



RECEP TAYYİP
ERDOĞAN
ÜNİVERSİTESİ

**T.C.
RECEP TAYYİP ERDOĞAN ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
FİZİK ANABİLİM DALI**

**METSAMOR NÜKLEER GÜÇ SANTRALİNDEN FARKLI
UZAKLIK BÖLGELERİNDE BULUNAN İL VE İLÇE
MERKEZLERİNDE RADYONÜKLİD DAĞILIMLARININ
BELİRLENMESİ VE HARİTALANDIRILMASI**

(Doktora Tezi)

Selim SARI

**Danışman
Doç. Dr. Serdar DİZMAN**

**RİZE
2025**

KABUL VE ONAY

Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalında, Doç. Dr. Serdar DİZMAN danışmanlığında, Selim SARI tarafından hazırlanan *Metsamor Nükleer Güç Santralinden Farklı Uzaklık Bölgelerinde Bulunan İl ve İlçe Merkezlerinde Radyonüklid Dağılımlarının Belirlenmesi ve Haritalandırılması* adlı bu tez çalışması 24/01/2025 tarihinde yapılan savunma sınavı sonucunda oy birliğiyle/~~oy çokluğuyla~~ başarılı bulunarak jürimiz tarafından **Doktora Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri

Unvanı, Adı SOYADI

İmza

Başkan

: Prof. Dr. Necati ÇELİK

Üye

: Prof. Dr. Emre MENTEŞE

Üye

: Doç. Dr. Cafer Mert YEŞİLKANAT

Üye

: Doç. Dr. Serdar DİZMAN

Üye

: Dr. Öğr. Üyesi Nilay AKÇAY

ETİK BEYAN

Fizik Doktora Programından mezun olmak üzere teslim ettiğim “Metsamor Nükleer Güç Santralinden Farklı Uzaklık Bölgelerinde Bulunan İl ve İlçe Merkezlerinde Radyonüklid Dağılımlarının Belirlenmesi ve Haritalandırılması” adlı tezim, bilim ve araştırma etiği prensiplerine riayet edilerek tarafımdan hazırlanmıştır.

Tez çalışmamda, başka kaynaklardan aktarılan bütün bilgi ve alıntılar, Enstitünüz Tez Yazım kılavuzuna uygun olarak açıkça gösterilmiştir. Kaynağı gösterilenler dışında kalan bütün bilgiler uygun araştırma yöntemi kullanılarak tarafımdan edinilmiş ve esere bu şekilde yansıtılmıştır. Şahsıma ait olmayan hiçbir bilgi, kasıt veya unsurlar, şahsıma aitmiş gibi gösterilmemiştir. İnternet kaynakları dâhil, sahibine/kaynağına atıf yapılmaksızın hiçbir bilgi kullanılmamıştır. Aksinin ortaya çıkması halinde doğacak bütün hukuki, idari, akademik ve etik sorumluluk tarafıma ait olacaktır. Eserin tesliminden sonra herhangi bir zamanda, bilim etiğine aykırılık tespit edilmesi ve/veya eserimle ilgili intihal veya intihal şeklinde anlaşılabilecek bir durumun ortaya çıkması halinde; Üniversiteniz ve eğitim kadronuzun hiçbir şekilde sorumlu tutulmayacağını hür irademle kabul, beyan ve taahhüt ederim.

24/01/2025

Selim SARI

ÖN SÖZ

Metsamor Nükleer Güç Santrali'ne yakın bölgelerdeki toprak, su ve yöresel tarım ürünlerindeki radyonüklid dağılımlarını belirlemek ve haritalandırmak amacıyla başlanan bu çalışma, Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Fizik Anabilim Dalında doktora tezi olarak hazırlanmıştır. Örneklerin hazırlanması ve ölçümleri Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Fizik Bölümü Nükleer Fizik Araştırma Laboratuvarında gerçekleştirilmiştir.

Bu çalışmanın ortaya çıkmasında ve tamamlanmasında büyük emeği olan, arazi çalışmaları dâhil her adımda bilgi, tavsiye ve yardımlarıyla beni destekleyen ve her zaman yanımda olan kıymetli danışman hocam Doç. Dr. Serdar DİZMAN'a en içten teşekkürlerimi sunarım. Radyonüklidlerin dağılım haritalarının oluşturulmasında yardımlarını esirgemeyen Doç. Dr. Cafer Mert YEŞİLKANAT'a çok teşekkür ederim.

Lisansüstü eğitimim sırasında ders aldığım hocalarım başta Prof. Dr. Recep KESER, Prof. Dr. Murat TOMAKİN, Prof. Dr. Hasan BALTAŞ ve Prof. Dr. Mehmet ŞAHİN olmak üzere tüm değerli hocalarıma çok teşekkür ederim.

Son olarak, akademik çalışmalarımда manevi desteklerini her zaman yanımda hissettiğim eşim ve çocuklarıma şükranlarımı sunuyorum.

Bu çalışma Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü birimince desteklenmiştir. Proje Numarası: FDK-2021-1295

Selim SARI
RİZE/2025

İÇİNDEKİLER

KABUL VE ONAY	I
ETİK BEYAN	II
ÖN SÖZ	III
İÇİNDEKİLER	IV
ÖZET	IX
ABSTRACT.....	X
KISALTMALAR	XI
TABLolar LİSTESİ.....	XII
ŞEKİLLER LİSTESİ	XIV
GİRİŞ	1
1. GENEL BİLGİLER	4
1.1. Radyasyon ve Türleri	4
1.1.1. İyonlaştırıcı Radyasyon.....	4
1.1.1.1. Alfa Bozunumu.....	5
1.1.1.2. Beta Bozunumu	8
1.1.1.3. Gama Bozunumu	13
1.1.1.4. X-Işınları.....	16
1.1.2. İyonlaştırıcı Olmayan Radyasyon	16
1.2. Radyasyon Kaynakları	17
1.2.1. Doğal Radyasyon Kaynakları	18
1.2.1.1. Kozmik Radyasyon	18
1.2.1.2. Karasal Radyasyon	18
1.2.2. Yapay Radyasyon Kaynakları	20
1.2.2.1. Endüstriyel Kaynaklar	20
1.2.2.2. Tıbbi Kaynaklar	20
1.2.2.3. Nükleer Yakıt Döngüsü	20
1.2.2.4. Atmosferik Testler	21
1.2.3. Radyasyonda Denge.....	21
1.2.4. Radyasyon Maruziyetinin Sağlık Etkileri	22
1.2.4.1. Epidemiyolojik Etkiler	22

1.2.4.2. Kanser Risk Değerlendirmesi	23
1.2.4.3. Radyasyonun Hücrelere Etkisi	24
1.3. Radyasyon Birimleri	26
1.3.1. Radyoaktivite Birimi	27
1.3.2. Işınlama Birimi	27
1.3.3. Soğurulmuş Doz Birimi	28
1.3.4. Eşdeğer Doz Birimi	28
1.4. Gama Işınlmasının Madde ile Etkileşimi	28
1.4.1. Fotoelektrik Olay	29
1.4.2. Compton Saçılması	30
1.4.3. Çift Oluşumu	32
1.5. Gama Işını Dedektörleri	33
1.5.1. Sintilasyon Dedektörleri	34
1.5.2. Yarıiletken Dedektörler	35
1.6. Nükleer Güç Reaktörleri	36
1.6.1. Basınçlı Su Reaktörleri (PWR)	37
1.6.2. Kaynar Su Reaktörleri (BWR)	39
1.6.3. Metsamor Nükleer Güç Santrali	40
1.7. Nükleer Santrallerde Radyolojik Salımlar	41
1.7.1. Trityum	43
1.7.1.1. Radiometrik Ölçümü	44
1.7.1.2. Çevresel Değişimi	45
1.7.1.3. İnsan Sağlığına Etkisi	46
1.7.1.4. Kullanım Alanları	47
1.8. Sıvı Sintilasyon Sayacı (LSC)	47
1.8.1. Çözücünün Rolü	48
1.8.2. Fosforların Rolü (Sintilatörler)	49
1.8.3. Sinyallerin Yorumlanması	50
1.8.3.1. Işık Emisyon Modelleri	50
1.8.3.2. Puls Analizi	51
1.8.3.3. Sıvı Sintilasyon Sayım Akışı	52
1.8.3.4. Sayım Verimliliği	54

1.8.3.5. Sönüm (Quench).....	54
2. GEREÇ VE YÖNTEM	56
2.1. Çalışma Bölgesi	56
2.2. Örneklerin Toplanması.....	59
2.2.1. Toprak Örneklerinin Toplanması	59
2.2.2. Su Örneklerinin Toplanması	60
2.2.3. Tarım Ürünü Örneklerinin Toplanması	61
2.3. Örneklerin Analize Hazırlanması.....	63
2.3.1. Toprak Örneklerinin Analize Hazırlanması	63
2.3.2. Tarım Ürünü Örneklerinin Analize Hazırlanması	64
2.3.3. Su Örneklerinin Analize Hazırlanması	67
2.4. Gama Spektrometre Sisteminin Ölçüme Hazırlanması	68
2.4.1. Enerji Kalibrasyonu	68
2.4.2. Verim Kalibrasyonu	70
2.4.3. Aktivite Konsantrasyonu.....	72
2.4.4. Topraktan Bitkiye Transfer Faktörü (TF).....	72
2.4.5. Minimum Dedeksiyon Limiti (MDL).....	73
2.5. Örneklerin Gama Spektrometresinde Ölçümü	74
2.6. Radyolojik Tehlike Parametrelerinin Belirlenmesi	76
2.6.1. Toprak Örneklerinin Radyolojik Tehlike Parametreleri.....	76
2.6.1.1. Radyum Eşdeğer Aktivitesi (R_{eq}).....	76
2.6.1.2. Gama İndeksi (I_γ).....	77
2.6.1.3. Dış Tehlike İndeksi (H_{ex}).....	77
2.6.1.4. Soğurulan Gama Doz Hızı (D)	78
2.6.1.5. Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri (AEDE).....	78
2.6.1.6. Yaşam Boyu Kanser Riski (ELCR).....	78
2.6.2. Su Örneklerinin Radyolojik Tehlike Parametreleri	79
2.6.2.1. Günlük Radyonüklid Alımı	79
2.6.2.2. Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri.....	79
2.6.2.3. Yaşam Boyu Kanser Riski	80
2.6.3. Tarım Ürünü Örneklerinin Radyolojik Tehlike Parametreleri	80
2.7. Su Örneklerinde Tritiyum Ölçümü.....	81

2.7.1. Çalışma Yöntemi.....	81
2.7.2. Laboratuvar Çalışmaları.....	81
2.7.2.1. LSC Cihazının Kalibre Edilmesi	82
2.7.2.2. Destilasyon İşlemi	83
2.7.2.3. Sertifikalı Tritiyum Çözeltisi	86
2.7.2.4. Ölü Su (Blank DW)	86
2.7.2.5. Tritiyum Standartlarının Hazırlanması	87
2.7.3. LSC Cihazında Örneklerin Sayımı	89
2.7.4. Sayım Sonuçlarına Chauvenet Kriterinin Uygulanması	91
2.7.5. Hesaplamalar.....	92
2.7.5.1. Sayım Verimi	92
2.7.5.2. Geri Kazanım Düzeltme Faktörü (F).....	93
2.7.5.3. Tritiyum Aktivite Konsantrasyonu	93
2.7.5.4. Belirsizlik Hesabı (Örnek Hatası)	93
2.7.5.5. Minimum Dedekte Edilebilir Aktivite (MDA).....	94
3. BULGULAR.....	95
3.1. Örneklem Noktaları.....	95
3.1.1. Toprak Örneklerinin Alındığı Noktalar	95
3.1.2. Su Örneklerinin Alındığı Noktalar	97
3.1.3. Tarım Ürünü Örneklerinin Alındığı Noktalar	99
3.2. Radyoaktivite Konsantrasyonları	99
3.2.1. Toprak Örneklerinde Radyoaktivite Konsantrasyonları.....	99
3.2.2. Su Örneklerinde Radyoaktivite Konsantrasyonları.....	101
3.2.3. Tarım Ürünü Örneklerinde Radyoaktivite Konsantrasyonları	103
3.2.4. Toprak ve Su Örneklerinin Bölgesel Radyoaktivite Konsantrasyonu.....	103
3.2.5. Transfer Faktörlerinin Hesaplanması	104
3.3. Radyolojik Tehlike Parametre Değerleri.....	105
3.3.1. Toprak Örneklerinin Radyolojik Tehlike Parametre Değerleri	105
3.3.2. Su Örneklerinin Radyolojik Tehlike Parametre Değerleri	106
3.3.3. Tarım Ürünü Örneklerinin Radyolojik Tehlike Parametre Değerleri.....	108
4. TARTIŞMA, SONUÇ VE ÖNERİLER	109
4.1. Radyoaktivite Konsantrasyonlarının İncelenmesi	109

4.1.1. Toprak Örnekleri	110
4.1.2. Su Örnekleri	119
4.1.2.1. ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K Konsantrasyonları	120
4.1.2.2. Tritiyum (^3H) Konsantrasyonları	129
4.1.3. Tarım Ürünü Örnekleri.....	132
4.1.4. Transfer Faktörleri.....	136
4.1.5. Ölçümlerin Doğruluğu	140
4.2. İstatistiksel Analizler	141
4.2.1. Toprak Örneklerindeki Parametrelerin İstatistiksel Analizleri.....	141
4.2.2. Su Örneklerindeki Parametrelerin İstatistiksel Analizleri.....	143
4.3. Radyolojik Tehlike Parametrelerinin İncelenmesi	145
4.3.1. Toprak Örnekleri	145
4.3.2. Su Örnekleri	148
4.3.2.1. ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K Kaynaklı Radyolojik Tehlikeler	148
4.3.2.2. Tritiyum (^3H) Kaynaklı Radyolojik Tehlikeler.....	150
4.3.3. Tarım Ürünü Örnekleri.....	152
4.4. Öneriler	154
KAYNAKÇA.....	155

Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü

Anabilim Dalı : Fizik
Tez Türü : Doktora Tezi
Danışman : Doç. Dr. Serdar DİZMAN
Hazırlayan : Selim SARI
Yıl : 2025
Sayfa Sayısı : 163

ÖZET

**METSAMOR NÜKLEER GÜÇ SANTRALİNDEN FARKLI UZAKLIK
BÖLGELERİNDE BULUNAN İL VE İLÇE MERKEZLERİNDE
RADYONÜKLİD DAĞILIMLARININ BELİRLENMESİ VE
HARİTALANDIRILMASI**

Bu çalışmada, Ermenistan'daki Metsamor Nükleer Güç Santraline yakın konumda bulunan Türkiye'nin doğusundaki bazı illerde toprak, su ve yöresel tarım ürünlerindeki radyonüklid dağılımlarının (^3H , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs) belirlenmesi ve haritalandırılması amaçlanmıştır. Bu kapsamda, Metsamor Nükleer Güç Santrali'ni merkez kabul ederek Iğdır ili yönünde belirlenen 40, 80, 120, 160 km'lik yarıçap bölgelerinde kalan il ve ilçe merkezleri (28 tane) ile MNGS'ye en yakın konumda bulunan Iğdır ili Karakoyunlu ilçesine bağlı Aşağıalican köyü çalışmaya dâhil edilmiştir. Belirlenen bu bölgelerden toplamda 29 toprak, 32 su ve 12 yöresel tarım ürünü örneği toplanmıştır. Toprak örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs aktivite konsantrasyonları sırasıyla 7,90 ile 23,44 Bq/kg, 7,11 ile 33,55 Bq/kg, 132,54 ile 502,69 Bq/kg ve 0,33 ile 17,61 Bq/kg arasında değişmektedir. Su örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^3H aktivite konsantrasyonları sırasıyla 1,41 ile 3,48 Bq/L, 0,79 ile 2,12 Bq/L, 13,11 ile 20,54 Bq/L ve 1,28 ile 4,64 Bq/L arasında değişmektedir. Yöresel ürün örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları sırasıyla 1,79 ile 9,09 Bq/kg, 0,92 ile 4,89 Bq/kg ve 83,38 ile 293,27 Bq/kg arasında değişmektedir. Ayrıca topraktan bitkiye transfer faktörü değerleri de hesaplanmıştır. Bunların yanında, incelenen su ve yöresel tarım ürünü örneklerinin tüketimine bağlı olarak radyonüklid kaynaklı radyolojik tehlikeleri değerlendirmek için günlük radyonüklid alım miktarları (D_{int}), yıllık etkin doz (E_{eff}) ile yaşam boyu kanser riski (LCR) değerleri hesaplandı ve elde edilen değerler uluslararası kuruluşların önerdiği limit değerleriyle kıyaslandı. Sonuç olarak, bu çalışma ile incelenen su ve bazı tarım ürünü örneklerinin tüketilmesinin insan sağlığı açısından radyolojik olarak bir risk oluşturmayacağı gösterilmiştir. Ek olarak, incelenen radyoizotoplar ile MNGS'ye olan uzaklıklar ve rakımlar arasında Pearson korelasyon katsayı analizi gerçekleştirildi ve ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyoizotopları için orta derecede pozitif korelasyon (0,4-0,6), ^{137}Cs radyoizotopu için ise zayıf pozitif korelasyon (0,2-0,4) gösterdiği tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Radyoaktivite, Toprak, Su, Tarım ürünü, Radyolojik risk, Nükleer güç santrali

Recep Tayyip Erdogan University Institute of Graduate Studies

Department : Physics
Thesis Type : Doctoral Thesis
Supervisor : Assoc. Prof. Dr. Serdar DİZMAN
Author : Selim SARI
Year : 2025
Pages : 163

ABSTRACT

DETERMINATION AND MAPPING OF RADIONUCLIDE DISTRIBUTIONS IN PROVINCIAL AND DISTRICT CENTERS LOCATED AT DIFFERENT DISTANCES FROM METSAMOR NUCLEAR POWER PLANT

This study aims to determine and map the distribution of radionuclides (^3H , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , and ^{137}Cs) in soil, water, and local agricultural products in some provinces of eastern Turkey located near the Metsamor Nuclear Power Plant in Armenia. For this purpose, regions located at radii of 40, 80, 120, and 160 km towards the province of Iğdır, with Metsamor Nuclear Power Plant at the center, were included in the study. These regions comprised 28 provincial and district centers, including Aşağıalican village of Karakoyunlu district in Iğdır, which is the closest settlement to the Metsamor Nuclear Power Plant. A total of 29 soil, 32 water, and 12 local agricultural product samples were collected from these regions. The activity concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , and ^{137}Cs in the soil samples were found to range between 7,90 - 23,44 Bq/kg, 7,11 – 33,55 Bq/kg, 132,54 – 502,69 Bq/kg, and 0,33 – 17,61 Bq/kg, respectively. In the water samples, the activity concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , and ^3H ranged from 1,41 – 3,48 Bq/L, 0,79 – 2,12 Bq/L, 13,11 – 20,54 Bq/L and 1,28 – 4,64 Bq/L, respectively. The activity concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K in the local product samples were between 1,79 – 9,09 Bq/kg, 0,92 – 4,89 Bq/kg and 83,38 – 293,27 Bq/kg, respectively. Furthermore, the soil-to-plant transfer factor values were calculated. Additionally, daily radionuclide intake (D_{int}), annual effective dose (E_{eff}), and lifetime cancer risk (LCR) values were calculated to evaluate the radiological hazards associated with the consumption of the analyzed water and agricultural products. The obtained values were compared with the recommended limit values of international organizations. As a result, this study demonstrated that the consumption of the analyzed water and some agricultural product samples does not pose a radiological risk to human health. Moreover, Pearson correlation coefficient analysis was conducted to investigate the relationship between the examined radionuclides and distances and altitudes from the Metsamor Nuclear Power Plant. A moderate positive correlation (0,4–0,6) was observed for ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K radionuclides, while a weak positive correlation (0,2–0,4) was found for the ^{137}Cs radionuclide.

Keywords: Radioactivity, Soil, Water, Agriculture product, Radiological risk, Nuclear power plant

KISALTMALAR

α	: Alfa parçacığı
A	: Aktivite
AEDE	: Yıllık etkin doz eşdeğeri
Bq	: Bekerel (Birim zamandaki bozunma sayısı)
BWR	: Kaynar Su Reaktörü
CNSC	: Kanada Nükleer Güvenlik Komisyonu
cpm	: Dakikadaki sayım
DNA	: Deoksiribonükleik Asit
dpm	: Dakikadaki bozunma sayısı
DWS	: Seyreltilmiş laboratuvar standardı
ELCR	: Yaşam boyu kanser riski
ε	: Verim
γ	: Gama ışını
Gy	: Gray
HTO	: Trityumlu su
IAEA	: Uluslararası Atom Enerjisi Ajansı
ICRP	: Uluslararası Radyasyondan Korunma Komitesi
ICRU	: Uluslararası Radyasyon Birimleri ve Ölçümleri Komitesi
LSC	: Sıvı sintilasyon sayacı
MDA	: Minimum dedekte edilebilir aktivite
MNGS	: Metsamor Nükleer Güç Santrali
PMT	: Fotoçoğaltıcı tüp
PWR	: Basınçlı Su Reaktörü
rad	: Radyasyon doz birimi
RWS	: Spike
Sv	: Sievert
TENMAK	: Türkiye Enerji, Nükleer ve Maden Araştırma Kurumu
TU	: Trityum birimi
UNSCEAR	: Birleşmiş Milletler Atomik Radyasyonun Etkileri Bilimsel Komitesi
WHO	: Dünya Sağlık Örgütü

TABLÖLAR LİSTESİ

Tablo 1. Doğal radyasyon kaynaklı ortalama radyasyon dozu.....	19
Tablo 2. Radyasyon dozları, doz limitleri ve potansiyel sağlık etkileri	26
Tablo 3. Radyasyon birimleri ve bu birimler arasındaki ilişkiler.....	27
Tablo 4. ^{152}Eu ($T_{1/2}=13,516$ y) radyoaktif kaynağın özellikleri	69
Tablo 5. ^{152}Eu kaynağının gama enerjilerinde dedektörün verim değerleri	71
Tablo 6. Belirlenen radyonüklidler için MDL değerleri.....	74
Tablo 7. 2022-2023 yılları arası kişi başı yıllık tüketim miktarları.....	81
Tablo 8. LSC cihazı ile birlikte gelen sönümsüz standartların özellikleri	82
Tablo 9. Sertifikalı trityum çözeltisine ait bilgiler	86
Tablo 10. Ana stok çözeltisi ait bilgiler.....	87
Tablo 11. Laboratuvar standart çözeltisine ait bilgiler	88
Tablo 12. Spike çözeltisine ait değerler	89
Tablo 13. Chauvenet kriterine göre kabul edilebilir oran değerleri	91
Tablo 14. S3 örneğine Chauvenet Kriterinin uygulaması (1. aşama)	91
Tablo 15. S3 örneğine Chauvenet Kriterinin uygulaması (2. aşama)	92
Tablo 16. Toprak örneklerinin alındığı GPS koordinatları ve rakım değerleri.....	96
Tablo 17. Su örneklerinin alındığı GPS koordinatları ve rakım değerleri.....	98
Tablo 18. Tarım ürünü örneklerinin alındığı GPS koordinatları ve rakım değerleri .	99
Tablo 19. Toprak örneklerinde belirlenen ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{137}Cs ve ^{40}K 'ın aktivite konsantrasyonları	100
Tablo 20. Su örneklerinde belirlenen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'ın aktivite konsantrasyonları	101
Tablo 21. Su örneklerinde belirlenen trityum konsantrasyonları	102
Tablo 22. Tarım ürünü örneklerinde belirlenen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları	103
Tablo 23. Toprak örneklerinin bölgesel aktivite konsantrasyonları	103
Tablo 24. Su örneklerinin bölgesel aktivite konsantrasyonları	104
Tablo 25. Topraktan bitkiye transfer faktörleri (TF)	104
Tablo 26. Toprak örnekleri için hesaplanan radyolojik tehlike parametreleri.....	105
Tablo 27. Su örnekleri için hesaplanan radyolojik tehlike parametreleri.....	106
Tablo 28. Su örnekleri için hesaplanan yaşam boyu kanser riski değerleri	107

Tablo 29. Tarım ürünü örnekleri için hesaplanan radyolojik tehlike parametreleri	108
Tablo 30. Tarım ürünü örnekleri için hesaplanan yaşam boyu kanser riski değerleri.....	108
Tablo 31. Toprak örneklerinde belirlenen radyoaktivite değerlerinin literatürdeki bazı çalışmalarla karşılaştırılması	119
Tablo 32. Su örneklerinde belirlenen radyoaktivite konsantrasyon değerlerinin literatürdeki bazı çalışmalarla karşılaştırılması	128
Tablo 33. Bu çalışma ve Türkiye ile dünyanın farklı yerlerindeki bazı su örneklerinde trityum aktivite seviyeleri	132
Tablo 34. Tarım ürünü örneklerinde belirlenen radyoaktivite değerlerinin literatürdeki bazı çalışmalarla karşılaştırılması	136
Tablo 35. Transfer faktörü değerlerinin literatürdeki bazı çalışmalarla karşılaştırılması	139
Tablo 36. IAEA-375 referans materyalinin ölçüm sonuçları	140
Tablo 37. Trityum standardının ölçüm sonuçları	141
Tablo 38. Shapiro Wilk-W testi sonuçları	142
Tablo 39. Toprak örneklerinde incelenen parametreler arasındaki pearson korelasyon katsayıları.....	142
Tablo 40. Shapiro Wilk-W testi sonuçları	143
Tablo 41. Su örneklerinde incelenen radyonüklidler ile MNGS'ye uzaklık ve rakım değerleri arasında pearson korelasyon katsayıları	144
Tablo 42. Toprak örneklerinde belirlenen radyolojik tehlike parametre değerlerinin literatürdeki bazı değerlerle karşılaştırılması.....	148

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1. Pozitif ve negatif iyon oluşumu.....	5
Şekil 2. β bozunumu sonucu yayınlanan elektronların spektrumu.....	8
Şekil 3. Orbital elektron yakalanması.....	12
Şekil 4. γ -bozunma sürecinde $E_\gamma < E_i - E_f$ olduğu gerçeğinin gösterimi	15
Şekil 5. Radyasyon kaynaklarından alınan doz yüzdeleri	17
Şekil 6. Fotoelektrik olayın şematik gösterimi.....	29
Şekil 7. Compton saçılmasının şematik gösterimi.....	31
Şekil 8. Gelen foton enerjisinin compton elektronuna aktarılan kesri	32
Şekil 9. Çift oluşumunun şematik gösterimi	33
Şekil 10. Fotoçoğaltıcı tüpe bağlı sintilasyon dedektörü.....	35
Şekil 11. Basınçlı su reaktörünün şematik gösterimi.....	38
Şekil 12. Kaynar su reaktörünün şematik gösterimi.....	39
Şekil 13. Hidrojen atomunun izotopları	43
Şekil 14. Tritiyumun süreklilik gösteren beta bozunumu.....	44
Şekil 15. Sintilasyon kokteyllerinde kullanılan solventler	49
Şekil 16. Enerjinin solvent molekülleri arasından geçişi	49
Şekil 17. β emisyonlarının enerji spektrumu	52
Şekil 18. Sıvı sintilasyon sayacının elektronik devresi	53
Şekil 19. Bir örneğin LSC’de ölçümü sonrası elde edilen spektrum görüntüsü.....	53
Şekil 20. Sönüm çeşitleri	55
Şekil 21. Sönümün puls sayıları üzerine etkisi.....	55
Şekil 22. MNGS merkezli çalışma alanı ve örneklem noktaları	58
Şekil 23. Çalışma alanındaki il ve ilçe merkezleri	58
Şekil 24. Farklı örneklem noktalarından örnek alımları (a), (b), (c) ve GPS koordinatlarının belirlenmesi (d).....	60
Şekil 25. İlçe merkezinden su örneğinin alınması.....	61
Şekil 26. Çıldır Gölü (a) ve Aras Nehri’nden (b) su örneklerinin alınması.....	61
Şekil 27. Üzerine alındığı yer ve örneklem kodu yazılı kayısı örneği	62
Şekil 28. Toprak örneklerinin etüvde kurutulması	63
Şekil 29. Ölçüme hazır hale getirilmiş toprak örnekleri.....	64
Şekil 30. Tahıl ürünlerinin öğütülmesi (a) ve elekten geçirilmesi işlemleri (b)	65

Şekil 31. Erik örneklerinin 450 °C derecede yakılması işlemi	66
Şekil 32. Ölçüme hazır hale getirilmiş tarım ürünü örnekleri	67
Şekil 33. Su örneklerinin parafilmle kaplanması (a) ve radyoaktif dengeye gelmesi için bekletilmesi (b)	67
Şekil 34. Gama spektrometre sisteminin genel bir görünüşü	68
Şekil 35. Enerjinin kanal numarasına göre değişim grafiği.....	70
Şekil 36. Verim değerlerinin enerjiye göre değişimi	72
Şekil 37. Bir toprak örneğinin yüksek saflıkta germanyum dedektörüne (HPGe) ölçüm için yerleştirilmesi	74
Şekil 38. Enerji spektrumunda ilgilenilen piklerin görüntüsü.....	75
Şekil 39. Gamma Vision-32 yazılımı ile enerji spektrumlarının değerlendirilmesi..	76
Şekil 40. Sönümsüz standartlarla yapılan kalibrasyon sonuç raporu	83
Şekil 41. Destilasyon ünitesi	84
Şekil 42. Ayarlı pipet ile destilatın ölçüm vialine aktarılması	85
Şekil 43. WP1 örnek vialinin LSC cihazında ölçümü sonucu alınan analiz raporu ..	86
Şekil 44. Hazırlanan viallerin kasetlere yerleştirilmesi	90
Şekil 45. Kasetlerin LSC cihazına yerleştirilmesi	90
Şekil 46. Toprak örneklerinin alındığı örneklem noktalarının haritada gösterimi.....	95
Şekil 47. Su örneklerinin alındığı örneklem noktalarının haritada gösterimi.....	97
Şekil 48. Toprak örneklerinde belirlenen radyonüklidlerin dağılım haritaları	111
Şekil 49. Toprak örneklerinde ²²⁶ Ra aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı	112
Şekil 50. Toprak örneklerinde ²³² Th aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı	113
Şekil 51. Toprak örneklerinde ⁴⁰ K aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı	114
Şekil 52. Toprak örneklerinde ¹³⁷ Cs aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı	115
Şekil 53. Yarıçap bölgelerinde ²²⁶ Ra'nın ortalama aktivite konsantrasyonu	116
Şekil 54. Yarıçap bölgelerinde ²³² Th'in ortalama aktivite konsantrasyonu	117
Şekil 55. Yarıçap bölgelerinde ⁴⁰ K'ın ortalama aktivite konsantrasyonu	117
Şekil 56. Yarıçap bölgelerinde ¹³⁷ Cs'nin ortalama aktivite konsantrasyonu	118
Şekil 57. Çalışma bölgesi üzerinde ²²⁶ Ra'nın dağılım haritası	120
Şekil 58. Çalışma bölgesi üzerinde ²³² Th'nin dağılım haritası.....	121
Şekil 59. Çalışma bölgesi üzerinde ⁴⁰ K'ın dağılım haritası.....	122

Şekil 60. Su örneklerinde ^{226}Ra aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı	123
Şekil 61. Su örneklerinde ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı	123
Şekil 62. Su örneklerinde ^{40}K aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı.....	124
Şekil 63. Yarıçap bölgelerinde ^{226}Ra 'nın ortalama aktivite konsantrasyonları.....	125
Şekil 64. Yarıçap bölgelerinde ^{232}Th 'nin ortalama aktivite konsantrasyonları.....	125
Şekil 65. Yarıçap bölgelerinde ^{40}K 'ın ortalama aktivite konsantrasyonları	126
Şekil 66. İncelenen su örneklerinde trityum konsantrasyon dağılımı	130
Şekil 67. Su örneklerindeki trityum radyoizotopunun çalışma bölgesi üzerindeki konsantrasyon dağılım haritası.....	131
Şekil 68. Tarım ürünü örneklerindeki ^{226}Ra aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı	133
Şekil 69. Tarım ürünü örneklerindeki ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı	133
Şekil 70. Tarım ürünü örneklerindeki ^{40}K aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı	134
Şekil 71. ^{226}Ra radyonüklidinin topraktan bitkiye geçiş (TF) değerleri	137
Şekil 72. ^{232}Th radyonüklidinin topraktan bitkiye geçiş (TF) değerleri.....	138
Şekil 73. ^{40}K radyonüklidinin topraktan bitkiye geçiş (TF) değerleri.....	139
Şekil 74. Bölgesel olarak ortalama yıllık etkin doz oranlarının dağılımı	150
Şekil 75. Bölgesel olarak ortalama yaşam boyu kanser riski değerlerinin dağılımı	151
Şekil 76. İncelenen tarım ürünlerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K kaynaklı toplam yıllık etkin doz eşdeğerleri.....	152

GİRİŞ

1896 yılında, Henri Becquerel tarafından radyoaktivite keşfedildi ve bu keşif bilim dünyası için büyük bir dönüm noktasıydı. Kısa bir süre sonra, Becquerel'in cebinde taşıdığı radyum kaynaklı olarak kendisini yaralaması, radyoaktivitenin biyolojik etkilerinin olduğunu gösterdi. Bu olay, radyoaktivitenin potansiyel tehlikelerini vurguladı ve bilim insanlarını bu yeni keşiflerin getirdiği riskleri anlama ve kontrol etme konusunda daha dikkatli olmaya teşvik etti (Patterson, 1982).

Doğal radyoaktivite, çevremizde sürekli olarak mevcut olan iki temel kaynaktan köken alır. Birincisi, uzaydan Dünya'nın atmosferine ulaşan yüksek enerjili kozmik ışınlar ve parçacıklardır. Bu kozmik ışınlar, uzayın derinliklerinden gelerek gezegenimize ulaşır ve bu süreçte çeşitli radyoaktif etkileşimlere neden olurlar. İkinci kaynak ise Dünya'nın kabuğunda bulunan doğal radyoaktif izotoplardan meydana gelir. Toprakta, kayalarda, kumlarda, sedimentlerde, su kaynaklarında ve hatta canlı organizmalarda bu izotoplar bulunur. Bu izotoplar, yer yüzeyinin ve çevresinin radyoaktif yapısının önemli bir parçasını oluşturur ve radyasyonun doğal bir bileşeni olarak kabul edilirler. Doğal radyoaktivite, insanlar ve diğer canlı organizmalar için sürekli bir maruziyet durumu yaratır. Maruziyet düzeyi, yaşanan coğrafyaya, yerin jeolojik yapısına, iklim koşullarına ve yerleşim yerinin yüksekliğine bağlı olarak farklılık gösterebilir.

Genel olarak, volkanik bölgelerdeki dağlık alanlarda radyoaktivite seviyeleri daha yüksektir. Bu, volkanik kayaların içerdikleri radyoaktif elementlerin etkisiyle olur. Deniz seviyesinden yüksek bölgelere çıkıldıkça, kozmik ışınların etkisi artar, bu da radyoaktivite seviyelerini artırabilir. Ayrıca, kozmik ışınlar elektriksel yük taşıdıkları için, Dünya'nın manyetik alanı tarafından etkilenirler. Bu durum sonucunda, kozmik ışınlar manyetik kutup bölgelerinde daha yoğunlaşır. Bu nedenle, coğrafi konum ve yeryüzü şekilleri çevresel radyasyonun dağılımında önemli bir rol oynar.

Doğal radyasyon kaynakları, ^{238}U (Uranyum-238), ^{226}Ra (Radyum-226), ^{232}Th (Toryum-232) ve ^{40}K (Potasyum-40) izotoplarından kaynaklanırken, bu izotoplar dışında da önemli radyoaktif kaynaklar bulunmaktadır. Bunlar arasında ^{235}U nükleer enerji üretiminde kullanılan bir yakıt izotopu iken ^{137}Cs nükleer kazalar

sonucunda ortaya çıkan yapay bir radyoizotoptur. Tüm bu izotoplar, çevresel radyasyonun farklı kaynaklarından gelen radyasyon maruziyetlerinin değerlendirilmesi ve kontrol edilmesinde önemli bir rol oynarlar.

Doğal kaynaklardan alınan radyasyon dozlarının belirlenmesi için çeşitli ulusal ve uluslararası kuruluşlar faaliyet göstermektedir. Bu kuruluşlar, radyasyonun insan sağlığına ve çevreye etkilerini incelemekte ve standartlar oluşturmaktadır. Ana aktörler arasında Uluslararası Atom Enerjisi Ajansı (IAEA), Birleşmiş Milletler Atom Radyasyonunun Etkileri Bilimsel Komitesi (UNSCEAR), Uluslararası Radyasyondan Korunma Komitesi (ICRP), Uluslararası Doğal Radyasyon Ortamı Projesi (INTERCOM), Uluslararası Biyologlar Komitesi (ICB), ulusal nükleer düzenleme kurumları ve üniversiteler yer almaktadır. Bu kuruluşlar, doğal radyasyonun insan sağlığı ve çevre üzerindeki etkilerini anlamak ve radyasyondan korunma standartlarını geliştirmek için çalışmaktadırlar.

Radyasyonun canlılar üzerindeki etkisi çevredeki radyoaktif materyallerin, su ve besin kaynaklarına karışmasıyla başlar. İlk olarak, toprakta bulunan radyoaktif maddeler bitkiler tarafından alınır. Böylelikle bu radyoaktif elementler bitkilerin yapısına dahil olur. Daha sonra, bitkileri tüketen otçullar veya bitkisel beslenen hayvanlar, bu radyoaktif maddeleri besin zincirine dahil ederler. Yani, bitkisel kaynaklı radyasyon, otçullar veya otla beslenen hayvanlar tarafından tüketildiğinde, bu radyasyon hayvanların vücutlarına geçer. Son olarak, etçil hayvanlar veya insanlar gibi üst seviye tüketiciler, bu radyoaktif maddeleri et yoluyla alır ve besin zinciri boyunca taşırlar. Bu şekilde radyasyon besin zincirine dahil olur. Doğal radyasyon seviyeleri normalde besin zinciri içinde düşüktür ve insan sağlığına zarar verecek potansiyelde değildir. Bu nedenle, besin zinciri aracılığıyla alınan doğal radyasyon genellikle sağlık riski oluşturmaz. Ancak, yapay radyasyon kaynaklarından alınan radyasyon, canlı organizmalar üzerinde potansiyel olarak ciddi etkilere neden olabilir. İnsan faaliyetlerinin bir sonucu olarak ortaya çıkan bu radyasyon; nükleer enerji santralleri, tıbbi radyasyon tedavileri, radyolojik görüntüleme ve nükleer silahlar gibi kaynaklardan ileri gelir. Canlıların yapay radyasyona maruz kalmasının en önemli kaynağı tıbbi işlemlerdir. Bu işlemler arasında tanı amaçlı röntgenler, nükleer tıp ve radyasyon tedavisi bulunur. Bu amaçlarla kullanılan bazı önemli izotoplar arasında I-131, Tc-99m, Co-60, Ir-192, Cs-137 ve diğerleri yer almaktadır.

Bunların yanında, nükleer santrallerde H-3, Sr-90 ve Cs-137 gibi radyoaktif izotoplar da ortaya çıkar. Nükleer santrallerin işleyişi sırasında veya nükleer kazalar sonucu atmosfere, su kaynaklarına ya da toprağa salınan bu radyoaktif maddeler, halkın yapay radyasyona maruz kalmasının başlıca kaynaklarından birini oluşturur. Çünkü nükleer santrallerde fisyon işlemi sırasında hiçbir şey yanmaz veya oksitlenmez. Bu nedenle, nükleer santraller yakıtlarının hemen hemen tamamını, kütlelerinde önemli bir azalma olmaksızın atığa dönüştürür. Her yıl nükleer santrallerden yaklaşık 10.000 ton kullanılmış nükleer yakıt atığı çıkmaktadır. Bu kullanılmış nükleer yakıtın yalnızca %15'i yeniden işlenir ve bundan dolayı nükleer santraller önemli miktarda atık üretirler. İşletme sırasında düzenli olarak ortaya çıkan küçük miktardaki radyoaktif izotoplar başta toprak ve suyun kirlenmesine neden olur (Sovacool, 2010). Bu şekilde, yapay radyasyona yüksek dozda maruz kalmak, hücresel hasara, kansere, doku tahribatına ve genetik mutasyonlara yol açabilir. Ayrıca, radyasyonun etkileri maruziyet süresi, radyasyon türü ve maruz kalınan doza bağlı olarak değişebilir. Bu nedenle hem tıbbi uygulamalar hem de nükleer enerji üretimi gibi yapay radyasyon kaynaklarının insan sağlığı üzerindeki etkileri göz önünde bulundurularak periyodik olarak izlenmesi çok önemlidir.

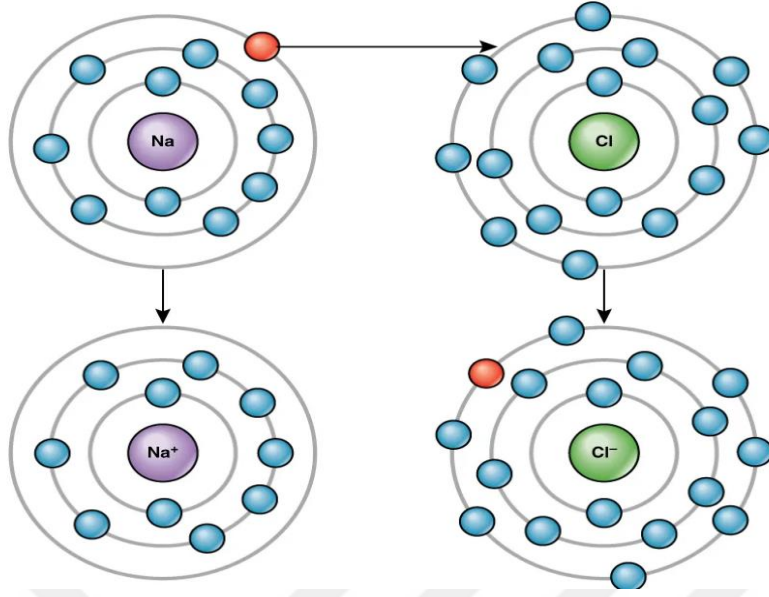
1. GENEL BİLGİLER

1.1. Radyasyon ve Türleri

Radyasyon, enerjinin bir kaynaktan elektromanyetik dalgalar veya parçacıklar şeklinde yayılmasıdır. Elektromanyetik dalgalar, ışık hızında hareket eden enerji paketçikleri olarak bilinen fotonlardan oluşur. Parçacıklar ise atomların temel bileşenleridir ve radyasyonun parçacık tipi olarak adlandırılır. Bu tanıma göre, radyasyon temel olarak elektromanyetik dalga ve parçacık türü olmak üzere iki ana kategoriye ayrılır. Radyasyon, etkileşim şekline göre temel olarak iyonlaştırıcı ve iyonlaştırıcı olmayan olmak üzere iki ana kategoride sınıflandırılabilir.

1.1.1. İyonlaştırıcı Radyasyon

İyonlaşma, bir atomun elektronlarının çıkarılması veya eklenmesi işlemidir. Bu işlem sonucunda atom elektriksel olarak yüklü hale gelir. İyonlaşma, birçok farklı süreç veya etken tarafından gerçekleştirilebilir ve iyonlar, yük taşıyan parçacıklar haline gelir. Örneğin, sodyum atomunun en dış katmanında tek bir elektron bulunur. Sodyum, bu tek elektronu kaybederek dış katmanını tamamlamak için daha az enerji harcar. Bu elektron kaybı sonucunda sodyum, on bir protona ve yalnızca on elektrona sahip olur; böylece (+1) yüklü bir iyon oluşur. Bu iyon, sodyum iyonu olarak adlandırılır. Klor atomunun dış katmanında yedi elektron bulunur. Klor, bu yedi elektrondan birini kazanarak daha az enerji harcar. Sonuç olarak, on yedi protona ve on sekiz elektrona sahip, net (-1) yüklü bir iyon oluşturmak için bir elektron kazanmaya eğilimlidir. Bu iyon, klorür iyonu olarak adlandırılır (Şekil 1). İyonlaştırıcı radyasyon, atomları veya molekülleri iyonlaştırabilen yüksek enerjili parçacıklar veya elektromanyetik dalgaların oluşturduğu radyasyon türüdür. Bu tür radyasyon, DNA hasarı ve biyolojik etkilere neden olabilir ve sağlık riskleri taşıyabilir. Örnekleri arasında X ışınları, gama ışınları, kozmik ışınlar, alfa, beta ve nötron parçacıkları bulunur (Khairi, 2014).



Şekil 1. Pozitif ve negatif iyon oluşumu

1.1.1.1. Alfa Bozunumu

Alfa bozunumu, kararlı olmayan bir çekirdeğin alfa parçacığı yayınlarak bozunması olayıdır ve genellikle ${}^4_2\text{He}$ veya α ifadesi ile temsil edilir. Bir ana çekirdek, bir alfa parçacığı yayınladığında atom numarası 2, kütle numarası 4 azalır (Denklem 1).



Eğer ana çekirdek başlangıçta hareketsiz varsayılıyorsa, ki bu yaygın bir durumdur, enerjinin korunumu şunu gerektirir (Denklem 2).

$$M_p c^2 = M_d c^2 + T_d + M_\alpha c^2 + T_\alpha \quad (2)$$

Burada, M_p , M_d ve M_α sırasıyla ana, kız ve α parçacığının kütlelerini temsil eder. Benzer şekilde, T_d ve T_α kız ve α parçacığının kinetik enerjilerini temsil eder. Denklem (3) şu şekilde yazılabilir:

$$T_d + T_\alpha = (M_p - M_d - M_\alpha) c^2 = \Delta M c^2 = Q \quad (3)$$

Burada, elektronların kütleleri ihmal edildiği için nükleer kütleler yerine atomik kütleleri kullanırız. Dağılma enerjisini Q değeri olarak tanımlarız; bu da başlangıç ve son durumların kalan kütleleri arasındaki fark olarak tanımlanır ve açıkça son durum parçacıklarının kinetik enerjilerinin toplamına eşittir.

Momentum korunumu yasası uygulandığında (Denklem 4):

$$P_i = P_f \quad (4)$$

Burada; P_i ve P_f sırasıyla etkileşime girenlerin başlangıç ve son momentumunu temsil eder. Şimdi, α bozunmasında ana çekirdek dinlenimden bozunduğu için, kız çekirdek ve α parçacığının momentum korunumunu sağlamak için zıt yönlerde doğru hareket etmeleri gerekir. Relativistik olmayan parçacıklar için, momentum ve kinetik enerjiler şu şekilde yazılabilir (Denklem 5 ve 6).

$$M_d v_d = M_\alpha v_\alpha \rightarrow v_d = M_\alpha v_\alpha / M_d \quad (5)$$

$$T_\alpha = 1/2 M_\alpha v_\alpha^2, \text{ ve } T_d = 1/2 M_d v_d^2 = (M_\alpha / M_d) T_\alpha \quad (6)$$

Hemen hemen tüm α -bozunumu vakalarında, kız çekirdeğinin kütlesi α -parçacığının kütlesinden çok daha büyüktür. Bu nedenle $v_d \ll v_\alpha$ ve dolayısıyla kız çekirdeğinin kinetik enerjisi α parçacığının kinetik enerjisinden çok daha küçüktür. v_d , Denklem (5) ile elimine edilebilir, bu durumda Q değerini kullanarak T_α ifadeleri, Denklem (3) ve (6) kullanarak aşağıdaki gibi elde edilir (Denklem 7).

$$T_\alpha = \frac{M_d}{M_\alpha + M_d} Q = \frac{1}{1 + \frac{M_\alpha}{M_d}} Q \quad (7)$$

Elde edilen α parçacığının kinetik enerjisi negatif olamaz, yani $T_\alpha \geq 0$ olmalıdır. Bu nedenle, α bozunmasının gerçekleşebilmesi için dışarıdan bir enerji açığı olması gerekir (Denklem 8).

$$\Delta M \geq 0, \quad Q \geq 0 \quad (8)$$

α bozunması genellikle ağır çekirdeklerde meydana geldiği için, enerjinin büyük bir kısmı α parçacığı tarafından taşınır. Kız çekirdeğin kinetik enerjisi daha sonra (3) ve (7) denklemlerinden elde edilir (Denklem 9).

$$T_d = Q - T_\alpha = \frac{M_\alpha}{M_\alpha + M_d} Q = \frac{M_\alpha}{M_d} T_\alpha \quad (9)$$

Eğer çekirdeklerin atom kütlelerini kütle sayılarıyla yaklaşık olarak alırsak, kütle oranı $M_\alpha/M_d \approx 4/(A - 4)$ şeklinde yaklaşık bir biçimde ifade edilebilir. Bunu yaparsak, Denklem (9)' u şu şekilde yeniden yazabiliriz (Denklem 10).

$$T_\alpha \approx \frac{A-4}{A} Q, \quad T_d \approx \frac{4}{A} Q \quad (10)$$

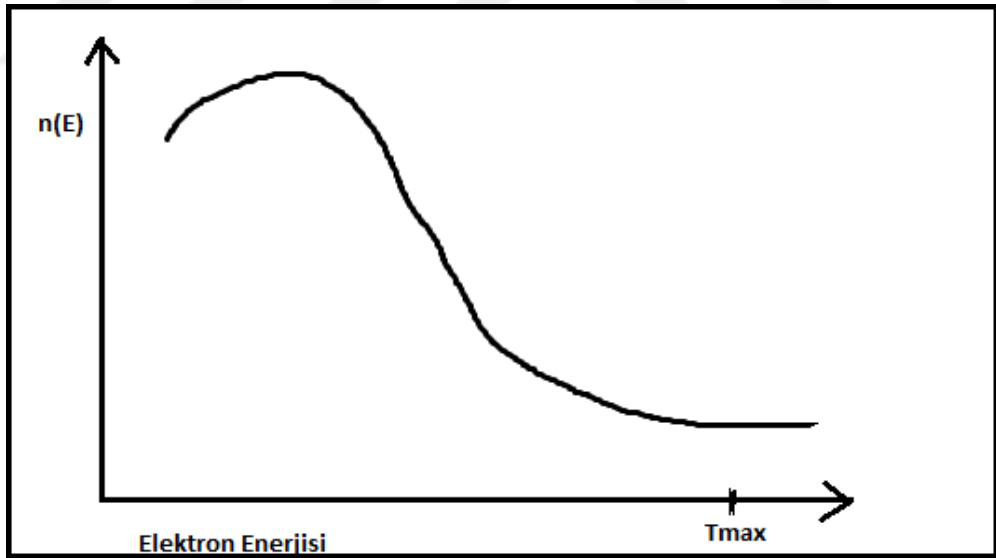
Denklem (7)' den açıkça görüldüğü gibi, bozunumda α parçacığının kinetik enerjisi tektir. Ancak, dikkatli ölçümler, radyoaktif malzemeden yayılan α parçacıklarının enerjilerinde ince bir bölünme olduğunu ve olası farklı Q-değerlerine karşılık geldiğini ortaya koymuştur. En enerjik α parçacıklarının tek başına üretildiği gözlemlenir. Daha az enerjili α parçacıkları her zaman gama fotonlarının yayılmasıyla birlikte gelir, yani ana çekirdek, kız çekirdeğin bir uyarılmış durumuna dönüşebilir, bu durumda Q değeri gama enerjilerinin bir değeri kadar daha düşük olacaktır. Bir örnek U-234'tür; bu nükleer bozunma, bir alfa parçacığının fırlatılmasıyla birlikte 0,068 MeV gama ışını yayılmasıyla gerçekleşir (Denklem 11).



Kız çekirdeğin (Toryum-230) ve α parçacığının birleşik kinetik enerjisi, kinetik enerji olarak tanımlanır. KE ve gama enerjisinin toplamı, orijinal çekirdek (Uranyum-234) ile son parçacıklar arasındaki kütle farkına eşittir ($\Delta mc^2 = \text{BE}$ veya Q değeri olduğundan, salınan bağlanma enerjisine eşdeğerdir). Alfa parçacığı kinetik enerjinin %98 kadarını taşıyacaktır ve çoğu durumda kinetik enerjinin tamamını taşıdığı düşünülebilir.

1.1.1.2. Beta Bozunumu

Beta bozunum teorisi, Fermi tarafından 1934 yılında elektromanyetik bozunumun kuantum teorisiyle benzerlikler dikkate alınarak geliştirildi. Burada üzerinde durulan nokta, aslında yayılan β parçacıklarının momentum ve enerji dağılımlarını tanımlayan istatistiksel faktörle ilgili olanıdır. Beta bozunumu, etkileşim potansiyeli nükleer etkileşimlerin yaklaşık 10^{-6} katı olduğundan zayıf bir etkileşim olarak kabul edilir. Güçlü nükleer etkileşimlerin etkileşim potansiyeline kıyasla çok daha zayıf bir etkileşimdir. β -bozunumu, nükleer kökenli elektronların yayılması anlamına gelir. Bu elektronlar atom çekirdeğinden gelir, yani atom çekirdeğinin dışında dolaşan orbital elektronlarıyla ilgili değildir. Bu parçacıklar, uyarılmış çekirdekler tarafından yayılan elektronlardır ve hem negatif ($-e$) hem de pozitif ($+e$) yük taşıyabilirler. β -bozunumu, radyoaktif bozunmanın en yaygın türüdür ve kararlılık vadisi içinde bulunmayan tüm nüklidler bu geçişe karşı kararsızdır. Bu elektronlar, Şekil 2'de gösterildiği gibi sürekli bir enerji spektrumu ile yayılır.



Şekil 2. β bozunumu sonucu yayınlanan elektronların spektrumu

Enerji ve momentumun korunması gerekiyorsa, üçüncü bir tür parçacık olan nötrino (ν) dahil olmalıdır. Nötrino, pozitif elektron yayınımları ile ilişkilendirilirken antiparçacığı olan antinötrino ($\bar{\nu}$) negatif elektron ile yayılır. Bu yüksüz parçacıklar maddeyle en zayıf etkileşime sahiptir; yükleri yoktur, küçük kütlesi (Pauli'nin

önerdiği gibi kütlesi yoktur) ihmal edilir ve ışık hızında hareket ederler. Pratik amaçlar doğrultusunda tüm malzemelerden o kadar az etkileşimle geçerler ki, sahip oldukları enerji geri kazanılamaz. Nötrinolar ve antinötrinolar buraya dahil edilmiştir, çünkü onlar normalde beta parçacığına ait olacak olan kinetik enerjinin bir kısmını taşırlar ve bu nedenle enerji ve momentumun korunması için dikkate alınmaları gerekir. Ayrıca, doğrusal ve açısal momentum artık korunur. Nükleer reaktör uygulamaları bağlamında önemli olmadıkları için normalde göz ardı edilirler. Çekirdek, fazla proton veya nötronunu dönüşüm yoluyla başka bir parçacığa, yani ya bir protonu nötrona dönüştürerek ya da bir nötronu protona dönüştürerek atabilir (Khairi, 2014). Bu dönüşüm süreci, üç farklı yol ile gerçekleşebilir. Ancak, bu süreçlerin her birinde elektrik yükünün korunması için başka bir yüklü parçacığın (örneğin, bir elektron veya pozitron) mevcut olması gereklidir.

β^- Bozunumu: N/Z değeri kararlı çekirdekler için belirli bir değerden daha büyük olan bir çekirdek, fazla bir nötronun çekirdek içinde bir protona dönüşmesi ve bu dönüşüm sırasında bir antinötrino ile ilişkilendirilen negatif bir elektronu yayımlamasıyla daha kararlı bir çekirdeğe dönüşebilir. Bu tür bir süreç, e^- veya β^- bozunma olarak bilinir ve dönüşüm şu şekilde gösterilebilir (Denklem 12);



Eğer başlangıçta hareketsiz olan ana çekirdek bozunuyorsa, elektron yayımı için enerjinin korunumu şöyle olur (Denklem 13);

$$M_p c^2 = T_d + M_d c^2 + T_e + m_e c^2 + T_{\bar{\nu}} + m_{\bar{\nu}} c^2 \quad \text{veya} \\ T_d + T_e + T_{\bar{\nu}} = \{M_p - M_d - m_e - m_{\bar{\nu}}\} c^2 = \Delta M c^2 = Q \quad (13)$$

Burada M_p , M_d , m_e ve $m_{\bar{\nu}}$ sırasıyla, ana çekirdeğin kütlesi, kız çekirdeğin kütlesi, elektronun kütlesi ve antinötrinonun kütlesi anlamına gelir. Benzer şekilde, T_d , T_e ve $T_{\bar{\nu}}$, sırasıyla bozunum kız çekirdeğinin, elektronun ve antinötrinonun kinetik enerjilerini temsil eder. Denklem (13)'ten gördüğümüz gibi, elektron emisyonu sadece parçalanma enerjisi Q pozitif olduğunda, yani ana çekirdeğin kütlesi bozunum

ürünlerinin kütlelerinin toplamından büyük olduğunda gerçekleşebilir. Aslında, atomik bağ enerjilerindeki küçük farkları göz ardı edersek, elektron yayınının gerçekleşeceği sonucuna varırız (Denklem 14).

$$Q = \{M(A, Z) - M(A, Z+1) - m_{\bar{\nu}}\}c^2 \approx \{M(A, Z) - M(A, Z+1)\}c^2 \geq 0 \quad (14)$$

Denklem (13), atom kütlelerini temsil ederken, nötrinin küçük kütlelerini göz ardı ederek atomik elektronların kütlelerini içerir. Ayrıca, kız çekirdek hem elektrondan hem de antinötrino çok daha ağır olduğundan küçük geri tepme enerjisi göz ardı edilebilir ve herhangi bir β^- bozunumu için aşağıdaki ifade yazılabilir (Denklem 15).

$$T_e + T_{\bar{\nu}} \approx Q \quad (15)$$

Denklem (15), son durumda bir antinötrino olduğunda elektronun enerjisinin artık benzersiz olmadığını açıkça gösterir. Aslında, $0 \leq T_e \leq Q$ aralığında herhangi bir sürekli değer kinematik olarak mümkündür ve $T_{\bar{\nu}} = 0$ 'a karşılık gelen maksimum elektron enerjisi, Denklem (15)'in uç nokta değeri tarafından verilir (Denklem 16).

$$(T_e^-)_{max} = Q \quad (16)$$

β^+ Bozunumu: Pozitif yüklü elektronlar (β^+) pozitronlar olarak bilinir ve β^+ (elektron antiparçacığı) olarak da adlandırılır. Artı ve eksi işaretleri dışında, hem β^+ (pozitron) hem de β^- (negatron) neredeyse aynıdır. Pozitron, e^+ olarak temsil edilir ve çekirdekten fırlatılır (kararlı çekirdekler için N/Z değerinden daha küçüktür, çekirdeğin atom numarası bir azalır ve kütle numarası değişmez. Bir proton, β^+ ve nötrino emisyonu ile bir nötrona dönüşür. Bu süreç şu şekilde temsil edilir (Denklem 17);



β^- bozunumu gibi, pozitron emisyonu için de parçalanma enerjisi şu şekilde verilir (Denklem 18);

$$\begin{aligned} Q &= \{ M_p - M_d - m_e - m_\nu \} c^2 \\ &= \{ M(A, Z) - M(A, Z-1) - 2m_e - m_\nu \} c^2 \\ &\approx \{ M(A, Z) - M(A, Z-1) - 2m_e \} c^2 \end{aligned} \quad (18)$$

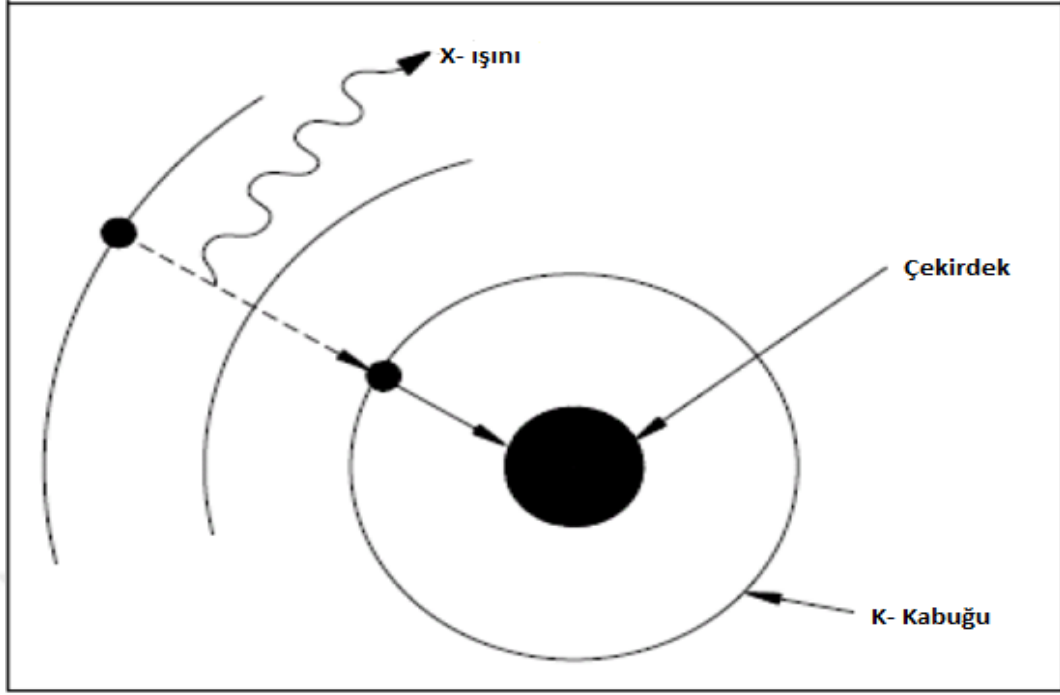
Burada, Denklem (18)' in son satırındaki $M(A, Z)$ tüm atom ağırlıklarının ifade eder ve bozunmanın meydana gelmesi için Q pozitif olmalıdır.

Elektron yakalama: Fazla protona sahip çekirdekler, iç yörüngelerden birinden bir elektron yakalayabilir, bu elektron hemen çekirdekteki bir protonla birleşerek bir nötron oluşturur. Bu işlem elektron yakalama olarak adlandırılır. Elektron genellikle iç yörüngeden (K yörünge) yakalanır ve bu nedenle bu işlem bazen K-yakalama olarak adlandırılır (Denklem 19).



Bir nötrino, nötronun oluşturulduğu aynı anda meydana gelir ve onunla taşınan enerji, momentumun korunmasına hizmet eder. Ürünün atom kütesinin ana ürününden önemli ölçüde daha az olması nedeniyle mevcut olan herhangi bir enerji, gama radyasyonu olarak ortaya çıkacaktır. Ayrıca, her zaman bir yüksek enerji kabuğundan gelen bir elektronun K-kabuğundaki boşluğu doldurmak için hareket ettiğinde karakteristik X-ışınları meydana gelecektir. Elektron yakalama, Şekil 3'te görsel olarak gösterilmiştir.

Elektron yakalama ve pozitron emisyonu aynı kız ürünün radyoaktif üretimiyle sonuçlanır ve bunlar birbiriyle yarışan süreçler olarak mevcuttur. Ancak, pozitron yayımının (β^+) meydana gelmesi için yavru ürünün kütesinin en azından bir elektronun kütesinin iki katına eşit bir miktar kadar ana ürünün kütesinden daha düşük olması gerekmektedir (Denklem 18'e göre).



Şekil 3. Orbital elektron yakalanması

Ana ve kız ürün arasındaki bu kütle farkı, ana çekirdekte bulunan ancak kız üründe bulunmayan iki ögeyi açıklamak için gereklidir. Ögelerden biri, ana çekirdekten atılan pozitronun kendisidir. Diğeri ise yavru ürünün ana üründen yalnızca bir tane daha az yörünge elektronuna sahip olmasıdır. Bu gereklilik karşılanmazsa, yalnızca yörüngesel elektron yakalama gerçekleşir. Benzer şekilde, elektron yakalama işlemi sadece şu koşullarda gerçekleşebilir (Denklemler 20).

$$\begin{aligned}
 Q &= \{M_p + m_e - M_d - m_\nu\}c^2 \\
 &= \{M(A, Z) - M(A, Z-1) - m_\nu\}c^2 \\
 &\approx \{M(A, Z) - M(A, Z-1)\}c^2 \geq 0
 \end{aligned} \tag{20}$$

1.1.1.3. Gama Bozunumu

Gama ışını, çekirdekte kaynaklanan yüksek enerjili elektromanyetik bir radyasyondur. Gama ışını hem dalga hem de parçacık özelliklerine sahip olan enerjinin ayrık demetleri olan fotonlar biçiminde yayılır. Radyoaktif bir ana çekirdeğin alfa bozunması, beta bozunması veya elektron yakalama yoluyla bir dönüşüme uğramasından sonra sıklıkla bir yavru nüklid uyarılmış bir durumda kalır. Eğer uyarılmış çekirdek parçalanmaz veya başka bir parçacık yayınlamazsa, daha düşük enerji seviyesine veya temel seviyeye geçmek için yüksek enerjili bir foton veya γ ışını yayınlatabilir. Bu dönüşümler, β bozunumu veya α -bozunumu süreçlerinin aksine aynı ${}^A_ZX$ çekirdeği içinde meydana gelir. Bu sadece çekirdekteki nükleonların yeniden düzenlenmesini temsil eder ve kütle, uyarılmış $(M_0c^2)^*$ durumdan en düşük (M_0c^2) değerine düşer. Bu tür radyasyon sadece radyoaktif bozunma sırasında meydana gelmek zorunda değildir, aynı zamanda nükleer reaksiyonlar, hatta elementer parçacıkların değişikliklerini içeren rastgele türde nükleer dönüşümlere de eşlik edebilir.

Toplam enerji dengesi, enerjinin korunması ilkesinden kaynaklanır ve şöyledir (Denklem 21).

$$M^*_0c^2 = M_0c^2 + E_\gamma + T_R$$

$$\text{veya } E_i = E_f + h\nu + T_R \quad (21)$$

Burada (E_γ) yayılan fotonun enerjisini, (E_i ve E_f) başlangıç ve son enerji durumlarını ve (T_R) ise geri tepen çekirdeğin kinetik enerjisini temsil eder. Lineer momentum korunumu, Denklem (4) şuna yol açar (Denklem 22);

$$\vec{P}_\gamma + \vec{P}_0 = 0 \quad (22)$$

Geri tepme enerjisi, γ enerjisine kıyasla çok küçüktür, dolayısıyla geri tepme enerjisini bulmak için Denklem (21)' den türetilen göreceli olmayan ifade kullanılabilir (Denklem 23 ve 24);

$$E^2 = c^2 p^2 + E_0^2 \quad (23)$$

$$T_R = \frac{P_0^2}{2M_0} = \frac{P_0^2 c^2}{2M_0 c^2} \approx \frac{P_\gamma^2 c^2}{2M_0 c^2} = \frac{E_\gamma^2}{2M_0 c^2} = \frac{(h\nu)^2}{2M_0 c^2} \quad (24)$$

Denklem (21) den γ enerjisi şu şekilde yazılabilir (Denklem 25);

$$h\nu = E_i - E_f - T_R \quad (25)$$

Nükleer γ ışınlarının emisyonu ve emiliminin incelenmesi nükleer spektroskopinin gelişiminin önemli bir bölümünü oluşturur. Örneğin, başlangıçta E_i enerji durumunda olan ve ν frekanslı bir fotonun soğurulması veya emisyonu yoluyla E_f enerjili bir duruma geçiş yapan bir sistemi düşünün. Bu tür süreçlerde, rezonanslı veya geri tepmesiz geçişler olarak bilinen geçişleri tanımlayabiliriz ve bunun için Denklem (25) düzenlenerek Denklem (26) aşağıdaki şekilde elde edilir.

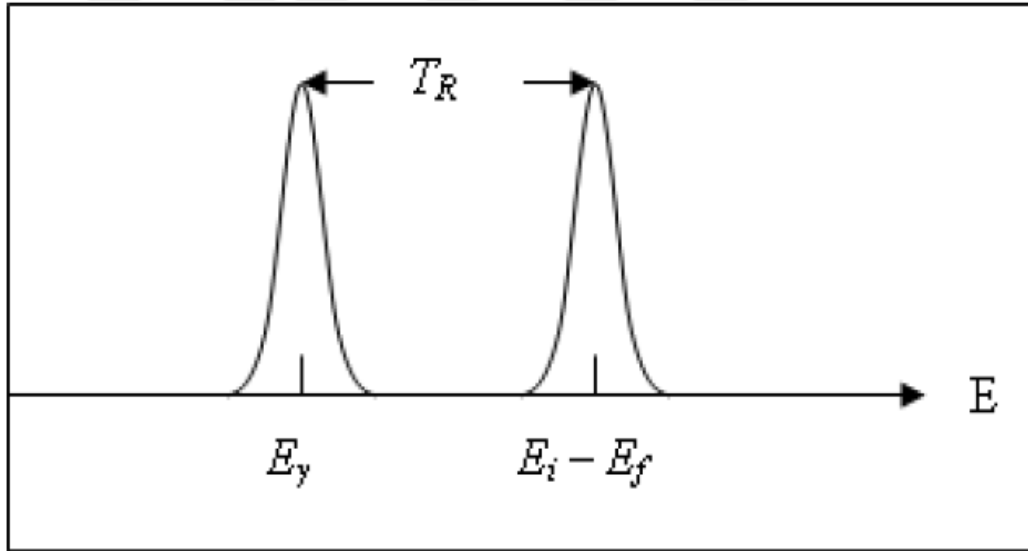
$$h\nu = \pm (E_i - E_f - T_R) \quad (26)$$

Burada "+" yayılmayı ve "-" emilimi temsil eder. Bu nedenle prensip olarak ν 'nun ölçülmesi enerji seviyesi aralığını belirler.

Nükleer enerji seviyelerinin karakteristik aralığı yaklaşık 50 keV düzeyindedir, bu nedenle nükleer γ -ışınlarının tipik enerjileri kesirlerden başlayarak birkaç MeV'e kadar değişebilir. Bu tür indirgenmeler elektromanyetik olduğu için, bu tür süreçlerin ömürlerinin genellikle 10^{-15} ile 10^{-10} saniye aralığında olduğunu bekleriz (kısa ömür nedeniyle, dünyada yalnızca bazı istisnalarla temel durumda bulunan çekirdekler bulunur, ancak yüksek enerjili parçacıklarla çarpışmalar sonucu üretilebilirler). 1 MeV foton enerjisi ve kütle numarası yaklaşık 100 olan A çekirdeği için geri tepme enerjisi yalnızca yaklaşık 5 eV'dir. Bu enerji çok küçük olsa da Şekil 4'te görüldüğü gibi, geri tepen nükleus γ ışınlamını rezonans koşulundan çıkarır, çünkü ışınlamın doğal enerji çizgi genişliği Γ daha da küçüktür. Basitçe, her kararsız enerji seviyesinin "doğal" bir genişlik Γ ve bir ömür τ 'ye sahip olduğunu, bu ikisinin belirsizlik ilkesi aracılığıyla ilişkilendirilebileceğini Denklem (27) ile ifade edebiliriz.

$$\Gamma \approx \hbar/\tau \approx (6.6 \times 10^{-22} \text{ MeV.s.}) / (\tau \text{ s.}) \approx (E_i - E_f) \text{ arasındaki belirsizlik} \quad (27)$$

Nükleer durumlar tipik olarak MeV aralığındaki enerjilerle ayrıldığından, ömür 10^{-22} saniyeden büyükse genişlik durum ayrımlarına kıyasla küçüktür. Bu genellikle zayıf veya elektromanyetik etkileşimler aracılığıyla bozulan durumlar için geçerlidir. Denklem (27), bir enerji seviyesinin kesin değerinin belirsiz olduğunu gösterir ve herhangi bir verilen geçişte $\sim \Gamma$ 'den daha iyi bir tahminde bulunamaz. Sonuç olarak, geri tepmenin kinetik enerjisi $T_R \ll \Gamma$ ise, temelde $E_\gamma = - (E_i - E_f)$ ve rezonans emilim gerçekleşebilir. Öte yandan, $T_R \gg \Gamma$ ise, belirsizlik ilişkisi tarafından sağlanan sınırlar içinde rezonans emilim yoluyla sistemi daha yüksek bir seviyeye uyarlamak imkansızdır.



Şekil 4. γ -bozunma sürecinde $E_\gamma < E_i - E_f$ olduğu gerçeğinin gösterimi

Örneğin, tipik bir nükleer aralık $h\nu > 1 \text{ MeV} = 10^6 \text{ eV}$ 'ye sahiptir. $A = 50$ olan bir çekirdeği tekrar ele alırsak, karakteristik aralık $E_f = Mc^2 \approx 5 \times 10^{10} \text{ eV}$ 'dir. Şimdi daha yüksek foton enerjisi ile nükleer geri tepme enerjisi Denklem (28) tarafından verilir:

$$T_R = \frac{(\hbar\nu)^2}{2Mc^2} \approx \frac{(10^6 \text{ eV})^2}{2 \times 5 \times 10^{10} \text{ eV}} = 10 \text{ eV} \quad (28)$$

Eğer bir nükleer seviye için tipik bir ömür olarak yaklaşık 10^{-12} saniye kabul edilirse Denklem (29) ile elde edilen değer bulunur.

$$\Gamma \approx \frac{\hbar}{\tau} \approx \frac{6.6 \times 10^{-16} \text{ eV} \cdot \text{sn.}}{10^{-12} \text{ sn.}} = 6.6 \times 10^{-4} \text{ eV} \quad (29)$$

Bu nedenle, böyle nükleer geçişler için $TR \gg \Gamma$ ve rezonans emiliminin meydana gelmesi mümkün değildir.

1.1.1.4. X-Işınları

X-ışınları, yüksek enerjili elektronların yavaşlatılması veya atom içi elektronların seviye değişiklikleri sırasında oluşan yüksek enerjili ve kısa dalga boylarına sahip iyonlaştırıcı elektromanyetik radyasyonun bir türüdür ve genellikle 0.01 ila 10 nanometre aralığında bulunur. Tıpta, teşhis görüntüleme gibi alanlarda kullanılır ve X-ışını radyografisi, BT taramaları ve floroskopi gibi yöntemlerle vücut içi yapıların ayrıntılı görüntülenmesini sağlar. X-ışınları, yumuşak dokulara nüfuz edebilirken kemikler ve metal gibi yoğun malzemeler tarafından emilir, bu da iç yapının ayrıntılı görselleştirilmesine olanak tanır. Endüstriyel uygulamalarda da malzeme kalitesinin kontrolü ve muayenesinde X-ışınları kullanılır. Bununla birlikte, X-ışınlarına aşırı maruziyet, DNA hasarına ve kanser riskinin artmasına neden olabilir. X-ışınlarıyla çalışırken, kurşun koruma ve doz düzenlemesi gibi güvenlik önlemleri önemlidir.

1.1.2. İyonlaştırıcı Olmayan Radyasyon

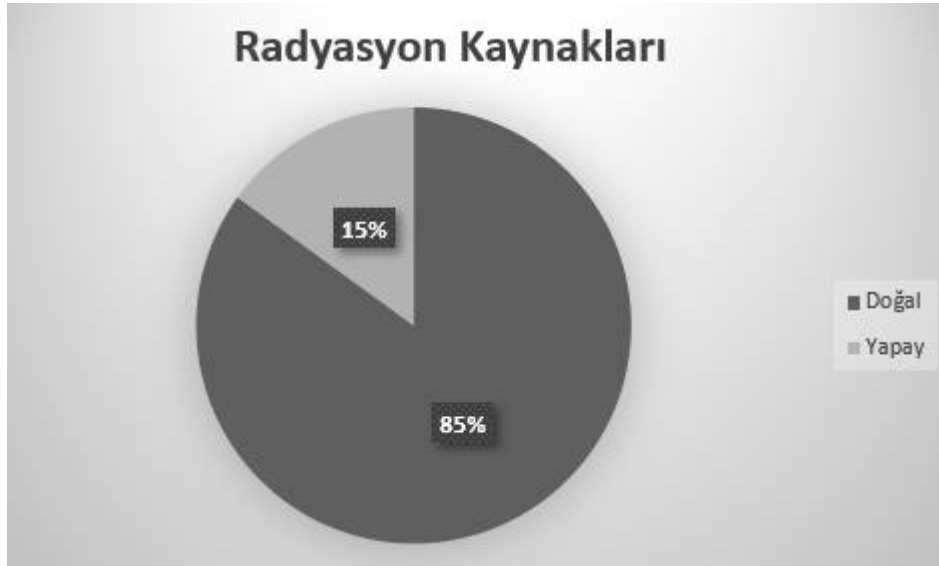
İyonlaştırıcı olmayan radyasyonlar, yüksek enerjili iyonlaştırıcı radyasyonlardan daha düşük enerjiye sahiptir ve genellikle atomu iyonlaştırmazlar. Bu tür radyasyonlar, dalga boyları 100 nanometreden daha büyük olan elektromanyetik dalgaları içerir. İyonlaştırıcı olmayan radyasyon örnekleri arasında mikrodalga, görünür ışık, kızılötesi ve mor ötesi ışınlar bulunur. Bu radyasyon türleri genellikle günlük yaşamda yaygın olarak karşılaşılan radyasyonlardır. Görünür ışık, insanlar tarafından algılanabilen renklerin spektrumunu oluştururken, kızıl ötesi radyasyon ısı ile ilişkilidir. Morötesi ışınlar, güneş ışınlarının bir kısmını oluşturur ve cilt tarafından emilir. Bu tür radyasyonların sağlık üzerinde iyonlaştırıcı radyasyona

göre daha az zararlı etkileri vardır, ancak uzun süreli veya yoğun maruziyet ciltte veya gözlerde olumsuz etkilere neden olabilir.

1.2. Radyasyon Kaynakları

Dünya üzerindeki tüm canlı organizmalar, insanlar tarafından üretilen yapay kaynaklar da dahil olmak üzere çeşitli kaynaklardan gelen radyasyona sürekli olarak maruz kalmaktadır. Radyasyon kaynakları, temelde doğal ve yapay olmak üzere iki ana sınıfa ayrılabilir. İnsanların aldığı yıllık etkin doz radyasyonu büyük ölçüde doğal kaynaklardan gelen iyonlaştırıcı radyasyonla ilişkilendirilir (Şekil 5) (UNSCEAR, 2000). Bu doğal radyasyon maruziyeti, coğrafi konum, toprak bileşimi, konutlarda kullanılan yapı malzemeleri, mevsimsel değişiklikler, kutup bölgelerine yakınlık ve yerel hava koşulları gibi birçok faktörden etkilenmektedir.

İnsan maruziyetinin başlıca nedeni olan doğal radyasyon, çeşitli kaynaklardan gelir ve kişinin konumuna ve çevresine bağlı olarak büyük farklılıklar gösterebilir. Bu radyasyon kaynaklarını anlamak ve izlemek, radyasyon maruziyeti ile ilişkilendirilen potansiyel sağlık risklerini değerlendirmek ve yönetmek için önemlidir.



Şekil 5. Radyasyon kaynaklarından alınan doz yüzdeleri

1.2.1. Doğal Radyasyon Kaynakları

Doğal radyasyon kaynakları, çevremizde yaygın olan ve insanlar ile diğer canlı organizmaların maruz kaldığı radyasyonun büyük bir kısmını oluşturur. Doğal radyasyon kaynakları, Dünya'daki karasal radyasyon ve uzaydan gelen kozmik radyasyondan kaynaklanır.

1.2.1.1. Kozmik Radyasyon

Kozmik radyasyon, iyonlaştırıcı radyasyonun ana doğal kaynaklarından biridir ve özellikle güneş ile diğer yıldızlardan kaynaklanır. Kozmik ışınlar Dünya atmosferiyle çarpıştığında, ardışık nükleer etkileşimleri başlatırlar ve bu etkileşimler kozmik radyoaktif çekirdeklerin oluşumunda önemli olan ikincil parçacıkların ortaya çıkmasına neden olur. Kozmik radyasyonun atmosferin üst tabakalarına ulaşması, Dünya'nın manyetik alanı tarafından etkilenir ve bu nedenle radyasyonun yoğunluğu değişir. Yüksek radyasyon yoğunluğu ve doz hızı, manyetik kutup bölgelerinde görülürken en düşük radyasyon yoğunluğu ve doz hızı Ekvator bölgesinde bulunur. Başka bir deyişle, Dünya'nın manyetik alanı, kozmik radyasyona karşı bir tür kalkan işlevi görerek bu değişiklikleri yaratır. Protonlar elektrik yüklü parçacıklar olduklarından atmosfere ulaştıklarında dünyanın manyetik alanının etkisine girerler. Bu nedenle, kozmik ışın yoğunluğu ekvatorlardan kutuplara gidildikçe artar. Bu ışınların büyük bir kısmı atmosferden geçmeye çalışırken tutulurlar. Atmosfer kısmi olarak radyasyonu zırhlar. Bu nedenle, deniz seviyesinde kozmik ışınların yoğunluğu dolayısıyla doz miktarı da azalır. Yükseklik arttıkça alınan radyasyon da artar. Örneğin La Paz'da bu rakam küresel ortalamasının 5 katıdır. Deniz kenarında haftada 2 - 2,5 mRem radyasyon alınırken, Avrupa'nın en yüksek tepesi olan Mont Blanc'da haftada 4-5 mRem radyasyon alınır (Paksoy, 2023). İnsanların büyük çoğunluğu rakımı düşük bölgelerde yaşadıkları için kozmik radyasyon nedeniyle maruz kaldıkları dozlarda büyük çaplı farklılıklar gözlenmez.

1.2.1.2. Karasal Radyasyon

Karasal radyasyon, Dünya'nın kabuğundan ve içeriğinden kaynaklanır; bunlar arasında uranyum ve toryum gibi doğal olarak oluşan radyoaktif elementleri içeren kayalar, toprak ve mineraller bulunur. Radon gazı, yer radyasyonunun önemli bir

bileşenidir ve iç mekânlara sızarak iç mekânda maruziyete yol açabilir. Dünya genelinde, radon gazının bozunum ürünlerine maruz kalmadan kaynaklanan yıllık ortalama etkin doz yaklaşık olarak 1,2 mSv olarak tahmin edilmektedir. Evlerdeki radon seviyeleri genellikle 200 ila 600 Bq/m³ arasında değişmektedir (TAEK, 2009). Dünya'nın manto ve kabuğundaki radyoaktif izotopların bozunması jeolojik faktörlere ve coğrafi konumlara bağlı olarak değişen radyasyon üretir. Doğal kaynaklardan gelen radyasyon aynı zamanda radyoaktif mineraller içerebilecek granit gibi yapı malzemelerinden de kaynaklanabilir. Radyonüklidlerin solunum veya sindirim yoluyla vücuda alınması, iç ışınlanmaya yol açar. Solunum yoluyla iç ışınlama, U-238 ve Th-232'nin bozunma ürünlerinin havada bulunan toz parçacıklarıyla solunması sonucu oluşur ve özellikle radon ve bozunma ürünleri bu sürecin önemli bir parçasını oluşturur. Sindirim yoluyla iç ışınlama, K-40, U-238 ve Th-232 serisi radyonüklidlerin gıdalar ve su yoluyla vücuda alınması sonucu meydana gelir. K-40, iç ışınlamanın ana kaynağıdır ve yıllık ortalama etkin dozun yaklaşık 0,3 mSv olduğu tahmin edilir. Dünya genelinde kişi başı yıllık etkin doz, Tablo 1'de gösterildiği gibi çeşitli bileşenlerin toplanmasıyla belirlenir.

Tablo 1. Doğal radyasyon kaynaklı ortalama radyasyon dozu

Kaynak	Dünya Ortalaması (mSv)	Doz Aralığı (mSv)
<i>Dış Maruziyet</i>		
Kozmik Radyasyon	0,4	0,3 - 1,0
Gama Radyasyonu	0,5	0,3 - 0,6
<i>İç Maruziyet</i>		
Solunum (çoğunlukla radon)	1,2	0,2 - 10
Sindirim	0,3	0,2 - 0,8
Toplam	2,4	1,0 –12,4

Doğal radyasyon kaynaklarına bağlı olarak yıllık küresel kişi başına etkin doz 2,4 mSv'dir. Ancak, bireysel doz aralığı geniştir. Büyük bir nüfusta yaklaşık olarak %65'inin yıllık etkin dozları 1 mSv ile 3 mSv arasında olması beklenirken nüfusun yaklaşık %25'inin yıllık etkin dozları 1 mSv'den daha düşük ve %10'unun yıllık etkin dozları 3 mSv'den daha yüksek olacaktır (UNSCEAR, 2000).

1.2.2. Yapay Radyasyon Kaynakları

İnsanlar, tıbbi tedavi ve radyoaktif materyal içeren faaliyetler de dahil olmak üzere yapay radyasyonlara maruz kalırlar. Radyoizotoplar, nükleer reaktörlerin işleyişi sırasında yan ürün olarak üretilir ve siklotron gibi radyoizotop üreteçleri tarafından elde edilir. Birçok yapay radyoizotop, nükleer tıp, biyokimya, imalat endüstrisi ve tarım alanlarında kullanılır (CNSC, 2012).

1.2.2.1. Endüstriyel Kaynaklar

Radyasyonun çeşitli endüstriyel kullanım alanları vardır ve bunlar yol yapımında kullanılan nükleer ölçüm cihazlarından fabrikalardaki borular aracılığıyla malzeme akışını ölçen yoğunluk ölçüm cihazlarına kadar çeşitlenir. Radyoaktif materyaller aynı zamanda duman dedektörlerinde ve bazı karanlıkta parlayan çıkış işaretlerinde kullanılır; ayrıca petrol sahalarındaki rezervlerin tahmin edilmesinde de kullanılır. Diğer uygulamalar arasında ısıma cihazları kullanılarak gerçekleştirilen sterilizasyon bulunur. Endüstriyel faaliyetler CNSC tarafından lisanslanır (CNSC, 2012).

1.2.2.2. Tıbbi Kaynaklar

Radyasyonun tıpta birçok kullanımı bulunmaktadır. En iyi bilinen uygulama, kırık kemikleri bulmak veya hastalıkları teşhis etmek için kullanan X-ışını makineleridir. X-ışını makineleri, Health Canada ve ilgili eyalet otoriteleri tarafından düzenlenmektedir. Diğer bir örnek, kanser gibi hastalıkları teşhis etmek ve tedavi etmek için radyoaktif izotopları kullanan nükleer tıptır. Bir gama kamera, teşhis amacıyla yaygın olarak kullanılan tıbbi ekipmanlardan biridir. CNSC, nükleer tıp uygulamalarını ve ilgili ekipmanları düzenler. Ayrıca, tıbbi ve endüstriyel uygulamalar için üretilen izotopları üreten reaktörleri ve parçacık hızlandırıcılarını lisanslar (CNSC, 2012).

1.2.2.3. Nükleer Yakıt Döngüsü

Nükleer enerji santralleri, zincirleme fisyon reaksiyonu üretmek için uranyumu kullanır ve elde edilen ısı enerjisi suyu buharlaştırır. Elde edilen buhar da türbinleri elektrik üretmek üzere çalıştırır. Nükleer santraller, normal faaliyetlerinin

bir parçası olarak çevreye kontrollü bir şekilde küçük miktarlarda radyoaktif madde salmaktadır. Bu salınımlar, halka uygulanan dozların yasal sınırların çok altında olmasını sağlayacak şekilde düzenlenmektedir. Uranyum madenleri, yakıt üretim tesisleri ve radyoaktif atık tesisleri de lisanslıdır, böylece bunların saldığı (kamu dozuna katkıda bulunabilecek) radyoaktivite CNSC tarafından kontrol edilebilir (CNSC, 2012).

1.2.2.4. Atmosferik Testler

İkinci Dünya Savaşı'nın sonundan 1980'lere kadar olan dönemde, atom bombalarının atmosferde test edilmesi sonucu radyoaktif malzemeler havaya salındı ve bu malzemeler 'serpinti' olarak adlandırıldı. Serpinti, yeryüzüne çöktükçe çevreye dahil oldu. Serpintinin büyük bir kısmı kısa yarı ömre sahip olduğu için artık mevcut değil ancak bir kısmı hâlâ bozunmaya devam ediyor. İnsanlar ve çevre, serpinti nedeniyle her yıl azalan oranda dozlara maruz kalmaktadır (CNSC, 2012).

1.2.3. Radyasyonda Denge

Genellikle, güneş, toprak veya kayalardan gelen doğal kaynaklı iyonlaştırıcı radyasyonu değiştirmek veya azaltmak için pek bir şey yapamayız. Bu tür maruziyet, her zaman riskten tamamen arınmasa da genellikle oldukça düşüktür. Ancak bazı durumlarda, evdeki radon gibi doğal radyoaktif kaynaklar kabul edilemez derecede yüksek olabilir ve azaltılması gerekebilir. İnsan yapımı kaynaklardan ve etkinliklerden gelen iyonlaştırıcı radyasyon daha dikkatli bir şekilde kontrol edilmelidir. Bu ortamlarda, radyasyonun toplumun yararları ile insanlar, sağlık ve çevre üzerindeki riskleri arasında bir denge kurulması gerekir. Radyasyon maruziyetlerini hem işçilere hem de halka kısıtlamak için doz sınırları belirlenir. Ayrıca, lisans sahiplerinden radyasyon dozlarını makul bir şekilde mümkün olduğunca düşük tutmaları istenir. Bunun yanında, radyasyon kullanımını desteklemek için net bir fayda olmalıdır. Örneğin, duman dedektörleri hayat kurtardığı için radyoaktif izotopların kullanılmasına izin verilir. Benzer şekilde, nükleer enerji santralleri elektrik üretir (CNSC, 2012).

1.2.4. Radyasyon Maruziyetinin Sağlık Etkileri

"Güvenli" kelimesi farklı insanlar için farklı anlamlar taşır. Birçok insan için güvende olma fikri, risk veya zararın olmaması anlamına gelir. Ancak gerçek şu ki, neredeyse yaptığımız her şey belli bir risk seviyesi taşır. Örneğin, yollar üzerindeki hız sınırları güvenliği en üst düzeye çıkarmak için belirlenir. Bununla birlikte, sürücüler hız sınırına uysalar bile kazalar meydana gelebilir. Bu risklere rağmen, hâlâ araç süreriz. Benzer şekilde kararlar radyasyon kullanımı için de verilir. Radyasyon maruziyeti sağlık riski taşır. Riskleri anlamak, düzenleyici kurumların maruziyeti kabul edilebilir veya tolere edilebilir bir risk seviyesinde tutan doz sınırları ve düzenlemeleri oluşturmaya yardımcı olur. Bu seviyede zarara yol açma olasılığı düşüktür. Radyasyonun önemli bir avantajı, onunla ilişkilendirilen sağlık riskleri hakkında diğer kimyasal veya toksik maddelere kıyasla daha fazla bilgiye sahip olunmasıdır. 20. yüzyılın başlarından bu yana radyasyonun etkileri laboratuvarlarda ve insan toplulukları üzerinde derinlemesine incelenmiştir (CNSC, 2012).

1.2.4.1. Epidemiyolojik Etkiler

1945 yılında Hiroşima ve Nagazaki şehirlerindeki atom bombası saldırılarının hayatta kalanlarını inceleyen çalışmalar, radyasyon maruziyetinin temel uzun vadeli etkisinin kanser ve lösemi sıklığında artış olduğunu göstermektedir. Benzer sonuçlar şu gruplarda da bulunmuştur:

- Tıbbi tedaviler veya tanı prosedürleri yoluyla radyasyona maruz kalan kişiler
- Erken dönem uranyum madeni işçileri
- Atom bombaları üreten işçiler
- Çernobil nükleer kazası sonucu radyasyona maruz kalan kişiler
- Evlerinde radon gazına maruz kalan kişiler

Çalışmalar, radyasyonun doğal olarak meydana gelen bazı kanser türlerinin sıklığını artıracağını ve bu artışın radyasyon dozuyla orantılı olduğunu göstermiştir. Yani, doz ne kadar yüksekse kanser riski de o kadar yükselir. Bu, stokastik etkiler olarak adlandırılır. Ancak, şu ana kadar yapılan çalışmalar yıllık yaklaşık 100 milisievert (mSv)'den düşük dozlara kronik olarak maruz kalan kişilerin kanser veya

diğer hastalıklara yakalanma oranlarında bir artış olmadığını göstermektedir (CNSC, 2012).

Düşük radyasyon dozlarının neden olduğu kanser insidansı o kadar düşüktür ki, bu kanserler doğal (veya spontan) olan kanserlerden ayırt edilemeyecek kadar nadir olabilir. Bu hipotez, Biyolojik Etkileri Ulusal Akademisi (BEIR), Fransız Bilimler Akademisi ve Radyasyon Koruma Uluslararası Komisyonu (ICRP) tarafından yapılan çalışmalarla desteklenmektedir.

Bilim insanları, düşük doz radyasyonun etkilerini belirlemeye yönelik çalışmalara devam etmektedir. Bu süreçte CNSC ve diğer düzenleyici kurumlar dikkatli bir yaklaşım benimsemekte ve radyasyon maruziyetinin azda olsa bir risk taşıdığını varsaymaktadır.

Çalışmalarda sağlık etkilerini gösteren kişiler, çok kısa bir süre içinde alınan nispeten yüksek dozlara (100 mSv'den daha büyük) maruz kaldılar. Bu, 'akut' maruziyet olarak bilinir. Normalde nükleer endüstriden kaynaklanan radyasyona maruz kalan işçiler ve halk, çok daha uzun bir süre boyunca (saniyeler yerine yıllar) çok daha düşük dozlar alır. Bu, 'kronik' maruziyet olarak bilinir.

Akut radyasyon maruziyetinin kronik maruziyete göre sağlık etkisi oluşturma olasılığının yaklaşık olarak 1,5 ila 2 kat daha fazla olduğu tahmin edilmektedir (CNSC, 2012).

1.2.4.2. Kanser Risk Değerlendirmesi

ICRP, ölümcül kanser olasılığını öncelikli olarak UNSCEAR ve BEIR gibi bilimsel kuruluşların radyasyon etkilerinin değerlendirmesine dayanarak hesaplamıştır. Daha sonra “radyasyona maruz kalmanın genel zararı” olarak adlandırdığı durumu belirlemiştir. Bu şunları içerir:

- ölümcül kanser olasılığı
- ölümcül olmayan kanser olasılığı
- ciddi kalıtsal etki olasılığı
- zararın meydana gelmesi durumunda kaybedilen yaşam süresi

Doz sınırları belirlenirken, CNSC büyük ölçüde ICRP'nin önerilerini benimsemiştir. Doz sınırları, riskin kabul edilebilir olarak görüldüğü bir seviyenin altında belirlenir. Ancak, ihtiyatlı bir önlem olarak doz sınırının altında bile olsa

radasyon maruziyetinin bir risk taşıdığı varsayılır ve bu nedenle düzenlemeler, tüm dozları ALARA (“As Low As Reasonably Achievable”, makul olarak gerçekleştirilebilecek ölçüde düşük) prensibine göre düzenlenmesini gerektirir. ALARA, bir doz sınırı değil düzenleyici sınırların mümkün olduğunca altında tutulmasını amaçlayan bir uygulamadır ki Kanada’da halk için yılda 1 mSv olarak belirlenmiştir. Aslında, nükleer endüstriye atfedilen toplam radyasyon dozu, sadece bu sınıra göre çok küçük bir kesrini temsil eder; yani 12-18 (µSv) aralığında, bu sınırdan binlerce kat daha düşüktür. Doz sınırlarını belirlemek için dünya genelinde çoğu sağlık kurumu ve nükleer düzenleyici kuruluş tarafından kullanılan bir risk modeli olan Lineer Olmayan Eşik Modeli (LNT), radyasyon maruziyeti ile kanser oranları arasında doğrudan bir ilişkinin olduğunu kabul eder (CNSC, 2012).

1.2.4.3. Radyasyonun Hücrelere Etkisi

Radyasyonun biyolojik etkileri genellikle iki gruba ayrılır. İlk grup, kısa bir süre içinde yüksek doz radyasyona maruz kalmanın akut veya kısa vadeli etkilerini kapsar. İkinci grup ise uzun süreli düşük dozlara maruz kalmanın kronik veya uzun vadeli etkilerini içerir.

Yüksek dozlar hücreleri öldürme eğilimindeyken, düşük dozlar hücrelere zarar verir veya onları değiştirir. Yüksek dozda radyasyon, birçok hücrenin ölümüne yol açarak dokulara ve organlara zarar verebilir. Bu durumda, genellikle Akut Radyasyon Sendromu (ARS) olarak bilinen hızlı bir vücut tepkisi gelişir.

Düşük dozlar ise uzun bir süre boyunca vücuda zarar vermez. Bu etkiler, hücrelerde meydana gelir ve sonuçları yıllar sonra ortaya çıkabilir.

Radyasyon, sağlığımızı temel olarak deoksiribonükleik asit (DNA) moleküllerinin kırılması yoluyla etkiler. DNA, bir hücrenin yaşamını ve işlevini belirleyen bir deseni oluşturan amino asitlerin uzun bir zinciridir ve radyasyon bu zinciri kırabilir. Bunu yaptığında üç şey olabilir:

- *DNA düzgün bir şekilde onarılır:*

Bu durumda, hücre düzgün bir şekilde onarılır ve normal şekilde işlemeye devam eder. DNA kırılması her günün her saniyesinde normal olarak meydana gelir ve hücreler bu hasarı doğal olarak onarma yeteneğine sahiptir (CNSC, 2012).

- *DNA hasarı o kadar şiddetlidir ki hücre ölür (deterministik etkiler):*

DNA veya hücrenin diğer kritik kısımları büyük bir radyasyon dozu alırsa, hücre ölebilir veya onarılamayacak şekilde hasar görebilir. Eğer bu, bir dokuda veya organda birçok hücrede meydana gelirse, erken radyasyon etkileri görülebilir. Bu erken etkilere deterministik etkiler denir ve şiddetleri alınan radyasyon dozuna göre değişir. Bunlar arasında yanıklar, kataraktlar ve aşırı durumlarda ölüm yer alabilir. Deterministik etkilerin ilk kanıtları, radyasyonun erken deneyicileri ve kullanıcılarıyla ortaya çıkmıştır. Aşırı radyasyon maruziyeti nedeniyle ciddi cilt ve el hasarları yaşadılar. Daha yakın zamanlarda, böyle etkiler, 1986 Çernobil nükleer santral kazasında görüldü. Burada 130'dan fazla işçi ve itfaiyeci yüksek radyasyon dozları (800 ila 16.000 mSv) aldı ve ciddi radyasyon hastalığı yaşadılar. Maruz kalan insanlardan ikisi maruziyetin ardından birkaç gün içinde öldü ve yaklaşık 30 işçi ve itfaiyeci ilk üç ay içinde hayatını kaybetti.

CNSC ve diğer uluslararası düzenleyiciler, halkın veya işçilerin deterministik etkilere neden olabilecek kadar yüksek radyasyon dozları almasını engellemek için gerekli önlemleri almışlardır. CNSC, Kanada'da nükleer maddelerin ve cihazların nasıl işlenmesi gerektiği konusunda sıkı düzenlemelere sahiptir. Ayrıca, radyoaktif kaynakları izlemek için veri tabanları dâhil olmak üzere sıkı doz sınırları gibi önlemler almışlardır (CNSC, 2012).

- *Hücre yanlış şekilde kendini onarır, ancak yaşamaya devam eder (stokastik etkiler):*

Bazı durumlarda, hücredeki DNA'nın bir kısmı radyasyon tarafından hasar görebilir ve kendini düzgün bir şekilde onaramayabilir. Hücre yaşamaya devam edebilir ve hatta kendisini çoğaltabilir. Bununla birlikte, bu süreçte DNA zincirinde onarılmamış hatalar hala hücre soyundan gelir ve bu hücrelerin işlevini bozabilir. Bu tür olumsuz etkiler stokastik etki olarak adlandırılır. Stokastik etkilerde etkilerin olasılığı doz arttıkça artar. Ancak etkilerin zamanlaması veya şiddeti doza bağlı değildir. DNA hasarı sürekli olarak insan vücudunda meydana gelir. İnsanlar her gün her saniye ölüme yol açmayan yaklaşık 15.000 DNA hasar olayı yaşarlar. Bir hücre hasar gördüğünde, yapısal değişiklikler yanlış onarım nedeniyle olabilir; bu değişiklikler daha fazla etki yapmayabilir veya kanser gibi ilerleyen yaşlarda görünen etkilere yol açabilir.

Eğer sperm veya yumurta hücrelerinin DNA'sı hasar görürse, genetik hasar meydana gelir. Bu hasar, bir kuşaktan diğerine geçebilecek zararlı bir özelliğe neden olabilir. Örneğin, Hermann J. Muller tarafından 1926 yılında meyve sinekleri üzerinde yapılan hayvan çalışmaları, radyasyonun genetik mutasyonlara neden olabileceğini göstermiştir (CNSC, 2012). Ancak, şu ana kadar insanlarda radyasyon kaynaklı genetik etkilere rastlanmamıştır. Bu, 1945 yılında Hiroşima ve Nagazaki şehirlerine atılan atom bombalı saldırılardan sağ kalan yaklaşık 30.000 çocuğu içeren çalışmaları da içerir.

Tablo 2, belirli radyasyon dozlarıyla ilişkili potansiyel sağlık etkilerini özetlemektedir. İşçileri ve halkı nasıl koruduklarını göstermek için doz sınırları da dahil edilmiştir (CNSC, 2012).

Tablo 2. Radyasyon dozları, doz limitleri ve potansiyel sağlık etkileri

Doz	Belirlenen Limit Üzerinde Sağlık Etkisi
5.000 mSv'den fazla	Tek seferde alındığında ölüme yol açabilecek doz
1.000 mSv	24 saat içinde alındığında radyasyon hastalığı semptomlarına (belirtiler yorgunluk ve mide bulantısını içerir) neden olabilecek doz
100 mSv	Kansere neden olduğu bilinen en düşük akut doz
30–100 mSv	Tam vücut bilgisayarlı tomografi (CAT) taramasından elde edilen radyasyon dozu
50 mSv	Nükleer enerji çalışanları için yıllık radyasyon dozu limiti
1,8 mSv	Ortalama yıllık Kanada doğal arka plan dozu
1 mSv	Kanada'da yıllık kamu radyasyon dozu sınırı
0,1–0,12 mSv	Akciğer röntgeninden alınan doz
0,01 mSv	Diş röntgeninden alınan doz
0,01 mSv	Hava yolculuğu nedeniyle ortalama yıllık doz

1.3. Radyasyon Birimleri

Uluslararası Radyasyon Birimleri ve Ölçümleri Komitesi (ICRU), radyasyon çalışmalarında etkili bir standartlaştırma sağlamak amacıyla özel birimleri tanımlamıştır. Bu birimler arasında aktivite, ışınlama dozu, soğurulma dozu ve doz eşdeğeri bulunmaktadır. Önceki birimler arasında Curie (Ci) aktivite birimi, Röntgen (R) ışınlama dozu birimi, rad soğurulma dozu birimi ve rem doz eşdeğeri birimi

olarak kullanılmaktadır. Ancak, 1986 yılından itibaren dünya genelinde birimlerin evrensel bir standarda kavuşturulması amacıyla, MKS sistemi temel alınarak "Uluslararası Birimler Sistemi (SI)" benimsenmiştir. Bu kapsamda, aktivite için Becquerel (Bq), ışınlama dozu için Coulomb/kg, soğurulma dozu için Gray (Gy) ve doz eşdeğeri için Sievert (Sv) gibi SI birimleri kullanılmaktadır. Bu değişim, radyasyon ölçümlerinin daha geniş bir uluslararası çerçevede anlaşılmasını ve karşılaştırılmasını sağlamaktadır. Tablo 3, önceki özel birimlerle SI birimleri arasındaki dönüşümleri detaylı bir şekilde göstermektedir.

Tablo 3. Radyasyon birimleri ve bu birimler arasındaki ilişkiler

Terim	Birimi		Dönüşüm
	Eski	Yeni	
Aktivite	Curie (Ci)	Becquerel (Bq)	1 Ci = $3,7 \times 10^{10}$ Bq
İşinlama	Röntgen (R)	Coulomb/kilogram	1 C/kg = 3876 R
Soğurulmuş Doz	Rad (rad)	Gray (Gy)	1 Gy = 100 rad
Eşdeğer Doz	Rem (rem)	Sievert (Sv)	1 Sv = 100 rem

1.3.1. Radyoaktivite Birimi

Aktivite, radyoaktif maddenin birim zamanda gerçekleştirdiği bozunma sayısını ifade eder. Bu ölçümün SI birimi Becquerel'dir, sembolü ise (Bq) olarak kullanılır. Eski birim sisteminde ise radyoaktivite birimi Curie (Ci) olarak adlandırılır. Curie, bir gram radyumun saniyede uğradığı bozunma sayısı olarak tanımlanmıştır ve bu değer $3,7 \times 10^{10}$ bozunma/saniye'dir. Bu aktivite düzeyindeki tüm diğer radyoaktif maddelerin aktivitesi ise 1 Curie olarak belirtilmiştir.

1.3.2. Işınlama Birimi

İşinlama birimi, χ ve γ ışınlarının havayı iyonlaştırma kapasitesini ölçen bir birimdir. Radyasyon miktarını ifade eden bu birim, Röntgen (R) olarak adlandırılır. Normal şartlarda (0°C ve 760 mmHg basıncında), havanın 1 kilogramında meydana gelen pozitif veya negatif elektrik yüklü iyonların toplamını temsil eder ve bu değer $2,58 \times 10^{-4}$ Coulomb'dur.

1.3.3. Soğurulmuş Doz Birimi

Radyasyona maruz kalan bir maddenin birim kütlesinde soğurulan enerji miktarını ölçmek için kullanılan birim, SI sisteminde Gray (Gy) olarak adlandırılır. Gray, 1 kilogramlık bir maddeye 1 Joule (J) enerji veren iyonlaştırıcı radyasyonun dozunu ifade eder. Soğurulan doz, vücudun herhangi bir yerinde bulunan küçük bir doku miktarına depolanan enerjinin yoğunluğunu tanımlar ve belirli bir organ veya dokuya verilen potansiyel hasarı değerlendirmek için de kullanılır.

Soğurulan doz, ısınlanan dokuda gerçek enerji miktarının bir ölçüsüdür ve deterministik etkilerle karşılaştırmak için kullanılabilir ancak stokastik radyolojik riskleri karşılaştırmak için yeterli değildir. Stokastik riski tahmin etmek için radyasyon türü ve ısınlanan dokuların duyarlılığı göz önüne alınmalıdır. Eşdeğer doz ve etkili doz gibi doz nicelikleri soğurulan bir dozun biyolojik etkisini hesaplamak için geliştirilmiştir.

1.3.4. Eşdeğer Doz Birimi

Eşdeğer doz, radyasyon türünün dokudaki etkisini ele alır ve bir organ veya dokuda radyasyonun etkisini bir radyasyon ağırlık faktörü tarafından düzeltilmiş şekilde ifade eder. Eşdeğer doz, aynı miktarda emilmiş dozun farklı radyasyon türleri (alfa parçacıkları, elektronlar ve fotonlar) tarafından teslim edilmesi durumunda ortaya çıkan etkilerin farklı olasılığını dikkate alır. Bu düzeltme faktörü, x ışınları için numerik olarak 1'dir ve birimi J/kg'dir; özel bir ad olan "Sievert" (Sv) adını alır ve "rem" biriminin ($1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$) yerine gelmiştir. Eşdeğer doz, belirli bir radyasyon türünden emilmiş dozun biyolojik hasarını değerlendirmek için kullanılır.

1.4. Gama Işınlarnının Madde ile Etkileşimi

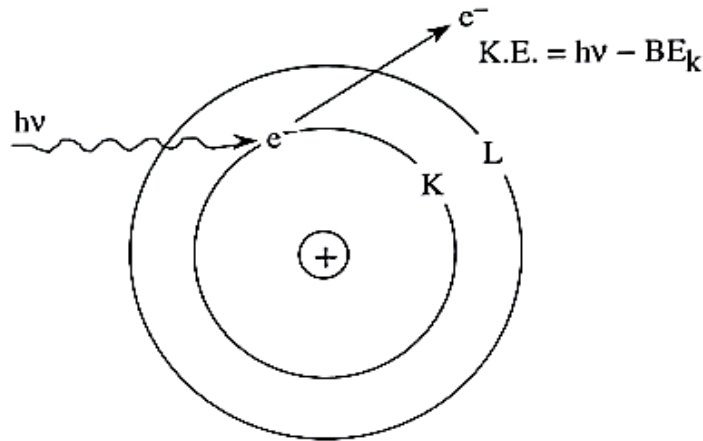
Gama ışınları maddenin içine nüfuz ettiğinde karşılaşılabileceği oldukça geniş bir etkileşim çeşitliliği mevcuttur. Genellikle bu etkileri izole etmek ve ayrı ayrı düşünmek mümkündür. Ortaya çıkan göreceli kesit alanları γ -ışınlarının enerjisi, madde atomik yükü ve deney geometrisine bağlıdır. Deneysel nükleer fizikte ilgi alanındaki enerji aralığında yaklaşık $100 \text{ keV} < h\nu < 30 \text{ MeV}$ etkileşimlerin bu aralığına hakim olan üç etki bulunmaktadır. Bunlar, fotoelektrik etki, Compton saçılması ve çift oluşumu sürecidir. Fotonlar Rayleigh saçılması, Bragg saçılması,

fotobozunum ve nükleer rezonans saçılması da yaparlar. Ancak, bu etkileşimlerde azalma ve enerji depolanması önemsizmeyecek kadar küçüktür ve genelde radyasyon korunması açısından ihmal edilebilirler.

Fotoelektrik soğurma düşük enerjili gama ışınları için (birkaç yüz keV'e kadar), çift oluşumu yüksek enerjili gama ışınları için (5-10 MeV üzeri) ve Compton saçılma bu aşırılıklar arasındaki enerji aralığında en olası süreçtir. Genel olarak, diğer tüm etkilerin toplamı toplam soğurma katsayısına %1'den az katkıda bulunur. Kabaca söylemek gerekirse, fotoelektrik etki düşük enerjili yüksek Z bölgesinde, çift oluşumu yüksek enerjili yüksek Z bölgesinde ve Compton saçılması özellikle düşük Z değerleri için orta enerjilerde baskındır.

1.4.1. Fotoelektrik Olay

Fotoelektrik etkileşimde, düşük enerjili bir foton, atomdaki bir elektronla çarpışarak onu atomdan çıkarır. Elektron, gelen fotonun enerjisi ($h\nu$) ile elektronun yörüngesindeki bağlanma enerjisi arasındaki fark kadar enerji olarak serbest bırakılır (Şekil 6). Bu etkileşim, momentum korunumu için atomdaki bir elektronla gerçekleşmelidir ve genellikle iç-kabuktaki elektronlardan biri ile olur. Fırlatılan elektronun yeri başka bir yörünge elektronu tarafından doldurulur ve genellikle karakteristik x-ışını yayınlanır. Fırlatılan elektronun kinetik enerjisi, fotoelektrik etkinin meydana geldiği ortamda genellikle soğurulur.



Şekil 6. Fotoelektrik olayın şematik gösterimi

Üretilen karakteristik X-ışınlarının soğurulması da büyük olasılıkla aynı ortamda, başka bir fotoelektrik etkileşim veya Auger elektronlarının yayılması/soğurulması sonucu olabilir.

Fotoelektrik soğurma katsayısı ρ , Denklem (30)'da gösterildiği gibi soğurucu malzemenin atom sayısı Z 'nin ve radyasyon enerjisinin bir fonksiyonudur:

$$\rho = \text{Sabit} \times \frac{Z^5}{E^3} \quad (30)$$

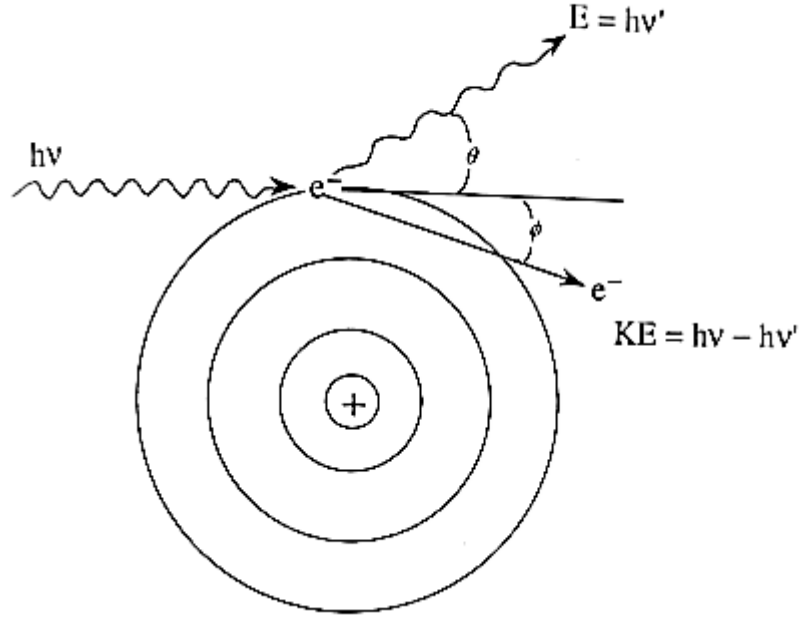
Fotoelektrik soğurmanın, yüksek Z 'li malzemeler ve düşük enerjili fotonlarla (0,5 MeV'den daha az) gerçekleştiği açıktır. Kurşun gibi yüksek Z 'li bir malzemede, L x-ışınları ve M x-ışınları yayınlanması baskındır ve bunlar ya ortamda soğurulurlar ya da foton akışına katkı yaparlar. Fotoelektrik etki aşağıdaki gibi özetlenebilir:

- Sadece bağlı elektronlarla oluşur çünkü momentumun korunumu için tüm atomun etkileşmeye katılması gerekir.
- Foton enerjisi, yörünge elektronunun bağlanma enerjisinden büyük ve kabuktan fırlatmak için yeterliyse etkileşim katsayısı büyüktür.
- Fotoelektrik soğurma katsayısı, Z^5 ile doğru ve $(h\nu)^3$ ile ters orantılıdır.
- Dokuda soğurulan enerji $E_{\text{soğ}} = h\nu$ 'dür ve aktarma, soğurma ve azalma katsayıları hemen hemen eşittir.

1.4.2. Compton Saçılması

Compton saçılma etkileşimleri özellikle orta enerjideki (0,5-1,0 MeV) gama ışınları için önemlidir ve doku gibi küçük Z 'li malzemelerde 0,1 MeV'in altında da baskın olabilir. Compton saçılması Şekil 7'de gösterildiği gibi bir foton ile “serbest” veya çok gevşek bağlı elektron arasındaki bir çarpışma olayıdır. Hem enerji hem de momentum korunur. Compton saçılmasına uğramış foton, çarpışmadan sonra yeni bir yönde azalmış enerji ve artan dalga boyu ile ilerler. Compton kayması olarak adlandırılan dalga boyundaki değişim Denklem (31) ile verilir.

$$\lambda' - \lambda = \frac{h}{m_0 c} (1 - \cos \theta) \quad (31)$$



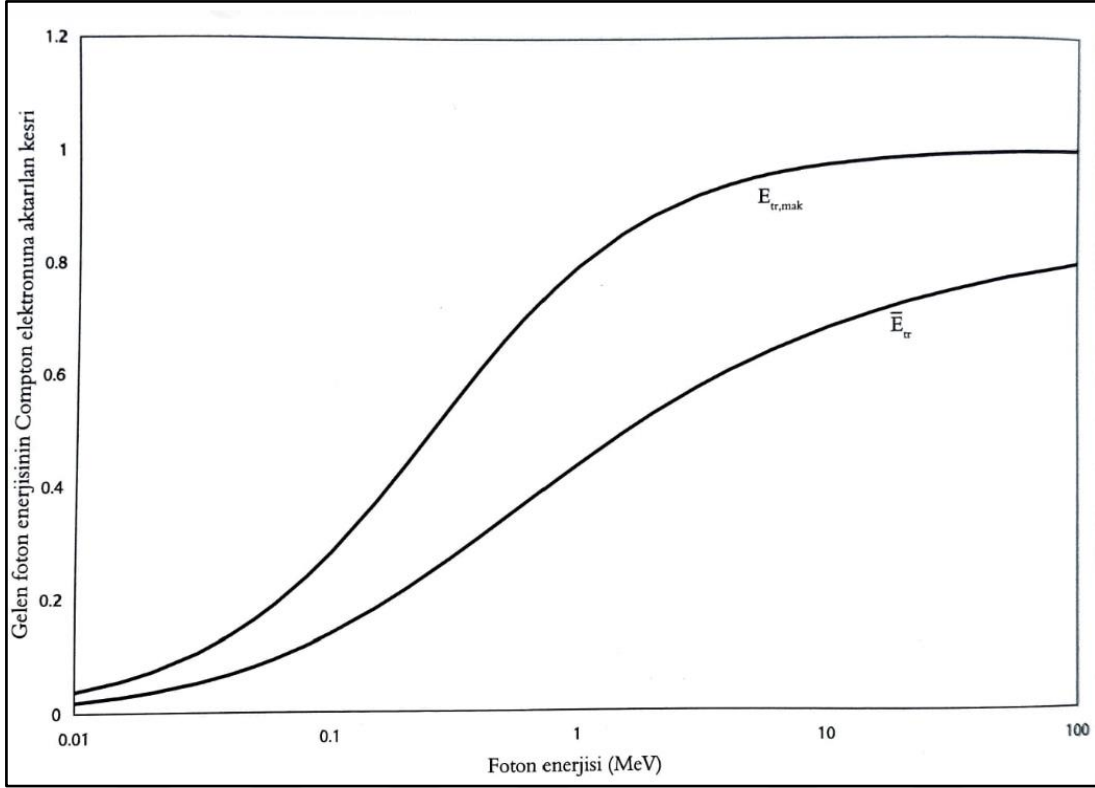
Şekil 7. Compton saçılmasının şematik gösterimi

Fotonun dalga boyundaki değişimin (ve enerjideki azalma) sadece saçılma açısına bağlı olması dikkate değerdir. Çoğunlukla Compton dalga boyu adı ile anılan h/m_0c teriminin sayısal değeri $2,4264 \times 10^{-10}$ cm'dir. Elektronla enerji aktarımı olması Compton etkileşiminin en önemli sonucudur. Bu değişken bir niceliktir ve fırlatılan elektronlar sıfırdan maksimum değere kadar enerji aralığında olabilirler. Şekil 8'de Compton elektronlarına aktarılan $h\nu$ foton enerji kesri gösterilmektedir; E_{tr} değeri saçılma açısına bağlıdır, $\bar{E}_{tr}$ rastgele süreçlerden kaynaklanan ortalama bir değer ve $E_{tr,max}$ 180° saçılma açısına karşılık gelen maksimum değerdir. Compton etkileşim katsayısı σ iki bileşenden oluşur:

$$\sigma = \sigma_a + \sigma_s \quad (32)$$

Burada σ , toplam Compton etkileşim katsayısı, σ_a elektronlarla çarpışmalar nedeniyle kaybedilmiş foton enerjisi için Compton soğurma katsayısı ve σ_s foton demetinden dışarı saçılmadan dolayı enerji kaybına karşılık gelen saçılma katsayısıdır. Compton etkileşim katsayısı, Z ile doğru ve E ile ters orantılı olan elektron yoğunluğuyla Denklem (33)'teki gibi belirlenir.

$$\sigma \cong \text{sabit} \times \frac{Z}{E} \quad (33)$$



Şekil 8. Gelen foton enerjisinin Compton elektronuna aktarılan kesri

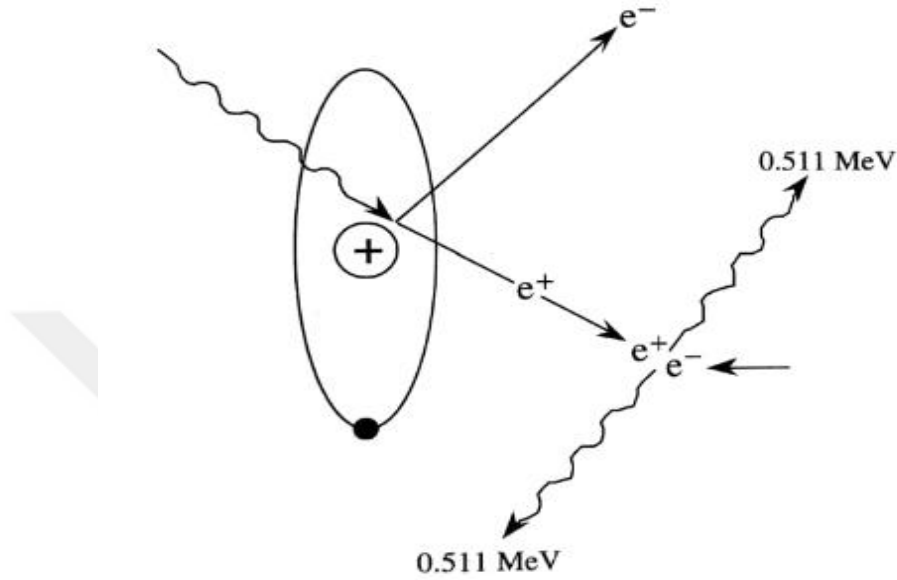
Compton saçılma etkileşimleri aşağıdaki gibi özetlenebilir;

- Compton etkileşimi bir foton ve bir "serbest" elektron arasında geri tepen bir elektron ve enerjisi azalmış saçılan bir foton oluşturarak gerçekleşir.
- Elektronla aktarılan kinetik enerji saçılan fotonun saçılma açısıyla doğru orantılıdır ve ortalama olarak foton enerjisi ile artar.
- Compton etkileşim katsayısı artan enerjiyle azalır ve hemen hemen atom numarasından bağımsızdır.
- 100 keV üzeri enerjilerdeki fotonlar için yumuşak dokudaki (düşük-Z'li malzeme) Compton etkileşimi hem fotoelektrik hem de çift oluşumdan daha önemlidir.

1.4.3. Çift Oluşumu

Şekil 9'da gösterildiği gibi yüksek enerjili (>1,022 MeV) bir foton, bir çekirdeğin elektromanyetik alanıyla etkileştiğinde, enerji biri eksi yüklü (elektron) ve

diğeri artı yüklü (pozitron) olmak üzere bir çift elektrona dönüşebilir. Çift oluşumu, bir elektronun elektromanyetik alanında bir pozitron, bir negatron ve geri tepen elektron oluşturarak da gerçekleşebilir.



Şekil 9. Çift oluşumunun şematik gösterimi

Çift oluşumu, fotonun tüm enerjisinin iki elektron kütlesine dönüştüğü Einstein'ın özel görelilik teorisinin klasik bir örneğidir. Enerji korunduğundan pozitron ve elektron durgun kütle haricindeki enerjiyi ($h\nu - 1,022$) paylaşırlar. Bu enerji e^+ ve e^- çiftinin kinetik enerjileri olarak ortaya çıkar fakat eşit miktarda paylaşılmaz. Pozitif yüklü çekirdek, negatronu çekerek kinetik enerjisini azaltarak yavaşlatırken pozitif yüklü pozitrona ilave bir “itme” sağlayarak hızlandırır. Böylece, pozitron bir negatrondan yaklaşık 0,0075Z kadar daha fazla kinetik enerjiye sahip olur. Mevcut enerji $h\nu - 1,022$ MeV, nasıl paylaşıldığının önemi olmaksızın ortamda soğurulursa çift oluşum etkileşimlerinde pozitron ve elektron tarafından paylaşılan enerjideki bu küçük fark radyasyon dozimetrisi veya dedeksiyonunda çok az önem taşır.

1.5. Gama Işını Dedektörleri

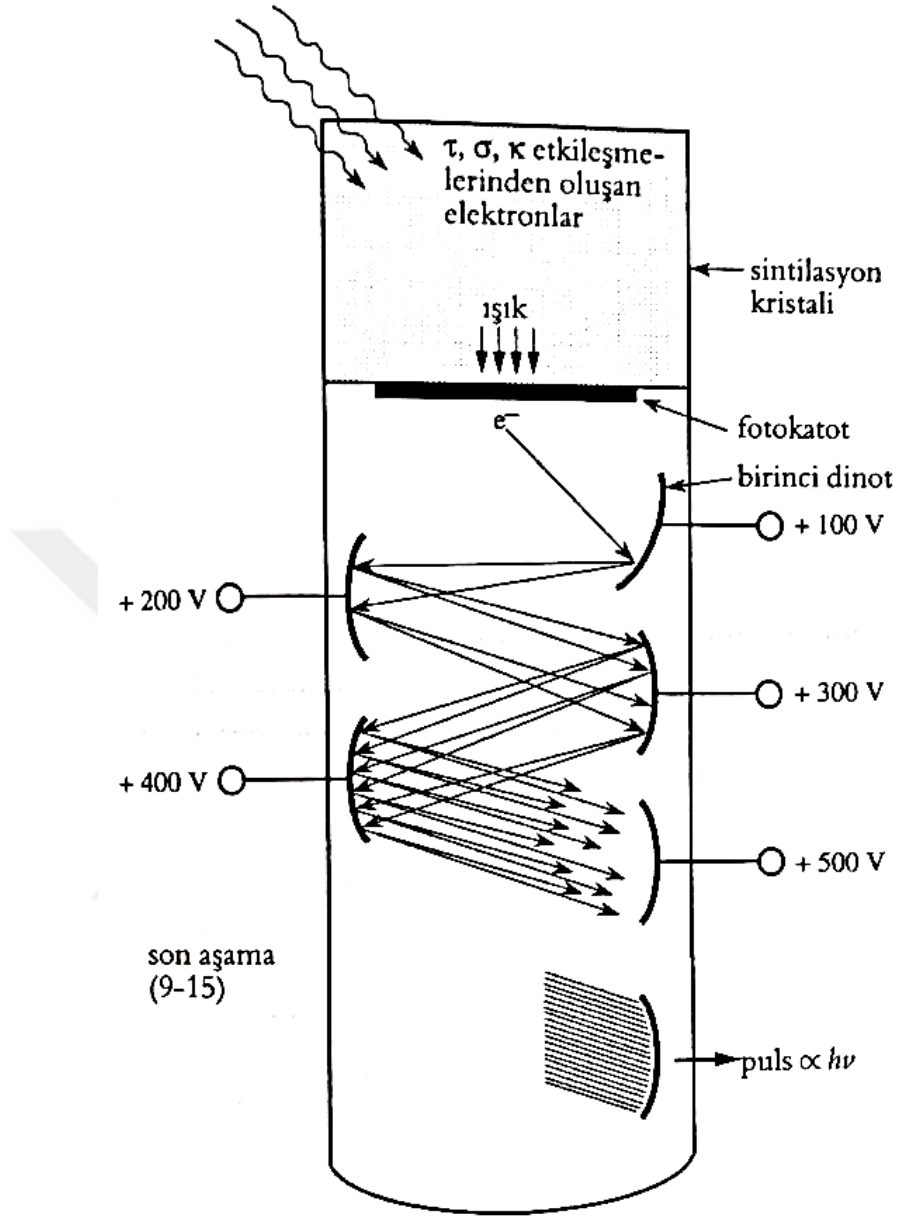
Gamma ışınlarının tespit edilebilmesi için ışınla madde arasında etkileşim gerçekleşmeli ve bu etkileşim kaydedilmelidir. Neyse ki, gamma ışınlarının

elektromanyetik doğası onların tüm maddenin atomlarındaki yüklü elektronlarla güçlü bir etkileşime girmelerine izin verir. Bir gamma ışınının algılandığı ana süreç iyonizasyondur; burada ışın, bir elektronun bir kısmını veya tamamını bırakarak enerjisini aktarır. İyonlaşmış elektronlar diğer atomlarla çarpışır ve birçok elektronu serbest bırakır. Serbest bırakılan elektronlar, gamma ışınının varlığını kaydetmek ve enerjisini ölçmek için ya doğrudan (örneğin, orantılı sayıcı veya katı hal yarıiletken detektörü ile) veya dolaylı olarak (örneğin, bir sintilasyon detektörü ile) toplanır. Sonuç olarak, enerjinin algılayıcı ortama depolandığı bir elektrik darbesi elde edilir.

1.5.1. Sintilasyon Dedektörleri

Çeşitli kristaller ve katı-hal dedektörleri, belirli enerjideki radyasyonların sayısını ölçmek için bir elektronik devre ile birlikte kullanılır. Talyum katkılı sodyum iyodür (NaI(Tl)) gibi sintilasyon kristalleri, etkileştiği fotonların enerjisine bağlı olarak bir ışık "parıldaması" meydana getirir. Oluşan ışık, elektromanyetik spektrumun görünür bölgesinde bulunan fotonları içerir ve fotoçoğaltıcı tüp üzerindeki fotokatoda (PM) iletilir. Bu fotonlar, ışığa duyarlı katoda çarptıklarında, enerjileriyle orantılı olarak az sayıda elektron çıkarır (Şekil 10). Bu elektronlar, uygulanan gerilim farkıyla birinci dinota doğru ivmelendirilir. Bu dinot gelen her elektrona karşılık yaklaşık 4 ikincil elektron üretir. Fotoçoğaltıcı tüp 10 dinota sahip olduğunda çoğaltma faktörü 4^{10} (yaklaşık 1 milyon) olarak hesaplanabilir. Onuncu dinottan ayrılan her bir impuls, absorbe edilen enerji miktarıyla orantılıdır. Başka bir ifadeyle, kristale çarpan gama fotonlarının enerjisi ile impuls sinyalinin büyüklüğü doğru orantılıdır. Bu impulsalar, çok kanallı analizörlerin her kanalında biriken sayımlar aracılığıyla büyüklüklerine göre sıralanır. Bu şekilde, gama kaynağının kendine özgü enerjisi belirlenerek tanımlanabilir.

Sodyum iyodür kristalleri, yoğunluğu ve iyodun yüksek atom numarasından dolayı gama ışınlarını yüksek verimle tespit edebilir ve yaklaşık 0,25 μ s puls çözme zamanları kristalin yüksek sayım hızlarında kullanılmasına olanak tanır. Plastik sintilatörlerin çözme zamanları daha kısadır (birkaç nanosaniye kadar) ancak bu dedektörlerin düşük enerjili fotonları algılama verimleri düşüktür. Ayrıca, ışık çıkışının enerjiye bağlı olmaması enerji çözünürlüğünün düşük olmasına neden olur (Tanır, Bölükdemir, & Koç, 2013).



Şekil 10. Fotoçoğaltıcı tüpe bağlı sintilasyon dedektörü

1.5.2. Yarıiletken Dedektörler

Yarı iletken bir malzeme olan saf germanyumda enerji depolama, dolu valans bandından iletim bandına elektronların uyarılmasıyla gerçekleşir; bu süreçte iletim elektronları ve elektron boşlukları (deşik) oluşur. Yarı iletken üzerine, yük taşıyıcıların hareketine neden olarak bir akım darbesi üreten besleme voltajı uygulanır. Elektron-deşik çiftini oluşturmak için gereken enerji yaklaşık 1 eV'dir; bu,

iyonizasyon üretmek için gerekli olan enerjiden daha düşüktür. Bu nedenle her bir foton için çok sayıda yük taşıyıcısı üretilir. Sonuç olarak, uyarılmış veya iyonize olmuş birçok atomda istatistiksel sapmalar, yarı iletken dedektörler için çok küçüktür ve çok kanallı analizörlerle gözlemlenen çok keskin piklerle (yüksek çözünürlük) enerjiler doğru bir şekilde tespit edilebilir.

Yarı iletken dedektörler, sintilatörlerle kıyaslandığında çeşitli avantajlara sahiptir. Bunlar, yoğunlukları ve mükemmel çözme güçleri ile hızlı pulslar (tipik olarak birkaç nanosaniye) üretmeleri sayesinde foton dedekte etmede çok verimlidirler. Germanyum ve lityum katkılı germanyum (Ge(Li)) dedektörlerinin termal gürültüyü azaltmak için sıvı azot sıcaklığında çalışmaları gerekir; bu bir dezavantajdır. Diğer yarı iletken dedektörler, elektronları ve alfa parçacıklarını dedekte etmek için lityum ilavesiyle silikondan yapılır ve puls yüksekliği analizörleri ile birleştirildiklerinde spektrum analizlerinde kullanılırlar. Bu dedektörlerin çözünürlükleri mükemmeldir ve Li hareketliliği Si'de Ge'den daha az olduğundan oda sıcaklığında tutulabilirler (Tanır et al., 2013).

1.6. Nükleer Güç Reaktörleri

Nükleer reaktörler, fisyon adı verilen bir fiziksel süreçle ısı üreten nükleer zincir reaksiyonlarını içerir ve bu reaksiyonları kontrol altında tutarlar. Oluşan bu ısı, buhar yapmak için kullanılır ve bu buhar bir türbini döndürerek elektrik üretir. Bir reaktörün temel görevi, atomların bölünerek enerji açığa çıkaran nükleer fisyonu barındırmak ve kontrol etmektir. Reaktörler, nükleer yakıt olarak uranyumu kullanır. Uranyum küçük seramik peletlere işlenir ve bu peletler metal tüpler içinde yakıt çubukları denilen kapalı yapıları oluşturacak şekilde bir araya konur. Genellikle, bunlardan 200'den fazlası bir araya getirilerek bir yakıt montajını oluşturur. Bir reaktör çekirdeği, güç seviyesine bağlı olarak genellikle birkaç yüz montajdan oluşur. Reaktör kabı içinde, yakıt çubukları soğutucu ve moderatör olarak işlev gören suya batırılır. Moderatör, fisyon tarafından üretilen nötronların hızını yavaşlatarak zincir reaksiyonu sürdürmeye yardımcı olur. Kontrol çubukları daha sonra reaktör çekirdeğine yerleştirilebilir; reaksiyon hızını azaltmak için içeri çekilebilir veya artırmak için geri çekilebilir. Fisyon tarafından üretilen ısı, suyu buharlaştırır ve buhar bir türbinin dönmesine neden olarak karbon salınımı olmayan elektrik üretir.

Elektrik enerjisi, bir iletkenin kararlı bir mıknatısın kutupları arasında oluşan manyetik alan içinde döndürülmesiyle üretilir. Manyetik alan, iletken tel içindeki elektronları hareket ettirerek bir potansiyel fark veya voltaj üretir, yani bir elektromotor kuvvet oluşmasına neden olur.

Manyetik alan içinde iletkeni (çok sayıda) döndürmek için bir kuvvet gereklidir. Bu kuvvet, genellikle buhar olan yüksek basınçlı bir gazla sağlanır. Bu yüksek basınçlı gaz, iletkenleri döndüren eksene bağlı türbine yönlendirilir. Gerçekte, buhar gücüyle üretilen mekanik enerji elektrik enerjisine dönüşür. Böyle birbirine bağlı sistemler bir turbo jeneratör meydana getirir. Bu, iletkenleri döndürmek için kullanılan enerji kaynağına bakılmaksızın tüm elektrik üreten santrallerin özüdür.

Farklı tasarımlarda nükleer reaktörler kullanılmaktadır. Hafif su soğutmalı basınçlı-su reaktörleri (PWR) ve kaynar su reaktörleri (BWR), başlıca reaktör tasarımlarıdır (Tanır et al., 2013).

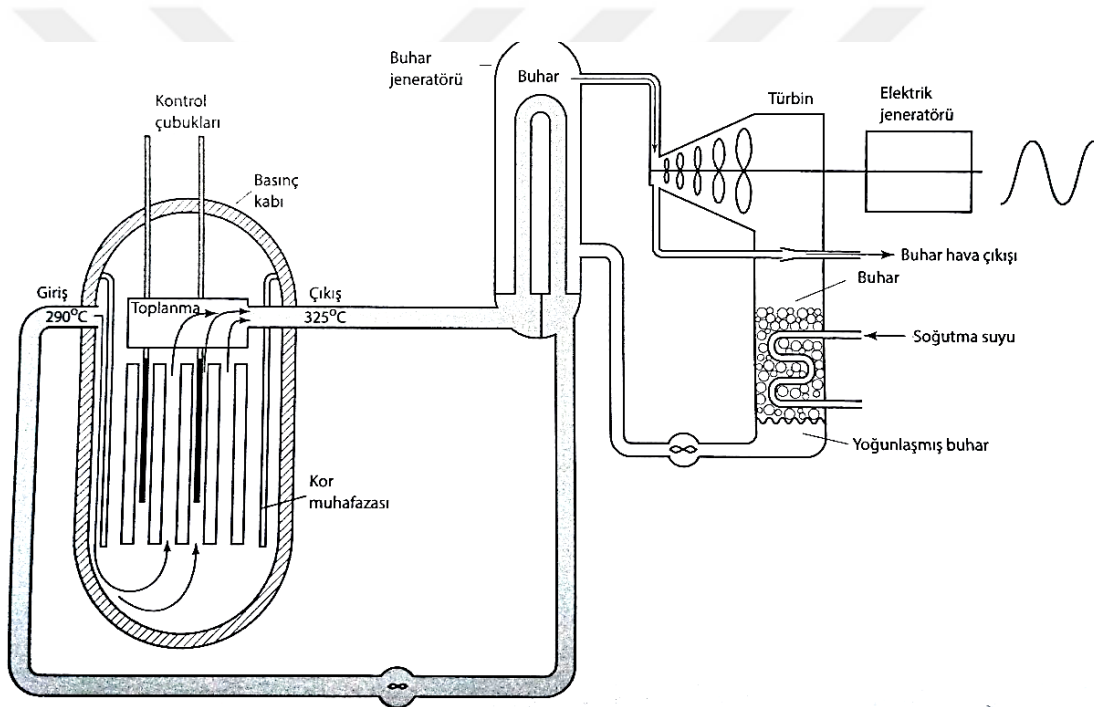
1.6.1. Basınçlı Su Reaktörleri (PWR)

Bu reaktörler, suyu kaynamasını önlemek için yüksek basınç altında reaktör çekirdeğine pompalar. Çekirdek içindeki su, nükleer fisyon tarafından ısıtılır ve ardından bir ısı değiştirici içindeki tüplere pompalanır. Bu tüpler, ayrı bir su kaynağını ısıtarak buhar oluşturur. Buhar daha sonra bir elektrik jeneratörünü döndürerek elektrik üretir. Çekirdek suyu, tekrar ısıtılmak üzere reaktöre geri döner ve süreç tekrarlanır.

Basınçlı su reaktörü, aslında denizaltılarda güç üretmek için kullanılan ilk reaktörlerden biridir ve Şekil 11’de şematik bir gösterimi verilmektedir. Şekil 11’de gösterildiği gibi, su yaklaşık 290°C sıcaklıktaki basınç haznesine girer, reaktör korunun dış çevresinden aşağıya doğru akar ve burada nötronların reaktör koruna geri yansımaya yardım eder. Reaktör koru boyunca yukarı doğru çıkar, burada ısıtılır ve sonra yaklaşık 325°C sıcaklıkla hazneden çıkar. Kaynama olmayacak şekilde bu birincil soğutma suyu yüksek basınç (2200 psi) altında tutulur. Soğutma suyu hacminde herhangi bir azalma ve bunu takiben basınçtaki düşüş birincil soğutma suyunun buharlaşmasına neden olabilir ve sonuçta yakıt zararına yol açabilir. Basınçlı su reaktörlerinde (PWR) her bir soğutucu halka için bir tane olmak

üzere dört soğutucu pompa bulunur ancak tüm sistem için yalnızca bir basınç ayarlayıcı vardır.

Birincil soğutucuda kaynamaya izin verilmediği için buhar, buhar jeneratörleri içeren ikinci bir devrede üretilmelidir. Reaktörden alınan ısınmış soğutma suyu, buhar jeneratörüne alttan girer, yukarı doğru gider ve ardından her biri ters U şeklindeki birkaç bin tüp aracılığıyla aşağıya doğru ilerler. Bu tüplerin dış yüzeyleri daha düşük basınçlı ve daha soğuk besleme suyu ile temas halindedir. Bu su, ısı açığa çıkarır, kaynar ve türbinlere yönlendirilen buharı üretir. Harcanan buhar yoğunlaşır ve ikincil devreyi tamamlamak için buhar jeneratörlerine geri pompalanır (Tanır vd., 2013).



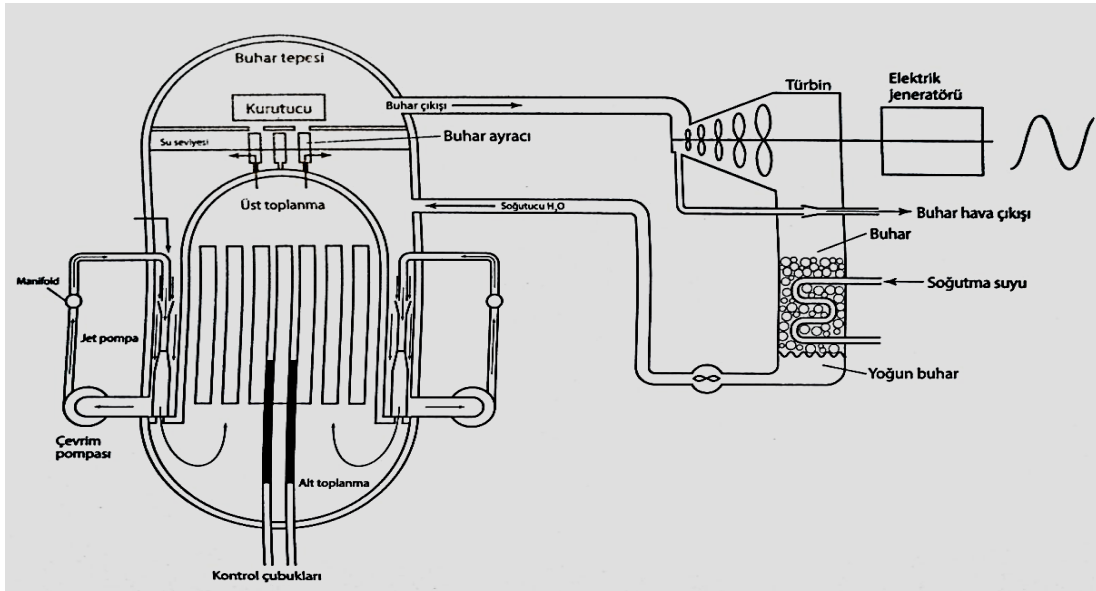
Şekil 11. Basınçlı su reaktörünün şematik gösterimi

Yakıt çubukları, yakıt tüpleri içine yerleştirilir ve aralarında teması önlemek için belli bir aralıkla tutulur. Aksi takdirde, aşırı ısınır ve fisyon ürünlerinin yayılmasına neden olabilir. Çubuklardaki küçük yakıt topaklarının bazıları çalışma sıcaklıklarında az miktarda büzülebilir ve yakıt tüpleri içinde boş alanlar yaratabilir. Moderatör-soğutucunun yüksek basıncından dolayı oluşabilecek yakıt bozulmalarını önlemek için yakıt tüpleri helyum ile doldurulur. Fisyon ürünü gazlar da tüplerdeki basıncı 14 MPa'a kadar artırabilir.

PWR'nin kontrolü, kora giren kontrol çubuklarının kullanılmasıyla ve çoğaltma faktörünü azaltmak için soğutucu su içine yerleştirilen nötron soğuran kimyasal bir materyalin (genellikle borik asit) çözeltisiyle gerçekleştirilir. Kimyasal materyal konsantrasyonu, reaktivite dengesini en uygun durumda tutmak için korun kullanım süresi boyunca sürekli olarak ayarlanır.

1.6.2. Kaynar Su Reaktörleri (BWR)

BWR'ler, suyu ısıtarak ve buharı doğrudan reaktör kabında üreterek çalışırlar. Su, reaktör çekirdeğinin içinden pompalanır ve fisyon tarafından ısıtılır. Borular daha sonra buharı doğrudan bir türbini besleyerek elektrik üretir. Kullanılmayan buhar, daha sonra tekrar suya yoğunlaştırılır ve ısıtma sürecinde yeniden kullanılır. BWR, hem soğutucu hem de moderatör için hafif su kullanır. Şekil 12'de gösterildiği gibi, su, türbinlere doğrudan yönlendirilen buharı üreten reaktör içinde kaynar. Bu doğrudan döngü tasarımı büyük bir avantaj sağlayabilir çünkü ayrı bir ısı transferi döngüsü ihtiyacını ortadan kaldırır. BWR, doğrudan döngü santrali olduğundan buhar üretmek için PWR'den daha fazla ısı depolar. Isı, sadece akışkanın sıcaklığını değiştiren hissedilebilir ısı olarak çıkartılır. Böylece belli bir güç çıkışı için bir BWR'den ısı çıkartmada daha az suya ihtiyaç vardır.



Şekil 12. Kaynar su reaktörünün şematik gösterimi

Ancak, su reaktör korundan geçerken radyoaktif olur. Bundan dolayı türbinler, yoğunlaştırıcılar, ısıtıcılar, pompalar, borular, vs. gibi buhar borularının zırhlanmaları gerekir. Buhar içerisindeki radyoaktivite, ksenon, kripton, iyot radyoaktif izotoplarını ve ayrılmış oksijen ve hidrojene ek olarak diğer halojenleri içerir. Bu gazlar türbinden geçtikten sonra buhar jeti tarafından atılır ve çevreye bırakılmadan önce radyoaktifliğin azalması için saklanmalıdır.

BWR'de, soğutma suyu alttaki bir bölme girer ve reaktör koruna doğru yukarı akar. Su kaynarken boşluklar oluşur ve reaktör korunun en üstüne ulaştığı zaman soğutucu sıvı su ve buharın bir karışımıdır. Buhar kabarcıklarının beklenmedik davranışı kontrolü zorlaştırır ancak yüksek basınçlarda yapılırsa kaynama kararlıdır. Türbin sadece buhara ihtiyaç duyar. Buhar-su karışımı reaktör kabının üstüne yerleştirilmiş ayırıcı ve kurutucudan geçer. Ayırıcılar ve kurutuculardan kalan artık su, yoğunlaştırıcıdan gelen besleme suyu ile karıştırılır ve reaktör koruna geri gönderilir.

Reaktöre giren su, kor kabuğu ile reaktör kabı arasındaki dairesel bir bölge boyunca geçer. Borular, aşağıya hareket eden suyu alt kısmına yakın bir yerden emer ve reaktörün güç seviyesine bağlı olarak 18 ile 24 jet pompasıyla yüksek basınçta pompalar. Tipik bir BWR, 290°C ve yaklaşık 7 MPa'lık buhar üretir ve %33-34 üzerinde bir verime sahiptir. Bir BWR içindeki basınç, bir PWR'dekinin yaklaşık olarak yarısı kadardır bu yüzden daha ince basınç kapları kullanılabilir ancak güç yoğunluğu (W/cm^3) daha küçük olduğu için basınç kabı daha büyük yapılmalıdır. Bu da her ikisinin maliyetinin az çok eşitleneceği anlamına gelir. Bir BWR içindeki yakıt, kapalı tüplerde bulunan az zenginleştirilmiş UO_2 topaklarıdır ve korun yerleşimi PWR'dekine benzerdir. Ancak BWR kontrol çubukları daima alta yerleştirilir (PWR'de üsttedirler). Buhar boşlukları, korun üst kısmındaki soğutucu içinde olmasından dolayı belli bir kontrol çubuğu hareketi için etkin değeri korun alt kısmında daha yüksek olacaktır (Tanır et al., 2013).

1.6.3. Metsamor Nükleer Güç Santrali

Metsamor Nükleer Güç Santrali, 1970'lerde inşa edilen birinci nesil Sovyet teknolojiyle yapılmış bir santraldir. Santral, Metsamor-1 ve Metsamor-2 olarak adlandırılan iki ayrı üniteden oluşur. Metsamor-1 ünitesinin inşaatı 1973'te başlamış

ve 1976'da faaliyete geçmiştir. Metsamor-1 ünitesi WWER 440/V230 tipinde olup 240 MWe güce sahiptir ve bugün en ilkel reaktörlerden biri olarak Çernobil Nükleer Enerji Santrali'nden daha riskli olarak kabul edilmektedir. Elektrik üretmeye 1979 yılında başlayan WWER 440/V270 tipindeki Metsamor-2 ünitesi ise 400 MWe güce sahiptir (Baghirova, 2018). Metsamor Nükleer Güç Santrali basınçlı su reaktörü olup, batıdaki modern nükleer enerji santrallerinde bulunan radyoaktif sızıntıyı önlemek için bir koruma kubbe sistemi içermemektedir. Bunun yanı sıra, yetersiz soğutma suyu ve güvensiz eski teknolojisi bölgedeki ülkeler için bir risk oluşturmaktadır. Yeni teknolojik standartlardan uzak olan santralin birinci ve ikinci ünitesi nükleer bir kaza durumunda oluşacak riskleri önleme özelliklerine sahip değildir. Santralin Ağrı Dağı'nın fay hattında olması da santrali son derece tehlikeli hale getirmektedir. Santralin yapımının planlanması aşamasında, bölgenin deprem riskine sahip olduğu ve bölgedeki su kaynaklarının radyoaktif maddelerle karışma riski olduğu yönündeki Sovyet bilim adamlarının uyarılarına rağmen santral inşa edilmiştir (Baghirova, 2018; Gürçam, 2022).

Metsamor Nükleer Güç Santrali'nin bir diğer tehlikeli özelliği nükleer yakıtı koruyucu bir havuzun bulunmamasıdır. Bu durum, ülkemizle birlikte santrale yakın diğer ülkeler için ciddi bir tehlike oluşturmaktadır. Metsamor Nükleer Güç Santrali, reaktör-soğutucu atık sularını Aras Nehri'ne boşaltmaktadır ve bu durum sadece yakın çevresini değil nehrin ulaştığı tüm ülkeleri etkileyecek niteliktedir.

Sonuç olarak, 1986'daki Çernobil Nükleer Enerji Santrali kazasının etkileri yıllar sonra bile özellikle Karadeniz Bölgesi'nin doğusunda hissedilmektedir. Bu nedenle, Iğdır'dan görülebilecek kadar yakın olan Metsamor santralinde olası bir nükleer kazanın etkileri çok daha büyük olacaktır.

1.7. Nükleer Santrallerde Radyolojik Salımlar

Ticari nükleer santraller, normal işletme koşullarında çevreye az miktarda radyasyon salmaktadır. Salınan radyoaktif izotopların birçoğu santral tarafından işlenmiş sıvı ve katı radyoaktif atıkların yanı sıra gaz veya sıvı atıklar halinde ortaya çıkar. Bu salımlar, elektrik enerjisi üretiminin yan ürünlerini temsil eder (Eisenbud vd., 1997).

Rutin işletme sırasında ticari bir hafif su reaktöründe üç kategori şeklinde radyoaktif yan ürün üretilir: fisyon ürünleri, nötron aktivasyon ürünleri ve trityum (Glasstone & Jordan, 1980). Fisyon ürünleri, nükleer yakıtın radyoaktif bozunumu sonucunda oluşur. İşletimdeki bir reaktörde yaklaşık 300 farklı nüklid oluşur. Bu nüklidlerin çoğu radyoaktiftir. Fisyon ürünleri arasında gaz halinde fisyon ürünleri de bulunur; ^3H , ^{85}Kr ve ^{133}Xe . Oda sıcaklığında katı olan iyot buharlaşmadan dolayı gaz eflüenti olarak da salınır. Bu salımlarda önemli miktarda doz alınan iyot izotopları da bulunur. Bunlar, ^{131}I , ^{133}I ve ^{135}I 'dir.

Aktivasyon ürünleri nötronların su ve havadaki oksijenle, hava içindeki azot ve argonla, ayrıca safsızlık korozyon elementleriyle etkileşiminden kaynaklanır. Fisyon ürünleri gibi birçok nötron aktivasyon ürünü kısa yarı ömürlü (<1 gün) olmaları veya küçük miktarlarda bulunmaları nedeniyle reaktör atıklarında önemsizdir. Gaz halindeki aktivasyon ürünleri arasında ^{13}N , ^{14}C , ^{16}N ve ^{41}Ar yer alır. Nötronların korozyon ve erozyon elementleriyle etkileşimi sonucu ortaya çıkan önemli sıvı ve katı atık aktivasyon ürünleri arasında ise ^{51}Cr , ^{58}Co , ^{60}Co ve ^{59}Fe bulunur.

Trityum (^3H veya T), hem nükleer fisyon (üçlü fisyon) hem de döteryumun (^2H) nötron aktivasyonu sonucu üretilir. Trityum diğer atık nüklidlerle karşılaştırıldığında çok büyük miktarlarda üretilir ve diğer nükleer reaksiyonlardan kaynaklanır. Önemli bir trityum kaynağı, yüksek enerjili nötronların bor ile etkileşimidir. Bor, PWR'lerde kontrol için (borik asit olarak) ve BWR'lerde yanıcı bir zehir olarak kullanılır (Glasstone & Jordan, 1980). Trityum ayrıca nötronların ^6Li ile etkileşiminden de oluşur.

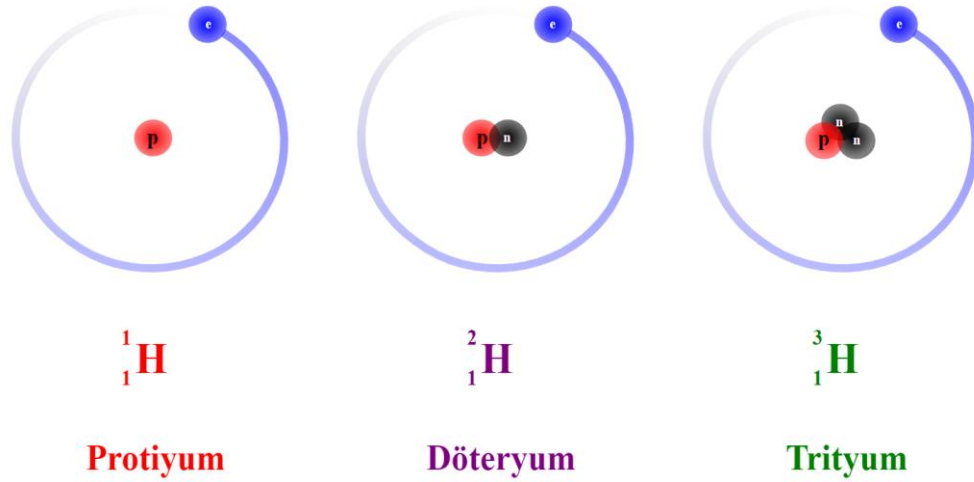
Tipik olarak işletmedeki nükleer enerji santrallerinden kaynaklanan radyoaktif emisyonlar, genel nüfus için önemsiz dozlara neden olur. 1988'de, Amerika Birleşik Devletleri'nde 70 yerde faaliyet gösteren 100 nükleer santralden alınacak ortalama kolektif etkin doz taahhüdü düşükten yükseğe kadar 0,0011 kişi-rem ($1,1 \times 10^{-5}$ kişi-Sv) ile 16 kişi-rem (0,16 kişi-Sv) arasında değişmekteydi. 2-80 km yarıçapındaki alan içinde yaşayan 150 milyon kişi için kolektif doz taahhüdü o yıl için 0,75 kişi-Sv (75 kişi-rem) idi (Baker D. A., 1995). Dünya genelinde yapılan diğer çalışmalar, nükleer santrallerin çevresindeki dozlar için benzer sonuçlar göstermiştir (Harris, 2011; Ziqiang vd., 1996).

Nükleer tesislere yakın konumda yaşayan popülasyonlarda kanser üzerine yapılan epidemiyolojik çalışmalarda kanser riski ile radyasyon maruziyeti arasında sebep-sonuç ilişkisi bulunmadığını göstermiştir (Jablon, Hrubec, & Boice J., 1991; Shleien, Ruttenber, & Sage, 1991).

Mevcut nükleer enerji santrallerinin yaşlanması ve radyoaktif atıkların artan birikimi, katı radyoaktif atık bertarafına daha fazla vurgu yapılmasına neden olmuştur. Ancak, radyoaktif atık gönderilerinin işlenmesi veya taşınması sırasında halkların alacağı dozlarda bir artış olmadığı belirtilmektedir. Dünya çapındaki tahminler, nükleer enerjinin büyümeye devam edeceğini ve buna bağlı olarak halkın maruz kalacağı radyoaktivite kaynağı olmaya devam edeceğini göstermektedir.

1.7.1. Tritiyum

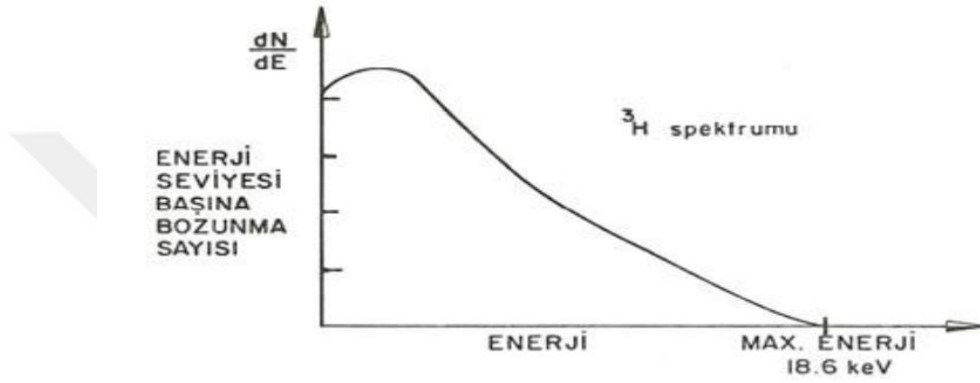
Tritiyum, hidrojen radyoaktif bir izotopudur. Hidrojenle aynı sayıda proton ve elektrona sahip olmasına rağmen normal hidrojenin sahip olmadığı iki nötrona sahiptir (Şekil 13). Bu durum, trityumu kararsız ve radyoaktif hale getirir. Tritiyum, doğal olarak kozmik ışınların üst atmosferdeki gazlarla etkileşiminden kaynaklanır ve aynı zamanda nükleer reaktörlerin bir yan ürünü olarak üretilir.



Şekil 13. Hidrojen atomunun izotopları

Tritiyum, beta radyasyonu yayınlarak bozunur. Tritiyumun süreklilik gösteren beta bozunumu Şekil 14’te gösterilmektedir. Tritiyumun en yaygın formu, bir tritiyum atomunun su (H_2O) içindeki bir hidrojen atomunun yerini almasıyla

oluşan trityumlu sudur ve HTO şeklinde ifade edilir. HTO, su ile aynı kimyasal özelliklere sahip kokusuz ve renksiz bir su formudur. Trityum temel olarak atmosferde $^{14}\text{N}(\text{n},\text{T})^{12}\text{C}$ ve $^{16}\text{O}(\text{n},\text{T})^{14}\text{N}$ reaksiyonlarından ortaya çıkar ve doğada HTO olarak bulunur fakat besinlerde organik yapılarla kısmen birleşmiş olarak bulunabilir. Trityum 12,3 yıl yarı-ömre sahiptir ve maksimum 18,6 keV (ortalama 5,7 keV) enerjili beta parçacıkları yayınlarak bozunur.



Şekil 14. Trityumun süreklilik gösteren beta bozunumu

Maksimum enerjisi 0,0186 MeV ve ortalama enerjisi 0,006 MeV olan beta parçacıkları yayarak bozunan trityum (^3H), nükleer santrallerde reaktörün soğutma sistemine kontrol amacıyla ilave edilen bor veya lityumun aktivasyonu ile bol miktarda üretilir.

1.7.1.1. Radiometrik Ölçümü

Radiometrik yöntemler, trityumun yüksek özgül radyoaktivitesi ve kısa yarı ömrü sayesinde tespitinde etkili bir çözüm sunar. Trityum, saf beta parçacık emisyonu ile bozunur ve bu özelliği, sıvı sintilasyon sayımı (LSC) yöntemiyle tespit edilmesini sağlar. Elektrolitik yöntem, trityumu sudan zenginleştirmek için kullanılırken katı örneklerde yanma yöntemiyle ölçüm yapılır. Ayrıca, trityumun ölçümü için ^3He kütle spektrometresi ve AMS gibi diğer yöntemler de bulunmaktadır. ^3He yöntemi, LSC'den daha duyarlı olmasına rağmen uzun analiz süresi gerektirir. AMS ise küçük örneklerin analizi için uygundur ancak örnek hazırlığı karmaşıktır. Genel olarak, çevresel ve atık su örneklerinde trityum tespiti

için hâlâ en yaygın kullanılan ve en güvenilir yöntem LSC yöntemidir (Hou vd., 2007).

1.7.1.2. Çevresel Değişimi

Trityum, stabil bir element değildir. Trityum, bir beta parçacığı yayarak helyuma dönüşür ve bu bozunma sürecindeki radyasyon salınımı trityumun ve tüm diğer radyoaktif maddelerin güvenliği konusunda endişe yaratır.

Trityum, hidrojenin tek radyoaktif izotopudur ve hidrojen gibi oksijenle reaksiyona girerek su oluşturur. Trityumun trityumlu suya dönüşümü karmaşık ve yavaş bir süreçtir. Trityum, renksiz ve kokusuz bir gazdır. Trityumlu su, normal su gibi çevrede hareket eder.

Çevreye salınan trityumun bir kısmı, karbonhidratlar, yağlar veya proteinler gibi besinlere geçebilir. Gıda yoluyla alınan trityum (organik olarak bağlı trityum), vücutta trityumlu sudan daha uzun süre tutulduğu için biraz daha büyük bir sağlık riski oluşturur. Bu durum, trityum atomunun vücut içinde daha olası bir şekilde bozunabileceği anlamına gelir ve bu da hücrelere zarar verebilir.

Çevresel sularda kozmik trityumun ortalama konsantrasyonu, yedi bölmeli modele dayalı olarak 100-600 Bq/m³'tür. ³H'nin, %10 hidrojen içeren bir vücutta yüzey suyuyla aynı konsantrasyonda (örneğin; 400 Bq/m³ veya 12 pCi/L) bulunduğu varsayılırsa vücuttaki ortalama yıllık soğurulan doz 0,012 µSv olur.

Kişiler trityuma ya ³H elementi olarak ya da HTO formundaki trityumlu suyu (T₂O, trityum oksiti) yutarak radyasyona maruz kalabilir. Maruz kalınan ³H elementi, az miktarda solunum yoluyla vücut suyunda depolanır ve bir kısmı deri yoluyla soğurulur; tespit edilmesi zor olan geri kalanı ise solunum yoluyla dışarı atılır veya oksijenle birleşerek HTO formuna dönüşebilir.

İnsan yapımı kaynaklarla çoğaltılmış olmanın dışında, ¹⁴C ve ³H biyosferde uzun zamandan beri denge halindedir; yani, nötron etkileşimleriyle üretim hızı, radyoaktif bozunma hızıyla eşittir. ¹⁴C içermeyen CO₂ salınımına neden olan fosil yakıtların tüketimiyle son yüzyılda çevredeki ¹⁴C'ün kozmik içeriği azalmıştır. Buna karşılık, atmosferik nükleer silah denemeleri ve diğer insan faaliyetleri ³H ve ¹⁴C'ün içeriğini artırmıştır.

Trityumun çevreye büyük miktarlarda salındığı ancak insanlara yönelik dozun küçük olduğu bilinmektedir. Trityum, 1950'lerin ortalarından 1960'ların başlarına kadar gerçekleştirilen atmosferik nükleer silah testleriyle dünya çapında yayılmıştır. Atmosferdeki trityum envanteri 1963'te zirveye ulaşmış ve o zamandan beri hızla azalmaktadır. Kozmik ışınlar tarafından üretilen atmosferdeki doğal trityum seviyeleri sabittir ve yapay trityum seviyelerinin 2030'a kadar doğal trityumla karşılaştırılabilir olacağı tahmin edilmektedir.

1.7.1.3. İnsan Sağlığına Etkisi

Bireyler, trityum içeren çıkış uyarı işaretleri veya ışıklı kadran ürünleri aracılığıyla da trityuma maruz kalabilirler. Trityum, normal hidrojenle benzer şekilde tepki verdiği için vücuda su formunda kolayca entegre olur. Genel olarak, trityumdan kaynaklanan orta dereceli bir risk, dünya genelinde mevcut çevresel trityum seviyelerinin düşük olmasından dolayı genellikle önemli değildir. Ancak, yoğun kaynaklardan yüksek trityum seviyelerine maruz kalma bireyler için bir sağlık riski oluşturabilir.

Trityum, cilde nüfuz edemeyecek kadar zayıf olan nispeten zayıf bir beta radyasyon kaynağıdır. Ancak, aşırı miktarda maruz kalınması halinde kanser riskini artırabilir. Trityum vücuda soluma, yutma veya deriden emilme yoluyla girebilir.

Trityum radyasyonundan korunma yöntemlerinin belirlenmesinde en büyük rolü trityumun oksit formu oynar çünkü tüm vücudun radyasyon alımı oksit formunun vücut suyuna karışmasıyla gerçekleşir. Havadaki trityum okside maruz kalan bir kişi için solunan miktarın %50'sinin deri yoluyla soğurulduğu kabul edilir. Trityumun çoğu vücuttan trityumlu su olarak idrarla, nefeste nem olarak ve terleme yoluyla çıkar. Teneffüs edilen trityumlu hidrojen gazının çoğu hemen nefesle dışarı verilir.

Kimyasal reaksiyonlar açısından trityum normal hidrojenle benzer şekilde tepki verir. Bu nedenle trityum, vücutta normal su gibi seyrelir. Trityumun yumuşak dokuda konsantrasyonu ve bu dokulara uygulanan doz genellikle homojendir ve dokunun su içeriğine bağlıdır. Trityum, vücuttaki su içeriği sık sık değiştiği için dokulardan hızla temizlenir. Hayvanlar üzerindeki çalışmalar, trityumun karaciğer hücrelerinde anormal değişikliklere (aberasyon) neden olduğunu, DNA sentezini

yavaşlattığını, kemik iliği hücrelerinde sitolojik (hücresel) zarara yol açtığını ve çeşitli dokulardaki hücrelerin ölümüne neden olduğunu göstermiştir (Lowry Dobson vd., 1974).

1.7.1.4. Kullanım Alanları

Trityum, kendiliğinden ışık kaynakları oluşturmak için kullanılabilir. Trityumun radyoaktif bozunması sırasında ortaya çıkan beta parçacıkları veya elektronlar, fosfor adı verilen kimyasal maddelerle etkileşime girdiklerinde ışık yaymalarına neden olur. Bu fenomen, aydınlatılmış tabelalar, kol saati kadrantları, gece kullanımı için ateşli silah nişangahları gibi çeşitli uygulamalarda kullanılır. Trityum tabanlı aydınlatmanın avantajı dış güç kaynaklarına örneğin pillere ihtiyaç duymamasıdır; bu da elektriğin uygun olmadığı veya mevcut olmadığı durumlar için uygundur.

Trityum, bazen moleküllerdeki reaksiyonları ve yolları izlemek için radyoaktif bir etiket olarak kullanılır. Hidrojen, neredeyse tüm organik kimyasallarda bulunduğundan araştırma altındaki moleküle trityumu yerleştirmek kolaydır. Trityumun kullanılmasının dezavantajı, göreceli olarak zayıf bir sinyal üretmesidir.

Trityum, araştırmacı bilim insanları için de önemlidir çünkü radyoaktif bir izotop olarak kimyasal reaksiyonları analiz etmek için kullanılabilir. Bir moleküldeki kararlı hidrojen atomlarını trityum atomu ile değiştirerek araştırmacılar trityum tarafından yayılan radyasyonu takip ederek reaksiyonun sonuçlarını anlayabilirler. Radyoaktif izleyiciler, yerine geçtikleri atomun izotopları olmalıdır; bu da aynı sayıda protona sahip olmaları gerektiği anlamına gelir. Hidrojenin çok yaygın bir atom olması nedeniyle trityum geniş bir test reaksiyonları yelpazesinde kullanılabilir. Ayrıca, trityum, okyanus türlerinin fiziksel, kimyasal ve hatta biyolojik alanlardaki evriminin araştırılmasına izin veren geçici süreçlerin bir izleyicisi olarak kullanılır.

1.8. Sıvı Sintilasyon Sayacı (LSC)

Sıvı Sintilasyon Sayımı (LSC), β yayan nüklidlerin radyasyonunu ölçmek için yaygın olarak kullanılan bir yöntemdir. Bu radyasyon tespit sistemleri, taşınabilir Geiger-Müller sayacından daha duyarlıdır ve olaya maruz kalan radyasyon parçacığının enerjisini kısmen ölçebilir. Bu nedenle, LSC'ler belirli bir izotopa özgü

maksimum β enerjisine dayanarak farklı izotopları ayırt etmede kullanışlıdır. Örnekler, aromatik bir çözücü (tarihsel olarak benzen veya toluen ancak son zamanlarda daha az tehlikeli çözücüler tercih edilmektedir) ve fluoren adı verilen diğer katkı maddelerini içeren bir "kokteyl" içinde çözülmüş ya da askıya alınmıştır.

Sıvı sintilasyon kokteylleri, radyoizotopların yaydığı enerjiyi emer ve flaşlar halinde ışık olarak yayar. Örnekten yayılan beta parçacıkları, enerjiyi çözücü moleküllere aktarır; bu enerji daha sonra floresansa aktarılır. Uyarılmış flor molekülleri, enerjiyi ışık yayarak serbest bırakır. Böylece, her β emisyonu (ideal olarak) için bir ışık darbesi oluşturulur.

Sintilasyon kokteylleri, yayılan ışığın dalga boyunu daha kolay algılanabilir hale getirmek için kullanılan katkı maddelerini içerir. İdeal koşullarda, sayma verimlilikleri Trityum (düşük enerjili bir β yayıcı) için yaklaşık %30'dan, yüksek enerjili bir β yayıcı olan Fosfor-32 için ise neredeyse %100'e kadar değişmektedir.

Bazı kimyasal bileşikler (özellikle klor bileşikleri) ve yoğun renkli örnekler sayım sürecine müdahale edebilir. Bu durum, "quenching" olarak bilinir ve veri düzeltme yöntemleri veya dikkatli örnek hazırlığı ile aşılabilir.

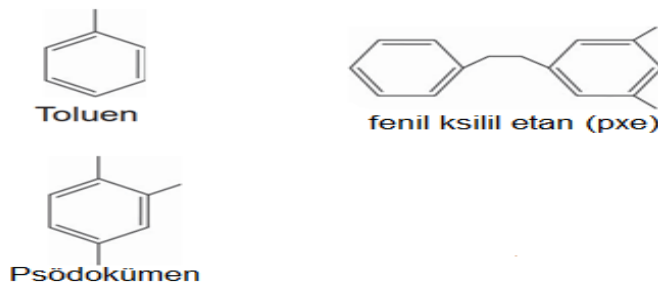
1.8.1. Çözücünün Rolü

Sıvı sintilasyon kokteylinin çözücü kısmı, genellikle toplam çözeltinin %60 ile %99'unu oluşturur. Bir radyoizotop kokteylin içinde çözüldüğünde ve bir emisyon olayına uğradığında, parçacığın veya ışının enerjisi harcanmadan önce büyük olasılıkla yalnızca çözücü molekülleri ile etkileşime girecektir. Bu nedenle, çözücü enerjinin etkili bir şekilde toplanması için verimli bir enerji toplayıcı olarak hareket etmeli ve enerjiyi diğer mekanizmalar aracılığıyla dağıtmak yerine fosfor moleküllerine iletmelidir. Çözücü, fosforun sintilasyonunu sönmleme riski taşımamalı ve son olarak fosforu çözerek kararlı, sayılabilir bir çözelti oluşturmalıdır.

Aromatik organikler, sıvı sintilasyon sayımı için en iyi çözücüler olarak kanıtlanmıştır. Tipik bir sıvı sintilasyon sayımı çözücüsü olan toluen, β etkileşimi için bir hedef sağlayan toluen halkasının (veya herhangi bir aromatik halkanın) π bulutuna sahiptir. Bu π bulutu, olay parçacığının enerjisini yakalar. Yakalanan enerji, genellikle toluenin ışık yayma veya diğer alternatif bozunma modlarına eğilim göstermemesi nedeniyle başka bir çözücü molekülüne transfer yoluyla kaybolur. Bu

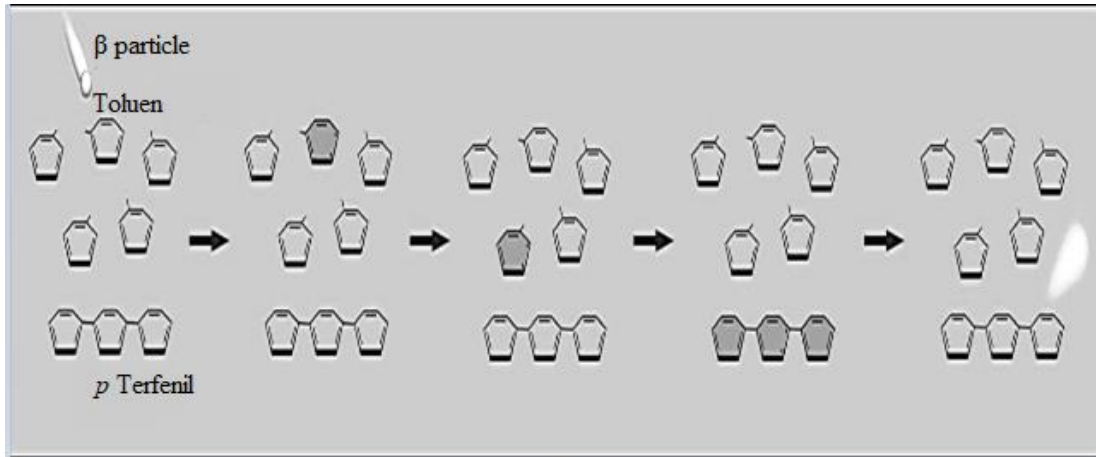
nedenle, bir β parçacığının bir toluen çözeltisinden geçmesi, geride bir dizi enerji kazanmış toluen molekülü bırakır. Bu moleküller arasındaki enerji, çözücü halka sistemleri arasında etkili bir şekilde alınıp verilerek çözünmüş fosforlar tarafından etkili bir şekilde yakalanır.

Şekil 15'te Toluen, psödokümen veya fenil ksilil etan gibi solventler, gelen radyasyonun enerjisini absorbe etmek için kullanılır (Şekil 15).



Şekil 15. Sintilasyon kokteyllerinde kullanılan solventler

Sintilasyon kokteylindeki çözücü moleküller alfa veya beta parçacığı enerjisinin bir kısmını emer. Enerji, enerjiyi emen ve ışık olarak yeniden yayan bir fosfora ulaşana kadar solvent molekülleri arasından geçer (Şekil 16).



Şekil 16. Enerjinin solvent molekülleri arasından geçişi

1.8.2. Fosforların Rolü (Sintilatörler)

Fosforlar genellikle birincil ve ikincil sintilatörler olmak üzere iki gruba ayrılır. Birincil sintilatörler, çözeltinin %0,3-1'ini oluşturur ve ışık emisyonuna

dönüştürme görevini üstlenir. Bu sintilatör molekülleri, çözücü moleküller arasında enerji transferine izin veren bir dipol momentine sahiptir. Birincil sintilatörler, ışık yayma yeteneğine sahip olmalı ve çözücü içinde etkili bir enerji yakalama için yeterli konsantrasyonda çözünmelidir.

İkincil sintilatörler veya dalga boyu değiştiriciler, başlangıçta fotoçoğaltıcı tüplerinin dar spektral tepkisini telafi etmek amacıyla sintilasyon kokteyllerine eklenen bileşenlerdir. Çoğu birincil sintilatör 408 nm'nin altında ışık yaydığı halde erken fotomultiplikator tüplerinin bu aralıktaki tepkisi önemli ölçüde düşüktür.

İkincil bir sintilatör, uyarılmış birincil sintilatörün floresans enerjisini yakalar ve bunu daha uzun bir dalga boyunda bir sinyal olarak yeniden yayar. Bu enerji dönüşüm süreci tam olarak anlaşılamamıştır (Birincil sintilatörün emisyon spektrumu ile ikincil sintilatörün absorpsiyon spektrumu genellikle örtüşse de dönüşüm kinetiği doğrudan temasa işaret eder; bu yalnızca bir emisyon-absorpsiyon olayı değildir).

Modern fotoçoğaltıcı tüpleri genellikle birincil sintilatörden gelen ışık darbelerini sayabilme yeteneğine sahip olmasına rağmen ikincil sintilatörler birçok durumda verimliliği artırmak için kullanılmış ve hala çoğu kokteyle dahil edilmektedir.

Naftalin, düşük verimli bir sintilatör olarak görev yapabilmesinin yanı sıra, diğer organik bileşenlerle birlikte çözücü olarak da kullanılabilen benzersiz bir özelliğe sahiptir.

1.8.3. Sinyallerin Yorumlanması

1.8.3.1. Işık Emisyon Modelleri

Bir β parçacığı, bir sintilasyon kokteyli içinden geçerken, uyarılmış çözücü moleküllerinin bir izini bırakır. Bu uyarılmış çözücü moleküller, enerjilerini sintilatör moleküllerine transfer eder ve sintilatör molekülleri ışık yayarak tepki verir.

Her sintilatör molekülü, yalnızca bir fotondan oluşan bir ışık yayar ve yayılan fotonun dalga boyu, β parçacığının özelliğine değil sintilatörün özelliklerine bağlıdır. Ancak bir β parçacığının ürettiği uyarılmış moleküller birden fazla sintilatörü etkinleştirir.

Bir kokteylde bir β parçacığının izi genellikle 0,1 cm'den daha kısadır ve bu nedenle uyarılmış moleküllerin yarı ömrü kısa olduğundan bir emisyon olayından kaynaklanan foton patlaması küçük bir alan içinde meydana gelir. Bu patlama, fotonların PMT'ye yeterli eşzamanlılıkla ulaşmasını sağlar ve böylece bir ışık darbesi olarak algılanabilir. Üretilen fotonların sayısı, β parçacığının yol uzunluğu ile doğru orantılıdır ve bu, emisyon enerjisiyle belirlenir. β parçacığı, sahip olduğu enerji tükenene kadar solvent molekülünden solvent molekülüne enerji aktararak ilerler. Her ışık darbesinin yoğunluğu, emisyon enerjisine karşılık gelir ve birim zamanda kaydedilen darbe sayısı, radyoaktif emisyonların sayısını temsil eder. Sintilasyon sıvısı içinden geçen tek bir β parçacığı neredeyse eşzamanlı olarak çok sayıda ışıma olayına neden olur. Bu fotonlar, fotoçoğaltıcı tüp tarafından bir enerji darbesi şeklinde kaydedilir. Bu ışık darbesinin büyüklüğü yayılan fotonların sayısıyla orantılıdır.

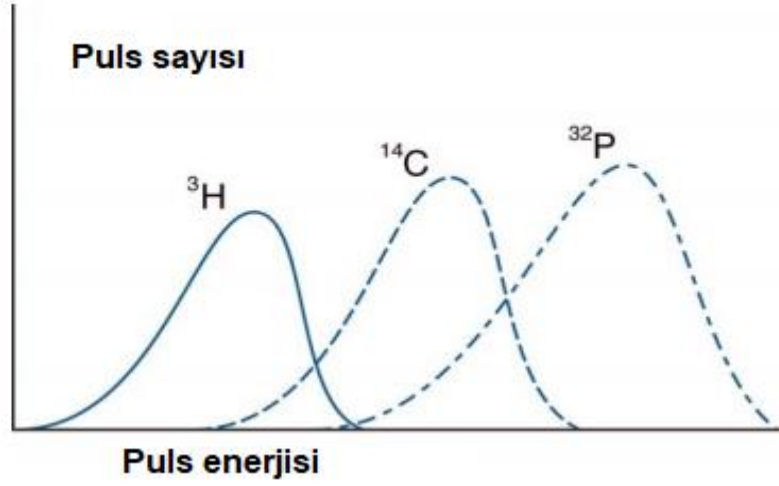
1.8.3.2. Puls Analizi

Sintilasyon sayacı, her foton pulsunu bireysel β emisyon olayının enerjisine karşılık gelen fotonların sayısına göre sınıflandırır. Pulsar, belirli kanallara toplanır ve her kanalda dakikadaki sayım (CPM) kaydedilir. Her kanal, belirli bir β enerji aralığını temsil eder (bu kanallar aynı zamanda sayım pencereleri olarak da bilinir). Belirlenen sınırların üzerindeki veya altındaki enerjilere sahip sayımlar, ilgili kanaldan çıkarılır.

Genellikle üç kanalın seçilmesi yaygın bir uygulamadır; bu da emisyonların enerji spektrumunu düşük, orta ve yüksek enerjiye böler. En düşük kanal, ^3H emisyonunun enerjisine, en yüksek kanal ise ^{32}P 'ye karşılık gelir (Şekil 17). Sayımlar tamamlandığında, araştırmacı radyasyon yoğunluğunu CPM olarak ifade eder ve enerji dağılımını veya spektrumu belirler. CPM, örnek içindeki izotop miktarıyla orantılıdır ve spektrum, izotopun kimliğini gösterir.

Teorik olarak ideal bir kokteylin içinde her β parçacığının enerjisinin tamamı toplanır ve ışığa dönüştürülür. Ardından, yayılan β enerjisinin spektrumu ve DPM (dakikadaki bozunma) değerleri doğrudan verilerden alınabilir. En yüksek enerjili emisyonlar, bilinen radyoizotopların E_{max} (maksimum emisyon enerjileri) ile karşılaştırılır ve izotop kimliği doğrulanır. Ancak gerçek kokteyller, özellikle düşük

enerjili β emisyonları ile birlikte enerji toplama ve dönüştürme konusunda %100 verimli değildir.

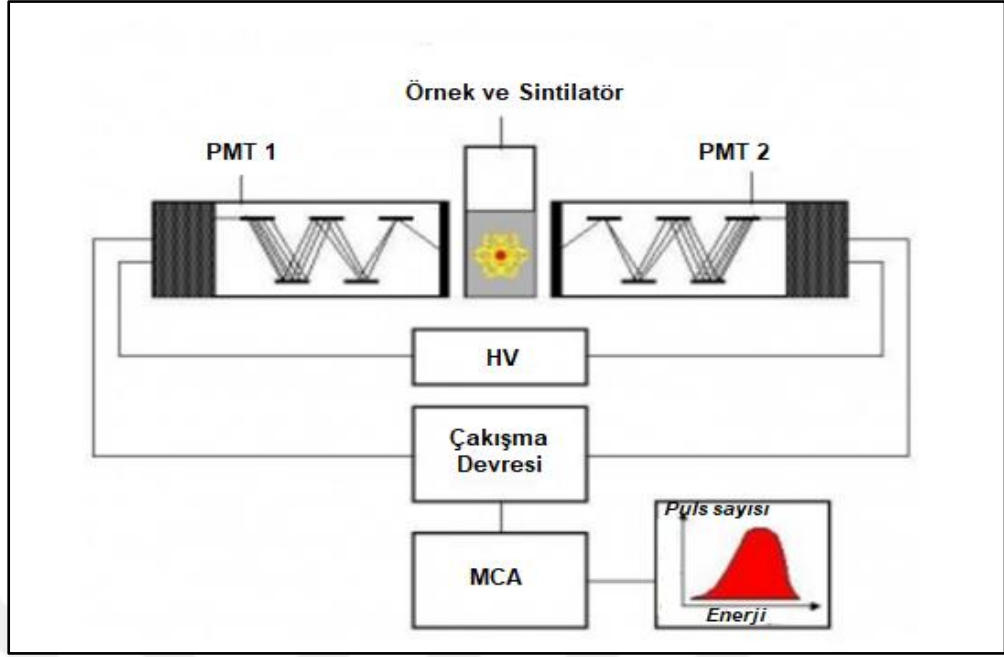


Şekil 17. β emisyonlarının enerji spektrumu

1.8.3.3. Sıvı Sintilasyon Sayım Akışı

Sıvı sintilasyon sayacının elektronik devresi Şekil 18’de gösterildiği gibidir.

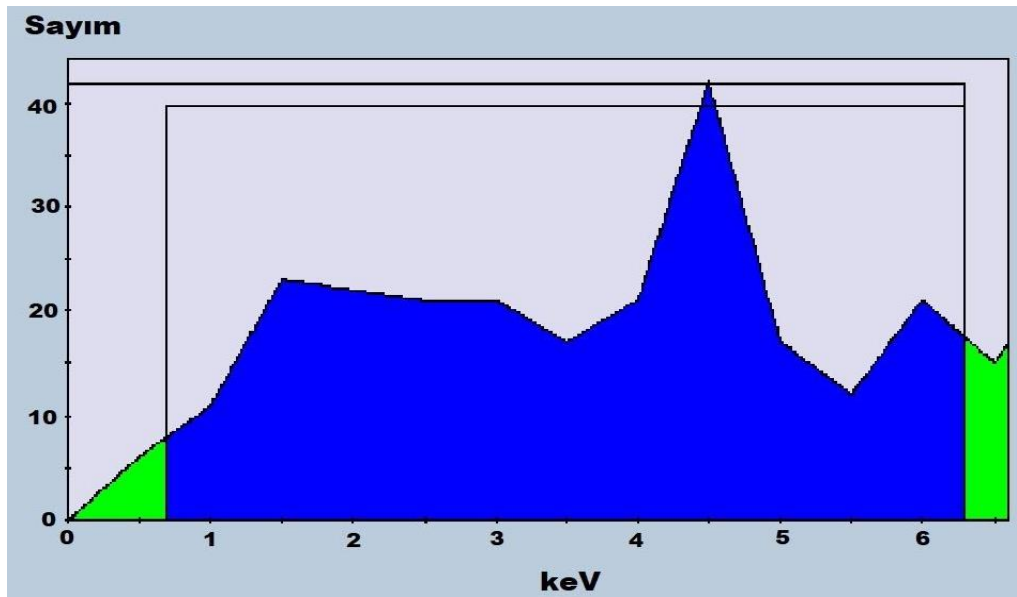
- Sintilatörlerden gelen ışık dedektör tarafından toplanır.
- Işık, fotoçoğaltıcı tüpte (PMT veya PM tüpü) elektronlara dönüştürülür. Bu elektronlar PMT ile 100.000 kattan fazla çoğaltılır. Bu durumda, örneğin her radyoaktif bozunması bir elektrik darbesine neden olur.
- Bir darbenin yoğunluğu, örnekten yayılan parçacıkların veya fotonların kinetik enerjisiyle orantılıdır ve puls hızı örnekteki radyoaktivite miktarıyla orantılıdır. Buradan, sıvı sintilasyon sayımı yapılarak örnekteki radyoizotopun bazı özellikleri ve miktarı bulunabilir.
- Kokteyldeki ışık emisyonu izotropiktir.
- Arka plan gürültüsünü azaltmak için iki PMT kullanılır ve bozunma sırasında oluşturulmayan tek foton olaylarını reddeder. PMT çıkış darbeleri, tek foton olaylarını filtrelemeye yardımcı olan bir çakışma devresinden geçer (CU, 2021).



Şekil 18. Sıvı sintilasyon sayacının elektronik devresi

Çakışma devresinden geçen pulslar, dijital değerlere dönüştürülür ve çoklu kanal analizöründe (MCA) şiddetlerine göre slotlara atanır. Her bellek adresi, LSC spektrumundaki bir kanala karşılık gelir, bu nedenle her kanal numarası yayılan parçacığın veya fotonun enerji seviyesine karşılık gelir.

Hazırlanan bir örneğin LSC cihazında ölçümü sonrası elde edilen spektrum görüntüsü Şekil 19’ da gösterilmektedir.



Şekil 19. Bir örneğin LSC’de ölçümü sonrası elde edilen spektrum görüntüsü

Kanal numarası ne kadar yüksekse, parçacık veya foton o kadar enerjiktir.

Puls hızı, her kanal için sayım hızına karşılık gelir ve dolayısıyla radyoaktif bozunma hızını ifade eder.

1.8.3.4. Sayım Verimliliği

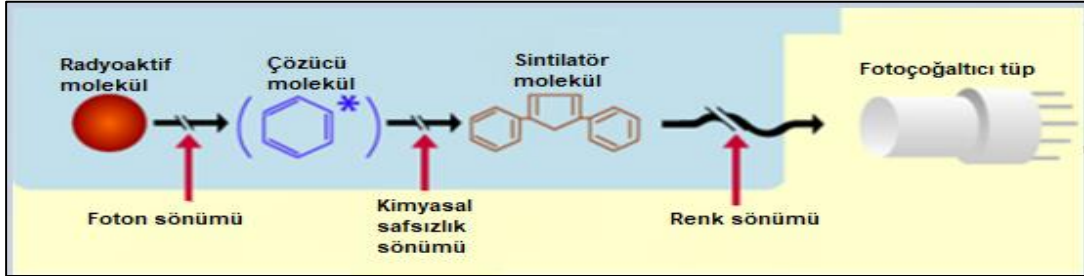
Bir sintilasyon kokteylinin etkinliği birkaç şekilde ifade edilebilir ancak genellikle tespit edilebilir bir foton darbesi üreten emisyon olaylarının yüzdesi olarak verilir; buna "sayma verimliliği" denir. Başka bir deyişle, sayma verimliliği, CPM/DPM olarak ifade edilen dakikadaki sayımların (CPM) dakikadaki parçalanmalara (DPM) oranıdır ve yüzde olarak ifade edilir. Sayma verimliliği, farklı izotoplar, örnek kompozisyonları ve sintilasyon sayacı tipleri için değişir.

Düşük sayma verimliliği, çok düşük bir enerjiyi ışığa dönüştürme oranından (sintilasyon verimliliği) kaynaklanabilir ki bu en iyi durumda bile küçük bir değer olacaktır. Hesaplamalar, bir β emisyon olayının enerjisinin sadece yaklaşık %4'ünün en verimli sintilasyon kokteyli tarafından ışığa dönüştürüldüğünü göstermiştir. Neyse ki, bu sayı β -enerjilerinin geniş bir aralığında büyük ölçüde değişmez, bu da sinyal yorumlamasında ek bir karmaşıklık seviyesini önler. Ancak, düşük enerji dönüş verimliliği, düşük enerjili β parçacıklarının sadece birkaç foton üreteceği anlamına gelir. Örneğin, ^3H 'nin maksimum β enerjisi 0,019 MeV'dir ve %4 sintilasyon verimliliğinde yaklaşık 240 foton üretecektir. Ortalama emisyon enerjisi genellikle E_{max} 'ın %30-40'ıdır, bu da bu durumda 70-100 foton verecektir. Sintilasyon tespitinde kullanılan çoğu fotoçoğaltıcı tüp, fotonların yalnızca 1 tanesini algılar, bu nedenle ortalama ^3H β -emisyon olayı sayaçta yalnızca 20-25 fotonluk bir darbe üretecektir (Horrocks, 1974).

1.8.3.5. Sönüm (Quench)

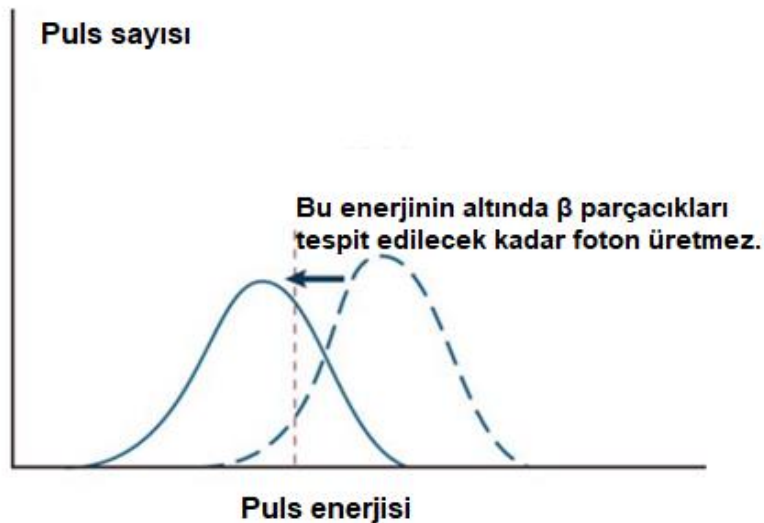
Sönüm, örnek veya kokteyl özellikleri nedeniyle sayım kaybıdır ve örnekte bulunan çeşitli bileşenlerden kaynaklanabilir. LSC'de gerçekleşebilecek olan sönüm çeşitleri Şekil 20'de gösterilmektedir. Sönüm genellikle kimyasal sönüm veya renk sönümü kategorilerine ayrılır. Kimyasal sönüm, radyoaktif enerji ışığa dönüştürülmeden önce gerçekleşir. Bu nedenle, kimyasal sönüm, her β parçacığı tarafından üretilen foton sayısını azaltır. Renk sönümü, sintilatör tarafından yayılan

belirli dalga boyu aralığındaki ışığı emer. Bu durumda, yayılan foton sayısı değişmez ancak fotoçoğaltıcı tüpe ulaşan foton sayısı azalır.



Şekil 20. Sönüm çeşitleri

Her iki tür sönümde de, tüm ışık darbelerinin enerjisi azalır ve sönümlenen darbelerin sayısı tespit edilebilir seviyenin altına indirildiğinden toplam CPM azalır. Bu, toplam sayıların ve dolayısıyla mevcut izotopun daha düşük değerlendirilmesine yol açar. Aynı zamanda örneğin enerji spektrumunda görünür bir kaymaya neden olur. Şekil 21’de sönümün puls sayılarının çoğunu algılama eşiğinin altına kaydırabildiğini göstermektedir (kesikli kırmızı çizgi ile belirtilmiştir). Bu, örnek içinde bulunan enerji ve radyoaktivite miktarının yanlış bir şekilde tahmin edilmesine yol açar.



Şekil 21. Sönümün puls sayıları üzerine etkisi

2. GEREÇ VE YÖNTEM

Sanayileşmenin her alanda ilerlemesiyle birlikte, dünyanın enerji arzı her geçen gün artmaktadır. Bu artış, ülkeleri farklı enerji kaynaklarından faydalanmaya yöneltmiştir. O enerji kaynaklarından biri de radyoaktif izotopları fisyon tepkimelerine maruz bırakarak yüksek miktarda enerji elde etme yöntemidir. Radyoaktif özellik gösteren izotoplardan yüksek miktarda enerji elde edilmesi, gelişmiş ülkelerin dikkatini nükleer santrallerin kurulmasına yöneltmiş ve özellikle yirminci yüzyılın ikinci yarısından sonra birçok nükleer santral kurulmuştur. Kurulan bu santraller içerisinde en güvensiz olanları Sovyet yapımı eski tip VVER tipi reaktörlerdir (Özdaşlı, 2016). Ermenistan'ın Metsamor şehrinde kurulan, ülkemizin doğu sınırına sadece 16 km uzaklıkta bulunan Metsamor Nükleer Güç Santrali de bu özellikte bir santraldir. Santralin eski teknoloji ürünü (reaktörün koruma kalkını bulunmamakta) olmasının yanı sıra kullanım ömrünü tamamlaması, deprem fay hatları üzerinde bulunması ve reaktörde son yıllarda kazalar yaşanması, olası büyük kaza riskini artırmaktadır.

2.1. Çalışma Bölgesi

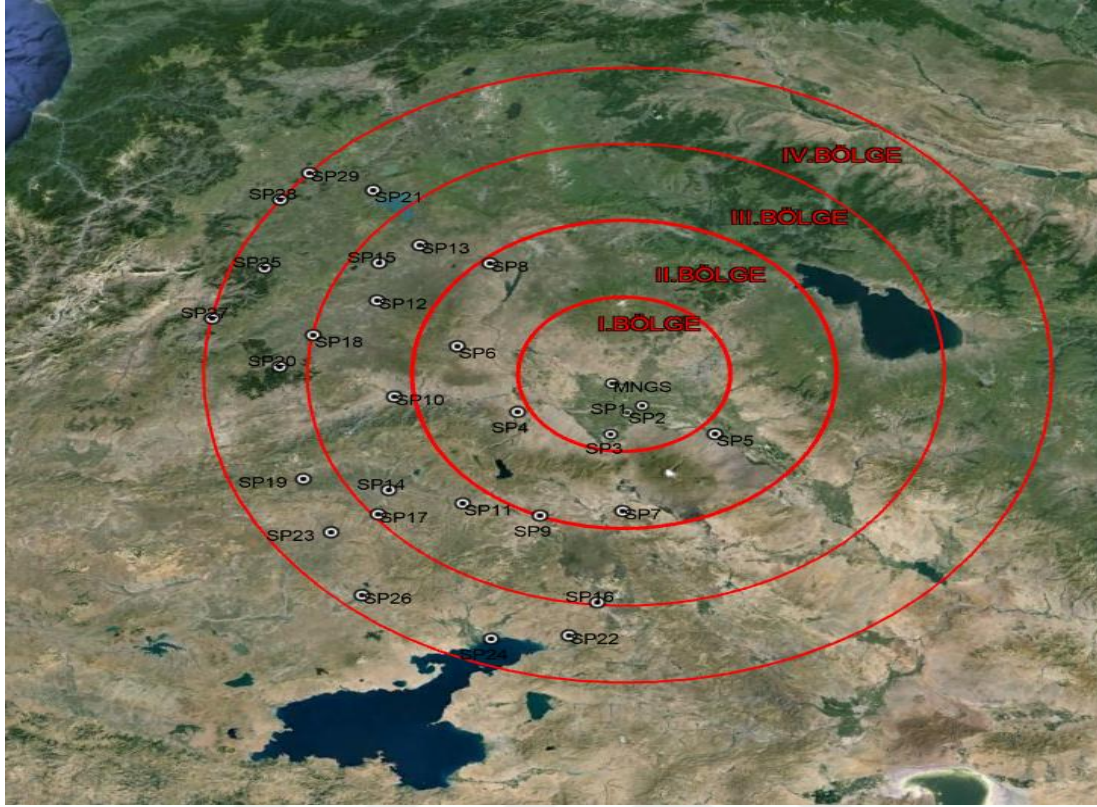
Doğu Anadolu Bölgesi, yüzey alanı olarak en geniş ve yükseltisi en fazla olan bölgedir. Ortalama yükselti, 2000-2200 metre civarındadır. Yükseklik ve karasallığın etkisiyle sıcaklık değerleri düşük, sıcaklık farkları ise fazladır. Bölgenin yıllık ortalama yağışı 500-600 mm ile Türkiye ortalamasının (643 mm) altındadır. Bölgenin en önemli toprak tipleri kahverengi orman toprakları ile uç kısımlarını kaplayan kestane renkli topraklardır. Yaygın bir toprak grubu ise, yüksek dağlar arasındaki havzalarda yer alan alüvyal topraklardır. Bölge, neotektonik dönemde jeolojik ve volkanik hareketlerin fazla olmasının bir sonucu olarak dağlıktır. Buna karşın, tarımda kullanılan arazi varlığı sınırlıdır. Bu arazilerde verimsizlik, taşlılık, yüksek eğim ve tuzluluk ve karasal iklim etkisiyle tarım ürünlerinin yetiştirme dönemi kısadır (Karaoğlu vd., 2018).

Metsamor Nükleer Güç Santrali'nin Türkiye sınırına oldukça yakın olmasından dolayı olası radyoaktif salınımların çevredeki toprak, su ve hava bileşenlerinde birikme ihtimali artabilmektedir (UNSCEAR, 2000). Bu nedenle,

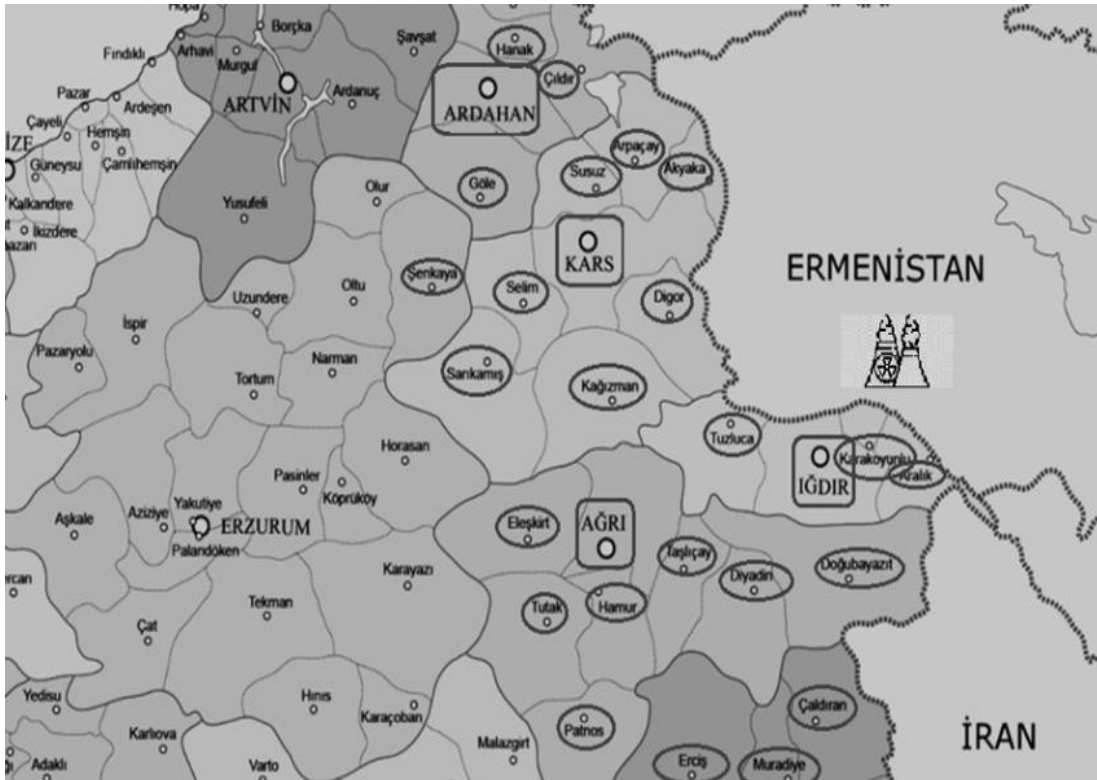
santrale yakın bölgelerde radyasyon seviyelerinin izlenmesi, olası çevresel ve sağlık risklerinin belirlenmesi açısından kritik öneme sahiptir. Bölgenin coğrafi yapısı da radyasyon dağılımını etkileyen önemli bir faktördür. Bölgedeki dağlık ve engebeli alanlar, atmosferik taşınımı ve radyoaktif partiküllerin birikimini etkileyebilir (Eisenbud & Gesell, 1997). Doğu Anadolu Bölgesi, kırsal yerleşimlerin yoğun olduğu bir bölge olup, halkın büyük bir kısmı tarım ve hayvancılıkla geçimini sağlamaktadır. Tarım alanlarının radyoaktif kirlenmeye maruz kalması, besin zinciri yoluyla insanlara ulaşabilecek potansiyel riskler oluşturabilir.

Bu çalışmada, santrale yakın konumda bulunan doğu illerimizdeki toprak, su ve yöresel tarım ürünlerindeki radyonüklid dağılımlarının belirlenmesi ve haritalandırılması amaçlanmıştır. Bu kapsamda, Metsamor Nükleer Güç Santrali'ni merkez kabul ederek Iğdır ili yönünde belirlenen 40, 80, 120 ve 160 km'lik yarıçap bölgelerinde kalan il ve ilçe merkezleri (28 tane) ile MNGS'ye en yakın konumda bulunan Iğdır ili Karakoyunlu ilçesine bağlı Aşağıalican köyünden bir örnek olmak üzere toplam 29 örnekleme noktası çalışma alanı olarak belirlenmiştir. Metsamor Nükleer Güç Santrali'nden uzaklaştıkça yarıçap bölgelerinin kapladığı alan arttığından I. bölgede en az örneklem noktası sayısı IV. bölgede ise en fazla örneklem noktası sayısı elde edilmiştir.

Çalışma alanının Google Earth görüntüsü Şekil 22'de, çalışma alanı içerisinde kalan il ve ilçe merkezleri Şekil 23'te verilmiştir.



Şekil 22. MNGS merkezli çalışma alanı ve örneklem noktaları



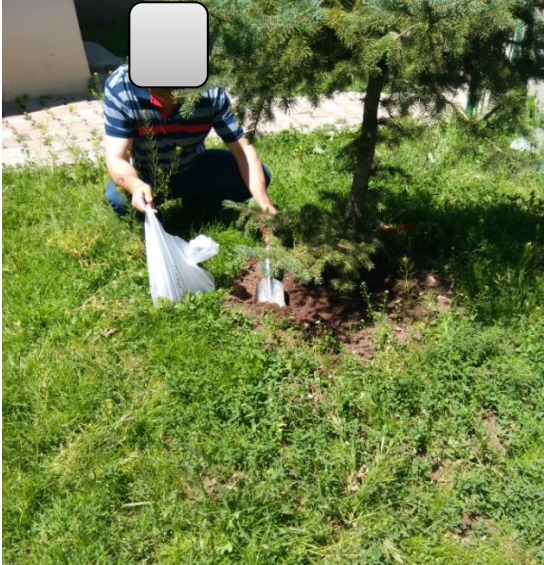
Şekil 23. Çalışma alanındaki il ve ilçe merkezleri

Belirlenen örneklem noktalarının her birinden toprak ve su örnekleri alınmıştır. Çalışma alanı içerisinde kalmak şartıyla, bazı yerlerden o sezonun yöresel tarım ürünü örnekleri de toplanmıştır. Ayrıca, yağışlarla birlikte çevresel dönüşüme giren trityumun, belirlenen örneklem noktalarından alınan su örneklerindeki konsantrasyonları da belirlenmiştir. Bunun için üniversitemizin Nükleer Fizik Araştırma Laboratuvarında bulunan sıvı sintilasyon sayacı (Perkin Elmer Tricarb 2910 TR) kullanılmıştır.

2.2. Örneklerin Toplanması

2.2.1. Toprak Örneklerinin Toplanması

Dört bölüme ayrılan çalışma alanındaki il ve ilçe merkezlerinin yaklaşık 1 km yarıçaplı bölge içerisindeki uygun alanlardan 29 adet toprak örneği alınmıştır. Örnekler, 1 m² alanın köşeleri ve merkezinden olmak üzere 5 farklı noktadan, yaklaşık 10 cm derinlikten 1,5-2 kg civarında alınarak temiz, şeffaf poşetlere konulmuştur. Alınan örneklerin kodları ve GPS koordinatları poşetlerin üzerine yazılmıştır (Şekil 24).



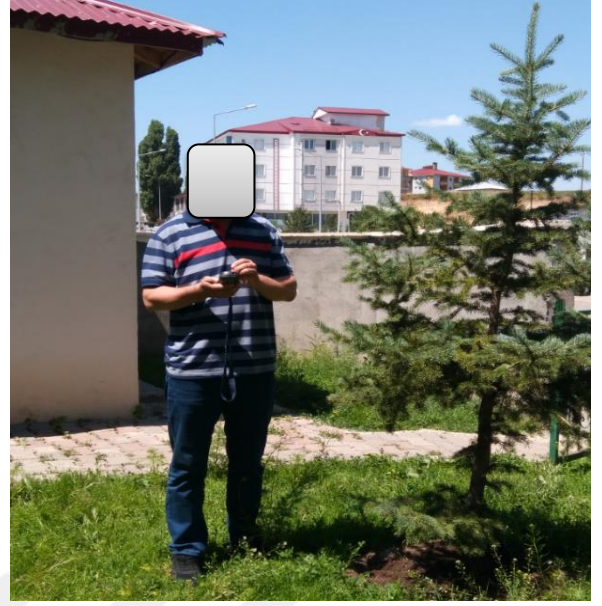
(a)



(b)



(c)



(d)

Şekil 24. Farklı örneklem noktalarından örnek alımları (a), (b), (c) ve GPS koordinatlarının belirlenmesi (d)

2.2.2. Su Örneklerinin Toplanması

Çalışma alanı içerisindeki il ve ilçe merkezlerinden 29 adet (sınıra yakın Aşağıalican köyü ile birlikte) içme suyu örneği, ayrıca yarıçap bölgeleri içerisinde kalan Van Gölü, Çıldır Gölü ve Aras Nehri'nden birer örnek olmak üzere toplam 32 su örneği alınmıştır. Örnek alımında 0,5 litrelik pet şişeler kullanılmıştır. Su örnekleri alım yapılacak su ile iyice çalkalandıktan sonra pet şişelere doldurulmuştur. Pet şişelerin üzerine örnek kodları yazıldıktan sonra, tüm örnekler için önceden hazırlanmış tabloya, alındığı yer, koordinat bilgileri ve rakım bilgileri kaydedilerek örnek toplama işlemi tamamlanmıştır. Şekil 25'te ilçe merkezindeki bir şadırvandan, Şekil 26'da Çıldır Gölü ve Aras Nehri'nin kenarından pet şişe ile örnek alımı gösterilmektedir.



Şekil 25. İlçe merkezinden su örneğinin alınması



(a)



(b)

Şekil 26. Çıldır Gölü (a) ve Aras Nehri'nden (b) su örneklerinin alınması

2.2.3. Tarım Ürünü Örneklerinin Toplanması

Doğu Anadolu Bölgesi'nde yüksek ve engebeli alanların fazla olmasından dolayı tarıma uygun topraklar azdır. Ayrıca, kış mevsiminin sert, yazların ise kurak geçmesi tarımsal ürün çeşitliliğini ve verimliliğini düşürmektedir. Bölgede daha çok tahıl üretimi yapıldığından, çalışmada toplanan ürünlerin çoğunu tahıl ürünleri oluşturmaktadır. Arazi çalışması esnasında, belirlenen çalışma alanı içerisinde kalan ve hasat zamanı gelmiş 6 çeşit (arpa, buğday, kırmızı mercimek, erik, kayısı, elma)

yöresel tarım ürünü yetiştirildiği belirlenmiştir. Bu tarım ürünleri, GPS koordinatları işaretlenerek toplanmıştır.

Toprakтан bitkiye transfer faktörlerinin tespit edilebilmesi için tarım ürünlerinin alındığı noktalardan toprak örnekleri de alınmıştır. Bu toprak örneklerinin alındığı noktalar, çalışma alanı içerisinde belirlenen il ve ilçe merkezlerinin toprak örneklerini de temsil etmede kullanılmıştır. Tarım ürünlerinin belirlenmesinde bu husus göz önünde bulundurulmuştur. Tarım ürünü örneklerinin her birinden, yaklaşık 1 kg kadar üreticilerin arazisinden alındıktan sonra, örnekler temiz poşetlere konulmuş, üzerlerine alındığı örneklem noktası ve GPS koordinatı yazılarak analiz edilmek üzere laboratuvara ulaştırılmıştır.

Şekil 27’de, Iğdır ilinde yetişen kayısı meyvesinin temiz bir poşete konularak, üzerine alındığı yer ve GPS kodu yazılmış hali görülmektedir.



Şekil 27. Üzerine alındığı yer ve örneklem kodu yazılı kayısı örneği

2.3. Örneklerin Analize Hazırlanması

2.3.1. Toprak Örneklerinin Analize Hazırlanması

Toprak örneklerinde radyoaktivite ölçümlerinin doğruluğu örneklerin fiziksel özelliklerinden önemli ölçüde etkilenmektedir. Özellikle nem oranı içeriği gama spektrometre gibi yöntemlerle yapılan ölçümlerin sonuçlarını değiştirebilir. Yüksek nem içeriği, gama ışınlarının soğurulmasına neden olarak ölçülen aktivite konsantrasyonlarını olduğundan düşük gösterebilir. Bu nedenle, ölçüm öncesinde örneklerin nemden arındırılması için belirli sıcaklıkta kurutma işlemi uygulanmaktadır (IAEA, 1989).

Laboratuvara getirilen toprak örnekleri, öncelikle içlerinde bulunan yabancı maddelerden (taş, odun parçaları, bitki kökleri vb.) ayıklanmış ve bir süre oda sıcaklığında kurumaya bırakılmıştır. Daha sonra, örnekler 105 °C'ye ayarlı etüvde kurutulmuştur. Toprak örneklerinin etüvde kurutulma işleminin görüntüsü Şekil 28'de verilmektedir.



Şekil 28. Toprak örneklerinin etüvde kurutulması

Kurutulan toprak örnekleri, homojenliği sağlamak için 400 (37 µm) meshlik elekten geçirildikten sonra darası alınmış örnek kaplarına konulmuştur. Ardından örnek kapları tartılarak kütleleri belirlenmiştir. Örnek kaplarının ağızları hava geçirmeyecek şekilde parafilmle sıkıca kapatılarak sızdırmazlığı sağlanmıştır. Daha sonra radyoaktif bozunma ürünlerinin dengeye gelmesini sağlamak amacıyla hazırlanan örnekler yaklaşık bir ay süre ile laboratuvar ortamında bekletilmiştir (Şekil 29).



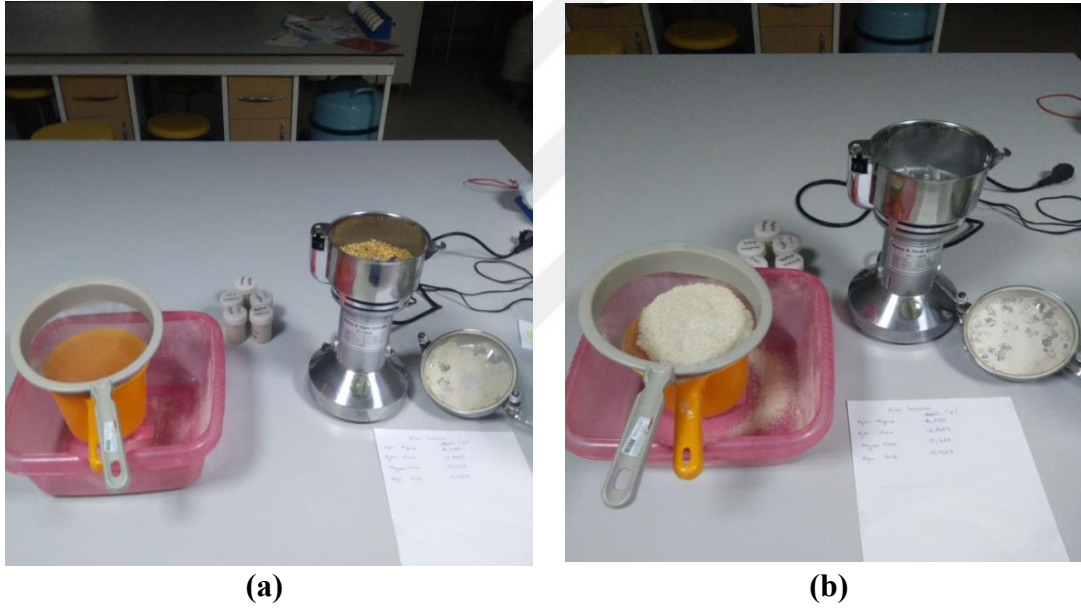
Şekil 29. Ölçüme hazır hale getirilmiş toprak örnekleri

2.3.2. Tarım Ürünü Örneklerinin Analize Hazırlanması

Belirlenen istasyonlardan toplanan tarım ürünleri arasında, tahıl grubuna (buğday, arpa, kırmızı mercimek) kurutma işlemi uygulanırken, meyve grubuna (erik, kayısı, elma) ise hem kurutma hem de külleştirme işlemi gerçekleştirilmiştir. Farklı işlemler uygulanmasının nedeni, bu ürünlerin fiziksel ve kimyasal özelliklerindeki farklılıklardan kaynaklanmaktadır. Tahıl ürünleri genellikle düşük nem içeriğine sahiptir ve kurutma işlemi ile nemin alınması, analizler sırasında hassasiyetin artırılmasını sağlar. Bu işlem, ürünlerin mikrobiyal bozulmadan korunmasını ve uzun süre saklanabilirliğini de artırır. Meyve grubu ise daha yüksek

su içeriğine sahiptir ve bu nedenle kurutma işlemiyle birlikte külleştirme işlemi uygulanır. Külleştirme, organik materyalin tamamen yakılarak inorganik külün elde edilmesi sürecidir. Bu işlem, meyvelerdeki suyun buharlaştırılmasının yanı sıra, radyoaktivite analizi için gerekli olan inorganik bileşenlerin yoğunlaştırılmasını sağlar.

Tahıl ürünlerinin üzerindeki nemi gidermek amacıyla, bu ürünler bir gün boyunca 80°C sıcaklığa ayarlı etüvde kurutulmuştur. Kurutulmuş örnekler daha sonra öğütülerek toz haline getirilmiş ve ince elekten geçirilerek homojen bir yapıya kavuşturulmuştur (Şekil 30). Eleme işlemi, örneklerin homojenliğini artırarak analizlerin doğruluğunu sağlamak için önemlidir.



Şekil 30. Tahıl ürünlerinin öğütülmesi (a) ve elekten geçirilmesi işlemleri (b)

Meyve örnekleri ise işlem öncesinde yıkanarak toz ve diğer yabancı maddelerden arındırılmıştır. Bu temizleme işlemi, meyvelerin yüzeyindeki potansiyel kontaminantların giderilmesini sağlar. Ardından, meyve örneklerine kurutma işlemi uygulanarak külleştirme işlemine hazır hale getirilmiştir. Külleştirme işleminin temel amacı, radyoaktivite seviyesinin düşük olması beklenen ürünlerin yoğunlaştırılarak analiz edilmesini kolaylaştırmaktır. Külleştirme sırasında, örneklerin yanmasını önlemek ve organik materyalin tamamen külleşmesini sağlamak için iki aşamalı bir yakma süreci uygulanmıştır. İlk aşamada, örnekler 450°C sıcaklıkta 10 saat boyunca

yakılmış, bu süreçte organik bileşenlerin büyük kısmı buharlaştırılmıştır. İkinci aşamada ise 550°C sıcaklıkta 8 saat süreyle işlem görmüştür. Şekil 31’de erik örneklerine yakma işleminin uygulanışı gösterilmektedir. Bu aşama, kalan organik bileşenlerin tamamen yok edilmesini ve sadece inorganik külün kalmasını sağlar. Külleştirme işlemi tamamlandıktan sonra, örnekler bir spatula yardımıyla dikkatlice yakma kabından alınmış, kapta kalan kül örnekleri ise bir fırça ile temizlenip örnek kabına aktarılmış ve tartılarak başlangıç materyalinin birim kütlesindeki kül miktarları tespit edilmiştir. Kütle miktarları belirlenen örnekler sayım kaplarına aktararak radyoaktif dengenin sağlanması için bir ay süreyle beklemeye bırakılmıştır (Şekil 32).



Şekil 31. Erik örneklerinin 450 °C derecede yakılması işlemi



Toplanan su örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K konsantrasyonlarının belirlenmesi için filtrelenmiş su örnekleri, darası alınmış sayım kaplarına yerleştirildi ve ağırlıkları tartılarak etiketlendi. Örnek kapları, içlerindeki radyoaktif bozunma ürünlerinin dengeye gelmesini sağlamak amacıyla ağızları hava geçirmeyecek şekilde parafilmle sıkıca kapatıldı ve yaklaşık bir ay süreyle bekletildi (Şekil 33). Bu süreç, örneklerin gama ölçümleri için hazır hale getirilmesini sağladı.



Şekil 33. Su örneklerinin parafilmle kaplanması (a) ve radyoaktif dengeye gelmesi için bekletilmesi (b)

2.4. Gama Spektrometre Sisteminin Ölçüme Hazırlanması

Radyoaktivite ölçümleri (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs) 1332,5 keV enerjide 1,9 keV ayırma gücüne ve %55 relatif verime sahip ORTEC marka (Model: GEM55P4-95) Yüksek Saflıkta Germanyum Dedektörü (HPGe) kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Gama spektrometre sisteminin genel görünümü Şekil 34'te gösterilmektedir.



Şekil 34. Gama spektrometre sisteminin genel bir görünüşü

Gama spektrometre sistemi, radyoaktif maddelerden yayılan gama ışınlarını ölçmek ve analiz etmek için kullanılan bir cihazdır ve temel olarak dedektör, ön yükseltici, amplifikatör, çok kanallı analizör (MCA), kontrol ve veri işleme ünitesi ile kurşun zırh gibi bileşenlerden oluşur. Dedektör, gama ışınlarını algılayıp elektrik sinyallerine dönüştürürken ön yükseltici ve amplifikatör bu sinyalleri güçlendirir. MCA, sinyalleri dijital değerlere dönüştürerek enerji spektrumunu oluşturur ve kontrol ünitesi verilerini analiz ederek radyoaktif izotopların türlerini belirler. Dedektör, ölçümlerin arka plan radyasyonundan etkilenmemesi için yaklaşık 10 cm kalınlığında kurşun zırh ile kaplanmıştır.

2.4.1. Enerji Kalibrasyonu

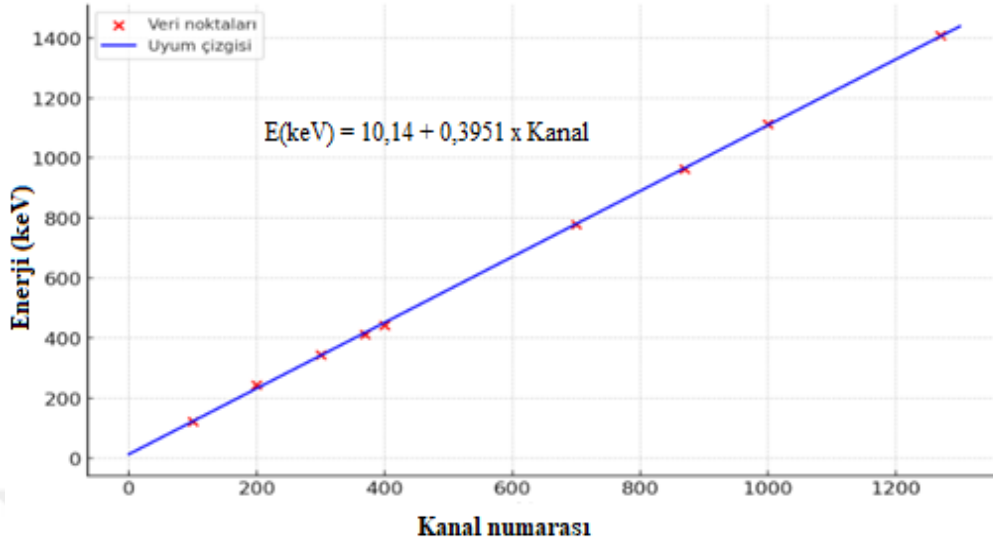
Radyoaktif çekirdek türlerinin belirlenebilmesi için gama spektrometre sistemine bağlı bilgisayar programında toplanan spektrumların hangi enerji değerlerine karşılık geldiğinin bilinmesi gerekir. Eu-152, gama spektrometrelerinin

kalibrasyonu, dedektör performans testleri ve radyoizotop analizlerinde sıkça kullanılır. Eu-152, yarılanma ömrü yaklaşık 13,5 yıl olan ve geniş bir enerji aralığında (122 keV, 244 keV, 344 keV, 411 keV, 443 keV, 779 keV, 964 keV, 1112 keV ve 1408 keV) gama ışınları yayan bir radyoaktif izotoptur. Yayıdığı gama ışınlarının bolluk oranları %3 ile %29 arasında değişir. Dedektörün enerji kalibrasyonu için aktivitesi bilinen Eu-152 kaynağı kullanılmıştır. Eu-152 radyoaktif kalibrasyon kaynağına ait bilgiler Tablo 4’te verilmiştir.

Tablo 4. ^{152}Eu ($T_{1/2}=13,516$ y) radyoaktif kaynağın özellikleri

E γ (keV)	I γ (%)
121,8	28,40
244,7	7,51
344,3	26,60
411,1	2,23
444,0	2,82
778,9	13,00
964,1	14,60
1085,8	10,21
1112,1	13,60
1408,0	20,80

Enerji değerlerinin hangi kanallara karşılık geldiğini belirlemek için ^{152}Eu standart kaynağı dedektörün önüne konularak yaklaşık olarak 10 dakika sayım işlemi gerçekleştirildi ve bu şekilde enerji spektrumu elde edildi. Spektrumda belirlenen enerjilere karşılık kanal numaraları grafiği oluşturuldu. Daha sonra bu grafikteki değerler en uygun doğruya fit edildi. Son olarak elde edilen fit doğrusunun birinci dereceden denklemi bulundu ve böylelikle dedektörün herhangi bir kanala karşılık enerji değerleri belirlenmiş oldu. Enerjinin kanal numarasına göre değişim grafiği Şekil 35’te gösterilmiştir.



Şekil 35. Enerjinin kanal numarasına göre değişim grafiği

2.4.2. Verim Kalibrasyonu

Dedektörün belirli enerji seviyelerinde ne kadar etkin olduğunu belirlemek için yapılan kritik bir süreçtir. Bu süreçte, ^{152}Eu kaynağından çıkan gama sayısının dedektör tarafından algılanan gama sayısı arasındaki ilişkinin belirlenmesi gerekir. İlk olarak standart kaynağın dedektör tarafından algılanan radyasyon spektrumu elde edilir ve bu spektrumda belirli enerji seviyelerindeki pikler tanımlanır. Daha sonra, standart kaynağın bilinen enerji seviyeleri ile dedektör tarafından ölçülen enerji piklerini eşleştiren bir enerji kalibrasyon eğrisi oluşturulur. Bu eğri, dedektör tarafından ölçülen enerji piklerini gerçek enerji seviyelerine dönüştürmek için kullanılır ve böylece dedektörün belirli enerji seviyelerindeki verimi hesaplamak için kullanılır. Verim kalibrasyonu süreci sonrasında elde edilen veriler doğrulanır ve gerektiğinde düzeltme yapılır. Bunun için ilgilenilen enerjilerdeki dedektör verimleri Denklem (34) kullanılarak hesaplanır.

$$\varepsilon = \frac{N}{A \cdot \gamma \cdot t} \quad (34)$$

Bu formülde ε , dedektörün belirli bir E enerji seviyesindeki verimini ifade eder ve dedektörün bu enerji seviyesindeki radyasyonu algılama etkinliğini gösterir.

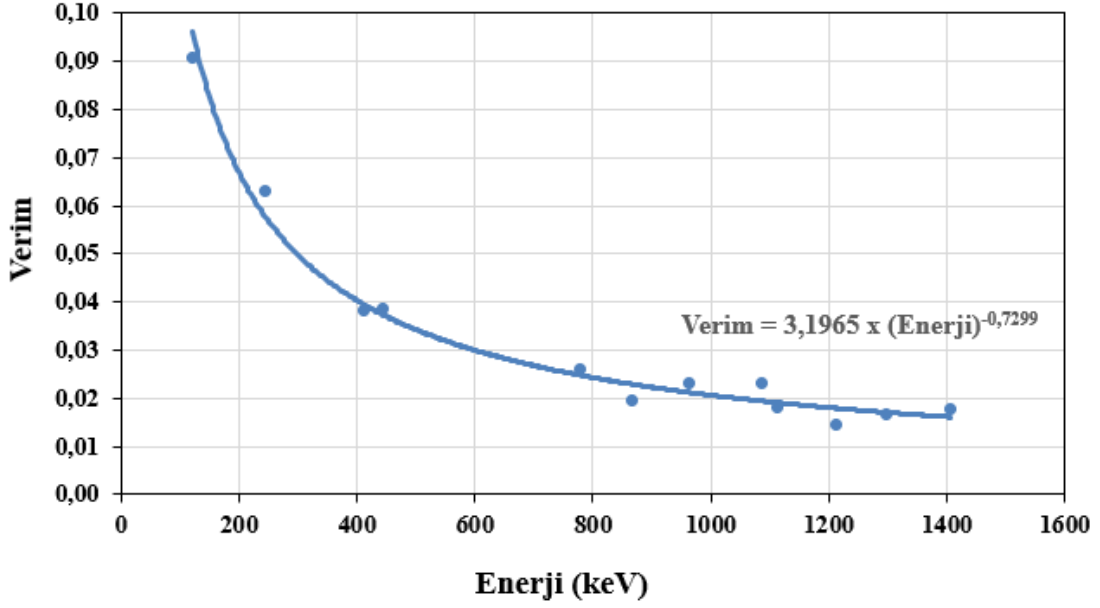
N ise dedektör tarafından belirli bir E enerji seviyesinde tespit edilen net gama sayısıdır. Bu değer, ölçüm sırasında arka plan radyasyonundan arındırılmış olmalıdır. A radyoaktif kaynağın aktivitesini gösterir ve kaynağın birim zamanda yaydığı radyasyon miktarını ifade eder, genellikle Becquerel (Bq) veya Curie (Ci) birimleri ile ölçülür. γ , belirli bir enerji seviyesindeki gama ışınının yayınlanma olasılığıdır ve kaynağın gama ışınlarının hangi enerji seviyelerinde ve hangi olasılıkla salındığını belirtir. Son olarak, t ölçüm süresini saniye olarak ifade eder.

İlk olarak, Eu-152 kaynağı dedektörde ölçülür ve çeşitli enerji seviyelerindeki gamma ışınlarının spektrumu elde edilir. Bu spektrumdan, ilgilenilen her enerji seviyesinde dedektör tarafından tespit edilen net gamma sayısı (N) belirlenir. Eu-152 kaynağının aktivitesi (A) ve belirli enerji seviyelerindeki gamma ışını yayınlanma olasılıkları (γ) bilindiğinden her enerji seviyesi için verim Denklem (34) kullanılarak hesaplandı. Gama enerjilerine karşılık gelen hesaplanan verim değerleri Tablo 5'te verilmiştir.

Tablo 5. ¹⁵²Eu kaynağının gama enerjilerinde dedektörün verim değerleri

E(keV)	Verim
121,73	0,0905780
244,54	0,0629300
410,57	0,0383360
443,73	0,0386610
778,77	0,0261100
866,94	0,0196770
963,78	0,0233080
1085,44	0,0230190
1111,47	0,0182940
1212,01	0,0144310
1298,54	0,0167020
1407,13	0,0176230

Son olarak, elde edilen verim değerlerinin pik enerjilerine göre dağılımı bir grafik üzerinde çizilir. Bu grafikte, verim değerlerinin enerjiye göre nasıl değiştiği görselleştirilir. Daha sonra, çizilen dağılım grafiği üstel bir fonksiyon kullanılarak fit edilir. Bu işlem ile verim ile enerji arasındaki ilişkiyi matematiksel olarak ifade eden bir denklem elde edildi (Şekil 36). Böylece, dedektörün farklı enerji seviyelerindeki verimini hesaplamak için kullanılabilecek bir model oluşturulmuş olur.



Şekil 36. Verim değerlerinin enerjiye göre değişimi

2.4.3. Aktivite Konsantrasyonu

Toprak, su ve tarım ürünü örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyonları belirlendi. Burada ^{226}Ra serisi için; ^{214}Pb 'ün 241,99 keV ve 295,22 keV, ^{214}Bi 'ün ise 609,32 keV enerjilerindeki pik alanları kullanıldı.

^{232}Th serisi için; ^{212}Pb 'ün 238,63 keV, ^{208}Tl 'in 583,18 keV, ^{228}Ac 'in 911,20 keV enerjilerindeki pik alanları kullanıldı.

^{40}K için 1460,82 keV ve ^{137}Cs için 662 keV enerjilerindeki pik alanları kullanılmıştır. Radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonları, Denklem (35) kullanılarak hesaplandı (Beretka & Mathew, 1985).

$$A(\text{Bq/kg}) = \frac{N}{t \cdot \epsilon \cdot m \cdot \gamma} \quad (35)$$

Burada, N; net alan, t; sayım süresi (saniye), ϵ ; dedektör verimi, γ ; gama ışını dallanma oranı ve m, örnek kütlesidir (kilogram).

2.4.4. Toprakdan Bitkiye Transfer Faktörü (TF)

Bir toprak-bitki sisteminde radyonüklid transferi; radyonüklidin türü, toprağın yapısı ve bitkinin biyolojik özellikleri olmak üzere üç ana faktör grubuna bağlıdır. Bu

faktörler, radyonüklidlerin topraktan bitki kökleri yoluyla nasıl transfer edildiğini belirlemede kritik rol oynar. Bu süreç uzun süre çalışılarak analiz edilmiş ve geliştirilmiştir çünkü çevresel transfer parametrelerinin anlaşılması uzun vadeli radyolojik değerlendirme için gereklidir.

Topraktan bitkiye transfer faktörü (TF), özellikle bitkilerin insanlar tarafından sindirim yoluyla alınan iç radyasyon dozu değerlendirmelerinde kritik bir parametredir. TF, radyonüklidlerin bitkinin kuru ağırlığının aktivite değerinin (Bq/kg) toprağın kuru ağırlığının aktivite değerine (Bq/kg) oranı olarak tanımlanır ve genellikle Denklem (36) ile belirlenir (IAEA, 1994).

$$TF = \frac{\text{Kuru Mahsül (Bq/kg)}}{\text{Kuru Toprak (Bq/kg)}} \quad (36)$$

Transfer faktörü, radyonüklidlerin topraktan bitkiye geçiş mekanizmasını anlamak için yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Shanthi vd., 2012). Bu parametrelerin dikkate alınması, çevresel etkilerin değerlendirilmesinde ve güvenlik standartlarının belirlenmesinde önemlidir. Transfer faktörlerinin daha hassas şekilde belirlenmesi için bitki örneklerinin alındığı noktalardan toprak örneklerinin alınmasına özen gösterilmiştir. Toprak yapısının transfer faktörü (TF) değerleri üzerindeki etkisini minimize etmek amacıyla, toprak örneklerinin alındığı noktaların benzer özellikler taşımasına (tarımsal faaliyetlerin yapıldığı yerler) özen gösterilmiştir. Kontaminasyon kaynaklı hataları önlemek ve yalnızca topraktan bitkiye geçen radyonüklidleri ölçmek için tarım ürünü örneklerinin yüzeyindeki kalıntılar ve hava yoluyla taşınan partiküller dikkatlice temizlenmiştir. Bunun için meyve örnekleri (kayısı, elma, erik) iyice yıkanmıştır. Tahıl grubunda ise (buğday, arpa, kırmızı mercimek) ürünün dış yüzeyle temas eden kabuk kısımlarını elimine edebilmek için öğütme işleminden sonra ince elekten geçirilmiştir.

2.4.5. Minimum Dedeksiyon Limiti (MDL)

Ölçümlerde kullanılan dedektörün algılayabileceği en küçük aktiviteyi belirlemek için minimum dedeksiyon limiti terimi kullanılır. Minimum Dedeksiyon Limiti (MDL) Denklem (37) ile hesaplanır (IAEA, 1989).

$$MDL = 4,66 \frac{\sqrt{B}}{t \cdot \gamma \cdot m \cdot \epsilon} \quad (37)$$

Burada B; arka plan radyasyon değeri, t; sayım zamanı, γ ; gama ışınlarının yayınlanma olasılığı, m; örneğin kütlesi, ϵ ; ilgilenilen gama enerjisindeki dedektör verimidir.

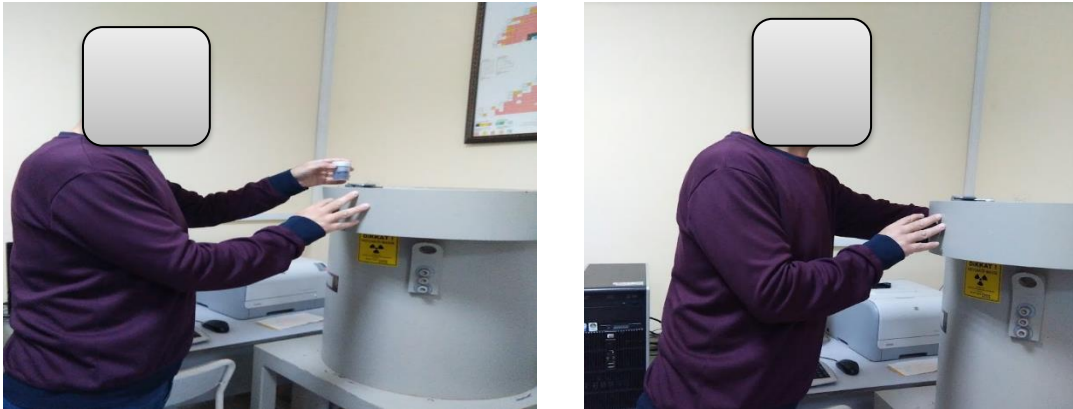
Belirlenen radyonüklidler için hesaplanan minimum dedekte edilebilir aktivite limiti değerleri Tablo 6’da verilmiştir.

Tablo 6. Belirlenen radyonüklidler için MDL değerleri

Radyonüklid	MDL (Bq/kg)
²²⁶ Ra	0,24
²³² Th	0,21
⁴⁰ K	2,49
¹³⁷ Cs	0,02

2.5. Örneklerin Gama Spektrometresinde Ölçümü

Toprak, su ve tarım ürünlerinin radyoaktif dengeye gelmeleri için bir ay süreyle bekletildikten sonra gama spektrometre sisteminde sayım işlemine geçilmiştir. Toprak, su ve tarım ürünlerinin her biri sırasıyla gama spektrometre sistemine konularak 30.000, 50.000 ve 80.000 saniye süreyle sayıldı (Şekil 37).

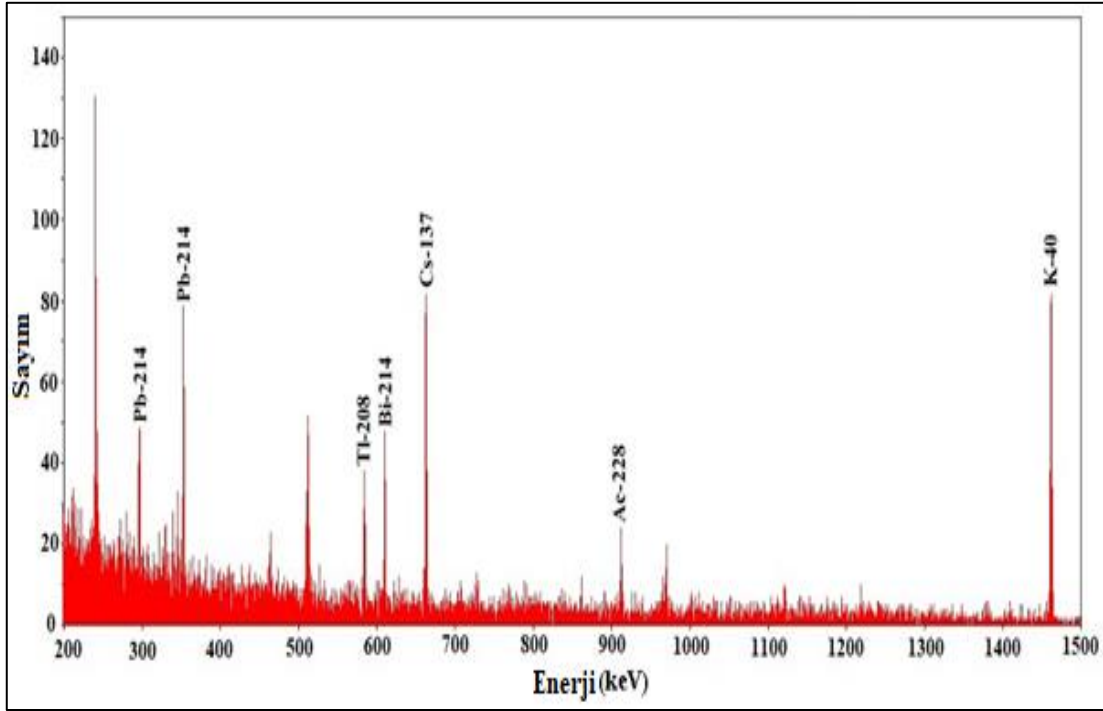


Şekil 37. Bir toprak örneğinin yüksek saflıkta germanyum dedektörüne (HPGe) ölçüm için yerleştirilmesi

Dedektörde örneklerin ölçümü sonucu elde edilen spektrumlar Gamma Vision-32 yazılım programı ile sayısal değerlere dönüştürülmüştür. Örneklerden

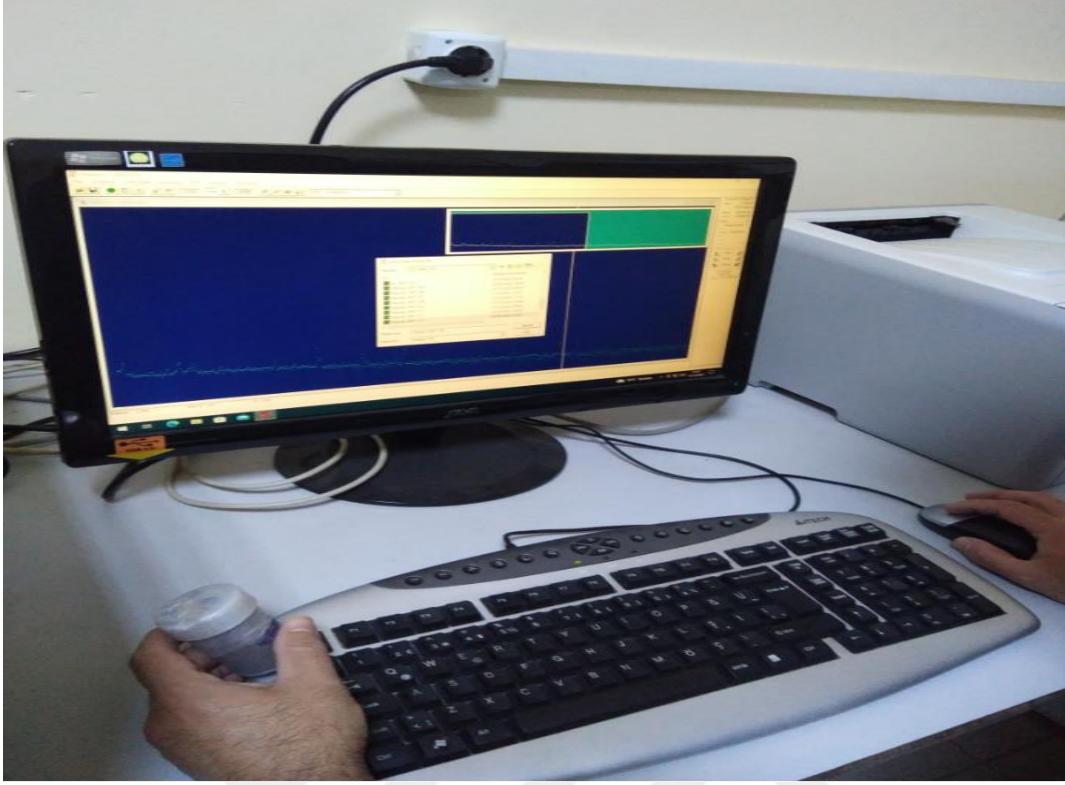
birinin ölçümü sonrası elde edilen spektrumda, ilgilenilen piklerin görüntüsü Şekil 38’de gösterilmektedir.

Ölçülen örnekteki ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs radyonüklidlerinin aktivitelerini hesaplayabilmek için ilgilenilen piklerin net alan değerleri alınarak her bir radyonüklidin aktivite değerleri Denklem (35) kullanılarak hesaplandı.



Şekil 38. Enerji spektrumunda ilgilenilen piklerin görüntüsü

İlgilenilen piklerin alan değerleri alınırken kullanılan Gamma Vision-32 programından bir görüntü Şekil 39’da gösterilmektedir.



Şekil 39. Gamma Vision-32 yazılımı ile enerji spektrumlarının değerlendirilmesi

2.6. Radyolojik Tehlike Parametrelerinin Belirlenmesi

Gama radyasyonunun belirlenen örneklem bölgelerindeki popülasyon üzerindeki etkisini anlamak ve potansiyel radyolojik tehlikeleri değerlendirmek için radyum eşdeğer aktivitesi, soğurulan gama doz hızı, yıllık etkin doz eşdeğeri, yaşam boyu kanser riski gibi bazı radyolojik parametre değerleri hesaplanmıştır.

2.6.1. Toprak Örneklerinin Radyolojik Tehlike Parametreleri

2.6.1.1. Radyum Eşdeğer Aktivitesi (R_{eq})

Radyoaktivite miktarının belirlenmesindeki temel amaç, canlı organizmanın maruz kalacağı muhtemel radyasyon dozunun belirlenmesidir. Farklı oranlarda ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyoizotoplarının örneklerdeki etkin aktivitelerini karşılaştırmak için radyum eşdeğer aktivitesi (R_{eq}) tanımlanmıştır ve bu değer Denklem (38) ile hesaplanır (Beretka & Mathew, 1985).

$$Ra_{eq} \text{ (Bq/kg)} = C_{Ra} + 1,43 C_{Th} + 0,077 C_K \quad (38)$$

Burada C_{Ra} , C_{Th} ve C_K sırasıyla ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'ın Bq/kg biriminde spesifik aktiviteleridir.

2.6.1.2. Gama İndeksi (I_γ)

Radyasyondan alınacak dozun, Avrupa Komisyonunun tavsiye ettiği güvenlik gereksinimlerini karşılayıp karşılamadığını belirlemek için gama indeksinin Denklem (39) kullanılarak hesaplanması gereklidir (EC, 1999).

$$I_\gamma = C_{Ra}/300 + C_{Th}/200 + C_K/3000 \leq 1 \quad (39)$$

Burada, C_{Ra} , C_{Th} ve C_K sırasıyla ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'ın Bq/kg biriminde spesifik aktiviteleridir. $I_\gamma \leq 1$ olması soğurulan yıllık gama dozunun 1 mSv'e eşit veya küçük, $I_\gamma < 0,5$ olması ise yıllık soğurulan gama dozunun 0,3 mSv'e eşit veya küçük olduğunu gösterir (UNSCEAR, 2000).

2.6.1.3. Dış Tehlike İndeksi (H_{ex})

Dış tehlike indeksi, Krieger (Krieger, 1981) tarafından oluşturulmuş bir modelle belirlenmiştir. Bu modelde kapılar ve pencereler olmadan kalın duvarlar varsayılarak incelenen örneklerdeki dış tehlike indeksi Denklem (40) ile formülle edilmiştir. Dış tehlike indeksinin 1 veya 1'den küçük olması bulunduğu ortamda radyasyondan kaynaklı zararın önemli olmadığını göstermektedir.

$$H_{ex} = C_{Ra}/370 + C_{Th}/259 + C_K/4810 \leq 1 \quad (40)$$

Burada, C_{Ra} , C_{Th} ve C_K sırasıyla ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'ın Bq/kg biriminde spesifik aktiviteleridir.

2.6.1.4. Soğurulan Gama Doz Hızı (D)

Yüzeyden 1 m yükseklikteki havada soğurulan gama doz hızı, spesifik aktivite konsantrasyonlarının belli dönüşüm faktörleriyle çarpılmasıyla Denklem (41)'e göre hesaplanır (UNSCEAR, 2000).

$$D \text{ (nGy/h)} = 0,462 C_{\text{Ra}} + 0,621 C_{\text{Th}} + 0,0417 C_{\text{K}} \quad (41)$$

Burada C_{Ra} , C_{Th} ve C_{K} sırasıyla ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'ın Bq/kg biriminde spesifik aktiviteleridir.

2.6.1.5. Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri (AEDE)

Soğurulan gama doz hızlarını kullanılarak insanın bir yılda maruz kalabileceği farklı radyasyon kaynaklarından alacağı doz miktarını temsil eden yıllık etkin doz eşdeğeri (AEDE) Denklem (42) kullanılarak hesaplanmaktadır (UNSCEAR, 2000).

$$\text{AEDE } (\mu\text{Sv/y}) = D(\text{nGy/h}) \times 8760 \text{ h} \times 0,2 \times 0,7 \text{ Sv/Gy} \times 10^{-3} \quad (42)$$

Denklemdaki; 0,7 Sv/Gy dönüşüm faktörünü, 0,2 meşguliyet faktörünü (insanların zamanlarının %20'sini açık alanlarda geçirdiği dikkate alındığında) ve 8760 değeri ise yıllık saat sayısını temsil etmektedir.

2.6.1.6. Yaşam Boyu Kanser Riski (ELCR)

Yaşam boyu kanser riski, bir kişinin yaşamı boyunca belirli bir radyasyon dozuna maruz kalması durumunda kanser gelişmesi olasılığı olarak tanımlanır ve Denklem (43) ile hesaplanır.

$$\text{ELCR} = \text{AEDE} \times \text{YS} \times \text{RF} \quad (43)$$

Burada, AEDE yıllık etkin doz eşdeğeri, RF risk faktörüdür (Sv^{-1}). Stokastik etkilerde ICRP, toplumu temsilen ölümcül kanser için risk faktörü RF'yi $5 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ olarak kullanmaktadır (IAEA, 1989). Türkiye'de 2020-2022 döneminde belirlenen erkeklerde doğuştan beklenen yaşam süresi 74,8 yıl, kadınlarda ise 80,3 yıldır. Bireylerde ortalama yaşam süresi TÜİK tarafından 77,5 yıl olarak belirtilmektedir (TÜİK, 2023).

2.6.2. Su Örneklerinin Radyolojik Tehlike Parametreleri

2.6.2.1. Günlük Radyonüklid Alımı

Bireylerin su tüketimi yoluyla doğal radyoizotoplar (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^3H) vücutta birikmesi radyoaktivitenin günlük alımı olarak kabul edilir. Su tüketimi yoluyla doğal ve yapay radyoizotopların günlük alımı, Denklem (44) kullanılarak hesaplanmıştır (Khandaker, Wahib, Amin, & Bradley, 2013).

$$D_{\text{int}} = A_c \times A_{\text{ig}} / Y_d \quad (44)$$

Burada, D_{int} bireyler tarafından alınan radyonüklidlerin günlük alımını (Bq/gün) ifade eder, A_c radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonunu (Bq/L) temsil eder, A_{ig} ise kişi başına yıllık su tüketimi ve Y_d ise bir yıldaki gün sayısını ifade eder.

Türkiye Beslenme ve Sağlık Araştırmasına (TBSA) göre bireylerin günlük su tüketim ortalaması $1594,3 \pm 968,99$ mL (erkeklerin $1766,4 \pm 1039,56$ mL, kadınların $1423,8 \pm 860,38$ mL) olarak verilmektedir (Aksoy, Yurttagül, Nişancı, Kızıl, & Çakır, 2022).

2.6.2.2. Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri

Bireylerin su tüketiminden kaynaklanan doğal radyonüklidlerin (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^3H) alımına bağlı olarak maruz kaldığı yıllık etkin dozlar, Denklem (45) kullanılarak hesaplanmıştır (Khandaker et al., 2013).

$$E_{\text{eff}} = A_c \times A_{\text{ig}} \times D_{\text{cf}} \quad (45)$$

Burada, E_{eff} , bir bireyin radyoizotopların yutulması sonucu maruz kaldığı yıllık etkin doz ($\mu\text{Sv/yıl}$) anlamına gelir. A_c ilgili radyoizotopun ortalama aktivite konsantrasyonunu (Bq/L), A_{ig} yıllık su tüketimini (L/yıl) ve D_{cf} ise ilgili radyoizotoplar için yutulma doz dönüşüm faktörünü ifade eder (^{226}Ra için $2,8 \times 10^{-7}$ Sv/Bq, ^{232}Th için $2,3 \times 10^{-7}$ Sv/Bq, ^{40}K için $6,2 \times 10^{-9}$ Sv/Bq ve ^3H için $1,8 \times 10^{-11}$) (IAEA, 1996; UNSCEAR, 2000).

Yutma yoluyla alınan toplam yıllık etkin doz, Denklem (46) kullanılarak hesaplanır.

$$E_{\text{eff}}(\text{Toplam}) = E_{\text{eff}}(^{226}\text{Ra}) + E_{\text{eff}}(^{232}\text{Th}) + E_{\text{eff}}(^{40}\text{K}) + E_{\text{eff}}(^3\text{H}) \quad (46)$$

2.6.2.3. Yaşam Boyu Kanser Riski

Suyun bireyler tarafından tüketilmesi nedeniyle yaşam boyu kanser riskini değerlendirmek için Denklem (47) kullanıldı.

$$\text{LCR} = A_{\text{ir}} \times A_{\text{is}} \times R_c \quad (47)$$

LCR yaşam boyu kanser riski, A_{ir} radyonüklidin yıllık alımı (Bq), A_{is} , ortalama yaşam süresi (77,5 yıl) ve R_c ölümcül kanser risk katsayısıdır (Bq^{-1}). USEPA'dan alınan musluk suyu için ölümcül kanser risk katsayısı değerleri; ^{226}Ra için $7,17 \times 10^{-9} \text{ Bq}^{-1}$, ^{232}Th için $1,87 \times 10^{-9} \text{ Bq}^{-1}$, ^{40}K için $4,30 \times 10^{-10} \text{ Bq}^{-1}$ ve ^3H için $9,44 \times 10^{-13}$ 'dür (USEPA, 1999).

Türkiye'de 2020-2022 döneminde belirlenen erkeklerde doğuştan beklenen yaşam süresi 74,8 yıl, kadınlarda ise 80,3 yıldır. Bireylerde ortalama yaşam süresi TÜİK tarafından 77,5 yıl olarak belirtilmektedir (TÜİK, 2023).

İncelenen radyonüklidlerin yaşam boyu kanser riskine toplam katkısı Denklem (48) kullanılarak hesaplandı.

$$\text{LCR}_{(\text{Toplam})} = \text{LCR}(^{226}\text{Ra}) + \text{LCR}(^{232}\text{Th}) + \text{LCR}(^{40}\text{K}) + \text{LCR}(^3\text{H}) \quad (48)$$

2.6.3. Tarım Ürünü Örneklerinin Radyolojik Tehlike Parametreleri

Bireylerin tarım ürünü örneklerini tüketilmesiyle de belirli miktarda radyonüklid alımı mümkün olmaktadır. Tarım ürünü örneklerinin yıllık olarak tüketim miktarları kg olarak belirlenerek “Günlük Radyonüklid Alımı” Denklem (44), “Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri” Denklem (45), “Toplam Eşdeğer Doz” Denklem (46), “Yaşam Boyu Kanser Riski” Denklem (47) ve incelenen radyonüklidlerin yaşam boyu kanser riskine toplam katkısı Denklem (48) kullanılarak belirlendi.

Çalışma alanı içerisinde toplanan tarım ürünlerinin (arpa, buğday, kırmızı mercimek, erik, kayısı, elma) Türkiye’de 2022-2023 yılları arasındaki kişi başı yıllık tüketim miktarları TÜİK’in İstatistik Veri Portalındaki Tahıl ve Diğer Bitkisel Ürünler Denge Tablolarından derlenerek Tablo 7’de verilmiştir (URL-1, 2023).

USEPA'dan alınan besin ürünleri için ölümcül kanser risk katsayısı değerleri; ^{226}Ra için $9,56 \times 10^{-9} \text{ Bq}^{-1}$, ^{232}Th için $2,45 \times 10^{-9} \text{ Bq}^{-1}$ ve ^{40}K için $5,89 \times 10^{-10} \text{ Bq}^{-1}$ 'dir (USEPA, 1999).

Tablo 7. 2022-2023 yılları arası kişi başı yıllık tüketim miktarları

Tarım Ürünü	Yıllık Tüketim (kg)
K. Mercimek	4,7
Arpa	0,9
Buğday	178,6
Erik	2,7
Kayısı	2,2
Elma	34,3

2.7. Su Örneklerinde Tritiyum Ölçümü

2.7.1. Çalışma Yöntemi

Doğu Anadolu bölgesindeki 32 ayrı örneklem noktasından temin edilen su örneklerindeki aktivite konsantrasyonlarının belirlenmesinin yanı sıra Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Fizik Bölümü Nükleer Fizik Laboratuvarında bulunan sıvı sintilasyon sayacı (LSC) (Perkin Elmer Tricarb 2910 TR) ile trityum ölçümleri de gerçekleştirilmiştir. LSC’de trityum konsantrasyonlarının belirlenmesinde ASTM D4107-08 yöntemi kullanılmıştır (Nikolov vd., 2013).

2.7.2. Laboratuvar Çalışmaları

Pet şişelerde laboratuvara getirilen su örnekleri öncelikle beher üzerine konan bir filtre yardımıyla filtreleme işlemine tabi tutuldu. Bu işlem özellikle nehir ve göllerden toplanan su örneklerinde bulunan partiküllerin ayrışması sağlamıştır. Bu arada LSC cihazının ölçüme hazır hale getirmek için aşağıdaki işlemler sıralı şekilde takip edilmiştir.

2.7.2.1. LSC Cihazının Kalibre Edilmesi

LSC cihazıyla birlikte Karbon-14, Trityum ve Arka Plan (Background) standartlarından oluşan üç adet sönümsüz standart bulunmaktadır. Bu standartların özellikleri Tablo 8'de sunulmuştur. LSC cihazının kalibrasyonu için bu üç standart, LSC cihazı kasetlerinden birine sırasıyla C-14, H-3 ve BKG şeklinde yerleştirilerek ölçüm yapılır. Cihazın ölçüm sonuçları incelenerek kalibrasyonun geçerliliği değerlendirilir.

Tablo 8. LSC cihazı ile birlikte gelen sönümsüz standartların özellikleri

	C-14	H-3	Background
Referans Tarihi	23.04.2009	23.04.2009	Nisan 2009
Aktivitesi (μCi)	< 0,1	< 0,2	-
Aktivitesi (Dpm)	131700	264300	-

Yapılan kalibrasyonda dikkat edilmesi gereken önemli bir nokta, cihazın sayım verimi ve arka plan (background) temelinde cihazın duyarlılığını ölçen FOM (Figure of Merit) değeridir. FOM, dedektörün performansını ve verimliliğini değerlendirirken kullanılan bir ölçüttür ve özellikle radyoaktif ölçümlerde cihazın etkinliğini belirlemek için önemlidir. Trityum ve Karbon-14 için bu değerlerin sırasıyla 180 ve 340'ın üzerinde olması gerekmektedir. Bu değerler, cihazın doğru ve güvenilir ölçümler yapmasını sağlar. Kalibrasyon işlemi sırasında bu değerlerin sağlanıp sağlanmadığı, cihazın doğru çalışıp çalışmadığını belirlemek için kontrol edilmelidir. Yapılan kalibrasyon sonuç raporu, detaylarıyla birlikte Şekil 40'ta sunulmuştur.

```
Calibration Information
Software Version IC: 2.12
Software Version EC: 3.00
Instrument Model: Tri-Carb 2900TR
Instrument Serial Number: 084531
3H Chi Square: 18.64    Date Processed: 2/8/2022 12:00:10 PM
14C Chi Square: 37.38    Date Processed: 2/8/2022 12:00:10 PM
3H E^2/B (1-18.6 keV): 430.30    Date Processed: 2/8/2022 12:00:10 PM
14C E^2/B (4-156 keV): 709.38    Date Processed: 2/8/2022 12:00:10 PM
3H Efficiency (0-18.6 keV): 74.59    Date Processed: 2/8/2022 12:00:10 PM
14C Efficiency (0-156 keV): 97.33    Date Processed: 2/8/2022 12:00:10 PM
IPA Background Date Processed: 2/8/2022 12:00:10 PM
3H Background CPM (0-18.6 keV): 12.70    Date Processed: 2/8/2022 12:00:10 PM
14C Background CPM (0-156 keV): 18.32    Date Processed: 2/8/2022 12:00:10 PM
3H Calibration DPM: 261300
3H Reference Date: 4/23/2009
14C Calibration DPM: 131700
```

Şekil 40. Sönümsüz standartlarla yapılan kalibrasyon sonuç raporu

2.7.2.2. Destilasyon İşlemi

LSC cihazında ölçüme hazırlık aşamasında destilasyon işlemi, örneklerdeki istenmeyen maddelerin ve potansiyel interferansların giderilmesi için kullanılan önemli bir adımdır. Bu işlem, özellikle örneğin radyoaktif bileşenlerinin doğru bir şekilde ölçülmesini sağlamak amacıyla yapılır. Destilasyonun amacı, örneğin içindeki yabancı maddelerin ve kirleticilerin uzaklaştırılması (saflaştırma) ve ölçümdeki hassasiyetin artırılarak doğru sonuçların elde edilmesi (analitik hassasiyet) olarak özetlenebilir. Özellikle nehir suyu ve göl suyu örneklerinde kirletici maddelerin bolluğu destilasyon işlemini daha önemli hale getirmektedir. Destilasyon işleminde yoğunlaştırma işlemi sisteme dahil olan musluk suyu ile sağlanmıştır. Destilasyon işlemi için aşağıdaki işlemlerin sırası takip edilmiştir.

- 100 mL'lik destilasyon balonuna, su örneklerinden yaklaşık 25 mL eklenip çalkalandı ve döküldü.
- Balona 100 mL su örneği eklenerek üzerine 0,05 N KMnO₄ (potasyum permanganat) ve 6 M NaOH (sodyum hidroksit) çözeltilerinden birkaç damla ilave edildi. Karışım homojen olana kadar yaklaşık 20 saniye çalkalandı.
- Hazırlanan karışım destilasyon ünitesine yerleştirilerek destilasyon işlemi başlatıldı (Şekil 41).



Şekil 41. Destilasyon ünitesi

- İlk olarak oluşan destilatın 10-15 mL'si atıldı.
- Erlenlerde toplanan destilatlar, üzerlerine örnek kodu ve destilasyon tarihi yazılmış koyu renkli şişelere aktarıldı.
- Şişelere boşaltılan destile edilmiş örneklerden ayarlı pipetle 10 mL alındı ve 20 mL'lik polipropilen sayım vialine aktarıldı (Şekil 42).



Şekil 42. Ayarlı pipet ile destilatın ölçüm vialine aktarılması

Son olarak sayım vialine 10 mL Ultima Gold LLT sintilasyon kokteyli eklendi. Üzerine örnek kodu ve tarihi yazılmış polipropilen sayım vialinin kapağı sıkıca kapatıldı (Şekil 42). Vial, homojen bir karışım olması için yavaşça (yaklaşık 20 saniye) çalkalandı ve vialin kapak dışındaki tüm yüzeyi hafif etanollü bir bezle silindi. Hazırlanan vialler, kimyasal reaksiyonlardan kaynaklanan kemilüminesans parıldamalarını ortadan kaldırmak için 2 gün boyunca karanlık bir ortamda bekletildi.

Bu süreçlerden sonra, örnekler LSC cihazında ölçüme hazır hale getirilmiş oldu ve Perkin Elmer Tricarb 2910 TR model sıvı sintilasyon sayacında (LSC) 1500 dakika (300 dk x 5 tur) süreyle ölçüldü. WP1 örneğinin LSC cihazında ölçümü sonucu alınan analiz sonuç raporlarından biri Şekil 43'te verilmektedir.

```

Assay Definition
Assay Description:
Metsamor NGS çevresi su ölçümleri
Assay Type: DPM (Single)
Report Name: Report1
Output Data Path:
C:\Packard\Tricarb\Results\Default\Metsamor NGS suyu\20220828_0007
RTF File Name:
C:\Packard\Tricarb\Results\Default\ Metsamor NGS suyu \20220828_0007\Su
numuneleri 1-32.rtf
Assay File Name: C:\Packard\TriCarb\Assays\ Metsamor NGS suyu.lsa

Count Conditions
Nuclide: 3H
    Quench Indicator: tSIE/AEC
    External Std Terminator (sec): 0.5 2s
    Pre-Count Delay (min): 0.00
Quench Set:
    Low Energy: 3H
Count Time (min): 300.00
Count Mode: Normal
Assay Count Cycles: 1          Repeat Sample Count: 5
#Vials/Sample: 1             Calculate % Reference: Off

Cycle 1 Results
  S#  Count Time    CPMA    DPM1    SIS    tSIE  MESSAGES
Warning:A Quench set associated with this assay's nuclide was modified after being
run.

    1      300      2.85    10.51   1200.99   250.61
    1      300      2.14     7.93   1134.16   250.08
    1      300      2.25     8.34   1295.02   249.33
    1      300      2.45     9.00   1171.04   251.41
    1      300      2.22     8.21   1270.75   249.51
WP1      2.38     8.80   1214.39   250.19      A

```

Şekil 43. WP1 örnek vialinin LSC cihazında ölçümü sonucu alınan analiz raporu

2.7.2.3. Sertifikalı Trityum Çözeltilisi

LSC cihazında analiz metodunun doğruluğunu kontrol etmek için sertifikalı trityum çözeltisi kullanılmıştır (Eckert & Ziegler, P.O. No: P70023, Kaynak No: 1676-44). Sertifikalı trityum çözeltisine ait bilgiler Tablo 9’da verilmektedir.

Tablo 9. Sertifikalı trityum çözeltisine ait bilgiler

Sertifikalı Trityum Çözeltilisi	
Referans tarihi	01.06.2013
Aktivite (Bq/mL)	4995±159,84

2.7.2.4. Ölü Su (Blank DW)

Radyoaktif olmayan bileşenleri ifade eder ve radyoaktif örneğin ölçüm verimliliğini belirlemek için kullanılır. Trityum içermediği kabul edilir. Sayım

işleminin başlangıcında kullanılır ve eş zamanlı olarak saydırılır (Top, 2009). Ölü su, sinyal sönümlemesi yaparak sayım verimliliğini etkileyebilir bu nedenle kalibrasyon ve arka plan sayımları için önemlidir.

2.7.2.5. Tritiyum Standartlarının Hazırlanması

LSC cihazında yapılan ölçümlerin doğruluğunu kontrol etmek ve dedeksiyon verimini hesaplamak için TÜBİTAK Projesi kapsamında satın alınan sertifikalı sıvı tritiyum standardı kullanılarak üç adet standart hazırlandı. Hazırlanan bu üç standart, Yüksek Aktiviteli Standart (YAS), Laboratuvar Standardı (DWS) ve Spike (RWS) standardıdır. Ayrıca, Türkiye Enerji, Nükleer ve Maden Araştırma Kurumu'ndan (TENMAK) bir adet standart temin edildi.

Yüksek Aktiviteli Standart (YAS): Radyoaktif referans standart sağlayan uluslararası izlenebilir organizasyonlardan temin edilen YAS, LSC cihazının doğruluğunu kalibre etmek için temel bir referans noktası sağlayan standart çözeltinin kendisidir. Yüksek aktiviteli standart viali hazırlamak için, sertifikalı referans çözeltiden mikropipetle 0,8 ml alınıp 20 ml Ultima Gold LLT sintilatör içeren vialin içerisine aktarılır ve homojen bir karışım elde etmek için yaklaşık 20 saniye hafifçe sallanarak hazırlanır. Bu yüksek aktiviteli standart, cihaz kalibrasyonunda ve yüksek doğruluk gerektiren ölçümlerde kullanılır.

Ana Stok Çözeltisi: Yüksek Aktiviteli Standart (YAS) çözeltisinden türetilen ana stok çözeltisi, laboratuvarların günlük ölçümlerinde ve standart hazırlamada kullanılan ^3H içeriği bilinen temel referans çözeltidir. Bu çözelti, laboratuvar standartları ve örneklerin hazırlanmasında güvenilirlik sağlar. Ana stok çözeltisinin hazırlanma aşaması Tablo 10'da verilmiştir.

Tablo 10. Ana stok çözeltisi ait bilgiler

Ana Stok Çözeltisi	
Sertifikalı tritiyum çözeltisinden alınan miktar (ml)	5
Ana stok çözeltisinden hazırlanmak istenen miktar (ml)	12
Hazırlanma Tarihi	30.06.2022
Zaman farkı (Sertifikalı tritiyum çözeltisi-Ana stok çözeltisi) (gün)	3250
Sertifikalı tritiyum çözeltisinin şimdiki aktivitesi (Bq/mL)	3008,76
Ana stok çözeltisinin aktivitesi (Bq/mL)	1253,45

Laboratuvar Standardı (DWS): Ana stok çözeltisinden, laboratuvarların kendi ihtiyaçlarını karşılayacak derişimde hazırladıkları trityum içeriğı bilinen standart çözeltidir. Bu standart çözelti, ölçüm vialine 8 ml ayarlı pipet ile alınıp, üzerine 12 ml Ultima Gold LLT sintilasyon kokteyli ekleyerek hazırlanır. Hazırlanan vial kapatılarak üzerine "DWS" ve hazırlanma tarihi yazılır. Vial, homojen bir karışım elde etmek için yaklaşık 20 saniye boyunca yavaşça çalkalanır ve dış yüzeyi hafif etanol içeren bir bezle silinir. Bu işlem, standart çözeltinin stabilitesini ve homojenliğini sağlamak için önemlidir. DWS standart çözeltisinin oluşturulmasına ait bilgiler Tablo 11’de verilmiştir.

Tablo 11. Laboratuvar standart çözeltisine ait bilgiler

Laboratuvar Standardı (DWS)	
Ana stok çözeltisinden alınan miktar (mL)	1
Laboratuvar standardından hazırlanmak istenen miktar (mL)	100
Hazırlama tarihi	30.06.2022
Zaman farkı (hazırlanma tarihi – referans tarihi) (gün)	0
Ana stok çözeltisinin hazırlanma tarihindeki aktivitesi (Bq/mL)	1253,45
Laboratuvar standardının aktivitesi (Bq/mL)	12,53

LSC cihazının verimliliğini belirlemek amacıyla Laboratuvar standardı (DWS) kullanılır. Güvenilir sayım istatistikleri elde edebilmek için laboratuvar standardındaki trityum konsantrasyonunun 15000-100000 TU aralığında olması önerilmektedir (Top, 2009).

Spike (RWS): Trityum (H-3) analiz süreçlerinde, örnek hazırlama ve diğer işlemlerde karşılaşılabilecek problemleri gözlemlemek amacıyla kullanılan RWS (Reference Working Standard), H-3 içeriğı bilinen bir çözeltidir. Bu çözelti, laboratuvarlarda standart örneklerin hazırlanmasında ve analiz süreçlerinin kalite kontrolünde kullanılır. Hazırlanışı için RWS'den ayarlı bir pipetle 8 ml alınarak sayım vialine aktarılır. Üzerine 12 ml Ultima Gold LLT sintilasyon kokteyli eklenir ve vial kapatılarak üzerine "RWS" ve hazırlanma tarihi yazılır. Vial, homojen bir karışım elde etmek için yaklaşık 20 saniye boyunca yavaşça çalkalanır ve dış yüzeyi hafif etanol içeren bir bezle silinir. Bu işlem, standart çözeltinin stabilitesini ve karışımının homojenliğini sağlamak için önemlidir. Böylece analiz süreçlerinde

tutarlı sonuçlar elde edilir. Spike çözeltisinin hazırlanmasına ait veriler Tablo 12’de verilmiştir.

Tablo 12. Spike çözeltisine ait değerler

Spike Çözeltisi (RWS)	
Laboratuvar standardından alınacak miktar (ml)	1
Spike çözeltisinden hazırlanmak istenen miktar (ml)	100
Hazırlama tarihi	30.06.2022
Zaman farkı (Spike çözeltisi-Laboratuvar standardı) (gün)	0
Laboratuvar standardının şimdiki aktivitesi (Bq/mL)	12,53
Spike çözeltisinin aktivitesi (Bq/mL)	0,1253

Spike olarak hazırlanan standart çözeltinin ^3H içeriği 1000 ile 1500 TU arasında olmalıdır (Top, 2008).

2.7.3. LSC Cihazında Örneklerin Sayımı

Standart çözeltiyle birlikte örnek viallerin yüzeyleri etil alkolle silindikten sonra cihazın kasetlerine yerleştirildi (Şekil 44). Daha sonra örnekleri bulunduran kasetler LSC cihazına yerleştirildi (Şekil 45). Su örnekleriyle birlikte daha önce hazırlanan laboratuvar standardı (DWS), Spike (RWS) ve Ölü su (DW) da aynı sistem içerisinde sayılmıştır. Örneklerin her biri LCS cihazında 300 dakika ve beşer kez olmak üzere toplamda 1500 dakika süreyle sayıldı. Analiz edilen örneklerin miktarı, isimleri ve sayım durumları gibi tüm ayrıntılar analiz defterine kaydedildi.



Şekil 44. Hazırlanan viallerin kasetlere yerleştirilmesi



Şekil 45. Kasetlerin LSC cihazına yerleştirilmesi

2.7.4. Sayım Sonuçlarına Chauvenet Kriterinin Uygulanması

LSC cihazında yapılan tekrarlı ölçümlerde bazı değerler yüksek sapma gösterebilir. Chauvenet Kriteri yüksek sapma gösteren sayım sonuçlarının elimine edilmesi için kullanılan bir yöntemdir. Chauvenet Kriteri, ölçümlerdeki sapmaların standart sapmaya oranının belirli bir maksimum değerin altında olmasını şart koşar. Bu kriteri karşılamayan deneysel veriler geçersiz kabul edilip değerlendirilmeden çıkarılır. Ölçüm sayısına bağlı olarak kabul edilebilir sapma oranlarının nasıl değiştiği Tablo 13'te gösterilmiştir (OMÜ MAK., 2020).

Tablo 13. Chauvenet kriterine göre kabul edilebilir oran değerleri

Ölçüm Sayısı	Kabul edilebilir maksimum sapmanın standart sapmaya oranı ($D_{\max}/\sigma$)
3	1,38
4	1,54
5	1,65
6	1,73
7	1,80
10	1,96
15	2,13
25	2,33
50	2,57
100	2,81

Örneğin; her bir örnek için 5 ölçüm yapıp Chauvenet Kriteri uygulanırsa, kabul edilebilir maksimum sapmanın standart sapmaya oranı olarak 1,65 değeri kullanılır. Çalışmadaki S3 örneğine Chauvenet Kriterinin uygulanışı Tablo 14'te gösterilmektedir.

Tablo 14. S3 örneğine Chauvenet Kriterinin uygulanışı (1. aşama)

Örnek Kodu: S3			
Ölçüm No	Cpm değeri		
1.Ölçüm	2,27	$D_{\max}/\sigma = 1,65$	
2.Ölçüm	2,34	$D_{\max} = 1,65 \cdot \sigma$	$D_{\max} = 0,42$
3.Ölçüm	2,28		
4.Ölçüm	2,35		
5.Ölçüm	2,88		
Ortalama	2,424	Ortalama- $D_{\max}$	2,00
STD (σ)	0,257	Ortalama+ $D_{\max}$	2,85

S3 örneğindeki 5. ölçüm sonucu, ölçümlerin ortalamasının maksimum sapabileceği değer aralığının ($\text{Ortalama} \pm D_{\max}$) dışında olduğu için elimine edilir.

Geriye kalan 4 ölçüm sonucu için Tablo 13'te verilen oranlar dikkate alınarak Chauvenet Kriteri tekrar uygulanırsa; ölçüm sonuçlarının her birinin ölçümlerin ortalamasının maksimum sapabileceği değer aralığı ($\text{Ortalama} \pm D_{\max}$) içerisinde kaldığı belirlenir (Tablo 15). Bu şekilde tüm örneklerdeki ölçüm tekrarlarına Chauvenet Kriteri uygulanarak, örneklerin trityum aktivite konsantrasyonları için daha doğru sonuçlar elde edilmiştir.

Tablo 15. S3 örneğine Chauvenet Kriterinin uygulanışı (2. aşama)

Örnek Kodu: S3			
Ölçüm No	Cpm değeri		
1.Ölçüm	2,27		$D_{\max}/\sigma = 1,54$ $D_{\max} = 1,54. \sigma$ $D_{\max} = 0,06$
2.Ölçüm	2,34		
3.Ölçüm	2,28		
4.Ölçüm	2,35		
5.Ölçüm			
Ortalama	2,310	Ortalama- $D_{\max}$	2,25
STD (σ)	0,041	Ortalama+ $D_{\max}$	2,37

2.7.5. Hesaplamalar

2.7.5.1. Sayım Verimi

Sayım verimi (ϵ) Denklem (49) kullanılarak hesaplandı (Palomo vd., 2007).

$$\epsilon = \frac{DWS_o - B}{DWS_A} \quad (49)$$

Burada, DWS_o laboratuvar standardının (DWS) sayım konsantrasyon ortalaması (cpm), B DW'nin sayım konsantrasyonunun ortalaması (cpm) ve DWS_A DWS 'nin ölçüm tarihindeki aktivitesi (dpm).

2.7.5.2. Geri Kazanım Düzeltme Faktörü (F)

Destile edilmiş örnekler için verim düzeltme faktörü, Denklem (50) kullanılarak hesaplandı.

$$F = \frac{R_{st}-B}{60 \times \varepsilon \times RWS_A} \quad (50)$$

Burada, R_{st} RWS standardının sayım konsantrasyonunun ortalaması (cpm), B DW'nin sayım konsantrasyonunun ortalaması (cpm), ε sayım verimi ve RWS_A spike'ın (RWS) ölçüm tarihindeki aktivitesidir (Bq).

2.7.5.3. Tritiyum Aktivite Konsantrasyonu

Su örneklerindeki trityum aktivite konsantrasyon değerleri Bq/L biriminde Denklem (51) kullanılarak hesaplanmıştır (Palomo vd., 2007).

$$A(Bq/L) = \frac{(R-B) \times 1000}{60 \times \varepsilon \times V \times F} \quad (51)$$

Burada, A trityum aktivite konsantrasyonu (Bq/L), R örneklerin sayım konsantrasyonunun ortalaması (cpm), B background örneğinin sayım konsantrasyonunun ortalaması (cpm), ε sayım verimi, V örneğin miktarı (mL) ve F geri kazanım düzeltme faktörüdür.

2.7.5.4. Belirsizlik Hesabı (Örnek Hatası)

Belirsizlik, Denklem (52) ifadesiyle %95'lik ($k=2$) bir güven düzeyi kullanılarak değerlendirilir (Palomo vd., 2007).

$$\sigma(Bq/L) = \frac{2}{60 \times \varepsilon \times V \times F} \times \sqrt{\frac{R}{t_s} + \frac{B}{t_B}} \quad (52)$$

Burada, R örneğin ortalama sayım hızı (cpm), B DW'nin ortalama sayım hızı (cpm), ε sayım verimi, V örnek hacmi (L), F geri kazanım düzeltme faktörü, t_s örneklerin sayım süresi (dk) ve t_B DW'nin sayım süresidir (dk).

2.7.5.5. Minimum Dedekte Edilebilir Aktivite (MDA)

Ölçümlerde kullanılan LSC cihazı için minimum tespit edilebilir aktivite (MDA) değeri genellikle bir ölçümü arka plandan ayırt etmek için kullanılır. MDA Denklem (53) kullanılarak hesaplandı (Currie, 1968).

$$\text{MDA (Bq/L)} = \frac{3,29 \times \sqrt{\frac{B}{t_B} + \frac{B}{t_s}}}{\epsilon \times F \times V} \quad (53)$$

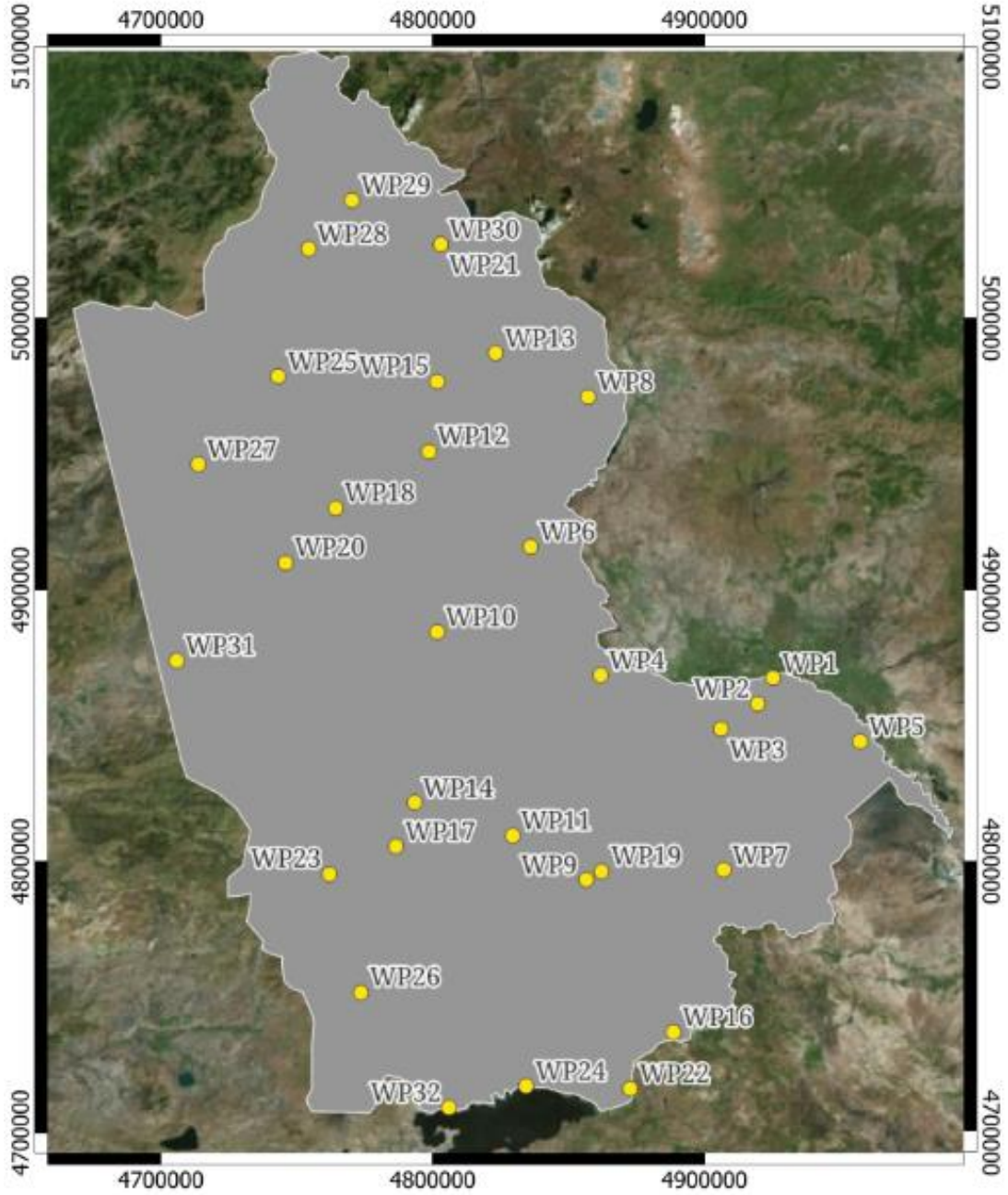
Burada, B DW'nin ortalama sayım hızı (cpm), t_s örneklerin sayım süresi (dk), t_B DW'nin sayım süresi (dk), ϵ sayım verimi, F geri kazanım düzeltme faktörü ve V örneğin hacmidir (L).

Tablo 16. Toprak örneklerinin alındığı GPS koordinatları ve rakım değerleri

Sıra No	İlçe (Kodu)	İl	Örneklem Bölgesi	MNGS'ye Uzaklık (km)	GPS Koordinatları	Rakım (m)
1	A. Alica Köyü (SP1)	Iğdır	I	19,09	40.03087565 N 44.21180578 E	833,25
2	Karakoyunlu (SP2)	Iğdır	I	23,17	39.97235767 N 44.17895928 E	832,97
3	Merkez (SP3)	Iğdır	I	30,13	39.90878106 N 44.05715272 E	853,22
4	Tuzluca (SP4)	Iğdır	II	43,22	40.04353027 N 43.66167611 E	1097,65
5	Aralık (SP5)	Iğdır	II	46,23	39.87499316 N 44.51429192 E	839,08
6	Digor (SP6)	Kars	II	65,75	40.36789842 N 43.43346973 E	1657,01
7	Doğubayazıt (SP7)	Ağrı	II	69,73	39.54954842 N 44.06704969 E	1601,34
8	Akyaka (SP8)	Kars	II	77,37	40.74340263 N 43.62221888 E	1481,15
9	Diyadin (SP9)	Ağrı	II	79,94	39.54679666 N 43.66669627 E	1917,49
10	Kağızman (SP10)	Kars	III	87,04	40.15296361 N 43.12585444 E	1374,52
11	Taşlıçay (SP11)	Ağrı	III	88,67	39.63620104 N 43.37291300 E	1755,91
12	Merkez (SP12)	Kars	III	100,60	40.60674506 N 43.09830413 E	1727,10
13	Arpaçay (SP13)	Kars	III	100,77	40.85172475 N 43.31829196 E	1726,28
14	Merkez (SP14)	Ağrı	III	104,02	39.72046425 N 43.05092744 E	1638,08
15	Susuz (SP15)	Kars	III	108,35	40.78163180 N 43.12663861 E	1748,22
16	Çaldıran (SP16)	Van	III	117,02	39.13535137 N 43.90256373 E	2047,89
17	Hamur (SP17)	Ağrı	III	117,30	39.61063440 N 42.99062515 E	1693,46
18	Selim (SP18)	Kars	III	118,81	40.46479845 N 42.79364239 E	1875,82
19	Eleşkirt (SP19)	Ağrı	IV	131,78	39.54680500 N 43.66670300 E	1920,91
20	Sarıkamış (SP20)	Kars	IV	132,78	40.32704859 N 42.62804139 E	2097,79
21	Çıldır (SP21)	Ardahan	IV	134,88	41.12301333 N 43.13717294 E	1909,52
22	Muradiye (SP22)	Van	IV	135,57	38.99047208 N 43.75963000 E	1724,11
23	Tutak (SP23)	Ağrı	IV	136,82	39.53999962 N 42.77182314 E	1571,40
24	Erciş (SP24)	Van	IV	144,28	38.99853085 N 43.41887411 E	1677,67
25	Göle (SP25)	Ardahan	IV	146,18	40.79374304 N 42.60568444 E	1748,00
26	Patnos (SP26)	Ağrı	IV	151,75	39.23828562 N 42.87510519 E	1662,31
27	Şenkaya (SP27)	Erzurum	IV	157,99	40.57330129 N 42.34241092 E	1746,50
28	Merkez (SP28)	Ardahan	IV	159,62	41.11185945 N 42.70373882 E	1813,34
29	Hanak (SP29)	Ardahan	IV	159,84	41.23278583 N 42.84711728 E	1820,48

3.1.2. Su Örneklerinin Alındığı Noktalar

Yöre halkının kullandığı içme sularından 29 adet ve arazi çalışmasının içerisinde kalan Çıldır Gölü, Van Gölü ve Aras Nehrinden de birer örnek olmak üzere toplam 32 su örneğinin örneklem noktalarının harita üzerindeki konumları Şekil 47’de, rakım değerleri ve MNGS’ye olan uzaklıkları ise Tablo 17’de gösterilmiştir.



Şekil 47. Su örneklerinin alındığı örneklem noktalarının haritada gösterimi

Tablo 17. Su örneklerinin alındığı GPS koordinatları ve rakım değerleri

Sıra No	İlçe (Kodu)	İl	Örneklem Bölgesi	MNGS'ye Uzaklık (km)	GPS Koordinatları	Rakım (m)
1	A. Alican Köyü (WP1)	Iğdır	I	19,09	40.03087565 N 44.21180578 E	833,25
2	Karakoyunlu (WP2)	Iğdır	I	23,17	39.97235767 N 44.17895928 E	832,97
3	Merkez (WP3)	Iğdır	I	30,13	39.90878106 N 44.05715272 E	853,22
4	Tuzluca (WP4)	Iğdır	II	43,22	40.04353027 N 43.66167611 E	1097,65
5	Aralık (WP5)	Iğdır	II	46,23	39.87499316 N 44.51429192 E	839,08
6	Digor (WP6)	Kars	II	65,75	40.36789842 N 43.43346973 E	1657,01
7	Doğubayazıt (WP7)	Ağrı	II	69,73	39.54954842 N 44.06704969 E	1601,34
8	Akyaka (WP8)	Kars	II	77,37	40.74340263 N 43.62221888 E	1481,15
9	Diyadin (WP9)	Ağrı	II	79,94	39.54679666 N 43.66669627 E	1917,49
10	Kağızman (WP10)	Kars	III	87,04	40.15296361 N 43.12585444 E	1374,52
11	Taşlıçay (WP11)	Ağrı	III	88,67	39.63620104 N 43.37291300 E	1755,91
12	Merkez (WP12)	Kars	III	100,60	40.60674506 N 43.09830413 E	1727,10
13	Arpaçay (WP13)	Kars	III	100,77	40.85172475 N 43.31829196 E	1726,28
14	Merkez (WP14)	Ağrı	III	104,02	39.72046425 N 43.05092744 E	1638,08
15	Susuz (WP15)	Kars	III	108,35	40.78163180 N 43.12663861 E	1748,22
16	Çaldıran (WP16)	Van	III	117,02	39.13535137 N 43.90256373 E	2047,89
17	Hamur (WP17)	Ağrı	III	117,30	39.61063440 N 42.99062515 E	1693,46
18	Selim (WP18)	Kars	III	118,81	40.46479845 N 42.79364239 E	1875,82
19	Çıldır Gölü (WP30)	Ardahan	IV	125,96	41.12301333 N 43.13717294 E	1966,42
20	Eleşkirt (WP19)	Ağrı	IV	131,78	39.54680500 N 43.66670300 E	1920,91
21	Sarıkamış (WP20)	Kars	IV	132,78	40.32704859 N 42.62804139 E	2097,79
22	Çıldır (WP21)	Ardahan	IV	134,88	39.54680500 N 43.66670300 E	1909,52
23	Muradiye (WP22)	Van	IV	135,57	38.99047208 N 43.75963000 E	1724,11
24	Tutak (WP23)	Ağrı	IV	136,82	39.53999962 N 42.77182314 E	1571,40
25	Erciş (WP24)	Van	IV	144,28	38.99853085 N 43.41887411 E	1677,67
26	Göle (WP25)	Ardahan	IV	146,18	40.79374304 N 42.60568444 E	1748,00
27	Patnos (WP26)	Ağrı	IV	151,75	39.23828562 N 42.87510519 E	1662,31
28	Şenkaya (WP27)	Erzurum	IV	157,99	40.57330129 N 42.34241092 E	1746,50
29	Aras Nehri (WP31)	Erzurum	IV	159,54	40.07939412 N 42.27120654 E	1524,58
30	Merkez (WP28)	Ardahan	IV	159,62	41.11185945 N 42.70373882 E	1813,34
31	Hanak (WP29)	Ardahan	IV	159,84	41.23278583 N 42.84711728 E	1820,48
32	Van Gölü (WP32)	Van	IV	160,92	38.94358500 N 43.16535200 E	1648,83

3.1.3. Tarım Ürünü Örneklerinin Alındığı Noktalar

Tarım ürünlerinin toplandığı örneklem noktaları aynı zamanda toprak örneklerinin alındığı noktalardır. Toprak örneklerinin alımında ayrı bir örneklem noktası belirlenmemiştir. Bu şekilde tarım ürününün yetiştirildiği noktadaki toprak örnekleri alınarak topraktan bitkiye transfer faktörlerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Tablo 18’de tarım ürünlerinin örneklem noktaları, GPS koordinatları, rakım değerleri ve MNGS’ye olan uzaklıkları gösterilmiştir.

Tablo 18. Tarım ürünü örneklerinin alındığı GPS koordinatları ve rakım değerleri

Sıra No	İlçe (Kodu)	Örnek Türü	Örneklem Bölgesi	MNGS’ye Uzaklık (km)	GPS Koordinatları	Rakım (m)
1	Karakoyunlu (FP1)	Buğday	I	23,17	39.97235767 N 44.17895928 E	832,97
2	Iğdır (FP2)	Kayısı	I	30,13	39.90878106 N 44.05715272 E	853,22
3	Aralık (FP3)	Elma	II	46,23	39.87499316 N 44.51429192 E	839,08
4	Akyaka (FP4)	Elma	II	77,37	40.74340263 N 43.62221888 E	1481,15
5	Diyadin (FP5)	Erik	II	79,94	39.54679666 N 43.66669627 E	1917,49
6	Kars (FP6)	Arpa	III	100,60	40.60674506 N 43.09830413 E	1727,10
7	Ağrı (FP7)	Arpa	III	104,02	39.72046425 N 43.05092744 E	1638,08
8	Selim (FP8)	Buğday	III	118,81	40.46479845 N 42.79364239 E	1875,82
9	Tutak (FP9)	Buğday	IV	136,82	39.53999962 N 42.77182314 E	1571,40
10	Göle (FP10)	Buğday	IV	146,18	40.79374304 N 42.60568444 E	1748,00
11	Patnos (FP11)	K. Mercimek	IV	151,75	39.23828562 N 42.87510519 E	1662,31
12	Ardahan (FP12)	Arpa	IV	159,62	41.11185945 N 42.70373882 E	1813,34

3.2. Radyoaktivite Konsantrasyonları

3.2.1. Toprak Örneklerinde Radyoaktivite Konsantrasyonları

Metsamor Nükleer Güç Santrali’nin çevresindeki dört bölge içerisinde bulunan örneklem noktalarından alınan toprak örneklerinde belirlenen ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs radyoizotoplarının aktivite konsantrasyonları Tablo 19’ da verilmiştir.

Tablo 19. Toprak örneklerinde belirlenen ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{137}Cs ve ^{40}K 'ın aktivite konsantrasyonları

Örnek Kodu (Bölge)	^{226}Ra (Bq/kg)	^{232}Th (Bq/kg)	^{137}Cs (Bq/kg)	^{40}K (Bq/kg)
SP1 (I)	12,10 ± 1,20	11,14 ± 1,11	0,33 ± 0,39	216,53 ± 9,47
SP2 (I)	9,62 ± 1,16	11,73 ± 1,26	3,26 ± 0,74	192,58 ± 10,20
SP3 (I)	9,83 ± 0,91	9,11 ± 1,01	1,05 ± 0,28	185,10 ± 9,29
SP4 (II)	10,32 ± 1,42	7,49 ± 1,11	1,29 ± 0,32	221,78 ± 9,00
SP5 (II)	9,64 ± 1,35	7,58 ± 0,93	0,58 ± 0,22	176,10 ± 9,65
SP6 (II)	21,87 ± 1,42	25,42 ± 1,66	7,42 ± 0,63	332,72 ± 13,44
SP7 (II)	8,10 ± 0,82	9,76 ± 0,90	1,12 ± 0,24	229,89 ± 9,55
SP8 (II)	11,83 ± 1,15	10,89 ± 1,16	5,68 ± 0,42	244,54 ± 11,83
SP9 (II)	19,45 ± 1,27	17,72 ± 1,25	3,01 ± 0,46	294,49 ± 11,92
SP10 (III)	11,34 ± 0,98	8,95 ± 1,00	4,49 ± 0,43	199,76 ± 9,38
SP11 (III)	16,82 ± 1,80	24,82 ± 1,65	7,20 ± 0,54	362,24 ± 14,59
SP12 (III)	20,31 ± 1,41	15,63 ± 1,45	1,48 ± 0,50	284,54 ± 12,33
SP13 (III)	15,92 ± 1,79	15,66 ± 1,59	1,06 ± 0,50	225,33 ± 11,50
SP14 (III)	16,44 ± 1,71	20,42 ± 1,54	1,95 ± 0,46	291,81 ± 12,50
SP15 (III)	11,17 ± 1,16	7,93 ± 1,26	7,35 ± 0,53	327,90 ± 13,71
SP16 (III)	14,73 ± 1,07	14,67 ± 1,32	2,36 ± 0,50	243,82 ± 12,11
SP17 (III)	22,87 ± 1,45	33,55 ± 1,79	2,33 ± 0,48	364,74 ± 14,80
SP18 (III)	13,03 ± 1,39	14,71 ± 1,39	17,61 ± 0,77	277,82 ± 12,51
SP19 (IV)	7,90 ± 0,93	7,11 ± 0,93	0,55 ± 0,27	132,54 ± 8,11
SP20 (IV)	19,36 ± 1,89	33,14 ± 1,96	0,98 ± 0,46	331,93 ± 13,54
SP21 (IV)	18,78 ± 1,44	23,93 ± 1,75	5,95 ± 0,58	326,89 ± 13,43
SP22 (IV)	20,14 ± 1,42	23,21 ± 1,77	9,98 ± 0,66	411,92 ± 14,61
SP23 (IV)	20,00 ± 1,38	23,31 ± 1,61	2,68 ± 0,45	297,38 ± 12,76
SP24 (IV)	23,44 ± 1,33	25,35 ± 1,60	2,22 ± 0,48	502,69 ± 13,51
SP25 (IV)	10,52 ± 1,59	22,83 ± 1,57	0,77 ± 0,35	202,88 ± 10,03
SP26 (IV)	18,55 ± 1,71	29,91 ± 1,78	1,73 ± 0,48	398,85 ± 13,11
SP27 (IV)	14,62 ± 1,40	24,00 ± 1,59	3,53 ± 0,63	301,93 ± 11,36
SP28 (IV)	20,54 ± 1,35	21,50 ± 1,38	7,32 ± 0,47	293,44 ± 11,11
SP29 (IV)	14,82 ± 1,44	16,40 ± 1,50	4,09 ± 0,67	263,10 ± 12,80

3.2.2. Su Örneklerinde Radyoaktivite Konsantrasyonları

Metsamor Nükleer Güç Santrali'nin çevresindeki dört bölge içerisinde bulunan örneklem noktalarından alınan su örneklerinde belirlenen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyoizotoplarının aktivite konsantrasyonları Tablo 20'de verilmiştir.

Tablo 20. Su örneklerinde belirlenen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'ın aktivite konsantrasyonları

Örnek Kodu (Bölge)	Örneklem Yeri	^{226}Ra (Bq/L)	^{232}Th (Bq/L)	^{40}K (Bq/L)
WP1 (I)	A. Alican Köyü	2,40 ± 0,50	1,12 ± 0,46	17,09 ± 1,50
WP2 (I)	Karakoyunlu	2,35 ± 0,48	1,61 ± 0,42	14,75 ± 2,57
WP3 (I)	Iğdır	2,07 ± 0,48	1,83 ± 0,42	13,11 ± 2,31
WP4 (II)	Tuzluca	2,22 ± 0,51	1,68 ± 0,46	15,86 ± 2,34
WP5 (II)	Aralık	2,13 ± 0,51	0,88 ± 0,49	13,92 ± 2,43
WP6 (II)	Digor	2,61 ± 0,48	1,38 ± 0,46	15,49 ± 2,33
WP7 (II)	Doğubayazıt	2,06 ± 0,48	1,37 ± 0,45	13,75 ± 2,56
WP8 (II)	Akyaka	3,48 ± 0,50	1,61 ± 0,41	15,76 ± 2,58
WP9 (II)	Diyadin	2,49 ± 0,49	1,00 ± 0,47	14,92 ± 2,44
WP10 (III)	Kağızman	2,69 ± 0,51	1,16 ± 0,43	19,15 ± 1,79
WP11 (III)	Taşlıçay	1,43 ± 0,48	1,61 ± 0,45	13,31 ± 2,33
WP12 (III)	Kars	1,53 ± 0,48	1,84 ± 0,43	19,45 ± 2,03
WP13 (III)	Arpaçay	1,55 ± 0,45	1,37 ± 0,41	15,48 ± 2,41
WP14 (III)	Ağrı	3,24 ± 0,49	1,32 ± 0,46	16,81 ± 1,79
WP15 (III)	Susuz	2,36 ± 0,48	0,79 ± 0,43	16,39 ± 2,40
WP16 (III)	Çaldıran	2,90 ± 0,51	1,91 ± 0,41	17,20 ± 1,98
WP17 (III)	Hamur	2,58 ± 0,52	1,57 ± 0,44	17,63 ± 2,45
WP18 (III)	Selim	1,79 ± 0,50	1,52 ± 0,44	13,93 ± 2,18
WP19 (IV)	Eleşkirt	1,41 ± 0,49	1,24 ± 0,46	14,56 ± 2,52
WP20 (IV)	Sarıkamış	2,32 ± 0,51	1,60 ± 0,43	19,00 ± 2,62
WP21 (IV)	Çıldır	2,44 ± 0,52	1,49 ± 0,45	17,74 ± 2,34
WP22 (IV)	Muradiye	2,42 ± 0,51	1,40 ± 0,45	18,11 ± 2,46
WP23 (IV)	Tutak	2,51 ± 0,52	1,40 ± 0,47	18,49 ± 1,95
WP24 (IV)	Erciş	2,22 ± 0,51	1,25 ± 0,45	16,61 ± 2,20
WP25 (IV)	Göle	2,44 ± 0,52	1,85 ± 0,42	19,60 ± 2,10
WP26 (IV)	Patnos	2,65 ± 0,51	1,42 ± 0,45	18,96 ± 2,20
WP27 (IV)	Şenkaya	2,06 ± 0,49	1,46 ± 0,44	14,34 ± 2,67
WP28 (IV)	Ardahan	2,11 ± 0,51	1,08 ± 0,48	14,87 ± 2,62
WP29 (IV)	Hanak	2,72 ± 0,50	1,07 ± 0,51	15,07 ± 2,22
WP30 (IV)	Çıldır Gölü	1,41 ± 0,49	2,12 ± 0,37	16,71 ± 2,33
WP31 (IV)	Aras Nehri	2,96 ± 0,51	1,92 ± 0,46	16,39 ± 2,33
WP32 (IV)	Van Gölü	1,78 ± 0,49	1,30 ± 0,44	20,54 ± 2,79

Hazırlanan DWS, RWS ve background standart çözeltilerinin LSC cihazında ölçümü sonrası bulunan ortalama cpm (count per minute) değerleri kullanılarak sayım verimi %33, geri kazanım düzeltme faktörü 1,09 ve MDA değeri ise 0,93 Bq/L olarak hesaplandı. Belirlenen 32 örneklem noktasından alınan su örneklerinde tespit edilen trityum konsantrasyonları Tablo 21’de verilmiştir.

Tablo 21. Su örneklerinde belirlenen trityum konsantrasyonları

Örnek Kodu (Bölge)	Örneklem Yeri	Trityum Konsantrasyonu	
		Bq/L	TU
WP1 (I)	A. Alica Köyü	2,70 ± 0,62	22,88 ± 5,27
WP2 (I)	Karakoyunlu	2,77 ± 0,65	23,44 ± 5,53
WP3 (I)	Iğdır	2,20 ± 0,27	18,61 ± 2,25
WP4 (II)	Tuzluca	1,78 ± 0,42	15,12 ± 3,60
WP5 (II)	Aralık	2,41 ± 0,59	20,43 ± 5,04
WP6 (II)	Digor	2,97 ± 0,59	25,18 ± 5,04
WP7 (II)	Doğubayazıt	2,60 ± 0,42	22,01 ± 3,53
WP8 (II)	Akyaka	1,99 ± 0,42	16,87 ± 3,52
WP9 (II)	Dişadin	2,48 ± 0,52	20,98 ± 4,40
WP10 (III)	Kağızman	2,71 ± 0,26	22,96 ± 2,22
WP11 (III)	Taşlıçay	3,06 ± 0,67	25,89 ± 5,69
WP12 (III)	Kars	1,28 ± 0,30	10,89 ± 2,56
WP13 (III)	Arpaçay	2,76 ± 0,52	23,36 ± 4,43
WP14 (III)	Ağrı	2,75 ± 0,67	23,28 ± 5,65
WP15 (III)	Susuz	2,51 ± 0,67	21,30 ± 5,70
WP16 (III)	Çaldıran	2,24 ± 0,24	19,00 ± 2,07
WP17 (III)	Hamur	1,48 ± 0,73	12,51 ± 6,15
WP18 (III)	Selim	3,01 ± 0,62	25,50 ± 5,26
WP19 (IV)	Eleşkirt	3,25 ± 0,36	27,56 ± 3,05
WP20 (IV)	Sarıkamış	2,58 ± 0,64	21,85 ± 5,41
WP21 (IV)	Çıldır	2,46 ± 0,35	20,83 ± 2,94
WP22 (IV)	Muradiye	2,07 ± 0,40	17,58 ± 3,42
WP23 (IV)	Tutak	2,87 ± 0,36	24,31 ± 3,09
WP24 (IV)	Erciş	2,02 ± 0,50	17,10 ± 4,25
WP25 (IV)	Göle	1,99 ± 0,45	16,87 ± 3,80
WP26 (IV)	Patnos	2,29 ± 0,62	19,40 ± 5,29
WP27 (IV)	Şenkaya	2,63 ± 0,55	22,33 ± 4,64
WP28 (IV)	Ardahan	2,60 ± 0,41	22,01 ± 3,46
WP29 (IV)	Hanak	2,60 ± 0,65	22,03 ± 5,51
WP30 (IV)	Çıldır Gölü	3,23 ± 0,58	27,40 ± 4,90
WP31 (IV)	Aras Nehri	3,12 ± 1,05	26,45 ± 8,88
WP32 (IV)	Van Gölü	4,64 ± 0,72	39,32 ± 6,10

3.2.3. Tarım Ürünü Örneklerinde Radyoaktivite Konsantrasyonları

Tarım ürünlerinde (arpa, buğday, kırmızı mercimek, erik, kayısı, elma) belirlenen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyoizotoplarının aktivite konsantrasyonları Tablo 22’de verilmiştir. Tarım ürünü örneklerinde ^{137}Cs radyoizotopu tespit edilmemiştir.

Tablo 22. Tarım ürünü örneklerinde belirlenen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları

Örnek Kodu (Bölge)	Örnek Türü	^{226}Ra (Bq/kg)	^{232}Th (Bq/kg)	^{40}K (Bq/kg)
FP1 (I)	Buğday	$8,16 \pm 1,08$	$3,84 \pm 0,92$	$109,21 \pm 6,60$
FP2 (I)	Kayısı	$1,79 \pm 0,34$	$0,92 \pm 0,34$	$185,71 \pm 3,60$
FP3 (II)	Elma	$2,64 \pm 0,43$	$1,19 \pm 0,41$	$131,35 \pm 3,79$
FP4 (II)	Elma	$3,21 \pm 0,44$	$1,59 \pm 0,43$	$293,27 \pm 5,15$
FP5 (II)	Erik	$3,06 \pm 0,38$	$1,30 \pm 0,36$	$212,39 \pm 15,88$
FP6 (III)	Arpa	$8,84 \pm 1,17$	$3,09 \pm 1,04$	$134,01 \pm 7,13$
FP7 (III)	Arpa	$9,09 \pm 1,36$	$4,89 \pm 1,16$	$174,43 \pm 8,41$
FP8 (III)	Buğday	$6,97 \pm 0,99$	$2,92 \pm 0,82$	$83,38 \pm 6,15$
FP9 (IV)	Buğday	$5,91 \pm 0,96$	$4,48 \pm 0,79$	$118,30 \pm 5,39$
FP10 (IV)	Buğday	$5,33 \pm 1,01$	$3,90 \pm 0,97$	$99,63 \pm 6,07$
FP11 (IV)	K. Mercimek	$4,68 \pm 0,90$	$4,25 \pm 0,84$	$207,09 \pm 7,11$
FP12 (IV)	Arpa	$7,54 \pm 1,16$	$4,78 \pm 1,08$	$160,23 \pm 7,98$

3.2.4. Toprak ve Su Örneklerinin Bölgesel Radyoaktivite Konsantrasyonu

Metsamor Nükleer Güç Santrali’nin çevresindeki dört bölge içerisinde bulunan örneklem noktalarından alınan toprak ve su örneklerinde belirlenen ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs ve ^3H radyoizotoplarının bölgesel olarak ortalama aktivite konsantrasyonları sırasıyla Tablo 23 ve 24’te verilmiştir.

Tablo 23. Toprak örneklerinin bölgesel aktivite konsantrasyonları

Örneklem Bölgesi	^{226}Ra (Bq/kg)	^{232}Th (Bq/kg)	^{137}Cs (Bq/kg)	^{40}K (Bq/kg)
I. Bölge	$10,52 \pm 1,09$	$10,66 \pm 1,13$	$1,55 \pm 0,47$	$198,07 \pm 9,65$
II.Bölge	$13,54 \pm 1,24$	$13,14 \pm 1,17$	$3,18 \pm 0,38$	$249,92 \pm 10,90$
III.Bölge	$15,85 \pm 1,42$	$17,37 \pm 1,44$	$5,09 \pm 0,52$	$286,44 \pm 12,60$
IV.Bölge	$17,15 \pm 1,44$	$22,79 \pm 1,59$	$3,62 \pm 0,50$	$314,87 \pm 12,22$

Tablo 24. Su örneklerinin bölgesel aktivite konsantrasyonları

Örneklem Bölgesi	²²⁶ Ra (Bq/L)	²³² Th (Bq/L)	⁴⁰ K (Bq/L)	³ H (Bq/L)
I.Bölge	2,27 ± 0,49	1,52 ± 0,43	14,98 ± 2,13	2,55 ± 0,51
II.Bölge	2,50 ± 0,50	1,32 ± 0,46	14,95 ± 2,45	2,37 ± 0,49
III.Bölge	2,23 ± 0,49	1,45 ± 0,43	16,59 ± 2,15	2,42 ± 0,52
IV.Bölge	2,25 ± 0,51	1,47 ± 0,45	17,21 ± 2,38	2,74 ± 0,55

3.2.5. Transfer Faktörlerinin Hesaplanması

Toprak ve bitki örneklerindeki radyonüklid değerleri ve topraktan bitkiye transfer faktörleri Tablo 25’te birlikte verilmiştir.

Tablo 25. Topraktan bitkiye transfer faktörleri (TF)

Örnek Yeri (Kodu)	Örnek Türü	Radyoaktivite Konsantrasyonu (Bq/kg)			Transfer Faktörü (TF)		
		²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Karakoyunlu (FP1)	Toprak	9,62 ± 1,16	11,73 ± 1,26	192,58 ± 10,20	0,85	0,33	0,57
	Buğday	8,16 ± 1,08	3,84 ± 0,92	109,21 ± 6,60			
İğdır (FP2)	Toprak	9,83 ± 0,91	9,11 ± 1,01	185,10 ± 9,29	0,18	0,10	1,00
	Kayısı	1,79 ± 0,34	0,92 ± 0,34	185,71 ± 3,60			
Aralık (FP3)	Toprak	9,64 ± 1,35	7,58 ± 0,93	176,10 ± 9,65	0,27	0,16	0,75
	Elma	2,64 ± 0,43	1,19 ± 0,41	131,35 ± 3,79			
Akyaka (FP4)	Toprak	11,83 ± 1,15	10,89 ± 1,16	244,54 ± 11,83	0,27	0,15	1,20
	Elma	3,21 ± 0,44	1,59 ± 0,43	293,27 ± 5,15			
Diyadin (FP5)	Toprak	19,45 ± 1,27	17,72 ± 1,25	294,49 ± 11,92	0,16	0,07	0,72
	Erik	3,06 ± 0,38	1,30 ± 0,36	212,39 ± 15,88			
Kars (FP6)	Toprak	20,31 ± 1,41	15,63 ± 1,45	284,54 ± 12,33	0,44	0,20	0,47
	Arpa	8,84 ± 1,17	3,09 ± 1,04	134,01 ± 7,13			
Ağrı (FP7)	Toprak	16,44 ± 1,71	20,42 ± 1,54	291,81 ± 12,50	0,55	0,24	0,60
	Arpa	9,09 ± 1,36	4,89 ± 1,16	174,43 ± 8,41			
Selim (FP8)	Toprak	13,03 ± 1,39	14,71 ± 1,39	277,82 ± 12,51	0,53	0,20	0,30
	Buğday	6,97 ± 0,99	2,92 ± 0,82	83,38 ± 6,15			
Tutak (FP9)	Toprak	20,00 ± 1,38	23,31 ± 1,61	297,38 ± 12,76	0,30	0,19	0,40
	Buğday	5,91 ± 0,96	4,48 ± 0,79	118,3 ± 5,39			
Göle (FP10)	Toprak	10,52 ± 1,59	22,83 ± 1,57	202,88 ± 10,03	0,51	0,17	0,49
	Buğday	5,33 ± 1,01	3,90 ± 0,97	99,63 ± 6,07			
Patnos (FP11)	Toprak	18,55 ± 1,71	29,91 ± 1,78	398,85 ± 13,11	0,25	0,14	0,52
	K. Mercimek	4,68 ± 0,90	4,25 ± 0,84	207,09 ± 7,11			
Ardahan (FP12)	Toprak	20,54 ± 1,35	21,50 ± 1,38	293,44 ± 11,11	0,37	0,22	0,55
	Arpa	7,54 ± 1,16	4,78 ± 1,08	160,23 ± 7,98			

3.3. Radyolojik Tehlike Parametre Değerleri

3.3.1. Toprak Örneklerinin Radyolojik Tehlike Parametre Değerleri

Doğu Anadolu Bölgesindeki 29 örneklem noktasından alınan toprak örnekleri için hesaplanan radyolojik tehlike parametre değerleri (Radyum Eşdeğer Aktivitesi, Gama İndeksi, Dış Tehlike İndeksi, Soğurulan Gama Doz Hızı, Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri ve Yaşam Boyu Kanser Riski) Tablo 26’da verilmiştir.

Tablo 26. Toprak örnekleri için hesaplanan radyolojik tehlike parametreleri

Örnek Kodu (Bölge)	R _{aeq} (Bq/kg)	I _g	H _{ex}	D (nGy/h)	AEDE (μSv/y)	ELCR (x10 ⁻³)
SP1 (I)	44,70	0,17	0,12	21,54	26,41	0,10
SP2 (I)	41,22	0,15	0,11	19,76	24,23	0,09
SP3 (I)	37,11	0,14	0,10	17,92	21,97	0,09
SP4 (II)	38,11	0,15	0,10	18,67	22,89	0,09
SP5 (II)	34,04	0,13	0,09	16,50	20,24	0,08
SP6 (II)	83,84	0,31	0,23	39,76	48,77	0,19
SP7 (II)	39,76	0,15	0,11	19,39	23,78	0,09
SP8 (II)	46,23	0,18	0,12	22,43	27,50	0,11
SP9 (II)	67,47	0,25	0,18	32,27	39,58	0,15
SP10 (III)	39,52	0,15	0,11	19,13	23,46	0,09
SP11 (III)	80,21	0,30	0,22	38,29	46,96	0,18
SP12 (III)	64,57	0,24	0,17	30,95	37,96	0,15
SP13 (III)	55,66	0,21	0,15	26,48	32,47	0,13
SP14 (III)	68,11	0,25	0,18	32,44	39,79	0,15
SP15 (III)	47,76	0,19	0,13	23,76	29,14	0,11
SP16 (III)	54,48	0,20	0,15	26,08	31,99	0,12
SP17 (III)	98,93	0,37	0,27	46,61	57,16	0,22
SP18 (III)	55,46	0,21	0,15	26,74	32,79	0,13
SP19 (IV)	28,27	0,11	0,08	13,59	16,67	0,06
SP20 (IV)	92,31	0,34	0,25	43,37	53,18	0,21
SP21 (IV)	78,17	0,29	0,21	37,17	45,58	0,18
SP22 (IV)	85,05	0,32	0,23	40,90	50,15	0,19
SP23 (IV)	76,23	0,28	0,21	36,12	44,29	0,17
SP24 (IV)	98,40	0,37	0,27	47,53	58,30	0,23
SP25 (IV)	58,79	0,22	0,16	27,50	33,72	0,13
SP26 (IV)	92,03	0,34	0,25	43,78	53,69	0,21
SP27 (IV)	72,19	0,27	0,19	34,25	42,00	0,16
SP28 (IV)	73,88	0,27	0,20	35,08	43,02	0,17
SP29 (IV)	58,53	0,22	0,16	28,00	34,34	0,13

3.3.2. Su Örneklerinin Radyolojik Tehlike Parametre Değerleri

Çalışma alanı içerisinde kalan 32 örneklem noktasından alınan su örneklerinin tüketilmesinden kaynaklı halkın maruz kalacağı radyolojik tehlike parametre değerleri Tablo 27 ve 28’de verilmiştir.

Tablo 27. Su örnekleri için hesaplanan radyolojik tehlike parametreleri

Örnek Kodu (Bölge)	D _{int} (Bq/gün)			E _{eff} (μSv/y)			E _{eff(Toplam)} (mSv/y)
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	
WP1 (I)	3,83	1,79	27,25	391,05	149,90	61,66	0,60
WP2 (I)	3,75	2,57	23,52	382,90	215,48	53,22	0,65
WP3 (I)	3,30	2,92	20,90	337,28	244,93	47,30	0,63
WP4 (II)	3,54	2,68	25,29	361,72	224,85	57,22	0,64
WP5 (II)	3,40	1,40	22,19	347,06	117,78	50,22	0,52
WP6 (II)	4,16	2,20	24,70	425,27	184,70	55,89	0,67
WP7 (II)	3,28	2,18	21,92	335,65	183,36	49,61	0,57
WP8 (II)	5,55	2,57	25,13	567,02	215,48	56,86	0,84
WP9 (II)	3,97	1,59	23,79	405,71	133,84	53,83	0,59
WP10 (III)	4,29	1,85	30,53	438,30	155,26	69,09	0,66
WP11 (III)	2,28	2,57	21,22	233,00	215,48	48,02	0,50
WP12 (III)	2,44	2,93	31,01	249,29	246,27	70,17	0,57
WP13 (III)	2,47	2,18	24,68	252,55	183,36	55,85	0,49
WP14 (III)	5,17	2,10	26,80	527,92	176,67	60,65	0,77
WP15 (III)	3,76	1,26	26,13	384,53	105,73	59,13	0,55
WP16 (III)	4,62	3,05	27,42	472,52	255,64	62,06	0,79
WP17 (III)	4,11	2,50	28,11	420,38	210,13	63,61	0,69
WP18 (III)	2,85	2,42	22,21	291,66	203,44	50,26	0,55
WP19 (IV)	2,25	1,98	23,21	229,74	165,96	52,53	0,45
WP20 (IV)	3,70	2,55	30,29	378,01	214,15	68,55	0,66
WP21 (IV)	3,89	2,38	28,28	397,57	199,42	64,00	0,66
WP22 (IV)	3,86	2,23	28,87	394,31	187,38	65,34	0,65
WP23 (IV)	4,00	2,23	29,48	408,97	187,38	66,71	0,66
WP24 (IV)	3,54	1,99	26,48	361,72	167,30	59,93	0,59
WP25 (IV)	3,89	2,95	31,25	397,57	247,61	70,71	0,72
WP26 (IV)	4,22	2,26	30,23	431,78	190,05	68,41	0,69
WP27 (IV)	3,28	2,33	22,86	335,65	195,41	51,74	0,58
WP28 (IV)	3,36	1,72	23,71	343,80	144,55	53,65	0,54
WP29 (IV)	4,34	1,71	24,03	443,19	143,21	54,37	0,64
WP30 (IV)	2,25	3,38	26,64	229,74	283,74	60,29	0,57
WP31 (IV)	4,72	3,06	26,13	482,29	256,98	59,13	0,80
WP32 (IV)	2,84	2,07	32,75	290,03	173,99	74,11	0,54

Tablo 28. Su örnekleri için hesaplanan yaşam boyu kanser riski değerleri

Örnek Kodu (Bölge)	LCR ($\times 10^{-4}$)			LCR _(Toplam) ($\times 10^{-4}$)
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	
WP1 (I)	7,76	0,94	3,31	12,02
WP2 (I)	7,60	1,36	2,86	11,82
WP3 (I)	6,69	1,54	2,54	10,78
WP4 (II)	7,18	1,42	3,08	11,67
WP5 (II)	6,89	0,74	2,70	10,33
WP6 (II)	8,44	1,16	3,00	12,61
WP7 (II)	6,66	1,16	2,67	10,48
WP8 (II)	11,25	1,36	3,06	15,67
WP9 (II)	8,05	0,84	2,89	11,79
WP10 (III)	8,70	0,98	3,71	13,39
WP11 (III)	4,62	1,36	2,58	8,56
WP12 (III)	4,95	1,55	3,77	10,27
WP13 (III)	5,01	1,16	3,00	9,17
WP14 (III)	10,48	1,11	3,26	14,85
WP15 (III)	7,63	0,67	3,18	11,48
WP16 (III)	9,38	1,61	3,34	14,32
WP17 (III)	8,34	1,32	3,42	13,09
WP18 (III)	5,79	1,28	2,70	9,77
WP19 (IV)	4,56	1,05	2,82	8,43
WP20 (IV)	7,50	1,35	3,68	12,54
WP21 (IV)	7,89	1,26	3,44	12,59
WP22 (IV)	7,83	1,18	3,51	12,52
WP23 (IV)	8,12	1,18	3,59	12,88
WP24 (IV)	7,18	1,05	3,22	11,45
WP25 (IV)	7,89	1,56	3,80	13,25
WP26 (IV)	8,57	1,20	3,68	13,44
WP27 (IV)	6,66	1,23	2,78	10,67
WP28 (IV)	6,82	0,91	2,88	10,62
WP29 (IV)	8,80	0,90	2,92	12,62
WP30 (IV)	4,56	1,79	3,24	9,59
WP31 (IV)	9,57	1,62	3,18	14,37
WP32 (IV)	5,76	1,10	3,98	10,84

3.3.3. Tarım Ürünü Örneklerinin Radyolojik Tehlike Parametre Değerleri

Çalışma alanı içerisindeki 12 ayrı noktadan toplanan tarım ürünlerinin (arpa, buğday, kırmızı mercimek, erik, kayısı, elma) radyolojik tehlike parametrelerinin değerleri Tablo 29 ve 30’da verilmiştir.

Tablo 29. Tarım ürünü örnekleri için hesaplanan radyolojik tehlike parametreleri

Örnek Yeri (Kodu)	Örnek Türü	D _{int} (Bq/gün)			E _{eff} (μSv/y)			E _{eff(Toplam)} (mSv/y)
		²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	
Karakoyunlu (FP1)	Buğday	3,99	1,88	53,44	408,07	157,74	120,93	0,687
Iğdır (FP2)	Kayısı	0,01	0,01	1,12	1,10	0,47	2,53	0,004
Aralık (FP3)	Elma	0,25	0,11	12,34	25,35	9,39	27,93	0,063
Akyaka (FP4)	Elma	0,30	0,15	27,56	30,83	12,54	62,37	0,106
Diyadin (FP5)	Erik	0,02	0,01	1,57	2,31	0,81	3,56	0,007
Kars (FP6)	Arpa	0,02	0,01	0,33	2,23	0,64	0,75	0,004
Ağrı (FP7)	Arpa	0,02	0,01	0,43	2,29	1,01	0,97	0,004
Selim (FP8)	Buğday	3,41	1,43	40,80	348,56	119,95	92,33	0,561
Tutak (FP9)	Buğday	2,89	2,19	57,89	295,55	184,03	131,00	0,611
Göle (FP10)	Buğday	2,61	1,91	48,75	266,54	160,20	110,32	0,537
Patnos (FP11)	K. Mercimek	0,06	0,05	2,67	6,16	4,59	6,03	0,017
Ardahan (FP12)	Arpa	0,02	0,01	0,40	1,90	0,99	0,89	0,004

Tablo 30. Tarım ürünü örnekleri için hesaplanan yaşam boyu kanser riski değerleri

Örnek Kodu (Bölge)	LCR (x10 ⁻⁶)			LCR _(Toplam) (x10 ⁻⁶)
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	
FP1 (I)	1079,77	130,22	890,35	2100,34
FP2 (I)	2,92	0,38	18,65	21,95
FP3 (II)	67,09	7,75	205,66	280,50
FP4 (II)	81,58	10,36	459,18	551,11
FP5 (II)	6,12	0,67	26,18	32,96
FP6 (III)	5,89	0,53	5,51	11,93
FP7 (III)	6,06	0,84	7,17	14,06
FP8 (III)	922,30	99,02	679,77	1701,09
FP9 (IV)	782,04	151,92	964,46	1898,42
FP10 (IV)	705,29	132,26	812,25	1649,79
FP11 (IV)	16,30	3,79	44,43	64,52
FP12 (IV)	5,03	0,82	6,58	12,43

4. TARTIŞMA, SONUÇ VE ÖNERİLER

Nükleer Güç Santralleri çevresinde yapılan araştırmalar, santrallerin çevresinde yaşayan insanlar için sağlık yönünden etkisinin olup olmadığının belirlenmesi hususunda bilgiler sunar. Bu araştırmalar nükleer santrallerin güvenliği, radyoaktif yayılım riski, çevreye etkileri ve insan sağlığı üzerindeki potansiyel etkilerine odaklanmaktadır. Bu çalışmalardan elde edilen verilerin, o bölgede yaşanabilecek herhangi bir olası kaza durumunda bölgenin radyolojik değerlendirilmesi noktasında hayati öneme sahip olacağı değerlendirilmektedir.

Bu çalışma, Türkiye'nin doğu sınırına yakın MNGS çevresinde belirlenen il ve ilçe merkezlerinden alınan toprak, su ve tarım ürünlerinde radyoaktivite ölçümleri yapılarak bölgenin santralden etkilenip etkilenmediğini değerlendirme hem de diğer çalışmalarla karşılaştırma imkânı vermesi açısından önemlidir. Bunun yanında 48 yılı aşkın bir süredir faaliyette olan ve sismik açıdan deprem bölgesinde bulunan MNGS'de olası bir kaza durumunda bölgenin ne düzeyde etkilendiğinin belirlenmesinde bu çalışmadan elde edilen verilerin referans değerlerler olarak kullanılacağı öngörülmektedir.

Bu çalışmada, Doğu Anadolu Bölgesindeki 28 il/ilçe merkezinden toprak, su ve tarım ürünleri toplanarak bu örneklerde bulunan doğal (H-3, Ra-226, Th-232, K-40) ve yapay (H-3, Cs-137) radyoaktivite değerleri belirlenmiştir.

4.1. Radyoaktivite Konsantrasyonlarının İncelenmesi

Tablo 19, 20, 21 ve 22'de incelenen örneklerde belirlenen radyoaktivite konsantrasyon değerleri yer almaktadır. En düşük aktivite konsantrasyon değerleri su örneklerinde elde edilmiştir. Tablolar incelendiğinde, Toprak su ve tarım ürünü örneklerindeki ^{40}K 'nın aktivite konsantrasyonlarının ^{226}Ra ve ^{232}Th seviyelerinden daha yüksek olduğu gözlemlenmektedir. En yüksek ^{40}K radyoaktivite konsantrasyonu 502,69 Bq/kg olarak toprak örneğinde belirlenmiş olup, bu değer dünya ortalaması olan 420 Bq/kg'nin biraz üstündedir. ^{226}Ra 'nın en yüksek değeri ise toprak örneğinde 23,44 Bq/kg olarak belirlenmiştir ve bu değer dünya ortalaması olan 35 Bq/kg 'den daha düşüktür. ^{232}Th için en yüksek aktivite konsantrasyonu

toprak örneğine ait olup değeri 33,55 Bq/kg olarak belirlenmiştir. Bu değer dünya ortalaması olan 45 Bq/kg 'in altındadır (UNSCEAR, 2000).

Bu bulgular, radyoaktivite konsantrasyonlarının genel dağılımının kabul edilebilir sınırlar içinde olduğunu göstermektedir. Ayrıca, tespit edilen radyolojik etkilerin uluslararası kuruluşlar tarafından önerilen limit değerlerden daha düşük olduğu ortaya konmuştur.

4.1.1. Toprak Örnekleri

MNGS'ye en yakın konumda örneklem yeri olarak belirlenen Aşağıalican köyü ile birlikte 29 örneklem noktasından toprak örnekleri alındı. İncelenen toprak örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs radyoaktivite konsantrasyonlarının sırasıyla $7,90\pm0,93$ Bq/kg (Eleşkirt, IV. bölge) ile $23,44\pm1,33$ Bq/kg (Erciş, IV. bölge), $7,11\pm0,93$ Bq/kg (Eleşkirt, IV. bölge) ile $33,55\pm1,79$ Bq/kg (Hamur, III. bölge), $132,54\pm8,11$ Bq/kg (Eleşkirt, IV. bölge) ile $502,69\pm13,51$ Bq/kg (Erciş, IV. bölge) ve $0,33\pm0,39$ Bq/kg (Aşağıalican köyü, I. bölge) ile $17,61\pm0,77$ Bq/kg (Selim, III. bölge) arasında değiştiği belirlenmiştir.

Toprak örneklerinde belirlenen ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs radyoaktivite konsantrasyonlarının çalışma bölgesi üzerindeki dağılımlarının gösteren haritalar Şekil 48'de verilmektedir.

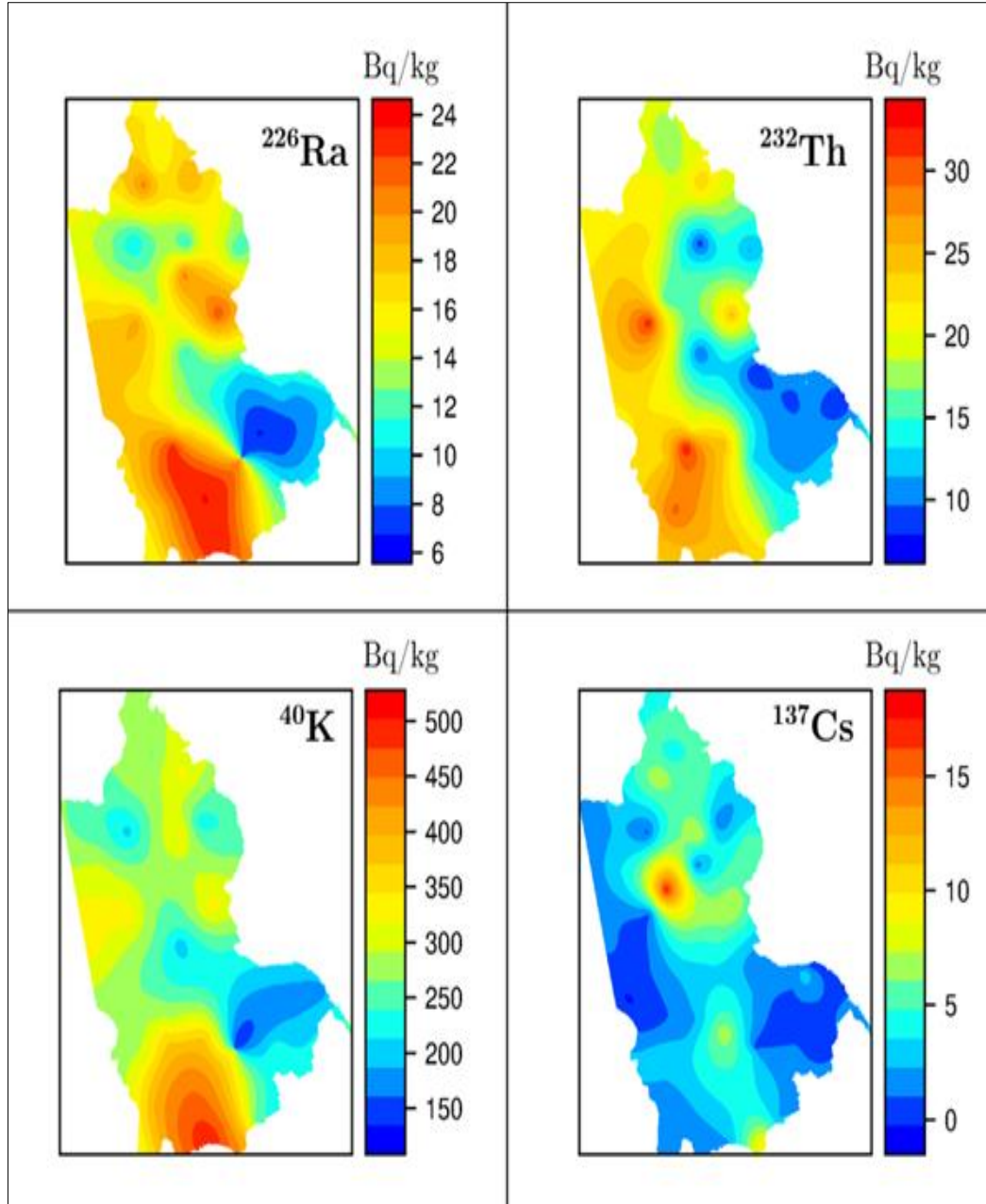
Şekil 48'deki haritalar incelendiğinde;

^{226}Ra aktivite konsantrasyonunun en fazla SP24 (Erciş), SP17 (Hamur) ve SP6 (Digor) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında yoğunlaştığı, en az ise SP19 (Eleşkirt), SP7 (Doğubayazıt) ve SP2 (Karakoyunlu) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında olduğu görülmektedir.

^{232}Th aktivite konsantrasyonunun en fazla SP17 (Hamur), SP20 (Sarıkamış) ve SP26 (Patnos) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında yoğunlaştığı, en az ise SP19 (Eleşkirt), SP4 (Tuzluca) ve SP5 (Aralık) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında olduğu görülmektedir.

^{40}K aktivite konsantrasyonunun en fazla SP24 (Erciş), SP22 (Muradiye) ve SP26 (Patnos) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında yoğunlaştığı, en az ise SP19 (Eleşkirt), SP5 (Aralık) ve SP3 (Iğdır) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında olduğu görülmektedir.

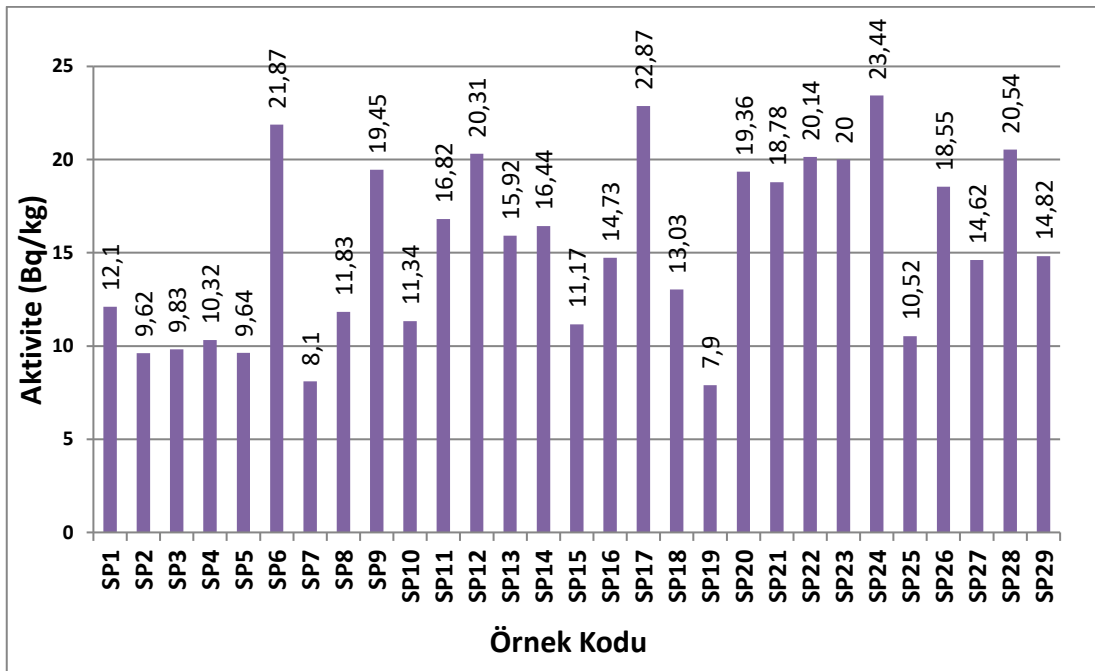
^{137}Cs aktivite konsantrasyonunun en fazla SP18 (Selim), SP22 (Muradiye) ve SP6 (Digor) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında yoğunlaştığı, en az ise SP1 (Aşağıalican köyü), SP19 (Eleşkirt) ve SP5 (Aralık) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında olduğu görülmektedir.



Şekil 48. Toprak örneklerinde belirlenen radyonüklidlerin dağılım haritaları

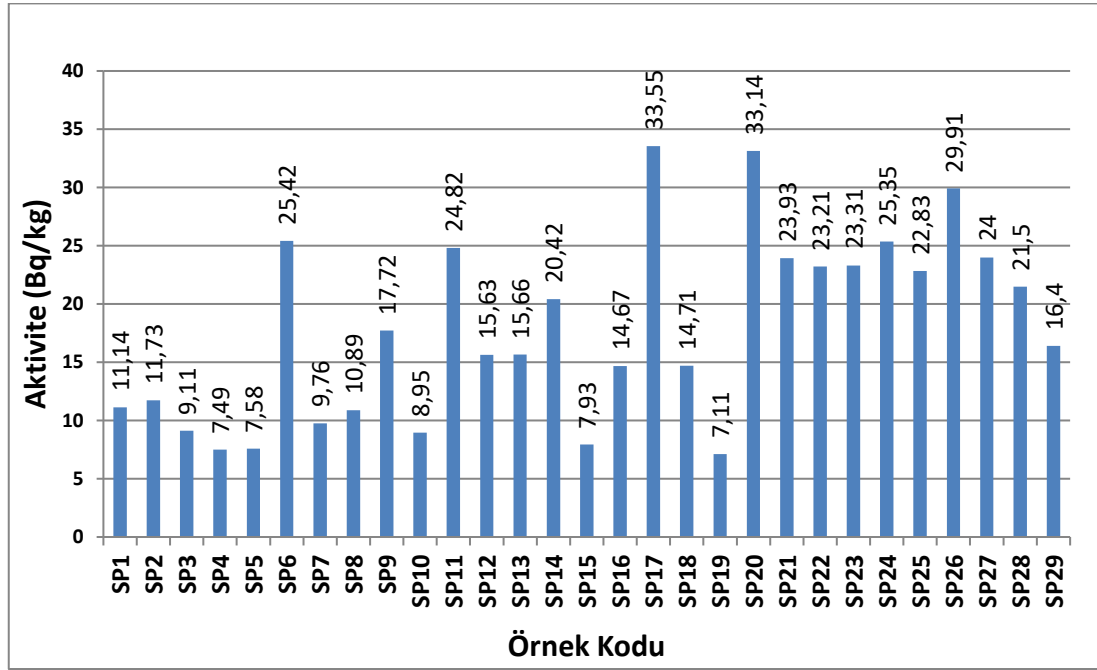
İncelenen radyonüklidlerin topraktaki aktivite konsantrasyonları, bölgenin jeolojik ve topoğrafik özelliklerine bağlı olarak topraktan toprağa ve yerden yere değişiklik göstermektedir.

Toprak örneklerinde ^{226}Ra aktivite konsantrasyonunun en yüksek değerinin (23,44 Bq/kg) SP24 kodlu örnekte, en düşük değerinin (7,90 Bq/kg) ise SP19 kodlu örnekte olduğu görülmüştür. Ortalama ^{226}Ra aktivitesi $15,31 \pm 1,36$ Bq/kg olarak bulunmuştur. Toprak örneklerinde belirlenen ^{226}Ra aktivite konsantrasyonlarının dağılımları Şekil 49’da verilmektedir.



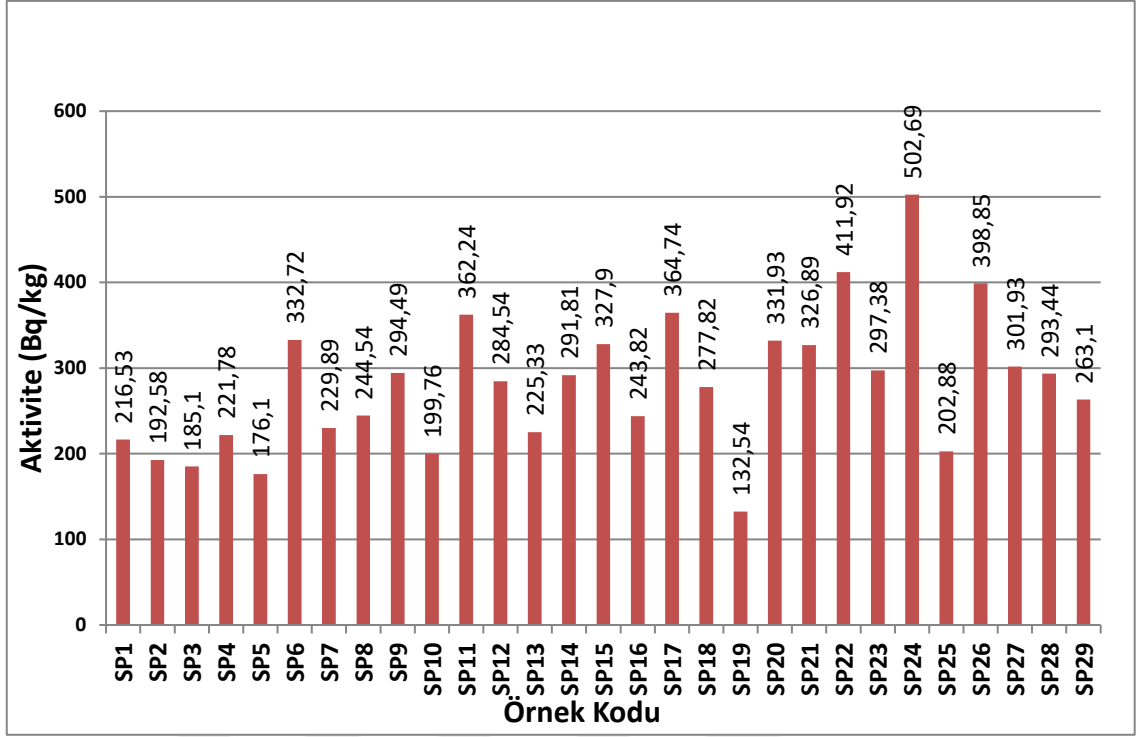
Şekil 49. Toprak örneklerinde ^{226}Ra aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı

Toprak örneklerinde ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun en yüksek değerinin (33,55 Bq/kg) SP17 kodlu örnekte, en düşük değerinin (7,11 Bq/kg) ise SP19 kodlu örnekte olduğu görülmüştür. Ortalama ^{232}Th aktivitesi $17,86 \pm 1,41$ Bq/kg olarak bulunmuştur. Toprak örneklerinde belirlenen ^{232}Th aktivite konsantrasyonlarının dağılımları Şekil 50’de verilmektedir.



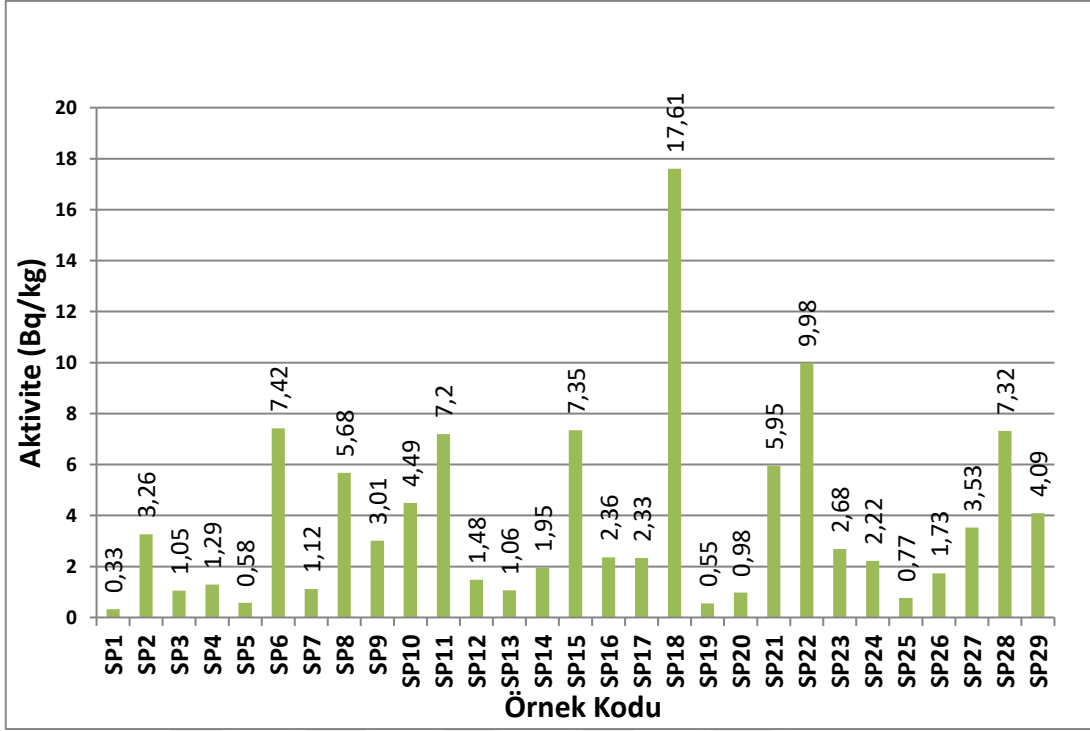
Şekil 50. Toprak örneklerinde ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı

Toprak örneklerinde ^{40}K aktivite konsantrasyonunun en yüksek değerinin (502,69 Bq/kg) SP24 kodlu örnekte, en düşük değerinin (132,54 Bq/kg) ise SP19 kodlu örnekte olduğu görülmüştür. Ortalama ^{40}K aktivitesi $280,53 \pm 11,80$ Bq/kg olarak bulunmuştur. Toprak örneklerinde belirlenen ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının dağılımları Şekil 51’de verilmektedir.



Şekil 51. Toprak örneklerinde ^{40}K aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı

Toprak örneklerinde ^{137}Cs aktivite konsantrasyonunun en yüksek değerinin (17,61 Bq/kg) SP18 kodlu örnekte, en düşük değerinin (0,33 Bq/kg) ise SP1 kodlu örnekte olduğu görülmüştür. Ortalama ^{137}Cs aktivitesi $3,77 \pm 0,48$ Bq/kg olarak bulunmuştur. Toprak örneklerinde belirlenen ^{137}Cs aktivite konsantrasyonlarının dağılımları Şekil 52’de verilmektedir.



Şekil 52. Toprak örneklerinde ^{137}Cs aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı

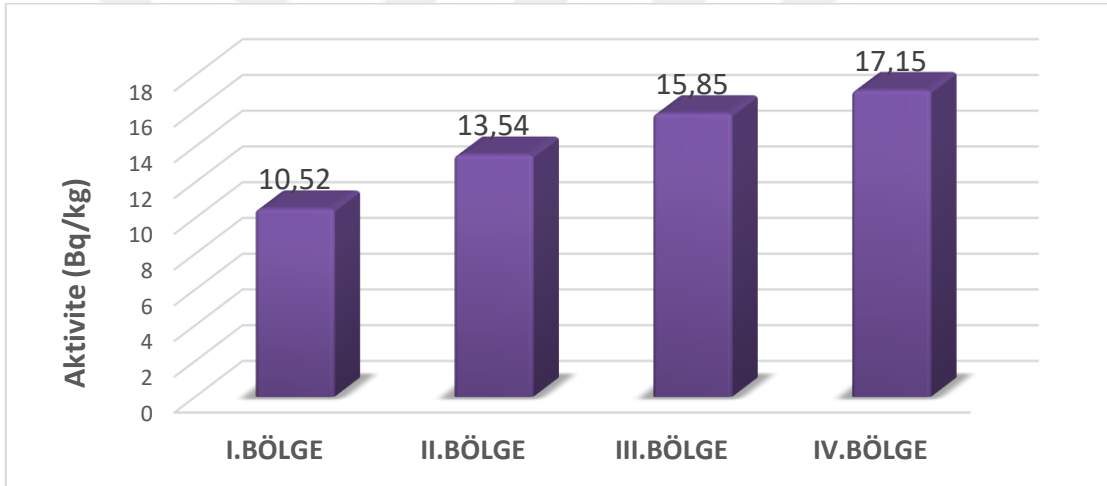
Sezyum-137, insan kaynaklı bir radyonüklid olup, fisyon ürünleri olarak yayılan yapay radyoizotoplar arasında tespit edilen en belirgin izotoptur. Tüm toprak örneklerinde ^{137}Cs 'nin varlığı, incelenen bölgelerin bir miktar serpinti aldığını göstermektedir.

^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs 'nin aktivite konsantrasyonları bölgesel olarak incelendiğine konsantrasyon değerlerinin sırasıyla; $10,52 \pm 1,09$ (0-40 km, I. bölge) – $17,15 \pm 1,44$ (120-160 km, IV. bölge), $10,66 \pm 1,13$ (0-40 km, I. bölge) – $22,79 \pm 1,59$ (120-160 km, IV. bölge), $198,07 \pm 9,65$ (0-40 km I. bölge) – $314,87 \pm 12,22$ (120-160 km IV. bölge), $1,55 \pm 0,47$ (0-40 km, 1. bölge) – $5,09 \pm 0,52$ (80-120 km, III. bölge) arasında değiştiği bulunmuştur. Genel olarak MNGS'den uzaklaştıkça ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs radyoizotoplarının aktivite konsantrasyonlarının arttığı gözlenmiştir.

Toprak örneklerindeki bölgesel radyonüklid aktivite konsantrasyonlarının Metsamor Nükleer Güç Santrali'nden (MNGS) uzaklaştıkça artış göstermesi, bu radyoaktivitenin santral kaynaklı olmadığını göstermektedir. Doğal radyonüklidlerin dağılımı büyük ölçüde bölgenin jeolojik yapısına, toprak türüne ve atmosferik taşınım süreçlerine bağlıdır (UNSCEAR, 2000). Özellikle, ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K gibi

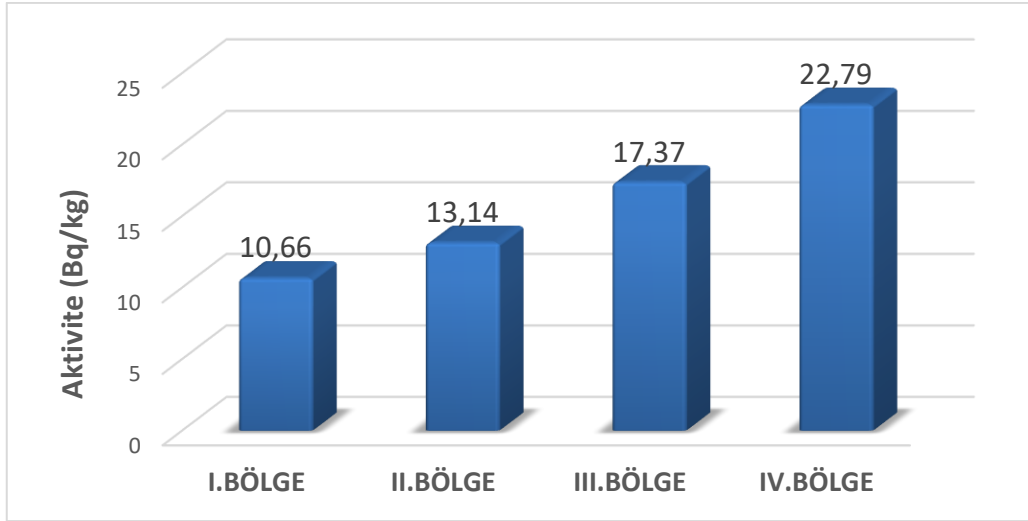
doğal radyonüklidler, ana kayaçların ayrışması sonucu toprağa karışır ve bu elementlerin konsantrasyonu bölgenin jeolojik özelliklerine göre değişiklik gösterebilir (IAEA, 2010). Ayrıca, ^{137}Cs , genellikle geçmiş nükleer denemeler ve Çernobil gibi kazaların atmosferik birikimiyle ilişkilidir ve yağış rejimi, rüzgâr yönü gibi meteorolojik faktörlerden etkilenecek bölgesel farklılıklar gösterebilir. Çalışmada gözlenen radyonüklid dağılımı, santral kaynaklı yayılımdan ziyade bölgenin doğal jeokimyasal yapısı ve atmosferik taşınım süreçleriyle açıklanabilir.

Toprak örneklerinde ^{226}Ra 'nın ortalama bölgesel aktivite konsantrasyonunun en yüksek 17,15 Bq/kg ile IV. bölgede (120-160 km) olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise 10,52 Bq/kg ile I. bölgede (0-40 km) olduğu gözlenmiştir (Şekil 53).



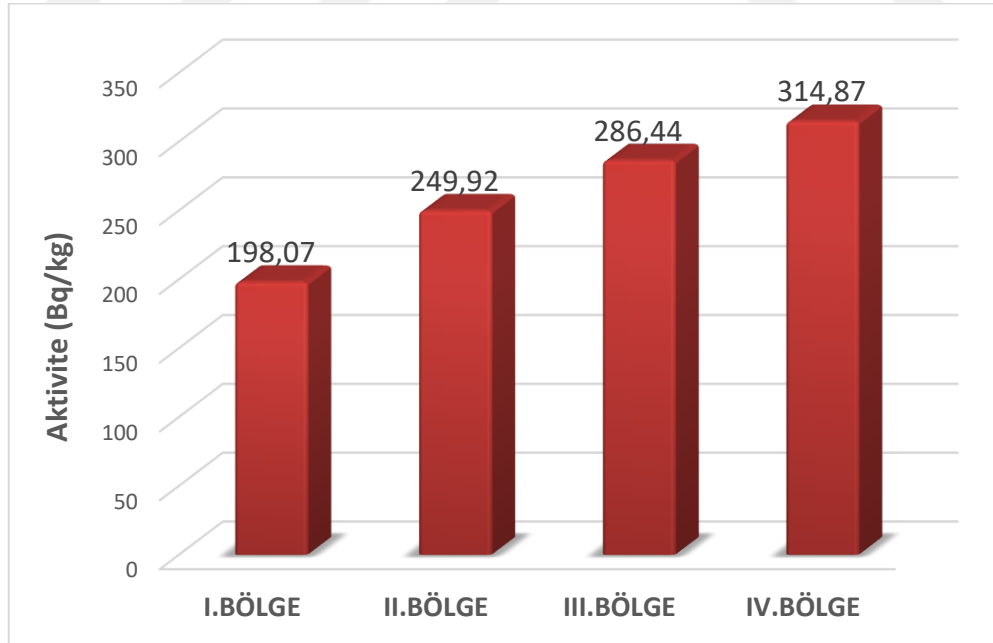
Şekil 53. Yarıçap bölgelerinde ^{226}Ra 'nın ortalama aktivite konsantrasyonu

Toprak örneklerinde ^{232}Th 'nin ortalama bölgesel aktivite konsantrasyonunun en yüksek 22,79 Bq/kg ile IV. bölgede (120-160 km) olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise 10,66 Bq/kg ile I. bölgede (0-40 km) olduğu gözlenmiştir (Şekil 54).



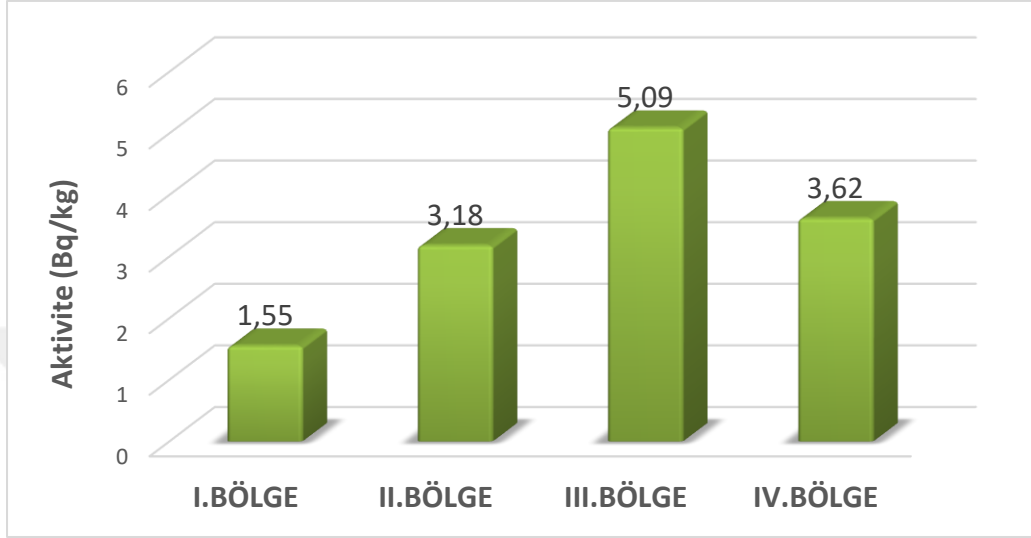
Şekil 54. Yarıçap bölgelerinde ^{232}Th 'in ortalama aktivite konsantrasyonu

Toprak örneklerinde ^{40}K 'in ortalama bölgesel aktivite konsantrasyonunun en yüksek 314,87 Bq/kg ile IV. bölgede (120-160 km) olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise 198,07 Bq/kg ile I. bölgede (0-40 km) olduğu gözlenmiştir (Şekil 55).



Şekil 55. Yarıçap bölgelerinde ^{40}K 'in ortalama aktivite konsantrasyonu

Toprak örneklerinde ^{137}Cs ortalama bölgesel aktivite konsantrasyonunun en yüksek 5,09 Bq/kg ile III. bölgede (80-120 km) olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise 1,55 Bq/kg ile I. bölgede (0-40 km) olduğu gözlenmiştir (Şekil 56).



Şekil 56. Yarıçap bölgelerinde ^{137}Cs 'nin ortalama aktivite konsantrasyonu

Dünya üzerinde toprak örneklerinde radyoaktivitenin belirlenmesi üzerine birçok çalışma yapılmıştır. Bu çalışmadan elde edilen sonuçların bazı literatür verileriyle karşılaştırılması Tablo 31'de verilmiştir. Toprak örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs radyoizotopları için dünya ortalamaları sırasıyla 35, 45, 420 ve 18,2 Bq/kg olarak verilmektedir (UNSCEAR, 2000). Bu çalışmada incelenen toprak örnekleri için bulunan ortalama aktivite konsantrasyonları dünya ortalamasından düşük bulunmuştur.

Tablo 31'de gösterildiği gibi, toprak örneklerindeki radyoaktivite konsantrasyonları, çeşitli bölgelerdeki diğer çalışmalarla karşılaştırılabilir düzeydedir. ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu tablodaki diğer tüm çalışmalardan düşük bulunmuştur. ^{232}Th aktivite konsantrasyonu Al-Ghamdi'nin S.Arabistanda bulduğu değerden biraz yüksek bulunmakla birlikte diğer çalışmalardan düşük bulunmuştur. ^{40}K aktivite konsantrasyonu tablodaki bazı çalışmalardan yüksek, bazılarında düşük bulunmuştur.

^{137}Cs yapay bir radyonüklid olduğu için normalde toprakta bulunmaz. Nükleer santraller veya nükleer silah denemeleri sonucunda radyoaktif serpinti şeklinde toprağa karışır. Bu çalışmadaki toprak örneklerinde ^{137}Cs 'nin bulunması, Ukrayna'daki Çernobil Nükleer Santralinde meydana gelen kazadan kaynaklanmış olabilir. Ayrıca, ölçülen ^{137}Cs aktivite konsantrasyonlarının varlığı bazı ülkeler tarafından gerçekleştirilen atmosferik nükleer silah testlerine de bağlanabilir.

Bu çalışmadaki ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu, Khrais ve diğerlerinin Filistinde yaptığı çalışmada bulduğu değerden biraz yüksek ancak tablodaki diğer tüm çalışmalardan düşük bulunmuştur.

Tablo 31. Toprak örneklerinde belirlenen radyoaktivite değerlerinin literatürdeki bazı çalışmalarla karşılaştırılması

Bölge	^{226}Ra (Bq/kg)	^{232}Th (Bq/kg)	^{40}K (Bq/kg)	^{137}Cs (Bq/kg)	Referans
Doğu Anadolu	15,31	17,86	280,53	3,77	Bu çalışma
Selim	19,90	57,94	562,00	6,10	(Bilgici Cengiz, 2017)
Kars	31,95	27,70	458,47	14,90	(Çağlar vd., 2016)
Rize	85,75	27,17	431,43	236,38	(Dizman vd., 2016)
Kırklareli	28,00	40,00	667,00	8,00	(Taşkın vd., 2009)
Mersin	27,10	34,30	37050	18,60	(Karataşlı vd., 2016)
Bolu	18,20	17,30	258,30	7,50	(Keser vd., 2019)
Kastamonu	37,4	27,17	431,43	8,02	(Bozkurt vd., 2007)
Yalova	22,00	26,00	419,00	-	(Kapdan vd., 2011)
Malezya	51,06	78,44	125,66	-	(Alsaffar vd., 2015)
Hindistan	56,74	87,42	143,04	-	(Singh vd., 2005)
İran	1188,50	64,92	545,10	10,41	(Abbaspour vd., 2010)
Nijerya	18,00	22,00	210,00	-	(Agbalagba vd., 2011)
Filistin	-	19,50	113,30	2,80	(Khrais vd., 2014)
Kosova	40,60	48,00	743,20	81,00	(Gulan vd., 2017)
KKTC	83,70	53,60	593,90	7,10	(Turhan vd., 2020)
Suudi Arabistan	16,73	10,40	419,78	-	(Al-Ghamdi, 2019)
Türkiye	34,70	35,40	450,00	11,60	(TAEK, 2010)
Dünya	35,00	45,00	420,00	18,20	(UNSCEAR, 2000)

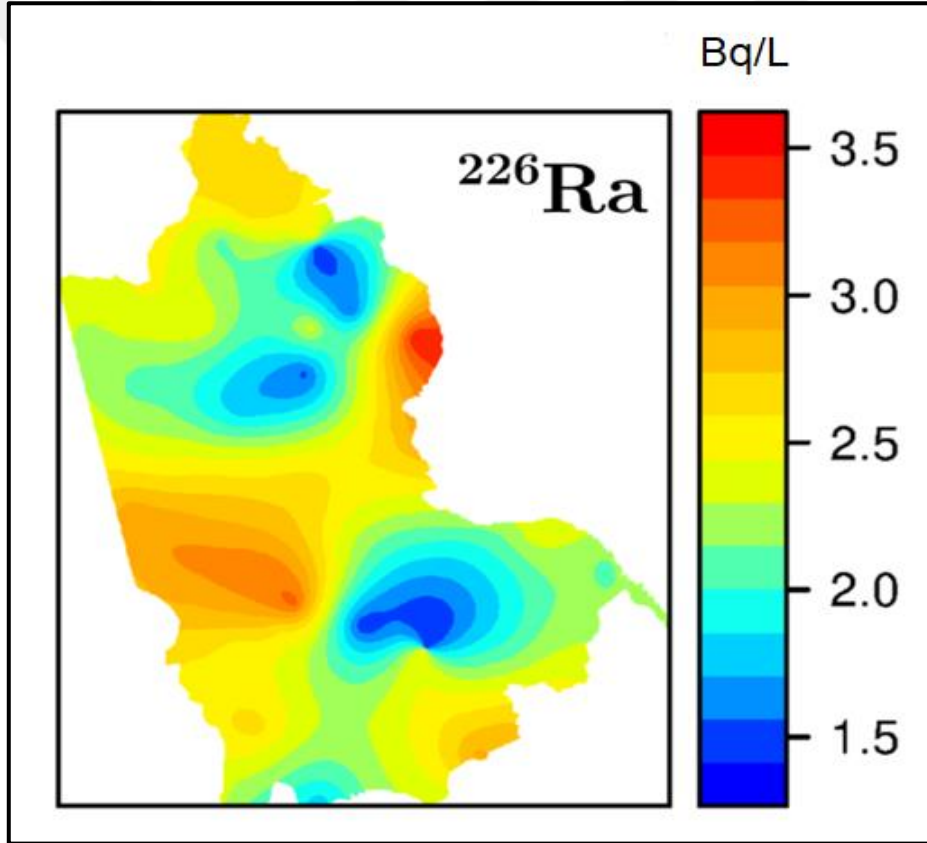
4.1.2. Su Örnekleri

İl/ilçe merkezinden 28 örnek, Ermenistan sınırına yakın Aşağıalican köyünden 1 örnek ve arazi çalışmasının içerisinde kalan Çıldır Gölü, Van Gölü ve Aras Nehrinden de birer örnek olmak üzere toplam 32 su örneği incelendi.

4.1.2.1. ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K Konsantrasyonları

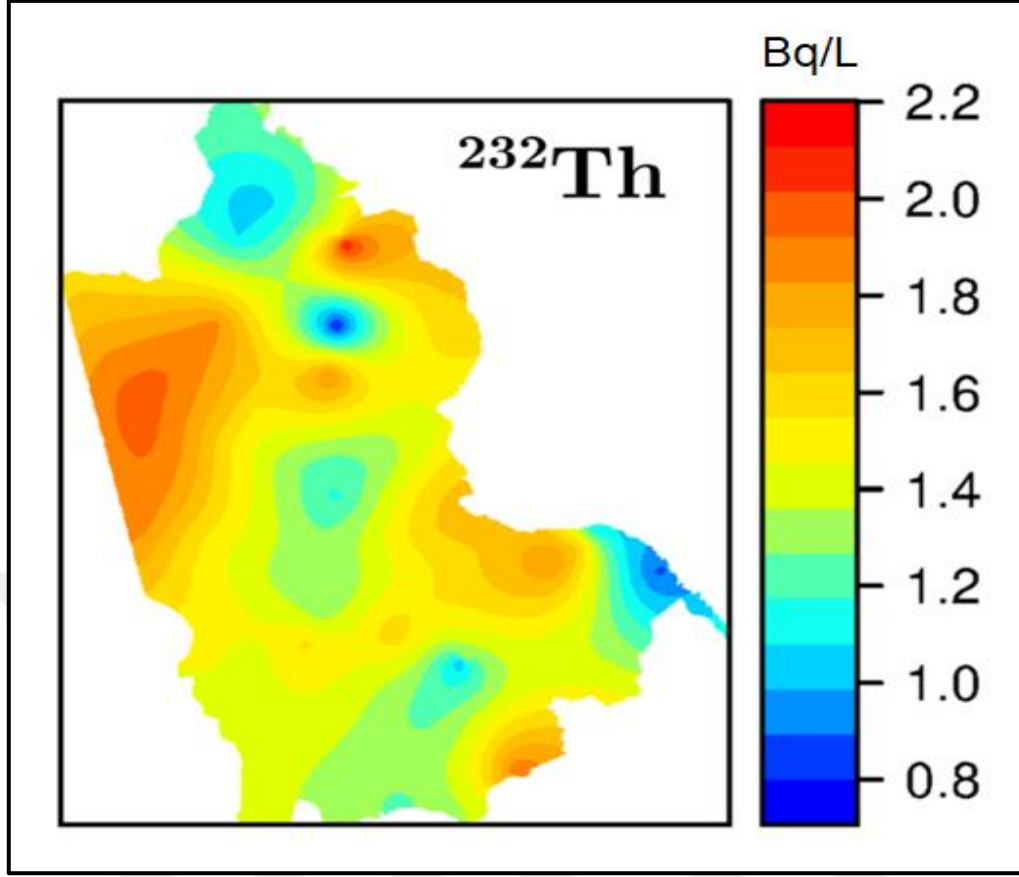
İncelenen su örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyoaktivite konsantrasyonlarının sırasıyla $1,41\pm0,49$ Bq/L (Eleşkirt, IV. bölge-Çıldır Gölü, IV. bölge) ile $3,48\pm0,50$ Bq/L (Akyaka, II. bölge), $0,79\pm0,43$ Bq/L (Susuz, III. bölge) ile $2,12\pm0,37$ Bq/L (Çıldır Gölü, IV. bölge), $13,11\pm2,31$ Bq/L (İğdır, I. bölge) ile $20,54\pm2,79$ Bq/L (Van Gölü, IV. bölge) arasında değiştiği belirlenmiştir.

Şekil 57'deki haritada, ^{226}Ra aktivite konsantrasyonunun en fazla WP8 (Akyaka), WP14 (Ağrı) ve WP31 (Aras Nehri) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında yoğunlaştığı, en az ise WP19 (Eleşkirt), WP30 (Çıldır Gölü) ve WP11 (Taşlıçay) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında olduğu görülmektedir.



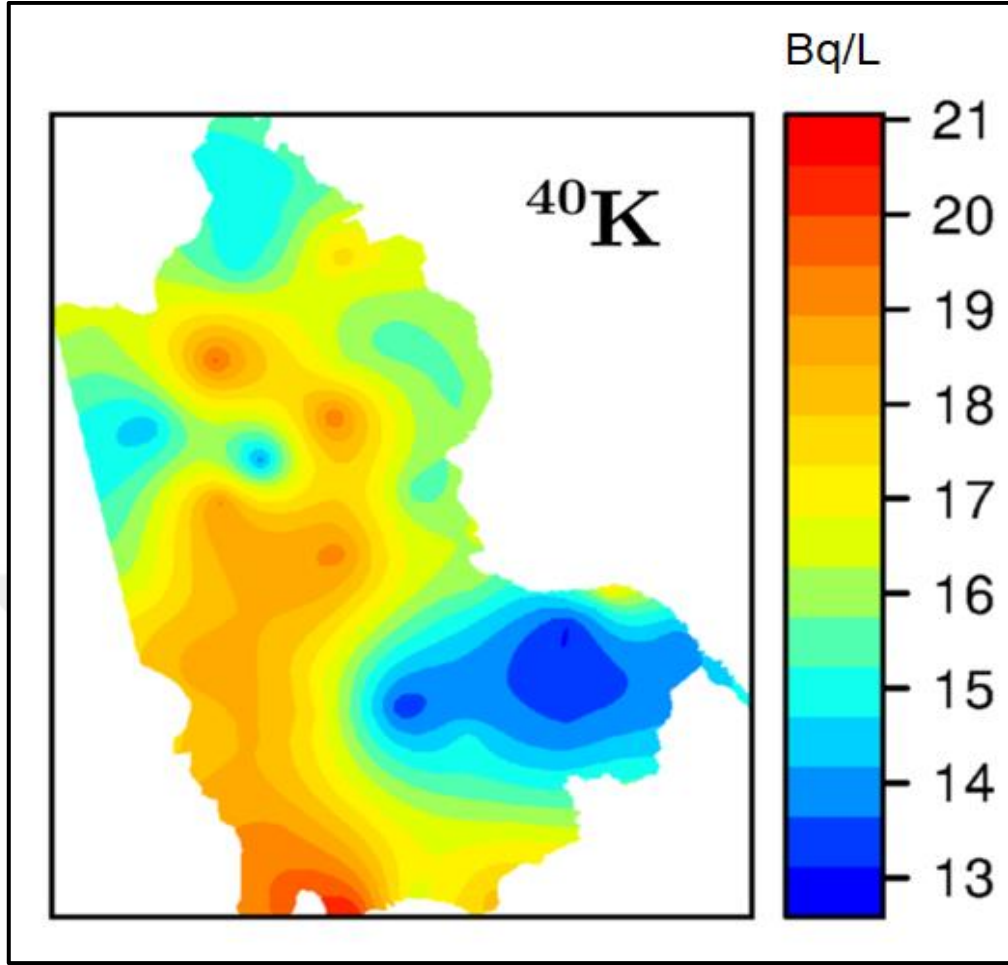
Şekil 57. Çalışma bölgesi üzerinde ^{226}Ra 'nın dağılım haritası

Şekil 58'deki haritada, ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun en fazla WP30 (Çıldır Gölü), WP31 (Aras Nehri) ve WP16 (Çaldıran) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında yoğunlaştığı, en az ise WP15 (Susuz), WP5 (Aralık) ve WP9 (Diyadin) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında olduğu görülmektedir.



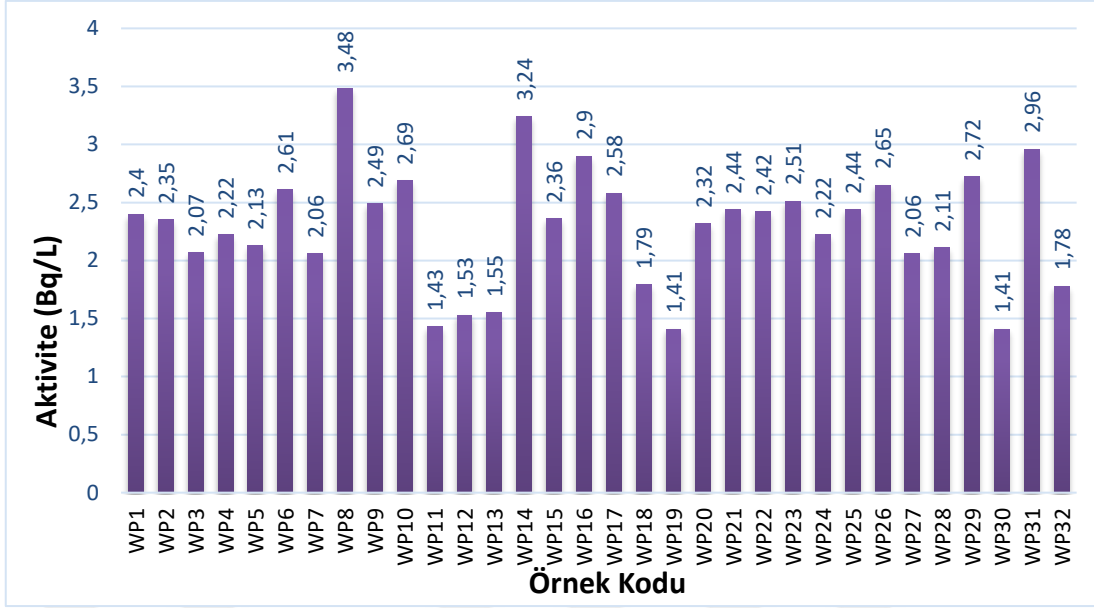
Şekil 58. Çalışma bölgesi üzerinde ^{232}Th 'nin dağılım haritası

Şekil 59'daki haritada, ^{40}K aktivite konsantrasyonunun en fazla WP32 (Van Gölü), WP25 (Göle) ve WP12 (Kars) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında yoğunlaştığı, en az ise WP3 (Iğdır), WP11 (Taşlıçay) ve WP5 (Aralık) örnek kodlarının bulunduğu örneklem noktalarında olduğu görülmektedir.



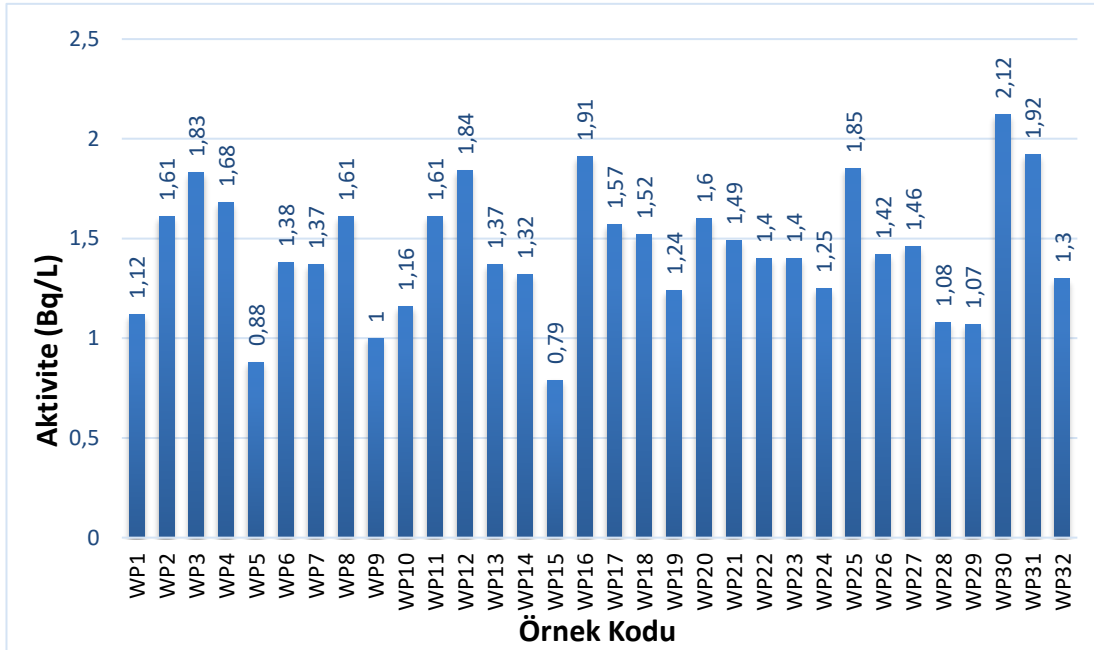
Şekil 59. Çalışma bölgesi üzerinde ^{40}K 'ın dağılım haritası

Su örneklerinde ^{226}Ra aktivite konsantrasyonunun en yüksek değerinin (3,48 Bq/L) WP8 kodlu örnekte, en düşük değerinin (1,41 Bq/L) ise WP19 ve WP30 kodlu örneklerde olduğu görülmüştür. Ortalama ^{226}Ra aktivitesi $2,29 \pm 0,50$ Bq/L olarak bulunmuştur. Su örneklerinde belirlenen ^{226}Ra aktivite konsantrasyonlarının dağılımları Şekil 60'ta verilmektedir.



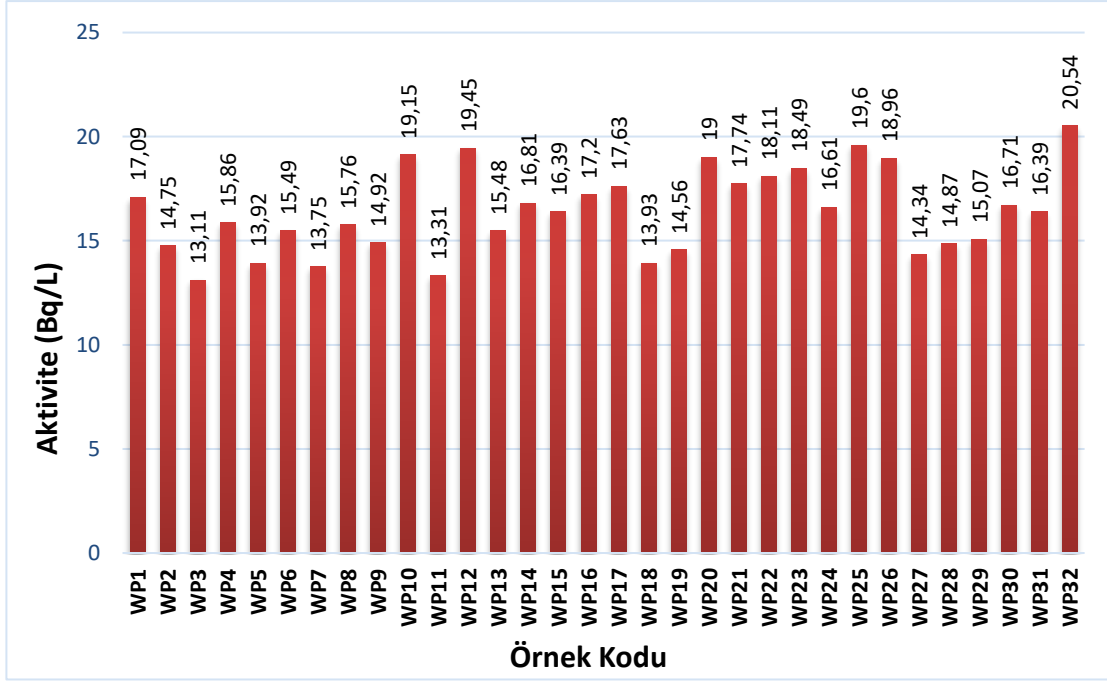
Şekil 60. Su örneklerinde ^{226}Ra aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı

Su örneklerinde ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun en yüksek değerinin (2,12 Bq/L) WP30 kodlu örnekte, en düşük değerinin (0,79 Bq/L) ise WP15 kodlu örneklerde olduğu görülmüştür. Ortalama ^{232}Th aktivitesi $1,46 \pm 0,44$ Bq/L olarak bulunmuştur. Su örneklerinde belirlenen ^{232}Th aktivite konsantrasyonlarının dağılımları Şekil 61’de verilmektedir.



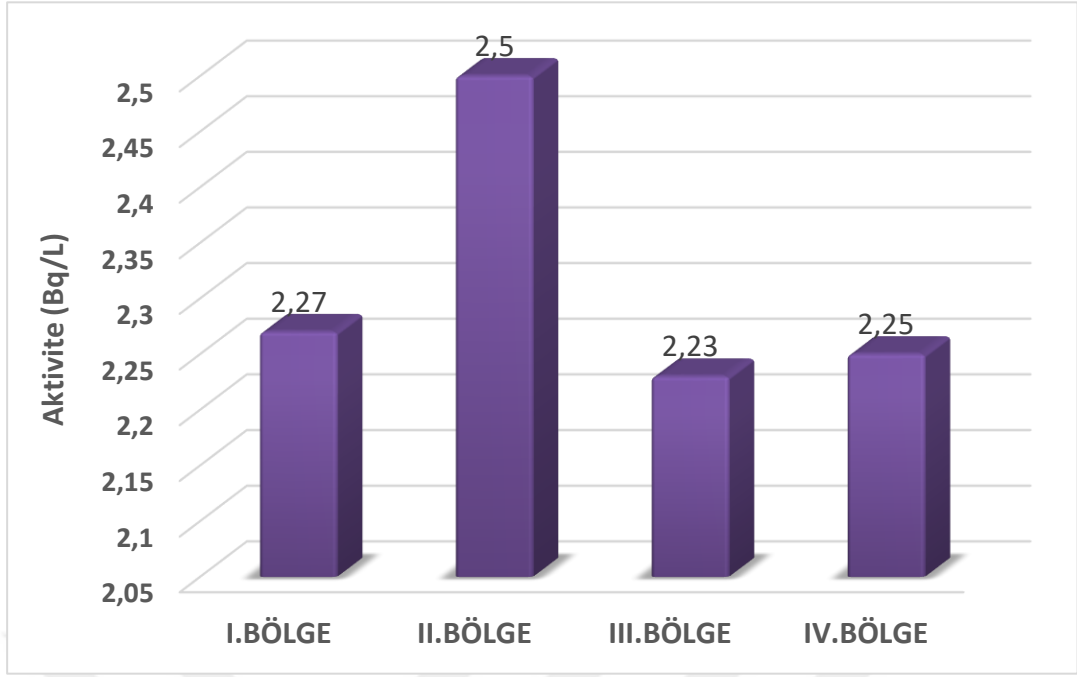
Şekil 61. Su örneklerinde ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı

Su örneklerinde ^{40}K aktivite konsantrasyonunun en yüksek değerinin (20,54 Bq/L) WP32 kodlu örnekte, en düşük değerinin (13,11 Bq/L) ise WP3 kodlu örneklerde olduğu görülmüştür. Ortalama ^{40}K aktivitesi $16,41 \pm 2,31$ Bq/L olarak bulunmuştur. Su örneklerinde belirlenen ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının dağılımları Şekil 62’de verilmektedir.



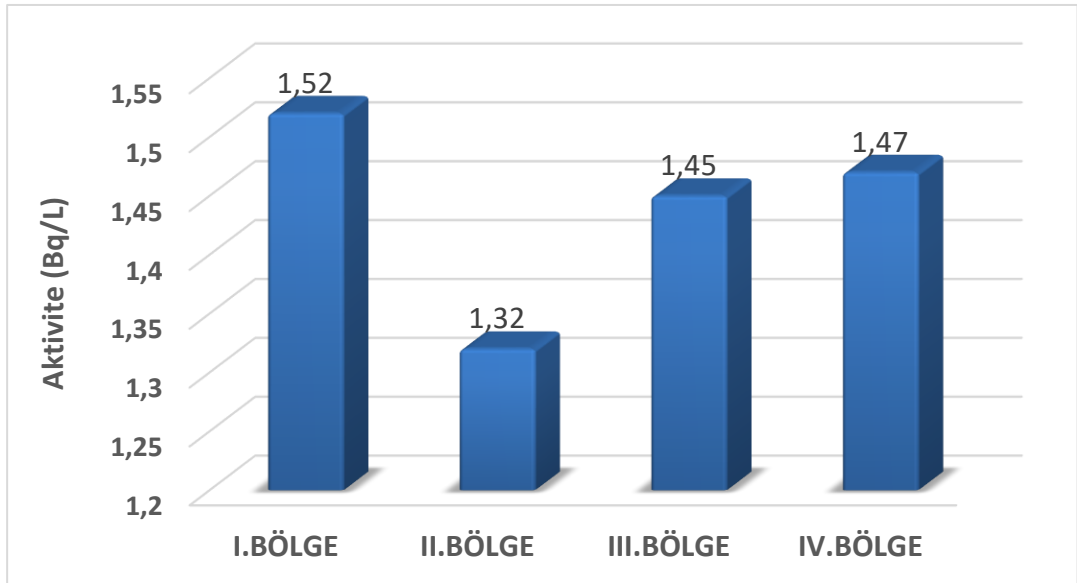
Şekil 62. Su örneklerinde ^{40}K aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı

Su örneklerinde ^{226}Ra ’nın ortalama bölgesel aktivite konsantrasyonunun en yüksek değeri 2,50 Bq/L ile II. yarıçap bölgesi aralığında (40-80 km) olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise 2,23 Bq/L ile III. yarıçap bölgesi aralığında (80-120 km) olduğu gözlenmiştir (Şekil 63).



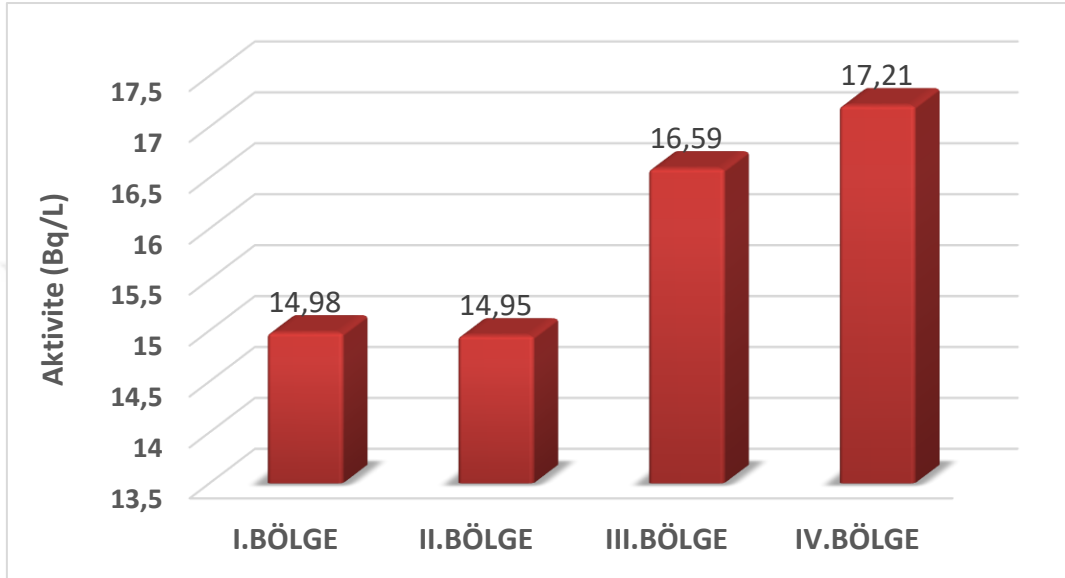
Şekil 63. Yarıçap bölgelerinde ^{226}Ra 'nın ortalama aktivite konsantrasyonları

Su örneklerinde ^{232}Th 'nin ortalama bölgesel aktivite konsantrasyonunun en yüksek değeri 1,52 Bq/L ile I. yarıçap bölgesi aralığında (0-40 km) olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise 1,32 Bq/L ile II. yarıçap bölgesi aralığında (40-80 km) olduğu gözlenmiştir (Şekil 64).



Şekil 64. Yarıçap bölgelerinde ^{232}Th 'nin ortalama aktivite konsantrasyonları

Su örneklerinde ^{40}K 'ın ortalama bölgesel aktivite konsantrasyonunun en yüksek değeri 17,21 Bq/L ile IV. yarıçap bölgesi aralığında (120-160 km) olduğu görülmüştür. En düşük konsantrasyonun ise 14,95 Bq/L ile II. yarıçap bölgesi aralığında (40-80 km) olduğu gözlenmiştir (Şekil 65).



Şekil 65. Yarıçap bölgelerinde ^{40}K 'ın ortalama aktivite konsantrasyonları

Su örneklerinde genel olarak ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin bölgesel aktivite konsantrasyon değerlerinin birbirlerine yakın değerler olduğu görülmektedir. Bölgesel aktivite değerlerine bakıldığında II. bölgede ^{226}Ra 'ın aktivite konsantrasyonunun diğer bölgelere göre biraz fazla olduğu ancak aynı bölgede ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun diğer bölgelere göre biraz daha düşük olduğu görülmektedir. ^{40}K aktivite konsantrasyonunun MNGS'den uzaklaştıkça biraz artış gösterdiği görülmektedir.

Bölgelerdeki radyoaktivite düzeylerinin değişkenlik göstermesi bölgelerin çevresel ve jeolojik koşullarına bağlanabilir. Yer altı suların geçtiği kayaç türleri, bölgedeki jeolojik yapılar ve yer altı su seviyelerinin derinliği sulardaki radyonüklid konsantrasyonlarında değişikliklere etkisi olabilmektedir. Örneğin, volkanik aktivitelerin yoğun olduğu alanlarda, yer altı suları bu bölgelerdeki kayaçlarla etkileşim sonucu daha fazla radyoaktif madde içerdiği bilinmektedir. Bunun yanı

sıra, suyun farklı yapıdaki kayalardan geçtiği noktalardaki akış hareketi aktivite konsantrasyonunu etkilediği değerlendirilmektedir.

Sonuç olarak bölgelerdeki radyonüklid aktivite konsantrasyon değerlerinin MNGS kaynaklı olmadığı, suyun çevresel koşullardaki dinamik özellikleri ve jeolojik özelliklerinden kaynaklandığı söylenebilir.

Türkiye ve farklı ülkelerdeki su örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin aktiflik konsantrasyonlarını belirlemek üzere birçok çalışma mevcuttur. Tablo 32’de bu çalışmadaki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K ’ın ortalama aktiflik konsantrasyonlarının literatürde yapılan diğer çalışmalarla karşılaştırılması verilmektedir.

Tablo 32’ye bakıldığında bu çalışmadan elde edilen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktiflik konsantrasyonu, Boraboy Gölü’ndeki (Amasya) doğal radyoaktivite düzeylerinin belirlenmesi amacıyla yapılan çalışmadaki, Nijerya’daki Biseni yerleşim yerindeki delta ovasında bulunan gölden alınan su örneklerindeki doğal radyoaktivitenin belirlenmesi amacıyla yapılan çalışmadaki ve Mısır’daki Qarun Gölü’nden alınan su örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktiflik konsantrasyonundan daha düşük bulunmuştur. Ayrıca, Kuzey-Batı Nijerya’daki madencilik bölgelerinden alınan içme suyundaki ^{226}Ra ve ^{232}Th aktiflik konsantrasyonu bu çalışmadan yüksek bulunmasına rağmen ^{40}K aktivitesi daha düşük bulunmuştur. Tabloda belirtilen diğer çalışmalardan elde edilen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin aktiflik konsantrasyonları bu çalışmadaki değerlerden düşük bulunmuştur.

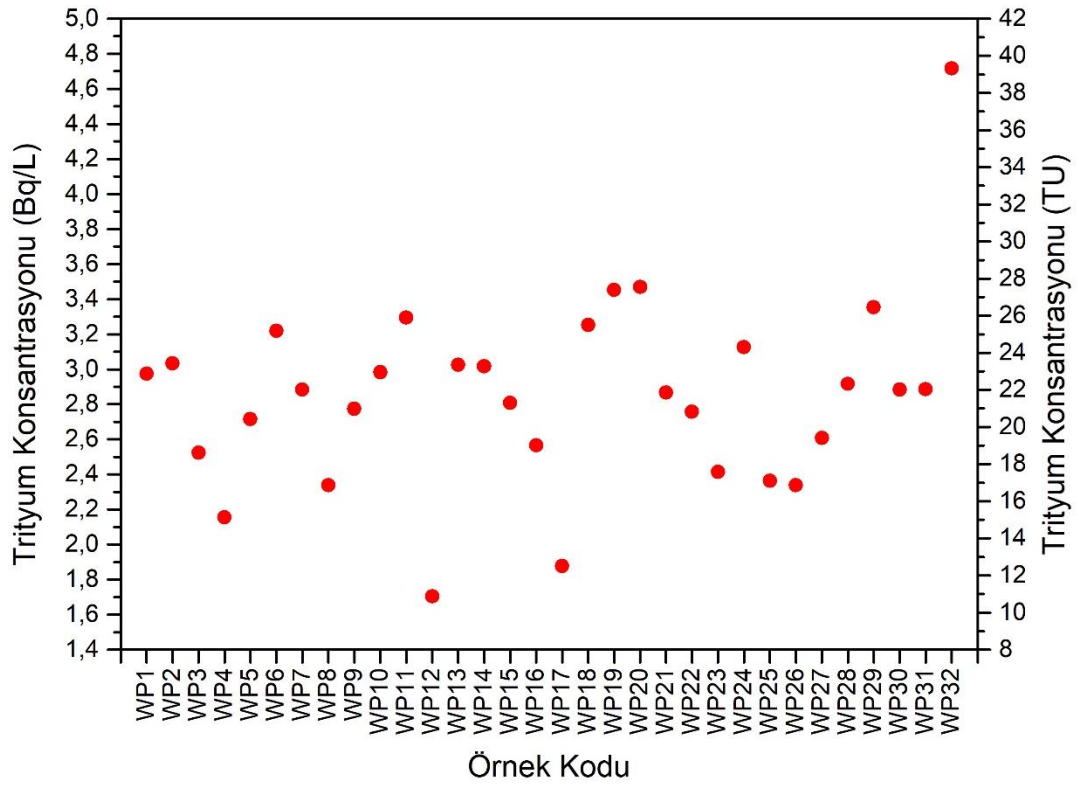
Tablo 32. Su örneklerinde belirlenen radyoaktivite konsantrasyon değerlerinin literatürdeki bazı çalışmalarla karşılaştırılması

Bölge	²²⁶ Ra (Bq/L)	²³² Th (Bq/L)	⁴⁰ K (Bq/L)	Referans
Doğu Anadolu	2,29	1,46	16,41	Bu çalışma
Giresun	0,00183- 0,00323	0,00095-0,00502	0,01218-0,01888	(Memiş, 2014)
Bayburt	0,093	0,03	0,504	(Küçükömeroğlu vd., 2009)
Gümüşhane	0,0046-0,0055	0,0021-0,0036	0,09125-0,1179	(Kaya vd., 2016)
Doğu Karadeniz	0,129	0,03	0,659	(Kobyas, 2009)
Trabzon	0,14725	0,02461	0,0768	(Şen, 2019)
Pakistan	0,0113	0,0052	0,1409	(Fatima vd.,2006)
İtalya	0,00887	0,0000113	-	(Jia vd., 2009)
Brezilya	0,015	0,0002	-	(WHO, 2018)
Qena (Mısır)	0,04884	0,02738	-	(Ahmed, 2004)
Safaga and Quseir (Mısır)	0,05624	0,02923	-	(Ahmed, 2004)
Kuzeybatı, Nijerya	3,53	4,03	7,61	(Muhammad vd., 2022)
Biseni (Nijerya)	12,00	12,00	97,00	(Agbalagba vd., 2011)
Johor Bahru (Malezya)	-	0,0389	1,22	(Yussuf vd., 2012)
Ebonyi (Nijerya)	0,03	0,0013	0,002	(Ononugbo vd., 2017)
Belucistan (Pakistan)	0,00175	0,00134	0,04808	(Ahmad vd., 2019)
Miri Gölü Kadugli (Sudan)	0,0085-0,0165	0,0001-0,00039	-	(Osman vd., 2008)
Borabay Gölü (Amasya)	2,01-6,51	5,33-9,28	29,85-93,53	(Çetin vd., 2022)
Qarun Gölü (Mısır)	7,9	3,2	31,3	(Amin, 2013)
Techirghiol Lake (Romanya)	0,60	0,30	17,5	(Calin vd., 2019)

4.1.2.2. Tritiyum (^3H) Konsantrasyonları

Çalışma bölgesi içerisindeki il ve ilçe merkezlerinin şebeke suları ile göl ve nehir suları (2 adet göl ve 1 adet nehir suyu) olmak üzere toplamda 32 adet su örneği alındı. İncelenen su örneklerinin ortalama trityum aktivite konsantrasyonu $2,56 \pm 0,53$ Bq/L ($21,73 \pm 4,46$ TU) olarak bulundu. İncelenen su örneklerinde en yüksek konsantrasyon değeri Van Gölü suyunda $4,64 \pm 0,72$ Bq/L ($39,32 \pm 6,10$ TU) olarak, en düşük konsantrasyon değeri ise Kars il merkezi şebeke suyunda $1,28 \pm 0,30$ Bq/L ($10,89 \pm 2,56$ TU) olarak tespit edildi. İncelenen su örneklerinin örnek koduna göre trityum konsantrasyon dağılımları Şekil 66'da gösterilmektedir. Şekil 66 incelendiğinde, su örneklerinin trityum aktivite konsantrasyon değerlerinin WP32 kodlu örnek hariç homojen dağıldığı görülmektedir.

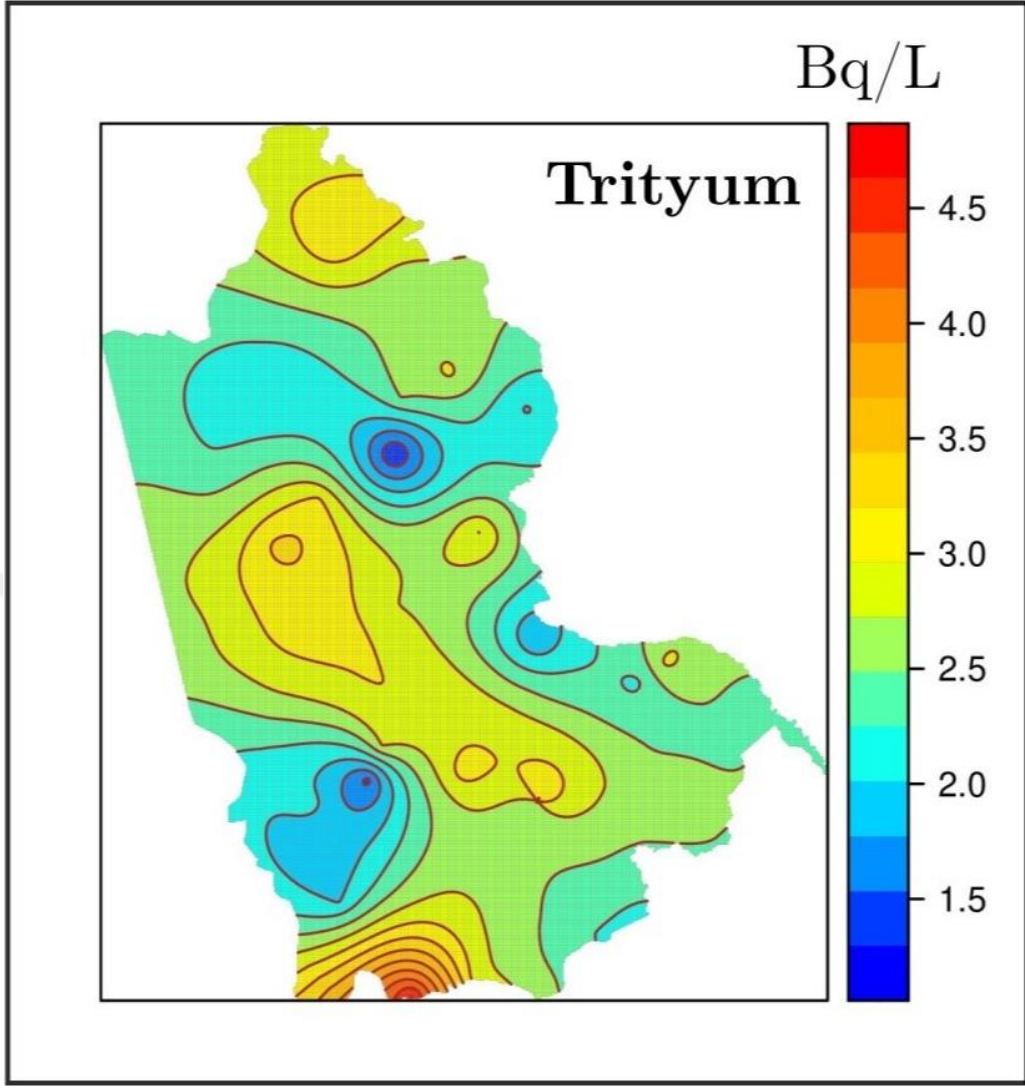
İçme sularında trityum konsantrasyonunun belli bir değeri aşmaması gerekmektedir. Bu limit değeri, T.C. Sağlık Bakanlığı tarafından 100 Bq/L olarak, Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tarafından ise 1000 Bq/L olarak önerilmektedir (TCSB, 2005; WHO, 2004). Çalışılan su örneklerinde belirlenen trityum konsantrasyonları, bu kuruluşlar tarafından önerilen referans değerlerin oldukça altındadır. Bu değerler neticesinde, incelenen su örneklerinin trityum radyoizotopu açısından insanlar için herhangi bir sağlık riski oluşturmayacağı söylenebilir.



Şekil 66. İncelenen su örneklerinde trityum konsantrasyon dağılımı

Su örneklerinin alındığı noktalarda belirlenen konsantrasyonlar dışındaki tüm diğer noktaların trityum aktivite konsantrasyonları jeoistatistik hesaplamalar sonucu elde edildi ve elde edilen tüm veriler ışığında su numuneleri için hem Bq/L hem de TU biriminde çizilen trityum dağılım haritaları Şekil 67’de verilmektedir.

Şekil 67’de görüldüğü üzere, su örneklerinde belirlenen trityum radyoizotop konsantrasyonları arasında farklılıklar bulunmaktadır. En yüksek konsantrasyon değerlerinin bölgenin güneyinde, en düşük konsantrasyon değerlerinin ise bölgenin kuzeyi ve güneyindeki iç kesimlerde yoğunlaşması dikkat çekmektedir.



Şekil 67. Su örneklerindeki trityum radyoizotopunun çalışma bölgesi üzerindeki konsantrasyon dağılım haritası

Dünyada ve ülkemizde içme sularında trityum konsantrasyonlarının belirlenmesi üzerine yapılmış birçok çalışma literatürde mevcuttur. İçme suyu örneklerinde trityum konsantrasyonlarının belirlendiği bu çalışma ve farklı ülkelerde yapılmış olan çalışmaların trityum konsantrasyon değerleri Tablo 33'te verilmektedir.

Tablo 33. Bu çalışma ve Türkiye ile dünyanın farklı yerlerindeki bazı su örneklerinde trityum aktivite seviyeleri

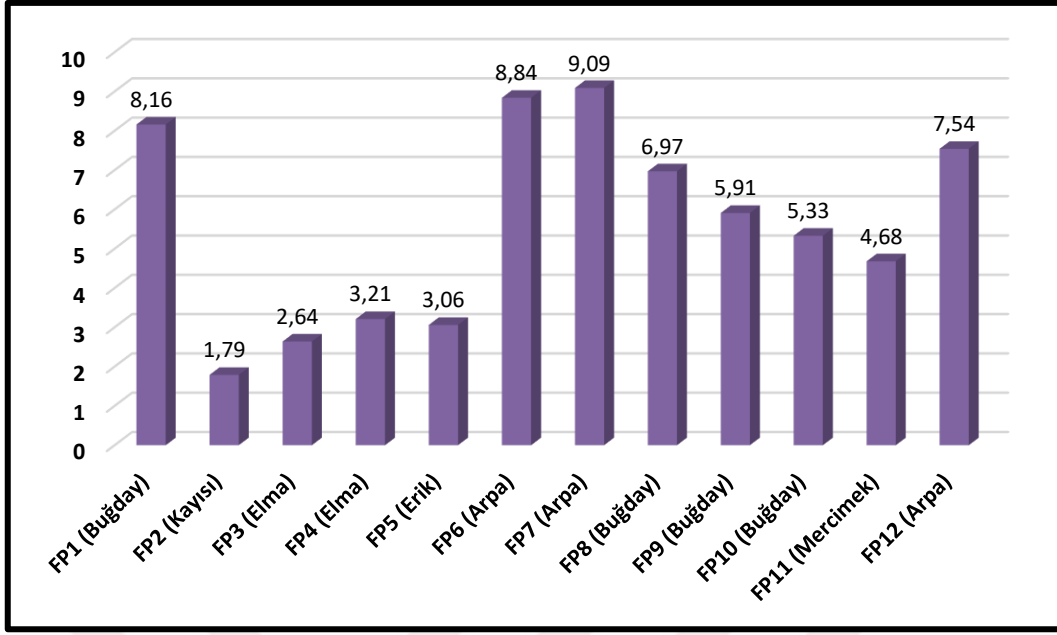
Ülke	Trityum Konsantrasyonu (Bq/L)	Referans
Polonya	3,12	(Sawodni vd., 2000)
İtalya	<8,60	(Borio vd., 2005)
Portekiz	4,60	(Madruga vd.,2020)
İspanya	0,90	(Palomo vd., 2007)
Bulgaristan	2,38	(Damianova vd., 2016)
Adana, Türkiye	7,00	(Gören vd., 2014)
Eskişehir, Türkiye	0,84	(Top, 2008)
Sinop, Türkiye	2,69	(Dizman vd., 2023)
Mersin, Türkiye	6,20	(Karataşlı vd., 2017)
Doğu Anadolu Bölgesi, Türkiye	2,56	Bu çalışma

Tablo 33 incelendiğinde, çalışılan içme suyu örneklerinin ortalama trityum aktivite konsantrasyon değerlerinin Polonya, Portekiz, İtalya, Adana-Türkiye, Sinop-Türkiye ve Mersin-Türkiye’de yapılan çalışmalarda rapor edilen trityum değerlerinden daha düşük, İspanya, Bulgaristan ve Eskişehir-Türkiye’de yapılan çalışmalarda rapor edilen trityum değerlerinden ise daha yüksek olduğu açık bir şekilde görülür. Ülkeler ve şehirler arası bu trityum konsantrasyon farklılıkları, trityumun çevresel olarak büyük ölçüde farklı davranışlar göstermesinden kaynaklanıyor olabilir.

4.1.3. Tarım Ürünü Örnekleri

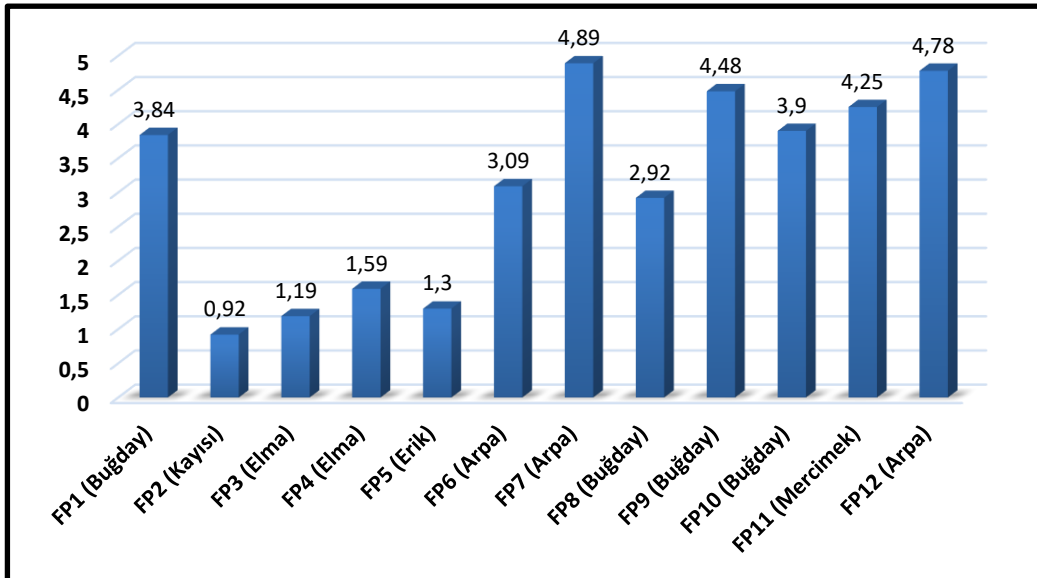
Çalışma alanı içerisinde kalan 12 ayrı örneklem noktasından toplanan tarım ürünlerindeki (arpa, buğday, kırmızı mercimek, erik, kayısı, elma) ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyoizotoplarının aktivite konsantrasyonları incelendi. Tarım ürünü örneklerinde yapay radyonüklid olan ^{137}Cs radyoizotopuna rastlanmamıştır.

İncelenen tarım ürünü örneklerindeki ^{226}Ra aktivite konsantrasyonunun en düşük değerinin (1,79 Bq/kg) FP2 (Kayısı) kodlu örnekte, en yüksek değerinin (9,09 Bq/kg) ise FP7 (Arpa) kodlu örnekte olduğu görülmüştür. Ortalama ^{226}Ra aktivitesi $5,60 \pm 0,85$ Bq/kg olarak bulunmuştur. Tarım ürünü örneklerinde belirlenen ^{226}Ra aktivite konsantrasyonlarının dağılımları Şekil 68’de verilmektedir.



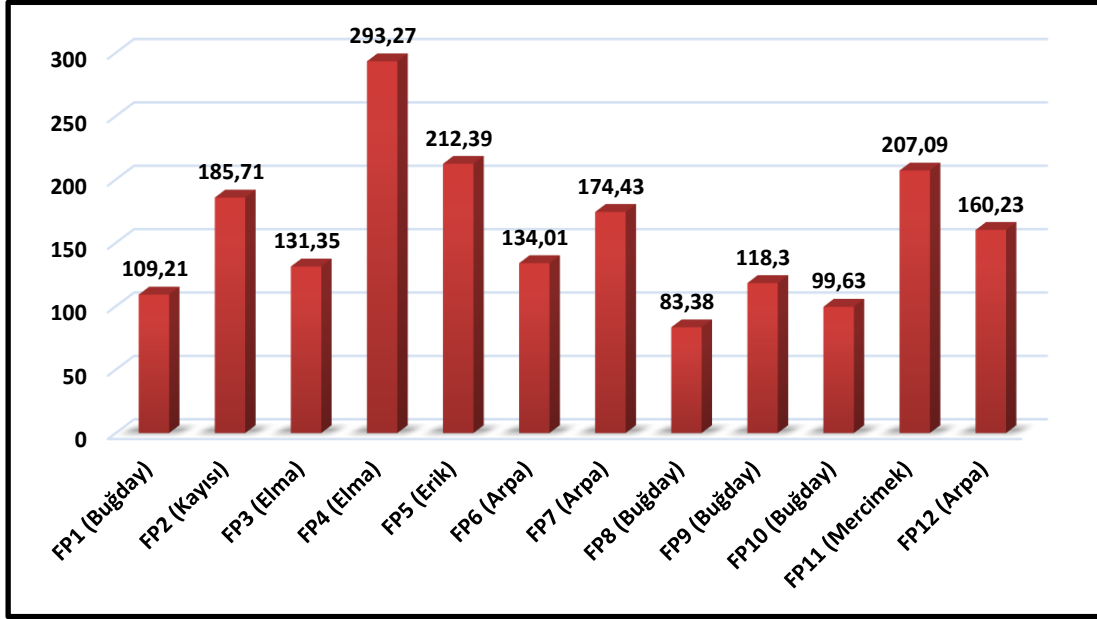
Şekil 68. Tarım ürünü örneklerindeki ^{226}Ra aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı

İncelenen tarım ürünü örneklerindeki ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun en düşük değerinin (0,92 Bq/kg) FP2 (Kayısı) kodlu örnekte, en yüksek değerinin (4,89 Bq/kg) ise FP7 (Arpa) kodlu örnekte olduğu görülmüştür. Ortalama ^{232}Th aktivitesi $3,10 \pm 0,76$ Bq/kg olarak bulunmuştur. Tarım ürünü örneklerinde belirlenen ^{232}Th aktivite konsantrasyonlarının dağılımları Şekil 69’da verilmektedir.



Şekil 69. Tarım ürünü örneklerindeki ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı

İncelenen tarım ürünü örneklerindeki ^{40}K aktivite konsantrasyonunun en düşük değerinin (83,38 Bq/kg) FP8 (Buğday) kodlu örnekte, en yüksek değerinin (293,27 Bq/kg) ise FP4 (Elma) kodlu örnekte olduğu görülmüştür. Ortalama ^{40}K aktivitesi $159,08 \pm 6,94$ Bq/kg olarak bulunmuştur. Tarım ürünü örneklerinde belirlenen ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının dağılımları Şekil 70’te verilmektedir.



Şekil 70. Tarım ürünü örneklerindeki ^{40}K aktivite konsantrasyonunun örnek kodlarına göre dağılımı

Dünyanın çeşitli bölgelerinde tarım ürünlerinde doğal radyoaktivite düzeyini belirlemek amacıyla yapılmış birçok çalışmaya literatürde rastlamak mümkündür. Son yıllarda yapılan bu çalışmalardan bazıları Tablo 34’te verilmiştir.

Artvin ilinde yetişen bazı tarım ürünlerindeki (mısır, patates, fasulye, lahana) radyoaktivite seviyelerinin belirlenmesi amacıyla Kobya ve ark. tarafından yapılan çalışmada; ^{226}Ra için en küçük ortalama değer mısır bitkisinde (9,5 Bq/kg), en yüksek değer lahana bitkisinde (25,9 Bq/kg), ^{232}Th için en küçük ortalama değer mısır bitkisinde (12,7 Bq/kg), en yüksek değer lahana bitkisinde (36,3 Bq/kg), ^{40}K için en küçük ortalama değer mısır bitkisinde (279,0 Bq/kg), en yüksek değer lahana bitkisinde (486,5 Bq/kg) bulunmuştur (Kobya & Yesilkanat, 2019).

Türkiye'nin doğusundaki Kars ili ve ilçelerinde insanlar tarafından sıklıkla tüketilen buğday, arpa, yulaf gibi yöresel ürünlerdeki radyonüklid değerlerini belirlemeye yönelik çalışmada; ^{226}Ra aktivite seviyesi en küçük ortalama değer arpa

bitkisinde (15,79 Bq/kg), en yüksek değer yulaf bitkisinde (34,33 Bq/kg), ^{232}Th için en küçük ortalama değer arpa bitkisinde (19,62 Bq/kg), en yüksek değer buğday bitkisinde (29,93 Bq/kg), ^{40}K için en küçük ortalama değer yulaf bitkisinde (201,71 Bq/kg), en yüksek değer buğday bitkisinde (293,60 Bq/kg) bulunmuştur (Caglar vd., 2022).

Pakistan'ın Faysalabad şehrinde Tufail ve ark. tarafından buğday tanesindeki radyoaktiviteyi belirlemek üzere yapılan çalışmada ortalama ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite değerleri sırasıyla $1,4 \pm 0,30$ Bq/kg, $1,3 \pm 0,20$ Bq/kg ve $122,8 \pm 23,10$ Bq/kg olarak bulunmuştur (Tufail vd., 2010).

Madencilik faaliyetleri nedeniyle normal alanlara göre daha yüksek doğal radyoaktiviteye sahip Endonezya'nın Bangka-Belitung Adalarında Warsona ark. tarafından yapılan çalışmada, Jackfruit meyvesinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'ın aktivite değerleri sırasıyla 10,85 Bq/kg, 46 Bq/kg ve 65,83 Bq/kg olarak bulunmuşken muz meyvesinde ise sırasıyla 5,45 Bq/kg, 18,60 Bq/kg ve 85,27 Bq/kg olarak bulunmuşlardır (Warsona vd., 2014).

Bu çalışmada incelenen buğday örneklerinde belirlenen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'ın aktivite değerleri, Kars ve Ardahan'da yapılan çalışmalarda elde edilen değerlerden daha düşük, Irak'ta (Karbala) ve Pakistan'da (Jhangar Valley&Faisalabad) yapılan çalışmalarda elde edilen değerlerden (^{40}K hariç) ise daha yüksek bulunmuştur.

Arpa için ölçülen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite değerleri, Kars ve Ardahan'da yapılan çalışmada elde edilen değerlerden daha düşük, Irak'ta (Karbala) ve Pakistan'da (Jhangar Valley&Faisalabad) yapılan çalışmalardan ^{40}K aktivite değeri hariç daha yüksek bulunmuştur.

Elma için ölçülen ^{226}Ra ve ^{232}Th aktivite değerleri, Rize ve Elazığ'da yapılan çalışmada elde edilen değerlere yakın bulunmuştur ancak ^{40}K aktivite değeri bu iki çalışmadaki değerlerden yüksek bulunmuştur.

Erik için ölçülen ^{232}Th ve ^{40}K aktivite değerleri, Rize'de yapılan çalışmada elde edilen değerlerden daha yüksek bulunmuştur.

Kayısı için ölçülen ^{226}Ra ve ^{40}K aktivite değerleri, Malatya'da yapılan çalışmada elde edilen değerlerden daha düşük bulunmuştur.

Tablo 34. Tarım ürünü örneklerinde belirlenen radyoaktivite değerlerinin literatürdeki bazı çalışmalarla karşılaştırılması

Bölge	Örnek Türü	²²⁶ Ra (Bq/kg)	²³² Th (Bq/kg)	⁴⁰ K (Bq/kg)	Referans
Doğu Anadolu (Türkiye)	Buğday	6,59	3,79	102,63	Bu çalışma
	Arpa	8,49	4,25	156,22	
	Elma	2,93	1,39	212,31	
	Erik	3,06	1,30	212,39	
	Kayısı	1,79	0,92	185,71	
Kars (Türkiye)	K. Mercimek	4,68	4,25	207,09	(Bilgici Cengiz vd., 2022)
	Buğday	16,84	29,93	293,60	
	Yulaf	34,33	20,08	201,71	
Malatya (Türkiye)	Arpa	15,79	19,62	235,20	(Şa, 2022)
	Kayısı	2,60	-	570,30	
Ardahan (Türkiye)	Buğday	18,05	30,97	303,64	(Bilgici Cengiz & Çağlar, 2021)
	Arpa	16,97	20,66	245,42	
Rize (Türkiye)	Elma	-	0,38	49,15	(Korkmaz Görür vd., 2011)
	Erik	-	0,47	60,62	
Elazığ (Türkiye)	Elma	0,73	1,04	4,04	(Canbazoglu & Dogru, 2012)
	Ayva	2,81	1,14	23,01	
	Kavun	1,01	0,48	35,49	
Artvin (Türkiye)	Mısır	9,50	12,70	279,00	(Koby & Yesilkanat, 2019)
	Patates	11,70	12,90	307,90	
	Fasulye	10,70	16,30	392,50	
	Lahana	25,90	36,30	486,50	
Selangor (Malezya)	Fasulye	2,63	0,18	551,06	(Solehah, Yasir, & Samat, 2016)
	Bamya	5,44	0,61	658,54	
	K.Biber	2,33	0,42	438,55	
Bangka (Endonezya)	Jackfruit	10,85	46,00	65,83	(Warsona & Iskandar, 2014)
	Muz	5,45	18,60	85,27	
Jhangar Valley (Pakistan)	Buğday	3,70	8,40	130,70	(Khan, Chaudhry, İsmail, & Khan, 2010)
	Arpa	1,92	1,94	242,22	
Karbala (Irak)	Buğday	1,46	1,38	180,54	(Pourimani & Shahroodi, 2018)
	Arpa	1,92	1,94	242,22	
Faisalabad (Pakistan)	Buğday	1,40	1,30	122,80	(Tufail vd., 2010)

4.1.4. Transfer Faktörleri

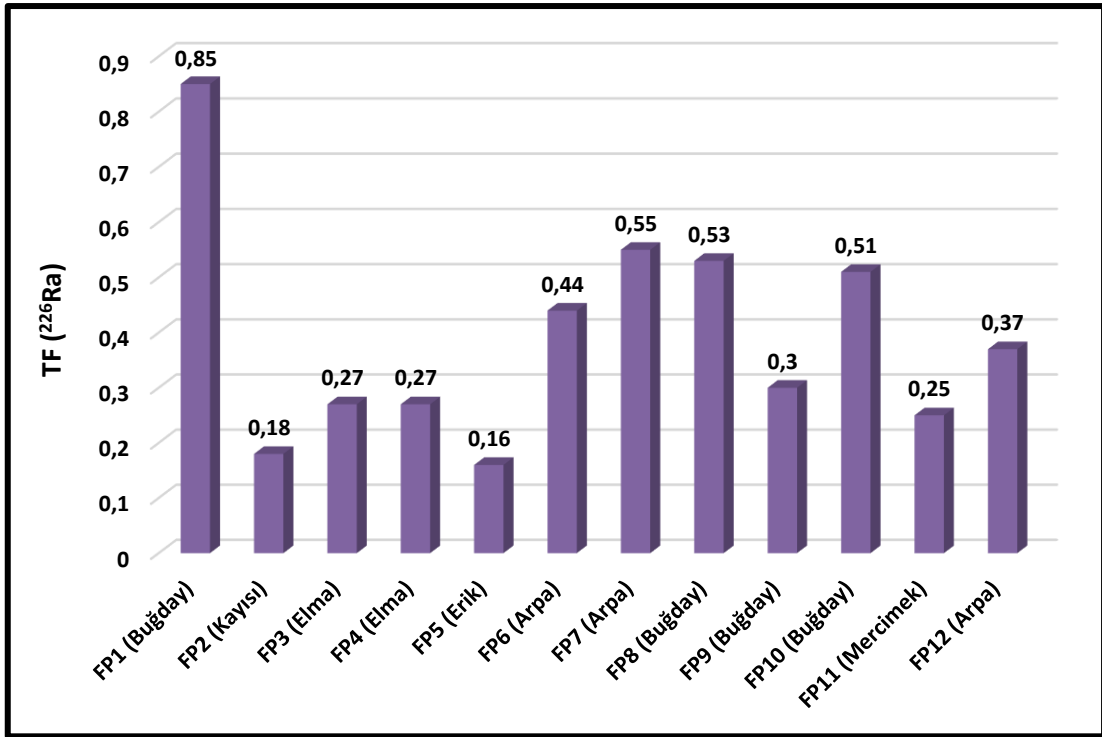
Radyonüklidlerin hem doğal ortamda bulunması hem de çeşitli nedenlerle atmosferik salınımını takiben besin zincirine girmesiyle bitkiler radyoaktif kontaminasyonun birincil adımını oluştururlar. Toprakta bitkiye transfer faktörü, nükleer tesislerin çevresel güvenlik değerlendirmelerinde en önemli parametrelerden biri olarak kabul edilir. Bu parametre, çevresel transfer modellerinde kullanılarak tarım ürünlerindeki radyoaktif madde konsantrasyonlarının tahmin edilmesine ve

insanın maruz kaldığı dozun hesaplanmasına yardımcı olur (El-taher & Al-Turki, 2014).

Bu çalışmada, ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin topraktan bitkiye geçiş parametre değerleri (TF) hesaplanmıştır.

^{226}Ra için en düşük transfer faktörü değeri 0,16 ile FP5 kodlu örnekte, en yüksek değer ise 0,85 ile FP1 kodlu örnekte bulunmuştur. ^{226}Ra 'nın ortalama transfer faktörü değeri 0,39 olarak hesaplanmıştır (Şekil 71).

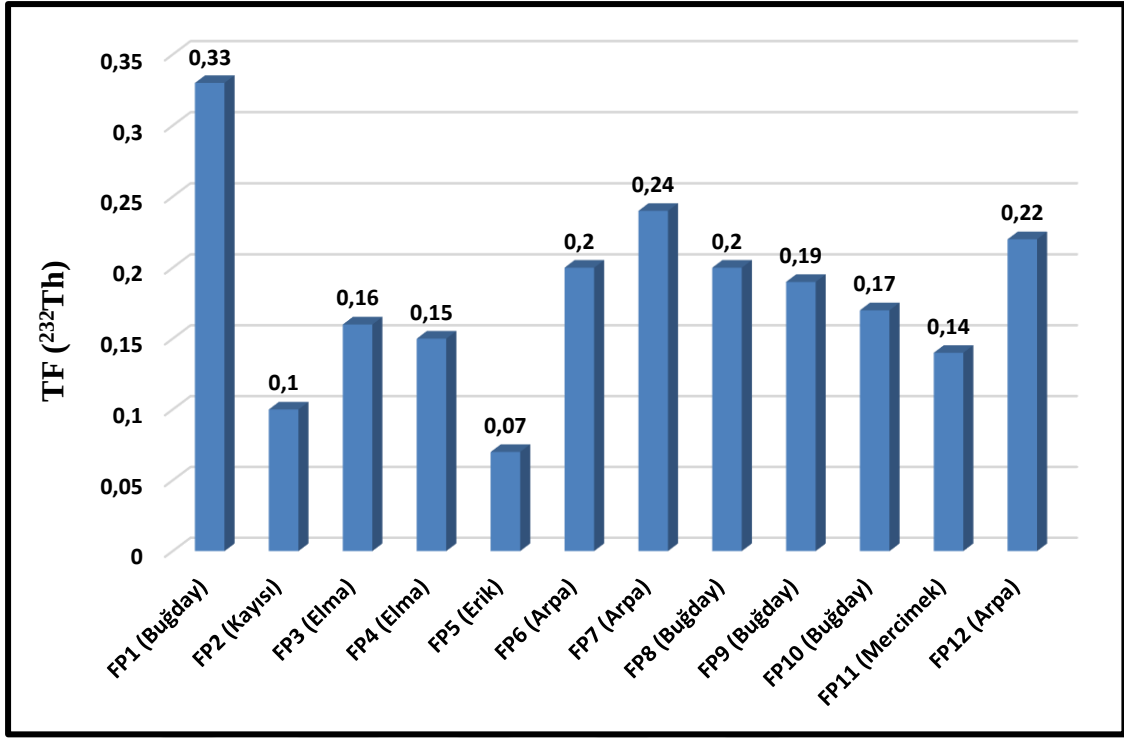
Şekil 71'e bakıldığında, ^{226}Ra 'nın tahıl örneklerindeki TF değerlerinin meyve örneklerindekiinden daha yüksek olduğu görülmektedir.



Şekil 71. ^{226}Ra radyonüklidinin topraktan bitkiye geçiş (TF) değerleri

^{232}Th için en düşük transfer faktörü değeri 0,07 ile FP5 kodlu örnekte, en yüksek değer ise 0,33 ile FP1 kodlu örnekte bulunmuştur. ^{232}Th 'nin ortalama transfer faktörü değeri 0,18 olarak hesaplanmıştır (Şekil 72).

Şekil 72'e bakıldığında, ^{232}Th 'nin tahıl örneklerindeki TF değerlerinin meyve örneklerindekiinden daha yüksek olduğu görülmektedir.

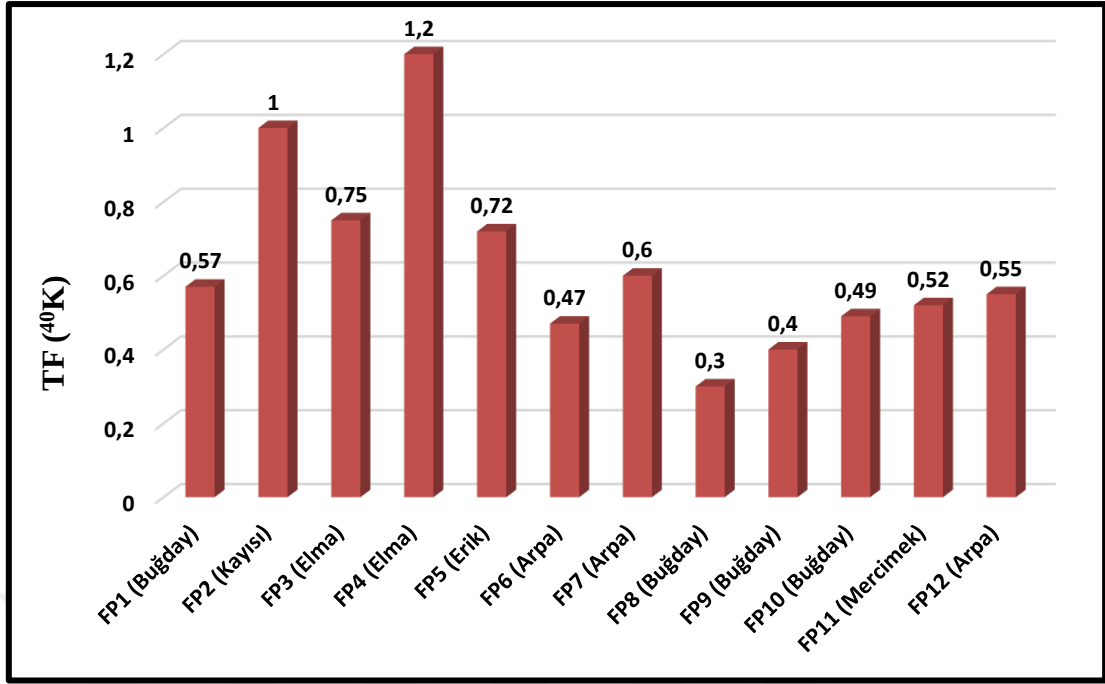


Şekil 72. ^{232}Th radyonüklidinin topraktan bitkiye geçiş (TF) değerleri

Bu çalışmadaki, tahıl örneklerinde ^{226}Ra ve ^{232}Th 'nin topraktan bitkiye transfer faktörü (TF) değerlerinin meyve örneklerine kıyasla daha yüksek olması bitkilerin kök yapısı, besin alım mekanizmaları ve radyonüklidlerin topraktaki hareketliliği ile açıklanabilir. Tahılların yüzeye yakın ve yoğun kök sistemleri, bu elementlerin (^{226}Ra ve ^{232}Th) daha fazla alınmasına neden olabilir (IAEA, 2010).

^{40}K için en düşük transfer faktörü değeri 0,30 ile FP8 kodlu örnekte, en yüksek değer ise 1,20 FP4 kodlu örnekte bulunmuştur. ^{40}K 'ın ortalama transfer faktörü değeri 0,63 olarak hesaplanmıştır (Şekil 73).

Şekil 73'e bakıldığında, ^{40}K 'ın meyve örneklerindeki TF değerlerinin tahıl örneklerindeki daha yüksek olduğu görülmektedir. ^{40}K bitkiler için temel bir besin elementi olup, aktif olarak topraktan alınıp taşınarak bitkinin bünyesinde depolanır. Meyve örnekleri gibi çoğu odunsu bitkilerde genellikle daha uzun büyüme döngüsüne sahip olduklarından ^{40}K 'ın birikimi de doğal olarak tahıl örnekleri gibi yıllık bitkilere oranla daha fazla olacaktır. Meyve bitkileri büyüme süreçlerinde potasyuma daha fazla ihtiyaç duyduğundan ^{40}K 'ın topraktan bitkiye TF değeri meyvelerde daha yüksek olabilir. Ayrıca, meyvelerin yüksek su içeriği çözünür formda bulunan ^{40}K 'ın taşınmasını ve birikimini artırabilir.



Şekil 73. ^{40}K radyonüklidinin topraktan bitkiye geçiş (TF) değerleri

Topraktan tarım ürünlerine geçen radyonüklidler için hesaplanan TF değerlerinin literatürdeki diğer çalışmalarda elde edilen değerlerle karşılaştırılması Tablo 35'te sunulmaktadır.

Tablo 35. Transfer faktörü değerlerinin literatürdeki bazı çalışmalarla karşılaştırılması

Bölge, Ülke	Örnek Türü	Transfer Faktörü			Referans
		^{226}Ra	^{223}Th	^{40}K	
Doğu Anadolu, Türkiye	Buğday	0,25	0,22	0,44	Bu çalışma
	Arpa	0,45	0,22	0,54	
	Kayısı	0,18	0,10	1,00	
	Elma	0,27	0,16	0,98	
	K. Mercimek	0,25	0,14	0,52	
	Erik	0,16	0,07	0,72	
Minia, Mısır	Börülce	0,51	0,53	1,36	(Elsaman vd., 2020)
	Susam	0,42	0,43	1,33	
Penang, Malezya	Pirinç	0,02	0,01	0,24	(Alsaffar vd., 2015)
Selangor, Malezya	Bamya	0,09	0,008	3,13	(Solehah vd., 2016)
	Fasulye	0,05	0,003	2,43	
Karbala, Irak	Buğday	0	0	0,55	(Pourimani & Shahroodi, 2018)
	Arpa	0,02	0,02	0,48	
S. Besar, Malezya	Pirinç	0,26	0,37	0,91	(Asaduzzaman vd., 2015)
Tulkarem, Filistin	Yapraklar	0,60	0,31	1,70	(Jazzar vd., 2014)
Vienna, IAEA	Bitkiler	0,04	0,05	1,00	(IAEA, 2010)

Bu çalışmada ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidleri için hesaplanan TF değerlerinin genel olarak diğer çalışmalardan elde edilen değerlere yakın olduğu görülmektedir. Bitki türleri için radyonüklidlerin TF değerleri arasındaki bu farklılıklar, bitkilerin farklı özelliklerine sahip olması ve bitkilerin yetiştiği toprağın yapısından kaynaklanmaktadır.

^{40}K için hesaplanan TF'nin ortalama değerleri, diğer radyonüklidlerden önemli ölçüde yüksektir. Bu ^{40}K 'ın bitkiler tarafından topraktan daha yüksek düzeyde alındığını gösterir.

Bu çalışmada ^{40}K dışındaki tüm radyonüklidler için hesaplanan ortalama TF değerleri IAEA'nın önerdiği değerlerden genelde daha yüksek bulunmuştur (IAEA, 2010).

TF>1 ise, radyonüklidlerin besin zinciri yoluyla bitkilerden hayvanlara ve son olarak insanlara geçmesi muhtemeldir ve bunun sonucunda insan nüfusunda radyasyon tehlikesi yaratma potansiyeli oluşabilir. Ancak bu çalışmada elde edilen ortalama TF değerleri birden küçük olduğundan besin zinciri için bir risk oluşturmayaacağı söylenebilir.

4.1.5. Ölçümlerin Doğruluğu

Gama spektrometre sisteminde (HPGe) yapılan ölçüm ve hesaplamaların doğruluğunu test etmek için Uluslararası Atom Enerji Ajansı'ndan temin edilen IAEA-375 referans materyali örneklerle birlikte aynı şartlar altında ölçülmüştür. IAEA-375 referans materyalinin sertifika bilgileri ve ölçüm sonrası bulunan aktivite değerleri Tablo 36'da verilmektedir.

Tablo 36. IAEA-375 referans materyalinin ölçüm sonuçları

Radyoizotop	Aktivite (Bq/kg)		Bağıl Hata (%)	Geri Kazanım (%)
	Sertifika Değeri	Ölçüm Değeri		
^{226}Ra	20	18,84	5,80	94,20
^{232}Th	20,5	19,68	4,00	96,00
^{40}K	424	404,25	4,66	95,34
$^{137}\text{Cs}^*$	2584	2538,62	1,76	98,24

*Cs-137'nin sertifika aktivite değeri olarak referans tarihinden ölçüm tarihine kadar geçen süre içerisinde bozunmasından kalan aktivite değeri alınmıştır. Diğer izotopların yarılanma ömürleri çok uzun olduğundan değişmediği kabul edilmiştir.

Sıvı sintilasyon sayacında (LSC) yapılan ölçüm ve hesaplamaların doğruluğunu test etmek için trityum referans materyalinden hazırlanan standart, örneklerle birlikte aynı şartlar altında ölçülmüştür. Bu standardın hazırlanma aktivitesi ile hesaplanan aktivite değeri Tablo 37’de verilmektedir.

Tablo 37. Trityum standardının ölçüm sonuçları

Standart	Trityum Aktivitesi (Bq/L)		Bağıl Hata (%)	Geri Kazanım (%)
	Hazırlanan	Ölçülen		
RWS	125,3	113,1	9,74	90,26

*RWS’nin hazırlanan aktivitesi olarak, hazırlanma tarihinden ölçüm tarihine kadar geçen süre içerisinde bozunmasından kalan aktivite değeri alınmıştır.

4.2. İstatistiksel Analizler

İncelenen örneklerde belirlenen radyoizotoplar ile MNGS’ye olan uzaklıklar ve rakımlar arasında Pearson korelasyon katsayı analizi gerçekleştirildi. Pearson korelasyon katsayısı analizi, iki değişken arasındaki ilişkinin gücünü ve polaritesini değerlendiren -1 ile 1 arasında değişen nicel bir ölçüdür. Bir değişken değiştiğinde, diğer değişken de aynı yönde karşılık gelen bir değişiklik yaşar (SureshGandhi vd., 2014). Pearson korelasyonunun anlamlılığı t-testi kullanılarak belirlenir (Gulan vd., 2013, 2017). Değer sıfıra yaklaştıkça, iki değişken arasındaki ilişki zayıflar. Sıfır olduğunda, bu iki değişken arasında korelasyon olmadığı söylenir. 0,2-0,4 aralığı için "zayıf", 0,4-0,6 aralığı için "orta" ve >0,6 büyük korelasyon katsayıları için "güçlü" tanımları kullanılmıştır (Gulan et al., 2017). Hipotez testi için anlamlılık düzeyi (alfa) sırasıyla 0,01 ve 0,05 olarak tanımlanmıştır.

Metsamor Nükleer Güç Santrali’nden 0-40, 40-80, 80-120 ve 120-160 km yarıçapları arasında kalan alanlar sırasıyla I, II, III ve IV bölgeleri olarak tanımlanmıştır. Bu bölgeler arasında $p < 0,05$ anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı bir ayrım olup olmadığını belirlemek için tek yönlü ANOVA testi kullanılmıştır.

4.2.1. Toprak Örneklerindeki Parametrelerin İstatistiksel Analizleri

İlk olarak ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{137}Cs ve ^{40}K radyoizotop konsantrasyon değerleri ile MNGS’ye olan uzaklıklar ve rakım değerlerinin normal dağılıma uyup uymadığını

belirlemek için Shapiro Wilk-W testi gerçekleştirildi ve elde edilen sonuçlar Tablo 38'de verilmektedir.

Tablo 38. Shapiro Wilk-W testi sonuçları

Parametre	İstatistik	Sigma
²²⁶ Ra	0,939	0,096
²³² Th	0,934	0,071
¹³⁷ Cs	0,785	0,000
⁴⁰ K	0,971	0,575
MNGS'ye Uzaklık	0,938	0,088
Rakım	0,826	0,000

Tablo 38 incelendiğinde, sadece ¹³⁷Cs ile rakım değerlerinin homojen bir dağılım göstermediği görülmektedir ($p < 0,05$). Bu sonuçlar bağlamında bundan sonraki analizlerde verilerin homojen bir dağılım gösterdiği dikkate alınarak işlemler yapılmıştır. İncelenen toprak örneklerinde belirlenen radyonüklid konsantrasyonları ile MNGS'ye olan uzaklıklar ve rakımlar arasındaki ilişki düzeyini gösteren Pearson korelasyon katsayıları Tablo 39'da verilmektedir.

Tablo 39. Toprak örneklerinde incelenen parametreler arasındaki pearson korelasyon katsayıları

Parametre	²²⁶ Ra	²³² Th	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	MNGS'ye Uzaklık	Rakım
²²⁶ Ra	1	0,807**	0,165	0,807**	0,468*	0,477**
²³² Th		1	0,076	0,737**	0,576**	0,504**
¹³⁷ Cs			1	0,304	0,203	0,287
⁴⁰ K				1	0,480**	0,429*
MNGS'ye Uzaklık					1	0,791**
Rakım						1

**Korelasyon 0,01 düzeyinde anlamlıdır.

*Korelasyon 0,05 düzeyinde anlamlıdır.

Tablo 39'a bakıldığında, ²²⁶Ra, ²³²Th ve ⁴⁰K ile 0,01 anlamlılık düzeyinde güçlü pozitif korelasyon ($>0,6$) göstermesine rağmen, MNGS'ye olan mesafe ve rakımla orta derecede pozitif korelasyon (0,4-0,6) göstermiştir. Ayrıca, ²²⁶Ra radyoizotopu ¹³⁷Cs radyoizotopu ile zayıf pozitif korelasyon (0,2-0,4) göstermiştir. Yine, ²³²Th, ⁴⁰K ile 0,01 anlamlılık düzeyinde güçlü pozitif korelasyon ($>0,6$)

göstermesine rağmen, MNGS'ye olan mesafe ve rakımla orta derecede pozitif korelasyon (0,4-0,6) göstermiştir. ^{137}Cs ile diğer tüm parametreler arasında zayıf pozitif korelasyon (0,2-0,4) gözlenmiştir. ^{40}K 'nın MNGS'ye olan mesafe ve rakımla orta derecede pozitif korelasyon (0,4-0,6) gösterdiği bulunmuştur. Son olarak, MNGS'ye olan mesafe ile rakım arasında güçlü pozitif korelasyon belirlenmiştir.

Metsamor Nükleer Güç Santrali'nden 0-40, 40-80, 80-120 ve 120-160 km yarıçapları arasında kalan alanlar sırasıyla I, II, III ve IV bölgeleri olarak tanımlanmıştır. Bu bölgeler arasında $p < 0,05$ anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı bir ayrım olup olmadığını belirlemek için tek yönlü ANOVA testi kullanılmıştır. Bu gruplar arasında sadece ^{232}Th için radyonüklidler açısından istatistiksel olarak anlamlı bir fark gözlenmiştir ($p < 0,05$). Diğer gruplar arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark gözlenmemiştir ($p > 0,05$). ^{232}Th ile ilişkili olarak belirli gruplar arasındaki istatistiksel olarak anlamlı farkı değerlendirmek için Post Hoc testi (LSD) yapılmıştır. Analiz, Grup I ve IV arasında anlamlı bir tutarsızlık ortaya koymuştur ($p < 0,05$). Bu, ^{232}Th radyoizotopunun 1. ve 4. bölgelerde anlamlı farklılıklar gösterdiği anlamına gelmektedir.

4.2.2. Su Örneklerindeki Parametrelerin İstatistiksel Analizleri

İlk olarak ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^3H radyoizotop konsantrasyon değerleri ile MNGS'ye olan uzaklıklar ve rakım değerlerinin normal dağılıma uyup uymadığını belirlemek için Shapiro Wilk-W testi gerçekleştirildi ve elde edilen sonuçlar Tablo 40'ta verilmektedir.

Tablo 40. Shapiro Wilk-W testi sonuçları

Parametre	İstatistik	Sigma
^{226}Ra	0,967	0,422
^{232}Th	0,988	0,971
^{40}K	0,967	0,430
^3H	0,925	0,029
MNGS'ye Uzaklık	0,926	0,030
Rakım	0,834	0,000

Tablo 40 incelendiğinde, sadece ^3H radyoizotopu, MNGS'ye uzaklık ve rakım değerlerinin homojen bir dağılım göstermediği görülmektedir ($p < 0,05$). Bu sonuçlar

bağlamında su örnekleri için bundan sonraki analizlerde verilerin homojen bir dağılım gösterdiği dikkate alınarak işlemler yapılmıştır. İncelenen su örneklerinde belirlenen radyonüklid konsantrasyonları, MNGS'ye olan uzaklıklar ve rakımlar arasındaki ilişki düzeyini gösteren Pearson korelasyon katsayıları Tablo 41'de verilmektedir.

Tablo 41. Su örneklerinde incelenen radyonüklidler ile MNGS'ye uzaklık ve rakım değerleri arasında pearson korelasyon katsayıları

Parametre	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	³ H	MNGS'ye Uzaklık	Rakım
²²⁶ Ra	1	-0,075	0,209	-0,263	0,009	-0,111
²³² Th		1	0,155	-0,155	0,049	0,105
⁴⁰ K			1	-0,045	0,399*	0,234
³ H				1	0,198	0,102
MNGS'ye Uzaklık					1	0,742**
Rakım						1

**Korelasyon 0,01 düzeyinde anlamlıdır.

*Korelasyon 0,05 düzeyinde anlamlıdır.

Tablo 41'e bakıldığında, ²²⁶Ra'nın diğer parametrelerle istatistiksel olarak anlamlı olmadığı (p>0,05) sadece ⁴⁰K ile zayıf bir pozitif korelasyon (0,2-0,4) gösterdiği tespit edilmiştir. Aynı şekilde ²³²Th'nin de diğer parametrelerle istatistiksel olarak anlamlı olmadığı (p>0,05) ve diğer parametrelerle de herhangi bir korelasyon göstermediği belirlenmiştir. ⁴⁰K ile MNGS'ye olan mesafe arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmuş (p<0,05) ancak aralarında zayıf derecede pozitif korelasyon (0,2-0,4) olduğu tespit edilmiştir. Yine ⁴⁰K ile rakım değeri arasında zayıf derecede pozitif korelasyon (0,2-0,4) olduğu gözlenmiştir. ³H radyoizotopunun da diğer parametrelerle istatistiksel olarak anlamlı olmadığı (p>0,05) ve diğer parametrelerle de herhangi bir korelasyon göstermediği belirlenmiştir.

Metsamor Nükleer Güç Santrali'nden 0-40, 40-80, 80-120 ve 120-160 km yarıçapları arasında kalan alanlar sırasıyla I, II, III ve IV bölgeleri olarak tanımlanmıştır. Bu bölgeler arasında p<0,05 anlamlılık düzeyinde istatistiksel olarak anlamlı bir ayrım olup olmadığını belirlemek için tek yönlü ANOVA testi kullanılmıştır. Su örneklerinde incelenen radyoizotop konsantrasyonları ile diğer

parametreler arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark gözlenmemiştir ($p>0,05$). Bu durum ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^3H radyoizotoplarının bölgesel olarak anlamlı farklılıklar göstermediği anlamını taşımaktadır.

4.3. Radyolojik Tehlike Parametrelerinin İncelenmesi

4.3.1. Toprak Örnekleri

Bu çalışmada, incelenen toprak örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs radyonüklidlerinin radyoaktivite konsantrasyonlarını kullanarak radyolojik tehlike parametreleri (Radyum Eşdeğer Aktivitesi, Gama İndeksi, Dış Tehlike İndeksi, Soğurulan Gama Doz Hızı, Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri, Yaşam Boyu Kanser Riski) belirlendi.

Çalışma alanı içerisindeki örneklem noktalarından alınan toprak örnekleri için hesaplanan radyum eşdeğer aktivitesi 28,27 – 98,93 Bq/kg aralığında değişmekte olup, radyum eşdeğer aktivitesinin ortalama değeri 62,45 Bq/kg'dır. Radyum eşdeğer aktivitesi değerlerinin uluslararası izin verilen limit değerinin (370 Bq/kg) çok altında olduğu görülmektedir (UNSCEAR, 2000). Bu çalışmadaki toprak örnekleri için belirlenen radyum eşdeğer aktivitesi değerlerinden yola çıkarak, incelenen toprak örneklerinin radyolojik olarak herhangi bir risk oluşturmadığı söylenebilir.

Çalışma alanı içerisindeki örneklem noktalarından alınan toprak örnekleri için hesaplanan gama indeksi 0,11– 0,37 aralığında değişmekte olup, gama indeksinin ortalama değeri 0,23'dir. Gama indeksi için önerilen değer <1 olması beklenmekte (UNSCEAR, 2000) olup, hesaplanan gama indeksi değeri 1'den oldukça düşüktür. Bu bağlamda toprak örneklerinin radyolojik olarak gama indeksi yönünden herhangi bir risk oluşturmadığı söylenebilir.

Çalışma alanı içerisindeki örneklem noktalarından alınan toprak örnekleri için hesaplanan dış tehlike indeksi 0,08 – 0,27 aralığında değişmekte olup, dış tehlike indeksinin ortalama değeri 0,17'dir. UNSCEAR (2000) tarafından dış tehlike indeksi değerinin <1 olması önerilmektedir. Bu çalışmadaki toprak örneklerinin dış tehlike indeksi değerleri ise bu önerilen değer altındadır. Bu nedenle, toprak örneklerinin radyolojik olarak dış tehlike indeksi açısından herhangi bir risk oluşturmadığı söylenebilir.

Çalışma alanı içerisindeki örneklem noktalarından alınan toprak örnekleri için hesaplanan soğurulan gama doz hızı 13,59–47,53 nGy/h aralığında değişmekte olup, soğurulan gama doz hızının ortalama değeri 29,86 nGy/h'dır. UNSCEAR 2000 raporunda normal background radyasyon bölgeleri için soğurulan gama doz hızının dünya ortalaması 55 nGy/h olarak belirlenmiştir. Dünya Sağlık Örgütü (WHO) ve Uluslararası Atom Enerjisi Ajansı ((IAEA), yerleşim bölgelerinde doğal gama dozunun ortalama 100 nGy/h'ın altında olması gerektiğini önermektedir. Bu çalışmada toprak örnekleri için belirlenen soğurulan gama doz hızı değerlerinin önerilen değerin altında olmasından dolayı toprak örneklerinin radyolojik olarak herhangi bir risk oluşturmadığı söylenebilir.

Çalışma alanı içerisindeki örneklem noktalarından alınan toprak örnekleri için hesaplanan yıllık etkin doz eşdeğerinin 16,67 – 58,30 $\mu\text{Sv/y}$ aralığında değişmekte olup, yıllık etkin doz eşdeğeri ortalama değeri 36,62 $\mu\text{Sv/y}$ 'dır. Avrupa Komisyonu tarafından genel halk için yıllık etkin doz eşdeğerininin 1000 $\mu\text{Sv/y}$ olması önerilmektedir (EC, 1999). Bu çalışmada toprak örnekleri için belirlenen yıllık etkin doz eşdeğeri değerleri önerilen değerin altında olduğu için incelenen radyoizotoplar kaynaklı radyasyonun toprak örneklerinin alındığı bölgede yaşayan insanlar için radyolojik olarak herhangi bir risk oluşturmayacağı söylenebilir.

Çalışma alanı içerisindeki örneklem noktalarından alınan toprak örnekleri için hesaplanan yaşam boyu kanser risk değeri $0,06 \times 10^{-3}$ – $0,23 \times 10^{-3}$ aralığında değişmekte olup, yaşam boyu kanser riskinin ortalama değeri $0,14 \times 10^{-3}$ 'dür. Dünya genelindeki ortalama yaşam boyu kanser riski değeri $0,29 \times 10^{-3}$ 'tür (UNSCEAR, 2000). Bu çalışmada incelenen toprak örneklerindeki radyoizotop konsantrasyonlarından yola çıkarak hesaplanan yaşam boyu kanser riski değerleri, dünya ortalama değerlerinden daha düşük bulunmuştur. Bu bağlamda toprak örneklerinin alındığı bölgede yaşayan insanların yaşamları boyunca radyolojik kaynaklı kansere yakalanma riskinin bulunmadığı söylenebilir.

Tablo 42'de bu çalışmada incelenen toprak numuneleri için hesaplanan radyolojik parametre değerleri ile literatürdeki diğer çalışmalarda elde edilen değerlerin bir karşılaştırılması verilmektedir. Tablo 42'ye bakıldığında; bu çalışmada, ortalama R_{eq} değeri 62,45 Bq/kg olarak bulunmuş olup, bu değer Rize (218,20 Bq/kg), Pakistan (195,26 Bq/kg) ve Malezya (185,76 Bq/kg) gibi bölgelere göre

oldukça düşük olmakla birlikte, Suudi Arabistan'da kaydedilen 63,93 Bq/kg değerine oldukça yakındır.

I_g (Gama İndeksi) açısından, bu çalışmada elde edilen 0,23 değeri literatür ile karşılaştırıldığında en düşük kaydedilen değerlerden biridir. Rize’de yapılan çalışmada bulunan 1,60 değeri uluslararası izin verilen limit değerinin üzerindedir. Rize’de yapılan çalışma hariç tablodaki tüm değerler uluslararası önerilen ≤ 1 sınırının içindedir. H_{ex} (Dış Tehlike İndeksi) açısından bu çalışmada elde edilen değer 0,17 olup, Pakistan (0,55), Hindistan (0,52) ve Malezya (0,50) ile karşılaştırıldığında düşük bulunmuştur. Suudi Arabistan’da yapılan çalışmada bulunan ortalama değer, bu çalışmada bulunan değer ile aynı değerdedir. Bu değerlerin tümü, uluslararası güvenlik eşiği olan 1’in altındadır.

D (Soğurulan Gama Doz Hızı) için bu çalışmada elde edilen değer (29,86 nGy/h), Rize (110,69 nGy/h), Pakistan (99,56 nGy/h) ve Malezya (82,54 nGy/h) gibi bölgelerde yapılan çalışmalara kıyasla oldukça düşüktür. Ancak, Suudi Arabistan’da yapılan çalışmalarda elde edilen değere (31,68 nGy/h) oldukça yakındır.

AEDE ($\mu\text{Sv/y}$) için bu çalışmada elde edilen değer 36,62 $\mu\text{Sv/y}$ ’dir. Bu, Rize (136,00 $\mu\text{Sv/y}$), Selim (81,10 $\mu\text{Sv/y}$) ve Malezya (100,00 $\mu\text{Sv/y}$) gibi bölgelere kıyasla daha düşük iken Suudi Arabistan’ın (39,00 $\mu\text{Sv/y}$) değerine yakındır. Son olarak, ilgili radyoizotopların tüketilmesine bağlı olarak hesaplanan ELCR değeri ($0,14 \times 10^{-3}$) Bolu ve Suudi Arabistan’da yapılan çalışmada belirlenen değerler ile çok yakın bulunmuşken tabloda belirtilen literatürdeki diğer çalışmalarda belirlenen değerlerden ise daha düşük bulunmuştur.

Tablo 42. Toprak örneklerinde belirlenen radyolojik tehlike parametre değerlerinin literatürdeki bazı değerlerle karşılaştırılması

Bölge	R _{aeq} (Bq/kg)	I _g	H _{ex}	D (nGy/h)	AEDE (μSv/y)	ELCR (x10 ⁻³)	Referans
D. Anadolu	62,45	0,23	0,17	29,86	36,62	0,14	Bu çalışma
Selim	146,00	-	-	71,00	81,10	0,30	(Bilgici Cengiz, 2017)
Kars	107,3	-	-	52,30	64,20	0,72	(Bilgici Cengiz & Çaglar, 2016)
Rize	218,20	1,60	0,59	110,69	136,00	0,48	(Dizman et al., 2016)
Kırklareli	-	-	-	71,00	87,00	0,51	(Taşkin et al., 2009)
Mersin	-	-	-	51,00	62,00	0,22	(Karataşlı et al., 2016)
Bolu	62,80	0,20	0,20	29,90	36,60	0,13	(Dizman et al., 2019)
Malezya	185,76	-	0,50	82,54	100	-	(Solehah et al., 2016)
Pakistan	195,26	-	0,55	99,56	900	-	(Khan et al., 2010)
Hindistan	192,76	-	0,52	87,00	105,90	-	(Singh et al., 2005)
Filistin	77,60	0,55	0,21	35,30	40,00	1,02	(Abu Samreh et al., 2014)
Suudi Arabistan	63,93	0,25	0,17	31,68	39,00	0,14	(Al-Ghamdi, 2019)
Türkiye	118,70			54,60	70,00	-	(TAEK, 2010)
Dünya	370	≤ 1	≤ 1	60	70,00	0,29	(UNSCEAR, 2000)

4.3.2. Su Örnekleri

Çalışma alanı içerisinde kalan 32 örneklem noktasından alınan su örneklerindeki ²²⁶Ra, ²³²Th, ⁴⁰K ve ³H radyonüklidlerinin radyoaktivite konsantrasyonları kullanılarak bazı radyolojik tehlike parametreleri (Günlük Radyonüklid Alımı, Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri ve Yaşam Boyu Kanseri Riski) hesaplandı.

4.3.2.1. ²²⁶Ra, ²³²Th ve ⁴⁰K Kaynaklı Radyolojik Tehlikeler

²²⁶Ra, ²³²Th ve ⁴⁰K alımına bağlı olarak ortalama günlük radyonüklid alım miktarları sırasıyla 3,65 Bq, 2,30 Bq ve 26,16 Bq olarak bulunmuştur. Günlük radyonüklid alımına en büyük katkının ⁴⁰K radyoizotopundan ileri geldiği görülmektedir.

²²⁶Ra, ²³²Th ve ⁴⁰K alımına bağlı olarak ortalama yıllık etkin doz değerleri sırasıyla 373,38 μSv/y, 193,11 μSv/y ve 59,19 μSv/y olarak bulunmuştur. Toplam yıllık etkin dozun ortalaması ise 0,63 mSv/y'dir. Bu çalışmadaki doğal radyonüklid konsantrasyonlarına bağlı olarak hesaplanan toplam yıllık etkin doz değeri, Dünya Sağlık Örgütü'nün (WHO) genel halk için içme sularında önerdiği 0,1 mSv/y sınırının üstündedir (WHO, 1993). Hesaplanan toplam yıllık etkin dozun %60'ı ²²⁶Ra

(373,38 $\mu\text{Sv/y}$), %31'i ^{232}Th (193,11 $\mu\text{Sv/y}$) ve %9'u ^{40}K (59,19 $\mu\text{Sv/y}$) radyoizotopu kaynaklıdır. Bu durum, içme suyunda belirlenen toplam yıllık etkin doza en fazla katkının ^{226}Ra radyoizotopundan kaynaklandığını göstermektedir.

^{226}Ra , son derece radyotoksik bir radyoizotoptur. İnsanlar radyum yuttuğunda, yaklaşık %20'si kan dolaşımına katılır. Emilen radyum, başlangıçta yumuşak dokulara ve kemiklere dağılır ancak esas olarak büyüyen kemiklerde tutulur. Bu nedenle, büyüyen kemiklere sahip olan çocukların içme suyu yoluyla alacağı ^{226}Ra radyoizotopunun takip edilmesi ve kontrol altında tutulması önemlidir (Tahir & Alaamer, 2009).

^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K alımına bağlı olarak ortalama yaşam boyu kanser risk değerleri sırasıyla $7,41 \times 10^{-4}$, $1,22 \times 10^{-4}$ ve $3,18 \times 10^{-4}$ olarak bulunmuştur. Toplam yaşam boyu kanser riski ortalaması ise $11,81 \times 10^{-4}$ dür. Kanser risk faktörü "RF", bir kişinin yaşamı boyunca aldığı 1 Sv toplam doz için kanserden ölme olasılığının %5 arttığını belirtmektedir. ICRP'ye göre kanser riski, genel halk için yıllık toplam 1 mSv alım dozu ve 70 yıllık yaşam süresi temelinde $3,5 \times 10^{-3}$ 'tür (Baz & Alamoudi, 2017). Su örnekleri için bu çalışmada hesaplanan ortalama yaşam boyu kanser riski değeri ($11,81 \times 10^{-4}$), ICRP değerinden yaklaşık 3 kat daha düşük çıkmıştır. Bu bağlamda, incelenen su örneklerinin tüketiminin genel halkın sağlığı için herhangi bir risk oluşturmayacağı söylenebilir.

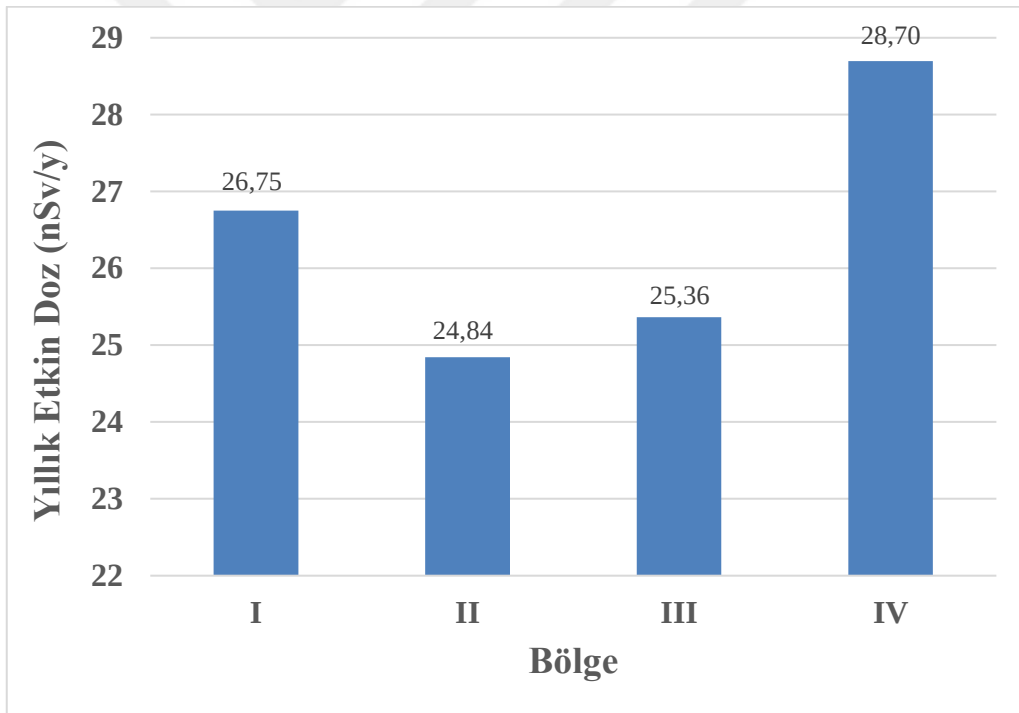
Literatürde yapılan çalışmalara bakıldığında, Miri Gölü'nden alınan yüzey suyu ve Kadugli çevresinden (Batı-Orta Sudan) el pompalarıyla elde edilen yeraltı suyu örneklerindeki toplam yıllık etkin doz değerleri sırasıyla 2,20 - 4,74 $\mu\text{Sv/y}$, 14,3 - 729,60 $\mu\text{Sv/y}$ aralığında bulunmuştur (Osman et al., 2008).

Harnai, Belucistan'da içme amaçlı kullanılan kaynak suyundaki doğal radyoaktivitenin sağlık üzerindeki etkilerini araştırmak üzere yapılan çalışmada, 17 yaş grubu ve üzeri (yetişkinler) için ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K alımına bağlı olarak alınan ortalama toplam yıllık etkin doz 0,30 $\mu\text{Sv/y}$ olarak bulunmuştur (Ahmad et al., 2019).

Pakistan'ın Lahor şehrindeki içme suyunun tüketilmesi sonucu ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K gibi doğal radyonüklidlerin vücuda alınması kaynaklı toplam yıllık etkin doz 35,60 $\mu\text{Sv/y}$ olarak bulunmuştur (Tahir vd., 2009).

4.3.2.2. Trityum (^3H) Kaynaklı Radyolojik Tehlikeler

İncelenen su örneklerinin tüketimiyle birlikte insanların yıllık olarak alacağı trityum radyoizotopu kaynaklı etkin doz oranları hesaplanmıştır. Hesaplanan bu değerler 13,46 nSv/y (Kars-Merkez) ile 48,60 nSv/y (Van Gölü) aralığında değişmekle birlikte ortalama etkin doz oranı 26,85 nSv/y olarak bulunmuştur. İncelenen su örneklerinin tüketimine bağlı olarak hesaplanan tüm yıllık etkin doz değerleri uluslararası kuruluşlar tarafından tavsiye edilen limit değerinden (2,4 mSv/yıl) oldukça düşüktür (TBSA, 2010). Bu da çalışılan suların bireyler tarafından tüketilmesinin trityum radyoizotopu açısından bir risk oluşturmayacağını göstermektedir. İncelenen su örneklerinin tüketimiyle insanlar tarafından alınan trityum radyoizotopu kaynaklı yıllık etkin doz oranlarının çalışma bölgelerine göre ortalamaları Şekil 74'te verilmektedir.

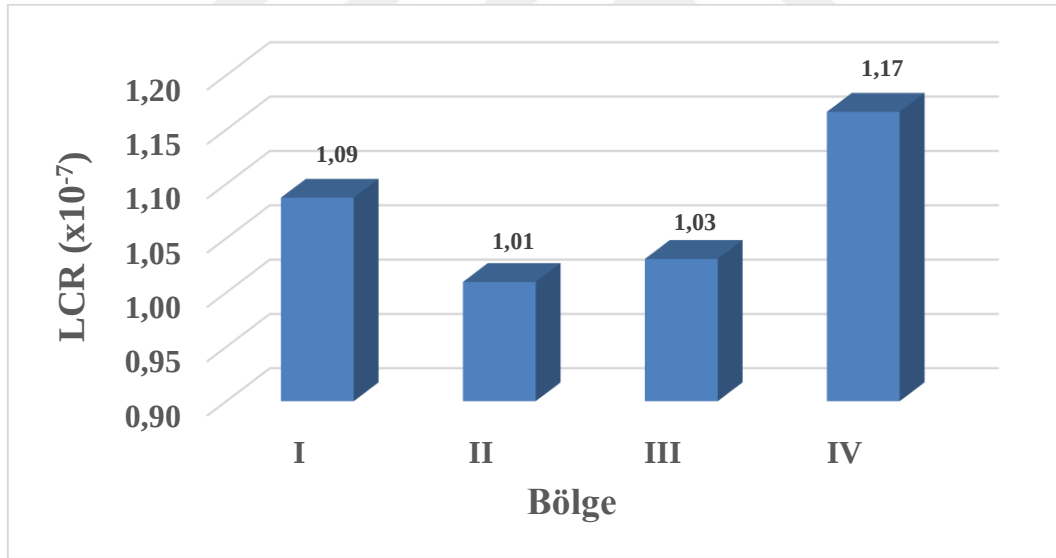


Şekil 74. Bölgesel olarak ortalama yıllık etkin doz oranlarının dağılımı

Şekil 74 incelendiğinde, su örneklerinin tüketimiyle insanlar tarafından alınan trityum radyoizotopu kaynaklı yıllık etkin doz oranlarının bölgesel olarak ortalamasının en yüksek 28,70 nSv/y ile IV. yarıçap bölgesi aralığında (120-160 km), en düşük ise 24,84 nSv/y ile II. yarıçap bölgesi aralığında (40-80 km) olduğu

görülmektedir. Bölgesel olarak ortalama yıllık etkin doz oranlarının farklılık göstermesinin nedeni trityumun doğal süreçlerle (yağmur, su akışı, buharlaşma, vb.) taşınmasından kaynaklanabilir.

İncelenen su örneklerinin tüketimiyle birlikte yetişkin bireyler için yaşam boyu kanser riski değerleri $0,55 \times 10^{-7}$ (Kars-Merkez) ile $1,98 \times 10^{-7}$ (Van Gölü) aralığında değişmekle birlikte ortalama yaşam boyu kanser riski değeri $1,09 \times 10^{-7}$ olarak bulunmuştur. İncelenen su örneklerinin tüketimine bağlı olarak hesaplanan tüm yaşam boyu kanser riski değerleri uluslararası kuruluş olan UNSCEAR tarafından tavsiye edilen limit değerinden ($1,6 \times 10^{-3}$) oldukça düşüktür (UNSCEAR, 2000). Bu da incelenen suların bireyler tarafından tüketilmesinin trityum radyoizotopu açısından bir sağlık riski oluşturmayacağını göstermektedir. İncelenen su örneklerinin tüketimiyle insanlar tarafından alınan trityum radyoizotopu kaynaklı yaşam boyu kanser riski değerlerinin çalışma bölgelerine göre ortalamaları Şekil 75'te verilmektedir.



Şekil 75. Bölgesel olarak ortalama yaşam boyu kanser riski değerlerinin dağılımı

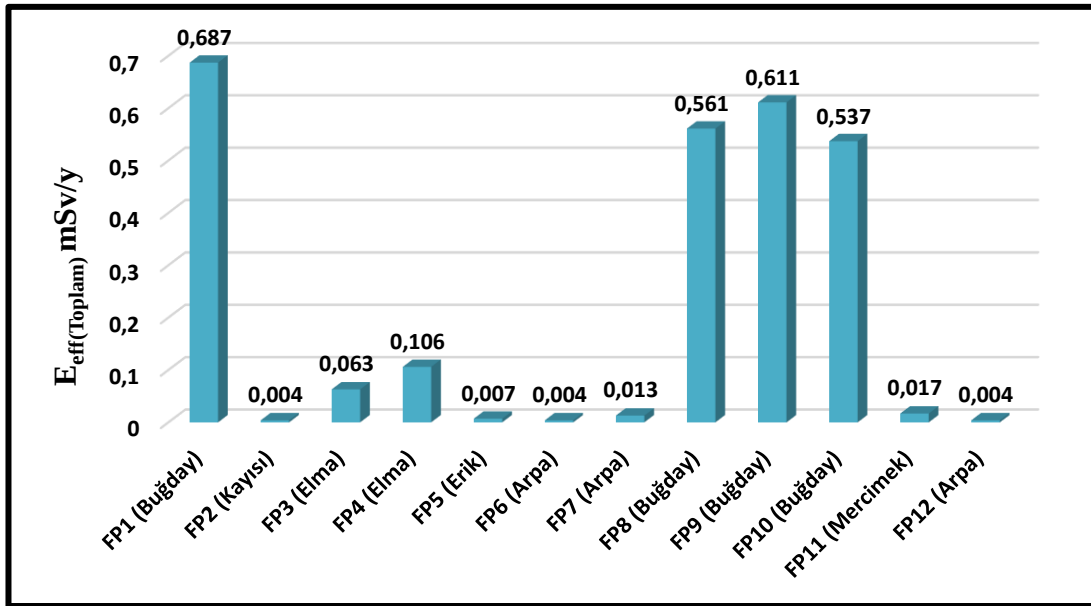
Şekil 75 incelendiğinde, incelenen su örneklerinin tüketimiyle insanlar tarafından alınan trityum radyoizotopu kaynaklı yaşam boyu kanser riski değerlerinin bölgesel olarak ortalamasının en yüksek $1,17 \times 10^{-7}$ ile IV. yarıçap bölgesi aralığında (120-160 km), en düşük ise $1,01 \times 10^{-7}$ ile II. yarıçap bölgesi aralığında (40-80 km) olduğu görülmektedir. Yaşam boyu kanser riski değerleri bölgesel olarak az da olsa

farklılık göstermektedir. Bunun nedeninin trityumun hem doğal olarak üretilmesinden hem de çevresel süreçlerle (yağmur, su akışı, buharlaşma, vb.) taşınmasından kaynaklanabileceği söylenebilir.

4.3.3. Tarım Ürünü Örnekleri

Çalışma alanı içerisindeki 12 örneklem noktasından alınan tarım ürünü örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin radyoaktivite konsantrasyonları kullanılarak radyolojik tehlike parametrelerinden Günlük Radyonüklid Alımı, Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri ve Yaşam Boyu Kanser Riski değerleri hesaplandı. Bulunan değerler Tablo 29 ve 30'da verilmektedir. Tablo 29 incelendiğinde, günlük radyonüklid alımına en büyük katkının ^{40}K radyoizotopundan ileri geldiği görülmektedir. İncelenen tarım ürünlerinin tüketilmesine bağlı olarak alınacak ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyoizotoplarının ortalama günlük alım miktarları sırasıyla 3,62 Bq, 2,06 Bq ve 75,92 Bq olarak hesaplanmıştır.

Şekil 76'da incelenen tarım ürünlerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklid kaynaklı toplam yıllık etkin doz eşdeğerleri görülmektedir. Toplam yıllık etkin doz eşdeğerine en büyük katkının buğday tarım ürününden kaynaklandığı görülebilir. Buğday tarım ürününün diğer ürünlere göre yıllık etkin doza katkısının fazla olması bu ürünün yıllık tüketim miktarının fazla olmasından kaynaklanmaktadır (Tablo 7).



Şekil 76. İncelenen tarım ürünlerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K kaynaklı toplam yıllık etkin doz eşdeğerleri

İncelenen tarım ürünlerinin yıllık tüketilmesine bağılı olarak alınacak ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyoizotopları kaynaklı yıllık etkin doz değerleri sırasıyla 369,48 $\mu\text{Sv/y}$, 173,20 $\mu\text{Sv/y}$ ve 171,79 $\mu\text{Sv/y}$ olarak bulunmuştur. Toplam yıllık etkin doz ise 714,47 $\mu\text{Sv/y}$ olarak hesaplanmıştır.

Bu çalışmadaki doğal radyonüklid konsantrasyonlarına bağılı olarak hesaplanan toplam yıllık etkin doz değerleri, Dünya Sağlık Örgütü'nün (WHO) genel halk için gıdalarda önerdiği 1 mSv/y (1000 $\mu\text{Sv/y}$) sınırının altındadır (WHO, 1993). Bu bağlamda, incelenen tarım ürünlerinin tüketilmesinin insanlar açısından herhangi bir risk oluşturmayaacağı söylenebilir. Hesaplanan toplam yıllık etkin dozun %51,71'i ^{226}Ra (369,48 $\mu\text{Sv/y}$), %24,24'ü ^{232}Th (173,20 $\mu\text{Sv/y}$) ve %24,04'ü ^{40}K (171,79 $\mu\text{Sv/y}$) radyoizotopu kaynaklıdır. Bu durum, tarım ürünü örneklerinde belirlenen toplam yıllık etkin doza en fazla katkının ^{226}Ra radyoizotopundan kaynaklandığını göstermektedir.

İncelenen tarım ürünlerinin tüketilmesine bağılı olarak gelişebilecek ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyoizotopları kaynaklı yaşam boyu kanser risk değerleri sırasıyla $9,77 \times 10^{-4}$, $1,43 \times 10^{-4}$ ve $12,65 \times 10^{-4}$ olarak bulunmuştur. İncelenen tarım ürünlerinin tüketilmesine bağılı olarak gelişebilecek toplam yaşam boyu kanser risk değeri ise $23,85 \times 10^{-4}$ olarak hesaplanmıştır. Kanser risk faktörü (RF), bir kişinin yaşamı boyunca aldığı 1 Sv toplam doz için kanserden ölme olasılığının %5 arttığını belirtmektedir. ICRP' ye göre kanser riski, genel halk için yıllık toplam 1 mSv alım dozu ve 70 yıllık yaşam süresi temelinde $3,5 \times 10^{-3}$ 'tür (Baz & Alamoudi, 2017). İncelenen tarım ürünü örnekleri için hesaplanan toplam yaşam boyu kanser riski değeri ($23,85 \times 10^{-4}$), ICRP' nin önermiş olduğu değerden daha düşük bulunmuştur. Hesaplanan bu veriler ışığında, incelenen tarım ürünü örneklerinin tüketiminin radyolojik olarak genel halk sağlığı açısından herhangi bir risk oluşturmayaacağı söylenebilir.

4.4. Öneriler

Bu çalışmada, Ermenistan'daki Metsamor Nükleer Güç Santrali'ne yakın konumda bulunan Türkiye'nin doğusundaki bazı illerde toprak, su ve yöresel tarım ürünlerindeki radyonüklid dağılımlarının (^3H , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs) belirlenmesi ve haritalandırılması gerçekleştirilmiştir. Bu kapsamda, Metsamor Nükleer Güç Santrali'ni merkez kabul ederek Iğdır ili yönünde belirlenen 40, 80, 120, 160 km'lik yarıçap bölgelerinde kalan il ve ilçe merkezleri (28 tane) ile MNGS'ye en yakın konumda bulunan Iğdır ili Karakoyunlu ilçesine bağlı Aşağıalican köyü çalışmaya dâhil edilmiştir. Çalışmada, örnekleme sadece bir kez gerçekleştirilmiştir ancak radyoaktivite konsantrasyonlarının mevsimsel olarak dağılımlarının incelenmesi önerilir. Ayrıca, çember yarıçap bölgeleri genişletilerek daha fazla il ve ilçe örneklemeye dahil edilmesi önerilir. Bunun yanında, belirlenen istasyonlardan toprak numunelerinin alınmasında dikey örnekleme yapılarak belli derinliklerden örnek alınması ve ölçümlerinin gerçekleştirilmesi önerilir. Yine bu çalışmada, ^3H , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs radyoizotoplarının konsantrasyonları belirlenmiştir. Ancak, nükleer güç santrallerinde stronsiyum-90 radyoizotopu da üretildiğinden incelenen örneklerde ^{90}Sr radyoizotop konsantrasyonlarının belirlenmesi özellikle önerilir. Ayrıca, Metsamor Nükleer Güç Santrali eski teknolojiye sahip bir reaktör olduğundan örneklem bölgelerine santrale yakın olan tüm mahalle ve köylerin dâhil edilmesi önemli ve önerilmektedir. Son olarak, dünyamızda çeşitli nedenlerle gerçekleşen nükleer kazalar ve son zamanlarda yapılan termonükleer denemelere bağlı olarak dünyamızın radyoaktif kirlilik düzeyi sürekli artmaya devam etmektedir. Bundan dolayı radyoaktif kirlilik değişiminin izlenmesi ve gerekli değerlendirmenin yapılabilmesine yönelik bilimsel çalışmaların devam ettirilmesi önerilir.

KAYNAKÇA

- Abbasi, A., Kurnaz, A., Turhan, Ş., & Mirekhtiary, F., (2020). Radiation hazards and natural radioactivity levels in surface soil samples from dwelling areas of North Cyprus. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 324, 203–210.
- Abbaspour, M., Moattar, F., & Okhovatian, A., (2010). Relationship Of Soil Terrestrial Radonuclide Concentrations and The Excess Of Lifetime Cancer Risk In Western Mazandaran Province, Iran. *Radiation Protection Dosimetry*, 142(2–4), 265–272.
- Abu Samreh, M. M., Thabayneh, K. M., & Khrais, F. W., (2014). Measurement of activity concentration levels of radionuclides in soil samples collected from Bethlehem Province, West Bank, Palestine. *Turkish Journal of Engineering & Environmental Sciences*, 113–125.
- Agbalagba, E. O., & Onoja, R. A., (2011). Evaluation of natural radioactivity in soil, sediment and water samples of Niger Delta (Biseni) flood plain lakes, Nigeria. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102(7), 667–671.
- Ahmad, N., Jaafar, M. S., & Alsaffar, M. S., (2015). Natural radioactivity in virgin and agricultural soil and its environmental implications in Sungai Petani, Kedah, Malaysia. *Pollution*, 1(3), 305–313.
- Ahmad, N., Khan, A., Ahmad, I., Hussain, J., & Ullah, N., (2019). Health implications of natural radioactivity in spring water used for drinking in Harnai , Balochistan used for drinking in Harnai , Balochistan. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 101(9), 1302–1309.
- Ahmed, N. K., (2004). Natural Radioactivity of Ground and Drinking Water in Some Areas of Upper Egypt. *Turkish J. Eng. Env. Sci.*, 28, 345–354.
- Aksoy, M., Yurttagül, M., Nişancı, F., Kızıl, M., & Çakır, B., (2022). *Besin Öğeleri ve Besin Grupları*. Türkiye Beslenme Rehberi (TÜBER) 2022, T.C. Sağlık Bakanlığı.
- Al-Ghamdi, A. H., (2019). Health risk assessment of natural background radiation in the soil of Eastern province, Saudi Arabia. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 12(1), 219–225.
- Alsaffar, M. S., Jaafar, M. S., Kabir, N. A., & Ahmad, N., (2015). Distribution of ²²⁶Ra, ²³²Th, and ⁴⁰K in rice plant components and physico-chemical effects of soil on their transportation to grains. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 1–11.
- Amin, R. M., (2013). Radioactivity Levels in Some Sediments and Water Samples from Qarun Lake by Low – Level Gamma Spectrometry. *International*

- Asaduzzaman, K., Khandaker, M. U., Amin, Y. M., & Mahat, R., (2015). Uptake and distribution of natural radioactivity in rice from soil in north and west part of peninsular malaysia for the estimation of ingestion dose to man. *Annals of Nuclear Energy*, 76, 85–93.
- Baghirova, A., (2018). Enerji Kaynaklarında Güvenlik Sorunu ve Nükleer Santraller: Metsamor Nükleer Santrali Örneği. *Türk Dünyası Araştırmaları*, 120(236), 215–232.
- Baker D. A., (1995). *Dose Commitments Due to Radioactive Releases from Nuclear Power Plant Sites in 1991* (Vol. 13). Washington, D.C., USA.
- Baz, S. S., & Alamoudi, Z. M., (2017). Naturally occurring radioactive nuclides from cereal grains, legumes and some foodstuffs consumed in Saudi Arabia. *Life Science Journal*, 14(7), 35–39.
- Beretka, J., & Mathew, P. J., (1985). Natural radioactivity of Australian building materials, industrial wastes and by-products. *Health Physics*, 48(1), 87–95.
- Bilgici Cengiz, G., (2017). Selim İlçesinin Toprak Örneklerinde Doğal Radyoaktivite Düzeyleri ve Radyolojik Etkilerinin Değerlendirilmesi. *Kafkas Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 10(1), 37–47.
- Bilgici Cengiz, G., & Caglar, I., (2022). Evaluation of lifetime cancer risk arising from natural radioactivity in foods frequently consumed by people in Eastern of Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 331(4), 1847–1857.
- Bilgici Cengiz, G., & Çağlar, İ., (2016). Determination of the health hazards and life time cancer risk due to natural radioactivity in soil of Akyaka, Arpaçay and Susuz areas of Kars, Turkey. *International Journal of Scientific & Engineering Research*, 7(3), 619–626.
- Bilgici Cengiz, G., & Çağlar, İ., (2021). Determination of The Natural Radioactivity Distribution and Consumption Effective Dose Rate Of Cereal Crops in Ardahan Province, Turkey. *Journal of Scientific Reports*, (47), 174–183.
- Borio, R., Rongoni, A., Saetta, D. M. S., Desideri, D., & Roselli, C., (2005). Radon and tritium measurements in drinking water in a region of central Italy (Umbria). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 266(3), 397–403.
- Calin, M. R., Radulescu, I., Ion, A. C., L., C., & Almasan, E. R., (2019). Investigations on chemical composition and natural radioactivity levels from salt water and peloid used in pelotherapy from the Techirghiol Lake , Romania. *Environ Geochem Health*, 42(2), 513–529.
- Canbazoglu, C., & Dogru, M., (2012). A preliminary study on ²²⁶Ra, ²³²Th, ⁴⁰K

- and ^{137}Cs activity concentrations in vegetables and fruits frequently consumed by inhabitants of Elazığ Region, Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 295, 1245–1249.
- Cetin, B., Canımurbey, B., & Gül, M., (2022). Boraboy Lake from Amasya Turkey : natural radioactivity and heavy metal content in water, sediment, and soil. *Arabian Journal of Geosciences*, 15(6), 513.
- CNSC, (2012). *Introduction to Radiation*. Ottawa, CANADA.
- CU, (2021). *Liquid Scintillation Counter User Manual, Environmental Health & Safety Radiation Safety Program August 25, 2021*. Columbia University, New York.
- Currie, L. A., (1968). Limits for qualitative detection and quantitative determination. Application to radiochemistry. *Analytical Chemistry*, 40(3), 586–593.
- Damianova, A., Tsoleva, Z., & Geleva, E., (2016). Tritium and chemical content of water in the area with Balkan endemic nephropathy in Bulgaria. *Comptes Rendus De L Academie Bulgare Des Sciences*, 69(9), 1129–1136.
- Dizman, S., Aşık, F. Z., Özçelik, A. E., Keser, R., & Görür, F. K., (2023). Tritium contents in drinking and surface seawaters before the nuclear power plant planned in Sinop (Türkiye) and their radiological risks on human population. *Journal of Water and Health*, 21(12), 1847–1857.
- Dizman, S., Görür, F. K., & Keser, R., (2016). Determination of radioactivity levels of soil samples and the excess of lifetime cancer risk in Rize province, Turkey. *International Journal of Radiation Research*, 14(3), 237–244.
- Dizman, S., Korkmaz Görür, F., Keser, R., & Görür, O., (2019). The assessment of radioactivity and radiological hazards in soils of Bolu province, Turkey. *Environmental Forensics*, 20(3), 211–218.
- Dobson, R. L., & Cooper, M. F., (1974). Tritium Toxicity: Effect of Low Level ^3HOH exposure on developing female germ cells in the mouse. *Radiation Research*, 58(1), 91–100.
- EC, (1999). Radiological Protection Principles concerning the Natural Radioactivity of Building Materials. In E. Commission (Ed.), *Radiation protection 112* (pp. 1–16).
- Eisenbud, M., & Gesell, T., (1997). *Environmental radioactivity from natural, industrial and military sources: from natural, industrial and military sources* (Academic P). Elsevier, San Diego, USA.
- El-taher, A., & Al-Turki, A., (2014). Soil-to-plant transfer factors of naturally occurring radionuclides for selected plants growing in Qassim, Saudi Arabia. *Life Science Journal*, 11(10), 965–972.

- Elsaman, R., Ali, G. A. M., Uosif, M. A., El-Taher, A., & Chong, K. F., (2020). Transfer factor of natural radionuclides from clay loam soil to sesame and Cowpea: radiological hazards. *International Journal of Radiation Research*, 18(1), 157–166.
- Fatima, I., Zaidi, Z. H., Arif, M., & Tahir, N. A., (2006). Measurement of natural radioactivity in bottled drinking water in Pakistan and consequent dose estimates. *Radiation Protection Dosimetry*, 123(2), 234–240.
- Glasstone, S., & Jordan, W., (1980). *Nuclear Power and its Environmental Effects*. American Nuclear Society, Grange Park, USA.
- Gören, E., Turhan, Ş., Uğur, F. A., Gezer, F., Özdemir, B., & Ufuktepe, Y., (2014). Tritium activity levels in drinking water of Adana, Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 299, 1427–1431.
- Gulan, L., Milenkovic, B., Stajic, J. M., Vuckovic, B., Krstic, D., Zeremski, T., & Ninkov, J., (2013). Correlation between radioactivity levels and heavy metal content in the soils of the North Kosovska Mitrovica environment. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 15(9), 1735–1742.
- Gulan, L., Milenkovic, B., Zeremski, T., Milic, G., & Vuckovic, B., (2017). Persistent organic pollutants, heavy metals and radioactivity in the urban soil of Priština City, Kosovo and Metohija. *Chemosphere*, 171, 415–426.
- Gürçam, S., (2022). The Analysis of the World's Most Dangerous Nuclear Plant from the Standpoint of the Most Air-Polluted City in Europe. *Ankara Hacı Bayram Veli Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Fakültesi Dergisi*, 24(2), 827–846.
- Harris, J. T., (2011). Radiological releases and environmental monitoring at commercial nuclear power plants, Nuclear Power-Operation. In *Safety and Environment* (pp. 237–260). Rijeka, Croatia.
- Horrocks, D. L., (1974). *Applications of Liquid Scintillation Counting*. Academic Press, New York, USA.
- Hou, X., & Roos, P., (2007). Critical comparison of radiometric and mass spectrometric methods for the determination of radionuclides in environmental, biological and nuclear waste samples. *Analytica Chimica Acta*, 608(2), 105–139.
- IAEA, (1989). Measurement of Radionuclides in Food and the Environment. *Technical Reports Series No. 295 International Atomic Energy Agency, Vienna*.
- IAEA, (1994). *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments*. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, (1996). International basic safety standards for protection against ionizing

radiation and for the safety of radiation sources. *Safety Series No. 115, International Atomic Energy Agency, Vienna.*

- IAEA, (2010). Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. *Technical Reports Series No. 472. International Atomic Energy Agency, Vienna.*
- Jablon, S., Hrubec, Z., & Boice J., D., (1991). Cancer in populations living near nuclear facilities: a survey of mortality nationwide and incidence in two states. *Jama*, 265(11).
- Jazzar, M. M., & Thabayneh, K. M., (2014). Transfer of natural radionuclides from soil to plants and grass in the western north of West Bank environment-Palestine. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 2(5), 252–258.
- Jia, G., Torri, G., & Magro, L., (2009). Concentrations of ^{238}U , ^{234}U , ^{235}U , ^{232}Th , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{224}Ra , ^{210}Po , ^{210}Pb and ^{212}Pb in drinking water in Italy: reconciling safety standards based on measurements of gross α and β . *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(11), 941–949.
- Kam, E., & Bozkurt, A., (2007). Environmental radioactivity measurements in Kastamonu region of northern Turkey. *Applied Radiation and Isotopes*, 65(4), 440–444.
- Kapdan, E., Varinlioglu, A., & Karahan, G., (2011). Radioactivity levels and health risks due to radionuclides in the soil of Yalova, Northwestern Turkey. *International Journal of Environmental Research*, 5(4), 837–846.
- Karaoğlu, M., & Çelim, Ş., (2018). Doğu Anadolu Bölgesi ve Iğdır'ın Jeolojisi ve Toprak Özellikleri. *Journal of Agriculture*, 1(1), 14–26.
- Karataşlı, M., Turhan, Ş., Kurnaz, A., Varinlioğlu, A., Gören, E., & Yeğingil, Z., (2017). Determination of tritium activity concentration in natural water samples. *Environmental Forensics*, 18(2), 162–166.
- Karataşlı, M., Turhan, Ş., Varinlioğlu, A., & Yeğingil, Z., (2016). Natural and fallout radioactivity levels and radiation hazard evaluation in soil samples. *Environ Earth Sci*, 75, 1–9.
- Kaya, A., Karabıdak, S. M., & Kaya, S., (2016). Gümüşhane merkez ve merkeze bağlı Bahçecik Köyü su kaynaklarının radyoaktivitesinin tayini. *Gümüşhane Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 6(1), 13–22.
- Khairi, M. S. A., (2014). *Fundamentals In Nuclear Physics*. Kurdistan Region-Iraq: University of Duhok Publication.
- Khan, H. M., Chaudhry, Z. S., İsmail, M., & Khan, K., (2010). Assessment of radionuclides, trace metals and radionuclide transfer from soil to food of Jhangar Valley (Pakistan) using gamma-ray spectrometry. *Water, Air, & Soil*

Pollution, 213, 353–362.

- Khandaker, M. U., Wahib, N. B., Amin, Y. M., & Bradley, D. A., (2013). Committed effective dose from naturally occurring radionuclides in shellfish. *Radiation Physics and Chemistry*, 88, 1–6.
- Kobyas, Y., (2009). *Doğu Karadeniz Bölgesindeki Doğal Kaynak ve Maden Sularında Radyoaktiflik Tayini*. Doktora Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Karadeniz Teknik Üniversitesi, Trabzon.
- Kobyas, Y., & Yesilkanat, C. M., (2019). Artvin İlinde Yetişen Bazı Tarım Ürünlerinde Radyoaktivite Seviyelerinin Belirlenmesi. *Journal of the Institute of Science and Technology*, 9(3), 1395–1406.
- Korkmaz Görür, F., Keser, R., AKÇAY, N., Dizman, S., As, N., & Okumuşoğlu, N. T., (2011). Radioactivity and heavy metal concentrations in food samples from Rize, Turkey. *The Journal of the Science of Food and Agriculture*, 92(2), 307–312.
- Krieger, R., (1981). Radioactivity of construction materials. *Betonwerk Fertigteil Techn*, 47(8), 468–473.
- Kuçukomeroglu, B., Kurnaz, A., Damla, N., Cevik, U., Celebi, N., Ataksor, B., & Taskin, H., (2009). Environmental radioactivity assessment for Bayburt , Turkey. *Journal of Radiological Protection*, 29(3), 417–428.
- Madruğa, M. J., Gomes, A. R., Abrantes, J., Libânio, A., & Reis, M., (2020). Assessment of tritium distribution in rain, surface and drinking water in Portugal during 2006–2017 period. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 324, 149–158.
- Memiş, O., (2014). *Giresun'un Merkez Şebeke Suyu Kaynaklarının Radyoaktivite Seviyeleri ve Kimyasal Analizlerinin Belirlenmesi*. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Giresun Üniversitesi, Giresun.
- Muhammad, A. N., Ismail, A. F., & Garba, N. N., (2022). Annual effective dose associated with radioactivity in drinking water from tin mining areas in north-western Nigeria. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 15(3), 96–102.
- Nikolov, J., Todorovic, N., Jankovic, M., Vostinar, M., Bikit, I., & Veskovik, M., (2013). Different methods for tritium determination in surface water by LSC. *Applied Radiation and Isotopes*, 71(1), 51–56.
- OMÜ MAK., (2020). *Ölçme Hataları ve Belirsizlik Analizi*. Makine Mühendisliği Bölümü, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Samsun.
- Ononugbo, C. P., & Nwaka, B. U., (2017). Natural radioactivity and radiological risk estimation of drinking water from Okposi and Uburu salt lake area, Ebonyi state, Nigeria. *Physical Science International Journal*, 15(3), 1–15.

- Osman, A. A., Salih, I., Shaddad, I. A., El Din, S. El, Siddeeg, M. B., Eltayeb, H., ... Yousif, E. H., (2008). Investigation of natural radioactivity levels in water around Kadugli, Sudan. *Applied Radiation and Isotopes*, 66(11), 1650–1653.
- Özdaşlı, E., (2016). Kafkasya'nın Çernobil'i Metsamor Nükleer Santrali. *Karadeniz Araştırmaları*, pp. 45–64.
- Paksoy, C. S., (2023). Radyasyonun Biyolojik Etkileri. Retrieved from <https://acikders.ankara.edu.tr>
- Palomo, M., Peñalver, A., Aguilar, C., & Borrull, F., (2007). Tritium activity levels in environmental water samples from different origins. *Applied Radiation and Isotopes*, 65(9), 1048–1056.
- Patterson, W. C., (1982). *Nuclear Power*. Penguin Books.
- Pourimani, R., & Shahroodi, S. M. M., (2018). Radiological assessment of the artificial and natural radionuclide concentrations of wheat and barley samples in Karbala, Iraq. *Iranian Journal of Medical Physics*, 15(2), 126–131.
- Şa, A., (2022). *Malatya'da Yetişen Kayıslarda Doğal Radyasyon Miktarı Tayini*. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Harran Üniversitesi, Şanlıurfa.
- Sawodni, A., Pazdur, A., & Pawlyta, J., (2000). Measurements of tritium radioactivity in surface water on the Upper Silesia region. *Geochronometria*, 18, 23–28.
- Şen, A., (2019). *Trabzon İli İçme Suyu Şebekelerinde ve Çevresinde Radyoaktivite Düzeyinin Belirlenmesi*. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Karadeniz Teknik Üniversitesi.
- Shanthi, G., Thanka Kumaran, J. T., Gnana Raj, G. A., & Maniyan, C. G., (2012). Transfer factor of the radionuclides in food crops from high-background radiation area of south west India. *Radiation Protection Dosimetry*, 149(3), 327–332.
- Shleien, B., Ruttenber, A. J., & Sage, M., (1991). Epidemiologic studies of cancer in populations near nuclear facilities. *Health Physics*, 61(6), 699–713.
- Singh, S., Rani, A., & Mahajan, R. K., (2005). ²²⁶Ra, ²³²Th and ⁴⁰K analysis in soil samples from some areas of Punjab and Himachal Pradesh, India using gamma ray spectrometry. *Radiation Measurements*, 39(4), 431–439.
- Solehah, A. R., Yasir, M. S., & Samat, S. B., (2016). Activity concentration, transfer factors and resultant radiological risk of ²²⁶Ra, ²³²Th, and ⁴⁰K in soil and some vegetables consumed in Selangor, Malaysia. *In AIP Conference Proceedings*, 1784(1).
- Sovacool, B. K., (2010). A critical evaluation of nuclear power and renewable electricity in Asia. *Journal of Contemporary Asia*, 40(3), 369–400.

- SureshGandhi, M., Ravisankar, R., Rajalakshmi, A., Sivakumar, S., Chandrasekaran, A., & Anand, P. D., (2014). Measurements of natural gamma radiation in beach sediments of north east coast of Tamilnadu, India by gamma ray spectrometry with multivariate statistical approach. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 7(1), 7–17.
- TAEK, (2010). *Türkiye'deki Çevre Radyoaktivitesinin İzlenmesi, 2009. TAEK TR-2010-12*. Türkiye Atom Enerji Kurumu, Ankara.
- Tahir, S. N. A., & Alaamer, A. S., (2009). Concentrations of natural radionuclides in municipal supply drinking water and evaluation of radiological hazards. *Environmental Forensics*, 10(1), 1–6.
- Tanır, A. G., Bölükdemir, M. H., & Koç, K., (2013). *Radyasyon ve Radyasyondan Korunma Fiziği*. Palme Yayıncılık, Ankara.
- Taşkın, H., Karavus, M., Ay, P., Topuzoglu, 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(1), 49–53.
- Top, G., (2008). *Sıvı Sintilasyon Cihazı ile İçme Sularında Tritiyum Seviyelerinin Belirlenmesi*. Yüksek Lisans Tezi. Fen Bilimleri Enstitüsü, Osmangazi Üniversitesi, Eskişehir, Türkiye.
- Top, G., (2009). Sıvı Sintilasyon Cihazı ile Eskişehir ve Çevresi İçin İçme Suyu Numunlerinde Tritiyum Seviyelerinin Belirlenmesi. *X. Ulusal Nükleer Bilimler ve Teknolojileri Kongresi 6-9 Ekim 2009*, (April), 227–231.
- Tufail, M., Sabiha-Javied, Akhtar, N., & Akhter, J., (2010). Assessment of annual effective dose from natural radioactivity intake through wheat grain produced in Faisalabad, Pakistan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 283(3), 585–590.
- TÜİK, (2023). Türkiye İstatistik Kurumu Haber Bülteni, Sayı: 49726. *Türkiye İstatistik Kurumu*, Ankara.
- UNSCEAR, (2000). *Sources Effects and Risk of Ionizing Radiation: Report to the General Assembly with annexes.*, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York.
- URL-1, (2023). *Tahıl ve Diğer Bitkisel Ürünler Denge Tabloları, İstatistik Veri Portalı*. TÜİK, Ankara.
- USEPA, (1999). *Cancer Risk Coefficients for Environmental Exposure to Radionuclides*. Federal Guidance Report No. 13, Washington, D.C., USA.
- Warsona, A., & Iskandar, D. (2014). Natural Radioactivity in Some Food Crops from Bangka-Belitung Islands, Indonesia. *Atom Indonesia*, 40(1), 27–32.

WHO, (2018). *Management of Radioactivity in Drinking-Water*.

Yussuf, N. M., Hossain, I., & Wagiran, H., (2012). Natural radioactivity in drinking and mineral water in Johor Bahru (Malaysia). *Academic Journals*, 7(9), 1070–1075.

Ziqiang, P., Zhibo, W., & Zhibo, C., (1996). *Environmental impact of the nuclear industry in China*. Vienna (Austria).

