

ივანე ჯავახიშვილის სახელობის თბილისის სახელმწიფო უნივერსიტეტი



ერემია თულაშვილი¹, ბელა კვირკველია¹,
ლელა მწარიაშვილი¹, მიხეილ გოგებაშვილი²,
მანანა ჩხაიძე¹, ირინა ამბოკაძე¹, ნაზი ივანიშვილი²

¹ - ივანე ჯავახიშვილის სახელობის თბილისის სახელმწიფო
უნივერსიტეტი

² - ივანე ბერიტაშვილის ექსპერიმენტალური ბიომედიცინის
ცენტრი

ყაზბეგის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიის რადიოეკოლოგიური დახასიათება



გამომცემლობა „უნივერსალი“
თბილისი 2024

მონოგრაფიაში განხილულია ყაზბეგის მუნიციპალიტეტის რადიო-ეკოლოგიური დახასიათება. წარმოდგენილია მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე აღებული ნიადაგისა და ქანების ნიმუშების რადიონუკლიდური შედგენილობის კვლევების შედეგები, ნიადაგის აირში რადიოაქტიური გაზის რადონის აქტივობის კონცენტრაციის და გამა-გამოსხივების ამბიენტური ეკვივალენტური დოზის სიმძლავრის კვლევების შედეგები. ჩატარდა მიღებული შედეგების ანალიზი. შესრულებულია შედეგების შედარება მსოფლიოს სხვადასხვა რეგიონებში ჩატარებული კვლევების ლიტერატურულ მონაცემებთან.

კვლევა განხორციელდა შოთა რუსთაველის ეროვნული სამეცნიერო ფონდის ფინანსური მხარდაჭერით, გრანტი BRG-I-23-363 “ყაზბეგის მუნიციპალიტეტის რადიოეკოლოგიური დახასიათება”.



რედაქტორები: ერეშია თულაშვილი - ფიზიკა-მათემატიკის მეცნიერება-
თა დოქტორი
ბელა კვირკველია - საინჟინრო ფიზიკის დოქტორი

რეცენზენტები: მარიამ ელიზბარაშვილი - თსუ-ს ასოცირებული პრო-
ფესორი, გეოგრაფიის მეცნი-
ერებათა დოქტორი
სოფიო უჩანეიშვილი - ივანე ბერიტაშვილის ექსპერი-
მენტალური ბიომედიცინის
ცენტრის დირექტორის მოად-
გილე, პროფესორი, ბიოლოგი-
ის აკადემიური დოქტორი

ინგლისური თარგმანი: ლელა მწარიაშვილი

© ე. თულაშვილი, ბ. კვირკველია, ლ. მწარიაშვილი, მ. გოგებაშვილი,
მ. ჩხაიძე, ი. ამბოკაძე, ნ. ივანიშვილი, 2024

გამომცემლობა „**უნივერსალი**“, 2024

თბილისი, 0186, ა. პოლიბაოვსკაიას №4, ☎: 5(99) 17 22 30; 5(99) 33 52 02
E-mail: universal505@ymail.com; gamomcemlobauniversal@gmail.com

ISBN 978-9941-33-944-8

ს ა რ ჩ ე ვ ი

შესავალი	4
თავი 1 მასალები და მეთოდები.....	5
1.1. საკვლევი არეალი	5
1.1.1. საკონტროლო პუნქტები და ნიმუშები	7
1.2. ნიმუშების აღება და ანალიზი	9
1.2.1. ნიმუშების აღება და მათი მომზადება.....	9
1.2.2. გაზომვები	11
1.2.2.1. გამა რადიაციული აქტივობა.....	11
1.2.2.2. ნიადაგის გაზის რადონი.....	14
1.2.2.3. გამა-გამოსხივების დოზის ამბიენტური ეკვივალენტის სიმძლავრე.....	16
თავი 2 შედეგები და დისკუსია	17
2.1. აქტივობის კონცენტრაცია	17
2.1.1. ნიადაგის აქტივობა	17
2.1.2. ქანების აქტივობა	26
2.2. ნიადაგის ჰაერის რადონი.	31
2.3. დოზიმეტრია	32
დასკვნა	34
დადასტურება	36
ლიტერატურა	36

შესავალი

ადამიანის გარემო შეიცავს რადიაციის ბუნებრივ წყაროებს. ნიადაგს, ქანებს, წყალს, ატმოსფეროს და კოსმოსურ ობიექტებს აქვთ ბუნებრივი რადიოაქტიურობა. ბუნებრივი გამოსხივების ძირითადი წყარო ხშირ შემთხვევაში არის მზის გამოსხივება და დედამიწის ქერქის ზოგიერთი ელემენტის დაშლის ენერგია. ბუნებრივი გამოსხივების დონე ყველგან ერთნაირი არ არის. მაღალ მთებში რადიაციის დონე თითქმის ხუთჯერ აღემატება მსოფლიო ოკეანის დონეს; ასევე არსებობს დედამიწის ზედაპირის ზონები, სადაც რადიაცია შესამჩნევად მაღალია დედამიწის წიაღში რადიოაქტიური ნივთიერებების მდებარეობის გამო (კერძოდ, ურანის შემცველი ქანები).

რადიაციის ბუნებრივი წყაროების გარდა, არსებობს ადამიანის მიერ შექმნილი რადიაციის წყაროები, როგორიცაა ატომური ელექტროსადგურები, ბირთვული საცდელი ზონები, ბირთვული საწვავის სამარხების და გაჟონვის ადგილები და სხვ.

ბუნებრივი და ტექნოგენური რადიოაქტივობის შესწავლა გარემოს სხვადასხვა ობიექტებში ეკოლოგიის ერთ-ერთი გადაუდებელი პრობლემაა. გარემოში ბუნებრივი რადიოაქტივობა გამოწვეულია სამი ოჯახის რადიონუკლიდებით - Th-232, U-238 და U-235, ასევე რადიონუკლიდით K-40, რომლებიც ე.წ. ალფა-, ბეტა- ან გამა-გამომსხივებლებია. რადიაციის ყველა ბუნებრივი წყაროდან ყველაზე მნიშვნელოვანი არის უხილავი, უგემოვნო და უსუნო მძიმე გაზი (7.5-ჯერ უფრო მძიმე ვიდრე ჰაერი) რადონი (Rn-222). რადონი თავისი დაშლის პროდუქტებთან ერთად პასუხისმგებელია მოსახლეობის მიერ მიწიერი გამოსხივების წყაროებიდან მიღებული წლიური ინდივიდუალური ეფექტური დასხივების დოზის დაახლოებით სამ მეოთხედზე და ამ დოზის დაახლოებით ნახევარზე ყველა ბუნებრივი გამოსხივების წყაროდან. ტექნოგენურ რადიონუკლიდებს შორის ყველაზე გავრცელებულია ხანგრძლივი რადიონუკლიდი Cs-137 (აგრეთვე Sr-90).

კონკრეტული ტერიტორიის რადიოაქტივობის დონის კვლევები ტარდება მთელ მსოფლიოში. საქართველოში წარსულში ჩატარდა გარემოს სხვადასხვა ობიექტების რადიოაქტივობის კვლევები და ძირითადად სტიმულირებული იყო 1986 წელს ჩერნობილის ატომურ ელექტროსადგურზე მომხდარი ავარიის შედეგად.

მოცემულ სამუშაოში ჩატარდა ბუნებრივი და ტექნოგენური რადიოაქტივობის შესწავლა ყაზბეგის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიის ნაწილში, უშუალოდ რუსეთის ფედერაციასთან საქართველოს საზღვრის მიმდებარედ. სამუშაოს მიზანი იყო რადიონუკლიდური შედგენილობისა და რადიონუკლიდების ფონური კონცენტრაციების კვლევა საკვლევი არეალის სხვადასხვა ნიადაგისა და გეოლოგიური სტრუქტურებში, გამა-რადიოაქტივობის დონის შესწავლა, აგრეთვე ადგილობრივი მოსახლეობისა და ტურისტებისთვის შესაბამისი რადიოლოგიური რისკის შეფასება.



ნახ. 2. მუნიციპალიტეტის ზოგიერთი შესწავლილი ტერიტორიები

ტერიტორიის უმეტეს ნაწილზე გავრცელებულია მთის მდელოს და პრიმიტიული ნიადაგები. მდინარე თერგის და მის ზოგიერთი შენაკადის ხეობებში გვხვდება მთა-ტყის ნიადაგები. ასევე გვხვდება ალუვიური ნიადაგები. მაღალმთიან ადგილებში ტყის საფარი მოკლებულია ნიადაგს.

შესწავლილ ტერიტორიაზე განხორციელდა სხვადასხვა სამუშაოები, რომლებიც მიზნად ისახავდა პროექტში დასახული მთავარი ამოცანის - მუნიციპალიტეტის ტერიტორიის რადიოეკოლოგიური მდგომარეობის შესწავლას.

1.1.1. საკონტროლო პუნქტები და ნიმუშები

ცხრილში 1 მოყვანილია შესწავლილი ტერიტორიის საკონტროლო პუნქტების ჩამონათვალი, მათი მოკლე აღწერა და გეოგრაფიულ კოორდინატები. ცხრილში ასევე მოცემულია ამ პუნქტებში შესრულებული ოპერაცია, მათ შორის:

- Soil – ნიადაგის ნიმუშის აღება და ნიმუშის ნომერი;
- Rock – ქანის ნიმუშის აღება და ნიმუშის ნომერი;
- Soil radon – რადონის კონცენტრაციის გაზომვა ნიადაგის ჰაერში;
- Doz – გამა-გამოსხივების დოზის ამბიენტური ეკვივალენტური სიმძლავრის გაზომვა.

ცხრილი 1. საკონტროლო პუნქტების ჩამონათვალი

#	საკონტროლო პუნქტი	გეოგრაფიული კოორდინატები	საკონტროლო პუნქტის აღწერა	ოპერაცია	ნიმუშის ნომერი
1	Kz-1	42.7332; 44.6319	მთავარანგელოზთა სახელობის მამათა სამონასტრო კომპლექსი	Rock	416-R
2	Kz-2	“-“	“-“	Doz	
3	Kz-3	42.7364; 44.6355	“-“	Soil	394-S
4	Kz-4	42.7351; 44.6353	“-“	Rock	401-R
5	Kz-5	42.6670; 44.62986	სტეფანწმინდა-ლარსის ტრასა, მდინარე ჩხერეს ხეობა	Rock	398-R
6	Kz-6	42.6641; 44.6410	სტეფანწმინდა-ლარსის ტრასა, თერგისა და ჩხერეს მდინარეთა შერთვის ადგილი	Soil	393-S
7	Kz-7	42.7137; 44.6245	სოფელი გველეთი	Soil radon	
8	Kz-8	“-“	“-“	Doz	
9	Kz-9	“-“	“-“	Soil	428-S
10	Kz-10	42.6937; 44.6410	მდინარე თერგის ველი	Rock	415-R
11	Kz-11	“-“	“-“	Doz	
12	Kz-12	42.6822; 44.6344	სტეფანწმინდა-ლარსის ტრასა, ხიდი სოფელ ცდოსთან	Soil	438-S
13	Kz-13	“-“	“-“	Doz	
14	Kz-14	42.6588; 44.6350	მდ.ჩხერეს ხიდი (სტეფანწმინდას გასასვლელი), გერგეტის სამების ეკლესიის ასასვლელთან	Soil	426-S
15	Kz-15	“-“	“-“	Soil radon	
16	Kz-16	“-“	“-“	Doz	
17	Kz-17	42.6420; 44.6364	თბილისი-სტეფანწმინდას ტრასა, სტეფანწმინდას შესასვლელთან	Soil	430-S
18	Kz-18	“-“	“-“	Soil radon	
19	Kz-19	“-“	“-“	Doz	
20	Kz-20	“-“	“-“	Rock	414-R
21	Kz-21	42.6381; 44.6352	თერგისა და სნოსწყლის მდინარეთა შერთვის ადგილი	Rock	399-R
22	Kz-22	42.6030; 44.5820	სოფელი სიონი	Soil	435-S
23	Kz-23	“-“	“-“	Soil radon	
24	Kz-24	“-“	“-“	Doz	
25	Kz-25	42.5765; 44.6807	სოფელი კარკუჩა	Soil radon	
26	Kz-26	“-“	“-“	Doz	

27	Kz-27	“_“	“_“	Soil	439-S
28	Kz-28	42.5595; 44.7022	სოფლების კარკუჭა-ჯუთას გზა	Rock	409-R
29	Kz-29	“_“	“_“	Doz	
30	Kz-30	42.5948; 44.6697	სოფელი ახალციხე	Soil	427-S
31	Kz-31	“_“	“_“	Rock	413-R
32	Kz-32	“_“	“_“	Doz	
33	Kz-33	42.6035; 44.5682	სოფელი გორისციხე	Rock	418-R
34	Kz-34	“_“	“_“	Doz	
35	Kz-35	“_“	“_“	Soil	423-S
36	Kz-36	“_“	“_“	Rock	420-R
37	Kz-37	42.5719; 44.5240	სოფელი კობი	Rock	417-R
38	Kz-38	“_“	“_“	Doz	
39	Kz-39	42.5604; 44.5121	“_“	Rock	402-R
40	Kz-40	42.56048; 44.5120	“_“	Soil	395-S
41	Kz-41	42.5715; 44.5229	სოფელი ყანოზი	Soil	422-S
42	Kz-42	42.5849; 44.5535	“_“	Rock	403-R
43	Kz-43	“_“	“_“	Doz	
44	Kz-44	42.6618; 44.6467	სოფელ ფანშეტის გადასახვევთან	Soil	424-S
45	Kz-45	“_“	“_“	Soil radon	
46	Kz-46	42.6360; 44.6112	სოფელი ფანშეტი	Soil	429-S
47	Kz-47	“_“	“_“	Doz	
48	Kz-48	42.5516; 44.4949	სოფელ კობის მიდამოები	Soil	432-S
49	Kz-49	“_“	“_“	Doz	
50	Kz-50	42.5516; 44.4944	“_“	Rock	406-R
51	Kz-51	“_“	“_“	Doz	
52	Kz-52	42.5322; 44.4721	ჯვრის უღელტეხილის ტრავერტი- ნები	Soil	437-S
53	Kz-53	42.5380; 44.4763	“_“	Doz	
54	Kz-54	“_“	“_“	Rock	411-R
55	Kz-55	42.6236; 44.6097	სოფელ არშას შესასვლელთან	Rock	397-R
56	Kz-56	42.6235; 44.6097	“_“	Soil	396-S
57	Kz-57	42. 6230; 44.5983	სოფელი არშა, უბანი გაბოტენი	Soil	436-S
58	Kz-58	“_“	“_“	Doz	
59	Kz-59	“_“	“_“	Rock	405-R
60	Kz-60	“_“	“_“	Soil radon	
61	Kz-61	42.6237; 44.6098	თბილისი-სტეფანწმინდას ტრასა, სოფელ არშასთან	Rock	404-R
62	Kz-62	“_“	“_“	Doz	
63	Kz-63	“_“	“_“	Soil	421-S
64	Kz-64	42.6099; 44.5740	სოფელი ტყარშეტი	Rock	400-R
65	Kz-65	42.6582; 44.6229	გერგეტის სამების კლესია	Soil	434-S
66	Kz-66	“_“	“_“	Rock	412-R
67	Kz-67	“_“	“_“	Doz	
68	Kz-68	42.6575; 44.6376	სოფელი გერგეთი	Soil	425-S
69	Kz-69	“_“	“_“	Rock	410-R
70	Kz-70	“_“	“_“	Doz	
71	Kz-71	42.5134; 44.4622	ჯვრის უღელტეხილი	Soil	433-S
72	Kz-72	“_“	“_“	Doz	
73	Kz-73	“_“	“_“	Soil radon	
74	Kz-74	42.5000; 44.4836	პანორამა გუდაური	Doz	
75	Kz-75	“_“	“_“	Rock	407-R
76	Kz-76	42.4766; 44.4777	სოფელი გუდაური	Rock	408-R
77	Kz-77	“_“	“_“	Soil	431-S



ნახ. 3 . საკონტროლო პუნქტებთან Kz-52, Kz-53, Kz-54

1.2. ნიმუშების აღება და ანალიზი

1.2.1. ნიმუშების აღება და მათი მომზადება

ნიადაგის ნიმუშების აღება ტარდებოდა მაქსიმალურად დაუზიანებელ ადგილებში. ნიადაგის ნიმუშები აღებულია პირდაპირ პლასტმასის კონტეინერებში (2.0 ლ მოცულობით). ლაბორატორიაში ნიმუშები გამრობის შემდეგ იფხვნებოდა და იცრებოდა საცერში ხვრელის ზომით 1 მმ მათი ჰომოგენიზაციის მიზნით.

ქანების ნიმუშები აღებულია ქანების ზედაპირულ გამიშვლებიდან პირდაპირ პლასტმასის კონტეინერებში (2,0 ლ მოცულობით). ლაბორა-

ტორიაში გამრობის შემდეგ ტარდებოდა ნიმუშის დანაწევრება 40 მმ-მდე ზომის ნაჭრებად და შემდეგ დაფხვნი სპეციალურ სამსვრეველაზე BB 50 (Retcsch კომპანია, გერმანია) დაახლოებით 1 მმ ზომამდე.



ნახ. 4. ქანების ნიმუშების აღება

ამის შემდეგ ტარდებოდა ნიადაგისა და ქანების ნიმუშების გამრობა 105°C ტემპერატურაზე მუდმივ წონამდე. შემდეგ ტარდებოდა ნიმუშების აწონვა და განისაზღვრებოდა მათი კულტი წონა. ეს მნიშვნელობები გამოიყენებოდა ნიმუშების გეომეტრიის აღსაწერად გამა-გამოსხივების აქტივობის გაზომვისას. ნიმუშები დალუქული იყო მარინელის ჭურჭელში (მოცულობით 1 ლიტრი) და ინახებოდა გაზომვამდე 4 კვირაზე მეტი ხნის განმავლობაში Ra-226-ის და Rn-222-ის შორის მუდმივი წონასწორობის მისაღწევად.



ნახ. 5. ქანების ნიმუშების მომზადების სხვადასხვა ოპერაციები

1.2.2. გაზომვები

1.2.2.1. გამა რადიაციული აქტივობა

შესწავლილი ნიმუშების რადიონუკლიდური შედგენილობის და რადიონუკლიდების აქტივობის კონცენტრაციის გაზომვები ჩატარდა გამა-სპექტრომეტრის Canberra GC2020 გამოყენებით ნახევარგამტარული გერმანიუმის დეტექტორით შედარებითი ეფექტურობით 24%. გამა-სპექტრების აღება განხორციელდა 48 საათის განმავლობაში. ანალ-



ნახ. 6. გამა-სპექტრომეტრი GC2020

იზისტვის გამოყენებულ იქნა პროგრამული უზრუნველყოფა Genie-2000 S500 დამატებითი მოდულებით, კერძოდ, S506 - პიკების ინტერაქტიული რეგულირების პროგრამა. ამ პროგრამის მეშვეობით ყველა სპექტრში ტარდებოდა 186 კევ არეში ინტერფერენციული პიკის „დამლა“ (ამ არეში პროგრამა აფიქსირებს ერთ პიკს, რომელიც წარმოიქმნება ორი ახლო მდებარე პიკის U-235 (185.715 კევ) და Ra-226 (186.211 კევ) ინტერფერენციის შედეგად). S506C პროგრამის გამოყენებით ტარდება სპექტრული მრუდის მათემატიკური დამუშავება, რის შედეგადაც ამ არეში იქმნება ორი გაუსის პიკი, რომელთა ენერგიები U-235 და Ra-226 შესაბამისია. პიკების პროგრამულად იდენტიფიცირებისა და აქტივობის კონცენტრაციის განსაზღვრისას დაშვების მნიშვნელობა ისე იყო დადგენილი, რომ დაბალი ენერგიის პიკთან შედარებული იყო მხოლოდ U-235, და მაღალი ენერგიის პიკთან - მხოლოდ Ra-226. როგორც შედეგებმა აჩვენა, კერძოდ, Ra-226-ისთვის, მისი აქტივობის კონცენტრაციის განსაზღვრის შეცდომა ძირითადად იცვლებოდა ინტერვალში 9-24 %. მისი აქტივობა შედარებული იყო მისი დამლის პროდუქტებთან - Pb-214 და Bi-214-ის აქტივობასთან, რომელთა განსაზღვრის ცდომილება მერყეობდა დიაპაზონში 3 – 9 %. Ra-226-ს, Pb-214-ს და Bi-214-ის მიღებული აქტივობის მნიშვნელობები ერთმანეთისგან ცოტა განსხვავდებოდა. ამრიგად, შეიძლება ჩაითვალოს, რომ ამ გზით Ra-226-ის კონცენტრაციის განსაზღვრის ცდომილება საკმაოდ დამაკმაყოფილებელია და ეს მეთოდი ასევე გამოყენებულ იქნა U-235-ის აქტივობის კონცენტრაციის დასადგენად 185.715 კევ ხაზით. U-235-ის აქტივობის მიღებული მნიშვნელობები შედარებულია U-238-ის აქტივობის მნიშვნელობებთან (რომელიც განისაზღვრა Th-234 - 63.3 კევ ხაზით ცდომილებით 6.3 - 14% დიაპაზონში). კრიტერიუმად იქნა გამოყენებული მათი აქტივობების შეფარდების მნიშვნელობა ($U-238/U-235 = 21.7$ [1]). ამ მნიშვნელობიდან დიდი გადახრის შემთხვევებში (10%-ზე მეტი), ტარდებოდა 185.715 კევ ხაზის (ისევე როგორც 63.3 კევ ხაზის) ხელახლა ანალიზი S506 პროგრამის გამოყენებით. (ზოგიერთ შემთხვევაში, დაბალი აქტივობის მქონე ნიმუშებში, Ra-226-ის აქტივობა ზუსტებოდა Pb-214-ის და Bi-214-ის საშუალო აქტივობით და მიღებული მნიშვნელობა მხედველობაში იქნა მიღებული U-235-ის აქტივობის მნიშვნელობის საბოლოო შეფასებაში). Th-232-ის აქტივობის დასადგენად გამოყენებული იქნა რადიონუკლიდების Ac-228, Ra-224, Pb-212, Bi-212 საშუალო მნიშვნელობები, რომელთა ცდომილებები იცვლებოდა 1.4-დან 7.0%-მდე. ასევე განისაზღვრებოდა აქტივობების შეფარდებები U-238/Th-232 (რომელიც დახურული სისტემებისთვის ითვლება 0.81-ის ტოლი [2, 3]), Ra-226/U-238 და Pb-210/Ra-226 (წონასწორობის მნიშვნელობა 1.00), რომლებიც გამოიყენება სხვადასხვა გეოქიმიური პროცესების მექანიზმის შესაფასებლად. ნიადაგის შესწავლილ ნიმუშებში ხშირად აღინიშნებოდა „ზეწონასწორობი“ (ალოქტონური) Pb-210 (Pb_{a1}), რომლის მნიშვნელობა განისაზღვრებოდა Pb-210 და Ra-226 აქტივობის გაზომულ მნიშვნელობებს შორის სხვაობით [2].

მატრიცის შედგენილობის გავლენის გასათვალისწინების მიზნით,

ლიტერატურული მონაცემების საფუძველზე, დგინდებოდა ნიადაგის [4] და ქანების [5] ნიმუშების ქიმიური შედგენილობები, რომლებიც შემდეგ გამოყენებულ იქნა სპეციალურ პროგრამულ უზრუნველყოფაში (LabSOCS) ეფექტურობის დაკალიბრებისთვის აქტივობის კონცენტრაციის განსაზღვრისას. LabSOCS-ის სისტემა საშუალებას იძლევა შეიქმნას ლაბორატორიული ეფექტურობის დაკალიბრება რადიოაქტიური საკალიბრო წყაროების გამოყენების გარეშე. რადიონუკლიდების იდენტიფიკაციის მიზნით შექმნილი და გამოყენებული იყო სპეციალური ბიბლიოთეკა, რომელიც შეიცავდა 41 რადიონუკლიდის და სხვა სპეციფიკური წყაროების ხაზებს (სულ 351 ხაზი). ბიბლიოთეკის კომპილაციისთვის გამოყენებული იყო NuDat-ის მონაცემთა ბაზა [6].

საკვლევ რეგიონში მცხოვრები მოსახლეობისთვის მიწიერი რადიოაქტივობის პოტენციური რადიაციული რისკების შესაფასებლად გამოთვლილი იყო სხვადასხვა მაჩვენებელი.

რადიოლოგიური საშიშროების შესაფასებლად გამოთვლილი იყო რადიუმის ეკვივალენტური აქტივობა Ra_{eq} (ბკ/კგ) და წლიური ეფექტური დოზა AEDE (მზვ/წლ); გაანგარიშება განხორციელდა შემდეგი ფორმულების გამოყენებით [7]:

$$Ra_{eq} = A_U + 1.43A_{Th} + 0.07A_K \quad (1)$$

სადაც A_U , A_{Th} , და A_K არის U-238-ის, Th-232-ის და K-40-ის აქტივობის კონცენტრაცია, შესაბამისად;

$$AEDE = D \times N_h \times k_1 \times k_2 \quad (2)$$

სადაც N_h არის საათების რაოდენობა წელიწადში (=8760 სთ); k_1 - ეფექტური დოზის სიმძლავრის კონვერტაციის ფაქტორი მოზრდილებისთვის ჰეარში შთანთქმულ დოზაში, 0.7 ზვ/გრ; k_2 - გარე ყოფნის კოეფიციენტი (გარეთ გატარებული დროის წილი), რომელიც შეადგენს 0.2; D - შთანთქმული დოზის სიმძლავრე (ნგრ/სთ):

$$D = k_U A_U + k_{Th} A_{Th} + k_K A_K \quad (3)$$

სადაც k_U , k_{Th} , k_K - ე.წ. დოზური კოეფიციენტები, რომლებიც ტოლია 0.462, 0.604 და 0.0417, შესაბამისად.

ნიმუშების დახასიათებისთვის რადიოაქტივობის დონის მიხედვით მიღებული ზღვრული მნიშვნელობის გათვალისწინებით Ra_{eq} - 370 ბკ/კგ (რომელიც ეკვივალენტურია გამა-გამოსხივების დოზისა 1.5 მკზვ/წლ [8] დადგინდა ნიმუშების რამდენიმე ჯგუფი ეკვივალენტური აქტივობის სიდიდის მიხედვით, კერძოდ:

- ჯგუფი 1 – არარადიოაქტიური ნიმუშები არაუმეტეს 30 ბკ/კგ აქტივობით;
- ჯგუფი 2 - დაბალი რადიოაქტივობით 30-დან 100 ბკ/კგ-მდე დი-

- აპაზონში;
- ჯგუფი 3 – საშუალო რადიოაქტივობით 100-დან 300 ბკ/კგ-მდე დიაპაზონში;
- ჯგუფი 4 - ნიმუშები მაღალი რადიოაქტივობით 300-დან 1000 ბკ/კგ-მდე დიაპაზონში.

ასევე ჩატარდა სხვა მაჩვენებლების გამოთვლები რადიაციული საშიშროების შეფასებისთვის, კერძოდ:

- გარე საშიშროების ინდექსი (H_{ex}), რომელიც ფართოდ გამოიყენება და წარმოადგენს გარე დასხივებას, და რომელიც გამოითვლება ფორმულით:

$$H_{ex} = (A_U/370) + (A_{Th}/259) + (A_K/4810) \quad (4)$$

- შიდა საშიშროების ინდექსი (H_{in}): გარე საშიშროების ინდექსის გარდა, რადონი და მისი დაშლის ხანმოკლე პროდუქტები ასევე საშიშია სასუნთქი ორგანოებისთვის; რადონისა და მისი დაშლის პროდუქტების მიმართ შიდა დასხივება განისაზღვრება ინდექსით H_{in} , რომელიც მოცემულია განტოლებით:

$$H_{in} = (A_U/185) + (A_{Th}/259) + (A_K/4810) \quad (5)$$

ინდექსების მნიშვნელობები (H_{ex} , H_{in}) უნდა იყოს ერთზე ნაკლები, რომ რადიაციული საშიშროება ითვლებოდეს უმნიშვნელო [9].

1.2.2.2. ნიადაგის ჰაერის რადონი



ნახ. 7. რადონის ელექტრონული დეტექტორი RAD7

რადონის შემცველობა ნიადაგის ჰაერში იზომებოდა რადონის ელექტრონული დეტექტორის RAD7 (Durridge Co., აშშ) გამოყენებით. წინასწარ, გაზომვისთვის შერჩეულ ადგილას ხელის ბურღის გამოყენებით კეთდება ფოსო დიამეტრით დაახლოებით 10 სმ სიღრმეზე 60-80 სმ, რომელშიც თავსდება ფოლადის ზონდი. გაზომვის დაწყებამდე მომზადებული ფოსო საგულდაგულოდ არის გამკვრივებული მიწით ზონ-

დის გარშემო, რათა თავიდან იქნას აცილებული სუფთა ჰაერი მიწოდება ზონდის გარე მხრით. შემდეგ ზონდი დაკავშირებულია დეტექტორთან პლასტმასის მილისებრი შლანგის გამოყენებით. გაზომვის მეთოდის პრინციპია ნიადაგის ჰაერის ნიმუშის მიწოდება დეტექტორის საზომი კამერისთვის რადონის შემცველობის გასაზომად. ნიადაგის აირი მილსადენით შედის საზომი მოწყობილობის შიდა საცავში 5 წუთიანი სატუმბი ფაზის დროს, რომლის დროსაც ხდება ალფა-გამომსხივებლების ელექტროსტატიური შეგროვება სპექტრული ანალიზით. ხელსაწყო ელოდება კიდევ 5 წუთს, შემდეგ კი ხდება ოთხი 5-წუთიანი ციკლის ათვლა. გაზომვისთვის შერჩეული რეჟიმი Sniff მოიცავს ენერგიის დიაპაზონს 5.40-დან 6.40 მევ-მდე, და აჩვენებს ალფა-ნაწილაკების საერთო რაოდენობას 6.00 მევ ენერგიით, რომელიც წარმოიქმნება Po-218-ს (Rn-222-ის შვილობილი პროდუქტი) დაშლის დროს. ამრიგად, ალფა-გამოსხივება 6.00 მევ ენერგიით, რომელიც გამოწვეულია Po-218-ის დაშლით, შესაძლებელს ხდის Rn-222-ის აქტივობის განსაზღვრას. გაზომვის საერთო დრო შეადგენს 30 წუთს. ნახევარსაათიანი პერიოდის ბოლოს, დეტექტორი ბეჭდავს გაზომვის შეჯამებას, მათ შორის ნიადაგის აირში რადონის საშუალო კონცენტრაციას გაზომვის ოთხი 5-წუთიანი ციკლის განმავლობაში. ეს მეთოდი უზრუნველყოფს მონაცემთა სწრაფ თვლას და იყენებს ნიადაგის აირის ყველაზე ნაკლებ რაოდენობას. გაზომვის შედეგები ბკ/მ ერთეულებში განისაზღვრება ოთხი გაზომვის საშუალო მნიშვნელობით $\pm 5\%$ ცდომილებით. გაზომვის შედეგები დამუშავება ტარდება პროგრამული უზრუნველყოფის Capture-ს გამოყენებით.



ნახ. 8. ნიადაგის ჰაერში რადონის კონცენტრაციის გაზომვის პროცესი

1.2.2.3. გამა-გამოსხივების დოზის ამბიენტური ეკვივალენტური სიმძლავრე

გამა-გამოსხივების დოზის ამბიენტური ეკვივალენტური სიმძლავრის $H^*(10)$ გაზომვა (გამა-ფონი) შესწავლილ ტერიტორიაზე განხორციელდა დოზიმეტრ-რადიომეტრის PM-1403-ს გამოყენებით. ეს ხელსაწყო საშუალებას იძლევა გამა-გამოსხივების რეგისტრირებად ენერგიების დიაპაზონში 0.03 – 3 მევ გაიზომოს სიმძლავრე დიაპაზონში 0.1 მკზვ/სთ - 10 ზვ/სთ. დოზის სიმძლავრის გაზომვა ეფუძნება იმპულსების დათვლის საშუალო სიჩქარის გაზომვაზე გეიგერ-მიულერის მრიცხველებიდან, რომელიც პროპორციულია დოზის გასაზომ სიმძლავრთან. დათვლის სიჩქარე გარდაიქმნება დოზის სიმძლავრეში.

დოზის სიმძლავრის გაზომვები ჩატარდა ნიადაგისა და ქანების ნიმუშების აღების და აგრეთვე ნიადაგის აირში რადონის კონცენტრაციის გაზომვების ადგილებში. გაზომვები ტარდებოდა დედამიწის ზედაპირიდან 1 მ სიმაღლეზე.

დოზიმეტრში ჩაშენებული GPS-ს მოდული უზრუნველყოფდა საკონტროლო პუნქტების გეოგრაფიული კოორდინატების განსაზღვრას.



ნახ. 9. გამა-რადიოაქტივობის ფონის დონის

თავი 2

2. შედეგები და დისკუსია

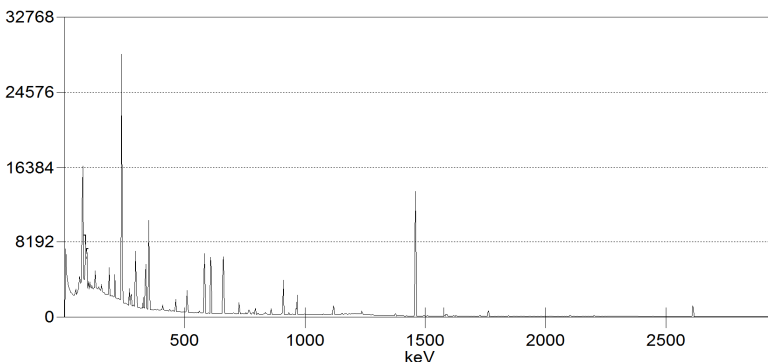
2.1. აქტივობის კონცენტრაცია

2.1.1. ნიადაგის რადიოაქტივობა

ნახ. 10 აჩვენებს ნიადაგის ნიმუშის ტიპურ გამა-სპექტრს¹. ნიადაგის ნიმუშებში გამა-სპექტრის ანალიზის შედეგების მიხედვით, იდენტიფიცირებულია 22 რადიონუკლიდი - ოჯახი Th-232 (Ac-228, Th-228, Ra-224, Pb-212, Bi-212, Tl-208), ოჯახი U-238 (Th-234, Pa-234, Th-230, Ra-226, Pb-214, Bi-214, Pb-210), U-235 (U-235, Th-231, Th-227, Ra-223, Rn-219, Pb-211), ცალკეული რადიონუკლიდები Be-7, K-40, Cs-137 (ასევე იდენტიფიცირებულია რამდენიმე სპეციფიკური ხაზი, რომლებიც წარმოიქმნება კოსმოსური სხივების ურთიერთქმედების შედეგად დეტექტორთან ან ნიმუშის მასალასთან).

შესწავლილი ნიმუშებისთვის ძირითადი რადიონუკლიდების აქტივობის კონცენტრაციის გაზომვის შედეგები, ეკვივალენტური აქტივობის მნიშვნელობები (R_{eq}), დოზის სიმძლავრის (D) და წლიური ეფექტური დოზის (AEDE) მნიშვნელობები, სხვადასხვა რადიონუკლიდების აქტივობის შეფარდებები, მათი საშუალო (av), მინიმალური (mn) და მაქსიმალური (mx) მნიშვნელობები მოყვანილია ცხრილში 2 და ცხრილში 3.

როგორც ცხრილიდან 2 ჩანს, სხვადასხვა ოჯახის რადიონუკლიდების აქტივობა იცვლებოდა საკმაოდ ფართო ზღვრებში, კერძოდ, ცვლილებების დიაპაზონმა Th-232-თვის შეადგინა 15.6-52.4 ბკ/კგ (საშუალო მნიშვნელობა 39.3 ბკ/კგ), U-238-თვის 15.1-40.9 ბკ/კგ (საშუალო მნიშვნელობა 30.7 ბკ/კგ), U-235-თვის 0.91-2.54 ბკ/კგ (საშუალო მნიშვნელობა 1.75 ბკ/კგ). რიგ ნიმუშში ზოგიერთი რადიონუკლიდის აქტივობა მინიმალურ დეტექტირებად აქტივობაზე (MDA) ნაკლებია. არ დაიმზირება მნიშვნელოვანი განსხვავება რადიონუკლიდების აქტივობის კონცენტრაციის მნიშვნელობებს შორის სხვადასხვა ტიპის ნიადაგის ნიმუშებისთვის.



ნახ. 10. ნიადაგის ნიმუშის #396-S გამა-სპექტრი (ვერტიკალური ღერძის გასწვრივ განთავსებულია გამა სპექტრომეტრის გერმანიუმის დეტექტორის მიერ დაფიქსირებული იმპულსების რაოდენობის მნიშვნელობები)

¹ ქანების ნიმუშებისთვის მიღებულ გამა სპექტრებს მსგავსი ხედი აქვთ.

ბუნებრივი რადიონუკლიდის K-40-ს აქტივობის კონცენტრაციის მნიშვნელობები მერყეობს 179-დან 755 ბკ/კგ-მდე საშუალო მნიშვნელობით 513 ბკ/კგ. Be-7 დაფიქსირდა 18 ნიმუშში აქტივობის კონცენტრაციით 3.5-28.0 ბკ/კგ დიაპაზონში (საშუალო მნიშვნელობა 7.5 ბკ/კგ). რადიონუკლიდი Cs-137 გამოვლინდა თითქმის ყველა ნიმუშში (კონცენტრაციის დიაპაზონი 0.24-39.2 ბკ/კგ საშუალო მნიშვნელობით 13.7 ბკ/კგ). U-238/U-235-ს აქტივობების შეფარდების მნიშვნელობები ხუთი ნიმუშისთვის შეესაბამება (10%-ის ფარგლებში) მნიშვნელობას 21.7 (მიღებულია ბუნებრივი ობიექტებისთვის), ხოლო დანარჩენი ნიმუშებისთვის ეს მნიშვნელობები ნაკლებია და იცვლება დიაპაზონში 13.6-19.4. U-238/Th-232-ის აქტივობის შეფარდების მნიშვნელობები გადახრილია (10%-ზე მეტს) საშუალო მნიშვნელობებიდან 0.81 (მიღებულია დახურული სისტემებისთვის) როგორც გაზრდის მიმართულებით (1.13-ის მნიშვნელობამდე), აგრეთვე დაკლების მიმართულებით (0.62-მდე). Ra-226/U-238-ის აქტივობის შეფარდება ოთხი ნიმუშისთვის შეესაბამება ($\pm 10\%$ -ის ფარგლებში) წონასწორობის მნიშვნელობას (1.00), ხოლო დანარჩენი ნიმუშებისთვის ეს მნიშვნელობები ძირითადად ნაკლებია წონასწორობის ღირებულებაზე (0.65-მდე) და ზოგიერთ შემთხვევაში უფრო მაღალია, ვიდრე ეს მნიშვნელობა (1.22-მდე). Pb-210/Ra-226-ის აქტივობის შეფარდება თითქმის ყველა ნიმუშში შესამჩნევად (20%-ზე² მეტი) მეტია წონასწორობის ღირებულებაზე (ყველაზე მაღალი მნიშვნელობა 15.6). ნიმუშების ძირითადი რაოდენობა (91%) აქტივობის თვალსაზრისით მიეკუთვნება საშუალო რადიოაქტივობის მქონე ჯგუფს, ნიმუშების მცირე რაოდენობა (9%) მიეკუთვნება დაბალი რადიოაქტივობის მქონე ჯგუფს.

ცხრილი 2. ნიადაგის ნიმუშებში რადიონუკლიდების ოჯახების Th-232, U-238, Ra-226, Pb-210, U-235, ცალკეული რადიონუკლიდის Be-7, K-40 და Cs-137 აქტივობის კონცენტრაცია (A, ბკ/კგ), მათი საშუალო ($\bar{a}$), მინიმალური (m) და მაქსიმალური (mx) მნიშვნელობები

#	FN	CP	ST	A, ბკ/კგ									
				Th-232	U-238	Ra-226	Pb-214	Bi-214	Pb-210	U-235	Be-7	K-40	Cs-137
1	431-S	Kz-75	MMS	43.8	35.2	30.7	37.3	34.8	28.2	2.30	5.9	391	5.3
2	432-S	Kz-48	"-	30.4	34.2	28.6	35.1	33.1	40.4	1.47	<M	479	6.3
3	433-S	Kz-70	"-	44.6	40.5	42.1	39.0	36.4	32.9	2.54	7.2	519	3.8
4	437-S	Kz-52	"-	39.1	31.8	26.1	29.7	27.8	98.4	1.78	6.3	511	13.9
5	439-S	Kz-27	"-	50.8	33.8	41.5	30.2	28.2	419.0	1.43	28.0	609	6.8
6	435-S	Kz-22	MMB	37.3	26.6	17.5	28.6	26.3	84.8	1.88	5.4	511	2.7
7	393-S	Kz-6	MFM	33.2	25.8	22.1	24.8	23.3	150.1	1.90	<M	455	31.2
8	394-S	Kz-3	"-	40.6	27.7	-	27.2	26.1	<M	1.44	-	484	0.24
9	395-S	Kz-40	"-	21.9	20.2	13.1	19.3	18.0	204.4	0.98	<M	348	37.4
10	396-S	Kz-56	"-	50.1	33.7	27.5	31.5	29.1	84.8	1.83	-	755	17.5
11	421-S	Kz-62	"-	41.3	31.8	-	30.5	28.3	33.9	1.64	6.3	532	1.58
12	422-S	Kz-41	"-	39.5	32.9	24.9	31.0	29.1	<M	2.11	4.7	491	<M

² დიაპაზონის ზღვრები გაფართოებულია, რადგან Pb-210-ის ცდომილება აღწევდა 20%-ს.

13	423-S (z-35	"-	40.5	30.7	23.0	31.4	29.1	102.8	1.76	7.1	551	6.33	
14	424-S (z-44	"-	36.7	29.1	30.5	27.9	25.6	92.1	1.51	4.1	509	14.4	
15	425-S (z-67	"-	51.8	40.9	34.6	35.3	33.8	103.3	2.30	6.9	695	34.2	
16	426-S (z-14	"-	31.7	27.2	24.0	26.4	25.0	77.2	1.35	8.9	417	5.20	
17	427-S (z-30	"-	52.4	32.3	27.0	31.8	29.3	97.9	2.05	5.2	725	15.3	
18	428-S (z-9	"-	40.7	29.3	20.3	30.7	28.7	136.2	1.93	3.5	581	25.3	
19	429-S (z-46	"-	44.0	33.0	26.3	31.0	28.8	43.6	1.84	5.2	618	6.44	
20	430-S (z-17	"-	45.6	32.3	28.0	32.8	31.1	177.3	1.90	6.3	579	39.2	
21	434-S (z-64	"-	40.8	35.2	33.9	35.5	33.5	58.4	1.81	6.9	450	21.2	
22	436-S (z-57	"-	15.6	15.1	12.1	16.1	15.1	32.1	0.91	11.0	179	1.95	
23	438-S (z-12	"-	32.4	26.1	18.4	25.8	24.5	72.1	1.60	6.9	419	5.56	
			a	39.3	30.7	26.3	29.9	28.0	103	1.75	7.5	513	13.7
			m	15.6	15.1	12.1	16.1	15.1	28.2	0.91	3.5	179	0.24
			m	52.4	40.9	42.1	39.0	36.4	419	2.54	28.0	755	39.2

შენიშვნა. აღნიშვნები: FN - საველე ნომერი; CP - საკონტროლო პუნქტი; ST - ნი-ადაგის ტიპი; MMS - მთა-მდელოს კორდიან-ტორფიანი; MMB - მთა-მდელოს ჭაობიანი; MFM - მთა-ტყე-მდელო.

ცხრილი 3. ნიადაგის ნიმუშებში რადიუმის ეკვივალენტური აქტივობა (Ra_{eq} , ბკ/კგ), დოზის სიმძლავრე (D, ნგრ/სთ) და წლიური ეფექტური დოზა (AEDE, მზვ/წლ), მაჩვენებლები H_{ex} და H_{in} , რადიონუკლიდების აქტივობების შეფარდება, მათი საშუალო (av), მინიმალური (mn) და მაქსიმალური (mx) მნიშვნელობები

#	FN	Ra_{eq} , ბკ/კგ	D, ნგრ/სთ	AEDE, მზვ/წლ	H_{ex}	H_{in}	U-238/ U-235	U-238/ Th-232	Ra-226 /U-238	Pb-210/ Ra-226
1	431-S	125	59.0	0.072	0.35	0.44	15.3	0.80	0.87	0.92
2	432-S	111	54.1	0.066	0.31	0.40	23.3	1.13	0.83	1.41
3	433-S	141	67.3	0.083	0.39	0.50	15.9	0.91	1.04	0.78
4	437-S	123	59.6	0.073	0.34	0.43	17.8	0.81	0.82	3.77
5	439-S	149	71.7	0.088	0.41	0.51	23.7	0.67	1.22	10.11
6	435-S	116	56.1	0.069	0.32	0.39	14.2	0.71	0.66	4.86
7	393-S	105	50.9	0.062	0.29	0.36	13.6	0.78	0.85	6.80
8	394-S	120	57.6	0.071	0.33	0.41	19.3	0.68	-	-
9	395-S	75.8	37.0	0.045	0.21	0.27	20.5	0.92	0.65	15.61
10	396-S	158	77.3	0.095	0.44	0.53	18.4	0.67	0.81	3.09
11	421-S	128	61.8	0.076	0.36	0.44	19.4	0.77	-	-
12	422-S	124	59.5	0.073	0.34	0.43	15.6	0.83	0.76	-
13	423-S	127	61.6	0.076	0.35	0.44	17.5	0.76	0.75	4.47
14	424-S	117	56.8	0.070	0.33	0.40	19.2	0.79	1.05	3.02
15	425-S	164	79.1	0.097	0.45	0.57	17.8	0.79	0.85	2.98
16	426-S	102	49.1	0.060	0.28	0.36	20.1	0.86	0.88	3.22
17	427-S	158	76.8	0.094	0.44	0.53	15.7	0.62	0.84	3.63
18	428-S	128	62.3	0.076	0.36	0.44	15.2	0.72	0.69	6.71
19	429-S	139	67.6	0.083	0.39	0.48	18.0	0.75	0.80	1.66
20	430-S	138	66.6	0.082	0.38	0.47	17.1	0.71	0.87	6.32
21	434-S	125	59.7	0.073	0.35	0.44	19.5	0.86	0.96	1.73
22	436-S	50.0	23.9	0.029	0.14	0.18	16.7	0.97	0.80	2.65
23	438-S	102	49.1	0.060	0.28	0.35	16.4	0.80	0.71	3.92
		<i>av</i>	123	59.3	0.073	0.34	17.8	0.80	0.84	4.38

<i>mn</i>	50.0	23.9	0.029	0.14	0.18	13.6	0.62	0.65	0.78
<i>mx</i>	164	79.1	0.097	0.47	0.58	23.7	1.13	1.22	15.61

ნაშრომში გამოვლენილი ყველა რადიონუკლიდი, Cs-137-ის გარდა, ბუნებრივი წარმოშობისაა. ისინი ასევე დაფიქსირდა ნიადაგში დასავლეთ საქართველოს ზოგიერთ რეგიონში [10].

ნიმუშებში გამოვლენილი ბუნებრივად არსებული რადიონუკლიდების შედგენილობა და კონცენტრაცია, როგორც წესი, შეესაბამება სხვადასხვა ტიპის ნიადაგების მონაცემებს [11].

აქტივობების შეფარდებების დაკვირვებული მახასიათებლები, კერძოდ, U-238/Th-232 შეფარდების გაზრდილი მნიშვნელობების უპირატესობა საშუალოსთან შედარებით, შეიძლება გამოწვეული იყოს U და Th გეოქიმიური პროცესების განსხვავებული ბუნებით მსგავს გარე პირობებში. მაგალითად, ნაშრომებში [11, 12] აღნიშნულია, რომ Th-ს იზოტოპები ბუნებრივ სტრუქტურებში გვხვდება მხოლოდ ოთხვალენტური ფორმით; ნაერთები პრაქტიკულად არ იხსნება წყლებში და მექანიკურად ტრანსპორტირდება სტაბილური მინერალების სახით, ხოლო U-ს იზოტოპები გვხვდება როგორც ოთხვალენტური ფორმით, აგრეთვე ექვსვალენტური ფორმით - ოთხვალენტური ფორმით მათი ქიმიური თვისებები ახლოსაა Th-თან, ხოლო ექვსვალენტური ფორმით ისინი ხასიათდებიან მაღალი ქიმიური აქტივობით და მიგრირებენ დიდ მანძილზე წყლებთან ხსნარების სახით. შესწავლილი რეგიონი ხასიათდება რთული ჰიდროგეოლოგიური სტრუქტურით. მიწისქვეშა წყლების მიმოქცევის დროს შესაძლებელია ფუძემდებლური ქანების ურანის დაშლა და მისი მოცილება ზემოთ მდებარე ნიადაგის წარმონაქმნებში, რამაც შეიძლება გამოიწვიოს მათი U-238-ით გარკვეული გამდიდრება. მეორეს მხრივ, Th-232-ის საპირისპირო მიგრაციამ ნიადაგიდან ქვედა ქანებში შეიძლება გამოიწვიოს, შესაბამისად, მისი გაღარიბება. ამ პროცესების მოქმედებამ, გარე ფაქტორებიდან გამომდინარე, შეიძლება გამოიწვიოს U-238/Th-232 შეფარდების დაფიქსირებული გადახრები როგორც საშუალო მნიშვნელობიდან ქვემოთ, ასევე ზემოთ.

მსგავსი პროცესები შეიძლება გამოიწვიოს ასევე Ra-226/U-238 შეფარდების გადახრები წონასწორობის მნიშვნელობებიდან. როგორც ცნობილია, Ra-ს იზოტოპი ადვილად იტუტება და ირეცხება წყლებით: ბუნებრივ წარმონაქმნებში Ra-226 ხშირად გროვდება ურანთან წონასწორობის გადამეტებული რაოდენობით [11, 12]. შესწავლილი რეგიონი ხასიათდება რთული ჰიდროგეოლოგიური სტრუქტურით და ამ და სხვა გეოქიმიური ფაქტორების ეფექტმა შეიძლება გამოიწვიოს ამ რადიონუკლიდების აქტივობის შესამჩნევი ვარიაციები, კერძოდ, გამოიწვიოს მათი დაკვირვებული გადახრები უფრო მეტად წონასწორობის მნიშვნელობებიდან.

განსაკუთრებით საინტერესოა Ra-226-ს და Pb-210-ს შორის დაფიქსირებული დისბალანსი. თეორიულად, Ra-226 და Pb-210 უნდა იყვნენ მუდმივ წონასწორობაში, მაგრამ შვილობილი ინერტული აირის Rn-222-ს დიფუზიური ქცევის გამო, შეიძლება შეინიშნოს დისბალანსი ბუნებრივ მასალებში, რომელიც გამოწვეულია რადონის მიგრაციით ნიადაგის ქვედა ფენებიდან ზედა ფენებში (და შემდგომ ატმოსფეროში). როდესაც Rn-222 შედის ჰაერ-

ში, მისი შვილობილი პროდუქტები (მათ შორის Pb-210) დაედება აეროზოლებისა და მტვრის ნაწილაკების ზედაპირზე. ეს შვილობილი იზოტოპები მიაღწევენ ნიადაგის ზედაპირის სველი და მშრალი ნალექების სახით და დაგროვდებიან ნიადაგის ზედაპირულ ფენებში. ამ პროცესის შედეგად, Pb-210-ის კონცენტრაცია ნიადაგის ზედაპირულ ფენაში უფრო მაღალია, ვიდრე მოსალოდნელია Ra-226-თან წონასწორობის დროს. Pb-210-ს იმ ნაწილს, რომელიც წონასწორობაშია Ra-226-ის აქტივობასთან, ეწოდება „გაძლიერებული Pb-210“, ხოლო რადონის მიგრაციასთან დაკავშირებულ მეორე ნაწილს ეწოდება „არაგაძლიერებული Pb-210“ (სხვა სიტყვებით - "ალოქტონური") [13, 14]. ამავე დროს, ნიადაგში რადიოაქტიური წონასწორობა ირღვევა Pb-210-ის აქტივობის ზრდის მიმართ, ანუ რეალიზებულია შეფარდება $Pb-210/Ra-226 > 1$. ნიადაგში Pb-210/Ra-226 აქტივობების შეფარდება არის სისტემაში მუდმივი ან პულსირებული რადონის განახლების არსებობის ინტეგრალური მახასიათებელი დიდი ხნის განმავლობაში. გარკვეულწილად, ჭარბი Pb-210-ის ოდენობის საზომი შეიძლება იყოს სხვაობა Pb-210-ს აქტივობის კონცენტრაციის გაზომილი მნიშვნელობასა და მისი მშობელის Ra-226 (Bi-214) კონცენტრაციას შორის. როგორც შედეგებიდან ჩანს, ამ სიდიდის მაქსიმალური მნიშვნელობა აღწევს 377.5 Bq/კგ. ეს მნიშვნელობა საკმაოდ დიდია და მიუთითებს ქვედა ქანების ფენების ფოროვან ტექსტურაზე და, შესაძლოა, ტექტონიკური დარღვევების არსებობაზე (ბზარები, ღრუები და ა.შ.) [15], რაც შეიძლება მოსალოდნელი იყოს შესწავლილი რეგიონის რთული ტექტონიკური სტრუქტურის გამო.

U-238/U-235 აქტივობების შეფარდების ანალიზი, რომელიც ბუნებაში უნდა იყოს 21.7-ს ტოლი, შესაძლებელს ხდის ნიადაგის დაბინძურების შემთხვევების იდენტიფიცირებას გამდიდრებული ან გაღარიბებული ურანით. ამ შეფარდების მნიშვნელოვანი ცვლა უდავოდ მიუთითებს ტექნოგენური ზემოქმედების არსებობაზე. ამ სამუშაოში მიღებული შეფარდების მნიშვნელობები მიუთითებს ტექნოგენური ურანის მიერ ნიადაგის დაბინძურების არარსებობაზე.

ბუნებრივი რადიონუკლიდის K-40-ს განაწილება ძირითადად ახლოსაა ნაშრომში [11] დაფიქსირებულ მნიშვნელობებთან.

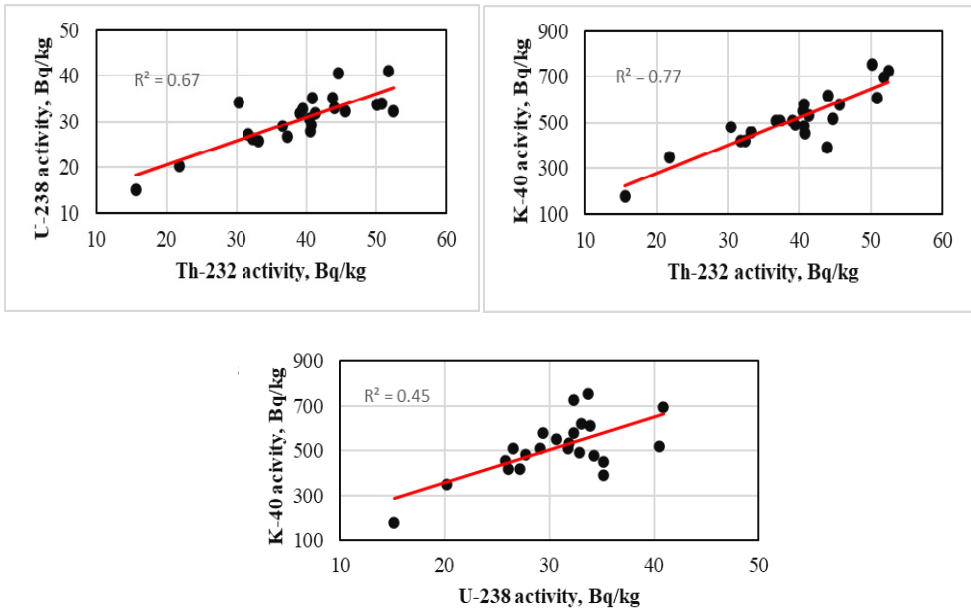
თითქმის ყველა ნიმუშში აღინიშნება რადიონუკლიდი Be-7, რომლის კონცენტრაცია იცვლება ღიაპაზონში 3.5-28.0 ბკ/კგ. სხვა კოსმოგენური რადიონუკლიდების მსგავსად, რადიონუკლიდი Be-7 წარმოიქმნება ატმოსფეროს ზედა ფენებში, როდესაც ჰაერის ატომების ბირთვები იყოფა კოსმოსური გამოსხივებით, და ატმოსფერული გაცვლის პროცესების შედეგად იგი გადადის ჰაერის უახლოეს ზედაპირულ ფენებში, შემდეგ კი ატმოსფერული ნალექებით ეცემა დედამიწის ზედაპირზე. უმნიშვნელო ნახევარდაშლის პერიოდის გამო (54 დღე), რადიონუკლიდი Be-7 ვლინდება მხოლოდ ნიადაგის ზედაპირულ ფენებში (დაახლოებით 20 სმ სიღრმეზე) და ის უმნიშვნელო წვლილს შეიტანს დედამიწის რადიაციული ფონის ზრდაში [16]. მიუხედავად ამისა, ბერილიუმ-7-ის კვლევები იძლევა ინფორმაციის მიღების საშუალებას სხვადასხვა ბუნებრივი პროცესების ინტენსივობის შესახებ, მაგა-

ლითად, სწრაფად შეაფასოს ეროზიისა და ნიადაგის ნალექების მოკლევადიანი პროცესების ინტენსივობა [17].

განსაკუთრებით საინტერესოა ტექნოგენური რადიონუკლიდის Cs-137-ს მონაცემები. როგორც შედეგებიდან ჩანს, იგი დაფიქსირდა ყველა ნიმუშში და აქტივობის კონცენტრაციის მნიშვნელობები არის 0.24 – 39.2 ბკ/კგ ღიაპაზონში, საშუალო მნიშვნელობით 13.7 ბკ/კგ. მისი არსებობა, როგორც წესი, ასოცირდება ტერიტორიის რადიოაქტიურ დაბინძურებასთან ბირთვული იარაღის საცდელი პროდუქტების გლობალური ვარდნით გასული საუკუნის 50-იანი წლების ბოლოდან 60-იანი წლების შუა პერიოდამდე, ასევე ჩერნობილის ატომური ელექტროსადგურის 1986 წლის ავარიით, რომლის შედეგები საქართველოს ტერიტორიაზე უფრო გამოხატულია მის დასავლეთ ნაწილში, კერძოდ შავი ზღვის სანაპიროზე. რიგი მონაცემების მიხედვით, კერძოდ, აღმოსავლეთ საქართველოს დაბლობ რეგიონებზე სისტემატური დაკვირვების [18] მიხედვით, Cs-137-ს აქტივობის მნიშვნელობები ამჟამად ძირითადად 1-10 ბკ/კგ-ის ფარგლებშია. პირობითობის გარკვეული ხარისხით, ეს დონე შეიძლება ჩაითვალოს ფონურ ღირებულებად საქართველოს მთელი ტერიტორიისთვის. მოცემულ სამუშაოში მიღებული მნიშვნელობები რამდენჯერმე აღემატება ამ მნიშვნელობებს, რაც შეიძლება გამოწვეული იყოს იმით, რომ Cs-137-ს ნალექი კავკასიური ფერდობის მთის ფერდობებზე მოხდა უფრო დიდი ინტენსივობით, ვიდრე მოგვიანებით დაბალ მდებარე ბრტყელ ტერიტორიებზე, ან ერთდროულად ნალექებით, იგი გარეცხილი იყო მთის ფერდობებიდან და დაგროვილი იყო მთის დაბლობებში, სადაც შესწავლილი ნიმუშები იყო აღებული.

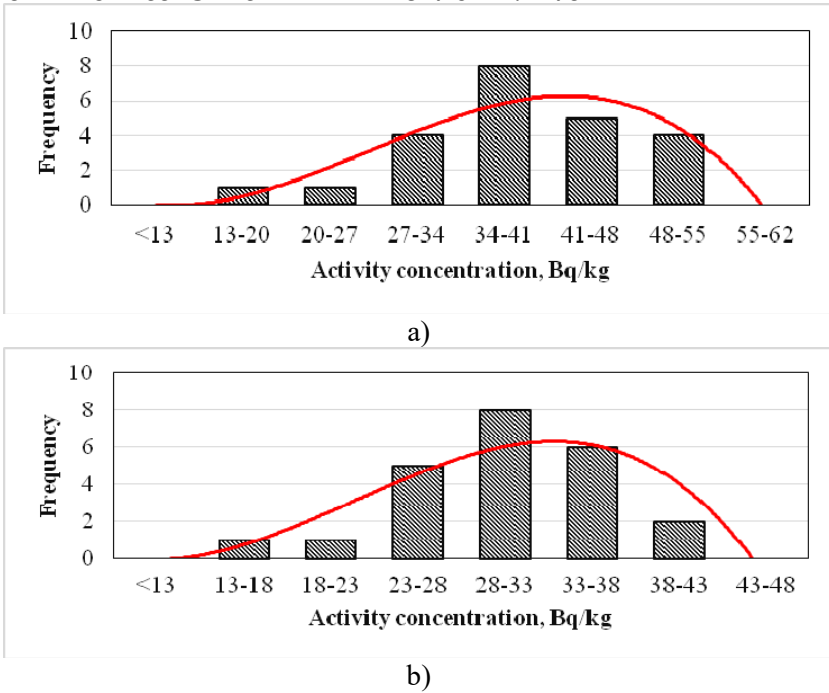
როგორც ცხრილიდან 3 ჩანს, საშიშროების ინდექსების (H_{ex} , H_{in}) მნიშვნელობები ერთზე ნაკლებია – ეს მიუთითებს იმაზე, რომ ეს ნიადაგები საფრთხეს არ უქმნის ამ რეგიონის მოსახლეობას.

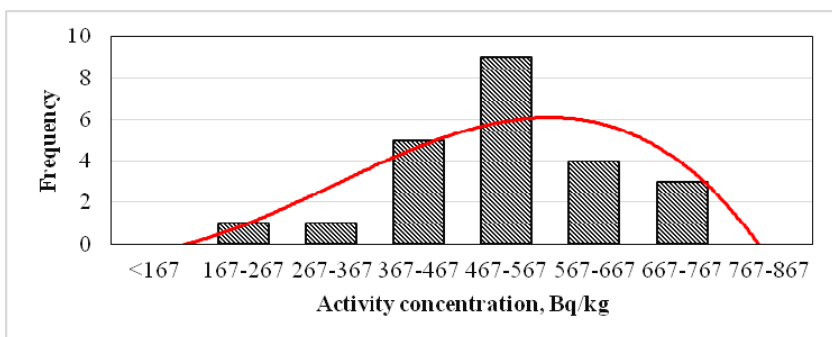
ნახ. 11-ზე მოყვანილია რადიონუკლიდების Th-232, U-238 და K-40 აქტივობების კორელაციის მრუდეები. როგორც ნახაზიდან ჩანს, დაიმზირება უფრო სუსტი კორელაცია U-238-ს და K-40-ს აქტივობებს შორის (აპროქსიმაციის უტყუარობის კოეფიციენტი $R^2=0.45$) სხვა ორ დამოკიდებულებასთან შედარებით ($R^2=0.67$ და $R^2=0.77$). ეს გამოწვეულია ნიადაგში მიმდინარე სხვადასხვა გეოქიმიური პროცესებით (მიგრაცია, ეროზია და ა.შ., რომლის ბუნება და ინტენსივობა დიდწილად დამოკიდებულია ნიადაგის ფიზიკურ-ქიმიურ თვისებებზე), რაც საჭიროებს დამატებით კვლევას და დეტალურ ანალიზს.



ნახ. 11. კორელაციის მრუდები რადიონუკლიდების აქტივობების შორის:
 a) Th-232 და U-238; b) Th-232 და K-40; c) U-238 და K-40

ნახ. 12 გვიჩვენებს რადიონუკლიდების Th-232-ს, U-238-ს და K-40-ს აქტივობის კონცენტრაციის სიხშირულ განაწილებას.





c)

ნახ. 12. რადიონუკლიდების აქტივობების სიხშირული განაწილება:

a) Th-232; b) U-238; c) K-40

ცხრილში 4 მოყვანილია ამ რადიონუკლიდების სტატისტიკური მონაცემები, კერძოდ, მინიმალური, მაქსიმალური, საშუალო არითმეტიკული, მედიანური მნიშვნელობები, სტანდარტული გადახრები, ასიმეტრიისა და ექსცესების მნიშვნელობები.

ცხრილი 4. რადიონუკლიდების Th-232, U-238 და K-40 აქტივობის კონცენტრაციის განაწილების სტატისტიკური პარამეტრები.

პარამეტრი	Th-232	U-238	K-40
საშუალო არითმეტიკული	39.3	30.7	513
მინიმალური	15.6	15.1	179
მაქსიმალური	52.4	40.9	755
სტანდარტული გადახრა	9.0	5.8	126
მედიანური	40.6	31.8	511
ასიმეტრია	-0.87	-0.76	-0.34
ექსცესი	1.12	1.61	1.37

ასიმეტრიისა და ექსცესის მნიშვნელობები, რომლებიც მოცემულია ცხრილში, აჩვენებს, რომ რადიონუკლიდური აქტივობის განაწილება მეტ-ნაკლებად განსხვავდება ნორმალური განაწილებისგან. ასიმეტრიის პარამეტრი ახასიათებს განაწილების მრუდის ასიმეტრიას და მისი უარყოფითი მნიშვნელობები ყველა რადიონუკლიდისთვის ამ კვლევაში ნიშნავს, რომ განაწილება დახრილია მარცხნივ. ექსცესის კოეფიციენტი ახასიათებს პიკის სიმახვილის ზომას და მისი დადებითი მნიშვნელობები ასახავს მკვეთრ პიკს, როდესაც განაწილების პიკი უფრო მაღალია, ვიდრე ნორმალური განაწილების პიკი.

ცხრილში 5 მოყვანილია ზოგიერთი ლიტერატურული მონაცემი მსოფლიოს სხვა რეგიონებში ჩატარებული კვლევების შედეგების შესახებ. როგორც ცხრილიდან ჩანს, მოცემულ ნაშრომში მიღებული მნიშვნელობები შეესაბამება სხვა რეგიონებში მიღებულ მნიშვნელობებს, ასევე გლობალურ საშუალო მაჩვენებლებს. ასევე უნდა აღინიშნოს, რომ რადიუმის ეკვივალენტური აქტივობის მნიშვნელობები, რომლებიც იცვლება დიაპაზონში

50-164 ბკ/კგ, შესამჩნევად დაბალია ვიდრე რეკომენდებული მნიშვნელობა 370 ბკ/კგ, ხოლო წლიური ეფექტური დოზა, რომელიც მერყეობს დიაპაზონში 0.029-0.097 მზვ/წლ, მნიშვნელოვნად ნაკლებია ზღვრულ მნიშვნელობასთან 1 მზვ/წლ შედარებით [19, 20, 21].

ცხრილი 5. ნიადაგში რადიონუკლიდების აქტივობის კონცენტრაცია (A, ბკ/კგ) და სხვა პარამეტრი მსოფლიოს სხვადასხვა რეგიონში

ქვეყანა	A, ბკ/კგ			R _{aeq} , ბკ/კგ	D, ნგრ/სთ	AEDE, მზვ/წლ	H _{ex}	H _{in}	ლიტ.
	Th-232	U-238	K-40						
ინდოეთი	53.1 16.7-98.7	26.2 7.7-111.6	635 152- 1424	151 53.4-345	117 61.4-202	0.091 0.032-0.203	0.34 0.14-0.47	0.42 0.18- 0.58	[22]
ეთიოპია	89.2 73.4-120	61.0 46.2-88.5	238 165-397	193 102-290	91.6 72.7-129	0.66 0.53-0.94	0.55 0.44-0.78	0.72 0.56- 1.02	[23]
თურქეთი	34.9 29.9-41.6	50.1 43.8-62.6	200 133-346	122 109-143	60.3 52.2-76.7	0.067 0.060-0.078	0.37 0.29-0.39		[24]
პაკისტანი	124 4.0-194	69.5 42.6-106	453 49.9-646	281 118-422	101 50.3-149	0.15 0.060-0.24	0.76 0.32-1.14	0.95 0.43- 1.43	[25]
საქართველო	53.18 39.6-64.9	38.57 25.8-48.8	880 691-1008	182 138-213	89.51 58.3-103.7	0.55 0.42-0.64	0.49 0.37-0.57		[26]
სერბეთი	53.7 22-64	52 24-72	553 238-730						[27]
ხორვატია	42.3 37.8-45.8	66.2 50.7-82.4	542 473-621	147 127-156			0.443 0.342-0.698		[28]
ბრაზილია	81 5.4-511	34 3.5-100	216 12-1042		67 5-217	0.45 0.0201.43			[29]
რუმინეთი	35.5 31.7-41.6	38.1 28.0-47.0	505 435-563	126 117-149	92 87-103	0.074 0.068-0.087	0.34 0.31-0.40		[30]
განა	14.6 6.5-29.0	112 75-156	141 84-224	145 133-155	66.9 61.7-71.1	0.09 0.08-0.09			[31]
მონტენეგრო	45.8 18.2-107	41.1 11-216	500 245-753	142 56.8-403	67.5 27.8-185	0.083 0.005-0.227	0.39 0.16-1.10	0.50 0.22- 1.42	[32]
საქართველო	39.3 15.6-52.4	30.7 15.1-40.9	513 179-755	123 50-164	59 24-79	0.073 0.029-0.097	0.34 0.14-0.47	0.42 0.18- 0.58	მოც. კვლე ვა
გლობალური საშუალო	45	33	412		58				

მიღებული შედეგების საფუძველზე შეიძლება დავასკვნათ, რომ შესწავლილ რეგიონში ნიადაგის სტრუქტურები ხასიათდება რადიოაქტიურობის დაბალი ხარისხით და არანაირ საფრთხეს არ უქმნის აქ მცხოვრებ მოსახლეობას.

2.1.2. ქანების რადიოაქტივობა

ცხრილში 6 და ცხრილში 7 ნაჩვენებია შესწავლილი ნიმუშების გაზომვის შედეგები, კერძოდ, ძირითადი რადიონუკლიდების აქტივობის კონცენტრაცია (A, ბკ/კგ), რადიუმის ეკვივალენტური აქტივობა (Ra_{eq} , ბკ/კგ), აქტივობების შეფარდება, მათი საშუალო (av), მინიმალური (mn) და მაქსიმალური (mx) მნიშვნელობები, და ასევე სხვა მონაცემები.

ცხრილი 6. სხვადასხვა ტიპის ქანების ნიმუშებში რადიონუკლიდების ოჯახების Th-232, U-238, Ra-226, Pb-210, U-235, ცალკეული რადიონუკლიდის Be-7, K-40 და Cs-137 აქტივობის კონცენტრაცია (A, ბკ/კგ), მათი საშუალო (av), მინიმალური (mn) და მაქსიმალური (mx) მნიშვნელობები

#	FN	CP	ST	A, ბკ/კგ									
				Th-232	U-238	Ra-226	Pb-214	Bi-214	Pb-210	U-235	Be-7	K-40	Cs-137
მაგმური													
1	398-R	Kz-5	An	31.3	26.8	20.5	25.9	24.3	<M	2.01	-	450	<M
2	400-R	Kz-64	An	41.0	34.5	35.0	32.5	29.6	34.2	2.15	-	610	<M
3	401-R	Kz-4	Dt	45.0	31.8	31.2	31.7	29.5	-	1.51	-	788	<M
4	402-R	Kz-39	An	38.2	29.3	21.7	30.3	28.3	<M	1.98	-	530	-
5	405-R	Kz-59	An	40.0	30.0	21.8	30.7	28.3	28.9	2.17	<M	522	0.54
6	411-R	Kz-54	Dc	37.6	25.8	18.5	26.7	25.7	<M	1.60	4.70	534	-
7	417-R	Kz-37	An	37.5	33.5	35.4	29.6	27.7	<M	2.30	5.58	526	<M
8	418-R	Kz-33	An-Bs	39.5	32.0	29.1	32.0	29.4	41.5	2.40	3.00	593	0.82
9	420-R	Kz-36	An	39.9	33.6	31.7	31.1	29.2	32.5	2.27	6.26	588	<M
			av	38.9	30.8	27.2	30.1	28.0	34.3	2.04	4.88	571	0.68
			mn	31.3	25.8	18.5	25.9	24.3	28.9	1.51	3.00	450	0.54
			mx	45.0	34.5	35.4	32.5	29.6	41.5	2.40	6.26	788	0.82
დანალექი													
10	403-R	Kz-42	Tf	42.5	31.5	25.5	33.6	31.2	24.0	2.23	<M	573	<M
11	406-R	Kz-50	Ss	42.4	31.1	27.8	30.3	28.2	30.9	1.91	4.17	632	0.49
12	407-R	Kz-75	Tf	28.1	21.6	24.7	21.1	19.5	24.4	1.21	4.23	441	1.46
13	408-R	Kz-76	Tf	31.7	24.4	20.1	25.5	23.3	20.4	1.49	<M	414	-
14	413-R	Kz-31	Al	57.9	34.5	34.1	33.4	31.4	34.4	2.20	6.63	911	<M
15	414-R	Kz-20	St	41.9	31.7	31.2	30.3	28.7	40.6	2.04	6.22	579	2.69
16	415-R	Kz-10	St	55.0	38.5	34.4	37.4	34.8	50.1	2.15	-	1069	<M
17	416-R	Kz-1	St	19.2	16.5	11.8	17.4	16.1	32.6	1.03	<M	204	-
			av	39.8	28.7	26.2	28.6	26.7	32.2	1.78	5.31	603	1.54
			mn	19.2	16.5	11.8	17.4	16.1	20.4	1.03	4.17	204	0.49
			mx	57.9	38.5	34.4	37.4	34.8	50.1	2.23	6.63	1069	2.69
მეტამორფული													
18	397-R	Kz-55	Cl-Sl	51.7	34.3	-	31.9	29.3	34.9	1.16	<M	844	1.03
19	399-R	Kz-21	Cl-Sl	43.5	36.5	33.2	33.8	31.4	29.1	1.83	1.82	605	<M
20	404-R	Kz-61	Cl-Sl	55.5	32.3	23.3	32.2	30.1	<M	1.96	3.48	910	0.18
21	409-R	Kz-28	Sl	52.4	35.9	39.6	33.1	31.0	21.1	2.12	10.7	703	0.40
22	410-R	Kz-69	Cl-Sl	50.7	35.0	26.7	34.1	31.8	39.0	2.04	<M	711	<M
23	412-R	Kz-66	Cl-Sl	52.0	34.7	34.7	32.5	30.6	-	2.10	7.13	800	0.86
			av	51.0	34.8	31.5	32.9	30.7	31.0	1.87	5.79	762	0.62
			mn	43.5	32.3	23.3	31.9	29.3	21.1	1.16	1.82	605	0.18
			mx	55.5	36.5	39.6	34.1	31.8	39.0	2.12	10.7	910	1.03

შენიშვნა. შესწავლილი ქანების ტიპები: An - ანდეზიტი; Dc - დაციტი; Dt - დიორიტი; An-Bs - ანდეზიტბაზალტი; Tf - ტუფი; Ss - ქვიშაქვა; Al - ალევროპელიტი; St - ალევროლიტი; Cl-Sl - თიხაფიქალი; Sl - ფიქალი.

ცხრილი 7. სხვადასხვა ტიპის ქანების ნიმუშებში რადიუმის ეკვივალენტური აქტივობა (Ra_{eq} , ბკ/კგ), რადიონუკლიდების აქტივობების შეფარდება $U-238/U-235$; $U-238/U-235$, $Ra-226/U-238$ და $Pb-210/Ra-226$, ღოზის სიმძლავრე (D , ნგრ/სთ) და წლიური ეფექტური დოზა ($AEDE$, მზვ/წლ), მათი საშუალო (av), მინიმალური (mn) და მაქსიმალური (mx) მნიშვნელობები

#	FN	CP	ST	Ra_{eq} , ბკ/კგ	D , ნგრ/სთ	$AEDE$, მზვ/წლ	H_{ex}	H_{in}	$U-238/U-235$	$U-238/Th-232$	$Ra-226/U-238$	$Pb-210/Ra-226$
მაგური												
1	398-R	Kz-5	An	103	50.0	0.061	0.29	0.36	21.2	0.86	0.77	-
2	400-R	Kz-64	An	136	66.1	0.081	0.38	0.47	17.4	0.84	1.01	0.98
3	401-R	Kz-4	Dt	151	74.7	0.092	0.42	0.51	22.7	0.71	0.98	-
4	402-R	Kz-39	An	121	58.8	0.072	0.34	0.42	21.6	0.77	0.74	-
5	405-R	Kz-59	An	124	59.8	0.073	0.34	0.43	14.1	0.75	0.73	1.32
6	411-R	Kz-54	Dc	117	56.9	0.070	0.33	0.40	18.7	0.68	0.72	-
7	417-R	Kz-37	An	124	60.1	0.074	0.34	0.44	28.5	0.89	1.06	-
8	418-R	Kz-33	An-Bs	130	63.3	0.078	0.36	0.45	15.1	0.81	0.91	1.42
9	420-R	Kz-36	An	132	64.2	0.079	0.37	0.46	23.1	0.84	0.94	1.02
			<i>av</i>	126	61.5	0.075	0.35	0.44	20.3	0.80	0.87	1.19
			<i>mn</i>	103	50.0	0.061	0.29	0.36	14.1	0.68	0.72	0.98
			<i>mx</i>	151	74.7	0.092	0.42	0.51	28.5	0.89	1.06	1.42
დანაღეი												
10	403-R	Kz-42	Tf	132	64.1	0.079	0.37	0.45	20.9	0.74	0.81	0.94
11	406-R	Kz-50	Ss	136	66.3	0.081	0.38	0.46	20.8	0.73	0.89	1.11
12	407-R	Kz-75	Tf	92.6	45.3	0.056	0.26	0.32	17.6	0.77	1.14	0.99
13	408-R	Kz-76	Tf	99	47.6	0.058	0.27	0.34	17.5	0.77	0.82	1.02
14	413-R	Kz-31	Al	181	88.9	0.109	0.51	0.60	18.1	0.60	0.99	1.01
15	414-R	Kz-20	St	132	64.0	0.079	0.37	0.45	18.8	0.76	0.99	1.30
16	415-R	Kz-10	St	192	95.6	0.117	0.54	0.64	23.8	0.70	0.89	1.46
17	416-R	Kz-1	St	58.2	27.7	0.034	0.16	0.21	14.8	0.86	0.72	2.77
			<i>av</i>	128	62.5	0.077	0.36	0.43	19.0	0.74	0.91	1.32
			<i>mn</i>	58.2	27.7	0.034	0.16	0.21	14.8	0.60	0.72	0.94
			<i>mx</i>	192	95.6	0.117	0.54	0.64	23.8	0.86	1.14	2.77
მეტამორფული												
18	397-R	Kz-55	Cl-Sl	167	82.2	0.101	0.47	0.56	36.1	0.66	-	-
19	399-R	Kz-21	Cl-Sl	141	68.4	0.084	0.39	0.49	23.6	0.84	0.91	0.88
20	404-R	Kz-61	Cl-Sl	175	86.4	0.106	0.49	0.58	27.6	0.58	0.72	-
21	409-R	Kz-28	Sl	160	77.5	0.095	0.45	0.54	18.4	0.69	1.10	0.53
22	410-R	Kz-69	Cl-Sl	157	76.4	0.094	0.44	0.53	17.7	0.69	0.76	1.46
23	412-R	Kz-66	Cl-Sl	165	80.8	0.099	0.46	0.55	20.3	0.67	1.00	-
			<i>av</i>	161	78.6	0.096	0.45	0.54	23.9	0.69	0.90	0.96
			<i>mn</i>	141	68.4	0.084	0.39	0.49	17.7	0.58	0.72	0.53
			<i>mx</i>	175	86.4	0.106	0.49	0.58	36.1	0.84	1.10	1.46

ოჯახების რადიონუკლიდების აქტივობა მნიშვნელოვნად განსხვავდება სხვადასხვა ნიმუშებში (ცხრილი 6), კერძოდ, ოჯახის Th-232 - 19.2-57.9 ბკ/კგ ღიაპაზონში (საშუალოდ 42.4 ბკ/კგ), ოჯახის U-238 – 16.5-38.5 ბკ/კგ (31.1 ბკ/კგ), Ra-226 - 11.8-39.6 ბკ/კგ (27.8 ბკ/კგ), ოჯახის U-235 - 1.03-2.40 ბკ/კგ (1.91 ბკ/კგ). რადიონუკლიდ K-40-ს აქტივობა იცვლება ღიაპაზონში 204-1069 ბკ/კგ (632 ბკ/კგ), ხოლო რადიონუკლიდ Be-7 დაფიქსირდა თორმეტ ნიმუშში აქტივობით 1.82-დან 10.7 ბკ/კგ-მდე (ზოგიერთ ნიმუშში - კვალის რაოდენობით) ტექნოგენური რადიონუკლიდი Cs-137 დაფიქსირდა ცხრა ნიმუშში მცირე რაოდენობით (0.18-2.69 ბკ/კგ), ხოლო ზოგიერთ ნიმუშში დაფიქსირდა კვალის რაოდენობით. U-238/U-235-ის აქტივობის

შეფარდება იცვლება დიაპაზონში 14.1-დან 36.1-მდე საშუალო მნიშვნელობით 20.8 და ზოგადად შეესაბამება 21.7-ის მნიშვნელობას (მიღებულია ბუნებრივი ობიექტებისთვის). უმეტეს ნიმუშებში (23-დან 14) $^{238}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ -ს შეფარდება არის 0.81 საშუალო მნიშვნელობის (დახურული სისტემებისთვის) $\pm 10\%$ -ის ფარგლებში, ხოლო დანარჩენ ნიმუშებში გადაიხრება საშუალო მნიშვნელობიდან ნაკლებ მიმართულებით (0.58-დან 0.71-მდე). შეფარდება $\text{Ra-226}/^{238}\text{Th}$ ათ ნიმუშისთვის არის წონასწორობის მნიშვნელობის $\pm 10\%$ -ის ფარგლებში, თერთმეტ ნიმუშისთვის ნაკლებია წონასწორობის მნიშვნელობაზე (0.72-0.89), ხოლო ერთ ნიმუშში მეტია წონასწორობის მნიშვნელობაზე (1.14). შეფარდება $\text{Pb-210}/\text{Ra-226}$ თხუთმეტი ნიმუშიდან რვაში იყო წონასწორობის ღირებულების $\pm 20\%$ -ის ფარგლებში³, ზოგიერთ ნიმუშში ისინი განსხვავდებოდა წონასწორობის მნიშვნელობისგან $\pm 20\%$ -ზე - მეტით ექვს ნიმუშში, ხოლო ერთ ნიმუშში ნაკლები (შენიშვნა: რადიონუკლიდების აქტივობის შეფარდება არ იყო განსაზღვრული ყველა ნიმუშში, რადგან ზოგიერთ ნიმუშში აქტივობა MDA-ზე ნაკლები იყო ან არ იყო დაფიქსირებული). რადიუმის ეკვივალენტური აქტივობის მნიშვნელობები იცვლებოდა დიაპაზონში 58-192 ბკ/კგ (საშუალო მნიშვნელობა 136 ბკ/კგ), ამასთანავე ყველაზე დაბალი აქტივობა დაფიქსირდა დანალექი ქანების ნიმუშებისთვის საშუალო ღირებულებით 58,2 ბკ/კგ, ხოლო მაგმური და მეტამორფული ქანების ნიმუშებისთვის Ra_{eq} -ს საშუალო მნიშვნელობები იყო 103 და 141 ბკ/კგ, შესაბამისად. ანალოგიურად, დანალექი ქანების ნიმუშებისთვის აღინიშნა მთანთქმული დოზის სიმძლავრის უფრო დაბალი მნიშვნელობები (27.7 ნგრ/სთ) მაგმური (50.0 ნგრ/სთ) და მეტამორფული (68.4 ნგრ/სთ) ქანების ნიმუშებთან შედარებით და, შესაბამისად, წლიური ეფექტური დოზის მნიშვნელობები მერყეობდა დანალექი ქანების ყველაზე დაბალი მნიშვნელობებიდან (საშუალო მნიშვნელობით 0.034 მზვ/წლ) მაგმური (0.061 მზვ/წლ) და მეტამორფული (0.084 მზვ/წლ) ქანებისათვის. უნდა აღინიშნოს, რომ ნიმუშების ძირითადი რაოდენობა (87%) რადიუმის ეკვივალენტური აქტივობის თვალსაზრისით მიეკუთვნება საშუალო რადიოაქტივობის მქონე ჯგუფს, ხოლო ნიმუშების მცირე რაოდენობა (13%) მიეკუთვნება დაბალი რადიოაქტივობის მქონე ჯგუფს (ცხრილი 7).

როგორც ზემოთ იყო არნიშნული, ქანების ნიმუშები აღებულია გეოლოგიურ ზონაში, რომელიც ხასიათდება საკმაოდ რთული გეოტექტონიკური აგებულებით. შეგროვებული ნიმუშების ტიპები შეესაბამებოდა ქანების სამივე ძირითად ჯგუფს - მაგმური, დანალექი და მეტამორფული. თითოეულ ამ ჯგუფს აქვს სპეციფიკური მინერალოგიური და ქიმიური შემადგენლობა, ასევე ქანების წარმოქმნის მექანიზმი, რასთან ძირითადად დაკავშირებულია რადიოაქტივობის კონცენტრაციის დიდი სპექტრი, რომელიც ხდება თითქმის ყველა გამოვლენილი რადიონუკლიდისთვის, ასევე ზოგიერთი რადიონუკლიდის აქტივობის შეფარდებები.

³ დიაპაზონის ზღვრები გაფართოებულია, რადგან Pb-210 -ის ცდომილება აღწევდა 20%-ს.

როგორც ნიადაგის შესწავლილ ნიმუშებისთვის, ქანის ყველა ნიმუშისთვის მიღებული U-238/U-235-ს შეფარდების მნიშვნელობები შეესაბამება ბუნებრივ მნიშვნელობას ცდომილების ზღვრებში, რაც მეთოდოლოგიური ასპექტის გარდა, საშუალებას გვაძლევს დავასკვნათ, რომ ამ ტერიტორიაზე არ არის ანთროპოგენური U-235-ით დაბინძურება. U-238/Th-232-ს და Ra-226/U-238-ს შეფარდებები, რომლებიც მაგმურ ნიმუშებისთვის საშუალო და წონასწორობის მნიშვნელობებთან ახლოა, საშუალებას გვაძლევს დავასკვნათ, რომ ეს პირველადი ქანები აშკარად წარმოადგენენ დახურულ სისტემებს. გარკვეულწილად, ეს დასტურდება Pb-210/Ra-226 შეფარდების მცირე გადახრით წონასწორობის მნიშვნელობიდან (რაც შეიძლება აიხსნას ამ ქანების შეკუმშული ტექსტურით).

ამასთან, დანალექი და მეტამორფული ნიმუშებში (რომლებიც მეორადი ქანებია) დაფიქსირებული აქტივობის შეფარდებების მახასიათებლები, კერძოდ, U-238/Th-232 შეფარდების საშუალო მნიშვნელობიდან გადახრები და Ra-226/U-238 შეფარდების გადახრები წონასწორობის მნიშვნელობიდან მიუთითებს იმაზე, რომ ეს სისტემები არ იყო დახურული და მათში წარსულში იყო სხვადასხვა გეოქიმიური პროცესები.

მაგალითად, ნაშრომებში [11, 12] აღნიშნულია, რომ Th-ს იზოტოპები, რომლებიც ბუნებრივ გარემოში გვხვდება მხოლოდ ოთხვალენტური ფორმით, ქმნიან ნაერთებს, რომლებიც წყალში პრაქტიკულად არ იხსნება და მექანიკურად გადადის სტაბილური მინერალების სახით, ხოლო U-ს იზოტოპები გვხვდება როგორც ოთხ-, ასევე ექვსვალენტური ფორმით - ოთხვალენტური ფორმით ისინი ახლოს არიან Th-თან ქიმიური თვისებებით, ხოლო ექვსვალენტური ფორმით ისინი ხასიათდებიან მაღალი ქიმიური აქტივობით და მიგრირებენ დიდ მანძილზე წყლებთან ხსნარების სახით. ამ პროცესებმა შეიძლება გამოიწვიოს U-238/Th-232-ს შეფარდების შემცირება საშუალო მნიშვნელობასთან შედარებით, განსაკუთრებით მეტამორფულ ქანებში, სადაც გაზრდილ ფოროვან სტრუქტურას შეუძლია ხელი შეუწყოს მათ უფრო მეტ ინტენსიფიკაციას (რაც დაფიქსირდა, მაგალითად, ნიმუშებში 397-R, 404-R, 409-R, 410-R, 412-R).

იგივე ფაქტორებმა, ისევე როგორც ჰიპერგენეზის (გამოფიტვის) გავლენამ, შეიძლება გამოიწვიოს დისბალანსი ოჯახის რადიოაქტიურ სერიებში, კერძოდ, U-სა და Ra-ს შორის. აქ, ზემოაღნიშნული მიზეზების გარდა, მნიშვნელოვანია ელემენტების ქიმიურ თვისებებში განსხვავებების გავლენა. კერძოდ, Ra-ს იზოტოპი ადვილად იტუტება და ირეცხება წყლებით: ბუნებრივ წარმონაქმნებში Ra-226 ხშირად გროვდება ურანთან წონასწორობის გადამეტებული რაოდენობით. შესწავლილ ნიმუშებში წონასწორობის მნიშვნელობებიდან გადახრები შედარებით მცირეა, საიდანაც შეიძლება დავასკვნათ, რომ ზემოხსენებულმა ფაქტორებმა უმნიშვნელო როლი ითამაშეს ამ რეგიონში.

U-238/Th-232-ს აქტივობების შეფარდების უფრო შესამჩნევი გადახრები საშუალო მნიშვნელობებიდან დანალექი და მეტამორფული ქანების ნიმუშებისთვის როგორც ჩანს, უფრო მეტად განისაზღვრება ჰიპერგენეზის პროცესებით. როგორც ცნობილია, ცარცული პერიოდი (როდესაც ჩამოყა-

ლიბდა დანალექი ქანების უმეტესობა) ხასიათდებოდა დედამიწაზე მიწის დომინირებით, კლიმატი იყო ცხელი და მშრალი, ჩამოყალიბდა ცარცის, კარბონატების, თიხის ფიქლების და სხვათა დანალექები. ჩამოყალიბდა მთის სისტემები, მანამდე კი შიდაკონტინენტალური ზღვები და უზარმაზარი ჭაობები. ამ ყველაფერმა ხელი შეუწყო ჰიპერგენეზის პროცესის ინტენსიფიკაციას, რადიოაქტიური ელემენტების ინტენსიურ გატუტებას ქანების ფორმირების ან მეტამორფიზმის პროცესში. შედეგად, ამ ქანებში მოხდა რადიოაქტიური ელემენტების შემცველობის შესამჩნევი შემცირება. ცარცული პერიოდის შემდეგ კლიმატი შეიცვალა, ტემპერატურა დაიკლო, და ამ ფაქტორმა ხელი შეუწყო ჰიპერგენეზის პირობების ცვლილებას, რამაც შეიძლება ხელი შეუწყო რადიონუკლიდების შემცველობის ზრდას ქანების ფორმირების პროცესში (რასაც ვაკვირდებით ნეოგენური და მეოთხეული პერიოდების ნიმუშებისთვის).

Pb-210/Ra-226-ს შეფარდებაში წონასწორობის მნიშვნელობიდან მნიშვნელოვანი გადახრა არ არის, რაც ასევე აღინიშნება ნაშრომში [12] ქანებისთვის. შეიძლება ვივარაუდოთ, რომ ზეწონასწორობი (ალოქტონური) Pb-210-ს არარსებობა ქანებში (ნიადაგებთან შედარებით, სადაც ხშირად ფიქსირდება მისი შესამჩნევი არსებობა) განპირობებულია მათი შეკუმშული სტრუქტურით, რის შედეგადაც, როგორც ზემოთ აღვნიშნეთ, რადიონუკლიდები მათში "დალუქულ" მდგომარეობაშია და რადონის მიგრაცია მათში არ ხდება. რამდენიმე ნიმუშში დაფიქსირებული მცირე სიჭარბე შეიძლება დაკავშირებული იყოს ატმოსფერული ჰაერიდან Pb-210-ის დალექვით.

ბუნებრივი რადიონუკლიდის Be-7 უმნიშვნელო კონცენტრაცია, რომელიც დაიშვინება ზოგიერთ ნიმუშში, ჩნდება ნიმუშებში ნალექების შედეგად და ზოგიერთ შემთხვევაში შეიძლება გამოვლინდეს გამა-სპექტრებში.

ტექნოგენური რადიონუკლიდი Cs-137 ასევე ხვდება ნიმუშებში ატმოსფერული ნალექების შედეგად. ჩვეულებრივად, Cs-137-ის არსებობა ბუნებრივ ობიექტებში (მაგალითად, ნიადაგში) ასოცირდება, როგორც ზემოთ აღვნიშნეთ, ჩერნობილის კატასტროფასთან. გასული პერიოდის განმავლობაში მისი რაოდენობა შემცირდა როგორც დაშლის, ასევე მიგრაციის შედეგად. ჩატარებულ კვლევებში იგი დაფიქსირდა რამდენიმე ნიმუშში უმნიშვნელო კონცენტრაციით (ნიადაგებთან შედარებით, სადაც მისი კონცენტრაცია შესამჩნევად მაღალია), რაც აშკარად განპირობებულია ნიმუშების ზედაპირიდან გამორეცხვის ინტენსიური პროცესით.

აქტივობის მიღებული მნიშვნელობები რადიუმის ეკვივალენტში შესამჩნევად დაბალია, ვიდრე რეკომენდებული მნიშვნელობა 370 Bq/kg [20, 21].

2.2. ნიადაგის ჰაერის რადონი

ნიადაგის ჰაერში რადონის აქტივობის კონცენტრაციის გაზომვის შედეგები ნაჩვენებია ცხრილში 8.

როგორც ცხრილიდან 8 ჩანს, რადონის საშუალო კონცენტრაცია იცვლება 73-დან 2080 ბკ/მ. ამავდროულად, რვა საკონტროლო პუნქტიდან ექვსისთვის რადონის საშუალო კონცენტრაცია არ აღემატება 1000 ბკ/მ დონეს, ხოლო დარჩენილ ორ წერტილში ის არის 1900 – 2100 ბკ/მ დიაპაზონში.

ცხრილი 8. ნიადაგის ჰაერში რადონის კონცენტრაციის (A_{Rn} , ბკ/მ)
საშუალო მნიშვნელობები

საკონტროლო პუნქტი	A_{Rn} , ბკ/მ	საკონტრო- ლო პუნქტი	A_{Rn} , ბკ/მ
Kz-7	73	Kz-25	169
Kz-15	221	Kz-45	180
Kz-18	507	Kz-60	127
Kz-23	2080	Kz-73	1930

უნდა აღინიშნოს, რომ რადონი, რომელიც არის უსუნო, უფერო და უგემოვნო გაზი, არის ბუნებრივი ურანის დაშლის პროდუქტი, რომელიც გვხვდება ქანებსა და ნიადაგებში. ამიტომ, რადონი ყოველთვის არის მასალების უმეტესობაში და ნიადაგის ფრაგმენტების საშუალებით გამოიყოფა მიმდებარე ატმოსფეროში და ოთახებისა და შენობების შიდა ჰაერში. რადონის შემცველობა ნიადაგში და შენობების ჰაერში განისაზღვრება ტერიტორიის გეოლოგიური კომპონენტით, მისი თანდაყოლილი ქანებით, მათში ბუნებრივი რადიონუკლიდების შემცველობით, ტექტონიკური დარღვევების არსებობით და სხვა ფაქტორებით. რადონი უკიდურესად არათანაბრად არის განაწილებული დედამიწის წიაღში, რადგან ის გროვდება ტექტონიკურ დარღვევებში, სადაც ის შედის ქანებიდან მიკრობზარების სისტემების საშუალებით.

რადონის მოცულობითი აქტივობა ნიადაგის ჰაერში შეიძლება მერყეობდეს რამდენიმე ათასიდან რამდენიმე ასეულ ათასამდე ბკ/მ-მდე. მაგალითად, რადონის საშუალო არითმეტიკული კონცენტრაცია სხვადასხვა ტიპის ნიადაგში ბრაზილიის ერთ-ერთი რეგიონის ტერიტორიაზე მერყეობდა 13.6-დან 60.6 კბკ/მ-მდე [33]. თურქეთში ჩატარებულმა მსგავსმა კვლევებმა აჩვენა, რომ რადონის კონცენტრაცია ნიადაგის ჰაერში მერყეობდა 17.65-დან 66.71 კბკ/მ-მდე [34]. ჩინეთში 31 საკონტროლო ადგილას ჩატარებულმა გაზომვებმა აჩვენა, რომ რადონის აქტივობის კონცენტრაცია ნიადაგის ჰაერში მერყეობს 2-დან 14 კბკ/მ-მდე [35]. რუმინეთში ნიადაგის რადონის კონცენტრაცია ორ შესწავლილ პროფილში მერყეობდა შესაბამისად 1.6-დან 19.2 კბკ/მ-მდე და 1.2-დან 30.6 კბკ/მ-მდე [36]. აღმოჩნდა, რომ ნიადაგის ჰაერში რადონის კონცენტრაცია ზედა სივალეების გარშემო, ინდოეთში, მერყეობდა 11.5-დან 78.47 კბკ/მ-მდე [37].

ღია სივრცეში, ნიადაგიდან გათავისუფლებული რადონი სწრაფად იფანტება თითქმის შეუზღუდავი მოცულობის გარე ჰაერში. ამიტომ, მისი აქტივობა ატმოსფეროში ხდება რამდენიმე რიგით უფრო დაბალი, ვიდრე ნიადაგში. მაგალითად, როდესაც რადონის აქტივობა ნიადაგში მერყეობს 5000-დან 110000 ბკ/მ, რადონის აქტივობა გარე ჰაერში მცირდება 5-20 ბკ/მ-მდე. შედეგად, ატმოსფერულ ჰაერში რადონის კონცენტრაცია სწრაფად ეცემა ძალიან დაბალ დონეზე და, როგორც წესი, საფრთხეს არ წარმოადგენს. მაგრამ შენობაში, ისევე როგორც ცუდად ვენტილირებად ადგილებში, კონცენტრაცია უფრო მაღალია, ყველაზე მაღალი კონცენტრაციის დონე შეინიშნება მაღაროებში, გამოქვაბულებსა და წყალგამწმენდი ნაგებობებში. შენობებში, როგორიცაა საცხოვრებელი კორპუსები, სკოლები და ოფისები, რადონის კონცენტრაციის დონე შეიძლება მნიშვნელოვნად განსხვავდებოდეს. ძირითადი ფაქტორები, რომლებიც გავლენას ახდენენ რადონის კონცენტრაციაზე შენობების შიგნით, არის როგორც ტერიტორიის გეოლოგიური მახასიათებლები, მაგალითად, ურანის შემცველობა და ქვედა ქანებისა და ნიადაგების გამტარიანობა, ასევე ნიადაგიდან რადონის შენობაში შესვლის გზები. ამრიგად, ნიადაგის რადონის კონცენტრაციის კვლევები მნიშვნელოვან როლს ასრულებს შიდა რადონის შესწავლაში და მის გავლენას ადამიანის ჯანმრთელობაზე.

მოცემულ სამუშაოში მიღებული ნიადაგის რადონის კონცენტრაცია საკმაოდ დაბალია. შედეგად, აშკარაა, რომ რადონის კონცენტრაცია ამ ტერიტორიაზე არსებულ შენობაში არანაირ საფრთხეს არ უქმნის ადგილობრივ მოსახლეობას. მიუხედავად ამისა, შიდა რადონის კონცენტრაციის პირდაპირი გაზომვა ადგილობრივ საცხოვრებელ შენობებსა და სხვა შენობებში შეიძლება გარკვეული ინტერესის საგანი იყოს შემდგომი კვლევებისთვის.

2.3. დოზიმეტრია

გამა-გამოსხივების დოზის ამბიენტური ეკვივალენტის სიმძლავრის AEDR ($H^*(10)$) გაზომვების შედეგები ნაჩვენებია ცხრილში 9.

ცხრილი 9. დოზის ამბიენტური ეკვივალენტის სიმძლავრე AEDR ($H^*(10)$), მკზვ/სთ

საკონ- ტროლო პუნქტი	AEDR ($H^*(10)$), მკზვ/სთ	საკონ- ტროლო პუნქტი	AEDR ($H^*(10)$), მკზვ/სთ	საკონ- ტროლო პუნქტი	AEDR ($H^*(10)$), მკზვ/სთ
Kz-2	0.07	Kz-29	0.16	Kz-53	0.10
Kz-8	0.11	Kz-32	0.11	Kz-58	0.10
Kz-11	0.11	Kz-34	0.11	Kz-61	0.14
Kz-13	0.09	Kz-38	0.12	Kz-66	0.14
Kz-16	0.09	Kz-43	0.12	Kz-69	0.09

Kz-19	0.11	Kz-47	0.08	Kz-71	0.08
Kz-24	0.09	Kz-49	0.07	Kz-72	0.09
Kz-26	0.12	Kz-51	0.06		

როგორც ცხრილიდან 9 ჩანს, AEDR ($(H^*(10))$)-ის მნიშვნელობები მერყეობდა 0.06-დან 0.16 მკზვ/სთ-მდე ღიაპაზონში, საშუალო მნიშვნელობა იყო 0.10 მკზვ/სთ.

უნდა აღინიშნოს, რომ ბუნებრივი გამა-ფონის ძირითადი წყაროებია:

- გარემოს რადიოაქტივობა გრუნტში ბუნებრივი რადიოაქტიური მასალებისგან - ეკვივალენტური დოზის საშუალო სიმძლავრე შეადგენს 0.04 მკზვ/სთ;
- მეორადი კოსმოსური ფოტონის გამოსხივება - დოზის საშუალო სიმძლავრე ზღვის დონიდან 0 მ სიმაღლეზე შუა განედებზე შეადგენს 0.032 მკზვ/სთ.

ამ მნიშვნელობების შეჯამება გამოყენებული დოზიმეტრიული აღჭურვილობის ბუნებრივი ფონით (საშუალოდ 0.2 - 0.3 კზვ/სთ), მიიღება დოზის სიმძლავრის მნიშვნელობები 0.09 – 0.10 კზვ/სთ დონეზე, რაც ზოგადად შეესაბამება მოცემულ ნაშრომში მიღებულ მნიშვნელობებს.

აქვე უნდა აღინიშნოს, რომ ქართული და საერთაშორისო სტანდარტები ითვალისწინებენ რადიაციის გარკვეულ ნორმებს, რომლის მიხედვითაც ზოგადი მოსახლეობისთვის მაქსიმალური დასაშვები ნორმა შეადგენს 1 მზვ/წლ. ამავე დროს, დოზის სიმძლავრის სტანდარტული მაჩვენებელია 0.05-დან 0.20 მკზვ/სთ-მდე. თუ მუდმივი ფონური დონე აღემატება 1.2 მკზვ/სთ-ს, ეს სერიოზულ საფრთხეს უქმნის ადამიანის ჯანმრთელობას.

მიწიერი გამა-ფონი ძირითადად განისაზღვრება ქანების კუთრი აქტივობით, რაც დამოკიდებულია მათ შედგენილობაზე. კერძოდ, გრანიტები ყოველთვის შეიცავს ურანის მომატებულ კონცენტრაციას. ყაზბეგის მთის მასივის საფუძველი შედგება ქვიშაქვებისაგან, რომლებიც ხასიათდება საშუალო რადიოაქტივობით, რაც განსაზღვრავს შესწავლილი ტერიტორიის გამა-რადიოაქტივობის დაბალ დონეს.

დოზის სიმძლავრის მიღებული მნიშვნელობების ანალიზმა აჩვენა, რომ მნიშვნელობების შედარებით დაბალი დიაპაზონი (0.06 – 0.10 მკზვ/სთ) შეესაბამება ნიადაგის ფართობზე ჩატარებულ გაზომვებს, ხოლო შედარებით უფრო მაღალი მნიშვნელობები (0.11 – 0.16 მკზვ/სთ) შეესაბამება გაზომვებს უშუალოდ ქანების გასასვლელის ზემოთ. გარდა ამისა, ფონური გამოსხივება დამოკიდებულია იმაზე, თუ რამდენად ახლოს მდებარეობენ ქანები ზედაპირთან.

ზოგადად, უნდა აღინიშნოს, რომ დოზის ყველა მიღებული მნიშვნელობები ნაკლებია ადამიანის სხეულის დასხივების მაქსიმალურ უსაფრთხო დონეზე, რომელიც არის 0.20 მკზვ/სთ (ამავე დროს, 0.30 მკზვ/სთ ბარიერი ითვლება უსაფრთხო დონეზე ადამიანისთვის, ანუ დასხივება დოზით 0.30 მკზვ ერთი საათის განმავლობაში).

დასკვნა

წინამდებარე კვლევა მიეძღვნა ყაზბეგის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიის რადიოეკოლოგიური მდგომარეობის შესწავლას. ამ პრობლემის გადასაჭრელად ჩატარდა კვლევა მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე აღებული სხვადასხვა ნიადაგისა და ქანების ნიმუშების რადიონუკლიდური შედგენილობის, ნიადაგის ჰაერში რადიოაქტიური გაზის რადონის აქტივობის კონცენტრაციის, გამა-ფონის დონის (ამბიენტური დოზის ექვივალენტის სიმძლავრე) შესახებ.

ჩატარებული კვლევების შედეგად დადგინდა, რომ როგორც ნიადაგის, ასევე ქანების შერჩეულ ნიმუშებში ძირითადად გამოვლენილია 22-მდე რადიონუკლიდი, კერძოდ: ოჯახი Th-232 - Ac-228, Th-228, Ra-224, Pb-212, Bi-212, Tl-208 (სულ 6 რადიონუკლიდი); ოჯახი U-238 - Th-234, Pa-234, Th-230, Ra-226, Pb-236 214, Bi-214, Pb-210 (სულ 7 რადიონუკლიდი); ოჯახი U-235 - U-235, Th-231, Th-227, Ra-223, Rn-219, Pb-211 (სულ 6 რადიონუკლიდი); სხვა ბუნებრივი რადიონუკლიდები Be-7, K-40, ტექნოგენური რადიონუკლიდი Cs-137. ნიადაგის ნიმუშებისთვის, Th-232-ს და U-238-ს ოჯახების რადიონუკლიდების საშუალო აქტივობის მნიშვნელობები დაახლოებით ერთი და იგივე დონისაა (შესაბამისად 39.3 ბკ/კგ და 30.7 ბკ/კგ) და მნიშვნელოვნად აღემატება U-235-ს ოჯახის რადიონუკლიდების საშუალო აქტივობის მნიშვნელობას (1.75 ბკ/კგ). ბუნებრივი რადიონუკლიდის K-40-ის საშუალო აქტივობის მნიშვნელობა იყო 513 ბკ/კგ. კოსმოგენური რადიონუკლიდი Be-7 გამოვლინდა უმეტეს ნიმუშებში (საშუალო აქტივობის მნიშვნელობა იყო 7.5 ბკ/კგ). რადიონუკლიდი Cs-137 გამოვლინდა თითქმის ყველა ნიმუშში (საშუალო აქტივობის მნიშვნელობა არის 13.7 ბკ/კგ). რადიუმის ეკვივალენტური აქტივობა, რომელიც იცვლებოდა დიაპაზონში 50 - 164 ბკ/კგ, შესამჩნევად დაბალია ვიდრე რეკომენდებული მნიშვნელობა 370 ბკ/კგ, ხოლო წლიური ეფექტური დოზა, რომელიც მერყეობს 0.029-0.097 მზვ/წლ დიაპაზონში, არის 1 მზვ/წლ-ის შემზღუდველი მნიშვნელობის ქვემოთ. მიღებული შედეგების საფუძველზე შეიძლება დავასკვნათ, რომ შესწავლილ რეგიონში ნიადაგის სტრუქტურები ხასიათდება რადიოაქტივობის დაბალი ხარისხით და არანაირ საფრთხეს არ უქმნის აქ მცხოვრებ მოსახლეობას.

ანალოგიური შედეგები იქნა მიღებული ქანების ნიმუშებისთვის: რადიონუკლიდების აქტივობის საშუალო მნიშვნელობები იყო 42.4 ბკ/კგ და 31.1 ბკ/კგ Th-232-ს და U-238-ს ოჯახებისთვის, რაც მნიშვნელოვნად მაღალია U-235-ს ოჯახთან შედარებით (1.91 ბკ/კგ); K-40 აქტივობა მერყეობს დიაპაზონში 204-1069 ბკ/კგ (632 ბკ/კგ); მცირე რაოდენობით ბუნებრივი რადიონუკლიდი Be-7 და ტექნოგენური რადიონუკლიდი Cs-137 დაფიქსირდა ზოგიერთ ნიმუშში. ნიმუშების ძირითადი რაოდენობა (87%) რადიუმის ეკვივალენტური აქტივობის თვალსაზრისით მიეკუთვნება საშუალო რადიოაქტივობის მქონე ჯგუფს, ხოლო ნიმუშების მცირე რაოდენობა (13%) მიეკუთვნება დაბალი რადიოაქტივობის მქონე ჯგუფს. მიღებული აქტივობის მნიშვნელობები რადიუმის ეკვივალენტში შესამ-

ჩნევად დაბალია, ვიდრე რეკომენდებული მნიშვნელობა 370 ბკ/კგ.

რადიოაქტიური გაზის რადონის აქტივობის საშუალო კონცენტრაცია ნიადაგის ჰაერში მერყეობდა 73-დან 2080 ბკ/მ-მდე. გამა-გამოსხივების დოზის ამბიენტური ეკვივალენტის სიმძლავრე მერყეობდა დიაპაზონში 0.06-დან 0.16 მკზვ/სთ-მდე, საშუალო მნიშვნელობით 0.10 მკზვ/სთ.

ჩატარდა მიღებული კვლევის შედეგების შედარება ლიტერატურულ მონაცემებთან. ნაჩვენებია, რომ მოცემულ სამუშაოში მიღებული სიდიდეები არ ხასიათდება უკიდურესი მნიშვნელობებით, არის გლობალური საშუალო მაჩვენებლების დონეზე და რადიოლოგიური უსაფრთხოების რეკომენდებული სტანდარტების ქვემოთ.

ამრიგად, ყაზბეგის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიის რადიოეკოლოგიური მდგომარეობა შეიძლება შეფასდეს, როგორც ნორმალური, რაც არ უქმნის საფრთხეს მაცხოვრებელ მოსახლეობას და მრავალრიცხოვან ტურისტებს.



ნახ. 13. სტუმრად მწერალ ა. ყაზბეგის სახლ-მუზეუმში სტეფანწმინდაში

დადასტურება

კვლევა განხორციელდა შოთა რუსთაველის საქართველოს ეროვნული სამეცნიერო ფონდის მხარდაჭერით [გრანტის ნომერი BRG-I-23-363].

ლიტერატურა

- [1] M.J. Anagnostakis, E.P. Hinis, D.J. Karangelos, N.P. Petropoulos, P.K. Rouni, S.E. Simopoulos, Z.S. Žinić. Determination of depleted uranium in environmental samples by gamma-spectroscopic techniques. *Archive of Oncology*, 2001, 9 (4), pp. 231-236.
- [2] A. Navas, L. Gaspar, M. López-Vicente, J. Machín. Spatial distribution of natural and artificial radionuclides at the catchment scale (South Central Pyrenees). *Radiation Measurements*, 2011, 46, pp. 261-269.
- [3] M. Ivanovich. Uranium series disequilibrium: concepts and applications. *Radiochim. Acta*, 1994, 64, pp. 81-94
- [4] T. Urushadze. The main soils of Georgia. Metsniereba, Tbilisi, 1997.
- [5] R. Jubelt, P. Schreiter. Rocks identification guide. Mir, Moscow, 1977 [in Russian].
- [6] National Nuclear Data Center, Brookhaven National Laboratory, USA.
<http://www.nndc.bnl.gov/nudat2/>.
- [7] United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation (UNSCEAR). Exposure from natural radiation sources. New York: United Nations, 2000.
- [8] OECD. Exposure to radiation from the natural radioactivity in building materials. Report by a group of experts of the OECD, Nuclear Energy Agency, Paris, France, 1979.
- [9] H.M. Diab, S.A. Nouh, A. Hamdy, S.A. El-Fiki. Evaluation of natural radioactivity in a cultivated area around a fertilizer factory. *Journal of Nuclear and Radiation Physics*, 2008, 3(1), pp. 53-62
- [10] N. Kekelidze, M. Elizbarashvili, T. Jakhutashvili, E. Tulashvili, D. Kereselidze, N. Khikhadze, N. Vashakmadze, M. Tsintsadze. Radioactivity in soil along the Black Sea coastline of zone Ureki-Shekviteli. *Georgia Chemical Journal*, 2010, 10 (2), pp. 198-203.
- [11] R.M. Kogan, I.M. Nazarov, Sh.D. Fridman. Basics of environmental gamma-spectrometry. Atomizdat, Moscow, 1976 [in Russian].
- [12] N.A. Titaeva. Nuclear geochemistry. MGU, Moscow, 2000 [in Russian].

- [13] P.S. Miklyaev. Scientific basis for assessing the potential radon hazard of platform territories. Dissertation for the degree of Doctor of Geological and Mineralogical Sciences. S.M. Sergeev Institute of Geoecology of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 2015 [in Russian].
- [14] T. Goslar, M. Ganowicz, J. Czernik, J. Sikorski. First measurements of natural radioactivities of ^{210}Pb in the Institute of Physics, Silesian University of Technology. *Geochronometria*, 2000, 18, pp. 29-34.
- [15] V.I. Utkin. Radon problem in ecology. *Soros Educational Journal*, 2000, 6 (3), p. 73. United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Report to the General Assembly United Nation. New York, 2000.
- [16] United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Report to the General Assembly United Nation. New York, 2000
- [17] Assessing recent soil erosion rates through the use of Berillium-7 (Be-7). Ed. L. Mabit, W. Blake. Springer Open, 2019.
- [18] NATO-OSCE Project SFP 977991 “South Caucasus River Monitoring”, NATO Science for Peace Programme (2002-2008). www.kura-aks-natosfp.org
- [19] Lj. Janković Mandić, S. Dragović. Assessment of terrestrial gamma exposure to the population of Belgrade (Serbia). *Radiation Protection Dosimetry*, 2010, 140 (4), pp. 369–377.
- [20] Report of the United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation to the General Assembly (UNSCEAR 1988), “Sources, effects and risks of ionizing radiation”, United Nations, New York, 1988.
- [21] International Commission on Radiological Protection. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37, Oxford: Pergamon, 2007.
- [22] N.G. Shiva Prasad, N. Nagaiah, G.V. Ashok, N. Karunakara. Concentration of ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K in the soils of Bangalore region, India. *Health Physics*, March 2008, 94 (3), pp. 264-271.
- [23] Y.B. Kidane, T.T. Deressu, G.D. Belete. Evaluation of natural radioactivity level in surface soil from Bambasi District in Benishangul Gumuz region, Ethiopia. *Journal of Analytical Methods in Chemistry*, Vol. 2024, Article ID 6633673, 14 pages, <https://doi.org/10.1155/2024/6633673>
- [24] E.Y. Bayrak, H. Baltaş. Determination of radioactivity levels in soil samples of Recep Tayyip Erdogan University Campus in Rize Province. *Recep Tayyip Erdogan University Journal of Science and Engineering*, 2023, 4(2), pp. 87-96. doi: 10.53501/rteufemud.1274822
- [25] I.U. Khan, Z. Qin, T. Xie, Z. Bin, H. Li, W. Sun, E. Lewis. Evaluation of health hazards from radionuclides in soil and rocks of North Waziristan,

Pakistan. Int. J. Radiat. Res., 2020, 18 (2), pp. 243-253. doi: 10.18869/acadpub.ijrr.18.2.243

[26] K. Kapanadze, A. Magalashvili, P. Imnadze. Distribution of natural radionuclides in the soils and assessment of radiation hazards in the Khrami Late Variscan crystal massif (Georgia). Heliyon, 2019, 5, e01377. doi: 10.1016/j.heliyon.2019.e01377

[27] M. Krmar, E. Varga, J. Slivka. Correlations of natural radionuclides in soil with those in sediment from the Danube and nearby irrigation channels. Journal of Environmental Radioactivity, 2013, 117, pp. 31-35; doi:10.1016/j.jenvrad.2011.12.023

[28] M. Ivanić, Ž. Fiket, G. Medunić, M.F. Turk, G. Marović, J. Senčar, G. Kniewald. Multi-element composition of soil, mosses and mushrooms and assessment of natural and artificial radioactivity of a pristine temperate rainforest system (Slavonia, Croatia). Chemosphere, 2019, 215, pp. 668-677; doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.108

[29] F.C.A. Ribeiro, J.I.R. Silva, E.S.A. Lima, N.M.B. do Amaral Sobrinho, D.V. Perez, D.C. Lauria. Natural radioactivity in soils of the state of Rio de Janeiro (Brazil): Radiological characterization and relationships to geological formation, soil types and soil properties. Journal of Environmental Radioactivity, 2018, 182, pp. 34-43. doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.11.017

[30] A. Ene, A. Pantelica, F. Sloata, H.M.H. Zakaly, H.O. Tekin. Gamma spectrometry analysis of natural and man-made radioactivity and assessment of radiological risk in soil around steel industry. Romanian Journal of Physics, 2023, 68, 803; doi.org/10.59277/RomJPhys.2023.68.803

[31] M.A. Addo, J.S. Lomotey, B. Osei, K. Appiah. Measurement of natural radioactivity in soil dust samples along roadways in high commercial areas of the Ketu South district of the Volta Region, Ghana. Radiat Prot Environ, 2020, 43, pp. 6-12.

[32] N.M. Antović, N.R. Svrkota. Evaluation of radioactivity in Montenegro soil using a statistical approach. RAP Conference Proceedings, 2019, 4, pp. 90-95. ISSN 2466-4626 (online); doi: 10.37392/RapProc.2019.18

[33] E. Lara, Z. Rocha, H.E.L. Palmieri, T.O. Santos, F.J. Rios, A.H. Oliveira. Radon concentration in soil gas and its correlations with pedologies, permeabilities and ^{226}Ra content in the soil of the Metropolitan Region of Belo Horizonte – RMBH, Brazil. Radiation Physics and Chemistry, 2015, 116, pp. 317-320; doi.org/10.1016/j.radphyschem.2015.02.017

[34] Y.Y. Celen, O. Gunay, S. Oncul, B. Narin. Measurement of soil radon concentration in Balıkesir and examination of its effects on health. Journal of

Radiation Research and Applied Sciences, 16 (2023) 100718.
<https://doi.org/10.1016/j.jrras.2023.100718>

[35] K. Sun, Q. Guo, J. Cheng. The effect of some soil characteristics on soil radon concentration and radon exhalation from soil surface. *Journal of NUCLEAR SCIENCE and TECHNOLOGY*, 2004, 41 (11), pp. 1113–1117.

[36] B. Papp, A. Szakács, T. Nédá, Sz. Papp, C. Cosma. Soil radon and thoron studies near the mofettes at Harghita Bai (Romania) and their relation to the field location of fault zones. *Geofluids*, 2010, 10, pp. 586–593.

[37] J. Singh, H. Singh, S. Singh, B.S. Bajwa. Measurement of soil gas radon and its correlation with indoor radon around some areas of Upper Siwaliks, India. *J. Radiol. Prot.*, 2010, 30, 63. doi 10.1088/0952-4746/30/1/005



გამომცემლობა „უნივერსალი“

თბილისი, 0186, ა. ჯორჯიძის ქ. №4. ☎: 5(99) 17 22 30; 5(99) 33 52 02
E-mail: universal505@ymail.com; gamomcemlobauniversal@gmail.com