

გრანტიებიდან წარმოქმნილ ნიადაგებში ბუნებრივი
რადიონუკლიდების განაწილების კვლევა და რადიაციული
საფრთხეების შეფასება საქართველოს ზოგიერთი რეგიონის
მაგალითზე

კახაბერ კაპანაძე

*სადისერტაციო ნაშრომი წარდგენილია ილიას სახელმწიფო უნივერსიტეტის
საბუნებისმეტყველო მეცნიერებებისა და მედიცინის ფაკულტეტზე, დედამიწის
შემსწავლელი მეცნიერებების დოქტორის აკადემიური ხარისხის მინიჭების
მოთხოვნების შესაბამისად*

დედამიწის შემსწავლელი მეცნიერებების სადოქტორო პროგრამა

სამეცნიერო ხელმძღვანელი: არჩილ მაღალაშვილი, პროფესორი

თანახელმძღვანელი: პლატონ იმნაძე, ფიზიკა-მათემატიკის აკადემიური დოქტორი

ილიას სახელმწიფო უნივერსიტეტი

თბილისი, 2023

განაცხადი

როგორც წარდგენილი სადისერტაციო ნაშრომის ავტორი ვაცხადებ, რომ ნაშრომი წარმოადგენს ჩემს ორიგინალურ ნამუშევარს და არ შეიცავს სხვა ავტორების მიერ აქამდე გამოქვეყნებულ, გამოსაქვეყნებლად მიღებულ ან დასაცავად წარდგენილ მასალებს, რომლებიც ნაშრომში არ არის მოხსენიებული ან ციტირებული სათანადო წესების შესაბამისად.

კახაბერ კაპანაძე -



07 აპრილი, 2023 წელი.

აბსტრაქტი

სადისერტაციო ნაშრომის მთავარ თემას წარმოადგენს საქართველოს ტერიტორიაზე ნიადაგწარმომქმნელი გრანიტული ქანების გავრცელების არელების (ხრამისა და ძირულის კრისტალური მასივების) ნიადაგებში, ბუნებრივად არსებული რადიონუკლიდების მახასიათებლების შესწავლა, საკვლევი ტერიტორიების გეოლოგიური, გეომორფოლოგიური და ჰიდროლოგიური ფაქტორების გათვალისწინებით. ასევე, ნიადაგის ბუნებრივი რადიოაქტივობით გამოწვეული რადიაციული დასხივების რისკების შეფასება მოსახლეობისთვის, მათი აგრარული და სამრეწველო აქტივობებიდან გამომდინარე.

როგორც ცნობილია, ნიადაგის ბუნებრივი რადიოაქტივობა დამოკიდებულია მასში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციაზე, ხოლო ეს უკანასკნელი - ნიადაგის „დედა ქანზე“ და ნიადაგის მაფორმირებელ სხვა ფაქტორებზე. ასევე ცნობილია, რომ მჟავე მაგმური ქანები, კერძოდ გრანიტები და გრანიტოიდები, უფრო მაღალი კონცენტრაციით შეიცავენ ბუნებრივ რადიონუკლიდებს, ვიდრე სხვა ტიპის ქანები. შესაბამისად, აღნიშნული ფაქტორი გასათვალისწინებელია საკვლევი ტერიტორიების შერჩევისას.

წინამდებარე კვლევისთვის საკვლევ ტერიტორიებად შერჩეულია საქართველოში მჟავე მაგმური ქანების - გრანიტებისა და გრანიტოიდების გავრცელების ისეთი არელები, სადაც ნიადაგწარმომქმნელი პროცესი შედარებით ინტენსიურია, კერძოდ ხრამის და ძირულის კრისტალური მასივები. აღნიშნული ქანების გავრცელების გარდა, საკვლევი ტერიტორიების შერჩევის ერთ-ერთ ფაქტორს ასევე წარმოადგენდა ტერიტორიებზე დასახლებული პუნქტების არსებობა.

საერთაშორისოდ აპრობირებული პრაქტიკის შესაბამისად, საკვლევ ტერიტორიებზე განხორციელდა ნიადაგის დასინჯვა, სინჯების სათანადო დამუშავება და ნიმუშებში რადიონუკლიდების კონცენტრაციების გაზომვა გამა-სპექტროსკოპული მეთოდით, მაღალი სისუფთავის გერმანიუმის დეტექტორის (HPGe) გამოყენებით. გაზომვების შედეგად დადგინდა ნიადაგებში არსებული ძირითადი (პირველადი) ბუნებრივი რადიონუკლიდების ^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K -ის კონცენტრაციები. გამოიკვეთა კარგად გამოხატული დადებითი კორელაცია მჟავე ქანების გავრცელების არელებსა და

ნიადაგებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციას შორის. რადიონუკლიდების კონცენტრაციის განაწილების შესწავლისას გათვალისწინებული იყო რადიონუკლიდების შესაძლო მიგრაციისა და სხვა ფაქტორები.

ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციის შესწავლის პარალელურად, ლაბორატორიულად გაიზომა ნიადაგში, მისი ერთ-ერთი მნიშვნელოვანი რადიაციული დამაბინძურებლის, ტექნოგენური წარმოშობის რადიონუკლიდის ^{137}Cs -ის კონცენტრაცია, რომლის საფუძველზეც გამოიკვეთა საკვლევ ტერიტორიებზე ტექნოგენური რადიოაქტიური დაბინძურების ხასიათი და გარკვეული კანონზომიერებები.

ნიადაგში რადიონუკლიდების კონცენტრაციების მიხედვით გამოითვალა მოსახლეობის რადიაციული დასახივების შეფასებისთვის საჭირო შემდეგი ძირითადი რადიოლოგიური პარამეტრები: ა) ჰაერში შთანთქმული დოზის სიმძლავრე; ბ) წლიური ეფექტური დოზის სიმძლავრე; გ) გარეგანი და შინაგანი საფრთხის ინდექსები; დ) რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობა, რომელიც გამოიყენება სამშენებლო და სხვა ინდუსტრიული მასალების რადიოაქტიური რისკების შეფასებისას; და ე) კიბოს გამოწვევის რისკი სიცოცხლის განმავლობაში.

მიღებული შედეგები გაანალიზებულ იქნა შესწავლილი ტერიტორიების გეოლოგიური, გეომორფოლოგიური და ჰიდროლოგიური ფაქტორების გათვალისწინებით და შედარებული იქნა, როგორც საქართველოს სხვა ტერიტორიებსა და სხვა ქვეყნებში ჩატარებულ მსგავსი ხასიათის კვლევებთან, ისე საერთაშორისო ორგანიზაციების (UNSCEAR, ICRP) მიერ გამოქვეყნებულ მონაცემებთან, მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობებთან, დადგენილ ზღვრებთან და რეკომენდაციებთან.

მიღებულმა შედეგებმა აჩვენა, რომ საკვლევ ტერიტორიებზე არსებული მჟავე მაგმური ქანების გამოფიტვის შედეგად წარმოქმნილი ნიადაგები ხასიათდებიან ბუნებრივი რადიონუკლიდების შედარებით მაღალი კონცენტრაციებით. საკვლევ ტერიტორიებზე აგრეთვე გამოიკვეთა ანთროპოგენური წარმოშობის რადიონუკლიდის ^{137}Cs -ის შესამჩნევად მაღალი კონცენტრაციები. ეს გარემოება მიუთითებს, რომ საქართველოს ნიადაგები, როგორც ჩანს, ჯერ კიდევ იმყოფება ძირითადად ჩერნობილის 1986 წლის ავარიის, ასევე სხვა ინციდენტ-ავარიების თუ ბირთვული გამოცდების გარკვეული ზემოქმედების კვალის ქვეშ. მიღებულმა

შედეგებმა ასევე აჩვენა, რომ მიუხედავად ნიადაგებში რადიონუკლიდების მომატებული კონცენტრაციისა, საკვლევ ტერიტორიაზე მცხოვრები მოსახლეობა არ იმყოფება რადიაციული დასახივეების სახიფათო რისკის ქვეშ.

წინამდებარე კვლევა და მასში გამოყენებული მეთოდოლოგია შესაძლებელია გამოყენებულ იქნას სხვა, მსგავსი ხასიათის კვლევებისათვის, როგორც კავკასიის, ისე სხვა რეგიონებისთვის. ეს გარემოება იძლევა წინაპირობას შეიქმნას და განვითარდეს ერთიანი საინფორმაციო ბაზა კავკასიაში ნიადაგის რადიოაქტივობის და ზოგადად რადიაციული უსაფრთხოების თვალსაზრისით არსებული მდგომარეობის შესახებ.

ძირითადი საძიებო სიტყვები: ნიადაგის რადიოაქტივობა, რადიაციული საფრთხეები, რადიოაქტიური დაბინძურება, ხრამის მასივი, ძირულის მასივი.

Study of the natural radionuclides distribution in the granite origin soils and assessment of radiation hazards on the example of some regions of Georgia

Abstract

The topic of the dissertation is to study the characteristics of radionuclides found in soils originating from the areas of distribution of granitic rocks in Georgia (Khrami and Dzirula crystalline massifs), taking into account the geological, geomorphological, hydrolocal features of the studied territories, as well as assessing the risks of exposure from terrestrial radiation for the population, living in the study areas, in consideration of their agricultural and industrial activities.

As it is known natural radioactivity of the soils depends on the concentration of natural radionuclides it contains, while the latter depends on soil forming parent (mother) rock and other forming factors of the soil. It is known that silicic igneous rocks, namely granites and granitoids contain a relatively high concentration of natural radionuclides than other types of rocks. Accordingly, the mentioned factor should be taken into account when selecting the research areas.

As study areas for our research, was selected Khrami and Dzirula crystalline massifs, where distribution of felsic igneous rocks with granitic composition is quite intensive, which predicts the high level of concentration of natural radionuclides in soils. In addition to the distribution of the mentioned rocks, one of the factors for the selection of the research areas was also the presence of settlements in the areas.

In accordance with established practice, soil samples were taken in the study areas and subsequently processed. Radionuclide concentrations in the samples were determined by well-known gamma-ray spectroscopic method using a high-purity germanium (HPGe) detector. As a result of measurements, the concentrations of the main (primordial) natural radionuclides in soils, such as ^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K , were determined. A well-expressed positive correlation between the distribution areas of igneous rocks and the concentration of natural radionuclides

in soils was revealed. When studying the distribution of radionuclides concentration, the possible migration of radionuclides and other factors were taken into account.

In parallel with the study of the concentration of natural radionuclides in the soil, the concentration of one of its important radioactive pollutants - ^{137}Cs technogenic radionuclide was measured, which made it possible to identify the nature of technogenic radioactive contamination in the study areas and certain patterns.

Based on the obtained results for activity concentrations, the main radiological parameters were determined that are necessary for assessing the exposure hazards to the population. These parameters are a) Absorbed gamma dose rate in the air; b) Annual effective dose rate; c) External and Internal hazard indexes; d) Radium equivalent activity that is used for assess the risks of using of building and other industrial materials and e) Excess lifetime cancer risk.

The obtained results were analyzed considering the geological, geomorphological and hydrological factors of the studied areas and were compared with similar studies conducted for other regions of Georgia and foreign countries, as well as with data (such as world average values, limits and recommendations) published by international organizations (UNSCEAR, ICRP).

Research results have revealed that felsic igneous rocks of study areas, namely the soils that have emerged as a result of weathering of granitoids are indeed characterized by relatively high concentrations of natural radionuclides. In a number of cases, the ^{137}Cs concentration was relatively high, indicating a trace that was left mainly after the Chernobyl accident in 1986, as well as other nuclear accidents and nuclear tests carried out during the Soviet period. Despite the increased concentrations of radionuclides in soils, **the population living in the study areas is not exposed to the risk of hazardous radiation exposure.**

The research and methodology can be used in other similar studies to be carried out in Georgia, as well as other regions of Caucasus, which will favor the further creation and development of a single analytical and information database on the current situation in Caucasus regarding terrestrial radioactivity and in general, radiation hazard safety.

Keywords: Terrestrial radioactivity, radiation hazards, radioactive contamination, Khrami massif, Dzirula massif.

მადლობა

მადლობას მოვახსენებ საქართველოს შოთა რუსთაველის სახელობის ეროვნულ სამეცნიერო ფონდს, ძირულის მასივზე ჩატარებული კვლევის, დოქტორანტურის სამეცნიერო გრანტით დაფინანსებისთვის (გრანტის ნომერი PHDF-19-298).

დიდ მადლობას მოვახსენებ ჩემს თანახელმძღვანელს, ივ. ჯავახიშვილის თბილისის სახელმწიფო უნივერსიტეტის სსიპ ელფეთერ ანდრონიკაშვილის სახელობის ფიზიკის ინსტიტუტის გამოყენებითი კვლევების ცენტრთან არსებული რადიოლოგიური კვლევების ლაბორატორიის უფროს მეცნიერ თანამშრომელს ფიზიკა-მათემატიკის აკადემიურ დოქტორს, ბატონ **პლატონ იმნაძეს**, რომლის დახმარებით და თანადგომით განახორციელდა სავსე და ლაბორატორიული სამუშაოები, რომელთა შედეგების მეშვეობით დადგინდა კვლევაში აღწერილი ძირითადი პარამეტრები.

დიდ მადლობას მოვახსენებ ჩემს ხელმძღვანელს, ილიას სახელმწიფო უნივერსიტეტის პროფესორს, ბატონ **არჩილ მაღალაშვილს**. უდიდესია მისი წვლილი კვლევის საერთო სტრატეგიის შემუშავებაში, კვლევის თითოეულ ეტაპზე იგი მეხმარებოდა სამუშაოების სწორ დაგეგმარებასა და წარმართვაში. დაწვრილებით სწავლობდა თითოეულ შესრულებულ სამუშაოს, კრიტიკული განსჯის საფუძველზე იძლეოდა რჩევებს და რეკომენდაციებს. ფასდაუდებელია მისი წვლილი ჩემი მთავარი ავტორობით გამოქვეყნებული სტატიების შემუშავებაში (Kapanadze *et al.*, 2019; Kapanadze *et al.*, 2021).

აგრეთვე, გულითად მადლობას მოვახსენებ, თსუ ფიზიკის ინსტიტუტის და ილიას სახელმწიფო უნივერსიტეტის ხელმძღვანელობას და თანამშრომლებს კვლევის განხორციელების პროცესში გაწეული დახმარებისა და მხარდაჭერისთვის.

ასევე, მადლობა მინდა გადავუხადო ჩემს კოლეგებს, მეგობრებს, ოჯახის წევრებს და ყველა იმ ადამიანს, რომლებიც დამეხმარნენ კვლევის განხორციელების სხვადასხვა ეტაპზე და თავიანთი მხარდაჭერით მამხნეებდნენ.

ს ა რ ჩ ე ვ ი

სქემების ჩამონათვალი.....	xi
ცხრილების ჩამონათვალი	xiii
სურათების ჩამონათვალი.....	xiv
აბრევიატურის ჩამონათვალი	xv
თავი 1. შესავალი	1
1.1. ბუნებრივი წარმოშობის რადიაციული წყაროები.....	4
1.1.1. კოსმოსური გამოსხივება.....	4
1.1.2. საკვები პროდუქტები	4
1.1.3. რადონი.....	5
1.1.4. მიწისეული გამოსხივება.....	6
1.2. ანთროპოგენური წარმოშობის რადიაციული წყაროები.....	7
1.3. კვლევის მნიშვნელობა	8
1.4. კვლევის მიზანი	10
1.5. ძირითადი საკვლევი საკითხები.....	11
თავი 2. ლიტერატურის მიმოხილვა	13
2.1. გარემოს რადიოაქტიური დაბინძურება და საფრთხეები.....	14
2.1.1. ბირთვული გამოცდები.....	15
2.1.2. ატომური ენერგეტიკა და მრეწველობა.....	17
2.1.3. სამშენებლო მასალები	18
2.1.4. ბირთვული ტერორიზმი.....	19
2.2. ბუნებრივი რადიონუკლიდები ნიადაგში და ქანებში	20
2.2.1. გრანიტები და გრანიტოიდები	23
2.3. ბუნებრივი რადიონუკლიდების რადიოაქტიური დაშლა	26

2.3.1. ურანის რადიოაქტიური დაშლის სერია.....	27
2.3.2. აქტინიუმის რადიოაქტიური დაშლის სერია	28
2.3.3. თორიუმის რადიოაქტიური დაშლის სერია.....	29
2.3.4. კალიუმის რადიოაქტიური დაშლა	30
2.4. მაიონებელი გამოსხივების ზემოქმედება ორგანიზმზე.....	31
2.5. საერთაშორისო და ეროვნული რეგულაციები.....	34
2.6. რადიაციულ-ეკოლოგიური კვლევები საქართველოში	37
2.6.1. საქართველოს გეოლოგიური ფონდები.....	40
თავი 3. მეთოდოლოგია.....	42
3.1. საკვლევი ტერიტორიები	43
3.1.1. ხრამის კრისტალური მასივი	45
3.1.2. ძირულის კრისტალური მასივი	50
3.2. დასინჯვა და ნიმუშების დამუშავება	54
3.3. რადიაციული ფონის გაზომვები	57
3.4. ძირითადი საკვლევი პარამეტრები	58
3.4.1. ნიმუშებში რადიონუკლიდების კონცენტრაციების დადგენა.....	58
3.4.2. ჰაერში შთანთქმული დოზის სიმძლავრე (D).....	60
3.4.3. დასხივების წლიური ეფექტური დოზა (E).....	61
3.4.4. რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობა (Ra_{eq}).....	62
3.4.5. გარეგანი და შინაგანი საფრთხის ინდექსები (H_{ex}) და (H_{in})	62
3.4.6. კიბოს გამოწვევის რისკი (ELCR).....	63
თავი 4. შედეგები	64
4.1. რადიონუკლიდების კონცენტრაციები.....	64
4.2. რადიოლოგიური პარამეტრები	69
თავი 5. შედეგების ინტერპრეტაცია-დისკუსია	74

5.1. შედეგები ხრამის მასივისთვის	74
5.1.1. კორელაციები ხრამის მასივისთვის.....	77
5.2. შედეგები ძირულის მასივისთვის	81
5.2.1. კორელაციები ძირულის მასივისთვის	84
5.3. საკვლევ ტერიტორიების შედარებითი ანალიზი.....	87
თავი 6. დასკვნა და რეკომენდაციები	93
დისერტანტის სამეცნიერო ღონისძიებებში მონაწილეობა	95
სამეცნიერო პუბლიკაციები	96
ბიბლიოგრაფია	97
დანართი 1. რადიოაქტიური წონასწორობა	106

სქემების ჩამონათვალი

სქემა 1.1. ადამიანზე მაიონებელი გამოსხივების ზემოქმედების გზები	2
სქემა 1.2. მაიონებელი გამოსხივების ძირითადი კომპონენტები	3
სქემა 2.1. ბირთვული აფეთქების შედეგად წარმოქმნილი რადიოაქტიური პროდუქტების მოძრაობის ტრაექტორია	15
სქემა 2.2. ხელოვნური და ბუნებრივი რადიაციული ფონის შედარება	16
სქემა 2.3. ^{238}U -ის რადიოაქტიური დაშლის სერია	27
სქემა 2.4. ^{235}U -ის (აქტინიუმის) რადიოაქტიური დაშლის სერია	28
სქემა 2.5. ^{232}Th -ის რადიოაქტიური დაშლის სერია	29
სქემა 2.6. ^{40}K -ის რადიოაქტიური დაშლა	30
სქემა 2.7. მაიონებელი გამოსხივების ზემოქმედება ორგანიზმის ქსოვილზე	32
სქემა 2.8. მაიონებელი გამოსხივების ზემოქმედება დნმ-ზე	33
სქემა 3.1. საკვლევი ტერიტორიები კავკასიის ტექტონიკურ რუკაზე	44
სქემა 3.2. დასინჯვის ადგილები ხრამის მასივზე	46
სქემა 3.3. ნიმუშების აღების ადგილები გეოლოგიურ რუკაზე (ხრამის მასივი)	49
სქემა 3.4. დასინჯვის ადგილები ძირულის მასივზე	51
სქემა 3.5. ნიმუშების აღების ადგილები გეოლოგიურ რუკაზე (ძირულის მასივი)	54
სქემა 3.6. ნიმუშების მოგროვების „X“ მეთოდი	55
სქემა 5.1. შთანთქმული დოზის სივრცული განაწილება (ხრამის მასივი)	75
სქემა 5.2. შთანთქმული დოზის სიმძლავრის მნიშვნელობების შედარება მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობასთან (ხრამის მასივი)	76
სქემა 5.3. გარე წლიური ეფექტური დოზის სიმძლავრის მნიშვნელობების შედარება მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობასთან (ხრამის მასივი)	76
სქემა 5.4. კორელაცია - $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ (ხრამის მასივი)	78
სქემა 5.5. კორელაცია - $^{232}\text{Th}/^{40}\text{K}$ (ხრამის მასივი)	79

სქემა 5.6. გარე წლიური ეფექტური დოზის განაწილება ქანების მიხედვით (ხრამის მასივი)	80
სქემა 5.7. რადიონუკლიდების კონცენტრაციების განაწილება დასინჯვის წერტილების მიხედვით (ხრამის მასივი)	80
სქემა 5.8. შთანთქმული დოზის სივრცული განაწილება (ძირულის მასივი)	82
სქემა 5.9. შთანთქმული დოზის სიმძლავრის მნიშვნელობების შედარება მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობასთან (ძირულის მასივი)	83
სქემა 5.10. გარე წლიური ეფექტური დოზის სიმძლავრის მნიშვნელობების შედარება მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობასთან (ძირულის მასივი)	83
სქემა 5.11. კორელაცია - $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ (ძირულის მასივი)	85
სქემა 5.12. კორელაცია - $^{232}\text{Th}/^{40}\text{K}$ (ძირულის მასივი)	86
სქემა 5.13. გარე წლიური ეფექტური დოზის განაწილება ქანების მიხედვით (ხრამის მასივი)	86
სქემა 5.14. რადიონუკლიდების კონცენტრაციების განაწილება დასინჯვის წერტილების მიხედვით (ძირულის მასივი)	87
სქემა 5.15. შთანთქმული დოზის შედარება ხრამის და ძირულის მასივებისთვის	88
სქემა 5.16. ^{137}Cs -ის კონცენტრაციების შედარება ხრამის და ძირულის მასივებისთვის	89
სქემა 5.17. რადიონუკლიდების კონცენტრაციების მიხედვით გამოთვლილი გარე (outdoor) წლიური ეფექტური დოზის შედარება პირდაპირი გაზომვების მიხედვით გამოთვლილ შედეგებთან (ხრამის და ძირულის მასივებისთვის)	91

ცხრილების ჩამონათვალი

ცხრილი 2.1. პირველადი წყაროების კონცენტრაცია ქანებში და ნიადაგში	22
ცხრილი 2.2. ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციები სხვადასხვა ქანებში ..	23
ცხრილი 2.3. ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციები გრანიტულ ქანებში სხვადასხვა ქვეყნიებიდან	24
ცხრილი 2.4. პირველადი რადიოაქტიური წყაროების დაშლა	26
ცხრილი 3.1. დასინჯვის ადგილების მახასიათებლები (ხრამის მასივი)	47
ცხრილი 3.2. დასინჯვის ადგილების მახასიათებლები (ძირულის მასივი)	52
ცხრილი 4.1. რადიონუკლიდების კონცენტრაციები (ხრამის მასივი)	64
ცხრილი 4.2. რადიონუკლიდების კონცენტრაციები (ძირულის მასივი)	65
ცხრილი 4.3. გრანიტულ ქანების გავრცელების არეალში არსებულ ნიადაგებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციების შედარება სხვა კვლევებთან	67
ცხრილი 4.4. ¹³⁷ Cs-ის კონცენტრაციების შედარება სხვა კვლევებთან	68
ცხრილი 4.5. ძირითადი რადიოლოგიური პარამეტრები (ხრამის მასივი)	70
ცხრილი 4.6. ძირითადი რადიოლოგიური პარამეტრები (ძირულის მასივი)	72
ცხრილი 5.1. კორელაციები რადიონუკლიდებს შორის (ხრამის მასივი)	78
ცხრილი 5.2. კორელაციები რადიონუკლიდებს შორის (ძირულის მასივი)	84

სურათების ჩამონათვალი

სურათი 3.1. მე-9(ა) და მე-13 (ბ) დასინჯვის ადგილები (ხრამის მასივი)	47
სურათი 3.2. მე-14(ა) და მე-17(ბ) დასინჯვის ადგილები (ძირულის მასივი)	53
სურათი 3.3. დამუშავებული ნიმუშების მაგალითები	57

აბრევიატურის ჩამონათვალი

ბკ/კგ	-	ბეკერელი/კილოგრამში.
მზვ/წ	-	მილი ზივერტი (10^{-3}) წელიწადში.
ნგრეი/სთ	-	ნანო გრეი (10^{-9}) საათში.
UNSCEAR	-	The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (გაეროს ატომური რადიაციის ეფექტების სამეცნიერო კომიტეტი).
ICRP	-	The International Commission on Radiological Protection (რადიოლოგიური უსაფრთხოების საერთაშორისო კომისია).
$T_{1/2}$	-	ნახევრად დაშლის პერიოდი.
გ/კგ	-	გრამი/კილოგრამში.
ppm	-	Part per million (ნაწილი მილიონიდან).
აეს	-	ატომური ელექტროსადგური.
SNM	-	Special Nuclear Materials (სპეციალური ბირთვული მასალები).
RDD	-	Radiological Dispersal Device (რადიოლოგიური გამფრქვევი მოწყობილობა).
WNA	-	World Nuclear Association (მსოფლიო ბირთვული ასოციაცია).

WHO	-	World Health Organization (ჯანდაცვის მსოფლიო ორგანიზაცია).
NORM	-	Natural Occurring Radioactive Materials (ბუნებრივად არსებული რადიოაქტიური მასალები).
დნმ	-	დეზოქსირიბონუკლეინმჟავა.
OECD	-	Organization for Economic Cooperation and Development (ეკონომიკური კოოპერაციისა და განვითარების ორგანიზაცია).
GIS	-	Geographic Information System (გეოგრაფიული საინფორმაციო სისტემა).
ELCR	-	Excess Lifetime Cancer Risk (კიბოს გამოწვევის მომატებული რისკი სიცოცხლის განმავლობაში).
DEM	-	Digital Elevation Model (რელიეფის ციფრული მოდელი).
MCA	-	Multichannel Analyzer (მრავალარხიანი ანალიზატორი).
FWHM	-	Full Width at Half Maximum (სრული სიგანე ნახევარ მაქსიმუმზე).
IAEA	-	International Atomic Energy Agency (ატომური ენერჯის საერთაშორისო სააგენტო).
UNEP	-	United Nations Environment Programme (გაეროს გარემოსდაცვითი პროგრამა).

თავი 1. შესავალი

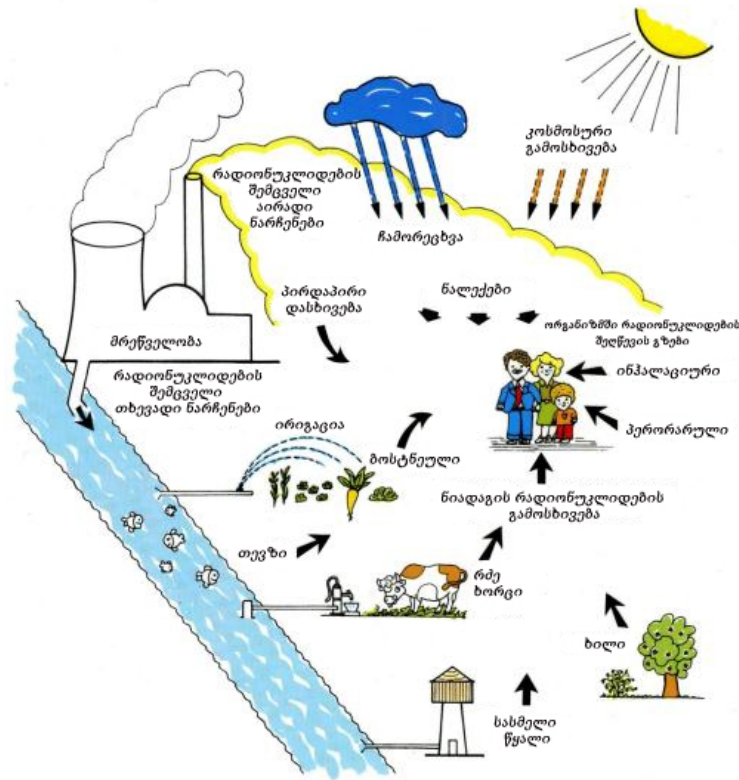
ცნობილია რომ რადიაცია იყოფა ორ ძირითად სახედ - არამაიონებელი (ელექტრომაგნიტური სპექტრის რადიო, მიკროტალღოვანი, ინფრაწითელი, ხილული და ულტრაიისფერი დიაპაზონები) და მაიონებელი ¹ გამოსხივება (ელექტრომაგნიტური სპექტრის რენტგენის და გამა დიაპაზონები, ასევე კორპუსკულარული სახის სხვადასხვა გამოსხივება). წინამდებარე კვლევაში რადიაციის სახით ნაგულისხმევია და განხილულია მხოლოდ მაიონებელი გამოსხივება.

დედამიწაზე სიცოცხლე გაჩნდა და განვითარდა ბუნებრივ რადიაციულ ფონში, რომელსაც ქმნიან ბუნებრივი რადიაციული წყაროები (IAEA, 2004; UNEP, 1985). უკანასკნელ პერიოდში, არსებულ ბუნებრივ რადიაციულ ფონს დაემატა ადამიანის აქტივობის შედეგად შექმნილი ხელოვნური რადიაციული ფონიც. შესაბამისად ადამიანი, როგორც გარემოს ნაწილი მუდმივად ცხოვრობს რადიაციულ ფონში (IAEA, 2004).

გარემოს რადიაციული ფონი ფორმირდება **რადიაციული (რადიოაქტიური) წყაროებიდან** გამოსხივებული ენერჯის (მაიონებელი გამოსხივების) ხარჯზე. რადიაციული წყაროების დაყოფა შესაძლებელია ორ ძირითად ჯგუფად, ესენია - **ბუნებრივი წარმოშობის რადიაციული წყაროები** და **ხელოვნური** (ანთროპოგენური ან ტექნოგენური) წარმოშობის რადიაციული წყაროები.

ქვევით, სქემა 1.1-ზე ნაჩვენებია ადამიანზე მაიონებელი გამოსხივების ზემოქმედების სხვადასხვა გზები.

¹ გამოსხივება, რომელიც მიიღება ბირთვული გარდაქმნებისას ან ნივთიერებაში დამუხტული ნაწილაკების დამუხრუჭებისას და რომლის ზემოქმედების შედეგად ფიზიკურ ან ბიოლოგიურ სხეულში წარმოიქმნება სხვადასხვა ნიშნის იონები (საქართველოს კანონი ბირთვული და რადიაციული უსაფრთხოების შესახებ, 2012).



სქემა 1.1. ადამიანზე მაიონებული გამოსხივების ზემოქმედების გზები (Белозерский, 2008; სქემა მოდიფიცირებულია ავტორის მიერ).

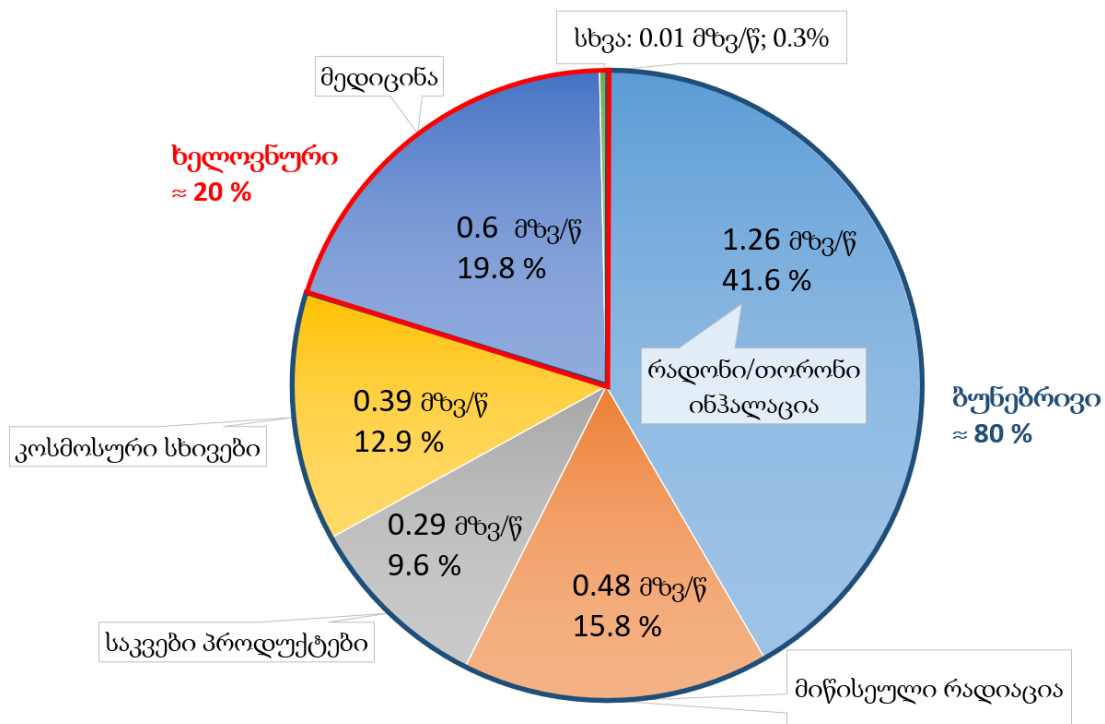
ადამიანი რადიაციულ დასხივებას ზემოთ ნახსენები ბუნებრივი და ხელოვნური რადიაციული წყაროებიდან ღებულობს. თუმცა, დასხივების მიღების გზები განსხვავებული შეიძლება იყოს. ზოგადად განიხილება რადიაციული დასხივების მიღების ორი ძირითადი გზა - გარეგანი (external) დასხივება, როდესაც რადიაციული წყარო ადამიანის ორგანიზმის გარეთაა და შინაგანი (internal), როდესაც რადიაციული წყარო ადამიანის ორგანიზმის შიგნითაა (მაგ. საკვები და წყალი, ინჰალაცია, ზოგიერთი სახის სამედიცინო ჩარევა და სხვ.).

რადიაციული დასხივების მიღების ფორმების (პირობების) მიხედვითაც გამოკვეთილია ორი ძირითადი გზა, ესენია - გარე (outdoor) დასხივების შემთხვევა, როდესაც ადამიანი იმყოფება შენობის გარეთ და - შიდა (indoor), როდესაც ადამიანი იმყოფება შენობაში.

გაერთიანებული ერების ორგანიზაციის ატომური რადიაციის ეფექტების სამეცნიერო კომიტეტის (UNSCEAR) პერიოდული ანგარიშების თანახმად (UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 2008), მსოფლიოში ბუნებრივი წყაროებიდან მოსული რადიაციის

წლიური დოზის საშუალო მნიშვნელობა ერთ სულ მოსახლეზე საშუალოდ - **2.42 მილიზივერტს (მზვ)** შეადგენს, მაშინ როცა ყველა ხელოვნური წყაროებიდან მოსული დასხივების წლიური საშუალო დოზა (სამედიცინო დასხივების ჩათვლით) შეადგენს დაახლოებით - **0.61 მზვ-ს**. ამრიგად, მოსახლეობის დასხივების უმეტესი წილი, დაახლოებით 80% ბუნებრივ წყაროებზე მოდის.

თავის მხრივ, ბუნებრივი და ხელოვნური წარმოშობის რადიაციული წყაროები იყოფა ქვეჯგუფებად. ქვევით, სქემაზე 1.2 მოყვანილია მაიონებელი გამოსხივებით გამოწვეული ადამიანის წლიური დასხივების (წლიური ეფექტური დოზის) ძირითადი მდგენელები, გამოხატული მილიზივერტებით (მზვ) და მთლიანი დოზის პროცენტით.



სქემა 1.2. მაიონებელი გამოსხივების ძირითადი კომპონენტები (UNSCEAR, 2008).

როგორც სქემა 1.2-დან ჩანს, მაიონებელი გამოსხივების მთლიანი კომპონენტების 4/5 სწორედ ბუნებრივი მდგენელებითაა განპირობებული, საიდანაც უმეტესი წილი დედამიწის წიაღში არსებული (ქანებში, ნიადაგში ან/და იქიდან სხვადასხვა ლოკალურ გარემოში მოხვედრილი) ბუნებრივი რადიონუკლიდებითაა გამოწვეული, ხოლო მცირე ნაწილი - კოსმოსური გამოსხივებით.

1.1. ბუნებრივი წარმოშობის რადიაციული წყაროები

ბუნებრივი წარმოშობის რადიოაქტიური წყაროებით განპირობებულ დასხივებას ყოველი ადამიანი ღებულობს, თუმცა განსხვავებული დოზებით. ეს განსხვავებები, თავის მხრივ დაკავშირებულია ადამიანის საცხოვრებელ ადგილზე (მაგ. რადიაციის დონე მაღალია იმ გარემოში, სადაც ადგილობრივი ქანები ან/და ნიადაგები შედარებით მაღალი კონცენტრაციით შეიცავენ ბუნებრივ რადიოაქტიურ ნივთიერებებს), ასევე, ადამიანის ცხოვრების პირობებზე (მაგ. განსხვავებული კონსტრუქციის და მასალის შენობა-ნაგებობები) და ცხოვრების წესზე (UNEP, 1985).

1.1.1. კოსმოსური გამოსხივება

როგორც სქემა 1.2-დან ჩანს, ბიოსფეროში ბუნებრივ მაიონებელი გამოსხივების მნიშვნელოვან წილს ქმნიან **კოსმოსური სხივები** (0.39 მზვ/წ). კოსმოსური გამოსხივება დედამიწის მთელს ზედაპირზე ვრცელდება, თუმცა დასხივების წილი და პერიოდულობა არაერთგვაროვანია. კოსმოსური გამოსხივების ინტენსივობა გარკვეულწილად დამოკიდებულია მზის აქტივობაზე, ასევე გეოგრაფიულ განედებზე და ზღვის დონიდან სიმაღლეზე. კოსმოსური გამოსხივების ინტენსივობა შედარებით მაღალია ჩრდილოეთ და სამხრეთ პოლუსებზე, კლებულობს დაბალი განედების მიმართულებით და ნაკლებია ეკვატორული სარტყლის მიდამოებში. ამის მიზეზი, როგორც ცნობილია დედამიწის მაგნიტური ველია, რომელიც იწვევს კოსმოსური სივრციდან მოსული დამუხტული ნაწილაკების ტრაექტორიის გადახრას.

ადამიანისთვის კოსმოსური გამოსხივება როგორც გარეგანი, ასევე შინაგანი დასხივების მიზეზიც ხდება, რომელსაც დედამიწის ატმოსფეროში (ნაწილობრივ ლითოსფეროშიც), კოსმოსური სხივებით გამოწვეული ბირთვული რეაქციების შედეგად წარმოშობილი ე.წ. **კოსმოგენური რადიონუკლიდები** განაპირობებენ (მაგ. ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na და სხვ. (UNSCEAR, 2000; Василенко и др., 1996).

1.1.2. საკვები პროდუქტები

ცნობილია, რომ ბუნებრივი წარმოშობის რადიაციული წყაროები სხვადასხვა გზებით ხვდებიან **საკვებ პროდუქტებში**, რაც ადამიანის შინაგანი დასხივების მნიშვნელოვან

წილს ქმნის (დაახლოებით - 0.29 მზვ/წ). ნიადაგში არსებული რადიონუკლიდები, ბუნებრივი მიგრაციის ანუ „კვებითი ჯაჭვის“ მეშვეობით ხვდებიან საკვებ პროდუქტებში და შესაბამისად ადამიანის ორგანიზმში. ბუნებრივი წყაროებიდან ადამიანის შინაგან დასხივებაში უდიდესი წვლილი შეაქვს რადიოიზოტოპს ^{40}K .

საკვები პროდუქტებით განპირობებული შინაგანი დასხივების აღნიშნული კომპონენტი შესაძლოა გამოწვეული იყოს არა მხოლოდ ბუნებრივი წყაროებით, არამედ რიგ შემთხვევებში ხელოვნური დაბინძურების შედეგად საკვებ პროდუქტებში მოხვედრილი ტექნოგენური წარმოშობის რადიონუკლიდებით (მაგ. ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I და სხვ. (UNSCEAR, 2000)).

1.1.3. რადონი

ბუნებრივი წარმოშობის წყაროებიდან მიღებული დასხივების ძირითადი წილი (1.26 მზვ/წ) ინჰალაციურ პროცესებზე მოდის, რაც თავის მხრივ ძირითადად გამოწვეულია უფერო და უსუნო აირის ^{222}Rn -ის (რადონი) და შედარებით მცირე რაოდენობით ^{220}Rn -ის (თორონი) ინჰალაციით.

რადონის იზოტოპების წარმოშობა დაკავშირებულია დედამიწის წიაღში, ქანებში და ნიადაგში არსებული ბუნებრივი რადიონუკლიდების ^{238}U -ის და ^{232}Th -ის არსებობასთან და წარმოადგენს მათი რადიოაქტიური დაშლის პროდუქტებს. ^{222}Rn წარმოადგენს ალფა-ნაწილაკების წყაროს. მას უდიდესი წვლილი შეაქვს ადამიანის შინაგანი ორგანოების (უმეტესად ფილტვების) რადიაციულ დასნეულებაში და სიმსივნური დაავადებების გამომწვევ მთავარ ფაქტორად განიხილება. მისი ნახევრად დაშლის პერიოდი ($T_{1/2}$) 3.8 დღე-ღამის ტოლია.

ადამიანზე რადონის ზემოქმედების წილის ესოდენ დიდი მნიშვნელობა განპირობებულია იმ გარემოებით, რომ საშუალო სტატისტიკურად ადამიანი ცხოვრების უდიდეს ნაწილს (დაახლოებით 80%-ს) შენობა ნაგებობებში ატარებს (UNSCEAR, 2000), სადაც შეისუნთქავს კიდევ რადონს. შენობებში რადონი როგორც წესი გროვდება სხვადასხვა გზებით. მაგალითად საძირკველიდან, სამშენებლო მასალებიდან (რაც თავის მხრივ აგრეთვე დაკავშირებულია ქანებთან და ნიადაგთან), ბუნებრივი აირიდან, წყლის რესურსებიდან და ა.შ.

რადონის გაზი ჰაერზე მძიმეა, ამიტომ ძირითადად გროვდება შენობის სარდაფებში და ქვედა სართულებზე. დადგენილია, რომ შენობების სწორი დაგეგმარება, კარგად აწყობილი სავენტილაციო სისტემა და ოთახების ხშირი განიავება უზრუნველყოფს რადონის მავნე ზემოქმედებისგან გარკვეულ დაცვას.

1.1.4. მიწისეული გამოსხივება

მიწისეული წყაროებით გამოწვეული გარეგანი დასხივების წილი, როგორც სქემა 1.2-დან ჩანს წლიურად **0.48 მზვ**-ს შეადგენს. ამ შემთხვევაში რადიაციის დონეები დედამიწის სხვადასხვა რეგიონისთვის რა თქმა უნდა ერთნაირი არ არის (UNEP, 1985). იგი დამოკიდებულია ამა თუ იმ რეგიონისთვის დამახასიათებელი, დედამიწის წიაღში (ქერქში, ქანებში და ნიადაგებში) არსებული ბუნებრივი რადიონუკლიდების განაწილებაზე (კონცენტრაციებზე).

მიწისეული რადიაციული ფონის ფორმირების ძირითად წყაროებს წარმოადგენენ ისეთი რადიონუკლიდები როგორცაა - ^{40}K , ^{238}U და ^{232}Th , ასევე ამ ორი უკანასკნელის დაშლის პროდუქტები (მაგ.: ^{226}Ra და $^{219,220,222}\text{Rn}$). თავის მხრივ, ამ რადიონუკლიდების „გეოლოგიურ წყაროებს“ (Пивоваров и др., 2004) წარმოადგენს ლითოსფეროს ზედა ფენები - მაგმური, მეტამორფული და დანალექი ქანები (გრანიტები, ფიქლები, ქვიშაქვები და სხვ.).

მიწისეული რადიაციის განმაპირობებელ ბუნებრივად არსებულ ამ რადიოაქტიურ ელემენტებს (^{40}K , ^{238}U და ^{232}Th) პირველადი (Primordial) ელემენტები ეწოდებათ, რადგან, როგორც ცნობილია, ისინი მზის სისტემის ფორმირების დროიდან არსებობენ და მათ შედარებით დიდი ნახევრად დაშლის პერიოდები გააჩნიათ (^{40}K -ის $T_{1/2}=1.25 \cdot 10^9$ წელს, ^{238}U -ის $T_{1/2}=4.5 \cdot 10^9$ წელს, ^{232}Th -ის $T_{1/2}=14 \cdot 10^9$ წელს).

ლითოსფეროს ზედა ფენების მუდმივი ცვალებადობა, რაც გამოწვეულია ჰიდროლოგიური, ტემპერატურული და სხვა ენდოგენური თუ ეგზოგენური პროცესებით, იწვევს ბუნებრივი რადიონუკლიდების მიგრაციას ნიადაგში, მცენარეებში, ცოცხალ ორგანიზმებში და ა.შ. (Пивоваров и др., 2004).

ადამიანისთვის მიწისეული გამოსხივებიდან გამოწვეული პირდაპირი რისკი ძირითადად ნიადაგის ზედა ფენებიდან მოსული **გამა-სხივების** ზემოქმედებით

ვლინდება (Dhawal *et al.*, 2013; Hussain *et al.*, 2011; Ramli *et al.*, 2009), რომელსაც, როგორც აღინიშნა, ქმნიან ნიადაგში გაბნეული დიდი ნახევრად დაშლის პერიოდის მქონე ბუნებრივი რადიოაქტიური ელემენტები ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th . ასევე ^{238}U -ის და ^{232}Th -ის რადიოაქტიური დაშლის პროდუქტები. ნიადაგი წარმოადგენს რადიონუკლიდების გარემოში მოხვედრის ერთ-ერთ ძირითად წყაროს (Durusoy, 2017).

ბუნებრივი წარმოშობის რადიონუკლიდები სხვადასხვა კონცენტრაციით თითქმის ყველა ტიპის ნიადაგში გვხვდება (UNSCEAR, 2000). ნიადაგის ბუნებრივი რადიოაქტივობა და მისგან გამომდინარე მაიონებელი გამა-გამოსხივება, დამოკიდებულია ნიადაგში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციაზე, ხოლო ეს უკანასკნელი - ნიადაგის მაფორმირებელ „დედა ქანზე“. ნიადაგში რადიონუკლიდების კონცენტრაციები და განაწილება ასევე დამოკიდებულია ნიადაგის მაფორმირებელ ისეთ ფაქტორებზე, როგორცაა რელიეფი, ტენიანობა, ტემპერატურა, ბიოსფერო და ა.შ (ხეცურიანი, 2012).

ზემოთ აღნიშნულის გათვალისწინებით, გასაგებია თუ რამდენად მნიშვნელოვანია ნიადაგში რადიოაქტიური წყაროების მახასიათებლების და განაწილების კანონზომიერებების კვლევა, ასევე მათგან გამოწვეული პოტენციური დასხივების რისკების შეფასება და ანალიზი.

1.2. ანთროპოგენური წარმოშობის რადიაციული წყაროები

ანთროპოგენური ანუ ხელოვნური წარმოშობის რადიაციული წყაროები მიიღება ადამიანის საქმიანობის სხვადასხვა სფეროში და წარმოებული პროცესების სხვადასხვა ეტაპზე. რადიაციულ დასხივებას ანთროპოგენური რადიაციული წყაროებიდან ადამიანი სხვადასხვა გზებით ღებულობს.

დასხივების ერთიან სქემაში (სქემა 1.2), ხელოვნური რადიაციული წყაროებიდან გამოწვეული დასხივების უდიდესი ნაწილი (0.6 მზვ/წ) სამედიცინო სფეროში გამოყენებულ წყაროებს უჭირავთ. მათგან ყველაზე მნიშვნელოვანია სამედიცინო რენტგენის სხივები (X-Rays). გარდა ამისა, ამ კატეგორიაში მნიშვნელოვანი წილი შეაქვთ ლაზერულ თერაპიას და ბირთვულ მედიცინას.

ხელოვნურ წყაროების ზემოქმედების კომპონენტის განხილვისას ასევე აღსანიშნავია სხვადასხვა საქმიანობით დაკავებული პერსონალის (მათ შორის სამეცნიერო, ენერგეტიკის, სამედიცინო, მაკონტროლებელი და მონიტორინგის სფეროებში დასაქმებული ადამიანების) დასხივება. მაგალითად ამერიკის შეერთებულ შტატებში და დიდ ბრიტანეთში ამ კომპონენტიდან წელიწადში ადამიანი იღებს 0.11 მზვ დასხივებას (UNSCEAR, 2008).

ხელოვნური კომპონენტით გამოწვეული დასხივებიდან, აღსანიშნავია აგრეთვე ატომურ ელექტრო სადგურებზე (აეს) მომხდარი ავარიების და ბირთვული გამოცდების დროს გარემოში მოხვედრილი ტექნოგენური წარმოშობის რადიონუკლიდები, რომლებიც გარემოს (ნიადაგის, წყლის და სხვ.) მნიშვნელოვან დამაბინძურებლად გვევლინება (მაგ.: რადიონუკლიდები ^{137}Cs , ^{90}Sr და სხვ. (ხეცურიანი, 2012)).

ადამიანისთვის ^{37}Cs და ^{90}Sr -ის ზემოქმედების განსაკუთრებული საშიშროება გამოიხატება იმ გარემოებით, რომ ^{137}Cs -ის დაგროვება ადვილად ხდება რბილ ქსოვილებში, ხოლო ^{90}Sr -ის - ძვლებში (Shahzadi *et al.*, 2020).

1.3. კვლევის მნიშვნელობა

გარემოში ბუნებრივი თუ ხელოვნური წარმოშობის რადიონუკლიდების განაწილების შესწავლა-შეფასება გარემოს რადიაციულ-ეკოლოგიური მონიტორინგის საფუძველს წარმოადგენს, რაც გულისხმობს მომატებული (ანომალური) რადიაციის ზონების და მოსახლეობის დასხივების პოტენციური საფრთხეების განსაზღვრას, სამშენებლო მასალების მოპოვებისათვის გამოსადეგი ქანების და ნიადაგების ნორმირებას, სასმელად ვარგისი წყლის იდენტიფიკაციას, დახარისხებას და ა.შ.

უშუალოდ ნიადაგის შემადგენლობაში შემავალი რადიონუკლიდების მახასიათებლების დადგენა, ნორმირება და მოსახლეობის რადიაციული დასხივების შესაძლო რისკების (საფრთხეების) შეფასება-ანალიზი უაღრესად მნიშვნელოვან საკითხს წარმოადგენს. ამას ადასტურებს სხვა ქვეყნებში ჩატარებული უამრავი კვლევა, აწყობილი მონიტორინგის სისტემები და შესაბამისი საკანონმდებლო რეგულაციები.

ამ მიმართულებით სამეცნიერო კვლევები სხვადასხვა ქვეყანაში წარმოებს კონკრეტული რეგიონების თავისებურებების და გარემოებების გათვალისწინებით. კერძოდ, ასეთ გარემოებებზე განიხილება - ტერიტორიაზე დასახლებული პუნქტების არსებობა, სამშენებლო და სხვა ბუნებრივი მასალების მოპოვება, ტურისტული თვალსაზრისით მნიშვნელოვანი რესურსების არსებობა, სასოფლო-სამეურნეო პროდუქციის წარმოება და ა.შ. შესაბამისად, მსგავს კვლევებს დიდი მნიშვნელობა ენიჭება საკვლევ ტერიტორიებზე მცხოვრები მოსახლეობის რადიაციული დასახივეების მოსალოდნელი საფრთხეების შეფასებისთვის და თავიდან აცილებისათვის.

გეოლოგიური თავისებურებებიდან გამომდინარე საქართველო ბუნებრივად მაღალი რადიაციული ფონის მქონე ქვეყნების რიგს მიეკუთვნება, მისი განედური მდებარეობა და ატმოსფეროს ცირკულაციური თავისებურებები საქართველოს ტერიტორიაზე ხელოვნური რადიონუკლიდების გამოლექვის მიზეზიც ხდება (ხეცურიანი, 2012; ხუტაშვილი, 2011). ეს გარემოებები საქართველოს ნიადაგებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების განაწილების კანონზომიერების დადგენის, ასევე მოსახლეობის რადიაციული დასახივეების შესაძლო რისკების შეფასების საჭიროებას კიდევ უფრო აქტუალურს ხდის.

დღეისათვის საქართველოს ნიადაგებში ბუნებრივი და ანთროპოგენული წარმოშობის რადიონუკლიდების განაწილების და მათი სხვა მახასიათებლების შესახებ არც თუ დიდი მასალა არსებობს. განსაკუთრებით ეს ეხება გარემოს რადიოლოგიურ კვლევას, ამა თუ იმ საკვლევ ტერიტორიის გეოლოგიური, გეომორფოლოგიური, ჰიდროლოგიური და სხვა მახასიათებლების გათვალისწინებით. არ განხორციელებულა ნიადაგების სისტემატიზაცია მათში რადიონუკლიდების განაწილების თვალსაზრისითაც.

გარდა ამისა, გაეროს ატომური რადიაციის ეფექტების სამეცნიერო კომიტეტის (UNSCEAR) პერიოდულ ანგარიშებში და რიგ სხვა მნიშვნელოვან საერთაშორისო სტატისტიკურ დოკუმენტებში, არ იძებნება მონაცემები საქართველოში რადიაციული (როგორც ბუნებრივი, ასევე ანთროპოგენული) თვალსაზრისით არსებული მდგომარეობის შესახებ.

ზემოთ აღნიშნული ფაქტორებიდან გამომდინარე ნათელია წინამდებარე კვლევის მნიშვნელობა და საჭიროება.

მიღებული შედეგები შესაძლებელია გამოყენებულ იქნას სხვადასხვა სოციალურ-ეკონომიკური პროექტებისთვის. გარდა ამისა, ჩატარებული სამუშაო ხელს შეუწყობს ამ მიმართულებით ახალი კვლევების ჩატარებას საქართველოს სხვა რეგიონებშიც, რაც თავის მხრივ, იძლევა საფუძველს იმისა, რომ შეიქმნას და განვითარდეს ერთიანი ანალიტიკური საინფორმაციო ბაზა საქართველოში და მთლიანად კავკასიაში ნიადაგის რადიოაქტივობის და ზოგადად რადიაციული უსაფრთხოების თვალსაზრისით.

1.4. კვლევის მიზანი

კვლევის მიზანს წარმოადგენს, საქართველოში ბუნებრივი რადიონუკლიდების შემცველობის თვალსაზრისით ყველაზე პრობლემური - მჟავე, გრანიტული ქანების გავრცელების, და ამავე დროს დასახლებულ ტერიტორიებზე არსებულ ნიადაგებში, პირველადი ბუნებრივი რადიოაქტიური ნივთიერებების - ^{40}K , ^{238}U და ^{232}Th -ის განაწილების კანონზომიერების შესწავლა. ასევე, ამ ტერიტორიების გამოკვლევა სხვადასხვა რადიოლოგიური პარამეტრების მიხედვით და შესაბამისად ადგილობრივი მოსახლეობისთვის რადიაციული დასახივეების საფრთხეების და რისკების შეფასება-ანალიზი.

წინამდებარე ნაშრომის მიზანი არ გახლავთ მხოლოდ ნიადაგების რადიაციული მდგომარეობის ბაზისური შეფასებისთვის (მონიტორინგისთვის) საჭირო მონაცემების შეგროვება და ანალიზი. არამედ, ნაშრომის ძირითად სამეცნიერო სიახლეს წარმოადგენს ის გარემოება, რომ საკვლევ ტერიტორიებზე, თანამედროვე მეთოდოლოგიის გამოყენებით შესწავლილია ნიადაგის რადიოაქტივობა ტერიტორიის გეოლოგიური თავისებურებების გათვალისწინებით. კერძოდ, ნიადაგების და მათი მაფორმირებელი „დედა ქანის“ მახასიათებლების გათვალისწინებით წარმოჩენილია ბუნებრივი რადიონუკლიდების გეოგრაფიულ სივრცეში განაწილების კანონზომიერებები.

კვლევების შედეგების მეცნიერული ინტერპრეტაცია, მათი შედარება საქართველოს სხვა რეგიონებში, ისევე როგორც სხვა ქვეყნებში ჩატარებულ მსგავსი ხასიათის კვლევებთან, აგრეთვე საერთაშორისო ორგანიზაციების (UNSCEAR, ICRP და სხვ.) მიერ

დადგენილ მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობებთან, ლიმიტებთან და რეკომენდაციებთან იძლევა იმის შესაძლებლობას, რომ შეფასებულ იქნას მოსახლეობის რადიაციული დასახივების რისკები და შემუშავებულ იქნას შესაბამისი რეკომენდაციები.

წარმოდგენილი კვლევის მიხედვით, ნიადაგში ბუნებრივი რადიონუკლიდების განაწილების მახასიათებლების დადგენის პარალელურად, განხორციელებულია ნიადაგში მოხვედრილი ანთროპოგენური წარმოშობის რადიონუკლიდის ^{137}Cs -ის მახასიათებლების კვლევა. გარემოს ანთროპოგენული დაბინძურების გამომწვევი ამ ერთ-ერთი ძირითადი რადიოიზოტოპს ნიადაგში კონცენტრაციების და განაწილების დადგენით წარმოჩენილია და გაანალიზებულია საკვლევ ტერიტორიებზე ანთროპოგენური რადიოაქტიური დაბინძურების ზოგადი სურათი.

1.5. ძირითადი საკვლევ საკითხები

როგორც აღინიშნა, საკვლევ ტერიტორიებად შერჩეულ იქნა საქართველოში გრანიტული ქანების გავრცელების არეალები, როგორცაა ხრამის და ძირულის კრისტალური მასივები, რადგან სწორედ გრანიტული ქანების გავრცელების გამო ეს ტერიტორიები და იქ არსებული ნიადაგები უნდა ხასიათდებოდნენ შედარებით მაღალი რადიოაქტიური თვისებებით.

წინამდებარე ნაშრომის ძირითად საკვლევ საკითხებს წარმოადგენს:

- საკვლევ ტერიტორიის ფარგლებში სხვადასხვა ტიპის დედა-ქანების მიხედვით შერჩეული ნიადაგებიდან ბუნებრივი რადიონუკლიდების - ^{40}K -ის, ^{238}U -ის და ^{232}Th -ის კონცენტრაციების განსაზღვრა, კერძოდ:
 - მათი აქტივობის კონცენტრაციების (ხვედრითი/კუთრი აქტივობის) განსაზღვრა (ბკ/კგ-ში);
 - აქტივობის კონცენტრაციებისთვის მიღებული შედეგების მიხედვით, ნიადაგში ბუნებრივი რადიონუკლიდების შემცველობების გამოთვლა (გ/კგ) და (ppm-ში);

- ბუნებრივი რადიონუკლიდების პარალელურად, რადიონუკლიდ ^{137}Cs -ის, როგორც ნიადაგის ერთ-ერთი მნიშვნელოვანი ანთროპოგენული დამაბინძურებლის განაწილების კვლევა;
- ბუნებრივი მიწისეული რადიაციის განაწილებაში გეოლოგიურ-გეომორფოლოგიური ფაქტორების როლის შესწავლა;
- საკვლევ ტერიტორიებზე რადიაციული ფონის გამოკვლევა, რადიონუკლიდების კონცენტრაციების ლაბორატორიულად მიღებული შედეგების საფუძველზე და მობილური რადიაციული დოზიმეტრის გამოყენებით *in situ* პირდაპირი გაზომვის მეთოდით;
- მიღებული შედეგების მიხედვით მოსახლების დასახლების რისკების შეფასებისთვის საჭირო რადიოლოგიური პარამეტრების დადგენა. კერძოდ: ჰაერში შთანთქმული გარე (outdoor) დოზის სიმძლავრე (ნგრეი/სთ, nGy/h), დასახლების წლიური ეფექტური დოზის (შიდა (indoor) და გარე (outdoor)) სიმძლავრე (მზვ/წ, mSv/y), რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობა (ბკ/კგ, Bq/kg), საფრთხის ინდექსები (გარეგანი (external) და შინაგანი (internal)) და კიბოს გამოწვევის რისკი სიცოცხლის განმავლობაში;
- მიღებული შედეგების შედარება საქართველოში და სხვა ქვეყნებში ჩატარებულ მსგავსი ხასიათის კვლევების მონაცემებთან, ისევე საერთაშორისო და ეროვნულ დონეზე მოქმედ მაკონტროლებელი და მონიტორინგის ფუნქციებით აღჭურვილ ორგანიზაციების მიერ დადგენილ მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობებთან და რეკომენდირებულ ზღვრებთან;
- მობილური ხელსაწყო გამოყენებით *in situ* გაზომილი რადიაციული ფონის და ნიადაგში არსებული რადიონუკლიდების კონცენტრაციების მიხედვით გამოთვლილი გარე წლიური ეფექტური დოზის ერთმანეთთან შედარების საფუძველზე გარემოს რადიაციული ფონის ფორმირებაში ნიადაგის ბუნებრივი რადიოაქტივობის წილის განსაზღვრა;
- მონაცემთა ანალიზი, ინტერპრეტაცია, კორელაციების და სხვა თავისებურებების დადგენა და შედეგების გამოხატვა გეო-საინფორმაციო (GIS) სისტემის გამოყენებით.

თავი 2. ლიტერატურის მიმოხილვა

წინამდებარე სადისერტაციო ნაშრომში ძირითად სამეცნიერო წყაროებად გამოყენებულია საქართველოში და მსოფლიოს სხვადასხვა ქვეყნებში ჩატარებული კვლევები. აგრეთვე, საქართველოს გეოლოგიურ ფონდებში დაცული მასალები, რადიაციული უსაფრთხოების, რადიაციული ეკოლოგიის და გარემოს დაბინძურების საკითხებზე საქართველოში სხვადასხვა პერიოდში ჩატარებული კვლევების ამსახველი სტატიები, რეფერატები და დისერტაციები.

წყაროებად ასევე გამოყენებულია ეროვნულ დონეზე არსებული საკანონმდებლო ბაზა, გაერთიანებული ერების ორგანიზაციის ატომური რადიაციის ეფექტების სამეცნიერო კომიტეტის (UNSCEAR) პერიოდული ანგარიშები, ისევე როგორც სხვა საერთაშორისო ორგანიზაციების (ICRP, IAEA, OECD) მიერ მიღებული სახელმძღვანელო დოკუმენტები.

ზოგადად, რადიაციული უსაფრთხოების, რადიაციული ჰიგიენის და რადიაციული ეკოლოგიის საკითხებზე, დღემდე ბევრი კვლევა ჩატარებულია როგორც უცხოეთში, ასევე საქართველოშიც.

1986 წელს ჩერნობილის აეს-ზე მომხდარი ავარიის და მისგან გამომდინარე დაბინძურების კვალის არსებობის და შეფასებისადმი მიძღვნილი მასალებიდან შესწავლილ იქნა საფრანგეთში ჩატარებული კვლევა ჩერნობილის ავარიის გამო საფრანგეთის ალპების გარემოში არსებული სპეციფიური სიტუაციის შესახებ (Chareyron, 2002) და პოლონეთში ჩატარებული კვლევა ^{137}Cs , ^{40}K , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ რადიონუკლიდების და სხვა მძიმე მეტალების კონცენტრაციების დადგენის შესახებ ტატრას ნაციონალური პარკის მთავარ ხეობებში არსებული სიტუაციის შესახებ (Kubica *et al.*, 2002).

ჩერნობილის თემაზე ჩატარებული კვლევების გაცნობამ საშუალება მოგვცა დადგენილიყო ავარიის დროს ჰაერში გამოტყორცნილი, გადაადგილებული და შემდგომ დალექილი რადიოაქტიური დაბინძურების ზოგიერთი თავისებურება. კერძოდ, დაბინძურების კვალის კანონზომიერი დამოკიდებულება ზღვის ზონიდან სიმაღლეზე, რაც ჩვენს მიერ მიღებულ შედეგებშიც შეინიშნება.

უცხოურ სამეცნიერო კვლევებში, აქცენტი გამახვილებულია საკვლევი ტერიტორიების ეკოლოგიურ, გეოგრაფიულ საკითხებზე, ქანების გეოლოგიურ აგებულებასა და მათი ჩამოყალიბების თავისებურებებზე. შრომებში საკითხი აღწერილია საკვლევი ტერიტორიის აგრარული, სასოფლო-სამეურნეო, ეკონომიკური, ტურისტული და სხვა მნიშვნელოვანი ასპექტების გათვალისწინებითაც (Fathivand *et al.*, 2014; Kessaratikoon *et al.*, 2008 და სხვ.). ბუნებრივი რადიოაქტივობისადმი მიძღვნილი კვლევების ძირითად მიზანს წარმოადგენს ნიადაგებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების ^{40}K -ის, ^{238}U -ის, ^{232}Th -ის და მათი დაშლის პროდუქტების კონცენტრაციების დადგენა. რადიაციული ფონის გამოკვლევა, გამოსხივების დოზების და შთანთქმული დოზის განსაზღვრა. გამოთვლილია მოსახლეობის დასხივების საშუალო წლიური მაჩვენებლები. ზოგიერთ კვლევაში გაზომილია აგრეთვე, გარეგანი და შინაგანი დასხივების საფრთხის სიდიდეები (External and Internal Hazard Indexes) და მოსახლეობაში სიმსივნის გამოწვევის ალბათობები და რისკები (Excess lifetime cancer risk).

სხვადასხვა ქვეყნებში ჩატარებული კვლევების მეთოდოლოგია ემყარება საერთაშორისოდ აპრობირებულ მეთოდოლოგიას. კერძოდ, საკვლევი ტერიტორიის გეოლოგიური და გეომორფოლოგიური შესწავლა და დახასიათება; *in-situ* გაზომვების ჩატარება, ნიადაგიდან ნიმუშების აღება და მათი გეოგრაფიული მიზმა; შემდგომ ნიმუშების სპეციალური დამუშავება და ლაბორატორიული გაზომვების შედეგად შესაბამისი პარამეტრების დადგენა. მიღებული შედეგების საფუძველზე დგება სპეციალური ცხრილები, დიაგრამები, სქემები, რუკები და ნახაზები. ნაშრომების დასკვნით ნაწილებში, როგორც წესი მოცემულია მიღებული შედეგების ანალიზი და შედარებულია საერთაშორისო ორგანიზაციების (UNSCEAR, ICRP და სხვა) მიერ დადგენილ ან/და რეკომენდირებულ საშუალო მნიშვნელობებთან და ლიმიტებთან.

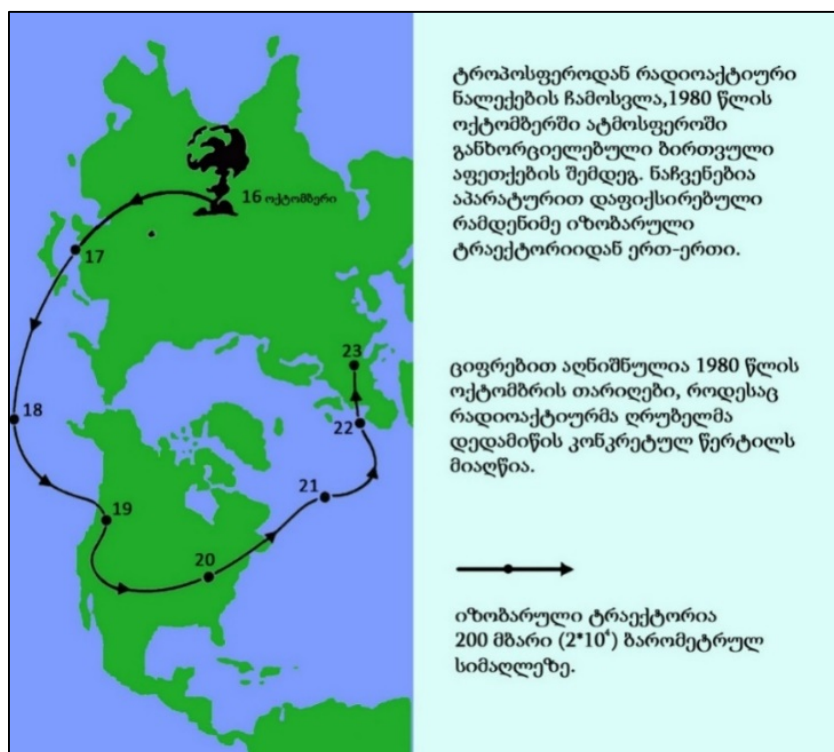
2.1. გარემოს რადიოაქტიური დაბინძურება და საფრთხეები

გარემოს რადიაციულ ფონზე დაკვირვება, ბუნებრივი და ხელოვნური რადიოაქტიური წყაროებით გარემოზე ზემოქმედების კვალის წარმოჩენა, ისევე როგორც ადამიანზე რადიაციის სხვადასხვა წყაროებით გამოწვეული მაიონებელი

გამოსხივების ზემოქმედების რისკების შეფასება და საკანონმდებლო დონეზე დასხივების რეგლამენტირებული დოზების განსაზღვრა, თანამედროვე განვითარებული ქვეყნების ერთ-ერთ მთავარ გამოწვევას წარმოადგენს. ასეთი ხასიათის საკითხებს შეისწავლის მეცნიერების ისეთი მიმართულება როგორცაა „რადიაციული ეკოლოგია“ (რადიოეკოლოგია). მეცნიერების ეს დარგი, თავისი ხასიათით კვლევის ობიექტის მრავალფეროვნებიდან გამომდინარე მეცნიერების მულტიდისციპლინურ მიმართულებას წარმოადგენს. იგი იყენებს მეცნიერების ისეთი ფუნდამენტური დარგების მიდგომებს და მეთოდებს როგორცაა: ფიზიკა, ქიმია, გეოლოგია, გეოგრაფია, ბიოლოგია, მედიცინის სხვადასხვა მიმართულებები, აგრარული მეცნიერებები და სხვა (ხეცურიანი, 2012).

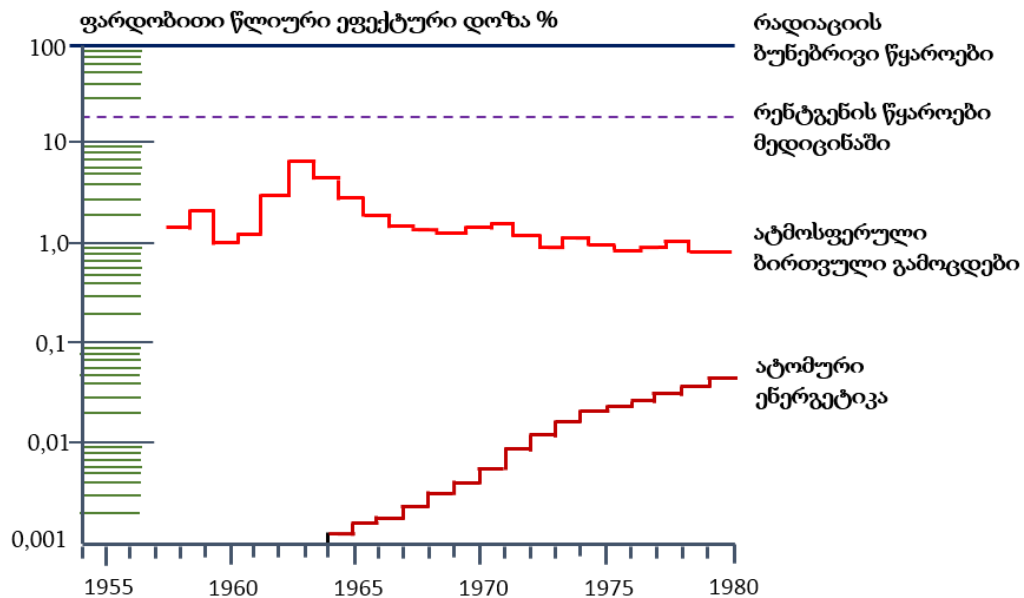
2.1.1. ბირთვული გამოცდები

წინა საუკუნის 50-70-იან წლებში და შემდგომ პერიოდშიც ე.წ. ბირთვული სახელმწიფოების მიერ, განხორციელებულმა ბირთვულმა გამოცდებმა (სქემა 2.1) კიდევ უფრო წარმოაჩინა რადიაციულ-ეკოლოგიური მიმართულებით კვლევების წარმართვის აუცილებლობა.



სქემა 2.1. ბირთვული აფეთქების შედეგად წარმოქმნილი რადიოაქტიური პროდუქტების მოძრაობის ტრაექტორია (UNEP, 1985).

ბირთვული გამოცდების პიკურ ეტაპზე (1960-იანი წლები), წარმოქმნილმა ტექნოგენურმა რადიაციამ, ბუნებრივი რადიაციული ფონის 7% შეადგინა (სქემა 2.2). საერთო ჯამში ბირთვული გამოცდების 40 წლიანი პროცესის შედეგად გარემოში მოხვდა ბირთვული ხლეჩის 12.5 ტონა პროდუქტი (Пивоваров и др., 2004).



სქემა 2.2. ხელოვნური და ბუნებრივი რადიაციული ფონის შედარება (UNEP, 1985).

ბირთვული გამოცდის შედეგად, გარემოს დამაბინძურებლად ძირითადად გვევლინება რადიონუკლიდები ^{14}C , ^{95}Zr , ^{90}Sr და ^{137}Cs . ვინაიდან ^{95}Zr -ის ნახევრად დაშლის პერიოდი 64 დღე-ღამის რიგისაა, დღეისათვის მისი ზემოქმედების კვალი პრაქტიკულად გამქრალია. რადიოიზოტოპების ^{90}Sr -ის და ^{137}Cs -ის ნახევრად დაშლის პერიოდები 30 წლის რიგისაა, ამიტომ მათი მავნე ზემოქმედების კვალი გარემოში ჯერ კიდევ შემორჩენილია და ნიადაგის ერთ-ერთ მთავარ რადიოაქტიურ დამაბინძურებლად გვევლინება (UNEP, 1985).

რაც შეეხება რადიოიზოტოპ ^{14}C -ს, მისი $T_{1/2}=5730$ წელს, ამიტომ ბირთვული გამოცდების შედეგად წარმოშობილი 2 ამ რადიოიზოტოპის მავნე ზემოქმედების კვალიც შემორჩენილია გარემოში.

² როგორც ცნობილია, გარემოში ნახშირბადის ამ რადიოიზოტოპის გავრცელება მხოლოდ ბირთვული იარაღის გამოცდით არ არის განპირობებული.

ბირთვული გამოცდების და შემდგომი პერიოდის მოვლენებმა სამეცნიერო წრეებში განავითარა იდეა, რომ „ჰოლოცენის“ გეოლოგიური ეპოქა დასრულდა და 1945 წლიდან (პირველი ბირთვული გამოცდა, 16 ივლისი, ნიუ-მექსიკოს შტატი, აშშ) დაიწყო ახალი გეოლოგიური ეპოქა - „ანთროპოცენი“ (Zalasiewicz *et al.*, 2015 და სხვ.).

2.1.2. ატომური ენერგეტიკა და მრეწველობა

რადიაციული უსაფრთხოების საკითხისადმი ინტერესი მას შემდეგ კიდევ უფრო გაიზარდა, რაც მსოფლიოს სხვადასხვა ქვეყანაში მოქმედ ატომურ ელექტროსადგურებზე (აეს) სხვადასხვა სახის და მასშტაბის რამდენიმე ავარია/ინციდენტი დაფიქსირდა. ზოგადად, გარემოს დაბინძურება რაღაც დოზით „ბირთვული საწვავის ციკლის“³ ყოველ ეტაზე მიმდინარეობს (სამთო მოპოვება, გადამუშავება და ა.შ.), თუმცა, ავარიების დროს თვით პროცესი ხდება უმართავი და გარემოს დაბინძურებამ დიდი მასშტაბები შეიძლება მიიღოს. ატომურ ელექტროსადგურებზე, მხოლოდ 1974 წლიდან 1984 წლამდე დაფიქსირდა სხვადასხვა მასშტაბის 150-მდე ინციდენტი/ავარია. ყველაზე მასშტაბური კი, რა თქმა უნდა 1986 წელს ჩერნობილის აეს-ზე მომხდარი ავარია იყო (IAEA, 2008). ჩერნობილის ავარიის გამო ატმოსფეროში მოხვედრილმა რადიოაქტიურმა ნივთიერებებმა 15 ტონას გადააჭარბა (Пивоваров и др., 2004). ეს მაჩვენებელი აჭარბებს ბირთვული გამოცდების შედეგად, მთლიან (40 წლიან) ციკლში გარემოში მოხვედრილი დამაბინძურებელი პროდუქტების რაოდენობას.

დღეისათვის ატომური ელექტროსადგურებიდან მიღებული ელექტროენერგია მსოფლიოში მთლიანი ენერგომომარაგების დაახლოებით 10%-ს შეადგენს (World Nuclear Performance Report, 2020).

გარდა აეს-ებზე მომხდარი ავარიებისა, არანაკლებ საყურადღებოა სხვა ბირთვულ ობიექტებზე (მაგალითად ატომური წყალქვეშა ნავები) დაფიქსირებული შემთხვევები (Пивоваров и др., 2004).

³ ინდუსტრიული პროცესი, რომელიც მოიცავს ურანიდან ელ. ენერჯის წარმოებას ბირთვული ენერჯის რეაქტორებში.

ანთროპოგენური წარმოშობის რადიონუკლიდებით გარემოს დაბინძურების პრობლემას წარმოადგენს არა მხოლოდ ბირთვული ობიექტები, არამედ სხვა სამრეწველო ობიექტებიც, როგორცაა თბოელექტროსადგურები და სხვა ისეთი ობიექტები, სადაც ქვანახშირის წვა მიმდინარეობს. ქვანახშირის წვის შედეგად გამოყოფილი ნაცრის მტვერი გარემოს რადიონუკლიდებით დაბინძურების ერთ-ერთ საყურადღებო წყაროს წარმოადგენს (UNEP, 1985).

ნიადაგის სასუქად ფოსფატების გამოყენება, აგრეთვე შეიცავს ნიადაგში და შესაბამისად საკვებ პროდუქტებში რადიონუკლიდების მომატებული რაოდენობით მოხვედრის რისკებს (UNEP, 1985; Fathivand *et al.*, 2014; Yousuf *et al.*, 2013).

ნიადაგების რადიონუკლიდებით დაბინძურების შესწავლისათვის, დიდი მნიშვნელობა ენიჭება ნიადაგის ისეთ თვისებებს, როგორცაა რადიონუკლიდების სორბციის, რადიონუკლიდების მიგრაციის და დიფუზიის უნარებს.

ნიადაგის დამაბინძურებელი რადიოიზოტოპების შთანთქმის უნარი ძირითადად დამოკიდებულია ნიადაგის ქიმიურ და მინერალოგიურ შემადგენლობაზე, მჟავიანობის ხარისხზე და ნიადაგის მექანიკურ შემადგენლობაზე (ხეცურიანი, 2012). ნიადაგში რადიონუკლიდების მიგრაციაზე და დიფუზიაზე (კერძოდ, ამ პროცესების სიჩქარეზე) გავლენას ახდენენ ისეთი უმნიშვნელოვანესი ფაქტორები როგორცაა ნიადაგის ტენიანობა და ტემპერატურა. სხვადასხვა რადიონუკლიდებს ერთი და იგივე ტიპის ნიადაგში გააჩნიათ მიგრაციის და დიფუზიის სხვადასხვა სიჩქარე. მაგალითად დადგენილია, რომ ^{137}Cs -ის დიფუზიის კოეფიციენტი მნიშვნელოვნად დაბალია ვიდრე ^{90}Sr -ის (ხეცურიანი, 2012).

როგორც ზემოთ აღინიშნა, ნიადაგში არსებული ბუნებრივი და ხელოვნური რადიონუკლიდები ნაწილობრივ ერთვებიან „კვებით ჯაჭვში“, ხვდებიან ადამიანის ორგანიზმში, გროვდებიან მასში ან/და მონაწილეობენ მეტაბოლიზმში (Пивоваров и др., 2000).

2.1.3. სამშენებლო მასალები

მსოფლიო სამეცნიერო წრეებში რადიაციული უსაფრთხოების, განსაკუთრებით კი ბუნებრივი წარმოშობის წყაროების მიმართებაში ინტერესი მით უფრო გამძაფრდა,

როდესაც გაირკვა, რომ ადამიანის რადიაციულ დასახივებაში მთავარი „დამნაშავეა“ არა ხელოვნური წარმოშობის რადიაციული წყაროები, არამედ ბუნებრივი წარმოშობის, უფერო და უსუნო აირი რადონი (^{222}Rn).

რადონის პრობლემას უკავშირდება მიწისქვეშა თერმული წყლების გამოყენება ენერგეტიკაში და საყოფაცხოვრებო პირობებში.

ამავე თემასთან არის დაკავშირებული სამშენებლო მასალების და ზოგადად სამშენებლო ინდუსტრიაში გამოყენებული მასალების საკითხი, რადგან ადამიანზე რადონის ზემოქმედების ეფექტი პირდაპირ კავშირშია კონკრეტული შენობა-ნაგებობების დაპროექტებასთან და გამოყენებულ სამშენებლო მასალებთან.

წითელი აგური, ქვიშა, ხრეში, ცემენტი, ბეტონის სხვა მინარევები, ფოსფორ-თაბაშირი და სხვა სახის სამშენებლო მასალები შესაძლოა შეიცავდნენ ბუნებრივი რადიონუკლიდების მომატებულ რაოდენობას. ცალკე აღსანიშნავია **გრანიტების**, როგორც პოტენციურად მაღალი ბუნებრივი რადიოაქტიური თვისებების მქონე მასალის გამოყენება სამშენებლო ინდუსტრიაში (Ramli *et al.*, 2009; Tzortzis *et al.*, 2003). ამიტომ, სახელმწიფო დონეზე საჭირო ხდება სამშენებლო მასალების დახარისხება (ნორმირება, კატეგორიზაცია) მასში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციების მნიშვნელობების შესაბამისად. უნდა განისაზღვროს თუ რომელი და როგორი შემადგენლობის მასალა უნდა იქნას გამოყენებული საცხოვრებელი სახლებისათვის, შენობების შიდა ინტერიერისათვის, გარე ფასადებისთვის, ქუჩების კეთილმოწყობისთვის და ა.შ.

2.1.4. ბირთვული ტერორიზმი

კიდევ ერთი მნიშვნელოვანი საკითხი, რომელიც გარემოს ანთროპოგენულ დაბინძურებას ირიბად უკავშირდება არის საერთაშორისო კრიმინალური ჯგუფების (ტერორისტული ორგანიზაციების, სექტანტური დაჯგუფებების და ა.შ.) გააქტიურება და დაინტერესება ბირთვული და რადიოლოგიური იარაღის ან/და მასში გამოყენებული მასალების მიმართ (ბირთვული ტერორიზმი).

სპეციალური ბირთვული მასალების (სბმ, SNM) წარმოება და მიღება, როგორცაა მაგალითად ^{235}U , ^{233}U , ^{237}Np და ^{239}Pu (ხლეჩადი ბირთვული მასალები), რომლებითაც

პოტენციურად შესაძლებელია ბირთვული იარაღის დამზადება უზარმაზარ რესურსებს (მატერიალურს, ინფრასტრუქტურულს, სამეცნიერო და ა.შ.) საჭიროებს.

რაც შეეხება სამრეწველო (ინდუსტრიულ) რადიოაქტიურ მასალებს, მათი ნაწილი (მაგ. ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{241}Am , ^{252}Cf , ^{60}Co , ^{192}Ir , ^{90}Sr და სხვა) განიხილება, როგორც რადიოლოგიურ იარაღში (მაგ. რადიოლოგიური გამფრქვევი მოწყობილობა (RDD) ანუ ე.წ. „ჭუჭყიანი ბომბი“) გამოყენებადი პოტენციური მასალები. ასეთი სახის მასალა მოითხოვს მათი აღრიცხვიანობის მკაცრ კონტროლს.

რაც შეეხება ორმაგი გამოყენების მასალების⁴, დანადგარების და ტექნოლოგიების მოპოვებას, ის შედარებით მარტივია. თუმცა, ამ შემთხვევაშიც ლიცენზირების და ტრანსპორტირების პირობები მთელს მსოფლიოში და მათ შორის საქართველოშიც შესაბამისად გამკაცრებულია. ყოველივე ეს გამორიცხავს აღნიშნული მასალების არადანიშნულებისამებრ გამოყენების შესაძლებლობას. გატარებული ღონისძიებები იძლევა იმის თქმის საფუძველს, რომ ქვეყნის ტერიტორია დაცულია, როგორც სამრეწველო რადიოაქტიური მასალების, ასევე ორმაგი გამოყენების მასალების არასანქცირებული მოპოვებისა და ტრანსპორტირებისაგან.

2.2. ბუნებრივი რადიონუკლიდები ნიადაგში და ქანებში

ცნობილია, რომ გარემოს გეოლოგიური და გეოგრაფიული მახასიათებლები განსაზღვრავენ მისი ბუნებრივი რადიოაქტივობის თავისებურებებს და ადამიანის დასახივების პირობებს. შესაბამისად, დედამიწის კონკრეტულ რეგიონს შეესაბამება რადიაციული აქტივობის ის დონე, რომელიც განპირობებულია ამ რეგიონში არსებული ქანების და ნიადაგის თავისებურებებით (UNSCEAR, 2000).

ნიადაგი წარმოადგენს იმ გარემოს, რომელიც რადიოაქტიური დაშლის პროდუქტებით კვებავს მცენარეულ და ცხოველურ ორგანიზმებს (ელიზბარაშვილი

⁴ პროდუქცია (მათ შორის, კომპიუტერული პროგრამა ან/და ტექნოლოგია, რომელიც შეიძლება გამოყენებულ იქნეს როგორც სამოქალაქო, ისე სამხედრო მიზნებისათვის, აგრეთვე როგორც ბიოლოგიური ან/და ქიმიური იარაღის, ბირთვული იარაღის ან ბირთვული მასალის შემცველი სხვა ასაფეთქებელი მოწყობილობის დასამზადებლად, ისე არაფეთქებადი მიზნებისათვის (საქართველოს კანონი სამხედრო და ორმაგი დანიშნულების პროდუქციის კონტროლის შესახებ, 2013);

და სხვ., 2009). ამიტომ, ნიადაგის რადიოაქტიურ მახასიათებლებზე დიდად არის დამოკიდებული რადიაციული დასხივების სხვადასხვა რისკები.

როგორც ცნობილია, ნიადაგწარმოქმნის პროცესში ერთ-ერთ ძირითად ფაქტორს „დედა ქანი“ წარმოადგენს. დედა ქანზე დიდად არის დამოკიდებული ნიადაგის მექანიკური (გრანულომეტრული) და ქიმიური შემადგენლობა. შესაბამისად, ნიადაგში ბუნებრივად არსებული რადიოაქტიური ნივთიერებების კონცენტრაცია დამოკიდებულია ნიადაგის მაფორმირებელი ქანის წარმომავლობაზე, ასევე თავად ნივთიერებების მიგრაციულ თვისებებზე და სხვა გარემო ფაქტორებზე.

ნიადაგი ქანის გამოფიტვის შედეგია. შესაბამისად, ბუნებრივია რომ დედა ქანში არსებული დიდი ნახევრად დაშლის პერიოდის მქონე ბუნებრივი რადიონუკლიდები, როგორცაა ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th და მათი რადიოაქტიური დაშლის პროდუქტები ნიადაგს, როგორც წესი, თან ახლავს (ხეცურიანი, 2012).

შედარებით მაღალი რადიოაქტიური თვისებები ასოცირდება მაგმურ ქანებთან, ხოლო ყველაზე ნაკლები - დანალექ ქანებთან. თუმცა, არსებობენ გამონაკლისები. მაგალითად, ზოგიერთი ფიქლები და ფოსფორიტები ამჟღავნებენ შედარებით მაღალ რადიოაქტივობას. თავად მაგმურ ქანებშიც აღინიშნება განსხვავებები, მაგალითად მჟავე მაგმური ქანები შედარებით დიდი კონცენტრაციით შეიცავენ ბუნებრივ რადიონუკლიდებს, ვიდრე ფუძე და ულტრაფუძე მაგმური ქანები (UNSCEAR, 2000; Dhawal *et al.*, 2013; Ramli *et al.*, 2009).

ქვევით, ცხრილში 2.1 მოცემულია ბუნებრივი რადიაციული ფონის პირველადი წყაროების (^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K -ის) აქტივობის კონცენტრაციები სხვადასხვა ტიპის ქანებში და ნიადაგებში.

ცხრილი 2.1. პირველადი წყაროების კონცენტრაცია ქანებში და ნიადაგში (Пивоваров и др., 2004).

ლითოლოგია და ნიადაგის ტიპი	რადიონუკლიდების კონცენტრაცია (ბკ/კგ)		
	²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K
გრანიტები ⁵	54	81	999
ფიქლები	0.44	0.044	703
ქვიშაქვები	0.02	0.01	570
კირქვები	2.8	0.019	888
რუხი ნიადაგები	31	48	660
შავმიწები	21	36	410
ტყის რუხი ნიადაგი	17	27	370
პოდზოლი (podzols) ნიადაგები	9	1.2	150
ლითოსფერო საშუალოდ	26	26	370
დიაპაზონი	7-54	7-54	10-740

გაეროს ატომური რადიაციის ეფექტების სამეცნიერო კომიტეტის 1993 წლის ანგარიშში (UNSCEAR, 1993), მოცემულია განსხვავებული მნიშვნელობები სხვადასხვა ქანებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების ²³⁸U-ის და ²³²Th-ის აქტივობის კონცენტრაციებისთვის. მონაცემები მოყვანილია ქვევით, ცხრილში 2.2.

⁵ სხვა წყაროს (Dzaluk *et al.*, 2018) მიხედვით გრანიტებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციები საშუალოდ შეადგენს 40 ბკ/კგ-ს, 70 ბკ/კგ-ს და 1200 ბკ/კგ-ს, ²³⁸U-თვის, ²³²Th-თვის და ⁴⁰K-თვის შესაბამისად.

ცხრილი 2.2. ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციები ქანებში (UNSCEAR, 1993).

ქანები	რადიონუკლიდების კონცენტრაცია (ბკ/კგ)					
	²³⁸ U		²³² Th		⁴⁰ K	
	საშუალო	დიაპაზ.	საშუალო	დიაპაზ.	საშუალო	დიაპაზ.
გრანიტები	78	1-370	111	0.4-1030	1200	600-1800
ბაზალტი	11	0.4-41	10	0.2-3.6	-	-
კირქვები	45	0.4-340	60	0.1-540	90	30-150
ქვიშაქვები	60	1-990	50	0.8-1470	900	300-1500
გნეისი	50	1-1800	60	0.4-420	1200	600-1800
ფიქლები	37	1-660	49	0.4-370	1200	600-1800

2.2.1. გრანიტები და გრანიტოიდები

როგორც ცნობილია, გრანიტები წარმოადგენენ მთიანი სარტყლების და კონტინენტური ფარის ყველაზე გავრცელებულ პლუტონურ, ინტრუზიულ, სრულკრისტალურ, SiO₂-ით მდიდარ ქანებს. როგორც წესი, ისინი გვხვდებიან ბათოლითების, შტოკების, ძარღვების და სხვა გეოლოგიური სხეულების სახით. მათი არსებობა ხშირად ასოცირდება კვარციან მონცონიტებთან, გრანოდორიტებთან, დორიტებთან და სხვ. გრანიტები ხასიათდებიან მაღალი სიმკვრივით, რომელიც საშუალოდ შეადგენს 2600 კგ/მ³-ს. მათ შემადგენლობაში ძირითადად შედის კვარცი, კალიუმის და ნატრიუმის მინდვრის შპატი, პლაგიოკლაზი და ისეთი მელანოკრატული მინერალები როგორცაა ბიოტიტი და ამფიბოლი. გარდა ამისა, გრანიტები ასევე შეიცავენ ისეთ აქსცესორებს როგორცაა ცირკონი, აპატიტი და სხვ. (Pourimani *et al.*, 2014; Dhawal *et al.*, 2013).

გრანიტების საშუალო ქიმიურ შემადგენლობაში შედის: 75% - SiO₂, 12% - ალუმინი, 5%-ზე ნაკლები - ნატრიუმი, ასევე კირი, რკინა, მაგნიზია (მაგნიუმის ჟანგი) და მცირე რაოდენობით ტიტანი (Dhawal *et al.*, 2013).

დედამიწის ქერქთან და მანტიასთან შედარებით, გრანიტები ამჟღავნებენ შედარებით მაღალ ბუნებრივ რადიოაქტივობას, ძირითადად მათში ურანის და თორიუმის მაღალი კონცენტრაციის გამო.

გრანიტების სხვადასხვა სახეობაში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაცია (შემცველობა) შესაძლოა განსხვავებული იყოს. ეს როგორც წესი დამოკიდებულია იმ მდნარი ქანების (მაგმის) შემადგენლობაზე, რისგანაც ისინი ჩამოყალიბდნენ (Uosif *et al.*, 2015).

მსოფლიო საშუალო მაჩვენებლით, ტიპიურ გრანიტებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების ^{238}U -ის, ^{232}Th -ის და ^{40}K -ის კონცენტრაციები შეადგენს შესაბამისად - 40 ბკ/კგ-ს, 70 ბკ/კგ-ს და 1200 ბკ/კგ-ს (Dzaluk *et al.*, 2018). თუმცა, სხვადასხვა ქვეყნებში ჩატარებული კვლევების მიხედვით, გრანიტულ ქანებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაცია განსხვავებულია.

ქვევით, ცხრილში 2.3 წარმოდგენილია სხვადასხვა ქვეყნებში ჩატარებული კვლევების მიხედვით გრანიტულ ქანებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების აქტივობის კონცენტრაციები.

ცხრილი 2.3. ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციები გრანიტულ ქანებში სხვადასხვა ქვეყნებიდან.

ქვეყანა/რეგიონი	რადიონუკლიდების კონცენტრაცია (ბკ/კგ)			წყარო
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	
ატიკო-ციკლადიური მასივი (საბერძნეთი)	27-229	41-132	761-1220	Papadopoulos <i>et al.</i> , 2012
ოპავას მთები (პოლონეთი)	5-52	7-71	520-1560	Dzaluk <i>et al.</i> , 2018
ელ-ფავახირი (ეგვიპტე)	15-43	9-29	128-391	Uosif <i>et al.</i> , 2015
კარნატაკა (ინდოეთი)	32-165	37-530	400-1250	Sannappa <i>et al.</i> , 2010
ჰუმადანი (ირანი)	8-119	0-268	85-1602	Pourimani <i>et al.</i> , 2014
ანატოლია (თურქეთი)	94-637	120-601	1074-1527	Canbaz <i>et al.</i> , 2010

გრანიტებში ბუნებრივი რადიონუკლიდებით შედარებით მაღალი შემცველობა გეოლოგიური თვალსაზრისით შესაძლოა ახსნილ იქნას შემდეგი ფაქტორებით:

მაგმური ქანების ჩამოყალიბების პროცესში, მაგმის ნაწილობრივი ლღობისა და ფრაქციული კრისტალიზაციის პროცესში რადიოაქტიური ელემენტები ადვილად გადადიან თხევად ფაზაში და ხდება მათი კონცენტრაცია სილიციუმით მდიდარ მასალაში (Uosif *et al.*, 2015; Dhawal *et al.*, 2013). როგორც ჩანს, სწორედ ამ მიზეზით, მჟავე გრანიტულ ქანებს სხვა ქანებთან შედარებით ახასიათებთ ბუნებრივი რადიონუკლიდების (U და Th-ის) მაღალი კონცენტრაცია. მაგალითად: გრანიტებში ურანის კონცენტრაცია (შემცველობა) საშუალოდ შეადგენს 5 ppm-ს, თორიუმის - 17 ppm-ს. შედარებისთვის, ბაზალტურ ან ულტრაფუძე შემადგენლობის ქანებში ურანის კონცენტრაცია საშუალოდ 1 ppm-ზე ნაკლებია (Dhawal *et al.*, 2013). დედამიწის ქერქში ურანის საშუალო შემცველობა 1.8 ppm-ია, თორიუმის - 7.2 ppm. ზედა კონტინენტური ქერქში ურანის შემცველობა 2.7 ppm-ია, თორიუმის - 10.5 ppm (Uosif *et al.*, 2015). რადიონუკლიდების ^{238}U და ^{232}Th აქტივობის კონცენტრაციების ფარდობა $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ დედამიწის ქერქის ზედა ნაწილში საშუალოდ 0.81-ს შეადგენს (Kekelidze *et al.*, 2018a). გრანიტებისა და გრანიტოიდების ერთ-ერთი ქანთშეუნი მინერალი - კალიუმის მინდვრის შპატია. შესაბამისად, კალიუმის შემადგენლობაც გრანიტულ ქანებში შედარებით მაღალია (Pavlidou *et al.*, 2006).

გრანიტები მტკიცე ქანებია და გამოფიტვის, გაკაწვრის თუ გახეხვის მიმართ ხასიათდებიან მაღალი მდგრადობით. ასევე, ისინი მშვენივრად პოლირდებიან, რაც ხშირ შემთხვევაში ლამაზ ტექსტურასა და იერსახესთან ერთად გრანიტებს ერთ-ერთ ყველაზე გამოყენებად სამშენებლო და მოსაპირკეთებელ ქვად აქცევს (Tzortzis *et al.*, 2003).

როგორც ცნობილია, საქართველოში გრანიტული ქანებით აგებულია კავკასიონის ქედის ღერძული ნაწილი, აგრეთვე ძირულის, ხრამისა და ლოქის კრისტალური მასივები და აჭარა-თრიალეთის გარკვეული არეალები. საქართველოში გავრცელებული გრანიტები თავისი მრავალფეროვნებით და წარმოშობის თავისებურებებით ხასიათდებიან.

2.3. ბუნებრივი რადიონუკლიდების რადიოაქტიური დაშლა

რადიოაქტიური დაშლის პროდუქტების თანმიმდევრობას რადიოაქტიური დაშლის სერია ეწოდება. ბუნებრივი რადიოაქტივობა გარემოში იქმნება ბუნებრივად არსებული ურანის - ^{238}U და ^{235}U (აქტინიუმი), თორიუმის - ^{232}Th და რადიოაქტიური დაშლის სერიებიდან. სხვა რადიოიზოტოპები როგორცაა: ^{87}Rb , ^{138}La , ^{144}Nd , ^{147}Sm , ^{176}Lu , ^{50}V , ^{152}Gd , ^{190}Pt , ^{192}Pt , ^{187}Re და ^{40}K არასერიული რადიოიზოტოპებია და ^{40}K -ის გარდა იშვიათად გვხვდებიან ბუნებაში. რაც შეეხება ^{40}K -ს, იგი გარემოში თითქმის ყველგან გვხვდება, მათ შორის ცოცხალ ორგანიზმებშიც (Hussain *et al.*, 2011).

ცხრილი 2.4. პირველადი რადიოაქტიური წყაროების დაშლა (Hussain *et al.*, 2011).

სერია	საწყისი იზოტოპი	ნახევრად დაშლის პერიოდი (წელი)	ბოლო იზოტოპი
ურანი	^{238}U	4.5×10^9	^{206}Pb
აქტინიუმი	^{235}U	7.10×10^8	^{207}Pb
თორიუმი	^{232}Th	1.39×10^{10}	^{208}Pb
ნეპტუნიუმი	^{237}Np	2.14×10^6	^{209}Bi

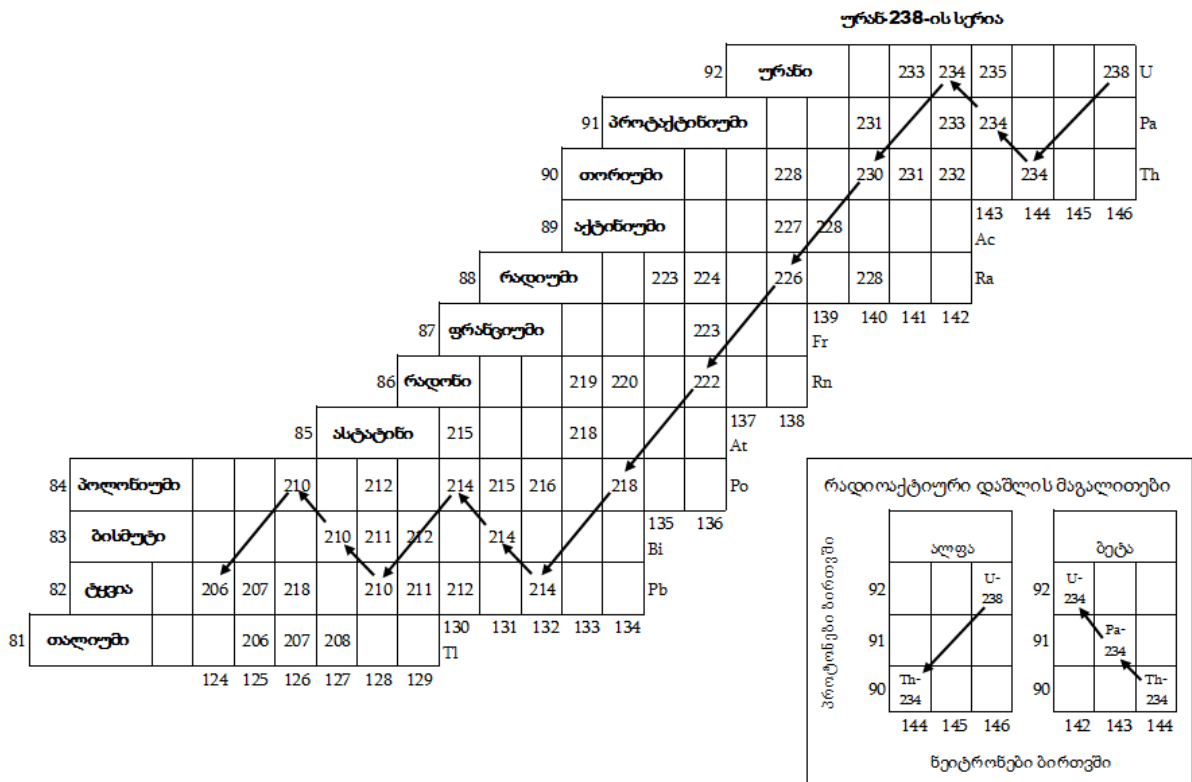
გამოყოფენ ბუნებრივი რადიოაქტიური წყაროს ოთხ ძირითად სერიას (ცხრილი 2.4): ურანის, აქტინიუმის, თორიუმის და ნეპტუნიუმის (Hussain *et al.*, 2011). აქედან, დღეისათვის გარემოში გვხვდება მხოლოდ ურანის, აქტინიუმის და თორიუმის სერიები, რადგან ^{237}Np -ის ნახევრად დაშლის პერიოდი დედამიწის ასაკზე გაცილებით ნაკლებია და მთელი ^{237}Np დედამიწის შექმნიდან 50 მილიონ წელში დაიშალა.

ურანი და თორიუმი უმთავრესად იშლებიან ალფა ნაწილაკების გამოსხივების გზით და გადაიქცევიან სხვა არასტაბილურ ნუკლიდებად. ბუნებრივი ურანი შედგება სამი ხანგძლივი სიცოცხლის მქონე იზოტოპისგან: ^{238}U , მცირე რაოდენობით ^{235}U და კიდევ უფრო მცირე რაოდენობით ^{234}U . ბუნებრივი თორიუმი შედგება მხოლოდ ერთი იზოტოპისგან ^{232}Th . თითოეული დაშლის სერიის პროცესში წარმოიქმნება რამდენიმე არასტაბილური ნუკლიდი და სერიები ბოლოს მთავრდება ტყვიის (Pb) რომელიმე სტაბილური იზოტოპით.

ნადაგში რადიონუკლიდების კონცენტრაციის დადგენისას, რაც ჩვენი კვლევის ერთ-ერთ მთავარ ამოცანას წარმოადგენს, მნიშვნელოვანია მათი რადიოაქტიური დაშლის სერიების ცოდნა.

2.3.1. ურანის რადიოაქტიური დაშლის სერია

ურანის სერია იწყება იზოტოპ ^{238}U -დან (სქემა 2.3). ვინაიდან ნუკლიდს გააჩნია დიდი ნახევრად დაშლის პერიოდი ($T_{1/2}=4.5 \cdot 10^9$ წელი), ამიტომ, სერია დღეს ბუნებაში კვლავ არსებობს. საწყის ეტაპზე ^{238}U იშლება ^{234}Th -ად, რა დროსაც გამოიყოფიერდება ალფა ნაწილაკი. ახლად ფორმირებული ნუკლიდი ასევე არასტაბილურია და ისიც იშლება. საბოლოოდ, დაშლის 14 ფაზის შემდეგ, რასაც თან ახლავს რვა ალფა, ექვსი ბეტა ნაწილაკის ემისია და გამა-გამოსხივება, მიიღება ტყვიის სტაბილური ბირთვი (^{206}Pb). ეს სერია ე.წ. სეკულარულ წონასწორობაშია (იხ. დანართი 1), რადგან თითოეული შვილობილი პროდუქტის ნახევრად დაშლის პერიოდი ნაკლებია მშობელ ^{238}U -ის ნახევრად დაშლის პერიოდზე (Hussain *et al.*, 2011).



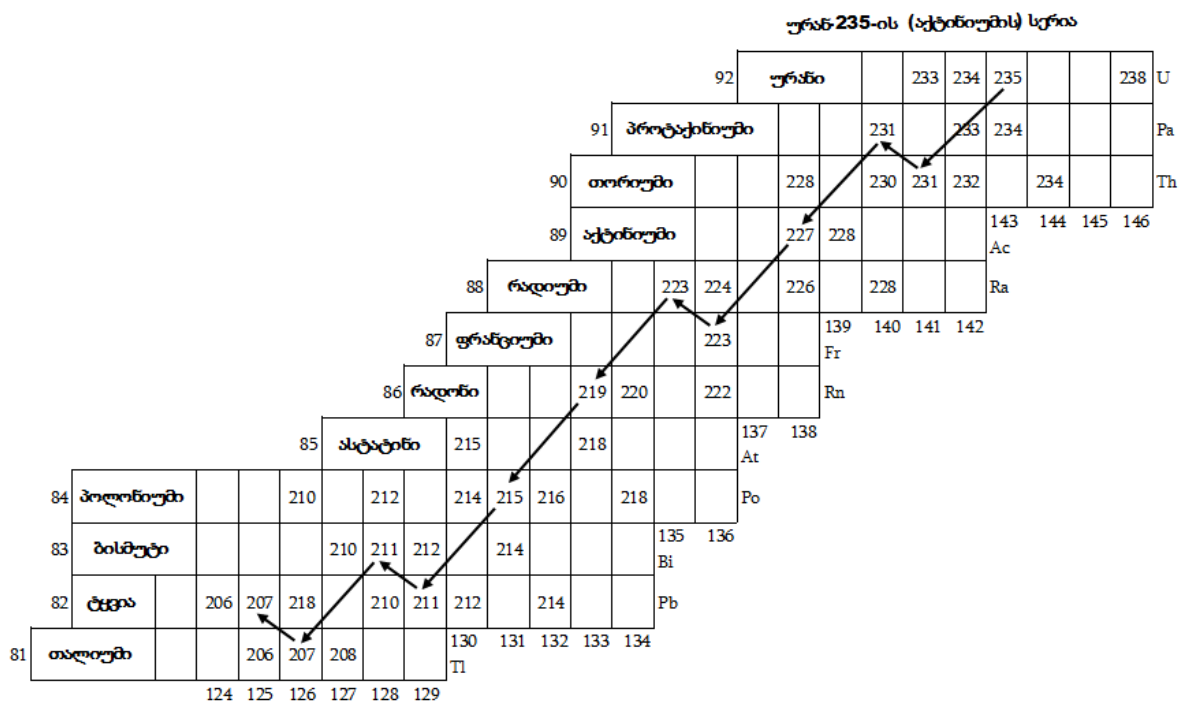
სქემა 2.3. ^{238}U -ის რადიოაქტიური დაშლის სერია (Hussain *et al.*, 2011).

სერიის ერთ-ერთ ფაზაში ჩნდება ^{226}Ra , რომლის ნახევრად დაშლის პერიოდი 1600 წელია. ^{226}Ra იშლება ^{222}Rn -ად, რომელიც წარმოადგეს ინერტულ, უსუნო და უფერო აირს. იგი არ ერთვება ქიმიურ ბმებში და ადვილად გადადის ატმოსფეროში. როგორც ზემოთ აღინიშნა, ურანის დაშლის ამ პროდუქტთან დაკავშირებული მაიონებელი გამოსხივება, ადამიანის (ძირითადად სასუნთქი ორგანოების) დასნებოვნების მთავარი მიზეზი ხდება.

2.3.2. აქტინიუმის რადიოაქტიური დაშლის სერია

სერია ასევე ცნობილია როგორც ^{235}U -ის დაშლის სერია. იგი იწყება ^{235}U -დან და თანამიმდევრობითი ტრანსფორმაციების შემდეგ მთავრდება სტაბილური ^{207}Pb -ით (სქემა 2.4). როგორც ცნობილია, ^{235}U -ის წილი ბუნებრივ ურანში შეადგენს 0.72%-ს ($T_{1/2}=703.8 \cdot 10^6$).

რადიოიზოტოპი ^{235}U მიეკუთვნება სპეციალური ბირთვული მასალების (სბმ) კატეგორიას (ხლეჩადი თვისებების გამო წარმოადგენს ბირთვული საწვავის ცენტრალურ კომპონენტს).



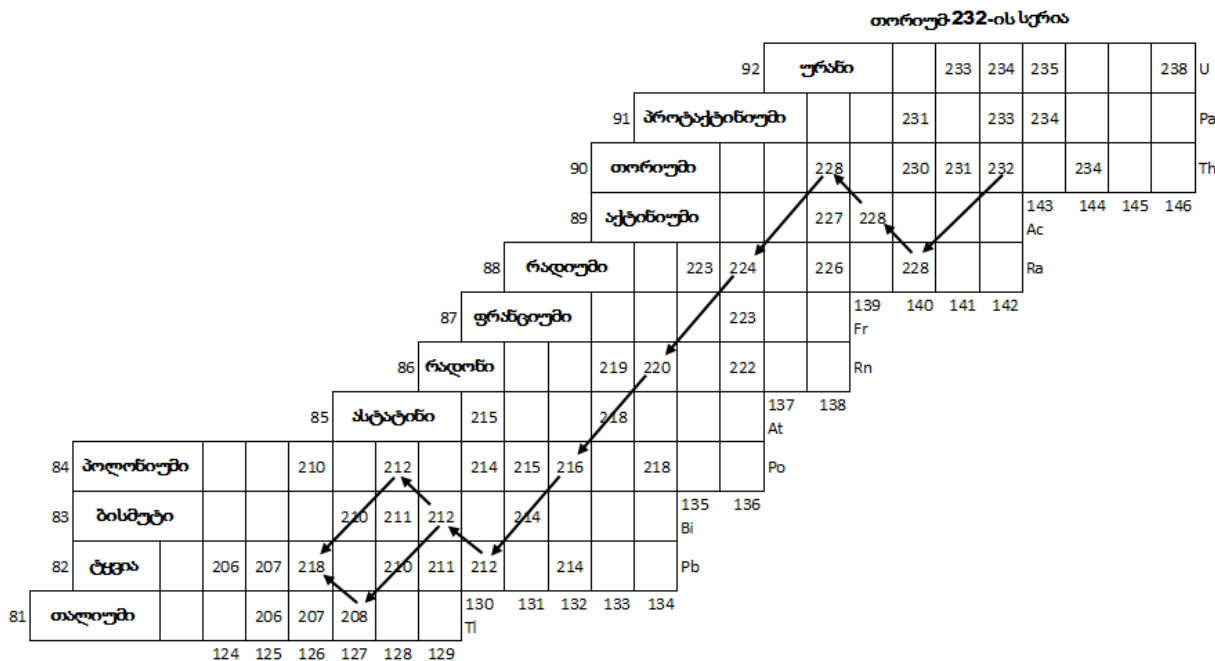
სქემა 2.4. ^{235}U -ის (აქტინიუმის) რადიოაქტიური დაშლის სერია (Hussain *et al.*, 2011).

^{235}U -ის დაშლის სერია მოიცავს 12 ნუკლიდს, 11 დაშლის ფაზას და 7 ალფა ნაწილაკის გამოყოფას (მინორული დაშლის მიმართულებები უგულებელყოფილია).

რადგან ამ რადიონუკლიდის რაოდენობა ბუნებრივ პირობებში ძალზედ მცირეა, გაზომვებისას შესაძლებელია მის მიერ განპირობებული რადიაციული დოზის წილის იგნორირება (Hussain *et al.*, 2011).

2.3.3. თორიუმის რადიოაქტიური დაშლის სერია

ბუნებრივი თორიუმის შემადგენლობის 100%-ს წარმოადგენს ^{232}Th ($T_{1/2} = 14 \cdot 10^9$ წელი). დაშლის 10 ფაზის განმავლობაში (სქემა 2.5) გამოიყოფილება 6 ალფა ნაწილაკი. გამა-სპექტრომეტრიის საშუალებით ადვილად იზომება ოთხი ნუკლიდი ^{228}Ac , ^{212}Pb , ^{212}Bi და ^{208}Tl . ^{212}Bi -ის დაშლა იტოტება, ალფა-დაშლის შედეგად მხოლოდ მისი 35% მოდის ^{208}Tl -ზე. ბეტა-დაშლის მიმართულება წარმოქმნის ^{212}Po -ს, რომლის გაზომვაც გამა-სპექტრომეტრიით შეუძლებელია. იმ შემთხვევაში, თუ ^{208}Tl გამოყენებულია ნიმუშებში თორიუმის აქტივობის კონცენტრაციის დასადგენად, გამოთვლების სიზუსტისთვის, როგორც წესი, მიღებული შედეგი იყოფა 0.3594-ზე.



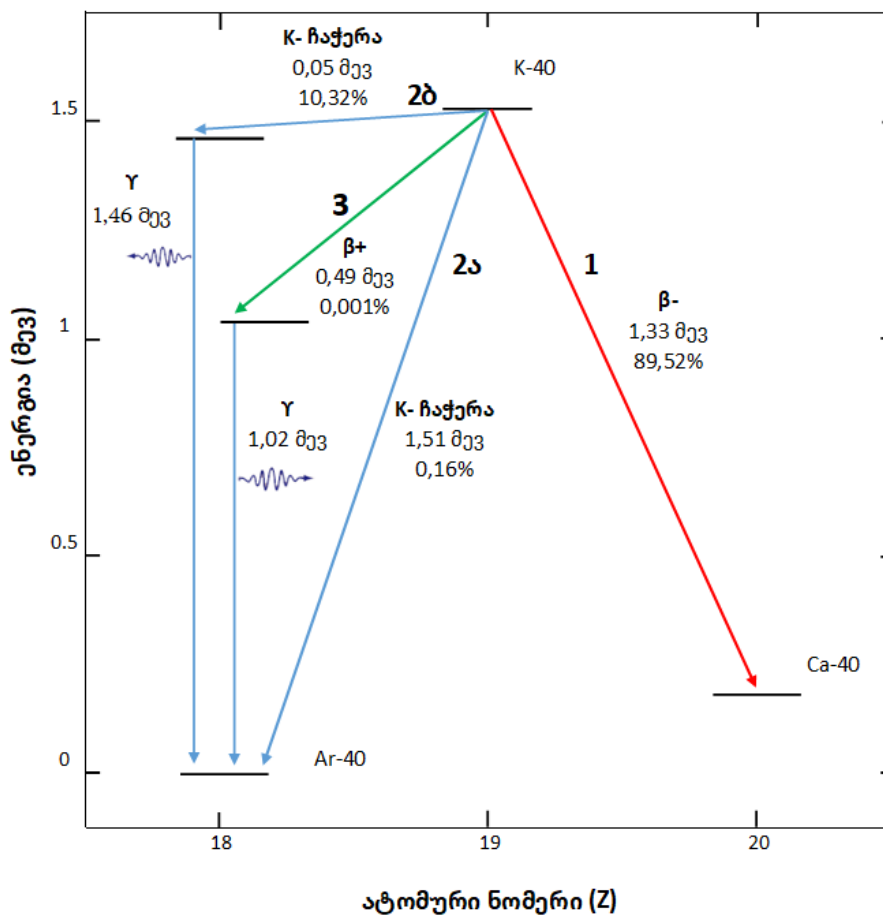
სქემა 2.5. ^{232}Th -ის რადიოაქტიური დაშლის სერია (Hussain *et al.*, 2011).

2.3.4. კალიუმის რადიოაქტიური დაშლა

ითვლება რომ ^{40}K წარმოადგენს გეოთერმული ენერჯის ერთ ერთი მთავარ წყაროს მიწის წიაღში. ^{40}K -ის ნახევრად დაშლის პერიოდი 1.25 მილიარდი წელია და შესაძლოა დაიშალოს სამი ძირითადი გზით (სქემა 2.6):

- ა) ბეტა ემისია;
- ბ) K-ელექტრონის ჩაჭერა;
- გ) პოზიტრონის ემისია.

პირველ შემთხვევაში (ბეტა-ემისია), რომლის შესაძლებლობა 89.52% შემთხვევაში არსებობს, ^{40}K პირდაპირ იშლება ^{40}Ca -ად (ხაზი 1, სქემაზე 2.6). ამ დროს გამოსხივდება ბეტა ნაწილაკი ენერჯით 1.33 მევ. გამოსხივებას თან არ ახლავს გამა-გამოსხივება (McDougall *et al.*, 1999).



სქემა 2.6. ^{40}K -ის რადიოაქტიური დაშლა (McDougall *et al.*, 1999).

მეორე შემთხვევაში (K-ელექტრონის ჩაჭერა), ^{40}K შესაძლოა გადავიდეს სტაბილურ ^{40}Ar -ის მდგომარეობაში ორი გზით:

1. ^{40}K პირდაპირ, ერთი ნახტომით გადადის ^{40}Ar -ში (ხაზი 2ა, სქემაზე 2.6). ამ გზით ^{40}K -ის დაშლის ალბათობა მხოლოდ 0.16%-ია;
2. ^{40}K შესაძლოა არაპირდაპირ გადავიდეს ^{40}Ar -ში ორ ეტაპად. პირველ ეტაპზე ^{40}K გადადის ^{40}Ar -ის პირველ აგზნებულ მდგომარეობაში. მეორე ეტაპზე აგზნებულ მდგომარეობაში მყოფი ^{40}Ar გადადის ძირითად მდგომარეობაში, რომელსაც თან ახლავს 1.46 მევ ენერჯის მქონე გამა-გამოსხივება (ხაზი 2ბ, სქემაზე 2.6). ცნობილია, რომ ამ გზას ^{40}K -ის ატომების მხოლოდ 10.32% გადის.

მესამე შემთხვევაში (პოზიტრონის ემისია), პროტონი შესაძლოა გარდაიქმნას ნეიტრონად, რომლის დროსაც გამოსხივდება პოზიტრონი და ^{40}K გადაიქცევა ^{40}Ar -ად (ხაზი 3, სქემაზე 2.6). ასეთი შემთხვევების ალბათობა დაახლოებით 0.001%-ია.

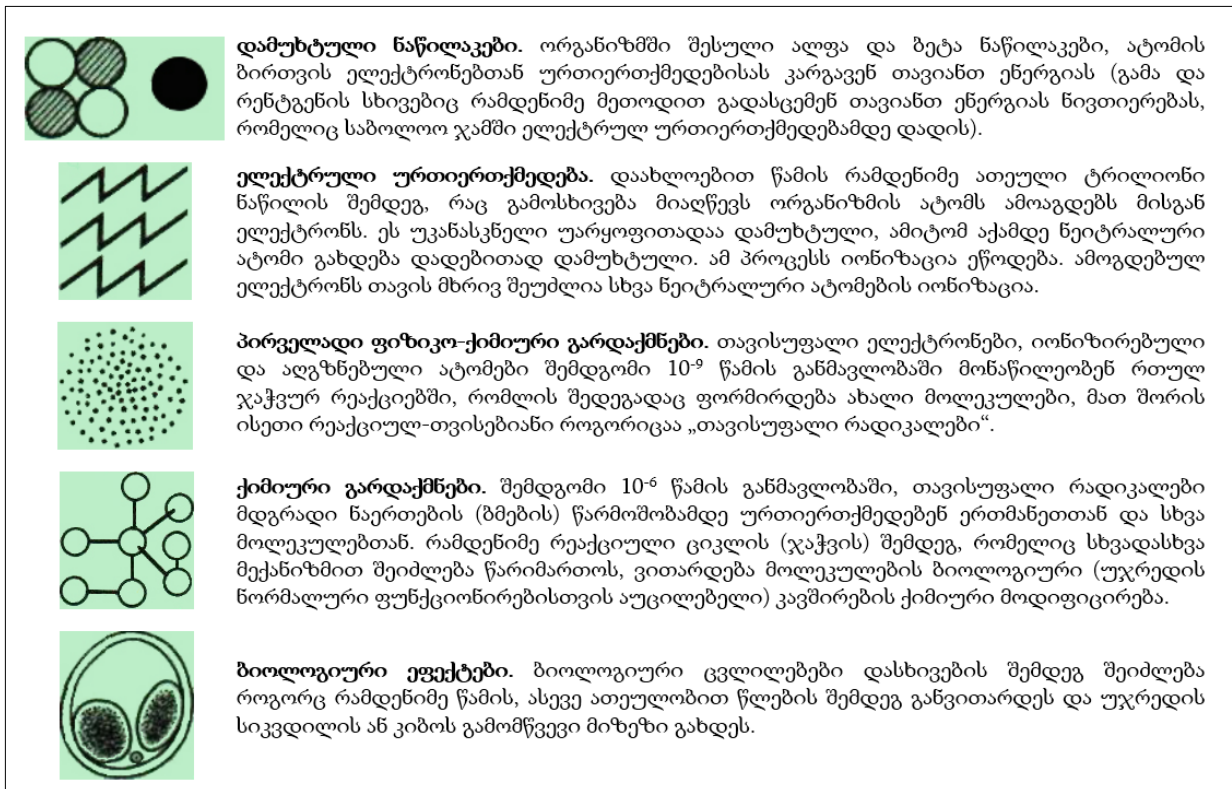
როგორც ცნობილია, ბუნებრივი რადიოაქტიური ელემენტების დაშლა გამოყენებულია ისეთ მნიშვნელოვან სამეცნიერო მიმართულებაში როგორცაა აბსოლუტური ასაკის განსაზღვრა რადიოაქტიური დათარიღების მეთოდით. მაგალითად, კალიუმ-არგონის (^{40}K - ^{40}Ar) დათარიღების მეთოდი ფართოდ გამოიყენება ქანების, მინერალების და გეოლოგიური პროცესების დათარიღების დროს.

2.4. მაიონებელი გამოსხივების ზემოქმედება ორგანიზმზე

მაიონებელი გამოსხივების ბიოლოგიურ სხეულზე ზემოქმედების კვლევას უდიდესი მნიშვნელობა ენიჭება სამეცნიერო, სამედიცინო და რადიაციული უსაფრთხოების თვალსაზრისით. მაიონებელმა გამოსხივებამ ბიოლოგიურ სხეულში შესაძლოა გამოიწვიოს ნივთიერებათა ცვლის დარღვევა, ინფექციური გართულებები, კიბოს სხვადასხვა ფორმები, უშვილობა, სხივური კატარაქტა, სხივური დამწვრობა და სხვა დაავადებები. მაიონებელი გამოსხივების ძირითად სახეებს წარმოადგენენ ალფა და ბეტა ნაწილაკები, გამა და რენტგენის სხივები და ნეიტრონები (IAEA, 2004).

მაიონებელი გამოსხივება თავის მოქმედებას იწყებს ორგანიზმში მოხვედრისთანავე, რის შემდეგაც ვითარდება სხვადასხვა სახის პროცესების ჯაჭვი, დაწყებული საწყისი

ფიზიკური პროცესებიდან დამთავრებული სხვადასხვა სახის ბიოლოგიურ ეფექტებამდე (სქემა 2.7).



სქემა 2.7. მაიონებული გამოსხივების ზემოქმედება ორგანიზმის ქსოვილზე (UNEP, 1985).

განასხვავებენ რადიაციის ბიოლოგიურ სხეულზე ზემოქმედების პირდაპირ და არაპირდაპირ (ირიბ) ფორმებს.

რადიაციის პირდაპირი ზემოქმედებით გამოწვეული ბიოლოგიური ეფექტები, მაიონებული გამოსხივების ზემოქმედებით გამოწვეული მთლიანი ეფექტების 1/3-ს შეადგენს (Riccardo, 2018). იგი ვლინდება დნმ-ის მოლეკულებზე პირდაპირი ზემოქმედებით რის შედეგად იქმნება ცოცხალ ორგანიზმებთან შეუთავსებელი მაღალაქტიური რადიკალები (სქემა 2.8), რაც თავის მხრივ, ორგანიზმში იწვევს ბიოქიმიური პროცესების რღვევას.

მაიონებული გამოსხივების არაპირდაპირი (ირიბი) ზემოქმედების პროცესი მთლიანი ბიოლოგიური ეფექტების 2/3-ს განაპირობებს (Riccardo, 2018). ირიბი ზემოქმედების პროცესი აიხსნება წყლის რადიოლიზის მეშვეობით. როგორც ცნობილია, წყალი

ადამიანის ორგანიზმის 80%-ს შეადგენს. წყლის იონიზაციის დროს წარმოიქმნება ე.წ. თავისუფალი რადიკალები (მაგ. ატომარული წყალბადი (H), ჰიდროქსიდი (HO₂) და წყალბადის ზეჟანგი (H₂O₂)), რომლებიც არღვევენ ორგანიზმში მიმდინარე ნივთიერებათა ცვლის ნორმალურ პროცესებს (UNEP, 1985).



სქემა 2.8. მაიონებელი გამოსხივების ზემოქმედება დნმ-ზე (Riccardo, 2018).

პროცესების განვითარების თვალსაზრისით, ადამიანის ორგანიზმზე მაიონებელი გამოსხივების ზემოქმედების ცალკეული ბიოლოგიური ეფექტები იყოფა ორ კატეგორიად: **სომატიური (სხეულთან დაკავშირებული)**, რომელიც ვლინდება ადამიანის ორგანიზმში სხვადასხვა დაავადებების განვითარებით და **გენეტიკური**, რომელიც დაკავშირებულია გენეტიკური აპარატის დაზიანებასთან და ვლინდება შემდგომ თაობებში. დგინდება, რომ რადიაციის მიმართ განსაკუთრებულ მგრძობიარობას იჩენენ ქრომოსომები და ციტოპლაზმა.

განსხვავებები იკვეთება ორგანიზმზე მოქმედი მაიონებელი გამოსხივების **დიდი** და **მცირე** დოზებით გამოწვეულ ბიოლოგიურ ეფექტებს შორის.

დიდი დოზებით ორგანიზმის დასხივების დროს ვლინდება ე.წ. **დეტერმინირებული (ბარიერული)** ეფექტები (უჯრედების დაშლა, ორგანიზმის ქსოვილის დაზიანება ან/და ლეტალური შედეგი). ბარიერული დოზები, რომლებიც იწვევენ სხვადასხვა ბიოლოგიურ ეფექტებს სხვადასხვა ორგანოების და ქსოვილებისთვის საერთო,

განზოგადოებული ფორმით მოცემულია UNSCEAR-ის 1982 წლის ანგარიშში (მაგ. თვალის ბროლისთვის, დეტერმინირებული ეფექტების თავიდან აცილების დადგენილი ზღვარია - 0.15 ზვ, სხვა ორგანოებისთვის - 0.5 ზვ (UNSCEAR, 1982)).

მეორეს მხრივ, მაიონებელი გამოსხივების ე.წ **მცირე დოზებმა** (ერთეული ან ათეული მკზვ) ბიოლოგიურ სხეულში შესაძლოა გამოიწვიოს არასრულყოფილად გამოვლენილი მოვლენების ჯაჭვი ანუ ე.წ **სტოქასტური (უბარიერო, ალბათური, შემთხვევითი) ეფექტები**. სხვადასხვა სიმსივნურ დაავადებებთან ერთად, ასეთ ეფექტებს განეკუთვნება მუტაგენური (გენეტიკური) დეფექტები, ნაყოფის დაზიანება და სხვ.

ექსპერიმენტული კვლევების შედეგები აჩვენებს, რომ რადიაციის მიმართ ყველაზე მგრძობიარენი არიან ძუძუმწოვრები, მათ შემდგომ თანმიმდევრობით მოჰყვება: ფრინველები, თევზები, ქვეწარმავლები და მწერები. მცენარეთა მგრძობიარობა დიდ დიაპაზონებში იცვლება და ნაწილობრივ ცხოველთა მაჩვენებლებს ემთხვევა. მაღალი რადიაციის მიმართ ყველაზე ნაკლებად მგრძობიარეა ხავსი, წყალმცენარეები და მიკროორგანიზმები, როგორცაა ბაქტერიები და ვირუსები (UNSCEAR, 1996).

როგორც აღინიშნა, რადიაციულ დასხივებას ადამიანები სხვადასხვა ფორმით და რაოდენობით იღებენ. ხშირ შემთხვევაში ეს დაკავშირებულია ადამიანის პროფესიულ საქმიანობასთან და საყოფაცხოვრებო პირობებთან. ყველა შემთხვევაში საჭირო ხდება მარეგულირებელი და პროფილაქტიკური მექანიზმების შემუშავება, რათა გაკონტროლებულ იქნას რადიაციის პოტენციური მავნე ზემოქმედებისგან მოსახლეობის და გარემოს მაქსიმალური დაცვა.

2.5. საერთაშორისო და ეროვნული რეგულაციები

1955 წელს გაეროს ეგიდით შეიქმნა **ატომური რადიაციის ეფექტების სამეცნიერო კომიტეტი (UNSCEAR)**. ამ ორგანიზაციას, თავისი არსებობის ხანგრძლივი პერიოდის განმავლობაში ჩატარებული აქვს უამრავი სამეცნიერო კვლევა, მოგროვებული აქვს უამრავი ფაქტიური მასალა; სხვადასხვა პერიოდებში სამეცნიერო-ტექნიკური ანგარიშების სახით გამოქვეყნებული აქვს უმნიშვნელოვანესი საინფორმაციო მასალა (ე.წ. ანგარიშები გაეროს გენერალური ასამბლეის მიმართ). ამ ანგარიშებში

დეტალურად არის მოცემული ინფორმაცია მაიონებელი გამოსხივების ზემოქმედების და მისგან გამოწვეული სხვადასხვა ეფექტების შესახებ. ანგარიშები ასევე მოიცავს მონაცემებს რადიაციის სხვადასხვა წყაროების გარემოში (მათ შორის ქანებში და ნიადაგებში არსებული რადიოაქტიური მასალების) განაწილების და მათ მიერ გამოწვეული დასხივების დოზების შესახებ. თუმცა, როგორც ზემოთ აღინიშნა, ამ ანგარიშებში არ მოიძებნება მონაცემები საქართველოში არსებული მდგომარეობის შესახებ.

წინამდებარე კვლევაში, UNSCEAR-ის შესაბამისი ანგარიშები გამოყენებულია ძირითად სახელმძღვანელო დოკუმენტებად. კერძოდ UNSCEAR-ის პერიოდული ანგარიშების (UNSCEAR, 1982; 1993; 1996; 2000; 2008) მიხედვით, წინამდებარე კვლევაში გამოყენებულია კვლევის ჩატარების აპრობირებული მეთოდოლოგია, დადგენილი და რეკომენდირებული კონვერტაციის კოეფიციენტები, წონადობის ფაქტორების (weighting factors) და სხვა სახის მნიშვნელოვანი ინფორმაცია და მონაცემები.

გაეროს ეგიდით გამოცემული ლიტერატურიდან, წინამდებარე კვლევისთვის ასევე გამოყენებულია გარემოზე და ადამიანზე რადიაციის ზემოქმედების, დოზების, რისკებისა და ეფექტების შესახებ მიძღვნილი გამოცემა (UNEP, 1985).

დღეს საერთაშორისო დონეზე მოქმედი ორგანიზაციებიდან, ერთერთი უმნიშვნელოვანესია 1957 წელს, ასევე გაეროს ეგიდით შექმნილი **ატომური ენერჯის საერთაშორისო სააგენტო (IAEA)**. ამ ორგანიზაციის ერთ-ერთ მთავარ ამოცანას წარმოადგენს სხვადასხვა ქვეყნებში არსებული ბირთვული ობიექტების და ზოგადად ბირთვული ენერჯის კონტროლი, რათა არ მოხდეს ამ ენერჯის არამშვიდობიანი მიზნებისთვის გამოყენება. ორგანიზაცია ახორციელებს სხვადასხვა ქვეყნების დახმარებას (მათ შორის საქართველოს) სარეგულაციო ნორმების და ლიცენზიების შემუშავებაში, ბირთვულ და რადიაციული უსაფრთხოების საკითხებზე საკანონმდებლო ბაზის განვითარებაში.

საერთაშორისო მასშტაბით მოქმედ ერთ-ერთ მნიშვნელოვან ორგანიზაციას წარმოადგენს 1926 წელს დაარსებული, დამოუკიდებელი არასამთავრობო ორგანიზაცია **რადიოლოგიური დაცვის საერთაშორისო კომისია (ICRP)**. ეს

ორგანიზაცია იძლევა, საინტერესო, კვლევებით დასაბუთებულ ნორმირების რეკომენდაციებს და რადიაციისგან დაცვის სახელმძღვანელო ინსტრუქციებს.

რადიაციული უსაფრთხოების საკითხებთან დაკავშირებულ სხვა საერთაშორისო ორგანიზაციებიდან აღსანიშნავია აგრეთვე **მსოფლიო ბირთვული ასოციაცია (WNA)** და **ჯანდაცვის საერთაშორისო ორგანიზაცია (WHO)**.

რადიაციული უსაფრთხოების და მონიტორინგის საკითხებთან დაკავშირებით, საქართველოში დღეს მოქმედი ორგანიზაციებიდან აღსანიშნავია საქართველოს გარემოს დაცვისა და სოფლის მეურნეობის სამინისტროს შემადგენლობაში შემავალი, სსიპ - **ბირთვული და რადიაციული უსაფრთხოების სააგენტო**, რომელიც მუშაობს ლიცენზირების, გადაზიდვების კონტროლის და საკანონმდებლო რეგულაციების სხვადასხვა (მათ შორის ექსპერტული რეკომენდაციების) საკითხებზე. ასევე აღსანიშნავია, ზემოთ აღნიშნული სამინისტროს შემადგენლობაში შემავალი, სსიპ - **გარემოს ეროვნული სააგენტო**, რომლის ერთ-ერთ მნიშვნელოვან ფუნქციას საქართველოში რადიაციული დაბინძურების და რადიაციული ფონის მონიტორინგის საკითხებზე მუშაობა წარმოადგენს.

მოქმედი კანონმდებლობის საფუძველზე (კანონი „ბირთვული და რადიაციული უსაფრთხოების შესახებ, 2012), საქართველოს მთავრობის 2015 წლის 27 აგვისტოს დადგენილებით მიღებულია ტექნიკური რეგლამენტი - „მაიონებელი გამოსხივების წყაროებთან მოპყრობისადმი რადიაციული უსაფრთხოების ნორმები და ძირითადი მოთხოვნები“ (რუნ, 2015). ამ დოკუმენტში განსაზღვრულია საქართველოში მოსახლეობის, ისევე როგორც სახვადასხვა პროფესიონალურ სფეროში დასაქმებული პერსონალის რადიაციული დასხივების ნორმები და შეზღუდვები. დოკუმენტში ასევე განსაზღვრულია საქართველოში სამშენებლო მასალების ბუნებრივი რადიონუკლიდების შემცველობის ნორმები. კერძოდ, საბადოებში მოპოვებულ ბუნებრივ საშენ მასალებში (ღორღი, ხრეში, ქვიშა, საყორე და პილონური ქვა, ცემენტისა და აგურის მასალები და სხვ.) და წარმოების მეორად პროდუქტებში ან წარმოების ნარჩენებში (ნაცრები, შლაკები და სხვ.) ბუნებრივი რადიონუკლიდების ზღვრული ხვედრითი ეფექტური აქტივობები; მინერალურ ნედლეულში ან მისგან დამზადებულ პროდუქციაში (კერამიკის ან კერამო-გრანიტის, ბუნებრივი ან

ხელოვნური ქვა და სხვ.) ბუნებრივი რადიონუკლიდების ზღვრულად დასაშვები შემცველობები და სხვა მნიშვნელოვანი მონაცემები.

2.6. რადიაციულ-ეკოლოგიური კვლევები საქართველოში

საქართველოში რადიაციულ-ეკოლოგიური კვლევების მიმართულებით, დღემდე ბევრ მეცნიერს და მკვლევარს უმუშავია (Nadareishvili *et al.*, 1991; Katamadze *et al.*, 1994; Pagava, 2003; Kekelidze *et al.*, 2017 და სხვ.). კვლევები მოიცავს, როგორც ბუნებრივად არსებული რადიაციული მდგომარეობის აღწერას, ასევე დაბინძურების კვალის, სამედიცინო უსაფრთხოების და სხვა მნიშვნელოვან რადიაციულ-ეკოლოგიურ საკითხებს (ცხოვრებაძე, 2006; ხუტაშვილი, 2011 და სხვ.).

რაც შეეხება ქანებში და ნიადაგებში არსებული ბუნებრივი რადიონუკლიდების ძიებას და სხვადასხვა რადიომეტრიულ სამუშაოებს, ეს ყოფილი საბჭოთა კავშირის ტერიტორიაზე (მათ შორის საქართველოშიც) გასულ საუკუნეში დაიწყო და ინტენსიური ხასიათი 40-50-იან წლებში მიიღო. ცხადია, რომ ეს ინტერესი გამოწვეული იყო იმ დროისათვის არსებული მსოფლიო მასშტაბის ბირთვულ-ტექნოლოგიური პროგრესით და შესაბამისად ურანის საბადოების ძიების ინტერესით და საჭიროებით.

მიუხედავად ამისა, უნდა აღინიშნოს, რომ საქართველოს ნიადაგებში და ქანებში ბუნებრივი და ტექნოგენური წარმოშობის რადიონუკლიდების განაწილების და მათი მახასიათებლების თემაზე რეგულარული კვლევები არ განხორციელებულა (Kekelidze *et al.*, 2018b).

აღნიშნული მიმართულებით საქართველოში ჩატარებულია მრავალი კვლევა. ამათგან აღსანიშნავია პროფესორების რ. ხაზარაძის, კ. გელაშვილის, ნ. ვეფხვაძის, ზ. ჩანქსელიანის, მ. ციციშვილის ხელმძღვანელობით ჩატარებული კვლევები. აღნიშნული კვლევების ძირითადი მეცნიერული შედეგები ქვეყნდებოდა საქართველოს მეცნიერებათა აკადემიის ჟურნალებში „მაცნე“-სა და „მოამბე“-ში (ხეცურიანი, 2012) და სამედიცინო პერიოდულ გამოცემებში: „რადიაციული გამოკვლევები“ (ტომები: V, VI, VII, VIII, IX და X) და „ეკოლოგიის პრობლემები“ (გამომცემლობა „მეცნიერება“).

საქართველოში საკითხისადმი ინტერესი გაამძაფრა 1986 წლის აპრილში ჩერნობილის აეს-ზე მომხდარმა აფეთქებამ, რომელმაც მნიშვნელოვანი გავლენა იქონია საქართველოში რადიაციული ფონის ცვლილებაზე. ჩერნობილის თემასთან დაკავშირებული მნიშვნელოვანი კვლევებიდან (Katamadze *et al.*, 1994; Mosulishvili *et al.*, 1994; Nadareishvili *et al.*, 1991) ჩანს, რომ ავარიით გამოწვეული ტექნოგენური დაბინძურება მნიშვნელოვნად აისახა საქართველოს (განსაკუთრებით კი დასავლეთ საქართველოს) ნიადაგებზე. მაგალითად შავი ზღვის სანაპირო ზოლში ^{137}Cs -ის კონცენტრაცია რამდენიმე ასეული ბკ/კგ-დან რამდენიმე ათას ბკ/კგ შუალედში იცვლებოდა (Kekelidze *et al.*, 2018b). დასავლეთ საქართველოში, სანაპირო ზოლსა და მიმდებარე ტერიტორიის დაბინძურების შესახებ მნიშვნელოვან ინფორმაციას ვლელბულობთ აგრეთვე პროფესორ ს. ფაღავას (Pagava, 2003 და სხვ.) კვლევებიდან.

ეროვნულ დონეზე არსებული წყაროებიდან წინამდებარე კვლევისათვის მნიშვნელოვანი ინფორმაცია იქნა მოძიებული 2011 წელს გამოცემული დოკუმენტიდან „ეროვნული მოხსენება გარემოს მდგომარეობის შესახებ 2007-2009“. ამ წყაროდან ირკვევა, რომ 2000 წელს საფრანგეთის ატომური ენერჯის უშიშროების კომისარიატისა და საქართველოს ბირთვული და რადიაციული უსაფრთხოების სამსახურის სპეციალისტებმა ატომური ენერჯის საერთაშორისო სააგენტოს (IAEA) ეგიდით საქართველოს ტერიტორიის რამდენიმე მონაკვეთზე მაიონებელი გამოსხივების აეროგამატესტირება ჩატარეს (ეროვნული მოხსენება გარემოს მდგომარეობის შესახებ 2007-2009, 2011). გაზომვები ჩატარდა ლანჩხუთის, ოზურგეთის, აბაშის, მარტვილის, სენაკის, ხობის, ჩხოროწყუს, წალენჯიხის, ზუგდიდის, ხონის, ვანის, ზესტაფონის, ხარაგაულის რაიონებში და ქ. ფოთში. შეგროვებული მონაცემების მიხედვით, ბუნებრივი რადიოაქტიური ნუკლიდების განსაკუთრებით მაღალი შემცველობების მქონე ტერიტორიები არ დაფიქსირებულა. მაიონებელი გამოსხივების ბუნებრივი წყაროების ნიადაგებში შემცველობა მოსალოდნელ ფარგლებში მერყეობს. თუმცა გამოვლინდა შედარებით გაზრდილი კონცენტრაციის „ლაქებიც“. კერძოდ, აღმოჩნდა ტერიტორიები, სადაც ნიადაგის ბუნებრივი თვისებების გამო, მაიონებელი გამოსხივების ბუნებრივი ფონი მცირედ გაზრდილია, თუმცა იმყოფება დასაშვები ნორმის ფარგლებში.

წინამდებარე სადისერტაციო ნაშრომში, სამეცნიერო წყაროებად აგრეთვე გამოყენებულია საქართველოში დაცული სადისერტაციო შრომები, რომლებიც მოიცავს ქვეყანაში რადიაციული კონტროლის საკითხებზე ჩატარებულ კვლევებს და გარემოს რადიაციულ-ეკოლოგიურ შეფასებებს (ხეცურიანი, 2012; ცხოვრებაძე, 2006; ხუტაშვილი, 2011). წინამდებარე კვლევისთვის ასევე გამოყენებულ იქნა საქართველოში გრანიტული ქანების გავრცელების ტერიტორიების (ხრამისა და ძირულის კრისტალური მასივების) გეოლოგიური კვლევის მასალები (ჩაგელიშვილი, 2006; მშენიერაძე, 2011 და სხვ.).

საქართველოში ბოლო პერიოდში ჩატარებული რეგიონული კვლევებიდან აღსანიშნავია პროფესორ ნ. კეკელიძის ხელმძღვანელობით ჩატარებული კვლევები მცხეთა-მთიანეთის, შიდა და ქვემო ქართლის ნიადაგში და ქანებში რადიონუკლიდების შემცველობის და მახასიათებლების შესახებ (Kekelidze *et al.*, 2017; Kekelidze *et al.*, 2018a და სხვ.). აღნიშნულ კვლევებში, საკვლევი თემატიკა განხილულია საკვლევი ტერიტორიების გეოლოგიური მახასიათებლების კონტექსტში (ტექტონიკური ზონალობა და ქვეზონალობა, ქანები, ნიადაგები, მიწისქვეშა წყლის ნაკადები და სხვ.). ამ ნაშრომებში გამოკვლეულია ბუნებრივი რადიონუკლიდების ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th და მათი დაშლის პროდუქტების, რადიონუკლიდ ^{40}K -ის, ტექნოგენური რადიონუკლიდის ^{137}Cs -ის განაწილება და მახასიათებლები (მთლიანობაში გამოკვლეულია 22 სახის რადიონუკლიდი. მაგალითად, ^{232}Th -ის ოჯახიდან გამოკვლეულია ^{228}Ac , ^{228}Th , ^{224}Ra , ^{212}Pb , ^{212}Bi და ^{208}Tl ; ^{238}U -ის ოჯახიდან - ^{234}Th , ^{234}Pa , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{214}Pb , ^{214}Bi , და ^{210}Pb ; ^{235}U -ის ოჯახიდან - ^{235}U , ^{231}Th , ^{227}Th , ^{223}Ra , ^{219}Rn და ^{211}Pb , ისევე როგორც რადიონუკლიდები ^7Be , ^{40}K და ტექნოგენური რადიონუკლიდი ^{137}Cs . კვლევებში განხილული და გამოკვლეულია აგრეთვე რადიოლოგიური პარამეტრებიც: ჰაერში, შთანთქმული დოზა, რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობა, წლიური ეფექტური დოზა. რადიონუკლიდების კონცენტრაციებისთვის და ფარდობებისთვის მიღებული შედეგები განხილულია სახვადასხვა ასპექტებით, როგორცაა: დამოკიდებულება ტექტონიკური ზონალობაზე, ნიადაგის ტიპზე და სხვ.

ჩვენს მიერ მოძიებული ინფორმაციის საფუძველზე ქართულ ნაშრომების უმრავლესობაში (ცხოვრებაძე, 2006; ხუტაშვილი, 2011; ხეცურიანი, 2012) ბუნებრივი

რადიონუკლიდების ნიადაგში კონცენტრაციის ლაბორატორიული შესწავლა განხორციელებულია საქართველოს აგრარული უნივერსიტეტის, სსიპ რადიოლოგიისა და ეკოლოგიის ინსტიტუტის სამეცნიერო ლაბორატორიის ბაზაზე არსებულ სპექტრული ანალიზატორის გამოყენებით (HPGe, Canberra, პროგრამული უზრუნველყოფა Genie-2000). თუმცა, ბოლოს მოძიებული ინფორმაციით, სათანადო ინფრასტრუქტურა აღნიშნულ დაწესებულებაში აღარ არსებობს. ქართული ნაშრომების ნაწილში (Kekelidze *et al.*, 2017; Kekelidze *et al.*, 2018a და სხვ.) ლაბორატორიული სამუშაოები განხორციელებულია თბილისის ივ. ჯავახიშვილის სახელობის სახელმწიფო უნივერსიტეტის ბაზაზე არსებული გამა სპექტრომეტრის გამოყენებით (Canberra GC2020, პროგრამული უზრუნველყოფებით Genie-2000 და LabSOCS).

მოძიებული ინფორმაციის ანალიზის საფუძველზე, წინამდებარე კვლევისათვის საჭირო ლაბორატორიული სამუშაოებისთვის (ნიმუშებში რადიონუკლიდების კონცენტრაციების დასადგენად გამა სპექტროსკოპული მეთოდით) გამოყენებულ იქნა თბილისის ივ. ჯავახიშვილის სახელმწიფო უნივერსიტეტის, სსიპ - ელევთერ ანდრონიკაშვილის სახელობის ფიზიკის ინსტიტუტის გამოყენებითი კვლევების ცენტრთან არსებული, რადიოლოგიური კვლევების ლაბორატორიის ინფრასტრუქტურა (დეტალურად აღწერილია მე-3 თავში).

2.6.1. საქართველოს გეოლოგიური ფონდები

საქართველოს სახელმწიფო გეოლოგიურ ფონდებში⁶ დაცულია საქართველოში და ნაწილობრივ მთლიანად კავკასიაში, ჩატარებული გეოლოგიური სამიეზო-კვლევითი სამუშაოების ამსახველი მასალები.

საერთოდ, ძეგნა-ძიებითი სამუშაოების დიდი ნაწილი მიმდინარეობდა და ნაწილობრივ დღესაც მიმდინარეობს ე.წ. თანმდევი ძიების პრინციპით, რაც გულისხმობდა იმას, რომ საველე კვლევების, განსაკუთრებით აგეგმვითი სამუშაოების დროს, როგორც წესი, პარალელურად იზომებოდა გარემოს რადიაციული ფონი,

⁶ საქართველოს გარემოს დაცვის და სოფლის მეურეობის სამინისტროს, სსიპ - გარემოს ეროვნული სააგენტოს გეოლოგიური ფონდები.

მიმდინარეობდა ქანებში რადიაციული ელემენტების შემადგენლობების დადგენა. მასალები მოიცავს ანგარიშებს საქართველოს სხვადასხვა რეგიონების მიხედვით და შედგება, როგორც ცალკეული ექსპედიციური სამუშაოების შემაჯამებელი, ასევე ყოველწლიური და რამდენიმე წლიანი შემაჯამებელი და საინფორმაციო დოკუმენტებისგან. გეოლოგიური ფონდების საძიებო კატალოგში ცალკე არსებობს განყოფილება „რადიომეტრია“. სადაც ინახება გეოლოგიური ექსპედიციების მიერ შედგენილი ანგარიშები და საინფორმაციო დასკვნები.

გეოლოგიურ ფონდებში დაცული მასალებიდან ჩვენი კვლევისთვის ძირითადად გამოყენებული იქნა 1:50 000 მასშტაბის გეოლოგიური რუკები (სახელმწიფო გეოლოგიური რუკები - „Болнисский Рудный Район, К-38-89-А, В“ (ფრუიძე და სხვ., 1995) და „Лиахвская ЛСП, К-38-64-А“ (გეგუჩაძე და სხვ., 1972), ასევე სახელმწიფო გეოლოგიური რუკა - „Окрибская ЛСП, К-38-63-Г“ (დევდარიანი და სხვ., 1980)). ჩვენი კვლევისთვის, აღნიშნული მასალები დამუშავდა გეო-საინფორმაციო სისტემაში (GIS) და გამოყენებულ იქნა როგორც ბაზისი, სხვადასხვა სახის თემატური ციფრული რუკების შესაქმნელად.

თავი 3. მეთოდოლოგია

წინამდებარე კვლევაში დასახული ამოცანების განსახორციელებლად გამოყენებულ იქნა საერთაშორისოდ აპრობირებული მეთოდოლოგია და პრაქტიკა, რომელიც მოიცავს შემდეგ ძირითად საკითხებს:

- საკვლევი ტერიტორიების შერჩევა;
- განსაზღვრული კრიტერიუმების მიხედვით საკვლევი ტერიტორიების დასინჯვის სქემის შედგენა;
- საველე სამუშაოები (ნიმუშების აღება საკვლევი ტერიტორიების ნიადაგებიდან და მათი პირველადი დამუშავება);
- ველზე რადიაციული ფონის *in situ* გაზომვების ჩატარება პორტატული რადიაციული დოზიმეტრის გამოყენებით;
- აღებული ნიმუშების შემდგომი დამუშავება და მომზადება ლაბორატორიული ანალიზისთვის;
- ნიმუშებში ბუნებრივი წარმოშობის რადიონუკლიდების (^{238}U , ^{232}Th -ის და ^{40}K) კონცენტრაციების განსაზღვრა, კერძოდ:
 - ლაბორატორიული გაზომვებით აქტივობის კონცენტრაციების (ხვედრითი/კუთრი აქტივობების) განსაზღვრა (ბკ/კგ-ში);
 - ხვედრითი აქტივობებისთვის მიღებული შედეგების მიხედვით ნიადაგში რადიონუკლიდების შემცველობების გამოთვლა (გ/კგ და ppm-ში);
- აქტივობის კონცენტრაციებისთვის მიღებული შედეგების მიხედვით მოსახლეობის დასახლების რისკების შეფასებისთვის საჭირო პარამეტრების გამოთვლა (ჰაერში შთანთქმული ეფექტური დოზა, წლიური ეფექტური დოზა; რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობა, საფრთხის ინდექსები და კიბოს გამოწვევის რისკი);
- ბუნებრივი რადიონუკლიდების პარალელურად ნიადაგის ერთ-ერთი ძირითადი ანთროპოგენური დამაბინძურებლის ^{137}Cs -ის მახასიათებლების დადგენა;

- მიღებული შედეგების შედარება ეროვნულ და საერთაშორისო დონეზე არსებულ მონაცემებთან;
- მიღებული შედეგების ანალიზი, კორელაციების დადგენა და ინტერპრეტაცია.

3.1. საკვლევ ტერიტორიები

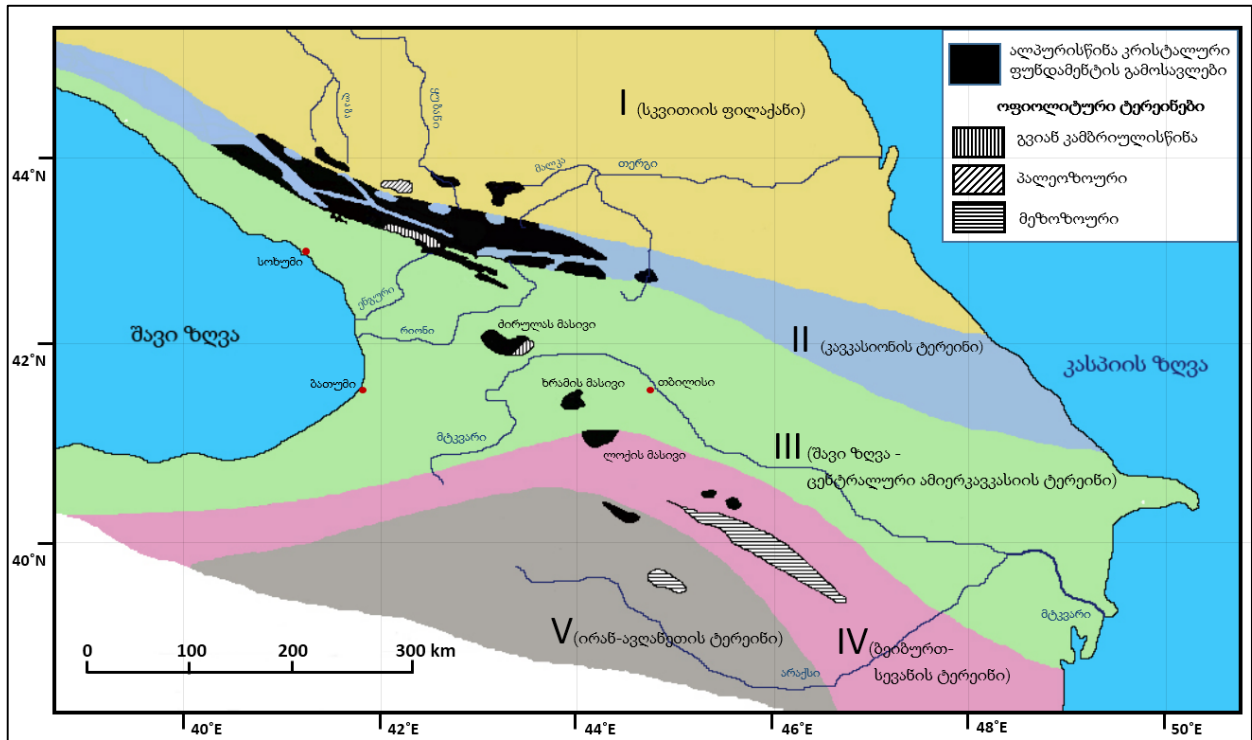
საკვლევ ტერიტორიების შერჩევისას გათვალისწინებული იქნა შემდეგი ძირითადი ფაქტორი: საკვლევ ტერიტორიებზე გრანიტული ქანების არსებობა ვინაიდან, როგორც აღინიშნა, გრანიტული ქანები ამჟღავნებენ შედარებით მაღალ ბუნებრივ რადიოაქტივობას. შესაბამისად, გრანიტული ქანების გავრცელების არეალში არსებულ ნიადაგებში, წინასწარი ვარაუდით, მომატებული უნდა იყოს ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციები.

საკვლევ ტერიტორიების შერჩევის მნიშვნელოვან ფაქტორს წარმოადგენდა აგრეთვე ნიადაგის ფენის არსებობა, ვინაიდან მაგალითად კავკასიონის ცენტრალური ქედის გრანიტული ქანების გავრცელების არეალში ნიადაგი ან ძალიან თხელია ან პრაქტიკულად არ არსებობს.

შერჩევის შემდეგი კრიტერიუმი იყო დასახლებული პუნქტების არსებობა და მოსახლების სასოფლო სამეურნეო საქმიანობა (ტერიტორიის საძოვრად ან/და სახნავ სათესებად გამოყენება) და სამრეწველო სახის სხვადასხვა აქტივობები (მაგ. თიხის, ქვიშის მოპოვება და ამ მასალების სამშენებლო ან/და მოსაპირკეთებელი სახის სამუშაოებისთვის გამოყენება). აღნიშნული ფაქტორების გათვალისწინებით შესაძლებელი ხდება საკვლევ ტერიტორიებზე მცხოვრები მოსახლეობის რადიაციული დასხივების პოტენციური რისკების შეფასება და ანალიზი.

როგორც აღინიშნა, საქართველოს ტერიტორიაზე გრანიტული ქანების მნიშვნელოვანი გამოსავლები ძირითადად გავრცელებულია ალპურისწინა პერიოდის კრისტალური ფუნდამენტის გამოსავლებზე (სქემა 3.1), ესენია: კავკასიონის სამხრეთი ფერდის ალპურისწინა მეტამორფიტების და გრანიტოიდების გამოსავლები (აცგარის ტექტონიკური სოლი, შოუდიდის გამოსავლები, გორაბის გამოსავლები, ნენსკრას

ტექტონიკური სოლი და ე.წ. დიზის სერია) და ძირულის, ხრამის და ლოქის კრისტალური მასივები (Gamkrelidze, 1997)⁷.



სქემა 3.1. საკვლევ ტერიტორიები კავკასიის ტექტონიკურ რუკაზე (Gamkrelidze, 1997).

ზემოთ აღწერილი ფაქტორების გათვალისწინებით, საკვლევ ტერიტორიებად შერჩეულ იქნა გრანიტული ქანების გავრცელების ორი არეალი: აღმოსავლეთ საქართველოში, გეოლოგიურად ცნობილი როგორც „ხრამის კრისტალური მასივი“ და დასავლეთ საქართველოში - „ძირულის კრისტალური მასივი“, რომელთა დახასიათება მოცემულია ქვემოთ.

საკვლევ ტერიტორიების სხვადასხვა პარამეტრებსა და მახასიათებლების შორის დამოკიდებულებების თვალსაჩინოდ წარმოსახვის მიზნით, გამოყენებულ იქნა ArcGIS გეოინფორმაციულ სისტემა. GIS-ის გამოყენებით შემუშავდა საკვლევ ტერიტორიების რელიეფის ციფრული მოდელები (DEM), რის საფუძველზეც

⁷ გრანიტების და გრანიტოიდების მცირე გამოსავლები გვაქვს აგრეთვე აჭარა-თრიალეთის ნაოჭა ბლოკური სტრუქტურის ფარგლებში, მაგრამ წინამდებარე კვლევისთვის გარკვეული მოსაზრების გამო ეს ტერიტორიები არ იქნა შერჩეული და ალბათ მომავალი კვლევების ობიექტი იქნება.

შემუშავდა საკვლევ ტერიტორიების გეოგრაფიული რუკები (სქემა 3.2 და სქემა 3.4). არსებულ გეოლოგიურ მონაცემებზე დაყრდნობით (გეგუჩაძე და სხვ., 1972; ადამია და სხვ., 2004) დამუშავდა საკვლევ ტერიტორიების გეოლოგიური რუკები (სქემა 3.3 და სქემა 3.5). GIS „კრიგინგ ინტერპოლაციის“ მეთოდის გამოყენებით შეიქმნა ჰაერში შთანთქმული დოზის მნიშვნელობების სივრცული განაწილების რუკები (სქემა 5.1 და სქემა 5.8).

3.1.1. ხრამის კრისტალური მასივი

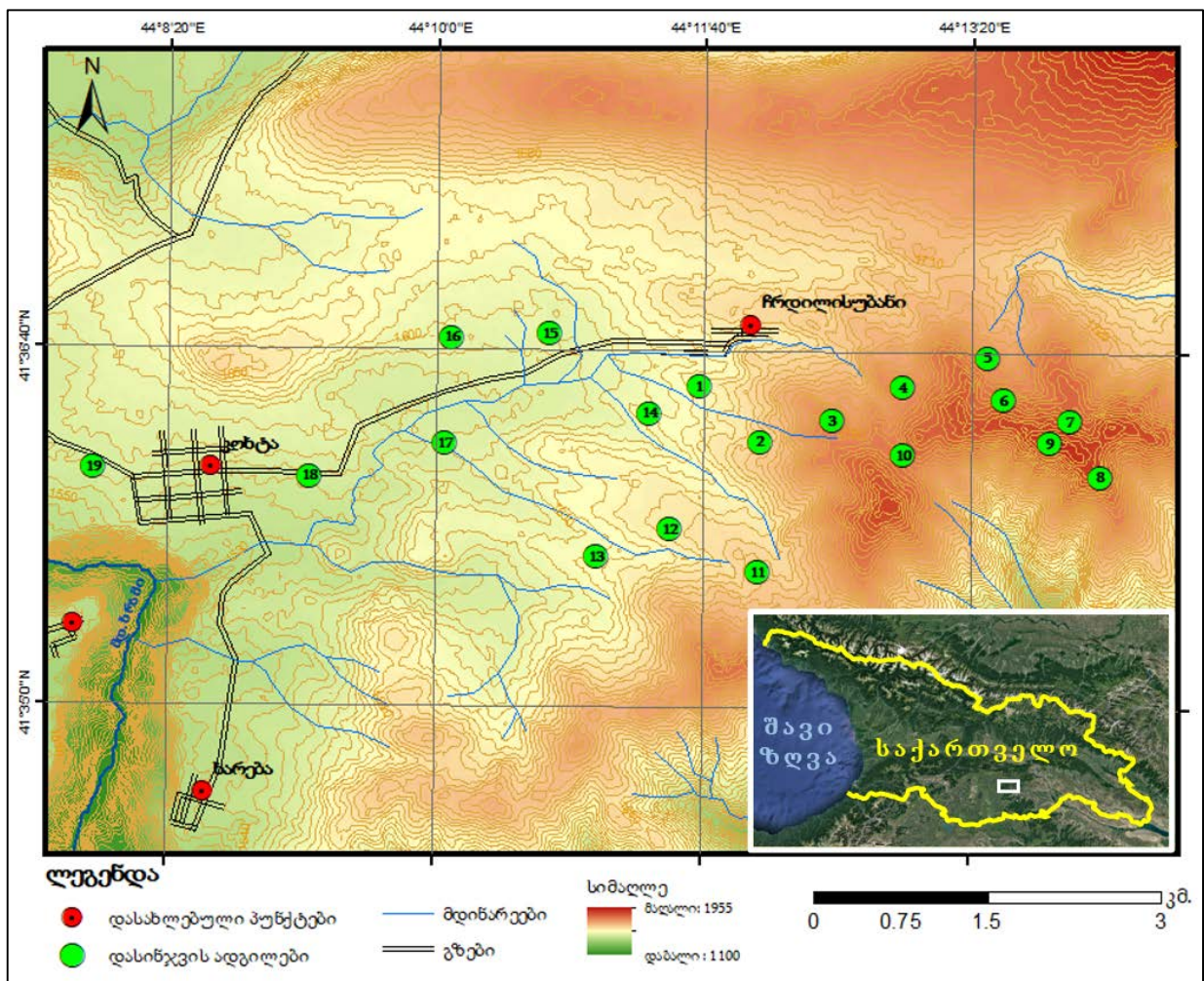
ხრამის კრისტალური მასივის, გეოლოგიური აგებულების და თავისებურებების შესწავლას ბევრი კვლევა მიეძღვნა. მასივის შესწავლაში უდიდესი წვლილი მიუძღვით, როგორც ქართველ ასევე უცხოელ გეოლოგებს. მე-19 საუკუნიდან დღემდე ამ ტერიტორიას იკვლევდნენ გ. წულუკიძე, პ. გამყრელიძე, ს. კუზნეცოვი, თ. ყაზახაშვილი, გ. ლოლაძე, მ. რუბენშტეინი, ა. ბელოვი, ნ. თათრიშვილი, გ. ზარიძე, ნ. სხირტლაძე, ვ. ედილაშვილი, შ. ადამია, ე. გამყრელიძე, დ. შენგელია, მ. ცხელიშვილი, ო. დუდაური, თ. ივანიცკი, თ. მგელიაშვილი, მ. კეკელია, ო. ხუციშვილი, რ. ღამბაშიძე თ. წუწუნავა, ს. კორიკოვსკი, ქ. თედლიაშვილი და სხვები.

ხრამის კრისტალური მასივი მდებარეობს საქართველოს სამხრეთ-აღმოსავლეთ ნაწილში, ქ. თბილისიდან დაახლოებით 100 კმ-ის დაშორებით. იგი განლაგებულია შავი ზღვა – ცენტრალური ამიერკავკასიის ტერეინზე და წარმოადგენს ძირულის სუბტერეინის სამხრეთ კიდეზე ალპურისწინა ფუნდამენტის ჰორსტისებური აზეების გადარეცხილ ნაწილს (Gamkrelidze, 1997; თედლიაშვილი, 2014).

შ. ადამიას მიხედვით (Адамия, 1958), ხრამის კრისტალური მასივის გრანიტული ქანები (გრანიტები, გრანიტ-პორფირები და კვარც-პორფირები) პერმულ-კარბონული დროის შემდგომი და სენომანურის წინა ასაკისაა, ვინაიდან კვეთენ რა პერმულ-კარბონულ ქვედა ტუფიტების წყებას და ტრანსგრესიულად იფარება ზედა ცარცული ნალექებით. ამავე ავტორის მიხედვით (Адамия, 1968), გრანიტწარმოშობის ადრეული ფაზა, რომელსაც ეთანადება კვარციანი დიორიტები, გამოვლინდა შუა პალეოზოოურში (ადრევარისკული ფაზა). ამან გამოიწვია გნეისებისა და მიგმატიტების ჩამოყალიბება. გვიანვარისკული გრანიტოიდები კი წარმოდგენილია მიკროკლინიანი გრანიტებით,

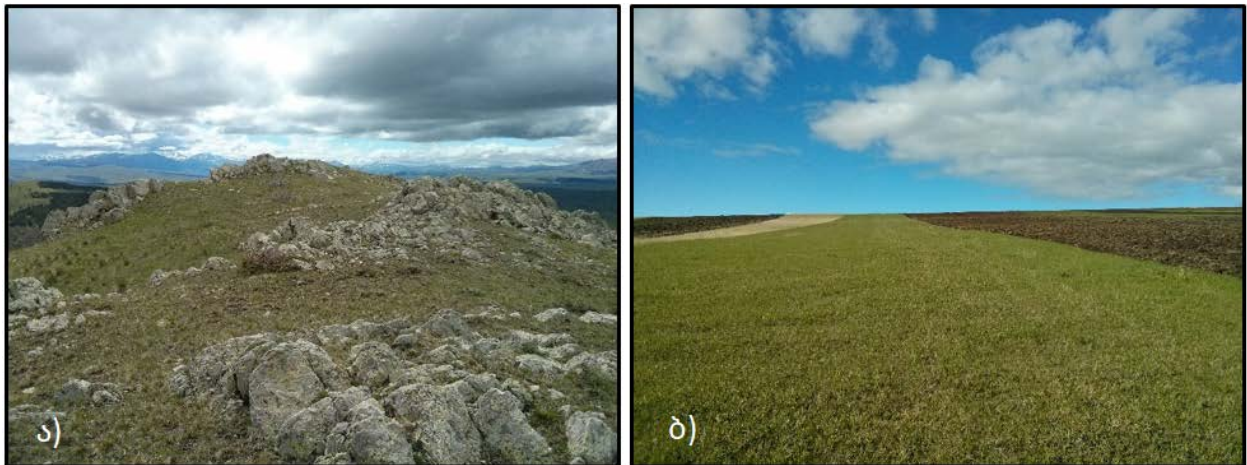
გრანიტ-პორფირებითა და კვარც-პორფირებით, რომლებიც ქვედა-შუა კარბონული კვარც-პორფირული წყების ინტრუზიულ ფაციესს წარმოადგენს. შ. ადამიას შედარებით გვიანდელი ნაშრომის მიხედვით (Адамия, 1984), ხრამის კრისტალური მასივის ზედა პალეოზოური ვულკანოგენურ-დანალექი წყება, რომელიც უპირატესად წარმოდგენილია კვარც-პორფირული და ალბიტოფირული შედგენილობის პიროკლასტოლითებით, კვარც-პორფირებთან, გრანიტ-პორფირებსა და გრანიტებთან ერთად ადგენენ ერთიან მაგმურ კომპლექსს ან ერთიან ვულკანოგენურ-პლუტონურ ფორმაციას (თედლიაშვილი, 2014).

გეოგრაფიულად და ადმინისტრაციულად ხრამის მასივზე შერჩეული საკვლევო ტერიტორია მოიცავს ქვემო ქართლის რეგიონის, წალკის მუნიციპალიტეტის დაახლოებით 20 კმ²-ს. კერძოდ, წალკის რაიონის სოფლების კოხტას, ხარებას, ჩრდილისუბნის და ბედიანის მიმდებარე ტერიტორიებზე არსებულ ნიადაგებს, სასოფლო-სამეურნეო მიწის სავარგულებს და საძოვრებს (სქემა 3.2).



სქემა 3.2. დასინჯვის ადგილები ხრამის მასივზე.

საკვლევ ტერიტორიაზე უმთავრესად გავრცელებულია შავმიწა და შავი კარბონატული ნიადაგები (შეყელაშვილი, 1999). მექანიკური (ფრაქციული) შემადგენლობის მიხედვით, ნიმუშების აღების ადგილებზე არსებული ნიადაგები განსხვავებულია. უმრავლეს შემთხვევაში ნიადაგი შავმიწაა და რბილი, მდიდარია ჰუმუსით. ნიმუშების აღების მე-7, მე-8, მე-9, მე-10, სექციებზე ნიადაგი არის ქვიანი. მე-12 და მე-13 წერტილების მიდამოებში უმეტესად გვხვდება შავმიწა რბილი ნიადაგი.



სურათი 3.1. მე-9(ა) და მე-13 (ბ) დასინჯვის ადგილები (ხრამის მასივი).

ქვევით, ცხრილში 3.1 ხრამის მასივისთვის მოყვანილია საკვლევ ტერიტორიის დასინჯვის სექციის ცენტრალური წერტილში (იხ. დასინჯვის სქემა 16) აღებული გეოგრაფიული კოორდინატები, ზღვის დონიდან სიმაღლე, ტერიტორიის სასოფლო-სამეურნეო დანიშნულება, ნიადაგის ტიპი (ფრაქციული შემადგენლობა) და ადგილმდებარეობის ლითოლოგია.

ცხრილი 3.1. დასინჯვის ადგილების მახასიათებლები (ხრამის მასივი).

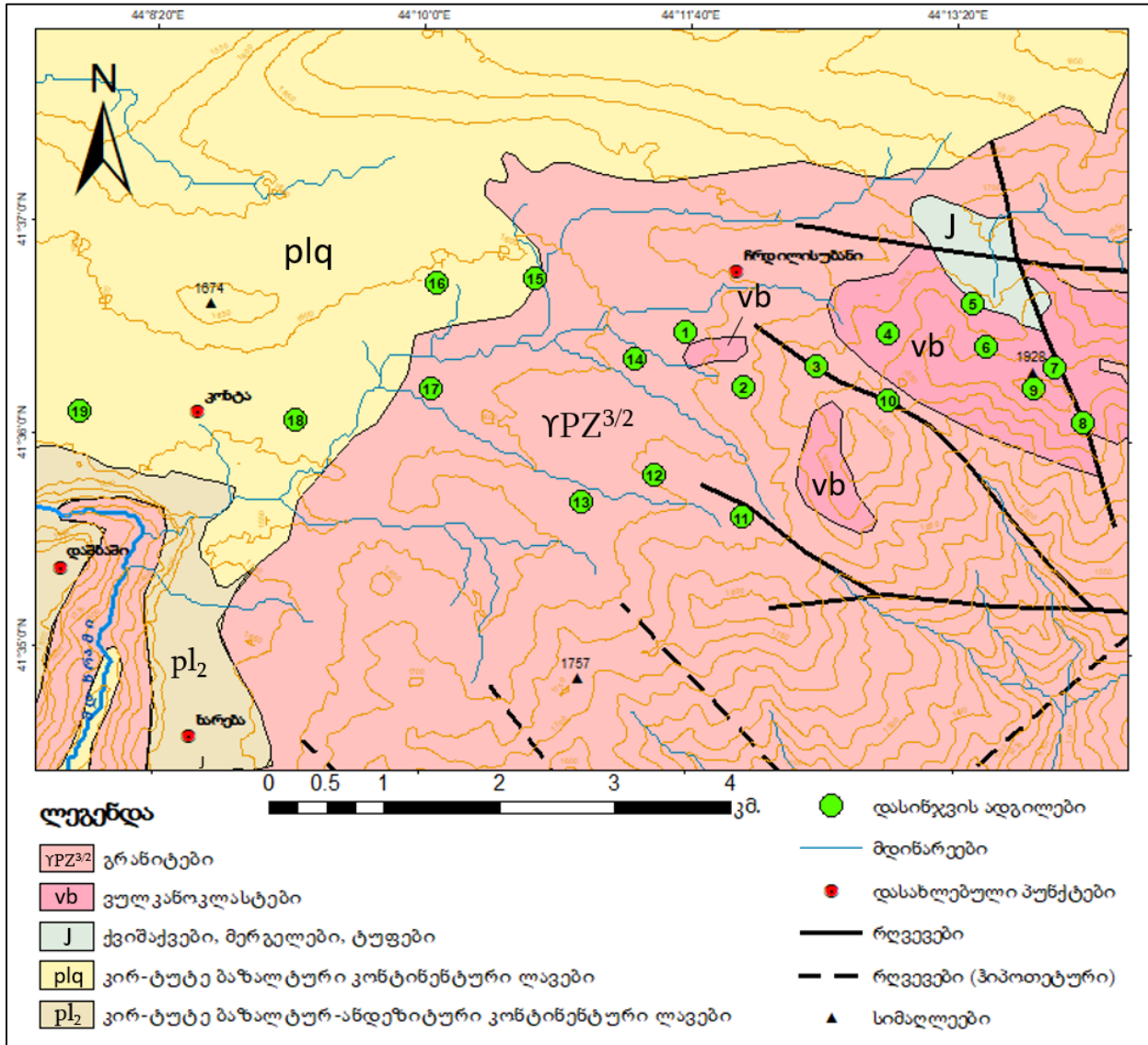
ნომ. №	GPS კოორდინატები	სიმაღლე ზღვის დონიდან (მ)	ნიადაგი	სასოფლო-სამეურნეო დანიშნულება	ლითოლოგია
1	41°36.503'N 44°11.643'E	1637	შავმიწა/რბილი	საძოვარი	გრანიტი
2	41°36.244'N 44°12.014'E	1681	შავმიწა/რბილი	საძოვარი	გრანიტი
3	41°36.344'N 44°12.465'E	1799	შავმიწა/რბილი	საძოვარი	გრანიტი
4	41°36.500'N 44°12.914'E	1779	შავმიწა/რბილი	საძოვარი	გრანიტი

ნომ. №	GPS კოორდინატები	სიმაღლე ზღვის დონიდან (მ)	ნიადაგი	სასოფლო-სამეურნეო დანიშნულება	ლითოლოგია
5	41°36.645'N 44°13.437'E	1771	შავმიწა/რბილი	საძოვარი	ვულკანოკლასტი
6	41°36.447'N 44°13.531'E	1839	შავმიწა/რბილი	საძოვარი	ვულკანოკლასტი
7	41°36.350'N 44°13.953'E	1870	ყავისფერი/ქვიანი	საძოვარი	ვულკანოკლასტი
8	41°36.090'N 44°14.136'E	1873	ყავისფერი/ქვიანი	საძოვარი	გრანიტი
9	41°36.248'N 44°13.828'E	1912	ყავისფერი/ქვიანი	საძოვარი	ვულკანოკლასტი
10	41°36.187'N 44°12.914'E	1813	ყავისფერი/რბილი	საძოვარი	გრანიტი
11	41°35.636'N 44°12.011'E	1687	შავმიწა/რბილი	სახნავი	გრანიტი
12	41°35.833'N 44°11.458'E	1655	შავმიწა/რბილი	სახნავი	გრანიტი
13	41°35.703'N 44°11.000'E	1624	შავმიწა/რბილი	სახნავი	გრანიტი
14	41°36.375'N 44°11.329'E	1614	შავმიწა/ქვიანი	საძოვარი	გრანიტი
15	41°36.746'N 44°10.701'E	1594	შავმიწა/რბილი	სახნავი	ბაზალტი/გრანიტი
16	41°36.724'N 44°10.091'E	1597	შავმიწა/რბილი	სახნავი	ბაზალტი
17	41°36.225'N 44°10.056'E	1579	შავმიწა/რბილი	სახნავი	გრანიტი
18	41°36.070'N 44°9.216'E	1568	შავმიწა/რბილი	სახნავი	ბაზალტი
19	41°36.106'N 44°7.870'E	1573	შავმიწა/რბილი	საძოვარი	ბაზალტი

საქართველოს გეოლოგიური ფონდებში დაცული გეოლოგიური რუკების (ფრუიძე და სხვ., 1995) და სხვა გეოლოგიური მასალების (ადამია და სხვ., 2004) მიხედვით, ირკვევა რომ საკვლევ ტერიტორიაზე ძირითად გავრცელებულია შემდეგი ლითოლოგიური ჯგუფები: გვიანვარისკული ხრამის კრისტალური მასივის ამგები გრანიტები (ზედა პალეოზოური (YPZ^{3/2})); კირ-ტუტე დაციტურ-რიოლითური კონტინენტური და მარჩხი ზღვის ვულკანოკლასტური ქანები კირქვის ლინზებით (ხრამის წყება, ზედა ვიზე-ნამიურულ-ბაშკირული (vb)). კონგლომერატები, ქვიშაქვები, მერგელები, ტუფიტები (ე.წ. ოფრეთის წყება, იურული (J)); კირ-ტუტე ბაზალტური კონტინენტური ლავები (ახალქალაქის წყება, ზედა პლიოცენ-მეოთხეული (plq)); კირ-

ტუტე სერიის ბაზალტურ-ანდეზიტური კონტინენტური ლავები (წალკის წყება, ზედა პლიოცენი (pl₂));

აღნიშნული გეოლოგიური მონაცემების მიხედვით (ფრუიძე და სხვ., 1995; ადამია და სხვ., 2004), გეოინფორმაციული სისტემის (GIS) გამოყენებით შედგენილ იქნა საკვლევო ტერიტორიის ციფრული გეოლოგიური რუკა (სქემა 3.3).



სქემა 3.3. დასინჯვის სქემა გეოლოგიურ რუკაზე (ხრამის მასივი)⁸.

⁸ რუკა ავტორის მიერ შედგენილია საქართველოს გეოლოგიური ფონდებში დაცული 1:50 000 მასშტაბის და საქართველოს 1:500 000 მასშტაბის გეოლოგიური რუკების მიხედვით (ფრუიძე და სხვ., 1995; ადამია და სხვ., 2004).

3.1.2. ძირულის კრისტალური მასივი

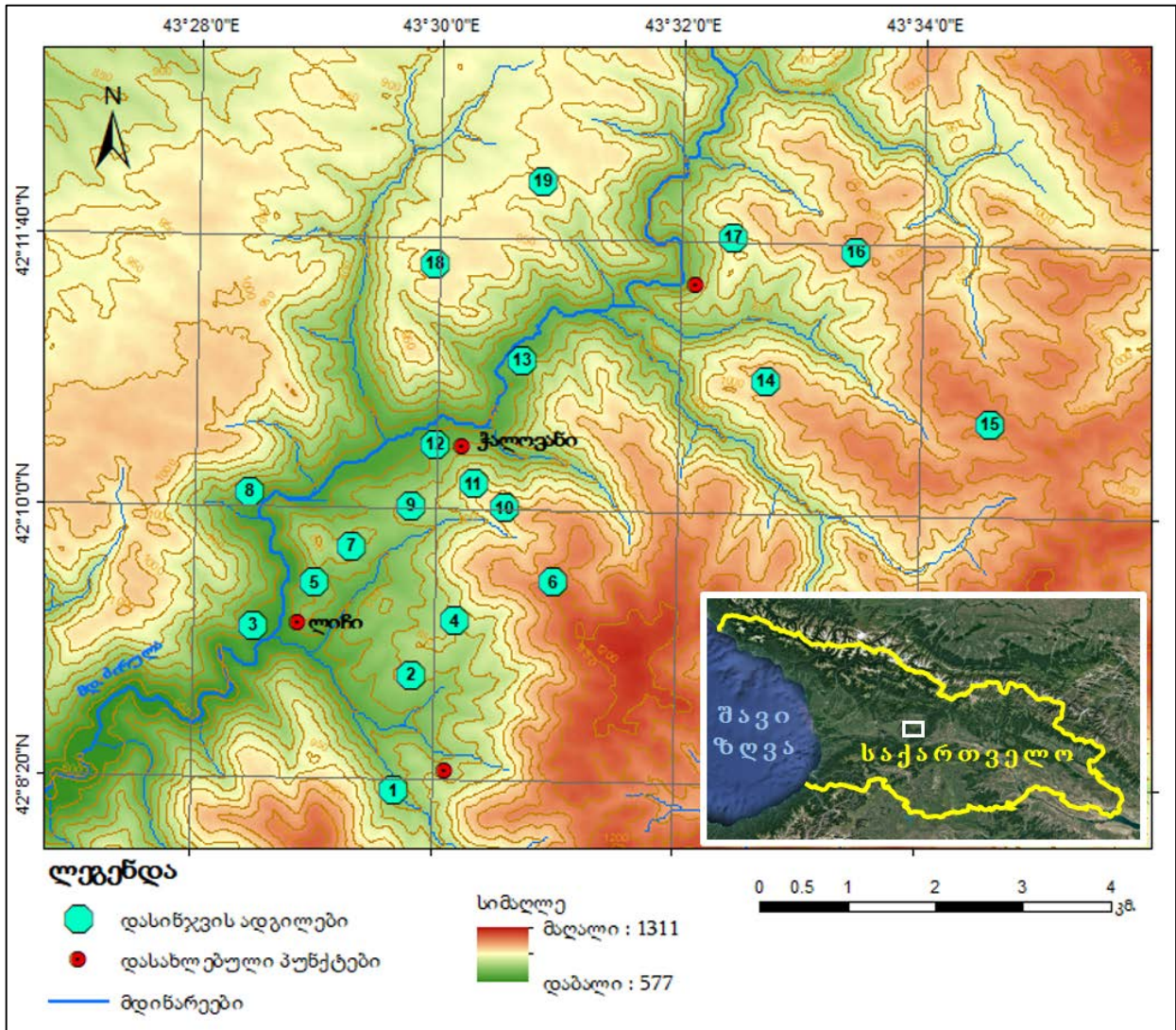
ძირულის კრისტალური მასივი (შვერილი) მდებარეობს კავკასიის შიდა მასივის ცენტრალურ ნაწილში და მას აშიშვლებს მდინარეების: ძირულას, ყვირილას, ლოფანისწყლის, რიკოთულას, ჩხერიმელას, ბუჯას და სხვა ხეობები (ჩაგელიშვილი, 2006).

ისევე როგორც ხრამის კრისტალური მასივის შემთხვევაში, ქართულ სამეცნიერო ლიტერატურაში ძირულის კრისტალური შვერილის გეოლოგიური შესწავლისადმი მიძღვნილი საკმაოდ მდიდარი მასალა მოიპოვება. მასივის დეტალური კვლევა დაიწყო გასული საუკუნის 20-იანი წლებიდან ა. ჯანელიძის, ა. თვალჭრელიძისა და გ. სმირნოვის ხელმძღვანელობით. აღნიშნულ პერიოდში კვლევები პრაქტიკული მიზნით მიმდინარეობდა და პარალელურად ტარდებოდა კრისტალური ქანების გეოლოგიურ-პეტროგრაფიული შესწავლაც. შედარებით სრულყოფილი ინფორმაცია, რომელმაც დასაბამი მისცა ძირულის კრისტალური შვერილის გეოლოგიური აგებულების თანამედროვე შეხედულებებს მოცემულია პ. გამყრელიძის, ს. ჩიხელიძის, გ. სმირნოვის, ნ. თათრიშვილის და თ. ყაზახაშვილის შრომებში. ძირულის კრისტალური მასივის კვლევისთვის ასევე განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია მ. რუბინშტეინის, გ. ზარიძის, ნ. თათრიშვილის, პ. თოფურიას, გ. ლობჯანიძის, ი. გამყრელიძის, გ. ოდიკაძის, ი. ხმაღაძის, მ. აბესაძის, გ. ციმაკურიძის, რ. მანველიძის, გ. დუმბაძის, ქ. ჩიხელიძის, შ. ადამიას, ა. ოქროსცვარიძის და სხვათა ნაშრომები.

ძირულის კრისტალური მასივი წარმოადგენს ძველი (ვარისკული) ტერიენის - საქართველოს ბელტის ნაჩენებს (Adamia, 2011). მასივის აგებულებაში მონაწილეობას ღებულობს სხვადასხვა ასაკისა და გენეზისის მაგმური და მეტამორფული ქანები: კრისტალური ფიქლები, პლაგიოგნეისები, პლაგიომიგმატიტები, გნეისური კვარციანი დიორიტები, ტონალიტები, თანაბარმარცვლოვანი გრანიტები, მიკროკლინიანი პორფირისებრი გრანიტები, აპლიტები, პეგმატიტები, მეტაბაზიტები და გაბროიდები (ჩაგელიშვილი, 2006).

ძირულის კრისტალურ მასივზე, ჩვენი კვლევისთვის შერჩეული ტერიტორია მოიცავს მდინარე ძირულას აუზის დაახლოებით 100 კმ²-ს (სქემა 3.4). ადმინისტრაციულად

ტერიტორია მოიცავს საჩხერის რაიონის სოფლების ხვანის, ჭალოვანის, ლიჩის და ღოდორას სასოფლო-სამეურნეო მიწებს, საძოვრებს და ტყის მასივებს.

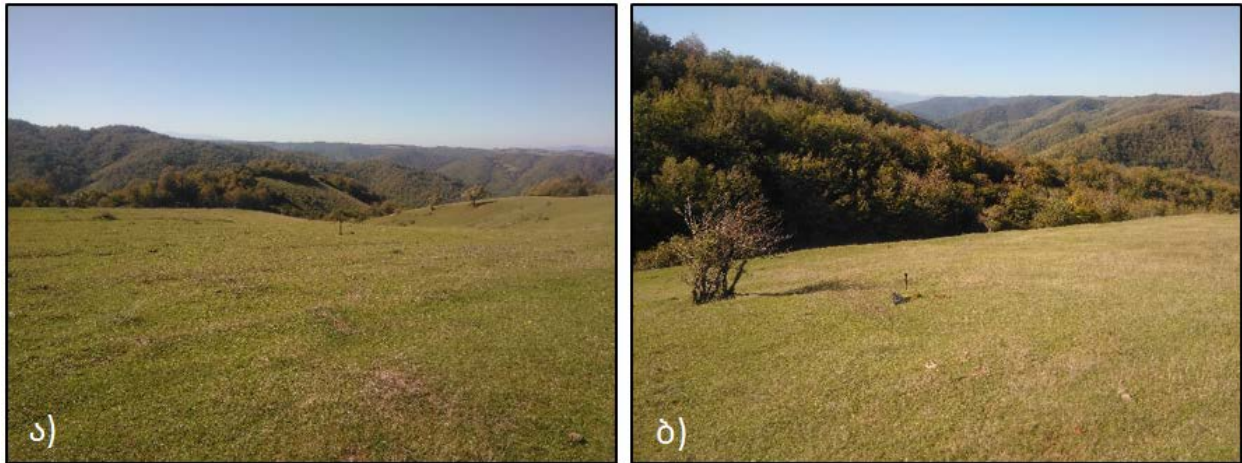


სქემა 3.4. დასინჯვის ადგილები ძირულის მასივზე.

ქვევით, ცხრილში 3.2 მოყვანილია დასინჯვის სექციის ცენტრალური წერტილის გეოგრაფიული კოორდინატები, სიმაღლე ზღვის დონიდან, ტერიტორიის სასოფლო-სამეურნეო დანიშნულება, ნიადაგის ტიპი და ადგილის ლითოლოგია ძირულის მასივისთვის.

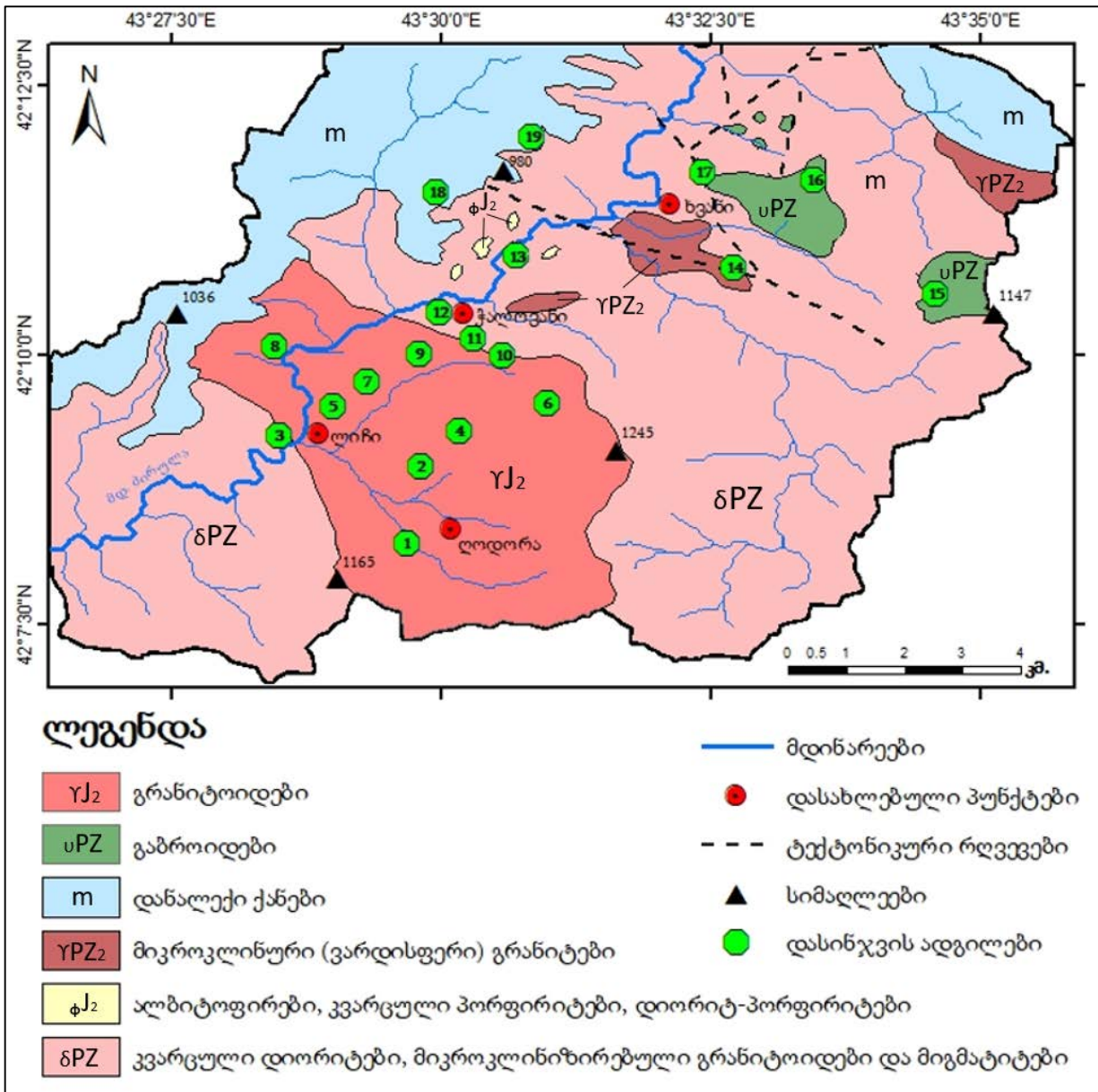
ცხრილი 3.2 დასინჯვის ადგილების მახასიათებლები (ძირულის მასივი).

ნომ.№	GPS კოორდინატები	სიმაღლე ზღვის დონიდან (მ)	ნიადაგი	სასოფლო-სამეურნეო დანიშნულება	ლითოლოგია
1	42°8.254'N 43°29.694'E	795	მსუბუქი თიხნარი	საძოვარი	გრანიტოიდები
2	42°8.968'N 43°29.814'E	820	შავმიწა	საძოვარი	გრანიტოიდები
3	42°9.179'N 43°28.641'E	657	მძიმე თიხნარი	ხე-ხილი	კვარცული დიორიტები
4	42°9.304'N 43°30.166'E	862	მსუბუქი თიხნარი	საძოვარი	გრანიტოიდები
5	42°9.526'N 43°29.009'E	775	ქვიშნარი	საძოვარი	გრანიტოიდები
6	42°9.552'N 43°30.986'E	1120	შავმიწა	საძოვარი	გრანიტოიდები
7	42°9.755'N 43°29.311'E	810	ქვიშნარი	სახნავი	გრანიტოიდები
8	42°10.012'N 43°28.538'E	680	მძიმე თიხნარი	ხე-ხილი	გრანიტოიდები
9	42°10.012'N 43°29.795'E	821	ქვიშნარი	სახნავი	გრანიტოიდები
10	42°10.005'N 43°30.570'E	1003	შავმიწა	საძოვარი	კვარცული დიორიტები
11	42°10.151'N 43°30.307'E	940	შავმიწა	საძოვარი	კვარცული დიორიტები
12	42°10.392'N 43°29.989'E	735	შავმიწა	საძოვარი	კვარცული დიორიტები
13	42°10.949'N 43°30.622'E	722	მძიმე თიხნარი	ხე-ხილი	პორფირიტები
14	42°10.816'N 43°32.716'E	1020	შავმიწა	საძოვარი	ვარდისფერი გრანიტები
15	42°10.568'N 43°34.587'E	1123	შავმიწა	საძოვარი	გაბროიდები
16	42°11.619'N 43°33.451'E	1050	შავმიწა	საძოვარი	გაბროიდები
17	42°11.695'N 43°32.424'E	920	მსუბუქი თიხნარი	საძოვარი	კვარცული დიორიტები
18	42°11.506'N 43°29.961'E	975	მსუბუქი თიხნარი	საძოვარი	მერგელები
19	42°12.022'N 43°30.847'E	958	მსუბუქი თიხნარი	საძოვარი	მერგელები



სურათი 3.2. მე-14(ა) და მე-17(ბ) დასინჯვის ადგილები (ძირულის მასივი).

არსებული გეოლოგიური მონაცემების მიხედვით (დევდარიანი და სხვ., 1980; გეგუჩაძე და სხვ., 1972; ადამია და სხვ., 2004), საკვლევ ტერიტორიაზე ძირითადად გავრცელებულია ქანთა შემდეგი კომპლექსები (სქემა 3.5): გრანიტოიდები (შუა იურული (YJ₂)); გაბროიდები (პალეოზოური (sPZ)); დანალექი საფარის ქანები - მერგელები, კირქვები, ქვიშაქვები და სხვ. (მიოცენური (m)); მიკროკლინიანი (ვარდისფერი) გრანიტები (შუა პალეოზოური YPZ₂); ალბიტოფირები და პორფირიტები (შუა იურული (J₂)); კვარც-დიორიტები, მიკროკლინიზირებული გრანიტოიდები და მიგმატიტები (გვიან ან შუა-პალეოზოური (δPZ)).



სქემა 3.5. დასინჯვის ადგილები გეოლოგიურ რუკაზე (ძირულის მასივი)⁹.

3.2. დასინჯვა და ნიმუშების დამუშავება

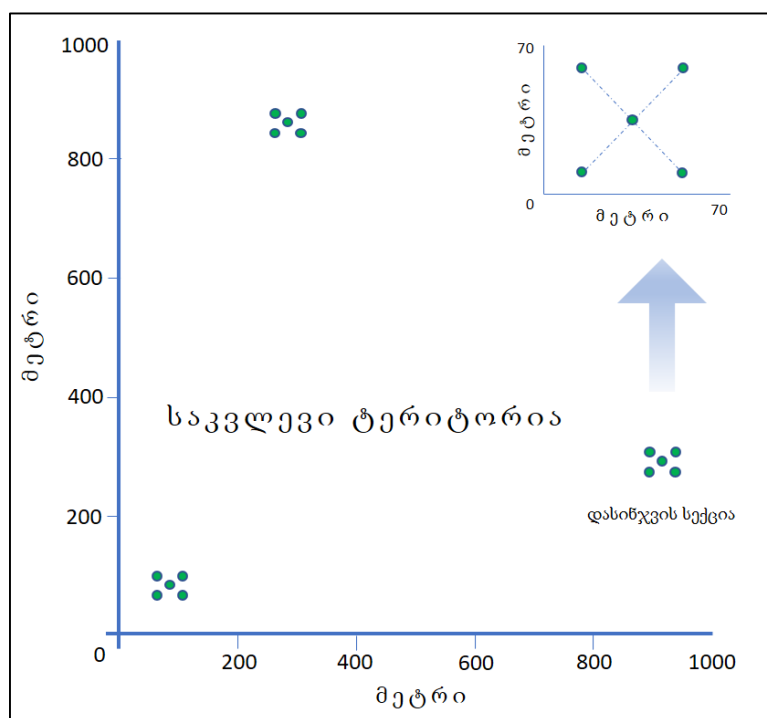
ჯამში ორივე საკვლევი ტერიტორიიდან აღებულ იქნა 38 საანალიზო ნიმუში (19 ხრამის მასივიდან და 19 ძირულის მასივიდან). ნიმუშების მოგროვების სქემა შედგენილ იქნა ტერიტორიის ამგები ქანების გავრცელების მიხედვით, რომელიც

⁹ რუკა ავტორის მიერ შედგენილია საქართველოს გეოლოგიური ფონდებში დაცული 1:50 000 მასშტაბის გეოლოგიური რუკების მიხედვით (გეგუჩაძე და სხვ., 1972; დევედარიანი და სხვ., 1980).

საშუალებას იძლევა დადგინდეს იქნას საკვლევე პარამეტრების კორელაციები ტერიტორიის გეოლოგიურ და გეოგრაფიულ მახასიათებლებთან.

ნიმუშების ასაღებად, საკვლევ ტერიტორიაზე შერჩეულ იქნა ისეთი ადგილები (სექციები), სადაც ნიადაგმა შეინარჩუნა თავისი ბუნებრივი სახე (მოშორებით შენობა-ნაგებობებიდან და სხვა ხელოვნური კონსტრუქციებიდან), რათა გამორიცხული ყოფილიყო ნიადაგის ნიმუშებში არაადგილობრივი (მოტანილი) მასალის შემცველობების რაიმე სახით მოხვედრა.

საკვლევ ტერიტორიებზე რადიონუკლიდების განაწილების და რადიაციული ფონის ფორმირების გენერალიზებული სურათის მისაღებად, დასინჯვის არსებული მეთოდოლოგიებიდან შერჩეულ იქნა ე.წ. „X” მეთოდი“ (Tenedero *et al.*, 1986), რომლის მიხედვით დასინჯვის ყოველ სექციაში აღებულ იქნა ხუთი, ერთმანეთისგან 30-40 მეტრით დაშორებული ნიმუში (სქემა 3.6) და მოხდა მათი გასაშუალოება ერთმანეთში შერევის გზით (ე.ი. მთლიანობაში ორივე საკვლევ ტერიტორიიდან აღებულ იქნა 190 ნიმუში).



სქემა 3.6. ნიმუშების მოგროვების „X” მეთოდი (Tenedero *et al.*, 1986; სქემა მოდიფიცირებულია ავტორის მიერ).

დასინჯვის სექციებს შორის მანძილი საშუალოდ 600-800 მეტრია. დასინჯვა ხორციელდებოდა ნიადაგის ზედაპირიდან 15-20 სმ სიღრმემდე, რადგან, როგორც

აღინიშნა, მიწისეული გამოსხივებით გამოწვეული ძირითადი ემანაციური პროცესები და გამა გამოსხივებით გამოწვეული გარეგანი (external) დასხივების რისკი ნიადაგის ზედა ფენებიდან მოდის (Dhawal *et al.*, 2013; Hussain *et al.*, 2011). დასინჯვისას ადგილზე განხორციელდა ნიმუშების პირველადი გასუფთავება ქვებისგან და ფესვებისგან. შედეგად მიღებულ იქნა 200-250 გრამი ნიადაგის ფრაქცია. ნიმუშები განთავსდა პოლიეთილენის ტოფსიკებში და დაინომრა სექციების მიხედვით.

ლაბორატორიული გაზომვებისთვის ნიმუშების შემდგომი მომზადება განხორციელდა აპრობირებული მეთოდოლოგიის შესაბამისად (Dhawal *et al.*, 2013; Hussain *et al.*, 2011; Alaamer *et al.*, 2008; Kessaratikoon *et al.*, 2008 და სხვ.). კერძოდ, ჯერ განხორციელდა ნიმუშების ბუნებრივი გამოშრობა ოთახის ტემპერატურაზე, შემდგომ განხორციელდა ნიმუშების გაცრა თანმიმდევრულად ჯერ - 1.5 მმ, შემდეგ კი 1 მმ უჯრედების მქონე საცერში.

ნიმუშების საბოლოო დამუშავების შემდეგ, ლაბორატორიული გაზომვების ჩატარებამდე, ისინი მოთავსდა ჰერმეტიკულად დახურულ პოლიეთილენის ორმაგ კონტეინერებში და შენახულ იქნა ოთახის ტემპერატურაზე მინიმუმ ორი თვის განმავლობაში. ეს პროცედურები განხორციელდა შემდეგი მიზეზით და მიზნით:

1. ნიმუშებზე რადონის რაიმე სახის ზემოქმედების თავიდან ასაცილებლად;
2. რადიოაქტიური დაშლის სერიებში, კერძოდ, ^{214}Pb -ის და ^{214}Bi -ის ^{222}Rn -თან და ^{226}Ra -ის ^{228}U -თან რადიოაქტიური წონასწორობის მისაღწევად (იხ. დანართი 1).

მოსამზადებელი პერიოდის გასვლის შემდეგ, ნიმუშები გადატანილ იქნა თსუ, ფიზიკის ინსტიტუტში, მათში რადიონუკლიდების კონცენტრაციების ლაბორატორიული განსაზღვრის მიზნით.



სურათი 3.3. დამუშავებული ნიმუშების მაგალითები.

3.3. რადიაციული ფონის გაზომვები

ნიმუშების მოგროვების პარალელურად, დასინჯვის თითოეულ სექციაში განხორციელდა რადიაციული ფონის *in situ* გაზომვები. რისთვისაც გამოყენებულ იქნა პორტატული გამა-სპექტრომეტრი CANBERRA, InInspector-1000, model IPRON-N.

დასინჯვის თითოეულ სექციაში რადიაციული ფონის გაზომვები განხორციელდა შერჩეული სქემის შესაბამისად (სქემა 3.6). ე.ი დასინჯვის ერთ სექციაში, მიწის ზედაპირიდან 1 მეტრ სიმაღლეზე განხორციელდა ფონის გაზომვები ხუთ კონკრეტულ წერტილზე (მკზვ/სთ-ში) და გამოთვლილ იქნა მათი საშუალო მაჩვენებელი. ველზე მკზვ/სთ-ში გაზომილი რადიაციული ფონის მნიშვნელობების მიხედვით გამოითვალა გარე (outdoor) წლიური ეფექტური დოზის მნიშვნელობები მზვ/წ-ში.

3.4. ძირითადი საკვლევი პარამეტრები

3.4.1. ნიმუშებში რადიონუკლიდების კონცენტრაციების დადგენა

ნიადაგის ნიმუშებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციის (ხვედრითი აქტივობის) დასადგენად გამოყენებულ იქნა გამა-სპექტრომეტრის საერთაშორისოდ აპრობირებული მეთოდი.

როგორც აღინიშნა, გაზომვები ჩატარდა ივ. ჯავახიშვილის თბილისის სახელმწიფო უნივერსიტეტის, ელევთერ ანდრონიკაშვილის ფიზიკის ინსტიტუტის გამოყენებითი კვლევების ცენტრთან არსებული რადიოლოგიური კვლევების ლაბორატორიაში.

კვლევისთვის გამოყენებულ იქნა მაღალი სისუფთავის გერმანიუმის (HPGe) კრისტალის მქონე, ნახევარგამტარული დეტექტორი (CANBERRA-GC3018, კრისტალის მოდელი: CP-5SL). სპექტრომეტრი დაკალიბრებულ იქნა სტანდარტული რადიოაქტიური წყაროების გამოსხივების შემდეგი ხაზების მიხედვით - ^{60}Co (1332 keV, 1773 keV) და ^{137}Cs (662 keV). HPGe დეტექტორი დაკავშირებულ იქნა მრავალარხიან ანალიზატორთან (MCA). InSpector 2000 (CANBERRA) სპექტრომეტრული სისტემის რეზოლუცია (გარჩევადობა, FWHM) შეადგენდა 1,8 keV-ს ^{60}Co -ის 1332 keV გამა-ხაზზე. თითოეული ნიმუში იზომებოდა 25000 წამის განმავლობაში. სპექტრული ანალიზისთვის გამოყენებულ იქნა გამა-ანალიზის კომპიუტერული პროგრამული უზრუნველყოფა Genie-2000 (მოდელი: S501) და კალიბრაციის პროგრამული უზრუნველყოფები LabSOCS (მოდელი: S574) და ISOCS (მოდელი: S573).

^{238}U -ის ხვედრითი აქტივობა (კონცენტრაცია) დადგენილ იქნა ^{214}Bi -ის პიკის გაზომვით 609.20 keV-ზე (ინტენსივობა 48.0%) და ^{214}Pb -ის პიკის გაზომვით 351.96 keV-ზე (ინტენსივობა 39.3%). ^{232}Th -ის კონცენტრაცია დადგენილ იქნა ^{228}Ac -ის პიკის გაზომვით 911.20 keV-ზე (ინტენსივობა 25.80%) და ^{208}Tl -ის პიკის გაზომვით 583.19 keV-ზე (ინტენსივობა 84.50%). ^{40}K -ის და ^{137}Cs -ის კონცენტრაციები დადგენილ იქნა თითო პიკის მიხედვით: 1461.0 keV-ზე (ინტენსივობა 10.72%) და 661.7 keV-ზე (ინტენსივობა 90.11%) ^{40}K -ის და ^{137}Cs -ისთვის შესაბამისად.

ნიადაგის შემადგენლობაში შემავალი რადიონუკლიდის კონცენტრაციის ანუ ხვედრითი აქტივობის გამოთვლისას (ბკ/კგ-ში), მოცემული i რადიონუკლიდისთვის და E ენერგიის პიკისთვის ჩვენს მიერ გამოყენებულ იქნა შემდეგი ფორმულა¹⁰ (Alaamer *et al.*, 2008):

$$A_{Ei} = \frac{C_{Ei}}{C_{eff} \cdot \gamma \cdot m \cdot t} \quad (3.1)$$

სადაც: C_{Ei} პიკების სრული ანათვალაია E ენერგიაზე i რადიონუკლიდისთვის. C_{eff} - დეტექტორების ეფექტურობაა E ენერგიაზე, γ - გამა ხაზების რიცხვია (გამა-ხაზების გამოსავალი) თითოეულ ბირთვულ გარდაქმნაში i რადიონუკლიდისათვის E ენერგიაზე, m - ნიმუშის მასაა, t - წარმოადგენს ათვლის დროს. იმ შემთხვევაში თუ ენერგიის ანალიზისას მოცემული რადიონუკლიდისათვის დაფიქსირდა რამდენიმე პიკი, გამოიყენება შუალედური მნიშვნელობის გამოთვლის მეთოდი. შედეგი შემდგომ მისადაგება აქტივობის საშუალო მნიშვნელობას (Alaamer *et al.*, 2008).

გაეროს ატომური რადიაციის ეფექტების სამეცნიერო კომიტეტის (UNSCEAR) დადგენილია ნიადაგში, ბუნებრივი წარმოშობის რადიონუკლიდების ^{238}U , ^{232}Th -ის და ^{40}K -ის კონცენტრაციების მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობები, ესენია: ^{40}K -ისთვის 400 ბკ/კგ, ^{238}U -ისთვის 35 ბკ/კგ და ^{232}Th -თვის - 30 ბკ/კგ (UNSCEAR, 2000).

რადიონუკლიდების აქტივობის კონცენტრაციების (ხვედრითი აქტივობების) ბკ/კგ-ში ლაბორატორიული მეთოდით დადგენის შემდეგ, შესაძლებელია ნიადაგში (ან ნებისმიერ მასალაში) მათი შემცველობის (content) დადგენა გ/კგ-ში და ppm-ში.

როგორც ცნობილია, ნებისმიერ მასალაში რადიონუკლიდის კუთრი მასა გ/კგ-ში გამოითვლება შემდეგი ფორმულით:

$$m = (M \cdot A \cdot T) : (\ln 2 \cdot N) \quad (3.2)$$

¹⁰ აღნიშნული ფორმულის გამოყენებით, რადიონუკლიდის ხვედრითი აქტივობის გამოთვლა ხორციელდებოდა ავტომატურ რეჟიმში, სპექტრული ანალიზატორის პროგრამული უზრუნველყოფის მიერ.

სადაც, M - წარმოადგენს რადიონუკლიდის მასურ რიცხვს; A - არის რადიონუკლიდის კუთრი აქტივობა (ბკ/კგ); T - არის რადიონუკლიდის ნახევრად დაშლის პერიოდი (წმ); N - არის ავოგადროს რიცხვი; m - არის რადიონუკლიდის კუთრი მასა (გ/კგ). ppm-ში შემცველობის გამოსათვლელად, გ/კგ-ში მიღებული მნიშვნელობა გამრავლებულ იქნა 10^3 -ზე.

ლაბორატორიული მეთოდით ნიადაგის ნიმუშებში რადიონუკლიდების კონცენტრაციების, როგორც მთავარი პარამეტრის დადგენის შემდეგ, შესაძლებელი ხდება სხვა მნიშვნელოვანი რადიოლოგიური პარამეტრების (ჰაერში შთანთქმული დოზის სიმძლავრე, წლიური ეფექტური დოზა, რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობა და საფრთხის ინდექსები) გამოთვლა, კორელაციური დამოკიდებულებების საინტერესო მახასიათებლების განსაზღვრა და წარმოსახვა.

3.4.2. ჰაერში შთანთქმული დოზის სიმძლავრე (D)

ჰაერში შთანთქმული რადიაციის დოზის სიმძლავრე (D) პირდაპირ კავშირშია ნიადაგში არსებული რადიონუკლიდების კონცენტრაციებთან. შესაბამისად, თუ ცნობილია ნიადაგში რადიონუკლიდების კონცენტრაციები და დავუშვებთ, რომ რადიონუკლიდები ნიადაგში თანაბრად არიან განაწილებულნი, მაშინ შესაძლებელია ჰაერში შთანთქმული გარე (outdoor) დოზის სიმძლავრის (შემდგომში შთანთქმული დოზის სიმძლავრე) მიახლოებითი დადგენა (UNSCEAR, 2000; Dhawal *et al.*, 2013; Hussain *et al.*, 2011). ნიადაგის გამა-გამოსხივებით გამოწვეული ჰაერში შთანთქმული დოზის სიმძლავრე გამოითვლება შემდეგი ფორმულით (UNSCEAR, 2000):

$$D \text{ (nGy/h)} = 0.462A_U + 0.604A_{Th} + 0.0417A_K \quad (3.3)$$

სადაც: D - შეესაბამება დოზის სიმძლავრეს ნგრეი/სთ-ს ჰაერში მიწის ზედაპირიდან 1 მეტრ სიმაღლეზე; A_U , A_{Th} , და A_K (3.1) ფორმულით განსაზღვრული კონცენტრაციებია ^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K -თვის შესაბამისად; 0.462, 0.604 და 0.0417 დოზური კონვერტაციის ფაქტორების რიცხვითი მნიშვნელობებია ^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K -თვის შესაბამისად (UNSCEAR, 2000).

მიღებული პრაქტიკის შესაბამისად ჰაერში შთანთქმული დოზის სიმძლავრის საშუალო მაჩვენებელია 57 ნგრეი/სთ (UNSCEAR, 2000).

3.4.3. დასხივების წლიური ეფექტური დოზა (E)

მოსახლეობის დასხივების წლიური ეფექტური დოზის გამოთვლისას გასათვალისწინებელია შემდეგი ფაქტორები (UNSCEAR, 2000; Hussain *et al.*, 2011):

- ა) შთანთქმული დოზიდან ეფექტურ დოზაში გადასვლის კოეფიციენტი (0.7 ზვ/გრეი);
- ბ) ე.წ. „ოკუპაციის ფაქტორი“, ანუ რა დროს ატარებს ადამიანი გარეთ (Outdoor) და შინ (Indoor). UNSCEAR-ის მიხედვით (UNSCEAR, 2000) ეს კოეფიციენტებია 0.2 (გარე ოკუპაციის ფაქტორი) და 0.8 (შიდა ოკუპაციის ფაქტორი). ე.ი. ადამიანი დროის 20%-ს ადამიანი ატარებს გარეთ და 80% - შინობებში.

დასხივების წლიური ეფექტური დოზა გამოითვლება შემდეგი ფორმულით (Dhawal *et al.*, 2013; Alaamer *et al.*, 2008):

$$E (mSv/y) = D \times Q \times T \times OF \times 10^{-6} \quad (3.4)$$

სადაც: D - ჰაერში შთანთქმული დოზის სიმძლავრეა, Q - კონვერტირების ფაქტორია (0.7 ზვ/გრეი), T - საათების რაოდენობაა 1 წლის განმავლობაში (8760 საათი), OF ოკუპაციის ფაქტორია.

მიწისეული ბუნებრივი წარმოშობის რადიოაქტიური წყაროებიდან, ადამიანის გარეგანი (external terrestrial radiation) დასხივების წლიური ეფექტური დოზის მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობებია 0.07 მზვ/წ გარე (outdoor) დასხივებისათვის, 0.41 მზვ/წ - შიდა (indoor) დასხივებისათვის და შესაბამისად 0.48 მზვ/წ ჯამური (resulting) დასხივებისათვის (UNSCEAR, 2000).

ჩვენს შემთხვევაში ყურადღება უფრო მეტად გამახვილებულია გარე (outdoor) წლიური ეფექტური დოზის მნიშვნელობაზე, რომლის გამოთვლილი (ნიადაგში რადიონუკლიდების კონცენტრაციების მიხედვით) მნიშვნელობა შედარებულ იქნა პირდაპირი მეთოდით *in situ* გაზომილ და შემდგომ წლიური ეფექტური დოზის გამოთვლილ მნიშვნელობასთან.

3.4.4. რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობა (R_{eq})

რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობა (R_{eq}) გამოითვლება იმ საფრთხეების გათვალისწინებით, რაც დაკავშირებულია ^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K -ის შემცველ სამშენებლო და სხვა სახის ინდუსტრიული მასალების გამოყენებასთან. იმის დაშვებით, რომ ^{238}U -ის 10 ბკ/კგ, ^{232}Th -ის 7 ბკ/კგ და ^{40}K -ის 130 ბკ/კგ წარმოქმნიან დაახლოებით თანაბარ გამა-გამოსხივების დოზის სიმძლავრეს, გამოითვლება ^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K -ის ჯამური კონცენტრაცია. გამოთვლებისას გამოყენებულ იქნა შემდეგი თანაფარდობა (Hussain *et al.*, 2011):

$$R_{eq} = A_U + 1.43A_{Th} + 0.077A_K \quad (3.5)$$

სადაც: A_U , A_{Th} და A_K (3.1) ფორმულით განსაზღვრული კონცენტრაციებია, ^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K -თვის შესაბამისად. დასხივების მოსალოდნელი საფრთხეების თავიდან ასაცილებლად, მასალა რომელიც შეიცავს 370 ბკ/კგ-ზე მეტი რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობას, რომელიც თავის მხრივ შეესაბამება გამა-გამოსხივებით გამოწვეულ წლიურ დოზას - 1.5 მზვ/წ-ს, არ უნდა იქნას გამოყენებული საცხოვრებელი სახლების სამშენებლო მიზნებისთვის¹¹ (OECD, 1979; Dhawal *et al.*, 2013; Alaamer *et al.*, 2008).

3.4.5. გარეგანი და შინაგანი საფრთხის ინდექსები (H_{ex}) და (H_{in})

ბუნებრივი რადიონუკლიდებიდან მოსახლეობის დასხივების რისკის ერთ-ერთ მახასიათებლად განიხილება ე.წ. გარეგანი (external) საფრთხის ინდექსი, რომელიც გამოითვლება შემდეგი თანაფარდობით (Hussain *et al.*, 2011):

$$H_{ex} = \frac{A_U}{370} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \quad (3.6.1)$$

¹¹ საქართველოს კანონმდებლობის მიხედვით, მსგავსი საფრთხეების რეგულირებისთვის გამოიყენება თანაფარდობა $A_{eq} = A_{Ra} + 1.3A_{Th} + 0.09A_K \leq 370$ ბკ/კგ. სადაც A_{Ra} და A_{Th} - ურანისა და თორიუმის რიგის სხვა წევრებთან წონასწორობაში მყოფი ^{226}Ra და ^{232}Th -ის ხვედრითი აქტივობებია, ხოლო A_K - ^{40}K -ის ხვედრითი აქტივობაა (რუნ, 2015).

მეორე პარამეტრი, რომელიც აგრეთვე გამოიყენება დასხივების რისკების შეფასებისთვის არის ე.წ. შინაგანი (internal) დასხივების ინდექსი, რომელიც განისაზღვრება შემდეგი გზით (Hussain *et al.*, 2011):

$$H_{in} = \frac{A_U}{185} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \quad (3.6.2)$$

ზემოთ წარმოდგენილ 6.1 და 6.2 თანაფარდობებში: A_U , A_{Th} და A_K კონცენტრაციებია ^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K -თვის შესაბამისად, რომელიც განსაზღვრულია (3.1) ფორმულით. მოსალოდნელი რისკების თავიდან ასაცილებლად, წარმოდგენილი საფრთხის ინდექსები ნაკლები უნდა იყოს ერთზე, რაც შეესაბამება რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობის მაქსიმალურად დასაშვებ მნიშვნელობას 370 ბკ/კგ-ს (Hussain *et al.*, 2011; Kessaratikoon *et al.*, 2008).

3.4.6. კიბოს გამოწვევის რისკი (ELCR)

ნიადაგში ბუნებრივი რადიაციული წყაროების კონცენტრაციებისა და წლიური ეფექტური დოზის მიხედვით შესაძლებელია სიცოცხლის განმავლობაში კიბოს მომატებული ალბათობების (რისკების) დადგენა. ამისათვის გამოიყენება შემდეგი თანაფარდობა (Awad *et al.*, 2020; Shahzadi *et al.*, 2020):

$$ELCR = E \times DL \times Rf \quad (3.7)$$

სადაც: E წლიურ ეფექტური დოზის (გარე + შიდა) საშუალო მნიშვნელობაა, DL – სიცოცხლის საშუალო ხანგრძლივობაა (71 წელი¹²), Rf - კიბოს სასიკვდილო რისკია ყოველ ზივერტ დასხივებაზე, რომლისთვისაც რადიოლოგიური უსაფრთხოების საერთაშორისო კომისია (ICRP) სტოქასტური ეფექტების ანალიზისთვის იყენებს მნიშვნელობას - 0.05 (ICRP, 1990; Awad *et al.*, 2020; Shahzadi *et al.*, 2020). (3.7) ფორმულით დაანგარიშებული კიბოს გამოწვევის რისკის მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობა შეადგენს - 1.45×10^{-3} -ს (Qureshi *et al.*, 2014).

¹² საქართველოს სტატისტიკის ეროვნული სამსახურის 2021 წლის მონაცემების მიხედვით (<https://www.geostat.ge/ka/modules/categories/320/gardatsvaleba>);

თავი 4. შედეგები

4.1. რადიონუკლიდების კონცენტრაციები

როგორც აღინიშნა, ჯამში ორივე საკვლევი ტერიტორიიდან აღებულ იქნა ნიადაგის 190 ნიმუში, რომელთაგან მომზადდა 38 საანალიზო ნიმუში. აღნიშნულ ნიმუშებზე ჩატარებული გამა-სპექტრომეტრული გაზომვების შედეგად დადგენილ იქნა ნიადაგში ^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K -ის ხვედრითი აქტივობები ბკ/კგ-ში (აქტივობის კონცენტრაცია) და გამოითვალა ნიადაგში მათი შემცველობები გ/კგ-ში და ppm-ში (შემცველობითი კონცენტრაცია). ცხრილში 4.1 მოყვანილია შედეგები ხრამის მასივისთვის, ხოლო ცხრილში 4.2 - ძირულის მასივისთვის. აღნიშნულ ცხრილებში, ბუნებრივი წარმოშობის რადიონუკლიდებთან (^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K) ერთად, აგრეთვე წარმოდგენილია ^{137}Cs -ის, როგორც ნიადაგის ერთ-ერთი მნიშვნელოვანი ხელოვნური დამაბინძურებლის კონცენტრაციების და ლაბორატორიული გაზომვების ცდომილებების მნიშვნელობები.

ცხრილი 4.1. რადიონუკლიდების კონცენტრაციები (ხრამის მასივი).

ნომ. №	ხვედრითი აქტივობა (ბკ/კგ)				შემცველობა (გ/კგ)				შემცველობა (ppm)			
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
1	42.5 (±2.1)	44.4 (±2.2)	690.6 (±34.5)	10.6 (±0.5)	0.00345	0.01100	0.00267	$33 \cdot 10^{-13}$	3.45	11.00	2.67	$33 \cdot 10^{-10}$
2	39.4 (±2.0)	53.8 (±2.7)	745.8 (±37.3)	9.6 (±0.5)	0.00320	0.01330	0.00289	$30 \cdot 10^{-13}$	3.20	13.30	2.89	$30 \cdot 10^{-10}$
3	38.7 (±1.9)	50.7 (±2.5)	936.0 (±46.8)	4.5 (±0.2)	0.00314	0.01250	0.00362	$14 \cdot 10^{-13}$	3.14	12.50	3.62	$14 \cdot 10^{-10}$
4	38.3 (±1.9)	51.4 (±2.6)	933.0 (±46.6)	11.5 (±0.6)	0.00311	0.01266	0.00361	$35.9 \cdot 10^{-13}$	3.11	12.66	3.61	$35.9 \cdot 10^{-10}$
5	39.6 (±2.0)	50.0 (±2.5)	867.3 (±43.4)	5.5 (±0.3)	0.00321	0.01232	0.00336	$17.2 \cdot 10^{-13}$	3.21	12.32	3.36	$17.2 \cdot 10^{-10}$
6	40.7 (±2.0)	50.5 (±2.5)	933.0 (±46.6)	3.8 (±0.2)	0.00330	0.01240	0.00361	$11.71 \cdot 10^{-13}$	3.30	12.40	3.61	$11.71 \cdot 10^{-10}$
7	43.4 (±2.2)	56.5 (±2.8)	1008.0 (±50.4)	12.3 (±0.6)	0.00352	0.01392	0.00390	$38.3 \cdot 10^{-13}$	3.52	13.92	3.90	$38.3 \cdot 10^{-10}$
8	40.5 (±2.0)	54.4 (±2.7)	944.0 (±47.2)	11.3 (±0.6)	0.00328	0.01340	0.00365	$35.3 \cdot 10^{-13}$	3.28	13.40	3.65	$35.3 \cdot 10^{-10}$
9	38.0 (±1.9)	60.2 (±3.0)	1004.8 (±50.2)	33.0 (±1.6)	0.00308	0.01483	0.00389	$1.0 \cdot 10^{-11}$	3.08	14.83	3.89	$1.0 \cdot 10^{-8}$
10	33.0 (±1.6)	48.9 (±2.4)	956.0 (±47.8)	8.5 (±0.4)	0.00268	0.01205	0.00370	$27 \cdot 10^{-13}$	2.68	12.05	3.70	$27 \cdot 10^{-10}$

ნომ. №	ხვედრითი აქტივობა (ბკ/კგ)				შემცველობა (გ/კგ)				შემცველობა (ppm)			
	²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs
11	41.2 (±2.0)	59.9 (±3.0)	768.5 (±38.4)	10.0 (±0.5)	0.00334	0.01475	0.00297	32*10 ⁻¹³	3.34	14.75	2.97	32*10 ⁻¹⁰
12	35.7 (±1.8)	52.0 (±2.6)	784.2 (±39.2)	10.2 (±0.5)	0.00290	0.01280	0.00303	32*10 ⁻¹³	2.90	12.80	3.03	32*10 ⁻¹⁰
13	29.3 (±1.5)	50.7 (±2.5)	778.6 (±39.0)	13.0 (±0.6)	0.00238	0.01250	0.00301	41*10 ⁻¹³	2.38	12.50	3.01	41*10 ⁻¹⁰
14	36.0 (±1.8)	54.5 (±2.7)	957.5 (±47.9)	10.0 (±0.5)	0.00292	0.01340	0.00371	32*10 ⁻¹³	2.92	13.40	3.71	32*10 ⁻¹⁰
15	48.8 (±2.4)	63.2 (±3.2)	954.5 (±47.7)	8.5 (±0.4)	0.00396	0.01560	0.00369	27*10 ⁻¹³	3.96	15.60	3.69	27*10 ⁻¹⁰
16	44.3 (±2.2)	53.9 (±2.7)	837.5 (±41.9)	10.7 (±0.5)	0.00360	0.01330	0.00324	34*10 ⁻¹³	3.60	13.30	3.24	34*10 ⁻¹⁰
17	42.8 (±2.1)	64.9 (±3.2)	975.0 (±48.8)	8.3 (±0.4)	0.00343	0.01600	0.00377	26*10 ⁻¹³	3.43	16.0	3.77	26*10 ⁻¹⁰
18	34.9 (±1.7)	51.0 (±2.5)	918.4 (±46.0)	13.3 (±0.7)	0.00283	0.01260	0.00355	42*10 ⁻¹³	2.83	12.60	3.55	42*10 ⁻¹⁰
19	25.8 (±1.3)	39.6 (±2.0)	722.8 (±36.1)	7.9 (±0.5)	0.00210	0.00980	0.00280	25*10 ⁻¹³	2.10	9.80	2.80	25*10 ⁻¹⁰
მინ.	25.8 (±1.3)	39.6 (±2.0)	690.6 (±34.5)	3.8 (±0.2)	0.00210	0.0098	0.00267	11.71*10 ⁻¹³	2.10	9.80	2.67	11.71*10 ⁻¹⁰
მაქს.	48.8 (±2.4)	64.9 (±3.2)	1008.0 (±50.4)	33.0 (±1.6)	0.00396	0.01600	0.00390	1.0*10 ⁻¹¹	3.96	16.00	3.90	1.0*10 ⁻⁸
საშუალო	38.6 (±2.0)	53.2 (±2.6)	879.7 (±44.0)	10.7 (±0.5)	0.00313	0.01310	0.00340	3.33*10 ⁻¹²	3.12	13.11	3.40	3.33*10 ⁻⁹
მსოფლიო საშუალო	35	30	400	-	0.00284	0.00739	0.00155	-	2.83	7.39	1.54	-

როგორც ცხრილი 4.1-დან ჩანს, ხრამის მასივზე ნიადაგიდან აღებული ნიმუშებისთვის მიღებული კონცენტრაციების საშუალო მნიშვნელობებია: 38.6 ბკ/კგ, 53.2 ბკ/კგ და 879.7 ბკ/კგ, შესაბამისად ²³⁸U, ²³²Th და ⁴⁰K-თვის. ჩვენს მიერ მიღებული შედეგების შედარებით მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობებთან (35, 30 და 400 ბკ/კგ, შესაბამისად ²³⁸U, ²³²Th და ⁴⁰K-თვის (UNSCEAR, 2000)) ჩანს, რომ ²³⁸U-თვის ჩვენს მიერ მიღებული შედეგი მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობას აღემატება - 3.6 ბკ/კგ-ით, ²³²Th-ის შემთხვევაში - 23.9 ბკ/კგ-ით, ხოლო ⁴⁰K-ის შემთხვევაში - 479.8 ბკ/კგ-ით.

ცხრილი 4.2. რადიონუკლიდების კონცენტრაციები (ძირულის მასივი).

ნომ. #	ხვედრითი აქტივობა (ბკ/კგ)				შემცველობა (გ/კგ)				შემცველობა (ppm)			
	²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs
1	44.6 (±2.1)	51.0 (±3.0)	1165.0 (±29.1)	25.1 (±0.9)	0.00362	0.01256	0.00451	8.00*10 ⁻¹²	3.62	12.56	4.51	0.80*10 ⁻⁸

ნომ. #	ხვედრითი აქტივობა (ბკ/კგ)				შემცველობა (გ/კგ)				შემცველობა (ppm)			
	²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs
2	36.1 (±1.7)	51.0 (±2.5)	948.0 (±22.8)	12.7 (±0.9)	0.00293	0.01256	0.00367	4.00*10 ⁻¹²	2.93	12.56	3.67	0.40*10 ⁻⁸
3	53.60 (±2.6)	78.2 (±4.7)	930.0 (±41.9)	44.3 (±1.8)	0.00435	0.01920	0.00360	1.38*10 ⁻¹¹	4.35	19.20	3.60	1.38*10 ⁻⁸
4	35.7 (±1.8)	55.5 (±2.6)	1040.0 (±24.0)	36.0 (±1.2)	0.00290	0.01367	0.00402	1.12*10 ⁻¹¹	2.90	13.67	4.02	1.12*10 ⁻⁸
5	43.7 (±2.4)	76.4 (±4.9)	1260.0 (±32.8)	30.6 (±1.9)	0.00354	0.01882	0.00487	9.6*10 ⁻¹²	3.54	18.82	4.87	0.96*10 ⁻⁸
6	43.9 (±2.0)	45.0 (±2.8)	810.0 (±21.9)	30.6 (±1.3)	0.00356	0.01108	0.00313	9.6*10 ⁻¹²	3.56	11.08	3.13	0.96*10 ⁻⁸
7	42.8 (±2.3)	67.5 (±4.2)	1220.0 (±36.6)	16.6 (±1.3)	0.00347	0.01663	0.00472	5.2*10 ⁻¹²	3.47	16.63	4.72	0.52*10 ⁻⁸
8	52.0 (±2.3)	63.6 (±4.0)	1160.0 (±45.2)	30.7 (±1.3)	0.00422	0.01567	0.00449	9.6*10 ⁻¹²	4.22	15.67	4.49	0.96*10 ⁻⁸
9	44.4 (±2.4)	76.5 (±3.0)	1200.0 (±40.9)	11.9 (±1.1)	0.00360	0.01885	0.00464	3.7*10 ⁻¹²	3.60	18.85	4.64	0.37*10 ⁻⁸
10	51.8 (±2.9)	76.2 (±4.8)	1240.0 (±50.9)	30.8 (±1.9)	0.00420	0.01877	0.00480	9.6*10 ⁻¹²	4.20	18.77	4.80	0.96*10 ⁻⁸
11	54.0 (±3.2)	81.5 (±5.2)	1140.0 (±57.0)	45.8 (±1.2)	0.00438	0.02000	0.00441	1.43*10 ⁻¹¹	4.38	20.00	4.41	1.43*10 ⁻⁸
12	44.6 (±2.1)	52.1 (±3.0)	785.0 (±37.7)	42.4 (±1.4)	0.00360	0.01280	0.00300	1.32*10 ⁻¹¹	3.60	12.80	3.00	1.32*10 ⁻⁸
13	49.1 (±1.5)	46.0 (±2.8)	949.0 (±25.7)	28.5 (±0.9)	0.00398	0.01133	0.00367	8.9*10 ⁻¹²	3.98	11.33	3.67	0.89*10 ⁻⁸
14	47.4 (±1.9)	60.2 (±2.9)	865.0 (±22.5)	22.9 (±1.2)	0.00384	0.01482	0.00335	7.2*10 ⁻¹²	3.84	14.82	3.35	0.72*10 ⁻⁸
15	36.0 (±1.7)	40.4 (±2.6)	636.0 (±18.4)	25.0 (±1.2)	0.00292	0.00995	0.00246	7.8*10 ⁻¹²	2.92	9.95	2.46	0.78*10 ⁻⁸
16	33.1 (±1.5)	39.2 (±2.4)	643.0 (±18.0)	22.2 (±1.0)	0.00268	0.00966	0.00249	6.9*10 ⁻¹²	2.68	9.66	2.49	0.69*10 ⁻⁸
17	40.6 (±1.8)	47.0 (±2.3)	849.0 (±22.0)	22.2 (±1.0)	0.00329	0.01158	0.00328	6.9*10 ⁻¹²	3.29	11.58	3.28	0.69*10 ⁻⁸
18	37.4 (±1.7)	34.2 (±2.2)	1152.0 (±26.5)	24.8 (±1.2)	0.00303	0.00842	0.00446	7.7*10 ⁻¹²	3.03	8.42	4.46	0.77*10 ⁻⁸
19	49.0 (±2.0)	54.9 (±2.8)	888.0 (±23.0)	18.1 (±0.7)	0.00397	0.01352	0.00344	5.7*10 ⁻¹²	3.97	13.52	3.44	0.57*10 ⁻⁸
მინ.	33.3 (±1.5)	34.2 (±2.2)	636.0 (±18.4)	11.9 (±1.1)	0.00268	0.00842	0.00246	3.7*10 ⁻¹²	2.68	8.42	2.46	0.37*10 ⁻⁸
მაქს.	54.0 (±3.2)	81.5 (±5.2)	1260.0 (±32.8)	45.8 (±1.2)	0.00438	0.02000	0.00487	1.43*10 ⁻¹¹	4.38	20.00	4.87	1.43*10 ⁻⁸
საშუალო	44.2 (±2.1)	57.7 (±3.3)	993.7 (±31.4)	27.5 (±1.2)	0.00358	0.01420	0.00384	8.57*10 ⁻¹²	3.58	14.20	3.84	8.57*10 ⁻⁹
მსოფლიო საშუალო	35	30	400	-	0.00284	0.00739	0.00155	-	2.83	7.39	1.54	-

როგორც ცხრილი 4.2-დან ჩანს, ძირულის მასივზე ნიადაგიდან აღებული ნიმუშებისთვის ხვედრითი აქტივობის საშუალო მნიშვნელობებია: ²³⁸U-თვის - 44.2 ბკ/კგ, ²³²Th-თვის - 57.7 ბკ/კგ და ⁴⁰K-თვის - 993.7 ბკ/კგ. რომლებიც მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობებს (UNSCEAR, 2000) ურანისთვის (35 ბკ/კგ) აღემატება 9.2 ბკ/კგ-ით,

თორიუმისთვის (30 ბკ/კგ) აღმატება 27.7 ბკ/კგ-ით, კალიუმისთვის (400 ბკ/კგ) აღმატება 593.7 ბკ/კგ-ით.

რაც შეეხება ტექნოგენური წარმოშობის რადიონუკლიდ ^{137}Cs -ს, ნიშანდობლივია, რომ აღნიშნული რადიონუკლიდი ფიქსირდება ყველა წერტილზე გარკვეული რაოდენობით. როგორც ცხრილი 4.1-დან ჩანს, ხრამის მასივის შემთხვევაში მისი ხვედრითი აქტივობა მერყეობის 3.8 ბკ/კგ-დან 33.0 ბკ/კგ შუალედში, საშუალო მნიშვნელობით 10.7 ბკ/კგ. აგრეთვე საყურადღებოა, რომ ხრამის მასივზე ^{137}Cs -ის მაქსიმალური კონცენტრაცია (33.0 ბკ/კგ) დაფიქსირდა მე-9 წერტილზე, რომელსაც აღებულ წერტილებს შორის გააჩნია ზღვის დონიდან სიმაღლის მაქსიმალური მნიშვნელობა (ცხრილი 3.1). ძირულის მასივის შემთხვევაში, როგორც ცხრილი 4.2-დან ჩანს ^{137}Cs -ის კონცენტრაციები იცვლება 11.9-45.8 ბკ/კგ შუალედში, საშუალო მნიშვნელობით - 27.5 ბკ/კგ. ნიშანდობლივია, რომ ძირულის მასივზე ^{137}Cs -ის მაქსიმალური კონცენტრაცია (45.8 ბკ/კგ) დაფიქსირდა მე-11 წერტილზე, სადაც კონცენტრაციების მაქსიმალური მნიშვნელობები დაფიქსირდა აგრეთვე ^{238}U -თვის (54.0 ბკ/კგ) და ^{232}Th -თვის (81.5 ბკ/კგ).

ქვევით, ცხრილში 4.3 ნაჩვენებია გრანიტული ქანების გავრცელების არეალებში არსებულ ნიადაგში ^{238}U -ის, ^{232}Th -ის და ^{40}K -ის კონცენტრაციებისთვის, ჩვენს მიერ მიღებული შედეგების შედარება სხვადასხვა ქვეყნებში ჩატარებული მსგავსი ხასიათის კვლევების შედეგებთან.

ცხრილი 4.3. გრანიტულ ქანების გავრცელების არეალში არსებულ ნიადაგებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციების შედარება სხვა კვლევებთან.

რეგიონი (ქვეყანა)	რადიონუკლიდების კონცენტრაცია (ბკ/კგ)			წყარო
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	
ფირტინას ხეობა (თურქეთი)	50	42	643	Kurnaz <i>et al.</i> , 2007
ჰურში (ინდოეთი)	76	66	191	Dhawal <i>et al.</i> , 2013
კარნატაკა (ინდოეთი)	44	62	703	Sannappa <i>et al.</i> , 2010
სელამა (მალაიზია)	178	353	296	Ramli <i>et al.</i> , 2009
ქურთისტანი (ერაყი)	84	19	285	Yousuf <i>et al.</i> , 2013
ბუიუკეჯელი (თურქეთი)	67	39	601	Özmen <i>et al.</i> , 2013
ხრამის მასივი (საქართველო)	39	53	880	Kapanadze <i>et al.</i> , 2019
ძირულის მასივი (საქართველო)	44	58	994	Kapanadze <i>et al.</i> , 2021

როგორც ცხრილი 4.3-დან ჩანს, სხვადასხვა რეგიონში გრანიტული ქანების გავრცელების არეალებში არსებულ ნიადაგებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციები ერთმანეთისგან განსხვავებულია. თუმცა, როგორც აღინიშნა ნიადაგში ბუნებრივი რადიონუკლიდების არსებობის მახასიათებლები, გარდა დედა ქანებისა დამოკიდებულია აგრეთვე ნიადაგწარმოქმნელ სხვა მნიშვნელოვან პროცესებზე.

ქვევით, ცხრილში 4.4 ნაჩვენებია ნიადაგში ^{137}Cs -ის კონცენტრაციებისთვის, ჩვენს მიერ მიღებული შედეგების შედარება საქართველოში და სხვადასხვა ქვეყნებში ჩატარებულ კვლევების შედეგებთან.

ცხრილი 4.4. ^{137}Cs -ის კონცენტრაციების შედარება სხვა კვლევებთან.

#	რეგიონი/ქვეყანა	^{137}Cs -ის კონცენტრაცია (ბკ/კგ)	წყარო
1	ბანგლადეში	7	Miah <i>et al.</i> , 1998
2	ორდუ (თურქეთი)	67-275	Çelik <i>et al.</i> , 2010
3	ინჰასი (ეგვიპტე)	1-19	Higgy <i>et al.</i> , 1998
4	ალჟირი	15-35	Noureddin <i>et al.</i> , 1997
5	მალიორკა (ესპანეთი)	10-60	Gomez <i>et al.</i> , 1997
6	მონტენეგროს სანაპირო	1-28	Vukotic <i>et al.</i> , 1997
7	ერ-რიადი (საუდის არაბეთი)	0-2	Al-Kahtani <i>et al.</i> , 2001
8	სუდანი	0-18	Sam <i>et al.</i> , 1997
9	ჩრდილო-დასავლეთი ლიბია	0-2	Shenber, 2001
10	კოჩელის ხეობა (თურქეთი)	5-58	Karakelle <i>et al.</i> , 2002
11	ჩრდილოეთ ტაივანი	1-27	Wang <i>et al.</i> , 1997
12	პაკა ანნა (პაკისტანი)	4	Tufail <i>et al.</i> , 2006
13	პუნჯაბი (პაკისტანი)	3	Tahir <i>et al.</i> , 2005
14	მიდ-რეჩნა (პაკისტანი)	4	Jabbar <i>et al.</i> , 2010
15	მირპურ აზადი (ქაშმირი)	1	Rafique, 2014
16	კოჰისტანი (პაკისტანი)	9	Hasan <i>et al.</i> , 2011
17	პუნჯაბი (პაკისტანი)	2	Ur-Rahman <i>et al.</i> , 2011
18	გირეზუნნი (თურქეთი)	41-1304	Çelik <i>et al.</i> , 2008
19	ფირტინას ხეობა (თურქეთი)	19-232	Kurnaz <i>et al.</i> , 2007
20	რიზეს პროვინცია (თურქეთი)	1-154	Durusoy, 2017
21	მცხეთა-მთიანეთი (საქართველო)	0-53	Kekelidze <i>et al.</i> , 2017
22	ხრამის მასივი (საქართველო)	4-33	Kapanadze <i>et al.</i> , 2019
23	ძირულის მასივი (საქართველო)	12-46	Kapanadze <i>et al.</i> , 2021

როგორც ცხრილი 4.4-დან ჩანს, ორივე საკვლევ ტერიტორიაზე ^{137}Cs -თვის მიღებული შედეგები საკმაოდ მაღალია, რაც ჩვენი აზრით, მიანიშნებს ძირითადად ჩერნობილის 1986 წლის ავარიის, სხვა ბირთვული ინციდენტების, ასევე „ცივი ომის“ პერიოდის ბირთვული გამოცდების ჯერ კიდევ შემორჩენილ კვალზე. საქართველოში ჩატარებული კვლევების მიხედვით, მიღებულია რომ საქართველოს ტერიტორიაზე ^{137}Cs -ის კონცენტრაციები საშუალოდ იცვლება 1-10 ბკ/კგ შუალედში (Kekelidze *et al.*, 2017). თუმცა, დასავლეთ საქართველო, განსაკუთრებით კი მისი მაღალმთიანი რეგიონები უფრო მეტად იყვნენ დაბინძურებულნი ტექნოგენური რადიონუკლიდებით ვიდრე აღმოსავლეთ საქართველო და ქვეყნის დაბლობი რეგიონები.

როგორც ცნობილია, ჩერნობილის კატასტროფის დროს ხელოვნური დამაბინძურებლების გავრცელება და დალექვა დამოკიდებული იყო ატმოსფერული ნაკადების მოძრაობის მიმართულებასა და კლიმატზე. მოსული ნალექების შედარებით მაღალი ინტენსიურობის გამო, დაბინძურება მთიან რაიონებში შედარებით მაღალი იყო ვიდრე ბარში, რაც დასტურდება მაგალითად საქართველოში (Kekelidze *et al.*, 2017), ასევე საფრანგეთში და პოლონეთში ჩატარებული შესაბამისი კვლევებით (Chareyron 2002; Kubica *et al.*, 2002). ამრიგად, ვინაიდან ჩვენი საკვლევ ტერიტორიები საკმაოდ მაღალმთიანია, ამიტომ ამ ტერიტორიებზე ^{137}Cs -ით გამოწვეული დაბინძურებაც შესამჩნევია. თუმცა, როგორც ცნობილია წყლის ნაკადები განაპირობებს ანთროპოგენური წარმოშობის რადიონუკლიდებით დაბინძურებული ზედაპირების (მცენარეული საფარი, ნიადაგი და ა.შ) ჩამორეცხვას და შემდგომ დაბინძურებული მასების მნიშვნელოვანი ნაწილის მიგრაციას და აკუმულირებას დაბლობი ადგილებისკენ ან/და საზღვაო სანაპირო ზოლისკენ, რაც დასტურდება კიდევ საქართველოს სანაპირო ზოლში ჩატარებული კვლევებით (Nadareishvili *et al.*, 1991; Pagava, 2003).

4.2. რადიოლოგიური პარამეტრები

ცხრილში 4.5 მოყვანილია ძირითადი რადიოლოგიური პარამეტრების შედეგები ხრამის მასივისთვის, ხოლო ცხრილში 4.6 - ძირულის მასივისთვის.

ცხრილი 4.5. ძირითადი რადიოლოგიური პარამეტრები (ხრამის მასივი).

ნიმუში №	ჰაერში შთანთქმული დოზის სიმძლავრე ნგრეი/სთ	წლიური ეფექტური დოზა მზვ/წ				რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობა ბკ/კგ	საფრთხის ინდექსები	
		გამოთვლილი გარე (outdoor) ¹³	გამოთვლილი შიდა (indoor) ¹³	გამოთვლილი ჯამური ¹³	პირდაპირ გაზომილი ¹⁴		გარეგანი	შინაგანი
1	75.25	0.09	0.37	0.46	0.09	159.17	0.43	0.54
2	81.80	0.10	0.40	0.50	0.35	173.76	0.47	0.58
3	87.53	0.11	0.43	0.54	0.18	183.27	0.49	0.60
4	87.65	0.11	0.43	0.54	0.18	183.64	0.50	0.60
5	84.66	0.10	0.42	0.52	0.18	177.88	0.48	0.59
6	88.20	0.11	0.43	0.54	0.35	184.73	0.50	0.61
7	96.23	0.12	0.47	0.59	0.53	201.85	0.55	0.66
8	90.91	0.11	0.45	0.56	0.44	190.93	0.52	0.62
9	95.82	0.12	0.47	0.59	0.53	201.46	0.54	0.65
10	84.65	0.10	0.42	0.52	0.44	176.54	0.48	0.57
11	87.26	0.11	0.43	0.54	0.26	186.03	0.50	0.61
12	80.60	0.10	0.39	0.49	0.18	170.44	0.46	0.56
13	76.63	0.09	0.38	0.47	0.18	161.75	0.44	0.52
14	89.48	0.11	0.44	0.55	0.18	187.66	0.51	0.60
15	100.52	0.12	0.50	0.62	0.18	212.67	0.57	0.71
16	87.95	0.11	0.43	0.54	0.09	185.86	0.50	0.62
17	99.63	0.12	0.49	0.61	0.26	210.68	0.57	0.68
18	85.23	0.10	0.42	0.52	0.18	178.55	0.48	0.58
19	65.98	0.08	0.32	0.40	0.09	138.08	0.37	0.44
მინ.	65.98	0.08	0.32	0.40	0.09	138.08	0.37	0.44
მაქს.	100.52	0.12	0.50	0.62	0.53	212.67	0.57	0.71
საშუალო	86.63	0.11	0.43	0.54	0.26	182.37	0.49	0.60
მსოფლიო საშუალო/რეკომენდაცია	57	0.07	0.41	0.48	0.07	<370	<1	<1

¹³ იგულისხმება რადიონუკლიდების კონცენტრაციების მიხედვით გამოთვლილი დოზა.

¹⁴ იგულისხმება ველზე ხელსაწყოთი გაზომილი და შემდგომ წლიურში დაანგარიშებული დოზა.

როგორც ცხრილი 4.5-დან ჩანს, **ხრამის მასივზე** აღებული ნიმუშებისთვის **ჰაერში შთანთქმული დოზის** სიმძლავრის საშუალო მნიშვნელობა შეადგენს 86.63 ნგრეი/სთ-ს, რაც მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობას - 57 ნგრეი/სთ-ს (Dhawal *et al.*, 2013; Kessaratikoon *et al.*, 2008) შესამჩნევად (29.63 ნგრეი/სთ-ით) აღემატება. დასახივების **წლიური ეფექტური დოზის** საშუალო მნიშვნელობებია: გარესთვის (outdoor) 0.11 მზვ/წ, რაც მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობას 0.07 მზვ/წ-ს (UNSCEAR, 2000) მცირედით (0.04 მზვ/წ-ით) აღემატება, შიდასთვის (indoor) - 0.43 მზვ/წ (მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობაა 0.41 მზვ/წ (UNSCEAR, 2000)); ხოლო ჯამურისთვის (resulting) შეადგენს 0.54 მზვ/წ-ს (მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობაა 0.48 მზვ/წ (UNSCEAR, 2000)). **რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობის** საშუალო მნიშვნელობა შეადგენს 182.37 ბკ/კგ-ს, რაც ნაკლებია რეკომენდირებულ მაქსიმალურ - 370 ბკ/კგ (OECD 1979; Dhawal *et al.*, 2013; Alaamer *et al.*, 2008) მნიშვნელობაზე. **გარეგანი საფრთხის ინდექსის** საშუალო მნიშვნელობა შეადგენს 0.49-ს, **შინაგანი საფრთხის ინდექსის** - 0.60. ორივე მნიშვნელობა ნაკლებია რეკომენდირებულ ზღვარზე, ანუ 1-ზე (Hussain *et al.*, 2011; Kessaratikoon *et al.*, 2008).

რაც შეეხება (3.7) ფორმულით დაანგარიშებულ კიბოს გამოწვევის რისკს სიცოცხლის განმავლობაში (ELCR), ხრამის მასივისთვის იგი შეადგენს 1.91×10^{-3} , რაც მცირედ აღემატება მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობას, რომელიც თავის მხრივ შეადგენს 1.45×10^{-3} -ს (Qureshi *et al.*, 2014).

ცხრილი 4.6. ძირითადი რადიოლოგიური პარამეტრები (ძირულის მასივი).

ნიმუში №	ჰაერში შთანთქმული დოზის სიმძლავრე ნგრეი/სთ	წლიური ეფექტური დოზა მზვ/წ				რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობა ბკ/კგ	საფრთხის ინდექსები	
		გამოთვლილი გარე (outdoor) ¹⁵	გამოთვლილი შიდა (indoor) ¹⁵	გამოთვლილი ჯამური ¹⁵	პირდაპირ გაზომილი ¹⁶		გარეგანი	შინაგანი
1	99.99	0.12	0.49	0.61	0.48	207.24	0.56	0.68
2	87.01	0.11	0.43	0.53	0.31	182.03	0.49	0.59
3	110.78	0.14	0.54	0.68	0.53	237.04	0.64	0.79
4	93.38	0.11	0.46	0.57	0.39	195.15	0.53	0.62
5	118.88	0.15	0.58	0.73	0.58	249.97	0.68	0.79
6	81.24	0.10	0.40	0.50	0.22	170.62	0.46	0.58
7	111.41	0.14	0.55	0.68	0.57	233.25	0.63	0.75
8	110.81	0.14	0.54	0.68	0.61	232.27	0.63	0.77
9	116.78	0.14	0.57	0.72	0.56	246.24	0.66	0.79
10	121.66	0.15	0.60	0.75	0.55	256.25	0.69	0.83
11	121.71	0.15	0.60	0.75	0.57	258.33	0.70	0.84
12	84.81	0.10	0.42	0.52	0.48	179.55	0.48	0.61
13	90.04	0.11	0.44	0.55	0.39	187.95	0.51	0.64
14	94.33	0.12	0.46	0.58	0.61	200.09	0.54	0.67
15	67.55	0.08	0.33	0.41	0.04	142.74	0.39	0.48
16	65.78	0.08	0.32	0.40	0.04	138.67	0.37	0.46
17	82.55	0.10	0.40	0.51	0.39	173.18	0.47	0.58
18	85.97	0.11	0.42	0.53	0.22	175.01	0.47	0.57
19	92.83	0.11	0.46	0.57	0.39	195.88	0.53	0.66
მინ.	65.78	0.08	0.32	0.40	0.04	138.67	0.37	0.46
მაქს.	121.71	0.15	0.60	0.75	0.61	258.33	0.70	0.84
საშუალო	96.71	0.12	0.47	0.59	0.42	203.23	0.55	0.67
მსოფლიო საშუალო/ რეკომენდაცია	57	0.07	0.41	0.48	0.07	<370	<1	<1

¹⁵ იგულისხმება რადიონუკლიდების კონცენტრაციების მიხედვით გამოთვლილი დოზა.

¹⁶ იგულისხმება ველზე ხელსაწყოთი გაზომილი და შემდგომ წლიურში დაანგარიშებული დოზა.

ცხრილი 4.6-დან ჩანს, რომ **ძირულის მასივზე** აღებული ნიმუშებისთვის ჰაერში გარე **შთანთქმული დოზის სიმძლავრის** გამოთვლილი შედეგების საშუალო მნიშვნელობა შეადგენს 96.71 ნგრეი/სთ, რაც მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობას - 57 ნგრეი/სთ-ს (Dhawal *et al.*, 2013; Kessaratikoon *et al.*, 2008) შესამჩნევად (39.71 ნგრეი/სთ-ით) აღემატება. **წლიური ეფექტური დოზის** საშუალო მნიშვნელობებია: გარეთის (outdoor) - 0.12 მზვ/წ, რაც მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობაზე - 0.07 მზვ/წ-ზე (UNSCEAR, 2000) შესამჩნევად (0.05 მზვ/წ-ით) მაღალია; შიდასთვის (indoor) - 0.47 მზვ/წ (მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობაა 0.41 მზვ/წ (UNSCEAR, 2000)); ხოლო ჯამურისთვის (resulting) შესაბამისად შეადგენს 0.59 მზვ/წ-ს (მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობაა 0.48 მზვ/წ (UNSCEAR, 2000)). **რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობის** საშუალო მნიშვნელობა შეადგენს 203.23 ბკ/კგ-ს, რაც ნაკლებია რეკომენდირებულ მაქსიმალურ - 370 ბკ/კგ (OECD 1979; Dhawal *et al.*, 2013; Alaamer *et al.*, 2008) მნიშვნელობაზე. **გარეგანი საფრთხის ინდექსის** საშუალო მნიშვნელობაა 0.55, **შინაგანი საფრთხის ინდექსის** - 0.67, ორივე ეს მნიშვნელობა ნაკლებია 1-ზე ანუ რეკომენდირებულ ზღვარზე (Hussain *et al.*, 2011; Kessaratikoon *et al.*, 2008).

ძირულის მასივისთვის (3.7) ფორმულით დაანგარიშებული კიბოს გამოწვევის რისკი სიცოცხლის განმავლობაში (ELCR) შეადგენს 2.09×10^{-3} -ს, და როგორც ხრამის მასივის შემთხვევაში, ასევე მაღალია მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობაზე - 1.45×10^{-3} (Qureshi *et al.*, 2014).

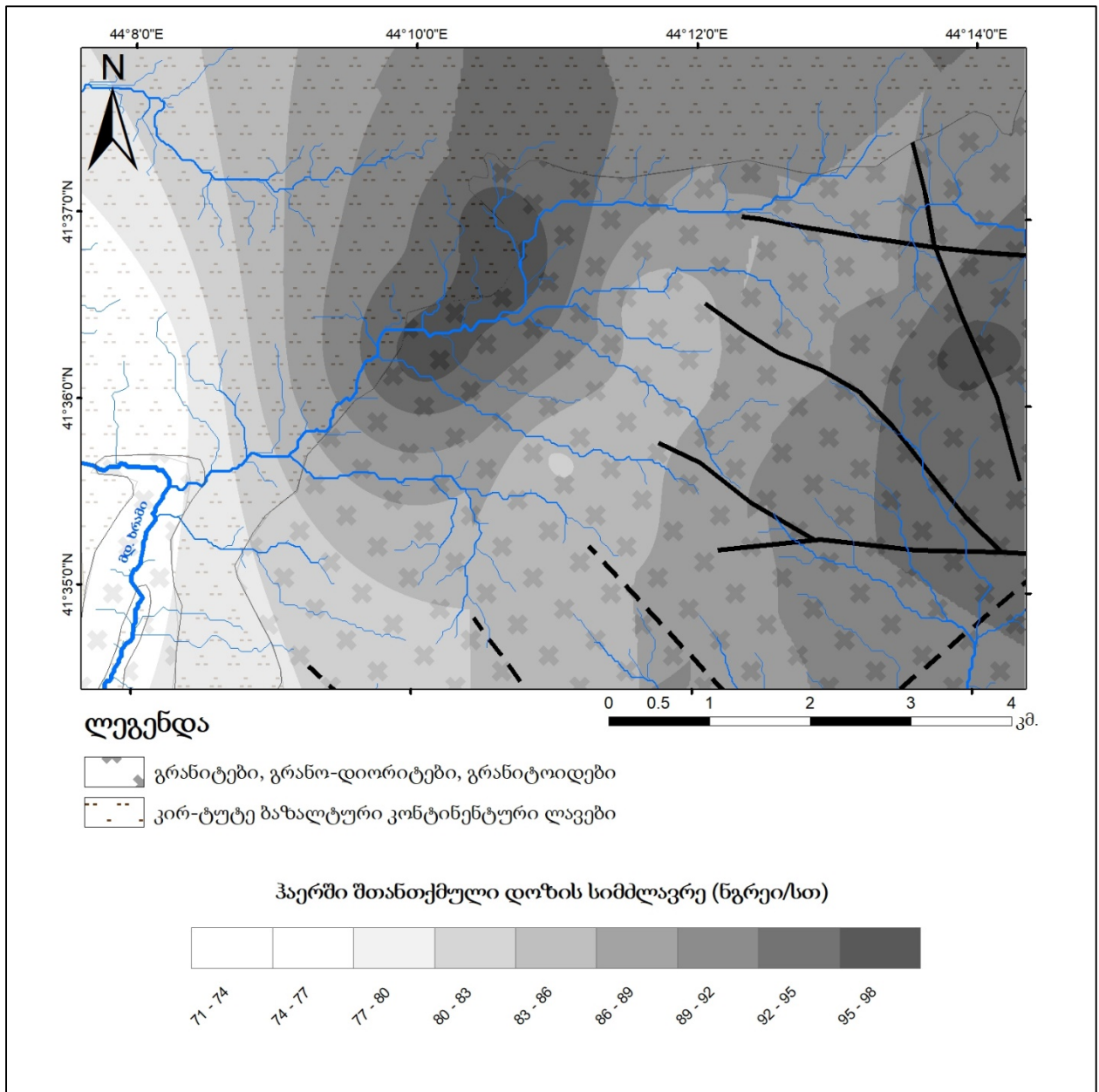
თავი 5. შედეგების ინტერპრეტაცია-დისკუსია

5.1. შედეგები ხრამის მასივისთვის

კვლევამ აჩვენა, რომ ხრამის მასივზე დასინჯვის წერტილების მიხედვით შესწავლილ ნიადაგებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციები ერთმანეთისგან შესამჩნევად განსხვავებულია. ჩვენი აზრით, ეს განპირობებული უნდა იყოს ნიადაგების და მათი ფორმირების თავისებურებებით, რომელთაგანაც მნიშვნელოვანი წვლილი მათ მაფორმირებელ „დედა ქანებს“ მიუძღვით.

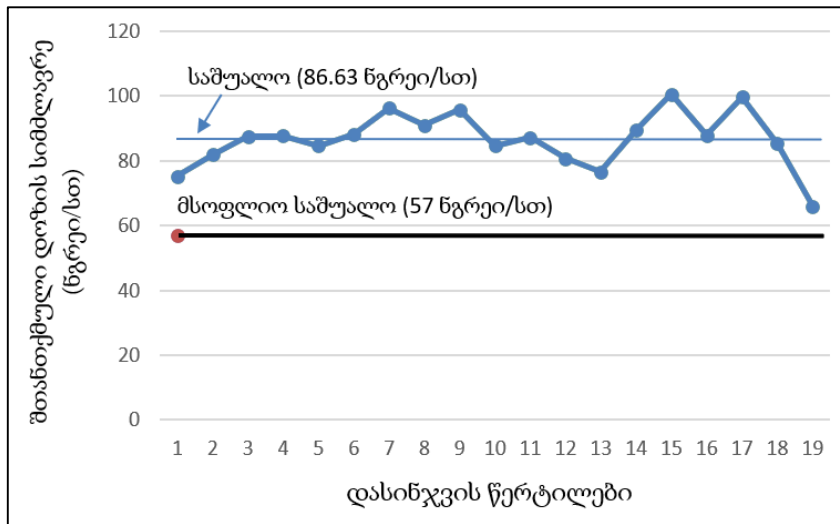
ნიადაგში რადიოაქტიური ნივთიერებების სივრცული განაწილების თვალსაჩინოდ წარმოსახვის მიზნით, საკვლევი ტერიტორიისთვის, გეოინფორმაციულ სისტემაში დამუშავდა რელიეფის ციფრული მოდელები (DEM). განხორციელდა წყლის ნაკადების მოდელირება და შეიქმნა ჰაერში შთანთქმული დოზის სიმძლავრის (რომელიც პირდაპირ კავშირშია ნიადაგში ბუნებრივი რადიონუკლიდების განაწილებასთან) და გეოლოგიური აგებულების კომბინირებული სქემა (სქემა 5.1). როგორც აღნიშნული სქემიდან ჩანს, ბუნებრივი რადიონუკლიდების გაზრდილი კონცენტრაციები გარკვეულ კორელაციაშია წყლის ნაკადების მიმართულებასთან. კერძოდ, წყლის ნაკადების შეკრების ადგილებთან შეინიშნება ბუნებრივი წარმოშობის რადიონუკლიდების გაზრდილი კონცენტრაციები.

ამავე დროს, ნიადაგში ბუნებრივი რადიონუკლიდების განაწილება აშკარა კავშირშია ნიადაგწარმომქმნელი ანუ „დედა ქანების“ ტიპთან. კერძოდ, ხრამის მასივის გვიანვარისკული გრანიტოიდების გამოფიტვის ხარჯზე ჩამოყალიბებული ნიადაგები, ნეოგენ-მეოტხეულ ლავებთან შედარებით ცხადად ავლენენ მომატებულ ბუნებრივ რადიოაქტივობას.



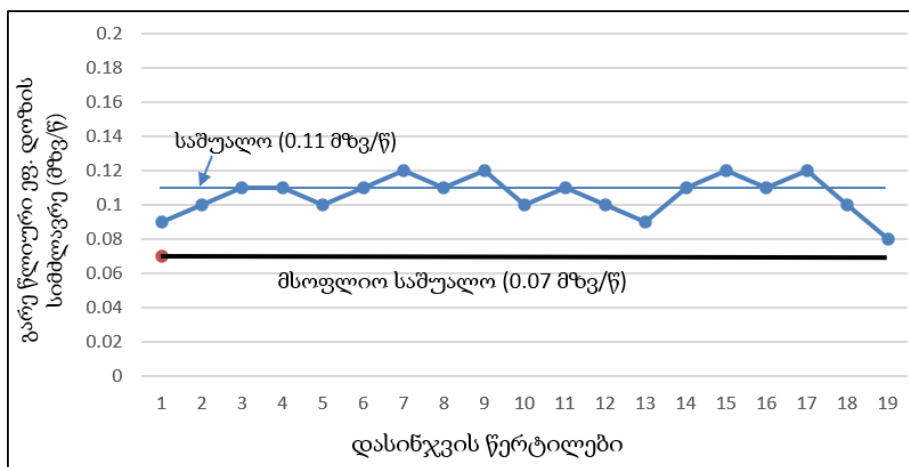
სქემა 5.1. შთანთქმული დოზის სივრცული განაწილება (ხრამის მასივი).

ნიადაგში ბუნებრივი რადიონუკლიდების ხვედრითი აქტივობების მიხედვით გამოთვლილი ჰერში შთანთქმული გამა დოზის სიმძლავრის მნიშვნელობები იცვლება 65.98-100.52 ნგრეი/სთ შუალედში. ყველა მიღებული მნიშვნელობა მაღალია (სქემა 5.2) მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობაზე - 57 ნგრეი/სთ (UNSCEAR, 2000; Dhawal *et al.*, 2013). მაგრამ, როგორც აღინიშნა, ხრამის მასივზე გრანიტული ქანების გავრცელების გამო სავარაუდოდ მომატებული უნდა ყოფილიყო ბუნებრივი რადიაქტიური ფაქტორები.



სქემა 5.2. შთანთქმული დოზის სიმძლავრის მნიშვნელობების შედარება მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობასთან (ხრამის მასივი).

ჩვენს მიერ მიღებული გარე წლიური ეფექტური დოზის საშუალო მნიშვნელობები იცვლება 0.08-0.12 მზვ/წ შუალედში. ყველა მიღებული მნიშვნელობა მაღალია (სქემა 5.3) მსოფლიო გასაშუალებულ მნიშვნელობაზე - 0.07 მზვ/წ (UNSCEAR, 2000; Hussain *et al.*, 2011). ჯამური წლიური ეფექტური დოზის მნიშვნელობა შეადგენს 0.54 მზვ/წ-ს. ეს მნიშვნელობაც მცირედით მაღალია შესაბამის მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობაზე - 0.48 მზვ/წ, მაგრამ ნაკლებია რადიოლოგიური დაცვის საერთაშორისო კომისიის (ICRP) მიერ დადგენილ რეკომენდირებულ ზღვარზე 1 მზვ/წ (ICRP 1993, Dhawal *et al.*, 2013; Hussain *et al.*, 2011), რომელიც ასევე შეესაბამება საქართველოს კანონმდებლობით გათვალისწინებულ ზღვარს მოსახლეობისთვის (რუნ, 2015).



სქემა 5.3. გარე წლიური ეფექტური დოზის სიმძლავრის მნიშვნელობების შედარება მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობასთან (ხრამის მასივი).

თუმცა, როგორც ცნობილია რადიაციული დასხივების მთლიანი წლიური დოზის ფორმირებისას ბუნებრივი რადიონუკლიდებით წარმოშობილი, მიწისეული გამა გამოსხივების წილს ემატება სხვა ისეთი მნიშვნელოვანი კომპონენტები როგორცაა: ხელოვნური დამაბინძურებლების გავრცელებით გამოწვეული წილი, კოსმოსური გამოსხივება, რადონის ინჰალაცია, ბუნებრივი და ხელოვნური დამაბინძურებლების გავრცელება სასმელ წყალსა და კვების პროდუქტებში, ასევე სპეციფიური პროფესიული საქმიანობა, სამედიცინო სფეროში მიღებული დასხივება და სხვა (UNSCEAR, 2000).

რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობისთვის ჩვენ მივიღეთ საშუალო მნიშვნელობა 182.37 ბკ/კგ, რომელიც ნაკლებია გაეროს ატომური რადიაციის ეფექტების სამეცნიერო კომიტეტის (UNSCEAR) მიერ განსაზღვრულ და საქართველოში მოქმედ მაქსიმალურ დასაშვებ ზღვარზე - 370 ბკ/კგ (UNSCEAR, 2000; რუნ, 2015). ეს მიანიშნებს, რომ საკვლევი ტერიტორია თავისუფალია რადიუმის და მისი დაშლის პროდუქტის რადონის მიერ გამოწვეული საფრთხეებისგან, მითუმეტეს, რომ, როგორც შესაბამისი რუკებიდან ჩანს, საკვლევ ტერიტორიაზე არ არსებობს რეგიონული სიღრმული რღვევები (სქემა 5.1).

ჯამური წლიური ეფექტური დოზის საშუალო მნიშვნელობის მიხედვით და (3.7) ფორმულით დაანგარიშებული კიბოს გამოწვევის რისკისთვის ჩვენს მიერ მიღებული მნიშვნელობა - 0.00191, 0.00046-ით მაღალია მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობაზე - 0.00145 (Qureshi *et al.*, 2014).

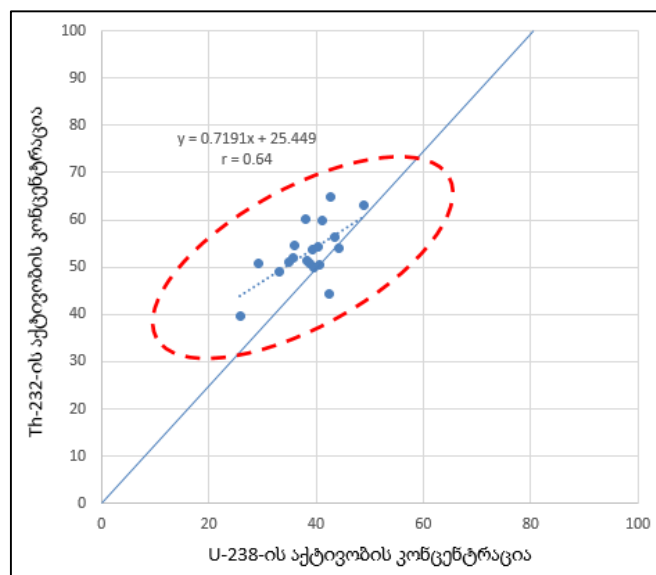
გარეგანი საფრთხის ინდექსისთვის მიღებული ყველა მნიშვნელობა ნაკლებია ერთზე, ეს ნიშნავს, რომ საკვლევ ტერიტორიის მცხოვრებლები არ იმყოფებიან რადიაციული დასხივების სახიფათო რისკის ქვეშ.

5.1.1. კორელაციები ხრამის მასივისთვის

ცხრილში 5.1 ნაჩვენებია ხრამის მასივზე აღებულ ნიმუშებში რადიონუკლიდების კონცენტრაციების ერთმანეთთან კორელაციები (აქტივობის ფარდობა) $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ და $^{232}\text{Th}/^{40}\text{K}$ -თვის, ხოლო სქემა 5.4-ზე და სქემა 5.5-ზე ნაჩვენებია მათი გრაფიკული გამოხატულებები.

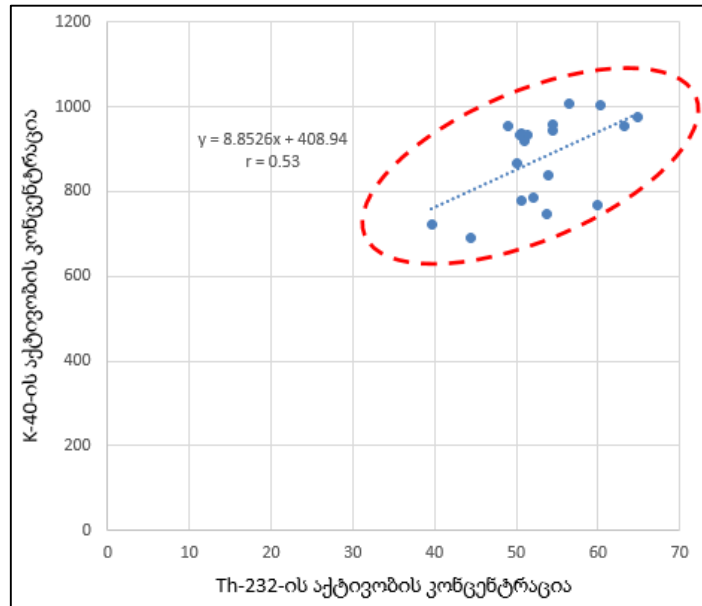
ცხრილი 5.1. კორელაციები რადიონუკლიდებს შორის (ხრამის მასივი).

ნიმუში №	კონცენტრაციების ფარდობა	
	$^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$	$^{232}\text{Th}/^{40}\text{K}$
1	0.96	0.06
2	0.73	0.07
3	0.76	0.05
4	0.75	0.06
5	0.79	0.06
6	0.81	0.05
7	0.77	0.06
8	0.74	0.06
9	0.63	0.06
10	0.67	0.05
11	0.69	0.08
12	0.69	0.07
13	0.58	0.07
14	0.66	0.06
15	0.77	0.07
16	0.82	0.06
17	0.66	0.07
18	0.68	0.06
19	0.65	0.05
მინ.	0.58	0.05
მაქს.	0.96	0.08
საშუალო	0.73	0.06



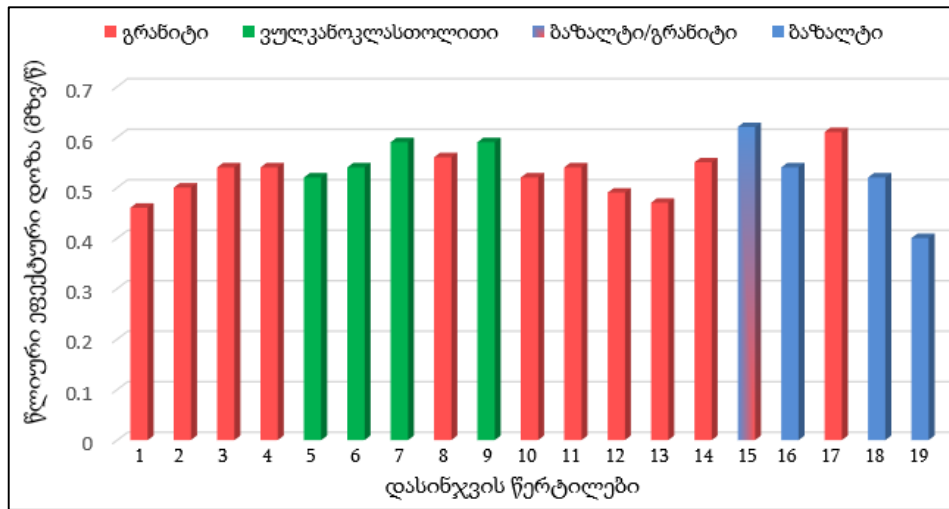
სქემა 5.4. კორელაცია - $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ (ხრამის მასივი)¹⁷.

¹⁷ წყვეტილი ხაზი შეესაბამება კორელაციის კოეფიციენტს (0.64), უწყვეტი ხაზი - 0.81-ს, ანუ საშუალო მნიშვნელობას ჩაკეტილი სისტემებისთვის (Kekelidze *et al.*, 2017).



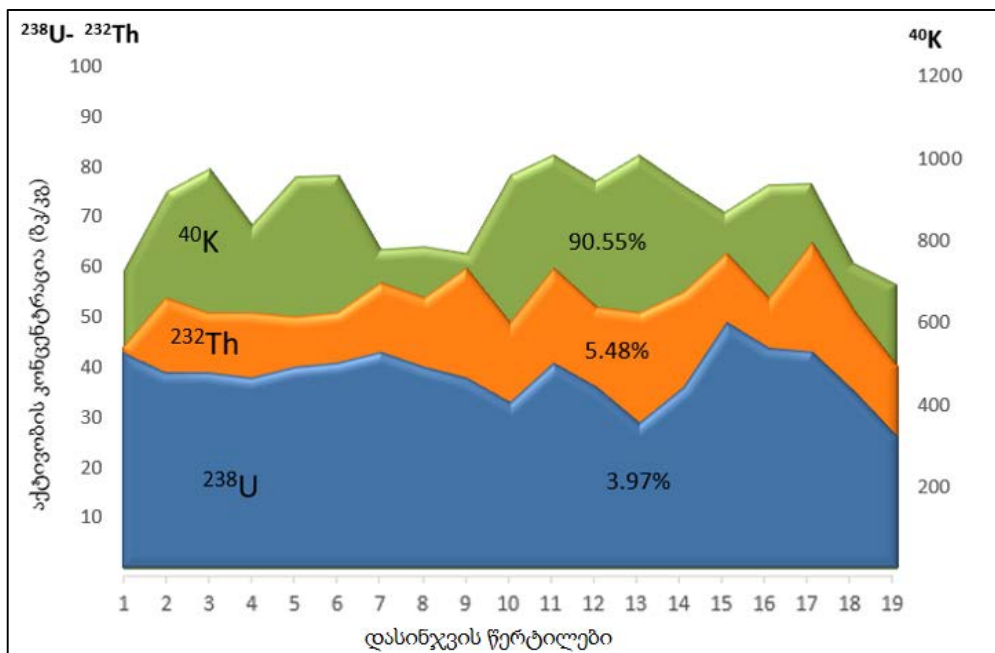
სქემა 5.5. კორელაცია - $^{232}\text{Th}/^{40}\text{K}$ (ხრამის მასივი).

$^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ კონცენტრაციების ფარდობის მნიშვნელობები იცვლება 0.58-დან 0.96-მდე შუალედში, საშუალო მნიშვნელობით - 0.73. ხრამის მასივისთვის ჩვენს მიერ მიღებული შედეგების მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობიდან გადახრა, რომელიც ტოლია 0.81-ის (ჩაკეტული სისტემებისთვის, Kekelidze *et al.*, 2017) შეადგენს დაახლოებით 20%-ს და იცვლება ორივე, როგორც დადებით, ასევე უარყოფით მხარეს. ქვევით მოყვანილ სქემა 5.6-ზე, დასინჯვის წერტილების მიხედვით ნაჩვენებია გარე წლიური ეფექტური დოზების კორელაცია ქანების ტიპებთან. შედეგების მიხედვით, ზოგიერთ ნიმუშში შეინიშნება მომატებული კონცენტრაციები. მაგალითად, ^{238}U -ის მომატებული კონცენტრაცია შეინიშნება მე-15 წერტილზე, რომელიც წარმოადგენს აღნიშნულ ტერიტორიაზე ერთ-ერთ ძირითად წყალშემკრებ ადგილს.



სქემა 5.6. გარე წლიური ეფექტური დოზის განაწილება ქანების მიხედვით (ხრამის მასივი).

ქვევით, სქემა 5.7-ზე დასინჯვის წერტილების მიხედვით ნაჩვენებია ბუნებრივი რადიონუკლიდების ^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K -ის კონცენტრაციების განაწილება დასინჯვის წერტილების მიხედვით. აღნიშნული სქემიდან ჩანს, რომ სამივე რადიონუკლიდისთვის კონცენტრაციების სივრცული განაწილება ერთმანეთის მიმართ თითქმის თანაბრად (სიმეტრიულად) იცვლება.



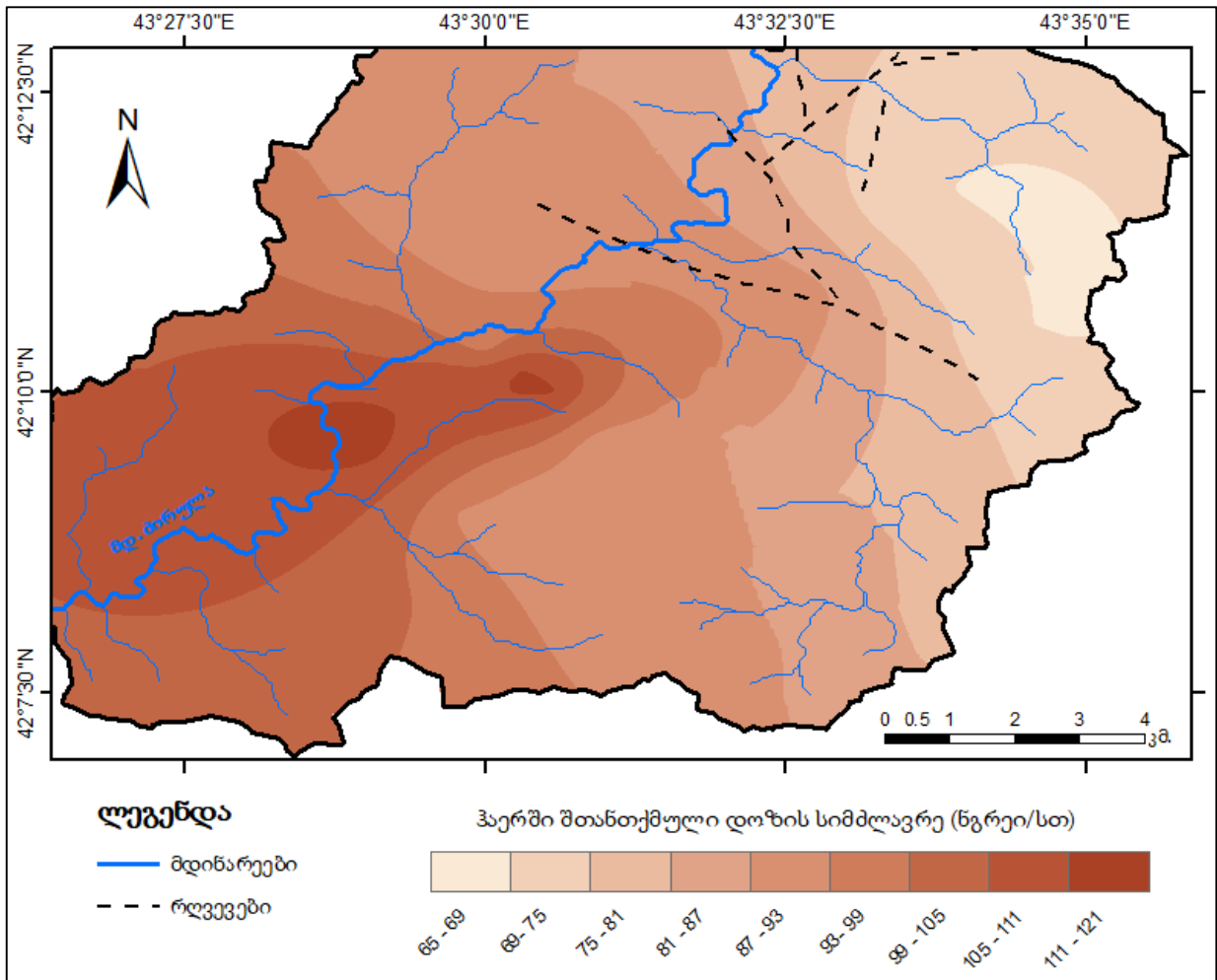
სქემა 5.7. რადიონუკლიდების კონცენტრაციების განაწილება დასინჯვის წერტილების მიხედვით (ხრამის მასივი).

ხრამის მასივის ნიადაგებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების ჯამური საშუალო კონცენტრაციებიდან, პროცენტული მაჩვენებლები ცალკეული რადიონუკლიდებისთვის შემდეგნაირად ნაწილდება: 3.97% - ^{238}U -თვის, 5.48% - ^{232}Th -თვის და 90.55% - ^{40}K -თვის.

ზემოთ მოყვანილი შედეგებიდან ჩანს, რომ ხრამის მასივის მჟავე მაგმური ქანების, სახელდობრ გრანიტოიდების გამოფიტვის შედეგად წარმოქმნილი ნიადაგები, მართლაც ხასიათდებიან ბუნებრივი რადიონუკლიდების შედარებით მაღალი კონცენტრაციებით.

5.2. შედეგები ძირულის მასივისთვის

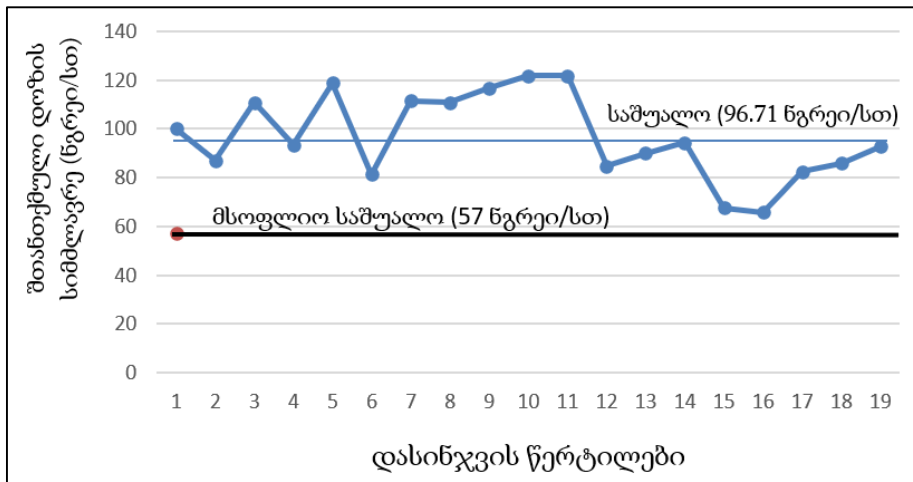
ძირულის მასივის გეოლოგიური რუკის (სქემა 3.5) და ქვევით მოცემული ჰაერში შთანთქმული დოზის სივრცული განაწილების რუკის (სქემა 5.8) ერთობლივი ანალიზი გვიჩვენებს, რომ ჰაერში შთანთქმული დოზის მნიშვნელობები (რომელიც თავის მხრივ პირდაპირ კავშირშია ნიადაგში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციებთან) დამოკიდებულია ტერიტორიის გეოლოგიასა და ოროჰიდროგრაფიაზე.



სქემა 5.8. შთანთქმული დოზის სივრცული განაწილება (მირულის მასივი).

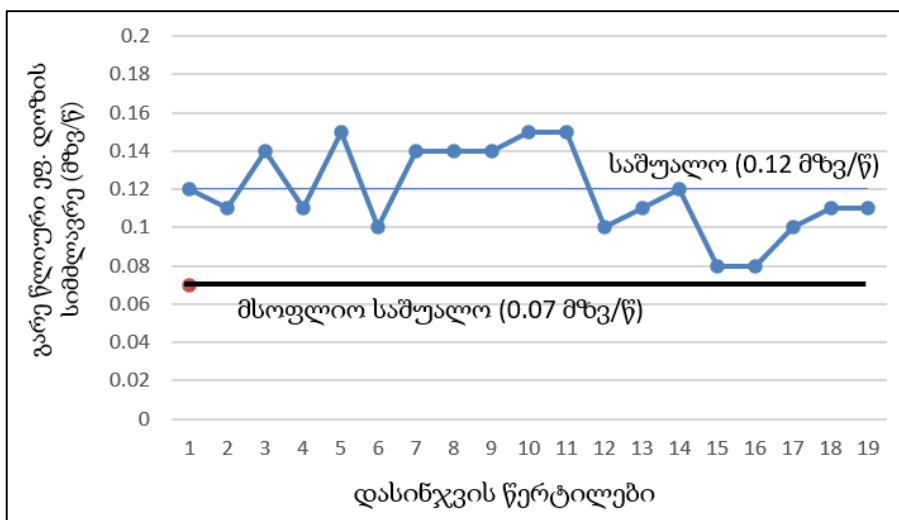
სქემა 3.5-ის და სქემა 5.8-ის ერთობლივი ანალიზიდან ნათლად ჩანს, რომ ბუნებრივი რადიონუკლიდების ნიადაგში განაწილება აშკარა კავშირშია ნიადაგწარმოქმნელი „დედა ქანის“ ტიპთან. კერძოდ, მირულის მასივზე გვიანვარისკული გრანიტოიდების ხარჯზე გაჩენილი ნიადაგები, ფუძე გაბრიდულ ქანების და ნეოგენ-მეოთხეული ლავების ხარჯზე გაჩენილ ნიადაგებთან შედარებით ცხადად ავლენენ მომატებულ ბუნებრივ რადიოაქტივობას.

ჰაერში შთანთქმული დოზის სიმძლავრის მნიშვნელობები ჩვენს შემთხვევაში იცვლება 65.78-121.71 ნგრეი/სთ შუალედში, საშუალო მნიშვნელობით - 96.71 ნგრეი/სთ. ყველა მიღებული შედეგი მაღალია მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობაზე (სქემა 5.9), რომელიც თავის მხრივ - 57 ნგრეი/სთ-ის ტოლია (UNSCEAR, 2000; Dhawal *et al.*, 2013).



სქემა 5.9. შთანთქმული დოზის სიმძლავრის მნიშვნელობების შედარება მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობასთან (ძირულის მასივი).

ჩვენს მიერ მიღებული ჯამური გარე წლიური ეფექტური დოზის მნიშვნელობები იცვლება - 0.08-0.15 მზვ/წ შუალედში. ყველა მიღებული მნიშვნელობა მაღალია (სქემა 19) მსოფლიო გასაშუალებულ მნიშვნელობაზე - 0.07 მზვ/წ (UNSCEAR, 2000; Hussain *et al.*, 2011). ჯამური წლიური ეფექტური დოზის მნიშვნელობა - 0.59 მზვ/წ, აგრეთვე მაღალია მსოფლიო გასაშუალებულ მნიშვნელობაზე, რომელიც თავის მხრივ - 0.48 მზვ/წ-ის (UNSCEAR, 2000; Hussain *et al.*, 2011) ტოლია (სქემა 5.10). მაგრამ, ამ შემთხვევაშიც მიღებული მნიშვნელობა ნაკლებია რადიოლოგიური დაცვის საერთაშორისო კომისიის (ICRP) მიერ დადგენილ ზედა ზღვარზე - 1 მზვ/წ (ICRP, 1993; Dhawal *et al.*, 2013; Hussain *et al.*, 2011).



სქემა 5.10. გარე წლიური ეფექტური დოზის სიმძლავრის მნიშვნელობების შედარება მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობასთან (ძირულის მასივი).

რადიუმ-ეკვივალენტი აქტივობისთვის ჩვენ მივიღეთ საშუალო მნიშვნელობა - 203.23 ბკ/კგ, რომელიც ნაკლებია მაქსიმალურ დასაშვებ ზღვარზე - 370 ბკ/კგ (OECD, 1979; UNSCEAR, 2000; რუნ, 2015), რაც მიანიშნებს, რომ ეს საკვლევი ტერიტორიაც თავისუფალია რადიუმის და მისი დაშლის პროდუქტის რადონის მიერ გამოწვეული საფრთხეებისგან, მითუმეტეს, რომ არც ამ საკვლევ ტერიტორიაზე არსებობს რეგიონული სიღრმული ტექტონიკური რღვევები (სქემა 5.8).

(3.7) ფორმულით დაანგარიშებული კიბოს გამოწვევის რისკისთვის ჩვენს მიერ მიღებული მნიშვნელობა - 0.00209, 0.00064-ით მაღალია მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობაზე - 0.00145 (Qureshi *et al.*, 2014).

გარეგანი (external) და შინაგანი (internal) საფრთხის ინდექსისთვის მიღებული ყველა მნიშვნელობა ნაკლებია ერთზე. ამგვარად, ამ ტერიტორიაზე მცხოვრები მოსახლეობაც არ იმყოფება დასხივების სახიფათო რისკის ქვეშ.

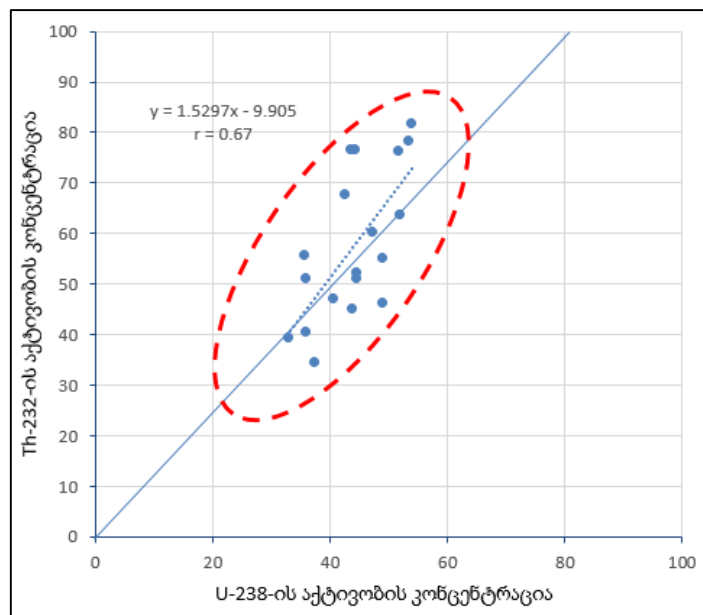
5.2.1. კორელაციები ძირულის მასივისთვის

ქვევით, ცხრილში 5.2 წარმოდგენილია ძირულის მასივზე აღებულ ნიმუშებში რადიონუკლიდების კონცენტრაციების ერთმანეთთან კორელაციები (აქტივობის ფარდობა) $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ და $^{232}\text{Th}/^{40}\text{K}$ -თვის, ხოლო სქემებზე 5.11 და 5.12 ისინი წარმოდგენილია გრაფიკულად.

ცხრილი 5.2. კორელაციები რადიონუკლიდებს შორის (ძირულის მასივი).

ნიმუში №	კონცენტრაციების ფარდობა	
	$^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$	$^{232}\text{Th}/^{40}\text{K}$
1	0.87	0.04
2	0.71	0.05
3	0.69	0.08
4	0.64	0.05
5	0.57	0.06
6	0.98	0.06
7	0.63	0.06
8	0.82	0.05
9	0.58	0.06
10	0.68	0.06
11	0.66	0.07
12	0.86	0.07
13	1.07	0.05

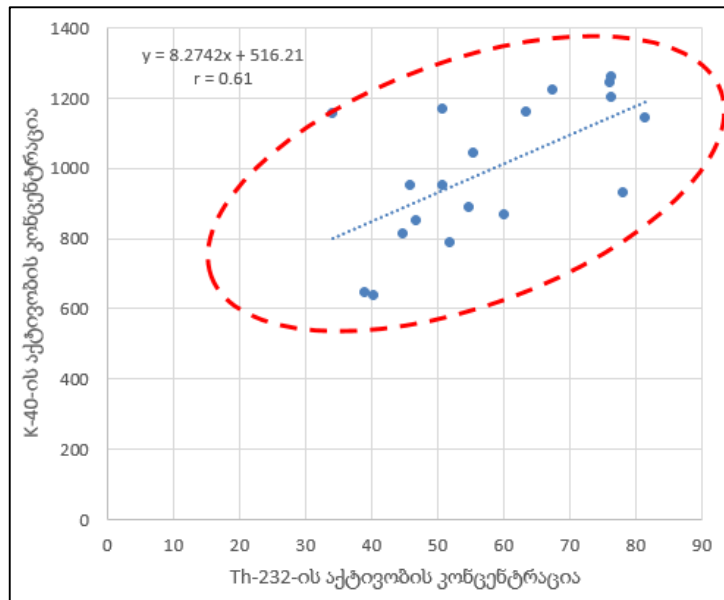
ნომერი №	კონცენტრაციების ფარდობა	
	$^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$	$^{232}\text{Th}/^{40}\text{K}$
14	0.79	0.07
15	0.89	0.06
16	0.84	0.06
17	0.86	0.06
18	1.09	0.03
19	0.89	0.06
მინ.	0.57	0.03
მაქს.	1.09	0.08
საშუალო	0.80	0.06



სქემა 5.11. კორელაცია - $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ (ძირულის მასივი)¹⁸.

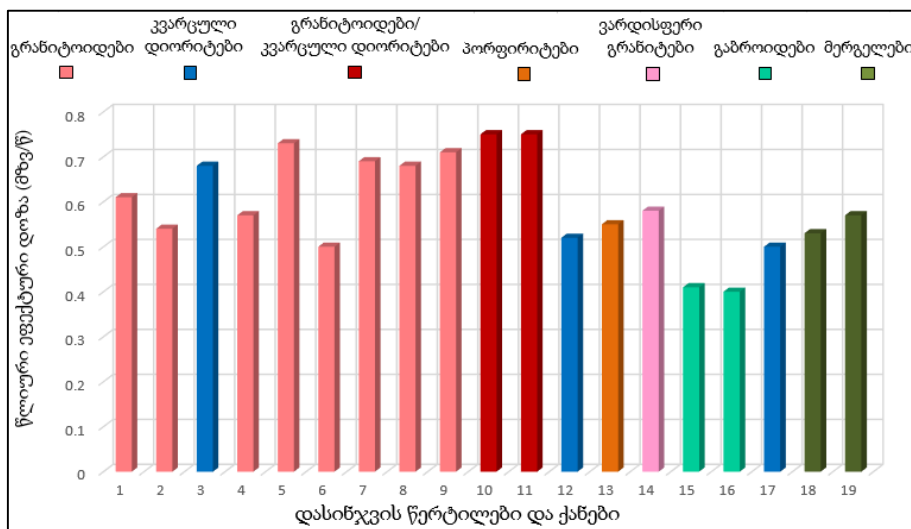
ძირულის მასივისთვის $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ კონცენტრაციების ფარდობის მნიშვნელობები იცვლება 0.57-დან 1.09-მდე შუალედში, საშუალო მნიშვნელობით - 0.80. ჩვენს მიერ მიღებული შედეგების მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობიდან გადახრა, რომელიც ტოლია 0.81-ის (ჩაკეტული სისტემებისთვის, Kekelidze *et al.*, 2017) შეადგენს დაახლოებით 30%-ს და იცვლება ორივე, როგორც დადებით, ასევე უარყოფით მხარეს.

¹⁸ წყვეტილი ხაზი შეესაბამება კორელაციის კოეფიციენტს (0.67), უწყვეტი ხაზი - 0.81-ს, ანუ საშუალო მნიშვნელობას ჩაკეტული სისტემებისთვის (Kekelidze *et al.*, 2017).



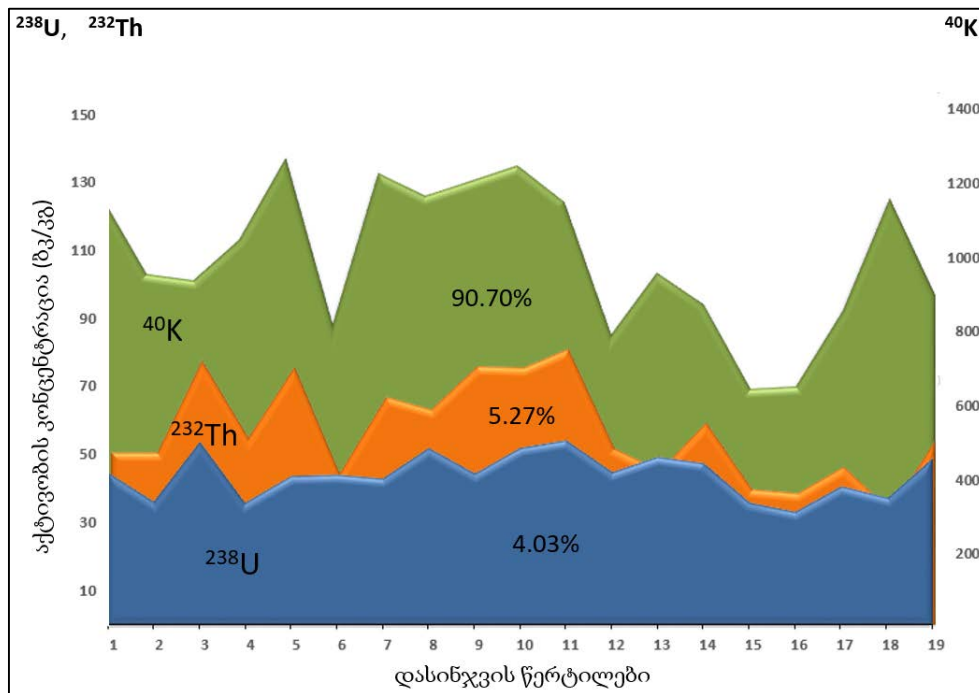
სქემა 5.12. კორელაცია - $^{232}\text{Th}/^{40}\text{K}$ (ძირულის მასივი).

ქვევით, სქემაზე 5.13 დასინჯვის წერტილების მიხედვით ნაჩვენებია გარე წლიური ეფექტური დოზების კორელაცია ქანების ტიპებთან. მიღებული შედეგების მიხედვით დგინდება, რომ ზოგიერთ წერტილზე შეინიშნება წლიური ეფექტური დოზის შედარებით მომატებული მნიშვნელობები. მაგალითად, მომატებული მნიშვნელობები შეინიშნება მე-3, მე-5, და მე-11 წერტილებზე, რომლებიც ასოცირდებიან გრანიტულ ქანებთან. წლიური ეფექტური დოზის შედარებით დაბალი მნიშვნელობები დაფიქსირდა მე-15, მე-16, მე-18 და მე-19 წერტილებზე, რომლებიც წარმოადგენენ გაბროიდებს და დანალექ ქანებს.



სქემა 5.13. გარე წლიური ეფექტური დოზის განაწილება ქანების მიხედვით (ძირულის მასივი).

ქვევით წარმოდგენილი სქემა 5.14 წარმოაჩენს ^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K აქტივობის კონცენტრაციების განაწილებას დასინჯვის წერტილების მიხედვით.



სქემა 5.14. რადიონუკლიდების კონცენტრაციების განაწილება დასინჯვის წერტილების მიხედვით (ძირულის მასივი).

როგორც სქემა 5.14-დან ჩანს, ხრამის მასივის მსგავსად, ძირულის მასივის შემთხვევაშიც, ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციების სივრცული განაწილება ერთმანეთის მიმართ საკმაოდ სიმეტრიულად იცვლება. ხოლო ნიადაგში ბუნებრივი რადიონუკლიდების ჯამური საშუალო კონცენტრაციებიდან, პროცენტული მაჩვენებლები რადიონუკლიდების მიხედვით შემდეგია: 4.03% ^{238}U -თვის, 5.27% - ^{232}Th -თვის და 90.70% - ^{40}K -თვის.

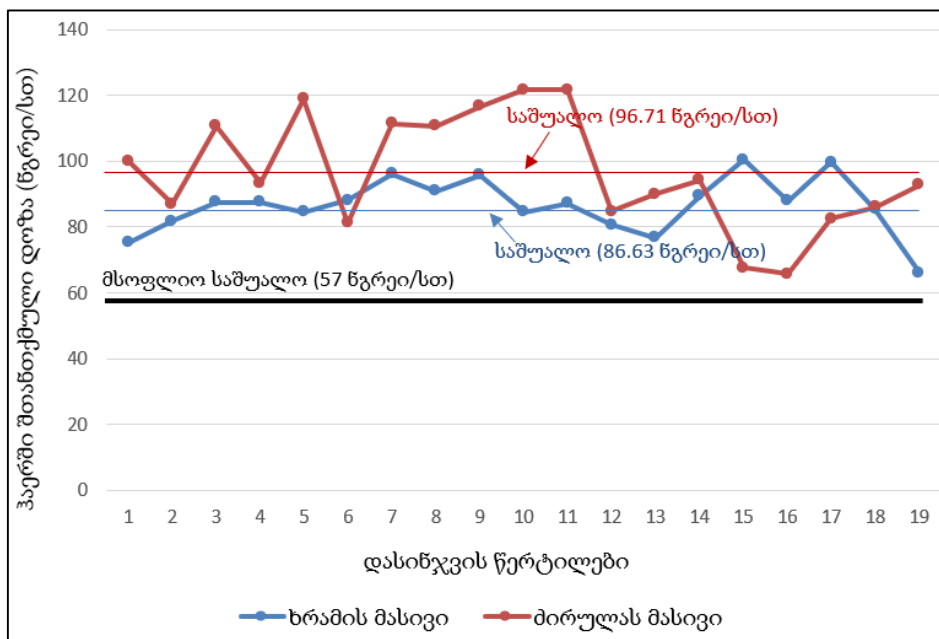
5.3. საკვლევი ტერიტორიების შედარებითი ანალიზი

ორივე საკვლევ ტერიტორიაზე ჩატარებულმა კვლევამ აჩვენა, რომ ბუნებრივი რადიონუკლიდების - ^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K -ის კონცენტრაციების თვალსაზრისით, ორივე საკვლევ ტერიტორიაზე ფიქსირდება მსოფლიო საშუალო მაჩვენებლებთან შედარებით მომატებული მნიშვნელობები. ეს ფაქტი, როგორც ამას კორელაციური

ანალიზი უზვენებს, აიხსნება საკვლევ ტერიტორიაზე არსებული გრანიტული დედა ქანებით, რომლებსაც ნიადაგის ფორმირების პროცესში მნიშვნელოვანი წვლილი მიუძღვით.

ხრამის მასივთან შედარებით, მაღალი ბუნებრივი რადიოაქტიური მახასიათებლები დაფიქსირდა ძირულის კრისტალურ მასივზე. მაგალითად, ხრამის მასივისთვის ნიადაგში ^{238}U -ის საშუალო აქტივობის კონცენტრაცია შეადგენს 38.6 ბკ/კგ-ს, ძირულის მასივისთვის - 44.2 ბკ/კგ-ს; ^{232}Th -ის საშუალო აქტივობის კონცენტრაცია ხრამის მასივისთვის შეადგენს 53.2 ბკ/კგ-ს, ძირულის მასივისთვის - 57.7 ბკ/კგ-ს; ^{40}K -ის საშუალო აქტივობის კონცენტრაცია ხრამის მასივისთვის შეადგენს 879.8 ბკ/კგ-ს, ძირულის მასივისთვის - 993.7 ბკ/კგ-ს;

შესაბამისად, შედარებით მაღალი შედეგები დაფიქსირდა აგრეთვე რადიოლოგიური პარამეტრებისთვისაც. მაგალითად ჰაერში შთანთქმული დოზის სიმძლავრისათვის ძირულის მასივისთვის მიღებული საშუალო მნიშვნელობა 10.08 ნგრეი/სთ-ით მაღალია ხრამის მასივზე დაფიქსირებულ ანალოგიურ მნიშვნელობაზე (სქემა 5.15).

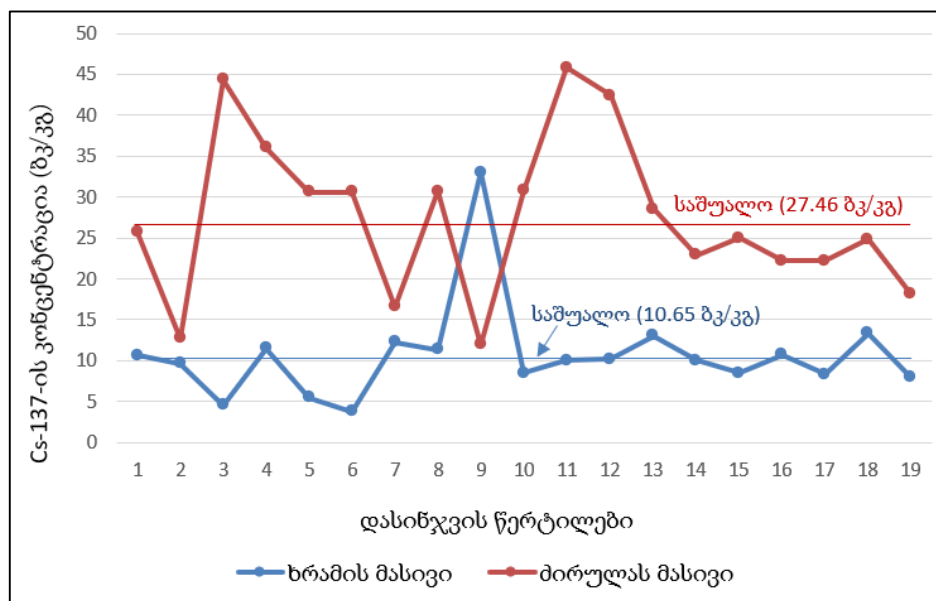


სქემა 5.15. შთანთქმული დოზის შედარება ხრამის და ძირულის მასივებისთვის.

ტექნოგენური წარმოშობის რადიონუკლიდის ^{137}Cs -ის მნიშვნელოვანი კონცენტრაციები ფიქსირდება ორივე საკვლევ ტერიტორიაზე. თუმცა, ნიშანდობლივია, რომ შედარებით მაღალი (საშუალოდ 16.81 ბკ/კგ-ით)

კონცენტრაციები დაფიქსირდა ძირულის მასივისთვის (სქემა 5.16). ეს გარემოება, ჩვენი აზრით, აიხსნება შემდეგი ფაქტორებით:

- 1) ატმოსფერული ნაკადების მოძრაობის თვალსაზრისით, დასავლეთ საქართველოს ტერიტორიას აქვს შავი ზღვის ღია სივრცესთან პირდაპირი კავშირი, რადგან დასავლეთ და აღმოსავლეთ საქართველოს გამყოფი ლიხის ქედი წარმოდგენს ბუნებრივ ბარიერს ამგვარი ნაკადებისთვის;
- 2) როგორც ცნობილია, დასავლეთ საქართველო ხასიათდება მოსული ნალექების შედარებით დიდი რაოდენობით, ვიდრე აღმოსავლეთ საქართველოს ტერიტორია (ელიზბარაშვილი, 2017).



სქემა 5.16. ^{137}Cs -ის კონცენტრაციების შედარება ხრამის და ძირულის მასივებისთვის.

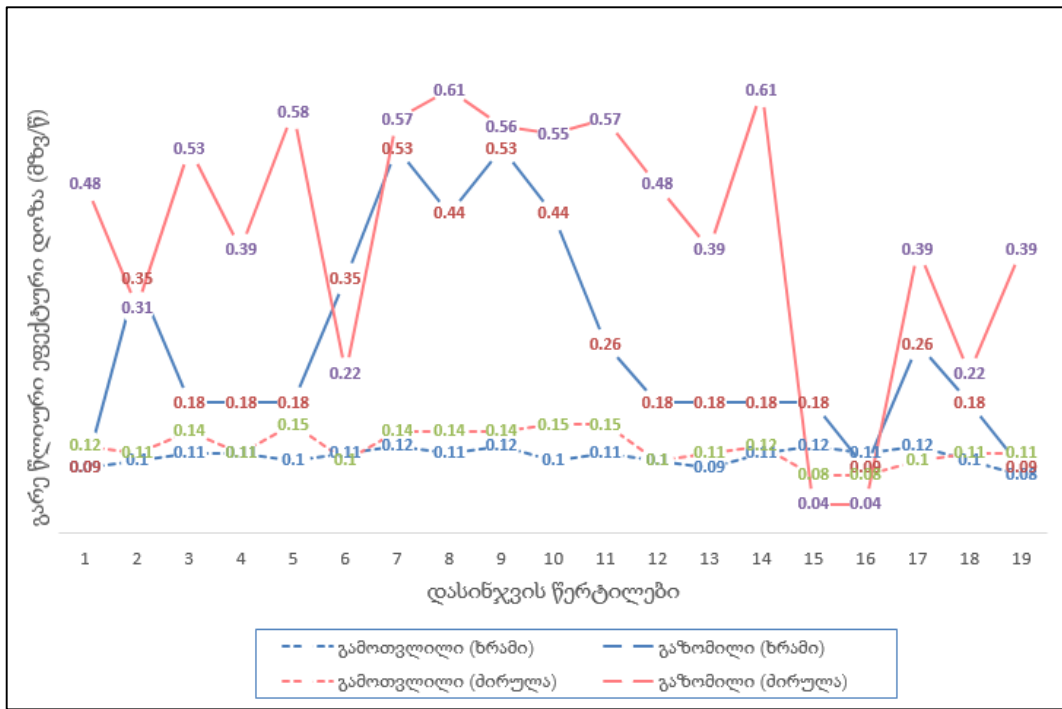
$^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ თანაფარდობის თვისებების განხილვისას ფიქსირდება მისი მნიშვნელოვანი გადახრები საშუალო მნიშვნელობიდან (0.81). ეს თვისებურება შესაძლებელია ახსნილ იქნას ^{238}U -ის და ^{232}Th -თვის, ერთგვაროვანი გარემო პირობებისას სხვადასხვა გეოქიმიური პროცესების მიმდინარეობით. კერძოდ, როგორც ცნობილია ^{232}Th ბუნებაში არსებობს მხოლოდ ტეტრავალენტური ფორმით, მისი ნაერთები ფაქტიურად არ იხსნება წყალში და ისინი მექანიკურად გადადიან სტაბილურ მინერალურ ფორმაში. ^{238}U ბუნებაში არსებობს, როგორც ტეტრავალენტურ, ასევე ჰექსავალენტურ ფორმებში. ტეტრავალენტურ ფორმაში მყოფი ურანის თვისებები მსგავსია თორიუმის თვისებების, მაგრამ ჰექსავალენტურ ფორმაში ურანს გააჩნია

უფრო მეტი ქიმიური აქტივობა და წყალში ხსნადი თვისებებიდან გამომდინარე ავლენს უფრო მეტ მიგრაციულ უნარებს (Kekelidze *et al.*, 2017).

განხილული საკვლევი ტერიტორიები ხასიათდებიან კომპლექსური ჰიდროლოგიური სტრუქტურებით. მიწისქვეშა წყლებში გახსნილი ურანის ნაერთების მიგრაციამ დედა ქანიდან ზედა ფენებისკენ შესაძლოა გამოიწვიოს ნიადაგის გამდიდრება ურანით. მაგრამ მეორეს მხრივ, თორიუმის საპირისპირო მიმართულებით მიგრაციამ შესაძლოა ნიადაგში მისი გაღარიბება გამოიწვიოს. ამ პროცესებმა $^{238}\text{U}/^{232}\text{Th}$ თანაფარდობაში შესაძლოა გამოიწვიოს გარკვეული დევიაციები, როგორც დადებითი ასევე უარყოფითი მიმართულებებით (Kekelidze *et al.*, 2017; Kekelidze *et al.*, 2018a).

ნიადაგის ნიმუშებში, ნიადაგის ფორმირების პროცესებიდან გამომდინარე (სადაც გარკვეულ როლს თამაშობს მიგრაციული პროცესები, შესაბამისად სხვადასხვა მინერალების გადასვლებიც უფრო ინტენსიურად მიმდინარეობს ვიდრე ქანებში), ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციების განსხვავებებიც შესაძლოა ნაკლები იყოს ვიდრე ქანებში (სადაც, ისინი იმყოფებიან „შებოჭილ“ მდგომარეობაში). ამ და სხვა (მაგ. ქანებში რადიონუკლიდების კონცენტრაციების შესახებ არასაკმარისი სტატისტიკური მონაცემები) მიზეზებიდან გამომდინარე, შესაძლოა საკვლევ ტერიტორიაზე არ შეიმჩნეოდეს კონცენტრაციების მკვეთრი დამოკიდებულება ნიადაგებზე და ტექტონიკურ ზონებზე (Kekelidze *et al.*, 2017; Kekelidze *et al.*, 2018a).

ქვევით, სქემა 5.17-ზე კომბინირებულად (ხრამის და ძირულის მასივებისთვის) წარმოდგენილია პირდაპირი გაზომვებით მიღებული და შემდგომ გამოთვლილი წლიური ეფექტური დოზის სიმძლავრის მნიშვნელობების შედარება ნიადაგში ბუნებრივი რადიონუკლიდების (^{238}U , ^{232}Th და ^{40}K) კონცენტრაციების მიხედვით გამოთვლილ გარე წლიური ეფექტური დოზის მნიშვნელობებთან.



სქემა 5.17. რადიონუკლიდების კონცენტრაციების მიხედვით გამოთვლილი გარე წლიური ეფექტური დოზის შედარება პირდაპირი გაზომვების მიხედვით გამოთვლილ ანალოგიურ შედეგებთან (ხრამის და ძირულის მასივებისთვის).

როგორც სქემა 5.17-დან ჩანს, დასინჯვის ერთი და იგივე წერტილზე დასხივების წლიური ეფექტური დოზის სიმძლავრის პირდაპირი გაზომვებით გამოთვლილი შედეგები უმრავლეს შემთხვევაში მაღალია ნიადაგში რადიონუკლიდების კონცენტრაციების (ხვედრითი აქტივობების) მიხედვით გამოთვლილ გარე წლიური ეფექტური დოზის სიმძლავრის ანალოგიურ მნიშვნელობებზე. მიღებული შედეგები ასევე მაღალია მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობაზე - 0.07 მზე/წ (UNSCEAR, 2000).

პირდაპირი გაზომვებით და გამოთვლებით მიღებულ მნიშვნელობებს შორის სხვაობა შესაძლოა აიხსნას შემდეგი გარემოებებით (Chikasawa *et al.*, 2001):

1. ნიადაგის ნიმუშების ანალიზი ჩატარდა მათი გაცხრილვის ე.ი. კენჭების და ქვების მოშორების შემდეგ;
2. ბუნებრივი რადიონუკლიდები შესაძლოა თანაბრად არ იყვნენ განაწილებულნი ნიადაგში;
3. რადონი და მისი დაშლის პროდუქტების შესაძლოა გარკვეულ გავლენას ახდენდნენ გაზომვის შედეგებზე;

4. ნიადაგის ტენიანობა შესაძლოა გარკვეულ გავლენას ახდენდეს პირდაპირ გაზომილ დოზებზე;
5. ნიადაგში ხელოვნური რადიონუკლიდების კონცენტრაცია შესაძლოა გავლენას ახდენდეს პირდაპირ გაზომილ შედეგებზე;
6. კოსმოსური გამოსხივების კომპონენტი გავლენას ახდენს პირდაპირ გაზომილ მნიშვნელობებზე.

თავი 6. დასკვნა და რეკომენდაციები

ჩატარებული კვლევების და მიღებული შედეგების ანალიზის საფუძველზე შესაძლებელი გახდა ხრამის და ძირულის კრისტალური მასივების ნიადაგებში რადიონუკლიდების განაწილების ერთიანი სურათის შექმნა.

- დადგინდა ნიადაგებში ბუნებრივი რადიონუკლიდების კონცენტრაციების სივრცული განაწილება;
- მიღებული შედეგების მიხედვით გამოვლინდა კონცენტრაციების მინიმალური და მაქსიმალური მნიშვნელობები (მომატებული ზონები);
- კვლევის საფუძველზე, დადგინდა, რომ ნიადაგები რომლებიც წარმოშობილნი არიან მყავე მაგმური ქანების, კონკრეტულად კი გრანიტოიდების გამოფიტვის შედეგად ამჟღავნებენ მომატებულ ბუნებრივ რადიოაქტივობას, მათში ბუნებრივი წარმოშობის რადიონუკლიდების ^{238}U -ის, ^{232}Th -ის და ^{40}K -ის შედარებით მაღალი კონცენტრაციების სახით, ვიდრე დანალექი ან/და მეტამორფული ქანების შედეგად წარმოშობილი ნიადაგები.
- ბუნებრივი რადიოაქტიური მახასიათებლები გარკვეულ კავშირშია აგრეთვე, წყლის ნაკადების მიმართულებებთან, რაც აისახება ბუნებრივი რადიონუკლიდების მიგრაციაზე და შესაბამისად მათ ლოკალიზებაზე წყლის ნაკადების შეკრების არეალებში;
- შესწავლილ ტერიტორიებზე ბუნებრივი წარმოშობის რადიონუკლიდების კონცენტრაციები მაღალია საერთაშორისო ორგანიზაცია UNSCEAR-ის მიერ დადგენილ მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობებთან შედარებით;
- ნიადაგში ხელოვნური წარმოშობის რადიონუკლიდის ^{137}Cs -ისთვის დაფიქსირებულმა შესამჩნევად მაღალმა კონცენტრაციებმა აჩვენა, რომ ტექნოგენური დაბინძურების მხრივ საქართველოს ნიადაგების გარკვეული ნაწილი ჯერ კიდევ დაბინძურებულია ძირითადად ჩერნობილის ავარიის დროს გარემოში გამოტყორცნილი რადიონუკლიდებით.

რადიოლოგიური პარამეტრებისთვის მიღებული შედეგების მიხედვით შეფასდა მოსახლეობის დასახივების რისკები. შედეგები შედარებული იქნა საქართველოში ამ მიმართულებით ჩატარებულ კვლევებთან და ქვეყნის კანონმდებლობით დადგენილ

ნორმებთან, ასევე საერთაშორისო ორგანიზაციების მიერ დადგენილ ნორმებსა და რეკომენდაციებთან. რადიოლოგიური პარამეტრებისთვის მიღებული შედეგებიდან ჩანს, რომ აღნიშნული პარამეტრების გამოთვლილი მნიშვნელობები გარკვეულწილად აღემატება მსოფლიო საშუალო მნიშვნელობებს, თუმცა ყველა შემთხვევაში დაბალია საერთაშორისო და ეროვნულ დონეზე მოქმედი ორგანიზაციების მიერ რეკომენდირებულ ზღვრებზე.

მიუხედავად იმისა, რომ საკვლევ ტერიტორიაზე მცხოვრები მოსახლეობა არ იმყოფება მომატებული რადიაციული დასხივების რისკის ქვეშ, მიზანშეწონილია საკვლევ ტერიტორიებზე (ისევე როგორც სხვა ტერიტორიებზე) გაგრძელდეს კვლევები არა მარტო ნიადაგის რადიოაქტივობის, არამედ ქანების, წყლის, საკვების, სამშენებლო მასალების, შენობის შიგნით დასხივების (რადონის ზემოქმედება) რისკების შეფასებისათვის.

მიზანშეწონილია აგრეთვე, გაიზარდოს კვლევები რადიაციით გამოწვეული სხვადასხვა დაავადებების (პირველ რიგში სიმსივნური დაავადებების), მიზეზ-შედეგობრივი კვლევების მიმართულებით.

დისერტანტის სამეცნიერო ღონისძიებებში მონაწილეობა

სამეცნიერო კონფერენციები

2019 წლის 19-30 მაისი

საქართველოს მინერალური საზოგადოების მე-5 საერთაშორისო სამეცნიერო პრაქტიკული კონფერენცია - „გეოლოგიის დარგის სიძლიერე ეკონომიკის აღორძინების წინაპირობაა“. მოხსენების ტიპი - სექციის მოხსენება; მოხსენების სათაური: „გრანიტული ქანებიდან წარმოშობილი ნიადაგების რადიოაქტიური მახასიათებლების კვლევა ხრამის გვიანვარისკული კრისტალური მასივის მაგალითზე“. საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტი.

2021 წლის 10-13 ივნისი

საერთაშორისო სამეცნიერო კონფერენცია, 3rd Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration (EMCEI-2021), Sousse, Tunisia. მოხსენების ტიპი: ონლაინ პრეზენტაცია. მოხსენების სათაური: Study of radioactive characteristics of soils and assessment of radiation hazards on the example of the Khrami and Dzirula crystalline massifs (Georgia, Caucasus).

2018 წლის 19-22 ნოემბერი

5-th International Conference “Nanotechnologies”. მოხსენების ტიპი: პოსტერი. მოხსენების სათაური: Study of Distribution of Natural Radionuclides in Soils and Assessment of Exposure Hazards from Terrestrial Gamma Radiation on Example of Tsalka Region (Georgia). საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტი.

საგრანტო პროექტები

დოქტორანტურის საგანმანათლებლო პროგრამების გრანტი, შოთა რუსთაველის საქართველოს ეროვნული სამეცნიერო ფონდი. პროექტის დასახელება: ნიადაგში ბუნებრივი რადიონუკლიდების განაწილების კვლევა და რადიაციული საფრთხეების შეფასება იმერეთის რეგიონის მაგალითზე (საქართველო). გრანტის შიფრი: PHDF-19-298; 2019 წელი.

1. **Distribution of natural radionuclides in the soils and assessment of radiation hazards in the Khrami Late Variscan crystal massif (Georgia).** Kapanadze K., Magalashvili A., Imnadze P. Publication: Heliyon, Volume 5, Issue 3, E01377 (2019) DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01377>.
2. **Radiological hazards assessment due to natural radioactivity in soils from Imereti region (Georgia).** Kapanadze K., Magalashvili A., Imnadze P. Publication: Arabian Journal of Geosciences, 14, Article number: 1115 (2021). DOI: <https://doi.org/10.1007/s12517-021-07502-8>.
3. **A Study of Distribution of Natural Radionuclides in Soils and Assesment of Exposure Hazards from Terrestrial γ -Radiation in the Region of Tsalka (Georgia).** Kapanadze K., Magalashvili A., Imnadze P. Publication: European Chemocal Bulletin, 8(8), 274-281 (2019). DOI: <http://dx.doi.org/10.17628/ecb.2019.8.274-281>.
4. **Study of radioactive characteristics of soils and assessment of radiation hazards on the example of the Khrami and Dzirula crystalline massifs (Georgia, Caucasus).** Kakhaber Kapanadze, Archil Magalashvili, Platon Imnadze. Accepted for publication as “book chapter” in the Proceedings of 3rd Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration (EMCEI 2021) Sousse, Tunisia 2021. Springer, Germany will publish this book as hard copies, and online in this series indexed in Scopus / SCImago: Advances in Science, Technology & Innovation (ASTI).

ბიბლიოგრაფია

1. ადამია შ., გუჯაბიძე გ. (2004). საქართველოს გეოლოგიური რუკა. საქართველოს გეოლოგიის დეპარტამენტი. საკონს. ცენტრი „გეოგრაფიკი“.
2. გეგუჩაძე შ., დავლიანიძე გ., სეხნიაიძე გ., შირიაშვილი ო., ხაბელაშვილი ა., იაგჯიანი რ. (1972). სახელმწიფო გეოლოგიური რუკა (Лиахвская ЛСП, К-38-64-А). საქართველოს გეოლოგიური ფონდები.
3. დევდარიანი ე., გამყრელიძე მ., მურადოვი ა. (1980). სახელმწიფო გეოლოგიური რუკა №15251 (Окрибская ЛСП, К-38-63-Г). საქართველოს გეოლოგიური ფონდები.
4. ელიზბარაშვილი ე., სულხანიშვილი ნ. (2009). გლობალური ეკოლოგია. თბილისი.
5. ელიზბარაშვილი ე. (2017). საქართველოს ჰავა. საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტი, ჰიდრომეტეოროლოგიის ინსტიტუტი, თბილისი.
6. თედლიაშვილი ქ. (2014). ხრამის კრისტალური მასივის გნეისურ-მიგმატიტური კომპლექსის პეტროლოგია. დისერტაცია. თბილისის სახელმწიფო უნივერსიტეტი.
7. მშვენიერაძე ი. (2011). ძირულის კრისტალური მასივის (დასავლეთ საქართველო) გვიანპერცინული კალიუმისანი გრანიტები და მათი როლი მადანგამოვლინებაში. დისერტაციის ავტორეფერატი. საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტი.
8. რუნ (2015). „მაიონებელი გამოსხივების წყაროებთან მოპყრობისადმი რადიაციული უსაფრთხოების ნორმები და ძირითადი მოთხოვნები“. საქართველოს მთავრობის დადგენილება №450, თბილისი 27 აგვისტო 2015 წ.
9. „ეროვნული მოხსენება გარემოს მდგომარეობის შესახებ 2007-2009 წწ“. საქართველოს გარემოს დაცვის სამინისტრო. საქართველოს გარემოს დაცვის მინისტრის ბრძანება ი-54, 9 დეკემბერი, 2011 წ.
10. საქართველოს კანონი „ბირთვული და რადიაციული უსაფრთხოების შესახებ“. თბილისი, 20 მარტი 2012 წ.
11. საქართველოს კანონი „სამხედრო და ორმაგი დანიშნულების პროდუქციის კონტროლის შესახებ“. ქუთაისი, 29 ნოემბერი 2013 წ.

12. შეყელაშვილი ე., რაზმაძე მ. (1999). საქართველოს ნიადაგების რუკა. ს.ს „კარტოგრაფია“.
13. ფრუიძე მ., გამყრელიძე მ., ადამია შ. (1995). სახელმწიფო გეოლოგიური რუკა №18933 (Болнисский Рудный Район, К-38-89-А, В). საქართველოს გეოლოგიური ფონდები.
14. ჩაგელიშვილი რ., (2006). კავკასიის შიდა მასივის ძირულის კრისტალური შვერილის რკვია-ბერეთისას ინტრუზიული კომპლექსის პეტროლოგია და გეოქიმიური თავისებურებანი. დისერტაცია. ალ. ჯანელიძის სახელობის გეოლოგიის ინსტიტუტი.
15. ცხოვრებაძე ი. (2006). „საქართველოს ზოგიერთი რაიონის ატმოსფეროს ჰაერისა და რადიაციული ფონის მდგომარეობა და ახალშობილთა ჯანმრთელობა“. დისერტაცია. თბილისის სახელმწიფო სამედიცინო უნივერსიტეტი.
16. ხეცურიანი მ. (2012). ქალაქ ქუთაისის და მისი მიმდებარე ლანდშაპტების რადიოეკოლოგიური კვლევა. დისერტაცია. ქ. ქუთაისის ა. წერეთლის სახელობის სახელმწიფო უნივერსიტეტი.
17. ხუტაშვილი ხ. (2011). გარდაბნის თბოელექტროსადგურის ზეგავლენა აგროლანდშაპტებზე და მისი რადიოეკოლოგიური დახასიათება. დისერტაცია. საქართველოს აგრარული უნივერსიტეტი.
18. Adamia Sh., Zakariadze G., Chkhotua T., Sadradze N., Tsereteli N., Chabukiani A., Gventsadze A. (2011). Geology of the caucasus: A review. Turkish Journal of Earth Sciences, 20, 489-544.
19. Alaamer A.S. (2008). Assessment of Human Exposures to Natural Sources of Radiation in Soil of Riyadh, Saudi Arabia. Physics Division, Science Department, King Khalid Military Academy, P.O. Box 22140, Riyadh 11495, Saudi Arabia.
20. Al-Kahtani S.A., Farouk M.A., Ai-Zahrani A.A. (2001). Radioactivity levels in soil of three selected sites at and around Riyadh City. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 250(1), 93-95.
21. Awad A.M., Zakaly M.H., Nastavkin A.V., El-Taher A. (2020). Radiological implication of the granitoid rocks and their associated jasperoid veins, El-Missikat area,

- Central Eastern Desert, Egypt. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, doi: 10.1080/03067319.2020.1845666.
22. Canbaz B., Cam N.F., Yaprak G., Candan O. (2010). Natural radioactivity (^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K) and assessment of radiological hazards in the Kestanbol granitoid, Turkey. *Radiat Prot Dosimetry*, 141(2):192-198.
23. Chareyron B. (2002). Chernobyl Fallout over France / The Specific Situation of the Alpine Environment, Publié dans *International Journal of Radiation Medicine*, 4 (1-4):163-172.
24. Chikasawa K., Ishii T., Sugiyama H. (2001). Terrestrial Gamma Radiation in Kochi Prefecture, Japan. *Journal of Health Science*, 47(4) 362–372.
25. Çelik N., Çevik U. Çelik A., Küçükömeroğlu B. (2008). Determination of indoor radon and soil radioactivity levels in Giresun, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity*. 99(8), 1349-1354.
26. Çelik N., Damla N., Çevik U. (2010). Gamma ray concentrations in soil and building materials in Ordu, Turkey. *Radiation Effects and Defects in Solids*, 165(1), 1-10.
27. Dhawal S.J., Kulkarni G.S., Pawar S.H. (2013). Terrestrial Background Radiation Studies in South Konkan, Maharashtra, India. *International Journal of Radiation Research*, 11(4), 263-270.
28. Durusoy A., Yildirim M. (2017) Determination of radioactivity concentrations in soil samples and dose assessment for Rize Province, Turkey. *J Radiat Res Appl Sci* 10:348–352.
29. Dzaluk A., Malczewski D., Zaba J., Dziurawicz M. (2018). Natural radioactivity in granites and gneisses of the Opava Mountains (Poland): a comparison between laboratory and in situ measurements. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, volume 316, 101–109.
30. Fathivand A.A., Moradi M., Kashian S. (2014). Radiological impact of phosphate fertilizers on the agricultural areas in Iran. *Radiat. Prot. Environ.*, 37(3):132.
31. Gamkrelidze I. (1997). Terranes of the Caucasus and adjacent areas, *Bull. Acad. Sci. of Georgia*, 155, N3, p.75-81.

32. Gomez E., Garcias F., Casas M., Cerda V. (1997). Determination of ^{137}Cs and ^{90}Sr in Calcareous soils: Geographical distribution on the Island of Majorca. *Applied Radiation and Isotopes*, 48(5), 699–704.
33. Hasan M., Ismail M., Khan K., Akhter P. (2011). Radioactivity Levels and Gamma-Ray Dose Rate in Soil Samples from Kohistan (Pakistan) Using Gamma-Ray Spectrometry. *Chinese Physical Society and IOP Publishing Ltd*, 28(1), 019301.
34. Higgy R.H., Pimpl M. (1998). Natural and man-made radioactivity in soils and plants around the research reactor of Inshass. *Appl. Radiat. and Isotopes*, 49(12), 1709–1712.
35. Hussain R.O., Hussain H.H. (2011). Natural Occurring Radionuclide Materials. *Radioisotopes Applications in Physical Sciences*, Prof. Nirmal Singh (Ed.), ISBN: 978-953-307-510-5, InTech.
36. IAEA (2008). International Nuclear and Radiological Event Scale (INES), User Manual. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
37. IAEA (2004). Radiation, People and the Environment. IAEA/PI/A.75/04-00391.
38. ICRP (1990). International Commission on Radiological Protection, publication 60, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Annals of the ICRP* 21(1-3).
39. ICRP (1993). International Commission on Radiological Protection, publication 65, *Annals of the ICRP* 23(2), Pergamon press, Oxford.
40. Jabbar A., Arshed W., Bhatti A., Salman S. (2010). Measurement of soil radioactivity levels and radiation hazard assessment in mid Rechna interfluvial region, Pakistan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 283(2), 371-378.
41. Kapanadze K., Magalashvili A., Imnadze P. (2019). Distribution of natural radionuclides in the soils and assessment of radiation hazards in the Khrami Late Variscan crystal massif (Georgia). *Heliyon* 5 (2019) e01377.
42. Kapanadze K., Magalashvili A., Imnadze P. (2021). Radiological hazards assessment due to natural radioactivity in soils from Imereti region (Georgia). *Arab. J. Geosci.* 14, 1115.
43. Karakelle B., Öztürk N., Köse A. (2002). Natural radioactivity in soil samples of Kocaeli basin, Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 254, 649–651.

44. Katamadze N., Mosulishvili L., Kuchava N., Eristavi D., Shonia N. (1994). Dose of external irradiation of the population in Tbilisi region after Chernobyl accident. *Radiat. Stud.* 7:263-272.
45. Kekelidze N., Jakhutashvili T., Tutberidze B., Tulashvili E., Akhalkatsishvili M., Mtsariashvili L. (2018a). Radioactivity of rocks samples in the Shida kartli region (Georgia). *International Journal of Agriculture, Environment and Bioresearch*, Vol. 3, No. 03, ISSN: 2456-8643.
46. Kekelidze N., Jakhutashvili T., Tutberidze B., Tulashvili E., Akhalkatsishvili M., Mtsariashvili L. (2017). Radioactivity of soils in Mtskheta-Mtianeti region (Georgia). *Annals of Agrarian Science*, 15 304-311.
47. Kekelidze N., Jakhutashvili T., Tutberidze B., Tulashvili E., Akhalkatsishvili M., Mtsariashvili L. (2018b). Radionuclides in Samples of Soil of Different Types in the Kvemo Kartli Region (Georgia). *International Journal of Agricultural and Biosystems Engineering*, Vol. 3, No. 3, pp. 57-67.
48. Kessaratikoon P., Awaekechi S. (2008). Natural radioactivity measurement in soil samples collected from municipal area of Hat Yai district in Songkhla province, Thailand. *KMITL Sci. J. Section A*. 8. 52-58.
49. Kubica B., Mietelski J.W., Gołaś J., Skiba S., Tomankiewicz E., Gaca P., Jasińska M., Tuteja-Krysa M. (2002). Concentration of ^{137}Cs , ^{40}K , ^{238}Pu and $^{239+240}\text{Pu}$ Radionuclides and Some Heavy Metals in Soil Samples from Two Main Valleys from Tatra National Park. *Polish Journal of Environmental Studies*, Vol. 11, No. 5, 537-545.
50. Kurnaz A., Küçükömeroğlu B., Keser R., Okumusoglu N.T., Korkmaz F., Karahan G., Çevik U. (2007). Determination of radioactivity levels and hazards of soil and sediment samples in Firtına Valley (Rize, Turkey). *Applied Radiation and Isotopes* 65 (11), 1281-1289.
51. McDougall I., Harrison T. (1999). *Geochronology and Thermochronology by the $^{40}\text{Ar}/^{39}\text{Ar}$ Method*, 2nd Ed., Oxford.
52. Miah F.K., Roy S., Touhiduzzaman M., Alam B. (1998). Distribution of radionuclides in soil samples in and around Dhaka city. *Applied Radiation and Isotopes*, 49(1-2), 133-137.

53. Mosulishvili L., Shonia N., Katamadze N., Ginturi E. (1994). Radionuclides of Chernobyl etiology in the Republic of Georgia – kinetics of their accumulation and migration. *Radiat. Stud.* 6:252-262.
54. Nadareishvili K., Tsitskishvili M., Gachechiladze G., Katamadze N., Intskirveli L., Kirtadze S., Mandzhgaladze D., Mosulishvili L., Sanaya T., Hazaradze R., Chitanava R., Shavdiya N. (1991). Effect of Chernobyl accident on radio ecological situation in the Caucasus. Paper 1: Radionuclide echo of Chernobyl in Georgia. *Radiat. Stud.* 6:132-151.
55. Nouredin A., Baggoura B., Larosa J.J., Vajda N. (1997). Gamma and alpha emitting radionuclides in some Algerian soil samples. *Applied Radiation and Isotopes*, 48(8), 1145-1148.
56. OECD (1979). Organization for Economic Cooperation and Development), Exposure to Radiation from the Natural Radioactivity in Building Materials, Report by a Group of Experts of the OECD, Nuclear Energy Agency, Paris, France.
57. Özmen S.F., Boztosun I., Yavuz M., Tunç M.R. (2013). Determination of gamma radioactivity levels and associated dose rates of soil samples of the Akkuyu/Mersin using high-resolution gamma-ray spectrometry. *Radiation Protection Dosimetry*, Volume 158, Issue 4, 461–465.
58. Pagava S. (2003). The study of radiation condition in coastal zone of Black Sea in the Chakvi-Sarpi region and adjacent water area. *Soros Educ. J. Ecol.* 1:53-62.
59. Papadopoulos A., Christofides G., Koroneos A., Stoulos S., Papastefanou C. (2012). Natural radioactivity and dose assessment of granitic rocks from the Atticocycladic Zone (Greece). *Periodico di Mineralogia*, 81, 3, 301-311.
60. Pavlidou S., Koroneos A., Papastefanou C., Christofides G., Stoulos S., Vavelides M. (2006). Natural radioactivity of granites used as building materials. *Journal of Environmental Radioactivity*, 89, 48-60.
61. Pourimani R., Ghahri R., Zare M.R. (2014). Natural radioactivity concentrations in Alvand granitic rocks in Hamadan, Iran. *Radiat Prot Environ*, 37:132-42.
62. Qureshi A., Tariq Sh., Ud Din K., Manzoor Sh., Calligaris Ch., Waheed A. (2014). Evaluation of excessive lifetime cancer risk due to natural radioactivity in the rivers

- sediments of Northern Pakistan. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, Vol. 7, Issue 4, 438-447.
63. Rafique M. (2014). Cesium-137 activity concentrations in soil and brick samples of Mirpur, Azad Kashmir, Pakistan. *Iranian journal of radiation research*, 12. 39-46.
64. Ramli A., Apriantoro N., Wagiran H. (2009). Assessment of Radiation Dose Rates in the High Terrestrial Gamma Radiation Area of Selama District, Perak, Malaysia. *Applied Physics Research*. Vol.1, No 2, p 45.
65. Riccardo R. (2018). Study of the track reconstruction in the FOOT experiment for Hadrontherapy. 10.13140/RG.2.2.15768.29440.
66. Sam A.K., Ahmed M.M.O., El Khangy F.A., El Nigumi Y.O. (1997). Assessment of Terrestrial Gamma Radiation in Sudan. *Radiation Protection Dosimetry*, 71(2), 141-145.
67. Sannappa J., Ningappa C., Prakash K.N. (2010). Natural radioactivity levels in granite regions of Karnataka State. *Indian Journal of Pure and Applied Physics*. 48. 817-819.
68. Shahzadi Ch., Jabbar A., Rafique M., Khan M., Dilband M., Hayat Satti Kh. (2020). Study of gross alpha, gross beta and natural radioactivity in soil samples of district Muzaffarabad. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, DOI: 10.1080/03067319.2020.1800001.
69. Shenber A.M. (2001). Fallout ^{137}Cs in soils from North Western Libya. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 250(1), 193-194.
70. Tahir S., Jamil K., Zaidi J., Arif M., Ahmed N., Ahmad S. (2005). Measurements of Activity Concentrations of Naturally Occurring Radionuclides in Soil Samples from Punjab Province of Pakistan and Assessment of Radiological Hazards. *Radiation Protection Dosimetry*, 113(4), 421-427.
71. Tenedero R.A., Surtida M.B. (1986). Soil sampling and preparation for laboratory analysis. Tigbauan, Iloilo, Philippines: SEAFDEC Aquaculture Department.
72. Tufail M., Akhtar N., Waqas W. (2006). Measurement of terrestrial radiation for assessment of gamma dose from cultivated and barren saline soils of Faisalabad in Pakistan. *Radiation Measurements*, 113(4), 443-451.

73. Tzortzis M., Tsertos H., Christofides S., Christodoulides G. (2003). Gamma measurements and dose rates in commercially used tiling rocks (granites). *Journal of Environmental Radioactivity*, 70, 223-235.
74. UNEP (1985). United Nations Environment Programme. Radiation - Doses, Effects, Risks, P.O. Box 30552. Nairobi, Kenya.
75. UNSCEAR (1982), Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1982 Report to the General Assembly, New York, USA.
76. UNSCEAR (1993). Sources and effects of Ionizing radiation, UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report of UNSCEAR 1993 to the General Assembly, UN, New York, USA.
77. UNSCEAR (1996). Sources and effects of Ionizing radiation, UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report of UNSCEAR 1996 to the General Assembly, UN, New York, USA.
78. UNSCEAR (2000). Sources and effects of Ionizing radiation, UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report of UNSCEAR 2000 to the General Assembly, UN, New York, USA.
79. UNSCEAR (2008). Sources and effects of Ionizing radiation, UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report of UNSCEAR 2008 to the General Assembly, with Scientific Annexes. New-York, USA.
80. Uosif M.A.M., Shams Issa A.M., Abd El-Salam L.M. (2015). Measurement of natural radioactivity in granites and its quartz-bearing gold at El-Fawakhir area (Central Eastern Desert), Egypt. *J. of Rad. Research and Appl Sciences*, Vol. 8, Iss. 3, 393-398.
81. Ur-Rahman S., Matiullh M., Malik F., Rafique M. (2011). Measurement of naturally occurring/fallout radioactive elements and assessment of annual effective dose in soil samples collected from four districts of the Punjab Province, Pakistan. *Journal of Radioanalytical and Nucl. Chemistry*, 287(2), 647-655.
82. Vukotic P., Borisov G.I., Kuzmič V.V., Antović N. (1997). Radioactivity on the Montenegrin Coast, Yugoslavia. *J. of Radioanal. and Nucl. Chem.*, 235(1), 151-157.
83. Wang C.J., Lai S.Y., Wang J.J., Lin Y.M. (1997). Transfer of radionuclides from soil to grass in Northern Taiwan. *Applied Radiation and Isotopes*, 48(2), 301-303.

84. World Nuclear Performance Report (2020). World Nuclear Association. Report No. 2020/008.
85. Yousuf R.M., Abdullah K.O. (2013). Measurement of Natural Radioactivity in Soil Collected from the Eastern of Sulaimany Governorate in Kurdistan–Region, Iraq. ARPN Journal of Science and Technology 3(7), 749-757.
86. Zalasiewicz J., Waters C.N., Williams M., Barnosky A., Cearreta A., Crutzen P., Ellis E., Ellis M.A., Fairchild I.J., Grinevald J., Haff P.K., Hajdas I., Leinfelder R., McNeill J., Odada E.O., Poirier C., Richter D., Steffen W., Summerhayes C., Syvitski J.P.M., Vidas D., Wagnreich M., Wing S.L., Wolfe A.P., Zhisheng A., Oreskes N. (2015). When did the Anthropocene begin? A mid-twentieth century boundary level is stratigraphically optimal, Quat. Int., 383 (2015), pp. 196-203.
87. Адамия Ш.А. (1958). О возрасте молодых гранитов Храмского кристаллического массива. Сообщ. АН ГССР, т. XXI, №4.
88. Адамия Ш.А. (1968). Доюрские образования Кавказа, Тр. Геол. ин-та АН ГССР., нов. сер, вып.16, 294 с.
89. Адамия Ш.А. (1984). Доальпийское основание Кавказа (состав, строение, становление). В кн.: Тектоника и металлогения Кавказа, с.3-104.
90. Белозерский Г.Н. (2008). Радиационная Экология, Москва, Академия, ISBN 978-5-7695-3962-6.
91. Василенко О.И., Ишханов, Б.С., Капитонов, И.М., Селиверстова, Ж.М., Шумаков, А.В. (1996). Радиация, Изд-во Московского университета.
92. Пивоваров Ю.П., Михайлов, В. П. (2004). Радиационная Экология, Изд. Академия, Москва.

დანართი 1. რადიოაქტიური წონასწორობა¹⁹

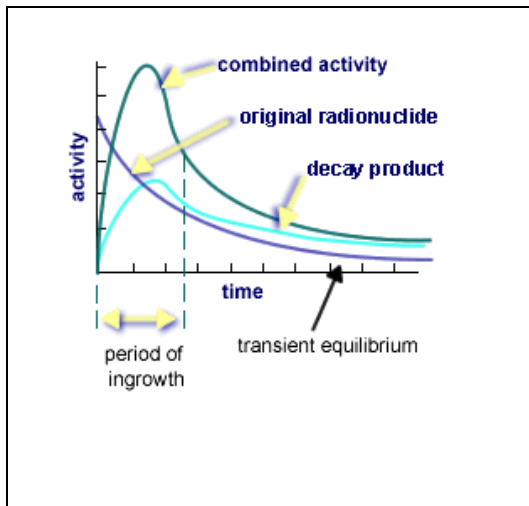
რადიოაქტიური წონასწორობა არის მდგომარეობა, როდესაც თითოეული შემდგომი (შვილობილი) რადიონუკლიდი იშლება იგივე სიჩქარით, როგორც იგი წარმოიშვა. წონასწორობის დროს ყველა რადიონუკლიდი იშლება ერთი და იგივე სიჩქარით. დაშლის მოცემული სერიისას რადიოაქტიური წონასწორობის ცოდნა საშუალებას იძლევა შეფასებულ იქნას რადიაციის მახასიათებლები, რომელსაც ადგილი ექნება რადიოაქტიური დაშლის სხვადასხვა ეტაპზე. მაგალითად, როდესაც ^{238}U იწყებს დაშლას ^{234}Th -ად, თორიუმის რაოდენობა და აქტივობა იზრდება. საბოლოოდ თორიუმის დაშლის სიჩქარე გაუტოლდება მისი წარმოქმნის სიჩქარეს, შემდგომ მისი კონცენტრაცია მუდმივი რჩება. თორიუმი თავის მხრივ იშლება ^{234}Pa -ად, რომლის კონცენტრაცია და აქტივობა იზრდება მანამ, სანამ მისი წარმოშობის და დაშლის სიჩქარეები ერთმანეთს არ გაუტოლდება. როდესაც ყოველი რადიონუკლიდის წარმოქმნის და დაშლის სიჩქარეები იქნება თანაბარი, ეს ნიშნავს, რომ რადიოაქტიური დაშლის სერიამ წონასწორობას მიაღწია.

არსებობს წონასწორობა მიიღწევის რამდენიმე გზა. თუმცა იმ შემთხვევაში თუ შვილობილი პროდუქტის ნახევრად დაშლის პერიოდი გაცილებით დიდია, მისი წარმოქმნელი პროდუქტის ნახევრად დაშლის პერიოდთან რადიოაქტიური წონასწორობა ვერ მიიღწევა.

ქვევით მოყვანილია დიაგრამები, რომლებიც აღწერს რადიოაქტიური წონასწორობის მიღწევის ან შეუძლებლობის შემთხვევებს:

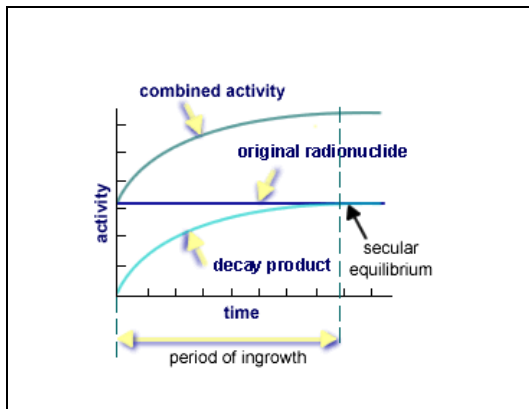
1. როდესაც პირველადი და „შვილობილი“ პროდუქტების ნახევრად დაშლის პერიოდები თითქმის თანაბარია (გარდამავალი წონასწორობა, transient equilibrium).

¹⁹ Source: <http://www.epa.gov/radiation/understand/equilibrium.htm>; 23 Sep 2002 - 5 Mar 2016.



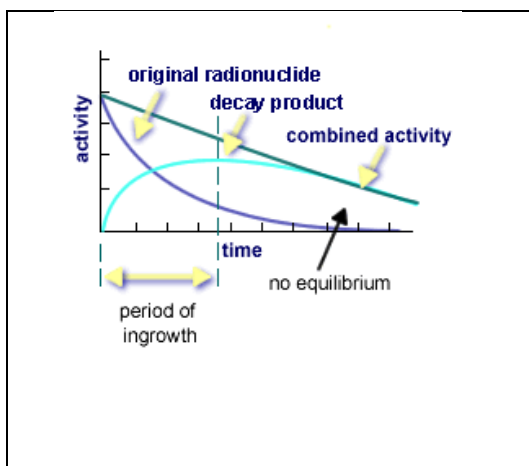
დასაწყისში იზრდება სრული აქტივობა. რაც გამოწვეულია ორივე პროდუქტის კომბინირებული დაშლით. (კომბინირებული აქტივობის პიკი მცირედით წინ უსწრებს შვილობილი პროდუქტის აქტივობის პიკს). საბოლოოდ მიიღწევა ბალანსი (წონასწორობა), რის შემდგომაც დაშლა და აქტივობის შემცირება მიმდინარეობს თანაბრად.

- პირველად რადიონუკლიდს გააჩნია გაცილებით დიდი ნახევრად დაშლის პერიოდი, ვიდრე „შვილობილ“ პროდუქტს (მუდმივი წონასწორობა, secular equilibrium).



შვილობილი პროდუქტი სწრაფად გენერირებს რადიაციას. შვილობილი პროდუქტის ნახევრად დაშლის პერიოდის დაახლოებით 7 ციკლის გავლის შემდეგ, მათი აქტივობები თანაბრდება და რადიაციის რაოდენობა (აქტივობა) ორმაგდება. ამ წერტილის შემდეგ დაშლის სიჩქარეები თანაბრდება.

- „შვილობილ“ პროდუქტს გააჩნია უფრო დიდი ნახევრად დაშლის პერიოდი ვიდრე პირველად პროდუქტს.



შვილობილი პროდუქტის აქტივობა მიაღწევს მაქსიმუმს და შემდეგ მცირდება. პირველადი პროდუქტი იშლება სხვაგვარად, შესაბამისად წონასწორობა არ მიიღწევა.