

ივანე ჯავახიშვილის სახელობის თბილისის  
სახელმწიფო უნივერსიტეტი

ელეფთერ ანდრონიკაშვილის ფიზიკის ინსტიტუტი

**გურანდა ავეოფაშვილი**  
**ალექსანდრე ღონლაძე**

**საქართველოს ზოგიერთი**  
**ინდუსტრიული რაიონის ნიადაგებში**  
**მძიმე ლითონების შემცველობა**

თბილისი  
2022

მონოგრაფია შესრულებულია შოთა რუსთაველის საქართველოს ეროვნული სამეცნიერო ფონდის ფინანსური მხარდაჭერით (# YS-19-105).

წინამდებარე მონოგრაფიაში გამოთქმული ნებისმიერი აზრი ეკუთვნის ავტორებს და შესაძლოა არ ასახავდეს ეროვნული სამეცნიერო ფონდის შეხედულებებს.

იბეჭდება თსუ ფიზიკის ინსტიტუტის სამეცნიერო საბჭოს გადაწყვეტილებით.



რეცენზენტები:

თსუ ბიოორგანული ქიმიის კათედრის გამგე,  
პროფესორი - **რამაზ ბახოკიძე**

თსუ რ. აგლაძის სახელობის არაორგანული ქიმიისა და  
ელექტროქიმიის ინსტიტუტის უფროსი მეცნიერ-თანამშრომელი,  
ქიმიის აკადემიური დოქტორი - **ელიზავეტა ცხაკაიძე**

ISBN 978-9941-9771-8-3

ლანკა



გამომცემლობა  
საქმობლო

## ა ნ თ ა ც ი ა

დღევანდელი მსოფლიოს ტექნოლოგიურ განვითარებასთან ერთად მრავალი პრობლემა შეიქმნა დედამიწის ეკოსისტემებში. დედამიწის ნიადაგებში ნახშირბადი 50 %-ით შემცირდა, რომელიც პირდაპირ კავშირშია ნიადაგის ნაყოფიერებასთან. გარდა ამისა ბოლო ასწლეულის განმავლობაში უამრავი ორგანული, თუ არაორგანული ქიმიური ნივთიერება დაილექა ნიადაგში, რომლებმაც შეცვალეს მასში მიმდინარე ცხოველქმედების პროცესები. გარემოს დაბინძურების თვალსაზრისით დღევანდელი კაცობრიობა დიდი არჩევანის წინაშეა, რადგან აღნიშნული პრობლემა საბოლოო ჯამში გამოიწვევს სასოფლო სამეურნეო ნიადაგების შემცირებას და საკვების დეფიციტს. ამიტომ დროა ჩვენმა საზოგადოებამ და თითოეულმა ადამიანმა შეცვალოს მიდგომები და ქმედებები, რაც პირდაპირ, თუ ირიბად უარყოფითად აისახება დედამიწის ეკოსისტემაზე.

საქართველოში ნიადაგების დაბინძურების მხრივ სახარბიელო მდგომარეობა არ არის. გვაქვს ინდუსტრიული რაიონები, თავისი მოქმედი და ყოფილი საწარმოებით, სადაც ეკოსისტემები და მათ შორის ნიადაგი საკმაოდ დაბინძურებულ კატეგორიას მიეკუთვნება, თუმცა ეს პრობლემა წლების განმავლობაში მოუგვარებელი რჩება, როგორც სახელმწიფოს მხრიდან ასევე კერძო სექტორის მხრიდან. დროში გაწელილ უმოქმედობის პერიოდს კი მივყავართ შეუქცევად პროცესებამდე. საქართველოს ნიადაგებისთვის დიდ პრობლემას წარმოადგენს ასევე შემოდგომასა და გაზაფხულზე სასოფლო

სამეურნეო ადგილების დასუფთავების შედეგად მიღებული მასის (ფოთოლი, ფიჩხი, მწანე ან ხმელი ბალახი და ა.შ.) დაწვა, რომელიც სასიკვდილოდ მოქმედებს, როგორც ნიადაგზე ასევე ტოქსიკური ნივთიერებებით აბინძურებს ატმოსფერულ ჰაერს.

წიგნში განხილულია საქართველოს ზოგიერთ ინდუსტრიულ რაიონში არსებული ნიადაგების დაბინძურება მძიმე ლითონებით. მძიმე ლითონებიდან დეტალურადაა განხილული სპილენძი, თუთია, კადმიუმი, ტყვია, დარიშხანი და მანგანუმი. გარდა აღნიშნული ტოქსიკური ლითონებისა ასევე განხილულია მაკრო და მიკრო ელემენტების გავლენა და ურთიერთქმედება ნიადაგზე.

მიღებული მონაცემების საფუძველზე განხილულია ლითონების ურთიერთქმედებისა და მიგრაციის საკითხები, რაც ძალზედ მნიშვნელოვან როლს ასრულებს ნიადაგში მიმდინარე რეაქციებზე. აღნიშნული კვლევა სიახლეს წარმოადგენს და მასში განხილულია ავტორთა მიერ ბოლო წლების კვლევის შედეგები.



## ANNOTATION

With the technological advancement of today's world, many problems have been created in the Earth's ecosystems. In the earth soils carbon has been reduced by 50%, which is directly related to soil fertility. In addition to the last hundred (100) years lots of organic or inorganic chemicals were deposited into the soils, which changed biological activity processes, taking place in it. Today, humanity is facing a vital choice in terms of environmental pollution. Because this problem will eventually lead to a reduction in agricultural soils and food shortage. So it's time for our societies and for each person to change their approaches to all actions, which directly or indirectly negatively affects the Earth's ecosystem.

In terms of soil pollution in Georgia there is not favorable situation. We have industrial regions with their operating and former enterprises, where ecosystems, including soils, belong to a rather polluted category. However, from the part of the state and the private sector this problem remains unresolved for years. This problem has extended over long periods of time and inactivity leads to irreversible processes. Also burning of the mass (leaf, spruce, green or dried grass, etc.) obtained as a result of cleaning agricultural areas in autumn and spring, for Georgian soils it is a problematic issue. This has a deadly effect on the soil and at the same time it pollutes the air with toxic substances.

The book discusses on the heavy metal contamination of soils in some industrial regions of Georgia. From the heavy metals, copper, zinc, cadmium, lead, arsenic, and manganese are discussed in detail. In addition to these toxic metals, the impact and interaction of macro and micro elements on the soil are also discussed. Based on the data, there are studied the

issues of metal interaction and migration, which play a very important role in the reactions, taking place in the soil. This study is a novelty and discusses the results of past years of research.

# შ ი ნ ა ა რ ს ი

წინასიტყვაობა -----	9
<b>თავი 1. ნიადაგში ელემენტების განაწილება -----</b>	<b>13</b>
1.1. ნიადაგის ბიოლოგიურად მყარ ფაზაში მძიმე ლითონების ხელმისაწვდომობა გარემოში -----	15
<b>თავი 2. ზოგიერთი ინდუსტრიული რაიონის დახასიათება -----</b>	<b>18</b>
2.1. ბოლნისის მუნიციპალიტეტი -----	18
2.1.1. საწარმოო საქმიანობის შედეგად წარმოქმნილი ეკოლოგიური მდგომარეობა რეგიონში -----	22
2.1.2. სამოქალაქო აქტივიზმი, პოლიტიკური ნება და კერძო სექტორი -----	31
2.2. დმანისის მუნიციპალიტეტი -----	35
2.3. ჭიათურის მუნიციპალიტეტი -----	38
2.3.1. მანგანუმის მოპოვების შედეგად დეგრადირებული ნიადაგები და წყლების დაბინძურება -----	40
2.4. ზესტაფონის მუნიციპალიტეტი -----	44
2.4.1. ფეროშენადნობთა ქარხანა და გარემო პირობები -----	45
2.5. რაჭა და სვანეთი -----	47
2.5.1. დარიშხანის წარმოება და მიტოვებული ქარხნები -----	48
2.6. ოზურგეთის მუნიციპალიტეტი -----	53
2.6.1. სოფელ ანასეულში არსებული რადიაციული ლაქებით დაბინძურებული ნიადაგები -----	55
<b>თავი 3. საკვლევი არეალები და მეთოდოლოგია -----</b>	<b>60</b>
3.1. 2010 წლიდან 2020 წლამდე კვლევის პრაქტიკული მიმდინარეობა -----	60
3.2. კვლევის პროცესში გამოყენებული მეთოდოლოგია -----	63

3.2.1. საკვლევი ტერიტორიის შერჩევა, სინჯის აღება და ქიმიური მინერალიზაცია -----	63
3.2.2. ქიმიური განსაზღვრის მეთოდები და ხელსაწყოები -----	65
<b>თავი 4. მძიმე ლითონების შემცველობა ნიადაგში -----</b>	<b>68</b>
4.1. სპილენძი -----	68
4.2. თუთია -----	93
4.3. კადმიუმი -----	113
4.4. ტყვია -----	141
4.5. დარიშხანი -----	160
4.6. მანგანუმი -----	177
<b>თავი 5. კვლევის შედეგების მეცნიერული ანალიზი -----</b>	<b>193</b>
5.1. ელემენტების მიგრაცია 1 წლის განმავლობაში -----	193
5.1.1. დასკვნები -----	201
5.2. ერთმანეთთან ახლოს მდებარე მოხსნულ და მოუხსნავ ნიადაგებში მეტალების განაწილების შედარება -----	202
<b>თავი 6. ნიადაგების მონაცემთა კალკულაციური შედეგები -----</b>	<b>210</b>
გამოყენებული ლიტერატურა -----	219

## წინასიტყვაობა

თანამედროვე მსოფლიოს მოდერნიზაციამ და ინდუსტრიალიზაციამ გარემოში მრავალი ეკოლოგიური პრობლემა წარმოშვა, რომელიც აისახება თითოეულ ცოცხალ ორგანიზმზე. ყველა მავნე დამაბინძურებელი, რომელიც მეოცე საუკუნის 50-იანი წლებიდან დღემდე განიცდის დაგროვებას გარემოში უდიდეს ზიანს აყენებს ჩვენს ირგვლივ არსებულ ეკოსისტემას, რაც საბოლოო ჯამში იწვევს გლობალურ დათბობას, კლიმატურ ცვლილებებს და სხვა. გარემოს მავნე დამაბინძურებლები შეიძლება იყოს რადიაციული, ბიოლოგიური და ქიმიური (ორგანული და არაორგანული) ნივთიერებები. დღეს არაორგანული ქიმიური ნივთიერებებიდან გარემოს ყველაზე მეტად მძიმე ლითონები აბინძურებს.

მძიმე ლითონებიდან ყველაზე ტოქსიკურნი არიან კადმიუმი Cd, დარიშხანი As, ტყვია Pb, სპილენძი (Cu), თუთია (Zn), ნიკელი (Ni), მოლიბდენი (Mo), მანგანუმი (Mn), თორიუმი (Th), ურანი (U) და სხვა. ზემოთ ჩამოთვლილი მავნე ემისიებიდან ყველაზე საშიშია დარიშხანი, კადმიუმი, ვერცხლისწყალი და ტყვია. მძიმე ელემენტები გვხვდება ჰაერში, წყალში და ნიადაგში. ნიადაგში მძიმე ლითონები შეიძლება აღმოჩნდეს საგზაო მაგისტრალებთან ახლოს, კარიერების მიმდებარე ტერიტორიებზე ან თუნდაც სასოფლო-სამეურნეო ნიადაგებში. გარემოში ისინი შეიძლება მოხვდეს პესტიციდების გამოყენების შემთხვევაშიც. მძიმე ლითონთა ბევრი მათგანი აკუმულაციას განიცდის ყველა სახის სურსათში, ორგანიზმში მოხვედრისას ისინი აზიანებენ: ნერვულ, რეპროდუქციულ და გულ-სისხლძარღვთა სისტემას, ტვინს, თირკმელებს. იწვევს: ჰიპერტენზიას, ზრდის შენელებას, ენცეფალოპათიას, მუცლის ტკივილს, ჰორმონალურ დარღვევებს, ანემიას და ა.შ. ხელს უწყობს სიმსივნის და სხვა მძიმე დაავადებების განვითარებას ბავშვებსა და ორსულებ-

ში. მძიმე ლითონებიდან ტყვია ადამიანის ორგანიზმში ხვდება წყლიდან, ჰაერიდან, საკვები და საყოფაცხოვრებო პროდუქტიიდან და მტერიდან. დარიშხანი ძირითადად სასმელი წყლის საშუალებით ხვდება ორგანიზმში და იწვევს კანის ძლიერ დაავადებებს, ვერცხლისწყალი საკვების საშუალებით, ძირითადად თევზებშია აღმოჩენილი მეთილ ვერცხლისწყლის სახით, რომელიც ყველაზე საშიში ნივთიერებაა. კადმიუმი ძირითადად საკვების მეშვეობით ხვდება ორგანიზმში, ნიადაგში მისი შემცველობისას საკვები მცენარეები დიდი რაოდენობით ითვისებენ კადმიუმს.

მეოცე საუკუნიდან სამეცნიერო ტექნოლოგიების დახვეწასა და განვითარებას მოჰყვა ინდუსტრიის მშენებლობა და ეკონომიკის მნიშვნელოვნად განვითარება, რომელმაც გამოიწვია დედაბუნებისა და ადამიანის საცხოვრისი გარემოს ეკოლოგიური მდგომარეობის გაუარესება და ზოგიერთ შემთხვევაში დეგრადაციაც კი. ყველაფერ ამასთან ერთად ადამიანი გახდა მომხმარებლური არსება, რომელიც ბოლო დროს ნაკლებად ფიქრობს და ზრუნავს გარემოს ეკოლოგიური პრობლემების აღმოფხვრაზე და გაუმჯობესებაზე. მეორეს მხრივ გარემოს შემსწავლელი მეცნიერებების მიმართ ნაკლებმა ინტერესმა გამოიწვია მისი განვითარების შენელება, რასაც მოჰყვა მსოფლიოს უამრავ ქვეყანაში გარემოსდაცვითი ღონისძიებების შესუსტება ან დაგვიანებული მოქმედება.

ინდუსტრიალიზაციის შედეგად გამოწვეულ მრავალ გარემოსდაცვით პრობლემებს ძნელია ფეხი აუწყოს და ახალი ტექნოლოგიები შეიმუშაოს განვითარებადმა ქვეყნებმა. ხშირად გარემოს დაცვითი პრობლემების უკან კორუფციული გარიგებები იჩენს ხოლმე თავს, რათა ნაკლები დანახარჯით მეტი ეკონომიური მოგება ნახოს ამა თუ იმ ბიზნესმა, იქნება ეს კერძო თუ სახელმწიფო. გარემოს დაბინძურებისა და დაზიანების მიზეზი არაერთი დიდი კომპანია გამ-

ხდარა, რომელიც კრიმინალური კლანების მეშვეობით წლების განმავლობაში ცდილობდა გარემოზე და ცოცხალ ორგანიზმებზე ზიანის მიყენებას პირადი და ვიწრო მასების საკეთილდღეოდ.

იმ პროცესს რასაც მსოფლიოს გლობალიზაცია ჰქვია, არც საქართველო ჩამორჩა. საბჭოთა კავშირის პერიოდში არაერთი საწარმო და ქარხანა გაიხსნა ქვეყანაში, თუმცა თავდაპირველად გარემოს დაცვითი ღონისძიებების დანერგვა ნაკლებად ხორციელდებოდა. მართალია ეკოლოგიური პროექტების გატარება 80-იანი წლების ბოლოს დაიწყო, მაგრამ საბჭოთა კავშირის დაშლამ და 90-იან წლებში ქვეყანაში განვითარებულმა სოციალური-ეკონომიკურმა ფონმა არსებული ეკოლოგიური და გარემოსდაცვითი სფერო თითქმის გაანადგურა, რის შედეგადაც მსხვილ ინდუსტრიულ რეგიონებში შექმნა რთული ეკოლოგიური ფონი, ამ რეგიონებიდან განსაკუთრებით გამოსაყოფია რუსთავის, ბოლნისის, ჭიათურის, ზესტაფონის, ტყიბულის, კასპის და ამბროლაურის მუნიციპალიტეტები. თუმცა აღსანიშნავია ის ფაქტი, რომ 2018 წელს სამოქალაქო, არასამთავრობო და სამეცნიერო ტანდემის შედეგად ბოლნისის მუნიციპალიტეტში მოხდა უპრეცედენტო შემთხვევა, რომელიც მანამდე არ განხორციელებულა საქართველოში. სახელმწიფომ სამოქალაქო აქტივისტებთან ერთად შეძლო კერძო სექტორისთვის მოეთხოვა და განეხორციელებინა გარემოს დაცვითი პროექტები, რამაც არაერთ წარმატებულ პროექტს ჩაუყარა საფუძველი, რაზეც ცოტა უფრო ქვემოთ ვისაუბრებთ. მიუხედავად იმისა, რომ ბოლნისის რაიონში სახელმწიფოს ჩარევის შედეგად მდგომარეობა უკეთესობისკენ შეიცვალა, სხვა რეგიონებში, როგორცაა ჭიათურა, ზესტაფონი, ტყიბული, რუსთავი, ამბროლაური (ურავი) ნაკლებად ხდება გარემოსდაცვითი ტექნოლოგიებისა და ღონისძიებების დანერგვა.

წიგნში პირველადაა განხილული საქართველოს ინდუსტრიული ტერიტორიების სიახლოვეს მდებარე ტერიტორიების ნიადაგებში არსებული ეკოლოგიური მდგომარეობა. შესწავლილია მძიმე ლითონთა კონცენტრაციები, რომლებიც 2010 წლიდან 2020 წლამდე განხორციელდა. მონოგრაფიაში წარმოდგენილი კვლევა ნათელ სურათს გვაძლევს ბოლნისის, დმანისის, ჭიათურის, ზესტაფონის, ოზურგეთის, ამბროლაურის, ონის, მესტიის, ჩხოროწყუს მუნიციპალიტეტების ნიადაგებში მძიმე ლითონთა შემცველობებზე. კვლევის შედეგებზე დაყრდნობით წარმოჩენილია ის სიახლეები, რომლებიც ზემოთ აღნიშნული რეგიონების ნიადაგებისთვისაა დამახასიათებელი. პირველადაა შესწავლილი ნიადაგში მძიმე ლითონების მიგრაციის უნარი და მისი შესაძლებლობები. სიახლეს წარმოადგენს 10 წლიანი მონიტორინგის შედეგების ურთიერთ დაკვირვებები და ერთმანეთთან შედარება აღმოსავლეთ და დასავლეთ საქართველოს ნიადაგებისა. ნაშრომში პირველადაა განხილული და ასევე სიახლეს წარმოადგენს, ბოლნისის რაიონის ნიადაგებში მაკრო და მიკრო ელემენტების კლება, რომელიც 2018-2020 წლებში დაფიქსირდა ჩვენს მიერ.

ბოლო ორი წლის განმავლობაში ჩატარებული კვლევები დაფინანსებულია შოთა რუსთაველის საქართველოს ეროვნული სამეცნიერო ფონდის მიერ. პროექტი **YS-19-105**-ის დაფინანსების შემდეგ განხორციელდა საქართველოს სხვადასხვა რაიონის ნიადაგებში სხვადასხვა მაკრო და მიკრო ელემენტის განსაზღვრა. კვლევის უახლესი შედეგები მოცემულია ქვემოთ.



## თავი 1. ნიადაგში ელემენტების განაწილება

რამდენიმე მიკრო ელემენტის შემცველობა ბუნებრივად არის ნიადაგში ჩამოყალიბებული. მათი დაბალი კონცენტრაციაც კი მნიშვნელოვან როლს ასრულებს ბიოლოგიურ პროცესებსა და ცოცხალი ორგანიზმების არსებობაში [1]. მიკრო და მაკრო ელემენტების ნიადაგში ხელოვნურად მოხვედრის მრავალი გზა არსებობს ესენია: გადახსნილი ღია კარიერები, სასუქების წარმოება და მათი ჭარბი შეტანა ნიადაგში, კირქვული მასალები და მათი გადამამუშავებელი საწარმოები, საკანალიზაციო ნარჩენები, ნაკელი, პესტიციდები, ნახშირის გადამამუშავება, ლითონთა შენადნობების დამამზადებელი საამქროები, საწარმოო და ტრანსპორტის ფუნქციონირების შედეგად გამოყოფილი მავნე ნივთიერებების შემცველი გამონაბოლქვი (მავნე ემისიები) [2]. სამრეწველო ქვეყნებში ლითონების და მავნე ემისიების გავრცელების ყველაზე დიდი მარაგი დაბინძურებულ ატმოსფერულ ჰაერს გააჩნია [3]. მიკრო და მაკრო ელემენტების ჭარბი შემცველობა გარდაიქმნება ტოქსიკურად და ამის არა ერთი მაგალითი არსებობს ჩვენი უახლოესი წარსულიდან. თუ გავიხსენებთ 1950 წელს იაპონიაში მინამატას რეგიონში, ქიმიური საწარმოს გაუმართაობის გამო მდინარის წყალში დიდი რაოდენობით მოხვდა მეთილვერცხლისწყალი, რამაც გამოიწვია უამრავი სახის დაავადება, ძირითადად ამ დაავადებებით მეთევზეები და მათი ოჯახები იყვნენ დაავადებულები, რადგან ეს ნივთიერება მდინარის თევზებში და მოლუსკებში დიდი რაოდენობით იყო დაგროვილი. ეს დაავადებები კი „მინამატას დაავადების“ სახელით არის ცნობილი [5]. ხოლო ამ-

ავე წელს ისევ იაკონიაში ოღონდ ამჯერად ტოიამას რეგიონში მოხდა დიდი რაოდენობით კადმიუმის ჩაჟონვა ნიადაგსა თუ წყალში, რამაც სავალალო შედეგი გამოიწვია ამ რეგიონის მოსახლეობისათვის, რის გამოც ადამიანებს განუვითარდათ ძვლის დაშლა, დაავადებულები საშინელ ტკივილს იტანდნენ, რასაც არავითარი წამალი არ აყუჩებდა. ეს დაავადება „იტაი-იტაის“ სახელით არის ცნობილი, რისი თარგმანიც ქართულად ჟღერს, როგორც “მტკივა-მტკივა“ [6].

მაკრო და მიკრო ელემენტების აქტიური გადამოძრავება დამოკიდებულია ნიადაგის ფიზიკო-ქიმიურ ფორმაზე და ადგილობრივ გარემოს მდგომარეობაზე. ნიადაგში ლითონების მიგრაციას სხვადასხვა ფაქტორი გააჩნია, თითოეული რეგიონის ნიადაგებისათვის შეიძლება სხვადასხვა გასაღები იყოს მორგებული, რომელიც მხოლოდ გარკვეული რეგიონისთვისაა დამახასიათებელი. ამ გასაღების მოსაძებნად კი საჭიროა ნიადაგების ფიზიკო-ქიმიური მახასიათებლების სრული შესწავლა [2].

ამგვარად ნიადაგის ხსნარებში და მიწისქვეშა წყალში ლითონები ძირითადად წარმოქმნიან სუსპენზიებს და კოლოიდებს [7]. ნიადაგის ხსნარის ფაზაში გვხვდება შემდეგი სახის ნაერთები:

- თავისუფალი იონები;
- არაორგანული ნაერთები;
- ორგანული ნაერთები;
- სუსპენზიური კოლოიდური ნაერთები.

ნიადაგის შემცველი მყარი ფაზა შედგება ქვემოთ ჩამოთვლილი ნაერთებისაგან:

- ზედაპირზე მიმდინარე ნივთიერებათა ცვლის შედეგად წარმოქმნილი ნაერთები;
- ორგანული ნივთიერებების კომპლექსი;
- ადსორბციული და აბსორბციული რკინისა და მანგანუმის ჰიდრატირებული ოქსიდები;
- ადსორბციული და აბსორბციული კარბონატები;
- უხსნადი კარბონატები, ფოსფატები და სულფატები;
- მინერალების სტრუქტურული კომპონენტები.

ნიადაგში ძირითადად გვხვდება იონები ერთმანეთის მსგავსი ჰიდრატირებული კათიონების სახით [8]. როგორც წესი ამ კათიონებს გარშემო შემორტყმული აქვთ ექვსი წყლის მოლეკულა და ქმნიან ოქტაედრს. ასე მაგალითად ნიადაგში თუთიის იონები შემდეგი სახით არსებობს  $Zn(H_2O)_6^{2+}$  მაგრამ ხმარებაში გავრცელებულია  $Zn^{2+}$ -ის ჩაწერა, სადაც ჰიდრატირებული წყალი იგულისხმება.

### 1.1. ნიადაგის ბიოლოგიურად მყარ ფაზაში მძიმე ლითონების ხელმისაწვდომობა გარემოში

მცენარის მიერ მძიმე ლითონების შეთვისება დამოკიდებულია დინამიური წონასწორობის საფუძველზე, რომელიც წარმოადგენს სორბცია-დესორბციას, დალექვას-გახსნას, ჟანგვა-აღდგენას, მცენარის აბსორბციას და ორგანული ნივთიერებების მინერალიზაციას ნიადაგის მყარი და თხევადი ფაზის მეშვეობით [9]. მძიმე ლითონების ტრანსპორტირება დინამიკური და ინტერაქტიული პროცესების დროს საუკეთესოდ წარმოჩინდება მასის ბალანსის მოდელის საშუა-

ალებით და კონკრეტულ ადგილობრივ მდგომარეობაზე, როგორცაა მთლიანი ელემენტების კონცენტრაცია, ნიადაგის pH, ნიადაგის ორგანული შემადგენლობა და ნიადაგის სტრუქტურა. ელემენტებს გააჩნიათ მათთვის დამახასიათებელი ქიმიური ბარიერი, ამიტომ შერჩევითობის პოტენციალის გამო შეზღუდულია ნიადაგიდან მცენარეში ტოქსიკური ელემენტების გადაცემა. მცენარეს გააჩნია დაბალი შთანთქმის უნარი ქრომის და ტყვიის მიმართ, შედარებით მაღალი კი კადმიუმის, სპილენძის ნიკელის და თუთიის მიმართ. ქრომი და ტყვია ძირითადად განიცდის დაგროვებას მცენარის ფესვებში, ხოლო ფოთლებში, ხილსა და თესლში შედარებით ნაკლებად გვხვდება. მცენარეში ტოქსიკური ლითონების შთანთქმა შემდეგნაირად იზრდება  $Pb < Cr < Hg < Cu < Ni < Zn < Cd < Mo$ . მცენარე ასევე კარგად ითვისებს კადმიუმს, სპილენძს, ნიკელს და თუთიას ნიადაგის ბიოლოგიურად მყარი ფაზიდან. ბიოლოგიურად მყარ ფაზაში ტოქსიკური ლითონების ქიმიური ფორმაცია და მათი შელწევადობა მცენარეში შესაძლებელია შეიცვალოს ნიადაგში არსებული წყლის აორთქლებისა და კომპოსტირების პროცესების მეშვეობით [10]. არსებობს ზოგადი წესი, რომელიც გულისხმობს შემდეგს, საკანალიზაციო და საწარმოო ჩამდინარე წყლები ბიოლოგიურად მყარ ფაზაში წარმოქმნის მთელ რიგ ტოქსიკურ ელემენტთა კომპლექსურ ფორმებს, ნიადაგში კი მათი შელწევადობა მცენარეში მკაცრად ლიმიტირებულია [11]. ორგანული ნივთიერებების შემცველობა და რკინის, მანგანუმის და ალუმინის ჰიდროქსიდები ზრდიან ნიადაგის ბიოლოგიურად მყარ შემადგენელ ნაწილში მძიმე ლითონების სორბციის პროცესს [12]. უნდა აღინიშნოს ისიც, რომ არაორ-

განული მინერალებიც დიდ წვლილს ასრულებენ იგივე პროცესში. მათ მნიშვნელოვანი როლი უჭირავთ ლითონების ზღვრულად განსაზღვრულ ფიტოშელწევადობაზე, ვიდრე ორგანული ნივთიერებების შემცველობას ნიადაგში [13].

ნიადაგში არსებულ ბიოლოგიურად მყარ ფაზაში შთანთქმულ მძიმე ლითონებს შეუძლიათ კარგად გადამორავება. რაც განაპირობებს მცენარის მიერ მათ შთანთქმასა და დაგროვებას [14]. თუ განვიხილავთ კადმიუმს დავინახავთ, რომ მცენარეში მისი შელწევადობა იზრდება საგრძნობლად მაშინ რა დროსაც ნიადაგში მცირდება ორგანული კარბონატების შემცველობა [15]. მცენარეში მიკრო და მაკრო ელემენტების შელწევადობა დამოკიდებულია ნიადაგში ელემენტების ბუნებრივ შემცველობაზე, თესლის სახეობაზე, ნიადაგის და ბიოლოგიურად მყარი ფაზის შემადგენლობაზე, ასევე ფიტოშესაძლებლობაზე, მაგრამ გასათვალისწინებელია ის გარემოება, რომ დაბალი ფიტოშელწევადობა არ შეიძლება გარანტიად ჩავთვალოთ უსაფრთხო საკვები პროდუქციის წარმოების თვალსაზრისით [16].

## თავი 2. გეგმითი ინდუსტრიული რაიონის დახასიათება

### 2.1. ბოლნისის მუნიციპალიტეტი

ბოლნისის მუნიციპალიტეტი მდებარეობს საქართველოს სამხრეთ-აღმოსავლეთ ნაწილში, რომლის ფართობია 804.2 კმ<sup>2</sup>. მას აღმოსავლეთით ესაზღვრება მარნეულის, დასავლეთით დმანისის, ხოლო ჩრდილოეთით თეთრიწყაროს მუნიციპალიტეტი, სამხრეთი საზღვარი კი საქართველოსომხეთის სახელმწიფო საზღვარს ემთხვევა. ბოლნისის რაიონში მდებარეობს ქალაქი ბოლნისი, დაბა კაზრეთი და 45 სოფელი [9]. დაბა კაზრეთი განლაგებულია მდინარე მაშავერას ხეობაში. ვახუშტი ბატონიშვილის აღწერილობის მიხედვით „ხეობა კაზრეთისა სამხრეთიდან მოერთვის მაშავერას, გამომდინარე ლოქისა, ესეცა ეგრეთვე ვითარცა ხეობა ბალიჭისა, რომელიც არს ვენახოვანი, ხილიანი და ყოვლითა ნაყოფიერი“ [17]. მართლაც, რბილი ჰავით, წყლების, ლითონების საბადოების, ტყეების, სავარგულების, საძოვრებისა და ვენახების სიუხვით „კაზრეთის ხეობა“ ადამიანის საცხოვრებლად მეტად ხელსაყრელია.

დაბა კაზრეთი ზღვის დონიდან 680-1300 მმ სიმაღლეზე მდებარეობს. ის ქალაქ ბოლნისიდან დაშორებულია 18 კმ-ით, ხოლო ქალაქ თბილისიდან 80 კმ-ით. კაზრეთის კლიმატი ზოგადი ნიშნების მიხედვით მშრალი სუბტროპიკული და სტეპური ჰავის ტიპს მიეკუთვნება. ზომიერად ცივი ზამთრით და ცხელი ზაფხულით. ნალექების რაოდენობის წლიური ჯამი საშუალოდ 500-550 მმ-ის ფარგლებშია. კაზრეთის

ტერიტორიაზე ქარის სიჩქარე საშუალოდ წელიწადში 2 მ/წმ-ია. გაბატონებულია, როგორც დასავლეთის, ისე აღმოსავლეთის მიმართულების ქარები. დღე-ღამის განმავლობაში ქარის მიმართულება განიცდის ცვალებადობას. დღისით ძირითადად გაბატონებულია აღმოსავლეთის და სამხრეთ-აღმოსავლეთის მიმართულების ქარები, ღამით კი დასავლეთის [9]. ოქროსა და სპილენძის საწარმოს მიმდებარე ტერიტორიაზე უყინვო პერიოდის უდიდესი ხანგრძლივობაა 256 დღე. ხოლო უმცირესი 178 დღე. აღნიშნულ ტერიტორიაზე გაზაფხულის უკანასკნელ ყინვათა შეწყვეტის საშუალო თარიღია 10 აპრილი, ხოლო შემოდგომით პირველ ყინვათა დადგომის საშუალო თარიღი 10 ნოემბერი. კაზრეთის ტერიტორიაზე ჰაერის საშუალო თვიური ტემპერატურები: იანვარი 0 - 2°C, აპრილი 8 - 10°C, ივლისი 22 - 24°C, ოქტომბერი 11 - 13°C. ჰაერის ტემპერატურის წლიური აბსოლუტური მინიმუმია-მინუს 12 - 14°C, ხოლო წლიური აბსოლუტური მაქსიმუმი პლუს 34-36°C. ჰაერის ტემპერატურის წლიური ამპლიტუდა კი 20 - 22°C შეადგენს. ტემპერატურის აბსოლუტური მინიმუმია-მინუს 24°C (ბოლო 60 წლის მონაცემებით). აბსოლუტური მაქსიმუმია +39°C (ბოლო 60 წლის მონაცემებით) [18].

ბოლნისის რაიონის ჰიდროგრაფიული ქსელი მთლიანად მდ. მაშავერას წყალშემკრები აუზის შუა და ქვემო ნაწილებით არის წარმოდგენილი. მდ. ხრამი მუნიციპალიტეტის უკიდურესი ჩრდილო კიდის გასწვრივ ვიწრო და ღრმა კანიონში გაედინება და თავისი შენაკადებით თითქმის მთლიანად თეთრიწყაროს და მარნეულის მუნიციპალიტეტების ჰიდროგრაფიული ქსელის საზღვრებში თავსდება. ბოლნი-

სის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე მდ. მაშავერა და მისი შენაკადები: ბოლნისის წყალი, მოშვეანი, ტალავრისწყალი და სხვა ტიპიური მთის მდინარეებია, ალაგ-ალაგ ჭორომებიანი და ჩანჩქერიანი მონაკვეთებით [19].

მძიმე ლითონების შემცველობის მხრივ ნიადაგების ეკოგეოქიმიური მდგომარეობის ფაქტობრივი მასალების ანალიზი გვიჩვენებს, რომ კაზრეთის მადნიან ზონაში გავრცელებული ნიადაგების ერთი ან რამდენიმე ტოქსიკური მიკროკომპონენტით გაჭუჭყიანებაში შეიმჩნევა გარკვეული კანონზომიერებები. ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციებზე შედარებით მაღალი შემცველობის ნიადაგები უმთავრესად გავრცელებულია მადნეულის სამთო-მომპოვებელი კარიერის გარემომცველ ტერიტორიაზე, მდინარეების კაზრეთულას და ფოლადაურის წყალშუეთში [2] [20]. აქ ძირითადად წარმოდგენილია ერთდროულად რამდენიმე მიკროკომპონენტით გაჭუჭყიანებული ფართობები. გაჭუჭყიანებული ლაქები შეინიშნება მდ. მაშავერას სანაპირო ზოლზე, სადაც წლების განმავლობაში მდინარის წყალს იყენებდნენ სარწყავად [21]. უნდა აღნიშნოს, რომ მაშავერა ბოლნისის რაიონის ძირითადი სარწყავი ობიექტია. ამ წყლით ირწყვება შემდეგი სოფლების სავარგულები: რატევის, ბოლნისის, რაჭისუნის, მწყნეთის, ხიდისყურის, ნახიდურის და სხვა. შესაბამისად აზინძურებს ამ სოფლების ნიადაგებს [22]. ამ ნიადაგებზე მოწეულ კვების პროდუქტებს კი მოიხმარენ არამარტო ადგილობრივები, არამედ გადის სარეალიზაციოდ: ბოლნისის, თბილისის, დმანისის, რუსთავის და საქართველოს სხვა რაიონებში [23].



დადგენილია, რომ ამჟამად მუნიციპალიტეტის ტერიტორიის გარკვეულ ნაწილზე ნიადაგები საშუალოდ გაჭუჭყიანებულ კატეგორიას მიეკუთვნება, მაგრამ აუცილებლად გასათვალისწინებელია, რომ ნათლად შეიმჩნევა ამ მდგომარეობის გაუარესების ტენდენციის შეჩერება, რისი ძირითადი მიზეზიც უნდა ვეძიოთ ბოლო წლებში განხორციელებულ მთელი რიგ გარემოსდაცვით ღონისძიებებში [24].

პოლიმეტალური საბადოს ზოგადი დახასიათება, როგორც ზემოთ აღვნიშნეთ კაზრეთში ორი მოქმედი საწარმოა-RMG Gold და RMG Copper. 1975 წელს როდესაც მადნეულის საწარმომ დაიწყო ფუნქციონირება აწარმოებდა მხოლოდ სპილენძის კონცენტრატს, ხოლო ოქროს შემცველ მადანს ასაწყოებდა, ეს გრძელდებოდა 1994 წლამდე ვიდრე ავსტრალიურმა კომპანიამ არ დაიწყო დასაწყოებელი მადნიდან ოქროს გამოტუტვა ციანიდის ხსნარით [19]. 1997 წლის 2 აპრილს კი ჩამოსხმული იქნა პირველი ოქროს ზოდი. ორივე საწარმო „ოქროც“ და „სპილენძიც“ ახორციელებს ერთი და იგივე საბადოს დამუშავებას [25]. 2009 წლიდან დაიწყო ახალი საბადოს, საყდრისის N5 (აბულბუქის) გახსნა და დღეს უკვე აქტიურად ხდება ახალი საბადოს ათვისება, სპილენძისა და ოქროს შემცველი ქანების დამუშავება. საყდრისის საბადოდან დაახლოებით 1 კმ-ში მდებარეობს სოფელი ბალიჭი. 2014 წლიდან საყდრისის N1 საბადოს დამუშავება დაიწყო, რასაც მოჰყვა სხვადასხვა უბნების ათვისება და დღემდე უწყვეტი რეჟიმით მიმდინარეობს. ადგილზე განთავსებულია მადნის სამსხვრევი მოწყობილობები და გამოსატუტი მოედნები. მადნის გადაზიდვა ფაბრიკაში მიმდინარეობს გადამზიდი ავტომობილებით [26].

მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე გავრცელებულია ნიადაგების შემდეგი ძირითადი ტიპები: ყავისფერი, ყავისფერი გამოტუტული, ყავისფერი კარბონატული, ღია ყავისფერი, მდელოს რუხი ყავისფერი, ალუვიური კარბონატული, ნემომპალა კარბონატული, ყომრალი-შავი, ძლიერ ჩამორეცხილი ნიადაგები და ქანების გაშიშვლებები [27].

### 2.1.1. საწარმოო საქმიანობის შედეგად წარმოქმნილი ეკოლოგიური მდგომარეობა რეგიონში

საბადოს დამუშავება, როგორც ავლნიშნეთ მიმდინარეობს ღია კარიერული წესით [28]. ქვემოთ მოცემულ სურათზე ნაჩვენებია კარიერის ღია წესით დამუშავების შედეგად წარმოქმნილი ანთროპოგენური გაშიშვლებები (ნახ. 1).



ნახ. 1. მადნის დამუშავების შედეგად წარმოქმნილი ანთროპოგენური გაშიშვლებები. ბოლნისის რაიონი, სოფელი ბალიჭი.

საბადოს დამუშავების ეს მეთოდი ძალიან იაფი და მომგებიანია, მაგრამ იგი მეტად მძიმე დაღს ასვამს გარემოს,

წარმოიქმნება ასეულობით კუბური მეტრის ჩადრმავეები, დროთა განმავლობაში კლიმატური პირობების შედეგად მათში გროვდება კარიერული წყლები, სადაც სულფიდები იჟანგება ატმოსფერული ჟანგბადის შედეგად და კარიერულ წყლებში გროვდება მძიმე ლითონების წყალში ხსნადი სულფატები. ეს წყლები მდიდარია ისეთი მძიმე ლითონების იონებით, როგორცაა: Cu, Zn, Fe, Cd, Mn, Co, Ni და სხვა. მჟავა შემცველი წყლები გადაიტუმბება კარიერის მიმდებარე ტერიტორიაზე ე.წ. დამბაში სადაც ხდება მისი დაგროვება და შემდეგ მადნეულის ფაბრიკაში მისი გამოყენება საწარმოო პროცესში. ცემენტაციის გზით, მძიმე ლითონების შემცველი წყლებიდან ხდება სპილენძის ამოღება, ხოლო რაც შეეხება დანარჩენ ლითონებს მათი ამოღება აღნიშნული გაწმენდის მეთოდით ვერ ხერხდება. 2018 წლამდე კარიერული წყლები ჩაედინებოდა მდ. კაზრეთულაში და იწვევდა მის ქიმიურ დაბინძურებას მძიმე ლითონებით, მადნის ნარჩენებით, თიხებით, წიდით, pH-ის შეცვლით და სხვა [29]. მჟავაშემცველი კარიერული წყლები აბინძურებდა არა მარტო მიწისქვეშა არამედ მიწისზედა წყლებს, კერძოდ, მდინარეებს: კაზრეთულას, ფოლადაურს და მაშავერას (იხ. ნახ. 2 და 3) [30]. სადაც მდინარე კაზრეთულა და ფოლადაურის მარცხენა შენაკადი ერთი და იგივე ადგილზე სხვადასხვა წლებშია გადაღებული.



**ნახ. 2. მდინარე ფოლადაური, პირველ სურათზე 2020 წლის ივლისში, მეორე სურათზე 2021 წლის ოქტომბერი, რომლის დროსაც არიდებულია საწარმოო წყლების ჩადინება.**



**ნახ. 3. მდინარე მაშავერა კვირაცხოვლის დელის შეერთებამდე და შეერთების შემდეგ. 2021 წელი.**



**ნახ. 3. მდ. კაზრეთულა პირველი სურათი გადაღებულია 2011 წელს, ხოლო მეორე 2020 წელს.**

კომპანია RMG-მ 2018 წელიდან დაიწყო მნიშვნელოვანი გარემოსდაცვითი ღონისძიებების გატარება. მათგან ერთ-ერთი მთავარი პროექტებია: მდინარე კაზრეთულას აუზში საწარმოო წყალშემკრები კასკადების მოწყობა, კუდსაცავის დრენირებული წყლების დაჭერა და უკან დაბრუნება; მდინარე კაზრეთულაზე ქიმიური გამწმენდი ნაგებობის მოწყობა, რომელიც 2021 წლის შემოდგომიდან ჩაეშვა ექსპლუატაციაში გერმანელი სპეციალისტების მიერ. მდინარე კაზრეთულას გარდა ტერიტორიაზე ასევე განხორციელდა კარიერული წყლების მონიტორინგი და მისი მართვა. 2019 წელს მოეწყო მესამე სანაყაროს ძირიდან დრენირებული წყლების შემკრები ნაგებობა, რის შედეგადაც აღნიშნული მჟავე აგრესიული წყლები უკან საწარმოო ციკლში დაბრუნდა. 2020 წელს დაიწყო და 2021 წლის ბოლოს დასრულდა მე-

ოთხე სასაწყაროს ძირში მჟავე აგრესიული წყლების შეკრება და მასზე ქიმიური გამწმენდი ნაგებობის დაყენება, აღნიშნული პროექტი ქართული და პორტუგალიური მხარის ჩართულობით განხორციელდა (ნახ. 4.).



ნახ. 4. ქიმიური გამწმენდი ნაგებობები: 1) მდინარე კაზრეთულაზე ქიმიური გამწმენდი ნაგებობა, 2) კვირაცხოვლის ღელეზე ქიმიური გამწმენდი ნაგებობა, 3) მე-4 სასაწყაროს დრენირებული წყლების შეკრება და ქიმიური გამწმენდი ნაგებობა, 4) მე-3 სასაწყაროს დრენირებული წყლების შეკრება და საწარმოო ციკლში დაბრუნება.

აღნიშნული პროექტების განხორციელება უზრუნველყოფს საწარმოო კარიერული წყლების გაწმენდას და მინიმუმამდე დაჰყავს მდინარე მაშავერაში, კაზრეთულაში და ფოლადაურში საწარმოო წყლების მოხვედრას და მისგან გამოწვეულ დაბინძურებას. თუმცა კომპანიას ამ ეტაპისთვის გააჩნია სამი ჩაშვების წერტილი, რომლებიცაა მდინარე მაშავერასზე კვირაცხოვლის ღელეს შეერთების ადგილი, მდინარე კაზრეთულას შეერთების ადგილი და მეოთხე სანაყაროდან დრენირებული წყლების შეერთების ადგილი მდინარე ფოლადაურთან. სასურველია ამ წერტილებზე მიდმივი მონიტორინგი დაინერგოს, რათა თავიდან აცილებულ იქნას სხვა დაბინძურების შემთხვევები. გარემოს დაცვითი პროექტების განხორციელებაში დიდი როლი შეასრულა „ქვემო ქართლის რეგიონში გარემოს შემსწავლელი საპარლამენტო სამუშაო ჯგუფმა“, რომლის მუდმივი მონიტორინგითა და მეთვალყურეობით განხორციელდა და ხორციელდება თითოეული პროექტი [31].

უნდა აღინიშნოს, რომ მადნეულის საბადო მდინარეთა გარემოცვაშია მოქცეული. სამხერთით მდინარე ფოლადაური, ჩრდილოეთით მაშავერა, დასავლეთით მდინარე კაზრეთულა ჩამოედინება. წლების განმავლობაში მდ. მაშავერაში ჩაედინებოდა მდ. კაზრეთულა, რომელსაც ტოქსიკური ნაერთების დიდი შემცველობა გააჩნდა [32]. მდ. მაშავერა კი თავის მხრივ უერთდება მდინარე ხრამს. მდინარე კაზრეთულა ბინძურდებოდა არამარტო საწარმოო ტექნიკური წყლების ჩადინებით, არამედ წვიმებისა და თოვლის დნობის შედეგად წარმოქმნილი წყლებით. ამ დროს ჩამოირეცხება ფერდობები და საწარმოს მიმდებარე ტერიტორია, ხოლო ეს



წყლები ხვდებოდნენ მდინარეში. რის შედეგადაც ხდებოდა ამ პატარა მდინარის დაბინძურება ისევ და ისევ მძიმე ლითონებით [33]. 2018 წელს განხორციელებულმა პროექტებმა კი ხელი შეუწყო წყლის დაბინძურების მინიმუმამდე შემცირებას [34].

დღეს-დღეობით საწარმოში მიმდინარეობს ინტენსიური აფეთქებები თუმცა აფეთქების მუხტი წინა წლებთან შედარებით საკმაოდ შემცირებულია. ზოგადად ძლიერი აფეთქების შედეგად ჰაერში გამოიყოფა მომწამლავი აეროზოლები, რომლებიც გაიფანტება ეკოსისტემაში და ხდება მათი დალექვა გარემოში. სურათებზე ნაჩვენებია 2009-2015 წლებში ძლიერი აფეთქების შედეგად გარემოში მავნე აეროზოლების გამოყოფა და მათი დალექვა (ნახ. 5).



**ნახ. 5. აფეთქების პროცესის დროს გამოყოფილი მტვრის აეროზოლები. პირველი სურათი 2009 წელს, მეორე სურათი 2015 წელს, მესამე 2017 წელს და მეოთხე 2020 წელს არის გადაღებული.**



მძიმე მეტალების შემცველი აეროზოლები ძირითადად ილექებიან ნიადაგებში. მათი განაწილება მცენარეებსა და ცოცხალ ორგანიზმებში კი ნიადაგიდან ხდება [35]. ატმოსფერული ჰაერის ძირითადი დამაბინძურებელი მავნე ნივთიერებებია: არაორგანული მტვერი (მძიმე მეტალების შემცველი), ნახშირჟანგი, აზოტის ოქსიდები, გოგირდის დი-ოქსიდი, ჰვარტლი, ნახშირწყალბადები, გოგირდწყალბადი, ნახშირორჟანგი (როგორც სათბური ეფექტის მქონე აირი), რკინისა და მანგანუმის ოქსიდები და აიროვანი ფტორიდები [36]. საწარმოში ნარჩენების ძირითად მასას წარმოადგენს ტექნოლოგიური ნარჩენები: 1. ფუჭი ქანები, რომლებიც წარმოიქმნებიან მადნის მოპოვებისას. 2. თხევადი ნარჩენები (კუდები), რომლებიც წარმოიქმნებიან გამამდიდრებელ სამუშაოში მადნის გადამუშავებისას. ფუჭი ქანები განლაგებულია კარიერის მახლობლად მდებარე სანაყაროებზე, ხოლო თხევადი ნარჩენები სატუმბი დანადგარების საშუალებით მიემართება კულსაცავში.

2018 წელს ასევე დაიწყო დეგრადირებული ნიადაგების აღდგენა რეკულტივაცია, რისთვისაც თავდაპირველად მცირე საპილოტე სარეკულტივაციო პროექტები განხორციელდა. ხოლო 2020 წლიდან მასშტაბური სახე მიიღო და დღესდღეობით ჯამში 40 ჰექტარი ტერიტორიაა რეკულტივირებული. რეკულტივაციის პროცესში გამოყენებული იქნა სხვადასხვა მიდგომები და მეთოდები, რომელიც მორგებული იქნა თითოეული ადგილისთვის. თავდაპირველად განხორციელდა სარეკულტივაციო ტერიტორიების განეიტრალება და წინასწარ მომზადებული ბიოკომპოსტის შეტანა, სადაც დაირგა ხემცენარეები და დაითესა მრავალკომპონენტური მცე-

ნარეები. ციცაბო ფერდობებზე დაეფინა სპეციალური ეროზიის საწინააღმდეგო გეომემბრანა, რომელმაც უზრუნველყო ფერდობის სტაბილიზაცია (ნახ. 6). ნიადაგის აღდგენის სწორედ და სწრაფად წარმართვისთვის კომპანიამ ასევე მოაწყო საკუთარი სანერგე მეურნეობა, სადაც ხდება ადგილობრივი ჯიშების გამოყვანა.

ნიადაგის აღდგენის მეთოდოლოგია, რომელიც გამოყენებული იქნა მე-2 სანაყაროს ტერიტორიისთვის შემუშავებული იქნა ფიზიკის ინსტიტუტის მეცნიერის გ. ავქოფაშვილის მიერ. აღნიშნულ ტერიტორიაზე განხორციელებულმა ქიმიურმა კვლევებმა და მუდმივმა მონიტორინგმა გვიჩვენა, რომ პირველი ეტაპისთვის რეკულტივაციის მიმდინარეობა საკმაოდ კარგად მიმდინარეობს.



ნახ. 6. ა) სარეკულტივაციო ტერიტორიის განეიტრალება და ბიოკომპოსტის შეტანა. 2020 წელი. ბ) ციცაბო ფერდობზე ეროზიის საწინააღმდეგო მემბრანის დაფენა ფერდის სტაბილიზაციის მიზნით. 2020 წელი

აღნიშნული პროექტებით მნიშვნელოვნად გამოსწორდა რეგიონში ეკოლოგიური მდგომარეობა და რაც მთავარია ადამიანებს გაუჩნდათ უკეთესობისკენ შეცვლის იმედი.

### **2.1.2. სამოქალაქო აქტივიზმი, პოლიტიკური ნება და კერძო სექტორი**

საქართველოს ინდუსტრიულ რეგიონებში ეკოლოგიური მდგომარეობა განსაკუთრებით გამწვავდა 90-იანი წლებიდან, ამ პერიოდს უკავშირდება თითქმის ყველა სფეროში ძირითადი მიმართულებების მოშლა. გარემოს დაცვითი პროექტები ამ პერიოდისთვის თითქმის არ იყო დანერგილი, ან იშვიათად შეხვედებოთით, რომელიც სუსტად იყო განვითარებული. ხოლო სამოქალაქო ომებმა და შიდა დაპირისპირებებმა მთლად მოშალა და დაავიწყა ადამიანებს გარემოზე და ეკოლოგიაზე ზრუნვის ვალდებულება, რამაც გამოიწვია უამრავი ეკოლოგიური პრობლემა და მომავალ თაობებს უანდერბა გამოსწორების პერსპექტივით. მართალია უკვე ორ ათწლეულზე მეტია გასული მძიმე 90-იანი წლებიდან, თუმცა ურავში, ცანაში, ჭიათურაში, ზესტაფონში, ტყიბულში კვლავ გადაუჭრელია რიგი ეკოლოგიური პრობლემები.

მართალია ეკოლოგიური მიმართულებით მომუშავე არასამთავრობოები ხშირად აღნიშნავენ, ამა თუ იმ ეკოლოგიურ პრობლემებს, რომელიც სხვადასხვა საწარმოს საქმიანობის შედეგად არის გამოწვეული, თუმცა ჩვენს ქვეყანაში საკმაოდ გახანგრძლივებულია ეკოლოგიური მიმართულებით რაიმეს შეცვლა და ხშირად საკმაოდ სოლიდურ თანხებ-

თანაცაა დაკავშირებული, მაგრამ გარემოზე მიყენებული ზიანი გაცილებით მეტია.

წლების განმავლობაში ბოლნისის რაიონში მომუშავე ოქროსა და სპილენძის მომპოვებელი კომპანიის ზემოქმედების შედეგად მეტად რთული ეკოლოგიური მდგომარეობა იყო შექმნილი, რადგან არ ხორციელდებოდა მთელი რიგი შემარბილებელი ღონისძიებები [37]. ხშირად ხდებოდა მჟავე აგრესიული წყლების, ციანიდიანი წყალხსნარის მდინარეში ჩაღვრა, რის გამოც მდინარე კაზრეთულას და მაშავერას დაბინძურების შედეგად მდინარეში აღარ ბინადრობდა იქთიოფაუნა [38]. მდინარეების დაბინძურებასთან ერთად დაბინძურებული იყო ნიადაგები და ატმოსფერული ჰაერი. ხშირი იყო კვლევები და სხვადასხვა არასამთავრობოების მიერ გამოსვლები რეგიონში ეკოლოგიური მდგომარეობის გამოსწორების მიზნით, თუმცა უშედეგოდ [29] [39].

2014 წელს საყდრისის უმველესი პრეისტორიული 5000 წლის წინანდელი ოქროს მომპოვებელი საბადოს დაცვის მიზნით საქართველოს სხვადასხვა რეგიონებიდან და განსაკუთრებით თბილისიდან ჩავიდა უამრავი ადამიანი საყდრისში, რათა დაეცვათ და შეენარჩუნებინათ ძეგლი, თუმცა აქტივისტების 8 თვიანი ბრძოლის მიუხედავად 2014 წლის ნოემბერს მაინც მოხდა საყდრისის პრეისტორიული საბადოს აღება და ახალი საყდრისის საბადოს ათვისება, სადაც 2 წელი გაგრძელდა მადნის ამოღება [40]. მოქალაქეების აქტიურობამ და ადგილზე სიტუაციის გაცნობამ დაანახა მათ, რომ კაზრეთში სხვა უფრო მწვავე ეკოლოგიური და სოციალური პრობლემები იყო. რის შემდეგაც დაიწყო იმაზე ფიქრი, თუ როგორ უნდა მომხდარიყო რეგიონში არსებული პრობ-

ლემების გამოსწორება. 2015 წელს „საყდრისის დაცვის კომიტეტის“ მოთხოვნით მაშინდელი გარემოსა და ბუნებრივი რესურსების დაცვის მინისტრი გიგლა აგულაშვილი იმყოფებოდა კომპანიაში. მინისტრის სტუმრობა საკმაოდ თამამი და წინგადადგმული ნაბიჯი აღმოჩნდა, რომლის დროსაც „საყდრისის დაცვის კომიტეტის“ მოთხოვნის საფუძველზე განხორციელდა სხვადასხვა წერტილებიდან ნიადაგის და წყლის სინჯების აღება და მძიმე ლითონებზე გამოკვლევა. კვლევების შედეგად დადგინდა, რომ ნიადაგები საკმაოდ დაბინძურებული იყო მძიმე ლითონებით. 2017 წელს „მწვანე პოლიტიკის სამეცნიერო და საზოგადოებრივმა პლატფორმამ“ მეცნიერებთან გ. ავქოფაშვილთან, ა. ლონდამესთან, მ. ავქოფაშვილთან და ზ. სამხარამესთან ერთად მოიპოვა ჰაინრიხ ბიოლის ფონდის მიერ დაფინანსება ქვემო ქართლის კუძოდ ბოლნისისა და დმანისის რაიონებში ნიადაგებისა და ჩამდინარე წყლების ეკოლოგიური დამაბინძურებლების შესწავლის თვალსაზრისით. კვლევის ანგარიში „ქვემო ქართლის სამთომოპოვებითი სამრეწველო დაბინძურების ანალიზი მწვანე პოლიტიკის პერსპექტივიდან“ 2018 წლის დასაწყისში გამოქვეყნდა, რომელსაც პოლიტიკური სახე მიეცა და ყველამ აღიარა კაზრეთში და მის მიმდებარედ არსებული დაბინძურება, რომელიც კომპანიის მიერ იყო გამოწვეული [29]. 2018 წელს პარლამენტის გარემოს დაცვის კომიტეტის გაფართოებული სხდომა ჩატარდა, სადაც გარემოს დაცვისა და სოფლის მეურნეობის მინისტრი ლევან დავითაშვილი მოხსენებას აკეთებდა კომპანია არემჯის საქმიანობასთან, სამინისტროს მიერ დაკისრებული ვალდებულებების და შესრულების პერიოდებთან დაკავშირებით [41]. სხდომის შემ-

დგომ „საყდრის დაცვის კომიტეტის“ მოთხოვნით პარლამენტის გარემოს დაცვისა და ბუნებრივი რესურსების კომიტეტის თავჯდომარემ კახა კუჭავამ მოქალაქეთა დიდი ინტერესიდან გამომდინარე მიიღო გადაწყვეტილება შეექმნა „ქვემო ქართლის შემსწავლელი საპარლამენტო სამუშაო ჯგუფი“, სადაც შევიდნენ „საყდრისის დაცვის კომიტეტი კულტურული მემკვიდრეობისთვის“ წევრები, „მწვანე პოლიტიკის სამეცნიერო და საზოგადოებრივი პლატფორმის“ წევრები და მონოგრაფიის ავტორი გურანდა აქვოფაშვილი ფიზიკის ინსტიტუტიდან [31] [42], (ნახ. 7).



**ნახ. 7. ქვემო ქართლის შემსწავლელი სამუშაო ჯგუფის ვიზიტი კომპანიაში და ადგილზე სამუშაოების გაცნობა.**

სამუშაო ჯგუფის შექმნის შედეგად დაიწყო კომპანია არემჯის მუდმივი მონიტორინგი და ადგილზე ვიზიტი, რათა ადგილზე მომხდარიყო იმ სამუშაოების გაცნობა, რომელიც კომპანიას სამინისტროს მიერ ნაკისრი ვალდებულებით ჰქონდა განსაზღვრული. სახელმწიფო, სამოქალაქო და კერძო სექტორის მიერ სწორი აქცენტების გაკეთების შედე-

გად, ოთხწლიანი ურთიერთთანამშრომლობით განხორციელდა მთელი რიგი ღონისძიებები, რომელიც მოიცავს შემდეგს: 1) მდინარე კაზრეთულას ინკაფსულაცია; 2) კუდსაცავიდან დრენირებული წყლების შემკრები ავზების მოწყობა და საქაჩი სისტემების მოწყობა, რომელიც დრენირებულ წყლებს აღარ უშვებს კაზრეთულაში; 3) კასკადების მოწყობა შემკრები წყლებისთვის; 4) კირის გამწმენდი საწარმო; 5) მესამე სანაყაროს დრენირებული წყლების წყალსაქაჩი სისტემების მოწყობა; 6) მეოთხე სანაყაროს ძირში დრენირებული წყლების შემკრები ავზების და გამწმენდი ნაგებობების მოწყობა; 7) კვირაცხოვლის ღელის და საყდრისის საბადოების ზუმფის წყლების შემკრები ავზების და გამწმენდი ნაგებობების მოწყობა; 8) მადნის სამსხვრევეზე ამტკერების საწინააღმდეგო წყლის სანამი სისტემების მოწყობა; 9) დასახლების და საწარმოო შიდა გზების მორეცხვის ერთიანი სისტემის გამართვა; 10) მე-2, მე-3 და მე-4 სანაყაროების დატერასება; 11) ტუფის კარიერის, მეორე სანაყაროს და კუდსაცავის ტერიტორიების რეკულტივაცია; 12) გზებზე სანიაღვრე სისტემების და შემკრები ავზების მოწყობა, 13) აფეთქების მუხტების შემცირება [42].

## 2.2. დმანისის მუნიციპალიტეტი

დმანისის რაიონი წარმოადგენს ადმინისტრაციულ-ტერიტორიულ რაიონს საქართველოს სამხრეთის მთიანეთში. დმანისის რაიონს ჩრდილოეთით ესაზღვრება წალკის, აღმოსავლეთით - თეთრიწყაროსა და ბოლნისის, დასავლეთით -

თით - ნინოწმინდის რაიონები, სამხრეთით - სომხეთი. ფართობი - 1206 კმ<sup>2</sup>. რაიონული ცენტრი - დაბა დმანისი. დმანისის რაიონში შედის 1 დაბა (დმანისი) და 12 სასოფლო საბჭო. რაიონის დასავლეთის ნაწილი მოიცავს ჯავახეთის მერიდიანულ ვულკანურ ქედს, რომელიც აგებულია ახალგაზრდა ეფუზიური ქანებით (ბაზალტური, ანდეზიტ-ბაზალტური, დიპარიტ-დაციტური ლავები), ქედის მოვაკებულ, თალისებურ თხემზე აღმართულია მწვერვალები: დავაკრანი (1820მ), შამბიანი (2867მ), აგრიკარი (2976მ), ემოქლი (3054მ). ოროგრაფიულად გამოიყოფა ჭოჭიანის (1500-1600მ), გომარეთის (1200-1450მ) და დმანისის (1300-1500მ) პლატოები. რაიონში ჰავა ზომიერად ნოტიოა. იცის ცივი ზამთარი და ხანგრძლივი თბილი ზაფხული. ჰაერის საშუალო წლიური ტემპერატურა დასავლეთ ნაწილში (ჯავახეთის ქედზე) - 3 °C, აღმოსავლეთში - 12°C, იანვარის საშუალო (-)10°C- (-)2°C, ივლისის საშუალო 13-23°C. აბსოლიტური მაქსიმალური 30°C. ნალექები 650-1000 მმ, წლიური ნალექების მაქსიმალური რაოდენობა მაისშია, მინიმალური დეკემბერში. ზაფხულის თვეებში ხშირია ელჭექების ხასიათის წვიმა, რომელსაც ზოგჯერ თან ახლავს სეტყვა. თოვლის საფარის ხანგრძლივობა სიმაღლის ზონების შესაბამისად 2-4 თვე გრძელდება [18]. რაიონში მიედინება მდ. ხრამი, მაშავერა, ფინეზაური, შაჰმარლო და სხვ. მდინარეთა უმეტესობა პატარაა, მთის ტიპის; მიედინება ლავებში ჩაჭრილ კანიონისებრ ხეობებში. მდინარეები უმთავრესად საზრდოობენ წვიმის წყლით, აგრეთვე თოვლის ნადნობი წყლით და ლავებში გამომდინარე დიდ დებიტიანი ვოკლუზური წყაროებით. წყალდიდობა იცის გაზაფხულსა და ზაფხულის პირველ ნახევარში, წყალმცირობა ზამთარში.



რაიონში მცირე ზომის ვულკანური ტბებია, მათ შორის აღსანიშნავია ოროზმანის ტბა, სარკინეთ-გომარეთისა და კამარლოს მიდამოების ტბები. სოფლების ველისპირსა და ირგანის მიდამოებში არის ჭაობები. რაიონის აღმოსავლეთ ნაწილში ჭარბობს საშუალო და მცირე სისქის ტყის ყომრალი ნიადაგი, შუა ნაწილში, პლატოებზე, განვითარებულია მთის შავმიწა ნიადაგი, მიმდებარე ქედების კალთებზე მთის მდელოს შავმიწისებრი კორდიანი (ქვემო ნაწილი) და კორდიანტორფიანი (შუა ნაწილი), ხოლო თხემებსა და მწვერვალებზე ალპური ზონის მცირე სისქის პრიმიტიული ნიადაგი [9]. ზემო აღნიშნულის გარდა ზოგან გვხვდება ნეშომპალა-კარბონატული. რაიონში 1200-ზე მეტი სახეობის მცენარეა. ისინი ქმნიან კარგად გამოხატულ სიმაღლებრივ ზონებს. აღმოსავლეთი ნაწილი მთის შერეულ ტყეებს უჭირავს, რომელშიც აღმოსავლეთის წიფელია გაბატონებული ძნელად მისადგომ უბნებში შემორჩენილია ნეკერჩხლის, ცირცელის, ტირიფის, მუხის მცირე, დაკნინებული დერივატები, ტყის ადგილას ამჟამად მთის სტეპის ბალახეულობაა, სადაც ნაირბალახოვანი მცენარეულობა ჭარბობს. 2000-2500 მმ სიმაღლეზე სუბალპური მდელოებია სტეპის ელემენტებით, სადაც ფართოდაა გავრცელებული ჩაღანდრი, კეწეწურა, ოქროშვრია, მთის ტიმოთელა, ვაციწვერა, მთის ბაია, მთის ბარისპირა და სხვ. 2500 მ-ზე მაღლა ალპური მდელოებია, რომლებზეც იზრდება ცხვრის წივანა, ძიგვა, ისლი, ისლურა, ესპარცეტი, სამყურა და სხვ. ტბისპირებთან წყლის მცენარეებია, კანიონის ფერდობებზე კლდის ქსეროფიტები [43].

### 2.3. ჭიათურის მუნიციპალიტეტი

მდინარე ყვირილას აუზში მდებარეობს ჭიათურის მუნიციპალიტეტი, იგი განლაგებულია იმერეთის მაღლობის ნაწილზე. ჩრდილო-აღმოსავლეთით ესაზღვრება საჩხერის, სამხრეთით და სამხრეთ-დასავლეთით - ხარაგაულის, ზესტაფონისა და თერჯოლის მუნიციპალიტეტები, დასავლეთით - ტყიბულის, ჩრდილო-დასავლეთით კი ამბროლაურის მუნიციპალიტეტები. მუნიციპალიტეტის ტერიტორია მოიცავს ჭიათურის პლატოს, ჩრდილო-დასავლეთ ნაწილს და რაჭის ქედის სამხრეთ კალთას [20]. ჭიათურის პლატო მდინარე ყვირილისა და მისი შენაკადების ხეობებით ცალკეულ პლატოებად იყოფა, რომლებსაც შემდეგი ზეგნების სახელწოდებებით მოიხსენიებენ: სარეკის, დარკვეთის, მღვიმევის, თაბაგრების, ზედა რგანის, ბუნიკაურის, ითხვისის, შუქრუთის, პერევისისა და სხვა.

ჭიათურის პლატოზე ბევრგანაა რელიეფის კარსტული ფორმები; პლატოზე ვხვდებით აგრეთვე ახალგაზრდა ვულკანურ კონუსისებურ წარმონაქმნებს (პერევისა, გორაძირი), რელიეფის ანთროპოგენურ ფორმებსა და ეგზოტექტონიკურ მოვლენებს (მეწყერები და სხვ). მუნიციპალიტეტის ტერიტორიის ფარგლებშია აგრეთვე ცარცული კირქვებით აგებული რაჭის ქედის სამხრეთ ციცაბო კალთა, რომელიც დანაწევრებულია მდინარეების ბუჯის, ვარხმელის, ციხისწყლისა და სხვა ღრმა ეროზიული ხეობებით. მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე ნოტიო ჰავაა, იცის ზომიერად ცივი ზამთარი და ცხელი, შედარებით მშრალი ზაფხული. 400-700 მეტრამდე სიმაღლის ზონაში ჰაერის სშუალო წლიური ტემპერატურაა 10-14 °C, იანვარში 1,4-4 °C, ივლისში 22-24 °C, აბსოლუტური მინიმუმი -16-20 °C, აბსოლუტური მაქსიმუმი 39-40 °C. ნალექების რაოდენობა წელიწადში საშუალოდ 1100-1200 მმ-ია. ნალექების მაქსიმალური რაოდენობა მოდის

შემოდგომასა და ზამთარში. ზამთარში გაბატონებულია ჩრდილო-აღმოსავლეთის, ზაფხულში სამხრეთ-დასავლეთის ქარები. ხშირია ფიონური ქარებიც. მთავარი მდინარეა ყვირილა, რომელიც აქ 16 კმ-ზე მიედინება და თითქმის შუაზე ჰყოფს მუნიციპალიტეტის ტერიტორიას. წყალდიდობა იცის გაზაფხულზე, წყალმცირობა - ზამთარში. ბევრია კარსტული წყარო, მიწისქვეშა მდინარე [44].

ჭარბობს კირქვებისა და კარბონატული ქვიშაქვების გამოფიტვის პროდუქტებზე განვითარებული კორდიან-კარბონატული ნიადაგები. 1300-1500 მ. სიმაღლემდე საშუალო და მცირე სისქის ტყის ყომრალი და გაეწერებული ყომრალი ნიადაგებია. მდინარე ყვირილისა და მისი შენაკადების დაბალ ტერასებზე გვხვდება ალუვიური, ძველ ტერასებზე მძიმე თიხიანი და თიხიან გაეწერებული ნიადაგები [45].

გავრცელებულია ლანდშაფტის შემდეგი ძირითადი სახეები: 1. ბორცვიანი პლატო მუხნარ-რცხილნარით, ტყის ყომრალი და კორდიან-კარბონატული ნიადაგებით. 2. ბრტყელი პლატო მუხნარით და წიფლნარით, კორდიან-კარბონატული და ტყის ყომრალი ნიადაგებით. 3. კარსტული დაბალი მთები, რცხილნარ-მუხნარით და კორდიან-კარბონატული ნიადაგებით. 4 საშუალო მთები წიფლის ტყეებით და ტყის ყომრალი ნიადაგებით 5. ვაკე-ბორცვიანი მთისწინეთი კოლხური მცენარეულობით, კორდიან-კარბონატული, ყვითელმიწა და ეწერი ნიადაგებით [45].

ჭიათურის მუნიციპალიტეტში აქტიურად მოიპოვებენ მანგანუმის კონცენტრატს, ამ რაიონში ძირითადად ერთი მსხვილი კომპანია ჭიათურ მანგანუმი ახორციელებს მოპოვებით სამუშაოებს შახტური მეთოდით, მაგრამ ლიცენზიები გაცემულია წვრილ კერძო კომპანიებზეც, რომლებიც არანაირ გარემოს დაცვით ღონისძიებებს არ ატარებენ მადნის მოპოვების [9]. ამ რაიონში დაახლოებით 20 საბადოა აქედან 9 შახ-

ტური და 11 ღია კარიერული ტიპის. ჭიათურაში მანგანუმის მოპოვების შედეგად დიდი ზიანი ადგება იქ არსებულ ჰიდროგრაფიულ ქსელს [44] [46].

### **2.3.1. მანგანუმის მოპოვების შედეგად დეგრადირებული ნიადაგები და წყლების დაბინძურება**

მანგანუმის მომპოვებელი საბადო ჭიათურისა და საჩხერის მუნიციპალიტეტების ტერიტორიაზე მდებარეობს. საბადო მდინარე ყვირილას მარჯვენა და მარცხენა სანაპიროებზეა განლაგებული. მომპოვებელი საბადოები ზღვის დონიდან 533-800 მეტრ სიმაღლეზეა განფენილი. საბადო ისტორიული ხასიათისაა და იგი 1879 წელს დაარსდა. თავდაპირველად აქ მადანს ადგილობრივი კერძო პირები ეწეოდნენ. დიდ საზოგადო მოღვაწესა და მწერალს აკაკი წერეთელს დიდი როლი მუიძღვის საბადოს გახსნასა და მადნის მოპოვებაში [47]. 1879 წლიდან 1922 წლამდე საბადოს დამუშავება პრიმიტიულად ხდებოდა.

საბადო არაერთხელ ყოფილა უცხოელი კაპიტალისტების ხელში, თუმცა საბჭოთა კავშირში მეტალურგიის განვითარებასთან ერთად ქართული მანგანუმის მადანზეც გაჩნდა მოთხოვნები. თავისთავად ექსპორტის ზრდამ ჭიათურის მანგანუმის წარმოების ძირფესვიანად გარდაქმნა და ახალი ტექნიკური საშუალებებით აღჭურვა მოითხოვა. ამენდა მადნის ახალი მომპოვებელი კომპლექსები. ამჟამად რეგიონში სხვა წვრილ მადანმომპოვებელ და გადამამუშავებელ კომპანიებთან ერთად მოღვაწეობს დიდი მადანმომპოვებელი „ჯორჯიან მანგანუმი ჰოლდინგ ლიმიტედი“, რომელიც ამჟამად როგორც „ჭიათურმანგანუმის“, ისე ვარციხის ჰიდრო-

ელექტროსადგურების კასკადის და ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხნის მფლობელია [48].

მანგანუმის მადნის მოპოვება ხდება 4 ძველი ტექნოლოგიით მომუშავე მადაროში, 9 ახალი ტექნოლოგიით მომუშავე მიწისქვეშა უბანსა და 7 ღია საკარიერო უბანზე. ჭიათურის სამთო-გამამდიდრებელი კომბინატი საშუალოდ წლის განმავლობაში მოიპოვებს და ამდიდრებს 1.3 მლ. ტონა მანგანუმის მადანს. საშუალო წლიური მანგანუმის კონცენტრატის წარმოების მოცულობა შეადგენს 330 ათას ტონას. მანგანუმის წარმოებისას ფაბრიკებში წარმოიქმნება საწარმოო წყლები და შლამი, რომელიც ილექება სპეციალურად მოწყობილ სალექარებში და დორებში, თუმცა მათი უმრავლესობა მწყობრიდანაა გამოსული და ვერ უზრუნველყოფს შლამის სრულ დაჭერას, რის შედეგადაც საწარმოო შლამშემცველი წყლები ჩაედინება მდინარე ყვირილაში [49]. მართალია კომპანიამ დაანონსა, რომ 2020 წლის ბოლოსთვის აღნიშნული წყლები აღარ დააბინძურებდნენ მდინარე ყვირილას, თუმცა დღემდე ხდება დამაბინძურებელი წყლების ჩაშვება მდინარე ყვირილაში, ჯრუჭულასა და რგანის ღელეში (ნახ. 8).



**ნახ. 8. დაბინძურებული მდინარე ჯრუჭულასა და ყვირილას  
შეერთების ადგილი. პირველი ფოტო გადაღებულია  
2021 წელს, ხოლო მეორე 2020 წელს.**

მდინარე ყვირილას მარცხენა სანაპიროსთან განთავსებულია სანაყარო, სადაც განთავსებულია წარმოების ნარჩენი აგლომერატი. აღნიშნული სანაყაროდან ხშირია უხვი ნალექების და წყალუხვობის დროს სანაყაროს ჩარეცხვა მდინარე ყვირილაში და იწვევს მის დაბინძურებას [50]. მდინარე ყვირილას დაბინძურება უარყოფით ზეგავლენას ახდენს იქთიოფაუნაზე. თავისთავად მდინარე ყვირილა გამოიყენება ზესტაფონის, თერჯოლის და ბაღდათის სოფლების ჰიდრომელიორაციისათვის, რომელიც იწვევს სასოფლო სამეურნეო სავარგულების დაბინძურებას [51]. მადნის ღია კარიერებიდან მოპოვების, მისი გადაზიდვის მსხვერვის და გადამუშავების დროს წარმოიქმნება მტვერი, რომელიც შეიცავს მყარ ნაწილაკებს და მანგანუმის ნაერთებს. საწარმოო მტვერი კი

გაბატონებული ქარების მეშვეობით გაიფანტება შორ მანძილზე. დიდ პრობლემას წარმოადგენს აგრეთვე ქალაქ ჭიათურის სიახლოვეს არსებულ სოფლებში მცირე ღია კარიერები, რომლებიც ხშირ შემთხვევაში მადნის ამოღების შემდეგ რჩება გადახსნილი. კარიერების გადახსნის დროს არ ხდება მიწის ნაყოფიერი ფენის შენახვა დასაწყობება შემდგომი რეკულტივაციისთვის (ნახ. 9). ნიადაგის აღდგენითი სამუშაოები ძალზედ იშვიათად არის ჩატარებული, ან თუ არის ჩატარებული არ არის სწორედ დაგეგმარებული, რომელიც დროში გრძელვადიანი იქნებოდა.



**ნახ. 9. მანგანუმის მოპოვება ღია კარიერული მეთოდით, ჭიათურის მუნიციპალიტეტი, სოფელი მღვიმევი და რგანი, 2021 წელი.**

მარგანეცის მტაცებლურმა ექსპლუატაციამ კარსტულ წყლებთან დაკავშირებული ნეგატიური მოვლენები გააძლიერა: კერძოდ გამოიწვია სასმელად გამოყენებული კაპტირებული წყაროების ამღვრევა-დაბინძურება, რამაც საშიშ ზღვარს მიაღწია [44].

მადაროების მიტოვებული გვირაბების ჩაქცევით გამოწვეული აშლილობის ზონის სიმძლავრე მკვეთრად არის გამოხატული ზედა რგანის, მღვიმევის პლატოებზე და მდინარეების კოროხნალისა და სამარყალის აუზების ზემო წელში.

ჩაქცევითი ნაპრალების ხშირი ქსელია განვითარებული აგრეთვე რგანის, მღვიმევის, ითხვისის და პერევისას პლატოებზე. ღია კარიერების უბნებში ადგილი აქვს თავსხმა წვიმების დროს ნივთიერებების ინტენსიურ გამორეცხვას გადახსნილი ქანებიდან. რაიონში რთულ ეკოლოგიურ მდგომარეობასთან ერთად აღსანიშნავია ისიც, რომ ღია კარიერები ხშირ შემთხვევაში დასახლებებშია და გადახსნილი კარიერებიდან რამდენიმე ერთეული მეტრის დაშორებით ცხოვრობენ ოჯახები. უნდა ითქვას, რომ ამ ადამიანებს ეზოში აქვთ კარიერები. როგორც ზემოთ ავღნიშნეთ ასეთი კარიერები დიდი ხნით რჩება დაულუქავი. ჭიათურის მოსახლეობის უმეტესობა მოიხმარს მიწისქვეშა არტეზიულ წყლებს, ხოლო ასეთ ადგილებში დიდია მიწისქვეშა წყლების დაბინძურება მძიმე ლითონებით, რაც სასმელად მავნეა ადამიანის ჯანმრთელობისთვის [52].

## 2.4. ზესტაფონის მუნიციპალიტეტი

ზესტაფონის მუნიციპალიტეტის ტერიტორია მდებარეობს კოლხეთის დაბლობსა და იმერეთის მაღლობზე. მისი რელიეფი დანაწევრებულია მდინარეთა ხეობებით. ტერიტორია - 423 კვ. კმ. მუნიციპალიტეტის ტერიტორია ზღვის დონიდან 90-200 მეტრზე მერყეობს. სამხრეთსა და აღმოსავლეთ ნაწილებში არის ადგილები, სადაც სიმაღლე 1088 მეტრს აღწევს. მუნიციპალიტეტის ტერიტორიის 17,3 ჰა დაფარულია ტყითა და ბუჩქნარით, 3600 ჰა - მრავალწლიანი ნარგავებით. გორაკიანი ზონა დაფარულია კოლხური ტყეებით, სადაც იზრდება: მუხა, წიფელი, კოპიტი, კაკლის ხე და სხვ.



მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე მიედინება მდინარეები ყვირილა, ძირულა, ჩოლაბური, ჩხერიმელა, ბუჯა და მათი შენაკადები. დაბლობში ნიადაგი ალუვიურია, შემადღებულ ადგილებში სუბტროპიკული. გორაკიანი ადგილები დაფარულია შავი-კარბონატული მიწით, რომლის ზედაპირი მეტად სქელია. მუნიციპალიტეტის აღმოსავლეთ ნაწილში ტყის ნიადაგია. დაბლობში კლიმატი საშუალოდ სუბტროპიკულია, ზამთარი შედარებით ცივია, ზაფხული მშრალი. წლის საშუალო ტემპერატურაა 14 °C. იანვრის ტემპერატურაა 3,7-4,3 °C. აგვისტოში კი 24 °C. ნალექების რაოდენობა 1190 მმ. გორაკიან და მთიან ზონებში ტემპერატურა დაბალია. ხშირია დასავლეთისა და აღმოსავლეთის ქარები, ზოგჯერ ქარი ზღვიდანაც აღწევს. მრეწველობის მთავარი დარგებია შავი მეტალურგია. სამრეწველო საწარმოებიდან უმნიშვნელოვანესია ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხანა [9].

#### **2.4.1. ფეროშენადნობთა ქარხანა და გარემო პირობები**

ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხანა 1933 წელს გაიხსნა. ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხანა ჭიათურის მანგანუმის საბადოსთან ახლოს მდებარეობს, რაც მეტად ხელსაყრელია ნედლეულის გადაზიდვის თვალსაზრისით. 1937 წლის ბოლოს ქარხანამ აწარმოა ფეროშენადნობების 11 ნაირსახეობა და ამის შემდეგ ფერომანგანუმის ქარხანა ფეროშენადნობთა ქარხანად ტრანსფორმირდა. ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხანა აწარმოებს სილიკომანგანუმს და ფერომანგანუმს [48] [53]. სილიკომანგანუმი (SiMn) არის ფეროშენადნობი, რომელიც მიიღება მანგანუმის მადნისა და კვარ-

ციტის შედნობით რკალურ ღუმელში კოქსის არსებობისას. ფერომანგანუმი (FeMn) არის ფეროშენადნობი, რომელიც მიიღება მანგანუმის მადნის გამოდნობით კოქსის არსებობისას. FeMn შეიძლება მივიღოთ როგორც ბრძმედში, ისე რკალურ ღუმელში. ფერომანგანუმი ჩვეულებრივ ნახშირბადის მაღალი (78% Mn, 7.5% C), საშუალო (80% Mn, 1.5% C) და დაბალი (80% Mn, 0.5% C) შემცველობის იწარმოება. ფერომანგანუმი გამოიყენება როგორც ფოლადის გამაძლიერებელი ან ფეროსილიციუმთან კომბინაციაში ჟანგბადის მოსაცილებელი. მის მიერ წარმოებული პროდუქცია ექსპორტზე ძირითადად გადის ამერიკის შეერთებულ შტატებში, სამხრეთ ამერიკაში, რუსეთსა და დასავლეთის სხვა ქვეყნებში. ქარხნის მესვეურთა თქმით ზესტაფონის ფეროშენადნობი ქარხანა მუდმივად ახლდება ახალი ხელსაწყო დანადგარებით, მათ შორის ჰაერის გამწმენდი ფილტრებით, თუმცა წლების განმავლობაში ქარხანა ყოველდღიურად გამოაფრქვევდა მტვერს, მანგანუმის ოქსიდებს და სხვა ნივთიერებებს [54].

ქ. ზესტაფონში წლების მანძილზე ტარდებოდა სტაციონარული დაკვირვება ატმოსფერული ჰაერის დაბინძურებაზე და აღინიშნებოდა დაბინძურების მაღალი დონე, სადაც ოფიციალური მონაცემებით კონცენტრაცია ზღვრულად დასაშვებ მნიშვნელობას აღემატებოდა 5-10-ჯერ და ხშირად უფრო მეტადაც. ამჟამად ქ. ზესტაფონის ატმოსფერულ ჰაერზე სტაციონარული დაკვირვება წარმოებს ერთ სტაციონარულ სადამკვირვებლო პუნქტზე, სადაც განისაზღვრება 5 ინგრედიენტი: მტვერი, აზოტის დიოქსიდი, გოგირდის დიოქსიდი, ნახშირბადის ოქსიდი და მანგანუმის დიოქსიდი [55]. ცხადია ერთი სადამკვირვებლო პუნქტი არ იძლევა ქალაქის და რეგიონის ატმოსფერული ჰაერის დაბინძურების სრულ სურათს. ქარხნის მიმდებარე სოფლების ნიადაგები მეტად დაბინძურებულია მანგანუმით. მანგანუმით დაბინძურებას მდინარე ყვირილას საირიგაციო სისტემაში გამოყენებაც იწ-

ვევს, რომელსაც რაიონის სასოფლო სამეურნეო საქმიანობაში დიდი როლი უჭირავს.

## 2.5. რაჭა და სვანეთი

რაჭა-ლეჩხუმისა და ქვემო სვანეთის მხარე მოიცავს ისტორიულ-გეოგრაფიული პროვინციების რაჭის, ლეჩხუმის და სვანეთის (ნაწილობრივ) ტერიტორიებს. რაჭა-ლეჩხუმისა და ქვემო სვანეთის მხარე ოთხი ადმინისტრაციული ერთეულისგან შედგება: ამბროლაურის, ლენტეხის, ონის და ცაგერის მუნიციპალიტეტებისგან.

რაჭას ჩრდილოეთით სვანეთი და კავკასიონის მთავარი ქედი, აღმოსავლეთით სამაჩაბლო, სამხრეთით იმერეთი, ჩრდილო-დასავლეთით ლეჩხუმის ქედი ესაზღვრება. ლეჩხუმს ჩრდილოეთით ქვემო სვანეთი, დასავლეთით სამეგრელო, სამხრეთით იმერეთი ესაზღვრება [18].

ქვემო სვანეთი ცხენისწყლის ზემო დინებას მოიცავს. მას ჩრდილოეთიდან რუსეთის ფედერაცია (ყაზარდო-ბალყარეთი) ესაზღვრება, სამხრეთიდან-ლეჩხუმი, აღმოსავლეთიდან-რაჭა, ხოლო დასავლეთით სამეგრელო და ზემო სვანეთი.

რაჭაში ზღვის დონიდან 2000 მ სიმაღლემდე ნოტიო ჰავაა, ზამთარი ცივია და გრძელი, ხოლო ზაფხული ხანმოკლე, თბილი და ზოგჯერ ცხელიც. რაჭის ყველაზე მაღალ ადგილებში (2000 მეტრის ზემოთ) ნამდვილ ზაფხულს მოკლებული და ნივალური ჰავაა. ლეჩხუმში ჰავა სიმაღლის მიხედვით იცვლება: ზღვის ნოტიო სუბტროპიკულს ცვლის ზომიერად ნოტიო და მაღალმთის ჰავა, რომელსაც მუდმივი თოვლი და მყინვარები განაპირობებს. ქვემო სვანეთიც უქარო,

ზომიერად ნესტიანი ჰავით და ყინვებით ხასიათდება. სიმაღლეთა სხვაობის მიხედვით განსხვავდება ნალექებისა და ტემპერატურის მაჩვენებელი [56].

მესტიის მუნიციპალიტეტი დასავლეთ საქართველოში მდებარეობს, სამეგრელოს და ზემო სვანეთის რეგიონში. მესტიის მუნიციპალიტეტი მაღალმთიანია. მის ტერიტორიაზე არსებული მსხვილი ოროგრაფიული ერთეულებია: კავკასიონის მთავარი წყალგამყოფი ქედი, სვანეთის ქედი, ეგრისის ქედი, კოდორის ქედის ნაწილი და მდინარე ენგურის ხეობა. მუნიციპალიტეტის ტერიტორია 3045 კვ.კმ-ს მოიცავს, მათ შორის სასოფლო-სამეურნეო სავარგულებს უკავია 1010 კვ.კმ. მუნიციპალიტეტში 200-მდე მყინვარია, რომელთა საერთო ფართობია 285 კვ.კმ. მთავარი მდინარეა ენგური, მისი შენაკადებია ადიშისჭალა, მულხრა, დოლრა, ნენსკრა, იფარი, ხაიშურა და სხვა. მთავარი წიაღისეული სიმდიდრეა ბარიტი, მარმარილო, თუთია, ტყვია, მინერალური წყლები. მკაცრი კლიმატისა და მთიანი რელიეფის გამო უპირატესად განვითარებულია მეცხოველეობა. მცირე რაოდენობით ითესება მარცვლეული კულტურები და კარტოფილი.

### **2.5.1. დარიშხანის წარმოება და მიტოვებული ქარხნები**

საქართველოში არსებული ცანას არსენოპირიტული მაღანი უნიკალურია მასში დარიშხანის შემცველობის მიხედვით (30-44 %), ამასთანავე მასში ოქრო იმ რაოდენობითაა, რომ მისი სამრეწველო მასშტაბით გადამუშავება ოქროს ამოღების მიმართულებითაც ეკონომიურად გამართლებულია [57]. ზემოთ აღნიშნულმა გარემოებებმა განაპირობა

საქართველოში დარიშხანის წარმოების განვითარება, რომელიც მე-20 საუკუნის ოცდაათიანი წლებიდან დაიწყო - ს/ს ცანას (ყოფილი ცანას სამთო-ქიმიური ქარხანა) ს/ს ურავი (ყოფილი რაჭის სამთო ქიმიური ქარხანა). მხოლოდ ამ ქარხნებში ხდებოდა უშუალოდ დარიშხანის მადნიდან ელემენტური დარიშხანისა და მისი ნაერთების მიღება ყოფილი საბჭოთა კავშირის მთელ ტერიტორიაზე. ყოფილ გასული საუკუნის ოთხმოცდაათიან წლებამდე საბჭოთა კავშირის სწორედ ეს ქარხნები ამარაგებდნენ დარიშხანის შემცველი პროდუქციით. დარიშხანშემცველი საწარმოების გაჩერებამ და შემდეგ უყურადღებოდ მიტოვებამ ქვეყნის ეს რეგიონები ეკოლოგიური კატასტროფის წინაშე დააყენა, რადგან, მადნის პირომეტალურგიული გადამუშავების დროს აქროლადი, ე.წ. თეთრი დარიშხანი -  $As_2O_3$  მიიღებოდა, რომლის ატმოსფეროში გაფრქვევასაც ჰქონდა ადგილი აირებთან და მტვერთან ერთად. ანთროპოგენული ზემოქმედების შედეგად მძიმე ეკოლოგიური პრობლემა შექმნილი დარიშხანის წარმოების ნარჩენებით დაბინძურებული რაჭისა და სვანეთის რეგიონებში [58]. ყოველგვარი მართვის გარეშე განთავსებულია ათეული ათასობით ტონა ტოქსიკური დარიშხანშემცველი ნარჩენი, რომელიც გარდა ადგილობრივი წარმოების ნარჩენებისა, ყოფილი საბჭოთა კავშირის სხვა ტერიტორიებიდან ჩამოტანილი მეტალურგიული წარმოების დარიშხანის ნარჩენებსაც შეიცავს. დარიშხანი, რომელიც ბიოაკუმულაციის მაღალი უნარით გამოირჩევა, დიდ საფრთხეს უქმნის არა მარტო ბუნებრივ გარემოს არამედ ადამიანის ჯანმრთელობას და სიცოცხლეს. საქართველოს ტერიტორიაზე ათეული წლების მანძილზე მიმდინარეობდა დარიშხანის მადნების მოპოვება,

გადამუშავება და დარიშხანშემცველი პრეპარატების წარმოება (რაჭა-ლეჩხუმი და ქვემო სვანეთი). სოფელ ურავში (ნახ. 10), რაჭის სამთო ქიმიურ ქარხანაში, საბადოდან 27 კმ-ის დაშორებით, ხდებოდა ლუხუნის დარიშხანშემცველი მადნის გადამუშავება, მადნის გამდიდრება, გამოწვა და თეთრი დარიშხანის ( $As_2O_3$ ) რაფინირება.



**ნახ. 10. მიტოვებული ურავის დარიშხან შემცველი მადნის მომპოვებელი საბადო, რაჭა, სოფელი ურავი, 2021 წელი.**

ლენტეხის რაიონში მუშაობდა ორი სამთო-ქიმიური ქარხანა – ცანასა და ყორულდაშის. ნარჩენები წარმოიქმნება დარიშხანის მადნების გამოწვისას ან ბუნებაში დარიშხანის მადნების გამოფიტვის შედეგად, დარიშხანის ანჰიდრიდის ( $As_2O_3$ ) და სხვა ნაერთების სახით, რაც იწვევს მათ დაგროვებას წყალში, ნიადაგში, მცენარეებში [59]. 1993 წელს ორივე ქარხანამ ფუნქციონირება შეწყვიტა. დღეისათვის ორივე

საბადო დაკონსერვებულია და დარიშხანის წარმოება არ ხდება. პრობლემას წარმოადგენს დარიშხანშემცველი ნარჩენები და მიმდებარე ტერიტორიები, სახნავ-სათესი ნიადაგები. დღემდე სოფლებში ურავი და ცანა სამთოქიმიური ქარხნის ტერიტორიაზე ინახება საბჭოთა პერიოდიდან შემორჩენილი დარიშხანის წარმოების შედეგად დარჩენილი ტოქსიკური ნარჩენების (4-9%-მდე თეთრი დარიშხანის შემცველი 120 000 ტონაზე მეტი) დიდი რაოდენობა, რომელიც არ იქნა განამარხებული, რომელიც დღემდე უქმნის მდინარეებს, გრუნტის წყლებს და ნიადაგებს ეკოლოგიურ პრობლემებს (ნახ. 11). ცანას მიტოვებულ ქიმიური ქარხნის ტერიტორიაზე მიმოზნეულია დარიშხანის წარმოების ნარჩენები. ტერიტორიაზე ასევე მიმოზნეულია რკინის 200 ლიტრიანი კონტეინერები, სადაც სავარაუდოდ განთავსებული იყო საშიში ქიმიური ნივთიერებები, თუმცა ღიაღის ქვეშ მიმოზნეული მეტალის კასრებმა დროთა განმავლობაში განიცადეს კოროზია და დღეს თითქმის ყველა მათგანი დაზიანებულია, შესაბამისად ქიმიური ნარჩენები ტერიტორიაზეა მიმოზნეული, რაც ნიადაგის წყლის და ჰაერის დაბინძურებას იწვევს. ასევე ზიანის მომტანია იქ მცხოვრები ცოცხალი ორგანიზმებისათვის.



**ნახ. 11. მიტოვებული დარიშხანის ქიმიური ქარხანა, ტერიტორია დაბინძურებულია დარიშხანის შემცველი ნარჩენებით. ლენტეხი, სოფ. ცანა.**

აღსანიშნავია, რომ 2014-2016 წლებში მიმდინარეობდა საქართველოს გარემოსა და ბუნებრივი რესურსების დაცვის სამინისტროსა და ნიდერლანდების ეკონომიკურ საქმეთა სამინისტროს ერთობლივი პროექტი ორმხრივი თანადაფინანსებით „დარიშხანის შემცველი სამთო ნარჩენების მართვა საქართველოში“, რომლის ფარგლებშიც განხორციელდა ამბროლაურის და ლენტეხის მუნიციპალიტეტებში დარიშხან-შემცველი საშიში სამრეწველო ნარჩენების გაუვნებელყოფის პირველი რიგის გადაუდებელი სამუშაოები. მიუხედავად ჩატარებული სამუშაოებისა, მნიშვნელოვნად მაღალია ნიადაგში დარიშხანის შემცველობა. დარიშხანით ნიადაგის მაღალი დაბინძურების გამო საშიშროება ექმნებათ რეგიონის საძოვ-



რებს, სასოფლო-სამეურნეო დანიშნულების მიწებს, სასურსათო პროდუქტებს და ადამიანის ჯანმრთელობას [60].

## 2.6. ოზურგეთის მუნიციპალიტეტი

ოზურგეთის მუნიციპალიტეტი მდებარეობს დასავლეთ საქართველოში, გურიის მხარეში. მუნიციპალიტეტის სამხრეთ-აღმოსავლეთი ნაწილი უჭირავს მესხეთის ქედის ჩრდილო-დასავლეთ კალთას, რომელიც აგებულია ინტენსიურად დანაოჭებული შუაეოცენური ვულკანოგენური ქანებით, ანდეზიტური განფენებით, ტუფებით, ტუფ-ბრექჩიებითა და ტუფ-კონგლომერატებით. ამ სუბსტრატზე განვითარებულია ღრმად დანაწევრებული მთა-ხეობათა რელიეფი. მუნიციპალიტეტის ტერიტორიის უმაღლესი ადგილები მისი საზღვრის სამხრეთ-აღმოსავლეთ უბანზეა. აქ არის უმაღლესი მწვერვალები: მთა საყორნია (2752 მ) და გუნისთავი (2132 მ.).

მუნიციპალიტეტის ტერიტორიის შუა წელში გავრცელებულია ნეოგენური თიხებით, ქვიშაქვებით და კონგლომერატებით აგებულ ნაოჭა სუბსტრატზე ჩამოყალიბებული მეოთხეული (ჩაუდური) ტერასებიანი სერები და ძლიერ დანაწევრებული გორაკ-ბორცვები. მათ შორის მდინარეებისპირა ალუვიური ვაკე-დაბლობებია მოქცეული. მუნიციპალიტეტის ტერიტორიის დასავლეთი ნაწილი უჭირავს შავიზღვისპირა მეოთხეულ აკუმულაციურ ვაკე-დაბლობებს, რომლებსაც სანაპიროს გასწვრივ გასდევს ქვიშიანი დიუნების ზოლი. მთავარი წიაღისეული სიმდიდრეა ბენტონიტური თიხები, რომლის მოპოვება ხდება მთისპირის საბადოზე. ნარუჯალა-

იაკობის მთის მიდამოებში არის ნავთობის საბადო, რომლის კვლევა დაიწყო გერმანელებმა 1877 წლიდან. მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე ასევე არის კაოლინი (ზემო მაკვანეთი), ოქრა, რკინის ჟანგი, ჟანგმიწა (ნაგომარი, წითელმთა), ცემენტი (ქვედა ძიმითი), წითელი რკინა, აპატიტი (ვაკიჯვარი), მაგნეტიტიანი ქვიშები (ურეკი, შეკვეთილი), მინერალური წყაროები. მუნიციპალიტეტის შუა და დასავლეთ ნაწილში ზღვიური ჭარბტენიანი სუბტროპიკული ჰავაა. იცის თბილი ზამთარი და ზომიერად ცხელი ზაფხული. აღმოსავლეთ ნაწილში კი გაბატონებულია მთის ნოტიო ჰავა. ტენიანობას განაპირობებს შავი ზღვის სიახლოვე და აღმოსავლეთიდან გარშემორტყმული მაღალი ქედები. ტენიანობა განსაკუთრებით მაღალია ზაფხულში. ჰაერის საშუალო წლიური ტემპერატურა მერყეობს 14,5 °C-დან -4 °C-მდე, ყველაზე ცივი თვეა იანვარი (+5,8 °C-დან -5,8 °C-მდე), ხოლო ყველაზე თბილი აგვისტო (+23,5 °C-დან +13,4 °C-მდე). ნალექების საშუალო წლიური ოდენობა შეადგენს 2080–2160 მმ-ს. მუნიციპალიტეტის ალუვიურ დაბლობებზე ეწერი, ჭაობის ლამიანი, სუსტი ეწერი და ალუვიური უკარბონატო ნიადაგებია. გორაკ-ბორცვებზე წითელმიწა და ყვითელმიწებია განვითარებული, მთების შუა და ქვემო კალთებზე მთის ტყეთა საშუალო და მცირე სისქის ტყის ყომრალი ნიადაგებია, რომლებსაც ზემოთ მთის ტყის ზედა სარტყლის ღია და გაეწერებული ტყის ყომრალი ნიადაგები ცვლის. მთა-მდელოს ზონაში კორდიანი, კორდიან-ტორფიანი და მცირე სისქის პრიმიტიული ნიადაგებია. ციცაბო კალთებზე გვხვდება სუსტად განვითარებული და ძლიერ ჩამორეცხილი ნიადაგი [45].

## 2.6.1. სოფელ ანასეულში არსებული რადიაციული ლაქებით დაბინძურებული ნიადაგები

თსუ ანდრონიკაშვილის ფიზიკის ინსტიტუტის თანამშრომლების მიერ 2016 წლის ზაფხულში ჩატარდა დაბა ანასეულის ყოფილი რადიოლოგიური ლაბორატორიის მიმდებარე ტერიტორიის რადიოეკოლოგიური მონიტორინგი. ჰარეში რადიაციული დაბინძურების დონის დადგენა ხორციელდებოდა მობილური გამა-სპექტრომეტრის საშუალებით [61]. ნიადაგის გაზომვების შედეგად დაფიქსირებული იქნა ორი მნიშვნელოვანი ლაქა: 1. ყოფილი რადიოლოგიური ლაბორატორიის ნანგრევების უკან (დაბინძურება 3000 ბეკერელი/კგ), რომელიც სოფლის გზაზე გადის; 2. მავთულხლართებით შემოსაზღვრული ტერიტორიის ქვევით, დაღმართის დასაწყისში (აღნიშნული ზონა შემოფარგლულია რადიაციული ნარჩენების იზოლაციის მიზნით). აღმოჩენილი ლაქების მახლობლად დაფიქსირდა ფონურზე მეტი გამა-რადიაცია ( $Cs^{137}$ ). ჩატარებული გამოკვლევების შედეგად ჩვენს მიერ დადგენილ იქნა, რომ რადიონუკლიდებით დაბინძურებული ტერიტორიების ადგილმდებარეობიდან გამომდინარე, მნიშვნელოვანია ჩატარებულ იქნას სიღრმისეული კვლევები, რადგან იქ არსებული რადიაციული ფონი ადამიანების ჯანმრთელობას საფრთხეს უქმნის. ანასეულის ტერიტორიაზე დაფიქსირებული მაღალი მნიშვნელობის რადიაციული ფონი დაკავშირებულია სამარხში მოთავსებულ რადიაციულ წყაროებთან, რომლებიც შესაძლებელია დროთა განმავლობაში გახდეს რადიაციის გადატანის წყარო მომიჯნავე ტერიტორიაზე, მიწისქვეშა წყლების მეშვეობით.

ამის შესაძლებლობის დადგენის ერთადერთ საშუალებად გვევლინება აღნიშნულ ტერიტორიაზე კომპლექსური კვლევების ჩატარება. ამასთანავე, უნდა აღინიშნოს, რომ ზემოაღნიშნული ლაბორატორიის ნანგრევების უკან არსებულ

ნიადაგში დაფიქსირდა 3200 ბეკერელი/კგ გამოსხივება, რომელიც 32-ჯერ აღემატება დასაშვებ ნორმას. გასულ წლებში საკვლევ ტერიტორიაზე არ ჩატარებულა რადიოლოგიური გაზომვები. ნანგრევების ტერიტორიის გარკვეული ნაწილი დაბეტონებულია და მის ზედაპირზე რადიაციის დონის მატება არ აღინიშნება. დაბინძურებული ლაქა დაბეტონებული საცავის უკანა მხარეს აღმოჩნდა (ყოფილი ლაბორატორიის ტერიტორიის გარეთ, ბილიკთან ახლოს) (ნახ. 12).



**ნახ. 12. ანასეულის ყოფილი ლაბორატორიის დაღმართის დასაწყისში მყოფი შემოფარგლული ტერიტორია**

დაბინძურების მეორე ლაქა მავთულხლართებით შემოსაზღვრული ტერიტორიის ქვევით, დაღმართის დასაწყისში ნიადაგის ზედაპირიდან აღებულ სინჯში დაფიქსირდა – 30500 ბეკერელი/კგ, რაც აგრეთვე საგრძნობლად აღემატება დასაშვებ ნორმას (100 ბეკ/კგ).

რადიონუკლიდური შემცველობა განისაზღვრა, აგრეთვე, ამ უკანასკნელი დაბინძურებული ლაქის სხვადასხვა სიღრმიდან აღებულ სინჯებში: ზედაპირიდან 30 სმ სიღრმეზე – 33400 ბეკერელი/კგ, ზედაპირიდან 40 სმ სიღრმეზე – 12000 ბეკერელი/კგ, ხოლო ზედაპირიდან 50 სმ სიღრმეზე – 8500 ბეკე-

რელი/კგ. დაბინძურების მეორე ამ ლაქიდან 3 მეტრით დაშორებული ტერიტორიიდან აღებულ სინჯში დაფიქსირდა 34 ბეკერელი/კგ რადიოაქტივობა. ეს გაზომვები მიუთითებს, რომ შემოღობილი ადგილიდან რადიონუკლიდების „გაჟონვა“ (მიგრაცია) დაწყებულია, როგორც ვერტიკალური, ასევე ჰორიზონტალური მიმართულებით, თუმცა „გაჟონვა“ შორს არ არის გავრცელებული და მისი აღკვეთა შესაძლებელია დროული ჩარევის შემთხვევაში.

მიგვაჩნია, რომ არ შეიძლება ფერდობზე მყოფი რადიონუკლიდებით დაბინძურებული ნიადაგის უბრალოდ აღება და სხვა ადგილას გადატანა, ვინაიდან ეს არ მოხსნის „სამარხიდან“ რადიონუკლიდების მიგრაციის პრობლემას.

ფიზიკის ინსტიტუტში ჩატარებული კვლევების შედეგად მეცნიერებმა დაადგინეს:

1. რომ იქ არსებული რადიაციული ფონი ადამიანების ჯანმრთელობას დღესდღეისობით საფრთხეს არ უქმნის.
2. უნდა მოხდეს ყოფილი რადიაციული ეკოლოგიის ტერიტორიის შემოღობვა რათა პირუტყვმა არ ჭამოს Cs<sup>137</sup>-ის შემცველობის ბალახი.
3. უნდა ჩატარდეს ამ ტერიტორიის ნიადაგის დეტალური ანალიზი მასში რადიონუკლიდების კონცენტრაციის დადგენის მიზნით.
4. უნდა ჩატარდეს მიმდებარე ტერიტორიის სრული ჰიდროგეოლოგიური ექსპერტიზა.
5. აუცილებელია სამაგრი საინჟინრო სამუშაოების ჩატარება მოსალოდნელი რისკების გათვალისწინებით.

რადიაციული და ბირთვული უსაფრთხოების სააგენტოს მიერ მეცნიერების მიერ დადგენილი თითქმის ყველა რაკომენდაცია იქნა გათვალისწინებული და ჩატარდა შესაბა-

მისი სამუშაოები. არ შესრულდა მხოლოდ დაღმართის დასაწისში არსებული შემოფარგლური ტერიტორიის სამაგრი სამუშაოები, რაც არ არის ადვილი. შემოფარგლური ტერიტორიის სამაგრი სამუშაოების ჩატარების მიზნით ფიზიკოსები-სა და გეოლოგების მიერ უნდა შეიქმნას დეტალური პროექტი და რადიაციული და ბირთვული უსაფრთხოების სააგენტოს მეთვალყურეობით ადგილობრივმა ხელისუფლებამ უნდა ჩაატაროს სამაგრი სამუშაოები.

ძალზე მნიშვნელოვანია, რომ წყალი არ არის დაბინძურებული. წყალი საკვლევი ტერიტორიის ზედაპირიდან 2 მეტრის სიღრმეზეა. რადიონუკლიდების მიგრაცია ნიადაგის სიღრმეში გაძნელებულია ნიადაგში თიხის მაღალი შემცველობის გამო. უნდა აღინიშნოს, რომ ამავე მიზეზითაა განპირობებული რადიონუკლიდების მაღალი კონცენტრაცია ანასეულის ყოფილ რადიაციული ეკოლოგიის ლაბორატორიის დედამიწის ზედაპირთან ახლოს. ჩერნობილის ავარიის შედეგად ძალზე დაბინძურდა დასავლეთ საქართველოს ნიადაგები, თუმცა 4 წელიწადში ეს დაბინძურება მინიმუმამდე იყო დაყვანილი (ნიადაგის დიდი ნაწილი თიხას არ შეიცავდა). ასე, რომ ნიადაგში თიხის შემცველობა პირდაპირ კავშირშია რადიონუკლიდებისა და მძიმე მეტალების ნიადაგის სიღრმეში მიგრაციის სიჩქარესთან.

მცენარეებზე რადიაციული დაბინძურები გავლენასთან დაკავშირებით ფიზიკის ინსტიტუტში ჩატარებულ იქნა კვლევები. კვლევების მიხედვით გამოირკვა, რომ ანასეულის ყოფილი რადიოლოგიური ლაბორატორიის ტერიტორიაზე გაზრდილი ზოგიერთი მრავალწლიანი მცენარე, მაგალითად იაპონური გრაკლა და გვიმრა, ნიადაგის დაბინძურების გარკვეული კრიტიკული მნიშვნელობის შემდეგ აღარ იღებენ Cs<sup>137</sup>-ს. ამ კრიტიკული მნიშვნელობების დადგენა ძნელია ნი-

ადაგის რადიონუკლიდებით ლაქობრივი დაბინძურების გამო. ნაცარქათამას (ერთწლიანი მცენარე) მიერ ნიადაგიდან Cs<sup>137</sup>-ის ამოღება განსხვავებულია. ნიადაგში Cs<sup>137</sup>-ის კონცენტრაციის გაზრდით მისი შეთვისება მცენარის მიერ ჯერ იზრდება, შემდეგ მცირდება და მერე ისევ იზრდება. აღსანიშნავია, რომ სადაც მცენარის მიერ Cs<sup>137</sup>-ის შეთვისება ლოკალურ მაქსიმუმს აღწევს, მცენარის მიერ K<sup>40</sup> -ის შეთვისება მინიმალურია. ნიადაგის მაღალი დაბინძურების პირობებში ნაცარქათამა გახმობამდე წინააღმდეგობას უწევს მასში Cs<sup>137</sup>-ის შესვლას. მხოლოდ სიცოცხლის ციკლის დასრულების წინ კარგავს წინააღმდეგობის უნარს, რის შედეგადაც მასში შედის Cs<sup>137</sup>.

## თავი 3. საკვლევი არეალები და მეთოდოლოგია

### 3.1. 2010 წლიდან 2020 წლამდე კვლევის პრაქტიკული მიმდინარეობა

2010 წლიდან ბოლნისის რაიონის ზოგიერთ სოფელში ყოველწლიური დინამიკით მიმდინარეობდა ნიადაგებში მძიმე ლითონების (Cu, Zn, Cd) შესწავლა. 2012 - 2013 წლებში სოფელ ბალიჭში, რატევანში და წულრულაშენში მოხდა შაქრის ჭარხლის დათესვა მძიმე ლითონთა ფიტომიგრაციის შესწავლის მიზნით. ამავე წლებში გამოკვლეული იქნა ადგილობრივი ჯიშის მწვანე ამარანდა და ნაცარქათამა. 2014 წელს კი ბოლნისის, დმანისის, ჭიათურის, ზესტაფონის და ოზურგეთის რაიონების სოფლებიდან მოხდა ნიადაგის სინჯების შეგროვება და ამერიკის შეერთებულ შტატებში გაგზავნა ჩემი სტაჟირების დროს, სადაც გამოკვლეულ იქნა 68 ლითონი ინდუქციურად შეწყვილებულ პლაზმურ მას სპექტრომეტრის დახმარებით. ამ კვლევის შედეგად მნიშვნელოვანი საკითხები გამოიკვეთა, რისი ცოდნის საშუალებაც არ გვექონდა წინა წლებში.

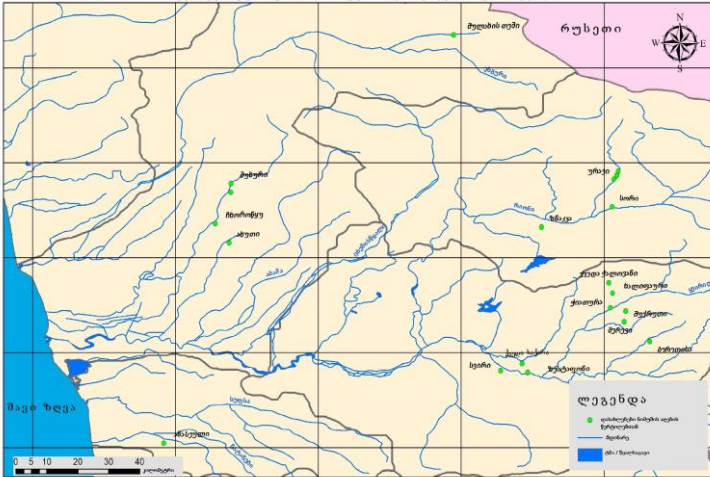
2015 წელს სოფელ ბალიჭში მოეწყო საცდელი მეურნეობა, სადაც მოხდა ადგილობრივი და უცხოური ჯიშის მცენარეების დათესვა ფიტორემედიაციული კვლევების განხორციელების მიზნით, რათა გამოგვევლინა რეგიონში დაბინძურებული ნიადაგების მძიმე ლითონებისგან შესაძლო გაწმენდის გზები [2] [9]. 2015 წელს სინჯები შეგროვდა და მათი გამოკვლევა განხორციელდა ინდუქციურად შეწყვილებულ პლაზმურ მას სპექტრომეტრზე ამერიკის შეერთებულ შტატებში ჩემი კვლევითი ვიზიტის ფარგლებში 2015-2016



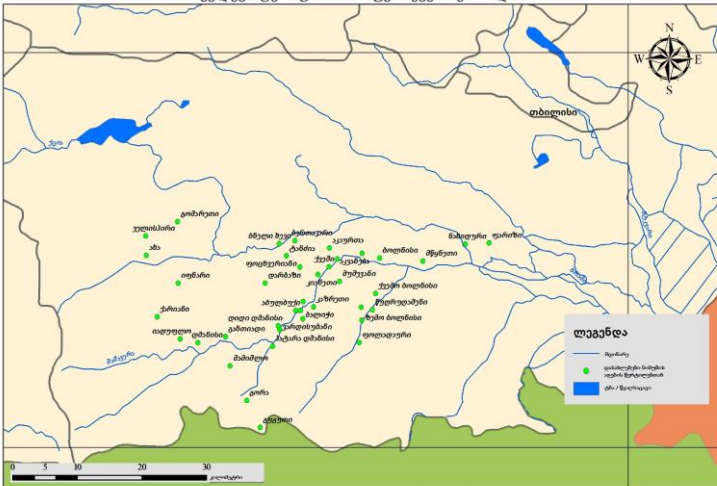
წლებში, დასავლეთ კენტუკის უნივერსიტეტის ქიმიის დეპარტამენტში და ფლორიდის უნივერსიტეტის გეომეცნიერებებისა და გეოლოგიის დეპარტამენტში. 2017 წელს შესწავლილ იქნა ბოლნისისა და დმანისის რეგიონების სოფლებში სასოფლო სამეურნეო სავარგულების ნიადაგებში მძიმე ლითონთა (Cu, Zn, Mn, Cd, Pb) შემცველობა. გამოიყო 42 სასინჯე არეალი, რამაც მოიცვა ბოლნისისა და დმანისის რაიონის 21 სოფელი, რის საფუძველზეც წარიმართა ნიადაგის სინჯის აღების პროცესი. ნიადაგებში მძიმე ლითონების ქიმიური შემადგენლობის რაოდენობა გამოკვლეული იქნა ივანე ჯავახიშვილის თბილისის სახელმწიფო უნივერსიტეტის ელემენტერ ანდრონიკაშვილის ფიზიკის ინსტიტუტში ატომურ აბსორბციული სპექტრომეტრის (აას) გამოყენებით. 2018 წელს ბოლნისისა და დმანისის რაიონის 35 სოფელში აღებულ იქნა 70 სინჯი და მათში განსაზღვრული იქნა შემდეგი ელემენტები: Ti, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Rb, Sr, Mo, Cd, Cs, Ba, Pt, Au, Pb, Th, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P და S. 2019 წელს ბოლნისის, დმანისის, ჭიათურის, ჩხოროწყუს, ამბროლაურის, ონის, მესტიის რაიონებში აღებულ იქნა 90 სინჯი 45 სოფლიდან, სინჯებში განსაზღვრულ იქნა შემდეგი ქიმიური ელემენტები: Ti, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Rb, Sr, Mo, Cd, Cs, Ba, Pt, Au, Pb, Th, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P და S. 2018 და 2019 წლების სინჯები გამოკვლეულ იქნა მასაჩუსეტსის უნივერსიტეტის გეომეცნიერებების დეპარტამენტში ჩემი სტაჟირების პერიოდში.

კვლევის შედეგების მიხედვით გეოინფორმაციული სისტემების გამოყენებით შევადგინეთ საკვლევი ტერიტორიის რუკა, რომელზედაც დატანილია სინჯის აღების წერტილები (ნახ. 13).

საკლავო ტერიტორიის რუკა - დასავლეთ საქართველო



საკლავო ტერიტორიის რუკა - ქვემო ქართლი



ნახ. 13. რუკაზე წარმოდგენილია ბოლნისის, დმანისის, ჭიათურის, ზესტაფონის, ოზურგეთის, ჩხოროწყუს, ამბროლაურის, ონის, მესტიის მუნიციპალიტეტებში სინჯის ადგების ადგილები.

## 3.2. კვლევის პროცესში გამოყენებული მეთოდოლოგია

### 3.2.1. საკვლევი ტერიტორიის შერჩევა, სინჯის აღება და ქიმიური მინერალიზაცია

საკვლევი ტერიტორიის შერჩევა წინასწარ განხორციელდა ინდუსტრიულ რეგიონებში, დაბინძურების სავარაუდო წყაროს მიმდებარე სოფლების სავარგულების. საკვლევი ტერიტორია დაიყო 1000 მ<sup>2</sup>, სადაც ხუთი წერტილიდან მოხდა სინჯის აღება. ნიადაგიდან სინჯების აღება მოხდა მეტალის უჟანგავი სპეციალური სინჯის ასაღები მოწყობილობით (AMS Soil Step Probes). ნიმუშის აღება განხორციელდა ნიადაგის ზედაპირიდან 0-5 სმ-დან და 30-35 სმ-ის სიღრმეიდან. ნიმუში მოთავსდა სპეციალურად სინჯის ასაღებ პოლიეთილენის ჩანთაში, რომელიც გადატანილ იქნა ლაბორატორიაში. ლაბორატორიულ პირობებში მომზადდა საშუალო სინჯი. შემდეგ მიმდინარეობდა მათი გაშრობა, გასუფთავება და მასში მძიმე ლითონების განსაზღვრა. ნიადაგში არსებული მძიმე ლითონების განსაზღვრა ხდება შემდეგი სახით: გამომშრალი ნიადაგის ნიმუშს ცილდება ფესვები, ქვები და ხორციელდება 2,00 გ წონის ნიადაგის ნიმუშის აწონვა ოთხ ნაწილად დაყოფის მეთოდით.

სინჯის ფაიფურის ჯამში კარგად გასრესვის შემდეგ ხდება მისი გაცრა 1 მმ. ზომის ხვრელის მქონე კაპრონის საცერში. ნიადაგის ნიმუშიდან ლითონების მჟავური ექსტრაქციის მიზნით 50 მლ მოცულობის კოლბაში იწონება წინასწარ გამომშრალი ნიადაგი 2,00 გ-ის ოდენობით და ემატება 10 მლ ხუთმოლური აზოტმჟავას ხსნარი (თანაფარდობა ნიადაგი:მჟავა=1:5). კოლბა შიგთავსით უკუმაცივრის თანაობისას ცხელდება წყლის აბაზანაზე 3 სთ-ის განმავლობაში. ამ პროცედურის შემდეგ ხდება ხსნარის გაცივება ოთახის ტემპერატურამდე და გაფილტვრა წითელ ან თეთრზოლიან ფილ-

ტრის ქაღალდზე. ფილტრზე დარჩენილი ნიადაგი ირეცხება ბოდა გამოხდილი წყლით, ფილტრატის მოცულობის შევსება ხდებოდა 50 მლ–მდე გამოხდილი წყლით. მიღებულ მჟავა ექსტრაქტში მძიმე ლითონები განისაზღვრა 2010-2013 წლებში ატომურ–აბსორბციულ სპექტრომეტრით, ხოლო 2014 – 2020 წლებში განისაზღვრა ICP\_MS-ის მეშვეობით. ჩემი კვლევითი ვიზიტის დროს ამერიკის შეერთებული შტატების სხვადასხვა ლაბორატორიაში (ისეთები როგორცაა სავანა რივერის ეკოლოგიური ლაბორატორია, სამხრეთ ფლორიდის უნივერსიტეტი, დასავლეთ კენტუკის უნივერსიტეტი და მასაჩუსეტსის უნივერსიტეტი) მუშაობის პერიოდში (ნახ. 14). ICP-MS კვლევითი დანადგარი საკვლევ ნიმუშში ყველა ელემენტის ერთდროულად განსაზღვრის საშუალებას იძლევა. მასის სპექტრომეტრი (MS) არის შეუცვლელი ანალიტიკური ინსტრუმენტი ქიმიკაში, ბიოქიმიკაში, ფარმაციაში, მედიცინაში და მეცნიერების მრავალ დარგში. ეს მეთოდი გამოყენებულია უცნობი ნივთიერებების სტრუქტურის შესწავლისთვის, გარემოსა და სასამართლო ექსპერტიზის ანალიზებისთვის, წამლების, საკვების და პოლიმერების ხარისხის კონტროლისთვის. მასსპექტრომეტრიის (MS) ძირითადი პრინციპი არის იონების წარმოქმნა არაორგანული ან ორგანული ნაერთებიდან.



ნახ. 14. ამერიკის შეერთებულ შტატებში ლაბორატორიაში მუშაობის პროცესი და ICP\_MS-ის ხელსაწყო.

ანალიზი შეიძლება იონიზდეს თერმულად ელექტრული ველის, ენერგიული ელექტრონების, იონებს ან ფოტონებზე ზემოქმედებით. იონები შეიძლება იყოს იონიზირებული ატომები, კლასტერები, მოლეკულები ან მათი ფრაგმენტები. იონის განცალკევება ხდება სტატიკური ან დინამიური ელექტრული ან მაგნიტური ველებით. ნიმუშის იონიზაცია შეიძლება განხორციელდეს არა მხოლოდ ელექტრონებით, არამედ (ატომური) იონებით, ფოტონებით, ენერგიულად ნეიტრალური ატომებით, ელექტრონულად აღზნებული ატომებით, მასიური შეჯგუფებული იონებით და ელექტროსტატიკურად დამუხტული მიკროწვეთებითაც [62]. საქართველოში ამგვარ ხელსაწყოებზე მუშაობა საკმაოდ ძვირადღირებულია, რადგან მაღალი სისუფთავის არგონის გაზს მოითხოვს, თან ენერგიის და ეკონომიური ხარჯების დამოგვის მიზნით სასურველია ხელსაწყო მუშაობის პროცესში ერთდროულად განსაზღვრულ იქნას ნიმუშების გარკვეული რაოდენობა (მაგ, 60, 120 და 180).

### **3.2.2. ქიმიური განსაზღვრის მეთოდები და ხელსაწყოები**

დამაზინძურებლების განსაზღვრის საიმედოობაში დიდ როლს ასრულებს სინჯის შერჩევა, მომზადება და ანალიტიკური პროცედურები [63]. თანამედროვე ხელსაწყოები კი როგორებიცაა: ატომურ აბსორბციული სპექტრომეტრი, ატომურ ემისიური სპექტრომეტრი, მას სპექტრომეტრი და X-ray ფლუორესცენციური სპექტრომეტრი იძლევიან იმის საშუალებას, რომ ნიმუშში გაიზომოს მძიმე ლითონები. ამ ხელსაწყოებიდან ატომურ აბსორბციული სპექტროსკოპის ემპირიული ლიმიტი საანალიზო ხსნარში ელემენტის გან-

საზღვრისას შეადგენს 0,5-დან 0,1 მკგ/ლ-მდე. ეს მეთოდი ამავედროულად სიიაფით გამოირჩევა.

ატომურ-აბსორბციული სპექტროფოტომეტრია (აას) ანალიზის ფიზიკური მეთოდი დამყარებულია მეტალთა ატომების თვისებებზე, შთანთქას ძირითად (არააღზნებულ) მდგომარეობაში გარკვეული სიგრძის ტალღის სინათლე, რომელსაც ისინი ასხივებენ აღზნებულ მდგომარეობაში. ალში მოხვედრისას ხსნარში არსებული მეტალთა იონები გადადიან ატომურ მდგომარეობაში. წარმოიქმნება აეროზოლი. ამ დროს განსასაზღვრავი მეტალები ერთმანეთს ხელს არ უშლიან. სამიებელი მეტალის შესაბამისი სპექტრალური ნათურიდან სინათლე გაივლის ალს, ატომური ღრუბელი განათდება ატომები შთანთქავენ გამოსხივების ნაწილს. დამოკიდებულება შთანთქმული ატომების კონცენტრაციას და სინათლის სხივის შთანთქმის უნარიანობას შორის გამოსახება ლამბერტ-ბუგერ-ბეერის კანონით:  $A=Lg(1/T)=Lg(I_0/I)$ , სადაც T არის ალის გამტარობა,  $I_0/I$ -არის დაცემული და გასული გამოსხივების ინტენსივობა. A-შთანთქმული სხივის სიდიდე.

შემდეგ სხივი მოხვდება მონოქრომატორში, დეტექტორში. დეტექტორში მოხდება სინათლის იმ ენერგიის გაზომვა რომელიც შთანთქა ატომებმა ალში.

სინათლის შთანთქმის ინტენსივობა დამოკიდებულია ალში არსებული თავისუფალი არა აღზნებული ატომების რიცხვზე ძირითად მდგომარეობაში. საბოლოო ჯამში ატომურ აბსორბციული სფექტროფოტომეტრით შეგვიძლია მივიღოთ საანალიზაციო ხსნარში ტყვიის განსაზღვრის ლიმიტი 0,5- დან 0,1 მკგ/ლ-მდე.

ინდუქციური მას სპექტრომეტრი თანამედროვე და უახლესი ხელსაწყოა რომელსაც შეუძლია ძალიან მაღალი სპექტრის ხაზი მოგვცეს, რომელიც მერყეობს  $10^5$ -დან  $10^6$ -ის

ფარგლებში და თითოეულ სინჯის განსაზღვრას ანდომებს დაახლოებით 3 წუთი. ეს მეთოდი საკმაოდ ძვირადღირებულია, რადგან გამოიყენება მაღალი ხარისხის არგონის გაზი.

რედგენო (X-ray) ფლუორესცენციური სპექტრომეტრი სხვა მეთოდებთან შედარებით დაბალი მგრძნობიარობისაა, რაც მერყეობს 10 მგ/კგ-ის ფარგლებში. თუმცა ეს მეთოდი შეიძლება გამოყენებულ იქნეს მისი სიიაფისა და სისწრაფის გამო.

ნიადაგში მძიმე ლითონთა ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციები და ნორმები საქართველოს კანონმდებლობის მიხედვით (საქართველოს კანონმდებლობით ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაცია (ზდკ)(სდკ) სპილენძისთვის (Cu) შეადგენს 132 მგ/კგ (ppm), მანგანუმისთვის (Mn) 500 მგ/კგ, კადმიუმისთვის (Cd) 0,5-დან 2 მგ/კგ-მდე, ტყვიისთვის (Pb) 32 მგ/კგ, ხოლო თუთიისთვის (Zn) 300მგ/კგ [64].

## თავი 4. მძიბე ლითონების შემცველობა ნიადაგში

### 4.1. სპილენძი

სპილენძი გვხვდება დედამიწის ქერქში შემდეგი კონცენტრაციების ფარგლებში 25-75 მგ/კგ. სპილენძი ავლენს ძლიერ მიდრეკილებას გოგირდის მიმართ; ამიტომ მისი ძირითადი მინერალები არიან ქალკოპირიტი  $\text{CuFeS}_2$ ; ბორნიტი  $\text{Cu}_5\text{FeS}_4$ ; ქალკოზინი  $\text{Cu}_2\text{S}$ ; და კოველინი  $\text{CuS}$  [65].  $\text{Cu}$  შედის ოქსიდურ და კარბონატულ მინერალებში, როგორებიცაა კუპრიტი,  $\text{Cu}_2\text{O}$ ; ტენარიტი,  $\text{CuO}$ ; მალაქიტი,  $\text{Cu}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$  და აზურიტი,  $\text{Cu}_2(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$ . სპილენძის ეს მინერალები ყველაზე გავრცელებულია. სპილენძი ხშირად ასოცირდება სფალერიტთან  $\text{ZnS}$ ; პირიტთან  $\text{FeS}$  და გალენიტთან  $\text{PbS}$ . მისი საბადოები ჩვეულებრივ გვხვდება ვულკანურ და სხვადასხვა დანალექ ქანებში. მე -20 საუკუნეში მისი გამოყენება სწრაფად გაიზარდა და სპილენძის მოპოვების სამთამადნო ტექნოლოგიების დახვეწა მიმდინარეობს მსოფლიოს სხვადასხვა ქვეყანაში.  $\text{Cu}$ -ს ფართო გამოყენების სფერო აქვს თავისი მრავალმხრივი თვისებების გამო. იგი გამოიყენება გამტარი მასალების, მავთულის, ღეროსა და ელექტროსადენების, ძრავების, ტექნიკური დეტალების, საავტომობილო ინდუსტრიის და სხვადასხვა წარმოებაში. სპილენძისგან ასევე ამზადებენ საყოფაცხოვრებო ნივთებს, მონეტებს, ხელოვნების საგნებს და საბრძოლო მასალებს. სპილენძი ფართოდ გამოიყენება სოფლის მეურნეობაში (სასუქები, პესტიციდები და ა.შ.), საკვები დანამატი (მეცხოველეობისა და მეფრინველეობ-



ის სფეროში). სპილენძი ნიადაგში ძირითადად ზედა რამდენიმე სანტიმეტრში გროვდება, იგი ადსორბირდება და კომპლექსურ ნაერთებს წარმოქმნის ორგანულ ნივთიერებებთან, კარბონატებთან, მანგანუმთან და რკინასთან. მსოფლიოში ნიადაგში სპილენძის საშუალო დასაშვები კონცენტრაცია 20-დან 30 მგ/კგ-მდე მერყეობს [66]. თუმცა, მყავა ნიადაგებისთვის შედარებით დაბალი ზღვრულად დასაშვები დიაპაზონია მისაღები ვიდრე თიხნარი ნიადაგებისთვის. Cu-ის შემცველობა მჭიდროდ არის დაკავშირებული ნიადაგის სტრუქტურასთან, pH-თან და ნიადაგის ორგანულ ნივთიერებებთან. სპილენძი უმეტეს ნიადაგში გვხვდება შემდეგი იონური ფორმით  $\text{Cu}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$ , რომელიც ადსორბირებულია თიხის მინერალებზე ან კოპრეციპიტირებულია ნიადაგის მინერალურ, ორგანულ ან სხვა კომპონენტებზე. ნიადაგში Cu შეიძლება წარმოიშვას სხვადასხვა ფორმით:  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^+$ ,  $\text{Cu}(\text{Cl}_2)^-$ ,  $\text{CuSO}_4^0$ ,  $\text{Cu}(\text{OH})_2^0$ ,  $\text{CuCO}_3^0$ ,  $\text{CuCl}^0$ , რაც დამოკიდებულია ნიადაგის pH-ზე. Cu-ის ქცევა ნიადაგში დიდად არის დამოკიდებული ნიადაგში არსებულ ნაერთებზე და სახეობებზე. ნიადაგის ხსნარში Cu-ის კონცენტრაცია მერყეობს 0.5-დან 135 მკგ/ლ-ის ფარგლებში. ნიადაგის ხსნარში ის შეიძლება წარმოიშვას, როგორც კათიონები:  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{CuOH}^+$ ,  $\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{2+}$  და როგორც ანიონები:  $\text{Cu}(\text{OH})_3^-$ ,  $\text{Cu}(\text{OH})_4^{2-}$  და  $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$ . ცდებით დადგინდა, რომ ხელოვნურად დამატებული სპილენძის უმეტესი ნაწილი შეიწოვება ნიადაგში და მთლიანი რაოდენობის მხოლოდ 1% რჩება ნიადაგის ხსნარში. ნიადაგის რამდენიმე ცვლადი აკონტროლებს Cu ხსნარბას და შესაბამისად ბიოშელწევადობასაც, ეს ცვლადებია: pH, დაჟანგვის და შემცირების პოტენციალი, ორგანული ნივთი-

ერებები, ნიადაგის სტრუქტურა, მინერალური შემადგენლობა, ტემპერატურა და წყლის რეჟიმი [67]. სპილენძის მობილობა განსაკუთრებით მცირდება რკინის, ალუმინის და მანგანუმის შემცველი კოლოიდური მინერალებით. გახსნილ ორგანულ ნივთიერებებს აქვს დიდი უნარი შებოჭონ Cu და ამით შეაფერხონ მისი სორბცია ნიადაგში. ეს მოვლენები მიეკუთვნება Cu-ის ფორმირებას ხსნადი ორგანული კომპლექსებით. მინერალურ ნიადაგებში ბუნებრივი Cu-ის შემცველობის დაქვეითება ხდება კალციტებში.

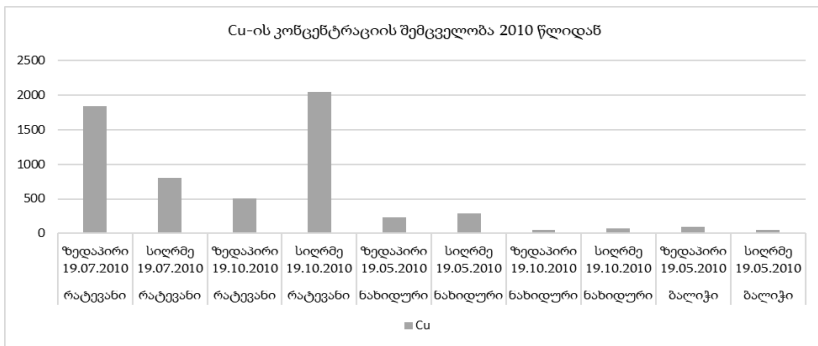
მე-19 საუკუნიდან დაფიქსირებულია Cu დეფიციტი კულტურულ მცენარეებში, ნიადაგში Cu-ის დაბალი შემცველობის გამო [68]. მსოფლიოს სხვადასხვა ქვეყნის სოფლის მეურნეობაში Cu-ის დეფიციტი ასევე მჭიდრო კავშირშია ნიადაგის პირობებთან და მართვის პრაქტიკასთან. სპილენძის დეფიციტი ყველაზე ხშირად გვხვდება ნიადაგებში, რომელსაც აქვს: (i) უხეში სტრუქტურა და მაღალი pH, (ii) ფორმირებულია კირქვიან მინერალებთან, და (iii) მდიდარია ორგანული ნივთიერებებით. სპილენძის დეფიციტი შეიძლება იყოს დაბალი დონის, თუმცა ამის შედეგად შეიძლება მოხდეს სპილენძის მობილობის და მცენარის მიერ მისი ხელმისაწვდომობის შემცირება. სხვადასხვა ექსტრაქტორებს შორის, რომლებიც გამოიყენება Cu დეფიციტის დიაგნოზირებისთვის, ბოლო დროს ყველაზე ხშირად გამოიყენება AAACEDTA-ს ხსნარი, თუმცა EDTA და DTPA ხსნარები უკვე დიდი ხანია გამოიყენება. ზოგადად შეიძლება ითქვას, რომ Cu-ის შემცველობა 10 მგ/კგ-ზე ქვემოთ სხვადასხვა ნიადაგში შეიძლება მიუთითებდეს მის დეფიციტზე.

ნიადაგის დაბინძურება სპილენძის ნაერთებით უკვე რამდენიმე წელია დეტალური კვლევის საგანია. ათწლეულების განმავლობაში დაგროვილი კვლევების შედეგად დიდი მონაცემთა ბაზა უკვე შეგროვილი და წარმოდგენილია სხვადასხვა მონოგრაფიებისა და ნაშრომების სახით. ბოლო პერიოდში სასოფლო სამეურნეო ნიადაგებში სპილენძის დონის გაზრდას ხელი შეუწყო ისეთმა მნიშვნელოვანმა წყაროებმა, როგორცაა სასუქები, საკანალიზაციო ნალექები, აგროქიმიკატები, სამრეწველო პროდუქტები, ჩამდინარე და სარწყავი წყლები. Cu-ის დონის ძალზედ მატება შეინიშნება სპილენძის მალარობისა და მისი შენადნობების დამამზადებელი ქარხნების ახლოს მდებარე ნიადაგებში. ევროკავშირის წევრი ქვეყნების მეცხოველეობის მწარმოებელი მეურნეობების ნიადაგში Cu-ის შეყვანა მნიშვნელოვნად განსხვავდება ერთმანეთისაგან: ჩეხეთში 29 -დან იტალიაში 2 771 - მდე მერყეობს (1 გ/კა-ზე 1 წლის განმავლობაში). სპილენძის ბალანსი სასოფლო სამეურნეო ნიადაგებისათვის 1 წლის განმავლობაში მერყეობს 13923 და 3905 გ/კა. სპილენძის შემცველობა ნიადაგში სხვადასხვა ქვეყნებისთვის სხვადასხვაა, თუმცა ძირითადად ნიადაგის სტრუქტურაზეა დამოკიდებული, მაგალითად თიხა მიწისთვის 100 მგ/კგ-ს, თიხნარისთვის 60 მგ/კგ-ს, ქვიშნარისთვის 30 მგ/კგ-ს შეადგენს.

სხვადასხვა მეთოდებიდან, რომლებიც გამოიყენება Cu-ით დაბინძურებული ნიადაგების გასაწმენდად შედარებით ხშირია ორგანული ნივთიერებებით იმობილიზაცია (შეზოჭვა). მაგალითად, მეცნიერი Kikkila (2002 ფინეთი) სწავლობდა შეემუშავებინა შემამსუბუქებელი მეთოდოლოგია დაბინძურებული ნიადაგებისთვის, რისთვისაც Cu-Ni-ის შენადნობი ქარხნიდან 0.5 კილომეტრის დაშორებით გამოიყე-

ნა, ორგანული ნივთიერებების მულჩი (კომპოსტისა და ხის ნახერხის ნაზავი) [69]. ამ ორგანულმა ნარევემ Cu გარდაქმნა ნაკლებად ბიოშეღწევად ფორმებად. მეცნიერის მიერ მიგნებულმა ამ ტექნიკამ გამოიწვია Cu-ით დაბინძურებული ნიადაგის ხსნარში მისი ათვისებადობის და შემდგომში მიკრობიოტაზე ტოქსიკური ეფექტის შემცირება.

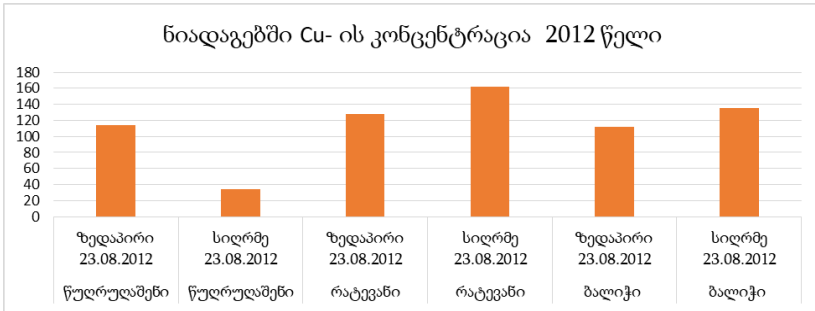
საქართველოში სპილენძით ძალზედ დაბინძურებული ნიადაგები 2018 წლამდე გვქონდა კაზრეთის მიმდებარე სასოფლო სამეურნეო სავარგულებში. სადაც მადნეულის საბადოს დამუშავება დაიწყო 1975 წლიდან [21]. რამაც ამ წლების განმავლობაში გამოიწვია სპილენძისა და სხვადასხვა ლითონების დაგროვება სასოფლო სამეურნეო დანიშნულების ნიადაგებში. განვიხილოთ ბოლნისის რაიონის ზოგიერთ სოფელში 2010 წელს სპილენძის დაბინძურების მაჩვენებლები (ნახ. 15). სინჯების აღება განხორციელდა რატევანში - ივლისში და ოქტომბერში, ნახიდურში - მაისში და ოქტომბერში, ბალიჭში კი მაისში.



**ნახ. 15. სპილენძის კონცენტრაცია სოფელ რატევანის, ნახიდურის, ბალიჭის ნიადაგების ზედაპირსა და სიღრმეში 2010 წლის მაისი, ივლისი და ოქტომბერი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში სპილენძის სდკ - 132 მგ/კგ.**

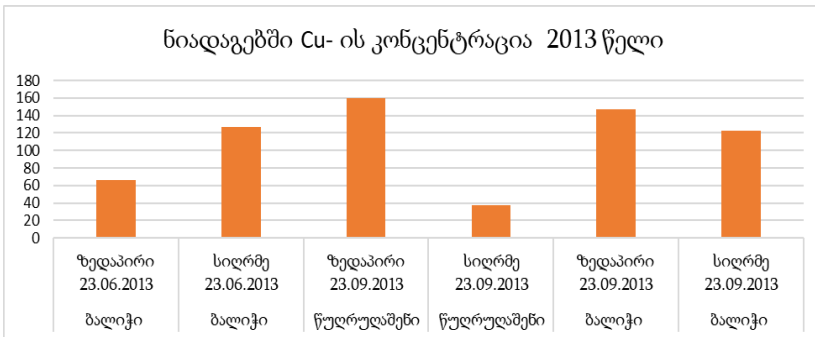
2010 წლის მონაცემების მიხედვით, თუ ვიმსჯელებთ დავინახავთ, რომ სამივე სოფელში დაბინძურება ზღვრულად დასაშვებ ნორმებს აღემატება. სოფელ რატევანში სპილენძის შემცველობა გაზრდილია ზღვრულად დასაშვებ ნორმასთან შედარებით საშუალოდ 1300 %-ით, სოფელ ნახიდურში სპილენძი 143 %-ით, სოფელ ბალიჭში კი სპილენძის კონცენტრაცია მაისის თვეში არ აღემატება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას. სოფელ რატევანსა და ნახიდურის ნიადაგებში ძალზედ მაღალია მძიმე ლითონთა შემცველობა ამ წლის მონაცემების მიხედვით, თავისი შემადგენლობით უახლოვდება კიდევ მადან შემცველ ნიადაგებს. ამ სოფლებში ასეთი დიდი დაბინძურება პირველ რიგში განპირობებულია იმით, რომ სასოფლო სამეურნეო ნიადაგები ინტენსიურად ირწყვებოდა ძალზედ დაბინძურებული მდინარე მაშავერას წყლით. მორწყვის შედეგად წყალში არსებული მძიმე ლითონები აკუმულირდებიან ნიადაგში, რის გამოც იცვლება ნიადაგის სტრუქტურა, pH-ის შემცველობა და იმატებს ტოქსიკური ნივთიერებების შემცველობა. დამაბინძურებელთა უმეტესობა ნიადაგში წარმოქმნის ხსნად ფორმებს და ადვილად გადაიტანება მცენარეებსა და ცოცხალ ორგანიზმებში. გამომდინარე იქიდან, რომ სოფელ ბალიჭში, სადაც სინჯის აღება განხორციელდა არ ხდებოდა მდინარის წყლის გამოყენება სარწყავად, გამოვრიცხავთ იმის შესაძლებლობას, რომ ნიადაგების დაბინძურება წყლიდან მომდინარეობდეს. ამ სოფელში ნიადაგების დაბინძურება ძირითადად საწარმოო მტვრის ნაწილაკების ნიადაგში აბსორბციის შედეგია. მომდევნო წლებში სპილენძის შემცველობა შედარებით კლებულა 2010 წელთან შედარებით (ნახ. 16 და 17). მეტალების

კონცენტრაციის კლების ახსნა აუცილებელია მეტალების სიღრმეში მიგრაციის საშუალებით.



**ნახ. 16. სპილენძის კონცენტრაცია სოფელი წულრულამენის, რატევანის და ბალიჭის ნიადაგების ზედაპირსა და სიღრმეში 2012 წლის აგვისტო. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში.**

**ნიადაგებში სპილენძის სდკ - 132 მგ/კგ.**

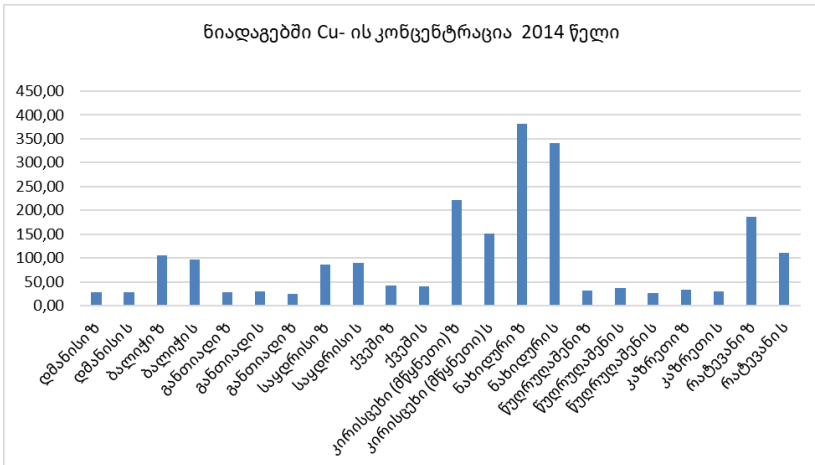


**ნახ. 17. სპილენძის კონცენტრაცია სოფელი წულრულამენის და ბალიჭის ნიადაგების ზედაპირსა და სიღრმეში 2013 წლის ივნისი და სექტემბერი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში.**

**ნიადაგებში სპილენძის სდკ - 132 მგ/კგ.**

2012-2013 წლებში დაბინძურებული ნიადაგების მონიტორინგი განხორციელდა ბოლნისის რაიონის 3 სოფელში (ბალიჭი, რატევანი და წულრულაშენი). კვლევები ძირითადად ტარდებოდა ზაფხულსა და შემოდგომაზე. 2012 წელს სინჯები ძირითადად აგვისტოში იქნა აღებული. ამ პერიოდში წულრულაშენში ზედაპირიდან აღებულ სინჯში სპილენძის შემცველობა ახლოსაა ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციასთან, თუმცა არ აღემატება მას. რაც შეეხება ბალიჭსა და რატევანს აქ ზღვრულად დასაშვებ ნორმებს სპილენძის კონცენტრაცია სიღრმიდან აღებულ სინჯში აღემატება. რატევანში ზედაპირიდან აღებულ სინჯშიც მაღალია Cu-ის კონცენტრაცია, მაგრამ არ აღემატება დასაშვებ ნორმებს. ზემოთ მოყვანილი მონაცემების მიხედვით, თუ ვიმსჯელებთ 2010 წელთან შედარებით, სოფელ რატევანში საკმაოდ დაკლებულია სპილენძის კონცენტრაცია, ხოლო ბალიჭში გაზრდილია. რაც შეეხება 2013 წელს ბალიჭში ივნისში სიღრმიდან აღებულ სინჯში სპილენძის კონცენტრაციამ 127.25 მგ/კგ შეადგინა, რაც ახლოსაა საორიენტაციო დასაშვებ კონცენტრაციასთან 132 მგ/კგ. ამავე სოფელში სექტემბერში აღებულ ზედაპირის სინჯში იმატებს 147 მგ/კგ სპილენძის კონცენტრაცია და აღემატება ზღვრულად დასაშვებ ნორმას. რაც შეეხება სიღრმეს აქ ლითონის კონცენტრაციამ 122 მგ/კგ შეადგინა. წულრულაშენში კი სექტემბერში ზედაპირიდან აღებულ სინჯში სპილენძის კონცენტრაცია 160 მგ/კგ-ია, რომელსაც 2012 წლის მონაცემებს, თუ შევადარებთ 2013 წელს 50 მგ/კგ-ით მოიმატა ლითონის კონცენტრაციამ. აღნიშნული სოფლების ნიადაგები, რომლებიც აღებულ იქნა 2012-2013 წლებში არ ირწყვებოდა დაბინძურებული მდინარე მამავერას წყლით.

2014 წელს ჩემი ამერიკაში სტაჟირების დროს განხორციელდა ბოლნისის, დმანისის, ზესტაფონის და ჭათურის მუნიციპალიტეტების ზოგიერთი სოფლის ნიადაგებიდან სინჯების აღება და სავანა რივერის ეკოლოგიურ ლაბორატორიაში გამოკვლევა. ამ წელს გამოკვლეულ იქნა 68 ლითონის შემცველობა ნიადაგის სინჯებში, თუმცა აქ მოგვეყავს მხოლოდ რამდენიმე მნიშვნელოვანი ლითონის კონცენტრაცია (ნახ. 18).



**ნახ. 18. სპილენძის კონცენტრაცია ბოლნისისა და დმანისის რაიონის ზოგიერთი სოფლის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) 2014 წლის მაისი. მონაცემები წარმოდგენილია მგ/კგ-ში. ნიადაგში სპილენძის სდკ - 132 მგ/კგ.**

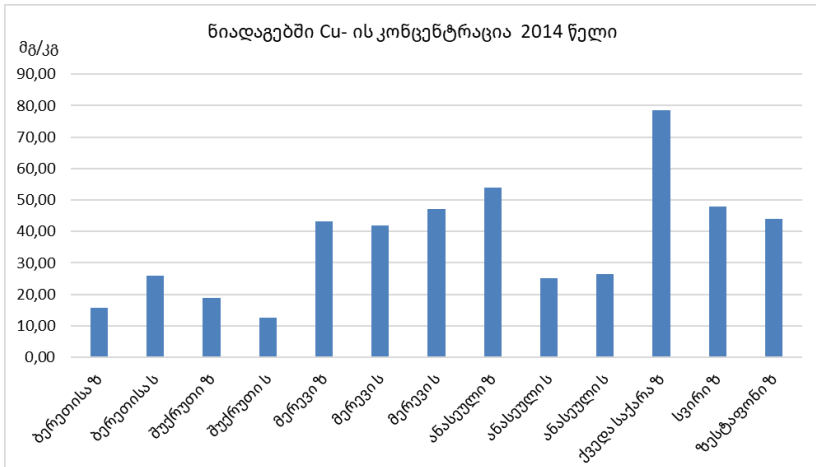
ა.შ.შ-ს სავანა რივერის ეკოლოგიურ ლაბორატორიაში ჩატარებული კვლევის შედეგების უნიკალურობა იმაში მდგომარეობს, რომ 2014 წლამდე საქართველოს ნიადაგებში არ იყო განსაზღვრული 68 ელემენტის შემცველობა. ამ მონა-



ცემების საფუძველზე დადგინდა, რომ ნიადაგები ბინძურდება მეტალური სტრონციუმით, ცეზიუმით, დარიშხანით, ვოლფრამით, ნიკელით, რადიუმით, რუბიდიუმით და ა.შ. [2]. ნახ. 18-დან ჩანს, რომ სპილენძის მაღალი კონცენტრაციებია შემდეგ სოფლებში: ნახიდურში, რატევანში, მწყნეთში, ბალიჭში და საყდრისში. ამ სოფლებიდან ყველაზე მაღალი კონცენტრაცია დაფიქსირდა ნახიდურში, რატევანსა და მწყნეთში. აღნიშნული სოფლები ამ პერიოდისთვის ინტენსიურად იყენებდნენ მდინარე მაშავერას წყალს ნიადაგების მოსარწყავად. ე.ი. ამ სოფლების დაბინძურება ძირითადად დაბინძურებული მაშავერას წყლით იყო განპირობებული, ხოლო ბალიჭსა და საყდრისში დაბინძურებულ მდინარის წყალს არ იყენებდნენ სარწყავად, ამიტომ აღნიშნული ტერიტორიების ნიადაგების დაბინძურება მხოლოდ ატმოსფერული ჰაერით ხდებოდა.

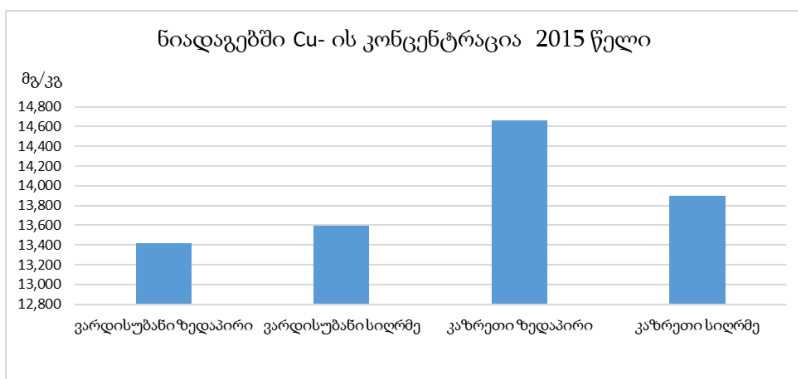
უნდა აღინიშნოს, რომ 2014 წლის ბოლოდან ინტენსიურად დაიწყო საწარმომ ახალი კარიერების (საყდრისი) ათვისება, რის გამოც რეგიონში კვლავ იჩინა თავი მწვავე ეკოლოგიურმა პრობლემებმა. ნიადაგში კვლავ დაიწყო მძიმე ლითონების კონცენტრაციის გაზრდა, რომელიც ჩვენი აზრით საწარმოს ინტენსიური მუშაობით იყო განპირობებული. ამ პერიოდისთვის მადნის მოპოვებისას ქანების აფეთქება ხდებოდა მაღალი მუხტით, რომელიც ატმოსფეროში დიდი რაოდენობის მტვერს გამოტყორცნიდა. გარდა ამისა ფუჭ ქანებს ინტენსიურად იყენებდნენ დაზიანებული გზების რეაბილიტაციისათვის. სადაც ამ გზებზე გადაადგილდებოდნენ სატვირთო მანქანები, რომლებსაც გადააქვთ მადანი ღია მდგომარეობაში, რაც გარკვეულწილად იწვევდა ატმოსფეროს დაბინძურებას (ნახ. 5). სურათებიდან ნათლად ჩანს რაოდენ

დიდია აფეთქების შედეგად ატმოსფეროში გამოყოფილი მტვრის მოცულობა 2015 წელს. ხშირად აფეთქების დროს გამოიყენებოდა დიდი მუხტი, რაც დიდი რაოდენობით მტვრის ნაწილაკების გამოტყორცნას იწვევდა ატმოსფეროში. მტვრის ნაწილაკები კი გაბატონებული ქარების მეშვეობით გადაიტანება დიდ მანძილზე (დაახლოებით 30 კმ) და მათი აბსორბცია ხდება ნიადაგში (ნახ. 19). მტვერი დიდი რაოდენობით შეიცავს სხვადასხვა სახის მავნე ნივთიერებებს, მათ შორის მძიმე ლითონებსაც, რომლებიც ჰაერში შეწონილ მდგომარეობაში იმყოფებიან. ატმოსფეროდან, ცოცხალ ორგანიზმებში სასუნთქი გზებით და კანზე შეხებით მოხვედრილი დამაბინძურებლები, იწვევენ ჯანმრთელობის გაუარესებას.



**ნახ. 19. სპილენძის კონცენტრაცია ჭიათურის, ზესტაფონის და ოზურგეთის მუნიციპალიტეტების ზოგიერთი სოფლის ნიადაგის, ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს). 2014 წლის მაისი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში სპილენძის სდკ - 132 მგ/კგ.**

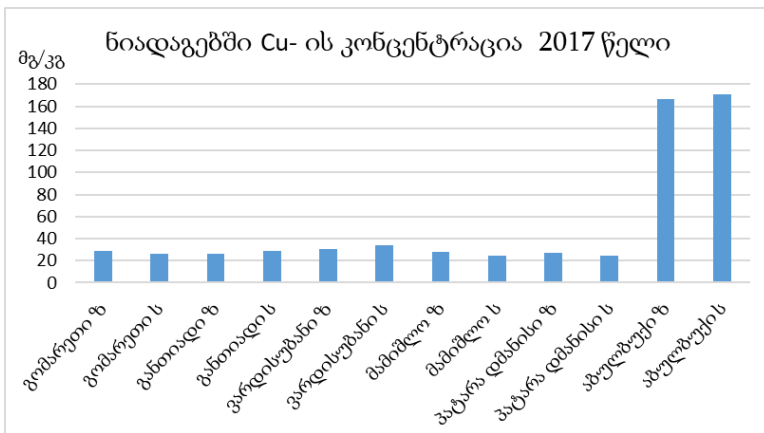
როგორც ზემოთ ავლინებთ 2014 წელს სინჯების აღება განხორციელდა ოზურგეთის, ზესტაფონისა და ჭიათურის მუნიციპალიტეტებიდანაც (იხ. ნახ. 19). ჭიათურიდან შერჩეულ იქნა ბერეთისა, შუქრუთი და მერევი, ოზურგეთიდან სოფელი ანასეული და ზესტაფონიდან ქვედა საქარა, სვირი და ქ. ზესტაფონი. აღნიშნულ სოფლებში სპილენძის შედარებით მაღალი კონცენტრაცია დაფიქსირდა ქვედა საქარაში, თუმცა კანონმდებლობით დადგენილ ნორმებს არ აღემატება არც ერთ სინჯში და არ წარმოადგენს საშიშ კონცენტრაციას. ამ პერიოდში სოფელ შუქრუთში მეტალების დიდი კლება შეინიშნება, რაც საბოლოოდ ნიადაგების გაღარიბებას იწვევს (ნახ. 20).



**ნახ. 20. სპილენძის კონცენტრაცია ვარდისუბნის და კაზრეთის სოფლების ნიადაგებში, ზედაპირი და სიღრმე 2015 წლის მაისი. ნიადაგებში სპილენძის სდგ - 132 მგ/კგ.**

2015 წელს სინჯების აღება განხორციელდა ბოლნისის რაიონის დაბა კაზრეთიდან და დმანისის რაიონის სოფელი ვარდისუბნის სასოფლო სამეურნეო სავარგულებიდან (იხ.

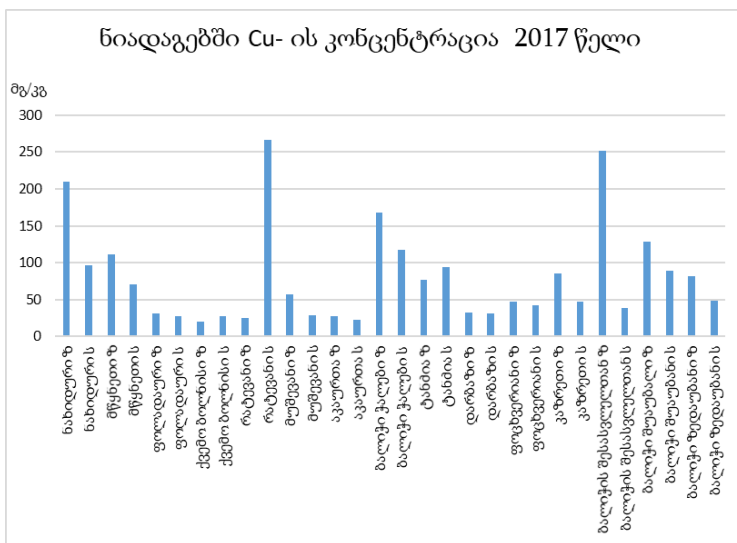
ნახ. 20). ჩვენს მიერ აღებულ სინჯში სპილენძის შემცველობა არ დაფიქსირებულა ჭარბი რაოდენობით, თუმცა ამ წლის ბოლოს გარემოს ეროვნული სააგენტოს მონაცემებით სპილენძის შემცველობა საკმაოდ მაღალი იყო საწარმოს მიმდებარე ტერიტორიებზე. უნდა აღინიშნოს ის ფაქტი, რომ ჩვენს მიერ აღებული სინჯის ჯიპიეს კოორდინატები არ ემთხვევა სააგენტოს მიერ წარმოდგენილ კოორდინატებს.



**ნახ. 21. დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლებში სპილენძის კონცენტრაცია ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2017 წლის მაისი. მონაცემები წარმოდგენილია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში სპილენძის სდგ - 132 მგ/კგ.**

მიღებულმა შედეგებმა აჩვენა, რომ 2017 წელს ბოლნისისა და დმანისის მუნიციპალიტეტების სოფლებში აღებულ ნიადაგის სინჯებში სპილენძი მომატებულია ნახიდურში, აბულბუჯის ტერიტორიაზე, კაზრეთსა და ბალიჭში (იხ ნახ. 21 და 22). ნახიდურში ნიადაგის ზედაპირზე სპილენძის შემცველობა ნორმას 1.58-ჯერ აღემატება, რატევანში ნიადაგის

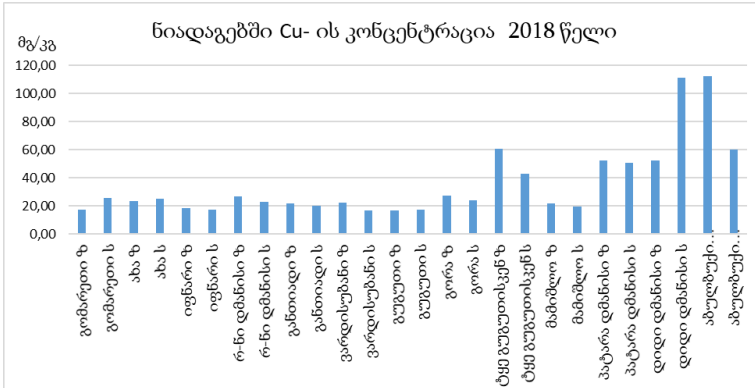
სიღრმეში 2.1-ჯერ, აბულბუქში ნიადაგის ზედაპირზე მომატებულია 1.25-ჯერ, სიღრმეში კი 1.287-ჯერ. ბალიჭის ჭალებში ნიადაგის ზედაპირზე სპილენძი მომატებულია 1.26-ჯერ, ბალიჭის შესასვლელთან კი მომატებულია 1.9-ჯერ. დმანისის მუნიციპალიტეტის სპილენძით დაბინძურებული ნიადაგები არ გვხვდება გომარეთის, განთიადის, ვარდისუბნის, მამიშლოს, პატარა დმანისის სოფლებში. ხოლო აბულბუქის ტერიტორიაზე ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაცია 40 მგ/კგ-ით აღემატება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას.



**ნახ. 22. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლებში სპილენძის კონცენტრაცია ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2017 წლის მაისი. მონაცემები წარმოდგენილია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში სპილენძის სდკ - 132 მგ/კგ.**

დამაბინძურებელთა უმეტესობა ნიადაგში ხსნად ფორმებს წარმოქმნის და ადვილად გადაიტანება მცენარეებსა და ცოცხალ ორგანიზმებში. გამომდინარე იქიდან, რომ სოფელ ბალიჭში სარწყავად მდინარის სუფთა წყალი გამოიყენება, ამიტომ გამოვრიცხავთ ნიადაგების დაბინძურება დაბინძურებული წყლიდან მომდინარეობდეს. ამ სოფელში ნიადაგების დაბინძურება ძირითადად საწარმოო მტვრის ნაწილაკების ნიადაგში აბსორბციის შედეგია. ბოლნისის რაიონის სოფლებიდან აღებული სინჯებიდან ირკვევა, რომ იმ სოფლების ნიადაგებია დაბინძურებული, რომლებიც ირწყვება დაბინძურებული მდინარის წყალით და ახლოს მდებარეობს საწარმოდან, რომელიც ბინძურდება ატმოსფერული ჰაერით.

ის ვარაუდი, რომ დაბინძურებული წყალი უფრო მეტად აბინძურებს ნიადაგებს კარგად ჩანს 2018 წლის მონაცემებში. ნიადაგის სინჯები დმანისის და ბოლნისის რაიონის სოფლებიდან აღებულ იქნა მათის თვეში. სინჯები გადატანილ იქნა მასსაჩუსეტსის უნივერსიტეტის გეომეცნიერებების დეპარტამენტში სადაც ჩემი ვიზიტის (ფულბრაითის პროგრამის ფარგლებში) დროს გამოკვლეულ იქნა 20 ელემენტის კონცენტრაცია და მათ შორის სპილენძის კონცენტრაციაც. მონაცემები იხილეთ ქვემოთ (ნახ. 23, 24, 25 და 26).

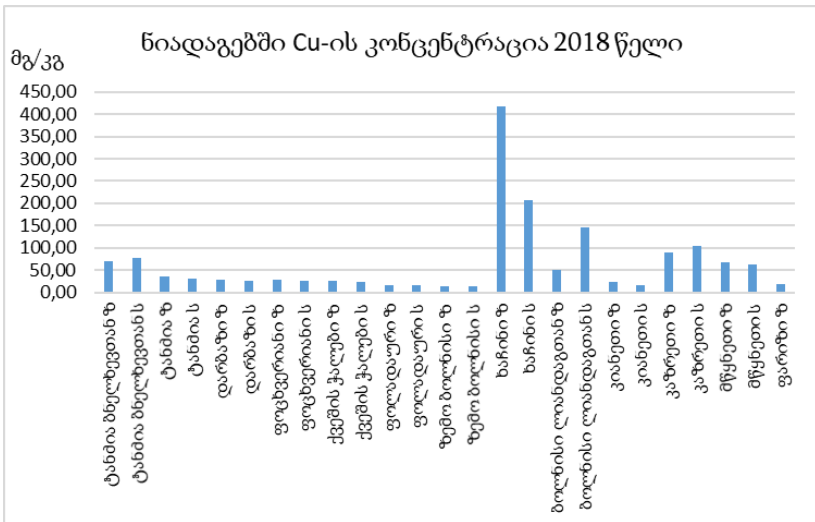


**ნახ. 23. დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლებში სპილენძის კონცენტრაცია ნიადაგის, ზედაპირსა (ზ) და სიღრმე (ს), 2018 წლის მაისი. მონაცემები წარმოდგენილია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში სპილენძის სდკ - 132 მგ/კგ.**

დმანისის რაიონის სოფლებში, რომელიც დაცილებულია საწარმოდან 5 კილომეტრზე მეტი რადიუსით სპილენძის კონცენტრაცია 20-დან 60 მგ/კგ-ის ფარგლებში მერყეობს. ხოლო დიდი დმანისის ნიადაგის სიღრმიდან და აბულბუქთან მდებარე ეკლესიასთან აღებულ სინჯებში სპილენძის კონცენტრაცია 115 მგ/კგ-ის ფარგლებშია. მართალია არ აღემატება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას, თუმცა სხვა სოფლებთან შედარებით, რაც უფრო ახლოსაა საკვლევი არეალი საბადოსთან მით უფრო იმატებს სპილენძის კონცენტრაცია.

ბოლნისის მუნიციპალიტეტში გამოკვლეულ იქნა შემდეგ სოფლებში: ტანძია ბნელხევთან, ტანძია, დარბაზი, ფოცხვერიანი, ქვეში, ფოლადაური, ხაჩინი (ბოლნისი), ქ. ბოლნისი, კიანეთი, კაზრეთი, მწყნეთი, ფარიზი, ბალიჭი და რატევანი (იხ. ნახ. 24, 25, 26).

ბოლნისის რაიონიდან აღებულ სინჯებიდან კარგად ჩანს, რაოდენ მაღალია ჩამდინარე წყლით დაბინძურებული ნიადაგების ხარისხი, რასაც უფრო დიდი დრო სჭირდება გასაწმენდად. ნახ. 24-დან ჩანს, რომ სოფელ ხაჩინში (ბოლნისი), როგორც ნიადაგის ზედაპირზე ასევე სიღრმეში მაღალია სპილენძის კონცენტრაცია. ელემენტის კონცენტრაციამ ზედაპირზე 416 მგ/კგ, ხოლო სიღრმეში 208 მგ/კგ შეადგინა. სინჯის აღების ადგილი წლების განმავლობაში ირწყვებოდა დაბინძურებული წყლით, რომელიც მე-4 სანაყაროდან ჩამოედინებოდა საკმაოდ დიდი დამაბინძურებლების შემცველობით. ადგილობრივი მოსახლეობა კი ასეთ წყალს მოიხმარდნენ სარწყავად.



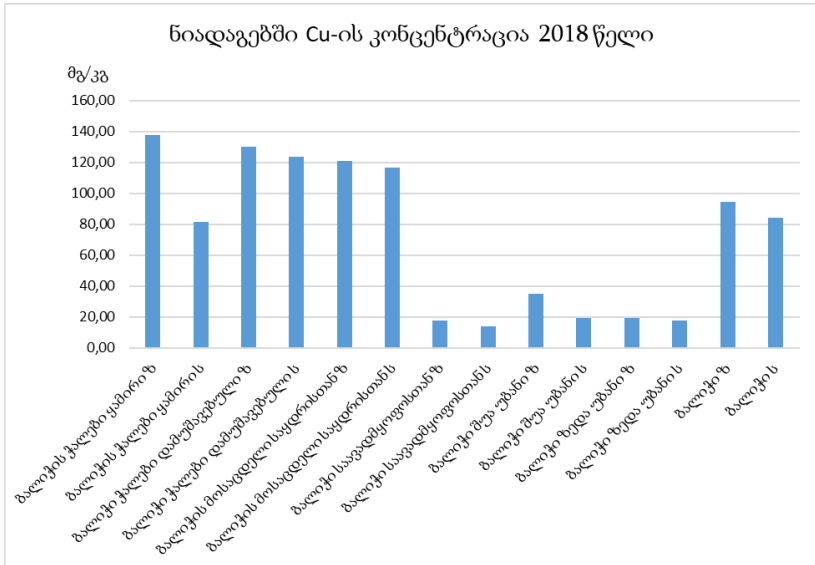
**ნახ. 24. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლებში სპილენძის კონცენტრაცია ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2018 წლის მასი. მონაცემები წარმოდგენილია მგ/კგ-ში.**

ნიადაგებში სპილენძის სდკ - 132 მგ/კგ.



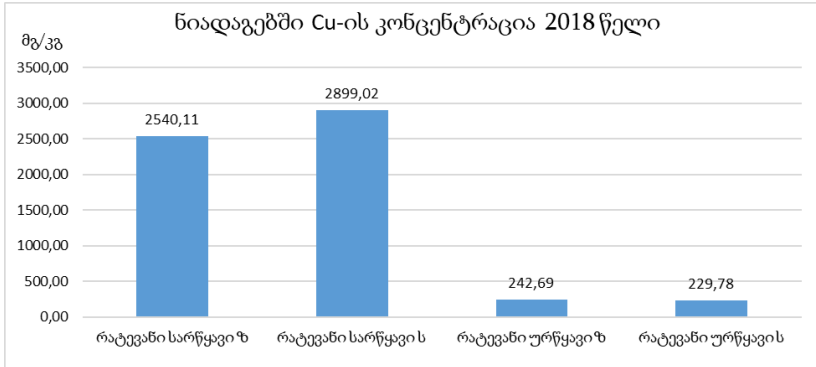
სპილენძის მაღალი შემცველობაა ბოლნისის რაიონში ეგრეთ წოდებულ ჭალებში Cu-145 მგ/კგ, სადაც წლების განმავლობაში მდინარე მაშავერას წყლის სარწყავად გამოყენება ხდებოდა.

რაც შეეხება სოფელ ბალიჭის ტერიტორიაზე (ნახ.25), რომელიც ყველაზე ახლოს მდებარეობს საყდრისის საბადოსთან, აღებულ იქნა რამდენიმე ლოკაციიდან ნიადაგის სინჯები. კვლევის შედეგებიდან ირკვევა, რომ რაც უფრო ახლოს მდებარეობს საკვლევი წერტილი საბადოსთან, მით უფრო იმატებს სპილენძის კონცენტრაცია და პირიქით. ასევე გამოკვლეულ იქნა სასოფლო სამეურნეო ნიადაგი, რომელიც იყო მოხნული და მის გვერდით არსებული მოუხნავი ე.წ. ყამირი ნიადაგი, თუ ამ ორ ნიშნულს შევადარებთ ერთმანეთს ნიადაგის ზედაპირებს შორის არ არის მკვეთრი განსხვავება, ხოლო სიღრმეებს შორის განსხვავებაა ყამირ ნიადაგის სიღრმეში უფრო ნაკლებია სპილენძის კონცენტრაცია, ვიდრე მოხნულში. ეს ფაქტი იმითიც შეიძლება აიხსნას, რომ ნიადაგის მრავალჯერადი მექანიკური დამუშავების დროს ზედა შრე ირღვევა. რისი მიზეზიც შეიძლება, იყოს ის რომ დამუშავებულ ნიადაგში ზედაპირზე და სიღრმეში სპილენძის კონცენტრაცია მსგავსია ერთურთის, ხოლო ყამირში ზედაპირზე მაღალია, სიღრმეში კი ნაკლები. თუმცა ამ ვარაუდის განმტკიცება მხოლოდ რამოდენიმე სადამკვირვებლო წერტილით არ შეიძლება მართებული იყოს. ვფიქრობთ ამ საკითხს უფრო სიღრმისეული შესწავლა სჭირდება.



**ნახ. 25. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფელი ბალოქის ნიადაგებში სპილენძის შემცველობა, 2018 წლის მაისი. მონაცემები წარმოდგენილია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში სპილენძის ზღვ - 132 მგ/კგ.**

2018 წელს ასევე ჩატარდა მეორე მნიშვნელოვანი კვლევა, რომელიც სოფელ რატევანში სარწყავ და ურწყავ ნიადაგებზე განხორციელდა (ნახ. 26). კვლევის პროცესში შერჩეულ იქნა სარწყავი ნიადაგი, რომელიც წლების განმავლობაში მუდმივად ირწყვებოდა დაბინძურებული მაშავერას წყლით. ურწყავი ნიადაგი კი სარწყავი ნაკვეთის სიახლოვეს მდებარეობდა, რომელიც ბოლო რამოდენიმე წელი არ ირწყვებოდა მდინარის წყლით.



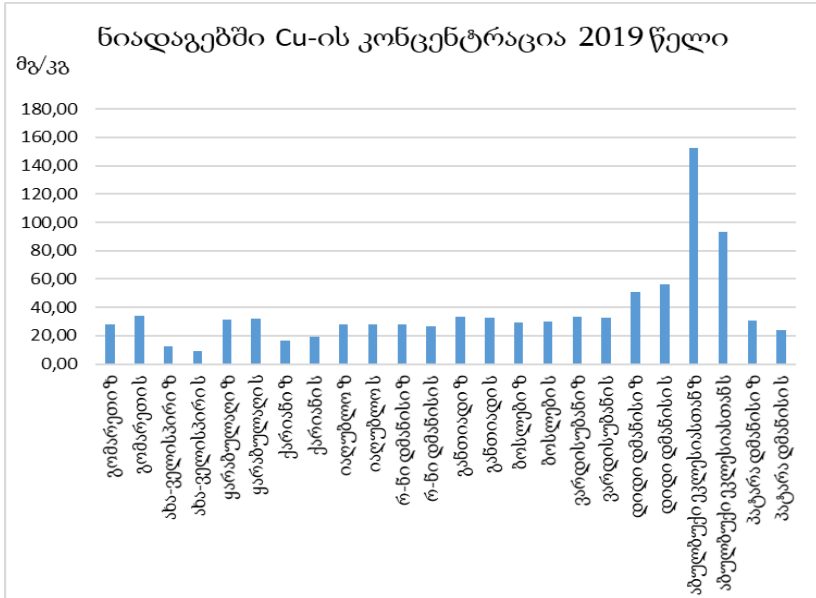
**ნახ. 26. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფელ რატევანის სარწყავ და ურწყავ ნიადაგებში სპილენძის კონცენტრაცია ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2018 წლის მაისი. მონაცემები წარმოდგენილია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში სპილენძის სდკ - 132 მგ/კგ.**

უნდა აღინიშნოს ისიც, რომ სინჯები აღებულ იქნა მაისში ამ პერიოდში კი ნაკლებია მორწყვის ინტენსივობა. რაც გვაფიქრებინებს იმას, რომ ნიადაგის დაბინძურება ძირითადად წინა წლებში განხორციელებული მორწყვების შედეგია. სოფელ რატევანში ჩატარებული კვლევის შედეგად ნათლად ჩანს, თუ რაოდენ მაღალია დაბინძურებული მდინარის წყლის მორწყვის შედეგად გამოწვეული ნიადაგის დაბინძურება. სარწყავი ნიადაგის ზედაპირზე სპილენძის კონცენტრაცია 10,5-ჯერ აღემატება ურწყავი ნიადაგის ზედაპირზე არსებულს, ხოლო სიღრმეში 12-ჯერ. ურწყავ ნიადაგში სპილენძის კონცენტრაცია მაღალია ზღვრულად დასაშვებ ნორმასთან შედარებით. მას თითქმის 100-ჯერ აღემატება, თუმცა განსხვავება მორწყულას და მოურწყავ ნიადაგებში სპილენძის შემცველობას შორის საკმაოდ მაღალია. კვლევის შედეგად შეიძლება ითქვას, რომ დიდი მნიშვნელობა აქვს

სარწყავი წყლის სისუფთავეს მორწყვის მომენტში. დაბინძურებულ ნიადაგს მართალია დროთა განმავლობაში შესაძლოა დაიკლოს მძიმე ლითონთა და სხვადასხვა დამაბინძურებელთა კონცენტრაციამ, რაც ელემენტთა სწრაფი მიგრაციითაა გამოწვეული, თუმცა მას ზოგჯერ რამოდენიმე ათეული წელიც კი სჭირდება, რომ მნიშვნელოვნად შემცირდეს მისი კონცენტრაცია ნიადაგში.

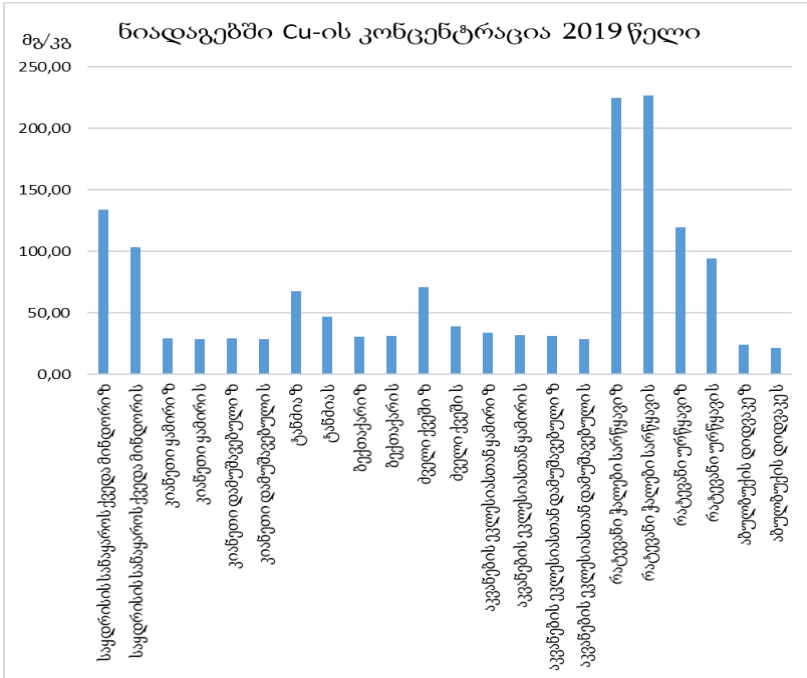
კომპანიის მხრიდან 2018 წელს დაიწყო მნიშვნელოვანი ეკოლოგიური პროექტების განხორციელება, რომლის შედეგებსაც მართალია 2018 წელს ჩატარებული კვლევების დროს ნათლად ვერ დავინახავთ, მაგრამ მომდევნო წლებში აშკარად შემცირდება დამაბინძურებელთა კონცენტრაციები, თუ ჩატარებული ეკოლოგიური სამუშაოები სრულფასოვნად იქნება შესრულებული.

2019 წელს სინჯების აღება განხორციელდა ივლისსა და აგვისტოში. სინჯების გადატანა განხორციელდა მასსაჩუქესის უნივერსიტეტის გეომეცნიერებების დეპარტამენტში, სადაც ჩატარდა გამოკვლევები მძიმე ლითონების შემცველობაზე. ნიადაგის ქიმიური მინერალიზაციის შემდეგ ელემენტების შემცველობა განისაზღვრა თანამედროვე და უახლესი ხელსაწყოს ICP\_MS-ის მეშვეობით. სინჯები აღებულ იქნა დმანისის, ბოლნისის, ჭიათურის, ჩხოროწყუს, ამბროლაურის, ონის და მესტიის მუნიციპალიტეტებში (ნახ. 27, 28, 29, 30 და 31).



**ნახ. 27. დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლებში სპილენძის კონცენტრაცია ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2018 წლის მაისი. მონაცემები წარმოდგენილია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში სპილენძის სდკ - 132 მგ/კგ.**

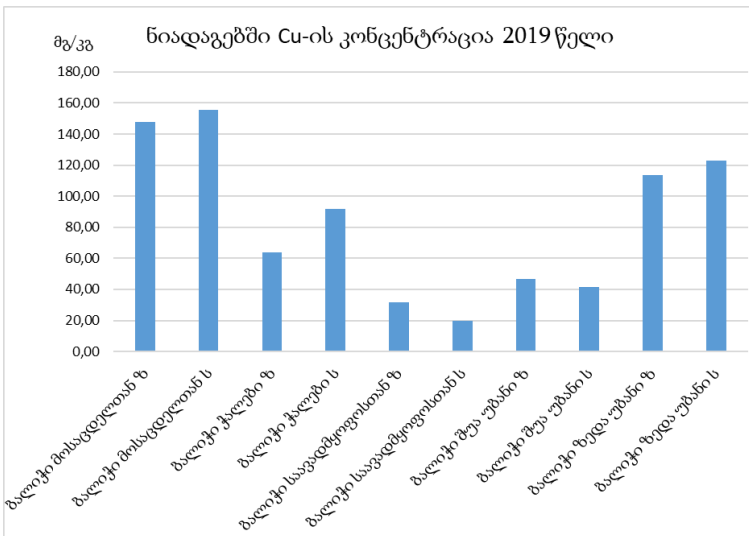
დმანისის მუნიციპალიტეტიდან აღებულ სინჯებში სპილენძის კონცენტრაცია 10 მგ/კგ-დან 80 მგ/კგ-მდე მერყეობს უმეტეს მათგანში, გარდა აბულბუქის ეკლესიასთან ნიადაგის ზედაპირიდან აღებულ სინჯშია სპილენძის კონცენტრაცია ზღვრულ დასაშვებ ნორმასთან შედარებით 20 ერთეულით მეტი.



**ნახ. 28. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლებში სპილენძის კონცენტრაცია ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2018 წლის მაისი. მონაცემები წარმოდგენილია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში სპილენძის სდკ - 132 მგ/კგ.**

ბოლნისის მუნიციპალიტეტში აღებული სინჯებიდან ირკვევა, რომ სოფელ რატევანში 2019 წელს სარწყავ ნიადაგში ურწყავთან შედარებით დაიკლო სპილენძის კონცენტრაციამ და თითქმის 12-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. 2019 წელს ურწყავ ნიადაგში ასევე ნაკლებია სპილენძის კონცენტრაცია. იგი 2018 წელთან შედარებით 2019 წელს 2-ჯერ შემცირდა. რატევანში სპილენძის კონცენტრაციის შემცირება გაწეულ გარემოსდაცვით ღონისძიებებთანაა დაკავ-

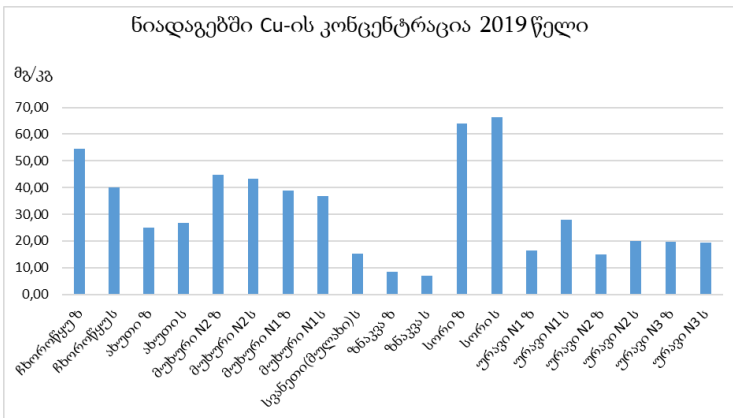
შირებული, რის გამოც დაბინძურებული მდინარე კაზრეთულა აღარ ჩაედინება მდინარე მაშავერაში. ამავე წელს ჩატარებული იქნა დაუხნავ და დახნულ ნიადაგებს შორის შედარება (ნახ. 28) კიანეთი ყამირსა და კიანეთ დამუშავებულს შორის არ არის მნიშვნელოვანი სხვაობა, როგორც სიღრმეში ასევე ზედაპირზე 29 მგ/კგ-ის ფარგლებშია. ასევე ერთნაირია აკვანების ეკლესიასთან ყამირ და დამუშავებულ ნიადაგის სინჯებში სპილენძის კონცენტრაცია, რაც 32 მგ/კგ-ის ფარგლებშია. აღნიშნული ექსპერიმენტის მიხედვით სპილენძის შემცველობის მნიშვნელოვანი განსხვავება არ დაფიქსირებულა დახნულ და დაუხნავ ნიადაგებს შორის.



**ნახ. 29. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფელი ბალოქის ნიადაგებში სპილენძის შემცველობა, 2019 წლის მაისი. მონაცემები წარმოდგენილია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში სპილენძის სდკ - 132 მგ/კგ.**

სოფელ ბალიჭში აღებულ იქნა რამოდენიმე წერტილიდან ნიადაგის სინჯები (იხ. ნახ. 29), როგორც ზედაპირიდან ასევე სიღრმიდან. აღებული სინჯების მიხედვით ჩანს, რომ საორიენტაციო დასაშვებ კონცენტრაციას სპილენძის კონცენტრაცია აღემატება ბალიჭს მოსაცდელთან აღებულ სასოფლო სამეურნეო სავარგულის სინჯში, როგორც ზედაპირზე ასევე სიღრმეში. სხვა სინჯებში კი ნორმის ფარგლებშია სპილენძის კონცენტრაცია.

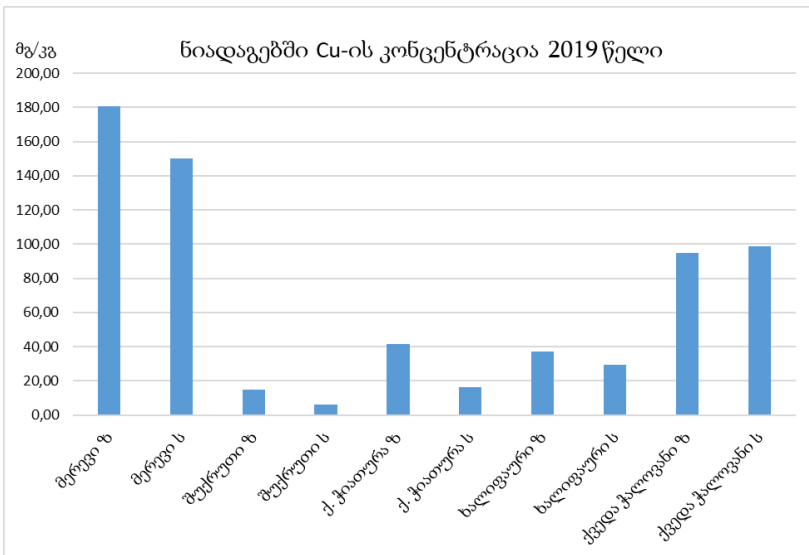
დასავლეთ საქართველოში 2019 წელს სინჯები აღებულ იქნა ჩხოროწყუს, მესტიის, ამბროლაურის, ონის და ჭიათურის მუნიციპალიტეტებში (ნახ. 30 და 31). სინჯების აღება განხორციელდა, როგორც ნიადაგის ზედაპირიდან ასევე სიღრმიდან. სინჯებში ქიმიური ელემენტების შემცველობა გამოკვლეულ იქნა მასსაჩუსეტსის უნივერსიტეტის გეომეცნიერებების დეპარტამენტში სტაჟირების დროს. კვლევის შედეგებიდან ჩანს, რომ ჩხოროწყუს, ახუთის, მუხურის, მულახის, ზნაკვას, სორის და ურავის სოფლებში სპილენძის კონცენტრაცია არ აღემატება ზღვრულად დასაშვებ ნორმებს.



ნახ. 30. ჩხოროწყუს, მესტიის, ამბროლაურის და ონის მუნიციპალიტეტების სოფლების ნიადაგებში სპილენძის შემცველობა, 2019 წლის მაისი. მონაცემები წარმოდგენილია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში სპილენძის სდვ - 132 მგ/კგ.



ჭიათურის სოფლებში აღებულ სინჯებიდან სპილენძის კონცენტრაცია საორიენტაციოდ დასაშვებ კონცენტრაციას სოფელ მერევში აღემატება. მერევში სპილენძის კონცენტრაციამ ნიადაგის ზედაპირზე 180 მგ/კგ, ხოლო სიღრმეში 150 მგ/კგ შეადგინა. ხოლო დანარჩენ სოფლებში შუქრეთში, ქ. ჭიათურაში, ხალიფაურში და ქვედა ჭალოვანში ნორმის ფარგლებშია.



**ნახ. 31. ჭიათურის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგებში სპილენძის შემცველობა, 2019 წლის მაისი. მონაცემები წარმოდგენილია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში სპილენძის სდვ - 132 მგ/კგ.**

#### 4.2. თუთია

მენდელეევის პერიოდულ სისტემაში მე-12 ჯგუფში შედიან თუთიის (Zn), კადმიუმის (Cd) და ვერცხლისწყლის

(Hg) ელემენტები. ამ ლითონების კონცენტრაცია დედამიწის ქერქში საკმაოდ დაბალია. ეს ლითონები ქმნიან ნაერთებს, რომლებიც მათი დაჟანგვის რიცხვის მიხედვით არ აღემატება +2-ს და ადვილად წარმოქმნის მეტალურ იონებს. ნაერთებს შორის ბმის სიძლიერე იზრდება, შემდეგი თანმიმდევრობით:  $Hg < Cd < Zn$ .  $Zn^{2+}$ -ს და  $Cd^{2+}$ -ს იონები ძალიან არასტაბილური ლითონებია  $Hg^{+1}$ -თან შედარებით. Cd-ის და Hg-ის ტოქსიკურობა კარგად არის ცნობილი, ხოლო თუთიას გარემოსთვის აქვს უზარმაზარი ბიოლოგიური მნიშვნელობა. თუთია, როგორც ლითონი ცნობილია შუა საუკუნეებიდან, მაგრამ სამრეწველო მოპოვება ევროპაში მხოლოდ მე -18 საუკუნის ბოლოს დაიწყო. თუთია საკმაოდ მოძრავი ელემენტია და გარემოში სხვადასხვა გარემო პირობების მოქმედების შედეგად ადვილად შედის კარბონატებთან რეაქციაში [70]. იგი ასევე შეიწოვება მინერალების და ორგანული ნაერთების მეშვეობით, განსაკუთრებით გოგირდის ანიონების არსებობისას. ზოგიერთი ყველაზე გავრცელებული ნაერთებია თუთიის ქლორიდი,  $ZnCl_2$ ; თუთიის ოქსიდი,  $ZnO$ ; თუთიის სულფატი,  $ZnSO_4$ ; 1998 წლის წარმოებასთან შედარებით დღემდე 15%-ით გაიზარდა თუთიის წარმოება. თუთიის ძირითადი საბადოები შედგება სფალერიტისგან  $ZnS$ . შედარებით გავრცელებულია ასევე სმითსონიტი,  $ZnCO_3$ . თუთიის საბადოები შეიცავს სხვადასხვა ელემენტებს, როგორცაა Pb, Cu, Ag და Cd, რომელთაგან Cd ყველაზე მჭიდროდ არის დაკავშირებული Zn-თან [71]. თუთია გამოიყენება მრავალ სამრეწველო ინდუსტრიაში, როგორცაა ფოლადის, კოროზია შედეგ და სხვა ლითონების წარმოებაში. ეს არის სხვადასხვა შენადნობების მნიშვნელოვანი კომპონენტი და ფარ-

თოდ გამოიყენება, როგორც კატალიზატორი სხვადასხვა ქიმიურ წარმოებაში (მაგ., რეზინი, პიგმენტები, პლასტმასი, საპოხი მასალები და პესტიციდები). მრავალმხრივი თვისებების გამო, მისი გამოყენება ასევე ხდება ბატარეებში, საავტომობილო ტექნიკაში, მილებში, მედიცინაში და საყოფაცხოვრებო მოწყობილობებში.

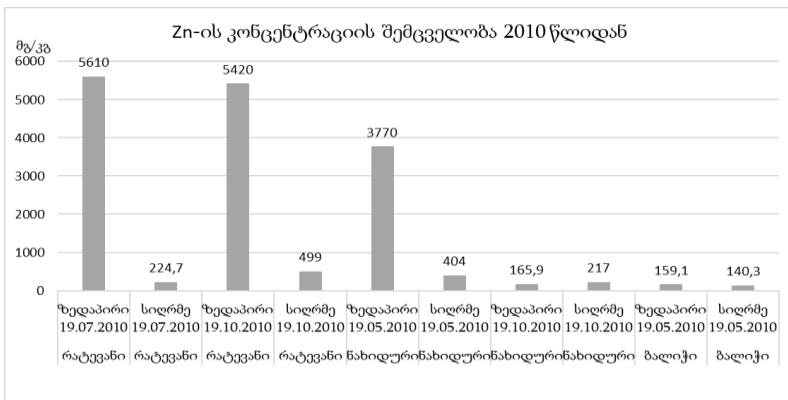
თუთია არათანაბრად არის განაწილებული ნიადაგში და მისი კონცენტრაცია 10-დან 300 მგ/კგ-მდე მერყეობს [72]. თუთიის ყველაზე მაღალი შემცველობა შეინიშნება კირქვიან და ორგანულ ნიადაგებში. ცნობილია, რომ სამეურნეო პრაქტიკის შედეგად ნიადაგების ზედაპირზე იზრდება Zn-ის შემცველობა. მიუხედავად იმისა, რომ Zn უმეტეს ნიადაგებში ძალიან მოძრავი ელემენტია, თიხის ფრაქციებს და ნიადაგის ორგანულ ფორმებს შეუძლიათ მისი შებოჭვა და შენარჩუნება, განსაკუთრებით ნეიტრალურ და ტუტე pH-ის პირობებში. გამოთვლილია, რომ თიხის ფრაქციას შეუძლია გააკონტროლოს ნიადაგში განაწილებული თუთიის დაახლოებით 60%. როგორც ჩანს, ნიადაგში თუთია ორი განსხვავებული მექანიზმით ურთიერთქმედებს, ესენია: პირველი, სორბცია: მჟავა გარემოში, რომელიც დაკავშირებულია კატიონის გაცვლით ტევადობასთან, ხოლო მეორე, ტუტე გარემოში, რომელიც ითვლება ქიმიოსორბციად. Al, Fe და Mn ჰიდროქსიდები, როგორც ჩანს, ზოგიერთ ნიადაგში მნიშვნელოვანია Zn-ის შესაკავშირებლად. Zn-ის ქცევა და ფიტომელწევადობა კონტროლდება ნიადაგის რამდენიმე პარამეტრით და ისინი ძალიან განსხვავდებიან სხვადასხვა ნიადაგში [73]. სილიკატებს, კარბონატებს, ფოსფატებს, ოქსიდებს და ორგანულ ნივთიერებებს შეუძლიათ წვლილი შეიტანონ ნიადაგში თუ-

თიის ლითონის შეკავებაში. ნიადაგის ხსნარში Zn გვხვდება თავისუფალი და კომპლექსური იონების სახით, როგორც კათიონები:  $Zn^{2+}$ ,  $ZnCl^+$  და  $ZnOH^+$ ,  $ZnHCO^{3+}$  და ანიონების სახით:  $ZnO_2^{2-}$ ,  $Zn(OH)^{3-}$ .

გარემოში Zn-ის მოხვედრის ძირითადი წყაროებია არაფერადი ლითონის ინდუსტრია და სოფლის მეურნეობა. ზოგიერთ სასუქს და განსაკუთრებით სუპერ ფოსფატს შეუძლია მნიშვნელოვნად შეუწყოს ხელი ნიადაგში Zn-ის კონცენტრაციის გაზრდას [74]. ძალიან რთული ამოცანაა ნიადაგში Zn დაბინძურების შეფასება. ანთროპოგენური Zn ტყის ნიადაგებში ძირითადად სამრეწველო წარმოშობისაა, ხოლო სასოფლო-სამეურნეო ნიადაგებში შეიძლება იგი მრავალი სხვა წყაროდან წარმოიშვას. გარემოში თუთია სხვადასხვა წყაროებიდან ხვდება, ისეთებიდან როგორებიცაა ატმოსფერული ნალექები, სასუქები, პესტიციდები, საკანალიზაციო ნალექები, გალვანიზირებული მასალები, ნაკელი, ნარჩენები, წიდა, ნაცარი და სხვა, რომლის მიხედვითაც განსხვავდება მისი ქიმიური სახეობები. ფერადი ლითონების შენადნობ ქარხნებთან და დაბინძურებულ ადგილებთან ახლოს, თუთიის დონე სხვა ლითონებთან ერთად შეიძლება იყოს საკმაოდ მაღალი, რაც მერყეობს 443-დან 1112 მგ /კგ-მდე [75].

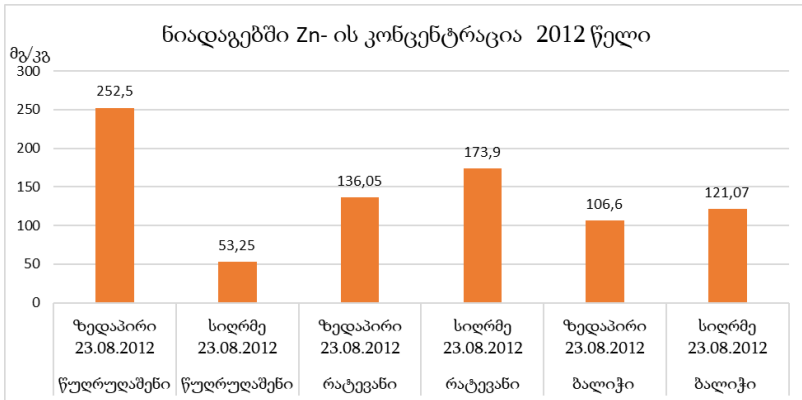
თუთია ადამიანის ჯანმრთელობისთვის მეტად სასარგებლო ელემენტია, თუმცა მისი ჭარბი რაოდენობა საკმაოდ მავნეა ადამიანის ჯანმრთელობისთვის. ჩვენს მიერ გამოკვლეულ იქნა ინდუსტრიულად აქტიურ მუნიციპალიტეტების ზოგიერთ ნიადაგში თუთიის კონცენტრაცია 2010, 2012, 2013, 2014, 2015, 2017, 2018 და 2019 წლებში. განვიხილოთ თუთიის კონცენტრაცია თითოეულ წელს. 2010 წელს ნიადა-

აგის სინჯები აღებულ იქნა რატევანის (ივლისი, ოქტომბერი), ბალიჭის (მაისი) და ნახიდურის (მაისი, ოქტომბერი) ნიადაგებიდან. თუთიის ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაცია ნიადაგში 300 მგ/კგ-ია. სოფელ რატევანის ზედაპირიდან აღებულ ნიადაგის სინჯში თუთიის კონცენტრაცია ივლისში 5610 მგ/კგ-ს და ოქტომბერში 5420 მგ/კგ-ს შეადგენს (იხ. ნახ. 32). მონაცემების მიხედვით თუთიის კონცენტრაცია 18-ჯერ აღემატება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას. რაც შეეხება სიღრმეს ოქტომბერში 1.6-ჯერ აღემატება თუთიის შემცველობა ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას. ასევე მაღალია მაისში ნახიდურიდან აღებულ სინჯებში ლითონის კონცენტრაცია. ნახიდურში 2010 წლის მაისში ნიადაგის ზედაპირზე თუთიის შემცველობა 12-ჯერ აღემატება დასაშვებ ნორმას, ხოლო სიღრმეში 1.3-ჯერ.



**ნახ. 32. თუთიის კონცენტრაცია სოფელ რატევანის, ნახიდურის, ბალიჭის ნიადაგების ზედაპირსა და სიღრმეში 2010 წლის მაისში, ივლისში და ოქტომბერში. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზღვ - 300 მგ/კგ.**

უნდა აღნიშნოს, რომ ამ სოფლების სავარგულები წლების განმავლობაში ირწყვებოდა დაბინძურებული მდინარე მაშავერით. ხოლო სოფელ ბალიჭში არ გამოიყენებოდა სარწყავად მდინარის წყალი. შესაბამისად ლითონის შემცველობა არ აღემატებოდა ზღვულად დასაშვებ ნორმას (ნახ. 33).

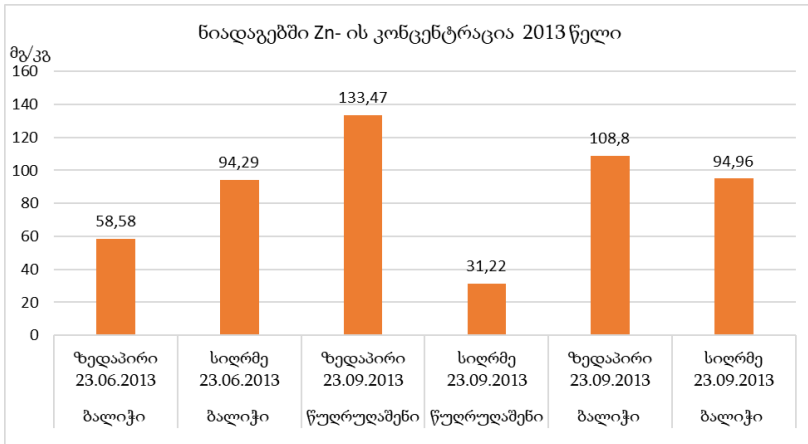


**ნახ. 33. თუთიის კონცენტრაცია სოფელი წულრულაშენის, რატევანის და ბალიჭის ნიადაგების ზედაპირსა და სიღრმეში 2012 წლის აგვისტოში. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზღვ - 300 მგ/კგ.**

2012 წელს სინჯები აღებულ იქნა წულრულაშენიდან, რატევანიდან და ბალიჭიდან (იხ. ნახ. 33). სინჯები აღებულ იქნა აგვისტოში. უნდა აღინიშნოს, რომ სამივე ლოკაციაზე ნიადაგები არ ირწყვებოდა მდინარის წყლით. სოფელ რატევანში 2010 წლისგან განსხვავებით 2012 წელს შერჩეული იქნა ისეთი საკვლევი არეალი, რომელიც იყო ურწყავი და არ იყენებდნენ დაბინძურებულ მდინარის წყალს სარწყავად. სხვა სოფლებთან შედარებით წულრულაშენში აღებულ ნიადაგის

ზედაპირზე თუთიის შემცველობა მაღალია, თუმცა ზღვრულ დასაშვებ კონცენტრაციას არ აღემატება.

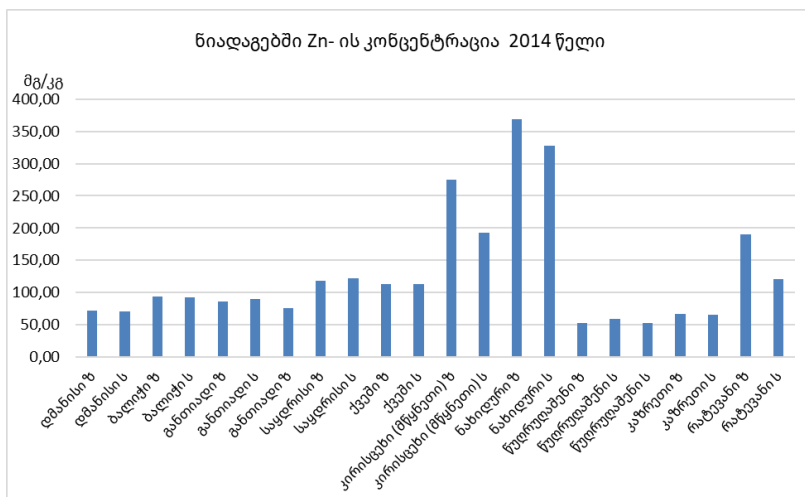
2013 წელს ნიადაგები აღებულ იქნა ბალიჭში ივნისსა და სექტემბერში, წულრულაშენში კი სექტემბერში. აღნიშნულ პერიოდში აღებულ სინჯებში თუთიის კონცენტრაცია ექვსივე სინჯში არ აღემატება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას. ამ სოფლებში დაბინძურების გავრცელების წყარო ძირითადად ატმოსფერული ჰაერია (ნახ. 34).



**ნახ. 34. თუთიის კონცენტრაცია სოფელი ბალიჭის და წულრულაშენის ნიადაგების ზედაპირსა და სიღრმეში, 2013 წლის ივნისი და სექტემბერი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზღვ - 300 მგ/კგ.**

2014 წელს ჩემი სტაჟრების დროს სავანა რივერის ეკოლოგიურ ლაბორატორიაში გამოკვლეულ იქნა ბოლნისის, დმანისის, ჭიათურის, ზესტაფონის და ოზურგეთის სოფლების ნიადაგებში თუთიის შემცველობა. ქიმიური ელემენტების შემცველობა განხორციელდა ICP\_MS-ის მეშვეობით. მი-

ღებული მონაცემებიდან ირკვევა, რომ ბოლნისის რაიონის სოფელ ნახიდურში თუთიის კონცენტრაცია აღემატება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას. ასევე მაღალია მწყნეთში მისი შემცველობა, თუმცა დასაშვებ ნორმას არ აღემატება (ნახ. 35).

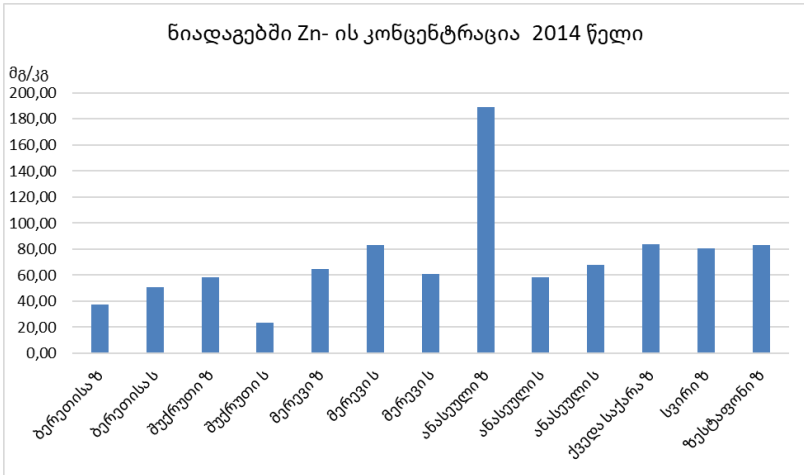


**ნახ. 35. სპილენძის კონცენტრაცია ბოლნისისა და დმანისის რაიონის ზოგიერთი სოფლის ნიადაგის ზედაპირსა და სიღრმეში, 2014 წლის მაისი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში.  
ნიადაგებში თუთიის ზღვ - 300 მგ/კგ.**

სოფელ ნახიდურში ინტენსიურად იყენებდნენ მდინარე მაშავერას წყალს, რომელსაც ამ პერიოდისთვის მძიმე ლითონების საკმაოდ მაღალი კონცენტრაცია გააჩნდა. რაც შეეხება დმანისის და ბოლნისის რაიონის სხვა სოფლებს აქ თუთიის კონცენტრაცია არ აღემატება ზღვრულად დასაშვებ ნორმას.

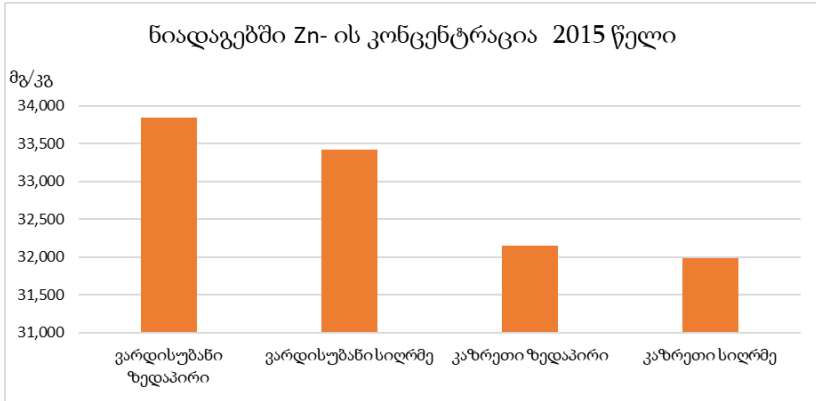


დასავლეთ საქართველოში 2014 წელს გამოკვლეულ იქნა ჭიათურაში: ბერეთისას, მერევის და შუქრუთის; ოზურგეთში: ანასეულის; ზესტაფონში: ქვედა საქარას, სვირის და ქ. ზესტაფონის ნიადაგებში თუთიის შემცველობა (ნახ. 36).



**ნახ. 36. თუთიის კონცენტრაცია ჭიათურის, ზესტაფონის და ოზურგეთის მუნიციპალიტეტების ზოგიერთი სოფლის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) 2014 წლის მაისი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზღვ - 300 მგ/კგ.**

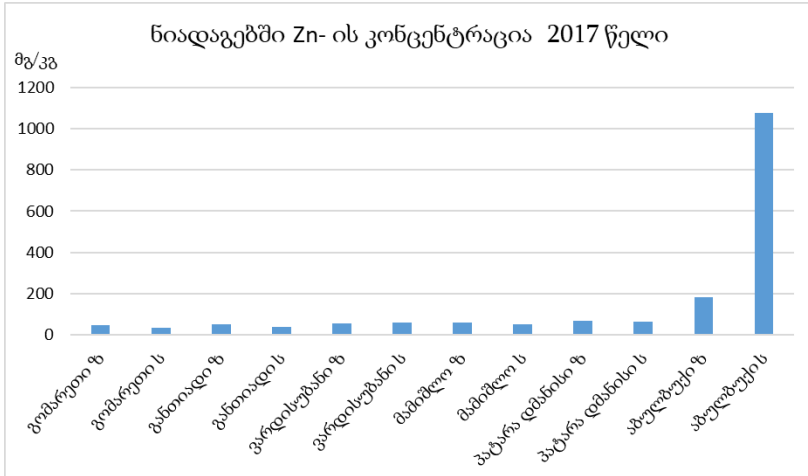
აღებული ნიადაგის სინჯებიდან თუთიის შემცველობა თითქმის ერთნაირ დიაპაზონშია გარდა ანასეულის ნიადაგის ზედაპირისა 180 მგ/კგ, თუმცა არცერთ შემთხვევაში ზღვრულად დასაშვებ ნორმას არ აღემატება ნიადაგში თუთიის შემცველობა (ნახ. 37).



**ნახ. 37. თუთიის კონცენტრაცია ვარდისუბნის და კაზრეთის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2015 წლის მაისი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზღვ - 300 მგ/კგ.**

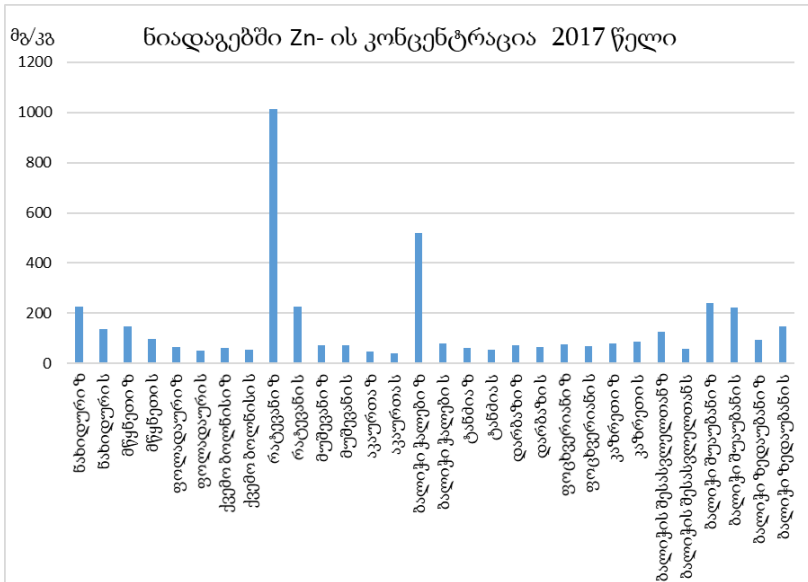
რაც შეეხება 2015 წელს ამ პერიოდში გამოკვლეულ იქნა თუთიის კონცენტრაცია დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფელ ვარდისუბნის და ბოლნისის რაიონის სოფელი კაზრეთის სავარგულებში. ჩვენს მიერ აღებულ სინჯებში თუთიის კონცენტრაცია არ აღემატება ზღვრულად დასაშვებ ნორმას, მისი შემცველობა ამ ნიადაგებში მცირე რაოდენობითაც კია, თუმცა ეს არ ნიშნავს იმას, რომ ამ პერიოდში დაბინძურება არ იყო საბადოს მიმდებარე ტერიტორიაზე.

2017 წელს კვლევა ჩატარდა დმანისის და ბოლნისის მუნიციპალიტეტების 21 სოფელში. თითოეულ სოფელში სინჯები აღებული იქნა, როგორც ზედაპირიდან, ასევე სიღრმიდან (ნახ. 38 და 39).



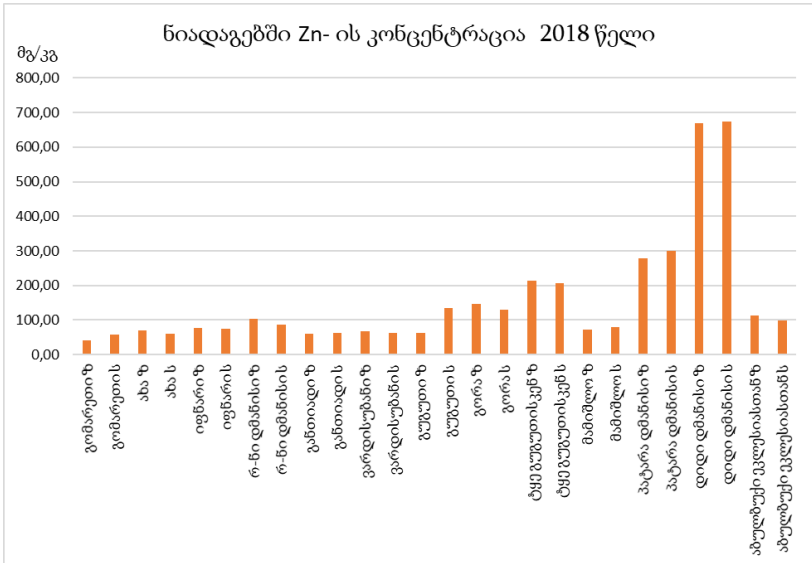
**ნახ. 38. თუთიის კონცენტრაცია დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) 2017 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზღვ - 300 მგ/კგ.**

დმანისის მუნიციპალიტეტში აღებულ ნიადაგის სინჯებში თუთიის კონცენტრაცია აბულბუქის სიღრმეში 3.6-ჯერ აღემატება ზღვრულად დასაშვებ ნორმას. ჩვენს მიერ შესწავლილ დანარჩენ სოფლებში თუთიით დაბინძურებული ნიადაგები არ გვხვდება. რაც შეეხება ბოლნისის რაიონის სოფლებს, აქ თუთიის კონცენტრაცია იმატებს იმ სოფლებში, რომლებიც ახლოს მდებარეობს საწარმოსთან და დაბინძურებული მდინარის წყლით ირწყვება. სოფელ რატევანში სპილენძის კონცენტრაცია მაღალია ზედაპირიდან აღებულ სინჯში, რაც 3.5-ჯერ აღემატება ზღვრულად დასაშვებ ნორმას. ბალიჭის ქალაში აღებულ ზედაპირის სინჯში კი 1.7-ჯერ. დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგებთან შედარებით ბოლნისის რაიონის სოფლებში თუთიის საშუალო კონცენტრაცია 2017 წელს 2.7-ჯერ მეტია.



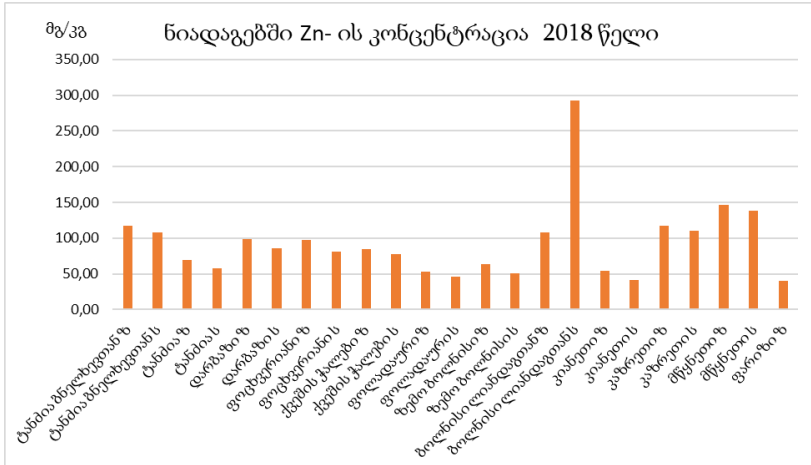
**ნახ. 39. თუთიის კონცენტრაცია ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2017 წლის მაისი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზდკ - 300 მგ/კგ.**

2017 წელს იშვიათად ტარდებოდა მტვრის გაფრქვევა-თა შემამცირებელი ღონისძიებები. ნიადაგში მტვრის დალექვა კი დროთა განმავლობაში მიმდინარეობს, რომელიც ნათლად ჩანს 2018 წლის ნიადაგებში (იხ. ნახ. 40). სოფელ პატარა დმანისში 2017 წელს თუთიის შემცველობა 65 მგ/კგ-ის ფარგლებშია, ხოლო 2018 წელს თითქმის ოთხმაგდება და ზღვრულ დასაშვებ კონცენტრაციას უტოლდება. ასევე მაღალია დიდ დმანისში ლითონის შემცველობა, როგორც ზედაპირზე ასევე სიღრმეში 2.2-ჯერ მეტია დასაშვებთან შედარებით.



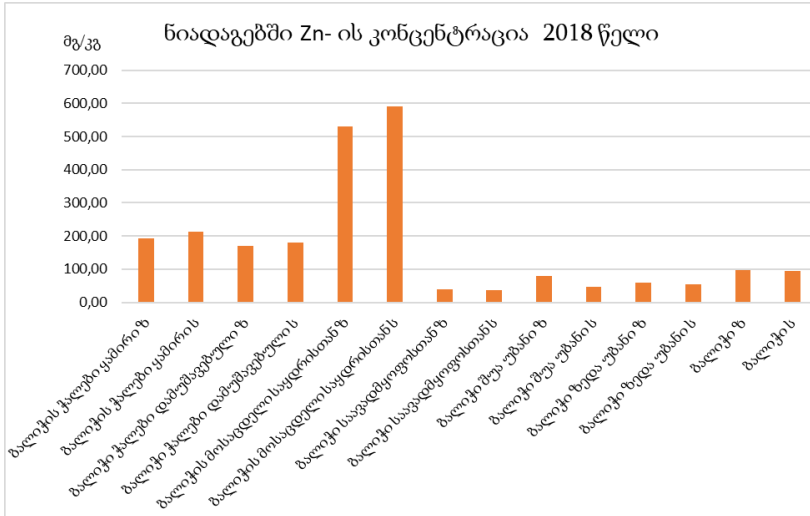
**ნახ. 40. თუთიის კონცენტრაცია დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) 2018 წლის მაისი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზდგ - 300 მგ/კგ.**

ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლებში თუთიის კონცენტრაცია კვლავ სოფელი რატევნის და ბალიჭის ნიადაგებშია მაღალი. სხვა სოფლების ნიადაგში მართალია თუთიის კონცენტრაცია მაღალია დმანისის რაიონის სოფლებთან შედარებით, თუმცა დასაშვებ ნორმას არ აღემატება (ნახ. 41, 42 და 43).



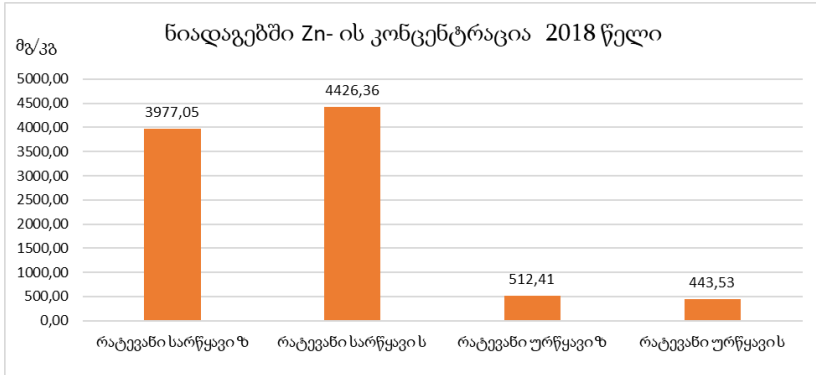
**ნახ. 41. თუთიის კონცენტრაცია ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2018 წლის მაისი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზღვ - 300 მგ/კგ.**

სოფელი ბალიჭის ტერიტორიაზე თუთიის საშუალო კონცენტრაციის შემცველობა 2017 წელთან შედარებით 2018 წელს 1.1-ჯერ შემცირდა. თუმცა ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას კვლავ აღემატება ბალიჭის მოსაცდელთან საყდრისის მხარეს აღებულ ნიადაგის სინჯში. ამავე წელს ჩატარდა კვლევა სოფელ ბალიჭში დამუშავებულ და დაუმუშავებელ ნიადაგს შორის ლითონების შემცველობის სხვაობის დადგენასთან დაკავშირებით. სოფელი ბალიჭის ჭალებში შეირჩა დახნული და დაუხნავი ტერიტორიები, საიდანაც სინჯების აღება განხორციელდა. მიღებული კვლევის მონაცემების მიხედვით კი თუთიის კონცენტრაციის შემცველობის მნიშვნელოვანი ცვლილება არ შეინიშნება (ნახ. 42).



**ნახ. 42. თუთიის კონცენტრაცია სოფელი ბალოქის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2018 წლის მაისი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზღვ - 300 მგ/კგ.**

სოფელ რატევაწში, როგორც ავღნიშნეთ დაბინძურება კვლავ დიდია განსაკუთრებით სარწყავი ნიადაგებიდან აღებულ ნიმუშებში. სარწყავი ნიადაგის ზედაპირზე თუთიის კონცენტრაცია დასაშვებ კონცენტრაციას 13-ჯერ აღემატება, ხოლო სიღრმეში 14.7-ჯერ. მაღალია ასევე ურწყავი ნიადაგებისთვის თუთიის კონცენტრაცია ზედაპირზე 1.7-ჯერ, ხოლო სიღრმეში 1.4-ჯერ აღემატება დასაშვებ ნორმას. უნდა აღინიშნოს, რომ კვლევის მიხედვით წყლით დაბინძურების ხარისხი მაღალია და იგი ნიადაგის უფრო ღრმა ფენებში აღწევს, ვიდრე ატმოსფერული ჰაერით დაბინძურებისას.



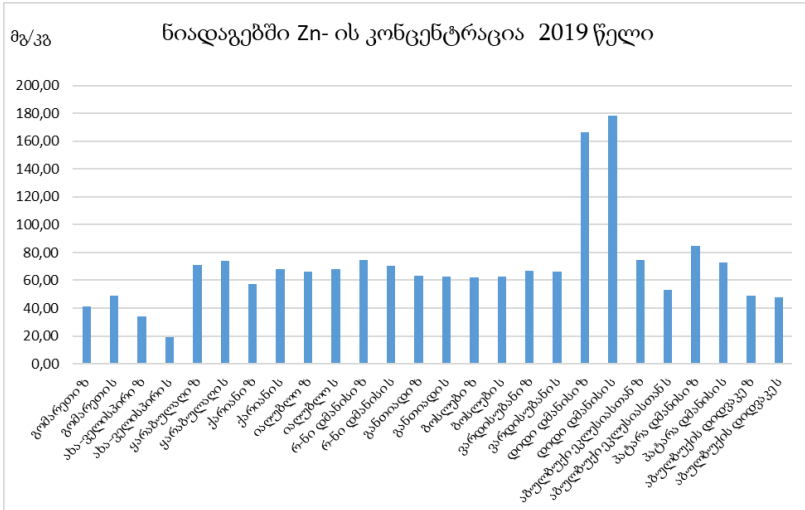
**ნახ. 43. თუთიის კონცენტრაცია სოფელი რატევის სარწყავ და ურწყავი ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2018 წლის მაისი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზღვ - 300 მგ/კგ.**

სოფელ რატევანში მიზანშეწონილი იქნება მოსახლეობას მიეცეს რეკომენდაცია, რომ აღნიშნულ ნაკვეთებზე არ დათესოს ერთწლიანი კულტურები, რომლებიც მნიშვნელოვნად იგროვებენ მძიმე ლითონებს. უპირანი იქნება, თუ მრავალწლიან მცენარეებზე შეაჩერებენ არჩევანს, რომელიც ნაკლებად ითვისებს ნიადაგიდან მძიმე ლითონებს. ეს მეთოდი გამართლებულია იმ თვალსაზრისითაც, რომ მძიმე ლითონების მიგრაციას ნიადაგიდან წლები ჰრდება, ამიტომ მნიშვნელოვანია ასეთ დროს სწორედ იქნას შერჩეული მცენარე. აღნიშნული მიმართულებით ჩვენს მიერ ჩატარებული იქნა, რამდენიმე საპილოტე ცდა, რომელმაც წინასწარი შედეგები მოგვცა [76] [77].

2019 წელს ნიადაგის სინჯები აღებულ იქნა ბოლნისის, დმანისის, ჭიათურის, ჩხოროწყუს, ამბროლაურის, ონის და მესტიის ზოგიერთი სოფლებიდან, როგორც ზემოთ ავ-



ღნიშნეთ სინჯები ჩემს მიერ გამოკვლეულ იქნა მასსაჩუსეტსის უნივერსიტეტში გეომეტრიკების დეპარტამენტში. ნიადაგის სინჯებში ქიმიური ელემენტების შემცველობა გამოკვლეულ იქნა ICP-MS-ის მეშვეობით (ნახ. 44).

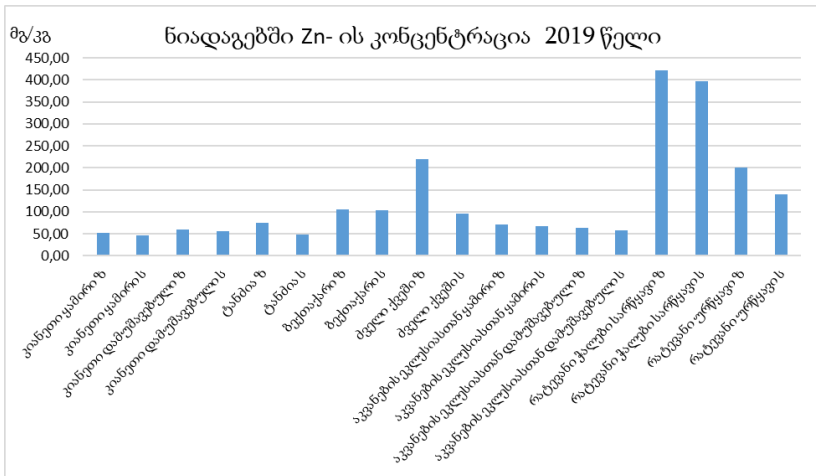


**ნახ. 44. თუთიის კონცენტრაცია დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2019 წლის მაისი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზღვ - 300 მგ/კგ.**

2019 წელს თუთიის შემცველობა 2018 წელთან შედარებით მნიშვნელოვნად არის შემცირებული. აღნიშნული ცვლილება ნათლად ჩანს პატარა დმანისის და დიდი დმანისის სოფლების მონაცემების ერთმანეთთან შედარებისას. 2019 წელს დიდ დმანისში ნიადაგის ზედაპირზე თუთიის კონცენტრაცია 4-ჯერ შემცირდა, ხოლო სიღრმეში 3.7-ჯერ 2018 წლის მონაცემებთან შედარებით. პატარა დმანისში კი

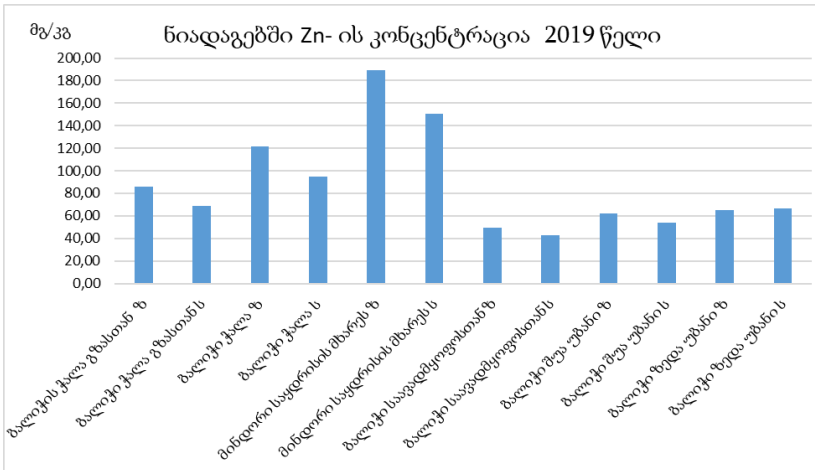
ზედაპირიდან აღებულ სინჯში 3.4-ჯერ შემცირდა თუთიის კონცენტრაცია (იხ. ნახ. 40 და 44) .

კლების მნიშვნელოვანი ტენდენცია შეინიშნება ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლებშიც. აქედან აღსანიშნავია სოფელი რატევის სარწყავი და ურწყავი ნიადაგების ტერიტორიები სადაც წინა წლებთან შედარებით თითქმის 10-ჯერ არის დაკლებული თუთიის კონცენტრაცია. მართალია სარწყავ ნიადაგში ელემენტის კონცენტრაცია კვლავ აღემატება ზღვრულად დასაშვებს 1.4-ჯერ, თუმცა 2018 წელს იგივე ლოკაციაზე 14-ჯერ აღემატებოდა ნორმას. აღნიშნული კლება გამოწვეულია პირველ, რიგში მნიშვნელოვანი გარემოსდაცვითი ღონისძიებების გატარებით, რომლის შედეგადაც დიდი დამაბინძურებელი წყაროების აღკვეთა და შემცირება განხორციელდა (ნახ. 45, 46 და 47).



**ნახ. 45. თუთიის კონცენტრაცია ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2019 წლის მაისი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზღვ - 300 მგ/კგ.**

სოფელ ბალიჭშიც მნიშვნელოვნად არის თუთიის კონცენტრაცია შემცირებული 2018 წელთან შედარებით. 2017 წელს ბალიჭის ნიადაგებში თუთიის საშუალო კონცენტრაციამ 186 მგ/კგ შეადგინა, 2018 წელს 168 მგ/კგ, ხოლო 2019 წელს 87 მგ/კგ. 2019 წლის მონაცემებით თუთიის შემცველობა სოფელ ბალიჭში 1.9-ჯერ არის შემცირებული 2018 წელთან შედარებით და 2.1-ჯერ 2017 წელთან შედარებით (ნახ. 46).

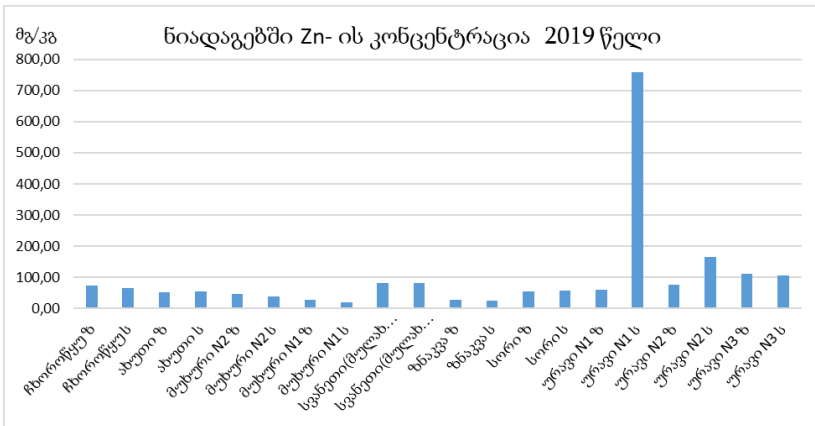


**ნახ. 46. თუთიის კონცენტრაცია სოფელი ბალიჭის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2019 წლის მაისი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზღვ - 300 მგ/კგ.**

მართალია 2019 წელს თუთიის კლება დაფიქსირდა წინა წლებთან შედარებით, თუმცა სასურველია მონიტორინგი მომდევნო წლებშიც გაგრძელდეს და მუდმივ სადამკვირვებლო წერტილებად განისაზღვროს, დმანისის და ბოლნისის მუნიციპალიტეტის ისეთი სოფლები, როგორებიცაა გო-

მარეთი, განთიადი, დიდი დმანისი, პატარა დმანისი, აბულ-ბუქი, ბალიჭი, კაზრეთი, რატევანი, ფოლადაური და ნახიდური.

დასავლეთ საქართველოს ნიადაგებიდან აღებულ სინჯებში თუთიის კონცენტრაცია ნორმას არ აღემატება ჩხოროწყეში, ახუთში, მუხური N1-ში, მუხური N2-ში, მულახში, ზნაკვაში, სორში, ურავი N2-ში, ურავი N3-ში (იხ. ნახ. 47). რაც შეეხება ურავი N1-ის სიღრმეს აქ თუთიის კონცენტრაცია საკმაოდ მაღალია და 2.5-ჯერ აღემატება დასაშვებ ნორმას. სავარაუდოა, რომ თუთიის კონცენტრაცია ურავში წლების განმავლობაში ნიადაგის ზედაპირიდან უფრო ღრმა ფენებში გადამოდრავდა ამიტომაცაა, რომ თუთიის კონცენტრაცია მაღალია ურავის ნიადაგის სიღრმიდან აღებულ სინჯში.



**ნახ. 47. თუთიის კონცენტრაცია ჩხოროწყეს, მესტიის, ამბროლაურის და ონის მუნიციპალიტეტების ზოგიერთი სოფლის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2019 წლის მაისი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგებში თუთიის ზდკ - 300 მგ/კგ.**

სოფელ მუხურსა და ზნაკვაში ნიადაგში თუთიის კონცენტრაციის დაბალი შემცველობა დაფიქსირდა, ეს ელემენტი კი მნიშვნელოვან, როლს თამაშობს ბოილოგიურ ცხოველქმედებაში.

### 4.3. კადმიუმი

დედამიწის ქერქში Cd- ის საშუალო შემცველობა 0.1-0.2 მგ/კგ-ის ფარგლებშია. კადმიუმის შემცველობა გვხვდება ვულკანურ და დანალექ ქანებში. ლითონი იშვიათად გვხვდება ბუნებაში სუფთა სახით. მისი საერთო მინერალეზია: გრინოკიტი (greenockite) CdS; კადმოსელიტი (ctavite) CdSe და მონტეპონიტი (monteponite) CdO. მისი მასპინძელი მინერალეზია Zn-ის და Pb-ის საბადოები, სფალერიტი, ბიოტიტი და ამფიბოლი [78].

კადმიუმსა და თუთიას აქვთ მსგავსი იონური სტრუქტურა და ელექტრონეგატიურობა, ისინი მიეკუთვნებიან ქალკოფილურ ჯგუფს. კადმიუმს გოგირდის მიმართ უფრო ძლიერი მიდრეკილება აქვს, ვიდრე თუთიასთან. ამდენად კადმიუმის მობილურობა მჟავე გარემოში უფრო მაღალია ვიდრე Zn-ის [79]. კადმიუმს და კალციუმს აქვს იგივე ვალენტობა და მსგავსი იონური რადიუსი, მიუხედავად ამისა მის მინერალეზიაში არ არის კალციუმის შემცველობა. ატმოსფერული ნალექების ზემოქმედების დროს კადმიუმი ქმნის მარტივ ნაერთებს, როგორცაა CdO, Cd(OH)<sub>2</sub>, CdCl<sub>2</sub> და CdF<sub>2</sub>, რომლებიც ადვილად მოძრავნი არიან და მიჰყვებიან თუთიას, განსაკუთრებით დალექვით პროცესებში. კადმიუმი ითვლება ერთ-ერთ ყველაზე ეკოტოქსიკურ ლითონად, რომე-

ლიც უარყოფითად მოქმედებს და მავნე გავლენას ახდენს ადამიანის, ცხოველების და მცენარეების ბიოლოგიურ პროცესებზე [80].

Cd-ის გლობალური წარმოება 1990 წლიდან 2003 წლამდე 20 ტონიდან 16 ტონამდე შემცირდა. კადმიუმი იწარმოება ძირითადად, როგორც ქვეპროდუქტი თუთიის მოპოვებასა და გადამუშავებაში. კადმიუმი ასევე ამოღებულია გადამუშავებული მასალებიდან, როგორცაა Zn-Cd-ის ბატარეები. დასავლეთის ქვეყნებში თუთიის წარმოების 10-15% დაახლოებით მეორეხარისხოვანი მასალების გადამუშავებით მიიღება. Cd-ის ძირითადი გამოყენება ხდება Ni-Cd-ის და Ag-Cd-ის ბატარეების წარმოების სექტორში. შედარებით დიდი რაოდენობით Cd გამოიყენება პიგმენტებში (ყვითელი ფერის), საიზოლაციო მასალებში და სტაბილიზატორებში.

**მსოფლიოს სხვადასხვა ინდუსტრიაში კადმიუმის გამოყენების ნიმუში 2000 წლის მიხედვით.**

გამოყენების სფერო	ტონა %
ბატარეები	12390 (70%)
პიგმენტები	2301 (13 %)
საღებავები	1416 (8 %)
სტაბილიზატორი	1239 (7 %)
შენადნობები და სხვა	354 (2 %)
სულ	17700

ამ ჩამონათვალს ასევე ემატება პლასტმასის წარმოება, სადაც კადმიუმი იხმარება, როგორც სტაბილიზატორი, რო-

მელიც უზრუნველყოფს მზისგან დაცვას, ქიმიურ მდგრადობას და სითბო მედეგობას.

ნიადაგში კადმიუმის საშუალო კონცენტრაცია 0.06-დან 1.1 მგ/კგ-მდე მერყეობს. დაუბინძურებელ ნიადაგებში, მისი შემცველობა ძლიერ დამოკიდებულია ნიადაგის სტრუქტურაზე. უმეტეს ნიადაგებში Cd-ის 99% ადსორბირდება ნიადაგის კოლოიდებთან, შესაბამისად ძალიან დიდი ნაწილი ხვდება ნიადაგის ხსნარში [81]. კადმიუმმა შეიძლება შექმნას რამდენიმე რთული იონების და ორგანული ხელატების ტიპები. ნიადაგის ხსნარებში მისი კონცენტრაცია შეიძლება განსხვავდებოდეს 0.2-დან 300 მკგ /ლ-მდე. ნიადაგში შეიძლება წარმოიშვას კადმიუმის, როგორც კათიონური სახეობები:  $CdCl^+$ ,  $CdOH^+$ ,  $CdHCO_3^+$ ,  $CdHS^+$  და როგორც ანიონური სახეობა:  $CdCl_3^-$ ,  $Cd(OH)_3^-$ ,  $Cd(OH)_4^{2-}$ ,  $Cd(HS)_4^{2-}$  [82]. სპოსიტომ და პეიჯმა შექმნეს მოდელი, რომლის მიხედვითაც შესაძლებელი იყო ოქსიდურ ნიადაგებში კადმიუმის სახეობების დადგენა, სადაც მჟავე ნიადაგებისთვის განსაზღვრეს  $Cd^{2+}$ ,  $CdSO_4^0$  და  $CdCl^+$  იონები, ხოლო ტუტე ნიადაგებისთვის  $Cd$ ,  $CdCl^+$ ,  $CdSO_4^0$  და  $CdHCO_3^+$ . ტეილორმა და პერსივალმა (2001) შეისწავლეს ნიადაგის ხსნარში კადმიუმი, რომელიც ხელმისაწვდომია მცენარეებისთვის. ნიადაგის ხსნარში Cd-ის კონცენტრაციის 55 – დან 90% –მდე თავისუფალი იონის სახითაა წარმოდგენილი ( $Cd^{2+}$ ), თუმცა ლითონის ქცევის სპეციფიკა ნიადაგის ხსნარში დამოკიდებულია ლიგანდების კონცენტრაციაზე და ლითონის კომპლექსურ ნაერთებზე. ნიადაგის ხსნარში არაორგანული ნაერთების გარდა Cd ასევე გვხვდება სხვადასხვა ორგანულ მჟავებთან კომპლექსებში, ისეთები როგორებიცაა ამინომჟავები, ჰუმინო და ფულვო

მჟავები [85]. სხვადასხვა მკვლევარების მიერ ჩატარებული ანალიზებით ირკვევა, რომ ნიადაგიდან კადმიუმისა და ტყვიის ადსორბციისას მნიშვნელოვანი როლი ენიჭება pH-ის მნიშვნელობას, რაც პირდაპირ კორელაციურ დამოკიდებულებასთან ლითონის შეწოვასთან. ორგანული ნივთიერებებში კადმიუმის კომპლექსების წარმოქმნის დროს pH არის ლითონის მაკონტროლებელი ცვლადი.

Cd-ის მობილურობისთვის დიდი მნიშვნელობა აქვს ნიადაგში ჟანგვა-აღდგენით რეაქციებს და ორგანულ კომპლექსაციას. pH-ის გაზრდის შედეგად იზრდება Cd-ის სორბცია ჰუმინურ ნივთიერებებში. ტუტე პირობებში ( $\text{pH} > 7.0$ ) ასევე შეიძლება დაჩქარდეს კადმიუმის იონების აქტივობა. ანაერობულ პირობების ზემოქმედების ქვეშ ნიადაგის ხსნარში Cd რეფორმირდება სულფიდური ნალექების სახით. ჭარბტენიან ნიადაგებში Cd-ის მობილურობა და მცენარეების ხელმისაწვდომობა განსხვავდება მთიანი რეგიონის ნიადაგებისგან. ჭარბტენიან ნიადაგებში მცენარეებისთვის კადმიუმი უფრო ხელმისაწვდომია ვიდრე მაღალმთიან ნიადაგებში. კადმიუმი ძალიან მოძრავია, როდესაც:  $\text{pH} < 3$  და  $\text{pH} > 5$ . კადმიუმით დაბინძურებული ნიადაგები ყოველთვის პრობლემურია, განსაკუთრებით კი სასოფლო სამეურნეო ნიადაგებისთვის [85]. ბოლო რამდენიმე წელია კადმიუმის მოხვედრა და განაწილება ნიადაგებში შემცირდა მკაცრი გარემოსდაცვითი რეგულაციების გატარების შედეგად. ნიადაგში კადმიუმი ძირითადად ატმოსფეროდან და ფოსფორის სასუქებიდან ხვდება. კვლევამ აჩვენა, რომ Cd-ის დაგროვება ძირითადად ანთროპოგენული გზით ხდება, რისი თავიდან დაღწევის ძირითადი გზა სწორი გარემოსდაცვითი პოლიტი-



კაა, რაც გულისხმობს სასუქად კომპოსტის შეტანას, რადგან ახალ ზელანდიაში სასოფლო სამეურნეო სავარგულებში ფოსფორიანი სასუქის შეტანის შედეგად გაიზარდა კადმიუმის დონე ნიადაგებში არასასოფლო სამეურნეო ნიადაგებთან შედარებით. ფოსფატიან ქანებში Cd შემცველობა დამოკიდებულია მის გეოლოგიურ ბუნებაზე. ევროკავშირში გამოყენებული P-ის სასუქებში საკმაოდ მაღალია კადმიუმის კონცენტრაცია, ასევე აღინიშნება Zn-ის მომატებული შემცველობა. ნიადაგებში ფოსფატის სასუქის გამოყენება იწვევს Cd-ის კონცენტრაციის გაზრდას. თუმცა, Cd-ის ზრდა ასევე შეიძლება გამოწვეული იყოს მისი დესორბციით, რომელიც ხდება ნიადაგის დაბალ pH-ზე [86].

კადმიუმის ინდუსტრიული განაწილება სოფლის მეურნეობაში, კარგად არის შესწავლილი და გამოქვეყნებული, მსოფლიოს სხვადასხვა ქვეყნის მაგალითზე. ბოლო წლებში, ფიტორემედიაციის ტექნოლოგიები გამოიყენება Cd-ით, სხვადასხვა ლითონებით და ორგანული ნივთიერებებით დაბინძურებული ნიადაგების გასაწმენდად. მიუხედავად იმისა, რომ ნიადაგის მრავალი პარამეტრი აკონტროლებს მცენარეების მიერ Cd-ის ათვისებას, ზოგიერთი მცენარის სახეობა ავლენს ნიადაგებიდან მისი ათვისების უჩვეულო შესაძლებლობას. ბევრი სხვადასხვა მცენარე შეიძლება გამოყენებული იქნას დაბინძურებული ნიადაგის გასაწმენდად, მაგრამ ლითონი ტოქსიკურად მოქმედებს მცენარეების ზრდის ტემპზე. ქერზე ჩატარებული კვლევების შედეგად დადგინდა, რომ ფიტოექტრაქციისას Cd-ის გადატანა მარცვალზე გაცილებით დაბალია, ვიდრე ჩალაზე. ცოტა ხნის წინ, კიდევ ერთი ტექნოლოგია დაინერგა, რომელიც ცნობილია, როგორც "ნიადაგის დაბინძურება სიცოცხლისუნარიანი მიკრო-

ორგანიზმებით", რაც გულისხმობს ნიადაგიდან ლითონების ბიოაკუმულაციას.

იაპონიაში, ჩინეთსა და ტაილანდში ფართოდ არის გავრცელებული თუთიით, ტყვიით და კადმიუმით დაბინძურებული ნიადაგები, სადაც ინტენსიურად მოჰყავთ ბრინჯი, რაც იწვევს ადამიანების კადმიუმით დაავადებას. რემედიაციული ტექნოლოგიების გამოყენების გარეშე ბრინჯის მოყვანა ასეთ ტერიტორიებზე, იწვევს საკვები პროდუქციის ძლიერ დაბინძურებას. იაპონიაში ჯინზუს მდინარის ხეობაში დაბინძურებული ნიადაგების რემედიაციისას გამოიყენეს შემდეგი მეთოდი, რაც გულისხმობდა ნიადაგის ზედაპირიდან დაბინძურებული ფენის მოხსნას და ახალი ნიადაგით ჩანაცვლებას, რომლის ფასმაც 1 ჰექტარზე 2.5 მილიონი ამერიკული დოლარი შეადგინა. ნიადაგიდან კადმიუმის ამოღება ასევე მჭიდრო კავშირშია თუთიასთან, ამ უკანასკნელის ტრანსპორტირებით კი მარცვლეულში იზრდება კადმიუმის შეღწევადობა.

კადმიუმით დაბინძურებული ნიადაგების გასაწმენდად ფიტორემედიაცია არის საუკეთესო მეთოდი, რომელიც ამცირებს დაბინძურებით გამოწვეულ უარყოფით რისკ-ფაქტორებს.

კადმიუმის მაქსიმალური ფიტოექსტრაქცია მიმდინარეობს, მაშინ როდესაც ნიადაგის pH მერყეობს 5.5-დან 5.7-მდე. გარდა pH-ის ცვლილებისა კადმიუმის ამოღებას, აგრეთვე ზრდის ნიადაგში არსებული ქლორიდები. ზოგიერთი მცენარის სახეობისთვის კადმიუმი ადვილად ხელმისაწვდომია, ზოგიერთისთვის კი არალაბილურ ფორმებს წარმოადგენს. კადმიუმის აკუმულაციის შესაძლებლობას მცენარეების გენოტიპები განსაზღვრავენ, რაზეც პასუხისმგებელია

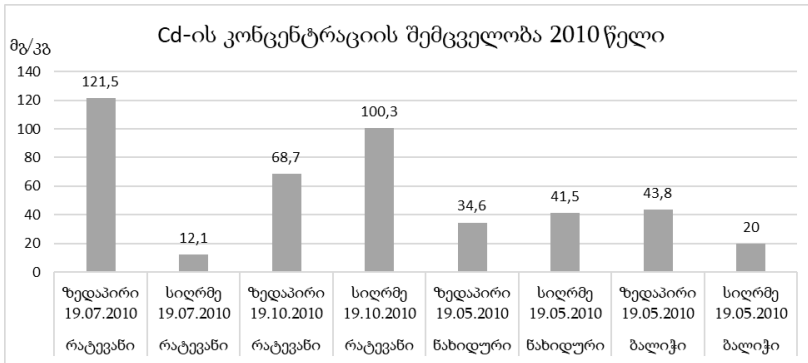
არიან ორგანული ამინომჟავები. ძნელია კვლევების წარმოება ნიადაგიდან კადმიუმის ამოღების განსაზღვრის თვალსაზრისით. დიფუზიის ზღვარს წარმოადგენს ყველა შესაძლებლობა, რომელიც განსაზღვრავს ნიადაგიდან ლიმიტირებულ ამოღებას. შექმნილი მოდელები, რომლებიც ასახავენ ფესვის მიერ ელემენტთა იონების ამოღებას, მხოლოდ ახალგაზრდა ფესვებში მოიცავენ პოლივალენტური კათიონების აბსორბცია-ტრანსლოკაციას, რადგან მცენარის ახალგაზრდა ფესვი წარმოადგენს ძლიერ კრიტიკულ წერტილს, რომელსაც მაღალი აკუმულაციის უნარი შესწევს, მაგრამ ნიადაგიდან კადმიუმის ჰიპერაკუმულაციის მექანიზმი ბოლომდე არ არის გარკვეული [87].

კვლევების განვითარებისა და სრულყოფის შედეგად მეცნიერებმა დაადგინეს მცენარის რამდენიმე სახეობა, რომლებიც საუკეთესო შედეგს იძლევიან კადმიუმის ფიტოექსტრაქციისას. ტაილანდში დაბინძურებულ ნიადაგებზე რამდენიმე მცენარე (*Sedum alfredii*, *Brassicaceae*, *Crassulaceae*) იქნა გამოცდილი, რომლებმაც ეფექტურად ამოიღეს კადმიუმი. თუმცა კლიმატური პირობები მნიშვნელოვან ზეგავლენას ახდენს მცენარის ზრდა-განვითარებაზე [88].

დაბინძურებული ნიადაგიდან კადმიუმის ამოღების საუკეთესო ფიტორემედიაციული ტექნოლოგიების გამოყენება გავრცელებულია ისეთ ადგილებში, სადაც თუთიით და კადმიუმით დაბინძურება 100-ჯერ აჭარბებს ზღვრულ დასაშვებ კონცენტრაციას. ეს ტექნოლოგიები მოიცავენ ნიადაგის pH-ის მენჯემენტს და მცენარეული კულტურების განვითარებას. კადმიუმის გაწმენდის თვალსაზრისით ფართო გამოყენება ჰპოვა ზემოთ ჩამოთვლილმა მეთოდებმა, რის შედეგადაც მცენარეების ბიომასისაგან ხდება ბიოენერჯის

წარმოება. მნიშვნელოვანია ის ფაქტიც, რომ მთავრობები მოითხოვენ დაბინძურებული ნიადაგების გაწმენდას კადმიუმისგან, რაც ხელს უწყობს გაწმენდითი ტექნოლოგიების პრაქტიკაში დანერგვასა და გამოყენებას [89].

საქართველოში კადმიუმით დაბინძურებული ნიადაგები ფართოდ არ არის გავრცელებული, თუმცა გვხვდება წერტილოვანი დაბინძურებები, რომლებიც ძირითადად ინდუსტრიული ქარხნების მიმდებარე ტერიტორიებზეა წარმოდგენილი. ნიადაგებში კადმიუმის კონცენტრაციის შესწავლა ჩვენს მიერ 2010 წლიდან 2019 წლამდე მიმდინარეობდა. კვლევის შედეგად დადგინდა, რომ 2010 წელს ბოლნისის რაიონის სოფლების რატევანის, ნახიდურის და ბალიჭის ნიადაგებში საკმაოდ მაღალია კადმიუმის შემცველობა.

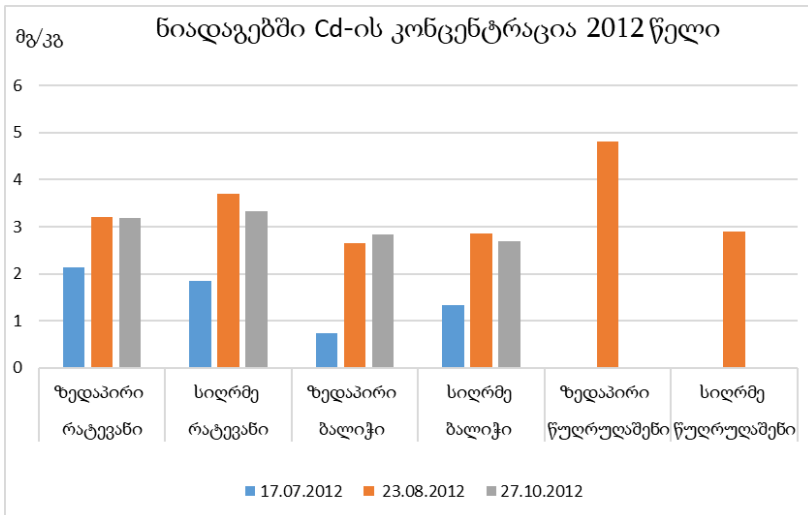


**ნახ. 48. კადმიუმის კონცენტრაცია ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლების რატევანის, ნახიდურის და ბალიჭის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2010 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

სოფელ რატევანში ივლისში კადმიუმის კონცენტრაცია ნიადაგის ზედაპირზე 60,5-ჯერ აღემატება ზღვრულად

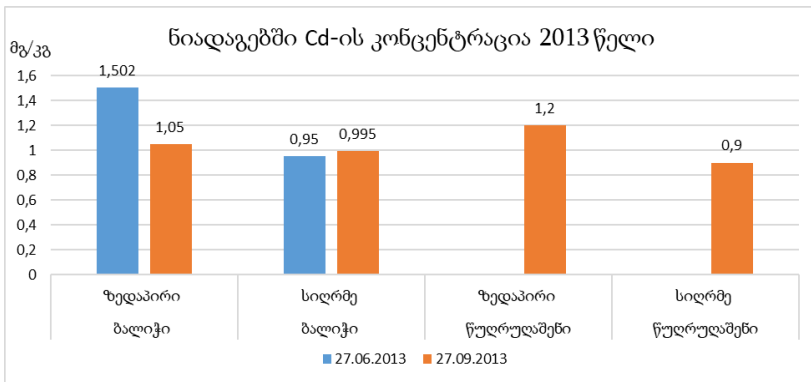
დასაშვებ კონცენტრაციას, სიღრმეში 6-ჯერ [იხ. ნახ. 48]. ამავე სოფელში ოქტომბერში ნიადაგის ზედაპირზე კადმიუმის კონცენტრაცია 34-ჯერ, ხოლო სიღრმეში 50-ჯერ აღემატებოდა. სოფელ რატევანში ამ პერიოდში ინტენსიურად მიმდინარეობდა სასოფლო სამეურნეო სავარგულების მორწყვა და ბინძურებული მდინარე მაშავერას წყლით, რომელმაც მძიმე კვალი დაამჩნია ნიადაგების დაბინძურებას. მისში კადმიუმის მაღალი კონცენტრაცია დაფიქსირდა სოფელი ნახიდურის ნიადაგის ზედაპირზე 17-ჯერ, ხოლო სიღრმეში 20,5-ჯერ აღემატება დადგენილი ნორმების ზედა ზღვარს. სოფელი ნახიდურიც და რატევანიც ორივე ირწყვებოდა დაბინძურებული მაშავერას წყლით, განსხვავება ამ სოფლებში ის არის, რომ რატევანი საბადოდან 15 კილომეტრში მდებარეობს ხოლო ნახიდური 29 კილომეტრში. შესაბამისად დაბინძურებაც რატევანში უფრო მეტია. ამავე წელს გამოვიკვლიეთ სოფელი ბალიჭის ნიადაგები, სადაც ნიადაგების დაბინძურება მომდინარეობს მხოლოდ ატმოსფერული ჰაერიდან. კვლევის შედეგად აღმოჩნდა, რომ კადმიუმის კონცენტრაცია ზღვრულად დასაშვებ ზედა ზღვარს აღემატებოდა სოფელ ბალიჭშიც, ნიადაგის ზედაპირზე 21,5-ჯერ, სიღრმეში კი 10-ჯერ. 2010 წელს საკმაოდ მაღალი იყო ატმოსფერული ჰაერით ნიადაგების დაბინძურებაც, როგორც კვლევით დგინდება სპილენძისა და თუთიისგან განსხვავებით კადმიუმის გავრცელება და დაგროვება ნიადაგში უფრო ინტენსიურად მიმდინარეობს. ეს ელემენტი კი მეტად ტოქსიკურია ადამიანებისა და ცოცხალი ორგანიზმებისათვის. იგი კანცეროგენური თვისებებით ხასიათდება და მრავალი დაავადების გამომწვევია, განსაკუთრებით ქალებსა და ბავშვებში.

2012 წლის მონაცემების მიხედვით კადმიუმის კონცენტრაცია კვლავ მაღალი იყო ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლების რატევნის, ბალიჭის და წულრულაშენის ნიადაგებში (იხ. ნახ. 49). კვლევა განხორციელდა ივლისში აგვისტოსა და ოქტომბერში. ამ მონაცემების მიხედვით ივლისში რატევანსა და ბალიჭში შედარებით დაბალია, ხოლო აგვისტოსა და ოქტომბერში 1.6-ჯერ იმატებს. ყველა აღებულ სინჯში კადმიუმის კონცენტრაცია აღემატება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას. აღნიშნულ სოფლების ნიადაგებიდან, საიდანაც მოხდა სინჯების აღება არ ირწყვებოდა დაბინძურებული სარწყავი წყლით. ნიადაგის დაბინძურება გამოწვეული იყო ატმოსფერული ჰაერის დაბინძურებით.



**ნახ. 49.** კადმიუმის კონცენტრაცია ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლების რატევნის, ბალიჭის და წულრულაშენის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2012 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.

2012 წელს კადმიუმის კონცენტრაცია მნიშვნელოვნად შემცირდა 2010 წელთან შედარებით. სოფელ ბალიჭში ამ ელემენტის საშუალო შემცველობა თითქმის 10-ჯერ შემცირდა 2010 წელთან შედარებით, ხოლო 2013 წელს მნიშვნელოვნად დაიკლო ნიადაგში მისმა კონცენტრაციამ. ეს ფაქტი განაპირობა იმ გარემოებამ, რომ მოხდა კადმიუმის ინტენსიური მიგრაცია ნიადაგის სიღრმეში. აღნიშნული პროცესი აიხსნება იმით, რომ ნიადაგში მძიმე ელემენტების შესვლის პარალელურად მიმდინარეობს ამ ელემენტების ნიადაგის სიღრმეში მიგრაციის პროცესი, რითაც ნიადაგი ცდილობს გათავისუფლდეს ზედმეტი მეტალებისაგან. პარალელური მიგრაციის პროცესი, რომ არ იყოს ნიადაგში მძიმე ლითონების ჭარბი რაოდენობა დაგროვდებოდა, რის გამოც იგი გადაიქცეოდა გამოუყენებელ ნიადაგად.

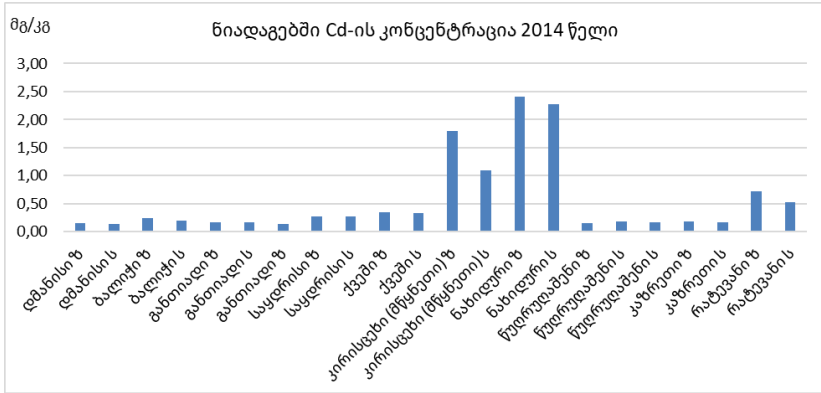


**ნახ. 50. კადმიუმის კონცენტრაცია ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ბალიჭის და წულრულაშენის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2013 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

2013 წელს სინჯები აღებულ იქნა ივნისსა და ოქტომბერში ბალიჭში, ხოლო წულრულაშენში სექტემბერში. კვლევის მონაცემებზე დაყრდნობით ნიადაგში კადმიუმის კონცენტრაცია მნიშვნელოვნად შემცირდა. მისი მნიშვნელობა ზღვრულად დასაშვებ ზედა ზღვარზე ნაკლებია, თუმცა კვლევების შედეგად დავადგინეთ, რომ როდესაც ნიადაგში კადმიუმის კონცენტრაცია 0,9-1,9 მგ/კგ-ის ფარგლებშია ამ დროს მცენარე უფრო მეტ კადმიუმს ითვისებს ნიადაგიდან, ვიდრე მისი მაღალი კონცენტრაციისა, რაც იმას ნიშნავს, რომ 1-ის ფარგლებში Cd-ს დიდი აკუმულაციის კოეფიციენტი აქვს [77].

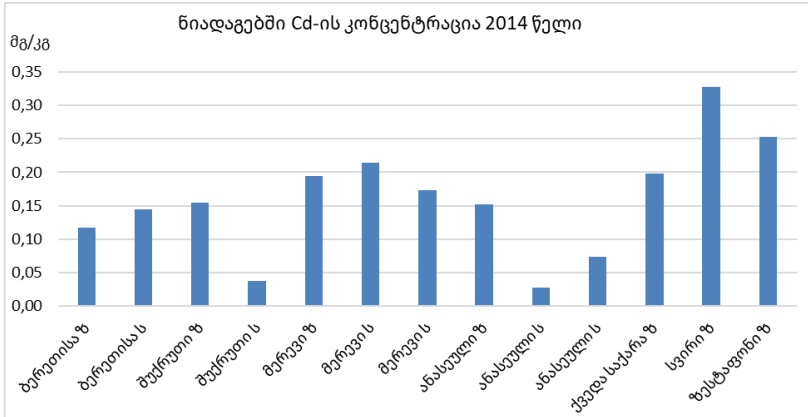
2014 წელს ნიადაგენის გამოკვლევა ამერიკის შეერთებულ შტატებში, სავანა რივერის ეკოლოგიურ ლაბორატორიაში განხორციელდა. კვლევების მიხედვით ირკვევა, რომ ბოლნისის და დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლებში 2014 წელს იმ ნიადაგებშია კადმიუმის კონცენტრაცია მაღალი, სადაც სარწყავად იყენებენ მდინარე მაშავერას (ნახ. 51). ამ წელს ისევე, როგორც 2012 და 2013 წლებში ატმოსფერული ჰაერით გამოწვეული დაბინძურება კლებულობს, რის შედეგადაც ნაკლებია ისეთი ნიადაგების დაბინძურება, რომლებიც მდინარის წყლით არ ბინძურდება.





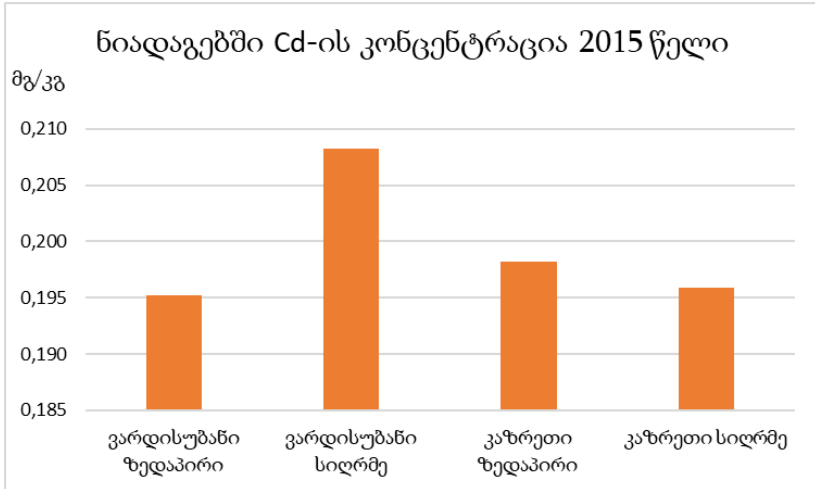
**ნახ. 51. კადმიუმის კონცენტრაცია ბოლნისის და დმანისის მუნიციპალიტეტების სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) 2014 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

2014 წელს გამოკვლეული იქნა დასავლეთ საქართველოს ნიადაგებში კადმიუმის შემცველობა (იხ. ნახ. 52). კვლევის მონაცემებზე დაყრდნობით კადმიუმის კონცენტრაცია საქართველოს კანონმდებლობით დადგენილ ქვედა ზღვარზე ნაკლებია და არც ერთ შემთხვევაში არ აღემატება ნორმას.



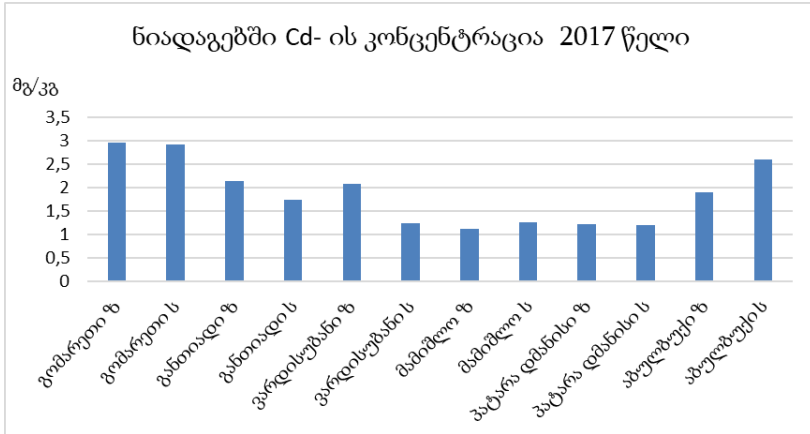
**ნახ. 52. კადმიუმის კონცენტრაცია ჭიათურის და ზესტაფონის მუნიციპალიტეტების სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2014 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

დმანისის რაიონ სოფელ ვარდისუბანსა და ბოლნისის რაიონ დაბა კაზლეთში კადმიუმის შემცველობა 2015 წელს დასაშვებ ნორმასთან შედარებით სინჯებში ნაკლები იყო ამ ლითონის კონცენტრაცია (იხ. ნახ. 53). ამ წელს ჩვენს მიერ აღებული იქნა მხოლოდ თითო საკვლევი წერტილიდან სინჯები, თუმცა გარემოს ეროვნულს სააგენტოს მონაცემების მიხედვით, დმანისის და ბოლნისის მუნიციპალიტეტების სოფლებიდან აღებულ სინჯებში საკმაოდ მაღალია მძიმე ლითონების და მათ შორის კადმიუმის შემცველობაც [90].



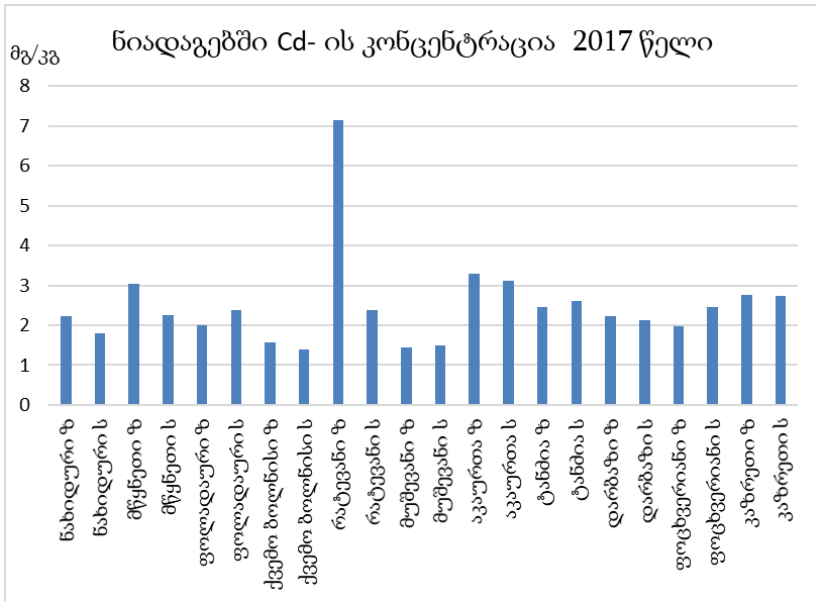
**ნახ. 53. კადმიუმის კონცენტრაცია ბოლნისის და დმანისის მუნიციპალიტეტების სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2015 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

ამ პერიოდისათვის ინტენსიურად მიმდინარეობდა ოქროსა და სპილენძის შემცველი საბადოს დამუშავება ღია კარიერული მეთოდით. რის გამოც 2017 წელს ნიადაგში მოიმატა დაბინძურების მაჩვენებელმა, როგორც დმანისის ასევე ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სასოფლო სამეურნეო სავარგულებზე. დმანისის მუნიციპალიტეტში კადმიუმის მაღალი კონცენტრაცია ფიქსირდება გომარეთში, განთიადში, ვარდისუბანში, აბულბუქში, თუმცა დანარჩენ სოფლებში ქვედა დასაშვებ ნორმას (0.5 მგ/კგ) თითქმის ყველგან აღემატება (ნახ. 54). რაც ატმოსფერული ჰაერის მკვეთრად დაბინძურებაზე მიუთითებს, რომელიც შორ მანძილზე გადაიტანებოდა და განიცდიდა დალექვას ნიადაგში.



**ნახ. 54. კადმიუმის კონცენტრაცია დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) 2017 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

რაც შეეხება ბოლნისის რაიონს, აქ კადმიუმის კონცენტრაცია თითქმის ყველა სოფელშია მომატებული (იხ. ნახ. 55). კადმიუმის კონცენტრაცია ზედა ზღვარს აღემატება ნახიდურში, მწყნეთში, ფოლადაურში, რატევანში, აკაურთაში, ტანძიაში, ფოცხვერიანში და კაზრეთში. რაც შეეხება ქვედა კრიტიკულ ზღვართან მიმართებით კადმიუმის კონცენტრაცია მომატებულია თითქმის ყველა სოფელში. რატევანში კადმიუმის კონცენტრაცია 3.5-ჯერ არის გაზრდილი ზღვრულ დასაშვებ კონცენტრაციასთან შედარებით.



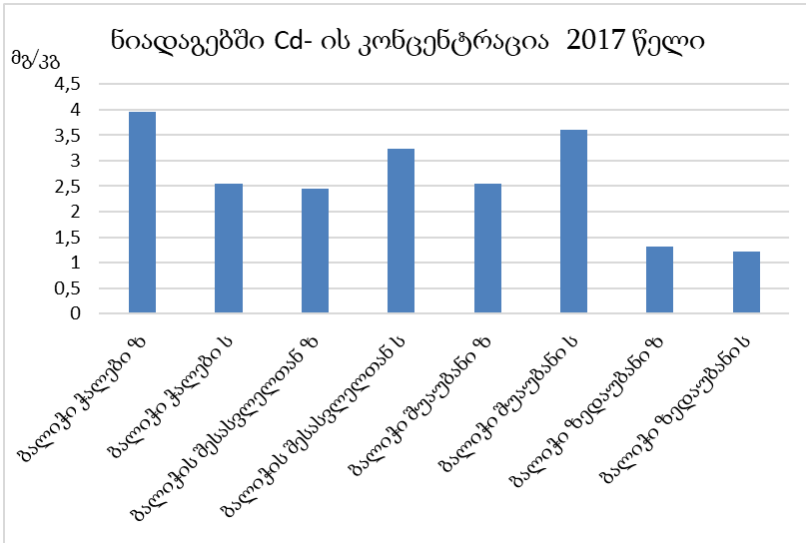
**ნახ. 55. კადმიუმის კონცენტრაცია ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2017 წელი.**

**მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში.**

**ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

2017 წელს კადმიუმით დაბინძურებული ნიადაგები ფართოდაა გავრცელებული ბოლნისის და დმანისის მუნიციპალიტეტებში. კვლევებით კი დადგენილია, რომ კადმიუმის დაბალი კონცენტრაციაც კი კანცეროგენური ეფექტით ხასიათდება. როგორც ზემოთ ავლნიშნეთ კადმიუმი ნიადაგში ძირითადად იონური სახით გვხვდება, ამიტომ საკმაოდ აქტიურია ნიადაგიდან ორგანიზმების მიერ ამ ლითონის აკუმულაცია.

ამავე წელს სოფელ ბალიჭში, რომელიც საყდრისის საბადოდან 1 კილომეტრში მდებრეობს კადმიუმის კონცენტრაციის მატების მკვეთრი ტენდენცია შეინიშნება (ნახ. 56).

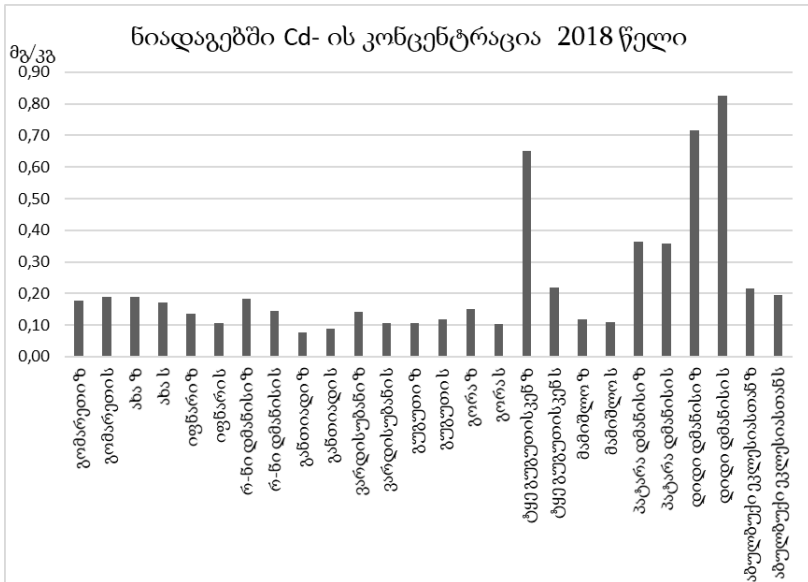


**ნახ. 56. კადმიუმის კონცენტრაცია სოფელი ბალიჭის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2017 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

კადმიუმის გავრცელებას ხელს უწყობს საბადოში არსებული კადმიუმის შემცველი ქანები, რომლებიც მოიპოვება მადნის ბურღვა აფეთქებითი პროცესის დროს. აღნიშნული მადნის აფეთქების, გადაზიდვის, დაფქვის ან სანაყაროზე განთავსების დროს წარმოიქმნება მტვერი, რომელიც დიდ მანძილზე გადაიტანება და განიცდის ნიადაგში დაგროვებას, რისი თვალსაჩინო მაგალითიცაა 2017 წელს დმანისისა და

ბოლნისის მუნიციპალიტეტში ჩვენს მიერ ჩატარებული კვლევა.

2017 წლისგან განსხვავებით 2018 წელს ამ ლითონის მნიშვნელოვანი კლებაა დაფიქსირებული დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლებში (ნახ. 57).



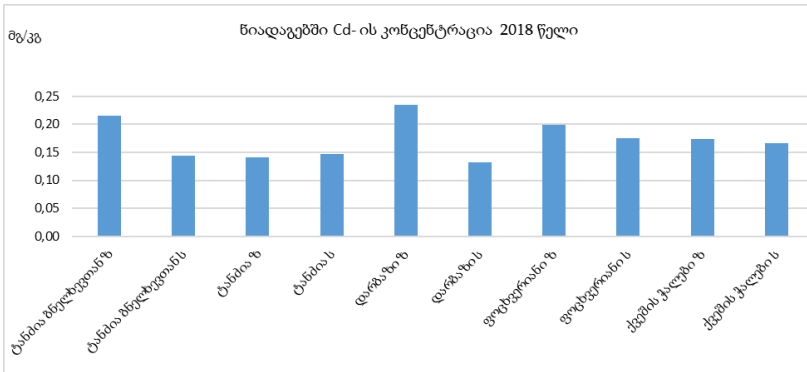
**ნახ. 57. კადმიუმის კონცენტრაცია დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2018 წელი.**

**მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში.**

**ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

სოფელ გომარეთში, რომელიც საკვლევ წერტილად გვეკონდა აღებული 2017 წელს კადმიუმის კონცენტრაციამ საშუალოდ 3 მგ/კგ შეადგინა, ხოლო 2018 წელს ამავე სოფელში 15-ჯერ შემცირდა ამ ლითონის კონცენტრაცია ნიადაგში. სო-

ფელ დიდ დმანისში და გუგუთისკენ მიმავალ ტყეში კადმიუმის კონცენტრაცია აღემატება კანონმდებლობით დადგენილ ქვედა ზღვარს. ამ მონაცემების მიხედვით, თუ ვიმსჯელებთ ნიადაგში კადმიუმის კონცენტრაცია მნიშვნელოვნად არის დამოკიდებული თუთიის კონცენტრაციაზე.



**ნახ. 58. კადმიუმის კონცენტრაცია ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2018 წელი.**

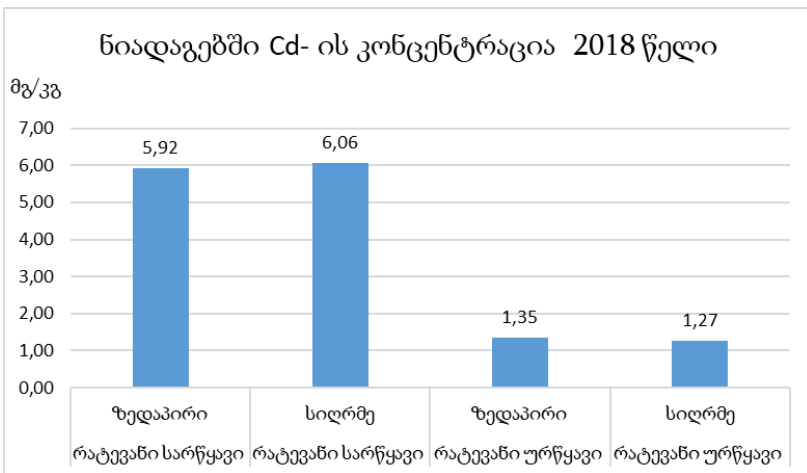
**მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში.**

**ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

რაც შეეხება ბოლნისის რაიონის სასოფლო სამეურნეო სავარგულების სოფლების ნიადაგებში აქაც მნიშვნელოვნად თვალსაჩინოა კადმიუმის კლება. სოფელ ტანძიაში, დარბაზში, ფოცხვერიანში და ქვეში კადმიუმის კონცენტრაცია წინა წლის მაჩვენებელთან შედარებით თითქმის 10-ჯერ არის შემცირებული (იხ. ნახ. 58). ამ სოფლებში ნიადაგის დაბინძურება ძირითადად ატმოსფერული ჰაერის დაბინძურებით იყო გამოწვეული. რაც შეეხება სოფელ რატევანს აქ კადმიუმის კლების მცირედი ტენდენციაა, როგორც ჩანს ჩამდინარე

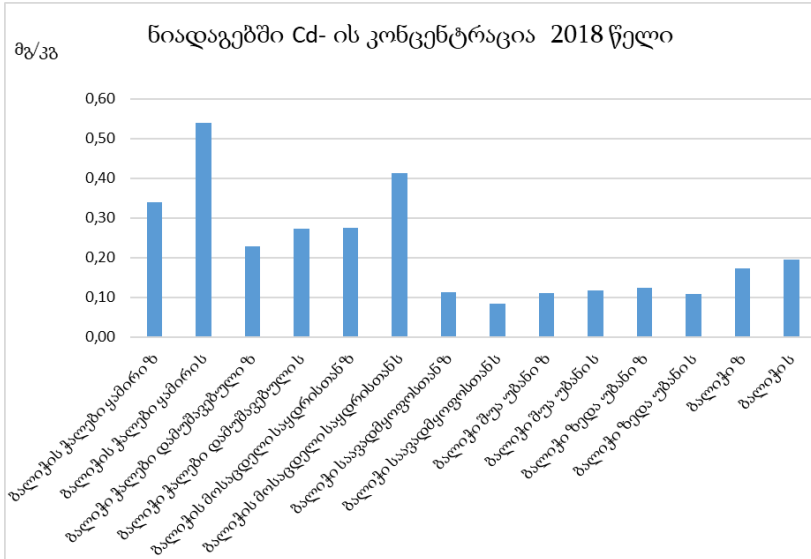


წყლისგან გამოწვეული დაბინძურება გარემოს უფრო მკვეთრად აყენებს ზიანს, რომელსაც უფრო დიდი პერიოდი ჭირდება გასაწმენდად, ვიდრე ატმოსფერული ჰაერით გამოწვეულს. თუმცა ბოლნისის და დმანისის მუნიციპალიტეტებში ჩამდინარე წყლით გამოწვეული დაბინძურების ხარისხი უფრო დიდია ვიდრე ატმოსფერული ჰაერით, რისი დამადასტურებელიც მიღებული კვლევის შედეგებია (ნახ. 59).



**ნახ. 59. კადმიუმის კონცენტრაცია სოფელი რატევნის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2018 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

2018 წელს სოფელი რატევნის სარწყავ ნიადაგებში კადმიუმის კონცენტრაცია 5-ჯერ აღემატება ზედა კრიტიკულ ზღვარს, ქვედა ზღვარს კი 12-ჯერ. ურწყავ ნიადაგებში კადმიუმის კონცენტრაცია არ აღემატება ზედა კრიტიკულ ზღვარს ხოლო ქვედა ზღვარს 2.6-ჯერ აღემატება (ნახ. 59).

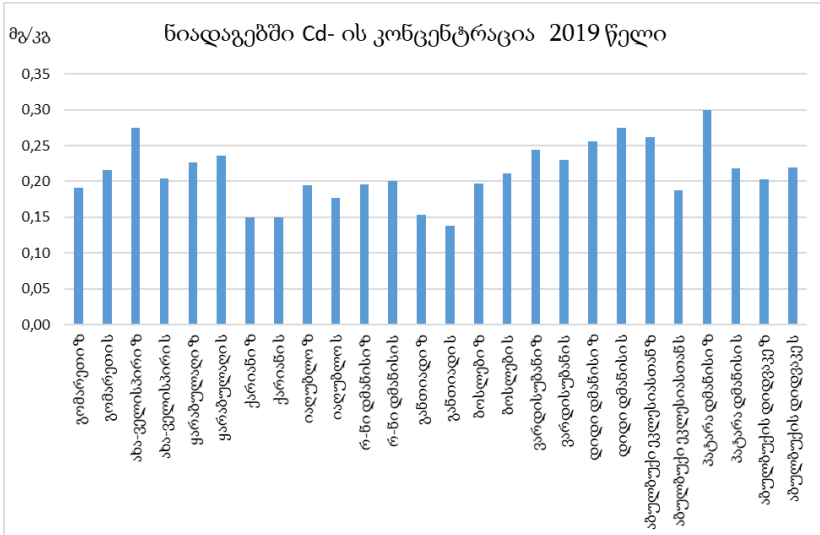


**ნახ. 60. კადმიუმის კონცენტრაცია სოფელი ბალიჭის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2018 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

სოფელ ბალიჭშიც მნიშვნელოვნად არის კადმიუმის კონცენტრაცია დაკლებული (იხ. ნახ. 60). 2017 წლის საშუალო მნიშვნელობასთან შედარებით 2018 წელს 11,7-ჯერ ნაკლებია კადმიუმის კონცენტრაცია ნიადაგებში. 2018 წელს აღებული 14 სინჯიდან მხოლოდ ერთ სინჯში „ბალიჭის ქალებში“ აღინიშნა კადმიუმის მატება ქვედა დადგენილ ნორმასთან მიმართებით, რამაც 0.54 მგ/კგ შეადგინა.

კლების ტენდენციაა შენარჩუნებული 2019 წელსაც, დმანისის მუნიციპალიტეტიდან აღებულ იქნა 26 ნიადაგის სინჯი და გამოკვლეულ იქნა მასსაჩუსეტის უნივერსიტეტის გეომეცნიერებების დეპარტამენტში. ქიმიური ელემენ-

ტების განსაზღვრისათვის გამოყენებული იქნა მას პლაზმური სპექტრომეტრი (ICP\_MS).

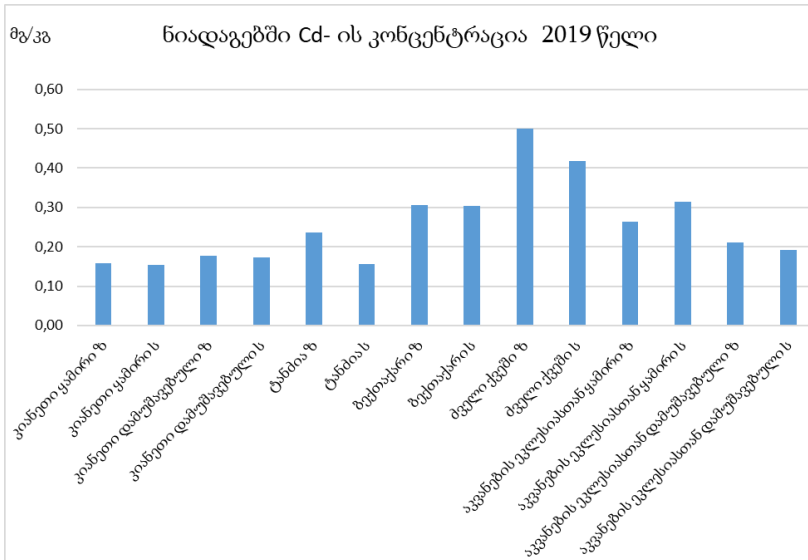


**ნახ. 61. კადმიუმის კონცენტრაცია დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2019 წელი.**

**მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში.**

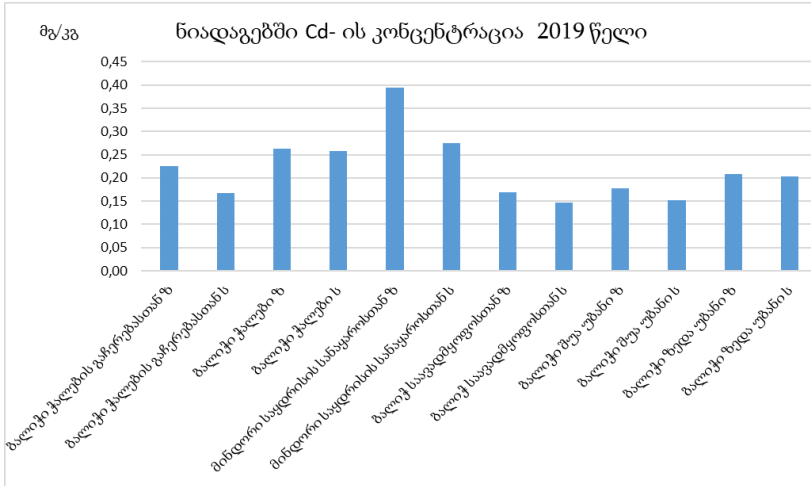
**ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

დმანისის მუნიციპალიტეტის ჩვენს მიერ გამოკვლეულ სასოფლო სამეურნეო სავარგულებში კადმიუმის კონცენტრაცია არ აღემატება დასაშვებ ნორმას (ნახ. 61). ასევე მნიშვნელოვნად არის დაკლებული ბოლნისის რაიონის სოფლებში, თუ არ ჩავთვლით ძველ ქვეშს სადაც კადმიუმის კონცენტრაცია ქვედა დასაშვებ კონცენტრაციას უტოლდება 0.5 მგ/კგ (ნახ. 62).



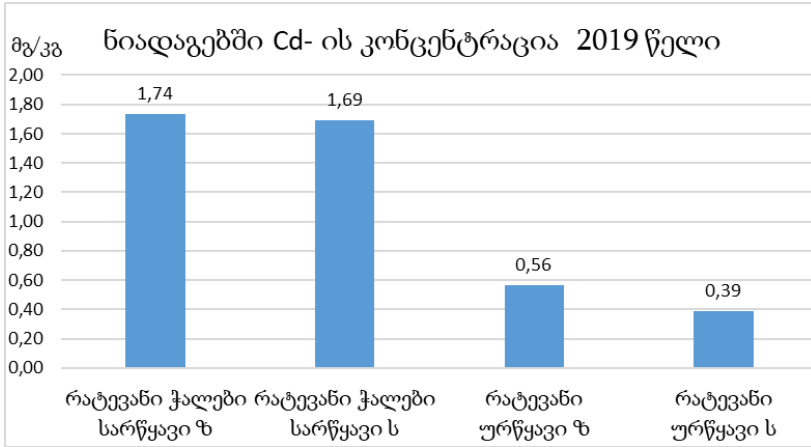
**ნახ. 62. კადმიუმის კონცენტრაცია ზოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) 2019 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

ამავე წელს ჩატარებული იქნა კვლევა დახნულ და დაუხნავ ნიადაგებს შორის მძიმე ლითონების შემცველობასთან დაკავშირებით. კვლევის მიხედვით მნიშვნელოვანი განსხვავება არ დაფიქსირებულა დამუშავებულ (დახნულ) და დაუმუშავებელ (დაუხნავ) ნიადაგებში კადმიუმის შემცველობასთან მიმართებით (ნახ. 62). სოფელი ბალიჭის მიდამოებიდან აღებული სინჯებიდან კადმიუმის კონცენტრაცია არც ერთ შემთხვევაში არ აღემატება დასაშვებ ნორმას (ნახ. 63).



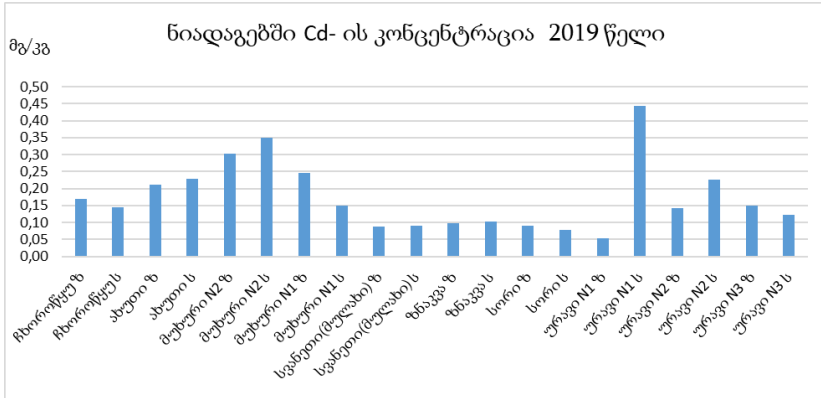
**ნახ. 63. კადმიუმის კონცენტრაცია სოფელი ბალიჭის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2019 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

ბალიჭისა და სხვა სოფლებისგან განსხვავებით კადმიუმის კონცენტრაცია კვლავ მაღალია სოფელ რატევის სარწყავი ნიადაგებიდან აღებულ სინჯებში, თუმცა მნიშვნელოვნად არის შემცირებული, ამჯერად იგი მხოლოდ ქვედა კრიტიკულ ზღვარს აღემატება 3,5-ჯერ. ურწყავი ნიადაგის ზედაპირზე კი 1,1-ჯერ აღემატება კადმიუმის კონცენტრაცია. სოფელ რატევანში სარწყავ ნიადაგში 2019 წელს კადმიუმის კონცენტრაცია შემცირებულია 3,4-ჯერ 2018 წელთან და 4.1-ჯერ 2017 წელთან შედარებით, ხოლო ურწყავში 2018 წელთან შედარებით 2,7-ჯერ შემცირდა, 4.2-ჯერ კი 2017 წელთან მიმართებით (ნახ. 64).



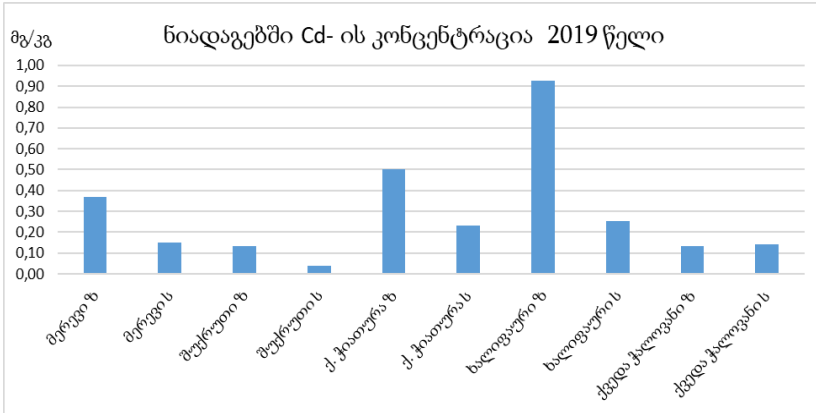
**ნახ. 64. კადმიუმის კონცენტრაცია სოფელი რატევის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2019 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

დასავლეთ საქართველოში ჩვენს მიერ შესწავლილ ნიადაგებში კადმიუმის დონე არ არის მომატებული ჩხოროწყუს, მესტიის, ამბროლაურის და ონის მუნიციპალიტეტების სოფლების ნიადაგებში (ნახ. 65).



**ნახ. 65. კადმიუმის კონცენტრაცია ჩხორიწყუს, მესტიის, ამბროლაურის და ონის მუნიციპალიტეტების სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2019 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

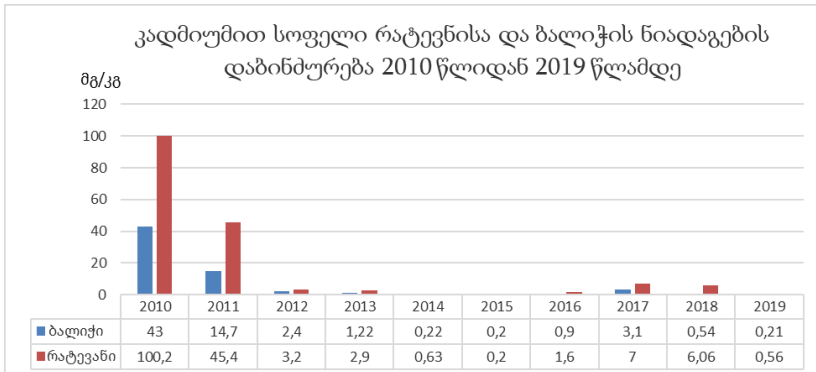
ჭიათურის მუნიციპალიტეტის სოფლებში კადმიუმის დონე არ არის მაღალი ნიადაგებში. ქვედა დასაშვებ ნორმას აღემატება ქალაქ ჭიათურასა და სოფელ ხალიფაურის ნიადაგის ზედაპირიდან აღებულ სინჯებში. მიუხედავად იმისა, რომ საგანგაშოდ მაღალი არ არის კადმიუმის კონცენტრაცია ნიადაგში, მცენარისთვის სწორედ ეს კონცენტრაცია წარმოადგენს მისთვის ხელმისაწვდომს (ნახ. 66).



**ნახ. 66. კადმიუმის კონცენტრაცია ჭიათურის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს), 2019 წელი. მონაცემები მოცემულია მგ/კგ-ში. ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

კვლევის მიხედვით გვინდა მოვიყვანოთ სოფელ რატევისა და ბალიჭის (ბოლნისის მუნიციპალიტეტი) ნიადაგებში კადმიუმის შემცველობის შედარება წლების მიხედვით (ნახ. 67). სურათის მიხედვით ნათლად ჩანს რაოდენ მაღალია 2010 წელს ნიადაგში კადმიუმის კონცენტრაცია, ხოლო შემდგომ წლებში კლების ტენდენცია შეინიშნება 2015 წლამდე, რაც ამ რეგიონში მომუშავე სამთომომპოვებელი კომპანიის საქმიანობის ბურღვა აფეთქებითი საქმიანობის შემცირებასთან არის დაკავშირებული, ხოლო 2016 წლიდან კვლავ შეინიშნება ნიადაგში კადმიუმის მატების ტენდენცია, რომელიც 2017 წლამდე გრძელდება და 2018-2019 წლებში კვლავ იკლებს.





**ნახ. 67. სოფელ ბალიჭისა და რატევანის ნიადაგებში კადმიუმის საშუალო შემცველობა 2010 წლიდან 2019 წლამდე, ნიადაგში კადმიუმის ზღვ - 0.5-2 მგ/კგ.**

ბოლო წლებში ნიადაგებში მძიმე ლითონების კლება გამოწვეულია იმ დამაბინძურებელი ღონისძიებების აღმოფხვრითა და შემცირებით, რომელიც რეგიონში ამ პერიოდისთვის განხორციელდა (დაწვრილებითი ინფორმაცია იხილეთ ზემოთ 2.1.2 თავში).

#### 4.4. ტყვია

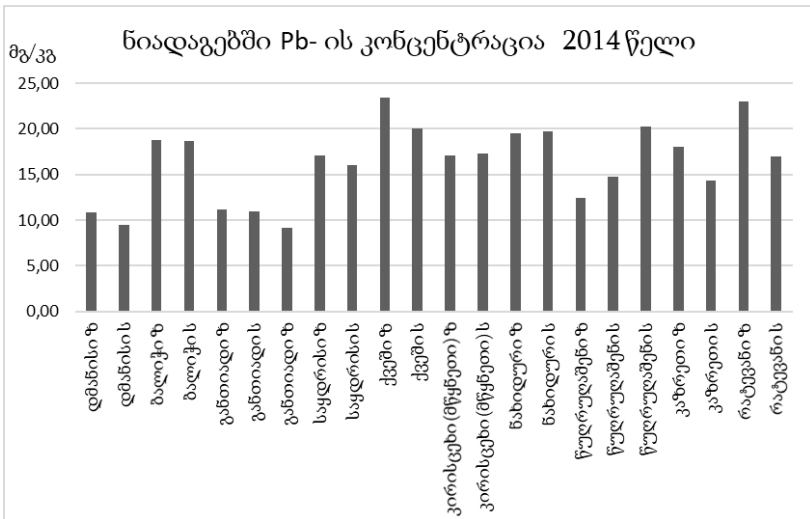
მსოფლიო მასშტაბით ატმოსფეროში მავნე ნივთიერებების გამოყოფა 1950 წლიდან დაახლოებით 50-დან 80 %-მდე გაიზარდა, რომელიც საბოლოო ჯამში ნიადაგში ილექება. ევროპის განვითარებული ქვეყნები და შეერთებული შტატები აქტიურად მუშაობენ ატმოსფეროში მავნე ნივთიერებების გამოყოფის შემცირებაზე, ამ მუშაობისა და კვლევების შედეგად ვერცხლისწყლის, კადმიუმის და ტყვიის გამოყოფა საშუალოდ 10-ჯერ შემცირდა 1970-იან წლებთან შედარებით

[91]. მავნე ემისიებიდან ყველაზე საშიშია დარიშხანი, კადმიუმი, ვერცხლისწყალი და ტყვია. დარიშხანი ძირითადად სასმელი წყლის საშუალებით ხვდება ორგანიზმში და იწვევს კანის ძლიერ დაავადებებს, ვერცხლისწყალი საკვების საშუალებით, ძირითადად თევზებშია აღმოჩენილი მეთილ ვერცხლისწყლის სახით, რომელიც ყველაზე საშიში ნივთიერებაა. კადმიუმი ძირითადად საკვების მეშვეობით ხვდება ორგანიზმში, ნიადაგში მისი შემცველობისას საკვები მცენარეები დიდი რაოდენობით ითვისებენ კადმიუმს, ხოლო ტყვია ადამიანის ორგანიზმში წყლიდან, ჰაერიდან, საკვებიდან, საყოფაცხოვრებო პროდუქციიდან და მტერიდან ხვდება. ტყვიაეთილირებული საწვავის გამოყენება 1921 წლიდან ინტენსიურად დაიწყო მსოფლიოს მრავალ ქვეყანაში, რაც დღეს მრავალ სხვა ქვეყანაში ჯერ კიდევ გამოიყენება, ამ გარემოებამ ტყვიის დიდი რაოდენობით მიგრაცია განაპირობა ნიადაგში, ატმოსფეროში და მიწისქვეშა წყლებში, რაც საბოლოო ჯამში საკვები პროდუქტების სახით ცოცხალ ორგანიზმებში გროვდება. ტყვიის ინტენსიური გამოყენება ხდება სხვადასხვა სამშენებლო მასალებში, სათამაშოებში, პარფიუმერულ ნაწარმში, ტექსტილში და სხვა [46]. ისტორიულ ჭრილში თუ განვიხილავთ, ტყვიას რომის იმპერია ფართოდ იყენებდა სხვადასხვა საყოფაცხოვრებო დანიშნულების ნივთებისა და წყალსადენი მილების დასამზადებლად, რასაც საბოლოო ჯამში ამ იმპერიის დაცემა მოჰყვა. ხოლო გასული საუკუნის 50-იან წლებში, როდესაც მეცნიერი კლერ პატერსონი მიიწვიეს ჩიკაგოს უნივერსიტეტში დედამიწის ასაკის დასადგენად. მან არა მარტო დედამიწის ასაკი დაადგინა არამედ აღმოაჩინა, რომ ტყვიის კონცენტრაციის მომატება გა-

რემოში დაიწყო მას შემდეგ, რაც ტყვია ნარევი ბენზინის ფართო რეალიზება ხდებოდა 1920-იანი წლებიდან. მისმა ათეულობით წელის განმავლობაში ოკეანის წყლებზე, გრენლანდიისა და ანტარქტიკის ყინულებზე ჩატარებულმა სიღრმისეულმა კვლევებმა დაადგინა, რომ გარემოში მომატებული ტყვიის კონცენტრაცია გამოწვეულია ტყვია ეთილირებული საწვავის გამოყენებით [92]. მან თავისი კვლევებით დაამტკიცა, რომ ტყვია ადამიანის ჯანმრთელობაზე მავნე ზემოქმედებას ახდენდა. სწორედ ეს კვლევები დაედო საფუძველად მსოფლიოს მრავალ ქვეყანაში ტყვია ნარევი საწვავის, საღებავების და პესტიციდების აკრძალვას. მას შემდეგ არაერთი მეცნიერული კვლევა ჩატარდა გარემოს ტყვიით დაბინძურების შესახებ [94] [95] [96]. საქართველოშიც არიან მეცნიერები, რომლებიც სწავლობენ ტყვიის დაბინძურებას ნიადაგში, წყალში და მცენარეებში. ამ კვლევების საფუძველზე დგინდება, რომ საქართველოს ზოგიერთ რეგიონში გვაქვს ნიადაგების დაბინძურების ცხელი კერები, რაც გამოწვეულია სხვადასხვა ანთროპოგენური ზემოქმედებით, ისეთები როგორცაა სამთამადნო წარმოება, მეტალურგია, ნაგავსაყრელები, ბატარეების წარმოება, მიტოვებული ყოფილი საწარმოები და ა.შ. [29] [46] [91] [97]. კვლევების თანახმად დგინდება, რომ საქართველოს ნიადაგებს ტყვიით ყველაზე მეტად აბინძურებს ისეთი საწარმოები, როგორებიცაა მანგანუმის მომპოვებელი და ფეროშენადნობი, ქვანახშირის, დარიშხანის, მეტალურგიული, ბატარეების, აკუმულატორის გადამამუშავებელი და პოლიმეტალური საწარმოები, რომელთაგან ზოგი დღემდე ფუნქციონირებს საქართველოში, ზოგიც აღდგენა, რემედიაციის გარეშე მიტოვებულია ღია

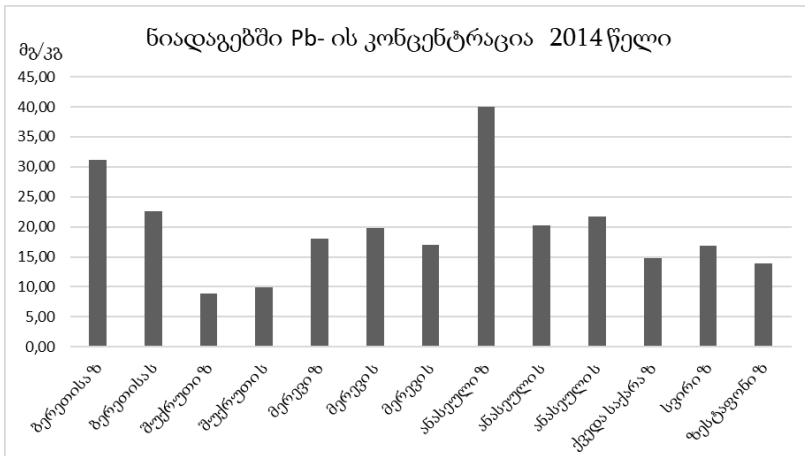
ცის ქვეშ. ეს და სხვა მრავალი ფაქტორი განაპირობებს ნიადაგების ტყვიით დაბინძურებას. დღეისათვის არსებული მონაცემებით საქართველოს ზოგიერთ რაიონში ტყვიის შემცველობა ზღვრულ დასაშვებ კონცენტრაციას მნიშვნელოვნად აღემატება.

2014 წელს ამერიკის შეერთებულ შტატებში ჩენს მიერ გამოკვლეულ იქნა დმანისის, ბოლნისის, ჭიათურის, ზესტაფონის და ოზურგეთის რაიონის ზოგიერთი სოფლის ნიადაგში ტყვიის შემცველობა (ნახ. 68). ამ წლის მონაცემებზე დაყრდნობით ტყვიის კონცენტრაცია ზღვრულად დასაშვებ ნორმას არ აღემატება დმანისისა და ბოლნისის მუნიციპალიტეტების სოფლების ნიადაგებში.



**ნახ. 68. დმანისის და ბოლნისის მუნიციპალიტეტების ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2014 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**

რაც შეეხება დასავლეთ საქართველოში ჭიათურის მუნიციპალიტეტის სოფელ ბერეთისაში ტყვიის კონცენტრაცია ნიადაგის ზედაპირზე უტოლდება ზღვრულად დადგენილ ნორმას. ოზურგეთის მუნიციპალიტეტის სოფელ ანასეულში ტყვიის კონცენტრაცია ნიადაგის ზედაპირზე 1,2-ჯერ აჭარბებს დასაშვებ ნორმას. ზესტაფონის მუნიციპალიტეტში კი ტყვიის კონცენტრაცია ნორმის ფარგლებშია (ნახ. 69).

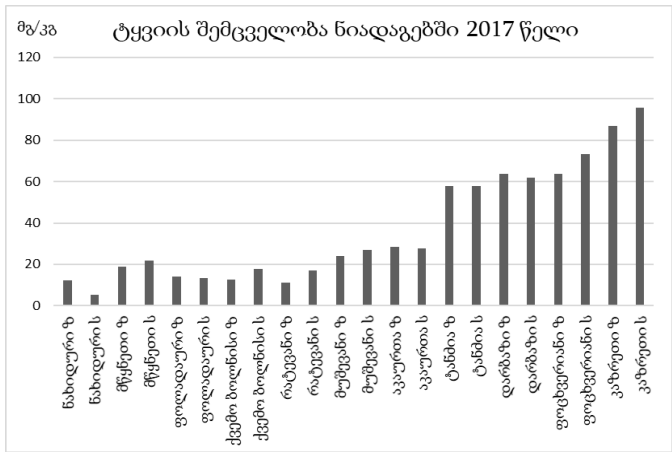


**ნახ. 69. ჭიათურის და ზესტაფონის მუნიციპალიტეტების ზოგიერთ სოფლის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2014 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**

სოფელ ანასეულში ჩატარებული კვლევის მიხედვით ნიადაგი ტყვიის გარდა ასევე შეიცავს თუთიის, სტრონციუმის და ცეზიუმის მაღალი კონცენტრაციებს. ყველაზე დიდ პრობლემას კი ის წარმოადგენს, რომ ადგილობრივმა მოსახლეობამ არ იცის არსებული დაბინძურების შესახებ და აღნიშნულ ტერიტორიებზე ხდება მსხვილფეხა საქონლის მო-

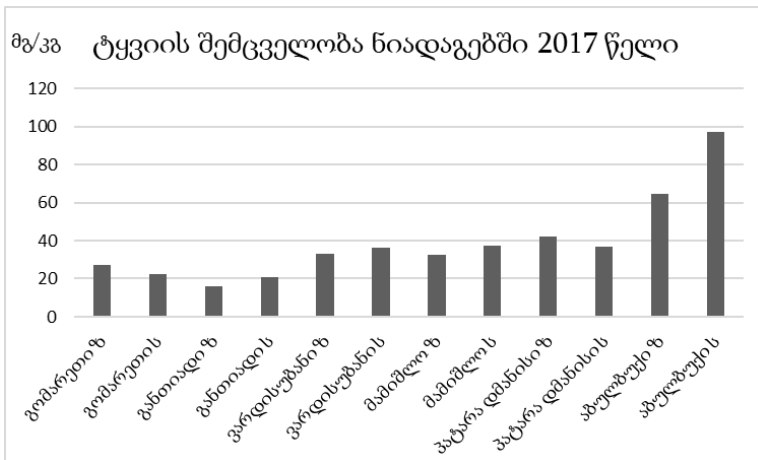
ვება და სხვა. საბოლოოდ კი დაბინძურებულ პროდუქციას (ხილ-ბოსტნეული, რძის პროდუქტები და სხვა) ადგილობრივი მოსახლეობა ინტენსიურად მოიხმარს, რაც ძალზედ საშიშია ადამიანთა ჯანმრთელობისათვის [2]. შესაძლოა ამ პრობლემის გამოძახილი იყოს ისიც, რომ 2019-2020 წლებში ანასეულში მცხოვრებ ორსულ ქალების და ბავშვების სისხლში ტყვიის კონცენტრაცია ჭარბი რაოდენობით აღმოჩნდა [46].

2017 წელს ჩატარებული კვლევის მიზანი იყო ბოლნისის და დმანისის რაიონის სოფლების ნიადაგებში მძიმე ლითონთა შესწავლა. კვლევის ფარგლებში შესწავლილ იქნა 18 სოფლის ნიადაგი ესენია: ნახიდური, მწყენეთი, ფოლადაური, ქვემო ბოლნისი, რატევანი, მუშევანი, ტანძია, დარბაზი, ფოცხვერიანი, აკაურთა, კაზრეთი, აბულბუქი, ბალიჭი, გომარეთი, განთიადი, ვარდისუბანი, მამიშლო, პატარა დმანისი (ნახ. 70, 71 და 72).



**ნახ. 70. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2017 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზდგ 32 მგ/კგ.**

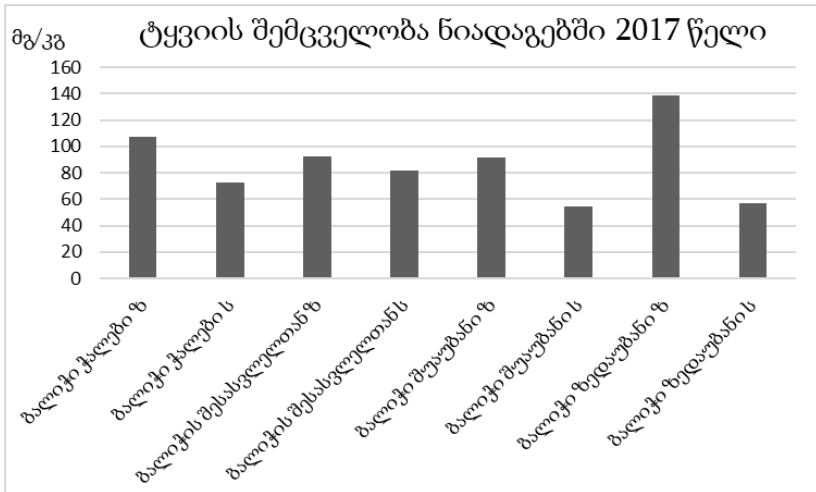
ამ წელს აღებულ იქნა 34 ნიადაგის სინჯი. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის ის სოფლები, რომლებიც დაცილებულია საწარმოდან 5 კილომეტრის მოშორებით შედარებით ნაკლებია ნიადაგის ტყვიით დაბინძურება. მართალია ამ სოფლებში ტყვიის კონცენტრაცია მაღალია სოფელ ტანძიაში, დარბაზში, ფოცხვერიანსა და კაზრეთში. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სასოფლო სამეურნეო სავარგულების ნიადაგებში 2014 წელთან შედარებით 2017 წელს 3.2-ჯერ არის მომატებულია ტყვიის საშუალო კონცენტრაცია.



**ნახ. 71. დმანისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2017 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**

დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლებში ტყვიის კონცენტრაცია წინა წლებთან შედარებით მკვეთრად არის გაზრდილი 2017 წელს. მისი კონცენტრაცია დასაშვებ ნორმას აღემატება ვარდისუბანში, მამიშლოში, პატარა დმანისში და აბ-

ულბუჯის მიმდებარე ტერიტორიაზე. 2017 წელს დმანისის მუნიციპალიტეტში ტყვიის საშუალო კონცენტრაცია 2.4-ჯერ არის მომატებული 2014 წლის საშუალო შემცველობასთან შედარებით.

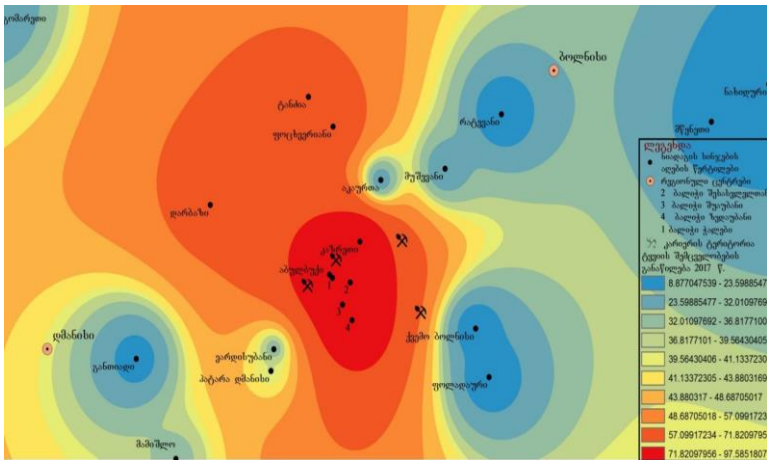


**ნახ. 72. სოფელი ბალიჭის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2017 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**

სოფელ ბალიჭში საგრძნობლად მაღალია ტყვიის კონცენტრაცია. სოფელ ბალიჭში აღებულ სინჯების 100 %-ში ტყვიის კონცენტრაცია აჭარბებს ნორმას. ტყვიის კონცენტრაცია 4.5-ჯერ აღემატება დასაშვებ ნორმას ზოგიერთ სინჯში, ხოლო 2017 წელს სოფელ ბალიჭის ნიადაგში ტყვიის კონცენტრაციის საშუალო მნიშვნელობა 4.8-ჯერ არის გაზრდილი 2014 წელთან შედარებით. 2017 წელს ჩატარებული კვლევის ფარგლებში გაირკვა, რომ ოქროსა და სპილენძის მომპოვებე-



ლი საწარმოს ინტენსიური ზემოქმედებით გარემოში მოიმატა კადმიუმის და ტყვიის კონცენტრაციამ 2014-2015 წლებთან შედარებით, ბოლნისისა და დმანისის რაიონის ზემოთ აღნიშნული სოფლების ნიადაგების 25 %-ში ტყვიის კონცენტრაცია აღემატება ზღვ-ს (ნახ. 73).

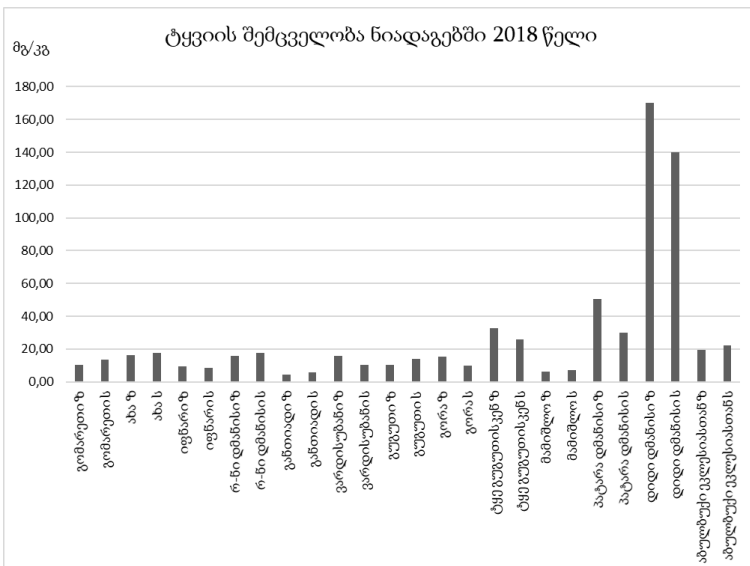


**ნახ. 73. დმანისის და ბოლნისის მუნიციპალიტეტის ნიადაგებში ტყვიის გავრცელების რუკა, 2017 წლის მონაცემებზე დაყრდნობით. რუკაზე იმუშავა მარია ავქოფაშვილმა.**

2017 წლის მონაცემებზე დაყრდნობით გეოსაინფორმაციო სისტემების დახმარებით შევქმენით რუკა, რომელიც ასახავს ბოლნისის და დმანისის მუნიციპალიტეტების ნიადაგებში ტყვიის გავრცელებას (ნახ. 73).

2018 წელს დმანისის მუნიციპალიტეტის 13 სოფლიდან აღებულ იქნა ნიადაგის სინჯები, საიდანაც დადგინდა, რომ ტყვიის საგანგაშოდ მაღალი კონცენტრაცია დიდი დმანისის სასოფლო სამეურნეო ნიადაგში 5-ჯერ აღემატება დასაშვებ

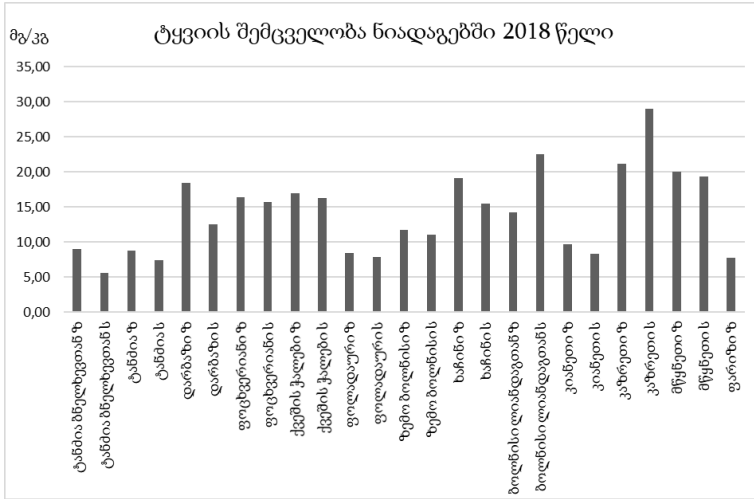
ნორმას. ამ ლითონის კონცენტრაცია პატარა დმანისში ასევე მომატებული იყო 10 ერთეულით. ტყვიის მაღალი კონცენტრაციაა გუგუთისკენ მიმავალ ტყის ნიადაგის ზედაპირზე. რაც შეეხება ახულბუქის ტერიტორიაზე მდებარე ეკლესიასთან არსებულ სასოფლო სამეურნეო ნიადაგებს აქ ტყვიის კონცენტრაცია 2017 წელთან შედარებით შემცირებულია (ნახ. 74).



**ნახ. 74. დმანისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2018 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**

რაც შეეხება ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლებს აქ ტყვიის კონცენტრაცია მნიშვნელოვნად შემცირებულია წინა წელთან შედარებით. თითქმის 2-ჯერ არის შემცირებული

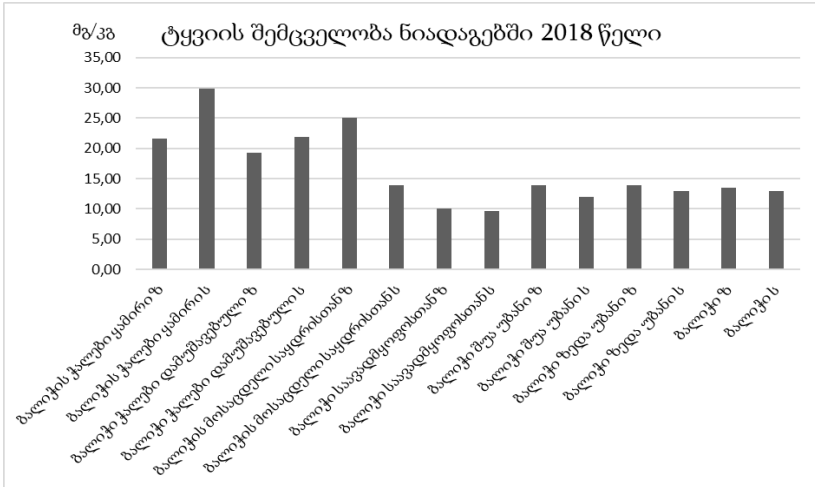
ტანძიაში, დარბაზში, ფოცხვერიანში, ხოლო კაზრეთში 3-ჯერ (ნახ. 75).



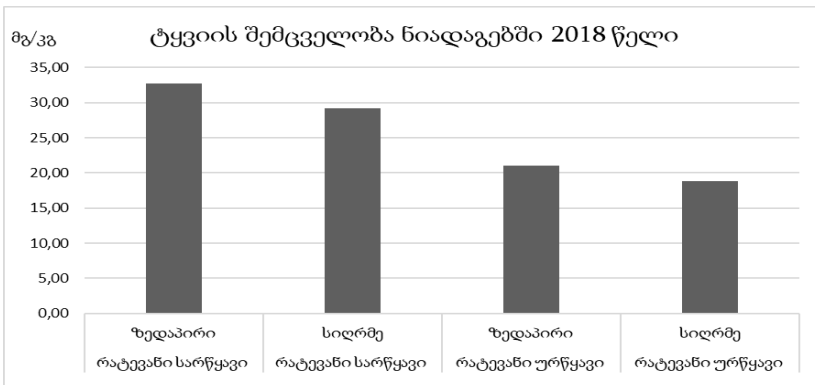
**ნახ. 75. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთი სოფლის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2018 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**

კლების მნიშვნელოვანი მაჩვენებელია სოფელ ბალიქშიც. ზოგიერთი ადგილიდან აღებულ სინჯში ტყვიის კონცენტრაცია 2018 წელს 4,2-ჯერ არის შემცირებული 2017 წელთან შედარებით (ნახ. 76).

სოფელ რატევანში 2018 წელს შესწავლილ იქნა სარწყავ და ურწყავ ნიადაგში ტყვიის კონცენტრაცია. ლითონის ჭარბი რაოდენობაა სარწყავი ნიადაგის ზედაპირზე, ხოლო სიღრმეში არსებული კონცენტრაცია ახლოსაა დასაშვებ ნორმასთან. ურწყავ ნიადაგში კი დაბალია ტყვიის შემცველობა (ნახ. 76 და 77).

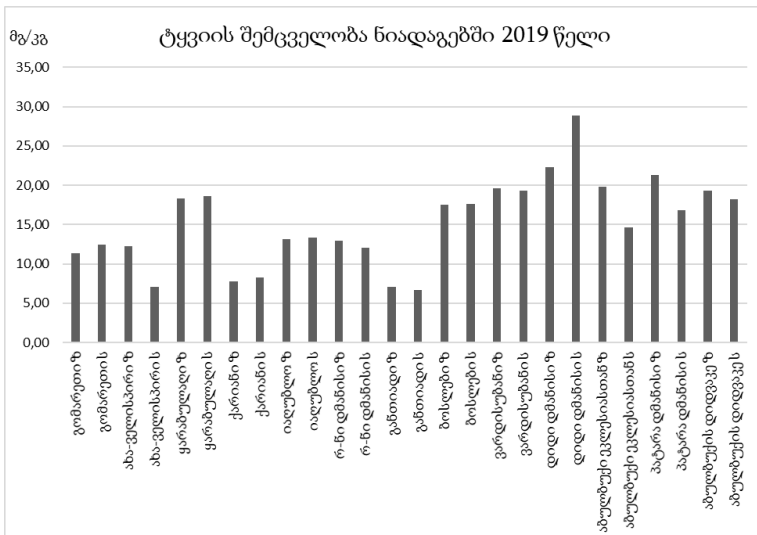


**ნახ. 76. სოფელი ბალიჭის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2018 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**



**ნახ. 77. სოფელი რატევანის სარწყავი და ურწყავი ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2018 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**

2019 წლის სინჯებში ქიმიური ელემენტების შემცველობა მასაჩუსეტსის უნივერსიტეტში ინდუქციურად შეწყვილებული მას პლაზმური სპექტროფოტომეტრით (ICP\_MS) იქნა გამოკვლეული. კვლევის შედეგებიდან დგინდება, რომ ტყვიის კონცენტრაცია მნიშვნელოვნად შემცირებულია დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფლებში.

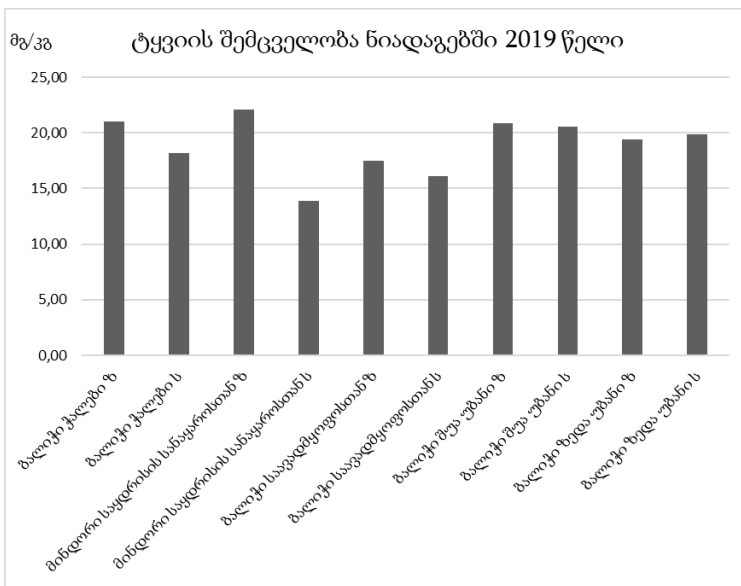


**ნახ. 78. დმანისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2019 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**

დმანისის მუნიციპალიტეტის 13 სოფელში აღებული 26 სინჯიდან ტყვიის კონცენტრაცია, არც ერთ სინჯში აღარ აღემატება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას (ნახ. 78). 2019 წელს ტყვიის კონცენტრაციის საშუალო შემცველობა

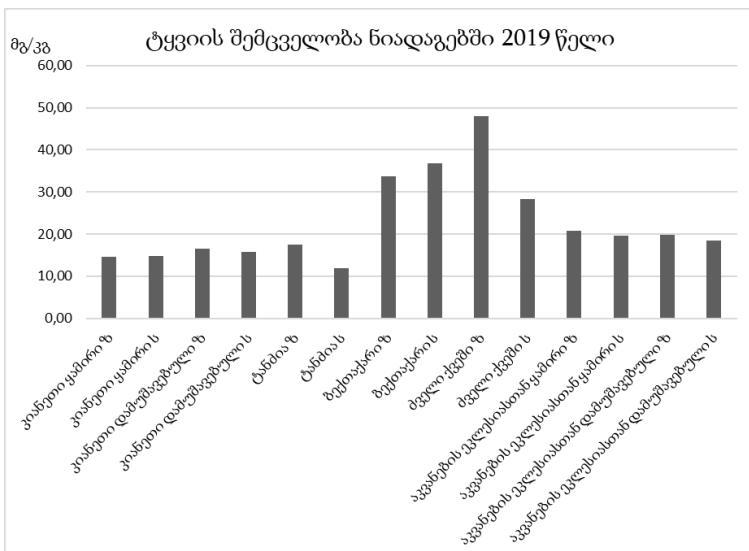
დმანისის მუნიციპალიტეტის ნიადაგებში 1.7-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით.

სოფელ ბალიჭში ტყვიის კონცენტრაციის კლება 2018 წელს დაიწყო და 2019 წელსაც მცირედით გაგრძელდა. წინა წელთან შედარებით 1.1-ჯერ შემცირდა ამ ელემენტის საშუალო შემცველობა სოფელი ბალიჭიდან აღებულ ნიადაგის სინჯებში (ნახ. 79).



**ნახ. 79. სოფელი ბალიჭის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2019 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**

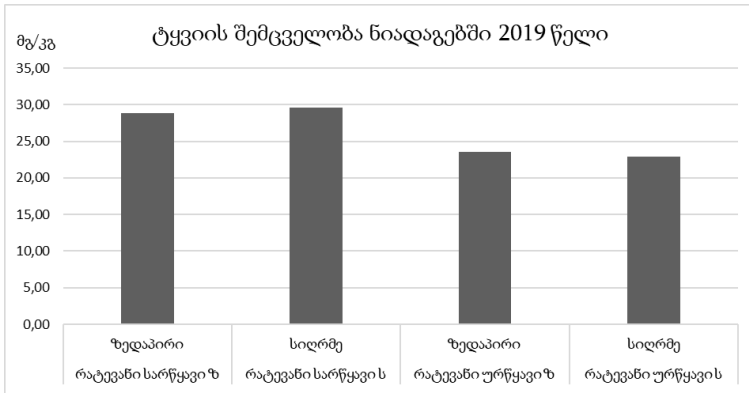
ბოლნისის მუნიციპალიტეტში 2019 წელს ტყვიის შემცველობის მაღალი მაჩვენებელი დაფიქსირდა სოფელ ბექთაქარში და ძველ ქვეშში. სოფელი ბექთაქარის ტერიტორიაზე კომპანია „არემჯი“ შახტური მეთოდით ამუშავებს ბექთაქარის საბადოს (აურამიანი). ამ საბადოს მადნიან ქანებში ტყვიის კონცენტრაციის შემცველობა მაღალია, რის გამოც ნიადაგებში მაღალია ტყვიის კონცენტრაცია (ნახ. 80).



**ნახ. 80. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2019 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**

ამ ტერიტორიაზე მნიშვნელოვანია მუდმივად ხდებოდეს მონიტორინგი, რათა განისაზღვროს ამ სოფლებში ტყვიის მატება ხელოვნური თუ ბუნებრივი ანთროპოგენური ზემოქმედების შედეგია. რაც შეეხება დამუშავებულ და და-

უმუშავებელ ნიადაგებს შორის ტყვიის შემცველობებს შორის სხვაობა არ შეინიშნება (ნახ. 81).

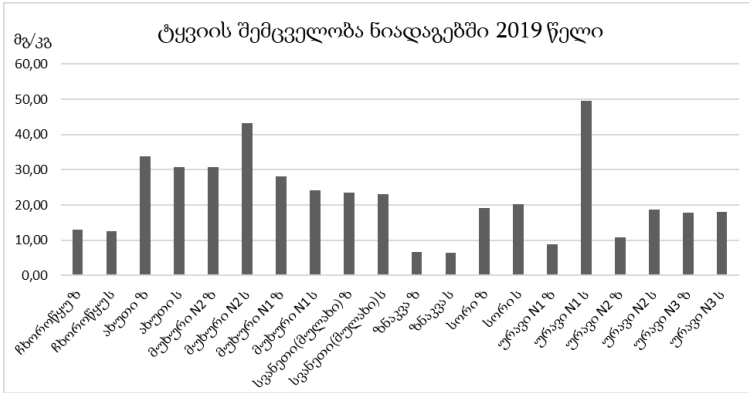


**ნახ. 81. სოფელი რატევანის სარწყავი და ურწყავი ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2019 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**

სოფელ რატევანში ტყვიის კონცენტრაცია ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას არ აღემატება სარწყავ და ურწყავ ნიადაგებში. თუმცა სარწყავ ნიადაგებში 5 ერთეულით მეტია ტყვიის კონცენტრაცია ურწყავ ნიადაგთან შედარებით.

აღმოსავლეთ საქართველოსთან შედარებით დასავლეთ საქართველოს ნიადაგებში ტყვიის კონცენტრაცია შედარებით მაღალია ისეთ ნიადაგებში, სადაც არ გვხვდება ინდუსტრიული საწარმოები (ნახ. 82).

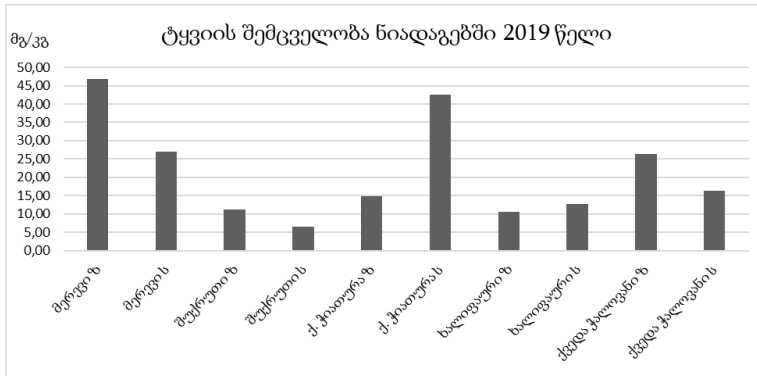




**ნახ. 82. ჩხოროწყუს, მესტიის, ამბროლაურის და ონის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვის შემცველობის მონაცემები, 2019 წელი. ნიადაგში ტყვის ზღვ 32 მგ/კგ.**

სამეგრელოში ჩხოროწყუს მუნიციპალიტეტის სოფლებში ახუთსა და მუხურის ნიადაგებში ტყვის კონცენტრაცია მაღალია დასაშვებ ნორმასთან შედარებით. უნდა აღინიშნოს ის გარემოება, რომ კვლევის პროცესში ამ სოფლებიდან სინჯები ავიღეთ საკონტროლო წერტილების სახით, თუმცა ტყვის კონცენტრაცია მაღალი აღმოჩნდა. ასევე მაღალია სოფელ ურავში (ამბროლაურის მუნიციპალიტეტი) სადაც წლების წინ დარიშხანის გადამუშავება მიმდინარეობდა.

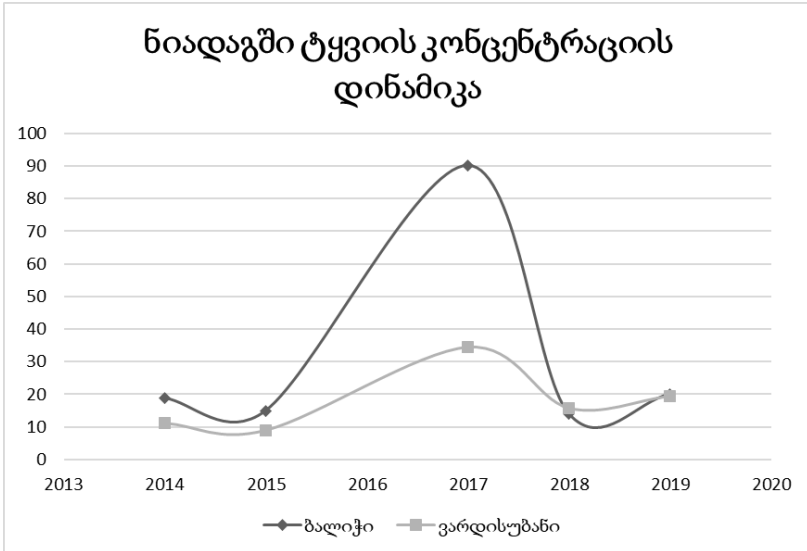
ჭიათურის მუნიციპალიტეტში ტყვის კონცენტრაცია ჭარბი რაოდენობით დაფიქსირდა სოფელ მერევსა და ქალაქ ჭიათურაში. სოფელ მერევში 2014 წელთან შედარებით მომატებულია ტყვის კონცენტრაცია (ნახ. 83).



**ნახ. 83. ქათურის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) ტყვიის შემცველობის მონაცემები, 2019 წელი. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**

დასავლეთ საქართველოს ნიადაგებში ტყვიის კონცენტრაციის მატება სხვადასხვა ფაქტორით შეიძლება იყოს გამოწვეული, ესენია ინდუსტრიული წარმოება, უკანონო ნადირობა, ჰერბიციდები-პესტიციდები, მინერალური სასუქები და ა.შ. აღნიშნულ ფაქტორთან მჭიდრო კავშირი აქვს იმ გარემოებას, რომ დასავლეთ საქართველოში გამოკვლეულ 0-დან 5 წლამდე ბავშვების 81 %-ის სისხლში მაღალია ტყვიის შემცველობა. ეს განსაკუთრებით აჭარაში, სამეგრელოში, სვანეთში და იმერეთში მცხოვრებ მოსახლეობას შეეხება [46].

ბოლნისისა და დმანისის რაიონების ნიადაგების კვლევის შედეგებიდან ჩანს, რომ 2014 წლიდან 2017 წლამდე შეინიშნება ტყვიის მკვეთრი მატების ტენდენცია, ხოლო 2018 წლიდან 2019 წლებში ეს ტენდენცია მცირდება (ნახ. 84).



**ნახ. 84. ბოლნისის და დმანისის რაიონის სოფელ ბალიჯისა და ვარდისუბნის ნიადაგებში ტყვიის კონცენტრაციის შემცველობა დინამიკაში, 2014, 2015, 2017, 2018 და 2019 წლის მონაცემებზე დაყრდნობით. ნიადაგში ტყვიის ზღვ 32 მგ/კგ.**

ტყვიის მატება ნიადაგებში 2017 წლამდე ამ რეგიონში მოღვაწე კომპანიის საქმიანობასთან არის დაკავშირებული, რომელიც ამ წლებში გარემოსდაცვით ღონისძიებებს უგულვებელყოფდა ან ნაკლებპრიორიტეტულად მიიჩნევდა, ხოლო 2018 წლიდან შეცვლილი მენეჯმენტისა და გარემოსდაცვითი სწორი სტრატეგიული ღონისძიების გატარების შედეგად, რეგიონში მეტნაკლებად შემცირდა მტვრის გაფრქვევები, რამაც ნიადაგში ტოქსიკური ლითონების მნიშვნელოვანი კლება გამოიწვია. აღნიშნული შედეგი გარკვეულწილად „ქვემო ქართლის რეგიონში გარემოს შემსწავლელი საპარლამენტო სამუშაო ჯგუფი“-ს დამსახურებაცაა, რომელთაც

მუდმივი მონიტორინგის შედეგად მოახერხეს, რომ კომპანიას პირნათლად შეესრულებინა ნაკისრი ვალდებულებანი და გაეტარებინა გარემოს დაცვითი ღონისძიებები, რომელიც შეამსუბუქებდა რეგიონში არსებულ რთულ ეკოლოგიურ მდგომარეობას. აღნიშნულმა ღონისძიებებმა შედარებით შეამცირა საწარმოს მიმდებარე ტერიტორიაზე ტყვიით დაბინძურება, თუმცა სრულად ვერ აღმოფხვრა, რაც სხვადასხვა კვლევებითაც დასტურდება [24] [46]. აღნიშნულ ტერიტორიაზე მნიშვნელოვანია გაგრძელდეს მუდმივი მონიტორინგი.

#### 4.5. დარიშხანი

დარიშხანი ფართოდ არის გავრცელებული გარემოში. ის გვხვდება დედამიწის ქერქში 0.5-დან 2.5 მგ/კგ-მდე მერყეობს. დარიშხანის მაღალი კონცენტრაციები გვხვდება ფიქლის, ქვანახშირის და ტორფის საბადოებში [97].  $As^{5+}$  ფორმა უფრო მეტად არის მოძრავი ატმოსფერული ნალექების მეშვეობით, ვიდრე მისი სხვა იონები [98]. დარიშხანი ასოცირდება რამოდენიმე მადნის მეტალთან, ყველაზე ხშირად კი დარიშხანის მინერალებად, სადაც გვხვდება ანიონების სახით  $As^{2-}$  და  $As^{3-}$ . დარიშხანის იონები წარმოქმნის მეტალებთან შემდეგ ნაერთებს მაგალითად დომეკიტი  $Cu_3As$ ; ნიკელინი  $NiAs$ ; სპერლიტი  $PtAs_2$ . მისი საერთო მინერალება: არსენოპირიტი,  $FeAsS$ ; ორპიმენტი  $As_2S_3$ ; რეალგარი  $AsS$ ; არენოლიტი,  $As_2O_3$  და სხვა. არსენოპირიტი ადვილად იჟანგება, როგორც  $O_2$ , ასევე  $Fe^{3+}$  ზემოქმედების შედეგად [99]. მსგავსი იონური რადიუსების გამო,  $As^{5+}$ -ის გეოქიმიური ქცევა ძალიან მსგავსია P-ის, განსაკუთრებით ეს ვლინდება ფოსფატებ-

ში. დარიშხანი ჩვეულებრივ მოიპოვება Cu, Zn, Pb, Au და Ag საბადოებთან, რადგან იგი ძირითადად ფერადი ლითონების საბადოებთან გვხვდება. მოპოვებული დარიშხანის 80 % პესტიციდების წარმოებაში გამოიყენება, ხოლო დარიშხანი გარემოში ძირითადად პესტიციდების წარმოებით და მოხმარებით ილექება. ბოლო წლებში მისი ტოქსიკურობის გამო პესტიციდებში As-ის გამოყენება შემცირდა დაახლოებით 50%-მდე, მაგრამ ორგანული As-ის ნაერთები კვლავ დომინირებს პესტიციდების წარმოებაში. იგი ასევე გამოიყენება ხის კონსერვაციაში, ფოტოელექტრულ მოწყობილობებში, მინის ნაწარმში და ტყვიის მჟავა შემცველ ბატარეებში. დარიშხანის და სპილენძის შენადნობები გამოიყენება კოროზიის საწინააღმდეგო და მედეგი შენაერთების დასამზადებლად [100].

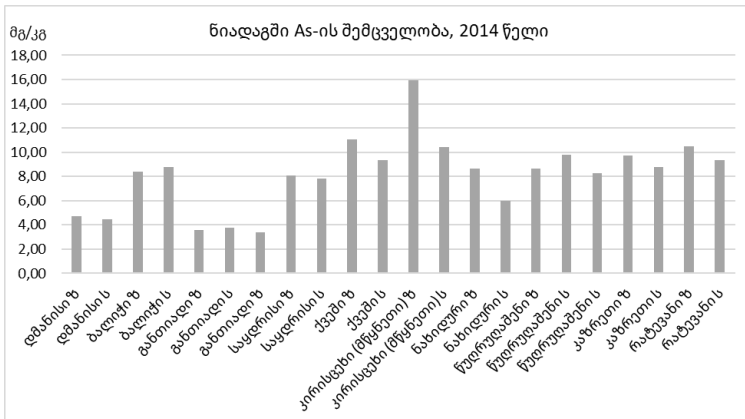
ნიადაგში დარიშხანის დაგროვება ბოლო ასწლეულების განმავლობაში გაიზარდა, სადაც მისი კონცენტრაცია დაახლოებით 0.4-10.5 მგ/კგ-ის ფარგლებში მერყეობს, ხოლო მისი საშუალო მნიშვნელობები ევროპის განვითარებული ქვეყნებისთვის 3.9 მგ/კგ-ს შეადგენს, ამერიკის შეერთებული შტატებისთვის კი 5.8 მგ/კგ-ს. ინდუსტრიულ რაიონებში დარიშხანის შემცველობა ზოგიერთი ქვეყნის ნიადაგებში <650 მგ/კგ-ის ფარგლებში მერყეობს. ინდუსტრიულ რეგიონებში და სამთო ადგილებში As-ის გაჟონვების გამო, მისმა კონცენტრაციამ ნიადაგში შეიძლება 20 000 მგ/კგ-ს მიაღწიოს [101].

სოფლის მეურნეობის სფეროებში შემუშავებული სამუშაოები შეიძლება იყოს As-ის გავრცელების მნიშვნელოვანი წყარო, რადგან მისი კონცენტრაცია შეიძლება გაიზარდოს პესტიციდების, სასუქების და ჰერბიდიცების გამოყენებით. აღნიშნული სამუშაოების განხორციელების შედეგად მნიშ-

ენელოგნად გაიზარდა As-ის მნიშვნელობა სასოფლო-სამეურნეო ნიადაგებში, რაც გახდა რეალური პრობლემა დღევანდელი დღისთვის. ეს განსაკუთრებით თვალსაჩინოა იმ ნიადაგების შემთხვევაში, რომლებიც ძლიერ მოდიფიცირებულია ანთროპოგენული საქმიანობით [102]. ნიადაგები ხშირად დაზინძურებულია სასუქებით და ორგანული ქიმიკატებით, განსაკუთრებით ხელს უწყობს ისეთი გარემოება, სადაც საჭიროა სწრაფი ეკონომიკური განვითარება. ნიადაგებში დაერიზხანის გაზრდა იწვევს მიწისქვეშა წყლებში მის ზრდას [103]. ნიადაგში pH-ის მნიშვნელობა გავლენას ახდენს სორბციის უნარზე. მჟავე ნიადაგებში ჭარბობს  $H_3AsO_3$ , ხოლო უფრო მაღალი pH მნიშვნელობებზე ( $>9.0$ )  $H_2AsO_3$ . ჟანგვის გარემოში  $As^{5+}$  ძირითადად გვხვდება, როგორც  $H_2AsO_4$  (pH  $<7.0$ ), ან როგორც  $HAsO_4^{2-}$  (pH  $> 7.0$ ).  $As^{3+}$  უფრო ტოქსიკური და მობილურია ნიადაგში, ვიდრე  $As^{5+}$ . ნიადაგში რკინის ჰიდროქსიდი მნიშვნელოვან როლს თამაშობს, იგი ნიადაგის ხსნარებში გავლენას ახდენს მეტალების კონცენტრაციის კონტროლში. ამ ელემენტის ანიონური ფორმები ( $AsO_4^{2-}$ ,  $HAsO_4^{2-}$  და  $H_2AsO_3^{2-}$ ) ჭარბობს ნიადაგის ხსნარებში. As-ის კათიონური სახეობები, განსაკუთრებით  $As^{5+}$  და  $As^{3+}$  შეიძლება შედარებით ადვილად შეიწოვოს თიხის მინერალების, Fe და Mn-ის ოქსი/ჰიდროქსიდების მეშვეობით. სორბციის პროცესზე ორგანული ნაერთები დიდ როლს თამაშობს, რომელსაც შეუძლია გააკონტროლოს მისი ქცევა ნიადაგში.  $As^{5+}$ -ის მაქსიმალური ადსორბცია ხდება როდესაც ნიადაგის pH 7.0, ხოლო  $As^{3+}$ -ის შემთხვევაში pH 4.0.

2014 წელს აღმოსავლეთ და დასავლეთ საქართველოს ზოგიერთ მუნიციპალიტეტების სასოფლო სამეურნეო სავარ-

გულებში განისაზღვრა დარიშხანის კონცენტრაცია. სინჯებში ლითონის კონცენტრაცია გამოკვლეულ იქნა ამერიკის შეერთებულ შტატებში სავანა რივერის ეკოლოგიურ ლაბორატორიაში (ნახ. 85).



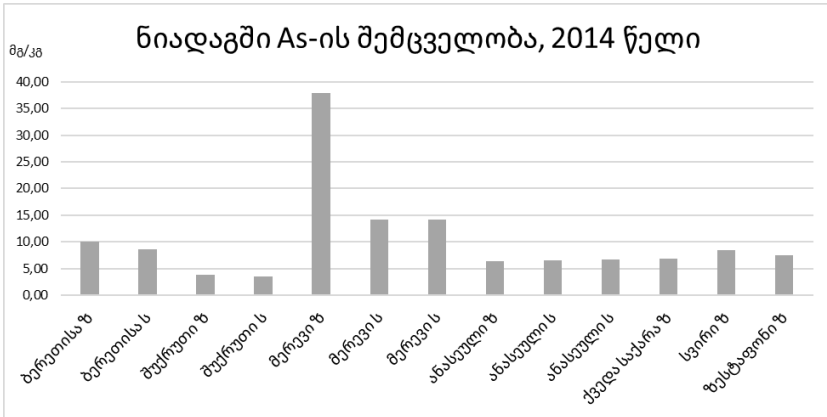
**ნახ. 85. დმანისის და ბოლნისის მუნიციპალიტეტების ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) დარიშხანის შემცველობის მონაცემები, 2014 წელი.**

**ნიადაგში დარიშხანის ზღვ 2-დან 10 მგ/კგ-მდე.**

დარიშხანის კონცენტრაცია დმანისის და ბოლნისის მუნიციპალიტეტების სოფლებში ყველგან აღემატება 2 მგ/კგ-ს, ხოლო მწყნეთში, ქვეში, წულრულამენში, კაზრეთსა და რატევანში აღემატება 10 მგ/კგ-ს. დარიშხანი მეტად ტოქსიკური ლითონია და სასოფლო სამეურნეო სავარგულების ნიადაგებში მისი მაღალი შემცველობა დიდ საფრთხეს უქმნის ადამიანის ჯანმრთელობას (იხ. ნახ. 85).

დარიშხანის მაღალი შემცველობაა ჭიათურის მუნიციპალიტეტის სოფელ მერევსა და ბერეთისაში, სადაც იგი

მნიშვნელოვნად აღემატება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას. სხვა სოფლების ნიადაგებში კი 2 მგ/კგ-ზე მაღალია დარიშხანის კონცენტრაცია (ნახ. 86).



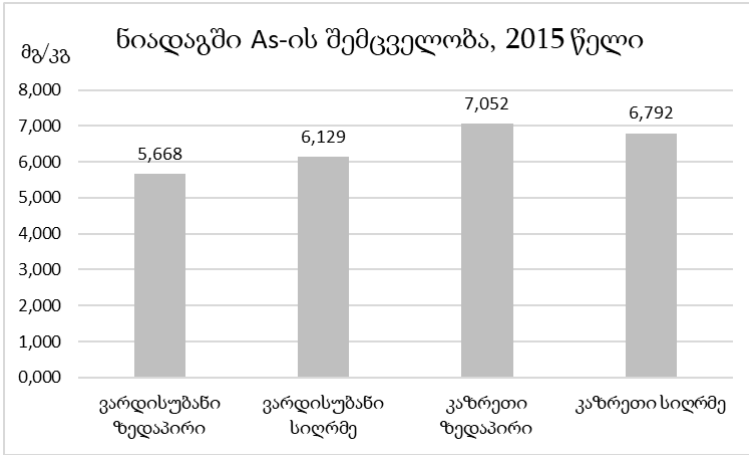
**ნახ. 86. ჭიათურის, ოზურგეთის და ზესტაფონის მუნიციპალიტეტების ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) დარიშხანის შემცველობის მონაცემები, 2014 წელი. ნიადაგში დარიშხანის ზღვ 2-დან 10 მგ/კგ-მდე.**

სოფელი მერევი ქალაქი ჭიათურიდან დაცილებულია 8 კილომეტრით, თუმცა ამ სოფელში მიტოვებულია მანგანუმის მომპოვებელი შახტები, რომლებიც როგორც სჩანს გარკვეულ ზემოქმედებას ახდენს ადგილობრივ ნიადაგის ეკოლოგიურ მდგომარეობაზე. ასევე ამ რეგიონში მოსახლეობა სასმელად იყენებს მიწისქვეშა არტეზიულ წყალს, რაც შესაძლოა დაბინძურების გავრცელების ერთ-ერთი წყარო იყოს.

2015 წელს დარიშხანის შემცველობა გამოკვლეულ იქნა ვარდისუბანსა და კაზრეთში (ბოლნისის და დმანისის მუნიციპალიტეტები). ამ ორივე სოფელში ლითონის კონცენტრა-

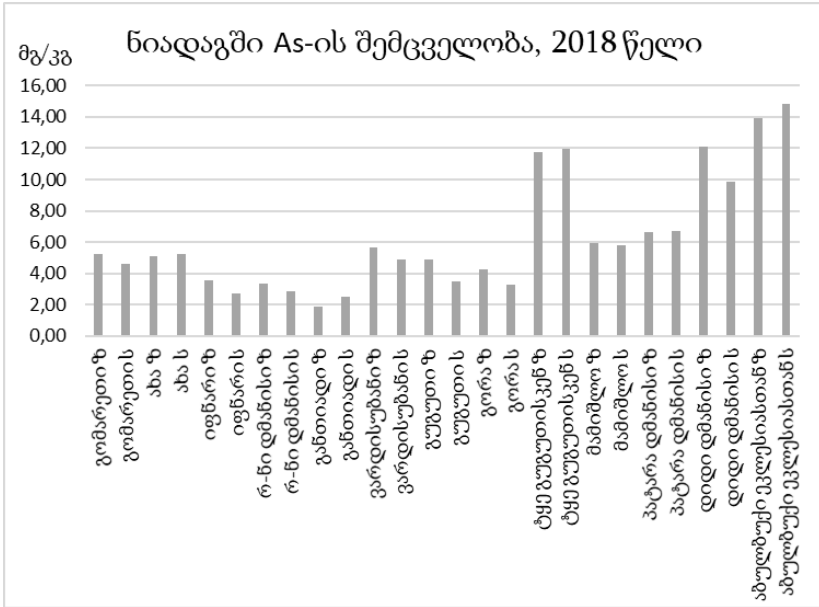


ცია 3-ჯერ აღემატება 2 მგ/კგ-ს (ზდკ), თუმცა იგი არ აჭარბებს 10 მგ/კგ-ს (ნახ. 87).



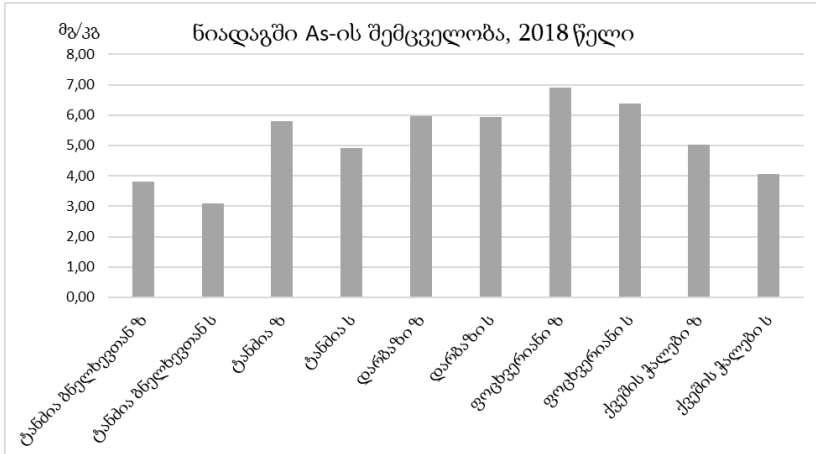
**ნახ. 87. დმანისის და ბოლნისის მუნიციპალიტეტების სოფელ ბალიჭისა და ვარდისუბნის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) დარიშხანის შემცველობის მონაცემები, 2015 წელი. ნიადაგში დარიშხანის ზდკ 2-დან 10 მგ/კგ-მდე.**

2018 წელს ჩატარებული კვლევების მიხედვით დარიშხანის კონცენტრაცია 10 მგ/კგ-ზე მაღალია იმ სოფლებში, რომლებიც ახლოს მდებარეობს საბადოსთან. ამ წელს სოფელ განთიადში 2-ჯერ არის შემცირებული დარიშხანის კონცენტრაცია 2014 წელთან შედარებით (ნახ. 88). სოფელ დიდ დმანისში, აბულბუქში და გუგუთისკენ მიმავალ ტყეში 1.5-ჯერ აღემატება დარიშხანის კონცენტრაცია დასაშვებ ნორმას.



**ნახ. 88. დმანისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) დარიშხანის შემცველობის მონაცემები, 2018 წელი. ნიადაგში დარიშხანის ზღვ 2-დან 10 მგ/კგ-მდე.**

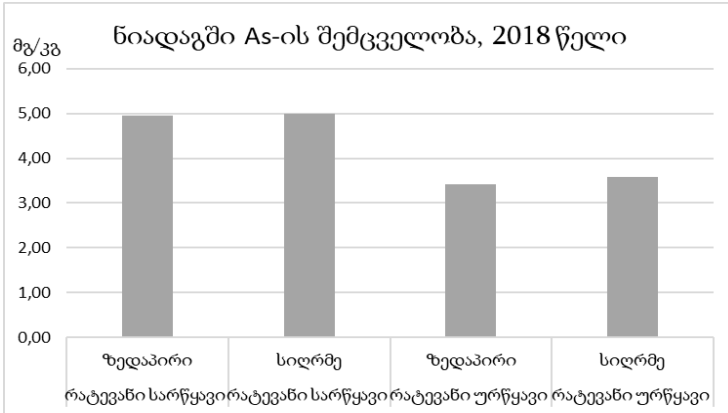
ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლებში დარიშხანის კონცენტრაცია მართალია 10 მგ/კგ-ს არ აღემატება, თუმცა ყველა სინჯში დარიშხანის კონცენტრაცია 2 მგ/კგ-ზე მაღალია (ნახ. 89).



**ნახ. 89. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) დარიშხანის შემცველობის მონაცემები, 2018 წელი. ნიადაგში დარიშხანის ზღვ 2-დან 10 მგ/კგ-მდე.**

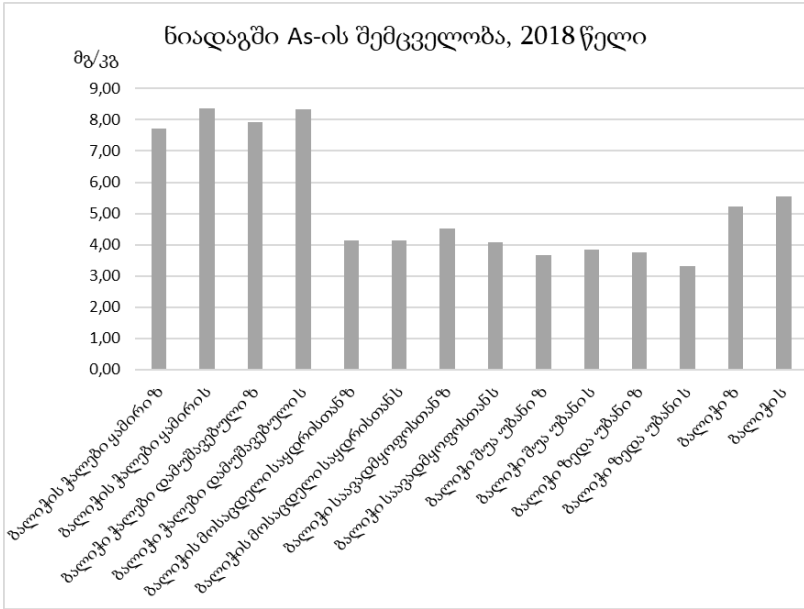
სოფელ რატევანში გამოკვლეულ იქნა სარწყავ და ურწყავ ნიადაგებში დარიშხანის კონცენტრაცია (ნახ. 90).

მიღებული კვლევის შედეგებიდან გამომდინარე დარიშხანის კონცენტრაცია სარწყავ ნიადაგში ურწყავთან შედარებით მაღალია დაახლოებით 1.5 მგ/კგ-ით.



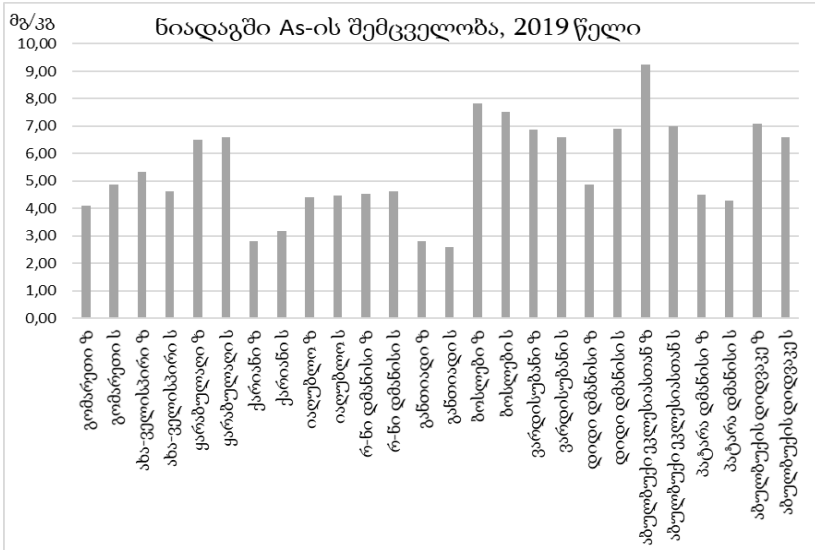
**ნახ. 90. სოფელ რატევის სარწყავ და ურწყავ ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) დარიშხანის შემცველობის მონაცემები, 2018 წელი. ნიადაგში დარიშხანის ზღვ 2-დან 10 მგ/კგ-მდე.**

სოფელ ბალიჭში დარიშხანის კონცენტრაცია შედარებით მაღალია ბალიჭის ქალებში, რომელიც ახლოს მდებარეობს საბადოსთან (ნახ. 91). სოფელ ბალიჭში დარიშხანის კონცენტრაცია ყველა სინჯში აღემატება 2 მგ/კგ-ს.



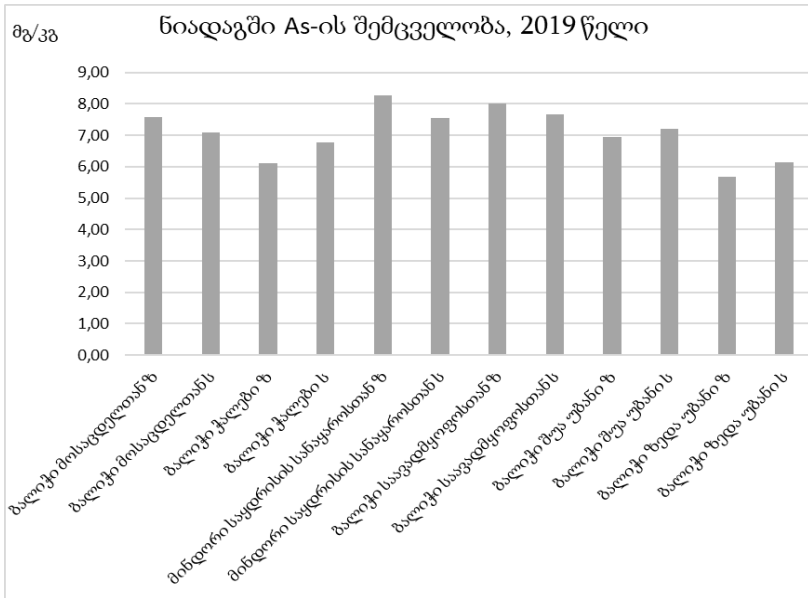
**ნახ. 91. სოფელ ბალოქის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) დარიშხანის შემცველობის მონაცემები, 2018 წელი. ნიადაგში დარიშხანის ზღვ 2-დან 10 მგ/კგ-მდე.**

2019 წელს დარიშხანის კონცენტრაცია წინა წლებთან შედარებით შემცირებულია დმანისის მუნიციპალიტეტის სოფელ დიდ დმანისსა და აბულბუქში ეკლესიასთან მდებარე სასოფლო სამეურნეო სავარგულთან (ნახ. 92). თუმცა დარიშხანის კონცენტრაცია დმანისის მუნიციპალიტეტის ნიადაგებში საშუალოდ 5,4 მგ/კგ-ის ფარგლებშია.



**ნახ. 92. დმანისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში  
ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) დარიშხანის  
შემცველობის მონაცემები, 2019 წელი.  
ნიადაგში დარიშხანის ზღვ 2-დან 10 მგ/კგ-მდე.**

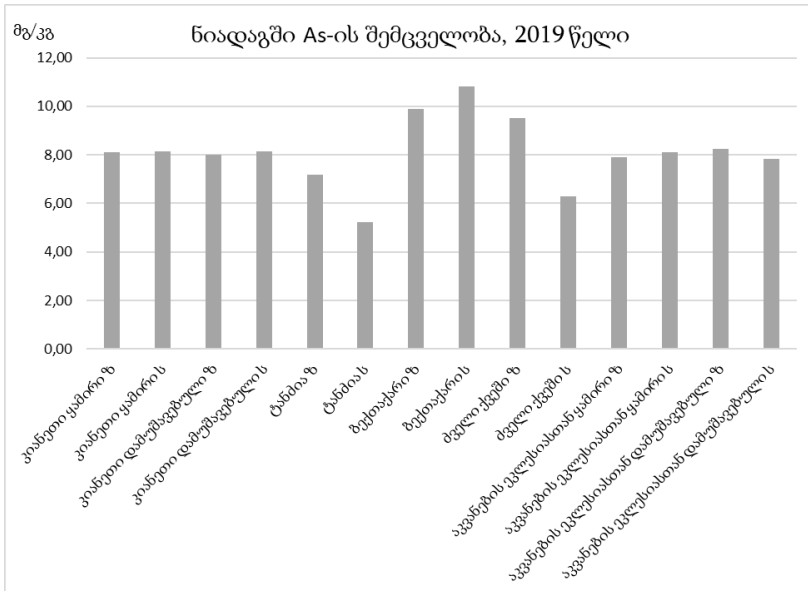
დარიშხანის აღნიშნული შემცველობები სასოფლო სა-  
მეურნეო ნიადაგებში შესაძლოა განპირობებული იყოს სასუ-  
ქებისა და პესტიციდების გამოყენების შედეგად. როგორც  
ზემოთ ავღნიშნეთ მნიშვნელოვნად აზინმურებს ნიადაგებს  
მინერალური სასუქები, რომლებიც დარიშხანის დიდი შემ-  
ცველობით ხასიათდება (ნახ. 93).



**ნახ. 93. სოფელ ბალოჭის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) დარიშხანის შემცველობის მონაცემები, 2019 წელი.  
ნიადაგში დარიშხანის ზღვ 2-დან 10 მგ/კგ-მდე.**

სოფელ ბალოჭში 2019 წელს დარიშხანის კონცენტრაცია იკლებს ზოგიერთ სინჯში, ზოგიერთში კი იმატებს. 2018 წელს ბალოჭის ნიადაგებიდან აღებულ სინჯებში დარიშხანის საშუალო კონცენტრაცია 5 მგ/კგ-ს, ხოლო 2019 წელს 7 მგ/კგ-ს შეადგენს. მცირედი მატება დაფიქსირდა წინა წელთან მიმართებაში, თუმცა 10 მგ/კგ-ს არ აღემატება. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სხვა სოფლებიდან დარიშხანი ბექთაქარში აღემატება 10 მგ/კგ-ს. ხოლო დანარჩენ ნიადაგებში დარიშხანის კონცენტრაცია მეტია 2 მგ/კგ-ზე და ნაკლები 10 მგ/კგ-ზე (ნახ. 94). ამავე რეგიონში განისაზღვრა მოხნულ და მოუხნავ ნიადაგებს შორის დარიშხანის შემცველობის სხვა-

ობა, თუმცა კვლევის მიხედვით მნიშვნელოვანი განსხვავება არ დაფიქსირებულა დამუშავებულ და დაუმუშავებელ ნიადაგებში დარიშხანის სხვაობას შორის.

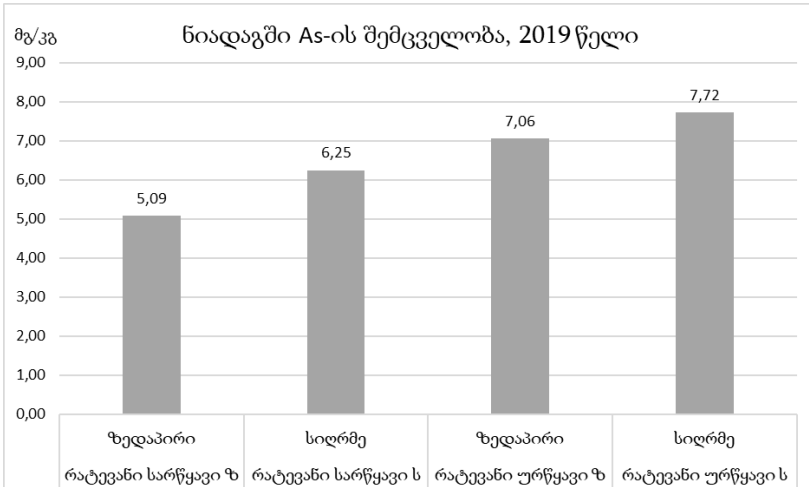


**ნახ. 94. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) დარიშხანის შემცველობის მონაცემები, 2019 წელი.  
ნიადაგში დარიშხანის ზღვ 2-დან 10 მგ/კგ-მდე.**

სოფელ რატევანში ჩატარებული კვლევების მიხედვით 2019 წელს ურწყავ ნიადაგში უფრო მეტია დარიშხანის შემცველობა ვიდრე სარწყავ ნიადაგში (ნახ. 95). სარწყავ ნიადაგში დარიშხანის კონცენტრაცია გაიზარდა სიღრმეში, ხოლო ურწყავ ნიადაგში დაახლოებით 2-ჯერ მოიმატა დარიშ-

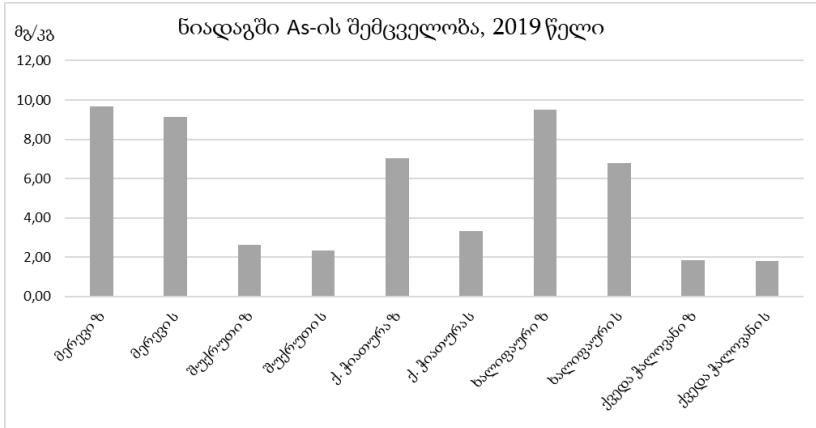


ხანის კონცენტრაციამ 2018 წელთან შედარებით. მაგრამ 10 მგ/კგ-ს არ აღემატება.



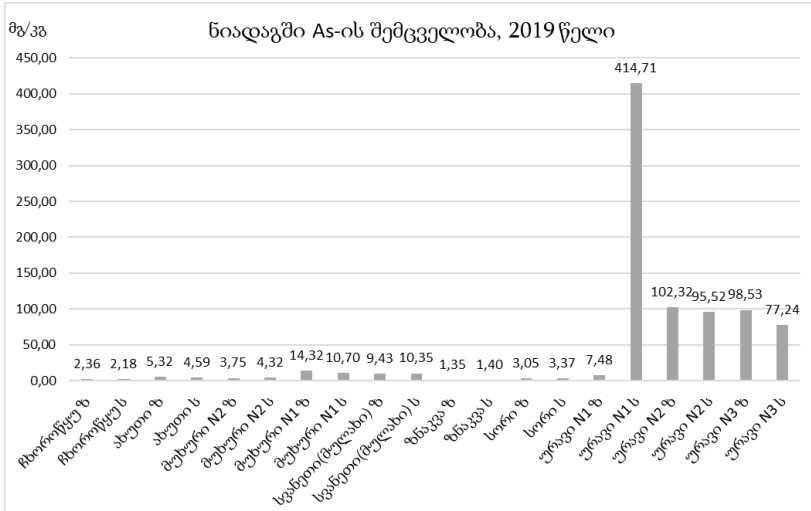
**ნახ. 95. სოფელ რატევის სარწყავ და ურწყავ ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) დარიშხანის შემცველობის მონაცემები, 2018 წელი. ნიადაგში დარიშხანის ზღვ 2-დან 10 მგ/კგ-მდე.**

ჭიათურის მუნიციპალიტეტის სფელ მერევში 2014 წელთან შედარებით დაკლებულია დარიშხანის შემცველობა ნიადაგში (ნახ. 96). ჭიათურაშიც ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლების მსგავსი სურათი იკვეთება. იმ ადგილებშია (მერევი, ქ. ჭიათურა, ხალიფაური) დარიშხანის კონცენტრაცია შედარებით მაღალი, რომლებიც ახლოს მდებარეობენ სამთამადნო წარმოებასთან.



**ნახ. 96. ჭიათურის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) დარიშხანის შემცველობის მონაცემები, 2019 წელი.  
ნიადაგში დარიშხანის ზღვ 2-დან 10 მგ/კგ-მდე.**

ჩხოროწყუს, მუნიციპალიტეტის სოფელ მუხური N1-ში, დარიშხანის კონცენტრაცია აღემატება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას, თუმცა ამ სოფლის სიახლოვეს არ მდებარეობს ინდუსტრიული საწარმო ან სხვა რაიმე დამაბინძურებელი წყარო. ასევე დარიშხანის კონცენტრაცია უტოლდება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას სოფელ მულახში (ნახ. 97).



**ნახ. 97. ჩხორიწყუს, მესტიის, ამბროლაურის და ონის მუნიციპალიტეტების ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) დარიშხანის შემცველობის მონაცემები, 2019 წელი. ნიადაგში დარიშხანის ზღვ 2-დან 10 მე/კგ-მდე.**

დარიშხანის წარმოებამ მეტად მძიმე დალი დაასვა ამბროლაურის მუნიციპალიტეტის სოფელ ურავს. ამ სოფელში აღებულ სინჯებში საკმაოდ მაღალია დარიშხანის კონცენტრაცია იგი 40-ჯერ აღემატება ურავი N1 წერტილში აღებულ სინჯში, ხოლო ამავე სოფლის N2 და N3 სინჯებში 10-ჯერ. დარიშხანის აღნიშნული კონცენტრაციები მეტად სახიფათოა ადამიანის ჯანმრთელობისთვის. იმ პირობებში, როდესაც მოსახლეობა ცხოვრობს ამ ადგილებში და ეწევიან სასოფლო სამეურნეო საქმიანობას. მთაში მცხოვრები მოსახლეობის ერთ-ერთი სარჩო კი მსხილფეხა საქონლის შენახვა და მისგან მიღებული რძის ნაწარმია. ჩვენს მიერ ჩატარებული

კვლევებით კი დადგინდა, რომ რძის ნაწარმი ყველაზე მეტად ითვისებს დამაბინძურებელ აგენტებს [23].

დარიშხანის კვლევის შედეგად უნდა ითქვას, რომ ჩვენს მიერ გამოკვლეული ნიადაგების უმრავლესობაში დარიშხანის კონცენტრაცია მომატებულია, ეს მატება შესაძლოა დაკავშირებული იყოს, როგორც ინდუსტრიულ წარმოებასთან ასევე, სასოფლო სამეურნეო შხამქიმიკატებისგან, სასუქებისგან და პესტიციდებისგან. დარიშხანის დაბინძურების დიდი წვლილი მოდის ასევე პიროტექნიკაზე, რომელიც დღესასწაულებზე და განსაკუთრებით საახალწოდ დიდი რაოდენობით გამოიყენება საქართველოში. ჩვენის აზრით დმანისის, ბოლნისის, ჩხოროწყუს, ჭიათურის და მესტიის რაიონებში აღებულ სინჯებში დარიშხანის კონცენტრაციის მატებაში ზემოთ აღნიშნულ გარემოებებს დიდი როლი მიუძღვით.

ხოლო ურავში დარიშხანის გადამუშავების შედეგად არის მომატებული ამ ლითონის შემცველობა. მიტოვებული და დაუღუქავი საწარმო კი სასწრაფოდ საჭიროებს რემედიაციულ-რეკულტივაციული სამუშაოების სასწრაფოდ ჩატარებას მოითხოვს. რათა ადგილობრივი მოსახლეობის ჯანმრთელობა კვლავ რისკის ქვეშ არ დადგეს. მნიშვნელოვანია სახელმწიფომ ამ საკიტხს სათანადო ყურადღება დაუთმოს, მართალია ჩატარდა გარკვეული სამუშაოები, თუმცა არასაკმარისია გატარებული ღონისძიებების რაოდენობა და მასშტაბურობა.

#### 4.6. მანგანუმი

მე-7 ჯგუფის ელემენტებია მანგანუმი (Mn), ტექნეტიუმი (Tc) და რენიუმი (Re). Mn აუცილებელია ცოცხალი ორგანიზმებისთვის. ამ ჯგუფში ყველა ელემენტს ცვლადი ვალენტობა ახასიათებს. მანგანუმი ლითოსფეროში ერთ-ერთი ყველაზე გავრცელებული ელემენტია. ზიგადად მისი საშუალო შემცველობა ქანებში 350-დან 2000 მგ/კგ-მდე მერყეობს. მანგანუმი რკინის ოჯახის წარმომადგენელია და გეოქიმიურად მჭიდროდ არის დაკავშირებული Fe-თან. ამრიგად სხვადასხვა გეოქიმიურ გარემოში Mn-ის ციკლი მიჰყვება Fe-ის ციკლს. მანგანუმი ძლიერ ზემოქმედებას ახდენს გეოქიმიურ და ბიოლოგიურ მოვლენებზე. ბუნებაში მანგანუმის გავრცელებული კატიონი  $Mn^{2+}$ -ია, რომელიც ადვილად იკავებს სხვა ორვალენტიანი კატიონების ადგილებს (მაგ.  $Fe^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ). Mn მონაწილეობს ჟანგვა-აღდგენით პროცესებში, რის შედეგად წარმოიქმნება დიდი რაოდენობით ოქსიდები და ჰიდროქსიდები. მნიშვნელოვანი გეოქიმიური და პედოქიმიური მნიშვნელობა აქვთ Mn-ის ნაერთების ფიზიკურ მახასიათებლებს, განსაკუთრებით მცირე ზომის კრისტალებს და დიდი ზედაპირის ფართობის მქონე ამორფულ ფორმებს [104]. დედამიწის ზედაპირი ყველაზე მეტ ნაერთებს წარმოქმნის Mn-ის და Fe-ის ოქსიდები, რომელიც შეიძლება იყოს ანაერობული. აღმოჩენილ იქნა მექანიზმი, სადაც მიკროორგანიზმები თამაშობენ მთავარ როლს Mn-ის გადაადგილებაში. 2003 წელს Mn-ის გლობალური წლიური წარმოება იყო 24,35 მტ (მილიონი ტონა) შეადგინა, ხოლო 2020 წელს 70,83 მტ. მანგანუმის საბადოები ფართოდ არის გავრცელებული სხვადას-

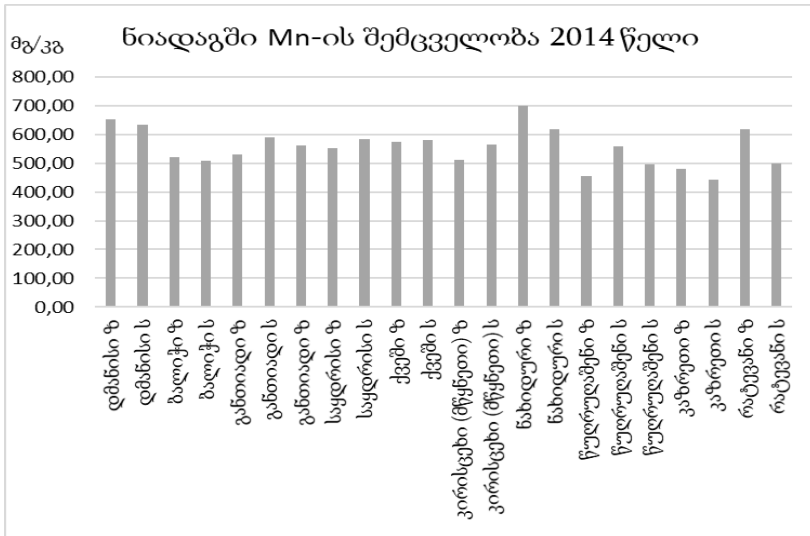
ხვა გეოლოგიურ გარემოში და კონცენტრირებულია ძირითადად ნარჩენ საბადოებში, ოქსიდების და ჰიდროქსიდების სახით, უფრო მცირე მასშტაბით გვხვდება კარბონატების და სილიკატების სახით. მანგანუმი ძირითადად მეტალურგიულ მრეწველობაში გამოიყენება ფოლადისა და სხვადასხვა შენადნობებისთვის სიმტკიცის მისაცემად. მანგანუმის შენადნობები გამოიყენება ელექტრო ინდუსტრიაში (მაგ, მშრალი უჯრედოვანი ბატარეები). იგი ასევე ფართოდ გამოიყენება პიგმენტების, კერამიკის და მინის წარმოებაში [105]. მანგანუმის სულფატი ( $MnSO_4$ ) სასუქად გამოიყენება. იგი ასევე გამოიყენება საკვები დანამატის სახით. მანგანუმის ზოგიერთ ნაერთს (მაგ. მანები, მანგანუმის ეთილენ-ბის-დითიოკარბამატი) იყენებენ, როგორც ფუნგიციდს მცენარეული თესლისათვის. კალიუმის პერმანგანატი ( $KMnO_4$ ) დიდი ხანია გამოიყენება, როგორც ჟანგვის კატალიზატორი ქიმიურ პროცესებში, დეზინფექციისთვის მედიცინაში, ასევე სხვადასხვა წყლების გაწმენდისთვის. მანგანუმის რამდენიმე ნაერთი (მაგ, გლუკონატი, სულფატი) გამოიყენება ფარმაცევტულ წარმოებაში. Mn-ის შემცველობა ნიადაგებში ძალიან მრავალფეროვანია და მერყეობს დაახლოებით 10-დან 9000 მგ/კგ-მდე. მსოფლიოს ნიადაგებში მანგანუმის საშუალო შემცველობა 400 მგ/კგ-დან 600 მგ/კგ-მდე მერყეობს. მანგანუმი ხშირად გვხვდება რკინა შემცველ, ორგანული ნივთიერებებით მდიდარ და არიდულ ნიადაგებში. მანგანუმის კოლოიდური ჰიდროქსიდები ავლენენ ძლიერ უნარს რკინასთან და ზოგიერთ კათიონურ და ანიონურ ლითონებთან. ნიადაგში გარკვეულ პირობებში მანგანუმის ოქსიდებს შეუძლიათ გაზარდონ ლითონის მობილურობა. ამრიგად, Mn-ს აქვს ძლი-

ერი გავლენა არაორგანული დამაბინძურებლების მობილურობაზე. სინთეზური HMnO ავლენს ბივალენტური კატიონის შეკავშირების უნარს, ისეთები როგორცაა Ba, Ca, Cd, Co, Cu, Mg, Mn, Ni, Pb, Sr და Zn, რომელნიც იმყოფებია რედოქს პირობებისა და კათიონ გაცვლის რეაქციების გავლენის ქვეშ [106]. მიუხედავად იმისა, რომ Mn ნიადაგებში გვხვდება უპირატესად ამორფული ოქსიდების და ჰიდროქსიდების სახით, ასევე არსებობს Mn-ის ზოგიერთი კრისტალური მინერალი. ძირითადად ეს მინერალებია: პიროლუზიტი  $\beta$ -MnO<sub>2</sub>; მანგანიტი  $\gamma$ -MnOOH; ჰაუსმანიტი Mn<sub>3</sub>O<sub>4</sub>; ლითოფორიტი (Al,Li)MnO<sub>2</sub>(OH)<sub>2</sub> (სავარაუდოდ გვხვდება მჟავე და ნეიტრალურ ნიადაგებში) და ბინესიტი, იგი არის დაუდასტურებელი შემადგენლობის Na<sub>x</sub>CayMn<sub>7</sub>O<sub>14</sub>(2.8H<sub>2</sub>O), რომელიც ასოცირდება ტუტე ნიადაგებში. Mn-ის იონური სახეობები, რომლებიც ჩვეულებრივ გვხვდება ნიადაგის ხსნარებში შემდეგია კათიონური ფორმები: Mn<sup>2+</sup>, MnOH<sup>+</sup>, MnCl<sup>+</sup>, MnHCO<sup>3+</sup>, Mn<sub>2</sub>(OH)<sub>2</sub><sup>2+</sup>, Mn<sub>2</sub>OH<sup>3+</sup>; ანიონური ფორმები: MnO<sub>4</sub><sup>-</sup>, HMnO<sub>2</sub><sup>-</sup>, Mn(OH)<sub>3</sub><sup>-</sup>, Mn(OH)<sub>4</sub><sup>2-</sup>. ბიოგენური Mn-ის ოქსიდები ავლენენ ძალიან მაღალ Pb-ის ადსორბციულ უნარს განსაკუთრებით მაშინ როდესაც pH 8-ის ტოლია. ნიადაგში მიმდინარე მცირე ცვლილებებმაც შეიძლება გავლენა მოახდინოს Mn-ის მობილურობაზე. Mn-ის მობილურობაზე განსაკუთრებით მოქმედებს ნიადაგის pH-ის კონცენტრაციები. მეტალით დაბინძურებული ნიადაგების ხსნარებში Mn ძალიან განსხვავდება ნიადაგის pH-ის მიხედვით. ნიადაგში მიმდინარე რამდენიმე ფაქტორი გავლენას ახდენს მცენარეებისთვის Mn-ის ხელმისაწვდომობაზე [107]. ნიადაგის აბიოტურ და ბიოტურ პარამეტრებს შორის კომპლექსი ფესვის ექსუდატებით და ჯვარე-

დინი ურთიერთქმედებასთან ერთად Fe ოქსიდები თამაშობენ გადამწყვეტ როლს. ნიადაგის Mn-ის ხსნადობა მნიშვნელოვანია ვინაიდან მცენარეებს შეუძლიათ შეითვისონ Mn-ის ძირითადად ხსნადი ფრაქციები. ანიონურ კომპლექსებსა და ორგანულ ლიგანდებს შეუძლიათ წვლილი შეიტანონ Mn-ის ხსნადობის გაზრდაში. ზოგადად, Mn ძალიან მოძრავია pH-ის მყავას დიაპაზონში. Mn-ის მობილურობა იზრდება, როგესაც  $\text{pH} < 5.5$  რომლის დროსაც ადვილად ხელმისაწვდომი ხდება მცენარისთვის [108].

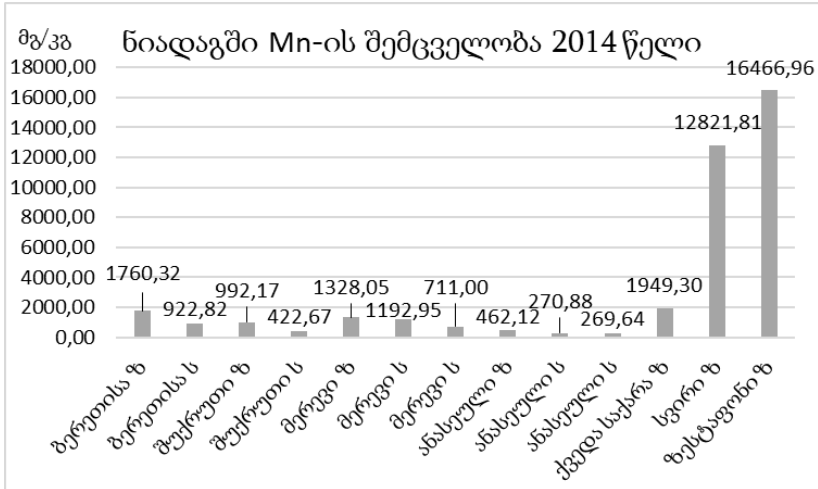
საქართველოში მანგანუმით ძლიერ დაბინძურებული ნიადაგები ზესტაფონის და ჭიათურის მუნიციპალიტეტების ზოგიერთ ტერიტორიაზე გვხვდება. დაბინძურებული ტერიტორიები ძირითადად მანგანუმის მომპოვებელ და გადამამუშავებელი ქარხნების სიახლოვეს გვხვდება. ნიადაგში საერთო მანგანუმის შემცველობის ზღვრულად დასაშვები ნორმა 700-1000 მგ/კგ-ს შეადგენს. ამ მონაცემების მიხედვით 2014 წელს ბოლნისის და დმანისის რაიონში მანგანუმის კონცენტრაცია ნორმის ფარგლებშია (ნახ. 98). ისიც აღსანიშნავია, რომ მანგანუმი მეტად საჭირო ელემენტია ბიოლოგიური პროცესებისთვის.





**ნახ. 98. დმანისის და ბოლნისის მუნიციპალიტეტების ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2014 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზღვ 700-1000 მგ/კგ.**

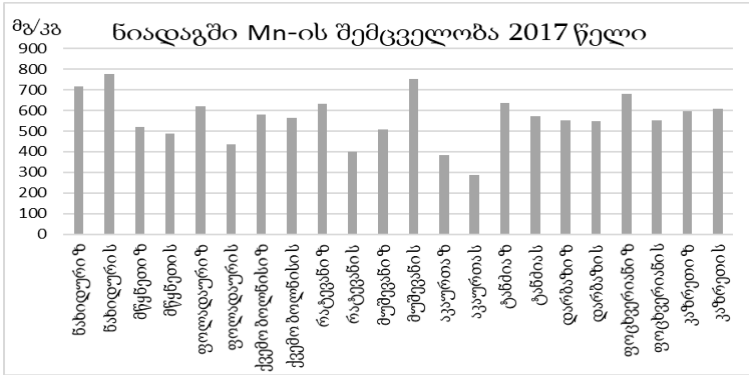
ამ ელემენტის, როგორც სიჭარბე ასევე ნაკლებობა მავნე ზეგავლენას ახდენს გარემოზე. ჭიათურის და ზესტაფონის მუნიციპალიტეტის სოფლებში მანგანუმის სიჭარბე ნათლად ჩანს კვლევის შედეგებიდან, რომელიც ამერიკის შეერთებულ შტატებში სავანა რივერის ეკოლოგიურ ლაბორატორიაში განისაზღვრა. კვლევის მონაცემებიდან ირკვევა, რომ ჭიათურის მუნიციპალიტეტის სოფელ ბერეთისასა (1.7-ჯერ) და მერევეში (1.3-ჯერ) ნიადაგის ზედაპირზე მანგანუმის კონცენტრაცია დადგენილ ნორმებს აჭარბებს (ნახ. 99).



**ნახ. 99. ჭიათურის და ზესტაფონის მუნიციპალიტეტების ზოგიერთ სოფლის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2014 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზღვ 700-1000 მგ/კგ.**

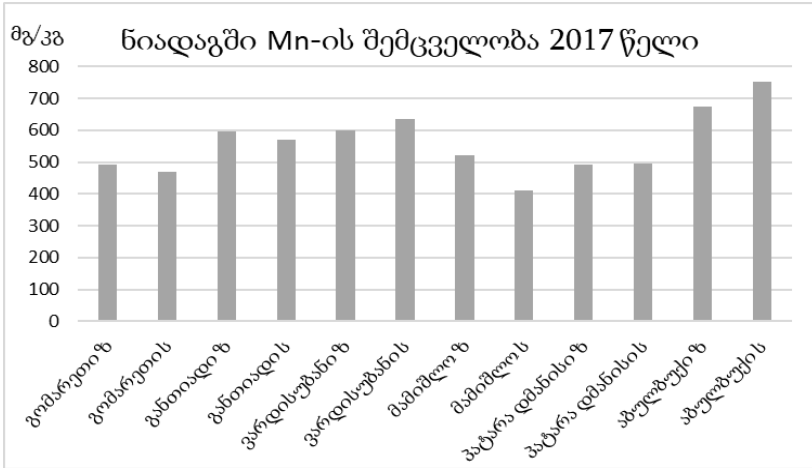
ჭიათურის მუნიციპალიტეტში მანგანუმს მოიპოვებენ, ხოლო ზესტაფონში ხდება მისი გადამუშავება. ზესტაფონის ფეროშენადნობი ქარხნის მიმდებარე ტერიტორიაზე და მასთან ახლოს მდებარე სოფლებიდან აღებულ სინჯებში მანგანუმის კონცენტრაცია საგანგაშოდ დიდია. ქვედა საქარაში მანგანუმის კონცენტრაცია 1.9 -ჯერ აღემატება დასაშვებ ნორმას, სვირში 12-ჯერ, ხოლო ქალაქ ზესტაფონში საწარმოსთან სიახლოვეს 16-ჯერ აღემატება ნიადაგებში მანგანუმის კონცენტრაცია ზღვრულად დადგენილ ნორმას. ზესტაფონის ფეროშენადნობი ქარხნის მიმდებარე ტერიტორიებზე 2014 წელს ძალზედ მომატებული იყო მანგანუმის კონცენტრაცია და საგანგაშო ნიშნულსაც აღწევდა.

2017 წელს ჩატარებული კვლევების მიხედვით მანგანუმის კონცენტრაცია ბოლნისის რაიონში არ აღემატება დასაშვებ ნორმას ქვემოთ მოცემულ სოფლებში მანგანუმის კონცენტრაცია უმნიშვნელოდ აღემატება ნახიდურში 700 მგ/კგ-ს (ნახ. 100).

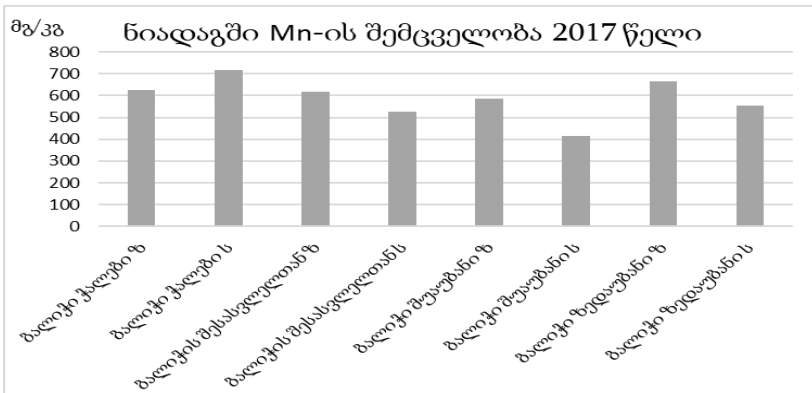


**ნახ. 100. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2017 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზდგ 700-1000 მგ/კგ.**

მანგანუმის შემცველობა დადგენილი ნორმის ფარგლებშია დმანისის და ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სოფლებში. სოფელ ბალიჭში, რომელიც საწარმოდან 1 კილომეტრის მოშორებით მდებარეობს მანგანუმის კონცენტრაცია არ აღემატება დასაშვებ ნორმას (ნახ. 101 და 102).

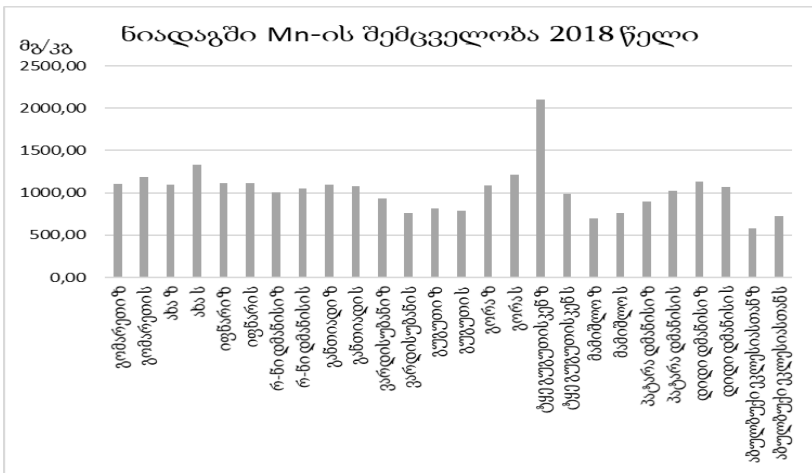


ნახ. 101. დმანისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2017 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზღვ 700-1000 მგ/კგ.



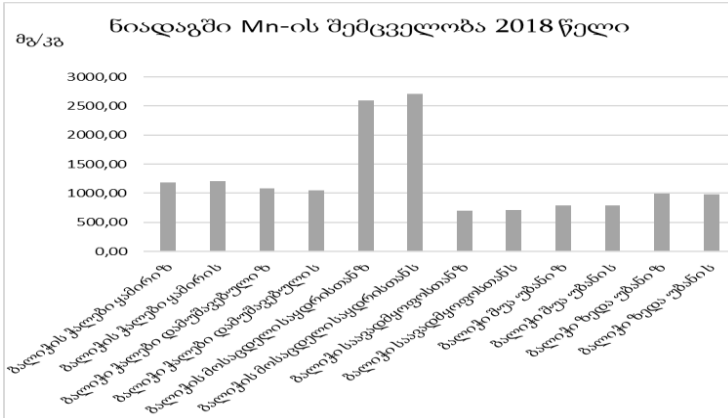
ნახ. 102. სოფელი ბალიჭის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2017 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზღვ 700-1000 მგ/კგ.

2017 წლისგან განსხვავებით 2018 წელს დმანისის მუნიციპალიტეტში მანგანუმის კონცენტრაცია ზოგიერთ სოფელში იმატებს და ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციასაც კი სცდება. დმანისის მუნიციპალიტეტში განსაკუთრებით მაღალია გუგუთისკენ მიმავალ ტყეში აღებული ნიადაგის ზედაპირიან მანგანუმის კონცენტრაცია (ნახ. 103).

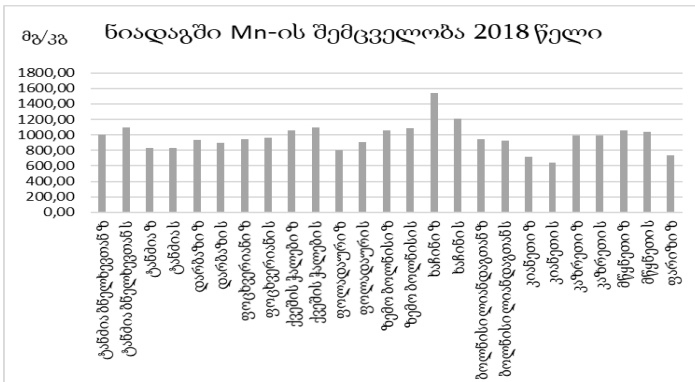


**ნახ. 103. დმანისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2018 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზღვ 700-1000 მგ/კგ.**

მანგანუმის კონცენტრაციამ მოიმატა სოფელ ბალიჭშიც და ბოლნისის მუნიციპალიტეტის სხვა სოფლებში. მაღალია ამ ლითონის კონცენტრაცია ბალიჭს მოსაცდელთან, რომელიც საბადოსთან სიახლოვეს მდებარეობს და სოფელ ხაჩინში, სადაც ამ პერიოდში დაბინძურებული მდინარე ფოლადაური ჩამოედინებოდა (ნახ. 104 და 105).

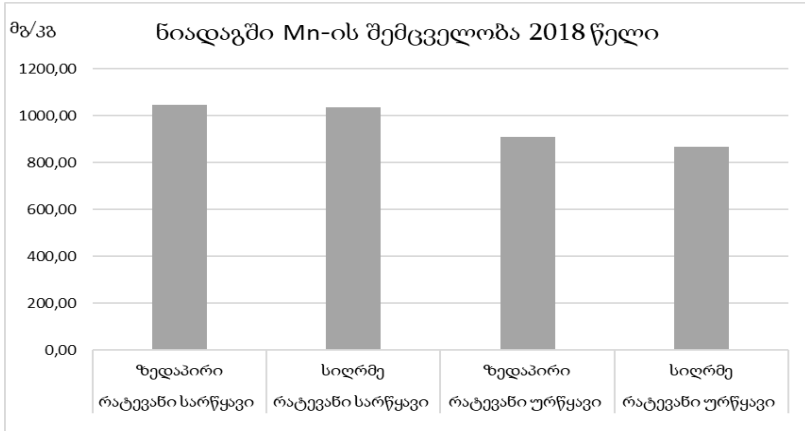


**ნახ. 104. სოფელი ბალიჭის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2018 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზღვ 700-1000 მგ/კგ.**



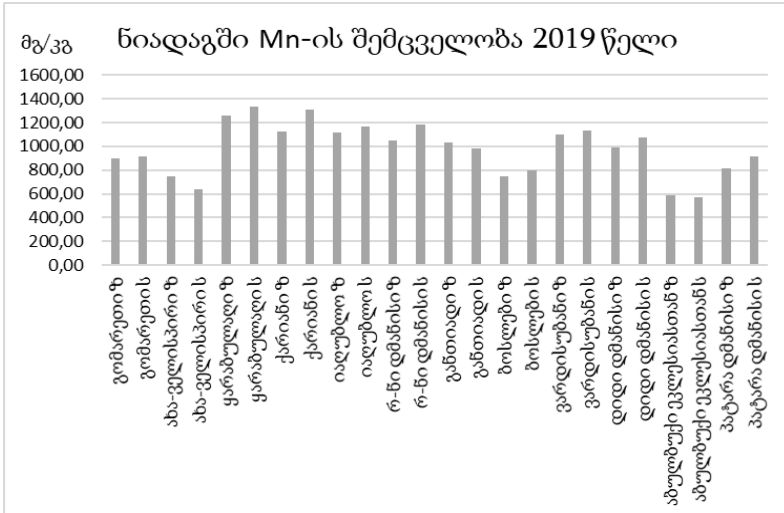
**ნახ. 105. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2018 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზღვ 700-1000 მგ/კგ.**

სოფელ რატევის სარწყავ და ურწყავ ნიადაგებში მანგანუმის კონცენტრაცია მაღალია სარწყავ ნიადაგში (ნახ. 106).



**ნახ. 106. სოფელი რატევის სარწყავი და ურწყავი ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2018 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზდკ 700-1000 მგ/კგ.**

2019 წელს დმანისის მუნიციპალიტეტში ყარაბულაღსა და ქარიანში მანგანუმის კონცენტრაცია მაღალია დასაშვებ ნორმაზე (ნახ. 107).

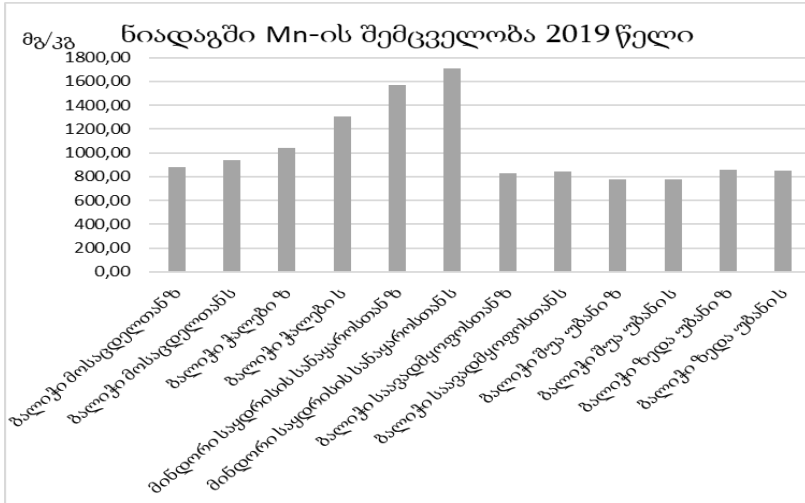


**ნახ. 107. დმანისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2019 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზღვ 700-1000 მგ/კგ.**

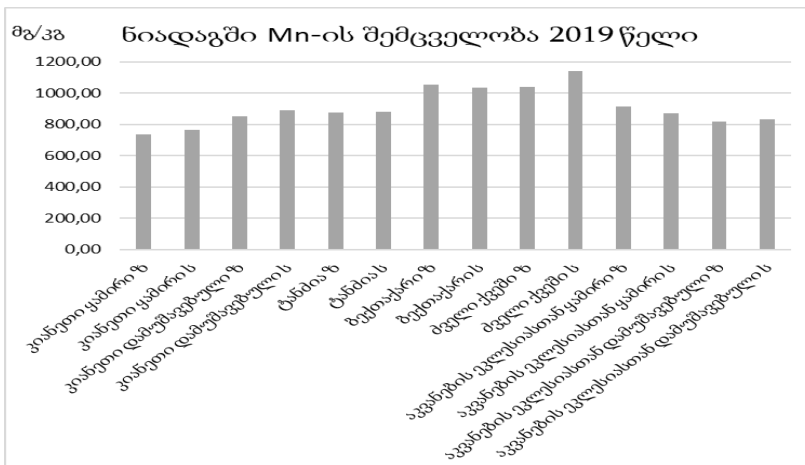
უნდა აღინიშნოს ის, რომ ამ ტერიტორიებზე 80-იან წლებში მცირე საბადო იყო საიდანაც იღებდნენ მანგანუმის შემცველ მადანს.

ამავე წელს სოფელ ბალიჭიდან აღებულ სინჯებიდან მანგანუმის კონცენტრაცია აღემატება იმ სინჯებში, რომლებიც ახლოს მდებარეობს საბადოსთან (ნახ. 108, 109).





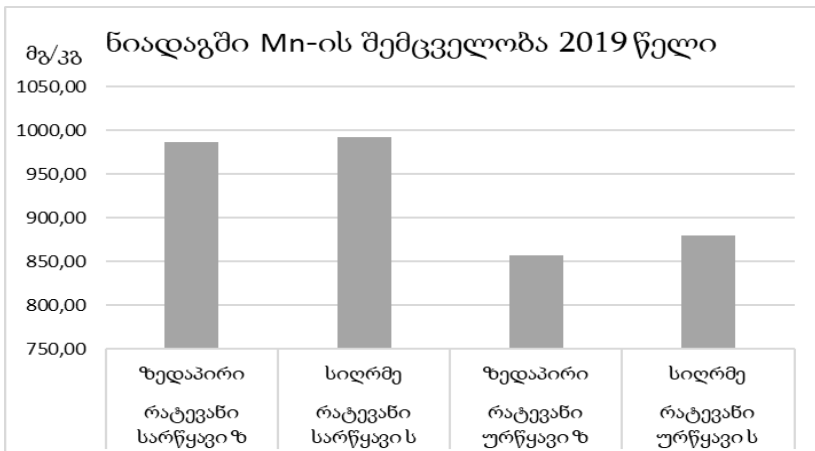
**ნახ. 108. სოფელი ბალოჭის ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2019 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზდგ 700-1000 მგ/კგ.**



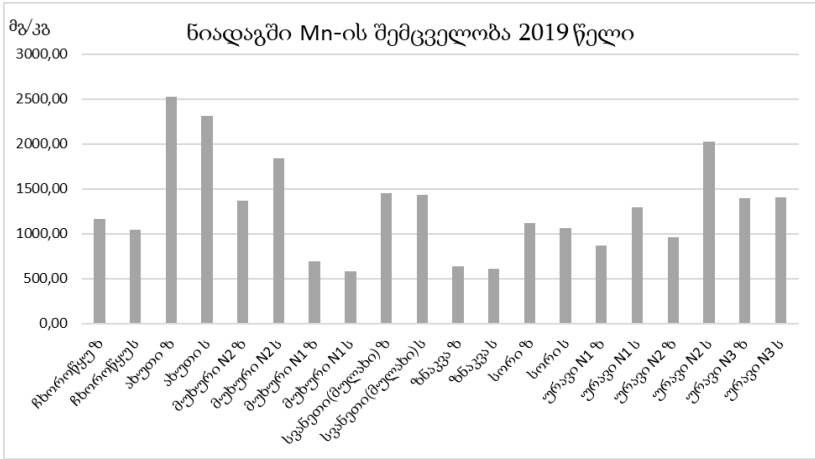
**ნახ. 109. ბოლნისის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2019 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზდგ 700-1000 მგ/კგ.**

ბოლნისის მუნიციპალიტეტში სოფელ ბექთაქარში და ბნელ ხევში. დმანისის და ბოლნისის მუნიციპალიტეტში მანგანუმის მატება ფიქსირდება 2018-2019 წლებში, თუმცა აღნიშნული კონცენტრაციები არ არის საგანგაშოდ მომატებული, რომელიც ცოცხალ ორგანიზმებზე მავნე ზემოქმედებას მოახდენს.

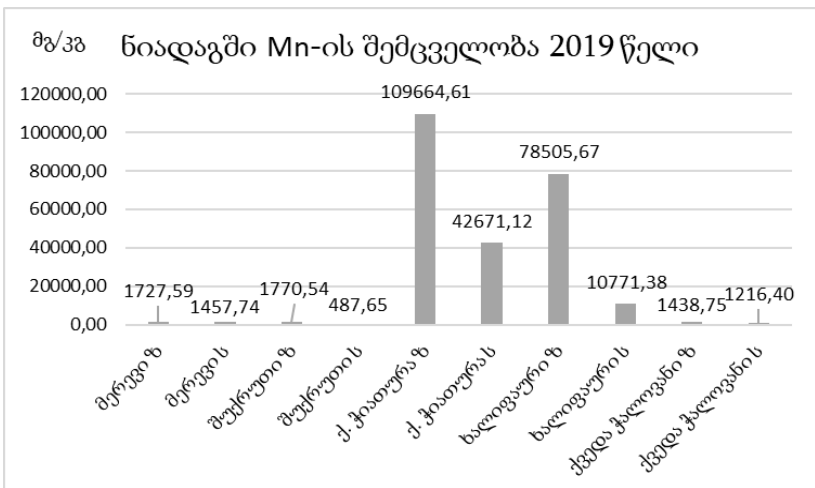
2019 წელს სოფელ რატევის ნიადაგებში მანგანუმის კონცენტრაციამ 2018 წელთან შედარებით დაიკლო. რატემაუნდა სარწყავ და ურწყავ ნიადაგებში ამ ლითონის შემცველობაც განსხვავებულია. ურწყავ ნიადაგთან შედარებით სარწყავ ნიადაგში 1.1-ჯერ აღემატება მანგანუმის კონცენტრაცია (ნახ. 110, 111, 112).



**ნახ. 110. სოფელი რატევის სარწყავი და ურწყავი ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2019 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზდგ 700-1000 მგ/კგ.**



**ნახ. 111. ჩხორიწყურს, მესტიის, ამბროლაურის და ონის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2019 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზღვ 700-1000 მგ/კგ.**



**ნახ. 112. ჭიათურის მუნიციპალიტეტის ზოგიერთ სოფელში ნიადაგის ზედაპირსა (ზ) და სიღრმეში (ს) მანგანუმის შემცველობა, 2019 წელი. ნიადაგში მანგანუმის ზღვ 700-1000 მგ/კგ.**

დასავლეთ საქართველოში მანგანუმის კონცენტრაცია მაღალია ისეთ სოფლებში, სადაც ინდუსტრიული წარმოება არ არის მაგალითად ესეთებია - ჩხოროწყუ, ახუთი, მუხური და მულახი. ამბროლაურის მუნიციპალიტეტის სოფელ ურავიდან აღებულ სინჯებში მანგანუმის კონცენტრაცია მაღალია დასაშვან ნორმაზე. ჭიათურის მუნიციპალიტეტის სოფელ მერევში, შუქრუთში, ხალიფაურში, ქვედა ჭალოვანში და ქ. ჭიათურაში მანგანუმის კონცენტრაცია ზოგიერთ შემთხვევაში საგანგაშოდ მაღალია. ეს ლითონი ყველაზე მეტია ქალაქ ჭიათურაში და ხალიფაურში. ქალაქ ჭიათურაში 100-ჯერ აღემატება მანგანუმის კონცენტრაცია ნიადაგის ზედაპირზე დასაშვან ნორმას, 42-ჯერ კი ნიადაგის სიღრმეში. სოფელი ხალიფაურის ნიადაგის ზედაპირზე 78-ჯერ აღემატება დასაშვან ნორმას, ხოლო 10-ჯერ ნიადაგის სიღრმეში. ჭიათურის მუნიციპალიტეტში საკმაოდ მაღალია მანგანუმით ნიადაგის დაბინძურება.

ჩვენი კვლევების მიხედვით ვადგენთ, რომ მანგანუმის კონცენტრაციის მატება ნიადაგში იწვევს ამ ნიადაგების გაღარიბებას სხვა მაკრო, თუ მიკრო ელემენტებისგან. მანგანუმს გააჩნია ძლიერი მობილურობის უნარი, რომელიც ქიმიურ კომპლექსებს წარმოქმნის სხვადასხვა ელემენტებთან და ზემოქმედებს მათ გადაადგილებაზე უფრო ღრმა ფენებისკენ.

## თავი 5. კვლევის შედეგების მაცნირული ანალიზი

### 5.1. ელემენტების მიგრაცია 1 წლის განმავლობაში

განვიხილოთ 2018-2019 წლებში დმანისისა და ბოლნისის მუნიციპალიტეტების ნიადაგებში მეტალების განაწილება. ამ პერიოდში აფეთქებების დროს დიდი მუხტი არ გამოიყენებოდა, რის გამოც ჰაერში დიდი რაოდენობის ტოქსიკური მტვერის გამოყოფა შემცირებული იყო, ამიტომ მეტალების სიღრმის მიხედვით განაწილებაზე ნიადაგის სპეციფიკამ მოახდინა გავლენა.

ვადარებთ 2018 და 2019 წლებში ერთი ლოკაციიდან აღებულ ნიადაგის სინჯებში მეტალების განაწილებას. შევარჩიეთ 10 ლოკაცია: გომარეთი, ტანძია, განთიადი, ვარდისუბანი, დიდი დმანისი, პატარა დმანისი, ბალიჭის ზედა უბანი, ბალიჭის შუა უბანი, აბულბუქის ეკლესიის მიმდებარე ტერიტორია, დმანისის რ-ნი.

ნიადაგის ნიმუშში მეტალების კონცენტრაცია 2 პარამეტრზეა დამოკიდებული: ნიმუშის გეოგრაფიულ მდებარეობაზე (რომელ სოფელთანაა ახლოს ნიადაგი საიდანაც ვიდებთ ნიმუშს და დროზე, რომელ წელს არის ნიმუში. ანუ ნიადაგში მეტალების კონცენტრაცია 2 ცვლადის ფუნქციაა  $n(x,t)$ . გარკვეული სოფლის შემთხვევაში მოცემული ნივთიერების კონცენტრაცია  $n(x,t)$  ხშირ შემთხვევაში დამოკიდებულია ნიმუშის აღების თარიღზე. ეს შეიძლება იყოს დამოკიდებული კონკრეტულ ელემენტზე: განვიხილოთ P (ფოსფორი). ზოგ სოფლებისათვის მისი კონცენტრაცია მნიშვნე-

ლოვნად არის დამოკიდებული ნიმუშის ალების თარიღზე ზოგი სოფლებისათვის დროზე დამოკიდებულება უმნიშვნელოა. ეს დამოკიდებულია მოცემული ელემენტის მობილობაზე ნიადაგის სიღრმეში.

*ნიადაგში ქიმიური ელემენტების მიგრაციის სიჩქარე დამოკიდებულია ჰაერიდან ნიადაგში შესული ქიმიური ელემენტების კონცენტრაციაზე და არ არის დამოკიდებული ნიადაგის დამუშავების ხარისხზე (მოხხული თუ მოუხნავი)*

*ნიადაგში ქიმიური ელემენტების კონცენტრაციაზე გავლენას ახდენს ქანებში არსებული ელემენტის კონცენტრაცია, რომლის აფეთქების დროსაც ატმოსფერულ ჰაერში ხვდება ამ ელემენტის გარკვეული რაოდენობა, ხოლო შემდგომ ნიადაგში განიცდის დაგროვებას. სწორედ ამ პროცესზეა დამოკიდებული ნიადაგში ქიმიური ელემენტების მიგრაციის სიჩქარე, რომელიც იზრდება კონცენტრაციის ზრდასთან ერთად. ანუ მყარდება დინამიური წონასწორობა: რამდენიც ილეექება ნიადაგში გარედან იმდენი მიგრირებს ნიადაგის ღრმა ფენებში. ხოლო აფეთქებების შეწყვეტის შემდეგ ელემენტების მიგრაციის პროცესი გრძელდება სანამ, სანამ ელემენტების კონცენტრაცია არ გაუტოლდება, ან შემცირდება ზღვ-სთან მიმართებაში.*

2018-ში დიდ და პატარა დმანისში მეტალების კონცენტრაციის განაწილება სიღრმის მიხედვით პრაქტიკულად საპირისპიროა, გამონაკლისს მხოლოდ Fe, Pb და Zn-ია (ცხრილი 1).

**ცხრილი 1. მიკრო და მაკრო ელემენტების შემცველობა პატარა დმანისში 2018-2019 წლები.**

	Ti	K	P	Na	Sr	Mn	Ba	Pb	Cu	Zn
პატ. დმან. ზ. 2018	31.3	4344	570	894	172	12340	349.5	50.6	52.2	278
პატ. დმან. ს. 2018	13.2	4484	339	1022	180	12211	387.5	30.1	50.6	299
საშუალო	22.3	4414.0	454.5	958.0	176.0	12275.5	368.5	40.4	51.4	288.5
პატ. დმან. ზ. 2019	21	2704	848	213	91	813	221	21.3	31	84
პატ. დმან. ს. 2019	47	1532	382	422	87	918	236	16.9	24	73
საშუალო	34.0	2118.0	615.0	317.5	89.0	865.5	228.5	19.1	27.5	78.5

2019 წელში მეტალების განაწილება დიდ და პატარა დმანისში შეცვლილია. მეტალებს: Ti, V, P, Mg, Sr, Mn, Fe, Al და Ba-ს სოფლებში სიღრმის მიხედვით ერთნაირი განაწილება აქვთ, ხოლო ელემენტებს : K, Na, Pb, Ca, Cu და Zn-ს საპირისპირო. განსხვავება მხოლოდ ამაში არ არის: K-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019-ში 2-ჯერ შემცირდა 2018-თან შედარებით, ხოლო დიდ დმანისში 1.4-ჯერ გაიზარდა. P-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს დიდ დმანისში (დდ) 2.5-ჯერ გაიზარდა 2018-თან შედარებით. Na-ის კონცენტრაცია დდ-ში 2019 წელს 3-ჯერ შემცირდა 2018-თან შედარებით, პატარა დმანისშიც (პდ) ამდენჯერვე შემცირდა. Sr-ის კონცენტრაცია დდ-ში და პდ-ში 2019 წელს 2-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით, დდ-ში კი პრაქტიკულად უცვლელი დარჩა. Mn-ის კონცენტრაცია დდ-ში 2019 წელს 13,7-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით, ხოლო პდ-ში 14-ჯერ. მნიშვნელოვნად შემცირდა (6-ჯერ) 2019 წელს Pb-ის ანომალურად დიდი კონცენტრაცია (154 მგ/კგ) 2018 წელთან შედარებით. Zn-ის კონცენტრაცია დდ-ში 2019 წელს 4-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით, პდ-ში კი 3.7-ჯერ (ცხრილი 2, 3).

**ცხრილი 2. დიდ დამანისში მაკრო და მიკრო ელემენტების განაწილება 2018-2019 წლებში.**

2018	Ti	K	P	Na	Mn	Ba	Pb	Zn
დიდი დამანისი 10 სმ	20.4	2770	467	1132	14066	540.6	170	668
დიდი დამანისი 30 სმ	29.5	1195	1004	1066	14244	497	139	674
საშუალო	25.0	1982.5	735.5	1099.0	14155.0	518.8	154.5	671.0
2019	Ti	K	P	Na	Mn	Ba	Pb	Zn
დიდი დამანისი 10 სმ	16	2778	1930	382	989	280	22	166
დიდი დამანისი 30 სმ	24	2791	1709	358	1072	312	29	178
საშუალო	20.0	2784.5	1819.5	370.0	1030.5	296.0	25.5	172.0

**ცხრილი 3. ბალიჭში მაკრო და მიკრო ელემენტების განაწილება 2018-2019 წლებში.**

ელემენტები		Ti	P	Mg	Na	Ba	Mn	Cu
საშუალო		0.76	155	14216	988	150	14168	19.5
ბალ. ზედა 18	10 სმ	0.54	166	14228	982	136	14183	18
ბალ. ზედა 18	30 სმ	0.7	160.5	##	985.0	143.0	#	18.8
საშუალო		2.5	854	10005	88.2	281	855	113.7
ბალ. ზედა 19	10 სმ	3.3	760	9968	97.6	282.5	848	122.9
ბალ. ზედა 19	30 სმ	2.9	807.0	9986.5	92.9	281.8	851.5	118.3
საშუალო		1.2	204	13449	785	156	13677	35
ბალ. შუა 18	10 სმ	1.6	227	15121	788	128	15322	19
ბალ. შუა 18	30 სმ	1.4	215.5	##	786.5	142.0	##	27.0
		5.4	939	13019	159	314	777	46.8
ბალ. შუა 19	10 სმ	5.1	773	13333	172	303	776	41.6
ბალ. შუა 19	30 სმ	5.3	856.0	##	165.5	308.5	776.5	44.2



ბალიჭის ზედა უბანში (ბზუ) P-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 5-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით. Na-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 10-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Ba-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 2-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით. Mn-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 16-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Cu-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 6.3-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით.

ბალიჭის შუა უბანში (ბშუ) P-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 4-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით. Na-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 4.7-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Ba-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019-ში 2-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით. Mn-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 19-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით (ცხრილი 4).

**ცხრილი 4. განთიადში მაკრო და მიკრო ელემენტების განაწილება 2018-2019 წლებში.**

ქიმ. ელემენტი		Ti	K	P	Mn	Ba
განთ. 18	10 სმ	37.62	663	1784	20317	53.1
განთ. 18	30 სმ	37.22	641	1179	17562	68.6
განთ. 19	10 სმ	99	1331	529	1032	115
განთ. 19	30 სმ	101	566	406	982	111

განთიადის ნიადაგში K-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 3-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით. P-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 3.2-ჯერ შემცირდა 2018

წელთან შედარებით. Mn-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019-ში 19-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Ba-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 2-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით (ცხრილი 5).

**ცხრილი 5. ვარდისუბანში მაკრო და მიკრო ელემენტების განაწილება 2018-2019 წლებში.**

ქიმ. ელემენტი		Ti	K	P	Na	Mn
ვარდ. 18	10 სმ	1.12	3718	107	934	12232
ვარდ. 18	30 სმ	1.29	3057	100	756	13099
ვარდ. 19	10	4.52	6809	752	88	1101
ვარდ. 19	30 სმ	5	5535	565	101	1136

ვარდისუბნის ნიადაგში Ti-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 4-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით. P-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 6.4-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით. K-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 1.8-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით. Na-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 9-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Mn-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 11-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით (ცხრილი 6).

**ცხრილი 6. ტანძიაში მაკრო და მიკრო ელემენტების განაწილება 2018-2019 წლებში.**

სოფლები	Ti	K	P	Na	Mn
ტანძია 18	45.6	2083	1154	826	19250
ტანძია 18	41.2	1749	1245	831	18364
ტანძია 19	22.7	1729	759	542	878
ტანძია 19	27.6	1465	613	687	882

ტანძის ნიადაგში Ti-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 2-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. P-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 1.7-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Na-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 1.34-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Mn-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 21-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Ba-ის საშუალო კონცენტრაცია კი 2019 წელს 1.8-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით (ცხრილი 7).

**ცხრილი 7. აბულბუქში მაკრო და მიკრო ელემენტების განაწილება 2018-2019 წლებში.**

სოფლები	Ti	P	Na	Mn	Cu
აბულბუქი 18	7.7	261	579	9792	112
აბულბუქი 18	10.6	203	720	12910	60
აბულბუქი 19	3.7	2100	212	586	152
აბულბუქი 19	4	1763	203	570	93

აბულბუქის ეკლესიასთან ნიადაგში Ti-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 2.34-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. P-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 8.3-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით. Na-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 3-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Mn-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 21-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Cu-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 1.4-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით (ცხრილი 8).

**ცხრილი 8. დმანისში მაკრო და მიკრო ელემენტების განაწილება 2018-2019 წლებში.**

ქიმ. ელემენტები		Ti	K	P	Mg	Na	Mn	Ca
დმან. რ-5 18	10სმ	17.2	1843	786	11988	1003	12662	19566
დმან. რ-5 18	30სმ	14.9	835	649	13234	1051	13923	15800
საშუალო		16.1	1339.0	717.5	12611.0	1027.0	####	17683.0
დმან. რ-5 19	10სმ	57	921	504	11394	367	1051	11424
დმან. რ-5 19	30სმ	66	692	394	12307	489	1186	11991
საშუალო		61.5	806.5	449.0	11850.5	428.0	1118.5	11707.5

დმანისის რ-ნის ნიადაგში Ti-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 3.8-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით. K-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 1.7-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. P-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 1.6-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Na-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019-ში 2.4-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Mn-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 12-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Ca-ის საშუალო კონცენტრაცია კი 2019 წელს 1.5-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით (ცხრილი 9).

**ცხრილი 9. გომარეთში მაკრო და მიკრო ელემენტების განაწილება 2018-2019 წლებში.**

ელემენტები		Ti	P	Na	Sr	Mn
გომ. 18	10სმ	1.7	152	1104	69	12371
გომ. 18	30სმ	2.9	132	1189	92	13837
საშუალო		2.3	142.0	1146.5	80.5	13104.0
გომ. 19	10სმ	16	2574	155	188	901
გომ. 19	30სმ	22	1791	157	225	912
საშუალო		19.0	2182.5	156.0	206.5	906.5

გომარეთის ნიადაგში Ti-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 8.3-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით. P-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 15.3-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით. Na-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 7.3-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით. Sr-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 2.6-ჯერ გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით. Mn-ის საშუალო კონცენტრაცია 2019 წელს 14.4-ჯერ შემცირდა 2018 წელთან შედარებით.

### 5.1.1. დასკვნები

Mn-ის და Na-ის საშუალო კონცენტრაციები 2019-ში 7.3-ჯერ შემცირდა მნიშვნელოვნად 2018 წელთან შედარებით. Ti-ის საშ. კონცენტრაცია 2019-ში ყველგან მნიშვნელოვნად გაიზარდა 2018 წელთან შედარებით ტანძის ნიადაგის გარდა. თუმცა უნდა აღინიშნოს, რომ Ti-ის საშუალო კონცენტრაცია მნიშვნელოვნად არის დაკლებული 2014 წელს არსებულ კონცენტრაციებთან შედარებით.

აფეთქებების შედეგად ნიადაგში ატმოსფეროდან ილექებიან მეტალები. ამასთან ერთად ნიადაგში მიმდინარეობს პარალელური პროცესი: ზოგიერთი მეტალის მიგრაცია ნიადაგის სიღრმეში. ეს რომ ასე არ ყოფილიყო ნიადაგში მეტალების კონცენტრაცია მუდმივად გაიზრდებოდა და ნიადაგი ძალიან მალე გადაიქცეოდა გამოუყენებლად. ეს არ ხდება მეტალების ნიადაგის სიღრმეში მიგრაციის გამო. მიგრაციის სიჩქარე დამოკიდებულია იმაზე თუ რამდენად დიდია მოცემული მეტალის კონცენტრაცია ზღვ-ზე. რაც უფრო დიდია ეს კონცენტრაცია მით მეტია მიგრაციის სიჩქარე. გარდა ამისა ეს მობილობა დამოკიდებულია ნიადაგის სტრუქტურა-

ზე. მაგალითად Pb-ის საშუალო კონცენტრაცია ზოგ სოფლებს მიმდებარე ნიადაგებში გაიზარდა 2019 წელს 2018-თან შედარებით, ზოგ ნიადაგებში შემცირდა. დავუშვათ, რომ ყველა ნიადაგში დროის ერთეულ მონაკვეთში ერთნაირი რაოდენობის Pb შედის. იმ ნიადაგებში, სადაც ადგილი აქვს Pb-ის საშუალო კონცენტრაციის გაზრდას მისი ნიადაგის სიღრმეში მიგრაციის სიჩქარე ნაკლებია ვიდრე იმ ნიადაგებში, სადაც ეს კონცენტრაცია მცირდება. კვლევის შედეგად დგინდება, რომ აღნიშნული მიგრაციის პროცესი დიდხანს არ გრძელდება. მონაცემებზე დაყრდნობით დგინდება, რომ Pb-ის საშუალო კონცენტრაციის გაზრდით გაიზრდება მისი სიღრმეში მიგრაციის სიჩქარე და დამყარდა დინამიური წონაწონი: ნიადაგში ელემენტის კონცენტრაციის გაზრდასთან ერთად მისი ექვივალენტური რაოდენობა განიცდის მიგრაციას.

## **5.2. ერთმანეთთან ახლოს მდებარე მოხნულ და მოუხნავ ნიადაგებში მეტალების განაწილების შედარება**

განვიხილოთ და შევადაროთ მეტალების განაწილება კიანეთისა და აკვანების ეკლესიის მიმდებარე ყამირ და დამუშავებულ ნიადაგებში. პრაქტიკულად ყველა მეტალის კონცენტრაცია კიანეთის დახნულ ნიადაგში მეტია დაუმუშავებელ ნიადაგთან შედარებით. აკვანების ეკლესიის მიმდებარე ყამირ და დამუშავებულ ნიადაგებში განსხვავებული სურათია: აქ ყამირ ნიადაგში არსებული მეტალის კონცენტრაცია მეტია დამუშავებულ ნიადაგში შესაბამისი მეტალის კონცენტრაციაზე (ცხრილი 10).

**ცხრილი 10. კიანეთში მაკრო და მიკრო ელემენტების განაწილება 2018-2019 წლებში.**

ელემენტები		Ti	K	P	Mg	Na	Fe	Al	Ba	Pb	Mn	Zn
კიან. ყამ.		3.75	3325	707	10406	73	37553	25188	334	14.7	738	52
კიან. ყამ.	30 სმ	5	2784	517	11361	94	42322	28949	335.5	14.9	765	46
სამულო		4.4	3054.5	612.0	10883.5	83.5	40000.0	27068.5	334.8	14.8	751.5	49.0
კიან. დამ.	10 სმ	2.5	3278	1025	11259	91	43226	28365	368	16.5	853	59
კიან. დამ.	30 სმ	3.8	3473	1059	11900	102	47231	31067	355	15.8	889	57
სამულო		3.2	3375.5	1042.0	11579.5	96.5	45228.0	29716.0	361.5	16.2	871.0	58.0
აკვ. კვლ. ყამ.	10 სმ	17.2	2557	832	12086	159	48302	27056	258	29	915	71.6
აკვ. კვლ. ყამ.	30 სმ	19	2637	830	12375	204	50838	28604	252	29.7	871	66.7
სამულო		18.1	2597.0	831.0	12230.5	181.5	49570.0	27830.0	255.0	29.4	893.0	69.2
აკვ. კვლ. დამ.	10 სმ	5.6	2142	599	11765	152	37920	25387	131	21	821	62.5
აკვ. კვლ. დამ.	30 სმ	6.5	1452	662	11587	179	37978	25419	129	19	835	58
სამულო		6.1	1797.0	630.5	11676.0	165.5	37950.0	25403.0	130.0	20.0	828.0	60.3

საინტერესოა შევადაროთ ეს შედეგები ბალიჭი ჭალები-სა და ბალიჭი ჭალების გაჩერებასთან ახლოს აღებულ ნიადაგების ნიმუშებში მეტალების განაწილების შედეგებს. სურათი წინა ორი განაწილებისაგან განსხვავებულია: მეტალების ნაწილის კონცენტრაცია მეტია დამუშავებულ ნიადაგში ვიდრე ყამირში, დანარჩენი ნაწილისა კი პირიქით (ცხრილი 11).

**ცხრილი 11. ბალიჭის ჭალებში მაკრო და მიკრო ელემენტების განაწილება 2018-2019 წლებში.**

2019	Ti	K	P	Mg	Na	Mn	Fe	Al	Ba	Pb	Zn
ბალ. ჭალ. გარ.	3	3697	779	12466	98	879	37794	22138	634	15	85
ბალ. ჭალ. გარ.	3.7	3127	739	14142	109	936	46188	26801	357	11.4	69
ბალ. ჭალ.	4.6	2567	674	12238	160	1042	45979	29293	299	21	122
ბალ. ჭალ.	8.2	2229	496	14632	207	1303	55692	32266	283	18	95

ყველაზე დიდი კონცენტრაციით გუგუთისა და ტან-  
ძის მიმდებარე ნიადაგებში გამოირჩევიან Fe, Al, Ca, Mn,  
Mg, K. ამიტომ ამ ქიმიური ელემენტების კონცენტრაციებს  
ცხრილის სახით ცალკე წარმოვადგენთ (ცხრილი 12).

**ცხრილი 12. გუგუთში და ტანძიაში მაკრო და მიკრო ელემენტების  
განაწილება 2018-2019 წლებში.**

სოფლები	K	Mg	Mn	Fe	Al	Ca
გუგუთი 10 სმ	1729	6430	6784	37014	12663	7563
გუგუთი 30 სმ	1125	6305	6642	37213	12717	6389
საშუალო	1427.0	6367.5	6713.0	37113.0	12690.0	6976.0
ტყე გუგ. 10 სმ	2661	8741	9312	42245	21217	15681
ტყე გუგ. 30 სმ	2455	10663	11209	65660	29200	3668
საშუალო	2558.0	9702.0	10260.0	53952.5	25208.5	9674.5
ტანძია ხევ. 10 სმ	3511	24184	23621	66326	59800	18390
ტანძია ხევ. 30 სმ	1751	27206	26545	73709	67728	19269
საშუალო	2631.0	25695.0	25083.0	70017.5	63764.0	18829.5
ტანძია 10 სმ	2083	19207	19250	46438	43431	71572
ტანძია 30 სმ	1749	18159	18364	44253	41646	70103
საშუალო	1916.0	18683.0	18807.0	45345.5	42538.5	70837.5

დანარჩენი ქიმიური ელემენტების კონცენტრაციები  
წარმოდგენილია ქვემოთ (ცხრილი 13).

**ცხრილი 13. გომარეთში მაკრო და მიკრო ელემენტების განაწილება  
2018-2019 წლებში.**

სოფლები	Ti	V	P	Na	Sr	Ba	Pb	Cu	Zn
გუგუთი 10 სმ	1.29	42.9	93	813	66	191.4	10.6	16.9	62.5
გუგუთი 30 სმ	3.96	29.7	75	785	24.4	46.2	13.9	17.2	135
საშუალო	2.6	36.3	84.0	799.0	45.2	118.8	12.3	17.1	98.8



ტყე გუბ. 10 სმ	8.9	69.1	78	2104	67.4	314.8	32.7	60.6	213
ტყე გუბ. 30 სმ	4.7	87.8	59	991	19.5	134.2	25.7	42.8	208
საშუალო	6.8	78.5	68.5	1547.5	43.5	224.5	29.2	51.7	210.5
ტანძია ხევ. 10	116	200	3261	1004	111	72	9.1	71.1	117
ტანძია ხევ. 30	106	190	4004	1100	110	62	5.6	78.3	108
საშუალო	111.0	195.0	3632.5	1052.0	110.5	67.0	7.4	74.7	112.5
ტანძია 10 სმ	45.6	105	1154	826	273	117	8.75	36.6	69.1
ტანძია 30 სმ	41.2	93	1245	831	275	109	7.41	31.7	57.4
საშუალო	43.4	99.0	1199.5	828.5	274.0	113.0	8.1	34.2	63.3

გუგუთის ნიადაგის სინჯში ქიმიური ელემენტების საშუალო ჯამი შეადგენს მოცემული ქიმიური ელემენტების ჯამის 1.67%-ს, რაც გუგუთის ტყის ნიადაგში 0.26%-ია. გუგუთის ტყისა და გუგუთის ნიადაგში საშუალო ქიმიური ელემენტების ჯამის ერთმანეთთან შეფარდებით მივიღებთ 1.57, რაც იმას ნიშნავს, რომ ტყის ნიადაგში ქიმიური ელემენტები გაცილებით ნაკლები მობილობით გამოირჩევიან.

აღსანიშნავია, რომ ნიადაგში „ტანძია ბნელხევთან“ ზემოთხსენებული ქიმიური ელემენტების ჯამი ყველაზე დიდია და 211272-ს შეადგენს, ხოლო მოცემული ჯამის ფარდობა ამ სიდიდესთან 2.5%-ს. ასევე მაღალია ქიმიური ელემენტთა ჯამი ტანძიის მახლობელ ნიადაგში (200777), ხოლო მოცემული ჯამის ფარდობა ამ სიდიდესთან 2.56%, ანუ ელემენტის მობილობების სიჩქარეებს შორის დიდი განსხვავება არ არის. ხოლო ტყის ნიადაგი გამორჩეულია.

დასავლეთ საქართველოს ნიადაგებში მეტალების კონცენტრაციის დინამიკის შესწავლის მიზნით ნიადაგის სინჯები ავიღეთ 2014 და 2019 წლებში. 2014 წელს შუქრეთში, მერევი და ბერეთისაში და ზესტაფონის მუნიციპალი-

ტეტებში: ქ, ზესტაფონში, სვირში და ქვედა საქარაში. 2019 წელს ჭიათურის რაიონში სინჯები ავიღეთ ქ. ჭიათურის, სოფ. შუქრუთის, მერევის, ქვედა ჭალოვანის და ხალიფაურის მიმდებარე ნიადაგებიდან. ქ. ზესტაფონის ნიადაგში, სადაც ამუშავებენ Mn-ს, მისი კონცენტრაცია ცოტათი მეტია, ვიდრე Mn-ის კონცენტრაცია სვირისა და ქვედა საქარის ნიადაგებში. ამასთან ერთად აღსანიშნავია, რომ Fe-ის და Al-ის კონცენტრაციები ცოტათი ნაკლებია ვიდრე ქვედა საქარისა და სვირის ნიადაგებში. ეს ეფექტი უფრო გამოკვეთილია 2019 წლის ჭიათურის რაიონის ნიადაგებში. ქ. ჭიათურის მიმდებარე ნიადაგებში, სადაც Mn-ის კონცენტრაცია ძალზე დიდია. აღსანიშნავია, რომ Mn-ის კონცენტრაცია 2019 წლის მონაცემებით 8-ჯერ მეტია ზესტაფონის ნიადაგში Mn-ის კონცენტრაციაზე. შესაბამისად მცირეა Fe-ის და Al-ის კონცენტრაციები ქ. ჭიათურის მიმდებარე ნიადაგებში სხვა სოფლების ნიადაგებთან შედარებით. ე.ი. ეს ზოგადი ტენდენციაა. 2019 წელს აღსანიშნავია Ti-ის კონცენტრაციის მკვეთრი კლება 2014 წელთან შედარებით.

მეტალების კონცენტრაცია ამ სოფლების ნიადაგებში 2014 და 2019 წლებში ძირითადად მეტალების კონცენტრაციის კლების ფონზე მკაფიოდ ჩანს მანგანუმის, რკინისა და ალუმინის კონცენტრაციების მატება ნიადაგში 2019 წელს 2014 წელთან შედარებით. შესაძლებელია, ეს ფაქტორი განაპირობებს Ti-ის კონცენტრაციის კატასტროფულ კლებას, ვინაიდან ეს ელემენტები ქმნიან მოლეკულურ კომპლექსებს Ti-თან და მიდიან ქვევით. უნდა აღინიშნოს ისიც, რომ ნიადაგში მეტალების უმრავლესობის კონცენტრაციის კლების ფონზე, მათი ჯამური კონცენტრაცია იზრდება.

რაც შეეხება K-ის, Mg-ის და P-ის განაწილებას ჭიათურის რაიონის ნიადაგებში აქ შემდეგი სურათია: K-ის კონცენტრაცია, მხოლოდ ქვედა ჭალოვანისა და ხალიფაურის ნიადაგებშია მეტი Mg-ის კონცენტრაციაზე. დანარჩენ სოფლებში კი Mg-ის კონცენტრაცია მეტია K-ის კონცენტრაციაზე. P-ის კონცენტრაცია ყველაზე მცირეა (ცხრილი 14).

**ცხრილი 14. ჭიათურის მუნიციპალიტეტში მაკრო და მიკრო ელემენტების განაწილება 2018-2019 წლებში.**

2019	Ti	K	P	Mg	Na	Sr	Mn	Fe	Al	Ba	Ca
შუქრუთი	0.8	1723	677	3186	56	37	1770	17464	11262	169	12652
შუქრუთი	0.5	1113	151	2677	33	19	488	19247	12215	72	4862
სამულო	0.7	1418.0	414.0	2931.5	44.5	28.0	1129.0	18355.5	11738.5	120.5	8757.0
მერევი	0.75	2545	1173	5700	57	35	1728	60857	23190	256	11540
მერევი	0.46	2062	1125	5140	33	32	1458	54715	20546	232	19712
სამულო	0.6	2303.5	1149.0	5420.0	45.0	33.5	1593.0	57786.0	21868.0	244.0	15626.0
ჭიათურა	4.4	1163	963	5779	917	193	1E+05	16735	8469	3639	36343
ჭიათურა	3.2	1002	687	5206	529	71	42671	17220	8117	977	40769
სამულო	3.8	1082.5	825.0	5492.5	723.0	132.0	#####	16977.5	8293.0	2308.0	38556.0
ქვედა ჭალ	2.6	7579	1476	5672	221	144	1438	34009	23235	173	14568
ქვედა ჭალ	2.5	6177	1316	5545	204	148	1216	35980	23000	176	12347
სამულო		6878.0	1396.0	5608.0			1327.0				
ხალიფაური	0.55	2359	1107	2563	533	139	78505	27788	11405	2353	20967
ხალიფაური	0.3	4013	764	2070	904	125	10771	48282	9616	342	8326
	0.4	3186.0	935.5	2316.5	718.5	132.0	#####	38035.0	10510.5	1347.0	14646.5

აღსანიშნავია აგრეთვე Na-ის, Ba-ის და Sr-ის მაღალი კონცენტრაცია ქ. ჭიათურის და ხალიფაურის ნიადაგებში, შუქრუთის, მერევის და ქვედა ჭალოვანის ნიადაგებთან შე-

დარებით, თუმცა უნდა აღინიშნოს, რომ ქ, ზესტაფონში Na-ის კონცენტრაცია მეტია ქ. ჭიათურასთან შედარებით.

Fe-ის და Al-ის ყველაზე მცირე კონცენტრაცია ამ მეტალებს აქვთ ჭიათურაში და შუქრუთში. ჭიათურაში ალბათ იმიტომ რომ იქ Mn-ის კონცენტრაცია ყველაზე დიდია, რაც ამ მეტალების მიგრაციას უწყობს ხელს. ხოლო შუქრუთში მეტალების რაოდენობა მცირეა, რაც საბადოს ზემოქმედების შედეგად გამოწვეული მიგრაციით არის განპირობებული.

K-ის, Mg-ის და P-ის განაწილება საკმაოდ არათანაბარია, Fe-ის და Al-ის განაწილებისაგან განსხვავებით, სადაც Fe-ის კონცენტრაცია ყოველთვის მეტია Al-ის კონცენტრაციაზე, აქ მდგომარეობა განსხვავებულია. ქვედა ჭალოვანისა და ხალიფაურის ნიადაგებში K-ის კონცენტრაცია მეტია Mg-ის კონცენტრაციაზე, დანარჩენ სოფლებში კი პირიქით (ცხრილი 15).

**ცხრილი 15. ჭიათურის მუნიციპალიტეტის სოფლების ნიადაგებში ელემენტების ჯამი.**

სოფლები	მეტალთა ჯამი
შუქრუთი	44993
მერევი	106381
ქ. ჭიათურა	148619
ქვედა ჭალოვანი	87502
ხალიფაური	115451

უნდა აღინიშნოს Ca-ის მაღალი კონცენტრაცია ქ. ჭიათურის ნიადაგში. ასევე დიდია Na-ის კონცენტრაცია ქ. ჭიათურის ნიადაგში.

2014 წელს ჩატარებულ მონაცემებზე დაყრდნობით Mn-ის დიდი კონცენტრაცია, საწარმოსთან ახლოს იწვევს Fe-ისა და Al-ის კონცენტრაციის კლებას. გამოდის, რომ ეს ზოგადი ტანდენციაა. აღსანიშნავია, რომ საწარმოებთან მოშორებით მყოფ სოფლების ნიადაგებში ფიქსირდება Fe-ისა და Al-ის საკმაოდ მაღალი კონცენტრაცია (ქვედა ჭალოვანი და მერევი) მეტალების ჯამური კონცენტრაცია საკმაოდ მაღალია ჭიათურაში და უტოლდება მეტალების ჯამურ კონცენტრაციას ბოლნისის და დმანისის რაიონების ნიადაგებში.

## თავი 6. ნიადაგების მონაცემთა კალკულაციური შედეგები

2014 წლის ნიადაგების მონაცემთა კალკულაციურმა გამოთვლამ დაბინძურების დონის უფრო მაღალი მაჩვენებელი მოგვცა. მაგ. Cf (დაბინძურების ფაქტორი) ფორმულის მიხედვით სოფელ ნახიდურის ნიადაგში Cd-ის დონე უკიდურესი დაბინძურების ფარგლებს სცდება, თუმცა ზემოთ აღნიშნეთ, რომ მისი რაოდენობა „საქართველოს კანონმდებლობით დადგენილ ზღვრულად დასაშვებ ნორმას“ ნიადაგებისთვის მხოლოდ 0.34-ით აჭარბებს, რაც არ ნიშნავს უკიდურეს დაბინძურებას. აღნიშნულის განმაპირობებელია ფორმულებში გამოკვლეულ მონაცემთა შედარება დედამიწის ქერქში (Shale Values) ელემენტების შემცველობებთან, რაც ბევრად უფრო დაბალია, ვიდრე საქ. კანონმდებლობით დადგენილი ნორმები. მაგ. თუ Cd-ის ზღვ არის 2 მგ/კგ, მისი Shale value 0.3 მგ/კგ-ს შეადგენს, რაც ფორმულების შედეგად გამოთვლილი დაბინძურების დონეების სხვაობას იძლევა ზღვ-სთან მიმართებაში. 2014 წლის მიხედვით სოფ. ნახიდურის ნიადაგებში Cd-ის შემცველობა 2.34 მგ/კგ-ია, რაც „ზღვ“-ს მიხედვით მცირე დაბინძურებად ითვლება, მაგრამ თუ ამ მონაცემს შევადარებთ Cd-ის Shale value-ს, დაბინძურების დონე უკიდურესად მაღალია.

**Cf - contamination factor** - ნიადაგის დაბინძურების ფაქტორი. 2014 წლის კვლევის შედეგების მიხედვით დაბინძურების ფაქტორის ყველაზე მაღალი ნიშნული დაფიქსირდა სოფელ ნახიდურში, სადაც სპილენძისა და კადმიუმის დაბინძურების ფაქტორები 8-ს (Cu) და 7.8-ს (Cd) გაუტოლდნენ, რაც უკიდურესი დაბინძურების ფარგლებს აღემატება.

სოფელ მწყნეთში სპილენძის დაბინძურების ფაქტორი 4.1-ძლიერი დაბინძურების დონე, ხოლო სოფ. რატევანში 3.3-საშუალო დაბინძურების დონე აღმოჩნდა. კადმიუმის დაბინძურების დონე თითქმის 5-ს გაუტოლდა სოფ. მწყნეთში (4.8), რაც ძალიან ძლიერ დაბინძურებაზე მიუთითებს, ხოლო სოფ. რატევანი კადმიუმით მცირედითაა დაბინძურებული. სოფ. ნახიდურში თუთიის დაბინძურების დონე 3.7-ია, რაც საშუალოდ ან ძლიერ დაბინძურებამდე მერყეობს. გამოკვლეულ სოფლებში მანგანუმის, დარიშხანისა და ტყვიის მცირედი დაბინძურება აღმოჩნდა.

2017 წელს ჩატარებულ კვლევის შედეგებში, 2014 წელთან შედარებით კადმიუმის დონე მნიშვნელოვნადაა გაზრდილი, ყველაზე მეტად კი სოფ. რატევანში, სადაც დაბინძურების ფაქტორის დონე 15.9-ს აღწევს, რაც უკიდურესი დაბინძურების დონეს 10-ით აღემატება. კადმიუმმა უკიდურესი დაბინძურების დონეს გადააჭარბა ასევე სოფ. აკაურთასა და სოფ. ბალიჭში. რაც შეეხება სპილენძით დაბინძურებას სოფ. ნახიდურში, 2014 წელთან შედარებით დაბინძურების ფაქტორის დონემ პირიქით დაიკლო და უკიდურესი დაბინძურებიდან საშუალო დაბინძურებამდე დაიწია. სპილენძით საშუალოდაა დაბინძურებული სოფ. რატევნის, ბალიჭისა და აბულბუქის მთის ტერიტორია. გამოკვლეულ სინჯებში ასევე მანგანუმის მცირედი დაბინძურების დონე აღმოჩნდა, რაც შეეხება თუთიას სოფ. რატევანში და აბულბუქის ტერიტორიაზე უკიდურესად დაბინძურებულ დონეზე მეტია, დანარჩენ სოფლებში კი მცირე, ხოლო სოფ. ბალიჭში კი საშუალო დაბინძურება აღმოჩნდა. კაზრეთში, ბალიჭში და აბულბუქში საშუალოდან ძლიერი დაბინძურების დონემდე მერყეობს ტყვიის შემცველობა ნიადაგებში (ცხრილი 16).

ცხრილი 16. 2014 წლის მონაცემების მიხედვით გამოთვლილი Cf, Igeo და EF.

	Mn			Cu			Zn			As			Cd			Pb		
	Cf	Igeo	EF	Cf	Igeo	EF	Cf	Igeo	EF	Cf	Igeo	EF	Cf	Igeo	EF	Cf	Igeo	EF
სოფლები																		
დამნახი	0.8	-	9.1	0.6	-	7.7	0.7	-	9.0	0.4	-	4.2	0.5	-	5.7	0.5	-	6.1
ბალოქი	0.6	-	9.0	2.2	0.5	33.5	1.0	-	14.7	0.7	-	9.9	0.7	-	10.9	0.9	-	14.0
განთიადი	0.7	-	10.3	0.6	-	9.6	0.9	-	13.9	0.3	-	4.3	0.5	-	8.3	0.5	-	8.2
საყდროსი	0.7	-	15.2	2.0	0.3	44.5	1.3	-	28.9	0.6	-	13.9	0.9	-	20.9	0.8	-	18.9
ქვეში	0.7	-	11.6	0.9	-	15.6	1.2	-	20.4	0.8	-	13.4	1.1	-	19.4	1.1	-	18.6
მეწეი	0.6	-	10.2	4.1	1.4	66.5	2.5	1	39.5	1.0	-	16.3	4.8	1.7	77.3	0.9	-	13.8
ნახიდური	0.8	-	12.0	8.0	2.4	123.5	3.7	1	56.4	0.6	-	8.7	7.8	2.4	120.1	1.0	-	15.1
წულრულამეხი	0.6	-	10.2	0.7	-	12.3	0.6	-	10.0	0.7	-	11.8	0.6	-	9.6	0.8	-	13.7
კაზრეთი	0.5	-	7.7	0.7	-	10.0	0.7	-	9.9	0.7	-	10.1	0.6	-	8.2	0.8	-	11.6
რატევახი	0.7	-	10.0	3.3	1.2	50.3	1.6	0	24.8	0.8	-	11.6	2.1	0.5	31.8	1.0	-	15.2



**Geoaccumulation Index (Igeo)** - 2014 წელს Igeo-ს ყველაზე მაღალი შემცველობა დაფიქსირდა სოფელ ნახიდურში, სადაც სპილენძისა და კადმიუმის დონე იყო 2.4, რაც ძლიერი დაბინძურების დონეზე მიუთითებს. სპილენძისა და კადმიუმის დაბინძურების საშუალო დონე აღმოჩნდა სოფ. მწყნეთსა და რატევანში, ხოლო დანარჩენი ელემენტებისა და სოფლების შემთხვევაში Igeo-ს მონაცემები ნულს ქვემოთაა, რაც იმას ნიშნავს რომ დაბინძურება არ აღინიშნება. 2017 წლის მონაცემების მიხედვით Igeo Cd-ის შემთხვევაში თითქმის ყველგან ძლიერი დაბინძურებაა, ხოლო სოფელ რატევანში კი კადმიუმის Igeo-3.4-ია, რაც ძალიან ძლიერ დაბინძურებაზე მიუთითებს. რაც შეეხება სპილენძს საშუალო დაბინძურების დონე აღმოჩნდა სოფ. ნახიდურში, რატევანში, ბალიჭში და აბულბუქის ტერიტორიაზე. თუთიით ძლიერი დაბინძურების დონეა სოფ. რატევანში და აბულბუქზე, ხოლო სოფელი ბალიჭის ჭალების ტერიტორიაზე თუთიის საშუალო დაბინძურების დონე დაფიქსირდა (ცხრილი 17).

**ცხრილი 17. 2017 წლის მონაცემების მიხედვით გამოთვლილი Cf და Igeo.**

	Cd		Cu		Mn		Zn		Pb	
	CF	Igeo	CF	Igeo	CF	Igeo	CF	Igeo	CF	Igeo
ნახიდური	6.7	2.2	3.4	1.2	0.9	-	1.9	0.4	0.4	-
მწყნეთი	8.8	2.5	2.0	0.5	0.6	-	1.3	-	1.0	-
ფოლადაური	7.3	2.2	0.7	-	0.6	-	0.6	-	0.7	-
ქვემო ბოლნისი	4.9	1.7	0.5	-	0.7	-	0.6	-	0.8	-
რატევანი	15.9	3.4	3.2	1.1	0.6	-	6.5	2.1	0.7	-
მუშევანი	4.9	1.7	1.0	-	0.7	-	0.8	-	1.3	-
აკაურთა	10.7	2.8	0.6	-	0.4	-	0.5	-	1.4	-

გომარეთი	9.8	2.7	0.6	-	0.6	-	0.4	-	1.2	-
განთიადი	6.4	2.1	0.6	-	0.7	-	0.5	-	0.9	-
ვარდისუბანი	5.5	1.8	0.7	-	0.7	-	0.6	-	1.7	0.3
მამიშლო	3.9	1.3	0.6	-	0.5	-	0.6	-	1.8	0.3
პატარა დმანისი	4.0	1.4	0.6	-	0.6	-	0.7	-	2.0	0.4
აბულბუქი	7.5	2.3	3.7	1.3	0.8	-	6.6	2.1	4.0	1.4
ტანძია	8.4	2.5	1.9	0.4	0.7	-	0.6	-	2.9	0.9
დარბაზი	7.2	2.3	0.7	-	0.6	-	0.7	-	3.1	1.1
ფოცხვერიანი	7.4	2.4	1.0	-	0.7	-	0.8	-	3.4	1.2
კაზრეთი	9.2	2.6	1.5	0	0.7	-	0.9	-	4.6	1.6
ბალიჭის- შესავლელთან	9.5	2.6	3.2	1.3	0.7	-	1.0	-	4.3	1.5
ბალიჭი ქალები	10.9	2.9	3.2	1.2	0.8	-	3.2	1.2	4.5	1.6
ბალიჭი შუაუბანი	10.3	2.8	2.4	0.7	0.6	-	2.5	0.7	3.7	1.3
ბალიჭი- ზედაუბანი	4.2	1.5	1.5	0	0.7	-	1.3	-	4.9	1.7

**Enrichment factor (EF)** - 2014 წელს სოფ. ნახიდურის ნიადაგები Cu-ის, Cd-ის და Zn-ის მხრივ უკიდურესად მძიმე ანთროპოგენურ ზემოქმედებას განიცდიან. რატევანში სპილენძის EF უდრის 50.3-ს, მწყნეთში EF-67-ს, რაც უკიდურესად მძიმე ანთროპოგენურ ზემოქმედებაზე მიუთითებს. მწყნეთში ასევე უკიდურესი ანთროპოგენური ზემოქმედების დონეს სცდება კადმიუმის შემცველობა რამდენადაც EF=77.3-ია. სპილენძით, თუთიით და კადმიუმით ძალიან მძიმე ანთროპოგენური ზემოქმედება აღინიშნა ბალიჭში. საყდრისში EF სპილენძისთვის 44.5-ია, ხოლო თუთიისთვის - 28.9. რატევანში EF თუთიისთვის არის 24.8. ყველა ზემოთჩამოთვლილ სოფელში ძლიერი ან უკიდურესად ძლიერი ანთრო-

პოგენური ზემოქმედება ნიშნავს, რომ ამ სოფლების ნიადაგებში ელემენტების მატება ბუნებრივი ფაქტორებით არ არის განპირობებული და რომ დაბინძურება ანთროპოგენური გავლენის შედეგია.

**Ecological risk factor (ER)** ეკოლოგიური რისკის ფაქტორი - 2014 წლის კვლევების მონაცემებზე დაყრდნობით სოფ. ნახიდურის ნიადაგები კადმიუმის დაბინძურების მიხედვით პოტენციურად მაღალი ეკოლოგიური რისკის ქვეშაა, რადგანაც ER კადმიუმისათვის უდრის 234-ს. სოფ. მწყნეთში აღებულ ნიადაგის სინჯში ER ფაქტორის დონე 144.3-ია, რაც საშუალოზე მაღალი ეკოლოგიური რისკის ქვეშ ხვდება, სოფ. რატევის ნიადაგები კადმიუმის დაბინძურების მხრივ საშუალო ეკოლოგიური რისკის ქვეშაა. დანარჩენი სოფლები Mn-ის, Cu-ის, Zn-ის, As-ის, Cd-ისა და Pb-ის დაბინძურების თვალსაზრისით არ იმყოფებიან ეკოლოგიური რისკის ქვეშ.

რაც შეეხება 2017 წლის კვლევის მონაცემებს სოფ. რატევიანი, აკაურთა და ბალიჭი (ჭალების მიმდებარე ტერიტორია) კადმიუმით ნიადაგების დაბინძურების მხრივ ძალიან მაღალი ეკოლოგიური რისკის ქვეშ არიან. 2014 წელთან შედარებით კადმიუმმა საგრძნობლად მოიმატა, შესაძლოა ითქვას რომ ყველა სოფლის ნიადაგებში კადმიუმის შემცველობა ეკოლოგიური რისკის ნორმალურ ფარგლებს სცდება. დანარჩენი ელემენტების შემთხვევაში გამოკვლეულ სოფლებში ეკოლოგიური რისკი დაბალია (ცხრილი 18).

**ცხრილი 18. 2014 წლის მონაცემებზე დაყრდნობით გამოთვლილი ER, RI და PLI.**

	Mn	Cu	Zn	As	Cd	Pb		
	ER						RI	PLI
დმანისი	0.8	3.2	0.7	3.5	14.2	2.5	25.0	0.6
ბალიჭი	0.6	11.2	1.0	6.6	21.9	4.7	46.0	0.9
განთიადი	0.7	3.1	0.9	2.7	15.9	2.6	25.9	0.5
საყდრისი	0.7	9.8	1.3	6.1	27.5	4.1	49.5	1.0
ქვეში	0.7	4.6	1.2	7.8	34.0	5.4	53.8	0.9
მწყნეთი	0.7	20.7	2.5	10.1	144.3	4.3	182.6	1.7
ნახიდური	0.8	40.1	3.7	5.6	234.1	4.9	289.2	2.1
წულრულაშენი	0.6	3.5	0.6	6.8	16.6	4.0	32.2	0.6
კაზრეთი	0.5	3.5	0.7	7.1	17.3	4.1	33.2	0.7
რატევანი	0.7	16.5	1.6	7.6	62.8	5.0	94.3	1.3

**Potential ecological risk (RI)** პოტენციური ეკოლოგიური რისკი - 2014 წლის მონაცემებზე დაყრდნობით სოფ. ნახიდური მაღალი პოტენციური ეკოლოგიური რისკის ქვეში იყო, ხოლო სოფ. მწყნეთი საშუალო ეკოლოგიური რისკის ქვეში.

2017 წლის კვლევების მიხედვით სოფელ რატევანში RI=503-ს უდრის, რაც იმას ნიშნავს, რომ სოფელი ძალიან მაღალი პოტენციური რისკის ქვეშია. 2014 წელთან შედარებით კაზრეთში RI 33.2-დან 307-მდე გაიზარდა, ხოლო ბალიჭში 46-დან 368-მდე. მაღალი რისკის დონე დაფიქსირდა ასევე აკაურთაში, გომარეთში და განთიადში (ცხრილი 19).

**ცხრილი 19. 2017 წლის მონაცემების მიხედვით გამოთვლილი ER, RI და PLI.**

	Cd	Cu	Mn	Zn	Pb		
სოფელი	ER					RI	PLI
ნახიდური	201.5	17.0	0.9	1.9	2.2	223.6	1.8
მწყნეთი	264.1	10.1	0.6	1.3	5.1	281.2	1.7
ფოლადაური	218.5	3.3	0.6	0.6	3.4	226.5	1.1
ქვემო ბოლნისი	148.1	2.7	0.7	0.6	3.8	155.9	1.0
რატევანი	475.8	16.2	0.6	6.5	3.5	502.7	2.7
მუშევანი	146.5	4.8	0.7	0.8	6.4	159.1	1.3
აკაურთა	320.7	2.8	0.4	0.5	7.0	331.4	1.1
გომარეთი	293.2	3.0	0.6	0.4	6.2	303.5	1.1
განთიადი	193.2	3.0	0.7	0.5	4.6	202.0	1.0
ვარდისუბანი	165.5	3.6	0.7	0.6	8.6	179.0	1.3
მამიშლო	118.1	2.9	0.5	0.6	8.8	130.8	1.0
პატარა დმანისი	120.4	2.9	0.6	0.7	9.9	134.4	1.1
აბულბუქი	224.4	18.7	0.8	6.6	20.2	270.7	3.6
ტანძია	252.6	9.5	0.7	0.6	14.5	277.8	1.8
დარბაზი	216.8	3.6	0.6	0.7	15.7	237.4	1.5
ფოცხვერიანი	221.6	5.0	0.7	0.8	17.1	245.2	1.7
კაზრეთი	275.1	7.4	0.7	0.9	22.8	306.8	2.1
ბალიჭის შესას- ვლელთან	284.9	16.2	0.7	1.0	21.7	324.5	2.5
ბალიჭი ჭალები	326.1	15.8	0.8	3.2	22.5	368.4	3.3
ბალიჭი შუაუბანი	307.8	12.1	0.6	2.5	18.3	341.3	2.7
ბალიჭი ზედაუბანი	125.9	7.3	0.7	1.3	24.5	159.7	1.9

**Pollution load Index (PLI)** დაბინძურების საერთო დონე - 2014 წლის მიხედვით დაბინძურება აღმოჩნდა საყდრისში, მწყნეთში, ნახიდურში და რატევანში, ხოლო 2017 წელს ვითარება შეიცვალა და ყველა გამოკვლეულ სოფელში  $PLI > 1$ -ზე, რაც იმას ნიშნავს, რომ დაბინძურება ყველა გამოკვლეულ სოფელში არსებობს (ცხრილი 20).

**ცხრილი 20. ელემენტის საშუალო შემცველობა დედამიწის ქერქში (მგ/კგ) (Turekian, K), Toxic response factor for metals ( $T_r^i$ ) (მგ/კგ).**

	ელემენტების შემცველობა დედამიწის ქერქში	Toxic response factor for metals ( $T_r^i$ )
Pb	20	5
Mn	850	1
Ni	68	5
Cd	0.3	30
Cr	90	2
Zn	95	1
As	13	10
Cu	45	5

## გამოყენებული ლიტერატურა:

1. P. Hooda (2010). Trace Elements in soils, Wiley. book. pp. 1-148.
2. გ. ავქოფაშვილი (2016). ნიადაგების ფიტორემედიაცია, მონოგრაფია. გვ. 1-198.
3. W. Ahmad, U. Najeeb and M.H. Zia (2015). Soil Contamination with Metals: Sources, Types and Implications, Soil Remediation and Plants. Chapter 2. New-York-Paris-Tokyo, Elsevier, pp. 37-61.
4. G. Petruzzelli, F. Pedron, M. Barbafieri, E. Tassi, F. Gorini, I. Rosellini (2012). Enhanced Bioavailable Contaminant Stripping: a Case Study of Hg Contaminated Soil, Chemical Engineering Transaction, ISSN 1974-9791. pp. 211-216.
5. A. Semionov (2018). Minamata Disease-Review, World Journal of Neuroscience, vol. 8, pp. 178-184.
6. M. Nishijo, H. Nakagawa, Y. Suwazono, K. Nogawa, T. Kido (2017). Causes of death in patients with Itai-itai disease suffering from severe chronic cadmium poisoning: a nested case-control analysis of a follow-up study in Japan, BMJ Open, pp. 1-7.
7. T. Leveque, Y. Capowiez, E. Schreck, C. Mazzia, M. Auffan, Y. Foucault, A. Austruy, C. Dumat (2013). Assessing ecotoxicity and uptake of metals and metalloids in relation to two different earthworm species (*Eiseina hortensis* and *Lumbricus terrestris*), Environmental Pollution. pp. 232-241.
8. M. Lukas, Douglas L. Godbold (2011). Soil ecology in northern forests. Cambridge university press. pp. 95-120.

9. გ. ავექოფაშვილი (2018). ტექნოგენურად დაბინძურებული ნიადაგებზე მძიმე ლითონთა ფიტომიგრაცია, დისერტაცია, გვ. 1-124.
10. E. Pintoab, A. Aguiarc & I. Ferreiraa (2014). Influence of Soil Chemistry and Plant Physiology in the Phytoremediation of Cu, Mn, and Zn, *Critical Reviews in Plant Sciences*, ISSN: 0735-2689, pp. 351–373.
11. E. Kruger, T. Arderson, J. Coats (1997). Phytoremediation of soil and water contaminats, American Chemical society, Washington DC. pp. 25-95.
12. I. Brunner, J. Luster, M.S. Günthard, B. Frey (2008). Heavy metal accumulation and phytostabilisation potential of tree fine roots in a contaminated soil. *Environ. Pollut.* 152: pp. 559-568.
13. W. Wenzel (2008). Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils, *Plant Soil*. DOI 10.1007/s11104-008-9686-1. pp. 385-408.
14. Richardson J.B (2021). Comparing Trace Elements (As, Cu, Ni, Pb, and Zn) in Soils and Surface Waters among Montane, Upland Watersheds and Lowland, Urban Watersheds in New England, USA, *xWater*, 13, 59, pp: 1-16.
15. Marques A., Rangel A., Castro P (2009). Remediation of Heavy Metal Contaminated Soils: Phytoremediation as a Potentially Promising Clean-Up Technology, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 39, pp: 622–654.
16. F. M. Mtunzi1, E. D. Dikio, S. J. Moja (2015). Evaluation of Heavy Metal Pollution on Soil in Vanderbijlpark, South Africa, *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis* 3(2), ISSN: 2328-7667. pp. 44-49.



17. ვახუშტი ბატონიშვილი (1941). აღწერა სამეფოსა საქართველოსი, ბერძენიშვილის რედაქცია, თბილისი, გვ-39.
18. ლ. მარუაშვილი (1964). საქართველოს ფიზიკური გეოგრაფია (საქართველოს სსრ ბუნებრივი პირობების ზოგადი დახასიათება და რეგიონული აღწერილობა). თბილისი, საქ. ცოდნა, გვ. 268.
19. მ. ავეკოფაშვილი (2021). მძიმე ლითონებით დაბინძურებული ნიადაგების რემედიაცია, დისერტაცია, გვ. 1-146.
20. T. Hanauer, P. Felix-Henningsen, D. Steffens, B. Kalandadze, L. Navrozashvili, T. Urushadze (2011). In situ stabilization of metals (Cu, Cd, and Zn) in contaminated soils in the region of Bolnisi, Georgia, *Plant Soil* 341, pp.193–208.
21. G. Avkopashvili, M. Avkopashvili, A. Gongadze, R. Gakhokidze (2017). Eco-Monitoing of Georgia's Contaminated Soil and Water with Heavy Metals. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*. 2017, Vol. 12, No. 2, pp. 595-604.
22. B. Kalandaze, T. Hanauer, P. Felix-Henningsen, T. Urushadze, E. Narimanidze, D. Steffens (2009). Mining and Agriculture in the Mashavera valley (SE Georgia) – A land use conflict with severe consequences, *Biolog. Journal of Armenia*, 2 (61). Pp. 10-15.
23. G. Avkopashvili, M. Avkopashvili, R. Gakhokidze (2019). Ecomonitoring of agricultural products in villages adjacent to industrial areas, *Journal of Biological Physics and Chemistry*, vol. 19, pp. 6–10.
24. საქართველოს პარლამენტის გარემოს დაცვისა და ბუნებრივი რესურსების კომიტეტი (2020). ქვემო ქართლის რეგიონში გარემოს დაბინძურების შემსწავლე-

- ლი სამუშაო ჯგუფის 2018-2019 წლების მონიტორინგის ანგარიში. გვ 1-68.
25. ოქრიაშვილი მ (2013). მადნეული. თბილისი.
  26. I. Kavtaradze, G. Avkopashvili, E. Shengelia, L. Gvasalia (2012). Monitoring of heavy metals in soils and plants, Georgian Technical University, Proceedings #3 (485). pp.66-70.
  27. თ. ურუშაძე (1997). საქართველოს ძირითადი ნიადაგები. მეცნიერება, თბილისი. 25-76.
  28. P. Felix-Henningsen, T. Urushadze, D. Steffens, B. Kalandadze, E. Narimanidze (2010). Uptake of heavy metals by food crops from highly-polluted Chernozem-like soils in an irrigation district south of Tbilisi, eastern Georgia, Agronomy Research 8 (1), pp.781–795.
  29. ნ. წიქარიძე, გ. ავქოფაშვილი, ხ. ყაზაიშვილი, მ. ავქოფაშვილი, ა. ღონდაძე, ზ. სამხარაძე (2017). ქვემო ქართლის სამთომოპოვებითი სამრეწველო დაბინძურების ანალიზი მწვანე პოლიტიკის პერსპექტივიდან, მწვანე პოლიტიკის სამეცნიერო პლატფორმა, გვ. 1-91.
  30. Withanachchi, S.S., Kunchulia, I., Ghambashidze, G., Al Sidawi, R., Urushadze, T. and Ploeger, A (2018). Farmers' perception of water quality and risks in the Mashavera River Basin, Georgia: Analyzing the vulnerability of the social-ecological system through community perceptions. Sustainability, 10(9), p.3062.
  31. საქართველოს პარლამენტის გარემოს დაცვისა და ბუნებრივი რესურსების კომიტეტის თავჯდომარის განკარგულება N 7, „ქვემო ქართლის რეგიონში გარემოს დაბინძურების შემსწავლელი სამუშაო ჯგუფის“ შექმნის შესახებ (2018). ქუთაისი.

32. G. Avkopashvili, M. Avkopashvili, A. Gongadze, M. Tsulukidze, E. Shengelia (2017). Determination of Cu, Zn and Cd in Soil, Water and Food Products in the Vicinity of RMG Gold and Copper Mine, Kazreti, Georgia. *Annals of Agrarian Science*. pp. 1-4.
33. Felix-Henningsen P., Urushadze T.F., Narimanidze E.I., Wichmann L., Steffens D., Kalandadze B (2007). Heavy Metal Pollution of Soils and Food Crops due to Mining Wastes in the Mashavera River Valley. *Soil Sciences*.
34. ე. ბაქრაძე, ლ. შავლიაშვილი, გ. კუჭავა (2021). მადნეულის საწარმოს მიერ მდ. კაზრეთულას დაბინძურების თანამედროვე მდგომარეობა, საქართველოს ქიმიური საზოგადოების ჟურნალი, ტომი 1, გვ. 59-64.
35. L. Matchavariani, B. Kalandadze, L. Lagidze, N. Gokheliashvili, N. Paichadze, G. Dvalashvili (2014). Soil quality changes in response to their pollution by heavy metals, Georgia, *journal of Environmental Biology*, Vol 36, pp. 85-90.
36. L. Rodriguez, E. Ruiz, J. Alonso-Azcarate, J. Rincon (2009). Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain, *Journal of Environmental Management* 90, pp.1106–1116.
37. ნიკოლოზ წიქარიძე (2021). კომპანია RMG-სთვის ადმინისტრაციული მიწერილობით დაკისრებული გარემოსდაცვითი ვალდებულებების შესრულების მონიტორინგის II შუალედური ანგარიში, მწვანე პოლიტიკის საზოგადოებრივი პლატფორმა.
38. მდინარე მაშავერას იქთიოფაუნის კვლევა (2020). ველური ბუნება.

39. G. Avkopashvili, A. Gongadze, R. Gaxokidze, M. Avkopashvili (2015). Phytoremediation of contaminated soils, contaminated with heavy metals from gold mine in Georgia. International conference “Applied ecology: Problems. Innovations” Proceedings ICAE- 2015. pp. 154-157.
40. <https://sakdrisiblog.wordpress.com/sakdrisi/>
41. სოფლის მეურნეობისა და გარემოს დაცვის სამინისტროს მიერ კომპანია RMG-ის მიმართ მიწერილობით განსაზღვრული ვალდებულებები (2018).
42. ქვემო ქართლის რეგიონში დაბინძურების შემსწავლელი სამუშაო ჯგუფი.
43. დ. უკლება (1974). აღმოსავლეთ საქართველოს მთიანი მხარეების ლანდშაფტები და ფიზიკურ-გეოგრაფიული რაიონები, თბილისი.
44. Z. Lezhava, K. Tsikarishvili. L. Asanidze (2021). Platform Karst of Georgia. Publishing House Universal. pp. 1-240.
45. Kalandadze B., Matchavariani L. (2019). Soil Pollution. Chapter 8 in book: “The Soils of Georgia”, ISBN 978-3-030-18508-4, Switzerland, Springer, pp. 153-179.
46. გ. ავქოფაშვილი (2020). გარემოს ტყვიით დაბინძურების შეფასება საქართველოში, საქართველოს პარლამენტის გარემოს დაცვის და ბუნებრივი რესურსების კომიტეტის მოკვლევის ანგარიში. საქართველოს პარლამენტი. გვ 1-77.
47. ემილ ავალიანი (2013). ჭიათურის მანგანუმი-ქართული „შავი ოქროს“ ისტორია.
48. ჯორჯიან მანგანუმი. <https://gm.ge/ge/>
49. მწვანე ალტერნატივა (2010). მანგანუმის მოპოვების ზემოქმედების ქვეშ მყოფი მოსახლეობისათვის, სახელმძღვანელო, თბილისი, გვ. 1-29.

50. M. Avkopashvili, A. Gongadze, L. Matchavariani, G. Avkopashvili, I. Avkopashvili (2019). Soil, Water and Air Pollution by Amnganese Industry in the Imereti Region, Georgia. 19th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2019, p. 417-424.
51. T. Urushadze, G. Ghambashidze, W. Blum, A. Mentler (2007). Soil contamination with heavy metals in Imereti region (Georgia), Bulletin of the Georgian National Academy of Sciences, vol 175, pp. 122-130.
52. მწვანე ალტერნატივა (2016). ჭიათურის მანგანუმის გამამდირებელი საწარმო და გარემოსდაცვითი პრობლემები, გვ. 1-10.
53. ა. ოქროსცვარიძე (2014). საქართველოს სამთო-მოპოვებითი მრეწველობის განვითარების დინამიკა და თანამედროვე მდგომარეობა. კავკასიის გარემოსდაცვითი არასამთავრობო ორგანიზაცია, გვ. 1-64.
54. შპს „ჯორჯიან მანგანუმი“ (2019). ზესტაფონის ფეროშენადნობთა ქარხნის მიმდინარე საქმიანობით გამოწვეული გარემოზე ზემოქმედების შემცირების ღონისძიებათა გეგმაგრაფიკი, გვ. 1-9.
55. ნათია გიგაური, ზესტაფონის ინდუსტრიული რაიონის გარემოს ობიექტებში მანგანუმის დიოქსიდით დაბინძურების გამოკვლევა რიცხვითი მოდელირებით.
56. საქართველოს ტურიზმის ეროვნული სააგენტო. [www.georgia.travel](http://www.georgia.travel)
57. თამარ წილოსანი (2017). არსენოპირიტის მადნიდან და მისი გადამუშავების ნარჩენებიდან ელემენტური დარიშხანის და ოქროს კონცენტრატის მიღება ჰიდრომეტალურგიული მეთოდით, ავტორეფერატი, გვ. 1-34.

58. G. Avkopashvili, L. Asanidze, A. Gongadze, M. Avkoopashvili, I. Avkopashvili (2021). Soil Pollution by Arsenic and Lead, in Racha, Samegrelo and Zemo Svaneti, Western Georgia, 21th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2021.
59. ლ.შავლიაშვილი, მ.არაბიძე, ე.ბაქრაძე, გ.კუჭავა, მ.ტაბატაძე (2020). ამბროლაურის მუნიციპალიტეტის ნიდაგებში დარიშხანის შემცველობის ქიმიური კვლევა, სტუ-ს ჰიდრომეტეოროლოგიის ინსტიტუტის სამეცნიერო რეფერირებადი შრომათა კრებული, ტომი 129, გვ 84-89.
60. რისკის შეფასების სამეცნიერო-საკონსულტაციო საბჭო რისკის შეფასების სამსახური (2016). სურსათისმიერი არაორგანული დარიშხანის რისკი საქართველოს მოსახლეობაზე, გვ. 1-15.
61. A. Gongadze, N. Ivanishvili, M. Gogebashvili, I. Osidze, S. Kiparoidze, E. Tulashvili (2021). Distribution of radiocesium among the organs of weeds plants, Radiobiology and Radiation Safety, Vol.1, pp. 22-26.
62. Jürgen H. Gros (2017). Mass Spectrometry, Textbook, Third Edition, Springer. Pp. 1-986.
63. E. Byrnes (2009). Field sampling methods for remedial investigations, CRC press Taylor & Francis Group. pp. 102-150.
64. გარემოს ხარისხობრივი მდგომარეობის ნორმების დამტკიცების შესახებ (2001). საქართველოს შრომის, ჯანმრთელობისა და სოციალური დაცვის მინისტრის ბრძანება N297/ნ, თბილისი.
65. ნ. ფოფორაძე, მინერალოგიის მოკლე განმარტებითი ლექსიკონი, საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტი, გვ. 1-81.

66. B. Alloway (1995). Heavy metals in soils. 2nd ed., Blackie Acad, London.
67. A. Kabata-Pendias, A. Mukherjee (2007). Trace Elements from Soil to Human, Springer, pp. 1-561.
68. J. Gartrell (1981). Distribution and correction of copper deficiency in crop and pastures. Copper in soils and plants. Acad Press, Sydney, pp 313–349.
69. O. Kikkila (2002). Remediation through mulching with organic matter of soil polluted by a copper-nickel smelter. Ph.D Thesis, University of Helsinki, Helsinki.
70. S.V. Verkade (2003). Dietary zinc reduces uptake but not metallothionein binding and elimination of cadmium in the springtail, *Orchesella cincta*; Environ. Toxicol. Chem. 22, pp. 1167-1171.
71. G.li. Liao, D.x. Liao, Q.m. LI. (2008). Heavy metals contamination characteristics in soil of different mining activity zones, Transaction Nonferrous Metals Society of China 18, pp. 207-211.
72. M. Imperatoa, P. Adamob, D. Naimoa, M. Arienzob, D. Stanzionea, P. Violanteb (2003). Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy), Environmental Pollution 124, pp. 247–256.
73. El-Hassanin AS, Labib TM, Dobal AT (1993). Potential Pb, Cd, Zn and B contamination of sandy soils after different irrigation periods with sewage effluent. Water Air Soil Pollut. vol. 66, pp. 239–249
74. A. Schroeder, J, Balassa (1963). Cadmium: uptake by vegetables from superphosphate in soil; Science, 140, pp. 819-820.
75. McBride M, Sauvř S, Hendershot W (1997). Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. Eur J Soil Sci. vol. 48, pp.337–346.

76. Avkopashvili G., Gongadze A., Gaxokidze R., Avkopashvili M. (2015). Phytoremediation of contaminated soils, contaminated with heavy metals from gold mine in Georgia. International conference “Applied ecology: Problems. Innovations” Proceedings ICAE- 2015. p. 154-157.
77. G. Avkopashvili (2020). Phytoremediation of Contaminated Soil by *Amaranthus Viridis* in Bolnisi, Georgia, International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM, vol. 20, issue 3. pp. 501-506.
78. R. Fairbridge (1972). The encyclopedia of geochemistry and environmental sciences. Van Nostrand Reinhold Company, New York.
79. B. Alloway, E. Steinhilber (1999). Anthropogenic addition of cadmium in soils. Cadmium in soils and plants. Kluwer Acad Publ, London, pp 97–123.
80. S. YU and R.P. LANNON (2010). Uptake kinetics and subcellular compartmentalization of cadmium in acclimated and unacclimated earthworms (*Eisenia Andrei*), Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 29, No. 7, pp. 1568–1574.
81. C.O. Hong, D.K. Lee, D.Y. Chung, P.J. Kim (2007). Liming Effects on Cadmium Stabilization in Upland Soil Affected by Gold Mining Activity. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, vol. 52, pp.496–502.
82. A. Kabata-Pendias, S. Dudka (1991). Baseline data for cadmium and lead in soils and some cereals of Poland. Water Air Soil Pollut 57–58:723–731.
83. J. Gerth, G. Brummer, K. Tiller (1993). Retention of Ni, Zn, and Cd by Si-associated goethite. Pflanzernähr Bodenk 156:123–129.



84. T. Lebeau, D. Bagot, K. Jiziquel, B. Fabre (2002). Cadmium biosorption by free and immobilized microorganisms cultivated in a liquid soil extract medium: effects of Cd, pH and techniques of culture. *Sci Total Environ* 291:73–83.
85. M. McLaughlin, K. Tillee, A. Hamblin (1995). Managing Cd concentration of agricultural land. OECD Workshop, Saltsjöbaden, pp 16–20.
86. M. Taylor, H. Percival (2001). Cadmium in soil solutions from a transect of soils away from a fertilizer bin. *Environ Pollut*, vol. 113, pp. 35–40.
87. A. Wiszniewska, E. Hanus-Fajerska, E. Muszyńska, K. Ciarkowska (2016). Natural Organic Amendments for Improved Phytoremediation of Polluted Soils: A Review of Recent Progress. *Pedosphere*, 26(1), 1-12.
88. B.M. Zadeh, G.R. Savaghebi-Firozabadi, H.A. Alikhani and H. M. Hosseini (2008). Effect of Sunflower and Amaranthus Culture and Application of Inoculants on Phytoremediation of the Soils Contaminated with Cadmium, *American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci.*, vol. 4 (1). pp. 93-103.
89. Hester and Harrison (2001). Assessment and reclamation of contaminated land, Royal society of chemistry. pp. 45-85.
90. <https://nea.gov.ge/Ge/Services/19?year=2017&month=1>
91. სურსათში ტყვიასთან ასოცირებული რისკის შეფასების ანგარიში (2018). სოფლის მეურნეობის სამეცნიერო კვლევითი ცენტრი, გვ 47.
92. D. Settle, C. Patterson (1980). "Lead in albacore: guide to lead pollution in Americans", *Science*, **207** (4436): 1167–76.

93. ტყვის ექსპოზიციის შეფასების შედეგები საქართველოში (2019). *Pure Earth*, გვ 19.
94. C.G. Lee, H. Taek Chon, M.Ch. Jung (2001). Heavy metal contamination in the vicinity of the Daduk Au–Ag–Pb–Zn mine in Korea, *Applied Geochemistry*, vol. 16, pp.1377–1386.
95. N. Wanat, E. Joussein, M. Soubrand, J. F. Lenain (2014). Arsenic (As), antimony (Sb), and lead (Pb) availability from Au-mine Technosols: a case study of transfer to natural vegetation cover in temperate climates, *Environ Geochem Health*, vol.36, pp.783–795.
96. A.P. Duarte, V. F. Melo, G.G. Brown & V. Pauletti (2014). Earthworm (*Pontoscolex corethrurus*) survival and impacts on properties of soils from a lead mining site in Southern Brazil, *Biol Fertil Soils*, vol. 50. pp.851–860.
97. D. Nordstrom, (2000), An overview of arsenic mass-poisoning in Bangladesh, and West Bengal, India. In: Young C (ed) *Minor elements 2000: Arsenic, Antimony, Selenium, Tellurium and Bismuth*. Soc Mining Metallurgy and Exploration, pp 21–30.
98. A. Welch, M. Lico, (1998), Factors controlling As and U in shallow groundwater, southern Carson Desert, Nevada. *Appl Geochem* 13:521–539.
99. A. Sracek, P. Bhattacharya, G. Jacks, J. Gustafsson (2001). Mobility of arsenic and geochemical modelling in groundwater environment. In: Jacks G, Bhattacharya P, Khan AA (eds) *Groundwater arsenic contamination in the Bengal Delta Plain of Bangladesh*. KTH-Dhaka Seminar, University of Dhaka, Bangladesh, KTH Special Publ, TRITA-AMI Report 3084, pp 9–20.

100. R. Zevenhoven, A. Mukherjee, P. Bhattacharya (2006). Arsenic flows in the environment of the European Union: A synoptic review In: Bhattacharya P, Mukherjee AB., Zevenhoven R, Loepper RH (eds) Arsenic in soil and groundwater: biogeochemical interactions. Elsevier Book Series.
101. K. Kalbitz, R. Wennrich (1990). Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter. *The Science of the Total Environment* 209, pp. 27-39.
102. J. Beth, C. Poschenrieder, M. Llugany, J. Barcelo, P. Tumea, F.J. Tobias, J.L. Barranzuela, E.R. Vasque. (1997). Arsenic and heavy metal contamination of soil and vegetation around a copper mine in Northern Peru. *The Science of the Total Environment* 203, pp. 83-91.
103. M.A. Rahman, H. Hasegawa (2011). Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes, *Chemosphere*, Elsevier 83, pp. 633-646.
104. K. Brandt, A. Moller, M. Pallauf (2004). Influence of manganese deficiency on manganese enzyme activity and gene expression in growing rats. 22 Workshop, Macro and Trace Elements, Jena, 2, pp 1296-1302.
105. Chukwuma SC (1995). Evaluating baseline data for copper, manganese, nickel and zinc in rice, yam, cassava and guinea grass from cultivated soils in Nigeria. *Agric Ecosyst Environ* 53:47-61

106. S. Goldberg, K. Smith (1984). Soil manganese: E values, distribution of manganese-54 among soil fractions, and effects of drying. *Soil Sci Soc Am J* 48:559–564.
107. ვ. ლარხერი (2006). მცენარეთა ეკოლოგია. თბილისი, 16-150 გვ.
108. G. Chibuike and S. Obiora (2014). Heavy Metal Polluted Soils: Effect on Plants and Bioremediation Methods, *Applied and Environmental Soil Science*, Volume 2014, Article ID 752708, p 12.