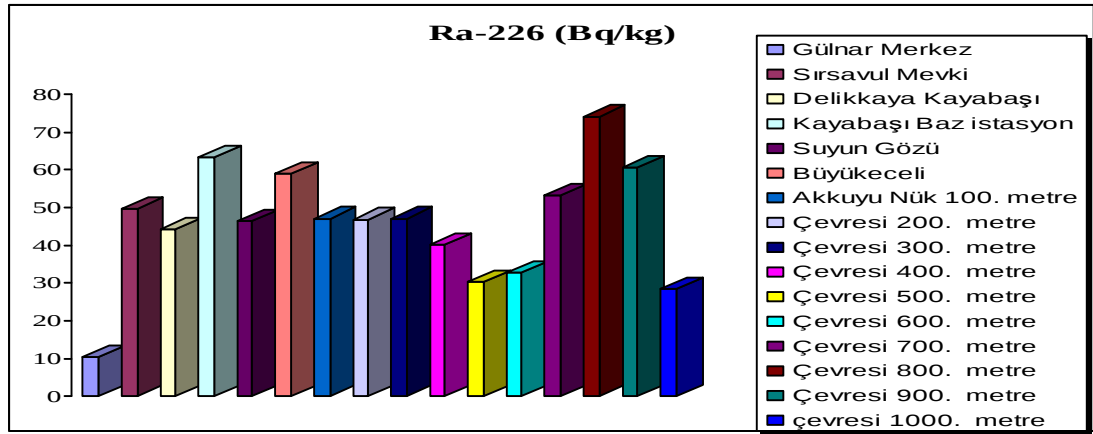
Çizelge 4.11. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallelerinden Alınan Toprak Örneklerindeki Cs-137 Ve U-235 Aktivite Derişimleri

Numunenin Adı	Aktivite Derişimi (Bq /kg $\pm$ 1 s)			
	Cs-137 (Bq/kg)	Hata (Bq/kg)	U-235 (Bq/kg)	Hata (Bq/kg)
Akdeniz Belediyesi	<MDA	<MDA	<MDA	<MDA
İsmet İnönü Bulvarı	21,8	1,0	<MDA	<MDA
Limonluk Mah.	4,6	0,6	0,7	0,1
Palmye Mah	3,2	0,4	1,3	0,1
Dumlupınar Mah.	2,3	0,4	<MDA	<MDA
Eğriçam Mah.	5,4	0,7	2,1	0,2
Mezitli Beled.	5,1	0,3	1,6	0,1
Viranşehir Mah.	<MDA	<MDA		
Yenişehir Beld.	5,0	0,4	1,6	0,1
Barbaros Mah.	10,4	1,2	1,3	0,1
Güvenevler Mah.	<MDA	<MDA	1,7	0,1
Zekiayan Mah.	4,5	0,6	1,5	0,1
Selçuklar Mah.	5,6	0,3	1,6	0,1
Güneş Mah.	<MDA	<MDA	<MDA	<MDA
Tırtıl Sanayi	<MDA	<MDA	1,5	0,1
Yenitaşkent Beled.	7,4	0,8	1,6	0,2

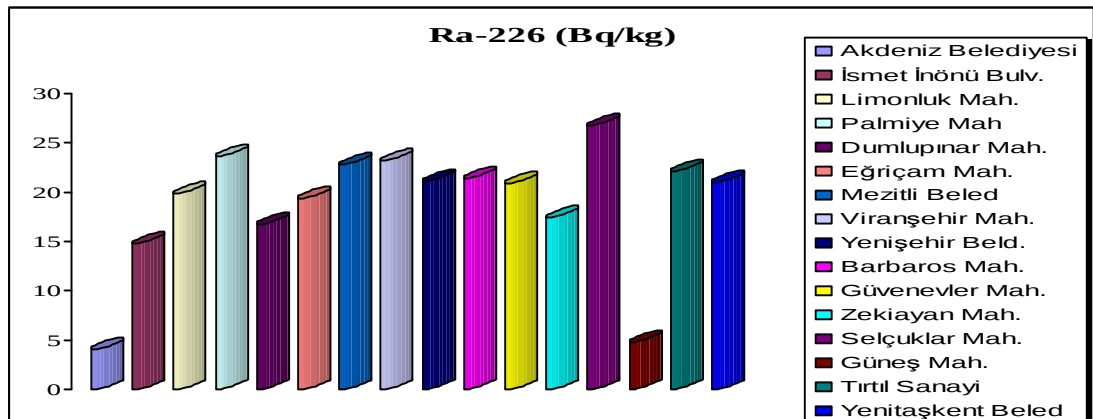
Not: MDA, Minimum dedekte edilebilir aktivite

²²⁶Ra doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde Çizelge 4.8' den görülebileceği gibi en yüksek aktivite konsantrasyonu (74,1 $\pm$ 3,7 Bq/kg) Akkuyu Nükleer Santral kurulacak yerin çevresinde ve en düşük aktivite konsantrasyon değeri (10,4 $\pm$ 0,5 Bq/kg) Gülnar Merkezde ölçülmüştür (Şekil 4.3). Ortalama ²²⁶Ra aktivite konsantrasyonu 45,84 Bq/kg olarak hesaplanmıştır Mersin İli Merkez' de ölçülen toprak örneklerinde ise Çizelge 4.10' dan görülebileceği gibi ²²⁶Ra en yüksek aktivite konsantrasyon değeri (26,7 $\pm$ 0,9 Bq/kg)

Selçuklar Mahallesi ve en düşük aktivite konsantrasyon değeri ($4,1 \pm 0,4$ Bq/kg) Akdeniz Belediyesinde ölçülmüştür (Şekil 4.4). Ortalama ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu 18,74 Bq/kg olarak hesaplanmıştır. Türkiye genelinde analiz edilen toprak örneklerindeki ^{226}Ra doğal radyoaktiflerin aktivite derişimlerinin ortalaması $34,7 \pm 5,1$ Bq/kg olarak hesaplanmıştır (TAEK-TR 2010-12). Buna göre Gülnar-Akkuyu arasında hesaplanan ^{226}Ra doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi Türkiye genel ortalaması ve dünya ortalaması olan 32 Bq/kg' danbüyüktür (UNSCEAR, 2000). Mersin İli Merkez' de ölçülen toprak örneklerinde ise ^{226}Ra doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi Türkiye genel ortalaması ve dünya ortalaması olan 32 Bq/kg' darküçüktür.

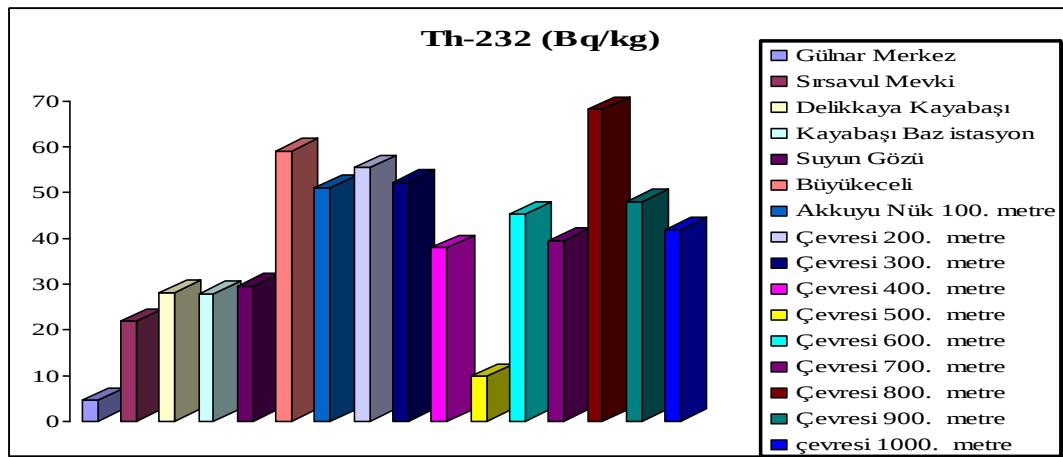


Şekil 4.3. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinde Ra-226 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

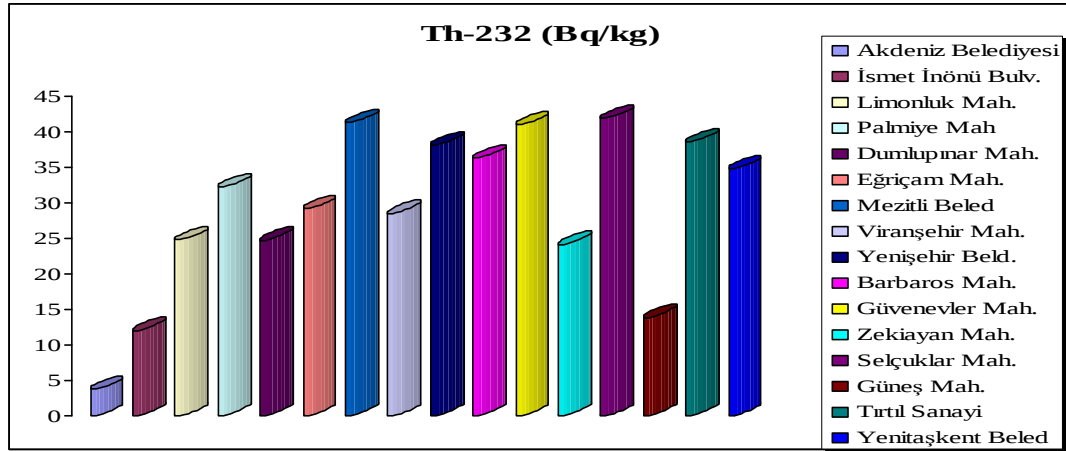


Şekil 4.4. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki Ra-226 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

^{232}Th doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde Çizelge 4.8' den görülebileceği gibi en yüksek aktivite konsantrasyonu ($68,2 \pm 6,0$ Bq/kg) Akkuyu Nükleer Santral kurulacak yerin çevresinde ve en düşük aktivite konsantrasyon değeri ($4,6 \pm 0,6$ Bq/kg) Gülnar Merkezde ölçülmüştür (Şekil 4.5). Ortalama ^{232}Th aktivite konsantrasyonu 38,79 Bq/kg olarak hesaplanmıştır. Mersin İli Merkez' de ölçülen toprak örneklerinde ise Çizelge 4.10' dan görülebileceği gibi ^{232}Th en yüksek aktivite konsantrasyon değeri ($41,9 \pm 2,4$ Bq/kg) Selçuklar Mahallesi ve en düşük aktivite konsantrasyon değeri ($3,7 \pm 0,6$ Bq/kg) Akdeniz Belediyesinde ölçülmüştür (Şekil 4.6). Ortalama ^{232}Th aktivite konsantrasyonu 29,06 Bq/kg olarak hesaplanmıştır. Türkiye genelinde analiz edilen toprak örneklerindeki ^{232}Th doğal radyoaktiflerin aktivite derişimlerinin ortalaması $35,4 \pm 4,3$ Bq/kg olarak hesaplanmıştır (TAEK-TR 2010-12). Buna göre Gülnar-Akkuyu arasında hesaplanan ^{232}Th doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi Türkiye genel ortalamasından büyük ve dünya ortalaması olan 45 Bq/kg' danise küçüktür (UNSCEAR, 2000). Mersin İli Merkez' de ölçülen toprak örneklerinde ise ^{232}Th doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi Türkiye genel ortalaması ve dünya ortalaması olan 45 Bq/kg' darküçüktür.



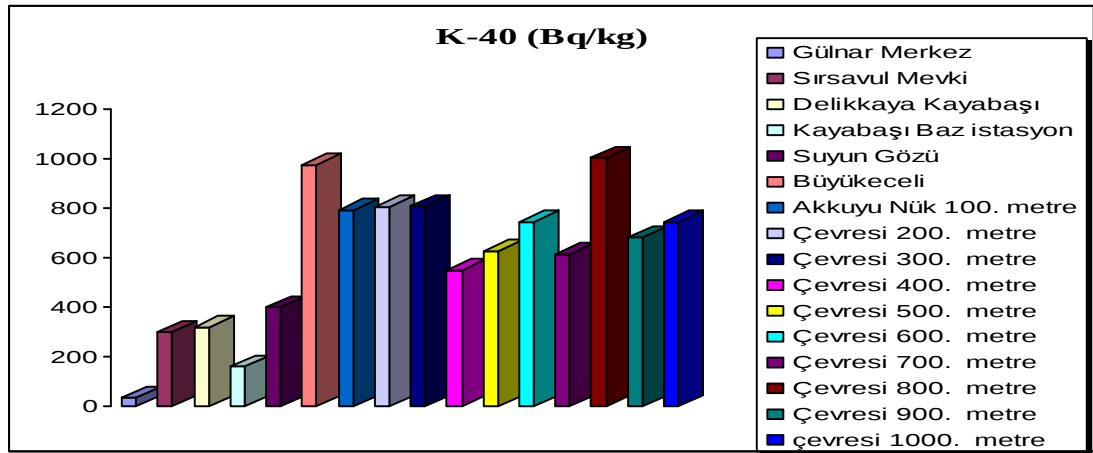
Şekil 4.5. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinde Th-232 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi



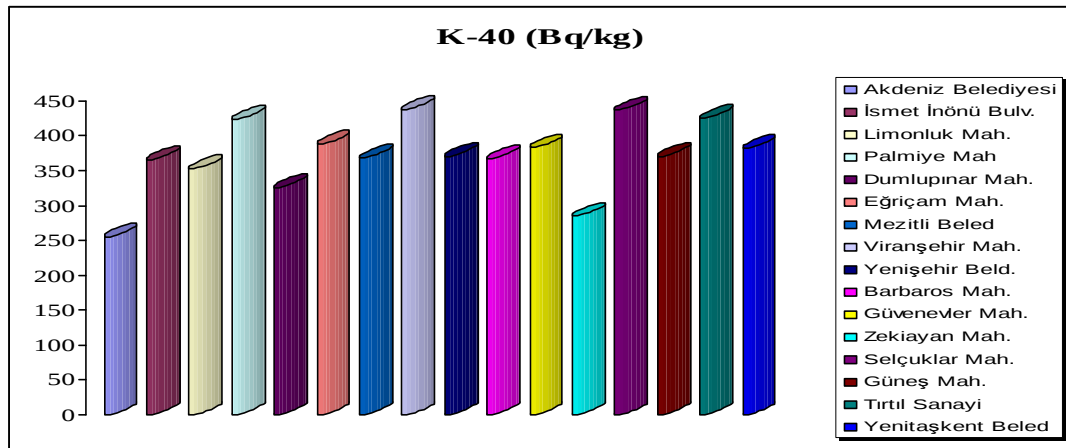
Şekil 4.6. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki Th-232 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

^{40}K herhangi bir bozunum serisine ait olmayıp, 1460 keV’ de %11 bollukta bir enerji pikine sahiptir. Çalışma bölgesindeki tüm toprak örnekleri için ^{40}K aktivitesi tespit edilmiştir. Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde Çizelge 4.8’ den görülebileceği gibi ^{40}K ’ m en yüksek aktivite konsantrasyon değeri ($1004,1 \pm 22,0$ Bq/kg) Akkuyu Nükleer Santral kurulacak yerin çevresinde ve en düşük aktivite konsantrasyon değeri ($33,5 \pm 0,9$ Bq/kg) Gülnar Merkezde ölçülmüştür (Şekil 4.7).

Ortalama ^{40}K aktivite konsantrasyonu 598,02 Bq/kg olarak hesaplanmıştır Mersin İli Merkez’ de ölçülen toprak örneklerinde ise Çizelge 4.10’ dan görülebileceği gibi ^{40}K ’ m en yüksek aktivite konsantrasyon değeri ($438,2 \pm 8,3$ Bq/kg) Viranşehir Mahallesinde ve en düşük aktivite konsantrasyon değeri ($255,0 \pm 4,2$ Bq/kg) Akdeniz Belediyesinde ölçülmüştür (Şekil 4.8). Ortalama ^{40}K aktivite konsantrasyonu 371,29 Bq/kg olarak hesaplanmıştır. Türkiye genelinde analiz edilen toprak örneklerindeki ^{40}K doğal radyoaktiflerin aktivite derişimlerinin ortalaması $450,0 \pm 55,2$ Bq/kg olarak hesaplanmıştır (TAEK-TR 2010-12). Buna göre Gülnar-Akkuyu arasında hesaplanan ^{40}K doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi Türkiye genel ortalamasından ve dünya ortalaması olan 420 Bq/kg’ dan büyüktür (UNSCEAR, 2000). Mersinİli Merkez’ de ölçülen toprak örneklerinde ise ^{40}K doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi Türkiye genel ortalaması ve dünya ortalaması olan 420 Bq/kg’ dan küçüktür.



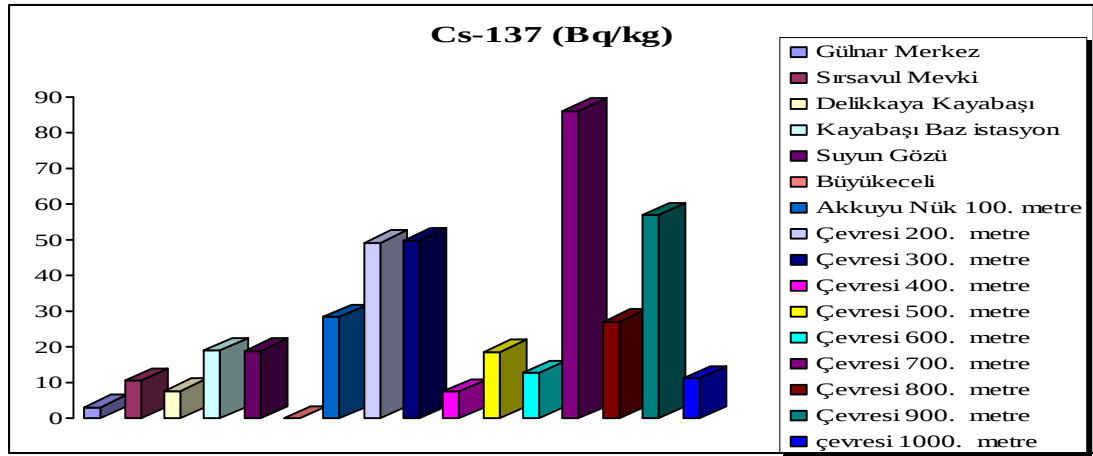
Şekil 4.7. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinde K-40 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi



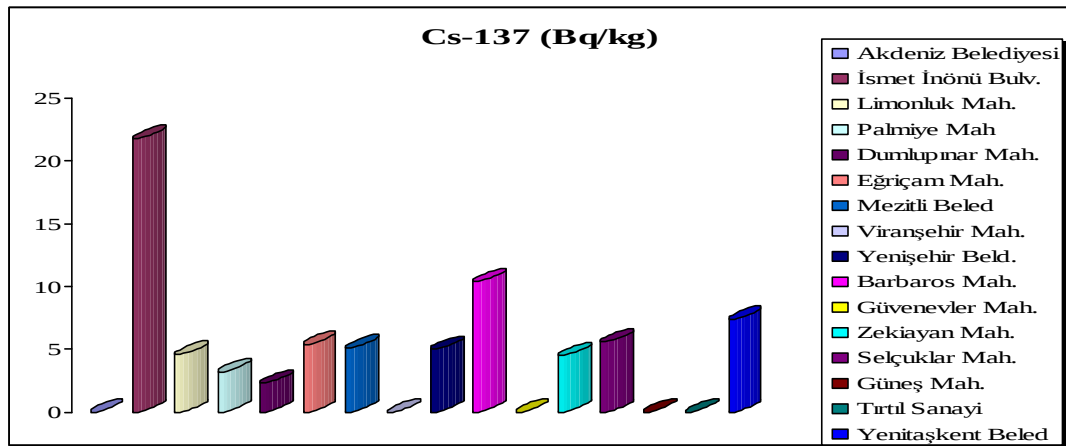
Şekil 4.8. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki K-40 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

^{137}Cs doğal olarak bulunmayıp fisyon olayı sonucunda üretilir. 662 keV' de %85 bollukta bir enerji pikine sahiptir. Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde Çizelge 4.9' dan görülebileceği gibi en yüksek aktivite konsantrasyonu ($86,2 \pm 1,4$ Bq/kg) Akkuyu Nükleer Santral kurulacak yerin çevresinde ve en düşük aktivite konsantrasyon değeri MDA değerinin altında Büyükeceli de ölçülmüştür (Şekil 4.9). Ortalama ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu 25,48 Bq/kg olarak hesaplanmıştır. Mersin İli Merkez' de ölçülen toprak örneklerinde ise Çizelge 4.11' den görülebileceği gibi ^{137}Cs en yüksek aktivite konsantrasyon değeri ($21,8 \pm 1,0$ Bq/kg) İsmet İnönü Bulvarında ve en düşük aktivite konsantrasyon değeri MDA değerinin altında Akdeniz Belediyesi, Viranşehir Mahallesi, Güvenevler

Mahallesi, Güneş Mahallesi ve Tırtıl Sanayi' de ölçülmüştür (Şekil 4.10). Ortalama ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu 4,71 Bq /kg olarak hesaplanmıştır. Türkiye genelinde analiz edilen toprak örneklerindeki ^{137}Cs yapay radyoaktiflerin aktivite derişimlerinin ortalaması $11,8 \pm 1,9$ Bq/kg olarak hesaplanmıştır (TAEK-TR 2010-12). Gülnar-Akkuyu arasında hesaplanan ^{137}Cs yapay radyonüklitlerin aktivite derişimi Türkiye genel ortalamasından büyükken, Mersin İli Merkez' de ölçülen toprak örneklerindeki ^{137}Cs yapay radyonüklitlerin aktivite derişimi Türkiye genel ortalamasından küçüktür.



Şekil 4. 9. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinde Cs-137 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi



Şekil 4.10. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki K-40 Doğal Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

4.12. Topraklarda Cs-137 Aktivite Hesaba Katılarak Hesaplanan Soğurulan Doz Oranı, Radyum Eşdeğeri, Dış Tehlike Endeksi, Yıllık Gonadal Doz Eşdeğeri Ve Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri

Denklem (3.21) kullanılarak Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde ^{137}Cs hesaba katılarak hesaplanan havadaki soğurulan doz oranı değerleri Çizelge 4.12’ de verilmiştir. Toprak örnekleri için havadaki soğurulan doz oranı (D) 9,41 ile 120,35 nGy/saat arasında değişmektedir (Şekil4.11). Ortalama doz oranı ise 120,35 nGy/saattir. Mersin İli Merkezdeki topraklarda ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu hesaba katılarak hesaplanan havadaki soğurulan doz oranı değerleri Çizelge 4.13’ de verilmiştir. Toprak örnekleri için havadaki soğurulan doz oranı (D) 14,78 ile 55,79 nGy/saat arasında (Şekil 4.12) değişmektedir. Ortalama doz oranı ise 41,80 nGy/saattir.

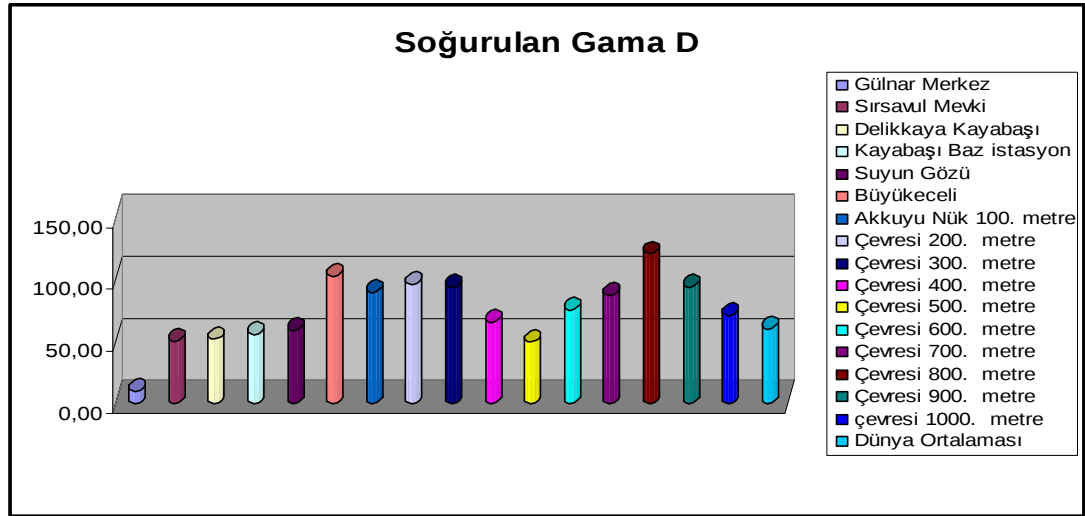
Yapılan çalışmalarda D değerleri Kırklareli (Taksin ve ark., 2009), Manisa (Erees ve ark., 2006), İstanbul (Karahana ve Bayulken, 2000), Kastamonu (Kam ve Bozkurt, 2007), Adana (Değerlier ve ark., 2008), Şanlıurfa (Bozkurt ve ark., 2007) ve Rize (Kurnaz ve ark., 2007) , Kilis (Bakkal, 2012) illeri için sırası ile 71, 54, 49, 53, 54, 38, 77 ve 11,37 nGy/saat olarak hesaplanmıştır. Gülnar-Akkuyu arasında hesaplanan ortalama doz değeri (120,35 nGy/saat), Türkiye’ nin diğer illeri için hesaplanan doz değerlerinden ve dünya ortalaması olan 60 nGy/saat’ den büyüktür (Şekil 4.12) (UNSCEAR, 2000). Mersin İli Merkezden alınan topraklarda hesaplanan ortalama doz değeri (41,80 nGy/saat), Türkiye’nin bazı illerinden düşük bazılarında da yüksektir ancak dünya ortalaması olan 60 nGy/saat’ den ise küçüktür (Şekil 4.13) (UNSCEAR, 2000).

Çizelge 4.12. Gülnar-Akkuyu Arasındaki Topraklarda Cs-137 Aktivite Hesaba Katılarak Hesaplanan Soğurulan Doz Oranı, Radyum Eşdeğeri, Dış Tehlike Endeksi, Yıllık Gonodal Doz Eşdeğeri Ve Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri

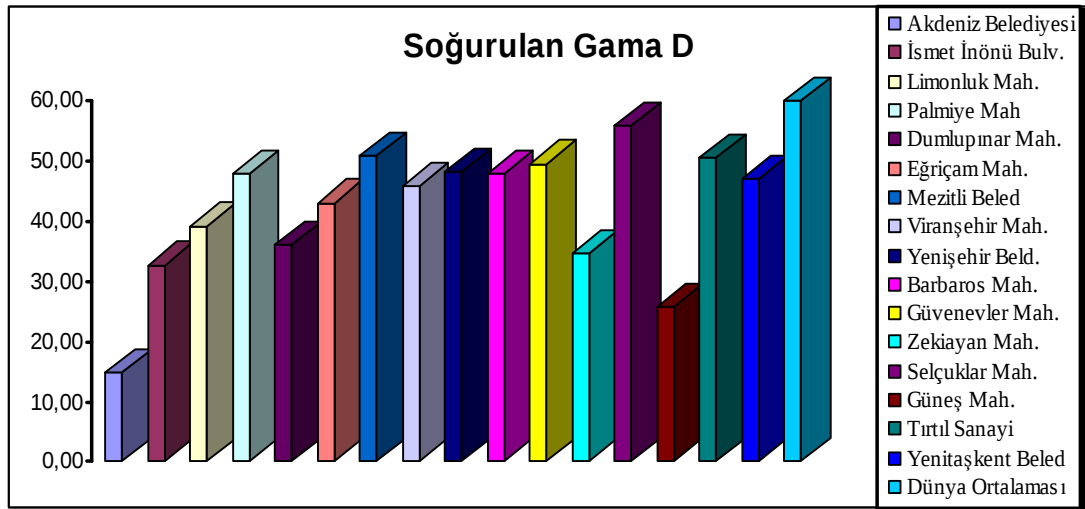
Numenin Adı	D (nGy/h)	(Raeq) (Bq/ kg)	Hex	(YGDE) (mSv/yıl)	(YEDE) (mSv/yıl)
Gülnar Merkez	9,41	19,56	0,05	61,88	11,54
Sırsavul Mevki	50,06	103,89	0,28	338,50	61,39
Delikkaya Kayabaşı	51,50	108,98	0,29	354,36	63,16
Kayabaşı Baz istasyon	55,49	115,66	0,31	362,93	68,06
Suyun Gözü	58,50	119,44	0,32	392,46	71,75
Büyükeceli	102,59	218,59	0,59	735,60	125,82
Akkuyu Nük 100 metre	89,26	181,35	0,49	608,61	109,47
Çevresi 200 metre	95,37	188,23	0,51	629,69	116,96
Çevresi 300 metre	93,86	184,14	0,50	617,99	115,10
Çevresi 400 metre	64,94	136,86	0,37	455,63	79,64
Çevresi 500 metre	49,30	92,86	0,25	332,47	60,46
Çevresi 600 metre	74,63	154,85	0,42	524,36	91,53
Çevresi 700 metre	86,97	157,11	0,42	522,79	106,66
Çevresi 800 metre	120,35	248,94	0,67	829,33	147,60
Çevresi 900 metre	93,59	181,84	0,49	602,39	114,78
Çevresi 1000 metre	70,38	145,56	0,39	496,50	86,32

Çizelge 4.13. Mersin Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Cs-137 Aktivite Konsantrasyonu Hesaba Katılarak Hesaplanan Soğurulan Doz Oranı, Radyum Eşdeğeri, Dış Tehlike Endeksi, Yıllık Gonodal Doz Eşdeğeri Ve Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri

Numunenin Adı	D (nGy/h)	(Raeq) (Bq/ kg)	Hex	(YGDE) (mSv/yıl)	(YEDE) (mSv/yıl)
Akdeniz Belediyesi	14,78	29,03	0,08	108,21	18,12
İsmet İnönü Bulv.	32,63	60,13	0,16	210,78	40,01
Limonluk Mah.	39,11	82,54	0,22	275,97	47,97
Palmiye Mah	47,86	102,29	0,28	340,66	58,70
Dumlupınar Mah.	36,06	77,12	0,21	257,21	44,22
Eğriçam Mah.	42,97	90,96	0,25	303,65	52,70
Mezitli Beled	50,65	110,23	0,30	358,80	62,12
Viranşehir Mah.	45,65	97,70	0,26	328,41	55,99
Yenişehir Beld.	48,10	104,13	0,28	340,86	58,99
Barbaros Mah.	47,90	101,58	0,27	333,16	58,75
Güvenevler Mah.	49,41	109,04	0,29	356,29	60,59
Zekiayan Mah.	34,66	73,80	0,20	243,96	42,51
Selçuklar Mah.	55,79	120,27	0,32	394,89	68,42
Güneş Mah.	25,75	53,07	0,14	188,88	31,58
Tırtıl Sanayi	50,38	110,06	0,30	363,24	61,79
Yenitaşkent Beled	47,03	100,22	0,27	330,46	57,68



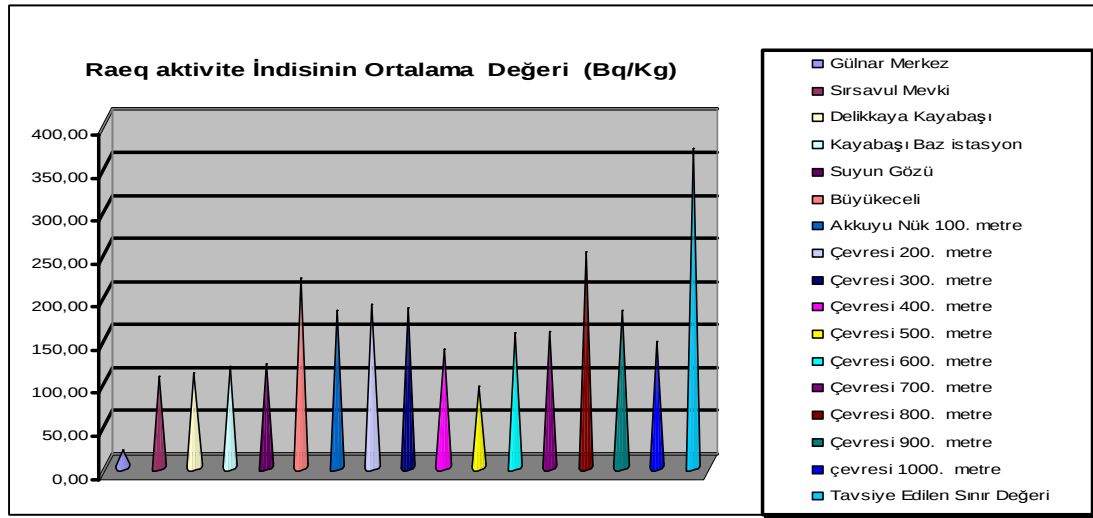
Şekil 4.11. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Numunelerindeki Cs-137 Hesaba Katılarak Hesaplanan Havadaki Soğurulan Doz Oranı Değerlerinin Dünya Ortalaması Soğurulan Doz Oranını İle Karşılaştırılması



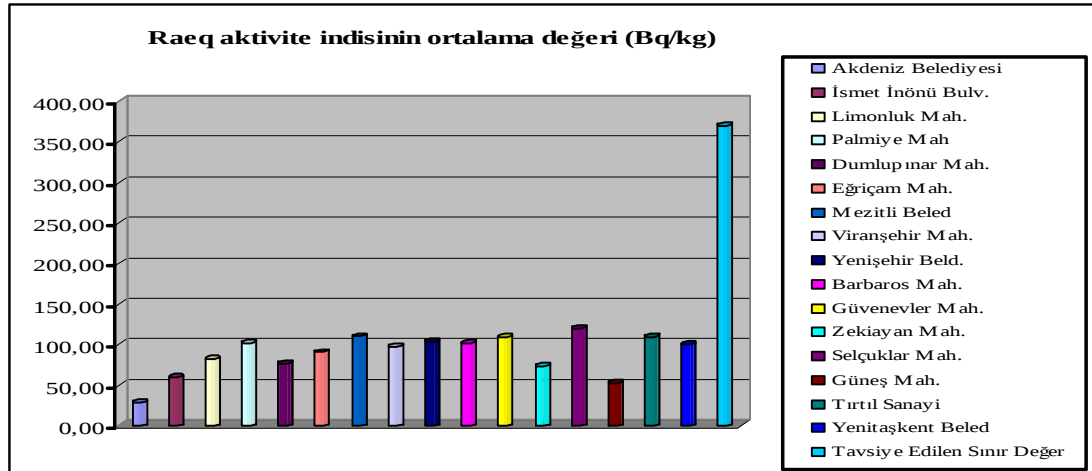
Şekil 4.12. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Cs-137 Hesaba Katılarak Hesaplanan Havadaki Soğurulan Doz Oranı Dünya Ortalaması Soğurulan Doz Oranını İle Karşılaştırılması

Çizelge 4.12 ve Çizelge 4.13' de görülebileceği gibi elde edilen aktivite derişim sonuçları, ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklitlerin düzgün dağılımlı olmadığını göstermiştir. Bu yüzden bu radyonüklitlerden kaynaklanabilecek radyolojik problemleri hesaba katmak ve bu radyonüklitlerin aktivite derişim seviyesini temsil etmek amacıyla eşdeğer aktivitesi (Raeq) aktivite indisi

türetilmiştir. Radyum eşdeğer aktivitesi (Raeq), bütün örnekler için Denklem (3.22) kullanılarak hesaplandı Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde (Raeq) Çizelge 4.12’ de verildi. Raeq değerleri 19,56 ile 248,94 Bq/kg arasında değişir ve ortalama Raeq değeri 147,37 Bq/kg’ dır. Mersin İli Merkezdeki toprak örneklerinde (Raeq) Çizelge 4.13’ de verildi. Raeq değerleri 29,03 ile 120,27 Bq/kg arasında değişir ve ortalama Raeq değeri 88,89 Bq/kg’ dır. Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde (Raeq) ve Mersin İli Merkezdeki toprak örneklerinde (Raeq) hesaplanan ortalama değeri tavsiye edilen maksimum değer olan 370 Bq/kg’ dan daha düşüktür (Kurnaz ve ark., 2007). Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde Raeq aktivite indisinin tavsiye edilen sınır değeri ile karşılaştırılması Şekil 4.13’ te Mersin İli Merkezde alınan toprak örneklerinde Raeq aktivite indisinin tavsiye edilen sınır değeri ile karşılaştırılması Şekil 4.14’ te verilmiştir.

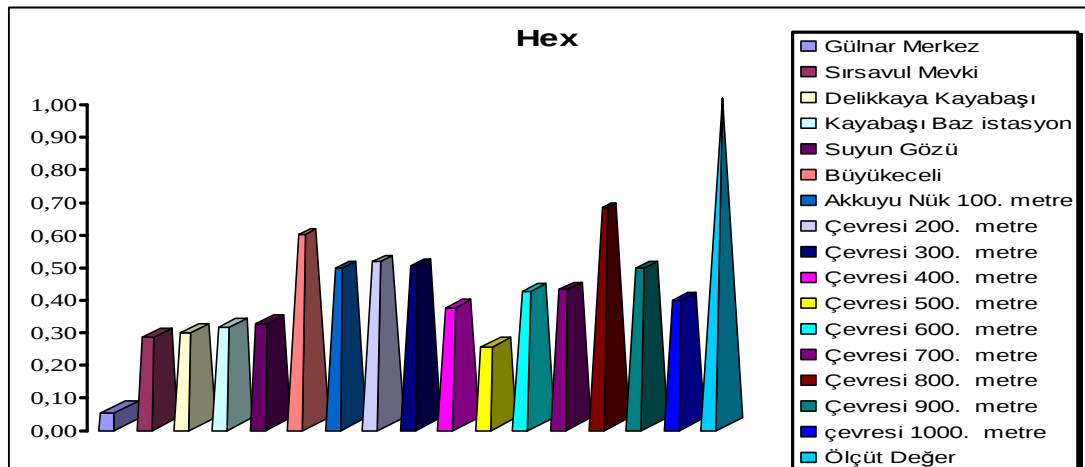


Şekil. 4.13. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinde Raeq Aktivite Indisinin Tavsiye Edilen Sınır Değeri İle Karşılaştırılması

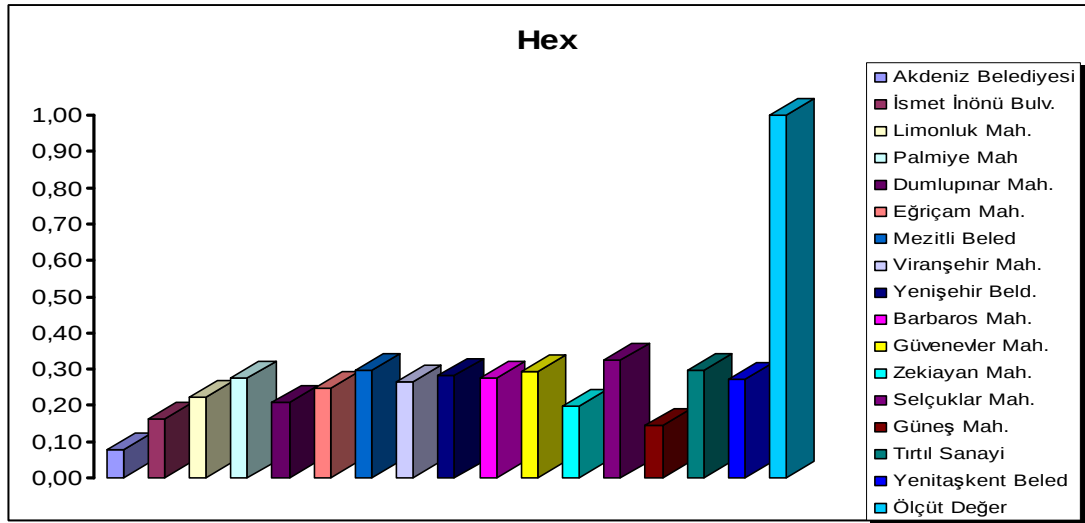


Şekil. 4.14. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki Raeq Aktivite İndisinin Tavsiye Edilen Sınır Değer İle Karşılaştırılması

Dış tehlike endeksi (Hex), Denklem (3.23) ile hesaplandı. Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde (Hex), Çizelge 4.12’ de verildi. Hex değerleri 0,05 ile 0,67 aralığında ve ortalama değeri 0,40 olarak bulundu. Mersin İli Merkezdeki toprak örneklerinde (Hex), Çizelge 4.13’ de verildi. Hex değerleri 0,08 ile 0,32 aralığında ve ortalama değeri 0,24 olarak bulundu. Bütün Hex değerleri Şekil 4.15 ve Şekil 4.16’ dan da gözüktüğü gibi 1’ den küçük olarak hesaplandı



Şekil. 4.15. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerinde Hex Ortalama Değerleri İle Tavsiye Edilen Ölçüt Değerin Karşılaştırılması

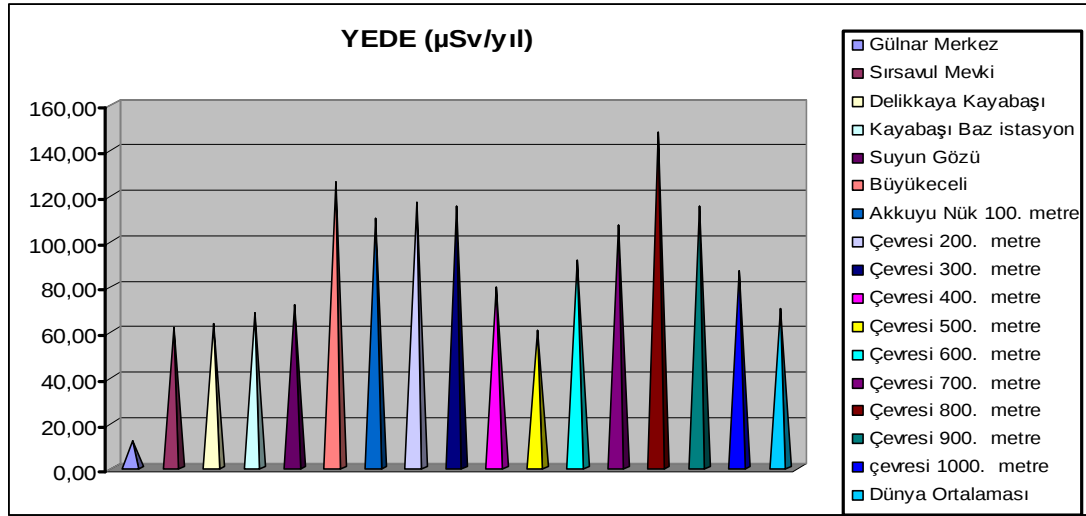


Şekil. 4.16. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki Hex Ortalama Değerleri İle Tavsiye Edilen Ölçüt Değerinin Karşılaştırılması

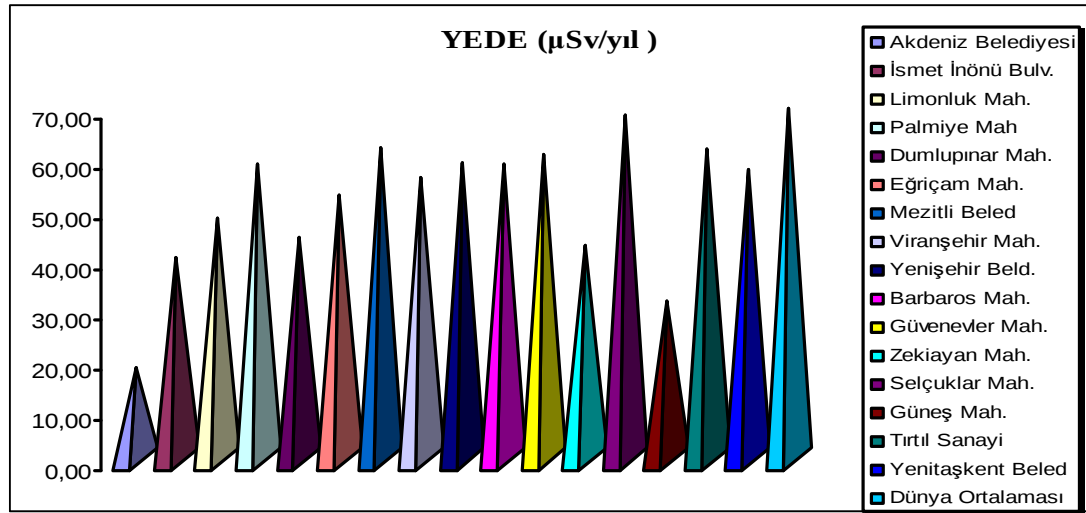
Yıllık Gonadal Doz Eşdeğeri (YGDE) Denklem (3.24) kullanılarak hesaplandı Çizelge 4.12 ve Çizelge 4.13’ de gösterilmiştir. Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde YGDE değerler 61,88 ile 829,33 $\mu\text{Sv/yıl}$ aralığında değişmektedir ve ortalama değeri 491,59 $\mu\text{Sv/yıl}$ olarak hesaplanmıştır. Mersin İli Merkezdeki toprak örneklerinde Yıllık Gonadal Doz Eşdeğeri (YGDE) değerleri 108,21 ile 394,89 $\mu\text{Sv/yıl}$ aralığında değişmektedir ve ortalama değeri 295,96 $\mu\text{Sv/yıl}$ olarak bulunmuştur.

Denklem (3.25) ile hesaplanan yıllık etkin doz eşdeğerinin (YEDE) sonuçları Çizelge 4.12 ve Çizelge 4.13’ de verilmiştir. Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde (YEDE) değerler 11,54 ile 147,60 $\mu\text{Sv/yıl}$ aralığında değişmektedir ve ortalama değeri 89,39 $\mu\text{Sv/yıl}$ olarak hesaplanmıştır. Mersin İli Merkezdeki toprak örneklerinde (YEDE) değerler 18,12 ile 68,42 $\mu\text{Sv/yıl}$ aralığında değişmektedir ve ortalama değeri 51,26 $\mu\text{Sv/yıl}$ olarak bulunmuştur. Açık alan karasal gama radyasyonu için yıllık etkin doz eşdeğerinin dünya ortalaması 70 $\mu\text{Sv/yıl}$ ’dır (UNSCEAR, 1988; Kurnaz ve ark., 2007). Türkiye’ nin değişik illeri için yapılan çalışmalarda YEDE değerleri hesaplanmıştır. Bu değerler Kilis (Bakkal, 2012), Kırklareli (Taksin ve ark., 2009), Manisa (Erees ve ark., 2006), İstanbul (Karahana ve Bayulken, 2000), Kastamonu (Kam ve Bozkurt, 2007), Adana (Değerlier ve ark., 2008) ve Şanlıurfa

(Bozkurt ve ark., 2007) için sırası ile 14, 87, 66, 65, 65, 67 ve 61 $\mu\text{Sv/yıl}$ ' dır. Bu çalışma için hesaplanan Gülnar-Akkuyu için YEDE değeri dünya ortalamasından ve Türkiye' nin diğer illeri için hesaplanan değerlerden daha yüksektir (Şekil 4.17). Mersin İli Merkez topraklarında hesaplanan YEDE değeri dünya ortalamasından ve bazı illerden düşükken bazı illerden de yüksektir (Şekil 4.18).



Şekil. 4.17. Gülnar-Akkuyu Arasında Alınan Toprak Örneklerindeki YEDE Değerleri İle Dünya Ortalaması YEDE Değerinin Karşılaştırılması



Şekil. 4.18. Mersin İli Merkez İlçe Ve Mahallerinden Alınan Toprak Örneklerindeki YEDE İle Dünya Ortalaması YEDE Değerinin Karşılaştırılması

4.13. Balık Numunelerindeki K-40, Ra-226, U-238, Cs-137, Cs-134, U-235 Ve Be- 7 Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

Bu çalışmada Akdeniz’ den (Hatay merkez, İskenderun körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ, Çevlik ve Karataş) temin edilen balık numunelerinin radyoaktivite ölçümleri yapılmıştır.

Yaptığımız bu çalışmada amaç, en iyi biyoindikatör organizmayı kullanmaktan çok halkın en fazla düzeyde doz aldığı organizmalarla çalışmaktır. Alınan örneklerin bir kısmı pelajik, bir kısmının ise bentik organizmalardan meydana gelmesine ve halk tarafından en çok tüketilen türler olmasına özen gösterilmiştir. Ayrıca boylarının aynı seçilmesine dikkat edilmiş ve balıkların hangi radyonüklide karşı daha duyarlı olduğunun araştırılmasına ve böylece örnek alınan yerin kirlilik düzeyi hakkında bilgi edinilmesine yardımcı olacak verilerin çalışılmasına özen gösterilmiştir.

Çalıştığımız balık örneklerinin radyoaktivite değerleri Çizelge 4.14 ve Çizelge 4.15’ te verilmektedir. Topladığımız balık örneklerinde, Materyol ve Metod kısmında verilen gama spektrometrik analiz yöntemi ile radyonüklidlerin kirlilik düzeyi tespit edilmiştir.

Çizelge 4.14. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ Çevlik Ve Karataş' taki Balık Numunelerindeki K-40, Cs-137, U- 238 Ve Ra-226 Radyonüklitlerin Aktivite Değişimi

Balığın Cinsi	K-40 Bq/ kg	Cs-137 Bq/ kg	U-238 Bq/ kg	Ra-226 Bq/ kg
Mercan	(562)	(2,3)	29,3±4,3 (3,4)	52,2±31,9 (2,9)
Sardalye	(380)	(0,9)	20,8±1,9 (2,9)	(1,4)
Büyük Çipura	(1330)	(4,5)	(9,0)	(5,1)
Uskumru	(520)	(1,9)	29,4±3,2 (3,9)	47,1±32,2 (3,2)
Akdeniz Hamsi	(966)	(1,6)	(5,3)	(2,4)
İzmarit	(434)	(1,2)	5,1±2,1 (3,6)	(2,0)
Kefal	(508)	(1,8)	(3,9)	(2,0)
Levrek	(429)	(1,0)	(3,0)	(1,5)
Palamut	(433)	(1,2)	(3,5)	32,5±23,7 (1,9)
Barbun	(402)	(1,7)	(3,3)	18,8±11,5 (1,9)
İstavrit	((579)	(1,6)	(4,5)	(2,5)
Küçük Çipura	(466)	(1,3)	(3,7)	(2,0)
Gubes	(473)	(1,8)	(3,7)	(2,0)

Not: Parantez içindeki rakamlar ölçülebilen en küçük değer (MDA)

Çizelge 4.15. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ Çevlik Ve Karataş' taki Balık Numunelerindeki Th-232, U-235, Cs-134 Ve Be-7 Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

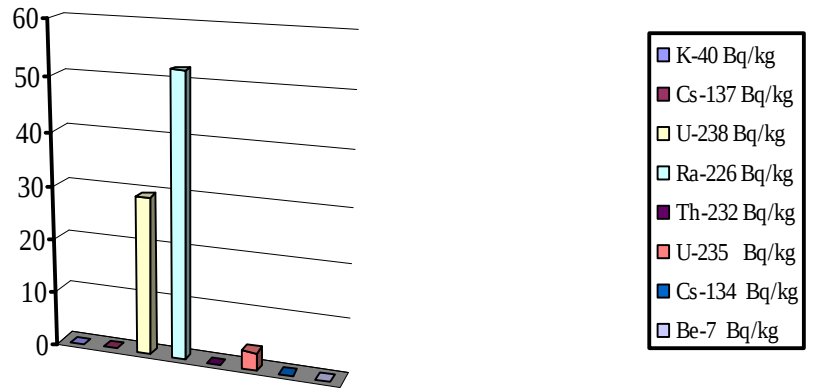
Balığın Cinsi	Th-232 Bq/ kg	U-235 Bq/ kg	Cs-134 Bq/ kg	Be-7 Bq/ kg
Mercan	(1,4)	3,2±1,9 (2,9)	(1,9)	
Sardalye	(1,1)	(1,4)	(1,1)	
Büyük Çipura	(4,2)	(5,1)	(3,7)	
Uskumru	(2,6)	(3,2)	(2,4)	
Akdeniz Hamsi	(2,0)	(2,4)	(1,8)	
İzmarit	(1,6)	(2,0)	(1,5)	
Kefal	2,4±1,1 (1,7)	(2,0)	(1,6)	
Levrek	(1,2)	(1,5)	(1,2)	4,1±2,3 (1,4)
Palamut	(1,5)	2,0±1,4 (1,9)	(1,4)	
Barbun	(1,5)	(1,9)	(1,4)	
İstavrit	(2,0)	(2,5)	(1,9)	
Küçük Çipura	(1,6)	(2,0)	(1,6)	
Gubes	(1,6)	(2,0)	(1,5)	

Not: Parantez içindeki rakamlar ölçülebilen en küçük değer (MDA)

Çizelge 4.14 ve Çizelge 4.15' den görüldüğü gibi Akdeniz' den (Hatay merkez, İskenderun körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ, Çevlik ve Karataş) temin edilen Mercan balık numunelerinin parantez içine aldığımız değerleri ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri olup K-40, Cs-137, U-235, Ra-226, Th-232, U-235 ve Cs-134' ün ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri sırası ile; 562, 2.3, 3.4, 2.9, 1.4, 2.9, 1.9 Bq/kg olarak belirlenmiştir. U-238 doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi 29.3±4.3 Bq/kg, Ra-226 doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi 52.2±31.9 Bq/kg ve U-235 radyonüklitlerin aktivite derişimi 3.2±1.9 Bq/kg olarak bulunmuş olup diğer radyonüklit aktivite derişimleri MDA değerinin altında bir değer olduğundan cihazımız onları dedekte edememiştir (Şekil 4.19). Bu sonuçlara göre Mercan balığının Uranyuma ne kadar duyarlı olduğunu ve balığın

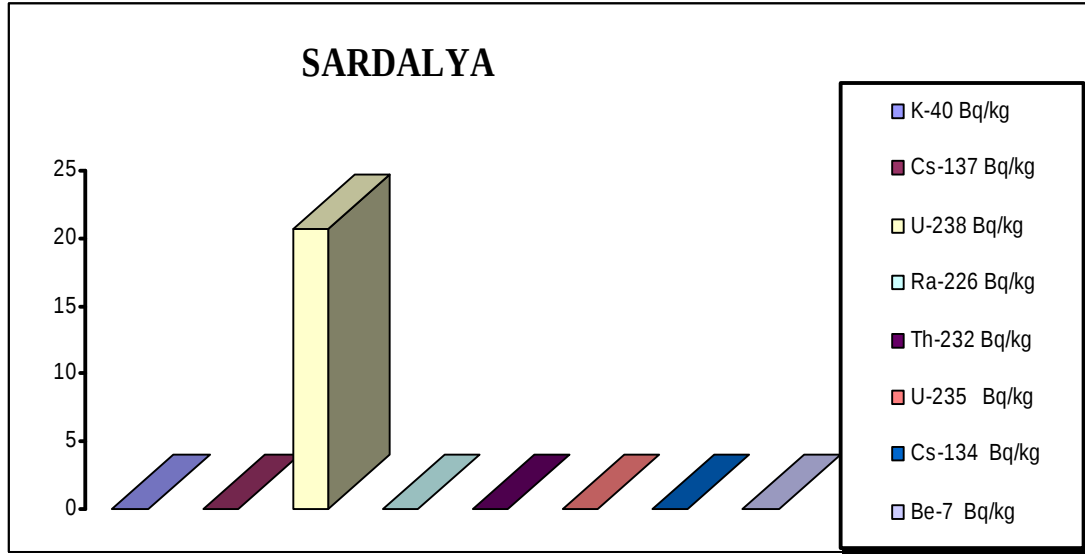
alındığı bölgede Uranyum kirliliğinin söz konusu olduğunu söyleyebiliriz. Bu bölgenin deniz yapısında Ra-226 görülmektedir. Taşınan ve çökelen Uranyum ihtiva eden yapılar Akdeniz’ de görülmektedir.

MERCAN



Şekil 4.19. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Mercan Balığında, K-40, Cs-137, U-238, Ra-226, Th-232, U-235, Cs-134 ve Be-7 Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

Akdeniz’ den temin edilen Sardalye balık numunelerinin parantez içine aldığımız değerleri ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri olup temin edilen Sardalye balık numunelerinin K-40, Cs-137, U-235, Ra-226, Th-232, U-235 ve Cs-134’ ün ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri sırası ile; 380, 0.9, 2.9, 1.4, 1.1, 1.4, 1.1 Bq/kg olarak belirlenmiş olup U-238 doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi 20.8 ± 1.9 Bq/kg bulunmuştur (Çizelge 4.14 ve Çizelge 4.15). Bu sonuçlara göre Sardalya tuzlu suyu seven bu balık yaşadığı yer itibarıyla askıda katı maddeleri seven yapısı gereği analiz neticesinde sadece Uranyum dedekte edilmiştir. Orta deniz katmanında yaşadığı için ve vücut yapısı gereği küçük balık olduğundan K-40 değeri düşük bir yapı göstermektedir. Şekil 4.20’ de K-40, Cs-137, Ra-226, Th-232, U-235 ve Cs-134 ve Be-7 radyonüklitlerin konsantraları, ölçülebilen en küçük değer (MDA) altında olduğundan tabloda gösterilmemiş olup, U-238 değeri belirtilmiştir.

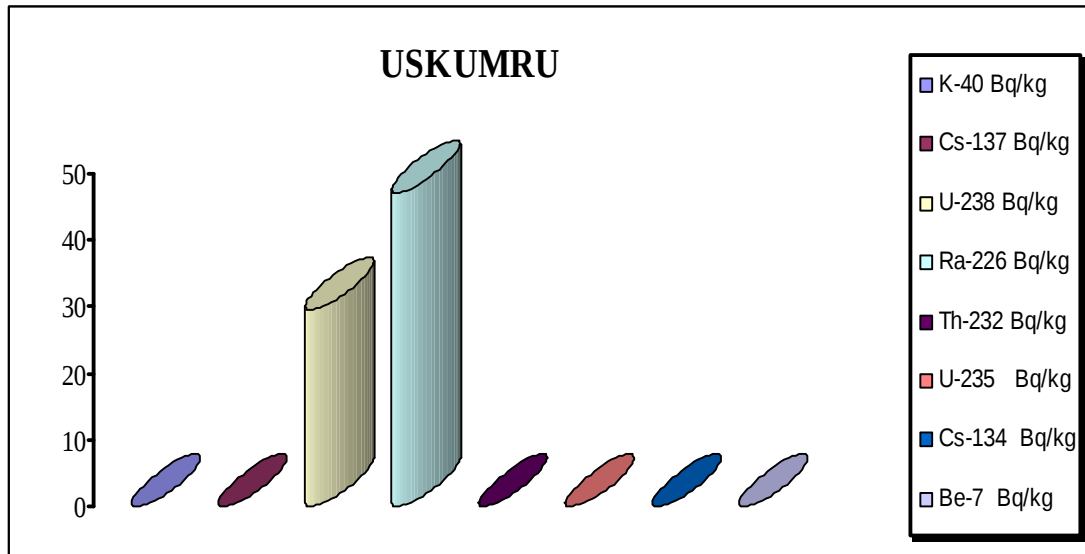


Şekil 4.20. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Sardalya Balığında, K-40, Cs-137, U-238, Ra-226, Th-232, U-235, Cs-134 ve Be-7 Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

Çizelge 4.14 ve Çizelge 4.15’ den görüldüğü gibi Akdeniz’ den (Hatay merkez, İskenderun körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ, Çevlik ve Karataş) temin edilen Büyük Çipura balık numunelerinin parantez içine aldığımız değerleri ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri olup K-40, Cs-137, U-235, Ra-226, Th-232, U-235 ve Cs-134’ ün ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri sırası ile; 1330, 4.5, 9.0, 5.1, 4.2, 5.1, 3.7 Bq/ kg olarak belirlenmiştir. Büyük Çipura balık numunelerin radyonüklit aktivite derişimleri MDA değerinin altında bir değer olduğundan cihazımız onları dedekte edememiştir. Büyük çupra dip balığı olan bu balık yaşadığı yer itibarıyla ve beslenme alışkanlığı nedeniyle radyonüklid kirliliği tespit edilmemiştir. Ancak doğal olarak büyük boyutlu olması nedeniyle K-40 radyonüklidin dedekte sınırları yüksek çıkmıştır.

Akdeniz’ den temin edilen Uskumru balık numunelerinin parantez içine aldığımız değerleri ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri olup temin edilen Uskumru balık numunelerinin K-40, Cs-137, U-235, Ra-226, Th-232, U-235 ve Cs-134’ ün ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri sırası ile; 520, 1.9, 3.9, 3.2, 2.6, 3.2, 2.4 Bq/ kg olarak belirlenmiş olup U-238 doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi 29.4 ± 3.2 Bq/kg, Ra-226 doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi 47.1 ± 32.2 Bq/kg

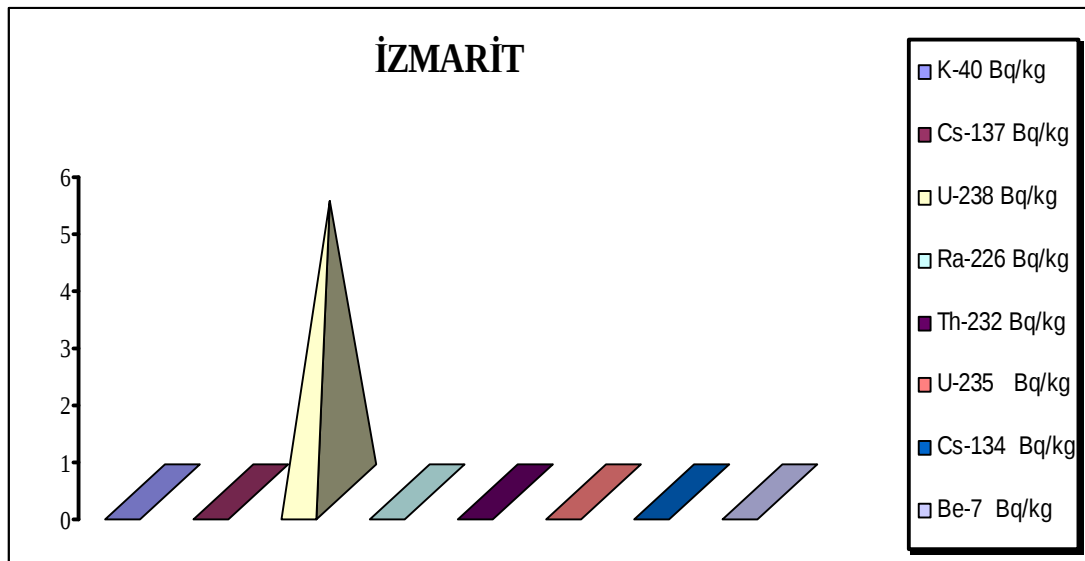
olarak bulunmuş olup diğer radyonüklit aktivite derişimleri MDA değerin altında bir değ olduğundan cihazımız onları dedekte edememiştir (Çizelge 4.14, Çizelge 4.15 ve Şekil 4.21). Bu sonuçlara göre Uskumru beslenmesi için göçer balıklar içerisinde olduğundan bu balığı yaşadığı yer itibarıyla bir yere bağlı gibi değerlendirmek uygun değildir. Ama şunu söyleyebiliriz gerek yakalandığı gerekse de yaşadığı ortamdaki besinler Uranyum ihtiva etmektedir.



Şekil 4.21. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dörtöl, Payas, Samandağ Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Uskumru Balığında, K-40, Cs-137, U-238, Ra-226, Th-232, U-235, Cs-134 ve Be-7 Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

Çizelge 4.14 ve Çizelge 4.15' den görüldüğü gibi Akdeniz' den (Hatay merkez, İskenderun körfezi, Erzin, Dörtöl, Payas, Samandağ, Çevlik ve Karataş) temin edilen Hamsi balık numunelerinin parantez içine aldığımız değerleri ölçülebilen en küçük değ (MDA) değerleri olup K-40, Cs-137, U-235, Ra-226, Th-232, U-235 ve Cs-134' ün ölçülebilen en küçük değ (MDA) değerleri sırası ile; 966, 1.6, 5.3, 2.4, 2.0, 2.4, 1.8 Bq/ kg olarak belirlenmiştir. Hamsi balık numunelerinin radyonüklit aktivite derişimleri MDA değerin altında bir değ olduğundan cihazımız onları dedekte edememiştir. Hamsi genellikle sürüler halinde gezen balıklar olduğundan ve küçük yapılı olduklarından aslında radyoaktif kirliliğe karşı çok duyarlıdır ve hemen en ufak kirlilik düzeyinde dedekte etmek mümkündür.

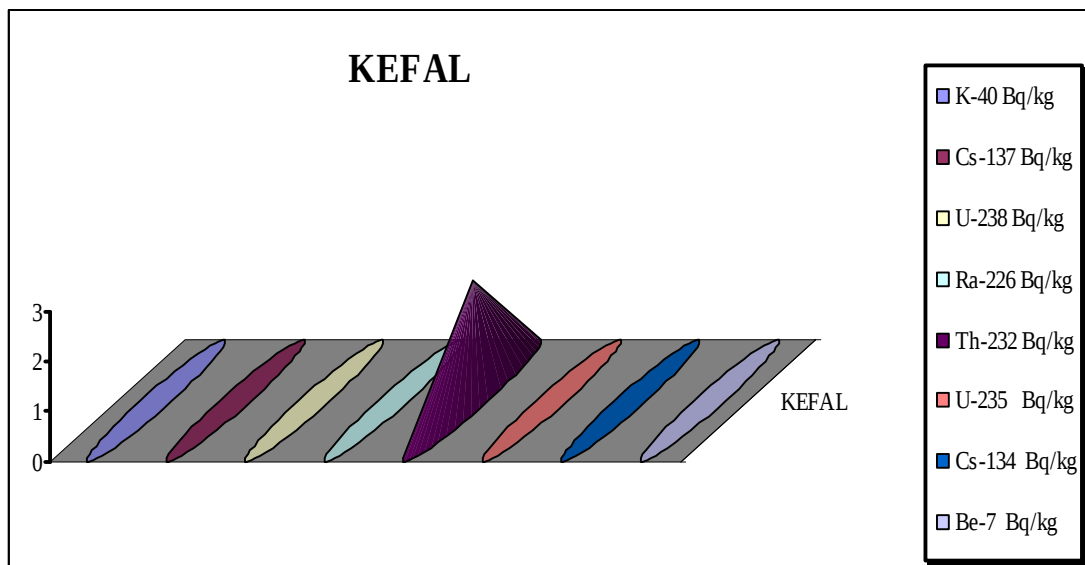
İzmarit balık numunelerinin parantez içine aldığımız değerleri ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri olup temin edilen İzmarit balık numunelerinin K-40, Cs-137, U-235, Ra-226, Th-232, U-235 ve Cs-134' ün ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri sırası ile; 434, 1.2, 3.6, 2.0, 1.6, 2.0, 1.5 Bq/ kg olarak belirlenmiş olup U-238 doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi 5.1 ± 2.1 Bq/kg bulunmuş olup diğer radyonüklit aktivite derişimleri MDA değerinin altında bir değer olduğundan cihazımız onları dedekte edememiştir (Çizelge 4.14, Çizelge 4.15 ve Şekil 4.22). Bu sonuçlara göre İzmarit genellikle yosunlar ile beslenen bu balıklar, radyoaktif kirlilik açısından önemlidir. Yaşadığı yer itibarıyla ya diplerden ya da sahilde görülebilir. Dolayısıyla küçük yapılı bu balıkların dip kayalıklarının özelliklerinden birisi olan Uranyum ihtiva ettiği görüldü.



Şekil 4.22. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ Çevik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen İzmarit Balığında, K-40, Cs-137, U-238, Ra-226, Th-232, U-235, Cs-134 ve Be-7 Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

Akdeniz' den temin edilen Kefal balık numunelerinin parantez içine aldığımız değerleri ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri olup temin edilen kefal balık numunelerinin K-40, Cs-137, U-235, Ra-226, Th-232, U-235 ve Cs-134' ün ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri sırası ile; 508, 1.8, 3.9, 2.0, 1.7, 2.0, 1.6 Bq/kg olarak belirlenmiş olup Th-232 radyonüklitlerin aktivite derişimi

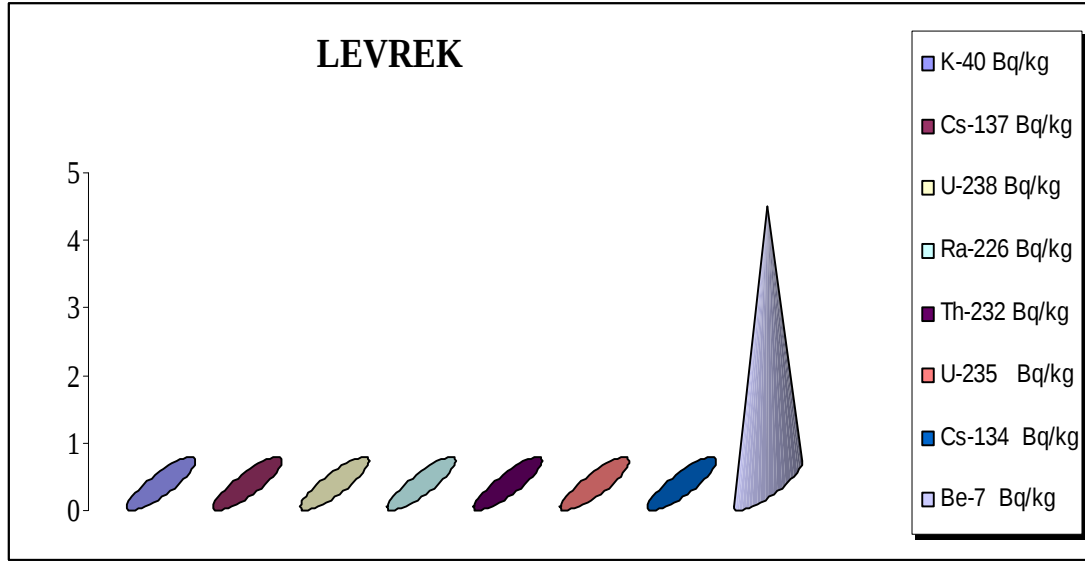
2.4 ± 1.1 Bq/kg bulunmuş olup diğer radyonüklit aktivite derişimleri MDA değeri altında bir değeri olduğundan cihazımız onları dedekte edememiştir (Çizelge 4.14, Çizelge 4.14 ve Şekil 4.23). Bu sonuçlara göre Kefaller her türlü yiyeceğı yiyebilen yaratıklardır. Bu nedenle, kirliliğı göstermeleri bakımından biyoindikator organizma olma özelliğı vardır. Çünkü çeşitli radyonüklitleri ihtiva eden yiyecekleri yiyebilmektedirler. Toryum içeriğıne sahip olması bakımından, bu gösterge kefalın kayalıklarda yaşadığının bir belirtisidir.



Şekil 4.23. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dörtüyl, Payas, Samandağ Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Kefal Balığında, K-40, Cs-137, U-238, Ra-226, Th-232, U-235, Cs-134 ve Be-7 Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

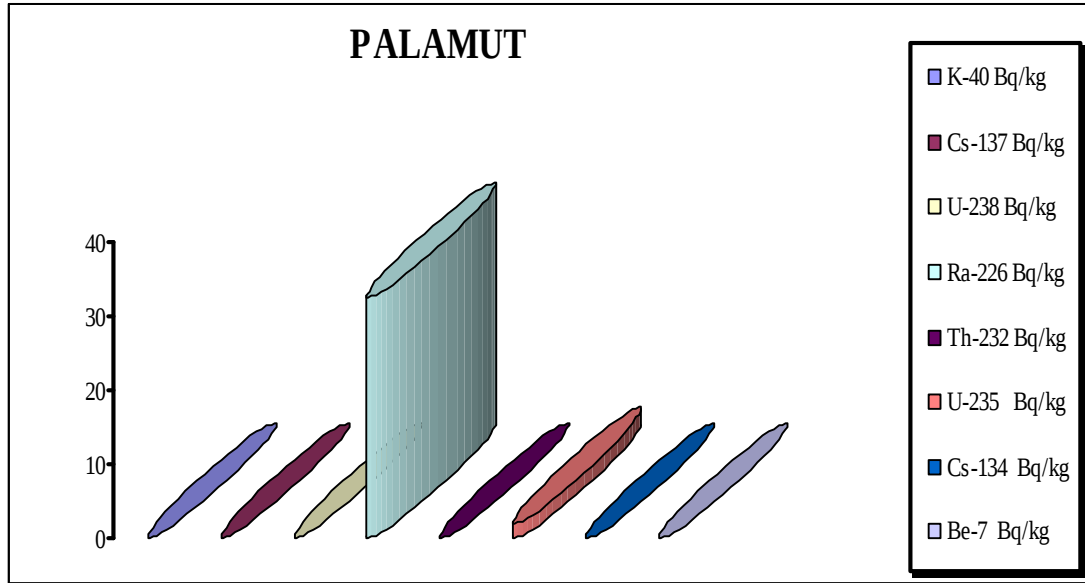
Çizelge 4.14 ve Çizelge 4.15' den görüldüğü gibi Akdeniz' den (Hatay merkez, İskenderun körfezi, Erzin, Dörtüyl, Payas, Samandağ, Çevlik ve Karataş) temin edilen Levrek balık numunelerinin parantez içine aldığımız değeri ölçülebilen en küçük değeri (MDA) değeri olup K-40, Cs-137, U-235, Ra-226, Th-232, U-235, Cs-134 ve Be-7' nin ölçülebilen en küçük değeri (MDA) değeri sırası ile; 429, 1.0, 3.0, 1.5, 1.2, 1.5, 1.2, 1.4 Bq/ kg olarak belirlenmiş olup Be-7 radyonüklitlerin aktivite derişimi 4.1 ± 2.3 Bq/kg bulunmuş olup diğer radyonüklit aktivite derişimleri MDA değeri altında bir değeri olduğundan cihazımız onları dedekte edememiştir (Şekil 4.24). Bu ölçümler neticesinde Levrek çok sevilen bu

lezzetli balık yaşadığı ve beslendiği ortam itibarıyla biyoindikatör organizma olma özelliğindedir. Kirlilikleri hemen gösterebilme özelliği sebebi ile ve yaptığımız analizin neticesi itibarıyla Be-7 ihtiva etmesi temiz yerde yaşadığının ve beslendiğinin bir göstergesidir.



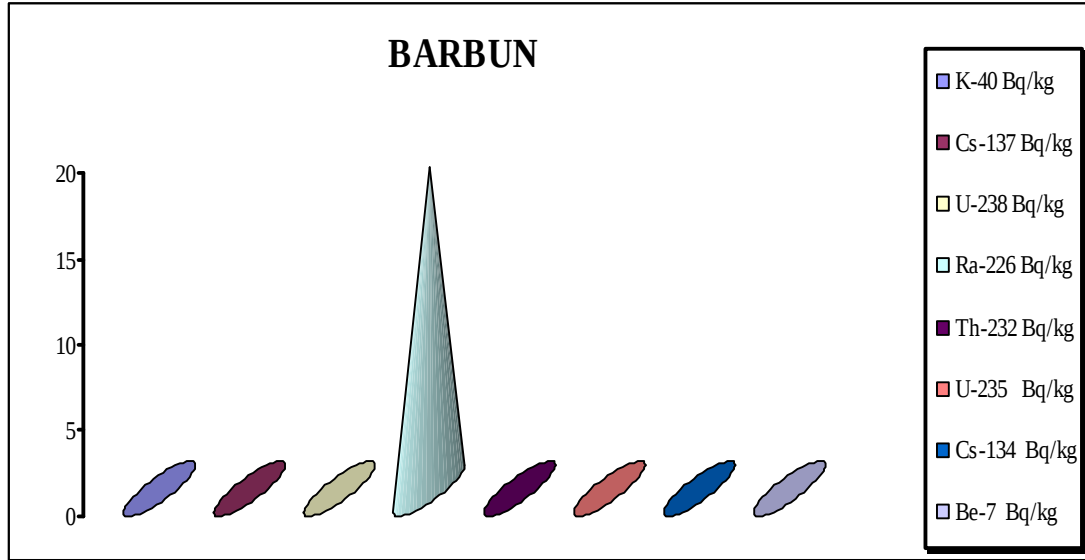
Şekil 4.24. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Levrek Balığında K-40, Cs-137, U-238, Ra-226, Th-232, U-235, Cs-134 ve Be-7 Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

Çalışma yaptığımız bölgeden alınan Palamut balık numunelerinin parantez içine aldığımız değerleri ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri olup temin edilen Palamut balık numunelerinin K-40, Cs-137, U-235, Ra-226, Th-232, U-235 ve Cs-134' ün ölçülebilen en küçük dğer (MDA) değerleri sırası ile; 433, 1.2, 3.5, 1.9, 1.5, 1.9, 1.4 Bq/ kg olarak belirlenmiş olup Ra-226 doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi 32.5 ± 23.7 Bq/kg ,U-235 doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi ise 2.0 ± 1.4 bulunmuş olup diğer radyonüklit aktivite derişimleri MDA değerinin altında bir değer olduğundan cihazımız onları dedekte edememiştir (Çizelge 4.14, Çizelge 4.15 ve Şekil 4.25). Bu sonuçlara Palamut yaşadığı ve beslenme alışkanlığı nedeniyle, çalışılan palamudun Uranyum ihtiva eden bir bölgeden avlandığını göstermektedir.



Şekil 4.25. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ Çevlik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Palamut Balığında, K-40, Cs-137, U-238, Ra-226, Th-232, U-235, Cs-134 ve Be-7 Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

Çizelge 4.14 ve Çizelge 4.15' den görüldüğü gibi Akdeniz' den (Hatay merkez, İskenderun körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ, Çevlik ve Karataş) temin edilen Barbun balık numunelerinin parantez içine aldığımız değerleri ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri olup K-40, Cs-137, U-235, Ra-226, Th-232, U-235 ve Cs-134' ün ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri sırası ile; 402, 1.7, 3.3, 1.9, 1.5, 1.9, 1.4 Bq/kg olarak belirlenmiştir. Ra-226 doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi 18.8 ± 11.5 Bq/kg olarak bulunmuş olup diğer radyonüklit aktivite derişimleri MDA değerinin altında bir değer olduğundan cihazımız onları dedekte edememiştir (Şekil 4.26). Bu sonuçlar neticesinde Barbun yaşadığı yer itibarıyla dibin çamurları arasında olduğundan analizinde Ra-226 dedekte edilmiştir.



Şekil 4.26. Hatay Merkez, İskenderun Körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ Çevik Ve Karataş Bölgesinde Temin Edilen Barbun Balığında, K-40, Cs-137, U-238, Ra-226, Th-232, U-235, Cs-134 ve Be-7 Radyonüklitlerin Aktivite Derişimi

Akdeniz' den (Hatay merkez, İskenderun körfezi, Erzin, Dört Yol, Payas, Samandağ, Çevik ve Karataş) temin edilen İstavrit, Küçük Çipura ve Gubes balık numunelerinin parantez içine aldığımız değerleri ölçülebilen en küçük değer (MDA) değerleri olup İstavrit için K-40, Cs-137, U-235, Ra-226, Th-232, U-235 ve Cs-134' ün MDA değerleri sırası ile; 579, 1.6, 4.5, 2.5, 2.0, 2.5, 1.9 Bq/kg, Küçük Çipura için ise MDA değerleri ise 466, 1.3, 3.7, 2.0, 1.6, 2.0, 1.6 Bq/kg ve Gubes için ise MDA değerleri sırasıyla; 473, 1.8, 3.7, 2.0, 1.6, 2.0 Bq/kg ölçülmüştür. İstavrit, Küçük Çipura ve Gubes balık numunelerin radyonüklit aktivite derişimleri MDA değerinin altında bir değer olduğundan cihazımız onları dedekte edememiştir. Sonuç olarak şunu söyleyebiliriz İstavrit, Küçük Çipura, Kupes yaşadığı ve beslenmesi itibarıyla radyoaktif kirlilik ihtiva etmeyen bölgede yaşadığını söylememiz mümkündür.

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

5.1. Sudaki Tritiyum Verilerinin Değerlendirilmesi

Packart-Tri-Carb 2900 TR Sıvı Sintilasyon Sayıcısının çalışma prensibi ve sıvı sintilasyon sayım tekniği ile içme sularında trityum analizinin nasıl gerçekleştirildiğine dair yapılan bu çalışmada Mersin İli Gülnar-Akkuyu çevresinden 13 adet su örneği ayrıca Mersin İli Merkez İlçe ve Mahallelerinden 18 adet su örneği olmak üzere 31 adet su numunesi toplanmıştır.

Çevresel numunelerin trityum seviyesinin çok düşük olması nedeni ile numunelerin trityum aktivite seviyeleri belirlenmeden önce destilasyon (damıtma) ön işlemi uygulanmıştır. Ön işlem yapılırken numune içine asitliğin giderilmesi için sodyumhidroksit (NaOH), örnek içindeki olabilecek kimyasalları ayırmak için potasyum permanganat (KMnO₄) çözeltileri eklenmiştir.

Bu çalışmada; su numunelerindeki trityum değerleri <MDC ve 14,06 Bq/l değerleri arasında değişmektedir. Bu sonuçlar litrede 839 TU (100Bq/l) olan kabul edilen limit değerinin altındadır. Dünya Sağlık Örgütü (10.000 Bq/l), ABD Çevre Koruma Ajansı (740 Bq/l), Türk Standartları Enstitüsü (100 Bq/l) ve T.C. Sağlık Bakanlığı' m (100 Bq/l) belirlediği üst limit değerlerinden çok düşük olduğundan bu su numunelerinin içme suyu olarak kullanılmalarında sakınca olmadığını göstermektedir.

Bazı numuneler MDC değerinin altındadır yani 2,0' den düşüktür. Bu cihazımızın uygulanan sayım şartları altında 2,0 Bq/l' ye kadar inebilmesini gösteriyor. Numunelerimiz trityum açısından içilebilirlik sınırları içerisinde.

5.2. Topraktaki Radyoaktivite Verilerinin Değerlendirilmesi

Bu çalışmada, Mersin ili merkez ve Gülnar-Akkuyu arasındaki alınan 32 adet toprak örneği gama spektrometrik yöntem kullanılarak sayılmıştır. Toprak örneklerinin içeriğinde ²²⁶Ra , ²³²Th , ⁴⁰K , ¹³⁷Cs ve ²³⁵U radyonüklitlerin aktivite derişimi hesaplanmıştır. Radyonüklit aktivite konsantrasyonları kullanılarak; havadaki

soğurulan doz oranı (D), radyum eşdeğeri (R_{eq}), dış tehlike endeksi (H_{ex}), yıllık gonadal doz eşdeğeri (YGDE), yıllık etkin doz eşdeğeri (YEDE) değerleri bulunmuştur. Elde edilen sonuçlar, Türkiye' nin diğer illeri için elde edilen bulgular ve dünya ortalama değerleri ile karşılaştırılmıştır.

Gülнар-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde ortalama ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu 45,84 Bq/kg olarak bulunmuş, Mersin İli Merkez' de ölçülen toprak örneklerinde ise ortalama ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu 18,74 Bq/kg olarak ölçülmüştür. Buna göre Gülнар-Akkuyu arasında hesaplanan ^{226}Ra doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi Türkiye genel ortalaması ve dünya ortalaması olan 32 Bq/kg' dan büyüktür (UNSCEAR, 2000; TAEK-TR 2010-12). Mersin İli Merkez' de ölçülen toprak örneklerinde ise ^{226}Ra doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi Türkiye genel ortalaması ve dünya ortalaması olan 32 Bq/kg' dardküktür.

Gülнар-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde ortalama ^{232}Th aktivite konsantrasyonu 38,79 Bq/kg olarak ölçülmüş, Mersin İli Merkez' de ortalama ^{232}Th aktivite konsantrasyonu 29,06 Bq/kg olarak bulunmuştur. Buna göre Gülнар-Akkuyu arasında hesaplanan ^{232}Th doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi ve Türkiye genel ortalamasından büyük ve dünya ortalaması olan 45 Bq/kg' danise küçük, Mersin İli Merkez' de ölçülen toprak örneklerinde ise ^{232}Th doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi Türkiye genel ortalaması ve dünya ortalaması olan 45 Bq/kg' dardküktür.

Gülнар-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde ortalama ^{40}K aktivite konsantrasyonu 598,02 Bq/kg olarak ölçülmüş, Mersin İli Merkez' de ölçülen toprak örneklerinde ise ^{40}K ' n en yüksek ortalama ^{40}K aktivite konsantrasyonu 371,29 Bq /kg olarak bulunmuştur. Bu sonuçlara göre göre Gülнар-Akkuyu arasında hesaplanan ^{40}K doğal radyonüklitlerin aktivite derişimi Türkiye genel ortalamasından ve dünya ortalaması olan 420 Bq/kg' dan büyük, Mersin ili Merkez' de ölçülen değerler dünya ve Türkiye genel ortalamasından küçük çıkmıştır.

Gülнар-Akkuyu arasında ortalama ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu 25,48 Bq/kg, Mersin İli Merkez' de ise 4,71 Bq /kg olarak bulunmuştur. Bu sonuçlara göre ^{137}Cs yapay radyonüklitlerin aktivite derişimi Gülнар-Akkuyu arasında Türkiye

genel ortalamasından büyük, ^{137}Cs yapay radyonüklitlerin ortalama aktivite derişimi Mersin İli Merkez’ de Türkiye genel ortalamamından küçüktür.

Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde ortalama doz oranı 120,35 nGy/saat bulunmuş, Mersin İli Merkezdeki topraklarda soğurulan ortalama doz oranı ise 41,80 nGy/saattir. Gülnar-Akkuyu arasında hesaplanan ortalama doz değeri Türkiye’ nin diğer illeri için hesaplanan ortalama doz değerlerinden büyük bulunmuş, Mersin İli Merkezden alınan topraklarda hesaplanan ortalama doz değeri ise Türkiye’nin bazı illerinden düşük bazılarında da yüksektir ancak dünya ortalaması olan 60 nGy/saat’ den ise küçüktür (UNSCEAR, 2000).

Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde ortalama Raeq değeri 147,37 Bq/kg olarak hesaplanırken, Mersin İli Merkezdeki toprak örneklerinde ortalama Raeq değeri 88,89 Bq/kg’ dır. Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde (Raeq) ve Mersin İli Merkezdeki toprak örneklerinde (Raeq) hesaplanan ortalama değeri tavsiye edilen maksimum değer olan 370 Bq/kg’ dan daha düşüktür (Kurnaz et al., 2007).

Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde (H_{ex}), ortalama değeri 0,40 olarak bulundu. Mersin İli Merkezdeki toprak örneklerinde H_{ex} değerleri ortalama değeri 0,24 olarak bulundu. Bütün H_{ex} değerleri 1’ den küçük olarak hesaplandı.

Ortalama Yıllık Gonadal Doz Eşdeğeri (YGDE) Gülnar-Akkuyu arasında 491,59 $\mu\text{Sv/yıl}$ hesaplanmış, Mersin İli Merkezdeki toprak örneklerinde ortalama Yıllık Gonadal Doz Eşdeğeri (YGDE) değeri ise 295,96 $\mu\text{Sv/yıl}$ olarak bulunmuştur.

Gülnar-Akkuyu arasında alınan toprak örneklerinde (YEDE) ortalama değeri 89,39 $\mu\text{Sv/yıl}$ olarak bulunmuşken, Mersin İli Merkezdeki toprak örneklerinde ortalama değeri ise (YEDE) 51,26 $\mu\text{Sv/yıl}$ olarak bulunmuştur. Bu çalışma için hesaplanan Gülnar-Akkuyu için YEDE değeri dünya ortalaması 70 $\mu\text{Sv/yıl}$ ’ dan ve Türkiye’ nin diğer illeri için hesaplanan değerlerden daha yüksektir, Mersin İli Merkez topraklarında hesaplanan YEDE değeri dünya ortalamasından ve bazı illerden düşükken bazı illerden de yüksektir (UNSCEAR, 1988; Kurnaz et al., 2007).

5.3. Balıktaki Radyoaktivite Verilerinin Değerlendirilmesi

Mercan balığının Uranyuma ne kadar duyarlı olduğunu ve balığın alındığı bölgede Uranyum kirliliğinin söz konusu olduğunu söyleyebiliriz. Bu bölgenin deniz yapısında Ra- 226 görülmektedir.

Sardalya tuzlu suyu seven bu balık yaşadığı yer itibarıyla askıda katı maddeleri seven yapısı gereği analiz neticesinde sadece Uranyum dedekte edilmiştir. Orta deniz katmanında yaşadığı için ve vücut yapısı gereği küçük balık olduğundan K- 40 değeri düşük bir yapı göstermektedir.

Büyük çupra dip balığı olan bu balık yaşadığı yer itibarıyla ve beslenme alışkanlığı nedeniyle radyonüklid kirliliği tespit edilmemiştir.

Uskumru gerek yakalandığı gerekse de yaşadığı ortamdaki besinler Uranyum ihtiva etmektedir.

Hamsi balık numunelerinin radyoaktivite derişimleri ölçülebilir akitvite değerinden küçük olduğundan cihazımız radyonüklit değerlerini dedekte edememiştir. Şunu söylebiliriz ki; Hamsi genellikle sürüler halinde gezen balıklar olduğundan ve küçük yapılı olduklarından aslında radyoaktif kirliliğe karşı çok duyarlıdır. Hemen en ufak kirlilik düzeyinde dedekte etmek mümkündür.

Küçük yapılı balık olan İzmaritin, dip kayalıkların özelliklerinden birisi olan Uranyum ihtiva ettiği görüldü.

Kefal her türlü yiyeceği yiyebilen yaratıklardır. Kirliliği göstermeleri bakımından biyoindikatör organizma olma özelliği vardır. Çünkü çeşitli radyonüklidleri ihtiva eden yiyecekleri yiyebilmektedirler. Toryum içeriğine sahip olması bakımından kayalıklarda yaşadığının belirtisidir.

Levrek çok sevilen bu lezzetli balık yaşadığı ve beslendiği ortam itibarıyla biyoindikatör organizma olma özelliğindedir. Kirlilikleri hemen gösterebilme özelliği sebebi ile yaptığımız analizin neticesi itibarıyla Be- 7 ihtiva etmesi temiz yerde yaşadığının ve beslendiğini söyleyebiliriz.

Palamut yaşadığı ve beslenme alışkanlığı nedeniyle Uranyum ihtiva eden bölgeden avlandığını göstermektedir.

Barbun yaşadığı yer itibarıyla dibin çamurları arasında olduğundan analizinde Ra- 226 dedekte edildi.

İstavrit, Küçük Çupra, Kupes yaşadığı ve beslenmesi itibarıyla radyoaktif kirlilik ihtiva etmeyen bölgede yaşadığını söylememiz mümkün.

KAYNAKLAR

- ADLER, H.H., 1974, Concepts of U-ore Formation in Reducing Environments in Sandstone and Other Sediments, in Formation of U Deposits. Proc. Symp. Athens, Atomic Energy Agency, Vienna. 141– 166.
- AHMAD, N.; HUSSEIN & ASLAM, A.J.A., 1998, Radiation doses in Jordanian Dwellings due to natural radioactivity in construction materials and soil, Journal of Environmental Radioactivity, 41, 127-136.
- AHRENS, L.H., 1965, Distribution of the Elements in our Planet, McGraw-Hill, New York.
- AJAYI, O.S., 2000, Distribution of natural radioactivity in rocks from ikogosi-ekiti, southwestern nigeria and its radiological implications, Health Phys., Vol 79, Pages 192-195.
- AKHTAR, N., TUFAIL, M., ASHRAF, M., IQBAL, M.M., 2005, Measurement of environmental radioactivity for estimation of radiation exposure from saline soil of Lahore, Pakistan, Radiation Measurements, 39, 11– 14.
- AL HAMARNEH, I., WREIKAT, A., TOUKAN, K., 2003, Radioactivity concentrations of ^{40}K , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , ^{238}Pu and $^{239+240}\text{Pu}$ radionuclides in Jordanian soil samples, Journal of Environmental Radioactivity, 67;53-67.
- ALATISE, O.O., BABALOLA, I.A., OLOWOFELA, J.A., 2008, Distribution of some natural gamma-emitting radionuclides in the soils of the coastal areas of Nigeria, Journal of Environmental Radioactivity, 99, 1746– 1749.
- AL-JUNDI, J., AL-BATAINA, B.A., ABU-RUKAH, Y., SHEHADEH, H.M., 2003, Natural radioactivity concentrations in soil samples along the Amman Aqaba Highway, Jordan, Radiation Measurements, 36, 555-560.
- ALINAS, I.C.P., CONTI, C.C., LOPES, R.T., 2006, Effective density and mass attenuation coefficient for building material in Brazil. Applied Radiation. Isotopes, 64, 13 18.

- ALKAN, H., GÖKSEL S., 1984, Türkiye Kaplıca ve Maden Sularında Doğal Radyoaktivite Tayinleri, TÜBİTAK Ulusal Çevre Sempozyumu Tebliğleri, Adana
- ALTAY, T., ÇİFTER, C., 1996, Tritiyum laboratuvarı el kitabı, DSİ TAKK Dairesi Başkanlığı, Ankara, İZ-903, 55s.
- AMANAT, A., ORFI, S.D., QURESHI, A.A., 2002, Assessment of The Natural Radioactivity and Its Radiological Hazards In Shewa- Shahbaz Garhi Igneous Complex, Peshawar Plain, NW Pakistan, Health Physics, 82(1), 74-79.
- AYÇIK, G.A., 2008, Çekirdek Kimyası Ders Notları, Muğla Üniversitesi Kimya Bölümü Yüksek Lisans Dersi
- AZOVAZI, M., QUAHIDI, Y., FAKHI, S., ANDRES, Y., ABBE, J.CH., BENMANSOUR M., 2001, Natural radioactivity in phosphates, phosphogypsum and natural waters in Morocco, Journal of Environmental Radioactivity, 54;231-242.
- BAKAÇ, M., KUMRU, M.N., 1999, Gediz Havzası Topraklarındaki Doğal Radyoaktivite Seviyesi, ÇEV-KOR-1997, Cilt8, Sayı 30, 18-21.
- BAKKAL, S., 2012, Kilis İli Toprak Örneklerinde ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs Radyoaktivite Konsantrasyonlarının Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Kilis, 56s.
- BARD, D., TIRMARCHE, D., 1996, Radon, WHO, Regional Office for Europe, March
- BARIŞ, C., 2006, İzmir-Çeşme Yeraltı– Termal Sular Ve Çevresindeki Topraktaki Radyoaktivite Araştırmaları, Yüksek Lisans Tezi, Manisa, 70s.
- BAXTER, M.S., 1993, Environmental Radioactivity, A Perspective On Industrial Contributions, IEAE Bull., 35(2), 33-38.
- BAYATA, S., 2007, Çatalağzı Termik Santrali Ve Çevresinde Radyoaktivite Ölçümü, Bilim Uzmanlığı Tezi, Zonguldak, 71 s.
- BAYKAL, S., 2007, Yeni Tip Gama Dedektörleri Ve İz Sürme Tekniği, Yüksek Lisans Tezi, Ankara, 79s.
- BAYKARA, O., 2005, Kuzey Anadolu Ve Doğu Anadolu Fay Hatlarının Kesişim Bölgesindeki Doğal Radyoaktivite Tayini, Doktora Tezi, Elazığ, 83s.

- BEISER, A., 1988-1989, Çağdaş Fiziğin Kavramları, Genel Dağıtım Üniversite Kitabevi, Diyarbakır, 2. Baskı
- BELGIN, E.E., 2010, Monte Carlo Simülasyonu Kullanarak Kuyu Tipi HPGe Dedektörde Yarı-Ampirik Verim Kalibrasyonu Eşitliğinin Elde Edilmesi, Yüksek Lisans Tezi, Muğla
- BERETKA, O., KARATEPE, Ş., DOĞRU, M., 2011, Assessments of natural radioactivity and radiological Hazards in construction materials used in Elazığ, Turkey, Radiation Measurement, 46, 1, 153-158.
- BOTKIN, D., KELLER, E., 1988, Environmental Science, John Willey Sons.
- BOSTANCI, S., 2011, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Kurupelit Kampüsü Ve Samsun İl Merkezinin Doğal Radyoaktivite Seviyesinin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Samsun, 79s.
- BOTKIN, D., KELLER, E., 1988, Environmental Science, John Willey Sons.
- BOZKURT, A., YORULMAZ, N., KAM, E., KARAHAN, G., OSMANLIOĞLU, A.E., 2007, Assessment of environmental radioactivity for Sanliurfa region of southeastern Turkey, Radiat. Meas., 42, 1387– 1391.
- BRAI, M., BASILE, S., BELLIA, S., HAUSER, S., PUCCIO, P., RIZZO, S., BARTOLOTTA, A., LICCIARDELLO, A., 2002, Environmental radioactivity at Stromboli (Aerolian Islands), Applied Radiation And Isotopes, 57, 99-107.
- BÜYÜKUSLU, H., 2007, Isparta' ın Yalvaç İlçesi Ve Çevresinin Doğal Fon (Background) Radyasyon Düzeylerinin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Isparta, 59s.
- CANBAZOĞLU, C., 2004, Elazığ Yöresinde Doğal Radyoaktivitenin Tayini, Doktora Tezi, Elazığ, 142s.
- CARVALHO, F.P., 1994, A double-tracer technique to determine the relative importance of water and food as sources of polonium-210 to marine prawns and fish, Marine Ecology Progress Series, 103: 251-264.
- CHARLES, J., PASSA, Jr., 1994, Handbook of environmental liquid scintillation spectrometry, Packard

- CHEN, J.M., CHIOU, S.E., HUANG, C.W., 1993, Tritium content as indicator of environmental character on Taiwan Island, Tayvan
- CİRİK, S., GÖKPINAR, Ş., 1993, Plankton Bilgisi ve Kültürü, E. Ü., Su Ürünleri Fakültesi, 47, İzmir
- CNSC 0766, 2008, Standards and Guidelines for Tritium in Drinking Water, Canadian Nuclear Safety Commission, Canada
- COLES, D.G., REGAINI, R.C., ONDAV, J.M., 1978, Behaviour of Natural Radionuclides in Western Coal-Fired Power Plants, Environ. Sci. Technol., 12, 442-446.
- COWART, J.B., BURNETT, W.C., 1994, The Distribution of U and Th Decay series Radionuclides in the Environment-A Review, Journal of Environ. Qual., 23, 651-662.
- DEĞERLİER, M., 2007, Adana İli Ve Çevresinin Çevresel Doğal Radyoaktivitesinin Saptanması Ve Doğal Radyasyonların Yıllık Etkin Doz Eşdeğerinin Bulunması, Doktora Tezi, Adana 175s.
- DEGERLİER, M., KARAHAN, G., ÖZGER, G., 2008, Radioactivity concentration and dose assessment for soil samples around Adana, Turkey, Journal of Environmental Radioactivity, 99, 1018-1025.
- DUGALIC, G., KRSTIC, D., JELIC, M., NIKEZIC, D., MILENKOVIC, B., PUCAREVIC, M., ZEREMSKI-SKORIC, T., 2010, Heavy metals, organics and radioactivity in soil of western Serbia, Journal of Hazardous Materials 177, 697– 702.
- EBAID, Y.Y., EL-TAHAWY, M.S., EL LAKANY, A.A., GARCIA, S.R., BROOKS, G.H., 2000, Environmental radioactivity measurements of Egyptian soils, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 243, 543-550.
- EGEMEN, Ö., SUNLU, U., 1999, Su Kalitesi, E. Ü., Su Ürünleri Fakültesi, 14, İzmir
- EISENBUD, M., 1963, Enviromental Radioactivity in US, p. 135.
- EL-SHERSHABY, A., 2002. Study of Radoactivity Levels of Gable Gattar II in the North Eastern desert of Egypt, Applied Radiation and Isotopes, 57, 131-135.

- EREES, F.S., AKOZCAN, S., PARLAK, Y., CAM, S., 2006, Assessment of dose rates around Manisa (Turkey), *Radiat. Meas.*, 41, 598– 601.
- EREES, F.S., 1998, E.Ü., Radon Kirliliği, Çevre Sorunları Uygulama Sempozyumu ve Arastırma Merkezi, Çevre Bilimi, Bahar Okulu II, Karaburun, İzmir, Ders Notları; 30-46.
- FASASI, M.K., OYAWALE, A.A., MOKOBIA, C.E., TEHOKOSSA, P., AJAYI, T.R., BALOGUN, F.A., 2003, Natural radioactivity of the tar-sand deposits of Ondo State, Southwestern Nigeria, *Nuclear instruments & Methods in Physics Research*, Vol. 505; 449– 453.
- FOWLER, S.W., BUAT-MENARD, P., YOKOYAMA, Y., BALLESTRA, S., HOLM, E., NGUYEN, H.V., 1987, Rapid removal of Chernobyl fallout from Mediterranean surface waters by biological activity, *Nature*, 329, 56-58.
- JEEFREE, R.A., CARVALHO, F., LORDA, J.F., 1997, Mechanism for enhanced uptake of radionuclides by zooplankton in French Polynesian Oligotrophic Waters, *Environmental Science and Technology*, 31, 2584-2588.
- GASCOYNE, M., 1982, *Geochemistry of the Actinides and Their Daughter, Uranium Series Disequilibrium: Applications to Environmental Problems* (Editors: Ivanovich, M., Harmon, R.S.), Oxford University Press, Oxford.
- GELDIAY, R. VE KOCATAŞ, A., 2002, *Deniz Biyolojisine Giriş*, Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Kitaplar Serisi No: 31.
- GENÇ, E., 2011, Rize İli Ve Trabzon İlinin Bazı İlçelerinden Alınan Çeşitli Su Örneklerinde Tritiyum, Oksijen– 18 Ve Döteryum Seviyelerinin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Rize, 79s.
- GÖREN, E., 2011, Adana İçme Sularında Tritiyum Aktivitesinin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Adana, 52s.
- GÜLER, Ç., ÇOBANOĞLU, Z., 1994, *Elektromagnetik Radyasyon, Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi*, No:32, Ankara, 30s.
- GÜMÜŞ, H., 2011, Samsun İli Ve Çevresi Gama Radyasyonu Düzeyinin Belirlenmesi Çalışmaları, Samsun Sempozyumu, Ondokuz Mayıs Üniversitesi

- GÜR, F., 1999, Doğal Dış Radyasyonun İzmir İlinde Yasayanların Aldıkları Toplam Doza Katkısının Belirlenmesi, Ege Üniversitesi, Fen-Bilimler Enstitüsü, Nükleer Bilimler Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, İzmir
- GÜR, F., 2006, Batı Anadolu Termik Santralleri Çevresinde Radyoaktif ve Ağır Metal Kirliliğinin Biyomonitörlerle Saptanması, Doktora Tezi, Ege Üniversitesi, Nükleer Anabilim Dalı.
- GÜRBÜZ, M., 1993, Su Ürünleri Sempozyumu TMMOB Ziraat Mühendisleri Odası, 14-15 Ekim 1993, Ankara
- GÜVEN, K.C., ÖZTÜRK, B., 2005, Deniz Kirliliği, İstanbul Üniversitesi Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği Enstitüsü ve Su ürünleri Fakültesi Yayın No: 21
- HOLBERT, K.E., STEWART, B.D., ESHRAGHI, P., 1995, Measurement of Radioactivity in Arizona Groundwater Using Improved Analytical Techniques for Samples with High Dissolved Solids, Health Physics, 68(2).
- HOŞSUCU, H., 2000, Balıkçılık III, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları No: 59
- <http://learn.hamamatsu.com/articles/photomultipliers.html>
- http://www.ehs.psu.edu/radprot/Packard_quench_curves_calibration
- <http://www.nkfu.com/trityum-nedir/>
- <http://tr.wikipedia.org/wiki/Palamut>
- http://en.wikipedia.org/wiki/Liquid_scintillation_counting
- <http://www.lezzetvadisi.com/baliklar/izmarit-baligi-nedir-ozellikleri.html>
- <http://tr.wikipedia.org/wiki/Kupes>
- <http://www.guncelkaynak.com/tag/radyo/page/5/>
- IAEA, 2004, Radiation, People and the Environment, International Atomic Energy Agency, PI, A.75, 04– 0039.
- IBRAHIEM, N.M., ABD EL GHANI, A.H., SHAWKY, S.M., ASHRAF, E.M., FAROUK, M.A., 1993, Measurement of Radioactivity Levels In Soil In The Nile Delta And Middle Egypt, Health Physics, 64 (6), 620-627.
- İçme Suları TS 226/1965, UDK 663– 7, 543, 1979, Türk Standartlar Enstitüsü, III. Baskı.

- KAM, E., 2004, Tekirdağ'ın Çevresel Doğal Radyoaktivitesinin Tayini, Y.T.Ü Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, 112s.
- KAM, E., YARAR, Y., KARAHAN, G., ÇELEBİ, N., ÖZÜAĞ, C., 2005, Tekirdağ İli ve Çevresinin Doğal Radyasyon Seviyelerinin Belirlenmesi
- KAM, E., BOZKURT, A., 2007, Environmental radioactivity measurements in Kastamonu region of northern Turkey, Appl. Radiat., Isot. 65, 440– 444.
- KARA, A., 2008, Karaca Ve Çal Mağaraları' nda Radon Konsantrasyonu Ve Radyoaktivite Seviyesinin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Trabzon, 116s.
- KARADENİZ, C.B., 2004, Karadeniz' de Bakçılığın Sorunları, Standart, 510, 46-56.
- KARAHAN, G., 1997, İstanbul' un Çevresel Doğal Radyoaktivitesinin Tayini Ve Doğal Radyasyonların Yıllık Etkin Doz Eş Değeri, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul
- KARAHAN, G., BAYULKEN, A., 2000, Assessment of Gamma Dose Rates Around İstanbul (Turkey), Journal of Enviromental Radioactivity, 47, 213-221.
- KARAKELLE, B., ÖZTÜRK, N., KÖSE, A., VARINLIOĞLU, A., ERKOL, A.Y., YILMAZ, F., 2002, Natural Radioactivity in Soil Samples of Kocaeli Basın, Turkey, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 254, No.3, 649-651.
- KARAOĞLU, B., 2003, Kuantum Mekaniğine Giriş, Seyir Yayıncılık, 5. Baskı, İstanbul
- KARUNAKARA, N., SOMASHEKARAPPA, H.M., AVADHANI, D.N., MAHESH, H.M., NARAYANA, Y., SIDDAPPA, K., 2001, ^{226}Ra , ^{232}Th And ^{40}K distribution in the environment of Kaiga of south west coast of India, Health Physics, 80, 470-476.
- KESKİN, S., 2008, Tuz Gölü Civarından Alınan Toprak Örneklerinde Doğal Radyonüklidlerin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, 77 s.
- KNOLL, G.F., 1979, Radiation Detection and Measurement, John Wiley and Sons, New York, 816 s.
- KNOLL, F.G., 2000, Radiation Detection and Measurement Third Edition, Wiley, 816, New York.

- KRANE, K., 1988, Introductory Nuclear Physics, Oregon Universty
- KRANE, K.S., 2001, Nükleer Fizik, Palme Yayıncılık, Çeviri editörü; Şarer, B., Ankara, 1.cilt.
- KORKMAZ GÖRÜR, F., KESER, R., AKÇAY, N., DİZMAN, S., 2012, Radioactivity And Heavy Metal Concentrations Of Some Commercial Fish Species Consumed In The Black Sea Region Of Turkey, 87(4), 356-61.
- 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 Fırtına Valley (Rize, Turkey), Applied Radiation and Isotopes, 65, 1281– 1289.
- KÜÇÜKÖNDER, E., 2009, Kahramanmaraş Yöresinde Doğal Radyoaktivitenin Tayini, Doktora Tezi , Kahramanmaraş, 69s.
- KÜRKÇÜOĞLU, M.E., HANER, B., YILMAZ, A., TOROĞLU, İ., 2009, SDÜ FEN DERGİSİ (E-DERGİ), Karaelmas Yerleşkesi Merkez Kütüphanesi, Radon Ölçümleri, 4(2), 177-188
- LALIT, B.Y., SHUKLA, V.K., 1982, Natural Radioactivity in Foods from High Natural Radioactivity Areas of Southern India, p. 43-49, Natural Radiation Environment.
- LEE, S.K., HUSIN, W., RAMLI, A.T., APRIANTORO, N.H., WOOD, A.K., 2009, Radiological monitoring: terrestrial natural radionuclides in kinta District, Perak, Malaysia, Journal of Environmental Radioactivity, 100, 368-374.
- LIDEN, K., HOLM, E., 1985, Measurement and Dosimetry of Radioactivity in the Environment, in the Dosimetry of Ionizing Radiation, Vol. 1, K.R. Kase, B.E. Bjarngard and F.H. Attix, eds., Academic Press, Orlando.
- LOWDER, W.M., SOBON, L.R., 1956, Background Radiation, Rep. NYO-4712. USAEC, D.C., Washington.
- LUCAS, H.F., 1991, Radium-226 whole-body gama counting and Radon-222 breath analysis, Health Physics 60, 163-167.
- MADEN, N., ÇELİK, N., AKARYALI, E., ÖZTÜRK, S., 2011, Gümüşhane İli Doğal Kaynaklı Radyasyon Ölçüm Raporu, Gümüşhane Üniversitesi, Gümüşhane

- MADRUGA, M.J., SEQUEIRA, M.M., GOMES, R., 2009, Determination of tritium in waters by liquid scintillation counting, Portekiz
- MALCZEWSKI, D., TEPER, L., DORDA, J., 2004, Assessment of natural and anthropogenic radioactivity levels in rocks and soils in the environs of Swieradow Zdroj in Sudetes, Poland, by in situ gamma-ray spectrometry, Journal of Environmental Radioactivity, 73, Issue 3, 2004; 233-245.
- MAROUF, B.A., MOHAMED, A.S., TAHA, J.S., AL-HADDAD, I.K., 1992, Health Physics Vol. 62, Population Doses from Environmental Gamma Radiation in IRAQ.
- MAT ÇATAL, N.E., 2006, Ege Bölgesi' nde En Çok Tüketilen Baklarda Radyoaktif Polonyum Düzeyinin Ve Yıllık Gıda Dozuna Katkısının Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, İzmir, 96s.
- MEGEP, 2006, Meslekî Eğitim Ve Öğretim Sisteminin Güçlendirilmesi Projesi, Denizcilik, Balıklar, Ankara
- MERDANOĞLU, B., 2004, Kestanbul (Çanakkale) Civarındaki Su, Toprak ve Granit Örneklerinde Doğal Radyoaktivitenin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, 70s.
- MERIWETHER, J.R., BURNS, S.F., THOMPSON, R.H., BECK, J.N., 1995, Evaluation of Soil Radioactivities Using Pedologically Based Sampling Techniques, Health Physics, 69(3).
- MIAH, F.K., ROY, S., TOUHIDUZZAMAN, M., ALAM, B., 1998, Distribution of radionuclides in soil samples in and around Dhaka City, Appl. Radiat. Isot., 49, 133-137.
- MOHANTY, A.K., SENGUPTA, D., DAS, S.K., SAHA, S.K., VAN, K.V., 2004, Natural radioactivity and radiation exposure in the high background area at Chhatrapur beach placer deposit of Orissa, India, Radiation Measurements, 38, 153-165.
- MOOK, W.G., 2002, Environmental isotopes in hydrology cycle principles and applications, Introduction-Theory Methods, Review, Vienna

- MORAES, M.A., SARTORATTO, M., SARTORATTO, B., OLIVEIRA, C.B., MENDES, V., 2002, Tritium concentration analysis in environmental water samples of centro nuclear ARAMAR (CTMSP-Brazil)
- MUTLU, B., TOROS, H., SEN O., 2003, Ultraviole Radyasyonun İnsan Sağlığı Üzerinde Etkileri, III. Atmosfer Bilimleri Sempozyumu Bildiri Kitabı, İstanbul, 11s.
- MYRICK, T.E., BERVEN, B.A., HYWOOD, F.F., 1983, Determination of Concentration of Selected Radionuclides in Surface Soil in The U.S, Health Physics, Vol. 45.
- NARAYANA, Y., SOMASHEKARAPPA, H.M., KARUNAKARA, N., AVADHANİ, D.N., MAHESH, H.M., SIDDAPPA, K., 2001, Natural radioactivity in the soil samples of coastal karnataka of south India, Health Physic, 80(1), 24-33.
- NCRP REPORT 45, 1975, National Council on Radiation Protection and Measurement No.45, Natural Background Radiation in the U.S., Soil Radiactivity
- NIEWIADOMSKI, T., KOPERSKI, J., RYBA, E., 1982, Natural Radiation in Poland and its Disturbance in An Urban Enviroment, Health Physics, Vol. 38.
- NIR-EL, Y., 2000, Isotopic Analysis of Uranium in U_3O_8 by Passive Gamma-Ray Spectrometry, Applied Radiation and Isotopes, 52, 753-757.
- OLEKSYK, T.K., GASHCHAK, S.P., GLENN, T.C., JAGOE, C.H., PELES, J.D., PURDUE, J.R., TSYUSKO, O.V., ZALISSKY, O.O., SMITH, M.H., 2002, Frequency distributions of ^{137}Cs in fish and mammal populations, 61(1), 55-74.
- OLIVER, D.B., KNOLL, G.F., 1968, IEEE Trans. Nucl. Sci. NS-15(33), 122.
- OYEDELE, J.A., SHIMBOYO, S., SITOKA, S., GAOSEB, F., 2010, Assessment of natural radioactivity in the soils of Rössing Uranium Mine and its satellite town in western Namibia, southern Africa, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A, 619, 467-469.
- ÖZGER, A.G., 2005, Ceyhan, Yumurtalık Ve Pozantı Bölgelerinin Doğal Radyoaktivite Düzeylerinin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Adana, 100s.

- ÖZKAYA, A., 1992, İzmir Körfezi Balıklarında Radyoaktivite Ve Ağır Metal Tayinleri, Y. Lisans Tezi, E. Ü., Nükleer Bilimler Enstitüsü, 59s.
- PALOMO, M., PENALVER, A., AGUILAR, C., BORRULL, F., 2007, Tritium activity leves in environmental water samples from different origins, İspanya, 65, 1048-1056.
- PALOMO, M., PENALVER, A., BORRULL, F., AGUILAR, C., 2007, Measurement of radioactivity in bottled drinking water in Spain, Appl. Radiat. Isot., 65(10), 1665– 72.
- PAPAEFTHYMIU, H., KRIDITIS, P., ANOUSIS, J., SARAFIDOU, J., 2005, Comparative Assessment of Natural Radioactivity In Fallout Samples From Patras and Megalopolis, Greece, Journal of Enviromental Radioactivity, 78, 249-265.
- PARFENOV, Y. D., 1974, Polonium-210 in the environment and in the human organism, At. Energy Rev., 12(1), 75-143.
- PORTAKAL, S., BİROL, E., ÜNLÜ, Y., TOPÇUOĞLU, S., VARİNLİOĞLU, A., BAYÜLGEN, N., 1988, Tritiyumun elektrolizle zenginleştirilmesi ve sayım yöntemi, ÇNAEM, A.R- 251.
- RAMLI, A.T., HUSSEIN, A.W., WOOD, K., 2005, Environmental ²³⁸U and ²³²Th Concentration Measurements in Area of High Level Natural Background Radiation at Polong, Johor, Malaysia, Journal of Environmental Radioactivity, 80, 287-304.
- RANKAMA, K., 1954, Isotope Geology, New York
- RANKAMA, K., SAHAMA, TH.G., 1950, Geochemistry. Univ. of Chicago Pres, Chicago
- ROGERS, J.J.W., ADAMS, J.A.S., 1969, Uranium, 92-A-1, 92-G-7. Handbook of Geochemistry (Editor: Wedepohl, K.H.) Springer-Verlag, New York
- SAHA, G.B., 1998, Fundamentals of Nuclear Pharmacy, Fourth edition, Springer.
- SAITO, K. AND JACOB, P., 1995, Gamma ray fields in the air due to sources in the ground. Radiat. Prot. Dosim., 58, 29– 45

- SARAVANAN, S., JODHA, A.S., GOPALANI, D., BHATTI, S.S., KUMAR, S., 2003, Preliminary measurements of natural radioactivity at Madurai district of Tamilnadu, India, Radiation Measurements, 36, 397-389.
- SEGOVIA, N., GASO, M.I., ALVARADO, E., PENA, P., MORTON, O., ARMIENTA, M.A., REYES, A.V., 2003, Environmental radioactivity studies in the soil of a coniferous forest, Radiation Measurement, 36, 525-528.
- SELVASEKARAPANDIAN, S., SIVAKUMAR, R., MANIKANDAN, N.M., MEENAKSHISUNDARAM, V., RAGHUNATH, V.M., GAJENDRAN, V., 2000, Natural radionuclide distrubition in soils of Gudalore, India, Applied Radiation And Isotopes, 52, 299-306.
- SHENBER, M.A., 1997, Measurement of natural radioactivity levels in soil in Tropoli, Appl. Radiat.Isot., 148, 147-148.
- SINGH, J., SINGH, H., SINGH, S., BAJWA, B.S., SONKAWADE, R.G., 2009, Comparative study of natural radioactivity levels in soil samples from the Upper Siwaliks and Punjab, India using gamma-ray spectrometry, Journal of Environmental Radioactivity, 100, 94– 98.
- SINGH, S., SINGH, B., KUMAR, A., 2003, Natural radioactivity measurements in soil samples from Hamirpur district, Himachal Pradesh, India, Radiation Measurements, 36, 547-549.
- S.PAC. J. NAT. SCI., 2002, Distribution of ^{40}K , ^{232}Th and ^{238}U in Soils of Southern and Western Coasts of Viti Levu, Fiji, Sitaram Garimella and Umawatti Prasad, 20 , 9-14.
- SOLMAZ NUR A., 2008, Düşük Seviyeli Radyoaktivite Ölçümü için Kuyu-Tipi Ge Dedektörlü Bir Gama Spektrometresinin 40– 2000 keV Enerji Aralığında Verim Kalibrasyonunun Yapılması, Ankara Üniversitesi Nükleer Bilimler Enstitüsü, Ankara
- SOYBERK, Ö., 1998, Radyasyon Fiziği, Türkiye Enerjisi Kurumu Çekmece Nükleer Araştırma ve Eğitim Merkezi Sağlık Fiziği Bölümü, Cilt 1-2, İstanbul

- STOULOS, S., MANOLOPOULOU, M., PAPASTAFANOU, C., 2003, Assesment of natural radiation exposure and radon exhalation from building materials in Greece, *Journal of Environmental Radioactivity*, 69, 225-240.
- SUJO, L.C., CABRERA, M.E.M., VILLALBA L., VILLALOBAS, M.R., MOYE, E.T., LEON, M.G., GARCIA-TENORIO, R., GARCIA F.M., PERAZA, E.F.H., AROCHE, D.S., 2004, Uranium-238 and thorium-232 series concentrations in soil, radon-222 indoor and drinking water concentrations and dose assessment in the city of Aldama, Chihuahua, Mexico, *Journal of Environmental Radioactivity*, 77, 205-219.
- TAEK, 2009, Türkiye’ deki çevre radyoaktivitesinin incelenmesi raporu 2007, Türkiye Atom Enerji Kurumu, Ankara
- TAEK TR-2010-12, Türkiye’ deki Çevre Radyoaktivitesinin İzlenmesi, Teknik Rapor, 2009
- TAŞKIN, H., 2006, İnsan Sağlığı Ve Çevre Kirliliği Açısından Kırklareli İlinin Fon Radyasyonunun Belirlenmesi Ve Haritalandırılması, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, 102 s.
- TASKIN, H., KARAVUS, M., AY, P., TOPUZOGU, A., HIDIROGLU, S., KARAHAN, G., 2009, Radionuclide concentrations in soil and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Kırklareli, Turkey, *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 49– 53
- TCSB, 2005, İnsani Tüketim Amaçlı Sular Yönetmeliği, Resmi Gazete, 25730 Sayılı Kanun
- TOGAY, Y.E., 2002, Radyasyon ve Biz, Türkiye Atom Enerjisi Kurumu, Radyasyon Sağlığı ve Güvenliği Dairesi, Ankara. 37s.
- TOP, G., 2008, Sıvı Sintilasyon Cihazı İle İçme Sularında Tritiyum Seviyelerinin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir, 88 s.
- TOPCUOĞLU, S., KARAHAN, G., GÜNGÖR, N., KIRBAŞOĞLU, Ç., 2003, Natural and Artificial Radioactivity in Emendere Thermal Spring Area İn Western Anatolia, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 256(3), 395-398.

- TOPÇUOĞLU, S., 2005, Denizlerin Radyoaktif Kirliliği (VI.Bölüm), Deniz Kirliliği, Tüdev Yayınları, İstanbul, No: 21, 512s.
- TS 226, 2005, İnsani Tüketim Amaçlı Sular, T.S.E., Ankara, 1. Baskı.
- TSOULFANIDIS, N., 1995, Measurement and dedection of radiation, Taylor & Francis, London, 636p
- TURHAN, Ş., 2003, Gama Spektrometrik Yöntem İle Çevresel Örneklerde ^{238}U ve Radyoaktif Ürünlerin Aktivitelerinin Ölçülmesinde Kullanılan Bazı Gama Işınlarının Yayınlanma Olasılıklarının Belirlenmesi, VIII. Ulusal Nükleer Bilimleri ve Teknojileri Kongresi, Bildiri Özetleri, 49, Kayseri
- TÜYSÜZ, M. Z, 2004, Co-60 Teleterapi Kaynağı İçin Monte Carlo Yöntemiyle Uygun Zırh Tasarımı, Yüksek Lisans Tezi, Harran Üniversitesi
- TUNCER, S., 1991, Çeşitli İçme Sularında Radyoaktivite Seviyelerinin Tayini, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Nükleer Enerji Enstitüsü, İstanbul
- TZORTZIS, M., TSERTOS, H., CHRISTOFIDES, S., CHRISTODOULIDES, G., 2003, Gamma-ray measurements of naturally occuring radioactive samples from Cyprus characteristic geological rocks, Radiation Measurements, 37, 221-229.
- UĞUR, F.A., TURHAN, S., GOREN, E., GEZER, F., YEGİNGİL, Z., SAHAN, H., SAHAN, M., TEL, E., KARAHAN, G., 2013, A Survey Of Distribution Of Terrestrial Radionuclides In Surface Soil Samples In And Around The Osmaniye Province, Turkey, Radiation Protection Dosimetry 154(4), 483-489.
- UNSCEAR, 1988, Sources, Effects, and Risks of Ionizing Radiation. United Nations sales publication No. E. 88.IX.7., New York
- UNSCEAR, 1993 Report, United Nations Scientific Committee on The Effects of Atomic Radiation Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiations, New York
- UNSCEAR, 2000, Sources and effects of ionizing radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, United Nations Publication, New York, USA

- UNSCEAR, 2008, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
- USEPA, 1980, Prescribed Procedures for Measurement of Radioactivity in Drinking Water, EPA- 600/4- 80- 032, Cincinnati, Ohio
- VANDENBYGAART, A.J., PROTZ, R., 1999, Gamma radioactivity in podzolic soils of Northern Ontario, Canada, Journal Of Environmental Radioactivity, 42, 51-64.
- VARLAM, C., STEFANESCU, I., DULIU, O.G., FAURESCU, I., POPESCU, I., 2009, Applying direct liquid scintillation counting to low level tritium measurement, Romania 67(5), 812-6.
- VAROL, S., 2011, Yeraltı Sularında Toplam Alfa Ve Beta Radyoaktivitesi, Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi, Tasarım Dergisi, Cilt:1, Sayı:3, 101-106.
- VILLA, M., MANJON, G., 2004, Low-level measurements of tritium in water, Sevilla, İspanya, 61(2-3), 319-23.
- WEINBERG, S., 2002, Atom altı Parçacıklar, Tübitak Popüler Bilim Kitapları, Ankara
- WHO, 2004, Guidelines for Drinking Water Quality, Recommendations, Vol. 1, 3rd Edition, Geneva, Switzerland
- www.taek.gov.tr
- XIAOLIN, H., PER, R., 2008, Critical comparison of radiometric and mass spectrometric methods for the determination of radionuclides in environmental, biological and nuclear waste sample, Analytical Chimica Acta, 608, 105-139.
- YAŞAR, S., 1999, Radyasyon ve Radyasyonda Korunmak. Çekmece Nükleer Araştırma ve Eğitim Merkezi, İstanbul, 25s.
- YEBOAH, J., BOADU, M., DARKO, E.O., 2001, Natural radioactivity in soils and rocks within the greater accra region of Ghana, Journal Of Radioanalytical And Nuclear Chemistry, 249; 629-632.

- ZHILIN, C., SHIXIONG, X., HEYI, W., RUIMIN, C., GUANYIN, W., YINHAG, Z., The effect of vial type and cocktail quantity on tritium measurement in LSC, Çin, Appl. Radiat. Isot., 2010, 68(9), 1855-8.
- ZORER, Ö.S., 2006, Bendimahı Çayı' nda Ve Çayn Van Gölü' ne Döküldüğü Nuktada Doğal Radyoaktivite Seviyesinin Belirlenmesi, Doktora Tezi, Van, 134s.

ÖZGEÇMİŞ

Adana’ m Ceyhan ilçesinde doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Osmaniye’ de tamamladı. 2000 yılında Azerbaycan Bakü Devlet Üniversitesi, Fizik Bölümü’ nü kazandı. Bir yıl Azerice ve Rusça hazırlık okudu. Bir yıl daha eğitim gördükten sonra Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Fizik Bölümüne yatay geçiş yaptı. 2005 yılında lisans öğrenimini tamamladıktan sonra 2006 yılında Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalında yüksek lisans öğrenimine başladı ve 2008 yılında tamamladı. 2009 yılında Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalında doktora eğitimine başladı. Halen aynı bölümde Gülten GÜNEL Nükleer Fizik Araştırma Laboratuvarında bilimsel çalışmalarına devam etmektedir.